

**TARTU ÜLIKOOL**  
**ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT**  
**ZOOLOOGIA OSAKOND**  
**LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL**

**Marion Kade**

**PUUKIDEGA KOKKUPUUTE JA  
HAIGESTUMISE TÕENÄOSUST  
MÕJUTAVAD TEGURID  
ERINEVATES ELUPAIKADES**

Bakalaureusetöö

Juhendajad: Toomas Esperk, Tuul Sepp

**TARTU 2025**



## **INFOLEHT**

### **EESTI KEELES**

#### **Puukidega kokkupuute ja haigestumise tõenäosust mõjutavad tegurid erinevates elupaikades**

Bakalaureusetöö annab teaduskirjanduse põhjal ülevaate sellest, millised keskkonna- ja elupaigatingimused mõjutavad puukide levikut ja arvukust ning haiguste, eelkõige puukborrelioosi, riski looduslikes, poollooduslikes ja linnakeskkondades.

Töö keskendub puukide bioloogiale, neile sobivatele elupaikadele ning peremeesorganismide, kliimatingimuste ja haljastuse rollile. Arvesse võetakse ka linnaruumi eripärasid ning vaadeldakse, millistes tingimustes võib puugioht olla suurem.

Puukidega kokkupuute tõenäosus sõltub paljude tegurite koosmõjust, kuid kuivemates ja hooldatud linnapiirkondades on risk üldiselt väiksem. Teadlik käitumine ja läbimõeldud rohealade kujundamine aitavad riske vähendada, toetades samal ajal elurikkust.

Märksõnad: puugid, puukborrelioos, elupaigad, linnakeskkond, elurikkus, haiguslevik, ennetus

CERCS: B160 – Ökoloogia

### **IN ENGLISH**

#### **Factors influencing the likelihood of tick encounters and infection in different habitats**

This bachelor's thesis provides a literature-based overview of environmental and habitat factors influencing tick distribution and the risk of tick-borne diseases, particularly Lyme disease, across natural, semi-natural and urban environments.

The thesis focuses on tick biology, preferred habitats, host species, climate conditions, and the role of green space maintenance. Urban-specific conditions are also discussed to identify where tick risks may be higher.

Although the risk of encountering ticks is lower in dry and well-maintained urban areas, caution is still advised, especially in moist and shaded spaces. Informed behaviour and well-designed green infrastructure can help reduce risks while preserving biodiversity.

**Keywords:** ticks, Lyme disease, habitats, urban environment, biodiversity, disease transmission, prevention

**CERCS:** B160 – Ecology

## SISUKORD

1. Sissejuhatus .....	6
2. Metoodika.....	8
2.1. Otsinguloogika, märksõnade valik ja kasutatud andmebaasid .....	8
2.2. Generatiivse tehisintellekti kasutamine .....	8
3. Võsapuugi ( <i>Ixodes ricinus</i> ) ja laanepuugi ( <i>I. persulcatus</i> ) levila.....	10
4. <i>Ixodes</i> puukide üldbioloogia, arenguetapid ja elutsükkel.....	12
5. Kriitilised tegurid puukide elutsükliks .....	16
5.1. Peremeesorganismid.....	16
5.2. Suhteline õhuniiskus.....	17
5.3. Temperatuur.....	18
5.4. Taimkate .....	19
6. Puukide aktiivsuseperiood ja peremeesorganismi otsing.....	19
6.1. Puukide aktiivsuseperiood.....	20
6.2. Peremeesorganismi otsingukäitumine .....	21
7. Elupaigad .....	23
7.1. Looduslikud elupaigad .....	23
7.2. Poollooduslikud elupaigad ja linnalised elupaigad .....	23
7.3. Puukide levik linnakeskkonda ja rohevõrgustiku roll .....	24
8. Linnalise elurikkuse arendamine ja strateegiline tähtsus .....	26
9. Haljastuse ja hooldustööde mõju linnakeskkonnas .....	27
10. Puukide kogumise meetodid ja andmete usaldusväärsus .....	28
11. Puukide poolt levitatavad haigused .....	30
11.1. Puukborreliooosi põhjustajad ja edasikandumise mehhanism.....	30
11.2. Borreliooosi levimus puukide seas ja nakatumismäärad .....	31
12. Risk haigestuda puukborreliooosi .....	33
13. Ettevaatusabinõud puukidega levivate haiguste vältimiseks.....	35

14. Järeldused .....	37
Kokkuvõte .....	39
Summary.....	40
Tänuavaldus.....	41
Kasutatud kirjandus .....	42
Internetiallikad .....	45

## 1. SISSEJUHATUS

Puugid (*Ixodidae*) on sääskede järel kõige olulisemad inimestele haigusi levitavad vektorid, mistõttu kujutavad nad endast tõsist ohtu rahvatervisele (Kjellander et al. 2021). Eestis on levinud puugiliigid võsapuuk (*Ixodes ricinus*) ja laanepuuk (*Ixodes persulcatus*), kes on võimelised levitama mitmeid haigusi, sealhulgas puukborrelioosi ja puukentsefaliiti (Internet 1, 2025). Eestis võib leida ka teisi perekonna *Ixodes* puuke, nt *Ixodes trianguliceps* ((Vikentjeva et al. 2021). Viimastel aastakümnetel on linnastumine, elupaikade killustumine ja kliimamuutused toonud kaasa muutusi elurikkuses ning puukide levikus, muutes küsimuse puugiohust aktuaalseks ka linnakeskkonnas (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Vikentjeva et al. 2024). Rohevõrgustike ja elurikkuse säilitamine on küll keskkonnasäästliku linnaplaneerimise eesmärgid, kuid nende kõrval kerkib üha enam esile vajadus hinnata, kas ja kuidas mõjutavad need ka haigusetekitajate levikut (Heylen et al. 2019; Hansford et al. 2023).

Kuigi on teada, et puuke võib esineda ka linnades – näiteks parkides, koduaedades ja haljasaladel –, on teadmised nende leviku tingimustest ebapiisavad ja sageli kohaspetsiifilised. Uuringute tulemused varieeruvad osaliselt seetõttu, et “linnaline roheala” võib tähendada väga erinevaid biotoope, alates tugevalt hooldatud murualadest kuni poollooduslike metsaservadeni (Pangrácová et al. 2013; Hansford et al. 2022). Lisaks kasutatakse puugitiheduse hindamiseks erinevaid meetodikaid ja andmeesituse vorme, mis raskendab tulemuste võrdlemist ja üldistamist (Salomon et al. 2020; Fabri et al. 2024). Seetõttu tuleb järelduste tegemisel alati arvesse võtta kohalikku konteksti ja rakendada kriitilist lähenemist.

Bakalaureusetöö eesmärk on anda teaduskirjandusele tuginedes ülevaade teguritest, mis mõjutavad puukide arvukust ja puukborrelioosi levikut erinevates elupaikades, sealhulgas linnakeskkonnas. Töö keskendub viiele võrdselt olulisele eesmärgile:

- kirjeldada puukide üldbioloogiat ja elutsüklit koos nendega seotud keskkonnatingimustega;
- analüüsida peremeesorganismide rolli puukide levikus ja elupaigavalikus;
- selgitada, millised looduslikud, poollooduslikud ja linnalised elupaigad toetavad või takistavad puukide populatsioonide püsimist;
- hinnata erinevate haljastuse ja hooldustööde mõju puukide esinemissagedusele linnakeskkonnas;

- võrrelda puugiloenduse meetodeid ning hinnata nende sobivust linnabiotoopide uurimiseks ja kokkupuuteriski kaardistamiseks.

Kõik töö osad toetavad nende eesmärkide täitmist, et järeldada, millistes tingimustes on linnakeskkonnas puugioht suurim ning milliste võtetega oleks võimalik riski leevendada rohealade planeerimisel. Lisaks loob töö aluse riskihindamisele ja teadlikumale rohevõrgustiku kujundamisele, mis arvestab korraga nii elurikkuse edendamise kui ka rahvatervise aspektidega.

## 2. METOODIKA

### 2.1. Otsinguloogika, märksõnade valik ja kasutatud andmebaasid

Kirjanduse valikul lähtusin eesmärgist leida eelkõige viimase kümne aasta (2014-2024) jooksul avaldatud kvantitatiivseid uuringuid ja ülevaateartikleid, mis käsitleksid puukide arvukust ning selle muutumist erinevates keskkonnatüüpides, eriti linnalistel rohealadel. Lisaks võtsin vaatluse alla teaduskirjanduse, mis käsitles puukide bioloogiat, nende poolt levitatavaid haigusi ja nakatumismäärasid.

Otsingu täpsustamiseks koostasid märksõnade süsteemi ning kasutasid kombineeritud otsingufraase nagu *tick biology*, *tick life cycle*, *tick distribution AND Europe* ja *tick population dynamics AND urban*, *tick AND vegetation height*, *tick AND landscape management*. Märksõnade valimisel lähtusin töö uurimisküsimustest ning välistasin üldisemaid või teemast kõrvale kaldunud artikleid. Näiteks andis märksõna *Ixodes vegetation height* ScienceDirecti andmebaasis 259 tulemust, kuid valdav osa töödest keskendus puukide looduslikele elupaikadele ega pakkunud palju ainet käesoleva töö jaoks. Mõnel juhul otsisin sihipäraselt ka värskemaid artikleid konkreetsete aspektide kohta, näiteks haigestumismäärad Eestis või hiljutised muutused puukide levilas seoses kliimamuutustega.

Kasutatud andmebaasid olid üldjuhul ScienceDirect ja Web of Science, mis pakuvad usaldusväärset ligipääsu ökoloogia, bioloogia, keskkonnateaduste ja rahvatervise valdkonna artiklitele. Eelistatud olid süstemaatilised ülevaated ja puugiloenduste üksikuurimised Eesti kliimale sarnastel aladel. Lisaks kasutasid artiklite omavahelisi viiteid, lugedes edasi artikleid, millele olid viidanud minu esmase valiku tööd, ning kaasasin neist sobivad allikad oma bakalaureusetöösse.

### 2.2. Generatiivse tehisintellekti kasutamine

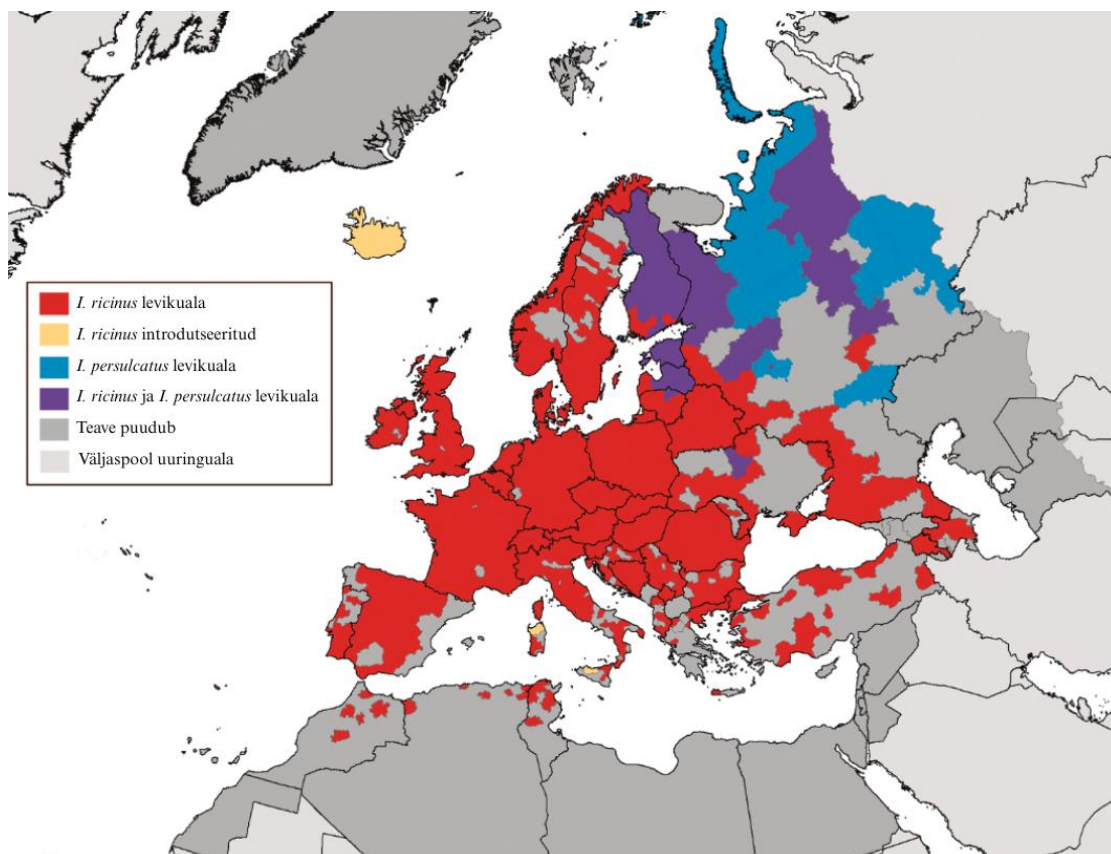
Töö kirjutamise käigus kasutasid OpenAI tekstirobotit ChatGPT (GPT-4, 2024) ideede struktureerimise ja ülesehituse täpsustamise eesmärgil. Töö koostamisel lähtusin põhimõttest, et teadustöö keskmes on küsimus ja vastus ning kogu sisu peab toetama seda telge. Samuti kontrollisin enda loodud teksti sidusust ja loogilist sujuvust.

