

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Vliv kůrovcové gradace na rozšíření a potravní ekologii datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) v Národním parku Šumava

The impact of a bark beetle gradation on the occurrence and feeding ecology of a three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*) in the Šumava National Park

Diplomová práce

Martin Navrátil

Vedoucí práce: RNDr. Roman Fuchs, CSc.

Praha, srpen 2014

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci zpracoval samostatně pod vedením školitele RNDr. Romana Fuchse, CSc. a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Dávám svolení k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré informace budou řádně citovány.

Tištěná verze diplomové práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, dne.....

Martin Navrátil

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat všem, kteří mi pomáhali tuto práci dokončit, ať už činem, radou či psychickou podporou.

Abstrakt

Hlavním cílem této práce bylo nalezení faktorů, které ovlivňují výskyt datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) na Šumavě v době, kdy zde odeznívá kůrovcová gradace způsobená orkámem Kyrill. Výzkum probíhal na pěti bodových transektech, ke zjištění výskytu datlíka byla zvolena metoda akustické provokace, u které se prokázala její vysoká spolehlivost. Ve shodě s předpoklady datlík preferoval kůrovcem napadené lesní porosty před zdravými. Překvapivě se to však týkalo i porostů, kde hlavní napadení proběhlo již před několika lety. Bez ohledu na jejich zdravotní stav datlík dále upřednostňoval bezzásahové porosty před zásahovými. Z dalších faktorů se uplatnily expozice (preferována jižní a západní) a nadmořská výška (medián minimální nadmořské výšky cca 1100 m.). Dalším důležitým výstupem je zjištění, že datlík preferuje jako svá potravní stanoviště ještě živé, nebo čerstvě mrtvé smrky napadené kůrovcem. Celkově se ukazuje, že je datlík druhem s úzce vymezenými biotopovými nároky, který je vázán na přirozené, člověkem neovlivňované horské smrčiny. Výstupy této práce by mohly být využity pro lepší pochopení ekologie tohoto druhu, případně pro tvorbu ochranného managementu.

Klíčová slova: datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*), kůrovcová kalamita, potravní stanoviště, NP Šumava

Abstract

The main objective of this study was to find factors that influence the occurrence of three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*) in Šumava at a time when the bark beetle gradation caused by Kyrill subside. The research was conducted on five transects. To prove the presence of three-toed woodpecker was opted the method of an acoustic provocation, which reliability was well proven. The hypothesis was that the three-toed woodpecker prefers the trees infested by bark beetle instead of healthy trees. Surprisingly, however, he also preferred the stands where the main attack took place several years ago. Regardless of their health status the tree-toed woodpecker preferred non-intervention stands instead of the on- going management forest. Among other factors, the exposure was applied (preferred south and west) and elevation (median, minimum altitude of about 1100 m.). Another important result is that *Picoides tridactylus* prefers for its food stands still alive or just dead spruce trees infested by the bark beetle. Overall, it appears that the three-toed species has narrowly defined biotope demands, which are linked to the natural spruce forest unaffected by people. The results of this study could be used to better understanding of the ecology three-toed woodpecker, eventually can help to create a protective management for this species.

Key word: *Picoides tridactylus*, bark beetle gradation, food stands, NP Šumava

Obsah

1. Úvod	6
1.1. Datlík tříprstý	6
1.2. Šumava a datlík	11
1.3. Šumava	12
1.4. Kyrill Vliv přirozené a umělé fragmentace	13
1.5. Cíle	14
2. Materiál a metodika	16
2.1. Zkoumané lokality	16
2.2. Metodika	22
2.2.1. Mapování výskytu na liniových transektech	22
2.2.2. Pozorování potravní aktivity	23
2.2.3. Statistické zpracování	26
3. Výsledky	27
3.1. Teritoriální chování	27
3.2. Preferované biotopy	29
3.3. Preferovaná potravní stanoviště	37
4. Diskuze	41
4.1. Odpověď datlíka na akustickou provokaci	41
4.2. Preferované biotopy	41
4.3. Preferovaná potravní stanoviště	44
4.4. Vliv orkánu Kyrill na výskyt datlíka tříprstého	45
5. Závěr	47
6. Citovaná literatura	49
7. Přílohy	56



Foto: Datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*) při krmení. Zdroj: <http://prmck.blogspot.cz/2012/04/spring-break-part-2.html>

1. Úvod

Šumavský národní park se již řadu let zabývá problémem, jak reagovat na výskyt kůrovce v horských smrčínách. Hlavní rozpor je v tom, zda ponechat lesy přirozenému vývoji, nebo ve shodě se zásadami lesnického hospodaření, provádět sanaci. Horské smrčiny na Šumavě jsou domovem mnoha vzácných druhů jak rostlin, tak i živočichů. V poslední době je nejvíce vyzdvihována ochrana tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*) (Plán péče NP Šumava 2014-2017), ten ale není jediným vzácným ptačím druhem vázaným na tyto specifické biotopy. Méně nápadným a proto opomíjeným druhem je datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*), který rovněž vyhledává vysoko položené smrkové lesy.

1.1. Datlík tříprstý

Datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*) patří do řádu šplhavci (*Piciformes*) a čeledi datlovití (*Picidae*). V dospělosti dosahuje téměř velikosti strakapouda velkého (*Dendrocopos major*) (Dungel et Hudec 2001). Sesterskými druhy obdobného vzhledu i biologie jsou datlík smrkový (*Picoides dorsalis*) a datlík černohřbetý (*Picoides arcticus*) obývající Severní Ameriku.

Rozšíření: Hnízdí v severských lesích Eurasie, východně až po Kamčatku a Japonsko. Mimo to existuje také řada izolovaných populací v horských oblastech Evropy a Asie, jižně od areálu souvislého rozšíření (Svenson et al. 2004) (Obr. 1.). Také severoameričtí datlíci jsou vázáni na severské lesy. V Evropě se počet hnízdících párů datlíka tříprstého odhaduje na 350 000 - 1 100 000, což se rovná 1 050 000 – 3 300 000 jedincům (BirdLife International 2004). Evropa tvoří 5-24% z celosvětové populace, předběžný a hrubý odhad velikosti světové populace je tedy mezi 4 380 000-66 000 000 jednotlivci (IUCN 2009).



Obrázek 1: Areál datlíka tříprstého podle BirdLife International & Naturereserve (2012).

Biotop: Datlík tříprstý obývá převážně staré jehličnaté lesy, zvláště smrkové (*Picea spp.*) (Dungel et Hudec 2001). Někteří autoři prokázali, že se datlík (*Picoides tridactylus*) přednostně krmí na umírajících a mrtvých stromech, zejména na v nedávné době uhynulých stojících smrcích (Hogstad 1970, Imbeau et Desrochers 2002, Murphy et Lehnhausen 1998, Pecháček 1995 in Butler et al. 2003). Také u amerického datlíka černohřbetého bylo zjištěno, že jeho hlavním krmným substrátem jsou odumírající jehličnaté stromy (Goggans et al. 1989, Murphy et Lenhausen 1998, Nappi et al. 2003, Trembley et al., Raphael et White 1984).

Ve studii Butler et al. (2003) ve Švédsku a Švýcarsku, nebyla závislost pravděpodobnosti výskytu datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) na množství mrtvého dřeva lineární. Plyne z ní, že když se množství mrtvého dřeva dostane pod minimum, může datlík zmizet z prostředí. Tito autoři dále zjistili, že citlivost na změny v množství mrtvého dřeva je vyšší u boreální populace datlíka tříprstého, než u jeho alpských protějšků. (Butler et al. 2003) dále uvádí, že kritická hodnota je nejméně 5% mrtvých kmenů ve starších lesích. Utschick (1991) se s tímto výsledkem shoduje a uvádí, že datlíkovy požadavky jsou v rozmezí 5-10% odumírajících a mrtvých stromů. Výsledky demografických modelů a některé empirické údaje na obratlovcích ukazují, že regionální vymírání druhů se začne urychlovat, pokud vhodná plocha stanoviště klesne pod 20-30% plochy původní (Andren 1994, Carlson 2000, Jansson et Angelstam 1999).

Proto Nilsson et al. (2001) navrhl, že nejméně 20% z původního množství velkých mrtvých stromů je nutných, pro zachování biodiverzity lesního společenství.

Potrava: Stejně jako většina datlovitých preferuje datlík tříprstý hmyz, a to hlavně v dřevě žijící brouky a jejich larvy, čas od času také „kroužkuje“ stromy a požívá vytékající pryskyřici (Dungel et Hudec 2001).

Řada prací pak dokládá závislost hustoty výskytu datlíků na kůrovci. Fayt et al. (2005) zjistili, že výskyt datlíka smrkového je limitován dostupností kůrovce a že datlík smrkový je nejhojnější v lokalitách s velkou (kalamitní) populací kůrovce. Ve spálených lesích a porostech s přemnožením kůrovce se hustota datlíka smrkového zvětšila 3,7 až 21 krát ve srovnání s hustotou v blízkých starých lesích s endemickou populací kůrovce (Goggans et al. 1989; Baldwin 1960, 1968 ex Fayt et al. 2005; Fayt 2003; Powell 2000). V nenapadeném starém lese (Pakkala et al. 2002) byla hnízdní hustota datlíka 4-5 párů /km² (0.08-0.1 jedince /ha). Po lesním požáru nebo při kůrovcové epidemii odhaduje Sorvari (1994) hnízdní hustotu datlíka na 5 hnízd na plochu 17ha, což odpovídá hnízdní hustotě 0.588 jedince /ha. Studie několika autorů se dále shodují v tom, že podíl kůrovce ve stravě datlíka postupně roste s rostoucí dostupností tohoto brouka. (Baldwin 1960 ex Fayt et al. 2005; Koplín 1972; Koplín et Baldwin 1970).

Přímé rozbory potravy tak jednoznačné výsledky nepřinášejí, řada prací, jak starších, tak i těch novějších, však uvádí kůrovce jako nejvýznamnější složku potravy dospělých datlíků tříprstých. V studii z Ruska (Sevastyanov 1959 ex Fayt et al. 2005) 84% žaludků datlíků obsahovalo jak larvy, tak dospělce kůrovce. Podobný výsledek zaznamenal v Norsku Hogstad (1970), který zjistil, že obsah žaludků datlíků se z 90% skládal z larev a kukel kůrovce. Steeger et al. (1998) ve své práci uvádí, že datlík smrkový (*Picoidea dorsalis*) je největší predátor kůrovce v Severní Americe, tudíž silně přispívá k přirozené regulaci jeho populací (Steeger et Dulisse 1997). Fayt (2004) zkoumal potravu datlíků v zimních měsících a zjistil, že hlavní potravou datlíka v zimě jsou převážně dospělci kůrovce, které získává ze stojících mrtvých smrků. Dále uvádí, že druhová rozmanitost kůrovců v dané oblasti pozitivně ovlivňuje velikost mláďat datlíka tříprstého. I výsledky dalších prací potvrzují, že datlík smrkový je potravní specialista, který se živí převážně larvami a brouky z podčeledi Scolytidae (Koplín 1969, Murphy et Lehnhausen 1998).

Hnízdění: Datlík tříprstý je monogamní druh, hnízdící 1x ročně v dutinách, většinou jehličnatých, zhruba 100 let starých stromů. Každý rok tesají oba partneři dutinu novou. V jedné snůšce bývá 3 - 5 čistě bílých vajec o velikosti 24, 4 x 18, 5 mm. Inkubace trvá zhruba 11 dnů a podílí se na ní oba rodiče. Společně se také starají o mláďata, která opouští hnízdo po 22-25 dnech. Plně samostatná jsou pak ve věku 2 měsíců (Hudec et al. 2005).

Příbuzný datlík smrkový preferuje v Severní Americe k hnízdění staré bezzásahové jehličnaté lesy, jakož i jehličnaté lesy, které byly vystaveny různým formám narušení (např. požáry, povodně, polomy). V severním Idahu a Montaně se 84 procent hnízd nachází v porostech bez lesnického hospodaření (Leonard 2001). Podobné výsledky byly nalezeny v jižním Idahu a Wyomingu, kde se hnízda nachází především ve starých porostech, a také ve vlhkých oblastech blízko stojaté vody (Hoffman, 1997). Ve východní Americe využívá datlík smrkový k hnízdění raději staré smíšené lesy a zejména pak ty v blízkosti bažin a zatopených oblastí (Short 1974). V Britské Kolumbii se 13 aktivních hnízd nacházelo v 5 různých druzích stromů. Hnízda byla umístěna v dospělých stromech s průměrným DBH 26, 1 cm, s průměrnou výškou 21,0 m a dutina s hnízdem byla průměrně ve výšce 5, 2 m nad zemí. Většina hnízdišť se nacházela v žijících stromech, i když na nich byl patrný nástup nemoci a postupné odumírání (Steeger et Dulisse 1997).

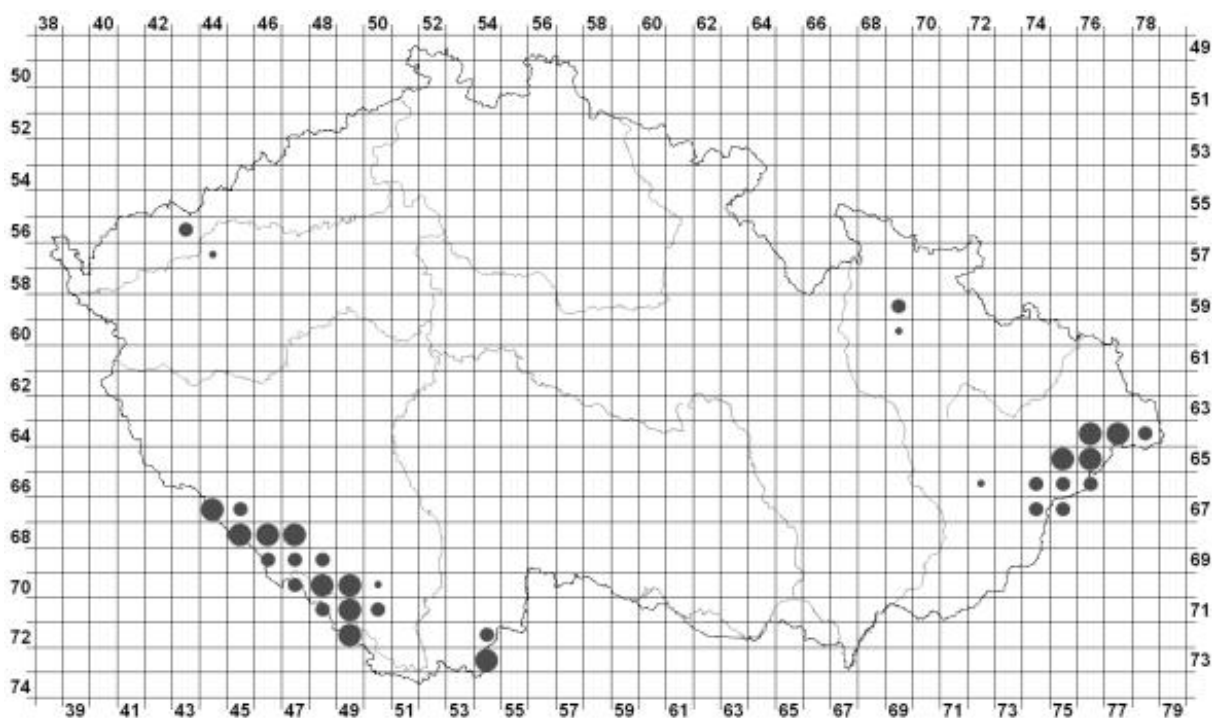
V Oregonu měly hnízdní stromy průměrné DBH 27, 9 cm, průměrnou výšku 23, 1 m, a průměrnou výšku dutiny od země 7, 7 m (Goggan et al. 1988). Jedno z hnízd našel Eckert (1981) i v bažinách v Minnesotě cca 3,9 m od země na stromě vysokém cca 4,8 m výšky s DBH 20,3 cm. Vhodné hnízdní stromy musí mít průměr nejméně 15 cm, lepší stromy k hnízdění jsou s průměrem větším než 30 cm (Loose et Anderson 1995; Steeger per. comm. In Doyon et al. 2000).

