

TARTU ÜLIKOOL

LOODUS- JA TÄPPISTEADUSTE VALDKOND

ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT

BOTAANIKA OSAKOND

Kadi Värnik

Linnastumise mõjud elurikkusele ja linna elurikkuse seisundi hindamisvahendid

Bakalaureusetöö (12 EAP)

Juhendajad: Polina Degtjarenko PhD, Merle Karro-Kalberg

Tartu 2025

Infoleht

Linnastumise mõjud elurikkusele ja linna elurikkuse seisundi hindamisvahendid

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on koondada teadmisi linnastumisest, selle mõjudest elurikkusele ja rohealade elurikkust toetavatest meetmetest ning anda ülevaade olemasolevatest linna elurikkuse seisundi hindamise tööriistadest, et toetada Tartu linna rohealade liigirikkuse hindamist ja arendamist.

Märksõnad: linnastumine, linna rohealad, elurikkus, linnaökoloogia, linna elurikkuse indeksid

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia, B280 Loomaökoloogia

The Effects of Urbanization on Biodiversity and Tools for Assessing Urban Biodiversity

The aim of this bachelor's thesis is to compile knowledge about urbanisation, its impact on biodiversity, and measures that support biodiversity in green areas, as well as to provide an overview of existing tools for assessing urban biodiversity in order to offer input for evaluating and enhancing species richness in the green areas of Tartu.

Keywords: urbanization, urban green spaces, biodiversity, urban ecology, urban biodiversity assessment indices

CERCS research fields: B270 Plant ecology, B280 Animal ecology

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Linnastumine	6
1.1. Linnastumine Eestis	7
1.2. Tartu linn	8
2. Linnakeskkonna elurikkust mõjutavad tegurid	9
2.1 Hooldamine	9
2.1.1 Puurinne	10
2.1.2 Põõsarinne	10
2.1.3 Rohurinne	11
2.2 Rohealade suurus ja sidusus	13
2.3 Veekogud	14
2.4 Mikroelupaigad	16
3. Olemasolevad indikaatorid linna elurikkuse seisundi hindamiseks	18
3.1 Singapuri indeks ehk CBI (<i>City Biodiversity Index</i>)	18
3.2 Euroopa Liidu linnaelurikkuse indeks ehk EUBI (<i>The European Urban Biodiversity Index</i>)	19
3.3 Kiire linna elurikkuse hindamismeetod mitte-ökoloogidele (Tzoulas & James)	20
3.4 Linna naabruskonna roheline indeks ehk UNGI (<i>Urban Neighborhood Green Index</i>)	21
3.5 Linnalooduse indeksid ehk UNI (<i>Urban Nature Indexes</i>)	22
3.6 Akustilised indeksid	23
4. Järeldused	24
Kokkuvõte	29
Summary	31
Tänuavaldused	33
Kasutatud kirjandus	34

Sissejuhatus

Linnastumine on üks olulisemaid ja mõjukaimaid protsesse tänapäeva maailmas, kujundades põhjalikult nii inimeste elukeskkonda, looduslikke ökosüsteeme ja planeeti tervikuna. Hinnangute järgi katab linnastunud maa rohkem kui 760 000 km², kusjuures enamus linnastunud piirkonnad asuvad Põhja-Ameerikas, Euroopas ja Aasias (Kuang, 2019).

Inimasustus ei tihene üksnes juba urbaniseerunud linnakeskkondades, vaid laieneb järjest enam ümbritsevatele loodus- ja maapiirkondadele, kus ruumi tehakse juurde seni puutumate või väheasustatud äärealade arvelt – seda nähtust nimetatakse valglinnastumiseks (Kraemer, 2006). Ühe hinnangu kohaselt on linnastunud maa-ala pindala aastaks 2030 1,2 miljon km², mis tähendab selle kolmekordistumist võrreldes aastaga 2000 (Seto *et al.*, 2012). Ajalooliselt on Euroopa linnad eristunud suurema kompaktsuse ja tihedama hoonestuse poolest, kuid nüüd on ka seal hakatud intensiivseid valglinnastumise ilminguid täheldama (Kasanko *et al.*, 2006). Linnades on sageli paremad elutingimused tänu paremale ligipääsule töökohtadele, tervishoiuteenustele, haridusele, ühistranspordile, mis on oluline tegur linnastumise kiire kasvu taga (Bhatta, 2010).

Kraemer (2006) juhib tähelepanu, et paljude Euroopa keskkonnaprobleemide juured peituvad linnade kiires laienemises äärealadele. Valglinnastumine toob kaasa autoliikluse suurenemise ja sellega kaasnevat heitgaaside kasvu, kuna äärealadel on ühistranspordivõrk sageli vähem arenenud (Tao *et al.*, 2021). Mõnel juhul on seetõttu täheldatud seost valglinnastumise ning linna süsinikdioksiidiheite kasvamise vahel (Ribeiro *et al.*, 2019), mistõttu on näiteks Amsterdam seadnud eesmärgiks tõsta asustustihedust linnapiirkondades linnapiire laiendamata, et parandada õhukvaliteeti ja täita kliimanõudeid (Uittenbroek *et al.*, 2014).

Hoolimata linnastumise positiivsetest sotsiaalsetest ja majanduslikest mõjudest, on selle mõju elurikkusele valdavalt negatiivne, mistõttu peetakse linnastumist üheks peamiseks globaalset elurikkust ohustavaks teguriks (Seto *et al.*, 2012). Hinnanguliselt kulub ligikaudu 75% maailma kasutatavatest ressurssidest linnade ehitamisele ja infrastruktuuri ülalpidamisele (ÜRO Keskkonnaprogramm, 2019). Linnade laienemine on oluline elupaikade ja liigirikkuse vähenemise põhjuseks, mõjutades umbes 26–39% maismaa selgroogsetest liikidest (Simkin *et al.*, 2022). Eriti suurt linnastumist on täheldatud just elurikkuse koondumispaikades (Seto *et al.*, 2012).

Linnakeskkondi iseloomustab suur kõvakattega kaetud pindade nagu tänavate, parklate ja ehitiste osakaal, mis halvendab elusorganismide elutingimusi (Geslin *et al.*, 2016) ja takistab vee imbumist mulda, suurendades pinnavoolu ning seeläbi üleujutuste riski linnaaladel, tuues kaasa ulatuslikud muutused linnade veerežiimis (Shuster *et al.*, 2005). Sademetest tekkinud valingud koguvad vett

mitte vett läbilaskvatelt linnatänavatelt, millega kaasnevad erinevad saasteained, sealhulgas raskmetallid, õli ja muud reostajad, mis looduslikesse veekogudesse ning põhjavette sattudes võivad põhjustada veekogude saastatust ning häirida veeökosüsteemide tasakaalu (Arnold Jr. & Gibbons, 1996). Peale rekreatiivsetele võimaluste pakuvad linna rohealad ökosüsteemiteenuseid, mis aitavad kohalikel omavalitsustel vähendada kulutusi näiteks aitavad rohealade mullakiht ja taimestik veerežiimi reguleerida, kuna muld suudab suurema veehoidmisvõime tõttu vett kauem siduda. Lisaks omastavad ka taimed suure osa veest (Kim *et al.*, 2016; Zimmermann *et al.*, 2016). Seeläbi väheneb üleujutuste oht ning ka vee äravoolu infrastruktuuri arendamise kulud (Kim *et al.*, 2016; Zimmermann *et al.*, 2016).

On oluline mõista, millised tegurid kujundavad elurikkust rohealadel, et seda tõhusalt linnakeskkonnas säilitada (Aronson *et al.*, 2017). Suurele inimõjule vaatamata võivad rohealad pakkuda olulisi elupaiku erinevatele liikidele, eriti kui rohealad on piisavalt suured, seotud teiste looduslike või poollooduslike aladega ning elurikkust toetavalt hooldada (Aronson *et al.*, 2017; Beninde *et al.*, 2015). Linnastumist on seostatud mitmete suurenenud ulatusega terviseprobleemidega, sealhulgas astma (Rodriguez *et al.*, 2019), allergiate (Lusignan *et al.*, 2018) ning vaimse tervise häirete nagu depressiooniga (Peen *et al.*, 2010). Arvukad uuringud on kinnitanud rohealade positiivset mõju linnaelanike füüsilisele ja vaimsele tervisele, aidates sellega kaasa tervishoiukulude vähenemisele (Kondo *et al.*, 2018; Van Den Eeden *et al.*, 2022).

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on koondada teadmisi linnastumisest, selle mõjudest elurikkusele ja rohealade elurikkust toetavatest meetmetest ning anda ülevaade olemasolevatest linna elurikkuse seisundi hindamise tööriistadest, et toetada Tartu linna rohealade liigirikkuse hindamist ja arendamist.

1. Linnastumine

Linnastumine on sotsiaal-majanduslik protsess, mille käigus muudetakse maapiirkonnad asustusaladeks ning elanikkond koondub üha enam linnakeskkondadesse. Alates 2007. aastast elab suurem osa maailma rahvastikust linnades ning prognooside kohaselt kasvab see osakaal 2050. aastaks 68%-ni (ÜRO, 2019). Kiire linnastumine leiab aset Aasias ja Aafrikas ning laiemalt arenguriikides, mis on ühtlasi ka olulised bioloogilise mitmekesisuse ja endeemsete liikide koondumisalad (Cincotta *et al.*, 2000; ÜRO, 2019). Euroopa elanikkonnast elab linnapiirkondades ligikaudu 74%, kusjuures kõrgeima urbaniseerumise astmega riik on Belgia, mille rahvastikust elab linnades koguni 98% (ÜRO, 2019).

Linnades võib esineda kuumasaare efekt, mille puhul on temperatuur linnas kõrgem kui seda ümbritsevates maapiirkondades (Oke, 1982). Selle peamiseks põhjustajaks on linnakeskkonnale omased tumedad ja kõvad pinnad, näiteks asfalt ja hooned, mis neelavad looduslike pindadega võrreldes rohkem kuumust, mis hiljem atmosfääri paisatakse (Taha, 1997). Linnades on pinnatemperatuuri tõusutrend keskmiselt 29% suurem kui ümbritsevates maapiirkondades (Liu *et al.*, 2022). Temperatuuri tõusu võimendavad teised antropogeense soojuse allikad, näiteks autod ja hoonete jahutus- ning küttesüsteemid, mis atmosfääri lisaenergiat vabastavad (Taha, 1997), mis suurendab kuumalainete ajal elanikkonna haavatavust ja põhjustab ka suremusjuhtumeid (Mora *et al.*, 2017). Rohealad aitavad varju pakkumise ja taimede transpiratsiooniga temperatuuri tõusu maandada ning vähendada jahutusseadmete vajadust ning energianõudlust (Theeuwes *et al.*, 2012; Zoulia *et al.*, 2009).

Kõvakatte pindade juurde ehitamisega kaasneb elupaikade fragmenteerumine, mille tulemusena muutuvad elupaikade alad väiksemaks ja isoleerituks ning esinevad ulatuslikud häiringud näiteks valgus-, müra- ja keskkonnareostus (Grimm *et al.*, 2008). Uuringud on näidanud, et taimede liigirikkus väheneb ning ka loomad ning linnud hoiduvad rohealadest eemale, kui linnakeskkonnas kõvakattega pindade osakaal suureneb (Garizábal-Carmona & Mancera-Rodríguez, 2021; Yan *et al.*, 2019). Linnakeskkonnas säilinud elupaigad on sageli tugevalt inimtegevusest mõjutatud ning neid võib pidada poollooduslikeks kooslusteks, mille ökoloogiline kvaliteet sõltub nende hooldamisest ja seotusest ümbritseva rohevõrgustikuga. Lisaks liikide liikumise ja asustamise raskendamisele vähendavad kõvakattepinnad ka ökosüsteemide suutlikkust pakkuda regulatiivseid teenuseid nagu süsiniku sidumine (Li *et al.*, 2022).

Lisaks võib linnakeskkond toimida ökoloogilise lõksuna. See on olukord, kus elupaik näib liigile esmapilgul sobiv, ent tegelikkuses ei toeta edukat ellujäämist ega paljunemist. Soodsale elupaigale

viitavad indikaatorid nagu toidu kättesaadavus, võivad meelitada loomi linna elupaikadesse. Samal ajal võib teiste keskkonnategurite, näiteks müra või reostuse tõttu olla linnakeskkond liigile ebasobiv, mistõttu liigi ja järglaste ellujäämisvõimalus on linnas madal (Schlaepfer *et al.*, 2002). Selliseid juhtumeid on täheldatud näiteks nahkhiirtega, kes on linnakeskkonda meelitatud ning hiljem kodukasside poolt tapetud (Vlaschenko *et al.*, 2019), või konnadega, kes kudevad sademevee tiikidesse või märgaladele, kuid kulleled ei jää ellu reostatud vee tõttu (Sievers *et al.*, 2018).

Siiski kujutab linn endas oma ulatusliku heterogeensuse tõttu mitmekesist elukeskkonda, hõlmates endas vahel suuremat elurikkust kui maapiirkondades (Kühn *et al.*, 2004). On leitud, et linnas võib esineda palju looduslike liike (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Matthies *et al.*, 2015). Linnade rohealad toimivad elurikkuse refuugiumidena, kus saab esineda mitmekesine pärismaine taimestik ja loomastik (Aronson *et al.*, 2014). Samas on leitud, et linnade elurikkusest suure osa moodustavad võõrliigid (Kowarik, 2008).