ChatGPT-d kasutasid ka enda koostatud tekstide sõnastuse täpsustamiseks ja kokkuvõtete tegemiseks, säilitades alati autorluse ja sisulise kontrolli. Kasutatud väljundit muutsid vastavalt töö eesmärgile ja keelekasutusele, et tagada akadeemiline korrektsus.

### 3. VÕSAPUUGI (*IXODES RICINUS*) JA LAANEPUUGI (*I. PERSULCATUS*) LEVILA

Võsapuuk on levinud terves Euroopas, kuid esineb hajusamalt Lõuna-Euroopas (Wielinga et al. 2006; Kahl ja Gray 2023). Laanepuugi levila ulatub Fennoskandiast kuni Jaapanini, hõlmates Ida-Euroopat ja parasvöötme alasid Aasias (Pakanen et al. 2020; Korenberg et al. 2021; Wang et al. 2023).

Ida-Euroopas kattuvad võsapuugi ja laanepuugi levikualad ning mõlemat liiki leidub Eestis (Joonis 1). Perekonna *Ixodes* puuke leidub küllaldaselt Baltimaades (Mäkinen et al. 2003; Schotthoefler ja Frost 2015; Chrdle et al. 2016). Eestis on ulatuslikke piirkondi, kus leidub mõlemaid liike samaaegselt (Žygutienė et al. 2008).



Joonis 1. Võsapuugi (*Ixodes ricinus*) ja laanepuugi (*Ixodes persulcatus*) levik 2022 aastal, mis näitab ulatuslikke piirkondi, kus mõlemad liigid esinevad (Kahl ja Gray 2023).

Mõlemad liigid parasiteerivad sarnastel peremeesorganismidel ning on võimelised vahetama erinevaid patogeene (Žygutienė et al. 2008; Kahl ja Gray 2023). Kuigi mõlemad liigid toituvad sarnastel peremeesorganismidel, on nad kohastunud erinevate

biotoopidega: võsapuuki seostatakse lehtpuu- ja segametsadega ning laanepuuki külmade ja märgade okaspuumetsadega (Kahl ja Gray 2023).

Mõlema liigi levikuala on viimastel aastakümnetel nihkunud, eriti seoses kliimamuutustega. Võsapuugi levik on liikunud põhja ja ida poole, mida seostatakse ühelt poolt globaalse temperatuuritõusuga ning teiselt poolt selle liigi võimega muneda juba alates 4–5 °C juures sõltumata aastaajast (Kahl ja Gray 2023). Rootsis ja Norras on võsapuugi levikupiir viimase 40 aasta jooksul nihkunud põhja suunas ligikaudu 100 kilomeetrit. Rootsi näitel on teada, et leviku põhjapoole laienemine ei ole tingitud üksnes pehmematest talvedest, vaid ka peremeesorganismide arvukuse kasvust nendes piirkondades (Jaenson et al. 2012). On alust arvata, et võsapuugi levikuala laienemine toimub osaliselt laanepuugi arvelt, sest esineb eelistatud elupaikade kattuvust. Laanepuuk on Fennoskandiasse jõudnud viimaste aastakümnete jooksul ning tema esinemispiirkond on laienenud loode- ja põhjasuunas, sealhulgas Loode-Soome ja Ida-Rootsi aladele (Pakanen et al. 2020).

#### 4. *IXODES* PUUKIDE ÜLDBIOLOOGIA, ARENGUETAPID JA ELUTSÜKKEL

Kõik puugid, sealhulgas kõvakeсталiste puukide perekonna *Ixodes* esindajad võsapuuk ja laanepuuk, on obligatoorsed selgroogsete loomade ektoparasiidid ning neid iseloomustab kompleksne elutsükkel (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Puukide areng ja toitumiskäitumine on tihedalt seotud keskkonnatingimustega ning sobivate peremeesorganismide olemasoluga (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Arenguetappide ajastus ning kestus, aktiivsusperioodid ja toitumisstrateegiad võivad varieeruda sõltuvalt kliimast, elupaigast ja liigispetsiifilistest omadustest (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014).

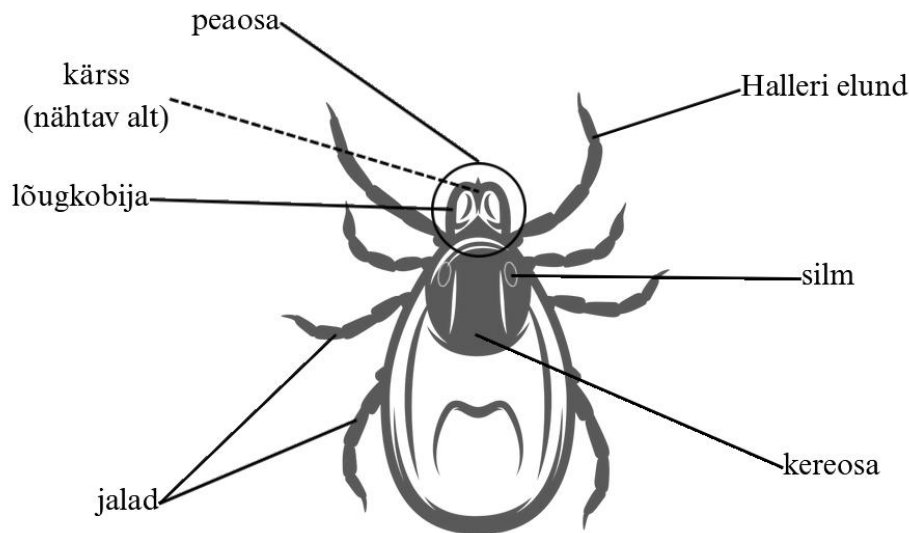
Kõvakeсталiste puukide areng järgib üldist ämblikulaadsete (*Arachnida*) arengustrit: esmalt koorub munast kolme jalapaariga kuni 1 mm suurune vastne, vastne areneb nelja jalapaariga kuni 2 mm suuruseks nümfi ning viimasena nümf areneb nelja jalapaariga kuni 3 mm isaseks või kuni 4 mm suuruseks emaseks valmikuks (Joonis 2) (Greenfield 2011; Houseman 2013; Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Chrdle et al. 2016). Puukide arengutsükli keerukus seisneb passiivsete ja aktiivsete, peremeesorganismi otsivate, etappide vaheldumises (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Igas aktiivses faasis (vastne, nümf, valmik) vajab puuk verepõhist toidukorda, et kestuda vastavalt nümfi ja valmikuks või valmikuna saada vajalikke ressursse paaritumiseks ja munemiseks (Houseman 2013; Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kjellander et al. 2021).



Joonis 2. *Ixodes* perekonna puukide arenguetapid ja ligikaudsed suurused (Internet 2, 2022).

Puugi kehaehitus jaguneb kaheks põhiosaks: peaosaks (*capitulum*) ja kereosaks (*idiosoma*) (Joonis 3). Kõvakeсталistel puukidel ulatub peaosast kereosast ettepoole ja on ülalt vaadeldav. Peaosas kuuluvad lõugkobijad (palpid) ja kärss (hüpostoom), mis jääb ülalt vaadeldes lõugkobijate varju. Puugi kereosa hõlmab silmi, jalgu ning hingamis-

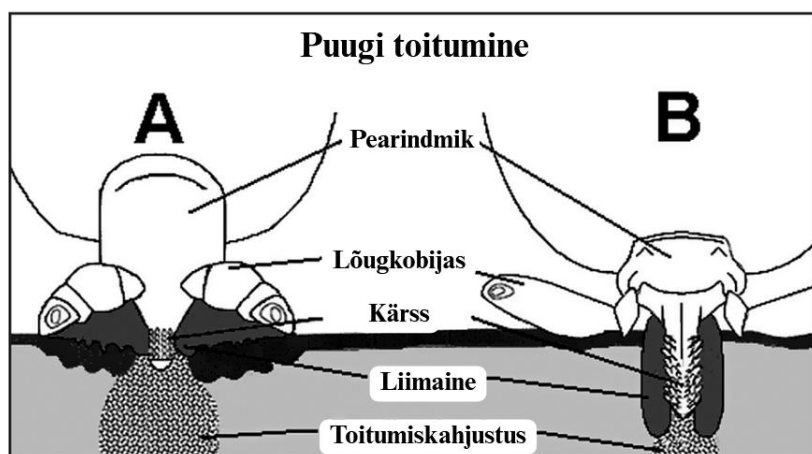
seedimis- ja sigimiselundeid (Houseman 2013). Puukide esimese jalapaari tipmistel lülidel paikneb unikaalne Halleri elund - väike kapslikujuline struktuur, mis sisaldab soojuse-, niiskuse- ja keemilise taju retseptoreid (Houseman 2013; Salomon et al. 2020; Zhang 2024). Halleri elundi abil suudab puuk tajuda peremeesorganismide liikumist ning tuvastada õhust feromoonide ja lõhnasignaale (Houseman 2013; Zhang 2024).



Joonis 3. *Ixodes* perekonna puukide lihtsustatud kehaehitus.

Peremeesorganismi varitsedes ronivad puugid taimestikul kõrgemale ja liigutavad oma eesmisi jalgu vabalt õhus, kasutades Halleri elundeid keskkonناسignaalide tuvastamiseks — see käitumine sarnaneb putukate tundlate tegevusele (Zhang 2024). Samade eesmistel jalgade abil haarab puuk mööduvast sobivast peremeesorganismist kinni ning liigub seejärel instinktiivselt ülespoole, et leida kaitstum ja sobivam koht toitumiseks (Houseman 2013; Salomon et al. 2020; Kahl ja Gray 2023).

Toitumiseks lõikab puuk peremehe nahka kärsa koosseisus olevate lõugtundlatega (*chelicerae*) avause ja sisestab seejärel tekkinud haava terve kärsa (Joonis 4) (Houseman 2013). Pärast kärsa sisestamist eritavad süljenäärmed tsemendilaadset liimainet, mis fikseerib kärsa kindlalt naha külge. Kui liimaine pole veel tahkunud, võib puuk toitumiskohta vahetada, kuid pärast täielikku kinnitumist jääb ta paigale kuni eemaldamise või toidukorra lõpetamiseni (Houseman 2013).



Joonis 4. Puugi kärsa kinnitumine peremehe nahale: a – liimaine eritamine läbi haava, b – kärsa täielik kinnitumine (Houseman 2013).

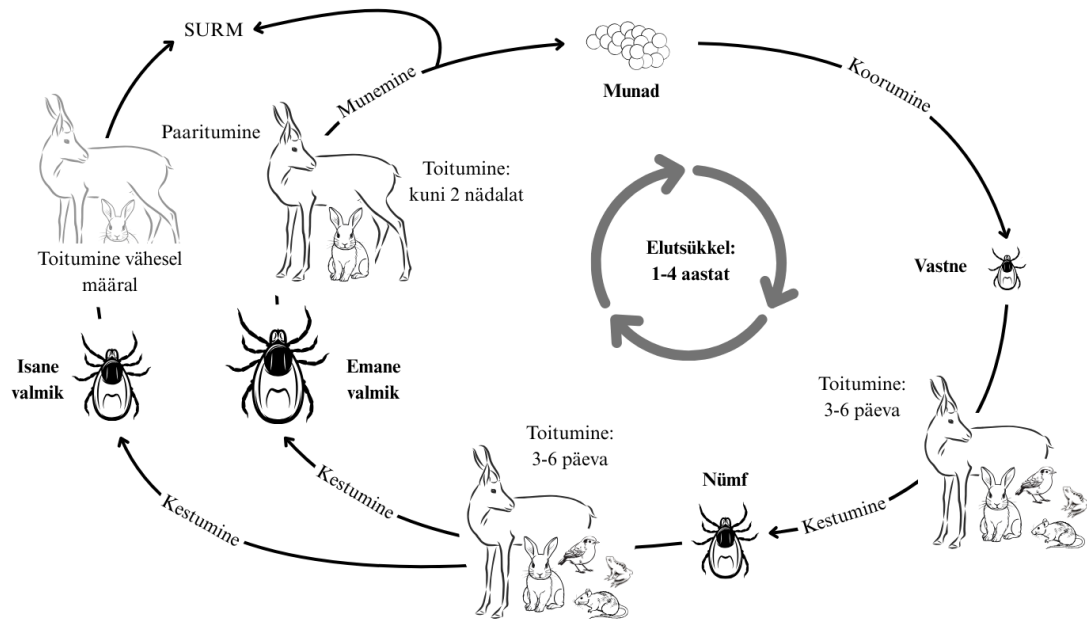
Vastsed ja nümfid toituvad üldiselt peremeesorganismil kolm kuni kuus päeva ning emased valmikud kuni kaks nädalat (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Isane valmik toitub vähem kui emane valmik ja viibib peremeesorganismil paarilise leidmiseks (Houseman 2013; Kahl ja Gray 2023). Võsapuuk võib paarilise leidmiseks viibida peremeesorganismil pikemat aega ning võib teha mitu väikest toidukorda (Kahl ja Gray 2023). Enamuse oma elust (üle 90%) veedab perekonna *Ixodes* puuk peremehest eemal (Crooks ja Randolph 2006; Houseman 2013; Kahl ja Gray 2023).

