

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Botaanika osakond

Liisi Pley

Linnaruumis rakendatavad looduskaitsemeetodid elurikkuse säilitamiseks

Bakalaureusetöö

Bioloogia ja elustiku kaitse õppekava

12 EAP

Juhendaja: Aveliina Helm

Tartu 2019

Infoleht

Linnaruumis rakendatavad looduskaitsemeetodid elurikkuse säilitamiseks

Linnastumine on viimaste aastakümnete jooksul kujunenud olulisimaks maakasutust muutvaks protsessiks. Linnade laienemine mõjutab elurikkust läbi elupaikade kao ja killustumise, mikroklimaatiliste tingimuste muutuse ning keskkonnareostuse, mis toob kaasa bioloogilise mitmekesisuse languse. Looduslikku elupaigastruktuuri jäljendavalt planeeritud linn võib oma heterogeense maastikuga pakkuda mitmekülgeid alternatiivseid elupaigavõimalusi paljudele elustikurühmadele. Linnade elurikkuse hoidmiseks on oluline hoida ning luua liigirikka taimestikuga haljasalaid, mis on omavahel hästi ühendatud. Elurikkust toetab ka kodumaiste taimedega haljastamine ning niitmiskoormuse vähendamine. Bakalaureusetöö eesmärk on anda ülevaade, millised elustiku kaitse meetmed linnas on tulemuslikud, soodustades linnalooduse liigirikkuse säilimist ja taastamist.

Märksõnad: linnastumine, elurikkuse kadu, linnaloodus, linna elurikkuse kaitse.

CERCS kood: B270 Taimeökoloogia

Nature conservation methods to preserve biodiversity in the urban space

In recent decades urbanisation has become the most significant land use altering process. Urban sprawl influences biodiversity through the loss and fragmentation of habitat, changing of microclimatic conditions and environmental pollution which brings about the decline of biological diversity. A city with a heterogeneous landscape can offer alternative habitat to multiple groups of biota if it is planned in accordance with the structure of natural habitat.

It is important to maintain and create well connected green areas diverse in vegetation for the preservation of urban diversity. Using local vegetation and reducing the intensity of managing grasslands helps to support diversity. The aim of the thesis is to give an overview which biodiversity conservation methods are effective in the city and support the preservation and restoring of urban biodiversity.

Key words: urbanization, biodiversity loss, urban nature, urban biodiversity conservation

CERCS code: B270 Plant ecology

Sisukord

Infoleht	2
1. Sissejuhatus	4
2. Linnastumise mõju elusloodusele	6
2.1. Elurikkuse kadu	6
2.2. Elupaikade killustumine	7
2.3. Pinnase katmine ja mikrokliimaatilised tingimused	8
2.4. Keskkonna saastatus	9
2.5. Müra	10
2.6. Valgusreostus	11
2.7. Võõrliikide levik ja kohalike liikide kadu.....	12
3. Linnad kui olemasolevad ja potentsiaalsed elurikkuse refuugiumid	14
3.1. Maastiku heterogeensus ja rohevõrgustik	14
3.2. Aedade elurikkus	15
4. Tulemuslikud looduskaitsetegevused	16
4.1. Liigirikaste haljasalade loomine	16
4.2. Looduslike taimede kasutamine haljastuses.....	17
4.3. Niitmiskoormuse vähendamine	18
5. Võimalikud rakendused Eesti linnades	19
5.1. Loodusliku elupaigastruktuuri säilitamine	19
5.2. Elurikaste haljasalade loomine.....	20
5.3. Elupaikade loomine	22
Kokkuvõte	24
Summary	25
Kasutatud kirjandus	27

1. Sissejuhatus

Elurikkus on tervikliku ökosüsteemi indikaator, mis tagab tervisliku ning tasakaalustatud elukeskkonna. Viimaste aastakümnete jooksul põhiliseks maastikku muutvaks protsessiks saanud linnastumine mõjutab läbi loodusliku elupaikade struktuuri ümberkujundamise ka ökosüsteeme ning nende liigirikkust (EEA 2018).

Linnastumise mõiste all käsitletakse linnade kasvu ning nende osatähtsuse suurenemist. Seejuures võib tegemist olla nii linnaelanikkonna kasvuga (Buhaug & Urdal 2013) kui ka valglinnastumisega (EEA & FOEN 2016). Valglinnastumine on linnapiirkondade alaline laienemine ümberkaudsetele inimasustuseta aladele või põllumajandusmaale (EEA & FOEN 2016). Ka Eestis viitab valglinnastumise tendentsile rahvastiku koondumine suuremate linnade lähiehitistesse (Keskkonnaülevaade 2008) ja linnakeskuste tühjenemine (Tartu linna keskkonnaseisund 2018). Maailma rahvastikust elab linnades juba üle poole, linnaelanike hulk töötab tulevikus aga veelgi kasvada tulenevalt rahvaarvu suurenemisest (Seto *et al.* 2011; ÜRO 2018).

Laialivalguvate linnade ebaefektiivsest ruumikasutusest tulenevat kahjulikku mõju looduskeskkonnale aitab vähendada kompaktsemate linnade rajamine, vältides seejuures liiga tihedat asustust (Concepción *et al.* 2015; EEA & FOEN 2016). Targalt planeeritud tihe elu- ja töökohti pakkuv linnaasustus võimaldab efektiivsemat ressursikasutust, vähendab energia- ja transpordivahendite vajadust ning seeläbi ka kasvuhoonegaaside tootmist. Kasvuhoonegaaside tootlikkus elaniku kohta linnades jääb sageli alla keskmise (Seto *et al.* 2011).

Maapinna muutmine linnade rajamiseks on üks olulisimaid pöördumatuid antropogeenseid mõjutegureid biosfäärile (Seto *et al.* 2011). Urbaniseerumise käigus hävivad looduslikud elupaigad, toimub allesjäänud elupaigalaikude killustumine, maastike ning liigilise koosseisu ümberkujundamine ning lokaalse kliima muutumine (Chace & Walch 2006; Primarc *et al.* 2008; Seto *et al.* 2011; EEA & FOEN 2016). Intensiivse linnastumisega kaasneb paljude elustikurühmade – imetajate, lindude, kahepaiksete, roomajate, selgrootute, taimede – liigilise mitmekesisuse kahanemine (McKinney 2008), mis on eelkõige tingitud elupaikade hävimisest ning kvaliteedi langusest (EEA & FOEN 2016).

Liigirikkus on ökosüsteemi tasakaalu ja tervise indikaator, mõjutades ka inimeste heaolu ja elukvaliteeti (Tzoulas *et al.* 2007; Sandifer *et al.* 2015). Lisaks otsesele tervist

parandavale kasule, pakuvad rohealad linnaelanikele ka kokkupuudet loodusega, mis on looduskaitse seisukohast kasvava rahvaarvuga ühiskonnas ülitähtis (Dunn *et al.* 2006; Miller 2006; Sanderson 2011).

Minu töö eesmärk on anda ülevaade linnastumise mõjust ökosüsteemidele ja nende bioloogilisele mitmekesisusele ning tuua välja linnaruumis rakendatavad loodushoiu meetodid, mis soodustavad liigirikkuse säilimist ning võimaldavad seda urbaniseerunud piirkondades taastada.

2. Linnastumise mõju elusloodusele

Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni (2018) andmetel elab linnades 55% (4,2 miljardit) kogu maailma rahvastikust. Aastaks 2050 ennustatakse aga linnaelanike osakaalu kasvu 68%-ni, mis toob linnadesse juurde ligi 2,5 miljardit inimest, arvestades rahvastiku üldist tõusutrendi ning linnastumise tendentsi. Euroopa linnades elab maailma linnaelanikkonnast 13%. Euroopa rahvastikust elab linnades 74%, mis jääb alla vaid Põhja-Ameerikale (82%) ja Ladina-Ameerika ning Kariibi saarte piirkonnale (81%) (ÜRO 2018). Seto *et al.* (2011) linnade laienemise metauuring näitab, et urbaniseerunud alade kasv on vastavuses inimpopulatsiooniga suurenemisega või sellest kiiremgi. Teine linnade kasvu kiirendaja on suurenev sisemajanduse kogutoodang inimese kohta (Seto *et al.* 2011). Euroopa Keskkonnaagentuuri (2017) andmetel on linnastumine põhiline maakasutust muutev protsess Euroopas.

Inimtegevusest tulenevad ulatuslikud muutused ja häiringud, näiteks elupaikade kadu ja fragmenteerumine, võõrliikide sissetoomine, saastamine ja lokaalse kliima muutused, võivad olla ohuks elustikule (Chace & Walch 2006; Seto *et al.* 2011; EEA & FOEN 2016). Selle tõttu on linnaruumis elurikkuse ning tervisliku elukeskkonna säilitamine küllaltki keeruline (Sanderson 2011). Järgnevalt on välja toodud linnastumisega kaasnevad liigirikkust ning elukeskkonda mõjutavad tagajärjed.

