

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

**Helene Sepp**  
**LINNASTUMISE MÕJU SIRELASTE LIIGIRIKKUSELE JA ARVUKUSELE**  
Bakalaureusetöö

Juhendaja: Toomas Esperk, PhD  
Kaasjuhendaja: Virve Sõber, PhD

**TARTU 2025**



## INFOLEHT

### **Linnastumise mõju sirelaste liigirikkusele ja arvukusele**

Sirelased on olulised tolmeldajad, keda võib oluliselt ohustada linnastumine. Linnastumise mõju sirelastele ei ole aga uuritud sama palju kui mesilastele ja liblikatele. Seetõttu on bakalaureusetöö eesmärgiks anda ülevaade linnastumise mõjust sirelaste arvukusele ja liigirikkusele ning kõrvutada tulemusi mesilastega. Selleks on kaardistatud linnastumise intensiivsuse mõõtmise meetodid ja linnastumise mõju hindamiseks kasutatud ruumiskaalad. Töö tulemustest selgub, et linnastumine mõjutab sirelaste arvukust rohkem kui liigirikkust, mida on seletatud rohkemate generalistlike liikide esinemisega linnades. Mesilastega võrreldes mõjutab linnastumine sirelaste arvukust tugevamini, kuid liigirikkuse puhul on mõju mõlemas grupis. Erinevalt mesilastest vajavad sirelaste vastsed erinevaid mikroelupaiku, mis võib olla sellise tulemuse põhjuseks. Seetõttu vajavad sirelased mesilastest erinevaid kaitsemeetmeid.

Märksõnad: *Syrphidae*, tolmeldajad, urbaniseerumine

### **The effect of urbanization on the species richness and abundance of hoverflies**

Hoverflies are important pollinators that may be significantly threatened by urbanisation. However, the impact of urbanisation on hoverflies has not been studied as extensively as on bees and butterflies. Therefore, the aim of this bachelor's thesis is to provide an overview of the effects of urbanisation on the abundance and species richness of hoverflies, and to compare the results with those for bees. To achieve this, methods for measuring the intensity of urbanisation and the spatial scales used to assess its impact were mapped. The results of the study show that urbanisation affects the abundance of hoverflies more than their species richness, which is explained by the increased presence of generalist species in urban areas. Compared to bees, urbanisation has a stronger impact on the abundance of hoverflies, while species richness is affected in both groups. Unlike bees, hoverfly larvae require different microhabitats, which may explain this result. Therefore, hoverflies require different conservation measures than bees.

Keywords: *Syrphidae*, pollinators, urbanisation

# SISUKORD

<b>SISSEJUHATUS</b> .....	<b>4</b>
<b>1 SIRELASED</b> .....	<b>7</b>
<b>2 METOODIKA</b> .....	<b>10</b>
2.1 Kirjanduse otsimine.....	10
2.2 Linnastumise astme mõõtmine/määramine .....	11
2.2.1 Linnastumise mõju hindamiseks kasutatud parameetrid .....	11
2.2.2 Puhvertsoonide valik .....	12
2.3 Seiremeetodid .....	14
2.3.1 Üldine .....	14
2.3.2 Püük putukavõrguga .....	14
2.3.3 Vaatlus .....	16
2.3.4 Püük taldrikpüünistega .....	17
2.3.5 Harrastusteadus.....	18
2.3.6 Mitut meetodit kasutanud tööd.....	19
<b>3 LINNASTUMISE MÕJU SIRELASTELE KÄSITLEVAD ÜSIKUURIMUSED</b> .....	<b>20</b>
3.1 Sirelaste liigirikkus ja arvukus linnamaastikus .....	20
3.1.1 Liigirikkus .....	20
3.1.2 Arvukus .....	23
3.2 Sirelaste liigirikkus ja arvukus linnasiseses ja -välises maastikus .....	28
3.2.1 Liigirikkus .....	28
3.2.2 Arvukus .....	30
3.3 Sirelaste võrdlus mesilastega.....	35
<b>4 ARUTELU</b> .....	<b>38</b>
<b>KOKKUVÕTE</b> .....	<b>43</b>
<b>SUMMARY</b> .....	<b>44</b>
<b>KIRJANDUS</b> .....	<b>46</b>

## SISSEJUHATUS

Linnastumine on tõusuteel: hetkel elab pisut üle poole maailma rahvastikust linnades ning aastaks 2050 prognoositakse selle näitaja tõusmist kahe kolmandikuni (United Nations, 2019). Sellega intensiivistub maastiku drastiline ümberkorraldus tagamaks inimeste elukohtade, kaubanduse, tööstuse ja transpordi vajadusi (Gu, 2019). Linnastumine võib põhjustab liigirikkuse vähenemist nii linnades sees kui ka nende lähiümbruses. Taimestiku asendamine sillutatud pindade ja ehitistega põhjustab elupaikade kadu ja fragmenteeritust (McKinney, 2008). Intensiivne majandamisrežiim parkides ja eraaedades vähendab mikroelupaikade hulka (McKinney, 2008). Tänavavalgustus ja liiklusrüüa vähendavad elupaikade kvaliteeti veelgi (McKinney, 2008; Boyes jt, 2021).

Enamus õistaimi vajab suguliseks sigimiseks tolmeldajaid (Ollerton jt, 2011), kellest enamus on putukad. Viimastel aastakümnetel on aga leitud, et putuktolmeldajate arvukus on languses (Kluser ja Peduzzi, 2007; Potts jt, 2010; Brunet ja Fragoso, 2024). See aga omakorda ohustab taimede liigilist mitmekesisust ja põllumajandussaadust (Potts jt, 2010). Üheks putuktolmeldajate arvukuse languse põhjuseks peetakse linnastumise kasvuga kaasnevat negatiivset muutust nende elukeskkonnale (Fenoglio jt, 2020).

Putuktolmeldajatest on peamiselt uuritud linnastumise mõju mesilastele ja liblikatele ning nende kohta on avaldatud mitmeid ülevaateartikleid (Buchholz ja Egerer, 2020; Liang jt, 2023; Ramírez-Restrepo ja MacGregor-Fors, 2017; Wenzel jt, 2020). Teistele olulistele sirelastele, sh sirelastele, ei ole aga pööratud mesilaste ja liblikatega võrreldavat tähelepanu. Ülevaateartiklid, mis keskenduvad linnastumise mõju kohta sirelastele töö autorile teadaolevalt puuduvad ning ka üksikuurimusi, mis keskenduvad ainult neile, on vähe.

Sirelased mängivad tolmeldajatena ökosüsteemis väga olulist rolli. Euroopas külastavad sirelased üle 70% loomade poolt tolmeldatavatest looduslikest taimeliikidest (Doyle jt, 2020) ning mesilaste järel on nad arvukaimad põllumajandustaimede tolmeldajad (Rader jt, 2020). Paljude liikide vastsed toituvad lehtedest või muudest pehmekehalistest putukatest, olles seetõttu olulised biokahjuritõrjes (Pekas jt, 2020). Saprofaagsete vastsetega liigid vajavad väga erinevaid elupaiku nagu taimekõdu, surnud puud või veekogud, mistõttu on nad ka head bioindikaatorid (IUCN SSC HSG/CPSG, 2022).

Kuigi erinevatesse taksonoomilistesse rühmadesse kuuluvate tolmeldajate valmikud täidavad sarnast ökoloogilist rolli/ on sarnase eluviisiga, on vastsete vajadused väga mitmekesised

(Vernon, 2022). Kui mesilaste vastsed sõltuvad valmikute toodud toidust, liblikaliste röövikud vajavad kindlaid toidutaimi (Vernon, 2022), siis sirelaste vastsed võivad olla röövtoidulised, taimtoidulised või saprofaagid (Haarto ja Kerppola, 2007). Erinevad röövtoidulised liigid võivad elada puudel või rohttaimedel, aga ka lehevarises ja kiletiivaliste pesades (Van Veen, 2004). Maismaaelulised saprofaagsed liigid võivad toituda erinevas lagunemisastmes puidust, rohttaimede kõdust ning sõnnikust (Vujić jt, 2022). Vee-elulised saprofaagid vajavad aga mudaseid madalaid veekogusid nagu tiigid ja kraavid (Rotheray, 1993). Fütogaagsed liigid toituvad elusatest taimeosadest ning võivad olla spetsialiseerunud vaid ühele taimeliigile (Van Veen, 2004).

Umbes 35% Euroopa sirelastest on ohustatud (IUCN SSC HSG/CPSG, 2022; Vujić jt, 2022). Põllumajanduse järel loetakse suurimaks ohuteguriks linnastumisega kaasnevat elamu- ja äriarendust, mis arvatakse mõjutavat enam kui pooli ohustatud liikidest (Vujić jt, 2022). Kuna linnastumise mõju sirelastele hinnatakse oluliseks, aga vastavate üksikuurimuste tulemusi süstemaatiliselt koondavad uurimused puuduvad, on käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks:

- 1) selgitada, milliseid seoseid on leitud linnastumise ja sirelaste arvukuse ning liigirikkuse vahel;
- 2) selgitada, kuidas on käsitletud uurimustes linnastumist mõõdetud ning millises ruumiskaalas on selle mõju hinnatud;
- 3) võrrelda sirelaste ja mesilaste vastust linnastumise intensiivistumisele;
- 4) osutada uurimislünkadele ja anda soovitusi tulevasteks uuringuteks;
- 5) anda soovitusi sirelaste kaitsemeetmete kohta.

## 1 SIRELASED

Sirelaste sugukond kuulub kahetiivaliste seltsi olles selle üks liigirikkamaid esindajaid umbes 6700 kirjeldatud liigiga maailmas (Vujić jt, 2022) ning 890 liigiga Euroopas (IUCN SSC HSG/CPSG, 2022). Eestis ei ole sirelasi eraldi uuritud, kuid Haarto ja Kerppola (2007) andmetel esineb Soomes leitud 347 liigi seast Eestis 214, elurikkus.ee andmebaasis on kirjeid 284 liigi kohta ning muudes allikates (Chinery, 2005) on Eesti sirelaste liikide arvuks pakutud umbes 300.

Enamust sirelaste liikidest on võimalik teistest kärbselistest eristada nende tiivaehituse järgi (Van Veen, 2004). Peaaegu paralleelselt mediaalsoonega ( $M_{1+2}$ ) asub valesoon (*Vena spuria*), mis on hoopis tiivamembraani paksend, ning tiiva ääres paiknevad kaks põikisoont, millest ülemine sulgeb radiaalsulu  $R_{4+5}$  ning alumine diskoidaalsulu ( $d$ ) (Haarto ja Kerppola, 2007; Coe, 1953).

Mitmetel sirelaseliikidel esineb mimikri – sirelaste valmikud sarnanevad kiletiivaliste seltsi kuuluvate herilaste, mesilaste, kimalaste või pidevkehalistega (Van Veen, 2004; Chinery, 2005). Enamasti väljendub nende sarnasus värvuses, kuid ka keha kujus või käitumises. Herilaste matkijatel on kollase- ja mustakirjud mustrid, osadel liikidel on arenenud ka pikemad tundlad (Van Veen, 2004). Kimalaste jäljendajad on kaetud tihedate karvadega ning nende värvus ja muster on sarnane mõnele levinumale kimalaseliigile (Vujić jt, 2022). Mesilaste jäljendajad võivad olla suured, pruunikad ning heledate laikudega, meenutades meemesilaste töölisi või hoopis väikeseid mesilasi näiteks perekonna *Halictus* liike (Van Veen, 2004). Pidevkehaliste matkijatel on sellele grupile iseloomulik pikk keha ning sarnane käitumine (Van Veen, 2004). Paljud sirelaseliigid siiski kiletiivalisi ei jäljenda, vaid on tagasihoidliku värvusega ning väikeste mõõtmetega meenutades tihti teisi kärblasi (Vujić jt, 2022). Sirelaste valmikute kehasuurus varieerub liigiti jäädes umbes 3 mm ja 25 mm vahele (Van Veen, 2004).

Enamus sirelaste valmikuid toituvad nektarist, mis on põhiline energiaallikas, ja/või õietolmust, millest saadakse peamiselt valke ja aminohappeid (Haarto ja Kerppola, 2007). Õietolm on eriti oluline just emaste jaoks, sest see on tähtis munarakkude arenguks (Doyle jt, 2020). Osad väiksemad liigid toituvad ainult õietolmust, kuid suurematele ja parematele lendajatele on nektar oluline, sest sellest saab rohkem energiat (Haarto ja Kerppola, 2007). Põhiliselt õietolmust toituvatel liikidel on lühemad suised kui neil, kes toituvad ka nektarist (Haarto ja Kerppola, 2007). Sirelased toituvad peamiselt korvõieliste, roosõieliste ja sarikaliste õitel, kuid ka teistel pigem avatud õiega ning madala õiepõhjaga õitel, eelistades valgeid ning kollaseid

õisi (Klecka jt, 2018). Samuti on ka liike, kes toituvad tuultolmlejate õietolmust (Vujić jt, 2022). Mitmed pidevkehalisi matkivad liigid korjavad hoopis lehtedele langenud õietolmu (Van Veen, 2004) ning osad sirelaseliigid valmikutena ei toitugi (Vujić jt, 2022).

Sirelaste vastsed on väga mitmekesise eluviisiga, olles kas röövtoidulised, sapro-, füto- või mükofaagid (Van Veen, 2004). Vastavalt oma eluviisile ja elukeskkonnale erinevad nad üksteisest ka välimuse poolest. Nende ühiseks tunnuseks on tagakeha tipus olev kahest kokku kasvanud torukesest moodustunud hingamisputk, mis eristab neid teistest kahetiivalistest, kelle puhul on need torukesed eraldi (Rotheray, 1993). Sirelaste vastsetel puudub peakapsel ning jalad, kuid võivad esineda ebajalad (Rotheray, 1993).

Umbes kolmandik sirelaseliikide vastsetest toituvad lehetäidest, kes elavad kas rohttaimedel, puudel või lehevarises (Rotheray, 1993). Osad liigid on tugevalt polüfaagsed ja neid võib leida kõikides nendes elupaikades, kuid on ka liike, kes on spetsialiseerunud kindlale elupaigale või lehetäiliigile (perekonnale) (Van Veen, 2004). Osad röövtoidulised vastsed toituvad ka teistest taimedel või lehevarises elavatest pehmekehalistest putukatest või putukavastsetest (Haarto ja Kerppola, 2007). Eraldi grupp röövtoidulisi vastseid elutsevad kas sipelgate, mesilaste või herilaste pesades, toitudes nende noorjärkudest või elutegevuse jääkidest (Rotheray, 1993; Vujić jt, 2022). Lehetäidest toituvatel vastsetel on tavaliselt kaitsevärvus, sulandudes ühte taimega, millel nad elavad või meenutades linnu väljaheidet (Haarto ja Kerppola, 2007; Vujić jt, 2022). Kiletiivaliste pesades elavad vastsed on aga tagasihoidliku värvusega, kuid sipelgapesades elavad *Microdon* perekonna vastsed on ümara tunnitaolise kujuga ning erinevalt teistest liikidest ei ole nende kehalülisid võimalik eristada (Rotheray, 1993; Vujić jt, 2022).

Saprofaagsed vastsed elavad kas maismaal niiskes keskkonnas või vees ning toituvad mikroorganismidest, mis osalevad taimede lagundamisel (Vujić jt, 2022). Mitmete liikide vastsed elavad erinevas lagunemisastmes puidus, neid võib leida muidu terve puu vigastatud kohtades, mädaniku aukudes, lamapuidu koore all, kõdunevates kändudes ja juurtes (Rotheray, 1993). Enamus selliseid vastseid ei ole puuliigi suhtes valivad, kuid üldiselt eelistavad nad kas leht- või okaspuid (Rotheray, 1993). Mõned liigid on aga spetsialiseerunud vähestele puurühmadele või lausa ühele liigile. *Hammerschmidtia ferruginea* on tugevalt spetsialiseerunud liik, kelle vastsed toituvad ainult hariliku haava (*Populus tremula*) vigastatud kohtades või lamapuidu koore all (Speight, 2017; Vujić jt, 2022). Osade liikide saprofaagsed vastsed elavad ka silos, kompostis või sõnnikus (Rotheray, 1993). Veekeskkonnas elavaid vastseid võib leida tiikides, kraavides, reovees, soodes või mudas (Rotheray, 1993). Sellistel

vastsetel on tagakeha tipus pikk hingamisputk, mis võimaldab neil sügavamal vees toituda (Vujić jt, 2022). Mõndadel perekonna mudasirelane (*Eristalis*) liikidel võib selle pikkus ulatuda kuni 30 cm-ni (Haarto ja Kerppola, 2007).

Müko- ja fütöfaagseid liike on vähe ning nad kuuluvad nelja perekonda: *Cheilosia*, *Portevinia*, *Eumerus* ja *Merodon* (Van Veen, 2004). Fütöfaagsed vastsed on spetsialiseerunud erinevatele taimeosadele nagu taime juurtes, sibul, vars, lehed või lehekodarik (Rotheray, 1993). Mõned liigid võivad arengu erinevates staadiumites elada erinevates taimeosades (Van Veen, 2004). Toitumiseks purustavad nad taimekoed, jättes endast maha käigud (Vujić jt, 2022). Mitmed liigid on kas mono- või oligöfaagsed (Van Veen, 2004). Müköfaagseid liike on üksikuid *Cheilosia* perekonnast ning nad toituvad seente viljakehadest (Rotheray, 1993).