Urbaniseerumise suurenemise tõttu on linnadel järjest olulisem roll elurikkuse säilitamisel ja taastamisel. Rohealade läbimõeldud planeerimine ja haldamine võib olla üks tõhusamaid viise linnastumisega kaasnevate negatiivsete mõjude leevendamiseks (Aronson *et al.*, 2017). Lisaks loovad liigirikkad rohealad võimaluse suurendada küllastajate teadlikkust looduse väärtusest, et suurendada avalikkuse toetust elurikkuse säilitamisele (Savard *et al.*, 2000).

1.1. Linnastumine Eestis

Eesti paistab silma ühe kiiremini linnastuva riigina OECD liikmesriikide hulgas (Eesti Vabariigi valitsus, 2021). Perioodil 2000–2014, mil Eesti rahvaarv vähenes ligikaudu 5%, suurenes ehitatud alade pindala elaniku kohta 18% võrra, mis viitab jätkuvale valglinnastumisele ka rahvastiku vähenemise tingimustes (OECD, 2022).

2021. aasta seisuga elab Eesti elanikkonnast 61,2% linnalistes piirkondades (≥ 1000 elanikku km^2), kellest 32,9% on Tallinnas ning 9,1% väikelinnalistes piirkondades (≥ 200 elanikku km^2). Suurem rahvastiku liikumine toimub eelkõige Tallinna ja Tartu ümbrusesse ning teistesse kasvavatesse väikelinnadesse (Statistikaamet, 2022).

Vastusena Euroopa Liidu elurikkuse strateegiale aastani 2030 on Eesti Kliimaministerium seadnud eesmärgiks suunata üle 10 000 elanikuga linnu pöörama senisest enam tähelepanu rohealade säilitamisele ja arendamisele, koostades rohestamiskavasid või lõimides selle põhimõtteid linna teistesse arengudokumentidesse. Selle eesmärk on luua linnades elurikkaid rohealasid ning parandada rohealade vahelisi ühendusi. Rohekavade koostamise raames tuleb

muuhulgas luua linnadele 20–30 aasta visioon ning 10–15 aasta eesmärgid, analüüsida looduse ja elurikkuse hetkeolukorda ning moodustama elurikkust toetavate meetmete teostamise ajakava (Kliimaministeerium, 2024).

1.2. Tartu linn

Tartu linna pindala on 154 km², millest umbes 40% moodustavad rohe- ja sinialad (pargid, veekogud, rohumaad, soised alad, põõsastikud jm). Sellest kõige suurema osa moodustavad metsad (Tartu linn, 2023; Vösaste, 2021).

Tartu linna strateegilised planeeringud kajastavad selgelt rohealade ja rohevõrgustiku arendamise eesmäärke. Näiteks Tartu linna üldplaneeringus 2040+ on ühe olulise meetmena kavandatud krundi roheväärtuse hindamise meetodi kehtestamine, mille eesmärk on roheliste elementide kombineerimise kaudu vähendada arenduste negatiivset mõju looduskeskkonnale (Tartu linn, 2021). Ka Tartu linna arengukavas 2025–2035 on välja toodud Keskkonna ja linnaruumi strateegilise suuna ühe visioonina Tartus erinevate looduskoosluste väärtustamine, hoides samal ajal inimese, looduse ja kliima vajadusi tasakaalus. Täpsemalt keskkonna arenguvajaduse all on välja toodud mitmekülgse linnakeskkonna väljaarendamine, mis toetab elurikkust asjakohaste haljustus- ja hooldusviisidega (Tartu linn, 2024).

Tartu linna heakorraeskirjale vastavalt peab kinnistu kasutaja tagama, et rohu kõrgus kinnistul ei ületa 15 cm (Heakorraeskiri ja koormise kehtestamine, 2015), kuigi varasemalt on arutatud selle tõstmist 25 cm-le või eeskirja kaotamist kogunisti (Saar, 2020). 2017. aastal läbiviidud uuring näitas, et Tartu inimesed eelistavad reeglina niidetud rohuplatse pikale rohule (Vaaks, 2017).

Üks projekt, mille eesmärk on Tartu linna rohealade seisust parandada, on Tartu ROHEring (urbanLIFEcircles). See on 2022. aastal alanud 5-aastane projekt eesmärgiga parandada Tartu linna rohevõrgustikku ja sealse elurikkuse seisundit. Projekti raames hinnatakse muuhulgas Tartu rohealade seisundit, luuakse rohekoridore ning antakse linna elanikele võimalus õppida jätkusuutlike aiapidamispraktikate kohta. Lisaks on üks eesmärk omavalitsuse tasandil rohealade haldamise parandamine (Tartu linn, 2025).

2. Linnakeskkonna elurikkust mõjutavad tegurid

2.1 Hooldamine

Linnakeskkonna rohealade ökoloogiline seisund sõltub suuresti inimtegevusest, eelkõige sellest, milliseid hoolduspraktikaid kasutatakse. Need kujundavad elupaikade struktuuri, taimkatte koosseisu ja ka seal elavate liikide mitmekesisust. Hooldusvõtted hõlmavad näiteks niitmist, kulu eemaldamist, samuti vigastatud, surnud või vanade puude ja põõsaste eemaldamist ja kärpimist. Linnakeskkonna intensiivne hooldamisrežiim ja inimõju soosib liike, kes on linna elutingimustega paremini kohanenud, jättes alles madalama liigilise mitmekesisuse. Pärismaised liigid asenduvad ekspansiivsete võõrliikidega ning keskkond muutub liigilise koosluse poolest üksteisega sarnasemaks (McKinney, 2006; McKinney & Lockwood, 1999).

Piiratud hooldamine ja inimsekkumise vähendamine võib olla kasulik ka teiste struktuurielementide jaoks, näiteks tüugas- või lamapuidu säilitamisel rohealadel, mis pakuvad olulisi mikroelupaiku mitmetele liikidele. Aga on leitud, et linnapuude hooldamine, sealhulgas pügamise ja muude hooldusvõtete käigus tekkinud vigastused, võib soodustada mikroelupaikade teket (Großmann *et al.*, 2020). Iga puu arengustaadium on väärtuslik erinevatele eluvormide kooslustele, seetõttu on tähtis puid võimalikult kaua säilitada noore kasvandikuna ja ka peale nende surma (Stokland *et al.*, 2012).

Elurikka linna roheala eelduseks on võimalikult mitmekesine, looduslähedane ja vabavormiline taimkate, mis toetab eriliigiliste vajadustega eluvorme. Taimestik täidab rohealadel kesksel rollil, kujundades elupaiku, mõjutades valgus- ja niiskustingimusi ning luues sobivad mikrokliimaatilised tingimused teiste organismide esinemiseks. Erinevalt mõnest teisest rohealade tunnusest on taimestikku võimalik sihipäraselt kujundada ja teadlikult mitmekesistada – see annab linnaplaneerijatele ja haljastajatele olulise võimaluse linnade elurikkust suurendada.

Lisaks eelnevalt pikemalt käsitletud puu-, põõsa- ja rohurindele võib linnades esineda vähemal määral ka sambla- ja puhmarinnet. Kuigi samblad on reeglina reostusele tundlikud, leidub ka linnas samblaid nii mullal ja puudel kui ka kõvakatte pindadelt ja kividelt. Mõni liik, näiteks harilik keerik (*Syntrichia ruralis*) on linnatingimustele vastupidavam ning seda saab Eesti linnades ka bioindikaatorina kasutada (Rajandu *et al.*, 2024). Linnakeskkonnas esineb puhmarinnet (nt mustikaid) ja harva ja pigem looduslikumat laadi või poollooduslikes rohealades (nt looduslähedastes parkmetsades, matkaradade ääres või linnametsades).

2.1.1 Puurinne

Puud on linna rohealadel ühed kõige sagedamini esinevad haljastuse elemendid. Oma suuruse tõttu pakuvad need olulisi ökosüsteemi teenuseid nagu näiteks õhureostuse vähendamine süsinikku ladustades ja linnaelanikele päikese käest varju pakkumine. Puud on olulised ka linna veerežiimi tasakaalustamisel, püüdes võras sademed kinni, aurustades lehtedelt vett, soodustades vee imbumist pinnasesse ning talletades ja kasutades vett oma enda kasvuks (Qin, 2020).

Vanemad puud on olulised mikroelupaikade nagu õõnsuste ja koorepaljandite esinemiseks, mis on mõnele liigile asendamatud ning hädavajalikud. Suuremad puud on olulised putuktoiduliste lindudele, eriti talvisel perioodil (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011). Küll aga kujutavad suured vanad puud inimaktiivses kohas langemise riski ja seeläbi mõõdukat terviseohtu (Fröhlich *et al.*, 2024). Lahenduseks võib olla vanemate puude säilitamine rohealade vähem külostatud osades.

Kuid ka nooremad puud, mis tihti rohealadel puuduvad, kujutavad endas väärtust (Stagoll *et al.*, 2012). Noorte puude olemasolu linnarohealadel on oluline eeldus elurikkuse pikaajaliseks säilimiseks ehk vanemate puude juurdekasvuks ning nende elupaikade järjepidevuseks. Ühes uuringus leiti, et uute puude juurdekasv linnalistel rohealadel on 13 korda aeglasem kui looduskaitsealadel (Le Roux, 2014b). Puude looduslik paljunemine on linnades kõvakatte poolt häiritud, lisaks võib noore taime edasiareng olla raskendatud ekspansiivsete liikide poolt (Stinson *et al.*, 2006). Lisaks vanuselisele mitmekesisusele võiks puurinne olla ka liigiliselt võimalikult mitmekesine, eriti väärtuslikuks võib osutada laialehise puistu liigirikkuse tõstmine (Korhonen *et al.*, 2020).

2.1.2 Põõsarinne

Põõsarinde olemasolu suurendab putukate liigirikkust ning seeläbi potentsiaalselt ka putuktoiduliste imetajate ja lindude arvukust. Eriti suur selgrootute liigirikkus esineb aladel, kus põõsastik on tihedam ja rohkem laiuv, võrreldes väiksema või hõredama ning avatuma võradega aladega (Sharmin *et al.*, 2024). Põõsad pakuvad võrreldes puudega rohkem oksasid ning mikroelupaiku, mis võimaldab putukatel takistamatult maapinna ja taime vahel liikuda ning pakub

neile paremat kaitset. Eriti suurt elurikkust on märgatud põõsastaimede õitsemise ajal, mistõttu tuleks sellel perioodil vältida nende pügamist ja häirimist (Sharmin *et al.*, 2024).

Tihti aga puudub põõsarinne rohealadel täielikult või koosneb naturaliseerunud võõrliikidest. Põõsarinde olemasolu koos puittaimestikuga loob keerukama taimkatte struktuuri, mis toetab lindude elurikkust. Lindudele on oluline roheala taimkatte horisontaalne katvus, mis aitab omakorda vähendada inimõju linna rohealades (Yang *et al.*, 2015).

Eriti positiivset mõju avaldab alustaimestiku ehk väiksemate puude ja põõsastiku suurendamine lindudele ja nahkhiirte arvukusele rohealal, kuna tihe põõsarinne pakub neile nii pesitsusvõimalusi, putukatest koosnevat toidubaasi kui ka varju (Threlfall *et al.*, 2017). Vaatamata põõsastiku ökoloogilisele rollile, keskendutakse linnade rohealade hoolduses sageli üksnes puude säilitamisele, samal ajal kui põõsad ja väiksemad puud eemaldatakse. Selle tagajärjel on paljudel linnamaastikel puistu alusrinne kas väga hõre või täielikult puuduv (Le Roux, *et al.*, 2014a).

2.1.3 Rohurinne

Rohurinne moodustab olulise osa paljude linnaliste rohealade taimkattest ning täidab nii esteetilisi, ökoloogilisi ülesandeid. Elurikkuse toetamiseks tuleb aga tähelepanu pöörata selle liigilisele koosseisule ja ökoloogilisele väärtusele.

Sobiva niitmissageduse valik on rohealade ökoloogilise kvaliteedi säilitamisel kriitilise tähtsusega. Üks levinumaid linnahaljastuse vorme on sagedasti niidetavad murualad, kus taimed ei jõua enne järgmist niitmist õitsema hakata ega seemneid toota, mis soodustab eelkõige vegetatiivselt paljunevate taimede levikut (Bertoncini *et al.*, 2012; Uustal *et al.*, 2010). Tiheda niitmise tulemusena liigiline mitmekesisus väheneb ning eri linnakeskkonnade liigiline mitmekesisus muutub üksteisele üha sarnasemaks (Bertoncini *et al.*, 2012; McKinney, 2006; Zeeman *et al.*, 2017). Lisaks soosib tihe niitmine ka niinimetatud kahjurliikide esinemist, näiteks võilill ja naksurlase vastsed (*Elateridae*) (Watson *et al.*, 2020).

Niitmissageduse vähendamine võib märkimisväärselt suurendada nii funktsionaalset kui ka fülogeneetilist mitmekesisust ning parandada tolmeldajate elupaiga tingimusi (Chollet *et al.*, 2018). Uuringud näitavad, et madalama hooldusintensiivsusega rohumaad toetavad suuremat liigirikkust kui sagedasti hooldatud pargialad (Biella *et al.*, 2025; Dylewski *et al.*, 2019; Sehr *et*

al., 2020; Watson *et al.*, 2020). Sellepärast soovitatakse liikuda murualale tüüpiliselt hooldusviisilt niidu tüüpi harvemale hooldusrežiimile, mille puhul niidetakse näiteks kaks korda aastas ning eemaldatakse tekkinud kulu (Noordijk *et al.*, 2009; Parr & Way, 1988; Wastian *et al.*, 2016). Isegi kui taimede liigirikkus ei taastu kohe, on pikemal murul iseseisev ökoloogiline väärtus, pakkudes varju ja elupaika näiteks liblikatele (Garbuzov *et al.*, 2015) ja jooksiklastele (Pinna *et al.*, 2009). Heinamaadele omane hooldusviis aitab vähendada ka hoolduskulusid ning on praktiline lahendus raskesti ligipääsetavates rohealade piirkondades.

