

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesů



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

**Vliv struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na
jižní Moravě**

Bakalářská práce

Kateřina Lysenková

Vedoucí práce: Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kateřina Lysenková

Lesnictví

Ekonomika a řízení lesního hospodářství

Název práce

Vliv struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě

Název anglicky

Effect of Forest Structure on Abundance and Diversity of Ticks in South Moravia

Cíle práce

Získat poznatky o vlivu struktury a druhového složení stromového patra lesních porostů na abundanci a diverzitu klíšťat v měnících se podmínkách prostředí.

Metodika

- Rozbor problematik se zaměřením na podmínky ovlivňující vývojový cyklus, aktivitu a početnost klíšťat, vliv struktury a skladby lesních porostů na abundanci klíšťat, výskyt klíšťat ve výškovém gradientu, vztah klíšťat a člověka, zejména se zaměřením na klíště obecné, pijáka lužního a klíště lužního a probíhající změnu klimatu v kontextu managementu a pěstování lesů (termín říjen 2023).
- Charakteristika zájmového území jižní Moravy a zejména pak klimatických, stanovištních a porostních poměrů v dané oblasti (termín listopad 2023).
- Charakteristika vybraných trvalých výzkumných ploch se zaměřením na základní stanovištní a produkční parametry (termín listopad 2023).
- Vlajkování klíšťat a biometrická měření stromového patra minimálně na 12 trvalých výzkumných plochách plochách o velikosti 20×20 m, hodnocení pobytových znaků zvěře, vegetačního pokryvu a základních krajinných parametrů (termín prosinec 2023).
- Aplikace standardních matematicko-statistických metod v programech Excel, Statistica a CANOCO (termín leden 2024).
- Vyhodnocení biotopu, vertikální a horizontální struktury, druhové diverzity, produkčního potenciálu porostů a výskytu zvěře na jednotlivých trvalých výzkumných plochách v oblasti jižní Moravy v kontextu abundance klíštěte obecného, pijáka lužního a klíště lužního (termín únor 2024).
- Aplikace získaných poznatků abundance klíšťat do praxe ve vztahu ke krajinným a zejména porostním ukazatelům stromového patra se zaměřením na pěstování lesů, minimalizace výskytu klíšťat a následně prevalence chorobami jimi přenášenými (termín březen 2024).

Doporučený rozsah práce

Minimálně 30 stran textu.

Klíčová slova

Pěstování lesů, biotop, klimatická změna, klíště obecné, piják lužní, klíšť lužní

Doporučené zdroje informací

- Daniel, M., Zitek, K., Danjelová, V., Kříž, B., Valter, J., & Kott, I. (2006). Risk assessment and prediction of Ixodes ricinus tick questing activity and human tick-borne encephalitis infection in space and time in the Czech Republic. *International Journal of Medical Microbiology*, 296, 41-47.
- Danielová, V., Rudenko, N., Daniel, M., Holubová, J., Materna, J., Golovchenko, M., & Schwarzová, L. (2006). Extension of Ixodes ricinus ticks and agents of tick-borne diseases to mountain areas in the Czech Republic. *International Journal of Medical Microbiology*, 296, 48-53.
- Estrada-Peña, A. (2001). Distribution, Abundance, and Habitat Preferences of Ixodes ricinus (Acari: Ixodidae) in Northern Spain. *Journal of Medical Entomology*, 38, 361–370.
- Gray, J.S. (1998). Review The ecology of ticks transmitting Lyme borreliosis. *Experimental and Applied Acarology*, 22, 249–258.
- Materna, J., Daniel, M., Metelka, L., & Harčarik, J. (2008). The vertical distribution, density and the development of the tick Ixodes ricinus in mountain areas influenced by climate changes (The Krkonoše Mts., Czech Republic). *International Journal of Medical Microbiology*, 298, 25-37.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., ... & Reyer, C. P. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature climate change*, 7(6), 395-402.
- Tkadlec, E., Václavík, T., Kubelová, M., & Šíroky, P. (2018). Negative spatial covariation in abundance of two European ticks: diverging niche preferences or biotic interaction?. *Ecological Entomology*, 43(6), 804-812.
- Vacek, Z., Cukor, J., Vacek, S., Václavík, T., Kybicová, K., Bartoška, J., ... & Molina, S. M. (2023). Effect of forest structures and tree species composition on common tick (Ixodes ricinus) abundance—Case study from Czechia. *Forest Ecology and Management*, 529, 120676.
- Vacek, Z., Prokúpková, A., Vacek, S., Cukor, J., Bílek, L., Gallo, J., Bulušek, D. (2020). Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climate change: Study from Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal*, 66, 116–129.
- Volf, P. (2007). *Paraziti a jejich biologie*. Triton, Praha.
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra pěstování lesů

Elektronicky schváleno dne 16. 6. 2023

doc. Ing. Lukáš Bílek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 27. 2. 2024

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 24. 03. 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Vliv struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila, a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se 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 vědoma, že odevzdáním bakalářské 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 5.dubna 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Zdeňku Vackovi, Ph.D. za jeho odborné vedení, cenné rady a neustálou podporu v průběhu mé práce a za poskytnutí starších dat o abundanci klišťat. Jeho trpělivost, odborné znalosti a povzbuzení byly pro mě neocenitelné. Také děkuji všem členům akademického personálu a spolužákům za jejich přátelskou atmosféru, motivaci a inspiraci. Velké díky patří mé rodině a přátelům, kteří mi poskytovali morální podporu a povzbuzení, když jsem je nejvíce potřebovala. Bez jejich lásky, trpělivosti a porozumění bych tuto cestu nemohla dokončit. Toto poděkování je malým vyjádřením mé hluboké vděčnosti všem, kdo se na mé cestě podíleli. Děkuji vám.

Vliv struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě

Abstrakt

Klíšťata představují v České republice vážné riziko z důvodu přenášení infekčních chorob, mezi které patří zejména lymeská borelióza a klíšťová encefalitida. Současné poznatky o faktorech, které ovlivňují rozšíření a množství klíšťat v našich lesních a krajinných ekosystémech, jsou však stále nedostatečné. S ohledem na klimatické změny dochází k adaptacím v lesním hospodaření, zejména v metodách pěstování lesů, které vedou ke změnám ve struktuře lesních porostů, především ve skladbě dřevin. Současný trend v lesním hospodářství směřuje k podpoře diverzity lesních porostů a celkové krajiny, což souvisí i se zvýšením počtu potenciálních hostitelů pro klíšťata. V důsledku toho se může rozšířit geografické rozšíření a početnost klíštěte obecného (*Ixodes ricinus*) i do větších nadmořských výšek, kde se dříve běžně nevyskytovalo. Klíčové je proto zmapování hlavních faktorů ovlivňujících výskyt klíšťat v lesních biotopech.

Výzkum proběhl na 14 lokalitách nacházejících se na území Jihomoravského kraje a během monitoringu v letech 2021 až 2023 bylo celkově identifikováno 4078 klíšťat obecných. V roce 2023 byla zjištěna přítomnost 15 % larev, 66 % nymf a 19 % dospělců klíštěte obecného, s vyrovnaným zastoupením obou pohlaví. Nejvíce klíšťat (366 jedinců) bylo zaznamenáno v jehličnatých porostech, zatímco nejméně (5 jedinců) bylo navlajkováno na okraji jehličnatého lesa. Rozhodujícími podmínkami pro výskyt klíštěte obecného je zejména druh biotopu, tedy zda se jedná o okraj lesa nebo lesní porost, dále pak přítomnost hostitelů, vzdálenost od okraje porostu či nadmořská výška. Nejvýraznější průměrná početnost klíšťat za všechny monitorované roky byla zaznamenána v listnatých porostech, nicméně rozdíly v abundanci klíšťat mezi jednotlivými typy porostů nebyly statisticky významné. Je proto důležité se ve všech rizikových lokalitách a během zvýšené aktivity klíšťat chránit vhodným oblečením a repelentními přípravky.

Klíčová slova: Pěstování lesů, biotop, klimatická změna, klíště obecné, piják lužní, klíšť lužní

Effect of Forest Structure on Abundance and Diversity of Ticks in South Moravia

Abstract

Ticks pose a serious risk in the Czech Republic due to their transmission of infectious diseases, particularly Lyme borreliosis and tick-borne encephalitis. However, current knowledge of the factors that influence the distribution and quantity of ticks in our forest and landscape ecosystems is still insufficient. With climate changes, adaptations in forest management are occurring, especially in forest cultivation methods, which lead to changes in the structure of forest stands, mainly in the composition of tree species. The current trend in forestry is towards promoting the diversity of forest stands and the overall landscape, which is also related to an increase in the number of potential hosts for ticks. Consequently, the geographic distribution and abundance of the castor bean tick (*Ixodes ricinus*) may expand to higher altitudes where it was not commonly found before. Therefore, it is crucial to map the main factors affecting the occurrence of ticks in forest biotopes.

The research was conducted at 14 locations in the South Moravian Region, and a total of 4,078 castor bean ticks were identified during the monitoring from 2021 to 2023. In 2023, the presence of 15 % larvae, 66 % nymphs, and 19 % adult castor bean tick was detected, with an even representation of both sexes. The most ticks (366 individuals) were recorded in coniferous stands, while the least (5 individuals) were flagged at the edge of a coniferous forest. Key conditions for the occurrence of the castor bean tick include the type of biotope, whether it is an edge of the forest or a forest stand, as well as the presence of hosts, the distance from the edge of the stand, or the altitude. The most significant average abundance of ticks over all monitored years was observed in deciduous stands, although differences in tick abundance among the different types of stands were not statistically significant. It is therefore important to protect oneself in all risk locations and during heightened tick activity with suitable clothing and repellent products.

Keywords: Forestry, habitat, climate change, *Ixodes ricinus*, *Dermacentor reticulatus*, *Haemaphysalis concinna*

Obsah

| | |
|--|-----------|
| 1 Úvod | 10 |
| 2 Cíl práce | 12 |
| 3 Literární rešerše | 13 |
| 3.1 Lesní ekosystém a klimatická změna | 13 |
| 3.1.1 Přeměna lesních porostů vnášením vhodných introdukovaných dřevin... | 14 |
| 3.1.2 Posun lesních vegetačních stupňů..... | 15 |
| 3.1.3 Změny lesních ekosystémů způsobené abiotickými a biotickými faktory | 17 |
| 3.1.4 Změny v lesních ekosystémech a jejich vliv na populační dynamiku klíštěte obecného | 18 |
| 3.2 Biologie klíštěte | 19 |
| 3.2.1 Klíšťata | 20 |
| 3.2.2 Klíšťáci | 20 |
| 3.3 Rozmanitost klíšťat objevených v ČR | 21 |
| 3.3.1 Klíště obecné (<i>Ixodes ricinus</i>) | 22 |
| 3.3.2 Piják lužní (<i>Dermacentor reticulatus</i>) | 24 |
| 3.3.3 Klíšť lužní (<i>Haemaphysalis concinna</i>) | 25 |
| 3.4 Rozšíření klíšťat | 27 |
| 3.4.1 Faktory ovlivňující životní cyklus, aktivní období a populaci klíšťat | 29 |
| 3.4.2 Dopad struktury lesních porostů na rozšíření klíšťat | 30 |
| 3.4.3 Rozložení klíšťat ve výškovém gradientu..... | 32 |
| 3.4.4 Aktivita klíštěte obecného | 34 |
| 3.5 Interakce mezi klíšťaty a lidmi | 35 |
| 3.5.1 Prevence a ochrana | 35 |
| 3.5.1.1 Očkování..... | 35 |
| 3.5.2 Správné odstraňování klíšťat | 36 |
| 3.5.3 Smart aplikace „Klíšťapka“ | 37 |
| 3.6 Zdravotní rizika spojená s klíšťaty | 37 |
| 3.6.1 Klíšťová encefalitida..... | 38 |
| 3.6.2 Lymeská borelióza | 41 |
| 3.6.3 Lidská granulocytární anaplazmóza | 44 |
| 3.6.4 Babesióza | 45 |
| 3.6.5 Bartonellóza | 46 |
| 3.6.6 Rickettsiíza..... | 46 |
| 3.6.7 Tularemie | 47 |
| 4 Metodika | 49 |
| 4.1 Jihomoravský kraj | 49 |
| 4.2 Trvalé výzkumné plochy | 50 |
| 4.3 Sběr dat | 52 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 4.3.1 | Metoda sběru klíšťat | 52 |
| 4.3.2 | Uchování a transport klíšťat..... | 53 |
| 4.3.3 | Sběr stanovištních a porostních dat | 54 |
| 4.4 | Analýza dat | 55 |
| 4.4.1 | Porostní parametry | 55 |
| 4.4.2 | Krajinné parametry | 57 |
| 4.4.3 | Statistické analýzy | 59 |
| 5 | Výsledky | 60 |
| 5.1 | Produkce a struktura lesních porostů | 60 |
| 5.2 | Abundance klíšťat..... | 61 |
| 5.3 | Vliv porostních parametrů na přítomnost klíšťete obecného..... | 66 |
| 5.4 | Vliv krajinných parametrů na přítomnost klíšťete obecného | 69 |
| 5.5 | Interakce mezi abundancí klíšťat a porostními a krajinnými parametry | 70 |
| 6 | Diskuze..... | 72 |
| 7 | Závěr | 75 |
| 8 | Seznam použitých zdrojů..... | 76 |
| 9 | Seznam použitých obrázků | 105 |
| 10 | Seznam použitých tabulek | 107 |
| 11 | Seznam použitých zkratk | 108 |

1 Úvod

Tato bakalářská práce se zaměřuje na analýzu vlivu struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě. Klíšťata, jakožto významní přenašeči různých nemocí, představují značné zdravotní riziko pro lidi i zvířata. Důležitost této studie pramení z rostoucího počtu onemocnění přenášených klíšťaty v důsledku globálních klimatických změn, které ovlivňují jejich rozšíření a aktivitu (IPCC 2007; Bosela et al. 2021). Klimatické změny způsobují, že určité oblasti se stávají více příznivými pro klíšťata, což zvyšuje riziko přenosu onemocnění jako je lymeská borelióza a klíšťová encefalitida, ale i další onemocnění (Parmesan 2006; Lenoir et al. 2008).

Předpokládá se, že výsledky této práce budou mít široké uplatnění nejen v ekologii a ochraně přírody, ale také v epidemiologii a prevenci infekčních onemocnění přenášených klíšťaty. V kontextu globálních změn a jejich dopadu na rozšíření klíšťat je nezbytné rozvíjet nové strategie pro management lesních ekosystémů, aby bylo možné efektivněji regulovat populaci klíšťat a minimalizovat riziko přenosu onemocnění (Modrý et al. 2019; Hubálek et al. 2020).

Současné poznatky naznačují, že struktura lesa hraje klíčovou roli v ekologii klíšťat, významně ovlivňuje mikroklimatické podmínky, dostupnost hostitelů a úkryt pro klíšťata. Struktura lesa je podle Cukora et al. (2022) zásadním faktorem, který může přímo i nepřímo ovlivňovat prevalenci a distribuci klíšťat v lesních ekosystémech. Různé typy vegetace a fáze sukcese lesního porostu poskytují rozdílné podmínky pro životní cyklus klíšťat, což se odrazí na jejich schopnosti přežití a rozmnožování. Tento vztah mezi strukturou lesa a klíšťaty je zvláště důležitý v kontextu současných a budoucích změn v lesních ekosystémech, které jsou důsledkem klimatických změn, změn v hospodaření a dalších antropogenních vlivů.

V rámci výzkumu klíšťat a jejich významu pro veřejné zdraví je třeba klást důraz nejen na ekologické aspekty, ale také na prevenci onemocnění přenášených klíšťaty. Jak ukazuje Kimmig et al. (2003), integrace ekologických, biologických a epidemiologických dat je klíčová pro rozvoj efektivních strategií prevence a kontroly klíšťových onemocnění.

Stává se nezbytným hlouběji porozumět vlivu lesní struktury na abundanci klíšťat a vyvinout cílené managementové strategie, které by mohly přispět k redukci rizika infekce v lidské populaci. Tento výzkum se proto snaží vyplnit mezery v našem současném pochopení těchto složitých vztahů a poskytnout komplexní přehled o tom, jak

lesní ekosystémy ovlivňují dynamiku populací klíšťat. Přesnější poznání těchto vzájemných vztahů umožní vytváření přesnějších a efektivnějších strategií pro minimalizaci rizika onemocnění přenášených klíšťaty. Význam těchto poznatků přesahuje čistě akademický zájem a nabízí praktické aplikace pro lesní hospodářství, ochranu přírody a veřejné zdraví, což zdůrazňuje potřebu interdisciplinární spolupráce mezi ekology, lesníky, epidemiology a veřejnými zdravotnickými autoritami.

2 Cíl práce

Hlavním cílem této bakalářské práce je provést komplexní analýzu vlivu struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě. Tato práce si klade za cíl prozkoumat, jak různé aspekty struktury lesa, jako jsou výšková a tloušťková struktura, stejně jako stáří lesních porostů a krajinné parametry, ovlivňují diverzitu a početnost klíšťat. Podle Vacka et al. (2022), změny ve struktuře lesních ekosystémů, jako je transformace monokultur jehličnanů na smíšené lesy s původními listnatými druhy, mohou zásadně ovlivnit populační dynamiku klíštěte obecného. Tato studie proto nabízí komplexní pohled na vztahy mezi strukturou lesa a výskytu klíšťat, čímž přispívá k lepšímu pochopení této problematiky. Konkrétně se práce zaměřuje na následující podcíle:

Zjištění vlivu struktury lesa na druhovou diverzitu a početnost klíšťat: Identifikace a analýza, jak se různé aspekty struktury lesa (jako je výšková, tloušťková, horizontální a vertikální struktura lesa, druhová diverzita stromového patra a stáří lesních porostů) promítají do druhové rozmanitosti klíšťat. Zjištění, zda existují určité strukturální charakteristiky lesa, které jsou pro klíšťata obzvláště příznivé nebo naopak nepříznivé.

Analýza faktorů ovlivňujících abundanci klíšťat: Hodnocení vlivu strukturálních a krajinných parametrů lesních ekosystémů, včetně typu biotopu a nadmořské výšky, a jejich konkrétních charakteristik na početnost klíšťat. Tato komplexní studie se zaměří na porozumění tomu, jak různorodost lesních ekosystémů, jejich struktura a krajinné aspekty, jako je přítomnost vodních ploch, typ vegetace a rozložení stromového patra, přispívají k variabilitě početnosti klíšťat. Cílem je syntéza těchto informací pro rozvoj efektivnějších lesnických a krajinných managementových strategií a pro vylepšení preventivních opatření proti klíšťovým onemocněním.

Cílem je navrhnout strategie, které by mohly přispět k efektivnější regulaci populací klíšťat a tím minimalizovat riziko přenosu klíšťových onemocnění na lidi a zvířata.

3 Literární rešerše

3.1 Lesní ekosystém a klimatická změna

Současný lesní hospodářský sektor klade důraz nejen na množství produkce dřeva, ale stále více se zaměřuje na udržitelnost, ekosystémové služby, ochranu biodiverzity a další funkce lesů, jako jsou rekreační, klimatické, hydrologické a půdní služby, s rostoucím důrazem na sekvestraci uhlíku (Cukor et al. 2022). Vzhledem k ekonomickým výzvám, změnám klimatu a zájmu o ochranu životního prostředí se lesy stávají středem pozornosti IPCC (2007), přičemž studie lesních ekosystémů přispívají k pochopení a mitigaci dopadů klimatických změn (Bosela et al. 2021).

Změna klimatu, označovaná za klíčové téma 21. století, je považována za důsledek zejména antropogenních emisí skleníkových plynů, s očekáváním dalšího zesilování jejich dopadů (IPCC 2007). Globální modely předpovídají výrazné klimatické změny do konce století, což bude mít negativní dopad na současné lesní ekosystémy (Kolář et al. 2017; Begović et al. 2020).

Klimatické změny mají přímý vliv na růst stromů a produktivitu lesů, ale i nepřímý dopad na jejich ekosystémy, zejména na jejich zdravotní stav. Mění se stanovištní podmínky, jako je obsah vody v půdě, vlhkost vzduchu či teplota, což ovlivňuje vegetační období. Přestože stávající lesní porosty poskytují důležité služby a nelze je rychle nahradit, je nezbytné je adaptovat na očekávané změny prostřednictvím pečlivě zpracovaných lesních plánů (Tudoran, Zotta 2020).

Různé druhy disturbancí, ovlivněné klimatem, jako sucho, požáry, sesuvy půdy, škůdci, choroby a bouře, mění složení, strukturu a funkce lesů (Bolte et al. 2009). Změna klimatu zvyšuje riziko kalamit a ovlivní frekvenci a intenzitu disturbancí (Stanturf et al. 2014). Očekává se, že nízké úhrny srážek a vyšší teploty vzduchu, zejména ve střední a jižní Evropě, povedou k letním suchům, což negativně ovlivní růstové procesy lesů (Seidl et al. 2011).

Ve světle klimatických změn je klíčové pochopit, jaké typy lesů budou nejvhodnější pro budoucí podmínky, což je komplikované vzhledem k rychlému tempu klimatických změn (Vacek et al. 2020). Přesto již existují snahy o přeměny lesních porostů a změny způsobů hospodaření, které by pomohly ke zvýšení ekologické stability lesů, ačkoliv se jedná o dlouhodobý proces (Spiecker et al. 2004).

3.1.1 Přeměna lesních porostů vnášením vhodných introdukovaných dřevin

Přibližně čtvrtina světových lesních plantáží se opírá o druhy dřevin, které nejsou původní v daných oblastech (FAO 2010). Tyto introdukované druhy jsou vyhledávány kvůli jejich schopnosti zvýšit produkci dřeva nebo splnit specifické požadavky na jeho vlastnosti (Dodet, Collet 2012). Nedávné studie poukazují na významný přínos těchto druhů k udržení nebo dokonce zvýšení produkční schopnosti lesů, což může být klíčové pro adaptaci na klimatické změny a pro diverzifikaci dřevní produkce (Felton et al. 2013). Pěstování vhodně vybraných nepůvodních druhů může přispět nejen k nárůstu produkce a stability lesních ekosystémů, ale i k zvýšení biodiverzity, pokud je výběr druhů uskutečněn s ohledem na pozitivní dopady na životní prostředí (Podrázský et al. 2020; Vacek et al. 2021).

Nicméně, sázka na introdukované druhy dřevin s sebou nese také ekologická rizika, která je třeba při zalesňování důkladně zvážit (Felton et al. 2013; Richardson et al. 2014). Rychlá expanze některých nepůvodních byla podpořena jejich socioekonomickými přínosy v městských i venkovských prostředích, což může vést k nechtěným invazím (Castro-Díez et al. 2019). Tyto druhy často způsobují výrazné snížení biologické rozmanitosti v daných oblastech (Chytrý et al. 2009) a mohou napomáhat šíření škůdců a patogenů, což představuje riziko pro místní ekosystémy (Vilà et al. 2011). Dalším problémem je možnost ztráty genetické variability původních populací dřevin v důsledku hybridizace s introdukovanými druhy (Koivuranta et al. 2012). Ačkoli rozšiřování nepůvodních dřevin v lesích mírného pásma nebylo dlouho považováno za závažný problém, čím dál více výzkumů ukazuje, že i tyto lesy mohou být zranitelné vůči invazním druhům, podobně jako jiné lesní ekosystémy (Dreiss, Volin 2013). Dokonce i v boreálních lesích, kde je míra lidského zásahu obvykle nižší, byla zaznamenána narůstající invaze nepůvodních druhů (Sanderson et al. 2012).

V lesnictví se odhaduje, že kolem 60 % identifikovaných invazních druhů stromů se aktivně využívá (Haysom, Morphy 2003). Konkrétně u čeledi *Pinaceae* bylo zjištěno, že druhy používané v komerčních lesnických operacích mají vyšší tendenci stávat se naturalizovanými nebo invazními ve srovnání s druhy, které se obvykle využívají v zahradnictví nebo krajinářství (Essl et al. 2010). Pro podporu biodiverzity a zajištění stabilních porostů se doporučuje kombinovat různé druhy dřevin, včetně smíšeného využití původních a introdukovaných druhů (Felton et al. 2010).

Při začleňování cizích druhů do lesnické praxe je zásadní pečlivě vyvažovat ekonomické přínosy a ekologická rizika. Strategie využití těchto dřevin by měly být formulovány s ohledem na minimalizaci ekologických rizik, přičemž je třeba brát v úvahu širší environmentální dopady (Hulme 2006). Některé výzkumy upozorňují na možné pozitivní dopady na biodiverzitu, pokud jsou introdukované dřeviny umístěny blízko původních druhů rostlin, čímž se podporuje jejich vzájemná interakce (Tullus et al. 2012). Rozhodnutí o zavádění cizích dřevin by měla být založena na pečlivém posouzení možných rizik a ekonomických výhod pro všechny zúčastněné strany, zejména pro majitele lesů (Hulme 2006). To často vyžaduje najít kompromisy mezi různými ekologickými a hospodářskými faktory (Richardson et al. 2014).

V současné době existují předpisy, které se snaží řídit rizika spojená s introdukovanými dřevinami v lesních ekosystémech (Brundu et al. 2020; Pötzelsberger et al. 2020). Pro středoevropský kontext bylo navrženo deset kritérií pro výběr cizokrajných dřevin, zahrnujících aspekty jako produkční kapacita, přizpůsobivost k prostředí, vliv na půdu, odolnost proti stresovým faktorům, minimalizaci rizika šíření chorob, adaptabilitu na klimatické změny, vyloučení rizika invazivity, kompatibilitu s původními druhy a schopnost přirozené obnovy (Beran 2018). Tyto kritéria jsou podrobněji popsána v monografii a jsou v souladu s nařízením Evropského parlamentu a Rady č. 1143/2014, které stanoví opatření proti šíření invazních nepůvodních druhů v EU (Podrázský, Prknová et al. 2019).

3.1.2 Posun lesních vegetačních stupňů

Změny klimatu vedou k adaptaci druhů a jejich společenstev, často prostřednictvím změn v jejich geografickém rozšíření, ať už je to ve směru k severu nebo do vyšších nadmořských výšek, jak zdůrazňuje Parmesan (2006). Studie provedená Lenoir et al. (2008) v západní Evropě ukázala posun v optimální nadmořské výšce pro 171 druhů lesních rostlin o 29 metrů za desetiletí, což naznačuje, že oteplování klimatu má významný dopad na jejich distribuci. Podobné posuny byly zaznamenány nejen v Evropě, ale i na dalších kontinentech, včetně Sibiře a Nového Zélandu, podle Parmesan (2006) a také v tropických lesích podle Jones et al. (2008), což ukazuje na globální rozsah tohoto jevu (Parmesan 2006; Jones et al. 2008).

Další faktory, jako jsou rychlost šíření semen a schopnost adaptace na nové klimatické podmínky, hrají klíčovou roli v úspěchu druhů při kolonizaci nových oblastí, jak uvádějí Monserud et al. (2008). Hanewinkel et al. (2013) předpovídají významné

změny v rozšíření hlavních druhů stromů v Evropě, což je podloženo scénáři Mezivládního panelu pro změnu klimatu (IPCC 2007). Tyto scénáře naznačují, že budoucí klimatické podmínky povedou k posunu areálu smrku ztepilého směrem na sever a zmenšení jeho areálu v Evropě, zatímco listnaté stromy jako dub a buk rozšíří své areály směrem do střední a severní Evropy. Smrk ztepilý a borovice ztratí podstatnou část svého současného rozšíření, což poukazuje na potřebu adaptace lesního hospodářství a ochrany přírody na tyto změny (Hanewinkel et al. 2013).

Klimatické změny nemusí vždy vést k významnému posunu vegetace směrem k vyšším polohám, jelikož vertikální rozložení vegetace, vyjadřované lesními vegetačními stupni, je úzce spojeno s půdními podmínkami, které patří mezi nejstabilnější složky lesních ekosystémů (Matějka et al. 2010). Mikroklima a mezoklima samo o sobě nemusí stačit k rychlé změně rozložení lesních stupňů během krátkého časového období. Avšak porozumění možným změnám ve vegetačních stupních je klíčové pro vytváření strategií pro udržitelný rozvoj lesnictví ve střední Evropě v kontextu klimatické změny (Kulhavý 2004).

V reakci na rychlé změny prostředí mohou organismy přežít migrací do vhodnějších oblastí, adaptací na místě, nebo čelit vyhynutí. Tyto strategie jsou relevantní i pro lesní ekosystémy s omezenými možnostmi migrace, zvláště když dramatické klimatické změny zvyšují jejich aktuálnost (Ripple et al. 2019). Populace stromů začnou migrovat, když se jejich současné stanoviště stane nevhodným pro jejich přežití (Woodall et al. 2009), ale naše pochopení rychlosti této migrace v kontextu globálních klimatických změn je omezené. Existuje významný rozdíl mezi pozorovanými mírami migrace a rychlostí, s jakou se mění podmínky jejich stanovišť (Gömöry et al. 2020). Feurdean et al. (2012, 2013) odhadují, že maximální rychlost migrace pionýrských druhů, jako jsou bříza nebo borovice, je 225–540 metrů za rok, zatímco u druhů tvořících klimaxovou vegetaci, jako je jedle nebo buk, se pohybuje mezi 115 a 385 metry za rok, v závislosti na způsobu šíření semen. Přestože se předpokládá rozšíření stromů o několik kilometrů horizontálně a desítky metrů vertikálně za rok (Machar et al. 2017), migrace stromů zaostává za rychlostí změn v jejich prostředí (Iverson, McKenzie 2013). Fragmentace lesů v Evropě navíc značně brzdí jejich schopnost migrace (Iverson et al. 2004).

V budoucnosti by buk lesní mohl v důsledku klimatických změn expandovat do vyšších poloh hor a podhůří, zatímco v nížinách a nižších vrchovinách by mohly být jeho populace omezeny kvůli vyšší konkurenci ze strany dubů a méně vhodným podmínkám pro růst (Silva et al. 2012; Zimmermann et al. 2015). Distribuce buku je v současnosti v

rovnováže s klimatem ve své severovýchodní části, ale ne v severozápadní (Saltré et al. 2015). Jarní teploty, letní srážky a sucha výrazně ovlivňují růst a produkci buku (Chiesi et al. 2016). Podle scénářů klimatických změn by se do roku 2100 měla rozšířit oblast vhodná pro buk směrem do severovýchodní Evropy a vyšších poloh, zejména v Alpách a Pyrenejích, zatímco v nižších polohách dojde k poklesu vhodných oblastí pro tento druh (Machar et al. 2017).

3.1.3 Změny lesních ekosystémů způsobené abiotickými a biotickými faktory

Změny v klimatických podmínkách, jako jsou teploty, srážky, a zvýšené koncentrace CO₂ v atmosféře, mohou ovlivnit fyziologii stromů a tím změnit jejich schopnost odolávat sekundárním škodlivým faktorům, jako jsou hmyzí škůdci, houbové patogeny a býložravci (Ayres, Lombardero 2000). Sucho může zvláště vést k oslabení stromů, zpomalit jejich růst a vitalitu, čímž zvyšuje jejich náchylnost k napadení škůdci a patogeny. Dlouhodobé sucho může v lesích způsobit značné problémy, jak je vidět na příkladu smrku ztepilého, který se stává více náchylným k napadení lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*) (Seidl et al. 2016).