Sirelaste valmikuid võib tavaliselt leida vastsetele sobilikes elupaikades või nende läheduses (Vujić jt, 2022). Seetõttu on mitmetele elupaikadele iseloomulikud kindlad sirelaseliigid, keda teistes elupaikades tavaliselt ei leia (Van Veen, 2004). See aga oleneb ka liigist, sest tugevamad lendajad võivad minna toitu otsima vastsete elupaikadest kaugemale (Van Veen, 2004). Sellised liigid on pigem migratoorsed, kes lendavad sügisel soojematele aladele talvituma (Vujić jt, 2022). Polüfaagsete vastsetega liigid võivad olla levinud erinevates elupaikades, sest enamasti on neile sobilikke toiduallikaid laialdasemalt levinud (Vujić jt, 2022). Osad sirelaseliigid on ka inimkaaslejad, keda võib leida põldudelt ja istandustest, aga ka aedadest või parkidest (Speight, 2017). Sellised liigid on tavaliselt polüfaagsed lehetäidest toituvate vastsetega liigid (Vujić jt, 2022).

## 2 METOODIKA

### 2.1 Kirjanduse otsimine

Viimaks läbi süstemaatilist kirjanduse ülevaadet linnastumise mõjust sirelaste liigirikkusele ja arvukusele, otsisin teadusartikleid kolmest andmebaasist ning otsingufraasina kasutasin “(Syrphidae OR hoverfly) AND urban\*”. Esmalt viisin otsingu läbi ISI Web of Science (<https://www.webofscience.com/wos/woscc/basic-search>) andmebaasis, mis andis 114 vastet. ScienceDirect (<https://www.sciencedirect.com/>) andmebaasist leidsin 84 vastet ning Google Scholar (<https://scholar.google.com/>) andmebaas andis 4300 vastet.

Uurimuste selekteerimisel kasutasin järgmisi kriteeriume. Artiklid pidid kirjeldama linnastumise mõju sirelaste arvukusele/ õiekülastuse arvule ja/või liigirikkusele ning määratlema linnastumise gradiendi või võrdlema linna keskkonda linnavälisega. Artiklite vähesuse tõttu ei sätestanud ma piiranguid artiklite ilmumisaastale ega seire läbiviimise asukohale (riigile).

Sobivate artiklite valimiseks lähtusin esmalt kokkuvõttes toodud informatsioonist. Kokkuvõtte sobivuse korral tegin kindlaks, kas sirelasi käsitlevad tulemused on töös eraldi välja toodud. Mitmed uurimused on peale sirelaste uurinud ka teisi putuktolmeldajaid ning kuigi kõik uuritavad rühmad on töös käsitletud, on statistilised tulemused esitatud kõigi kohta ühiselt. Sellised tööd jätsin bakalaureusetöö andmestikust välja.

Selles seleksioonifaasis oli alles jäänud 42 üksikuurimust. Nende uurimuste tulemuste põhjal koostas esmase tabeli, mis sisaldas informatsiooni uurimisaluste rühmade, maastikuparameetrite, linnastumise mõõtmise, seirealade tüüpide, püügi- või vaatlusmeetodite, valimi suuruse, tulemuste ja seire asukoha kohta. Järgmisena jätsin välja uurimused, mis olid küll linnas läbi viidud, kuid mis ei mõõtnud linnastumise mõju; ühe töö jätsin välja väikese valimi tõttu (10 isendit). Lõpuks jäi alles 27 artiklit, millest kolmteist leidsin ISI Web of Science andmebaasist, kolm ScienceDirect andmebaasist, üheksa Google Scholar andmebaasist ning kaks teiste artiklite kasutatud kirjandusest. Originaalseid andmestikke jäi aga lõpuks 25, sest kahe uurimuse kohta on kirjutatud kaks artiklit, mis analüüsisid samu andmeid erinevas kontekstis. Artiklite põhjal koostas kaks tabelit, mis on leitavad lehekülgedel 26–27 ja 34–35.

## 2.2 Linnastumise astme mõõtmine/määramine

### 2.2.1 Linnastumise mõju hindamiseks kasutatud parameetrid

Linnastumise astme määratlemiseks oli maastikumuutujatest tihti kasutatud sillutatud pinna ja ehitiste all oleva pinna osakaalu ning taimestiku ja rohealade katvuse osakaalu puhvertsoonides. Sillutatud pinna ja ehitiste all oleva pinna osakaal on lihtsasti mõõdetav, mistõttu on see universaalne linnastumise indikaator (Arnold ja Gibbons, 1996). Seda parameetrit kasutati 27-st artiklist 17-s. Sillutatud pinna ja ehitiste all oleva pinna osakaalu suurenemine mingis piirkonnas on linnastumise otsene tagajärg ning on seotud elupaikade suuruse ja kvaliteedi vähenemisega nii linnas sees kui ka selle läheduses (Arnold ja Gibbons, 1996; Wu, 2014). Töid, kus sirelaste arvukus või liigirikkus langes sillutatud pinna osakaalu suurenemisega, käsitlesin kui linnastumisega negatiivse seose leidnud uurimusi.

Taimestiku ja rohealade katvuse osakaalu oli kasutatud üheteistkümnes töös. Rohealad on linnades elupaigaks loomadele, sealhulgas putuktolmeldajatele, mistõttu nende kvaliteet ja osakaal on olulised linnastumise mõju hindamisel (Beninde jt, 2015). Rohealade ja sillutatud pinna katvus ei pruugi alati olla üksteisega lineaarses negatiivses seoses, näiteks võib laiuv puuvõra suviti suurendada roheala katvust sillutatud pinnaga võrreldes (Brunbjerg jt, 2018). Seetõttu võib mõlema parameetri samaaegne kasutamine anda täpsemaid tulemusi (Brunbjerg jt, 2018), käsitletud artiklitest toimiti seitsmes. Töid, kus sirelaste arvukus või liigirikkus kasvas rohealade osakaalu suurenemisega, käsitlesin kui linnastumisega negatiivse seose leidnud töid.

Lisaks sillutatud pinna ja ehitiste osakaalu ning taimestiku ja rohealade katvuse osakaalule oli mõõdetud teisigi maastikuparameetreid, mis ei iseloomusta otseselt linnastumist, vaid pigem elupaiga kvaliteeti. Seire ajal märgiti üles taimestikku iseloomustavad näitajad nagu taimestiku kõrgus, õite arvukus, taimestiku liigirikkus ja/või mitmekesisus, putuktolmeldatavate taimede rohkus ning puistu osakaal, puistu kõrgus ja/või puuvõrade katvus. Kahes töös oli mõõdetud ka rohealade servatihedust, mis iseloomustab rohealade fragmenteerumist. Hennigi ja Ghazouli (2011) uuringus defineeriti servatihedust kõikide puhvertsoonis olevate rohealade ümbermõõtude summa ja pindalade summa vahelise suhtena, Lambi (2021) töös aga ainult ümbermõõtude summana.

Töodes, kus võrreldi linnamaastiku sirelaste kooslusi loodusliku või põllumajandusmaastiku kooslustega, kasutati maakasutuse- või maakatteandmeid seirealade kategoriseerimiseks. Kategooriate määratlemiseks valiti seirealad kindlatest maakasutuse- või maakatteklassidest

või määrati mitme klassi osakaalud puhvertsoonides. Neljas töös kümnest võrreldi omavahel linna-, põllumajandus- ja (pool-)looduslikku maastikku, kolmes linna- ja põllumajandusmaastikku ning kolmes töös linnamaastikku ja maapiirkonda. Ainult linnas läbiviidud uuringutes (16 tööd) sellist seirealade kategooriatesse jagamist pigem ei tehtud, välja arvatud kolmes, millest kahes tähistati kategooriatega majandamisrežiimi intensiivsust (Baldock jt, 2019; Dylewski jt, 2019) ning kahes linnastumise intensiivsust (Lamb, 2021; Tsujimoto jt, 2022).

Andmed maastiku parameetrite kohta oli üldiselt saadud kas riiklikest või kohalike omavalitsuste maakatte-/maakasutuseandmebaasidest, kasutatud oli ka aerofotosid (Brunbjerg jt, 2018) ja LiDARi andmeid (Brunbjerg jt, 2018; Persson jt, 2020; Persson jt, 2022). Andmeid oli analüüsitud geoinfosüsteemide ja/või R-tarkavaraga.

Neljas töös oli linnastumise astme määramiseks kasutatud ka inimasustuse tihedust. Sellekohased andmed saadi kas kohalike omavalitsuste või riiklikest andmebaasidest. Kõigis neljas töös kasutati inimpopulatsiooni tihedust ka seirealade valimiseks.

### **2.2.2 Puhvertsoonide valik**

27-st tööst 23-s kasutati maastikutunnuste mõju uurimiseks seirealade ümber erineva suurusega puhvertsoone. Nende raadiused varieerusid 20 m ja 2000 m vahel ning kõige rohkem kasutati 100 m ja 500 m raadiust. Puhvertsoonide raadiused olid valitud tolmeldajatele korjepiirkondade suuruse järgi. Enamus uuringuid käsitlesid mitmeid tolmeldajarühmasid, mistõttu ei olnud puhvertsoonid üldiselt valitud sirelaste, vaid mesilaste järgi. Mesilased on putuktolmeldajatest kõige rohkem uuritud (Wenzel jt, 2020) ning pesamoodustajatena on neil kindel kodupiirkond, mille järgi on kergem sobiva puhvertsooni suurust määrata.

Sirelastele omaste puhvertsoonide määratlemine on keerulisem, sest nad ei ole seotud pesadega ning neil puudub kindel kodupiirkond, seetõttu võib nende aktiivsuspiirkond olla oluliselt suurem kui mesilastel (Doyle jt, 2020). Sellekohast üheselt mõistetavat informatsiooni on kirjanduses vähe ning see peegeldub ka uurimisalustes töödes. 23-st tööst, milles puhvertsoone kasutati, kirjeldati nende suuruste sobivust sirelastele neljas, neist kaks tuginesid samale andmestikule. Teistes töödes ei oldud puhvertsoonide raadiuste valikut kas üldse põhjendatud või seda oli tehtud mesilaste seisukohast.

Neljas artiklis, kus põhjendati puhvertsoonide suuruste sobivust sirelastele, tehti seda siiski vähe. Gathofi jt (2021) ning Grossmanni jt (2022) artiklid põhinesid samal uurimisel, kus puhvertsooni raadiuseks määrati 500 m. Seda põhjendati enamuste mesilaste aktiivsuspiirkonna suurusega ja lisati, et kuigi sirelased võivad tegutseda ka suurematel aladel, on valitud raadius nende jaoks piisav. Verboven jt (2014) töös kasutati viit erinevat raadiust vahemikus 100–2000 m, väiksemad raadiused olid põhjendatud erakmesilaste ning suuremad kimalaste kodupiirkonna suurusega. Ka siin oli sirelaste kohta öeldud, et valitud puhvertsoonide raadiuste vahemik on neile sobiv. Nende tööde puhul oli viidatud materjalidele, milles ei ole sirelaste aktiivsuspiirkonna suurusele kvantitatiivseid väärtusi esitatud (Speight, 2003; Lysenkov, 2009; Doyle, 2020). McCune'i jt (2023) uurimus oli neist neljast ainus, mis käsitles ainult sirelasi ning puhvri raadiuseks valiti 1000m, mis tuletati varasemates uuringutes kasutatud puhvertsoonide raadiustest (Kleijn ja van Langevelde, 2006; Meyer jt, 2009; Bates jt, 2011).

23-st artiklist üheteistkümnes oli puhvertsoon määratud vaid ühe raadiusega, teistes oli kasutatud kahte või enam. Mitut puhvertsooni raadiust kasutanud töödest kolmes (Hennig ja Ghazoul, 2011; Frey, 2019; Neumann jt, 2024) leiti, et kõikides puhvertsooniraadiustes oli linnastumise mõju sarnane, mistõttu lõplikud tulemused esitati ainult kõige suuremate raadiuste kohta (vastavalt 200 m, 500 m ja 1000 m). Neljas artiklis valiti analüüsiks üks raadius, mis andmetes leiduvat varieeruvust kõige paremini seletas. Kahes töös (Bates jt, 2011; Herrmann jt, 2023) oli uuritud nii sirelaste arvukust kui ka liigirikkust ning mõlema näitaja puhul olid sobilikud puhvertsooni raadiused erinevad. Teises kahes töös (Brunbjerg jt, 2018; Tsujimoto jt, 2022) uuriti ainult üht näitajat. Ühes (Verboven jt, 2014) töös kasutati puhvertsoone ainult seirealade liigitamiseks (linn, põllumajandusmaastik, poollooduslik maastik). Viies mitut puhvertsooniraadiust kasutanud töös oli lõplikesse analüüsidesse kaasatud kõik valitud raadiused. Juhul, kui nendes töödes oli ühel (või mitmel) raadiusel leitud kas negatiivne või positiivne seos linnastumisega ning teisel (või mitmel) seost ei leitud, tõlgendan tulemusi vastavalt töö autorite järeldustele. Kui aga ühe raadiusega oli saadud positiivne ja teisega negatiivne seos, siis sellise töö liigitan vastuoluliseks. Vastuolulisteks liigitan veel tööd, kus tulemused erinesid sirelasegruppide vahel, aastaegade vahel või kus esines koosmõju linnastumise ja mingi muu teguri vahel, aga linnastumisel üksi mõju ei olnud.

## 2.3 Seiremeetodid

### 2.3.1 Üldine

Käsitletavates artiklites oli kasutatud sirelaste (ja teiste tolmeldajate) populatsioonide uurimiseks erinevaid meetodeid, mille jagasin viide kategooriasse: püük taldrikpüünisega, püük putukavõrguga, vaatlused, harrastusteaduse andmed ja püük muude püünistega. Ainult ühte meetodit kasutanud töödest kümnes kasutati putukavõrku, seitsmes vaatlust, neljas taldrikpüüniseid (kaks tööd sama andmestiku põhjal) ning ühes harrastusteaduse andmeid. Kahte või enam meetodit kasutati viies töös (kaks tööd sama andmestiku põhjal), nendest kolmes on ühe meetodina kasutatud muid püüniseid.

Kõikide püügimeetodite efektiivsust mõjutavad püügile kulutatud aeg, korduspüükide arv, ilmastikutingimused, kellaeg, aastaeg ning püügihooaja pikkus. Et nende tegurite mõju vähendada, oli uuringutes seirete jaoks määratud kindlad protokollid, kus oli välja toodud tegurite miinimum- ja maksimumväärtused. Selliselt seirati kõiki seirealasid võimalikult sarnastes tingimustes.

Ilmastikutingimuste suhtes oli kõikides töödes sarnased nõuded – seire korraldati kuiva, päikesepaistelise või osalise pilvisusega, nõrga tuule või tuulevaikse, sooja ilma korral. Enamustes töödes, kus oli miinimumtemperatuur välja toodud, oli see 10 °C, sellest madalamat miinimumtemperatuuri ei kasutatud. Maksimumtemperatuuri üldiselt välja ei toodud, arvatavasti seetõttu, et uuringud on enamasti läbi viidud riikides, kus õhutemperatuur liiga kõrgele ei tõuse. Perssoni jt (2022) uuringus oli maksimumiks määratud 34 °C, mida võiks seletada sellega, et uuring viidi läbi Austraalias, kus suvisel ajal võib temperatuur ka üle 40 °C tõusta. Samuti tehti seired enne kella 13:00 ehk enne päevast temperatuurimaksimumi. Maksimumtemperatuur määrati ka Luderit jt (2018) töös, milleks oli 30 °C. Seda seletati seireaastal Šveitsit tabanud kuumalainega.

Et vältida päevasest temperatuuri ja päikese asendi muutusest tingitud erinevusi, oli mitmes võrgupüügi või vaatluse meetodit kasutanud töös välja toodud, et ühe ala korduspüüke prooviti teha erinevatel kellaaegadel. Kolmes töös (Udy jt, 2020; Olsson jt, 2021; Herrmann jt, 2023) seirati ühte ala ka kaks korda päevas, üks kord hommikul ja teine kord pärastlõunal.

### 2.3.2 Püük putukavõrguga

Isendite püüdmine putukavõrguga on üks tavapärasemaid meetodeid tolmeldajate uurimiseks (Thompson jt, 2021). See on küll aja- ja töömahukas, aga aitab korrektsemalt hinnata isendite arvukust, määrata liike ning kaardistada putukate ja taimede vahelisi interaktsioone. Samas võib seire andmete tulemust mõjutada uurija kallutatatus, sest väiksemaid isendeid on raskem märgata ning isendite kinnipüüdmise tõenäosus sõltub püüdjaga kogemusest (Boyer jt, 2020).

Tööd, kus oli kasutatud putukavõrguga püüdmist, oli kasutatud püügikorra määratlemiseks ajalisi ja/või ruumilisi piiranguid. Frey (2019) uuringus oli pikim ajaline piirang, kus seiraja viibis ühel seirealal 9 h ning püüdis kinni kõik isendid, kes maandusid õitele. Lühim piirang oli Rocha jt (2018) uuringus, kus kolm seirajat püüdis isendeid 5 min jooksul. Rocha jt (2018) otsisid alalt ka sirelaste vastseid ning analüüsis on arvestatud valmikuid ja vastseid koos. Ruumilistest piirangutest oli suurim transekti pikkus Luder jt (2018) töös 4000 m näol, millele oli lisaks pandud ka ajaliseks piiranguks 2 h. Väikseim transekti pikkus oli 50 m Verboveni jt (2014) uuringus.

