

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Stromové dutiny ve starých ovocných sadech
na území Prahy**
Tree Cavities in old fruit orchards in the Prague City

Diplomová práce

Bc. Jan Suchomel

Vedoucí práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

2025

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jan Suchomel

Ochrana přírody

Název práce

Stromové dutiny ve starých ovocných sadech na území Prahy

Název anglicky

Tree Cavities in old fruit orchards in the Prague City

Cíle práce

- 1) Provést mapování hnízdních dutin ve vybraných sadech na území Prahy.
- 2) Vyhodnotit zjištěné výsledky ve vztahu k velikosti sadu, urbánnímu gradientu, hlukové zóně, managementu, druhové a věkové skladbě a dalším charakteristikám prostředí.
- 3) Vyhodnotit umístění jednotlivých dutin z hlediska dřeviny, výšky, orientace ke světovým stranám, vzdálenosti od okraje sadu apod.

Metodika

Ve vybraných sadech na území Prahy bude provedeno mapování hnízdních dutin. Pro každou dutinu bude zaznamnána GPS souřadnice, druh dřeviny, stáří a zdravotní stav dřeviny, výčetní tloušťka, výška umístění dutiny, šíře vletového otvoru (půjde-li zjistit), orientace ke světovým stranám, orientace z hlediska okraje sadu. Pro jednotlivé sady bude zjištěna jejich velikost, vzdálenost od středu Prahy, orientace, management, zařazení do hlukových zón, zdroje světelného znečištění. Výsledky budou po té statisticky vyhodnoceny.

Doporučený rozsah práce

Cca 25 stran + přílohy

Klíčová slova

Stromová dutina, mikrostanoviště, urbánní gradient, ovocný sad, městská zeleň

Doporučené zdroje informací

- Bailey D., Eberhart P., Herrmann D. J., Herzog F., Hofer G., Kormann U., Schmidt-Entling M., 2010: Effect of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology*, 47: 1003-1013.
- Gruebler M.U., Schaller S., Keil H., Naef-Daenzer B. 2013: The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards. *Biodiversity and conservation* 22: 3233-3246.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P., Romportl D., Zasadil P., 2013: Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 178: 71 – 78.
- Horak J., Rom J., Rada P., Safarova L., Koudelkova J., Zasadil P., Halda J.P., Holusa J. 2018: Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban ecosystems* 21/2: 263-270.

Předběžný termín obhajoby

2024/25 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 11. 12. 2024

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 12. 12. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2025

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: „Stromové dutiny ve starých ovocných sadech na území Prahy“ vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použité literatury.

Jsem si vědom, že se na moji diplomovou práci plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze, dne 30. 3. 2025

Podpis:

Poděkování:

Rád bych poděkoval vedoucímu této práce Ing. Petru Zasadilovi, Ph.D., za jeho cenné rady, výbornou komunikaci, trpělivost a celkově za kvalitní vedení této diplomové práce. Velký dík patří také Mgr. Petru Suchomelovi, Dr., za velkou pomoc při finálních úpravách práce. V neposlední řadě musím poděkovat své partnerce Tereze za její podporu, kterou mi poskytovala během tvorby celé práce.

Stromové dutiny ve starých ovocných sadech na území Prahy

Abstrakt

Cílem této diplomové práce byl monitoring stromových dutin v ovocných sadech dvojího typu – obnovené a zanedbané – na území hlavního města Prahy. V každém sadu byla vytyčena plocha o rozměrech 50 x 50 metrů, ve které byly zaznamenány všechny dřeviny s hodnotou DBH vyšší než 5 cm a všechny dutiny v nich. Sběr dat probíhal v kalendářních letech 2021/2022 a 2024/2025. Ve 20 monitorovaných sadech bylo celkem zaznamenáno 1 272 dřevin a 262 vletových otvorů. Obnovené sady byly tvořeny převážně pěstovanými ovocnými dřevinami, zatímco v zanedbaných sadech bylo mnohem větší zastoupení neovocných dřevin, velmi často ve formě náletové a výmladkové vegetace. Naprostá většina (97 %) zaznamenaných dutin se nacházela na ovocných dřevinách a nejvíce dutin (39 % všech dutin) bylo zaznamenáno na třešních (*Prunus cerasus*). Početnost vyhloubených dutin byla na úrovni sadu ovlivňována managementem sadu, světelným a hlukovým znečištěním, nadmořskou výškou sadu a počtem mrtvých dřevin na lokalitě. Více vyhloubených dutin v přepočtu na plochu jednoho hektaru se nacházelo v obnovených sadech. S rostoucí mírou světelného znečištění klesal počet vyhloubených dutin a s rostoucí nadmořskou výškou, počtem mrtvých dřevin v sadu a hlučností naopak stoupal. Početnost přirozených dutin byla ovlivněna hustotou porostu, hlučností ve dne a charakterem okolí na úrovni 1 500 metrů. Se zvyšující se hlučností ve dne počet přirozených dutin stoupal, se zvyšujícím se zastoupením krajinného pokryvu vhodného pro růst dřevin a narůstající hustotou naopak klesal. Hlučnost a charakter okolí nemůže nijak přímo ovlivňovat vznik přirozených dutin, což naznačuje, že vznik přirozených dutin je propojen s přítomností tvůrců dutin. Dutiny obou typů se častěji vyskytovaly na mrtvých dřevinách s poškozenou korunou a jejich početnost stoupala s rostoucí hodnotou DBH a početností dutin druhého typu, zatímco se zvyšující se výškou dřevin klesala. Početnost obou typů dutin byla ovlivněna druhem dřeviny. Z celkových 262 zaznamenaných vletových otvorů bylo 147 (56 %) přirozeně vzniklých a 115 (44 %) vytesaných. Vyhloubené dutiny byly umístěny průměrně o 30 centimetrů výše a průměr vletového otvoru byl průměrně o 35 milimetrů menší než u dutin přirozených. U vyhloubených dutin převládala orientace jižním směrem (25 %).

Management sadů by měl v kontextu stromových dutin poskytovat dostatek starých stromů s nízkou vitalitou, stejně jako dostatek mladších stromů v nižším stádiu rozkladu. K odstraňování starých habitatových stromů by se mělo přistupovat, až když svým stavem můžou ohrozit zdraví obyvatelstva. Vzhledem k tomu, že většina studií zkoumající stromové dutiny se zaměřuje na lesní ekosystémy, může tato práce pomoci objasnit některé aspekty distribuce stromových dutin v ovocných sadech. Zároveň může poskytnout informace, které mohou zkvalitnit obnovu a péči o tato vysoce cenná a co do biodiverzity bohatá stanoviště.

Klíčová slova: Stromová dutina, mikrostanoviště, urbánní gradient, ovocný sad, městská zeleň

Tree Cavities in old fruit orchards in the Prague City

Abstract

The aim of this thesis was to monitor tree cavities in fruit orchards of two types—restored and neglected—located within the city of Prague. In each orchard, a 50 × 50 m plot was surveyed for all trees with a DBH greater than 5 cm and all cavities within them. Data collection took place during the calendar years 2021/2022 and 2024/2025. In total, 1272 trees and 262 cavity entrances were recorded across 20 monitored orchards. Restored orchards were mostly composed of cultivated fruit trees, while neglected ones contained a higher proportion of non-fruit trees, often as spontaneous or coppiced growth. The vast majority (97 %) of cavities occurred in fruit trees, and most cavities (39 % of all cavities) were recored on cherries (*Prunus cerasus*). The abundance of excavated cavities at the orchard level was influeced by orchard management, light and noise pollition, elevation and the number of dead trees present at the site. A higher nuber of excavated cavities per hectare was found in restored orchards. As the level of light pollution increased, the number of excavated cavities decreased, while elevation, the number of dead trees, and noise levels were positively correlated with abundance of excavated cavities. The abundance of natural cavities was affected by stand density, daytime noise lebelns and the landscape composition within a 1500 meter radius. With increasing daytime noise, the number of natural cavities increased, while greater stand density and a higher proportion of land cover suitable for tree growth were associated with a decrease in natural cavities. However, noise levels and surrounding landscape characteristics cannot directly influence the formation of natural cavities. These results suggest that the formation of natural cavities is linked to the presence of cavity creators. Both cavity types were more abundant on dead trees with damaged crown, and their occurrence increased with greater DBH and mutual presence of the other cavity type, while decreasing with tree height. The abundance of both cavity types was also influenced by tree species. Out of 262 recorded cavities, 147 (56 %) were natural and 115 (44 %) excavated. Excavated cavities were typically located 30 cm higher and had entrance holes 35 mm smaller than natural ones. Excavated cavities showed a predominance of southern orientation (25 %).

In the context of tree cavities, orchard management should ensure the presence of sufficient old trees with low vitality, as well as younger trees in earlier stages of decay. The removal of old habitat trees should only be considered when their condition poses a potential risk to public safety. Given that most studies on tree cavities focus on forest ecosystems, this thesis may contribute to a better understanding of cavity distribution in fruit orchards. It also provides valuable insights that may support more effective restoration and management of these highly valuable and biodiversity-rich habitats.

Key words: tree cavity, microhabitat, urban gradient, fruit orchard, urban green

Obsah

1.	Úvod.....	4
2.	Cíl práce.....	5
3.	Literární rešerše	6
3.1.	Ovocné sady	6
3.1.1.	Historie sadařství ve střední Evropě.....	6
3.1.2.	Typy sadu podle prováděného managementu	6
3.1.3.	Extenzivně udržovaný sad jako hotspot biodiverzity.....	8
3.1.4.	Úbytek tradičních sadů a současný stav v České republice	10
3.1.5.	Obnova opuštěných sadů.....	12
3.2.	Dutiny	14
3.2.1.	Hnízdění v dutinách.	14
3.2.2.	Tvůrci dutin a sekundární dutinová hnízdiči.....	15
3.2.3.	Mikroklima dutin a jejich alternativ.....	17
3.2.4.	Vznik a výskyt dutin	18
3.2.5.	Dutiny ve městě.....	21
3.2.6.	Vliv stáří na kvalitu dutiny.....	22
4.	Metodika	24
4.1.	Výběr sadů.....	24
4.2.	Sběr dat.....	25
4.3.	Charakteristiky sadů	25
4.4.	Charakteristiky stromů	26
4.5.	Charakteristiky vletových otvorů	28
4.6.	Zpracování dat.....	28
5.	Výsledky	30
5.1.	Charakteristiky porostů a podmínek ve sledovaných sadech	30
5.2.	Výskyt dutin v sadech.....	33
5.2.1.	Vliv charakteristik sadů na početnost vyhloubených dutin.....	34
5.2.2.	Vliv charakteristik sadů na početnost přirozených dutin	38
5.3.	Vyhodnocení na úrovni jednotlivých stromů.....	40
5.4.	Vliv charakteristik stromů na početnost dutin.....	45
5.4.1.	Vliv charakteristik stromů na početnost vyhloubených dutin	45
5.4.2.	Vliv charakteristik stromů na početnost přirozených dutin.....	49
5.5.	Dutiny	53
6.	Diskuse.....	56
6.1.	Úroveň sadů.....	56
6.2.	Úroveň stromů.....	63
6.3.	Úroveň dutin.....	68
7.	Závěr	73
8.	Seznam použité literatury.....	77
9.	Přílohy.....	86

1. Úvod

Ztráta habitatu, ať už v důsledku fragmentace krajiny, zintenzivňování zemědělských postupů nebo stále postupující urbanizace, je jeden z hlavních problémů, se kterými se musí živočichové obývající dnešní kulturní krajinu vypořádávat (Bailey et al., 20120; Plieninger et al., 2015). Mnoho druhů je tak nuceno vyhledávat náhradní stanoviště (refugia), která pokud možno co nejvíce simulují podmínky přirozených habitatů. V kontextu městské zástavby plní tuto funkci nejčastěji stanoviště, která můžeme souhrnně označit jako městskou zeleň. Tyto ostrůvky zeleně mohou kromě poskytování náhradního habitatu pro živočišné druhy poskytovat mnoho benefitů obyvatelům města, stejně jako zvyšovat celkovou stabilitu prostředí (Elmqvist et al., 2015). Jako příklady můžeme uvést například regulaci mikroklimatu a snižování efektu takzvaných městských tepelných ostrovů, podporu retence srážkových vod v půdě a potažmo snižování rizika povrchových záplav, nebo zlepšení kvality ovzduší díky zachytávání pevných částic ze vzduchu (Pataki et al., 2011). Studie prokázaly, že přístup k zeleni může zvyšovat očekávaný věk dožití obyvatelstva města (Takano et al., 2002), snižovat hladinu stresu (White et al., 2013) nebo celkově zlepšovat mentální zdraví (Alcock et al., 2014). V neposlední řadě funguje městská zeleň jako místo k rekreaci, setkávání obyvatel, pořádání skupinových aktivit a kulturních akcí, což podporuje sociální vztahy a přispívá k soudržnosti obyvatelstva (Mass et al., 2009). Nemůže být tedy pochyb o tom, že městská zeleň plní mnoho důležitých funkcí a ekosystémových služeb a její zastoupení v městských ekosystémech je zcela zásadní pro jejich správné fungování.

Městská zeleň může nabývat mnoha rozličných podob, jako jsou parky, lesoparky, městské lesy, zahrady, nebo také hřbitovy, aleje a ovocné sady. Právě ovocné sady jsou typem stanoviště, které má v Evropě dlouhou tradici (Küster, 1996), a díky tomu, že kromě výše zmíněných ekosystémových služeb mohou poskytovat i úrodu pěstovaného ovoce, byly v minulosti velmi početné (Herzog, 1998). I přes nesporné benefity, které sady svému okolí přináší, jejich početnost napříč evropskými zeměmi přibližně od druhé poloviny 20. století klesá (Forejt & Styrbe, 2019). Sady jsou buď úplně rušeny a nahrazovány zástavbou a zemědělskou půdou, nebo se jejich koncepce více zaměřuje na produkční funkci sadu, což ale výrazně omezuje poskytované ekosystémové služby (Plieninger et al., 2015; Demková & Lipský, 2015).

Právě tradiční, extenzivně udržované ovocné sady plní díky svému charakteru velmi dobře roli náhradního stanoviště, a to nejen pro druhy vázané na lesní ekosystémy, ale i pro druhy využívající otevřenější terény s bohatým bylinným patrem nebo ekotonální křovinná stanoviště (Herzog, 1998; Horák et al., 2013). Díky tomu vykazují často nadprůměrné hodnoty biodiverzity a jsou řazeny mezi nejvhodnější typy městské zeleně (Wiacek & Polak, 2008; Kajtoch, 2017). V neposlední řadě jsou tradiční ovocné sady spjaté s vysokým zastoupením starých nebo mrtvých stromů, které svému okolí poskytují množství specifických mikrohabitatů. Jedním z nejrozšířenějších z nich jsou stromové dutiny, kterými se tato práce zabývá. Stromové dutiny jsou využívány k hnízdění širokým spektrem živočichů a jejich

výskyt a početnost je jedním z faktorů, které mohou výrazně limitovat společenstva na dutiny vázaná (van der Hoek et al., 2017; Gibbons & Lindenmayer, 2002). Naprostá většina prací, které se zabývají stromovými dutinami, studuje jejich distribuci v lesních porostech a studií z městského prostředí existuje pouze minimum (například LaMontagne et al., 2015; Hohl et al., 2023). Publikovaná studie o stromových dutinách v ovocných sadech pak existuje pouze jedna (Grüebler et al., 2013).

S cílem vnést více světla do problematiky distribuce stromových dutin v ovocných sadech byl ve 20 sadech na území hlavního města Prahy proveden monitoring stromů a stromových dutin. Sebraná data byla zanalyzována za účelem lepšího pochopení distribuce dutin v ovocných sadech a charakteristik stromů a sadů, které ovlivňují jejich početnost.

2. Cíl práce

Cílem této diplomové práce bylo zmonitorovat vzorek stromových dutin ve dvou typech starých ovocných sadů (obnovené a zanedbané). Dále pak vyhodnotit jejich početnost vzhledem k charakteristikám sadů (například management, hustota porostu, vzdálenost od centra Prahy) a charakteristikám stromů (například druh, DBH, poškození koruny). V poslední řadě pak zhodnotit charakteristiky dutin (výška umístění, průměr vletového otvoru a jeho orientace) a porovnat rozdíly mezi jednotlivými typy dutin (vyhloubené a přirozené).

3. Literární rešerše

3.1. Ovocné sady

3.1.1. Historie sadařství ve střední Evropě

Počátek moderního sadařství v Evropě se datuje na počátek 17. století (Küster, 1996). Původně byly ovocné stromy vysazovány hlavně v zahradách domů pro osobní obživu jejich obyvatel. Později, když války (hlavně 30letá 1618–1648) a epidemie zdevastovaly nejen obyvatelstvo Evropy, ale i krajinu, byla zavedena mnohá opatření pro její revitalizaci. Mezi zavedenými opatřeními bylo mimo jiné vysazování pěstebních školek a přísný zákaz poškozování ovocných dřevin (Weller, 1994 in Herzog, 1998). Během 18. století se veřejné sadařství dále rozšiřovalo a učitelé a kněží byli pověřováni, aby učili o prospěšnosti pěstování ovocných stromů. V roce 1752 například pruský král Fridrich II. Veliký nařídil, že každá vesnice nebo usedlost v Prusku musí zřídit pěstební školku se zastoupením ovocných dřevin, která bude sloužit jako zdroj dřevin pro přilehlé okolí sídla. Dále pak musel být určen správce, který byl vyškolený v péči o dřeviny a mohl tyto vědomosti předávat obyvatelům sídla (Lucke et al., 1992 in Herzog, 1998). V 19. století zažívalo tradiční sadařství v Evropě svůj rozkvět a dosáhlo svého vrcholu v půlce 20. století. Díky šlechtění nových odrůd a zlepšování pěstebních metod postupně sadům stoupal výnos a po zavedení železniční sítě vznikla možnost transportovat a prodávat ovoce na mnohem větší škále a ekonomická funkce sadu začala postupně převládat nad jeho funkcí ekologickou a krajinnotvornou. V druhé polovině 20. století začalo tradičních sadů postupně ubývat, a to jak v demokratických, tak socialistických částech Evropy (Herzog, 1998). Tento trend pak pokračuje až do současnosti (Forejt & Styrbe, 2019).

3.1.2. Typy sadu podle prováděného managementu

Pro zjednodušení můžeme ovocné sady rozdělit do tří kategorií podle produkční hodnoty a intenzity managementu.

Produkční sady

Prvním typem jsou sady zaměřené na vysokou produkci pěstované plodiny. Produkční ekosystémy zaměřené na co nejvyšší výnos vyžadují častý a intenzivní management, který zpravidla homogenizuje prostředí a snižuje tak diverzitu mikrohabitatů na dané ploše (Brühl et al., 2024). S cílem hospodaření co nejvíce zefektivnit jsou často vysazovány monokultury nebo směsi jen několika málo druhů (Guariento et al., 2024). Biodiverzita půdy může být v intenzivně obhospodařovaných sadech snižována používáním těžké techniky, která půdu udusává a zhušťuje. Diverzita bylinného patra, pokud na takovémto stanovišti vůbec existuje, pak trpí v důsledku častého sečení, které je kvůli velikosti plochy zpravidla prováděno velkými sekacími stroji a malými traktory. Tyto seče z podstaty věci snižují jak diverzitu flóry, tak fauny

vázané na bylinné patro (Humbert et al., 2009). Zároveň je tento typ pěstování plodin často spojen s hojným využíváním pesticidů a hnojiv, jejichž vliv se nemusí projevovat pouze na území samotného sadu, ale i v jeho relativně širokém okolí, kam se tyto látky mohou dostat působením větru a vody a měnit tak prostředí i mimo tyto produkční systémy. To může negativně ovlivnit jak biodiverzitu daného místa, tak bezpečí a zdraví lidí žijících v okolí těchto ploch (Brühl et al., 2024). Používání herbicidů má za následek snížení diverzity flóry na stanovišti, stejně jako snížení podílu jejího celkového pokryvu, a dále pak ke snížení početnosti bezobratlých, což může výrazně zmenšit potravní nabídku pro vyšší články potravního řetězce. V neposlední řadě se stanoviště odstraněním bylinného a keřového patra více otevírá a neposkytuje tak dostatečný úkryt pro druhy hnízdící na zemi, stejně jako snižuje počet mikrohabitátů a ekotonálních stanovišť (Więcek & Polak, 2008). I přes to, že je biologická ochrana před škůdci jako alternativa k využívání insekticidů velmi aktuální téma, Mols & Visser (2002) uvádějí, že role hmyzožravých ptáků v boji proti škůdcům ze skupiny bezobratlých je často přehlížena. Podle autorů je to způsobeno nedostatkem dat o efektivitě tohoto způsobu ochrany.

Tento druh sadu se zpravidla vyznačuje relativně nízkou biodiverzitou a díky intenzivnímu managementu v nich často nemohou probíhat dutinotvorné procesy. V této práci se jimi proto nebudu dále zabývat.

Extenzivně udržované (tradiční) sady

Druhým typem jsou sady, v nichž není produkce ovoce na prvním místě a není tedy potřeba aplikovat zbytečně intenzivní managementové postupy. Mnoho sadů tohoto typu je dnes ve vlastnictví měst a obcí, pro které zastávají roli městské zeleně, nebo jsou v soukromém vlastnictví a obhospodařují je lidé, pro něž je sadařství z velké části pouze koníček nebo příležitost, jak obohatit svůj jídelníček o čerstvé ovoce, a nejsou tak tlačeni do používání intenzivnějšího managementu za účelem vyššího výnosu ovoce a potažmo zisku (Forejt & Syrbe, 2019). Jedním ze zvláštních typů sadů spadajících do této kategorie je takzvaný „luční sad“ (Orchard meadow), který je typický pro mírný klimatický pás Evropy (Herzog, 1998). Právě s tímto druhem se můžeme mezi extenzivně udržovanými sady v České republice setkat nejčastěji a většina sadů označených v této práci jako obnovené jsou sady tohoto typu. Tyto sady se vyznačují vysokými ovocnými stromy, často různých druhů a stáří. Dřeviny bývají rozmístěny do pravidelných formací s velkými rozestupy a celý prostor tak působí více otevřeně (Horák et al., 2013). To dává prostor pro vývin bylinného patra, které je zpravidla tvořeno travním porostem a nízkou vegetací sdružující se kolem jednotlivých kmenů (Forejt & Syrbe, 2019; Horák et al., 2013). Keřové patro je zpravidla ze samotné plochy sadu odstraňováno, aby nebyla narušena rekreační funkce a bylo možné provádět zavedený management. Na okrajích je ale často sad alespoň z části ohraničen křovinami (Kajtoch, 2017). Bylinné a keřové patro je důležité nejen jako zdroj potravy pro herbivorní druhy, ale také jako úkryt pro druhy hnízdící na zemi (Kajtoch, 2017). Prováděný management je mírnější než u produkčních sadů. Pesticidy a hnojiva jsou využívány jen zřídka nebo vůbec a samotný management se zpravidla skládá z péče o

dřeviny ve formě prořezávání a občasnou sečí bylinného patra, v ideálním případě prováděnou pastvou (Wiacek & Polak, 2008; Kajtoch, 2017). Staré a mrtvé dřeviny, které už nejsou schopny produkovat ovoce, jsou v sadech často alespoň částečně ponechávány. Tyto výše zmíněné charakteristiky značně zvyšují počet mikrohabitátů a podporují vysokou biodiverzitu stejně jako dutinotvorné procesy (Horák et al., 2013).

Sady starého ražení poskytují svému okolí mnoho ekosystémových služeb ať už kulturních (místo pro odpočinek, vzdělávací funkce, uchovávání genofondu lokálních odrůd), nebo regulačních (opylování, regulace klimatu, zmírnění dopadů záplav a eroze) (Forejt & Syrbe, 2019). Pro tyto své vlastnosti patří sady mezi vysoce ceněné části tradiční, kulturní krajiny, ale dnes můžou velmi dobře plnit funkci městské zeleně i v plně urbanizovaných oblastech (Tóth & Timpe, 2017).

Opuštěné sady

Posledním druhem jsou sady, které byly opuštěny a bez jakéhokoli managementu byly ponechány přirozené sukcesi. Vzhled každého sadu se samozřejmě odvíjí od konkrétního místa, na kterém se nachází, ale u opuštěných sadů to platí dvojnásob. Podle Kajtocha (2017) se tyto sady zpravidla vyznačují různověkými dřevinami často nejen ovocných druhů, bez žádných známek recentního prořezávání, dále pak přítomností mrtvého dřeva a silně vyvinutým a nijak neregulovaným bylinným a keřovým patrem. Během sběru dat pro tuto práci většina sadů označených jako zanedbané odpovídala tomuto popisu. Příměs neovocných dřevin a hustota nižších vegetačních pater se v nich silně odvíjela od lokálních podmínek a okolních biotopů a vzhled jednotlivých opuštěných sadů se vzájemně diametrálně lišil. O vlivu opuštění zemědělské půdy a potažmo i ovocných sadů na biodiverzitu se stále vedou spory a ačkoli studie zabývající se touto tematikou existují, není jich dostatek (De Paz et al., 2023; Pezzi et al., 2020). Této problematice se budu dále věnovat v kapitole Obnova sadů.

3.1.3. Extenzivně udržovaný sad jako hotspot biodiverzity

Díky spolupůsobení mnoha faktorů měnících a utvářejících tvář moderní krajiny se z míst, která měla před desítkami let běžné hodnoty biodiverzity díky zachování tradičního extenzivního managementu, dnes často staly vysoce ceněné ekosystémy (Halada et al., 2011). Příkladem takových ekosystémů jsou právě extenzivně udržované soukromé i veřejné zahrady, parky a v neposlední řadě právě ovocné sady (Daniels & Kirkpatrick, 2006). Studie (například Horák et al., 2013; Wiacek & Polak, 2008; Kajtoch, 2017) ukazují, že staré ovocné sady vykazují nadprůměrné hodnoty biodiverzity. Wiacek & Polak, (2008) uvádí, že faktorem, který se o vysokou biodiverzitu v sadech zaslouhuje nejvíce, je heterogenita mikrohabitátů. Typický starý sad může fungovat jako náhradní stanoviště (refugium) pro mnoho druhů flóry a fauny, jejichž přirozená stanoviště v důsledku změny krajinného rázu z přírody mizí (Herzog, 1998). Takový sad, jak jsem ho představil v předešlé kapitole, může zastávat roli náhradního habitatu hned za několik typů stanovišť (Horák et al., 2013). Bylinné patro

simuluje luční ekosystémy, rozvolněné výsadby starých stromů pak starší lesní porosty. Křovinné porosty, které se v těchto sadech nebo alespoň na jejich okrajích často vyskytují, zastupují roli ekotonálních stanovišť a křovinných ekosystémů, jejichž přítomnost je spojována s vyššími početnostmi ptáků ze všech potravních gild (Komlós et al., 2024; Morelli, 2013). Kromě toho se v sadu zpravidla vyskytuje mnoho mikrohabitatů spojených se starými nebo mrtvými dřevinami, jako jsou ulámané větve a ležící nebo stojící mrtvé kmeny. V minulosti byla heterogenita krajiny výrazně vyšší (Wright et al., 1993) a spousta druhů vázaných na rozmanitý biotop dnes vyhledává útočiště na náhradních stanovištích, jako jsou právě staré extenzivní ovocné sady (Askins, 2001; Ouin et al., 2004). Tato heterogenita působí na biodiverzitu i nepřímo. Komlós et al. (2024) například uvádí, že z bohatého bylinného patra nebenefitují pouze živočichové, kteří ho přímo obývají, ale například i ptáci hnízdící ve vyšších patrech ekosystému, pro které výrazně rozšiřuje potravní nabídku (Komlós et al., 2024). Horák et al. (2013) ve své práci o starých ovocných sadech zjistil, že biodiverzita ploch nacházejících se v blízkosti zahrad nebo sadů byla vyšší než u ostatních sledovaných ploch. Sad může fungovat jako hotspot biodiverzity a dotovat tak okolní stanoviště druhy, které by se na nich bez blízkosti útočiště v podobě sadu nemohly dnes již vyskytovat (Guariento et al., 2024). Horák et al. (2013) tento jev, kromě již výše zmíněné heterogenity habitatů, vysvětluje tím, že sady a zahrady jsou poměrně stabilní stanoviště, která dávají svým obyvatelům možnost adaptovat se na podmínky, které se později již příliš nemění. Z pohledu v jeho práci studovaných taxonů (ptáci, včely a vosy, brouci, motýli, šneci a rostliny) se sady a zahrady ukázaly být co do biodiverzity nejlepším druhem stanoviště. Kajotch (2017) ve své studii zkoumal složení a početnosti ptačích populací na území produkčních, extenzivně obhospodařovaných a opuštěných ovocných sadů v Polsku. Zjistil, že extenzivně obhospodařované a opuštěné sady mohou hostit významně více druhů než sady s intenzivním managementem. Opuštěné sady hostily nejvíce druhů ptáků hnízdících v dutinách, hmyzožravých ptáků a druhů vázaných na dlouhověká lesní stanoviště. Nejdůležitějšími faktory jsou podle autora diverzita pěstovaných dřevin a intenzita managementu, který se projevuje v zastoupení starých a mrtvých stromů, stejně jako v bohatosti bylinného a keřového patra. Extenzivně udržované sady nejvíce vyhledávali ptáci lesních společenstev, kteří tíhnou k synantropnímu stylu života, zatímco intenzivně obhospodařované sady obývali hlavně ptáci vázaní na lesní okraje a jiná ekotonální stanoviště, stejně jako druhy vázané na lesní porosty ve své rané fázi. Rozdíly v diverzitě ptactva opuštěných sadů a sadů s extenzivním managementem nebyly signifikantní, avšak byly zde rozdíly v zastoupení potravních a hnízdních gild. Podobné složení lokálních ptačích populací v opuštěných a extenzivně obhospodařovaných sadech podle autora naznačuje, že lidská činnost a přítomnost jako taková, nejsou signifikantními faktory, které by ovlivňovaly biodiverzitu stanoviště. Podle Kajtocha (2017) tedy není třeba sady zcela ponechávat přírodě. Se správně zvoleným managementem je možné, aby sad plnil svou produkční funkci, a přitom fungoval jako útočiště pro mnoho druhů fauny a flóry. V jiné, opět polské práci se Wiacek & Polak (2008) snažili charakterizovat ptačí společenstva obývajících ovocné sady během hnízdní sezóny a prozkoumat vlivy podoby sadu na jejich složení a

početnost. Velikost sadu neměla na složení ptačích společenstev signifikantní vliv. To naznačuje, že početnost těchto společenstev se spíše odvíjí od specifických podmínek sadu a jeho nabídky mikrohabitatů než od jeho velikosti. Staré sady byly druhově bohatší, ale v celkové početnosti ptáků nebyl mezi různými věkovými skupinami signifikantní rozdíl. Nejpočetnější byli ptáci stavějící si hnízda v korunách stromů, druhy hnízdící v dutinách tvořily pouze 5 % zaznamenaných jedinců. Autoři uvádějí, že tento fakt je zřejmě způsoben nedostatkem hnízdních dutin. Tento jev prezentují i jiné studie. Fuller (2000) například uvádí, že ptáci vázaní na stromové dutiny často na stanovištích, jako jsou lesní porosty v rané fázi nebo stromové plantáže, zcela chybí. To znovu poukazuje na důležitost zastoupení starých, případně mrtvých stromů vhodných pro hloubení dutin (Grüebler et al., 2013), které jsou typické právě pro extenzivně udržované a opuštěné sady (Horák et al., 2013; Dubois et al., 2009).

I přes tyto očividné výhody starých a opuštěných sadů, ze kterých benefituje široké okolí sadu, se počet tradičních sadů za několik posledních desítek let nezanedbatelně snížil (Forejt & Syrbe, 2019).

