

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



**Vplyv štruktúry horských smrekových pralesov
Západných Karpát na vtáacie spoločenstvá (Aves) ako
podklad pre prírodu blízke hospodárenie**

Bakalárska práca

Autor: Branislav Labuda

Vedúci práce: Ing. Martin Mikoláš, Ph.D

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Branislav Labuda

Lesnictví
Lesnictví

Název práce

Vliv struktury horských smrkových pralesů Západních Karpat na ptačí společenstva jako podklad pro přírodě blízké hospodaření

Název anglicky

Effect of primary spruce forest structure on bird communities in Western Carpathians as a basis for close-to-nature forest management

Cíle práce

Cílem práce je shrnout znalosti o vlivu lesnického managementu na společenstva ptáků v horských smrkových lesích. Druhým cílem práce bude analýza strukturálních parametrů lesa ve vztahu k ptačím společenstvům přirozených horských smrčín Západních Karpat.

Metodika

První cíl práce bude splněn na základě rozboru literatury (literární rešerše) – bude použita zejména aktuální domácí a zahraniční vědecká literatura. V rámci druhého cíle budou využita strukturální data z trvalých výzkumných ploch Katedry ekologie lesa z horských smrčín Západních Karpat. Úkolem studenta bude měření struktury a sledování výskytu ptáků na trvalých výzkumných plochách a poté analýza získaných dat a vyhodnocení strukturálních parametrů lesa ve vztahu k ptačím společenstvům.

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

přirozené horské smrčiny, struktura lesa, ekologické lesnictví, management lesa

Doporučené zdroje informací

- Baláž, M., Kocian, L. (2015). Bird assemblages of natural and managed spruce forests of the Západné Tatry Mts.: effect of altitude and forest management. *Sylvia* 51, 45-62.
- Brawn, J.D., Robinson, S.K., Thompson, F.R. (2001). The Role of Disturbance in the Ecology and Conservation of Birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 251-276.
- Cadieux, P., & Drapeau, P. (2017). Are old boreal forests a safe bet for the conservation of the avifauna associated with decayed wood in eastern Canada?. *Forest ecology and management*, 385, 127-139.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., & Kočvara, R. (2017). Spatial distribution of bird communities in small forest fragments in central Europe in relation to distance to the forest edge, fragment size and type of forest. *Forest Ecology and Management*, 401, 255-263.
- Lindbladh, M., Lindström, Å., Hedwall, P. O., & Felton, A. (2017). Avian diversity in Norway spruce production forests—How variation in structure and composition reveals pathways for improving habitat quality. *Forest ecology and management*, 397, 48-56.
- Martin, C. A., & Proulx, R. (2016). Habitat geometry, a step toward general bird community assembly rules in mature forests. *Forest Ecology and Management*, 361, 163-169.
- Mikoláš, M., Svitok, M., Bollmann, K., Reif, J., Bače, R., Janda, P., Trotsiuk, V., Čada, V., Vitkova, L., Teodosiu, M., Coppes, J., Schurman, J.S., Morrissey, R.C., Mrhalova, H. & Svoboda, M. (2017). Mixed-severity natural disturbances promote the occurrence of an endangered umbrella species in primary forests. *Forest Ecology and Management*, 405, 210-218.
- Moning, C., & Müller, J. (2008). Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest ecology and Management*, 256, 1198-1208.
- Saniga, M., Saniga, M., (2004). Influence of forest stand structure on the occurrence of bird community in Skalná Alpa National Nature Reserve in the Veľká Fatra Mts. (West Carpathians). *Journal of Forest Science* 50, 219-234.
- Wesołowski, T., Tomiałojć, L., Mitrus, C., Rowiński, P., & Czeszczewik, D. (2002). The breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. *Acta ornithologica*, 37, 27-45.

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Martin Mikoláš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Konzultant

Mgr. Ondrej Kameniar

Elektronicky schváleno dne 29. 11. 2018

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 9. 2. 2019

prof. Ing. Marek Turčáni, PhD.

Děkan

V Praze dne 10. 06. 2020

Čestné prehlásenie

Prehlasujem, že som bakalársku prácu na tému Vplyv štruktúry lesa na vtáčie spoločenstvá (*Aves*) v horských smrekových pralesoch Západných Karpát ako podklad pre prírode blízke hospodárenie vypracoval samostatne pod vedením Ing. Martina Mikoláša, Ph.D. a použil len pramene, ktoré uvádzam v zozname použitých zdrojov. Som si vedomý, že zverejnením bakalárskej práce súhlasím s jej zverejnením podľa zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platnom znení, a to bez ohľadu na výsledok jej obhajoby.

V..... dňa.....

Podpis autora

Podakovanie

Rád by som touto cestou poďakoval Ing. Martinovi Mikolášovi, Ph.D, za odborné vedenie, cenné rady a pomoc pri vyhotovení práce. Taktiež by som mu rád poďakoval za trpezlivosť a priateľský prístup.

Ďalej by som rád poďakoval Ing. Ondrejovi Kameniarovi, za poskytnutie údajov, pomoc a sprevádzanie pri ich zbieraní a tiež zasvätenie do sveta Slovenských pralesov, priateľské rady a konzultácie, úprimnosť, trpezlivosť a ochotnú pomoc pri tvorbe metodiky a samotnej práce.

V neposlednom rade by som rád poďakoval Ing. Jánovi Pavlíkovi, Ph.D, za jeho ochotu vysvetľovať, pomáhať a radiť v každom ohľade.

Vplyv štruktúry horských smrekových pralesov Západných Karpát na vtáacie spoločnosti (Aves) ako podklad pre prírodu blízke hospodárenie

Abstrakt

Pralesy sú ideálnym prostredím pre výskum prírodnej dynamiky a štruktúry lesa, ako podklad pre prírodu blízke hospodárenie a manažment lesov. Pralesy taktiež poskytujú prirodzené refúgiá pre množstvo ohrozených vtáčích druhov, ktoré sú často indikátormi zachovalého lesného prostredia. Detailné poznatky vplyvu štruktúry pralesov na výskyt vtáčích druhov sú preto dobrým základom pre manažment lesov s cieľom zachovať alebo zvyšovať biodiverzitu. Cieľom práce bolo analyzovať vzťah medzi štruktúrou pralesov a výskytom vybraných vtáčích druhov, ktoré reprezentujú rôzne ekologické niky v ekosystéme horských lesov. Za týmto účelom bolo založených 57 trvalých výskumných plôch v 10 smrekových pralesoch v Západných Karpatoch. Na výskumných plochách boli zozbierané premenné o štruktúre lesa a výskyte hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*), jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*), d'atľa trojprstého (*Picoides trydactylus*) a kuvička vrabčieho (*Glaucidium passerinum*). Preferencie jednotlivých druhov sa značne líšili. Plochy s rôznymi štádiami zmladenia preferoval hlavne kuvičok vrabčí a jariabok hôrny, rovnako ako vyžadovali prítomnosť veľkých habitatových stromov. Hlucháň vyhľadával len určité štádiá zmladenia indukujúce porastové medzery a rozpadnuté porasty. Ďateľ trojprstý sa vyhýbal plochám so všetkými štádiami zmladenia. Všetky druhy boli viazané na staré porasty a okrem hlucháňa všetky vyžadovali prítomnosť dostatočného počtu habitatových stromov veľkých rozmerov. Heterogénna štruktúra pralesov poskytuje prirodzené refúgiá pre množstvo ohrozených a vzácných vtáčích druhov. Pre manažment lesov s cieľom ochrany vzácných druhov vtáctva doporučujeme ochranu pralesov a prírodných lesov a zvyšovanie heterogenity štruktúry, veku, početnosti habitatových stromov a zníženie korunového zápoja v hospodárskych lesoch.

Kľúčové slová: disturbancie, štruktúra lesa, kuvičok vrabčí, hlucháň hôrny, jariabok hôrny, d'ateľ trojprstý, horské smrekové lesy, prírodné lesy, Západné Karpaty, manažment lesa

Effect of primary spruce forest structure on bird communities (Aves) in Western Carpathians as a basis for close-to-nature forest management

Abstract

Primary forests create ideal environment for the research of dynamics and structure of the forests as a basis for the forest management. Primary forests also provide refugia for a number of endangered bird species which often indicate well preserved forest environment. Detailed knowledge of the influence of primary forest structure on the abundance of bird species is therefore a good way for forest management with the main aim of preserving or increasing biodiversity. The main aim of the thesis is to analyse the relation between the primary forest structure and the abundance of certain bird species which represent different ecological niches in the mountain forest ecosystem. We used 57 permanent plots for this purpose, which are located in 10 mountain spruce primary forests in Western Carpathians. There we have collected variables of forest structure and presence of capercaillie (*Tetrao urogallus*), hazel grouse (*Tetrastes bonasia*), three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*) and pygmy owl (*Glaucidium passerinum*). Preferences of different species differ considerably. The areas with different stages of regeneration were mostly preferred by pygmy owl and hazel grouse. They also needed the presence of huge habitat trees. Capercaillie only searched for certain stages of regeneration which indicate forest gaps and forest stands in disintegration phase. Three-toed woodpecker avoids plots which include all stages of regeneration. All species are linked with old forests and except capercaillie all of them require sufficient number of habitat huge trees. Heterogeneous structure of primary forests offers natural refugia for a number of endangered and rare bird species. In order to protect rare bird species and manage the forests well, we recommend to protect primary forests and increase heterogeneity of the structure, age, and the number of habitat trees and decrease canopy in agricultural forests.

Key words: disturbances, forest structure, pygmy owl, capercaillie, hazel grouse, three-toed woodpecker, mountain spruce forests, primary forests, Western Carpathians, forest management

Obsah

| | |
|--|----|
| 1. Úvod | 14 |
| 2. Ciele práce | 15 |
| 3. Horské lesy a pralesy | 16 |
| 4. Horské smrekové lesy | 18 |
| 4.1. Dynamika smrekových pralesov | 19 |
| 5. Vplyv štruktúry porastu a prírodných disturbancií na vtáčie spoločenstvá | 21 |
| 6. Vplyv lesného hospodárenia na vtáčie spoločenstvá | 27 |
| 6.1. Fragmentácia biotopov | 28 |
| 7. Prírode blízke hospodárenie | 30 |
| 7.1. Limitujúce faktory | 34 |
| 7.2. Zhrnutie poznatkov | 35 |
| 8. Metodika | 37 |
| 8.1. Študijné oblasti | 37 |
| 8.1.1. Popis študijných oblastí podľa orografických celkov podľa Jasík & Polák (2011) | 37 |
| 8.1.1.1. Ďumbierske Nízke Tatry – Ďumbier | 37 |
| 8.1.1.2. Ďumbierske Nízke Tatry – Bystrá | 38 |
| 8.1.1.3. Belianske Tatry | 39 |
| 8.1.1.4. Vysoké Tatry – Kôprová dolina | 40 |
| 8.1.1.5. Západne Tatry – Tichá dolina | 41 |
| 8.1.1.6. Oravské Beskydy – Pilsko | 42 |
| 8.1.1.7. Poľana | 43 |
| 8.1.1.8. Veľká Fatra – Jánošíkova kolkáreň | 44 |

| | |
|---|----|
| 8.1.1.9. Veľká Fatra – Smrekovica | 45 |
| 8.2. Údaje o štruktúre | 47 |
| 8.3. Veková štruktúra | 48 |
| 8.4. Zhromažďovanie údajov o vtáctve | 49 |
| 8.5. Vyhodnocovanie údajov | 49 |
| 9. Výsledky | 51 |
| 9.1. Porovnanie plôch s výskytom a s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>) | 51 |
| 9.1.1 Stromová vrstva a stanovištné podmienky | 53 |
| 9.1.2. Mŕtve drevo..... | 58 |
| 9.2. Porovnanie plôch s výskytom a s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>) | 60 |
| 9.2.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky | 62 |
| 9.2.2. Mŕtve drevo | 67 |
| 9.3. Porovnanie plôch s výskytom a s absenciou jariavka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>) | 69 |
| 9.3.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky | 71 |
| 9.3.2. Mŕtve drevo | 76 |
| 9.4. Porovnanie plôch s výskytom a s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetraou urogallus</i>) | 78 |
| 9.4.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky | 80 |
| 9.4.2. Mŕtve drevo | 85 |
| 10. Diskusia | 88 |
| 11. Záver | 90 |
| 12. Zoznam literatúry a použitých zdrojov | 91 |

Zoznam grafov

| | |
|---|-----------|
| Graf č.1: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 53 |
| Graf č.2: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 54 |
| Graf č.3: Porovnanie počtu mikrobiotopov na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 54 |
| Graf č.4: Porovnanie stredného veku na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 55 |
| Graf č.5: Porovnanie stupňa uvoľnenia porastového zápoja na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 55 |
| Graf č.6: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 56 |
| Graf č.7: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 56 |
| Graf č.8: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 57 |
| Graf č.9: Porovnanie počtu kusov zmladenia vyššieho ako 250 cm s priemerom do 100mm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 57 |
| Graf č.10: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 58 |
| Graf č.11: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 59 |
| Graf č.12: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou kuvička vrabčieho (<i>Glaucidum passerinum</i>). | 59 |
| Graf č.13: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 62 |
| Graf č.14: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 63 |
| Graf č.15: Porovnanie nadmorskej výšky plôch s výskytom a plôch s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 63 |

| | |
|--|-----------|
| Graf č.16: Porovnanie počtu mikrobiotopov na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 64 |
| Graf č.17: Porovnanie stredného veku porastu na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 64 |
| Graf č.18: Porovnanie stupňa uvoľnenia korunového zápoja na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 65 |
| Graf č.19: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 65 |
| Graf č.20: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 66 |
| Graf č.21: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 66 |
| Graf č.22: Porovnanie počtu kusov zmladenia vyššieho ako 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 67 |
| Graf č.23: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 68 |
| Graf č.24: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 68 |
| Graf č.25: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (<i>Picoides tridactylus</i>). | 69 |
| Graf č.26: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 72 |
| Graf č.27: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 72 |
| Graf č.28: Porovnanie počtu mikrohabitatov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 73 |
| Graf č.29: Porovnanie počtu mikrohabitatov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 73 |
| Graf č.30: Porovnanie stredného veku porastu na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 74 |
| Graf č.31: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 74 |
| Graf č.32: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 75 |

| | |
|--|-----------|
| Graf č.33: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 75 |
| Graf č.34: Porovnanie počtu kusov zmladenia vyšších ako 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 76 |
| Graf č.35: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 77 |
| Graf č.36: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 77 |
| Graf č.37: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (<i>Tetrastes bonasia</i>). | 78 |
| Graf č.38: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 81 |
| Graf č.39: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 81 |
| Graf č.40: Porovnanie počtu mikrohabitatov na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 82 |
| Graf č.41: Porovnanie stredného veku porastu na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 82 |
| Graf č.42: Porovnanie stupňa uvoľnenia zápoja na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 83 |
| Graf č.43: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 83 |
| Graf č.44: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 84 |
| Graf č.45: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 84 |
| Graf č.46: Porovnanie počtu kusov zmladenia nad 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 85 |
| Graf č.47: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 86 |
| Graf č.48: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 86 |
| Graf č.49 Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (<i>Tetrao urogallus</i>). | 87 |

Zoznam tabuliek

| | |
|--|-----------|
| Tabuľka č.1: Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou kuvička (červená farba), so skusnými plochami s jeho výskytom (čierna farba). | 51 |
| Tabuľka č.2 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou d'atľa trojprstého (červená farba), so skusnými plochami s výskytom druhu (čierna farba). | 60 |
| Tabuľka č.3 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou jariabka (červená farba), so skusnými plochami s výskytom druhu (čierna farba). | 69 |
| Tabuľka č.4 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou hlucháňa (červená farba), so skusnými plochami s výskytom druhu (čierna farba). | 78 |

1. Úvod

Horské smrekové pralesy Západných karpát predstavujú jeden z najvýznamnejších ekosystémov s unikátnou štruktúrou a kompozíciou riadenou prírodnými disturbanciami, ktorých ochrane je treba, s ohľadom na ich nie len ekologický prínos pre spoločnosť, ale aj životné prostredie ako také, venovať zvýšenú pozornosť. Ich funkcia nespočíva iba v produkcii kyslíka, ochladzovania ovzdušia, zabezpečovania vodného režimu v krajine a ochrany pred eróziou, ale sú aj dôležitými zásobárňami biodiverzity a prirodzeným prostredím pre mnohé ohrozené druhy lesných špecialistov.

Tieto druhy sú často indikátormi tých najzachovalejších a najcennejších biotopov. Medzi druhy úzko viazané na biotop horských smrekových pralesov patria aj hlucháň hôrny (*Tetrao urogallus*), obľubujúci rozsiahle prepojené komplexy starých rozpadajúcich sa lesov a d'ateľ trojprstý (*Picoides tridactylus*), ktoré sú tradične považované za dáždnikové druhy pre pridružené ekologické komunity. Patrí sem aj jariabok hôrny (*Tetrastes bonasia*), viazaný na ranno-sukcesné štádiá pralesov s výskytom bobuľovína ktorvitej etáže a kuvičok vrabčí (*Glaucidum passerinum*), ktorý je najmenším vtáčiím predátorom v horských lesoch Európy.

A nakoľko sú tieto druhy indikátormi pre biotopy s odlišnými štruktúrnymi parametrami a predstaviteľmi rôznych ekologických ník predstavuje pre nás ich prirodzené životné prostredie vhodné referenčné územie vyhodnocovanie hospodárskych opatrení, ktoré môžu podporovať širšiu škálu biodiverzity v horských lesoch.

2. Ciele práce

Cieľom práce je zhrnúť poznatky o vplyve lesníckeho manažmentu na spoločenstvá vtákov (Aves) v horských smrekových lesoch.

Druhým cieľom práce bude analýza štrukturálnych parametrov lesa vo vzťahu k vtáčím spoločenstvám v prirodzených horských smrečinách v Západných Karpát.

3. Horské lesy a pralesy

Les je vrcholným, najorganizovanejším a najzložitejším článkom vývoja rastlinných spoločenstiev na našej Zemi a ktorý, za predpokladu zachovania klimatických a stanovištných podmienok, je schopný sa ako jediná plošná vegetačná formácia sám a trvale udržať iba vlastnými vnútornými procesmi a silami (Korpeľ 1989). Lesy sú v podmienkach strednej Európy z veľkej časti prirodzeným prostredím (Križová 2011) a zabezpečujú významné spektrum funkcií, ako ochrana pôdy pred eróziou, zabezpečujú regulácie vodného režimu, produkciu dreva a biomasy, viažu uhlík a produkujú kyslík a zároveň sú dôležitou zásobárňou biodiverzity (FAO 2016). Pre efektívne a spoľahlivé spoznávanie a výskum je však dobré zamerať sa na tie antropogénne najmenej narušené prírodné lesy a vlastnosti ich jednotlivých zložiek, ktorých štruktúra je podmienená prírodnými procesmi. Detailné poznatky ekologických procesov a vývinu prostredia druhov prirodzených lesov sú základom pre hospodárenie a ochranu biodiverzity no tie sú stále nedostatočné aj napriek globálnej expanzii tohto prístupu ako nástroja ochrany lesa (Mikoláš *et al.*, 2017).

Korpeľ (1989) a Jasík & Polák (2011) však hovoria, že o pralesi ako forme prírodného lesa, v jeho antropogénneho vplyvu úplne uchránenej forme, sa v oblastiach so stáročným historickým vplyvom človeka nedá hovoriť. A o človekom priamo nedotknutom prírodnom lese môžeme hovoriť len v oblastiach rozsiahlych a neprístupných boreálnych lesov na Sibíri alebo v Kanade, v menšej miere pri tropických dažďových pralesoch. Kým ostatné formácie sú v podstate umelé s prevahou kultúrnych rastlín, lesy, vrátane kosodreviny, zväčša tvoria pôvodné voľne divoko rastúce dreviny. Na tento základný charakter našich lesov sa musí prihliadať pri všetkých hospodárskych a tzv. funkčných (účelových) zámeroch. Prales poskytuje návod na to, ako zvyšovať odolnosť a zabezpečovať trvalosť existencie lesa pri jeho optimálnej užitočnosti pre spoločnosť (Korpeľ 1989; Vorčák *et al.*, 2006).

Na základe výskumu viacerých autorov by sme teda ľahko mohli prísť k záveru, že žiadne pralesy – resp. ekosystémy bez priameho alebo nepriameho vplyvu človeka neexistujú, či už z hľadiska historického alebo súčasného (Jasík & Polák 2011). V súčasnosti preto pracujeme s ďalšími termínmi zo širšieho hľadiska definujúcimi ďalšie „typy pralesov“, rozlišujúcimi ich na základe úrovne a spôsobu narušenia. Korpeľ

(1989) a Križová (2011), hlbšie rozoberajúci túto tematiku hovoria (medzi inými) o pojmoch ako prírodný les a prirodzený les. A tak isto ako podľa FAO (Food and Agricultural Organisation, 2015), sú prírodné lesy ekosystémy prirodzene sa obnovujúce klimaxovými druhmi bez viditeľných indikátorov ľudskej činnosti a ktorých ekologické procesy nie sú viditeľne narušené. V zahraničnej literatúre sa môžeme stretnúť s pojmami ako, „primary forests“ alebo „old-growth forests“ používaným najčastejšie v Severnej Amerike, za ktoré je považovaný horizontálne mozaikovo členený klimaxový les s prítomnosťou biologického dedičstva v podobe mŕtveho dreva. Pod názvom „ancient woodland“ je vo Veľkej Británii označovaný porast vzniknutý pred r. 1600, a ten je z hľadiska pôvodnosti považovaný za rovnocenný ekvivalent dažďových pralesov. Ďalej poznáme pojmy ako „natural forest“, „primeval forest“, „virgin forest“ a i. (Križová 2011).

V podmienkach Slovenska už vzhľadom na hustotu osídlenia, rozsiahlu a intenzívnu hospodársku činnosť, nakoľko boli lesy buď výrazne zmenené, alebo úplne zničené už v historických dobách, a ďalej aj s ohľadom na nepriamy vplyv človeka v globálnej mierke v súčasnej dobe (napr. kyslé dažde a emisie), primárne lesy zrejme nenájdeme. No vďaka relatívnej nedostupnosti vo výrazne výškovo členitých pohoriach a ich oneskorenému osídľovaniu, sa zachovali niektoré časti s prírodných lesov s charakterom pralesa v takmer neporušenom stave, hoci ani tu vplyv človeka nemožno úplne vylúčiť. Pre monitoring týchto lesov v podmienkach Slovenska, bola vytvorená nová definícia pralesa, podľa ktorej ide o relatívne nedotknutý prírodný les (znaky po bývalej ľudskej činnosti nie sú evidované, alebo sú ťažko identifikovateľné a málo evidentné) s klimaxovým (pôvodným) drevinovým zložením, s výskytom typických druhov ekosystému, zachovalou prirodzenou vekovou, vertikálnou, horizontálnou a priestorovou štruktúrou, s primeranou prítomnosťou mŕtveho dreva (stojaceho a ležiaceho) v rôznych štádiách rozkladu a s prítomnosťou jedincov drevín, ktorých vek sa blíži fyzickému veku. Za súčasť pralesa sa považuje aj sukcesné štádium lesného ekosystému (tzv. prípravný les), ktoré vzniklo prirodzeným spôsobom (bez vplyvu človeka) po prírodných disturbanciách na ploche pralesa (do ktorého nebolo zasahované a je predpoklad, že bude ponechaný na prirodzený vývoj) (Križová 2011).

Napriek všeobecnému poznatku o dôležitosti pralesov dnes už v Európskych podmienkach zaberajú zo zalesnenej plochy menej ako 2% a na Slovensku je to necelé 1% (Polák & Burkovský 2011). Situované sú hlavne v severských boreálnych oblastiach

Fínska a Európskej časti Ruska, kde sa dnes nachádza cca 13 miliónov hektárov pralesov, a potom v Karpatoch, kde sa odhaduje približne 300 000 hektárov pralesov s ťažiskom v Rumunsku, Bulharsku a na Ukrajine (Polák & Burkovský 2011).

V histórii vývoja lesov a ľudskej spoločnosti sa význam pralesa sa vzťah človeka k nemu menil. V našej oblasti, na území dnešného Slovenska sa prales za necelé tisícročie zmenil z nežiadúcej civilizačnej prekážky na najväčšiu lesnícku, prírodnú, krajínovotnú a kultúrnu vzácnosť (Korpeľ 1989). Nanešťastie, v dnešnej dobe sú tieto lokality decimované na úkor požiadaviek spoločnosti, nakoľko ich ochrana nie je adekvátne ich rarite a významu pre ňu. A teda jednou z prvých vecí vedúcich k ich zachovaniu je logicky zastavenie ich deštrukcie a je potrebné vytvoriť funkčné chránené územia s dostatočne veľkými bezzásahovými územiami, ako rezervoármi pre obnovu a rozšírenie týchto spoločenstiev (Mikoláš *et al.* 2017). No ich udržateľnosť a stabilita nie je závislá iba od exogénnych činiteľov, antropogénnych, či prírodných, no aj genetickým základom a štruktúrou a usporiadaním prvkov tvoriacich ekosystém – diverzitou, nakoľko sú stresovým faktorom vystavené vo vyššej miere (Vorčák *et al.* 2006).

4. Horské smrekové pralesy

Horské smrekové lesy tvoria v našich horstvách charakteristický samostatný pás porastov – najvyšší vegetačný stupeň utváraný lesom, typický, pre chladnejšie podnebie vo vyšších polohách a malé množstvo živín v pôde, kvôli pomalému rozpadu organickej hmoty, extrémnymi nepriaznivými podmienkami ovplyvňujúcimi priestorovú, horizontálnu aj vertikálnu štruktúru porastu, ktoré zároveň predstavujú jeden z najdôležitejších Európskych ekosystémov poskytujúci ekologické, ale aj ekonomické hodnoty prínosné pre spoločnosť (Svoboda, 2005; Čada, Svoboda & Havira 2016).

Zároveň sú to spoločenstvá, ktoré sú už dlhodobo negatívne ovplyvňované antropogénnymi činiteľmi, či už v minulosti ťažbou a vypaľovaním pastiermi, neskôr vplyvom industrializácie imisnými depozíciami kyslých látok a fotooxidantov, a dnes expanziou turizmu a rekreačných aktivít (Mind'áš, J., Škvarenina, J., Hříbik, M., 2011). Štúdií na túto tému nebolo dosiaľ na území Karpát priveľa, no výskyt disturbančných udalostí v posledných desaťročiach spôsobili zvýšený záujem o horské lesy a ich dynamiku (Glončák 2007).

4.1. Dynamika smrekových pralesov

Jedny z najdôležitejších hnacích prvkov dynamiky lesných ekosystémov sú prírodné „katastrofy“, respektíve narušenia porastu, či už biotickými, alebo abiotickými činiteľmi, uvažujúce mortalitu na rôzne veľkých plochách, formujúce štruktúru a skladbu jednotlivých ekosystémov (Turner 2010).

Forma a sila jednotlivých disturbančných udalostí v dlhšej časovej a väčšej priestorovej úrovni, určujú disturbančný režim, charakterizovaný veľkosťou jednotlivých udalostí a intervalmi medzi nimi (Turner *et al.* 1994). Ak hovoríme o veľkom vývojovom cykle, tento je určený taktiež zákonitosťami rastu, vitality, starnutia a odumierania drevín, ktoré ho tvoria. Dĺžka tohto cyklu závisí od fyzického veku dreviny, ktorá tvorí kostru pralesa, od jej rezistencie voči biotickým resp. abiotickým činiteľom hlavne v závere svojho života – v starobe. V smrekových pralesoch na hornej hranici lesa dĺžka veľkého vývojového cyklu klesá so stúpajúcou nadmorskou výškou od 350 rokov do 300 rokov (Saniga 2011). A teda nakoľko aj štúdie na trvalých výskumných plochách bývajú v kratšom časovom období ako tento interval, je dlhodobé pozorovanie zmien štruktúry a kompozície porastov veľmi náročné (Zielonka 2009).

Prírodné lesy sa nevyznačujú z dlhodobého hľadiska stabilným prostredím. Pre horské smrekové lesy mierneho pásma je typický režim maloplošnej dynamiky disturbancií (tzv. „gap dynamics“), ktorý v konečnom dôsledku vedie k nerovnovej štruktúre porastov s dominantnými klimaxovými drevinami schopnými znášať dlhodobé zatienenie a veľkoplošné rozvrátenie porastov. V týchto podmienkach sú v porovnaní s boreálnym pásmom zriedkavé (Nagel *et al.* 2013). To však nemusí byť signifikantné, nakoľko disturbančný režim sa môže meniť v časovej aj priestorovej mierke, a temperátne lesy môžu byť postihnuté stredne silnými disturbanciami spôsobenými snehom, vetrom alebo podkôrnym hmyzom, prípadne kombináciou týchto postupne naakumulovaných faktorov. (Glončák 2007; Holeksa *et al.* 2017; Čada *et al.* 2016; Nagel *et al.* 2013). Holeksa *et al.* (2017) však vo svojej práci na 200 rokov dlhom dendrochronologickom zázname z Vysokých Tatier zaznamenal až 14 veľkoplošných rozvrátení porastov so zvyšujúcou sa frekvenciou. Ich dopad na porast ako taký však okrem zníženia priemerného veku a momentálnej rozlohy nemá silný negatívny vplyv, nakoľko Janda *et al.* (2017) vo svojom rozsiahlom výskume na území Západných Karpát zistil, že sila ani frekvencia disturbancií nezmenili zakmenenie a neovplyvnili ani

pokryvnosť zmladenia, či množstvo hrubého mŕtveho dreva. Treba však podotknúť, že koncentrácia týchto, môže byť v tomto prípade značne podmienená geomorfologickými podmienkami, nakoľko iná štúdia na severnej expozícii Tatranských svahov neodhalila v tomto časovom horizonte ani jednu disturbanciu väčších rozmerov (Szcevczyk *et al.* 2011). V tomto kontexte taktiež treba dodať, že z historického hľadiska neboli tieto veľkoplošné disturbancie spôsobené vetrom vždy nasledované premnožením podkôrneho hmyzu. Tie teda môžu byť spôsobené klimatickou zmenou (Holeksa *et al.* 2017). Zielonka (2009) píše, že poznatky o histórii distribancií, či už veľkoplošných, alebo jednotlivých vývrátov pomáha porozumieť súčasným modelom štruktúry a kompozície porastov, umožňuje projekciu vývoja v budúcnosti a indikáciu prípadných hrozieb a taktiež má silnejšiu výpovednú hodnotu ako krátkodobé pozorovania na skusných plochách a štúdia Čada *et al.* (2016) tvrdí, že je taktiež zásadným faktorom determinujúcim horizontálnu a štruktúru súčasných porastov.