Samas võib liiga harv niitmine või selle täielik puudumine viia tiheda kulukihi kogunemiseni, mis takistab mitmete liikide idanemist ja kasvu ning loob soodsad tingimused vaid vähestele, tugevalt konkureerivatele liikidele, nagu kõrrelised ja vegetatiivselt levivad ekspansiivsed taimed (Helm, 2021; Uustal *et al.*, 2010). Seetõttu on mõningane hooldus vajalik, et säilitada koosluste mitmekesisus ning vältida ühetaolise, domineeriva taimestiku kujunemist.

Üheks kriitikaks harvemini niidetud alade suhtes on puukide võimalik levik, ent senised uuringute tulemused on vastuolulised: osad leiavad, et niitmiskagedus ei mõjuta puukide arvukust märkimisväärselt (Lerman & D'Amico, 2019; Proske *et al.*, 2022), samas kui teised rõhutavad niitmise rolli puukide edastatud haiguste riski vähendamiseks (Del Fabbro, 2015). Lahenduseks võivad olla niinimetatud metsikud nurgad ehk alad rohealal, mida niidetakse harvemini ning mis säilitavad ökoloogilise väärtuse, samal ajal kui teised alad jäävad sagedamini niidetuks inimeste aktiivsemaks kasutamiseks (Rada *et al.*, 2024; Wintergerst *et al.*, 2024).

Kuigi lühikeseks pügatud muru peetakse sageli esteetilisemaks ning arvatakse, et külastajad eelistavad korrastatud rohealasid, viitavad mitmed uuringud sellele, et liigirikkama taimestikuga rohumaid tajutakse visuaalselt sama atraktiivsena või need on isegi eelistatud (Garbuzov *et al.*, 2015; Southon *et al.*, 2017). Nende mõju vaimsele tervisele hinnatakse samuti suuremaks (Thwaites *et al.*, 2024).

Oluline tegur elurikkust toetavas niitmiskäitises on ka niitmise ajastamine. Varajane suvine niitmine soodustab paljude taimeliikide teistkordset õitsemist ja pikendab seeläbi õite kättesaadavust tolmendajatele (Noordijk *et al.*, 2009). Niitmist on soovitatav vältida kuivadel ja põuasetel perioodidel, sest see võib kahjustada tundlikumat taimkatet ja mullaelustikku, samuti võib see pärssida taimestiku taastumist (Qu *et al.*, 2020).

Lisaks eelmainitud hooldusmeetmetele, mis mõjutavad rohurinde koosseisu, on oluline ka taimestiku pärismaisus (Chace & Walsh, 2006; Threlfall *et al.*, 2017). Pärismaiste taimede osakaalu tõstmiseks võib kasulikuks vahendiks osutada nende taimeliikide seemnesegude

külvamine, mille abil saab suurendada liigirikkust ning taastada ökoloogiliselt väärtuslikke rohumaataolisi elupaiku linnakeskkonnas (Mollashahi *et al.*, 2024). Tõhusaid tulemusi on võimalik saavutada ka ilma ajakulukate ja rahaliselt koormavate meetoditeta, näiteks kasutades hajuskülvi, mille puhul seemned puistatakse ühtlaselt maapinnale ilma neid mulda kaevamata (Anderson & Minor, 2021). Poolas läbiviidud uuringus selgus, et kõik testitud erinevat tüüpi seemnesegud (kommertssegud, poollooduslikud segud, niitmisjääkidest kogutud seemned) aitasid suurendada taastatavate rohumaade liigirikkust sõltumata olemasoleva taimestiku liigilisest koosseisust ja mulla omadustest (Mollashahi *et al.*, 2024).

Eriti tähtis on rohurindes õitsevate taimede osakaal, mis suurendab nii tolmeldajate kui ka teiste putukate liigirikkust. Seetõttu oleks hea, kui rohurindes oleksid erineva õitsemisajaga taimeliigid, et tagada õitsevate taimede järjepidevus (Biella *et al.*, 2025). Soovitav on rohurindesse kaasata rohkelt mitmeaastaseid taimi, mida ei ole vaja igal aastal uuesti külvata, et vähendada hoolduskulusid ning suurendada rohurinde jätkusuutlikkust (Southon *et al.*, 2017). Lisaks on täheldatud, et ka tolmeldajad eelistavad mitmeaastaseid taimi (Palmerheim *et al.*, 2022).

2.2 Rohealade suurus ja sidusus

Rohealaid saab kõvakattega isoleeritud linnamaastikus käsitleda kui "saari urbaniseeritud ookeanis", millest tulenevalt saab nende elurikkuse mustreid analüüsida saarte biogeograafia teooria alusel (MacArthur & Wilson, 2001). Teooria kohaselt on suuremad saared ehk ulatuslikumad rohealad potentsiaalselt elupaigaks suuremale hulgale liikidele. See tuleneb nende suuremast heterogeensusest, võimest toetada suuremaid populatsioone ning kõrgemast koloniseerimis- ja asustamistõenäosusest (MacArthur & Wilson, 2001). Mitmed uuringud on kinnitanud, et roheala pindala on positiivses korrelatsioonis seal esineva liigirikkusega, näiteks soontaimede (Matthies *et al.*, 2015), lindude (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Garizábal-Carmona & Mancera-Rodríguez, 2021) või lülijalgsete liigirikkusega (Bolger *et al.*, 2000; Su *et al.*, 2015).

Rohealade elurikkust mõjutab ka servaepekt, mis viitab muutustele liikide koosseisus, arvukuses või käitumises ökoloogilise ala servapiirkondades, võrreldes selle sisemiste osadega (Ries *et al.*, 2004). Servades esinevad sageli erinevad mikrokliima tingimused, näiteks kõrgem valgus- ja tuuleintensiivsus, mis mõjutavad sealset elustikku. Urbaniseeritud kontekstis on olulisteks servaepekti kujundajateks ka inimõjud, nagu müra, valgusreostus ja keskkonnasaaste. Mida

suurem on roheala, seda väiksem on suhteline osa servapiirkondadel ning seega on väiksem ka servaefekti üldmõju kogu alale. Servaefekti mõju rohealade ökoloogilistele tingimustele on tõestatud, ning ühe hinnangu järgi ulatub selle mõju niiskuse puhul 6 ja temperatuuri puhul 8 meetrini roheala servast (Li *et al.*, 2024). Efekti võimendajaks võivad olla kõrgema tihedusega linnapiirkonnad (Villaseñor *et al.*, 2014). Servaefekt ei mõjuta siiski kõiki liike ning mõndadele liikidele võivad servaalade tingimused olla just sobilikumad (Morrison & Bolger, 2002)

Kuigi elurikkuse muudel viisidel toetamine on oluline, on leitud, et elurikkuse säilitamiseks on kõige olulisem hoida ning suurendada rohealade pindalaid (Beninde *et al.*, 2015). Suuremad, üle 50 hektari suurused rohealad on aga eriti olulised pindalatundlike liikide säilitamiseks (Beninde *et al.*, 2015). Suuremad rohealad jahutavad ka linna efektiivsemalt, aidates kuumasaare efekti leevendada (Jaganmohan *et al.*, 2016).

Rohealade killustumine ja sidusus on linnaökosüsteemide seisukohast määrava tähtsusega tegurid. Linnaruumi tihenedes killustavad teed, hoonestus ja muu infrastruktuur suuremaid rohealade komplekse, mille tulemusel jäävad alles väiksemad, isoleeritud ning inimõjule tundlikumad elupaigad. See vähendab ökosüsteemide sidusust ja mõjutab negatiivselt eriti neid liike, kelle levimisvõime on piiratud. Seetõttu on oluline pöörata tähelepanu ka väiksematele rohealadele, näiteks era-aedadele ja haljasribadele, mis võivad täita rohekoridori rolli, kompenseerides suuremate looduslike alade puudumist (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Strohbach *et al.*, 2013; Vergnes *et al.*, 2013). Roheala lähedus mõjutab positiivselt ka kinnisvara hindasid (Liebelt *et al.*, 2019).

2.3 Veekogud

Linnatiigid ja teised veekogud on olulised linnaruumi elurikkuse säilitamisel, pakkudes elupaiku ja kudemisalasid kahepaiksetele ja selgrootutele ning kasvukohti veetaimedele ja väiksematele veeorganismidele (Alikhani *et al.*, 2023; Beninde *et al.*, 2015). Sobiva hoolduse korral võivad tiigid olla soodsaks elukeskkonnaks ning pakkuda elukohta näiteks lindudele (M. Chan *et al.*, 2024; G. Yang *et al.*, 2015), kiilidele (Goertzen & Suhling, 2013) ning kahepaiksetele (Sauer *et al.*, 2022).

Lisaks pakuvad veekogud ka jahutusefekti, mis kuuma saare efekti leevendada aitavad (Peng *et al.*, 2020). Kuigi veekogude jahutavat mõju on rohealadega võrreldes vähem uuritud, on uuringud siiski näidanud, et nende olemasolu aitab jahutamisele märkimisväärselt kaasa. Veepind neelab päikesekiirgust vähem kui linnades domineerivad kõvakattepinnad ning õhku jahutab ka vee aurustumine veekogu pinnal. Samuti on leitud, et veekogu suurus ja selle jahutusefekt on seotud ning suurimat jahutusmõju pakub roheala ja veekogu koosmõju (Peng *et al.*, 2020).

Lisaks jahutusefektile on suuremad veekogud seotud ka suurema taimede liigirikkusega, nii üldiselt kui ka erinevates ökoloogiliselt funktsionaalsetes rühmades, milleks on näiteks üheaastased ja mitmeaastased liigid, metsadele või avamaastikele iseloomulikud ja veesisesed liigid (Houlahan *et al.*, 2006; Johansson *et al.*, 2019).

Veekogude planeerimisel ja taastamisel on soovitatav luua, säilitada või taastada looduslikud põhjapinnased, vältides tehislake materjalide kasutamist, et toetada elurikkust ning tagada ökosüsteemide funktsionaalsus ja terviklikkus (Demartín *et al.*, 2025). Tehislikud põhjakattematerjalid takistavad veetaimestiku kinnitumist ja kasvu, mis omakorda piirab veekogu võimet parandada veekvaliteeti. Lisaks häirivad sellised pinnad veekogu ökoloogilist tasakaalu, välistades liikide, näiteks kiilide (*Odonata*), esinemise, kelle vastsed sõltuvad elutsükli jooksul looduslikust substraadist varjumiseks ja arenguks (Blicharska *et al.*, 2016).

Oluline roll on veest väljaulatuval taimestikul, mis toetab veekogu elustikku mitmel viisil (Blicharska *et al.*, 2016; Johansson *et al.*, 2019). Näiteks on see kiilide (*Odonata*) jaoks hädavajalik, pakkudes neile peatumiskohta ja võimaldades täiskasvanud isenditel vastse kestast väljuda. Samuti toimivad taimede veealused osad substraadina munade kinnitamiseks. Elusloodusele oluline on ka kaldajoone ümbruses leiduv kõrgem taimestik, et pakkuda varju, varjepaiku ja mikroelupaiku (Johansson *et al.*, 2019). Veekogu elurikkust toetab ka veekogu kaugemalt ümbritsev pärismaine taimestik (Lozano *et al.*, 2022).

Ka sademeveetiigid, mis loovad looduslikke äravoolusüsteeme, et linna veerežiimi tasakaalustada, võivad olla väärtuslikud elupaigad. Kuigi need võivad koguda saasteaineid, mis pärinevad läbimatult linna kõvakattelt, pakuvad need siiski loodusele kasulikke elemente, näiteks kiilidele (Hassall & Anderson, 2015; Johansson *et al.*, 2019). Samas võivad tiigid liigse saastumise korral muutuda ökoloogilisteks lõksudeks, mille ohvriks on varem jäänud näiteks konnad (Sievers *et al.*, 2018).

Elurikkuse toetamisel mängib olulist rolli tiikide omavaheline sidusus ning kaugus teistest veekogudest ja rohealadest (Hyseni *et al.*, 2021). Liigirikkust toetav tiikide ja teiste

linnaveekogude hooldamine, mis ei keskendu üksnes esteetikale ja puhkeotstarbele, võib märkimisväärselt parandada linnakeskkonna elurikkust (Noble & Hassall, 2015). Sobiva hooldusintensiivsuse ja metoodika valik sõltub veekogu suurusest, funktsioonist ja kasutusviisist, mistõttu on oluline kohandada hooldusmeetmed vastavalt iga veekogu eripäradele (Blicharska *et al.*, 2016). Varasemad elurikkuse taastamistegevused veekogudes ja nende ümbruses on andnud positiivseid tulemusi, näiteks tõi tehiskõrve ökoloogiline taastamine (veekogu puhastamine ja kohaliku taimestiku taastamine) Buenos Airese lähistel kaasa kiilide liigirikkuse märkimisväärse kasvu, saavutades 81% piirkondlikust liigirikkusest (Lozano *et al.*, 2022).