Pozorování ukázala, že výška, kde si datlík smrkový buduje hnízda, je od 1 do 24 m nad zemí (Cyr et Alvo 1995). Evans a Conner (1979) navrhují nekácet mrtvé nebo umírající stromy 4 - 12 m vysoké, jelikož jsou vhodné jako hnízdní stromy pro datlíka. Steeger (Pers. comm. 1999 in Doyon et al. 2000) uvádí, že pro datlíka jsou nejvhodnější hnízdní stromy vysoké více jak 20 m. Datlíci vynakládají značnou energii na hloubení hnízdní dutiny. Práce je méně náročná, když je dřevo napadené nebo rozkládající se (Conner et

al. 1976, Harestad et Keisker 1989, Welsh et Capen 1992). Rozklad dřeva však nesmí být v pokročilém stádiu, aby zůstal zachován tvar hnízda (Conner et al. 1976). Bull (1987) zjistil, že 87% datlíků hnízdí v mrtvých stromech s uraženými vrcholy a většina těchto hnízd se nacházela do 2 m od špičky stromu, poblíž zóny rozpadu. Zlomené stromy jsou mnohem náchylnější k nemocem a houbám rozkládajícím dřevo, než jsou nedotčené stromy, ve zlomených stromech lze tedy snadněji vyhloubit hnízdní dutinu (Bull 1987).

1.2. Šumava a datlík tříprstý

V Čechách je největší hnízdní oblastí datlíka tříprstého Šumava. Menší populace sídlí také v Novohradských horách. Druh se dále nehojně vyskytuje také v Blanském lese a možná hnízdění jednotlivých párů jsou hlášena z Českého lesa a Brd. Na Moravě jsou hlavní oblastí Moravskoslezské Beskydy spolu se Vsetínskými vrchy a Javorníky. Jednotlivá pozorování jsou opakovaně hlášena z Jeseníků a možná hnízdění byla zaznamenána v Hostýnských vrších a Bílých Karpatech (Hora et al 2010). Populace datlíka tříprstého v ČR je odhadována na 300–500 párů v letech 2001-2003 (Hudec et al. 2003). Přestože patří v naší fauně mezi vzácné druhy, byla mu dosud věnována jen malá pozornost (Anderle 1984). Jediná soustavnější studie zkoumala výskyt datlíka tříprstého a jeho potravní ekologii (Kotal a Fuchs (2003).



Obrázek 2: Výskyt datlíka tříprstého na území ČR podle výsledků mapování hnízdního rozšíření ptáků, převzato z Šťastný et al. (2006).

1.3. Šumava

Šumava patří mezi nejstarší pohoří střední Evropy, zvedá se z nadmořské výšky kolem 700m. n. m. a její nejvyšší vrcholy přesahují, pouze však na bavorské straně, 1400m. Šumava se může chlubit největším souvisle zalesněným územím v České republice a ve spojení s Bavorským lesem, je pak dokonce největší, souvisle zalesněné území ve střední Evropě ().

Klima

V oblasti Šumavy se průměrné roční teploty pohybují, v závislosti na nadmořské výšce, od 6,0 °C (750 m. n. m.) do 3,0 °C (1300 m. n. m.). Nejnižší průměrné roční srážky jsou na severovýchodním okraji, a to kolem 800 - 900 mm. Směrem k hlavnímu hraničnímu hřebeni srážky rychle přibývají a nejvyšších hodnot dosahují při státní hranici - v oblasti jižně od Březníku- 1 600 mm a více (web. NP Šumava).

Flóra a vegetace

Z fyto geografického hlediska leží Šumava ve stře do evropské provincii temperátního pásma Evropy. Předšumaví a nižší polohy Šumavy náleží do fyto geografické oblasti mezofytikum, která je charakterizována jako oblast zonální vegetace stře do evropského opadavého lesa, zaujímající suprakolinní až submontánní vegetační stupeň, Na Šumavě z rámce mezofytika vybočuje extrazonální chladnomilná květena horská – oreofytikum. Zaujímá zde vegetační stupeň montánní až supramontánní (mimo ČR až subalpinský). Kromě tří základních zonálních vegetačních jednotek - stupeň květnatých bučin, acidofilních horských bučin a klimaxových smrčín, se zde vytvořila celá řada ekosystémů, klimaticky azonálních, například rašeliniště a podmáčené smrčiny. Charakteristická vegetační stupňovitost je dnes přirozeně zcela roztržena částečným odlesněním krajiny a především přeměnou původních lesních společenstev, na převážně smrkové kultury (Plán péče NP Šumava 2014-2017).

Fauna

Fauna Šumavy se dotvářela do dnešní podoby během postglaciálu a původně měla téměř výhradně lesní charakter. Výraznější změny druhového spektra zoocenóz nastaly v souvislosti s větší kolonizací Šumavy člověkem. Ze zoogeografického hlediska se na složení fauny oblasti Šumavy u různých taxonomických skupin podílí jednak formy s širokým holarktickým či palearktickým rozšířením, středoevropské prvky fauny, včetně alpských a karpatských forem, ale také prvky subatlantské, atlantské a ponto-mediterránní. Z hlediska výskytu původních lesních druhů a společenstev mají zásadní význam primární ekosystémy, které se zachovaly většinou ve fragmentární podobě. Významnou složkou zoocenóz těchto stanovišť jsou již zmíněné boreomontánní a boreoalpinní prvky fauny, jejichž výskyt zde často má vysloveně reliktní charakter a mnohdy se jedná o velmi malé populace. Z živočichů, trvale se vyskytujících na území NP, patří cca 100 druhů mezi zvláště chráněné (Plán péče NP Šumava 2014-2017).

1.4. Kyrill

V lednu 2007 zasáhl území NP Šumava orkán Kyrill, který dosahoval v nárazech rychlosti až 170 km/h. Způsobil rozsáhlé škody na lesních porostech, kolem 840 tisíc m³ padlého dřeva, přičemž zasáhl především vrcholové partie horských smrčín. Správa NP se nedokázala shodnout na managementu, který by měl být na těchto územích praktikován, a tak byla většina mrtvé dřevní hmoty ponechána na svém místě. Poté následovalo příznivé léto pro množení lýkožrouta smrkového (*Ips typographicus*), který je nejvýznamnějším živočišným druhem z hlediska vlivu na šumavské lesy (Skuhřavý 2002). Lýkožrout měl tedy díky orkánu k dispozici veliké množství potravy. (Weslien et al., 1989) Uvádí, že se lýkožrout dokáže při příznivém počasí a při velkém množství potravy, namnožit do takového množství, že potom napadá i zdravé smrky. Přesně to se stalo i na Šumavě, kůrovec se namnožil tak, že i zdravé stromy se mu nedokázaly ubránit a díky tomu pak na Šumavě vznikla rozsáhlá území stojících mrtvých stromů.

Vítr, jako zdroj přirozených disturbancí se na Šumavě objevuje pravidelně, s několikaletými rozestupy. Oblast Bavorského lesa a Šumavy zasáhly od začátku 19.

stol. až doposud desítky velkých vichřic až orkánů. Jen za posledních 25 let je Kyrill již pátým orkánem, který Šumavu podle záznamů postihl (Valenta, 2007).

Silný vítr je jedním z hlavních přírodních činitelů, ovlivňujících vývoj lesů, zejména jehličnatých. Z pohledu zájmu člověka, je vichřice v hospodářském lese „ničitelem“, „kalamitou“, z pohledu života přirozeného lesa je však jedním z přírodních jevů, s nimiž lesy žijí po tisíce let, aniž by je zásadně ohrozily v jejich bytí či nebytí (Valenta, 2007). Vichřice se svými důsledky jsou naopak považovány za nejdůležitější startovací impulz pro přirozenou obnovu lesa – a to i v Evropě (např. Zukrigl 1991, Fischer 1992).

Následky orkánu Kyrill by mohly mít velký vliv na výskyt a hustotu datlíka tříprstého na Šumavě, a to právě proto, že datlík vyžaduje ve svém teritoriu určité množství mrtvého dřeva (Butler et al. 2003). Vliv by mohla mít také skutečnost, že lýkožrout tvoří největší podíl v potravě datlíka (Fayt et al. 2005). Díky dostatečnému množství stojících mrtvých stromů a potravy, má datlík lepší podmínky k hnízdění a odchování mláďat a tudíž by se hustota jeho výskytu na území NP mohla zvyšovat. Poté, co mrtvé stromy přestanou být vhodným substrátem pro vývoj kůrovce, by ale datlík naopak mohl mít ve zmlazených porostech problémy se získáváním potravy i hnízděním.

1.5. Cíle

Moje diplomová práce navazuje na předchozí výsledky Kotala a Fuchse (2003). Ti zjistili, že populační hustota datlíka tříprstého na Šumavě je obecně velice nízká. Z 260 bodů bylo zaznamenáno jen 27 bodů s přítomností datlíka. Jako hlavní příčinu uvádějí důsledné odstraňování mrtvých stromů, částečně i v první zóně Parku.

Cílem mé diplomové práce je zjistit vliv kůrovcové kalamity na výskyt datlíka tříprstého na území NP Šumava. Konkrétně si práce klade za cíl odpovědět na tyto otázky:

1. Jak rozšíření datlíka reaguje na poškození a odumírání smrkových porostů?

2. Jaká potravní stanoviště si datlík vybírá v porostech s různou mírou poškození?

Řešení cílů přinese chybějící informace o tom, v jakém stavu se nachází v současnosti populace datlíka na území NP Šumava. To by mohlo pomoci vylepšit management ochrany datlíka na území NP. Je také dokázáno, že na územích obývaných datlíkem, se vykytují další ohrožené druhy živočichů (Angelstam et al, 2003; Roberge et Angelstam, 2004). Datlík by tedy mohl být indikátorem kvality prostředí.

Předpokládané výsledky lze zformulovat ve dvou hypotézách:

- Hnízdní hustota datlíka bude nejvyšší v nově odumřelých porostech. V dalších letech bude postupně klesat, přičemž konečná úroveň může být nižší než v nenarušených horských smrčínách.
- Datlík si jako potravní stanoviště vybírá výhradně poškozené a nově odumřelé stromy.

2. Materiál a metodika

2.1. Zkoumané lokality

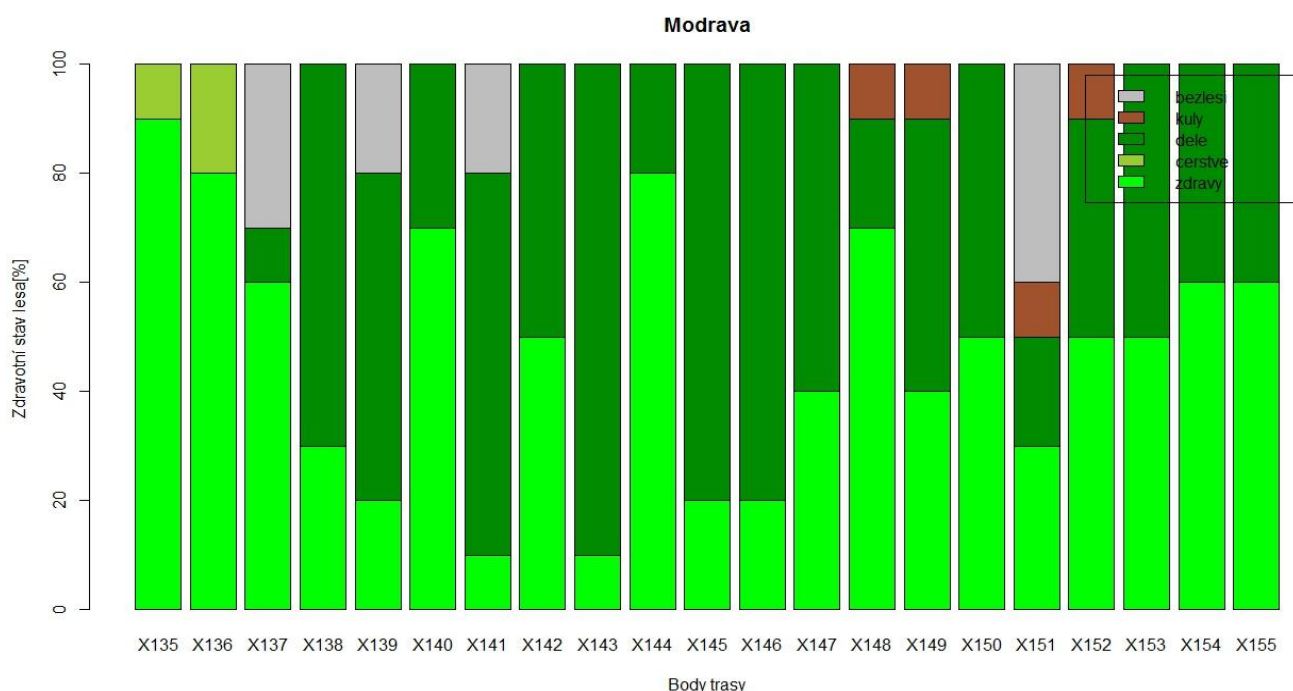
Pro studium výskytu a početnosti datlíka bylo v terénu vybráno 5 bodových transektů tak, aby co nejlépe pokryly centrální část Šumavy (obr. 3.). Tři ze zvolených tras se nacházejí v okolí Železné Rudy, další pak u Modravy a Kvildy. Trasy probíhají jak v prvních zónách NP, tak i v zónách s intenzivním lesnickým hospodařením.



Obrázek 3: Mapy centrální části NP Šumava s vyznačenými oblastmi, kde probíhal monitoring datlíka

Modrava

Tato trasa se nachází v centrální části Šumavy u obce Modrava v nadmořských výškách od 989- 1301 m. n. m. Celková délka této trasy je 24km z toho na 14,5km probíhalo sčítání. 21 bodů (Graf 1.), na nichž se uskutečňovala akustická provokace, se nachází jak v prvních zónách NP tak v zónách druhých, s probíhajícím managementem. Trasa vede podél Roklanského potoka, dále na Březník a z Březníku podél Modravského potoka zpět na Modravu.

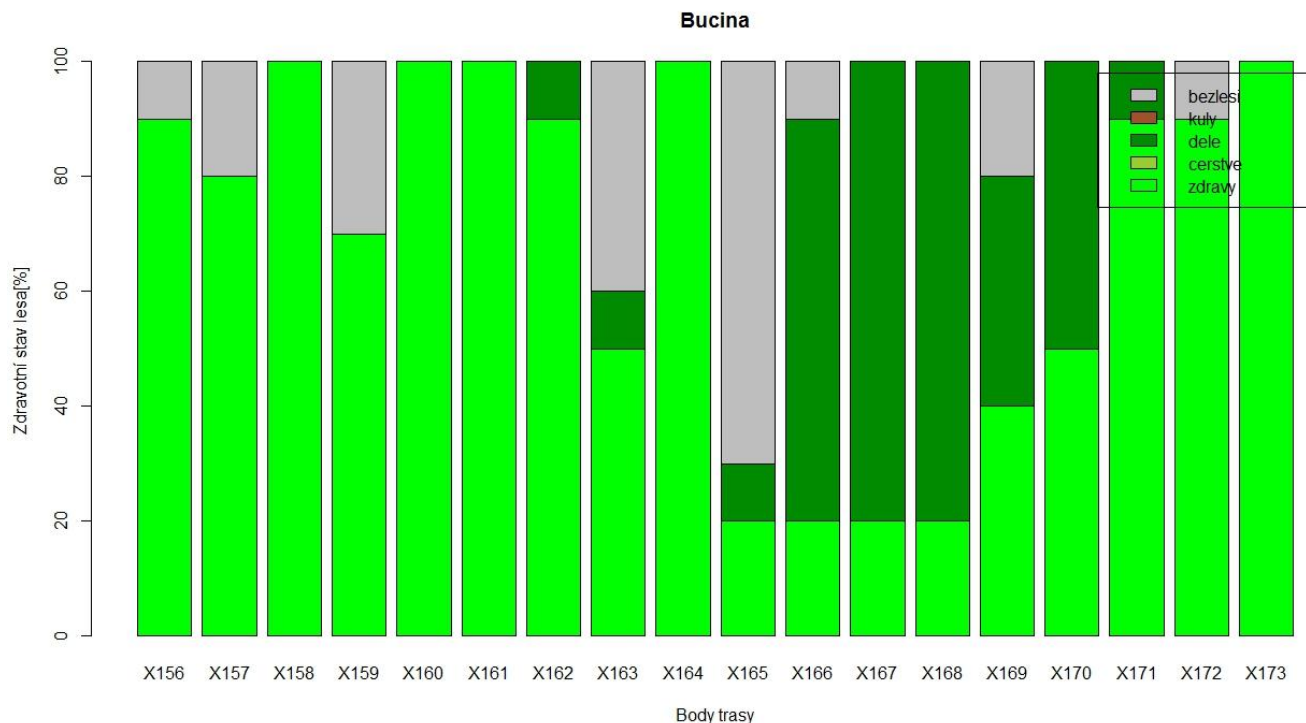


Graf 1: Zdravotní stav lesních porostů na jednotlivých bodech modravské trasy.