Disturbancie na úrovni porastov sú procesom zabezpečujúcim dostatočnú heterogenitu stanoviska – dôležitý faktor stability a odolnosti lesných ekosystémov (Pickett and White 1985) – vďaka ktorému sú schopné ich absorbovať a podstúpiť akúsi „aktualizáciu“, či zmenu pri súčasnom zachovaní funkčnej a štruktúrnej identity ekosystému (Walker *et al.* 2004). Tu sa zároveň naskytá otázka, nakoľko je disturbančný režim v horských smrekových ekosystémoch prirodzený, pretože predovšetkým antropogénne zásahy prispievajú k fragmentácii pôvodných porastov, prispievajúcich k homogenizácii týchto lesných porastov na úrovni krajiny a znižujúcich ich odolnosť (Peterson 2002, Turner *et al.* 1994). Z toho vyplýva, bezzásahový režim, resp. prírode blízke hospodárenie imitujúce prirodzenú maloplošnú dynamiku, môže prispieť k odolnejším a lepšie sa adaptujúcim porastom na úrovni porastu aj krajiny. Kumulatívny efekt pri potláčaní maloplošnej dynamiky znižujúci heterogenitu a odolnosť na úrovni porastu môže spôsobiť vychýlenie systému mimo prirodzené medze a návrat do nich môže mať za následky rozvrat smrekových porastov, tak ako ich poznáme, v katastrofálnych rozmeroch (Klimo *et al.* 2000, Scheelas *et al.* 2003, Turner 2010). Naopak, časté disturbancie zabezpečujú na úrovni krajiny rano-sukcesné štádiá, zároveň zamedzia vývoju porastov do neskorého štádia rozpadu a vytvárajú štruktúru kľúčovú pre biodiverzitu (Čada *et al.* 2016). Kulakowsky (2017) dáva do popredia potrebu zistiť hranice týchto ekosystémov, po prekročení ktorých silou, frekvenciou, či rozsahom disturbancií, nebudú už ich následky schopné kompenzovať nakoľko sa celková plocha

zasiahnutých území zväčšuje. No Janda *et al.* (2017) vo svojej štúdií na základe dendrochronologických analýz usudzuje, že súčasné rozsiahle disturbancie sú aj na priek ich dopadu stále v medziach pôvodného cyklu, nakoľko nimi odhalili viaceré, synchronizované disturbancie na veľkej časti skúmaného územia. Je zjavné že práve vietor bol a je hlavným riadiacim činiteľom dynamiky horských lesov napriek tom, že ich v poslednej dobe ohrozujú aj intenzívne gradácie podkôrneho hmyzu, na ne nadväzujúce.

V rámci disturbančných cyklov sú jednotlivé disturbancie zriedka navzájom nezávislé, naopak, často interagujú z priestorového aj časového hľadiska. Pre podmienky horských smrekových lesov sú najvýznamnejšie gradácie lykožrúta smrekového (*Ips typographus*), ktorý je z hľadiska ním spôsobenej mortality najvýznamnejším druhom podkôrnika v Európe). Polomy spôsobené vetrom poskytujú pre jeho rozmnožovanie, prežitie, rast a gradácie populácií optimálne podmienky v podobe čerstvo popadaných stromov, vďaka čomu je následne schopný atakovať aj poarasty zdravých jedincov vytvárajúc tak erupzívne ohniská. Vznik ohnisk premoženia podkôrneho hmyzu nadväzuje väčšinou, okrem veterných disturbancií, najmä na sucho a požiare (Seidl *et al.* 2017).

Na disturbančný režim má však výrazný vplyv aj klíma a je pravdepodobné, že jej zmeny povedú v mnohých ekosystémoch k zvýšeniu disturbančnej aktivity a v dôsledku toho aj k zvýšenej interakcii medzi disturbanciami. Dokonca, je možné, že kaskádovitý efekt klimatickej zmeny ovplyvní vnútorný priebeh disturbančných režimov, čo znamená, že dokáže ovplyvniť aj disturbančné činitele, ktoré nie sú priamo citlivé na zmeny klimatických faktorov (Seidl. *et al.* 2017)

5. Vplyv štruktúry porastu a prírodných disturbancií na vtáčie spoločenstvá

Ako bolo už vyššie uvedené, diverzifikácia porastov maloplošnou dynamikou na úrovni stanoviska je jedným z kľúčových faktorov udržania ekologickej stability lesov, zvlášť v horských polohách. Disturbančné činitele, ako sú, vietor alebo ohniská hmyzu, ovplyvňujú krajinu po celom svete, narušujú štruktúru spoločenstiev alebo populácií a menia ich dostupnosť zdrojov a fyzické prostredie (Pickett and White 1985). Vorčák (2006) komplexne rozoberá porastovú štruktúru a uvádza, že parametre stability lesov

vychádzajú z heterogenity v čase a priestore a z produkcie a produktivity. No vo všeobecnosti je ich stav určený mierou druhovej, genetickej a ekosystémovej diverzity popri pôsobení vonkajších činiteľov. Ako významnú zložku diverzity týchto ekosystémov menuje štrukturálnu diverzitu. Tá vyjadruje usporiadanie prvkov, ich umiestnenie v tom, ktorom ekosystéme a ich vzájomné prepojenie. V nadväznosti na to taktiež priestorové rozmiestnenie biomasy (Gadow 1999; Vorčák 2006). Môžeme ju však vnímať a definovať na viacerých úrovniach. Na úrovni krajiny je pre nás dôležité rozrôznenie porastových typov a stupeň fragmentácie jednotlivých biotopov (Vorčák 2006). No pre náš výskum je najdôležitejšia porastová úroveň. Štruktúra na tejto úrovni v sebe za predpokladu absencie antropogénneho vplyvu nesie cenné informácie o dynamike horských prírodných lesov (Hofgaard 1993 in Vorčák 2006). Vyššie spomínaní autori ju rozdeľujú na jednotlivé štrukturálne prvky ako priestorové rozmiestnenie v horizontálnej (plošnej) a vertikálnej rovine, hustota jedincov, diferenciácia – zmeny zakmenenia a zápoju a zmiešanie – vzájomná pozícia druhov v poraste. Niektorí autori (Glončák 2007) do popisu štruktúry uvádzajú aj štruktúru a diverzitu mikrostanovišť.

Pre biodiverzitu je však dôležitý vznik tzv. „biologického dedičstva“ v podobe mŕtveho dreva. Toto či už priamo, alebo sprostredkovane podporuje 30% - 50% biodiverzity v lesných ekosystémoch a teda je zrejme že nekromasa je prirodzenou a nenahraditeľnou zložkou lesných ekosystémov (Wiezik 2011). Jeho produkcia je v našich podmienkach zväčša v rovnováhe s prírastkom a je zabezpečovaná konkurenciou a kompetíciou medzi jednotlivými jedincami a druhmi, alebo vo väčšej miere, túto rovnováhu dočasne narúšajúcimi disturbanciami. Svoju najvýznamnejšiu úlohu popri úprave mikroklimy, podpore obnovy drevín a uvoľňovania živín, zohráva v zvyšovaní heterogenity a vytváraním špecifických mikrohabitatov zvyšujúcich biodiverzitu naviazanú na nekromasu.

Azda najužšiu väzbu na mŕtve drevo predstavujú vtáky (Aves), z ktorých najmä dutinové hniezdiče, či už primárne alebo sekundárne preferujú pred živými mŕtve a odumierajúce stromy na tvorbu hniezd, či vyhľadávajú potravu. Saniga & Saniga (2004) uvádza, že pre mnohé druhy je mŕtve drevo v podobe vývratov, hlavne „koreňových koláčov“, najvhodnejším miestom na budovanie hniezd, umiestnených medzi korene. Patria sem napríklad drozdy *Turdus philomelos*, *merula* i *Turdus torquatus*, červienka obyčajná (*Erithacus rubicula*), vrchárka modrá (*Prunella modularis*), oriešok hnedý

(*Troglodytes troglodytes*) a sýkorka uhliarka (*Periparus ater*). Okrem hniezdenia, z nich mnohé hľadajú potravu na mŕtvych stromoch, ako napr. d'ateľ trojprstý (*Picoides tridactylus*) (Wesolowski & Tomialojć 1986).

Tak isto Moning (2008) píše, že lesné vtáctvo je veľmi dobrým indikátorom kvality lesných ekosystémov ako ich habitatu a taktiež svojou štúdiu potvrdzuje, že na úrovni krajiny je diverzita porastových typov a na úrovni porastu zasa štruktúrálna diverzita vegetácie faktorom determinujúcim diverzitu a skladbu lesných ornitocenóz. A aby sme porozumeli dôsledkom straty na biodiverzite v súvislosti s poklesom štruktúrálny diverzity lesných porastov, je potrebné kvantifikovať vzťah štruktúrálny variability v prírodných lesoch a hojnosti výskytu kvalitu indikujúcich druhov (Mikoláš *et al.* 2017). Baláž & Kocian (2015) uvádzajú že prírodné horské smrekové lesy sú dostatočne stabilným prostredím a vysoké denzity a druhová bohatosť je v ich prostredí hojná aj po prírodných disturbanciách, ak je nimi biotop zasiahnutý ponechaný na samovývoj. Odstraňovanie tohto biologického dedičstva v rámci kalamitnej ťažby má výrazne negatívny vplyv na heterogenitu prostredia a vtáky ako také. Túto hypotézu potvrdzuje vo svojej práci Topercer (2009), ktorý na území Vysokých Tatier v prostredí nespracovanej kalamity v smrekových monokultúrach Tichej doliny zachytil pozoruhodnú denzitu druhov (až 51), z ktorých bolo viac ako 20% ochranný významných a rovnaký počet prináležal výskytu dutinových hniezdičov. Taktiež vo svojej práci nezaznamenal pokles výskytu lesných druhov vtáctva a dodáva, že disturbancie sú najmä v porastoch ústí horských dolín dôležité pre migráciu druhov z nižších polôh.

V ekológii vtákov je okrem výskytu mŕtveho dreva viacero parametrov ovplyvňujúcich ich výskyt. Určite treba spomenúť výskyt stanovísk so starými stromami väčších dimenzií, na ktoré sa viažu napríklad, sýkorky (*Periparus ater*), brhlíky (*Sitta europaea*) a pinka obyčajná (*Fringilla coelebs*), alebo niektoré druhy d'ateľov, kľúčových druhov pre vytváranie dutín vhodných na hniezdenie. Napríklad tesár čierny (*Dryocopus martius*), no v smrekových porastoch hlavne vyššie spomínaný d'ateľ trojprstý, ktorý je však viazaný na rozsiahle plochy so stojacimi mŕtvymi, alebo odumierajúcimi smrekmi zasahujúce až niekoľko sto hektárové územia (Mollet *et al.* str. 2013). Počty týchto druhov, klesajú práve vďaka managementu zasahujúcemu aj do horských smrekových lesov ich izolácií a fragmentácií ním spôsobenej. Saniga & Saniga (2004), hoci v horskom zmiešanom lese, uvádza , že dutinové hniezdiče tvorili až 43,1% zo

zaznamenaných druhov ornitocenózy pralesov NPR Skalná Alpa. Medzi nimi sú prítomnosťou d'atľami formovaných dutín ovplyvnené hlavne sovy, ako napríklad sova dlhochvostá (*Strix uralensis*), pôtik kapcavý (*Aegolinus funereus*) a kuvičok vrabčí (*Glaucidium passerinum*). Ich absencia v hospodárskych lesoch je spôsobená aj neprítomnosťou starých stromov s dostatočne rozmernými dutinami, hoci posledné dva uvedené druhy sú vďaka ich rozmerom ovplyvnené týmto faktorom menej. No závislosť na tomto type biotopu vykázal aj holub plúžik (*Columba oeneas*) (Moning *et al.* 2008).

Zápoj korún stromov hornej etáže tvorí veľké množstvo biomasy vetiev a asimilačného aparátu, tvoriacej bohato diverzifikovaný habitat pre bezstavovce a teda zdroj potravy pre hmyzožravé vtáctvo ako aj druhy živiace sa semenami šišíek, či plodmi. Taktiež je to dôležitý hniezdny habitat veľkých dravcov či sov, hľadajúcich potravu hlavne mimo zalesneného územia, resp. na otvorenej alebo poľnohospodárskej krajine. Medzernatosť zápoja, výsledok disturbancií ako vietor, sneh, či aktivita podkôrneho hmyzu alebo iných činiteľov podieľajúcich sa na maloplošnej dynamike, je taktiež dôležitý faktor. Vytvára priestor pre rast zmladenia, vyhľadávanej na hniezdenie druhmi ako penica čiernohlavá (*Sylvia artricapilla*), či iné. Prípadne krovitej etáže tvoriacu najmä druhmi *Vaccinum spp.* a i., v heterogénnom prostredí ktorej nachádzajú vhodné hniezdiace podmienky tetrovovité vtáky (napr. *Tetrao spp.*, *Tetrastes bonasia*), alebo aj kolibiarik (*Phylloscopus sibilatrix*). Väčšie medzery v porastovom zápoji s ojedinelými stojacimi stromami a rôznorodou bylinnou vegetáciou naopak obľubujú druhy ako žltochvost hôrny *Phoenicurus phoenicurus*, alebo lelek lesný (*Caprimulgus europaeus*). (Mollet *et al.* 2013), ale aj oriešok obyčajný (*Troglodytes troglodytes*), kôrovník dlhoprstý (*Certhia familiaris*), stehlík čížik (*Carduelis spinus*) a drozd čierny (*Turdus merula*) (Moning *et al.* 2008)

Podstatný faktor ovplyvňujúci druhové zloženie ako aj denzitu ornitocenóz je druhové zloženie porastov (Mollet *et al.* 2013) a v horských oblastiach pozorujeme výškový gradient v zložení spoločenstiev a jeho negatívny vplyv na diverzitu a denzitu ornitocenóz spôsobovaný meniacimi sa podmienkami spájajúcimi sa s nadmorskou výškou (Baláž & Kocian 2015, Moning *et al.* 2008), nakoľko tieto neumožňujú osídlenie vysokohorského prostredia väčším počtom druhov. Baláž & Kocian (2015) však vo svojej práci porovnávajúcej denzity a diverzitu hniezdných zoskupení v lesoch pod hornou hranicou lesa a montánneho pásma smrekových hospodárskych lesoch poukazujú na fakt, že štruktúralne zloženie porastov ich ovplyvňuje viac ako nadmorská výška, nakoľko

druhové bohatstvo ako aj denzita hniezdných zoskupení horských smrekových lesov boli vždy väčšie ako v prostredí hospodárskych lesov položených o niekoľko sto metrov nižšie. V súvislosti s uvedenými javmi je kľúčové identifikovať dôležitosť špecifických štrukturálnych prvkov a ich vzťahu s disturbanciami, nakoľko je to nevyhnutné pre pochopenie straty biodiverzity v štrukturálne zjednodušených hospodárskych lesoch (Mikoláš *et al.* 2017).

Vplyvom disturbancií na spoločenstvá vtákov sa venovalo viacero prác, avšak len veľmi malá časť z nich prebiehala v oblastiach porovnateľných s horskými smrekovými lesmi Karpát a ich disturbančným režimu (Saniga & Saniga 2004, Saniga 2011). Taktiež bolo realizovaných viacero štúdií v oblasti Západných Karpát, no väčšinou neboli zamerané iba na pralesy, ale často išlo o práce porovnávajúce prostredie hospodárskych lesov, či lesov so zmiešaným druhovým zložením podliehajúcim inému typu dynamiky (Baláž & Kocian 2015, Baláž & Balážová 2012, Saniga & Saniga 2004). Mikoláš *et al.* (2017) píše, že väčšina štúdií zameraných na vzťah medzi využívaním biotopov konkrétnymi lesnými druhmi a prírodnými disturbanciami, analyzovali účinky nedávnych disturbancií, no ich dlhodobému vplyvu a vplyvu vývojovej dynamiky porastov na vzťahy medzi vtáčimi spoločenstvami a ich biotopmi stále dostatočne nerozumieme. Nedostatočné pochopenie týchto procesov zároveň spôsobuje nepresnosti v predikcii vývoja v budúcnosti a o to väčšie sú nepresnosti v hospodárení zameranom na ciele ochranu druhov.

Skúmať vplyv disturbancií na vtáče spoločenstvá z dlhodobého hľadiska, je však najmä kvôli už skôr spomínanej dĺžke disturbančného cyklu v smrekových lesoch, takmer nemožné. Tento nedostatok je však možné eliminovať pomocou dendrochronologických analýz alebo, časovo a metodicky oveľa jednoduchšou metódou vývojových fáz lesa (FDP), čo sú štádiá vo vývoji lesa typicky charakterizované kombináciou jednodlitých štrukturálnych parametrov. Tieto použil napríklad v práci Drapeau (2000), ktorý poukazuje na rovnakú dôležitosť štruktúry na úrovni stanoviska ako aj úmerné zastúpenie jednotlivých vývojových fáz lesa na úrovni krajiny, pretože vtáctvo využíva široké spektrum biotopov za rôznym účelom v rámci jedného roku, nakoľko sa počas neho menia jeho preferencie voči prostrediu. Tvrdí, že zanedbanie vplyvu z hľadiska úrovne krajiny, by pri zohľadňovaní vplyvu štruktúry na porastovej úrovni mohlo vo výsledku viesť ku skresleniu údajov.

Veľmi zaujímavé zistenia o vplyve štruktúry vyplývajú z údajov štúdie Moning *et al.* (2008), ktorá z vyššie uvedených štruktúrnych prvkov identifikuje stupeň zapojenia porastu a teda dostupnosť svetla dopadajúceho na zem. Významným v tomto prípade je vek stromov tvoriacich korunový zápoj a ich druhové zloženie, ako jeden z najrelevantnejších faktorov ovplyvňujúci zloženie vtáčích spoločenstiev. Vypracovali charakteristiku základného modelu, na základe korelácie výskytu jednotlivých druhov s týmito faktormi, resp. charakterizovali typické prostredie pre jednotlivé druhy na základe ich preferencií. Druhy ako napríklad kôrovník dlhoprstý (*Certhia familiaris*), sýkorka veľká (*Parus major*), sýkorka čiernohlavá (*Parus montanus*), oriešok hnedý (*Troglodytes troglodytes*) a drozd čierny (*Turdus merula*) preferovali otvorené (zmiešané) horské lesy s výskytom bylinnej etáže, naopak vykázali negatívnu koreláciu s premennou „korunový zápoj“. Ďalšia skupina druhov, ktorú tvorí holub plúžik (*Columba oeneas*), muchárik malý (*Ficedula parva*), a sýkorka belasá (*Parus caeruleus*), preferujú staršie porasty v neskorších fázach vývoja, s dostatkom stromov s dutinami. A horské lesy v štádiu optima bez výskytu takýchto stromov s dostatočným uvoľnením korunového zápoja obývali druhy ako, pinka obyčajná (*Fringilla coelebs*), brhlík lesný (*Sitta europea*) a drozd plavý (*Turdus philomelos*), zatiaľ čo ihličnaté porasty s prevahou smreku preferovali krivonos smrekový (*Loxia curvirostra*) a sýkorka chochlatá (*Parus cristatus*). Naopak, obnovujúci sa ihličnatý les preferovali napríklad kolibiarik čipčavý (*Phylloscopus collybita*) a penica čiernohlavá (*Sylvia artricapilla*).

Ďalším faktorom, do istej miery obmedzujúcim výpovednú hodnotu štúdií, bolo ich zameranie na biotopy, ktoré tvorili porasty z časti, alebo výlučne obhospodarované človekom (Drapeau 2000, Begehold *et al.* 2015), pretože, hoci tento koncept môže fungovať chápať hospodárke lesy ako referenčný stav, nakoľko aj antropogénne zásahy do takéhoto homogénneho prostredia diverzifikujú jeho štruktúru a týmto zvýšiť heterogenitu prostredia. Ako jednu z prelomových prác preto v tomto smere považujeme prácu Mikoláša *et al.* (2017), ktorý vo svojej práci na rozdiel od spomínaných autorov vychádzal z prostredia karpatských pralesov, konkrétne horských smrekových pralesov v Rumunsku. Okrem iného skúmal vplyv disturbancií na hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*). V štúdiu využíval dendrochronologické dáta a údaje štruktúre, zahŕňajúce napríklad množstvo mŕtveho dreva, zmladenie, výška stromov, pokryvnosť a DBH. Na doloženie prítomnosti tohto druhu určil ako najvýznamnejšie faktory vzdialenosť k najbližšej porastovej medzere, hustotu živých stromov, čas, ktorý uplynul od poslednej

disturbancie, priemerný DBH živých stromov a pokryvnosti bylinnej etáže na ploche. Uvádza, že hlucháň hôrny (*Tetrao urogallus*) je naviazaný ako na slabé, tak aj stredne silné a silné disturbančné udalosti zabezpečujúce heterogenitu v prostrediach na všetkých jeho úrovniach . A nakoľko tento druh určil ako tzv. „dáždnikový druh“, podporou jeho prirodzeného prostredia a jeho ochranou je možné zabezpečiť ochranu aj mnohým ďalším vtáčím druhom.

6. Vplyv lesného hospodárenia na vtáacie spoločenstvá horských lesov

Vo svete, ako aj v prostredí Karpát sa strácajú posledné zvyšky pralesov a sprístupňujú sa postupnej deštrukcií ťažbou dreva (Mikoláš *et al.* 2017). V podmienkach Slovenska, sú tieto zvyšky zväčša postihnuté fragmentáciou, nakoľko väčšinu územia našich národných parkov tvoria hospodárske lesy podliehajúce aktívnemu managementu na rozdiel od prírodných rezervácií a lesov osobitného určenia (Korňan 2006). Ten vo svojej práci porovnáva 4 spôsoby hospodárenia definované zákonom. Uvádza 2 rovnoveké spôsoby hospodárenia – holorubný a podrastový a nerovnoveký – účelový hospodársky spôsob, definovaný ako výberkový a skupinovo výberkový spôsob hospodárenia.

V našich podmienkach najviac prevláda hospodársky spôsob podrastový vlastnosťami veľmi podobný holorubnému spôsobu hospodárenia, v konečnom dôsledku vytvárajúci jedno etážový, čiastočne najviac dvojjetážový rovnoveký porast. Dokonca aj keď výberkové hospodárske spôsoby v ohľadoch prístupu k ťažbe vyzerajú podobne ako disturbančný režim („gap dynamics“), v miernych lesoch a môžu síce skutočne zabezpečiť kontinuitu mikroklimatických a pôdných podmienok lesov, no zvyčajne vedú k veľkému zníženiu štrukturálnych prvkov, ako sú veľké staré stromy a mŕtve drevo (Gustafsson *et al.* 2013). V konečnom dôsledku však, vychádzajúc z podmienok štruktúry prírodných lesov, majú v rôznej miere rovnaký efekt na biotopy vtáctva. Nakoľko zjednodušujú ich štruktúru a odstraňujú prvky zodpovedajúce za dostupnosť potravy, riziko napadnutia predátorom alebo dostupnosť prostredia vhodného na hniezdenie (Brawn *et al.* 2001), ako napríklad – a hlavne mŕtve či odumierajúce drevo rovnako ako pri náhodných („kalamitných“) ťažbách, hoci v tomto prípade, nakoľko rozsah tohto

druhu ťažby nie je limitovaný zákonom, k tomu dochádza na oveľa väčšom území často v rámci stoviek hektárov. V dôsledku odstránenia väčšiny biologického dedičstva (gulatiny, hrúbia, či nehrúbia) sa taktiež zásadne menia klimatické podmienky stanovišťa, ktoré sa z dlhodobu stabilných miernych podmienok menia na extrémne, v podobe extrémnych výkyvov teplôt na dennej aj ročnej báze, vlhkosti vzduchu a zmene hydrologického režimu vďaka neschopnosti pôdy zadržať vlahu. Týmto dochádza k čiastočnému znehodnoteniu biotopu. Spomínaná skutočnosť sa v poslednom období stáva alarmujúcou práve kvôli disturbanciám, ktorých rozloha a intenzita sa v posledných dekádach zvyšuje (Seidl *et al.* 2017).

6.1. Fragmentácia biotopov

V dôsledku náročnosti jednotlivých druhov na rozlohu a priestorové usporiadanie biotopu prináša podrastové, či holorubné hospodárenie ďalší významný, prostredie negatívne ovplyvňujúci faktor. Distribúcia a prepojitelnosť vhodného biotopu pre druhy, ktoré sú predmetom ochrany, sú rozhodujúce pre efektívne plánovanie ochrany (Mikoláš *et al.* 2017b) a tento systém manažmentu je charakteristický pestovaním jednoetážového rovnovekého lesa. V dôsledku toho je územie rozdelené (fragmentované) do menších blokov (maximálne 5ha) tvoriacich mozaiku lesného porastu. Lesné hospodárenie rovnakovekým spôsobom má najdrastickejšie následky na diverzitu biocenóz a ich ekologickú stabilitu (Korňan 2006) a vtáčie spoločenstvá stále viac trpia stratou biotopu a jeho fragmentáciou. (Mikoláš *et al.* 2017b). Potvrdilo to aj množstvo krajinnokoologických štúdií, podľa ktorých má fragmentácia krajiny negatívny vplyv na diverzitu, početnosť a hniezdnu úspešnosť lesných spevavcov v maloplošných lesných fragmentoch (Korňan 2006).

Priestorové rozloženie jednotlivých fragmentov tvorených porastmi v rôznych vekových skupinách má vplyv taktiež na disperziu vtáčích populácií. Nakoľko ich rozmiestnenie môže viesť k zvýšeniu dĺžky porastového okraja a tak k znásobeniu jeho efektu (Korňan 2006, Hofmeister *et al.* 2017). Hofmeister *et al.* (2017) pozoroval priestorové rozdelenie 29 druhov v 24 lesných fragmentoch a konštatuje, že zatiaľ čo

frekvencia nešpecializujúcich sa druhov zvyčajne dosahovala maximum v blízkosti porastového okraja, frekvencia výskytu citlivých lesných druhov sa postupne zvyšovala až vo vzdialenosti 150 alebo viac metrov od porastového okraja smerom k jeho stredu a druhovo bohato diverzifikované ornitocenózy obsadzovali vo všeobecnosti skôr väčšie, ako menšie porastové fragmenty. Konštatuje, že vplyv veľkosti fragmentu bol konzistentne sprevádzaný vplyvom porastového okraja s výnimkou 2 nešpecializujúcich sa druhov. Znamená to, že podstatnú časť efektu prisudzovaného veľkosti fragmentu spôsobuje vytváranie vnútorných porastových okrajov, ktorý by sa dal minimalizovať zavedením hospodárskych spôsobov predchádzajúcich tvorbe čistín (Hofmeister *et al.* 2017).

Mikoláš *et al.* (2017b) skúmal vplyv tohto efektu na hlucháňa hôrneho (*Tetrao urrogallus*). Tento druh potrebuje pre prežitie dlhodobu udržateľnej populácie, činiacej cca 500 jedincov, ktoré majú možnosť vzájomne interagovať, 250 – 500 km² súvislého, alebo dostatočne prepojeného biotopu s prirodzenou štruktúrou (Mikoláš *et al.* 2017b; Braunisch *et al.* 2013). Jeho výskyt najlepšie indikujúce faktory boli podnebie, topografia a rozmery lesného porastu a jeho fragmentácia, ako aj vzdialenosť od ciest a obydli. Zistená bola 15% strata habitatu (1110 km²) a zníženie funkčnej prepojenosti o 33% za obdobie 25 rokov od roku 1985 do roku 2010, zväčša spôsobené holorubmi a spracovávaním kalamity v lesoch, bez ohľadu na stupeň ochrany prostredia (Mikoláš *et al.* 2017b).

Fahrig (2003) sa však domnieva, že tieto dva faktory – strata habitatu a jeho fragmentácia by nemali byť zahrnuté v jednom pojme, ale mali by byť striktne oddelené, pretože strata habitatu má na biodiverzitu trvalý negatívny vplyv, no jeho fragmentácia prináša aj isté pozitíva, napríklad, v podobe osídľovania prostredia novými druhmi (čo môže mať za následok aj zvýšenie hniezdnej parazitácie). A teda pre správnu interpretáciu vplyvu by mali byť posudzované nezávisle.

7. Prírode blízke hospodárenie

Na celom svete existuje evidentná prevaha lesníckych systémov, ktorých cieľom je integrácia ochrany biodiverzity do produkcie komodít (Bollmann & Braunsch 2013). No lesné hospodárstvo je v súčasnosti i tak celosvetovo prispôbené potrebám drevárskej výroby, pričom rozhodnutia týkajúce sa správy sú založené najmä na ekonomických aspektoch. Aj v chránených oblastiach s pokračujúcim využívaním lesov prevládajú rozhodnutia týkajúce sa lesného hospodárstva predovšetkým z ekonomických dôvodov (Winter *et al.* 2013). Počas posledných 150 rokov tu bol zreteľný trend smerom k pestovateľským systémom s trvalou zásobou niekoľkých cieľových drevín, ktoré zabezpečujú nepretržitú dodávku dreva vo vyváženom rozdelení podľa vekových tried, podliehajúcimi pravidelným produkčným cyklom. A hoci sa to v niektorých častiach Európy nazýva „prírode blízke hospodárením“, takto vzniknutým lesom chýba kompozičná a štrukturálna rôznorodosť lesných ekosystémov, riadených prirodzeným vývojom a dynamikou (Bollmann & Braunsch 2013). Časom sa však vyvinulo široké spektrum pestovateľských systémov, ktoré sú dnes k dispozícii a tento vývoj bol ovplyvnený mnohými rôznymi faktormi. V minulosti bolo najdôležitejším využívanie produkčnej funkcie lesa (napr. ťažba dreva). V súčasnosti je cieľom využívať lesnícke systémy, ktoré umožňujú spravovať lesy v rámci zabezpečenia mimoprodukčných (ekosystémových) funkcií lesa. Dôvodom je to, že v mnohých regiónoch sa požiadavky na lesné služby zmenili kvôli zmeneným sociálnym okolnostiam. Od päťdesiatych a šesťdesiatych rokov rôzne platformy sociálnej a environmentálnej politiky vyhlásili prístup „viacúčelového“ lesníctva“ ako nástroj správy lesov na zabezpečenie poskytovania týchto požadovaných mimoprodukčných funkcií lesa (Wagner *et al.* 2013).