2.4 Mikroelupaigad

Linna rohealade elurikkuse tagamiseks on oluline mikroelupaikade mitmekesise võrgustiku olemasolu. Mikroelupaigad, nagu lamapuit, tüügaspuid, puidupaljandid ning lehe-, oksa- ja kivihunnikud, on paljude liikide jaoks asendamatud elupaigad. Turvalisuse või esteetilistel kaalutlustel eemaldatakse neid mikroelupaiku sageli linna rohealadelt. Nende esinemissagedus linnalistes rohealades on võrreldav madala arvukusega põllumajandusmaastikes (Le Roux, 2014a).

Üks viis mikroelupaikade säilitamiseks ja loomiseks on vanade puude hoidmine. Vanade puudega kaasnevad mitmesugused elupaigad, sealhulgas puuõõnsused, puidupaljandid ja kuivanud oksad. Puuõõnsused võimaldavad keskkonda, mis on soe ning kiskjate eest kaitstud, mida mitmed liigid ise uuristada ei suuda, aga eluks vajavad. Austraalias tehtud uuringu kohaselt võib praeguste hoolduspraktikate jätkumisega väheneda õõnsustega puude arv linnades 300 aasta jooksul koguni 87% võrra (Le Roux, 2014b). Harilikus tammes (*Quercus robur*) hakkavad puuõõnsused tekkima alles 200–300 aastaseks saamisel (Ranius *et al.*, 2009). Seetõttu on oluline praegu nooremate puude kasvu toetada, et tagada elupaikade jätkusuutlikkus. Kuigi linnakeskkonnas on puude liigset hooldamist teatud juhtudel kritiseeritud, võib mõõdukas sekkumine, näiteks okste pügamine, mikroelupaikade arvukust hoopis suurendada (Großmann *et al.*, 2020).

Väga oluline roll elurikkuse toetamisel on surnud puidul, mis pakub elupaika eeskätt saproksüülsetele putukatele ja seentele, kes osalevad puidu lagundamises, aga ka näiteks mitmetele selgroogsetele, kes kasutavad surnud puitu pesitsemiseks või talvitumiseks, ning sammaldele ja samblikele, kes surnud puust olenevad (Stokland *et al.*, 2012). Veel on leitud, et tüügaspuidude ja surnud okste rohkus on positiivselt seotud rähnide liigirikkuse ja arvukusega (Fröhlich & Ciach, 2020). Surnud puitu saab linnas säilitada ka tüügaspuidude asemel näiteks lamapuidu või kändudena, mis ei kujuta langemisohtu. Kuigi varasemad uuringud on viidanud

elanike vastumeelsusele surnud ja kuivanud puidu säilitamise suhtes, võib teadlikkuse tõstmine selle olulisusest aidata hoiakuid muuta (Gundersen *et al.*, 2017). Kuna surnud puiduga on seotud suur hulk eri liiki organisme, peetakse selle olemasolu ja hulka oluliseks näitajaks elurikkuse taseme, loodusläheduse ja ökosüsteemi toimimise hindamisel (Stokland *et al.*, 2012). Mikroelupaikade loomist linnakeskkonnas võib toetada ka hekkide säilitamine, mille alusel paiknevad kivid ja taimepraht pakuvad sobivaid varjumisvõimalusi kiskjatele ja roomajatele (Lecq *et al.*, 2018).

3. Olemasolevad indikaatorid linna elurikkuse seisundi hindamiseks

Linnades leiduva elurikkuse hindamiseks on välja töötatud mitmeid indikaatoreid ja indekseid. Need aitavad mõista, kuidas linnakeskkond ökosüsteeme mõjutab ja millised rohealad või meetmed bioloogilist mitmekesisust toetavad. Nende abil saab seada ning jälgida looduskeskkonna säilitamisega seotud eesmärke ning tuvastada nõrkasid kohti. Tulemusi saab kasutada linnaplaneerimise ning keskkonnapoliitika kujundamisel. Levinumateks näitajateks, mida indikaatorites kaasatakse, on näiteks rohealade pindala, kaitstavate või ohustatud liikide esinemine, ökosüsteemiteenuste (nt tolmeldamine, veeregulatsioon) olemasolu ning avalike rohealade ligipääsetavus elanikele. Osad indikaatorid käsitlevad vaid elu- ja liigirikkust puudutavaid aspekte, mõned on kaasanud ka rohealade mõjutavaid aspekte laiemalt, näiteks rohealade haldamist ja linna elanikkonna harimist.

Siiski on rõhutatud, et ainult indikaatorite ja eesmärkide olemasolust ei piisa, kui neile ei järgne konkreetseid tegevusi. Pierce jt (2021) tõid ülevaates välja, et linnade elurikkuse plaanides on sageli küll määratletud indikaatorid ja väljundid, kuid tegevused jäävad ebamääraseks või neid ei rakendata süsteemselt. Seega on oluline, et indikaatorite põhjal tehtud järeldused viiksid ka tegelike ja järjepidevate looduskaitseliste sammudeni.

3.1 Singapuri indeks ehk CBI (*City Biodiversity Index*)

Üks kõige laialdasemalt kasutatav elurikkuse hindamise vahend linnades on Singapuri elurikkuse indeks (*City Biodiversity Index*, CBI). Ettepanek selle loomiseks tehti esmakordselt 2008. aastal bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni üheksandal osapoolte konverentsil (COP-9), kui Singapuri toonane riikliku arengu minister pakkus tööriista, mis võimaldaks mõõta linnade elurikkust ning võrrelda looduskaitsealaseid pingutusi. Sellest ajast alates on CBI arendamiseks toimunud mitmeid arutelusid ja täiendusi, mida on koordineerinud bioloogilise mitmekesisuse konventsioon koostöös ekspertide, linnade ja rahvusvaheliste organisatsioonidega. Indikaator on loodud selliselt, et see oleks ühtaegu lihtne kasutada ja samas teaduslikult usaldusväärne tööriist, mis hõlmab lisaks elurikkusele ka ökosüsteemiteenuste hindamist ja rohealade majandamist (Kohsaka *et al.*, 2013). See on loodud enesehindamise tööriistaks, mis aitab omavalitsustel hinnata oma rohealade elurikkuse taset ja haldamist, tuvastada nõrku kohti, kavandada parendusi ning et jälgida kordushindamisega arenguid (mitte teha linnadevahelisi võrdlusi) (Chan *et al.*, 2021).

Indeksi rakendamine algab linna profiili kirjeldamisest, mis loob aluse terviklikuma arusaama loomiseks linna keskkonnast ja selle loodusväärtustest. Linna profiil sisaldab muuhulgas linna rahvaarvu, pindala, geograafilist paiknemist, kliima kirjeldust ja linnas leiduvate liikide loetelu. Käesoleva indeksi teine osa koosneb 28 indikaatori hindamisest. Indikaatorid on jaotatud kolme alamkategoriasse: (1) linna pärismaine elurikkus, (2) ökosüsteemiteenuste hindamine ja (3) linna elurikkuse majandamine ja juhtimine. Pärismaise elurikkuse all hinnatakse näiteks looduslike, taastatud ja looduslähedaste alade osakaalu linna pindalast ja invasiivsete võõrliikide esinemist, ökosüsteemiteenuste puhul rohealade pindala linna elanike suhtes ja nende ligipääsetavust, majandamise ja juhtimise osas kodanikuteaduse kaasamist ja elurikkuse käsitlemist hariduses. Iga indikaatorit hinnatakse vahemikus 0–4 punkti, indeksi maksimumsumma on 112 punkti. Hindamine toimub iga indikaatori puhul erinevalt, mõne puhul on ette nähtud valem, teiste puhul aga kvalitatiivne hindamine (Chan *et al.*, 2021).

CBI on leidnud laialdast kasutust üle maailma – näiteks on seda rakendanud Tallinn, Helsinki, Lissabon, mitmed linnad Kanadas ning 15 erinevat linna Jaapanis (Kohsaka *et al.*, 2013). Indeksi kasutamise hõlbustamiseks on loodud ka põhjalik käsiraamat, mis sisaldab selgitusi iga indikaatori kaasamise kohta ning soovitusi selle osas, kust leida vajalikku teavet oma linna kohta (Chan *et al.*, 2021). Singapuri indeksi puudustena on toodud indikaatoriteks vajalike andmete nappus ja linnade geograafilistest iseärasustest tulenevad bioloogilised erinevused (Elmqvist *et al.*, 2013).

3.2 Euroopa Liidu linnaelurikkuse indeks ehk EUBI (*The European Urban Biodiversity Index*)

EUBI koostamist juhtis Euroopa Bioloogilise Mitmekesisuse Teemakeskus koostöös Euroopa Keskkonnaametiga eesmärgiga arendada üleeuroopaline, standardiseeritud metoodika linnalise elurikkuse hindamiseks (Ruf *et al.*, 2018). EUBI on tööriist Euroopa erinevate bioregioonide linnadele, mis tugineb Euroopa ja kohaliku tasandi andmetele. Euroopa tasandi andmed põhinevad olemasolevatel Euroopa taseme andmekogumitel ning tulevad näiteks Euroopa Liidu loodusdirektiivide kohustuslikest aruannetest või Copernicuse programmi maakatte kaardistustest, mis pakuvad kvaliteetseid ning valideeritud andmeid. Kohaliku tasandi andmed kogutakse samuti peamiselt olemasolevatest allikatest, nagu näiteks eelmainitud Singapuri elurikkuse indeksist või Euroopa Rohelise Pealinna auhinna andmetest. Erinevalt Euroopa taseme andmetest ei põhine need aga regulaarsetel seireprogrammidel ning võivad olla linnade lõikes erinevalt kättesaadavad.

EUBI kasutab linnade hindamiseks heksagonaalset ruudustikku, mis võimaldab täpselt ja võrreldavalt välja tuua, kus paiknevad elurikkad rohealad ning kuidas need omavahel ühilduvad. Selline lähenemine võimaldab hinnata ka erinevaid linnaosi eraldi, erinevalt CBI-st, mis annab tulemuse kogu linna kohta. Ruudustikku kasutatakse aga vaid Euroopa tasandi andmete puhul, sest kohaliku tasandi andmed ei kajasta linnaosade erinevusi (Ruf *et al.*, 2018).

Indeksis on kokku 12 indikaatorit. Kaheksa nendest Euroopa taseme ning neli kohaliku taseme osadess. Esimese komponendi puhul hinnatakse läbilaskva linnaruumi osakaalu, kaitsealuste, rohealade ning sinialade osakaalu, ökotoonide ehk ökosüsteemide üleminekutsoonide pikkust ning liigirikkuse ja elupaikade mitmekesisuse näitajaid. Teise komponendi indikaatoriteks on pärismaiste liikide arv, invasiivsete võõrliikide osakaal, looduslike alade osakaal ning elanike võimalust pääseda linna rohealadele (Ruf *et al.*, 2019).

EUBI on leidnud vähem kasutust võrreldes Singapuri indeksiga, kuigi selle väljatöötamisel katsetati meetodit 17 linna peal, sealhulgas Tallinnal (Ruf *et al.*, 2019).

3.3 Kiire linna elurikkuse hindamise meetod mitte-ökoloogidele (Tzoulas & James)

Linna rohealade hindamisi korraldavad sageli linna rohealade haldajad, kellel võib puududa loodusharidus. Seetõttu ei pruugi nad olla võimelised taimi liigi tasandil määrama ning eelmainitud indeksid on nende jaoks liiga aja- ja töömahukad. Teine piirav tegur suuremõõtmeliste indeksite kasutamisel on eelarve ja tööjõud. Tzoulas & James (2010) on välja töötanud kiire meetodi kasutamiseks mitte-bioloogidele. Selle kasutajal on vajalik visuaalne taimede katvuse ja mitmekesisuse hindamine ning soontaimede perekonna tasemeni määramine. Meetodi rakendamisel hinnatakse ühte linnaosa ja roheala (Tzoulas & James, 2010).

Meetodi esimene osa on linnaliste elupaigatüüpide jaotuse hindamine, mille käigus liigitatakse hinnatav ala selle kasutuse ja katvuse järgi erinevatesse kategooriatesse. Elupaigatüübid jaotuvad kaheteistkümnesse kategooriasse: kõvakattega pinnad, kaasnevad rohealad (näiteks teeäärsed haljasribad ja kortermajade murualad), kalmistud, aiaga ja aiata elumupiirkonnad, kirikuaiad, linnaväljakud, linnaaiad, näiteks kogukonnaaiad, tööstus- ja äripiirkonnad, pargid, looduspargid (näiteks looduskaitsealad ja golfiväljakud) ning kasutuseta jäätmaad (Tzoulas & James, 2010).

Meetodi teine osa on taimestiku struktuuride katvuse hindamine, mis kirjeldab, kui suur osa alast on kaetud erineva kõrgusega taimkatte või ehitistega. Hinnatavad struktuurid on kõrged puud (\geq

10 m), madalad puud (5–9,9 m), põõsad (1–4,9 m), kõrged rohud ja rohttaimed (20–99 cm), madalad rohud ja rohttaimed (5–19 cm), maad kattev taimeestik näiteks samblad (≤ 4 cm), veekeskonnad (nt tiigid ja kraavid) ning ehitatud pinnad (nt teed ja hooned). Kolmas osa on soontaimede perekondade arvu hindamine (Tzoulas & James, 2010).

Hindamismeetodi lihtsus teeb ta kasutatavaks ka mitte-spetsialistide poolt, mistõttu meetod lihtsasti korratav on. Siiski on kaheldav kui täpne elurikkuse hinnang tuleb põhinedes liikidelt vaid soontaimedele.

