

# Tiirude kaitse tegevuskava



Euroopa Liit  
Euroopa  
Regionaalarengu Fond



Eesti tuleviku heaks

## Kokkuvõte

Tiirude kaitse tegevuskava on koostatud viie Eestis pesitseva tiiruliigi kaitsetegevuste kavandamiseks. Need liigid on räusktiir (*Hydroprogne caspia*), tutt-tiir (*Thalasseus sandvicensis*), väiketiir (*Sternula albifrons*), jõgitiir (*Sterna hirundo*) ja randtiir (*Sterna paradisaea*).

Räusktiir on Eestis koloniaalne liik, enamuse haudeasurkonnast pesitseb kahe suure kolooniana väikestel meresaartel Lääne-Eestis. Kolooniate suurus ja asukoht muutub sageli. Räusktiiru arvukust hinnatakse 150–300 paarile ja arvukust peetakse stabiilseks. Räusktiir kuulub II kaitsekategooria linnuliikide hulka.

Tutt-tiir moodustab Eestis suuri ja kohati väga suuri kolooniaid ning on veel koloniaalsem kui räusktiir. Sarnaselt räusktiirule on ka tutt-tiirudel olnud viimasel kümnel aastal Eestis vaid kaks suurt pesitsusasumit. Tutt-tiirukolooniad vahetavad samuti sageli asukohti, enamasti toimub see häirimisest põhjustatud madala sigimisedukuse tõttu. Hinnanguliselt elab Eestis praegu 700–1000 paari tutt-tiire, liigi arvukus on stabiilne ja ta kuulub II kaitsekategooria linnuliikide hulka.

Väiketiir on levinud nii rannikulähedastel meresaartel kui rannikul, kuid liigi arvukus on 150–300 paari ning see on langemas. Enamikus korduvalt inventeeritud pesitsusaladest on väiketiire viimase 10–15 aasta jooksul jäänud vähemaks. Erinevalt teistest tiiruliikidest pesitseb väiketiir harvem kolooniatena ja selgi juhul on kolooniad väikesed. Kuna looduslikes kooslustes on väiketiirule sobivaid taimestumata alasid vähe, asustab väiketiir teistest tiiruliikidest meelsamini inimtegevuse tulemusena rannikul tekkinud taimestumata või pioneerkooslustega pinnavorme. Enamasti on sellistes paikades tiirude sigimisedukus häirimise, röövluse või inimtegevuse tõttu väga madal. Väiketiiru praegune kaitsestaatuse (III kaitsekategooria) vajab ülevaatamist.

Jõgitiir on Eesti teistest tiiruliikidest elupaigavalikult paindlikem ja hajusalt üle riigi levinud, sest ta asustab lisaks rannikulähedastele saartele ka paljusid järvi, karjääriveekogusid ja suuremaid jõgesid, vahel ka kalarikka veekogu lähedal asuvate hoonete katuseid. Jõgitiiru arvukus on stabiilne ja see hinnatakse jäävat vahemikku 6000–9000 paari. Jõgitiir kuulub III kaitsekategooria liikide hulka.

Randtiir on Eesti arvukaim tiiruliik, kes elab rannalähedastel ja merelistel väikesaartel ning mandri Eesti randadel, harvem rannikujärvedel, veelgi harvem mererannale ehitatud hoonete lamekatustel. Randtiiru arvukuseks hinnatakse 8000–12 000 paari ja viimasel ajal on arvukus mõõdukalt suurenenud. Randtiir kuulub III kaitsekategooria liikide hulka.

Olulisemad tiiruliike ohustavad tegurid on häirimine, röövlus ja pesitsuselupaikade kinnikasvamine. Tutt-tiiru jaoks on olulisim ohutegur munade korjamine.

Tiiruliikide kaitse lähiaja (5 aasta) eesmärk on räusktiiru, tutt-tiiru, jõgitiiru ja randtiiru puhul asurkondade arvukuse püsimine vähemalt praegusel tasemel. Väiketiiru kaitse lähiaja eesmärk on arvukuse languse peatamine. Pikaajaline (15 aasta) kaitse-eesmärk on räusk-, tutt-, jõgi- ja randtiiru puhul asurkondade arvukuse püsimine vähemalt praegusel tasemel, kuid väiketiiru puhul on see languse eelse, vähemalt 400-paarilise arvukuse taastamine.

Nende eesmärkide saavutamiseks on välja pakutud nii üldisi meetmeid kui konkreetseid tegevusi. I prioriteedi tegevusi kavas ei ole. II prioriteedi tegevused on keskkonnaregistri andmete täiendamine, tiirude elupaikade taastamine ja hooldamine, haudeasurkondade arvukuse ja sigimisedukuse seire, röövloomade eemaldamine tiirude olulisematelt pesitsusaartelt ning kava perioodiline uuendamine. III prioriteedina nähakse ette elupaikade loomise pilootprojekti

läbiviimist, uuringuid tiiruliikide peatumisalade ja elupaigakasutuse selgitamiseks, teavitustegevusi ning tiirude kaitse tulemuslikkuse tõstmist rahvusvahelises koostöös omandatavate kogemuste abil. Tegevuskava elluviimise viie aasta eelarve on 145 100 eurot.

Tiirude kaitse tegevuskava kaanefotode autorid on Margus Ellermaa (räusktiir), Mati Martinson (tutt-tiir, väiketiiru pesa ja jõgitiir) ja Berndt Eichhorn (randtiir).

## Sisukord

Kokkuvõte.....	2
1 Sissejuhatus .....	6
2 Liikide bioloogia, levik, arvukus ja kaitsestaatus.....	7
2.1 Räusktiir.....	7
2.1.1 Räusktiiru bioloogia.....	7
2.1.1.1 Elupaiganõudlus.....	7
2.1.1.2 Pesitsemine.....	7
2.1.1.3 Räusktiiru populatsiooni elujõulisus.....	8
2.1.1.4 Toitumine .....	10
2.1.1.5 Rändeteed ja talvitumine.....	11
2.1.2 Räusktiiru levik ja arvukus .....	12
2.1.2.1 Levik ja arvukus maailmas .....	12
2.1.2.2 Levik ja arvukus Euroopas.....	13
2.1.2.3 Läänemere populatsiooni ajalugu .....	13
2.1.2.4 Levik ja arvukus Eestis .....	15
2.1.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs .....	18
2.2 Tutt-tiir.....	21
2.2.1 Tutt-tiiru bioloogia .....	21
2.2.1.1 Elupaiganõudlus.....	21
2.2.1.2 Pesitsemine.....	22
2.2.1.3 Toitumine .....	24
2.2.2 Tutt-tiiru levik ja arvukus.....	24
2.2.2.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas .....	24
2.2.2.2 Levik ja arvukus Eestis .....	26
2.2.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs .....	28
2.3 Väiketiir .....	29
2.3.1 Väiketiiru bioloogia .....	29
2.3.1.1 Elupaiganõudlus.....	29
2.3.1.2 Pesitsemine.....	30
2.3.1.3 Toitumine .....	31
2.3.2 Ränne ja talvitumine .....	31
2.3.3 Väiketiiru populatsioonidünaamikast .....	32
2.3.4 Väiketiiru levik ja arvukus.....	33
2.3.4.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas .....	33
2.3.4.2 Levik ja arvukus Eestis .....	36
2.3.5 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs .....	40
2.4 Jõgitiir.....	41
2.4.1 Jõgitiiru bioloogia .....	41
2.4.1.1 Elupaiganõudlus.....	41
2.4.1.2 Pesitsemine.....	42
2.4.1.3 Toitumine .....	43
2.4.2 Jõgitiiru levik ja arvukus.....	43
2.4.2.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas .....	43
2.4.2.2 Levik ja arvukus Eestis .....	44
2.4.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs .....	47
2.5 Randtiir .....	47
2.5.1 Randtiiru bioloogia .....	47
2.5.1.1 Elupaiganõudlus.....	47

2.5.1.2	Pesitsemine.....	48
2.5.1.3	Toitumine .....	49
2.5.2	Randtiiru levik ja arvukus .....	49
2.5.2.1	Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas .....	49
2.5.2.2	Levik ja arvukus Eestis .....	50
2.5.3	Kaitsestaatuse ja senise kaitse tõhususe analüüs .....	53
3	Ülevaade uuringutest ja inventuuridest, riiklik seire .....	54
3.1	Uuringud ja inventuurid.....	54
3.2	Riiklik seire.....	56
4	Ohutegurid.....	56
4.1	Pesitsusaegne häirimine.....	57
4.2	Pesitsuselupaikade kinnikasvamine.....	58
4.3	Röövlus, väikekiskjad.....	59
4.4	Munade korjamine.....	60
4.5	Kokkupõrked tehiskonstruktsioonidega .....	61
4.6	Arendustegevus tiirudele olulistest pesitsuspaikades või -piirkondades .....	63
4.7	Veekogude kuivendamine ja veetaseme muutmine .....	64
4.8	Tormid, kliimamuutus .....	64
4.9	Varajane loomade karjatamisega alustamine linnusaartel .....	64
4.10	Keskkonnamürgid.....	65
4.11	Saagi kättesaadavuse vähenemine .....	66
4.12	Jaht.....	66
5	Kaitse-eesmärgid .....	67
5.1	Lähi- ja pikaajalised kaitse-eesmärgid .....	67
5.1.1	Lähiaja kaitse-eesmärgid.....	67
5.1.2	Pikaajalised kaitse-eesmärgid .....	68
5.2	Kaitsemeetmed .....	68
5.3	Liigi leiukoha pindalalise kaardistamise põhimõtted .....	71
5.3.1	Pesitsuselupaikade piiritlemine.....	72
5.3.2	Rändeageste peatuspaikade piiritlemine .....	73
6	Liikide soodsa seisundi tagamise tingimused.....	73
7	Kaitse tulemuslikkuse hindamine .....	74
8	Liikide soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud meetmed, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava .....	75
8.1	Keskkonnaregistri andmete täiendamine .....	76
8.2	Riiklik seire.....	76
8.3	Elupaikade taastamine ja hooldamine .....	77
8.4	Kiskjate tõrje olulisematel pesitsuslaidudel .....	78
8.5	Elupaikade loomise pilootprojekt ja juhendmaterjali koostamine .....	79
8.6	Uuringud räusktiiru ja tutt-tiiru elupaigakasutuse selgitamiseks .....	80
8.7	Rahvusvaheline koostöö .....	81
8.8	Tiirude ja teiste meresartel pesitsevate linnuliikide tutvustamine meedias .....	82
8.9	Kaitse tegevuskava uuendamine.....	82
9	Kaitse korraldamise eelarve.....	83
10	Kasutatud kirjandus .....	85

# 1 Sissejuhatus

Rand- ja jõgitiirud on Eesti mere- ja rannamaastike tüüpilised haudelinnud, jõgitiire kohtab ka sisemaa järvedel ja suurematel jõgedel. Räusk- tutt- ja väiketiir on lokaalselt levinud väikese arvukusega meresaarte liigid, viimane pesitseb vahel ka rannaluidetel. Eripäraselt osavate lendajate ja häälekate suhtlejatena pälvivad kõik tiiruliigid inimeste tähelepanu ja imetlust, juhuslikult tiirupesa juurde sattunud jalutajale põhjustavad vahel ka hirmu. Tiirude eelistused elu- ja pesapaigale on selgesti piiritletud ja nad on üsna nõudlikud, ehitades pesa taimestumata või vähese ja madala taimestuga pinnasele. Kalatoidulistena sõltuvad tiirud veekogude seisundist. Tiirud on ohustatud elupaikade vähenemise tõttu, neid mõjutab otseselt või kaudselt ka inimtegevus. Kõik tiiruliigid on loetletud Euroopa Nõukogu direktiivi 79/409/EMÜ loodusliku linnustiku kaitse kohta (linnudirektiivi) I lisas ja kõik liigid on ka Eestis kaitse all. Tutt-tiir ja räusktiir kuuluvad II, väiketiir, jõgitiir ja randtiir III kaitsekategooriasse. Väikese populatsiooni ja langeva arvukuse tõttu on ohustatud väiketiir, koondumine vähestesse suurtesse kolooniatesse muudab halbadele mõjudele vastuvõtlikuks räusktiiru ja tutt-tiiru.

Tiirude kaitse tegevuskava eelnõu koostasid Eve Mägi, Margus Ellermaa, Ivar Ojaste ja Veljo Volke (Eesti Ornitoloogiaühing). Kava koostamiseks võimaldasid trükis avaldamata andmeid kasutada Mati Martinson, Trinus Haitjema, Andrus Kuus, Harri Hongell, Jari Valkama, Kaarel Kaisel, Olavi Vainu, Jari Kontiokorpi, Heikki Luhamaa, Indrek Tammekänd, Mati Kose, Tarvo Valker, Aivo Klein, Kalev Rattiste jpt. Kaitse tegevuskava eelnõusse tegid korrekture Keskkonnaameti, Keskkonnaagentuuri ja Keskkonnaministeeriumi spetsialistid. Töö rahastamine toimus „Riikliku struktuurivahendite kasutamise strateegia 2007–2013“ ja sellest tuleneva „Elukeskkonna arendamise rakenduskava“ prioriteetse suuna „Säästva keskkonnakasutuse infrastruktuuride ja tugisüsteemide arendamine“ meetme „Kaitsekorralduskavade ja liikide tegevuskavade koostamine looduse mitmekesisuse säilitamiseks“ programmi alusel Euroopa Regionaalarengu Fondi vahenditest.

## 2 Liikide bioloogia, levik, arvukus ja kaitsestaatus

Tiirud kuuluvad kurvitsaliste seltsi (*Charadriiformes*) tiirlaste sugukonda (*Sternidae*). Tiirlaste hulka arvatakse 11 erinevat perekonda. Eestis pesitsevad tiirlastest tiirud ja viiresed. Meie tiiruliikidest kuulub räusktiir perekonda *Hydroprogne*, väiketiir perekonda *Sternula*, tutt-, jõgi- ja randtiir perekonda *Sterna*. Viiresed kuuluvad perekonda *Chlidonias*, aga neid käesolevas töös ei käsitleta.

### 2.1 Räusktiir

Räusktiiru esmakirjeldus on tehtud teineteisest sõltumatult kaks korda: Pallas 1770. aastal (*Sterna caspia*) ja Lepechin samuti 1770. aastal (*Hydroprogne tschegrava*). Kaasaegsed süstemaatikud paigutavad liigi perekonda *Hydroprogne* ja alamliike ei eristata (Dickinson & Remsen 2013).

#### 2.1.1 Räusktiiru bioloogia

##### 2.1.1.1 Elupaiganõudlus

Räusktiiru ehk räusa (*Hydroprogne caspia*) kogu Põhja-Euroopa populatsioon koondub vähestesse kolooniatesse, kus pesitseb 90% asurkonnast. Läänemere suurimad kolooniad on olnud ligi 200 haudepaari suurused, mujal maailmas esineb ka suuremaid, Suurel järvistul isegi üle 1000-paariseid kolooniaid (Cramp & Simmons 1985). Läänemere kolooniad asuvad avamere poolt ümbritsetud rohustunud või liivastel-kivistel, puudeta laidudel. Kolooniad on väikekiskjate vältimiseks reeglina mandri ja suuremate saarte rannast mitme kilomeetri kaugusel, kuid mõnikord ka lähemal. Paarikümne kilomeetri raadiuses kolooniast peab olema kalarikkaid paiku – jõgede suudmeid, rannikulõukaid või merelahtesid, kus toitutakse enne pesitsust, pesitsemise ajal ning pärast pesitsemist rändeks valmistudes. Lisaks pesitseb väike osa populatsioonist ühe või kahe paari kaupa. Üksikpaarid asuvad peaaegu eranditult pesitsema teiste kajakaliste kolooniasse või selle lähedusse (Bergman 1980). Erinevalt väike- ja jõgitiirust ei pesitse räusk väikestes, 4–8-paarilistes kolooniates. Selliseid võib esineda suurte kolooniate killustudes häirimise tagajärjel, kuid väikesed kolooniad on ebapüsivad ja koonduvad jälle kokku suuremasse.

Rahulikes oludes on räusktiir pesapaigatruu ja kolooniad võivad püsida paigal aastakümneid (Cuthbert 1988). Pesitsemise ebaõnnestumise korral vahetavad paarid pesapaika kohe järgmisel aastal. Lisaks võib pesitsuseelne või -aegne häirimine viia pesapaiga hülgamiseni kogu koloonia poolt nii järgmise kui sama pesitsushooaja jooksul (Väisänen 1973). Kolooniad võivad ümber kolida kohe, kuid tavaliselt on nende lagunemine ja uute tekkimine dünaamiline protsess, mis kujutab endast erinevate kolooniate või üksikpaaride segunemist (Väisänen 1973, Staav 1979). Tihti paiknevad uued kolooniad ettearvamatutes kohtades, sest kolooniad ei teki järk-järguliselt kasvades, vaid reeglina koondudes, killustudes ja ümber kolides. Eesti kolooniad tunduvad olevat näiteks Soome omadega võrreldes eriti liikuvad, mistõttu võib kahtlustada suuremat häirimisfaktorit Eesti saartel.

##### 2.1.1.2 Pesitsemine

Räusktiir paarub pesitsuskohtades ja on ühe pesitsusperioodi jooksul monogaamne. Paarid lagunevad tavaliselt sügisrände ajal ja paarumine toimub uuesti järgmisel pesitsushooajal, kusjuures 75% juhtudest uue kaasaga (Cuthbert 1985). Pesa on madal lohk liivas, kruusas või kivipinnase taimedega kaetud süvendis. Reeglina asuvad pesad laidude kõrgemates osades, kust on vaade ümbruskonnale ja mis on tormide eest enam-vähem kaitstud. Pesad asuvad kolooniates üpris tihedalt, 0,5–3-meetrise vahedega (Bergman 1980, Hario 1986, Ludwig 1965).

Eesti ornitoloogilises kirjanduses ei ole rüsktiiru kurnade suurusest ülevaadet avaldatud. Meresaarte haudelinnustiku seire andmetel (2009–2012) on keskmine kurna suurus 1,84 muna (56 pesa põhjal). See näitaja sisaldab tõenäoliselt ka järelkurni ja esimeste kurnade keskmine suurus on kõrgem. 21. mail 2013 oli esmaskurnade keskmine suurus Anemaa koloonias (Matsalu RP) 2,81 muna (100 pesa põhjal). Täiskurnade hulgas oli kahemunalisi 19% ja kolmemunalisi 81%. 19. juunil 2013 oli samas koloonias hiliste kurnade ja järelkurnade keskmine suurus 1,92 muna (38 pesa põhjal). Ühemunalisi kurni oli nende hulgas 18%, kahemunalisi kurni 71% ja kolmemunalisi kurni 11%. Ahvenamaal muneb rüsktiir esimesse kurna 2–3 muna ja selle luhtudes järelkurna 1–2 muna. Munemine algab mai esimesel nädalal ja mai lõpuks on kõigil paaridel täiskurnad. Kolme munaga kurnad on maikuus tavalisemad kui kahe munaga kurnad, keskmine kurna suurus on 2,7 muna (Soikkeli 1973a).

Haudumine algab pärast esimese muna munemist ja pojad kooruvad tihti erinevatel päevadel. Mõlemad vanalinnud hauduvad kordamööda, kokku 20–25 päeva. Esimesed pojad kooruvad mai lõpus ja juuni alguses, enamik juuni keskpaigaks. Järelkurnade koorumine võib toimuda isegi juuli teisel poolel. Poegi toidavad mõlemad vanalinnud. Rüsktiirud kaitsevad poegi edukalt vareste ja kajakate röövluuse vastu. Pojad lennuvõimestuvad viie nädalaga, esimesed juuli alguses. Lennuvõimestunud pojad hakkavad järgnema vanalindudele kalapüügilendudel umbes nädala pärast. Pesakonnad jagunevad tihti kaheks ja kumbki vanalind viib pojad talvitusale eraldi, toites neid kogu rändete vältel ja veel talvitusajalgi (Cramp & Simmons 1985, von Haartman *et al.* 1963–72, Hilden & Hario 1993, Soikkeli 1973b, Staav 2001).

Rüsktiiru ja teiste tiiruliikide pesitsusperioodina on asjakohane käsitleda aega pesitsuselupaiga (pesitsussaare, -koloonia vms) hõivamisest kuni poegade täieliku lennuvõimestumiseni. See langeb kokku kajakaliikide kohta esitatud käsitlusega nende pesitsusperioodide kestusest ja ajalisruumilisest varieeruvusest (Anonüümne 2009). Eestis kestab rüsktiiru pesitsusperiood 10. aprillist 15. augustini. Seda ajavahemikku on vajalik arvestada rüsktiiru pesitsuselupaikade kaitsekorra kavandamisel ja muutmisel ning looduskaitseaduses toodud isendikaitse sätete rakendamisel.

Rootsis tehtud populatsiooniuringute järgi asusid suguküpseks saanud linnud 50% tõenäosusega pesitsema sünnikohta, 35% tõenäosusega 11–200 km kaugusele ja 15% tõenäosusega üle 200 km kaugusele sünnikohast (Staav 1979). Läänemere ja selle lähedaste järvede rüsapopulatsiooni geenid on teistest populatsioonidest isoleeritud, kuigi rändeteed ja talvitusladad kattuvad osaliselt mõne teise populatsiooniga. Rüsktiiru ökoloogiline, ja ühtlasi looduskaitseline tervik paistab olevat ka mujal pesitsuspopulatsioon. Näiteks Põhja-Ameerika kuus erinevat pesitsuspopulatsiooni on samuti isoleeritud (Ludwig 1965). Läänemere rüsapopulatsioon seguneb omavahel üsna tõhusalt ja seega on ka looduskaitse tervik (Staav 1979).

### 2.1.1.3 Rüsktiiru populatsiooni elujõulisus

Vaatamata laialdasele rüsktiiru seirele, ei ole liigi pesitsusedukust Läänemerel praktiliselt üldse selgitatud. Ahvenamaal koorus aastatel 1970–1972 paari kohta 1,66–1,99 poega (Soikkeli 1973a). Eelviidatud kolmeaastases uuringus täheldati, et koorunud poegadest suri erinevatel aastatel 9–20% ja poegi lennuvõimestus paari kohta keskmiselt 1,5. Bergman (1980) täheldas, et aastatel 1932–1962 lennuvõimestus Soome lahel keskmiselt 1,5 poega koloonias pesitseva paari kohta ja 1,8 poega üksikult pesitseva paari kohta. Pikaajalise seire andmetel lennuvõimestus USA läänerannikul 0,4–1,1 poega paari kohta ja sellest piisas populatsiooni kasvuks mitu protsenti aastas (Suryan *et al.* 2004).

Aeg-ajalt esineb poegade massilist suuremist ja nagu teistelgi tiirudel, on peamine põhjus näljasurm.



1972. aastal suri Ahvenamaal 20% poegadest ja üheksa isendi lahkamine näitas, et kaheksa neist olid surnud nälga (Soikkeli 1973a). Kauakestva tuulise ja vihmase ilmaga ei taba tiirud poegade toitmiseks piisavalt saaki (Lemmetyinen 1973). Põhja-Ameerikas on täheldatud veelgi kõrgemat poegade suremust, mis võib olla põhjustatud agressiivsusest liigikaaslaste vastu ja keskkonnamürkidest (Quinn & Morris 1986). Viletsas seisundis pojad langevad esimesel elunädalal aeg-ajalt ka kajakate saagiks.

Räusk panustab teiste tiirudega sarnaselt ennekõike esimesesse munasse ja sellest koorunud poja üleskasvatamisse. Nälga surevad tavaliselt koorumise järjekorras teine ja kolmas poeg (Soikkeli 1973a, Quinn & Morris 1986). Ühemunalistest kurnadest koorunud poegade puhul on näljasurm haruldane (Soikkeli 1973a). Kahe poja lennuvõimestumine paari kohta tähendab juba head pesitsusedukust ja on teatud populatsioonides haruldane sündmus (Quinn & Morris 1986).

Räusktiir on pikaealine liik. Vanim isend on elusana tabatud 30. eluaastal (Staav 2001). Matsalu rõngastuskeskuse andmetel (seisuga oktoober 2013) on vanimat Eestis rõngastatud räusktiiru elusana vaadeldud 20. kalendriaastal. Soome rõngastusandmete järgi oli aastaks 2006 leitud rohkem kui 40 üle 15-aastast räusktiiru ja mitmeid üle 20-aastaseid isendeid (J. Valkama kirjalik teade). Soomes rõngastatud ja väljaspool pesitsusala tabatud räusktiirud on olnud keskmiselt 6. kalendriaasta linnud.

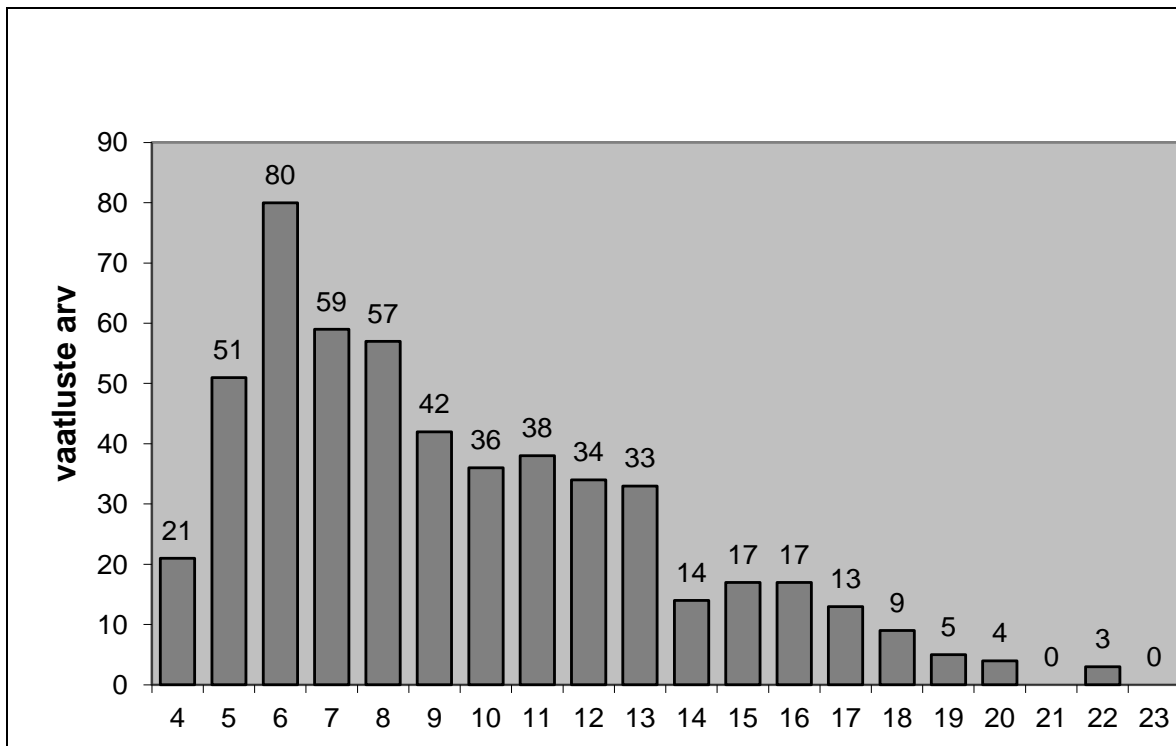
Räusktiiru suremus on kõrgeim esimesel aastal peale lennuvõimestumist. Erinevaid populatsioone käsitlevates töedes on esimese eluaasta suremuseks hinnatud: 24% (Põhja-Ameerika, Suryan *et al.* 2004), 39% (Rootsi, Fransson *et al.* 2008), 40% (Suur järvistu Põhja-Ameerikas, Ludwig 1965) ja 45% (Vaikne Ookean Põhja-Ameerika rannikul, Gill & Mewaldt 1983). Noorte lindude suremuse hinnangud on paljuski oletuslikud, sest linnud ei naase pesitsusaladele kahe esimese aasta jooksul ja leide talvituslaladelt on napilt. Rootsi hinnangut võib pidada siiski suhteliselt usaldusväärseks.

Üle ühe aasta vanuste lindude suremuseks on hinnatud eri töedes 9–18% (Fransson *et al.* 2008, Ludwig 1965, Soikkeli 1970, Suryan *et al.* 2004). Suured erinevused tulenevad nii erinevatest uurimismeetoditest kui ka keskkonna survetegurite varieeruvusest erinevates populatsioonides. Tõenäoliselt on 9%-ne suremus lähedane looduslikule, sest suurtele kajakatele on tüüpiline aastane 10%-ne suremus (Drost *et al.* 1961, Veemer 1963).

Rootsi pesitseva populatsiooni struktuuri on selgitatud väga põhjalikult kolooniates rõngaid lugedes, mis on andnud tulemuseks joonisel 1 esitatu (R. Staavi uuringud, kirjalik teade). Alates 6. eluaastast on räusktiiru suremus olnud 12% aastas ja alates 15. eluaastast 28%. Vanade lindude suuremat suremust on täheldatud ka Põhja-Ameerikas (Ludwig 1965). Suremuse kasv võib olla näiline, sest alumiiniumrõngaste iga oli varasemal ajal kulumise tõttu tihti lühem kui pikaealiste lindude eluiga.

Hinnates joonise 1 alusel aastast suremust 12%-le, pesitseb 4. kalendriaastal vaid ca 20% ja 5. kalendriaastal ca 57% räusktiirudest. Need vanuseklassid on küll pesitsuspaikades kohal, kuid vaid osa pesitseb (R. Staav, kirjalik teade). Alates 6. kalendriaastast pesitsevad kõik isendid. Kui arvestada joonisel 1 kujutatud Rootsi pesitsuspopulatsiooni vanuselist struktuuri, vanalindude teoreetilist suremust 11% aastas ning hinnangut, et 45% järelkasvust naaseb pesitsema, siis tagab stabiilse populatsiooni säilimise 0,7 poja lennuvõimestumine pesitseva paari kohta aastas. Mujal maailmas tehtud hinnangute järgi on populatsiooni elujõulisuse tagamiseks piisav isegi madalam produktiivsus (Gill & Mewaldt 1983, Ludwig 1965, Suryan *et al.* 2004). Kuid nendes töedes on autorid jätnud arvestamata, et kõik 4. ja 5. kalendriaasta linnud ei pruugi pesitseda, ning andnud hinnangu mitte pesitsevate paaride, vaid üle 3-aastase populatsiooni kohta. Räusktiiru seire ja kaitse

korraldamist kavandades on õigem hinnata lennuvõimestunud poegade arvu tegelikult pesitsevate paaride kohta. Kuna räusktiirude suuremust suurendavad ohud rändeteel (vt ohutegurid), võib pikaajaliselt piisavaks pidada produktiivsust 0,9 lennuvõimestunud poega pesitseva paari kohta aastas. Et lennuvõimestunud poegade arvu väljaselgitamine on töömahukas, võib populatsiooni pidada elujõuliseks, kui pesitseva paari kohta tuleb üks rõngastusealine poeg.



Joonis 1. Pesitsevate räusktiirude vanuseline koosseis Rootsis. Joonis põhineb Roland Staavi pikaajalisel uuringul pesitsuskolooniates. Vanused on tuvastatud lindude rõngaste järgi.

Pikaealistele ja madala sigivusega liikidele omaselt on räusktiiru sigimisedukuse mõju populatsiooni suurusele selgelt väiksem kui vanalindude suuremuse mõju. Näiteks ei kompenseeri pesitsusedukuse kolmekordistumine vanalindude suuremuse kahekordistumist. Seetõttu on vanalindude ohutuse tagamine nii talvitus- ja pesitsusaladel kui ka rändeteel väga oluline.

#### 2.1.1.4 Toitumine

Räusktiir on peamiselt kalatoiduline lind. Muu menüü on juhuslik ja sisaldab teiste lindude mune ja poegi ning suuremaid putukaid (von Haartman *et al.* 1963–1972). Räusktiir ei eelista kindlat kalaliiki, vaid püüab kalu, keda kergemini kätte saab (Koli & Soikkeli 1974). Saagikala suurus korreleerub tiiruliigi suurusega (Brenninkmeijer *et al.* 2002). Läänemeres tehtud uuringute kohaselt on tavalisemateks saagiobjektideks särg, ahven ja räim (Koli & Soikkeli 1974). Räusktiir käib toitumas ka kalakasvandustes, sest sealt on saaki (nt lõhe) kerge kätte saada (Koli & Soikkeli 1974, Roby *et al.* 2003).

Kuna pesitsuskolooniad asuvad enamasti avamerel, kus saagi tabamine on muuhulgas lainetuse tõttu raskendatud, sooritab räusktiir üpris pikki toitelende. Tavaliselt asub toitumiskoht kolooniast vähem kui 30 km kaugusel, kuid väga soodsate toitumistingimuste olemasolu korral võib räusktiir lennata ka kuni 70 km kaugusele (Soikkeli 1973b, Cramp & Simmons 1985).

USA-s tehtud uurimistöö kohaselt kulub ühe räusapoja üleskasvatamiseks umbes 19,2 MJ (megadžauli) energiat (37 ööpäeva vajadus). Olenevalt kalaliigist tähendab see 3–5 kilo kala (Roby *et al.* 2003). Täiskasvanud räuskiiru päevaseks energiavajaduseks hinnatakse samas töös 1,04 MJ, mis tähendab kalaliigist olenevalt 170–260 grammist kalasaaki.

### 2.1.1.5 Rändeteed ja talvitumine

Läänemere räuskiir on kaugrändur, kuid ekvatoriaalsetel aladel esineb ka paikseid populatsioone (Delany & Scott 2006). Läänemere populatsioon rändab talvituma Lääne-Aafrikasse.

Sügisränne algab pesakondade hulkumisega erinevatesse suundadesse, ka sisemaa järvedele (Peipsi, Võrtsjärv, Narva veehoidla). Hulkumine muutub alates augusti keskpaigast sihikindlamaks rändeks. Põhja-Saksamaal on rände kulminatsiooni täheldatud juba 20. augusti paiku (Staav 2001). Esimesed pesakonnad jõuavad Vahemere äärde augusti alguses, kuid suurim osa räuskadest jõuab sinna alles septembri teisel nädalal (Staav 2001, Kilpi & Saurola 1984). Selleks ajaks on ka enamused Eesti räuskiirudest siit lahkunud (Pettay *et al.* 2004).

Läänemere räuskiirud rändavad peamiselt lõunasse ja lõuna-edelasse, aga ka lõuna-kagusse, külastades oma teekonnal Valgevene ja Ukraina jõgesid. Osa linde jõuab lõpuks välja Musta mere lääneossa, peatudes eriti Dnestri ja Doonau deltades. Suurim osa räuskiirudest ületab Euroopa mandriosa, lennates Läänemerelt otse lõunasse, saabudes Vahemerele Itaalia idarannikul ja sealt ida pool. Osa Soome ja Rootsi asurkonnast rändab esmalt edelasse Padumerele ja ületab Euroopa mandri alles sealt, saabudes Vahemere ääres Prantsuse ja Hispaania rannikutele. Suure ringiga Atlandi ookeani ranniku kaudu rändab ilmselt väga väike osa populatsioonist. Rootsi ja Soome räuskiirude rändeteed on sarnane, mistõttu võib seda üldistada ka Eestis pesitsevatele räuskiirudele (Kilpi & Saurola 1984, Fransson *et al.* 2008, Soome rõngastuskeskus, kirjalik teade). Eestis rõngastatud räuskiirudest saadud üksikud rõngaste taasleidud toetavad seda üldistust (Matsalu rõngastuskeskuse kirjalikud teated). Isenditi on rändeteed ilmselt stabiilsed, sest mitmeid rõngastatud linde on vaadeldud erinevatel aastatel samades kohtades.

Rändel olevad räuskiirud peatuvad pikemalt heades kalapüügikohtades, millest paljud on ka rahvusvaheliselt tähtsad linnualad – Ijsselmeer Hollandis, La Camarque Prantsusmaal, Cadizi laht Hispaanias, Po jõe delta Itaalias, Gabési laht Tuneesias, Doonau delta Rumeenias ja Niiluse delta Egiptuses (Kilpi & Saurola 1984, Staav 2001). Räuskiirud peavad rändel ületama 2000 kilomeetri laiuse Sahara kõrbe. Paljude isendite jaoks peetakse selle retke tõenäoliseks lähtepunktiks Gabési lahte.

Kevadränne toimub sügisrändest kiiremini. Läänemerele naasevad esimesed isendid mõnikord juba märtsi lõpus, kuid tavalisem saabumisaeg on aprilli teisel nädalal. Eesti, Ahvenamaa ja Soome lahe populatsiooni tuumik saabub aprilli teisel poolel (Lehikoinen & Gustafsson 2003, Pettay *et al.* 2004, Staav 2001, Vähätalo & Lehikoinen 2000).

Räuskiir talvitub Lääne-Aafrikas Saheli piirkonnas ja sellest lõuna pool. Hilissügisese ja varatalviseid rõngaste taasleide on mitmetest riikidest, kuid kesktalve kuiva perioodi süvenedes koondub pea kogu Läänemere populatsioon Malisse Nigeri jõe keskjooksu märgaladele. Soomes rõngastatud räuskiirude veebruarikuu taasleidudest 67% on saadud Malist. Rootsis rõngastatud tiirudel on see osakaal veelgi suurem (Staav 2001, Soome rõngastuskeskuse kirjalik teade). Ka detsembri ja jaanuari taasleidudest umbes pooled on Malist. Liik talvitub ka Mali naaberriikides. Volta tehisejärv ja Keta laguun Ghana Vabariigis on üsna olulised talvituspaigad: 14% Rootsis ja 7% Soomes rõngastatud räuskiirude Aafrika taasleidudest on saadud sealt. Väike osa populatsioonist

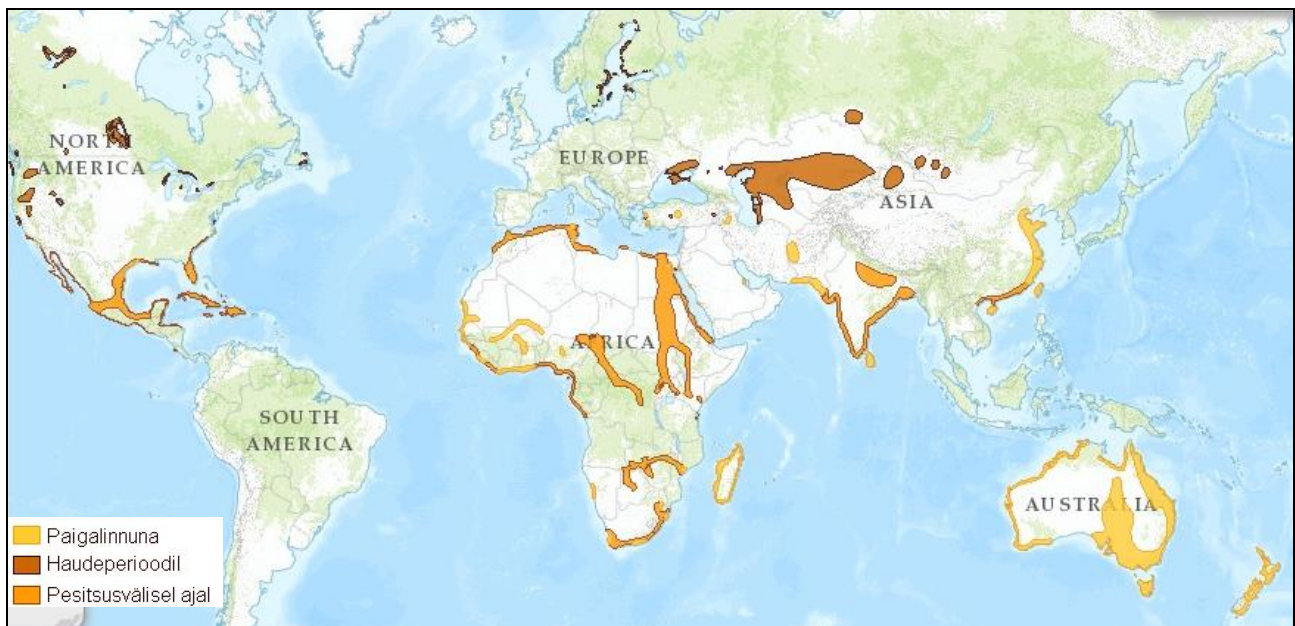
liigub veel kaugemale lõunasse ekvaatori lähedale, sest üksikuid leide on Kongost ja Zairist. Suhteliselt palju talviseid rõngaleide saadakse ka Vahemere äärest, kuid tõenäoliselt antakse sealsetest taasleidudest sagedamini teada (Fransson *et al.* 2008). Igal juhul talvitub osa populatsioonist ka Vahemere Niiluse deltas ja Gabési lahel. Gabési lahel talvitus 1984. aastal sadu rüusktiire. Osa Padumere kaudu rändavatest lindudest talvitub ka Pürenee poolsaare lõunarannikul ja Maroko rannikul (Staav 2001). Lääne-Aafrika rannikult ei ole Läänemere rüusktiire peale eelmainitud Keta laguuni praktiliselt leitud, kuigi kohalik rüusktiirupopulatsioon on seal arvukas (World Bird Database/Ian Burfield).

Noored, 2. kalendriaasta rüusktiirud püsivad talvitumisalal või liiguvad parimal juhul Vahemereni. 3. kalendriaasta linnud liiguvad juba ka Kesk-Euroopa jõgedeni ja üksikud Läänemereni (Kilpi & Saurola 1984, Staav 2001, Soome rõngastuskeskuse kirjalik teade). Üle kolmeaastased isendid tulevad kõik Läänemerele, kuid osa neist ei pesitse enne kuendat eluaastat.

## 2.1.2 Rüusktiiru levik ja arvukus

### 2.1.2.1 Levik ja arvukus maailmas

Rüusktiir on lokaalselt esinev kosmopoliitlik – ta on levinud neljas maailmajaos, kuid pesitsusalad on enam või vähem selgelt isoleeritud piirkonnad Põhja-Ameerikas, Euraasias, Aafrikas ja Austraalias, kus eristatakse kokku 13 populatsiooni. Ka peamised talvitusaalad võivad olla erinevatel populatsioonidel suhteliselt piiratud ja need ei pruugi kattuda (Cramp & Simmons 1985, del Hoyo *et al.* 1996, Delany & Scott 2006). Rüusktiiru levikukaart on toodud joonisel 2.



Joonis 2. Rüusktiiru levila. Allikas: BirdLife International & NatureServe (2014), täiendatud.

Globaalselt on rüusktiiru arvukust 2000. aastate alguses hinnatud umbes 300 000 isendile (Delany & Scott 2006).