A zatiaľ čo lesníci už dlho poznali starodávne rastové modely a vývojové procesy, praktická implementácia týchto konceptov v integrovanom hospodárení s lesmi zostáva významnou výzvou. Je zrejmé, že napodobňovanie určitých štrukturálnych prvkov typických pre prírodné lesy je rozhodujúca pre zachovanie biodiverzity lesov, ale stupeň a rozsah tejto emulácie pre zachovanie biodiverzity lesov nie je dostatočne známy. Napríklad kvantitatívne prahové hodnoty množstva mŕtveho dreva v rôznych veľkostiach a tried rozkladu na zachovanie rôznych skupín biodiverzity boli stanovené iba nedávno (Lier *et al.* 2013). Prístupy trvalo udržateľného riadenia však podporujú, alebo aspoň sa

snažia kombinovať hospodárske, sociálne a ekologické výsledky a v prírodných rezerváciách, v ktorých je ochrana prírody určujúci faktor hospodárenia s lesmi (Winter *et al.* 2013).

V lesných ekosystémoch je štruktúra, kompozícia a funkčnosť výrazne ovplyvnená vývojovým štádiom, stanovištnými podmienkami, typom a frekvenciou disturbancií a mierou hospodárskeho využitia. Biologická ochrana kladie veľký dôraz na ochranu a zachovanie posledných zostávajúcich prírodných lesov, nakoľko stála prítomnosť vhodných habitatov v priebehu času a porastová mozaika skladajúca sa z rôznych vývojových štádií sú dôležité podmienky prítomnosti lesných druhov viazaných na dospelé lesy. A spoločnosť taxónov ako hmyz, vtáky, huby, machy a lišajníky vykazujú v prírodných lesoch so zachovaným biologickým dedičstvom, vysokú diverzitu a hojný výskyt. No „prírodnosť“ ako taká, nie je jediným prediktorom pre druhovú diverzitu a tradičné využívanie lesov taktiež vytvára vhodný habitat pre množstvo druhov aj napriek jeho vysokej intenzite (Bollmann & Braunisch 2013). Preto je identifikácia štrukturálnych prvkov v lesných ekosystémoch pre pochopenie prepojenia medzi obhospodarovaním lesov a ich schopnosťou poskytovať ekosystémové služby zásadná (Wagner *et al.* 2013). Biologická ochrana sa preto riadi najmä tromi základnými princípmi, ktorým podlieha ochrana biodiverzity v lesoch. Zahŕňajú udržiavanie a obnovu integrity ekosystému, podporou prirodzenej skladby, štruktúry a disturbancií, štrukturálnej komplexity, podporovaním rôznorodosti štruktúry a zloženia porastov, dlhých obnovných cyklov a rôznych prvkov, ako sú staré, napadnuté a rozkladajúce sa stromy a prepojenosti habitatov, podporovaním krajinej štruktúry s prepojenými lesnými oblasťami ako aj vzájomným prepojením štrukturálnych prvkov v rámci lesa aby sa umožnila individuálna alebo genetická výmena medzi prvkami lesnej fauny a flóry. (Bollman & Braunisch 2013). Z týchto princípov následne vyvodzujú tri strategické oblasti manažmentu/, ktoré tieto princípy podporujú. A to sú ochrana vzácnych, reprezentatívnych a ohrozených lesných typov alebo porastov, tak aj posledných zostávajúcich prírodných lesov a pralesov, taktiež zachovanie starých lesov a nekromasy zahŕňajúcej hrúbie v hospodársky využívaných lesoch; obnova dôležitých biotopov a štrukturálnych charakteristík konštitutívnymi opatreniami (napr. vytváranie medzier, kontrolované pálenie a narúšanie vrchnej vrstvy pôdy, krúžkovanie kôry, vývratov) a po tretie, podpora prirodzenej (sukcesnej) dynamiky po disturbančných udalostiach.

Udržiavanie alebo obnova rôznych zložiek lesnej biodiverzity si vyžaduje komplexný koncept, ktorý kombinuje segregáčny (v rezerváciách) a integračný (mimo rezervácií) nástroje na ochranu, aby sa podporili druhy v miestach ich výskytu, ako aj naprieč krajinou, na rôznych priestorových (porast, lesný celok, krajina) a hierarchických (gény, populácie druhov, spoločenstvá, ekosystémy) úrovniach.

Prísne segregáčny prístup prideluje určité oblasti na úrovni krajiny na ochranu prírody (napr. národný park, prírodná rezervácia, CHKO a pod.), zatiaľ čo produkcia komodít je v zvyšku lesov maximalizovaná. Naopak, prísne integračný prístup sa zameriava na kombináciu ekologických, ekonomických a sociálnych otázok v rámci celej lesnej oblasti súčasne (Bollman & Braunisch 2013). Integrované obhospodarovanie lesov znamená, že sa vynakladá úsilie na zachovanie environmentálnych vlastností vo výrobných lesoch prostredníctvom dobre naplánovaných operácií ťažby a riadenia. Zloženie, štruktúra a procesy prírodných lesov poskytujú cenné rady pre techniky uchovávanía. Vzory a procesy súvisiace s prirodzenou dynamikou a sukcesiou sú teda zásadné (Gustafsson *et al.* 2013). Nakoľko prirodzená rozmanitosť ekosystému vytvára prostredníctvom ekologickej rozmanitosti štrukturálnych prvkov základy integrovaného prístupu riadenia v lesnom hospodárstve (Wagner *et al.* 2013).

V posledných rokoch sa však ukázalo, že ochrana biodiverzity lesov vo veľkom meradle závisí od kombinácie oboch prístupov, najmä preto, že vplyv rôznych nástrojov a reakcie na ich uplatňovanie závisia od rozsahu úrovne, na ktorej sú uplatňované. Tieto nástroje by teda mali byť vo svojej funkcii len komplementárne (prirodzená dynamika, obnova, ochrana), aby sa podporili rôzne zásady ochrany (integrita, komplexnosť a prepojitelnosť). No prírodné ukazovatele a vopred nastavené kritériá umožňujú posúdenie vhodnosti zvolenej štruktúry porastu a lesníckej stratégie na splnenie stanovených cieľov (Wagner *et al.* 2013). Bollman & Braunisch (2013) dodáva, že dostupné integračné a segregáčny nástroje na ochranu predstavujú flexibilný a komplexný súbor nástrojov, ktorý by mohol slúžiť väčšine cieľov ochrany biodiverzity v európskych lesoch.

Nástroje na ochranu zriedkavých a ohrozených biotopov a druhov boli medzi prvými aplikovanými v obhospodarovaní lesných biotopov v mnohých krajinách. Neskôr sa do súboru nástrojov pridali konštitutívne opatrenia, ktoré sa použili na obnovu pôvodných lesov alebo biotopov druhov alebo na vyvolanie prirodzenejšieho vývoja, napríklad obnovy lužných lesov. V nedávnej dobe sa stanovenie prísnych lesných

rezervácií v mnohých krajinách stalo vysokou prioritou, aby sa podporila prirodzená dynamika a výberové procesy (FAO 2010). Nástroje so zameraním na ochranu a prirodzenú dynamiku sa zvyčajne považujú za segregáčny, zatiaľ čo prístupy obnovy a retencie majú integratívnejšiu predstavu. Rozlišovanie medzi segregáčnymi a integračnými nástrojmi je však vecou rozsahu a vnútroštátnych právnych predpisov (Bollman & Braunisch 2013). Zatiaľ čo určenie prísnych lesných rezervácií alebo národných parkov patrí medzi segregáčny nástroje, malé prístupy na zachovanie prirodzenej dynamiky, ako napríklad retenčné lesníctvo (Gustafsson *et al.* 2013).

Retenčné lesníctvo je vzorom integrácie environmentálnych vlastností do produkčných lesov. Je to nový typ lesníctva, ktorý sa objavil v posledných desaťročiach a je teraz rozšírený na rôznych kontinentoch. Väčšinou aplikuje hospodársky spôsob vytvárajúci holoruby, ale stále viac uplatňuje aj selektívnu ťažbu a výberkové spôsoby hospodárenia. Jadrom retenčného prístupu je to, že pri ťažbe sa zachovávajú niektoré štruktúry a vlastnosti dôležité pre biodiverzitu, ako sú staré stromy, neobvyklé dreviny, mŕtve stromy a špeciálne biotopy. Výber komponentov sa vykonáva dobre naplánovaným a úmyselným spôsobom a dlhodobo sa zachováva (Gustafsson *et al.* 2013). Údržba starých a rozpadajúcich sa stromov v spektre obhospodarovaných lesov sa teda považuje za integrálnu (Bollman & Braunisch 2013). Skúsenosti z disturbančnej ekológie naznačujú, že časť stromov s dôležitým zastúpením pre biodiverzitu by sa nemala ťažiť. Priestorové usporiadanie sa líši v závislosti od kontextu, ale najčastejšie zostávajú jednotlivé stromy voľne žijúcich živočíchov a skupiny stromov. Zvyčajne sa uprednostňujú staré stromy, najmä tie, ktoré majú dutiny, mŕtve drevo v korunách a ďalšie špeciálne znaky, prípadne dreviny s menšinovým zastúpením (Gustafsson *et al.* 2013).

Všeobecným odôvodnením zamerania sa na štrukturálne vlastnosti namiesto druhov je to, že existuje jednoducho príliš veľa druhov na to, aby sa zohľadnili požiadavky biotopov každého jednotlivého druhu. Preto je často nevyhnutné používať ako náhradné znaky štrukturálne prvky (Jonsson & Siitonen 2013). Tento zovšeobecný prístup je schopný podchytiť podmienky, ktoré vyžaduje väčšina lesných druhov, no aspekty biodiverzity prirodzeného prostredia druhov so zvláštnymi požiadavkami môže prehliadnúť. Jonsson & Siitonen (2013) preto navrhujú zamerať sa pri plánovaní hospodárskych opatrení na podmienky vyžadované druhmi, ktoré sú na prostredie najnáročnejšie a tým zabezpečiť prostredie pre prosperujúce populácie s dostatočnou druhovou diverzitou. Zahnutie súboru dobre vybraných cieľových druhov

môže byť dôležitým doplnkom všeobecných opatrení a vo výsledku môže poskytnúť potrebný prehľad o úspechu vykonaných opatrení. Toto je však len zovšeobecnený východiskový bod pre ochranné opatrenia. Napríklad smernice EÚ o vtákoch a biotopoch požadujú priaznivý stav ochrany tak určených typov biotopov (na základe štruktúry aj funkcií), ako aj pridružených typických druhov, a preto uvažujú zjemnenie prístupu zahrnutím výberu konkrétnych požiadaviek daných cieľových druhov do všeobecných hospodárskych opatrení na ochranu biodiverzity.

Výber cieľových druhov je kritickou fázou a keďže nie je možné vziať do úvahy všetky druhy, výber reprezentatívnych cieľových druhov je dôležitým krokom. Pri ktorom by sme mali vziať do úvahy tieto aspekty. Po prvé, druhy, ktoré sa majú vybrať, by mali zahŕňať druhy, na ktoré sa nevzťahujú všeobecné riadiace opatrenia, a po druhé, mali by zahŕňať aj druhy, ktoré sa dajú ľahko monitorovať a môžu sa použiť ako nástroje monitorovania na hodnotenie toho, či zvolený manažment vedie k požadovaným výsledkom. Jonsson & Siitonen (2013) odporúčajú pri výbere cieľových druhov zohľadniť to, čo skutočne obmedzuje ich výskyt v lesnom prostredí a tento limitujúci faktor považujú za kritický pri riešení a môže sa použiť ako šablóna na nastavenie hospodárskych opatrení. Pri výbere cieľových druhov odporúčajú vziať do úvahy štyri typy faktorov obmedzujúce jednotlivé typy druhov: zdroje, rozloha biotopu, rozptyl a biologické procesy. V prípade jednotlivých druhov sa tieto štyri limitujúce faktory vzájomne nevylučujú, ale môžu sa ovplyvňovať s rôznou intenzitou.

7.1. Limitujúce faktory

Najjednoduchším dôvodom, prečo druh môže chýbať v lesnom poraste alebo v celej krajine, je to, že chýbajú vhodné zdroje. Uvedme napríklad saprofytické druhy. Mŕtve drevo je rôznorodý substrát, prichádza v mnohých rôznych formách a aj pri zjavne vysokých celkových objemoch môžu stále chýbať konkrétne druhy mŕtveho dreva. Napríklad rôzne druhy stromov, rôzne štádiá rozkladu, dostatočný rozmer, alebo činitele spôsobujúce odumieranie (biotické aj abiotické). Kombinácie týchto faktorov potenciálne predstavujú špecifické substráty potrebné pre niektoré cieľové druhy. Manažment by mal v ideálnom prípade zabezpečiť, aby bol k dispozícii celý rozsah uvedených faktorov (Jonsson & Siitonen 2013).

Mnoho špecializovaných druhov vyžaduje dostatočne veľké oblasti biotopu, kde množstvo kritického zdroja presahuje prahovú hodnotu špecifickú pre daný druh. Veľmi dobrým príkladom je štúdia Mikoláša *et al.* (2017), kde uvádza nároky na prostredie hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*), ktorý považujeme za veľmi dobrý príklad. Ďalej existuje rad štúdií zameraných na d'atle, ktoré ako špecializované druhy potrebujú relatívne veľké plochy lesa s dostatočným množstvom mŕtveho dreva ako napríklad už skôr spomínaný d'ateľ trojprstý (*Picoides tridactylus*).

Druhy žijúce na dočasných substrátoch, ako sú stromy, ktoré sa rozpadajú, sú závislé od opakovaného rozšírenia. Ich disperzná schopnosť sa však líši v závislosti od špecifickej životnosti ich substrátu a biotopu. Niektoré sa môžu vyskytnúť iba počas jedného leta na svojom substráte, ako napríklad väčšina kôrovcov chrobákov využívajúcich kambium nedávno uhynutých stromov, zatiaľ čo iné druhy môžu používať tú istú substrátovú jednotku celé desaťročia. Trvanlivosť substrátu predstavuje silný selekčný tlak, v dôsledku čoho majú rôzne druhy veľmi rozdielne disperzné kapacity. Fragmentácia lesnej krajiny, strata a rastúca izolácia konkrétnych biotopov alebo biotopov predstavujú osobitné riziko pre tie druhy, ktoré sú prispôsobené dlhodobým, ale v súčasnosti klesajúcim substrátom. V tomto prípade ide zväčša o druhy hmyzu.

Niektoré druhy sa vyskytujú hlavne alebo výlučne v konkrétnych vývojových fázach lesa. U týchto druhov je potrebné zachovať disturbančné procesy, ktoré vedú k sukcesii. V prípade saproxytických druhov to môže zahŕňať požiar, vietor, záplavy a ďalšie procesy, spôsobujúce odumieranie stromov. V niektorých prípadoch môže byť druh špecificky závislý od lokálnej kontinuity jeho substrátu, a hoci je potenciálne charakterizovaný ako dispergovaný, môže sa považovať za obmedzený proces, pretože je silne závislý od procesov generujúcich jeho substrát.

7.2. Zhrnutie poznatkov

Kritickou otázkou pri určovaní pomeru potrebných podmienok v rámci lesného prostredia je: „Koľko je dost?“. Ak by sa táto otázka dala zodpovedať jedinou odpoveďou, poskytla by lesníkom silný nástroj, s ktorým by mohli pracovať a dosiahnuť cieľ. Vzhľadom na veľké množstvo lesných druhov a aspektov, ktoré je potrebné zvážiť,

je však túto otázku ťažké zodpovedať. Pokiaľ ide o pomer pôvodného biotopu, ktorý je potrebné zachovať v krajinnej mierke, poukazuje väčšina empirických a teoretických štúdií na úroveň okolo 20%. . Aj keď môžeme predpokladať, že tieto hraničné hodnoty existujú pre väčšinu druhov, je pravdepodobné, že sa budú líšiť medzi druhmi, skupinami druhov a dokonca sa môžu líšiť aj pre tie isté druhy, ktoré sa vyskytujú v rôznych regiónoch. Hospodárenie zahŕňa množstvo kompromisov a je nepravdepodobné, že všetky ciele sa dajú dosiahnuť v rámci jedného lesného porastu. Súvisia s tým nielen konflikty medzi hospodárstvom a požiadavkami druhov na biotopy, ale aj konflikty medzi požiadavkami cieľových druhov. Ich požiadavky sa pravdepodobne budú líšiť, čo znemožní vytvorenie vhodných podmienok v každom konkrétnom lese pre všetky cieľové druhy. Z toho vyplýva, že je potrebné výslovne sa rozhodnúť, ktoré aspekty by sa mali v jednotlivých lesných porastoch zdôrazniť, a že pri plánovaní ochrany vrátane integračných prístupov sa musí zohľadniť rozsah krajiny. Toto je ešte dôležitejšie, pretože populácie mnohých druhov využívajú a potrebujú veľkú časť krajiny na svoje dlhodobé prežitie (Jonsson & Siitonen 2013).

8. Metodika

8.1. Štúdijné oblasti

Štúdia bola realizovaná v oblasti Západných Karpát na území Slovenskej republiky. Jednotlivé štúdijné oblasti boli v nadmorskej výške od 1244 do 1550 m n. m. a umiestnené v pozostatkoch prírodných lesov určených na základe národnej inventarizácie pralesov na Slovensku (Jasík & Polák 2011, Mikoláš *et al.* 2019).

Jednotlivé oblasti v ktorých boli umiestnené skusné plochy sa nachádzali v pohoriach s najväčšou rozlohou prírodných lesov s dominanciou smreku a to Vysoké Tatry (štyri lokality), Nízke Tatry (dve lokality), Oravské Beskydy (jedna lokalita), Veľká Fatra (dve lokality) a Poľana (jedna lokalita). Väčšina sa nachádzala na kyslom podloží tvorenom vyvretou metamorfovanou horninou (žulou). V druhovej skladbe v štúdijských plochách dominoval smrek obyčajný (*Picea abies*) (viac ako 90%). Ostatné druhy ako jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia* L.), jedľa biela (*Abies alba* Mill.), buk lesný (*Fagus sylvatica* L.), javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.), smrekovec opadavý (*Larix decidua* Mill.), borovice (*Pinus spp.*) a brezy (*Betula spp.*) boli iba primiešané. Rozloha porastov prirodzených horských lesov bola v rozpätí od 41 do 494 ha (v priemerne 185.4 ha). Rožný úhrn zrážok kolísal medzi 1205 a 1365 mm ročne a teplota kolísala od 1,6 do 3,4°C.

8.1.1. Popis štúdijských oblastí podľa orografických celkov podľa Jasík & Polák (2011)

8.1.1.1. Ďumbierske Nízke Tatry – Ďumbier

Lokalita sa nachádza v centrálnej časti Nízkych Tatier, cca 2 km severovýchodne od kóty Ďumbier v nadmorskej výške 1400 až 1550 m. Ide približne o 57 ha smrekového pralesa uchráneného od vplyvu pastvy a hospodárenia vďaka neprístupnému terénu. V pralesi dominuje pôvodná populácia smreka (*Picea abies*), ojedinele sa vyskytuje aj

jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*). Južná hranica lokality je v kontakte s prirodzenými porastami kosodreviny. Geologické podložie východnej časti lokality je tvorené granodioritmi d'umbierskeho typu. V tejto časti prevládajú smrekové lesy čučoriedkové s vegetáciou typickou pre horské smrekové lesy s bohato zastúpenými druhmi machorastov. V tejto časti lokality sa predpokladá okrajový vplyv pastvy, avšak bez významného ovplyvnenia prirodzených zákonitostí lesa. V západnej časti lokality je geologické podložie tvorené glaciálnymi sedimentami a skalnými morénami, čo prispelo ku vzniku diferencovanej štruktúry lesa, často s vertikálnym zápojom a maloplošnou textúrou. Na týchto miestach majú prevahu smrekové lesy vysokobylinné. Vegetácia na týchto stanovištiach je charakteristická dominanciou papradky alpínskej (*Athyrium distentifolium*) a na vlhších miestach s prímiesou mačuchy cesnačkovitej (*Adenostyles alliariae*). Početné sú prameniská s vlhkomilnou flórou. Lokalita spĺňa všetky atribúty pralesa, avšak stromy v týchto nadmorských výškach prirodzene nedosahujú také dimenzie ako v pralesoch nižších polôh. Charakteristické je bohaté zmladenie smreka na mŕtvom dreve, ktoré sa tu vyskytuje veľmi hojne a v rôznom stupni rozkladu. Lokalita je ako súčasť Národnej prírodnej rezervácie Ďumbier (s výmerou 2043,76 ha) chránená od roku 1973, zároveň je súčasťou Národného parku Nízke Tatry a územia európskeho významu Ďumbierske Nízke Tatry.

8.1.1.2. Ďumbierske Nízke Tatry – Bystrá

Lokality nájdeme na východných svahoch Baby (1 617,3 m n.m.) a Pálenice (1 653,8 m n.m.) - Malý a Veľký Volovec, Štandiarka, pod sedlom Príslop, na južnom svahu Chopku (2 023,6 m n.m.) a na severozápadných a západných svahoch masívu Veľkého Gápľa (1 776,5 m n.m.). V najnižších polohách sú vyvinuté jedľovo-bukové kvetnaté lesy s dominanciou buka a hojným zastúpením jedle (*Abies alba*), ktoré tu dosahujú obvod kmeňa až 455 cm. Prevažná časť plôch s výskytom tohto biotopu bola a je aj v súčasnosti intenzívne lesnícky obhospodarovaná. Od nadmorskej výšky 810 m (údolie Bystrianky) až takmer po pásmo smrečín vystupujú lipovo-javorové sutinové lesy. V celej doline sú najzachovalejším typom biotopu vďaka svojej viazanosti na stanovištia s vysokou povrchovou skeletnosťou. Aj v tomto biotope dominuje buk (*Fagus sylvatica*), avšak vysoké zastúpenie dosahuje javor horský (*Acer pseudoplatanus*). Na pásmo jedľových-

bučín výškovo miestami nadväzujú jedľové a jedľovo- -smrekové lesy, ojedinele aj javorovo-bukové horské lesy. Kým v prvom type majú výraznú prevahu ihličnaté dreviny (smrek a jedľa), v druhom type popri dominantnom buku a vtrúsenom javore horskom má významnejšie zastúpenie iba smrek, výskyt jedle je sporadický. Plošne najväčšiu časť pralesov reprezentujú smrekové lesy, hlavne smrekové lesy čučoriedkové. Popri výrazne dominantnom smreku tu hojnejšie rastie iba jarabina vtáčia. Vetrový polom z novembra 2004 a následné výrazné zvýšenie populačnej hustoty podkôrneho hmyzu spustili proces výrazného rozpadu smrekových lesov spojený s dynamickou obnovou týchto plôch. Špecifický charakter majú smrečiny zostupujúce hlboko do pásma bučín, a to na severne orientovaných, prevažne výrazne skeletnatých svahoch. Zaujímavosťou je aj prirodzený výskyt kosodreviny na skalných rebrách na dvoch miestach vo výške 890, resp. 1080 m n.m. Najkrajšie ukážky vysokobylinných smrekových lesov prirodzeného charakteru nájdeme pod sedlom Príslop a čiastočne aj na južných svahoch Chopku. Priemerný vek porastov sa pohybuje od 150 do 200 rokov, najstaršie stromy dosahujú vek cez 300-350 rokov. Celkovo sa v Bystrej doline zachoval prales na 6 miestach (89 ha, 92 ha, 49 ha, 33 ha, 136 ha a 25 ha) a na ďalších 2 miestach môžeme nájsť pralesové zvyšky s výmerou pod 25 ha (spolu vyše 20 ha). Integrita pralesov v niektorých častiach bola narušená pastvou dobytká v dávnejšej minulosti a ťažbou dreva tak v dávnejšej, ako aj v nedávnej minulosti. V súčasnosti realizovaná ťažba dreva a následné lesnícke práce môžu natrvalo pozmeniť prirodzený charakter týchto lokalít. Uvedené lokality nie sú osobitne chránené, sú súčasťou Národného parku Nízke Tatry a územia európskeho významu Ďumbierske Tatry. FSC Slovensko spracovalo projekt na vyhlásenie PR v tejto lokalite.

8.1.1.3. Belianske Tatry

Lokalita sa nachádza v doline Zadné Meďodoly v Belianskych Tatrách na úpätí severných svahov kóty Jahnence (1 862 m. n.m.). Porasty pralesovitého charakteru sa zachovali v nadmorskej výške od 1 450 do 1 550 m. n.m.. Podložie je budované karbonátovými aj kryštalickými horninami. Podľa typu podložia sa striedajú smrekové lesy vysokobylinné a smrekové lesy čučoriedkové. Tieto dva biotopy vo vyšších častiach dopĺňajú smrekovcovo-limbové lesy. Lokalita má všetky znaky pralesa s dostatkom stromov blízko fyzického veku a aj odumretých stromov v rôznom štádiu rozkladu. K

dominatnému smreku sa vo vyšších polohách pridáva limba, smrekovec, vŕba sliezka, jarabina vtáčia a kosodrevina. Prales je aj so širokým okolím súčasťou územia európskeho významu Tatry a Tatranského národného parku. Celá lokalita s výmerou 35 ha patrí do Národnej prírodnej rezervácie Javorová dolina. Rezervácia bola vyhlásená v roku 1991 na výmere 2 251 ha za účelom ochrany vzácnej flóry a fauny, krasového reliéfu a celkového krajinného rázu. Na ploche možno predpokladať ovplyvnenie pastvou v dávnej minulosti, najmä v blízkosti potoka. Smerom k hornej hranici lesa chýbajú staršie jedince limby alebo hrubé odumreté limby, čo môže indikovať selektívnu ťažbu limby v dávnej minulosti.

8.1.1.4. Vysoké Tatry – Kôprová dolina

Lokalita sa nachádza vo Vysokých Tatrách na západných až severozápadných svahoch Kriváňa (2 494 m. n.m.) v Kôprovej doline. Porasty pralesovitého charakteru sa zachovali v nadmorskej výške od 1 300 m. n.m. do 1 650 m. n. m. a prechádzajú od západných svahov kóty Vyšná Priehyba (1982 m. n. m.) cez záver Škaredého žľabu, Kotliny, oblasť Nefcerky až k južným svahom Hrubej kopy. Na lokalite sa nachádzajú na stredoeurópske pomery výnimočne zachované smrekovcovo – limbové lesy a smrekové pralesy. V najzachovalejších častiach sa vek jedincov borovice limby odhaduje na 500 – 800 rokov a vek najstarších smrekov presahuje 400 rokov. Predpokladá sa, že vek najstarších límb môže presahovať 1 000 rokov, najhrubšia evidovaná limba má obvod kmeňa 450 cm. Na celej lokalite je množstvo odumretého dreva v rôznych stupňoch rozkladu, pričom najviac mŕtveho dreva je v častiach porastov zasiahnutými prirodzenými disturbanciami. Horná hranica lesa vystupuje až nad 1 600 m n.m. a je veľká pravdepodobnosť, že nebola znížená zásahmi človeka. Lokalitu pretína viacero lavínových žľabov, ktorými kosodrevina zostupuje do pásma lesa. Na niektorých miestach je výrazne vyvinutá vrstva machorastov, ktoré v súvislých plochách pokrývajú skaly, padnuté kmene, či veľmi členitý povrch, čo spolu s tunajšími lesmi dodáva lokalite „divoký“ ráz. V porastoch dominuje smrek, pravidelne sa vyskytuje limba, ktorá miestami dosahuje zastúpenie až 30-40%. Vtrúsene sa vyskytujú aj ďalšie dreviny, predovšetkým jarabina vtáčia, smrekovec, zemolez čierny a na viacerých miestach aj kosodrevina. Prales je aj so širokým okolím súčasťou územia európskeho významu Tatry

a Tatranského národného parku. Celá lokalita s výmerou 125 ha patrí do Národnej prírodnej rezervácie Kôprová dolina. Rezervácia bola vyhlásená v roku 1991 na výmere 3 221 ha. Zachovalé morfológicky veľmi členité územie vytvára obraz karpatskej divočiny s dobrými existenčnými podmienkami pre vzácne a na vyrušovanie citlivé druhy fauny (veľké mäsožravce, kurovité vtáky, dravé vtáky a sovy). Oblasť Kôprovej doliny bola v stredoveku poznačená baníctvom. V lokalite Nefcerka sa nachádzala poľovnícka chata, ktorá vyhorela v roku 1909. V jej okolí je dodnes poznateľná ťažba dreva. Do lokality boli zaradené porasty bez známkov po ľudskej činnosti, predpokladané zásahy v minulosti mohli ovplyvniť spodné časti lokality. V lokalite prebieha dlhoročný lesnícky výskum.

8.1.1.5. Západné Tatry – Tichá dolina

Oblasť Tichej doliny patrí v rámci celého TANAP-u k najzachovalejším oblastiam. Prales sa tu zachoval na 6 miestach na celkovej výmere 221 ha. Porasty pralesovitého charakteru sa nachádzajú na pravej strane Tichej doliny severozápadne od kóty Žerucha (1 381,2 m n.m.), v oblasti Hlinnej doliny a Hlinského hrebeňa, v Javorovej doline, v závere Tomanovej doliny a v Kamenej Tichej. Z biotopov dominujú smrekové lesy čučoriedkové, v niektorých častiach sa zachovali smrekovcovo-limbové lesy. Lesy majú všetky znaky pralesa, vrátane množstva odumretého dreva vo vyšších stupňoch rozkladu a prítomnosti stromov blízko fyzického veku. V súčasnosti, v dôsledku prirodzených disturbancií (vietor, podkôrny hmyz), sa lesy na mnohých častiach lokality dostali do štádia rozpadu a prebieha v nich veľmi dynamická obnova. Dominuje tu smrek (*Picea abies*), miestami je hojnejšia ešte limba (*Pinus cembra*), ojedinele smrekovec (*Larix decidua*). V posledných desaťročiach sa výraznejšie uplatňuje na viacerých miestach po disturbanciách aj jarabina (*Sorbus aucuparia*). V lokalite boli identifikované dva typy biotopov - smrekové lesy čučoriedkové a smrekovcovo-limbové lesy. Prales je aj so širokým okolím súčasťou územia európskeho významu Tatry a Tatranského národného parku. Celá lokalita s výmerou 221 ha patrí do Národnej prírodnej rezervácie Tichá dolina. Rezervácia bola vyhlásená v roku 1991 na výmere 5 967 ha. Území rezervácie je domovom viacerých vzácných druhov flóry a významnou lokalitou karpatskej fauny. Znaky po ľudskej činnosti z posledných desaťročí sú len ojedinelé

(napr. spillovanie stromov a ich ponechanie na mieste), v dávnejšej minulosti možno predpokladať ovplyvnenie ťažbou (pomiestna selektívna ťažba limby) a pastvou, dnes už však známky po pasení nie sú v lokalite pralesa viditeľné.