3.1.4. Úbytek tradičních sadů a současný stav v České republice

Trend snižování zastoupení tradičních agrolesnických systémů, mezi které ovocné sady bezesporu patří, je v posledních několika desítkách let patrný napříč celou Evropu (Forejt & Syrbe, 2019). Schonafinger (2023) například uvádí, že v oblasti jižního Tyrolska, kde prováděl svůj výzkum, během posledních 75 let ubylo 95 % tradičních lučních sadů a 69 % jejich dřívější rozlohy bylo nahrazeno intenzivními jablečnými plantážemi. V jiné studii z jižního Německa hlásí Plieninger (2012) mezi roky 1968 a 2008 ztrátu 37 % těchto biotopů. Jako hlavní hrozby pro tyto ekosystémy, a tudíž příčiny jejich úbytku, jsou nejčastěji označovány intenzifikace zemědělství (Plieninger et al., 2015) nebo naopak upouštění od managementu, případně opouštění sadů zcela (Demková & Lipský, 2015). Nejsou to ale jediné hrozby. Jako další významný faktor uvádí Miller & Hobbs (2007) stále se zvyšující míru urbanizace, kdy jsou podobné antropogenní biotopy rušeny za účelem poskytnutí prostoru pro stále se rozšiřující zástavbu, a to nejen ve městech, ale i kolem menších vesnic a sídel (Miller & Hobbs, 2007). V neposlední řadě je podle Baileyho et al. (2010) pro podobné ekosystémy s vysokými hodnotami biodiverzity velkým rizikem fragmentace krajiny. Ztráta habitatu je podle Wilcovea et al. (1986) velmi často odstartována právě fragmentací. Stabilní a fungující biotopy jsou rozdělovány na menší plochy, které jsou často ponechány jako pomyslné ostrovy mezi zástavbou nebo zemědělsky využívanou půdou a není zajištěno jejich vzájemné propojení. Tím vznikají malé izolované biotopy, které postupně zanikají (Wilcove et al., 1986). Fragmentace ovlivňuje rozložení a hustotu organismů snižováním velikostí stanovišť a zvyšováním vzdáleností mezi nimi. Dalším nepříznivým faktorem působícím v důsledku fragmentace je zvyšování počtu okrajů biotopu, tedy míst, kde biotop končí a není chráněn další vegetací (Andrén, 1992; Maina & Jackson, 2003). Zmenšení plochy

biotopu a vznik těchto ekotonů sebou přináší biotické (rozložení a hustota organismů) i abiotické (změna intenzity větru a slunečního svitu, výraznější výkyvy teploty a vlhkosti) změny, které biotop destabilizují (Saunders et al., 1991; Murica, 1995). Z těchto okrajů mohou benefitovat hlavně generalistické druhy, mezi které se často řadí invazní organismy, zatímco specialisté v důsledku zvyšování počtu okrajů většinou trpí (Holway, 2005). Ekotony jsou také spojovány se zvýšeným výskytem predátorů a parazitů (Hannon & Cotterill, 1998; Manolis et al., 2002). Deng & Gao (2005) zkoumali ve své práci vliv okrajů biotopu na úspěšnost hnízdění ptáků v dutinách v lesích severovýchodní Číny. Zjistili, že úspěšnost hnízdění ptáků hnízdících blízko okraje biotopu je nižší než u ptáků hnízdících hlouběji ve vegetaci. Hlavní příčinou tohoto jevu byla podle autorů kompetice o hnízdičké dutiny s ostatními ptáky. U primárních dutinových hnízdičů, tedy ptáků schopných si dutiny hloubit, byla úspěšnost hnízdění významně vyšší než u sekundárních hnízdičů, kteří se musí spoléhat na přirozeně vzniklé nebo staré dutiny. Exkavátoři se obecně vyznačují větší velikostí těla, která jim často zajistí vítězství v konkurenčním boji nad menšími sekundárními hnízdiči, kteří se pak musí uchýlovat do méně kvalitních nebo níže položených dutin. Díky tomu se pak oni samotní a jejich mláďata stávají snadněji kořistí pro výše zmíněné predátory a parazity (Sonerud, 1985; Li & Martin, 1991). Fragmentace krajiny a okrajový efekt je velmi komplexní téma a jeho konkrétní efekt významně závisí na lokálních podmínkách a společenstvech. Bailey et al. (2010) ve své práci uvádí několik případů, kdy může mít fragmentace na biotop pozitivní vliv. Početnost párů některých druhů silně teritoriálních ptáků (například v Baileyho studii Pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*)) je limitována vzdáleností od dalšího zpívajícího samce. Více menších, od sebe vzdálených stanovišť může tak celkově pojmout více hnízdních párů než stanoviště velké. Dalším efektem fragmentace, který může mít podle Baileyho et al., (2010) relativně pozitivní efekt, je rozptýlení predátorů do více menších vzájemně izolovaných oblastí, čímž se sníží predatorní tlak a početnosti druhů, které slouží jako kořist, mohou stoupat. Ani to však není jasně pozitivní výsledek. Predátoři zařizují v ekosystému přirozenou regulaci a odstraňují škůdce (Kruess & Tschardtke, 1994). Snížením jejich počtu se může tato regulace narušit a ekosystém se může destabilizovat. Obecně ale lze říct, že rozmanitost a početnost druhů s fragmentací klesá. Tento efekt má větší vliv na predátory než na herbivorní živočichy (Bailey et al., 2010; Deng & Gao, 2005).

Pokusů zjistit zastoupení extenzivně udržovaných agrolesnických ekosystémů v Evropě bylo v posledních několika desítkách let hned několik. Studii, která byla podle Forejta & Styrbeho (2019) dlouho považována za směrodatnou, vypracoval v roce 1998 Herzog. V rámci své práce rozeslal Herzog (1998) statistickým úřadům z 32 evropských zemí dotazníky týkající se zastoupení tradičních sadů na území příslušných států. Výsledky nebyly zcela kompletní. Některé státy nechťely informaci poskytnout, jiné ji ani poskytnout nemohly, protože v jejich evidenci byly zaznamenané pouze produkční sady s intenzivním managementem. Ostatní státy však prosbě vyhověly. V roce 1995 pokrývaly tradiční ovocné sady v České republice podle Herzoga (1998) 9,277 ha, tedy 0,26 % plochy státu. Z našich sousedních států pak

Rakousko uvádí podobnou hodnotu (8,654 ha, 0,25 %, 1993), zatímco Německo (225–500 ha, 1,3–2,9 %, 1995/97) a Polsko (198,770 ha, 1,1 %, 1996) uvádí hodnoty vyšší. Severské státy uvádí, podle autora hlavně vlivem klimatických podmínek, téměř nulové hodnoty. Největší zastoupení z dotazovaných států měly Španělsko (35,627 ha, 5,4 %, 1998) a Švýcarsko (41,912 ha, 3,9 %, 1979/85). Údaje z jednotlivých států se ovšem týkají různých let a nedají se kvůli rozdílným environmentálním a socioekonomickým podmínkám přímo porovnávat. Navíc není jisté, zda se poskytnuté hodnoty týkají pouze ovocných sadů, nebo i jiných typů nelesní vegetace. Den Herder et al. (2017) však v soudobější studii uvádí, že v Německu v roce 2017 představovaly tyto plochy pouze 0,1 % a v České republice pouze 0,09 %. Je otázkou, nakolik se výsledky tak zásadně liší z důvodu dalších ztrát těchto ploch, a nakolik nepřesností získaných dat. O přesnosti dat z předešlých studií pochybují i Forejt & Syrbe (2019), kteří se ve své práci pokusili uvést věci na pravou míru. Pomocí systému identifikace pozemků (LPIS) a databáze LUCAS (Land use and land cover survey) určili, že v roce 2019 pokrývaly tradiční ovocné sady něco mezi 0,5 a 0,7 % celkové plochy České republiky. Přestože autoři poukazují na zásadně rozdílné výsledky při použití odlišných metod, hodnoty, ke kterým se dobrali, se v současné době zdají být nej přesnější. Forejt & Syrbe (2019) dále uvádějí, že tradiční sady jsou nejpočetnější v jihovýchodní, východní a severní části České republiky. Jako hotspots pak označili Bílé Karpaty, Ždánický les, Český ráj a České středohoří. Ve světle této studie se Česká republika společně se Slovenskou republikou, která vykazuje obdobné hodnoty, drží na prvních místech, co se týče zastoupení sadů na území států střední Evropy. Nejnížší hodnoty vykazovalo Maďarsko (0,19 %) a Polsko (0,2 %). Průměr mezi státy střední Evropy se pohyboval kolem 0,5 %.

Pokud budeme brát výsledky Forejtovy & Styrbeho (2019) práce za směrodatné, snížila se celková plocha sadů na území Čech od poloviny 19. století „pouze“ o 15 %.

3.1.5. Obnova opuštěných sadů

Obnova prostředí je často užívaný termín označující revitalizaci ekosystému za účelem poskytnutí habitatu buď konkrétnímu druhu, který je cílem ochrany, nebo celému společenstvu organismů, které v dané oblasti žijí. Vytváření nových nebo obnova zaniklých habitatů je obzvláště důležité na místech, kde došlo k výraznému úbytku habitatů například vlivem fragmentace, jako jsou velká města a jejich okolí (Di Giulio et al., 2009). Obnova bývalých zemědělských nebo lesních ploch, které jsou již dnes začleněny uvnitř města, poskytuje velkou příležitost, jak vytvořit příjemné prostředí s vegetací, neboť tvorba prostředí nového je velmi náročná (Miller & Hobbs, 2007). Efektivní ekologická obnova habitatů hraje v dnešní době významnou roli jako protiváha negativních vlivů fragmentace krajiny, zintenzivňování zemědělských praktik a mnoha dalších nepříznivých faktorů, které snižují biodiverzitu a funkčnost ekosystémů (Suding et al., 2015). Atkinson et al., (2022) vypracoval metaanalýzu studií zabývajících se obnovou terestrických ekosystémů v různých částech planety a snažil se odpovědět na následující otázky: a) *Jaký má obnova vliv na variabilitu*

biodiverzity a průměrnou biodiverzitu vzhledem k neobnověným a kontrolním (přírozená stanoviště) plochám? b) Zvyšuje se biodiverzita s časem, který uběhl od provedení obnovy? c) Snižuje se biodiverzita se zvětšením obnovované plochy? d) Jaký vliv má předchozí využívání půdy na obnovované lokality? Výsledky ukázaly, že obnovené plochy měly o 20 % vyšší průměrnou biodiverzitu a o 14 % nižší variaci biodiverzity než plochy neobnovené. Kontrolní plochy ale vykazovaly vzhledem k obnoveným plochám o 13 % vyšší biodiverzitu a o 20 % nižší variaci. Vliv obnovy na průměrnou biodiverzitu vzhledem k neobnověným plochám se zvyšoval asi o 0,6 % za rok. Vzhledem ke kontrolním plochám neměl čas od uplynutí obnovy signifikantní vliv ani na variaci ani na průměr biodiverzity. Škála obnovy neměla vzhledem k neobnověným ani kontrolním plochám signifikantní vliv na měřené veličiny. Obnova polopřirozených habitatů přinášela vzhledem k neobnověným plochám větší zvýšení biodiverzity než obnova ploch využívaných dříve jiným způsobem a zároveň vykazovala nejnižší variaci vzhledem ke kontrolním plochám. Tyto výsledky podle Atkinsona et al. (2022) ukazují, že ačkoli jsou na tom obnovené habitaty co se biodiverzity týče lépe než plochy neobnovené, za přírodními stanovišti stále zaostávají. Obnova tedy zpravidla zlepšuje stav stanoviště, ale jen zřídka kdy se podaří dovést ji do stavu, kdy by mohla konkurovat přírodnímu stanovišti. Největší šanci přiblížit se stavu přírodního stanoviště mají pak obnovené polopřirozené habitaty (Atkinson et al., 2022). Mezi takovéto habitaty patří ovocné sady, kterými se tato práce zabývá. Rada et al. (2022) zkoumal biodiverzitu v sadech na území Prahy. Sledoval 15 opuštěných sadů a 15 sadů, v nichž byl obnoven management. Chtěl zjistit, jaké faktory ovlivňují biodiverzitu, a jaký efekt má prováděný management. Jako studované taxony si vybral lišejníky jako zástupce přisedlého druhu bez možnosti disperze, rovnokřídlý hmyz a motýly jako druhy se střední schopností disperze, a nakonec ptáky jako organismy s nejvyšší úrovní disperze. Chtěl totiž ověřit teorii, že nedisperzní druhy budou mít na změny vnitřní struktury sadu silnou odezvu, zatímco organismy s vyšší schopností disperze budou ovlivněny spíš kontextem okolní krajiny. Zjistil, že ze studovaných taxonů management ovlivňuje druhovou bohatost a složení společenstev hlavně u rovnokřídlých a motýlů. Lišejníky a ptáci na rozdíly ve vnitřní struktuře sadů nereagovali. Na složení okolní krajiny však reagovaly téměř všechny studované taxony. Složení motýlích společenstev byla výrazně ovlivněna přítomností dalších sadů v okolí. Druhová bohatost rovnokřídlých byla negativně ovlivněna přítomností zastavěných ploch. Ptačí populace byly negativně ovlivněny přítomností luk a pastvin. To autor vysvětluje tím, že většina zaznamenaných ptačích druhů byli lesní specialisté nebo druhy obývající urbanizované oblasti, pro které je přítomnost dřevin zásadní (Sandström et al., 2006). Celkově Radovy et al. (2022) výsledky ukazují, že obnova ovocných sadů může fungovat jako nástroj pro zvýšení úrovně městské biodiverzity. Dále pak upozorňuje na efekt, který mají na biodiverzitu stanoviště okolní biotopy. Největší negativní efekt zaznamenal u zastavěných ploch v oblasti sadu, a proto doporučuje přistoupit k obnově hlavně v příměstských oblastech, kde bývá podíl zastavěné plochy menší než v centrech větších měst. Zároveň doporučuje zaměřit se hlavně na obnovu sadů v krajině, ve které dominují lesní porosty, neboť zde může obnovený sad výrazně zvýšit heterogenitu prostředí a

zvýšit tak potencionální biodiverzitu, a to zejména organismů s vysokou schopností disperze (Rada et al., 2022). V dřívější studii studoval Horák et al. (2018) vliv obnovy velkého pražského sadu na složení tamních společenstev. Výsledky ukázaly, že obnova ovlivnila pozitivně společenstva lišejníků, motýlů, brouků a rovnokřídlého hmyzu, zatímco ptačí společenstva ovlivnila negativně. Tři z pěti ohrožených druhů, které obývaly sad, nebyly již po obnově v sadu nalezeny. Na druhou stranu bylo v obnoveném sadu objeveno pět nových, dříve se nevyskytujících ohrožených druhů. Obnova habitatu tedy může přinést užitek a posílit lokální biodiverzitu (Atkinson et al., 2022; Rada et al., 2022; Horák et al., 2018). Před zahájením obnovy je však potřeba provést podrobný průzkum biotopu určeného k obnově a jasně určit, jakých cílů chceme obnovou dosáhnout a jakým způsobem bude nejlépe proveditelná. Někdy se může stát, že se při obnově snažíme za každou cenu vrátit místu jeho historickou podobu, ale nebereme v potaz, že stanoviště již proběhlo změnou a na jeho podmínky se již mohly adaptovat druhy, které se v obnoveném prostředí nebudou moci vyskytovat (Egan & Howell, 2001). Typickým příkladem jsou takzvaní apofyté, tedy druhy závislé na člověkem pozmeněném nebo poškozeném prostředí, kteří mohou obnovou poškozeného habitatu přijít o své místo k životu. Během procesu obnovy je tedy důležité zachovat všechny zdroje, které využívá populace organismů žijící na obnovovaném stanovišti. V kontextu starých ovocných sadů jsou to například mrtvé, ale stále stojící stromy, které slouží jako úkryt nebo jako zdroj potravy (Miller & Hobbs, 2007). Elmqvist et al. (2015) upozorňuje, že je třeba zvážit, jestli už nebyl habitat pozmeněn natolik, že obnova původního stavu je prakticky nemožná. Miller & Hobbs (2007) ve své práci došli k závěru, že pro obnovu habitatu není možné stanovit pevné podmínky a pravidla kvůli velkým odlišnostem v jednotlivých habitatech a podmínkách v jejich bezprostředním okolí. Vždy je tedy potřeba obnovu habitatu dobře rozmyslet, provést potřebné monitoringy a zavedené postupy přizpůsobit lokálním podmínkám obnovovaného stanoviště.

3.2.Dutiny

3.2.1. Hnízdění v dutinách.

Za hnízda se označují struktury budované živočichy za účelem ochrany vajec, mláďat, zdrojů i dospělých jedinců (Deeming & Reynolds, 2015). Ptáci jsou třídou obratlovců, pro které je stavba hnízda obzvláště typická, a v kontextu stromových dutin jsou ptáci jejich nejčastějšími obyvateli z podkmene obratlovců. Množství a dostupnost mikrohabitatů vhodných k hnízdění je jedním z hlavních faktorů, které utváří podobu přirozených společenstev. Typickým příkladem takového mikrohabitatu jsou stromové dutiny (Maziarz et al., 2017). Dostupnost těchto dutin ovlivňuje velikost populace, fitness jedinců a míru vnitrodruhové i mezidruhové kompetice. Nejpatrnější je význam dutin v lesních nebo lesu blízkých ekosystémech, kde jsou dutiny využívány širokým spektrem živočichů, a jejich dostupnost je tak jedním ze základních předpokladů pro zachování biodiverzity těchto stanovišť (Gibbons & Lindenmayer, 2002). Van der Hoek et al. (2017) ve své práci uvádí, že stromové dutiny využívá

alespoň 2 000 druhů ptáků (asi 18 % všech druhů) a velké množství dalších živočichů z jiných taxonomických skupin. Ptáci, kteří hnízdí v dutinách, si dutinu, ve které zahnízdí, pečlivě a často dlouho vybírají a posléze upravují, aby odpovídala jejich požadavkům. Zahnízdění v dutině s dobrými podmínkami je základní předpoklad pro úspěšné hnízdění a výchovu potomstva (Heenan, 2013). Obecně lze říci, že ptáci preferují dutiny s výše položeným, malým vletovým otvorem, který jim zajistí potřebnou ochranu před hnízdními predátory a parazity, a ideálně velkým (odvívá se od velikosti konkrétního druhu) objemem samotné dutiny, který poskytuje dostatečný prostor pro úkryt a odchov mláďat (Nilsson 1984; Wiebe & Swift, 2001; Gibbons et al., 2002; Wesołowski, 2017). Velkou výhodu mají ptáci, kteří si dokážou dutinu sami vyhloubit, (primary cavity nesters, tvůrci dutin) a nemusí se tak spoléhat na dostupnost již existujících dutin. Například většina datlovitých ptáků (*Picidae*) si každý rok zpravidla buduje novou hnízdní dutinu a do již existujících se uchyluje pouze ve výjimečných případech (Aitken et al., 2002; Saab et al., 2004; Blanc & Martin, 2012). Ptáci, kteří nejsou hloubení schopni, pak musí svádět s ostatními obyvateli stanoviště konkurenční boj o zabránění těch nejvhodnějších dutin. Při nedostatku dutin na stanovišti se pak musí konkurenčně méně schopní jedinci spokojit s méně vhodnou dutinou, což zvyšuje riziko hnízdní predace, snižuje fitness a životní úroveň jedince, stejně jako snižuje pravděpodobnost úspěšného zahnízdění a vyvedení mláďat (Aitken & Martin, 2008, 2012).

3.2.2. Tvůrci dutin a sekundární dutinová hnízdiči

Ptáky hnízdící ve stromových dutinách můžeme podle Ebertharda (2002) rozdělit na dvě základní skupiny. První si jsou schopni vlastní aktivitou hloubit dutiny do kmenů stromů; v rámci této práce je budeme nazývat tvůrci dutin (v literatuře „excavators“, „primary cavity nesters“), zatímco zástupci druhé skupiny, sekundární dutinová hnízdiči, k tomu nejsou morfologicky uzpůsobeni a při výběru místa na zahnízdění si tak musí vybírat z nabídky volných, přirozeně vzniklých nebo jinými ptáky vytesaných a opuštěných dutin (Eberthard, 2002). Kromě samotného hloubení mohou tvůrci přispívat k zvyšování nabídky dutin i jinak. Jusino et al. (2016) ve své práci uvádí, že tvůrci dutin mohou hrát důležitou roli při šíření houbových organismů, které napadají a potažmo změkčují dřevní hmotu a přispívají tak ke tvorbě přirozených vyhnídlých dutin. Tvůrci dutin tak hrají ve svém prostředí důležitou roli ekosystémových inženýrů a svou aktivitou poskytují svému okolí nabídku různě starých a prostorných dutin, které jsou využívány sekundárními dutinovými hnízdiči (Robles a Martin, 2013). Jejich důležitost obzvláště vyniká v místech, kde panuje obecný nedostatek dutin, stejně jako v chladných a suchých oblastech, kde rozkladné procesy nutné ke vzniku přirozených dutin probíhají jen omezeně nebo velmi pomalu (Löhmus et al., 2005).

Van der Hoek et al. (2020) se ve své práci snažil zjistit, zda existují globálně aplikovatelný vztah mezi tvůrci dutin a druhovou bohatostí sekundárních dutinových hnízdičů, stejně jako ostatních, mimo dutiny hnízdících lesních ptáků. Autoři (van der

Hoek et al., 2020) využili publikované distribuční mapy ptáků hnízdících v dutinách a ostatních lesních ptáků a určili odhady druhové bohatosti ve čtvercích s hranou 10 kilometrů. Sledované ptačí druhy rozdělili na a) tvůrce dutin, b) sekundární dutinové hnízdiče, c) lesní specialisty hnízdící mimo dutiny a d) lesní generalisty hnízdící mimo dutiny. Zjistili, že ve všech regionech kromě australsko-asijského, kde nebyl prokázán vztah mezi tvůrci a sekundárními dutinovými hnízdiči, je patrná pozitivní korelace mezi bohatostí tvůrců dutin a všech ostatních skupin. Síla a charakteristika vztahů se však mezi jednotlivými regiony lišila. Pozitivní působení tvůrců dutin bylo nejsilnější v tropických a subtropických oblastech, zatímco v mírném a chladnějším klimatu síla vztahu klesala. I přes rozdíly v síle vztahu mezi jednotlivými zoogeografickými oblastmi se dá říct, že bohatá společenstva tvůrců dutin silně korelují s bohatostí ostatních ptačích společenstev lesa (van der Hoek et al., 2020). To je jednak dáno jejich facilitací v podobě tvorby dutin, a jednak jejich vysokými nároky na kvalitu stanoviště. Mnoho druhů tvůrců dutin je totiž považováno za stanovištní specialisty a mají často velmi specifické nároky na prostředí, které mohou obývat.

Tyto požadavky většinou splňují pouze lesy s vysokou úrovní přírodnosti a s minimem člověkem způsobených disturbancí, jako například těžba dřeva (van der Hoek et al., 2020). Jedním z nejdůležitějších požadavků je výskyt dřevin vhodných k tvorbě dutin, jejichž nedostatek může být pro populace tvůrců dutin limitujícím faktorem (Schepps et al., 1999; Ojeda et al., 2007). Tvůrce dutin si velmi často vybírají velké, starší stromy, které pak využívají k hnízdění, výchově mláďat nebo k získávání potravy. Přítomnost, počet ale i rozmanitost těchto vhodných stromů je tak naprosto zásadní pro výskyt tvůrců dutin v dané oblasti (Roberge et al., 2008). V důsledku toho jsou tvůrce dutin velmi citliví na změnu kvality habitatu a konkrétních lesních prvků a jsou tak poměrně dobrým bioindikátorem přírodnosti stanoviště (McLaren et al., 1998). Kilgo & Vukovich (2014) zkoumali, do jaké míry je populace modelového severoamerického druhu datla – Datel červenohlavý (*Melanerpes erythrocephalus*) – limitována dostupností pařezů a soušek, a jak bude tato populace reagovat na jejich výrazný nárůst. Ve svém experimentu sledovali populace datla na 4 různých typech ploch, které měly odstupňované zastoupení mrtvého dřeva (žádné až desetinásobek normálu). Následně tyto plochy monitorovali po dobu 8 let. Autoři uvádí, že až po dvou letech od provedených zásahů se dala většina poškozených dřevin považovat za mrtvé a dopad zásahu se tak nemohl projevit hned. Největší změny v hustotě populací zaznamenali autoři u ploch s desetinásobnou hustotou mrtvého dřeva (výrazně početnější populace) a u ploch s odstraněným mrtvým dřevem (výrazný pokles populace), což podle autorů poukazuje na limitaci společenstev tvůrců dutin dostupností mrtvého dřeva (Kilgo & Vukovich, 2014).

Závěrem lze tedy říct, že tvůrce dutin jsou velmi významnou skupinou ptáků, jejichž vysoká četnost na stanovišti indikuje jeho vysoké kvality a jejich aktivita pozitivně ovlivňuje populace ostatních ptačích lesních společenstev, stejně jako jiných živočichů využívajících ke svému životu stromové dutiny. Jedním ze základních předpokladů pro vysoké četnosti tvůrců dutin na stanovišti je dobrá nabídka dřevin vhodných pro hloubení dutiny. Tuto nabídku tvoří z velké části mrtvé nebo poškozené stromy a jejich

zachování v porostech je tedy pro výskyt tvůrců dutin a potažmo dobrého fungování místních ptačích společenstev zcela klíčová.

3.2.3. Mikroklima dutin a jejich alternativ

Jednou z nejdůležitějších funkcí dutiny je ochrana před predací a před nepříznivými abiotickými vlivy. Izolační vlastnosti materiálu, ve kterém je dutina vytesána, vytváří uvnitř dutiny specifické mikroklima, které je pro její obyvatele zcela zásadní (Maziarz et al., 2017). Vnitřní mikroklimatické podmínky dutiny, jako teplota nebo vlhkost vzduchu se mohou výrazně lišit v závislosti na podobě dutiny a okolních podmínkách. Stejně tak se liší i požadavky, které na mikroklima dutiny mají její konkrétní obyvatelé. V lesních porostech málo pozměněných člověkem se většinou nachází velké množství různě vypadajících dutin, které nabízejí rozmanitou škálu mikroklimatických podmínek (Weselowski & Martin, 2017). Mikroklima je tak jedním z faktorů, které musí sekundární dutinový hnízdič při výběru dutiny zvážit (Maziarz et al., 2017). Vhodné mikroklima přináší svým obyvatelům mnoho výhod. Určuje například kolik energie musí dospělci vynaložit na zahřívání dutiny a inkubujících vajec (Hasel, 2000), nebo na jak dlouho může dospělec vyrazit za potravou bez významného poklesu teploty (Martin & Ghalambor, 1999). Pro vyvedení a výchovu mláďat je pak správná teplota naprosto nezbytná. Teplota ovlivňuje vývin vajec (Webb, 1987), rychlost růstu mláďat (Quinney et al., 1986), nebo energetickou spotřebu mláďat i dospělců (Webb & King, 1983). Obzvláště velkou roli hraje tepelná izolace u hnízdění altriciálních (krmivých) druhů ptáků, jejichž mláďata nejsou v útlém věku schopna termoregulace a je tedy nutné zahřívát i po vylíhnutí (Hasel, 2000). I u savců z řádů hlodavců a letounů, kteří dutiny k hnízdění často využívají, přináší optimální teplota při výchově mláďat výhody. Vyšší teplota může mít u savců pozitivní vliv na vývoj plodu (Racey, 1973), produkci mateřského mléka, nebo růstu mláďat (Zahn, 1999).

Kromě samotných izolačních vlastností dřeva, může k ideálnímu mikroklimatu přispět i vystlání vnitřku dutiny, různým, většinou přírodním materiálem. Postupy úpravy hnízdní dutiny se liší mezi jednotlivými druhy, a dokonce mezi jedinci stejného druhu v závislosti na stavu dutiny a okolních podmínkách (Grüebler et al., 2013). Alvaréz et al. (2013) ve své práci porovnával hnízda sýkory koňadry (*Parus major*) vycpaná různým materiálem. Ukázalo se, že hnízdní páry, které ve vystýlce používali vyšší zastoupení mechu, měly průměrně větší snůšky a větší pravděpodobnost úspěšného vyvedení potomstva, než páry jejichž vystýlka se skládala převážně z větviček a peří.

Ptačí budky, jako náhradní hnízdní stanoviště pro ptáky běžně hnízdící ve stromových dutinách, nejsou žádnou novinkou. Ačkoli bylo provedeno několik experimentů (Goldingay & Stevens, 2009; Lindenmayer et al., 2009), při kterých se podařilo zvýšit početnosti některých konkrétních ptačích druhů umístěním ptačích budek, jako náhradních hnízdních stanovišť, stále není jisté, zda se uměle vytvořené ptačí budky dají považovat za rovnocennou alternativu stromových dutin (Maziarz et al., 2017). Jedním ze základních rozdílů mezi těmito přirozenými a umělými

mikrohabitaty je právě mikroklima. Tyto rozdíly stromových dutin a umělých ptačích budek mohou ovlivňovat míru jejich využívání (Goldingay & Stevens, 2009). Několik studií zabývajících se mikroklimatem dutin uvádí, že umělé ptačí budky mají často sušší mikroklima a hůře izolují od venkovní teploty (Grüebler et al., 2014). Zároveň platí, že umělé budky bývají uniformnější a je zdokumentováno, že různé typy budek poskytují vesměs stejné mikroklima (Ellis, 2016). Díky tomu pak ptáci nemají možnost vybrat si dutinu s optimálními teplotními a vlhkostními podmínkami, což je obzvláště důležité u sekundárních hnízdičů, kteří si nejsou schopni ideální dutinu vyhloubit ani upravit a jsou tak zcela odkázáni na dostupnou nabídku (Maziarz et al., 2017). Maziarz et al. (2017) ve své práci zkoumala mikroklima stromových dutin a umělých ptačích budek. Zjistila, že stěny dutin dokážou vyvažovat venkovní teplotu, která je pak v průběhu dne uvnitř dutiny stabilnější než vně. Míra této schopnosti se pak odvíjí od tloušťky stěny dutiny (a potažmo šířky kmene ve kterém je vyhloubena) a velikostí vletového otvoru. Stejný princip platí podle autorů i o vlhkosti vzduchu uvnitř dutiny. Průměrná teplota v budkách dosahovala vyšších hodnot, avšak mnohem více se měnila v závislosti na vnější teplotě. Co se vlhkosti týče, mikroklima v budkách bylo oproti dutinám výrazně sušší. Je tedy patrné, že mezi stromovými dutinami a umělými budkami je co do vnitřního mikroklimatu poměrně zásadní rozdíl. Autoři (Maziarz et al., 2017) doporučují využívat rozmísťování budek jako náhradu za stromové dutiny jen ve výjimečných případech, a to pouze jako doplněk přirozené nabídky dutin.

3.2.4. Vznik a výskyt dutin

Stromové dutiny můžeme rozdělit do dvou kategorií podle způsobu vzniku (Grüebler et al., 2013). Dutiny patřící do první skupiny jsou vyhloubeny ptáky, tvůrci dutin, zatímco dutiny z druhé skupiny vznikly přirozeně, působením dřevorozkladných procesů (Bunnell et al., 1999). Tyto procesy jsou zpravidla akcelerovány napadením stromu dřevokaznou houbou (Grüebler et al., 2013). Aby bylo napadení úspěšné, musí houbové organismy proniknout přes vnější ochranné vrstvy stromu a dostat se až ke dřeni, což je bez působení dalších faktorů poměrně obtížné (Dujesiefken & Stobbe, 2002). Proto k napadení, a potažmo vzniku dutiny, dochází nejčastěji při poranění stromu, které odkrývá citlivější, méně chráněné části stromu (Grüebler et al., 2013). V závislosti na charakteru zranění, kterým se houbový organismus začal šířit hlouběji do stromu může mít vyhnílá dutina mnoho rozličných podob. Weselovski (2007) kategorizuje dutiny do 4 různých skupin podle jejich podoby: A) dutiny vzniklé na místě po odlomení větve od hlavního kmene, B) „komínové“ dutiny na boční větvi s vletovým otvorem orientovaným směrem vzhůru, C) podélné praskliny v hlavním kmeni a D) ostatní otvory v hlavním kmeni. Naprostá většina dutin zmonitorovaných v této práci spadala do kategorie A a na tuto klasifikaci tak nebyl brán ohled.

Weselovski & Martin (2017) uvádějí jako nejčastější příčiny nastartování dutinotvorného procesu tyto činitele: sníh, mraz, oheň, zásah bleskem, působení hmyzu, zranění vzniklá v důsledku vyhledávání potravy ptáky a odlomení větví.

Broughton et al. (2022) ve své práci uvádí, že nezanedbatelnou roli při iniciaci tvorby přirozených dutin mohou mít i velcí býložravci. Odlupováním pruhů kůry z kmenů stromů vznikají poškození, které podle autorů mohou vést ke vzniku specifických „štěrbinových“ dutin. Ty se vyznačují úzkým a dlouhým vletovým otvorem a zvyšují heterogenitu nabídky stromových dutin na stanovišti. Tato zranění vnikají nejčastěji na mladých stromech v důsledku okusu v zimních měsících, nebo na stromech starších v důsledku snahy o shození parohů (Broughton et al., 2022). I když se houbovému organismu podaří nalézt zranění stromu vhodné k nastartování dutinotvorného procesu, není stále vznik dutiny jistý a je ovlivňován mnoha dalšími faktory. Jedním z nejdůležitějších je klima (Shigo, 1984). Je obecně známým faktem, že houbovým organismům prospívá teplo a vlhko. Z globálního hlediska je tedy větší výskyt přirozených dutin v oblastech s teplejším a vlhčím klimatem, kde dřevo rozkladné procesy probíhají rychleji (Remm & Löhmus, 2011).

Dalším důležitým faktorem je obranná reakce stromu. Strom často reaguje na zranění vypouštěním mízy nebo vytvořením svalců, ochranných zduření vytvářející se kolem rány na těle rostliny (Shigo, 1984). Tyto obrané procesy stromu mohou utvářet charakter dutiny a jejího vletového otvoru při jejím vzniku, stejně jako měnit jejich podobu dlouho po jejich zformování. Pokud je zranění stromu menšího charakteru, může se rána zahojit dřív, než dojde k nastartování dřevorozkladných procesů (Dujesiefken & Stobbe, 2002). V závislosti na úspěšnosti obrané reakce stromu, se tak dutina a její vletový otvor může buď postupem času rozšiřovat, nebo naopak zmenšovat působením hojícího se stromu. I jinak velmi kvalitní dutina, se tak může postupem času stát pro hnízdění nevhodnou a její vletový otvor může zcela zarůst (Wesołowski, 2012).

V neposlední řadě hraje při tvorbě dutin roli management stanoviště. Vznik přirozených dutin je, jak je vysvětleno výše, spojen s napadením stromu dřevokaznou houbou a do jisté míry závislý na poranění stromu, což jsou jevy, které jsou obzvláště v produkčních porostech vnímány negativně. Viditelné vážné zranění, nebo nakažení dřevokaznou houbou, které může snížit produkční hodnotu dřeviny vede často k jejímu úplnému odstranění. Edworthy & Martin (2013) ve své studii porovnávaly rozdíly v nabídce dutin v čase, mezi porosty, kde probíhá těžba a porosty netěženými. Dle očekávání se ukázalo, že úbytky dutin na stanovištích, kde probíhala těžba, byly významně vyšší než na stanovištích netěžených. Autorky dále uvádí, že i když je významnost stromových dutin celkem dobře známým faktem a mnoho provozovatelů managementu na stromy s dutinami berou ohled, ne vždy dosáhnou kýženého výsledku. Velkou roli hraje strukturní uspořádání nevytěžených dřevin (Edworthy & Martin, 2013). Stanoviště, kde byli stromy s dutinami ponechávány soliterně, vykazovali oproti netěženým plochám úbytek dutin o 45 %, zatímco stanoviště, kde byly stromy ponechány ve skupinkách vykazovali pouze 27 % úbytek. To si autoři vysvětlují větší náchylností soliterních dřevin k vyvrácení větrem a dalším disturbancím (Edworthy & Martin, 2013).