### 2.1.2.2 Levik ja arvukus Euroopas

Euroopas on rüuskitiirul kaks pesitsuspopulatsiooni: Musta mere ja Läänemere populatsioon. Need jagavad küll enam-vähem samu rändeteid ja talvitusalasid, kuid omavahel ei ristunud. Lisaks on suur populatsioon (3000–5000 paari) Euroopa ja Aasia piiril, Kaspia merel, mille järgi on liik saanud oma ingliskeelse nime *Caspian Tern*. Selle populatsiooni rändetee ja talvitusala erinevad täiesti Läänemere ja Musta mere populatsiooni omadest (Delany & Scott 2006).

Rüuskitiir oli 19. sajandil Euroopas nüüdsest palju laiemalt levinud, kuid laiaulatusliku vaenamise tagajärjel liigi areaal kahanes. Rüuskitiir kadus pesitsejana Saksamaalt, Rumeeniast ja Taanist, kus 19. sajandil pesitses sadu paare. Ka pesitses liik tollal veel mõnel Vahemere saarel (Cramp & Simmons 1985, Kastepõld *et al.* 1997). Praegu pesitseb rüuskitiir vaid seitsmes Euroopa riigis ja nendeski väga lokaalselt, mis rõhutab liigi kaitse tähtsust kõigis riikides. Euroopa populatsiooni (Kaspia mere populatsiooni arvestamata) suuruseks hinnati 1990. aastate alguses 1800–2600 paari ja 2000. aastate alguses 2700–3800 paari (Tucker & Heath 1994, BirdLife International 2004). Uus üle-euroopaline arvukushinnang avaldatakse 2014. aastal.

### 2.1.2.3 Läänemere populatsiooni ajalugu

Läänemeres esines rüuskitiir 18. sajandil ja tõenäoliselt ka 17. sajandil vähemalt Rootsi rannikul peamiselt üksikpaaridena (Svensson *et al.* 1999, Staav 2001). Siiski on 18. sajandist teada ka koloonia ühel Oderi jõe deltas asunud rahul, mis hävis kahjuks tormi tagajärjel (Bergman 1980). 19. sajandi lõpus hävines häirimise tõttu Saksamaal, Põhjamere rannikul olnud koloonia ja arvatakse, et selle koloonia riismed asusid pesitsema Läänemerele (Bergman 1980, Svensson *et al.* 1999). Esimest rüuskitiiru kolooniat täheldati Rootsis 1870. aastatel (Svensson *et al.* 1999), Soomes 1908. aastal (Väisänen 1973) ja Eestis 1953. aastal (Jõgi 1967).

Läänemeres algas 1930. aastatel saarestike kaitsealade moodustamine ja mitmetele saartele võeti lindude vaenamise takistamiseks ametisse valvurid. Looduskaitse hakkas kiiresti häid tulemusi andma ja linnupopulatsioonid kasvama (Väisänen & Järvinen 1977, Hildén & Hario 1993). Andmed rüuskitiiru Läänemere populatsiooni arengust viimase 80 aasta jooksul on toodud tabelis 1.

Läänemere ehk üldse Põhja-Euroopa rüuskitiiru populatsioonist on viimasel ajal 50% pesitsenud Soomes, 35% Rootsis, 12% Eestis ja 3% Venemaal. Rüuskitiirud pesitsevad peamiselt Läänemere kesk- ja põhjaosas: Põhjalahel, Ahvenamerel, Soome lahel, Liivi lahel ja Läänemere keskosa ümbruses. Väike asurkond on Venemaal Laadoga järvel, kus 1990. aastatel oli 20–25-paarine koloonia ja 2000. aastatel 10–12-paarine koloonia ning mõned üksikud paarid (Jurvelin 1992, Peiponen & Kolunen 1993, R. Juvaste kirjalik teade). Rootsis Vänerni järvel pesitseb praegusajal umbes kolm paari.

Viimase kahe kümnendi jooksul on Läänemere kolooniates pesitsuspaaride üldarv olnud populatsiooni varasema kõrgseisuga võrreldes 25–50% madalam. Soomes ja Rootsis on rüuskitiiru arvukus kasvanud ja kahanenud enam-vähem sünkroonselt, Eestis on liigi arvukus muutunud samas suunas, ent väikese viivitusega. Venemaa asurkonna arvukuse muutuste kohta ei ole andmeid avaldatud. Läänemere populatsioon on ühtne tervik, mille piires rüuskitiirud pesitsemiskohti vahetavad (Staav 2001, Matsalu ja Soome rõngastuskeskuste avaldamata andmed).

Tabel 1. Räusktiiru Läänemere populatsiooni areng.

Aasta või periood	Populatsiooni suurus (haudepaari)	Geograafiline katvus	Allikas	Märkus
1935	500	Läänemeri	Bergman 1980	
1950. aastate algus	1200	Läänemeri	Bergman 1953	
1971	2200 (loendus) 2410–2610 (hinnang)	Läänemeri	Väisänen 1973	
1984	1850–1950	Läänemeri	Kilpi <i>et al.</i> 1986, Hario <i>et al.</i> 1987	1983. a esimene pesitsus Rootsi sisemaal Vänerni järvel.
1988	1560	Läänemeri	Hildén & Hario 1993	
1992	1450	Läänemeri	Hildén & Hario 1993, Tucker & Heath 1994	
1996	1450	Läänemeri, sh Venemaa ala ja Laadoga järv	Hario & Stjernberg 1997	Laadoga järvel avastati räusa pesitsemine 1989. a 1990. aastatel selgus räusa pesitsemine Läänemere Venemaale kuuluval osal (Hario & Stjernberg 1997, Noskov 2002, P. Rusanen kirjalik teade).
2000	1500–1770	Läänemeri (ilma Venemaata)	BirdLife International 2004	
2005	1635–1725	Läänemeri	BirdLife Finland, avaldamata andmed	Eesti ja Venemaa arvukushinnang aastast 2006.
2005	820–840	Soome	BirdLife Finland, avaldamata andmed	
2005	600	Rootsi	BirdLife Finland, avaldamata andmed	
2009	850	Soome	Valkama <i>et al.</i> 2011	2009. a tehti Soomes kindlaks räusa esimene pesitsemine sisemaal (Valkama <i>et al.</i> 2011).
2011	500	Rootsi	Ottosson <i>et al.</i> 2012)	
2011	1500	Läänemeri	Käesolev töö	Arvestatud Rootsi, Soome ja Eesti viimaseid arvukushinnanguid ja lisatud umbkaudne paaride arv Venemaa Läänemere osast ja lähijärvedelt.

#### 2.1.2.4 Levik ja arvukus Eestis

Teadaolevalt pesitses rüsktiir Eestis esimest korda 1910. aastal ühe paarina Kihelkonna lahes Pätsurahul (Szeliga-Mierzeyewski 1923, 1995). Üksikuid teateid rüsktiiru esinemisest 1–2 paari kaupa on ka 1920. ja 1930. aastatest (*op cit.*). Esimene koloonia leiti alles 1953. aastal Saaremaa rannikumerest Tombamaalt, kus pesitses 23 paari. 1952. aastal oli samas pesitsenud vaid üks paar (Jõgi 1967).

Teine, 17-paariline rüsktiiru koloonia leiti 1955. aastal Läänemaalt Rukkirahult (Niklus 1958). Ei ole teada, kas see oli esmapesitsemine Rukkirahul või mitte, kuid 1956. ja 1962. aastal ei pesitsenud saarel mitte ainsatki rüskapaari (Niklus 1958, Kumari 1967). Oletatavasti kolis koloonia Matsalu looduskaitseala Väinamere saartele või Hullo lahe laidudele või jagunes nende kahe piirkonna vahel. Koloonia naases Rukkirahule 1989. aastal (Renno Nellis, kirjalik teade).

Matsalu looduskaitseala piiresse jäävatelt Väinamere saartelt leiti esimene rüsktiiru koloonia 1958. aastal, kui Papirahul loendati 20 haudepaari ja võeti arvele 14 pesa. Koloonia püsis esialgu aastaid Papirahul ja naabersaarel Papilaiul. Haudepaaride arv aga kasvas kiiresti ja 1968. aastast alates paiknes osa kolooniast ümber Sipelgarahule, osa jäi edasi Papirahule. Kuigi pesitsusaaresid asusid teineteisest eemal, saab seire tulemuste põhjal väita, et tegemist oli ikkagi ühe kolooniaga, sest kui ühel saarel haudepaaride arv kasvas, siis teisel see jälle vastavalt kahanes (E. Mägi, kirjalik teade). Samal ajal Matsalu koloonia(te)ga oli Väinamerel veel teinegi koloonia – Hullo lahes Sunnasankenil, kus registreeriti 1962. aastal 28 pesa, 1969. aastal 76 paari, 1972. aastal 130 paari ja 1988. aastal 40 paari (Kumari 1967, Ojaste 1998). 1989. aastal koloonia Hullo lähelt arvatavasti kadus ja kolis ilmselt Rukkirahule (Ojaste 1998).

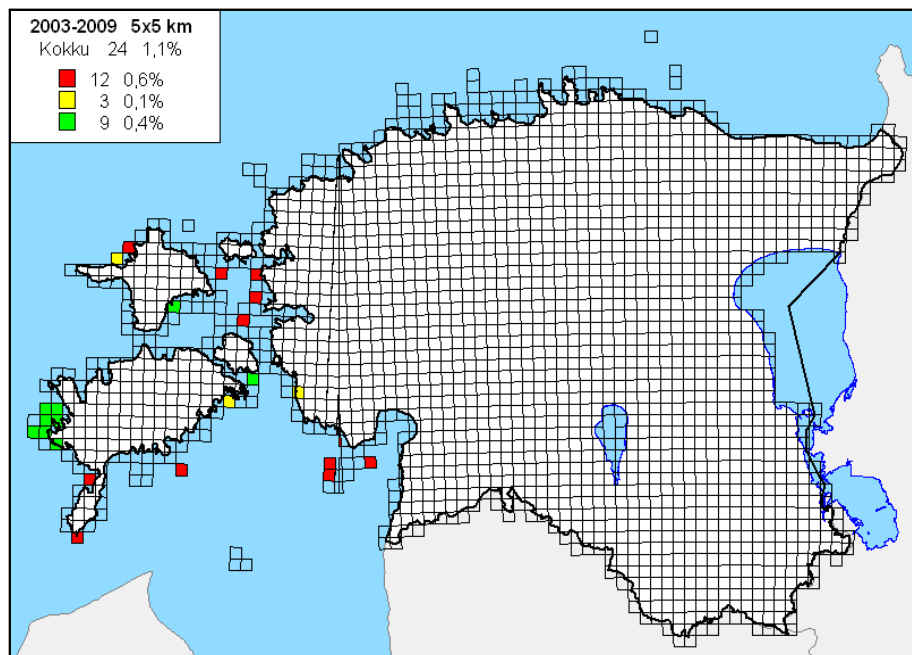
Papirahul saavutas rüsktiiru arvukus maksimumi 1979. aastal, tõustes 150 paarini. 1982. aastal kolisid aga rüskad sealt ära ja kogu Matsalu koloonia koondus Sipelgarahule, kus pesitsevate paaride arv kasvas hüppeliselt 66-lt 231-ni. Sestpeale algas Matsalu koloonia allakäik ja 1990. aastate alguseks oli haudepaaride arv selles vähenenud 110–140-ni. Viimast korda pesitses koloonia Sipelgarahul 1995. aastal (Mägi 1995, E. Mägi, kirjalik teade). Järgmiseks aastaks oli koloonia vähemalt osaliselt kolinud Rukkirahule, kuhu olid juba varem (1989. aastal) asunud Hullo lähel pesitsenud linnud. 1997. aastal pesitses Rukkirahul 110 paari (Leito & Leito 1998, Ojaste 1998). Suur koloonia püsis seal 2005. aastani, kuid 2006. aastal see hüljati tõenäoliselt saarele pesitsusajaks peale jäänud rebase pärast (T. Haitjema andmed). Samal aastal ilmus koloonia Rukkirahust lõuna poole Matsalu rahvusparki Anemaale, kus loendati 63 pesa (E. Mägi, kirjalik teade). Järgmistel aastatel jäi rüsktiiru arvukus Anemaa koloonias 56 ja 86 paari vahemikku, kuid 2011. aastal ulatus see 146 paarini. Meresaarte haudelinnustiku seire tulemustest ei ole võimalik välja lugeda, et mõnest teisest Eesti saartel asuvast kolooniast oleksid rüskad Anemaale üle kolinud, sest ainus teine suur koloonia oli sel ajal teada Saaremaalt ja see oli 2011. aastal endiselt alles (vt allpool). Anemaa koloonia suurenemise põhjuseks võib olla hea pesitsusedukus 2000. aastate keskpaigas, kuid pigem rüskade kolimine siia kaugemalt, tõenäoliselt Soome lähelt, kus Soome vetes asuvast Blekharuni kolooniast (umbes 100 km kaugusel Matsalust) kadus 2000. aastate lõpus järsult kümneid paare ja vastavat popuatsiooni suurenemist ei täheldatud mujal Soomes (M. Ellermaa, avaldamata andmed). Kokkuvõtlikult võib öelda, et Väinamerel pesitses 1962. aastal umbes 70 paari (2 kolooniat), 1972. aastal kokku 300 paari (3 kolooniat), 1988. aastal 215 paari (2 kolooniat) ja 2011. aastal 146 paari (1 koloonia).

Pärnumaa meresaartel on rüsktiir pesitsenud peamiselt üksikpaaridena, kuid 1986. aastal leiti 46-paariline koloonia Sangelaidude kaitsealalt Küll-laiult (Leibak *et al.* 1994). Kindlasti ei olnud need Matsalust tulnud linnud, kuid teoreetiliselt võis Saaremaa rannikumerest Nootamaalt kadunud

koloonia ajutiselt killustuda ja osaliselt kolida Kihnu laidudele ning osaliselt ühineda Matsalu kolooniaga. 2008. aastal asustas Küll-laidu (ajutiselt) 10-paarine räusktiiru koloonia, mis võis olla seotud samal ajal toimunud Saaremaa koloonia ümberkolimisega Kriimi saarelt Kerju saarele (vt allpool).

Üks Eesti räusktiiru kolooniatest on pikka aega pesitsenud Saaremaa rannikumeres (selle lõigu andmed: riikliku väikeste meresaarte haudelinnustiku seire tulemused ja M. Martinsoni kirjalikud teated). 1960. ja 1970. aastatel paiknes see koloonia peamiselt Vilsandi rahvuspargis Nootamaal (viimast korda 1986). 1980. aastate keskel muutus Saaremaa koloonia pesitsuskoha valikul ebastabiilseks. 1987. või hiljemalt 1988. aastal asus koloonia pesitsema Saaremaast lõunas asuval Tombamaal, mil registreeriti Saaremaa koloonia kõrgeim arvukus 138 paari. Koloonia püsis seal vähemalt 1991 aastani. Hiljemalt 1995. aastaks olid räusktiirud kolinud läänerrannikule Kriimi saarele ja koloonia suurus oli kahanenud 72 paarile. Siin pesitses koloonia viimast korda 1999. aastal. Ajavahemikul 2000–2002 on koloonia asukoht teadmata, kuid 2003. aastal leiti koloonia uuesti Tombamaalt umbes 100 paari suurusena (andmebaasides on esinenud ka koloonia suurus 148 aastast 2004, mis on andmete kontrollimisel osutunud veaks). Juba 2007. aastal kadus koloonia Tombamaalt ära ja asus vaid kolmeks aastaks jälle Kriimi laiule, liikudes 2010. aastal hoopis Kerju laiule, olles endiselt seal ka 2013. aastal. Koloonia on nüüdseks kahanenud ainult 35–40 paarile. Lisaks on Saaremaal umbes 20 ühe- või kahekaupa pesitsevat paari (30–40% Saaremaa asurkonnast). Saaremaa koloonia suurus oli nii 2002. kui ka 2006. aastal umbes 50–75 paari (Volke *et al.* 2002, V. Volke ja T. Haitjema kirjalik teade). 2011. aastal oli Saaremaa koloonia umbes 40 paari ja kogu Saaremaa populatsioon 58 paari suurune. Hinnang on üsna täpne (väikeste meresaarte haudelinnustiku seire 2011, M. Martinsoni ja V. Volke kirjalikud teated). Saaremaa populatsioon on tugevasti häiritud, sest kolmandik haudepaaridest ei pesitsenud aastatel 2008–2012 kolooniates (vt lisa 1).

Hiiumaal on liik esinenud juhuslikult üksikpaaride või ajutise koloonianana. Soome lahe rannikul on liigi pesitsemist täheldatud vaid esimese Eesti linnuatlase välitööde ajal ühes ruudus (Renno 1993), kuid täpsemat infot ei ole saadaval. Räusktiiru levik uue linnuatlase andmetel on toodud joonisel 3.

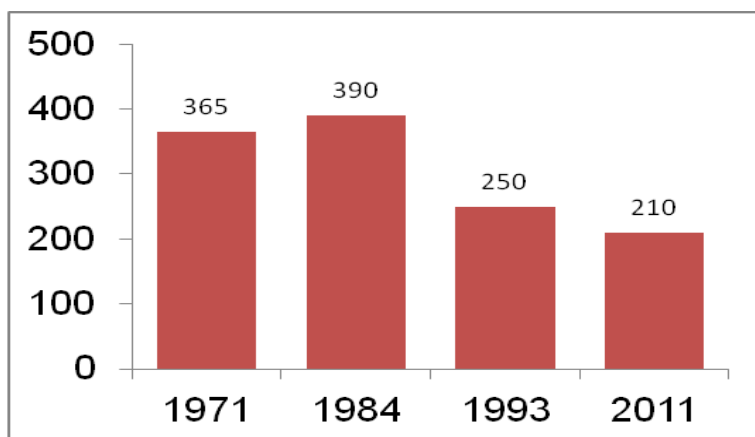


Joonis 3. Räusktiiru pesitsusaegne levik Eestis 2003–2009: punane – kindel pesitseja, kollane – tõenäoline pesitseja, roheline – võimalik pesitseja (Eesti lindude levikuatlas; koostamisel).



Kokkuvõtvalt saab väita, et räusktiir on regulaarselt pesitsenud ainult Lääne-Eesti saartel. Suurimates kolooniates on loendatud üle 100 haudepaari (Leibak *et al.* 1994). Pesade arvult suurim (175 pesa) on olnud Sipelgarahu koloonia 1988. aastal. Eestis on kokku teada umbes 40 räusktiiru pesitsuspaari, kuid suuremaid kolooniaid on esinenud vaid kümmekonnal saarel, nagu Papirahul-Papilaul, Sipelgarahul, Anemaal, Rukkirahul, Sunnasankenil, Küll-laiul, Tombamaal, Nootamaal, Kriimi saarel, Kerju saarel ja Hiiumaa lõunarannikul Kõverlaidu juures oleval rahukesel. Peale selle on liik paarikümnel laiul pesitsenud 1–2 paarina.

20. sajandi esimesel poolel oli räusktiir Eestis haruldane pesitseja. Esimene koloonia avastati Rootsi ja Soomega võrreldes suhteliselt hilja – 1953. aastal (Jõgi 1967). Arvukus kasvas seejärel kiiresti. 1971. aastal hinnati räusktiiru arvukust juba 365 paarile (Kilpi *et al.* 1986). Kui Soomes ja Rootsis hakkas räusa arvukus 1970. aastatel kahanema, tõusis see Eestis endiselt ja oli 1984. aastal 380–400 paariga kõrgseisus (Hario *et al.* 1987). Pärast seda vähenes räusktiiru arvukus ka Eestis ja 1993. aastal küündis pesitsevate paaride arv hinnanguliselt 250-ni (Leibak *et al.* 1994). Tollal teati kolme suurt kolooniat (EOÜ, avaldamata andmed). 2000. aastate alguses jäi ametlik räusktiiru arvukuse hinnang üsna laia vahemikku – 250–400 paari (Elts *et al.* 2003). See hinnang tundub liiga optimistlik, sest Lõhmus *et al.* (2001) järgi oli Eesti kaitsealadel ja tähtsatel linnualadel 1990. aastate teisel poolel ja 2000. aastate alguses ainult kaks üle 10-paarilist kolooniat ja üldse neli leiukohta, kus pesitses rohkem kui üks paar räusktiire. 2006. aastal hindas M. Ellermaa pärast ekspertide küsitlemist räusktiiru arvukuseks 150–200 paari. Ka Elts *et al.* (2009) jõudsid 2008. aastal sama tulemuseni. See on lähedane ka siin esitatavale 2011. aasta arvukushinnangule, mille kohaselt pesitseb Eestis kokku umbes 210 räusapaari, neist enamik kahes koloonias (riikliku meresaares haudelinnustiku seire tulemused, Leito & Leito 2011). 2010. ja 2012. aasta loendused ei katnud räusktiiru pesitsusalasid piisavalt, seetõttu on joonisel 4 kasutatud 2011. aasta inventuuri andmeid. Siiski oli ka 2011. aasta loendustel mõningaid lünkasid, mistõttu on teatud laidude osas võetud arvukuse hinnang mõne teise, võimalikult 2011. aastale lähedase seire tulemustest (kasutati vaid 2008.–2012. aasta andmeid). Loetelu räusktiiru viimase aja pesitsuspaikadest Eestis, seal registreeritud liigi arvukusest ja kasutatud allikatest on toodud lisas 1, üldistatud andmed aga tabelis 2.



Joonis 4. Räusktiiru haudepaaride arv Eestis erinevatel aastakümnetel.

Tabel 2. Räusakolooniad ja üksikpaarid Eestis 2011. aastal. Täpsemad andmed on lisas 1.

Maakond	Paare kolooniates	Kolooniate arv	1–2 paarina
Saaremaa	40	1	20
Läänemaa	146	1	1
Pärnumaa	0	0	4

Eestis on rüsktiiru arvukuse muutust ajavahemikul 1991–2008 hinnatud mõõdukalt langevaks, st arvukuse langust 10–50%, liigi arvukust aastail 1971–1990 aga stabiilseks (Elts *et al.* 2009). Viimase arvukushinnangu järgi (EL Linnudirektiivi aruanne 2013, Elts *et al.* 2013) on rüsktiiru arvukushinnang 150–250 haudepaari ja trend 1980–2012 mõõdukalt langev ning 2001–2012 stabiilne.

Keskkonnaregistris olevatest rüsktiiru pindalalistest leiukohtadest paikneb riigimaal või jätkuvalt riigi omandis oleval maal üle 90% ja eramaal vaid 9,7% (tabel 3), punktobjekte on keskkonnaregistris vaid kaks ja need mõlemad paiknevad riigimaal ja kaitsealadel. Kõik keskkonnaregistris olevad rüsktiiru leiukohad asuvad kaitstavatel aladel (tabel 4).

Tabel 3. Rüsktiiru leiukohtade jaotus maaomandi alusel (pindobjektid; Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.13).

Maa omandivorm	Pindala (ha)	Osakaal (%)
Eramaa	10,3	9,7
Riigimaa	31,4	29,7
Jätkuvalt riigi omandis olev maa	64,1	60,6
<b>KOKKU</b>	<b>105,8</b>	<b>100</b>

Tabel 4. Rüsktiiru leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (pindobjektid; Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.13).

Kaitstav ala	Pindala (ha)	Osakaal (%)
Püsielupaik	6,1	5,8
Kaitseala	89,3	84,4
Hoiuala	10,4	9,8
<b>KOKKU</b>	<b>105,8</b>	<b>100</b>

Kasutatud on maaüksuste kihti seisuga juuli algus 2013. Pindalad on arvatud *Cartesian* valemiga.

### 2.1.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

Rüsktiir kuulub II kaitsekategooriasse (Vabariigi Valitsuse 20.05.2004 määrus nr 195, RT I 2004, 44, 313) ning vähemalt 50% liigi teadaolevatest ja keskkonnaregistrisse kantud leiukohtadest peab asuma kaitstavatel aladel (Looduskaitseseedus, RT I 2004, 38, 258). Eesti punases nimestikus (2008) on rüsktiir arvatud ohualdiste (*vulnerable*) liikide kategooriasse, sest liigi arvukus Eestis on langenud ja populatsioon on väike. Rüsktiir on linnudirektiivi (direktiiv 79/409/EEC) 4.1 artikli liik, mis tähendab, et tema esindusalasid tuleb kaitsta linnuhoiualadena. Globaalselt on rüsktiir ohuväline liik (IUCN-i punane nimestik 2012). Rahvusvahelisi tegevuskavasid Berni/AEWA konventsioonide raames ei ole rüsktiirule tehtud. BirdLife International liigitab rüsktiiru Euroopa populatsioonid klassi SPEC 3, mis näitab, et liik on kaitsekorralduslikult tähtis väikese populatsiooni (<10000 isendit) tõttu. Berni ja Bonni konventsioonides on rüsktiir II lisa liik, konventsioonide kohustusi täidab Eesti Euroopa Liidu linnudirektiivi kaudu.

Soomes on rüsktiir IUSN-i klassifikatsiooni järgi ohulähedane liik (Rassi *et al.* 2010), Rootsis aga ohualdis liik (Gärdenfors 2010). Läänemere punases nimestikus on rüsktiir samuti ohualdis (HELCOM 2013). Lätis ja Leedus liik ei pesitse. Venemaal on rüsktiir 2000. aasta punases

raamatus paigutatud kategooriasse "haruldane", mis ei ole võrreldav IUCN-i kriteeriumitega (<http://biodat.ru/db/rb/pre.htm>).

Globaalselt on rüsktiir Tähtsate linnualade (IBA-alade) kriteeriumeid täitev liik 90-l rahvusvahelise tähtsusega linnualal (IBA-l, World Biodiversity Database) Neist pooled on ülemaailmse tähtsusega (kriteerium A4i, Heath & Evans 2000) ja ülejäänud regionaalse tähtsusega alad (kriteerium B1). Läänemere populatsiooni (4500–5300 isendit) B1 kriteerium on 2012. aasta seisuga 50 isendit ehk 1% asurkonnast (<http://wpe.wetlands.org>), mis tähendab, et alad, kuhu koondub regulaarselt 50 isendit, peaksid olema määratletud regionaalselt tähtsate linnualadena.

Mitmed Läänemere populatsiooni rändetele jäävad alad on arvatud IBA-de hulka, näiteks Manzala ja Burulluse järved Niiluse deltas, mitmed Gabési lahe osad Tuneesias, Doonau delta Rumeenias ning Lac Horo, Lac Débo-Oualado Débo Mali vabariigis (Heath & Evans 2000, Fishpool & Evans 2001). Débo-Oualado Débo järvel kohati 2000. aasta loendustel koguni 3200 rüsktiiru ja Horo järvel 1979. aastal 2000 rüsktiiru. Staav (2001) loetleb ka teisi Nigeri jõe keskjooksu piirkonna järvesid, kus rüska on kohatud üle 1000 isendi: Fati, Faguibine ja Niangaye. Neist kaks esimest on küll IBA-d, kuid rüsk ei ole kriteeriumiliik. Igal juhul on Nigeri jõe keskjooks Läänemere rüsktiirudele olulise tähtsusega ala. Seal paisub jõgi vihmaperioodi lõpuks pea Eesti suuruseks märgalaks, ületades pindalalt maailma suurimate jõgede suudmeid. Kuivaperioodil muutub märgala osaliselt isoleeritud järvedeks, kuhu koonduvad talve lõpuks ka rüsktiirud.

Mitme rüsktiirule olulise tähtsusega ala kaitsestaatus on 1980. aastatest alates paranenud. Enamik neist on nimetatud Ramsari aladeks ja osadest on moodustatud siseriiklikke looduskaitsealasid. Alade kaitse tõhusus erineb eri riikides, näiteks on Niiluse deltas looduskaitse ainult sümboolne tähtsus (Heath & Evans 2000, Fishpool & Evans 2001). Põhilist talvitusala hõlmav riik Mali on ratifitseerinud Ramsari, AEWA ja CITES-i konventsioonid (Fishpool & Evans 2001). Rüsktiirule oluline Nigeri keskjooks on eriti ohustatud kiiresti kasvanud inimsurve pärast (Zwarts *et al.* 2009).

Rüsktiiru tõhus kaitse Eestis on väga oluline, sest 12% Põhja-Euroopa populatsioonist pesitseb siin. 90% Eestis pesitsevatest rüsktiirudest on koondunud 2–3 kolooniasse. Seetõttu on liik väga häirimistundlik ja ainult väheste liikide kaitse on Eestis tähtsuselt võrreldav rüsktiiru kaitsega.

Keskkonnaregistri kohaselt pesitseb suurem osa rüsktiirudest riigimaal (tabel 3). Seetõttu on liigi kaitse korraldamise võimalused head. 2011. aastal pesitses koguni 99,5% rüskapaaridest riigimaal või jätkuvalt riigi omandis oleval maal (lisa 1).

Eestis väljavalitud Natura linnualadel, kus rüsktiir on kaitse-eesmärgiks, pesitses 2011. aasta inventuuri andmeil 93% rüsktiiru paaridest (allikad ja muud detailid lisa 1). Rüsktiiru kui kaitsekorralduslikult tähtsat liiki on mainitud järgmistel lindude kaitseks moodustatud Natura 2000 aladel (Euroopa Komisjoni Natura-andmebaas):

- Väinamere (EE0040001) – pesitseja, künnisarv 200 paari (2011. a 147 paari)
- Kõpu (EE0040135) – pesitseja ja peatuja, kaitse eesmärki pole märgitud;
- Kahtla-Kübassaare (EE0040412) – pesitseja, 5–10 paari (2011. a 1 paar)
- Kura kurk (EE0040434) – pesitseja, 50 paari (2011. a 45 paari)
- Kaugatoma-Lõu (EE0040441) – pesitseja, 1–70 paari (2011. a 2 paari)
- Siiksaare-Oessaare (EE0040469) – pesitseja 2–3 paari (2011. a 1 paar).

Rüsktiiru ei ole kaitsekorralduslikult olulise liigina nimetatud järgmistel Natura 2000 linnualadel, kus liik 2011. aastal pesitses (Euroopa Komisjoni Natura-andmebaas):

- Pärnu lahe (EE0040346); 2011. a 4 paari
- Vilsandi (EE0040496); 2011. a 11 paari.

Eesti Natura 2000 linnualade moodustamisel on arvestatud rüusktiiru pesitsuspaiku (liiki mainitakse Natura andmevormidel pesitsejana), kuid mitte peatuspaiku. Mõnedel rüusktiirule toitumispaikadena tähtsatel linnualadel (näiteks Mullutu-Loode linnuala) ei ole liiki kaitsekorralduslikult oluliseks peetud.

Rüusktiiru esindatust Eesti kaitsealadel on hinnatud kümmekond aastat tagasi (Lõhmus *et al.* 2001). Tollal pesitses kaitsealadel umbes 40% rüusapaaridest. Natura 2000 võrgustiku moodustamise ning uute kaitse- ja hoiualade loomisega on rüusktiiru kaitstus oluliselt paranenud (tabel 5). Nüüdseks pesitseb praktiliselt kogu populatsioon kaitsealadel. 2011. aasta seisuga hõlmasid 76% haudepaaridest keskkonnaregistrisse kantud üheksa leiukohta (tabel 5). Lisaks esineb liik teise liigi püsielupaigana kaitse alla võetud alal (19% populatsioonist) ning 4% populatsioonist asustab kaitstavaid alasid, mida polnud rüusktiiru leiukohtadena keskkonnaregistrisse kantud. Liik esines 2011. aastal kümnel registrisse kantud objektil 23-st. Kaitse tõhusust võib kaudselt mõõta ka liigile pööratava tähelepanuga kaitse-eeskirjades. Erinevalt Natura 2000 alade kaitse-eesmärkidest (ülevaade eespool) ei mainita rüusktiiru kui II kaitsekategooria liiki ühegi kaitseala kaitse-eeskirjas (et vältida teabe avalikustamist elupaikade kohta). Kolme leiukoha kaitse-eeskirjas on eesmärgina toodud II kaitsekategooria liikide kaitse (4 paari ehk 2% Eesti asurkonnast). Muudes kaitse-eeskirjades on kaudseid seoseid elupaikade kaitsega või seoseid polegi (vt lisa 1).

Tabel 5. Rüusktiiru leiukohtade ja pesitsevate paaride jaotus kaitstavate alade kaupa. Paaride arv on antud 2011. aasta inventuuride või sellele lähima aasta inventuuri põhjal. Tegelikke leiukohtade summa ei ole sama suur kui keskkonnaregistrisse kantud objektide arv (23). Arvestatud on keskkonnaregistri sissekandeid seisuga 15.08.2013. Tabel kajastab praktiliselt kogu Eesti populatsiooni ja peegeldab tegelikku olukorda. \*40-paariline koloonia asustab teise liigi püsielupaika.

<b>Kaitstav ala</b>	<b>Leiukohtade arv</b>	<b>Paaride arv 2011</b>	<b>Osakaal (%)</b>
Liigi püsielupaik	0	0	0
Teise liigi püsielupaik (hallhüljes)	1	40	19
Kaitseala, registris	9	158	75
Kaitseala, puudub registrist	5	6	3
Linnuhoiuala, registris	1	1 (+ 40)*	0,5
Linnuhoiuala, puudub registrist	6	6	3
Väljaspool kaitstavaid alasid, registris	0	0	0
Väljaspool kaitstavaid alasid, puudub registrist	0	0	0
<b>KOKKU</b>	<b>22</b>	<b>211</b>	<b>100</b>

## 2.2 Tutt-tiir

### 2.2.1 Tutt-tiiru bioloogia

#### 2.2.1.1 Elupaiganõudlus

Tutt-tiirud (*Thalasseus sandvicensis*)<sup>1</sup> pesitsevad Eestis eranditult meresaartel (V. Volke avaldamata andmed), mujal harva ka rannikul (del Hoyo *et al.* 1996). Eelistatud elupaigad on väiksemad meresaared. Eestis on pesitsusaarte pindala olnud keskmiselt 5,0 ha; keskväärtus 2,7 ha; n=75) (V. Volke avaldamata andmed). Mujal on tutt-tiiru elupaigad madalad, tihti üleujutatavad ja tuiskliivadega alad, mis on tihti ka inimese poolt külastatavad (del Hoyo *et al.* 1996). Pesitsussubstraat on üldjuhul avatud ja taimestumata, liivane, mudane, kruusane või korallformatsioon (*op cit.*). Eestis on tutt-tiirupesi leitud nii taimestumata kui ka madala või mahatallatud taimkattega aladelt. Tutt-tiirud valivad tavaliselt kõrgeima avatud pesitsuskoha ja hilisemad pesitsejad on sunnitud asuma pesitsema üleujutusvööndile lähemale (del Hoyo *et al.* 1996). Padumeres Griendi saarel läbi viidud uuringus selgitati, et 1966. aastal uhtus kõrgvesi ära 17,8% tiirumunadest, 1967. aastal aga 1,8%. Kõigil juhtudel kuulusid hukkunud kurnad lindudele, kes asusid pesitsema suhteliselt hilja (Veen 1977).

Tutt-tiirud eelistavad pesitseda taimestumata pinnasel kõrgest taimestikust eemal ja hülgevad pesitsuskoha, kui taimestik kasvab liiga kõrgeks. Vara pesitsema asuvad tiirud moodustavad tiheda koloonia, mis takistab juba iseenesest taimestiku arengut. Seevastu hiliste pesitsejate pesad paiknevad hõredamalt ja taimed nende vahel võivad haudumise ajal liiga kõrgeks kasvada, mistõttu kurnad hüljatakse (Veen 1977). Eestis on roostumise ja võsastumise tõttu tutt-tiirudele pesitsemiseks kõlbmatuks muutunud mitu kunagi liigile olulist saart, näiteks Laiamadal Kuressaare lahes, Hülgelaid Sepamaa lahes jm.

Koloonia asub tasasel maapinnal ja on üsna tihe. Näiteks oli Šotimaal uuritud koloonia tihedus 2,1 pesa/m<sup>2</sup> (Langham 1974). Griend'i saarel Hollandis oli tavaliseks tiheduseks 5–7 pesa/m<sup>2</sup> (del Hoyo *et al.* 1996) ja naaberpesade vaheline kaugus enamasti 31–40 cm (Veen 1977). Vilsandi rahvuspargis Pihlalaiul on 1993. aastal 50 haudepaari suuruse koloonia tiheduseks hinnatud 5 pesa/m<sup>2</sup> (Keskkonnaameti saarte haudelinnustiku andmebaas). Elupaigalaik peab olema ka piisavalt suur, sest koloonia suurus on tugevas positiivses korrelatsioonis koorumisedukusega (Veen 1977). Seetõttu on suurtes kolooniates pesitsemine tutt-tiirudele väga kasulik, optimaalseks pidas Veen (1977) mõnesajapaarilist kolooniat, suuremas koloonias koorumisedukus enam ei kasvanud.

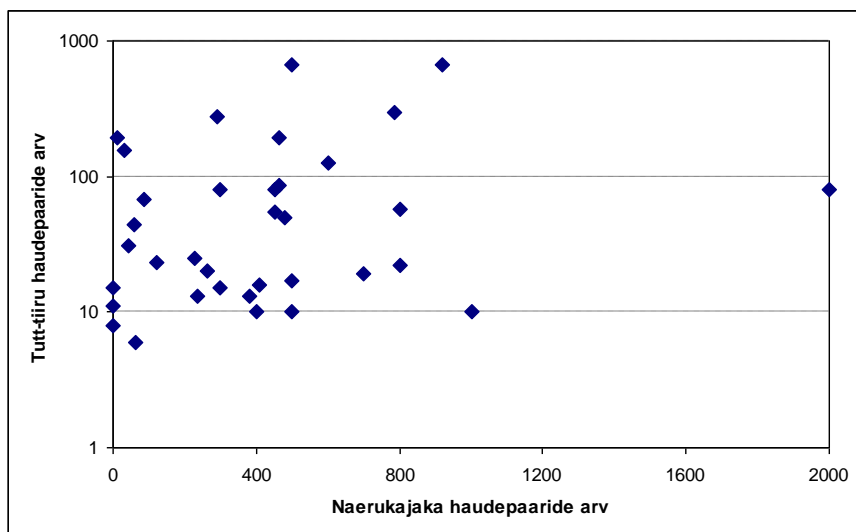
Naerukajakate (*Larus ridibundus*), harvem teiste tiiruliikide pesitsemine tutt-tiirude naabruses või nendega segakoloonias on vajalik tingimus tutt-tiirude pesitsemiseks (*e.g* Langham 1974, Fuchs 1977). Salomonsen (1947, *ref* Fuchs 1977) rõhutas, et tutt-tiirud asusid pesitsema naerukajakate lähedusse, mitte vastupidi, ja leidis esimest korda, et tutt-tiirude selline käitumine võib olla kaitsevahend agressiivsemate kajakaliikide vastu. Kruuk (1964, *ref* Fuchs 1977) tõendas, et hõbekajaka (*Larus argentatus*) ja varese (*Corvus corone corone*) röövlus vähenes, kui naerukajakate ründed neile sagesid. Veen (1977) selgitas Griend'i saarel tehtud uuringu (sh eksperimendid nii linnu ja röövlooma kaavikute kui ka elusate lindude ja imetajatega) tulemusena välja, et tutt-tiirud on sissetungija suhtes passiivsed ning nendega koos pesitsevate jõgitiirude ja naerukajakate agressiivsed ja sagedased rünnakud lindudest pesarüüstajate vastu kaitsevad ka tutt-tiire. Kuid tutt-

---

<sup>1</sup> Tutt-tiir paigutati mitokondriaalse DNA analüüsi alusel (Bridge *et al.* 2005) perekonnast *Sterna* perekonda *Thalasseus*, kuid paljud allikad kasutavad siiani tutt-tiiru liiginimena *Sterna sandvicensis*.

tiirude mune ja poegi ohustavad ka imetajad. Veen (1977) järeldeb, et pesitsusala valikul on pesi rüüstavate imetajate puudumine väga oluline tegur. Kõik Hollandi kolooniad asuvad kaugetel saarekestel või kanalitega eraldatud rannaniitudel. Ka Eestis asuvad kõik tutt-tiirude pesapaigad laidudel.

Eestis valivad tutt-tiirud pesitsussaareks enamasti selle, kuhu naerukajakakoloonia on end juba sisse seadnud. Eesti tutt-tiirukolooniatele (haudepaaride arv >5) pakuvad kaitset keskmiselt 457 paari suurused naerukajakakolooniad (N=32). Vaid umbes 9% juhtudest on kaas- või naabruses pesitsejad kalakajakad või teised tiiruliigid ning naerukajakaid samal laiul ei pesitse (3 juhust uuritud 35-st) (joonis 5).



Joonis 5. Tutt-tiiru ja naerukajaka arvukus pesitsuslaidudel (n=35). Andmed: Keskkonnaameti saarte haudelinnustiku andmebaas, M. Martinsoni kirjalik teade, T. Paakspuu kirjalik teade. Joonise Y-telg (tutt-tiiru haudepaaride arv) on logaritmskaalas.

### 2.2.1.2 Pesitsemine

Tutt-tiirud saavad Eestisse tavaliselt aprillis. Aastatel 1977–1986 jäid liigi varaseimad saabumiskuupäevad vahemikku 16. aprillist 14. maini, keskmine saabumiskuupäev oli 2. mai (8 vaatlust) (Rootsmäe 1991a). Aastatel 1987–1996 tehti varaseim saabumisvaatlus 12. aprillil ja hiliseim 29. aprillil, keskmine saabumiskuupäev oli 20. aprill (20 vaatlust) (Rootsmäe 1998). Aastatel 2006–2013 on varaseim saabumiskuupäev olnud vahemikus 03. aprillist (2009) 26. aprillini (2006) (eElurikkus seisuga 28.08.2013). Tutt-tiirud lahkuvad Eestist enamasti septembris. 1977–1986 oli keskmine lahkumiskuupäev 14. september (Rootsmäe 1991b). Aastatel 2009–2013 on hiliseim lahkumiskuupäev olnud vahemikus 11. septembrist (2009) 7. oktoobrini (2012) (eElurikkus seisuga 09.12.2013).

Tutt-tiirud pesitsevad suurte kolooniatena. Euroopas on kolooniate suurus kuni 4000 haudepaari, keskmiselt 853 paari (del Hoyo *et al.* 1996). Tutt-tiirud moodustavad ka väiksemaid alamkolooniaid, kus pesitsuse sünkroonsus on väiksem kui suurtes (Veen 1977). Eestis on tutt-tiirukolooniate keskmine suurus olnud 101 paari (N=46). Suurim leitud koloonia (660 paari) asustas 2011. ja 2013. aastal 0,9 ha suurst laidu Kunnati lahes Kahtla-Kübassaare hoiualal.

Padumeres Griend'i saarel läbi viidud pikaajalise uuringu tulemusena (Veen 1977) leiti, et enamused tutt-tiire on aprilli lõpuks jõudnud pesitsussaarele ja väike osa linde lisandub veel mais ja juunis.