8.1.1.6. Oravské Beskydy – Pilsko

Jeden z najrozsiahlejších slovenských pralesov, chránený od roku 1967, sa rozprestiera po obvode druhej najvyššej hory Oravských Beskýd – Pilska (1 556,9 m n.m.). Z celkovej výmery bývalej rezervácie takmer 810 ha boli pralesovité lesné formácie identifikované na ploche vyše 433 ha v nadmorskej výške od 1 140 do 1 470 m. Absolútne dominantným typom biotopu sú smrekové lesy čučoriedkové, ktoré miestami plynule prechádzajú do pásma kosodreviny. Zaujímavosťou je pomerne významné zastúpenie borievky nízkej v subalpínskom vegetačnom stupni. Tento bol v dávnejšej minulosti silne poznačený činnosťou človeka, značná časť porastov bola odstránená pre získanie pasienkov. Pastvou boli ovplyvnené aj najvyššie položené časti smrekového vegetačného stupňa. Už niekoľko desaťročí prebieha spontánna, aj človekom podporená regenerácia týchto priestorov. V porastoch dominuje smrek, pravidelnou prímесou je jarabina vtáčia, zriedkavejšie sa vyskytuje ríbezľa alpínska a len ojedinele aj ďalšie dreviny (buk, javor horský, jedľa). Podobne ako v iných prirodzených smrekových lesoch, aj tu môžeme pozorovať dve výškové pásma smrečín, líšiace sa štruktúrou a vývojom. Hranica v prípade Pilska prebieha zhruba vo výške 1400 m n.m.. V nižšie položených častiach dosahujú smrekové výšok a hrúbku aj viac ako 1 m. Priemerný vek porastov sa pohybuje od 170 do 210 rokov. V súčasnosti je vývoj porastov na pomerne veľkých plochách dynamický v dôsledku prirodzených disturbancií (vietor, podkôrny hmyz). Iba na nepatrnej ploche sa zachovali bukové a jedľovo-bukové kvetnaté lesy, najkrajšia ukážka tohto typu biotopu je mimo prísnej ochrany. Lesné porasty Pilska sú významným refúgiom zooceóz montánneho karpatského lesa s výskytom viacerých vzácných druhov fauny, napr. pôtik kapcavý, kuvičok vrabčí, d'ateľ trojprstý, sluka lesná, hlucháň hôrny či veľké mäsožravce. Lokalita je súčasťou A-zóny CHKO Horná Orava a súčasne územia európskeho významu Pilsko. V území sa už dlhodobo realizuje vedecký výskum. Ťažba dreva v dávnejšej minulosti narušila malú časť pralesa.

8.1.1.7. Poľana

Plošne najväčší prales nájdeme v najvyšších polohách Poľany v masíve kót Predná Poľana (1 367,1 m n.m.) a Poľana (1 457,8 m n.m.) v rámci Národnej prírodnej rezervácie Zadná Poľana a výnimočne aj mimo nej. Môžeme tu nájsť rôzne typy lesných biotopov. V najnižších polohách sú vyvinuté jedľovo-bukové kvetnaté lesy dominanciou buka a hojným zastúpením jedle. Ďalšie dreviny sa vyskytujú len ako prímies (smrek, javor horský, jarabina vtáčia). V pásme bučín na skeletnatých lokalitách, sutinách či výraznejších dolinkách sú vyvinuté lipovo-javorové sutinové lesy. Aj v tomto biotope dominuje buk, avšak vysoké zastúpenie dosahuje ešte javor horský, podstatne s menšou frekvenciou sa vyskytujú brest horský, jaseň štíhly, jedľa a smrek, veľmi zriedkavo aj javor mliečny. Miestami na pásmo jedľo-bučín výškovo nadväzujú javorovo-bukové horské lesy, kde popri dominantnom buku a vtrúsenom javore horskom má významnejšie zastúpenie iba smrek, výskyt jedle je sporadický. Ostrovčekovite bol na západnom okraji územia zaevidovaný aj biotop jedľových a jedľovo-smrekových lesov, viazaný na okolie skalných výstupov, stabilizovaných sutín či veľmi strmých svahov. Plošne najväčšiu časť pralesov reprezentujú smrekové lesy, hlavne smrekové lesy vysokobylinné nadväzujúce na pásmo jedľo-bučín alebo javorovo-bukových horských lesov. Popri výrazne dominantnom smreku tu hojnejšie rastie iba jarabina vtáčia, pravidelnejšie ešte javor horský, ktorý v čučoriedkových smrečinách chýba. V oboch typoch smrečín je výraznejšie vyvinuté krovinaté poscho-die tvorené popri zmladení drevín stromovej etáže hlavne zemolezom čiernym, ružou ovisnutou a nižšom výškovom pásme a na južnej až juhovýchodnej expozícií aj bukom. V odbornej literatúre sa smrečina na Zadnej Poľane uvádza ako najjužnejšia klimaxová smrečina na Slovensku. V súčasnosti niektoré časti územia prechádzajú pomerne dynamickým vývojom (hlavne plochy smrečín na južných a juhovýchodných expozíciách) charakterizovaným postupným odumieraním stromovej vrstvy, ktoré je spojené s dynamickou obnovou týchto plôch nielen smrekom, ale aj bukom a sporadicky aj jedľou. Priemerný vek porastov sa pohybuje od 170 do 220 rokov, najstaršie stromy dosahujú vek okolo 350-400 rokov. Celkovo sa na Zadnej Poľane prales zachoval v dvoch väčších enklávach o výmere 338 ha a 138 ha, na ďalších 4 miestach môžeme nájsť pralesové zvyšky s výmerou pod 25 ha (takmer 24 ha). Integrita pralesov v niektorých častiach bola narušená pastvou dobytká a ťažbou dreva v dávnejšej minulosti. V súčasnosti je rezervácia ohrozená, napriek najprísnejšej zákonnej ochrane, neustálymi snahami o ťažbu dreva na podstatnej časti jej územia. Ťažba dreva a následné

lesnícke práce môžu natrvalo pozmeniť prirodzený charakter týchto lokalít. Rozsiahle plochy prirodzených a prírode blízkych lesov rôznych typov v rôznom štádiu vývoja vytvára ideálne a jedinečné podmienky pre množstvo vzácných a chránených druhov fauny od bezstavovcov až po veľké šelmy. Pomerne vážnym problémom v niektorých častiach tohto územia je rozsiahle poškodzovanie prirodzeného zmladenia jeleňom, čo vedie k výraznej stagnácii odrastania obnovy niektorých drevín (najmä jedľa, jaseň a javor). Lokality sú súčasťou CHKO Poľana, biosférickej rezervácie Poľana a územia európskeho významu Poľana. Územie NPR ako aj celej CHKO Poľana je už dlhodobo využívané na vedecký výskum.

8.1.1.8. Veľká Fatra – Jánošíkova kolkáreň

Pralesová lokalita sa nachádza v severovýchodnej časti hlavného hrebeňa Veľká Fatra pod temenom kóty Malá Smrekovica (1489 m n. m.) v nadmorskej výške 1 250 - 1 489 m. Pralesová lokalita sa nachádza v rovnomennej národnej prírodnej rezervácii, ktorá bola vyhlásená v roku 1964. Geologický podklad tvoria prevažne granodiority, na ktorých sa vytvorili chudobné podzolové pôdy. Po okrajoch lokality je karbonátový podklad, a to predovšetkým v severnej časti lokality. Klíma je veľmi chladná s krátkym vegetačným obdobím. Z lesných typov biotopov zaberá najväčšiu plochu biotop smrekových lesov čučoriedkových. V menšej miere, v dolinke na sever od Malej Smrekovice a na severnom okraji lokality, sa vyskytujú aj smrekové lesy vysokobylinné a pri východnom okraji pralesovej lokality aj biotop bukových a bukovo-jedľových kvetnatých lesov. Smrekové lesy sú diferencované v dvoch výškových variantoch, pričom lesy približne nad 1400 m n. m. majú vysokohorský a prirodzene rozvoľnenejší charakter a štruktúru, čo je na južnom okraji čiastočne podmienené aj pastvou v dávnej minulosti. Ostatné nižšie položené smrekové lesy majú charakter plne zapojených smrekových lesov čučoriedkových, kde sa v podraze prakticky vyskytuje len čučoriedka. Vyššie položené miesta sú prevažne v štádiu rozpadu, prípadne už aj v štádiu dorastania. Naopak, nižšie položené časti sú prevažne v štádiu optima. Niektoré časti pralesa sa zdanlivo rozpadajú aj na väčších plochách vplyvom rôznych narušení, a to predovšetkým vetrom, snehom a pôsobením podkôrneho hmyzu. Rozpad na týchto plochách je však dlhodobý, čo dokazujú aj viaceré štompy a mŕtve drevo, ktoré je už dlhšiu dobu zoschnuté, ako aj

výskumy realizované na ploche pralesa v minulom storočí. Obnova týchto lesov prebieha spontánne v malých plôškach, resp. mozaikách. Na niektorých miestach sa obnovuje priamo smrek – zvyčajne na popadanom odumretom dreve a na iných miestach sa les obnovuje cez jarabinu vtáčiu. Veľkosť takýchto plôšok je často však len niekoľko metrov štvorcových a plôšky obnovovaných lesíkov majú rôzny vek v závislosti od postupného rozpadu plôch. Územie je preto veľmi vhodné na pozorovanie dynamiky vývoja prirodzených pralesových horských a vysokohorských smrekových formácií. Veľmi zaujímavý je aj prechod k bukovým pralesovým formáciám na východnom okraji, ktoré sa však nezachovali na väčšej výmere vhodnej pre zachovanie prirodzenej dynamiky týchto lesov. Prechod k týmto typom biotopov je však pomerne ostrý, čo môže byť podmienené viacerými faktormi (východná expozícia, zmena podkladu a pod.). Vek smrekov v časti, ktorú môžeme považovať za štádium optima, sa pohyboval v rozpätí 150 až 250 rokov, výnimočne aj viac, a to napriek tomu, že ich hrúbka bola približne rovnaká. Do pralesovej lokality sú zahrnuté aj segmenty prírodných lesov, ktoré nespĺňajú kritéria pre zaradenie do pralesu. Rozloha týchto častí je 21,46 % z pralesovej lokality. Dôvodom zaradenia do lokality je ich veľmi dobrý stav a výborné vyhliadky do budúcnosti, nakoľko tieto časti sa nachádzajú v ucelenom lesnom komplexe rezervácie Jánošíková kolkáraň. Hlavným hrebeňom prechádza značená turistická trasa a podobne aj okrajom pralesovej lokality v doline Vyšné Matejkovo.

8.1.1.9. Veľká Fatra – Smrekovica

V hrebeňových polohách masívu Smrekovice (1 530,2 m n.m.) 4 km severozápadne od Liptovskej Osady sa zachovali pekné ukážky smrekových lesov pralesovitého charakteru. Samotné ploché temeno masívu bolo odlesnené a ešte na začiatku 20. storočia intenzívne využívané ako pasienky. Je veľmi pravdepodobné, že pastva ovplyvňovala aj strmšie neodlesnené svahy. V masíve absolútne dominujú smrekové lesy čučoriedkové, kde popri smreku rastie hojnejšie len jarabina vtáčia, veľmi zriedkavo aj javor horský, jedľa a buk prevažne obmedzeného vzrastu. Najhrubšie smreký majú priemer okolo 1 metra, najstaršie porasty majú priemerný vek viac ako 250 rokov. Najmä v blízkosti hrebeňa má les rozvoľnený charakter s bohato vyvinutým bylinným poschodím. Napriek pomerne malému počtu rastlinných druhov tvoriacich toto

spoločenstvo, tu rastie niekoľko vzácnejších taxónov. Lesné porasty Smrekovice sú významným refúgiom viacerých vzácných druhov fauny, napr. pôtik kapcavý, d'ateľ trojprstý, sluka lesná, ale najmä hlucháň hôrny. Porasty pralesovitého charakteru, ktoré nájdeme od nadmorskej výšky 1 250 m n.m. až do cca 1460 m n.m. sú na viacerých miestach prerušené bývalými lúkami, plochami po ťažbe dreva, podsadbami. Vzhľadom na nastupujúce štádium rozpadu na prevažnej časti pralesa prejavujúce sa častejšími disturbanciami (vietor, podkôrny hmyz), sú tieto porasty veľmi akútne ohrozené bežnými lesníckymi činnosťami. Ochrana lokality s výmerou pralesa cca 168 ha je nedostatočná, časť leží v národnom parku Veľká Fatra, časť v jeho ochrannom pásme. Celé územie je súčasťou územia európskeho významu Veľká Fatra. K ovplyvneniu pralesa došlo pastvou v dávnejšej minulosti a zásahmi do lesných porastov posledných rokov. V súčasnosti realizovaná ťažba dreva a následné lesnícke práce môžu natrvalo pozmeniť prirodzený charakter tejto lokality. FSC Slovensko spracovalo projekt na vyhlásenie PR v tejto lokalite.

Vo vyššie uvedených 10 oblastiach bolo založených 145 výskumných plôch, ako súčasť medzinárodného projektu na výskum pralesov, na základe stratifikovaného náhodného výberu (Svoboda *et al.* 2014). A dendrochronologická analýza bola publikovaná v štúdií Jandu *et al.* (2017). Na monitoring výskytu vtákov, bolo vybraných 57 výskumných plôch (šesť plôch na každé stanovisko, s výnimkou Vysokých Tatier, zahŕňajúcich iba štyri). Na každom stanovisku boli výskumné plochy založené tak, aby pokryli celý gradient závažnosti/sily disturbancií trvajúcich počas posledných 250 rokov. A z tohto dôvodu sme rozdelili plochy zo štúdie Jandu *et al.* (2017) podľa načasovania disturbančných udalostí do troch rovnako veľkých tried. Každá trieda zahŕňala 2 výskumné plochy nachádzajúce sa na miestach postihnutých disturbanciou rôznej sily (pokiaľ to bolo možné), na každom stanovisku. Súčasne sme nezakladali žiadne ďalšie plochy vo vzdialenosti do 150 m okolo už založených plôch, aby sme minimalizovali multiplikáciu záznamov jednotlivých vtákov na rôznych plochách. Priemerná vzdialenosť medzi plochami v porastoch bola 1,2 km (v rozsahu od 0,5 do 2,8 km).

8.2. Údaje o štruktúre

Štruktúralne parametre porastov boli merané v roku 2017 na všetkých výskumných plochách v rádiu(se) 17.84 m okolo stredu výskumnej plochy (1000 m²) na Poľane a 21.85 m (1500 m²) na všetkých ostatných. Plochy na Poľane boli založené na základe jemne odlišného, no porovnateľného protokolu. A na zohľadnenie tohto rozdielu boli analyzované parametre normalizované na hektár. Stred výskumných plôch bol určený ako bod na monitoring vtáctva.

Počty obnovujúcich sa jedincov boli na úrovni plochy sčítavané v troch výškových kategóriách: 0,5 – 1,3 m; 1,3 – 2,5 m a >2,5 m (zároveň s priemerom v prsnej výške (DBH) menším ako 6 cm). Všetky ostatné, živé aj mŕtve stromy s priemerom (DBH) väčším ako 6 cm (vrátane 6 cm) boli spočítané priemer DBH bol zmeraný s meracím pásmom. Taktiež boli presne zmapované s pomocou laserových diaľkometerov a špeciálne uspošobeneho software (Field-Map; Monitoring and Mapping Solutions, Jílové u Prahy, Czech Republic). Taktiež sme zaznamenávali druhy stromov vyskytujúce sa v hornej aj dolnej stromovej etáži.

Ležiace mŕtve drevo s hrúbkou nad 10 cm sme merali/zaznamenávali pomocou vyššie spomínaného software Field-Map. Oba konce boli zaznamenané pomocou laseru a priemer bol odmeraný priemerkou. Zaznamenávané bolo taktiež priemerné štádium rozkladu (1-5) a druhy drevín pre každý kus (Stokland *et al.* 2012). Výška stojaceho mŕtveho dreva s priemerom DBH viac ako 6 cm bola stanovená do výškových kategórií (0 -10 m; 10 – 20 h; 20 – 30 m). Následne bol spočítaný celkový objem mŕtveho dreva (stojaceho i ležiaceho). Taktiež sme vizuálne určili typy substrátových alebo stromových mikrohabitatov (TreM) na všetkých živých či mŕtvych stromoch na báze štandardizovanej typológie (Larrieu *et al.* 1018). A následne sme zhrnuli pozorovania jednotlivých TreM typov do jednotlivých kategórií (Paillet *et al.* 2017). Ďalej sme vybrali tie, ktoré boli relevantné pre vtáctvo (dutiny, praskliny, opadnutú kôru a mŕtve drevo v korunách).

Priemer medzier v zápoji bol vypočítaný zo širokohlých/hemisférických fotografií zo šiestich miest na každej ploche. Tie boli spracované a analyzované pomocou softvéru na spracovanie fotografií (WinSCANOPY; Regent Instruments, Ste-Foy, Quebec, Canada). Jednotlivé pixely boli klasifikované do tried s dominujúcou oblohou alebo korunami na základe ich spektrálnych vlastností.

8.3. Veková štruktúra

Veková štruktúra bola založená na dátach dendroekologickej štúdií v regióne (Janda *et al.* 2017). Generátorom náhodných čísel bolo vybraných 25 živých dominantných stromov na každej ploche, ktoré boli vŕtané vo výške 1 m. Z každého stromu bol odobraný jeden vývrt orientovaný kolmo na spádnicu a spracovaný podľa štandardných dendrochronologických postupov. Hrúbky letokruhov boli merané s LintabTM posuvným meracím zariadením a TsapWin softvérom (RINNTECH, Heidelberg, Germany, <http://www.rinntech.com>). V prípade chýbajúceho jadra sme počet letokruhov určili dodatočne (Duncan 1989). A nakoniec boli vývrty vizuálne krížovo datované a overené s pomocou COFECHA (Holmes 1983). Na každej ploche bol vypočítaný priemerný vek, stredný vek a vek piatich najstarších stromov. Detailnejšie informácie o spracovávaní dendrochronologických dát sú publikované v štúdií Janda *et al.* (2017).

8.4. Zhromažďovanie údajov o vtáctve

Na všetkých plochách boli zozbierané údaje o výskyte vybraných druhoch – hlucháň hôrny (*Tetrao urogallus*), jariabok hôrny (*Tetrastes bonasia*), d'ateľ trojprstý (*Picoides tridactylus*) a kuvičok vrabčí (*Glaucidium passerinum*) – od konca apríla do konca júna.. Každú plochu sme navštívili tri krát počas oboch sezón v rokoch 2017 a 2018. okrem troch lokalít (Koprova, Tichá a JHlinná), ktoré boli v roku 2017 navštívené dvakrát. Bola použitá technika bodového transektu, pričom sčítací bod sa nachádzal v strede každej plochy (Verner 1985). Všetky sčítania na každej ploche trvali 10 minút a zaznamenávali sa vtáky vo vzdialenosti 30 m od stredu plochy. Zaznamenávali sme všetky vtáky bez ohľadu na vek a pohlavie, no väčšina záznamov bola založená na zaznamenávaní zvukových prejavov vtákov a obzvlášť ich teritoriálnych prejavov. Po príchode na danú plochu sme pred sčítaním strávili jednu minútu potichu, aby sme minimalizovali rušivý vplyv pozorovateľa na vtáčiu aktivitu (Sutherland 2006). Sčítania boli vykonávané včas ráno, zväčša po svitaní (5:00 – 10:00) a iba za optimálneho počasia bez hustého dažďa a silného vetru (Moning & Muller 2008).

8.5. Vyhodnotenie údajov

Zaznamenané údaje sme spracovávali v programe Microsoft Excel. Hodnoty jednotlivých štruktúrnych premenných sme rozdelili podľa presencie a absencie pozorovaných druhov na jednotlivých plochách.

Vyhodnocovaný bol vplyv na výskyt štyroch vzácných druhov. Prvým bol kuvičok vrabčí (*Glaucidium passerinum*), ďalej d'ateľ trojprstý (*Picoides tridactylus*), jariabok hôrny (*Tetrastes bonasia*) a hlucháň hôrny (*Tetrao urogallus*). Tieto druhy boli navrhnuté ako ukazovatele rôznych doplnkových štruktúrnych atribútov lesa a sú predstaviteľmi rôznych ekologických ník v ekosystéme horských lesov.

Hlucháň hôrny a d'ateľ trojprstý sa navyše považujú za zastrešujúce druhy pre pridružené ekologické spoločenstvá, čím podporujú náš cieľ vyhodnotiť riadiace opatrenia, ktoré môžu podporovať širšiu škálu biodiverzity v horských lesoch. Modelové druhy vykazujú vysoký stupeň špecializácie, čo uľahčuje sledovanie ich reakcií na

vegetačné štruktúry a ich variácie súvisiace s podnebím. Hlucháň hôrny sa považuje za ukazovateľ pre štruktúralne bohaté, boreálne a horské lesné biotopy. Pre tieto biotopy je charakteristický stredný zápoj, vysoký podiel starých a otvorených porastov a bohatá prízemná vegetácia - v ideálnom prípade dominuje čučoriedka (*Vaccinium myrtillus*). Podobne ako u hlucháňa hôrneho, aj v prípade jariabka je vyžadovaný štruktúrne bohatý porast, ale uprednostňuje mladšie po sebe nasledujúce stupne s dostatočným počtom stromov a kríkov s bobuľami alebo lieskami a krami. Hustá spodná etáž kríkov a bylín ďalej poskytuje potravné biotopy a krytie pred predátormi pre hniezda oboch druhov.

Tvorbou dutín poskytuje d'ateľ trojprstý dostatok vhodného hniezdneho biotopu pre rôzne druhy dutinových hniezdičov, vtákov aj netopierov, a preto sa považuje za kľúčový druh. Živí sa hlavne podkôrníkov a drevokazného hmyzu, ktorý sa vyskytujú prevažne v umierajúcich a mŕtvych ihličnatých stromoch (väčšinou smrek (*Picea abies*). Mŕtve stromy, pne a umierajúce stromy sú preto jedným z najdôležitejších biotopov pre hľadanie potravy.

Kuvičok je najmenším vtáčím dravcom v európskych boreálnych a horských lesoch. Loví drobné cicavce, ako aj vtáky, hmyz a plazy a využíva dutiny, ktoré vytvorili d'atle na hniezdenie, ako aj na hromadenie potravy. Vyhovuje mu kombinácia hustých mladých porastov s vysokým porastom a otvoreného starého lesa s niektorými malými pasienkami. Na lov sa často používajú vnútorné okraje lesov a hrany medzi po sebe nasledujúcimi fázami (Braunisch *et al.* 2014).

Zamerali sme sa na parametre popisujúce prostredie, ako nadmorská výška a orientácia lokality. Ďalej parametre popisujúce porastové charakteristiky ako stredný vek, disturbanciami riadené medzery v korunovom zápoji, zmladenie ihličnatých drevín na štyroch úrovniach (0 – 50 cm, 50 – 130 cm, 130 – 250 cm a >250 cm s DBH do 100 mm). Počet živých a odumretých veľkých stromov s DBH nad 500 mm, počet mikrobiotopov (dutiny, praskliny, odlúpená kôra, odumreté konáre v korunách a pod.), a nakoniec množstvo ležiaceho mŕtveho dreva, stojaceho mŕtveho dreva (DBH >60 mm) a celkový objem mŕtveho dreva.

Vypočítali sme základné parametre – priemer, smerodajnú odchýlku, interval spoľahlivosti ($\alpha=0,05$), určili minimálnu a maximálnu hodnotu a tieto sme na základe rozdielov porovnávali v grafoch a zobrazili v tabuľkách pre každý druh.

9. Výsledky

9.1. Porovnanie plôch s výskytom a absenciou kuvička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*)

Kuvičok sa vyskytoval iba na 5 z 57 skusných plôch, čo predstavuje iba 8,77% z celkového počtu a zaznamenaných bolo iba 9 kusov.

Tabuľka č.1 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou kuvička (červená farba), so skusnými plochami s jeho výskytom (čierna farba).

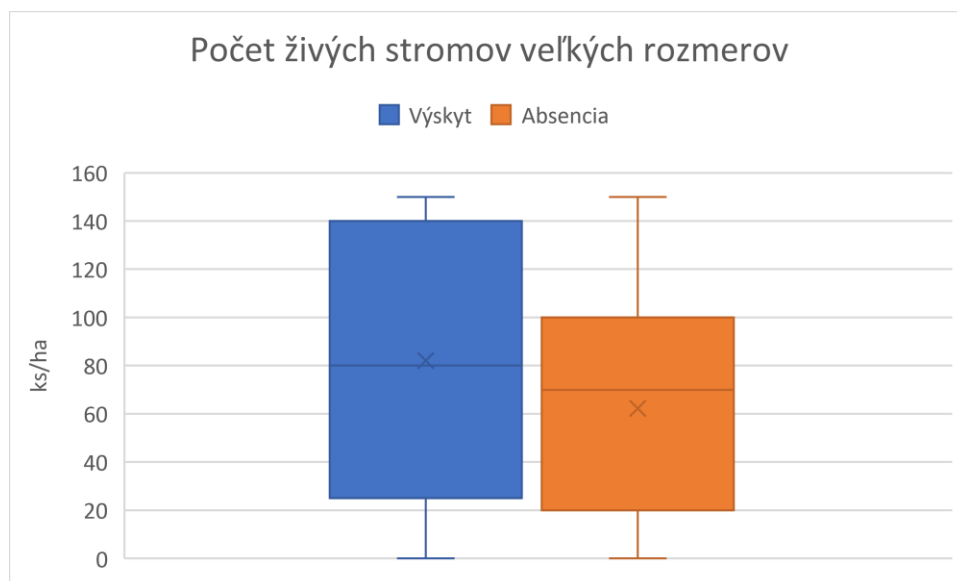
| <i>Glaucidum passerinum</i> | | | | | | |
|---|----------|------|------|------------------------|------|---------------------------|
| Premenná | Jednotky | Min | Max | Smerodajná odchýlka | Ø | Interval spoľahlivosti |
| Stanovištné podmienky | | | | | | |
| Nadmorská výška | m n. m. | 1244 | 1535 | 61.1946 | 1393 | 16.8673 |
| | m n. m | 1319 | 1481 | 61.4589 | 1387 | 76.3113 |
| Orientácia stanoviska | ° | 3 | 358 | 109.7830 | 193 | 30.2599 |
| | ° | 179 | 340 | 71.3569 | 253 | 88.6012 |
| Stromová vrstva | | | | | | |
| Počet živých stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 150 | 41.3443 | 62 | 11.3959 |
| | ks/ha | 0 | 150 | 60.5805 | 82 | 75.2207 |
| Počet mŕtvych stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 130 | 33.3742 | 30.2 | 9.1991 |
| | ks/ha | 0 | 40 | 18.1659 | 16 | 22.5559 |
| Mikrobiotopy (dutiny) | ks/ha | 0 | 16 | 3.7590 | 3.85 | 1.0361 |
| | ks/ha | 0 | 5 | 1.8166 | 2.4 | 2.2556 |

| | | | | | | |
|--|--------------------|------|-------|-----------|------|-----------|
| Stredný vek porastu | rok | 13.5 | 187 | 44.5153 | 128 | 12.2699 |
| | rok | 69 | 225 | 58.3464 | 150 | 72.4466 |
| Korunový zápoj | % | 0.06 | 50.46 | 9.9281 | 10.9 | 2.7365 |
| | % | 5.49 | 17.58 | 4.8897 | 12.7 | 6.0714 |
| Obnova ihličnatého porastu (0 – 50 cm) | ks/ha | 0 | 38000 | 7120.5680 | 4235 | 1962.6716 |
| | ks/ha | 0 | 14000 | 5941.3803 | 3600 | 7377.1980 |
| Obnova ihličnatého porastu (50 – 130 cm) | ks/ha | 0 | 3760 | 853.6944 | 755 | 235.3073 |
| | ks/ha | 200 | 2350 | 1006.4790 | 1140 | 1249.7088 |
| Obnova ihličnatého porastu (130 – 250 cm) | ks/ha | 0 | 1200 | 269.3865 | 171 | 74.2521 |
| | ks/ha | 80 | 520 | 207.9663 | 300 | 258.2243 |
| Obnova ihličnatého porastu (>250 cm; DBH <100 mm) | ks/ha | 0 | 680 | 142.6705 | 74.7 | 39.3249 |
| | ks/ha | 20 | 210 | 79.0569 | 70 | 98.1621 |
| Mŕtve drevo | | | | | | |
| Objem ležiaceho mŕtveho dreva | m ³ /ha | 28.8 | 402.9 | 75.5796 | 133 | 20.8323 |
| | m ³ /ha | 26.8 | 213.5 | 69.9507 | 140 | 86.8552 |
| Objem stojaceho mŕtveho dreva (DBH >60 mm) | m ³ /ha | 0 | 823 | 184.7981 | 167 | 50.9367 |
| | m ³ /ha | 23 | 409 | 160.0366 | 126 | 198.7116 |
| Mŕtve drevo celkom | m ³ /ha | 37.8 | 943.8 | 213.2439 | 300 | 58.7773 |
| | m ³ /ha | 68.8 | 545.7 | 177.6174 | 267 | 220.5411 |

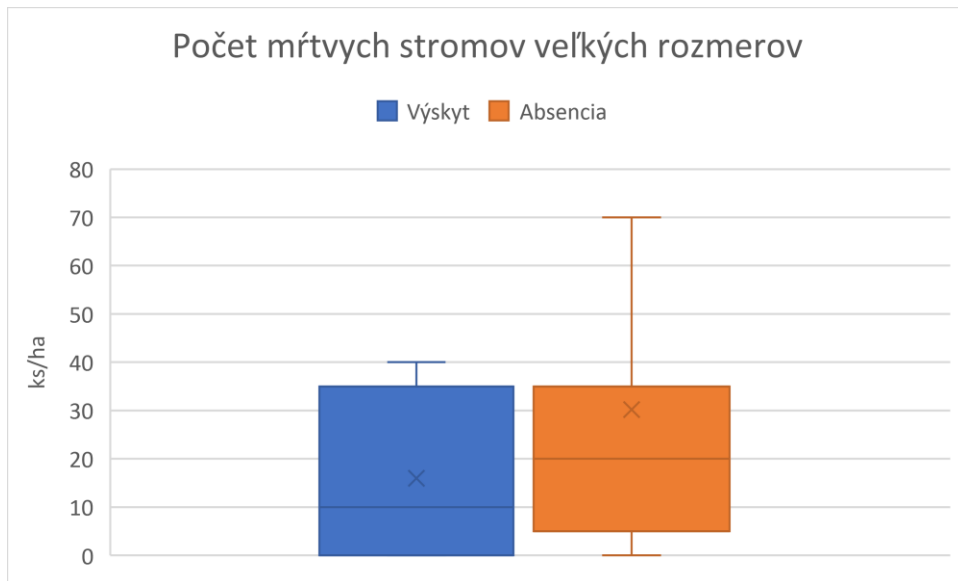
9.1.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky

Výsledky ukazujú, že kvičok sa viaže na staršie porasty s priemerným vekom 150 rokov s výskytom väčšieho množstva habitatových stromov veľkých rozmerov (82) s malými porastovými medzerami s priemerom 12.7%. No k mŕtvym stromom či počtu mikrohabitatov nevykázal žiadnu koreláciu. Rovnako ako k nadmorskej výške čo orientácií stanoviska.