Korduspüükide arv jäi ühe (Rocha jt, 2018) ja seitsme (Luder jt, 2018) vahele, aga enam levinud oli kolm kordust, mida tehti viies töös. Mitmed sirelasealiigid on võimelised andma kaks põlvkonda suve jooksul (Haarto ja Kerppola, 2007), seega annavad mitmed hooaja jooksul tehtud seired populatsiooni kohta täpsemat informatsiooni. Seireperioodi alustati enamasti kas mais või juunis ning lõpetati augustis või septembris. Luder jt (2018) uuringus oli perioodi pikkuseks seitse kuud (märts kuni september), mille jooksul tehti üks korduspüük kuus.

Kolmes töös oli tehtud lühikese perioodi jooksul mitmeid korduspüüke, Verboven jt (2014) kuue nädala jooksul ning Persson jt (2022) kolme nädala jooksul üks kordus nädalas ja Frey (2019) vähemalt kolm kordust (täpset arvu pole välja toodud) viie nädala jooksul. Perssoni jt (2022) ja Lequerica Tamara jt (2023) uurimused viidi läbi Austraalias, kuid Lequerica Tamara jt (2023) töös tehti üks korduspüük aastaaja kohta (kokku 4 kordust), Perssoni jt (2022) töös seirati ainult varasuvel. Mõlemas töös oli transekti pikkuseks valitud 100 m, aga Lequerica Tamara jt (2023) puhul läbiti see 20 minutiga, Perssoni jt (2022) puhul 10 minutiga. Lequerica Tamara jt (2023) uuringus leitud sirelaste arvukus oli umbes 10 korda suurem kui Perssoni jt (2022) töös, mis viitab sellele, et võimalikult pikk seireperiood annab arvukuse kohta täpsemad tulemusi. Sama saab järeldada ka Verboveni jt (2014) uurimuse ühe püügikorra keskmise arvukuse põhjal (keskmiselt kolm isendit). Frey (2019) töös tuvastati aga üks kõrgemaid sirelaste arvukusi, mis on seletatav püügikorra pikkusega (9 h).

Seitsmes töös püüti kinni kõik isendid, keda nähti, neljas aga ainult õitele maandunud isendid. Kõikide isendite püüdmine võiks anda populatsiooni kohta täpsemaid tulemusi, sest kõik isendid ei pruugi püügikorra jooksul õiele maanduda. Õielt püük annab informatsiooni taimede ja tolmeldajate vaheliste interaktsioonide kohta, kuid muudab juba niigi aega nõudva meetodi veel ajamahukamaks. Seiraja peab märkima iga isendi juurde ka taime, millelt ta korjati. Kitsamas mõttes on õielt püügi puhul tegu sirelaste õiekülastusega, kuid kuna isendid on kinni püütud ning neid ei saa loendada mitu korda (nagu vaatluse puhul), siis olen oma töös need siiski võrdsustanud sirelaste arvukusega.

Lisaks nähtavate isendite püügile oli neljas (kaks tööd samade andmete põhjal) töös kasutatud ka kahatamise meetodit. Kahatamise tulemus sõltub vähem märgatud isendite arvust, vähendades seetõttu võimalikku kallutatust putukate püüdmisel. Kõik tööd olid kahatamise püügikorda defineerinud erinevalt. Luder jt (2018) kasutasid kahatamist nähtud isendite püügile lisaks, tehes seda 20 minuti jooksul 2000 m pikkusel transektil. Dylewski jt (2019) ning Bates jt (2011)/ Brunbjerg jt (2018) ei kaasanud nähtud isendite püüki oma uurimustesse. Dylewski jt (2019) tegid 300 kahalööki 750 m pikkusel transektil ning Bates jt (2011) ja Brunbjerg jt (2018) kahatasid seirealal 30 minuti jooksul.

### **2.3.3 Vaatlus**

Vaatlus sarnaneb mõneti putukavõrguga püüdmise meetodile selle vahega, et üldiselt ei püüta isendeid kinni. See meetod on sobilik pigem taimede ja putukate vaheliste interaktsioonide kirjeldamiseks kui arvukuse uurimiseks, sest ilma isendeid kinni püüdmata ei saa olla kindel, et nähtud isendit ei ole juba korra loendatud. Geslini jt (2013) ja Udy jt (2020) uuringutes oli iga nähtud interaktsioon loetud eraldi vaatluseks, mistõttu on nendes töödes ka suurimad interaktsioonide arvukused vaatluskorra kohta. Teistes töödes prooviti iga isendit märkida üles ainult ühe korra ning kuigi see ei pruugi alati õnnestuda, on nendes töödes saadud interaktsioonide arvukus vaatluskorra kohta realistlikum. Siinses töös on lihtsuse mõttes vaatluste põhjal saadud tulemusi käsitletud arvukusega samaväärselt.

Liigirikkuse uurimine ainult vaatluste põhjal on keerukas, sest nõuab kogunud vaatlejat, kes suudab isendid lühikese vaatluse põhjal liigini määrata. See ei ole aga alati võimalik, sest pisierinevused välisehituses ei pruugi olla palja silmaga nähtavad. Samuti on sirelased head lendajad ning nad ei pruugi piisavalt kaua paigal püsida, et jõuda korrektse määranguni. Vaatlusi kasutanud seitsmest tööst oli vaadeldud sirelased liigini määratud kahes töös. Neist

ühes (Lamb, 2021) töös suudeti ära määrata vaid 5 % kõikidest isenditest. Teises (Hennig ja Ghazoul, 2011) aga uuriti liigirikkuse asemel Shannoni mitmekesisust, mistõttu jätsin selle töö liigirikkuse võrdlusest välja.

Vaatluste puhul oli sirgete transektide asemel pigem kasutatud seirealal väikese pindalaga ala või alasid, millel isendeid jälgida. Geslini jt (2013) ja Udy jt (2020) uuringutes valiti seirealad ümbritsevate maastikutunnuste järgi ning igale alale rajati eksperimentaalsed peenrad erinevate taimedega. Geslini jt (2013) töös rajati ühele alale neli peenart suurusega 3,78 m<sup>2</sup> ning Udy jt (2020) töös rajati igale alale üks peenar suurusega 0,8 m<sup>2</sup>. Hennig ja Ghazoul (2011) valisid oma töös vaatluseks 4 m<sup>2</sup> ala seirealalt juhuslikult.

Neumann jt (2024) ning Lamb (2021) olid vaatlused läbi viinud suurematel aladel. Lambi (2021) töös märgiti isendid üles seireala keskpunktist 5 m raadiuse (u78 m<sup>2</sup>) ulatuses. Neumanni jt (2024) uuringus oli vaatlusalala suuruseks 400 m<sup>2</sup> ning selle läbisid kaks vaatlejat korraga. Nii suure vaatlusalala valikut põhjendati sellega, et nii sai ala transektideks jagada ja sirgjooneliselt liikuda, ilma, et ühes kohas peaks mitu korda käima. Koos teise vaatleja kaasamisega loodeti sellega vähendada isendite mitmekordset loendamist.

Erinevalt putukavõrgu meetodit kasutanud töödest, olid kõikide vaatlust kasutanud tööde vaatluskord ajaliselt piiratud. Enamasti oli vaatlus lühiajaline, kestes 10–15 min, aga Hennigi ja Ghazouli (2011) ning Neumanni jt (2024) uuringutes viidi vaatlus läbi vastavalt 30 min ja 40 min jooksul. Kahes töös oli kasutatud ainult ajalist piirangut. Neist ühes, Roguzi jt (2023) töös oli kasutatud videotehnikat, jäädvustades nelja erineva taimeliigi juhuslikult valitud isendi õisi 10 min jooksul kuuel korral päevas, kuuel järjestikusel päeval. Selline meetod võimaldab koguda suurel hulgal andmeid ning vähendada koguja kallutatust, kuid videotehnika on kallis ja edaspidine andmetöötlus ajakulukas. Arvestades, et videomaterjali on võimalik korduvalt vaadata ning kaadreid seisata, võiks see olla hea võimalus liikide määramiseks, kahjuks seda antud töös ei tehtud. Samuti ei ole artiklis ega selle lisades arvuliselt välja toodud jäädvustatud sirelaste arvu.

#### **2.3.4 Püük taldrikipüünistega**

Isendite püüdmine taldrikipüünistega on passiivne seiremeetod, mis võimaldab samaaegselt seirata mitmeid alasid. Tavaliselt kasutatakse kolme taldrikipüünise tripletti, milles iga taldrik on erinevat värvi – valge, sinine ja kollane. Erinevad värvid on mõeldud erinevaid õietoone eelistavate putukate peibutamiseks. Enamustes töödes, kus taldrikipüüniseid kasutati, paigaldati

seirealale üks triplett välja arvatud Olssoni jt (2021) (kasutati ka teisi püügimeetodeid) ning McCune'i jt (2023) töödes. Olssoni jt (2021) töös kasutati ühel alal kahte tripletti. McCune'i jt (2023) töös olenes tripletide arv seireala suurusest nii, et 1000 m<sup>2</sup> kohta paigaldati üks triplett. Sellest olenevalt varieerus tripletide arv seireala kohta ühest viieteistkümmeni.

Taldrikpüüniste püügitulemusi võivad mõjutada mitmed tegurid. Järeelvalveta püüniseid võivad rikkuda kõrvalised inimesed ja ka linnud, kelle jaoks surnud putukad on kerge söögipoolis (Bates jt, 2011). Kuiv ja kuum ilm põhjustab taldrikutes oleva vedeliku kiirema aurustumise ning kui sellega ei ole arvestatud, siis võib juhtuda, et taldrikus ei ole piisavalt vedelikku putuka uppumiseks. Vihmase ilma korral võivad taldrikud jällegi üle ajama hakata ja osa või kõik juba püütud isendid taldrikust välja uhtuda. Pärast vihma püünisesse lennanud isenditel on ääreni täis taldrikust ka kergem välja ronida (Vaksvik, 2023). Samuti on leitud, et taldrikpüüniste püügiefektiivsust mõjutab negatiivselt alal olevate õite (ehk toiduobjektide) arvukus (Westerberg jt, 2021). Perssoni jt (2020) uuringus olid rikutud ühe seireala püünised ning Batesi jt (2011)/Brunbjergi jt (2018) uuringus 10 ala omad. Mõlemas töös jäeti need alad analüüsist välja.

Uuringutes olid püünised seirealadele paigaldatud erinevateks perioodideks, mille kestus varieerus 10-st tunnist 30 päevani. Perssoni jt (2020) töös olid püünised väljas 30 järjestikkust päeva ning neid tühjendati iga 10 päeva tagant. Teistes töödes olid taldrikpüünised seirealadel kuni neli päeva ning püüki korrali hooaja jooksul kolm kuni seitse korda. Kui arvutada keskmine ühelt seirealalt ühe püügipäeva jooksul kogutud isendite arv, siis on tulemus kolme võrreldava uurimuse puhul sarnane, aga pikema seireperioodiga töödes on püütud isendite arv pisut suurem.

### **2.3.5 Harrastusteadus**

Desaegher jt (2023) kasutasid harrastusteadusel põhinevaid andmeid, mis olid kogutud vahemikus 2010–2020. Teadusprojektis osalejad pidid pildistama ühte taime ning 5 m raadiuses pildistama 20 min jooksul putukaid, kes selle taime õitele maanduvad. Kodus tuli neil määrata ette antud materjalide põhjal taimeliik ning putukate morfoloogiline takson. Autorid tõid välja, et erinevates morfoloogilistes taksonites on erinev arv liike, mis võib põhjustada andmete kallutatust erinevate gruppide suhtes. Samas on leitud, et liigist kõrgemate taksonite kasutamine on piisavalt informatiivne putukapopulatsioonide uurimiseks (Renaud jt, 2020). Seetõttu olen enda bakalaureusetöös võrrelnud Desaegheri jt (2023) uuringu tulemusi liigirikkust käsitlevate

töödega võrdselt. Samuti tuli üles täheldada kuupäev, asukoht ja ilmastikutingimused. Kogutud informatsioon ja pildid tuli üles laadida programmi kodulehele ([www.spipoll.org](http://www.spipoll.org)). Liigi asemel morfoloogilise taksonini määramist kasutati sellepärast, et piltide põhjal võib liigini määramine olla keeruline ning mittespetsialistile võib määramisprotsess olla võõras. Enam kui 50 000 seireala seast valiti erinevate geograafiliste parameetrite ja vaadeldud taimede põhjal 4045 ala.

### **2.3.6 Mitut meetodit kasutanud tööd**

Mitut püügimeetodit oli kasutatud neljas uurimuses, millest ühe kohta oli kirjutatud kaks artiklit (Batesi jt, 2011/ Brunbjergi jt, 2018). Kolmes uurimuses kasutati kahte erinevat püügimeetodit ning ühes nelja. Kolmes uurimuses on kasutatud taldrikpüünistest erinevaid püüniseid. Üheski artiklis ei ole välja toodud, milliste meetoditega kui palju isendeid püüti, seega ei ole võimalik neid võrrelda teiste samu meetodeid kasutanud uuringutega.

Batesi jt (2011)/Brunbjergi jt (2018), Olssoni jt (2021) ning Ellise (2022) töös oli üheks meetodiks olnud püük putukavõrguga. Batesi jt (2011)/ Brunbjergi jt (2018) uuringus oli teiseks meetodiks püük taldrikpüünistega, mis oli ainukeseks meetodiks esimesel seireaastal. See meetod ei olnud aga sirelaste püüdmiseks väga efektiivne, mistõttu teisel seireaastal kaasati ka kahatamine. Ellise (2022) töös oli teiseks meetodiks püük Malaise'i püünisega, mille kasutust põhjendati selle aja- ja kuluefektiivsusega ning suutlikkusega seirata suuri alasid. Mitme meetodi kasutamise loodeti vähendada iga üksiku meetodi puudustest tulenevat kallutatust. Olssoni jt (2021) töös kasutati veel vaatlust ning taldrik- ja labapüüniseid. Selle uurimuse metoodika valik ei olnud selgesti põhjendatud ning andmete kasutus jäi osaliselt ebaselgeks.

Vaksviku (2023) töös kasutati taldrik- ja labapüüniseid (i.k. "blue vane traps"). Autor tõi välja, et need püünised sobivad rohkem mesilaste kui sirelaste püüdmiseks, kuid seire tulemused olid vastupidised ning koguti just rohkem sirelasi. Sellist tulemust võib seletada sellega, et labapüünised olid kinnitatud puude ja põõsaste okste külge umbes 1,6 m kõrgusele. See võis aidata püüda isendeid, kes elavad avamaastiku asemel pigem puuvõras või kelle vastsed toituvad puudel elavatest lehetäidest või arenevad puiduõõnsustes (Van Veen, 2004).

### **3 LINNASTUMISE MÕJU SIRELASTELE KÄSITLEVAD ÜKSIKUURIMUSED**

#### **3.1 Sirelaste liigirikkus ja arvukus linnamaastikus**

##### **3.1.1 Liigirikkus**

Kuueteistkümnest linnas läbiviidud uuringust oli nende sirelaste liigirikust käsitletud kümnes (Tabel 1). Nende seast leiti negatiivne seos liigirikuse ja linnastumise astme vahel kolmes, milles kasutati linnastumise astme määramiseks sillutatud pinna osakaalu seireala ümbritsevas maastikus. Neljas töös sirelaste liigirikkus uurimuses kasutatud linnastumise skaalal ei erinenud, nende puhul kahes kasutati linnastumise astme määramiseks sillutatud pinna osakaalu, ühes kombineeritult rohealade osakaalu ja seirealade jagamist kategooriatesse ning ühes ainult seirealade kategooriatesse jagamist. Kolmes töös leiti vastuolulised seosed ning kõigis kasutati erinevaid meetodeid linnastumise astme määramiseks – ühes sillutatud pinna osakaalu, ühes inimpopulatsiooni tihedust ja ühes jagati seirealad sillutatud pinna osakaalu ja taimkattetüüpide järgi kategooriatesse.

Negatiivseid seoseid leidnud töödest kolmes (Frey, 2019; Ellis, 2022; Grossmann jt, 2022) oli kasutatud linnastumise astme määramiseks sillutatud pinna osakaalu. Frey (2019) ning Grossmanni jt (2022) töödes leiti seos 500 m raadiusega puhvertsoonide puhul. Suuremaid puhvreid neis töödes ei kasutatud. Frey (2019) uurisid linnastumise mõju ka väiksematel skaaladel, kuid seosed olid kõikide puhul sarnased, seetõttu otsustati tulemused esitada ainult kõige suurema raadiuse kohta. Ellise (2022) uuringus kasutati sillutatud pinna osakaalu määramiseks kolme puhvertsooni raadiust (250 m, 500 m ja 1000 m) ning negatiivne seos leiti kõigiga. Selles töös leiti ka positiivne seos sirelaste liigirikuse ja poollooduslike alade osakaalu vahel 500 m ja 1000 m raadiuses (250 m raadiuses statistiliselt olulist seost ei leitud). Kuigi seda näitajat kasutati uuringus pigem elupaiga- ja ümbritseva maastiku kvaliteedi hindamiseks, annab see informatsiooni ka linnastumise kohta. Ilmselt on vähem linnastunud aladel rohkem poollooduslikke alasid kui kõrge linnastumisastmega aladel. Arvatavasti on poollooduslikel aladel ka paremad elupaigatingimused kui intensiivselt majandatud rohealadel ja seetõttu ka suurem liigirikkus.