Tutt-tiirud on enne kolooniasse saabumist paaritunud ja munemine algab mõni päev peale pesapaiga valimist (Langham 1974). Tutt-tiirud munevad reeglina ühe või kaks muna, väga harva ka kolm. Läänemere kolooniates on ühemunaliste kurnade osakaal 55%, kahemunaliste 45% ja kolmemunaliste 0,25% (Dirksen 1932, ref Cramp & Simmons 1985). Eestis on kahemunaliste kurnade osakaal veidi suurem: ühemunalisi kurnasid on keskmiselt 46%, kahemunalisi 54% ja kolmemunalisi 0,4% (n=231) (Meresarte haudelinnustiku seire aruanded). Keskmine kurna suurus Inglismaal Coquet'i saarel oli 1,27 muna (n=1664; Langham 1974), Läänemere kolooniates 1,43 muna (Dirksen 1932, ref Cramp & Simmons 1985) ja Griend'i saarel 1,6 muna (Stienen 2006). Ainult 2% pesitsevatest paaridest kasvatab üles kahepojalise pesakonna (Stienen 2006). Kahemunalised kurnad paiknevad reeglina koloonia keskosas ja need munetakse keskmiselt varem kui ühemunalised. Eestis on tutt-tiiru keskmine kurna suurus olnud vahemikus 1,5–1,6 muna. 2008. aastal oli Matsalu Papilaiu koloonias keskmine kurna suurus 1,51 muna (n=33), 2011. aastal Kihnu väina Eedikraaval 1,58 (n=80) ja 2012. aastal samas 1,52 (n=118) (Väikeste meresarte haudelinnustiku seire aruanded). Inimesepoolse häirimise ja munade korjamise puhul on kurnad väiksemad – Imutlaiul 2011. a 1,37 (n=13) ja 2012. a 1,28 (n=25) (*op cit.*).

Munemisperiood on tiirukoloonias pikk. Langham (1974) leidis kolmeaastase uuringu käigus, et pärast seda, kui 5% tiire oli munenud esimese muna, kulus keskmiselt 36,7 päeva (kahel aastal 42 päeva ja ühel erandlikul aastal 26 päeva) enne, kui ülejäänud 95% tiirudest pesitsemist alustas. Koloonia erinevates osades (alamkolooniates) on munemise sünkroonsus siiski oluline. Kahemunalise kurna puhul võib esimese ja teise muna munemise vahele jääda kuni viis päeva ja kuna haudumine algab kohe peale esimese muna munemist, kooruvad pojad erinevatel päevadel. Ei ole haruldased juhud, kui vanalinnud lahkuvad koos esmakoorunud pojaga pesast enne teise muna koorumist (Langham 1974). Haudevältus on 21–29, keskmiselt 25 päeva (del Hoyo *et al.* 1996).

Koorub keskmiselt 65,6% munetud munadest (Langham 1974), kusjuures suurtes kolooniates on koorumisedukus kõrge, väikestes kolooniates aga varieerub see suurtes piirides. Keskmine lennuvõimestumisedukus (lennuvõimestunud poegade % kõigist koorunud poegadest) oli Conquet'i saarel kõrge – 88–95%, kuid kahemunalistest kurnadest koorunud poegadel oli see madalam kui ühemunalistest kurnadest koorunud poegadel. Griend'i saarel lennuvõimestus kahemunaliste kurnade teisest munast koorunud poegadest erinevatel aastatel 11,8–20%, mis oli oluliselt väiksem, kui samade kurnade esimestest munadest koorunud poegade lennuvõimestumisedukus (49,3–83,8%) (Veen 1977).

Conquet'i saarel lennuvõimestus 0,55–0,66 poega haudepaari kohta aastas (Langham 1974), Ühendkuningriigis Norfolkis 1966–2007 0,623 poega emaslinnu kohta aastas (Centrica Energy 2009) ja Hollandis Griend'i saarel 1966–1972 0,40–0,79 poega paari kohta (Veen 1977).

Erinevalt teistest tiiruliikidest viivad tutt-tiirud 3–5 päeva peale koorumist oma pojad pesast eemale. Selline käitumine vähendab häirimise (Dunn 1975) ja röövluse mõju poegade ellujäämusele, sest tiheda tiirukoloonia poolt tekitatud väljaheidetest valgel alal on tiirupojad võimalikele vaenlastele kergesti märgatavad. Tiirupojad lennuvõimestuvad 28–35 päeva vanuselt (del Hoyo *et al.* 1996).

Eestis kestab tutt-tiiru pesitsusperiood 15. aprillist 15. augustini.

Tutt-tiirud on monogaamsed, nii emas- kui ka isaslinnud alustavad pesitsemist kolmandal (vähemus) või neljandal eluaastal (del Hoyo *et al.* 1996). Esimese aasta noorlinnud ja osa teise aasta linde jäävad suveks Aafrika talvitusaladele (Noble–Rollin & Redfern 2002, *ref* Robinson 2010).

Tutt-tiiru noorlindude suremus on  $23\pm 2\%$  aastas ja vanalindudel  $10\pm 1\%$  aastas (Robinson 2008, ref Centrica Energy 2009). Vanalindude elumus on 90% aastas, teise ja kolmanda aasta lindudel 74% aastas ja esimese aasta lindudel 36% aastas (Robinson 2010).

### 2.2.1.3 Toitumine

Tutt-tiir toitub peamiselt veepinna lähedal ujuvatest kaladest, sööstes 5–10 m kõrguselt vette ja mõnikord sukeldudes, ilmselt mitte sügavamale kui 1,5 m (Cramp & Simmons 1985). Saagikalade pikkus jääb enamasti vahemikku 9–15 cm (del Hoyo *et al.* 1996), poegadele tuuakse väikesi kalu (Veen 1977).

Põhjameres (Griend'i saar) kuuluvad tutt-tiiru menüüsse peamiselt heeringlased – kilu (*Sprattus sprattus*) ja heeringas (*Clypea harengus*), ning tobijad (*Ammodytes sp.*). Sõltuvalt aastast ja pesitsusfaasist kõigub nii heeringlaste kui tobijalaste osakaal toidus 30% ja 70% vahel, teiste kalaliikide osakaal ei ületa 1% (Veen 1977). Läänemere tutt-tiirude kohta üksikasjalikke toitumisuuringuid läbi viidud ei ole.

Peale kalade kuuluvad tutt-tiiru toidusedelisse vähesel määral ka karbid (*Bivalvia*), hulkharjasussid (*Polychaeta*, *Annelida*), vähilaadsed (*Crustacea*) ja soojades meredes peajalgseid (*Cephalopoda*) (Cramp & Simmons 1985). Samuti söövad tutt-tiirud rannikulindude poegi (del Hoyo *et al.* 1996). Pesitsusajal on täheldatud tutt-tiirude toitumist karbikojatükkidest, ilmselt on see vajalik täiendava kaltsiumikoguse saamiseks munakoorte ehitamiseks (Brenninkmeijer *et al.* 1997).

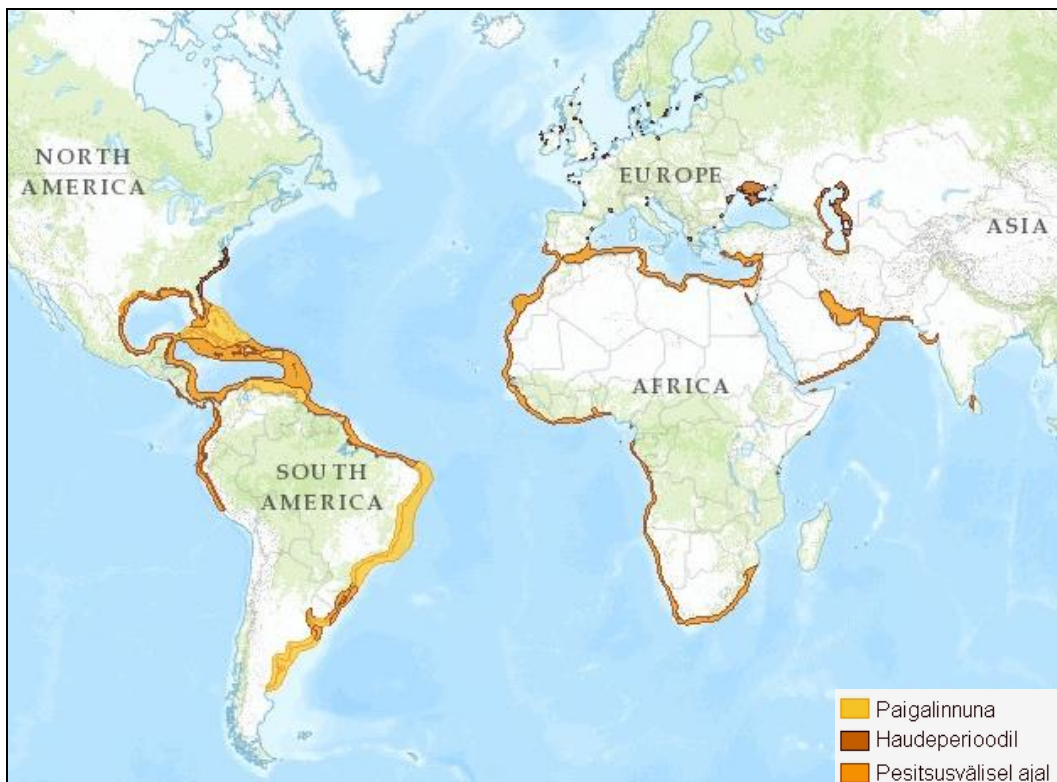
Toitumistingimused ja saagi kättesaadavus on oluline tutt-tiirude arvukust limiteeriv tegur. Hollandis leiti 1990. aastatel, et just halvenenud toitumistingimused Põhjameres ja Padumeres on peamine põhjus, miks sealse tutt-tiirupopulatsiooni arvukus ei ületa 30% 1930. ja 1950. aastatel registreeritud maksimaalsest arvukusest (Brenninkmeijer & Stienen 1994). Pesapoegade suremust põhjustab peamiselt toidupuudus, näiteks on peale päevi kestnud tormepoegade suremus eriti kõrge (Veen 1977). 29.06.1981. a leiti Vilsandi rahvuspargi Aherahu 44 paari suurust tiirukolooniat loendades, et pojad on koorunud, kuid eranditult kõik on hukkunud (Keskkonnaameti saarte haudelinnustiku andmebaas).

## 2.2.2 Tutt-tiiru levik ja arvukus

### 2.2.2.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas

Tutt-tiir on globaalse levikuga liik, kes pesitseb Euroopas, läänepoolses Aasias (Kaspia mere rannikuni), Põhja-Ameerika idarannikul Virginias, Kesk-Ameerikas Antillidelt Kariibi mere lõunaosani ning Lõuna-Ameerikas Venetsueelas, Prantsuse Guajaanas ja Brasiilia idaosast Argentiina lõunaosani (del Hoyo *et al.* 1996). Tutt-tiiru pesitsuspopulatsioonid on ka Pärsia lahe ääres ning Keenias, Tansaania ja Djiboutis Ida-Aafrikas (BirdLife International 2004). Tutt-tiiru levikukaart on toodud joonisel 6.





Joonis 6. Tutt-tiiru levila. Allikas: BirdLife International & NatureServe (2014).

Tutt-tiiru levila Euroopa rannikualadel on küll ulatuslik, kuid katkendlik (BirdLife International 2004), küündides Briti saartest ja Hispaaniast läänepool Kaspia mere rannikuni idas ning Vahemere rannikust Kreekas Lõuna-Rootsi ja Eestini Läänemere ääres.

Suuremad populatsioonid asustavad Hollandit (14 500 paari), Venemaad (15 000–25 000 paari), Ukrainat (5000–40 000 paari), Ühendkuningriike (12 500 paari), Saksamaad (9700–10 500 paari), Aserbaidžaaani (6500–10 000 paari) ja Iirimaad (1800 paari) (BirdLife International 2004). Euroopas pesitseb 50–74% tutt-tiiru globaalsest populatsioonist ja sinne arvukus jääb vahemikku 82 000–130 000 paari (BirdLife International 2004). Üldise trendina kirjeldatakse Euroopas väikest arvukuse langust ning arvukuse fluktuendumist aastati suuremates populatsioonides Venemaal, Ukrainas ja Hollandis (BirdLife International 2004). Ka Ühendkuningriikides muutub tutt-tiiru arvukus suurtes piirides ja sõltub arvatavasti sellest, kui suur osa vanalindudest erinevatel aastatel pesitseb. Samuti muutub liigi pesitsusaegne levik massilise ühest kolooniast teise ülekolimise tõttu. Läänemerel pesitsevaid tutt-tiire võib lugeda üheks Atlandi populatsiooni geograafiliselt eraldatud osaks. Rõngastus- ja taasleiandmed tõendavad, et Läänemere, Põhjamere ja Taani väinade pesitsusalade vahel toimub regulaarne isendite vahetus (Stienen 2006). Tõestatud on isegi immigratsiooni Mustalt merelt (Nehls 1982; Schmidt & Dost 1988).

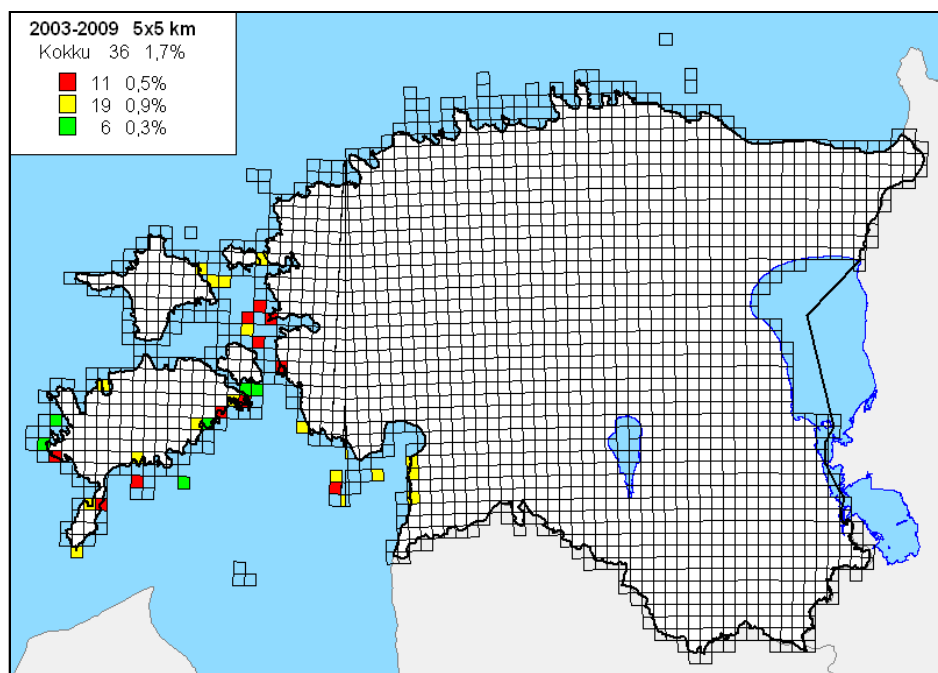
Tutt-tiir levis Läänemerele 20. sajandi esimesel poolel. Kõigepealt asustas liik Skåne Lõuna-Rootsis (aastal 1911), 1930. aastatel ka Rootsi idaranniku. 20. sajandi teisel poolel laienes tutt-tiiru levila Läänemere lõunarannikule. Liik asus pesitsema Saksamaal Mecklenburg-Vorpommernis 1957. aastal, Eestis 1962. aastal ja Poolas 1977. aastal (Herrmann *et al.* 2011). Läänemerd asustav populatsioon kasvas järjepidevalt ja saavutas 1970. aastate keskel umbes 2500-haudepaarilise arvukuse. Hilisemast arvukuse kõikumisest ja sagedastest pesapaigavahetustest hoolimata loetakse populatsiooni suurust sellest ajast alates enam-vähem stabiilseks. 1990. aastate kesksajal alguse saanud täpsem seire on näidanud, et tutt-tiiru arvukus kõigub aastati 2000–3000 haudepaari vahemikus.

### 2.2.2.2 Levik ja arvukus Eestis

Eesti pesitsuspaigad asuvad tutt-tiiru levila äärmises kirdeosas, liik puudub pesitsejana nii Soomest kui ka Peterburi ja Pihkva oblastist. Tutt-tiir levis Eestisse 20. sajandi keskel. Esimesed vaatlused tehti Vaika Riiklikul Looduskaitsealal 1960. ja 1961. aastal, esimene pesa leiti 1962. aastal Muhu väinast Papirahult (Aumees & Paakspuu 1963). 1970. aastate alguses moodustusid Saaremaa lääne- ja lõunaranniku laidudel esimesed enam-vähem stabiilsed kolooniad (Aumees 1973, Lipp 1977, Mänd 1982, 1996). Esimese Eesti haudelindude levikuatlase välitööde perioodil 1977–1982 oli tutt-tiir levinud Väinamere, Riia lahe ja Lääne-Saaremaa laidudel (Renno 1993). Aastatel 1971–1990 täheldati liigi arvukuse tugevat tõusu (Elts *et al.* 2009).

1990. aastate alguses hinnati Eesti asurkonna suuruseks 800 paari (Leibak *et al.* 1994). Alates 1991. aastast on arvukust peetud stabiilseks ning viimane arvukushinnang 2012. aastast on 700–1000 paari (EL Linnudirektiivi aruanne 2013, Elts *et al.* 2013), seega pesitseb Eestis kuni 1/3 Läänemere populatsioonist.

Teise Eesti haudelindude levikuatlase käsikirja andmetel esines tutt-tiir aastatel 2003–2009 vähemalt võimaliku pesitsejana 36 atlaseruudus (5 x 5 km), sealhulgas kindla pesitsejana 11 ruudus (joonis 7). Võrreldes esimese haudelindude levikuatlasega (perioodiga 1977–1982) on pesitsusruutude arv suurenenud 19-lt 29-le (võrdlus on võimalik suuremas, 10 x 10 km ruudustikus), kuid leviku üldpilt on jäänud samaks.



Joonis 7. Tutt-tiiru pesitsusaegne levik Eestis 2003–2009: punane – kindel pesitseja, kollane – tõenäoline pesitseja, roheline – võimalik pesitseja (Eesti lindude levikuatlas; koostamisel).

2000. aastate alguse seisuga olid liigi tähtsaimateks pesitsusaladeks Väinameri 200–500 ja Pärnu laht 350 paariga (Kuus & Kalamees 2003). Aastatel 2005–2008 loendati 374 haudepaari Kahtla-Kübassaare linnuala piires (Dagys 2009). Suuremad kolooniad on viimasel aastakümnel leitud Mustakivi nasval (276 paari, Kahtla-Kübassaare hoiuala), Papilaiul (195 paari), Aru saarel (81 paari, Kahtla-Kübassaare hoiuala) ja Kunnati lahe nimetul saarel (660 paari, Kahtla-Kübassaare hoiuala).

Läänemere avaosa Saaremaa lähedastel saartel on tutt-tiirud pesitsenud Vilsandi rahvuspargis, Ooslamaal Lõu lahes ja Siialaiul Sõrve sääre tipus. Ooslamaa umbes 100 paari suurune koloonia oli paikne umbes 10 aastat – 1975. aastast (Lipp 1977) 1980. aastate keskpaigani (Matsalu rõngastuskeskuse teade). Hiljem on liik olnud saarel juhuslik pesitseja (M. Martinson, kirjalik teade). Vilsandi rahvuspargis on tutt-tiir pesitsenud 15 väikesaarel. Esimene koloonia kujunes 1979. aastal Pihlalaiul ja püsis seal 1983 aastani (koloonia suurus 17–57 paari), asustades 1981. aastal korraks ka Aherahu. 1986. aastal ilmus koloonia Ranna-Sitikule (55 paari), kuid arvukus vähenes järgmisel aastal 10 paarini ja peale seda koloonia kadus. Uuesti pesitsesid tutt-tiirud Pihlalaiul 1993. aastal (50 paari) ja 1998. aastal (13 paari). Pätsurahu 2003. aasta 11-paariline koloonia on seni viimane teadaolev Vilsandi rahvuspargist (kõik andmed Keskkonnaameti meresaarte haudelinnustiku andmebaas). Siialaiul oli suur koloonia 1985. aastal, mil seal rõngastati 100 poega (Matsalu rõngastuskeskuse teade).

Saaremaa lõunarannikul on tiirukoloonia elupaigad vaheldunud ja aja jooksul nihkunud ida poole. Linnusita saarel Abruka lähedal pesitsesid tutt-tiirud 1970. aastate keskel. Koloonia avastati 1974. aastal (40 pesa), kasvas 1975. aastal 181 paari suuruseks ja hääbus 1976. aastal, mil linnud olid küll kohal, kuid ei pesitsenud (Lipp 1977). Kuressaare lahe Laiamadala saart asustas üsna stabiilne suur koloonia 1970. aastate teisest poolest 1990. aastani (Mänd 1982, M. Kersi ja M. Martinsoni avaldamata andmed). Koloonia suurus oli 200 paari ümber, suurim ühe rõngastuskäiguga (1984) märgistatud poegade arv oli 228. Tänapäevaks on Laiamadal roostunud ja sealt on taandunud nii naerukajakad kui teised tiiruliigid. Väike osakoloonia tekkis 1980. aastate alguses ka lähikonnas asuva Sepamaa lahe Hülgelaiule. Mõnel aastal on tutt-tiirud üksikpaaridena pesitsenud ka merelistel saartel Kerjurahul, Allirahul ja Tombamaal, kuid kolooniat ei ole neil saartel kunagi asunud. Turja laidudest on väike 15-paariline tutt-tiirukoloonia asustanud 1995. aastal Säinakare. Viimaste aastate jooksul on Kunnati laht (Kahtla-Kübassaare hoiuala) kujunenud tutt-tiiru olulisimaks pesitsusalaks Eestis. 1999. aastal loendati kaheksa paari ühel laiul, 2000. aastal liiki pesitsemas ei leitud, kuid 2006. aastal asustasid üksikud paarid juba viit laidu (kokku 9 paari). 2011. aastal leiti ühelt nimetult väikelaiult 663 paari suurune tutt-tiirukoloonia (teadaolevalt Eesti suurim) ja ka 2013. aastal loendati samal laiul 660 paari (M. Martinsoni kirjalik teade). Tõenäoliselt on see suur koloonia tekkinud 2006. aastal Murja lahe Aru saart (81 paari) ja Kolli lahe Mustakivi nasva (275 paari) asustanud kolooniate ühinemisel.

Matsalu rahvuspargis ei ole tutt-tiir enne 2000. aastate teist poolt rohkearvuliselt pesitsenud (Mägi 2007a). 2006. aastal tekkis 16 paari suurune koloonia Kakrarahule, mis ilmselt uurijapoolse häirimise tõttu (laiul rõngastati linde vähemalt viiel päeval) asus järgmisel aastal ümber Papiilaiule, saavutades seal 2008. aastal maksimaalseks arvukuseks 195 paari (Väikeste meresaarte haudelinnustiku seire aruanded). 2009. aastaks oli koloonia kahanenud 20 paarile ja järgmistel aastatel on laiul pesitsenud 0–6 paari tutt-tiire.

Kõbaja laidudel asus(id) tutt-tiirukoloonia(d) 1980. aastate keskpaigast 1990. aastateni. Koloonia kujunes 1983. aastal (68 paari), saavutas oma tõenäolise maksimumi 1989. aastal (295 paari) ja hääbus 1990. aastate esimesel poolel. 2000. aastatel on tutt-tiirud Kõbajatel pesitsenud ühe või kahe paari kaupa.

Tõstamaa laidudel asusid 1970. aastate keskpaigast 1980. aastate keskpaigani suured ja edukad tutt-tiirukolooniad Heinlaiul ja Kivilaiul, kus aastatel 1978–1984 rõngastati kokku 784 tutt-tiirupoega (Matsalu rõngastuskeskuse teade). Hiljem on teada kahe tutt-tiirupaari pesitsemine Heinlaiul 2006. aastal.

Varbla laide asustas keskmise suurusega tutt-tiirukoloonia 1990. aastate esimesel poolel. Koloonia

suurus ei ole teada, kuid rõngastusandmeid (Matsalu rõngastuskeskuse teade) ekstrapoleerides võis haudepaaride arv ulatuda sajani.

Kihnu väina laidudel on tutt-tiirud pesitsenud 1980. aastate algusest. Esimene suur koloonia asus Manilaiu lähedal Anilaiul ja püsis seal 1990. aastate keskpaigani (Matsalu rõngastuskeskuse teade), olles vähemalt 1988–1990 ka Sorgu saarel (maksimaalne arvukus 80 paari; A. Leivitsa kirjalik teade). Hiljem on Sorgus ja Anilaiul pesitsenud tutt-tiiru üksikpaarid. Aastate 1997–2005 kohta on andmed puudulikud, kuid 2001. aastast on Sangelaiult teada 700 paari suurune koloonia (Pettay *et al.* 2004). 2006. aastal on 70-paariline koloonia Eedikraval ja 2009. aastal on koloonia kolinud taas Sangelaiule, kus loendatakse 195 paari, samas on see ka 2010. aastal (arvukus 156 paari). 2011. aastal jagunes koloonia kaheks – suurem osa lindudest asus pesitsema Eedikravale (2011. aastal 86 ja 2012. aastal 80 paari), väiksem osa Imutlaiule (2011. aastal 13 ja 2012. aastal 25 paari). Kõigil Kihnu väina laidudel on tavaks kevadine linnumunade korjamine. Eedikraval hülgasid linnud häirimise ja röövluse tõttu koloonia nii 2011. kui 2012. aastal. Kihnu väina tutt-tiirukolooniad on ebastabiilsed ja sigimisedukus tavapärasest väiksem (vähemalt kurnasuurus). Olulisim on tagada sealsetele laiulindudele pesitsusrahu.

Enamik tutt-tiiru pesitsuspaikadest asub jätkuvalt riigi omandis oleval maal või riigimaal (pindobjektidest 75%; tabel 6, punktobjektidest kõik neli). Ühtlasi jäävad kõik keskkonnaregistrisse kantud leiukohad kaitstavatele aladele, neist üle poole kaitsealadele ning ülejäänud hoiualadele ja püsielupaikadesse (tabel 7). Kõik neli punktobjektidena registrisse kantud leiukohta asuvad kaitsealadel.

Tabel 6. Tutt-tiiru leiukohtade jaotus maaomandi alusel (pindobjektid; Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013). Kasutatud on maaüksuste kihti 2013. aasta juuli alguse seisuga. Pindalad on arvutatud *Cartesian* valemiga.

Maa omandivorm	Pindala (ha)	Osakaal (%)
Eramaa	22,7	24,4
Riigimaa	17,6	19,0
Jätkuvalt riigi omandis olev maa	52,6	56,6
<b>KOKKU</b>	<b>92,9</b>	<b>100</b>

Tabel 7. Tutt-tiiru leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (pindobjektid; Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013).

Kaitstav ala	Pindala (ha)	Osakaal (%)
Püsielupaik	6,1	6,5
Kaitseala	53,5	57,5
Hoiuala	33,4	36
<b>KOKKU</b>	<b>93</b>	<b>100</b>

### 2.2.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

Tutt-tiir kuulub II kaitsekategooriasse (RT I 2004, 44, 313) ning vähemalt 50% liigi teadaolevatest ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikadest peab asuma kaitstavatel aladel (RT I 2004, 38, 258). Seadusest tulenev nõue on täidetud, sest kõik keskkonnaregistrisse kantud liigi elupaigad asuvad kaitstavatel aladel. Eesti punase nimestiku (2008) järgi on tutt-tiir arvatud ohuvälises seisundis (*least concern*) liikide kategooriasse. Tutt-tiir on linnudirektiivi 4.1 artikli liik, mis tähendab, et tema esindusalasid tuleb kaitsta linnuhoiualadena (Nõukogu direktiiv 79/409/EMÜ).

Globaalselt on tutt-tiir ohuväline liik (BirdLife International 2012). Berni ja Bonni konventsioonides on tutt-tiir II lisa liik, konventsioonide kohustusi täidab Eesti Euroopa Liidu linnudirektiivi kaudu.

2001. aastal hinnati kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide, sh tutt-tiiru ohustatust Eestis, tulenevalt nende arvukusest 1990. aastail ja arvukuse trendist 1971–1997 (Lõhmus 2001b). Tutt-tiir hinnati soodsas seisundis olevaks liigiks, kelle kaitse-eesmärk on vähendada langustrendi riski. Samas antakse suunis, et riskide hajutamiseks peaks liik esinema vähemalt viiel kaitsealal (*op cit.*). Tutt-tiiru väga suure koloonialisuse tõttu ja arvestades liigi asustuse ajalugu (ptk 2.3.2.2.) tuleb mõõnda, et Eestis ongi läbi aegade olnud kuni kolm suuremat haudekogumit (kolooniat), mis muudavad aeg-ajalt oma pesitsusalasid. Seega ei ole liigi praeguse seisundi juures vähemalt viie kaitseala tingimust võimalik täita ja tutt-tiiru puhul on langustrendi risk oluliselt suurem kui vähem koloniaalsetel liikidel.

Tutt-tiir on märgitud kaitse-eesmärgina neljal hoiualal: Väinamere, Kahtla-Kübassaare, Väikese väina ja Kuressaare lahe (Riigiteataja). Väikese väina hoiualal ja Kuressaare lahe hoiualal liik enam ei pesitse, kuid pesitsusolude säilimisel (Väike väin) või parandamisel (Kuressaare lahe Laiamadal) võib liik naasta. Sisulisem kaitsevajak on tõsiasi, et hoiualadel ei ole inimeste laidudel viibimist ja lindude pesitsusrahu rikkumist võimalik piirata. Selge vajadus ajalise liikumiskiirangu seadmiseks on vähemalt Kunnati lahe laidudel, mida asustab viimastel aastatel Eesti suurim tutt-tiirukoloonia.

Arvestades peamiste pesitsuskohtade paiknemist kaitsealadel ning liigi arvukuse praegust stabiilsust tuleb liigi senist kaitset pidada üldjoontes tõhusaks. Ebameeldiv erand on tiirukolooniate pidev häirimine ja linnumunade korjamine Kihnu väina laidudel.

## **2.3 Väiketiir**

### **2.3.1 Väiketiiru bioloogia**

#### **2.3.1.1 Elupaiganõudlus**

Väiketiir (*Sternula albifrons*) pesitseb kõikjal maailmas kas üksikpaaridena, väikeste 2–5-paariliste või veidi harvem 6–40-paariliste kolooniatena. Vaid 5% maailmapopulatsioonist pesitseb üle 40-paarilistes kolooniates (del Hoyo *et al.* 1996). Eestis pesitseb väiketiir tavaliselt alla 10-paariliste kolooniatena (Lõhmus *et al.* 2001), kuid arvukuse tippajal 1960. ja 1970. aastatel olid sagedased ka 11–30-paarilised kolooniad (nt Matsalu rahvuspargi Väinamere saartel). Sarnane seltsingulisus iseloomustab väiketiiru kõikjal Läänemerel (Hario 1986). Pesad asuvad teiste tiiruliikidega võrreldes pigem hajusalt, sageli üle kümne meetri vahedega. Teiste kodumaiste tiirudega võrreldes pesitseb väiketiir peale laidude suhteliselt sageli ka mandri ja suuremate saarte rannas.

Väiketiir valib pesitsusalaks suhteliselt puhta veega ranna, kus esineb kruusa- või liivapaljandeid. Harva võib liik pesitseda ka madalmurulistel niitudel, Eestis jagab väiketiir tihti elupaika niidurüdiga. Sageli asub liik pesitsema ka tehisaladele, näiteks lainemurdjatele, kruusastele laoplastidele ja hallide katustele, mis vihjab pesakohtade üldisele defitsiidile (Mänd 1982, Hario 1986, del Hoyo *et al.* 1996, Muselet 1997, Cramp & Simmons 1985, Tynjälä 2004).

Mujal Euroopas asuvad pesad reeglina täiesti taimestumata maapinnal kruusal või liival, kuid Eestis on üsna tihti täheldatud pesitsemist ka madalmurustel aladel. Liik nõuab 360 kraadi ulatuses avatud vaadet ümbruskonnale, mis jätab pesakoha valikul arvestusest välja näiteks põõsastunud või

rändrahnudega rannaosad (Helle & Merilä 1976, Cramp & Simmons 1985, Hongell 2003). Kitsa taimestumata ribaga kruusa- ja liivarannad ei paista samuti liigile sobivat. Lage ala peab ulatuma pesakohast vähemalt 100 meetri jagu maismaa poole. Liiva- ja kruusalembelisus on osaliselt seotud hilise pesitsusajaga – munemise ajaks kasvab enamikes viljakates kohtades juba kõrge taimestik.

Pesitsuspaik külgneb tavaliselt toitumisalaga, milleks on madalaveeline meri. Sellepärast pesitsebki väiketiir Eestis arvukamalt Väinameres ja Vilsandi rahvuspargis ning puudub lausaliselt sügavaveelisema ja kivisema põhjaga Soome lahe rannikult. Pärnumaa läänerannikul ei leidu liigi jaoks eriti lagedaid pesitsuskohti, kuigi toitumispaiku näib olevat piisavalt. Sageli teeb väiketiir pesa üsna veepiiri lähedale, mistõttu võib tema kurn kergesti tormides hävida. Suurbritannias oli 63% pesadest vähem kui 19 meetri kaugusel kõrgvee piirist (Cramp & Simmons 1985). Soomes on pesad asunud 7–150 m, keskmiselt 55 m kaugusel rannajoonest, sest kõrgemad lited ei ole alati olnud vahetult vee piiril (Hongell 2003).

Väiketiir ei seltsi tavaliselt teiste tiirlastega ja pesitsuspaiga jagamine mõnedel laidudel näiteks randtiiruga tuleneb pigem samast elupaiganõudlusest kui liigi seltsivast iseloomust (Hario 1986). Väiketiirud hoiatavad aegsasti kogu kolooniat ohu eest ning peletavad vareseid ja kajakaid ühiselt eemale (Cramp & Simmons 1985, Hongell 2003).

### 2.3.1.2 Pesitsemine

Tavaliselt alustab väiketiir pesitsemist alles 4. kalendriaastal. Väiketiir on pesitsushooaja jooksul monogaamne ja tihti pesitsevad samad paarid koos aastaid. Paarid lagunevad sageli pesakohta vahetades (Cramp & Simmons 1985). Paarid moodustuvad pesapaikade läheduses vahetult enne pesitsemist.

Kogu Euroopas on väiketiir hiline pesitseja (Cramp & Simmons 1985). Isegi Portugalis alustab enamik populatsioonist munemist alles mai teisel poolel, osa veel juuni alguseski (Catry *et al.* 2004). Suhteliselt väheste andmete põhjal on nii ilmselt ka Eestis. Botnia lahel Soomes hakkab väiketiir munema kõige sagedamini juuni alguses (Hongell 2003). Maikuustel laiuloendustel võidakse liigi arvukust alla hinnata. Väiketiiru arvukuse suur kõikumine pesitsusaladel võib osaliselt tuleneda erinevast loendusajast eri aastatel.

Väiketiir muneb 1–3 muna. Eesti meresaares haudelinnustiku seire andmetel oli väiketiiru kurna keskmine suurus aastail 2009–2012 2,23 muna (n=29). Loendusaja põhjal otsustades on enamik neist olnud tõenäoliselt täiskurnad ja Eesti keskmine sarnaneb mitmete mujal Euroopas saadud keskmistega (Cramp & Simmons 1985). Soomes Botnia lahel on väiketiiru täiskurn keskmiselt veidi suurem – 2,43 muna (Hongell 2003). Sageli muneb väiketiir järelkurna, mis on tavaliselt väiksem kui esmaskurn (1–2 muna). Väiketiir muneb 1–2-päevase vahega ja täiskurna munemiseks kulub tal 4–5 päeva. Haudumine kestab kõikjal Euroopas 20–21 päeva (Cramp & Simmons 1985). Mõlemad vanalinnud hauvad, emased siiski kauem. Pojad hakkavad kooruma juuni esimesel poolel, järelkurnade pojad veel ka juuli esimesel poolel. Esimestel päevadel püsivad pojad pesas, aga seejärel võivad nad pesast lahkuda rohkem kui 100 meetri kaugusele. Pojad lennuvõimestuvad umbes kolmenädalaselt, Irimaal keskmiselt 19 päeva vanuselt (n=67, O’Brian & Farrelly 1990). Lühikese haudumis- ja lennuvõimestumisperioodi tõttu on Eestis lennuvõimestunud tiirupesakondi kohatud juba juuni viimasel dekaadil. Ajavahemik munemisest lennuvõimestumiseni oli Soomes keskmiselt 47 päeva (Hongell 2003).

Eestis kestab väiketiiru pesitsusperiood 25. aprillist 5. augustini. Sellesse ajavahemikku mahuvad ka järelkurnad ja nendest koorunud poegade lennuvõimestumine.

Reeglina hakkavad väiketiirud pesitsema oma sünnikohast eemal. Suurbritannias asus ainult 15% isenditest pesitsema vähem kui 20 km kaugusele oma sünnikohast (Wernham *et al.* 2002). Vanalinnud vahetavad pesakohta peamiselt häirimise ja ebaõnnestunud pesitsemise tõttu (Cramp & Simmons 1985). Kesksuvel poegadeta ringilendavad vanalinnud otsivad tõenäoliselt järgmise aasta pesakohta.

### 2.3.1.3 Toitumine

Väiketiir sööb nii kala kui ka suuremat zooplanktonit ja putukaid. Liigi põhimenüü on eri uuringute andmeil erinev, mis tähendab, et kindlat liigilist eelistust välja tuua ei saa, aga peamine toiduobjekt on igal juhul kala (Cramp & Simmons 1985). Soomes tehtud uuringu järgi olid väiketiiru toidus tavalised lepamaimud ja ogalikud (Hongell 2003). Väiketiir püüab kuni 5 cm pikkusi kalu. Liigi enda väikeste kehamõõtmete tõttu on ka tema saak väike ja energiavaesem kui suuremad kalad. Seetõttu peab väiketiir teiste tiirudega võrreldes oma poegi palju sagedamini toitma, isegi üle kümne korra tunnis (keskmiselt siiski 3–4 korda), samal ajal kui randtiiru poegadele piisab 1–2 toitumiskorrast tunnis (Cramp & Simmons 1985). Brenninkmeijer (2002) tegi kindlaks, et talvituslalal kulub väiketiirul tutt-tiiruga võrreldes palju rohkem aega toitlendudeks (1–4 tundi päevas). Nagu teistelgi tiirudel nii ka väiketiirul on saagi tabamine raskendatud tugeva tuulega (Lemmetyinen 1973, Cramp & Simmons 1985).

Erinevalt Eesti teistest tiiruliikidest on väiketiirul lisaks pesitsusterritooriumile ka väike toitumisterritoorium, mida ta kaitseb (Cramp & Simmons 1985). Sama on täheldatud ka Läänemeres (Hongell 2003). Ülemal kirjeldatud toitumiseärasused ei võimaldagi väiketiirul pesast kaugele lennata. Väiketiir toitub teiste tiirudega võrreldes oma pesapaigale palju lähemal, tavaliselt lähemal kui 1 km ja vaid haruharva kaugemal kui 5 km. Erinevate uuringute järgi ulatub 50% väiketiiru toitlendudest pesapaigast kuni 1 km kaugusele ja 50% toitlendudest kuni 4 km kaugusele (BirdLife Seabird Foraging Database). Enne poegade koorumist toituvad vanalinnud pesapaigast kaugemal ja sel ajal, kui pojad on lennuvõimetud, pesapaigale lähemal. Soomes kestis toitukandva vanalinnu lend pesale tavaliselt alla minuti (Hongell 2003). Soodsad toitumispaigad on kiirevoolulised jõedeltad või muud veekogud, kus vesi planktonit ja väikesi kalu pinnale tõstab (Paiva *et al.* 2008). Raadiotelemeetriat kasutades selgitati Suurbritannias välja, et pesitsemise ajal kasutavad väiketiirud aktiivselt alla 630 ha suurust ala (Perrow *et al.* 2006). Eestis keskkonnaregistrisse kantud leiukohtade keskmine pindala on 5,8 ha. See hõlmab vaid pesitsusala ja on kordades väiksem kui liigi tegelik elupaiganõudlus. Piisava kaitse tagamiseks peab väiketiiru elupaik hõlmama madalaveelist (alla 1 m sügavust) merd vähemalt 1 km raadiuses pesapaigast.

### 2.3.2 Ränne ja talvitumine

Kevadel nähakse esimesi väiketiire Eestis regulaarselt 25. aprilli paiku, kui Eestisse jõuab soojalaine, siis ka nädala jagu varem. Põhiline kevadränne toimub mai esimesel poolel (Lilleleht 1998, Kabli linnujaama andmebaas, Pettay *et al.* 2004). Lahkumine algab juunis, kui lendavad ära need vanalinnud, kelle pesitsemine ebaõnnestus. Sügisrännet on Põõsaspeal ja Sõrve säärel vaadeldud juuli lõpus (Pettay *et al.* 2004, Pettay 2014, Arktiliste veelindude seire Põõsaspea neemel, külastatud 10.09.2014). Augustis merelahtedel peatuvad pesakonnad on ilmselt viimased kohalikud lahkujad ja vähemalt osaliselt ka läbirändajad. Pärast septembri esimest nädalat on väiketiir Eestis ebaregulaarne. Pesakonnad alustavad sügisrännet koos ja lagunevad tavaliselt selle käigus (Cramp & Simmons 1985).

Matsalu rõngastuskeskuse andmeil on 2013. aasta seisuga tulnud välismaalt taasleid kolme Eestis

rõngastatud väiketiiru kohta. Eestis pesitsevate väiketiirude rändetee langeb kokku Soome ja Rootsi asurkondade rändeteega, kulgedes edela suunas ja erinedes täiesti räusktiiru lõunasuunalisemast rändeteest. Väga tõenäoliselt peatub osa lindudest sügisrändel augustis-septembris Padumere rannikul Hollandis, Taanis ja Saksamaal, kust on taasleide nii Rootsis, Soomes kui ka Eestis pesapojana märgistatud isendite kohta. Seejärel lendavad väiketiirud piki Atlandi ookeani rannikut talvitusaaladele Lääne-Aafrikas. Taasleide on talvitusaaladelt väga vähe. Rootsis rõngastatud 2. kalendriaasta lind on veetnud suve Ghanas (Fransson *et al.* 2008) ja Soomes rõngastatud 2. kalendriaasta lind leiti jaanuari lõpus Senegalist (Soome rõngastuskeskuse teade). Mõned allikad peavadki Lääne-Euroopa asurkonna peamiseks talvitusaalaks Senegali ja Guinea-Bissaud (Wernham *et al.* 2002, Cramp & Simmons 1985). Neis riikides talvitub umbes 25% Euroopa asurkonnast ehk 10 000 väiketiiru (Brenninkmeijer 2002). Liigi talvitusala hõlmab kogu Guinea lahe ranniku Kamerunini välja (Dodman *et al.* 1999, Muselet 1997). Kevadrände aegseid taasleide ei ole. Kevadränne kulgeb sügisrändest arvatavasti oluliselt kiiremini ja oletatavasti samuti piki Atlandi ookeani rannikut.