2.1. Elurikkuse kadu

Intensiivsuse ja ulatuse tõttu on linnastumine kõige suurem elustiku homogeniseerumise põhjustaja (McKinney *et al.* 2006). Linnad on loodud vastama ainult ühe liigi - inimese – vajadustele, mis viib ka bioloogilise ühtlustumiseni, kuna sarnased linnatingimusi taluvad liigid laiendavad oma leviala linnastuvates piirkondades globaalselt (McKinney *et al.* 2006). Eriti intensiivselt leiab elustiku ühtlustumine ja elustiku vaesumine aset tiheda asustusega linnades (Concepción *et al.* 2015). Nii on näiteks täheldatud, et kuigi lindude biomass võib olla linnas suurem kui looduslikel aladel, on nende liigiline varieeruvus väiksem (Chace & Walch 2006). Seejuures kasvab generalistide (toidu ning elupaiga suhtes leplike liikide) osakaal linnastunud aladel spetsialistide arvukuse vähenedes (Blair 1996, Concepción *et al.* 2015). Taimedest on suurema inimasustusega aladel levinud antropogeensete häiringute suhtes tolerantsed eutroofsete elupaigaeelistustega liigid (Concepción *et al.* 2015).

McKinney (2008) koostatud ülevaatest, mille aluseks oli 105 üle maailma linnastumise mõju elurikkusele käsitlevat uuringut, järeldub, et intensiivselt linnastunud aladel (linna keskustes) on kahanenud nii taimede, imetajate, roomajate, kahepaiksete kui ka selgrootute elurikkus. Kõige suuremat liigirikkuse kadu on täheldatud selgroogsete loomade puhul (McKinney 2008). Näiteks on maismaa selgroogsed, kelle levikualadel on suurem linnastumise tendents, märkimisväärselt suurema tõenäosusega kantud Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) ohustatud liikide nimekirja. McDonald *et al.* (2008) andmetel linnastumise poolt ohustatud on 8% ohukategooriatesse kuuluvatest maisamaaselgroogsetest. Eriti ohustab linnastumine väikse levikuareaaliga liike (McDonald *et al.* 2008). Antropogeensetel häiringutel, eriti elupaikade kaol, on tugev negatiivne mõju ka looduslike tolmeldajate arvukusele ja liigirikkusele. Linnastumise suhtes eriti tundlikud on ühiselulised tolmeldajaliigid, kes ei leia inimhäiringutega piirkondades sobivaid pesapaiku (Winfrey *et al.* 2009).

Linnakeskkond võib mõnele elustikurühmale pakkuda ka soodsamaid võimalusi võrreldes ümberkaudsete aladega (Kühn *et al.* 2004; Magura *et al.* 2010; Fontana *et al.* 2011). Nii leidsid Magura *et al.* (2010) Ungaris läbi viidud uuringus, et maapinnal elavate ämblike liike esines linnapiirkonnas rohkem, kui ümberkaudsetel aladel, suuresti tulenevalt kõrgemast temperatuurist urbaniseerunud piirkondades. Seejuures olid aga linnas esindatud valdavalt avatud elupaiku (rohu- ja põllumaad) eelistavad ämblikuliigid, häiringute suhtes tundlikumad eelistasid väiksema asustusega linnaväliseid paiku, kus leidis kõdunevat puitu (Magura *et al.* 2010).

2.2. Elupaikade killustumine

Linnastumisega kaasneb elupaikade killustumine ehk eraldamine väiksemateks elupaigalaikudeks, mille toob kaasa hoonestus, pinnase katmine (Hahs *et al.* 2009) ja suurenenud vajadus efektiivse transpordisüsteemi järele (Keskkonnaülevaade 2013). Euroopa Keskkonnaagentuuri (2016) linnade laienemist käsitleva raporti kohaselt on elupaikade kadu ning killustumine ühed suurimad ohutegurid elustikule, kuna nende tulemusena üksikute elupaigalaikude pindala väheneb ning isoleeritus kasvab (Primarc *et al.* 2008). Sama kinnitab ka Winfrey *et al.* (2009) metaanalüüs 54 uuringust antropogeensete häiringute mõjust tolmeldajatele. Elupaikade killustumise mõju indikaatoriteks sobivad lühikese elutsükliga liigid (näiteks liblikad), kes reageerivad keskkonnamuutustele kiiresti (Krauss *et al.* 2010).

Esimesena annavad fragmenteerumisest tulenevast elupaigakvaliteedi langusest märku kiire elutsükliga liigid, kes ebasobivaks muutunud tingimuste tõttu elupaigast hävivad (Krauss *et al.* 2010). Soontaimedest on killustumisele tundlikud hea levimisvõimega liigid, kellele on populatsioonide elujõulisuse säilitamiseks oluline metapopulatsiooniline dünaamika ning maastike hea sidusus (Lindborg *et al.* 2012; Saar *et al.* 2012). Tundlikud on ka madala seemnetootlikkuse ja pikaajalise seemnepangata liigid, kes ei suuda peale elupaiga kahjustumist end taastasustada (Krauss *et al.* 2010). Taimede liigirikkuse vähenemine fragmenteerunud maastikus võib endast märku anda tunduvalt hiljem, mis viitab väljasuremisvõla esinemisele (Helm *et al.* 2006). Elupaikade kaost ja fragmenteerumisest on eriti ohustatud liigid, kes vajavad elutsükli läbimiseks mõne teise liigi esinemist (Pauw 2007). Näiteks liblikate puhul väheneb killustumisega eriti kiiresti just nende liikide hulk, kelle röövikud on spetsialiseerunud kitsale toidutaimede nišile (Öckinger *et al.* 2010).

2.3. Pinnase katmine ja mikroklimaatilised tingimused

Linnastumisega kaasneb ulatuslik maastiku ümberkujundamine ning pinnase katmine mitteläbilaskvate materjalidega. Taimestiku ümberkujundamine linna arengu käigus hõlmab teedeehitust, hoonestust ning uute taimekoosluste loomist parkides ja rohealadel (Hahs *et al.* 2009). Looduslike alade pindala (eelkõige põõsastike, niitude ja märgalade) vähenemist ning tehiskattega maa-alade osakaalu tõusutrendi on esile tõstetud ka Tartu linna keskkonnaseisundi (2018) hindamisel, mille alusel kaasnes maakasutuse muutustega vahemikus 2011-2017 looduslike rohealade vähenemine rohkem kui 115 ha ulatuses.

Linnades esinev pinnase katmine tehismaterjalidega (ehitised, asfalt, betoon) vähendab looduslike elupaikade ja põllumajandusliku maa osakaalu maastikus (EEA & FOEN 2016). Sama koguse põllumajandussaaduste tootmiseks laienevad monokultuursed üles haritud maad kaotades veelgi looduslikke elupaiku ning suurendades seeläbi survet ka kaitsealadele (Roose *et al.* 2013; EEA & FOEN 2016). Linnaaladel, kus tehiskattega pinnas on valdav, on oluliselt väiksem elurikkus võrreldes haljastatud või looduslike aladega (Fontana *et al.* 2011). Lisaks otseselt elupaikade kaole seoses pinnase katmisega mõjutab elustikku ka kõrghoonestus, mis ohustab eelkõige linde (Chace & Walch 2006).

Linnastruktuurid loovad võrreldes looduslike avatud aladega muutunud mikrokliimaatilise keskkonna (Gulyás 2006), mille tingimused (eelkõige temperatuur ning päikesekiirgus) mõjutavad linnaelanike heaolu (Nikolopoulou & Lykoudis 2006). Tehisobjektid ning pinnakattematerjalid (näiteks asfalt) neelavad päikesekiirgust ning tekitavad seeläbi kuumenedes linnades soojussaare efekti (Gulyás 2006; Gill *et al.* 2007; Dimoudi *et al.* 2013), mille intensiivsus sõltub pinnase struktuurist ning hoonestuse tihedusest (Gulyás 2006). Võrreldes loodusliku alaga võib hoonestatud ning kaetud pinnasega alal temperatuur olla suvekuudel ligi 10°C kõrgem (Dimoudi *et al.* 2013). Kuumenev pinnas kiirgab soojust ka öösel, muutes kesklinna õhutemperatuuri 5-5,5°C kõrgemaks võrreldes äärelinnaga. Kreekas Serresi kesklinnas tehtud uuring näitas ka oluliselt väiksemat tuulekiirust hoonestatud aladel (ligikaudu 3-4 korda väiksem kui linna äärealadel), millest järeldub, et kõrghoonestatud piirkondades ei ole tuule jahutav mõju piisav soojussaare efekti leevendamiseks ning linnaõhu puhastamiseks saasteainetest (Dimoudi *et al.* 2013).

2.4. Keskkonna saastatus

Elurikkuse ja loodushüvede koostöökogu (IPBES) 2019. aastal avaldatud raporti kohaselt on keskkonnasaaste elupaikade kao ning maastiku muutuste, liikide üleekspluateerimise ja kliimamuutuste järel suur ohutegur elusloodusele (IPBES 2019), kusjuures tööstusest ja transpordivahendite heitgaasid mõjutavad mõjutavad läbi õhu-, pinnase- ja veekvaliteedi alanemise nii elurikkust kui ka inimeste tervist (Primarc *et al.* 2008).

Valglinnastumine suurendab autokasutust ning pendelrännet töö- ja elukoha vahel (Keskkonnaülevaade 2013), millega kaasneb transpordist tulenevate saasteainete üldhulga suurenemine (EEA & FOEN 2016). Energiasektori kõrval on maanteetransport üks suurim linna õhusaasteallikas, mida kinnitavad Eestis linnaõhu seirejaamade mõõtmistulemused (Keskkonnaülevaade 2013). Lisaks õhu ja pinnasesaastele häirib transport ökosüsteeme ka tekitatava müra tõttu (Warren *et al.* 2006).