Bučina

Tato trasa se nachází v centrální části Šumavy u obce Kvilda v nadmořských výškách od 1095 – 1307 m. n. m., ve smrkových porostech různého stáří a stupně poškození kůrovcovou kalamitou. Délka trasy činí 14km, z toho na 12 km probíhalo sčítání. Na trase se nachází 18 bodů (Graf 3.), kde se uskutečňovala akustická provokace datlíka.

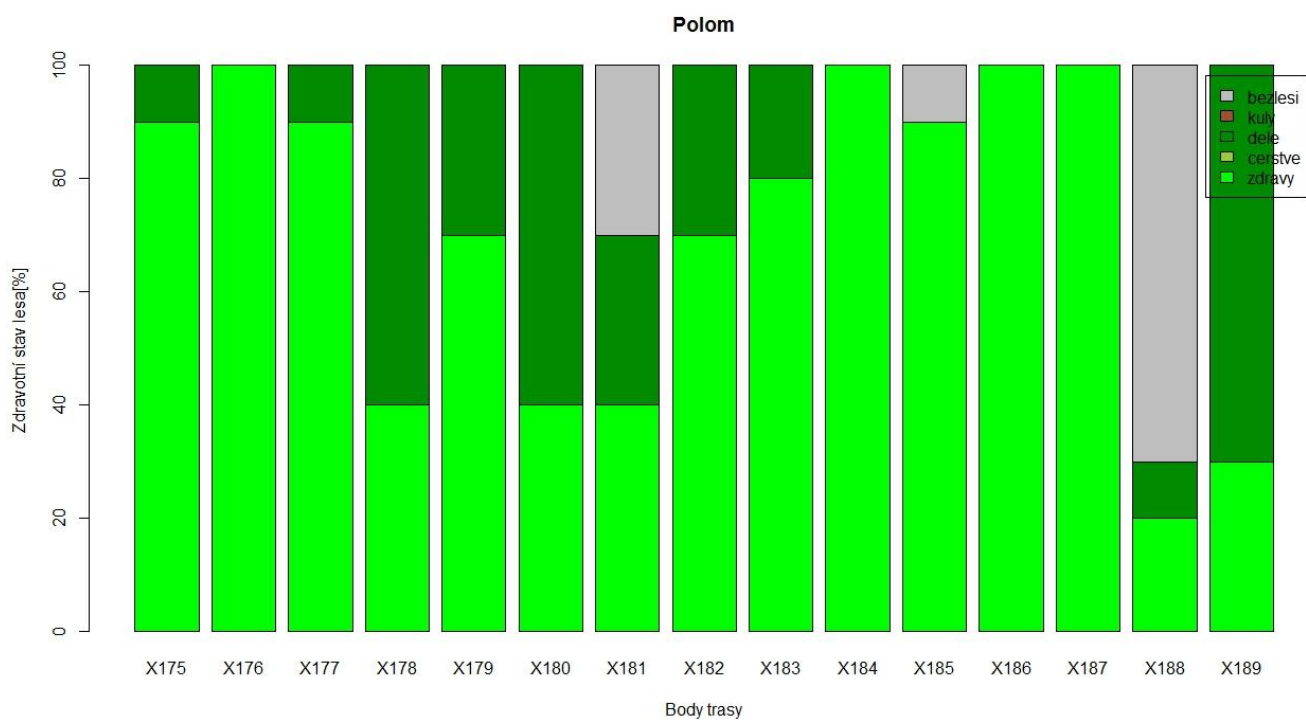
Trasa byla vedena z obce Kvilda směrem na Bučinu přes první zónu u pramene Vltavy, dále pak podél Teplé Vltavy a zpět na Kvildu.



Graf 3: Zdravotní stav lesních porostů na jednotlivých bodech trasy na Bučině.

Polom

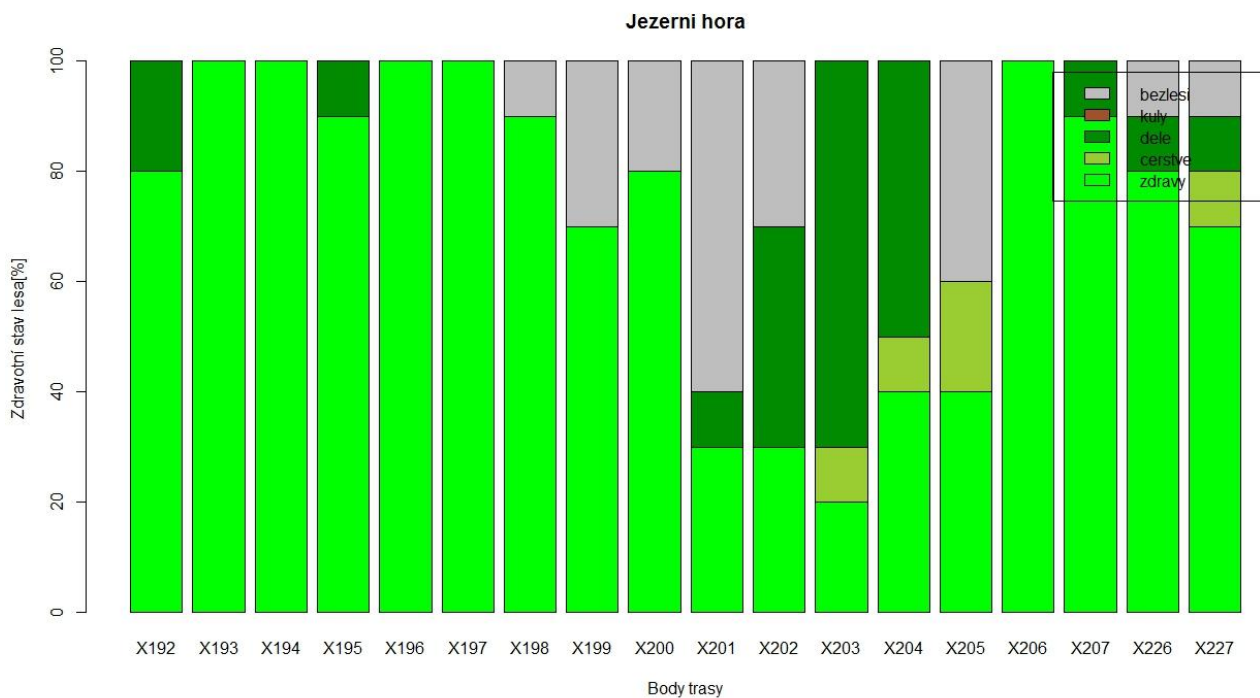
Trasa o délce 15 km se nachází se v nadmořské výšce 772 – 1259 m. n. m., nedaleko obce Železná Ruda. Sčítání probíhalo zhruba na prvních 10km, akustická provokace se uskutečňovala na 15 bodech (Graf 5.). Začátek trasy vede bučinami v první zóně, kde je smrk zastoupen v porostu max. 20 %, s přibývajícím nadmořskou výškou však trasa přechází do souvislých smrčín. Ze Železné Rudy stoupá trasa na vrchol Polomu a z něj pokračuje k jezeru Laka a dále na Novou Hůrku.



Graf 5: Zdravotní stav lesních porostů na jednotlivých bodech trasy na Polomu.

Jezerní Hora

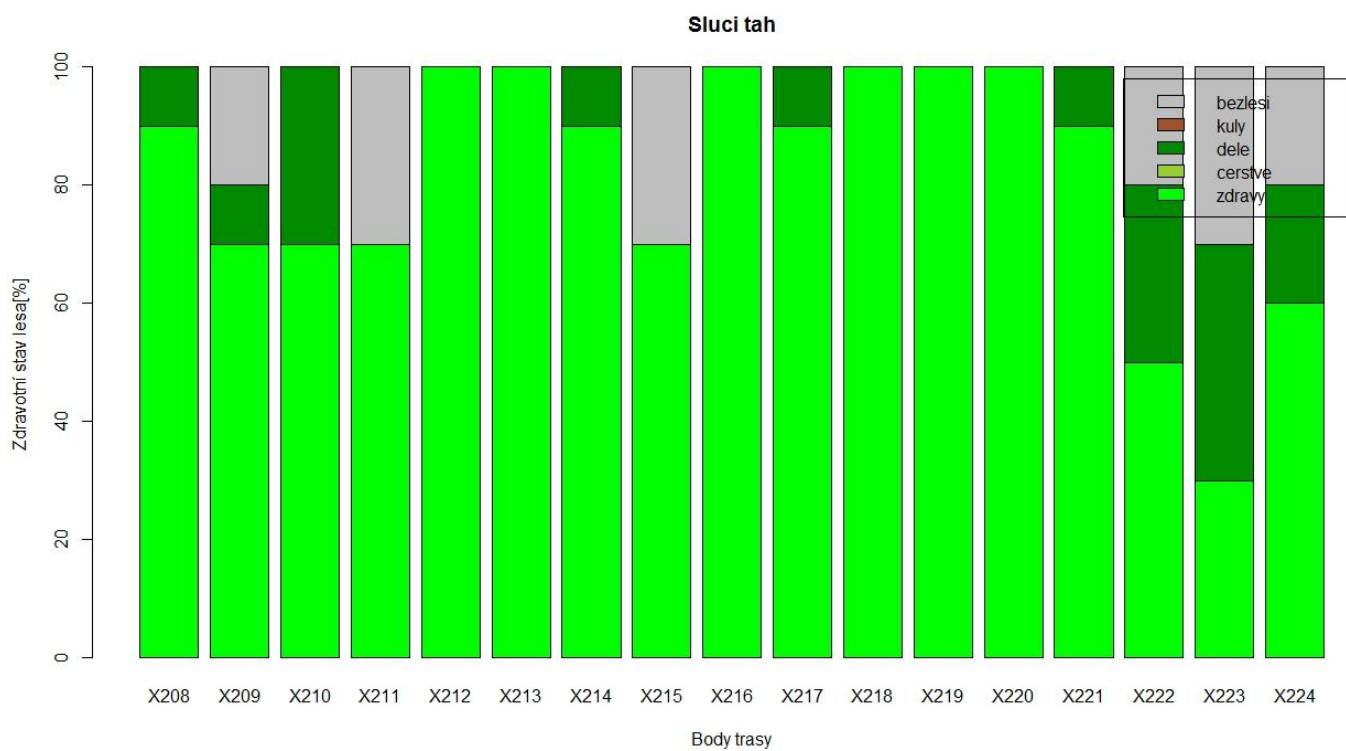
Trasa u obce Železná Ruda- Špičák, s celkovou délkou 14 km se nachází v nadmořské výšce 880- 1346 m. n. m. Prochází výhradně horskými smrčínami po hřebeni Jezerní hory. 18 bodů (Graf 7.), na nichž se uskutečňovala akustická provokace, leží jak na hřebeni Jezerní hory a vrcholu Špičáku, tak i u Černého a Čertova jezera.



Graf 7: Zdravotní stav lesních porostů na jednotlivých bodech trasy na Jezerní hoře.

Slučí tah

Nejbližší obcí u této trasy, s celkovou délkou 10 km je Nová Hůrka. Trasa byla vedena převážně hospodářsky využívanou smrčínou v nadmořské výšce 860- 1037 m. n. m. Celkem 17 bodů, na nichž se uskutečňovala akustická provokace, se vyznačuje velkou heterogenitou stáří okolních porostů a to převážně díky lesnickému managementu. Les je zde mladý a díky managementu chybí mrtvé dřevo (Graf 9.).



Graf 9: Zdravotní stav lesních porostů na jednotlivých bodech trasy na Slučím tahu.

2.2. Metodika

2.2.1. Mapování výskytu na liniových transektech

Pro zjištění přítomnosti datlíka byla použita metoda akustické provokace. Na každé trase se uskutečnily dvě kontroly, v dubnu a květnu, což jsou měsíce, kdy datlík nejaktivněji brání své teritorium (Kotal a Fuchs 2003). Výzkum probíhal na shodných trasách v letech 2013 a 2014 (celkem tedy 4 kontroly) na každé trase. Nahrávka ve formátu mp3, převzatá z CD Schulze (2003) se skládala z teritoriálního bubnování a křiku, což by měly být hlavní akustické teritoriální projevy datlíka tříprstého (Lawrence 2003). Nahrávka měla délku 5 minut. Na každém sčítacím bodě byla tato nahrávka přehrávána po dobu deseti minut a současně byla pozorována odezva. Reprodukční zařízení se skládalo z mobilního telefonu Sony a aktivního reproduktoru MIPRO, MA – 101 C Personal P. A. System. Na každé trase bylo 15-21 sčítacích bodů, v závislosti na délce trasy. Jednotlivé body byly od sebe vzdáleny nejméně 500m, Podle Kotala a Fuchse (2003) má reprodukováná nahrávka datlíka dosah 150 m. Vzdálenost bodů 500m od sebe tedy zajišťuje jak dostatečné pokrytí území kolem každého bodu, tak i to, aby pozorovaný jedinec nepřelétl z jednoho bodu na bod následující a nebyl tak zaznamenán dvakrát. Při odezvě na nahrávku, byly zaznamenávány následující parametry:

- 1) čas za jaký datlík reagoval na nahrávku
- 2) typ odpovědi
- 3) vzdálenost, na kterou se přiblížil

Na každém sčítacím bodě bylo popsáno okolí v kruhu s poloměrem 100m a se středem právě v daném bodě. Byly zaznamenávány následující parametry

- 1) Zdravotní stav porostu

Rozlišovány byly 4 stupně zdravotního stavu porostu a to živý, čerstvě mrtvý, déle mrtvý a pak bezlesí.

- 2) Stáří porostu (odhadováno přes výšku stromů)

- 3) Min. a max. nadmořská výška
- 4) Expozice (Zapisováno na jakou světovou stranu je na daném bodě největší sklon terénu a jaký ten sklon je na stupnici od 0 do 3, kde 0 znamená, že bod leží na úplné rovině.)

2.2.2. Pozorování potravní aktivity

Pozorování probíhalo převážně v okolí Železné Rudy, v lesích 2 zóny NP i v lesích bez probíhající sanace dřevní hmoty. Výzkum probíhal nepřetržitě od dubna 2013 do května 2014. Na základě akustických projevů byly na vhodných místech (nejčastěji v kůrovcových „gapech“) vyhledávání krmící se jedinci datlíka. Ti byli sledováni i po přeletu na jiné stromy, dokud neodlétli úplně mimo popisovanou plochu lesa. Poté byl na jiné ploše vyhledán další datlík (metoda fokálního jedince). Vyhledávání krmících se jedinců je obtížné, jelikož datlík při hledání potravy obvykle pouze loupe kůru, přičemž vydává jen velmi tiché zvuky.