Liik talvitub vaid mererannikul või selle vahetus läheduses. 2. kalendriaasta linnud püsivad talvitusaaladel või lendavad mõnevõrra põhja poole. Osa 3. kalendriaasta lindudest rändab kevadel pesitsusaladele ja väike osa neist isegi pesitseb (Dodman *et al.* 1999, Wernham *et al.* 2002, Hongell 2003). Väiketiiru Läänemere asurkonna talvitusaalad asuvad Aafrikas. Ida-Euroopa populatsioon talvitub peamiselt Pärsia lahe ja Punase mere ümbruses Ida-Aafrikas ja Araabia poolsaarel. Lääne-Euroopa, sealhulgas ka Läänemere asurkonna väiketiirud lendavad talveks Lääne-Aafrikasse, peamiselt Guinea lahe äärde (Mauretaaniast Kamerunini), kuid osa väiketiirudest rändab veelgi kaugemale lõunapoole, isegi Lõuna-Aafrika Vabariigini välja (del Hoyo *et al.* 1996). Ilmselt kasutab enamik Venemaal, Ukrainas ja Vahemere idaosas pesitsevatest väiketiirudest idapoolset rändetee ja ülejäänud Euroopas pesitsevad isendid läänepoolset rändetee (Cramp & Simmons 1985, Muselet 1997, Wernham 2002, Delany & Scott 2006). Idapoolset rändetee kasutavad tiirud teevad rändepeatusi Musta merre suubuvate jõgede deltades, näiteks on Doni suudmes kohatud isegi 10 000 isendit (World Bird Database, Ian Burfield).

### 2.3.3 Väiketiiru populatsioonidünaamikast

Eesti lähialadel on väiketiiru pesitsuspopulatsiooni vanuselist struktuuri uuritud täpsemalt Soomes Botnia lahel (Hongell 2003). Sealsete lindude rõngaste järgi registreeritud vanuseline jaotus on toodud tabelis 8.

Tabel 8. Väiketiiru pesitsuspopulatsiooni vanuseline struktuur Botnia lahel (Hongell 2003 järgi).

Vanus (kalendriaasta)	Isendite arv
3	1
4	4
5	3
6	2
7	4
8	4
11	1
12	1

Selle andmestiku põhjal võib hinnata vanalindude aastaseks suremuseks 15%. Hinnang põhineb kahjuks väikesel valimil. Inglismaal on hinnatud vanalindude aastaseks suremuseks 11% (British Trust of Ornithology 2014). Erinevus võib olla tegelik ja tingitud Inglismaa asurkonna lühemast rändeteest. Samas tehtud uuringu järgi naases 3. kalendriaastal pesitsusaladele 33%



lennuvõimestunud isenditest. Kui suur osa Läänemerel sündinud väiketiirudest kolmeaastaseks elab, pole teada. Soome ja Inglismaa andmeid kasutades ja oletades, et 3. kalendriaasta linnud üldse ei pesitse (osa ilmselt siiski pesitseb), peaks Läänemere asurkonna elujõulisuse tagamiseks lennuvõimestuma vähemalt 0,4 poega paari kohta aastas. Populatsiooni 2 %-liseks aastaseks kasvuks on vaja umbes 0,5 lennuvõimestunud poega pesitseva paari kohta aastas. Kuna lennuvõimestunud poegade arvu on töömahukas välja selgitada, võib pidada piisavaks 0,7 rõngastusealise poja olemasolu pesitseva paari kohta aastas. Juhul, kui vanalindude suremus peaks vaenamise või millegi muu tagajärjel suurenema, peab pesitsusedukus olema veelgi kõrgem. Inglismaal on väiketiiru pesitsusedukuse kohta seatud kaitse-eesmärgiks 0,67 poega paari kohta. Seda eesmärki ei ole enamikes pesitsuskohtades saavutatud ja populatsioonid on kahanenud (Pearson 2010).

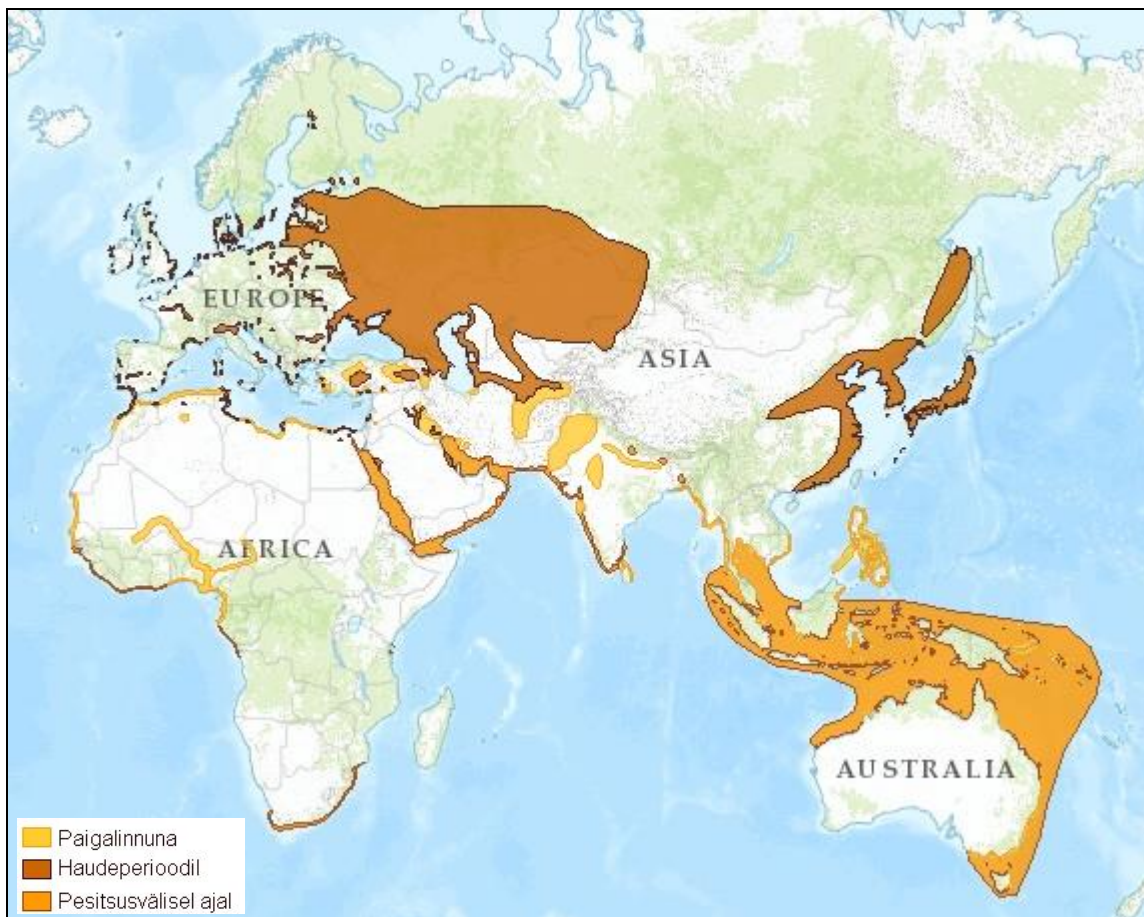
Kahjuks ei ole emigratsiooni ja immigratsiooni ulatus Eesti tiiruasurkonnas teada. Teoreetiliselt võib liigi arvukuse kiire kahanemine tuleneda ka vanalindude pesitsema asumisest naaberriikidesse, näiteks Lätisse. Vanalindude teisale kolimine on siiski alati seotud madala pesitsusedukusega Eestis. Kui täheldatakse väiketiiru arvukuse kiiret ja kestva langemist, peab tõhustama siseriiklikku kaitset.

### **2.3.4 Väiketiiru levik ja arvukus**

#### **2.3.4.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas**

Väiketiiru (*Sterna albifrons*) kui liiki kirjeldas esimesena Pallas 1776. aastal. Aegade jooksul on eristatud 6–7 väiketiiru alamliiki (Cramp & Simmons 1985, del Hoyo *et al.* 1996). Nüüdisaegsed süstemaatikud paigutavad liigi uude perekonda *Sternula* ja eristavad ainult kolme alamliiki *S.a.albifrons*, *S.a.guineae* ja *S.a.sinensis*, sest Ameerikas esinevaid alamliike käsitletakse praegu teise liigina *S. antillarum* (Dickinson & Remsen 2013).

Nominaatvormi *S.a.albifrons* areaal hõlmab Euroopa 60. laiuskraadist lõunapoole kuni Põhja-Aafrikani ja ulatub idapool Põhja-Pakistanini. Teised alamliigid on levinud Kagu-Aasias ja Austraalias (*S.a.sinensis*) ja väike populatsioon on ka Lääne-Aafrikas (*S. a. guineae*). Alamliikide areaalid on katkendlikud peamiselt sobivate pesitsusalade puudumise tõttu, eriti mererannikust kaugemal (Cramp & Simmons 1985, del Hoyo *et al.* 1996). Väiketiiru levikukaart on toodud joonisel 8.



Joonis 8. Väiketiiru levila. Allikas: BirdLife International & NatureServe (2014).

2000. aastate alguses pesitses väiketiir 34-s Euroopa riigis, puududes peamiselt maailmajao mägisest keskosast: Austriast, Sloveeniast, Slovakiast, Šveitsist ja Tšehhist. Kõikjal oli väiketiiru asurkond koondunud mererannikule. Väiketiir pesitseb kohati ka suurematel jõgedel (Daugava, Dnepr, Don, Loire, Nemunas, Po, Tagus, Volga), kuid Doonau, Elbe ja Rhone jõgedelt on liik nüüdseks kadunud. Liiki on pesitsemas kohatud ka mõnedel järvedel ja veehoidlatel (Muselet 1997). Portugalis on väiketiir alates 1980. aastatest hakanud pesitsema soolakarjäärides (Catry *et al.* 2004).

Väiketiiru maailmapopulatsiooni suuruseks hinnati 1990. aastatel 210 000–300 000 isendit, kellest Euroopas pesitses umbes 110 000 isendit (Muselet 1997). 2000. aastate esimesel poolel küündis arvukushinnang küll 300 000–400 000 isendini, kuid sellegipoolest hinnati enamikke populatsioone vähenevaks. 2000. aastate alguses hinnati väiketiiru arvukuseks Euroopas 105 000–167 000 isendit (BirdLife International 2004, Delany & Scott 2006), kellest umbes 60% arvati kuuluvaks idapoolse ja 40% läänepoolse rändete asurkonda (Delany & Scott 2006). Arvukamalt pesitseb väiketiir Suurbritannias (1900 paari), Venemaal (7000–14 000 paari), Türgis (6000–10 000 paari), Itaalias (2500–6000 paari), Prantsusmaal (1500–1700 paari), Ukrainas (2500–4000 paari) ja Hispaanias (6000 paari).

Euroopas pesitsevate väiketiirude arvukus on aegade jooksul kõikunud, kuid täpne arvukuse dünaamika on teada vaid üksikutes riikides. Ilmselt oli väiketiiru arvukus 20. sajandi keskel aastakümneid madalseisus ja hakkas tõusma 1970. aastate teisest poolest alates, kui arvukus mitmes riigis (nt Hollandis ja Belgias) kasvas. Siiski ei ole arvukuse muutused olnud Euroopa riikides sünkroonsed (Cramp & Simmons 1985, Muselet 1997). 1990. aastatel on väiketiiru idapoolses

asurkonnas täheldatud paiguti arvukuse vähenemist 10–30% võrra (nt Venemaal, Türgis, Albaanias).

Väiketiiru populatsioone küll seiratakse, kuid arvukushinnangute ja trendide usaldusväärne väljaselgitamine on keeruline, sest liik vahetab kergesti pesitsuspaiku ja see võib juhtuda väga suurel alal. Näiteks kolis üle 50% Portugali väiketiirupopulatsioonist paarikümne aastaga rannikult soolakarjääridesse (Catry *et al.* 2004). Liigi ilmumist uude pesitsuskohta on hõlpsam märgata kui kadumist vanadest pesitsuspaikadest. See asjaolu soodustab optimistlike arvukushinnangute andmist. Peale selle võivad mandri rannas kohatud väiketiirud olla tegelikult lähedastel laidudel pesitsejad. Näiteks tundub Eesti 2003. aasta arvukushinnang (Elts *et al.* 2003) tagantjärele optimistlikuna.

Läänemere populatsioon kasvas kiiresti 1950. ja 1960. aastatel. Sel ajal asus väiketiir pesitsema Soome ja Venemaale ning Eesti asurkond kasvas peaaegu nullist ilmselt oma kõigi aegade maksimumini. Kogu Läänemerd hõlmavat arvukushinnangut varasematest aegadest siiski pole. 1980. aastatel oli väiketiiru arvukus Läänemerel 1600 paari (Hario 1986). Sama kümnendi lõpus esitatud arvukushinnangud on üsna erinevad 1500 paarist (Hongell 1989) 2500 paarini (Väisänen *et al.* 1998). Algandmete põhjal otsustades on õigem 1500 paari. Ka praegu on Läänemere populatsioon hinnanguliselt sama suur.

Esimene Rootsis registreeritud vaatlus pärineb 1800. aastast Gotlandilt ja esimene pesitsemine on teada 1821. aastast Rootsi lõunatipust (Skanörs ljung). 1850. aastatel täheldati liigi esinemist juba peaaegu kogu praeguse pesitsusareaali ulatuses. Siiski tekkis veel 1930. aastatel eraldi, alla kümne paari suurune asurkond Botnia lahele varasemast areaalist 600 km põhja poole (Soikkeli 1962, Svensson *et al.* 1999). Vahepeal see asurkond kadus (kolis ehk Soome?) ja naases seejärel uuesti 1979. aastal. Suurem osa Rootsi populatsioonist pesitseb endiselt Eestist 100–400 kilomeetrit lääne pool, muuhulgas pesitseb 250 paari Gotlandi saarel (Sveriges Ornitologiska Föreningen 2002). Rootsi populatsiooni on hinnatud umbes 500 paari suuruseks juba 1940. aastatest alates. Praegune hinnang on 490 paari (Svensson *et al.* 1999, SOF 2002, BirdLife International 2004, Ottosson *et al.* 2012). Kogu Rootsi populatsioon pesitseb madalaveelisel ning liivasel ja kruusasel rannikul, kuigi on ette tulnud ka juhuslikke sisemaal pesitsemisi. Taani väinade kolooniad on suuremad kui Läänemere kolooniad (Svensson *et al.* 1999).

Venemaal Soome lahe idaosas praeguses Peterburi oblastis hakkas väiketiir pesitsema 1960. aastatel (HELCOM Red List of Birds, külastatud 10.09.2014). Hario (1986) hindas 1970. aastatel sealse asurkonna suuruseks alla 20 haudepaari. Samal ajal pesitses liik Laadoga järvel vähemalt neljas kohas. Noskov (2002) hindas Peterburi oblasti asurkonna suuruseks "kümneid paare". Kontiokorpi kirjalikul teatel pesitses Karjala maakitsusel 2000. aastate alguses 50 paari, neist 30 paari suure kolooniana Gorskajas, 10 km Peterburist lääne pool. Peterburi oblasti rannikule koondub hulgaliselt rändseid väiketiire – 1999. aastal loendati seal IBA-de inventuuri käigus ilmselt kesk- või hilissuvel, kui pesakonnad kogunevad sobivatesse kohtadesse, 150–300 isendit (World Bird Database). Eesti-lähedastest aladest pesitseb väiketiir ka Novgorodi Ilmjärvel, kus näiteks 2002. aasta suvel vaadeldi 42 isendit (Rantanen & Silvennoinen 2003). Kaugemal idas on väiketiir regulaarne pesitseja Volga ja selle harujõgede liivastel saartel ja nendele jõgedele rajatud veehoidlatel (Tucker & Heath 1994, World Bird Database).

Soomes on väiketiiru väidetavalt nähtud juba 19. sajandil, kuid esimene kindel vaatlus pärineb alles 1920. aastast Helsingist, kus kohati liiki ka kahel järgmisel korral 1930. aastatel. Veel 1940. aastatel oli liik Soomes haruldane, teada on ainult kaks vaatlust (Hongell 1988–1989). 1951. aastast alates hakati liiki igal aastal kohtama Soome läänerrannikul Poris (Soikkeli 1962). Samal aastakümnel

vaadeldi seal ka hilissuviti pesakondi, kelle päritolu ei ole teada. 1954. ja 1958. aastast on andmeid territoriaalsete väiketiirude kohta Botnia lahe põhjaosast Simo ja Oulu kandist, kuid nende pesitsemine on tõendamata (von Haartman *et al.* 1963–1972). 1950. aastatel sagesid vaatlused Soome lahe rannikul, kus kesksuviti peatus ka noori isendeid. On võimalik, et viimased olid pärit Peterburi oblastist, kus sel ajal võis haudeasurkond juba olemas olla. 1963. aastast on andmeid ärevate vanalindude kohtamisest ja esimene pesa leiti 1964. aastal (Kaakinen 1968, Komonen & Komonen 1969). 1969. aastal hinnati väiketiiru koguarvukust Soomes juba 15 paarile (Hongell 1989) ja 1973. aastal 25 paarile (Helle & Merilä 1976). 1978. aastal tehti ulatuslik inventuur ja asurkonna suurust hinnati 46 paarile (Hildén & Hario 1993). Pärast seda on väiketiiru arvukuse kasv Soomes aeglustunud. Arvukuse langust pole Soomes kunagi täheldatud, kuid väiketiirud on siiski mitmeid endisi pesitsuskohti maha jätnud ja ka uusi hõivanud. Liik on nüüdseks pesitsema asunud mitmele poole Botnia lahele ja haruldase haudelinnuna ka Edela-Soome Läänemere rannikule (Hongell 2003, Lehikoinen & Gustafsson 2003, Tynjälä 2004). Soome lahel Soome territoriaalvetes pole liik kunagi pesitsenud. See on tõenäoliselt tingitud liivaste randade ja madalaveelise rannikumere puudumisest. Soome sisevetel on territoriaalseid isendeid haruharva kohatud, kuid pesitsemist ei ole seal tõenäoliselt toimunud. Hongell (2003) hindas Soome asurkonna suuruseks 2000. aastate alguses 50–65 paari ja see hinnang põhineb täpsemal algandmestikul kui mujal avaldatud 45–55-paarine hinnang (BirdLife International 2004). 2005. aastal tõendati Soomes vähemalt 53 tiirupaari pesitsemine, asurkonna tegelik suurus oli tõenäoliselt 55–65 paari (BirdLife Finland, avaldamata andmed).

Nii Lätis kui ka Leedus pesitses 2000. aastate alguses 150–200 paari väiketiiru. Liik asustas seal rannikuluiteid ning Daugava ja Nemunase jõe liivaseid saari (Heath & Evans 2000). Peale selle pesitses väiketiir vähearvukalt mõnedel Leedu kalakasvatustiikidel. Lätis on liigi arvukus 1990. aastatest alates langenud. Siis hinnati arvukuseks 250–300 paari (Stradz *et al.* 1994). Leedus on väiketiiru arvukus olnud kõikum (ilma selge trendita).

#### **2.3.4.2 Levik ja arvukus Eestis**

Väiketiiru on 20. sajandi alguskümnenditel peetud Eestis väga haruldaseks pesitsejaks. Szeliga-Mierzeyewski (1923) andmetel oli väiketiiru Saaremaal juba 1910. aastal üle 10 paari ja liik esines nii laidudel kui ka Saaremaa rannikul. Liigi haruldaseks pidamine võis olla oletuslik ja tingitud vähesest ornitoloogilisest uuritusest. Järgmistel aastakümnetel kasvas väiketiiru arvukus kiiresti ja 1960. aastatel hinnati seda vähemalt 400 paarile (tegelik arvukus võis olla veelgi suurem). Seejärel langes liigi arvukus 200–400 paarini (Leibak *et al.* 1994). Pikaajalistel seirealadel Matsalu rahvuspargis ja Hullo lahel pesitses kõige rohkem väiketiire 1960. aastatel (Mägi 1995, T. Valker, kirjalik teade). 1990. aastatel hinnati väiketiiru haudepaaride arvu vähesete andmete põhjal koguni 400–700 paarile ja arvukuse trendi kasvavaks (Elts *et al.* 2003). Ka hilisem arvukushinnang (ajavahemiku 1991–2008 kohta) põhines napil andmestikul ja oli endiselt 400–700 paari ja arvukuse trend kasvav (Elts *et al.* 2009). Eelmainitud hinnang on küsitav. Väheseid olemasolevaid andmeridu uurides ei olnud arvukuse trend 1990–2010 mitte kasvav, vaid 1990. aastatel oli väiketiiru arvukus pigem suhteliselt stabiilne ja hiljemalt 2000. aastate algusest on see olnud selgelt langev. Ainult Vilsandi rahvuspargis on märgata tõusvat trendi.

Siinkohal esitatakse väiketiiru uus pesitsusaegne arvukushinnang. Hinnang on koostatud aastatel 2008–2012 läbiviidud seirete (loetletud eespool) ja aastatel 2007–2013 tehtud juhuvaatluste põhjal (eElurikkus ja ekspertide teated, täpsemad allikad on toodud lisas 2). Vähemalt neljal aastal seiratud pesitsuspaikade andmestikust arvati välja kõige väiksem arvukus ja ülejäänud aastatest võeti andmerea keskmine. Ilmselgelt on väiketiirud eri aastatel kolinud erineval arvul ühelt seirealalt teisele, mistõttu annab keskmise arvukuse kasutamine palju objektiivsema hinnangu kui ühe

(maksimaalse) aasta tulemus. Tinglikult võib arvukushinnangut pidada väiketiiru asurkonna suuruseks 2012. aastal, sest sel aastal hõlmasid loendused kõige suurema osa liigi teadaolevatest pesitsuspaikadest. Eestis oli siis väiketiiru umbes 173 paari, või pigem pesitsusterritooriumi, sest kõikidel puhkudel pesa ei leitud (vt lisa 2). Sellest umbes 140 paari pesitses laidudel ja 33 paari mandri ja suuremate saarte (üle 5 km<sup>2</sup>) rannas või nende vahetus läheduses olevatel ajutistel leedel või laiukestel. Kasutades iga ala andmerea maksimumi (2008–2012), on populatsiooni arvukuse hinnang 211 paari. Kolooniaste aastatevahelise liikumise pärast peaks eelmainitud alade keskmisel põhineva meetodiga tehtud hinnang (173 paari) olema objektiivsem. Eesti haudeasurkonna suurust 2012. aastal võib hinnata 175–210 paarile. Maksimumhinnangu aluseks on oletus, et kuni 20% pesitsejatest on jäänud seirete ja juhuvaatlustega leidmata. Üksikuid paare pesitseb kindlasti ka rannikul väljaspool seire- ja juhuvaatlusalasid. Väiketiiru kolooniastest (lähestikku pesitseb üle kahe paari) ei ole Mandri-Eesti rannikul peale 2007. aastat ühtegi märganud. Saaremaa rannikul oli 2012. a teada üks koloonia. Siiski tuleb rõhutada, et lisas 2 esitatud arvukushinnang on pigem optimistlik kui neutraalne, sest osa 2012. aasta seire lünkadest on täidetud varasema seire ja juhuvaatluste põhjal tehtud hinnangutega ning rajaneb seega osaliselt oletustel. Kui 1960. aastatel hinnati, et 75% Eesti asurkonnast pesitseb meresaartel (Leibak *et al.* 1994), siis on ka praeguste teadmiste põhjal olukord sarnane.

### **Väiketiiru asustuse muutustest mõnedel pesitsusaladel**

Kaht Eesti linnuatlast võrreldes ei ilmne suuri erinevusi liigi pesitsusaegses levikus. Väiketiir on kõige ühtlasemalt levinud Väinamere saarestikes ja ümbritsevatel rannikualadel, katkendlikumalt aga Soome lahe, Pärnumaa ning Saaremaa ja Hiiumaa rannikul (joonis 9). Virumaa rannikult ei ole liigi pesitsusandmeid teada ja ka mandri rannikul on üldiselt viimase linnuatlase välitööde ajal pesitsemist täheldatud veidi vähem. Mõlema atlase välitööde perioodil on väiketiiru kohatud Narva jõel ja veehoidlal, kuid pesitsemine on seal jäänud tõendamata.

Andmed väiketiiru asustuse muutumisest Eesti pesitsusaladel on lünklikud. Järjekindlaim on seire olnud Matsalu rahvuspargis, kuid sealseteski andmeridades on aastatepikkusi lünki ja kogu kaitseala hõlmavat sünkroonset loendust pole tehtud (E. Mägi kirjalik teade). Matsalu lahe lõunarannikul hinnati väiketiiru arvukuseks 1957–1967 keskmiselt 8 paari aastas (maksimum 16 paari). 1969–1974 oli sealne arvukus kõrgeim, 40–45 paari aastas. 1980. aastatel vähenes haudepaaride arv 10–20-ni ja 2000. aastatel 2–10-ni. Puise-Jugassaare ranniku andmestik on väga lünklik ja väiketiir on siin poole sajandi jooksul (1959–2009) pesitsenud keskmiselt 4 paarina aastas (10 loendusaasta andmeil), seejuures on paaride arv olnud suurim (9 paari) 2009. aastal. Jugassaare-Põgari rannikul on 1971–2009 loendatud 1–4 paari aastas (kokku 4 loendusaastat). Haeska rannikul 1957–1997 liiki pesitsejana ei kohatud, kuid aastatel 1998 ja 2007 registreeriti üks haudepaar. Kõige pidevamad on väiketiiru arvukuse andmed Matsalu rahvuspargi piiresse jäävate Väinamere saarte kohta. 1957–1967 pesitses saartel keskmiselt 25 paari, 1969–1974 65 paari, 1982–1987 36 paari, 1992–1998 40 paari ja 1999–2010 vaid 9 paari, olles kõigi aegade madalaimas seisus (E. Mägi avaldamata andmed). Väiketiiru arvukus vähenes Väinamere saartel järsult 1990. aastate lõpus.

Meresaarte haudelinnustikku on pikka aega seiratud ka Vilsandi rahvuspargis. Aastail 1974–1980 seal liigi pesitsemist ei täheldatud. 1981–1990 loendati väiketiire 1–7 paari aastas. 1990. aastatel pesitses kaitseala saartel 8–23 paari ja 2000. aastatel 20–30 paari aastas (Keskkonnaameti meresaarte haudelinnustiku andmebaas). Vilsandi rahvuspargis on loendused hõlmanud eri aastatel erineva valimi laide, mistõttu on liigi arvukuse trendi raske hinnata. Siiski on sealne asurkond olnud aastakümnete jooksul kasvav ja Vilsandi rahvuspargi saared selles suhtes erandlikuks väiketiiru pesitsusalaks Eestis.

Hullo lahe laidudel Vormsi lõunarannikul registreeriti 1961–1962 aastal 2 paari ja 1969. aastal 25 paari väiketiire. Järgmised loendused tehti alles aastail 1988, 1992, 1995 ja 1997. 2003. aastast alates on seal haudelinde loendatud igal aastal. 1988–2011 on liiki kohatud 0–2 paari aastas, enamikul vaatlusaastatest ei ole liigi pesitsemist tuvastatud (Ojaste 1998, T. Valker kirjalik teade, meresaarte haudelinnustiku seire).

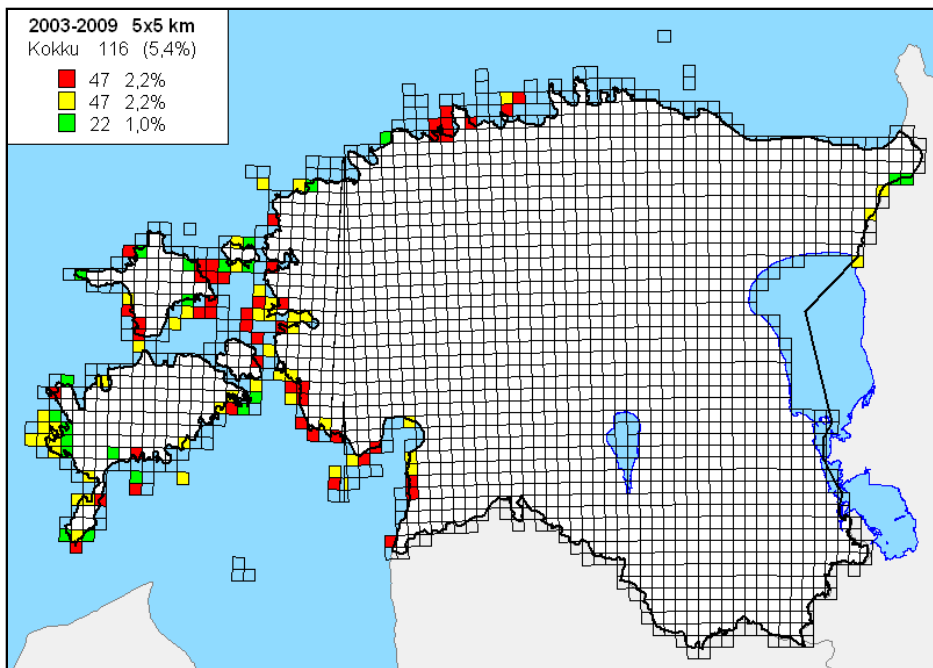
Pärnumaal Ikla (lõunas) ja Võiste (põhjas) vahelisel rannikul loendas H. Veroman 1957. aastal ühekordel jalutuskäigul 40 km pikkusel lõigul kokku 13 paari väiketiire. Neist 3 paari olid Treimani kandis. 1980. aastatel pesitses samal rannikulõigul 7 km pikkusel alal Häädemeeste ja Jaagupi vahel rannaluidetel 15 paari väiketiire (M. Kose, kirjalik teade), mujalt teave puudub. 2003.–2005. aasta linnuinventuuri ajal pesitses Treimani kandis 2 tiirupaari (I. Tammekänd, kirjalik teade). Mujal rannikulõigul pesitsejaid ei olnudki, leiti vaid kaks territoriaalset paari (Luitemaa inventuur 2003–2004, M. Kose). 2011. aastal pesitses Võistes siiski kaks paari väiketiire (M. Kose, kirjalik teade). Seega on ära kadunud vähemalt Häädemeeste koloonia(d).

1990. aastatel pesitses väiketiir Kihnu saare põhjarannas 1 paarina ja Linaküla rannas kuni 8 paarina (Buteo 1999). 2012. ja 2013. aastal vaadeldi Kihnus 1–2 paari, kuid pesitsemist ei tõendatud. Manilaiul pesitses liik 1990. aastatel 2–4 paarina ja samas kohati 3 väiketiirupaari ka perioodil 2007–2008. Sorgu saarel pesitses 1988. aastal 2 paari ja 1992. aastal 1 paar väiketiire, varem või hiljem ei ole liiki seal tuvastatud, kuid seire on lünklik. 1990. aastatel pesitses väiketiir Värati-Suti rannaniidul kuni 4 paarina, sama kümnendi esimesel poolel esines ta ka Värati kalatehase juures rannaniidul (Buteo 1999). Suti rannaniidul on viimastel aastatel kohatud 1–2 paari (H. Luhamaa, kirjalik teade).

Kabli linnujaama andmeil on kevaditi rändavatena registreeritud, kuid tõenäoliselt Pärnumaa rannikul pesitsevate väiketiirude arv ajavahemikul 2002–2012 vähenenud umbes poole võrra, kuid trend pole andmerea lünklikkuse ja liigi väikese arvukuse tõttu usaldatav (M. Ellermaa, trükis).

Väiketiir pesitses 1980. ja 1990. aastate alguses Pärnu linna piires rannaniitudel ja luidetel, kuid on sealt viimasel kümnendil kadunud. Haapsalus pesitses väiketiir viimati 2005. aastal (T. Valker, kirjalik teade). Üks selle sajandi suurimatest kolooniatest (30 paari) pesitses 2000. aastate alguses Kuressaares (Roomassaares) jäätmaal, kuid see hävis või kadus, kuna alale hakati ladustama puitu (Pekka Komi, kirjalik teade).

Väiketiiru levik koostatava linnuatlase andmetel on toodud joonisel 9.



Joonis 9. Väiketiiru pesitsusaegne levik Eestis 2003–2009: punane – kindel pesitseja, kollane – tõenäoline pesitseja, roheline – võimalik pesitseja (Eesti haudelindude levikuatlas; koostamisel).

## Peatumisalad

Väiketiiru pesakonnad kogunevad rändeteel või enne sügisrändele asumist mõneks ajaks madalaveelistele rannikualadele, kus leidub peatumiseks liivaseid seljandikke vms. Tähtsad koondumiskohad ei pruugi olla üldse pesitsuspaikade läheduses. Eestis taolisi peatumiskohti ilmselt ei teata või neid ei ole (Kuus & Kalamees 2003, Pettay *et al.* 2004). Vaid Liu ninal on 12.07.2007 peatunud suurem, 24-isendiline kogum (eElurikkus). Liu ninale kogunevad puhkama ka tutt-tiiru pesakonnad. See peatumiskoht on inimeste poolt külastatav ning viimastel aastatel ka osaliselt kinni kasvanud ja kaotanud oma varasema tähtsuse tiirude peatumispaigana (R. Puumets kirjalik teade). Liigile sobivaid koondumiskohti leidub peale Liu nina Kõrgessaare-Paope rannas, Kihnu saare rannas ja Haversi rannas Riguldis. Rändeteel on üheks Eesti väiketiirude võimalikuks koondumiskohaks Nemunase delta Leedus, kus 1998. aastal peatus hinnanguliselt 500 isendit (Heath & Evans 2000).

Keskkonnaregistrisse kantud väiketiiru pesitsusaladest asub riigimaal või jätkuvalt riigi omandis oleval maal umbes 70%, punktobjektidena registrisse kantud pesitsuspaikadest isegi 100% (tabel 9). Kõik registrisse kantud väiketiiru pesitsuspaigad asuvad kaitstavatel aladel (tabel 10), kuid liigi Eesti populatsioonist pesitseb keskkonnaregistrisse kantud objektidel vaid umbes 50% (lisa 2).

Tabel 9. Keskkonnaregistrisse kantud väiketiiru leiukohtade jaotus maaomandi alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013)

Maa omandivorm	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Eraomand	84,4	28,5		
Riigiomand	34,7	11,7	1	10
Jätkuvalt riigi omandis	177,2	59,8	9	90
<b>Kokku</b>	<b>296,3</b>	<b>100</b>	<b>10</b>	<b>100</b>

Tabel 10. Väiketiiru leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013).

Kaitstav ala	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Püsielupaik	9	3		
Kaitseala	264,5	89,3	7	70
Hoiuala	22,8	7,7	3	30
<b>Kokku</b>	<b>296,3</b>	<b>100</b>	<b>10</b>	<b>100</b>

Kasutatud on maaüksuste kihti 2013. aasta juuli alguse seisuga. Pindalad on arvatud *Cartesian* valemiga.

### 2.3.5 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

Eestis pesitsev väiketiiru asurkond moodustab liigi Euroopa populatsioonist umbes 1% ja läänepoolset rändeteed kasutavast asurkonnast umbes 3%.

Eesti punase nimestiku (2008) järgi on väiketiir arvatud ohulähedaste (*near threatened*) liikide kategooriasse. Hinnang on eksklik, kuna Eesti asurkond on viimase 15 aasta jooksul vähenenud umbes 30–50% ja liik peaks kuuluma ohualdise (*vulnerable*) kategooriasse. Siseriiklikult kuulub väiketiir III kaitsekategooria liikide hulka ja looduskaitseaduse järgi peab 10% tema teadaolevatest ja keskkonnaregistrisse kantud leiukohtadest olema kaitstavatel aladel. Liigi arvukuse kiire vähenemine on üheks põhjenduseks kaalutlemaks liigi arvamist II kaitsekategooriasse. Sellega ei kaasne kohustust täiendavate alade kaitse alla võtmiseks, sest väiketiiru keskkonnaregistrisse kantud leiukohtadest on kaitse all mitte 50%, nagu nõuab seadus II kaitsekategooria liikide puhul, vaid oluliselt rohkem. II kaitsekategooriasse arvamisel on liigi ohustatus ja kaitsekategooria paremas vastavuses, ja mis veelgi olulisem – kaitstavate alade kaitse korraldamisel, planeeringute koostamisel ning tegevuslubade väljaandmisel suhtutakse II kategooria liigi elupaikade kaitse vajadusse palju tähelepanelikumalt. Kui tõhusamaid kaitsemeetmeid ei rakendata, on liigi taandumine Eestist reaalne. Eesti väiketiiru asurkonnaga sama suure asurkonna väljasuremist on Euroopa piires täheldatud näiteks Hollandis ja Belgias (Muselet 1997). Soomes on liik ohustatud (EN, Rassi *et al.* 2010), Rootsis ohualdis (Gärdenfors 2010) ja Leedus ohualdis (Lietuvos Raudonoji Knyga, külastatud 10.09.2014). Venemaa punases raamatus on liik vähenev, mis vastab umbes IUCN-i kategooriale ohulähedane või ohualdis (HELCOM Red List of Birds, külastatud 10.09.2014).

Väiketiir on linnudirektiivi 4.1 artikli liik, mis tähendab, et tema esinduslikumaid alasid tuleb kaitsta linnu(hoiu)aladena. Globaalselt on väiketiir ohuväline liik (IUCN-i punane nimestik). Rahvusvahelisi tegevuskavasid (Berni/AEWA konventsioonide raames) ei ole väiketiirule koostatud.

BirdLife International klassifitseerib Euroopa populatsiooni klassi SPEC 3, mis tähendab, et liik on kaitsekorralduslikult tähtis populatsiooni pikaajalise mõõduka languse tõttu. Berni ja Bonni konventsioonides on väiketiir II lisa liik, nendest lepingutest tulenevaid kohustusi täidab Eesti Euroopa Liidu linnudirektiivi kaudu.

Globaalselt on väiketiir IBA-alade kriteeriumeid täitnud liik 200-l rahvusvaheliselt tähtsal linnualal, millest suurem osa jääb nominaatvormi levila piiresse (World Biodiversity Database). Neist 60 on globaalse tähtsusega alad (kriteerium A4i, Heath & Evans 2000) ja ülejäänud regionaalse tähtsusega



alad (kriteeriumid B1, C6). Euroopa populatsiooni regionaalne B1 kriteerium on alates 2012. aastast 190 isendit (vähemalt 1% populatsioonist koondub regulaarselt alal) (Wetlands International Waterbird Population Estimates; külastatud 10.09.2014).

Nendel Natura linnualadel, kus väiketiir on nimetatud kaitse-eesmärgina, pesitses 2011. aasta arvukushinnangu järgi 97 paari ehk umbes 60% väiketiiru Eesti asurkonnast. Väiketiiru on mainitud kaitsekorralduslikult tähtsa liigina järgmistel lindude kaitseks moodustatud Natura-aladel (Euroopa Komisjoni Natura-andmebaas)

- Paljassaare (EE0010170) – pesitseja, künnisarv 3 paari (praegu 2–3 paari, vt lisa 2);
- Kolga lahe (EE0010171) – pesitseja, künnisarv 20–25 paari (praegu 3–4);
- Paope (EE0040112) – peatuja, künnisarvu pole märgitud;
- Kõpu (EE0040135) – peatuja, künnisarvu pole märgitud (võib pesitseda);
- Pärnu lahe (EE0040346) – pesitseja, 15–20 paari (praegu 7–8);
- Väinamere (EE0040001) – pesitseja, künnisarv 50–100 paari (praegu 79–80 paari);
- Kahtla-Kübassaare (EE0040412) – pesitseja, künnisarv 7–10 paari (praegu 4 paari);
- Kaugatoma-Lõu (EE0040441) – pesitseja, 9 paari (praegu 1 paar);
- Siiksaare-Oessaare (EE0040469) – pesitseja 5–10 paari (praegu 1 paar).

Väiketiiru ei ole nimetatud kaitsekorralduslikult olulise liigina järgmistel Natura 2000 aladel, millel tegelikult asuvad keskkonnaregistri järgi liigi pesitsuspaigad (lisa 2):

- Vanamõisa (EE0040113) – 3 paari;
- Vilsandi (EE0040496) – arvukus praegu 20–30 paari;
- Kura kurk (EE0040434) – arvukus praegu 25–30 paari;
- Karala-Pilguse (EE0040414) – arvukus praegu 10 paari.

Väiketiir ei kuulu kaitsekorralduslikult oluliste liikide hulka ka järgmistel IBA-del:

- Nõva-Osmussaare (EE0040201) – arvukus praegu 3–4 paari;
- Väikese väina (EE0040486) – arvukus praegu 0–1 paari.

Väiketiiru elupaiku oli 15. augusti 2013. aasta seisuga keskkonnaregistrisse kantud 60. 2008–2012. aastate välitöödel külastati neist vähemalt 52 objekti. Väiketiir esines 19-l registriobjektil ja puudus 20-lt. Lisaks esines Matsalu rahvuspargi 13 objektile kokku 10–11 paari väiketiire, kuid pesitsusterritooriumeid ei ole võimalik keskkonnaregistri objektidega siduda. Eelpool esitatust selgub, et vähemalt osa elupaiku olid tühjad. Seega esines väiketiiru hinnanguliselt 30-s keskkonnaregistrisse kantud elupaigas 70 paariga (lisa 2). Samal ajavahemikul täheldati liiki Eestis pesitemas veel 43-s leiukohas (80 paari), mis ei ole väiketiiru elupaigana keskkonnaregistrisse kantud (lisa 2).

## **2.4 Jõgitiir**

### **2.4.1 Jõgitiiru bioloogia**

#### **2.4.1.1 Elupaiganõudlus**

Kuna jõgitiir (*Sterna hirundo*) pesitseb nii meresaartel kui ka sisemaal, on talle omane väga lai elupaigavalik (Cramp *et al.* 2005). Pesakohaks valib jõgitiir avatud liivased, kruusased või mudased alad kas laidudel või mererannas, kuid erinevalt randtiirust ehitab oma pesa nendel aladel sageli kõrgemasse rohttaimestikku või selle serva, kuhu pojad saavad kergesti peituda. Kui pesakoht on

kaitstud maismaa kiskjate eest, võib jõgitiir pesitseda ka inimeste vahetus naabruses (Leibak *et al.* 1994, Cramp *et al.* 2005).