Neljas töös linnastumise ja liigirikuse vahel seost ei leitud ning kõigis oli linnastumist erinevalt määratletud. Herrmanni jt (2023) uuringus oli linnastumise astet määratletud sillutatud

pinna osakaaluga 100 m, 500 m ja 1000 m skaalal, kuid statistiliselt olulist seost ei leitud üheski. See tulemus erineb Grossmanni jt (2022) uuringust, mis kasutas samuti 500 m raadiusega puhvertsooni ja oli läbi viidud samas linnas, kuid selles leiti negatiivne seos liigirikkuse ja linnastumise vahel. Herrmann jt (2023) olid valinud enda uurimuse läbiviimiseks Grossmanni jt (2022) 49-st seirealast üksteist. Kõrvutades nende andmeid selgub, et Herrmanni jt (2023) aladele vastavad enamasti madala sirelaste arvukusega alad Grossmanni jt (2022) uuringust (liigirikkuse kohta seirealadel andmeid ei olnud, kuid arvukus ja liigirikkus järgivad väga sarnast tendentsi sillutatud pinna osakaalu skaalal). Herrmann jt (2023) olid linnastumise mõju puudumist sirelaste liigirikkusele põhjendanud sellega, et linnadesse tulevad põhiliselt generalistid ja head lendajad, kes suudavad killustunud maastiku paremini läbida, kuid on ka võimalik, et valitud oli liiga sarnased seirealad ning tulemused ei pruugi olla teistsugustele aladele üldistatavad. Samuti võisid tulemused erineda kasutatud püügimeetodite tõttu. Herrmanni jt (2023) töös püüti kinni isendid, kes maandusid õitele ning leiti 38 liiki, Grossmanni jt (2022) töös kasutati aga taldrikpüüniseid ning leiti 31 liiki. Tuvastatud liikide seast kattusid tööde lõikes 18. See võib näidata, et erineva ökoloogiaga liikide püüdmiseks on efektiivsemad erinevad püügimeetodid.

McCune jt (2023) uurisid linnastumisele iseloomuliku soojussaare efekti mõju sirelaste liigirikkusele. Soojussaare efekti mõju määramiseks 1000 m raadiusega puhvertsoonis kasutati andmeid sillutatud pinna, rohealade, maakasutuse ja kliima kohta. Sirelaste liigirikkusega seost ei leitud, aga esines negatiivne seos soojussaare efekti intensiivsuse ja maismaaeluliste saprofaagsete vastsetega sirelaste liikide esinemistõenäosuse vahel. Seevastu Gathof jt (2022) (vastuoluliste tulemustega töö) leidsid positiivse seose sillutatud pinna osakaalu ja maismaaeluliste saprofaagsete vastsetega liigirikkuse vahel, kuid seda 500 m raadiusega puhvertsoonis. Erinevus võib tuleneda nii sellest, et linna soojussaare efekt arvestab rohkemaid parameetreid kui ainult sillutatud pinda kui ka sellest, et puhveralad on erineva raadiusega.

Kahes töös hinnati linnastumise intensiivsust maakasutustüüpide järgi. Dylewski jt (2019) vaatlesid ainult rohealaid, mida iseloomustas erinev majandamisrežiimi intensiivsus ning Baldock jt (2019) kaasasid ka vähese taimkattega alasid (näiteks parklad, tööstusrajoonid, teeperved, kõnniteed). Kummagi töö puhul liigirikkuse ja seirealatüübi vahel statistiliselt olulisi seoseid ei leitud, kuid leiti positiivne seos õite arvukusega seirealal (Baldock jt, 2019) ning putuktolmlevate taimede katvuse osakaaluga 250 m puhvertsoonis (Dylewski jt, 2019). Dylewski jt (2019) töös mõõdeti veel ka rohealade katvuse osakaalu 250 m puhvrites seirealade ümber, kuid ka sellega seost ei leitud. Olgugi, et Baldocki jt (2019) töös ei leitud liigirikkuses

statistiliselt olulisi erinevusi seirealatüüpide vahel, on kogukonna- ja eraaedade keskmised liigirikkused suuremad kui vähese taimkattega aladel ning ka looduskaitsealadel. Arvestades ka, et õite arvukus ja putuktolmlevate taimede osakaal oli liigirikkusega positiivselt seotud, siis võiks järeldada, et linnasiseste rohealade kvaliteet (toiduressursside olemasolu, mikroelupaigad) on olulisem kui ainult nende olemasolu.

Kahes vastuoluliste tulemustega töös oli sirelaste liigirikkuse ja linnastumise vahel leitud osaliselt positiivne seos. Neist ühes (Gathof jt, 2022) oli uuritud sirelaste funktsionaalseid gruppe ning leiti, et maismaaeluliste saprofaagsete vastsetega sirelaste liigirikkuse ja sillutatud pinna osakaalu vahel oli positiivne seos. Teiste funktsionaalsete gruppide liigirikkuseid linnastumise aste ei mõjutanud. Gathofi jt (2022) töös oli kasutatud sama andmestikku kui Grossmanni jt (2022) töös, kus leiti, et üldine sirelaste liigirikkus oli linnastumise astmega negatiivses seoses. Teises töös oli leitud sirelaste liigirikkuse positiivne seos inimasustuse tihedusega, kuid ainult kevadel (Lequerica Tamara jt, 2023). Seire viidi läbi Sydneys, Austraalias, kus on lähistroopiline kliima, mille tõttu saavad putukad olla aktiivsed aasta läbi, sellepärast käsitleti iga aastaaega eraldi. Kevadist suuremat liigirikkust suurema inimpopulatsiooniga aladel seletati tavalisest kuivema ilmaga ning eeldati, et suurema inimasustusega aladel on suurema kastmisintensiivsuse tõttu rohkem toiduressurssi. Teistel aastaegadel inimasustuse tihedusega seost ei leitud (Lequerica Tamara jt, 2023).

Vastuoluline seos leiti ka Lambi (2021) uuringus, kus seirealad olid jagatud sillutatud pinna osakaalu ja taimkattetüübi ning selle osakaalu järgi kuude kategooriasse. Sellel skaalal sirelaste liigirikkus enamasti suureneb. Töö vastuolulisus seisneb selles, et määrata suudeti ainult kaks liiki ning üks perekond, mis moodustavad ainult ligikaudu 5 % kõigist leitud isenditest, ülejäänud olid määramata. Selle töö tulemused liigirikkuse kohta ei ole seetõttu ilmselt märkimisväärse üldistusvõimega. Teises samas piirkonnas (umbes 80 km kaugusel) läbi viidud uuringus leiti linna ja äärelinna aladelt 33 liiki (Bates jt, 2011).

### **3.1.2 Arvukus**

Sirelaste arvukust on käsitletud viieteistkümnes töös. Neist kaheksas leiti linnastumise astmega negatiivne seos (Tabel 1). Neljas töös oli linnastumise astme määramiseks kasutatud sillutatud pinna osakaalu, ühes töös taimestiku katvuse osakaalu ning ühes töös maakasutustüüpe. Kahes töös oli linnastumist määratletud mitme teguri põhjal. Ühes neist olid seirealad sillutatud pinna osakaalu ja taimkatte tüüpide ning nende osakaalude järgi kategooriatesse jagatud, teises oli

sillutatud pinna osakaalu ja inimasustuse tiheduse põhjal arvatud ühine näitaja. Kolmes töös linnastumise astmega seost ei leitud, neist kahes töös kasutati linnastumise astme määramiseks sillutatud pinna osakaalu ning ühes rohealade osakaalu. Neljas töös leiti vastuolulised tulemused, millest kahe puhul iseloomustas leitud seos ainult osa kooslusest, ühes oli seos tingitud kahe näitaja interaktsioonist ning ühes oli leitud erinevatel aastaegadel erinevad interaktsioonid. Kõigis töödes oli kasutatud linnastumise astme määramiseks erinevaid tegureid.

Sarnaselt liigirikkusega esines negatiivne seos sillutatud pinna osakaalu ja arvukuse vahel sama kolme töö puhul (Frey, 2019; Ellis, 2022; Grossmann jt, 2022). Seosed leiti samade puhvertsooni raadiuste puhul kui liigirikkusegagi ning Ellise (2022) töös esineb ka sama positiivne seos pool-looduslike alade osakaaluga (vt ptk 3.1.1). Neile lisaks leiti negatiivne seos sirelaste arvukuse ja sillutatud pinna vahel ka Neumanni jt (2024) töös, kus liigirikkust ei uuritud. Selles töös oli kasutatud 100 m, 200 m, 500 m ja 1000 m suuruste raadiustega puhvertsoone, kuid sarnaste tulemuste tõttu esitati lõplikud tulemused ainult kõige suurema raadiuse kohta. Veel uuriti rohealade kvaliteeti, mille puhul leiti, et õistaimede liigirikkusel oli sirelaste arvukusele positiivne mõju ja palja pinnase (mulla) osakaalul negatiivne mõju.

Ühes töös (Hennig ja Ghazoul, 2011) leiti positiivne seos taimestiku ja rohealade katvuse ning sirelaste õiekülastuse sageduse vahel. Linnastumist mõõdeti rohealade osakaalu põhjal 20–200 m pikkuste raadiustega puhveraladel. Positiivne korrelatsioon rohealade osakaalu ja sirelaste õiekülastuste vahel esines kõikidel raadiustel ning korrelatsioonikordaja väärtus tõusis koos raadiuse pikkusega. Seetõttu esitati tulemused ainult kõige suurema puhvertsooni raadiuse kohta (200 m). Samuti uuriti rohealade servatiheduse mõju sirelaste arvukusele, ka selle näitaja ja sirelaste õiekülastuse vahel oli positiivne korrelatsioon, aga korrelatsioonikordaja väärtuse kasv peatus umbes 100 m juures, kuid statistiliselt olulist seost ei leitud. Artiklis toodi välja, et linnade rohealad on tihti ääristatud heki või puudega, mis on sirelaste vastsetele sobilikud mikroelupaigad ning pakuvad valmikutele kaitset ühelt alalt teisele liikumisel.

Komplekssem seos esines Baldocki jt (2019) töös, kus seirealad valiti maakasutustüüpide järgi ning kuna ei ole kasutatud sillutatud pinna või rohealade katvuse osakaalu maastikus, siis on selle töö tulemusi keerulisem teistega võrrelda. Alade kirjelduse järgi on aga võimalik need jagada kas pigem looduslikeks või pigem tehisliseks aladeks ning selle põhjal saab järeldada, et õisi külastati rohkem looduslikel aladel. Sarnaselt liigirikkusega oli ka õiekülastus positiivses seoses õite arvuga. Suurima õiekülastuse sagedusega seirealad olid kogukonna- ja eraaiad. Neis

aedades oli ka kõige rohkem õisi, kuid seda kultuurtaimede tõttu. Viimased võivad olla heaks toiduallikaks küll valmikutele, aga mitte fütofaagsetele vastsetele või lehetäidele, kellest röövtoidulised sirelasevastsed tihti toituvad. Samas oli ka pärismaiste taimede arvukus aedades kõrge, mis on vastsete elutegevusele sobilikum. Samuti on aedades tihti ka viljapuid ning kompostihunnikuid, mis sobivad maismaal elavate saprofaagsete vastsetega liikidele.

Kahes töös, kus leiti negatiivne seos linnastumise astme ja sirelaste arvukuse vahel, oli linnastumise astet määratletud mitme teguri põhjal. Persson jt (2022) arvutasid linnastumist iseloomustava indeksi inimasustuse tiheduse ja sillutatud pinna osakaalu põhjal ning uurisid selle seost sirelaste arvukusega 100 m ja 500 m raadiusega puhvertsoonides. Negatiivne seos arvukuse ja linnastumise indeksi vahel leiti mõlemal raadiusel. Positiivne seos leiti rohtunud pinna, põõsastiku ja puuvõra osakaaluga mõlemal raadiusel ning õite arvukusega seirealal. Sellest võib järeldada, et sirelased eelistavad heterogeensemaid elupaiku, kus on tagatud tingimused nii valmikutele kui ka vastsetele. Puuvõra olulisust põhjendab veel asjaolu, et Perssoni jt (2022) töö oli läbi viidud Austraalias, kus õhutemperatuur võib tõusta väga kõrgele. Puistu annab sirelastele võimaluse kuumuse ja päikese eest varjuda.

Negatiivne seos linnastumise astmega leiti ka Lambi (2021) töös, kus seirealad olid jagatud maakasutustüüpide ja elupaigatüüpide osakaalude järgi kuude kategooriasse – peamiselt linn, peamiselt äärelinn, äärelinn + rohumaa, äärelinn + puistu, peamiselt rohumaa ning peamiselt puistu. Sellel skaalal sirelaste arvukus enamasti tõusis, kuid üllatuslikult oli peamiselt rohumaa kategooria alade arvukus sarnane peamiselt linna aladega. Seda seletati uuritud rohumaa alade madala heterogeensusega. Ootuspäraselt oli suurim arvukus peamiselt puistu kategooria aladel, sest paljud sirelaseliigid eelistavad puistuid avatud maastikele (Branquart ja Hemptinne, 2000).

Kolmes töös sirelaste arvukuse ja linnastumise astme vahel seost ei leitud. Sarnaselt liigirikkkusega ei leitud Herrmanni jt (2023) töös seost arvukuse ja sillutatud pinna osakaalu vahel, kuid positiivne seos leiti taimekõrgusega. Seda seostati madala niitmisintensiivsusega, mis suurendab nii valmikute kui ka vastsete toiduressursi hulka ning elupaikade heterogeensust. Teises töös (Rocha jt, 2018) uuriti sillutatud pinna osakaalu ja arvukuse vahelist seost 100 m raadiuses. Seose puudumist seletati sirelaste hea lennuvõimega ning järeldati, et valitud puhvertsooni suurus oli liiga väike. Negatiivne seos leiti aga vastsetena lehetäidest toituvate liikide esinemissageduse ja majandamisrežiimi intensiivsuse vahel. Pidevad hooldustööd ning insektitsiidide kasutamine vähendab nende liikide saakloomade arvukust. Roguzi jt (2023)

uuringus kasutati linnastumise astme määramiseks rohealade osakaalu 150 m, 600 m ja 2000m raadiusega puhveralades. Seost sirelaste arvukusega ei leitud neist ühegi.

Neljas töös oli saadud vastuolulised tulemused. Gathof jt (2022) leidsid negatiivse seose sillutatud pinna osakaalu ja migratoorsete liikide arvukuse vahel. Tulemust põhjendati migratoorsete sirelaste suurema liikuvusega, mistõttu saavad nad sobivat elupaika otsida suuremas piirkonnas. Austraalias läbi viidud uuringus (Lequerica Tamara jt, 2023) leiti, et inimasustuse mõju sirelaste arvukusele oli hooajalise iseloomuga, olles kevadel, sarnaselt liigirikkusega, positiivne, kuid sügisel negatiivne. Sügise varieeruvust seletati linna soojussaare efekti mõjuga talvistele liikidele, kes vajavad moonde läbimiseks madalamaid temperatuure. Tsujimoto jt (2022) määrasid linnastumise astet erinevate maakasutuskategooriate osakaalude põhjal 100 m, 250 m, 500 m ja 1000 m raadiusega puhversonides. Leiti, et linnastumine mõjutab positiivselt ainult *Sphaerophoria* perekonna arvukust. Autorid põhjendasid seda Jaapani linnaruumis naturaliseerunud võõrliikidest taimede rohkusega. Need taimed on sobilikud lehetäidele, kellest *Sphaerophoria* perekonna liikide vastsed toituvad. Teiste sirelaste arvukust linnastumine ei mõjutanud, kuid leiti positiivne seos õite arvukusega.

Viimases vastuoluliste tulemustega töös (Dylewski jt, 2019) leiti seos arvukuse ja mitme keskkonnateguri vahel. Ühisnäitajaks oli majandamisrežiim, millel oli kolm taset: intensiivselt majandatud, vähemajandatud või majandamata. Esimene interaktsioon leiti taimestiku kõrgusega, millel oli arvukusele positiivne mõju majandamata ja vähemajandatud aladel, kuid negatiivne mõju intensiivselt majandatud aladel. Kõrgema taimestiku negatiivset seost arvukusega intensiivselt majandatud aladel seletati liigivaese taimestiku ja rohu kiire kasvamisega, mis varjutab õitsevaid taimi. Teine interaktsioon leiti putuktolmlevate taimede katvuse osakaaluga, millel oli positiivne mõju majandamata ja intensiivselt majandatud aladel ning negatiivne mõju vähemajandatud aladel. Madalamat arvukust vähemajandatud aladel seletati valmikute ja vastsete erinevate toiduvajadustega, mistõttu nad võivad esineda erinevates keskkondades. Vähemajandatud alad olid elamute läheduses, kus võis olla ilutaimedega peenraid, mis rahuldavad valmikute toiduvajaduse, kuid ei pruugi sobida vastsetele või nende saakloomadele.