Inimeste suurem asustustihedus tähendab sageli ka suuremat veereostust (Primarc *et al.* 2008). Nii on näiteks Tartu linn Ida-Eesti vesikonnas suurim reostusallikas (Tartu linna keskkonnaseisund). Kuna vette sattuvad saasteained kanduvad kaugemale (Primarc *et al.* 2008), on veereostuse mõju laiaulatuslik. Reostus, mis ulatub linnast välja (õhusaaste

ning veereostus), avaldab mõju laiematele aladele, kahjustades elukeskkonda ka kaitsealadel (EEA & FOEN 2016).

2.5. Müra

Mitmed uuringud on näidanud ka liigirikkuse ning liikide arvukuse kahanemist kõrgema müratasemega piirkondades (Newport *et al.* 2014). Põhilised müraallikad linnas on transpordisüsteem, tehased, ehitustööd, kütte- ja jahutusseadmed, signaalid ning rahvamass, mis kombineeritult tekitavad kõrge mürataseme (Warren *et al.* 2006). Kui vaiksus elamurajoonis on keskmine heliintensiivsus 40 dB, siis tiheda liiklusega tänaval võib see ulatuda üle 90 dB. Ligikaudu sama tugevat heli tekitab mootoriga muruniiduk. Lehepuhuri helitase jääb aga 110 dB juurde, mis on keskmine inimese valulävi (Newport *et al.* 2014). Müra võib mõjutada ka loomade käitumist, kommunikatsiooni, liikidevahelisi interaktsioone, sigimisedu ja ellujäämist (Siemers & Schaub 2010; Francis *et al.* 2011; Francis *et al.* 2012; EEA & FOEN 2016) ning seeläbi terveid ökosüsteeme (Siemers & Schaub 2010).

Müra mõju loomade kommunikatsioonisüsteemile on uuritud peamiselt häälsüsteemide ning leviku- ja sigimisedukuse näitel (Warren *et al.* 2006). Antropogeenne müra summutab loomade helisignaale, mis raskendab akustilist suhtlust (näiteks hädakisa ja hoiatussignaalid), sealhulgas ka territooriumikaitset ja paarilise leidmist (Warren *et al.* 2006). Madala sagedusega linnamüra mõjutab eelkõige suuremõõtmelisi madala sagedusega häälsüsteemide organisme (Francis *et al.* 2011). Akustilise suhtluse häiringut on uuritud nii lindude kui kahepaiksete hulgas. Tais läbi viidud uuring näitas, et inimtekkeline müra summutas uuritud konnaliikide (*Microhyla butleri*, *Rana nigrovittata* ja *Kaloula pulchra*) häälsüsteemid (Sun & Narins 2005), millega kaasnes väiksem sigimisedukus (Lesbarrères 2003; Sun & Narins 2005). Rasvatihastel (*Parus major*) on täheldatud mürarikastes piirkondades järglaste arvu kahanemist tulenevalt väiksemast kurnasuurusest (Halfwerk *et al.* 2010).

Vastuseks mürale on täheldatud kohastumusena helisignaali ajastuse (Fuller *et al.* 2007), tugevuse, amplituudi ja helisageduse muutust (Warren *et al.* 2006). Linnamüra tulemusel muutunud akustilisi signaale on uuritud enim lindude seas. Suurbritannias uuritud punarinnad (*Erithacus rubecula*) laulsid mürarikastes piirkondades öösel, kuna sel ajal oli tehishelide tugevus minimaalne (Fuller *et al.* 2007). Uuringud näitavad, et Hollandis laulsid rasvatihased (*Parus major*) linnas võrreldes looduslike aladega

kõrgemal sagedusel (Slabbekoorn & Peet 2003). Samale tulemusele jõuti ka Suurbritannias (Mockford & Marshall 2009). Lindude laulu muutusi tehishelide tagajärjel on täheldatud ka San Franciscos valgekiird- sidriku (*Zonotrichia leucophrys*) näitel: linnapopulatsioonide isased linnud vastasid hiljutistele liigikaaslaste laulu salvestistele tihemini võrreldes ligi 40 aastat varem salvestatud lauluga (Luther & Derryberry 2012).

Tehisheli võib mõjutada ka heli järgi saaki püüdvaid loomi, sealhulgas käsitiivalisi ja kakulisi (Siemers & Schaub 2010). Kuna akustiliselt saaki püüdvad liigid väldivad mürarikkaid kohti (Francis *et al.* 2012), on müra jm häiringu suhtes tolerantsemad liigid mürarikastes paikades väiksema kisklussurve tõttu arvukamad (Francis *et al.* 2011). Ameerika Ühendriikide lõunaosas tehtud uuringu alusel oli mürarikastel linnaaladel hamsterlaste (*Cricetidae*) sugukonda kuuluva perekonna *Peromyscus* esindajate arvukus suurem kui looduslikel aladel. Kuna perekonna *Peromyscus* liigid toituvad suures osas kaljumägede männi (*Pinus edulis*) seemnetest, oli häiritud ka männi seemnete levik (Francis *et al.* 2012).

2.6. Valgusreostus

Maailma muutumine valgustatumaks ohustab valgustundlikke liike eriti valgusrohketes linnade läheduses (Hölker *et al.* 2010a), kuid mõju ulatub ka looduslikele ja poollooduslikele aladele (Bennie *et al.* 2015). Enamikel organismidel on öö ja päeva vaheldumise rütm, millel on oluline roll ainevahetuse, kasvu ja käitumise reguleerimisel. Üle poole maailma elustikust, ligi 30% selgroogsetest ja 60% selgrootutest, on öise eluviisiga (Hölker *et al.* 2010a).

Tehisvalgusest põhjustatud taeva helendamist, mis takistab tähistaeva vaatlust, nimetatakse valgusreostuseks või valgussaasteks, millega kaasnev öötaeva kvaliteedi kadu on ohuks paljudele liikidele, häirides nende elutegevust ja kahjustades elupaiku (Marin 2009). Valgusreostus häirib organismide loomulike füsioloogiliste protsesside toimimist, vähendab valgustundlike liikide kohasust, muudab kohalike populatsioonide arvukust ning struktuuri ning kujundab ümber ökosüsteeme (Hölker *et al.* 2010b). Oht elustikule väljendub ka öise käitumise (näiteks sigimiskäitumine ning ränded) ning elupaigatingimuste muutmises (Marin 2009). Näiteks on rändlinde eksitava tehisvalguse tulemuseks ülemäärane energiakulu ning vähenev rändeedukus (Marin 2009; Hölker *et al.* 2010a), kuna valgussaaste takistab horisondi ja tähtede abil navigeerimist (Marin

2009). Valguse järgi orienteeruvate loomadel põhjustab tehisvalgus silmatorkavalt suurt suremust (Marin 2009; Hölker *et al.* 2010b). Lisaks rändlindudele on täheldatud valgussaaste fataalset mõju ka vastkoorunud merikilpkonnadele (Marin 2009) ja öise eluviisiga putukatele (Marin 2009; Altermatt & Ebert 2016). Tehisvalgus avaldab tugevat mõju kiskja-saaklooma suhetele (Marin 2009), suurendades kisklussurvet öise eluviisiga liikidele (Hölker *et al.* 2010a). Põhjuseks on looduslikes tingimustes päevavalguses toitujate võime pidada jahti ka tehisvalguses (Hölker *et al.* 2010a). Lisaks loomadele häirib tehisvalgustus ka taimede ning fütoplanktoni loomulikku elutsükli takistades sesoonselt muutuva päeva pikkuse adekvaatset hindamist, mille alusel arengut, kasvu, õitsemist ning viljumist ajastada (Marin 2009). Seega on öise valgustatuse piiramine pimeduse ning loomuliku öötaeva valguse säilimiseks organismidele ning ökosüsteemidele asendamatu tähtsusega (Marin 2009).

2.7. Võõrliikide levik ja kohalike liikide kadu

Tahtmatult ja tahtlikult sissetoodud liigid muudavad kohaliku liigilise mitmekesisuse võrdseks või suuremaks võrreldes ümbritseva maastikuga, millele aitavad kaasa linnaelanike loodud rikkaliku taimestikuga mitmekülgsed elupaiku pakkuvad aiad (Blair 1996; McKinney *et al.* 2006). Kuna suur hulk linnaliike on võõrliigid, võõranduvad linnaelanikud kohalikest looduslikest liikidest ja neile omasest ökosüsteemist (McKinney *et al.* 2006). Invasiivseks muutuvad võõrliigid on ohuks looduslikele liikidele (Liu *et al.* 2017).

Võõrliikide levikut soodustab linnastunud piirkondadele omane soojem kliima, mis erineb kohalikest looduslikest kliimaoludest (EEA & FOEN 2016). Aianduses kasutatavad liigid võivad uues keskkonnas jõudsalt levima hakates tõrjuda välja looduslikud liigid (Eek & Kukk 2013), soodustades taimede liigilist homogeniseerumist (Concepción *et al.* 2015). Maismaa võõrliikide käsiraamatu andmetel kuulub iluaiandusest alguse saanud invasiivsete liikide hulka näiteks hiid-karuputk (*Heracleum mantegazzianum*). Sarnaselt hiid-karuputkele on ilutaimena kasvatatud ka eelkõige silotaimena tuntud invasiivset Sosnovski karuputke (*Heracleum sosnovskyi*) (Eek & Kukk 2013).