Změny klimatu také vedou ke změnám v populaci škůdců, jejich gradacím, migračním trendům, což může vést k častějším a intenzivnějším výskytům škůdců, a dokonce k rozšíření nových a karanténních druhů (Vanhanen et al. 2007; Seidl 2009). Takto měnící se podmínky mohou také způsobit změny v chování existujících patogenů vzhledem ke změně fyziologických procesů u hostitelských stromů a jejich zvýšené predispozici k napadení (Janouš 2002).

Významný nárůst umírání stromů v souvislosti se suchem byl zaznamenán po roce 2003, kdy suchem vyvolané chřadnutí postihlo hlavní hospodářské dřeviny v Evropě, včetně borovice lesní, smrku ztepilého, dubů, buku lesního a jedle bělokoré. Často je hlavní příčinou úhynu stromů ne sucho samo, ale následné napadení biotickými škůdci, zejména kůrovci (Allen et al. 2010).

Významným faktorem, který přispívá k úhynu smrku ztepilého ve střední Evropě, jsou václavky (*Armillaria spp.*), přičemž nejvíce ohrožené jsou často stromy, které mají vyšší transpirační potřeby a tím i větší nároky na vodu (Jankovský 2014). Extrémní sucho může vyvolat kombinovaný útok kůrovců a václavek, přičemž infekce kořenů snižuje schopnost stromu přijímat vodu, což vede k dalšímu oslabení stromu a usnadňuje nálety kůrovců. Některé studie naznačují, že zvýšená hladina CO₂ může pomoci zpomalit šíření

hnilob kmene, zatímco jiné tento efekt nepotvrzují. Další houbová onemocnění, jako je napadení hubami rodu *Phytophthora*, jsou také spojována se suchem (Jung 2009).

Zvěř, zejména jelenovití, hraje zásadní roli v omezování růstu a v některých případech i v samotné existenci lesních ekosystémů, jelikož jejich aktivity jako okus, ohryz, loupání kůry či vytloukání mohou významně omezovat růst řady druhů stromů (Jarnemo et al. 2014; Vacek et al. 2014). V posledních desetiletích byl zaznamenán výrazný nárůst populace jelenovitých po celé Evropě (Valente et al. 2020; Carpio et al. 2021), což bylo ovlivněno faktory, jako jsou mírnější zimy, změny v lesnickém managementu a klimatické změny, které ovlivňují migraci, početnost a přežívání živočišných druhů celosvětově (Kuijper et al. 2009; Ruprecht et al. 2020). Příkladem může být populační dynamika jelena siky, jehož populace na japonských ostrovech byla v minulosti ovlivněna přírodními událostmi a ochrannými opatřeními, zatímco v Evropě, kam byl jelen sika introdukován, se stal invazním druhem s negativním dopadem na původní lesní ekosystémy (Pérez-Espona et al. 2009; Kaji et al. 2010; Biedrzycka et al. 2012).

Jedním z největších problémů způsobených spárkatou zvěří v lesích, zejména u jehličnanů, je ohryz a loupání kůry, což může vést ke zhoršené kvalitě dřeva a snížení jeho hodnoty, přičemž toto chování je často důsledkem nevhodného mysliveckého managementu (Vacek et al. 2020). Poškození kůry má závažný dopad na smrk ztepilý a borovici lesní, u jedle bělokoré jsou dopady méně závažné, její dřevo je méně náchylné k rozvoji hniloby (Kohnle, Kändler 2006). Poškození stromů zvěří zvyšuje jejich zranitelnost vůči suchu, zatímco zdravé stromy jsou citlivější na teplotní vlivy, což může mít význam v kontextu klimatické změny (Cukor et al. 2019; Vacek et al. 2020).

V reakci na škody způsobené spárkatou zvěří byla zavedena opatření na ochranu lesních porostů, včetně použití repelentů a individuální či skupinové ochrany stromů (Pietrzykowski et al. 2003). Tato opatření však neřeší základní problém rostoucích populací a rozšiřování areálů kopytníků. Rozličné faktory, včetně klimatických změn, řídí změny v populační dynamice těchto živočichů (Peláez et al. 2022).

3.1.4 Změny v lesních ekosystémech a jejich vliv na populační dynamiku klíštěte obecného

Budoucí rozšiřování klíšťat v lesních ekosystémech ovlivněných globálními klimatickými změnami lze předpokládat z několika hledisek. Zásadním faktorem je postupné oteplování, které umožňuje šíření klíšťat do vyšších nadmořských výšek.

Nadmořská výška, teplota, srážky a vlhkost jsou klíčové faktory, které určují přítomnost klíšťat a ovlivňují jejich vývoj a aktivitu (Estrada-Peña 2001). Historické záznamy z České republiky ukazují, že horní hranice výskytu klíšťat bývala často uváděna mezi 700 a 800 metry nad mořem, ale novější nálezy potvrzují jejich přítomnost i ve vyšších nadmořských výškách, což může být indikací globálního oteplování (Daniel et al. 2003, 2009).

Dále má významný vliv na početnost klíštěte obecného struktura lesních ekosystémů a fragmentace lesních porostů. V Evropě dochází k přeměně jehličnatých monokultur na smíšené lesy s původními listnatými druhy, což je cíleno na udržitelné lesní hospodářství a zvyšování ekologické stability. Vyšší početnost klíšťat byla zaznamenána v listnatých lesích, což může mít vliv na jejich budoucí zvýšení v lesních ekosystémech (Olsthoorn et al. 1999).

S klimatickými změnami se očekává šíření listnatých dřevin, jako jsou duby a buky, do vyšších nadmořských výšek. Klíšťata mají vyšší početnost v dubových porostech ve srovnání s borovicovými a jejich počet roste s větší pokryvností keřů (Tack et al. 2012). Klimatické změny také otevírají možnost využívání již ověřených introdukovaných dřevin, jako je douglaska tisolistá nebo jedle obrovská, což může mít vliv na strukturu lesa a tím i na podmínky pro klíšťata (Vacek et al. 2022).

V kontextu těchto změn je důležité zvážit celkový vývoj lesních ekosystémů, zejména potenciální zvýšení početnosti hostitelských populací pro klíšťata. Kontinuální růst populací spárkaté zvěře v Evropě, včetně původních i introdukovaných druhů, jako je jelen sika či daněk skvrnitý, přispívá k vhodnějším podmínkám pro klíšťata. Kromě toho, drobní a střední savci, klíčoví hostitelé pro larvy a nymfy klíšťat, také mohou těžit z bohatší struktury a biodiverzity v moderně řízených lesních ekosystémech (Fish, Daniels 1990; Battaly, Fish 1993).

3.2 Biologie klíštěte

Zoologicky řečeno, klíšťata jsou velcí roztoči, patří do třídy roztočů (*Acarida*) a rodově do skupiny pavoukoců (*Arachnida*), kteří mají v dospělosti osm nohou, zatímco larvy klíšťat mají šest nohou. Tělo klíšťat obsahuje Hallerův orgán, složitý smyslový orgán na předních končetinách, schopný vnímat mechanické, tepelné a chemické podněty. Klíšťata mají tykadla nebo pedipalpy, umístěné po stranách kusadel, která slouží k vyhledávání hostitelů na základě vibrací, tepelného záření a vydechovaného oxidu uhličitého (Kimmig et al. 2003).

V procesu přijímání potravy klíšťata používají své chelicery k prořezání pokožky hostitele, což lze nazvat kousnutím. Následuje bodnutí pomocí hypostomu, což je sosák obsahující chitin s háčky pro pevné uchycení v pokožce. Při sání klíšťata vylučují sliny, které obsahují anestetika, takže hostitel často nevnímá přítomnost klíštěte. Tímto způsobem klíšťata vytvářejí loužičku z krve a tkáňového moku, kterou poté vysají (Kimmig et al. 2003).

3.2.1 Klíšťata

Klíšťata, známá také jako Hard Ticks, jsou charakterizována svým hřbetním štítem, který obsahuje chitin. Tento štít se liší u samců a samic. U samců pokrývá celé tělo, zatímco u samic pokrývá pouze přední část hřbetu, což umožňuje neomezené sání krve hostitele. Tělo samic se může významně zvětšit po nasátí krve. Klíště se skládá ze dvou částí, hlavy a těla. Při vyhledávání hostitele využívají svého smyslového ústrojí, zejména Hallerova orgánu. Po přisátí na hostitele klíště vyhledává místo k sání pomocí makadel. Nejběžnějším místem přisátí je v okolí třísel nebo podpaždí kvůli tenké kůži a vlhkému prostředí. Klíště proniká do kůže pomocí dvou zubů, umístěných na chelicerech po stranách hypostomu. Během sání klíště vylučuje látky, které tiší bolest, rozšiřují cévy a oslabují imunitní systém hostitele. Díky tomu hostitel kousnutí nepocítí okamžitě, ale nepříjemné svědění se projeví až později, když je klíště již přisáté. Klíště je pevně uchycené díky hypostomu, jakému sosáčku, který je opatřen zpětnými háčky. Dospělci mají čtyři páry nohou s šesti články, vybavenými trny a ostny pro přichycení na hostitele. Mezi rody klíšťat patří *Ixodes*, *Dermacentor*, *Rhipicephalus* a *Amblyomma* (Bellmann 2003).

Čeď *Ixodidae* je jednou z nejvýznamnějších skupin klíšťat díky své schopnosti adaptace. Jsou známa jako přenašeči infekčních chorob a krev sající parazité. Rod *Ixodes* je rozšířen po celém světě a klíště obecné (*Ixodes ricinus*) je na našem území považováno za nejnebezpečnější. Jeho vývoj trvá tři až pět let a kvůli schopnosti vyhledávat různé hostitele se stává významným přenašečem chorob (Kimmig et al. 2003).

3.2.2 Klíšťáci

Klíšťáci, patřící do skupiny Soft Ticks, mají obecně měkké tělo, skládající se z kožovitého vaku. Kusadla na jejich břišní straně jsou uvolněnější než hypostom u klíšťat, což způsobuje, že se při jakémkoli podráždění nebo poškrábání hostitele okamžitě pustí.

Tito cizopasníci sají nepravidelně a krátkodobě, obvykle během noci. Do této skupiny patří rody *Argas* a *Ornithodoros* (Bellmann 2003).

Z rodu *Argas* je nejznámějším zástupcem klíšťák holubí (*Argas reflexus*), který občas saje i na lidech. Jeho výskyt byl zaznamenán v Německu a je spojen s poničenými střechami, kdy mohou holubi snadno proniknout na půdy nebo do bytů. Klíšťák holubí však pravděpodobně ve střední Evropě nepřenáší žádné nemoci, ačkoliv některá jeho kousnutí a následné sání krve může způsobit podlitinu na pokožce (Bellmann 2003).

Rod *Ornithodoros* se vyskytuje v mnoha zemích, zejména v tropických oblastech, kde jsou známi přenašeči několika druhů borelií, způsobujících návratné horečky. Příkladem je druh *Ornithodoros moubata*, který obývá tropické oblasti ve svých úkrytech v slaměných chatrčích (Kimmig et al. 2003).

3.3 Rozmanitost klíšťat objevených v ČR

V České republice se nacházejí klíšťata, která patří do čeledi (*Ixodidae*). Tato čeleď zahrnuje více než 800 druhů rozdělených do 17 rodů, obecně označovaných jako klíšťata. Na území ČR se vyskytuje přes 10 druhů klíšťat, z nichž tři mohou představovat nebezpečí pro člověka. Nejčastějším a zároveň nejnebezpečnějším je klíště obecné (*Ixodes ricinus*). Na Moravě se vyskytují i další druhy, které by mohly být nebezpečné – piják lužní (*Dermacentor reticulatus*) a klíště lužní (*Haemaphysalis concinna*). Na českém území byly také zaznamenány případy exotických druhů klíšťat, jako jsou *Hyalomma marginatum* a *H. rufipes* (Hubálek et al. 2020; Lesiczka et al. 2022).

Seznam trvale přítomných druhů klíšťat v České republice společně s jejich hostitelskými skupinami zahrnuje:

- *Ixodidae* (Klíšťatovití)
 - *Ixodes apronophorus*: obývá hnízda, parazituje na hlodavcích.
 - *Ixodes arboricola*: vyskytuje se ve stromových dutinách, hlavními hostiteli jsou ptáci.
 - *Ixodes frontalis*: hnízdní druh, živí se krví ptáků.
 - *Ixodes hexagonus*: hnízdní druh, jehož hostiteli jsou ježci a šelmy.
 - *Ixodes lividus*: hnízdní, parazitující na břehulích.
 - *Ixodes ricinus*: má nesespecifické hostitele, je nejrozšířenější.
 - *Ixodes inopinatus*: také s nesespecifickými hostiteli.

- *Ixodes trianguliceps*: hnízdí, napadá hlodavce a hmyzožravce.
- *Ixodes vespertilionis*: specializuje se na netopýry.
- *Haemophysalis concinna*: s nespecifickými hostiteli.
- *Haemophysalis inermis*: parazituje na savcích.
- *Dermacentor reticulatus*: jeho hostiteli jsou savci (Vacek et al. 2022).

3.3.1 Klíště obecné (*Ixodes ricinus*)

Klíště obecné (**Obrázek 1**) je druh roztoče z řádu klíšťatovci (*Ixodida*) a čeledi klíšťatovitých (*Ixodidae*), je nejběžnějším příslušníkem své čeledi s rozsáhlým výskytem po celé Evropě a v severní Africe (Hubálek 2000). V rámci České republiky se jedná o nejrozšířenější druh klíštěte (Volf et al. 2007).

Samice dospělého klíštěte se živí sáním krve z různých hostitelů, jako jsou savci, plazi a ptáci, během typického cyklu zahrnujícího tři hostitele, který může trvat od jednoho roku až do šesti let (Chroust et al. 2003; Jírovec 1977). V průběhu svého životního cyklu prochází klíště čtyřmi stadii vývoje: od vajíčka, přes larvu a nymfu, až k dospělci (Jírovec 1977). Velikost samic se pohybuje od 3,5 mm do 4,5 mm a po nasátí mohou dosáhnout více než 1 cm, zatímco samci mají velikost mezi 2,2 mm a 2,5 mm. Nymfy jsou dlouhé mezi 1,2 mm - 1,5 mm. Anatomie klíštěte se skládá z gnathosomu, což je hlavová část obsahující hypostom směřující dopředu, chelicery a makadla a z idiosoma, což je tělo (Smrž 2015). Hypostom, pokrytý háčky směřujícími dozadu pro průnik a uchycení v kůži, je doplněn párovými chelicery pro první fázi přísátí k hostiteli. V neaktivním stavu je hypostom chráněn makadly, která se při průniku do kůže sklápí. Struktura hypostomu se liší mezi samci a samicemi; u samic je hustě pokryt drobnými zoubky, zatímco samci mají pouze několik větších zubů a nepoužívají hypostom pro sání krve, ale pro přenos spermií během páření, což vytváří dojem, že je samec přísátý na samici (Volf et al. 2007).

Dospělé klíšťata a nymfy jsou vybaveny osmi končetinami, zatímco larvy mají pouze šest končetin, jak uvádí Chroust et al. (2003). Specifický orgán známý jako Hallerův orgán, který se nachází na tarzálních segmentech předních nohou, klíšťatům umožňuje detekovat oxid uhličitý, což jim pomáhá najít své hostitele. Samci se odlišují tvrdým ochranným chitinizovaným hřbetním štítkem (scutum) pokrývajícím většinu jejich těla, zatímco u samic pokrývá štítek pouze třetinu těla. Zbytek těla samice tvoří měkké varhánkovitě složený kožovitý útvar známý jako alloscutulum, podle Volf et al. (2007), který se po nasátí krve může rozpínat až třístokrát svého původního objemu, což

samici dává vzhled podobný semeni ricinu, odkud pochází její druhové vědecké jméno – (Chroust et al. 2003). Genitální a řitní otvory se nacházejí na břišní straně těla samice (Vacek et al. 2022).

Páření mezi samcem a samicí klíštěte typicky probíhá na hostiteli, což je optimální místo pro jejich setkání. Během tohoto procesu samci využívají svůj hypostom k absorpci a přenosu spermií do genitálního otvoru samice, umístěného mezi jejími zadními končetinami (Volf et al. 2007). Poté, co je samice úspěšně oplodněna a nasaje se krve, klade od několika set až čtyř tisíc vajíček do listového opadu (nejsvrchnějšího horizontu půdy), kde poté umírá (Sojka 2016). Z těchto oplodněných vajíček se líhnou larvy se šesti nohama, které se za vhodných klimatických podmínek aktivně snaží najít hostitele, vylézajíce na povrch půdy nebo na nízkou vegetaci (Smrž 2015). Malí savci, převážně hlodavci, jsou hlavními hostiteli pro tyto vývojová stadia klíštěte (Han et al. 2015; Tkadlec et al. 2019). Larvy, které nenajdou hostitele před vyčerpáním svých energetických zásob z vajíčka, nepřežijí. Ty, které se na hostiteli úspěšně přisají, sají krev po dobu dvou až tří dní, než se od hostitele odpojí a ukrývají se zpět do listů, kde podstupují proměnu v nymfu. Tento přechod může trvat několik týdnů až měsíců, závisle na teplotních podmínkách (Černý 1972). Nymfy podstupují podobný životní cyklus jako larvy, včetně hledání hostitele a sání krve (v délce 4–5 dní), než se promění v dospělé klíšťata. Zatímco dospělí samci nepřijímají potravu, nasátí krve (po dobu 7–14 dní) u samic je nezbytné pro ukládání vajíček. Každé vývojové stádium klíštěte se specializuje na různé hostitele, což umožňuje jeho široké rozšíření (Matějovská 2007; Bartůněk et al. 2013).



Obrázek 1: Klíště *Ixodes ricinus* číhající na rostlině. Autor: Rude. Zdroj: [Wikimedia Commons](#), CC BY-SA 3.0.

3.3.2 Piják lužní (*Dermacentor reticulatus*)

Piják lužní (**Obrázek 2**) je taktéž roztoč patřící do čeledi klíšťovitých, se typicky se vyskytuje v teplejších a vlhkých regionech. V porovnání s běžnějším klíštětem obecným je jeho přítomnost v České republice omezenější, s výraznějším výskytem na jihovýchodě Moravy, zejména v oblastech Pálavy a Břeclavska. V důsledku klimatických změn dochází k rozšiřování jeho areálu směrem k Brnu a na severovýchod Moravy, s početnými izolovanými nálezy v Čechách, což naznačuje od roku 2011 posunutí jeho souvislého výskytu (Modrý et al. 2019). Nejnovější studie potvrzují jeho rozšíření do severních a západních Čech, především v regionu Krušných hor (Daněk et al. 2022). Oproti tomu na Slovensku a v Maďarsku je piják lužní mnohem rozšířenější a vyskytuje se zde větší množství druhů. Piják lužní je přenašečem mnoha patogenů, včetně *Babesia canis*, *Francisella tularensis*, *Coxiella burnetti*, *Theileria equi* a různých druhů *rickettsií*, které mohou způsobovat vážná onemocnění jako tularémie, omská hemoragická horečka nebo babeziózu psů (Lüssenhop et al. 2011). Rozšiřující se výskyt tohoto druhu klíštěte společně s častým pohybem psů po celé ČR představuje reálnou hrozbu vzniku klinické babeziózy (Modrý et al. 2019).

Na rozdíl od klíštěte obecného je u pijáka lužního charakteristická přítomnost očí, které jsou umístěné po stranách scuta. Velikost samice se před nasátím pohybuje mezi 3,8 - 4,2 mm a po nasátí může dosáhnout až 10 mm. Samci jsou větší, s délkou mezi 4,2 - 4,8 mm (Taylor, Wall 2015). Podobně jako u jiných druhů z čeledi *Ixodidae*, je pro pijáka lužního klíčové zůstat na hostiteli několik dní, aby se mohl dostatečně nasát. Životní cyklus tohoto druhu zahrnuje stadia vajíčka, šestinohé larvy, osminohé nymfy a dospělce. Po období nasátí na hostiteli, které může trvat od 9 do 15 dní, oplozená samička odpadne a klade jedinou snůšku obsahující 3 000 až 4 500 vajíček (Nowak-Chmura, Siuda 2012). Poté samička zemře. Samci pijáka lužního hledají hostitele primárně kvůli páření s samičkou, ale na rozdíl od samců klíštěte obecného jsou schopni sát krev. Pijáci mají dvě hlavní období aktivního výskytu, první v březnu a dubnu a druhé na konci léta a na počátku podzimu. Na své hostitele pijáci lužní obvykle čekají na vegetaci (Bowman, Nuttall 2008).



Obrázek 2: Klíště *Dermacentor reticulatus* na listu. Autor: I, Accipiter. Zdroj: [Wikimedia Commons](#), CC BY-SA 3.0.

3.3.3 Klíšť lužní (*Haemaphysalis concinna*)

Klíšť lužní (**Obrázek 3**) je typ roztoče, který spadá do čeledi klíšťatovitých, podobně jako dříve zmínění zástupci. Původně se druh nacházel ve východní Evropě a Rusku, avšak jeho oblast rozšíření zasahuje až do východní Asie. V rámci České

republiky je výskyt tohoto druhu zatím pozorován pouze omezeně. Přítomnost tohoto druhu byla zaznamenána hlavně na jižní Moravě, což se podobá situaci s pijákem lužním. Klíšť lužní obvykle obývá vlhké nížinné lužní lesy a dává přednost také břehovým porostům (Daniel 1971).

Samice klíšťat se obvykle vyznačují tělesnou délkou mezi 3,5 - 5 mm, ale u nasátých jedinců může dosáhnout až 10 mm. Velikost samečků se obvykle pohybuje okolo 3 mm. Stejně jako u ostatních druhů z čeledi klíšťatovitých, jejich tělo má oválný tvar a je značně zploštělé, přičemž tento druh se odlišuje tím, že nemá vyvinuté oči. Barva jejich těla je převážně tmavě hnědá s charakteristickou tmavou kresbou, která je zvláště patrná u samců. Páření mezi dospělci se odehrává na hostitelích v období od konce dubna do začátku května. Poté samička klade vajíčka na zemi, do vrchní vrstvy opadaného listí. Pro úplný vývoj je nezbytné, aby se klíšťata nasála na hostiteli v každé fázi svého vývoje. Období s největší přítomností dospělých jedinců připadá na duben až květen a dále na srpen až září. Vývojový cyklus klíšťete trvá za optimálních podmínek jedno až dva roky. Jako jejich hostitelé slouží podobně jako u jiných zmíněných druhů především hlodavci a jiní malí obratlovci (Volf et al. 2007). Klíšť lužní je rovněž známé jako nositel různých patogenů, včetně *Francisella tularensis* a bakterií z rodu *Rickettsia*, které mohou způsobit onemocnění jako tularémie nebo sibiřský tyfus. Tento druh může také šířit virus klíšťové meningoencefalitidy a encefalitidy (Rubel et al. 2018).

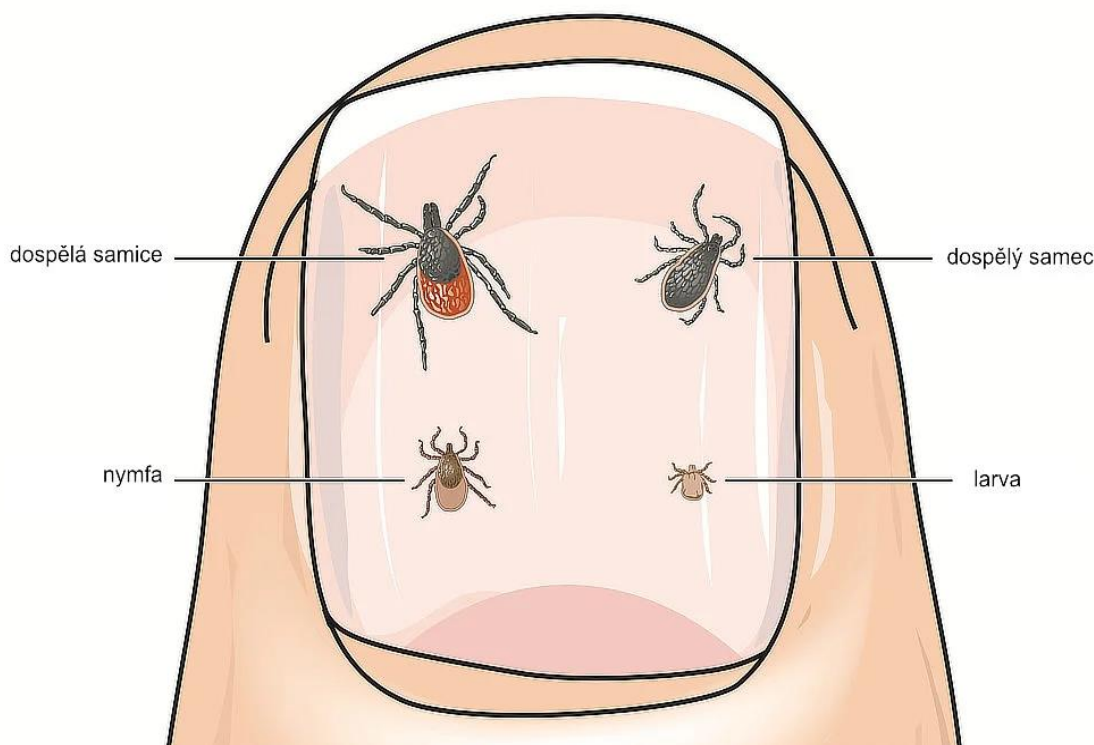


Obrázek 3: Klíšťe *Haemaphysalis concinna*. Autor: Filip Trnka. Zdroj: [Natura Bohemica](#)

3.4 Rozšíření klíšťat

Klíšťata jsou závislá na vysoké vlhkosti vzduchu pro své přežití, což často zvyšuje riziko v oblastech s listnatými a smíšenými porosty. Zejména se vyskytují na okrajích lesů, které jsou zarostlé křovinami a mají bohatou bylinnou vegetaci. Klíšťata preferují prostředí na okrajích cest, v různých stržích, prohlubních v terénu a na březích vodních toků, kde je vzduch vlhčí (Vacek et al. 2022).

Larvy klíšťat, vyžadující nejvyšší vlhkost, se nacházejí těsně u země a v porostu do výšky 10 cm. Nymfy klíšťat stoupají na rostliny ve výšce 10-50 cm, což jim usnadňuje dostat se na menší zvířata. Dospělá klíšťata obývají porosty až do výšky jednoho metru, kde mohou účinně napadat větší zvířata, včetně člověka (Kimmig et al. 2003). Tato vývojová stádia jsou vyobrazena na **Obrázku 4**.



Obrázek 4: Vývojová stadia klíštěte a srovnání jejich velikosti s velikostí lidského nehtu. Autor: KPixMining. Zdroj: [Shutterstock.com](https://www.shutterstock.com).

Mezi oblíbená místa pro parazitování klíšťat na člověku patří oblasti třísel a podpaží, kde vlhké prostředí a tenká kůže usnadňují klíštěti proniknutí. Při hledání hostitele klíšťata sedí s roztaženými předními končetinami a identifikují svůj cíl pomocí otřesů, tepla a vydechaného oxidu uhličitého (Kimmig et al. 2003).

Aktivita klíšťat obvykle začíná v druhé polovině března a končí v první polovině listopadu, v závislosti na počasí, zejména na vlhkosti a teplotě vzduchu. Vrchol aktivity je obvykle mezi květnem a srpnem. (Kimmig et al. 2003)

Klíště obecné nalezneme na většině území Evropy, na Blízkém východě a v omezených oblastech Severní Afriky (Smrž 2015). V našem geografickém kontextu se často vyskytuje v listnatých a smíšených lesích, na okrajích těchto lesů s hojnou rostlinnou vegetací, na cestách, podél vodních toků a též na travnatých plochách v zahradách nebo parcích (SZÚ 2007). Preferovanými biotopy klíštěte jsou lesy s převážně listnatým a smíšeným porostem, zejména na jejich okrajích, a dále oblasti kolem vodních toků (Volf et al. 2007). Často obývá vlhké lesy s bohatým bylinným a keřovým patrem, jako například lužní lesy, a také okraje lesů a vlhké louky (Allan et al. 2003; Brownstein et al. 2005; Halos et al. 2010; Tack et al. 2012). Klíšťata lze také nalézt v parcích, zahradách a na opuštěných pastvinách (Walker et al. 2001), přičemž méně často se

vyskytují v jehličnatých lesích, zejména pokud jsou bez podrostu a v kamenitém prostředí s omezenou přízemní vegetací (Guerra et al. 2002).

S ohledem na své specifické nároky na vlhkost prostředí se vyhýbá otevřeným, slunným a suchým oblastem, stejně jako rašeliništím a trvale podmáčeným terénům (Kott et al. 2015). Dospělá klíšťata často nalezneme ve vysoké trávě, která měří od dvaceti centimetrů do jednoho metru, na stoncích nebo nízkých keřích, kde vyčkávají, uchycená za zadní nohy, na příležitostný průchod člověka nebo zvířete (Daniel et al. 2015).

Klíště obecné nevykazuje rovnoměrné rozšíření, ale spíše se vyskytuje v mozaikovitém uspořádání, což závisí na mikroklimatických podmínkách a dostupnosti vhodných hostitelů (Rosický 1954). Jeho populace jsou bohaté zejména v listnatých a smíšených lesích s dobře vyvinutým keřovým a bylinným patrem, zejména na hranicích mezi lesy a loukami (ekotony), jako jsou lesní lemy, paseky a světliny (Smrž 2015). Naopak je zřídka nalezeno v sekundárních smrkových lesích bez podrostu, na rašeliništích, v horských smrkových lesích a na horských loukách (Rosický 1954). V Krkonoších například nálezy klíšťat nad 800 m n. m. pocházejí hlavně z přirozených ekotonů mezi smrkovými lesy a travinnými formacemi, kde smrkové větve dosahují k zemi a vytvářejí mikroklimaticky příznivé prostředí (Kott et al. 2015). Ekotony s ostrým přechodem mezi prostředími, vytvořené lidskou činností, jsou pro klíšťata méně vhodné (Materna 2012).

Významnou roli může hrát i historie zalesňování imisních holin v 70. a 80. letech 20. století, kdy rozvolněné mladé smrkové porosty s bohatým bylinným patrem a vtroušenými listnatými dřevinami mohly podporovat rozvoj populací klíšťat (Materna 2012). Avšak, husté spony sazenic používané při zalesňování imisních holin na české straně Krkonoš vedly k vytvoření silně zapojených porostů s minimálním bylinným podrostem, což není pro klíšťata příznivé prostředí. Celkově lze konstatovat, že změny klimatických podmínek hrají klíčovou roli ve vzniku životaschopných lokálních populací klíšťete v oblasti Krkonoš (Materna et al. 2008).

3.4.1 Faktory ovlivňující životní cyklus, aktivní období a populaci klíšťat

Délka životního cyklu klíšťete obecného se liší v závislosti na různých podmínkách, kdy se může rozprostírat od jednoho do sedmi let, s obvyklou délkou mezi dvěma a třemi lety ve střední Evropě. Klíčové faktory, jako jsou teplota, vlhkost, přítomnost vhodných hostitelů, druh vegetace a diapauza, mají zásadní vliv na tento cyklus (Materna 2012).