Peale toitumist laseb puuk peremeesorganismist lahti ning otsib varju niiskes ja jahedas mikrokliimas, tavaliselt taimestiku allosas mullas ja varises (Houseman 2013). Mis tegurid vallandavad *Ixodes* perekonna esindajaid peremehest lahti laskma, ei ole täpselt teada, kuid on selge, et irdumine ei toimu juhuslikult (Kahl ja Gray 2023).

Toitunud vastsed ja nümfid arenevad peale diapausi järgmisse arenguetappi (vastavalt nümfiksi või valmikuks) ning emane valmik muneb tuhandeid mune (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023). Toitumisjärgse kestumise alustamine peale diapausi võib võsapuugi vastsetel ja nümfidel võtta aega mitmest nädalast kuni mitme kuuni, sõltuvalt toidukorra ajastusest (nt kevad või suvi) (Kahl ja Gray 2023). Peale kestumist hakkab puuk otsima uut peremeesorganismi toitumiseks (Estrada-Peña et al. 2013; Kahl ja Gray 2023).

Areng munast valmikuks võib kesta ühest kuni nelja aastani, sõltuvalt kliimatingimustest ja peremeesorganismide kättesaadavusest (Joonis 5). Üldiselt siiski peetakse perekonna *Ixodes* puukide tüüpiliseks elutsükli pikkuseks umbes kaks aastat (Estrada-Peña ja De La

Fuente 2014; Schotthoefler ja Frost 2015; Kahl ja Gray 2023). Puukide arenguetappide ajastus ja elutsükli kogukestus on tugevalt varieeruvad (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Puugi lõplik elutsükli pikkus sõltub sellest, missugune energiavaru saadi viimasest veretoidust ning kuidas neid varusid kasutati keskkonnamõjude tõttu (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014).



Joonis 5. Perekonna *Ixodes* tüüpiline elutsükkel ja arenguetapid. Areng munast valmikuks võib kesta 1-4 aastat. Munadest kooruvad vastsed, kes toituvad 3-6 päeva, seejärel kestuvad nümfadeks. Nümfid toituvad samuti 3-6 päeva, seejärel kestuvad valmikuteks. Isane valmik toitub vähesel määral ning on peremeesorganismil eelkõige paarilise leidmiseks. Emane valmik toitub kuni kaks nädalat ning peale tootumist muneb munad. Elutsükkel lõppeb peale reproduktsiooni eesmärgi täitmist (Houseman 2013; Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Schotthoefler ja Frost 2015; Kahl ja Gray 2023). Joonis kohandatud Herrmann ja Gern (2015) järgi.

## 5. KRIITILISED TEGURID PUUKIDE ELUTSÜKLIS

### 5.1. Peremeesorganismid

Puukide ellujäämiseks on hädavajalikud selgroogsetest peremeesloomad, kellelt nad saavad elutsükli jooksul vajalikke veretoite sigimiseks ja arenguks, kasutades erinevaid peremeesorganisme vastse-, nümfi- ja valmikujärgus (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Schotthoefer ja Frost 2015; Kjellander et al. 2021). Sobivad peremeesorganismid on suur- ja pisiimetajad, linnud ning kahepaiksed (Estrada-Peña et al. 2015; Kahl ja Gray 2023).

Vastsed ja nümfid on oma väga väikese kehamahu tõttu eriti tundlikud veekao suhtes ning eelistavad seetõttu maapinna lähedal asuvaid niiskemaid mikroelupaiku (Houseman 2013). Sellest tulenevalt satuvad nad sagedamini kokku maapinnal liikuvate või toituvate organismidega, nagu väikeloomad ja maapinnal toimetavad linnud (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Hansford et al. 2023). Valmikud seevastu ronivad kõrgemale taimestikule, kus neil on suurem tõenäosus sattuda suuremate imetajate külge (Houseman 2013).

Võsapuugi vastsed ja nümfid ei ole valivad peremeesorganismi suhtes – teda on leitud üle 300 liigi selgroogsete pealt, sealhulgas imetajatelt, lindudelt ja kahepaiksetelt (Kahl ja Gray 2023). Vastsed esinevad valdavalt väikestel selgroogsetel, kuid nümfe leitakse erineva suurusega peremeesorganismidelt (Mysterud et al. 2021). Valmikud vajavad sigimiseks veretoitu keskmistelt või suurtelt peremeesorganismidelt (Mysterud et al. 2021; Kahl ja Gray 2023).

Laanepuugid suudavad toituda mitmesugustelt imetajatelt ja lindudelt ning mõningatel juhtudel ka roomajatelt (Uspensky 2016). Reeglina toituvad vastsed väikestel imetajatel, nagu hiired ja karihiired, samas kui nümfe leitakse sagedamini oravatelt, siilidelt ja maapinnal tegutsevatelt lindudelt (Uspensky 2016). Laanepuugi nümfid harva toituvad suurematel peremeestel, sh inimestel (Pakanen et al. 2020). Valmikute peamised peremehed on hirvlased nagu näiteks põder (*Alces alces*) ja metsakits (*Capreolus capreolus*) (Pakanen et al. 2020).

Mitte kõik peremeesorganismid ei ole puugile sobivad – isegi kui kontakt toimub. Näiteks võsapuugi vastsed ja nümfid ei suuda üldiselt kinnituda toitumiseks punarebasele (*Vulpes vulpes*) ning tundub, et see kehtib ka osade teiste karnivooride osas (Kahl ja Gray 2023).

Vestby maakonnas (Norra) läbiviidud uuring, mis toetas Madalmaades läbiviidud uuringut, näitas, et mägrale (*Meles meles*) oli kinnitunud vähe võsapuuke arvatavasti nende väga paksu naha tõttu (Mysterud et al. 2021). Punarebane (*Vulpes vulpes*) näib olevat võsapuukidele ebasobiv peremees, kuna paljud uuringud on kinnitanud naha alla jäänud surnud või lagunevate puukide suurt osakaalu, mis viitab võimalikule immuunkaitsele peremehe poolt (Mysterud et al. 2021).

Mõlema liigi puhul on valmikutele peremeesorganismidena eriti olulised hirvlased, kes toetavad puugipopulatsioonide püsimist (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Schotthoefer ja Frost 2015; Heylen et al. 2019; Kahl ja Gray 2023). Inimene ei ole puukide sihtperemees, vaid juhuslik peremees (Ogden et al. 2015; Schotthoefer ja Frost 2015).

Puugid on väikesed, lennuvõimetus organismid, kelle aktiivne liikumisvõime on väga piiratud – nende tegevuspiirkond võib piirduda vaid mõne ruutmeetriga (Kjellander et al. 2021). Seetõttu ei ole peremeesorganismid puukide jaoks olulised üksnes toitumiseks, vaid ka primaarsed võimalikud liikumis- ja levimisvahendid. Just peremeeste liikumistrajektorid ja elupaikade omavaheline sidusus määravad, kas puugid saavad levida uutesse sobivatesse elupaikadesse ja moodustada seal elujõulisi populatsioone (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kjellander et al. 2021).

Lisaks peremeesorganismidele, kes on vajalikud puukide arenguks, on teada ka mitmeid looduslikke vaenlasi. Puukide peamisteks looduslikeks vaenlasteks peetakse üldiselt linde (Samish ja Rehacek 1999). Kindlalt on teada, et puuke söövad karihiired, hiirte puhul on tõendid pigem kaudsed; lisaks võivad neid süüa ka ämblikud ja konnad (Samish ja Rehacek 1999).

## **5.2. Suhteline õhuniiskus**

Pärast igat toitumist on puuk peremeesorganismist sõltumatu ning sel perioodil mõjutavad tema ellujäämist keskkonnatingimused (Schotthoefer ja Frost 2015). Puugid peavad ellu jäämiseks säilitama oma keha veetasakaalu ning puukide suremus on seotud õhuniiskusega – nad on väga tundlikud ärakuivamise osas (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Herrmann ja Gern 2015). Puukide kehas toimub vältimatu veekaotus jääkainete väljutamise, gaasivahetuse ning läbi kesta eralduva veeauru tõttu (Boehnke et al. 2015), kui suhteline õhuniiskus on alla puukidele soodsa 80% (Greenfield 2011; Schotthoefer ja Frost 2015; Kahl ja Gray 2023). Mittetoitunud ning ka mõned toitunud puugid on

võimelised kompenseerima keha veekaotust aktiivse veeauru omastamisega, kui ümbritseva õhu suhteline õhuniiskus ületab teatud läve ehk kriitilise piiri (Crooks ja Randolph 2006; Boehnke et al. 2015).

Seetõttu on puukide levik seotud piirkondadega, kus esineb mõõdukas kuni suur sademete hulk, hea mulladrenaaž ja piisav taimkate (Schotthoefler ja Frost 2015). Linnalisi alasid iseloomustab kuivem keskkond, kuna betoonpinnad, sillutised ja killustik ei ima vett ega eralda niiskust õhku tagasi, muutes sellise keskkonna puukidele ebasoodsaks (Heylen et al. 2019). Madala õhuniiskuse korral peavad puugid enda peremeesorganismi otsingutegevused limiteerima alumisele taimestikukihile, et minimeerida veekadu (ja vastupidi). See mõjutab missuguseid peremeesorganisme puuk võib kohata (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014).

### **5.3. Temperatuur**

Temperatuur reguleerib puukide arengukiirust (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Boehnke et al. 2015). Võsapuugi arengukünnise alampiir jääb erinevate allikate põhjal ligikaudu 7–10 °C vahele (Kahl ja Gray 2023). Võsapuugi emane valmik hakkab munema alates 4–5 °C juures ning võib soodsatel temperatuuridel muneda järjest 2000 kuni 3000 muna. Kui temperatuur langeb alla selle piiri, peatub munemine kuni sobivad tingimused taastuvad (Kahl ja Gray 2023). Laanepuukide jaoks on mais ja juunis esinevad temperatuurid üle 15 °C vajalikud stabiilseks veretoidu seedimiseks ja toitainete talletamiseks (Wang et al. 2023).

Temperatuur mõjutab lisaks puukide arengukiirusele ka nende ellujäämist, kuna see määrab suuresti ümbritseva õhu niiskustaseme. Kuumad ja kuivad suved on kahjulikud võsapuugile, sest suureneb ära kuivamise oht (Kahl ja Gray 2023). Talviste pikkade külmaperioodide mõju puukide arvukusele on samuti negatiivne (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023). Eriti tugevalt mõjub külm siis, kui puudub kaitsev lumekate, mis tavaliselt loob stabiilse mikrokliima ja hoiab elupaiga niiskust (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023).

Laanepuugi emane valmik muneb peale kevad-suvist toitumist ning munad kooruvad samal aastal enne talve tulekut. Laanepuugi toitunud emane valmik ega munad ei ole võimelised üle elama talveperioodi (Kahl and Gray 2023). Võsapuugi nii toitunud emane valmik kui ka munad on võimelised üle elama talveperioodi (Kahl ja Gray 2023).

#### **5.4. Taimkate**

Taimkatte mikrokliima on oluline tegur, mis reguleerib puukide populatsioonide arvukust (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Varisenud lehtede kiht aitab säilitada ühtlast niiskust ja temperatuuri ka kuivadel või külmadel perioodidel (Herrmann ja Gern 2015; Kahl ja Gray 2023). Samuti on leitud, et paksem mättakiht suurendab vett säilitavat võimet ja pakub rohkem varjepaiku, mis tõstab puukide elumust (Greenfield 2011).

Lisaks niiskustaseme reguleerimisele aitab taimkate vähendada kuivamisohtu ka kaudselt – tihe taimestik ja puuvõrade vari takistavad tuule liikumist, vähendades küllastumatusastet ja võimaldades puukidel tõhusamalt peremeest varitseda (Dobson et al. 2011). Madala ja hõreda taimkattega aladel, eriti kui need on päikesele avatud, ei pruugi vajalikku mikrokliimat tekkida, mistõttu sellistes elupaikades esineb puuke vähem (Herrmann ja Gern 2015; Hansford et al. 2017, 2023).

