



Keskkonnainvesteeringute Keskuse 2007. aasta Tartumaa maakondliku metsanduse programmi projekti nr. 20

VARESLASTE OHJAMISKAVA KOOSTAMINE TARTUMAAL

Aruanne

Koostaja: Jaanis Lodjak, TÜ ÖMI zooloogia osakond
Konsultant: Marko Mägi, TÜ ÖMI zooloogia osakond
Vastutav täitja: Raivo Mänd, TÜ ÖMI zooloogia osakond

TARTU 2008

SISUKORD

1. PROBLEEMSETE LINNULIIKIDE OHJAMISKAVA	3
1.1 OHJAMISKAVA KOOSTAMISE ÜLDISED PRINTSIIBID.....	3
1.2 VARESLASTE JA KAJAKLASTE OHJAMISKAVA TARTUMAAL.....	5
2. ÜLEVAADE PROBLEEMSETE LINNULIIKIDE OHJAMISMEETODITEST	10
2.1 SISSEJUHATUS	10
2.2 POPULATSIOONIDÜNAAMIKA MODELLEERIMINE	13
2.3 OHJAMISMEETODID	14
2.3.1 Akustilised deterrendid	14
Bioakustilised deterrendid.....	14
Intensiivsed helideterrendid	17
Ultraheli–deterrendid	18
2.3.2 Visuaalsed deterrendid.....	18
Helkivad linnud.....	18
Pistrikulised.....	19
Hirmutised.....	20
Pistriklaste kujud	20
Liigispetsiifilised kujud.....	21
Laserid.....	22
2.3.3 Keemilised ohjamismeetodid	24
Repellendid	24
Uimastavad ühendid.....	25
2.3.4 Keskkonna modifitseerimine	26
Pesa- ja seltsingupuude manipulatsioon	27
Prügimäe sulgemise võimalik mõju lindudele	28
2.3.5 Mehaanilised deterrendid	29
Istekoha–deterrendid.....	29
Traatvõrgustik	31
Võrk	32
2.3.6 Kurnade ja pesade manipulatsioon.....	33
Munade õlitamine	33
Munade ja pesade eemaldamine või hävitamine	35
Kontratseptsioon	36
2.4 LINDUDE AGRESSIIVNE KÄITUMINE INIMESTE SUHTES.....	39
2.5 KOKKUVÕTE.....	40
2.6 KASUTATUD KIRJANDUS.....	45
3. LINNUPOPULATSIOONIDEGA SEONDUVATE PROBLEEMIDE KAARDISTAMINE TARTU	
LINNAS	53
LISA 1.....	56
LISA 2.....	57

1. PROBLEEMSETE LINNULIIKIDE OHJAMISKAVA

1.1 Ohjamiskava koostamise üldised printsiibid

Integreeritud ohjamiskava, edaspidi IOK (ingl.k. *integrated pest management*), on suure-skaalaline probleemsete liikide kontrollimine, kus rakendatakse mitmeid erinevad meetodeid (Belant 1997, Seamans *et al.* 2001). U. S. Fish and Wildlife Service (edaspidi USFWS) (2006) tõi välja IOK positiivseid omadusi: (1) võimaldab vähendada probleemseid populatsioone meetoditega, millede risk inimestele, eraomandile, ressurssidele ja keskkonnale on minimaalne; (2) probleemse populatsiooni bioloogia mõistmine ja selle põhjal elukeskkonna lindudele ebasobivaks muutmine hoiab kokku aega ja ressursse, mille tulemusel võib juhtuda, et puudub vajadus populatsiooni otseseks ohjamiseks; (3) koordineeritud tegevus tagab efektiivsema tulemuse; (4) rakendamisega väheneb või kaob pestitsiidide kasutamise vajadus.

Belant (1997) ja USFWS (2006) esitasid osaliselt kattuvad IOK koostamise põhimõtted:

- (1) koostada töörühm ja jagada vastutusosalad;
- (2) kirjeldada ohjatatav objekt ning seada lühiajalised ja pikemaajalised eesmärgid;
- (3) kava väljatöötamisse peaks olema kaasatud võimalikult palju osapooli (täpsemalt allpool);
- (4) kirjeldada ohjamist hõlmav maastik;
- (5) kava ulatuse määramisel tuleb arvestada kasutada olevate ressurssidega;
- (6) tuleb teada probleemse populatsiooni suurust ja tegureid, mis mõjutavad populatsiooni levikut antud territooriumil ning populatsioonidünaamika ajalisi muutusi;
- (7) määrata ohjamise alustamise lävi – probleemi ulatus, millest edasi rakendatakse otseseid populatsiooni kontrollmeetodeid;
- (8) järgida seadustega määratud piiranguid, kui valitakse kindlat meetodit kindlale liigile mingil konkreetsel alal, ühtlasi tuleks välja selgitada ohjitava populatsiooni poolt hõivatud territooriumi omanik (Blokpoel ja Tessier 1987);
- (9) seatud eesmärkide püstitumisel teostada populatsiooni monitooringut ning vajadusel muuta senini kasutatud strateegiaid ehk järgida adaptiivse ohjamise põhimõtet, kus meetodeid muudetakse vastavalt tulemuslikkusele.

Eelkirjeldatuga osalt kattuv on populatsiooni ohjamine reguleeritud Looduskaitse-
seadusega (RT I 2004, 38, 258):

§ 49. Liigi kaitse ja ohjamise tegevuskava

(1) Tegevuskava koostatakse:

3. liigi ohjamiseks, kui liigi teadusinventuuri tulemused näitavad liigi arvukuse suurenemisest tingitud olulist negatiivset mõju keskkonnale või ohtu inimese tervisele või varale.

(2) Tegevuskava peab sisaldama:

1. liigi bioloogia, arvukuse ja leviku andmeid;
2. ohustatud liigi soodsa seisundi tagamise tingimusi;
3. liigi ohutegureid;
4. kaitse või ohjamise eesmärki;
5. liigi soodsa seisundi saavutamiseks või ohjamiseks vajalike meetmete eelisjärjestust ja nende teostamise ajakava;
6. kaitse või ohjamise korraldamise eelarvet.

(3) Tegevuskava kehtestab keskkonnaminister.

(4) Tegevuskava avalikustatakse Keskkonnaministeeriumi veebilehel.

Ohjamiseks loodud töörühm võiks koondada eksperte, kes on pädevad lindudega seonduvaid probleeme lahendama, linnaplaneerimise ametnikke, prügimäe haldajaid, osalisi linnavalitsusest, firmade juhte, keda puudutab lindudega seotud problemaatika ning avalike huvide esindajaid (Belant 1997). Et võib tekkida avalikkuse kõrgendatud huvi ohjamise läbiviimise kohta, siis võiks töörühm sisaldada ühtlasi inimest, kes tegeleb avalike suhete ja seadusandlusega (Chamberlain *et al.* 1981).

Seega on koordineeritud laiamõõtmeline ohjamiskava efektiivne tegevusplaan loomadega seotud probleemide lahendamiseks linnas või linnaga piirneval alal (Bédard *et al.* 1997, Belant 1997). Alati ei pruugi kasutatavad meetodikad olla kõige soositumad (nt. lindude mahalaskmine), kuigi püstitatud eesmärgid täituksid neid rakendades kiiremini kui planeeritud (Bédard *et al.* 1997). Kindlasti ei ole ohjamiskava eesmärk eemaldada

täielikult mingi populatsioon linnamaastikust, vaid vähendada loomade tekitatud mõju inimestele ning keskkonnale (Chamberlain *et al.* 1981, Bédard *et al.* 1997), vähendades populatsiooni suurust või peletades linde probleemsetest kohtadest eemale (Bédard *et al.* 1997, Blokpoel ja Tessier 1992). Ohjamismeetodite valimisel tuleb arvestada, et erinevad alad on isenditele erineva atraktiivsusega ning meetodid, mis mõjuvad lindude seltsingualal, võivad osutada kasutuks rakendamisel pesitsusterritooriumil, mis on kriitiline elukeskkonna komponent (Martin 1979, Seamans *et al.* 2001). Olenevalt rakendatud meetoditest ei pruugi need anda kohest tulemust (Ickes *et al.* 1998), seega peab igale ohjamisviisile andma aega mõjuda (Chamberlain *et al.* 1981) ning vajadusel muutma kasutusel olevaid populatsiooni kontrollimise strateegiaid (USFWS 2006).

1.2 Vareslaste ja kajaklaste ohjamiskava Tartumaal

Lähtudes eespool esitatud printsiipidest, tuleks Tartus probleemsete linnuliikide ohjamiseks:

1. teostada ohjatavate liikide populatsiooni arvukuse loendused, et hinnata probleemi ulatust, sest koostajale teadaolevalt puudub Tartu kohta vareslaste ja kajaklaste ammendav populatsioonitiheduse hinnang;
2. panna alus ohjatavate liikide populatsioonidünaamika monitooringule ja modelleerimisele, et jälgida Tartu linnas ja viimasega piirneval alal kajaklaste ja vareslaste arvukuse muutusi seoses Jäätmeseadusest (RT I 2004, 9, 52) tuleneva kohustusega sulgeda Aardlapalu prügimägi 16. juulil 2009;
3. kirjeldada ohjatavate populatsioonide ruumilist paiknemist ajas, soovitavalt kaasates raadiotelemeetria (Belant *et al.* 1998) või GPS uuringuid (Rose *et al.* 2006), mis annab ülevaate lindude maastiku kasutusmustritest; näiteks toitumiseelistustest (Rose *et al.* 2006), eelseltsingute ja seltsingute paiknemisest ning liikumisest (Guarino 1968, Everding ja Jones 2006);
4. hinnata võimalike, ohjamise tulemusena lindude poolt asustatavate, alternatiivsete puhke-, toitumis-, seltsingu- ja pesitsusterritooriumide tekkekohti;
5. luua töörühm, kes loob ohjamise rakendusliku väljundi kava ning reguleerib selle täitmist, valides allpool kirjeldatud võimalike ohjamismeetodite seast konkreetsete probleemide lahendamiseks optimaalsed meetodid, lähtudes ülaltoodud printsiipidest;

6. töörühma koosseisus peaks kuuluma kontaktisik, kelle poole võiks nõu saamiseks pöörduda kas linnaelanikud otse, või kelle poole saaks pöörduja suunata keskkonnaametnik, kelle poole on kaebusega pöördutud. Väiksemate konkreetsete probleemide puhul võib kodanikke vahetult nõustada ka keskkonnaametnik ise, lähtudes käesolevast aruandest;
7. kajaklaste ja vareslaste võimalike ohjamismetoodikate probleemispetsiifilise ülevaate annavad vastavalt Tabelid 1 ja 2 ning meetodite suhtelise kalliduse ülevaade on antud Tabelites 3 ja 4. Tabelitest leiab ka viited lehekülgedele, kus on toodud meetodite põhjalikumad kirjeldused.

Tabel 1. Kajaklaste (*Laridae*) ohjamismeetodite probleemispetsiifiline ülevaade

Probleem	Lahendus	Rakendamine	Viide	Märkused	Lk.
Seltsingud, Puhkamiskohad	1. Seltsinguveekogu eemaldamine	Soovitav	Blokpoel ja Tessier 1992	Häirib hüdroloogilist režiimi	26
	2. Puhkekoha vegetatsiooni manipulatsioon	Soovitav	Blokpoel ja Tessier 1992	Kahjustab taimkatet	26
	3. Bioakustiline deterrent	Soovitav	Frings <i>et al.</i> 1958		14
	4. Intensiivne helideterrent	Soovitav	Hutchinson 2001	Häirib mitte-ohjatavaid populatsioone	17
	5. Ultraheli-deterrent	Ei soovita	Woronecki 1988		18
	6. Hirmutised	Soovitav	Stout <i>et al.</i> 1975		20
	7. Istekohta-deterrent	Soovitav	Seamans <i>et al.</i> 2007b		29
	8. Veekogu katmine traatvõrgustikuga	Soovitav	Amling 1980		31
	9. Laserid	Soovitav	Baxter 2007		22
	10. Taktiilsed repellendid	Ei soovita	Will 1985		24
Pesitsuskoloonia	1. Munade õlitamine	Soovitav	Blackwell <i>et al.</i> 2000		33
	2. Munade ja/või pesade hävitamine	Soovitav	Ickes <i>et al.</i> 1998		35
	3. Hirmutised	Soovitav	Stout <i>et al.</i> 1975		20
	4. Kontratsepsioon	Soovitav	Bynum <i>et al.</i> 2007		36
	5. Bioakustiline deterrent	Soovitav	Stout <i>et al.</i> 1975		14
	6. Katuste struktuuride katmine traatvõrgustikuga	Soovitav	Belant ja Ickes 1996		31
	7. Katuse arhitektuurse ehituse muutmine	Soovitav	Belant 1993		26
Toitumisalad	1. Hirmutised	Ei soovita	Seamans <i>et al.</i> 2007a		20
	2. Võrk	Soovitav	Jackson <i>et al.</i> 1999		32
	3. Prügimäe sulgemine	Soovitav	Pons 1992		28
	4. Inimeste poolse lindude toitmise piiramine	Soovitav	Barras ja Seamans 2002		28
	5. Bioakustiline deterrent	Soovitav	Baxter 2000		14
	6. Pistrikulised	Ei soovita	Hahn 1996		19
Inimeste ründed	1. Teavitustahvlid	Soovitav	Warne ja Jones 2003		39

Tabel 2. Vareslaste (*Corvidae*) ohjamismeetodite probleemispetsiifiline ülevaade

Probleem	Lahendus	Rakendamine	Viide	Märkused	Lk.
Seltsingud, Puhkamiskohad	1. Bioakustiline deterrent	Soovitav	Frings <i>et al.</i> 1958	Häirib mitte-ohjatavaid populatsioone	14
	2. Intensiivne helideterrent	Soovitav	Hutchinson 2001		17
	3. Ultraheli-deterrent	Ei soovita	Woronecki 1988		18
	4. Hirmutised	Soovitav	Stout <i>et al.</i> 1975		20
	5. Istekohta-deterrent	Soovitav	Avery ja Genchi 2004		29
	6. Laserid	Ei soovita	Gorenzel <i>et al.</i> 2002		22
	7. Seltsingupuude kärpimine	Soovitav	Good ja Johnson 1976	Haljastust tugevalt kahjustav	27
	8. Taktiilsed repellendid	Ei soovita	Will 1985		24
Pesitsuskoloonia	1. Pesade hävitamine	Soovitav	Soh <i>et al.</i> 2002		35
	2. Kontratseptsioon	Soovitav	Aydin ja Cook 2006		36
	3. Bioakustiline deterrent	Soovitav	Stout <i>et al.</i> 1975		14
Toitumisalad	1. Hirmutised	Soovitav	Conover 1979		20
	2. Vörk	Soovitav	Jackson <i>et al.</i> 1999		32
	3. Prügimäe sulgemine	Soovitav	Pons 1992		28
	4. Inimeste poolse lindude toitmise piiramine	Soovitav	Barras ja Seamans 2002		28
	5. Bioakustiline deterrent	Soovitav	Baxter 2000		14
	6. Pistrikulised	Ei soovita	Baxter ja Allan 2006		19
Inimeste ründed	1. Teavitustahvlid	Soovitav	Warne ja Jones 2003		39

Tabel 3. Kajaklaste (*Laridae*) ohjamismeetodite hindade suhteline hinnang^a

	Meetodid ^b							
	KM	VH	V	SM	PK	MÕ	VT	TE
Varustuse maksumus	KÕ ^c	KÕ	M	KÕ	M	K	KÕ	KÕ
Materjalide maksumus	KÕ	KÕ	M	M	M	K	KÕ	KÕ
Tööjõu maksumus	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ
Spetsiaalse tööjõu vajadus	KÕ	K	K	K	M	M	KÕ	K
Mitte-ohjatatavate liikide mõjutamise tõenäosus	KÕ	K	KÕ	K	M	M	K	KÕ

^a Blokpoel ja Tessier (1992), Belant (1997) järgi.

^b KM, keskkonna modifitseerimine; VH, vanalindude hirmutamine; V, võrgustiku paigaldamine; SM, substraadi modifitseerimine; PK, pesade ja kurnade eemaldamine/hävitamine; MÕ, munade õlitamine; VT, vanalindude tulistamine; TE, toitumisala eemaldamine.

^c KÕ, kõrge; K, keskmine; M, madal.

Tabel 4. Vareslaste (*Corvidae*) ohjamismeetodite hindade suhteline hinnang^a

	Meetodid ^b				
	KM	VH	VT	TE	P
Varustuse maksumus	KÕ ^c	KÕ	KÕ	KÕ	K
Materjalide maksumus	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ	M
Tööjõu maksumus	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ	KÕ
Spetsiaalse tööjõu vajadus	KÕ	K	KÕ	K	M
Mitte-ohjatatavate liikide mõjutamise tõenäosus	KÕ	K	K	KÕ	M

^a Blokpoel ja Tessier (1992) järgi kohandatud.

^b KM, keskkonna modifitseerimine; VH, vanalindude hirmutamine; VT, vanalindude tulistamine; TE, toitumisala eemaldamine; P, pesade hävitamine.

^c KÕ, kõrge; K, keskmine; M, madal.

2. ÜLEVAADE PROBLEEMSETE LINNULIIKIDE OHJAMISMEETODITEST

2.1 Sissejuhatus

Inimpopulatsiooni ekspansiooni ning linnade laienemisega sagenevad üha enam loomade ja inimeste vahelised konfliktid (Maestrelli 1990). Linnades võivad loomad põhjustada suuri majanduslikke kahjusi. Näiteks Ameerika Ühendriikides põhjustavad kanada kobras (*Castor canadensis*), skunks (*Mephitis mephitis*), hariliku pesukaru (*Procyon lotor*), Virgiinia opossum (*Didelphis virginiana*) ja koiott (*Canis latrans*) märkimisväärset kahju (Maestrelli 1990). Euroopas on viimaste kümnendite jooksul kasvanud linnades elutsevate rebaste arvukus (Harris ja Rayner 1986, Gloor *et al.* 2001). Loomade põhjustatud probleemid võivad tekitada lihtsalt ebamugavust (Laidlaw *et al.* 1984, Belant 1993), ohtu inimeste tervisele (Maestrelli 1990, Waldenström *et al.* 2002), majanduslikku kahju (Allan 2000, Langley *et al.* 2006) või ekstreemsematel juhtudel isegi otseseid inimohvreid (Langley *et al.* 2006).

Linnades ja seda ümbritsevatel aladel elavad linnud võivad põhjustada mitmesuguseid probleeme. Lindude lärm ja väljaheited vähendavad välirestoranide külalastatavust ja avalikku rahulolematust nende suhtes (Laidlaw *et al.* 1984), lindude väljaheited rikuvad tänavatele pargitud autosid (Belant 1993) ja kõnniteid. Poegi kaitstes (Budrys ja Gegelevičius 2002) ründavad linnud tihti inimesi (Belant 1993, Warne *et al.* 2003), põhjustades sellega inimestes hirmu. Katustel pesitsevad linnud kahjustavad ehitiste katuseid (Belant 1993; 1997). Tõsiseks probleemiks on linnud lennujaamades, sest nad kujutavad tõsist ohtu lennuliiklusele (Harris ja Davis 1998). Seltsingualadel (*roosting place*) võivad lindude väljaheited suurendada arvestatavates kogustes lämmastiku ja fosfori hulka pinnases, mis muudavad linnamaastike troofsust (Fujita ja Koike 2007). Lisaks on tihti vaja linde peletada aladelt, mis võivad lindudele osutada tervistkahjustavaks või surmavaks, näiteks biotiikidelt (Martin 1979) või reostuse mõjualalt (Ronconi *et al.* 2004). Kuid lisaks probleemsetele linnuliikidele pakuvad tänapäeva linnad soodsaid elupaiku loodusmaastikes vähearvukatele või ohustatud liikidele. Nii näiteks ulatub Berliinis peitsevate tuuletallajate (*Falco tinnunculus*) arvukus 250 – 300 paarini (Kübler *et al.* 2005) ning New York'is on elupaiga leidnud rabapistrikud (*Falco peregrinus*; DeCandido ja Allen 2006).