Teplota hraje zásadní roli v embryonálním vývoji klíšťete a v rychlosti metamorfózy nasátých larev a nymf, kde se s rostoucí teplotou urychluje vývoj (Kott et al. 2015).

Klíšťata jsou aktivní ve vyhledávání hostitelů ve většině středoevropského regionu od března do října, ačkoli za vyšších teplot může jejich aktivita pokračovat i v zimních měsících, jak bylo zaznamenáno v Německu (Gray et al. 2009).

Vlhkost je dalším důležitým faktorem, přičemž klíště obecné vyžaduje pro svůj úspěšný vývoj a přežití hladových stádií relativní vlhkost vzduchu minimálně ve výši 80 % (Macleod 1935). Pokles vlhkosti vede klíšťata k tomu, aby se vracela do půdy, a delší období s vlhkostním deficitem mohou přežít ve stavu strnulosti (quiescence), což je označováno jako behaviorální diapauza (Kott et al. 2015).

Dostatek vhodných hostitelů je zásadní, neboť různá vývojová stadia klíštěte se živí na různých hostitelích, od drobných hlodavců a ptáků až po větší savce, jako jsou volně žijící kopytníci (Vor et al. 2010; Smrž 2015).

Vegetace a diapauza, která je přerušením vývojového procesu v reakci na změnu abiotických podmínek, jsou dalšími faktory ovlivňujícími klíšťata. Vegetace tvoří specifické mikroklimatické podmínky, které ovlivňují nejen klíšťata, ale i jejich hostitele (Daniel et al. 2015). Diapauza umožňuje klíšťatům odložit svůj vývoj na příznivější období, přičemž za spouštěč může být považována délka světelného dne nebo změna teplotních podmínek (Daniel et al. 1998, 2009).

Tento komplexní pohled na životní cyklus klíštěte obecného zdůrazňuje význam ekologického studia, zejména v kontextu zvyšujícího se rizika přenosu nález, a ukazuje, jak velmi jsou klíšťata závislá na svém okolním prostředí (Materna 2012; Kott et al. 2015; Daniel et al. 2015).

3.4.2 Dopad struktury lesních porostů na rozšíření klíšťat

Struktura lesních porostů, zejména jejich druhové složení, prostorové rozložení a stáří, má klíčový vliv na rozšíření klíšťat. Lesy bohaté na jelenovité zvíře, zejména listnaté lesy, jsou považovány za ideální habitat pro klíště obecné, což potvrzuje Gray (1998). Fragmentace lesa, což často vyplývá z lidské činnosti, vede k většímu výskytu klíšťat, protože okraje lesů s bohatší ekotonovou vegetací, kde se často pohybují jak jelenovití, tak hlodavci, jsou pro klíšťata atraktivní (Allan et al. 2003; Brownstein et al. 2005).

Změny využití půdy a krajiny, které přispěly k nárůstu populací jelenovitých a dalších kopytníků, souvisí rovněž s rozšířením klíšťat a s nimi spojených nemocí (Gill 1990). Tento trend je patrný i v posledních desetiletích (Hagen et al. 2014).

V současnosti probíhá v mnoha evropských zemích transformace monokulturních jehličnatých lesů na smíšené, což by mělo přispět k udržitelnějšímu a víceúčelovému lesnímu hospodářství. Tato změna však zároveň zvyšuje vhodnost prostředí pro klíšťata, jelikož listnaté lesy jsou pro ně považovány za ideální stanoviště (Olsthoorn et al. 1999; Spiecker et al. 2004).

Vliv druhového složení stromů a vertikální struktury lesa na početnost klíšťat potvrzuje studie (Tack et al. 2012), která zjistila, že početnost klíšťat je nejvyšší ve strukturně bohatých dubových porostech. Tento výzkum rovněž ukazuje, že změna složení a struktury lesů může mít zásadní dopad na epidemiologii klíšťaty přenášených chorob (Tack et al. 2012).

Zvýšený výskyt klíšťat ve smíšených a strukturně bohatých lesích vede k nutnosti pečlivého zvažování lesnických praxí a managementu, aby se minimalizovalo riziko šíření klíšťat a s nimi spojených nemocí, jako je lymeská borelióza. Jedná se o komplexní problematiku, kde je třeba zohlednit jak potřeby lesního hospodářství, tak i ochranu veřejného zdraví (Gray 1998; Tack et al. 2012).

V reakci na výzvy související se změnami v životním prostředí a společenskými potřebami se v mnoha částech Evropy usiluje o transformaci monokulturních jehličnatých lesů na smíšené, více přirozená lesní společenstva. Tento proces, který často zahrnuje přeměnu na lesy bohaté na dub a buk, je motivován snahou o dosažení udržitelného, víceúčelového lesního hospodářství a zvyšování ekologické stability (Slanař et al. 2017; Vacek et al. 2019; 2020). Rozšíření klíšťat v těchto nově vznikajících smíšených porostech je větší než v případě jehličnatých monokultur, což představuje potenciální riziko pro veřejné zdraví (Tack et al. 2012).

Přestože druhy stromů a pokryv keřů mají významný vliv na početnost klíšťat, míra infekce klíšťat *Borrelia* zůstává mezi dubovými a borovými porosty srovnatelná. To poukazuje na to, že různorodost hostitelů klíšťat je klíčová pro udržení jejich populace, a to bez ohledu na typ lesního porostu. Prostředí s větší biodiverzitou hostitelů může vést k vyšší prevalenci klíšťat, což si vyžaduje efektivní management lesní vegetace a adaptivní opatření, jako je sekání vegetace a udržování lesních stezek, pro snížení rizika expozice klíšťatům (Wilson 1986; Schulze et al. 1995).

Významné je také prostředí, které podporuje životní cyklus klíšťat, včetně přítomnosti savců, ptáků nebo plazů, a vhodné vlhkosti a teploty. Faktory, jako jsou nadmořská výška, srážky a podmínky půdy, hrají roli v distribuci klíšťat a jejich schopnosti přežít (Estrada-Peña 2001). Integrovaný přístup ke správě lesních

ekosystémů, který zohledňuje potřeby biodiverzity a zdraví veřejnosti, je nezbytný pro řešení těchto komplexních výzev (Gray 1998; Tack et al. 2012).

3.4.3 Rozložení klíšťat ve výškovém gradientu

Nadmořská výška není samo o sobě rozhodujícím ekologickým faktorem ovlivňujícím rozšíření rostlin a živočichů. S postupným stoupaním nadmořské výšky však dochází ke významné změně teploty vzduchu, což je patrné zejména ve střední Evropě, kde průměrná roční teplota klesá o přibližně 0,65 °C na každých 100 výškových metrech (Kott et al. 2015). Tato teplotní závislost je nejvíce výrazná během vegetační sezóny. Z tohoto důvodu je nadmořská výška často používána jako komplexní parametr k popisu rozšíření živých organismů a jejich společenstev v horských oblastech, zejména rostlin a bezobratlých živočichů, pro které je teplota klíčovým faktorem. Je však důležité mít na paměti, že nadmořská výška je relativní ukazatel, jehož interpretace se může lišit v závislosti na zeměpisné šířce a rozloze pohoří. Kromě toho mikroklimatické podmínky konkrétního stanoviště mohou být ovlivněny různými faktory, jako jsou reliéf, orientace k světovým stranám, charakter větrného proudění a typ vegetace (Ellenberg, Leuschner 2010).

Rozšíření klíštěte obecného ve střední Evropě bylo pečlivě studováno v minulých desetiletích kvůli jeho významu jako přenašeče závažných onemocnění. Původní horní hranice rozšíření byla často zjišťována v nadmořských výškách 700–800 m (Rosický 1954; Daniel et al. 2003). Avšak výzkumy naznačují posun této hranice vzhůru, což je spojeno s klimatickými změnami. Například ve Švédsku byl zaznamenán posun geografické hranice rozšíření klíštěte obecného k severu a zvýšení jeho početnosti v období mezi počátkem 80. a polovinou 90. let 20. století (Lindgren et al. 2000). Studie provedené na Šumavě a Krkonoších potvrdily vzestup výškové hranice rozšíření klíštěte až do nadmořské výšky 1 100–1 270 m, což zahrnovalo i horní hranici lesa (Materna 2012). V Jeseníkách byl pozorován výskyt klíšťat až do nadmořské výšky 1 150 m (Daniel et al. 2009). Tyto změny naznačují, že v posledních desetiletích dochází k posunu výskytu klíšťat do vyšších nadmořských výšek v důsledku probíhajících klimatických změn. Zahraniční výzkumy naznačují, že potenciální hranice rozšíření klíšťat v lesních ekosystémech mohou dosahovat až do nadmořské výšky 1600–1800 m (Estrada-Peña et al. 2006).

Na základě předchozích studií lze konstatovat, že v posledních desetiletích dochází k posunu výskytu klíšťat do vyšších nadmořských výšek, což je dáno probíhajícími

klimatickými změnami, především oteplováním. Tuto hypotézu potvrdily například práce Lindgren et al. (2000), která se zabývala šířením klíšťat v souvislosti s postupujícími klimatickými změnami. Studie Daniel et al. (1988) naznačuje, že mikroklimatické podmínky v Krkonoších v nadmořských výškách nad 700 m na počátku 80. let 20. století neposkytovaly vhodné podmínky pro úspěšný vývoj klíštěte, což omezovalo vznik jeho lokálních populací. Nicméně podobný experiment provedený v letech 2004–2006 na srovnatelném výškovém transektu prokázal, že ve stejném období byla všechna stadia klíšťat schopna dokončit svůj vývoj až do nadmořské výšky 1 100 m, a v mimořádně teplém létě a podzimu roku 2006 dokonce až do nadmořské výšky 1 250 m. Analýza dlouhodobých klimatologických dat (1961–2005) z Krkonoš dále potvrdila statisticky významný nárůst průměrné roční teploty v nadmořské výšce 1 000 m o 1,4 °C během čtyř desetiletí. Toto zjištění v kombinaci s existencí životaschopných populací do nadmořské výšky 1 100–1 150 m tak nepřímou podporuje závěry Daniel et al. (1988), které tvrdí, že výškové rozšíření klíšťat v Krkonoších bylo historicky ovlivněno přítomností vhodných mikroklimatických podmínek (Daniel et al. 1988).

Do vyšších horských oblastí se nasátá vývojová stadia klíštěte historicky dostávala společně se sezónně migrující spárkatou zvěří a ptáky, avšak kvůli nepříznivým mikroklimatickým podmínkám zde nemohla dlouhodobě prosperovat a vytvářet lokální populace (Daniel et al. 1988). Přenos klíšťat, která sají hostitele v rámci výškového gradientu, byl například možný s jelení zvěří, jež obývá nižší nadmořské výšky v zimě až jaru a vystupuje vzhůru ve výškovém gradientu s rozvojem vegetace od jara do léta (Smolko et al. 2018; Bojarska et al. 2020).

V České republice došlo k rozšíření klíšťat do vyšších nadmořských výšek s nejvyšší pravděpodobností v počátcích 90. let 20. století. Podle výsledků terénních experimentů bylo 16 z 18 vegetačních sezón v období od roku 1990 do roku 2007 teplotně příznivých pro vývoj klíštěte alespoň v nadmořské výšce 1 000 m. Kolonizace vyšších horských oblastí klíštětem obecným tak pravděpodobně nastala přibližně ve dvou posledních desetiletích (Materna 2012). S ohledem na relativně pomalý vývoj jednotlivých stadií ve vyšších nadmořských výškách – ve velmi teplé vegetační sezóně roku 2006 trvala proměna nasáté larvy na hladovou nymfu v průměru 112 dní v nadmořské výšce 1 070 m. (Materna et al. 2008) – současná velikost populací klíštěte v nejvyšších polohách může být výsledkem pouze 4 až 5 vývojových cyklů. Budoucnost přináší možný dramatický nárůst početnosti klíšťat v těchto nově kolonizovaných oblastech v závislosti na dostupných hostitelích a klimatickém vývoji. I přesto, že se

výskyt klíšťat v souvislosti s globálními klimatickými změnami přesouvá do vyšších poloh, je největší koncentrace klíšťat obecných v současnosti stále pozorována v listnatých lesích nižších poloh (Smrž 2015; Rozsypal 2015).

3.4.4 Aktivita klíštěte obecného

Každé pondělí a čtvrtek spolupracuje Český hydrometeorologický ústav se Státním zdravotním ústavem na poskytování týdenního výhledu týkajícího se aktivity klíštěte obecného. Tato prognóza poskytuje informace o pravděpodobné aktivitě klíšťat, což znamená podíl klíšťat připravených k napadení hostitele na celkové populaci klíštěte v dané lokalitě. Riziko napadení člověka nebo zvířete klíštětem, a v případě infekce, i pravděpodobnost nákazy klíšťovou encefalitidou nebo lymeskou boreliózou, vzrůstá s vyšším stupněm aktivity. Tato prognóza je k dispozici na webu Českého hydrometeorologického ústavu, a vyjadřuje průměrný stupeň aktivity pro celé území České republiky, s možností mírných odchylek v jednotlivých regionech nebo lokalitách v závislosti na aktuálních meteorologických podmínkách. (ČHMÚ 2018).

Předpověď aktivity klíšťat se poskytuje od dubna do října každého roku, přičemž konkrétní termíny zahájení a ukončení jsou ovlivněny aktuálním průběhem počasí a mohou být pružně posunuty i do března nebo listopadu. V období s přítomností sněhové pokrývky nebo při celodenním mrazu je riziko napadení klíštětem nulové, avšak ve zbývajících částech roku nelze vyloučit možnost napadení, přestože je riziko minimální. (ČHMÚ 2018).

Stupně aktivity klíšťat představují různá rizika a doporučená opatření:

1. Stupeň 1 a 2 = Nízké riziko
 - Doporučení: Při návštěvě lesů a křovin s hladkým světlým oblečením pravidelně prohlížet tělo, zejména kalhoty. Večer a ráno provádět kontrolu těla a odstraňovat případná klíšťata.
2. Stupeň 3 a 4 = Střední riziko
 - Doporučení: Používání repelentu, vyhýbání se ležení v porostech. Pravidelná kontrola těla večer a ráno a odstraňování klíšťat.
3. Stupeň 5 a 6 = Zvýšené riziko

- Doporučení: Používání repelentu, vyhýbání se ležení v porostech a zamezení vstupu do křovin. Pravidelná kontrola těla večer a ráno s odstraňováním klíšťat.
4. Stupeň 7 a 8 = Vysoké riziko
- Doporučení: Používání repelentu, vyhýbání se ležení v porostech a zamezení vstupu do křovin a porostů u vodních toků. Pravidelná kontrola těla večer a ráno s odstraňováním klíšťat.
5. Stupeň 9 a 10 = Extrémně vysoké riziko
- Doporučení: Intenzivní používání repelentu, omezení pohybu pouze po zpevněných cestách v lesích. Pravidelná kontrola těla večer a ráno s důkladným odstraňováním klíšťat (Vacek et al. 2022).

3.5 Interakce mezi klíšťaty a lidmi

3.5.1 Prevence a ochrana

Základním opatřením v prevenci proti klíšťatům je nošení přiléhavého oblečení a pevné obuvi. Při pohybu v oblastech s vysokým výskytem klíšťat je doporučeno nosit přiléhavé oblečení, včetně kalhot s dlouhými nohavicemi, které lze zasunout do ponožek, a košile s dlouhými rukávy, připevněnou v pase. Tato oděvní kombinace brání klíšťatům v průniku. Klíšťata mají tendenci dostat se na kůži přes mezeru mezi kalhotami a obuví, a proto je důležité tuto oblast pokrýt. Klíšťata jsou citlivá na sucho, a proto, když se pohybují po oděvu, mohou se po chvíli vzdát nebo zemřít (Kimmig et al. 2003).

Další formou ochrany jsou repelenty, které klíšťata odhánějí (Büchel et al. 2015). Je důležité si být vědom toho, že klíšťata se pohybují přibližně do výšky 60 cm, a proto je nevhodné lehnout si do vysoké trávy bez použití nějaké podložky. Po návratu z přírody je klíčové pečlivě se prohlédnout. Tato kontrola by neměla zahrnovat pouze oblečení, ale také důkladné zkoumání pokožky po sundání oděvu. Tímto způsobem lze klíště odhalit včas a odstranit ho, protože klíště potřebuje několik hodin na to, než najde vhodné místo k přísátí. Kontroly ve dvojici, kdy se vzájemně prohlíží dvě osoby, jsou také vhodným opatřením. U dětí je důležité, aby dospělý prováděl kontrolu (Kimmig et al. 2003).

3.5.1.1 Očkování

Očkování hraje klíčovou roli při prevenci různých onemocnění, podobně jako repelenty. Existují dvě hlavní formy očkování: aktivní a pasivní imunizace. Aktivní

imunizace zahrnuje vpravení usmrceného nebo oslabeného patogenu, nebo bakteriálního toxinu, do těla v koncentraci, která nezpůsobuje onemocnění. Tato metoda stimuluje tvorbu protilátek a vytváří imunitu. Pasivní imunizace, naopak, spočívá ve vpravení již hotových protilátek specifických proti danému patogenu. V tomto případě není organismus vystaven samotnému patogenu, ale přijímá přímo protilátky (Vácha et al. 2004).

V případě klíšťové encefalitidy existují očkovací možnosti. Dostupné jsou dvě vakcíny, vhodné pro děti od prvního roku života a dospělé. Základní očkovací schéma zahrnuje 3 dávky, a přeočkování je doporučováno každých 3-5 let. Očkování by mělo být ideálně zahájeno v zimním období, ale je možné jej podstoupit i během celého roku (Petráš, 2008).

3.5.2 Správné odstraňování klíšťat

Při odstraňování klíštěte z tkáně hostitele je nezbytné postupovat opatrně. Prvním krokem je ošetření místa, kde je klíště přisáto, účinným dezinfekčním roztokem obsahujícím jódu nebo jiným dezinfekčním prostředkem, který proniká hlouběji do rány. Poté je vhodné použít pinzetu nebo rukavici k uchopení klíštěte a pomalu ho vytáčet na libovolnou stranu, viklat nebo tahat (Rozsypal 2015). Alternativně lze použít navlhčenou textilií, žínku nebo ručník k viklání klíštěte ze strany na stranu, dokud se uvolní. Také se osvědčily umělohmotné karty se zářezy, které umožňují pevné uchopení klíštěte bez rizika rozmačkání (SZÚ 2007).

Je důležité dezinfikovat postižené místo znovu po odstranění klíštěte. Pokud při odstraňování dochází k poškození klíštěte a jeho část zůstane v tkáni hostitele, může způsobit lehký zánět nebo tvorbu zatvrdliny. Ošetřované místo by mělo být považováno za potenciálně infekční, a proto je důležité zabránit potřísnění rukou nebo jiných předmětů. Klíště by mělo být opatrně zabaleno do kousku papíru a spáleno (SZÚ 2007).

Tento postup se doporučuje i při manipulaci s klíšťaty u domácích zvířat, přičemž je vhodné používat gumové rukavice a specializované pomůcky, jako jsou kleště na nasátá klíšťata nebo háček, i při odstraňování klíšťat z lidského těla. Po odstranění klíštěte je nezbytná opatrnost v následujících dnech. Po sání klíštěte na hostiteli může vzniknout zarudnutí pokožky s průměrem do 5 centimetrů, které může přetrvat až tři dny, ale během této doby se nemění. Pokud však dojde k postupnému zvětšování této skvrny v následujících týdnech, je nezbytné vyhledat lékařskou pomoc s podezřením na lymeskou boreliózu (SZÚ 2007).

3.5.3 Smart aplikace „Klíšťapka“

Vliv na výskyt klíštěte obecného má specifika daného prostředí, jako jsou vlhkost, struktura vegetace a přítomnost hostitelů. Tyto faktory lze využít pro predikci abundance klíšťat a jejich infekcí. Moderní technologie, jako je vývoj Smart aplikace, umožňují veřejnosti přístup k těmto predikcím prostřednictvím operačních systémů a webových stránek. Stávající aplikace se zabývají problematikou klíšťat a lidí, ale často nabízejí jen omezené informace, nejsou v češtině a opírají se o nepřesná data. Nově vyvíjená aplikace od České zemědělské univerzity a dalších spoluřešitelů s podporou Lesů ČR se zaměří na přesnější predikce založené na komplexních datech o prostředí, nadmořské výšce, bioklimatických parametrech a dalších relevantních charakteristikách, vyhodnocující riziko napadení klíštětem a prevalenci. Aplikace tak nabídne uživatelům nejen předpovědi, ale i informace o prevenci a správném postupu při odstranění klíštěte, což přispěje k ochraně veřejnosti (Vacek et al. 2021, 2023).

3.6 Zdravotní rizika spojená s klíšťaty

Klíšťata jsou, po komárech, celosvětově druhým nejvýznamnějším přenašečem infekčních nemocí u lidí, což zdůrazňuje jejich roli v epidemiologii různých chorob (Černý 1972; Olmeda et al. 2009). Speciálně klíště obecné se ukazuje jako klíčový vektor v šíření mnohých vážných infekčních onemocnění, která mohou člověka postihnout (Dáňová, Jankovská 2002; Danielová et al. 2010; Bartůněk et al. 2013; Růžek et al. 2015; Prokeš 2015; Kybicová et al. 2017; Braks et al. 2017). Mezi nejběžnější nemoci, které klíšťata přenášejí, patří klíšťová encefalitida, lymeská borelióza, granulocytární anaplasmóza, bartonelóza, babesióza a rickettsióza (SZÚ 2008).

V České republice existují jen omezené informace o rozšíření a infekčnosti klíšťat v různých regionech, zejména pokud jde o výskyt patogenů, které mohou způsobovat nemoci jako borelióza, encefalitida a babezióza. Tyto údaje jsou veřejně dostupné například prostřednictvím internetové stránky laboratoře Protean, s.r.o., na adrese www.kliste.cz (2022). Informace byly shromážděny z analýz více než sedmnácti tisíc vzorků klíšťat, odebraných z lidské kůže v období let 2006 až 2021. Geografické rozložení těchto vzorků je náhodné, což znamená, že data nelze bezprostředně srovnávat s poznatky publikovanými ve vědeckých studiích (Klíště.cz 2022).

3.6.1 Klíšťová encefalitida

Klíšťová encefalitida je vážné virové onemocnění způsobené virem z rodu *Flavivirus*, patřící do čeledi *Flaviviridae*, která byla pojmenována po svém prototypovém členu, viru žluté horečky (Bogovic 2015).

Poprvé byla tato nemoc zdokumentována v roce 1931 rakouským doktorem H. Schneiderem, který ji nazval „*Epidemische akute Meningitis serosa*“ jako sezónní nemoc. Samotný virus, vyvolávající tuto nemoc, byl identifikován později, a to v roce 1937 ruskými vědci, kteří jej našli u lidí, zvířat a v klíšťatech druhu *Ixodes persulcatus* (klíště sibiřské) (Růžek et al. 2015).

Vliv na závažnost průběhu klíšťové encefalidity může mít několik faktorů. Patří sem konkrétní typy virů způsobující klíšťovou encefalidu, s nimiž se hostitel nakazí, a také počet virů, které se dostanou do těla hostitele během sání klíštětem. Dalšími důležitými faktory, které mohou ovlivnit průběh nemoci, jsou imunitní stav osoby, její věk, pohlaví a genetická predispozice. Je známo, že onemocnění je pro starší osoby často těžší a s pravděpodobnějšími dlouhodobými následky. Genetické faktory, specificky geny ovlivňující funkci specifických receptorů důležitých pro interakci s patogenem, hrají v reakci na infekci nemalou roli. Tyto receptory, po navázání na patogenní částici, aktivují signální kaskádu vedoucí k produkci cytokinů a chemokinů, což má následně vliv na aktivitu T a B lymfocytů (Růžek et al. 2015).

Inkubační doba klíšťové encefalidity, počínaje okamžikem, kdy virus pronikne do těla, trvá přibližně 7 až 14 dní, v některých případech může být prodloužena až na měsíc. Nemoc typicky probíhá ve dvou fázích. První fáze se projevuje symptomy podobnými mírné chřipce, včetně bolesti hlavy, únavy, horečky, nevolnosti, a bolesti svalů a kloubů. Tyto příznaky obvykle po několika dnech ustoupí. Následuje pak fáze bez jakýchkoli příznaků trvající 1 až 2 týdny. U některých lidí může onemocnění tímto stadiem skončit a nastává úplné uzdravení. Avšak druhá fáze onemocnění se oznamuje intenzivními bolestmi hlavy a horečkou, citlivostí na světlo, nevolností a zvracením. Tyto příznaky naznačují poškození nervového systému, což může vést k tuhosti šíjních svalů, třesu, paralýze nervů, závratím, narušení spánku, paměti a dezorientaci. Akutní fáze obvykle trvá 2 až 3 týdny, po kterých postupně dochází ke zlepšení. U asi jedné třetiny pacientů první fáze úplně chybí a onemocnění se ihned začíná projevovat vážnými symptomy druhé fáze. U přibližně jedné čtvrtiny pacientů zůstávají trvalé následky, jako jsou

paralýza končetin, chronické bolesti hlavy, problémy s koncentrací, spánkem a náladou, deprese a snížená schopnost výkonu. Úmrtí jsou však jen výjimečná (Roháčová 2006).

Virus klíšťové encefalitidy spadá do kategorie virů, které se dokážou v hostitelském organismu množit a vytvářet virémii, zároveň být přenášeny na další hostitele prostřednictvím vektorů, což představuje biologický způsob přenosu (Růžek et al. 2015). Vektory (přenašeči), kteří mohou virus šířit, jsou v případě klíšťové encefalitidy různé druhy krevsajícího hmyzu nebo roztočů. Existuje několik způsobů přenosu viru, mezi které patří, horizontální přenos zahrnuje situace, kdy klíšť přenesení virus přímo na hostitele během sání krve. Vertikální přenos nastává, když se klíšť infikuje virem při sání krve z hostitele, který má virémii. Transstadiální přenos umožňuje virus přecházet mezi různými vývojovými stádii klíšťe, jelikož každé stádium vyžaduje sát krev pro svůj další vývoj. Transovariální přenos umožňuje infikované samici předat virus na potomstvo. Maternální přenos, který umožňuje předání viru na vajíčka, byl prokázán v přibližně 19 % případů. Filiální přenos, tedy infekce vajíček v rámci snůšky, byla zjištěna jen v malém procentu, konkrétně mezi 0,2 až 0,8 %. Cyklus viru v přírodě je určen interakcí mezi klíšťem a jeho hostitelem, kde klíšť slouží jako přirozená zásobárna infekce, stejně jako vztahem mezi virem a hostitelem a mezi virem a klíšťem (Růžek et al. 2015).

Pro vzájemný vztah mezi virem a klíšťem je klíčové, aby virus dokázal proniknout do tkáně klíšťe a zde se množit. Je nezbytné, aby virus přežil působení trávicích enzymů ve střevě klíšťe, překonal střevní bariéru a dostal se do slinných žláz klíšťe. Vztah mezi virem a hostitelem zahrnuje schopnost viru dostat se do lymfatického systému a krevního oběhu hostitele, kde se dále replikuje. Interakce mezi klíšťem a hostitelem je ovlivněna přitažlivostí hostitele pro klíšť, stejně jako ekologickými a klimatickými podmínkami dané oblasti a vzájemnou přítomností v prostoru a čase (Růžek et al. 2015).

Míra infekce klíšťat virem klíšťové encefalitidy se v průběhu času a v různých oblastech liší. Areál výskytu klíšťové encefalitidy v Evropě je omezenější než oblast, kde se vyskytuje jeho hlavní přenašeč – klíšť obecné. Například, virus klíšťové encefalitidy není přítomen na Britských ostrovech ani v západní Evropě (Růžek et al. 2015).

Rozmanitost genetické struktury populací klíšťe obecného v různých částech Evropy je důvodem specifického rozšíření tohoto druhu na kontinentu. Bylo identifikováno deset odlišných skupin populací klíšťe obecného, každá z nich spojená s určitou geografickou oblastí Evropy. V západní Evropě tvoří klíšť obecné menší část spektra druhů klíšťat, které mohou napadat člověka nebo drobné hlodavce, což může být ovlivněno místními klimatickými podmínkami (Růžek et al. 2015). Hlavní roli v cyklu

šíření klíšťové encefalitidy v přírodě hrají teplokrevní obratlovci, především drobní hlodavci, kteří díky svému způsobu života vytvářejí ideální podmínky pro šíření viru, jelikož jsou primární potravou pro larvy. Hospodářská zvířata jako kozy, ovce a skot se také mohou stát nositeli viru, zejména při pastvě, což zvyšuje riziko přenosu klíšťové encefalitidy na člověka. Toto riziko je zvláště vysoké v případě, že virus pronikne do mléka a následně, při nedostatečném tepelném zpracování, do mléčných produktů, které mohou infikovat člověka, jak ukazuje příklad Rožňavské epidemie (Růžek et al. 2015).

V České republice se ročně diagnostikuje průměrně okolo 700 případů infekce klíšťovou encefalitidou, podle dat z ISIN (dříve EPIDAT, SZÚ Praha). Statistiky zahrnují pouze laboratorně potvrzené případy, hlášené od 70. let 20. století na základě pokynů Ministerstva zdravotnictví. Do roku 1990 byl počet případů nákazy relativně stabilní s periodickými výkyvy každé 2 až 5 let, během nichž docházelo k mírnému zvýšení počtu nakažených, ale průměrná míra onemocnění zůstávala stejná (Kříž et al. 2015). Zvýšení počtu případů bylo zaznamenáno v 90. letech v důsledku klimatických změn, s rekordním počtem 1 029 případů (10/100 000 obyvatel) v roce 2006. V roce 2007 počet případů poklesl, ale v roce 2008 bylo opět zaznamenáno zvýšení na 631 případů. V následujících letech byly zaznamenány další výkyvy: 816 případů v roce 2009, 589 případů v roce 2010, nárůst na 861 případů v roce 2011 (8,2/100 000 obyvatel) a následný pokles v roce 2012 na 573 případů (5,5/100 000 obyvatel). V roce 2013 bylo hlášeno 625 případů (5,9/100 000 obyvatel), v roce 2014 došlo k výraznému poklesu na 410 případů (3,9/100 000 obyvatel), zatímco v roce 2015 trend poklesu pokračoval, ale v roce 2016 opět vzrostl na 565 případů (Kříž et al. 2017). V následujících letech byl zaznamenán další nárůst: 687 případů v roce 2017, 715 v roce 2018, 774 v roce 2019 a 854 případů v roce 2020 (SZÚ 2020).

Aktivní imunizace pomocí inaktivovaného viru klíšťové encefalitidy je považována za poměrně účinný způsob prevence proti tomuto onemocnění (Rozsypal 2015), přesto však očkování nezaručuje absolutní ochranu. Studie ze Švédska uvádí, že v až 5 % případů může dojít k selhání vakcíny (Hansson et al. 2020). Vzhledem k rozšířenému výskytu viru klíšťové encefalitidy na území České republiky se očkování doporučuje jak dětem, tak dospělým. Základ očkovacího schématu tvoří tři dávky vakcíny, po kterých je potřeba provést přeočkování v doporučeném intervalu. Některé zdravotní pojišťovny nabízejí pro očkování finanční podporu. Mezi efektivní vakcíny se řadí například FSME-IMMUN (Pozorklíště.cz 2018). V případě infekce klíšťovou encefalitidou se pacientům

podávají léky na tlumení symptomů, jako jsou antipyretika, antiemetika, analgetika a léčiva proti otokům mozku, jako jsou kortikoidy nebo manitol (Rozsypal 2015).