Remm & Löhmus (2011) ve své studii zkoumali hustotu a rozložení dutin v lesních ekosystémech a jejich závislost na průměrné teplotě a vlhkosti. Hustota dutin byla v neudržovaných lesích výrazně vyšší než v lesích se stálým managementem, a v dominantně listnatých lesích vyšší než ve smíšených lesích. Důležitější, než průměrná teplota byla pak hodnota průměrných srážek, což autor vysvětluje limitací růstu dřevokazných hub vlhkostí. Tato limitace není tak podstatná při napadení ještě živého stromu, ale až později pro klíčení houbových spor v ráně (Boddy, 2001; Donnelly et al., 1990).

Grüebler et al. (2013) se ve své práci zabýval výskytem stromových dutin v evropských ovocných sadech. Mimo jiné zkoumal, jaké charakteristiky stromu ovlivňují výskyt přirozených a vyhloubených dutin. Oba typy dutin byly početnější ve stromech s relativně vyšším DBH, nižší vitalitou a větším množstvím odstraněných větví z koruny. Strom, který obsahoval alespoň jednu dutinu, měl pak podle Grüeblera et al. (2013) vyšší pravděpodobnost výskytu dutiny další. To je dáno větší náchylností stromu k napadení dřevokaznou houbou nebo již přítomnou infekcí. Samotná přítomnost houbových organismů je pak podle autora (Grüebler et al., 2013) nejdůležitějším faktorem pro vznik dutin. Napadení houbovým organismem totiž nejen zvyšuje pravděpodobnost vzniku přirozené dutiny, ale působením rozkladných procesů může změkčovat dřevo, čímž se dřevina může stát atraktivnější pro tvůrce dutin. Ptáci z čeledi datlovitých (Picidae), jakožto ve většině světa nevykonnější tvůrci dutin z řad obratlovců (Aitken & Martin, 2007; Wesolowski, 2007), obecně preferují stromy s měkkým dřevem (Remm et al., 2006; Schepps et al., 1999). Jabloně (*Malus*) často obsahují dutiny už při nižších hodnotách DBH, než je běžné, a proto jsou významné zvláště v sadech s velkým podílem mladých stromů. Nové sady a výsadby by tak měly podle Grüeblera et al. (2013) obsahovat nemalé procento jabloní, ve kterých se dutiny začnou tvořit nejdříve a zajistí tak životní podmínky spoustě druhů závislých na dutinách (Grüebler et al., 2013). Metaanalýza shrnující práce zabývající se stromovými dutinami (Gutzat & Dormann, 2018) potvrdila jako nejdůležitější předpoklady pro vznik dutin vysoké DBH, nižší vitalitu stromu a narušenost koruny. Významnost hodnoty DBH podle autorů (Gutzat & Dormann, 2018) klesá se zvyšujícím se průměrným DBH v rámci celého porostu.

Cockle et al. (2011) se zabýval početností vyhloubených a vyhnílených dutin na stanovištích v Kanadě, Polsku a Argentině. Překvapilo ho, že se mezi jednotlivými lokalitami výsledky velmi lišili. Zatímco v Severní Americe bylo 77 % dutin obývaných sekundárními dutinovými hnízdiči vyhloubeno, v Jižní Americe to bylo pouze 25 % a v Polsku 27 %. Podíl ptáků schopných hloubit dutiny byl ve společenstvech všech zkoumaných lokalit přibližně stejný. Rozdíly mezi početnostmi vyhloubených a vyhnílených dutin tak způsobují zřejmě spíš specifické podmínky stanoviště (jako dostupnost stromů s dostatečným DBH, vlhkost vzduchu nebo přítomnost hub umožňujících vznik vyhníle dutiny) než skladba ptačího společenstva. To samozřejmě platí pouze tehdy, pokud se ptáci schopní dutiny hloubit na lokalitě vůbec vyskytují.

3.2.5. Dutiny ve městě

Společenstva živočichů vázaná na využívání stromových dutin mohou v městské zástavbě využívat mnoho umělých alternativ, nejčastěji v podobě ptačích budek nebo malých dutých prostorů ve zdech a domech (Remacha & Delgado, 2009). McCleery & Parker (2011) dokonce uvádějí, že některé druhy veverek žijících v obydlených oblastech využívají k hnízdění častěji tyto antropogenní náhrady než přírodní dutiny. Většina antropogenních náhrad však neplní požadované funkce zdaleka tak dobře jako stromové dutiny, které tak pro většinu druhů zůstávají preferovanou možností (Goldingay & Stevens, 2009; Remacha & Delgado, 2009).

LaMontagne et al. (2015) se svým týmem studovala stromové dutiny na území města Chicago. Sledovaná stanoviště rozdělila do tří kategorií (obydlené oblasti, velké parky, lesní porosty) a zkoumala, jak se mezi nimi liší početnost a charakteristiky dutin. Lesní stanoviště se ukázala být co do početnosti dutin nejbohatší. Pokud ale zvážíme rozdíly v hustotách porostů a v celkovém počtu stromů mezi jednotlivými typy sledovaných stanovišť, podíl stromů s dutinou byl podobný na všech typech stanovišť. Největší zastoupení vyhloubených dutin zaznamenala autorka na lesních stanovištích. Obdobné výsledky přinesla i Sandströмова et al. (2006) studie, která ukázala, že datlovití ptáci se vyskytovali na lesních stanovištích a v parcích mnohem častěji než v obytných oblastech blízko centra města. LaMontagne et al. (2015) dále uvádí, že dřeviny vyskytující se v parcích a městské zástavbě vykazovaly lepší zdravotní stav než dřeviny v lesních porostech. Nemocné nebo poškozené stromy se na těchto stanovištích téměř nevyskytovaly. Také podíl mrtvého dřeva se mezi stanovišti významně lišil. Zatímco na lesních stanovištích tvořilo mrtvé dřevo asi 10 % dřevní hmoty, v parcích a obydlených oblastech se jeho zastoupení pohybovalo pouze kolem 1 %. Obojí autorka přisuzuje intenzivnímu managementu a poukazuje na to, že tyto managementové postupy mohou významně snížit pravděpodobnost vzniku dutin. Absence mrtvých, poškozených a nemocných stromů v parcích a obydlených oblastech implikuje, že vyhloubené dutiny na těchto stanovištích jsou pravděpodobně dílem specifických druhů tvůrců dutin, kteří se specializují na hloubení do zdravých a živých stromů. Stromy, které si tvůrci dutin vybrali k hloubení, se vyznačovaly vyšším DBH a byl u nich mnohem častější výskyt přirozených dutin než ve stromech bez vyhloubené dutiny. Vyhloubené dutiny byly průměrně umístěny výše než přirozeně vzniklé dutiny, což autorka připisuje snaze tvůrců dutin udělat si hnízdo co nejhůře dostupné pro predátory. Jak přirozené, tak vyhloubené dutiny měly ve výzkumu LaMontagne et al. (2015) podobnou průměrnou velikost vletového otvoru. Podle Kocha et al. (2012) může homogenita velikosti vletových otvorů vyústit v obsazení většiny dutin nejagresivnějším druhem, kterému daný rozměr vyhovuje. Mezi takovéto druhy agresivních hnízdičů vytlačující přirozené obyvatele dutin patří podle Chartera et al. (2013) například i u nás početný vrabec domácí (*Passer domesticus*; Bennett 1990), nebo špaček obecný (*Sturnus vulgaris*; Koch et al. 2012). V závěru LaMontagne et al. (2015) dodává, že oblasti obývané lidmi s vyšším finančním příjmem obsahují

zpravidla více stromů a zeleně než chudší oblasti. Tuto hypotézu podporují ve své práci i Iverson & Cook (2001).

Hohl et al. (2023) navázal na studii LaMontagne et al. (2015) a opakoval monitoring na stejných plochách po sedm let, s cílem porozumět změnám nabídky dutin a charakteru porostů v městské krajině v čase. Na plochách zařazených mezi lesní stanoviště se během sledovaného období celkově snížil počet stromů, stejně jako přirozených dutin. Počet vyhloubených dutin se však s časem zvýšil. Příčinou je podle autora (Hohl et al., 2023) management. Staré a nemocné stromy, které mohou být ideální pro vznik přirozených dutin, byly odstraněny, což způsobilo na stanovišti jak úbytek stromů, tak přirozených dutin. Na to pak mohli reagovat tvůrci dutin. Obydlené oblasti a parky se ukázaly být stabilnější a počty stromů ani dutin se zde příliš nelišily. Rozdíly v nabídce dutin a charakteristik stromů v městských parcích se od sebe tolik lišily, že se autorům nepodařilo odhalit žádný trend. Městské parky ale byly jediné ze sledovaných typů městské zeleně, u nichž se v čase snižovalo průměrné DBH tamních stromů. To naznačuje, že staré stromy jsou z parků odstraňovány a jsou nahrazovány mladými výsadbami, u kterých potrvá relativně dlouhou dobu, než budou vhodné k hloubení dutin. Autoři v závěru své práce poukazují na význam stability habitatu, a to obzvláště na stanovištích, jako je městská zeleň, která už defaultně fungují jen jako náhradní stanoviště. Změny v nabídce dutin a charakteristikách porostů mohou mít negativní vliv na dynamiku stanoviště a potenciálně ohrozit široké spektrum druhů využívajících městskou zeleň jako refugium (Hohl et al., 2023).

3.2.6. Vliv stáří na kvalitu dutiny

Stromové dutiny jsou ve valné většině případů využívány pro hnízdění po více hnízdních sezon a postupně se v jedné dutině může vystřídat široká škála obyvatel (Wiebe & Swift 2001). S narůstajícím věkem však mohou dutiny ztrácet některé své vlastnosti a stávat se pro živočichy hledající místo k zahnízdění méně atraktivní (Mazgajski 2007). Jak bylo již popsáno výše, jednou z největších výhod hnízdění ve stromové dutině je tepelná izolace, kterou dřevo přirozeně poskytuje (Maziarz et al., 2017). Právě tato funkce je pokročilým věkem ohrožena nejvíce. Čím je dutina starší, tím je materiál jejích stěn v pokročilejší fázi rozkladu (Thomas et al. 1979). Tento efekt je ještě významnější u přirozeně vzniklých dutin, kde je již infekce dřevokazného houbového organismu plně nastartována. Postupné ztenčování stěn snižuje jejich izolační schopnosti a nenávratně mění mikroklima dutiny, které tak už nemusí být ideální k úspěšnému hnízdění (Wiebe & Swift 2001). Další problém, který se pojí s přibývajícím věkem dutiny, je zvýšené riziko hnízdní predace (Wesołowski, 2002). Ztenčování stěn dutiny, případně vznik nového vletového otvoru vlivem postupu rozkladných procesů ve dřevě, zvyšuje pravděpodobnost proniknutí případného predátora do dutiny. Zároveň hrozí, že si predátor zvládl zapamatovat polohu dutiny a bude ji následně navštěvovat opakovaně (Nilsson 1984; Sonnerud 1985).

Jak rychle začne dutina ztrácet své původní vlastnosti, závisí do velké míry na stromu, ve kterém je vytesána. Dutiny hloubené do živých stromů s relativně tvrdším

dřevem měly ve studii Edworthy et al. (2012) výrazně delší životnost než dutiny hloubené do nemocných nebo mrtvých stromů. Rozkladné procesy, které pokračují i po zformování dutiny, také probíhaly ve dřevě tvrdších živých stromů výrazně pomaleji (Edworthy et al. 2012). Tesací schopnosti se mezi jednotlivými druhy tvůrců dutin mohou výrazně lišit. Slabší druhy se musí uchýlit k hloubení do stromů s defaultně měkčím dřevem nebo do stromů, jejichž dřevo již změklo působením dřevorozkladných procesů, zatímco jiné dokáží hloubit i do velmi tvrdého dřeva (Edworthy & Martin, 2014). Tyto druhy jsou pak obzvláště významné jako ekosystémový inženýři, protože svému okolí poskytují kvalitní zásobu dutin s předpoklady k dlouhé životnosti (Edworthy et al. 2018).

Edworthy et al. (2018) ve své práci zkoumala využívání různě starých dutin v čase. Míra obydlenosti dutin obecně dosahovala maxima kolem jednoho roku po jejich vyhloubení a poté postupně klesala až do třetího roku, kdy se ustálila kolem 30 %. Podobné výsledky prezentují i další studie (Aitken et al. 2002; Mazgajski 2007; Gentry & Vierling 2008). Čerstvě vyhloubené dutiny byly nejčastěji obydlovány samotnými tvůrci dutin, případně sekundárními dutinovými hnízdiči spíše menšího věku. Větší druhy sekundárních dutinových hnízdičů preferovaly spíše dutiny starší. To naznačuje, že ideální nabídka dutin na stanovišti by neměla být rozmanitá pouze co do původu a fyzických rozměrů, ale i co do stáří dutin. V kontextu managementu dřevinných porostů je tak podle Edworthy et al. (2018) důležité chránit staré stromy obsahující velké staré dutiny a současně poskytovat dostatek nových, zdravých stromů vhodných pro hloubení čerstvých dutin s potenciálně dlouhou životností.

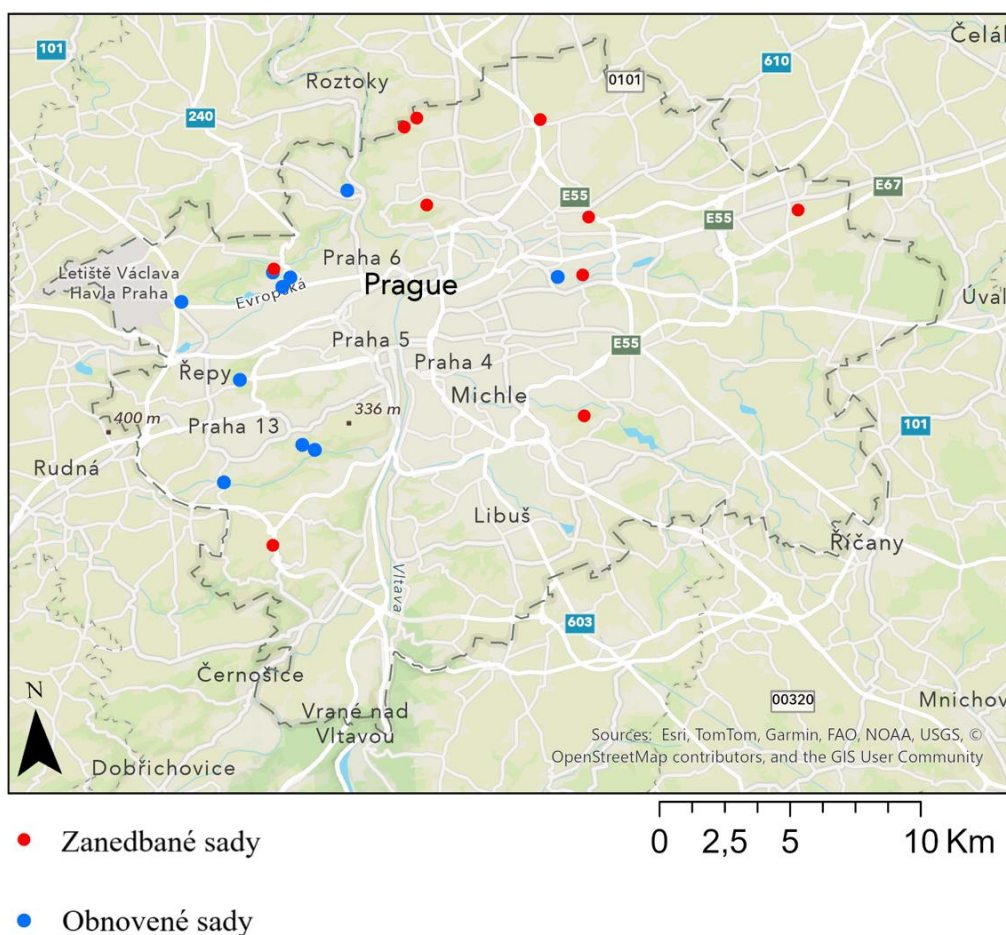
4. Metodika

4.1. Výběr sadů

Výběr zkoumaných ploch byl proveden podle práce Janečka et al. (2017), který monitoroval ovocné sady na území Prahy. Z jeho výzkumu bylo pro účely této práce převzato 10 sadů s aktivním managementem (dále označovány jako obnovené) a 10 sadů, ve kterých management již neprobíhá (dále označovány jako zanedbané). V těchto sadech byl následně proveden monitoring dřevin a stromových dutin. Jednotlivé sady byly vybírány tak, aby bylo jejich uspořádání nepravidelné, a mohly tak reprezentovat rozdílné podmínky panující v různých vzdálenostech a směrech od centra města. Roli hrála také jejich dostupnost. Některé sady zaznamenané v práci Janečka et al. (2017), byly z důvodu neprostupné vegetace nedosažitelné. Několik z nich bylo již také vykáceno a byly nahrazeny zástavbou.

Tabulka s přehledem monitorovaných sadů se nachází v příloze 1.

Mapa 1: Poloha sadů vybraných pro tuto práci.



4.2.Sběr dat

V každém z vybraných sadů byl vytyčen čtverec s délkou strany 50 metrů. Čtverec byl, pokud možno, umístěn do středu sadu nebo tak, aby byl vzorek dřevin reprezentativní. Na této ploše byly zaznamenány všechny stromy. Výjimkou byly v některých sadech ve velkých počtech se vyskytující dřeviny s hodnotami DBH nižšími než 5 cm, u kterých není přítomnost dutiny fyzicky možná. V sadech s aktivním managementem to byly zpravidla mladé výsadby, v sadech zanedbaných pak náletové dřeviny.

U všech pozorovaných stromů a stromových dutin byly zaznamenány charakteristiky, které jsou uvedeny v následujících částech metodiky.

Sběr dat byl prováděn v kalendářních letech 2021/2022 a 2024/2025, a to vždy po ukončení hnízdní sezony ptactva (říjen–prosinec).

4.3.Charakteristiky sadů

U všech sadů byly zaznamenány následující veličiny:

Managment

Značí, zda v sadu probíhá aktivní management, nebo byl ponechán přirozené sukcesi.

Plocha sadu

Určena pomocí webové aplikace mapy.cz. Z důvodu nejasných hranic u některých sadů (zejména zanedbaných) nebylo možné plochu určit přesně a uvedené hodnoty jsou tak pouze orientační.

Vzdálenost od středu Prahy

Vzdálenost mezi geografickým středem Prahy (50°5'40,236"N, 14°28'50,281"E) a středem zkoumaného území uvedená v kilometrech. Změřeno pomocí webové aplikace mapy.cz.

Hlukové znečištění

Úroveň hlukového znečištění byla odečtena z webové aplikace IPR-Praha *Atlas životního prostředí* (<https://app.iprpraha.cz/apl/app/atlas-zp/>). Data pocházejí z roku 2016. U každého sadu byly zaznamenány jak hodnoty pro denní dobu (6.00–22.00), tak pro noční dobu (22.00–6.00). Vzhledem k tomu, že data byla ve formě rozmezí hluchnosti, pro statistické účely byly každému sadu přiděleny hodnoty odpovídající horní hranici tohoto rozmezí.

Světelné znečištění

Úroveň světelného znečištění umělým osvětlením v nočních hodinách ALAN (Artificial light at night) vyjádřená v jednotkách $nW/cm^2/sr$. Tato data mi pro účely mé práce poskytla Ing. Bc. Aneta Ritz-Radlinská a pocházejí z roku 2022.

Nadmořská výška

Nadmořská výška středu sadu. Určeno pomocí webové aplikace mapy.cz

Zaznamenané stromy a dutiny

Počet stromů celkem, počty živých a mrtvých stromů, počet ovocných stromů, počet stromů obsahujících dutinu, počet dutin, počet vletových otvorů a počty vyhloubených a přirozených dutin.

Hustota porostu

Počet stromů přepočtený na plochu jednoho hektaru.

Charakter okolí

Pomocí programu *ArcGIS Pro* byly kolem každého sadu vytyčeny dvě zóny s poloměry 500 a 1 500 metrů. V těchto zónách bylo pak určeno zastoupení různých pokryvů půdy. Pro tyto účely byla použita data CORINE land cover s MMU (Minimum mapping unit) 10 metrů z roku 2021. Půdní pokryvy byly rozděleny do dvou kategorií; na plochy vhodné k růstu dřevin (jehličnaté a listnaté lesy, nízká dřevinná vegetace, plochy s trvalým bylinným patrem) a plochy nevhodné k růstu dřevin (zpevněné a zastavěné plochy, zemědělská půda, vodní plochy). Následně bylo vypočteno, jakou procentuální část vytyčených zón zabírají půdní pokryvy vhodné pro růst dřevin a potenciální vznik dutin.

4.4.Charakteristiky stromů

U všech stromů byly zaznamenány následující charakteristiky:

Id

Každému stromu byl přidělen identifikační kód ve formátu „kód sadu S číslo stromu“.

Druh

Taxonomické zařazení dřeviny do úrovně rodu.

Skupina

Rozřazuje dřeviny na ovocné a neovocné.

Obvod kmene

Měření pomocí krejčovského metru ve výšce prsou (přibližně 130 centimetrů od úrovně země).

DBH (diameter at breast height)

Průměr dřeviny ve výšce prsou. Vypočítaný na základě změřených obvodů.

Zdraví

Udává, zda je strom živý, či mrtvý.

Stáří

Dělí stromy do pěti tříd podle následující klasifikace:

1. Mladý strom (nedávná výsadba, velmi nízké DBH)
2. Dospívající strom (vzrostlejší strom se začínající produkcí)
3. Dospělý strom (silný kmen, bohaté větvení, vrcholná produkce)
4. Starý strom (známky stáří na kmenu i koruně, snížený zdravotní stav)
5. Mrtvý strom

Odhadovaná výška a výšková třída

U stromů menšího vzrůstu určena pomocí měřicí latě, v případě stromů s vyšším vzrůstem se jedná pouze o hrubý odhad. Stromy byly rozděleny do pěti tříd podle následující klasifikace:

1. 1–3 m
2. 3–5 m
3. 5–7 m
4. 7–9 m
5. více než 9 m

Celistvost koruny

Značí, zda je koruna stromu celistvá, nebo je poškozená v důsledku zranění nebo managementového zásahu. Celistvá koruna je značena „1“, poškozená „0“.

Zaznamenané dutiny

U každého stromu je uvedeno, jestli a kolik obsahuje dutin, vletových otvorů a jakého jsou tyto otvory původu (přirozená/vyhloubená).

4.5.Charakteristiky vletových otvorů

U všech vletových otvorů byly zaznamenány následující charakteristiky:

Id

Každému vletovému otvoru byl přiřazen identifikační kód ve tvaru „kód sadu kód stromu D číslo dutiny“.

Typ

Značí, zda byl otvor vyhlouben, nebo vznikl přirozeně.

Výška

Uvádí změřenou, nebo u výše položených dutin co nejpřesněji odhadnutou vzdálenost ústí otvoru od země. Uváděná v centimetrech.

Průměr

Uvádí změřený, nebo u výše položených dutin co nejpřesněji odhadnutý průměr otvoru. Udáván v milimetrech.

Orientace

Uvádí, kterým směrem byl vletový otvor orientován. K měření byl používán digitální kompas. K označení jsou používány zkratky směrů v anglickém jazyce.

4.6.Zpracování dat

Nejprve byla zpracována popisná statistika zahrnující všechny zaznamenané stromy. Následně byla provedena statistická analýza v R (RStudio 2024.12.1, build 563).

Byly sestaveny modely Poissonovy regresní analýzy (*glm(family="Poisson")*) a negativně binomické regrese (*glm.nb()*), které měly za cíl ukázat, jaké charakteristiky stromů a sadů ovlivňují početnost dutin ve stromech. Modely byly sestavovány zvlášť pro početnosti vyhloubených a přirozeně vzniklých dutin, a zvlášť pro charakteristiky sadů a stromů.

Modely byly porovnány pomocí Akaikého informačního kritéria (AIC). Výsledky ukázaly, že negativně binomické modely lépe zachycují variabilitu v sebraných datech a byly proto zvoleny pro další analýzu.

Pro optimalizaci modelů byla použita obousměrná kroková selekce metodou Akaikého informačního kritéria s využitím funkce *stepAIC()* z balíčku MASS.

Za signifikantní byly považovány proměnné, jejichž hodnoty na hladině významnosti alfa byly nižší než 0,05. Tabulky s hodnotami $Pr(Chi)$ jsou uvedeny v příslušných částech kapitoly Výsledky.

Odstranění zbylých nesignifikantních proměnných způsobilo vysoký nárůst AIC, což naznačuje, že tyto proměnné přispívaly k vysvětlení variability v datech, a byly proto v modelu ponechány pro jeho co největší přesnost.

5. Výsledky

Byl proveden monitoring dřevin a stromových dutin v celkem 10 obnovených a 10 zanedbaných ovocných sadech na území hlavního města Prahy. Celkem bylo zaznamenáno 1 272 stromů a 226 stromových dutin s 262 vletovými otvory. Z těchto vletových otvorů vzniklo 147 přirozeně a 115 bylo vytesáno tvůrci dutin.

Vyhodnocení sebraných dat proběhlo na třech úrovních: sady, stromy, dutiny.

Všechny charakteristiky sadů a stromů byly porovnávány podle typu sadu (obnovené a zanedbané).

5.1. Charakteristiky porostů a podmínek ve sledovaných sadech

Dřeviny v sadech

Celkově bylo změřeno 1 272 stromů, z nichž 748 (59 %) bylo ovocných, 407 (32 %) neovocných a 110 (9 %) nepůvodních (téměř výhradně trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*)). Sedm zaznamenaných dřevin bylo v tak pokročilém stádiu rozkladu, že nebyla možná jejich bližší identifikace.

Druhá skladba

Ve sledovaných sadech byly rozpoznány čtyři rody zahrnující šest druhů ovocných dřevin: hrušeň obecná (*Pyrus communis*), jabloň domácí (*Malus x domestica*), ořešák královský (*Juglans regia*) a tři zástupci slivoní (*Prunus*), třešeň (*Prunus cerasus*), švestka (*Prunus domestica* agg.) a meruňka (*Prunus armeniaca*). Dále bylo zaznamenáno osm rodů neovocných dřevin a jeden rod dřeviny nepůvodní.

Ovocné dřeviny tvořily celkem 59 % všech zaznamenaných dřevin. Mezi nimi pak byly nejzastoupenější třešně (*Prunus cerasus*) (51 % ovocných stromů) a jabloně (*Malus x domestica*) (27 % ovocných stromů).

Přestože byly celkové počty ovocných dřevin v obou typech sadů přibližně stejné, jejich průměrné procentuální zastoupení se výrazně lišilo (**Tab. 1**). Zatímco v obnovených sadech bylo zastoupení ovocných dřevin poměrně vysoké (81 %), v zanedbaných sadech tvořily ovocné dřeviny pouze 43 %. To je způsobeno zejména vysokou početností neovocných dřevin v zanedbaných sadech, které významně navyšovaly počet zaznamenaných dřevin v těchto sadech.

Tab. 1: Druhová skladba sadů podle jejich typu

Druh dřeviny	Obnovené		Zanedbané		Celkem	
	Kusy	%	Kusy	%	Kusy	%
Hrušeň (<i>Pyrus communis</i>)	14	3 %	16	2 %	30	2 %
Jabloň (<i>Malus x domestica</i>)	107	20 %	94	13 %	201	16 %
Meruňka (<i>Prunus armeniaca</i>)	2	0,4 %	0	0 %	2	0,2 %
Ořešák (<i>Juglans regia</i>)	13	2 %	50	7 %	63	5 %
Slivoň (<i>Prunus domestica</i> agg.)	64	12 %	4	1 %	68	5 %
Třešeň (<i>Prunus cerasus</i>)	229	43 %	155	21 %	384	30 %
Ovocné dohromady	429	81 %	319	43 %	748	59 %
Borovice (<i>Pinus</i> sp.)	0	0 %	5	1 %	5	0,4 %
Dub (<i>Quercus</i> sp.)	44	8 %	26	3 %	70	6 %
Habr (<i>Carpinus betulus</i>)	0	0 %	4	1 %	4	0,3 %
Hloh (<i>Crateagus</i> sp.)	11	2 %	139	19 %	150	12 %
Jasan (<i>Fraxinus</i> sp.)	0	0 %	52	7 %	52	4 %
Javor (<i>Acer</i> sp.)	3	1 %	82	11 %	85	7 %
Topol (<i>Populus</i> sp.)	4	1 %	34	5 %	38	3 %
Trnka (<i>Prunus spinosa</i>)	1	0,2 %	2	0,3 %	3	0,20 %
Neovocné dohromady	63	12 %	344	46 %	407	32 %
Akát (<i>Robinia psudacacia</i>)	29	5 %	81	11 %	110	9 %
Neurčitelné	7	1 %	0	0 %	7	1 %
Dřeviny v sadech celkem	528	42 %	744	58 %	1 272	100 %

Hustota porostu

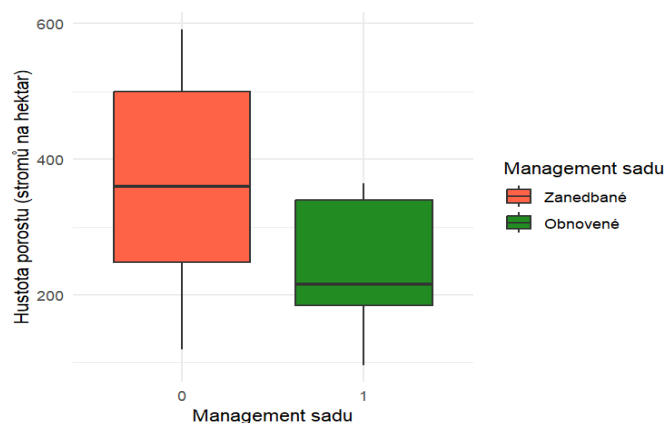
Celková průměrná hustota porostu byla 224 stromů na hektar.

Hustota porostů obnovených a zanedbaných sadů se statisticky významně lišila (**Tab. 2**). Obnovené sady vykazovaly průměrně nižší hustotu porostu (192 stromu na hektar) než sady zanedbané (260 stromu na hektar). Hustota porostů obnovených sadů měla také výrazně nižší rozptyl (**Obr. 1**).

Tab. 2: Výsledky Welchova t-testu pro hustotu porostu podle typu managementu

Welchův t-test	t	df	p-value
Hustota porostu / management	17,935	1 233,3	< 0,001

Obr. 1: Rozdíl v hustotě porostů ve sledovaných typu managementu



Světelné a hlukové znečištění

Průměrná hodnota světelného znečištění (ALAN) činila 13,8 nW/cm²/sr. Průměrná hlučnost v denních hodinách činila 47,5 db, v nočních hodinách pak 43,8 db.

Zanedbané sady vykazovaly nižší míru světelného i hlukového znečištění oproti udržovaným sadům (**Tab. 3**). U světelného znečištění byl rozdíl mnohem patrnější než u znečištění hlukového.

Tab. 3: Průměrné hodnoty světelného a hlukového znečištění podle managementu sadu

	ALAN (nW/cm ² /sr)	Hluk – den (db)	Hluk – noc (db)
Zanedbané	10,2	45,0	39,5
Obnovené	18,7	47,5	41,0
Celkem	13,8	47,5	43,8

Mezi obnovenými a zanedbanými sady byl zaznamenán statisticky významný rozdíl (**Tab. 4**) v průměrných hodnotách světelného a hlukového znečištění v denních hodinách. Rozdíl hlučnosti v noci nebyl signifikantní.

Tab. 4: Výsledky Welchova t-testu pro světelné a hlukové znečištění podle managementu sadu

Welchův t-test	t	df	p-value
ALAN / management sadu	-13,835	954,0	< 0,001
Hlučnost – den / Management sadu	-3,484	1 269,9	< 0,001
Hlučnost – noc / Management sadu	0,244	1 193,6	0,807

Charakter okolí

Obnovené sady vykazovaly ve svém okolí průměrně vyšší zastoupení krajinných pokryvů vhodných k růstu dřevin v obou zkoumaných vzdálenostech (**Tab. 5**).

Tab. 5: Průměrné hodnoty zastoupení krajinného pokryvu vhodného pro růst dřevin podle managementu sadu

	Zanedbané	Obnovené	Celkem
Průměrný pokryv – 500 m (m ²)	348 002	472 811	410 407
Průměrné zastoupení – 500 m	44 %	60 %	52 %
Průměrný pokryv – 1 500 m (m ²)	2 467 518	3 487 172	2 977 345
Průměrné zastoupení – 1 500 m	35 %	49 %	42 %

Obnovené a zanedbané sady se od sebe statisticky významně lišily v charakteru okolí v obou zkoumaných vzdálenostech (**Tab. 6**).

Tab. 6: Výsledky Welchova t-testu pro charakter okolí podle managementu sadu

Welchův t-test	t	df	p-value
Charakter okolí (500 m) / management sadu	-6,127	1 263,3	< 0,001
Charakter okolí (1 500 m) / management sadu	-17,821	1 228,8	< 0,001

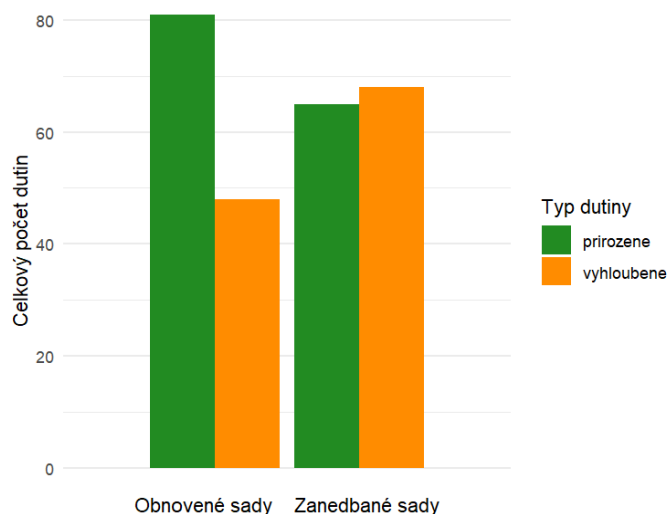
5.2. Výskyt dutin v sadech

Celkem bylo zaznamenáno 262 vletových otvorů. Rozdíl v počtu otvorů zaznamenaných v zanedbaných (129) a obnovených sadech (133) byl minimální. Je ale potřeba vzít v potaz nižší hustotu porostu obnovených sadů (průměrně o 68 stromů na hektar méně než zanedbané sady).