Na každém stanovišti (stromu), kde byl nalezen krmící se datlík, byly zaznamenány následující parametry:

1) Zdravotní stav (Obr. 4.)

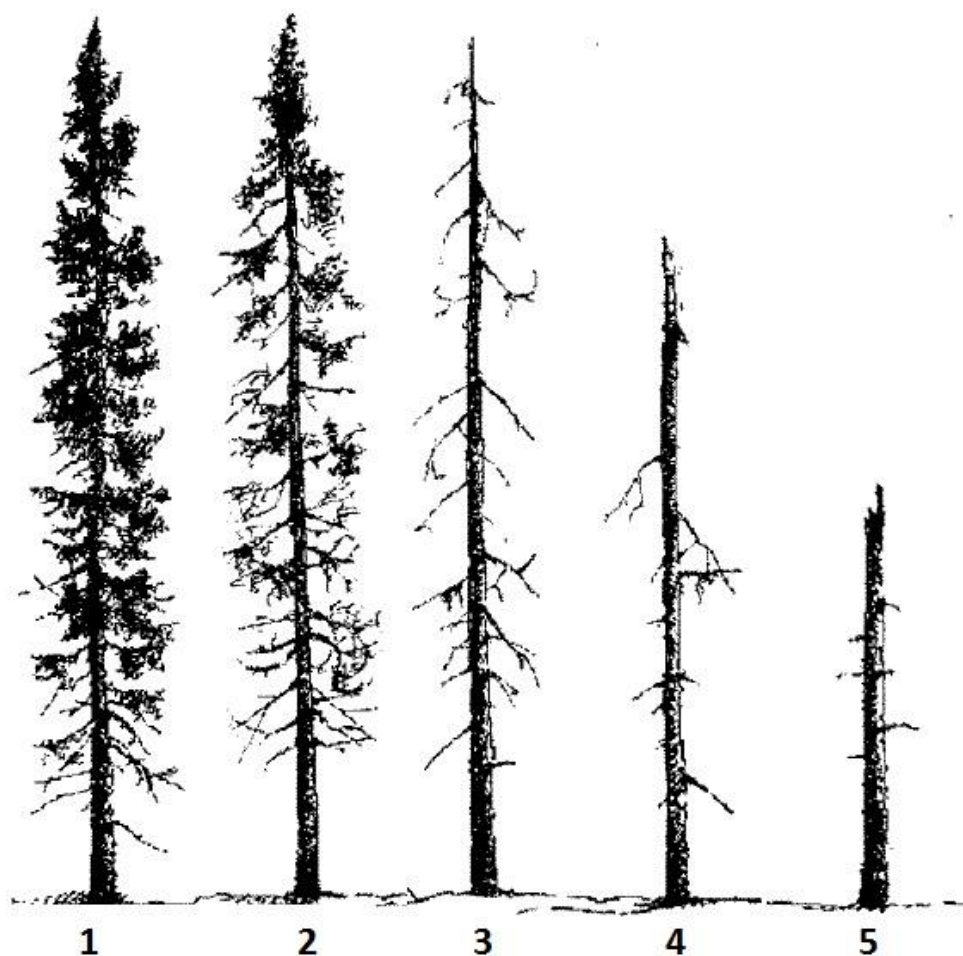
Bylo rozlišováno 5 stupňů zdravotního stavu stromů/porostů, které vyjadřovaly dobu, po kterou jsou strom odumřelý

- Stupeň 1 – strom má zelené větve – je živý (může být však už napaden kůrovcem)
- Stupeň 2 – strom je čerstvě odumřelý, zachováno suché jehličí a malé větvičky
- Stupeň 3 – strom je odumřelý delší dobu, jsou zachovány pouze hlavní větve, a to v celé délce

- Stupeň 4 – strom je odumřelý již dlouhou dobu, zlámané hlavní větve, kmen je ještě celý, nebo zlomená pouze špička
- Stupeň 5 – kůl, zlomený kmen, obvykle v několika metrech nad zemí

Toto dělení, avšak ještě podrobnější, používá ve své práci Butler et al. (2004) a (Imbeau et Desrochers 2002)

- 2) Výška, ve které se datlík krmil
- 3) Průměr v prsní výšce
- 4) Kůra (ano/ne)
- 5) Místo (kmen/větev)
- 6) Čas setrvání (na jednom stromě)



Obrázek 4: Stupně zdravotního stavu porostů podle Imbeau et Desrochers (2002)

Aby bylo možno kvantitativně vyhodnotit preferenci potravních stanovišť, byly na každé ploše, na níž se vyskytovali krmící se datlíci, v blízkosti krmných stromů náhodně vybrány a popsány stanoviště (stromy) kontrolní. Jejich počet odpovídal počtu krmných stromů na dané ploše.

2.2.3. Statistické zpracování

Analýza faktorů ovlivňujících biotopové a trofické preference datlíka byla provedena pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM a GLMM) s forward selection, v programu R (Germán Rodríguez, 2013).

Výskyt datlíka byl vyhodnocen dvojím způsobem: a) zjištění alespoň 1 datlíka na daném bodě při dané kontrole (proměnná 0/1, GLMM, binomické rozdělení, bod jako náhodný faktor), b) celkový počet datlíků zjištěných na daném bodě (GLM, poissonovské rozdělení). Jako vysvětlující proměnné byly použity: zdravotní stav porostů, zásahovost, minimální a maximální nadmořská výška, expozice, měsíc, rok, lokalita.

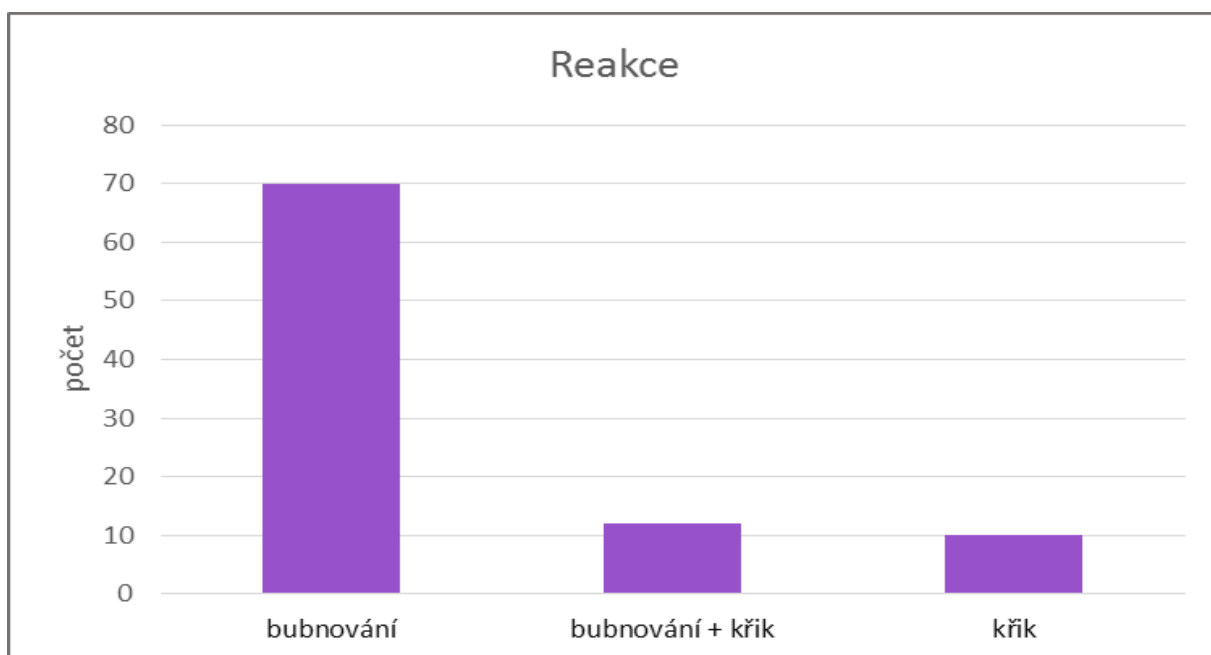
Zdravotní stav porostů a expozice vstupovaly do zobecněných lineárních modelů v podobě prvních a druhých os analýzy hlavních komponent provedené v programu CANOCO (Cajo et Braak). Do nich vstupovalo zastoupení jednotlivých zdravotních tříd (celkem 5) a jednotlivých expozic (celkem 4).

Potravní preference datlíka byly vyhodnoceny srovnáním krmných (1) a kontrolních (0) stromů (GLM, binomické rozdělení). Jako vysvětlující proměnné byly použity: zdravotní stav stromu, průměr stromu v prsní výšce a přítomnost kůry.

3. Výsledky:

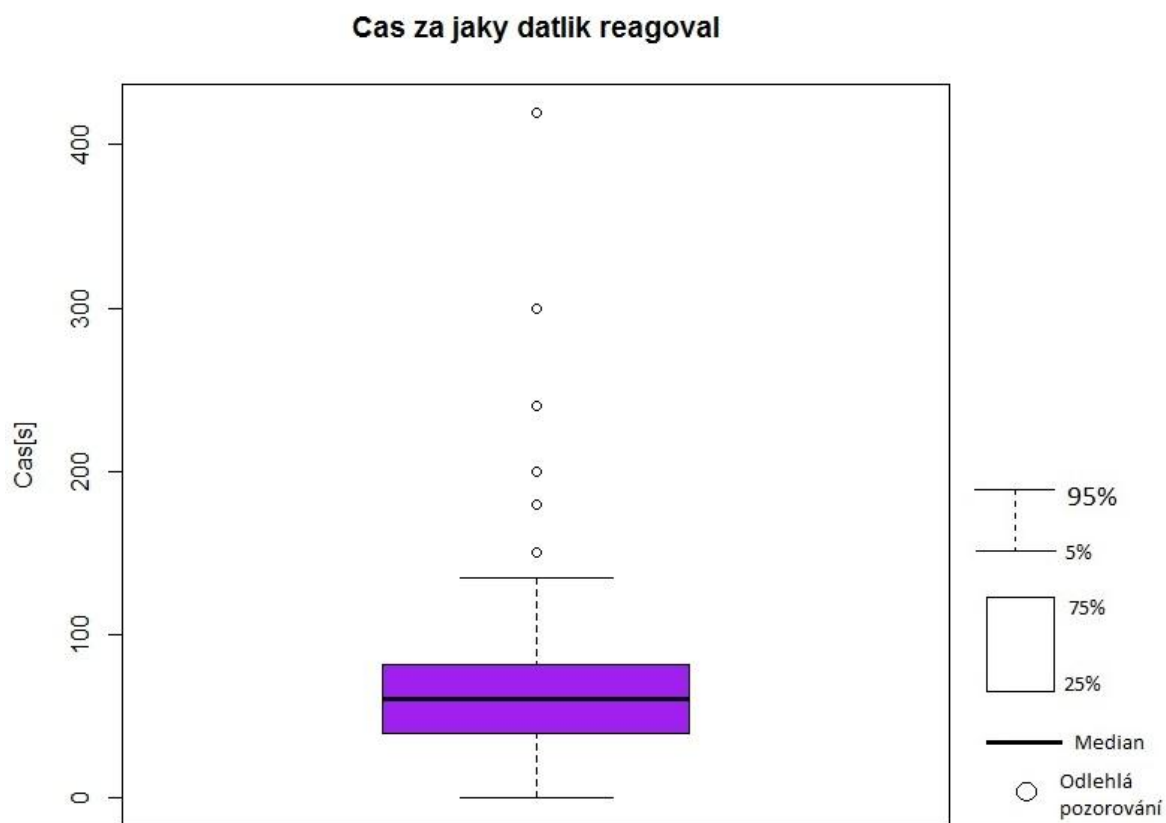
3.1. Teritoriální chování

Datlík, který reaguje na akustickou provokaci, přelétá ze stromu na strom a snaží se najít rezonující bod, kde by mohl bubnovat. Na stromě přistává ve výšce okolo 10m a postupuje směrem k jeho špičce. Někteří jedinci, kteří najdou nejvíce rezonující bod, zůstávají na stejném místě a bubnují. Bubnování jako odpověď zcela jasně převládá (Graf 11.).



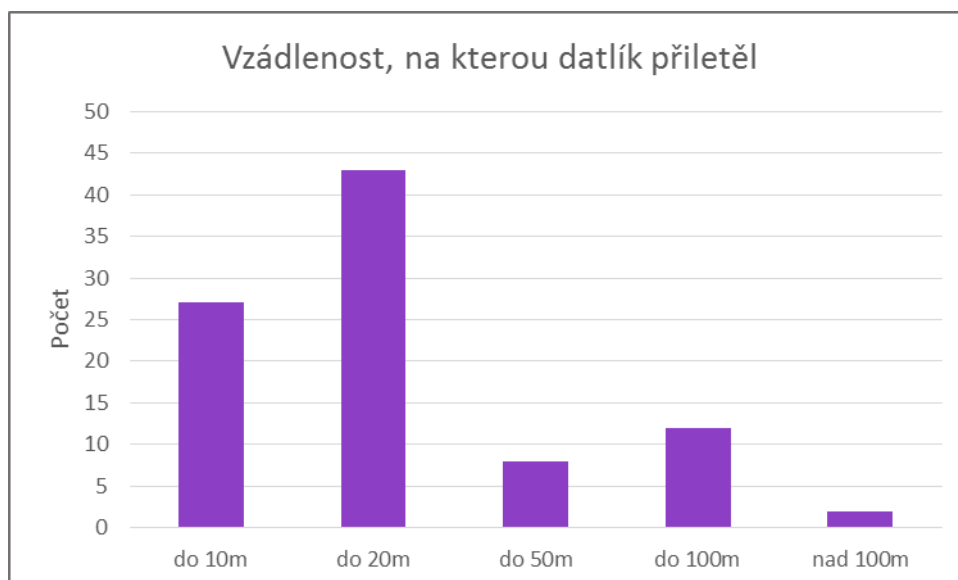
Graf 11: Forma odpovědí na kaustickou provokaci

Datlík reaguje na akustickou provokaci převážně velmi rychle, obvykle do 1 minuty od začátku přehrávání, nejdéle pak po 5 minutách (Graf 12.).