Ühe allika kohaselt määravad puukide esinemist mõjutava mikrokliima peamiselt rohu kõrgus ja õhuniiskus (Greenfield 2011). Inglismaal läbiviidud uuring viitas, et lühike murukate – isegi metsa servas – on puukidele üldiselt vähem soodne elupaik kui kõrgema taimestikuga põõsastik, kuid siiski ei ole põhjendatud eeldada, et sellistes kohtades, kus inimesed sageli viibivad, puugid täielikult puuduksid (Dobson et al. 2011).

Samuti tuleb arvesse võtta, et taimkate mõjutab peremeesorganismide ligitõmbavust. Metsad, võsastikud ja niisked rohumaad meelitavad ligi arvukalt peremeesorganisme, sh närilisi, metskitsi, siile ja maapinnal toituvad linde – kõik olulised puukide toitjad (Dobson et al. 2011; Borşan et al. 2020). Haljastatud alad üldiselt piiravad peremeesorganismide püsimist, kuid linnakeskkondades võivad puugipopulatsioone toetada väikeimetajad nagu siilid ja närilised (Borşan et al. 2020).

### **6. PUUKIDE AKTIIVSUSPERIOOD JA PEREMEESORGANISMI OTSING**

Puukide aktiivsuse ajastus ja nende peremeesorganismi otsingukäitumine sõltuvad otseselt keskkonnatingimustest, eeskätt temperatuurist, niiskusest ja valgusrežiimist (Kjellander et al. 2021). Need tegurid mõjutavad nii puukide arengujärgkude vaheldumist kui ka nende igapäevast liikumist vegetatsioonis. Mitmed empiirilised uuringud on kinnitanud, et puukide aktiivsusperiood ja toitumiseks vajaliku peremehe otsimine on

tugevalt seotud nii aastaajast tulenevate muutustega kui ka kohaliku mikrokliimaga (Dobson et al. 2011; Estrada-Peña et al. 2015; Kjellander et al. 2021).

Puugid veedavad suure osa oma elutsüklist taimkatte alumistes kihtides mitteaktiivsena, olles valmis varitsuskäitumiseks vaid siis, kui välised tingimused muutuvad sobivaks (Houseman 2013; Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Aktiivsust käivitab kindel kombinatsioon temperatuurist, suhtelisest õhuniiskusest ja päevapikkusest. Soodsa hetke saabumisel liiguvad puugid vegetatsioonis kõrgemale ning alustavad toidukorra otsimist (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Käesolevas peatükis käsitletakse esmalt puukide hooajalist aktiivsuseperioodi ning seejärel täpsemalt nende käitumist peremeesorganismi otsingul.

### **6.1. Puukide aktiivsuseperiood**

Kuigi pärast puukborrelioosi tõve avastamist on tehtud palju uuringuid puukide elutsükli mõistmiseks, on hooajalise aktiivsuse mustrid endiselt ebaselged või teadmised nende kohta puudulikud. Segadust tekitab asjaolu, et erinevate arengujärgude aktiivsus varieerub sõltuvalt kliimast ja geograafilisest asukohast (Schotthoefer ja Frost 2015).

Puugid muutuvad aktiivseks pärast arengujärguga seotud pausi või diapausi lõppu – see juhtub siis, kui keskkonnatingimused, eeskätt temperatuur ja niiskus, muutuvad nende jaoks sobivaks ning on vaja leida uus peremeesorganism toitumiseks (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023). Parasvöötmes ilmneb puukide suurim aktiivsus tavaliselt kevadel, kui temperatuuritõus kiirendab eelmise arengufaasi lõppu ja soodustab järgmise toitumisjärgu algust (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Kliimamuutustest tingitud globaalne soojenemine on venitanud *Ixodidae* sugukonna kuuluvate puukide aktiivsuseperioodi põhjaaladel pikemaks (Pakanen et al. 2020; Gilbert 2021) ja arvatavasti muudab varasemaks aktiivsuseperioodi alguse (Nuttall 2022).

Puukide aktiivsuse tekkeks on vaja teatud miinimumtemperatuuri, mis võib varieeruda liigiti ja keskkonnatingimustest sõltuvalt. Võsapuugi aktiivsuseks vajalik temperatuurilävi on hinnanguliselt 7 °C (Hansford et al. 2022), kuid teistes allikates on lävendiks pakutud ka 10 °C (Kahl ja Gray 2023). Laanepuugid muutuvad aktiivsemaks, kui päevased temperatuurid ulatuvad vähemalt 9 °C (Pakanen et al. 2020).

Võsapuugi mittetoitunud valmikud on suuremal osal oma levikualal aktiivsed märtsist kuni oktoobrini või isegi novembrini. Kesk- ja Põhja-Euroopas on võsapuugi aktiivsus

suurim aprillist juulini, kuid on sõltuv ilmast ja elupaigatüübist (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023). Aktiivsusperiood on hilisem ja pikem metsades kui avaramates elupaikades (Kahl ja Gray 2023). Vahel esineb teine aktiivsusperiood sügisel, kui soe sügis on võimaldanud kestumise lõpetada ning kevadel toitunud vastsed on arenenud nümfideks ning nümfid valmikuteks ja nad hakkavad otsima uut toidukorda (Kahl ja Gray 2023). Sügisene aktiivsusperiood võib ka esineda, kui suvised ebasoodsad kliimatingimused, nagu kuivus, taanduvad (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023).

Tavapärastelt suureneb laanepuukide aktiivsus kevadel ja saavutab kiiresti haripunkti aprillis–mais, millele järgneb peremeheotsingu järkjärguline vaibumine suve jooksul ja mõnel juhul kuni sügiseni (Uspensky 2016). Seda toetab Oulu piirkonnas (Soome) läbiviidud uuring, kus puukide aktiivsuse tipp saabus mais, millele järgnes järkjärguline langus, kuni septembris aktiivsust ei täheldatud (Pakanen et al. 2020). Valmikud on aktiivsed aprillist juulini ning suvel munetud munad kooruvad enne talve saabumist (Kahl ja Gray 2023).

## **6.2. Peremeesorganismi otsingukäitumine**

Puukide peremeesorganismide otsing on aktiive käitumisfaas, millal puuk liigub oma vahetus ümbruses taimkatte sees vertikaalselt, vastavalt niiskustingimustele ja oma arengustaadiumile, lootuses leida peremeesorganismi (Herrmann ja Gern 2015; Uspensky 2016). Seetõttu on puugid tundlikud mikrokliimale ehk temperatuurile ja niiskusele, mis jääb risu ja varitsuskõrguse vahele. Tuleb arvestada, et kõik ilmastikutingimuste mõõtmised üle kahe meetri maapinnast toodavad tõenäoliselt ebausaldusväärsed seosed kliima ja puukide aktiivsuse vahel (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014).

Kui mikrokliima on piisavalt niiske ja temperatuur mõõdukas, liiguvad puugid taimkattes kõrgemale, et varitseda suuremaid peremeesorganisme. Kõrge suhteline õhuniiskus võimaldab puugil kauem kõrgemal peremehe möödumist oodata (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014). Võsapuugi tüüpiline varitsemiskõrgus võib ulatuda kuni 1,2 meetrini (Kahl ja Gray 2023). Peremeheotsingut mõjutavad ka päeva pikkus ning lühiajalised ilmastikumuutused – näiteks sademete järgselt võib puukide aktiivsus kiiresti taastuda, isegi kui enne oli kuivusest tingitud pealesunnitud puhkepaus. Seetõttu võib aktiivsete toidukorda otsivate puukide hulk muutuda märgatavalt vaid mõne päeva jooksul (Li et al. 2012; Kahl ja Gray 2023).

Sooja ja kuiva keskkonna puhul, eriti kui temperatuur ületab 24 °C ja suhteline niiskus on madal, suureneb puukide kuivamisohu ning nad taanduvad vegetatsioonilisele maapinnale lähemale, et vältida edasist veekadu (De Keukeleire et al. 2015). Isegi kui temperatuurid ei ületa puugi taluvusläve (nt 35 °C võsapuugi puhul), võib kuivus üksi põhjustada aktiivsuse languse. Selline passiivne faas võib kesta päevadest kuni nädalateni. Selle aja jooksul väheneb aktiivselt peremeest otsivate puukide hulk märgatavalt, kuid kui sobiv peremees siiski möödub, võib puuk võimaluse ära kasutada ja kinnituda (Kahl ja Gray 2023).

Puugid kasutavad peremeeste leidmiseks erinevaid sensoorseid signaale, sealhulgas lõhnamolekule ja keemilisi ühendeid (Houseman 2013; Zhang 2024). On teada, et kabiloomade seedetraktis leiduvate lenduvate ühendid meelitavad ligi perekonna *Ixodes* puuke (Crooks ja Randolph 2006). Erinevalt peremeest ligi meelitavatest seedetrakti ühenditest kutsuvad hirvede jalanäarmete ja koerte kõrvtaguste eritised esile niinimetatud pidurdava reaktsiooni (*arrestant response*), mille tulemusena puugid jäävad pidama piirkondadesse, kus peremehe kohalolu on tõenäoline (Crooks ja Randolph 2006).

## **7. ELUPAIGAD**

### **7.1. Looduslikud elupaigad**

Perekonna *Ixodes* puugid eelistavad niiskeid ja varjulisi mikroelupaiku, kus keskkonnatingimused võimaldavad neil säilitada veetasakaalu ja püsida aktiivsetena (Mäkinen et al. 2003; Greenfield 2011). Puugid ei vali aktiivselt elupaika, sest nende iseseisev liikumisala on mõne ruutmeetri suurune (Kjellander et al. 2021). Seetõttu nende esinemine sõltub suures osas sellest, kuhu peremeesorganism nad on viinud, ning üldistatult saab öelda, et puuke seostatakse nende elupaigatüüpidega, kus esinevad nende peremeesorganismid (Ogden et al. 2015; Hansford et al. 2023).

Puugid on laialt levinud erinevates elupaigatüüpides, sh nõmmedel, okas- ja lehtmetsades, niitudel ja karjamaadel (Mäkinen et al. 2003; Greenfield 2011; De Keukeleire et al. 2015; Kahl ja Gray 2023). Mitmed uuringud eri Euroopa regioonidest on näidanud, et puukide tihedus on järjepidevalt oluliselt suurem metsaelupaikades võrreldes teiste elupaigatüüpidega. Uuringute autorid viitavad sageli ka ise sellele, et nende tulemused on kooskõlas varasemate leidudega, mis toetavad sama üldistust (Mäkinen et al. 2003; Wielinga et al. 2006; Dobson et al. 2011; Pangrácová et al. 2013; Hansford et al. 2023). Toitumise järel otsivad puugid varju stabiilsest ja niiskest keskkonnast, näiteks varisenud lehekihis leidub puuke kõige rohkem (Salomon et al. 2020; Kahl ja Gray 2023).

Looduslikud metsaelupaigad toetavad just selliste peremeesliikide olemasolu, kes võimaldavad puukidel läbida kõik arengujärgud. Võsa- ja laanepuugi valmikutele on peremeesorganismidena võtmetähtsusega hirvlased, kes toetavad puugipopulatsioonide püsimist (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Schotthoefer ja Frost 2015; Heylen et al. 2019; Kahl ja Gray 2023), ning nad esinevad puukide jaoks piisava tihedusega metsaga kaetud aladel (Kahl ja Gray 2023; Fabri et al. 2024). Üldistatult seostatakse puuke just nende elupaigatüüpidega, kus leidub sobivaid peremehi, mis selgitab ka metsaalade järjepidevalt kõrgemat puugitihedust (Ogden et al. 2015; Hansford et al. 2023).

### **7.2. Poollooduslikud elupaigad ja linnalised elupaigad**

Puukidele sobilikke elupaiku leiab ka poollooduslikus ja linnalises keskkonnas, eeldusel, et esinevad sobivad mikrokliimaatilised tingimused ning on piisavalt peremeesorganisme, kellest toituda. Näiteks on puuke leitud niitudelt, karjamaadelt, metsaservadest, kodaedadest ja parkidest, matka- ja loomaradadel, eriti kui need alad asuvad loodusmaastike vahetus läheduses (Mäkinen et al. 2003; Žygutienė et al. 2008; Greenfield

2011; Ogden et al. 2015; Hansford et al. 2022; Kahl ja Gray 2023). Tihe ja mitmekesine taimeistik toetab niiske mikrokliima püsimumist ning pakub varju, võimaldades puukidel tõhusamalt varitseda (Fabri et al. 2024). Uuringud on näidanud, et puukide arvukus on märgatavalt kõrgem aladel, kus leidub tihnikuid, lehtpuid või põõsaid (Greenfield 2011).