Přirozeně vniklých otvorů (147 kusů, 56 %) bylo celkově zaznamenáno více než otvorů vyhloubených (115 kusů, 44 %).

Zatímco v obnovených sadech byl poměr typů dutin relativně vyrovnaný (vyhloubené 49 %, přirozené 51 %), v zanedbaných sadech převládaly dutiny přirozené (vyhloubené 36 %, přirozené 64 %) (**Obr. 2**).

Obr. 2: Zastoupení jednotlivých typů dutin podle managementu sadu



Modely byly vytvářeny samostatně pro vyhloubené a přirozené dutiny. Do modelů vlivu charakteristik stromů na početnost dutin byly zahrnuty následující proměnné: hustota porostu, management sadu, světelné a hlukové znečištění, charakter okolí na úrovni 500 a 1 500 metrů, početnost mrtvých dřevin, nadmořská výška a plocha sadu.

5.2.1. Vliv charakteristik sadů na početnost vyhloubených dutin

Analýza GLM–nb určila pro vyhloubené dutiny jako signifikantní ($p < 0,05$) následující proměnné: management sadu, světelné znečištění, hluchost v denních i nočních hodinách, početnost mrtvých dřevin v sadu a nadmořskou výšku sadu (**Tab. 7**). Hustota porostu, charakter okolí na obou úrovních, plocha sadu a hustota porostu nebyly pro výskyt vyhloubených dutin signifikantní.

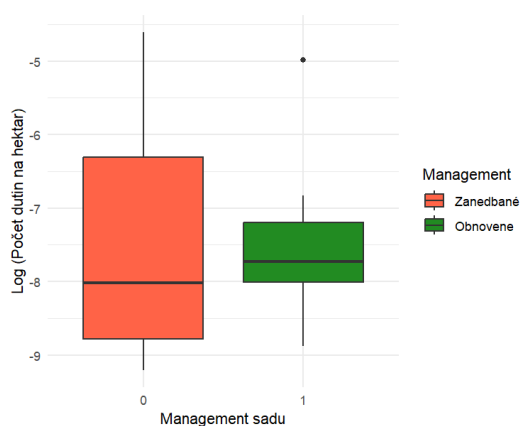
Tab. 7: Výsledky negativně binomického modelu pro porovnání faktorů sadu ovlivňujících početnost vyhloubených dutin

	Df	Deviance	Resid. DF	Resid Dev	Pr (> Chi)	Signifikance
NULL			1 271	346,05		
Management	1	8,834	1 270	337,21	0,003	**
ALAN	1	6,724	1 269	330,49	0,011	**
Okolí 500 m	1	2,363	1 268	328,12	0,124	
Okolí 1 500 m	1	2,262	1 267	325,86	0,132	
Hlučnost – den	1	12,614	1 266	313,25	< 0,001	***
Hlučnost – noc	1	9,779	1 265	303,47	0,002	**
Mrtvé dřeviny	1	4,424	1 264	299,05	0,04	*
Nadmořská výška	1	6,464	1 263	292,58	0,011	*
Plocha sadu	1	2,219	1 262	290,36	0,136	

Management sadu

Obnovené sady vykazovaly průměrně vyšší počet vyhloubených dutin přepočítaný na jeden hektar než sady zanedbané. Rozptyl hodnot v zanedbaných sadech byl však výrazně vyšší (**Obr. 3**).

Obr. 3: Porovnání početnosti vyhloubených dutin podle managementu sadu (logaritmická škála)

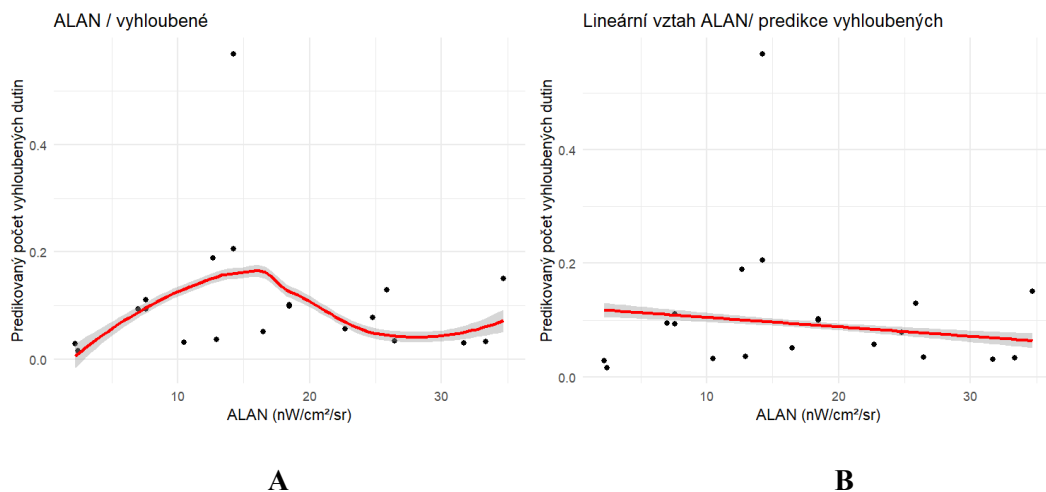


ALAN

S rostoucí mírou světelného znečištění klesá predikovaná početnost vyhloubených dutin (**Obr. 4 a 5**).

Obr. 4: Vztah světelného znečištění a početnosti vyhloubených dutin (A)

Obr. 5: Lineární vztah světelného znečištění a početnosti vyhloubených dutin (B)

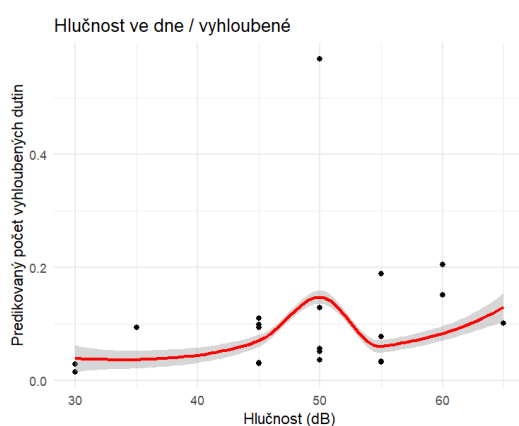


Hlučnost

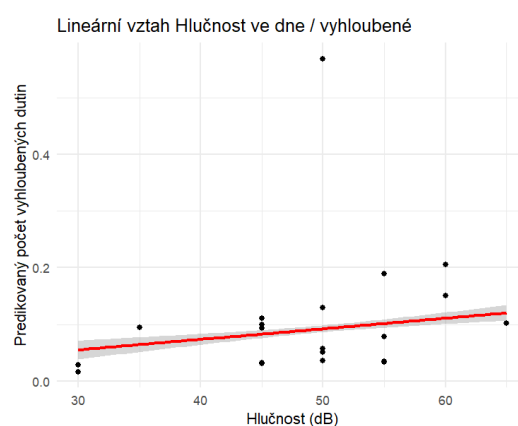
S rostoucí hlučností sadu v obou denních dobách stoupá predikovaná početnost vyhloubených dutin (**Obr. 6 a 8**). V denních hodinách je tento trend výraznější než v noci (**Obr. 7 a 9**).

Obr. 6: Vztah hlučnosti ve dne a početnosti vyhloubených dutin (A)

Obr. 7: Lineární vztah hlučnosti ve dne a početnosti vyhloubených dutin (B)



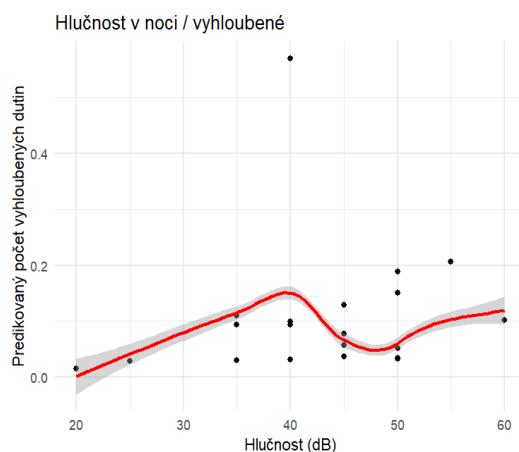
A



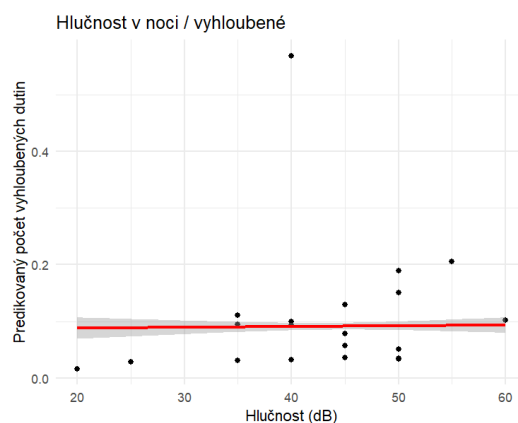
B

Obr. 8: Vztah hlučnosti v noci a početnosti vyhloubených dutin (A)

Obr. 9: Lineární vztah hlučnosti v noci a početnosti vyhloubených dutin (B)



A



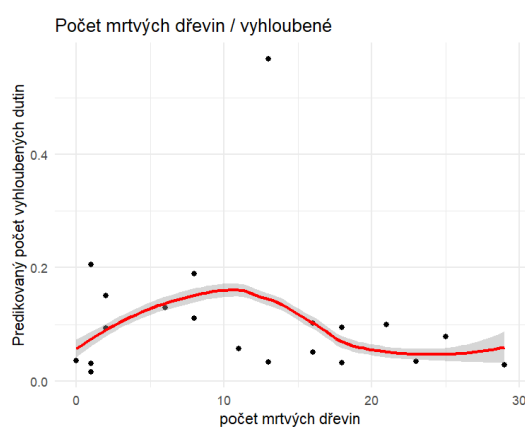
B

Mrtvé dřeviny

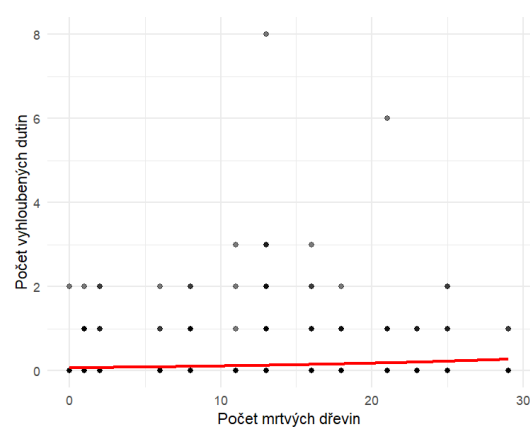
Se stoupajícím počtem mrtvých dřevin na lokalitě stoupá početnost vyhloubených dutin (**Obr. 10 a 11**).

Obr. 10: Vztah početnosti mrtvých dřevin v lokalitě a početnosti vyhloubených dutin (A)

Obr. 11: Lineární vztah početnosti mrtvých dřevin v lokalitě a početnosti vyhloubených dutin (B)



A



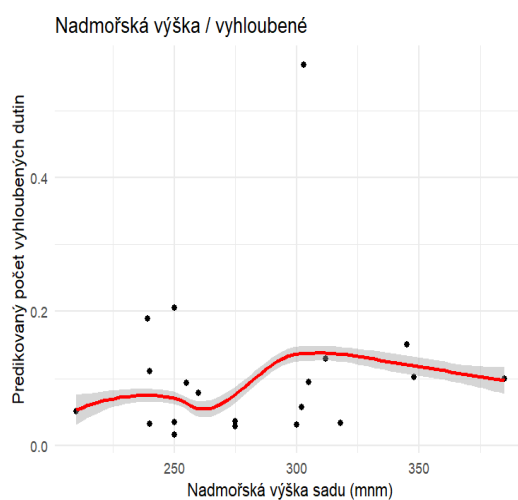
B

Nadmořská výška

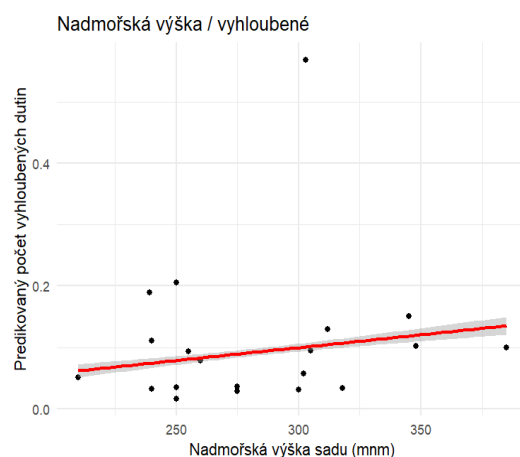
S rostoucí nadmořskou výškou stoupá predikovaná početnost vyhloubených dutin (**Obr. 12 a 13**).

Obr. 12: Vztah nadmořské výšky sadu a početnosti vyhloubených dutin (A)

Obr. 13: Lineární vztah nadmořské výšky sadu a početnosti vyhloubených dutin (B)



A



B

5.2.2. Vliv charakteristik sadů na početnost přirozených dutin

Analýza GLM–nb určila pro přirozené dutiny jako signifikantní ($p < 0,05$) následující proměnné: hustota porostu, charakter okolí na úrovni 1 500 m a hlučnost v denních hodinách (**Tab. 8**).

Management sadu, světelné znečištění, charakter okolí na úrovni 500 m, hlučnost v nočních hodinách, počet mrtvých dřevin na lokalitě, nadmořská výška a plocha sadu nebyly pro výskyt přirozených dutin signifikantní.

Tab. 8: Výsledky negativně binomického modelu pro porovnání faktorů sadu ovlivňujících početnost přirozených dutin

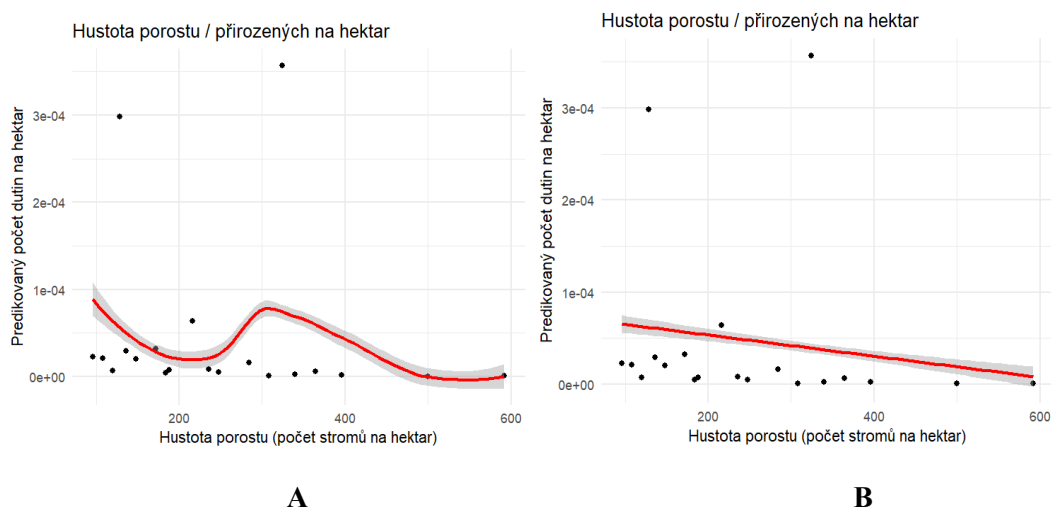
	Df	Deviance	Resid. DF	Resid Dev	Pr (>Chi)	Signifikance
NULL			1 271	393,75		
Management	1	0,332	1 270	393,42	0,565	
Hustota	1	20,933	1 269	372,49	< 0,001	***
ALAN	1	0,103	1 268	372,39	0,749	
Charakter (500)	1	1,925	1 267	370,46	0,165	
Charakter (1 500)	1	8,784	1 266	361,68	0,003	**
Hluk – den	1	8,848	1 265	352,83	0,003	**
Mrtvé dřeviny	1	3,713	1 264	349,12	0,054	

Hustota porostu

Se zvyšující se hustotou porostu v sadu klesá početnost přirozených dutin (**Obr. 14** a **15**).

Obr. 14: Vztah hustoty porostu a početnosti vyhloubených dutin (A)

Obr. 15: Lineární vztah hustoty porostu a početnosti vyhloubených dutin (B)

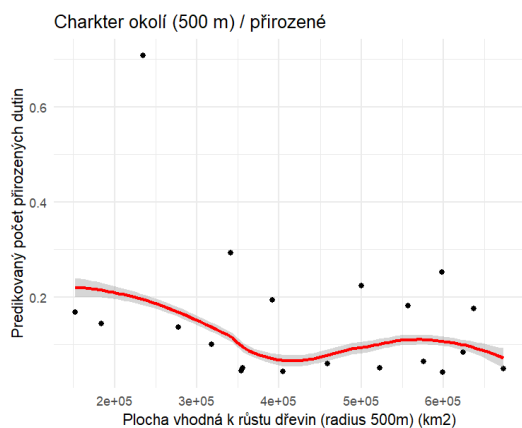


Charakter okolí (500 m)

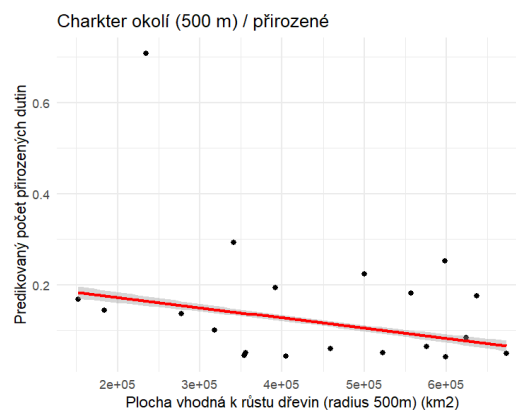
Se zvyšujícím se zastoupením krajinného pokryvu vhodného pro růst dřevin klesá predikovaná početnost přirozených dutin (**Obr. 16 a 17**).

Obr. 16: Vztah charakteru okolí na úrovni 500 metrů a početností přirozených dutin (A)

Obr. 17: Lineární vztah charakteru okolí na úrovni 500 metrů a početností přirozených dutin (B)



A



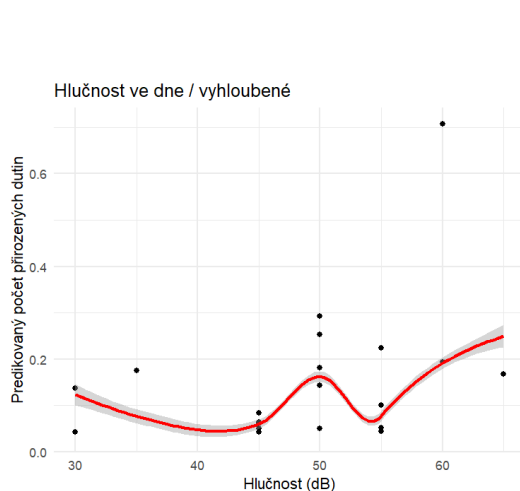
B

Hluk – den

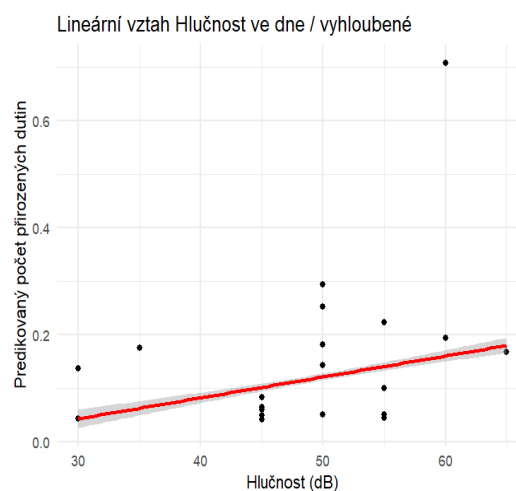
S narůstající hlučností sadu stoupá početnost přirozených dutin (**Obr. 18 a 19**).

Obr. 18: Vztah hlučnosti ve dne a početností přirozených dutin (A)

Obr. 19: Lineární vztah hlučnosti ve dne a početností přirozených dutin (B)



A



B

5.3. Vyhodnocení na úrovni jednotlivých stromů

Vliv druhu dřeviny

Z celkových 262 vletových otvorů se jich 253 (97 %) nacházelo v ovocných dřevinách. Jak je patrné níže (**Tab. 9**), nejzastoupenější byly otvory v třešních (*Prunus cerasus*) (celkem 103 dutin, 39 % všech zaznamenaných) a v jabloních (*Malus x domestica*) (celkem 69 dutin, 26 %). Z neovocných dřevin bylo zaznamenáno po jednom otvoru v borovici (*Pinus* sp.), topolu (*Populus* sp.) a javoru (*Acer* sp.). Šest otvorů se nacházelo na dřevinách, jejichž pokročilé stádium rozkladu neumožňovalo jejich bližší identifikaci.

Tab. 9: Počty zaznamenaných dutin podle jejich typu a druhu dřeviny

Druh dřeviny	Přirozené		Vyhroubené	
	Kusy	%	Kusy	%
Hrušeň (<i>Pyrus communis</i>)	7	5 %	23	20 %
Jabloň (<i>Malus x domestica</i>)	40	27 %	29	25 %
Ořešák (<i>Juglans regia</i>)	24	16 %	14	12 %
Slivoň (<i>Burnus domestica</i> agg.)	6	4 %	7	6 %
Třešeň (<i>Prunus cerasus</i>)	64	44 %	39	34 %
Ovocné dohromady	141	96 %	112	97 %
Borovice (<i>Pinus</i> sp.)	0	0 %	1	1 %
Javor (<i>Acer</i> sp.)	1	1 %	0	0 %
Topol (<i>Populus</i> sp.)	1	1 %	0	0 %
Neovocné dohromady	2	2 %	1	1 %
Neurčitelné	4	2 %	2	2 %
Dřeviny celkem	147	100 %	115	100 %

Alespoň jednu dutinu obsahovalo 11 % zaznamenaných dřevin, z ovocných stromů pak dutinu obsahovalo 19 % stromů. Nejvyšší poměr stromů s dutinou vykazovaly hrušně (*Pyrus communis*; 47 % hrušní obsahovalo dutinu), dále pak ořešáky (*Juglans regia*; 33 %) a jabloně (*Malus x domestica*; 20 %). Jednotlivé zastoupení stromů s různými typy dutin je uvedeno níže (**Tab. 10**).

Tab. 10: Podíly stromů obsahující dutinu podle jejich typu a druhu dřeviny

Druh dřeviny	Počet stromů	Stromů s přirozenou		Stromů s vyhloubenou	
		kusy	%	kusy	%
Hrušeň (<i>Pyrus communis</i>)	30	5	17 %	14	47 %
Jabloň (<i>Malus x domestica</i>)	201	28	14 %	24	12 %
Ořešák (<i>Juglans regia</i>)	63	18	29 %	4	6 %
Slivoň (<i>Prunus domestica</i> agg.)	68	5	7 %	5	7 %
Třešeň (<i>Prunus cerasus</i>)	384	40	10 %	27	7 %
Ovocné dohromady	746	96	13 %	74	10 %
Borovice (<i>Pinus</i> sp.)	5	0	0 %	1	20 %
Javor (<i>Acer</i> sp.)	85	1	1 %	0	0 %
Topol (<i>Populus</i> sp.)	38	1	3 %	0	0 %
Neovocné dohromady	407	2	0 %	1	0 %
Neurčitelné	7	1	14 %	2	29 %
Dřeviny celkem	1 272	99	8 %	77	6 %

Zdraví stromů

Celkově tvořily mrtvé stromy 18 % všech zaznamenaných dřevin. V obnovených sadech bylo celkově zaznamenáno 99 kusů mrtvých dřevin, v sadech obnovených 133 mrtvých dřevin. Pokud však vezmeme v potaz průměrně vyšší počet zaznamenaných stromů v zanedbaných sadech, podíly mrtvého dřeva jsou velmi podobné (*Tab. 11*).

Mezi obnovenými a zanedbanými sady nebyl statisticky významný rozdíl v početnosti mrtvých dřevin (*Tab. 12*).

Tab. 11: Zastoupení stromů různého zdravotního stavu podle managementu sadu

	Živé (kusy)	Živé (%)	Mrtvé (kusy)	Mrtvé (%)	Celkem (kusy)	Celkem (%)
Zanedbané	611	82 %	133	18 %	744	58 %
Obnovené	429	81 %	99	19 %	528	42 %
Celkem	1 040	82 %	232	18 %	1 272	100 %

Tab. 12: Výsledek Pearsonova chí-kvadrát testu pro početnost mrtvých dřevin podle managementu sadu

Pearsonův chí-kvadrát test	X-squared	df	p-value
Mrtvé dřeviny / Management sadu	0,004	1	0,948

Celistvost koruny

Z celkových 1 272 zaznamenaných stromů mělo 80 % (1 020 stromů) celistvou korunu. Mezi jednotlivými typy sadu nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl v podílu stromů s celistvou korunou (**Tab. 13**).

Tab. 13: Výsledek Pearsonova chí-kvadrát testu pro celistvost koruny dřevin podle managementu sadu

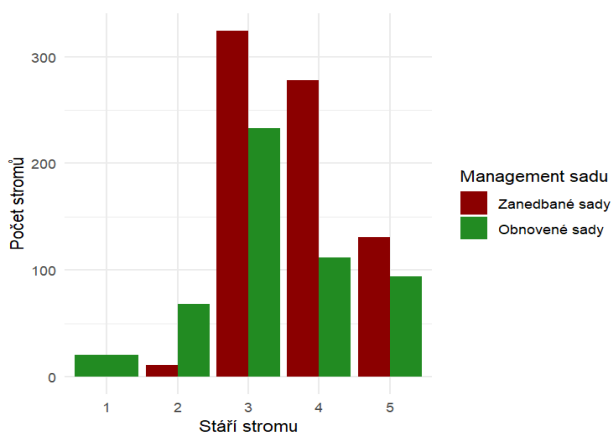
Pearsonův chí-kvadrát test	X-squared	df	p-value
Celistvost koruny / Management	1,996	1	0,158

Stáří stromů

Největší zastoupení měly v obou typech sadů dřeviny spadající do 3. věkové třídy (dospělé stromy). V obou typech sadů tvořila 3. věková třída 44 %.

Největší rozdíl mezi sledovanými typy sadu byl v zastoupení dřevin 2. a 4. věkové třídy, tedy dospívajících a starších stromů (**Obr. 20**). Stromy v 1. třídě se v zanedbaných sadech nevyskytovaly vůbec. V obnovených sadech však dřeviny z 1. věkové třídy tvořily pouze 4 % všech zaznamenaných dřevin a rozdíl tak není příliš významný.

Obr. 20: Zastoupení věkových tříd podle managementu sadu



Mezi obnovenými a zanedbanými sady existoval statisticky významný rozdíl ve stáří dřevin (**Tab. 14**).

Tab. 14: Výsledek Pearsonova chí-kvadrát testu pro stáří dřevin podle managementu sadu

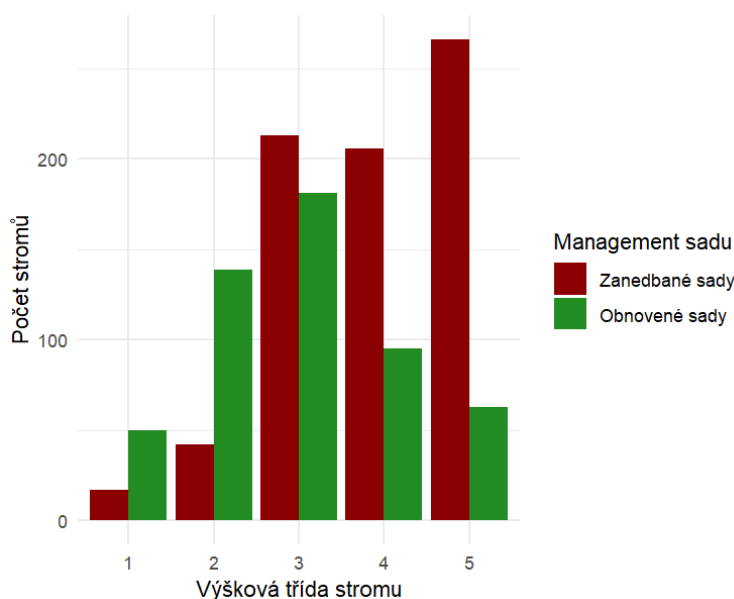
Pearsonův chí-kvadrát test	X-squared	df	p-value
Celistvost koruny / Management	120,53	4	< 0,001

Výška stromů

Průměrná odhadovaná výška měřených dřevin dosahovala 7,4 m, medián výšky byl 6,5 m. Dřeviny v zanedbaných sadech (průměr 8,3 m, medián 8 m) dosahovaly průměrně vyššího vzrůstu než dřeviny v sadech obnovených (průměr 6 m, medián 5,5 m).

Zatímco v obnovených sadech byly nejpočetnější (34 %) stromy náležející do 3. výškové třídy (5–7 m), v zanedbaných sadech měly největší zastoupení (36 %) dřeviny z 5. třídy (9 a více metrů) (**Obr. 21**).

Obr. 21: Zastoupení výškových tříd podle managementu sadu



Zanedbané sady se od obnovených sadů liší hlavně výrazně menším zastoupením dřevin nižšího vzrůstu v zanedbaných sadech, hlavně pak ve 2. výškové třídě (3–5 m) a naopak výrazně vyšším zastoupením dřevin z 5. třídy (9 a více metrů).

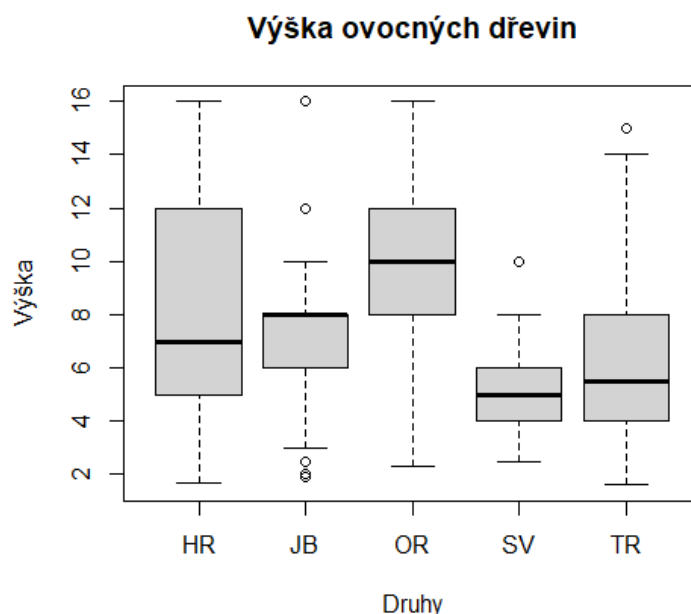
Mezi typy sadu byl zaznamenán statisticky významný rozdíl (**Tab. 15**).

Tab. 15: Výsledek Welchova t-testu pro výšku dřevin podle managementu sadu

Welchův t-test	t	df	p-value
Výška stromů / management	13,098	1 267,8	<0,001

Na grafu níže (**Obr. 22**) jsou patrné rozdíly ve výšce ovocných dřevin. Největších výšek dosahovaly ořešáky (*Juglans regia*) s průměrnou odhadovanou výškou 10,3 m (medián 10 m), po nich následovaly jabloně (*Malus x domestica*) s průměrem 7,4 m (medián 8 m) a hrušně (*Pyrus communis*) s průměrnou výškou 7,8 m (medián 7 m). V průměru nejnižšího vzrůstu dorůstaly třešně (*Prunus cerasus*; průměr 5,9 m, medián 5,5 m) a slivoně (*Prunus domestica* agg.; průměr 4,9 m, medián 5 m).

Obr. 22: Rozdíly v průměrné výšce podle druhu dřeviny (HR-hrušeň (*Pyrus communis*), JB-jabloň (*Malus x domestica*), OR-Ořešák (*Juglans regia*), SV-slivoň (*Prunus domestica* agg.), TR-třešeň (*Prunus cerasus*))



DBH

Průměrné DBH všech změřených dřevin bylo 23,6 cm, medián pak 21,3 cm.

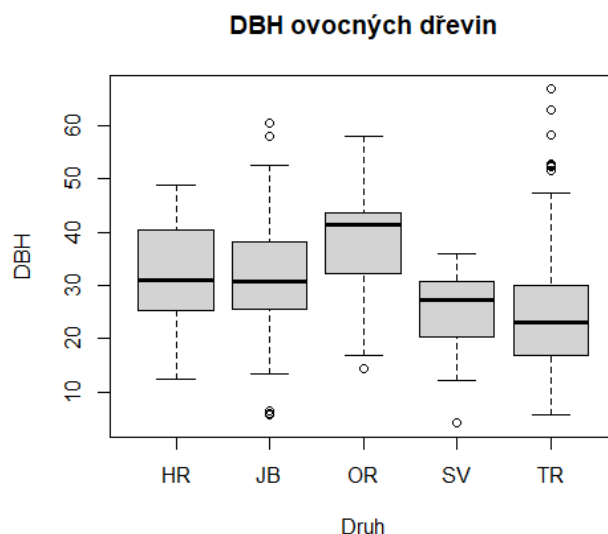
Mezi jednotlivými typy sadu nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl a průměrné hodnoty DBH se lišily pouze minimálně (obnovené sady 23,9 cm, zanedbané sady 23,4 cm; **Tab. 16**). V obnovených sadech dosahoval medián DBH mírně vyšších hodnot (23,6 cm) než v sadech zanedbaných (19,3 cm).