Probleemsete linnuliikide ohjamiseks on väljatöötatud mitmeid meetodeid (Harris ja Davis 1998, Bishop *et al.* 2003), kuid paljud neist on suhteliselt ebaefektiivsed, kallid, nende rakendamisel avaldub soovitud mõju mitme aasta pärast ning suures osas puudub meetoditel kvantitatiivne hinnang (Harris ja Davis 1998, Ickes *et al.* 1998, Seamans *et al.* 2001).

Käesoleval hetkel on puudus kergesti kasutatavatest, efektiivsetest ja odavatest meetoditest, mis oleksid ühtaegu nii seaduslikult kui ka sotsiaalselt vastuvõetavad (Chamberlain *et al.* 1981, Seamans ja Bernhardt 2004). Tänapäeval kasutatavad ohjamismeetodid võib jagada akustilisteks, visuaalseteks, keemilisteks, mehaanilisteks, keskkonda muutvateks (Harris ja Davis 1998, Bishop *et al.* 2003) ja sigimisedukust vähendavateks (Blackwell *et al.* 2000, Bynum *et al.* 2007, Ickes *et al.* 1998). Lisanduvad veel meetodid lindude eemaldamiseks keskkonnast (surmamine ja erinevad löksud) (Harris ja Davis 1998, Bishop *et al.* 2003), kuid need antud uurimuses lähemat kajastamist ei leia. Paljud mainitud meetodid on eraldi-seisvatena kohaspetsiifilised: seotud kindlate seltsingutega, mida peletatakse (Gorenzel *et al.* 2002) või hõlmavad sageli üksikuid populatsioone linnade äärealadel, mille suurust üritatakse piirata (Cummings *et al.* 1997). Silmas tuleb pidada, et kohaspetsiifilised probleemsete liikide ohjamised võivad sundida lindude populatsioone ümber asuma teistele lähedal paiknevatele aladele, kus sama probleem võib korduda (Belant ja Ickes 1996, Belant 1997). Efektüivsem lindude kontrollimine toimiks suureskaalalise (nt. kogu linna tasemel) integreeritud ohjamisena (Seamans *et al.* 2001, Belant 1997), kus oleks ühendatud mitmed kohaspetsiifilised meetodid (Bédard *et al.* 1997, Belant 1997, Blokpoel ja Tessier 1987; 1992). Suureskaalalist ohjamist on teostatud näiteks 1980–ndatest Ontarios, kus mitmete ohjamismeetodite koostoimel on püütud vähendada vööt nokk–kajakate (*Larus delawarensis*) ja hõbekajakate (*Larus argentatus*) arvukust (Blokpoel ja Tessier 1987; 1992). Ohjatava populatsiooni dünaamika modelleerimine võimaldab piiritleda ohjamine hõlmatud lindude arvu enne ohjamiskava rakendumist (Bédard *et al.* 1997) või kirjeldada populatsiooni arvukuse muutusi ajas, kui lindude ohjamismeetodi rakendamine on käsil või lõpetatud (Dolbeer 1998, Wanless *et al.* 1996). Ühtlasi annavad populatsioonidünaamika mudelid võimaluse põhjendada valitud ohjamismeetodite õigsust (Dolbeer 1998).

Enne ükskõik millise ohjamise teostamist, tuleb selgeks teha ohjatava liigi ökoloogia, populatsioonidünaamika, vajadusel ka füsioloogia või ükskõik milline muu aspekt, mis võib mõjutada ohjamise tulemit (Blackwell *et al.* 2000, Budrys ja Gegelevičius 2002, Wanless *et al.* 1996). Näiteks, kui ohjamismeetodina on plaanitud kasutada munade õlitamist, välistamiseks nende koorumist, siis on tingimata vajalik kontrollitava populatsiooni eelnev

monitooring, et selgitada välja pesade asukohad ja oodatav munade koorumise aeg, mis omakorda määrab munade õlitamise aja (Blackwell *et al.* 2000). Või kui lindude peletamiseks otsustatakse kasutada näiteks ultraheli-deterrente, mille tegevusraadius on üle 20 kHz-i, siis oleks kasulik teada, et need ei ole efektiivsed (Woronecki 1988), sest linnud ei kuule ultraheli (Beason 2004, Gill 2007).

Kolm peamist tegurit, mis aitavad lindudel kohaneda linnatingimustega, on: (1) pargid, kusjuures parkide vanus ei oma tähtsust (Vuorisalo *et al.* 2002), (2) biojätmete koondamine suurtesse prügimägedesse, mis pakuvad lindudele stabiilset lisatoitu kogu aasta jooksul (Patton 1988) ning (3) linnamaastikus elu- või pesitsuspaikade lisandumine; näiteks on kajakad hakanud linnades pesitsema hoonete katustel (Belant 1993). Linnade asustamine põhjustab muutusi nii lindude ökoloogias kui ka füsioloogias. Näiteks on leitud, et linnades elavatel lindudel on sageli suurem keskkonnatolerants kui looduslikes kooslustes elavatel sama liigi isenditel (Bonier *et al.* 2007), seda osalt suurema käitumusliku, füsioloogilise ja ökoloogilise paindlikuse tõttu (Bonier *et al.* 2007, Slabbekoorn ja Peet 2003). Partecke *et al.* (2006) leidsid, et linnas sündinud muusträstastel (*Turdus merula*) on võrreldes looduslike elupaikade liigikaaslastega nõrgem reaktsioon stressoritele. Selle põhjuseks võib olla talvine linnade soojem mikrokliima ja stabiilne lisatoitu allikas inimtekkeliste biolagunevate jätmete näol. Hispaanias, Madriidi provintsis lindude urbaniseerumise üldist seaduspära kirjeldades leidsid Palomino ja Carrascal (2006), et linnuliikide arvukus seostub positiivselt aladega, kus majade tihedus on väike ja puud arvukamad. Nii Palomino ja Carrascal (2006) kui Chace ja Walsh (2006) töid välja, et linnade laienedes suureneb sealsete lindude arvukus, kuid väheneb liigiline mitmekesisus.

Käesolev töö käsitleb eelkõige Tartu linna problemaatilisi linnuliike vareslaste (*Corvidae*) ja kajaklaste (*Laridae*) sugukonnast. Vareslastest on tähelepanu all pea kõigis Eesti linna- maastikes tavalised liigid nagu hakk (*Corvus monedula*), künnivares (*Corvus frugilegus*), hallvares (*Corvus corone cornix*); kajaklastest hõbekajakas, kalajakakas (*Larus canus*), naerukajakas (*Larus ridibundus*). Lisaks on kirjeldatud ka mõningaid kodutuvile (*Columba livia*) ning kuldnokale (*Sturnus vulgaris*) kohaldatavaid meetodeid, mida on võimalik kasutada integreeritud ohjamiskavades.

Järgnevalt on antud ülevaade ja kirjeldatud lindude (põhilise tähelepanuga kajaklaste ning vareslaste) ohjamismeetodeid, mis on kasutatavad linnades ja linnaga piirneval alal. Ühtlasi on hinnatud erinevate meetodite efektiivsust ja kokkusobivust integreeritud ohjamiskavas.

2.2 Populatsioonidünaamika modelleerimine

Modelleerimist kasutatakse, et otsustada ja põhjendada teaduslikult, kas ja millist populatsioonitihedust vähendavat meetodit (nt lindude laskmist või munade õlitamist) ohjamises kasutada (Bédard *et al.* 1997, Dolbeer 1998). Kontrollitava populatsiooni suuruse ja ajalise dünaamika teadmine või ennustamine on ohjamiskava nurgakivi (Dolbeer 1998), mida rakendatakse enne välitööde alustamist, et ennustada ohjaminele kaasatavate lindude osakaalu populatsioonist. Populatsioonidünaamika modelleerimine võimaldab luua teaduslikke taustaandmeid, millele toetudes on võimalik põhjendada ohjamiskavasse valitud meetodite õigsust avalikkusele ja ametnikele (Chamberlain *et al.* 1981, Dolbeer 1998). Dünaamikamudelid aitavad kirjeldada populatsioonide reaktsiooni ohjamisele (Dolbeer 1998, Wanless *et al.* 1996), mis võimaldab vajadusel muuta kavandatud populatsiooni kontrollimist (USFWS 2006). Samas on püütud luua mudeleid, mida saaks kohaldada kindlale ohjamismeetodile (Zador *et al.* 2006). IOK-d tuleks rakendada lähtudes ohjatava populatsiooni elukäigutunnuste eripärast. *Molothrus ater* ja randkajakas (*Larus atricilla*) on erinevate elukäigutunnustega linnuliigid (Dolbeer 1998). Näiteks suhteliselt madala paljunemiskiirusega randkajaka populatsiooni arvukust on võimalik vähendada 4 kuni 6 korda efektiivsemalt lindude surmamisega, kui munade õlitamisega paljunemisedukust vähendades (Dolbeer 1998). *Molothrus ater* on aga suhteliselt suure paljunemiskiirusega ning sigimisedukuse piiramine on lindude arvukuse vähendamisel kolmekordselt suurema efektiivsusega kui pesitsevate vanalindude surmamine (Dolbeer 1998). Samas peab silmas pidama, et populatsiooni dünaamika modelleerimise täpsus võib ajas muutuda, sõltudes näiteks isendite immigratsioonist (Chabrzyk ja Coulson 1976, Wanless *et al.* 1996).

2.3 Ohjamismeetodid

2.3.1 Akustilised deterrendid

Bioakustilised deterrendid

Akustilised deterrendid jaotatakse oma toime järgi kolmeks: ultraheli- ja bioakustilised deterrendid ning intensiivsed helideterrendid (Bishop *et al.* 2003, Fitzwater 1970). Bioakustilistel peletusvahenditel on ainsana nimetatutest mingi bioloogiline sõnum, seega kulub lindudel nendega kohanemiseks rohkem aega, mis tähendab, et ohjamismeetodite efektiivsus on pikaajalisem (Harris ja Davis 1998). Lindude peletamiseks on efektiivselt bioakustilise deterrendina, kuigi piiratud aja jooksul, kasutatud lindistatud hädakisa (*distress call*), vähemal määral ka hoiatushäälitsusi (*alarm call*) (Baxter *et al.* 1999, Baxter 2000, Berge *et al.* 2005, Bremond *et al.* 1968, Fitzwater 1970). Suureskaalaliselt on hädakisa kasutatud näiteks hõbekajaka ja vöötnokk-kajaka ohjamiseks Ontarios, Kanada kaguosas (Blokpoel ja Tessier 1987; 1992).

Bioakustilised deterrendid on kõige efektiivsemad, kui kasutatakse liigispetsiifilist hädakisa (Baxter *et al.* 1999), kuid näiteks naeru- ja hõbekajakad reageerivad ka suhteliselt aktiivselt kiivitaja (*Vanellus vanellus*) ja kuldnoka hädakisale (Baxter *et al.* 1999). Samuti mõjub künnivaresele hõbekajaka hädakisa (Baxter *et al.* 1999). Samas varieerub lindude käitumuslik vastus sõltuvalt kasutatava hädakisa lindistamise ja esitamise asukohast. Näiteks USA-s lindistatud hõbekajaka hädakisa on efektiivne peletamiseks Ameerika naerukajakaid ja merikajakaid, kuid ei mõju Prantsusmaa hõbekajakatele (Frings *et al.* 1958). Kuid näiteks Suurbritannias lindistatud hõbekajaka hädakisa peletab Hong Kongis (Baxter *et al.* 1999) ja Prantsusmaal (Bremond *et al.* 1968) elavaid liigikaaslasi.

Eri taksonites võib reaktsioon hädakisale olla erinev. Frings *et al.* (1958) näitasid, et haki ja ameerika varese (*Corvus brachyrhynchos*) käitumine hädakisa korral varieerus: suurem osa lindudest lähenesid heliallikale ja seejärel lahkusid häälitsedes deterrendi mõjupiirkonnast, kuid osad isendid hülgasid hädakisa kuuldes ala heliallikale lähenemata ning mõned isendid ei reageerinud deterrendile üldse. Tuleb märkida, et vareslaste reaktsioon hädakisale sõltub

sellest, kas tegu on talviste või suviste seltsingutega ning seltsingu liigilisest koosseisust (Frings *et al.* 1958). Nii näiteks kalduvad üheliigilistes seltsingutes viibivad ameerika varesed olema talviti valivamad hädakisale reageerimisel, kuid suvisel ajal reageerivad nad altimalt erinevatele lindistustele (Frings *et al.* 1958). Sageli reageerivad segaseltsingutes olevad hakid, hallvaresed ja künnivaresed hädakisale, mida mängitakse ette tagurpidi või eraldi osadeks lõigatuna (Frings *et al.* 1958). Kohaspetsiifilistes ohjamistes on hädakisa tekitanud lindudes soovitud reaktsiooni juba peale üht või paari lindistuse kordamist, orienteeruvalt 5–10 sekundi jooksul ja seda isegi madalatel heliintensiivsustel (Frings *et al.* 1958). Brough (1969) väitis, et 2/3 kuldnokkade seltsingutest, mida ohjati hädakisaga, peletati minema vähemalt kolme päevaga ning Baxter (2000) näitas, et hädakisaga peletamise mõju kestab kuni 6 nädalat.

Lindude reaktsioon alarmärritajale sõltub keskkonnatingimustest, kella ajast, lindude füsioloogilistest vajadustest ja seltsingute sotsiaalsest struktuurist (Boudreau 1972). Tundlikkus negatiivsetele ärritajatele tõuseb ebasoodsate keskkonnatingimuste korral, ühtlasi on tundlikkus ärritajatele suurim reeglina hommikuti, vähenedes järk-järguliselt õhtu poole (Boudreau 1972). Näiteks on leitud, et hädakisa on efektiivne esimeste kuldnokaparvede peletamisel seltsingutest, kuid õhtu edenedes efektiivsus väheneb ja hädakisa emiteerimist tuleb muuta sagedasemaks või koguni pidevaks (Brough 1969). Nälg ja janu muudavad linnu normaalsest julgemaks ning need füsioloogilised vajadused võivad kohati muutuda kiskja poolt tekitatud ohust olulisemateks ning lind võib hädakisale mitte reageerida (Boudreau 1972). Seltsingulised linnud on altimad reageerima hädakisale, sest osad isendid on arglikumad ja viimaste lahkumine vallandab parve reaktsiooni (Boudreau 1972). Pesitsevad linnud reageerivad ärritustele vähemal määral, kui pesitsusjärgsetes parvedes olevad isendid, seega ei hüljata kergekäeliselt ei pesi ega pesitsusterritooriume (Boudreau 1972). Boudreau (1972) tõi ühtlasi välja, et reaktsioon hädakisale oleneb kurna suurusest: üldjuhul on suurema kurnaga liigid haavatavamad kiskjate poolt ja seega altimad reageerima ärritajatele, kui seda on väikese kurnaga linnud.

Bioakustiline deterrent koosneb lisaks hädakisa lindistusele ka elektroonilistest seadmetest (heli tekitaja, võimendi ning valjuhääldi), millega heli keskkonda emiteeritakse (Bremond *et al.* 1968). Helitehnika ise on kallis, kuid seadmete ülalpidamine on suhteliselt odav (Brough 1969). Meetodi eeliseks on mobiilsus, sest tehnika on võimalik paigutada näiteks autole (Bremond *et al.* 1968, Frings *et al.* 1958). Detailsema deterrendi võimaliku ehituse kirjelduse esitasid Berge *et al.* (2005).

Baxter (2000) kirjeldas Suurbritannias lindude peletamist prügimäelt hädakisaga. Kasutati hõbekajaka, kalakajaka, naerukajaka, kiivitaja ja künnivarese hädakisa lindistusi. Deterrenti kasutati prügimäe lahtioleku aegadel, sagedusega üks 90 sekundiline lindistus iga poole tunni vältel. Leiti, et hädakisa vähendas lindude arvukust katsealal, kuid hädakisa ei takistanud kajaklastel ja vareslastel kasutamast prügimäega piirnevat ala, kus linnud ootasid võimalust naasta toitumisalale. Katse esimesel kuul oli enamik linde prügimäelt peletatud, kuid teisel kuul hakkasid linnud hädakisaga harjuma ja nende arvukus tõusis prügimäel ning ca. 10 nädala pärast muutus deterrent praktiliselt ebaefektiivseks. Baxter (2000) kirjeldas eksperimendi käigus lindude võimalikku õpitud käitumist, kus linnud kogunesid prügimäe kohale tiirlema vahetult enne deterrenti päevase tööperioodi lõppu. Teiseks tõi Baxter (2000) välja, et kui üksikute isendite maandumisel ja prügimäele toituma asumisel ei järgnenud hädakisa, toimus selline visuaalne signaal atraktandina teistele lindudele ning ümbritsevatelt aladelt toimus kiire vareslaste ja kajaklaste naasmine prügimäele.

Hädakisa on lindude peletamiseks efektiivne meetod, kuid põhjustab lindude siirdumise mujale, kusjuures seltsingu levimist on raske ette ennustada (Brough 1969). Arvestada tuleb, et peletatud linnud vajavad kohta, kuhu suunduda ning selline ala tuleks peletusvahenditest puutumatusena hoida (Brough 1969). Ohjamise alguses on väga harva teada, kui kaua läheb aega mingi eesmärgi saavutamiseks ja kontrollimise õnnestumise tõenäosuse tõstmiseks on mõttekas kasutada mitmeid meetodikaid paralleelselt (Brough 1969). Hädakisa mõjub alguses kajaklastele ja vareslastele atraktandina, kus linnud lähenevad heliallikale ja mõnda aega lendavad heliallika kohal, seejärel linnud hajuvad ja hülgavad deterrenti mõjuala (Bremond *et al.* 1968). Sarnast käitumist on kirjeldatud ka kuldnokal ja punarind-räстал (*Turdus migratorius*; Berge *et al.* 2005). Linnud, kes kuulevad hädakisa ja lähenevad heliallikale, arvavad leidvat linnu, kes on kiskja poolt kinni püütud ning lisades akustilisele deterrentile visuaalse stiimuli (nt. kiskja topise), võib pikeneda ohjamismeetodi efektiivse kasutamise vältus (Conover 1994, Stout *et al.* 1975). Meetodi tulemuslikkus avaldub ühel kohtspetsiifilisel ohjamisel üsna kiiresti (ca kolme nädala möödudes; Brough 1969), olles seega tõhus meede integreeritud ohjamiskavas (Baxter 2000), näiteks takistamaks lindude naasmist aladele, millelt linnud on eelnevalt minema peletatud (Blokpoel ja Tessier 1987).