Kuigi mitmed uuringud on näidanud, et puukide tihedus on oluliselt kõrgem metsades, metsaniitudel ja tihedama taimkattega niisketes elupaikades võrreldes niidetud muru, radade, teepeenarde või linnakeskkonna avatud aladega (Mäkinen et al. 2003; Wielinga et al. 2006; Žygutienė et al. 2008; Greenfield 2011; Hansford et al. 2017), ei tähenda linnakeskkond automaatselt puukide puudumist. Näiteks Vilniuse (Leedu) linnaparkidest on leitud võsapuuke, mis viitab sellele, et piisava varjulise ja niiske taimeistiku korral võib linnas samuti esineda puuke (Žygutienė et al. 2008). Seevastu Turu (Soome) linnaparkides, mis olid avatud ja hästi hooldatud, puuke ei leitud (Mäkinen et al. 2003). Tallinnas (Eesti) läbi viidud uuringus leiti puuke näiteks Kadrioru pargist, kuid ei leitud Hirvepargist (Vikentjeva et al. 2024). Enamasti rõhutavad autorid, et puukide esinemine ka linnalistes elupaikades on võimalik, kui mikrokliimaatilised tingimused on sobivad ja esinevad sobivad peremeesliigid (Mäkinen et al. 2003; Wielinga et al. 2006; Pangrácová et al. 2013; Hansford et al. 2023), seega ei ole mõisted nagu „park“ või „muru“ iseenesest informatiivsed.

### **7.3. Puukide levik linnakeskkonda ja rohevõrgustiku roll**

Kompleksne ja killustunud maastik loob rohkem üleminekutsoone ehk ökotone erinevate elupaikade vahel, mis soodustab liikide levikut ning suurendab eri elupaigatüüpidega seotud liikide kokkupuuteid ja ligipääsu metsadele (De Keukeleire et al. 2015). Selline funktsionaalne struktuur võib linnakeskkonnas kujuneda ka roheline infrastruktuuri kaudu – näiteks linnametsade, haljasalade, teeservade ja hekkide võrgustikuna –, mis toetab taimede ja loomade liikumist linnaruumi ning loob ajutisi või püsivaid elupaiku linnade elurikkusele (De Keukeleire et al. 2015; Heylen et al. 2019; Hansford et al. 2022, 2023).

Uuringud on näidanud, et puugid võivad esineda just hekkide ja puudealuste varjulistes piirkondades, kus rohtu ei niideta regulaarselt ning kus säilib sobiv mikrokliima ja peremeesorganismide ligipääs (Hansford et al. 2022). Samas näiteks Belgias läbiviidud uuringus ei leitud puuke linna rohealadelt, millel puudus ühendus teiste suuremate haljasaladega. Uuringu kohaselt katkestas rohevõrgustiku sidususe tihe teedevõrgustik, mis tõenäoliselt takistas peremeesorganismide liikumist ja seega ka puukide esinemist

(Heylen et al. 2019). Sellistes katkestatud ja isoleeritud elupaikades piirab ka suuremate peremeesorganismide vähesus puugipopulatsioonide püsimist (Hansford et al. 2022; Kahl ja Gray 2023).

Pisiimetajad ning maapinnalt toitu otsivad linnud on olulised peremeesorganismid puukidele ning mängivad rolli nende ümberpaigutamises rohealadel, sealhulgas linnakeskkonnas, kuna puugid ei ole võimelised iseseisvalt pikki vahemaid läbima (Žygutienė et al. 2008; Kjellander et al. 2021; Hansford et al. 2022, 2023; Kahl ja Gray 2023). Kui peremeesorganismid liiguvad sobivatest metsaelupaikadest läheduses asuvatele erineva taimestikuga aladele, võivad puugid nendesse piirkondadesse kaasa kanduda. Soodsate tingimuste korral võivad nad seal ellu jääda, läbida järgmise arengujärgu ja jätkata elutsüklit peremeest otsides (Dobson et al. 2011).

## **8. LINNALISE ELURIKKUSE ARENDAMINE JA STRATEEGILINE TÄHTSUS**

Linnalisi rohealaid on pikaajaliselt tunnustatud kui inimeste elukvaliteedi parandajaid. Rohealad toetavad füüsilist liikumist, vaimset tervist ja heaolu ning pakuvad keskkonda sotsialiseerumiseks (Hansford et al. 2022, 2023). Lisaks on tõendeid, et linnaliste rohealade suurendamine vähendab linnades kuumasaare efekti, vähendab süsihappegaasi (CO<sub>2</sub>) heiteid, müra- ja õhusaastet (Euroopa Komisjon 2020; Hansford et al. 2023). Rohealadel ja rohekoridoridel on ka oluline ökoloogiline väärtus – need pakuvad tuge elurikkusele ja liikumisteedele olukorras, kus linnastumine killustab elupaiku ja avaldab survet ümbritsevatele looduslikele ökosüsteemidele (Heylen et al. 2019).

Prognoositakse, et 2050. aastaks elab üle 70% maailma elanikkonnast linnapiirkondades (Heylen et al. 2019). Seetõttu pööratakse varasemast rohkem tähelepanu linnaroheluse säilitamisele ja selle ökoloogilise sidususe parandamisele, et edendada elurikkust, ökosüsteemide toimimist ja inimeste heaolu (Heylen et al. 2019). Plaane linna rohealade laiendamiseks ning nende kvaliteedi ja ligipääsetavuse parandamiseks viiakse juba ellu nii riiklikel kui ka rahvusvahelistel tasanditel (Hansford et al. 2023). Euroopa Liidu elurikkuse strateegia aastani 2030 rõhutab samuti vajadust integreerida rohealad ja looduspõhised lahendused linnaplaneerimisse, et tugevdada ökosüsteemide toimimist ning suurendada linnade vastupanuvõimet kliimamuutustele (Euroopa Komisjon 2020).

Tartu linna arengukavas üks väljatoodud prioriteeditest on elurikka ja kvaliteetse linnalooduse arengu toetamine. Sellega seoses on üheks pikaajaliseks linna sihiks seatud erinevate looduskoosluste väärtustamine, seejuures hoides inimese, looduse ja kliima vajadusi tasakaalus (Internet 3). Tartu linn on partneriks rahvusvahelises linnalooduse projektis urbanLIFECircles ehk ROHEring, mida rahastatakse Euroopa kliima-, infrastruktuuri- ja keskkonnaagentuuri (CINEA) LIFE programmi Nature alamprogrammist. Tartu kõrval osalevad projektis ka Riia (Läti) ja Aarhus (Taani) linnad eesmärgiga tõsta linna elurikkust ja heaolu, edendada rohevõrgustikke ning leevendada kliimamuutuste mõju. Tartus näiteks vähendatakse parkides niitmistihedust ning kesklinna, Uueturu parki, on rajatud linnarohtra ja -niit paljude teiste projekti tegevuste seas (Internet 4).

## **9. HALJASTUSE JA HOOLDUSTÖÖDE MÕJU LINNAKESKKONNAS**

Puuke esineb üldjuhul harvem aladel, kus puudub tihe alustaimestik, pinnas on kuiv ja hooldus on regulaarne, kuna sellistes tingimustes on pigem häiritud puukidele sobiv mikrokliima ning elukeskkond ei toeta ka peremeesorganismide püsimist (Greenfield 2011; Ogden et al. 2015; Hansford et al. 2022, 2023). Samas on linnakeskkonnas leitud puuke varjulistelt aladelt puude all ja hekkide kõrval, kus mikrokliima on soodsam väiksema hooldusmõju tõttu (Hansford et al. 2022). Osad haljastuses levinud taimed nagu sõnajalad, kohalikud kõrrelised ja mittemaitsvad okaspuud (nt kuused), ei meelita ligi hirvi ega toeta sobivate peremeeste kohalolu (Ogden et al. 2015).

Puukide madalamat arvukust on täheldatud selliste sekkumiste puhul nagu võsa eemaldamine, varisenud lehtede koristus ning regulaarne niitmine, mis vähendavad mikrokeskkonna niiskust ja varju (Ogden et al. 2015). Ka taimestiku põletamine võib puugiarvukust ajutiselt vähendada, kuigi selle mõju on tavaliselt lühiajaline (Ogden et al. 2015). Samas on puuke leitud ka näiliselt ebasobivatelt aladelt, nagu madalalt niidetud ja kuiva mullaga murupinnad, kus nende esinemine oli tõenäoliselt seotud suure koguse varisenud lehtedega, viidates sellele, et muru kõrgus ei pruugi olla määrav tegur, vaid olulisem on sobivate mikrotingimuste olemasolu (Greenfield 2011). Connecticutis (USA) elamumaadel läbiviidud uuring näitas, et võsapuukide nümfide tihedus ei vähenenud märkimisväärselt kuigi koristati ära varisenud lehed või loodi multšitud alad ja niitmata jäetud aladel ei tõusnud märkimisväärselt nümfide tihedus. Märkimisväärne on, et niitmete aladelt leiti kokku üks nümf ning metsaäärselt madalalt murult ei leitud üldse nümfe (Linske ja Williams 2024).

Kuigi puukide esinemist mõjutavaid tegureid on käsitletud mitmes teadustöös, leidub üllatavalt vähe uurimusi, mis käsitleksid haljasaladele iseloomulike hooldustööde (nt niitmissagedus, varise eemaldamine või kujunduslik hekkide lõikamine) mõju puugipopulatsioonidele. Minu hinnangul on tegemist olulise teadmiste lüngaga, mis vajab edasist uurimist, et toetada tõendus põhise linnahaljastuse planeerimist.

## 10. PUUKIDE KOGUMISE MEETODID JA ANDMETE USALDUSVÄÄRSUS

Puukide esinemissagedust ja populatsioonitihedust uuritakse eelkõige selleks, et hinnata puukide levikut, aktiivsusperioode ja nende kaudu levivate haiguste riski (Boehnke et al. 2015; Kjellander et al. 2021). Levinumaks meetodiks on valge riidekanga tõmbamine üle taimkatte kas enda järel lohistades (*dragging*) või lipuna lehvitades (*flagging*) (Salomon et al. 2020; Hansford et al. 2022). Need meetodid võimaldavad koguda aktiivselt peremeesorganismi otsivaid puuke, kuid ei hõlma puuke, kes on mitteaktiivses faasis või varitsevad ebasobivas kõrguses, mistõttu võivad saadud andmed tegelikku puugitihedust alahinnata (Boehnke et al. 2015; Kahl ja Gray 2023).

Puukide kogumiseks lohistamise meetodil kasutatakse sageli 1×1 m suurust puuvillast valget kangast, mida tõmmatakse mööda ettenähtud trajektoori. Kangast kontrollitakse tavaliselt iga 10–15 meetri järel. Selle tulemuseks on kindel proovivõtuala ja saab järeldusi teha puukide esinemistiheduse kohta (Boehnke et al. 2015; Salomon et al. 2020; Fabri et al. 2024). Alternatiivina kasutatakse lipuga lehvitamise meetodit, kus riie kinnitatakse varrele (moodustub lipp) ja seda liigutatakse üle kõrgema vegetatsiooni – see võimaldab paremini suunata kogumist konkreetsetele eluetappidele, eriti valmikutele, kuid ei võimalda puugitiheduse kvantitatiivset hindamist. Viimase meetodi abil saab hinnata puukide olemasolu või puudumist (Salomon et al. 2020). Mõlemate meetodite efektiivsus sõltub taimkatte kõrgusest ja tihedusest. Kõrgema rohukatte korral võib puukide kokkupuude kangaga väheneda, mistõttu on loendustulemused ebatäpsed või alahindavad tegelikku arvukust (Wielinga et al. 2006; Greenfield 2011; Fabri et al. 2024).

Puukide kogumisel kangaga tõmbamise meetodite puhul on mitmeid tehnilisi nüansse, mis mõjutavad meetodi täpsust ja usaldusväärsust. Uuringud on näidanud, et puugid võivad kangalt lahti lasta juba 15 meetri järel, mistõttu on soovitatav kangast regulaarselt – näiteks iga 10 meetri järel – kontrollida ning kasutada märguandelippe, et see meeles püsiks (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Salomon et al. 2020). Soovitatav on kasutada valget flanellkangast, mida võib pesta lõhnastamata pesupulbriga, et vältida lõhnade mõju puukide käitumisele (Salomon et al. 2020). Parima kontakti saavutamiseks taimestikuga võib kangale lisada raskusi ning reguleerida tõmbamisnööri pikkust vastavalt tõmbajale, tagamaks, et kangas püsib kogu ulatuses maapinna vastas (Kjellander et al. 2021). Puugipüüki teostatakse tavaliselt kuivadel päevadel ja sarnasel kellaajal, et vähendada

ilmastikust tingitud varieeruvust. Lisaks kangalt leitud puukidele kogutakse ka puugid, kes leitakse välipersonali küljest (Boehnke et al. 2015; Fabri et al. 2024). Nende praktikate järgimine aitab suurendada andmete võrreldavust ja vähendada kogumisetapis tekkivaid vigu.