Tab. 16: Výsledek Welchova *t*-testu pro DBH dřevin podle managementu sadu

Welchův <i>t</i> -test	<i>t</i>	df	p-value
DBH / management	−0,803	1 120,6	0,422

Na grafu níže (**Obr. 23**) jsou patrné rozdíly v DBH mezi zastoupenými druhy ovocných dřevin. Nejsilnější byly průměrně kmeny ořešáků (*Juglans regia*; průměr 38 cm, medián 41 cm); jabloně (*Malus x domestica*; průměr 31,5 cm, medián 30,5 cm) a hrušně (*Pyrus communis*; průměr 32 cm, medián 31 cm) měly velmi podobné průměrné výšky, ale jabloně se vyznačovaly mírně vyšším rozptylem. Na posledních dvou místech se umístily slivoně (*Prunus domestica* agg.) s průměrem 25 cm (medián 27 cm) a třešně (*Prunus cerasus*) s průměrným DBH 24 cm a mediánem 23 cm.

Obr. 23: Rozdíly v průměrné hodnotě DBH podle druhu dřeviny (HR-hrušeň (*Pyrus communis*), JB-jabloň (*Malus x domestica*), OR-Ořešák (*Juglans regia*), SV-slivoň (*Prunus domestica* agg.), TR-třešeň (*Prunus cerasus*))



5.4. Vliv charakteristik stromů na početnost dutin

Modely byly vytvářeny samostatně pro vyhloubené a přirozené dutiny. Do modelů vlivu charakteristik stromů na početnost dutin byly zahrnuty proměnné: druh stromu, DBH, výška, stáří, zdraví, celistvost koruny a početnost druhého typu dutin.

5.4.1. Vliv charakteristik stromů na početnost vyhloubených dutin

Analýza GLM–nb určila pro přirozené dutiny jako signifikantní ($p < 0,05$) následující proměnné: druh stromu, DBH, výška, celistvost koruny a počet přirozených dutin (**Tab. 17**). Stáří a zdraví dřeviny nebylo pro vyhloubené dutiny signifikantní.

Tab. 17: Výsledky negativně binomického modelu pro porovnání faktorů dřevin ovlivňujících početnost vyhloubených dutin

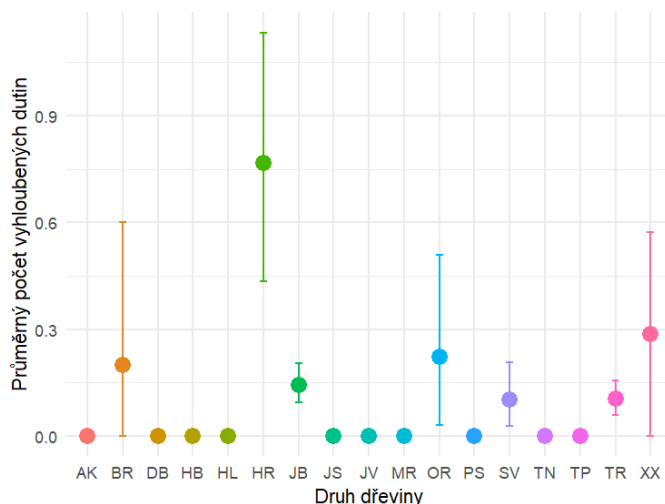
	Df	Deviance	Resid. DF	Resid. Dev	Pr (>Chi)	Signifikance
NULL			1 271	471,10		
druh	16	137,760	1 255	333,35	< 0,001	***
DBH	1	28,170	1 254	305,17	< 0,001	***
výška	1	17,016	1 253	288,16	< 0,001	***
přirozené dutiny	1	21,326	1 252	266,83	< 0,001	***
celistvá koruna	1	5,156	1 251	261,68	0,023	*

Druh

Ze studovaných ovocných dřevin měly nejvyšší průměrný počet vyhloubených dutin na strom hrušně (*Pyrus communis*), dále pak neidentifikovatelné dřeviny a ořešáky (*Juglans regia*) (**Obr. 24**). Všechny výše zmíněné dřeviny se však v datech vyskytovaly v podprůměrných počtech, což může výsledek zkreslovat. Jabloně (*Malus domestica*), slivoně (*Prunus insitia*) a třešně (*Prunus sp.*), jakožto mnohem početnější dřeviny, vykazují mnohem nižší průměrný počet vyhloubených dutin na strom.

Z neovocných dřevin má nejvyšší počet predikovaných vyhloubených dutin borovice (*Pinus sp.*). Tento výsledek však zřejmě není moc vypovídající, protože borovic (*Pinus sp.*) bylo v celém vzorku zaznamenáno pouze 5, z čehož jeden jedinec obsahoval dutinu. Malá početnost pak tento výsledek silně ovlivňuje.

Obr. 24: Průměrný počet vyhloubených dutin v závislosti na druhu dřeviny (AK-akát (*Robinia pseudacacia*), BR-borovice (*Pinus sp.*), DB-dub (*Quercus sp.*), HB-habr (*Carpinus betulus*), HL-hloh (*Crateagus sp.*), HR-hrušeň (*Pyrus communis*), JB-jabloň (*Malus x domestica*), JS-jasan (*Fraxinus sp.*), JV-javor (*Acer sp.*), MR-meruňka (*Prunus armeniaca*), OR-ořešák (*Juglans regia*), PS-trnka (*Prunus spinosa*), SV-slivoň (*Prunus domestica agg.*), TP-topol (*Populus sp.*), TR-třešeň (*Prunus cerasus*), XX-neurčitelné)

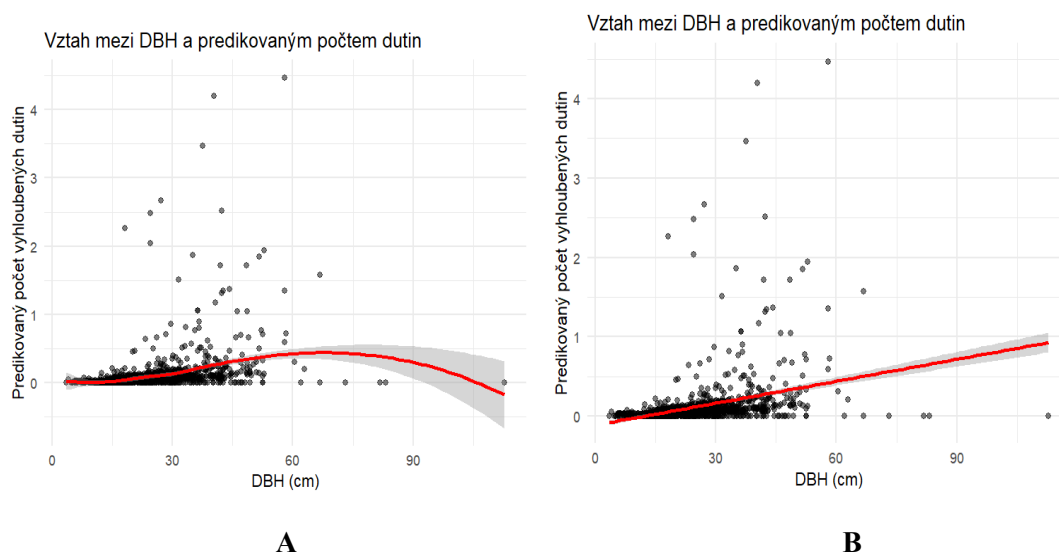


DBH

S narůstající hodnotou DBH počet predikovaných vyhloubených dutin stoupá. Při nízkých hodnotách trend stoupá, ale kolem hodnoty 60 cm se obrací a počet predikovaných dutin začíná klesat (**Obr. 25 a 26**).

Obr. 25: Vztah mezi DBH dřeviny a početností vyhloubených dutin (A)

Obr. 26: Lineární vztah mezi DBH dřeviny a početností vyhloubených dutin (B)

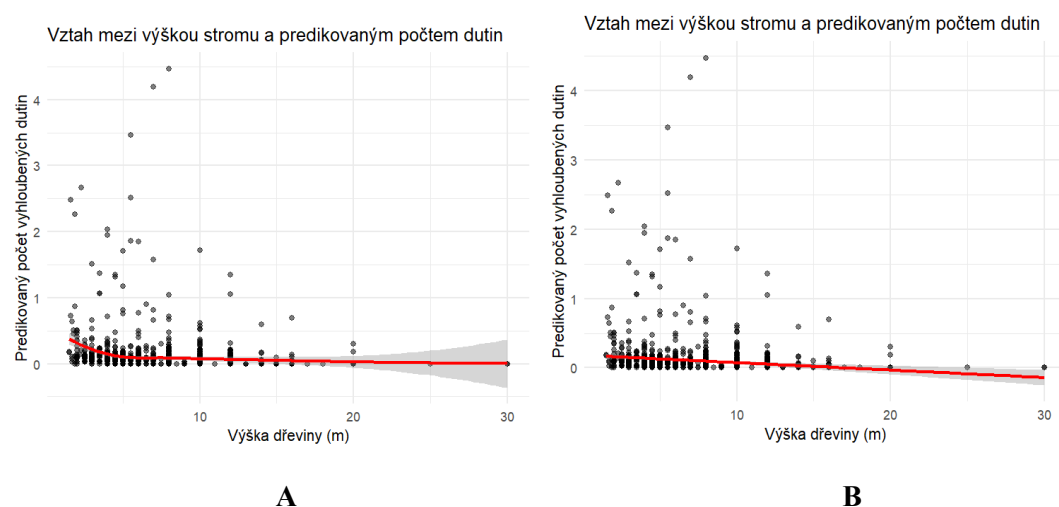


Výška

S narůstající výškou dřeviny klesá predikovaný počet vyhloubených dutin; trend je nejpatrnější u dřevin dorůstajících nižších výšek (**Obr. 27 a 28**).

Obr. 27: Vztah mezi výškou dřeviny a početností vyhloubených dutin (A)

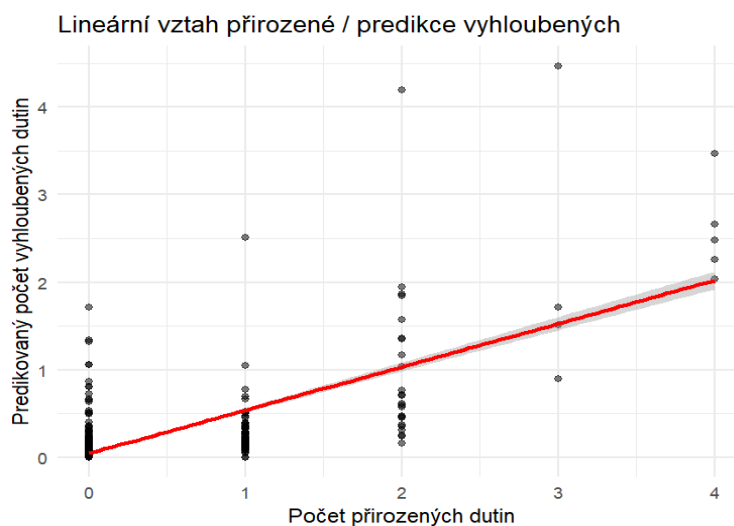
Obr. 28: Lineární vztah mezi výškou dřeviny a početností vyhloubených dutin (B)



Početnost přirozených dutin

Se stoupajícím počtem přirozených dutin stoupá i početnost dutin vyhloubených (*Obr. 29*).

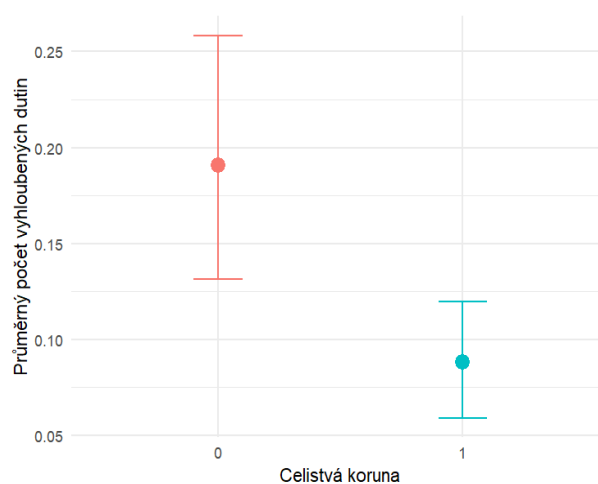
Obr. 29: Lineární vztah početnosti přirozených a vyhloubených dutin



Celistvá koruna

Stromy s celistvou korunou měly vyšší početnost dutin než stromy s korunou necelistvou (*Obr. 30*).

Obr. 30: Průměrný počet vyhloubených dutin podle celistvosti stromové koruny



5.4.2. Vliv charakteristik stromů na početnost přirozených dutin

Analýza GLM–nb určila pro přirozené dutiny jako signifikantní ($p < 0,05$) následující proměnné: druh, DBH, zdraví, výška, celistvost stromové koruny a početnost vyhloubených dutin (**Tab. 18**). Stáří dřeviny nebylo pro přirozené dutiny signifikantní.

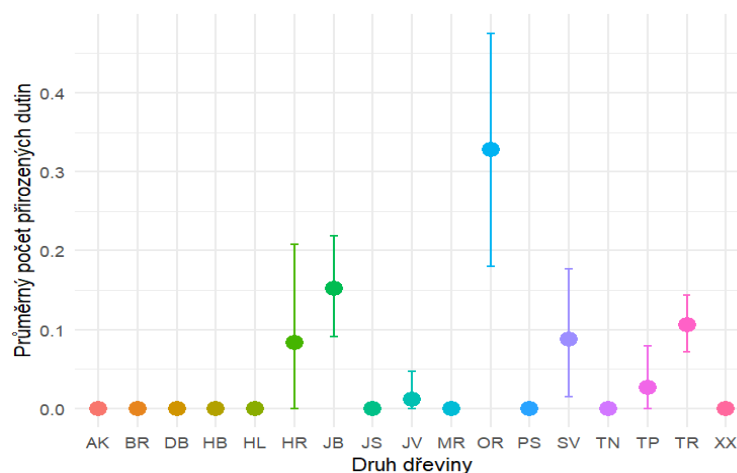
Tab. 18: Výsledky negativně binomického modelu pro porovnání faktorů dřevin ovlivňujících početnost přirozených dutin

	Df	Deviance	Resid. DF	Resid. Dev	Pr (> Chi)	Signifikance
NULL			1 271	55,33		
Druh	16	136,354	1 255	413,98	< 0,001	***
DBH	1	60,292	1 254	353,69	< 0,001	***
Zdraví	1	6,453	1 253	347,23	0,011	*
Stáří	1	1,767	1 252	345,47	0,184	
Výška	1	15,936	1 251	329,53	< 0,001	***
Vyhloubené dutiny	1	13,716	1 250	312,81	< 0,001	***
Celistvá koruna	1	6,331	1 249	309,48	0,012	*

Druh

Ze zaznamenaných ovocných dřevin měly nejvyšší průměrný počet přirozených dutin ořešáky (*Juglans regia*), dále pak jabloně (*Malus x domestica*) a s velmi blízkými hodnotami postupně třešně (*Prunus cerasus*), slivoně (*Prunus domestica* agg.) a hrušně (*Pyrus communis*) (**Obr. 31**).

Obr. 31: Průměrný počet vyhloubených dutin v závislosti na druhu dřeviny (AK-akát (*Robinia pseudacacia*), BR-borovice (*Pinus sp.*), DB-dub (*Quercus sp.*), HB-habr (*Carpinus betulus*), HL-hloh (*Crateagus sp.*), HR-hrušeň (*Pyrus communis*), JB-jabloň (*Malus x domestica*), JS-jasan (*Fraxinus sp.*), JV-javor (*Acer sp.*), MR-meruňka (*Prunus armeniaca*), OR-ořešák (*Juglans regia*), PS-trnka (*Prunus spinosa*), SV-slivoň (*Prunus domestica agg.*), TP-topol (*Populus sp.*), TR-třešeň (*Prunus cerasus*), XX-neurčitelné)



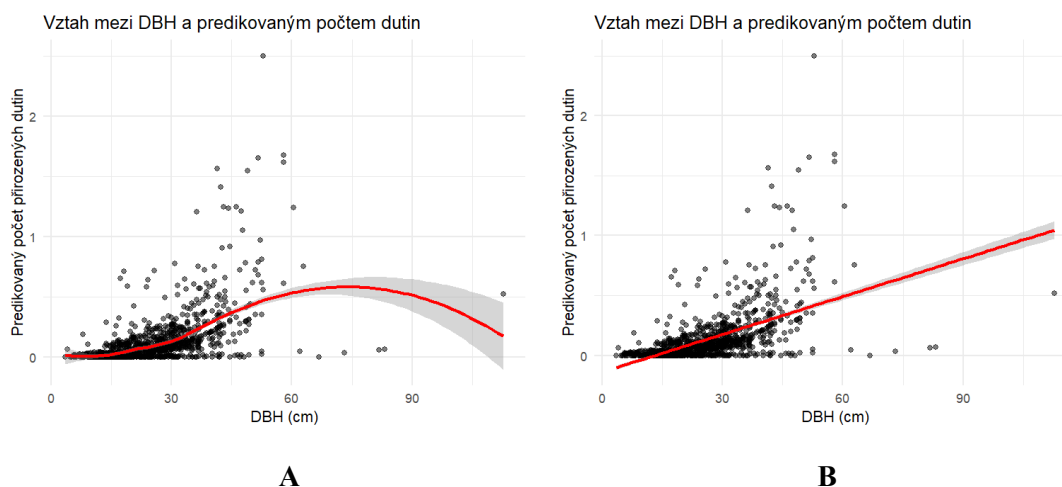
Z neovocných dřevin pak nejvyšší průměrné počty přirozeně vzniklých dutin vykazovaly topoly (*Populus sp.*) a javory (*Acer sp.*). Početnosti těchto neovocných dřevin však byly relativně nízké, takže i malý počet zaznamenaných dutin na nich výrazně zvyšuje průměr.

DBH

Se zvyšující se hodnotou DBH predikovaná početnost přirozených dutin stoupá. Při nižších hodnotách trend nejprve stoupá, okolo hodnoty 80 cm se však obrací a početnosti přirozených dutin začínají klesat (**Obr. 32 a 33**).

Obr. 32: Vztah mezi hodnotou DBH a početností přirozených dutin (A)

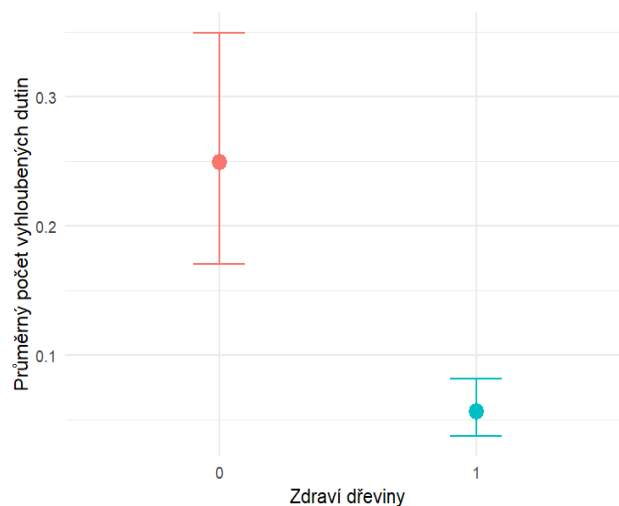
Obr. 33: Lineární vztah mezi hodnotou DBH a početností přirozených dutin (B)



Zdraví

Mrtvé dřeviny mají vyšší početnost přirozených dutin (**Obr. 34**).

Obr. 34: Průměrný počet vyhloubených dutin podle zdraví dřeviny

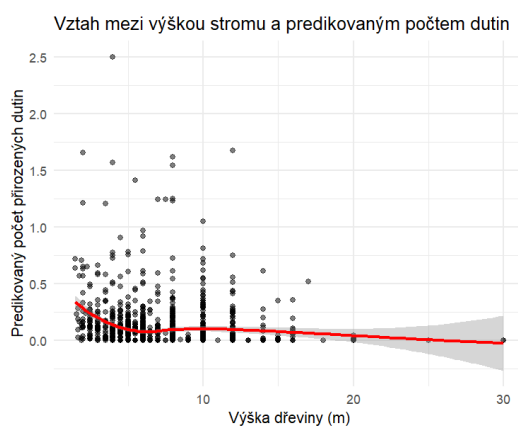


Výška

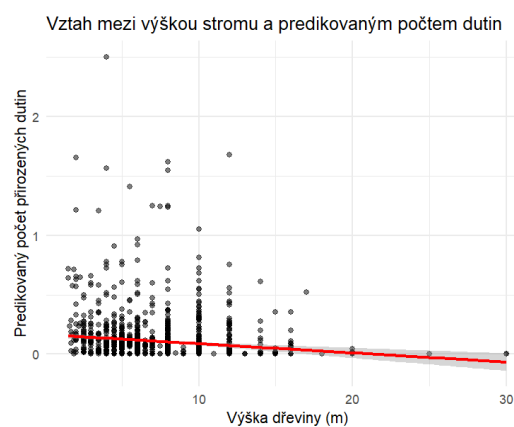
Se stoupající výškou stromu klesá početnost přirozeně vzniklých dutin. Mezi dřevinami s výškou přibližně 5–10 metrů je trend mírně stoupající (**Obr. 35 a 36**).

Obr. 35: Vztah mezi výškou stromů a početností přirozených dutin (A)

Obr. 36: Lineární vztah mezi výškou dřeviny a početností přirozených dutin (B)



A

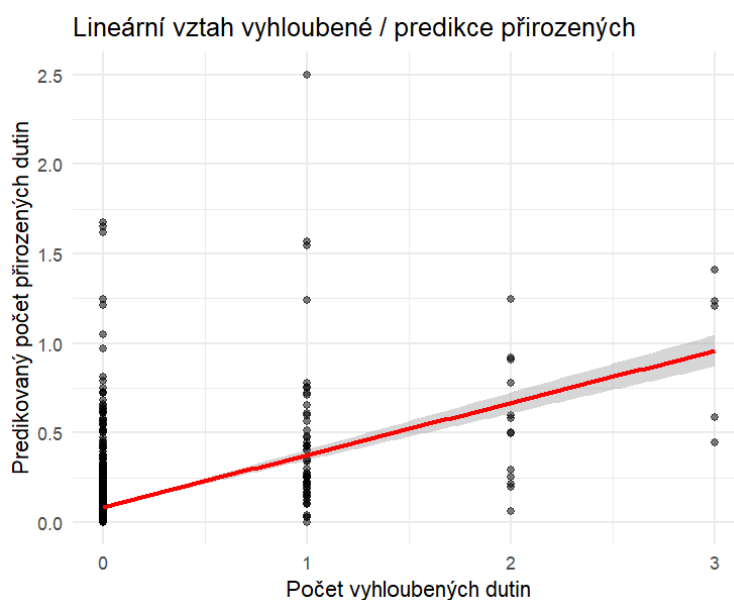


B

Vyhlobené dutiny

S narůstající početností vyhloubených dutin na dřevině roste i počet přirozených dutin (**Obr. 37**).

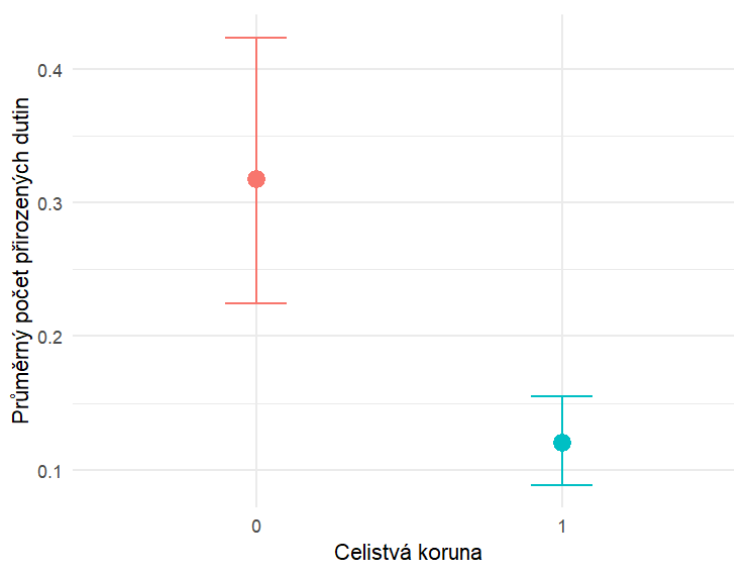
Obr. 37: Lineární vztah mezi početností vyhloubených a přirozených dutin



Celistvost koruny

Stromy s poškozenou korunou mají vyšší početnost přirozených dutin (**Obr. 38**).

Obr. 38: Průměrný počet přirozených dutin podle celistvosti stromové koruny



5.5.Dutiny

Výška vletového otvoru

Průměrná výška vletového otvoru činila 186 cm (medián 180 cm). Vyhlobené dutiny měly průměrně výše položený vletový otvor (průměr 203 cm, medián 190 cm) než dutiny vyhnílé (průměr 174 cm, medián 170 cm).

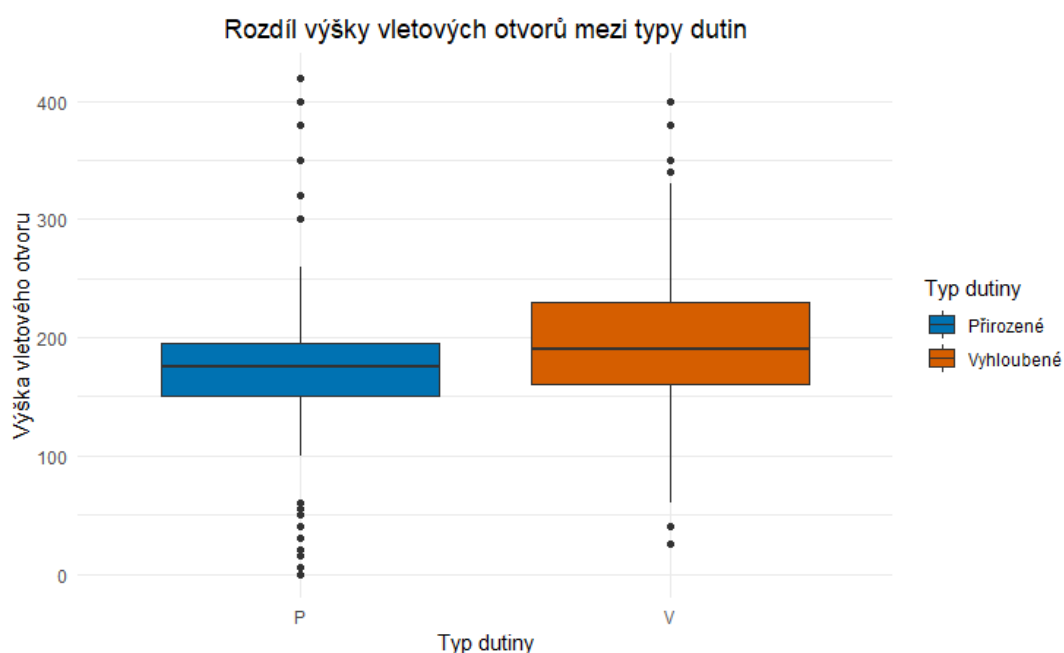
Welchův výběrový t-test ukázal, že mezi výškou vletového otvoru přirozených a vyhloubených dutin existuje statisticky významný rozdíl (**Tab. 19**).

Tab. 19: Výsledek Welchova t-testu pro výšku vletového otvoru podle jeho typu

Welchův t-test	t	df	p-value
Výška otvoru / typ otvoru	3,688	238,11	< 0,001

Jak je patrné na grafu níže (**Obr. 39**), vyhloubené dutiny měly vyšší rozptýl výšky vletového otvoru než dutiny přirozené. Z důvodu extrémně vysoké hodnoty (11 m) byla jedna přirozená dutina z obnoveného sadu pro účely vytvoření těchto grafů z datasetu odstraněna.

Obr. 39: Rozdíl výšky vletového otvoru podle typu dutin



Průměr vletového otvoru

Průměrný průměr vletového otvoru dosahoval hodnoty 83,2 mm (medián 70 mm). Přirozeně vzniklé dutiny měly vletový otvor průměrně širší (průměr 98,5 mm, medián 70 mm) než dutiny vyhloubené (průměr 63,6 mm, medián 70 mm).

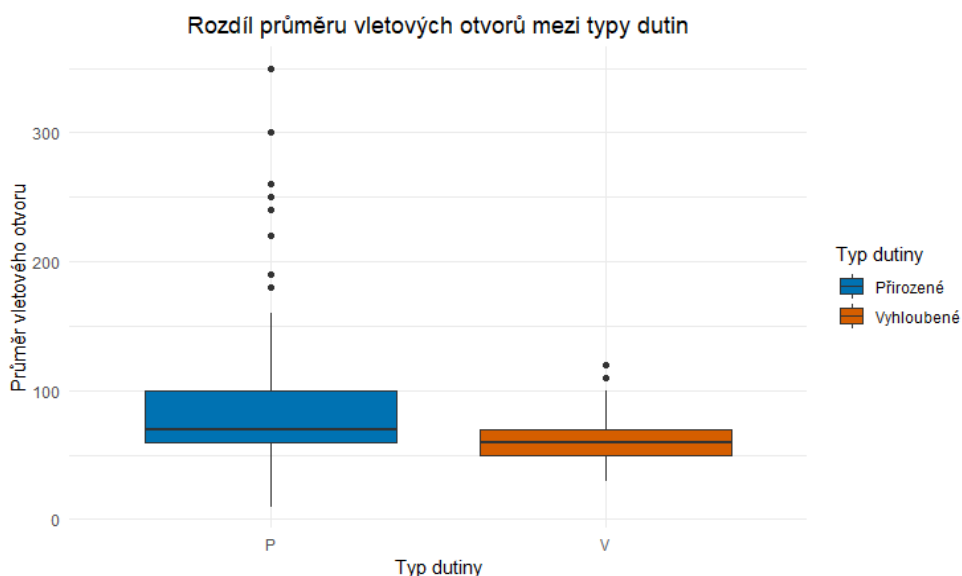
Welchův výběrový t-test určil statisticky významný rozdíl průměrů vletových otvorů mezi jednotlivými typy dutin (**Tab. 20**).

Tab. 20: Výsledek Welchova t-testu pro průměr vletového otvoru podle jeho typu

Welchův t-test	t	df	p-value
Průměr otvoru / typ otvoru	-4,995	182,35	< 0,001

Na grafu níže (**Obr. 40**) můžeme vidět, že rozptyl i medián průměru vletového otvoru přirozeně vzniklých dutin byly znatelně vyšší než u dutin vyhloubených. Z důvodu extrémně vysoké hodnoty (1 200 mm) byla jedna dutina z obnoveného sadu pro účely vytvoření těchto grafů z datasetu odstraněna.

Obr. 40: Rozdíl průměrů vletového otvoru podle typu dutiny



Orientace vletového otvoru vyhloubených dutin

Nejvíce vyhloubených dutin (25 %) bylo orientováno na jih. Zastoupení všech ostatních směrů orientace vletových otvorů bylo poměrně rovnoměrné, s výjimkou jihozápadu (5 %) a severozápadu (8 %), které vykazovaly nižší zastoupení.

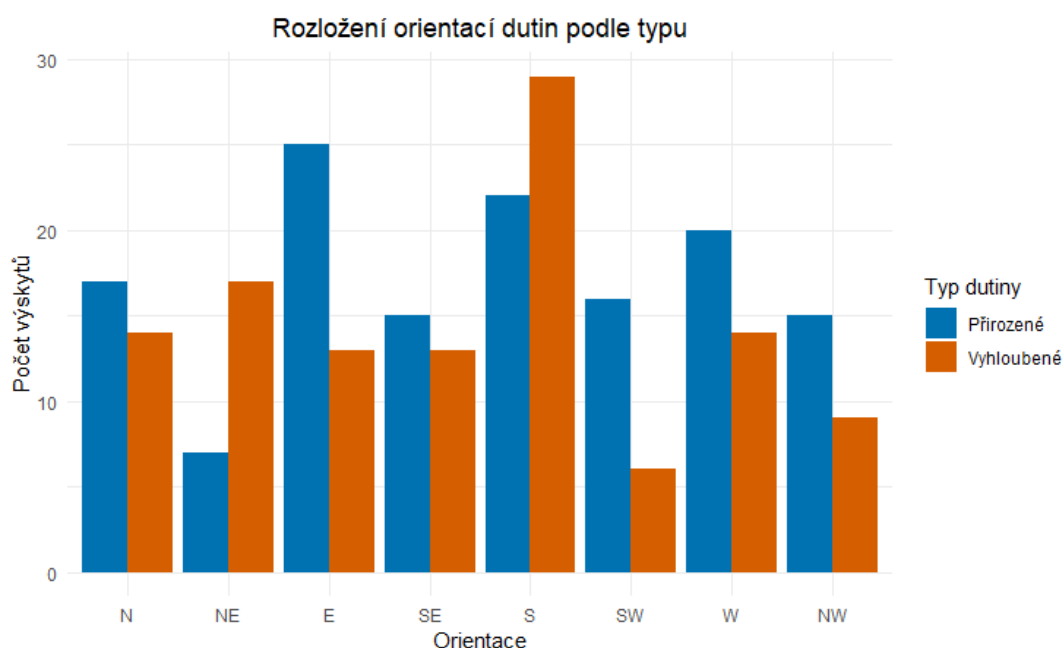
Pearsonův chí-kvadrát test určil statisticky významný rozdíl v orientaci vletových otvorů mezi jednotlivými typy (**Tab. 21**).

Tab. 21: Výsledek Pearsonova chí-kvadrát testu pro orientaci vletového otvoru podle jeho typu

Pearsonův chí-kvadrát test	X-squared	df	p-value
Orientace otvoru / typ	2,276	8	0,006

Na grafu níže (**Obr. 41**) můžeme vidět, že mezi vyhloubenými dutinami silně převládaly vletové otvory orientované jižně, zatímco mezi přirozenými dutinami byla orientace vletových otvorů více rozprostřená do různých směrů.

Obr. 41: Zastoupení jednotlivých světových stran v orientaci vletového otvoru



Počet vletových otvorů

Celkem 20 dutin mělo více vletových otvorů. Polovina těchto dutin s více vletovými otvory měla vletové otvory pouze jednoho typu, a to převážně přirozené. Pouze dvě dutiny s více vletovými otvory obsahovaly pouze otvory vyhloubené. U zbylých deseti dutin byly zaznamenány oba typy vletových otvorů s převahou otvorů přirozených. Celkové zastoupení dutin s rozdílnými počty vletových otvorů je uvedeno níže (**Tab. 22**).