3.4 Linna naabruskonna roheline indeks ehk UNGI (*Urban Neighborhood Green Index*)

Urban Neighborhood Green Index (UNGI) on tööriist, mis on loodud linnade rohealade kvantitatiivseks hindamiseks naabruskondade tasandil, keskendudes just rohevõrgustiku kättesaadavusele ja jaotusele linnaruumi sees, mis muudab selle kasulikuks rohealade sidususe aga ka sotsiaalsete ja keskkondlike ebavõrdsuste tuvastamisel (Gupta *et al.*, 2012). UNGI aluseks on ruumianalüüs, mille käigus kaardistatakse ja mõõdetakse rohealade pindala, paigutust ning elanikkonna ligipääsu neile aladele, GIS-tarkvara abil. UNGI ei keskendu otseselt bioloogilisele liigirikkusele ega taimestiku koosluste ökoloogilisele väärtusele, vaid hindab peamiselt rohealade olemasolu ja ruumilist jaotust elanike seisukohast (Gupta *et al.*, 2012).

Indikaator koosneb neljast parameetrist: rohevööndi indeksist, mis hindab rohealade osakaalu linnaosas; elanike kaugusest lähimast rohealas, mis näitab kui hõlpsasti on linnaelanikel võimalik rohealale jõuda ning kui võrdne see jaotus on; ehitustiheduse tasemest, mis näitab kui suure osa maapinnast katavad hooned ja muud rajatised; ning hoonete kõrguse hinnangust (Gupta *et al.*, 2012).

Meetodit on näiteks varasemalt kasutatud ulatuslikult erinevates Hiina linnades ja Delhis, Indias (Gupta *et al.*, 2012; Z. Yang *et al.*, 2021; Zhu *et al.*, 2019). Indeksist ei ole elu- ega liigirikkust otseselt kaasatud, aga kuna meetod tugineb kergesti kättesaadavatele kaugseireandmetele ning on meetoodiliselt lihtne ja rakendatav ning siis selle ülesehitus muudab selle kasutatavaks ka linnaplaneerijate ja -haldurite poolt. See teeb indeksist hea tööriista neile, kelle eesmärgiks on parandada linnakeskkonna funktsionaalsust, inimeste heaolu ja rohealade võrdset kättesaadavust erinevates sotsiaalsetes gruppides (Gupta *et al.*, 2012).

3.5 Linnalooduse indeksid ehk UNI (*Urban Nature Indexes*)

Urban Nature Indexes (UNI) on Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) poolt välja töötatud meetodiline raamistik, mis võimaldab linnadel oma ökoloogilist toimivust hinnata terviklikult ja paindlikult. Urban Nature Indexes (UNI) on välja töötatud vastusena vajadusele ühtlustada ja laiendada linnade mõju hindamist loodusele (Pierce *et al.*, 2024). Erinevalt senistest raamistikest, näiteks CBI-st, hõlmab UNI lisaks linna sees toimuvale ka linna halduspiiriväliseid maa-alasid ja globaalseid mõjusid ning toob esile sotsiaalse ja keskkonnaalase õigluse mõõtme (L. Chan, 2024). Indeks on paindlik ja kohandatav erineva võimekusega linnadele ning võimaldab seiret mitmel skaalal ja temaatilises valdkonnas, pakkudes seeläbi võrreldavat ja dünaamilist hindamisraamistikku (Pierce *et al.*, 2024).

Meetod koosneb kuuest osast, mida kõik koos või valikuliselt eraldi hinnata saab. UNI struktuur põhineb kuuel teemal/indeksil, millest igaüks sisaldab viit indikaatorit, kokku 30 indikaatorit. Need kuus indeksit on tarbimismõjurid (*consumption drivers*), inimtekkelised survetegurid (*human pressures*), elupaikade seisund (*habitat status*), liikide seisund (*species status*), looduse panus inimestele (*nature's contributions to people*) ning haldamine (*governance response*) (Pierce *et al.*, 2024).

Üks alusraamistik, millele UNI põhineb on DPSIR mudel (*Drivers-Pressures-State-Impacts-Responses*), mis aitab luua selge teoreetilise aluse, mis toetab iga indikaatori asjakohasuse ja valiku põhjendamist.

DPSIR-mudel (*Drivers-Pressures-State-Impacts-Responses*) on Euroopa Keskkonnaagentuuri välja töötatud ning selgitab inimtegevuse ja keskkonnamuutuste vahelisi seoseid, kirjeldades, kuidas sotsiaal-majanduslikud ajendid (*drivers*) loovad keskkonnale survet (*pressures*), mis muudab keskkonnaseisundit (*state*), põhjustades mõju (*impacts*) ning kutsudes esile ühiskondlikke reaktsioone (*responses*), näiteks poliitika ja regulatsioonide kaudu (Euroopa Keskkonnaagentuur, 1999).

Kuna UNI on suhteliselt uus vahend, ei ole see veel iseseisvalt laialdast rakendust leidnud. Meetodi väljatöötamise käigus koguti tagasisidet 24 linnalt ning pilootkatsetustes testisid indeksi rakendatavust kuus erineva suuruse ja profiiliga linna. Meetodi kasutamise lihtsustamiseks on välja töötatud küsimustik, mis aitab hinnata linna võimekust ja prioriteete elurikkuse valdkonnas ning selle põhjal soovitab UNI kasutamiseks sobivat intensiivsust ja asjakohaseid indikaatoreid (Pierce *et al.*, 2020). UNI kasutamist toetab detailne veebileht ja käsiraamat (IUCN, 2023).

3.6 Akustilised indeksid

Uuendusmeelsemate indeksite seas võib välja tuua akustilised indeksid. Akustilised indeksid pakuvad uuenduslikku ja automatiseeritavat viisi elurikkuse hindamiseks, tuginedes ökosüsteemis tehtud helisalvestisele, mis taustahelidest (nt tuul) puhastatakse ning millest algoritm helide jaotust ajas ja sagedustes analüüsib (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2023). Linna rohealadel on neid meetodeid katsetatud mitmes uuringus, kus neid on rakendatud just lindude rohkuse ja mitmekesisuse hindamiseks (Latifi *et al.*, 2023). Akustiliste indeksite kasutamine on teiste indeksitega võrreldes lihtne, korratav ja kergesti automatiseeritav (Rajan *et al.*, 2018).

Indeksid ei erista hetkel liikide koosseisu, vaid on loodud pigem loomastiku ja eriti lindude trendide kallutamata jälgimiseks. Seetõttu on nad väärtuslikud vahendid olukordades, kus liikide individuaalne tuvastamine on keeruline või ebapraktiline. Sellised olukorrad võivad tekkida näiteks liigirikastes keskkondades, kus mitmete liikide häälsused kattuvad, või juhtudel, kus uuritakse üldist ökosüsteemi toimimist või taastumise ulatust, mitte üksikuid liike (Bullock *et al.*, 2022).

Ühes uuringus leiti, et linnalindude mitmekesisuse jälgimiseks ja elupaikade kvaliteedi hindamiseks olid kõige täpsemad indeksid Acoustic Complexity Index (ACI), Bioacoustic Index (BI) ja Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) (Latifi *et al.*, 2023). Iga indeks analüüsib helikeskkonna erinevaid omadusi või helitunnuseid. ACI keskendub helimustri muutlikkusele ajas ning on tundlik näiteks linnulaulu rütmilisele ja dünaamilisele varieeruvusele (Pieretti *et al.*, 2011). BI mõõdab akustilist energiat bioloogiliselt aktiivsetes sagedusvahemikes ning aitab seostada üldist helitugevust eluslooduse aktiivsusega (Boelman *et al.*, 2007). NDSI võrdleb inimtekkeliste ja looduslike helide suhteid ning annab hinnangu, kui palju on piirkonnas inimese mõju võrreldes loodusliku helimaastikuga (Kasten *et al.*, 2012). Kõik meetodid vajavad aga edasist täiustamist ning katsetamist, kuna indeksite hinnangud ei ühti tihti tegelikku elu- ega liigirikkuse seisuga (Shamon *et al.*, 2021).

Akustiliste indeksite puudus on tundlikus taustamürale ja antropogeensetele helidele, mis on linnakeskkonnas vältimatud ja võivad mõjutada tulemuste usaldusväärsust. Mõned indeksid on liiklusrüüsu suhtes vähem tundlikud ja võivad seetõttu olla ka sobivamad linnakeskkondades kasutamiseks (Ducay, 2024).

4. Järeldused

Rohealad on linnakeskkonna ökoloogilise toimimise seisukohast hädavajalikud, kuid nende väärtus ei tulene üksnes pindalast, vaid nende struktuurset ja bioloogilist kvaliteedist. Rohealade ökoloogiline planeerimine vajab senisest enam interdistsiplinaarset lähenemist, kus linnaplaneerimine, ökoloogia, haljastus ja kogukonna vajadused lõimitakse teaduspõhiseks tervikuks. Selleks, et rohealade potentsiaali paremini mõista ja juhtida, on oluline koguda andmeid seal esinevate liikide ning elupaikade kohta. See võimaldab hinnata, milliseid liike rohealad hetkel toetavad ning milliste eluvormide jaoks võiks elutingimusi sihipäraste hooldus- ja kujundusvõtetega parandada.

Samal ajal on oluline jälgida rohealade planeerimisel ka laiemat pilti, näiteks alade omavahelist seotust, funktsionaalset mitmekesisust ning ühist ökosüsteemi hüvede pakkumise võimekust. Kõige sellega kaasnevaks oluliseks osaks peab olema ka rohealade kasutajate teadlikkuse tõstmine, et ökoloogiliselt väärtuslikud, kuid visuaalselt pisut harjumatud elemendid, nagu lamapuit ja niitmata rohuala, muutuksid ka elanike silmis aktsepteeritavaks, väärtuslikuks ja säilitamist väärivaks osaks linnaruumist.

Linna rohealaid hindavad indikaatorid varieeruvad oma keerukuse, eesmärgi ja rakendatavuse poolest. Tabelis 1 on välja toodud indeksite lühikirjeldused, nende positiivsed küljed ja kasutamisega kaasnevad piirangud. Üldiselt kehtib põhimõte, et teadusliku täpsusega elurikkuse hindamine, mis hõlmab keerukate aspektide analüüsi, nõuab sageli suurt aja- ja andmemahutu (näiteks Singapuri indeks ja Euroopa Liidu linnaelurikkuse indeks). Kiiremad ja lihtsamad hindamismeetodid (näiteks kiire hindamismeetod mitte-ökoloogidele) võivad aga jääda pinnapealseks ega suuda elurikkuse kõiki aspekte piisavalt põhjalikult analüüsida.

Tartu kontekstis on elurikkuse hindamisvahendi puhul olulised mitmed omadused. Esiteks võiks hindamisvahend võimaldada lihtsalt kordushindamist, et mõõta rakendatavate meetmete edukust ning vajadusel teha parandusi. Samuti on soovitatav, et hindamine toimiks osaliselt roheala-põhiselt, võimaldades võtta kasutusele konkreetseid samme vastavalt iga roheala eripäradele. Oluline on, et seda hindamist saaksid läbi viia ka mittespetsialistid, näiteks linna rohealade haldajad, et hindamine ei sõltuks teadlaste kättesaadavusest. Hindamistulemused võiksid olla piisavalt selged ja kompaktsed, et need võimaldaksid olulist infot otsustajatele selgelt ja arusaadavalt esitada. Hetkel puudub aga ühtne indikaator, mis suudaks kõiki neid nõudeid korraga täita. Seetõttu oleks soovituslik luua uus hindamisvahend, kombineerides olemasolevate meetodite omadusi ning pidades silmas selle linna vajadusi ja konteksti.

Tartu vajadustele vastava hindamisvahendi loomiseni on võimalik kasutada olemasolevate meetodite kombineerimist, näiteks Linnalooduse indeksi (UNI) ja Tzoulase ning Jamesi koostatud meetodi mitte-ökoloogidele ühendamist. UNI-st on võimalik valida Tartu konteksti jaoks sobivamad komponendid, nagu näiteks haldamise indikaatori osa, mis hõlmab elanike haritust ja rohealade juhtimist. Sellele saab lisada kohapealse hinnangu Tzoulase ja Jamesi kiire linna elurikkuse meetodi abil, mis võimaldab hindamist läbi viia näiteks linna rohealade haldajatel, et saada kiiresti infot rohealade kohaliku loodusliku seisundi kohta ning hiljem läbi viia kordushindamisi, et arenguid seirata.

Hea näitena mitte-spetsialistidele suunatud lihtsast, praktilisest ja kordushindamist võimaldavast hindamismeetodist võib tuua LIFE-IP projekti "Loodusrikas Eesti" raames koostatud Pärandniitude väärtuste hindamise ankeedid, mis võimaldavad hinnata koosluste seisundit visuaalsete ja kergesti mõistetavate kriteeriumide alusel ka ilma bioloogiaalase hariduse olemasoluta (Kasari-Toussaint *et al.*, 2023).