Jõgitiir on regulaarne sisemaal pesitseja nii Lääne- kui ka Ida-Euroopa riikides. Tema pesakohtadeks on lagedad või madala rohustuga saared järvedes, jõgede kruusased või liivased leetseljakud, kalakasvandused, kunstlikud saared tiikides, aga ka turbakaevandused ja rabalaukad või isegi ujuvad surnud taimemassid madalas vees ning vesirooside või vesikuppude lehed, puidust postid või mahajäetud püttide pesad (Leibak *et al.* 1994, ref Cramp & Simmons 2005).

Kui esimesed teated üksikute paaride pesitsemisest hoonete katusel pärinevad 1970. aastatest, siis 21. sajandi alguses pesitses näiteks Hollandis ja Lätis katustel sadu jõgitiirupaare. Paljudes Lääne-Euroopa riikides on sisemaal asuvate looduslike elupaikade kadumise tõttu jõgitiirud asunud pesitsema kruusakarjääridesse ning näiteks Šveitsis pesitseb kogu jõgitiiru populatsioon selleks spetsiaalselt veekogudesse rajatud parvedel (ref Cramp & Simmons 2005).

#### 2.4.1.2 Pesitsemine

Jõgitiir saabub Eestisse keskmiselt 30. aprillil (Rootsmäe 1998). Matsalu lahele jõuavad jõgitiirud keskmiselt 23. aprillil, kusjuures pikaajaline trend (1958–2006) näitab järjest varajasemat saabumist (Mägi 2008). Jõgitiirud lahkuvad Eestist keskmiselt (1977–1986) 28. augustil (Rootsmäe 1991b). Põõsaspea neemel 2009. aastal toimunud rändeloenduste andmetel (Ellermaa *et al.* 2010) oli jõgitiirude läbirände maksimum vahemikus 14.–23. augustini, kuid olulisel hulgal rändas linde veel 7. septembrini. Viimaseid jõgitiire nähti vahemikus 3.–7. oktoobrini.

Jõgitiir on koloniaalne liik, kuid eeskätt sisemaal võib ta näiteks väikestel järvedel pesitseda ka üksikute paaridena. Väikestel meresaartel on jõgitiiru kolooniad suuremad (sageli 200–300 paari) ning siin võib jõgitiir moodustada segakolooniaid randtiiruga (*Sterna paradisaea*). Sisemaa kolooniates on kuni 50 paari (Leibak *et al.* 1994). Liik on väga sünni- ja pesapaigatruu (Ling 1967, ref Cramp & Simmons 2005). Pesitsemist alustavad jõgitiirud 3–4-aastastena (Cramp & Simmons 2005). Eestis munetakse esimesed munad tavaliselt mai alguses. Enamik kurni munetakse siiski ajavahemikul mai teisest juuni esimese dekaadini (Onno 1975). Värske munadega pesi võib leida veel juuni lõpus. Pika munemisperioodi tõttu võib poegadega pesi leida juuni algusest augustini. Korduvalt pesitsenud vanalinnud alustavad pesitsustsükli varem kui esmaspesitsejad. Aastatevahelised erinevused pesitsemise algusajast on tingitud ka toidu kättesaadavusest ja rohkusest (ref Cramp & Simmons 2005), Eesti oludes ka ilmastikust – külmadel kevadatel lükkub pesitsemise algus hilisemale ajale.

Täiskurnas on tavaliselt 2–3, harva 1 või 4 muna (Ling 1967, ref Cramp & Simmons 2005). Keskmise kurna suurus on jõgitiirul Matsalu rahvusparkis läbiviidud uuringute põhjal (Ling 1967) 2,7 muna, mis on suurem kui randtiirul. Munemise intervall on 1,5–1,9 päeva. Täiskurna suurus sõltub vanalindude pesitsemiskogemusest, munemise algusajast ja keskkonnateguritest (näiteks ilmastik). Jõgitiir haudub mune 21–23 päeva. Pojad kooruvad 1-päevaste vahedega. Keskmiselt kooruvad pojad vaid 67% munetud munadest (Ling 1967). Pojad lennuvõimestuvad 22–29 päeva vanustena, olenevalt kasvukiirusest ja konditsioonist. Aastas pesitseb jõgitiir ühe korra (ref Cramp & Simmons 2005).

Eestis kestab jõgitiiru pesitsusperiood 20. aprillist 5. augustini. Sellesse ajavahemikku mahub ka hiliste pesakondade poegade lennuvõimestumine.

Kui hauduvaid vanalinde ei häirita, on koorumise edukus tavaliselt üle 90%. Keskmise

lennuvõimestumise edukus ulatub 35%-st 69%-ni. Lennuvõimestunud pesakonna keskmine suurus on Euroopas 0,5–1,4 poega (ref Cramp & Simmons 2005). Poegade suremust põhjustavad toidupuudus, üleujutused, vihmased ja külmad ilmad ning röövlus. Üleujutused ja röövlus võivad kohati põhjustada väga kõrget suremust (Ling 1967). Pesitsemine tihedates kolooniates aitab kaitsta kurni ja poegi kajakate, vareste, ronkade jt röövlindude eest. Kui koloonia hüljatakse kõrge röövlussurve tõttu või mõnel muul põhjusel, asuvad vanalinnud sageli tervete kolooniatena pesitsema uutele aladele (ref Cramp & Simmons 2005).

Pesitsevate lindude keskmine vanus on 9–10 aastat. Vanim edukalt pesitsenud isend on olnud 26-aastane. Vanim Euroopas rõngastatud isend on olnud 33-aastane. Vanalindude aastane elumus on 88–93%. Noorlindude aastane elumus kuni teise eluaastani on 39–47%, teisest kolmanda eluaastani 85% ja kolmandast neljanda eluaastani 90% (ref Cramp & Simmons 2005).

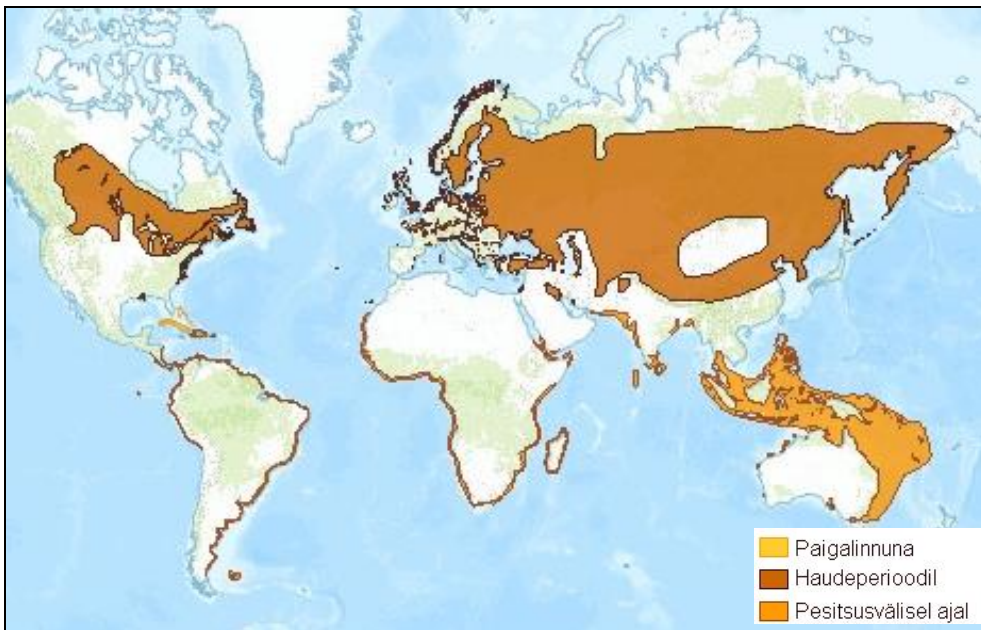
### **2.4.1.3 Toitumine**

Jõgitiir toitub peamiselt kaladest ja putukatest ning täpsem toiduvalik sõltub toitumiskohast (avameri, rannikualad või sisemaa veekogud). Kuna jõgitiir on toitumiselt nii generalist kui ka oportunist, sõltub tema toiduvalik geograafilisest asukohast, ajast, saakobjekti aktiivsusest ning saagi rohkusest. Jõgitiir suudab kiiresti vahetada toitumisala, toiduobjekti ja kalastamisviisi. Toitumisala asub kolooniast tavaliselt 3–10 km kaugusel. Haudumise perioodil kestab meresaartel pesitsevate tiirude toitlend 1,8–2,1 tundi ja sisemaa järvedel pesitsevatel tiirudel 1,7 tundi. Poegade toitumise ajal viibitakse toitelennul keskmiselt 1,5 tundi. Jõgitiirud võivad toituda nii üksikult kui ka paarikaupa, salkade või parvedena sõltuvalt saakobjekti ohrusest ja paiknemisest veekihis. Saagiks olev kala on tavaliselt 2,5–8 cm pikk. Mõned isendid võivad spetsialiseeruda kindlale kalaliigile. Poegi toidetakse peamiselt või üksnes kaladega. Jõgitiiru poeg sööb kuni lennudevõimestumiseni keskmiselt 798 grammi kala (Cramp & Simmons 2005).

## **2.4.2 Jõgitiiru levik ja arvukus**

### **2.4.2.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas**

Jõgitiir on tiirude perekonna kõige laiemalt levinud liik, kes pesitseb nii väikesaartel, rannikualadel kui ka erinevatel sisemaa veekogudel. Liigi levila ulatub kogu maakeral tundravööndist subtroopiliste aladeni (joonis 10). Euroopas on jõgitiir levinud Skandinaavia põhjaosast Vahemere rannikuni ja Atlandi ookeani rannikult kuni Euraasia mandri idaosani (Hagemeijer & Blair 1997). Levila lõunaosas asustab jõgitiir põhiliselt mererannikut ja saari, parasvöötmes pesitseb ta ka jõgedel ja järvedel. Kokku pesitseb Euroopas 270–570 tuhat paari jõgitiire, suurimad asurkonnad on Soomes, kus liigi arvukus on kuni 70 000 paari ning see on tõusuteel, Venemaal, Ukrainas ja Valgevenes (BirdLife International 2004). Üldiselt on jõgitiiru arvukus peaaegu kogu Euroopas stabiilne, selle langust on täheldatud põhiliselt Ühendkuningriigis, Norras ja Rootsis. IUCN punases nimestikus peetakse jõgitiiru arvukuse trendi siiski kahanevaks (BirdLife International 2012). Jõgitiirud talvituvad lõuna pool ekvaatorit. Euroopast pärit isendid veedavad talve Aafrika ranniku lähistel. Esimese aasta noorlinnud jäävad talvitusaladele ning lendavad tagasi sünnikohta alles kahe aasta vanustena (Hagemeijer & Blair 1997).

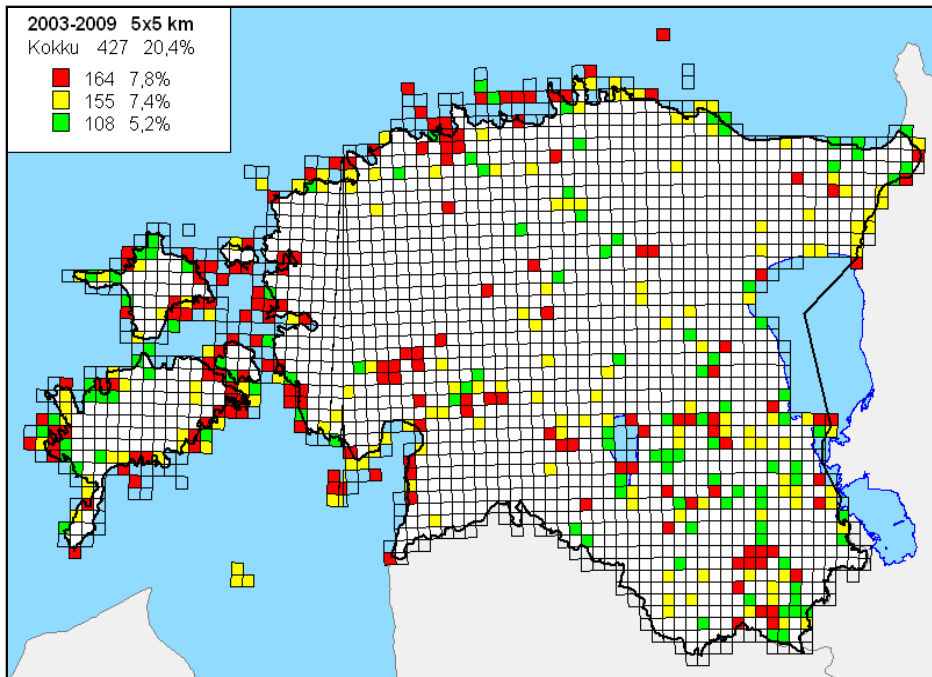


Joonis 10. Jõgitiiru levila. Allikas: BirdLife International & NatureServe (2014).

#### 2.4.2.2 Levik ja arvukus Eestis

Arvestades jõgitiiru levikut, on tegemist Eesti aladele tüüpilise haudelinnuga. Jõgitiir on levinud põhiliselt Lääne-Eesti saarestikus (60–70%), väiksemal arvul Soome lahe saartel (20–30%; Leibak *et al.* 1994). Sisemaal pesitseb kuni 10% asurkonnast, millest enamik hoiab mere lähedusse, kuid ka suuremad järved oma saartega on liigile ligitõmbavad. Kõige tihedamalt on asustatud Kagu-Eesti järvede piirkond (joonis 11). Aeg-ajalt pesitseb mõni paar ka rabades. Jõgitiiru kolooniad muudavad sageli asukohta, harva püsivad need pikka aega ühes kohas. Esimese ja teise linnuatlase välitööperioodil kogutud andmeid võrreldes selgub, et muutused jõgitiiru asustuses on suured. Paljustest kohtadest on jõgitiir nüüdseks kadunud, kuid pea sama paljudesse paikadesse on ta pesitsema asunud. Seetõttu pole liigi pesitsusaegne levik Eestis atlasaruutude asustatuse järgi otsustades eriti muutunud. Aastail 1977–1982 kohati jõgitiiru 260 atlaseruudus, perioodil 2003–2009 registreeriti liiki vähemalt võimaliku pesitsejana 264 atlaseruudus.

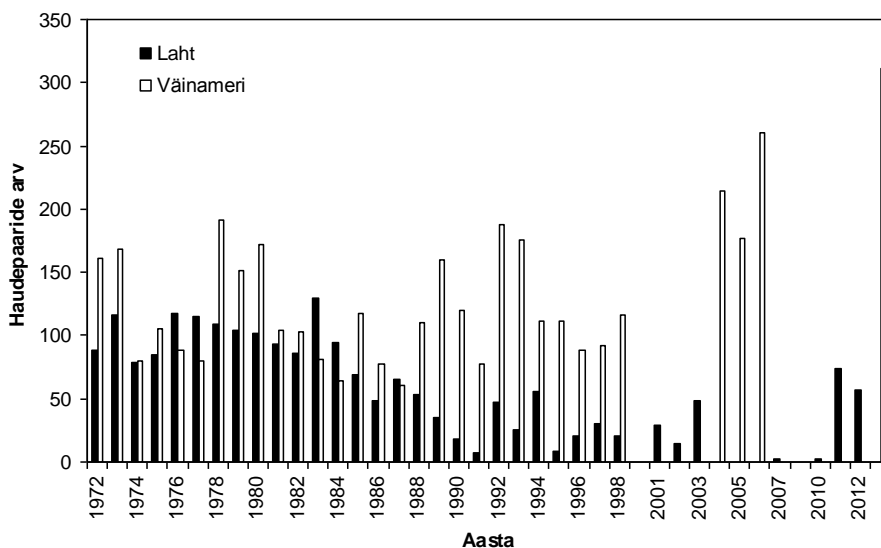
Eesti asurkonna suuruseks hinnati 1960. aastatel 6000–7000 haudepaari (Leibak *et al.* 1994). 1990. aastate alguses arvati, et jõgitiiru koguarvukus ei ületa 5000 paari (*op cit.*). Perioodil 1998–2002 pesitses Eestis hinnanguliselt 5000–8000 paari (Elts *et al.* 2003) ja aastail 2003–2008 5000–7000 paari (Elts *et al.* 2009). Riikliku keskkonnaseire "Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire" allprogrammi "Väikeste meresaarte haudelinnustik" andmetel (Paakspuu & Leivits 2011) on jõgitiiru arvukus praegusajal suurenenud. Arvestades, et väikeste meresaarte haudelinnustiku seire raames on jõgitiiru loendatud haudepaaride arv perioodil 2009–2011 ulatunud 20 seirealal 1033–2933-ni (st ca 20–42% kogu populatsioonist), on nii seirealade kui ka haudepaaride arv piisav hindamiseks populatsiooni trendi Eestis. Natura 2000 linnualade seireskeemi (Nellis 2013) rakendusmisel saadakse regulaarselt andmeid jõgitiiru sisemaa-pesitsusalade kohta, mis asuvad Natura 2000 võrgustiku linnualadel. Lisaks on kavandamisel riiklik järvede haudelinnustiku seire.



Joonis 11. Jõgitiiru pesitsusaegne levik Eestis 2003–2009: punane – kindel pesitseja, kollane – tõenäoline pesitseja, roheline – võimalik pesitseja (Eesti haudelindude levikuatlas; koostamisel).

Jõgitiiru arvukuse dünaamika kohta on kõige esinduslikumad aegread olemas Matsalu rahvuspargist (joonis 12). See näitab selget jõgitiiru arvukuse kõrgseisu 1970-ndatel ning 1980-ndate alguses ning uut arvukuse suurenemist viimastel aastatel. Jõgitiiru arvukuse kohta on avaldatud andmeid ka varasema perioodi kohta (Onno 1963, Ling 1967, Paakspuu 1973), kuid need on mõnevõrra juhuslikud, kuna jõgi- ja randtiirude arvukused on enamasti liidetud ning erinevate allikate arvukusehinnagud erinevad mõnevõrra. Üldpildina aga näib jõgitiiru arvukus eelviidatud allikate põhjal olevat 1950-ndate lõpus ja 1960-ndatel aastatel madalseisus.

Jõgitiiru arvukuse pikaajaline dünaamika Matsalu rahvuspargi Väinamere ja Matsalu lahe saartel (joonis 12) näitab selgelt ka jõgitiiru kolooniate ümberpaiknemise protsessi, mille põhjuseks on omakorda laidude roostumine. Sellele protsessile viitab Ruth Ling (1967) juba 1960-ndate alguses.



Joonis 12. Jõgitiiru arvukuse dünaamika Matsalu RP väikesaartel: Väinamerel 1972–1998, 2004–

2006 ja 2013 ning Matsalu lahel 1958–1960, 1970–1998, 2001–2003, 2007 ja 2010–2012.

Jõgitiirul on Natura linnualade määratlemisel kasutatud kahte kriteeriumi (Kuus & Kalamees 2003): C2 – Euroopa Liidu tasandil ohustatud liikide kogumid, kus kriteeriumiks on ala, kuhu regulaarselt koguneb vähemalt 1% Euroopa Liidus ohustatud liigi rändetee või Euroopa Liidu populatsioonist (900 haudepaari; Eestis 1 ala) ning C6 – Euroopa Liidu tasandil ohustatud liigid, kus kriteeriumiks on ala, mis kuulub viie olulisima ala hulka regioonis, mis on moodustatud Euroopa Liidus ohustatud liigi või alamliigi kaitseks (50 haudepaari; kõige uuema hinnagu alusel Eestis 10 ala). Jõgitiirule olulised pesitsusalad paiknevad nii 2003. aastaks tehtud inventuuride järgi (Kuus & Kalamees 2003) kui Eesti Ornitoloogiaühingu poolt teostatud Natura 2000 võrgustiku linnualade linnustiku inventuuride põhjal (Eesti Ornitoloogiaühing 2013) kõik rannikualadel ning need on esitatud tabelis 11.

Tabel 11. Jõgitiiru arvukus Natura 2000 linnualadel võrgustiku moodustamise ajal (2003) ja Eesti Ornitoloogiaühingu teostatud Natura 2000 võrgustiku linnualade linnustiku inventuuride põhjal.

Linnuala	Paaride arv	Aasta	Paaride arv	Aasta
Pärnu lahe linnuala (EE0040346)	1300–1500	2003	302–1532	2012
Kura kurgu linnuala (EE0040434)			150–170	2012
Mullutu-Loode linnuala (EE0040444)	10–100	2003	30–40	2012
Sutu lahe linnuala (EE0040472)	30–50	2003	2–5	2013
Siiksaare-Oessaare lahtede linnuala (EE0040469)	>70	2003	100–200	2013
Kahtla-Kübassaare linnuala (EE0040412)	250–300	2003	650–700	2007
Riksu ranniku linnuala (EE0040461)			0–60	2013
Karala-Pilguse linnuala (EE0040414)			10–120	2012
Küdema lahe linnuala (EE0040432)			0–107	2013
Väinamere linnuala (EE0040001)	200	2003		
Kõrgessaare-Mudaste linnuala (EE0040130)	50–75	2003	60–75	2012
Paljassaare linnuala (EE0010170)	50	2003	1–2	2008
Kolga lahe linnuala (EE0010171)			20–200	2011
Väindloo linnuala (EE0060270)	140–150	2003		

Kuna jõgitiiru arvukus on sisemaa pesitsusaladel reeglina kõikjal väike, on tabelis 12 toodud üksnes need alad, kus minimaalne arvukusehinnang on suurem nullist ning maksimum vähemalt viis paari.

Tabel 12. Jõgitiiru arvukus sisemaa Natura 2000 linnualadel.

Linnuala	Paaride arv	Aasta
Võrtsjärve linnuala (EE0080571)	50–70	2003
Emajõe suudmeala ja Piirissaare linnuala (EE0080373)	20–50	2006
Ropka-Ihaste linnuala (EE0080313)	13–15	2012
Räpina poldri linnuala (EE0080271)	10–20	2007
Haanja linnuala (EE0080613)	10–15	2012
Loode-Peipsi linnuala (EE0080112)	10–15	2008
Endla linnuala (EE0080172)	10–15	2012
Meenikunno linnuala (EE0080204)	6–7	2012
Alam-Pedja linnuala (EE0080374)	1–10	2001
Otepää linnuala (EE0080401)	1–5	2007

Tabel 13 annab ülevaate keskkonnaregistrisse kantud jõgitiiru leiukohtade jaotusest maaomandi ja tabel 14 kaitstavatel aladel paiknemise alusel.

Tabel 13. Jõgitiiru leiukohtade jaotus maaomandi alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013).

Maa omandivorm	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Eraomand	167,3	1,4	3	7,9
Riigiomand	5241,5	43,7	21	55,3
Munitsipaalomand	549,6	4,6	2	5,2
Jätkuvalt riigi omandis	6031,8	50,3	12	31,6
<b>Kokku</b>	<b>11 990,2</b>	<b>100</b>	<b>38</b>	<b>100</b>

Tabel 14. Jõgitiiru leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013).

Kaitstav ala	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Püsielupaik	4,6	0,04	-	-
Kaitseala	1651,2	13,8	27	71,0
Hoiuala	3490,3	29,1	5	13,2
Väljaspool kaitstavat ala	6844,1	57,1	6	15,8
<b>Kokku</b>	<b>11 990,2</b>	<b>100,0</b>	<b>38</b>	<b>100,0</b>

### 2.4.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

Jõgitiir kuulub III kaitsekategooriasse (RT I 2004, 69, 134) ning vähemalt 10% liigi teadaolevatest ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikadest peab asuma kaitstavatel aladel (RT I 2004, 38, 258). Eesti punase nimestiku (2008) järgi on jõgitiir arvatud soodsas seisundis (*least concern*) liikide kategooriasse. Jõgitiir on linnudirektiivi 4.1 artikli liik, mis tähendab, et tema esindusalasid tuleb kaitsta linnuhoiualadena (Nõukogu direktiiv 79/409/EMÜ). Globaalselt on jõgitiir ohuväline liik (IUCN punane nimestik 2012). Berni ja Bonni konventsioonides on jõgitiir II lisa liik, konventsioonide kohustusi täidab Eesti Euroopa Liidu linnudirektiivi kaudu.

Jõgitiir on märgitud kaitse-eesmärgina 12 hoiualal: Abruka, Kahtla-Kübassaare, Kasti lahe, Kuressaare lahe, Kõrgessaare-Mudaste, Küdema lahe, Mullutu-Loode, Sutu lahe, Väikese väina, Väinamere, Vaindloo ja Võrtsjärve hoiualal (Riigiteataja). Arvestades peamiste pesitsuskohtade paiknemist kaitsealadel ning liigi arvukuse praegust positiivset trendi, tuleb liigi senist kaitset pidada üldjoontes tõhusaks. Jõgitiiru kaitse seisukohalt on kõige olulisem pesitsusaegse rahu tagamine laidudel.

## 2.5 Randtiir

### 2.5.1 Randtiiru bioloogia

#### 2.5.1.1 Elupaiganõudlus

Randtiir (*Sterna paradisaea*) pesitseb põhiliselt väikesaartel, kuid asustab vähesel määral ka suuremate saarte ja mandri rannavalle ning rannaniitude sobilikke klibuseid alasid ja mereäärseid rannika või hanijalaga kaetud niiduservasid. Mandril olevad kolooniad on enamasti väikesed, 5–10 paari, või pesitsevad linnud lausa üksikuina. Väikesaarel võib tihedalt koos pesitseda 70–100, kuid

ka kuni 300–400 randtiiru paari, sageli leiab koloonia mõnest servast või nurgast ka teisi tiiruliike. Asustustihedus kolooniates on kõrge. Kui saar on väga väike ja üleni tiirusid täis, on asustustihedus ülikõrge: 550 paari Papilaiul (12 ha) tähendab 45,8 paari/ha, 105 paari Nāripearahul (0,4 ha) aga 262,5 paari/ha, kuid asustustihedus koloonias on neil enam-vähem ühesugune, esimesel neist on tiirudega kaetud lihtsalt väikesed alad saarest. Matsalu rahvuspargi meresaartel on randtiirude keskmine asustustihedus aastati kõikum ja jääb vahemikku 10–17,9 paari/ha.

Väikesaartest eelistab randtiir kaugemal merel asuvaid kõrgemaid saari, kus neile sobivad taimestikuvabad rannavallid mere toimel avatuna püsivad. 1960. aastatel pesitses randtiirudest 11% avamerelaidudel (Saaremaa läänerannik ja Hiiumaa-Vormsi põhjarannik), 35% sisemerelaidudel (Väinamere avavesi ja Saaremaa lõunarannik) ja 52% rannikulähedastel laidudel, sügavale sisemaale tungivate lahtede ja rannikulõugaste saarekestel pesitses vaid 2% randtiirudest (Onno 1970a). Ka Matsalu looduskaitseala randtiirudest pesitses tollal 98% Väinamere saartel ja vaid 2% lahe saartel (Ling 1967).

### 2.5.1.2 Pesitsemine

Kaugrändurist randtiir saabub Eestisse igal aastal üsna kindlal ajal, kuid kindlasti peale mere jääst vabanemist. Liik jõuab kohale enamasti 20. aprilli paiku: keskmiseks saabumispäevaks on aastatel 1987–1996 olnud 26. aprill, esimesi isendeid on nähtud 10. ja 27. aprilli vahel (Rootsmäe 1998). Pikalt jäävangi jäävale Väinamerele ja Matsalu lahele jõuab randtiir veidi hiljem – varaseim kohtamine on seal registreeritud 14. aprillil ja hiliseim 2. mail, keskmine saabumisaeg 22. aprillil (Mägi 2008). Linnud lahkuvad varakult, sügisene äralend ja läbiränne algab juba juuli lõpus ning kestab terve augusti, viimaseid isendeid nähakse septembri keskpaigani. Randtiir lahkus ornitofenoloogilise vaatlusvõrgu andmetel aastatel 1977–1986 keskmiselt 7. septembril (Rootsmäe 1991b).

Randtiir pesitseb põhiliselt koloonialiselt, vahel ka üksikult. Pesa rajavad randtiirud valdavalt lagedale liivasele või klibusele rannavallile, sealjuures eelistatakse siiski klibusemat ala. Üsna paljud pesad asuvad tänapäeval ka üpris kõrge hõreda taimestiku vahel. Kui nelikümmend aastat tagasi tegi suuremasse rohtu pesa vaid ligi 5% randtiirudest (Mänd 1977, Mänd 1978b), siis tänapäeval on see protsent selgelt suurem. Spetsiaalseid uurimusi pole küll tehtud, kuid rohus asuvate pesade hulk võib hinnanguliselt küündida kolmandikuni, mõnel saarel kõrgemalegi. Tingitud võib see olla sagenenud tormidest, mille tõttu eelistatuimasse pesitsusfaatsiesse – üleujutuspiiri ja kõrge rohttaimestikuga ala (Mänd 1976b) vahele rajatud pesade kurnad või väikesed pojad hukuvad tihti. Sagedasti munevad tiirud järelkurna veepiirist kaugemale, kõrgema rohu sisse.

Munemist alustab randtiir suhteliselt vara, juba 10–12 päeva pärast pesitsusalale jõudmist võib leida mõnest pesast esimese muna, seega mai esimestel päevadel. Massiline munemine toimub mai teisest nädalast kuni kuu lõpuni, pooltes pesades on munemist alustatud 18.–19. maiks, 10% linde muneb juunis (Ling 1967, Onno 1975). Viimasel ajal võib värskete munadega pesi leida veel juuni lõpuni, seega on munad pesas vähemalt juuli kaks esimest dekaadi.

Randtiiru täiskurnas on tavaliselt 2–3 muna, harva vaid 1 muna. Kõige enam on kahemunalisi kurni, olenevalt aastast kõigub nende osatähtsus 61,6% ja 69,1% vahel. Samamoodi on ka keskmine kurnasuurus aastati erinev ja jääb 2,11 (Ling 1967) ning 2,21 muna vahele (Mänd 1976a). Munemisperioodi esimesel poolel on kurnad suuremad, kolmemunaliste kurnade osatähtsus on siis 41,4% (Mänd 1976a). Haudumine algab enamasti kas kohe pärast esimese või alles pärast teise muna munemist ja kestab 20–21 päeva. Mõlemad vanalinnud hauvad ja hoolitsevad hiljem ka



poegade eest. Pojad hakkavad kooruma mai lõpus, põhiline osa neist koorub juuni algusest kuni juuli I dekaadi lõpuni (Onno 1970a). Pojad lennuvõimestuvad kolme nädalaga (Harrison & Castell 1998).

Eestis on randtiiru pesitsusperiood 20. aprillist 5. augustini.

### **2.5.1.3 Toitumine**

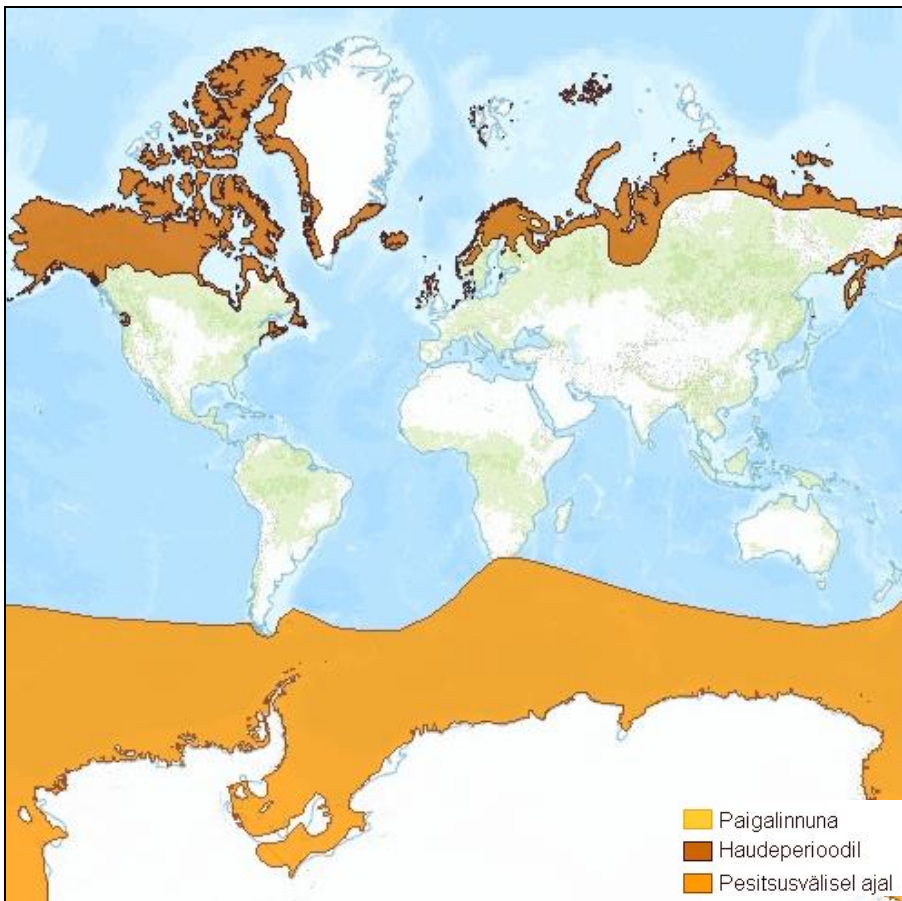
Randtiir toitub peamiselt väikestest kaladest, kuid tarvitab toiduks üpris suurel määral ka putukaid, vähilaadseid ja usse (Kumari 1954). Nüüdsel ajal on Läänemerele pesitsevad randtiirud lisanud oma menüüsse ka surusääsed, kelle arvukus on mudastunud merepõhjas tugevasti kasvanud (Couzens 2005). Eestis on randtiiru toidusedelis eelistatuimaks kalaks ogalik, keda püütakse nii palju, et mõnes kohas on koloonia ülejääkidega kaetud.

## **2.5.2 Randtiiru levik ja arvukus**

### **2.5.2.1 Levik ja arvukus maailmas ja Euroopas**

Randtiir on levinud Põhja-Jäämere ning selle lahtede randadel, väiksematel ja suurematel saartel ning polaaraladel, ka sisemaal järvede ja jõgede kallastel. Liigi areaal ulatub mitmes kohas piki rannikut parasvöötmesse (joonis 13). Euroopas on randtiir levinud maailmajao põhja- ja loodeosas, sealhulgas ka Teravmägedel ja Novaja Zemljal. Kogu Euroopa randtiiru asurkonna suurust hinnatakse 500–900 tuhandele haudepaarile (BirdLife International 2004). Ligi 60% (250 000–500 000 paari) neist elab Islandil (Hagemeyer & Blair 1997), palju on randtiire ka Gröönimaal (30 000–100 000 paari), Soomes (60 000–90 000 paari) ja Suurbritannias (53 400 paari). Suured asurkonnad on veel Norras (30 000–40 000 paari), Venemaal (20 000–50 000 paari) ja Rootsis (20 000–25 000 paari). Täpset arvukuse liikumissuunda kogu Euroopa kohta ei osata hinnata, kuid paljudes riikides peetakse arvukust stabiilseks (sh Soomes). Arvukuse langust on täheldatud Suurbritannias ja Norras, langustrendi kahtlustatakse ka Gröönimaal (BirdLife International 2004). IUCN punase nimekirja järgi on randtiiru arvukuse trend praegusel ajal kahanev (BirdLife International 2012).

Randtiiru rändetee kulgeb piki Euroopa ja Aafrika rannajoont, talvitusasad asuvad Aafrika ja Antarktise vahel, ulatudes lõunas kuni paakjääni.

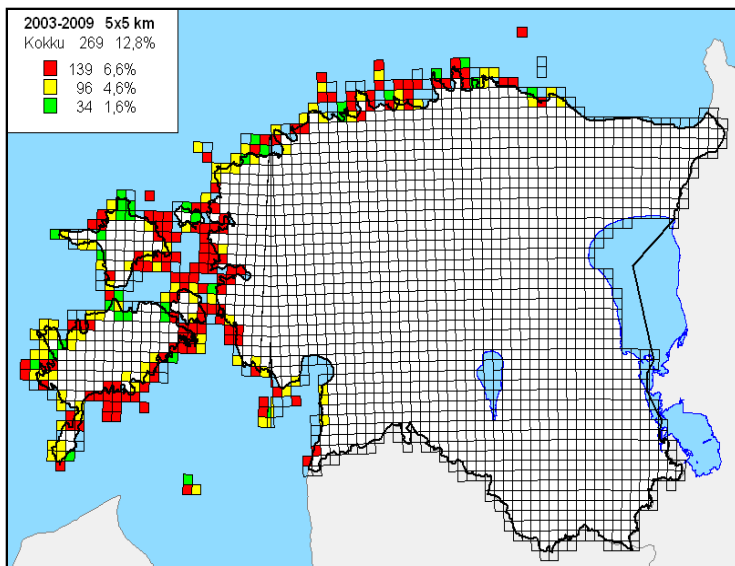


Joonis 13. Randtiiru levila. Allikas: BirdLife International & NatureServe (2014).

### 2.5.2.2 Levik ja arvukus Eestis

Eesti randtiiru pesitsuspaigad jäävad peaaegu tema levila lõunapiirile, Lätis pesitseb ainult mõnikümne paari randtiire. Eestis asustavad linnud põhiliselt meresaari, sealjuures pesitseb kolmveerand siinsest asurkonnast Lääne-Eesti saarestikus ja veerand Soome lahel (Leibak *et al.* 1994). 1990. aastate teisel poolel nenditakse ligi viiendiku randtiirude pesitsemist Pärnu lahe saartel (Lõhmus *et al.* 2001). Kuigipalju pesitseb randtiire ka mandri ja suuremate saarte rannas ning rannikulõugastel (joonis 14), kuid mitmed sellised asustusalaad on praeguseks kadunud randade roostumise tõttu.

Viimaste aastakümnetega pole randtiirude levikus suuremaid muutusi toimunud: liik on küll kadunud mitmest kohast, kuid lisandunud on ka uusi pesitsuskohti. Näiteks on randtiir pesitsema asunud Ruhnu saarele. Randtiirukolooniate asukohad ja suurused on aastati üsna muutuvad, kuid mõned kolooniad püsivad ühes kohas aastakümneid. Samas ei täheldata kolooniate kolimist suurte vahemaade taha, enamasti paikneb koloonia ümber sama saare teise ossa või naabersaarele. Kolooniate häbumist põhjustavad eelkõige saarte kulustumine ja roostumine, samuti võsastumine (kibuvitsa, magesõstra või kadakaga); pikemas ajaskaalas avaldab oma mõju ka maastiku muutumine maakerke tagajärjel, mistõttu nihkuvad kolooniad tasapisi esialgsest asukohast veepiirile lähemale.



Joonis 14. Randtiiru pesitsusaegne levik Eestis 2003–2009: punane – kindel pesitseja, kollane – tõenäoline pesitseja, roheline – võimalik pesitseja (Eesti haudelindude levikuatlas; koostamisel).

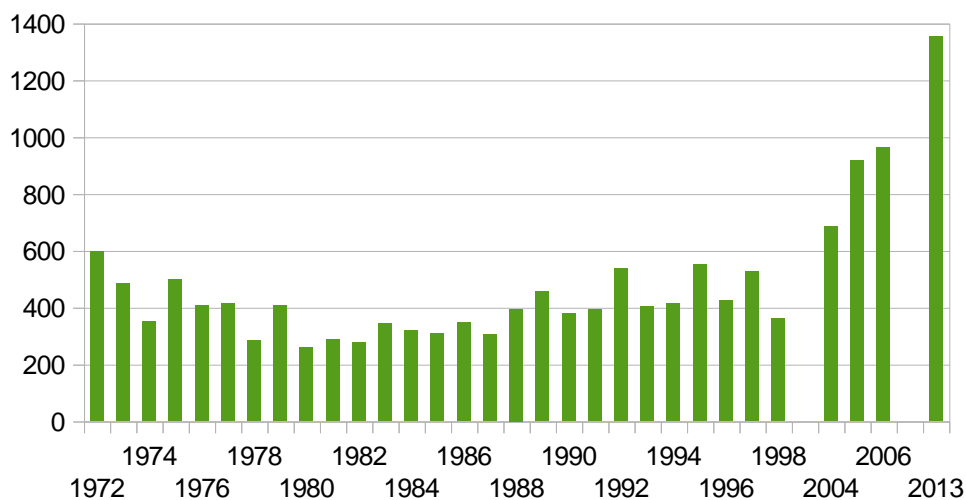
Randtiiru arvukuse pikaajalist muutust Eestis saab konkreetsete loendusandmete põhjal hinnata 1960. aastate lõpust alates. Rand- ja jõgitiiru pesade eristamine on raske, omal ajal peeti seda lausa võimatuks (või mittevajalikuks?) ning kuni 1960. aastate lõpuni käsitleti neid liike koos nimetuse all *Sterna species*. Enamasti ei hinnatud ka liikide osatähtsust või tehti seda väga pealiskaudselt, märkides heal juhul, et randtiir on valdav ülekaalus (Aumees 1967) või näib vaadeldud saartel domineerivat (Kumari 1967). Alles aastaist 1967–1969, kui tehti ulatuslik haudelinnustiku inventuur Väinamere, Liivi lahe ning Saaremaa ja Hiiumaa rannikumere saartel, on kasutada esimesed konkreetsed andmed randtiiru arvukuse kohta (Peedosaar & Onno 1970). 1971–1975 loeti ära randtiirud ka Soome lahe saartel (Renno 1976).

Randtiiru arvukus on Eestis mitmel korral vähenenud. Esimesed tähelepanekud randtiiru arvukuse langusest pärinevad 19. sajandi lõpust ja seda seostatakse kliima soojenemisega (Kumari 1958), teist langust täheldati 20. sajandi keskel (Kumari 1954). 1960.–1970. aastatel hinnati liigi koguarvukust 12 000 paarile, millest kolmveerand pesitses Lääne-Eesti saarestikus ja veerand Soome lahel (Leibak *et al.* 1994). Samas on aastail 1967–1969 ja 1971–1975 toimunud linnuloendustega fikseeritud saartel 10 770 paari randtiiru pesitsemine (Onno 1970a, Renno 1976), kuid tollased loendused hõlmasid vaid osa Eesti väikesaartest, tõenäoliselt siiski linnurohkemaid.

1980. aastatel täheldati suurt arvukuse kõikumist, kuid ka jätkuvat arvukuse langust (Leibak *et al.* 1994), 1990. aastate alguses oli randtiiru arvukus hinnanguliselt 7000–8000 paari (Lilleleht & Leibak 1993). 1998. aasta arvukushinnang annab suurema kõikumise, kuid jääb üldjoontes samale tasemele, 6000–9000 paari (Lõhmus *et al.* 1998). 2000. aastate hinnangud (7000–10 000 paari) tõstavad veidi arvukuse vahemiku alam- ja ülempiiri, kuid arvukust loetakse stabiilseks ning selle tõusu ei konstateerita (Elts *et al.* 2003, 2009).