Graf 12: Latence reakce na nahrávku

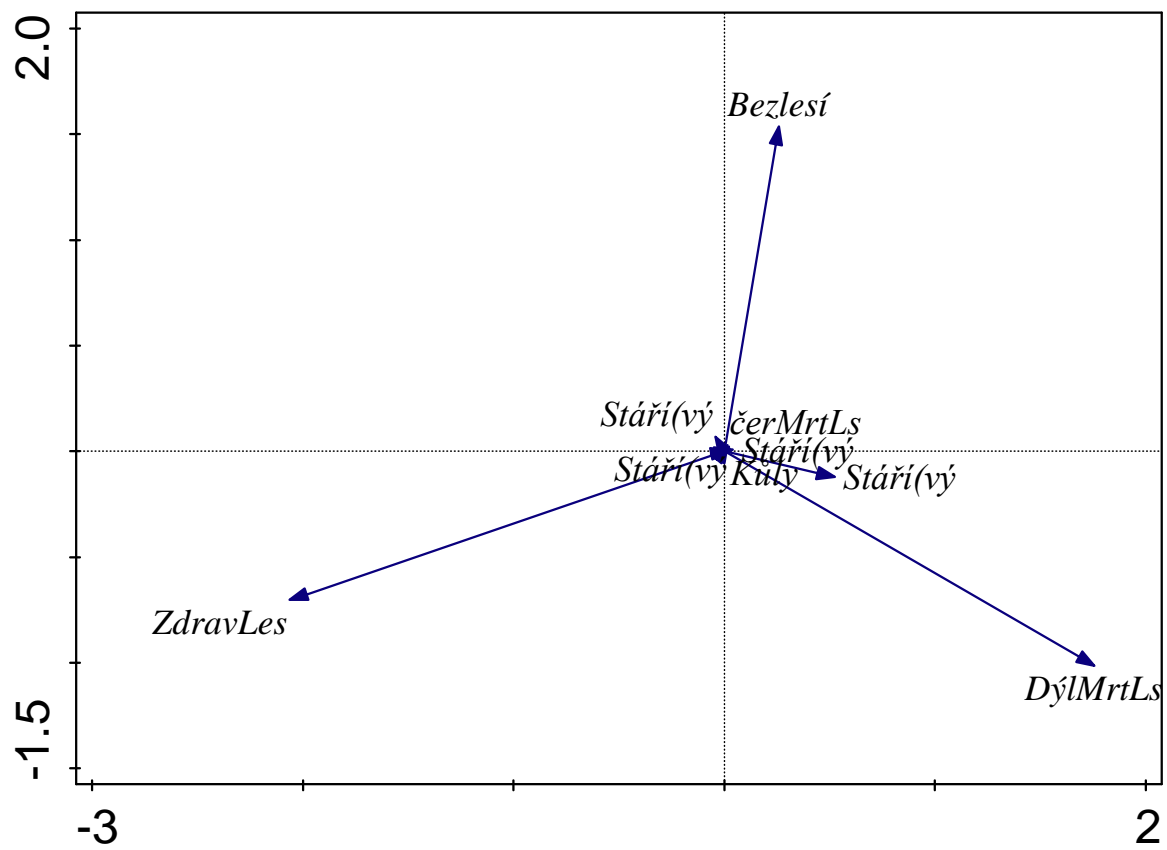
Datlík většinou reaguje na přehrávání akustické provokace poměrně agresivně a k reproduktoru přilétá ve většině případů na vzdálenost menší než 20m (Graf 13.).



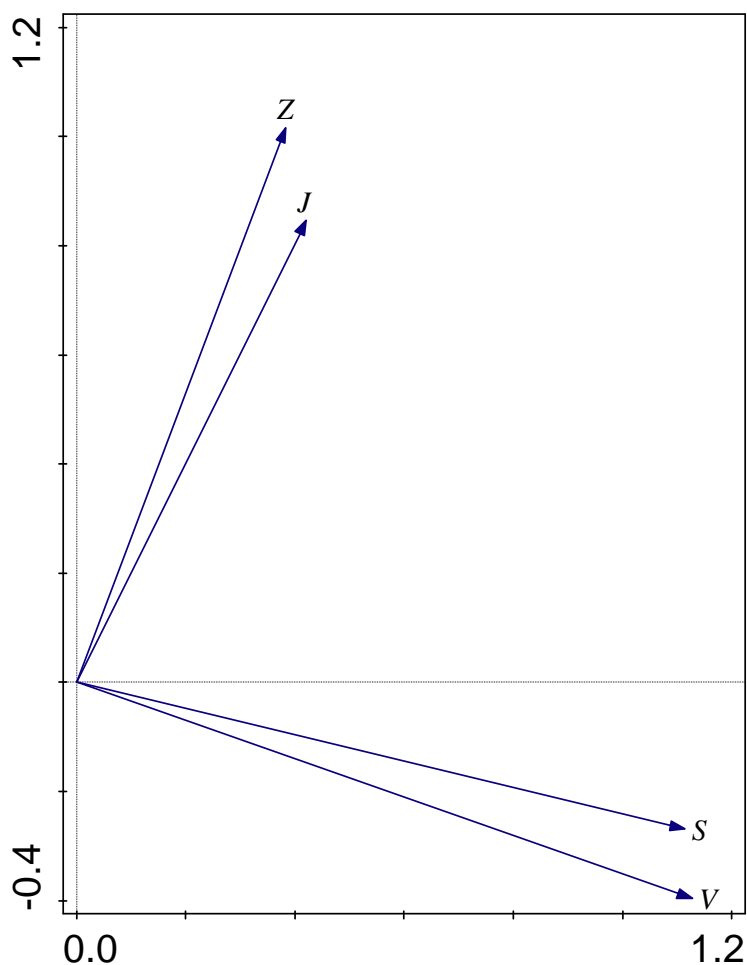
Graf 13: Minimální vzdálenost datlík od reproduktoru

3.2. Preferované biotopy

Analýza PCA zdravotního stavu porostů ukazuje (Graf 14.), že první osa (PCA1) rozděluje body podle zastoupení zdravých a poškozených porostů. V rámci poškození se uplatňuje především zastoupení delší dobu mrtvých stromů (stupeň 3 v Obr.3.). Význam ostatních tříd poškození je zanedbatelný. S poškozenými porosty koreluje i stáří. Druhá osa (PCA2) rozděluje porosty podle zastoupení bezlesí. Analýza PCA expozice ukazuje (Graf 15.), že se body dělí na ty, co mají převážně jižní a západní expozici (PCA2), a na ty, co mají převážně severní a východní expozici (PCA1).



Graf 14: Analýza PCA zdravotního stavu porostů v okolí bodů

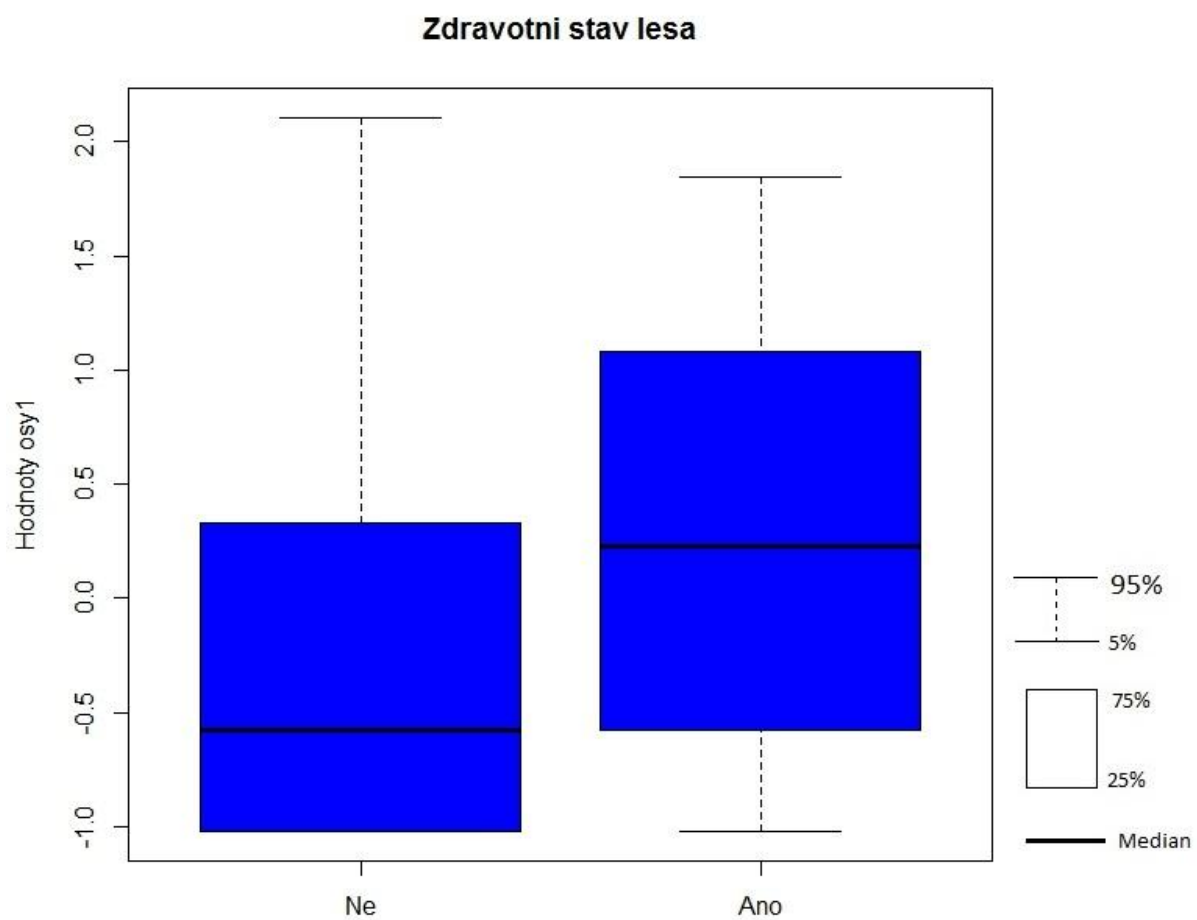


Graf 15: Analýza PCA expozice terénu v okolí bodů

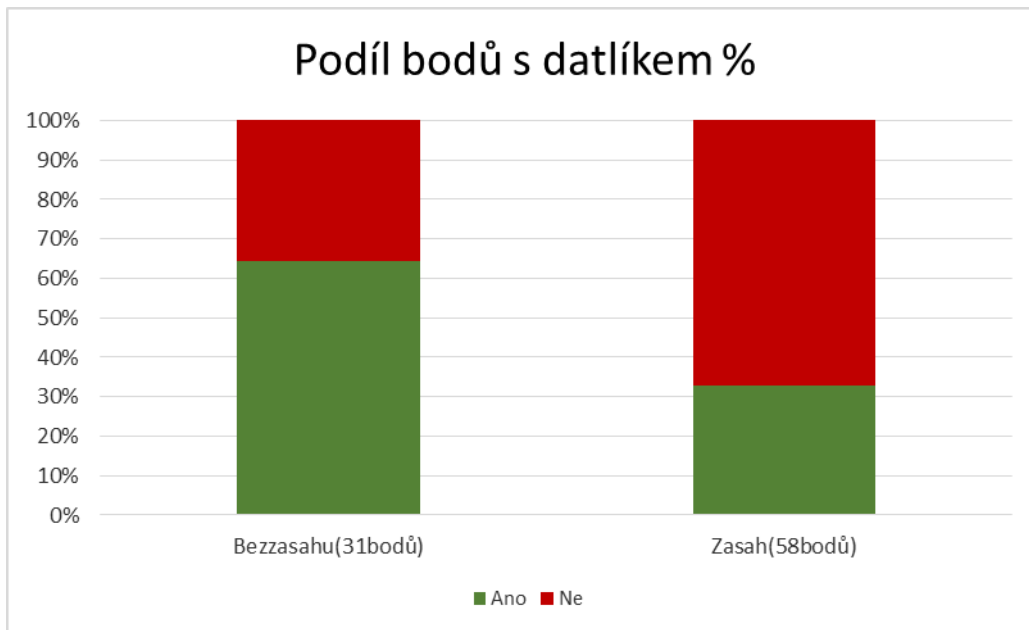
Výskyt datlíka na sčítacích bodech významně ovlivnil zdravotní stav porostů (PCA1), zásahovost, expozice (PCA 2) a lokalita. Marginálně průkazné jsou i minimální nadmořská výška a měsíc (Tab 1.). Datlíci preferovali body s vyšším podílem poškozených porostů (Graf 16.), na bezzásahových plochách (Graf 17.), s jižní a západní expozicí (Graf 18.). Z lokalit se minimálním zastoupením datlíka vymyká Slučí tah (Graf 19.). Body s výskytem datlíka se dále vyznačují vyšší minimální nadmořskou výškou (Graf 20.). Na větším počtu bodů byl datlík zastižen při dubnových kontrolách (Graf 21.).

Tabulka 1: Faktory ovlivňující výskyt datlíka na jednotlivých bodech (GLM, binomické rozdělení, průkazné závislosti jsou tučně vyznačeny ($p < 0,05$), kurzívou jsou psané méně průkazné závislosti ($p < 0,10$), DfResid 341

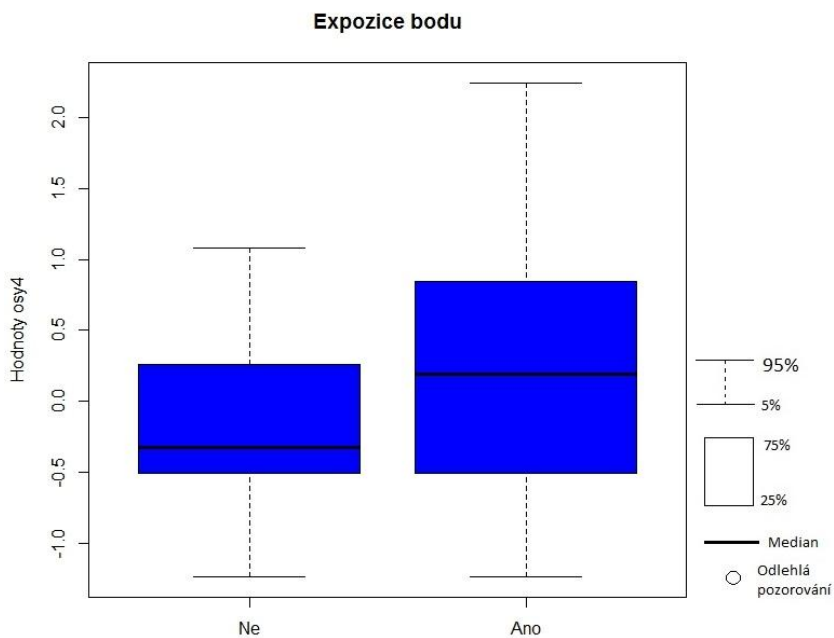
Znak proměnlivosti	Stupeň volnosti (Df)	F-hodnota	P- hodnota
Zdravotní stav osa1	1	281.43	< 0,001***
Zdravotní stav osa2	1	280.91	0,47
nadm.v.min	1	277.47	<i>0,064 .</i>
nadm.v.max	1	275.67	0,180
Expozice osa1	1	275.38	0,587
Expozice osa2	1	268.46	0,009**
bezzasahu	1	259.22	0,002**
mesic	1	255.95	<i>0,071 .</i>
rok	1	255.67	0,596
poloha	4	242.13	0,009**



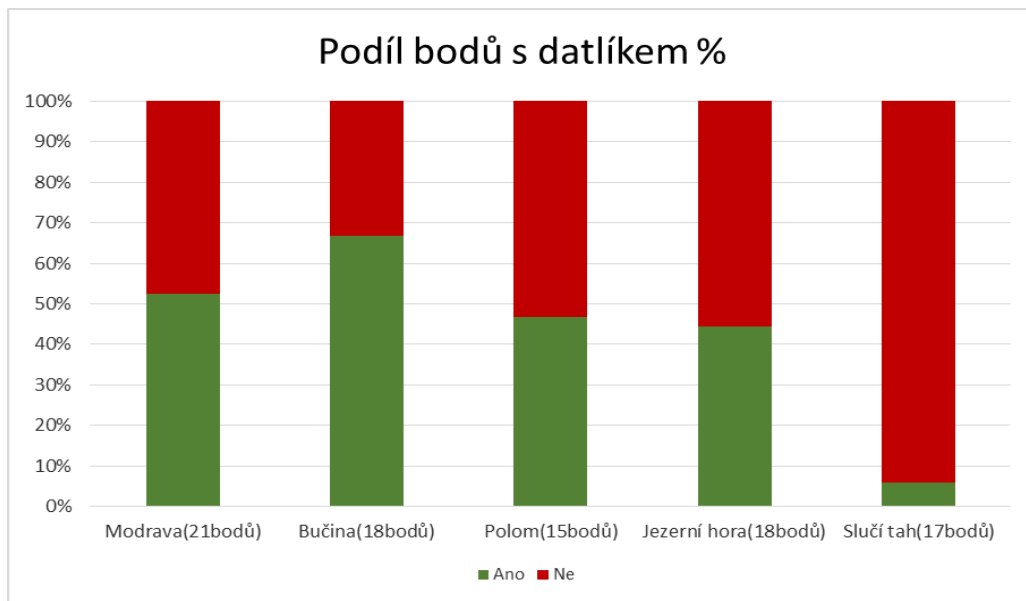
Graf 16: Zdravotní stav lesa na bodech s výskytem a bez výskytu datlíka (Osa1 PCA zdravotního stavu lesních porostů- viz Graf 14.)