Võõrliikide üks levikuteid on ka taimeleviste prügi hulka sattumine ning kompostimine, mille tulemusel võivad võõrliigid hakata kasvama kompostihunnikutes või levida kompostmullaga haljasaladele ja aedadesse (Eek & Kukk 2013). Sarnaselt

kompostmullaga võivad levised jõuda haljastusse ka sõnnikuväetisega. Näiteks on suurfarmidest pärit sõnnikuga väetamine aidanud aedadesse levida karvasel võõrkakral (*Galinsoga ciliata*) (Eek & Kukk 2013). Lisaks taimedele võivad istikute mullapallide ning kompostmullaga levida ka kahjurid ja väiksemad loomad (Tartu linna keskkonnaseisund 2018). Üheks selliseks invasiiviks, kelle elujõulisi mune on leitud turustatavast kompostmullast ning aiatarvete kaupluste taimeistikutelt, on lusitaania teetigu (*Arion lusitanicus*) (Eek & Kukk 2013; Võõrliik lusitaania teetigu), kelle leiukohti on teada ka Tartu eraaedades (Tartu linna keskkonnaseisund 2018).

3. Linnad kui olemasolevad ja potentsiaalsed elurikkuse refuugiumid

Fontana *et al.* (2011) läbi viidud linnade liigirikkuse uuring näitas, et vaatamata pidevale ja tugevale inimõjule on linnaelustik üllatavalt mitmekülgne. Näiteks pesitseb Tallinnas igal aastal hulgaliselt Euroopa Liidu linnudirektiivi I lissasse kuuluvaid liike (I lissasse kuuluvad Euroopa territooriumil ohustatud liigid, kelle kaitseks tuleb moodustama linnualad) (Keskkonnaülevaade 2013) ning Tartu linna aladel on tuvastatud 47 kaitsealust taime- ja loomaliiki (Tartu linna keskkonnaseisund 2018). Kuigi linnades valitseb pigem rohealade puudus, leidub siiski linnu, kus liigirikkus on säilinud (Keskkonnaülevaade 2013).

Üheks liigirikkuse põhjuseks on linnade rajamine elurikkuse tulipunktile (Kühn *et al.* 2004; Keskkonnaülevaade 2013). Kühn *et al.* (2004) Saksamaal läbi viidud uuring näitas, et linnas oli suurem taimede (nii võõr- kui kohalike liikide) liigirikkus kui juhuslikult valitud väljaspool linna asuvatel aladel. Ameerika Ühendriikides asuvad linnad madalamal kõrgusgradiendil, kus on looduslikult viljakamad mullad ning suurem elurikkus (Scott *et al.* 2001). Kaitsealad asuvad seevastu Scott *et al.* (2001) uuringu alusel väiksema viljakusega kõrgematel aladel. Nendest näidetest võib järeldada, et elurikkus linnades pole tingitud linnastumisest, vaid säilinud sellele vaatamata (Kühn *et al.* 2004).

3.1. Maastiku heterogeensus ja rohevõrgustik

Linnamaastik moodustab tiheda erisuguste elupaigatüüpide mosaiigi, mis on mõjutatud sagedastest häiringutest. Seetõttu pole linnapopulatsioonid sugugi stabiilsed ning peavad pidevalt kohanema muutustega (Sattler *et al.* 2010). Kühn *et al.* (2004) uuring näitas, et linnade maakasutuse heterogeensus soodustab enim koos inimasustusega levinud liike, kuna need on harjunud inimesega koos eksisteerima. Looduslike liikide jaoks, kes asustasid alasid enne antropogeenset mõju, on linnamaastiku heterogeensus väiksema tähtsusega (Kühn *et al.* 2004). Samas võivad mõõdukalt linnastunud alad pakkuda toitumis- ja pesitsemisvõimalusi oluliselt suuremale hulgale liikidele, kui näiteks sageli linnasid ümbritsev homogeenne põllumajandusmaa (Blair 1996; Baldock *et al.* 2015; Hall *et al.* 2017).

Linnamaastiku muudab mosaiikseks eraaedadest, haljastatud teeservadest, rohekoridoridest, parkidest ja teistest haljastatud aladest moodustuv rohevõrgustik. Rohevõrgustiku osana võib käsitleda ka katuse- ning seinahaljastust (Francis & Lorimer

2011). Kui haljasalade pindala eraldi võib olla liiga väike elujõuliste populatsioonide püsimiseks, siis rohevõrgustik võib olla piisava suurusega elurikkuse säilimise toetamiseks (Beumer & Martens 2014).

Mosaiikne maastik võib pakkuda elupaiku mitmesuguse elupaiganõudlusega liikidele (Baldock *et al.* 2015). Baldock *et al.* (2019) on tolmeldajate linna elurikkuse tulipunkte ja kaitsevõimalusi käsitlevas uuringus toonud välja, et tolmeldajate kaitsel on tähtis osa parkidel ja haljastatud teeservadel. Tolmeldajate meelispaikadeks linnaruumis on eraaiad ning kalmistud (Baldock *et al.* 2019). Kalmistud on ühed liigirikkamad paigad ka Tartu linnas (Tartu linna keskkonnaseisund 2018). Linn võib olla elupaigaks liikidele, kellele elupaigatingimused võivad sobida, kuid levik linna on takistatud. Näiteks võivad kivimüürid olla alternatiivseks kasvupinnaks kaljudel ning kivipindadel elavatele liikidele (Francis & Lorimer 2011).

3.2. Aedade elurikkus

Aedade elurikkus on seotud sotsiaal-majanduslike teguritega (Kinzig *et al.* 2005; Lowenstein & Minor 2016; Baldock *et al.* 2019). Liigirikkuse ning sissetulekute vahelist positiivset seost on näidanud uuringud nii taimede (McKinney *et al.* 2006) kui tolmeldajate (Baldock *et al.* 2019) mitmekesisuse kohta. Lowenstein ja Minor (2016) uuring näitas ka rassiliselt ja etniliselt homogeensete piirkondade aedade tagasihoidlikumat elurikkust.

Baldock *et al.* (2019) uuringust järeldus, et aiad on linnades tolmeldajate elurikkuse tulipunktid. McFrederick ja LeBuhn (2006) leidsid oma uuringus, et õiterohkus aias suurendas kimalaste arvukust, kuid mitte niivõrd liigirikkust võrreldes looduslike aladega. Seejuures on täheldatud, et tolmeldajad kasutavad toiduks nii kodumaiseid kui ka kultuurtaimi (Pardee & Philpott 2014; Baldock *et al.* 2019). Mitmekesise taimestikuga aiad meelitavad ligi ka linde. Näiteks on täheldatud puuvilja- ja marjataimede esinemise seost lindude liigirikkusega (Belaire *et al.* 2014). Elurikaste aedade esinemine toetab ka erinevate linnuliikude esindatust lähedalasuvates parkides (Chamberlain *et al.* 2007).

4. Tulemuslikud looduskaitsetegevused

Elupaikade hävimisest ja kahjustumisest tingitud liikide välja suremise vältimiseks tuleb elurikkust kaitsta ja taastada ka väljaspool kaitsealasid (Primarc *et al.* 2008; Francis & Lorimer 2011). Võttes arvesse linnastumise ulatust ning tempot on oluline leida linnaruumis võimalusi elurikka keskkonna säilitamiseks. Linnad on sageli tekkinud elurikkuse tulipunktidele (Kühn *et al.* 2004), kuid lisaks looduslikule elurikkusele linnaaladel võib bioloogilist mitmekesisust toetada ka eesmärgipärane tegutsemine (Keskkonnaülevaade 2013).

4.1. Liigirikaste haljasalade loomine

Haljasaladel on oluline roll linnaelanikele täisväärtusliku elukeskkonna loomisel (Georgi & Zafiriadis 2006). Rohealad muudavad linnakeskkonna tervislikumaks, kaunimaks ning pakuvad vaba aja veetmise võimalusi (Nikolopoulou & Lykoudis 2006; Keskkonnaülevaade 2013). Haljasalad tasakaalustavad ka paljusid linnastumisega kaasnevaid negatiivseid tagajärgi: taimestik vähendab õhusaastet, summutab müra, võimaldab vee äravoolu üleujutuste korral, seob kasvuhoonegaase, loob elupaiku ning vähendab soojusaare efekti (Susca *et al.* 2011; Keskkonnaülevaade 2013).

Liigirikka taimestikuga rohealad linnades loovad elupaiku mitmesugustele elustikurühmadele (McFrederick & LeBuhn 2006; Fontana *et al.* 2011; Belaire *et al.* 2014; Baldock *et al.* 2019). Näiteks toetavad liigirohked aiad kimalaste mitmekesisust (Baldock *et al.* 2019). Kimalaste ning teiste tolmeldajate liigiline koosseis sõltub ka vastasete toidutaimede esindatusest ning pesapaikade olemasolust (näiteks puuõõnsused ja mahajäetud linnupesad) (McFrederick & LeBuhn 2006; Baldock *et al.* 2019). Fontana *et al.* (2011) uuring näitab, et liigirikas taimestik parandab elupaigakvaliteeti ka lindude jaoks, kusjuures puude olemasolu linnaruumis suurendas linnuliikide arvu ligi poole võrra. Seejuures kasvas lindude liigirikkus okaspuude esindatuse korral 43% võrreldes ainult heitlehiste puude olemasoluga (Fontana *et al.* 2011). Peale linnas elavate liikide suurenes nii heitlehiste kui igihaljaste puude olemasolu korral ka läbirändel linnas peatuvate lindude hulk (Belaire *et al.* 2014).