Tabel 1. Linnastumise mõju sirelastele linnamaastikus. („-“ negatiivne seos; „+“ positiivne seos; „0” seos puudub; „n/a” ei uuritud; „+/-/0” kombinatsioon tähistab vastuolulisi seoseid ning näidatud on, milliseid seoseid leiti; „\*” kõikide uuritud tolmeldajate isendite arv, sirelaste kohta pole eraldi välja toodud)

Artikkel	Uurimisalune rühm	Gradient	Alade arv	Asukoht	Valim	Meetod	Sirelaste arvukus	Sirelaste liigirikkus	Mesilaste arvukus	Mesilaste liigirikkus
Baldock jt, 2019	mesilased, sirelased, teised kahetiivalised	linn	360	Bristol, Reading, Leeds, Edinburg, UK	1078 külastust, vähemalt 11 liiki	võrk(kaha)	-	0	-	0
Dylewski jt, 2019	mesilased, sirelased, liblikad	linn	47	Poznan, Poola	460 isendit, 17 liiki	võrk(kaha)	-/0	0	-	0
Ellis, 2022	sirelased, mesilased, ööliblikad	linn	24	Leeds, Sheffield, Leicester, UK	4589 isendit, 106 liiki	Malaise'i püünis, võrk	-	-	-	-
Frey jt, 2019	tolmeldajad	linn	24	Zürich, Šveits	1609 isendit, 42 liiki	võrk(kaha)	-	-	-	-
Gathof jt, 2022	mesilased, sirelased	linn	49	Berliin, Saksamaa	1246 isendit, 31 liiki	taldrikpüünis	-/0	+/0	n/a	n/a
Grossmann jt, 2022	mesilased, sirelased	linn	49	Berliin, Saksamaa	1246 isendit, 31 liiki	taldrikpüünis	-	-	0	0
Hennig ja Ghazoul, 2011	mesilased, sirelased	linn	89	Zürich, Šveits	412 isendit, 34 liiki	vaatlus	-	n/a	-	n/a
Herrmann jt, 2023	mesilased, sirelased, liblikad	linn	11	Berliin, Saksamaa	270 külastust, 38 liiki	vaatlus	0	0	0	-
Lamb, 2021	mesilased, sirelased, liblikad	linn	30	Nottingham, UK	145 isendit, 3 liiki	vaatlus	-	-	0	n/a
Lequerica Tamara jt, 2023	sirelased	linn	30	Sydney, Austraalia	335 isendit, 17 liiki	võrk(kaha)	+/-/0	+/0	n/a	n/a
McCune jt, 2023	sirelased	linn	25	Montreal, Kanada	1791 isendit, 48 liiki	taldrikpüünis	n/a	0	n/a	n/a
Neumann jt, 2024	putuktolmeldajad	linn	33	München ja Berliin, Saksamaa	976 isendit	vaatlus	-	n/a	0	0

Tabeli 1 jätk

<b>Artikkel</b>	<b>Uurimisalune rühm</b>	<b>Gradient</b>	<b>Alade arv</b>	<b>Asukoht</b>	<b>Valim</b>	<b>Meetod</b>	<b>Sirelaste arvukus</b>	<b>Sirelaste liigirikkus</b>	<b>Mesilaste arvukus</b>	<b>Mesilaste liigirikkus</b>
Persson jt, 2022	mesilased, sirelased	äärelinn	45	Brisbane, Austraalia	124 isendit, 14 liiki	võrk(kaha)	-/0	n/a	0	n/a
Rocha jt, 2018	sirelased, triinud, lehetäid	linn	67	Greater Reading, Berkshire, UK	494 isendit, 15 liiki	vaatlus/võrk(kaha)	0	n/a	n/a	n/a
Roguz jt, 2023	putuktolmeldajad	linn	14	Varssavi, Poola	kokku 4412 külastust 11st grupist *	vaatlus	-	n/a	-	n/a
Tsujimoto jt, 2022	mesilased, liblikad, kahetiivalised, mardikad	linn	22	Shiroi, Jaapan	411 isendit	vaatlus	+/0	n/a	n/a	n/a

## 3.2 Sirelaste liigirikkus ja arvukus linnasiseses ja -välises maastikus

### 3.2.1 Liigirikkus

Linna ja linnaväliseid piirkondi võrrelnud üheteistkümnest artiklist uuriti linnastumise astme mõju sirelaste liigirikkusele seitsmes (Tabel 2). Viies töös leiti negatiivne seos ning kahes seost ei leitud. Kolmes töös võrreldi omavahel linnaaladid põllumajandusmaastiku ja (pool)looduslike aladega ning kahes ainult põllumajandusmaastikuga. Batesi jt (2011) ja Brunbjergi jt (2018) artiklites, mis põhinevad samal andmestikul, olid seirealad jagatud linna-, äärelinna- ja maapiirkonna aladeks. Neist Bates jt (2011) võrdlesid neid kategooriaid omavahel, kuid Brunbjergi jt (2018) uurisid linnastumise mõju sirelaste (ja teiste tolmeldajate) liigirikkusele taimkatte osakaalu põhjal puhvertsoonides. Seirealade tüübid olid tööde lõikes määratud erinevate põhimõtete järgi, mistõttu ei pruugi sama nimetusega alad olla omavahel hästi võrreldavad.

Perssoni jt (2020) töös olid seirealadeks eraaiad, mis asusid kas linna- või põllumajandusmaastikul ning leiti, et viimases oli liigirikkus umbes kaks korda suurem kui linnas. Põllumajandusmaastikul olid aiad tavaliselt suuremad ja seetõttu heterogeensem struktuuriga kui linnasisesed alad, pakkudes seeläbi erinevatele vastsetüüpidele sobivaid tingimusi. Tugev negatiivne seos leiti ka inimasustuse tiheduse ja liigirikkuse vahel 500 m raadiuses ning nõrgem seos 100 m raadiuses. Autorid tõid välja, et suurema inimasustuse tihedusega piirkondades iseloomustab rohealadid homogensem struktuur ja intensiivne majandamisrežiim, esineb rohkem inimhäiringuid ning kõrgemaid hooneid, mis võivad osutada liikumisbarjääriks.

Desaegher jt (2023) ja Verboven jt (2014) olid mõlemad kõrvutanud linna-, põllumajandus- ja poollooduslikku maastikku, liigirikkus oli mõlemal juhul madalaim linnas, kuid linnavälistel aladel olid seosed erinevad. Verboveni jt (2014) töös oli suurim liigirikkus poollooduslikel aladel ning põllumajandusmaastikul olevate alade liigirikkus oli sarnane nii linna kui ka poollooduslike aladega. Täheledata, et liigirikkuse vähenemine oli seotud seirealade ümbruses oleva linnaala osakaalu suurenemisega poollooduslike alade arvult (linnaala rohkem, poollooduslikku vähem). Desaegher'i jt (2023) töös oli täpsemalt uuritud morfoloogiliste taksonite rikkust (vt pt 2.3.5) ning leiti, et suurim rikkus oli põllumaastikul, keskmine poollooduslikel aladel ning väikseim linnas. Seda põhjendati potentsiaalselt suurema lehetäide

arvukusega põllumaastikul ning seeläbi neist toituvate vastsetega liikide kogunemisega nendesse piirkondadesse.

Batesi jt (2011) ja Brunbjergi jt (2018) tööd põhinesid samal andmestikul, kuid linnastumise astet oli defineeritud erinevalt. Batesi jt (2011) töös jagati seirealad linnaks, äärelinnaks ja maapiirkonnaks, milles liigirikkus linna ja äärelinna vahel ei erinenud, kuid oli maapiirkonnas linna- ja äärelinna aladest umbes kaks korda suurem. Samuti uuriti ka sillutatud pinna mõju 100 m, 250 m, 500 m, 1000 m ja 2500 m raadiusega puhvertsoonides. Liigirikkuse varieeruvust seletas kõige paremini 1000 m raadius ning sellel leiti sillutatud pinna osakaalu ja sirelaste liigirikkuse vahel negatiivne seos. Elupaiga kvaliteeti iseloomustavatest teguritest leiti positiivne seos seireala õitearvukusega. Autorid tõid välja, et generaliste ja häid lendajaid linnastumine tavaliselt märkimisväärselt ei mõjuta, kuid spetsialistliikidele omaseid mikroelupaiku ei pruugi linnamaastikul esineda piisavalt või piisava kvaliteediga, et tagada nende suur liigirikkus.

Brunbjergi jt (2018) töös määrati linnastumise aste rohealade osakaaluga 100 m, 250 m, 500 m ja 1000 m raadiusega puhvertsoonides. Liigirikkuse varieeruvust seletas kõige paremini 250 m raadius ja sellel oli sirelaste liigirikkusele positiivne mõju. Samuti uuriti ka erinevate puistuid iseloomustavate tegurite mõju ning leiti, et puuvõra osakaal 250 m raadiuses oli sirelaste liigirikkusega negatiivses seoses. Negatiivne seos puuvõra katvuse osakaaluga oli pigem vastuoluline tulemus, sest on leitud, et sirelased eelistavad elupaikadena metsamaid, samas generalistlikud liigid on laialt levinud ka avamaastikel (Branquart ja Hemptinne, 2000).

Baldocki jt (2015) ja Luderit jt (2018) töödes keskmine liigirikkus linnasiseste- ja väliste seirealade vahel ei erinenud. Mõlemas töös asuvad linnavälised seirealad linnapiirile lähedal (kuni 10 km), mistõttu võivad neid alasid mõjutada linnastumisega kaasnevad tegurid, mida siin töös ei arvestatud (nt õhusaaste) ning seepärast ei pruugi need seirealad olla samaväärsed looduslike aladega. See omakorda soosib generalistide levikut ja piirab spetsialiste ning võib seletada, miks seirealade vahel oli liigirikkus sarnane. Luderit jt (2018) töö puhul vaadeldi ka migratoorsete ja mitte-migratoorsete liikide liigirikkuste erinevusi. Ka nende keskmine liigirikkus ei erinenud alade vahel ning samuti olid nad üksteisega sarnased, migratoorsete liikide liigirikkus oli küll pisut suurem kui mittemigratoorsetel, aga see erinevus ei olnud statistiliselt oluline. Samas leiti mittemigratoorseid liike kõikide alade peale kokku umbes kaks korda rohkem kui migratoorseid. See annab tõestust migratoorsete liikide paremast lennuvõimest ja seeläbi ka paremast levimisvõimest.

Leiti ka erinevusi seirealatüüpide liigilises koosseisus. Perssoni jt (2020) artiklist selgus, et linnakooslused olid põllumajandusmaastiku jäänukkooslsed, kus liikide arv vähenes inimasustuse tiheduse tõusuga. Seda toetab asjaolu, et 35-st leitud liigist esines ainult põllumajandusmaastikul 19 ning kaks ainult linnaaladel. Ühes töös leiti ka vastupidine tendents, kus põllumajandusmaastikul oli ainult kaheksa unikaalset liiki, kuid linnas 20 (Luderi jt, 2018). See võib olla tingitud põllumajandusmaastiku liigsest ühetaolisusest, nimelt asusid enamus linnavälistest seirealadest põldude peal. Perssoni jt (2020) linnavälised seirealad olid ümbritsetud põllumajandusmaastikuga, kuid seirati elamuid ümbritsevates aedades, kuhu mitmekesisemate tingimuste tõttu võis rohkem liike koguneda. Kahes töös leiti Perssoni jt (2020) uuringuga sarnane tulemus, kuid seda linnavälise maastiku suhtes üldiselt. Tugevam sarnasus esines Verboveni jt (2014) töös, kus 43-st leitud liigist esines ainult linnavälistel aladel (põllumajandusmaastikul ja/või poollooduslikul alal) 27 ning ainult linnasisestel kaks liiki ja vähemal määral Batesi jt (2011) töös, kus 50-st leitud liigist esinesid ainult linnavälistel aladel 20 ning kuus ainult linnas.

Luderi jt (2018) töös erines liigiline koosseis linna ja põllumaastiku alade vahel, kuid vaadeldes migratoorseid ja mitte-migratoorseid liike eraldi, esines erinevus vaid viimastes. Autorid tõid välja, et mitte-migratoorsete liikide vastsed on pigem spetsialistid ning vajavad elutegevuseks kindlaid elupaiku, mida linnades ei pruugi piisavalt olla. Seda toetab ka Geslini jt (2013) leid, et linnades esineb rohkem generaliste. Täheledata ka, et linnadesse ilmuvad migratoorsed sirelased varem kui põllumaastikule (Luder jt, 2018), mis võib tuleneda varasematest soodsatest tingimustest linnas (Mimet jt, 2009). Osad migratoorsed liigid võivad ka valmikutena talvituda ning soodsate tingimuste tekkides kiiremini diapausist väljuda (Hart ja Sailor, 2009). Kõikide liikide puhul täheledata, et hooaeg kestis sirelaste jaoks kauem linnas kui põllumaastikul. Ka seda seletati paremate ressurssidega nagu ilutaimede pikem õitsemisperiood.

### **3.2.2 Arvukus**

Arvukust oli uuritud samuti kaheksas töös, neist viies leiti negatiivne seos linnastumise astmega, kahes töös seost ei leitud ning ühes leiti vastuoluline seos (Tabel 2). Negatiivseid seoseid leidnud töödest kolmes olid linnavälised alad jagatud põllumajandus- ja (pool)looduslikuks maastikuks, ühes põllumajandusmaastikuks ja külaks ning ühes ainult maapiirkonnaks. Tööd, mis seoseid ei leidnud, jagasid enda seirealad linna- ja maa-aladeks ning vastuolulise seose leidnud töös võrreldi linnaalasad põllumajandusmaastikuga.

Kahes negatiivse seose leidnud töös uuriti sirelaste õiekülastussagedust eksperimentaalsetel taimekooslustel, neil esinesid suured erinevused linnasiseste ja linnaväliste seirealade vahel. Geslini jt (2013) artiklis oli keskmine erinevus umbes neljakordne, Udy jt (2020) artiklis lausa 23-kordne – linnaaladel registreeriti vaid kolmteist õiekülastust. Mõlemas töös oli domineerivaks liigiks *Episyrphus balteatus*, kelle puhul on leitud, et tema arvukus on positiivses seoses põllumaa osakaaluga ümbritsevas maastikus (Haenke jt, 2009), mis võib seletada suuri erinevusi linnasiseste ja linnaväliste seirealade vahel. Mõlemas töös olid linnavälised alad jagatud kahte kategooriasse, Geslini jt (2013) töös põllumajandusmaastikuks ja poollooduslikeks aladeks, Udy jt (2020) töös põllumajandusmaastikuks ja küladeks. Nende kategooriate vahel aga statistiliselt olulisi erinevusi ei leitud. Geslini jt (2013) töös olid ka linnasisesed alad kahte kategooriasse jagatud – linn ja äärelinn. Ka nende vahel olulisi erinevusi ei ilmnenu.

Udy jt (2020) leidsid, et linnaalad ümbritseval maastikul oli suurem taimede liigirikkus kui linnavälistel aladel. Nad seletasid oma tulemust eksperimentaalsete seirealade kasutamisega – linnavälistel aladel, kus oli madal taimede liigirikkus, meelitasid seirealadele istutatud taimed ebaproportsionaalselt palju isendeid, samas linnasisestel aladel ei olnud need taimed nii atraktiivsed, sest läheduses oli paremaid ressursse (ilutaimed). Sarnase tulemuse said ka Olsson jt (2021), kes leidsid, et linnaaladel oli suurem taimede mitmekesisus ja õistaimede liigirikkus ning sirelaste arvukus oli negatiivses seoses õistaimede mitmekesisusega. Samas ei leitud arvukuse erinevust linnasiseste ja -väliste alade vahel.

Kahes negatiivse seose leidnud töös olid seirealad jagatud sarnastesse kategooriatesse. Verboveni jt (2014) töös linnaks, põllumajandusmaastikuks ja poollooduslikeks aladeks, Baldocki jt (2015) töös linnaks, põllumajandusmaastikuks ja looduskaitsealaks. Mõlemas töös oli madalaim sirelaste arvukus linnaaladel, kuid linnavälistel aladel oli arvukus erinevalt jagunenud. Baldocki jt (2015) töös linnaväliste alade vahel statistiliselt olulist erinevust ei esinenud. Sarnaselt liigirikkusega osutus Verboveni jt (2014) töös sirelaste arvukus suurimaks poollooduslikel aladel ning madalaimaks linnaaladel. Sirelaste arvukus põllualadel oli sarnane nii linna- kui ka poollooduslike aladega. Nii arvukuse kui ka liigirikkuse madalaid väärtusi linnaaladel seletasid autorid valmikutele ja vastsetele sobivate ressursside või elupaikade puudumisega. Toodi välja, et sirelaste valmikud eelistavad avatud õitega taimi ning linnakeskkonnas levinud valgest ristikut (*Trifolium repens*) lühikeste suistega liigid nektarit kätte ei saa (Larson jt, 2014). Geslini jt (2013) leidsid ka, et sirelaste generalism (külastasid rohkemate taimeliikide õisi) oli suurem rohkem linnastunud aladel (linna- ja äärelinnaalad).

Seda seletati samuti väikese avatud õiega taimede liigirikkusega. Konkurentsi vähendamiseks külastatakse sellistes piirkondades toidu otsimiseks rohkemate taimeliikide õisi, kui aladel, kus potentsiaalne toiduvalik on laiem. Sarnane tulemus leiti ka Baldocki jt (2015) ja Olssoni jt (2021) töödes, kuid seda kõikide uuritud tolmeldajarühmade kohta (sirelased, teised kahetiivalised, mesilased, liblikad ja mardikad). Mõlemas töös oli välja toodud, et linnades külastasid isendid rohkemate taimeliikide õisi ning et õitsevate taimede liigirikkus oli suurem linnaaladel, mis oli tingitud võõrliikide rohkusest. Baldocki jt (2015) töös täheldati, et kuigi külastuste arv oli linnades suurem, külastati proportsionaalselt vähem taimeliike kui linnavälistel aladel ehk kõikidest potentsiaalsetest toiduobjektidest olid kasutuses ainult vähesed. Kummaski töös sirelaste kohta eraldi andmeid ei ole, kuid nende seisukohast võiks ka nende kahe töö tulemusi põhjendada Geslini jt (2013) töös väljatoodud järeldusega, et linnaaladel ei ole piisavalt sirelastele sobiliku morfoloogiaga taimi.