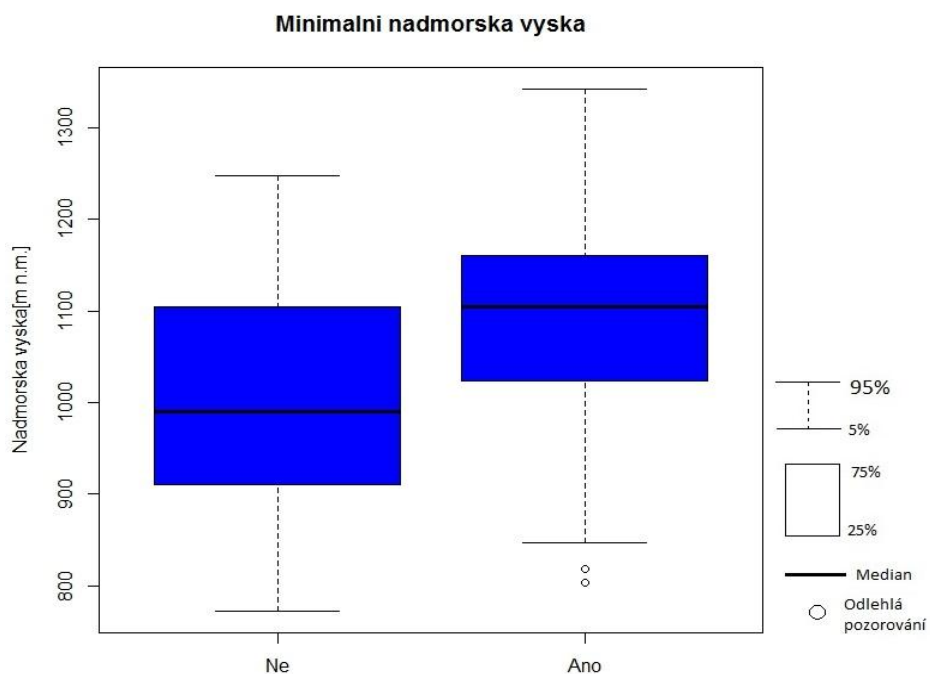
Graf 17: Výskyt datlíka v bezzásahových a zásahových oblastech (podíl bodů, na nichž byla alespoň jednou zjištěna přítomnost datlíka)



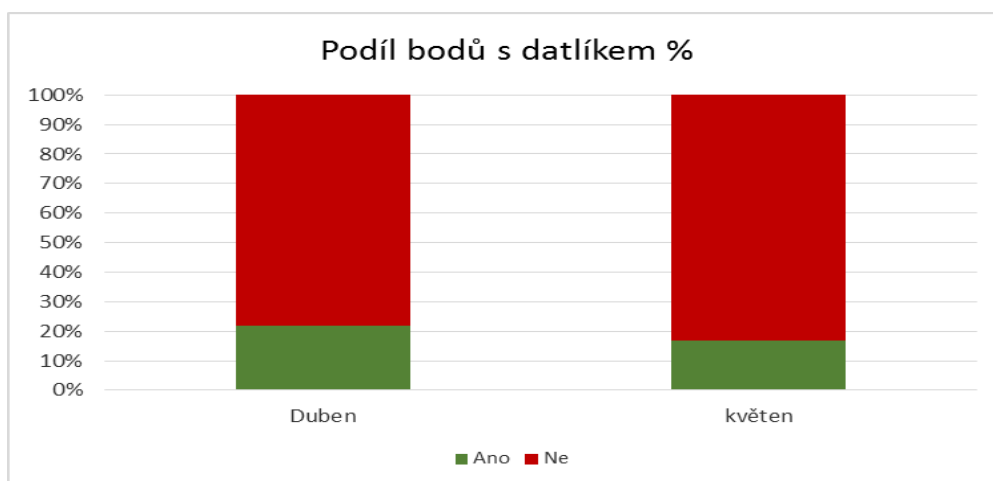
Graf 18: Expozice bodů s výskytem a bez výskytu datlíka (osa 2 PCA expozice terénu v okolí bodů – viz Graf 15.)



Graf 19: Výskyt datlíka na jednotlivých lokalitách (podíl bodů, na nichž byla alespoň jednou zjištěna přítomnost datlíka)



Graf 20: Minimální nadmořská výška bodů s výskytem a bez výskytu datlíka



Graf 21: Výskyt datlíka při dubnových a květnových kontrolách (podíl bodů, na nichž byla alespoň jednou zjištěna přítomnost datlíka)

Výsledky pro celkový počet zastižených datlíků jsou velmi podobné (Tab. 2). Mezi významnými faktory pochopitelně chybí měsíc, vliv ostatních je silnější. Nejnápadnější to je u minimální nadmořské výšky.

Tabulka 2: Průkazné závislosti jsou tučně vyznačeny ($p < 0,05$), kurzívou jsou psané méně průkazné závislosti ($p < 0,10$), DfResid 76

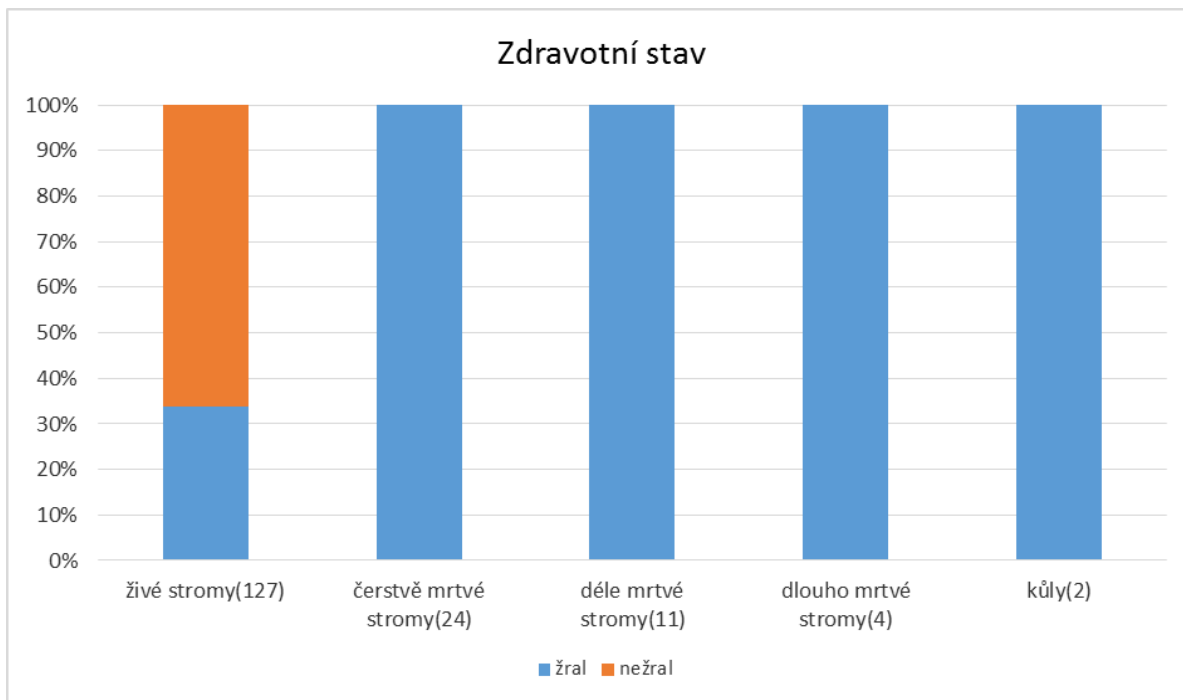
Znak proměnlivosti	Stupeň volnosti (Df)	F-hodnota	P- hodnota
Zdravotní stav osa1	1	151,28	< 0.001***
Zdravotní stav osa2	1	150,75	0.47
bezzasahu	1	143,74	0.008 **
nadm.v.min	1	137,65	0.014*
nadm.v.max	1	135,81	0.175
Expozice osa1	1	134,47	0.247
Expozice osa2	1	129,00	0.019*
poloha	4	115,53	0.009**

3.3. Preferovaná potravní stanoviště

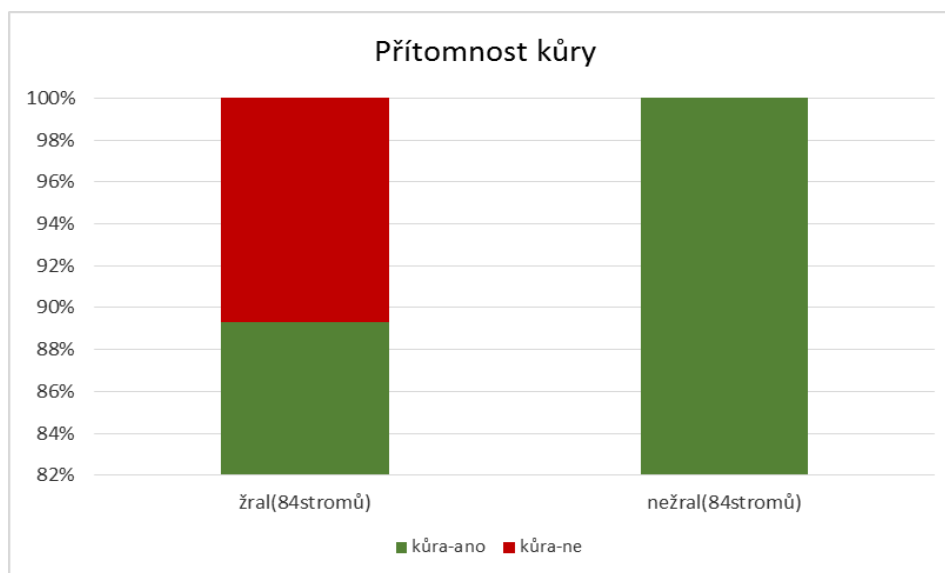
Jediným faktorem, který signifikantně ovlivnil výběr krmných stromů byl jejich zdravotní stav (Tab.3. (s výsledky GLM)). Datlíci jednoznačně preferovali mrtvé stromy všech kategorií. Na stromech odumřelých před delší dobou byli ale pozorováni méně často (Graf 22.). S předchozím výsledkem zřejmě souvisí i to, že se datlík nevyhýbal ani stromům bez kůry (Graf 23.). Tento faktor však nebyl průkazný.

Tabulka 3: Průkazné závislosti jsou tučně vyznačeny ($p < 0,05$), kurzívou jsou psané méně průkazné závislosti ($p < 0,10$), DfResid 156

Znak proměnlivosti	Stupeň volnosti (Df)	F-hodnota	P-hodnota
prumer	1	224,90	0.136
stav	4	169,14	<0.001***
kura	1	167,11	0.154

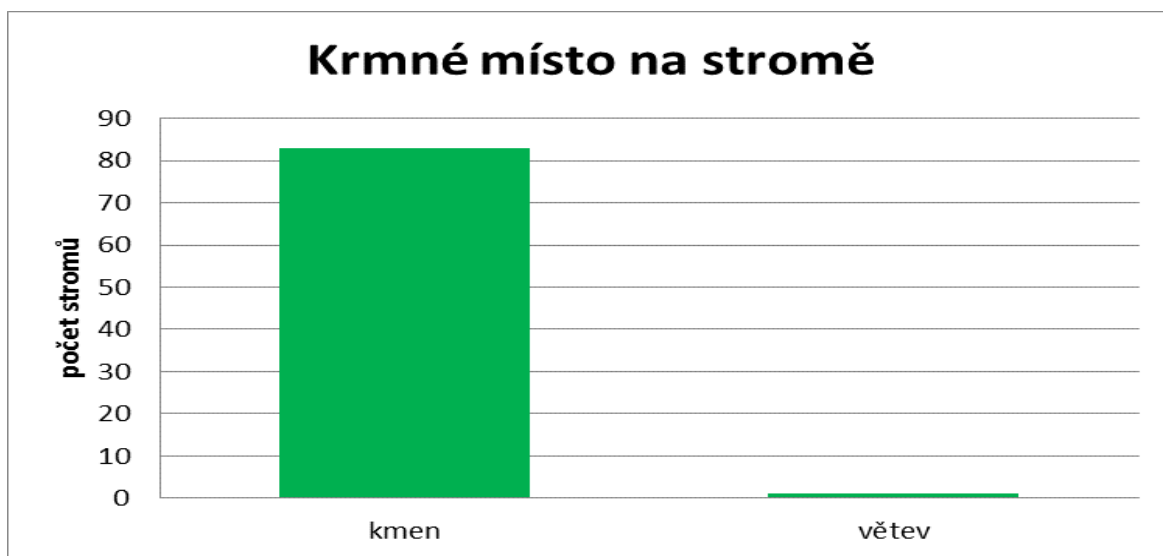


Graf 22: Krmné stromy využívané datlíkem - zdravotní stav (podíl stromů využívaných datlíkem jako potravní stanoviště – viz Obr. 3.)

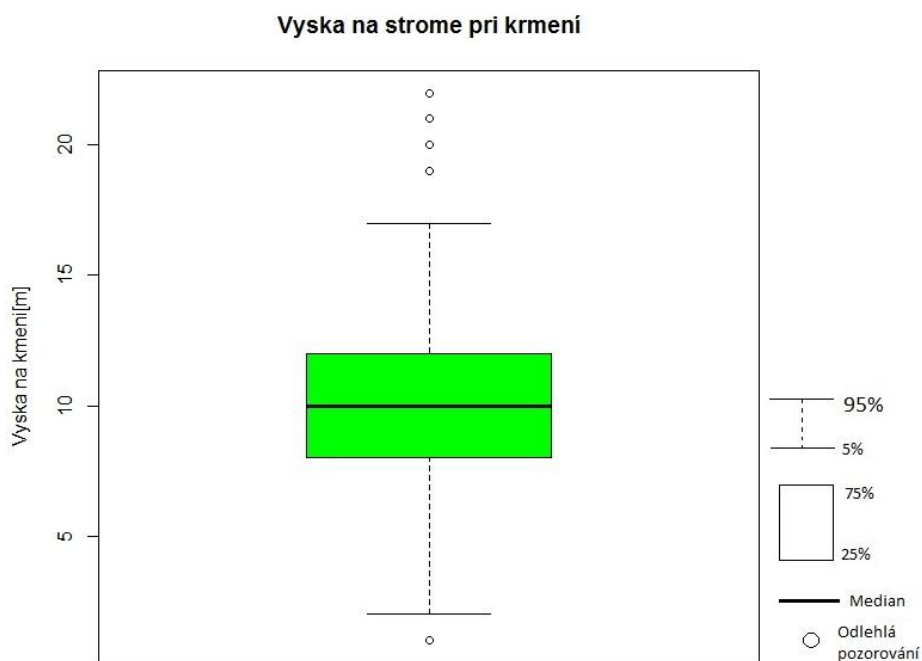


Graf 23: Krmné stromy využívané datlíkem - přítomnost kůry (podíl stromů využívaných datlíkem jako potravní stanoviště)

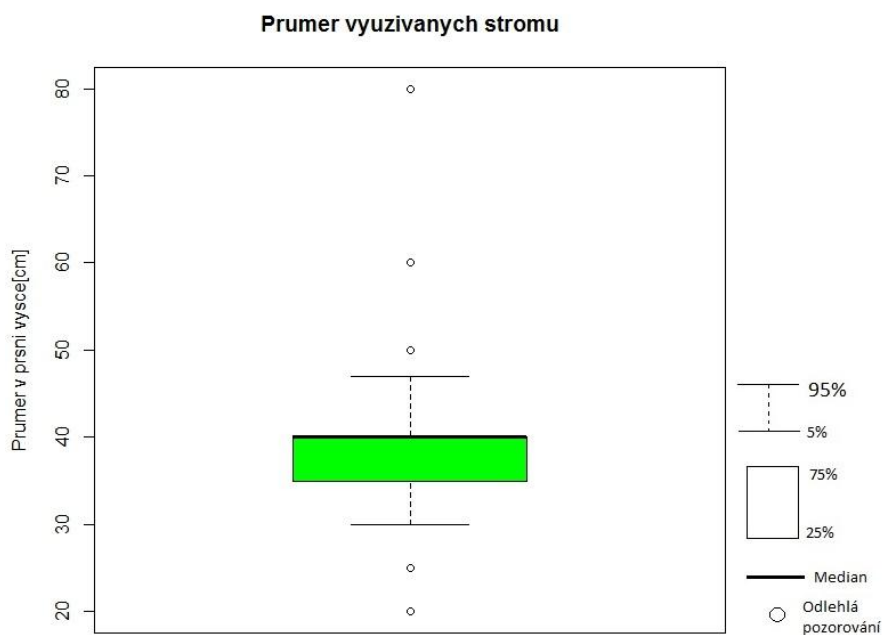
Další výsledky ukazují, že se datlík při hledání potravy pohybuje téměř vždy na kmeni (Graf 24.), obvykle ve výšce od 8 do 12m (Graf 25.). Datlík využívá jako svá krmná stanoviště převážně starší stromy s průměrem v prsní výšce okolo 40 cm (Graf 26.).