Tab. 22: Početnost dutin podle počtu vletových otvorů

Počet vletových otvorů	1	2	3	4	5
Počet dutin	206	7	7	5	1

6. Diskuse

Tato diplomová práce se zabývá charakteristikami a početností dřevin a stromových dutin v 20 ovocných sadech na území hlavního města Prahy. Polovina těchto sadů byla zanedbaná a management v nich již delší dobu neprobíhal, zatímco druhou polovinu tvořily sady obnovené, ve kterých nyní probíhá aktivní management. Celkově bylo popsáno 1 272 stromů z nichž 59 % (758) bylo ovocných. Na těchto dřevinách bylo zaznamenáno 262 vletových otvorů, z nichž 147 (56 %) vzniklo přirozenými dřevo rozkladnými procesy a 115 (44 %) přičiněním tvůrců dutin. Vyhodnocení sebraných dat bylo provedeno na úrovni sadů, stromů a dutin.

6.1. Úroveň sadů

Početnost dutin v závislosti na managementu sadu

Celkem bylo zaznamenáno 262 vletových otvorů, z čehož 133 se nacházelo v obnovených sadech a 129 v sadech zanedbaných. Poměry mezi typy otvorů se mezi obnovenými a zanedbanými sady lišily. V obnovených sadech byly oba typy dutin zastoupeny poměrně rovnoměrně, zatímco v zanedbaných sadech byl poměr vychýlen v prospěch přirozených dutin (64 %).

Pokud jde o počet jednotlivých typů dutin, signifikantní vliv managementu sadu byl v této práci prokázán pouze na početnost vyhloubených dutin. Těch se nacházelo průměrně více v sadech s aktivním managementem. Rozptyl predikovaných dutin byl však výrazně vyšší u sadů zanedbaných a je tedy možné, že je tento výsledek ovlivněn nedostatečnou velikostí vzorku. Pro zohlednění rozdílné hustoty porostů byly modelem predikované počty dutin přepočítány na plochu jednoho hektaru.

Pozitivní vliv managementových zásahů na vznik dutin popisuje například Gruebler et al. (2013). Podle něj mohou prořezávky větví přispívat k změkčení a rozkladu dřevní hmoty, což může vést k urychlení dutinotvorných procesů. V kontextu vyhloubených dutin může toto změkčení dřeva ztraktivnit strom pro tvůrce dutin, protože ptáci z čeledi datlovitých (*Picidae*), kteří jsou považováni za nejrozšířenější tvůrce dutin v našich podmínkách (Aitken & Martin 2007; Wesolowski 2007), obecně preferují k hloubení právě stromy s měkčím dřevem (Remm et al. 2006; Schepps et al. 1999). Gruebler et al. (2013) ale uvádí, že různé managementové postupy mohou početnost a distribuci obou typů dutin ovlivňovat rozdílně.

Dalším faktorem, který by mohl hrát roli, je fakt, že ve většině mnou monitorovaných obnovených sadů jsou pěstované dřeviny alespoň částečně využívány k produkci ovoce, zatímco dřeviny v zanedbaných sadech již často nebyly ve stavu, aby byly schopny plodit. Toto ovoce může rozšiřovat potravní nabídku na stanovišti, což může pozitivně ovlivnit biodiverzitu a potažmo i výskyt tvůrců dutin, i když ovoce není jejich typickou potravou.

V literatuře se většinou uvádí vyšší početnost dutin na stanovištích bez aktivního managementu. Tento efekt lze snadno vysvětlit u přirozeně vzniklých dutin. Vznik těchto dutin je podmíněn působením rozkladných procesů, které jsou zpravidla podpořeny napadením stromu houbovým organismem (Bunnell et al. 1999; Gruebler et al. 2013). Jako jednu z nejběžnějších příčin zahájení vzniku přirozené dutiny uvádí Weselovski & Martin (2017) poranění stromu, které umožňuje houbovým organismům snáze proniknout přes ochranné vrstvy dřeviny. Tato zranění mohou být v udržovaných sadech nahrazována managementovými praktikami, nejčastěji ve formě prořezávky. Pak ale hodně záleží na tom, jak bude management pokračovat. U dřevin, které jsou pod aktivním managementem, mohou být tato zranění ošetřována, infekce dřevokaznými houbami potlačována a dutinotvorný proces tak může být výrazně zpomalen, nebo zcela zastaven.

Janečková (2024) uvádí vyšší početnost vyhloubených dutin v ovocných sadech bez managementu. Remm & Löhmus (2011) ve své studii zabývající se distribucí dutin v lesních ekosystémech zaznamenali výrazně vyšší početnost dutin na plochách, kde k managementu vůbec nedocházelo. Uvádějí, že silně poškozené, napadené a mrtvé stromy, které mohou být vhodné pro vznik dutin, nebo již dutinu obsahují, jsou často ze stanovišť vlivem managementu odstraňovány. K podobnému výsledku dospěl i Tavankar et al. (2021) v obdobné studii z Iránu.

Zde je potřeba vzít v potaz fakt, že lesní porosty jsou zpravidla produkční ekosystémy, kde je často cílem managementu co nejvyšší výnos dřevní hmoty a managementové postupy jsou tak výrazně tvrdší než u tradičně udržovaných sadů. Například ve mnou sledovaných sadech bylo zastoupení mrtvého dřeva mezi obnovenými a zanedbanými sady velmi vyrovnané. To naznačuje, že management v těchto sadech je relativně mírný a je u něj brán ohled na diverzitu mikrohabitatů. Přímé porovnání vlivu managementu mezi těmito dvěma druhy ekosystémů tedy není možné.

Edworthy et al. (2018) uvádí, že pestrá nabídka hnízdních dutin může výrazně zvyšovat celkovou biodiverzitu stanoviště. Vyrovnanost zastoupení typů dutin v obnovených sadech může naznačovat, že kvalitně prováděné managementové zásahy mohou pomáhat zachovávat rovnováhu mezi jednotlivými typy dutin a potažmo tak vytvářet lepší prostředí s potenciálně vysokou biodiverzitou.

Vliv managementu se bude zásadně lišit v závislosti na užitých postupech. Správně prováděný management může podporovat vznik dutin, ale přílišná péče o zdraví stromu a odstraňování napadených a rozkládajících se stromů a jejich částí vede spíše ke zpomalení dutinotvorného procesu, nebo jeho úplnému zastavení. Výsledky této práce naznačují, že management ovocných sadů na území hlavního města Prahy je z hlediska výskytu stromových dutin a diverzity mikrohabitatů pojat vhodným způsobem.

Skladba a hustota porostů

Celkově byly zaznamenány čtyři rody zahrnující šest druhů ovocných dřevin, sedm rodů neovocných dřevin a jeden rod dřeviny nepůvodní. Rozdíly ve skladbě porostů mezi obnovenými a zanedbanými sady byly patrné jak v celkové početnosti dřevin na jednotlivých lokalitách, tak v druhové skladbě.

Počet ovocných dřevin byl v jednotlivých typech sadů přibližně stejný, ale porost zanedbaných sadů byl zahuštěn neovocnými a nepůvodními dřevinami. Obnovené sady tak zpravidla vypadaly tak, jak charakterizuje tradiční ovocné sady například Horák et al. (2013) nebo Forejt & Syrbe (2019), tedy jako plochy s ovocnými dřevinami rostoucími v pravidelných, poměrně velkých rozestupech, které dávají prostor pro vývin bylinného patra tvořeného převážně nízkou vegetací. Oproti tomu v zanedbaných sadech byly rozestupy mezi jednotlivými dřevinami výrazně menší, protože volná místa byla vyplněna výmladky okolních dřevin nebo náletovými dřevinami. Výjimku tvořily tři zanedbané sady (Z2 – Drahanský mlýn, Z11 – K Brnkám a Z15 – Červený mlýn), které oproti ostatním zanedbaným sadům vykazovaly výrazně nižší počet neovocných dřevin, a tudíž charakter porostu spíše připomínal obnovené sady. Tyto sady byly z velké části obklopeny zemědělskou půdou nebo zástavbou a jiné než původně vysazené ovocné dřeviny se v nich vyskytovaly pouze zřídka. „Nová“ vegetace byla převážně křovitého charakteru. Naopak několik obnovených sadů (O3 – sad na Červeném vrchu, O4 – Vokovická třeshňovka a O9 – vrch Třeshňovka) vystupovalo z řady nadprůměrným množstvím zaznamenaných dřevin. Tyto sady se vyznačovaly dlouhými řadami ovocných dřevin s nižšími rozestupy.

V této práci byl prokázán signifikantní vliv hustoty porostu na početnost přirozených dutin. Se zvyšující se hustotou porostu klesala početnost přirozených dutin. To je v rozporu s mým očekáváním, že pokud má hustota porostu vliv na početnost přirozených dutin, bude tento vliv spíše pozitivní. Očekával bych, že stinnější zanedbané sady budou vlhčí, což povede ke zrychlení dutinotvorného procesu, jak to popisuje Remm & Löhmus (2011). Stejně tak bych očekával, že houbové organismy napadající stromy se budou lépe šířit na okolní dřeviny, ať už pomocí větrem roznášených spor nebo přes kořenové systémy.

Žemaitis & Stakėnas (2016) ve své práci zabývající se rozkladem dřeva v důsledku napadení houbovým organismem došli k výsledku, že v porostech s menší hustotou dřevin bylo větší zastoupení napadených stromů než v porostech hustějších. Sami zmiňují několik prací (Rishbeth, 1950; Thor et al., 2006), ve kterých byl popsán efekt nižší hustoty porostu na pomalejší šíření houbových infekcí právě díky omezenému množství kontaktů kořenových systémů jednotlivých dřevin. Své výsledky si Žemaitis & Stakėnas (2016) vysvětlují tím, že nízká hustota porostů je často spojená s prováděním managementu, který je do jisté míry predispozicí pro šíření houbové infekce (Thor et al., 2006; Mattila & Nuutinen, 2007). Dále pak autoři poukazují na to, že dřeviny ve větších rozestupech jsou výrazně náchylnější k působení abiotických vlivů, hlavně pak poškození větrem. To pak vede k snadnějšímu šíření

infekce. V závislosti na lokálních klimatických podmínkách, expozici dřevin a okolnímu prostředí ovlivňujícímu povětrnostní podmínky stanoviště, stejně jako na intenzitě a charakteru prováděných managementových postupů, pak tento efekt může převážit efekt pomalejšího šíření infekce v důsledku většího rozestupu kořenových systémů.

V neposlední řadě by pak mohl hrát roli fakt, že dřeviny v hustších porostech, a zvláště pak v jejich nižší části, nejsou zpravidla tak dobře osluněny jako dřeviny v rozvolněnějších porostech. Teplo je spolu s vlhkostí základní katalyzátor houbových infekcí a dřevo rozkladných procesů obecně, jak to popisuje například Remm & Löhmus (2011)

Světelné a hlukové znečištění

Obnovené sady se nacházely v oblastech s vyšší mírou světelného znečištění (ALAN) i hlukového znečištění, a to v obou sledovaných denních dobách. To je zřejmě dáno tím, že k obnově byly většinou vybírány sady nacházející se v hustě obydlených částech Prahy, aby mohly plnit svou rekreační funkci, zatímco sady nacházející se na odlehlých lokalitách pohlceny okolní vegetací, nebo obklopeny zemědělskou půdou spíše zůstaly zanedbány.

Mezi obnovenými a zanedbanými sady byl zaznamenán signifikantní rozdíl v míře světelného znečištění a hlukového znečištění v denních hodinách. V hlučnosti v nočních hodinách se sady signifikantně nelišily. Nejdůležitějším zdrojem hlukového znečištění sadů je pravděpodobně pozemní doprava. Její utlumení v nočních hodinách zřejmě vede ke snížení rozdílu v hlučnosti vzhledem k zanedbaným sadům, které se zpravidla nacházejí v tišších částech města.

Hlučnost ve dne vyšla jako signifikantní faktor pro oba typy dutin. Hlučnost v nočních hodinách a světelné znečištění pak pouze pro dutiny vyhloubené.

Se zvyšující se mírou světelného znečištění ALAN klesala početnost vyhloubených dutin. Umělé noční osvětlení je věc, bez které si dnes už asi život ve městě neumíme představit a míra světelného znečištění tak s postupující urbanizací stále stoupá. Světelné znečištění narušuje přirozené biologické rytmy a představuje tak potenciální riziko pro zvířata stejně jako pro lidi (Gaston et al., 2013). Společný vliv světelného a hlukového znečištění může například podle Ritz-Radlinské et al. (2025) posouvat začátek vokalizace ptactva. Narušení spánkového cyklu může mít pro většinu živočichů mnohé neblahé následky a snižovat jejich fitness (Siegel, 2009). Dávalo by tedy smysl, že si tvůrci dutin vyberou k hnízdění strom spíše méně exponovaný umělému osvětlení, kde při hnízdění hrozí menší riziko narušení biologických rytmů. Podle Holveck et al. (2018) může být podoba ptačích hnízd ovlivněna přítomností a intenzitou umělého osvětlení v nočních hodinách, a je tedy dost dobře možné, že si tvůrci dutin vybírají k hloubení hnízdní dutiny sady s menší mírou světelného znečištění. Raap et al. (2018) uvádí, že hnízdění ve stromových dutinách a ptačích budkách může tento negativní efekt umělého osvětlení mírnit. Do jaké míry pak závisí hlavně na podobě a umístění dutiny a síle světelného znečištění na lokalitě.

Je zajímavé, že vliv hlučnosti na početnost dutin byl ve všech případech pozitivní. Tedy s rostoucí úrovní hlukového znečištění sadu se zvyšoval počet vyhloubených i vyhnílených dutin.

U dutin vyhloubených může mít hlučnost prostředí vliv na výskyt tvůrců dutin a ptactva obecně, ale očekával bych, že tento vliv bude spíše negativní. Nadměrná hlučnost prostředí může mimo jiné negativně ovlivňovat komunikační schopnosti ptactva (Nemeth & Brumm 2010), měnit jejich chování (Ritz-Radlinská et al., 2025) nebo ovlivňovat růst a vývin mláďat (Pharr et al., 2023). Francis et al. (2009) uvádí, že vyšší úrovně hlukového znečištění mohou negativně ovlivnit diverzitu a početnosti ptáčích společenstev. Zároveň ale upozorňuje, že efekt, který má hlučnost na ptáky, se může zásadně lišit v závislosti na druhu jedince a míře jeho adaptace na antropogenní prostředí.

U přirozených dutin je tento výsledek lehce zarážející. Literatura neuvádí mechanismus, kterým by hlučnost prostředí mohla přímo ovlivňovat rychlost dřeva rozkladných procesů nebo poškozovat stromy. Početnost dutin jednoho typu však v obou modelech silně podporovala početnost typu druhého. Tedy se zvyšujícím se počtem vyhloubených dutin stoupal i počet přirozených. To naznačuje, že početnost tvůrců dutin na lokalitě, která může být ovlivňována právě například světelným a hlukovým znečištěním, může ovlivňovat i početnost přirozeně vzniklých dutin. Původně bylo záměrem sestavit model pro přirozeně vzniklé dutiny bez těchto proměnných, které nemohou mít na výskyt přirozených dutin přímý vliv (světlo, hluk, charakter okolí), nakonec mi ale přišlo zajímavé demonstrovat, jaké mohou mít antropogenní stresory různé, a často jako v tomto případě nepředvídané, dopady na podobu ekosystémů.

Obnovené sady měly vyšší predikovaný počet vyhloubených dutin na hektar, což v kombinaci s nižší hustotou těchto sadů implikuje, že jsou pro hloubení dutin vhodnější než sady zanedbané, nebo alespoň že je tvůrci dutin preferují. Je tedy možné, že pozitivní vliv ostatních charakteristik obnovených sadů převáží negativní vlivy vyšší hlučnosti oproti sadům zanedbaným. Zároveň je třeba předpokládat, že tvůrci dutin žijící na území hlavního města Prahy jsou již relativně adaptovaní na život v člověkem ovlivňovaném prostředí a negativní efekt hlučnosti se tak může snižovat, jak naznačuje Francis et al. (2009). Navíc stěny hnízdní dutiny mohou snižovat hladinu hlukového znečištění pronikajícího do hnízda a ptáci hnízdící v dutinách tak mohou být hlučností prostředí ovlivňováni méně než ptáci stavící si otevřená hnízda.

Charakter okolí

Charakter okolí byl měřen, aby otestoval hypotézu, že více vyhloubených dutin se bude nacházet v sadech, v jejichž okolí je menší zastoupení krajinného pokryvu vhodného pro růst stromů, a tedy i méně stromů jako takových. Očekával jsem, že tvůrci dutin se budou při nedostatečné nabídce dřevin v okolí spíše stahovat do sadů, což se projeví na zvýšené početnosti vyhloubených dutin. Vycházel jsem z toho, že nedostatek dřeva vhodného k hloubení dutin může být pro tvůrce dutin limitujícím

faktorem, jak to popisují Kilgo & Vukovich (2014). Podle Arévalo et al. (2022) má charakter okolí stanoviště a zastoupení zeleně v okolí vliv na početnost a skladbu ptáčích společenstev. Autorka upozorňuje, že tento vliv se může významně lišit v závislosti na studované gildě a potažmo i konkrétním druhu studovaného ptactva. Ačkoli se početnost ptáků se zvyšujícím se zastoupením zeleně většinou zvyšovala, pro některé skupiny ptáků fungoval efekt opačně.

Statisticky významný vliv charakteru okolí byl v této práci zaznamenán pouze pro početnost přirozených dutin, a to na pouze na úrovni 1 500 metrů. Se zvyšujícím se zastoupením podílu krajinného pokryvu vhodného k růstu dřevin se snižoval počet přirozených dutin. Vzhledem k tomu, že výskyt obou typů dutin je zřejmě silně provázán, jak bylo popsáno v předešlé podkapitole, je pravděpodobné, že početnost tvůrců dutin na lokalitě ovlivňuje i počet přirozeně vzniklých dutin. Je tedy možné, že ptáci obývající silně urbanizované části města, ve kterých se obnovené sady často nacházely a vykazovaly tak průměrně nižší zastoupení krajinného pokryvu vhodného k růstu stromů ve svém okolí, kvůli nedostatku vhodných stromů v okolí vyhledávali útočiště v podobě sadu častěji, než ptáci obývající oblasti s větším zastoupením „přírodních“ stanovišť v okolí. Svou aktivitou pak mohli zvyšovat početnost přirozených dutin v těchto sadech.

Je potřeba vzít v potaz i kompetiční vztahy ptáků obývajících sad. U sadů menší velikosti může poskytnutý prostor rychle zabrat i menší počet hnízdních párů, které pak mohou další případné zájemce ze svého teritoria vyhánět. Při měření charakteru okolí nebyla brána v potaz velikost samotného sadu a zastoupení krajinného pokryvu vhodného pro růst dřevin bylo měřeno v kruhu s poloměrem 500 a 1 500 metrů vždy ze středu monitorované části sadu.

Pro další výzkum vlivu charakteru okolí by bylo vhodné zohlednit velikost samotného sadu a také více rozlišovat mezi jednotlivými typy krajinného pokryvu. Také by bylo vhodné zohlednit další důležité charakteristiky, jako například vzdálenost od nejbližší vodní plochy. Právě vzdálenost zdroje vody uvádí jako důležitý faktor ovlivňující abundanci ptáků například Dong et al. (2024).

Zastoupení mrtvých dřevin

Celkově byl zaznamenán vyšší počet mrtvých dřevin v zanedbaných sadech. Po zohlednění rozdílných hustot porostů se ale ukázalo, že zastoupení mrtvých dřevin se mezi obnovenými a zanedbanými sady lišilo pouze o jeden procentní bod. Celkové průměrné zastoupení mrtvých dřevin pak činilo 18 %. To naznačuje, jak bylo již zmíněno výše, že management mnou monitorovaných obnovených sadů je poměrně mírný a je při něm myšleno na diverzitu mikrohabitatů, která přirozeně podporuje celkovou biodiverzitu (Horák et al., 2013; Brühl et al., 2024). Na rozdíl od ekosystémů zaměřených na produkci jsou mrtvé dřeviny v extenzivně udržovaných sadech zpravidla ponechávány, dokud svým stavem nepředstavují bezpečnostní riziko pro lidi navštěvující sad.

Byl zjištěn signifikantní pozitivní vliv počtu mrtvých dřevin v sadu na početnost vyhloubených dutin. To je zřejmě způsobeno nižší tvrdostí rozkládajícího se dřeva, které je pak atraktivnější pro tvůrce dutin, jak bylo popsáno výše (Remm et al. 2006; Schepps et al. 1999). Nedostatečné zastoupení mrtvého dřeva na lokalitě může limitovat populace tvůrců dutin, jak to popisuje Kilgo & Vukovich (2014). Výrazné zvýšení a snížení dostupných pařezů a soušek v jejich práci výrazně ovlivňovalo populace tvůrců dutin. Tento efekt je pak ještě významnější pro populace tvůrců dutin s horšími hloubícími schopnostmi, které si ke svému hloubení vybírají jen poškozené dřeviny. Nízkou vitalitu stromu uvádí jako jeden ze zásadních faktorů pro výskyt dutin i Gutzat & Dormann (2018) ve své metaanalýze prací o stromových dutinách.

Naopak Janečková (2024) ve své práci zaznamenala signifikantní pozitivní vliv mrtvých dřevin na početnost dutin přirozených. Pokud je strom mrtvý, nemůže se bránit napadení vypouštěním mízy nebo vytvářením svalců, jak to popisuje Shigo (1984). Infekce tak může nekontrolovaně postupovat a pokud nebyl strom napadený už před svým úhynem, nebude pravděpodobně trvat dlouho, než se v něm rozkladné procesy nastartují.

Zde lze obecně říci, že zastoupení mrtvého dřeva výrazně zvyšuje diverzitu habitatů, biodiverzitu, stejně jako pozitivně přispívá k výskytu vyhloubených i přirozených dutin.

Nadmořská výška

Se stoupající nadmořskou výškou stoupá početnost vyhloubených dutin. Allevato et al. (2019) uvádí, že dřeviny rostoucí ve vyšších nadmořských výškách jsou náchylnější k poškození větrem a mrazem, což by mohlo podporovat vznik přirozených, a jak se výše uvádí potažmo i vyhloubených dutin kvůli snížené tvrdosti dřeva. Allevatova et al. (2019) studie se však zabývá spíše dřevinami v lesních porostech horských poloh, zatímco mnou sledované sady se všechny nacházejí na území hlavního města Prahy, a jejich nadmořská výška se tedy pohybovala mezi 210 a 385 m. n. m. Je otázkou, zda se klima mezi sady položenými v takto úzkém výškovém rozsahu může nějak zásadně lišit. Navíc klima ve městě je modifikováno zastavěnými a vyasfaltovanými plochami a v případě Prahy také pestrá geomorfologií, která zde možná hraje větší význam než nadmořská výška

Například Bauerová (2023) ve své práci zaznamenala pozitivní vliv zvyšující se nadmořské výšky na početnost přirozených dutin, ale na vyhloubené dutiny měla nadmořská výška efekt opačný. To si autorka vysvětluje vyšší energetickou náročností života ve vyšších nadmořských výškách, které se zpravidla vyznačují nižšími teplotami. To se může projevit v nižší početnosti ptačích společenstev, včetně tvůrců dutin, jak popisuje například Kebrle et al. (2022)

Jako nejdůležitější klimatické faktory ovlivňující vznik dutin uvádí literatura teplotu a hlavně vlhkost (Remm & Löhmus, 2011; Gruebler et al., 2013). Pro další výzkum by tedy bylo vhodné zohlednit spíše konkrétní klimatické faktory jako průměrný úhrn srážek, průměrnou teplotu stanoviště nebo dobu a úroveň osvitu

slunečním světlem, spíše než jen nadmořskou výšku, která není na takto malé škále příliš vypovídající.

Plocha sadu

Plocha sadu neměla statisticky významný vliv na početnost ani jednoho z typů dutin. Wiacek & Polak (2008) ve své studii zabývající se složením ptačích společenstev v ovocných sadech došli k závěru, že velikost sadů neměla vliv na složení ptačích společenstev. Podle nich hrají větší roli specifické podmínky stanoviště a nabídka mikrohabitatů. Jak bylo již zmíněno výše, plocha sadu do jisté míry určuje, kolik v něm může hnízdit párů, aniž by muselo docházet k teritoriálním bojům. Síla tohoto efektu je pak závislá na konkrétním sledovaném druhu a na charakteru a nabídce dřevin okolí. Bailey (et al., 2010) například popisuje, že početnost párů silně teritoriálních ptáků je limitována vzdáleností od dalšího vokalizujícího samce. Početnost těchto druhů tedy může být vyšší, pokud má městská zeleň, kterou obývají, charakter spíše většího množství menších oddělených ploch než větších celistvých oblastí. Menší sady mají také větší zastoupení ekotonů, což na jednu stranu může zvyšovat diverzitu mikrohabitatů, ale na druhou stranu může zvyšovat takzvaný okrajový efekt.

Je třeba zmínit, že plocha sadů byla v této práci měřena pomocí webové aplikace mapy.cz a obzvláště u zanedbaných sadů, které byly často pohlceny okolní vegetací, nebylo možné hranice sadu určit přesně. Naměřené hodnoty jsou tak pouze orientační.

Zdá se tedy, že plocha sadů nemá vliv na početnost dutin ani jednoho typu. Pokud takový vztah existuje, je závislý na specifických nárocích konkrétních druhů tvůrců dutin.

6.2. Úroveň stromů

Druh

Ze 1 272 zaznamenaných dřevin bylo 69 % tvořeno ovocnými dřevinami. Porost obnovených sadů se většinou skládal hlavně z pěstovaných dřevin a neovocné dřeviny v nich byly zastoupeny pouze na okrajích, kde často tvořily přirozenou hranici sadu. V obnovených sadech proto ovocné dřeviny tvořily 81 % zaznamenaných stromů. Oproti tomu v sadech zanedbaných tvořily ovocné dřeviny pouze 43 % porostu. Neovocné stromy zde byly zastoupeny hlavně mladými dřevinami, často náletového nebo výmladkového charakteru, šířícími se z okolní vegetace.

Druh dřeviny měl signifikantní vliv na početnost obou typů dutin. Naprostá většina (97 %) zaznamenaných dutin se nacházela na ovocných dřevinách. Nejvíce dutin celkem pak obsahovaly třešně (*Prunus cerasus*; 103 dutin, 39 %) a jabloně (*Malus x domestica*; 69 dutin, 26 %) jakožto nejpočetnější druhy ze zaznamenaných dřevin. Alespoň jednu dutinu obsahovalo 19 % ovocných stromů. Mezi druhy byly ale významné rozdíly, co se týče početnosti dutin různých typů.

Vyhloubenou dutinu obsahovalo 10 % zaznamenaných ovocných stromů. Největší poměr stromů s vyhloubenou dutinou byl zaznamenán u hrušní (*Pyrus communis*), kde ve 47 % stromů byla vyhloubena dutina. To je velmi nadprůměrný výsledek. Gruebler et al. (2013) uvádí, že v jeho studii obsahovalo vyhloubenou dutinu 17 % zaznamenaných hrušní. Můj výsledek je zřejmě ovlivněn tím, že hrušní (*Pyrus communis*) bylo celkem zaznamenáno pouze 30 a většina z nich byla velmi stará nebo mrtvá (věkové třídy 4 a 5). Je tedy otázka, do jaké míry je tento výsledek způsoben vlastnostmi hrušňového dřeva, nebo spíše specifickými podmínkami konkrétního sadu a nedostatečným zastoupením hrušní (*Pyrus communis*) v sadech ostatních. Nejvyšší zastoupení stromů s dutinou naměřil Gruebler et al. (2013) u jabloní (*Malus x domestica*) (21 %). V mé práci obsahovalo dutinu pouze 12 % jabloní (*Malus x domestica*). Právě jabloním Gruebler et al. (2013) připisuje větší náchylnost k napadení dřevokaznou houbou a uvádí že jabloně obsahovaly častěji dutinu už v mladším věku. To je do jisté míry způsobeno větším počtem známek prořezávání na jabloních a jejich podprůměrnou vitalitou oproti ostatním druhům ovocných dřevin v Grueblerově et al. (2013) práci. Naopak za strom nejvíce odolný proti houbovým infekcím označuje třešň (*Prunus cerasus*), v jeho práci obsahovalo dutinu 10 % třešní, což celkem odpovídá 7 % zaznamenaným v mé práci. Tato odolnost by dle mého názoru mohla být způsobená nadprůměrnou tvorbou mízy třešní (*Prunus cerasus*), která může zacelit zranění stromu a zamezit tak vniknutí houbového organismu hlouběji do stromu, jak to popisuje (Shigo, 1984). Jedná se však pouze o domněnku, kterou nemohu podložit žádnými fakty. Ostatní ovocné dřeviny v mé práci měly podobné zastoupení stromu s dutinou – slivoň (*Prunus domestica* agg) 7 % a ořešák (*Juglans regia*) 6 %.

Přirozenou dutinu obsahovalo 13 % zaznamenaných ovocných stromů. Nejvyšší zastoupení stromů s přirozenou dutinou bylo zaznamenáno u ořešáků (*Juglans regia*), a to 29 %. Následovaly opět hrušně (*Pyrus communis*) s 17 % a jabloně (*Malus x domestica*) s 14 %. Menší zastoupení pak vykazovaly třešně (*Prunus cerasus*) a slivoně (*Prunus domestica* agg.). To je opět v rozporu s Grueblerem et al. (2013), v jehož studii měly největší zastoupení stromů s přirozenou dutinou opět jabloně (*Malus x domestica*).

Rozdíly ve výsledcích mezi mou a Grueblerovou et al. (2013) prací si vysvětluji hlavně nerovnoměrným zastoupením jednotlivých druhů dřevin. Nejvíce dutin jsem zaznamenal na třešních, ale to je téměř určitě způsobeno jejich nadměrnou početností v mém vzorku. V obnovených sadech byl většinou pěstován pouze jeden nebo dva druhy dřevin a několik velkých obnovených sadů bylo striktně třešňových. Při přepočtu na podíl stromů obsahujících dutinu se třešně (*Prunus cerasus*) nacházejí na konci žebříčku. Podobný případ je s jabloněmi (*Malus x domestica*), které po třešních obsahovaly druhý největší čistý počet dutin, ale jejich vysoká početnost snížila podíl stromů obsahujících dutinu.

Pro další práci bych doporučil zaměřit se více na specifické vlastnosti dřeva jednotlivých druhů a jejich odolnost vůči napadení houbovými organismy. Znalost

těchto vlastností by mohla zásadně přispět k lepšímu pochopení distribuce dutin mezi jednotlivými druhy dřevin.

DBH

Vliv šířky kmene stromu v prsní výšce (DBH) měl statisticky signifikantní vliv na početnost obou typů studovaných dutin. Tento vliv byl v obou případech pozitivní, tedy se zvyšující se hodnotou DBH přibývalo jak dutin přirozených, tak vyhloubených. Ke stejným výsledkům došli ve svých pracích Janečková (2024) i Bauerová (2023), ačkoli druhé zmíněné se podařilo prokázat tento jev pouze u olší (*Alnus* sp.), zatímco u druhého sledovaného taxonu, smrku ztepilého (*Picea abies*), nebyl pozorován žádný trend. Bauerová (2023) si to vysvětluje tím, že jehličnaté stromy mohou být, podle Michel a Winter (2009), vhodné pro vznik dutin až od vyšších hodnot DBH. Smrky v její práci ovšem těchto hodnot dosahovaly jen zřídka. Je tedy patrné, že se vliv DBH na početnost dutin může odvíjet od konkrétního druhu dřeviny. DBH uvádí jako jeden ze základních prediktorů výskytu dutin například i Gruebler et al. (2013) a definitivně efekt potvrzují Gutzat & Dormann (2018) ve své metaanalýze prací o stromových dutinách. Ti ještě dodávají, že síla tohoto efektu klesá se zvyšující se hodnotou DBH v rámci celého porostu.

Základním předpokladem samozřejmě je, aby byl strom dostatečně široký, aby mohl pojmout dost velkou dutinu vhodnou k hnízdění. Preference šířky kmene se může lišit mezi jednotlivými druhy tvůrců dutin. Kosiński & Kempa (2007) uvádí, že jimi zaznamenaná hnízda strakapouda prostředního (*Dendrocopos medius*) byla vyhloubena ve stromech s průměrně vyšší hodnotou DBH než hnízda strakapouda velkého (*Dendrocopos major*). Zajímavé je, že druh, který nabývá fyzicky větších rozměrů (*Dendrocopos major*) preferuje spíše stromy s nižším DBH než jeho menší příbuzný (*Dendrocopos medius*). To naznačuje, že druhová preference šířky kmene stromu není závislá pouze na velikosti druhu. Kosiński & Kempa (2007) si tento jev vysvětlují tím, že v podmínkách jimi studovaného dubového lesa byly větší, a potažmo i starší stromy náchylnější ke zraněním a napadením houbovými organismy v důsledku čehož bylo jejich dřevo měkčí. Strakapoudi prostřední pak často kvůli svým slabším exkavačním schopnostem zvolili právě takovýto strom, protože do užšího, a tedy tvrdšího kmene by dutinu vyhloubit nezvládli.

Podle Grueblera et al. (2013) je nejdůležitějším faktorem pro vznik dutin přítomnost dřevokazné houby. Gutaz & Dormann (2018) uvádí kromě DBH jako další nejdůležitější charakteristiky dřeviny pro výskyt dutin nižší vitalitu stromu a narušenost stromové koruny. To i ostatní v této práci sledované znaky stromů jsou velmi úzce provázané charakteristiky. Starší strom bude ve většině případů vyšší, bude mít silnější kmen, bude pravděpodobněji poškozený a jeho vitalita bude nižší než u mladšího stromu stejného druhu vystaveného stejným podmínkám. Takovýto strom bude i snadněji napaden houbovým organismem, což vede ke vzniku dutin. Pozitivní vliv na početnost dutin tak nemá samotná šířka kmene, ale spíše lze říci, že určitý charakter dřeviny, který se vyznačuje vyššími hodnotami DBH, je vhodnější pro vznik dutin a ty v něm tak vznikají častěji.