Viimases negatiivse seose leidnud töös (Vaksvik, 2023) olid seirealad jagatud linna-, äärelinna- ja linnavälisteks aladeks. Linnasiseste ja -väliste alade arvukuse erinevus oli umbes kahekordne, kuid linna- ja äärelinnaalade arvukused olid sarnased. Teised kaks tööd (Bates jt, 2011; Geslin jt, 2013), kus linnasisesed alad jagati samasse kahte kategooriasse, leidsid samuti, et arvukused kategooriate vahel suuresti ei erinenud. See võib viidata asjaolule, et sirelaste linnastumise taluvuspiir on madalamal kui nimetatud töödes äärelinna seirealatüübi iseloomustamiseks sätestatud parameetrite väärtused (Bates jt, 2011). Vaksvik (2023) tõi välja, et linnas ja äärelinnas erines arvukus üksikalade vahel rohkem kui linnavälistel aladel, ühel linna seirealal oli arvukus isegi suurem kui enamustel linnavälistel aladel. Sellest võib järeldada, et linnakeskkonnas on elupaigad heterogeensemad, mistõttu osad alad on sirelastele rohkem sobilikud kui teised.

Kahes töös sirelaste arvukus erinevus seirealatüüpide vahel statistiliselt ei erinenud. Esimeses neist, eelnevalt mainitud Batesi jt (2011) töös olid seirealad jagatud linna-, äärelinna- ja linnavälisteks aladeks. Nende kategooriate vahel statistiliselt olulist erinevust ei leitud, kuid õitsevate taimede arvukus seirealadel oli positiivses seoses sirelaste arvukusega. Teises töös (Olsson jt, 2021) olid seirealad põllumajandusmaastikul, kuid ümbritsevate maakasutustüüpide põhjal jagati need linnasisesteks ja -välisteks. Seirealatüüpide arvukuste vahel erinevusi ei leitud ning seoseid ei leitud ka õitsevate taimede liigirikkuse ja arvukusega. Erinevused esinesid aga sirelaste liigilises koosseisus. Täheldati, et liik *Syricta pipiens* esines peamiselt linnaaladel. See liik on väga tavapärane ning valmikud ei ole toiduobjektide suhtes eriti valivad (van Veen, 2004), seega võis linnaalade kõrgem õitsevate taimede liigirikkus neile sobilikum olla.

Perekonna *Platycheirus* liike esines rohkem aga linnavälistel aladel. Need liigid on üldiselt elupaigatingimuste suhtes rohkem valivad, paljude liikide valmikud toituvad tuultolmlevatel taimedel (nt kõrrelised, teelehe liigid) ning eelistavad madalamaid temperatuure (van Veen, 2004). Selleks, et seireala kvalifitseeruks linnasiseseks, pidi seda ümbritseva 2 km raadiusega puhvertsoon sisaldama vähemalt 50 % ulatuses maakattetüüpi “ehitatud” (*built*). See võis soojussaare efekti tõttu tingida linnaaladel kõrgemaid temperatuure, mis *Platycheirus*’e perekonna liikidele ei pruugi sobilikud olla.

Vastuoluline tulemus leiti Luderit jt (2018) artiklis. Töös võrreldi linnaalasiid põllumajandusmaastikuga ning leiti, et viimases oli sirelaste arvukus suurem, seda aga migratoorsete liikide arvukuse erinevuse tõttu, mis oli seirealatüüpide vahel umbes neljakordne. Mitte-migratoorsete liikide arvukused olid seirealatüüpide vahel sarnased, kuid olid siiski migratoorsete liikide arvukustest väiksemad. Mitte-migratoorsed liigid on pigem halvemad lendajad ning nende vastsed on rohkem spetsialistid, mistõttu suured monokultuuriga põllud ei pruugi neile sobilikud olla, samuti ka linnakeskkonnad, milles elupaikade killustatuse ja liikumistõkete (hooned) tõttu on keerulisem sobivaid elupaiku otsida.

Tabel 2. Linnastumise mõju sirelastele linnasiseses ja -välises maastikus. („-“ negatiivne seos; „+“ positiivne seos, „0” seos puudub; „n/a” ei uuritud; „+/-/0” kombinatsioon tähistab vastuolulisi seoseid ning näidatud on, milliseid seoseid leiti; „\*” kõikide uuritud tolmeldajate isendite arv, sirelaste kohta pole eraldi välja toodud; gradiendi tähised: „L“ linn, „ÄL“ äärelinn, „M“ maapiirkond, „PMM“ põllumajandusmaastik, „PLM“ poollooduslik maastik, „LKA“ looduskaitseala, „K“ küla)

Artikkel	Uurimislune rühm	Gradient	Alade arv	Asukoht	Valim	Meetod	Sirelaste arvukus	Sirelaste liigirikkus	Mesilaste arvukus	Mesilaste liigirikkus
Baldock jt, 2015	kahetiivalised, kiletiivalised, mardikad, liblikad	L/PMM/LKA	36	12 linna UK-s	u 4966 kahetiivalist, 262 taksonit *	võrk(kaha)	-	0	0	+
Bates jt, 2011	mesilased, sirelased	L/ÄL/M	24	Birmingham, UK	714 isendit, 50 liiki	taldrikpüünis/võrk(kaha)	-	-	-	-
Brunbjerg jt, 2018	mesilased, sirelased	L/ÄL/M	24	Birmingham, UK	3-20 liiki ühel alal	taldrikpüünis/võrk(kaha)	n/a	-	n/a	-
Desaegher jt, 2023	putuktolmeldajad	L/PMM/PLM	4045	Prantsusmaa	ei ole täpsustatud	vaatlus	n/a	-	n/a	+
Geslin jt, 2013	putuktolmeldajad	L/ÄL/PMM/P LM	12	Pariis, Prantsusmaa	4789 külastust	vaatlus	-	n/a	0	n/a
Luder jt, 2018	sirelased	L/PMM	16	8 linna Šveitsis	3404 isendit, 65 liiki	võrk(kaha)	-	0	n/a	n/a
Olsson jt, 2021	putuktolmeldajad	L/M	24/35	Seattle'i juures, Washingtoni osariik, USA	18 liiki	pan-trap/ blue vane trap/vaatlus	0	n/a	n/a	n/a
Persson jt, 2020	mesilased, sirelased	L/PMM	53	Malmö, Rootsi	2028 isendit, 35 liiki	taldrikpüünis	n/a	-	n/a	-

Tabeli 2 jätk

Artikkel	Uurimisalune rühm	Gradient	Alade arv	Asukoht	Valim	Meetod	Sirelaste arvukus	Sirelaste liigirikkus	Mesilaste arvukus	Mesilaste liigirikkus
Udy jt, 2020	mesilased, sirelased, muud kärblased, liblikad, herilased	L/K/PMM	8	Göttingen, Saksamaa	626 külastust, 7 morfogruppi	vaatlus	-	n/a	-/+	n/a
Vaksvik, 2023	sirelased, mesilased, herilased	L/ÄL/M	15	Bergen, Norra	1096 isendit	pan trap, vane trap	-	n/a	0	n/a
Verboven jt, 2014	mesilased, sirelased	L/PMM/PLM	53	Flandria, Belgia	1026 isendit, 43 liiki	võrk(kaha)	-	-	0	-

### 3.3 Sirelaste võrdlus mesilastega

Enamustes töödes uuriti ka mesilasi ning enamasti leiti, et linnastumine mõjutab neid sirelastest erinevalt (Tabelid 1 ja 2). See tuleb rohkem esile arvukuse puhul, kus 17-st arvukust käsitletud tööst üheksas leiti, et sirelaste arvukus oli linnastumisega negatiivses seoses, aga mesilaste arvukusega seost ei leitud. Kolmes töös ei mõjutanud linnastumine sirelasi, kuid oli kahes töös negatiivses ning ühes töös positiivses seoses mesilastega, neljas töös oli seos mõlema grupi puhul negatiivne ning ühes töös ei mõjutanud linnastumine kumbagi gruppi. Liigirikkest käsitletud kahesteistkümnest tööst kaheksas olid seosed samasuunalised, kuues töös negatiivsed ning kahes seost ei leitud. Kahes töös on mesilaste liigirikkus linnastumisega negatiivses seoses ja sirelaste liigirikusega seost ei leitud, vastupidiseid seoseid leiti samuti kahes töös.

Üheksa töö põhjal, kus leiti, et linnastumisel oli sirelaste arvukusele negatiivne mõju, aga mesilastele mõju puudub, võib järeldada, et sirelased on linnastumise suhtes tundlikumad kui mesilased. Kaheksas töös põhjendati sellist erinevust sellega, et sirelaste vastsed vajavad elutegevuseks mitmesuguseid mikroelupaiku, mida linnades ei pruugi olla piisavalt. Nende elupaikade vähesus võib olla tingitud hooldustööde intensiivsusest (Verboven jt, 2014; Persson jt, 2022). Lehetäidest toituvate vastsetega liikide arvukust mõjutab pestitsiidide kasutamine (Persson jt, 2022), mille tõttu väheneb lehetäide arvukus, aga ka võõrliikidest ilutaimed, mis võivad küll sobida sirelaste valmikutele, kuid mitte lehetäidele, kellest vastsed toituvad (Dylewski jt, 2019). Võõrliikide rohkus mõjutab ka taimtoidulisi sirelase vastseid, kes kasutavad toiduks kindlaid taimi. Saprotroofsed sirelasevastsete võivad elutseda kas maismaal või veekeskkonnas. Üldiselt linna rohealadel taimejätmed eemaldatakse (Verboven jt, 2014), millega kaovad ka maismaa saprotroofide elupaigad, madalad seisuveekogud võivad olla aga liialt reostunud, et vastsed seal elada saaksid (Vujić jt, 2022). On ka leitud, et sirelased koonduvad pigem elupaikadesse, mis on sobilikud nende vastsetele kui elupaikadesse, kus on rohkem valmikute toiduressurssi (Jauker jt, 2009).

Mesilaste elupaigavajadused ei ole aga nii spetsiifilised nagu sirelastel ning nad saavad hakkama vähem heterogeenses keskkonnas. Nende jaoks on tähtis piisava toiduressursi ja sobiliku pesitsuspaiga olemasolu (Baldock jt, 2015). Mesilased suudavad pesitsemiseks kasutada ka tehiselupaiku nagu mesitarud, putukahotellid või hoonetes olevad õõnsused, samuti leidub linnades ka looduslikke pesitsuspaiku nagu õõnsused puudes või pinnases (Verboven jt, 2014; Vaksvik, 2023). Paljud mesilased on suutelised järglaste toitmiseks kasutama ka võõrliikidest ilutaimi (Baldock jt, 2015), mis sirelaste vastsetele aga ei pruugi sobida.

Verboven jt (2014) ning Geslin jt (2013) töid välja, et linnastumine võib sirelasi mõjutada rohkem kui mesilasi ka valmikute eripärade tõttu. Sirelased on enamasti väiksemad kui mesilased ja seetõttu on nende suised ka lühemad. Suiste morfoloogia tõttu toituvad sirelased pigem avatud õiega taimedel, mida linnades ei pruugi piisavalt olla. Mitmetele mesilastele on aga sobilikud liblikõielised nagu valge ristik (*Trifolium repens*) ja harilik nõiahammas (*Lotus corniculatus*), mis on rohealadel tavalised. Geslin jt (2013) töid välja, et väiksemate kehamõõtmetega mesilased on pigem halvad lendajad ning nende liikuvus tugevalt fragmenteeritud linnamaastikus võib olla raskendatud. Suuremate mõõtmetega mesilased, nagu kimalased, on aga parema lennuvõime tõttu linnastumisest vähem häiritud. Seda seost üldistati ka sirelastele, sest nad on mesilastest tavaliselt väiksemad. Samas on migratoorsed liigid head lendajad ning ainult sirelasi käsitletud Luderi jt (2018) uuringus leiti, et migratoorsete liikide arvukus on linnades tunduvalt madalam kui linnavälistel aladel. See näitab, et sirelaste levikut linnastumise gradiendil ei saa seletada ainult valmikute seisukohast.

Neljas töös oli nii sirelaste kui ka mesilaste arvukus linnastumisega negatiivses seoses ning ühes töös ei leitud seost kummagi tolmeldaja rühmaga. Mõlemal juhul võib põhjus seisneda seirealade valikus. Negatiivse seose leidnud tööde puhul võisid kõrgema linnastumise astmega alad olla mittedobilikud mõlemale rühmale. Sirelaste puhul ei pruukinud nendel aladel olla piisavalt mikroelupaiku vastsetele, mesilaste puhul jällegi võis selline seos olla tingitud toiduobjektide vähesusest. Töö (Herrmann jt, 2023) puhul, kus seost ei leitud võisid seirealad olla aga hoopis liiga ühetaolised. Samas kahes negatiivse seose leidnud töös (Hennig ja Ghazoul, 2011; Frey, 2019) mõjutas linnastumine sirelasi tugevamalt kui mesilasi.

Kolmes töös linnastumine mõjutas mesilaste arvukust, aga sirelaste oma mitte. Neist ühes (Roguz jt, 2023) töös leiti, et mesilaste arvukus oli linnastumise astmega valdavalt positiivses seoses, mis väljendus negatiivse seosena rohealade osakaalu puhul. See võib tuleneda sellest, et väheste rohealadega piirkondades koonduvad mesilased ühte sobilikku elupaika. Samas oli Dylewski jt (2019) töös leitud vastupidine seos rohealade ja mesilaste arvukuse vahel. See erinevus võib tuleneda tööde seiremeetodite erinevusest, esimeses kasutati videotehnikat ning teises kahatamist.

Liigirikkuse puhul oli sirelaste ja mesilaste seos linnastumisega valdavalt sarnane. Kahe töö puhul ei leitud seost kummagi rühmaga ning kuues töös olid seosed negatiivsed. Negatiivse seose leidnud töödest neli võrdlesid linnasisest ja -välist maastikku, millest võiks järeldada, et linnades on nii sirelaste kui mesilaste puhul rohkem generalistlikke liike, kes saavad

linnamaastikus paremini hakkama kui spetsialistid (Ellis, 2022). Kahe töö puhul oli negatiivne seos sirelaste liigirikkusega tugevam kui mesilastega (Hennig ja Ghazoul, 2011; Frey, 2019).

Neljas töös olid seosed linnastumise ja sirelaste ning mesilaste liigirikkuste vahel erinevad. Desaegheri jt (2023) töös oli sirelaste liigirikkus negatiivses seoses, kuid mesilastel positiivses. Siin võib erinevus tuleneda seiremeetodist. Nimelt oli kasutatud harrastusteadust ning isendid ei olnud määratud liigini, vaid morfoloogiliste taksoniteni. Need ei pruugi anda täpset informatsiooni liigirikkuse kohta, sest iga morfoloogiline takson võib sisaldada erineval hulgal madalamaid taksonid. Kahes töös linnastumine sirelasi ei mõjutanud, kuid ühes leiti mesilastega ja linnastumisega negatiivne seos (Herrmann jt, 2023), teises aga positiivne seos (Baldock jt, 2015). Selline erinevus võis tulla sellest, et Herrmanni jt (2023) uuring viidi läbi ainult linnamaastikul, kuid Baldocki jt (2015) töös uuriti ka linnaväliseid alasid. Baldocki jt (2015) valitud linnavälised alad võisid olla mesilastele vähem sobilikud. Grossmanni jt (2022) töös oli leitud negatiivne seos sirelaste liigirikkuse ja linnastumise vahel, kuid mesilasi linnastumine ei mõjutanud.

## 4 ARUTELU

Käsitatud töödes saadi erinevaid tulemusi sirelaste liigirikkuse ja arvukuse ning linnastumise vahel, kuid seosed kalduvad olema pigem negatiivsed. Mõlema näitaja puhul tuleb see tendents rohkem esile töödes, kus linnamaastikku võrreldi linnavälise maastikuga (Tabel 2). Seda võib seletada sellega, et spetsialiseerunud liike ei ole linnaaladel nii palju kui generalistlikke liike, mida mitme töö tulemused ka toetavad. Geslini jt (2013) uuringus leiti, et linnaaladel on sirelaste generalismi tase kõrgem kui linnavälistel aladel, mis väljendus linnaaladel rohkemate taimeliikide külastamisega. Sarnane seos esines ka Baldocki jt (2015) ja Olssoni jt (2021) töödes, kuid kõikide uuritud tolmeldajate kohta. Olssoni jt (2021) töös leiti ka, et sirelaste kooslused erinesid alade vahel ning linnavälistel esines rohkem spetsialiseerunud liike. Liigiline koosseis seirealade vahel erines ka Luderi jt (2018) töös, aga seda mitte-migratoorsete liikide arvelt. Need liigid on valdavalt halvad lendajad, mistõttu on neil ilmselt keerulisem linnade killustunud maastikus liikuda. Samuti on mitte-migratoorsete liikide vastsed pigem spetsialistid ning arvatavasti leidub valmikuid rohkem vastsetele sobilikes elupaikades ja nende vahetus läheduses. Seda näitab ka Luderi jt (2018) töös leitud madal mitte-migratoorsete liikide arvukus ja keskmine liigirikkus nii põllu- kui ka linnaaladel, andes mõista, et kumbki nendest elupaikadest ei ole sellistele liikidele optimaalsed. Migratoorsete liikide arvukus oli aga põllualadel umbes neli korda suurem kui linnaaladel, kuid liigirikkus ei erinenud. Gathofi jt (2022) uuringus, mis oli küll ainult linnas läbi viidud, leiti sarnane seos, linnastumise astme suurenemisega migratoorsete sirelaste arvukus vähenes, aga liigirikkust see ei mõjutanud.