Očkování proti klíšťové encefalitidě zahrnuje tři dávky vakcíny, které jsou dostupné jak pro děti, tak pro dospělé. Dvě dostupné vakcíny jsou Encepur a FSME-Immun, obě obsahují usmrcené viry klíšťové encefalidity. Tyto vakcíny stimulují tvorbu neutralizujících protilátek v organismu, což jsou specifické obranné látky zaměřené na povrchové struktury viru klíšťové encefalidity. Když infikovaný klíštěcí virus vstoupí do očkováného jedince, tyto protilátky jej blokují na povrchových strukturách, což vede k jeho inaktivaci a nemožnosti infikovat cílové buňky. Odborníci zdůrazňují genetickou stabilitu viru klíšťové encefalidity, což umožňuje aktivní imunizaci účinně působit nejen proti evropským kmenům, ale i proti příbuzným odnožím, jako je ruská jaro-letní encefalitida (Kimmig et al. 2003).

Optimální doba pro očkování proti klíšťové encefalitidě je před začátkem klíšťové sezóny, tedy v zimním období. To poskytuje dostatečný čas pro vytvoření silné imunity. Nicméně aktivní imunizace může být prováděna po celý rok. Dvě primární dávky vakcíny se podávají v odstupech jednoho až tří měsíců, a třetí dávka je aplikována s odstupem pěti až dvanácti měsíců od druhé dávky. Přeočkování probíhá každé tři až pět let podáním pouze jedné dávky vakcíny. Kromě tohoto základního schématu existuje zrychlené schéma, které lze použít pro obě typy vakcín. Toto schéma umožňuje rychlé vyvolání ochrany proti infekci (Beran 2006).

3.6.2 Lymeská borelióza

Lymeská borelióza je infekční onemocnění způsobené bakteriemi spirochétami rodu *Borrelia*, konkrétně bakterií *Borrelia burgdorferi*. Tato choroba je přenášena převážně klíšťaty a byla pojmenována podle místa svého prvního popisu, obce Lyme v Connecticutu (Bednář et al. 1996). Lymeská borelióza se projevuje širokým spektrem symptomů včetně poškození kůže, kloubů, svalů a nervového systému. Typickým příznakem je kožní zarudnutí zvané *erythema migrans*, které se objevuje zhruba 3 dny až měsíc po přisátí klíštěte, doprovázené zvětšením lymfatických uzlin, horečkou a bolestmi svalů a kloubů. U některých pacientů se může vyvinout pozdní forma onemocnění s nervovými nebo kloubními komplikacemi. Kůže, nervový systém a srdce jsou dalšími často postiženými orgány (Bartůněk et al. 2013). První zprávy o lymeské borelióze sahají do konce 19. století, kdy byly popsány první případy kožních a nervových postižení spojených s touto chorobou, ale původce nebyl do té doby identifikován (Prokeš 2015).

Průlom v identifikaci původce lymeské boreliózy přišel v 80. letech 20. století během epidemie revmatoidní artritidy v Lyme, kde byla spojitost mezi erythémem a klíšťaty *Ixodes dammini*. V roce 1982 byl Willy Burgdorferem identifikován původce, *spirocheta* rodu *Borrelia* (Bartůněk et al. 2013). V Evropě existuje mnoho kmenů *Borrelia*, které jsou parazitické a závislé na hostitelích, avšak ne všechny jsou pro člověka patogenní. Mezi patogenní patří *Borrelia burgdorferi sensu stricto*, *B. afzelii*, *B. garinii* a další. *Borrelia afzelii* je nejčastější příčinou chronického kožního onemocnění. Historický nárůst výskytu lymeské boreliózy v USA byl spojen s repopulací jelenců běloocasých (*Odocoileus virginianus*), kteří jsou hlavními hostiteli pro klíšťata *Ixodes scapularis* (Piesman et al. 1979; Spielman et al. 1985; Barbour, Fish 1993).

Rozložení specifických kmenů *Borrelia* po Evropě se liší. *B. garinii* je častější v západní Evropě, *B. afzelii* dominuje ve střední Evropě a Skandinávii, zatímco *B. burgdorferi* se vyskytuje napříč celou Evropou, ale není přítomna v Rusku, Finsku a Asii (Piesman, Gern 2004; Bartůněk et al. 2013).

Divoká fauna, zejména hlodavci a hmyzožravci, slouží jako přirozené rezervoáry pro borrelie, přičemž infekce se do těchto hostitelů dostává během sání klíštětem, což přispívá k udržování a rozšiřování infekce mezi dalšími hostiteli. Výskyt lymeské boreliózy v přírodě je ovlivněn také strukturou krajiny a jejími změnami, které mohou vést k větší expozici lidí infikovaným klíšťatům a zvýšenému riziku lymeské boreliózy z entomologického hlediska (Steele et al. 1978; Burgdorfer et al. 1982; Falco, Fish 1988; Maupin et al. 1991; Frank et al. 1998; Ostfeld, Keesing 2000).

Různé studie ukázaly, že klíšťata mají odlišnou citlivost k různým druhům borrelíí a zároveň existuje specifická spojitost mezi určitými kmeny borrelíí a konkrétními druhy klíšťat. Počet hostitelů nakažených *B. burgdorferi* je výrazně vyšší ve srovnání s ostatními genodruhy borrelíí, což je pravděpodobně vysvětleno životním cyklem klíštěte obecného (*Ixodes ricinus*), jehož je charakteristický tří hostitelským modelem, kde každé vývojové stádium (larva, nymfa, dospělec) sají krev z různých hostitelů. V průběhu vývoje klíštěte obecné sají krev, a pokud dojde ke kontaktu s nakaženým hostitelem, může se také stát nositelem infekce. Borrelie mají schopnost přecházet mezi vývojovými stádii klíštěte, nicméně bylo zjištěno, že transovariální přenos má negativní dopad na klíště, způsobuje degeneraci vajíček nebo narušení procesu jejich kladení. Zásadní roli v šíření boreliózy hrají infikovaní obratlovci, na kterých klíšťata sají. Borrelie se po přísátí klíštěte dostanou do jeho střev, kde se množí a následně se přes střevní stěnu dostávají do hemolymfy a dále do slinných žláz. Při dalším sání klíštětem jsou borrelie přenášeny do

hostitele. Bylo zjištěno, že borrelie *B. afzeli* mohou být přeneseny přímo ze střev klíštěte do hostitele po jeho opětovném přisátí. Riziko nákazy borreliemi je relativně nízké během prvních 24 hodin po přisátí klíštěte, ale s delší dobou sání se toto riziko zvyšuje (Bartůněk et al. 2013).

Se zavedením laboratorních a klinických metod diagnostiky v České republice došlo k postupnému nárůstu počtu lidí infikovaných borreliózou, s vrcholy v letech 1993 a 1994 a nejvyšším počtem případů v roce 1995, kdy bylo zaznamenáno 6 302 nakažených (nemocnost 61,2 na 100 000 obyvatel). Po tomto vrcholu byl pozorován pokles počtu případů až do roku 1998, kdy bylo registrováno 2 138 případů (Bednář et al. 1996). Od roku 1999 opět počet infikovaných osob rostl, s dalším vrcholem v roce 2000, kdy bylo nahlášeno 3 847 případů (nemocnost 37,45 na 100 000 obyvatel). Po tomto roce byl trend mírného poklesu, přičemž nemocnost se udržovala nad 32 na 100 000 obyvatel. Od roku 2004 však opět dochází k růstu, přičemž v roce 2011 bylo zaznamenáno 4 834 infikovaných, což odpovídá nemocnosti 45,7 na 100 000 obyvatel (Bartůněk et al. 2013). V roce 2015 byl zaznamenán pokles na 2 913 osob, avšak v roce 2016 došlo k dalšímu výraznému nárůstu na 4 694 případů (Kříž et al. 2017). V následujících letech se počet nakažených pohyboval kolem čtyř tisíc, konkrétně 3 939 v roce 2017, 4 724 v roce 2018, 4 102 v roce 2019 a 3 710 v roce 2020 (SZÚ 2020).

K léčbě lymeské boreliózy se využívají různá antibiotika, hlavně z řad tetracyklinů, penicilinů, makrolidů a cefalosporinů, přičemž výběr specifického antibiotika závisí na fázi onemocnění a na tom, které orgány jsou postižené (Bartůněk et al. 2013). Po podání těchto léků může asi u 15 % pacientů dojít k Jarisch-Herxheimerově reakci během několika hodin, což je reakce spojená s umíráním borrelií, projevuje se zvýšením teploty a může znamenat riziko pro pacienta způsobené aktivací zánětlivých procesů v postižené tkáni (Slíva 2010).

Chronická fáze boreliózy se může objevit měsíce nebo roky po akutní fázi onemocnění, často po opětovném nakažení, jelikož mnoho pacientů, kteří boreliózu již prodělali, nemá dostatečnou imunitní ochranu proti reinfekci. Frekvence přechodu do chronické fáze se odhaduje na 1 až 3 % případů, přičemž u dětí je tento stav velmi vzácný. Symptomy zahrnují poruchy spánku, koncentrace, kognitivní dysfunkce a únavu, a mohou zahrnovat i postižení orgánů podobně jako v akutní fázi. Chronická fáze může po několika letech zahrnovat neuroinfekce lokalizované v místě přisátí klíštěte nebo v jiných orgánech a kloubní infekce, které mohou u pacienta přetrvávat dlouhodobě i po dočasném

zmizení symptomů. Lymeská borelióza může u některých pacientů vyvolávat imunopatologické stavy, které mohou pokračovat samostatně (Pícha 2009).

3.6.3 Lidská granulocytární anaplasmóza

Toto onemocnění je způsobeno mikroskopickými bakteriemi *Anaplasma phagocytophilum*, které patří do skupiny *Rickettsiales*. Tyto bakterie napadají bílé krvinky, konkrétně neutrofilní granulocyty, u hostitele a způsobují vážné onemocnění nazývané lidská granulocytární anaplasmóza (HGA) (Abuhammour 2018). Poprvé byla *A. phagocytophilum* popsána v devadesátých letech 20. století v USA, ale je rozšířena i v Evropě a České republice. Symptomy anaplasmózy se objevují 1 až 3 týdny po nákaze a zahrnují horečku, zimnici, bolesti hlavy a svalů, nauzeu, zvracení, průjemy a vzácně i vyrážku na kůži. V některých případech může být zaměňována za boreliózu (Mokrejšová, Žabka 2013). I když fatální infekce jsou vzácné, onemocnění může vést k multiorgánovému selhání. Akutní průběh je nebezpečný a neléčený může ohrozit život pacienta. Krvácení do některých orgánů je možné v důsledku nedostatku krevních destiček, což může nastat při závažném průběhu, zejména u pacientů s jinými zdravotními problémy. Anaplasmóza může probíhat i bez klinických příznaků, ačkoli klinické projevy v Evropě jsou obvykle mírnější než ve Spojených státech (SZÚ 2019).

V laboratorní diagnostice se často využívají sérologické metody (nepřímá imunofluorescence) a molekulární diagnostika (Bartůněk et al. 2013). V České republice není anaplasmóza tak běžná jako klíšťová encefalitida nebo lymeská borelióza, s případy hlášenými pouze v jednotkách ročně. To může být způsobeno nedostatečným povědomím o této nemoci, přestože klíšťata jsou v ČR často nakažena tímto patogenem v porovnání s virem klíšťové encefalidity (Mokrejšová, Žabka 2013; Abuhammour 2018).

Po vniknutí bakterií do hostitelského organismu se *Anaplasma* začínají množit prostřednictvím binárního dělení v cytoplazmě bílých krvinek hostitele. Vytvářejí specifické struktury nazývané moruly, které jsou viditelné v infikovaných bílých krvinkách již po 5 až 7 dnech od nákazy. Existují dva typy ehrlichiosy postihující člověka, odlišující se podle toho, které bílé krvinky infikují (Abuhammour 2018).

Prvním typem nákazy je lidská granulocytární anaplasmóza (HGA), kterou způsobuje bakterie *Anaplasma phagocytophilum* a napadá granulocyty. Druhým typem, který se v České republice nevyskytuje, je lidská monocytární ehrlichioza (HME), způsobená bakterií *Ehrlichia chaffeensis*, která infikuje monocyty hostitele. Oba typy onemocnění, tj. lidská granulocytární anaplasmóza a lidská monocytární ehrlichioza,

projevují u nakažených podobné klinické příznaky a obecně jsou označovány jako ehrlichiosy (Abuhammour 2018).

Vzhledem k tomu, že klíšťata jsou přenašeči a geografický rozsah lidské granulocytární anaplasmozy je podobný jako u lymeské boreliózy, doporučuje se jako neúčinnější léčba použití přípravků obsahujících doxycyklin (Abuhammour 2018). V chronickém stádiu lze využít chloramfenikol, který však může vykazovat řadu nežádoucích účinků. Přesná laboratorní identifikace pomocí laboratorních testů je nezbytná pro správnou léčbu (SZÚ 2019).

3.6.4 Babesióza

Babesióza je onemocnění způsobené prvoky rodu *Babesia*, především *Babesia divergens* a *Babesia microti*, které infikují červené krvinky hostitele. Tato nemoc je původně známá jako veterinární onemocnění u skotu, psů a koní, ale v poslední době se stále častěji spojuje s onemocněním u lidí. První případ nákazy babesiózou u člověka byl zaznamenán v roce 1957 v bývalé Jugoslávii. Celkem byly uznány tři druhy babesii jako primární agens postihující člověka, přičemž v Evropě dominuje *Babesia divergens* a v USA *Babesia microti*, která byla zaznamenána u více než 200 infikovaných od roku 1982 (Duh et al. 2001).

Babesióza je často spojena s onemocněním způsobeným bakteriemi *Borrelia burgdorferi s.l.*, tj. lymeskou boreliózou, protože obě onemocnění jsou přenášena klíšťaty rodu *Ixodes* (Duh et al. 2001).

U mnoha lidí, kteří jsou infikováni prvoky rodu *Babesia*, může průběh onemocnění probíhat bez příznaků, ale nejčastěji postihuje pacienty se sníženou imunitou. Příznaky jsou nespecifické a zahrnují chřipkové symptomy, bolesti hlavy, horečku, zimnici, nechutenství, bolesti kloubů, svalů a únavu (Schnittger et al. 2012). Babesie napadají a ničí červené krvinky hostitele, což může vést k hemolytické anémii a žloutence (ECDC 2024).

Existuje více než 100 druhů babesii, přičemž nejčastějšími původci onemocnění jsou *B. microti*, *B. divergens* a *B. duncani* (ECDC 2024). Životní cyklus babesii zahrnuje dva hostitele – klíště a hlodavce, případně i člověka. Infekce se přenáší sáním infikovaného klíštěte na obratlovci, kde dochází k rozmnožování a diferenciaci parazita. U člověka životní cyklus parazita obvykle nepokračuje, avšak přenos infekce z člověka na člověka může nastat ojediněle, například při infikované krevní transfuzi (Uilenberg 2006).

Pro léčbu babesiózy je k dispozici účinná terapie. Pokud u nakažených jedinců nejsou přítomny žádné symptomy, není obvykle nutná léčba (ECDC 2024). V případech, kdy se symptomy projevují, se obvykle používají antibiotika, jako jsou Clindamycin a Azitromycin, spolu s antimalariky obsahujícími chinin (SZÚ 2008).

3.6.5 Bartonelóza

Jde o bakteriální onemocnění způsobené bakteriemi rodu *Bartonella*, především *Bartonella henselae*, které se přirozeně vyskytují u domácích zvířat, zejména koček. Infekce se nejčastěji přenáší při nedbalém zacházení s kočkou, kdy dojde ke kontaktu s trusem blechy kočičí (*Ctenocephalides felis*). Toto onemocnění je známé jako nemoc z kočičího škrábnutí (Cotté et al. 2008).

Bartonella henselae se množí v trávicím traktu kočičích blech a přežívá v bleším trusu. Infikované zvíře se poté může infikovat při ošetřování srsti a následně přenést bakterie na hostitele prostřednictvím škrábnutí nebo kousnutí. Přestože kočičí blechy jsou tradičními přenašeči onemocnění, v poslední době se častěji uvádí klíště *Ixodes ricinus* jako potenciální přenašeč (Máslová et al. 2014).

Přenos bakterií *Bartonella henselae* na hostitele, včetně obratlovců, a přenos mezi vývojovými stádii klíšťat byl prokázán. Bakterie se dostávají do hostitelského těla ze slinných žláz klíštěte během sání (Cotté et al. 2008).

Charakteristickým znakem onemocnění je tmavý příškvár v místě sání klíštěte nebo poranění kočkou, vytvořený za 5 až 10 dní. Další příznaky zahrnují zduření blízkých lymfatických uzlin, bolesti hlavy, slabost, závratě, malátnost, únava a bolesti svalů, kloubů a očí. U jedinců s oslabeným imunitním systémem může onemocnění vyvolat vážné komplikace, jako jsou záněty jater, sleziny, endokardu, očí nebo mozku (Máslová et al. 2014).

Pro stanovení diagnózy se využívá metoda nepřímé imunofluorescence pro detekci specifických protilátek IgM a IgG (Máslová et al. 2014). Antibiotika, především doxycyklin, jsou vhodná pro léčbu této bakteriální infekce (Rozsypal 2015).

3.6.6 Rickettsiáza

Rickettsie představují skupinu intracelulárních bakterií, které jsou schopné vyvolat různé formy onemocnění u člověka, známé pod společným názvem rickettsiázy. Tyto bakterie jsou často přenášeny klíšťaty a mohou způsobovat různé typy onemocnění, od mírných až po život ohrožující. V Evropě je běžná Marseillská horečka, zatímco v

Americe je známá horečka Skalistých hor. Kromě klíšťat mohou rickettsie přenášet i jiní ektoparaziti, jako jsou blechy a vši, což vede ke vzniku skvrnitého tyfu. V České republice jsou infekce způsobené rickettsiemi většinou importované, ale jejich výskyt byl potvrzen i v sousedních zemích, jako jsou Německo a Rakousko (Rozsypal 2015).

Onemocnění způsobené rickettsiemi se liší v závislosti na specifickém druhu bakterie. Typickým projevem po sání klíštětem je vznik vřídka, který se může vyvinout do strupu a je doprovázen výraznou vyrážkou a příznaky podobnými chřipce, včetně horečky. Komplikace rickettsióz mohou být závažné a zahrnovat oběhové selhání, poruchy vědomí, nebo dechové potíže, přičemž včasná léčba antibiotiky je klíčová pro úspěšnou terapii. (Rozsypal 2015).

Rickettsie zahrnují širokou škálu druhů, z nichž některé jsou známé svou patogenitou pro člověka, zatímco u jiných jejich patogenita nebyla prokázána. Například studie Sprong et al. (2009) identifikovala *Ixodes ricinus*, běžné evropské klíště, jako rezervoár pro *Rickettsia helvetica* a navrhuje, že toto klíště může potenciálně přenášet i druhy *Rickettsia*, které jsou běžně spojeny s blechami. Tento výzkum zdůrazňuje složitost interakcí mezi rickettsiemi, jejich vektory a hostiteli, a ukazuje na potřebu dalšího zkoumání různých druhů rickettsií a jejich vlivu na veřejné zdraví (Sprong et al. 2009).

3.6.7 Tularemie

Tularemie je vážné onemocnění způsobené bakteriemi *Francisella tularensis*. Toto onemocnění primárně postihuje divoce žijící zvířata, ale může se také přenést na člověka. Tularemie je známá svou přirozenou ohniskovostí, kde nejčastěji nakaženými skupinami zvířat jsou zajíci, králíci a hlodavci (Treml et al. 2007; Kaysser et al. 2008). V případě výskytu nákazy může dojít k masovým a rychlým úhynům nakažených zvířat. Lidský hostitel může onemocnět tularemií několika způsoby, včetně tělesného kontaktu s infikovaným zvířetem, vdechování kontaminovaných aerosolů, kontaktu s kontaminovanou vodou a případně i kontaktu s infikovaným klíštětem. Bakterie způsobující tularemii jsou vysoce infekční a mohou pronikat do hostitele různými cestami, včetně úst, kůže, plic a očí. Příznaky onemocnění se liší podle místa vstupu bakterií do těla hostitele, a zatím není prokázán přenos z člověka na člověka. Mezi přenašeče onemocnění patří klíšťata, zejména v našich podmínkách druh *Ixodes ricinus*, a v USA rodu *Dermacentor*. Infekce přenášené klíšťaty se nejčastěji vyskytují v ulceroglandulární nebo glandulární formě (ECDC 2024).

Příznaky onemocnění se liší podle místa vstupu bakterií do těla hostitele, ale všechny formy tularemie jsou spojeny s horečkami kolem 40 °C (ECDC 2024). Diagnostika tularemie může být obtížná, protože často dochází k zaměňování s jinými onemocněními. Důležitým prvkem diagnózy je informace o kontaktu s infikovanou zvěří nebo klíštětem. Pro potvrzení diagnózy se využívá sérologická a molekulární diagnostika. Většina nakažených jedinců se po podání antibiotik zotaví. Nejčastěji používaná antibiotika zahrnují streptomycin, gentamicin a doxycyklin. V neléčené formě může onemocnění postihnout různé orgány nebo způsobit závažné imunopatologické jevy. Jako prevence onemocnění se často zdůrazňuje opatrnost při manipulaci se zajíci (Rozsypal 2015).

4 Metodika

4.1 Jihomoravský kraj

Na **Obrázku 5** je geografická mapa Jihomoravského kraje, který se nachází na jihovýchodě České republiky a je charakteristický svou rozmanitou topografií a bioklimatickými podmínkami. Region je geograficky rozdělen na Moravskou bránu, nížinné oblasti Jižní Moravy a vyšší polohy Moravského krasu a Pálavských vrchů. Díky této topografické rozmanitosti nabízí Jihomoravský kraj širokou škálu ekosystémů, od lužních lesů podél řeky Moravy po suché travní biotopy vápencových vrchů.

Klimatické podmínky v regionu jsou ovlivněny jeho polohou v teplé a suché části České republiky, což umožňuje výskyt termofytiky bohaté flóry a fauny. Průměrné teploty v letních měsících často přesahují 20 °C, zatímco zimní měsíce jsou mírné s průměrnými teplotami kolem 0°C. Tyto podmínky podporují výskyt rozsáhlých vinohradnických oblastí, které jsou charakteristické pro jižní části kraje.

Lesní ekosystémy v Jihomoravském kraji se vyznačují vysokou biodiverzitou, která je důsledkem přirozené i antropogenní dynamiky krajiny. Smíšené listnaté lesy dominují ve vyšších nadmořských výškách, zatímco nížinné oblasti jsou charakterizovány především lužními lesy a agrolesnickými systémy. Lesní porosty jsou významnými biotopy pro mnoho druhů rostlin a živočichů, včetně různých druhů klíšťat.

V souvislosti s globálními klimatickými změnami a změnami ve využívání půdy se Jihomoravský kraj potýká s řadou environmentálních výzev, které mohou ovlivnit strukturu a funkci lesních a jiných přírodních ekosystémů. Tato situace vyžaduje komplexní přístup k ochraně biodiverzity a udržitelnému hospodaření s přírodními zdroji v regionu.

Geografická mapa Jihomoravského kraje
Geographical map of the Jihomoravský Region



Obrázek 5: Geografická mapa Jihomoravského kraje. Autor: Tereza Formanová. Zdroj: <https://jihomoravsky-krj.webnode.cz/fotogalerie2/#geograficka-mapa-jpg>

4.2 Trvalé výzkumné plochy

Sběr dat zaměřený na výskyt klíštěte obecného, klíštěte lužního a pijáka lužního během let 2021, 2022 a 2023 byl prováděn na specificky vybraných lokalitách Jihomoravského kraje. **Obrázek 6** vyobrazuje mapu s lokalitami sběru. Tyto lokality byly rozprostřeny po celém spektru různorodých stanovišť, včetně rozmanitých lesních struktur a různých výškových úrovní. Hlavním zaměřením bylo prozkoumat, jak druhové složení lesů ovlivňuje populace klíšťat. V rámci metodologie sběru dat byly proto lokality kategorizovány podle druhové skladby do tří hlavních skupin: 1) listnaté lesy, 2) smíšené lesy a 3) jehličnaté lesy, vycházející z předpokladu, že specifické druhové složení lesa má klíčový význam pro přítomnost klíšťat (Mejlon, Jaenson 1993). Dále byly lokality rozděleny podle nadmořské výšky na nižší polohy a střední až vyšší polohy. Lesní vegetační stupně (LVS) a specifické druhové složení lesů byly pečlivě zohledněny při výběru lokalit pro sběr dat, který byl prováděn ve třech typických biotopech: v zralých lesních porostech, na holinách a v ekotonových zónách na okrajích lesů, kde je předpokládána vyšší preference klíšťat (Estrada-Peña 2001).

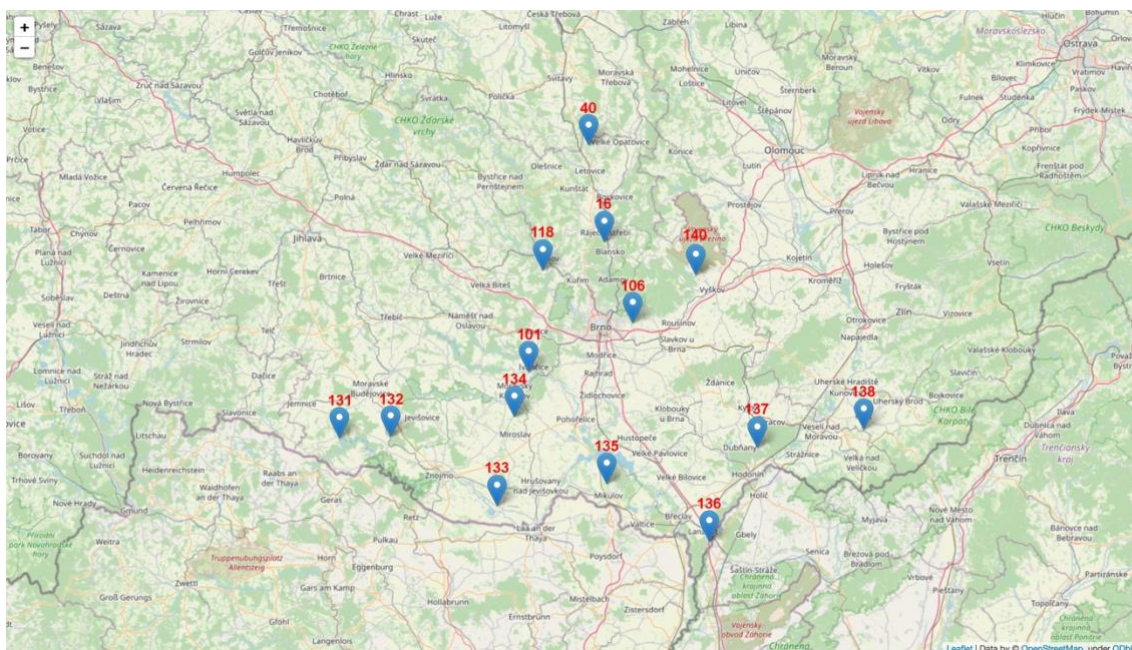
Zájmové plochy rozkládaly v rozmezí nadmořských výšek od 154 metrů nad mořem, jako je Velký Bojek, až po 487 metrů nad mořem, což představuje lokalitu Bahna. Z celkového počtu 14 ploch bylo 7 klasifikováno jako listnaté lesy (LP), 7 jako smíšené lesy (OL). Tento široký rozsah ekosystémů umožňuje komplexní srovnání vlivu různých lesních struktur na distribuci klíšťat.

Diverzita druhů stromů na jednotlivých plochách se také lišila. Například v oblasti Miroslavské Knínice byla druhová skladba charakterizována dominantní přítomností modřínu a dubu, což mohlo mít vliv na mikroklimatické podmínky favorizující existenci klíšťat. V kontextu druhového složení a formy smíšení lesa bylo patrné, že plochy, které měly vyšší procento listnatého porostu, jako Bavory nebo Velký Bojek, mohly nabízet vhodnější podmínky pro klíšťata díky většímu zastínění a udržení vlhkosti.

Z pohledu biotopových charakteristik byly lokality s převážně listnatým porostem, jako jsou Oslnovice nebo Šumná, výrazněji zastoupeny ve vyšších nadmořských výškách, zatímco smíšené lesy a louky se nacházely v nižších polohách. Toto rozdělení může být klíčové pro interpretaci preferencí klíšťat pro určité biotopy a jejich přizpůsobení se na změny v prostředí.

Klimatické podmínky, jako jsou průměrná teplota a vlhkost vzduchu, byly na každé lokalitě zaznamenávány. Zjištění, že teplota vzduchu se pohybovala od 19,8 °C do 25,8 °C a vlhkost vzduchu od 39 % do 70,7 % v různých letech, poskytuje cenné informace pro analýzu vlivu klimatických faktorů na výskyt klíšťat.

Dalším důležitým parametrem pro výzkum je vzdálenost od vodních toků a okrajů lesa, což může signalizovat zvýšenou pravděpodobnost setkání hostitelů s klíšťaty. Vzdálenost ploch od vodních toků se pohybovala od 4 metrů u lokalit jako Bavory, kde byly plochy blízko stojatých vod, až po 1240 metrů u Miroslavských Knínic, které byly od tekoucí vody vzdálenější. Těsná blízkost k vodě na některých lokalitách jako Bavory může souviset s vyšší vlhkostí a příznivými podmínkami pro klíšťata.



Obrázek 6: Mapa s 14 vyobrazenými lokalitami sběru klíšťat na jižní Moravě. Měřítko mapy: 1:1 000 000. Zdroj mapy: OpenStreetMap. Zdroj: Kateřina Lysenková.

4.3 Sběr dat

Data pro analýzu byla získána z kombinace zdrojů. Záznamy z let 2021 a 2022 ze 14 zájmových lokalit byly poskytnuty vedoucím této práce z projektu Lesů České republiky s názvem Distribuce krevsajících členovců v lesních ekosystémech modifikovaných globálními změnami klimatu (2022). Tato data představují cenný základ pro porozumění diverzity a abundance klíšťat v příslušných letech. V roce 2023 byl proveden vlastní sběr dat, který umožnil přímé zapojení do výzkumného procesu a rozšíření získaných informací o aktuální situaci týkající se diverzity a abundance klíšťat v zájmových oblastech. Tento integrovaný přístup poskytuje komplexní pohled na problematiku a zároveň reflektuje aktuální změny v prostředí, které mohou ovlivňovat populaci klíšťat.

4.3.1 Metoda sběru klíšťat

Sběr dat o klíšťatech v roce 2023 probíhal od 27. května až do 7. června na 14 plochách na jižní Moravě. Z dostupných studií vyplývá, že sběr klíšťat je směřován v závislosti na průběhu počasí nejčastěji do období duben–květen a září–říjen, což jsou známé sezónní vrcholy aktivity klíšťat ve střední Evropě (Daniel et al. 2015). V ostatních

měsících je nebezpečí klíšťat minimální, ačkoli nikoliv zcela vyloučené (i v zimním období).