Elurikkuse toetamiseks ja keskkonna tervislikumaks muutmiseks võib kasutada ka katuse- ning seinahaljastust, millel on võrreldes paljaskatustega ning -seinapindadega palju eeliseid (Francis & Lorimer 2011). Haljaskatuseks nimetatakse kasvupinnase ja

taimestikuga kaetud veekindla membraaniga katusepinda (Keskkonnaülevaade 2013), mis võivad pakkuda toitumis-ning elupaigavõimalusi nii putukatele kui ka lindudele (Francis & Lorimer 2011). Katust ja seinu kattev taimeestik leevendab ka suvist soojussaare efekti. Alexandri ja Jones'i (2008) tehtud uuringu alusel üle maailma 9 erinevate kliimaoludega linnades alandas katuse- ja seintehaljastus kõige soojemal kuul linna õhutemperatuuri hoonestatud aladel sõltuvalt kliimast keskmiselt 2-11 kraadi. Jahutav mõju suurenes seejuures kõrgema temperatuuri ja väiksema õhuniiskuse korral (kõige suurem efekt Ar-Riyādis) (Alexandri & Jones 2008). Kõige rohkem katusehaljastust esineb Saksamaal, mis Keskkonnaagentuuri andmete alusel katsid kogu katusepinnast hinnanguliselt 10% (Keskkonnaülevaade 2013). Kuumasaare efekti vähenemist täheldate nii katuse- kui seinahaljastuse puhul eraldi, kõige efektiivsem oli nende kasutamine koos (Alexandri & Jones 2008).

4.2. Looduslike taimede kasutamine haljastuses

Lisaks liigilise mitmekesisuse hoidmisele ja taastamisele urbaniseerunud aladel on oluline rõhutada pärismaiste liikide säilitamise tähtsust maastikus (McKinney *et al.* 2006). Mitmed uuringud on näidanud, et loodusliku taimeestiku taastamise ning osakaalu suurendamisega maastikus, allesoleva loodusliku taimeestiku hoidmise ning leviku hõlbustamisega elupaikade vahel on võimalik elustiku väljasuremisvõlga olulisel määral kahandada (Helm *et al.* 2006; McKinney *et al.* 2006; Hahs *et al.* 2009). Olulist edu toob ka populatsioonide isoleerituse vältimine taimeestiku kujundamisel (Hahs *et al.* 2009). Taimepopulatsioonid suudavad püsida ka väikestel elupaigalaikudel, kui need on omavahel hästi ühendatud (Helm *et al.* 2006).

Loodusliku taimeestiku kasutamine maastikukujunduses aitab elurikkust toetada ja suurendada nii linna haljasaladel kui ka eraaedades, meelitades sinna erinevaid linnu- (Chace & Walch 2006; Lerman & Warren 2011) ja putukaliike (Winfrey *et al.* 2009; Lerman & Warren 2011). Burghardt *et al.* (2009) Ameerika Ühendriikides läbi viidud uuring näitas nii liblikaröövikute kui lindude suuremat arvukust ja liigilist mitmekesisust loodusliku taimeestikuga aedades. Seejuures täheldati kohalikult kaitstavate linnuliikide 8 korda suuremat arvukust võrreldes aedadega, kus domineerisid eksootilised taimed (Burghardt *et al.* 2009). Fukase ja Simons (2016) leidsid, et looduslike taimede osakaal suurendas aedu külastavate tolmeldajate, eriti kimalaste rohkust. Looduslike taimede kasutamine võimaldab kujundada haljasala suunitlusega

kohalikele liikidele, mis annab võimaluse aidata kaasa loodusliku elustiku kaitsele (Daniels & Kirkpatrick 2006).

Kodumaiste taimedega haljastamine on ka kõige tõhusam viis võõrliikidega kaasnevate võimalike probleemide vältimiseks. Maismaa võõrliikide käsiraamatu alusel leidub võõrliikidele alati sarnaste omadustega liike, mis pole invasiivsed ega ohtlikud (Eek & Kukk 2013). Kuna võõrliikide müük ja levitamine pole keelustatud ning müüdavatel taimedel pole sageli juures teavet võimaliku kahju kohta, tuleb loota aiarajaja enda teadlikkusele ja tähelepanelikkusele (Eek & Kukk 2013).

4.3. Niitmiskoormuse vähendamine

Mõneliigilisest seemnesevast rajatud ja sagedalt niidatud muru on elustiku poolest vaene (Aronson *et al.* 2017). Tihe niitmiskoormus kahandab nii taimestiku kui ka kõigi teiste elustikurühmade liigirohkust (Sattler *et al.* 2010).

Linnade rohealad, kus niitmiskoormus on väiksem, võivad aga olla sagedaselt niidetud murudest oluliselt liigirikkamad (Aronson *et al.* 2017), sarnanedes oma liigiliselt koosseisult poollooduslike rohumaadega (Thompson *et al.* 2004). Thompson *et al.* (2004) Suurbritannias Sheffieldi linnas läbi viidud uuringus määrati harvaniidetavas linnamurus kokku 159 liiki soontaimi, millest keskmiselt 94% olid kodumaised. Kui osatähtsusest oli kõige enam kõrrelisi (*Poaceae*), siis liigirohkuselt esines enim liblikõielisi (*Fabaceae*) (Thompson *et al.* 2004). Sarnasele tulemusele jõudsid Bertocini *et al.* (2012), kes Pariisis läbi viidud uuringus tuvastasid harvaniidetavatelt murualadelt 79 liiki soontaimi, millest 91% olid looduslikud. Lerman *et al.* (2018) leidsid, et murualadel, mida niideti iga kolme nädala järel, oli oluliselt suurem õite arv ning sellest tulenevalt tolmeldajate liigirikkus, kui aladel, mida niideti kord nädala või kahe jooksul. Nii võivad intensiivselt majandamata murualad sarnaselt teiste haljasaladega toetada linnade elurikkust (Thompson *et al.* 2004; Bertocini *et al.* 2012).

5. Võimalikud rakendused Eesti linnades

Läbi kohalike algatuste korraldatud looduskaitsetegevused linnaruumis võivad anda olulisi tulemusi piirkondliku elurikkuse suurendamisel ja säilitamisel parandades seejuures ka linnainimeste elukeskkonda (McDonnell & Hahs 2013). Linnaelanike rahulolu oma elukeskkonnaga on seotud sealse looduslike seisundi ja elurikkusega. Näiteks vastas Põhja-Ameerikas Arizona osariigis tehtud uuringus linnaelanike rahulolu oma elukohalähedase linnustikuga tegelikule liigirikkusele (Lerman & Warren 2011). Mitmed uuringud on näidanud, et huvi loodushoiu ning liigirikka elukeskkonna loomise ning säilitamise vastu suureneb läbi loodushariduse, mis soodustab elurikka keskkonna väärtuse mõistmist (Miller 2005; Dunn *et al.* 2006; McKinney *et al.* 2006; McDonnell & Hahs 2013; Mumaw & Bekessy 2017).

Elurikka ning tervisliku linna planeerimisel tuleb eesmärgiks võtta kogu linnaelustikule (sealhulgas inimesele) kvaliteetse ja tervisliku elukeskkonna loomine ja säilitamine (Gulyás 2006). Linna ehituslikud omadused, näiteks teede laius, hoonete kõrgus ning ehitus- ja pinnakattematerjalid, mõjutavad linna mikrokliimaatilisi tingimusi ning seeläbi linna kui elupaiga kvaliteeti (Dimoudi *et al.* 2013). Üheks linnaplaneerimise oluliseks osaks on kergliikluse soodustamine, mis aitab vähendada liiklusest tulenevat saasteainete hulka ning mürataset (Tartu linna keskkonnaseisund 2018). Lisaks sellele tuleb linnaruumis vältida ebavajalikke tehislikke valgusallikaid, mis lisaks suurele energiakasutusele (Smith 2009; Hölker *et al.* 2010b) häirivad organismide öö ja päeva vaheldumise rütmi (Hölker *et al.* 2010a). Tehisvalguse kasutamise vähendamine minimaalsele tasemele aitab kaasa nii elustiku kaitsesele kui inimesele tervisliku elukeskkonna loomisele (Smith 2009). Järgnevalt on välja toodud linnaruumis rakendatavad looduskaitsemeetodid, mis võimaldavad luua ning säilitada elurikast keskkonda.

5.1. Loodusliku elupaigastruktuuri säilitamine

Linnaruumi kavandamine, mis jäljendab looduslikku elupaikade struktuuri, võib täita oma otstarvet ka elupaiga suhtes nõudlike liikide jaoks (Magura *et al.* 2010). Elurikkuse kao aeglustamiseks tuleb inimkasutuses olevad alad kujundada sobilikuks organismidele, kes asustasid neid alasid enne intensiivset antropogeenset mõju (McFrederick & LeBuhn 2006). Säärast looduslike tingimuste taastamist inimese elukeskkonnas nimetas Rosenzweig (2003) lepitusökoloogiaks (*reconciliation ecology*).

Loodusliku struktuuri säilitamine tagab kvaliteetse elukeskkonna ka inimeste jaoks läbi pakutavate ökosüsteemiteenuste (Magura *et al.* 2010). Ökosüsteemiteenuste ehk keskkonnafunktsioonide all mõistetakse terviklikes ökosüsteemides toimuvaid looduslikke protsesse, millel on ka inimese jaoks oluline roll (Primarc *et al.* 2008). Sinna alla kuuluvad näiteks õhukvaliteedi parandamine, kasvuhoonegaaside sidumine, vee puhastamine ning müra summutamine, aga ka vaimset heaolu toetavad mittemateriaalsed väärtused (Bolund & Hunhammar 1999; Cardinale *et al.* 2012).