Graf 24: Části stromu využívané datlíkem kde hledání potravy

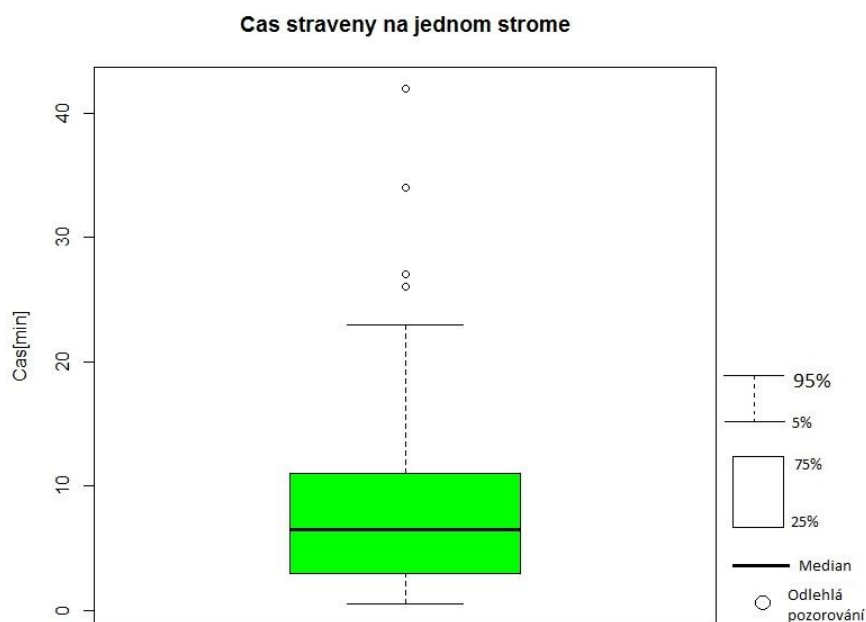


Graf 25: Výška, ve které datlík hledá potravu



Graf 26: Průměr stromů (v prsní výšce) využívaných datlíkem jako krmná stanoviště

Dále byla sledována doba, po kterou se datlík krmil na jednom stromě (Graf 27.), V průměru se pohybovala okolo 6 min, mohla však přesáhnout i 20 minut.



Graf 27: Čas strávený na krmném stromě

4. Diskuze

4.1. Odpověď datlíka na akustickou provokaci.

Datlík ve většině případů reagoval na přehrávání nahrávky s akustickou provokací do 2 minut. Tento výsledek ukazuje, že tato metoda dokáže spolehlivě odhalit přítomnost datlíka na daném stanovišti. Metoda přehrávání akustické provokace byla úspěšně použita i v jiných studiích, ve kterých se zjišťovala přítomnost datlovitých ptáků (Gagne et al. 2007, Louis Imbeau et Andre Desrochers, 2002). Další výsledky ukazují, že datlík reaguje na akustickou provokaci převážně bubnováním. Reagující datlík většinou bubnuje na začátku ve větší vzdálenosti a přilétá blíže a blíže k místu kde je pouštěna nahrávka. V některých případech po přiletu vydával datlík hlasitý křik, popsáný Lawrenceem (1967) jako projev agrese. Lze se tedy domnívat, že bubnování bude datlíkovým hlavním akustickým projevem, jak při vymezení tak i obraně teritoria. Tuto domněnku potvrzuje ve své studii o chování datlovitých ptáků Lawrence (1967). Uvádí také, že křik používají datlovití převážně jako varování před predátorem. Model analyzující faktory ovlivňující přítomnost datlíka na jednotlivých bodech ukázal, že o něco větší pravděpodobnost zjištění je při dubnové kontrole, tedy na začátku období formování párů a obsazování teritorií.

4.2. Preferované biotopy

Z výsledků vyplývá, že výskyt datlíka na modelových trasách nejvíce ovlivňuje zdravotní stav porostu. Datlík dával přednost starším porostům s větším množstvím mrtvých stromů v různých stádiích rozkladu. To jsme částečně předpokládali. Hogstad (1970), Imbeau et Desrochers (2002), Murphy et Lehnhausen (1998), Pecháček (1995 in Butlet et al. 2003) svými výsledky potvrzují, že datlík využívá ke krmení v nedávné době uhynulé stojící smrky. Práce Conner et al. (1976), Harestad et Keisker (1989), Welsh et Capen (1992) zkoumající především hnízdění datlíků také souhlasí s vlivem zdravotního stavu lesa na výskyt datlíka a uvádějí, že datlík hnízdí ve stojících mrtvých stromech v pokročilejším stádiu rozkladu. Že určité množství mrtvého dřeva v porostu ovlivňuje výskyt datlíka, potvrzují ve své práci i Butler et al. (2003), kteří zjistili, že

když se množství mrtvého dřeva dostane pod hodnotu, kterou datlík vyžaduje, může tento druh úplně zmizet z dané lokality. Ve své práci také uvádějí, že touto minimální kritickou hodnotou pro výskyt datlíka je 5% stojícího mrtvého dřeva. Utschick (1991) se ve své studii s tímto výsledkem shoduje a uvádí, že datlíkovy požadavky jsou v rozmezí 5-10% mrtvého dřeva. Nejvíce jedinců bylo zaznamenáno v okolí smrků čerstvě napadených kůrovcem. Vhodná potravní stanoviště jsou využívána více ptáky, na jednom bodě na trase v okolí pramene Vltavy jsem zaznamenal současně dokonce 3 jedince datlíka tříprstého. To potvrzují i Goggans et al. (1989); (Baldwin (1960), (1968 ex Fayt et al. 2005); Fayt (2003); Powell (2000)., kteří zkoumali vliv kůrovcových kalamit na hustotu výskytu datlíka smrkového (*Picoides dorsalis*). Tito autoři uvádějí, že se hustota výskytu datlíka zvětšila až 21x v lesích s přemnožením kůrovce oproti lesu zdravému.

Na druhou stranu, na všech mých liniích a bodech převažovaly stromy odumřelé již delší dobu, ve kterých se kůrovec již nevyvíjí. Vysvětlením by mohlo být to, že datlík přilétá z nedalekého okolí s čerstvě mrtvými stromy vhodnými jako potravní stanoviště, které nebyly díky členitosti terénu a vzdáleností od bodu brány v potaz. Datlík zde také může mít hnízdní stanoviště, hnízdo datlík buduje ve stromech v pokročilejším stádiu rozkladu, popsáno výše. Další možností vysvětlení výskytu datlíka je, že sem přilétá, protože zde má své „Bubnující“ stromy, díky kterým hájí své teritorium. Každopádně je zřejmé, že datlík dokáže přežít v porostech plošně napadených kůrovcem přinejmenším po několik let. Je ovšem otázkou, jak se bude situace vyvíjet v dalších letech.

Druhým nejvýznamnějším prediktorem výskytu datlíka je ochranný režim. Datlík se více vyskytuje na územích s bezzásahovým managementem než v lokalitách s probíhajícími intenzivními lesnickými hospodařeními. Příčinou nepochybně je, že při intenzivním lesnickém hospodaření je z porostů odstraňováno veškeré mrtvé dřevo a stromy napadené kůrovcem jsou káceny hned při zjištění napadení. Kdežto v bezzásahových zónách se neprovádí sanace kůrovcem napadených stromů, které se ponechávají na místě. (Trembley et al. 2009) uvádějí, že ve starých jehličnatých lesích Severní Ameriky je okolo 30m³ mrtvého dřeva v prvotním stádiu rozkladu na hektar, naopak v porostech, kde probíhá prořezávka, kleslo množství mrtvého dřeva pod 9m³ na hektar. Díky lesnickému hospodaření tedy jak je již výše uvedeno datlík ztrácí potravní i

hnízdni stanoviště. Ztrácí, ale také stromy určené k bubnování, pomocí nichž si vymezují teritoria a lákají partnery v době toku Lawrence (1967). Goggans (1989 in Doyon et al. 2000), Harestad et Keisker (1989), Nappi et al. (2004), Semenchuk (1992), Villard (1994) ve svých pracích shodně popisují negativní vliv lesnického hospodaření na výskyt datlíka smrkového (*Picoides dorsalis*). Na populační úrovni je doložen pokles velikosti lokálních populací datlíka o 50% (Marcot 1983, Scott et Oldemeyer 1983 in Doyon et al. 2000) až 77% (Loose et Anderson 1995) díky těžbě dřeva, která zahrnovala i odstraňování mrtvých stojících stromů. Datlíci preferují přirozenou disturbanci porostů, jako jsou například kůrovcové kalamity nebo požáry, díky nimž mají velké množství krmných stanovišť. Naopak fragmentace způsobená těžbou dřeva zmenšuje datlíkům teritoria a je při ní odstraňováno mrtvé dřevo (Haeussler et Kneeshaw 2003, Leduc et al. 2000 in Gagne et al 2007). Výskyt datlíka je tedy závislý na ponechávání stromů napadených kůrovcem v porostu a. Zajímavé je, že se ochrannářský režim uplatňuje nezávisle na zdravotního stavu porostů, přestože jsou oba faktory nepochybně korelovány. Znamená to, buď že poškozené porosty zvyšují pravděpodobnost výskytu datlíka i ve svém širším okolí, nebo že lesnické hospodaření snižuje atraktivitu biotopu pro datlíka i v nekalamitních porostech.

Naopak překvapivý je poměrně významný vliv expozice. Datlík se nejčastěji vyskytoval na bodech s jižní až západní expozicí. Tento fakt o biotopových preferencích datlíka na Šumavě (ani nikde jinde) zatím nebyl publikován. Můžeme se nicméně domnívat, že datlík takto reaguje na rozdíly v hustotě výskytu pod kůrou žijících brouků. Na jižních a západních svazích Šumavského hřebenu je tepleji a tudíž by se zde lýkožroutovi a hmyzu vůbec mělo více dařit. Tuto domněnku potvrzuje svými výsledky v diplomové práci, zabývající monitoringem lýkožrouta na Šumavě Vojtěch (2013). Ten zjistil, že lýkožrout se vyskytuje převážně na teplejších jihozápadních svazích a šíření kůrovce na Šumavě je ovlivněno výhradně jihozápadním prouděním vzduchu. Můj výsledek ukazuje, že biotopové nároky datlíka jsou poměrně ostře vyhraněné, což zjevně souvisí s jeho úzkou potravní i hnízdni specializací.

Výskyt na většině tras byl poměrně vyrovnaný. Jedinou výjimkou byl Slučí tah. Tato trasa byla vedena porostem do velké míry ovlivněným lesnickým managementem. Les je zde mladý a z porostu je odstraňováno téměř všechno mrtvé dřevo. Zde se tedy

potvrzuje, že bez určitého procenta mrtvého dřeva datlík svá území opouští (viz výše). Trasa na slučím tahu je také jako jediná, které není vedena přes nějaký hřeben, nebo se nenachází ve vyšší nadmořské výšce.

Zajímavá je vyhraněná vazba datlíka na vyšší nadmořské výšky. Příznačné přitom je, že jako limitující faktor se uplatňuje minimální (medián cca 1100 m) nikoliv maximální hodnota v okolí jednotlivých bodů. V podobných nadmořských výškách byli pozorováni jedinci datlíka i v Jeseníkách. Souček (2010) zde pozoroval datlíka a nacházel hnízdní dutiny s mláďaty v nadmořské výšce okolo 1200 m n. m. Nadmořskou výšku jako limitující faktor výskytu datlíka uvádí také (Derleth, 2000), který ve Švýcarsku zjistil, že se datlík vyskytuje v nadmořských výškách nad 1400m n. m., což zřejmě odpovídá posunu vegetačních pásem v Alpách ve srovnání se Šumavou. Je nepochybné, že nadmořská výška není proximálním faktorem výskytu datlíka. Zřejmě se za ní skrývá zonace Parku a s ní související lesnické hospodaření a zdravotní stav lesních porostů. Tyto faktory by však měly být v mé analýze odfiltrovány. Je ale možné, že nadmořská výška vymezuje oblast souvislého výskytu datlíka a proto se do výsledného modelu prosadila. Je zajímavé, že obdobně ostrá limitace nadmořskou výškou byla zjištěna u vlajkového ptačího druhu Šumavy – tetřeva hlušce (Fuchs, Šípek 2012).

4.3. Preferovaná potravní stanoviště

Výběr potravních stanovišť (krmných stromů) průkazně ovlivňoval jen zdravotní stav. Datlík se krmil většinou na živých smrcích napadených kůrovcem a na stromech čerstvě mrtvých. Závislost datlíka tříprstého na kůrovci dokládá řada prací. Fayt et al.(2005) zjistili, že výskyt datlíka smrkového je limitován dostupností kůrovce. Jejich výsledky také potvrzují, že datlík smrkový je nejhojnější v lokalitách s velkou (kalamitní) populací kůrovce. Ve spálených lesích a porostech s přemnožením kůrovce se hustota datlíka smrkového zvětšila 3,7 až 21 krát ve srovnání s hustotou v blízkých starých lesích s endemickou populací kůrovce (Goggans et al. 1989; Baldwin 1960, 1968 ex Fayt et al. 2005; Fayt 2003; Powell 2000).

K hranici průkaznosti se blíží i preference datlíka pro spíše větší stromy s průměrem v prsní výšce okolo 40cm. Také toto zjištění je ve shodě s literaturou. Více autorů uvádí, že optimální krmné stanoviště je strom s průměrem mezi 25-30cm (Evans et Conner 1979 ex Doyon et al. 2000, Loose et Anderson 1995, Steeger et Dulisse 1997). Naopak Steeger (Pers. comm. in Doyon et al. 2000), uvádí, že míra využití stromů jako krmného substrátu datlíkem má tendenci klesat s průměrem větším než 30 cm. Obecně však platí, že se na větších stromech vyskytuje více hmyzu a larev než na stromech menších (Loose et Anderson 1995).

S tím souvisí i to, že datlík preferuje kmen jako hlavní krmné místo na stromě před krmením se na větvi.

4.4. Vliv orkánu *Kyrril* na výskyt datlíka tříprstého

Orkán *Kyrril*, napáchal velké škody v horských smrčínách, ponechané mrtvé dřevo a oslabené okolní porosty poskytly ideální podmínky pro množení kůrovce. Ty měly za následek velkou kůrovcovou kalamitu na Šumavských hřebenech. Tato událost má však i pozitivní vliv na druhy vyhledávající přirozené disturbance v porostech a jedním z těchto druhů je právě datlík tříprstý. Ten zde nachází velké množství potravy a hnízdní stanoviště. Kalamita momentálně však už opadá a datlíkovi tedy mizí vyhledávané biotopy. Skutečnost, že datlík využívá disturbované území jen po omezenou dobu a pak hledá jiná vhodná teritoria, potvrzuje několik prací. Hoyt et Hannon (2002) uvádějí, že datlík smrkový (*Picoides dorsalis*) okupuje území po 3 roky od přirozené disturbance, potom však mezi 3 - 8 rokem od požáru denzita osídlení klesá. Také další autoři (Murphy et Lehnhausen 1998, Yeager 1955) se také shodují, že využití nedávno spálených nebo umírajících stromů datlíkem, klesá v čase.