Technika sběru, známá jako vlajkování, zahrnovala použití bílé bavlněné látky se středně dlouhým chlupem (připomínající srst zvířat) o rozměrech 1 × 1 m na dřevěné tyči, která se táhla po vegetaci a umožnila zachytit klíšťata hledající hostitele. Vlajka byla připevněna na cca 150 cm dlouhé dřevěné tyči (Široký et al. 2011). Vlastní sběr klíšťat následně probíhal pomocí smýkání plachty po vegetaci (**Obrázek 7**).

Sběrná plocha byla pečlivě měřena a sběr probíhal při určené rychlosti a s kontrolou látky každých 5 metrů. Zachycená klíšťata byla shromažďována do označených zkumavek s podrobným záznamem o poloze, čase a povětrnostních podmínkách. Sběr se konal vždy 120 minut na každé lokalitě, během dne mezi 9:30 a 18:30, při teplotách 14–26 °C a vlhkosti vzduchu 39–85 %, a to pouze za suchého počasí. Terénní šetření byla většinou plánována na odpoledne po oteplení vegetace po chladných jarních nocích.



Obrázek 7: Po každém tahu vlajkou (vlevo), byla látka detailně prohlédnuta a zachycená klíšťata sesbírána entomologickou pinzetou do označených zkumavek (vpravo). Autor: Kateřina Lysenková.

4.3.2 Uchování a transport klíšťat

Všechna klíšťata, která byla zachycena na vlajce, byla pečlivě pomocí pinzety (**Obrázek 7**) umístěna do identifikovaných plastových epruvet označených číslem lokality. Tyto epruvety obsahovaly stébla trávy, která sloužila k udržení vlhkosti klíšťat (**Obrázek 8**). Po uložení byla epruvety s klíšťaty umístěny do přenosného chladicího boxu, kde byla udržována teplota 5 °C. Poté byly okamžitě přepraveny do laboratoře.

Pro identifikaci druhů klíšťat, určení pohlaví a vývojových stádií byla využita metodika podle Noseka a Sixla (1972). Klíšťata obecného byla následně vybrána z

roztříděných vzorků, umístěna do zkumavek a pečlivě zamrazena při teplotě $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Toto opatření umožnilo extrahovat DNA pro následnou detekci patogenu. Zamrazené vzorky byly poté transportovány v mrazícím boxu do Národní referenční laboratoře.



Obrázek 8: Označené zkumavky s klíšťaty. Autor: Kateřina Lysenková.

4.3.3 Sběr stanovištních a porostních dat

Na každé zkoumané lokalitě před provedením vlajkování byly zaznamenány abiotické faktory, konkrétně teplota a vlhkost vzduchu ve výšce do 0,5 m nad zemí. Toto měření bylo provedeno s využitím dataloggerů VOLTGRAFT HY-10TH, které mají přesnost měření teploty $\pm 0,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ a přesnost měření vlhkosti vzduchu $\pm 1,8\text{ }\%$. Cílem bylo ověřit, zda se tyto klimatické podmínky nacházejí v optimálním rozpětí pro sběr klíšťat.

Biotické faktory byly detailně zaznamenány z evidence, a to včetně charakteru lesního porostu, pobytových znaků zvěře a druhu a pokryvnosti vegetace. Pokryvnost vegetace byla měřena v procentech na typických místech dané lokalitě, kde probíhalo samotné vlajkování. Zároveň byla změřena průměrná maximální výška přízemní vegetace s přesností na centimetry.

Rozlišovalo se mezi různými druhy vegetace, včetně bylinného patra, travin, kapradin, polokeřů, keříků a keřů. Pro každý druh byla změřena maximální výška a odvozena pokryvnost. Pobytové znaky zvěře byly hodnoceny pomocí škály 0–5 podle přítomnosti trusu, okusu, rytí, ochozů a dalších stop.

V případě lokalit s lesním porostem byla hodnocena i porostní struktura. Na vzorkované ploše o velikosti $20 \times 20\text{ m}$, kde probíhalo vlajkování, byly podrobně zhodnoceny různé parametry stromů, včetně výšky, tloušťky, nasazení a šířky koruny, počtu stromů a druhového složení. Výšky stromů, nasazení živé koruny a šířka koruny

byly měřeny pomocí výškoměru Laser Vertex s přesností 0,1 m, zatímco tloušťky stromů byly měřeny průměrkou Mantax Blue s přesností na 0,1 cm. Každá lokalita byla také dvakrát vyfotografována.

4.4 Analýza dat

V rámci projektu byly analyzovány tři klíčové faktory ovlivňující rozšíření klíšťat: (1) struktura a druhové složení lesních porostů, (2) krajinné charakteristiky definované jako krajinné metriky (McGarigal, Cushman, 2002) a (3) environmentální podmínky, jako jsou klimatické faktory a nadmořská výška.

4.4.1 Porostní parametry

Základní údaje o lesních porostech byly získány z mapových portálů a lesních hospodářských plánů. Detailní informace o struktuře a druhovém složení lesů pocházely z terénních měření a výpočtů. Byly posouzeny strukturální a růstové charakteristiky, produkční potenciál, horizontální a vertikální struktura lesů, a celková biodiverzita.

Pro výpočet produkčních parametrů byly použity objemové rovnice dle Petráše, Pajtíka (1991). Dále byly vypočteny ukazatele hustoty porostu, jako stupeň zápoje a index hustoty porostu dle metodiky (Crookston, Stage 1999).

Z porostních parametrů byla hodnocena průměrná výčetní tloušťka porostu, střední výška porostu, objem středního kmene, štíhlostní kvocient, počet stromů, kruhová základna na 1 hektar a zásoba porostu na 1 hektar.

Druhová diverzita byla hodnocena pomocí Margalefova indexu druhové bohatosti (Margalef 1958), Shannonova indexu druhové různorodosti (Shannon 1948) a Pielouova indexu druhové vyrovnanosti (Pielou 1975). Pro hodnocení vertikální struktury byl použit Arten-profil index (Pretzsch 2006) a pro horizontální strukturu Clark-Evansův agregační index (Clark, Evans 1954). Strukturální diferenciaci porostu zahrnovala Földnerovy indexy tloušťkové a výškové diferenciaci (Földner 1995) a index korunové diferenciaci. Celková diverzita porostu byla vyhodnocena komplexním indexem, zahrnujícím různé aspekty diverzity a struktury (Jaehne, Dohrenbusch 1997). Porostní indexy a jejich popis a hodnocení je uvedeno v **Tabulce 1**. Na základě těchto analýz je možné definovat riziko výskytu klíštěte dle charakteristiky lesního porostu jak pro běžného návštěvníka lesa, tak pro zaměstnance LČR, s. p.

Tabulka 1: Porostní metriky (indexy porostní struktury).

| Ukazatel | Popis | Výpočet |
|----------------------------------|--|--|
| Druhov ^á bohatost | Počet druhů určený na základě počtu dřevin v porostu a počtu stromů na hektar. | $D = \frac{m-1}{\ln(N)}$ |
| Druhov ^á heterogenita | Index kombinující druhovou bohatost a vyrovnanost. Vypočtena na základě kruhové plochy jednotlivých dřevin. | $H' = \frac{-\sum_{i=1}^m [w_i \cdot \ln(w_i)]}{\ln(10)}$ |
| Druhov ^á vyrovnanost | Míra rovnoměrnosti zastoupení jednotlivých dřevin v porostu. | $E = \frac{H' \cdot \ln(10)}{\ln(m)}$ |
| Vertikální diverzita | Kombinuje vertikální strukturu a druhovou diverzitu. Rozpětí 0-1; vyrovnaná vertikální struktura $A < 0,3$, výběrný les $A > 0,9$. | $Ap = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^3 [p_{ij} \cdot \ln(p_{ij})]}{\ln(3 \cdot m)}$ |
| Horizontální struktura | Agregační index vypočtený na základě vzdálenosti všech stromů ke svým nejbližším sousedům, počtu stromů na ploše a velikosti plochy. Střední hodnota $R = 1$, shlukovitost $R < 1$, pravidelnost $R > 1$. | $R = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N r_i}{0.5 \sqrt{\frac{P}{N}} + 0.0514 \frac{u}{N} + 0.041 \left(\frac{u}{N}\right)^2}$ |
| Tloušťková diferenciace | Závisí na poměru mezi větší a menší tloušťkou všech nejbližších sousedních stromů na ploše. Rozpětí 0-1; nízká $TM < 0,3$, velmi vysoká diferenciace $TM > 0,7$. | $TM_d = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (1 - rd_{ij})$ |
| Výšková diferenciace | Závisí na poměru mezi větší a menší výškou všech nejbližších sousedních stromů na ploše. Rozpětí 0-1; nízká $TM < 0,3$, velmi vysoká diferenciace $TM > 0,7$. | $TM_h = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (1 - rh_{ij})$ |
| Korunová diferenciace | Index založený na parametrech nasazení koruny a šířky koruny vyjadřující diverzitu korunového prostoru porostu. | $K = [1 - \log(HCB_{min})] + \left(1 - \frac{CD_{min}}{CD_{max}}\right)$ |
| Komplexní diverzita | Celková diverzita vyjadřuje agregaci parciálních složek diverzity: diverzity druhového složení (alfa), diverzity vertikální struktury (beta), diverzity prostorového rozmístění stromů (chi) a diverzity korunové diferenciace (delta). Monotónní struktura $B < 4$, velmi různorodá struktura lesa $B > 9$. | $B = \left\{ 4[\log(m) \cdot (1.5 - Z_{max} - Z_{min})] + 3 \left(1 - \frac{h_{min}}{h_{max}}\right) + \left(1 - \frac{r_{min}}{r_{max}}\right) + [1 - \log(HCB_{min})] + \left(1 - \frac{CD_{min}}{CD_{max}}\right) \right\}$ |

Vysvětlivky: m – počet druhů dřevin, N – počet stromů na hektar, w_i – kruhová základna jednotlivých druhů dřevin, H' – Entropie H' podle Shannona (Shannon 1948), p_{ij} – kruhová základna i -té dřeviny v j -té porostní vrstvě, r_i – vzdálenost mezi dvěma nejbližšími stromy (m), P – velikost plochy (m^2), u – odvod plochy (m), rd – poměr mezi větší a menší tloušťkou všech nejbližších sousedních stromů na ploše, rh – poměr mezi větší a menší výškou všech nejbližších sousedních stromů na ploše, HCB_{min} – minimální výška nasazení koruny (m), CD_{min} – minimální šířka koruny (m), CD_{max} – maximální šířka koruny (m), Z_{max} – maximální zastoupení dřeviny, Z_{min} – minimální zastoupení dřeviny, h_{min} – minimální výška stromu v porostu (m), h_{max} – maximální výška stromu v porostu (m), r_{min} – minimální rozestup stromů (m), r_{max} – maximální rozestup stromů (m).

4.4.2 Krajinné parametry

K analýze vlivu krajinné struktury na výskyt klíšťat byly využity specifické krajinné metriky, jež reflektují kompozici a konfiguraci krajiny na vybraných lokalitách a v jejich okolí. Tyto metriky umožňují kvantifikaci rozlohy jednotlivých typů krajinného pokryvu, stupně fragmentace stanovišť, hustotu ekotonů (přechodů mezi lesní a nelesní vegetací), a složitost tvarů krajinných ploch. Vypočtené krajinné indexy, popis a metodiku výpočtu obsahuje **Tabulka 2**. Metriky byly vyjádřeny pro různé prostorové škály, tj. buffery (250 m, 500 m, 1 km) kolem každé vzorkované lokality, aby odrážely disperzní kapacitu klíšťat (Václavík et al. 2021). K výpočtu krajinných indexů byl použit software Fragstats 4.2.1 (McGarigal et al. 2012).

Tabulka 2: Krajinné metriky (indexy krajinné struktury).

| Ukazatel | Popis | Výpočet |
|-----------------------------------|---|---|
| Průměrná rozloha krajinného prvku | Součet všech ploch v krajině, odpovídajících hodnot metrik daných ploch, dělený celkovým počtem ploch. | $AREA_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}}{N}$ |
| Hustota ekotonů | Součet délek (m) všech okrajových segmentů zahrnujících odpovídající typ plochy, dělený celkovou plochou území, vynásobeno 10 000 (převod na hektary). Hustotu okrajů lze srovnávat v různých prostorových měřítkách. | $ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10\,000)$ |
| Index shlukovitosti | Index shlukovitosti měří jak intersperzi typů ploch (tj. míchání jednotek různých druhů ploch), tak disperzi ploch (tj. prostorové rozdělení druhů ploch) na úrovni krajiny. | $CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[p_i \frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right] \left[\ln \left(p_i \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{e_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right]$ |
| Hustota ploch | Počet ploch v krajině vydělený celkovou rozlohou území (m), vynásobený 10 000 a 100 (převod na 100 hektarů). | $PD = \frac{n_i}{A} (10\,000)(100)$ |
| Složitost tvarů krajinných ploch | Jednoduchá míra komplexity tvaru, ale bez standardizace na jednoduchý euklidovský tvar (např. čtverec). Liší se podle velikosti ploch. | $PARA_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{a_{ij}}}{N}$ |
| Shannonův index diversity | Součet, napříč všemi druhy ploch, relativního množství každého druhu ploch vynásobený jejich poměrem. Kombinuje bohatost a vyrovnanost. | $SHDI = \sum_{i=1}^m R_i \ln(R_i)$ |
| Index největší plochy | Index se rovná rozloze (m ²) největší plochy v krajině dělené celkovou plochou krajiny (m ²), vynásobené 100 (pro převod na procento). | $LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$ |
| Index tvaru ploch | Index se rovná 0,25x (úprava pro formát rastru) součet celé hranice krajiny a všech okrajových segmentů (m) dělený druhou odmocninou celkové plochy krajiny (m ²). Vyšší hodnota značí vyšší komplexitu tvarů ploch. | $LSI = \frac{.25 E^*}{\sqrt{A}}$ |
| Index soudržnosti ploch | Měří fyzickou propojenost jednotlivých typů ploch. Soudržnost ploch se zvyšuje s tím, jak se určitý typ krajinného pokryvu ve své distribuci více shlukuje nebo agreguje. | $COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n p_{\bar{n}}^*}{\sum_{j=1}^n p_{\bar{n}}^* \sqrt{a_{ij}}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100)$ |
| Efektivní velikost oka | Lze ji interpretovat jako oblast, která je přístupná organismům při zahájení pohybu v náhodně zvoleném bodě v krajině, aniž by narazila na fyzickou bariéru; je tedy měřítkem konektivity krajiny. | $MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ |
| Agregační index | Rovná se počtu spojení (sousedství) ploch stejného typu, vydělený maximálním možným počtem spojení ploch stejného typu, čehož je dosaženo, když je daný typ krajinného pokryvu maximálně seskupen do jediné kompaktní plochy, vynásobeného podílem krajiny obsazeného daným typem plochy. | $AI = \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{g_{ii}}{\max_{ii} g_{ii}} \right) p_i \right] (100)$ |

Vysvětlivky: a_{ij} – velikost plochy; N – celkový počet ploch; e_{ik} – délka okraje; A – celková rozloha území; E – celková délka okrajů, P_i – podíl krajiny obsazený typem plochy i ; m – počet variant ploch; g_{ik} – počet mezi pixely ploch typu i a k ; p_{ij} – obvod plochy; g_{ii} – počet spojení ploch stejného typu.

4.4.3 Statistické analýzy

Rozdíly v abundanci klíšťat mezi jednotlivými variantami z hlediska biotopu a formou smíšení byly testovány v programu STATISTICA 12 (StatSoft) pomocí analýzy rozptylu (ANOVA) a Tukeyho HSD testu. V případě nesplnění normálního rozdělení data byly testována pomocí neparametrického Kruskal-Wallisova testu. Analýza hlavních komponentů (PCA) byla provedena v programu CANOCO 5 (Ter Braak, Šmilauer, 2012) pro zhodnocení vztahu mezi abundancí klíšťat (průměr za rok 2021-2023), porostními a krajinnými parametry, formou smíšení a biotopem. Data byla před analýzou zlogaritmována a standardizována. Výsledky vícerozměrné PCA analýzy byly vizualizovány ve formě ordinačního diagramu. Další část analýzy zahrnovala tvorbu grafů v programu Microsoft Excel, což umožnilo vizualizovat zjištěné vzorce a trendy přehledným způsobem. Specifický důraz byl kladen na hodnocení korelací mezi různými environmentálními parametry a početností klíšťat, čímž byl získán hlubší vhled do faktorů ovlivňujících jejich rozšíření a abundanci ve sledovaných biotopech a lesních ekosystémech. Tento přístup umožnil komplexní zhodnocení vlivu jednotlivých proměnných na distribuci klíšťat a přispěl k detailnějšímu pochopení jejich ekologie v kontextu měnících se lesních a krajinných struktur.

5 Výsledky

5.1 Produkce a struktura lesních porostů

Základní charakteristiky lesních porostů byly analyzovány na 14 měřených plochách, přičemž 7 lesních porostů (LP) a 7 okrajů lesa (OL) a 5 jehličnatých lesů (JL), 3 listnaté lesy (LL), 6 smíšených lesů (SL). Průměrná tloušťka porostu činila 29,1 cm a průměrná výška dosahovala 18,1 m. Průměrný objem středního kmene byl 0,685 m³ s celkovou porostní zásobou 266 m³.ha⁻¹. Nejnižší hodnota porostní zásoby byla naměřena na ploše ID 106 – Podolí (68 m³.ha⁻¹), zatímco nejvyšší hodnota byla zaznamenána na ploše ID 137 – Ratíškovice (402 m³.ha⁻¹). Průměrný počet stromů dosáhl 322 ks. ha⁻¹ s průměrnou kruhovou základnou 20,3 m².ha⁻¹. Počet stromů se pohyboval od 128 (ID 134 – Miroslavské Knínice) do 750 ks. ha⁻¹ (ID 16 – Dolní Lhota). Hustota porostu se vyjadřovala pomocí indexu zakmenění (SDI) v rozmezí od 0,21 do 0,58 a zápoje v rozpětí 43,3–91,2 %. **Tabulka 3** dokumentuje produkční charakteristiky 14 zkusných ploch.

Tabulka 3: Základní porostní charakteristiky lesních porostů na vybraných 14 zkusných plochách (nejvyšší hodnoty jsou zvýrazněny).

| ID plochy | 16 | 40 | 101 | 106 | 118 | 131 | 132 | 133 | 134 | 135 | 136 | 137 | 138 | 140 |
|---------------------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Výčetní tloušťka | 21 | 33 | 30 | 26 | 29 | 19 | 19 | 28 | 36 | 34 | 36 | 41 | 27 | 29 |
| Výška | 13 | 23 | 21 | 12 | 20 | 15 | 14 | 20 | 23 | 17 | 18 | 23 | 17 | 18 |
| Objem kmene | 0,23 | 1,1 | 0,7 | 0,3 | 0,6 | 0,2 | 0,2 | 0,6 | 1 | 0,9 | 1,2 | 1,6 | 0,4 | 0,6 |
| Štíhlostní kvocient | 0,6 | 0,7 | 0,7 | 0,5 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,6 | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 0,6 | 0,6 |
| Počet stromů | 750 | 288 | 272 | 224 | 192 | 336 | 352 | 416 | 128 | 288 | 304 | 256 | 368 | 336 |
| Kruhová základna | 26 | 24 | 19 | 12 | 13 | 9,7 | 9,5 | 26 | 13 | 26 | 30 | 34 | 21 | 22 |
| Zásoba porostu | 170 | 303 | 189 | 68 | 119 | 71 | 69 | 256 | 127 | 265 | 351 | 402 | 162 | 203 |
| Zkamenění (SDI) | 0,6 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,5 | 0,2 | 0,4 | 0,5 | 0,6 | 0,4 | 0,4 |
| Stupeň zápoje | 91 | 59 | 80 | 70 | 43 | 79 | 82 | 84 | 49 | 78 | 91 | 69 | 65 | 62 |

Dále byly vyčísleny základní ukazatele odrážející druhovou, strukturální a celkovou rozmanitost lesních porostů na všech 14 zkoumaných plochách. Podrobný přehled biodiverzitních ukazatelů pro vybraných 14 zkoumaných ploch je uveden v **Tabulce 4**. Rozsah počtu druhů dřevin se lišil od jednoho do devíti. S tím souvisí i

ukazatele jako druhová bohatost, druhová heterogenita a druhová vyrovnanost, přičemž sledované lesní porosty vykázaly rozsah od nízké po velmi vysokou druhovou diverzitu. Nejvyšší druhovou bohatost dosahovala plocha ID 106 – Podolí, kde byl dosažen D index 0,92. Stejně tak ukazatele vertikální struktury odhalily lesní porosty s rozpětím od velmi nízké diverzity až po porosty s téměř výběrovou strukturou. Na většině ploch byla horizontální struktura stromového patra zjištěna jako náhodná. Diferenciace v tloušťce, výšce a korunách stromů naznačila převážně nízkou až střední diverzitu porostů. Největší tloušťková (TM_d index = 0,39) diferenciace byla zaznamenána na ploše ID 137 – Ratíškovice a výšková (TM_h index = 0,36) byla zaznamenána na ploše ID 136 Velký Bojek. Pokud jde o celkovou diverzitu, nejnižší hodnoty, které poukazují na jednotvárnou strukturu porostu, byly zjištěny na ploše ID 118 – Březina, s B indexem 3,34. Naproti tomu, plocha ID 16 – Dolní Lhota se vyznačovala velmi pestrým strukturováním, což dokládá B index 9,40.

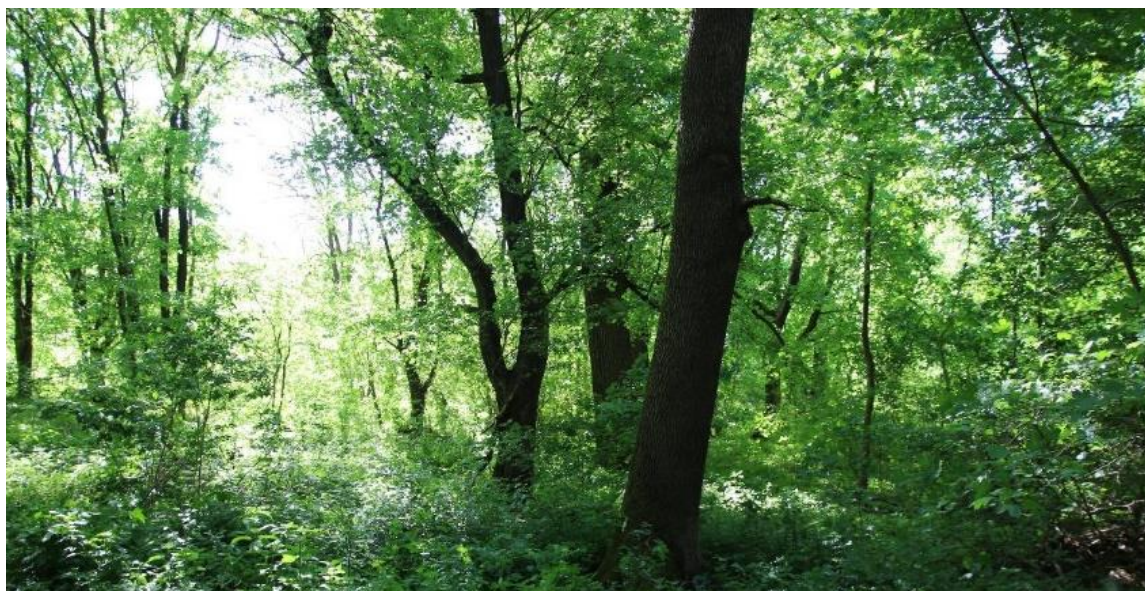
Tabulka 4: Diverzita lesních porostů na vybraných 14 zkusných plochách (nejvyšší hodnoty jsou zvýrazněny).

| ID plochy | 16 | 40 | 101 | 106 | 118 | 131 | 132 | 133 | 134 | 135 | 136 | 137 | 138 | 140 |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Druhová bohatost | 0,91 | 0,53 | 0,89 | 0,92 | 0,19 | 0,17 | 0,01 | 0,83 | 0,62 | 0,18 | 0,70 | 0,18 | 0,34 | 0,17 |
| Druhová různorodost | 0,72 | 0,41 | 0,74 | 0,67 | 0,03 | 0,16 | 0,01 | 0,53 | 0,50 | 0,28 | 0,62 | 0,09 | 0,14 | 0,11 |
| Druhová vyrovnanost | 0,85 | 0,67 | 0,95 | 0,86 | 0,10 | 0,52 | 0,01 | 0,69 | 0,83 | 0,93 | 0,88 | 0,31 | 0,29 | 0,38 |
| Agregační index | 0,77 | 0,63 | 0,75 | 0,84 | 0,69 | 0,47 | 0,49 | 0,78 | 0,96 | 0,38 | 0,65 | 0,71 | 0,50 | 0,71 |
| Arten-profil index | 0,96 | 0,63 | 0,66 | 0,65 | 0,28 | 0,46 | 0,72 | 0,61 | 0,59 | 0,72 | 0,65 | 0,32 | 0,37 | 0,50 |
| Tloušťková diferenciace | 0,33 | 0,34 | 0,36 | 0,31 | 0,29 | 0,34 | 0,31 | 0,35 | 0,29 | 0,34 | 0,33 | 0,39 | 0,24 | 0,36 |
| Výšková diferenciace | 0,31 | 0,32 | 0,19 | 0,16 | 0,15 | 0,19 | 0,19 | 0,33 | 0,28 | 0,27 | 0,36 | 0,28 | 0,15 | 0,24 |
| Korunová diferenciace | 2,23 | 1,73 | 0,51 | 0,96 | 0,61 | 1,35 | 1,42 | 1,71 | 1,01 | 1,57 | 1,40 | 1,28 | 1,14 | 1,35 |
| Celková diverzita | 9,40 | 7,68 | 6,01 | 7,19 | 3,34 | 4,77 | 4,02 | 8,09 | 5,57 | 5,23 | 7,73 | 4,76 | 4,67 | 4,73 |

5.2 Abundance klíšťat

V roce 2021 bylo na celkovém počtu 14 sledovaných lokalit objeveno 1 431 klíšťat, přičemž drtivou většinu z nich tvořilo klíště obecné s počtem 1 420 jedinců. Piják lužní

byl zaznamenán pouze na třech lokalitách s celkovým počtem devět jedinců, a klíště lužní bylo nalezeno na dvou lokalitách s dvěma jedinci. Následující rok, v roce 2022, počet nalezených klíšťat vzrostl na 1 912, což představuje nárůst o 481 jedinců oproti předchozímu roku. Z tohoto počtu tři jedince představoval piják lužní a další dvě klíště lužní, zatímco zbylých 1 907 jedinců bylo klíště obecné. Klíště obecné bylo opět zaznamenáno na všech sledovaných lokalitách, zatímco piják lužní na 2 lokalitách a klíště lužní bylo nalezeno pouze na jedné z ploch. Minulý rok 2023 počet nalezených klíšťat klesl na 801, což představuje pokles o 1 106 jedinců oproti předchozímu roku a také je to nejméně za poslední 3 roky. Z tohoto počtu deset jedinců představoval piják lužní a žádné klíště lužní, zatímco zbylých 791 jedinců bylo klíště obecné. Klíště obecné bylo opět zaznamenáno na všech sledovaných lokalitách, zatímco piják lužní na 4 lokalitách a klíště lužní na žádné z ploch. Na **Obrázku 9** je interiér porostu Velký Bojek, na této ploše byl nejvyšší výskyt Pijáka lužního ze všech lokalit.



Obrázek 9 Interiér porostu na ploše K136 – Velký Bojek, kde byl každý rok nalezen nejvyšší výskyt pijáka lužního. Autor: Vacek Zdeněk.

Tabulka 5 obsahuje záznamy o výskytu dvou druhů klíšťat – pijáka lužního a klíště lužního – na pěti lokalitách v letech 2021 až 2023. V roce 2021 byli pijáci lužní nalezeni na třech lokalitách: v Němčicích (1 samec), v Bavorech (1 samec), a ve Velkém Bojku (1 samec a 6 samic). Klíště lužní bylo toho roku nalezeno pouze v Miroslavských Knínicích (1 samice a 1 nymfa). V následujícím roce 2022 bylo zaznamenáno klíště lužní v Němčicích (1 samec) a ve Velkém Bojku (2 samci), zatímco piják lužní byl nalezen v Miroslavských Knínicích (1 samec a 1 samice) a v Ratíškovicích (1 samice). V roce 2023

byli pijáci lužní pozorováni na dvou lokalitách: v Němčicích (1 samec) a ve Velkém Bojku (1 samec a 6 samic), a klíště lužní bylo nalezeno v Ratíškovicích (1 samec).

Tabulka 5: Lokality, na kterých byl zjištěn výskyt Pijáka lužního a Klíště lužního v letech 2021-2023

| ID plochy | Název lokality | 2021 | | 2022 | | 2023 | |
|-----------|---------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|
| | | Piják lužní | Klíšť' lužní | Piják lužní | Klíšť' lužní | Piják lužní | Klíšť' lužní |
| 101 | Němčice | | 1M | | | 1M | |
| 134 | Miroslavské Knínice | 1F | 1N | | 1M 1F | | |
| 135 | Bavory | 1M | | | | 1M | |
| 136 | Velký Bojek | 1M 6F | | 2M | | 1M 6F | |
| 137 | Ratíškovice | | | 1F | | 1M | |

Vysvětlivky: M – samec, F – samice

Tabulka 5 obsahuje záznamy o výskytu dvou druhů klíšťat – pijáka lužního a klíště lužního – na pěti lokalitách v letech 2021 až 2023. V roce 2021 byli pijáci lužní nalezeni na třech lokalitách: v Němčicích (1 samec), v Bavorech (1 samec), a ve Velkém Bojku (1 samec a 6 samic). Klíště lužní bylo toho roku nalezeno pouze v Miroslavských Knínicích (1 samice a 1 nymfa). V následujícím roce 2022 bylo zaznamenáno klíště lužní v Němčicích (1 samec) a ve Velkém Bojku (2 samci), zatímco piják lužní byl nalezen v Miroslavských Knínicích (1 samec a 1 samice) a v Ratíškovicích (1 samice). V roce 2023 byli pijáci lužní pozorováni na dvou lokalitách: v Němčicích (1 samec) a ve Velkém Bojku (1 samec a 6 samic), a klíště lužní bylo nalezeno v Ratíškovicích (1 samec).

Na **Obrázku 10** je zobrazen trend rostoucí u lokalit Dolní Lhota, Podolí, Oslnovice, Křídlovky, klesající trend u lokalit Bahna, Němčice, Březina, Miroslavské Knínice, Bavory, Velký Bojek, Ratíškovice, Kobylí hlava, stabilní trend je zobrazen u lokality Šumná a Trend nejednoznačný (převažuje stoupající) je zobrazen na lokalitě Pařezovice. Na **Obrázku 10** je zobrazena abundance klíštěte obecného v letech 2021, 2022, 2023 na 14 sledovaných lokalitách. V prvním zmíněném roce bylo na 14 monitorovaných lokalitách průměrně zjištěno 102 jedinců klíštěte obecného. Nejmenší počty byly zaznamenány na lokalitě ID 136 – Velký Bojek, kde se nachází v nadmořské výšce 154 m kde bylo nalezeno 15 jedinců klíštěte, a v Beskydech na lokalitě ID 133 – Křídlovky s nadmořskou výškou 189 m, kde bylo nalezeno 32 jedinců klíštěte. Naopak největší počty klíšťat byly objeveny na lokalitě ID 16 – Dolní Lhota v nadmořské výšce 333 m, kde bylo

zaznamenáno 182 jedinců klíštěte obecného a na lokalitě ID 40 – Bahna s nadmořskou výškou 487 m, kde bylo zaznamenáno 189 jedinců klíštěte obecného.