5.2. Elurikaste haljasalade loomine

Linnade haljasalad nõuavad strateegilist planeerimist, et täita nii linna mikroklimaatiliste tingimuste reguleerimise kui elustiku jaoks täisväärtusliku elukeskkonna funktsiooni (Gill *et al.* 2007; Jagamohan *et al.* 2016). Suurbritannias läbi viidud uuringu alusel on terviklike ja kvaliteetsete elupaikade olemasolu võtmetähtsusega taimede ning selgrootute loomade kaitsel, kuna need elustikurühmad ei levi ühendusalade kaudu elupaigafragmentide vahel edukalt (Angold *et al.* 2006). Lisaks sellele on haljasalade temperatuuri ning õhuniiskuse regulatsiooni tõhusus positiivses seoses roheala suuruse (Jaganmohan *et al.* 2016) ning kõrghaljastuse osakaaluga (Georgi & Zafiriadis 2006; Gill *et al.* 2007).

Suure osa linnade rohealadest moodustavad eraaiad, mis võivad targa ja loodussõbraliku planeerimisega tasakaalustada mõningaid linnastumise kahjulikke efekte (Goddard *et al.* 2010; Lerman & Warren 2011). Aiad on linnaelanike jaoks sageli ka põhiline kokkupuutepind loodusega (Lerman & Warren 2011). Aedade pindala eraldi on enamasti liiga väike elujõulise populatsiooni säilimiseks, kuid eraaedadest moodustuv haljasalade võrgustik võib olla elurikkuse toetamiseks piisava suurusega (Goddard *et al.* 2010; Beumer & Martens 2014).

Elustiku kaitse korraldamisele linnaruumis aitaks kaasa ühenduskoridoride rajamine elupaigalaikude vahele, mis võimaldaks liikidel liikuda ja levida ühelt elupaigafragmentilt teise (Dearborn & Kark 2010). Ühendusalana võib toimida ka eraaedade rohevõrgustik (Goddard *et al.* 2010). Liikide levikut haljasalade vahel soosivad ka alleed ning haljastatud kõnni- sõidu- ja raudteeservad (Francis & Lorimer 2011). Elupaikadevahelisi ühendusalasid kasutavad liikumiseks peamiselt väiksed ja keskmise suurusega selgroogsed (Angold *et al.* 2006). Kõrghaljastusega ühendusaladel on puude hulk positiivses seoses linnuliikide arvuga, seega võivad rohekoridorid

pakkuda alternatiivseid toitumis-ning pesitsuspaiku inimhäiringu suhtes tolerantsematele linnuliikidele (Fernandez-Juricici 2000).

Lisaks eraaedadele toetavad elurikkust ka katuse- ning vertikaalpindadele rajatud haljasalad (Francis & Lorimer 2011), mis sarnaselt teistele rohealadele parandavad õhukvaliteeti ning vähendavad kuumasaare efekti, ning lisaks aitavad vähendada hoonete energiakulu nii kütte kui jahutuse pealt (Susca *et al.* 2011; Keskkonnaülevaade 2013). Taimestik hoonete pinnal summutab ka müra nii linnaruumis kui hoone sees (Keskkonnaülevaade 2013). Katuse- ning vertikaalhaljastus pakub elupaigavõimalusi paljudele putukatele ning nende vastsetele, kes omakorda on toiduks lindudele (Francis & Lorimer 2011). Lamedad haljastatud katusepinnad võivad alternatiivse pesitsuspaigana sobida ka maaspesitsevatele lindudele (Hunter 2007).

Et haljasalad suudaksid toetada elurikkust, on oluline kasutada võimalikult mitmekesisest taimestikku. Kuna linnades on esindatud eelkõige puudel ja põõsastel pesitsevad linnuliigid (Uustal *et al.* 2010), on uuringud näidanud, et puu- kui põõsarinde esinemisel kasvab oluliselt aias tegustsevate lindude liigirohkus (Fontana *et al.* 2011; Belaire *et al.* 2014). Eriti liigirikkad on aiad, kus leidub nii okas- kui lehtpuid (Fontana *et al.* 2011) ning mitmesuguseid vilju ja marju kandvad puud ja põõsad (Belaire *et al.* 2014). Mitmekülgne taimestik pakub elupaiku erinevate toidu- ja pesitsuspaigaeelistustega liikidele. Mata *et al.* (2017) uuringust järeldus, et taimestiku liigirikkuse kasvades tõuseb nii taim- kui röövtoiduliste putukate liikide arv.

Mitmed uuringud on tõestanud, et tolmeldajate arvukus ja liigirikkus on otseselt seotud õitsevate taimede olemasoluga (Hall *et al.* 2017). Elurikka ala loomisel on tähtis, et õitsevaid taimi leiduks varakevadest hilissügiseni, mis tagab tolmeldajatele pideva toidu olemasolu. Õitsevate taimede pidevus on vajalik nii eraaedade, avalike haljasalade kui katusehaljastuse puhul. Haljastuses liigirikka taimestiku kasutamine on sealjuures ka tolmeldajate liigirikkuse eelduseks, kuna takistab ühel liigil dominantseks muutumist (McFrederick & LeBuhn 2006).

Pidevat õitsevate taimede esinemist soodustab niitmissageduse vähendamine (Aronson *et al.* 2017; Lerman *et al.* 2018). Soontaimede ja nendega seotud liikide elurikkuse tõstmiseks ja hoidmiseks tuleks vähem kasutatavaid alasid hooldada sarnaselt poollooduslikele niidukooslustele, mida niidetakse 1-2 korda aastas. Seemnete valmimiseks tuleb niidetud hein alal kuivatada. Kuna kulukihi tekkimine ning hiline

niitmine soodustavad kõrgekasvuliste kõrreliste (*Poaceae*) ja suuremate tarnade (*Carex*) kasvu, on oluline niita juulis või juuni lõpus ning eemaldada kuivanud hein alalt. Niidukoosluste õige hooldamine soodustab ka väikesekasvuliste niidutaimede levikut ning suurendab seeläbi elurikkust.

Haljastuses on oluline eelistada kohalikke looduses esinevaid taimi võõrliikidele, kuna looduslike liikide hulgas on igale võõrliigile sarnaste omadustega alternatiive, mis kohalikesse kliimaoludesse paremini sobivad (Eek & Kukk 2013). Looduslike taimeliikide rohkus meelitab ligi ka pärismaiseid putuka- ning linnuliike. Kuna on täheldatud, et tolmeldajad kasutavad toiduks ka sissetoodud liike (Baldock *et al.* 2019), on võõrliikide kasutamise puhul soovitatav eelistada ka varasemalt kasvatatud kultuurtaimi, mille puhul on teada, et liik ei muutu invasiivseks (Keskkonnaülevaade 2013).

5.3. Elupaikade loomine

Eraaiad võivad toetada liigirikast loomastikku mitmekesiseid elupaiku pakkudes (Hall *et al.* 2017). Olulisteks elementideks on nii mitmerindeline ja liigirikas taimestik kui ka oksa- ja lehehunnikud, mis võivad sobida nii suviste pesapaikadena kui ka talvitumiseks pisiimetajatele (näiteks siilidele) ja paljudele selgrootutele (Uustal *et al.* 2010).

Kõrghaljastus soodustab nii lindude kui õõnespesitsevate tolmeldajate rohkest. Eestis on linnades pesitsevate lindude arvukust ja liigirikkust piiravaks teguriks mitte niivõrd toidupuudus, vaid sobivate pesitsuspaikade vähesus. Lihtne viis lindude elutingimuste parandamiseks linnas on pesakastide paigaldamine (Uustal *et al.* 2010). Pesitsus- ning toitumispaiku lindudele pakuvad ka katusepinnad (Francis & Lorimer 2011). Kui varasemalt oli juttu katusehaljastusest ning selle elupaigavõimalustest, siis rannikualadel võib rajada klibukatuseid, mis loovad alternatiivse pesitsuspaiga tiirudele või kajakatele, kelle pesapaigad rannikul kadunud on (Keskkonnaülevaade 2013).

Käsitiivalised, kes endale ise varje- ega pesapaiku ei ehita, sõltuvad looduslikest või inimese loodud võimalustest. Käsitiivalised on öise eluviisiga ning veedavad valge aja varjulistes kohtades. Eestis II kaitsekategooriasse kuuluvaid käsitiivalisi ohustab sobilike elupaikade vähenemine – kuivanud puude eemaldamine parkides, vanade keldrite ning kasutuseta hoonete lõhkumine ning ümberehitamine (Uustal *et al.* 2010). Kuna sobilike looduslike õõnsuste hulk linnas võib olla ebapiisav, vajavad käsitiivalised

täiendavaid varjekohti näiteks varjekastide näol, mis sobivad päevasteks varjekohtadeks ning võivad täita ka pesitsuspaiga funktsiooni (Nahkhiired Eestis).