Pikka aega jälgimise all olnud Matsalu rahvusparki Väinamere saartel on täheldatav randtiiru arvukuse üsna suur kõikumine aastate lõikes kogu vaatlusperioodi jooksul (joonis 10). 1970. aastatel randtiiru arvukus langes, sellele järgnes aeglane arvukuse tõus 1980-ndatel, arvukuse stabiliseerumine 1990. aastatel ning hoogne tõus sellel sajandil (joonis 15). Aastatest 1958–1971 on teada ainult rand- ja jõgitiiru summaarne arvukus. Arvestades seda, et Väinamere saartel pesitsevatest tiirudest moodustavad randtiirud ligikaudu 75% (Ling 1967; 1972–2013 keskmine on

77%), saab välja arvutada randtiiru umbkaudse tollase arvukuse seal. Saadud kaudsete tulemuste alusel võib nentida randtiiru arvukuse madalseisu aastatel 1965–1967 ja 1969. Andmerea kõige madalam randtiiru arvukus oli aastatel 1967 ja 1969, kui liigi haudepaaride üldarv küündis neil saartel vaid umbes 210–220-ni.



Joonis 15. Randtiiru haudepaaride arvu dünaamika Matsalu RP Väinamere väikesaartel 1972–1998, 2004–2006 ja 2013.

Matsalu lahe saartel on randtiire läbi aegade väga vähe pesitsenud: 1960. aastate esimesel poolel ainult 2% kõigil kaitseala saartel kokku loendatud paaridest (Ling 1967); 1969–1993 keskmiselt 3–4 paari aastas; 1994. aastast alates juba rohkem, 1990-ndate lõpus keskmiselt 38 paari aastas ning 2010–2012 keskmiselt 27 paari aastas. Siinsed arvukuse muutused olenevad suuresti tormide tugevusest ja sagedusest ning randtiiru üldist arvukust kaitsealal need oluliselt ei mõjuta.

Randtiiru arvukuse hüppeline tõus Matsalu rahvuspargi meresaartel sel sajandil viitab liigi arvukuse üldisele tõusule kogu Eestis. Vihjeid randtiiru arvukuse suurenemisele annavad ka viimaste aastate väikesaarte haudelinnustiku riikliku seire andmed. Praegune randtiiru Eesti asurkonna suurus võiks olla 8000–12 000 paari ja arvukuse trend ajavahemikul 2001–2012 mõõdukalt tõusev (10–50%) (Eltis *et al.* 2013).

Randtiiru puhul on Natura linnualade määratlemisel kasutatud kahte kriteeriumi (Kuus & Kalamees 2003): C2 – Euroopa Liidu tasandil on kriteeriumiks ala, kuhu regulaarselt koguneb vähemalt 1% Euroopa Liidus ohustatud liigi rändetee või haudepopulatsioonist (1500–2000 haudepaari; Eestis 1 ala) ning C6 – Euroopa Liidu tasandil on kriteeriumiks ala, mis kuulub viie olulisima ala hulka regioonis, mis on moodustatud Euroopa Liidus ohustatud liigi või alamliigi kaitseks (150 haudepaari; kõige uuema hinnangu alusel Eestis kuni 11 ala). Randtiiru olulisemad pesitsusalad 2003. aasta allika (Kuus & Kalamees 2003) ning Eesti Ornitoloogiaühingu poolt teostatud Natura 2000 võrgustiku linnualade linnustiku inventuuride põhjal (Eesti Ornitoloogiaühing 2013) asuvad Väinamere linnualal, Kahtla-Kübassaare linnualal, Pärnu lahe linnualal, Vaindloo linnualal, Vilsandi linnualal, Kura kurgu linnualal, Kõrgessaare-Mudaste linnualal ja Kaugatoma-Lõu linnualal (tabel 26), mujal jääb randtiirude arv alla 200 paari.

Tabelid 15 ja 16 annavad ülevaate keskkonnaregistrisse kantud randtiiru leiukohtade jaotusest maaomandi ja kaitstavatel aladel paiknemise alusel.

Tabel 15. Randtiiru leiukohtade jaotus maaomandi alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013).

Maa omandivorm	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Eraomand	83,6	1,5	5	6,6
Riigiomand	110,6	2	35	46,1
Munitsipaalomand	-	-	3	3,9
Jätkuvalt riigi omandis	5350	96,5	33	43,4
<b>Kokku</b>	<b>5544,2</b>	<b>100</b>	<b>76</b>	<b>100</b>

Tabel 16. Randtiiru leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 28.08.2013).

Kaitstav ala	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Püsielupaik	13,3	0,2	1	1,3
Kaitseala	415,4	7,5	55	72,4
Hoiuala	114,4	2,1	17	22,4
Väljaspool kaitstavat ala	5001,1	90,2	3	3,9
<b>Kokku</b>	<b>5544,2</b>	<b>100</b>	<b>76</b>	<b>100</b>

Kasutatud on maatüksuste kihti seisuga juuli algus 2013. Pindalad on arvatud *Cartesian* valemiga.

### 2.5.3 Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

Randtiir on III kaitsekategooria linnuliik (RT I 2004, 69, 134), kelle teadaolevatest ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikadest vähemalt 10% kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest (RT I 2004, 38, 258). Arvestades randtiiru pesitsemist hõreda asustusega põhjaaladel on IUCN punases nimekirjas liigi kategooriaks ohuväline (*least concern*), kuigi arvukustrendi peetakse negatiivseks. Samasugune kategooria on liigil ka Eesti punase nimestiku (2008) järgi (eElurikkus). Randtiir on kantud Berni konventsiooni II lisasse, kaitstavate loomaliikide nimekirja. Randtiir on linnudirektiivi 4.1 artikli liik, mis tähendab, et tema esindusalasid tuleb kaitsta linnuhoiualadena (Nõukogu direktiiv 79/409/EMÜ).

Randtiiru senine kaitse Eestis on olnud piisavalt tõhus, sest liigi arvukus on viimase 12 aasta jooksul tõusnud (Eltis *et al.* 2013) ja senistele kaitsealadele on lisandunud hoiualade võrgustik. Samas on liigi saarelised elupaigad inimestele atraktiivsed. See kehtib kõigi tiiruliikide puhul. 1970. aastal avaldas Sven Onno Väinamere saarte linnukaitse korraldamise projekti, mille eesmärgiks oli pesitsusaegse rahu tagamine linnusaartel. Mitmed saarerühmad olid selleks ajaks juba kaitse alla võetud, kuid kaitsekord ei olnud igal pool piisav ja osa lindudele sobivatest pesitsusaartest ei kuulunud üldse kaitstavate alade hulka. Põhiliseks kaitsemeetmeks oli tollal liikumispiirang, kaitsealustel linnusaartel oli keelatud karjatamine ja inimeste viibimine 10. aprillist 15. juulini (Onno 1970b).

Praegusel ajal on kaitsealustel saartel kaitse-eeskirjaga keelatud inimeste viibimine lindude

pesitsusajal. Hoiualadel liikumispiirangut ei ole, kuid sealgi kehtib lindude tahtlikku häirimist keelav säte (looduskaitseaduse § 55 lg 6<sup>1</sup> p 2). Looduskaitsealine järelevalve on keskkonnainspektsiooni ülesanne, kuid väikesaartel liikumispiirangutest kinnipidamise jälgimine on töömahukas ja seda ei ole võimalik teha piisavalt sageli. Samal ajal liigub merel üha rohkem inimesi, kõik kaitsealused saared pole tähistatud ning käibivatel kaartidel ega sadamates pole teavet kaitsekorra kohta. Inimeste viibimine randtiiru ja teiste tiiruliikide koloonias või selle lähistel mitte üksnes ei häiri pesitsevaid vanalinde, vaid põhjustab ka munade ja poegade hukkumist, sest neid on raske märgata ja neile astutakse peale.

### 3 Ülevaade uuringutest ja inventuuridest, riiklik seire

#### 3.1 Uuringud ja inventuurid

1. Kohalike tiiruasurkondade arvukust ja levikut seiratakse Matsalu rahvuspargis (RP), Vilsandi rahvuspargis, Käina lahe-Kassari maastikukaitsealal ja Hiiumaa laidude maastikukaitsealal ning Hari kurgu saartel. Matsalu ja Vilsandi rahvuspargis on olemas pikk saartel pesitsevate tiirude arvukuse andmerida alates kaitsealade moodustamisest, Hiiumaa kaitsealade ja Hari kurgu andmereal on lühemad (Aumees *et al.* 1983, Leito & Leito 2003, 2007, 2011, Mägi 2007a).

Matsalu rahvuspargi Väinamere saartel on regulaarselt linde loendatud alates 1958. aastast. Alati on arvukalt pesitsenud rand- ja jõgitiir ning väikesel arvul väiketiir, räusktiir on vahetevahel ka puudunud, tutt-tiir on olnud juhuslik pesitseja (Mägi 2007a). Randtiir on tiirudest arvukaim (tavaliselt 300–500 paari vahel), jõgitiiru arvukus on randtiiru omast 2–4 korda väiksem. Väiketiiru arvukus on olnud kõikuv, ulatudes mõnest paarist mõnekümne paarini. Ka räusktiiru arvukus on olnud kõikuv, kuna nii koloonia asukoht kui suurus on muutunud. Tutt-tiir pesitses Matsalus esmakordselt 1977. aastal ja liigi esinemine hakkas sagenema 1990. aastatel (*op cit.*).

Vilsandi rahvuspargi linnustiku regulaarsed loendused said alguse Vilsandi looduskaitseala moodustamisega. 25 saare haudelinnustiku andmetest 1959–1979 selgub tiiruliikide arvukus ja selle dünaamika vaadeldaval perioodil (Aumees *et al.* 1983). Arvukaimad olid randtiir (tugev arvukuse langus) ja jõgitiir (asus saarestikku pesitsema 1960. aastate teisel poolel), keskmise arvukusega räusktiir (arvukuse langus), vähearvukad tutt-tiir (uustulnuk 1974) ja väiketiir (arvukus kõikuv) Vaikade saarerühma linnustiku kohta on palju andmeid ka varasemast (*op cit.*). Vilsandi rahvuspargi saarte haudelinnustiku loenduste tulemused olid viimase ajani peamiselt käsikirjalisel kujul kaitseala valitseja valduses. Keskkonaaameti eestvõttel on need praeguseks sisestatud digitaalsesse andmebaasi, mida on kasutatud ka käesoleva tegevuskava koostamisel.

Hiiumaa laidude maastikukaitseala linnustikku on uuritud alates 1974. aastast. Absoluutloendusi on igal aastal tehtud seitsmel kontrollsaarel, ringmarsruudiga loendusi kolmel saarel. Nii väike-, jõgi-, kui randtiiru hinnatakse suhtelise esinemissageduse järgi vähearvukateks (Leito & Leito 1991). Hiiumaa laidude linnustiku loendustulemusi ei ole liigipõhise kokkuvõttena avaldatud, kuid neid on kasutatud ala kaitse korraldamisel.

Käina lahe ja selle rannikuvööndi haudelinnustiku ülevaatest (Leito & Leito 2003) selgub, et jõgitiiru arvukus alal on mõnevõrra tõusnud, randtiirul aga tugevalt langenud.

Väinamere laidude uurimisretkede ülevaates (Leito & Leito 2007) käsitletakse 27 Väinamere saare linnustikku. Olulisemad tulemused olid järgmised: (a) randtiir kuulub Väinamere saartel levimunute haudelinnuliikide hulka (teda on leitud 21 laiul 27-st) ning on tiirudest arvukaim, suurimad

kolooniad on asunud Eerikulaiul, Uusvohirahul ja Harilaiul, (b) tutt-tiir on piirkonnas haruldane juhupesitseja, keda on kohatud vaid kahel laiul, kummalgi ühel aastal ühe paarina, (c) Väinamere põhjaosa laidudel pesitseb oluline osa räusktiiru, väiketiiru ja randtiiru Eesti asurkonnast. Kõigi tiiruliikide kohta on toodud loend laidudest, kus liiki on pesitsjana täheldatud.

Hiiumaa linnustiku uuemas ülevaates (Leito & Leito 2011) antakse ülevaade kõigi tiiruliikide staatusest pesitseja ja läbirändajana. Räusktiiru ja tutt-tiiru kohta esitatakse kõik teada olevad pesitsusandmed. Räusktiir on pesitsenud kuues ja tutt-tiir viies erinevas kohas. Eraldi tuuakse välja ka Hiiumaa suurima randtiirukoloonia leidmine 2008. aastal Hellamaarahult.

2. Väikeste meresaarte haudelinnustiku loendus 1961–1962 Väinamerel (Kumari 1967), 1967–1969 Väinamerel, Liivi lahel, Saaremaa ja Hiiumaa rannikumerel (Peedosaar & Onno 1970) ning Soome lahel 1971–1975 (Renno 1976).

A. Kumari (1967) esitab 1960. aastate esimesel poolel kogutud andmeid 134 Väinamere saare haudelinnustiku leviku ja arvukuse kohta. Räusktiiru pesapaikade ja arvukuse kohta esitatakse üksikasjalik kokkuvõte. Jõgi- ja randtiiru andmeid käsitletakse koos, kuna liigid pesitsevad enamasti samal territooriumil. Nenditakse, et jõgi- ja randtiiru arvukus on Väinamere lõunapoolsetele laidudel pigem kasvanud kui kahanenud. Väiketiiru kolooniad võivad püsida aastaid samas kohas (Uuluti laid), võivad aga ka hajuda (Kitselaid) üksikpaaridena teistele laidudele.

Peedosaar ja Onno (1970) esitavad kokkuvõtte rohkem kui 400 Lääne-Eesti väikesaare haudelinnustiku loenduse tulemustest aastatel 1967–1969. Arvukaim on randtiir (kokku 8830 paari), järgnevad jõgitiir (2980), räusktiir (290), väiketiir (160) ja tutt-tiir (5 paari).

O. Renno (1976) kokkuvõte 112 Soome lahe väikesaare (sh 17 Vene Föderatsiooni saart) haudelinnustiku loenduste tulemustest annab alust järeldada, et sealsetel Eesti saartel pesitses 1970. aastate esimesel poolel võrdselt nii rand- kui jõgitiire (vastavalt 2440 ja 2400 paari) ja levinud oli ka väiketiir, keda leiti pesitsemas 16 saarel kokku 90 haudepaarina.

3. Rand- ja jõgitiiru pesitsusökoloogia uurimine Matsalu looduskaitseala saartel 1957–1964 (Ling 1967) ning nende pesitsuskonservatismi uurimine 1975–1977 (Mänd 1976a, 1976b, 1977, 1978a, 1978b).

R. Ling (1967) koostas Matsalu saartel kogutud andmete põhjal mahuka kokkuvõtte rand- ja jõgitiiru pesitsusökoloogiast. 61% liigini määratud paaridest olid randtiirud ja 39% jõgitiirud. Randtiiru peeti stenotoopseks mereliseks liigiks, jõgitiiru eurütoopseks liigiks, kes pesitseb nii merelistes kui sisevete elupaikades. Mõlema liigi vanalindudele oli omane suur paigatuudus. Randtiir asus pesitsema varem kui jõgitiir. Kurna keskmine suurus oli jõgitiiril suurem kui randtiiril (vastavalt 2,74 ja 2,11 muna), kuid koorumise edukus oli suurem randtiiril (66%, jõgitiiril 57%).

R. Mänd uuris jõgi- ja randtiiru pesitsusökoloogiat 1975–1977 Matsalu riikliku looduskaitseala Papilaiul ja Papirahul. Randtiiru pesamaterjali analüüs näitas, et randtiirude pesad on valdavalt vähese pesamaterjaliga või puudub see üldse, erinevatel aastatel võib pesamaterjali hulk varieeruda ning seost pesamaterjali hulga ja eelmise aasta pesitsusedukuse vahel ei ole (Mänd 1977, 1978a). Jõgitiiru kurna suurus oli keskmiselt suurem kui randtiiril (vastavalt 2,77 ja 2,21 muna), randtiirudel on varasemate pesitsejate kurn keskmiselt suurem hijem pesitsejatest, nii rand- kui jõgitiiru munade levinuim taustavärvus on beež, jõgitiiril on veidi rohkem pruuni taustaga mune, randtiiril roheline taustaga mune. 1975. aastal oli nii jõgi- kui randtiiru koorumise edukus

erakordselt halbade ilmastikutingimuste tõttu keskmisest madalam, kuid jõgitiiru pesitsemine oli kokkuvõttes edukam kui randtiirul (Mänd 1976a). Papilaiu randtiirude pesadest 10% paiknes 1975. aastal mere pool tõusuvee piiri, 80% saliinse kidura taimkatte vööndis ja 10% sellest lai u keskosa pool (lopsakama taimkatte vööndis) (Mänd 1976b).

4. Projekti „Merelised kaitsealad Läänemere idaosas“ (Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea; LIFE 05 NAT/LV/000100; 2005–2009) raames koguti andmeid 255 väikesaare haudelinnustiku kohta. Andmebaas on Eesti Ornitoloogiaühingus ja see sisaldab randiiru kohta 155 ja jõgitiiru kohta 96 pesitsusvaatlust (lisaks on viiel juhul jäänud rand- ja jõgitiirud liigini määramata). Väiketiirul registreeriti 45, tutt-tiirul 27 ja räusktiirul 15 pesitsusjuhtu.

### 3.2 Riiklik seire

Lääne-Eesti kaitsealadel on saarte haudelinnustikku seiratud juba aastakümneid (ptk 3.1), kuid riikliku keskkonnaseire projektina alustati väikeste meresaarte haudelinnustiku seiret 2008. aastal. Seire aluseks on ülevaade „Väikeste meresaarte haudelindude (merelindude) seire senine kogemus ning ettepanekud ühtse riikliku seireprogrammi rakendamiseks Eestis“ (Leito 2008), mis näeb ette seire eesmärgid, tähtsamad seiratavad linnurühmad ja -liigid, seirealad ja -meetodika ning saarel ülesmääritavad näitajad. Viimastest on olulisimad linnuliik ja paaride arv. Täiendavalt on kogutud andmeid saarte maakasutusest, inimesepoolsest häirimisest ja rüüstest lindude pesitsusajal; samuti väikekiskjate, röövlindude ja vareslaste arvu ja tegevusjälgede kohta saarel ning tormidega kaasnevate veetõusude mõjust lindude pesitsemisele. Loendajad on arvele võtnud ka munade ja poegade arvu kormorani, haneliste ja kurvitsaliste pesades ning fikseerinud koorunud ja rüüstatud pesad. Seire põhimeetod on lindude (haudepaaride) ja/või pesade loendus kogu saare ulatuses (nn absoluutloendus) (Paakspuu 2008).

Seirealadeks on valitud saarerühmad Soome lahes, Väinamerel, Saaremaa ümbruses ja Liivi lahes. Seiratavate saarte kogum on olnud aastati muutlik. 2008. aastal toimus seire 135 saarel kogupindalaga 449 ha. 2011. aasta kokkuvõttes (Paaksuu & Leivits 2011) märgitakse, et kokku on nelja seireaasta jooksul haudelinde loendatud 22 seirealal ja umbes 260 saarel, mille üldpindala on ligikaudu 1040 ha.

## 4 Ohutegurid

Ohutegurite tähtsust on hinnatud järgmise üldkasutatava skaala alusel:

**kriitilise tähtsusega** – võib viia liigi hävimisele 20 aasta jooksul;

**suure tähtsusega** – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele enam kui 20% ulatuses;

**keskmise tähtsusega** – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele märkimisväärsel osal areaalist vähem kui 20% ulatuses;

**väikese tähtsusega** – teguri mõju lokaalne, populatsiooni kahanemine on 20 aasta jooksul väiksem kui 20% (Tucker & Evans 1997).

Tiirude jaoks on suurimad ohud seotud neile sobivate elupaikade kvaliteedi halvenemise ja inimtegevusega (tabel 17).



Tabel 17. Tiirude arvukust ja sigimisedukust mõjutavad ohutegurid ja nende olulisus Eestis ja Euroopas (eraldatud kaldjoonega). Euroopa andmed: Tucker & Evans 1997, jõgitiiru kohta BirdLife International 2014a (viimasel juhul +, kui märgitakse ohutegurina; -, kui ohutegurina ei märgita).

Ohutegur	Räusktiir	Tutt-tiir	Väiketiir	Jõgitiir	Randtiir
4.1 Pesitsusaegne häirimine	Keskmine, potentsiaalselt kasvav/väike kuni keskmine	suur/väike kuni keskmine	suur/suur	väike kuni keskmine/+	keskmine/väike kuni keskmine
4.2 Pesitsuselupaikade kinnikasvamine	väike/väike kuni keskmine	keskmine/ suur	suur/ väike kuni keskmine	keskmine/ +	väike/ väike kuni keskmine
4.3 Röövlus, väikekiskjad	väike/ väike kuni keskmine	väike kuni keskmine/väike kuni keskmine	keskmine kuni suur/väike kuni keskmine	väike kuni keskmine/+	väike kuni keskmine/väike kuni suur
4.4 Munade korjamine	väike/ -	keskmine/-	väike/ -	väike/ -	väike/-
4.5 Kokkupõrked tehiskonstruktsioonidega	väike/ -	väike/ -	väike, kasvav/ -	väike/ -	väike, kasvav/-
4.6 Arendustegevus tiirudele olulistes pesitsuspaikades või -piirkondades	väike/suur	väike/ väike kuni keskmine	väike kuni keskmine/ väike kuni keskmine	väike/ +	väike/ väike kuni keskmine
4.7 Veekogude kuivendamine ja veetaseme muutmine	-/-	-/-	-/-	väike/ -	-/-
4.8 Tormid, kliimamuutus	väike, kasvav/ -	väike, kasvav/ -	väike, kasvav/ väike kuni keskmine	väike, kasvav/ -	väike, kasvav/ väike kuni keskmine
4.9 Varajane loomade karjatamisega alustamine linnusaartel	-/-	väike/ -	väike/ -	väike/ -	väike/ -
4.10 Keskkonnamürgid	väike/ väike kuni keskmine-	väike/ -	väike/väike kuni keskmine	väike/ +	väike/ -
4.11 Saagi kättesaadavuse vähenemine	teadmata/ väike kuni keskmine	teadmata/väike kuni keskmine	teadmata/ väike kuni keskmine	teadmata/ -	teadmata/ väike kuni keskmine
4.12 Jaht	väike/ -	väike/ -	väike	väike/ -	väike

Meetmed ohutegurite mõju vältimiseks või leevendamiseks on toodud peatükis 5.2.

#### 4.1 Pesitsusaegne häirimine

Kõigile tiiruliikidele Euroopas peetakse pesitsusaegset häirimist ohuteguriks (Tucker & Evans 1997). Eesti väikesaari lindude pesitsusajal külastavate inimeste arv on ilmselt suurenemas, sest väikesadamate ja registreeritud veesõidukite arv kasvab ning inimesed veedavad meelsasti aega merel. Laienevat poolehoidu on võitmas merekajakimatkad. Väga paljud tiirude pesitsuslaiud asuvad kaitsealade ajalise liikumispääringuga võõndites, kuid mõnede inimeste madala teadlikkuse ning kaitsekorrast teavitava info puudumise või vähesuse tõttu ei ole see kaitse tegelikult tagamiseks piisav. Hoiualadele jäävatel laidudel ei olegi liikumispääringuid. Juhuslike häirimiste sagemine tingib tiirumunade ja -pogade jahtumist või suurte kajakate röövluse sagemist, mis

omakorda põhjustab sigimisedukuse langust ning mõne liigi (eriti räusk-, tutt- ja väiketiiru) puhul ka pesitsusala hülgamist ja mujale kolimist.

Viimase kümmekonna aasta jooksul on suurenenud kormoranide vaenamine. See on piirkonniti tekitanud uue probleemi ka tiirudele, sest kormoranipesadest munade korjamisel või munade õlitamisel hävib ka näiteks räusktiirude pesi (Hario & Stjernberg 1997). Regulaarsete ohjamisretkede tulemusel võib tiirude sigimisedukus olla madal ja koloonia võib muidu sobiva pesitsusala hüljata.

Osadele olulistele pesitsuslaidudele on viidud pesitsusperioodil organiseeritult turiste (näiteks Paatsalu laiud; I. Tammekänd, kirjalik teade, Keskkonnainspektsiooni on teavitatud).

Laidudel lindude rõngastamine on seni ebapiisavalt reguleeritud. Osasid olulisi pesitsussaari külastatakse mitme rõngastaja poolt ja korduvalt ühe pesitsusperioodi jooksul. Sellele võivad lisanduda seirekäigud, kormoranide ohjamine, taotlused laidudel fotograferimiseks või filmimiseks jm. Niimoodi on laiul pesitsevad linnud sagedase häirimise all ja rõngaste taasleidudest saadav või muu kasu on selgelt väiksem häirimisest põhjustatud sigimisedukuse langusest (kahjust). Oluline on kaitsekorralduses vajalikke seiretöid, rõngastamist ja muid laiukülastusi reguleerida ja vajadusel ühitada nii, et olulisi pesitsussaari ei külastataks pesitsusperioodi jooksul rohkem kui kaks korda. Kuna enamik linnurikkaid väikesaari asub liikumispääsuga aladel, peavad rõngastajad taotlema Keskkonnaametilt liikumisluba. Keskkonnaamet saab ebapiisavalt põhjendatud korduvkülastuste lubade väljastamisest keelduda.

Mandri ja suurte saarte rannikul pesitsevatest tiiruliikidest on häirimise poolt ohustatuim väiketiir. Väiketiiru elupaigavalik langeb kokku rannapuhkust otsivate inimeste eelistustega. Koloonia või üksikpaari pesitsemise nurjumiseks piisab üsna vähesest virgestussurve. Väiketiir üldjuhul oma pesa ei hülga, kuid tema munad ja pojad hävivad tallamise, ATV-de, autode või hobustega rannas sõitmise või inimestega kaasas olevate koerte tõttu. Samuti võivad munad ja pojad maha jahtuda või üle kuumeneda, kui vanalind ei pääse neid varjama. Tugevat häirimist on aastati täheldatud Tallinna ümbruses ja varem ka Pärnus. Virgestussurve vähendamiseks ja kiskjate ohjeldamiseks on kolooniaid mujal maailmas paiguti taradega ümbritsetud (nt Ó Briain & Farrelly 1990). Tiirude pesapaiku on võimalik kaitsta ka kanalite kaevamisega, eraldades pesitsusala ülejäänud maismaast.

Portugali liivarandades ja soolakutel läbi viidud väiketiiru pesapaikade uuring näitas, et lihtsad kaitsekorralduslikud tegevused – tiirukolooniate ümbritsemine inimeste liikumist suunavate tähistega ja kolooniate valvamine nädalavahetustel, kui häirimine on suurem – vähendavad oluliselt virgestusest põhjustatud häirimise mõju ja suurendavad väiketiirude pesitsusedukust (Medeiros *et al.* 2007).

*Mõju on keskmine kuni suur ja kasvav. Häirimise mõju on väike või puudub sisemaa ligipääsmatuid elupaiku asustavatele jõgitiirudele.*

## **4.2 Pesitsuselupaikade kinnikasvamine**

Avatud elupaikade eelistajadena sõltuvad tiirud taimestumata või hõreda ja madala taimkattega alade olemasolust. Eriti kannatab pesakohtade kinnikasvamise tõttu väiketiir, kes hilise pesitsejana saab pesitseda ainult täiesti taimestumata maal – klibul või liival. Selliseid alasid tekib mõnevõrra tormidega ja jää liikumisega, kuid mitte piisavalt. Lisaks on taimestumata maapind tihti väga lähedal veepiirile, mistõttu munevad linnud kõrgemate luidete või klibuvallide puududes üleujutuste

ohutsooni. Eestist on regulaarseid tähelepanekuid väiketiirukolooniate hukkumisest.

Eesti laidudel ja rannikul on kaks peamist taimkatet kujundavat tegurit: (1) mere, sh jää mõju rannaprotsessides (kuhjav ja kulutav tegevus) ja (2) rannikualade majandamine, peamiselt karjatamine. Kohati (vähemalt Matsalu lahe ääres) oli suur osa rannaniitudest kasutusel heinamaana, lahe ja Väinamere saartel tehti heina. Alade majandamine hoiab taimkatte vähemalt osaliselt madalana (sõltub taimekoosluse tüübist ja majandamise intensiivsusest), meri ja jää puhastavad mõned piirkonnad taimkattest ja tekitavad juurde taimestumata alasid.

Rannaniite hoiavad madalmurustena läbirändel peatuvad valgepõsk-lagled, meresaartel loovad tiirudele meelepäraseid madala rohukasvuga alasid sulgivad hallhaned. Samuti hooldavad saari seal pesitsevad linnud: näiteks kormoranid murravad pesaehitamiseks põdsastest oksti ja kühmnokk-luiged kannavad kokku kulu.

Mandri rannaniitude taastamine ja hooldamine on laienemas ja sama on asjakohane teha ka laidudel. Laidude kulustumine, roostumine ja võsastumine piirab oluliselt tiirude pesitsusvõimalusi. Laidude hooldamine (pilliroo ja võsa eemaldamine, niitmine ja karjatamine) omab head mõju mitte ainult tiirudele, vaid ka teistele kaitsealustele linnuliikidele, tagades neile soodsad pesitsustingimused (niidurüdi, valgepõsk-lagle, tõmmuvaeras, naaskelnokk, liivatüll, punajalg-tilder jt). Laidude majandamisel tuleb siiski hoolsasti järgida õiget karjatamise algusaega (vt punkt 4.9).

*Ohuteguri mõju väiketiirule suur, teistele tiiruliikidele väike kuni keskmine.*

### **4.3 Röövlus, väikekiskjad**

Väikesaartel pesitsemise üheks evolutsiooniliseks põhjuseks peetakse asjaolu, et saar tagab kaitse imetajate röövluse eest (nt Ahlén & Andersson 1970, Anderson 1991). Kiskja viibimine laiul põhjustab olenevalt lai suurusest kas pesitsussaare hülgamise või sigimisedukuse suure languse kuni kõigi pesitsuskatsete nurjumiseni (nt Southern *et al.* 1985).

Nordström ja Korpimäki (2004) järeldasid Turu saarestiku uuringu põhjal, et kiskja (ameerika naaritsa ehk mingi) tõttu on linnud ilmselt muutnud pesapaigaeelistusi ja asunud pesitsema saarestiku kõige isoleeritumatele laidudele, mida mingid ei külasta nii tihti.

See tähendab ühelt poolt, et kiskjate tõttu on mandrile lähemate saarte linnustik vaesunud ja asustustihedused on madalamad, teisalt aga seda, et liikide lokaalset väljasuremist kiskjad ei põhjusta, kuna isoleeritumatel saartel leiavad linnud pagula, kus edukalt pesitseda. Tiirude kaitse korraldamisel tuleb seega vähem oluliseks pidada kiskjate eemaldamist suuremate saarestike mandrile lähemal asuvatelt saartelt, kuna samas saarestikus on lindudele alternatiivsed pesitsuslaidud olemas. Olulisem on kiskjate eemaldamine üksikult või väikeste rühmadena paiknevate olulistelt linnusaartelt.

Ainuke Läänemere ääres elav poolveeline saarelinde ohustav väikekiskja on võõrliik mink, kes arvatakse ületavat kuni 2 kilomeetri laiusi veetakistusi (Nordström & Korpimäki 2004), mööda saarestikku liikudes aga jõudvat kuni 10 km kaugusel merel asuvatele väikesaartele (Clode & Macdonald 2002). Soome saartel (nt Turu saarestikus) on mink paiguti kujunenud peamiseks linnunõude ja poegade hävitajaks (Hario & Stjernberg 1997) ja tema ohjamine on oluliselt suurendanud paljude linnuliikide, sealhulgas randtiiru asustustihedust (Nordström *et al.* 2003). Šotimaa lääneranniku lähedastel saartel on minkide regulaarne ohjamine 1992–2006 toonud kaasa

rand- ja jõgitiiru pesitsusedukuse 253% suuruse tõusu (Ratcliffe *et al.* 2008). Eesti laidudel on seni minki täheldatud Matsalu rahvuspargis (2010), kus ta murdis 30 kalakajaka poega (Leivits & Paakspuu 2011), ja Paatsalu Kampsunilaiul 2012. aastal (Paakspuu 2012). Seni on need õnneks üksikjuhud. Mingi arvukus on Eestis kahanemas (Männil *et al.* 2012). Nii tiirude kui teiste omamaiste loomaliikide kaitseks on oluline uute mingikasvanduste rajamisest loobumine ja olemasolevate kasvanduste järk-järguline sulgemine.

Levinumad väikekiskjad laidudel on rebane ja kährrik (Paakspuu 2012). Paljudes piirkondades on tavaline rebase sattumine laidudele talvel, kui meri on jääs, ning jäämine sinna ka lindude pesitsusajaks. Kährrik on väikekiskja, kes ujub üsna hästi ja näiteks Laidevahe laidude haudelinnustik on vaesunud just kährriku rüüste tõttu (T. Paakspuu, kirjalik teade), 2009. aastal Allirahule jõudnud (või toodud) kährriku tõttu ei täheldatud saarel ühegi linnupaari edukat pesitsemist (V. Volke, T. Haitjema avaldamata andmed).

Väikekiskjate arvukus on tavapärasest looduslikust foonist kõrgem eelkõige inimtegevuse tagajärjel ja sellega on vaja arvestada nii laidude kaitse korraldamisel (kiskjate eemaldamine valitud saartelt) kui ka mandri ranniku piisavalt avatuna hoidmisel. Varese, röövlindude ja väikekiskjate tõrjumiseks on tähtis, et rannaniite asustaks toimiv linnukooslus, mille koosseisu kuuluvad ka tugiliigid – tiirud, kajakad, kiivitaja, mustsaba-vingle, kes ründavad agressiivselt sissetungijat ja kaitsevad niimoodi teisi liike (Dyrce *et al.* 1981, Eriksson & Götmark 1982). Pesitsevaid varesepaare ei tasu rannaniidu servast minema ajada, sest nendest niidulindude asustustihedus ei sõltu (van der Vliet *et al.* 2008), pigem peletavad nad eemale mujalt kohalelennanud vareseid ja ronki. Rannaniitudelt kaaluda vanade elektriliinide, puude jms, mis pakuvad pesarüüstajatele varitsuskohti, eemaldamist.

Peaaegu kõik kajakaliigid söövad mõnevõrra tiirude mune ja poegi, kuid pikaajaliste uuringute järgi ei ole see suur probleem. Tutt-tiiru puhul peetakse naerukajakatega koos pesitsemist selgelt kasulikuks ja teiste pesarüüstajate eest kaitsvaks käitumiseks, kuigi ka naerukajakad söövad vahel tutt-tiiru poegi (Veen 1977, Stienen 2006). Eesti saartel rüüstavad liigikaaslaste ja teiste liikide pesi meri-, hõbe-, tõmmu- ja kalakajakad. Cuthbert'i (1988) andmeil nurjus Põhja-Ameerikas suurte kajakate rüüste tõttu 3% räusktiiru pesitsustest.

Aktiivsetest röövluse vastastest kaitsemeetmetest on mujal lisaks kiskjate jahtimisele kasutatud tiirudele oluliste pesitsusalade tarastamist. Ida-Šotimaal eraldati liivane rannikuneem ülejäänud maismaast 45 cm kõrguse elektrikarjusega, et vältida tutt-tiirukoloonia rüüstamist rebaste poolt. Selle tulemusel kasvas tiirukoloonia suurus umbes 80 haudepaarilt 1973. aastal (enne tarastamist) umbes 450 haudepaarile 1974. aastal (Forster 1975). Eestis on tarastamine teoreetiliselt võimalik ja ka vajalik, kui kujuneb suurem väiketiirukoloonia mõnele kitsamale neemele.

*Röövluse mõju on räusktiirule kui merelisemaid saari asustavale liigile väike, väiketiirule keskmine kuni suur, teistele tiiruliikidele väike kuni keskmine.*

#### **4.4 Munade korjamine**

Munade korjamine linnupesadest on olnud Eesti rannarahva ammune tava. Looduskaitse põhimõtete selgitamine ja rakendamine eriti eelmise sajandi keskpaigast alates on muutnud linnumunade korjamise Eestis harvaks. Ka looduskaitseeaduse kohaselt (§ 55 lg 6<sup>1</sup>) on looduslikult esinevate lindude pesade ja munade tahtlik hävitamine ja kahjustamine või pesade kõrvaldamine keelatud. Munade korjamine põhjustab kõigi samal laiul pesitsevate lindude häirimist ja pesitsemisedukuse langust konkreetsel aastal ja kõigi samal laiul pesitsevate lindude häirimist.

Tiirude, eriti tutt- ja räusktiiru puhul võib see aga kaasa tuua pesitsuskoha hülgamise, sh järgnevateks aastateks. Tiirud panustavad sõltuvalt liigist eelkõige esimesse või esimesse kahte munasse (Langham 1972), mis tähendab, et just esimesest (või esimesest ja teisest) munast kooruv poeg lennuvõimestub ja hakkab tulevikus sigima kõige suurema tõenäosusega. Munakorjamise kõige suurem kahju seisnebki selles, et lindudelt võetakse ära kõige väärtuslikum järeltulija. Ülejäänud munadest ja järelkurnadest koorunud poegade ellujäämus on väiksem.

Eestis on piirkondi, kus laidudelt mune korjatakse. Kõige suurem on probleem Kihnu väina laidudel. Keskkonnaameti pressiteate järgi oli 2009. aastal Kihnu väina saartel linnupesade rüüstamine tunduvalt suurem looduslikust foonist. Hoolimata headest looduslikest tingimustest pesitsusajal oli suur hulk pesi mai lõpus ja juuni alguses tühjad või poolikute kurnadega. Kõige nähtavam oli rüüste just kajaka- ja tiirupesade puhul. Leitud 720 kajaka- ja 412 tiirupesast olid tühjad rohkem kui pooled (vastavalt 57% ja 53%). Täiskurn oli vaid 20% kajaka- ning 28% tiirupesadest. Kihnu laidudele suhteliselt sarnastel Varbla laidudel, kus 2009. aastal samuti haudelinde loendati, oli samal ajal tühje kajakapesi 11% ja tiirupesi 12% ning täiskurn 52% kajaka- ning üle 82% tiirupesades. Varbla laidudel kajakate ja tiirude pojad juba koorusid, kuid Kihnu laidudel linnupoegade koorumise märke veel ei olnud. See näitab, et leitud kurnad olid alles värskest munetud järelkurnad. Kihnu laidudel põhjustavad pesarüüstet peamiselt mune korjavad inimesed. Pea kõigil inventeeritud saartel leidis märke inimeste hiljutisest kohalviibimisest. Samuti ei leitud saartelt oluliselt munakoori, mis jäävad maha teiste lindude või imetajate rüüste järgselt. Munade korjamine laidudelt on Kihnus tava, kuid praegusajal, kui ei ole puudust põllumajanduslikul teel toodetud munadest, on see taunitav. Munade korjamise tagajärjel puudub rohkem kui kolmandikul Pärnu maakonna meresaaltes pesitsevatest tiirudest ja kajakatest võimalus järglaskonda soetada. Kihnu laiud asuvad rahvusvahelise tähtsusega Pärnu lahe linnualal, mille kaitse-eesmärgiks on ka laidude haudelinnustiku kaitse. Aastatel 2010–2012 täheldati Kihnu väina kümnest seirelaiust linnumunade korjamist neljal kuni seitsmel laiul (Paakspuu 2010, Paakspuu & Leivits 2011, Paakspuu 2012).

Keskkonnainspeksioon on aastatel 2008–2013 läbi viinud ühe menetluse seoses ebaseadusliku linnumunade korjamisega. 10. mail 2013. a korjati Topu lahes asuvatel laidudel – Alarahul ja Endu rahul – looduslikult esinevate lindude mune: 314 kajaka- ja pardimuna. Lisaks on Keskkonnainspeksioon saanud seitse kaebust linnumunade korjamise kohta. Neist neljal juhul korjati mune laidudelt. Kolm kaebust puudutasid Kihnu väina laide ja üks Harjumaa Kakumäe poolsaare lähedast laidu (Keskkonnainspeksiooni kirjalik teade 22.10.2013). Keskkonnainspeksiooni statistikast selgub, et eriti terav on probleem Kihnu väina laidudel. Piirkonnas loendusid läbi viivate Aivo Kleini ja Jaak Tammekännu hinnangul mõjutab seal tutt-tiiru arvukust ja sigimisedukust põhiliselt munade korjamine.

1990. aastatest on teada linnumunade korjamise juhtum Saaremaa lõunaranniku laidudelt. 2008. aasta kevadel nägi kohalik kalur munakorjajaid Pärnumaal Varbla laidudel.

*Munade korjamine on tutt-tiirule keskmine, teistele tiiruliikidele väike ohutegur.*

#### **4.5 Kokkupõrked tehiskonstruktsioonidega**

Tiirudele on ohtlikud eelkõige ranniku- ja avamere tuulepargid, kuid ka elektri ülekandeliinid ning side- ja muud mastid. Samuti on registreeritud tiirude kokkupõrkeid liiklusvahendiga. Näiteks on Soomes rõngastatud räusktiirudest mõned hukkunud elektritraatidesse lendamise tõttu või jäänud auto alla (kokku 12 juhtumit; Soome rõngastuskeskuse andmed).

Lindude hukkumist maismaale ehitatud tuuleparkides peetakse suures osas (suurte) röövlindudega seotud probleemiks (Carrete *et al.* 2009, Dahl *et al.* 2012, de Lucas *et al.* 2012), kuid ka tiirude kohta on tõestatud ebaõnnestunud asukohavalikuga tuulepargi oluline negatiivne mõju lindude hukkumise põhjustajana. Belgias Zeebrugge sadama muulidele rajatud tuulepargi keskkonnamõju hinnangus (BMM 2004, *ref* Everaert & Stienen 2007) rõhutatakse sama sadama tehispoolsaarel asuvates jõgi-, väike- ja tutt-tiiru kolooniates pesitsevate lindude kõrget hukkumise riski ja seatakse olulise negatiivse mõju piiriks 1% tuulepargi poolt põhjustatavat täiendavat suremust (*additive mortality*). Tegelik täiendav suremus ületas 2004. ja 2005. aastal selle piiri kahe tiiruliigi puhul, olles väiketiiril 1,8–6,7% ja jõgitiiril 3,0–4,4%. Vaid tutt-tiiru täiendavaks aastaseks suremuseks hinnati 0,6–0,7% (Everaert & Stienen 2007). Tuulepargil on kohalikule jõgi- ja väiketiiru asurkonnale oluline negatiivne mõju ja tiirude kaitseks on vajalik rakendada leevendavaid meetmeid – kõige ohtlikumate tuulikute seiskamine tiirude pesitsusperioodiks või tiirukolooniatele pesitsusvõimaluste loomine lähikonnas mõnes ohutumas paigas. Kokku hukkus 2004. aastal 168 ja 2005. aastal 161 tiiru, kusjuures hukkunud jõgitiirude hulgas olid suures ülekaalus isaslinnud (Stienen *et al.* 2008).