V následujícím roce, 2022, došlo k mírnému nárůstu průměrného počtu klíšťat na 136 jedinců na lokalitu. Nejnižší počet klíšťat byl opět zaznamenán na lokalitě ID 133 – Křídľůvky s 28 jedinci a na lokalitě ID 118 – Březina také s 28 jedinci. Nejvýraznější zvýšení abundance bylo zjištěno na lokalitě ID 140 – Pařezovice v nadmořské výšce 337 m, kde bylo nalezeno 366 jedinců klíštěte obecného, přičemž většinu z nich tvořily nymfy (74 %). V porovnání s předchozím rokem byl zaznamenán vzestup v počtu klíšťat na 9 lokalitách, zatímco na 4 lokalitách byl počet klíšťat nižší a na 1 z lokalit byl počet klíšťat stejný.

V minulém roce, 2023, došlo k poměrně velkému poklesu průměrného počtu klíšťat na 57 jedinců na lokalitu. Nejnižší počet klíšťat byl stejně jako v roce 2021 zaznamenán na lokalitě ID 136 – Velký Bojek s 8 jedinci a na lokalitě ID 134 – Miroslavské Knínice s 13 jedinci. Nejvýraznější zvýšení abundance bylo zjištěno na lokalitě ID 106 – Podolí v nadmořské výšce 300 m, kde bylo nalezeno 168 jedinců klíštěte obecného, přičemž nejvíce z nich tvořily nymfy (54,7 %). V porovnání s předchozím rokem byl zaznamenán vzestup v počtu klíšťat na 3 lokalitách, zatímco na 11 lokalitách byl počet klíšťat nižší.

Obrázek 10: Abundance klíštěte obecného na 14 zkusných plochách v roce 2021, 2022 a 2023.

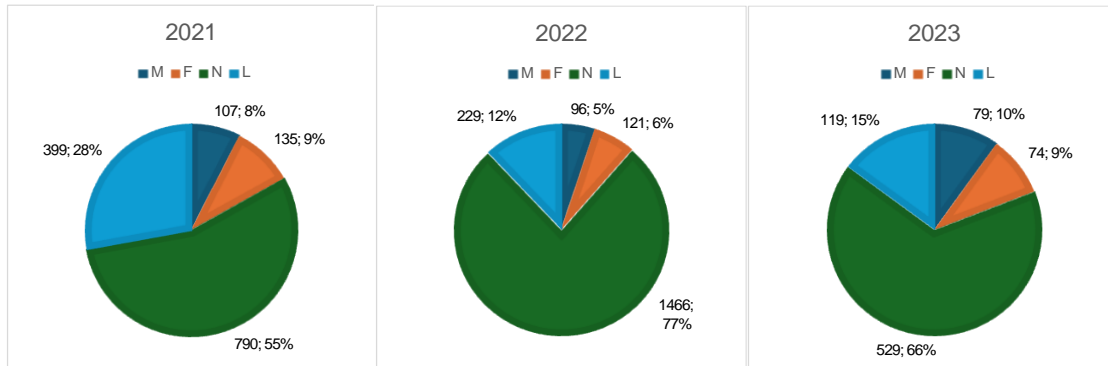


Obrázek 11 demonstruje rozdělení klíštěte obecného podle vývojového stadia a pohlaví na všech 14 monitorovaných lokalitách během let 2021, 2022 a 2023. V prvním z uvedených let, tedy 2021, bylo z celkového počtu 1431 jedinců klíštěte obecného zjištěno

28 % larev (399 jedinců), 55 % nymf (790 jedinců) a 16 % dospělých klíšťat (242 jedinců). Poměr mezi samci a samicemi dospělých jedinců byl takový, že samců bylo méně než samic, přičemž bylo zaznamenáno 107 samců (7 %) a 135 samic (9 %).

Následující rok, 2022, přinesl celkový počet 1 912 jedinců klíštěte obecného, mezi nimiž bylo 12 % larev (229 jedinců), 77 % nymf (1466 jedinců) a 11 % dospělých jedinců (217 jedinců). Stejně jako v předchozím roce bylo zastoupení samců menší než zastoupení samic, s počtem 96 samců (5 %) a 121 samic (6 %).

V minulém roce, tedy 2023, bylo z celkového počtu 801 jedinců klíště obecného zjištěno 15 % larev (119 jedinců), 66 % nymf (529 jedinců) a 19 % dospělých klíšťat (153 jedinců). Zastoupení dospělých jedinců samců bylo větší než zastoupení samic naopak oproti roku 2021 a 2022 přičemž bylo zaznamenáno 79 samců (10 %) a 74 samic (9 %). Meziroční srovnání roku 2021 a 2022 ukázalo na pokles podílu larev o 16 % ve prospěch nymf, jejichž podíl se zvýšil o 22 %. Pokud, ale porovnáme rok 2022 a 2023 můžeme, ale vidět že naopak podíl larev se zvýšil o 3 % a podíl nymf se snížil o 11 %. U roku 2021 a 2023 je pokles podílu larev o 13 % a zvýšení podílu larev o 11 %. Data o počtu vývojových stádií (M, F, N, L) za roky 2021-20233 jsou vyobrazena v **Tabulce 6**.



Obrázek 11: Zastoupení klíštěte obecného dle vývojového stádia a pohlaví na všech 14 zkusných plochách v roce 2021, 2022 a 2023.

Tabulka 6: Dynamika populací klíšťat *Ixodes* v lesních ekosystémech podle ID plochy a vývojových stádií v letech 2021-2023.

| ID plochy | 2021 | | | | | 2022 | | | | | 2023 | | | | |
|-----------|---------------|----|----|-----|-----|---------------|----|----|-----|----|---------------|----|----|-----|----|
| | <i>Ixodes</i> | M | F | N | L | <i>Ixodes</i> | M | F | N | L | <i>Ixodes</i> | M | F | N | L |
| 16 | 182 | 3 | 1 | 158 | 20 | 193 | 5 | 3 | 168 | 17 | 18 | 6 | 4 | 8 | 0 |
| 40 | 189 | 11 | 14 | 64 | 100 | 167 | 3 | 1 | 125 | 38 | 52 | 18 | 17 | 17 | 0 |
| 101 | 86 | 22 | 20 | 38 | 6 | 110 | 5 | 15 | 85 | 5 | 23 | 5 | 1 | 17 | 0 |
| 106 | 124 | 19 | 20 | 58 | 27 | 153 | 3 | 3 | 98 | 49 | 168 | 11 | 14 | 92 | 51 |
| 118 | 124 | 9 | 15 | 57 | 43 | 28 | 3 | 0 | 22 | 3 | 30 | 5 | 2 | 23 | 0 |
| 131 | 104 | 2 | 5 | 71 | 26 | 116 | 3 | 7 | 106 | 0 | 136 | 3 | 8 | 117 | 8 |
| 132 | 82 | 6 | 7 | 30 | 39 | 180 | 3 | 9 | 135 | 33 | 167 | 7 | 8 | 109 | 43 |
| 133 | 32 | 0 | 23 | 4 | 5 | 28 | 8 | 3 | 16 | 1 | 38 | 5 | 1 | 32 | 0 |
| 134 | 107 | 2 | 5 | 84 | 16 | 58 | 3 | 4 | 27 | 24 | 13 | 0 | 0 | 13 | 0 |
| 135 | 95 | 6 | 3 | 86 | 0 | 218 | 1 | 16 | 188 | 13 | 87 | 3 | 5 | 79 | 0 |
| 136 | 15 | 4 | 1 | 10 | 0 | 46 | 1 | 1 | 44 | 0 | 8 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| 137 | 73 | 14 | 10 | 36 | 13 | 70 | 2 | 4 | 54 | 10 | 26 | 10 | 4 | 7 | 5 |
| 138 | 87 | 3 | 3 | 16 | 65 | 179 | 24 | 26 | 126 | 3 | 17 | 1 | 0 | 6 | 10 |
| 140 | 131 | 6 | 8 | 78 | 39 | 366 | 32 | 29 | 272 | 33 | 18 | 1 | 6 | 9 | 2 |

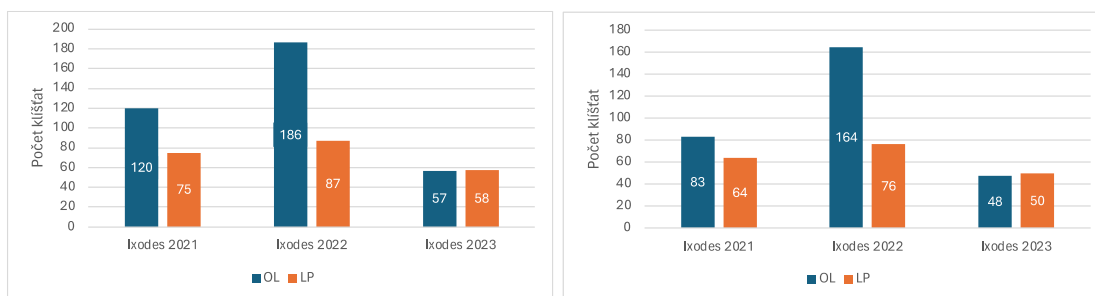
Vysvětlivky: M – samec, F – samice, N – nymfa, L – larva.

5.3 Vliv porostních parametrů na přítomnost klíštěte obecného

Data na **Obrázku 12** ukazují počty klíšťat ve všech vývojových stádiích i konkrétně u dospělců a nymf v závislosti na typu biotopu v lesních ekosystémech během let 2021 až 2023. V prvním grafu je zobrazen výskyt všech vývojových stádií klíšťat, kde okraje lesa (OL) ukazují vysoký nárůst s 120 klíšťaty v roce 2021 až na 186 klíšťat v roce 2022, následovaný poklesem na 57 v roce 2023. Lesní porosty (LP) vykazují mírnější nárůst z 75 klíšťat v roce 2021 na 87 v roce 2022 a pak pokles na 58 v roce 2023. Druhý graf ukazuje počty dospělců a nymf, kde opět OL vykazují vyšší počty s nárůstem z 83 v roce 2021 na 164 v roce 2022 a následným poklesem na 48 v roce 2023. LP mají konzistentnější trend s 64 klíšťaty v roce 2021, 76 v roce 2022 a 50 v roce 2023.

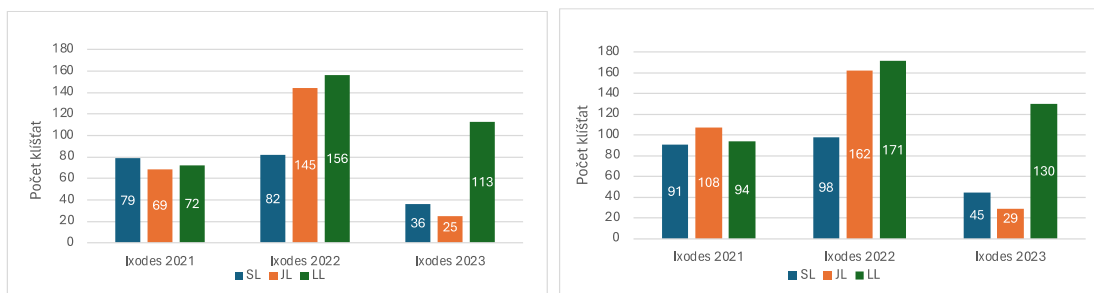
Grafy podporují vizuální data, poskytují přesné číselné hodnoty, a ilustrují změny v počtu klíšťat během zkoumaných let. Z těchto pozorování lze usuzovat, že okraj lesa je biotop s větší variabilitou a výraznými výkyvy v počtu klíšťat, zatímco lesní porosty vykazují menší variabilitu a stálejší počty klíšťat. Výsledky tak naznačují, že různé biotopy ovlivňují početnost klíšťat různými způsoby, s výrazným vlivem na dospělé a

nymfy ve srovnání s celkovou populací klíšťat ve všech vývojových stádiích. Okraje lesa se jeví jako zvláště vhodné pro klíšťata, zatímco lesní porosty jsou pro klíšťata méně atraktivní.



Obrázek 12: Výskyt klíšťat obecného v závislosti na biotopu lesních ekosystémů na 14 monitorovaných plochách v roce 2021, 2022 a 2023 pro všechna vývojová stádia (vlevo) a pro dospělé a nymfy (vpravo).

Analýza dat na **Obrázku 13** naznačuje, že celková početnost klíšťat v letech 2021 až 2023 vykazuje různé trendy v závislosti na druhovém složení lesů. Přestože meziročně došlo k určitým změnám, nejnižší počty klíšťat byly konzistentně zaznamenány ve smíšených lesích, zatímco nejvyšší počty byly ve stejném období zjištěny v jehličnatých a listnatých lesích. V roce 2021 se průměrná početnost klíšťat ve smíšených lesích pohybovala kolem 91 jedinců, což bylo méně než v jehličnatých a listnatých lesích s 108 a 94 jedinci. V roce 2022 došlo k nárůstu v jehličnatých a listnatých lesích na 162 a 171 jedinců, zatímco ve smíšených lesích byl zaznamenán pokles na 98 jedinců. V roce 2023 pokračoval tento vzorec, kdy ve smíšených lesích byl počet klíšťat nižší (130 jedinců) ve srovnání s jehličnatými a listnatými lesy, kde byly hodnoty 45 a 29 jedinců. Tato data odhalují, že druhové složení lesů má vliv na populaci klíšťat, přičemž největší kolísání populace je patrné v jehličnatých a listnatých lesích.



Obrázek 13: Výskyt klíšťat v závislosti na druhovém smíšení lesních ekosystémů na 14 monitorovaných plochách v roce 2021, 2022 a 2023 pro všechny vývojová stadia (vpravo) a pro dospělce a nymfy (vlevo).

Podle informací z korelační matice ukazatelů lesních porostů (**Tabulka 7**) je zřejmé, že výška lesa má statisticky významný negativní dopad na počet klíšťat ($p < 0,05$). Další proměnné spojené s produkcí a strukturou lesa neukázaly statisticky významný vliv na počty klíšťat.

Zajímavé je také pozorování, že objem středního kmene má, i když nesignifikantně, negativní vliv na abundanci klíšťat. To může naznačovat, že lesy s většími a zdravějšími stromy nemusí být pro klíšťata tak příznivé. Naopak, se zvyšující se vertikální diverzitou porostu se zdá, že se zvyšuje pravděpodobnost výskytu klíšťat, což by mohlo být vysvětleno větší dostupností mikrohabitatu a různorodostí hostitelských druhů v těchto lesích.

Tabulka 7: Korelační matice vybraných proměnných parametrů lesních porostů (horní řada – produkce, spodní řada – diverzita) a početnosti klíštěte obecného; signifikantní hodnoty ($p < 0,05$) jsou označeny.

| | Všechna vývojová stádia | Dospělci a nymfy | | Všechna vývojová stádia | Dospělci a nymfy |
|------------------|-------------------------|------------------|--------------------------|-------------------------|------------------|
| Výčetní tloušťka | -0,47 | -0,47 | Druhá bohatost | -0,23 | -0,26 |
| Výška | -0,51 | -0,54 | Druhá vyrovnanost | -0,05 | 0,00 |
| Objem kmene | -0,48 | -0,49 | Druhá různorodost | -0,15 | -0,16 |
| Počet stromů | 0,26 | 0,32 | Agregační index | -0,30 | -0,35 |
| Kruhová základna | -0,27 | -0,22 | Arten-profil index | 0,35 | 0,36 |
| Zásoba porostu | -0,37 | -0,35 | Tloušťková diferenciacie | 0,04 | 0,13 |
| Zakmenení (SDI) | -0,16 | -0,09 | Výšková diferenciacie | -0,26 | -0,25 |
| Stupeň zápoje | 0,04 | 0,10 | Celková diverzita | -0,03 | -0,07 |

5.4 Vliv krajinných parametrů na přítomnost klíštěte obecného

Z poskytnuté korelační matice pro různé krajinné indexy (**Tabulka 8**) vyplývá, že rozdílné aspekty krajiny mají odlišný vliv na početnost klíšťat ve všech vývojových stádiích a konkrétně na dospělé a nymfy. Pro všechna vývojová stádia klíšťat je nejvýznamnější pozitivní korelace s indexem PD (0,42), což naznačuje, že s rostoucí rozmanitostí krajinných prvků stoupá i početnost klíšťat. Naopak nejvyšší negativní korelace je vidět u průměrné velikosti plochy (AREA_MN; -0,42) a u indexu CONTAG (-0,34), což implikuje, že větší a více spojené plochy mají tendenci podporovat nižší výskyt klíšťat.

Když se zaměříme specificky na dospělé a nymfy, je patrný ještě silnější vztah s PD (0,52), což je indikace, že rozmanitost prvků krajiny je ještě důležitější pro tuto skupinu klíšťat. Stejně jako u všech vývojových stádií, i zde je AREA_MN negativně korelován s početností klíšťat (-0,48), což naznačuje stejný trend: větší a spojenější plochy vedou k nižšímu výskytu klíšťat. Index CONTAG má rovněž negativní korelaci (-0,37), což ukazuje, že klíšťata dospělců a nymf se méně často vyskytují v oblastech s vysokou mírou intersperze a disperze.

Tyto údaje ukazují, že rozmanitost a fragmentace krajiny mohou mít významný dopad na ekologii klíšťat. Zvýšená heterogenita krajiny, označená vyššími hodnotami PD, se zdá být spojena s vyšší abundancí klíšťat, zatímco větší a homogennější plochy, které jsou označeny nižšími hodnotami AREA_MN a vyššími hodnotami CONTAG, mají negativní vliv na početnost klíšťat. Tato zjištění mohou pomoci při vytváření strategií pro správu a plánování krajiny s ohledem na kontrolu a řízení populace klíšťat.

Tabulka 8: Korelační matice vybraných proměnných krajinných parametrů prostředí (lesní porosty vs. nelesní pozemky a početnosti klíštěte obecného).

| | Všechna vývojová stádia | Dospělci a nymfy | | Všechna vývojová stádia | Dospělci a nymfy |
|---------|-------------------------|------------------|----------|-------------------------|------------------|
| PD | 0,42 | 0,52 | PARA_MN | 0,16 | 0,21 |
| LPI | -0,07 | -0,07 | CONTAG | -0,34 | -0,37 |
| ED | 0,35 | 0,41 | COHESION | -0,23 | -0,31 |
| LSI | 0,35 | 0,41 | MESH | -0,09 | -0,13 |
| AREA_MN | -0,42 | -0,48 | AI | -0,34 | -0,41 |

Vysvětlivky: PD – hustota ploch, LPI – index největší plochy, ED – hustota ekotonu, LSI – index tvaru ploch, AREA_MN – průměrná plocha krajinného prvku, CONTAG – index shlukovitosti, COHESION – index soudržnosti ploch, MESH – efektivní velikost okna, AI – agregační index.

5.5 Interakce mezi abundancí klíšťat a porostními a krajinnými parametry

Výsledky PCA vyjadřující vztah mezi abundancí klíštěte obecného, pijáka lužního a klíště lužního (průměr za rok 2021-2023), porostními a krajinnými parametry, formou smíšení a biotopem na výzkumných plochách jsou prezentovány formou ordinačního diagramu na **Obrázku 14**. První ordinační osa prezentuje 30,4 %, první dvě osy 53,1 % a čtyři osy dohromady vysvětlují 76,8 % variability dat. Osa y představuje výčetní tloušťku, objem středního kmene v porostu a abundanci klíštěte obecného. Osa x prezentuje celkovou diverzitu porostu a krajinné parametry indexu největších ploch (LPI) a efektivní velikost oka (MESH). Nejmenší vysvětlující proměnou v diagramu je vzdálenost od obydlí a horizontální struktura porostu. Z diagramu vyplývá, že abundance klíštěte obecného je v dané oblasti nížin pozitivně korelována s nadmořskou výškou a negativně s výčetní tloušťkou, výškou a objemem středního kmene porostu. S rostoucí početností klíštěte obecného klesá pravděpodobnost výskytu jiných druhů klíšťat.

6 Diskuze

Bakalářská práce se zabývá vlivem struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě. Výsledky této studie ukazují, že struktura lesa má zásadní význam pro ekosystémovou biodiverzitu klíšťat, což potvrzují dřívější studie (Estrada-Peña 2001; Daniel et al. 2003). Bylo zjištěno, že lesy s vyšší biodiverzitou a heterogennější strukturou podporují větší druhovou diverzitu klíšťat, což je v souladu s teorií diluce hostitele (Ostfeld, Keesing, 2000) a prací Vacek et al. (2022), která zdůrazňuje, jak rozmanitost habitatů přispívá k rozmanitosti druhů.

Okraj lesa se v porovnání s lesním porostem jeví jako více atraktivní pro klíšťata, byly v něm však zaznamenány vysoké výkyvy jejich počtu. Toto zjištění je v souladu s výsledky, ke kterým dospěli například Bertrand, Wilson (1996), kteří zjistili, že hlavním faktorem ovlivňujících hustotu a aktivitu klíšťat je klimatická situace. Klíšťata jsou velmi citlivá na vysychání, které bývá vyšší na otevřených plochách (Bertrand, Wilson 1996; Lindström, Jaenson, 2003). Důvod vyšší početnosti klíšťat na okraji lesa může být dán i vyšším výskytem hostitelů (Tkadlec et al. 2018). Zvěř i ostatní živočichové, jako například hlodavci, s oblibou využívají okraje lesa z důvodu bohatší vegetace (Boyard et al. 2008).

Primární vliv druhové struktury lesního porostu na výskyt klíštěte je nejednoznačný. Dle dříve provedených výzkumů (např. Tack et al. 2012, Vacek et al. 2022) se listnaté lesy považovaly za ideální stanoviště pro klíště obecné, protože dokáží častěji poskytnout vlhké mikroklima, které je důležité z hlediska fyziologických potřeb klíšťat. Důležité je také bohaté křovinné a bylinné patro (Smrž 2015). Vacek et al. (2022) uvádí pro smíšené porosty nejméně početné populace klíštěte obecného v porovnání s listnatými a jehličnatými porosty. Dle dat sesbíraných v roce 2023 této nelze vyvodit žádné větší závěry co se týče druhové struktury lesního porostu. To ale potvrzuje, že na abundanci klíšťat má vliv mnohem více podmínek a jen druhová struktura lesního porostu není dostačující rozhodující faktor. V této studii za rok 2023 bylo nejvíce klíšťat sesbíráno na lokalitě ve smíšeném lese a nejméně také ve smíšeném lese. Výskyt pijáka lužního byl nejvyšší ve smíšených lesích. V této studii byly ve smíšených lesích ale zároveň zaznamenávány nejnižší kolísání populace v rámci jednotlivých let.

Výsledky této studie naznačují, že s rostoucí nadmořskou výškou dochází k růstu početnosti klíšťat, tyto výsledky jsou však výrazně ovlivněny tím, že výzkum probíhal pouze v nížinách a ve středních polohách. V porovnání s nížinami, které bývají na Moravě

extrémně suché a nepříznivé pro klíšťata, panují ve středních polohách vhodnější podmínky, tyto výsledky jsou tedy shodné s výsledky Daniela et al. (2003), který došel k zjištění, že teplota a vlhkost jsou klíčové faktory ovlivňující rozšíření klíšťat. Kott et al. (2015) zároveň uvádějí, že se klíšťata spíše vyhýbají regionům s výrazně suchým a teplým létem. V důsledku změn klimatu dochází navíc v posledních desetiletích k posunu klíšťat do vyšších nadmořských výšek (Vacek et al. 2021).

V kontextu globálního oteplování může být toto zjištění zásadní pro predikci budoucích změn v distribuci klíšťat. Podle IPCC (2007) bude oteplování klimatu pokračovat, což může vést k posunům v areálu klíšťat do vyšších nadmořských výšek, zvyšuje se tak potenciální riziko přenosu onemocnění do nových oblastí, důležitou roli však může hrát i množství hostitelů.

Byla zaznamenána významná pozitivní korelace početnosti klíšťat s rostoucí rozmanitostí krajinných prvků ($PD = 0,42$). Více rozmanitá a mozaikovitá krajina totiž zároveň poskytuje vyšší početnost hostitelů i jejich druhovou rozmanitost zejména malých a středních savců, kteří jsou významnými hostiteli larev a nymf a pomáhají tím k lepšímu udržování enzootického cyklu (Wilson et al. 1986, Battaly, Fish 1993)

Z hlediska zastoupení jednotlivých vývojových stádií byly vždy nejvíce zastoupeny larvy (56 % v roce 2021 až 77 % v roce 2022) dále pak nymfy (12 % v roce 2022 až 26 % v roce 2021) a dospělci (11 % v roce 2022 až 19 % v roce 2023). V dospělci byl vždy vyšší počet samců než samic. K velmi podobným výsledkům došli i Vacek et al. (2022) kteří také zaznamenali nejvyšší početnost larev (57–64 %), dále pak nymf (22–31 %) a poté dospělců (12–14 %). Ve svém výzkumu však zjistili vyrovnaný poměr pohlaví dospělců.

Tato studie přináší poměrně cenné poznatky, je však omezena svou geografickou lokací a zaměřením na specifické lesní ekosystémy. Další výzkumy by měly rozšířit tuto analýzu na další typy ekosystémů a zahrnout další biotické a abiotické faktory, jako je přítomnost hostitelských populací a vlhkost půdy. Touto problematikou se již zabývali např. Ehrmann et al. (2017), kteří došli k závěru, že krajina a zejména kvalita stanovišť převyšuje vliv makroklimatu na početnost klíšťat. Tento výzkum ale také probíhal na relativně podobných typech stanovišť.

Výsledky této práce zdůrazňují klíčovou roli správy lesů v boji proti nemocem přenášeným klíšťaty. Přístupy zaměřené na podporu biodiverzity a zachování přirozené struktury lesů se ukázaly jako účinné v minimalizaci rizika šíření patogenů prostřednictvím klíšťat (Ostfeld, Keesing, 2000). Implementace těchto strategií si

vyžaduje komplexní spolupráci mezi ekologickými odborníky, pracovníky v oblasti lesnictví a specialisty na prevenci zdravotních rizik. Je zásadní, aby se společně vypracovaly udržitelné postupy správy lesů, které nejenže chrání biodiverzitu, ale zároveň snižují rizika pro zdraví člověka.

7 Závěr

Cílem bakalářské práce na téma "Vliv struktury lesa na diverzitu a abundanci klíšťat na jižní Moravě" bylo prozkoumat, jak různé aspekty struktury lesního ekosystému ovlivňují rozmanitost a početnost klíšťat, která představují významná zdravotní rizika pro člověka i zvířata. Výzkum byl motivován potřebou hlouběji porozumět dynamice klíšťat v přírodním prostředí a identifikovat faktory, které mohou přispět k jejich regulaci a snížení rizika přenosu infekčních onemocnění.

Analýza dat shromážděných během terénního výzkumu potvrdila hypotézu, že struktura lesa má zásadní vliv na diverzitu a abundanci klíšťat. Zjištění naznačují, že heterogenní lesní ekosystémy s vyšší biodiverzitou podporují větší druhovou rozmanitost klíšťat. V lesích s převahou listnatých stromů byla pozorována také vyšší početnost klíšťat ve srovnání s jehličnatými lesy. Tato studie přispívá k lepšímu porozumění ekologických faktorů ovlivňujících populaci klíšťat a poskytuje důležité informace pro vytváření efektivních strategií lesního managementu a veřejného zdraví.

Tato zjištění ukazují na složitost vztahů mezi strukturou lesa a populacemi klíšťat a zdůrazňují potřebu dalšího výzkumu v této oblasti. Vzhledem k rostoucímu riziku klíšťových onemocnění je důležité pochopit, jak různé aspekty lesního hospodářství mohou ovlivnit distribuci a početnost klíšťat, aby bylo možné navrhnout účinné strategie pro jejich management a kontrolu.

Další výzkumy by měly být směřovány na prozkoumávání vlivu dalších abiotických a biotických faktorů na populaci klíšťat a hledání nových přístupů k předcházení šíření klíšťových onemocnění.

Tato práce zároveň pomáhá s výzkumem pro smart aplikaci Klíšťapka, která může být jedním z efektivních ochranných opatření proti klíšťatům.

8 Seznam použitých zdrojů

ABUHAMMOUR, W., 2018. Overview of Parasitic Infections. [online]. Dostupné z: <https://emedicine.medscape.com/article/235839-overview?form=fpf>. [cit. 2024-03-17]

ALLAN, B.F.; KEESING, F.; OSTFELD, R.S., 2003. Effect of Forest Fragmentation on Lyme Disease Risk. Online. Conservation Biology. Roč. 17, č. 1, s. 267-272. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01260.x>. [cit. 2024-03-06].

ALLEN, C. D., MACALADY, A. K., CHENCHOUNI, H., BACHELET, D., MCDOWELL, N., VENNETIER, M., KITZBERGER, T., RIGLING, A., BRESHEARS, D. D., HOGG, E. H., GONZALES, P., FENSHAM, R., ZHANG, Z., CASTRO, J., DEMIDOVA, N., JLIM, H., ALLARD, G., RUNNING, S. W., SEMERCI, A., COBY, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management, 259: 660–684.

AYRES, M.P.; LOMBARDERO, M.J., 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. Online. Science of The Total Environment. Roč. 262, č. 3, s. 263-286. ISSN 00489697. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00528-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00528-3). [cit. 2024-03-18].

BARBOUR, A.G.; FISH, D., 1993. The Biological and Social Phenomenon of Lyme Disease. Science [online]. 1993-06-11, 260(5114), 1610-1616. ISSN 0036-8075. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.8503006>. [cit. 2024-02-21].

BARTŮNĚK, P., BOJAR, M., CALDA, P., DIBLÍK, P., HERCOGOVÁ, J., HONZA, J., HULÍNSKÁ, D., JANKOVSKÁ, D., PÍCHA, D., VALEŠOVÁ, M., 2013. Lymeská Borelióza. 4. Praha: Grada, 157 s. ISBN 978-80-247-4355-4.

7BATTALY, G.R.; FISH, D., 1993. Relative Importance of Bird Species as Hosts for Immature Ixodes dammini (Acari: Ixodidae) in a Suburban Residential Landscape of Southern New York State. Online. Journal of Medical Entomology. 1993-07-01, roč. 30, č. 4, s. 740-747. ISSN 1938-2928. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/jmedent/30.4.740>. [cit. 2024-03-18].

BEDNÁŘ, M., 1996. Lékařská mikrobiologie: bakteriologie, virologie, parazitologie. 1. Praha: Marvil. ISBN 80-238-0297-6.

BEGOVIĆ, L.; GALIĆ, V.; ABIČIĆ, I.; LONČARIĆ, Z.; LALIĆ, A. et al., 2020. Implications of intra-seasonal climate variations on chlorophyll a fluorescence and biomass in winter barley breeding program. Online. *Photosynthetica*. 2020-9-4, roč. 58, č. 4, s. 995-1008. ISSN 03003604. Dostupné z: <https://doi.org/10.32615/ps.2020.053>. [cit. 2024-03-22]

BELLMANN, H., 2003. Pavoukovci a další bezobratlí. Zoologická encyklopedie. V Praze: Knižní klub. ISBN 80-242-1114-9.