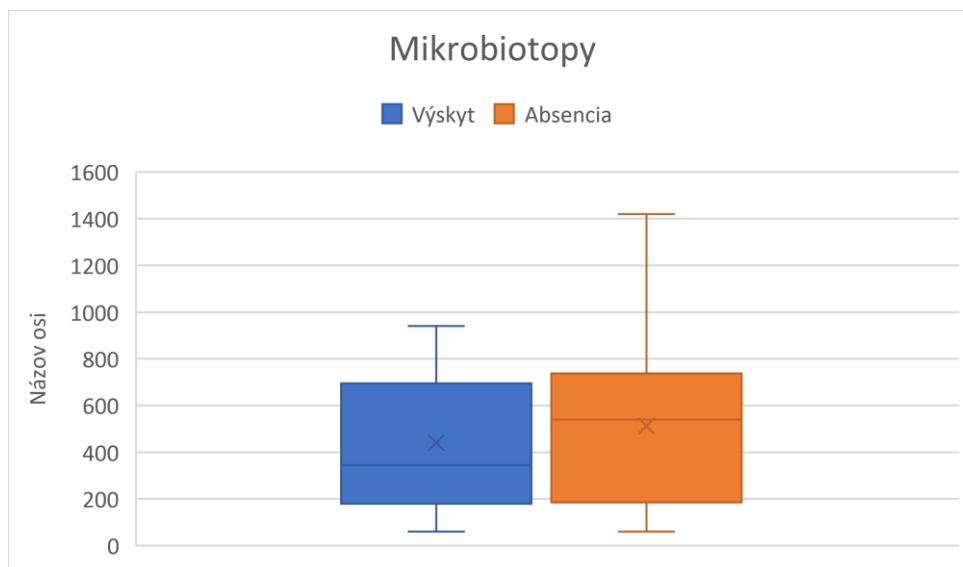
Taktiež sa podľa grafov vyskytoval na plochách s vyšším počtom zmladenia vo výške od 50 do 250 cm, kde bolo priemerné počty kusov 1140 (2. kategória) a 300 (3. kategória) kusov na hektár. A na plochách s väčším počtom zmladenia do 50 cm a nad 250 cm sa vyskytoval menej. Priemerné počty kusov na hektár boli 3600 kusov pri zmladení do 50 cm a 70 kusov pri výške nad 250 cm.



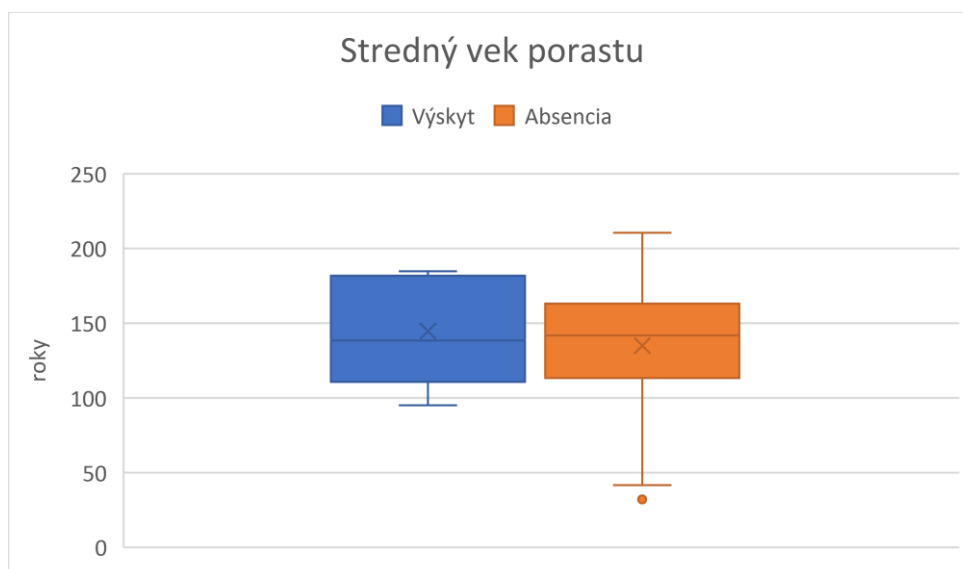
Graf č.1: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou kvička vrabčieho (*Glaucidium passerinum*).



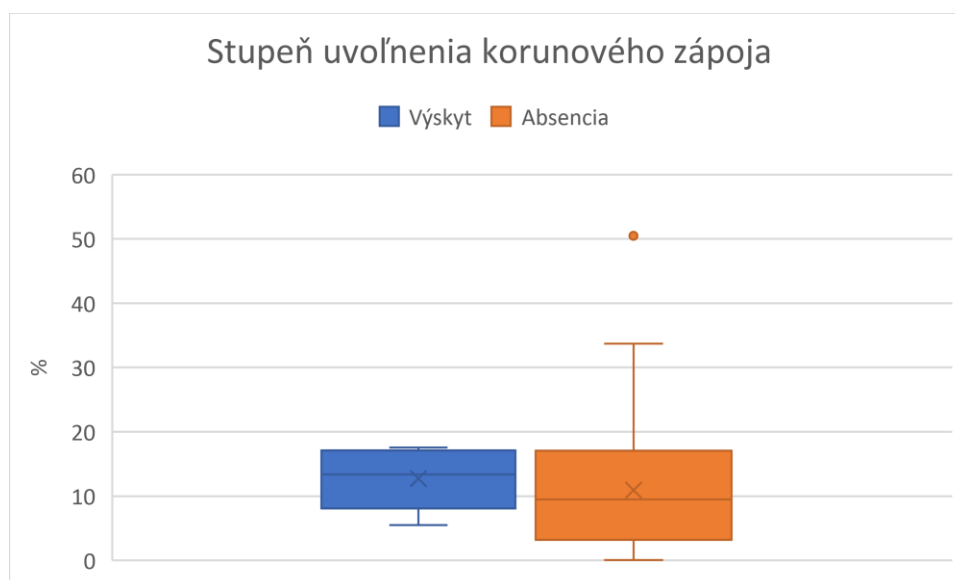
Graf č.2: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



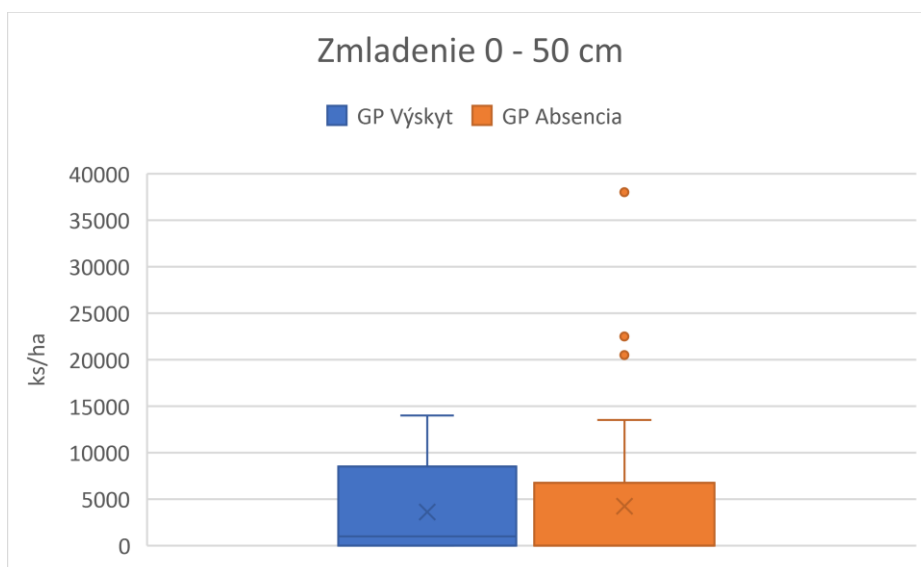
Graf č.3: Porovnanie počtu mikrobiotopov na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



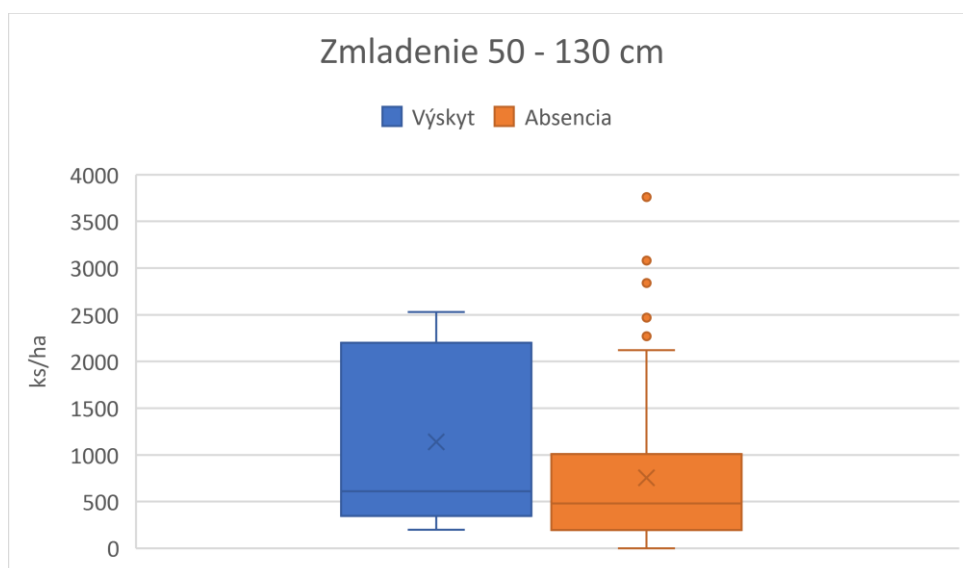
Graf č.4: Porovnanie stredného veku na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



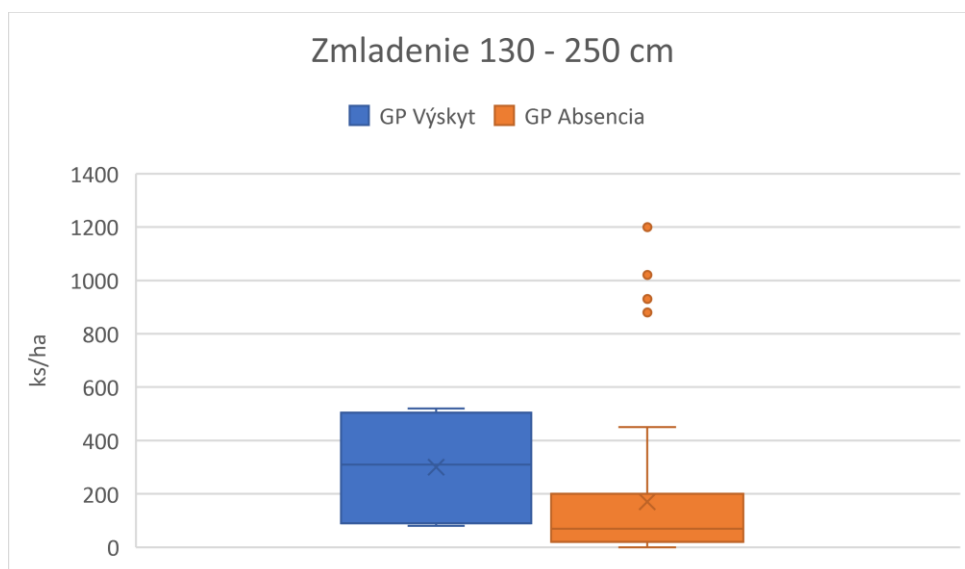
Graf č.5: Porovnanie stupňa uvoľnenia porastového zápoja na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



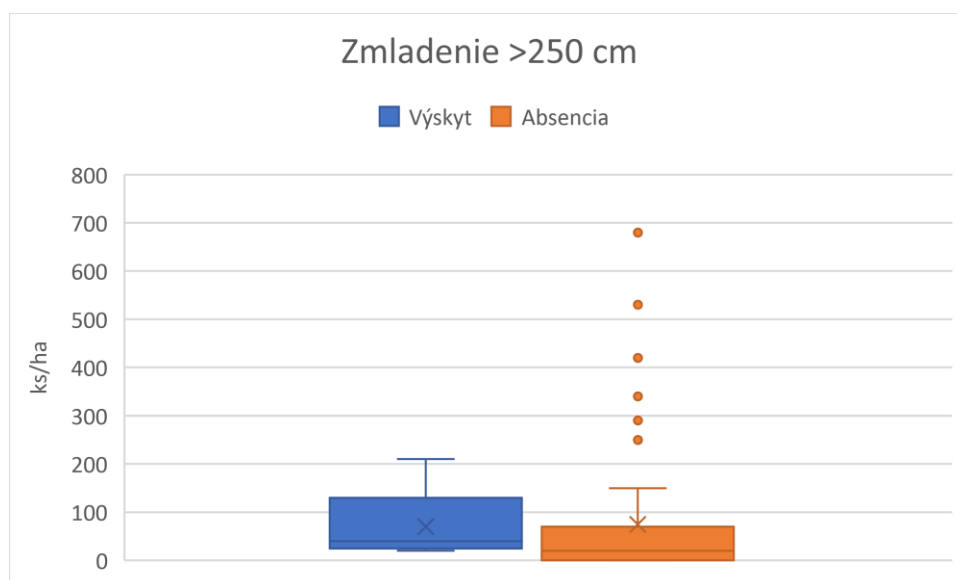
Graf č.6: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



Graf č.7: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



Graf č.8: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).

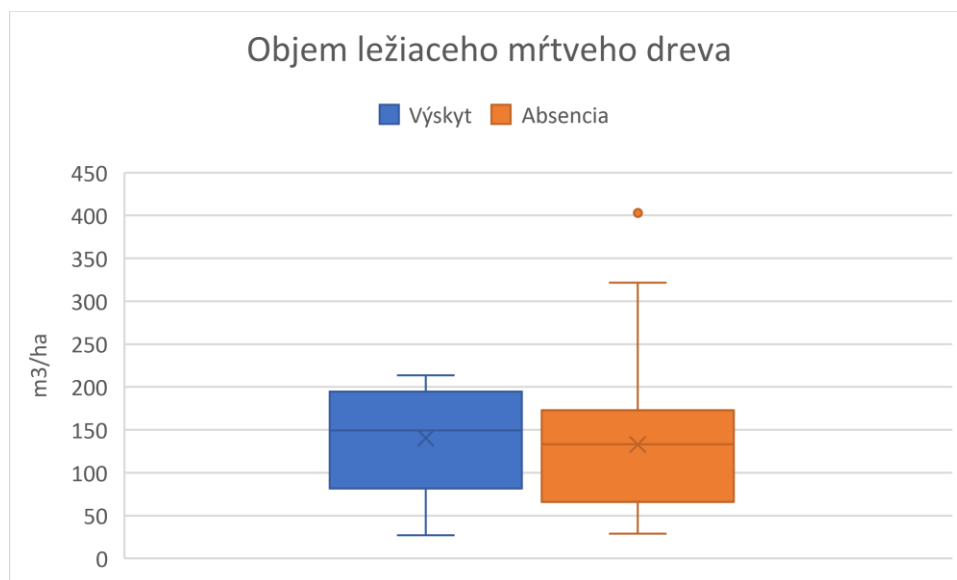


Graf č.9: Porovnanie počtu kusov zmladenia vyššieho ako 250 cm s priemerom do 100mm na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).

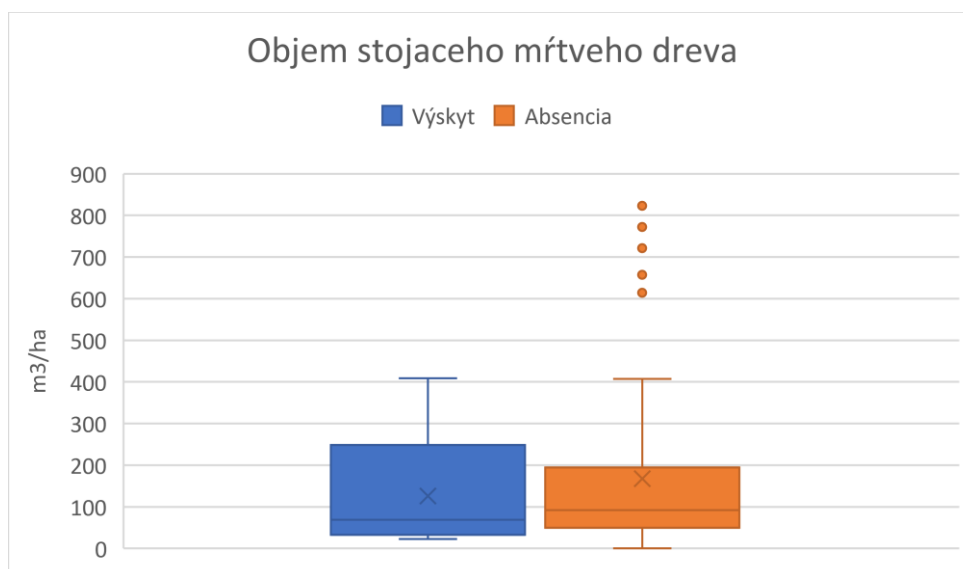
9.1.2. Mŕtve drevo

Kuvičok sa vyskytoval na plochách s mierne vyšším objemom ležiaceho mŕtveho dreva. V priemerná hodnota na plochách s výskytom bola 140 m³/ha a absenciou 133 m³/ha. Pričom priemerné hodnoty stojaceho dreva boli 126 m³/ha a jeho celkový objem bol 267 m³/ha a na plochách s absenciou bolo 133 m³/ha stojaceho mŕtveho dreva a celkový objem bol 300 m³/ha.

Tieto údaje môžu súvisieť aj s hodnotami zmladenia semenáčikov a stromov nad 250 cm, ktorých prítomnosť tomuto druhu nevyhovovala.



Graf č.10: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou kvička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



Graf č.11: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).



Graf č.12: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou kivička vrabčieho (*Glaucidum passerinum*).

9.2. Ďateľ trojprstý (*Picoides tridactylus*)

Ďateľ trojprstý sa vyskytoval na 30 plochách z 57, čo predstavuje 52,6% a zaznamenaných bolo celkovo 65 kusov.

Tabuľka č.2 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou d'atľa trojprstého (červená farba), so skusnými plochami s výskytom druhu (čierna farba).

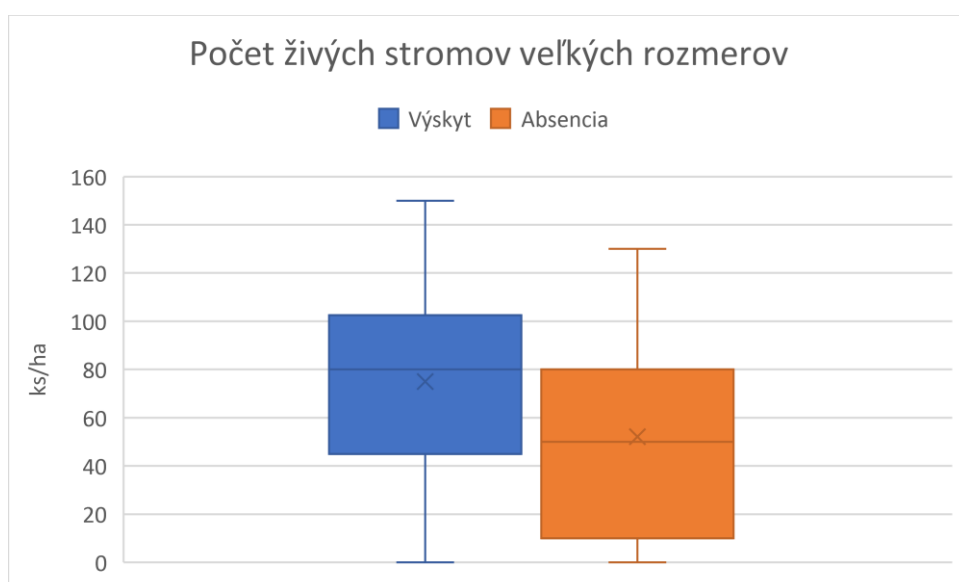
| <i>Picoides tridactylus</i> | | | | | | |
|---|----------|------|------|------------------------|------|---------------------------|
| Premenná | Jednotky | Min | Max | Smerodajná odchýlka | Ø | Interval spoľahlivosti |
| Stanovištné podmienky | | | | | | |
| Nadmorská výška | m n. m. | 1297 | 1535 | 58.4909 | 1411 | 20.7399 |
| | m n. m | 1244 | 1491 | 58.1815 | 1376 | 21.7253 |
| Orientácia stanoviska | ° | 3 | 358 | 119.8079 | 201 | 42.4820 |
| | ° | 0 | 340 | 100.5854 | 189 | 37.5592 |
| Stromová vrstva | | | | | | |
| Počet živých stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 130 | 42.1072 | 52 | 14.9305 |
| | ks/ha | 0 | 150 | 42.4061 | 75 | 15.8347 |
| Počet mŕtvych stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 130 | 34.5799 | 34 | 12.2615 |
| | ks/ha | 0 | 120 | 33.0725 | 24 | 12.3495 |
| Mikrostanoviská (celkovo) | ks/ha | 60 | 1420 | 355.674 | 511 | 126.1166 |
| | ks/ha | 60 | 940 | 292.8075 | 438 | 109.3361 |
| Stredný vek porastu | rok | 36 | 178 | 42.8407 | 126 | 15.1907 |
| | rok | 13.5 | 225 | 47.7894 | 136 | 17.8448 |

| | | | | | | |
|--|--------------------|------|--------|-----------|------|-----------|
| Korunový zápoj | % | 0.08 | 27.37 | 8.0981 | 10.8 | 2.8714 |
| | % | 0.06 | 50.46 | 11.0992 | 11.3 | 4.1445 |
| Obnova ihličnatého porastu (0 – 50 cm) | ks/ha | 0 | 38000 | 8277.0121 | 5732 | 2934.9009 |
| | ks/ha | 0 | 22500 | 5370.3100 | 2733 | 2005.3067 |
| Obnova ihličnatého porastu (50 – 130 cm) | ks/ha | 10 | 3760 | 920.1507 | 914 | 326.2712 |
| | ks/ha | 0 | 3080 | 793.3905 | 671 | 296.2569 |
| Obnova ihličnatého porastu (130 – 250 cm) | ks/ha | 0 | 1200 | 315.9036 | 229 | 112.0146 |
| | ks/ha | 0 | 930 | 198.7215 | 138 | 74.2038 |
| Obnova ihličnatého porastu (>250 cm; DBH <100 mm) | ks/ha | 0 | 530 | 133.0846 | 83 | 47.1897 |
| | ks/ha | 0 | 680 | 141.5091 | 66 | 52.8404 |
| Mŕtve drevo | | | | | | |
| Objem ležiaceho mŕtveho dreva | m ³ /ha | 28.8 | 321.5 | 71.3720 | 125 | 25.3074 |
| | m ³ /ha | 26.8 | 402.9 | 76.7699 | 142 | 28.6664 |
| Objem stojaceho mŕtveho dreva (DBH >60 mm) | m ³ /ha | 7 | 823 | 215.6958 | 208 | 76.4824 |
| | m ³ /ha | 0 | 772 | 172.4424 | 123 | 64.3911 |
| Mŕtve drevo celkom | m ³ /ha | 37.8 | 891.7 | 245.8486 | 333 | 87.1741 |
| | m ³ /ha | 41.9 | 943.84 | 201.1109 | 264 | 75.0960 |

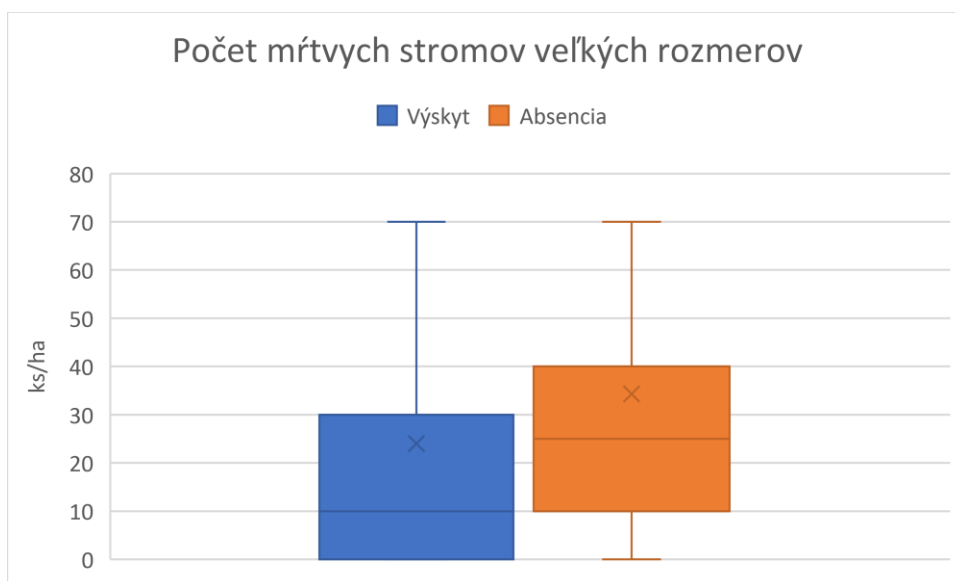
9.2.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky

Výsledky ukazujú, že d'ateľ trojprstý sa viaže na staršie porasty s priemerným vekom 136 rokov s výskytom väčšieho množstva habitatových stromov veľkých rozmerov (75) s malými porastovými medzerami s priemerom 11.3%. No k mŕtvym stromom či počtu mikrohabitatov nevykázal žiadnu koreláciu, rovnako ako k orientácií stanoviska. No ako jediný druh vykázal priamu súvislosť s nadmorskou výškou a jeho horný výskyt bol v 1491 m n.m. zatiaľ čo najvyššie položená skusná plocha s jeho absenciou bola v 1535 m n.m.. Predpokladáme, že je to spôsobené menším rozšírením podkôrníkov vo veľkých nadmorských výškach.

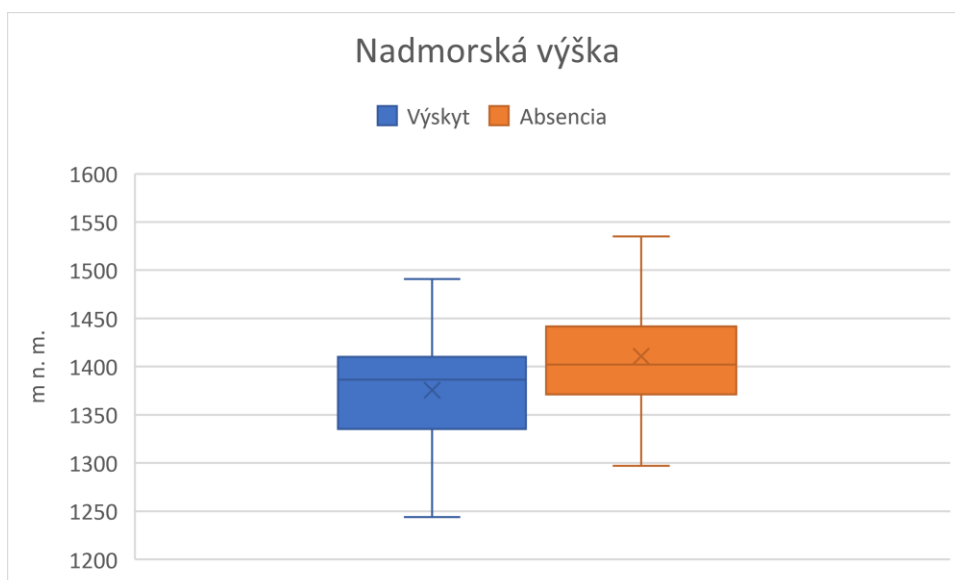
Taktiež sa podľa grafov vyskytoval na plochách s nižším počtom zmladenia vo výšky v prvých troch kategóriách do výšky 250 cm, kde priemerné počty kusov zmladenia do 50 cm boli 2733 kusov na hektár, priemerné počty kusov zmladenia od 50 do 130 cm boli 671 kusov na hektár a od 130 do 250, 138 kusov na hektár. Voči zmladeniu nad 250 cm bol indiferentný. Priemerné počty na plochách s absenciou boli 5732 kusov pri zmladení do 50 cm, v druhej kategórii 914 kusov a v tretej 229 kusov na hektár.



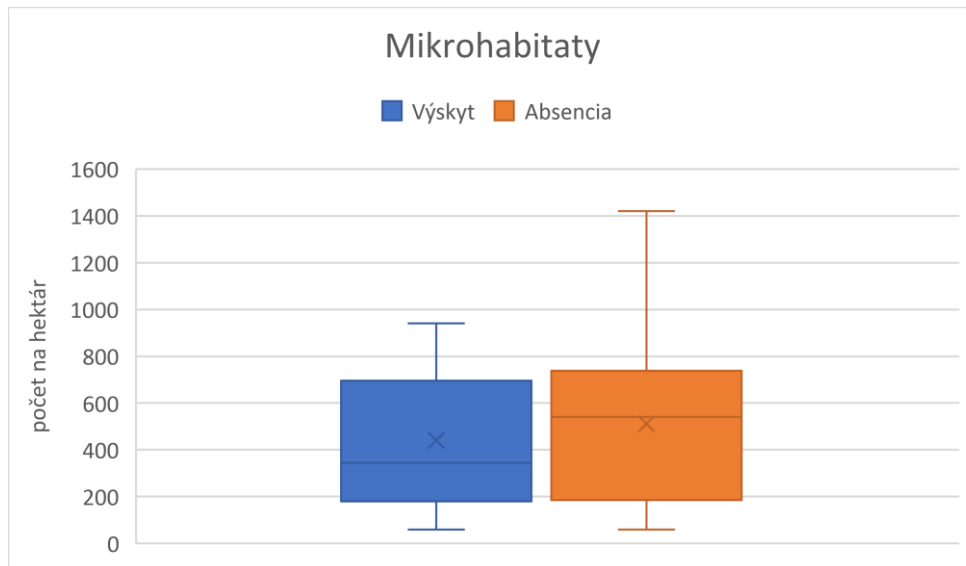
Graf č.13: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'ateľ trojprstého (*Picoides tridactylus*).