Výška

Výška stromu měla signifikantní vliv na početnost obou typů dutin, a to negativní; tedy se stoupající výškou dřeviny klesala početnost jak vyhloubených, tak přirozených dutin. To bylo poměrně překvapivé zjištění. Očekával jsem, že starší a tlustší stromy vhodné ke vzniku dutin budou zároveň i vyšší, a výška tedy bude ovlivňovat početnost dutin pozitivně. Například Aishan et al. (2024) uvádí, že stromy obsahující dutinu v jeho studii dosahovaly průměrně větší výšky kmene. Tuto teorii podporuje i fakt, že tvrdost dřeviny podle Scheppse et al. (1999) klesá s její narůstající výškou a měkčí dřevo je pak vhodnější pro vznik dutin. Tento efekt však působí různě silně u různých druhů dřevin. Oproti tomu Zawadzki (2024) uvádí, že jím studovaný datel černý (*Dryocopus martius*) si k hloubení vybíral dřeviny, které byly významně nižší, než byla průměrná výška všech dřevin v porostu. To naznačuje, že vztah výšky a atraktivity stromu pro tvůrce dutin se nedá zobecňovat a může se odvíjet od konkrétního druhu tvůrce dutin. Zde je potřeba zmínit, že většina studií zabývajících se výskytem stromových dutin probíhá v lesních ekosystémech. Ovocné dřeviny zpravidla nedorůstají takových výšek jako hospodářsky pěstované dřeviny, a je tedy možné, že vztah výšky dřeviny a její atraktivity pro tvůrce dutin se může mezi odlišnými dřevinami významně lišit.

Neovocné dřeviny zaznamenané v této práci se vyznačovaly průměrně vyšším kmenem než dřeviny ovocné. Dutinu však obsahovalo pouze 1 % zaznamenaných neovocných dřevin. Domníval jsem se, že výsledek je ovlivněn právě tímto faktem, ale při vytvoření obdobného statistického modelu pouze pro ovocné dřeviny jsem došel ke stejnému výsledku. Nakonec je potřeba zmínit, že při monitoringu dutin prováděném ze země je větší riziko přehlédnutí dutiny, která je umístěna výše. Mohlo se tedy stát, že některé vysoko umístěné dutiny nebyly zaznamenané.

Zdraví a stáří dřeviny

Stáří dřeviny nemělo signifikantní vliv na početnost ani jednoho typu dutin. To je poměrně překvapivý výsledek. Očekával jsem, že stáří dřeviny bude mít vliv na početnost obou typů dutin. Starší stromy mají tendenci být širší, poškozenější a jejich vitalita s věkem zpravidla klesá. To jsou podle literatury všechno dobré předpoklady ke vzniku dutin (Grüebler et al., 2013). Janečková (2024) ve své práci zaznamenala signifikantní vliv stáří dřevin na početnost vyhloubených dutin, Gutaz & Dormann (2018) ale ve své metaanalýze studií o stromových dutinách uvádí jako jeden ze základních faktorů ovlivňujících vznik dutiny pouze zdraví stromu (tedy zda je strom živý nebo mrtvý, ale už ne, jak je starý). I když stáří stromu nemusí ovlivňovat výskyt dutin přímo, literatura uvádí, že starší stromy mají častěji charakteristiky podporující vznik dutin než stromy mladší (Grüebler et al., 2013; Hohl et al., 2023). Síla tohoto efektu se odvíjí od konkrétních druhů dřeviny a vlastností jejího dřeva. V mé práci bylo stáří stromů odhadováno pouze na základě vizuální podoby stromu, a je tedy možné, že ne vždy odpovídalo skutečnosti.

Ze všech zaznamenaných dřevin tvořily 18 % mrtvé stromy. Zastoupení mrtvého dřeva bylo v obnovených a zanedbaných sadech velmi podobné a nebyl mezi nimi zaznamenán statisticky významný rozdíl. Zdraví dřeviny mělo statisticky signifikantní vliv na výskyt přirozených dutin. Mrtvé dřeviny obsahovaly větší počet přirozených dutin. Mrtvá dřevina nemůže reagovat na zranění nebo napadení houbovým organismem vypouštěním mízy nebo tvorbou svalců, jak to popisuje Shigo (1984), a její dřevo tak snadněji podléhá rozkladným procesům. Sníženou vitalitu stromu uvádí jako jeden ze základních prediktorů vzniku dutin i Gruebler et al. (2013) nebo Gutaz & Dormann (2018). Vliv zdraví dřeviny na výskyt vyhloubených dutin nebyl v této práci signifikantní, ale literatura naznačuje, že zdraví hraje při výběru stromu k hloubení dutiny roli. Kosiński & Kempa (2007) ve své studii popisují, že tvůrci dutin se slabšími exkavačními schopnostmi si hloubí dutiny v mrtvých dřevinách častěji než druhy silnější. Edworthy et al. (2012) uvádí, že dutiny vyhloubené do živých stromů mají podstatně delší životnost než dutiny v mrtvých dřevinách. To je způsobeno hlavně rychlostí rozkladných procesů, které v živých dřevinách probíhají výrazně pomaleji (Edworthy et al., 2012). S postupujícím rozkladem dřevní hmoty stromu se dutina stále rozšiřuje a její stěny se tenčí. To vede ke zhoršení izolačních vlastností stěn dutiny, což nutně ovlivní její mikroklima, které pak nemusí být ideální a jeho změna může negativně ovlivnit fitness hnízdního páru a úspěšnost vyvedení potomstva (Weibe & Swift, 2001). Rozšiřování dutiny a ztenčování jejích stěn může také zvyšovat pravděpodobnost proniknutí predátora do dutiny a zvyšovat tak riziko hnízdní predace (Nilsson 1984; Sonerud 1985).

S narůstajícím stářím dutiny a stádiem rozkladu jejích stěn tak dutina ztrácí na kvalitě a stává se méně atraktivní pro živočichy vyhledávající dutinu k zahnízdění (Mazgajski 2007). Tvůrci dutin tak musí najít ideální kompromis mezi pokročilostí rozkladu dřevní hmoty a její tvrdostí v závislosti na jejich exkavačních schopnostech (Edworthy & Martin, 2014). Dutiny hloubené do tvrdšího dřeva mají díky své delší životnosti velký význam hlavně pro sekundární dutinové hnízdiče, kteří si kvůli své neschopnosti dutinu vyhloubit musí vybírat z nabídky volných dutin (Eberthard, 2002). Ta je tvořena převážně přirozeně vzniklými dutinami a opuštěnými vyhloubenými dutinami. Tvůrci dutin, jejichž exkavační schopnosti jsou dostatečné pro vytvoření dutin v tvrdém dřevě s potenciálně dlouhou životností, jsou pak ve svém prostředí velmi cenní ekosystémový inženýři (Edworthy et al. 2018).

Celistvost stromové koruny

Poškození koruny stromu mělo signifikantní pozitivní vliv na početnost obou studovaných typů dutin. Domnívám se, že efekt, který má poškození koruny na výskyt dutin, má stejný mechanismus nezávisle na typu dutiny. Poškozený strom bude náchylnější k napadení dřevokaznou houbou, které je podle Grueblera et al. (2013) základním prediktorem výskytu dutin. Narušenost stromové koruny uvádí jako jednu ze tří nejdůležitějších charakteristik stromu pro výskyt stromových dutin i metaanalýza Gutzata & Dormanna (2018). Gruebler et al. (2013) uvádí, že odstranění velkých větví z koruny stromu vede často ke vzniku velkých přirozených dutin. Odstraňování těchto

větví probíhá v sadech s aktivním managementem zpravidla v rámci prořezávání stromu, zatímco v sadech bez managementu často působením klimatických vlivů nebo v důsledku pokročilého rozkladu dřevní hmoty. V mnou sledovaných sadech nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl v zastoupení dřevin s poškozenou korunou v závislosti na managementu sadu. To spolu se stejným průměrným zastoupením mrtvých stromů v obou typech sadů naznačuje, že management mnou monitorovaných obnovených sadů je prováděn kvalitně a snaží se simulovat přirozené procesy ovlivňující podobu stanovišť bez managementu.

Janečková (2024) i Bauerová (2023) tento vliv zaznamenaly pouze u přirozeně vzniklých dutin. To může být způsobeno i faktem, že dutiny do změkklého dřeva hloubí spíše slabší druhy tvůrců dutin, zatímco tvůrci dutin s lepšími exkavačními schopnostmi preferují spíše dřevo tvrdší, jak uvádí Edworthy & Martin (2014), a jak je podrobněji popsáno v předešlé části diskuse. Bylo by zajímavé porovnat populace tvůrců dutin vyskytující se na území sledovaném touto prací a prací Janečkové (2024) a Bauerové (2023). Mohlo by se ukázat, že na území sledovaném v pracích Janečkové (2024) a Bauerové (2023) jsou více zastoupení tvůrci dutin se silnějšími exkavačními schopnostmi než na území sledovaném v mé práci. To by vysvětlovalo, že jsem zaznamenal signifikantní vliv poškození stromové koruny i u vyhloubených dutin, protože slabší tvůrci dutin se na mnou sledovaném území museli častěji uchýlovat k hloubení do rozkladem změkčených dřevin.

Výskyt druhého typu dutin

U obou typů dutin byl zaznamenán signifikantní vliv výskytu dutin druhého typu. Gruebler et al. (2013) uvádí, že stromy obsahující alespoň jednu dutinu, měly větší pravděpodobnost výskytu další dutiny. Mechanismus, který způsobuje zvýšený výskyt dutin na stromě alespoň s jednou dutinou, je zřejmě obdobný jako u poškození koruny. Strom, který obsahuje přirozenou dutinu, je již nakažen dřevokaznou houbou a jeho dřevo je tak měkčí a vhodnější k hloubení dutin širším spektrem tvůrců dutin. Naopak vyhloubená dutina narušuje obrané funkce svrchních vrstev dřeva a zvyšuje tak pravděpodobnost, že bude strom napaden houbovým organismem. Vznik obou typů dutin je tak silně provázán.

6.3. Úroveň dutin

Celkově bylo zaznamenáno 262 vletových otvorů, z nichž 147 vniklo přirozeně a 115 bylo vytesáno tvůrci dutin.

Výška vletového otvoru

Ve výškách vletových otvorů byl mezi jednotlivými typy identifikován statisticky významný rozdíl. Dutiny vyhloubené tvůrci dutin měly průměrně výše položený vletový otvor než dutiny vzniklé přirozeně. Ke stejnému výsledku dospěly i Janečková (2024) a Bauerová (2023). To pravděpodobně souvisí s tím, že ptáci hnízdící v dutinách si pro tvorbu dutiny vybírají spíše výše položená místa na stromě, jak to

popisují například Nilsson (1984), Wiebe & Swift (2001) nebo Gibbon et al. (2002). Autoři se shodují na tom, že tento fakt je zřejmě způsoben horší dostupností výše položených dutin pro predátory, a tedy nižším rizikem hnízdní predace. Nilsson (1984) například ve své studii o hnízdní predaci uvádí, že u hnízd umístěných níže než 2 metry nad úrovní země zaznamenal výrazně vyšší míru hnízdní predace než u hnízd umístěných výše. Trend pak pokračoval i do vyšších výšek a nejvýše položená hnízda byla predována nejméně.

Schepps et al. (1999) uvádí, že tvrdost dřeva se snižuje s výškou stromu. Jak bylo již několikrát zmíněno v předchozích částech, tvůrci dutin často preferují k hloubení stromy s měkčím dřevem (Remm et al., 2006; Schepps et al., 1999), a tudíž spíše začnou hloubit dutinu výše na kmenu stromu, kde je dřevo zpravidla měkčí.

Dalším faktorem, který by mohl prezentovaný výsledek ovlivňovat, je fakt, že zranění stromů, která jsou poměrně zásadní pro vznik přirozených dutin (Weselovski & Martin, 2017), se dle mého názoru snáze přihodí níže na kmenu stromu. Jednak se níže nacházejí starší větve, které jsou tak náchylnější k odlomení, a za druhé jsou níže položené části stromu více vystaveny lidem a zvířatům, kteří mohou strom, ať už náhodou nebo cíleně, poškodit, což může vést k nastartování dutinotvorného procesu, jak to v případě zvěře uvádí například Broughton et al. (2022). To by vysvětlovalo, proč se přirozené dutiny nachází průměrně níže.

Výška, ve které začne tvůrce dutin dutinu hloubit, se také může odvíjet od konkrétního druhu ptáka. Kosiński & Kempa (2007) například ve své studii o stromových dutinách vyhloubených ptáky z čeledi datlovitých (*Picidae*) zjistili, že v průměrných výškách hnízdních dutin jednotlivých druhů datlovitých (*Picidae*) mohou být značné rozdíly. V jejich práci si strakapoud velký (*Dendrocopos major*) a žluna šedá (*Picus canus*) budovali svá hnízda v průměru o 3 metry níže než strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*) a datel černý (*Dryocopus martius*). To je podle autorů způsobeno právě výše zmíněnou sníženou tvrdostí dřeva ve vyšších polohách a rozdílnými exkavačními schopnostmi jednotlivých druhů.

Studie Holveck et al. (2019) naznačuje, že podoba hnízda a potažmo i výška umístění vletového otvoru může být ovlivněna zdroji umělého osvětlení v okolí. Pro přesné definování efektu je však podle autorky nutná další práce.

Průměrná výška mnou zaznamenaných dutin dosahovala hodnoty 186 centimetrů nad úrovní země. V práci Janečkové (2024) byla průměrná výška vletového otvoru 215 centimetrů. Podobnost těchto výsledků může být jednak způsobena nižší výškou ovocných stromů oproti stromům rostoucím v lesních ekosystémech, ve kterých je prováděna většina výzkumu zabývajících se stromovými dutinami, jednak zřejmě hraje roli také fakt, že vysoko položené dutiny jsou při monitoringu prováděném ze země snáze přehlédnutelné a může tedy spíše dojít k jejich nezahrnutí. Na toto riziko upozorňuje například i Liu et al. (2019), v jejíž práci se většina dutin nacházela níže než 2 metry od úrovně země.

Průměr vletového otvoru

Mezi přirozenými a vyhloubenými otvory existuje statisticky významný rozdíl v průměrné šířce vletového otvoru. Přirozeně vzniklé otvory byly průměrně širší o 34 mm a rozptýl jejich rozměrů byl výrazně větší oproti dutinám vyhloubeným. K velmi podobnému výsledku dospěla také Janečková (2024). To je velmi pravděpodobně způsobeno způsobem vzniku jednotlivých typů otvorů. Přirozené dutiny vznikají rozkladem dřevní hmoty nejčastěji akcelerovaným působením dřevokazné houby (Grüebler et al. 2013). Houbová infekce působí nekontrolovaně s cílem proniknout přes vnější ochranné vrstvy dřeva a dostat se ke dřeni dřeviny (Dujesiefken & Stobbe 2002). Vzniklý otvor je pak jakýmsi pouhým meziproduktem, který v pozdějších fázích napadení nemá pro houbový organismus velký význam. Tvary a rozměry těchto otvorů jsou proto mnohem více náhodné a jsou určovány do jisté míry tím, jak rychle probíhá rozklad dřevní hmoty a v jaké fázi rozkladu se dřevina nachází. To je významně ovlivňováno hlavně klimatickými podmínkami stanoviště (Remm & Lohmus (2011), charakterem zranění stromu a druhem dřeviny (Grüebler et al. 2013). Kahl et al. (2017) ve své práci studující rozklad dřevní hmoty různých druhů dřevin uvádí, že rozklad nahosemenných rostlin (*Gymnospermae*) probíhal výrazně pomaleji než rozklad dřevin krytosemenných (*Angiospermae*).

Oproti tomu vyhloubené dutiny vznikají na míru jejich budoucím obyvatelům, kteří mají zřejmě zájem na tom, aby byl otvor vedoucí do jejich hnízdní dutiny pokud možno co nejmenší. Jedním z hlavních důvodů je zřejmě stejně jako u výšky vletového otvoru prevence hnízdní predace. Ptáci hnízdící v dutině s menším vletovým otvorem se mohou úspěšněji bránit predátorům snažícím se proniknout do hnízda (Yin et al., 2023). Dostatečně malý vletový otvor pak může predátorovi většího vzrůstu zcela znemožnit do dutiny vniknout (Wesołowski, 2002). Dalším faktorem, který by mohl hrát roli, je mikroklima dutiny. O tom, zda a jak je ale mikroklima ovlivňováno velikostí vletového otvoru, se vedou spory (Clement & Castleberry, 2013). Zatímco některé studie podporují teorii, že velikost vletového otvoru přímo ovlivňuje mikroklima dutiny (Pačlik & Weidinger, 2007; Wiebe, 2001), jiným se tento efekt prokázat nepodařilo (Rhodes et al., 2009; Clement & Castleberry, 2013). Několik studií však uvádí, že ptáci hnízdící v dutinách spíše preferují dutiny s menším vletovým otvorem (Nilsson, 1984; Wiebe & Swift, 2001; Gibbon et al., 2002). Samozřejmě limitací je pak velikost těla konkrétního tvůrce dutiny, který musí být schopen do dutiny vstoupit i ji opustit.

Bauerová (2023) ve své práci uvádí, že jí zaznamenané přirozeně vzniklé dutiny měly častěji vletový otvor menších rozměrů oproti vyhloubeným dutinám, které se vyznačovaly spíše středními a velkými vletovými otvory. Její práce však nemonitovala ovocné dřeviny ale olše (*Alnus*) a smrky (*Picea*). Podle ní je tento jev způsoben jednak nižší mírou rozkladu dřevní hmoty způsobenou nevhodnými klimatickými podmínkami a za druhé preferencí větších vletových otvorů konkrétních druhů tvůrců dutin vyskytujících se na území jejího monitoringu. Dle mého názoru by

mohla hrát roli i odlišná tvrdost dřeva různých druhů stromů ovlivňující rychlost rozkladu, jak to popisuje Kahl et al. (2017).

Orientace vletového otvoru

Rozložení orientace přirozeně vzniklých a vytesaných vletových otvorů se statisticky významně lišilo. Zatímco u přirozeně vzniklých otvorů bylo zastoupení světových stran, do kterých byly vletové otvory orientovány, poměrně rovnoměrné, u vyhloubených dutin převládala (25 %) orientace směrem na jih. Vysoké zastoupení vytesaných otvorů orientovaných jižním směrem zaznamenala ve své práci i Bauerová (2023) nebo Inouye (1976). Tento jev pravděpodobně souvisí s mikroklimatem dutiny. Weibe (2001) uvádí, že v jejím vzorku dutin dosahovaly nejvyšších denních teplot dutiny s vletovým otvorem orientovaným právě jižně. Ideální mikroklima a malé tepelné ztráty jsou jedním ze základních předpokladů pro úspěšné hnízdění a správný vývin mláďat (Maziarz et al., 2017; Quinney et al. 1986; Hasel, 2000). Termoregulační výhody ideální orientace dutiny ale mohou fungovat i obráceně. Inouye et al. (1981) uvádí, že v místech s teplejším klimatem, kde mohou větší problémy působit spíše příliš vysoké teploty než chlad, si datlovití (*Picidae*) ptáci vybírají spíše dutiny orientované severním směrem, což má za následek ochlazování dutiny v denních hodinách.

Jakým směrem bude otvor orientován, může být do velké míry ovlivněno i konkrétním druhem tvůrce dutiny. Kosiński & Kempa (2007) ve své práci například zaznamenali různé zastoupení převažující orientace vletových otvorů u různých druhů tvůrců dutin. Zatímco rozložení orientace dutin některých druhů – např. strakapoud velký (*Dendrocopos major*), se jevílo jako náhodné, u dutin vyhloubených strakapoudem prostředním (*Dendrocopos medius*) převládala orientace jihovýchodním a jižním směrem. Orientace dutiny může být zřejmě ovlivněna i druhem stromu, do kterého se tvůrce dutiny rozhodne otvor hloubit. Mazgajski (1998) porovnával charakteristiky hnízdních dutin strakapouda velkého (*Dendrocopos major*) v Polsku a zjistil, že zatímco dutiny hloubené do osik (*Populus tremula*) byly převážně orientované severním a východním směrem, orientace dutin v dubech (*Quercus* sp.) byla zcela náhodná a zastoupení jednotlivých směrů bylo výrazně rovnoměrnější.

Lander et al. (2014) vypracoval metaanalýzu porovnávací studie zabývající se orientací vletových otvorů vyhloubených dutin. Výsledky ukázaly, že orientace vyhloubených dutin zpravidla není náhodná. Autoři upozorňují na fakt, že zastoupení studií, ve kterých byly odhaleny vzorce v orientaci vyhloubených dutin, se zvyšoval s velikostí studovaného vzorku. Dále pak Lander et al. (2014) uvádí, že s rostoucí zeměpisnou šířkou monitorovaného území stoupá zastoupení dutin orientovaných jižně. Podle autora jsou tak nejdůležitější při volbě orientace vletového otvoru klimatické podmínky a zejména pak teplota. Liu et al. (2014) pak dodává, že druhým důležitým abiotickým faktorem jsou povětrnostní podmínky.

Ani orientace přirozeně vzniklých dutin však nemusí být zřejmě zcela náhodná. Bauerová (2023) ve své práci zaznamenala, že přirozeně vzniklé dutiny byly nejčastěji

orientovány severním směrem. To si autorka vysvětluje tím, že v podmínkách České republiky je severní strana většinou exponována nejsilnějším větrům, což vede k větší pravděpodobnosti odlomení větve rostoucí právě na severní straně kmene. Podle Pawlika & Harrisona (2022) je poškození stromu větrem jedním z nejběžnějších typů poškození v evropských podmínkách. Tato zranění pak mohou posloužit jako základ při vzniku přirozené dutiny, jak bylo v této práci již několikrát popsáno. To může vést k vyššímu zastoupení přirozeně vzniklých dutin orientovaných severním směrem.

7. Závěr

V letech 2021/2022 a 2024/2025 byl proveden monitoring dřevin a stromových dutin ve 20 ovocných sadech na území hlavního města Prahy. V polovině z nich probíhá doposud aktivní management, zatímco zbylé jsou neudržované. V každém sadu byla vytyčena plocha s rozměry 50 x 50 metrů, v níž byly zaznamenány všechny dřeviny s DBH vyšším než 5 centimetrů a všechny stromové dutiny v nich. Celkově bylo zaznamenáno 1 272 dřevin a 262 vletových otvorů. Sebraná data byla vyhodnocena na úrovni sadů, dřevin a dutin.

Obnovené a zanedbané sady se mezi sebou lišily skladbou porostů. Zatímco v obnovených sadech převládaly ovocné dřeviny (81 %), v zanedbaných sadech tvořily pouze 43 %. Absence managementu způsobila, že volná místa v porostu byla vyplněna náletovými a výmladkovými dřevinami. To způsobilo i vyšší průměrnou hustotu porostu zanedbaných sadů. Obnovené sady byly častěji situovány do hustě obydlených oblastí, aby mohla být využívána jejich rekreační funkce, což se projevilo na průměrně vyšší míře světelného znečištění ALAN a hladinách hluchnosti oproti sadům zanedbaným. Zatímco v obnovených sadech byl poměr typů dutin relativně vyrovnaný (vyhloubené 49 %, přirozené 51 %), v zanedbaných sadech převládaly dutiny přirozené (vyhloubené 36 %, přirozené 64 %). Celkový počet zaznamenaných dutin se mezi typy sadu lišil pouze minimálně (zanedbané 129, obnovené 133).

Management sadu, světelné znečištění ALAN, hluchnost v obou sledovaných denních dobách, nadmořská výška a počet mrtvých dřevin v sadu ovlivňovaly početnost vyhloubených dutin. Více vyhloubených dutin v přepočtu na plochu jednoho hektaru se nacházelo v obnovených sadech. S rostoucí mírou světelného znečištění klesal počet vyhloubených dutin. S nadmořskou výškou a počtem mrtvých dřevin v sadu naopak stoupal. Zvláštní je, že se stoupající mírou hluchnosti počet vyhloubených dutin stoupal. To je v rozporu s předpokladem, že ptáci budou preferovat spíše klidnější stanoviště. Tvůrci dutin tak zřejmě preferují obnovené sady i přes jejich vyšší hluchnost.

Početnost přirozených dutin byla ovlivněna hustotou porostu, hluchností ve dne a charakterem okolí na úrovni 1 500 metrů. Se zvyšující se hustotou porostu klesal počet přirozených dutin. Dřeviny s většími rozestupy jsou zřejmě náchylnější k poškození hlavně vlivem větru, což vede ke vzniku přirozených dutin. Se zvyšující se hluchností ve dne počet přirozených dutin stoupal, se zvyšujícím se zastoupením krajinného pokryvu vhodného pro růst dřevin naopak klesal. Tyto faktory nemohou nijak ovlivňovat vznik přirozených dutin jako takových a zdá se tedy, že i vznik přirozených dutin je ovlivněn populacemi tvůrců dutin na lokalitě. Vznik obou typů dutin je, jak se zdá, silně provázaný.

Naprostá většina (97 %) zaznamenaných dutin se nacházela na ovocných dřevinách. Nejvíce dutin bylo zaznamenáno na třešních (*Prunus cerasus*; 39 %) a jabloních (*Malus x domestica*; 26 %); dále pak sestupně na ořešácích (*Juglans regia*; 15 %),

hrušních (*Pyrus communis*; 11 %) a slivoních (*Prunus domestica* agg.; 5 %). Zastoupení dřevin v porostech však nebylo vyrovnané a výsledky tak mohou být zkreslené. Zastoupení mrtvých dřevin bylo mezi typy sadů velmi vyrovnané a průměrně tvořilo 18 % porostů. Velmi podobné bylo i zastoupení stromů s poškozenou korunou. V obou typech sadů převládaly dřeviny ve věkové třídě 3, tedy dospělé stromy. Rozdíly ve stáří porostu byly hlavně v absenci mladých dřevin (1. a 2. třída) a naopak zvýšené početnosti starých dřevin (4. třída) v zanedbaných sadech. Stromy v zanedbaných sadech byly průměrně vyšší (rozdíl mediánu 2,5 metru). Zatímco v obnovených sadech byly nejzastoupenější dřeviny ve výškové třídě 3 (5–7 metrů) a vyšších dřevin se v nich vyskytovalo pouze malé množství, v zanedbaných sadech byla nejpočetnější 5. výšková třída (9 a více metrů). To je zřejmě způsobeno výrazně vyšším zastoupením neovocných dřevin, které průměrně dosahovaly vyšších vzrůstů, v sadech zanedbaných. Průměrné DBH měřených dřevin dosahovalo 23,6 centimetrů. Mezi typy sadů se průměry DBH lišily pouze minimálně (obnovené 23,9 cm, zanedbané 23,4 cm).

Početnost vyhloubených dutin byla ovlivněna druhem dřeviny, hodnotou DBH, výškou dřeviny, celistvostí koruny a výskytem přirozených dutin. Nejvyšší průměrný počet vyhloubených dutin měly z ovocných stromů hrušně (*Pyrus communis*), o poznání nižší pak ořešáky (*Juglans regia*) a jabloně (*Malus x domestica*), nejnižší pak slivoně (*Prunus domestica* agg.) a třešně (*Prunus cerasus*). Narůstající DBH dřeviny, poškozená koruna a početnost přirozených dutin ovlivňovaly výskyt vyhloubených dutin pozitivně. Narůstající výška dřeviny naopak negativně.

Početnost přirozených dutin byla ovlivněna druhem dřeviny, DBH, zdravím a výškou dřeviny, celistvostí koruny a výskytem vyhloubených dutin. Nejvyšší průměrný počet přirozených dutin měly z ovocných stromů ořešáky (*Juglans regia*), výrazně nižší pak jabloně (*Malus x domestica*) a ostatní ovocné dřeviny. Narůstající DBH dřeviny, poškozená koruna a početnost vyhloubených dutin ovlivňovaly pozitivně početnost přirozených dutin. Narůstající výška a zdraví dřeviny naopak negativně.

Z celkových 262 zaznamenaných vletových otvorů bylo 147 (56 %) přirozeně vzniklých a 115 (44 %) vyhloubených tvůrci dutin. Vyhloubené dutiny byly umístěny průměrně o 30 centimetrů výše a průměr vletového otvoru byl průměrně o 35 milimetrů menší než u dutin přirozených. Zatímco u přirozeně vzniklých dutin bylo zastoupení světových stran v orientaci jejich vletových otvorů poměrně vyrovnané, u vyhloubených dutin převládala orientace jižním směrem (25 % vyhloubených dutin). Pouze u 20 dutin bylo zaznamenáno více vletových otvorů.

Dle očekávání výsledky naznačují, že charakteristiky sadů mají větší vliv na výskyt vyhloubených dutin, k jejichž vzniku je nutná aktivita tvůrců dutin. Zdá se, že tvůrci dutin preferují sady obnovené i přes některé jejich horší vlastnosti, jako je třeba zvýšená hluchost. Ptáci obývající urbanizovaná stanoviště již mohou být celkem dobře adaptováni na městské prostředí a negativní vliv antropogenních disturbancí tak může být potlačován. Podobné zastoupení mrtvých dřevin a stromů s poškozenou korunou

v obou typech sadů naznačuje, že management mnou sledovaných obnovených sadů je prováděn kvalitně, je při něm myšleno na diverzitu mikrohabitatů podporující celkovou biodiverzitu. Prováděné managementové praktiky zřejmě dobře simulují přirozené procesy a přibližují antropogenní prostředí obnovených sadů stavu porostů bez managementu, aniž by snížily jejich rekreační a estetickou hodnotu.

Zaznamenané vlivy charakteristik stromů na výskyt dutin jsou víceméně v souladu s literaturou (Grüebler et al. 2013; Gutzat & Dormann 2018). Pro vznik dutin jsou vhodné stromy s vysokou hodnotou DBH, sníženou vitalitou a poškozenou korunou. Velmi významný vliv má také přítomnost druhého typu dutin. Zdá se, že vznik obou typů dutin je silně provázán. Trochu zarážející je negativní vliv výšky dřeviny, ale je možné, že je to způsobeno specifickými vlastnostmi ovocných dřevin. Nejdůležitějšími faktory pro vznik dutiny je podle literatury působení dřevokazných hub. Ty se spíše uchytí ve větším, poškozeném a méně vitálním stromu, což vede ke vzniku přirozených dutin a změkčení dřeva, což může způsobit zvýšení atraktivity stromu pro tvůrce dutin. Preference konkrétního stromu se ale zřejmě může lišit v závislosti na druhu tvůrce dutiny a síle jeho exkavačních schopností, druhu dřeviny a okolních podmínkách stanoviště. Pro další práci bych doporučil zaměřit se na specifické vlastnosti různých druhů ovocných dřevin, jejichž znalost by mohla pomoci objasnit preference tvůrců dutin.

Metriky vletových otvorů naznačují, že tvůrci dutin vytváří své dutiny tak, aby měli pokud možno co nejideálnější podmínky. Výše umístěná dutina s menším vletovým otvorem může zajistit lepší mikroklimatické podmínky a snižovat riziko hnízdní predace. Orientace vletového otvoru pak také ovlivňuje mikroklima dutiny. Dutiny orientované jižně dosahují podle literatury průměrně vyšších vnitřních teplot než dutiny orientované jinými směry.

Z hlediska managementu stanoviště je tedy v kontextu stromových dutin v první řadě potřeba zachovávat na stanovištích habitatové stromy, tedy stromy již dutinu obsahující. K odstraňování starých a mrtvých dřevin by se mělo přistupovat až ve chvíli, kdy jejich stav začne ohrožovat zdraví obyvatel města, kteří sad využívají. V řadě druhé je pak žádoucí poskytovat dostatek dřevin vhodných pro vznik dutin nových. Vzhledem k rozdílné preferenci tvrdosti dřeviny a stádia jejího rozkladu různými druhy tvůrců dutin, je potřeba udržovat v sadu rovnováhu mezi starými poškozenými stromy s vysokými hodnotami DBH a vitálnějšími mladšími dřevinami, které jsou vhodné pro tvorbu dutin s potenciálně dlouhou životností silnějšími tvůrci dutin. Podle Grüeblera et al. 2013 je vhodné pro podporu vzniku dutin vysazovat především jabloně (*Malus x domestica*), které podle něj umožňují vznik dutin už při nižších hodnotách DBH.

Obnova prostředí může zvyšovat diverzitu mikrohabitatů a potažmo biodiverzitu stanoviště. Obnovené prostředí však málokdy dosahuje kvalit přirozeného stanoviště. Největší šanci přiblížit se stavu přirozeného stanoviště mají polopřirozené habitáty, mezi které se řadí například právě neudržované ovocné sady. Jejich obnova tedy skrývá velký potenciál vytvořit kvalitní prostředí s vysokou biodiverzitou, které může

sloužit jako refugium fauny a flóry a zároveň být vhodné k rekreačním a sociálním aktivitám obyvatelstva. K obnově je však potřeba přistupovat obezřetně. Je vhodné provést podrobný monitoring lokality a stanovit si jasné cíle, kterých chceme obnovou prostředí docílit. Zároveň je potřeba zvážit, zda prostředí již neprošlo tak velkou změnou, že jeho obnova už není možná. Dalším rizikem může být přítomnost druhů již adaptovaných na poškozené prostředí, které by po obnově mohly ze stanoviště vymizet. V neposlední řadě je nutno zmínit, že při obnově ovocných sadů, jakožto i jiných polopřirozených ekosystémů začleněných v městské krajině, hraje velmi významnou roli komunikace s obyvatelstvem, ve kterém je vhodné vzbudit dojem, že obnova prostředí je i v jejich zájmu.