Intensiivsed helideterrennid

Intensiivsed helideterrennid on seadmed, mis tekitavad äkilist ja valju tehisheli (Harris ja Davis 1998, Martin 1979). Selliste deterrentite hulka kuuluvad näiteks gaasil töötavad kahurid, pürotehnika, jahipüssiga hirmutamine, erinevaid hääli emiteerivad elektroonilised seadmed ning heli ja visuaalseid stiimuleid ühendavad peletusvahendid (Harris ja Davis 1998, Bishop *et al.* 2003). Valjud helid on efektiivsed lindude peletamiseks, kui neid kasutatakse lühikese ajaperioodi vältel ning kui seadmed ei emiteeri heli pidevalt (Fitzwater 1970). Mõjuaga on võimalik pikendada helide ebaregulaarsusega ja deterrenni mobiilse kasutamisega (Harris ja Davis 1998, Hutchinson 2001). Vastasel juhul harjuvad linnud heliga ja deterrennid kaotavad teatud perioodi jooksul oma efektiivsuse (Harris ja Davis 1998). On täheldatud, et näiteks tuvid võivad kartmatult toitu otsida vaid 15 meetri kauguselt reaktiivlennukite maandumisrajast (Fitzwater 1970). Valjuhääelseid deterrente on kasutatud lindude peletamiseks veekogude reostusaladelt (Ronconi *et al.* 2004), lennujaamadest (Hutchinson 2001), põllumajandusaladelt ning prügimägedelt (Bishop *et al.* 2003). Linnades võivad deterrennid valju heli tõttu tekitada probleeme, kuid linnaga piirnevatel või tiheasustusaladest eemal võib selliseid peletusvahendeid vabamalt kasutada (Hutchinson 2001). Just viimati mainitud paikades võivad paikneda võimalikud lindude migreeruvad populatsioonid, kes on võimelised asustama linnades ohjamise järgselt tühjaks jäänud ökoloogilisi nišše (Chabrzyk ja Coulson 1976, Wanless *et al.* 1996) ning võib juhtuda, et probleemi asukoht lihtsalt muutub (Belant 1997). Valjuhäälsed helideterrentide miinuseks on, et nad võivad hirmutada ning pesitsemast takistada ka mitte-märklaud liike (Ronconi *et al.* 2004), seega on vajalik ala eelnev monitoring.

Valjudel tehishelidel on suurem mõju aladel, mis on lindudele vähem atraktiivsed, näiteks puhkamisalal (Martin 1979). Integreeritud ohjamiskavas, kombineerituna mitmete teiste meetoditega võivad helideterrennid täita olulist osa, kuigi meetod on suhteliselt kallis. (Harris ja Davis 1998, Martin 1979, Ronconi *et al.* 2004).

Ultraheli–deterrendid

Ultraheli ei ole lindude hirmutamisel eriti efektiivne (Erickson *et al.* 1992, Harris ja Davis 1998, Woronecki 1988), sest linnud ei kuule helisagedusi üle 20 kHz-i (Beason 2004), enamiku lindude kuulmisulatus jääb 1–10 kHz-i vahele (Gill 2007). Ultraheli emiteerivate seadmete tootjad küll väidavad, et need seadmed suudavad peletada linde (Harris ja Davis 1998), kuid ohjamisel puudub neil efektiivsus ja seega ei ole ultrahelil töötavad seadmed lindude ohjamiseks sobilikud (Harris ja Davis 1998, Woronecki 1988).

Näiteks testiti Ohios ultraheli–deterrendi (*Ultrason UET–360*) efektiivsust kodutuvil tühjas hoones, kust eemaldati enne katse algust kõik tuvide pesad (Woronecki 1988). Kasutatud helisagedused jäid vahemikku 19,2–26 kHz ja helitugevused ulatusid 105 dB–ni. Seade ei põhjustanud lindudes hirmu ega vähendanud hoones olevate tuvide arvukust. Katse lõpul olid linnud ehitanud seadmest 7,3–20,4 meetri kaugusele neli pesa, milles hauduti kaheksat muna.

2.3.2 Visuaalsed deterrendid

Helkivad linnid

Helkivad linnid on päikesevalgust peegeldavast materjalist lindude peletusvahendid, mis hirmutavad tuulistes tingimustes visuaalselt ning tekitavad ka heli. (Belant ja Ickes 1997). Belant ja Ickes (1997) kasutasid Ohios hõbekajakate peletamiseks tööstushoone 1,7 ha suuruselt katustelt vaiguga kaetud polüesterkilest (*mylar*'ist) linte, mis olid 15 cm laiad ja 0,025 mm paksud, ühelt poolt punast metallikat ning teiselt poolt hõbedast värvi. Ühe meetri pikkused linnid paigaldati 1,2 meetri kõrgusele nii, et nad moodustasid 6 meetriste vahemikega võrgustiku. Kogu katuse lintidega kaetud osal suurenes hõbekajakate pesade arv 116 –lt 133 pesani (1996 a.) hektari kohta. Helkivate lintide kasutamine prügilatel nii hõbekui vöötnokk–kajakate peletamiseks pole samuti efektiivne olnud (Belant ja Ickes 1997). Seega võib öelda, et helkivad linnid ei ole efektiivsed ohjamisvahendid hõbekajakate, oletatavalt ka teiste kajaklaste, peletamiseks pesitsuskolooniatest, kuid võivad olla efektiivsed lindude peletamisel puhkealadelt (Belant ja Ickes 1997).

Visuaalsete peletusvahendite värvimiseks on kasutatud erinevaid pigmente, mis muudavad oma värvi vastavalt vaatenurga ja valguse langemisenurga muutumisele. Näiteks on katsetatud pigmenti *ChromaFlair* kuldnokkade puhul, kus pesakastiavadest riputati u. 15 cm kaugusele pigmendiga kaetud plastikust spiraalid (Seamans ja Helon 2006). Deterrent ei mõjutanud pesakastide asustamist kuldnokkade poolt ega ka pesitsusedukust, küll aga alustasid deterrendiga pesades linnud munemist keskmiselt 6 päeva hiljem, kui kontrollgrupi linnud (Seamans ja Helon 2006). Seega võib väita, et deterrent osutus ebaefektiivseks.

Pistrikulised

Pistrikuliste (*Falconiformes*) kasutamine on olnud osaliselt efektiivne lindude peletamisel, kuid iseseisva ohjamismetoodikana pole soovitatav kasutada (Baxter ja Allan 2006, Hahn 1996). Peletamiseetod kätkeb bioloogilise sisuga stiimulit (Harris ja Davis 1998), kuid kohati lünklikud teadmised stiimuli mõjusust varieerivatest faktoritest, pärsib meetodika võimalikku efektiivset kasutamist (Hahn 1996).

Treenitud pistrikulisi (*Falconidae*) ja haugaslasi (*Accipitridae*) on kasutatud professionaalse personali poolt probleemsete linnuliikide hirmutamiseks, jälitades või püüdes neid kinni (Harris ja Davis 1998). Nimetatud pistrikulisi on kasutatud näiteks lennujaamades (Hahn 1996), prügimägedel (Baxter ja Allan 2006, Hahn 1996) ning angaarides (Will 1985).

Hahn (1996) kasutas naeru-, hõbe- ja kalakajakate, kuldnokkade, kiivitajate ning künnivareste peletamiseks lennuväljalt ja prügimäelt raba-, jahipistrikku (*Falco rusticolus*) ja nende kahe liigi hübriide. Pistrike lendudel, kus püüti saagiks mõni ohjatatav isend, peletati linnuparved keskmiselt 18 minutiks. Võrrelduna lendudega, mille jooksul pistrikud saaki ei püüdnud, oli parved piirkonnast eemal umbes 22 minutit. Peletamise tulemusena ei leitud positiivset korrelatsiooni pistriku lennuaja ja linnuparvede alalt eemal oldud aja vahel, küll aga vähenes kuldnokkade ja kiivitajate arvukus lennuväljal, sest linnud suundusid prügimäele, kus nad tavaliselt puudusid (Hahn 1996). Kokkuvõtteks märkis Hahn (1996), et kirjeldatud viisil ohjatatavate lindude peletamine ei vähendanud nende arvukust prügimäel vastupidiselt lennuväljale, kuna biolagunevate jäätmete atraktiivsus toiduallikana oli suurem pistrike kujutatavast ohust.

Samas leidsid Baxter ja Allan (2006), et pistriku (*Falco spp.*) hübriid ja haugaslased, perekondadest *Parabuteo* ja viu (*Buteo*), hirmutasid Suurbritannia prügilatelt naeru-, hõbe-, ja tõmmukajakaid (*Larus fuscus*), hakke, künni- ja hallvareseid. Kuid peletamise efektiivsus sõltus aastaajast ja kasutatavast röövlinnust. Näiteks pistriku hübriid oli naerukajaka peletamisel prügimäelt efektiivne kõigil neljal aastaajal, kuid hõbekajaka arvukus vähenes ainult suviti ja sügiseti, kevadisel perioodil puudus pistriku märkimisväärne mõju hõbekajakatele sootuks. Vareslaste peletamisel oli pistrik edukas suvisel ja sügisesel perioodil. Haugaslaste efektiivsus oli suhteliselt juhuslik. Baxter ja Allan (2006) kirjeldasid, et kui haugaslane püüdis vareslase kinni, hakkasid kajakad prügilal toituma, kuna kiskja ei kujutanud neile enam otsest ohtu.

Hirmutised

Lindude peletamiseks on kasutatud nii inimeste, pistriklaste kui liigispetsiifilisi kujusid (Conover 1979, Harris ja Davis 1998, Seamans ja Bernhardt 2004, Stout *et al.* 1975, Stout ja Schwab 1979). Järgnevas peatükis on vaadeldud tehismaterjalist või topistena valmistatud pistriklaste ja kajaklaste liigispetsiifiliste kujude deterrentset mõju lindudele. Pistriklaste kujud, kas statsionaarsed või liikumist väljendavad, proovivad jäljendada loodusliku kiskja poolt kujutatavat ohtu (Conover 1979), surnud ja ebaloomulikku poosi asetatud kajakate kujud väljendavad olevat või äsja olnud ohtu (Harris ja Davis 1998, Stout *et al.* 1975). Hirmutised on seda peletavama toimega, mida realistlikumad on kasutatud kujud (Conover 1979, Harris ja Davis 1998).

Pistriklaste kujud

Conover (1979) testis hirmutiste mõju lindude peletamisel paigaldatud toitmiskohtadest, kasutades ameerika raudkulli (*Accipiter striatus*) ja kanakulli (*Accipiter gentilis*) statsionaarseid topiseid ning tuulelohel põhinevat plastikust haugaslase kuju, mis tõsteti heeliumõhupalli kasutades 20 kuni 30 meetri kõrgusele. Topised paigutati istuvatena 1,25 kuni 2 meetri kõrgusele lindude toitmiskoha juurde. Leiti, et esialgse reaktsioonina vältisid linnud söötmiskohti kõigi kolme deterrendi puhul, kuid tuulelohel põhinev haugaslase kuju oli efektiivseim (Conover 1979). Siiski oli reaktsioon liigiti erinev, näiteks sininääril (*Cyanocitta cristata*) vältisid alguses kõiki kujusid, seevastu häändruugetuid (*Zenaidura*

macroura) hoidsid enim eemale tuulelohe–haugaslasega söötiskohtadest. Aed–karminleevikesed (*Carpodacus mexicanus*) olid märgatavalt arvukamad ameerika raudkulli ja kanakulli kujuga toitiskohtadel. Viie tunni möödumisel hakkasid linnud peletusvahenditega harjuma, näiteks ameerika raudkulli topis arvati edasisest katsest välja, sest sellel puudus edasine mõju. Kaheksatunnise perioodi möödumisel olid karminleevikesed ja händ–ruugetuvid harjunud täielikult ka kanakulli topisega, kuid tuulelohe–haugaslase kuju oli jätkuvalt efektiivne. Seitsme päeva jooksul langes ka tuulelohe–haugaslase mõjus, kuid säilitas teatud taseme, seda eriti tuulistel päevadel, mil suurenes hirmutise liikuvus (Conover 1979).

Liigispetsiifilised kujud

Ohjamise korraldamisel tuleks hirmutised koondada aladele, millelt soovitakse probleemsete liikide lahkumist, kuid alad, kus lindude põhjustatud probleemid pole märkimisväärsed või kuhu soovitakse linnud suunata, tuleks jätta hirmutistest puutumata, et pakkuda lindudele alternatiivset levimisala (Stout ja Schwab 1979). Liigispetsiifilised hirmutised on osutunud efektiivseks (nt. kajaklaste puhul; Stout *et al.* 1975), kuid efektiivsus varieerub, sõltudes piirkonna atraktiivsusest lindudele (Seamans *et al.* 2007a) ning hirmutise poolt kujutatavast stiimulist, näiteks kas lind on seatud väljendama agressiivset poosi või surevat isendit (Stout *et al.* 1975, Tinbergen 1953). Ühtlasi tuleb märkida, et hirmutamiseks kasutatavad topised hakkavad välioludes lagunema (näiteks niiskuse toimele), kuid väliskeskkonnale märksa vastupidavamad topistele sarnased fiiberklaasist hirmutised toimivad sama efektiivsusega (Stout *et al.* 1975).

Stout *et al.* (1975) testisid kajaklaste peletamiseks erinevaid kajaklaste kujusid, kombineerides erinevaid hirmutiste kehahoiakuid ja materjale. Ilmnes, et peale seda, kui juhuslik rebane ajas ümber kuju, millel pea ja kael moodustasid püstuva ähvarduspoosi (*upright threat posture*; Tinbergen 1953), ei nähtud piirkonnas ühtegi kajakat maandumas, kuni hirmutiste eemaldamiseni kaks päeva hiljem. Siiski hõivasid linnud eemalasuva, seni kajaklaste poolt asustamata, territooriumi. Peale kuju eemaldamist naasesid linnud alale orienteeruvalt kuue tunni möödumisel. Selgus ka, et kajaklaste pesitsuskolooniate ja seltsingute peletamisel testitud liigispetsiifilistest hirmutistest oli kõige ebaefektiivsem külgedele kokku volditud tiibadega kajaklase kuju, mille pea ja kael imiteerisid püstuvat ähvarduspoosi. Enim mõjusad olid külili asetatud kujud, mis imiteerisid surnud isendit ja

kujud, kus kajaklase pea ja kael imiteerisid püstuvat ähvarduspoosi ning topise tiivad olid asetatud laiali nagu enne linnu lendutõusmist. Mõlemad kujud peletasid kajaklasi kuni kaheksa päeva. Kui hirmutis paigutati prügimäele, toiduallika vahetusse lähedusse, siis polnud peletav toime pikaajaline, sest mõne üksiku maandunud isendi nägemine toimis teistele lindudele atraktandina, kuid siiski hoidsid kõik indiviidid kujuga distantsi (Stout *et al.* 1975). Deterrentide efektiivseks toimimiseks peab hirmutis olema nähtav kogu kolooniale, selle probleemi lahendamiseks kasutasid Stout *et al.* (1975) hädakisa, millega peletati kajakad õhku ning hirmutis muutus nähtavaks rohkematele isenditele.

Seamans *et al.* (2007a) testisid vööt nokk- ja hõbekajakate topiseid, mis olid asetatud pea allapoole rippuvana, jakakate peletamiseks prügimägedelt. Leiti, et võrreldes katse-eelse hõbekajakate loendusega suurenes lindude arvukus katse lõpul, seda hoolimata sellest, et jäätmed olid kaetud umbes 8 cm-se liivakihi-ga. Jakakad olid nimetatud alal kohal neljal päeval viiest, puududes ainult esimesel päeval pärast hirmutiste paigaldamist. Kuid näiteks katses, kus prügilale paigaldati vööt nokk-jakakate spetsiifilised hirmutised, hoidsid vööt nokk-jakakad hirmutistega kindlat distantsi. Esimesel nädalal pärast topiste paigaldamist hoidsid jakakad peletusvahenditest keskmiselt 54 meetri kaugusele ning kolme nädala möödumisel kasvas distants 100 meetrini. Edaspidi küll harjusid jakakad järk-järgult hirmutistega ning distants hirmutistest vähenes ajas kiiresti. Lisaks pikendasid hirmutiste peletavat mõju kasutatud tehishäälised deterrendid ja lindude surmamine, kuid mõju pikenes vaid kuni viis päeva. Samuti puudus hirmutistel pikaajaline mõju jakakate pesitsuskolooniates, kus hirmutiste paigaldamisest seitsme nädala möödumisel oli viie meetri raadiuses peletajatest kuni 55 pesa (Seamans *et al.* 2007a).

Laserid

Lasereid on kasutatud nii jakaklaste (Baxter 2007) kui vareslaste (Gorenzel *et al.* 2002) seltsingute peletamiseks. Laserid on sobilikud kasutamiseks just linnatingimustes, sest need on: (1) kerged, (2) lihtsalt transporditavad, (3) vaikselt töötavad, (4) suure töötamis-raadiusega, (5) lindudele ohutud (suure võimsusega laserid võivad põhjustada vigastusi lindude silmadele), (6) ohutud keskkonnale (Gorenzel *et al.* 2002). Lindude peletamiseks on kasutatud näiteks madala võimsusega *Desman*, *Dissuader* (Gorenzel *et al.* 2002) ning *LEM 50* lasereid (Baxter 2007).

Gorenzel *et al.* (2002) kasutasid lasereid Ameerika Ühendriikides ameerika vareste peletamiseks seltsingupuudelt. Laserkiirt liigutati edasi–tagasi läbi puude võrade, kuni kõik linnud lahkusid. Varestele, kes ei lahkunud puult isegi pikema aja möödudes, suunati otsene laserikiir, mille tulemusena linnud lahkusid. Ühe vareste seltsingu peletamiseks kulutati 15 kuni 60 minutit ning seltsinguid häiriti teistkordselt, kui varesed olid naasenud puudele. Laseri kasutamine oli edukas vaid lühiajaliselt – suurem osa varestest lahkus seltsingupuudelt koheselt, kuid enamik linde naasesid 15 minuti jooksul ega hüljanud puid üheks öökski.

Inglismaal kasutati kajakate peletamiseks veekogult laserit, mille kiir liikus, u. 30 minutiliste intervallidega öö läbi, edasi–tagasi veepinna kohal, kiirusega umbes 45° minutis ning asetseb u. 0,5 m kõrgusel (Baxter 2007). Selle tulemusena hülgasid kajakad seltsinguveekogu antud ööks ning ei naasenud ka järgmisel hommikul, kuid linnud leidsid alternatiivse peatumisala ca. 5 km eemal (Baxter 2007).

Laseri efektiivsus ohjamismeetodina on piiratud pimedaja ajaga (Baxter 2007). Kuigi meetodi efektiivsus on lühiajaline (varesed naasesid peale seltsingute peletamist puudele 15 minuti jooksul; Gorenzel *et al.* 2002) ei täheldanud Baxter (2007) lindude kohanemist lasekiirega, sest lindude käitumuslik vastus laserkiirele jäi kogu testperioodi vältel samaks. Nii varesed kui kajakad lahkusid seltsingust peale lühemat või pikemat eksponeeritust laserile (Gorenzel *et al.* 2002, Baxter 2007) ning linnud lahkusid reeglina kärata, jäämata seltsingu kohale tiirutama (Gorenzel *et al.* 2002). Võrreldes heitlehiste puudega, lahkus koheselt igihaljastelt seltsingupuudelt vareteid vähem, sest okaspuude võratihedus on suurem ning laserkiirte levik on seal takistatud (Gorenzel *et al.* 2002). Kajakad tõusid lendu, kui laserikiir oli neist ca 5 m kaugusel ning võib arvata, et need linnud, kes naasesid veekogule koheselt, ei näinud laserkiirt (Baxter 2007).