Tento předpokládaný vývoj by mohl způsobit na Šumavě problém. Moje výsledky ovšem ukazují, že datlík zatím poškozené porosty neopouští. Může to být způsobeno tím, že průběh napadení není zcela synchronní a i na lokalitách starých několik let se vyskytuje dostatečné množství čerstvě napadených stromů. To by však znamenalo, že se ztráta atraktivity lokalit jen o několik let posune. Bylo by proto žádoucí výskyt datlíka

na disturbovaných lokalitách dále sledovat. V jejich okolí by pak měl být zachován (nebo zaveden) bezzásahový režim, který by poskytl datlíkovi náhradní stanoviště. Jak ukazují moje výsledky ze Slučího tahu, běžné lesnické hospodaření může datlíka zcela eliminovat.

5. Závěr

1. Největší vliv na výskyt datlík tříprstého na Šumavě má zdravotní stav porostů (vyskytuje se převážně ve starších porostech v nedávné době napadeným kůrovcem).
2. Hustota výskytu datlíka v NP Šumava byla větší v bezzásahových zónách než v zónách s probíhajícím lesnickým managementem.
3. Byla prokázána větší hustota výskytu, než píše Kotal a Fuchs (2003), to znamená, že kůrovcová kalamitu po orkánu Kyriil měla na hustotu výskytu datlíka pozitivní vliv.
4. Existence datlíka je závislá na určitém množství mrtvého dřeva v porostu
5. Zajímavý je výsledek, že největší hustota výskytu datlíka měla jihozápadní expozici
6. Datlík nejčastěji využívá jako krmná stanoviště hlavně živé stromy napadené kůrovcem a stromy čerstvě mrtvé.
7. Datlík při krmení preferuje kmen, na němž je ještě kůra.

Datlík tříprstý je vzácným druhem obývajícím staré horské smrčiny, je i jedním z cílových druhů v soustavě NATURA 2000. Ochrana datlíka by se tedy měla věnovat pozornost, zvláště na Šumavě, kde má svojí největší stálou populaci v ČR. Management ochrany datlíka by měl být založen na ponechávání stojících stromů napadených kůrovcem v porostu. Nemělo by probíhat odkorňování takovýchto stromů, což byla i jedna z metod jak zabránit šíření kůrovce v NP Šumava. Bezzásahovost v horských smrčinách je pro datlíka ideálním managementem pro stabilizaci nebo růst jeho populace. Vznikají tak starší lesy s množstvím mrtvého dřeva, které datlík ke své existenci potřebuje.

Jak je uvedeno v několika studiích, datlík může také sloužit jako „umbrella species“ pro jiné taxony v jehličnatých boreálních a horských lesích. Tyto výsledky mohu potvrdit díky vlastnímu pozorování při sběru dat na diplomovou práci. V Biotopech obývaných datlíkem jsem zaznamenal větší počet vzácných až kriticky ohrožených druhů ptáků

jako je Jeřábek lesní (*Bonasa bonasia*), Kos horský (*Turdus torquatus*), Tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*), Sluka lesní (*Scolopax rusticola*), Krkavec velký (*Corvus corax*), Kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*) a na Jezerní hoře v teritoriu datlíka tříprstého hnízdí i Sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*). V České republice jsou horské smrčiny specifickým, velmi málo rozšířeným biotopem, poskytujícím domov spoustě zajímavých a vzácných druhů rostlin a živočichů. To by se měly brát v potaz i při řešení otázky šíření kůrovce a budoucích Plánech péče NP Šumava.

6.Literatura

ANDERLE J. J. (1984): Datlík tříprstý. *Živa*, 32: 153-154.

Andren H., 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. - *Oikos* 71: 355–366.

Baldwin, P. H. 1968. Predator-prey relationships of birds and spruce beetles. - *Proc. North Central Branch - E. S. A.* 23: 90-99.

Bent, A. C. 1939. Life histories of North American woodpeckers. United States National Museum Bulletin 174, Washington, D. C.

BirdLife International 2009: *Picoides tridactylus*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.

BIRDLIFE INTERNATIONAL & NATURESERVE (2012): Bird species distribution maps of the world. BirdLife International, Cambridge, UK and NatureServe, Arlington, USA.

Bull E. L. 1987: Ecology of the Pileated Woodpecker in Northeastern Oregon. -*The Journal of Wildlife Management* 51(2):472-481.

Bütler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R. 2003: Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest.- *Biological Conservation* 119:305–318.

Bütler R., Angelstam P., Schlaepfer R. 2004: Office Quantitative Snag Targets for the Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus*.-*Ecological Bulletins, Targets and Tools for the Maintenance of Forest Biodiversity* 51:219-232.

Cajo J. F., ter Braak, 1988, CANOCO—an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships, *Vegetatio*: Issue 3, pp 159-160.

Carlson A. 2000: The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). - *Forest Ecology and Management*: 131: 215–221.

Conner R. N., Miller O. K., Adkisson Jr. C. S. 1976: Woodpecker Dependence on Trees Infected by Fungal Heart Rots.- *The Wilson Bulletin* 88(4):575-581.

Cyr A. and Alvo R. 1995: *Tetras du Canada*. pp. 418-421.

Doyon, F., J-P. L. Savard, D. Gagnon, and J-F. Giroux. 1999. Snag characteristics and use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwood forests. Pages 103-114 in *Biology and Conservation of Forest Birds*. Edited by A. W. Diamond and D. N. Nettleship. Society of Canadian Ornithologists Special Publication Number 1.

Derleth, P.; Büttler, R.; Schlaepfer, R., 2000, The three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*): an indicator of ecological quality in the forest ecosystem of the Pays-d'Enhaut Region (Swiss Prealps). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 2000 Vol. 151 No. 8 pp. 282-289.

Dungel, Jan; Hudec, Karel 2001: *Atlas ptáků České a Slovenské republiky*. Praha: Academia, 2001 Edworthy A. B., Drever M. C., Martin K. 2011: Woodpeckers increase in abundance but maintain fecundity in response to an outbreak of mountain pine bark Beetles. - *Forest Ecology and Management* 261:203–210.

Eckert K. 1981: First Minnesota nesting record of Northern Three-toed Woodpecker.- *Loon* 53:221- 223.

Evans K. E. and Conner R. N. 1979: Snag Management. In: *Proceedings on management of northcentral and northeastern forests for nongame birds*. 214-223.

Fayt P., Machmer M. M., Steeger CH. 2005: Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers a literature review.- *Forest Ecology and Management* 206:1–14.

Fayt, P. 2003. Time of natal dispersal and reproductive decisions of the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* under varying food conditions. - In: Pechacek, P. and d'Oleire-Oltmanns, W. (eds), *International Woodpecker Symposium*. Forschungsbericht 48, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, pp. 35-48.

Fayt P. 2003a: Insect population changes in habitats with declining vs. stable three-toed woodpecker populations.- *Ornis Fenn.* 80:182–192.

Fayt P. 2004: Old-growth boreal forests, three-toed woodpeckers and saproxylic beetles – the importance of landscape management history on local consumer-resource dynamics.- *Ecol. Bull.* 51:249–258.

Fischer A. (1992): Long term vegetation development in Bavarian mountain forest ecosystems following natural destruction. - *Vegetatio*, 103: 93-104.

Fuchs R., Šípek P., 2012: Lýkožrout smrkový a tetřev hlušec – potenciální dopady lesnických zásahů v oblastech Ptačího potoka a Jezerního hřbetu v NP Šumava. In: Kindlmann P., Matějka K., Doležal P., 2012: *Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody*. Univerzita Karlova v Praze, Praha. pp. 225-239.

Gagne, C., Imbeau, L., Pierre Drapeau Anthropogenic edges: Their influence on the American three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forests of Quebec, *Forest Ecology and Management* 252 (2007) 191–200.

Germán Rodríguez, 1994-2013, Office of Population Research, Princeton University.

Goggans R., Dixon R. D., Seminara C. L., 1989: Habitat use by three-toed and black-backed woodpeckers, Deschutes National Forest, Oregon. -Oregon Department of Fish and Wildlife, Nongame Wildlife Program, Deschutes National Forest, Technical Report 87-3-02.

Haeussler S., Kneeshaw D., 2003: Comparing forest management to natural processes. In: Burton, P. J., Messier, C., Smith, D. W., Adamowicz, W. L. (Eds.), *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada, 307–368.

Harestad A.S. et Keisker D. G. 1989: Nest tree use by primary cavity-nesting birds in south-central B. C. - *Can. J. Zool.* 67:1067-1073.

Hoffman N. J. 1997: Distribution of *Picoides* woodpeckers in relation to habitat disturbance within the Yellowstone area. M. S. Thesis, Montana State University, Bozeman, MT.

Hogstad O. 1970: On the ecology of the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* (L.) outside the breeding season.- *Nytt Mag. Zool.* 18:221-227.

Hora J., Brinke T., Vojtěchovská E., Hanzal V., Kučera Z., eds. (2010): *Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2005–2007*. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2010. 320 s.

HOYT, J. S. AND S. J. HANNON. 2002. Habitat associations of Black-backed and Three-toed woodpeckers in the boreal forest of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 32:1881–1888.

Hudec, Karel; Šťastný, Karel a kol. 2005: *Fauna ČR Ptáci 2/II*. Praha: Academia, 2005.

Imbeau L., Desrochers A. 2002: Foraging Ecology and Use of Drumming Trees by Three-Toed Woodpeckers.- *The Journal of Wildlife Management* 66(1):222-231.

Jansson G., Angelstam P. 1999: Threshold levels of habitat composition for the presence of the longtailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology* 14:283–290.

Koplin J. R. 1969: The numerical response of woodpeckers to insect prey in a subalpine forest in Colorado. -*Condor* 71:436-438.

Koplin J. R., Baldwin P. H., 1970: Woodpecker predation on an endemic population of Engelmann spruce beetles.-*Am. Midl. Nat.* 83:510–515.

Koplin, J. R., 1972. Measuring predator impact of woodpeckers on spruce beetles. *J. Wildl. Manage.* 36, 308–320.

KOTAL, Z. & FUCHS, R. (2003): Distribution and habitat preferences of the Three-toed Woodpecker in Šumava National Park. Pp. 113-118 in: PECHACEK, P. & D'OLEIREOLTMANN, E., eds.: *Int. Woodpecker Symp Proc., Forschungsbericht*, 48, Nationalparkverwaltung, Berchtesgaden.

Lawrence, L. De K., *Ornithological Monographs*, No. 5, *A Comparative Life-History Study of Four Species of Woodpeckers* (1967), pp. 1-156.

Leduc, A., Bergeron, Y., Drapeau, P., Harvey, B., Gauthier, S., 2000. Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l'aménagement durable de la forêt boreale. L'Aubelle. Novembre-Décembre, in press.

Leonard D. L. Jr. 2001: Three-toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*). *In The Birds of North America*, No. 588 (A. Poole and F. Gill, eds.). The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Loose S. S., Anderson S. H. 1995: Woodpecker habitat use in the forests of southeast Wyoming. -J. Field Ornithol. 66(4):503-514.

Murphy E. C., Lehnhausen W. A. 1998: Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand-replacement fire. -Journal of Wildlife Management 62:1359–1372.

Nappi A., Drapeau P., Savard J-P.L. 2004: Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? - The Forestry Chronicle, 80(1):67-74.

Nilsson S. G., Hedin J. and Niklasson M. 2001: Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. - Scand. J. For. Res. Suppl. 3:10-26.

Pakkala T., Hanski I. & Tomppo E. 2002: Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. - Silva Fennica 36(1):279–288.

Pechacek, P. 1995. Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden: Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. - Forschungsbericht Nr. 31, Nationalpark Berchtesgaden.

Pechacek P. 2004: Habitat use of the three-toed woodpecker in central Europe during the breeding period. - Biological Conservation 116:333–341.

Powell H., 2000: The influence of prey density on post-fire habitat use of the Black-backed Woodpecker. - M.Sc. Thesis, University of Montana, Missoula, 99 pp.

Raphael M. G., White M. 1984: Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. - *Wildlife Monographs* 86:1–66.

Semenchuk G. P. 1992: The Atlas of Breeding Birds of Alberta. - Nature Alberta.

Sevastyanov, G. N., 1959. Silvicultural importance of the woodpeckers under the conditions of the Arkhangelsk region. *Zool. Zh.* 38, 589–595 (in Russian with English summary).

Short L. L. 1974: Habits and interactions of North American three-toed woodpeckers (*Picoides arcticus* and *Picoides tridactylus*). - *Am. Museum Novitates*, 2547:1–42.

Skuhravý V., 2002 : Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) a jeho kalamity – Agrospoj, Praha, 196.

Sorvari, V. -M., 1994. Kitsi forest fire area — a paradise for three-toed woodpeckers. *Linnut* 4, 28–32 (in Finnish with English summary).

Souček J. 2010: Datlík tříprsty (*Picoides tridactylus*) v Hrubém Jeseníku. *Sylvia* 46: 157–161.

Steeger C. and Hitchcock C. L. 1998: Influence of forest structure and diseases on nest-site selection by red-breasted nuthatches.-*Journal of Wildlife Management* 62:1349–1358.

Steeger C., Dulisse J. 1997: Ecological interrelationships of three-toed woodpeckers with bark beetles and pine trees. Forest Sciences, Nelson Forest Region, Ministry of Forests, British Columbia, Canada, Research Summary-035.

Svenson L. a kol. 2004: Ptáci Evropy, severní Afriky a Blízkého východu. Praha: Svojtka&Co, 2004.

ŠTASTNÝ, K., BEJČEK, V. & HUDEC, K. (2006): Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. Aventinum, Praha. 464 s.

Tremblay, J. A., J. Ibarzabal, C. Dussault, and J. -P. L. Savard. 2009. Habitat requirements of breeding Black-backed Woodpeckers (*Picoides arcticus*) in managed, unburned boreal forest. *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 4(1): 2.

Utschick H., 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswaldern.- *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110:135–148 (in German).

Valenta, M., 2007 : Orkán Kyrill- „katastrofa“ století?. Šumava – jaro_02-17, 9-10.

Villard P. 1994: Foraging behavior of black-backed and three-toed woodpeckers during spring and summer in a Canadian boreal forest.-*Canadian Journal of Zoology* 72:1957-1959.

Vojtěch, O., 2013, Analýza prostorové distribuce populace lýkožroutů v modelovém území bezzásahového režimu po orkánu Kyrill v NP Šumava. Katedra ochrany lesa a entologie, Česká zemědělská univerzita v Praze.

Wiggins, D. (2004, July 1). American Three-toed Woodpecker (*Picoides dorsalis*): a technical conservation assessment. [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region.

Welsh CH. J. E., Capen D. E. 1992:Availability of nesting sites as a limit to woodpecker populations.- Forest Ecology and Management 48:31–41.

Weslien J., Annala E., Bakke A., Bejer B., Eidmann H. H., Narvestad K., Nikula A., Ravn H. P., 1989: Estimating risks for spruce bark beetle (*Ips typographus* (L.) damage using pheromone-baited traps and trees. Scandinavian Journal of Forest Research, 4: 87-98.

Yeager I. E. 1955: Two Woodpecker Populations in Relation to Environmental Change.- The Condor, 57(3):148-153.

Zukrigl K. (1991): Succession and regeneration in the natural forests in central Europe. - Geobios, 18(5-6): 202- 208.

CD Schulze (2003): Vogelstimmens Europas, Nordafrikas und Vordasiens.

<http://www.npsumava.cz/cz/>

http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx

7. Přílohy