Závěrem lze tedy říct, že staré ovocné sady jsou významné prvky městské zeleně s vysokou ekologickou a kulturní hodnotou, které v městské zástavbě mimo jiné fungují jako refugium flóry a fauny, která v důsledku urbanizace a intenzifikace zemědělství přichází o své přirozené prostředí. Obnova těchto sadů, pokud k ní bude přistoupeno zodpovědně a s rozmyslem, může vytvořit velmi kvalitní prostředí jak pro živočichy, tak pro obyvatele města. Je však potřeba aby byly implementovány správné managementové postupy přizpůsobené konkrétním specifikům prostředí a společenstvím živočichů, kteří prostředí obývají. V kontextu stromových dutin je pak potřeba zajistit ideální podmínky pro výskyt tvůrců dutin a poskytovat jim co nejširší spektrum různě starých a poškozených dřevin, v ideálním případě různých druhů.

8. Seznam použité literatury

- Aishan T., Mumin R., Halik Ü., Jiang W., Sun Y., Yusup A. & Chen T. 2024.** Patterns in Tree Cavities (Hollows) in Euphrates Poplar (*Populus euphratica*, Salicaceae) along the Tarim River in NW China. *Forests* 15: 421.
- Aitken K.E.H. & Martin K. 2007.** The importance of excavators in hole-nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *Journal of Ornithology* 148:425–434.
- Aitken K. E. H. & Martin K. 2008.** Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of & critical resource. *Ecology* 89:971–980.
- Aitken K. E. H. & Martin K. 2012.** Experimental test of nestsite limitation in mature mixed forests of central British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Management* 76:557–565.
- Aitken K. E. H., Wiebe K. L. & Martin K. 2002.** Nest-site reuse patterns for & cavity-nesting bird community in interior British Columbia. *Auk* 119: 391–402.
- Alvarez E., Belda E. J., Verdejo J. & Barba E. 2013.** Variation in great tit nest mass and composition and its breeding consequences: & comparative study in four Mediterranean habitats. *Avian Biology Research* 6(1):39–46.
- Andrén H. 1992.** Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: & landscape perspective. *Ecology* 73:794–804.
- Arévalo C., Amaya-Espinel J.D., Henríquez C., Ibarra J.T. & Bonacic C. 2022.** Urban noise and surrounding city morphology influence green space occupancy by native birds in & Mediterranean-type South American metropolis. *Scientific reports* 12:4471
- Askins R. A. 2001.** Sustaining biological diversity in early successional communities: the challenge of managing unpopular habitats. *Wildlife Society Bulletin* 29:407–412.
- Atkinson, J., Brudvig L.A., Mallen-Cooper M., Nakagawa S., Moles T.A. & Bonser S.P. 2022.** Terrestrial ecosystem restoration increases biodiversity and reduces its variability & but not to reference levels: & global meta-analysis. *Ecology Letters* 25:1725–1737.
- Bailey D., Schmidt-Entling M. H., Eberhart P., Herrmann J. D., Hofer G., Kormann U. & Herzog F. 2010.** Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology* 47:1003–1013.
- Bauerová E. 2021.** Hnízdní početnost vlaštovky obecné a jiříčky obecné ve vesnické zástavbě. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Katedra ekologie, Praha. 95 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep.: SIC ČZU v Praze.
- Bennett W. A. 1990.** Scale of investigation and the detection of competition: An example from the house sparrow and house finch introductions in North America. *American Naturalist* 135:725–747.

- Blanc, L. A. & Martin K. 2012.** Identifying suitable woodpecker nest trees using decay selection profiles in trembling aspen (*Populus tremuloides*). *Forest Ecology and Management* 286:192–202.
- Boddy L. 2001.** Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecological Bulletins* 49:43–56.
- Broughton R., Karpińska-Zegarek O., Kamionka-Kanclerska K. & Maziarz M. 2022.** Do large herbivores have an important role in initiating tree cavities for hole-nesting birds in European forests?. *Acta Ornithologica* 57(1):107–121.
- Brühl, C. A., Engelhard, N., Bakanov, N., Wolfram, J., Hertoge, K. & Zaller J.G. 2024.** Widespread contamination of soils and vegetation with current use pesticide residues along altitudinal gradients in & European alpine valley. *Communications Earth Environment* 5:72.
- Bunnell, F. L., Kremsater L. L. & Wind E. 1999.** Managing to sustain vertebrate richness in forests of the Pacific Northwest: relationships within stands. *Environmental Review* 7:97–146.
- Cockle K. & Martin K. 2011.** Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the environment* 9(7):377–382.
- Daniels G.D. & Kirkpatrick J.B. 2006.** Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia?. *Biological Conservation* 133 (3):326–335.
- de Paz V., Asís J.D., Holzschuh A. & Baños-Picón L. 2023.** Effects of Traditional Orchard Abandonment and Landscape Context on the Beneficial Arthropod Community in & Mediterranean Agroecosystem. *Insects* 14(3):277.
- Deeming D. C. & Reynolds S. J. 2015.** Nests, eggs, and incubation: New ideas about avian reproduction. Oxford University Press, Oxford. 312 s.
- Demková K. & Lipský Z. 2015.** Změny nelesní dřevinné vegetace v jihozápadní části Bílých Karpat v letech 1949–2011. *Geografie-Sborník ČGS*, 120(1):64–83.
- Deng W. & Gao W. 2005.** Edge effects on nesting success of cavitynesting birds in fragmented forests. *Biological Conservation* 126:363–370.
- Di Giulio M., Holderegger R. & Tobias S. 2009.** Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management* 90(10):2959–2968.
- Dong L., Ma Q., Sun Z., Wang J., Ding Y. & Zhao D. 2024.** The value of residential green spaces for birds: & comparative study with urban parks of different scales. *Urban Forestry & Urban Greening* 102: 128562.
- Donnelly P. K., Entry J. A. & Crawford D. L. & Cromack K. 1990.** Cellulose and lignin degradation in forest soils: response to moisture, temperature, and acidity. *Microbial Ecology* 20:289–295.

- Dubois G. F., Vignon V., Delettire Y. R., Rantier Y., Vernon P. & Burel F. 2009.** Factors affecting the occurrence of the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) in an agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning* 91(3):152–159.
- Dujesiefken D. & Stobbe H. 2002.** The Hamburg tree pruning system—and framework for pruning of individual trees. *Urban For Urban Green* 1:75–82.
- Eberthard J. R. 2002.** Cavity adoption and the evolution of coloniality in cavity-nesting birds. *The Condor* 104:240–247.
- Edworthy A. B. & Martin K. 2014.** Long-term dynamics of the characteristics of tree cavities used for nesting by vertebrates. *Forest Ecology and Management* 334:122–128.
- Edworthy A. B. & Martin K. 2013.** Persistence of tree cavities used by cavity-nesting vertebrates declines in harvested forests. *The Journal of Wildlife Management* 77(4):770–776.
- Edworthy A. B., Wiebe K. L. & Martin K. 2012.** Survival analysis of & critical resource for cavity-nesting communities: patterns of tree cavity longevity. *Ecological Applications* 22:1733–1742.
- Edworthy A. B., Trzcinski M. K., Cockle K. L., Wiebe K. L. & Martin K. 2018.** Tree cavity occupancy by nesting vertebrates across cavity age. *Journal of Wildlife Management* 82:639–648.
- Egan D. & Howell E. A. 2001.** *The historical ecology handbook: & restorationist's guide to reference ecosystems.* Island Press. Washington D.C. 488 s.
- Ellis M.V. 2016.** Influence of design on the microclimate in nest boxes exposed to direct sunshine. *Australian Zoologist* 38:95–101.
- Elmqvist T., Setälä H., Handel S. N., Ploeg S. V. D., Aronson J., Blignaut J. N., Gómez-Baggethun E., Nowak D. J., Kronenberg J. & Groot R. D. 2015.** Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:101–108.
- Forejt M. & Syrbe R. U. 2019.** The current status of orchard meadows in Central Europe: Multi-source area estimation in Saxony (Germany) and the Czech Republic. *Moravian Geographical Reports* 27(4):217–228.
- Francis C.D., Ortega C.P. & Cruz A. 2009.** Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology* 19(16):1415–9.
- Fuller R. J. 2000.** Influence of treefall gaps on distributions of breeding birds within interior old-growth stands in Białowieża forest, Poland. *The Condor* 102:267–274.
- Gaston K. J., Bennie J., Davies T. W. A. & Hopkins J. 2013.** The ecological impacts of nighttime light pollution: & mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, 88(4): 912–927.
- Gentry D. J. & Vierling K. T. 2008.** Reuse of woodpecker cavities in the breeding and non-breeding seasons in old burn habitats in the Black Hills, South Dakota. *American Midland Naturalist* 160:413–429.

- Gibbons P. & Lindenmayer D. 2002.** Tree Hollows and Wildlife Conservation in Australia. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia. 211 s.
- Goldingay R.L. & Stevens J.R. 2009.** Use of artificial tree hollows by Australian birds and bats. *Wildlife Research* 36(2):81–97.
- Grüebler M. U., Schaller S., Keil H. & Naef-Daenzer B. 2013.** The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards. *Biodiversity and Conservation* 22:3233–3246.
- Grüebler M.U., Widmer S., Korner-Nievergelt F. & Naef-Daenzer B. 2014.** Temperature characteristics of winter roost-sites for birds and mammals: tree cavities and anthropogenic alternatives. *International Journal of Biometeorology* 58:629–637.
- Guariento E., Obwegs L., Anderle M., Bellè A., Fontana A. Paniccia Ch., Plunger J., Rüdissler J., Stifter S., Giombini V., Egarter Vigl L., Tappeiner U. & Hilpold A. 2024.** Meadow orchards as a good practice example for improving biodiversity in intensive apple orchards. *Biological Conservation* 299:110815.
- Gutzat F. & Dormann C. F. 2018.** Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: & metaanalysis and implications for retention forestry. *Ecology and Evolution* 2018:1–11.
- Halada L., Evans D., Romão C. & Petersen J.-E. 2011.** Which habitats of European importance depend on agricultural practices?. *Biodiversity and Conservation* 20:2365–2378.
- Hannon S.J. & Cotterill S. E. 1998.** Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *The Auk* 115:16–25.
- Heenan C. B. 2013.** An overview of the factors influencing the morphology and thermal properties of avian nests. *Avian Biology Research* 6(2):104–118.
- Herzog F. 1998.** Streuobst: A traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry Systems* 42(1):61–80.
- Hohl D., Stoycheva T., Kilgour R. J., Anderson E. C. A. & LaMontagne J. M. 2023.** Changes over time in tree cavity availability across urban habitats. *Urban Forestry & Urban Greening* 84:127926.
- Holveck M.J., Gregoire A., Doutrelant C. & Lambrechts M.M. 2018.** Nest height is affected by lamppost lighting proximity in addition to nestbox size in urban great tits. *Journal of avian biology* 50(1)
- Holway D. A. 2005.** Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary *Biological Conservation* 121(4):561–567.
- Horák J., Pletanová A., Podavková A., Šafářová L., Bogusch P., Romportl D. & Zasadil P. 2013.** Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of & rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 178:71–77.
- Horák J., Rom J., Rada P., Šafářová L., Koudelková J., Zasadil P. Halda P. & Holuša J. 2018.** Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban Ecosyst.* 21:263–270.

- Humbert J.-Y., Ghazoul J. & Walter T. 2009.** Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130:1–8.
- Charter M., Leshem Y. & Izhaki I. 2013.** Asymmetric seasonal nest site competition between great tits and house sparrows. *Journal of Ornithology* 154:172–181.
- Iverson L.R. & Cook E. A. 2001.** Urban forest cover of the Chicago region and its relation to household density and income. *Urban Ecosystems* 4:105–124.
- Jusino M. A., Lindner D. L., Banik M. T., Rose K. R. & Walters J. R. 2016.** Experimental evidence of asymbiosis between red-cockaded woodpeckers and fungi. *Proceedings of the Royal Society B* 283:1827
- Kajtoch Ł. 2017.** The importance of traditional orchards for breeding birds: The preliminary study on Central European example, *Acta Oecologica* 78:53–60.
- Kilgo J. & Vukovich M. 2014.** Can snag creation benefit & primary cavity nester: Response to an experimental pulse in snag abundance. *Biological Conservation*. 171:21–28.
- Koch A. J., Martin K. & Aitken K. E. H. 2012.** The relationship between introduced European Starlings and the reproductive activities of mountain bluebirds and tree swallows in British Columbia, Canada. *IBIS* 154:590–600.
- Komlós M., Botta-Dukát Z., Bölöni J., Aszalós R., Veres K., Winkler D. & Ónodi G. 2024.** Tall, large-diameter trees and dense shrub layer as key determinants of the abundance and composition of bird communities in oak-dominated forest. *Journal of Forestry Research* 35:62.
- LaMontagne J. M., Kilgour R. J., Anderson E.C. & Magle S. 2015.** Tree cavity availability across forest, park, and residential habitats in & highly urban area. *Urban Ecosystems* 18:151–167.
- Li P. & Martin T. E. 1991.** Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. *The Auk* 108:405–418.
- Lindenmayer D. B., Welsh A., Donnelly C., Crane M., Michael D., Macgregor C., McBurney L., Montague-Drake R. & Gibbons P. 2009.** Are nest boxes & viable alternative source of cavities for hollow-dependent animals? Long-term monitoring of nest box occupancy, pest use and attrition. *Biological Conservation* 142:33–42.
- Lõhmus A., Lõhmus P., Remm J. & Vellak K. 2005.** Old-growth structural elements in & strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. *Forest Ecology and Management* 216:201–215.
- Maina G. G. & Jackson W. M. 2003.** Effects of fragmentation on artificial nest predation in & tropical forest in Kenya. *Biological Conservation* 111:161–169.
- Manolis J. C., Andersen D. E. & Cuthbert F. J. 2002.** Edge effect on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in & forest-dominated landscape. *The Auk* 119:955–970.

- Martin T. E. & Ghalambor C. K. 1999.** Males feeding females during incubation. I. Required by microclimate or constrained by nest predation?. *American Naturalist* 153(1):131–139.
- Mattila U. & Nuutinen T. 2007.** Assessing the incidence of butt rot in Norway spruce in southern Finland. *Silva Fennica* 41: 29–43.
- Mazgajski T. D. 2007.** Nest hole age decreases nest site attractiveness for the European starling *Sturnus vulgaris*. *Ornis Fennica* 84:32–38.
- Maziarz M., Broughton R. K. & Wesolowski T. 2017.** Microclimate in tree cavities and nest-boxes: Implications for hole-nesting birds, *Forest Ecology and Management* 389:306–313.
- McCleery R. A. & Parker I. D. 2011.** Influence of the urban environment on fox squirrel range overlap. *Journal of Zoology* 285:239–246.
- McLaren M. A., Thompson I. D. & Baker J. A. 1998.** Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario. *The Forestry Chronicle* 74:241–248.
- Michel A. K. & Winter S. 2009.** Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S. &. *Forest Ecology and Management* 257: 1453–1464.
- Miller J. R. & Hobbs R. J. 2007.** Habitat restoration? Do we know what we are doing? *Restoration Ecology* 15:382–390.
- Mols CH. M. M. & Visser M. 2002.** Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 39:888.
- Morelli F. 2013.** Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering* 57:261–266.
- Murica C. 1995.** Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.
- Nemeth E. & Brumm H. 2010.** Birds and anthropogenic noise: are urban songs adaptive? *American Naturalist* 176(4):465–475
- Nilsson S. G. 1984.** The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15:167–175.
- Ojeda V., Suarez M. L. & Kitzberger T. 2007.** Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for Magellanic Woodpeckers. *Austral Ecology* 32:436–445.
- Ouin A., Aviron S., Dover J. & Burel F. 2004.** Complementation /supplementation of resources for butterflies in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103:473–479.
- Pezzi G., Gambini S., Buldrini F., Ferretti F., Muzzi E., Maresi G. & Nascimbene J. 2020.** Contrasting patterns of tree features, lichen & plant diversity in managed and abandoned old-growth chestnut orchards of the northern Apennines (Italy). *Forest Ecology and Management* 470–471:118207.

- Pharr L.D., Cooper C.B., Evans B., Moorman C.E., Voss M. A., Vukomanovic J. & Marra P.P. 2023.** Using citizen science data to investigate annual survival rates of resident birds in relation to noise and light pollution. *Urban Ecosystems* 26:1629–1637.
- Plieninger T., Levers C., Mantel M., Costa A., Schaich H. & Kuemmerle T. 2015.** Patterns and drivers of scattered tree loss in agricultural landscapes: orchard meadows in Germany (1968–2009). *PLoS One*, 10(5):e0126178.
- Plieninger T. 2012.** Monitoring directions and rates of change in trees outside forests through multitemporal analysis of map sequences. *Applied Geography* 32(2):566–576.
- Quinney T. E., Hussell D. J. T. & Ankney C. D. 1986.** Sources of variation in growth of tree swallows. *Auk* 103:389–400.
- Raap T., Pinxten R. & Eens M. 2018.** Cavities shield birds from effects of artificial light at night on sleep. *Journal of Experimental Zoology* 329(8-9):449–456.
- Racey P. A. 1973.** Environmental factors affecting the gestation in heterothermic bats. *Journal of reproduction and fertility Supplement* 19:175–189.
- Rada P., Halda J. P., Holuša J., Maliňáková K. & Horák J. 2022.** Urban fruit orchards: Biodiversity and management restoration effects in the context of land use, *Urban Forestry & Urban Greening* & 75:127686.
- Remacha C. & Delgado J. A. 2009.** Spatial nest-box selection of cavity-nesting bird species in response to proximity to recreational infrastructures. *Landscape and Urban Planning* 93:46–53.
- Remm J. & Lõhmus A. 2011.** Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of & keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 262:579–585.
- Remm, J., Lõhmus A. & Remm K. 2006.** Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management* 221:267–277.
- Rishbeth J. 1950.** Observations on the biology of *Fomes annosus* with particular reference to East Anglian pine plantations. The outbreaks of the disease and ecological status of the fungus. *Annals of Botany* 14: 365–383.
- Ritz-Radlinská A., Barták V., Kadlec T., Říhová L. & Zasadil P. 2025.** Synergistic effect of light and noise pollution on dawn and dusk singing behavior of urban European blackbird: Changes during nesting season. *Applied Animal Behaviour Science* 282: 106486
- Roberge J. M., Angelstam P. & Villard M. A. 2008.** Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests—deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141:997–1012.
- Robles, H. & Martin A. K. 2013.** Resource quantity and quality determine the inter-specific associations between ecosystem engineers and resource users in & cavity-nest web. *PLoS ONE* 8:e74694.

- Saab V. A., Dudley J. & Thompson W. L. 2004.** Factors influencing occupancy of nest cavities in recently burned forests. *Condor* 106:20–36.
- Sandström U. G., Angelstam P. & Mikusinski G. 2006.** Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77:39–53.
- Saunders D. A., Hobbs R. J. & Margules C. J. 1991.** Biological consequences of ecosystem fragmentation: & review. *Conservation Biology* 5:18–32.
- Shigo A. L. 1984.** Compartmentalization: a conceptual framework for understanding how trees grow and defend themselves. *Annual Review of Phytopathology* 22:189–214.
- Schepps J., Lohr S. & Martin T. E. 1999.** Does tree hardness influence nest-tree selection by primary cavity nesters? *Auk* 116:658–665.
- Schönafinger A. 2023** Orchard meadows in south Tyrol spatio-temporal development and agroecological evaluation. Innsbruck 16. 05. 2023. 63 stran. Diplomová práce. Univerzita Innsbruck. Fakulta biologie. Vedoucí práce Erich Tasser & Lukas Egarter Vigl.
- Siegel A. J. M. 2009.** Sleep viewed as & state of adaptive inactivity. *Nature Reviews. Neuroscience* 10(10): 747–753.
- Sonerud G. A. 1985.** Nest hole shift in Tengmalm's Owl, *Aegolius funereus*, as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. *Journal of Animal Ecology* 54:179–192.
- Suding K., Higgs E., Palmer M., Callicott J.B., Anderson C.B., Baker M., Gutrich J. J., Hondula K. L., Lafevor M. C., Larson B. M. H., Randall A., Ruhl J. B. & Schwartz K. Z. S. 2015.** Committing to ecological restoration. *Science* 348:638–640.
- Tavankar F., Latterini F., Nikooy M., Venanzi R., Naghdi R. & Picchio R. 2021.** Influence of Forest Management and Sylvicultural Treatments on Abundance of Snags and Tree Cavities in Mountain Mixed Beech Forests. *Environments* 8: 55.
- Thomas J., Anderson R., Masser C. & Bull E. 1979.** Snags: wildlife habitats in managed forests, the Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture. Handbook Number 553. Washington. D.C. USA. 512 s.
- Thor M., Ståhl G. & Stenlid J. 2006.** Modelling root rot incidence in Sweden using tree, site and stand variables. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 165–176.
- Tóth A. & Timpe A. 2017.** Exploring urban agriculture as & component of multifunctional green infrastructure: Application of figure-ground plans as & spatial analysis tool. *Moravian Geographical Reports* 25(3):208–218.
- van der Hoek Y., Gaona G., Ciach M. A. & Martin K. 2020.** Global relationships between tree-cavity excavators and forest bird richness. *Royal Society Open Science* 7(7):192177.
- Webb D. R. 1987.** Thermal tolerance of avian embryos—a review. *Condor* 89:874–898.

Webb D. R. & King J. R. 1983. An analysis of the heat budgets of the eggs and nest of the white-crowned sparrow, *Zonotrichia leucophrys*, in relation to parental attentiveness. *Physiological Zoology* 56:493–505.

Wesolowski T. & Martin K. 2017. Tree holes and hole-nesting birds in European and North American forests. In: Mikusiński G., Roberge J-M., Fuller R. J. *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, Cambridge, 2018. 566 s. Kapitola 4. strany 79–134.

Wesolowski T. 2002. Anti-predator adaptations in nesting marsh tits *Parus palustris*: the role of nest-site security. *Ibis* 144:593–601.

Wesolowski T. 2007. Lessons from long-term hole-nester studies in & primeval temperate forest. *J. Ornithol.* 148(2):S395–S405.

Wesolowski T. 2012. “Lifespan” of non-excavated holes in & primeval temperate forest: a 30-year study. *Biological Conservation* 153:118–126.

Wesolowski T. 2017. Failed predator attacks: & direct test of security of tree cavities used by nesting Marsh Tits (*Poecile palustris*). *Auk: Ornithological Advances* 134:802–810.

Wiacek J. & Polak M. 2008. Bird Community Breeding in Apple Orchards of Central Poland in Relation to Some Habitat and Management Features, *Polish Journal of Environmental Studies* 17(6):951–956

Wiebe K. L. & Swift T. 2001. Clutch size relative to tree cavity size in Northern Flickers. *Journal of Avian Biology* 32:167–173.

Wright H. E., Kutzbach J. E., Webb T., Ruddiman W. F., Street-Perrott F. A. & Bartlein P. J. 1993. *Global Climates Since the Last Glacial Maximum*. University of Minnesota Press, USA. 584 s.

Zahn A. 1999. Reproductive success, colony size and roost temperature in attic-dwelling bat *Myotis myotis*. *Journal of Zoology* 247:275–280.

Zawadzki G. 2024. Nesting-tree preferences of the black woodpecker—the biggest cavity excavator in & conifer-dominated forests in Poland. *Canadian Journal of Forest Research*. 54(3): 305–314.

Žemaitis P. & Stakenas V. 2016. Ecological factors influencing frequency of Norway spruce butt rot in mature stands in Lithuania. *Russian Journal of Ecology* 47:355–363.

9. Přílohy

Příloha 1: Přehledová tabulka sledovaných sadů

ID	Název	Souřadnice	Management	Přibližná plocha sady (m2)	Vzdálenost od středu Prahy (km)	Průměrná nadmořská výška (m.n.m.)
Z1	Sady zahradnické mládeže	50.0479867N, 14.5097600E	0	210 809	5,5	240
Z2	Drahanský mlýn	50.1509242N 14.4230231E	0	6 252	7,5	250
Z3	Velká Skála sever	50.1236314N, 14.4325022E	0	33 043	4,76	385
Z4	Smetanka	50.0963642N, 14.5136742E	0	507	2,36	210
Z6	Horní počernice	50.1140289N 14.6307414E	0	17 363	10,9	275
Z8	Klíčovské sady sever	50.1161817N, 14.5186819E	0	78 932	3,62	250
Z11	K Brnkám	50.1537133N 14.4299947E	0	6 825	7,5	275
Z12	Lochkov u okruhu	50.0099417N, 14.3397417E	0	34 262	13,78	348
Z15	Červený mlýn	50.1507267N 14.4958950E	0	2 375	6,3	250
Z17	Na krutci (Z)	50.1048067N 14.3487072E	0	3 100	9,5	240
O2	Na krutci (O)	50.1036008N 14.3481853E	1	18 662	9,5	255
O3	Nad Kalvarií	50.0675017N 14.3272553E	1	11 342	11,3	312
O4	Sad na Červeném vrchu	50.0984325N, 14.3526344E	1	7146	9,14	260
O5	Vokovická třesnovka	50.1016739N 14.3573689E	1	19 995	8,8	302
O7	Hemrovy skály	50.0438331N, 14.3584306E	1	5810	10,37	300
O8	Zlodějka	50.0954044N 14.2982547E	1	9 201	13	345
O9	Vrch Třešňovka	50.0962392N, 14.5002919E	1	101 733	1,41	318
O10	Na punčoše	50.0418614N, 14.3649989E	1	5450	10,37	305
O13	Klánovic zahrada	50.0326039N, 14.3155636E	1	4580	13,63	303
O14	Sedlecké skály	50.1302761N 14.3904489E	1	7 704	7,6	239

Příloha 2: Vybrané charakteristiky sadů

ID	ALAN (nW/cm ² /sr)	Hlukové znečištění (db) -den	Hlukové znečištění (db) -noc	Okolí vhodné k růstu dřevin (500 m)	Okolí vhodné k růstu dřevin (1500 m)	Počet stromů	Počet stromů na hektar	Počet ovocných stromů	Tesané dutiny	Přirozené dutiny
Z1	10,50	40-45	35-40	58%	41%	125	500	57	4	8
Z2	2,44	25-30	15-20	52%	42%	30	120	27	0	0
Z3	18,48	40-45	35-40	73%	49%	99	396	40	10	11
Z4	16,48	45 - 50	45 - 50	71%	42%	81	324	21	5	18
Z6	12,93	45-50	40-45	23%	19%	59	236	43	2	17
Z8	26,43	50-55	45-50	45%	33%	148	592	24	3	1
Z11	2,24	25-30	20-25	35%	31%	37	148	37	2	3
Z12	18,48	60-65	55-60	19%	33%	62	248	17	6	9
Z15	14,21	55-60	50-55	30%	17%	32	128	31	7	10
Z17	7,56	40-45	30-35	86%	65%	71	284	22	9	4
O2	7,56	40-45	35-40	79%	66%	46	184	46	4	0
O3	25,86	45-50	40-45	76%	49%	24	96	19	4	6
O4	24,80	50-55	40-45	45%	55%	91	364	56	7	6
O5	22,69	45-50	40-45	76%	57%	85	340	83	6	6
O7	31,71	40-45	30-35	50%	56%	47	188	37	1	0
O8	34,70	55-60	45-50	40%	40%	27	108	27	3	6
O9	33,35	50-55	45-50	81%	34%	77	308	76	4	8
O10	7,01	30-35	30-35	43%	56%	43	172	37	2	7
O13	14,22	45-50	35-40	64%	35%	54	216	33	31	18
O14	12,66	50-55	45-50	67%	57%	34	136	22	6	8

Příloha 3: Ukázka skriptu statistického vyhodnocení

```
#-----Ukazka skriptu prováděných analýz-----  
  
#-----Vytvoření modelů  
  
#-----Negativně binomický  
M1=glm.nb(vyhlobene~Druh+Skupina+DBH+Zdravi+Stari+Vyska+prirozene+koruna,  
          data=stromy )  
  
#-----Poissonova regrese  
M2=glm(vyhlobene~Druh+DBH+Zdravi+Stari+Vyska+prirozene+koruna,  
       data=ovocne, family=poisson() )  
  
#-----Optimalizace modelů  
library(MASS)  
  
M1.1= stepAIC(M1, direction="both")  
anova(M1.1,test="chi")  
  
M2.1= stepAIC(M2, direction="both")  
anova(M2.1,test="Chi")  
  
#-----Vybrání lepšího modelu  
  
AIC(M1.1,M2.1)  
# Negativně binomický má nižší hodnotu AIC == je lepší  
  
#-----Průzkum vybraného modelu  
anova(M1.1,test="Chi")  
  
par(mfrow = c(2, 2))  
plot(M1.1)  
  
exp(coef(M10))  
  
#-----Přidání hodnot predikovaných modelem  
stromy$predicted <- predict(M1.1, type = "response")  
  
#-----Vizualizace výsledků (zde vliv DBH na vyhloubené dutiny)  
  
ggplot(stromy, aes(x = DBH, y = predicted)) +  
  geom_point(alpha = 0.5) +  
  geom_smooth(method = "loess", color = "red") +  
  labs(title = "Vztah mezi DBH a predikovaným počtem dutin",  
        x = "DBH (cm)", y = "Predikovaný počet vyhloubených dutin") +  
  theme_minimal()  
  
#-----lineární vzath  
  
ggplot(stromy, aes(x = DBH, y = predicted)) +  
  geom_point(alpha = 0.5) +  
  geom_smooth(method = "lm", color = "red") +  
  labs(title = "Vztah mezi DBH a predikovaným počtem dutin",  
        x = "DBH (cm)", y = "Predikovaný počet vyhloubených dutin") +  
  theme_minimal()  
  
#-----Rozdíly mezi typy sadů  
#-----pro číselné proměnné (zde výška stromu)  
#-- test normality  
shapiro.test(stromy$Vyska)  
#--Welchův t-test  
t.test(stromy$Vyska[stromy$Management=="0"],  
       stromy$Vyska[stromy$Management=="1"],  
       var.equal = FALSE)  
  
#-----pro kategorické proměnné (zde zdraví stromu)  
tab1=table(stromy$Management,stromy$Zdravi)  
print(tab1)  
#--Pearsonův chí-kvadrát test  
chisq.test(tab1)
```

Příloha 4: Obrazová dokumentace



Na první fotografii můžeme vidět odlomení větve stromu, kterým často začíná tvorba přirozené dutiny. Na druhém obrázku pak již hotovou dutinu vzniklou stejným způsobem.



Rozkládající se dřevní hmota a houbové organismy spojené s rozkladem mohou rozšiřovat potravní nabídku širokému spektru živočichů z řad členovců (*Arthropoda*).



Přítomnost houbových organismů, může významně urychlit dutinotvorné procesy, a to pro oba typy dutin.



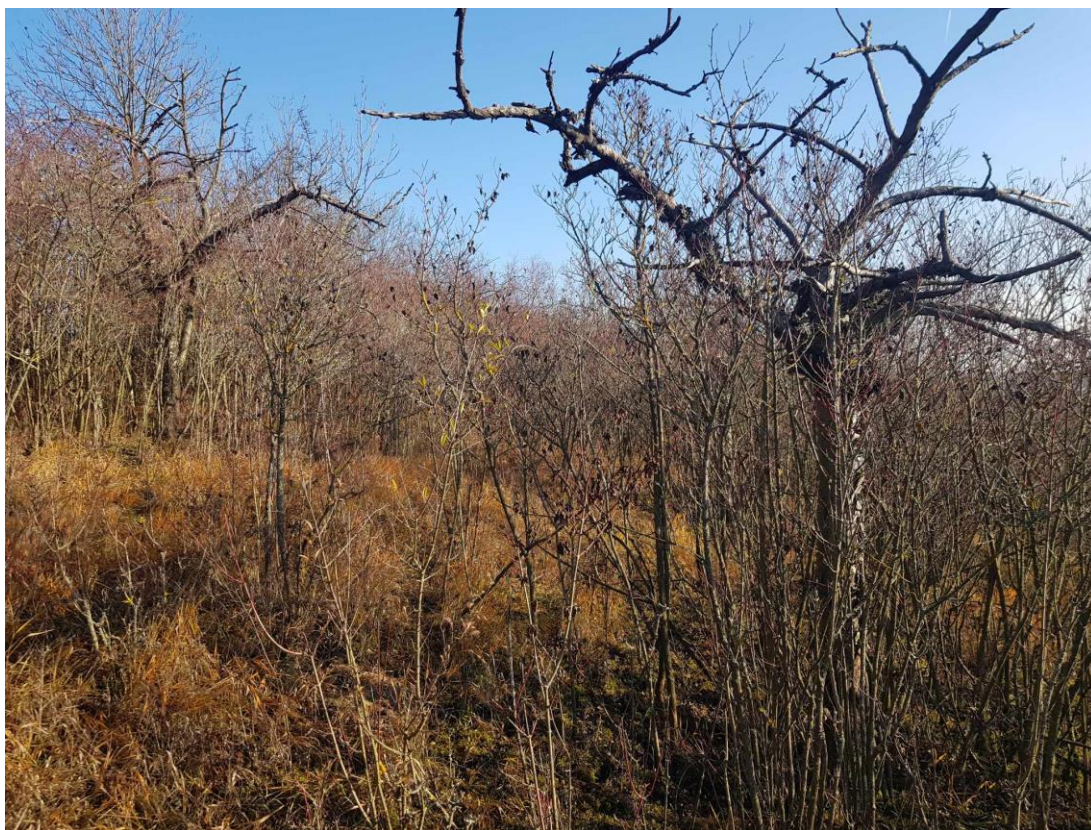
Zde dříve prostorná dutina sloužila jako úkryt pro hnízdo hmyzu, pravděpodobně z rodu sršní (*Vespa*).



Některé zanedbané sady díky své odlehlosti a absenci managementu bohužel vykazovali vysokou míru antropogenního znečištění.



Torzo mrtvého habitatového stromu ponechané v obnoveném sadu. Všechny větve byly odstraněny, aby neohrožovali zdraví obyvatelstva, ale samotný kmen obsahující stromové dutiny byl ponechán.



Zde jsou v zanedbaném sadu staré mrtvé ovocné dřeviny, dříve tvořící sad zcela obklopeny náletovou a výmladkovou vegetací.