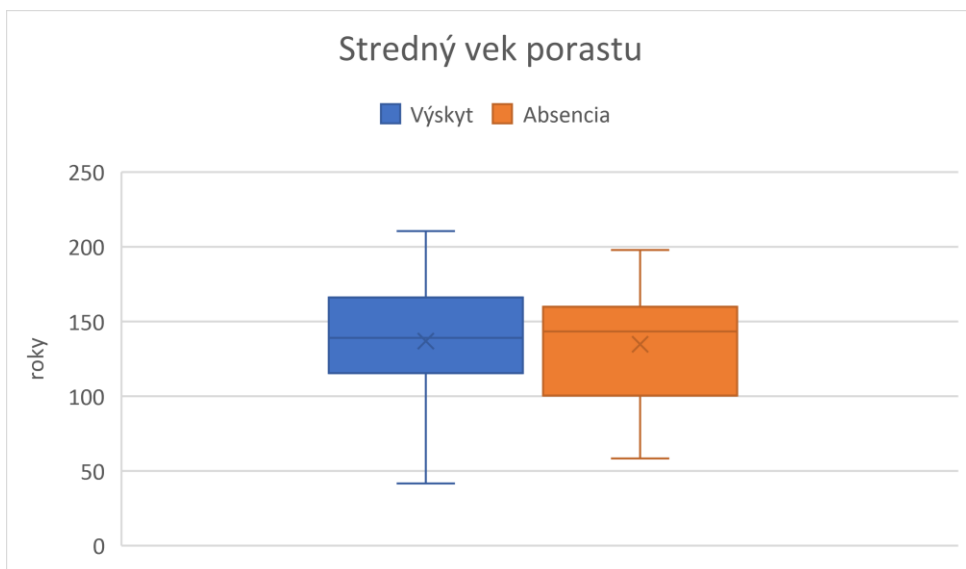
Graf č.14: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou dŕtľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).



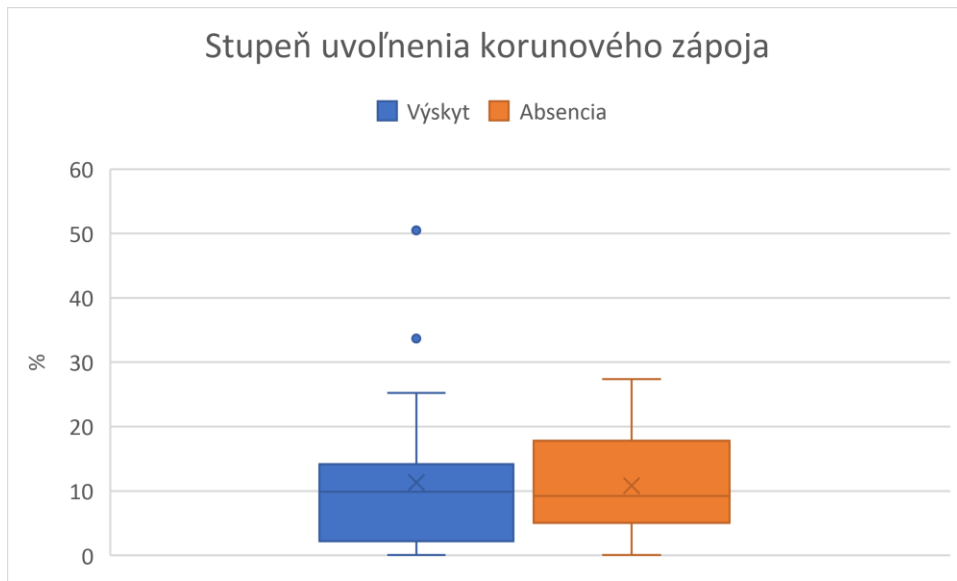
Graf č.15: Porovnanie nadmorskej výšky plôch s výskytom a plôch s absenciou dŕtľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).



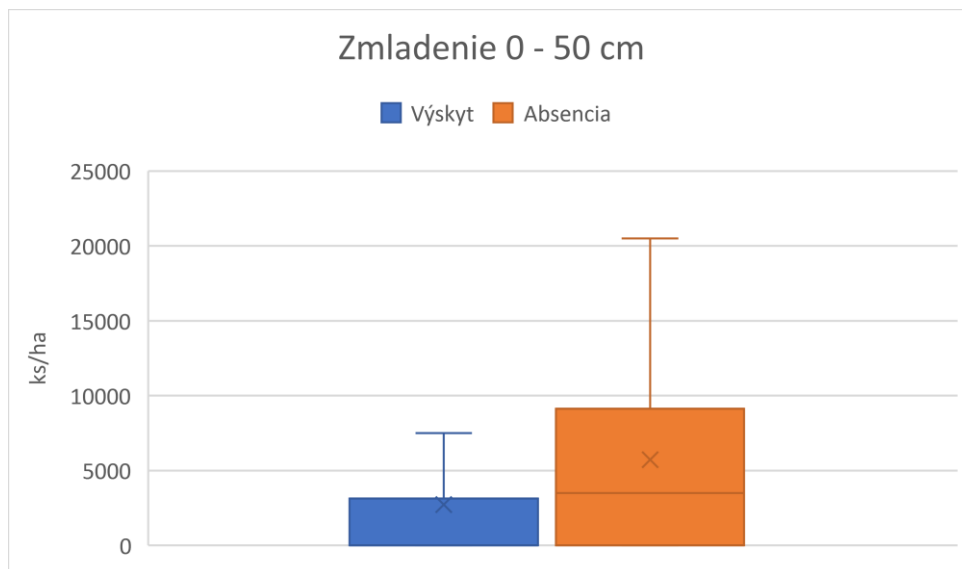
Graf č.16: Porovnanie počtu mikrobiotopov na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).



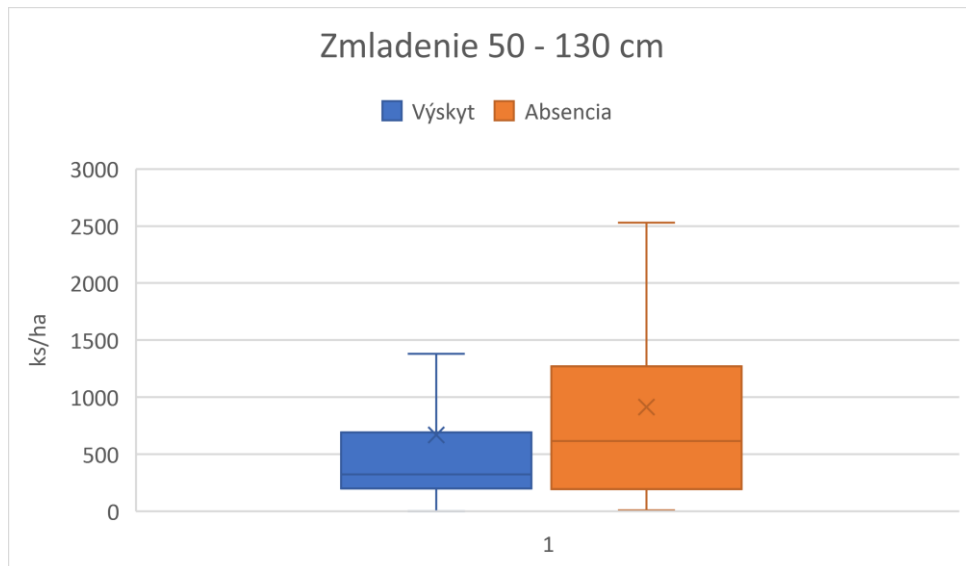
Graf č.17: Porovnanie stredného veku porastu na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).



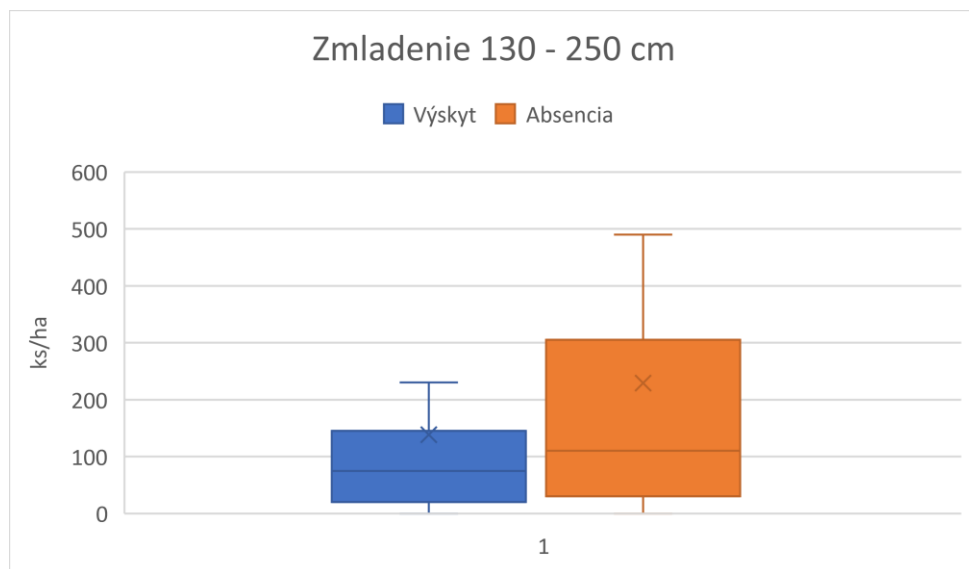
Graf č.18: Porovnanie stupňa uvoľnenia korunového zápoja na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoidea tridactylus*).



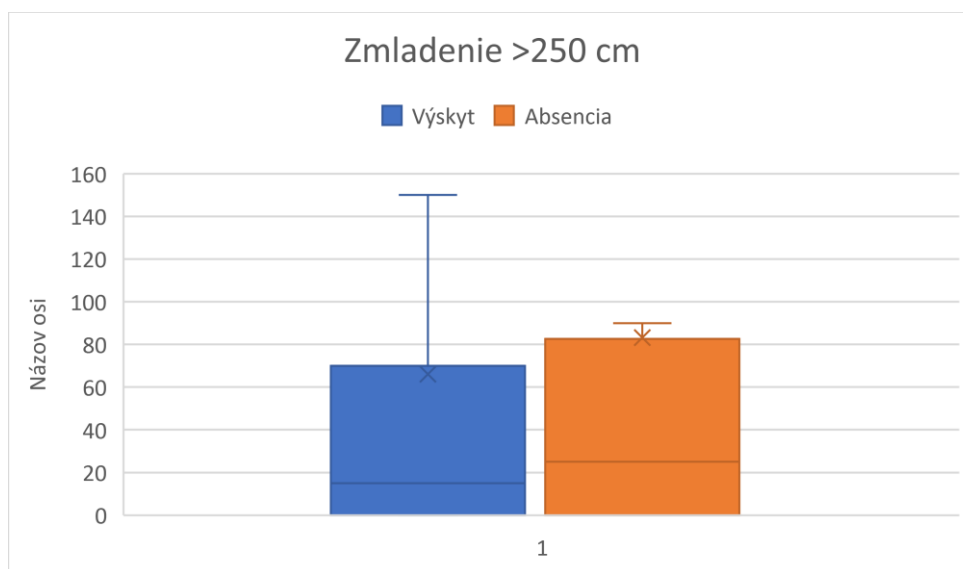
Graf č.19: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoidea tridactylus*).



Graf č.20: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).



Graf č.21: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).

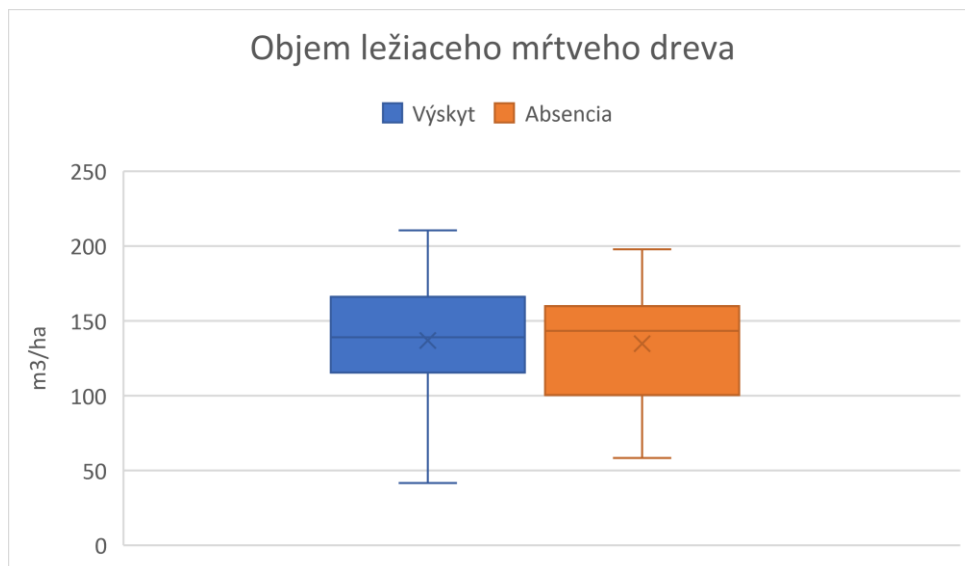


Graf č.22: Porovnanie počtu kusov zmladenia vyššieho ako 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picoides tridactylus*).

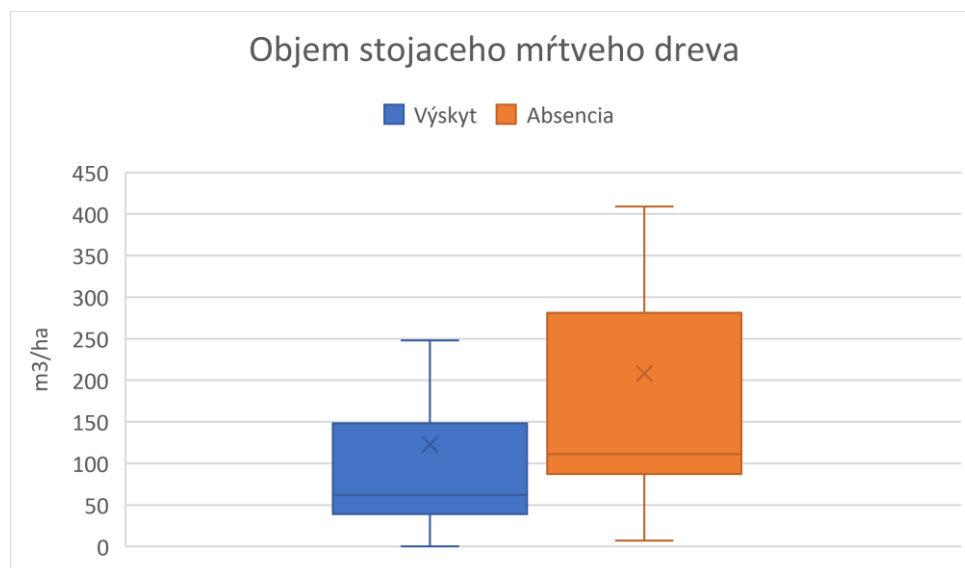
9.2.2. Mŕtve drevo

Ďateľ sa vyskytoval na plochách s mierne vyšším objemom ležiaceho mŕtveho dreva. V priemerná hodnota na plochách s výskytom bola 140 m³/ha a absenciou 133 m³/ha. Pričom priemerné hodnoty stojaceho dreva boli 126 m³/ha a jeho celkový objem bol 267 m³/ha a na plochách s absenciou bolo 133 m³/ha stojaceho mŕtveho dreva a celkový objem bol 300 m³/ha.

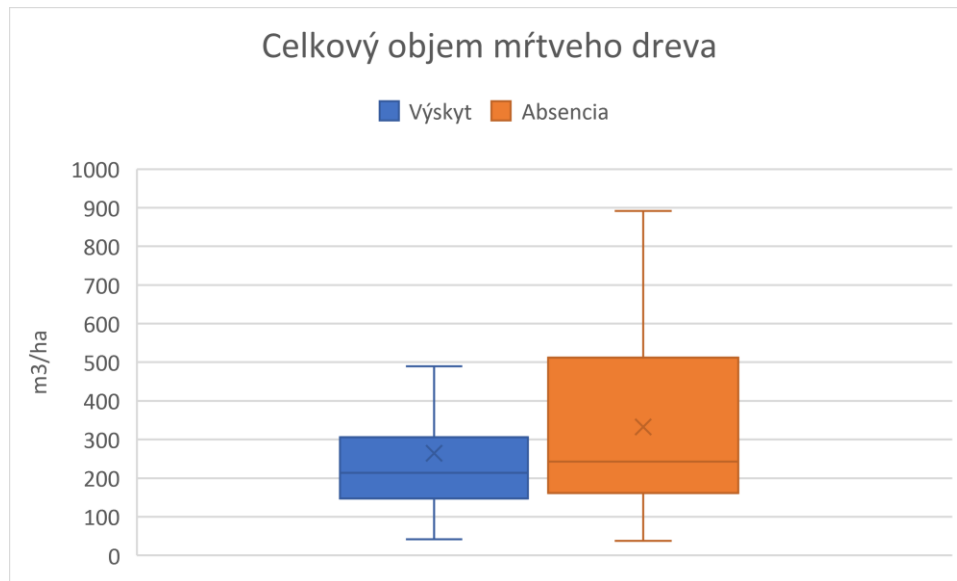
Tieto údaje môžu súvisieť so stupňom rozkladu dreva nakoľko d'ateľ vyhľadáva čerstvé súše napadnuté podkôrnikom a taktiež s plochou na ktorej bol porast rozvrátený, nakoľko tento druh preferuje biotop s rozlohou aspoň niekoľko desiatok hektárov.



Graf č.23: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picooides tridactylus*).



Graf č.24: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou d'atľa trojprstého (*Picooides tridactylus*).



Graf č.25: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou dŕtľa trojprstého (*Picoidea tridactylus*).

9.3. Jariabok hôrny (*Tetrastes bonasia*)

Jariabok hôrny bol zaznamenaný na 14 plochách, čo predstavuje 24,6%, v počte 18 kusov.

Tabuľka č.3 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou jariabka (červená farba), so skusnými plochami s výskytom druhu (čierna farba).

| <i>Tetrastes bonasia</i> | | | | | | |
|------------------------------|----------|------|------|------------------------|------|---------------------------|
| Premenná | Jednotky | Min | Max | Smerodajná odchýlka | Ø | Interval spoľahlivosti |
| Stanovištné podmienky | | | | | | |
| Nadmorská výška | m n. m. | 1244 | 1535 | 60.7570 | 1390 | 18.4718 |
| | m n. m | 1297 | 1491 | 61.5882 | 1398 | 37.2174 |

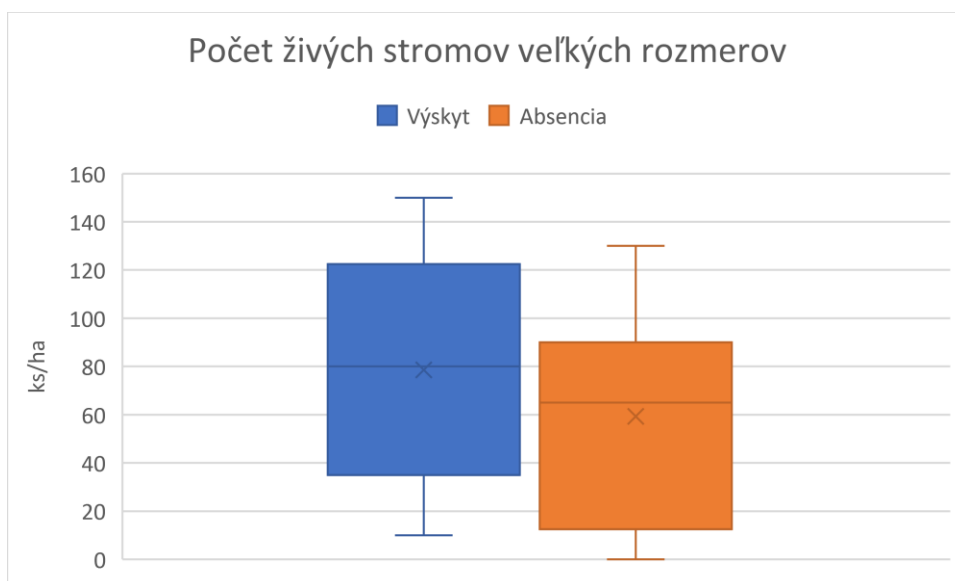
| | | | | | | |
|--|-------|------|-------|-----------|------|-------------|
| Orientácia stanoviska | ° | 3 | 337 | 103.1380 | 201 | 31.3568 |
| | ° | 3 | 358 | 122.4509 | 186 | 73.9963 |
| Stromová vrstva | | | | | | |
| Počet živých stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 130 | 41.0557 | 59 | 12.4821 |
| | ks/ha | 10 | 150 | 48.9674 | 78.6 | 29.5907 |
| Počet mŕtvych stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 130 | 34.5707 | 30 | 10.5104 |
| | ks/ha | 0 | 120 | 32.5137 | 24.3 | 19.6479 |
| Mikrostanoviská (celkovo) | ks/ha | 60 | 1420 | 330.1579 | 473 | 100.3772 |
| | ks/ha | 130 | 970 | 318.03310 | 477 | 192.1855 |
| Stredný vek porastu | rok | 13.5 | 193 | 46.0949 | 128 | 14.0141 |
| | rok | 63 | 225 | 43.0810 | 135 | 26.0336 |
| Korunový zápoj | % | 0.06 | 50.46 | 9.9816 | 11.1 | 3.0347 |
| | % | 0.12 | 33.69 | 9.0049 | 10.8 | 5.4416 |
| Obnova ihličnatého porastu (0 – 50 cm) | ks/ha | 0 | 38000 | 7710.9087 | 4534 | 2344.3305 |
| | ks/ha | 0 | 14000 | 4269.1070 | 3071 | 2579.795551 |
| Obnova ihličnatého porastu (50 – 130 cm) | ks/ha | 0 | 3760 | 830.9294 | 759 | 252.6256 |
| | ks/ha | 10 | 2480 | 966.0583 | 879 | 583.7832 |
| Obnova ihličnatého porastu (130 – 250 cm) | ks/ha | 0 | 1020 | 218.7418 | 166 | 66.5036 |
| | ks/ha | 0 | 1200 | 377.5921 | 233 | 228.1767 |
| Obnova ihličnatého porastu (>250 cm; DBH <100 mm) | ks/ha | 0 | 680 | 135.9261 | 74 | 41.3253 |
| | ks/ha | 0 | 530 | 143.7814 | 75 | 86.8862 |

| Mŕtve drevo | | | | | | |
|--|-------------------------|-------------|--------------|-----------------|------------|-----------------|
| Objem ležiaceho mŕtveho dreva | m³/ha | 28.9 | 402.9 | 77.0705 | 139 | 23.43157 |
| | m ³ /ha | 26.8 | 207.3 | 62.8922 | 116 | 38.0054 |
| Objem stojaceho mŕtveho dreva (DBH >60 mm) | m³/ha | 0 | 823 | 215.5116 | 179 | 65.5215 |
| | m ³ /ha | 16 | 407 | 119.4426 | 116 | 72.1784 |
| Mŕtve drevo celkom | m³/ha | 37.8 | 943.8 | 240.0251 | 318 | 72.9743 |
| | m ³ /ha | 68.8 | 614.3 | 155.9778 | 232 | 94.2564 |

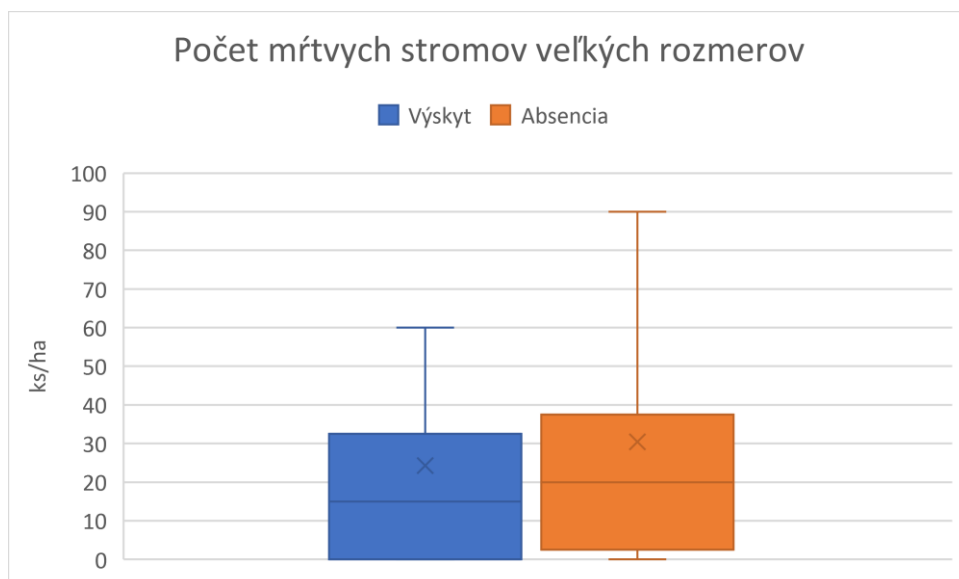
9.3.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky

Výsledky ukazujú, že jariabok hôrny sa viaže na staršie porasty s priemerným vekom 135 rokov s výskytom väčšieho množstva habitatových stromov veľkých rozmerov (79) s malými porastovými medzerami s priemerom 10.8%. No k mŕtvym stromom či počtu mikrohabitatov bol indiferentný, rovnako ako k orientácii stanoviska a jeho nadmorskej výške.

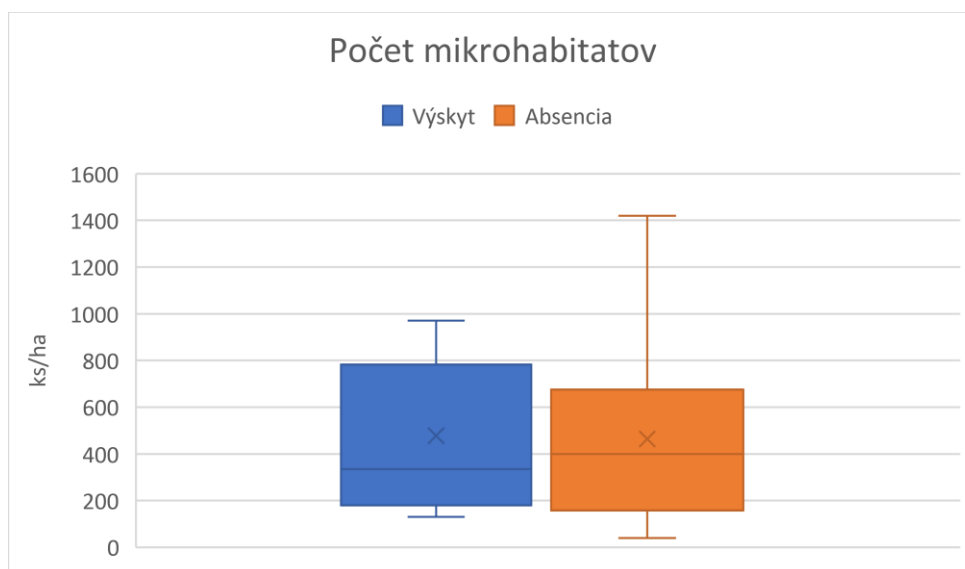
Taktiež sa vyskytoval na plochách s nižším počtom zmladenia prvej kategórie, kde priemerné počty kusov do 50 cm boli 3071 kusov na hektár, a mierne vyšším počtom zmladenia druhej a tretej kategórie s počtami 879 a 233 kusov na hektár oproti plochám s absenciou kde boli priemery 759 a 166 ks/ha. Voči zmladeniu nad 250 cm bol indiferentný. Priemerné počty kusov na hektár boli na plochách oboch typov takmer rovnaké.