Tiikide ning veesilmade rajamine ning korrashoid võivad tagada elupaiga paljudele selgrootutele, taimedele ja kahepaiksetele (Davies *et al.* 2009; Hassall 2014). Kuna Eestis on kuuluvad kõik kahepaiksed kaitsealuste liikide hulka, on veekogude korrashoiul suur looduskaitsealine väärtus. Lisaks pakuvad tiigid linnaelustikule joogivõimalust ning mitmesuguste selgrootute võrra rikkamat toidulauda (Davies *et al.* 2009). Seejuures tuleb hoida vähemalt üks veekogu serv laugena, et loomadel oleks võimalik iseseisvalt veest kaldale pääseda (Uustal *et al.* 2010).

Loodusliku taimestikuga elupaigalaikude (näiteks majandamata niidulapikesed ja põõsastikud) rajamisel tasub eelistada vähekasutatavaid ja -külastatavaid paiku, kus inimhäiring oleks võimalikult väike (Uustal *et al.* 2010). Lisaks on vähekasutatavates paikades võimalik säilitada surnud püstisi puid ning lamapuitu, mis on elurikkuse säilitamise seisukohast üliolulised (Davies *et al.* 2009; Keskkonnaülevaade 2013). Eriti olulised on need elemendid suluspesitsevatele liikidele (Davies *et al.* 2009).

Looduslikud tingimused ning häiringute vähesus tagavad loomadele kvaliteetsemad elupaigatingimused ning sellest tulenevalt suurema sigimisedukuse.

Kokkuvõte

Linnastumine on viimaste aastakümnete jooksul kujunenud olulisimaks maakasutust muutvaks protsessiks. Kasvava rahvaarvuga maailmas töötab linnaelanike arv ning linnastunud alade pindala tõusvas joones jätkata. Linnastumine, mida võib käsitleda nii linnaelanike osakaalu suurenemise kui ka valglinnastumisena, muudab looduslikku maastiku ja ohustab seeläbi paljusid elustikurühmi. Uuringutest selgub, et intensiivselt linnastunud aladel väheneb liigirikkus nii imetajate, lindude, kahepaiksete, roomajate, selgrootute kui ka taimede hulgas. Suurimaks ohuks elustikule on elupaikade kadu ja fragmenteerumine, mis otseselt hävitavad elustiku nende looduslikult levialalt või takistavad levikut. Linnapopulatsioone mõjutavad ka muutunud mikroklimaatilised tingimused, keskkonnareostus, tehisvalgus ning müra, mis läbi organismide füsioloogiliste protsesside häirimise ja liikidevaheliste interaktsioonide muutmise võivad ümber kujundada terveid ökosüsteeme.

Linnaruum, mis järgib looduslikku elupaikade struktuuri, võib pakkuda mitmekülgeid elupaigavõimalusi võrreldes näiteks monokultuursete põllumaadega. Seejuures on linnad valdavalt rajatud looduslikele elurikkuse tulipunktidele, mida toetavad ka liigirikka haljastusega eraaiad. Linnaruumis on oluline osa ka katuse- ning seinahaljastusel, mis lisaks elurikkuse toetamisele tasakaalustavad ka linna mikroklimaatilisi tingimusi.

Bioloogilise mitmekesisuse säilimiseks on võtmetähtsusega liigirikka ja mitmerindelise taimestikuga haljasalad, mis peavad olema omavahel hästi ühendatud, et tagada organismide levik ning liikumine rohealade vahel. Elurikkust toetab ka haljastamine kodumaiste taimedega, mis mitmete uuringute alusel meelitavad mitmekesisemat loomastikku kui võõrliikidega haljastatud alad. Lisaks aitab looduslike taimeliikide eelistamine vältida võimalikke võõrliikide invasiivseks muutumise probleeme.

Elurikkust võivad toetada ka rohumaad. Kui intensiivselt majandatud murupinnad sarnanevad liigirohkuselt kõrbega, siis korra aastas niidetavad alad võivad oma liigiliselt koosseisult meenutada liigirikkaid poollooduslikke rohumaid. Muruniitmise sageduse vähendamisel ja selle asendamisel iga-aastase heinateoga suureneb soontaimede liigirikkus ja õite arv, mis soodustab ka selgrootute ja teiste elustikurühmade liigirohkust.

Edukaks elustiku kaitse korraldamiseks tuleb säilitada ja luua sidusaid ning terviklikke haljasalaseid, kus liigirikas looduslik taimestik toetab maastikest kaduvate koosluste liike (näiteks niiduliike) ning soosib loomastiku elurikkust, pakkudes piisavalt mitmekülgseid elupaiku ning toitumisvõimalusi.

Summary

In recent decades urbanisation has become the most significant land use altering process. The number of city residents and general urbanisation is expected to grow with the world population also growing. Urbanisation, which can be seen as expansion of city residents as well as urban sprawl, changes the natural landscape and therefore threatens many groups of biota. Studies show that the species diversity of mammals, birds, amphibians, reptiles, invertebrates and plants reduce in intensely urbanised areas. The biggest threat to diversity is the disappearance and fragmentation of habitat which directly destroys diversity from their natural habitat or stops it from expanding. Urban populations are affected by changed microclimatic conditions, urban pollution, artificial lights and noise which through the disturbance of physiological processes and changing of interspecies interactions can change entire ecosystems.

Urban space that follows the natural structure of habitats may offer diverse living opportunities in comparison to homogeneous agricultural areas. Cities are usually built on natural biodiversity hotspots and are supported by private gardens with diverse green areas. In the urban space, rooftop and wall terrains support biodiversity and balance the city's microclimatic conditions.

Green areas with diverse and versatile vegetation are of utmost importance to preserve biological diversity. These areas need to be well-connected to ensure the dispersal and movement between green areas. Using native vegetation also supports biodiversity which according to many researches attract a more versatile fauna than areas that have been planted with alien species. In addition, preferring native plants helps avoid the potential problem of foreign species becoming invasive.

Grasslands can also support biodiversity. If intensely managed grasslands resemble deserts in terms of biodiversity, then sparsely (once a year) mowed areas could resemble diverse semi-natural grasslands. Decreasing mowing allows plant seeds to develop and the diversity of invertebrates grows. Decreasing mowing increases the diversity of

vascular plants, which encourages the diversity of invertebrates and other groups of biota.

In order to successfully organise biodiversity conservation, coherent and integral green areas need to be created and maintained where versatile natural vegetation supports the species of communities that are disappearing from the landscape (e.g. meadow species) and promotes the diversity of fauna and sufficiently offers different living spaces and nutritional options.

Kasutatud kirjandus

- Alexandri, E., & Jones, P. 2008. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment*, 43(4), 480–493.
- Altermatt, F., & Ebert, D. 2016. Reduced flight-to-light behaviour of moth populations exposed to long-term urban light pollution. *Biology Letters*, 12(4), 3–6.
- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., ... Thompson, K. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment*, 360(1–3), 196–204.
- Aronson, M. F., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., ... Vargo, T. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196.
- Attler, T. S., Orcard, D. B., Rlettaz, R. A., Ontadina, F. B., Egendre, P. L., & Brist, M. K. O. 2010. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology*, 91(11), 3343–3353.
- Auw, A. N. P. 2007. Collapse of a Pollination Web in Small Conservation Areas. *Ecology*, 88(7), 1759–1769.
- Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., ... Memmott, J. 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*.
- Belaire, J. A., Whelan, C. J., & Minor, E. S. 2017. Having our yards and sharing them too: the collective effects of yards on native bird species in an urban landscape. *Wiley on behalf of the Ecological Society of Ame*, 24(8), 2132–2143.
- Bennie, J., Duffy, J. P., Davies, T. W., Correa-Cano, M. E., & Gaston, K. J. 2015. Global trends in exposure to light pollution in natural terrestrial ecosystems. *Remote Sensing*, 7(3), 2715–2730.
- Bertoncini, A. P., Machon, N., Pavoine, S., & Muratet, A. 2012. Landscape and Urban Planning Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, 105(1–2), 53–61.
- Beumer, C., & Martens, P. 2015. Biodiversity in my (back)yard: towards a framework for citizen engagement in exploring biodiversity and ecosystem services in residential gardens. *Sustainability Science*, 10(1), 87–100.

- Blair, R. B. (1996). Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506–519.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293–301.
- Brandl, R., Klotz, S., & Ingolf Kühn Stefan Klotz, R. B. 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 6 (June), 16.
- Buhaug, H., & Urdal, H. 2013. An urbanization bomb ? Population growth and social disorder in cities. *Global Environmental Change*, 23(1), 1–10.
- Burghardt, K. T., Tallamy, D. W., & Gregory Shriver, W. 2009. Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology*, 23(1), 219–224.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67.
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69.
- Chamberlain, D. E., Gough, S., Vaughan, H., Vickery, J. A., & Appleton, G. F. 2007. Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study*, 54(1), 87–97.
- Clemants, S. E., Duncan, R. P., & Schwartz, M. W. 2009. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas, (November 2008), 1165–1173.
- Concepción, E. D., Obrist, M. K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B., & Nobis, M. P. (2015). Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems*, 19(1), 225–242.
- Daniels, G. D., & Kirkpatrick, J. B. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation*, 133(3), 326–335.
- Davies, Z. G., Fuller, R. A., Loram, A., Irvine, K. N., Sims, V., & Gaston, K. J. 2009. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biological Conservation*, 142(4), 761–771.
- Dearborn, D. C., & Kark, S. 2010. Motivaciones para conservar la biodiversidad urbana. *Conservation Biology*, 24(2), 432–440.