Kõige otsesem viis hinnata puugihammustuse riski inimesele on koguda puuke otse inimese riietuselt. Tavalised rõivad võivad puuke koguda vähem kui spetsiaalselt selleks loodud karvasemad riidesemed, näiteks villased püksid (Dobson et al. 2011). Kuigi üle taimkatte tõmbamise meetodid annavad sageli suurema saagikuse, ei pruugi need alati peegeldada tegelikku kokkupuuteriski. Kasutades lisaks sääriseid või muid inimkandmisel põhinevaid meetodeid koos kanga tõmbamise meetoditega, saab hinnata realistlikumalt, kui tõenäoline on puugiga kokkupuude looduslikus keskkonnas (Dobson et al. 2011).

Üheks mittetraditsiooniliseks, kuid tõhusaks viisiks puugiuuringutes läbiviimiseks on massiürituste, näiteks maratonide, kasutamine, mille kaudu on võimalik kaasata suur hulk inimesi ühes kohas lühikese aja jooksul. Selline lähenemine sarnaneb niinimetatud *bioblitz*'iga – ühisüritusele, kus teadlased ja kodanikud kogunevad kindlasse piirkonda, et määrata võimalikult palju liike ning hinnata kohaliku elurikkust. Massiürituste käigus saab samaaegselt koguda puukide kohta andmeid ja tõsta osalejate teadlikkust puukidega seotud terviseriskidest. Sarnasel põhimõttel toimiv harrastusteaduse lähenemine on osutunud tõhusaks ka väiksema ruumilise ulatusega puugiaktiivsuse hindamisel (Sakamoto 2018; Internet 5).

Puukide arvukuse hindamisel on andmete standardiseerimine oluline, et tulemusi saaks usaldusväärsetl võrrelda eri uuringute ja piirkondade vahel. Levinud soovitus on väljendada tulemusi puukide arvuna 100 m<sup>2</sup> kohta, mis võimaldab erinevate proovivõtuala suurustega kogumismeetodite tulemusi ühtlustada (Salomon et al. 2020; Hansford et al. 2022). Siiski leidub endiselt erinevaid lähenemisi - ühes uuringus hinnati puukide suhtelist arvukust kogumiskoha pindala ja kogumisele kulunud aja põhjal (Pangrácová et al. 2013) ja teises loendati peremeest otsivaid puuke, piirates maksimaalseks koguseks 50 isendit lohutamise kohta ning arvutati puukide tihedus läbitud ruutmeetrite alusel (Wielinga et al. 2006). See raskendab otsust võrdlust ja näitab, kui oluline on meetodiline ühtlustatus.

## 11. PUUKIDE POOLT LEVITATAVAD HAIGUSED

Eestis kuulub registreerimisele kolm inimesele olulist puukidega levivat nakkushaigust: puukentsefaliit, puukborrelioos ehk Lyme'i tõbi ning erlihhoos (Internet 1). Kõiki neid haigusi võivad kanda edasi kaks Eesti levinumat puugiliiki: võsapuuk ja laanepuuk (Schotthoefer ja Frost 2015; Pakanen et al. 2020; Internet 1).

Kuigi kõik kolm haigust võivad inimese tervist mõjutada, on puukborrelioos selgelt kõige sagedasem ja suurima tervisemõjuga – mitte ainult Eestis, vaid kogu Põhjapoolkera parasvöötmes (Mäkinen et al. 2003; Wielinga et al. 2006). Eesti haigestumuskordajad puukborrelioosi on Euroopa Liidu kontekstis ühed kõrgeimad: ajavahemikus 2005–2019 registreeriti Eestis üle 100 juhtu 100 000 elaniku kohta, mis asetab riigi koos Leedu, Sloveenia ja Šveitsiga kõige suurema nakatumisriskiga piirkondade hulka (Burn et al. 2023).

Haigestumine Eestis ei ole ühtlane – puukborrelioosi esineb enim Lõuna- ja Lääne-Eestis, eriti Põlva-, Võru-, Saare- ja Hiiumaal (Burn et al. 2023). Tõenäolised põhjused on seotud nii looduslike elupaikade rohkusega kui ka inimeste suurenenud kontaktiga puukide levialadega, samuti parema diagnostika ja teavitusega, kuid selge dominantset tegurit on keeruline eristada (Burn et al. 2023).

Kuigi erlihhoosi tekitajat on tuvastatud üksikutes Eestis kogutud puukides, on haiguse levimus inimeste seas väga madal või jäänud registreerimata (Mäkinen et al. 2003). Samuti on puukentsefaliidi vastu olemas tõhus vaktsiin (Internet 1). Arvestades kõike eelnevat, keskendub peatükk järgnevalt puukborrelioosile.

### 11.1. Puukborrelioosi põhjustajad ja edasikandumise mehhanism

Puukborrelioos on bakteriaalne zoonoos, mille põhjustajateks on *Borrelia burgdorferi sensu lato* (s.l.) kompleksi kuuluvad spiroheedid. Kompleks hõlmab mitmeid genotüüpe, millest enimlevinud Euroopas ja Aasias on *Borrelia afzelii* ja *Borrelia garinii* (Mäkinen et al. 2003; Wielinga et al. 2006; Schotthoefer ja Frost 2015). Eestis ja Soomes on levinuim genotüüp *B. afzelii*, mis on tuvastatud nii looduslikelt aladelt kui ka linnaparkidest kogutud võsapuukidel (Mäkinen et al. 2003).

*Borrelia* genotüüpidel on erinevad looduslikud reservuaarid: *B. afzelii* puhul on peamiselt tegu närilistega, *B. garinii* puhul lindudega ning *B. burgdorferi s.s.* seostatakse sagedamini suurte imetajatega (Wielinga et al. 2006; Schotthoefer ja Frost 2015). Oluline

on märkida, et kuigi hirvlased toetavad puugipopulatsioonide püsimist, ei toimi nad *Borrelia* reservuaaridena – nad ei nakatu ise ja seetõttu ei osale nakkuse säilitamises (Schotthoefler ja Frost 2015).

*Borrelia* bakterid kanduvad puukidele üle veretoiduga, kui puuk toitub nakatunud peremeesorganismilt. Patogeen ei kandu emalt järglastele munade kaudu, mistõttu vastsed ei kooru nakkusohtlikena (Schotthoefler ja Frost 2015; Heylen et al. 2019). Kui puuk on kord nakatunud, suudab ta säilitada patogeeni läbi kestumisprotsessi – see tähendab, et bakterid säilivad puugis vastsest nümfiks ja sealt edasi valmikuks arenedes (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Schotthoefler ja Frost 2015). Järgmise toidukorra ajal võib puuk bakterid edasi anda uuele peremeesorganismile, kaasa arvatud inimesele.

*Borrelia* püsimiseks looduses peab kattuma mitu ökoloogilist komponenti: patogeen ise, sobiv reservuaarorganism, nakkust ülekandev puuk, vastuvõtlik peremeesorganism ning sobiv biotoop puugi arengutsükli läbimiseks (De Keukeleire et al. 2015). Kõrge peremeesliikide mitmekesisus võib vähendada *Borrelia* levikut nn lahjendusefekti kaudu, sest rohkemate mittesobivate peremeeste olemasolul väheneb nakkuse tõenäosus (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014).

## **11.2. Borrelioosi levimus puukide seas ja nakatumismäärad**

Puukborrelioosi levikut määrab suurel määral see, kui suur osa puukidest kannab endas *Borrelia burgdorferi sensu lato* kompleksi kuuluvaid baktereid. Nakatumismäärad varieeruvad oluliselt sõltuvalt puugi liigist, arengujärgust, elupaigatüübist, geograafilisest piirkonnast ja *Borrelia* kandvate reservuaarorganismidest toitumise tõenäosusest (Mäkinen et al. 2003; Pangracová et al. 2013; Pakanen et al. 2020; Hansford et al. 2022).

Tüüpiliselt on *Borrelia* nakatumismäär madalaim vastsete seas, kes kooruvad steriilsena, ning suureneb elutsükli lõikes toitunud vastsetest valmikuteni. Võsapuukide puhul on leitud, et valmikud on nakatunud oluliselt sagedamini kui nümfid või vastsed (Wielinga et al. 2006; Heylen et al. 2019; Hansford et al. 2022). Näiteks Madalmaades läbiviidud uuringus oli vastsete nakatumismäär küllalt madal – 4,2% – samas kui nümfi- ja valmikute määrad olid kõrgemad, toetades üldist trendi arengujärgude kaupa suurenevast nakkusriskist (Wielinga et al. 2006).

Eestis on valmikute keskmine nakatumismäär hinnanguliselt 15% (Mäkinen et al. 2003), Tallinnas läbiviidud uuringus leiti 17,4% puukidest *Borrelia burgdorferi* s.l. (Vikentjeva

et al. 2024). Linnalistes parkides on nakkusmäärad üldiselt madalamad (2,4–3,7%), kuid metsaaladel, sealhulgas linnametsades, võivad need ulatuda 7–19%, sõltuvalt kohalikust elupaigastruktuurist ja peremeesorganismide esinemisest (Mäkinen et al. 2003; Pangrácová et al. 2013; Hansford et al. 2022).

Samas on uuringutes esinenud ka näiteid, kus linnastumise aste ei paista nakkusmäärade oluliselt mõjutavat – mõnes linnalises rohealal võib *Borrelia* nakatunud puukide osakaal olla võrreldav või isegi kõrgem kui looduslikes piirkondades (Heylen et al. 2019). Sellised erinevused viitavad linnakeskkonna heterogeensusele: nakkusmäärad on üldjuhul madalad intensiivselt hooldatud ja madala taimestikuga parkides, kuid oluliselt kõrgemad looduslähedastes linnaäärsetes metsades ja parkides, kus peremeesorganismide liikumine ja mikrokliima on puukidele soodsamad (Heylen et al. 2019).

Laanepuugi kohta leidub teaduskirjanduses oluliselt vähem kvantitatiivseid andmeid. Teaduskirjanduses on võsapuuki käsitletud märksa enam kui laanepuuki, mistõttu on selle liigi kohta kättesaadav ka rohkem andmeid *Borrelia* leviku kohta. See võib olla tingitud võsapuugi laiemast levikust Euroopas ning selle kui haigusvektori sagedasemast käsitlemisest uurimustes (Wielinga et al. 2006; Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kjellander et al. 2021). Samas on teada, et laanepuugi arengujärgud – eeskätt vastsed ja nümfid – toituvad sageli väikestest peremeesorganismidest, kes on tõhusad *Borrelia* reservuaarid, mistõttu võib selle liigi puhul eeldada kõrgeid nakatumismäärasid (Pakanen et al. 2020).

## 12. RISK HAIGESTUDA PUUKBORRELIOOSI

Puukborrelioosi levik sõltub mitme teguri koosmõjust, sealhulgas puukide ja *Borrelia* bakterite ökoloogiast, peremeesorganismidest, kliimast ja inimeste käitumisest (Estrada-Peña et al. 2015; De Keukeleire et al. 2015). Haigestumisriski hindamiseks tuleb vaadelda nii patogeeni olemasolu ja levikut kui ka inimese tegelikku kokkupuute võimalust puukide ja nende elupaikadega.

Risk haigestuda on suurem piirkondades, kus puugipopulatsioon on püsivalt välja kujunenud. Näiteks on nümfid tihedus metsa- ja metsaservaaladel kordades kõrgem kui linnaparkides (Ogden et al. 2015; Hansford et al. 2022). Taimkatte struktuur, niiskustingimused ja hooldustase mõjutavad puukide ellujäämist ja aktiivsust (Greenfield 2011; Hansford et al. 2023).

Puugid on aktiivsemad kevadest sügiseni, eriti mai–august (VIIDE), ehk kokkupuuterisk on suurem. Nümfid on väiksemad ja raskemini märgatavad, võimaldades neil kauem toituda (Ogden et al. 2015). Peremeheotsingu intensiivsust mõjutavad temperatuur, niiskus, fotoperiood ja sademeid järgnevad niisked perioodid (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Kahl ja Gray 2023).

*Borrelia burgdorferi* ülekandumiseks peab puuk toituma pikka aega (48-72 tundi), sest patogeen asub puugi maos ning vajab aega, et liikuda süljenäärmetesse ja sealt edasi peremeesorganismi (Ogden et al. 2015). Terviseamet peab alumiseks haigestumise toitumispikkuseks 8 tundi (Internet 1). Igatahes mõjutab nakkusriski oluliselt see, kui kiiresti puuk eemaldatakse (Internet 1).

Nakatumismäär varieerub oluliselt sõltuvalt puugi liigist, arengujärgust, elupaigatüübist ja geograafilisest piirkonnast. Keskmise nakatumismäär võsapuukide valmikutel Eestis hinnanguliselt 15% (Mäkinen et al. 2003). Võsapuukide puhul on valmikud üldiselt sagedamini nakatunud kui nümfid või vastsed (Wielinga et al. 2006; Heylen et al. 2019; Hansford et al. 2022). Kõrgemad nakatumismäärad on leitud linnametsadest ja äärealadelt (Mäkinen et al. 2003; Pangrácová et al. 2013; Hansford et al. 2022). Mittetoitunud laanepuukide nakatumismäär on 2,4% (Uspensky 2016).