Ühtlasi pole laserid soovitatavad ainsa peamise ohjamismeetodina, kuna peletamise mõju kestus on lühiajaline ning laserid on suhteliselt kallid, kuid integreeritud ohjamiskavas võivad olla arvestatavad ühe kohaspetsiifilise meetodina.

2.3.3 Keemilised ohjamismeetodid

Repellendid

Repellentidena käsitletakse käesolevas töös keemilisi ühendeid, mis tekitavad lindudel haiguslikku seisundit või tarbitava toidu ebameeldivust (Conover 1984). Ühtlasi hõlmab repellentide mõiste antud töös aineid, mis muudavad mingi ala lindudele ebameeldivaks (Clark 1997, Will 1985), tekitades näiteks kleepuva istumispinna (*perching place*) (Will 1985). Toimete järgi jagunevad repellendid kolmeks: kontaktset, käitumuslikud ja maitselised (Bishop ja McKay 2003, Clark 1997, Conover 1984, Harris ja Davis 1998). Praeguseks ajaks on teada suurel hulgal ühendeid, mis kutsuvad lindudel esile vältimiskäitumist. Põhjalik ülevaade erinevatest lindude repellentidest andsid Schafer *et al.* (1983). Suurimaks probleemiks repellentide puhul on liigispetsiifilise efektiivse kontsentratsiooni valik, mis ei muudaks ainet surmavaks (Harris ja Davis 1998).

Repellentidena on kasutatud näiteks vaskoksalaati ($\text{CuC}_2\text{H}_2\text{O}_4$), liitiumkloriidi (LiCl) ja metiokarbi ($\text{C}_{11}\text{H}_{15}\text{NO}_2\text{S}$) (Conover 1984, Clark 1997). Samuti on kasutatud kontaktrepellendina 5 %-lisi rosmariini ja tüümiani lahused ning 1 %-lisi limoneeni, metiokarbi ja pineeni lahuseid kuldnokkade puhul – kõik need ained tekitasid lindude jalgadel dermaalseid ärritusi ning linnud vältisid töödeldud pindu (Clark 1997). Kontaktrepellendid on kasutatavad lindude peletamiseks arhitektuursetel struktuuridel paiknevatest istekohtadest (Clark 1997, Will 1985). Harris ja Davis (1998) väitsid, et kontaktrepellendid säilitavad oma toime orienteeruvalt aastaks, varieerudes vastavalt kliimatingimustele, näiteks -9°C juures kaotab pindadele kantud aine oma omadused. Samuti korjavad oma kleepuva pinna tõttu kontaktrepellendid ümbritsevast keskkonnast tolmu ja purumaterjali, mis muudab meetodi kiiresti ebaefektiivseks (Will 1985). Ohjamise efektiivsuse tõstmiseks tuleks katta maksimaalne lindude istekohtade pindala (Harris ja Davis 1998), kuid see muudab kontrollimise tihti ebapraktiliseks või võimatuks (Will 1985).

Uimastavad ühendid

Alfa-kloraloos ($C_8H_{11}Cl_3O_6$) on kloori sisaldav glükoosi derivaat, mida saab kasutada lindude püüdmiseks või isendite surmamiseks (Belant *et al.* 1999, Stouffer ja Caccamise 1991, Woronecki *et al.* 1992), viimast on rakendatud ka ulatuslikul hõbe- ja tõmmukajakate ohjamisel May saarel, Šotimaa idaosas (Wanless *et al.* 1996). Alfa-kloraloos on suhteliselt efektiivne meetod probleemsete isendite kinnipüüdmiseks ohjamise või mõne suurema ulatusega uurimisprogrammi (nt. lindude seire või ümberasustamine) täitmise eesmärgil (Belant *et al.* 1999, Stouffer ja Caccamise 1991, Woronecki *et al.* 1992) ning siiani pole avalikkus sellesse negatiivselt suhtunud (Woronecki *et al.* 1992). Kuigi kemikaali kasutamisel võib ilmnedu üksikute lindude suremist (Woronecki *et al.* 1989), kasutatakse alfa-kloraloosi eesmärkidel, mis ei ohusta lindude elu ja tervist (Stouffer ja Caccamise 1991). Alfa-kloraloos on leidnud kasutamist tiheasustusaladel, parkides, puhkekeskustes, golfiväljakutel, koolide läheduses, lennujaamades (Woronecki *et al.* 1992).

Alfa-kloraloosi saab manustada koos lisaöödaga, näiteks maisi, leiva (Belant *et al.* 1999) või tooreste kanamunadega, mille sisu on välja võetud, segatud kemikaaliga ning seejärel munadesse tagasi valatud (Stouffer ja Caccamise 1991). Meetodi lihtsamaks rakendamiseks võib lisaööda toidupala paigutada avatud maastikule, kuna kemikaal hakkab toimima 10–30 minuti möödudes ning linnud võivad selle aja jooksul minema lennata ja nende leidmine muutub raskemaks (Stouffer ja Caccamise 1991). Maksimaalne toime peaks ilmnema 40–60 minuti jooksul, taastuma hakkavad linnud 2–4 tunni pärast ning ca. 24 h pärast alfa-kloraloosi toime lakkab (Belant *et al.* 1999, Stouffer ja Caccamise 1991). Uimastava lisaööda andmisel tuleks teada aega, mil linnud aktiivselt toituvad. Nii märkisid Stouffer ja Caccamise (1991), et sööda tarbimine vareste poolt toimus kella 8 paiku hommikul ning kella 11 paiku lisatud söödad jäid mõnikord lindude poolt puutumata kuni järgmise päeva hommikuni. Soovitav on seega paigaldada söödad välja päikesetõusu ajal, sest siis tulevad varesed parvedes toituma ning meetodi efektiivsus tõuseb (Stouffer ja Caccamise 1991). Samuti oli sööda tarbimine vareste poolt suurim 0°C lähedase temperatuuriga (Stouffer ja Caccamise 1991).

Kemikaali doseerimine on liigispetsiifiline, näiteks kanada laglel (*Branta canadensis*) on alfa-kloraloosi puhul ED_{50} (efektiivne doos) 15,0 mg/kg, MED (*Most Effective Dose*) on 30,0 mg/kg ja LD_{50} (letaalne doos) 53,9 mg/l (Woronecki *et al.* 1992), kuid näiteks kühmnokk-luigele (*Cygnus olor*) on eelnimetatud MED väärtus kohati surmav (Belant *et al.* 1999).

Soovitatav on välitöödel alustada madala doosiga ning suurendada seda vastavalt vajadusele, kuni efektiivse doosi leidmiseni (Stouffer ja Caccamise 1991). Stouffer ja Caccamise (1991) doseerisid munadesse 35 mg alfa-kloraloosi ühe muna kohta, mis oli vareste puhul minimaalne efektiivne doos. Meetodi rakendamisega võib kaasneda ka tahtmatu lindude suremus. Stouffer ja Caccamise (1991) leidsid, et viieteistkümnest ameerika varesest, kes tarbisid sööta, surid 2, ühe linnu saatus jäi teadmata ning kaheteistkümnel linnul ei täheldatud mingeid pikaajalisi tervislikke kahjustusi. Samuti võivad meetodi kasutamisel saada mõjutatud mitmed mitte-märklaud liigid, kellele võivad kasutatavad ainete kontsentratsioonid surmavad olla (Belant *et al.* 1999).

2.3.4 Keskkonna modifitseerimine

Keskkonna muutmine on üks pikemaajalisi (Barras ja Seamans 2002) ja efektiivsemaid lindude ohjamismeetodeid (Belant 1997), kuna püütakse muuta lindudega seonduvate probleemide tekkepõhjuseid (Harris ja Davis 1998). Metoodika hõlmab pesitsus-, puhke-, seltsingu- ja toitumislade modifitseerimist, näiteks puuvõrade kärpimist, lindude poolt eelistatud puude selektiivraiet, seisuveekogude eemaldamist maastikust, murukatte pikkuse muutmist, taimede liigilise struktuuri muutmist ja hoonete katuste ehitusliku struktuuri muutmist (Barras ja Seamans 2002, Belant 1993, Blokpoel ja Tessier 1987; 1992, Harris ja Davis 1998, Pons 1992, Sewartz ja Kays 2001). Näiteks Ontarios kaeti hõbe- ja vöötnokk-kajakatele atraktiivne madala taimestikuga pesitsemisala pinnasega vahetult enne sigimisperioodi algust, ühtlasi täideti kajakate puhkepaigaks olnud tiik koos seda ümbritsevate kraavidega (Blokpoel ja Tessier 1987; 1992). Kombineerituna teiste ohjamismeetoditega (pesade hävitamine, munade õlitamine) vähenes oluliselt kajakate arvukus (Blokpoel ja Tessier 1987; 1992). Belant (1993) näitas, et katuste arhitektuur mõjutab hõbekajakate pesapaiga eelistusi, näiteks kaldusid kajakad eelistama heledavärvilisi kruusaseid pindu ning vältisid tumedaid tõrvatud või kummiga kaetud substraate, osaliselt sellepärast, et tumedate pindade temperatuur tõuseb päikese käes kiiremini ning suureneb substraadi kleepuvus, mis pärsib lindude kõndimist. Will (1985) tõi välja, et hoonetes on lindudega seotud probleemide lahendamiseks võimalik katta mitmed avased traatsõrestikuga, vahetada katkised aknad või hoida sissekäigud suletuna nii kaua kui võimalik, et vähendada lindude võimalusi hoonesse siseneda. Vähendatud elukeskkonna atraktiivsus võimaldab aktiivsete ohjamismeetoditega edukamalt kontrollida populatsioone muudes, enam tundlikes paikades (Harris ja Davis 1998). Järgnevalt on vaadeldud pesa- ja seltsingupuude manipulatsiooni mõju (näiteks kuldnoka) seltsingutele ja toiduallika vähendamise mõju kajaklastele ja vareslastele.

Pesa- ja seltsingupuude manipulatsioon

Hakid on õõnsustes (sh. puuõõnsustes) pesitsejad (Soler ja Soler 1991, Fulgione *et al.* 2003) ning künnivareste ja hallvareste pesad asuvad puuvõras (Rootsmäe 1991, Zduniak ja Kuczyński 2003), seega on puude manipulatsiooniga võimalik muuta probleemsed alad lindudele vähem atraktiivsemaks (Good ja Johnson 1979, Schwartz ja Kays 2001).

Soh *et al.* (2002) leidsid, et õuevaresed (*Corvus splendens*) eelistavad Singapuris pesapuuna suure võra ruumala ja võratihedusega tiibjat loitpuud (*Peltophorum pterocarpum*), millel on ülespoole kaarduvad oksad, mis aitavad turvalisemalt kinnitada pesa okstele. Varesed valivad seltsinguteks puud, milledele avaneb vaade ümbritsevale keskkonnale ja pesale on võimaldatud vaba juurdepääs vähemalt ühelt poolt ning ligiduses paiknevad kõrged ja avatud istekohad (Soh *et al.* 2002). Hallvareste pesad paiknevad kõige sagedamini puudel 6–8 meetri kõrgusel, 1–2 meetrit puuladvast madalamal (Zduniak ja Kuczyński 2003). Õuevaresed kalduvad linnamaastikul pesapaika valima enam hoonestatud aladele, kuna nimetatud paigas on võimaliku toidu kättesaadavus suurem (Soh *et al.* 2002). Jalakäijate rohkus ja liiklustihedus ei häiri urbaniseerunud vareseid ning on leitud, et näiteks õuevaresed eelistasid pesapaigana enam inimtegevuse poolt häiritud alasid (Soh *et al.* 2002). Soh *et al.* (2002) soovitasid vareste ohjamiseks regulaarset puude suure võratiheduse ja võra ruumala kärpimist, kuigi pidades enam efektiivseks pesade järjepidevat hävitamist. Samas mõlema meetodika efektiivsuse ilmnemine ei toimu koheselt, vaid pikema perioodi jooksul (Soh *et al.* 2002).

Good ja Johnson (1979) näitasid *Molothrus ater*'i, kuldnoka, *Quiscalus quiscula* seltsingute ohjamisel Houstonis, et kõigi seltsingupuude võra kärpimine 1/3 ulatuses muutis puuvõrad lindudele ebasobivaks. Samas kärpimata puid kasutati endiselt igal õhtul. Ühel osal katsealast kärbiti vaid osade puude võrasid, selline eksperimendi tekitatud maastikumuster põhjustas lindude lahkumise alalt. Seega vajavad sotsiaalsed linnud kindla suurusega seltsinguala, mis oleks küllaldane toetama kogu isendite gruppi (Good ja Johnson 1979). Puude võra kärpimine või selektiivne raie võib linnud peletada hoonestatud aladele, mis võib inimestele tekitada uusi probleeme (Schwartz ja Kays 2001) ning selline elukeskkonna muutmise viis tekitab suurt kahju linnahaljastusele, mistõttu võib osutada ebaotstarbekaks ning pälvida avalikku hukkamõistu.

Prügimäe sulgemise võimalik mõju lindudele

Toidu kättesaadavus mõjutab elukäigu tunnuseid, populatsiooni suurust ning koosluste struktuuri (näiteks läbi konkurentsi; Martin 1987). Sigimisperioodi–aegne toidu nappus vähendab lindude kohasust, kuna limiteerib pesapoegade arvu pesas ning vähendab nende kvaliteeti (Lack 1954, Richner 1992). Linnades või nende lähialadel pakuvad prügilad lindudele stabiilset toiduallikat (Belant *et al.* 1998, Patton 1988) ning tõstavad keskkonna kandevõimet (Brook *et al.* 2003). Toiduallikatena lisanduvad linnas prügikastid (mis ladestatavatest biolagunevatest jäätmetest tingituna peaks olema kinnised) ja inimeste poolne lindude toitmine, kas siis tahtlikult või toidujäätmete hooletust käitlemisest tingituna (Barras ja Seamans 2002). Peamiselt väisavad prügimägesid kajaklased; hõbe-, kala-, naeru-, merikajakad (Belant *et al.* 1998 Jackson *et al.* 1999, Patton 1988) ning vareslased: hallvaresed, hakid, künnivaresed (Jackson *et al.* 1999).

Prantsusmaal kasutasid ühe hõbekajaka koloonia isendid Bresti–lähedast prügimäge toitumisalana (67,8 % koloonia isenditest; Pons 1992). Prügimäele, mis asus 12 km kaugusel kolooniast, ladustati enne 1988–ndat aastat ca. 220 tonni prügi igas päevas, kuid peale põletusahju kasutusele võttu vähenes ladestatava prügi kogust 44–le tonnile. Kuigi hõbekajakatel oli ka teine toitumisala, Crozonis, mis asus 8 km kaugusel kolooniast, ei piisanud sellest, et rahuldada nende toiduvajadust. Crozoni prügilale ladestati 0,4 tonni jäätmeid päevas ning viimased tambiti kõvasti kinni, mis raskendas lindude toidu otsimist. Selline kajaklaste toidubaasi piiramine langetas 1989–ndal aastal kajakate kolooniast Bresti poole lendavate isendite osa 39,3 %–ni. Enne põletusahju rakendamist oli Bresti prügilale lennanud kajakatele toit eksponeeritud äsja ladustatud jäätmetena ning varem ladustatud, kuid pinnaskatteta prügina. Aastast 1989 paigutati põletamata prügi väga lokaalsele alale ning jäätmed olid lindudele eksponeeritud lühikest aega (kuni 15 minutit). Selle aja jooksul ei täheldatud arvulist toidupalade tarbimise suurenemist kajakate poolt, kuid suurenes märgatavalt lindude agressiivne käitumine (Pons 1992). Toiduobjektide seas langes 1989–ndal aastal biojäätmete osakaal 50 %–ni ning vihmausside (*Lumbricus spp.*) osakaal tõusis 45 %–ni. Aastal 1988 olid samad suurused vastavalt 85 % ja 15 %. Ilmselt ei suutnud selline toiduobjektide osakaalu muutus katta lindude energiavajadust munemise, haudumise ega ka järglaste kasvatamise ajal (Pons 1992). Summaarseks pesapoegade arvukuse languseks oli 66 % (Pons 1992).

Linnud võivad prügilaid kasutada hoolimata suhteliselt pikkadest vahemaadest. Ohios, katusel pesitsevast hõbekajakata kolooniast, mis asus 2,8 km-i kaugusel Erie järvest, jäid kolm lähemat prügimäge vastavalt 20, 23 ja 26 km kaugusele (Belant *et al.* 1998). Sellest hoolimata näitas raadiotelemeetiline jälgimine, et linnud kasutasid prügimägesid tihti ning biojätmed moodustasid hõbekajakate toiduobjektidest arvestatava osa, kuid kandva osa nende päevasest menüüst moodustas siiski kala (Belant *et al.* 1998). Võimalikuks põhjuseks võib olla toitumisveekogu asumine kolooniale märgatavalt lähemal, kui prügimäed (Belant *et al.* 1998).

Tingimustes, kus lindudel on valida mitme alternatiivse toitumisala vahel, ei pruugi ühe ala sulgemine vähendada lindude arvukust. Näiteks kasvasid Floridas ühe prügila sulgemisel kahte lähimat prügilat külastavate kajakate arvukused vastavalt viisteist ja neli korda (Patton 1988). Mõlemad prügimäed asusid lindude öistest seltsingutest natuke vähem kui 22 km-i kaugusel. Suletud Toytown'i prügila asus eelnimetatud kohtadest vastavalt 4,5 ja 19 km-i kaugusel. Patton (1988) juhtis tähelepanu, et uus võimalik toitumisala on lindudele madalama atraktiivsusega, kui eelnimetatud paiga lähistel puudub lindudele sobiv puhkeala.

Toidubaasi ahendamine, näiteks prügilate sulgemise näol, suurendab liigisisest konkurentsi (Pons 1992). Samuti väheneb lindude maksimaalne võimalik populatsioonitihedus (Brook *et al.* 2003). Toidu limiteeritus võib suurendada lindude talvist suremust (Patton 1988) ning vähendada lindude sigimisedukust (Pons 1992). Seega toidubaasi ahenemisega seotud muutused on potentsiaalselt võimelised pehmendama linnalindudega seotud probleeme ning vähendavad võimalikku ohjamisse kaasatavate isendite arvu (Brook *et al.* 2003).

2.3.5 Mehaanilised deterrendid

Istekoha–deterrendid

Istekoha–deterrendid muudavad iste- ja seltsingukoha lindudele ebamugavaks, takistades lindude maandumist (Avery ja Genchi 2004, Schwartz ja Kays 2001, Seamans *et al.* 2007b). Istekoha–deterrendid on efektiivsed lindude peletamiseks probleemsetelt aladelt, kui arvestatakse, milliste lindude jaoks on seade mõeldud. Peletusvahendeid saab paigutada piki kaitstavaid struktuure (Seamans *et al.* 2007b) või kohtspetsiifiliselt (Avery ja Genchi 2004, Schwartz ja Kays 2001). Istumis- ja puhkekohad suurendavad ala atraktiivsust (Avery ja Genchi 2004) ning et linnud on kohanemisvõimelised, leiavad nad reeglina deterrendi nõrgad kohad üles ja ohjamismeetod muutub ebaefektiivseks (Schwartz ja Kays 2001).