- Dimoudi, A., Kantzioura, A., Zoras, S., Pallas, C., & Kosmopoulos, P. 2013. Investigation of urban microclimate parameters in an urban center. *Energy and Buildings*, 64, 1–9.
- Dunn, R. R., Gavin, M. C., Sanchez, M. C., & Solomon, J. N. 2006. The Pigeon Paradox : Dependence of Global Conservation on Urban Nature. *Conservation Biology*, 20(6), 1814–1816.
- EEA. 2018. Urban land take.
- EEA-FOEN. 2016. Urban sprawl in Europe - Report No 11/2016.
- Eek, L., Kukk, T. 2013. Maismaa võõrliikide käsiraamat. Keskkonnaministeerium.
- Erman, S. U. B. L. 2011. The conservation value of residential yards : linking birds and people, 21(4), 1327–1339.
- Expressway, C., York, N., States, U., River, B., Society, W. C., States, U., ... Yorkers, N. 2011. *Conservation in the City*, 25(3), 421–423.
- Fernández-Juricic, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology*, 14(2), 513–521.
- Fontana, S., Sattler, T., Bontadina, F., & Moretti, M. 2011. Landscape and Urban Planning How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, 101(3), 278–285.
- Francis, C. D., Kleist, N. J., Ortega, C. P., & Cruz, A. 2012. Noise pollution alters ecological services: Enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1739), 2727–2735.
- Francis, C. D., Ortega, C. P., & Cruz, A. 2011. Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS ONE*, 6(11).
- Fukase, J., & Simons, A. M. 2016. Increased pollinator activity in urban gardens with more native flora. *Applied Ecology and Environmental Research*, 14(1), 297–310.
- Fuller, R. A., Warren, P. H., & Gaston, K. J. 2007. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters*, 3(4), 368–370.
- Georgi, N. J., & Zafiriadis, K. 2006. The impact of park trees on microclimate in urban areas. *Urban Ecosystems*, 9(3), 195–209.
- Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. 2007. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment*, 33(1), 115–132.
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(2), 90–98.

- Gulyás, Á., Unger, J., & Matzarakis, A. 2006. Assessment of the microclimatic and human comfort conditions in a complex urban environment: Modelling and measurements. *Building and Environment*, 41(12), 1713–1722.
- Halfwerk, W., Holleman, L. J. M., Lessells, C. M., & Slabbekoorn, H. 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 210–219.
- Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., ... Threlfall, C. G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31(1), 24–29.
- Hassall, C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(2), 187–206.
- Helm, A., Hanski, I., & Partel, M. 2005. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9, 72–77.
- Hunter. 2007. The human impact on biological diversity. *EMBO Reports*, 8(4), 316–318.
- Hölker, F., Moss, T., Griefahn, B., Kloas, W., Voigt, C. C., Henckel, D., ... Tockner, K. 2010. The dark side of light: A transdisciplinary research agenda for light pollution policy. *Ecology and Society*, 15(4).
- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E. K., & Tockner, K. 2010. Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(12), 681–682.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Jaganmohan, M., Knapp, S., Buchmann, C. M., & Schwarz, N. 2015. The Bigger, the Better? The Influence of Urban Green Space Design on Cooling Effects for Residential Areas. *Journal of Environment Quality*, 45(1), 134.
- Keskkonnaülevaade 2013. Keskkonnaagentuur.
- Kinzig, A. P., P. Warren, C. Martin, D. Hope, and M. Katti. 2005. The effects of human socioeconomic status and cultural characteristics on urban patterns of biodiversity. *Ecology and Society*, 10(1), 23.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... Steffan-Dewenter, I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13(5), 597–605.

- Lerman, S. B., Contosta, A. R., Milam, J., & Bang, C. (2018). To mow or to mow less: Lawn mowing frequency affects bee abundance and diversity in suburban yards. *Biological Conservation*, *221*, 160–174.
- Lerman, S. B., & Warren, P. S. 2011. The conservation value of residential yards: linking birds and people. *Ecological Applications*, *21*(4), 1327–1339.
- Lesbarrères, D., Pagano, A., & Lodé, T. 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *Comptes Rendus Biologies*, *326*, 68–72.
- Lindborg, R., Helm, A., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Kühn, I., Pykälä, J., & Pärtel, M. 2012. Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. *Ecography*, *35*(4), 356–363.
- Liu, Y., Oduor, A. M. O., Zhang, Z., Manea, A., Tooth, I. M., Leishman, M. R., ... van Kleunen, M. 2017. Do invasive alien plants benefit more from global environmental change than native plants? *Global Change Biology*, *23*(8), 3363–3370.
- Lowenstein, D. M., & Minor, E. S. 2016. Diversity in flowering plants and their characteristics: integrating humans as a driver of urban floral resources. *Urban Ecosystems*, *19*(4), 1735–1748.
- Luther, D. A., & Derryberry, E. P. 2012. Birdsongs keep pace with city life: Changes in song over time in an urban songbird affects communication. *Animal Behaviour*, *83*(4), 1059–1066.
- Magura, T., & Horva, R. 2010. Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches , in Hungary, 621–629.
- Marin, C. 2011. Starlight: a common heritage. *Proceedings of the International Astronomical Union*, *5*(S260), 449–456.
- Mata, L., Threlfall, C. G., Williams, N. S. G., Hahs, A. K., Malipatil, M., Stork, N. E., & Livesley, S. J. 2017. Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Scientific Reports*, *7*, 1–12.
- Mcdonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. T. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation, *1*, 3–11.
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. 2013. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the “low-hanging fruit.” *Urban Ecosystems*, *16*(3), 397–409.

- McFrederick, Q. S., & LeBuhn, G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation*, 129(3), 372–382.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260.
- McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161–176.
- Miller, J. R. 2006. Restoration, reconciliation, and reconnecting with nature nearby. *Biological Conservation*, 127(3), 356–361.
- Mockford, E. J., & Marshall, R. C. 2009. Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1669), 2979–2985.
- Mumaw, L., & Bekessy, S. 2017. Wildlife gardening for collaborative public–private biodiversity conservation. *Australasian Journal of Environmental Management*, 24(3), 242–260.
- Nahkhiired Eestis. MTÜ Suurkõrv. Keskkonaamet.
- Newport, J., Shorthouse, D. J., & Manning, A. D. 2014. The effects of light and noise from urban development on biodiversity: Implications for protected areas in Australia. *Ecological Management and Restoration*, 15(3), 204–214.
- Nikolopoulou, M., & Lykoudis, S. 2006. Thermal comfort in outdoor urban spaces: Analysis across different European countries. *Building and Environment*, 41(11), 1455–1470.
- Pardee, G. L., & Philpott, S. M. 2014. Native plants are the bee’s knees: local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens. *Urban Ecosystems*, 17(3), 641–659.
- Primarc, R. B., Kuresoo, R., Sammul, M. 2008. Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse. Eesti Loodusfoto. Tartu
- Robertson, K. M., Stone, G. N., Vaughan, I. P., Osgathorpe, L. M., Mitschunas, N., Memmott, J., ... Scott, A. V. 2015. Where is the UK’s pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803), 20142849–20142849.
- Roose, A., Kull, A., Gauk, M., & Tali, T. 2013. Land use policy shocks in the post-communist urban fringe: A case study of Estonia. *Land Use Policy*, 30(1), 76–83.
- Rosenzweig, M. L. 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx*, 37(2), 194–205.

- Saar, L., Takkis, K., Pärtel, M., & Helm, A. 2012. Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt? *Diversity and Distributions*, 18(8), 808–817.
- Sandifer, P. A., Sutton-grier, A. E., & Ward, B. P. 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12, 1–15.
- Scott, J. M., Davis, F. W., McGhie, R. G., Wright, R. G., Groves, C., & Estes, J. 2001. Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11(4), 999–1007.
- Seto, K. C., Fragkias, M., & Gu, B. 2011. A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion, 6(8).
- Siemers, B. M., & Schaub, A. 2011. Hunting at the highway: Traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1712), 1646–1652.
- Slabbekoorn, H., & Peet, M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, 424(6946), 267–267.
- Smith, M. 2009. Time to turn off the lights. *Nature*, 457, 27–27.
- Sun, J. W. C., & Narins, P. M. 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121(3), 419–427.
- Susca, T., Gaffin, S. R., & Dell'Osso, G. R. 2011. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2119–2126.
- Tartu linna keskkonnaseisund 2018. Keskkonnaagentuur.
- Thompson, K., Hodgson, J. G., Smith, R. M., Warren, P. H., & Gaston, K. J. 2004. Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science*, 15(3), 373–378.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178.
- Uustal, M., Kuldna, P., Peterson, K. 2010. Elurikas linn. Linnaelustiku käsiraamat. Tallinn.
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M., & Brazel, A. 2006. Urban bioacoustics: It's not just noise. *Animal Behaviour*, 71(3), 491–502.

Võõrliik lusitaania teetigu. Palginõmm, M. Tartu Keskkonnahariduse Keskus.

Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T. O., Debinski, D. M., Krauss, J., Kuussaari, M., ...
Bommarco, R. 2010. Life-history traits predict species responses to habitat area
and isolation: A cross-continental synthesis. *Ecology Letters*, 13(8), 969–979.

ÜRO. 2018. 2018 Revision of World Urbanization Prospects.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Liisi Pley,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Linnaruumis rakendatavad looduskaitsemeetodid elurikkuse säilitamiseks“, mille juhendaja on Aveliina Helm,

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 3.0, 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.

Liisi Pley

23.05.2019