BERAN, F., 2018. Introdukované dřeviny v lesním hospodářství ČR— přehled., in: PODRÁZSKÝ, V., VACEK, Z. (Eds.), Introdukované Dřeviny Jako Součást Českého Lesnictví. Česká lesnická společnost, s. 7–16.

BERAN, J., 2006. Očkování: otázky a odpovědi. Praha: Galén. ISBN 80-726-2380-X.

BERTRAND, M.R.; WILSON, M.L., 1996. Microclimate-Dependent Survival of Unfed Adult *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae) in Nature. Online. *Journal of Medical Entomology*. 1996-07-01, vol. 33, no. 4, p. 619-627. ISSN 1938-2928. Available from: <https://doi.org/10.1093/jmedent/33.4.619>. [cited 2024-04-05].

BIEDRZYCKA, A.; SOLARZ, W.; OKARMA, H., 2012. Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. Online. *Journal of Mammalogy*. 2012-10-19, roč. 93, č. 5, s. 1331-1341. ISSN 0022-2372. Dostupné z: <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-022.1>. [cit. 2024-03-18].

BOGOVIC, P., 2015. Tick-borne encephalitis: A review of epidemiology, clinical characteristics, and management. Online. *World Journal of Clinical Cases*. Roč. 3, č. 5. ISSN 2307-8960. Dostupné z: <https://doi.org/10.12998/wjcc.v3.i5.430>. [cit. 2024-04-04].

BOJARSKA, K.; KUREK, K.; ŚNIEŻKO, S.; WIERZBOWSKA, I.; KRÓL, W. et al., 2020. Winter severity and anthropogenic factors affect spatial behaviour of red deer in the Carpathians. Online. *Mammal Research*. Roč. 65, č. 4, s. 815-823. ISSN 2199-2401. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00520-z>. [cit. 2024-03-13].

BOLTE, A.; AMMER, C.; LÖF, M.; MADSEN, P.; NABUURS, G.-J. et al., 2009. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. Online. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 2009-11-30, roč. 24, č. 6, s. 473-482. ISSN 0282-7581. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/02827580903418224>. [cit. 2024-03-22].

BOSELA, M.; TUMAJER, J.; CIENCIALA, E.; DOBOR, L.; KULLA, L. et al., 2021. Climate warming induced synchronous growth decline in Norway spruce populations across biogeographical gradients since 2000. Online. *Science of The Total Environment*. Roč. 752. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141794>. [cit. 2024-03-18].

BOWMAN, A. S.; NUTTALL, P. A. (Eds.). (2008): *Ticks: Biology, Disease and Control*. Cambridge University Press.

BOYARD, C.; VOUREC'H, G.; BARNOUIN, J., 2008. The relationships between *Ixodes ricinus* and small mammal species at the woodland–pasture interface. Online. *Experimental and Applied Acarology*. Vol. 44, No. 1, pp. 61-76. ISSN 0168-8162. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10493-008-9132-3>. [cited 2024-04-05].

BRAKS, M.; MANCINI, G.; GOFFREDO, M., 2017. Risk of vector-borne diseases for the EU: Entomological aspects – Part 1. EFSA Supporting Publications [online]. 2017, 14(2). ISSN 23978325. Dostupné z: <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2017.EN-1173>. [cit. 2024-02-20].

BROWNSTEIN, J.S.; SKELLY, D.K.; HOLFORD, T.R.; FISH, D., 2005. Forest fragmentation predicts local scale heterogeneity of Lyme disease risk. Online. *Oecologia*. Roč. 146, č. 3, s. 469-475. ISSN 0029-8549. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0251-9>. [cit. 2024-03-06].

BRUNDU, G.; PAUCHAR, A.; PYŠEK, P.; PERGL, J.; BINDEWALD, A.M. et al., 2020. Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. Online. *NeoBiota*. 2020-10-08, roč. 61, s. 65-116. ISSN 1314-2488. Dostupné z: <https://doi.org/10.3897/neobiota.61.58380>. [cit. 2024-03-17].

BÜCHEL, K.; BENDIN, J.; GHARBI, A.; RAHLENBECK, S.; DAUTEL, H., 2015. Repellent efficacy of DEET, Icaridin, and EBAAP against *Ixodes ricinus* and *Ixodes scapularis* nymphs (Acari, Ixodidae). Online. *Ticks and Tick-borne Diseases*. Roč. 6, č. 4, s. 494-498. ISSN 1877959X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2015.03.019>. [cit. 2024-04-04].

BURGDORFER, W.; BARBOUR, A.G.; HAYES, S.F.; BENACH, J.L.; GRUNWALDT, E.; DAVIS, J.P. Lyme Disease—a Tick-Borne Spirochetosis? *Science* [online]. 1982, 216(4552), 1317-1319. ISSN 0036-8075. Dostupné z: <https://doi.org/10.3897/10.1126/science.7043737>. [cit. 2024-02-21].

CARPIO, A.J.; APOLLONIO, M.; ACEVEDO, P., 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. Online. *Mammal Review*. Roč. 51, č. 1, s. 95-108. ISSN 0305-1838. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/mam.12221>. [cit. 2024-03-18].

CASTRO-DÍEZ, P.; VAZ, A.S.; SILVA, J.S.; VAN LOO, M.; ALONSO, Á. et al., 2019. Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. Online. *Biological Reviews*. Roč. 94, č. 4, s. 1477-1501. ISSN 1464-7931. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/brv.12511>. [cit. 2024-03-17].

CLARK, P.J., EVANS, F.C., 1954: Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35: 445-453.

COTTÉ, V.; BONNET, S.; LE RHUN, D.; LE NAOUR, E.; CHAUVIN, A. et al., 2008. Emerging Infectious Diseases. Roč. 14, č. 7. ISSN 1080-6040. Dostupné z: <https://doi.org/10.3201/eid1407.071110>. [cit. 2024-03-06].

CROOKSTON, N.L.; STAGE, A.R., 1999. Percent canopy cover and stand structure statistics from the Forest Vegetation Simulator. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-24. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 11 p.

CUKOR, J.; VACEK, Z.; LINDA, R.; VACEK, S.; MARADA, P. et al., 2019. Effects of Bark Stripping on Timber Production and Structure of Norway Spruce Forests in Relation to Climatic Factors. Online. Forests. Roč. 10, č. 4. ISSN 1999-4907. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/f10040320>. [cit. 2024-03-18].

CUKOR, J.; VACEK, Z.; LINDA, R.; VACEK, S.; ŠIMŮNEK, V. et al., 2022. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) demonstrates a high resistance against bark stripping damage. Online. Forest Ecology and Management. Roč. 513. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120182>. [cit. 2024-03-18].

ČERNÝ, V., 1972. The tick fauna of Czechoslovakia. Folia Parasitologica, vol. 19, iss. 1, p. 87-92.

ČHMÚ, 2018. Předpověď aktivity klíšťat [online]. Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ), 2018. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz/>.

DANĚK, O.; HRAZDILOVÁ, K.; KOZDERKOVÁ, D.; JIRKŮ, D.; MODRÝ, D., 2022. The distribution of *Dermacentor reticulatus* in the Czech Republic re-assessed: citizen science approach to understanding the current distribution of the *Babesia canis* vector [online]. 2022, 15(1). ISSN 1756-3305. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/s13071-022-05242-6>. [cit. 2024-02-19].

DANIEL, M., 1971. Řád: Roztoči – Acari. In: DANIEL, M.; ČERNÝ, V. (eds), Klíč zvířeny ČSSR IV. Praha: ČSAV.

DANIEL, M.; ČERNÝ, V.; ALBRECHT, V.; HONZÁKOVÁ, E., 1988. Mikroklima v různé nadmořské výšce Krkonoš a jeho vliv na existenci klíštěte *Ixodes ricinus* (L.). Opera Corcontica. Roč. 25, s. 76–110.

DANIEL, M.; DANIELOVÁ, V.; KRÍŽ, B.; JIRSA, A.; NOŽIČKA, J., 2003. Shift of the Tick *Ixodes ricinus* and Tick-Borne Encephalitis to Higher Altitudes in Central Europe. Online. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*. Roč. 22, č. 5, s. 327-328. ISSN 0934-9723. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10096-003-0918-2>. [cit. 2024-03-13].

DANIEL, M.; KOLÁR, J.; ZEMAN, P.; PAVELKA, K.; SÁDLO, J., 1998. Predictive map of *Ixodes ricinus* high-incidence habitats and a tick-borne encephalitis risk assessment using satellite data. Online. *Experimental and Applied Acarology*. Roč. 22, č. 7, s. 417-433. ISSN 01688162. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1006030827216>. [cit. 2024-03-13].

DANIEL, M.; MALÝ, M.; DANIELOVÁ, V.; KRÍŽ, B.; NUTTALL, P., 2015. Abiotic predictors and annual seasonal dynamics of *Ixodes ricinus*, the major disease vector of Central Europe. Online. Roč. 8, č. 1. ISSN 1756-3305. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/s13071-015-1092-y>. [cit. 2024-03-06].

DANIEL, M.; MATERNA, J.; HÖNIG, V.; METELKA, L.; DANIELOVÁ, V. et al., 2009. Vertical Distribution of the Tick *Ixodes ricinus* and Tick-borne Pathogens in the Northern Moravian Mountains Correlated with Climate Warming (Jeseníky Mts., Czech Republic). Online. *Central European Journal of Public Health*. 2009-9-1, roč. 17, č. 3, s. 139-145. ISSN 12107778. Dostupné z: <https://doi.org/10.21101/cejph.a3550>. [cit. 2024-03-13].

DANIELOVÁ, V.; DANIEL, M.; SCHWARZOVÁ, L. et al., 2010. Integration of a Tick-Borne Encephalitis Virus and *Borrelia burgdorferi* sensu lato into Mountain Ecosystems, Following a Shift in the Altitudinal Limit of Distribution of Their Vector, *Ixodes ricinus* (Krkonoše Mountains, Czech Republic). *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* [online]. 2010, 10(3), 223-230. ISSN 1530-3667. Dostupné z: <https://doi.org/10.1089/vbz.2009.0020>. [cit. 2024-03-06].

DÁŇOVÁ, J.; JANKOVSKÁ, D., 2002. Klíšťová encefalitida v České republice. *Zdravi.euro.cz* [online]. Dostupné z: <https://zdravi.euro.cz> [cit. 2024-03-19].

DODET, M.; COLLET, C., 2012. When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? Online. *Biological Invasions*. Roč. 14, č. 9, s. 1765-1778. ISSN 1387-3547. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0202-4>. [cit. 2024-03-17].

DREISS, L.M.; VOLIN, J.C., 2013. Influence of leaf phenology and site nitrogen on invasive species establishment in temperate deciduous forest understories. Online. *Forest Ecology and Management*. Roč. 296, s. 1-8. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.031>. [cit. 2024-03-17].

DUH, D.; PETROVEC, M.; AVSIC-ZUPANC, T., 2001. Diversity of Babesia Infecting European Sheep Ticks (*Ixodes ricinus*). Online. *Journal of Clinical Microbiology*. Roč. 39, č. 9, s. 3395-3397. ISSN 0095-1137. Dostupné z: <https://doi.org/10.1128/JCM.39.9.3395-3397.2001>. [cit. 2024-03-13].

E SILVA, D.; REZENDE MAZZELLA, P.; LEGAY, M.; CORCKET, E.; DUPOUEY, J.L., 2012. Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress? Online. *Forest Ecology and Management*. Roč. 266, s. 263-272. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.031>. [cit. 2024-03-17].

ECDC, 2024. Facts about babesiosis [online]. Dostupné z: <https://www.ecdc.europa.eu/en/infectious-disease-topics/z-disease-list/babesiosis/facts-about-babesiosis> [cit. 2024-03-19].

ECDC, 2024. Tularaemia [online]. Dostupné z: <https://www.ecdc.europa.eu/en/tularaemia/facts> [cit. 2024-03-19].

EHRMANN, S. et al., 2017. Environmental drivers of *Ixodes ricinus* abundance in forest fragments of rural European landscapes. Online. *BMC Ecology*. Vol. 17, No. 1. ISSN 1472-6785. Available from: <https://doi.org/10.1186/s12898-017-0141-0>. [cited 2024-04-04].

ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. vyd. Stuttgart: Ulmer, s. 110. ISBN: 978-3-8252-8104-5.

ESSL, F.; MOSER, D.; DULLINGER, S.; MANG, T.; HULME, P.E., 2010. Selection for commercial forestry determines global patterns of alien conifer invasions. Online. Diversity and Distributions. Roč. 16, č. 6, s. 911-921. ISSN 1366-9516. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00705.x>. [cit. 2024-03-17].

ESTRADA-PEÑA, A., 2001. Distribution, Abundance, and Habitat Preferences of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in Northern Spain. Online. Journal of Medical Entomology. 2001-05-01, roč. 38, č. 3, s. 361-370. ISSN 00222585. Dostupné z: <https://doi.org/10.1603/0022-2585-38.3.361>. [cit. 2024-03-18].

ESTRADA-PEÑA, A.; VENZAL, J.M.; SÁNCHEZ ACEDO, C., 2006. The tick *Ixodes ricinus*: distribution and climate preferences in the western Palaearctic. Online. Medical and Veterinary Entomology. Roč. 20, č. 2, s. 189-197. ISSN 0269-283X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.2006.00622.x>. [cit. 2024-03-13].

FALCO, R.C.; FISH, D., 1988. Prevalence of *Ixodes dammini* near the homes of Lyme disease patients in Westchester County, New York. American Journal of Epidemiology [online]. 1988, 127(4), 826-830. ISSN 1476-6256. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a114865> [cit. 2024-02-21].

FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Rome: FAO [cit. 2024-03-19].

FELTON, A.; BOBERG, J.; BJÖRKMAN, C.; WIDENFALK, O., 2013. Identifying and managing the ecological risks of using introduced tree species in Sweden's production forestry. Online. Forest Ecology and Management. Roč. 307, s. 165-177. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.059>. [cit. 2024-03-17].

FELTON, A.; LINDBLADH, M.; BRUNET, J.; FRITZ, Ö., 2010. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. Online. *Forest Ecology and Management*. Roč. 260, č. 6, s. 939-947. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.011>. [cit. 2024-03-17].

FEURDEAN, A.; BHAGWAT, S.A.; WILLIS, K.J.; BIRKS, H.J.B; LISCHKE, H. et al., 2013. Tree Migration-Rates: Narrowing the Gap between Inferred Post-Glacial Rates and Projected Rates. Online. *PLoS ONE*. 2013-08-26, roč. 8, č. 8. ISSN 1932-6203. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0071797>. [cit. 2024-03-17].

FEURDEAN, A.; TĂMAȘ, T.; TANȚĂU, I.; FĂRCAȘ, S., 2012. Elevational variation in regional vegetation responses to late-glacial climate changes in the Carpathians. Online. *Journal of Biogeography*. Roč. 39, č. 2, s. 258-271. ISSN 0305-0270. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02605.x>. [cit. 2024-03-17].

FICK, S.E.; HIJMANS, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. Online. *International Journal of Climatology*. Roč. 37, č. 12, s. 4302-4315. ISSN 0899-8418. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>. [cit. 2024-03-22].

FISH, D.; DANIELS, T.J., 1990. The role of medium-sized mammals as reservoirs of *Borrelia burgdorferi* in southern New York. Online. *Journal of Wildlife Diseases*. Roč. 26, č. 3, s. 339-345. ISSN 0090-3558. Dostupné z: <https://doi.org/10.7589/0090-3558-26.3.339>. [cit. 2024-03-18].

FRANK, D.H.; FISH, D.; MOY, F.H., 1998. Landscape features associated with Lyme disease risk in a suburban residential environment. Online. *Landscape Ecology*. Roč. 13, č. 1, s. 27-36. ISSN 09212973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1007965600166>. [cit. 2024-03-13].

FÜLDNER, K., 1995. Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv*, 66, s. 235-606.

GILL, R.M.A., 1990. Monitoring the Status of European and North American Cervids. Global Environment Monitoring System, United Nations Environment Programme, Nairobi.

GÖMÖRY, D.; KRAJMEROVÁ, D.; HRIVNÁK, M.; LONGAUER, R., 2020. Assisted migration vs. close-to-nature forestry: what are the prospects for tree populations under climate change? Online. Central European Forestry Journal. 2020-06-01, roč. 66, č. 2, s. 63-70. ISSN 0323-1046. Dostupné z: <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0008>. [cit. 2024-03-17].

GRAY, J.S., 1998. The ecology of ticks transmitting Lyme borreliosis. Experimental and Applied Acarology, 22: 249–258. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1006070416135>. [cit. 2024-03-22].

GRAY, J.S.; DAUTEL, H.; ESTRADA-PEÑA, A.; KAHL, O.; LINDGREN, E., 2009. Effects of Climate Change on Ticks and Tick-Borne Diseases in Europe. Online. Interdisciplinary Perspectives on Infectious Diseases. Roč. 2009, s. 1-12. ISSN 1687-708X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1155/2009/593232>. [cit. 2024-03-22].

GUERRA, M.; JAENSON, T.G.T., 2002. Predicting the Risk of Lyme Disease: Habitat Suitability for Ixodes scapularis in the North Central United States. Online. Emerging Infectious Diseases. Roč. 8, č. 3, s. 289-297. ISSN 10806040. Dostupné z: <https://doi.org/10.3201/eid0803.010166>. [cit. 2024-03-06].

HAGEN, R.; HEURICH, M.; KRÖSCHEL, M.; HERDTFELDER, M., 2014. Synchrony in hunting bags: Reaction on climatic and human induced changes? Online. Science of The Total Environment. Roč. 468-469, s. 140-146. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.022>. [cit. 2024-03-22].

HALOS, L.; BORD, S.; COTTÉ, V.; GASQUI, P.; ABRIAL, D. et al., 2010. Ecological Factors Characterizing the Prevalence of Bacterial Tick-Borne Pathogens in Ixodes ricinus Ticks in Pastures and Woodlands. Online. Applied and Environmental Microbiology. Roč. 76, č. 13, s. 4413-4420. ISSN 0099-2240. Dostupné z: <https://doi.org/10.1128/AEM.00610-10>. [cit. 2024-03-06].

HAN, B.A.; SCHMIDT, J.P.; BOWDEN, S.E.; DRAKE, J.M., 2015. Rodent reservoirs of future zoonotic diseases. Online. Proceedings of the National Academy of Sciences. 2015-06-02, roč. 112, č. 22, s. 7039-7044. ISSN 0027-8424. Dostupné z: <https://doi.org/10.1073/pnas.1501598112>. [cit. 2024-03-06].

HANEWINKEL, M.; CULLMANN, D.A.; SCHELHAAS, M-J.; NABUURS, G-J.; ZIMMERMANN, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Online. Nature Climate Change. Roč. 3, č. 3, s. 203-207. ISSN 1758-678X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>. [cit. 2024-03-17].

HANSSON, K.E.; ROSDAHL, A.; INSULANDER, M.; VENE, S.; LINDQUIST, L.; GREDMARK-RUSS, S.; ASKLING, H.H., 2020. Tick-borne Encephalitis Vaccine Failures: A 10-year Retrospective Study Supporting the Rationale for Adding an Extra Priming Dose in Individuals Starting at Age 50 Years. Clinical Infectious Diseases [online]. 2020, 2020-01-15, 70(2), 245-251. ISSN 1058-4838. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/cid/ciz176>. [cit. 2024-02-20].

HAYSOM, K.; MURPHY, S., 2003. The status of invasiveness of forest tree species outside their natural habitat: a global review and discussion paper. In: Forest Health and Biosecurity Working paper FBS/3E. Rome: FAO. (No. FBS/3E), Forest Health and Biosecurity Working Paper.

HUBÁLEK, Z., 2000. Mikrobiální zoonózy a sapronózy. 1. vyd. Brno.

HUBÁLEK, Z.; SEDLÁČEK, P.; ESTRADA-PEÑA, A.; VOJTÍŠEK, J.; RUDOLF, I., 2020. First record of *Hyalomma rufipes* in the Czech Republic, with a review of relevant cases in other parts of Europe. Ticks and Tick-borne Diseases [online]. 2020, 11(4). ISSN 1877959X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2020.101421>. [cit. 2024-02-19].

HULME, P.E., 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. Online. Journal of Applied Ecology. Roč. 43, č. 5, s. 835-847. ISSN 0021-8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x>. [cit. 2024-03-17].

CHIESI, M.; CHIRICI, G.; MARCHETTI, M.; HASENAUER, H.; MORENO, A. et al., 2016. Testing the applicability of BIOME-BGC to simulate beech gross primary production in Europe using a new continental weather dataset. Online. *Annals of Forest Science*. Roč. 73, č. 3, s. 713-727. ISSN 1286-4560. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0560-7>. [cit. 2024-03-17].

CHROUST, K., 2003. *Veterinární entomologie*. Brno: Veterinární a farmaceutická univerzita, Fakulta veterinárního lékařství, Ústav parazitologie. ISBN 80-730-5455-8.

CHYTRÝ, M.; PYŠEK, P.; WILD, J.; PINO, J.; MASKELL, L.C. et al., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. Online. *Diversity and Distributions*. Roč. 15, č. 1, s. 98-107. ISSN 1366-9516. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00515.x>. [cit. 2024-03-17].

IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Summary for Policymakers*. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L., editors. *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 18 p.

IVERSON, L.R.; MCKENZIE, D., 2013. Tree-species range shifts in a changing climate: detecting, modeling, assisting. Online. *Landscape Ecology*. Roč. 28, č. 5, s. 879-889. ISSN 0921-2973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9885-x>. [cit. 2024-03-17].

IVERSON, L.R.; SCHWARTZ, M.W.; PRASAD, A.M., 2004. How fast and far might tree species migrate in the eastern United States due to climate change? Online. *Global Ecology and Biogeography*. Roč. 13, č. 3, s. 209-219. ISSN 1466-822X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00093.x>. [cit. 2024-03-17].

JAEHNE, S.; DOHRENBUSCH, A., 1997. A method to evaluate forest stand diversity. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 116, 333–345.

JANKOVSKÝ, L. 2014. Role houbových patogenů v chřadnutí smrku. In: Novák, J., Dušek, D. (eds.) Chřadnutí smrku v oblasti severní a střední Moravy. Sborník přednášek odborného semináře 14. 10. 2014, Budišov nad Budišovkou, 20–30.

JANOUSH, D. 2002. Pravděpodobný dopad klimatické změny na evropské lesy. [online]. Dostupné z: <https://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-81-2002/lesnicka-prace-c-2-02/pravdepodobny-dopad-klimaticke-zmeny-na-evropske-lesy>. [cit. 2023-03-17].

JARNEMO, A.; MINDERMAN, J.; BUNNEFELD, N.; ZIDAR, J.; MÅNSSON, J., 2014. Managing landscapes for multiple objectives: alternative forage can reduce the conflict between deer and forestry. Online. Ecosphere. Roč. 5, č. 8, s. 1-14. ISSN 2150-8925. Dostupné z: <https://doi.org/10.1890/ES14-00106.1>. [cit. 2024-03-18].

JÍROVEC, O., 1977. Parasitologie pro lékaře. 3. přeprac. a rozš. vyd. Praha: Avicenum. Dostupné také z: <http://www.ndk.cz/>. [cit. 2024-03-18].

JONES, R. W.; O'BRIEN, C. W.; RUIZ-MONTOYA, L. a GÓMEZ-GÓMEZ, B., 2008. Insect Diversity of Tropical Montane Forests: Diversity and Spatial Distribution of Weevils (Coleoptera). Online. Annals of the Entomological Society of America. 2008-01-01, roč. 101, č. 1, s. 128-139. ISSN 00138746. Dostupné z: [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2008\)101\[128:IDOTMF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2008)101[128:IDOTMF]2.0.CO;2). [cit. 2024-04-03].

JUNG, T., 2009. Beech decline in Central Europe driven by the interaction between Phytophthora infections and climatic extremes. Online. Forest Pathology. Roč. 39, č. 2, s. 73-94. ISSN 1437-4781. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00566.x>. [cit. 2024-03-18].

KAJI, K.; SAITOH, T.; UNO, H.; MATSUDA, H.; YAMAMURA, K., 2010. Adaptive management of sika deer populations in Hokkaido, Japan: theory and practice. Online. Population Ecology. Roč. 52, č. 3, s. 373-387. ISSN 1438-3896. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10144-010-0219-4>. [cit. 2024-03-18].

KAYSSER, P.; SEIBOLD, E.; MÄTZ-RENSING, K.; PFEFFER, M.; ESSBAUER, S. et al., 2008. Re-emergence of tularemia in Germany: Presence of *Francisella tularensis* in different rodent species in endemic areas. Online. BMC Infectious Diseases. Roč. 8, č. 1. ISSN 1471-2334. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/1471-2334-8-157>. [cit. 2024-03-13].

KIMMIG, P.; BRAUN, R.; HASSLER, D., 2003. Klíšťata: Nepatrné kousnutí s neblahými následky. Praha: Pragma. ISBN 80-720-5881-9.

Klíště.cz, 2022. Výskyt nakažených klíšťat v krajích [online]. Dostupné z: <https://www.kliste.cz> [cit. 2024-03-19].

KOHNLE, U.; KÄNDLER, G., 2006. Is Silver fir (*Abies alba*) less vulnerable to extraction damage than Norway spruce (*Picea abies*)? Online. European Journal of Forest Research. 2006-12-27, roč. 126, č. 1, s. 121-129. ISSN 1612-4669. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0137-3>. [cit. 2024-03-18].

KOIVURANTA, L.; LATVA-KARJANMAA, T.; PULKKINEN, P., 2012. The effect of temperature on seed quality and quantity in crosses between European (*Populus tremula*) and hybrid aspens (*P. tremula* x *P. tremuloides*). Online. Silva Fennica. Roč. 46, č. 1. ISSN 22424075. Dostupné z: <https://doi.org/10.14214/sf.63>. [cit. 2024-03-17].

KOLÁŘ, F.; ČERTNER, M.; SUDA, J.; SCHÖNSWETTER, P.; HUSBAND, B.C., 2017. Mixed-Ploidy Species: Progress and Opportunities in Polyploid Research. Online. Trends in Plant Science. Roč. 22, č. 12, s. 1041-1055. ISSN 13601385. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.09.011>. [cit. 2024-03-22].

KOTT, I.; VALTER, J.; VRÁBLÍK, T., 2015. Závislost aktivity klíštěte obecného na vývoji počasí. Meteorologické zprávy, 68(6): 161–170.

KŘÍŽ, B., KOTT, I., DANIEL, M., VRÁBLÍK, T., BENEŠ, C. 2015. Impact of climate changes on the incidence of tick-borne encephalitis in the Czech Republic in 1982-2011 [In Czech]. Epidemiol. Mikrobiol. Imunol., 64: 24–32.

KŘÍŽ, B.; GAŠPÁREK, M.; ŠEBESTOVÁ, A.H., 2017. Situace ve výskytu Lymeské borreliózy v roce 2016 v České republice [online]. Státní zdravotní ústav. Dostupné z: <http://www.szu.cz> [cit. 2024-03-19].

KUIJPER, D.P.J.; CROMSIGT, J.P.G.M.; CHURSKI, M.; ADAM, B.; JĘDRZEJEWSKA, B. et al., 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? Online. *Forest Ecology and Management*. Roč. 258, č. 7, s. 1528-1535. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.010>. [cit. 2024-03-18].

KULHAVÝ, J., 2004. A new concept in sustainable forest management - the need for forest ecosystem and landscape research. Online. *Journal of Forest Science*. 2004-11-30, roč. 50, č. 11, s. 520-525. ISSN 12124834. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/4650-JFS>. [cit. 2024-03-17].

KYBICOVÁ, K.; BAŠTOVÁ, K.; MALÝ, M., 2017. Zjištění *Borrelia burgdorferi* sensu lato a *Anaplasma phagocytophilum* v hledajících klíštatech *Ixodes ricinus* v České republice. *Ticks and Tick-borne Diseases* [online]. Roč. 8, č. 4, s. 483-487. ISSN 1877959X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2017.02.007>. [cit. 2024-02-20].

LENOIR, J.; GÉGOUT, J. C.; MARQUET, P. A.; DE RUFFRAY, P. a BRISSE, H., 2008. A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. Online. *Science*. 2008-06-27, roč. 320, č. 5884, s. 1768-1771. ISSN 0036-8075. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.1156831>. [cit. 2024-03-17].

LESICZKA, P.M.; DANĚK, O.; MODRÝ, D.; HRAZDILOVÁ, K.; VOTÝPKA, J.; ZUREK, L., 2022. Nové hlášení dospělých jedinců *Hyalomma marginatum* a *Hyalomma rufipes* v České republice: Poznámky z přednášky 2. letní školy ERCOFTAC konané ve Stockholmu, 10.-16. června 1998. *Ticks and Tick-borne Diseases* [online]. Roč. 13, č. 2. ISSN 1877959X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2021.101894>. [cit. 2024-02-19].

LINDGREN, E; TÄLLEKLINT, L a POLFELDT, T, 2000. Impact of climatic change on the northern latitude limit and population density of the disease-transmitting European tick *Ixodes ricinus*. Online. *Environmental Health Perspectives*. Roč. 108, č. 2, s. 119-123. ISSN 0091-6765. Dostupné z: <https://doi.org/10.1289/ehp.00108119>. [cit. 2024-03-13].

LINDSTRÖM, A.; JAENSON, T. G. T., 2003. Distribution of the Common Tick, *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae), in Different Vegetation Types in Southern Sweden. *Journal of Medical Entomology* [online]. Vol. 40, No. 4, pp. 375-378. ISSN 00222585. Available from: <https://doi.org/10.1603/0022-2585-40.4.375> [Accessed 2024-03-17]

LÜSSENHOP, J.; BÄUMER, W.; KIETZMANN, M.; SCHNIEDER, T.; WOLKEN, S., 2011. Dynamika distribuce a účinnosti různých spot-on formulací permetrinu u psů uměle infestovaných klíštětem *Dermacentor reticulatus*. *Parasites & Vectors* [online]. Roč. 4, č. 1. ISSN 1756-3305. Dostupné z: <https://doi.org/0.1186/1756-3305-4-45>. [cit. 2024-02-19].

MACLEOD, J., 1935. *Ixodes ricinus* vzhledem k jeho fyzikálnímu prostředí. *Parasitology* [online]. Roč. 27, č. 4, s. 489-500. ISSN 0031-1820. Dostupné z: <https://doi.org/10.1017/S0031182000015420>. [cit. 2024-03-20].

MACHAR, I.; VLCKOVA, V.; BUCEK, A.; VOZENILEK, V.; SALEK, L. et al., 2017. Modelování klimatických podmínek v zónách lesní vegetace jako nástroje podpory pro strategii hospodaření v lesích s dominancí evropského buku. *Forests* [online]. Roč. 8, č. 3. ISSN 1999-4907. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/f8030082>. [cit. 2024-03-17].

MARGALEF, R. 1958. Information theory in ecology. *General Systematics*, 3, 36-71.

MÁSLOVÁ, L., MARTINKOVÁ, I., VAŠUTOVÁ, M. 2014. Bartonelóza – nemoc z kočičího škrábnutí. In: *Medicína*, 2014; 16(4): 167–168.