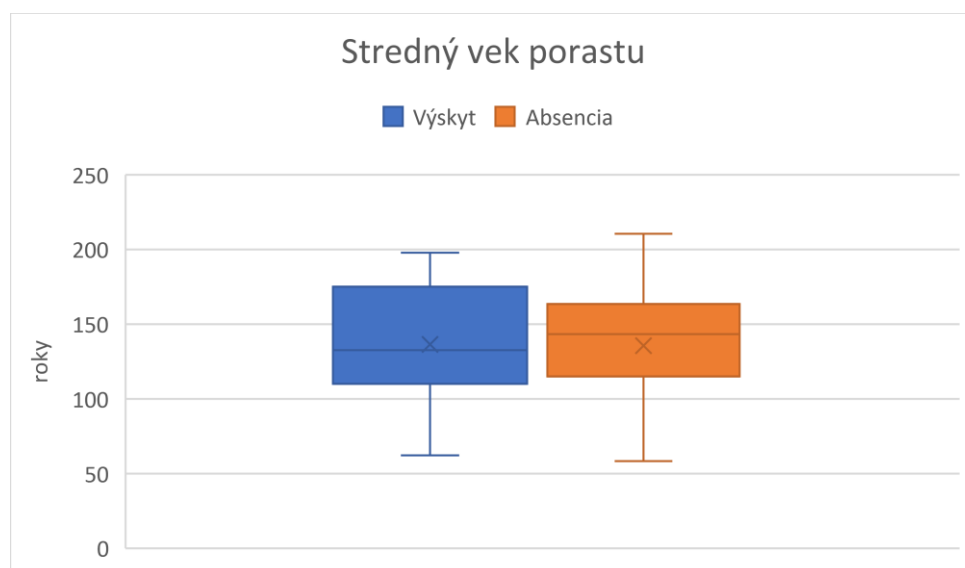
Graf č.26: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



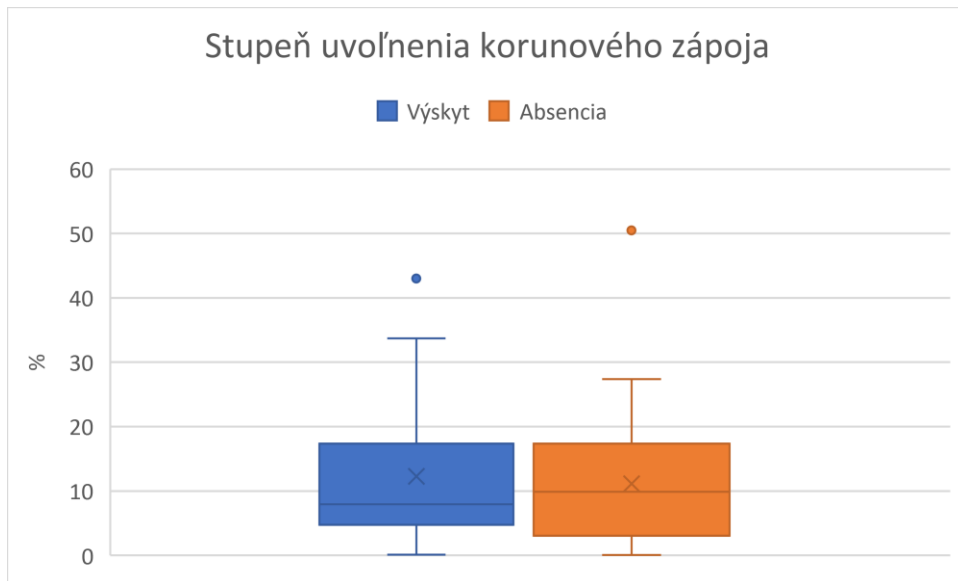
Graf č.27: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



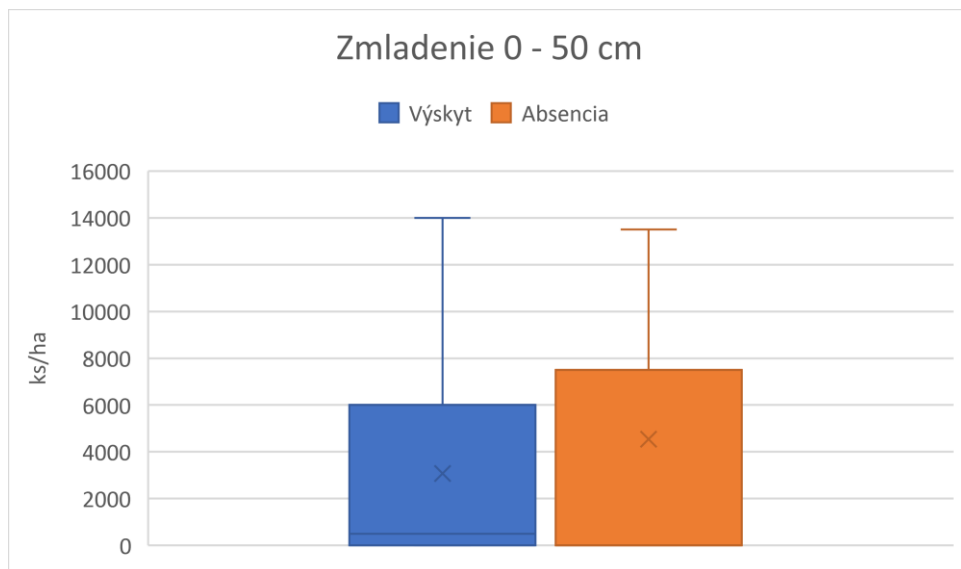
Graf č.28: Porovnanie počtu mikrohabitatov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



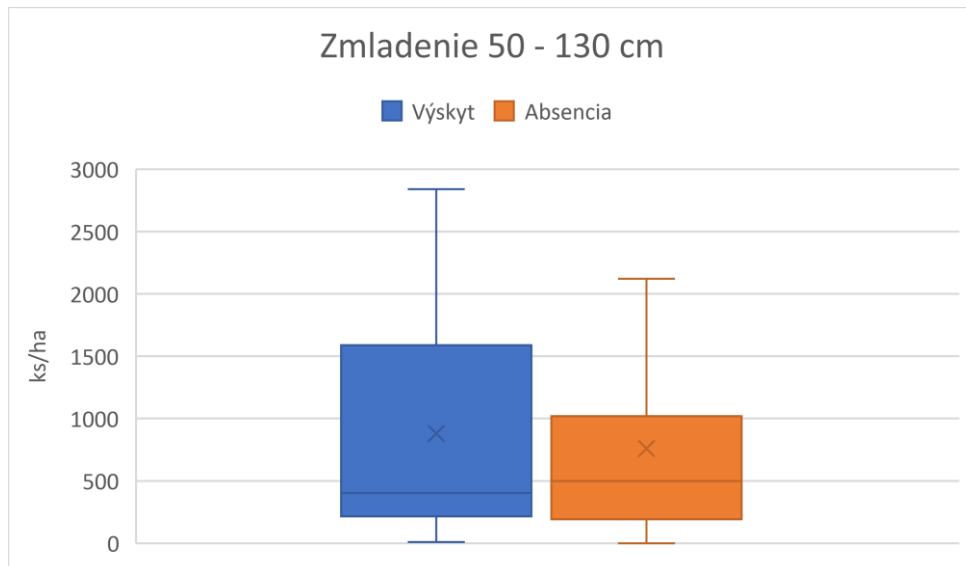
Graf č.29: Porovnanie počtu mikrohabitatov na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*)



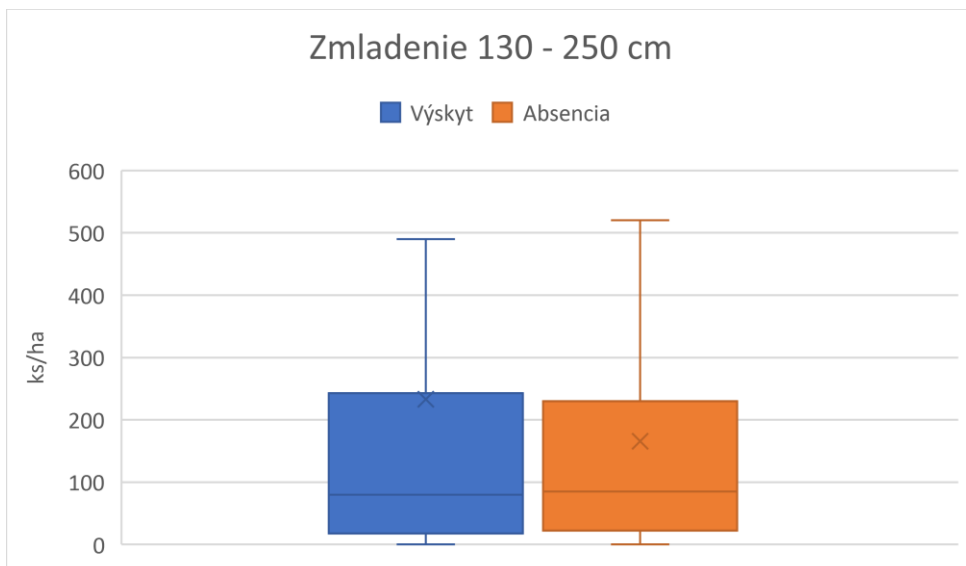
Graf č.30: Porovnanie stredného veku porastu na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



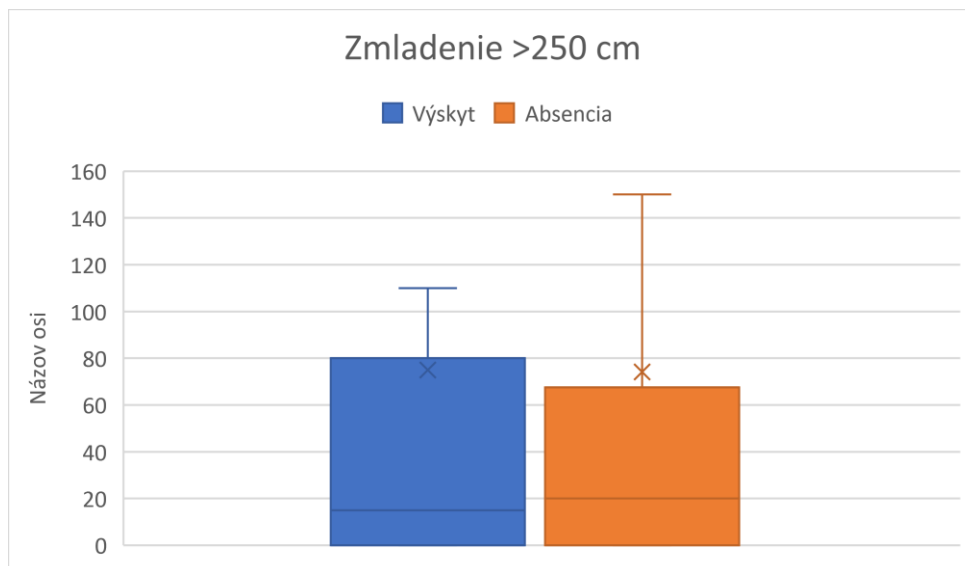
Graf č.31: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



Graf č.32: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



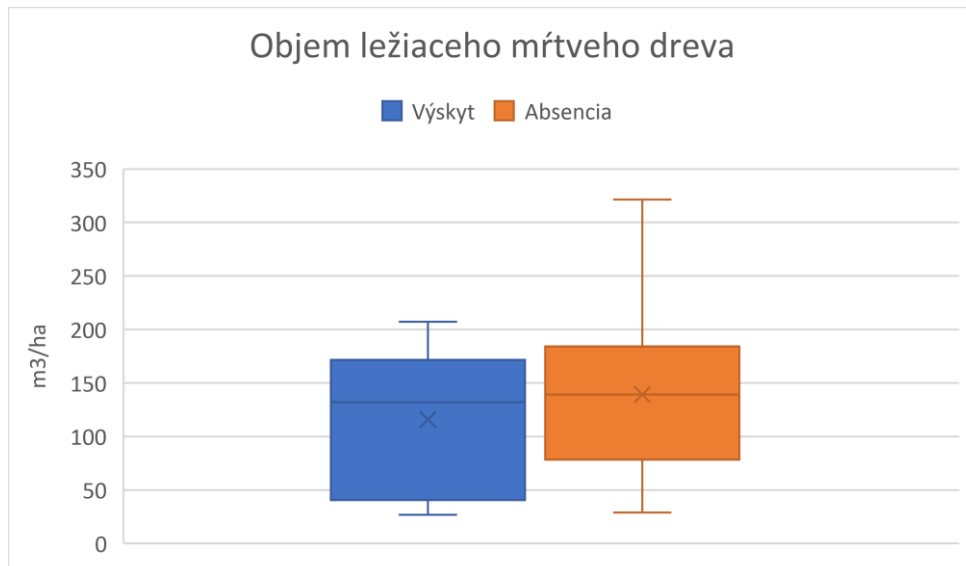
Graf č.33: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



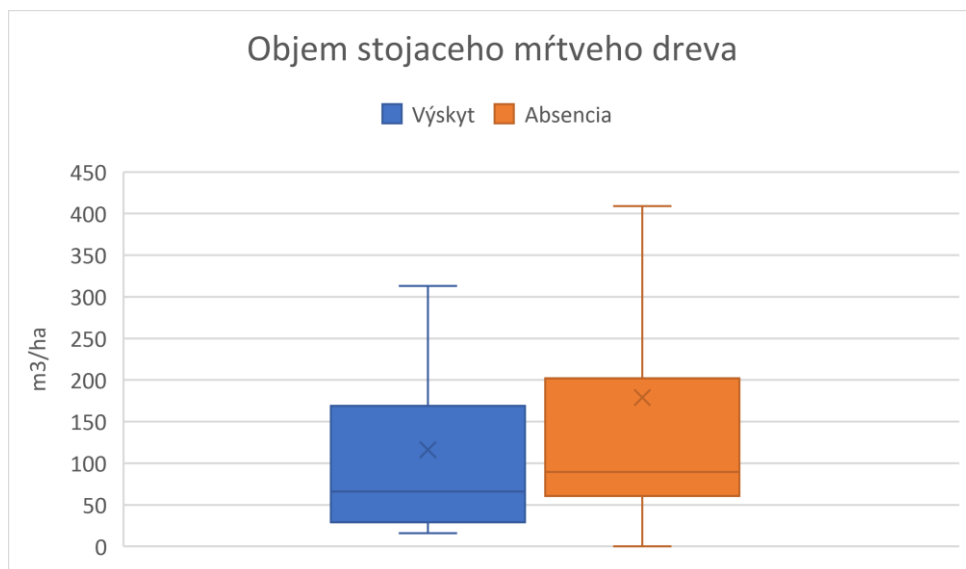
Graf č.34: Porovnanie počtu kusov zmladenia vyšších ako 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).

9.3.2. Mŕtve drevo

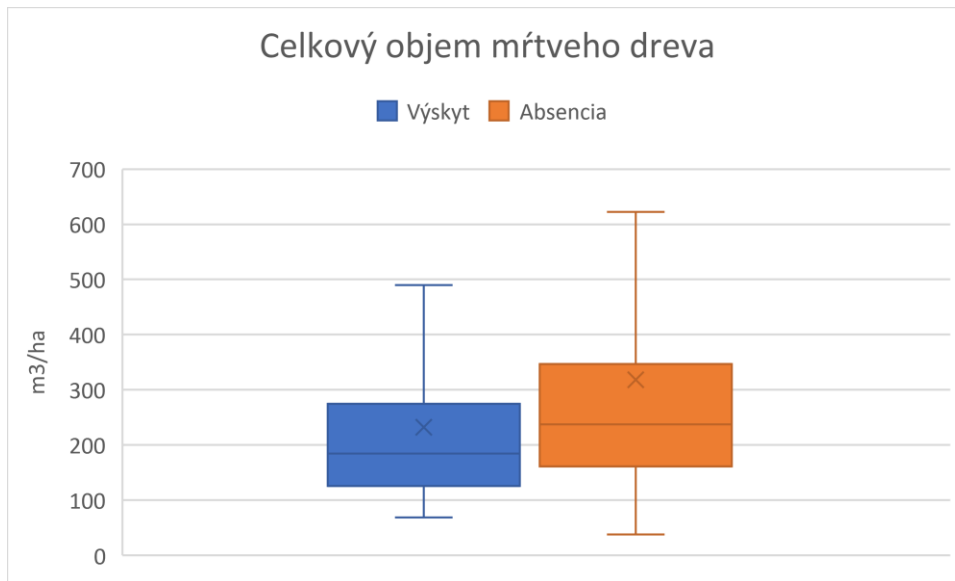
Jariabok hôrny sa vyskytoval na plochách s nižším objemom mŕtveho dreva vo všetkých formách. Priemerný objem ležiaceho dreva na plochách s výskytom jariabka bol 116 m³/ha, stojaceho dreva taktiež 116 m³/ha a priemerný celkový objem bol 232 m³/ha. Plochy s absenciou vykazovali mierne vyššie priemery a to pri ležiacom dreve 139 m³/ha, stojacom 179 m³/ha a priemerný celkový objem bol 318 m³/ha.



Graf č.35: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



Graf č.36: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).



Graf č.37: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou jariabka hôrneho (*Tetrastes bonasia*).

9.4. Hlucháň hôrny (*Tetrao urogallus*)

Tetrov bol zaznamenaný iba na 5 plochách z 57 (8,7%) v celkovom počte 6 jedincov.

Tabuľka č.4 Porovnanie premenných zo skusných plôch s absenciou hlucháňa (červená farba), so skusnými plochami s výskytom druhu (čierna farba).

| <i>Tetrao urogallus</i> | | | | | | |
|------------------------------|----------|------|------|------------------------|------|---------------------------|
| Premenná | Jednotky | Min | Max | Smerodajná odchýlka | Ø | Interval spoľahlivosti |
| Stanovištné podmienky | | | | | | |
| Nadmorská výška | m n. m. | 1244 | 1535 | 60.9426 | 1394 | 16.9665 |
| | m n. m | 1323 | 1486 | 60.2019 | 1380 | 63.1780 |
| Orientácia stanoviska | ° | 3 | 350 | 106.4684 | 191 | 29.6410 |

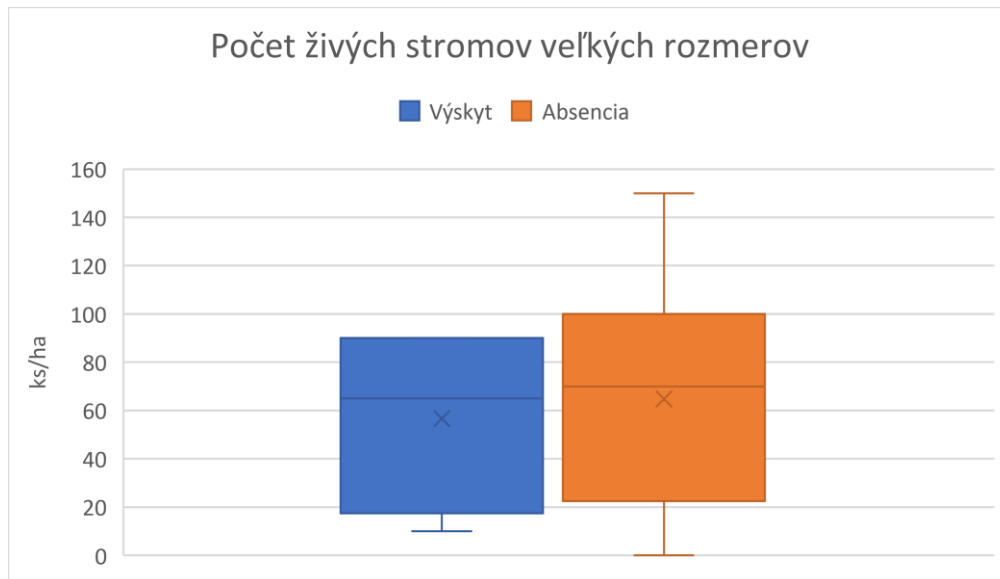
| | | | | | | |
|--|-------|------|-------|-----------|------|-------------|
| | ° | 85 | 358 | 107.1074 | 253 | 112.4020 |
| Stromová vrstva | | | | | | |
| Počet živých stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 150 | 44.5672 | 64.8 | 12.4076 |
| | ks/ha | 10 | 90 | 34.4480 | 56.6 | 36.1510 |
| Počet mŕtvych stromov veľkých rozmerov | ks/ha | 0 | 130 | 35.2811 | 30.6 | 9.82233 |
| | ks/ha | 0 | 30 | 12.2474 | 15 | 12.8529 |
| Mikrostanoviská (celkovo) | ks/ha | 60 | 1420 | 330.2406 | 492 | 91.9396 |
| | ks/ha | 60 | 620 | 242.4596 | 326 | 254.4458 |
| Stredný vek porastu | rok | 13.5 | 225 | 46.0708 | 130 | 12.8262 |
| | rok | 42 | 168 | 47.2906 | 137 | 49.6284 |
| Korunový zápoj | % | 0.08 | 50.5 | 10.0982 | 11.2 | 2.8113 |
| | % | 0.06 | 13.8 | 5.2225 | 9.8 | 5.4807 |
| Obnova ihličnatého porastu (0 – 50 cm) | ks/ha | 0 | 38000 | 6868.6228 | 4192 | 1912.2368 |
| | ks/ha | 0 | 22500 | 9057.6855 | 4083 | 9505.457982 |
| Obnova ihličnatého porastu (50 – 130 cm) | ks/ha | 0 | 3080 | 791.9425 | 772 | 220.4782 |
| | ks/ha | 140 | 3760 | 1404.7443 | 923 | 1474.1888 |
| Obnova ihličnatého porastu (130 – 250 cm) | ks/ha | 0 | 1200 | 272.8645 | 189 | 75.9659 |
| | ks/ha | 0 | 450 | 167.0628 | 125 | 175.3217 |
| Obnova ihličnatého porastu (>250 cm; DBH <100 mm) | ks/ha | 0 | 530 | 114.4208 | 69.8 | 31.8549 |
| | ks/ha | 0 | 680 | 277.6088 | 113 | 291.3326 |
| Mŕtve drevo | | | | | | |

| | | | | | | |
|--|-------------------------|-------------|--------------|-----------------|------------|----------------|
| Objem ležiaceho mŕtveho dreva | m³/ha | 26.8 | 402.9 | 75.8884 | 136 | 21.1275 |
| | m ³ /ha | 61.4 | 187.6 | 58.0881 | 116 | 60.9597 |
| Objem stojaceho mŕtveho dreva (DBH >60 mm) | m³/ha | 7 | 823 | 206.1823 | 173 | 57.4015 |
| | m ³ /ha | 0 | 179 | 59.4017 | 88 | 62.3383 |
| Mŕtve drevo celkom | m³/ha | 37.8 | 943.8 | 233.5518 | 308 | 65.0213 |
| | m ³ /ha | 119 | 321 | 79.7401 | 204 | 83.6821 |

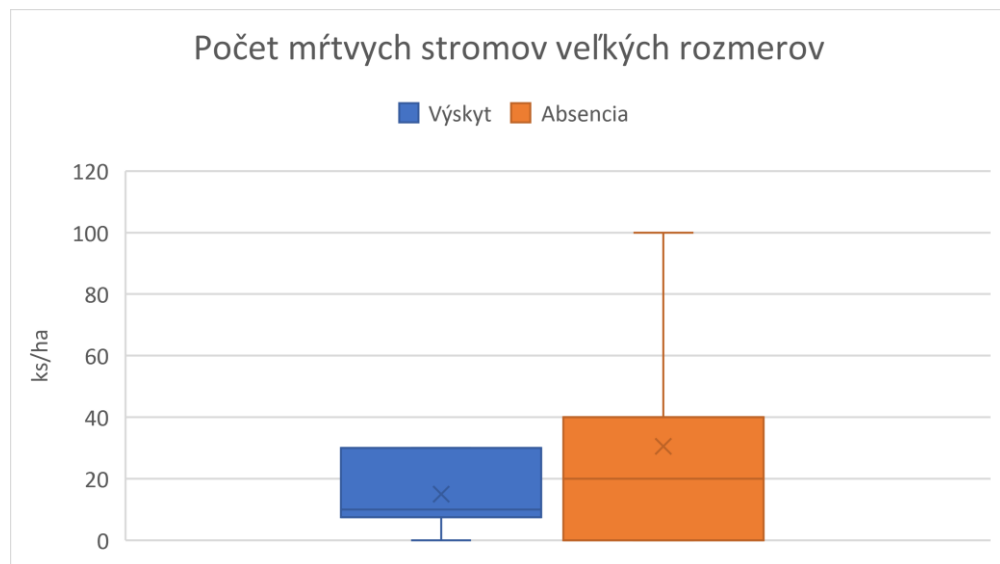
9.4.1. Stromová vrstva a stanovištné podmienky

Výsledky ukazujú, že hlucháň hôrny sa viaže na staršie porasty s priemerným vekom 137 rokov s malými porastovými medzerami s priemerom 10.8%. No z údajov nevyplývala korelácia s veľkými stromami. K počtu mikrohabitatov taktiež bol indiferentný, rovnako ako k orientácii stanoviska a jeho nadmorskej výške.

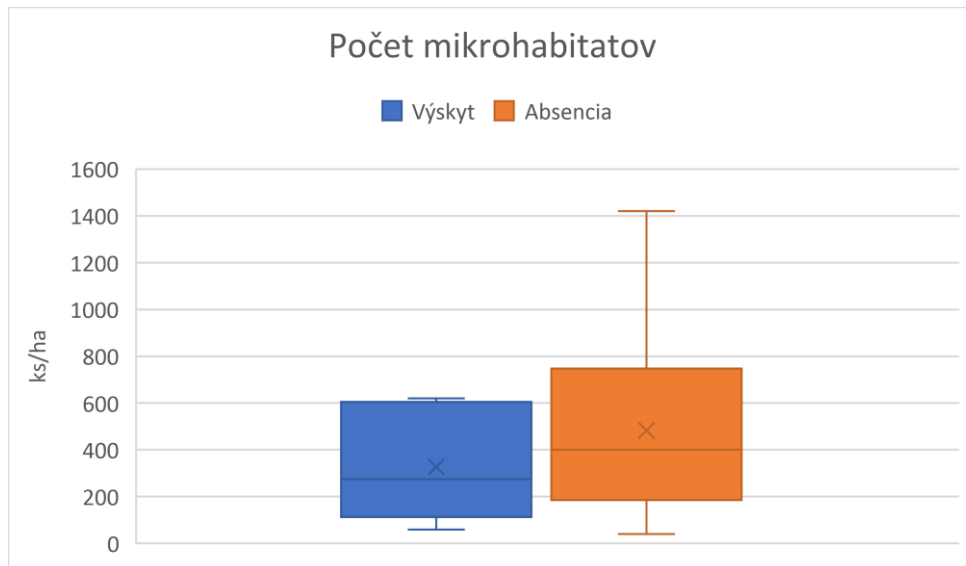
Pozitívnu koreláciu vykázal iba ku zmladeniu s výškou od 50 do 130 cm, kde priemerný počet kusov na hektár bol 923 na plochách s výskytom a 772 na plochách s absenciou. A tiež zmladeniu nad 250 cm kde bol priemerný počet kusov na hektár 113 pri plochách s výskytom a 70 pri plochách s absenciou tetrova.



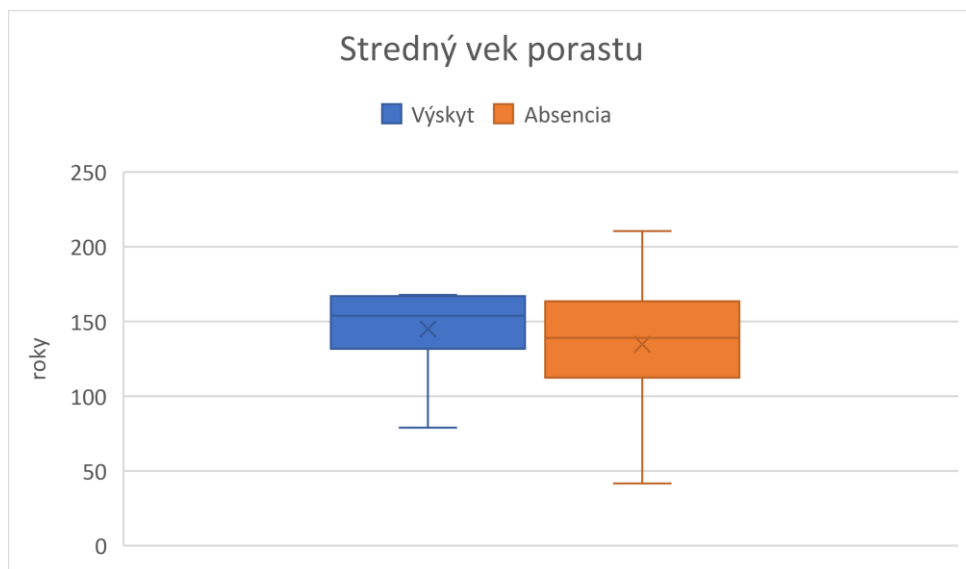
Graf č.38: Porovnanie počtu živých stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



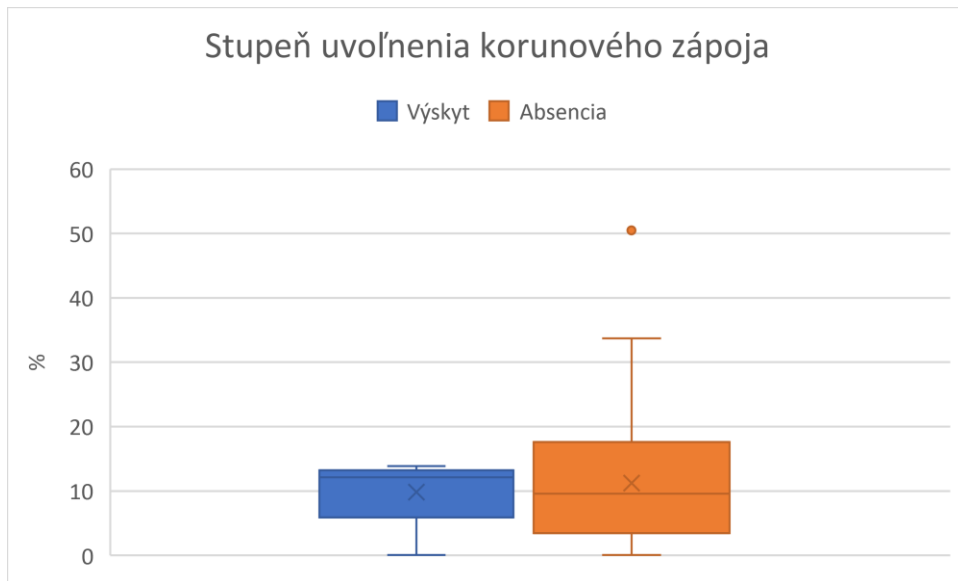
Graf č.39: Porovnanie počtu mŕtvych stromov veľkých rozmerov na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



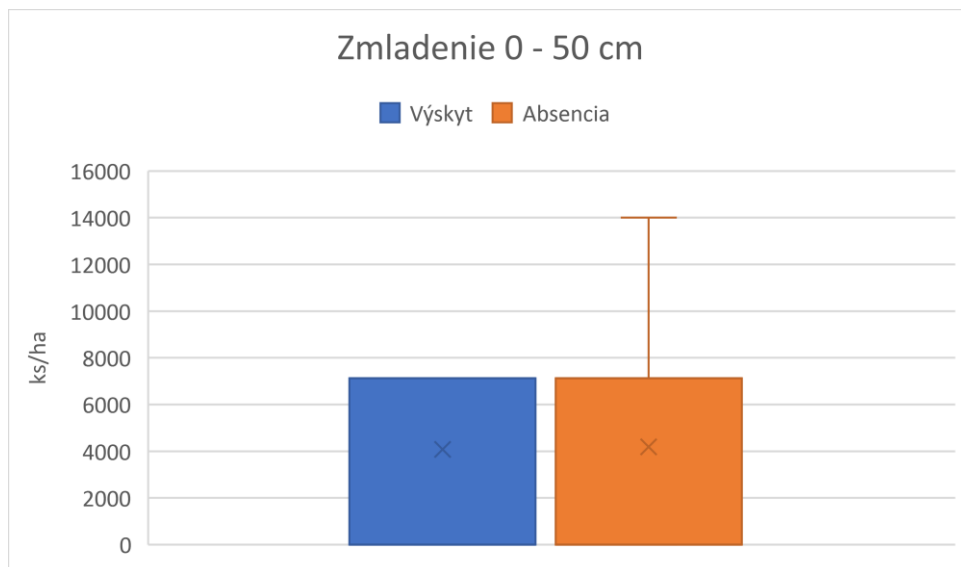
Graf č.40: Porovnanie počtu mikrohabitátov na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