Risk sõltub ka sellest, kui palju inimene puutub kokku puukidele sobilike elupaikadega (De Keukeleire et al. 2015; Ogden et al. 2015). Puukborrelioosi risk on süsteemne

tulemus, kus olulised on kliima, peremeesorganismide olemasolu, maastiku killustatus ja linna rohevõrgustik, aga ka sotsiaalsed tegurid, nt inimese liikumine ja harjumused (Estrada-Peña et al. 2015; Schotthoefler ja Frost 2015). Samas inimene ei ole puukide sihtperemees, vaid juhuslik peremees (Ogden et al. 2015; Schotthoefler ja Frost 2015).

### 13. ETTEVAATUSABINÕUD PUUKIDEGA LEVIVATE HAIGUSTE VÄLTIMISEKS

Puukidega levivate haiguste – eelkõige puukborrelioosi – ennetamine tugineb kombineeritud lähenemisele, kus oluline roll on nii individuaalsetel kaitsemeetmetel, elukeskkonna kujundamisel kui ka tõhusal teavitustööl. Kuna puugid levitavad patogeene pika toitumisaja jooksul, on võimalik rakendada ennetusmeetmeid, mis vähendavad haigestumise tõenäosust (Ogden et al. 2015).

Individuaalsel tasandil on tõhusateks ennetusmeetmeteks:

- 1) kõrge riskiga piirkondade vältimine puukide aktiivsuseperioodil,
- 2) sobiva riietuse kandmine (pikkade varrukate ja pükste kasutamine),
- 3) peletusvahendite kasutamine,
- 4) keha hoolikas kontrollimine pärast looduses viibimist ning
- 5) kiire puugi eemaldamine kehalt.

Kuna *Borrelia burgdorferi* levik algab üldjuhul alles 24–48 tundi pärast puugi kinnitumist, saab kiire eemaldamisega vältida nakatumist (Estrada-Peña ja De La Fuente 2014; Ogden et al. 2015). Oluline on arvestada, et risk haigestuda ei puuduta ainult regulaarselt matkavaid inimesi – suur riskigrupp on ka linna rohealasad kasutavad inimesed, lemmikloomaomanikud, aednikud ja põllumajandusega seotud inimesed (Sakamoto 2018).

Kuna puukide madalamat arvukust on täheldatud avatud ja madala vegetatsiooniga aladel (Hansford et al. 2023), võib ennetava tegevusena kasutatavaid alasid hooldada (leherisu koristada, muru niita, põõsaid tagasi lõigata) ja luua puhveralasid näiteks teeradade või terrasside näol (Ogden et al. 2015). Siiski ei pruugi sellised meetmed olla alati tõhusad, kuna uuringud on näidanud, et hooldustööde mõju puugiarvukusele võib olla vähene või ebaoluline (Linske ja Williams 2024).

Kuigi koerad võivad saada puukborrelioosi, ei ole nad reservuaarorganismid ega edasta nakkust inimestele. Küll aga võivad nad tuua koju puuke, mistõttu on oluline kasutada loomade kaitseks puugitõrjevahendeid (Ogden et al. 2015; Wang et al. 2023).

Tõhus ja järjepidev teavitustöö on puugahaiguste ennetamisel võtmetähtsusega. Näiteks Kanadas korraldatud ulatuslik kampaania näitas, et kuigi teadlikkus *Borrelia* riskidest

kasvas, rakendas soovitatud ennetusmeetmeid siiski vähem kui pool elanikkonnast (Sakamoto 2018). Et parandada inimeste valmisolekut meetmeid järgida, peab teavitustöö olema lihtsasti mõistetav ja regulaarselt korduv. Häid tulemusi on andnud kombineeritud lähenemine – näiteks Hollandi Rahvusliku Tervise ja Keskkonna Instituudi multimeediastrateegia, mis sidus omavahel veebilehe, voldikud, meedia ja harivad mängud. Kuigi üksikmeetodid eraldi olulist mõju ei avaldanud, aitas nende kombinatsioon tugevdada elanike ennetuskäitumist (Sakamoto 2018). Eestis saab ajakohast infot puugihaiguste ennetuse kohta Terviseameti ja Tervise Arengu Instituudi kodulehtetelt (Internet 1, Internet 2).

## 14. JÄRELDUSED

Puukide levik ja nendega seotud haiguste risk sõltuvad mitmetest teguritest, mille omavahelised seosed on keerulised ning suuresti konteksti- ja piirkonnaspetsiifilised. Enda bakalaureusetöös püüdsin anda ülevaate viiest aspektist, mille kaudu seda teemat on võimalik paremini mõista, ent ühtlasi ilmnes mitmeid teadmislünki ja ebaselgust, mis takistavad lõplike järelduste tegemist.

Puukide bioloogia ja elutsüklid on küll teaduskirjanduses hästi kirjeldatud, kuid just arenguetappide kestus, aktiivsusperioodide varieeruvus ja toitumiskäitumine sõltuvad oluliselt kohalikest keskkonnatingimustest. Tüüpiliseks peetakse kaheaastast elutsüklit, ent see võib oluliselt pikeneda või katkeda sobivate peremeesorganismide või mikrokliima puudumisel.

Peremeesorganismide rolli käsitledes selgus, et kuigi suuremate peremeeste – eriti hirvlaste – olemasolu on oluline puugipopulatsioonide püsimiseks, on väkeloomade ja lindude tähtsus varieeruv ning sõltub elupaigast. Mõned liigid, nagu karihiired või teatud linnuliigid, võivad olla ühtaegu nii peremehed kui ka potentsiaalsed looduslikud vaenlased, kuid nende täpne mõju puukide tihedusele jääb ebaselgeks. Töö käigus ei ilmnunud usaldusväärseid uuringuid, mis hindaksid röövtoiduliste liikide mõju puugipopulatsioonide reguleerimisele linnakeskkonnas.

Elupaigatüüpide võrdlus näitas üldist trendi, et metsaelupaigad toetavad puuke rohkem kui avatud või hooldatud alad, kuid linnakeskkonna mitmekesisus muudab selged üldistused raskeks. Töö käigus ilmnes korduvalt, et näiteks „park“ või „muru“ ei ole iseenesest informatiivsed mõisted – ka linnaparkide sees võib esineda suuri erinevusi taimkatte, varjulisuse, niiskuse ja hooldustiheduse osas. Linnad pole ühesugused ja linnapargid ka mitte. Seetõttu tuleb iga linnabiotoopi vaadelda eraldi ning olemasolevad uuringud ei toeta oletust, et linnakeskkond tervikuna oleks kas täielikult puugivaba või vastupidi kõrge riskiga.

Haljastuse ja hooldustööde mõju linnakeskkonnas on tõenäoline, ent keeruline mõõta. Niitmise ja lehekoristuse mõju võib olla kaudne – näiteks peremeesorganismide elupaikade vähenemise kaudu – kuid selgete seoste tõendamiseks on olemasolevaid uuringuid vähe. Näiteks murukõrgust on tihti mainitud kui potentsiaalset riskitegurit, kuid selle mõju kohta puuduvad usaldusväärsed ja meetoodiliselt selged uuringud. Samuti ei

ole alati teada, millises mikrokeskkonnas (nt varjus või päikese käes) puugiloendused täpselt toimusid.

Puugiloenduse meetodite analüüs näitas, et kuigi kanga lohistamine ja lipuna lehvitamine on levinud meetodid, mõjutavad tulemusi mitmed tegurid – taimkatte kõrgus, niiskus, kellaaeg ja isegi riide omadused. Loendused on väärtuslikud, kuid sageli raskesti võrreldavad, kuna meetodikad ja mõõtkavad erinevad. Samuti on vähestes uuringutes seotud puukide tihedust haigestumisandmetega, mistõttu riskihinnangute tegemine jääb ebatäpseks.

Kokkuvõttes ei ole võimalik kindlalt väita, et linnaliste rohealade suurendamine suurendaks märgatavalt puugiohtu. On selge, et puuke võib leida ka linnas – eriti varjulistel ja niisketel aladel –, kuid nende esinemissagedus on üldiselt madal ning sageli on ebaselge, kas tegemist on püsipopulatsioonide või juhuslike isenditega. Sisuliselt võib puuki alati leida, aga kas ta jääb püsima, on raske hinnata.

Minu hinnangul ei ole alust eeldada, et rohealade lisandumine suurendaks puukide arvukust või haigestumise riski sellises ulatuses, mis kaaluks üles rohealade ökoloogilise ja sotsiaalse kasu. Linnades on puugiohu algtaase madal, ning kui elupaigad ei toeta püsivat populatsiooni, jääb ka risk väiksemaks.

Töö tulemusel selgub, et puukide ja nendega levivate haiguste risk ei kao linnakeskkonnas täielikult, kuid selle maandamine on võimalik ilma liigirikkust kahjustamata. Edasised uuringud võiksid keskenduda pikemaajalisele seirele eri tüüpi linnarohealadel, arvestades paremini elupaikade mikrokliimat, peremeesliikide olemasolu ning loenduse standardiseerimist. Eriti vajalik on uurida, millised hoolduspraktikad vähendavad puugiohtu tõhusalt, ilma et need kahjustaksid rohealade looduslikku väärtust.

## KOKKUVÕTE

Bakalaureusetöös annan teaduskirjanduse põhjal ülevaate teguritest, mis mõjutavad puukide esinemist, aktiivsust ning nendega levivate haiguste, eriti puukborrelioosi, levikut erinevates elupaikades. Eesmärk oli selgitada, millised keskkonna- ja elupaigategurid – näiteks niiskus, temperatuur, taimkate ja peremeesorganismide olemasolu – kujundavad puukide arvukust ning millised riskid võivad kaasneda linnakeskkonna rohealadega. Töös keskendus laiemalt puukide ökoloogiale ning analüüsis, kuidas need tegurid avalduvad looduslikes, poollooduslikes ja linnalistes elupaikades.

Kirjanduse põhjal selgus, et puugid eelistavad niiskeid ja varjulisi mikroelupaiku, kus sobiv mikrokliima võimaldab neil säilitada veetasakaalu ja varitseda peremeesorganisme. Nende levik on tihedalt seotud sobivate peremeestega, keda leidub rohkem struktuurselt mitmekesistes ja ühendatud elupaikades. Linnakeskkonnas võib puugioht olla üldiselt väiksem, kuid mitte olematu – eriti niisketel ja varjulistel aladel. Taimkatte kõrgus või niitmissagedus ei ole iseseisvalt määrav, kuna olulisemad on elupaiga terviklik struktuur ja mikrokliima.

Töö tõi esile, et senised teadusuuringud kasutavad erinevaid meetodikaid ja mõisteid, mis raskendab tulemuste võrreldavust. Samuti jäävad mitmed olulised aspektid – näiteks haljastuse hooldusvõtete mõju või röövtoiduliste roll puugipopulatsioonide reguleerimisel – teadmislünkadena alles. Puukide puhul linnas on keeruline hinnata, kas tegemist on püsipopulatsioonide või juhusliku levikuga.

Samas võimaldab käesolev bakalaureusetöö teha järeldusi tasakaalustatud lähenemisviiside kohta, kus elurikkuse edendamine ja ennetusmeetmed ei välista üksteist. Riskide vähendamisel on oluline roll nii teadlikul linnaruumi planeerimisel kui ka inimeste isiklikul käitumisel – näiteks sobiv riietus, keha kontroll looduses viibimise järel ning vaktsineerimine puukentsefaliidi vastu.

Kokkuvõttes aitab töö paremini mõista puukide levikut mõjutavaid ökoloogilisi seoseid ja nende avaldumist erinevates elupaikades. See toetab teadlikke otsuseid nii isiklikul kui ka halduslikul tasandil, aidates ühitada elurikkuse säilitamise ja rahvatervise riskide maandamise linnakeskkonnas.

## **SUMMARY**

This bachelor's thesis provides an overview, based on scientific literature, of the factors influencing the presence and activity of ticks and the spread of tick-borne diseases, particularly Lyme disease, in different habitats. The aim was to identify which environmental and habitat-related factors – such as humidity, temperature, vegetation, and the availability of host organisms – shape tick abundance and what risks may be associated with green spaces in urban environments. The thesis focuses broadly on tick ecology and analyses how these factors manifest across natural, semi-natural, and urban habitats.

Literature suggests that ticks prefer moist and shaded microhabitats where suitable microclimates allow them to maintain water balance and ambush hosts. Their distribution is closely linked to the presence of suitable host animals, which are more common in structurally diverse and connected environments. In urban settings, the risk of encountering ticks is generally lower but not negligible – especially in moist and shaded areas. Vegetation height or mowing frequency alone is not a decisive factor; more important are the overall habitat structure and microclimate.

The thesis highlights that existing studies employ different methodologies and terminology, making comparisons difficult. Several important aspects – such as the effects of landscape maintenance or the role of predators in regulating tick populations – remain knowledge gaps. In urban environments, it is often difficult to assess whether observed ticks represent established populations or incidental occurrences.