Deterrendi efektiivsuse tagab selle ehitus: suurtele lindudele ei mõju deterrendid, mis on mõeldud väikeste lindude peletamiseks ning vastupidi (Avery ja Genchi 2004). Kommerts-toodetena on väljatöötatud mitmeid vahendeid, millede mõjusid lindudele varieerub (Avery ja Genchi 2004, Schwartz ja Kays 2001, Seamans *et al.* 2007b), kuid nende efektiivsus on üldiselt limiteeritud kindla perioodiga, mida on võimalik pikendada koostöös teiste ohjamisvahenditega (Schwartz ja Kays 2001).

Seamans *et al.* (2007b) testisid kahte tootmises olevat istekoha-deterrenti: *BirdBlox* ja *BirdWire*. *BirdWire* on 0,7 mm läbimõõduga, nailoniga kaetud, roostevabast terasest traat, mis on ühes või kahes tasapinnas tõstetud kaitstavast alast kõrgemale varieeruva pikkusega toetavate postide abil. *BirdBlox* on deterrent, kus paiknevad ridades väljaulatuvad, teravtipulised piigid, mis takistavad lindude istekohale maandumist. Pikitraadi (*BirdWire*) katsetamine *Agelaius phoeniceus*'e, *Molothrus ater*'i ja kuldnoka (*Sturnus vulgaris*) peal näitas, et kõige tõhusamad olid kaitstavast pinnast 2,5 cm–i kuni 5 cm–i kõrgusel paiknevad traadid, kuna sel kõrgusel paiknedes puutuvad traadid tugevasti vastu lindude kõhtu ning tekitavad ebamugavust, kuid kõrgemale kui 5 cm asetatud traat kaotab järk-järgult oma mõju kõrguse suurenedes (Seamans *et al.* 2007b). *BirdWire*'ile analoogseid mono- või bifilamentseid istekoha-deterrente kasutatakse näiteks lindude peletamiseks hoonete välisfassaadi osadelt (Schwartz ja Kays 2001). Katsetes *BirdBlox* deterrendiga leidsid Seamans *et al.* (2007b), et linnud maandusid peletusvahendile väga harva, 17600-st vaatluskorrast nähti linde deterrendil 27–l juhul ja nad ei istunud seal kunagi kauem kui 5 sekundit.

Istekoha-deterrente võib kasutada kõrgtehnoloogiliste seadmete kaitseks, mis on paigaldatud näiteks majade katustele. Näiteks on katsetatud selliste deterrentide efektiivsust lennujaamades ultrahelisensori peal istuvate lindude peletamisel (Schwartz ja Kays 2001, Avery ja Genchi 2004, Lisa 1). Edaspidiselt on vaatluse alla kaks, kalavarest (*Corvus ossifragus*) enim peletanud, deterrenti: monofilamentne võrgustik (Lisa 1 A), ja kombineeritud seade (Lisa 1 F). Teised peletajad (*Bird spinner*, *Bire spikes*, *AgCone*, *AgSpikes* (Lisa 1 B–E)) vähendasid varese istumisaega sensoril, kuid olid vähem mõjusad (Avery ja Genchi 2004). Monofilamentne võrgustik oli ühtlase sõrestikuna ümber piirnevate konstruktsioonide tõmmatud õngeridva jõhv (Avery ja Genchi 2004). Kombineeritud seade imiteeris *AgSpike* deterrenti, mille keskele oli asetatud 7 piiki erinevate nurkade all ning viimati kirjeldatud agregaat ümbritsesid *Bird spike* peletusvahendid (Avery ja Genchi 2004). Need kaks deterrenti peletasid kalavaresed täielikud, kuid teiste lindude puhul polnud need efektiivsed (Avery ja Genchi 2004). Schwartz ja Kays (2001) soovitasid probleemset alalt lindude

minema hirmutamiseks kasutada istekoha-deterrenti, millesse on juhitud elektrivool, mis omakorda võiks pärineda päikesepatareist. Kuid kõigele vaatamata ei pruugi vahend soovitud tulemust anda, sest linnud võivad nendega kohaneda – näiteks on teada, et tuvid (*Columba spp.*) võivad visata deterrendile puuoksi, muutes sellega need istumiseks või pesitsemiseks sobilikuks (Schwartz ja Kays 2001).

Traatvõrgustik

Võrgustikud, mis on paralleelsete või keerulisema mustri järgi asetatud traatide kogumid, on efektiivset kasutamist leidnud valdavalt kajaklaste eemalhoidmiseks veekogudelt (Amling 1980, Blokpoel ja Tessier 1992) ning hoonete katustel paiknevatest pesitsuskolooniatest (Belant ja Ickes 1996). Võrgustike efektiivsus sõltub suures osas traatide vahelisest kaugusest ning vähem peletusvahendi paigalduskõrgusest pinna suhtes (Belant ja Ickes 1996). Nii on näiteks võrgustikku kasutatud edukalt 30–40 cm-i ja 60–80 cm-i (Blokpoel ja Tessier 1992), 2,2 m-i (Belant ja Ickes 1996) ning 8–10 m-i kõrgusel (Toronto linnavalitsuse hoone katmisel; Laidlaw ja Blokpoel 1984). Seega on võimalik töökõrgus peletusvahendil varieeruv ning seda saab muuta vastavalt sellele, kas inimestel või sõidukitel on võrgustiku all vaja liikuda või mitte (Belant ja Ickes 1996). Traatide vahekaugus võrgustikus on uurimustes varieerunud vahemikus 1 m (Blokpoel ja Tessier 1999) kuni 15 meetrit (Amling 1980). Võrgustiku koostamise materjaliks on kasutatud roostevaba terastraati diameetriga 0,4 mm (Amling 1980) kuni 0,8 mm (Belant ja Ickes 1996).

Belant ja Ickes (1996) kirjeldasid vöötnokk- ja hõbekajakate ohjamist laohoone katusel. Katuse kaeti 0,8 mm-se terastraadistikuga, mis asetati keskmiselt 2,2 meetri kõrgusele ning külgedele, mis ühtisid katuse äärtega. Võrgustikus olevate avavuste pindala ulatuse 8,4 m²-st kuni 73,4 m²-ni (Lisa 2). Esimesel aastal vähenes vöötnokk- ja hõbekajaka pesade arv vastavalt 76 % ja 100 % ning teisel aastal vastavalt 99 % ja 100 %.

Efektiivse, kuid küllaltki kalli (Belant ja Ickes 1996, Harris ja Davis 1998) deterrendi paigaldamine vajab väljaõppinud inimesi (Blokpoel ja Tessier 1992), kuid võrgustiku edasised hooldamiskulusid on suhteliselt väikesed, sest deterrendi efektiivsuse püsimiseks on tarvis asendada ainult võimalikud purunenud traadid (Amling 1980, Belant ja Ickes 1996). On täheldatud, et kajakad, kes on suutnud ohjamisvahendist läbi tungida ja kaitstavale alale maanduda, on pidevalt närvilised ja võivad olla väga altid reageerima teistele peletusmetoodikatele (Harris ja Davis 1998).

Võrk

Võrk on üks efektiivsemaid vahendeid, hoides soovitud alalt eemal pea kõik linnud, kuid samas on see ka üks kalleim lindude deterrent (Berge *et al.* 2005, Bishop *et al.* 2003). Kuigi võrgu enda hind on suhteliselt madal, siis paigaldamis- ja hooldamiskulud teevad deterrendi kalliks (Will 1985). Näiteks võib võrk kergesti tuule, jää ja lume mõjul katkeda (Martin ja Hagar 1990). Samuti tuleb hoonetes, kus soovitakse linde laealustest istumiskohtadest eemal hoida, teostada pidevat võrgu korrasoleku monitooringut, sest väiksemagi avause korral lendavad linnud istumiskohtadele ning hiljem väljapääsu leidmata võivad nad surra (Will 1985). Suurte alade katmisel muutub peletusvahend tihti ebapraktiliseks (Bishop *et al.* 2003), kuid on siiski leidnud efektiivset rakendamist hoonete laealuse ruumi ja sissekäikude (Will 1985), väiksemate veekogude (Martin ja Hagar 1990) ja prügimägede sulgemisel lindudele (Jackson *et al.* 1999).

Jackson *et al.* (1999) kirjeldasid kajaklaste ja vareslaste peletamist Suurbritannias Peckfield'i prügimäelt, mis asub Leeds'i lähedal. Uurimuses kasutati võrku, mis oli mõeldud katma kogu jäätmete ladestusala ning võrgu alla pääsemiseks rajati sissepääsuna tunnel, mida oli võimalik sulgeda. Võrk paigaldati prügimäele kuueks nädalaks ning jälgiti lindude arvukuse dünaamikat. Kajaklaste arvukus langes võrgu paigaldamisel 1074-lt isendilt 79-ni. Lühiajalised lindude arvukuse tõusud esinesid lahti jäätud võrgu sissepääsu või võrgu katkemise korral. Kajakate arvukus taastus peale võrgu eemaldamist. Vareslastest toitusid 70,5 % isenditest võrguga piirneval alal paiknevast prügist ning nende arvukus prügilal langes kogu katse vältel, sõltumata võrgu olemasolust. Jackson *et al.* (1999) nimetasid võimaliku põhjusena vareslaste lahkumist prügimäelt pesitsusaladele. Lisaks ilmnes, et kui enne võrgu paigaldamist esinesid suuremad kajaklaste ja vareslaste kontsentratsioonid kuni ühe kilomeetri kaugusel prügilast, siis võrgu paigaldamisel hajusid linnud ühtlasemalt suurematele kaugustele.

2.3.6 Kurnade ja pesade manipulatsioon

Munade õlitamine

Lindude sigimisedukuse vähendamiseks on välja töötatud mitmeid linnumunadega manipuleerimise meetodeid: munade eemaldamine, hävitamine, külmutamine, raputamine, õlitamine, munadesse augu torkamine (Blokpoel ja Tessier 1987, Cummings *et al.* 1997) või embrüotoksiliste ühendite, näiteks diiselkütuse (Lewis ja Malecki 1984) kasutamine. Munade eemaldamine, hävitamine või neisse augu torkamine võib lindudel põhjustada uuesti pesitsemist ning teise kurna munemist (Cummings *et al.* 1997). Enim on kasutamist leidnud munade õlitamine (Bédard *et al.* 1997, Blackwell *et al.* 2000, Cummings *et al.* 1997, Pochop *et al.* 1998, Shonk *et al.* 2004), osalt seepärast, et õlitamise korral on teise kurna munemise tõenäosus väike (Blackwell *et al.* 2000) ning meetod on olnud efektiivne. Blackwell *et al.* (2000) näitasid, et õlitamise järgselt leidis hõbekajakal koorunud mune vaid ühes pesas sajast. Ka teised autorid on näidanud, et õlitatud munade koorumisedukus jääb 0 kuni 4 % piiresse (Cummings *et al.* 1997, Pochop *et al.* 1998, Shonk *et al.* 2004). Autorile teadaolevalt ei ole munade õlitamist rakendatud vareslaste kurnadel.

Munade õlitamine põhineb viskoosse aine kandmisel munale, mis sulgeb munakooses paiknevad õhupoorid ning takistab või vähendab respiratoorsete gaaside difusiooni muna ja väliskeskkonna vahel ning loode lämbub (Cummings *et al.* 1997). Õlidena on kasutatud *Daedol 50 NF* valget mineraalõli, mis on keemiliselt inertne, lõhnatu, kõrge puhtusastmega ning ei ole toksiline (Cummings *et al.* 1997, Pochop *et al.* 1998, Shonk *et al.* 2004); lisaks on kasutatud ka maisiõli (Blackwell *et al.* 2000, Pochop *et al.* 1998). Praktikas on maisiõli osutunud efektiivsemaks, sest see on mineraalõlist viskoossem ning kuivab kauem (Pochop *et al.* 1998). Kasutatud on kahte erinevat õlitamise meetodit (Cummings *et al.* 1997): munade osaline õlitamine, mille puhul hõõrutakse munadele õli immutatud marlilapiga või täielik munade õliga katmine, piserdades õli käsipritsiga munadele. Käsipritsiga piserdatakse õli munadele umbes 10 cm kauguselt, arvestuslikult ca 7 ml muna kohta (Cummings *et al.* 1997). Selline õli kogus on piisav, et immutada ka pesa, seega määrduv õli ühtlaselt kogu munale laiali, kui emalind mune haudumise ajal pesas pöörab (Cummings *et al.* 1997). Et pesitsemine pole kolooniates sünkroonne, tuleks munade õlitamist teostada mitmeid kordi, et õlitatud saaks ka peale esimest õlitamist munema hakanud lindude pesad (Blackwell *et al.* 2000, Budrys ja Gegelevičius 2002).

Hõbekajaka ja merikajaka munade õlitamiseks on kasutatud ka diiselkütust (Lewis ja Malecki 1984). Munadele kantud diiselkütuse kogused olid 10, 20, 50 ja 100 µl muna kohta ning nimetatud kogused kanti munadele, mille vanused olid 4, 8, 16, 24 päeva. 4 või 8 päevaste munade koorumisedukust vähendasid märgatavalt kogused, mis olid suuremad kui 20 µl (4 päevaste munade koorumisedukus oli null). Munades, mida õlitati peale 28 päevase haudeperioodi poole peale jõudmist, olid embrüod resistentsed diiselkütuse kogustele kuni 100 µl.

On väidetud, et õlitamise aeg inkubatsiooniperioodil ei mõjuta munade koorumisedukust (Cummings *et al.* 1997), kuid Blackwell *et al.* (2000) näitasid selgelt, et hõbekajaka munad, mis olid õlitatud haudeperioodi hilises faasis, koorusid palju väiksema edukusega, kui haudeperioodi alguses töödeldud munad. Koorusid vastavalt 1 % ja 20 % munadest ning kontrollgrupis oli vastav näitaja 90 %. Haudeperioodi varajases faasis toimus munade õlitamine 21–27 päeva ning hilise faasis 7–15 päeva enne teoreetilist koorumisaega (Blackwell *et al.* 2000). Hõbekajaka normaalse inkubatsiooniperioodi pikkus on 28 (Lewis ja Malecki 1984) kuni 33 päeva (Tinbergen 1953). Blackwell *et al.* (2000) näitas ka, et 56% õlitatud pesadega hõbekajakatest haudusid oma kurni 1–40 päeva teoreetilisest koorumisajast kauem. Kontrollgrupis haudusid kajakad koorumata mune keskmiselt 22,9 päeva, kuid varajases ja hilises haudefaasis õlitatud munade inkubeerimine kestis keskmiselt vastavalt 32,0 ja 29,8 päeva. Seega, munade õlitamisel pikeneb munade haudevältus ning viimast tuleb arvestada välitööde teostamisel.

Munade õlitamise eesmärk on piirata ohjatava populatsiooni sigimisedukust, mitte tingimata sundida linde kolooniat hülgama (Blackwell *et al.* 2000). Kuigi populatsiooni arvukuse vähendamise vahendina on sigimisvõimeliste lindude surmamine kiirem viis, kui vanalindudega samal arvul munade hävitamine (Belant 1997), on munade õlitamisel mitmeid häid külgi: meetod on efektiivne, suhteliselt odav, reeglina ühiskonna poolt aktsepteeritav ning suhteliselt ohutu keskkonnale (Cummings *et al.* 1997). Kui ohjamiskavas kasutatav munade õlitamine leiab avalikkuse ja ametnike vastuseisu, siis populatsioonidünaamika mudelid annavad võimaluse teaduslikele andmetele tuginedes põhjendada tehtud valikuid (Dolbeer 1998). Blackwell *et al.* (2000) soovivad munade õlitamist rakendada järgnevalt: (1) teostada koloonia monitooringut pesade ehitamise alguseni; (2) kurnade esimene õlitamine tuleks teha orienteeruvalt 7–15 päeva enne munade teoreetilist koorumist; (3) korrata koloonia külastusi kolme nädalaste intervallidega pesitsushooaja lõpuni, et kindlustada hiliste kurnade ja uuesti pesitsejate kaasamine õlitamisse.

Munade ja pesade eemaldamine või hävitamine

Ickes *et al.* (1998) kirjeldasid hõbekajaka ja vöötnokk–kajaka kolooniate ohjamist, kasutades selleks pesade ja munade eemaldamist või hävitamist. Eksperimentaalselt võrreldi eelnevalt nimetatud kajakate kolooniate reaktsiooni pesade ja munade eemaldamisele, ainult munade eemaldamisele, pesade ja munade hävitamisele, munade hävitamisele ja munade vahetamisele plastikust tehismunade vastu, mis olid välimuselt sarnased kajakate enda munadele ning 1/3 osas täidetud liivaga. Pesade hävitamiseks kasutati kummiga kaetud metallist rulli, mida veeti traktori taga ning munad lõhuti neile peale astudes. Protseduuri korrati 13 kuni 15 päevase intervalliga. Hõbekajaka kolooniad jäid püsima viiel juhul kuuest ning vöötnokk–kajakad hülgasid kaks kolooniat kolmest, millest üks oli vahetult enne ohjamist asutatud. Kolooniate hülgamise üheks võimalikuks põhjuseks võib olla alternatiivsete pesitsusalade olemasolu lähipiirkonnas. Võimalik, et üks vöötnokk–kajaka koloonia hüljati põhjusel, et 11 km kaugusel oli juba varem asutatud liigikaaslaste koloonia. Kuigi kajakate pesitsemist segavad meetodid ei põhjusta reeglina kolooniate hülgamist, vähendab munade ja pesade eemaldamine või hävitamine kajakate pesade arvukust hilisematel aastatel (Ickes *et al.* 1998). Ickes *et al.* (1998) näitasid, et ainult kurna eemaldamine päädis kolme aasta jooksul hõbekajaka populatsiooni arvukuse 67 protsendilise langusega. Samas pesade ja munade hävitamine põhjustas vöötnokk–kajakate koloonias pesade arvu 68 %–lise languse kahe aasta jooksul. Kajakate kurna ja pesamaterjali eemaldamine on olnud sama efektiivne, kui munade eemaldamine üksi, kuid 60 % töömahukam. Näiteks 1995. aastal kogutud 92 hõbekajaka pesa materjali ruumala ulatus 4088 liitrini.

Kui kajakate katustel pesitsemise korral pole probleemiks pesamaterjali tekitatav kahju katustele, soovitasid Ickes *et al.* (1998) katustel pesitsevate kajakakolooniate korral ohjamismeetodina munade eemaldamist, kuigi Belant (1993) väidab, et katustel on limiteerivaks teguriks pesamaterjal ning kajakate pesade koostisest võib prügi moodustada kuni 50 %. Maapinnal pesitsevate kajakate kolooniate kontrollimiseks soovitasid Ickes *et al.* (1998) kurna hävitamist koos pesaga, mida on rakendatud laiaulatuslikus vöötnokk– ja hõbekajakate ohjamises (Blokpoel ja Tessier 1987; 1992). Soh *et al.* (2002) soovitasid vareslaste ohjamiseks pesade järjepidevat lokaliseerimist ja hävitamist. Sarnasele tulemusele jõudsid ka Brook *et al.* (2003), väites, et õuevarese pidev pesade hävitamine vähendab teiste meetoditega ohjatavate lindude arvu. Linnamaastikul pesitsevate kajaklaste ja vareslaste puhul tuleb silmas pidada, et ohjatavad linnud võivad levida oma varajasema koloonia hülgamise järgselt kõrvalistele aladele ning probleem paikneb ümber (Baxter 2007, Belant ja Ickes 1996).