Tabel 1. Kokkuvõtlik analüüs linna elurikkust hindavatest indeksitest. Tabel on koostatud järgnevatel andmetel ja autoripoolse analüüsi põhjal. CBI (L. Chan, 2024; Elmqvist *et al.*, 2013; Kohsaka *et al.*, 2013), EUBI (Ruf *et al.*, 2018, 2019), Kiire hindamismeetodi mitte-ökoloogidele (Tzoulas & James, 2010), UNGI (Gupta *et al.*, 2012), UNI (L. Chan, 2024; IUCN, 2023; Pierce *et al.*, 2020, 2024), Akustilised indeksid (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2023; Bullock *et al.*, 2022; Ducay, 2024; Latifi *et al.*, 2023; Rajan *et al.*, 2019; Shamon *et al.*, 2021)

Indeks	Põhimõte	Tugevused	Piirangud
Singapuri indeks ehk CBI (City BioDiversity Index)	Loodud omavalitsustele linnade elurikkuse mõõtmiseks tuginedes suurele andmemahule. Aitab hinnata elurikkuse taset, tuvastada nõrku kohti, kordushindamisega arenguid hinnata. Hõlmab linnade elu- ja liigirikkust, ökosüsteemi teenuseid ja linna elurikkuse majandamist ja juhtimist.	Kasutamist toetab põhjalik käsiraamat. Loodud omavalitsustele enesehindamiseks. Laialdaselt kasutatust leidnud, ka Eestis varasemalt kasutatud.	Ajamahukas. Nõuab palju andmeid. Võimaldab hinnata linna tervikuna, ei võimalda rohealade ja piirkondade eristamist. Loodud kasutamiseks ökoloogidele.
Euroopa Liidu linnaelurikkuse indeks ehk EUBI (The European Urban Biodiversity Index)	Euroopa-põhine kaheosaline indeks. Esimene osa põhineb olemasolevatel Euroopa loodusdirektiivi ja kaugseire andmetel. Teine osa põhineb kohalikel kättesaadavatel andmetel.	Euroopa bioregioonil põhinev. Põhineb osaliselt olemasolevatel Euroopa tasandi andmetel. Võimaldab hinnata erinevaid linnaosasis eraldi. Eestis varasemalt kasutatud.	Kasutamiseks ökoloogidele. Ajamahukas.

Indeks	Põhimõte	Tugevused	Piirangud
Hindamise meetod mitte-ökoloogidele	Hindab taimkatte struktuuri ja soontaimede mitmekesisust visuaalsel vaatlusel, sobib kiireks ülevaateks ka mitte-spetsialistidele.	Kiire ja lihtne. Kulutõhus. Kasutamine ei nõua eelnevat erialast haridust. Võimaldab hinnata linnaosa ja rohealaseid eraldi. Mõõdikud ja väljundid on lihtsasti arusaadavad.	Liigiline hinnang põhineb ainult soontaimedel. Põhineb visuaalsel vaatlusel, mistõttu andmed võivad olla mitteusaldusväärsed.
Linna naabruskonna roheline indeks ehk UNGI (Urban Neighborhood Green Index)	Hindab peamiselt rohealade olemasolu ja ruumilist jaotust elanike seisukohast.	Võimaldab hinnata rohealade sidusust. Võtab arvesse ka sotsiaalseid tegureid. Põhineb kergesti kättesaadavatel georuumilistel andmetel. Võimaldab hinnata erinevaid linnaosaseid. Lihtne ja hõlpsasti arusaadav linnavalitsusele ja -planeerijatele	Ei kajasta elu- ega liigirikkust.
Linnalooduse indeks ehk UNI (Urban Nature Indexes)	Võimaldab linnadel oma ökoloogilist toimivust hinnata terviklikult ja paindlikult. Kasutaja saab linnapõhiselt otsustada milliseid indeksi osasid kasutada.	Hindab ka linnapiiriväliseid alasid, globaalseid mõjusid, sotsiaalset mõju, keskkonnaalast õigust. Paindlik.	Aja ja ressursimahukas Vähekasutatud.

Indeks	Põhimõte	Tugevused	Piirangud
Akustilised indeksid (nt. Acoustic Complexity Index (ACI), Bioacoustic Index (BI), Normalized Difference Soundscape Index (NDSI))	Automatiseeritud viis elurikkuse hindamiseks helisalvestistega.	Automatiseeritud ja lihtne. Lihtsasti korratav. Võimaldab hinnata üldisi elurikkuse trende.	Tundlik kõrvaliste helide suhtes Indeksite hinnangud ei ühti tihti tegeliku elu- ega liigirikkuse seisuga. Põhineb lindude arvukusel. Vajab veel arendamist.

Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk oli koondada teadmisi linnastumisest, selle mõjudest elurikkusele ja rohealade elurikkust toetavatest meetmetest ning anda ülevaade olemasolevatest linna elurikkuse seisundi hindamise tööriistadest, et pakkuda sisendit Tartu linna rohealade liigirikkuse hindamiseks ja arendamiseks.

Linnade laienemine toob kaasa suurema ressursikasutuse, õhukvaliteedi halvenemise, looduslike elupaikade kadumise, veerežiimide muutused ja kuumasaare efekti süvenemise. Erinevad linnaehituslikud iseärasused, nagu suurte kõvakattega pindade domineerimine, mõjutavad nii kohalikke ökosüsteeme kui ka inimeste tervist. Rohealad aitavad leevendada linnastumise negatiivseid mõjusid ning toetavad nii looduskeskkonna säilimist kui ka inimeste heaolu.

Rohealade elurikkust linnakeskkonnas saab toetada mitmete teaduspõhiste meetmetega. Oluline on teadlik hooldamine, mis soosib mitmekesisist taimkatet erinevate rinnete näol ning harvemat niitmist, et toetada liigilist mitmekesisust ja tolmeldajaid. Samuti on tähtis liikidele asendamatu elupaiku pakkuvate mikroelupaikade, nagu lamapuidu, tüügaspuude, kivihunnikute ja hekkide säilitamine. Linnaveekogud on väärtuslikud elupaigad kahepaiksetele, selgrootutele, veetaimedele ja lindudele, mille ökoloogilist väärtust mõjutab suurel määral nende looduslikkus. Rohealade suurus ja nende omavaheline sidusus on määrava tähtsusega elurikkuse säilitamise võimekusel killustatud linnakeskkonnas. Rohealade elurikkuse toetamine nõuab terviklikku, teadusel ja koostööl põhinevat planeerimist ning järjepidevat looduslähedast haldamist, mis arvestab erinevate liikide vajadusi.

Linnalise elurikkuse seisundi mõistmiseks ja keskkonnapoliitika kujundamiseks on loodud mitmeid spetsiaalseid indikaatoreid ja indekseid, mis aitavad koguda, struktureerida ja hinnata andmeid linnade looduskeskkonna kohta. Samuti aitavad need süsteemid teha teadlikke otsuseid linnaplaneerimises, rohealade haldamises ja kogukonna kaasamiseks. Indikaatorid varieeruvad oma keerukuse, eesmärgi ja rakendatavuse poolest. Mõned on loodud eelkõige linnade enesehindamiseks, võimaldades jälgida arengut ajas, teised on aga mõeldud võrdluseks eri linnade vahel. Mõne meetodi on fookuses bioloogiline mitmekesisus ja ökosüsteemid, teised rõhutavad ligipääsetavust, rohevõrgustiku sidusust või haldussuutlikkust. Teaduslikult täpsed hindamismeetodid on sageli aja- ja andmemahukad, samas kui lihtsamad ja kiired meetodid võivad jääda pinnapealseks ega kata elurikkuse kõiki aspekte.

Olemasolevate linnade elurikkust hindavate indeksite analüüsist ilmnes vajadus terviklikule hindamismeetodile, mis (1) suudaks usaldusväärset mõõta nii rohealade elurikkust eraldi kui ka linna elurikkuse haldamist üldisemalt, (2) oleks lihtsasti korratav ning (3) sobiks kasutamiseks mittespetsialistidele (näiteks omavalitsuse töötajad või rohealade haldajad). Kasutatavuse soodustamiseks peaks väljund olema esitatud sellisel viisil, et see oleks otsustajatele arusaadav ning toetaks seeläbi elurikkust parandavate meetmete rakendamist.

Summary

The aim of this bachelor's thesis was to compile knowledge about urbanisation, its impact on biodiversity, and measures that support biodiversity in green areas, as well as to provide an overview of existing tools for assessing urban biodiversity in order to offer input for evaluating and enhancing species richness in the green areas of Tartu.

Urban expansion leads to increased resource use, decline in air quality, loss of natural habitats, changes in hydrological regimes, and the intensification of the urban heat island effect. Various urban structural characteristics, such as the dominance of impervious surfaces, affect both local ecosystems and human health. Green areas help to mitigate the negative effects of urbanisation and support both the preservation of the natural environment and human well-being.

Urban green space biodiversity can be supported through several science-based measures. Conscious maintenance is essential, favouring diverse vegetation with multiple layers and less frequent mowing to support species diversity and pollinators. It is also important to preserve microhabitats that provide essential conditions for species, such as old trees and deadwood. Urban water bodies are valuable habitats for amphibians, invertebrates, aquatic plants, and birds, and their ecological value depends largely on their naturalness. The size and connectivity of green areas are critical to their ability to sustain biodiversity in a fragmented urban landscape. Supporting biodiversity in green spaces requires comprehensive, science-based, and collaborative planning, along with consistent, nature-friendly management that considers the needs of various species.

To understand the state of urban biodiversity and guide environmental policy, a number of indicators and indices have been developed to collect, structure, and assess data about the urban natural environment. These systems also help inform decision-making in urban planning, green space management, and community engagement. Indicators vary in complexity, purpose, and applicability. Some are designed primarily for self-assessment by cities, enabling them to track progress over time, while others allow for comparison between different urban areas. Some methods focus on biological diversity and ecosystems, while others emphasise accessibility, green network connectivity, or administrative capacity. Scientifically accurate assessment methods are often time- and data-intensive, whereas simpler, rapid methods may remain superficial and fail to capture all aspects of biodiversity.

The analysis of existing urban biodiversity assessment indices revealed the need for a new comprehensive method that (1) can reliably measure both the biodiversity of individual green areas

and urban biodiversity management more broadly, (2) is easily replicable, and (3) is suitable for use by non-specialists (e.g. municipal employees or green space managers). To support application, the output should be presented in a way that is understandable to decision-makers and thereby promote the implementation of biodiversity-enhancing measures.

Tänuavaldused

Täna südamest oma juhendajaid Polina Degtjarenkot ja Merle Karro-Kalbergi, kelle väärtuslikud nõuanded, mõttevahetused ja toetav juhendamine olid mulle töö koostamisel suureks toeks.

Samuti soovin tänada Liis Kasari-Toussaint'i, kelle mõtted ja sisend leidsid aset enne töö ümbermõtestamist, kuid olid sellele vaatamata väärtuslikud käesoleva töö koostamisel.

Sügav tänu kuulub ka minu perekonnale, kes toetasid mind teksti ülevaatamisel ja toimetamisel – eriti hetkedel, mil mul endal oli seda raske teha. Erilised tänud lähevad minu õele Andrale, kes panustas ka töö sisulisse arendamisse.

Lõpetuseks tahan tänada oma sõpru Maria Kermani ja Hanna Triinu Järvine't, kelle moraalne tugi ja motiveeriv kohalolu hilistel raamatukogutundidel andsid mulle jõudu ja inspiratsiooni lõpuni minna. Suur aitäh teile kõigile!

Kasutatud kirjandus

- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2023). Modified, Ecologically Destroyed, and Disappeared – History of Urban Wetlands in Helsinki Metropolitan Area. *Wetlands*, 43(4), 33. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01671-w>
- Anderson, E. C., & Minor, E. S. (2021). Assessing four methods for establishing native plants on urban vacant land. *Ambio*, 50(3), 695–705.
- Arnold Jr., C. L., & Gibbons, C. J. (1996). Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62(2), 243–258. <https://doi.org/10.1080/01944369608975688>
- Aronson, M. F., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vargo, T. (2017). Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Bertoncini, A. P., Machon, N., Pavoine, S., & Muratet, A. (2012). Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, 105(1), 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.017>
- Bhatta, B. (2010). Causes and Consequences of Urban Growth and Sprawl. In B. Bhatta (Ed.), *Analysis of Urban Growth and Sprawl from Remote Sensing Data* (pp. 17–36). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-05299-6_2
- Biella, P., Borghesan, S., Colombo, B., Galimberti, A., Guzzetti, L., Maggioni, D., Pioltelli, E., Ramazzotti, F., Ranalli, R., Tommasi, N., & Labra, M. (2025). Lawn management promoting tall herbs, flowering species and urban park attributes enhance insect

- biodiversity in urban green areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, *104*, 128650.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128650>
- Blicharska, M., Andersson, J., Bergsten, J., Bjelke, U., Hilding-Rydevik, T., & Johansson, F. (2016). Effects of management intensity, function and vegetation on the biodiversity in urban ponds. *Urban Forestry & Urban Greening*, *20*, 103–112.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.08.012>
- Boelman, N. T., Asner, G. P., Hart, P. J., & Martin, R. E. (2007). Multi-Trophic Invasion Resistance in Hawaii: Bioacoustics, Field Surveys, and Airborne Remote Sensing. *Ecological Applications*, *17*(8), 2137–2144. <https://doi.org/10.1890/07-0004.1>
- Bolger, D. T., Suarez, A. V., Crooks, K. R., Morrison, S. A., & Case, T. J. (2000). Arthropods in Urban Habitat Fragments in Southern California: Area, Age, and Edge Effects. *Ecological Applications*, *10*(4), 1230–1248. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1230:AIUHFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1230:AIUHFI]2.0.CO;2)
- Bradfer-Lawrence, T., Desjonqueres, C., Eldridge, A., Johnston, A., & Metcalf, O. (2023). Using acoustic indices in ecology: Guidance on study design, analyses and interpretation. *Methods in Ecology and Evolution*, *14*(9), 2192–2204. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14194>
- Bullock, J. M., Fuentes-Montemayor, E., McCarthy, B., Park, K., Hails, R. S., Woodcock, B. A., Watts, K., Corstanje, R., & Harris, J. (2022). Future restoration should enhance ecological complexity and emergent properties at multiple scales. *Ecography*, *2022*(4).
<https://doi.org/10.1111/ecog.05780>
- Carbó-Ramírez, P., & Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, *100*(3), 213–222.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning*, *74*(1), 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>