Nevertheless, this bachelor's thesis supports balanced approaches where biodiversity promotion and prevention measures are not mutually exclusive. Reducing risks depends on both conscious urban planning and individual behaviour – including appropriate clothing, self-checks after spending time in nature, and vaccination against tick-borne encephalitis.

In conclusion, the study contributes to a better understanding of the ecological relationships influencing tick distribution and how they play out in different habitats. It supports informed decision-making at both personal and administrative levels, helping to reconcile biodiversity conservation with public health risk management in urban environments.

## TÄNUAVALDUS

Südamlik tänu juhendajatele Toomas Esperk'ile ja Tuul Sepp'ale väärtusliku suunamise, asjatundliku tagasiside ja kannatliku juhendamise eest. Eriti hindan mõistmist selles osas, et töö kõrvalt bakalaureusetöö kirjutamine ei pruugi olla sirgjooneline protsess. Hindan väga nende paindlikkust ja usaldust, mis võimaldasid mul oma tempos jõuda lõpuni.

Täna südamest ka oma tööandjat Tartu Linnavalitsust, eriti linnamajanduse osakonna kollektiivi, kelle toetav suhtumine ja mõistev töökeskkond on võimaldanud mul töö kõrvalt õpinguid jätkata.

Täna ka oma peret – nii praeguseid kui endisi Kade'sid –, kes on kõik pakkunud palju praktilist ning vaimset tuge.

Eriline tänu kuulub minu kallile elukaaslasele Kristjan Kade'le, kes on mind selle teekonna vältel toetanud igal võimalikul moel. Ilma sinuta poleks see töö sellisel kujul valmis saanud. Täna südamest ka meie ühist last Nele't, kes on olnud sellel teel tõeline päikesekiir ning andnud mulle jõudu ja rõõmu ka kõige väsinumatel hetkedel.

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Boehnke, Brugger, Pfäffle, Sebastian, Norra, Petney, et al. 2015. Estimating *Ixodes ricinus* densities on the landscape scale. *International Journal of Health Geographics*, **14**, 23.
- Borşan, Toma-Naic, Péter, Sándor, Peştean ja Mihalca. 2020. Impact of abiotic factors, habitat type and urban wildlife on the ecology of hard ticks (Acari: Ixodidae) in urban and peri-urban habitats. *Parasites & Vectors*, **13**, 476.
- Burn, Tran, Pilz, Vyse, Fletcher, Angulo, et al. 2023. Incidence of Lyme Borreliosis in Europe from National Surveillance Systems (2005–2020). *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, **23**, 156–171.
- Chrdle, Chmelík ja Růžek. 2016. Tick-borne encephalitis: What travelers should know when visiting an endemic country. *Human Vaccines & Immunotherapeutics*, **12**, 2694–2699.
- Crooks ja Randolph. 2006. Walking by *Ixodes ricinus* ticks: intrinsic and extrinsic factors determine the attraction of moisture or host odour. *Journal of Experimental Biology*, **209**, 2138–2142.
- De Keukeleire, Vanwambeke, Somassè, Kabamba, Luyasu ja Robert. 2015. Scouts, forests, and ticks: Impact of landscapes on human-tick contacts. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **6**, 636–644.
- Dobson, Taylor ja Randolph. 2011. Tick (*Ixodes ricinus*) abundance and seasonality at recreational sites in the UK: Hazards in relation to fine-scale habitat types revealed by complementary sampling methods. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **2**, 67–74.
- Estrada-Peña ja De La Fuente. 2014. The ecology of ticks and epidemiology of tick-borne viral diseases. *Antiviral Research*, **108**, 104–128.
- Estrada-Peña, Estrada-Sánchez ja Estrada-Sánchez. 2015. Methodological caveats in the environmental modelling and projections of climate niche for ticks, with examples for *Ixodes ricinus* (Ixodidae). *Veterinary Parasitology*, **208**, 14–25.
- Estrada-Peña, Ruiz-Fons, Acevedo, Gortazar ja De La Fuente. 2013. Factors driving the circulation and possible expansion of Crimean-Congo haemorrhagic fever virus in the western Palearctic. *Journal of Applied Microbiology*, **114**, 278–286.
- Euroopa Komisjon. 2020. *ELi elurikkuse strateegia aastani 2030. Toome looduse oma ellu tagasi*. Euroopa Komisjon, Brüssel.

- Fabri, Hofmeester, Ecke, Sprong, Timmermans, Heesterbeek, et al. 2024. Ixodes ricinus tick presence is associated with abiotic but not biotic factors. *Current Research in Parasitology & Vector-Borne Diseases*, **6**, 100206.
- Gilbert. 2021. The Impacts of Climate Change on Ticks and Tick-Borne Disease Risk. *Annual Review of Entomology*, **66**, 373–388.
- Greenfield. 2011. Environmental parameters affecting tick (*Ixodes ricinus*) distribution during the summer season in Richmond Park, London. *Bioscience Horizons*, **4**, 140–148.
- Hansford, Fonville, Gillingham, Coipan, Pietzsch, Krawczyk, et al. 2017. Ticks and *Borrelia* in urban and peri-urban green space habitats in a city in southern England. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **8**, 353–361.
- Hansford, Gillingham, Vaux, Cull, McGinley, Catton, et al. 2023. Impact of green space connectivity on urban tick presence, density and *Borrelia* infected ticks in different habitats and seasons in three cities in southern England. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **14**, 102103.
- Hansford, Wheeler, Tschirren ja Medlock. 2022. Urban woodland habitat is important for tick presence and density in a city in England. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **13**, 101857.
- Herrmann ja Gern. 2015. Search for blood or water is influenced by *Borrelia burgdorferi* in *Ixodes ricinus*. *Parasites & Vectors*, **8**, 6.
- Heylen, Lasters, Adriaensen, Fonville, Sprong ja Matthysen. 2019. Ticks and tick-borne diseases in the city: Role of landscape connectivity and green space characteristics in a metropolitan area. *Science of The Total Environment*, **670**, 941–949.
- Houseman. 2013. *Guide to Ticks and Tick-Borne Diseases*. University of Missouri Extension, Columbia, MO.
- Jaenson, Hjertqvist, Bergström ja Lundkvist. 2012. Why is tick-borne encephalitis increasing? A review of the key factors causing the increasing.
- Kahl ja Gray. 2023. The biology of *Ixodes ricinus* with emphasis on its ecology. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **14**, 102114.
- Kjellander, Aronsson, Bergvall, Carrasco, Christensson, Lindgren, et al. 2021. Validating a common tick survey method: cloth-dragging and line transects. *Experimental and Applied Acarology*, **83**, 131–146.
- Korenberg, Sirotkin ja Kovalevskii. 2021. Adaptive Features of the Biology of Closely Related Species of Ixodid Ticks That Determine Their Distribution (Illustrated on

- the Example of the Taiga Tick *Ixodes persulcatus* Sch. 1930 and the Castor Bean Tick *Ixodes ricinus* L. 1758). *Biology Bulletin Reviews*, **11**, 602–615.
- Li, Heyman, Cochez, Simons ja Vanwambeke. 2012. A multi-level analysis of the relationship between environmental factors and questing *Ixodes ricinus* dynamics in Belgium. *Parasites & Vectors*, **5**, 149.
- Linske ja Williams. 2024. Evaluation of landscaping and vegetation management to suppress host-seeking *Ixodes scapularis* (Ixodida: Ixodidae) nymphs on residential properties in Connecticut, USA. *Environmental Entomology*, **53**, 268–276.
- Mäkinen, Vuorinen, Oksi, Peltomaa, He, Marjamäki, et al. 2003. Prevalence of granulocytic *Ehrlichia* and *Borrelia burgdorferi* sensu lato in *Ixodes ricinus* ticks collected from Southwestern Finland and from Vormsi Island in Estonia. *APMIS*, **111**, 355–362.
- Mysterud, Hügli ja Viljugrein. 2021. Tick infestation on medium–large-sized mammalian hosts: are all equally suitable to *Ixodes ricinus* adults? *Parasites & Vectors*, **14**, 254.
- Nuttall. 2022. Climate change impacts on ticks and tick-borne infections. *Biologia*, **77**, 1503–1512.
- Ogden, Lindsay ja Schofield. 2015. Methods to Prevent Tick Bites and Lyme Disease. *Clinics in Laboratory Medicine*, **35**, 883–899.
- Pakanen, Sormunen, Sippola, Blomqvist ja Kallio. 2020. Questing abundance of adult taiga ticks *Ixodes persulcatus* and their *Borrelia* prevalence at the north-western part of their distribution. *Parasites & Vectors*, **13**, 384.
- Pangrácová, Derdáková, Pekárik, Hviščová, Víchová, Stanko, et al. 2013. *Ixodes ricinus* abundance and its infection with the tick-borne pathogens in urban and suburban areas of Eastern Slovakia. *Parasites & Vectors*, **6**, 238.
- Sakamoto. 2018. Progress, challenges, and the role of public engagement to improve tick-borne disease literacy. *Current Opinion in Insect Science*, **28**, 81–89.
- Salomon, Hamer ja Swei. 2020. A Beginner’s Guide to Collecting Questing Hard Ticks (Acari: Ixodidae): A Standardized Tick Dragging Protocol. *Journal of Insect Science*, **20**, 11.
- Samish ja Rehacek. 1999. PATHOGENS AND PREDATORS OF TICKS AND THEIR POTENTIAL IN BIOLOGICAL CONTROL. *Annual Review of Entomology*, **44**, 159–182.

- Schotthoefer ja Frost. 2015. Ecology and Epidemiology of Lyme Borreliosis. *Clinics in Laboratory Medicine*, **35**, 723–743.
- Zhang. 2024. Tick chemosensation and implications for novel control strategies. *Current Opinion in Insect Science*, **65**, 101249.
- Žygutienė, Alekseev, Dubinina ja Kazlauskienė. 2008. Evidence for a risk of tick-borne infection in the city parks of Vilnius, Lithuania. *Ekologija*, **54**, 40–43.
- Uspensky. 2016. The Taiga Tick *Ixodes Persulcatus* (Acari: Ixodidae), the Main Vector of *Borrelia Burgdorferi* Senu Lato in Eurasia. *Lyme Disease*. SMGroup.
- Vikentjeva, Geller ja Bragina. 2024. Ticks and Tick-Borne Pathogens in Popular Recreational Areas in Tallinn, Estonia: The Underestimated Risk of Tick-Borne Diseases. *Microorganisms*, **12**, 1918.
- Vikentjeva, Geller, Remm ja Golovljova. 2021. Rickettsia spp. in rodent-attached ticks in Estonia and first evidence of spotted fever group Rickettsia species Candidatus Rickettsia uralica in Europe. *Parasites & Vectors*, **14**, 65.
- Wang, Liu, Wang, Wang, Cui, Jiang, et al. 2023. Geographical distribution of *Ixodes persulcatus* and associated pathogens: Analysis of integrated data from a China field survey and global published data. *One Health*, **16**, 100508.
- Wielinga, Gaasenbeek, Fonville, De Boer, De Vries, Dimmers, et al. 2006. Longitudinal Analysis of Tick Densities and *Borrelia*, *Anaplasma*, and *Ehrlichia* Infections of *Ixodes ricinus* Ticks in Different Habitat Areas in The Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, **72**, 7594–7601.

### **Internetiallikad**

- Internet 1. (2025). *Puugihaigused ja ennetus*. Kasutamise kuupäev: mai 2025. a., allikas Terviseamet:  
<https://www.terviseamet.ee/nakkushaigused/puugihaigused#puugihaigused-ja-enn>
- Internet 2. (2022). *Ettevaatust, puuk!* Kasutamise kuupäev: mai 2025. a., allikas Tervise Arengu Instituut: <https://www.tai.ee/et/valjaanded/ettevaatust-puuk>
- Internet 3. (2025). *Tartu arengukava*. Kasutamise kuupäev: mai 2025. a., allikas Tartu linn: <https://arengukava.tartu.ee/>
- Internet 4. (2025). *Roheringi tutvustus*. Kasutamise kuupäev: mai 2025. a., allikas Tartu linn: <https://tartu.ee/et/rohering#tutvustus>

Internet 5. (2025). *Projects: Frequently Asked Questions*. Kasutamise kuupäev: mai 2025.

a., allikas iNaturalist Help Center:

<https://inaturalist.freshdesk.com/en/support/solutions/articles/151000194866>

# LIHTLITSENTS LÕPUTÖÖ REPRODUTSEERIMISEKS JA ÜLDSUSELE KÄTTESAADAVAKS TEGEMISEKS

Mina, Marion Kade ,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

„Puukidega kokkupuute ja haigestumise tõenäosust mõjutavad tegurid ,  
erinevates elupaikades“

---

*(lõputöö pealkiri)*

mille juhendaja(d) on Toomas Esperk ja Tuul Sepp ,

*(juhendaja nimi)*

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Marion Kade

**19.05.2025**