Ainult linnas läbiviidud uurimuste puhul esineb nii liigirikkuse kui ka arvukuse puhul rohkem erinevaid tulemusi (Tabel 1). Üheks põhjuseks võib olla eelnevalt välja toodud generalistlike liikide ülekaal linnades. Samas võib selliseid erinevusi põhjustada ka uuringu meetodika. Kaks linna uuringut viidi läbi Berliinis ja sarnastel aladel, kuid ühes neist ei leitud seost linnastumise astme ja sirelaste liigirikkuse ega arvukuse vahel, aga teises leiti negatiivne seos mõlema näitaja puhul. Grossmanni jt (2022) (seose leidnud töö) töös oli 49 seireala jaotatud üle linna, Herrmanni jt (2023) (seost ei leitud) töös aga oli kasutatud nendest 49-st ainult ühteteist ning nendel aladel oli Grossmanni jt (2022) töös enamasti sarnane madal sirelaste arvukus. Herrmanni jt (2023) töid küll välja, et alad valiti nii, et erinevad linnastumise astmed oleksid esindatud, kuid ilmselt ei olnud need kohad sobilikud sirelastele. Selles töös uuriti ka teisi tolmeldajaid, ja on võimalik, et alad valiti teisi putukaid silmas pidades, arvestades, et Grossmanni jt (2022) töös nende alade mesilaste arvukused on üksteisega võrreldes pigem erinevad. Sarnaseid tulemusi leiti ka linnasiseseid ja -väliseid alasid võrrelnud töödes, kus linnasisesed alad olid jagatud

linnaks ja äärelinnaks. Nende seirealatüüpide arvukused ja liigirikkused olid üksteisega sarnased, mis võis olla põhjustatud sellest, et äärelinna alad ei erinenud linnaaladest piisavalt.

Linnastumise negatiivne mõju tuli arvukuse puhul rohkem esile kui liigirikkuse korral. 23-st arvukust uurinud tööst kolmeteistkümnes on leitud linnastumisega negatiivne seos ning nendele lisaks on kolmes töös leitud osaliselt negatiivne seos (vastuolulised seosed) (Tabelid 1 ja 2). Liigirikkuse puhul on negatiivne seos leitud seitsmeteistkümne töö hulgast kaheksas ning osaliselt negatiivne seos on leitud ühes. Ka see on ilmselt tingitud sellest, et linnades on rohkem generaliste kui spetsialiste. Sellised liigid saavad küll linnamaastikul paremini hakkama kui spetsialistid, samas eelistavad nad siiski elupaiku, kus toiduessursid nii valmikutele kui ka vastsetele on kergemini kättesaadavad. Sellised alad on arvatavasti vähem linnastunud piirkondades, mis tingib ka sirelaste arvukuse languse linnastumise taseme tõusmisel.

Arvukuse negatiivne trend võib olla seotud ka seiremeetodiga. Nimelt viies töös, kus arvukus oli linnastumisega negatiivses seos, kasutati andmete kogumiseks vaatlust. Nendes töödes isendeid üldiselt kinni ei püütud ning üheks interaktsiooniks loeti üks õiekülastus isendi poolt. Samas võis üks isend vaatluse jooksul teha mitu õiekülastust. Võiks eeldada, et rohkem isendeid jõuavad teha seireperioodi jooksul rohkem interaktsioone, kuid ühe isendi kordusinteraktsioonid võivad põhjustada andmetes leiduva seose tugevnemist. See seos aga ei pruugi olla statistiliselt oluline, kui vaadelda ainult arvukust.

Vaatlusi kasutanud tööde puhul ei ole üldiselt liigirikkust uuritud. See on arvatavasti põhjustatud asjaolust, et pelgalt vaatluse põhjal on isendeid keeruline määrata. Seda prooviti teha Lambi (2021) töös, kuid määrata suudeti kõigest 5% isendeid, kes kuulusid kahte liiki ja ühte perekonda. Nende andmete põhjal hinnati ka sirelaste liigirikkust seirealatüüpide vahel, kuid ilmselt ei ole saadud tulemused kuigi usaldusväärsed. Liike määrasid ka Hennig ja Ghazoul (2011), enamasti prooviti seda teha vaatluse käigus, kuid vajadusel püüti isendid kinni, et neid hiljem määrata. Niimoodi toimides suudeti kõik vaadeldud isendid määrata, kas liigi (28 liiki ja 401 vaatlust) või perekonnani (6 perekonda ja 10 vaatlust). Kahjuks uuriti selles töös sirelaste liigirikkuse asemel Shannoni mitmekesisust, mida ma enda bakalaureusetöösse ei kaasanud. Ka osades teistes töödes, kus isendid püüti kinni, ei ole sirelasi liigini määratud. Liigirikkuse uurimine annab aga mõista, millise fenoloogiaga liigid linnades elavad ning millised mitte ja milliseid meetmeid peaks rakendama, et linnaalad viimastele atraktiivsemaks muuta.

Mitmes töös oli uuritud ka elupaiga kvaliteeti, mõõtes (õitsevate) taimede liigirikkust ja arvukust, taimestiku kõrgust, võõrtaimeliikide arvukust ja rikkust, palja pinnase osakaalu ja/või lamapuidu osakaalu seirealadel, puistu või puuvõra osakaalu, puistu kõrgust, rohumaade

osakaalu ja/või servatihedust seirealade ümbruses. Taimede liigirikkus ja arvukus olid sirelaste liigirikkuse ja arvukusega üldiselt kas positiivses seoses või ei leitud seost üldse. Põhiliselt oli vaadeldud tolmeldajatele olulisi õitsevaid taimi, mis on olulised peamiselt sirelaste valmikutele, kuid vastsetele mitte eriti. Võõrtaimeliikide otsesest mõju ei ole töödes välja toodud, kuid seda saab kaudselt järeldada. Baldocki jt (2015) töös oli võõrtaimede liigirikkus linnasisestel aladel umbes kümme korda suurem kui linnavälistel aladel, kuid sirelaste arvukus oli jällegi madalaim linnaaladel. Samas Baldocki jt (2019) töös on võõrtaimeliikide arvukus ja liigirikkus suurim just nendel aladel, kus ka sirelaste arvukus oli kõrgeim. Ilmselt oleneb võõrtaimede mõju konkreetsetest taimedest ning ka muudest keskkonnateguritest. Ometigi võivad võõrtaimed linnades olla sirelastele oluliseks toiduallikaks, kui muid sobivamaid taimi on vähe (Olsson jt, 2021).

Sirelaste vastsete seisukohast on ilmselt olulisemad tegurid puistu, rohumaa, servatiheduse, lamapuidu ja palja pinnase osakaalud. Mitmete sirelaseliikide vastsed toituvad puuvõras elutsevatest lehetäidest või kõdunevast materjalist puutüvede vigastatud kohtades (van Veen, 2004). Seetõttu võivad kõrge puistu osakaaluga elupaigad olla sirelastele meelepärased (Lamb, 2021; Persson jt, 2022). Kõrge servatihedus võib olla oluline just linnades, sest linnarohealad on tihti ääristatud puude või hekiga, mis võivad olla sobilikud elupaigad nii sirelaste vastsetele kui ka valmikutele (Hennig ja Ghazoul, 2011). Palja pinnase ja lamapuidu osakaalu mõju sirelastele uuriti ainult ühes töös. Negatiivne seos leiti ainult palja pinnase osakaaluga ning lamapuit sirelasi ei mõjutanud. Need tegurid olid valitud pigem mesilaste vajaduste kirjeldamiseks, sest nad kasutavad mõlemat pesitsemiseks. Lamapuidus elutsevate sirelaste vastsete jaoks on oluline selle seisukord, puit peab olema piisavalt niiske, sellel peab olema koor ning asuma varjulises kohas (Rotheray, 1993). Palja pinnase osakaal võib aga mõjutada lehetäide arvukust seirealal ja seeläbi ka sirelaste arvukust (Neumann jt, 2024).

Peamiselt ongi uuritud ainult sirelaste valmikuid ning keskkonnategureid, mis neid mõjutavad, vastsetele on tähelepanu osutatud oluliselt vähem. Üheks võimaluseks uurida elupaiga sobivust just sirelaste vastsetele on lehetäide arvukuse ja liigirikkuse hindamine. On leitud, et ka generalistlikud liigid nagu *Episyrphus balteatus* eelistavad munade munemiseks kindlate lehetäiliikide kolooniaid ning samuti on nad valivad, millistel taimedel need kolooniad on (Almohamad jt, 2007). Käsitletud tööd ühes (Rocha jt, 2018) on uuritud ka lehetäisi, kuid nende ja sirelaste arvukuse vahel seost ei leitud. Samas oli selle artikli põhifookuses just lehetäid ning on võimalik, et sirelaste kohta kogutud andmed ei olnud piisavad, et seos oleks tulnud statistiliselt oluliseks. Töö metoodikas on välja toodud, et sirelaste vastseid otsiti taimestikust

põhjalikult, kuid valmikuid püüti vaid viie minuti jooksul. Samas on leitud, et valmikud kogunevad pigem elupaikadesse, kus on vastsetele sobilikud tingimused (Jauker jt, 2009), seetõttu on võimalik, et valmikute põhjalikum seiramine oleks andnud teistsuguseid tulemusi.

Paljud saprofaagsed sirelasevastseted elutsevad erineva lagunemisastmega puidus. Neid võib leida muidu terve puu vigastatud kohtades, mädaniku aukudes, lamapuidu koore all, kõdunevates kändudes ja juurtes (Rotheray, 1993). Ühes töös (Neumann jt, 2024) oli lamapuidu osakaalu mõju sirelastele uuritud, kuid seost ei leitud. Saprofaagsete sirelasevastsete jaoks on oluline, et puit oleks niiske, seega lamapuidu olemasolust ainult ei piisa, vaid see peab olema õiges seisukorras. Neumanni jt (2024) töös kaasati lamapuidu osakaal just mesilaste seisukohast, sest see on nendele sobilikuks pesapaigaks. Samas on mesilastele pesa loomiseks sobilikum kuivem keskkond (Westerfelt jt, 2015), seega võis uuritud lamapuit olla sobimatu sirelaste vastsetele. Linnaruumist surnud puud, langenud oksad ja kändud tavaliselt siiski teisaldatakse ning sirelasevastsetel ei ole võimalik neid ressursse kasutada. Samuti on mitmetele saprotroofsetele vastsetele oluline, millise puuliigi või perekonna kõdus nad elavad (Rotheray, 1993). Seetõttu peaks järgnevates uuringutes hindama linnade puude mitmekesisust ja seisukorda ning kuidas need mõjutavad sirelaste arvukust ja liigirikkust.

Enamustes töödes uuriti linnastumise mõju ka mesilastele ning nende liigirikkus oli sirelastega sarnaselt linnastumisega enamasti negatiivses seoses, mis tuli rohkem esile linnasisesid ja -väliseid alasid võrrelnud töödes. Sellest võiks järeldada, et mõlema rühma puhul on linnades rohkem generaliste, kes tulevad paremini toime linnamaastiku varieeruva ressursi kättesaadavusega. Samas linnastumine mesilaste arvukust pigem ei mõjutanud, andes mõista, et linnades olevad liigid saavad seal sirelastest paremini hakkama. Mesilaste elupaiga vajadused ei ole nii spetsiifilised kui sirelastel, kelle vastsed vajavad erinevaid mikroelupaiku, mida linnades ei pruugi olla piisavalt. Mesilastele on olulised toidutaimede ja pesitsuspaikade olemasolu. Samuti on mesilased seotud pesadega, ega saa erinevalt sirelastest tingimuste halvenedes kodupiirkonnast lahkuda. Seetõttu ei saa tolmeldajate kaitsemeetmete väljatöötamisel lähtuda vaid mesilastest. Nende vajadused ei kata kõiki sirelaste, ega ka teiste tolmeldajate, vajadusi ning edaspidi peaks rohkem uurima, millised kaitsemeetmed on sobilikud sirelaste linnapopulatsioonide toetamiseks.

Kuigi mitmes uuringus mõjutas linnastumine sirelasi ka suuritel raadiustel (1000 m), ei ole kõik liigid head lendajad ning neid mõjutab elupaikade killustumine rohkem. Linnade rohealad võivad kohati olla liiga väikesed, et tagada piisavalt ressursi nii vastsetele kui ka valmikutele, seega on oluline tagada rohealade vahel hea ühenduvus. Rohekoridoridena saaks kasutada

ohutussaari teedel, istutades nendele kohalikke rohttaimi või ääristades teid puudega, mis aitab vähendada ka soojussaare efekti (Rahman jt, 2020).

Varasemalt on leitud, et kõrge heterogeensusega maastik toetab suuremat sirelaste arvukust ja liigirikkust (Meyer jt, 2009), seda on järeldatud ka bakalaureusetöös käsitletud uuringutes. Looduskaitsest tuleks sellega linnaruumi kujundamisel arvestada. Sirelaste valmikud ja mesilased toituvad nektarist ja õietolmust, mistõttu saavad mõlemad kasu suuremast putuktolmlevate taimede mitmekesisusest linnades. Sirelaste vastsete jaoks on vaja aga spetsiifilisemaid tingimusi. Hooldustööde vähendamine linnade haljasaladel on kindlasti üheks viisiks, kuidas sirelaste vastsete elutingimusi parandada. Harvema niitmise tõttu saavad rohttaimed kasvada suuremaks ja seeläbi olla toiduks fütogaagsetele vastsetele või lehetäidele, kellest kiskjad toituvad. Samuti on harvem niitmine kasulik valmikutele, sest see soodustab taimede õitsemist. Taimejätmete eemaldamist peaks vähendama, sest need on elupaigaks nii saprotroofsetele kui ka osadele röövtoidulistele vastsetele. Pestitsiidide kasutamise vähendamine mõjub positiivselt nii sirelaste vastsetele kui ka röövtoiduliste saakloomadele.

## KOKKUVÕTE

### **Linnastumise mõju sirelaste liigirikkusele ja arvukusele**

Käesolev uurimistöö annab ülevaate sirelaste liigirikkuse ja arvukuse seostest linnastumisega. Sirelased on olulised tolmeldajad, kes täidavad ka muid ökoloogilisi ülesandeid nagu biokahjuritõrje ja surnud orgaanilise aine lagundamine. Kolmandik Euroopas leiduvatest sirelaseliikidest on ohustatud ning oluliseks ohuteguriks on linnastumisega kaasnev elupaikade kadu ja muutumine. Uurimusi, mis selgitavad, kuidas sirelased neile muutustele reageerivad, on aga palju vähem kui teiste tähtsate putuktolmeldajate puhul. Enamgi veel, erinevalt mitmest hiljutisest linnastumise mõjusid käsitlevast ülevaateartiklist mesilaste ja kimalaste kohta, puuduvad sellised üksikuurimuste tulemusi kokkuvõtavad tööd sirelaste puhul sootuks. Käesolev bakalaureusetöö proovib süstemaatilise kirjandusülevaate abil seda lünka täita.

Kokku leiti 27 artiklit, mis põhinesid 25-l originaalsel andmestikul. 16 tööd viidi läbi linnamaastikul ning 11 tööd võrdlesid linnamaastikku ka linnavälisega. Linnastumise astme määramiseks on kasutatud erinevaid maastikutunnuseid, millest põhilisemad on sillutatud pinna ja ehitiste osakaal ning rohealade ja taimestiku katvuse osakaal, mida on mõõdetud kindlates puhvertsoonides. Sirelaste levimiskauguse kohta on vähe informatsiooni, mistõttu on mitmes töös puhvertsoonid valitud teiste tolmeldajate aktiivsuspriirkondade järgi.

Artiklite tulemustest järeldub, et tihti on linnastumisel sirelaste liigirikkusele ja arvukusele negatiivne mõju. Linnasisest ja -välist maastiku võrdlevates töödes tuleb see muster selgemini välja. Ainult linnamaastikul läbiviidud töödes ei ole enamustes liigirikkuse ja linnastumisega seost üldse leitud, kuid arvukuse puhul tuleb negatiivne seos paremini esile, aga mitte väga tugevalt. Samuti on leitud, et linnastumine mõjutab sirelaste arvukust rohkem kui mesilaste oma, aga liigirikkuse puhul olid seosed mõlemas grupis valdavalt sarnased. Sellest järeldub, et nii sirelaste kui ka mesilaste puhul elavad linnades pigem generalistlikud liigid.

Sirelaste vastsed vajavad erinevaid mikroelupaiku, mida linnades ei pruugi olla piisavalt. Selleks on oluline säilitada linnade rohealade heterogeensus ning vähendada majandamisintensiivsust. Just vastsete mitmekülgsede elupaigavajaduste tõttu ei pruugi mesilastele mõeldud kaitsemeetmed toetada sirelaste populatsioone. Sirelaste tõhusaks kaitseks on oluline edaspidi uurida ka sirelaste vastsetele sobilike mikroelupaikade ja toiduresursi olemasolu ning rohkust linnades.

## SUMMARY

### **The effect of urbanization on the species richness and abundance of hoverflies**

This study provides an overview of the relationships between hoverfly species richness and abundance in relation to urbanisation. Hoverflies are important pollinators that also fulfill other ecological roles, such as biological pest control and the decomposition of dead organic matter. One-third of hoverfly species found in Europe are threatened, and a major risk factor is habitat loss and fragmentation associated with urbanisation. However, there are significantly fewer studies investigating how hoverflies respond to these changes compared to other key insect pollinators. Moreover, unlike several recent review articles that address the effects of urbanisation on bees and bumblebees, there are no such syntheses summarising individual research findings for hoverflies. This bachelor's thesis aims to fill that gap with a systematic literature review.

A total of 27 articles were found, based on 25 original datasets. Sixteen studies were conducted within urban landscapes, while eleven compared urban landscapes with rural ones. Various landscape features have been used to determine the degree of urbanisation, the main ones being the proportion of sealed surfaces and buildings, as well as the percentage of green areas and vegetation cover, measured within specific buffer zones. Due to limited information on the dispersal distance of hoverflies, bufferzones in several studies were chosen based on the foraging ranges of other pollinators.