Kontratseptsioon

Kontratseptsioon on lindude ohjamismeetod, kus kasutatakse biokeemilisi aineid, mis takistavad munade viljastumist (Miller ja Fagerstone 2000). Tähtis on valida igale liigile õige kontratseptsiooni tekitav ühend (Yoder ja Miller 2006). Kui linnuliigile on ligipääs kogu paljunemisperioodi vältel, puudub vajadus kasutada pikaajalise mõjuga kemikaali, samas, kui liik on nähtav lühikesel ajaperioodil, on tähtis, et avalduv kontratseptiline mõju kestaks kogu reproduktiivtsükli vältel. Samamoodi on võimalik väljatöötada ühendid, mis oleksid kindla sugupoole spetsiifilised või ka mõlemat sugupoolt mõjutavad (Yoder ja Miller 2006). Polügüünsetel liikidel, näiteks *Agelaius phoeniceus*, korral on emaseid mõjutav kontratseptiivne preparaat eelistatum, see lubab isastel säilitada oma territooriumi ja potentsiaalselt väheneb paarivälise kopulatsioonide arvukus (Yoder ja Miller 2006). Promiskuiitsetel liikidel on otstarbekas eelkirjeldatud viisil mõjutada mõlemat sugupoolt ning monogaamsetel liikidel (nt. hakkidel; Henderson *et al.* 2000) tuleb iga liigi puhul eraldi hinnata, kumma sugupoole paljunemisvõimekust on otstarbekam inhibeerida (Yoder ja Miller 2006). Linnades võiks meetod kasutamist leida suhteliselt eraldatud kohtades, näiteks katustel, kus on suhteliselt vähe mitte-märklaud liikide isendeid (Avery *et al.* 2008).

Pika elu- ja sigimiseaga (näiteks hakkide eluiga ulatub üle 15. aasta; Henderson *et al.* 2000) liikide puhul ilmnevad sigimisväljundit vähendavad tulemused pika ajaperioodi möödudes (Bynum *et al.* 2007). Kiiresti paljunevatel liikidel on sigimisedukuse vähendamine potentsiaalselt kiirem viis populatsiooni arvukuse reguleerimiseks (Dolbeer 1998). Viimati kirjeldatud liigid, mille heaks näiteks on kodutuvi, on suhteliselt lühikese elueaga, jõuavad kiiresti sigimisikka ning munevad mitu kurna igal aastal (Avery *et al.* 2008). Kuigi kontratseptsioon on olnud efektiivne, soovivad Bynum *et al.* (2007) enne reproduktiivset väljundit vähendama asudes kasutada lindude surmamist teatud populatsioonitiheduseni, kus hilisem kontratseptsiooni indutseerimine ja munade õlitamine suudavad hoida lindude arvukust stabiilsena.

Lindude puhul on peamiselt kasutamist leidnud kolm ainet: *Diazacon*, *Nicarbazin*, konjugeeritud linoleenhape (Aydin ja Cook 2006, Bynum *et al.* 2007, Miller ja Fagerstone 2000). Miller ja Fagerstone (2000) tõid välja viis peamist omadust, mis peaks olema

ideaalsel munade viljatust põhjustaval biokeemilisel ühendil: (1) aine peaks olema liigispetsiifiline; (2) kergesti manustatav (süstitav kemikaal on mitte-märklaud liikidele ohutum, kui suukaudu annustatav kemikaal); (3) ühend ei tohiks muuta lindude sotsiaalset käitumist (näiteks kirjeldasid Yoder ja Miller (2006), et kui probleemiks on kanada lagle põhjustatud fekaalreostus, siis ei ole vajadust muuta lindude käitumist vaid nende sigimisedukust, kuid kui probleemiks on sigimiskäitumine, nagu *Molothrus ater*'i puhul, siis on kasulik muuta lindude käitumist); (4) indutseeritud viljatus peaks olema pööratava efektiga; (5) kasutatavate ühendite väljatöötamine ei tohiks olla liialt kulukas.

Diazacon on suhteliselt efektiivne suukaudu manustatav hooajaliselt paljunevate lindude sigimisedukust vähendav aine (näiteks kanada lagledel; Miller ja Fagerstone 2000). Kuna *Diazacon*, mis on kolesterooli struktuuranaloo, püsib lindude organismis kauem kui kolesterool, siis annustatuna vahetult enne sigimisperioodi algust, on ta potentsiaalne sigimisinhibiitor kogu paljunemishooaja vältel (Miller ja Fagerstone 2000). Ühend mõjutab lindude käitumist läbi vähendatud pesitsemisedukuse (sh. kurna suuruse) (Miller ja Fagerstone 2000). *Diazacon* väljub lindude organismist talve jooksul, mis lubab lindudel normaalselt paljuneda järgmisel aastal (Miller ja Fagerstone 2000). Ühendi miinuseks on, et see pole liigispetsiifiline ning võib põhjustada kontratseptsiooni nii lindudel kui imetajatel.

Nicarbazin töötati välja 1950–ndatel koktsidioosi raviks (Miller ja Fagerstone 2000). Kuigi ühend pole liigispetsiifiline avaldab ta pööratavat mõju vaid lindudele. On näidatud, et ainet peab manustama lindudele kogu sigimisperioodi vältel, et säiliks kontratseptsiooni mõju (Avery *et al.* 2008). Ühendi kasutamine ei põhjusta lindudel käitumuslikke muutusi, sest lindude normaalne kurna munemine ja haudumine ei ole kuidagi takistatud, kuid munade koorumisedukus väheneb (Miller ja Fagerstone 2000). Ühtlasi ei põhjusta ühend pesapoegadel väärarenguid (Avery *et al.* 2008). Bynum *et al.* (2007) kirjeldasid *Nicarbazini* kasutamist kanada lagle ohjamisel Oregoni linnapakides ja golfiväljakul. Kemikaali annustati lindudele lisasööda abil, milles oli orienteeruv *Nicarbazini* kontsentratsioon 2500 mg/kg. Lagle munade keskmine koorumisedukus langes 91,1 %-lt 54,3 %-le. Mitte-märklaud liikidest tarbisid sööta peamiselt ameerika varesed, rongad (*Corvus corax*), sinikael-pardid ning hoolimata hoiatavatest siltidest ka üks inimene. Avery *et al.* (2008) kirjeldasid kodutuvil 59 %-list pesapoegade arvukuse langust, kasutades söödas *Nicarbazini* kontsentratsiooni 5000 mg/kg.

Konjugeeritud linoleenhape on lindude–spetsiifiline fertiilsust reguleeriv aine, mille mõju on pööratav (Miller ja Fagerstone 2000). Mõju mitte–märklaud liikidele peaks olema minimaliseeritud, kuna kemikaali peab lindudele lisaööda sisse peidetuna (Aydin ja Cook 2006) annustama kümme või enam päeva (Miller ja Fagerstone 2000). Kui linnud munevad ning hakkavad mune hauduma alles kurna täitudes, jäävad munad haudumisele eelnevatel öödel külma keskkonda, mille tulemusena linoleenhappega töödeldud sööta tarbinud lindude munade rebud tahkestuvad ning munad ei kooru (Miller ja Fagerstone 2000). Aydin ja Cook (2006) näitasid, et 10 nädalat 0,5 % konjugeeritud linoleenhapet sisaldanud sööta tarbinud kodutuvidel ei koorunud ükski muna.

2.4 Lindude agressiivne käitumine inimeste suhtes

Lindude rünnakud inimeste vastu on reeglina ajendatud pesakaitsest ning rünnakud on ajaliselt limiteeritud lindude sigimisperioodiga (Cilento ja Jones 1999). Linnades on lindude agressiivne käitumine suhteliselt tõsine probleem (Belant 1993, Warne ja Jones 2003). Kuid mitte kõik populatsiooni isendid pole agressiivsed, vaid ainult teatud individid (Cilento ja Jones 1999).

Knight *et al.* (1987) tõid välja, et viimastel aastakümnetel, varem looduslikes elupaikades elanud ameerika varesed, on hakkanud pesitsema USA linnades, kus on keelatud tulirelvade kasutamine. Selle tulemusena on tekkinud paljudel aladel kaks lähestikku paiknevat vareste populatsiooni: pidevalt ohjatatav loodusmaastikes elutsev ja linnatingimustes elav populatsioon. Wisconsin'is looduslike elupaikade ja urbaniseerunud ameerika vareste pesakaitse käitumise erinevusi uurides, leidsid Knight *et al.* (1987), et linnades pesitsevad varesed häälitsevad harva ja ei lahkunud pesadelt inimeste lähenedes. Loodusliku populatsiooni isendid aga lahkusid pesalt, kui inimene oli keskmiselt 208 meetri kaugusel, seda ilmselt seetõttu, et nii on raskendatud pesa lokaliseerimine ja väheneb rüüstamise tõenäosus. Samas, kui pesa ähvardas reaalne oht, olid linnade varesed palju agressiivsemad ja häälitsevad sagedamini, kui looduslike maastike individid. Tulemuste põhjal väitsid Knight *et al.* (1987), et inimese poolt teostatud vareste populatsiooni pidev ohjamine on toimunud selektiivse või õpitud suunava tegurina, mis on tinginud erinevate häirtustasemetega juures diferentseeritud käitumismustrite tekke.

Samuti on näidatud, et agressiivsetel paaridel esineb pesakaitsele soovi erinev ründeobjekti valik. Cilento ja Jones (1999) kirjeldasid *Gymnorhina tibicen*'i pesakaitsekäitumist Austraalias, nii linnatingimustes, kui viimasega piirneval alal. Agressiivsed isased linnud ründasid ohutuid sissetungijaid (näiteks džungli turteltuvi [*Streptopelia chinensis*], tutt-tuvi [*Ocyphaps lophotes*] ja inimesi) märgatavalt tihedamini, kui emased. Agressiivsed emased kaitsesid pesa intensiivsemalt ajal, mil pesas olid pojad, rünnates harva inimesi, kuid olles agressiivsed potentsiaalsete pesarüüstajate (näiteks *Corvus orru*) vastu. Agressiivsed isased kaitsesid pesi kogu sigimisperioodi vältel, kuid märgatavalt intensiivsemalt ajal, mil pesas olid sulistumata pojad. Mitte-agressiivsed linnas pesitsevad ja loodusmaastike isendid inimesi ei rünnanud.

Lisaks erinevale soolisele pesakaitsele, näitasid Warne ja Jones (2003), et *Gymnorhina tibicen*'il esineb ründeobjekti spetsiifilisus. Agressiivsetest lindudest pooled (52,1 %) ründasid jalakäijaid, vähemal määral olid rünnaku objektideks jalgratturid (8,3 %) ja postiljonid (10,4 %). Ülejäänud osa (29,2 %) agressiivsetest lindudest ründasid nii jalgrattureid kui jalakäijaid, aga ei rünnanud näiteks postiljone.

Tegurid, mis vallandavad ühtedel isenditel agressiivse pesakaitsemise, kuid teistel sama liigi ja pesitsuskoha isenditel mitte, pole selged (Cilento ja Jones 1999), kuid kaudne või otsene kontakt inimesega on ebatõenäoline tekitamaks agressiivset käitumist (Cilento ja Jones 1999). Juhul, kui on teada konkreetset linnud, kes on inimeste suhtes agressiivsed, siis on võimalik antud alale paigaldada hoiatavad sildid (Warne ja Jones 2003).

2.5 Kokkuvõte

Lindude elukeskkond, nii linnades, kui viimasega piirneval alal, on liigestatud pesitsus-, toitumis-, seltsingu- ja puhkamisterritooriumideks, millest igaüks on populatsioonile erineva atraktiivsusega. Iga ala jaoks on välja töötatud meetodikad, millel on suuresti varieeruv või koguni kvantitatiivselt hindamata mõjusid lindudele (Seamans *et al.* 2001). Efektiivne probleemsete populatsioonide ohjamine hõlmaks suuremal või vähemal määral kogu lindude elukeskkonda, koordineerides mitmete erinevate kohtspetsiifiliste ohjamiste rakendamist ajaliselt ja ruumiliselt (Blokpoel ja Tessier 1992, Belant 1997). Erinevaid ohjamismeetodeid on võimalik kasutada mitmetel aladel, mis ühinevad suureks regionaalseks territooriumiks või ühes kindlas piirkonnas kombineerides kahte või enamat meetodikat, et peletusefektiivsust sünergiliselt tõsta. Enne ohjamise teostamist tuleks taustaandmetena selgitada välja kontrollitava populatsiooni suurus ja ruumiline paiknemine ajas (Dolbeer 1998, Rose *et al.* 2006), mis aitavad ressursside jaotamist muuta efektiivsemaks, sest tihti võib osutuda ebapraktiliseks teostada lindude peletamist eelseltsingutest või väga väikese populatsioonitiheduse juures hakata isendite arvukust piirama. Olenevalt kasutatavatest meetodikatest, võib suureskaalalise ohjamise tulemuste ilmnemiseks kuluda kuni kümme aastat (Ickes *et al.* 1998).

Laiahaardelise ohjamise koordineerimiseks on soovitatav luua töörühm, mis hõlmaks eksperte, kes on spetsialiseerunud lindudega seonduvate probleemide lahendamisele, linnaplaneerimise ametnikke, prügimäe haldajaid, osalisi linnavalitsusest, firmade juhte, keda puudutab lindudega seonduv problemaatika ning avalike huvide esindajaid. Töögrupi ülesanneteks oleks määratleda probleemi ulatus ning koostada ohjamiskava, millesse hõlmatud meetodid arvestaksid, et: (1) linde surmavad ohjamisviisid oleks viimane võimalus, kui üksiki teine testitud meetod ei ole andnud soovitud tulemust, (2) keskkonna manipulatsioon on üks efektiivsemaid ja pikemaajalisi mooduseid vähendamaks probleemsete lindude arvukust tundlikes kohtades (Belant 1997, Chamberlain *et al.* 1981), (3) mitte-kontaktsetele ja mitte-surmavatele ohjamisviisidele tuleks anda mõistlik aeg, et mõju avalduks, (4) iga populatsiooni, näiteks pesitsuskoloonia ja seltsingu, ohjamisel, kindlal maastikuüksusel, tuleb meetodikate valik teha olenevalt kindla ala omapäras (Chamberlain *et al.* 1981). Kuigi on korraldatud ulatuslikke kajaklaste ohjamisi, näiteks Ontarios, Ohios ja May saarel, siis puudub siiani kirjeldus töörühmast, kes oleks loodud koordineerima kasutatavaid meetodikaid.

Lindude peletamisel pesitsusterritooriumilt on olnud vähesed meetodid efektiivsed. Kajaklaste puhul on mõjusust näidanud liigispetsiifiliste hirmutiste koostoime hädakisadeterrendiga (Stout *et al.* 1975), traat-võrgustikuga katuse või maapinna, kui pesitsusterritooriumide, katmine (Belant ja Ickes 1996). Enim tõhus on olnud siiski kajaklaste pesitsusaladel populatsiooni sigimisedukuse piiramine, kas siis munade õlitamise (Blackwell *et al.* 2000), kurnade ja pesade hävitamise (Ickes *et al.* 1998) või taimestikuga kaetud pesitsusala pinnasega katmise ja kinni tallumise teel (Blokpoel ja Tessier 1987). Vareslaste puhul on soovitatud pesade hävitamist (Soh *et al.* 2002), mis oleks reaalne hall- ja künnivareste puhul, kes pesitsevad puudevõrades (Rootsmäe 1991, Zduniak ja Kuczyński 2003), kuid hakkide puhul, kes on puuõõnsustes ja lõheded pesitseja (Soler ja Soler 1991, Fulgione *et al.* 2003), on pesadele ligipääs raskendatud ning meetodikat keeruline rakendada. Tulenevalt pesade asukohast, on vareslaste munadega manipuleerimine väga tömahukas või isegi võimatu. Avamaastikel ja katustel pestevate kajaklaste pesadele on ligipääs lihtsam, mis on võimaldanud nende laiaulatuslikesse ohjamistesse kaasata nii munade õlitamist kui pesade hävitamist. Puuvõras pesitsevate lindude, künnivareste ja hallvareste, populatsioonide ohjamiseks on võimalik kasutada tulirelvi, kuid et linnad, kus künnivarestel meeldib pesitseda, ei ole jahipiirkonnad, siis pole see meetod meie tingimustes rakendatav. Teiste, pesitsusaladel efektiivselt teostatud, vareslaste ohjamismeetodite kohta autoril andmed puuduvad.

Lisaks on edukalt kasutatud lindude paljunemiseväljundi vähendamiseks kontratseptiooni, kus kemikaali, peamiselt Nicarbazini, Diazaconi või kojugeeritud linoleenhappet, sööda sisse paigutatuna lindudele manustamine põhjustab munade viljatust (Aydin ja Cook 2006, Bynum *et al.* 2007, Miller ja Fagerstone 2000). Meetodi suureskaalaliselt linnamaastikus kasutamine võib osutuda raskendatuks ühendite limiteeritud kättesaadavuse või kohati veel lünklike pikaajaliste mõjude tundmise tõttu ühenditele eksponeeritud isenditel, kaasa arvatud inimestel, kuna meetodi kasutamisel on raske tõkestada mitte-märklaud liikide juurdepääsu söötadele. Kuigi edaspidi oleks võimalik väljatöötada kontratseptiooni ühend, mis oleks liigispetsiifiline või annaks võimaluse manipuleerida mõlema sugupoole viljakusega eraldi, vastavalt liigi sigimisstrateegiale (Yoder ja Miller 2006), nõuab ohjamismeetodi arendamine aega.

Teiseks oluliseks ja atraktiivseks lindude elukeskkonna osaks on toitumisala, linnades ja viimaste ümbruses näiteks prügimäed. Toidule juurdepääsu limiteerimine vähendab sigimisedukust, suurendab liigisisest konkurentsi ja vähendab keskkonna kandevõimet. On näidatud, et prügimäe sulgemisel hakkavad linnud tarbima rohkem looduslikku toitu, kuid see ei suuda rahuldada täielikult populatsiooni energiavajadust (Pons 1992), samas kui ligiduses on teisi prügilaid, asustavad linnud neid, et rahuldada oma toiduvajadust (Patton 1988).

Toitumisaladel on vahelduva eduga kasutatud lindude peletamiseks hädakisa (Baxter 2000, Berge 2005), pistriklasi (Baxter ja Allan 2006), käitumuslikke repellente (Conover 1984), liigispetsiifilisi ja pistriklaste-kujulisi hirmutisi (Stout *et al.* 1975). Ühtlasi on rakendatud võrguga prügila sulgemist lindudele (Jackson *et al.* 1999). On näidatud, et lindude hirmutamine toitumisaladelt muutub mistahes meetodi rakendamisel, lühema või pikema perioodi jooksul edutuks. Seega toitumisterritooriumide, Tartus näiteks Aardlapalu prügila, sulgemine lindudele või jäätmete töötlemine (Pons 1992) võib osutada näiteks vareslaste ainsaks praktiliseks arvukust vähendavaks võimaluseks linnades, samas mõjutab selline keskkonna modifitseerimine kõiki linnupopulatsioone, kes prügilat kasutavad. Kajaklaste puhul kiirendab populatsiooni arvukuse langust lisaks veel sigimisedukust piiravad ohjamismeetodid.