MATĚJKA, K.; VACEK, S. a PODRÁZSKÝ, V., 2010. Development of forest soils in the Krkonoše Mts. in the period 1980-2009. Online. *Journal of Forest Science*. 2010-11-30, roč. 56, č. 11, s. 485-504. ISSN 12124834. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/79/2010-JFS>. [cit. 2024-03-17].

MATĚJOVSKÁ, T. 2007. Interakce klíště-hostitel I. Sání krve a přenos patogenů. *Živa*, 6: 247–249.

MATERNA, J. 2012. Výškové rozšíření klíštěte obecného (*Ixodes ricinus*) v Krkonoších. *Opera Corcontica*, 49: 55–71.

MATERNA, J.; DANIEL, M.; METELKA, L.; HARČARIK, J., 2008. The vertical distribution, density and the development of the tick *Ixodes ricinus* in mountain areas influenced by climate changes (The Krkonoše Mts., Czech Republic). *International Journal of Medical Microbiology*. 298, 25-37. ISSN 14384221. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ijmm.2008.05.004>. [cit. 2024-04-05].

MATERNA, J.; DANIEL, M.; METELKA, L.; HARČARIK, J., 2008. Vertikální rozložení, hustota a vývoj klíštěte *Ixodes ricinus* v horských oblastech ovlivněných klimatickými změnami (Krkonoše, Česká republika). *International Journal of Medical Microbiology* [online]. Roč. 298, s. 25-37. ISSN 14384221. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ijmm.2008.05.004>. [cit. 2024-03-20].

MAUPIN, G.O.; FISH, D.; ZULTOWSKY, J.; CAMPOS, E.G.; PIESMAN, J., 1991. Krajinná ekologie lymfské boreliózy v obytné oblasti v okrese Westchester, New York. *American Journal of Epidemiology* [online]. 1991-6-01, roč. 133, č. 11, s. 1105-1113. ISSN 1476-6256. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a115823>. [cit. 2024-03-06].

MCDOWELL, N.; POCKMAN, W.T.; ALLEN, C.D.; BRESHEARS, D.D.; COBB, N. et al., 2008. Mechanismy přežívání a úhynu rostlin během sucha: proč některé rostliny přežívají, zatímco jiné suchu podléhají? *New Phytologist* [online]. Roč. 178, č. 4, s. 719-739. ISSN 0028-646X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>. [cit. 2024-03-18].

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A., 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. Online. *Ecological Applications*. Vol. 12, No. 2, pp. 335-345. ISSN 1051-0761. Available from: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2). [cited 2024-04-04].

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A., ENE, E. (2012): FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. University of Massachusetts, Amherst, MA, USA. goo.gl/aAEbMk.

MEJLON, H. A., JAENSON, T. G., 1993. Seasonal prevalence of *Borrelia burgdorferi* in *Ixodes ricinus* in different vegetation types in Sweden. *Scandinavian journal of infectious diseases*, 25(4): 449–456.

MODRÝ, D.; MODRÝ, M.; HRAZDILOVÁ, K.; MAŽGÚTOVÁ, D., 2019. O stavu pijáků v zemích českých: výsledky ročního sledování výskytu *Dermacentor reticulatus* v České republice. *Najdipikaja.cz*, 6 s.

MOKREJŠOVÁ, M.; ŽABKA, J., 2013. Akutní renální postižení u pacienta s ehrlichiózou. *Interní medicína pro praxi*, 15(1): 22–24.

MONSERUD, R.A.; YANG, Y.; HUANG, S.; TCHEBAKOVA, N., 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climatic change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* [online]. Roč. 38, č. 2, s. 343-352. ISSN 0045-5067. Dostupné z: <https://doi.org/10.1139/X07-166>. [cit. 2024-03-17].

NOSEK, J., SIXL, W., 1972. Central-European ticks (Ixodoidea). *Mitt Abt. Zool. Landesmus Joanneum*, 1(6192): 480, Pomerantzev.

NOWAK-CHMURA, M.; SIUDA, K., 2012. Ticks of Poland. Review of contemporary issues and latest research. *Annals of Parasitology*, 58(3): 125–55.

OLMEDA, A.S.; JADO, I.; GIL, H.; VALCÁRCEL, F.; ANDA, P. et al., 2009. Tick-Borne Zoonotic Bacteria in Ticks Collected from Central Spain. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* [online]. 2009-07-01, roč. 81, č. 1, s. 67-74. ISSN 0002-9637. Dostupné z: <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2009.81.67>. [cit. 2024-03-06].

OLSTHOORN, A.F.M.; BARTELINK, H.H.; GARDINER, J.J.; PRETZSCH, H.; HEKHUIS, H.J.; FRANC, A., 1999. *Management of Mixed-Species Forest: Silviculture and Economics*. Wageningen: DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO).

OSTFELD, R.S.; KEESING, F., 2000. Biodiversita a riziko onemocnění: Příklad lymfské boreliózy. *Conservation Biology* [online]. Roč. 14, č. 3, s. 722-728. ISSN 0888-8892. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99014.x>. [cit. 2024-03-06].

PARMESAN, C., 2006. Ekologické a evoluční reakce na nedávné klimatické změny. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. 2006-12-01, roč. 37, č. 1, s. 637-669. ISSN 1543-592X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>. [cit. 2024-03-17].

PELÁEZ, M.; SAN MIGUEL, A.; RODRÍGUEZ-VIGAL, C.; MORENO-GÓMEZ, Á.; GARCÍA DEL RINCÓN, A. et al., 2022. Použití retrospektivních životních tabulek k posouzení účinku extrémních klimatických podmínek na demografii kopytníků. *Ecology and Evolution* [online]. Roč. 12, č. 1. ISSN 2045-7758. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/ece3.8218>. [cit. 2024-03-18].

PÉREZ-ESPONA, S.; PEMBERTON, J.M.; PUTMAN, R., 2009. Červená a siková jelení zvěř ve Velké Británii, současné problémy s řízením a politika řízení. *Mammalian Biology* [online]. Roč. 74, č. 4, s. 247-262. ISSN 16165047. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.01.003>. [cit. 2024-03-18].

PETRÁŠ, M., 2008. Mimořádně vysoká protektivní účinnost očkování proti klíšťové encefalitidě. *Medicína pro praxi*. 5(11), 410-412. ISSN 1803-5310.

PETRÁŠ, R.; PAJTÍK, J., 1991. Systém česko-slovenských objemových tabulek dřevin. *Lesnícky časopis*. Roč. 37, č. 1, s. 49–56.

PIELOU, E.C., 1975. *Ekologická diverzita*. New York: Wiley.

PIESMAN, J.; GERN, L., 2004. Lyme borelióza v Evropě a Severní Americe. *Parasitology* [online]. 2004, 129(S1), S191-S220. ISSN 0031-1820. Dostupné z: <https://doi.org/10.1017/S0031182003004694>. [cit. 2024-02-21].

PIESMAN, J.; SPIELMAN, A.; ETKIND, P.; RUEBUSH, T.K.; JURANEK, D.D., 1979. Úloha jelenů v epizootologii *Babesia microti* v Massachusetts, USA. *Journal of Medical Entomology* [online]. 1979, 15(5-6), s. 537-540. ISSN 1938-2928. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/jmedent/15.5-6.537> [cit. 2024-02-21].

PIETRZYKOWSKI, E.; MCARTHUR, C.; FITZGERALD, H.; GOODWIN, A.N., 2003. Vliv charakteristik skvrn na prohlížení sazenic stromů savčími byložravci. *Journal of Applied Ecology* [online]. Roč. 40, č. 3, s. 458-469. ISSN 0021-8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00809.x>. [cit. 2024-03-18].

PÍCHA, D., 2009. Lymeská borelióza. *Zdravi.euro.cz* [online]. Dostupné z: <https://zdravi.euro.cz/clanky/lymska-borelioza-priznaky-lecba/> [cit. 2023-03-19].

PODRÁZSKÝ, V.; PRKNOVÁ, H. (eds.), 2019. *Lesnický, produkční a environmentální potenciál hlavních zaváděných dřevin v České republice*. Kostelec nad Černými Lesy: Česká zemědělská univerzita v Praze, *Lesnická práce*, s. 185.

PODRÁZSKÝ, V.; VACEK, Z.; VACEK, S.; VÍTÁMVÁS, J.; GALLO, J. et al., 2020. Produkční potenciál a strukturální variabilita borovicových porostů v České republice: borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) vs. zaváděné borovice - případová studie a přehled problematiky. *Journal of Forest Science* [online]. 2020-5-31, roč. 66, č. 5, s. 197-207. ISSN 12124834. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/42/2020-JFS>. [cit. 2024-03-17].

PÖTZELSBERGER, E.; SPIECKER, H.; NEOPHYTOU, C.; MOHREN, F.; GAZDA, A. et al., 2020. Pěstování nepůvodních stromů v evropských lesích přináší výhody a příležitosti, ale má také svá rizika a limity. *Current Forestry Reports* [online]. Roč. 6, č. 4, s. 339-353. ISSN 2198-6436. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00129-0>. [cit. 2024-03-17].

Pozorklíště.cz, 2018. Jak se chránit. Dostupné z: <http://www.pozorkliste.cz/proc-je-dobre-nechat-se-ockovat> [cit. 2024-03-19].

PRETZSCH, H., 2006. Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald*, 61, s. 1158–1159.

PROKEŠ, Z., 2015. Lymeská borrelióza. In: *Dermatologie pro praxi* [online]. Dostupné z: <https://goo.gl/T6Cwg7> [cit. 2024-03-19].

RICHARDSON, D.M.; HUI, C.; NUÑEZ, M.A.; PAUCHARD, A., 2014. Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. *Biological Invasions* [online]. Roč. 16, č. 3, s. 473-481. ISSN 1387-3547. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0606-9>. [cit. 2024-03-17].

RIPPLE, W.J.; WOLF, C.; NEWSOME, T.M.; BARNARD, P.; MOOMAW, W.M., 2019. World scientists' warning of a climate emergency. *BioScience*, 70, s. 8–12.

ROHÁČOVÁ, H., 2006. Onemocnění přenášená klíšťaty. *Interní medicína pro praxi*, 8(6), s. 280–283.

ROSICKÝ, B., 1954. Poznámky k ekologii klíštěte *Ixodes ricinus* L. ve střední Evropě se zřetelem na přírodní ohniska nálezů. *Věstník Československé Společnosti Zoologické*, 18, s. 41–70.

ROZSYPAL, H., 2015. *Základy infekčního lékařství*. Praha: Karolinum, 2015, 566 s.

RUBEL, F.; BRUGGER, K.; WALTER, M.; VOGELGESANG, J.R.; DIDYK, Y.M.; FU, S.; KAHL, O., 2018. Geographical distribution, climate adaptation and vector competence of the Eurasian hard tick *Haemaphysalis concinna*. *Ticks and Tick-borne Diseases* [online]. 2018, 9(5), s. 1080-1089. ISSN 1877959X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2018.04.002>. [cit. 2024-02-19].

RUPRECHT, J.S.; KOONS, D.N.; HERSEY, K.R.; HOBBS, N.T.; MACNULTY, D.R., 2020. The effect of climate on population growth in a cold-adapted ungulate at its equatorial range limit. *Ecosphere* [online]. Roč. 11, č. 2. ISSN 2150-8925. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3058>. [cit. 2024-03-18].

RŮŽEK, D., DANIELOVÁ, V., DANIEL, M., CHMELÍK, V., CHRDLÉ, A., PAZDIORA, P., PRYMULA, P., SALÁT, J., SÝKORA, J., ŽAMPACHOVÁ, E., Klíšťová encefalitida. Praha: Grada Publishing, 2015. ISBN 978-80-247-5305-8.

SALTRÉ, F.; DUPUTIÉ, A.; GAUCHEREL, C.; CHUINE, I., 2015. How climate, migration ability and habitat fragmentation affect the projected future distribution of European beech. *Global Change Biology* [online]. Roč. 21, č. 2, s. 897-910. ISSN 1354-1013. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/gcb.12771>. [cit. 2024-03-17].

SANDERSON, L.A.; MCLAUGHLIN, J.A.; ANTUNES, P.M., 2012. The last great forest: a review of the status of invasive species in the North American boreal forest. *Forestry* [online]. 2012-06-07, roč. 85, č. 3, s. 329-340. ISSN 0015-752X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/forestry/cps033>. [cit. 2024-03-17].

SEIDL, R.; SCHELHAAS, M.-J.; LEXER, M.J., 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* [online]. Roč. 17, č. 9, s. 2842-2852. ISSN 1354-1013. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x>. [cit. 2024-03-22].

SEIDL, R.; SCHELHAAS, M.-J.; LINDNER, M.; LEXER, M.J., 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. *Regional Environmental Change* [online]. Roč. 9, č. 2, s. 101-119. ISSN 1436-3798. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0068-2>. [cit. 2024-03-18].

SEIDL, R.; SPIES, T.A.; PETERSON, D.L.; STEPHENS, S.L.; HICKE, J.A. et al., 2016. REVIEW: Searching for resilience. *Journal of Applied Ecology* [online]. Roč. 53, č. 1, s. 120-129. ISSN 0021-8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511>. [cit. 2024-03-18].

SCHNITTGER, L.; RODRIGUEZ, A. E.; FLORIN-CHRISTENSEN, M. & MORRISON, D. A., 2012. Babesia: A world emerging. Online. *Infection, Genetics and Evolution*. Roč. 12, č. 8, s. 1788-1809. ISSN 15671348. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2012.07.004>. [cit. 2024-04-04].

SCHULZE, T.L.; JORDAN, R.A.; HUNG, R.W., 1995. Suppression of Subadult *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae) Following Removal of Leaf Litter. *Journal of Medical Entomology* [online]. 1995-09-01, roč. 32, č. 5, s. 730-733. ISSN 1938-2928. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/jmedent/32.5.730>. [cit. 2024-03-20].

SLANAŘ, J.; VACEK, Z.; VACEK, S.; BULUŠEK, D.; CUKOR, J. et al., 2017. Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts: dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal* [online]. 2017-09-26, roč. 63, č. 4, s. 213-225. ISSN 2454-0358. Dostupné z: <https://doi.org/10.1515/forj-2017-0023>. [cit. 2024-03-20].

SLÍVA, J., 2010. Lymeská borrelióza. *Interní Medicína*, 12(7-8): 374–377.

SMOLKO, P.; KROPIL, R.; PATAKY, T.; VESELOVSKÁ, A.; MERRILL, E., 2018. Why do migrants move downhill? The effects of increasing predation and density on red deer altitudinal migration in temperate Carpathian forests. *Mammal Research* [online]. Roč. 63, č. 3, s. 297-305. ISSN 2199-2401. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0355-3>. [cit. 2024-03-13].

SMRŽ, J., 2015: Základy biologie, ekologie a systému bezobratlých živočichů. Praha: Karolinum, 2015, 192 s.

SOJKA, D., 2016. „Krvemlýnek“ ve střevě klíštěte. Živa, 1: 10–13 s.

SPIECKER, H.; HANSEN, J.; KLIMO, E.; SKOVSGAARD, J. P.; STERBA, H.; VON TEUFFEL, K., 2004. Norway Spruce Conversion – Options and Consequences. Koninklijke Brill, Leiden.

SPIELMAN, A., M. L. WILSON, J. F. LEVINE a J. PIESMAN, 1985. Ecology of Ixodes Dammini-Borne Human Babesiosis and Lyme Disease. Annual Review of Entomology [online]. 1985, 30(1), 439-460. ISSN 0066-4170. Dostupné z: <https://doi.org/10.1146/annurev.en.30.010185.002255>. [cit. 2024-02-21].

SPRONG, H.; WIELINGA, P.R.; FONVILLE, M.; REUSKEN, C.; BRANDENBURG, A.H. et al., 2009. Ixodes ricinus ticks are reservoir hosts for Rickettsia helvetica and potentially carry flea-borne Rickettsia species. Online. Parasites & Vectors. 2009, roč. 2, č. 1. ISSN 1756-3305. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/1756-3305-2-41>. [cit. 2024-04-04].

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; WILLIAMS, M. I.; DUMROESE, R. K.; MADSEN, P., 2014. Forest Restoration Paradigms. Journal of Sustainable Forestry [online]. 2014-04-25, roč. 33, č. sup1, s. S161-S194. ISSN 1054-9811. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/10549811.2014.884004>. [cit. 2024-03-18].

STEERE, A. C., T. F. BRODERICK a S. E. MALAWISTA, 1978. Erythema Chronicum Migrans and Lyme Arthritis: Epidemiologic Evidence for a Tick Vector¹. American Journal of Epidemiology [online]. 1978-10-01, 108(4), 312-321. ISSN 1476-6256. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a112625>. [cit. 2024-02-21].

SZÚ, 2007. Jak se chránit před napadením klíšťaty [online]. Praha: Státní zdravotní ústav. Dostupné z: <https://goo.gl/rb4d5W> [cit. 2024-03-19].

SZÚ, 2008. Onemocnění přenášená klíšťaty v České republice [online]. Praha: Státní zdravotní ústav (SZÚ), 2008. Dostupné z: <http://www.szu.cz>. [cit. 2024-03-19].

SZÚ, 2019. Státní zdravotní ústav: Infekce – základní informace. Praha.

SZÚ, 2020. Chraňte se před klíšťaty, která sají krev a mohou přenášet životu nebezpečné infekce! Dostupné z: http://www.szu.cz/uploads/Epidemiologie/Chrante_se_pred_klistaty.pdf. [cit. 2024-02-21].

TACK, W.; MADDER, M.; BAETEN, L.; VANHELLEMONT, M.; GRUWEZ, R. et al., 2012. Local habitat and landscape affect *Ixodes ricinus* tick abundances in forests on poor, sandy soils. *Forest Ecology and Management* [online]. Roč. 265, s. 30-36. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.028>. [cit. 2024-03-06].

TAYLOR, M.A., COOP, R.L., WALL, R.L., eds. 2015. *Dermacentor reticulatus* (ornate dog tick, marsh tick, meadow tick). In: *Veterinary Parasitology* (4th ed.). John Wiley & Sons, p. 247.

TKADLEC, E.; VÁCLAVÍK, T. a ŠIROKÝ, P., 2019. Rodent Host Abundance and Climate Variability as Predictors of Tickborne Disease Risk 1 Year in Advance. *Emerging Infectious Diseases* [online]. Roč. 25, č. 9, s. 1738-1741. ISSN 1080-6040. Dostupné z: <https://doi.org/10.3201/eid2509.190684>. [cit. 2024-03-06].

TKADLEC, E.; VÁCLAVÍK, T.; KUBELOVÁ, M.; ŠIROKÝ, P., 2018. Negative spatial covariation in abundance of two European ticks: diverging niche preferences or biotic interaction?. *Ecological Entomology* [online]. Vol. 43, No. 6, pp. 804-812. ISSN 03076946. Available from: <https://doi.org/10.1111/een.12658> [Accessed 2024-03-17].

TREML, F.; PIKULA, J.; BANDOUCHOVA, H. a HORAKOVA, J., 2007. European brown hare as a potential source of zoonotic agents. *Veterinární medicína* [online]. Roč. 52, č. 10, s. 451-456. ISSN 03758427. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/2050-VETMED>. [cit. 2024-03-13].

TUDORAN, G. M. a ZOTTA, M., 2020. Adapting the planning and management of Norway spruce forests in mountain areas of Romania to environmental conditions including climate change. *Science of The Total Environment* [online]. Roč. 698. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133761>. [cit. 2024-03-22].

TULLUS, A.; RYTTER, L.; TULLUS, T.; WEIH, M. a TULLUS, H., 2012. Short-rotation forestry with hybrid aspen (*Populus tremula* L.× *P. tremuloides* Michx.) in Northern Europe. *Scandinavian Journal of Forest Research* [online]. Roč. 27, č. 1, s. 10-29. ISSN 0282-7581. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/02827581.2011.628949>. [cit. 2024-03-17].

UILENBERG, G., 2006. Babesia—A historical overview. Online. *Veterinary Parasitology*. Roč. 138, č. 1-2, s. 3-10. ISSN 03044017. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2006.01.035>. [cit. 2024-04-04].

VACEK, S.; PROKŮPKOVÁ, A.; VACEK, Z.; BULUŠEK, D.; ŠIMŮNEK, V. et al., 2019. Growth response of mixed beech forests to climate change, various management and game pressure in Central Europe. *Journal of Forest Science* [online]. 2019-9-30, roč. 65, č. 9, s. 331-345. ISSN 12124834. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/82/2019-JFS>. [cit. 2024-03-20].

VACEK, Z.; CUKOR, J.; KYBICOVÁ, K.; VACEK, S.; LINDA, R.; MAHLEROVÁ, K., 2022. Distribuce krevsajících členovců v lesních ekosystémech modifikovaných globálními změnami klimatu. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. 249 s.

VACEK, Z.; CUKOR, J.; VACEK, S.; LINDA, R.; PROKŮPKOVÁ, A. et al., 2021. Production potential, biodiversity and soil properties of forest reclamations: Opportunities or risk of introduced coniferous tree species under climate change? *European Journal of Forest Research* [online]. Roč. 140, č. 5, s. 1243-1266. ISSN 1612-4669. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01392-x>. [cit. 2024-03-17].

VACEK, Z.; CUKOR, J.; VACEK, S.; VÁCLAVÍK, T.; KYBICOVÁ, K. et al., 2023. Effect of forest structures and tree species composition on common tick (*Ixodes ricinus*) abundance—Case study from Czechia. *Forest Ecology and Management* [online]. Roč. 529. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120676>. [cit. 2024-03-22].

VACEK, Z.; PROKŮPKOVÁ, A.; VACEK, S.; CUKOR, J.; BÍLEK, L. et al., 2020. Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climate change: study from Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal* [online]. 2020-06-01, roč. 66, č. 2, s. 116-129. ISSN 0323-1046. Dostupné z: <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0009>. [cit. 2024-03-18].

VACEK, Z.; VACEK, S.; BÍLEK, L.; KRÁL, J.; REMEŠ, J. et al., 2014. Ungulate Impact on Natural Regeneration in Spruce-Beech-Fir Stands in Černý důl Nature Reserve in the Orlické Hory Mountains, Case Study from Central Sudetes. *Forests* [online]. Roč. 5, č. 11, s. 2929-2946. ISSN 1999-4907. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/f5112929>. [cit. 2024-03-18].

VÁCLAVÍK, T.; BALÁŽOVÁ, A.; BALÁŽ, V.; TKADLEC, E.; SCHICHOR, M. et al., 2021. Landscape epidemiology of neglected tick-borne pathogens in central Europe. *Transboundary and Emerging Diseases* [online]. Roč. 68, č. 3, s. 1685-1696. ISSN 1865-1674. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/tbed.13845>. [cit. 2024-03-22].

VÁCHA, M. Srovnávací fyziologie živočichů: Martin Vácha ... [et al.]. 2. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2004. ISBN 80-210-3379-7.

VALENTE, A. M.; ACEVEDO, P.; FIGUEIREDO, A. M.; FONSECA, C.; TORRES, R. T., 2020. Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. *Mammal Review* [online]. Roč. 50, č. 4, s. 353-366. ISSN 0305-1838. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/mam.12202>. [cit. 2024-03-18].

VANHANEN, H.; VETELI, T.; PÄIVINEN, S.; KELLOMÄKI, S.; NIEMELÄ, P., 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica* [online]. Roč. 41, č. 4. ISSN 22424075. Dostupné z: <https://doi.org/10.14214/sf.469>. [cit. 2024-03-18].

VILÀ, M.; ESPINAR, J. L.; HEJDA, M.; HULME, P. E.; JAROŠÍK, V. et al., 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* [online]. Roč. 14, č. 7, s. 702-708. ISSN 1461023X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>. [cit. 2024-03-17].

VOLF, P.; HORÁK, P. Paraziti a jejich biologie. Praha: Triton, 2007. ISBN 978-80-7387-008-9.

VOR, T.; KIFFNER, C.; HAGEDORN, P.; NIEDRIG, M.; RÜHE, F., 2010. Tick burden on European roe deer (*Capreolus capreolus*). *Experimental and Applied Acarology* [online]. Roč. 51, č. 4, s. 405-417. ISSN 0168-8162. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10493-010-9337-0>. [cit. 2024-03-20].

WALKER, A. R.; ALBERDI, M. P.; URQUHART, K. A. a ROSE, H., 2001. Risk factors in habitats of the tick *Ixodes ricinus* influencing human exposure to *Ehrlichia phagocytophila* bacteria. *Medical and Veterinary Entomology* [online]. Roč. 15, č. 1, s. 40-49. ISSN 0269-283X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2915.2001.00271.x>. [cit. 2024-03-06].

WILSON, M. L., 1986. Reduced Abundance of Adult *Ixodes dammini* (Acari: Ixodidae) Following Destruction of Vegetation. *Journal of Economic Entomology* [online]. 1986-06-01, roč. 79, č. 3, s. 693-696. ISSN 1938-291X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/jee/79.3.693>. [cit. 2024-03-20].

WOODALL, C. W.; OSWALT, C. M.; WESTFALL, J. A.; PERRY, C. H.; NELSON, M. D. et al., 2009. An indicator of tree migration in forests of the eastern United States. *Forest Ecology and Management* [online]. Roč. 257, č. 5, s. 1434-1444. ISSN 03781127. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.013>. [cit. 2024-03-17].

ZIMMERMANN, J.; HAUCK, M.; DULAMSUREN, C. a LEUSCHNER, C., 2015. Climate Warming-Related Growth Decline Affects *Fagus sylvatica*, But Not Other Broad-Leaved Tree Species in Central European Mixed Forests. *Ecosystems* [online]. Roč. 18, č. 4, s. 560-572. ISSN 1432-9840. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9849-x>. [cit. 2024-03-17]

9 Seznam použitých obrázků

| | |
|---|----|
| Obrázek 1: Klíště <i>Ixodes ricinus</i> číhající na rostlině. Autor: Rude. Zdroj: Wikimedia Commons, CC BY-SA 3.0..... | 24 |
| Obrázek 2: Klíště <i>Dermacentor reticulatus</i> na listu. Autor: I, Accipiter. Zdroj: Wikimedia Commons, CC BY-SA 3.0..... | 25 |
| Obrázek 3: Klíště <i>Haemaphysalis concinna</i> . Autor: Filip Trnka. Zdroj: Natura Bohemica | 27 |
| Obrázek 4: Vývojová stadia klíštěte a srovnání jejich velikosti s velikostí lidského nehtu. Autor: KPixMining. Zdroj: Shutterstock.com. | 28 |
| Obrázek 5: Geografická mapa Jihomoravského kraje. Autor: Tereza Formanová. Zdroj: https://jihomoravsky-krj.webnode.cz/fotogalerie2/#geograficka-mapa-jpg | 50 |
| Obrázek 6: Mapa s 14 vyobrazenými lokalitami sběru klíšťat na jižní Moravě. Měřítko mapy: 1:1 000 000. Zdroj mapy: OpenStreetMap. Zdroj: Kateřina Lysenková. | 52 |
| Obrázek 7: Po každém tahu vlajkou (vlevo), byla látka detailně prohlédnuta a zachycená klíšťata sesbírána entomologickou pinzetou do označených zkumavek (vpravo). Autor: Kateřina Lysenková. | 53 |
| Obrázek 8: Označené zkumavky s klíšťaty. Autor: Kateřina Lysenková. | 54 |
| Obrázek 9 Interiér porostu na ploše K136 – Velký Bojek, kde byl každý rok nalezen nejvyšší výskyt pijáka lužního. Autor: Vacek Zdeněk. | 62 |
| Obrázek 10: Abundance klíštěte obecného na 14 zkusných plochách v roce 2021, 2022 a 2023..... | 64 |
| Obrázek 11: Zastoupení klíštěte obecného dle vývojového stádia a pohlaví na všech 14 zkusných plochách v roce 2021, 2022 a 2023. | 65 |
| Obrázek 12: Výskyt klíšťat obecného v závislosti na biotopu lesních ekosystémů na 14 monitorovaných plochách v roce 2021, 2022 a 2023 pro všechny vývojová stadia (vlevo) a pro dospělce a nymfy (vpravo). | 67 |
| Obrázek 13: Výskyt klíšťat v závislosti na druhovém smíšení lesních ekosystémů na 14 monitorovaných plochách v roce 2021, 2022 a 2023 pro všechny vývojová stadia (vpravo) a pro dospělce a nymfy (vlevo)..... | 68 |
| Obrázek 14: Ordinační diagram zobrazující výsledky PCA závislostí mezi porostními charakteristikami (Výška, Tloušťka, Počet stromů, Zásoba, Objem kmene, Kruhová základna, Zakmenění), porostními indexy (Druhová různorodost, Druhová vyrovnanost, Druhová bohatost, Vertikální struktura, Horizontální struktura, Tloušťková diferenciace, | |

Celková porostní diverzita), krajinnými parametry (PD, AREA_MN, LSI, MESH, CONTAG, LPI, AI – viz. Tab. v metodice), nadmořskou výškou, pokryvností vegetace a abundancí klíštěte obecného, pijáka lužního a klíště lužního v roce 2021-2023; symboly označují ● výzkumné plochy, ▲ biotop (OL – okraj lesa, LP – lesní porost) a ■ formu smíšení (LL – listnatý les, JL – jehličnatý les, SL – smíšený les) 71

10 Seznam použitých tabulek

| | |
|--|----|
| Tabulka 1: Porostní metriky (indexy porostní struktury)..... | 56 |
| Tabulka 2: Krajinné metriky (indexy krajinné struktury). | 58 |
| Tabulka 3: Základní porostní charakteristiky lesních porostů na vybraných 14 zkusných plochách (nejvyšší hodnoty jsou zvýrazněny). | 60 |
| Tabulka 4: Diverzita lesních porostů na vybraných 14 zkusných plochách (nejvyšší hodnoty jsou zvýrazněny). | 61 |
| Tabulka 5: Lokality, na kterých byl zjištěn výskyt Pijáka lužního a Klíště lužního v letech 2021-2023 | 63 |
| Tabulka 6: Dynamika populací klíšťat Ixodes v lesních ekosystémech podle ID plochy a vývojových stádií v letech 2021-2023. | 66 |
| Tabulka 7: Korelační matice vybraných proměnných parametrů lesních porostů (horní řada – produkce, spodní řada – diverzita) a početnosti klíštěte obecného; signifikantní hodnoty ($p < 0,05$) jsou označeny..... | 69 |
| Tabulka 8: Korelační matice vybraných proměnných krajinných parametrů prostředí (lesní porosty vs. nelesní pozemky a početnosti klíštěte obecného)..... | 70 |

11 Seznam použitých zkratk

1. PCA – Principální komponentní analýza
2. PD – Patch Density (hustota ploch)
3. AREA_MN – Průměrná plocha krajinného prvku
4. LSI – Landscape Shape Index (index tvaru ploch)
5. MESH – Measure of Spatial Heterogeneity (efektivní velikost okna)
6. CONTAG – Contagion Index (index shlukovitosti)
7. LPI – Largest Patch Index (index největší plochy)
8. AI – Aggregation Index (agregační index)
9. ED – Edge Density (hustota ekotonu)
10. COHESION – index soudržnosti ploch
11. LVS – lesní vegetační stupně
12. HGA – lidská granulocitární anaplasmóza
13. HME – lidská monocytární ehrlichioza
14. LP – lesní porost
15. OL – okraj lesa
16. LL – listnatý les
17. SL – smíšený les
18. JL – jehličnatý les
19. M – samec
20. F – samice
21. N – nymfa
22. L – larva