Garthe ja Hüppop (2004) töötasid välja indeksi merelinnupopulatsioonide ohustatuse hindamiseks avamere tuuleparkides. Indeks arvestab nii liikide erinevat tuulikutega kokkupõrkamise riski kui ka elupaikade hülgamise riski. 26 merelinnuliigi kohta koostatud indekseid kasutati Põhjamere lõunaosas. Indeksi järgi oli tutt-tiir avamere tuuleparkide poolt ohustatumaid, paiknedes kõrgel neljandal kohal. Jõgi-, rand- ja väiketiiru ohuindeks oli väiksem ja need liigid asusid tabeli teise poole alguses. Täiendades Garthe ja Hüppopi (2004) tööd vahepeal saadud uute andmetega ja eristades hukkumise riski elupaikade hülgamise riskist, järjestasid Furness *et al.* (2013) 38 merelinnuliiki nende hukkumise riski järgi avamere tuuleparkide rajamise korral. Neli tiiruliiki asetisid tabeli esimese kolmandiku piirimaile – tutt-tiir 11., jõgitiir 14., väiketiir 16. ja randtiir 17. astmele (Furness *et al.* 2013). Rääsktiiru kohta indeksit ei koostatud. Indeksit arutamisel võeti arvesse tuuliku tiiviku kõrgusel sooritavate lendude osakaalu (%), liigi lennus manööverdamise võimet, lendamiseks kasutatava aja osakaalu (%), öiste lendude osatähtsust ja liigi looduskaitse staatust.

Eestis läbi viidud tuuleparkide rajamise järgsed seired ja uuringud (Volke & Lutsar 2005, Tähe 2010, Valker 2011) on olnud väikesemahulised ega ole tiirude hukkumist tuuleparkides tuvastanud, kuid ükski uuritud tuulepark ei asu ka tiirude pesitsusala läheduses või lindude regulaarsete lendude teel. Siiski võib Virtsu II tuulepargi rajamisega Mõniste lahe kaldale seostada tiirude pesitsemise olulist vähenemist 1,5 km kaugusel asuvatel Kõbajalaidudel. Saartel asus aastaid suur tutt-tiiru koloonia (1999. a 300 paari), seal on pesitsenud 420 randtiiru ja 30 jõgitiiru, kellest praeguseks on jäänud järgi vaid paarkümmend paari.

Uute, eriti avamere tuuleparkide kavandamisel on vajalik tiirukolooniate pesitsus- ja toitumisalade paiknemisega arvestada. Parim lahendus selleks on hoiduda tiirukolooniate lähedale uute tuuleparkide kavandamisest juba strateegilise planeerimise (maakonnaplaneeringute, teemaplaneeringute) etapis. Rakenduslikult põhjendatuim on määrata tiirude oluliste pesitsuslaidude ümber tsoonid, kus merel (ja ka maismaal, kui see on ökoloogiliselt põhjendatud) tuuleparke ei kavandata. Selleks sobib linnukaitseorganisatsiooni BirdLife International (BLI) poolt koostatud ja täiendatav Merelindude andmebaas (BirdLife International 2014b), kuhu on koondatud teave merelindude, sh tiirude toitumislendude pikkuste kohta. Andmebaasi kasutatakse peamiselt mereliste tähtsate linnualade (Important Bird Areas) projekteerimisel (Lascelles 2008), kuid oluline rakendus on ka tuuleparkide asukohavalik (Thaxter *et al.* 2012). Tabelis 18 on toodud tiiruliikide keskmised toitumisraadiused BLI andmebaasi järgi.

Tabel 18. Tiiruliikide keskmised toitumisraadiused Merelindude andmebaasi (BirdLife International 2014b) järgi.

<b>Liik</b>	<b>Keskmine toitumisraadius – kaugus pesitsuskolooniast (km)</b>	<b>Keskmine maksimaalne toitumisraadius (km)</b>
Räusktiir	16	60
Tutt-tiir	14,7	42,3
Väiketiir	4,14	6,94
Jõgitiir	8,67	33,81
Randtiir	11,75	12,24

*Mõju on kõigile tiiruliikidele praegu väike, kuid ranniku- ja avamere tuuleparkide lisandudes kasvav.*

#### **4.6 Arendustegevus tiirudele olulistes pesitsuspaikades või -piirkondades**

Peamised arendustegevusega seotud ohud on järgmised:

- 1) rannale ehitamine;
- 2) pesitsusala hävitamine või selle muutmine ning uue, abiootilistelt tingimustelt sobiva pesitsusala loomine, mis aga sinna asunud tiirudele on ökoloogiline lõks, st ala on kõrge häirimis- või kisklusohuga, või võetakse kasutusele ehitiste rajamiseks, laoplatsina või muuks otstarbeks ning tiirude pesitsusedukus on seal väga madal või olematu.

Tiirude pesitsusalade hävitamine seaduslike arenduste käigus on Eestis pigem erandlik ja saab üldjuhul toimuda neis esinemiskohtades, mis ei ole keskkonnaregistrisse kantud. Väikesaartele on õigusvastaselt ehitatud suvilaid. Näiteks asuvad Varbla Pihelgalaiul ebaseaduslikult ehitatud suvila ja paadisadam. Valmishitamata suvila, mida ei kasutata, paikneb ka Kübassaare seireala Tumalaiul ning ebaseaduslikult ehitatud suvila on ka Vilsandi rahvuspargis Loonalaiul (Triin Paakspuu, kirjalik teade). Suvilate või kalurionnide-paadikuuride ehitamise huvi on ilmutatud umbes kolmandiku Pärnumaa oluliste linnusaarte osas (I. Tammekänd, kirjalik teade).

Liigi tahtmatu meelitamine atraktiivsetesse pesitsuspaikadesse, kus neil järglasi saada ei õnnestu, ohustab tõenäoliselt sagedamini just väiketiiru. Kaks sellist juhust on teada Saaremaalt Roomassaare sadama ümbrusest. Üks koloonia asustas paberipuidu ladustamiseks ette valmistatud platsi, kuhu toodi puit ja ala ei olnud väiketiirudele enam kasutamiskõlblik. Sama sadama juurde värskelt rajatud muruplatsil proovisid 2007. aastal pesitseda kaks väiketiirupaari (V. Volke avaldamata andmed). Kummalgi paaril pesitsemine ilmselt ei õnnestunud, sest lähedal on jahisadam, parkla ja alathti inimesi koertega.

Tiirudele alternatiivsete pesitsuspaikade loomine on edukamaid aktiivse kaitsekorralduse võtteid, sest tiirud asustavad enamasti pioneerkooslusi ega vaja hästi väljakujunenud taimkatet, samuti on kolooniate asukohad sageli muutuvad. Belgias Zeebrugge sadama arendamisel kadus tiirude looduslik pesitsusala, mille asemele loodi umbes 10 ha suurune „Tiirude poolsaar“. 2004. aastal pesitses seal juba 1832 paari jõgitiire, 138 paari väiketiire ja 4067 paari tutt-tiire (Courstens *et al.* 2008).

*Ohuteguri mõju on väiketiirule väike kuni keskmine, räusk-, tutt-, jõgi- ja randtiirule väike.*

#### 4.7 Veekogude kuivendamine ja veetaseme muutmine

Tiirude looduslike pesitsusalade kuivendamist (järvede veetaseme alandamist) põllu- või metsamajanduslikel eesmärkidel praegusajal enam peaaegu ei toimu. Erandina tuleb käsitleda mõne järve looduslikkuse taastamist, mille käigus järvest muda eemaldamise eesmärgil veetaset ajutiselt alandatakse. See toimus näiteks Kaarmise järvel Saaremaal 2012. aastal. Kaarmise järvel (Natura 2000 loodusala) tiire ei pesitsenud, küll aga teisi veelinnuliike. Suuremahuliste tööde puhul on kohustuslik keskkonnamõju hindamise läbiviimine ja aruande koostamisel tuleb arvestada ka (jõgi)tiirude elupaiganõudlusega. Vajadusel saab tiirudele lihtsate võtetega pesitsusvõimalusi juurde luua. Sagedamini muudetakse paisjärvede veetaset, kuid Eestist puuduvad andmed tiirude pesitsemise kohta paisjärvedel, va Narva veehoidla, mille taseme muutmisel ei ole Eestil seni olnud võimalust kaasa rääkida.

Euroopa Liidu Ühtse põllumajanduspoliitika ja maaelutoetuste rakendamisega on Eestis hoogustumas vahepealsel ajal kasutusest väljas olnud poldrite taas kasutuselevõtmine põllumajanduslike kõlvikutena. Sel perioodil, kui poldrite veetaset pumpamisega ei reguleeritud, kujunesid neil ulatuslikud linnurikkad märgalad, kuhu teiste liikide hulgas asusid pesitsema ka jõgitiirud, näiteks Valguta poldrile Võrtsjärve idakaldal. 2013. aastal võeti see polder uuesti kasutusele ja suurt märgala ootavad ees muutused.

*Poldrite muutmisel sekundaarsetest märgaladest põllumajanduslikeks kõlvikuteks on väike, kuid kasvav negatiivne mõju jõgitiirule. Teistele tiiruliikidele mõju puudub.*

#### 4.8 Tormid, kliimamuutus

Pesade uppumist tuleb tiirukolooniates sageli ette, sest tiirudele sobiv pesitsuspaik asub kõrgvee piiril või selle lähedal. Enim ohustavad tormid väiketiiru ja randtiiru pesi, kuid tugevates tormides võivad hukkuda ka teiste tiiruliikide pesad. Eestis on läbi aegade täheldatud ka tervetes kolooniates munade või väikeste poegade hävingut (Veroman 1957, väikeste meresaarte haudelinnustiku seire aruanded 2009–2012). Ilmselt hävitasid 2010. ja 2011. aasta pesitsusaegsed tormid Lääne-Eestis palju pesi. Globaalne kliima soojenemine põhjustab tormide sagenemist ja mõjutab tiiruliikide pesitsusedukust ka tulevikus negatiivselt. Samuti vähendavad tuulised ilmad tiirude saagitabamise edukust. Peale selle hakkab maailmamere veetaseme tõus vähendama pesitsuseks sobivate laidude arvu. Läänemere pind on hakanud juba tasapisi kerkima (Marine Research Institute of Finland 2003). See omakorda tähendab, et uusi, taimestumata laide enam ei teki, vaid osa praegusest rannikust muutub saarteks, millel on juba välja kujunenud taimkate ja mis on tiirudele pesitsemiseks vähe sobivad.

*Tormide mõju on tiiruliikidele väike kuni keskmine. Mereveetaseme muutumisel globaalse soojenemise tagajärje, sh tormide olulisel sagenemisel võib olla suur mõju kõigile tiiruliikidele.*

#### 4.9 Varajane loomade karjatamisega alustamine linnusaartel

Heina niitmine ja loomade karjatamine väikestel meresaartel on olnud endistel aegadel laialt levinud. 20. sajandi teisel poolel see tava suures osas hääbus, kuid on poollooduslike koosluste hooldamise laienemisega uuesti taastumas. Paljude laiulindude elupaikade säilitamiseks on majandamine väga vajalik, sest mitmed liigid, sealhulgas tiirud, ei pesitse kõrge taimestikuga ega täiesti roostunud laidudel. Tiirude ja mõnede teiste liikide puhul tuleb siiski silmas pidada nende



pesitsusfenoloogiat. Kui loomad tuuakse väikesele laiule ajal, mil lindudel on kurnad, põhjustab see kurnade hukkumist ja võib näiteks tutt-tiirude puhul kaasa tuua ka pesitsussaare hülgamise.

Eestis on vähemalt kahel heal tiirulaiul täheldatud lammaste liiga varase laiuletoomise negatiivset mõju. Selkare laiud kogupindalaga üle 8 ha asuvad Unguma lahes Kahtla-Kübassaare hoiualal. Laidude rannik on tugevasti roostunud, vaid nende keskosas on kõrgemat niidutaimkattega ala. Laiud on väga linnurikkad, muu hulgas registreeriti siin kolmel loendusaastral (2006, 2011 ja 2013) 2–12 sarvikpütipaari ja 123–189 tuttpütipaari pesitsemine. Mati Martinsoni kirjalikul teatel oli iga kord, kui mai lõpus või juunis linde loendati, laiul 10–18 lammast, kes kasutasid peamiselt laiul madalama rohuga keskosa, kus asub ka tiirude ja kajakate koloonia. Mõned tiirupesad olidki katki tallatud (M. Martinson, kirjalik teade). Aru saar (pindala 4,29 ha) asub Muraja lahes Kahtla-Kübassaare hoiualal. 13. juuni 2006. aasta loenduskäigul pesitses laiul 81 paari tutt-tiire, 130 paari jõgitiire ja 450 paari naerukajakaid, peale selle palju teisi linnuliike. Samal ajal oli laiul 30 lammast. Järgnevatel seireaastatel 2007–2013 on siin pesitsenud 0–1 paar tutt-tiire, 0–15 paari jõgitiire ja 0–110 paari naerukajakaid. See tähendab, et Aru saarel on langenud kõigi liikide arvukus. Saarele on siiski asunud randtiirukoloonia (arvukus 30–110 paari) (M. Martinson, avaldamata andmed).

Kuna laidudel karjatatakse enamasti loodushoiutoetuste saamise eesmärgil, saab Keskkonnaamet esitada ala hooldamiseks tingimusi. On piisav, kui Keskkonnaameti vastutavatel spetsialistidel on teave tiirudele oluliste elupaikade kohta ja kaitstavate alade kaitsekorralduskavad sisaldavad juhiseid optimaalse karjatamise alguse aja kohta. Tiirude pesitsusfenoloogiat arvestades on ohutu karjatamise algusaeg 15. juuli. Suurematel laidudel võib karjatamist alustada ka varem. Varasem karjatamise alustamine on oluline ka alles taastatavate poollooduslike koosluste puhul. Tugevalt roostunud alast ei ole võimalik taastada avatud kooslust ilma varajase karjatamiseta. Sellistel saartel ei ole moodustunud ka lindude pesitsuskolooniaid. Nii võiks varajane karjatamine olla lubatud ja kohustuslik taastamise käigus. Kui avatus on saavutatud ja alale on taastunud linnukolooniad, st taastamisest saab hooldus, peab hakkama järgima toodud karjatusaja piirangut. Roostunud saarte puhul on oluline just veistega karjatamine, sest lambad ei suuda roogu ära süüa.

*Mõju on teistele tiiruliikidele väike, va räusktiir, kes pesitseb laidudel, mida ei majandata ja kellele mõju seetõttu puudub.*

#### **4.10 Keskkonnamürgid**

Läänemerel on keskkonnamürkide probleem vähenenud, kuid eelmise sajandi keskpaiga hoiatavad andmed kalatoiduliste liikide allakäigust ja uute, seni sügavuti teadmata mõjudega taimekaitsevahendite ja muude keemiasaaduste kasutuselevõtmine on vähemalt võimalik oht merelistele linnuliikidele, sealhulgas tiirudele. Lisaks võivad kaugrändurid endiselt saada suuri mürgikoguseid talvitusaaladel olles. Tiirude poolt talvitusaaladelt kogutud keskkonnamürkidest andmeid ei ole, kuid on tõestatud, et tõmmukajaka (*Larus fuscus*) Soome lahe populatsiooni allakäik tuleneb peamiselt Ugandas ja mujal talvitusaaladel lindudesse ladestunud DDT-st (Hario & Nuutinen 2011). 1980. ja 1990. aastatel suri 60–70% tõmmukajaka poegadest keskkonnamürkide tõttu.

Räusk ja tutt-tiir söövad suhteliselt suuri kalu ja võivad olla seetõttu keskkonnamürkidele (DDT, PCB-d) tundlikumad kui teised tiiruliigid. 1960. aastatel põhjustas Rotterdami keemiatehasest lähtunud merereostus kloororgaaniliste pestitsiididega (peamiselt telodriin ja dieldriin) Padumere lääneosas lindude massilist suremist. Kõige suurem oli mõju tutt-tiirudele, hahale ja teistele veelindudele, kellel pestitsiidide kuhjumine rasvkudedesse põhjustas isendite surma või munakoorte

õhenemist ja seeläbi sigimisedukuse langust (Laane *et al.* 2013). Hollandi tutt-tiiruasurkond kahanes 97% – 1957. aasta 32 372 paarilt vaid 875 paarini 1965. aastal. Kui taimekaitsevahendite merrejuhtimine 1960. aastate lõpus lõpetati, vähenesid pesitsiidijääkide tasemed ka mereorganismides, langedes 1970. aastatel keskkonnale ohutute määradeni, kuid tutt-tiiru asurkond ei ole tänini täielikult taastunud (Garthe & Flore 2007).

Hispaania suurima jõe Ebro alamjooksul uuriti elavhõbeda sisaldust jõgi-, tutt-, väike- ja naerutiiru (*Gelochelidon nilotica*) ning habeviirese (*Chlydonias hybrida*) munades, seostades seda liikide toitumisaladega (Cotin *et al.* 2011). Ühe pesitsuskoha jõgi- ja väiketiirudelt võetud proovides arvati elavhõbedakontsentratsioonid olevat nii kõrged, et need võivad ohustada tiirude sigimisedukust (*op cit.*).

*Ohuteguri mõju on kõigile tiiruliikidele praegu väike.*

#### **4.11 Saagi kättesaadavuse vähenemine**

Suure järvistu räusapopulatsiooni hävingut Ameerikas 20. sajandi alguses on seostatud kalapopulatsioonide katastroofilise vähenemisega ja räusapopulatsiooni taastumist samas heeringalise (*Alosa pseudoharengus*) arvukuse plahvatusliku tõusuga (Ludwig 1965). Läänemerel ei ole tiirude arvukuse muutuste seoseid kala ülepüügiga siiani uuritud, kuid toiduobjektide arvukuse vähenemine on tõenäoline pesitsusedukust mõjutav tegur. Tiirudele väga olulisel toitumisalal Matsalu lähel on ahvenapopulatsioon ülepüügi tagajärjel drastiliselt vähenenud (Pukk *et al.* 2013).

Veekogude eutrofeerumine vähendab vee läbipaistvust ja see omakorda tiirude kalapüügedukust. Eestist kindlaid näiteid tiirude arvukuse vähenemise kohta mere eutrofeerumise tõttu ei ole, kuid eutrofeerumise jätkumisel on see kindlasti võimalik oht.

*Väiketiir kui kõige lühemaid saagilende tegev tiiruliik on potentsiaalselt kõige tundlikum, kuid praegu on ohuteguri mõju tiiruliikidele teadmata (potentsiaalselt väikese) tähtsusega.*

#### **4.12 Jaht**

Illegaalse jahi käigus tapetakse tiire nii rändeteedel kui talvitusladel. Näiteks Maltal, mida osad tiirud rändel ületavad, on räusktiir illegaalselt kütitud rõngastatud isendite arvult liikidest viiendal kohal. Kõik linnud olid rõngastatud Rootsis või Soomes (Raine 2007). Eestis on tiirude laskmine ilmselt erandlik ja siin seisneb jahi mõju rannikulinnustikule eelkõige häirimises ja lindude peletamises sobivatest elupaikadest.

Rootsis sündinud ja rõngastatud räusktiirudest on surnult leitud umbes 1000 isendit ja neist vähemalt pooled oli tapetud (Staav 2001, Fransson *et al.* 2008). Soomes rõngastatud tiirudest on umbes 40% (650 isendit) surnud jahipidamise tagajärjel rändel või talvitusladel. Näiteks kütiti Doonau deltas 20.08.1970 pardijahihooaja alguses vähemalt 11 Soomes rõngastatud räusktiiru, sealhulgas ka vanalinde (Soome rõngastuskeskuse andmed). Kuna räusktiiru noorlinnud sõltuvad kuni talvitusaladele jõudmiseni vanematelt saadavast lisatoidust, surid hukkunud vanalindude järglased tõenäoliselt nälga. Soome ja Rootsi rõngaste taasleide analüüsidest selgub, et tapmise tagajärjel surnud räusktiirude osakaal on peale 1970. aastaid vähenenud (Fransson *et al.* 2008, Soome rõngastuskeskuse andmed). Selle põhjuseks paistavad olevat talvitusalale jääva Nigeri jõe ulatuslikud tulvad, mis takistavad kohalikel elanikel talvituvaid linde vaenata nagu nad teevad seda

kuivematel aastatel (Zwarts *et al.* 2009).

Eestis on illegaalne jaht seni tiire vähe ohustanud, kuid valimatut veelindude laskmist on tuvastatud ka siin. 20. augustil 2003. aastal tulistati Luitemaa looduskaitsealal vigaseks üks jõgitiir, räusktiiru salga suunas tehtud lasud linde õnneks ei tabanud (Ornitoloogid tabasid kaitsealuseid linnuliike lasknud jahimehed; külastatud 10.09.2014). Keskkonnainspektsiooni andmeil on aastatel 2008–2013 algatatud kaitstavate liikide jahi kohta kaks menetlust, millest üks on seotud veelinnujahiga. 24.08.2009 pidas kodanik Harjumaal Keila jahipiirkonnas Keila vallas Laokülas rannikualal linnujahti, mille käigus küttis ühe suurkoovitaja (Keskkonnainspektsiooni kirjalik teade 22.10.2013).

Jahiturismi laienemine suurendab illegaalsest jahist tulenevat ohtu. Lisaks raskendab kormoranijahi avamine Eestis alates 1. augustist tiirude valmistumist sügisrändeks nii häirimise kui võimaliku illegaalse jahi kaudu (M. Ellermaa, tähelepanekud 2013. aasta sügisel Kihnus).

*Jaht on tiiruliikidele Eestis väike, rändeteedel ja talvituslaladel kuni keskmise suurusega ohutegur.*

## **5 Kaitse-eesmärgid**

### **5.1 Lähi- ja pikaajalised kaitse-eesmärgid**

#### **5.1.1 Lähiaja kaitse-eesmärgid**

Räusk-, tutt-, jõgi- ja randtiiru lähiaja (5 aasta) kaitse-eesmärk on populatsioonide arvukuse hoidmine vähemalt stabiilsena ja populatsiooni kasvu võimaldamine, väiketiiru puhul arvukuse languse peatamine. Räusktiiru ja tutt-tiiru kui kõige koloniaalsemate liikide puhul on täpsustavad eesmärgid suurte kolooniate arvu kohta: lähiaja kaitse-eesmärgiks on vähemalt kahe suure (vähemalt 50 haudepaari) räusktiirukoloonia ja vähemalt kahe suure (vähemalt 150 haudepaari) tutt-tiirukoloonia esinemine Eestis (vt ka tabel 20).

Eesti Ornitoloogiaühingu 2013. aasta hinnangule (Elts *et al.* 2013) tuginedes on populatsioonide suurused, mida soovitakse lähiajal hoida või saavutada, järgmised:

- räusktiir – arvukus vähemalt 200 paari ja suurte kolooniate arv vähemalt 2;
- tutt-tiir – arvukus vähemalt 800 paari ja suurte kolooniate arv vähemalt 2;
- väiketiir – arvukus vähemalt 200 paari;
- jõgitiir – arvukus vähemalt 8000 paari;
- randtiir – arvukus vähemalt 10 000 paari.

Populatsioonide arvukuse hinnangute kasutamisel on oluline jälgida ka hinnanguid trendide usaldatavusele. Sama allika (Elts *et al.* 2013) alusel on need järgmised:

- räusktiir ja tutt-tiir A – usaldatav arvuline andmestik viimaste aastate kohta;
- randtiir ja väiketiir B – esinemissagedus üldiselt hästi teada, kuid kvantitatiivne andmestik vähene või ebatäielik;
- jõgitiir B–C – esinemissagedus üldiselt hästi teada, kuid kvantitatiivne andmestik vähene või ebatäielik/(kaasaegne), kvantitatiivne andmestik (peaaegu) puudub.

Liikide asurkondade suuruste hoidmiseks stabiilsete või kasvavatena on vaja kaitstavatel aladel

tagada kaitsekorrast kinnipidamine (ajalise liikumiskiirangu järgimine), mõnel juhul muuta ka kaitsekorda rangemaks ja ellu viia muid ptk 4 toodud kaitsemeetmeid.

### **5.1.2 Pikaajalised kaitse-eesmärgid**

Pikaajalised (15 aasta) kaitse-eesmärgid langevad kokku lühiajalistega, st on vajalik tagada vähemalt stabiilne arvukus. Väiketiiru puhul on eesmärgiks arvukuse languse peatamine ja tõus, liigi arvukuse eesmärk on 400 paari. Võrdlusi saab teha meresaares haudelinnustiku seire ja käesolevas töös esitatud Natura 2000 linnualade arvukuste (tabelid 21 ja 22) analüüsi põhjal.

## **5.2 Kaitsemeetmed**

Tiiruliikide kaitse korraldamine põhineb peamiselt liikidele oluliste alade, eelkõige väikesaare kaitsele. Lisandub isendite kaitse, kaitse sektoraalsete tegevuskavade ja planeeringute kaudu. Jõgitiiru puhul on oluline ka intensiivkaitse.

Kõigi tiiruliikide kaitse on tulemuslik eelkõige alade kaitse kaudu. Valdav enamus tiirude pesitsusaladest asub kaitstavatel aladel, mistõttu on vajalike kaitsemeetmete rakendamine lihtsam kui see oleks valdavalt väljaspool kaitstavaid alasid asuvate elupaikade puhul.

Mitmete varem tiirudele oluliste pesitsusalade kvaliteet on langenud, paljud laiud on tiirude pesitsemiseks sobimatuks muutunud. Elupaikade taastamine ja hooldamine ning nende kvaliteedi tõstmine on tiirudele pikaajaliselt soodsa seisundi tagamiseks oluline.

Pesitsusedukust tõstva ja elupaikade kvaliteeti suurendava meetmena on vajalik kiskjate regulaarne tõrjumine tiirudele olulistelt saartelt. Väikekiskjate arvukus on tõusnud peamiselt inimtegevuse tõttu (marutaudivastane vaktsineerimine).

Väiketiiru, kuid ka teiste tiiruliikide puhul, rakendatakse isendite kaitse üldist põhimõtet, mille järgi on keelatud looduslikult esinevate lindude pesade ja munade tahtlik hävitamine ja kahjustamine või pesade kõrvaldamine, ning tahtlik häirimine, eriti pesitsemise ja poegade üleskasvatamise ajal. Selleks tuleb rakendada meetmeid pesitsusaegse rahu säilitamiseks kõigil looduslikel pesitsusaladel, väiketiiru puhul aga kaitsemeetmete rakendamist ka inimtekkelistes pesitsuspaikades. Tutt-tiiru Kihnu väina kolooniaid rüüstatakse ja häiritakse regulaarselt. Seda aitab vähendada kohalike inimeste teavitamine ja tõhusam järelevalve.

Kaitse valdkondlike tegevuskavade ja planeeringute kaudu on samuti oluline, sest kalatoiduliste liikidena sõltuvad tiirud otseselt mere ja sisevete seisundist ning kalastiku liigilisest koosseisust ja kalaliikide arvukusest.

Intensiivkaitse elemendina on õigustatud jõgitiiru kaitseks tema elupaikade kvaliteedi kunstlik tõstmine – tehissaare rajamine ammendatud karjääridesse, kuhu karjääri korrastamise projektiga nähakse ette suurema veekogu rajamist.

Vajalikud kaitsemeetmed ja ohutegurid, mida need leevendavad või väldivad, on toodud tabelis 19.

Tabel 19. Tiirude soodsa seisundi tagamiseks vajalikud kaitsemeetmed.

<b>Alaptk nr/ohutegur</b>	<b>Kaitsemeetmed</b>	<b>Lisateave</b>
4.1 Pesitsusaegne häirimine	<p>4.1.1 Kaitsealadel asuvatel tähtsamatel pesitsuslaidudel liikumiskiirangu kehtestamine, vajadusel kaitstava ala tüübi muutmine hoiualast kaitsealaks.</p> <p>4.1.2 Juba piisava kaitsekorraga aladel tõhusama järelevalve tagamine.</p> <p>4.1.3 Inimeste teavitamine kehtivast kaitsekorrast.</p> <p>4.1.4 Tiirude elupaikade kandmine keskkonnaregistrisse.</p> <p>4.1.5 Seirekäikude, lindude rõngastamise ja teiste laiukülastuste korraldamine nii, et pesitsusperioodi jooksul ei külastataks ühte laidu rohkem kui kaks korda. Riikliku seire käigus üldiselt linde ei rõngastata, sest loendus nõuab loendajate kogu tähelepanu. Keskkonnaamet saab rõngastus- jm käike reguleerida liikumislubade taotluste põhjaliku kaalumise ja vähemvajalike käikude puhul loa andmisest keeldumisega.</p>	<p>Tiiruliikide pesitsusajad, mil tuleb häirimist vältida, on järgmised:</p> <p>räusktiir 10.04–15.08</p> <p>tutt-tiir 15.04–15.08</p> <p>väiketiir 25.04–05.08</p> <p>jõgitiir 20.04–05.08</p> <p>randtiir 20.04–05.08.</p>
4.2 Pesitsuselupaikade kinnikasvamine	<p>4.2.1 Hoolduskvaliteedi parandamine juba majandatavatel aladel (madalmuruse ala suurendamine, pilliroo eemaldamine niidu ja mere vahelt jms).</p> <p>4.2.2 Pilliroo ja võsa eemaldamine ning loomade karjatamine tiirudele olulistel laidudel (ka neil, mis tänaseks olulisuse minetanud), rannaniitude taastamine ja majandamine.</p>	
4.3 Röövlus, väikekiskjad	<p>4.3.1 Rannaniidu- ja laiuelupaikade taastamine ja hooldamine, rannaniitude hoolduskvaliteedi parandamine.</p> <p>4.3.2 Uute mingi- ja kährikufarmide rajamise keelustamine Eestis, olemasolevatest farmidest loomade põgenemist vältivate abinõude piisavuse kontrollimine.</p> <p>4.3.3 Väikekiskjate eemaldamine tiirudele olulistelt pesitsusaartelt; eelisjärjekorras on väiketiirukolooniate asukohalaid ja üksikud (mitte saarestikus) paiknevad saared.</p>	<p>Osadel kaitsealadel ei saa väikesaartel kiskjaid küttida sellepärast, et kaitse-eeskiri ei luba seda vajalikul ajal või tulemuslikul viisil (näit lõksudega või ajukahina) teha. Kui loodava või juba olemasoleva kaitseala piires on saari, tuleb kaitse-eeskiri koostada/uuendada selliselt, et see võimaldaks vajalikul ajaperioodil (ka lindude pesitsusajal) ja tulemuslikku jahipidamisviisi kasutada. saartel väikekiskjaid küttida.</p>
4.4 Munade korjamine	<p>4.4.1 Järelevalve tõhustamine.</p> <p>4.4.2 Liikumiskiiranguga laidude tähistamine, sh infotahvlite paigutamine paadisadamatesse.</p> <p>4.4.3 Loodushariduslik teavitustöö.</p>	

<p>4.5 Kokkupõrked tehiskonstruksioonidega</p>	<p>4.5.1 Tiirude elupaikade kandmine keskkonnaregistrisse.</p> <p>4.5.2 Tiirude olulisemate pesitsus- ja teada olevate toitumisalade ning nende vaheliste lennuteede arvestamine tuuleenergia teemaplaneeringutes, sh merealadel; keskmiste toitumislendude raadiuses tiirukolooniatest (BirdLife International 2014b; vt kõrvallahter) tuuleparkide arendamisest loobumine, nende alade kandmine planeeringutesse arendamiseks ebasobivatena.</p> <p>4.5.3 Tuuleparkide asukohavalikul ehituseelse linnustiku uuringu standardikohane (nt Balti Keskkonnafoorum 2009) läbiviimine ja järeluste arvestamine keskkonnamõju hindamisel ning kaalutusotsuse tegemisel.</p> <p>4.5.4 Võimalusel vältida tiirude toitumisaladeks olevate veekogude kohal elektri ülekandeliinide rajamist.</p> <p>4.5.5 Olemasolevad ohtlikud liinid (Väike väin, Vilsandi rahudepealse liin) tuleks võimalusel asendada kaabliga; samuti ka mujal väikesaartel, rannaniitudel, toitumis- ja pesitsusalade vahel poolsaartel asuvad liinid.</p>	<p>Tiiruliikide keskmised toitumisraadiused (BirdLife International 2014b), ümardatud täiskilomeetriteni: rääsktiir – 16 km tutt-tiir – 15 km väiketiir – 4 km jõgitiir – 9 km randtiir – 12 km.</p>
<p>4.6 Arendustegevus tiirudele olulistes pesitsuspaikades või -piirkondades</p>	<p>4.6.1 Tiirude pesitsuspaikade kandmine keskkonnaregistrisse.</p> <p>4.6.2 Ehituskeeluvööndi piirangute seaduse mõtte kohane järgimine planeerimisel; (a) keskkonnaregistrisse kantud tiirude elupaikades loobutakse ehituskeeluvööndi vähendamise otsuse tegemist aladel, kus andmeid pole, selgitatakse ala olulisus tiirude jt rannikulindude elupaigana.</p> <p>4.6.3 Kui tiirukoloonia asub pesitsema arendusalale või mujale sageli häiritavale alale, siis (a) peatada arendustegevus tiirude pesitsusaja lõpuni (LKS § 55 lg 6<sup>1</sup> nõue), (b) paigaldada lindude pesitsusrahu tagamise vajadusest teavitavad tähised, (c) ala operatiivselt tarastada, kui see on vajalik ja võimalik.</p> <p>4.6.4 Kui arendusprojekti mõju kompenseerimiseks tuleb luua tiirudele uusi elupaiku, rakendada teiste maade kogemusi.</p> <p>4.6.5 Tiire ja teisi linnuliike soosiva karjäärade taastamise juhise koostamine ja selle juhise järgimine karjäärade korrastamisprojektide koostamisel.</p>	
<p>4.7 Veekogude kuivendamine ja veetaseme muutmine</p>	<p>4.7.1 Tiirude pesitsuselupaikade kandmine keskkonnaregistrisse.</p> <p>4.7.2 Kaitstavatele aladele jäävatel poldritel määrata kaitsekorralduskavaga kindlaks veetaseme muutmise ajad. Tihti on poldrid väga tähtsad läbirändavate hanede ja luikede</p>	

	<p>peatuspaigad, kuid võimalusel tuleb arvestada ka jõgitiirudele edukaks pesitsemiseks vajaliku ajavahemikuga (20. aprill kuni 5. august).</p> <p>4.7.3 Järvede ja jõgede looduslikkuse taastamisel arvestada jõgitiiru elupaiganõudlusega.</p>	
4.8 Tormid, kliimamuutus	4.8.1 Laidudel ja rannikul avakoosluste pindala säilitamine ja suurendamine (elupaikade taastamine).	
4.9 Varajane loomade karjatamisega alustamine linnusaartel	<p>4.9.1 Tiirude elupaikade kandmine keskkonnaregistrisse.</p> <p>4.9.2 Laidude hooldamise juhiste täpsustamine alade kaitsekorralduskavades, sh (a) varasema karjatamise algusaja määramine, kui roostunud laidu alles taastatakse ja tähtis on roostiku tõrje, (b) hilisema karjatamisaja alguse määramine, kui laiu avakooslused on taastunud ja laidu asustavad linnukolooniad, (c) hilisema karjatamise algusaja määramine, kui laid on väike ja seda asustab suur tiirukoloonia.</p>	
4.10 Keskkonnamürgid	<p>4.10.1 Üldised meetmed veekeskonna kaitseks.</p> <p>4.10.2 Veekeskonna toksiliste ühendite seire jätkamine.</p>	
4.11 Saagi kättesaadavuse vähenemine	<p>4.11.1 Üldised meetmed veekeskonna kaitseks.</p> <p>4.11.2 Mere ja sisevete seire jätkamine.</p>	
4.12 Jaht	<p>4.12.1 Linnujahi suunamine võimalusel piiratud aladele selliselt, et olulistel tiirude elualadel on linnujaht välistatud või kormoranijahti sellistes paikades alates 1. augustist ei avata.</p> <p>4.12.2 Linnujahi kaitse-eesmärkide põhine reguleerimine Natura linnualadel.</p> <p>4.12.3 Teavitustöö koostöös jahindusorganisatsioonidega.</p> <p>4.12.4 Järelevalve tõhustamine.</p> <p>4.12.5 Koostöö rändeteel ja talvitusladel asuvate riikidega AEWa leppe raames.</p>	

### 5.3 Liigi leiukoha pindalalise kaardistamise põhimõtted

Keskkonnaregistrisse kantakse ja piiritletakse pindalaliste objektidena:

- 1) tiirude pesitsuselupaigad; vajadusel lisatakse punktobjektidena nende piires täpsed leiukohad ehk koloonia või pesitseva paari asupaik. Koloonia puhul on punktobjekt koloonia tsentroid;
- 2) olulised rändeagssed peatuspaigad.

Tiirude toitumisalad asuvad sageli pesitsusalast kaugel (tabel 19) ja nende täpsem väljaselgitamine merel nõuab kulukaid uuringuid. Tiiruliikide kirjanduses ja andmebaasides avaldatud toitumisraadiusi saab arvestada merealade planeeringutes, kuid keskkonnaregistrisse ei ole mõistlik toitumisalasid kanda.

### 5.3.1 Pesitsuselupaikade piiritlemine

1. Kui liik pesitseb väikesaarel, kantakse keskkonnaregistrisse kogu laid koos haudepaaride koguarvuga konkreetsel laiul.
2. Suurematel saartel (üle 10 ha) on otstarbekohane kanda registrisse kogu liigile pesitsemiseks sobiv elupaik.
3. Kui liik pesitseb rannikul, piiritletakse talle sobivas avatud elupaigas piisava suurusega ala. Elupaigalaigu suurus sõltub rannikutüübist, kuid arvestada tuleb, et elupaigaks on avatud kooslused. Reeglina piiritletakse elupaigana kogu terviklik elupaigalaik või mõistliku suurusega osa sellest. Avatud koosluste puhul peab registrisse kantav elupaigalaik hõlmama ka häirimisele tundliku puhverala. Kirjanduses soovitatakse väiketiiru puhul häirimisvabaks puhvriks koloonia ümber ala 100–150 meetri raadiuses, jõgitiirul 200–350 meetri raadiuses (Krijgsveld *et al.* 2008). Kuna rannikutel pesitseb ka randtiir, kelle kohta kirjanduses selgeid juhiseid antud ei ole, võib sellegi liigi puhul kasutada puhverala ulatusena 200–350 meetrit. Elupaigalaigu piiritlemisel ei pea häirimistundlikku puhverala märkima ringina, vaid lähtuda tuleb sobiva elupaiga piiridest. Maismaa poolt ei ole mõistlik hõlmata kadastiku või metsaga ala.
4. Jõgitiiru sisemaa leiukohtade kaardistamisel hõlmatakse elupaigalaiguga kuni 200 hektari suuruste seisuveekogude puhul kogu järv, ja lisaks kaldal piisava suurusega elupaigalaik, kui pesitsusala on teada ja piiritletav. Kui tiirud pesitsevad seisuveekogu saarel, piiritletakse elupaigana saar ja kogu veekogu (v.a suured järved). Kui tiirud pesitsevad suurel seisuveekogul või vooluveekogu kaldal või luhal, piiritletakse mõistliku suurusega elupaigalaik seal, kus tiirukoloonia asub, lisades vajaliku suurusega puhverala. Soode puhul hõlmatakse elupaigalaiguga pesitsuspaigaks olev veekogu ja seda ümbritsev puhverala.

Elupaigalaigu piiritlemisel arvestatakse:

- (a) loodusdirektiivi elupaigatüüpide ja/või kasvukohatüüpide levikut; tiirude elupaigalaigu sisse võib arvata ka mitu vööndina paiknevat elupaigatüüpi kuni 350 meetri ulatuses mõlemal pool tiirupaari või -koloonia asukohta;
- (b) ranniku topograafiat; kui rannikul on kitsas merre ulatuv poolsaar (neem, nina), kus tiirud pesitsevad, arvestatakse elupaigalaiguna kogu poolsaart;
- (c) kiiresti muutuvate laidude ja randade puhul arvatakse elupaigalaigu sisse ka ümbritsevat merd selle arvestusega, et ka järgmiste pesitsusaastate ajal jääks pesitsusala asukoht elupaigalaigu sisse.

Hoonete katustel paiknevad rand- ja jõgitiirude pesitsusalad kantakse keskkonnaregistrisse punktobjektidena. Nende paaride kaitseks rakenduvad looduskaitseaduse isendikaitse sätted, kuid selliste pesapaikade pikaajalise asustatuse tagamine ei saa olla looduskaitseline eesmärk. Keskkonnaregistri vastava kirje võib kustutada kolmandal aastal peale pesapaiga hülgamist lindude poolt.

Pindalalisi pesitsuselupaiku kustutatakse keskkonnaregistrist siis, kui pesitsusala on hävinud, st sealsed ressursid ja tingimused ei võimalda liigil elupaika enam asustada. Selline põhimõte arvestab asjaolu, et elupaik ei tähenda üksnes paika, kus organism parasjagu elab, sest paljudel põhjustel võivad elupaigad jääda (ajutiselt) asustamata (Lõhmus 2001a). Enne elupaiga keskkonnaregistrist kustutamist tuleb hinnata, kas elupaikade taastamine on võimalik. Kui taastamine ei ole võimalik või on see ebamõistlikult kallis, võib elupaiga registrist kustutada.

Tiiruliikidele püsielupaikade moodustamise vajadus puudub. Tiiruliikide pesitsemisega looduslikes elupaikades kaasneb alati ka teiste kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide esinemine ning tiirude elupaikadel on ka looduskaitseline omaväärtus. Sellepärast tuleb tiirude alapõhise kaitse vajaduse



puhul kaaluda pigem looduskaitseala moodustamist ning arvestada selle piiritlemisel ja võõnditeks jagamisel ka teiste kaitseväärtustega.