Vähem kriitilisema tähtsusega on seltsingu- ja puhkealad. Viimastelt on lindude peletamiseks kasutatud efektiivselt hädakisa, intensiivseid helideterrente, istekoha-deterrente ja liigispetsiifilisi hirmutisi (Harris ja Davis 1998, Stout *et al.* 1975). Seltsinguveekogusid on edukalt kajaklaste peletamiseks kaetud hariliku võrguga (Martin ja Hagar 1990), traat-võrgustikuga (Amling 1980) ning mõningatel juhtudel on veekogud üldse likvideeritud (Blokpoel ja Tessier 1992). Mõningast mõju kajaklaste seltsingute peletamisel on näidanud ka laserid (Baxter 2007), kuid vareslaste puhul on laserite efektiivsus olnud väga lühiajaline (Gorenzel *et al.* 2002). Linnades on lindudele sobivaid iste- ja seltsingu kohti suhteliselt arvukalt, seega võib praktiliseks osutada ainult prioriteetsete alade katmine näiteks istekoha-deterrentidega. Good ja Johnson (1976) näitasid, et kuldnoka, *Molothrus ater* ja teiste lindude seltsinguid saab peletada selektiivse puuvõrade kärpimisega, kuid haljastuse tugeva kahjustamise tõttu võib kirjeldatud ohjamismeetodika rakendamine linnades olla raskendatud. Seetõttu pole ka näiteks Tartu kesklinna puudel ööbivate hakkide seltsingute peletamiseks, seda meetodit mõttekas kasutada.

Igal käsitletud ohjamismeetodil on omad tugevad ja nõrgad küljed, kuid efektiivseimad on olnud lindudele arusaadavaid bioloogilisi signaale, näiteks hädakisa ja liigispetsiifilisi ähvarduspoose (Stout *et al.* 1975) kasutavad deterrendid või paljunemisedukust piiravad ohjamismeetodid (nt. munade õlitamine; Blackwell *et al.* 2000). Tihti on jäänud lindudega seotud probleemide edukas lahendamine ohjatavate populatsioonide ökoloogia, käitumuslike mustrite, füsioloogia või mõne muu, ohjamismeetodi mõjusust muutva, faktori puuduliku mõistmise taha (Conover 1998, Hahn 1996, Soh *et al.* 2002, Woronecki 1988). Kajaklaste ja vareslaste ohjamismetoodikate probleemspetsiifiline ülevaade (vastavalt Tabel 1 ja 2) näitab, et kuigi välja on töötatud mitmeid viise, kuidas efektiivselt ohjata probleemseid populatsioone siis tuleb arvesse võtta, et iga kirjeldatud metoodika ei ole üksiseisvana näidanud piisavat efektiivsust, et laiaulatuslikus ohjamises olla efektiivne. Vähemal või suuremal määral tuleb kaasata ohjamine mitmeid metoodikaid, mille kasutamise ulatusele seab tihti piiri kasutada olevad rahalised ressursid, millede suhteline hinnang kajaklaste ja vareslaste ohjamiseks on esitatud vastavalt Tabelites 3 ja 4.

Kui ohjamine on olnud edukas, tuleks teostada populatsiooni järelmonitooring, jälgides, kas peletatud isendid võisid asustada mõne naaberalal (Patton 1988), kus sama probleem võib uuesti korduda. Ühtlasi võib ohjatavasse piirkonda immigreeruv linnupopulatsioon, kes hõivab ohjamise tulemusena tühjaks jäänud niširuumi (Chabrzyk ja Coulson 1976, Wanless *et al.* 1996), muuta teostatud peletamise ja populatsiooni arvukuse vähendamise edutuks. Tuleks silmas pidada, et linnatingimustes ühe linnuliigi populatsiooni arvukuse langetamine võib esile kutsuda teise liigi arvukuse tõusu (Conover 1979). Seega peab kasutama sobilikke metoodikaid, järgima nende kasutamisintensiivsust ja eri meetodite koostoimet vastavalt kindla paiga eripäradele ning ohjamise kestel tekkivatele muutustele.

2.6 Kasutatud kirjandus

- Allan, J. R. 2000. The costs of bird strikes and bird strike prevention. *Proceedings of the National Wildlife Research Center Special Symposium 3*: 147–153
- Amling, W. 1980. Exclusion of gulls from reservoirs in Orange County, California. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference 9*: 29–30
- Avery, M. L. & Genchi, A. C. 2004. Avian perching deterrents on ultrasonic sensors at airport wind–shear alert systems. *Wildlife Society Bulletin 32*: 718–725
- Avery, M. L., Keacher, K. L. & Tillman, E. A. 2008. Nicarbazin bait reduces reproduction by pigeons (*Columba livia*). *Wildlife Research 35*: 80–85
- Aydin, R. & Cook, M. E. 2006. Dietary conjugated linoleic acid to control the population of wild bird species considered a pest. *Journal of Wildlife Management 70*: 1786–1788
- Barras, S. C. & Seamans, T. W. 2002. Habitat management approaches for reducing wildlife use of airfields. *Proceedings Vertebrate Pest Conference 20*: 309–315
- Baxter, A. T. & Allan, J. R. 2006. Use of raptors to reduce scavenging bird numbers at landfill sites. *Wildlife Society Bulletin 34*: 1162–1168
- Baxter, A. T. 2000. Use of distress calls to deter birds from landfill sites near airports. *Proceedings of the International bird strike committee 25*: 401–408
- Baxter, A. T. 2007. Laser dispersal of gulls from reservoirs near airport. Bird Strike Committee – USA/Canada, Ninth Annual Meeting, Kingston, Ontario
- Baxter, A. T., Bell, J. C., Allan, J. R. & Fairclough, J. 1999. The interspecificity of distress calls. Bird Strike Committee – USA/Canada, First Joint Annual Meeting, Vancouver, BC
- Beason, R. C. 2004. What can birds hear? *Proceedings Vertebrate Pest Conference 21*: 92–96
- Bédard, J., Nadeau, A. & Lepage, M. 1997. Double–crested cormorant culling in the St. Lawrence river estuary: results of a 5–year program. *Symposium on Double-Crested Cormorants: Population Status and Management Issues in the Midwest*: 147–154
- Belant, J. L. & Ickes, S. K. 1996. Overhead wires reduce roof–nesting by ring–billed gulls and herring gulls. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference 17*: 108–112
- Belant, J. L. & Ickes, S. K. 1997. Mylar flags as gull deterrents. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Control Workshop 13*: 73–80
- Belant, J. L. 1993. Nest–site selection and reproductive biology of roof– and island–nesting herring gulls. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 58*: 78–86

- Belant, J. L. 1997. Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landscape and Urban Planning* 38: 245–258
- Belant, J. L., Ickes, S. K. & Seamans, T. W. 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. *Landscape and Urban Planning* 43: 11–19
- Belant, J. L., Tyson, L. A. & Seamans, T. W. 1999. Use of alpha-chloralose by the Wildlife Services program to capture nuisance birds. *Wildlife Society Bulletin* 27: 938–942
- Berge, A., Delwiche, M., Salmon, T., Gorenzel, P. W. & Walker, A. M. 2005. Control of birds in vineyards using broadcast distress and alarm call. *Symposium on Fruit, Nut and Vegetable Production Engineering* 7: 289–304
- Bishop, J., McKay, H., Parrott, D. & Allan, J. 2003. Review on international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives. Department for Environment, Food and Rural Affairs, United Kingdom
- Blackwell, B. F., Seamans, T. W., Helon, D. A. & Dolbeer, R. A. 2000. Early loss of herring gull clutches after egg-oiling. *Wildlife Society Bulletin* 28: 70–75
- Blokpoel, H. & Tessier, G. D. 1987. Control of ring-billed gull colonies at urban and industrial sites in southern Ontario, Canada. *Proceedings of Eastern Wildlife Damage Control Conference* 3: 8–17
- Blokpoel, H. & Tessier, G. D. 1992. Control of ring-billed gulls and herring gulls nesting at urban and industrial sites in Ontario, 1987–1990. *Proceedings of Eastern Wildlife Damage Control Conference* 5: 51–57
- Bonier, F., Martin, P. R. & Wingfield, J. C. 2007. Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology letters* 3: 670–673
- Boudreau, G. W. 1972. Factors relating to alarm stimuli in bird control. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 5: 121–123
- Brémond, J. C., Gramet, P. H., Brough, T. & Wright, E. N. 1968. A comparison of some broadcasting equipment and recorded distress calls for scaring birds. *Journal of Applied Ecology* 5: 521–529
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., Soh, M. C. K. & Lim, H. C. 2003. Abundance and projected control of invasive house crows in Singapore. *Journal of Wildlife Management* 67: 808–817
- Brough, T. 1969. The dispersal of starlings from woodland roosts and the use of bio-acoustics. *Journal of Applied Ecology* 6: 403–410
- Budrys, R. R. & Gegelevičius, R. 2002. Research on defence behaviour in a common gull (*Larus canus*) colony during breeding. *Acta Zoologica Lituanica* 12: 10–17

- Bynum, K. S., Eisemann, J. D., Weaver, G. C., Yoder, C. A., Fagerstone, K. A. & Miller, L. A. 2007. Nicarbazin OvoControl G bait reduces hatchability of eggs laid by resident Canada Geese in Oregon. *Journal of Wildlife Management* 71: 135–143
- Chabrzyk, G. & Coulson, J. C. 1976. Survival and recruitment in the herring gull *Larus argentatus*. *Journal of Animal Ecology* 45: 187–203
- Chace, J. F. & Walsh, J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46–69
- Chamberlain, P. A., Caroline, M. & Wright, W. A. 1981. Urban vertebrate pest management: a practical approach. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Control Workshop* 4: 78–96
- Cilento, N. J. & Jones, D. N. 1999. Aggression by Australian magpies *Gymnorhina tibicen* toward human intruders. *Emu* 99: 85–90
- Clark, L. 1997. Dermal contact repellents for starlings: foot exposure to natural plant products. *Journal of Wildlife Management* 61: 1352–1358
- Conover, M. R. 1979. Response of birds to raptor models. *Proceedings of the Bird Control Seminar* 8: 16–24
- Conover, M. R. 1984. Response of birds to different types of food repellents. *Journal of Applied Ecology* 21: 437–443
- Conover, M. R. 1994. How birds interpret distress calls: implications for applied uses of distress call playbacks. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 16: 233–234
- Cummings, J. L., Pitzler, M. E., Pochop, P. A., Krupa, H. W., Pugh, T. L. & May, J. A. 1997. Field evaluation of white mineral oil to reduce hatching in Canada goose eggs. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Control Workshop* 13: 67–72
- DeCandido, R., Allen, D. 2006. Nocturnal hunting by peregrine falcons at the Empire State Building, New York City. *Wilson Journal of Ornithology* 118: 53–58
- Dolbeer, R. A. 1998. Population dynamics: the foundation of wildlife damage management for the 21st century. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 18: 2–11
- Erickson, W. A., Marsh, R. E. & Salmon, T. P. 1992. High frequency sound devices lack efficacy in repelling birds. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 15: 103–104
- Everding, S. E. & Jones, D. N. 2006. Communal roosting in a suburban population of Torresian crows (*Corvus orru*). *Landscape and Urban Planning* 74: 21–33

- Fitzwater, W. D. 1970. Sonic systems for controlling bird depredations. *Proceedings of the Bird Control Seminar* 5: 110–119
- Frings, H., Frings, M., Jumber, J., Busnel, R., Giban, J. & Gramet, P. 1958. Reactions of American and French species of *Corvus* and *Larus* to recorded communication signals tested reciprocally. *Ecology* 39: 126–131
- Fujita, M. & Koike, F. 2007. Birds transport nutrients to fragmented forests in an urban landscape. *Ecological Applications* 17: 648–654
- Fulgione, D., Rippa, D., De Luca, A. & Milone, M. 2003. Genetic and behavioural analysis in three typical colonies of jackdaws (*Corvus monedula*). *Ethology, Ecology & Evolution* 15: 183–189
- Gill, F. B. 2007. Ornithology, 3rd edition. W. H. Freeman & Co, New York
- Gloor, S., Bontadina, F., Hegglin, D., Deplazes, P. & Breitenmoser, U. 2001. The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* 66: 155–164
- Good, H. B. & Johnson, D. M. 1976. Experimental tree trimming to control an urban winter blackbird roost. *Proceedings of the Bird Control Seminar* 7: 54–64
- Gorenzel, W. P., Blackwell, B. F., Simmons, G. D., Salmon, T. P. & Dolbeer, R. A. 2002. Evaluation of lasers to disperse American crows, *Corvus brachyrhynchos*, from urban night roosts. *International Journal of Pest Management* 48: 327–331
- Guarino, J. L. 1968. Bird movements in relation to control. *Proceedings of the Bird Control Seminar* 4: 153–156
- Hahn, E. 1996. Falconry and bird control of a military airfield and a waste disposal site. *Proceedings of the Bird Strike Committee Europe* 23: 347–351
- Harris, R. E. & Davis, R. A. 1998. Evaluation of the efficacy of products and techniques for airport bird control. Aerodrome Safety Branch, Transport Canada, Ottawa, Canada.
- Harris, S. & Rayner, J. M. V. 1986. Urban fox (*Vulpes vulpes*) population estimates and habitat requirements in several British cities. *Journal of Animal Ecology* 55: 575–591
- Henderson, I. G., Hart, P. J. B. & Burke, T. 2000. Strict monogamy in a semi-colonial passerine: the jackdaw *Corvus monedula*. *Journal of Avian Biology* 31: 177–182
- Hutchinson, A. 2001. Effectiveness of gas cannons on the bird community at Sydney Airport. Bird Strike Committee – USA/Canada, Third Joint Annual Meeting, Calgary, AB
- Ickes, S. K., Belant, J. L. & Dolbeer, R. A. 1998. Nest-disturbance techniques to control nesting by gulls. *Wildlife Society Bulletin* 26: 269–273

- Jackson, V. S., Brown, J. & Allan, J. R. 1999. A fixed netting system as a means of excluding birds from a domestic waste landfill. Bird Strike Committee – USA/Canada, First Joint Annual Meeting, Vancouver, BC
- Jäätmeseadus (RT I 2004, 9, 52) § 131, lõige 1
- Knight, R. L., Grout, D. J. & Temple, S. A. 1987. Nest–defence behavior of the American crow in urban and rural areas. *Condor* 89: 175–177
- Kübler, S., Kupko, S. & Zeller, U. 2005. The kestrel (*Falco tinnunculus* L.) in Berlin: investigation of breeding biology and feeding ecology. *Journal of Ornithology* 146: 271–278
- Lack, D. 1954. The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford, England
- Laidlaw, G. W. J., Blokpoel, H., Solman, V. E. F. & McLaren, M. 1984. Gull Exclusion. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 11: 180–182
- Langley, R. L., Higgins, S. A. & Herrin, K. B. 2006. Risk factors associated with fatal animal–vehicle collisions in the United States, 1995–2004. *Wilderness and Environmental Medicine* 17: 229–239
- Lewis, S. J. & Malecki, R. A. 1984. Effects of egg oiling on larid productivity and population dynamics. *Auk* 101: 584–592
- Looduskaitseadus (RT I 2004, 38, 258) § 49
- Maestrelli, J. R. 1990. Urban animal damage control in California. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 14: 156–159
- Martin, L. R. & Hagar, S. 1990. Bird control on contaminant pond sites. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 14: 307–310
- Martin, L. R. 1979. Effective use of sound to repel birds from industrial waste ponds. *Proceedings of the Bird Control Seminar* 8: 71–76
- Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual review of ecology and systematics* 18: 453–487
- Miller, L. A. & Fagerstone, K. A. 2000. Induced infertility as a wildlife management tool. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 19: 160–168
- Palomino, D. & Carrascal, L. M. 2006. Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning* 77: 276–290
- Partecke, J., Schwabl, I. & Gwinner, E. 2006. Stress and the city: Urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. *Ecology* 87: 1945–1952
- Patton, S. R. 1988. Abundance of gulls at Tampa Bay landfills. *Wilson Bulletin* 100: 431–442

- Pochop, P. A., Cummings, J. L., Yoder, C. A. & Steuber, J. E. 1998. Comparison of white mineral oil and corn oil to reduce hatchability in ring-billed gull eggs. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 18: 411–413
- Pons, J. M. 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea* 80: 143–150
- Richner, H. 1992. The effect of extra food on fitness in breeding carrion crows. *Ecology* 73: 330–335
- Ronconi, R. A., St. Clair, C. C., O'Hara, P. D. & Burger, A. E. 2004. Waterbird deterrence at oil spills and other hazardous sites: potential applications of a radar-activated on-demand deterrence system. *Marine Ornithology* 32: 25–33
- Rootsmäe, L. 1991. Künnivaresed Tartus. *Hirundo* 9: 9–10
- Rose, E., Haag-Wackernagel, D. & Nagel, P. 2006. Practical use of GPS-localization of Feral Pigeons *Columba livia* in the urban environment. *Ibis* 148: 231–239
- Schafer Jr., E.W., Bowles Jr., W.A. & Hurlbut, J. 1983. The acute oral toxicity, repellency, and hazard potential of 998 chemicals to one or more species of wild and domestic birds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 12: 355–382
- Schwartz, J. & Kays, T. 2001. Bird deterrence at low level windshear alert system (LLWAS) poles. Bird Strike Committee – USA/Canada, Third Joint Annual Meeting, Calgary, AB
- Seamans, T. W. & Helon, D. A. 2006. Evaluation of the ChromaFlair® Crow Buster as a starling repellent at nest sites. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 22: 228–230
- Seamans, T. W. & Bernhardt, G. E. 2004. Response of Canada geese to a dead goose effigy. *Proceedings Vertebrate Pest Conference* 21: 104–106
- Seamans, T. W., Barras, S. C. & Bernhardt, G. E. 2007b. Evaluation of two perch deterrents for starlings, blackbirds and pigeons. *International Journal of Pest Management* 5: 45–51
- Seamans, T. W., Hicks, C. R. & Preusser, K. J. 2007a. Dead bird effigies: a nightmare for gulls. Bird Strike Committee – USA/Canada, Ninth Annual Meeting, Kingston, Ontario
- Seamans, T. W., Lovell, C. D., Dolbeer, R. A. & Cepek, J. D. 2001. Evaluation of mirrors to deter nesting starlings. *Wildlife Society Bulletin* 29: 1061–1066
- Shonk, K. A., Kevan, S. D. & Weseloh, D. V. 2004. The effect of oil spraying on eggs of double-crested cormorants. *The Environmentalist* 24: 119–124