The results of the articles indicate that urbanisation often has a negative effect on hoverfly species richness and abundance. This pattern is more clearly evident in studies comparing urban and rural landscapes. In studies conducted solely within urban landscapes. Most studies conducted only in urban landscapes found no correlation between species richness and urbanisation, while a negative correlation with abundance was more frequently observed. It was also found that urbanisation has a greater impact on hoverfly abundance than on bees, while the effects on species richness were generally similar in both groups. This suggests that both hoverflies and bees in cities are predominantly generalist species.

Hoverfly larvae require diverse microhabitats, which may not be sufficiently available in urban environments. Therefore, it is important to preserve the heterogeneity of urban green spaces and reduce management intensity. Due to the larvae's diverse habitat requirements, conservation methods designed for bees may not adequately support hoverfly populations. For the effective conservation of hoverflies, future research should also focus on the availability and abundance of suitable microhabitats and food resources for hoverfly larvae in urban areas.

## **TÄNUAVALDUSED**

Soovin tänada enda juhendajaid Toomas Esperki ja Virve Sõpra, kes mind alati aitasid ning head nõu andsid. Samuti tänan oma pere ja sõpru, kes mind sellel teel on toetanud.

## KIRJANDUS

- Almohamad, R., Verheggen, F. J., Francis, F., Haubruge, E. (2007). Predatory hoverflies select their oviposition site according to aphid host plant and aphid species. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 125, 13–21, doi: 10.1111/j.1570-7458.2007.00596.x
- Arnold, C. L., Gibbons, C. J. (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 243–258, doi: 10.1080/01944369608975688
- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Morse, H., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Staniczenko, P.P.A., Stone, G.N., Vaughn, I.P., Memmott, J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 363–373, doi: 10.1038/s41559-018-0769-y
- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N., Vaughn, I.P., Memmott, J. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proc. R. Soc. B*, 282, 20142849, doi: 10.1098/rspb.2014.2849
- Bates, A.J., Sadler, J.P., Fairbrass, A.J., Falk, S.J., Hale, J.D., Matthews, T.J. (2011). Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. *PLoS ONE*, 6, e23459, doi: 10.1371/journal.pone.0023459
- 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, 581–592, doi: 10.1111/ele.12427
- Boyer, K. J., Fragoso, F. P., Dieterich Mabin, M. E., Brunet, J. (2020). Netting and pan traps fail to identify the pollinator guild of an agricultural crop. *Scientific Reports*, 10, 13819, doi: 10.1038/s41598-020-70518-9
- Boyes, D. H., Evans, D. M., Fox, R., Parsons, M. S., Pocock, M. J. O. (2021). Street lighting has detrimental impacts on local insect populations. *Science Advances*, 7, eabi8322, doi: 10.1126/sciadv.abi8322
- Branquart, E., Hemptinne, J.-L. (2000). Selectivity in the exploitation of floral resources by hoverflies (Diptera: Syrphinae). *Ecography*, 23, 641–750, doi: 10.1111/j.1600-0587.2000.tb00316.x

- Brunbjerg, A.K., Hale, J.D., Bates, A.J., Fowler, R.E., Rosenfeld, E.J., Sadler, J.P. (2018). Can patterns of urban biodiversity be predicted using simple measures of green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening*, 32, 143–153, doi: 10.1016/j.ufug.2018.03.015
- Brunet, J., Fragoso, F. P. (2024). What are the main reasons for the worldwide decline in pollinator populations? *CABI Reviews*, 19:1, doi: 10.1079/cabireviews.2024.0016
- Buchholz, S., Egerer, M. H. (2020). Functional ecology of wild bees in cities: towards a better understanding of trait-urbanization relationships. *Biodiversity and Conservation*, 29, 277–2801, doi: 10.1007/s10531-020-02003-8
- Chinery, M. (2005). *Euroopa putukad*. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus
- Coe, R. L. (1953). *Handbooks for the Identification of British Insects: Diptera, Syrphidae*. London: Royal Entomological Society
- Desaegher, J., Chiron, F., Bessa-Gomes, C. (2023). Nationwide study of the triple landscape gradient across natural, agricultural and urban areas for the richness of flower-visiting insects. *Biological Conservation*, 288, 110355, doi: 10.1016/j.biocon.2023.110355
- Doyle, T., Hawkes, W. L. S., Massy, R., Powney, G. D., Menz, M. H. M., Wotton, K. R. (2020). Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proc. R. Soc. B*, 287, 20200508, doi: 10.1098/rspb.2020.0508
- 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, 678–689, doi: 10.1111/een.12744
- Ellis, E.E. (2022). *Insects in the city: identifying the drivers influencing urban pollinator communities and the services they provide*. [Doktoritöö, University of Sheffield]. White Rose eTheses Online. Vaadatud 10.04.2025 <https://etheses.whiterose.ac.uk/id/eprint/32937/>
- Fenoglio, M. S., Rossetti, M. R., Videla, M. (2020). Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1412–1429, doi: 10.1111/geb.13107
- Frey, D. J. (2019). *Biodiversity and ecosystem processes in urban gardens*. [Doktoritöö, ETH Zurich]. Research Collection. Doi: 10.3929/ethz-b-000372113
- Gathof, A.K., Grossmann, A.J., Herrmann, J., Buchholz, S. (2022). Who can pass the urban filter? A multi-taxon approach to disentangle pollinator trait–environmental relationships. *Oecologia*, 199, 165–179, doi: 10.1007/s00442-022-05174-z
- Geslin, B., Gauzens, B., Thébault, E., Dajoz, I. (2013). Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation. *PLoS ONE*, 8, e63421, doi: 10.1371/journal.pone.0063421

- Grossmann, A.J., Herrmann, J., Buchholz, S., Gathof, A.K. (2022). Dry grassland within the urban matrix acts as favourable habitat for different pollinators including endangered species. *Insect Conservation and Diversity*, 16, 97–109, doi: 10.1111/icad.12607
- Gu, C. (2019). Urbanization: Processes and driving forces. *Science China Earth Sciences*, 62, 1351–1360, doi: 10.1007/s11430-018-9359-y
- Haarto, A., Kerppola, S. (2007). *Suomen kukkakärpaset ja lähialueiden lajeja*. Keuruu: Otavan Kirjapaino Oy
- Haenke, S., Scheid, B., Schaefer, M., Tschardt, T., Thies, C. (2009). Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1106–1114, doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01685.x
- Hart, M. A., Sailor, D. J. (2009). Quantifying the influence of land-use and surface characteristics on spatial variability in the urban heat island. *Theoretical and Applied Climatology*, 95, 397–406, doi: 10.1007/s00704-008-0017-5
- Hennig, E.I., Ghazoul, J. (2011). Pollinating animals in the urban environment. *Urban Ecosystems*, 15, 149–166, doi: 10.1007/s11252-011-0202-7
- Herrmann, J., Buchholz, S., Theodorou, P. (2023). The degree of urbanisation reduces wild bee and butterfly diversity and alters the patterns of flower-visitation in urban dry grasslands. *Scientific Reports*, 13, 2702, doi: 10.1038/s41598-023-29275-8
- IUCN SSC HSG/CPSG (2022). *European Hoverflies: Moving from Assessment to Conservation Planning. A report to the European Commission by the IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group (CPSG) and the IUCN SSC Hoverfly Specialist Group (HSG)*. Conservation Planning Specialist Group, Apple Valley, MN, USA.
- Jauker, F., Diekötter, T., Schwarzbach, F., Wolters, V. (2009). Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology*, 24, 547–555, doi: 10.1007/s10980-009-9331-2
- Klecka, J., Hadrava, J., Biella, P., Akter, A. (2018). Flower visitation by hoverflies (Diptera: Syrphidae) in a temperate plant-pollinator network. *PeerJ*, 6, e6025, doi: 10.7717/peerj.6025
- Kleijn, D., van Langevelde, F. (2006). Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 7, 201–214, doi: 10.1016/j.baae.2005.07.011
- Kluser, S., Peduzzi, P. (2007). Global Pollinator Decline: A Literature Review. *Environment Alert Bulletin*, 8. Vaadatud 21.05.2025 <https://archive-ouverte.unige.ch/unige:32258>

- Lamb, I. (2021). *The Effect of Urbanisation on Pollinator Abundance and Reproductive Success*. [Magistritöö, University of Nottingham]. Nottingham eTheses. Vaadatud: 08.05.2024 <https://eprints.nottingham.ac.uk/68724/>
- Larson, J.L., Kesheimer, A.J., Potter, Daniel, D.A. (2014). Pollinator assemblages on dandelions and white clover in urban and suburban lawns. *Journal of Insect Conservation*, 18, 863–873, doi: 10.1007/s10841-014-9694-9
- Lequerica Tamara, M.E., Latty, T., Threlfall, C.G., Young, A., Hochuli, D.F. (2023). Responses of hover fly diversity and abundance to urbanisation and local attributes of urban greenspaces. *Basic and Applied Ecology*, 70, 12–26, doi: 10.1016/j.baae.2023.04.002
- Liang, H., He, Y.-D., Theodorou, P., Yang, C.-F. (2023). The effects of urbanization on pollinators and pollination: A meta-analysis. *Ecology Letters*, 26, 1629–1652, doi: 10.1111/ele.14277
- Luder, K., Knop, E., Menz, M.H.M. (2018). Contrasting responses in community structure and phenology of migratory and nonmigratory pollinators to urbanization. *Diversity and Distributions*, 24, 919–927, doi: 10.1111/ddi.12735
- Lysenkov, S. N. (2009). On the estimation of the influence of the character of insect pollinators movements on the pollen transfer dynamics. *Entomological Review*, 89, 143–149, doi: 10.1134/S0013873809020031
- McCune, F., Normandin, É., Gervais, A., Mazerolle, M.J., Fournier, V. (2023). Syrphid fly response to urban heat islands varies with functional traits. *Journal of Insect Conservation*, 27, 693–705, doi: 10.1007/s10841-023-00490-y
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161–176, doi: 10.1007/s11252-007-0045-4
- Meyer, B., Jauker, F., Steffan-Dewenter, I. (2009). Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10, 178–186, doi: 10.1016/j.baae.2008.01.001
- Mimet, A., Pellissier, V., Quénot, H., Aguejedad, R., Dubreuil, V., Rozé, F. (2009). Urbanisation induces early flowering: evidence from *Platanus acerifolia* and *Prunus cerasus*. *International Journal of Biometeorology*, 53, 287–298, doi: 10.1007/s00484-009-0214-7
- Neumann, A.S., Conitz, F., Karleowski, S., Sturm, U., Schmack, J.M., Egerer, M. (2024). Flower richness is key to pollinator abundance: The role of garden features in cities. *Basic and Applied Ecology*, 79, 102–113, doi: 10.1016/j.baae.2024.06.004
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120, 321–480, doi: 10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

- Olsson, R.L., Brousil, M.R., Clark, R.E., Baine, Q., Crowder, D.W. (2021). Interactions between plants and pollinators across urban and rural farming landscapes. *Food Webs*, 27, e00194, doi: 10.1016/j.fooweb.2021.e00194
- Pekas, A., De Craecker, I., Boonen, S., Wäckers, F. L., Moerkens, R. (2020). One stone; two birds: concurrent pest control and pollination services provided by aphidophagous hoverflies. *Biological Control*, 149, 104328, doi: 10.1016/j.biocontrol.2020.104328
- Persson, A.S., Ekroos, J., Olsson, P., Smith, H.G. (2020). Wild bees and hoverflies respond differently to urbanisation, human population density and urban form. *Landscape and Urban Planning*, 204, 103901, doi: 10.1016/j.landurbplan.2020.103901
- Persson, A.S., Westman, A., Smith, T.J., Mayfield, M.M., Olsson, P., Smith, H.G., Fuller, R. (2022). Backyard buzz: human population density modifies the value of vegetation cover for insect pollinators in a subtropical city. *Urban Ecosystems*, 25, 1875–1890, doi: 10.1007/s11252-022-01277-w
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 345–353, doi: 10.1016/j.tree.2010.01.007
- Rader, R., Cunningham, S. A., Howlett, B. G., Inouye, D. W. (2020). Non-Bee Insects as Visitors and Pollinators of Crops: Biology, Ecology, and Management. *Annual Review of Entomology*, 65, 391–407, doi: 10.1146/annurev-ento-011019-025055
- Rahman, M. A., Stratopoulos, L. M. F., Moser-Reischl, A., Zölch, T., Häberle, K.-H., Rötzer, T., Pretzsch, H., Pauleit, S. (2020). Traits of trees for cooling urban heat islands: A meta-analysis. *Building and Environment*, 170, 106606, doi: 10.1016/j.buildenv.2019.106606
- Ramírez-Restrepo, L., MacGregor-Fors, I. (2017). Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems*, 20, 171–182, doi: 10.1007/s11252-016-0579-4
- Renaud, E., Baudry, E., Bessa-Gomes, C. (2020). Influence of taxonomic resolution on mutualistic network properties. *Ecology and Evolution*, 10, 3248–3259, doi: 10.1002/ece3.6060
- Rocha, E.A., Souza, E.N.F., Bleakley, L.A.D., Burley, C., Mott, J.L., Rue-Glutting, G., Fellowes, M.D.E. (2018). Influence of urbanisation and plants on the diversity and abundance of aphids and their ladybird and hoverfly predators in domestic gardens. *European Journal Of Entomology*, 115, 140–149, doi: 10.14411/eje.2018.013
- Roguz, K., Chiliński, M., Roguz, A., Zych, M. (2023). Pollination of urban meadows – Plant reproductive success and urban-related factors influencing frequency of pollinators visits. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127944, doi: 10.1016/j.ufug.2023.127944

- Rotheray, G. E. (1993). *Colour Guide to Hoverfly Larvae (Diptera, syrphidae) in Britain and Europe*. Sheffield: Derek Whiteley
- Speight, M. C. D. (2017). *Species Accounts of European Syrphidae, 2017. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera)*, vol. 97. Dublin: Syrph the Net publications.
- Thompson, A., Frenzel, M., Schweiger, O., Musche, M., Groth, T., Roberts, S. P. M., Kuhlmann, M., Knight, T. M. (2021). Pollinator sampling methods influence community patterns assessments by capturing species with different traits and at different abundances. *Ecological Indicators*, 132, 108284, doi: 10.1016/j.ecolind.2021.108284
- Tsujimoto, S. G., Kim, J. Y., Noda, A., Hiratsuka, Y. L., Nishiro, J. (2022). Landscape effects on pollinator abundance differ among taxonomic groups. *Ecological Research*, 38, 434–445, doi: 10.1111/1440-1703.12377
- Udy, K. L., Reininghaus, H., Scherber, C., Tschardtke, T. (2020). Plant–pollinator interactions along an urbanization gradient from cities and villages to farmland landscapes. *Ecosphere*, 11, e03020, doi: 10.1002/ecs2.3020
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420)*. New York: United Nations.
- Vaksvik, I. (2023). *The impacts of urbanization on pollinator communities in Bergen, Norway*. [Magistritöö, University of Bergen]. Bergen Open Research Archive. Vaadatud: 08.05.2024 <https://bora.uib.no/bora-xmlui/handle/11250/3114707>
- Van Veen, M. P. (2004). *Hoverflies of Northwest Europe. Identification keys to the Syrphidae*. Utrecht: KNNV Publishing
- Verboven, H.A.F., Uyttenbroeck, R., Brys, R., Hermy, M. (2014). Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban– rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. *Landscape and Urban Planning*, 126, 31–41, doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.02.017
- Vernon, J. (2022). *Attracting Garden Pollinators*. Barnsley: Pen and Sword Books Ltd
- Vujić, A., Gilbert, F., Flinn, G., Englefield, E., Ferreira, C.C., Varga, Z., Eggert, F., Woolcock, S., Böhm, M., Mergy, R., Ssymank, A., van Steenis, W., Aracil, A., Földesi, R., Grković, A., Mazanek, L, Nedeljković, Z., Pennards, G.W.A., Pérez, C., Radenković, S., Ricarte, A., Rojo, S., Ståhls, G., van der Ent, L.-J., van Steenis, J., Barkalov, A., Campoy, A., Janković, M., Likov, L., Lillo, I., Mengual, X., Milić, D., Miličić, M., Nielsen, T., Popov, G., Romig, T., Šebić, A., Speight, M., Tot, T., van Eck, A., Veselić, S., Andric, A., Bowles, P., De Groot, M., Marcos-García, M.A., Hadrava, J., Lair, X. , Malidžan, S., Nève, G., Obrecht Vidakovic,

- D., Popov, S., Smit, J.T., Van De Meutter, F., Veličković, N. and Vrba, J. (2022). *Pollinators on the edge: our European hoverflies. The European Red List of Hoverflies*. Brussels, Belgium: European Commission. Doi: 10.2779/652219
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V.V., Tschardtke, T. (2020). How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation*, 241, 108321, doi: 10.1016/j.biocon.2019.108321
- Westerberg, L., Berglund, H.-L., Jonason, D., Milberg, P. (2021). Color pan traps often catch less when there are more flowers around. *Ecology and Evolution*, 11:9, 3830–3840, doi: 10.1002/ece3.7252
- Westerfelt, P., Widenfalk, O., Lindelöw, Å., Gustafsson, L., Weslien, J. (2015). Nesting of solitary wasps and bees in natural and artificial holes in dead wood in young boreal forest stands. *Insect Conservation and Diversity*, 8, 493–504, doi: 10.1111/icad.12128
- Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209–221, doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.01.018

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Helene Sepp,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Linnastumise mõju sirelaste liigirikkuusele ja arvukusele“, mille juhendajad on Toomas Esperk ja Virve Sõber, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Helene Sepp

26.05.2025