- Chan, L. (2024). Cities in nature. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 379(1903), 20220322. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0322>
- Chan, L., Hillel, O., Werner, P., Holman, N., Coetzee, I., Galt, R., and Elmquist, T. 2021 Handbook on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index). Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Singapore: National Parks Board, Singapore.
- Chan, M., Tsang, T. P. N., Dingle, C., Early, R., Sorte, C. J. B., & Bonebrake, T. C. (2024). Microhabitat coverage influences avian species composition more than habitat heterogeneity in Hong Kong urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 101, 128519. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128519>
- Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., & Jung, V. (2018). From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning*, 180, 121–124. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.009>
- Cincotta, R. P., Wisniewski, J., & Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404(6781), 990–992. <https://doi.org/10.1038/35010105>
- Del Fabbro, S. (2015). Fencing and mowing as effective methods for reducing tick abundance on very small, infested plots. *Ticks and Tick-Borne Diseases*, 6(2), 167–172. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2014.11.009>
- Demartín, R. P., Ghirardi, R., & López, J. A. (2025). Influence of Natural and Artificial Habitats and Microhabitats on Urban Amphibian Diversity and Behavior. *Diversity*, 17(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/d17040292>
- Ducay, R. (2024). THE IMPACT OF VEHICULAR NOISE ON THE EFFECTIVENESS OF ACOUSTIC INDICES. *Theses*. <https://opensiuc.lib.siu.edu/theses/3214>
- Dylewski, Ł., Maćkowiak, Ł., & Banaszak-Cibicka, W. (2019). Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in

- different urban green areas. *Ecological Entomology*, 44(5), 678–689.
<https://doi.org/10.1111/een.12744>
- Eesti Vabariiki valitsus. (2021). *Eesti 2035*.
https://valitsus.ee/sites/default/files/documents/2021-06/Eesti%202035_PUHTAND%20ÜLDOSA_210512_1.pdf
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K. C., & Wilkinson, C. (Eds.). (2013). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities : A Global Assessment*. Springer Nature.
<https://directory.doabooks.org/handle/20.500.12854/71314>
- Euroopa Keskkonnaagentuur. (1999, September 7). *Environmental indicators: Typology and overview*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tec25>
- Fröhlich, A., & Ciach, M. (2020). Dead tree branches in urban forests and private gardens are key habitat components for woodpeckers in a city matrix. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103869. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103869>
- Fröhlich, A., Przepióra, F., Drobniak, S., Mikusiński, G., & Ciach, M. (2024). Public safety considerations constraint the conservation of large old trees and their crucial ecological heritage in urban green spaces. *Science of The Total Environment*, 948, 174919.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174919>
- Garbuzov, M., Fensome, K. A., & Ratnieks, F. L. W. (2015). Public approval plus more wildlife: Twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. *Insect Conservation and Diversity*, 8(2), 107–119.
<https://doi.org/10.1111/icad.12085>
- Garizábal-Carmona, J. A., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2021). Bird species richness across a Northern Andean city: Effects of size, shape, land cover, and vegetation of urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 64, 127243.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127243>

- Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., Perret, S., & Dajoz, I. (2016). The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecology and Evolution*, 6(18), 6599–6615. <https://doi.org/10.1002/ece3.2374>
- Goertzen, D., & Suhling, F. (2013). Promoting dragonfly diversity in cities: Major determinants and implications for urban pond design. *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION*, 17(2), 399–409. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9522-z>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Großmann, J., Pyttel, P., Bauhus, J., Lecigne, B., & Messier, C. (2020). The benefits of tree wounds: Microhabitat development in urban trees as affected by intensive tree maintenance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55, 126817. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126817>
- Gundersen, V., Stange, E. E., Kaltenborn, B. P., & Vistad, O. I. (2017). Public visual preferences for dead wood in natural boreal forests: The effects of added information. *Landscape and Urban Planning*, 158, 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.020>
- Gupta, K., Kumar, P., Pathan, S. K., & Sharma, K. P. (2012). Urban Neighborhood Green Index – A measure of green spaces in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 105(3), 325–335. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.003>
- Hassall, C., & Anderson, S. (2015). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia*, 745(1), 137–149. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2100-5>
- Heakorraeeskiri ja koormise kehtestamine. Tartu Linnavolikogu. RT IV, 24.09.2015, 23 <https://www.riigiteataja.ee/akt/424092015023>

- Helm, A. 2021. Kuidas koduõue muru abil elurikkust toetada. Juhend. Pärandkoosluste Kaitse Ühing
- Houlahan, J. E., Keddy, P. A., Makkay, K., & Findlay, C. S. (2006). The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands*, 26(1), 79–96. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[79:TEOALU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[79:TEOALU]2.0.CO;2)
- Hyseni, C., Heino, J., Bini, L. M., Bjelke, U., & Johansson, F. (2021). The importance of blue and green landscape connectivity for biodiversity in urban ponds. *Basic and Applied Ecology*, 57, 129–145. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.10.004>
- IUCN. (2023). *The Urban Nature Indexes: Methodological framework and key indicators* (1st ed.). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/RWDY8899>
- Jaganmohan, M., Knapp, S., Buchmann, C. M., & Schwarz, N. (2016). The Bigger, the Better? The Influence of Urban Green Space Design on Cooling Effects for Residential Areas. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 134–145. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0062>
- Johansson, F., Bini, L. M., Coiffard, P., Svanbäck, R., Wester, J., & Heino, J. (2019). Environmental variables drive differences in the beta diversity of dragonfly assemblages among urban stormwater ponds. *Ecological Indicators*, 106, 105529. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105529>
- Kasanko, M., Barredo, J. I., Lavalle, C., McCormick, N., Demicheli, L., Sagris, V., & Brezger, A. (2006). Are European cities becoming dispersed?: A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 77(1), 111–130. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.003>
- Kasari-Toussaint, L., Kaldra, M., & Helm, A. (2023). *Pärandniidu väärtuste hindamise juhend*. https://www.loodusrikaseesti.ee/sites/forest/files/2024-06/JUHEND-paarandniidu-vaartuse-hindamiseks_07.07.24.pdf

- Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 12, 50–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>
- Kliimaministerium. (2024). *Linna rohestamiskava koostamise juhis*.
- Kohsaka, R., Pereira, H. M., Elmqvist, T., Chan, L., Moreno-Peñaranda, R., Morimoto, Y., Inoue, T., Iwata, M., Nishi, M., Mathias, M. da L., Souto Cruz, C., Cabral, M., Brunfeldt, M., Parkkinen, A., Niemelä, J., Kulkarni-Kawli, Y., & Pearsall, G. (2013). *Indicators for management of urban biodiversity and ecosystem services: City biodiversity index* (pp. 699–718). Springer Netherlands. https://collections.unu.edu/view/UNU%3A1520?utm_source=chatgpt.com
- Korhonen, A., Siitonen, J., Kotze, D. J., Immonen, A., & Hamberg, L. (2020). Stand characteristics and dead wood in urban forests: Potential biodiversity hotspots in managed boreal landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 201, 103855. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103855>
- Kowarik, I. (2008). On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 321–338). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_20
- Kraemer, R. A. (2006). *Urban Sprawl in Europe – The Ignored Challenge* [Report]. European Environment Agency, Publications Office of the European Union. <https://www.ecologic.eu/1886>
- Kuang, W. (2019). Mapping global impervious surface area and green space within urban environments. *Science China Earth Sciences*, 62(10), 1591–1606. <https://doi.org/10.1007/s11430-018-9342-3>
- Kühn, I., Brandl, R., & Klotz, S. (2004). The flora of German cities is naturally rich.

Evolutionary Ecology Research, 6, 749–764.

- Latifi, M., Fakheran, S., Moshtaghie, M., Ranaie, M., & Tussi, P. M. (2023). Soundscape analysis using eco-acoustic indices for the birds biodiversity assessment in urban parks (case study: Isfahan City, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(6), 629. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11237-2>
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., Blanchard, W., Manning, A. D., & Gibbons, P. (2014a). Reduced availability of habitat structures in urban landscapes: Implications for policy and practice. *Landscape and Urban Planning*, 125, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.015>
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., & Gibbons, P. (2014b). The Future of Large Old Trees in Urban Landscapes. *PLOS ONE*, 9(6), e99403. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099403>
- Lecq, S., Loisel, A., Mullin, S. J., & Bonnet, X. (2018). Manipulating hedgerow quality: Embankment size influences animal biodiversity in a peri-urban context. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.002>
- Lerman, S. B., & D'Amico, V. (2019). Lawn mowing frequency in suburban areas has no detectable effect on *Borrelia* spp. vector *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae). *PLOS ONE*, 14(4), e0214615. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214615>
- Li, D., Yang, Y., Xia, F., Sun, W., Li, X., & Xie, Y. (2022). Exploring the influences of different processes of habitat fragmentation on ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 227, 104544. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104544>
- Li, X., Li, X., Guldmann, J.-M., Cai, Z., Liao, W., Yang, C., & Qiu, Q. (2024). A novel approach to identify the microclimatic edge effect width of urban green spaces at the landscape level: A case study of Changsha, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 99, 128462. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128462>
- Lozano, F., del Palacio, A., Ramos, L. S., Granato, L., Drozd, A., & Muzón, J. (2022). Recovery

- of local dragonfly diversity following restoration of an artificial lake in an urban area near Buenos Aires. *Basic and Applied Ecology*, 58, 88–97.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.11.006>
- Lusignan, S. de, McGee, C., Webb, R., Joy, M., Byford, R., Yonova, I., Hriskova, M., Ferreira, F. M., Elliot, A. J., Smith, G., & Rafi, I. (2018). Conurbation, Urban, and Rural Living as Determinants of Allergies and Infectious Diseases: Royal College of General Practitioners Research and Surveillance Centre Annual Report 2016-2017. *JMIR Public Health and Surveillance*, 4(4), e11354. <https://doi.org/10.2196/11354>
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Matthies, S. A., Rüter, S., Prasse, R., & Schaarschmidt, F. (2015). Factors driving the vascular plant species richness in urban green spaces: Using a multivariable approach. *Landscape and Urban Planning*, 134, 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.014>
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Mollashahi, H., Szymura, T. H., & Szymura, M. (2024). How to successfully improve the biodiversity of city grasslands? *Heliyon*, 10(6).
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27810>
- Mora, C., Dousset, B., Caldwell, I. R., Powell, F. E., Geronimo, R. C., Bielecki, C. R., Counsell, C. W. W., Dietrich, B. S., Johnston, E. T., Louis, L. V., Lucas, M. P., McKenzie, M. M., Shea, A. G., Tseng, H., Giambelluca, T. W., Leon, L. R., Hawkins, E., & Trauernicht, C. (2017). Global risk of deadly heat. *Nature Climate Change*, 7(7), 501–506.
<https://doi.org/10.1038/nclimate3322>

- Morrison, S. A., & Bolger, D. T. (2002). Lack of an Urban Edge Effect on Reproduction in a Fragmentation-Sensitive Sparrow. *Ecological Applications*, *12*(2), 398–411.
<https://doi.org/10.2307/3060951>
- Noble, A., & Hassall, C. (2015). Poor ecological quality of urban ponds in northern England: Causes and consequences. *Urban Ecosystems*, *18*(2), 649–662.
<https://doi.org/10.1007/s11252-014-0422-8>
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P., & Sýkora, K. V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation*, *142*(10), 2097–2103. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.009>
- OECD. (2022, February 17). *Shrinking Smartly in Estonia*. OECD.
https://www.oecd.org/en/publications/shrinking-smartly-in-estonia_77cfe25e-en.html
- Oke, T. R. (1982). The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *108*(455), 1–24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>
- Palmersheim, M. C., Schürch, R., O'Rourke, M. E., Slezak, J., & Couvillon, M. J. (2022). If You Grow It, They Will Come: Ornamental Plants Impact the Abundance and Diversity of Pollinators and Other Flower-Visiting Insects in Gardens. *Horticulturae*, *8*(11), Article 11. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8111068>
- Parr, T. W., & Way, J. M. (1988). Management of Roadside Vegetation: The Long-Term Effects of Cutting. *Journal of Applied Ecology*, *25*(3), 1073–1087.
<https://doi.org/10.2307/2403767>
- Peen, J., Schoevers, R. A., Beekman, A. T., & Dekker, J. (2010). The current status of urban-rural differences in psychiatric disorders. *Acta Psychiatrica Scandinavica*, *121*(2), 84–93.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0447.2009.01438.x>
- Peng, J., Liu, Q., Xu, Z., Lyu, D., Du, Y., Qiao, R., & Wu, J. (2020). How to effectively mitigate urban heat island effect? A perspective of waterbody patch size threshold. *Landscape and Urban Planning*, *202*, 103873. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103873>