- Slabbekoorn, H. & Peet, M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267
- Soh, M. C. K., Sodhi, N. S., Seah, R. K. H. & Brook, B. W. 2002. Nest site selection of the house crow (*Corvus splendens*), an urban invasive bird species in Singapore and implications for its management. *Landscape and Urban Planning* 59: 217–226
- Soler, M & Soler, J. J. 1992. Latitudinal trends in clutch size in single brooded hole nesting bird species: a new hypothesis. *Ardea* 80: 293–300
- Stouffer, P. C. & Caccamise, D. F. 1991. Capturing American crows using alpha-chloralose. *Journal of Field Ornithology* 62: 450–453
- Stout, J. F. & Schwab, E. R. 1979. Behavioral control of seagulls at Langley Air Force Base. *Proceedings of the Bird Control Seminar* 8: 96–110
- Stout, J. F., Gillett, W. H., Hayward Jr. J. L. & Amlander Jr, C. J. 1975. Dispersal of seagulls in an airdrome environment. Air Force Weapons Laboratory Final Report AFWL-TR-74-324, Kirtland Air Force Base, New Mexico
- Zador, S. G., Piatt, J. F. & Punt, A. E. 2006. Balancing predation and egg harvest in a colonial seabird: a simulation model. *Ecological Modelling* 195: 318–326
- Zduniak, P. & Kuczynski, L. 2003. Breeding biology of the hooded crow *Corvus corone cornix* in Warta river valley (W Poland). *Acta Ornithologica* 38: 143–150
- Tinbergen, N. 1953. The herring gull's world: a study of the social behaviour of birds. Collins, London, England
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2006. Integrated pest management reducing risks to pollinators from pest management activities. Arlington, Virginia, USA
- Waldenström, J., Broman, T., Carlsson, I., Hasselquist, D., Achterberg, R. P., Wagenaar, J. A. & Olsen, B. 2002. Prevalence of *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter lari* and *Campylobacter coli* in different ecological guilds and taxa of migrating birds. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 5911–5917
- Wanless, S., Harris, M. P., Calladine, J. & Rothery, P. 1996. Modelling responses of herring gull and lesser black-backed gull populations to reduction of reproductive output: implications for control measures. *Journal of Applied Ecology* 33: 1420–1432
- Warne, R. M. & Jones, D. N. 2003. Evidence of target specificity in attacks by Australian magpies on humans. *Wildlife Research* 30: 265–267
- Will, T. J. 1985. Air force problems with birds in hangars. *Proceedings of the Eastern Wildlife Damage Control Conference* 2: 104–111
- Woronecki, P. P. 1988. Effect of ultrasonic, visual and sonic devices on pigeon numbers in a vacant building. *Proceedings Vertebrate Pest Conference* 13: 266–272

- Woronecki, P. P., Dolbeer, R. A. & Seamans, T. W. 1989. Field trials of alpha-chloralose and DRC-1339 for reducing numbers of herring gulls. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Control Workshop* 9: 148–153
- Woronecki, P. P., Dolbeer, R. A., Seamans, T. W. & Lance, W. R. 1992. Alpha-chloralose efficacy in capturing nuisance waterfowl and pigeons and current status of FDA registration. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 15: 72–78
- Vuorisalo, T., Andersson, H., Hugg, T., Lahtinen, R., Laaksonen, H. & Lehtikoinen, E. 2003. Urban development from an avian perspective: causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. *Landscape and Urban Planning* 62: 69–87
- Yoder, C. A. & Miller, L. A. 2006. Avian contraceptive tools: one size does not fit all. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 22: 110–115

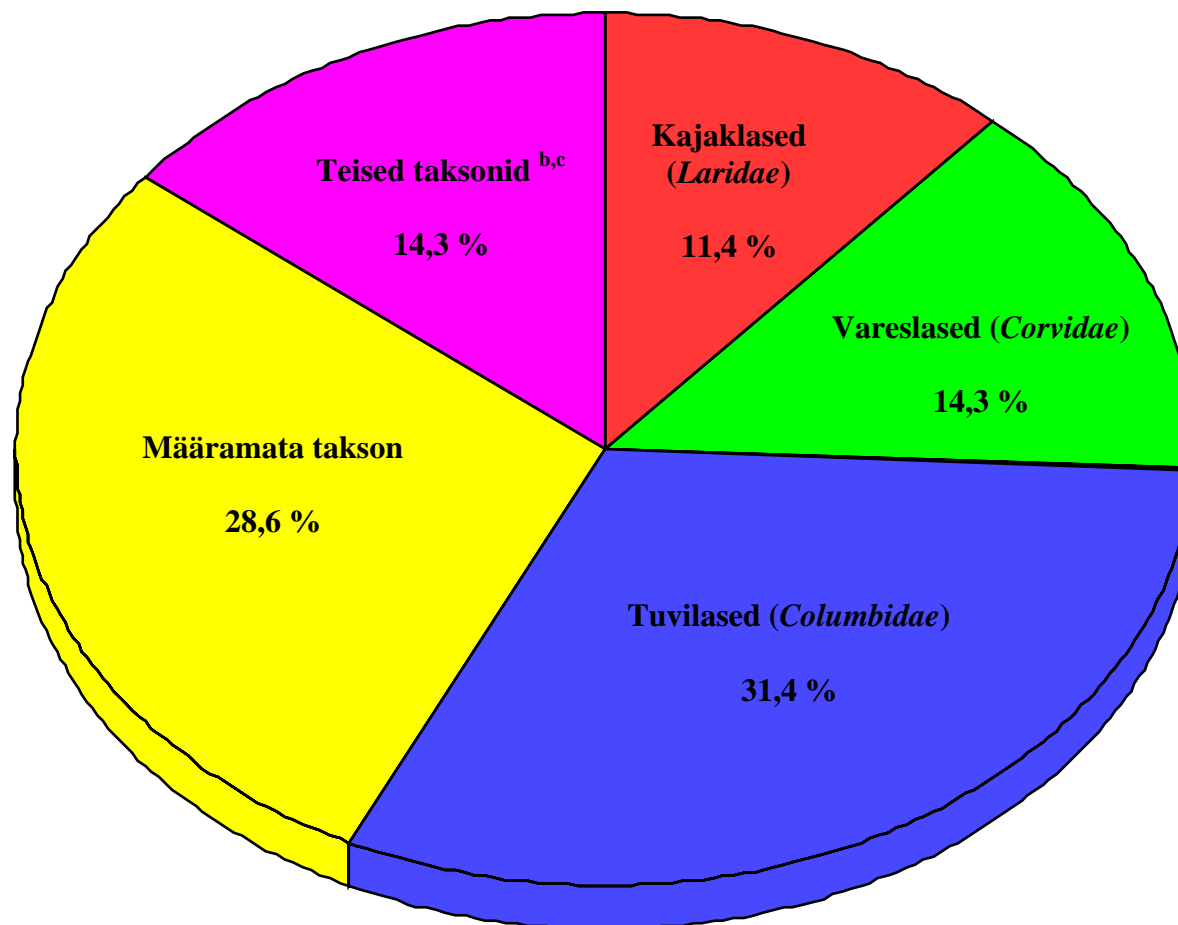
3. LINNUPOPULATSIOONIDEGA SEONDUVATE PROBLEEMIDE KAARDISTAMINE TARTU LINNAS

Seisuga 12. juuni 2008 oli Tartu heakorratelefonile 1789 laekunud 35 lindudega seonduvat kaebust. Viimased seondusid peamiselt surnud või vigastatud lindudest teavitamisega (Joonis 1), kusjuures viimaste puhul ei osanud heakorratelefon lahendust otsida (Joonis 2). Ühtlasi teavitati ühel juhul hoonesse pääsenud pääsulasest (*Hirundinidae*), millele ei suutnud heakorratelefon samuti lahendust leida.

Heakorratelefoni 1789 andmebaasi analüüsi põhjal ei ole võimalik kaardistada Tartu linnas lindudega seonduvaid probleeme teadete vähesuse ja andmebaasi lünkliku info tõttu.

Samas tõi analüüs välja järgmise:

- (1) Peamiselt seostusid probleemid sugukondade tuvilased (*Columbidae*), vareslased ja kajaklased esindajatega (Joonis 1; diagrammil esitatud jaotuste suhteline suurus ei pruugi illustreerida tegelikku olukorda, kuna kaebuste arv oli väike);
- (2) Lisaks Tartu heakorratelefonile laekunud kaebustele on Tartu Ülikooli Zooloogia osakonna juhatajale professor Raivo Männile laekunud mitmeid teateid seoses probleemsete linnalindudega, mida saab kategoriseerida järgnevalt:
 - a. hoonetele ehituslike kahjude tekitamine (nt. katustel pesitsevad tiirud ja akende tihendeid nokkivad varesed);
 - b. inimeste ründamine (nt. kajakad ründavad hoonesse sisenevaid inimesi, varesed ründavad pargis jalutavaid inimesi);
 - c. lindude väljaheidetega kaubanduskeskuste siseruumide reostamine.

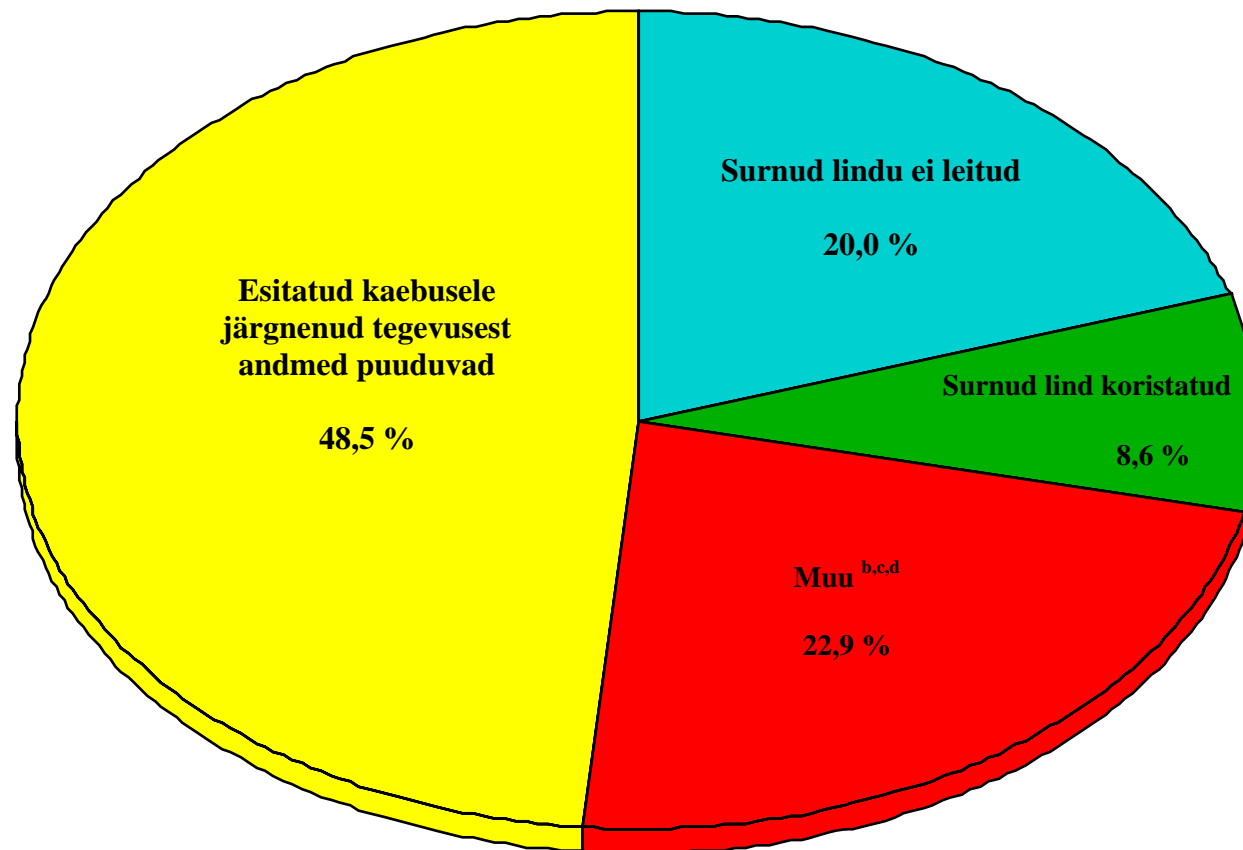


Joonis 1. Tartu heakorratelefonile 1789 laekunud lindudega seonduvate kaebuste taksonoomiline jaotumus ^a

^a Kokku 35 kaebust seisuga 12.06.2008

^b Ühel juhul oli kaebus surnud pardi (*Anas spp.*), surnud händkaku (*Strix uralensis*) ning paabulinna (*Pavo cristatus*) kohta

^c Kahel juhul puudutas kaebus pääsulasi (*Hirundinidae*)



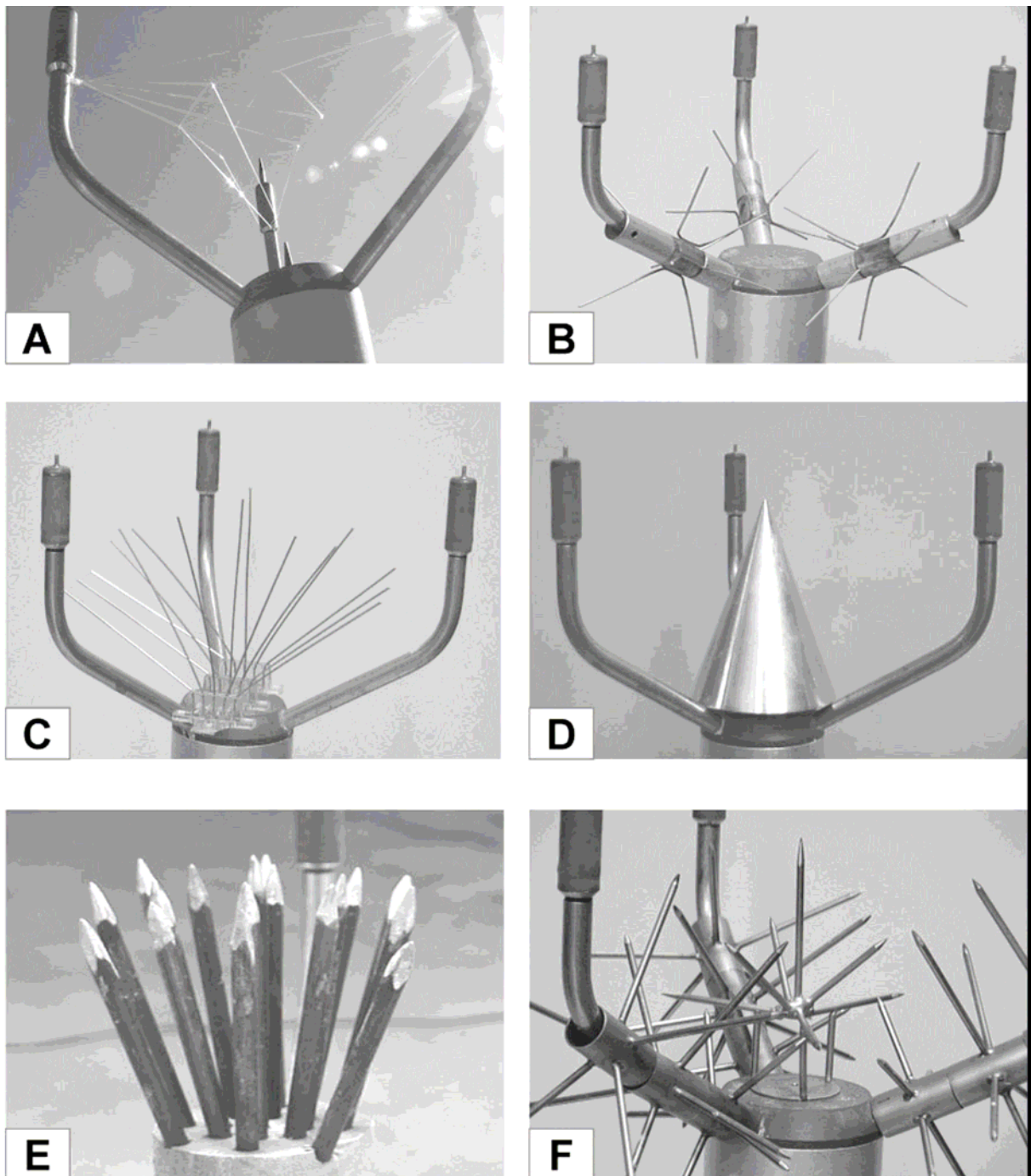
Joonis 2. Tartu heakorratelefonile 1789 laekunud lindudega seonduvatele kaebustele järgnenud tegevuste ülevaade ^a

^a Kokku 35 kaebust seisuga 12.06.2008

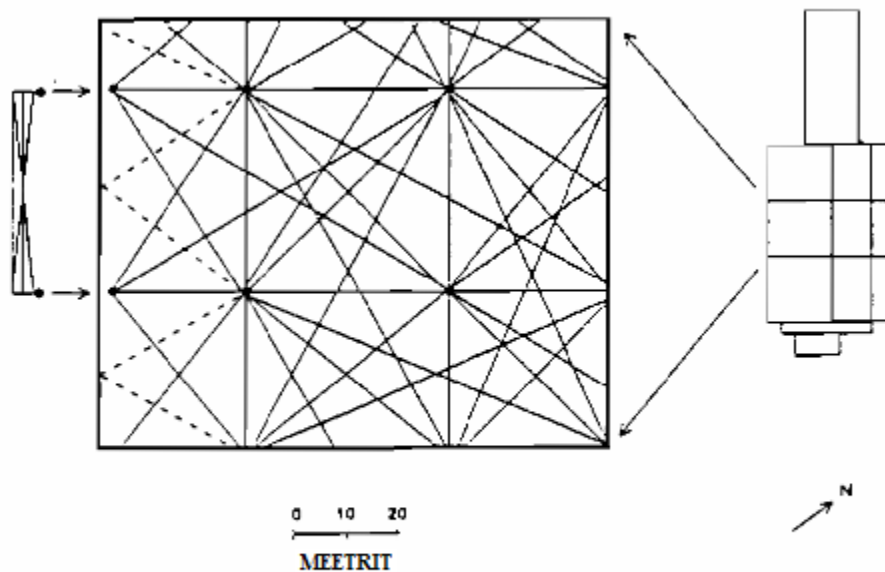
^b Tegu oli vigastatud, kuid elus linnuga (7 teadet) ning kaebusele ei leitud lahendust, kuna eluslindudega seotud probleeme peeti Tartu keskkonnateenistuse poolt lahendatavateks

^c Ühel juhul lendas hoones ringi pääsuke ning heakorratelefon oli võimetu aitama

^d Ühel juhul oli naerukajakas toodud loomaarsti juurde ja linnupojad olid pesast välja kukkunud



Joonis 3. Lennujaama ultrahelisensorile paigutatud (A) monofilamentne võrgustik, (B) Bird spinner, (C) Bird spikes, (D) AgCone, (E) AgSpikes, (F) kombineeritud deterrent (Avery ja Kays 2004)



Joonis 4. Katuse üldplaani (paremal) kõrval on näidatud traatvõrgustiku paigaldusviis (vasakul) Riser Foods'i laohoonele, Ohios. Pidevad jooned näitavad traate, mis on asetatud üksteisest kindlatel kaugustel asetsevate tugipostide vahele ning katkendjooned näitavad traate, mis on ühendatud katuse ja tugipostide vahele. Joonisel vasakule väljaulatuvalt on visandatud võrgustiku külgedele, mis ühtivad katuseäärtega, traatide paigaldamise viis (Belant ja Ickes 1996).