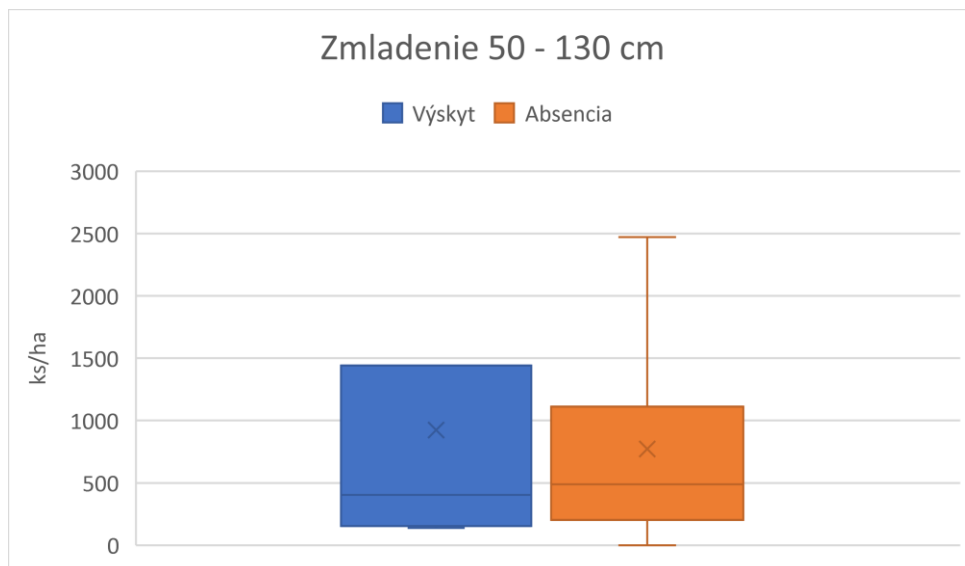
Graf č.41: Porovnanie stredného veku porastu na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



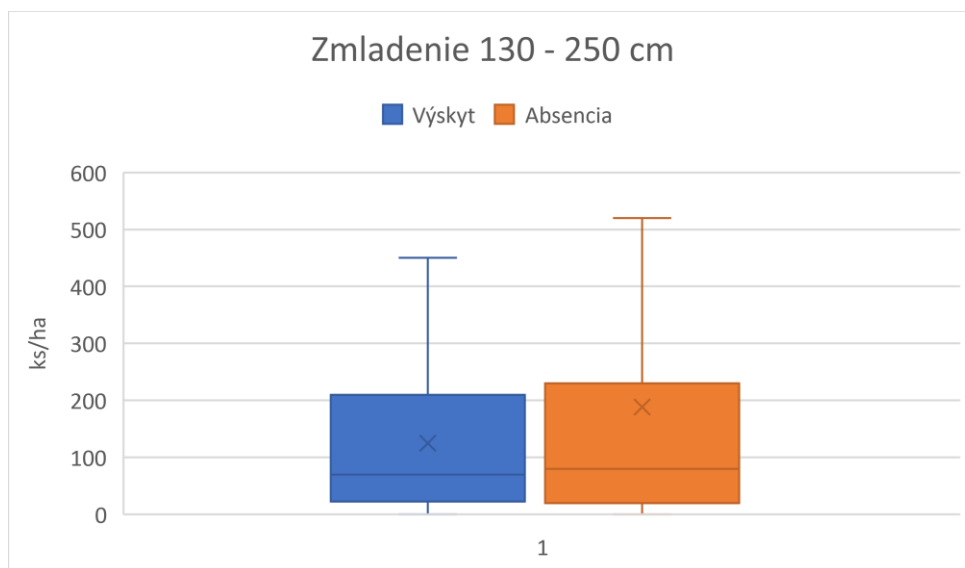
Graf č.42: Porovnanie stupňa uvoľnenia zápoja na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



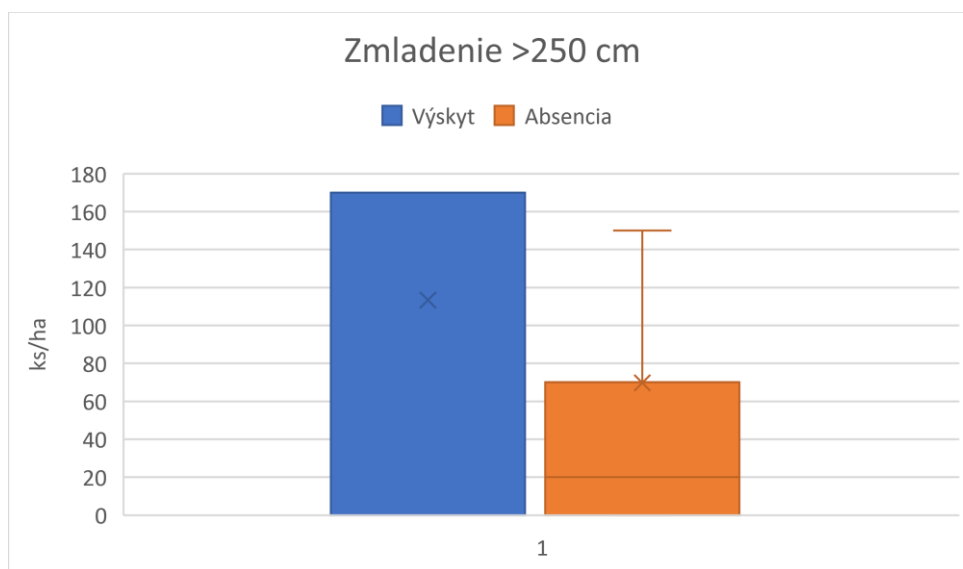
Graf č.43: Porovnanie počtu kusov zmladenia do 50 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



Graf č.44: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 50 do 130 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



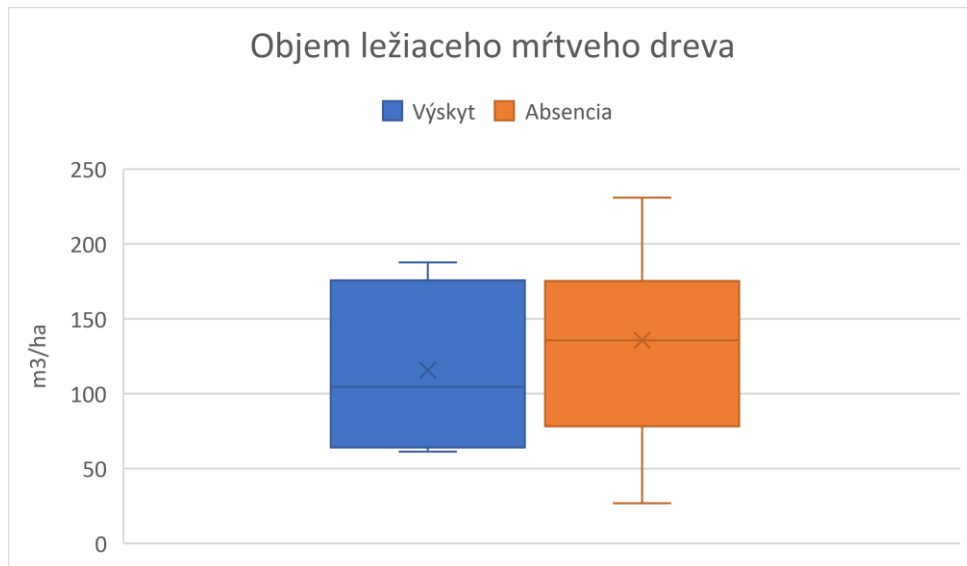
Graf č.45: Porovnanie počtu kusov zmladenia od 130 do 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



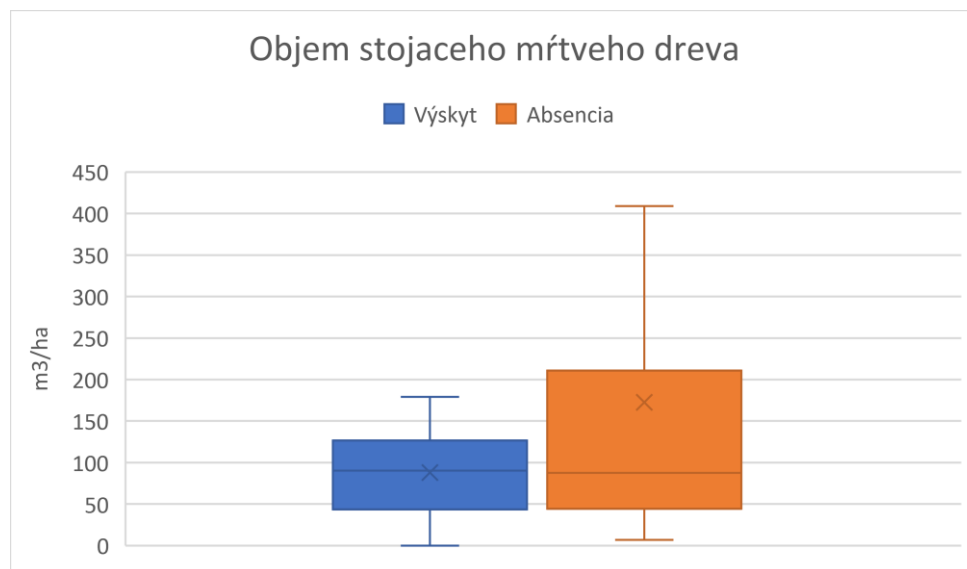
Graf č.46: Porovnanie počtu kusov zmladenia nad 250 cm na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).

9.4.2. Mŕtve drevo

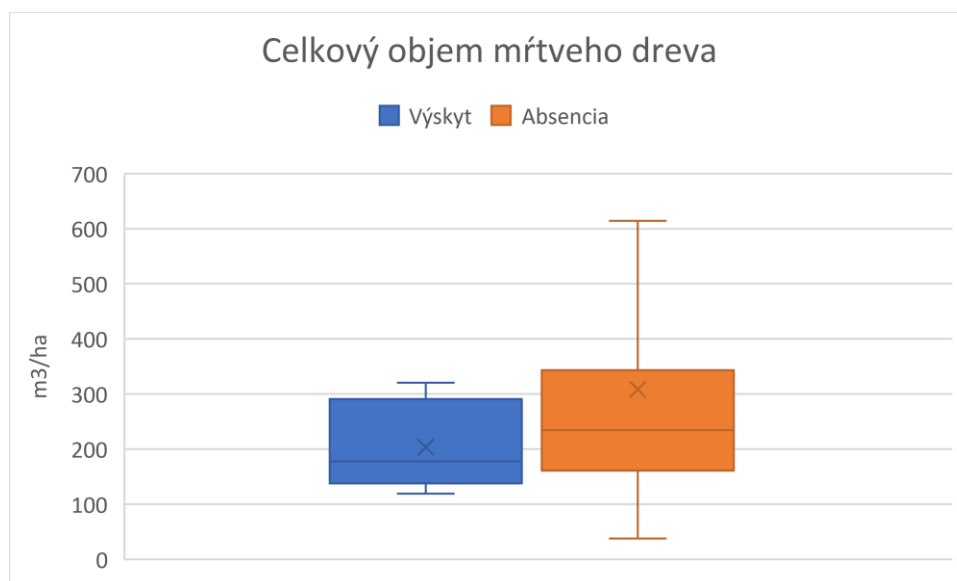
Na plochách s výskytom hlucháňa hôrneho sa nachádzalo v priemere menej mŕtveho dreva vo všetkých formách. Priemerný objem ležiaceho dreva bol na týchto $116 \text{ m}^3/ha$ oproti $136 \text{ m}^3/ha$ na plochách s absenciou. Podobné hodnoty sú aj pri stojacom dreve, kde priemerný objem je $88 \text{ m}^3/ha$ na plochách s výskytom a $173 \text{ m}^3/ha$ na plochách s absenciou, ako aj pri priemeroch celkového objemu, ktorý bol $204 \text{ m}^3/ha$ na plochách s výskytom a $308 \text{ m}^3/ha$ na plochách s absenciou hlucháňa hôrneho.



Graf č.47: Porovnanie objemu ležiaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



Graf č.48: Porovnanie objemu stojaceho mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).



Graf č.49: Porovnanie celkového objemu mŕtveho dreva na plochách s výskytom a plochách s absenciou hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*).

10. Diskusia

Z analýz použitých v tejto práci je možné odlišiť rozdiely medzi preferenciami jednotlivých druhov týkajúcich sa porastovej štruktúry a kompozície pralesov. Všetky druhy jednoznačne preferovali staršie porasty s vekom nad 130 rokov. Týchto je na Slovensku iba 8,2 %. A vyskytovali sa na plochách s priemerným objemom mŕtveho dreva 247,4 m³/ha no maximálna hodnota bola až 943,84 m³/ha, čo je oproti približne 87 mil. m³ mŕtveho dreva, stojaceho či ležiaceho, „hrúbia“ alebo „nehrúbia“, ktorých v prepočte na uvádzaných 1 947 752 ha lesov znamená iba 44,7 m³/ha, ktoré sa podľa NIML nachádza v lesoch na Slovensku, oveľa viac. Malá miera vplyvu jednotlivých premenných sa dá do vysvetliť komplexnosťou atribútov porastovej štruktúry pralesov a malou mierou extrémnych výkyvov spôsobenými napríklad ťažbou a následnou homogenizáciou štruktúry či znížením veku porastov .

Kuvičok sa podľa očakávania viazal na stromy veľkých rozmerov, kde mohol nájsť vhodný hniezdy biotop. Rovnako ako aj zmladzujúce sa plochy s pozostatkami starého lesa imitujúce vnútorný porastový okraj. Podobné výsledky zaznamenala aj Braunisch *et al.* (2014), kde kuvičok vykázal pozitívnu koreláciu s hospodárskymi zásahmi a kultúrnou krajinou v okolí, poskytujúce dostatok tohto typu biotopu.

Pri d'atľovi trojprstom sme nenašli žiadny významný faktor, ktorý by definoval jeho prítomnosť, čo však môže byť zapríčinené absenciou nedávnej veľkoplošnej silnej disturbancie na výskumných plochách a teda neposkytovali potrebný typ biotopu dostatočného rozsahu poskytujúceho dostatok potravy. Preferencia plôch s nižším počtom zmladenia sa však zhoduje so štúdiou Braunisch *et al.* (2014).

Jariabok vykazoval pozitívnu koreláciu so zmladením vyšším ako 50 cm, schopným poskytnúť dostatok úkrytu, a výskytom dostatku habitatových stromov rovnako ako v štúdií Braunisch *et al.* (2014).

Hlucháň hôrny vykázal zo všetkých druhov najmenšiu súvislosť s jednotlivými premennými, pričom pozitívna korelácia vyšla iba ku z mierne vyššiemu počtu zmladenia, indikujúceho porastové medzery s priaznivými podmienkami na rast krov rodu *Vaccinum spp.* poskytujúce dostatok potravy, či úkrytu pre hniezda. Podmienené to môže byť malou rozlohou zachovaných fragmentov prírodných lesov na Slovensku,

nakoľko je tento druh viazaný na rozľahlé prepojené biotopy schopné zabezpečiť dostatočnú komunikáciu medzi populáciami (Mikoláš *et al.* 2017b). Braunisch *et al.* (2014) tiež uvádza, že vykazuje negatívnu koreláciu k vonkajším porastovým okrajom indikujúcom fragmentáciu. Ako jediný však vykázal negatívny vzťah k veľkému počtu dospelých stromov veľkých rozmerov, nakoľko ako najväčší lesný vták Európy nedokáže za letu v tak hustom lese manévrovať, čo podporuje aj štúdia Wegge (2005) Mikoláš *et al.* (2013).

V tejto práci sme taktiež nezachytili žiaden súvis výskytu s nadmorskou výškou (s výnimkou d'atľa trojprstého, ktorého výskyt bol pravdepodobne z vyššieho uvedeného dôvodu limitovaný hornou hranicou 1491m n.m.), to je možné vysvetliť sústredením lokalít v rovnakom pásme s malým rozsahom. Taktiež sme vylúčili koreláciu výskytu na lokalitách s preferenciou orientácie voči jednotlivým svetovým stranám.

11. Záver

Podarilo sa nám v tejto práci potvrdiť niektoré aspekty porastovej štruktúry a kompozície preferované vybranými vtáčimi druhmi. Napríklad väzba kuvička vrabčieho na vonkajšie porastové okraje a obnovujúce sa plochy ako aj habitatové stromy podobne ako aj jariabok horský. Ako aj absencia d'atľa trojprstého na zmladzujúcich sa plochách.

Tieto druhy sú v veľmi vzácne, o to viac v hospodárskych lesoch a v mnohých krajinách a pohoriach sa takmer nevyskytujú. Z čoho vyplýva, že prírodná dynamika formuje vhodné štruktúry v podobe stojaceho, či ležiaceho mŕtveho dreva a vývratov, porastových okrajov, celkovo vyššieho veku pralesov s prítomnosťou habitatových stromov a vhodný pomer zastúpenia jednotlivých vývojových štádií lesa zabezpečujúcich variabilitu v štruktúre aj v rámci pralesov, ktorý vytvára potrebnú heterogenitu na porastovej úrovni.

Pre manažment by som doporučoval napodobovať práve túto maloplošnú mozaikovitost' stanovísk napríklad, predĺžením obnovnej doby na 140 rokov, zvýšenie podielu mŕtveho dreva a miernym uvoľnením zápoja

Za prínosný považujem aj výskum týchto druhov v prostredí hospodárskych lesov v porovnaní s prirodzenými za účelom špecifikácie limitujúcich faktorov v antropogénne ovplyvnenom, či aktívne manažovanom prostredí. A taktiež za účelom výskumu vplyvu a účinnosti kompenzačných opatrení prírode blízkeho hospodárenia na tieto, či iné druhy ohrozených lesných špecialistov, pri minimalizácii strát a reálnosti začlenenia opatrení do prevádzky.

12. Zoznam literatúry a použitých zdrojov

Baláž, M., Balážová, M. 2012. Diversity and abundance of bird communities in three mountain forest stands: effect of the habitat heterogeneity. *Polish journal of ecology* 60(3): 629–634.

Baláž, M., Kocian, L. 2015. Bird assemblages of natural and managed spruce forests of the Západné Tatry Mts.: effect of altitude and forest management. *Sylvia* 51: 45–62.

Begehold, H., Rzanny, M., Flade, M. 2015. Forest development phases as an integrating tool to describe habitat preferences of breeding birds in lowland beech forests. *156(1)*: 19–29.

Bollmann, .K., Braunisch, V., 2013 To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg, 18 - 31.

Braunisch, V., Suchant, R. 2013. The capercaillie (*Tetrao urogallus*) action plan in the black forest: an integrative concept for the conservation of a viable population. *Vogelwelt* 134: 29– 41

Braunisch, V., Coppes, J., Arlettaz, R., Suchant, R., Zellweger, F., Bollmann, K., 2014 Temperate mountain forest biodiversity under climate change: compensating negative effects by increasing structural complexity. *PLoS ONE*, roč. 9, č. 5

Brawn, J.D., Robinson, S.K., Thompson, F.R. 2001. The Role of Disturbance in the Ecology and Conservation of Birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 251–276.

Burkovský, J., 2011. Historický vývoj pralesov na území Slovenska. In: Jasík M., Polák P. (eds.) *Pralesy Slovenska*. FSC Slovensko, Banská Bystrica, pp. 7–10.

Čada, V., Morrissey, R.C., Michalová, Z., Bače, R., Janda, P., Svoboda, M. 2016. Frequent severe natural disturbances and non-equilibrium landscape dynamics shaped the mountain spruce forest in central Europe. *Forest Ecology and Management* 363: 169–178.

Čada, V., Svoboda, M., & Havira, M. 2016. Structure of the natural mountain spruce forest in relation to age, altitude and aspect. *ZLV*, 61, 159 - 167.

Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, A.J.-F., Savard, J.-P.L., Bergeron, Y., Vickery, W.L. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecol. Monogr.* 70: 423–444.

- Duncan, R.P., 1989. An evaluation of errors in tree age estimates based on increment cores in kahikatea (*Dacrycarpus dacrydioides*). *N. Z. Nat. Sci.* 16: 1–37.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515.
- FAO. 2010. Global forest resources assessment 2010: Main report. Rome
- Franklin, J.E., Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and Principles. *Landscape Ecology* 1(1): 5–18.
- Gadow, K., 1999. Waldstruktur und Diversität. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 170: 117–121.
- Glončák, P., 2007 Diverzita mikrostanovišť a ich vplyv na regeneráciu smreka a jarabiny vtáčej v horských pralesoch Nízkych Tatier, s. 1–19.
- Goodale, E., Lalbhai, P., Goodale, U.M., Ashton, P.M.S. 2009. The relationship between shelterwood cuts and crown thinings and the abundance and distribution of birds in a southern New England forest. *Forest Ecology and Management* 258: 314–322.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lohmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A. and Franklin, J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *Bioscience* 62:633–645.
- Gustafsson, L., Bauhaus, J., Kouki, J., Lohmus, A., Sverdrup-Thygeson, A., (2013) Retention forestry: an integrated approach in practical use. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg, 74 - 81.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Kočvara, R., 2017 Spatial distribution of bird communities in small forest fragments in central Europe in relation to distance to the forest edge, fragment size and type of forest”. *Forest Ecology and Management*, roč. 401, s. 255–63,
- Holeksa, J., Jaloviar, P. Kuchel, S., Saniga, M., Svoboda, M., Szewczyk, J., Szwagrzyk, J., Zielonka, T., Żywiec, M. 2017. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce Forests. *Forest Ecology and Management* 15 79–89
- Holmes, R.L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurements. *Tree-Ring Bull.* 44: 69–75.

Janda, P., Svoboda, M., Bače, R., Čada, V., Peck, J.E. 2014. Three hundred years of spatio-temporal development in a primary mountain Norway spruce stand in the Bohemian Forest, central Europe. *Forest Ecology and Management* 330: 304–311.

Janda, P., Bače, R., Trotsiuk, V., Mikoláš, M., Mrhalová, H., Morrissey, R.C., Matěju, L., Lábusová, J., Nagel, T., Kucbel, S., Jaloviar, P., Vysoký, J., Jasík, M., Seedre, M., Čada, V., Michalová, Z., Svoboda, M. 2017. Disturbance History of Primary Mountain Norway Spruce Forests in Western Carpathians, Lesson from the Past Development. *For. Ecol. Manage.* 388: 67–78

Janda, P., Trotsiuk, V., Mikoláš M., Bače R., Nagel, T. A., Seidl R., Seedre M., Morrissey R. C., Kucbel S., Jaloviar P., Jasík, M., Vysoky J., Šamonil P., Čada V., Mrhalová H., Lábusová J., Nováková M. H., Rydval M., Matěju L., Svoboda M., The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. 2016 *Forest Ecology and Management* *Forest Ecology and Management*, roč. 388, Elsevier B.V., s. 67–78,

Jasík M., Polák P. (eds.) 2011. *Pralesy Slovenska*. FSC Slovensko, Banská Bystrica, 228 pp.

Jonsson, B. G., Siitonen, J., 2013 *Managing for target species*. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg, 134 - 141.

Klimo, E., Hager, H., Kulhavý, J., (Eds.) 2000. *Spruce monocultures in Central Europe – problems and perspectives*. European Forest Institute Proceedings, vol. 33. Scheelas *et al.* 2003

Lier, M., Parvianen, J., Nivet, C., Gosselin, M., Gosselin, F., Paillet, Y., 2013 *European initiatives on criteria and indicators for forest biodiversity*. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg, 32 - 33.

Križová, E. 2011. *Definície pralesa – prístupy, porovnania, základné pojmy*. In: Jasík M., Polák P. (eds.) *Pralesy Slovenska*. FSC Slovensko, Banská Bystrica, pp. 7–10.

Korňan, M., 2006. *Hodnotenie vplyvu lesohospodárskeho využívania lesov na vtáčie zoskupenia: literárna rešerš*. *Tichodroma* 18: 111–129

Korpeľ, Š. 1989. *Pralesy Slovenska*. Veda, Vydavateľstvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava, 332 pp.

Kulakowski, D., Seidl, R., Holeksa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T.A., Panayotov, M., Svoboda, M., Thorn, S., Vacchiano, G., Whitlock, C., Wohlgemuth, T., Bebi, P. 2017. *A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of*

European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 388(15): 120–131.

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S, Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B., Vandekerckhove, K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecol. Ind.* 84: 194–207.

Lorimer, C.G., Frelich, L.E. 1989. A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research* 19(5): 651-663.

Mikoláš, M., Tejkal, M., Kuemmerle, T. Griffiths, P. Svoboda, M., Hlásny, T., Leitão, P.J., Morrissey, R.C. 2017a. Forest management impacts on capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat distribution and connectivity in the Carpathians. *Landscape ecology* 32 (1): 163–179.

Mikoláš, M., Svitok, M., Bollmann, K., Reife, J., Bače, R., Janda, P., Trotsiuk, V., Čada, V., Vítková, L., Teodosiu, M., Coppes, J., Schurman, J.S., Morrissey, R.C, Mrhalová, H., Svoboda, M. 2017b. Mixed-severity natural disturbances promote the occurrence of an endangered umbrella species in primary forests. *Forest Ecology and Management* 405: 210–218.

Mikoláš, M., Ujházy, K., Jasík, M., Wiezik, M., Gallay, I., Polák, P., Vysoký, J., Čiliak, M., Meigs, G.W., Svoboda, M., Trotsiuk, V., Keeton, W.S. 2019. Primary forest distribution and representation in a Central European landscape: results of a large – scale field – based census. *Forest Ecology Management* 449: 117466. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117466>

Mikoláš, M., Kalafausová, I., Tejkal, M., Černajová, I., Michalová, Z., Hlásny, T., Barka, I., Zrníková, K., Bače, R., & Svoboda, M., 2013. Stav habitatu jadrovej populácie hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*) v Západných Karpatoch: Je ešte pre hlucháňa na Slovensku miesto? *Sylvia* 49: 79–98

Mind'áš, J., Škvarenina, J., Hříbik, M. 2011 The development of mountain forests and upper timber line in terms of climate change. *Životné prostredie*, 45, 2, p. 93 – 97.

Mollet, P., Birrer, S. Pasinelli, G. 2013 Forest birds and their habitat requirements. In: Kraus & (eds.). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Frteiburg, 146–151.

Moning, C., Müller J. 2008. Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *For. Ecol. Manage.* 256, 1198–1208,

- Mori, A.S., Kitagawa, R. 2014. Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis. *Biological Conservation* 175: 65–73.
- Nagel, T.A., Svoboda, M., Panayotov, M. 2013. Natural disturbances and forest dynamics. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg, 116–123.
- Nagel, A. T., Zenner, E. K., Brang, P., 2013 Research in old-growth forests and forest reserves: implications for integrated forest management. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg, 44 – 51.
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E. 2017. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 389: 176–86.
- Peterson, G.D. 2002. Contagious Disturbance, Ecological Memory, and the Emergence of Landscape Pattern. *Ecosystems* 5: 329–338.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Polák, P., Burkovský, J., *Pralesy v Európe*. In: Jasík M., Polák P. (eds.) *Pralesy Slovenska*. FSC Slovensko, Banská Bystrica, pp. 7–10.
- Saniga, M., Saniga, M., 2004. Influence of forest stand structure on the occurrence of bird community in Skalná Alpa National Nature Reserve in the Veľká Fatra Mts. (West Carpathians). *Journal of Forest Science* 50(5): 219–234.
- Saniga, M., 2011 *Bird communities in the natural spruce-beech forests in the Veľká Fatra Mts, Western Carpathians.*, roč. 38, č. 1, , s. 104–09,
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, Ch.P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature climate change* 7: 395–402.
- Schelhaas, M.J., Nabuurs, G.J., Schuck, A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620–1633.
- Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.T. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge university Press. Cambridge. 524 pp.
- Sutherland, W.J. (ed.) 2006. *Ecological census techniques*. Second edition. Cambridge university press, Cambridge. 432 pp.

Svoboda, M. 2005. Struktura horského smrkového lesa v oblasti Trojmezne ve vztahu k historickému vývoji a stanovištním podmínkám. *Silva Gabreta*, vol.11 (1), 43 - 62 .

Svoboda, M. 2007. Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku. *Silva Gabreta*, 105-107

Svoboda, M., Janda, P., Fraver, S., Nagel, T.A., Rejzek, J., Mikoláš, M., Douda, J., Boubl, K., Šamonil, P., Trotsiuk, V., Uzel, P., Teodosiu, M., Bouriaud, O., Biris, A.I. 2014. Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *J. Veg. Sci.* 25: 386–401. <https://doi.org/10.1111/jvs.12109>

Szewczyk, J., Szwagrzyk, J., Muter, E., 2011. Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Can. J. For. Res.* 41, 938–944.

Topercer, J. 2009. Posmršťové vtáčie zoskupenia a biotopy v NPR Tichá dolina: štruktúra, činitele, manažmentový význam. Vplyv vetrovej kalamity na vývoj lesných porastov vo Vysokých Tatrách 155–164.

Trotsiuk, V., Pederson, N., Druckenbrod, D.L., Orwig, D.A., Bishop, D.A., Barker-Plotkin, A., Fraver, S., Martin-Benito, D. 2018. Testing the efficacy of tree-ring methods for detecting past disturbances. *For. Ecol. Manage.* 425: 59–67. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.045>

Turner, M.G., Hargrove, W.W., Gardner, R.H., Romme, W.H. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* 5: 731–742.

Turner, M.G., Hargrove, W.W., Gardner, R.H., Romme, W.H. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* 5: 731–742.

Turner, M.G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91: 2833–2849.

Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. In: Jonston R.F. (ed.) *Current ornithology*. Plenum Press, New York, 1985. 364 pp.

Vorčák, J., Merganič, J., Saniga, M., (2006) Structural diversity change and regeneration processes of the Norway spruce natural forest in Babia hora NNR in relation to altitude. *Journal of forest science*, 52, 2006 (9): 399–409

Walker B., Holling C. S., Carpenter S. R., Kinzig A., (2004) Resilience, Adaptability and Transformability in Social–ecological Systems. *Ecology and Society*, Vol. 9, No. 2

Wagner, S., Huth, F., Mohren, F., Herrmann, I., 2013 Silvicultural systems and multiple service forestry. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg, 64 - 73.

Wiezik, M. 2011 Význam odumretého dreva a dynamiky pralesov pre diverzitu živočíchov In: Jasík M., Polák P. (eds.) Pralesy Slovenska. FSC Slovensko, Banská Bystrica, pp. 7–10.

Winter, S., Vrška, T., Begehold, H., 2013 Forest Naturalness as a key to forest biodiversity preservation. In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Freiburg, 52 - 63.

Wesołowski T., Tomiałojć L. 1986: The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest – preliminary data. Acta Ornith. 22: 2-21.

Wegge, P., Olstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O., & Sivko A.V., 2005: Capercaillie broods in pristine boreal forest in northwestern Russia: The importance of insects and cover in habitat selection. Canadian Journal of Zoology 83. 1547-1555.

Zielonka, T., Holeksa J., Fleischer, P., Kapusta, P., 2009 A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. Journal of Vegetation Science: 1–12