- Pierce, J. R., Barton, M. A., Tan, M. M. J., Oertel, G., Halder, M. D., Lopez-Guijosa, P. A., & Nuttall, R. (2020). Actions, indicators, and outputs in urban biodiversity plans: A multinational analysis of city practice. *PLOS ONE*, *15*(7), e0235773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235773>
- Pierce, J. R., Barton, M. A., Tan, M. M. J., Oertel, G., Halder, M. D., Lopez-Guijosa, P. A., & Nuttall, R. (2020). Actions, indicators, and outputs in urban biodiversity plans: A multinational analysis of city practice. *PLOS ONE*, *15*(7), e0235773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235773>
- Pierce, J. R., Costadone, L., Mannetti, L., Morpurgo, J., Green, C. E., Halder, M. D., Guijosa, P. A. L., Bogan, A. L., Galt, R., & Hughes, J. (2024). Urban Nature Indexes tool offers comprehensive and flexible approach to monitoring urban ecological performance. *Npj Urban Sustainability*, *4*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s42949-024-00143-2>
- Pieretti, N., Farina, A., & Morri, D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*, *11*(3), 868–873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005>
- Pinna, S., Varady-Szabo, H., Boivin, P., & Lucas, E. (2009). Relevance of using a vegetation-based method to conserve urban carabid diversity. *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION*, *13*(4), 387–397. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9186-x>
- Proske, A., Lokatis, S., & Rolff, J. (2022). Impact of mowing frequency on arthropod abundance and diversity in urban habitats: A meta-analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, *76*, 127714. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127714>
- Qin, Y. (2020). Urban Flooding Mitigation Techniques: A Systematic Review and Future Studies. *Water*, *12*(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/w12123579>
- Qu, L., Dong, G., De Boeck, H. J., Tian, L., Chen, J., Tang, H., Xin, X., Chen, J., Hu, Y., & Shao, C. (2020). Joint forcing by heat waves and mowing poses a threat to grassland ecosystems: Evidence from a manipulative experiment. *Land Degradation &*

- Development*, 31(7), 785–800. <https://doi.org/10.1002/ldr.3483>
- Rada, P., Bogusch, P., Rom, J., & Horák, J. (2024). Adding a mosaic mowing regime to urban lawns is the key to city biodiversity management for pollinators. *Urban Forestry & Urban Greening*, 99, 128452. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128452>
- Rajan, S. C., Athira, K., Jaishanker, R., Sooraj, N. P., & Sarojkumar, V. (2019). Rapid assessment of biodiversity using acoustic indices. *Biodiversity and Conservation*, 28(8), 2371–2383. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1673-0>
- Rajandu, E., Kaljuvee, K.-L., Kulp, M., Kaasik, M., Elvisto, T., & Küttim, M. (2024). *Syntrichia ruralis* as a suitable bioindicator for urban areas – the case study of Tallinn city. *Folia Cryptogamica Estonica*, 61, 25–34. <https://doi.org/10.12697/fce.2024.61.03>
- Ranius, T., Niklasson, M., & Berg, N. (2009). Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*, 257(1), 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.007>
- Ribeiro, H. V., Rybski, D., & Kropp, J. P. (2019). Effects of changing population or density on urban carbon dioxide emissions. *Nature Communications*, 10(1), 3204. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11184-y>
- Ries, L., Jr, R. J. F., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(Volume 35, 2004), 491–522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Rodriguez, A., Brickley, E., Rodrigues, L., Normansell, R. A., Barreto, M., & Cooper, P. J. (2019). Urbanisation and asthma in low-income and middle-income countries: A systematic review of the urban–rural differences in asthma prevalence. *Thorax*, 74(11), 1020–1030. <https://doi.org/10.1136/thoraxjnl-2018-211793>
- Ruf, K., Gregor, M., & Kleeschulte, S. (2019). *Providing Core Indicators from the European Urban Biodiversity Index (EUBI) for EnRoute cities.*

<https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/products/etc-bd-reports/providing-core-indicators-from-the-european-urban-biodiversity-index-eubi-for-enroute-cities/@@download/file/Providing%20Core%20Indicators%20from%20the%20EUBI%20for%20EnRoute%20cities.pdf>

Ruf, K., Gregor, M., Davis, M., Naumann, S., & McFarland, K. (2018). *The European Urban Biodiversity Index (EUBI): A composite indicator for biodiversity in cities*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3688672>

Saar, J. (2020). Tartu kaalub muru kõrguse nõude ja ühtlasi kogu heakorraeskirja kaotamist. Tartu Postimees, 16. juuni. Kasutatud 20.05.2025, <https://tartu.postimees.ee/6997448/tartu-kaalub-muru-korguse-noude-ja-uhtlasi-kogu-heakorraeskirja-kaotamist>

Sauer, E. L., Cruz, J., Crone, E., Lewis, C., Plumier, E., Cwynar, B., Drake, D., Herrick, B. M., & Preston, D. L. (2022). Multiscale drivers of amphibian community occupancy in urban ponds. *Urban Ecosystems*, 25(5), 1469–1479. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01239-2>

Savard, J.-P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48(3), 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)

Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., & Sherman, P. W. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(10), 474–480. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02580-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02580-6)

Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., & Bucharova, A. (2020). Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 42, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.10.008>

Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National*

- Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Shamon, H., Paraskevopoulou, Z., Kitzes, J., Card, E., Deichmann, J. L., Boyce, A. J., & McShea, W. J. (2021). Using ecoacoustics metrics to track grassland bird richness across landscape gradients. *Ecological Indicators*, 120, 106928. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106928>
- Sharmin, M., Tjoelker, M. G., Esperon-Rodriguez, M., Katlav, A., Gilpin, A.-M., Rymer, P. D., & Power, S. A. (2024). Urban greening with shrubs can supercharge invertebrate abundance and diversity. *Scientific Reports*, 14(1), 8735. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58909-8>
- Shuster, W. D., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E., & Smith, D. R. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*, 2(4), 263–275. <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>
- Sievers, M., Parris, K. M., Swearer, S. E., & Hale, R. (2018). Stormwater wetlands can function as ecological traps for urban frogs. *Ecological Applications*, 28(4), 1106–1115. <https://doi.org/10.1002/eap.1714>
- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119>
- Soga, M., Kanno, N., Yamaura, Y., & Koike, S. (2013). Patch size determines the strength of edge effects on carabid beetle assemblages in urban remnant forests. *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 421–428. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9524-x>
- Southon, G. E., Jorgensen, A., Dunnett, N., Hoyle, H., & Evans, K. L. (2017). Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. *Landscape and Urban Planning*, 158, 105–118. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.003>

- Stagoll, K., Lindenmayer, D. B., Knight, E., Fischer, J., & Manning, A. D. (2012). Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters*, 5(2), 115–122.
<https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00216.x>
- Statistikaamet. (2022). *Linnastumisest, valglinnastumisest ja vastulinnastumisest kolme viimase rahvaloenduse näitel* | Statistikaamet. <https://stat.ee/et/uudised/linnastumisest-valglinnastumisest-ja-vastulinnastumisest-kolme-viimase-rahvaloenduse-naitel>
- Stinson, K. A., Campbell, S. A., Powell, J. R., Wolfe, B. E., Callaway, R. M., Thelen, G. C., Hallett, S. G., Prati, D., & Klironomos, J. N. (2006). Invasive Plant Suppresses the Growth of Native Tree Seedlings by Disrupting Belowground Mutualisms. *PLOS Biology*, 4(5), e140. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040140>
- Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press. <http://ebookcentral.proquest.com/lib/uu/detail.action?docID=880666>
- Strohbach, M. W., Lerman, S. B., & Warren, P. S. (2013). Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landscape and Urban Planning*, 114, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.02.007>
- Su, Z., Li, X., Zhou, W., & Ouyang, Z. (2015). Effect of Landscape Pattern on Insect Species Density within Urban Green Spaces in Beijing, China. *PLoS ONE*, 10(3), e0119276. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119276>
- Taha, H. (1997). Urban climates and heat islands: Albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings*, 25(2), 99–103. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(96\)00999-1](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(96)00999-1)
- Tao, A., Liang, Q., Kuai, P., & Ding, T. (2021). The Influence of Urban Sprawl on Air Pollution and the Mediating Effect of Vehicle Ownership. *Processes*, 9(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/pr9081261>
- Tartu linn. (2021). *Tartu linna üldplaneering 2040+*. <https://gis.tartulv.ee/yldplaneering2040/>
- Tartu linn. (2024). *Tartu linna arengukava 2025-2035*. <https://arengukava.tartu.ee/>

- Tartu linn. (2025, April 30). *Tartu ROHEring*. <https://tartu.ee/et/rohering>
- Tartu Linnavalitsus. (2023). Tartu arvudes 2023/2024.
- Theeuwes, N. E., Steeneveld, G. J., Ronda, R. J., Heusinkveld, B. G., & Holtslag, A. A. M. (2012). 197: *Mitigation of the urban heat island effect using vegetation and water bodies*.
- Threlfall, C. G., Mata, L., Mackie, J. A., Hahs, A. K., Stork, N. E., Williams, N. S. G., & Livesley, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1874–1883. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>
- Thwaites, O., Mizen, A., & Fry, R. (2024). A cross-sectional analysis of biodiversity, publicly accessible green space and mental well-being in Wales using routinely collected data. *Landscape and Urban Planning*, 243, 104971. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104971>
- Tzoulas, K., & James, P. (2010). Making biodiversity measures accessible to non-specialists: An innovative method for rapid assessment of urban biodiversity. *Urban Ecosystems*, 13(1). <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0107-x>
- Ühinenud Rahvaste Organisatsioon, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420)*. New York: United Nations.
- Uittenbroek, C. J., Janssen-Jansen, Leonie B., Spit, Tejo J.M., Salet, Willem G.M., & Runhaar, H. A. C. (2014). Political commitment in organising municipal responses to climate adaptation: The dedicated approach versus the mainstreaming approach. *Environmental Politics*, 23(6), 1043–1063. <https://doi.org/10.1080/09644016.2014.920563>
- ÜRO Keskkonnaprogramm (2019). *Emissions Gap Report 2019*. UNEP, Nairobi.
- Uustal, M., Kuldna, P., & Peterson, K. (2010). *Elurikas linn. Linnaelustiku käsiraamat (SEI Tallinna väljaanne nr 15)*. SA Säästva Eesti Instituut, Stockholmi Keskkonnainstituudi

Tallinna Keskus.

- Vaaks, H. (2017). *Elurikkus linnas – Linnalooduse potentsiaal bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks* [Tartu Ülikool]. <http://hdl.handle.net/10062/56507>
- Vergnes, A., Kerbiriou, C., & Clergeau, P. (2013). Ecological corridors also operate in an urban matrix: A test case with garden shrews. *Urban Ecosystems*, *16*(3), 511–525. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0289-0>
- Villaseñor, N. R., Driscoll, D. A., Escobar, M. A. H., Gibbons, P., & Lindenmayer, D. B. (2014). Urbanization Impacts on Mammals across Urban-Forest Edges and a Predictive Model of Edge Effects. *PLOS ONE*, *9*(5), e97036. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097036>
- Vlaschenko, A., Kovalov, V., Hukov, V., Kravchenko, K., & Rodenko, O. (2019). An example of ecological traps for bats in the urban environment. *European Journal of Wildlife Research*, *65*(2), 20. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1252-z>
- Võsaste, M. (2021). *Tartu rohealade ökoloogiline sidusus ja tugi elurikkusele* [Tartu Ülikool]. <http://hdl.handle.net/10062/77273>
- Wastian, L., Unterweger, P. A., & Betz, O. (2016). Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (Hymenoptera, Apoidea). *Journal of Hymenoptera Research*, *49*, 51–63. <https://doi.org/10.3897/JHR.49.7929>
- Watson, C. J., Carignan-Guillemette, L., Turcotte, C., Maire, V., & Proulx, R. (2020). Ecological and economic benefits of low-intensity urban lawn management. *Journal of Applied Ecology*, *57*(2), 436–446. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13542>
- Wintergerst, J., Kästner, T., Bartel, M., Schmidt, C., & Nuss, M. (2024). Partial mowing of urban lawns supports higher abundances and diversities of insects. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00331-w>
- Yan, Z., Teng, M., He, W., Liu, A., Li, Y., & Wang, P. (2019). Impervious surface area is a key predictor for urban plant diversity in a city undergone rapid urbanization. *Science of The Total Environment*, *650*, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.025>

- Yang, G., Xu, J., Wang, Y., Wang, X., Pei, E., Yuan, X., Li, H., Ding, Y., & Wang, Z. (2015). Evaluation of microhabitats for wild birds in a Shanghai urban area park. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(2), 246–254. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.005>
- Yang, Z., Fang, C., Mu, X., Li, G., & Xu, G. (2021). Urban green space quality in China: Quality measurement, spatial heterogeneity pattern and influencing factor. *Urban Forestry & Urban Greening*, *66*, 127381. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127381>
- Zeeman, B. J., McDonnell, M. J., Kendal, D., & Morgan, J. W. (2017). Biotic homogenization in an increasingly urbanized temperate grassland ecosystem. *Journal of Vegetation Science*, *28*(3), 550–561. <https://doi.org/10.1111/jvs.12507>
- Zhu, Z., Lang, W., Tao, X., Feng, J., & Liu, K. (2019). Exploring the Quality of Urban Green Spaces Based on Urban Neighborhood Green Index—A Case Study of Guangzhou City. *Sustainability*, *11*(19), Article 19. <https://doi.org/10.3390/su11195507>
- Zoulia, I., Santamouris, M., & Dimoudi, A. (2009). Monitoring the effect of urban green areas on the heat island in Athens. *Environmental Monitoring and Assessment*, *156*(1), 275–292. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0483-3>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kadi Värnik,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Linnastumise mõjud elurikkusele ja linna elurikkuse seisundi hindamisvahendid”, mille juhendajad on Polina Degtjarenko ja Merle Karro-Kalberg, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu

Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace 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.

Kadi Värnik

22.05.2025