### 5.3.2 Rändeagsete peatuspaikade piiritlemine

Rändeagsete peatuspaikadena piiritletakse maa- ja veeala, mis ei kuulu tiirude pesitsuselupaikade hulka, kuid mida tiirud kasutavad peatumiseks, puhkamiseks või toitumiseks kevad- või sügisrändel. Piiritlemisel on oluline hõlmata terviklik elupaigakompleks, näiteks järv, laht, laid koos ümbritseva veealaga. Piiritletud rändeagse peatuspaiga suurus sõltub kasutatava elupaiga suurusel, kuid jääb enamusel juhtudest 100–200 ha piiresse.

## 6 Liikide soodsa seisundi tagamise tingimused

Vastavalt looduskaitseaduse § 3 lõikele 2 loetakse liigi seisund soodsaks, kui selle asurkonna arvukus näitab, et liik säilib kaugemas tulevikus oma looduslike elupaikade või kasvukohtade elujõulise koostisosana, kui liigi looduslik levila ei kahane ning liigi asurkondade pikaajaliseks säilimiseks on praegu ja tõenäoliselt ka edaspidi olemas piisavalt suur elupaik.

Tiiruliikide soodsa seisundi tagamiseks on kõige olulisem nende pesitsuselupaikade soodsa seisundi säilitamine või taastamine, sealhulgas otsese või kaudse negatiivse inimõju vähendamine, et tagada liikide populatsioonide taastootmiseks vajalik või sellest kõrgem sigimisedukus. Lisaks on oluline vältida inimtegevusest põhjustatud või sellega seotud suremuse suurenemist.

Tiiruliikide pesitsuselupaikade soodne seisund tähendab piisava pindala taimestumata, osaliselt taimestunud või madala taimestikuga elupaikade olemasolu laidudel, rannikutel ja jõgitiiru jaoks ka siseveekogude kallastel. Paljudel tiirude jaoks olulistel laidudel saab elupaikade soodsat seisundit säilitada vaid roo ja heina niitmise või loomade karjatamisega.

Negatiivse inimõju vähendamine tähendab tiirudele pesitsusaegse rahu tagamist. Eelkõige tähendab see ajalise liikumispääru olemasolu ja selle järgimist olulisematel pesitsusaladel. Praegune looduskaitseadus hoiualadel, liiati veel väljaspool kaitstavaid alasid ajalise liikumispääru seadmist ei võimalda. Seal on rakendatavad vaid isendikaitse üldised põhimõtted.

Sigimisedukuse hoidmiseks on vajalik väikekiskjate eemaldamine tiirudele olulisematelt laidudelt.

Väiketiiru, kes teistest tiiruliikidest sagedamini asustab inimtekkelisi elupaiku, kuid kelle arvukus on väike ja langemas, puhul on oluline ka liigi poolt hõivatud ajutiste, sealhulgas inimtekkeliste elupaikade kaitse vähemalt ühe pesitsusperioodi jooksul.

Tiiruliikide soodsa seisundi tagamine piiritletud ja keskkonnaregistrisse kantud elupaikades:

1. Alates n paari suurusega kolooniatest võiks need olla määratud kaitsealadeks ja liikumispääruguga aladeks (räusktiir n= 2 paari, tutt-tiir n=10 paari, väiketiir n= 5 paari, jõgi- ja randtiir n=50 paari).
2. Piiritletud tiirude pesitsuselupaikadesse ei tohi suunata turismi, rajada külastust soodustavaid objekte jne, sest arendustegevus piiritletud pesitsuselupaikades toob kaasa elupaiga hävimise või selle olulise kahjustamise.
3. Takistuste rajamine rändeagsetesse piiritletud olulistesse elupaikadesse toob kaasa tiirude elupaikade kahjustamise ja olulise keskkonnamõju.
4. Varajase jahiga (alates 1. augustist) kaasneb tiirude peletamine olulistelt peatusaladelt.

## 7 Kaitse tulemuslikkuse hindamine

Liikidel, kelle suuremate kolooniate asukohad sageli muutuvad, tuleb tegevuskava lõppedes kaitse tulemuslikkuse hindamisel aluseks võtta soodsa seisundi tagamise tingimuste täitmist väljendavad populatsiooniparameetrid – populatsiooni üldsuurus, suurte kolooniate arv ja sigimisedukus (tabel 20). Just suured kolooniad annavad peamise osa populatsiooni järelkasvust, sest seal on sigimisedukus kõrgem. Ka on suurte kolooniate kaitset lihtsam korraldada.

Tabel 20. Kaitse tulemuslikkuse hindamise kriteeriumid räusktiirul, tutt-tiirul ja väiketiirul.

Kriteerium	Räusktiir	Tutt-tiir	Väiketiir
Arvukus Eestis vähemalt	200 paari	800 paari	200 paari; pikaajaline eesmärk – populatsiooni taastumine, arvukus 400 paari
Suurte (räusktiiru puhul vähemalt 50 haudepaari, tutt-tiiru puhul 150 haudepaari) kolooniate arv vähemalt	2	2	(Eestis suuri kolooniaid ei ole)
Arvukuse lühiajaline (12 a) trend	Stabiilne või kasvav	Stabiilne või kasvav	Stabiilne või kasvav
Keskmine sigimisedukus	Vähemalt 1,0 rõngastusealist poega pesitsemist alustanud paari kohta aastas	Vähemalt 0,8 rõngastusealist poega pesitsemist alustanud paari kohta aastas	Vähemalt 0,7 lennuvõimelist poega paari kohta aastas

Rand- ja jõgitiiru kaitse tulemuslikkuse hindamisel tuleb käesoleva tegevuskava lõppemisel aluseks võtta varasemad arvukushinnangud liikide jaoks olulistel aladel. Kaitse on olnud tulemuslik, kui liikide arvukus tabelites 21 ja 22 nimetatud aladel püsib vähemalt stabiilsena või on suurenemas ja vähemalt ühel aastal tegevuskava perioodi jooksul ületab kaitse tulemuslikkuse lävendit.

Tabel 21. Natura 2000 võrgustiku alad, kus kaitse-eesmärgiks on seatud **jõgitiiru** kaitse (tabelis **paksus kirjas**) või kus jõgitiir pesitseb, kuid liiki kaitse-eesmärkide hulgas nimetatud ei ole, ning jõgitiiru arvukus ja kaitse tulemuslikkuse hindamise lävend neil aladel.

Linnuala	Paaride arv	Aasta	Paaride arv	Aasta	Kaitse tulemuslikkuse lävend
<b>Pärnu lahe linnuala (EE0040346)</b>	1300–1500	2003	1050–1400	2012, 2013	1300
Kura kurgu linnuala (EE0040434)			150–170	2012	150
<b>Mullutu-Loode linnuala (EE0040444)</b>	10–100	2003	30–40	2012	30
<b>Sutu lahe linnuala (EE0040472)</b>	30–50	2003	2–5	2013	30
<b>Siiksaare-Oessaare lahtede linnuala (EE0040469)</b>	>70	2003	100–200	2013	100
<b>Kahtla-Kübassaare linnuala (EE0040412)</b>	250–300	2003	650–700	2007	650
Riksu ranniku linnuala (EE0040461)			0–60	2013	30
Karala-Pilguse linnuala (EE0040414)			10–120	2012	50
Küdema lahe linnuala (EE0040432)			0–107	2013	50
<b>Väinamere linnuala (EE0040001)</b>	200	2003	600–850	2012, 2013	600
<b>Kõrgessaare-Mudaste linnuala (EE0040130)</b>	50–75	2003	60–75	2012	60

<b>Paljassaare linnuala (EE0010170)</b> Kolga lahe linnuala (EE0010171)	50	2003	1–2 20–200	2008 2011	2 100
<b>Vaindloo linnuala (EE0060270)</b> Vilsandi linnuala (EE0040496)	140–150	2003	410–600	2012 – 2013	140
<b>Võrtsjärve linnuala (EE0080571)</b> Emajõe suudmeala ja Piirissaare linnuala (EE0080373)	50–70 20–50	2003 2006			50 30
Ropka-Ihaste linnuala (EE0080313)	13–15	2012			13
Räpina poldri linnuala (EE0080271)	10–20	2007			10
Haanja linnuala (EE0080613)	10–15	2012			10
Loode-Peipsi linnuala (EE0080112)	10–15	2008			10
<b>Endla linnuala (EE0080172)</b>	10–15	2012			10
Meenikunno linnuala (EE0080204)	6–7	2012			6
Alam-Pedja linnuala (EE0080374)	1–10	2001			5
Otepää linnuala (EE0080401)	1–5	2007			3

Tabel 22. Natura 2000 võrgustiku alad, kus kaitse-eesmärgiks on seatud **randtiiru** kaitse (tabelis **paksus kirjas**) või kus randtiir pesitseb, kuid kaitse-eesmärkide hulgas nimetatud ei ole, ja vastav kaitse tulemuslikkuse hindamise lävend.

Linnuala	Paaride arv	Aasta	Paaride arv	Aasta	Kaitse tulemuslikkuse lävend
<b>Pärnu lahe linnuala (EE0040346)</b>	1000–1200	2003	500–852	2012, 2013	1000
Kura kurgu linnuala (EE0040434)			250–300	2012	250
<b>Mullutu-Loode linnuala (EE0040444)</b>	10–80	2003	60–100	2012	80
<b>Kaugatoma-Lõu linnuala (EE0040441)</b>	20–100	2003	150–200	2012	150
Kasti lahe linnuala (EE0040418)			50–70	2012	50
Sutu lahe linnuala (EE0040472)			2–5	2013	2
<b>Siiksaare-Oessaare lahtede linnuala (EE0040469)</b>	155–210	2003	100–150	2013	155
<b>Kahtla-Kübassaare linnuala (EE0040412)</b>	380–500	2003	550–600	2013	550
Riksu ranniku linnuala (EE0040461)			10–35	2013	20
Karala-Pilguse linnuala (EE0040414)			55–145	2013	70
Küdema lahe linnuala (EE0040432)			66–184	2013	70
<b>Väinamere linnuala (EE0040001)</b>	600	2003	2600–3450	2013	2600
Kõrgessaare-Mudaste linnuala (EE0040130)			190–210	2012	190
<b>Paljassaare linnuala (EE0010170)</b>	50	2003	10–20	2008	20
<b>Kolga lahe linnuala (EE0010171)</b>	430	2003	32–95	2011	430
Pakri linnuala (EE0010129)			18–20	2008	20
Nõva-Osmussaare linnuala (EE0040201)			90	2012	90
<b>Lahemaa linnuala (EE0010173)</b>	140	2003	30–50	2013	50
Tagamõisa linnuala (EE0040476)			5–40	2013	20
Toolse linnuala (EE0060271)			4–5	2013	4
Vanamõisa linnuala (EE0040113)			160	2008	160
Vilsandi linnuala (EE0040496)			230–500	2012– 2013	300
<b>Vaindloo linnuala (EE0060270)</b>	140–150	2003	300–500	2004	300

## 8 Liikide soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud meetmed, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava

Käesolevas peatükis esitatakse liigi kaitseks vajalikud tegevused, mille eelisjärjestamisel kasutatakse järgmist jaotust:

I prioriteet – hädavajalik tegevus, milleta kaitse-eesmärgi saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, see on väärtuste säilimisele ja toimiva(te) ohuteguri(te) kõrvaldamisele suunatud tegevus ja kaitsekorralduse tulemuslikkuse hindamiseks vajalik tegevus;

II prioriteet – vajalik tegevus, mis on suunatud väärtuste taastamisele ja potentsiaalsete ohutegurite kõrvaldamisele;

III prioriteet – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa väärtuste säilimisele ja taastamisele ning ohutegurite kõrvaldamisele.

Tegevuste maksumuse arvutamisel on kameraaltööpäeva hinnana eeldatud 120 eurot, välitööpäeva hinnana 150 eurot. Viimane sisaldab ka transpordikulu. Paaditranspordi vajaduse puhul on välitöö päeva maksumus 180 eurot. Eelarves kajastub ka üldkulu 15% ja käibemaks 20%.

## 8.1 Keskkonnaregistri andmete täiendamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: keskkonnaregistri andmed tiiruliikide pesitsusalade kohta on kaasaegsed ja neid saab arvestada alade kaitse korraldamisel, kaalutusotsuste langetamisel ja muudel juhtudel.

Tegevuse lühikirjeldus: tiirude pesitsusalasid selgub nii seirete, inventuuride kui ka juhuvaatluste käigus. Oluline on liikide seni keskkonnaregistris registreerimata elupaigad kanda võimalikult kiiresti keskkonnaregistrisse. Eriti oluline on see väljaspool kaitstavaid alasid paiknevate pesapaikade puhul. Keskkonnaamet, Keskkonnaagentuur ja SA Keskkonnainvesteeringute Keskus (SA KIK) ja teised riiklikud tellijad võiksid seirete ja inventuuride läbiviimiseks sõlmitavatesse (töövõtu)lepingutesse lisada töö teostaja kohustuse koos muu aruandlusega esitada liikide leiuandmed ka keskkonnaregistri vormil. Seni on seda enamjaolt tehtud, kuid vähem on selline praktika levinud SA KIK sihtfinantseerimise lepingute puhul. Pindalaliste leiukohtade piiritlemise juhised on esitatud käesoleva töö peatükis 5.3. Iga leiu kohta kordusvaatlustena esitatakse iga loendus aasta pesitsustulemus. Oluline on registrisse märkida ka loendus aastate nulltulemused (ala loendati, kuid liiki ei leitud).

Tegevuse iseloom: ühekordne registri andmete kaasajastamine kava teisel aastal; ülejäänud aastatel pidev, kogu kavaga hõlmatava perioodi jooksul.

Eeldatav maht: pideva tegevuse mahtu ei määratleta, sest see on aastati erinev ja sõltub inventeeritavate alade paiknemisest ja pindalast; ühekordse registriandmete korrastamise maht on seitse päeva eksperttööd.

Eeldatav maksumus: ühekordse registriandmete korrastamise ja täiendamine  $7 \times 120 = 840$  eurot; koos üldkulu ja käibemaksuga 1159 eurot; teistel aastatel toimuva iga-aastaselt laekuvate andmete registrisse kandmise maksumust ei määrata.

## 8.2 Riiklik seire

Prioriteetsus: II

Eesmärk: omatakse ülevaadet tiirusurkondade ja nende elupaikade elupaikade seisundist. See on vältimatu eeldus ohutegurite mõju hindamiseks ning tulemusliku kaitse tagamiseks. Saadav andmestik on piisava usaldusväärsusega ja sobilik linnudirektiivi ja rahvusvaheliste lepete (AEWA) aruandluse koostamiseks. Tutt-tiiru puhul on oluline kvaliteetsete andmete edastamine HELCOM-i liigi-indikaatori tarbeks (Herrmann *et al.* 2011). Seni on Eesti andmeid kasutatud vaid osaliselt, sest need ei ole olnud piisavad.

Tegevuse lühikirjeldus: andmeid laidudel pesitsevate tiiruliikide arvukusest, sigimisedukusest ja ohuteguritest kogutakse riikliku keskkonnaseire allprogrammi projekti "Väikeste meresaares haudelinnustiku seire" raames (Paakspuu 2012) ning peamiselt nende põhjal antakse ka tiiruliikide asurkondade arvukushinnangud. Seirealade arv ja kogupindala on aastati kasvanud, kuid see ei kata veel tutt-tiiru, räusktiiru ja väiketiiru arvukuse määramiseks vajalikke olulisi saari. Seetõttu tuleks lähiaastatel suurendada seiresaarte arvu, lisades seiresaarte loendisse (a) Saare maakonna Kunnati lahe laiud (tutt-tiiru suure asumis pesitsusala), (b) Rahuste LKA Kriimi saar (suure räusktiirukoloonia alternatiivne pesapaik, ühtlasi 1–3 haudepaari ohustatud tõmmukajaka jt oluliste liikide pesitsusala), (c) Kerju saar Liivi lahes (suure räusktiirukoloonia alternatiivne pesitsusala) ja Linnusita saar Abruka LKA-l (väiketiirukoloonia, räusktiiru üksikpesitsemine). Väikeste meresaares haudelinnustiku seire käigus kogutakse ka sigimisedukuse andmeid, kuid iga-aastane valim on liiga väike, sest seirekäigud toimuvad sigimisedukuse määramiseks reeglina liiga vara. Räusktiiru ja tutt-tiiru suurte kolooniatega saartel tuleks juuni viimasel või juuli I dekaadil teha lisaloendus rõngastusealiste poegade arvu kindlaks tegemiseks. Seire mahu ja sellega kaasneva häirimise suurendamise eeldus on, et neile saartele ei tohi teha seireväliseid rõngastuskäike.

„Väikeste meresaares haudelinnustiku seire“ meetodikas on vajalik tiiruliikide kohta paremate andmete saamise eesmärgil teha järgmisi täpsustusi: (a) registreeritud parameetriteks peavad lisaks haudepaaride arvule kindlasti olema ka munade arv, haudestaadium, poegade arv, rõngastusealiste poegade arv, kohal olnud vanalindude arv; (b) oluline on jõgitiiru ja randtiiru eristamine ja osakaalu andmine segakolooniate puhul; (c) andmebaasis peavad olema lihtsasti eristatavad 0-tulemused, mis võimaldaksid eristada juhud, mil laidu ei külastatud juhtudest, kus laidu külastati, kuid liiki ei leitud. Sama kehtib ka erinevate parameetrite puhul; (d) andmetabelites peaks olema ära märgitud, kui suurt osa saarterühmast konkreetse aasta loendused hõlmasid (näiteks Vilsandi linnualal on ühel aastal loendatud linde 10 saarel kogupindalaga 21 ha, teisel aastal 37 saarel kogupindalaga 269 ha).

Uue riikliku seire projektina on käivitamisel „Järvede haudelinnustiku seire“, mille käigus saadakse andmeid ka jõgitiiru sisemaa-asurkonna seisundi kohta. Kuna seire maht ei ole teada, ei saa selle piisavust jõgitiiru andmete saamiseks praegu hinnata.

Tegevuse iseloom: iga-aastane.

Eeldatav maht: projektide "Väikeste meresaares haudelinnustiku seire" ja „Järvede haudelinnustiku seire“ mahtu siin ei kajastata. Uute seiresaarte lisamine seireprojekti: 6 välitööpäeva (2 loendajat 3-1 päeval), andmete digiteerimine ja analüüs 2 kameraaltööpäeva. Täiendavad loendused räusktiiru ja tutt-tiiru suurtes kolooniates sigimisedukuse määramiseks: 8 välitööpäeva (2 loendajat 4-1 päeval), andmeanalüüs 2 kameraalpäeva aastas.

Eeldatav maksumus: nii praegustel seiresaartel toimuvaid kui ka täiendavate seiresaarte iga-aastaseid loendusi, samuti räusk- ja tutt-tiiru kolooniate lisaloendusi rahastatakse riikliku seire vahenditest ja käesolevas kavas tööde maksumust ei kajastata.

### **8.3 Elupaikade taastamine ja hooldamine**

Prioriteet: II

Eesmärk: säilitada või taastada tiirude elupaigad laidudel ja rannikutel, kus need on ohustatud roostumise või võsastumise tõttu või kus nende seisund on juba oluliselt halvenenud (tiirude elupaigana hävinud).

Lühikirjeldus: laidude ja rannikute taimestumata osad ja rannaniidud on tiirudele kriitilise tähtsusega elupaigad. Laidude roostumine, kulustumine ja võsastumine piirab oluliselt lindude pesitsusvõimalusi. Halvimal juhul roostub kogu laid ja tiirud ei saagi seal enam pesitseda. Laidude hooldamine ehk pilliroo ja võsa eemaldamine on oluline ka paljudele teistele kaitsealustele

linnulliikidele, tagades neile soodsad pesitsustingimused – punajalg-tilder, liivatüll, naaskelnokk, tõmmuvaeras, valgepõsk-lagle, teised partlased. Hooldamise võtetena kasutada pilliroo ja heina niitmist ning eelistatult veistega karjatamist, kuni niidud on taastunud. Kuna selliseid taastunud rannarohumaid laidudel hakkavad kohe kasutama rändel peatuvad lagled ja haned, on hilisem karjatamine juulist septembrini (oktoobrini) vajalik kord kolme kuni viie aasta tagant.

Tegevuse iseloom: taastamise perioodil iga-aastane, pidev; peale seisundi paranemist perioodiline sammuga 3–5 aastat sõltuvalt pinnasest ja kujunenud koosluse tüübist ning linnustikust.

Eeldatav maht: valdavalt keskkonnaregistrisse kantud rannaniitude taastamise ja/või hooldamisega alad. Matsalu rahvuspargis vajavad hooldamist järgmised laiud: Laeka-Mustakivi (16,6 ha, siin ja edaspidi saarte pindala), Väinamere Suurrahu (6,6 ha), Koharahu (1,8 ha) ja Papilaid (9,9 ha), Vormsi maastikukaitsealal Hullo lahe laidudest Tälmen (12,2 ha), Hari kurgus (Väinamere loodus- ja linnuala) Hõralaid (7,6 ha), Hellamaa rahu (9 ha) ja Uuemere rahu (10 ha), Puhtu-Laelatu looduskaitsealal Suur-Kõbaja (11,3 ha), Ruilaid (14,0 ha), Ahelaid (5,8 ha), Uuluti laid (33,2 ha) ja Maielaid (1,6 ha), Varbla laidudest Pihelgalaid (12,9 ha), Põntsulaid (1,7 ha), Kitselaid (7,6 ha), Selglaid-Pöörilaid (30,2 ha) ja Piiukare (9,1 ha). Kolga lahe maastikukaitsealal vajab hooldamist Rammu saar (112 ha), Saaremaa rannikul on olulised Laidu saar (18,7 ha), Kasselaid (5,7 ha), Laiamadal (9,8 ha), Pammana Pihlaid (8,5 ha), Pulgalaid (24,6 ha), Aru saar (4,3 ha) jm. Loetelu ei ole ammendav ega hõlma suuremaid saari, näiteks Vohilaid, kus on oluline elupaikade ja teiste liikide kaitse, kuid tiirude elupaigana on nende tähtsus väiksem.

Eeldatav maksumus: siinses kavas ei arvutata. Vastav tegevus ja eelarve peab kajastuma kaitse- ja hoiualade kaitsekorralduskavades, täitmist rahastatakse erinevatest finantsinstrumentidest, mille puhul rannaniitude taastamise ja hooldamise tegevused on abikõlblikud (erinevad toetuskeemid, projektipõhised investeeringud loomade laidudele transportimise vahenditesse jms).

## 8.4 Kiskjate tõrje olulisematel pesitsuslaidudel

Prioriteetsus: II

Eesmärk: suurendada tiirude ja teiste saartel pesitsevate lindude sigimisedukust olulisematel pesitsussaartel, kus on regulaarselt täheldatud kiskjate (rebane, kährik) jäämist saartele lindude pesitsusajaks.

Lühikirjeldus: Eesti rannavetes on olulisi lindude pesitsussaari, kus seirekäikudel täheldatakse regulaarselt vähemalt ühe kiskja viibimist saarel. Sellisel juhul on valdav enamus pesadest rüüstatud ja maas pesitsevate lindude, sealhulgas tiirude sigimisedukus on nullilähedane. Kui kiskja jääb saarele mitmeks aastaks, kolib suur osa linde mujale ja saare taastasustamine võtab sel juhul juba aastaid (Mägi 2007b). Kiskjate eemaldamiseks tuleb enne pesitsusperioodi algust kiskja(d) küttides või kastlõksuga püüdes tabada. Viimasel juhul on võimalik kiskja(d) saarelt ära transportida ja vabastada. Kiskja tabamiseks tuleb (a) kohe pärast jääminekut (võimalusel juba märtsi lõpus) saarelkäiguga välja selgitada väikekiskja olemasolu, (b) kiskja olemasolul otsustada vastavalt saare looduslikele tingimustele, kas teda jahitakse koerte kaasabil ja püütakse surmata tulirelvaga või püütakse loom kinni kastlõksuga; viimane meetod on soovitatavam ja tihti tulemuslikum; (c) viiakse läbi jaht või pannakse püügiks üles kastlõksud (sõltuvalt saare suuruselt 2–4), neid igapäevaselt kontrollides, (d) väikekiskja on vajalik saarelt eemaldada võimalikult kiiresti pärast tema avastamist.

Tegevuse iseloom: iga-aastane, alates kava rakendamise teisest aastast.

Eeldatav maht: orienteeruvalt 15 saart 12 piirkonnast.

- 1) Sangelaid ja Umalaid, Kihnu väin;
- 2) Uus-Nootamaa ja Salava, Vilsandi RP;
- 3) Naistekivimaa, Vilsandi RP;
- 4) Ojurahan, Vilsandi RP;

- 5) Laidu saar; Laidu LKA;
- 6) Pihlaid; Pammana HA;
- 7) Hellamaa rahu, Hari kurk, Väinamere HA;
- 8) Eerikulaid, Hari kurk; Väinamere HA;
- 9) Rammu, Kolga lahe MKA (kiskjate arvukuse vähendamine vähendab pesarüüset tiirudele olulistel naaberlaidudel Laiakaril ja Allul);
- 10) Papilaid, Matsalu RP;
- 11) Kakrarahu, Matsalu RP;
- 12) Suur-Kõbaja ja Maielaid, Puhtu-Laelatu LKA.

Iga piirkonna kohta on arvestuslik töö maht 5 välitööpäeva.

Täpsem nende väikesaarte nimestik, kus on vajalik kiskjate tõrje, lepatakse kokku alade kaitsekorralduskavade koostamisel.

Eeldatav maksumus: 60 välitööpäeva aastas  $60 \times 180 = 10\,800$  eurot, koos üldkulu ja käibemaksuga 14 904 eurot. Esimesel aastal lisandub kastlõksude (orienteeruvalt 80 EUR/tk koos käibemaksuga) tellimise kulu  $30 \times 80 = 2400$  eurot.

## 8.5 Elupaikade loomise pilootprojekt ja juhendmaterjali koostamine

Prioriteetsus: III

Eesmärk: (1) Luua sihiteadlikult ja liigi ökoloogiat arvestades jõgitiirule sobivaid elupaiku mandri-Eestis kohtadesse, kus niikuinii toimuvad tööd, mille käigus liigile sobilikke (ajutisi) elupaiku tekib; (2) koondada ja tekitada oskusteave juhtudeks, kui mõnele tiiruliigile tuleb elupaiku luua asendusmeetmena kahjustatud või hävitatud elupaiga kompenseerimiseks.

Lühikirjeldus: Eestis on hulgaliselt mahajäetud ja rekultiveerimata liiva-, kruusa- ja dolokivikarjääre. Toimub ka kasutuses olevate karjääride korrastamisprojektide koostamine. Paljudel juhtudel toimub maavara kaevandamine sellise kõrgusmäärgini, et osale karjääri põhjast moodustub üks või mitu veekogu. Sageli on mõistlik veekogu(d) säilitada ja kujundada selliseks, et sealne elurikkus oleks võimalikult kõrge. Kohalike omavalitsuste huvi on tihti ka puhkealade kujundamine või juba kasutatavate puhkealade säilitamine karjäärides. Tiirude, eelkõige jõgitiiru pesitsusvõimaluste eesmärgipäraseks loomiseks on kaks võimalust: kujundada tehislik saar (või saared), mis vastab kindlatele tingimustele: (a) on moodustatud killustikust või kruusast või muust võimalikult toitainevaesest materjalist, et selle taimestumine oleks võimalikult aeglane; (b) asub võimalikult kaugel karjääriveekogu kaldast ning kalda ja saare vahel on suhteliselt sügav vesi, et kiskjad ei pääseks lihtsasti saarele; (c) inimesed ei külasta saart ega suple ega sõida regulaarselt saare lähedal veesõidukitega tiirude pesitsusajal. Sügavate karjääriveekogude puhul on kulutõhusam ujuvate tehisaarte kasutamine. Eestis sellised kogemused puuduvad, kuid juhendeid on avaldatud ja nii Euroopas kui Ameerikas on saadud häid tulemusi (Rademacher 2013).

Teine olukord, mil tekib jõgitiirule sobivaid elupaiku, kaasneb veekogude taastamise töödega – järvede setetest puhastamine, jõgede looduslikkuse suurendamine vanajõgede suudmete avamisega või muul moel. Loetletud juhtudel tekib taimestumata pinnast, kus tiirud meelsasti pesitsevad. Tööde kavandamisel saab projektiga ette näha pinnasetõid nii, et järvede puhul tekitataks tiirudele ja teistele veelindudele sobiv saar (tehnilised tingimused samad, mis karjäärides), vooluveekogude puhul tuleb samuti pesitsusala kujundada häirimisest eemale.

Samad tehnilised tingimused (võimalikult toitainevaene pinnas ja häirimist ning kisklust välistav

asend) kehtivad ka merre rajatavate kunstlike saarte puhul. Viimaseid võib olla vajadus ehitada näiteks sadamaarenduste puhul, kui tiirude elupaika on kahjustatud või see hävitatud. Kogemus on teada näiteks Zeebrugge sadamast Belgias (Everaert & Stienen 2007).

Tegevuse iseloom: pidev, vastavalt vajadusele. Tegevuskava teisel perioodil, pärast kogemuste saamist, tuleb koostada tiirudele elupaikade loomise eestikeelne juhend. Edaspidi tuleks tegevust rekendada KMH-de raames kui arenduse käigus rikutakse oluline tiirude elupaik.

Eeldatav maht: tegevuskava viieaastase perioodi jooksul viiakse eelduslikult ellu üks pilootprojekt ühes karjääris. Arendaja teeb tegeliku töö looduses, kavas on arvestatud linnustiku eksperdi ettevalmistav kameraal- ja välitöö ning hilisem seiretöö.

Eeldatav maksumus: 3 päeva kameraaltööd  $3 \times 120 = 360$  eurot ja 2 päeva välitööd  $2 \times 150 = 300$  eurot esimesel aastal (kokku koos üldkulu ja käibemaksuga 911 eurot), 4 välitööpäeva ja 2 kameraaltööpäeva karjääri seireks teisel ja kolmandal aastal  $4 \times 150 + 2 \times 120 = 840$  eurot, kokku koos üldkulu ja käibemaksuga 1159 eurot.

## 8.6 Uuringud rüsktiiru ja tutt-tiiru elupaigakasutuse selgitamiseks

Prioriteetsus: III

Eesmärk: saadakse andmed tutt- ja rüsktiiru pesitsuseelsetest ja -järgsetest peatuspaikadest, rüsktiiru toitumisaladest ja rännetest. See võimaldab tutt- ja rüsktiiru elupaikade kaitse tõhusamat korraldamist ja ohutegurite mõju ennetamist ja vähendamist.

Tegevuse lühikirjeldus: tutt- ja rüsktiir koonduvad nii enne kui pärast pesitsemist aladele, mille asukohad on Eestis suuresti teadmata. Rüsktiir on suurim tiiruliik, kelle toitumisalad võivad asuda pesitsuskohast väga kaugel. Neid ei teata ja samas võivad need olla ohustatud avamere tuuleparkide arenduste poolt.

Efektiivsete kaitsemeetmete rakendamiseks ja tutt- ning rüsktiirule oluliste elupaikade kahjustamise vältimiseks on vajalik koguda andmeid liikide mittepesitsuaegselt elupaigavalikust ja toitumisaladest.

Tegevus sisaldab kahte tüüpi uuringut:

- 1) rüsktiiru ja tutt-tiiru peatumisalade kaardistamine;
- 2) rüsktiiru toitumisalade ja rände uuring GSM-GPS saatjate abil.

1) Eestis on nii tutt- kui rüsktiiru peatumisalade kohta vähe andmeid, kuid teada on, et liigid koonduvad ka pesitsusvälisel perioodil. Teadaolev info viitab sellele, et olulised peatumisalad võivad olla arenduste poolt ohustatud (näiteks elektrituulikute planeeringud Nasval). Ettevalmistava tööna koondatakse ja analüüsitakse tutt- ja rüsktiiru vaatlusandmeid pesitsuseelsest ja -järgsest perioodist, koostatakse vaatlusalade loend, valmistatakse ette välitöökaardid ja loendusankeet (lisaks liigile, lindude vanusele ja arvule ka elupaigatunnused ja lindude käitumine), ning viiakse loendus läbi. Tuvastatud peatumisalad kantakse keskkonnaregistrisse.

2) Eestis ei ole tiiruliikide elupaigakasutust, nt toitumisalade asendit pesitsusala suhtes, ega rändeid uuritud. Tänapäeval on sobivaim uurimismeetod linnu täpseid asukohti registreerivate GSM-GPS-saatjate kasutamine. Kavandatakse rüsktiiru kui kõige pikemaid toitlende tegeva ja talvitamisel ohustatuima tiiruliigi isendite märgistamist mõlemas Eesti suuremas koloonias. Kokku soetatakse 8 saatjat, kuid eeldatav valimi maht on suurem, sest võimalusel kasutatakse saatjaid korduvalt. Uuringu tulemused võimaldavad kaardistada mõlema suure rüsktiiru koloonia lindude toitumisalad ja keskenduda nende kaitsele (planeeringute abil või vajadusel kaitstavate alade piire laiendades). Ühtlasi saab analüüsida, miks teatud elupaigad on eelistatud, teised aga mitte. Lisaks elupaigakasutusele on GPS-saatjate abil võimalik uurida ka toitumist, elumust,



hukkumise põhjuseid jms.

Tegevuse iseloom: tähtajaline: 1. alategevus viiakse ellu 3. aastal pärast kava jõustumist; 2. alategevuse elluviimist alustatakse 2. aastal pärast kava jõustumist ja jälgitakse linde vähemalt 3 aasta jooksul.

Eeldatav maht: 1) välitööde eeldatav maht on 30 välitööpäeva (15 kevadel ja 15 sügisel), ettevalmistavate ja andmeid kokku võtvate kameraaltööde maht on 10 tööpäeva. 2) kokku soetatakse 8 saatjat, mida kasutatakse 4 aasta jooksul kokku eelduslikult 10–12 linnul. Ettevalmistavad tööd esimesel aastal hõlmavad 8 kameraaltööpäeva, lindude püüdmiseks ja märgistamiseks kahel esimesel aastal 15 välitööpäeva, hiljem 6 tööpäeva aastas, andmete koondamiseks ja analüüsiks 20 kameraaltööpäeva.

Eeldatav maksumus: 1. alategevus: 30 välitööpäeva  $30 \times 150 = 4500$  eurot, 10 kameraaltöö päeva  $10 \times 120 = 1200$  eurot. Kokku koos üldkulude ja käibemaksuga 7866 eurot.

2. alategevus: saatjate maksumus  $8 \times 1400 = 11\,200$  eurot (sisaldab käibemaksu), teised välitöövahendid – 2 püügivõrku ja 2 komplekti võrguvaiu = 1000 eurot (sisaldab käibemaksu), GPS-GSM andmete ostmine teenusepakkuvalt  $8 \times 400 = 3200$  eurot aastas (sisaldab käibemaksu), 2. aastal pärast kava jõustumist 8 ettevalmistavat kameraaltööpäeva  $8 \times 120 = 960$  eurot, koos üldkulu ja käibemaksuga 1325 eurot, viimasel aastal andmeanalüüs 20 kameraaltööpäeva  $\times 120 = 2400$  eurot, koos üldkulu ja käibemaksuga 3312 eurot; välitööpäevi kahel esimesel aastal  $15 \times 180 = 2700$  eurot, koos üldkulu ja käibemaksuga 3726 eurot, järgnevatel aastatel  $6 \times 180 = 1080$  eurot, koos üldkulu ja käibemaksuga 1490 eurot.

## 8.7 Rahvusvaheline koostöö

Prioriteetsus: III

Eesmärk: tiiruliikide kaitse korraldamine on tõhusam, sest teabevahetusega saadud info võimaldab tulemuslikumalt vähendada ohutegurite mõju.

Tegevuse lühikirjeldus: tiiruliigid on erineva suurusega levilatega, kuid kõikide liikide uurimisel ja kaitsel on maailma erinevates, sh Läänemere-äärsetes riikides suur kogemus. Oluline on rahvusvaheliselt jagada meetoodilisi võtteid tiiruliikide ja meresaaite haudelinnustiku seires ja uurimises ning kogemusi liikide kaitse korraldamisel.

Otstarbekohased on kaks tegevust:

- 1) korraldada võimalusel Eestis Läänemere tiiruliikide kaitset käsitlev töönoupidamine (konverents);
- 2) osaleda meresaaite haudelinnustiku seiret, uurimist ja kaitset käsitlevatel konverentsidel ja töökoosolekutel.

Tegevuse iseloom: alamtegevus 1) on ühekordne, kavandatud 2019. aastaks; 2) rahvusvaheline suhtlus on pidev, rahvusvahelisel töönoupidamisel/konverentsil osalemine perioodiline, kavandatud regulaarsus on 1 konverents üle ühe aasta.

Eeldatav maht: 1) ühe töönoupidamise korraldamine; 2) viiaastase perioodi jooksul kahel väliskonverentsil osalemine, kavandatud 2016. ja 2018. aastale.

Eeldatav maksumus:

1) hinnanguliselt 12 972 eurot (sisaldab üldkulu ja käibemaksu)

15 osalejat, kelle eest tasutakse kohapealsed kulud – 3 ööbimist ja toitlustamine (6 toidukorda) 4500 eurot, saali rent 2 päeva 600 eurot, transpordikulu (ekskursioon ja osalejate transport lennujaamast ja lennujaama) 1500 eurot, tööjõukulu (projektijuht ja assistent, ekskursiooni giid) 20 tööpäeva  $20 \times 120 = 2400$  eurot; muud kulud 400 eurot; kokku ilma üldkulu ja käibemaksuta 9400 eurot.

2) välislähetus keskmiselt 1400 eurot (sisaldab käibemaksu), kokku perioodi jooksul kulu 2800 eurot.

## 8.8 Tiirude ja teiste meresaartel pesitsevate linnuliikide tutvustamine meedias

Prioriteetsus: III

Eesmärk: suurenenud teadlikkus väikeste meresaarte, järvede, jõgede ja poldrite haudelinnustikust ja nende liigirikkusest, sealhulgas tiiruliikidest. Selgitatakse lindude häirimatu pesitsemise olulisust ja eeldatavalt vähendatakse inimeste poolt põhjustatavat lindude pesitsusaegset häirimist.

Tegevuse iseloom: iga-aastane, veebikaamera ülesseadmine 3. ja 4. aastal pärast kava jõustumist.

Tegevuse lühikirjeldus: meresaarte haudelinnustikust ja selle kaitsest on meedias räägitud, kuid harva. Samas on vajalik teema jätkuv ülalhoidmine, sest hobipaate ja merekajakke arv kasvab ning puhkus merel on järjest rohkematele inimestele ahvatlev ja ka kättesaadav. Sellega kaasneb laidude külastamine ja seal pesitsevate lindude tahtmatu häirimise sagenemine.

Loodust vahendavad veebikaamerad on Eestis väga populaarsed ja meil on suured kogemused nende tööshoidmisel. Väikesaarele on seni paigaldatud vaid seirekaamera hallhüljeste jälgimiseks. Selle kaamera töös on olnud tõrkeid, kuid saadud kogemused lubavad edaspidi kaameraid saartele paigutada oskuslikumalt. Kuna hülgekaameraga laidu ei asusta huviväärne linnukoloonia, on põhjendatud veel ühe veebikaamera paigutamine teisele saarele, kus tingimused kaamera tööshoidmiseks on paremad ning kus oleksid suured linnukolooniad, sealhulgas räusktiir. Sellisele saarele satub ilmselt sageli ka inimesi, kes teadmatusel või teadlikult rikuvad kaitsekorda. Seega võimaldab kaamera ühel ajal tutvustada loodust ning tõhustada kaitsekorrast kinnipidamise seiret ja järelevalvet.

Paljude inimesteni jõutakse tele- ja raadiosaadete kaudu. ETV „Osooni“ või teiste kanalite keskkonnasaadetes teemakohaseid lõike tehes saab kujundada paljude inimeste väärtushinnanguid. Laiulinde ja nende kaitset tutvustatakse ajakirjades Loodusesõber, Eesti Loodus jm. Jätkamist väärib liikide kaitse tegevuskavade lühendatud kujul avaldamine Eesti Ornitoloogiaühingu ajakirja Hirundo lisanumbritena. Kava avaldamine nii inglise kui eesti keeles võimaldab seda kasutada linnuhuvilistel, -kaitsjatel ja teadlastel nii kodu- kui ka välismaal.

Eeldatav maht: välitööd veebikaamera paigaldamiseks ja hoolduseks 8 päeva mõlemal kahel aastal.

Eeldatav maksumus: veebikaamera, toiteallika, antenni ja muu elektriosa ost 5000 eurot, kaamera paigaldamise ja hoolduse välitööd  $8 \times 180 = 1440$  eurot aastas; veebikaameraga seotud kulud esimesel aastal koos üldkulu ja käibemaksuga kokku 8887 eurot, teisel aastal 1987 eurot.

## 8.9 Kaitse tegevuskava uuendamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: tiiruliikide kaitse tugineb ajakohastele andmetele ja arvestatakse (ajast muutuvaid) olulisemaid ohutegureid.

Tegevuse lühikirjeldus: tiirude kaitse tegevuskava uuendamine otsustatakse viieaastase eelarveperioodi järel kui on analüüsitud käesoleva kavaga planeeritud lähiaja kaitse eesmärkide saavutamist.

Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu 5. aastal pärast kava jõustumist.

Eeldatav maht: 10 kameraaltööpäeva

Eeldatav maksumus:  $10 \times 120 = 1200$  eurot, koos üldkulu ja käibemaksuga 1765 eurot.

## 9 Kaitse korraldamise eelarve

Kaitse korraldamise eelarve tegevuste ja aastate kaupa on toodud tabelis 23, erineva prioriteetsusklassiga tegevuste jaotumine kaitsekorralduse perioodi aastate vahel on tabelis 24.

Tabel 23. Liigikaitselised tegevused ja nende maksumus. Hinnad (sadades eurodes) sisaldavad üldkulu ja käibemaksu. Kasutatud lühendid: KeA – Keskkonnaamet, KAUR – Keskkonnaagentuur, KIK – SA Keskkonnainvesteeringute Keskus, Tähistus: 0 – tegevus toimub riigieelarveliste vahendite baasil; x – rannaniitude (sh väikesaarte) taastamiseks ja hooldamiseks on ette nähtud erinevad toetuskeemid ja käesoleva kavaga rahalisi vahendeid ei planeerita.

Jrk nr	Tegevus	Priori- teet	Võimalik korraldaja	Võimalik rahastaja	2016	2017	2018	2019	2020	Kokku
8.1	Keskkonnaregistri andmete täiendamine	II	KeA		0	12	0	0	0	12
8.2	Riiklik seire	II	KAUR	RE	x	x	x	x	x	x
8.3	Elupaikade taastamine ja hooldamine	II	KeA	muu	x	x	x	x	x	x
8.4	Kiskjate tõrje olulisematel pesitsuslaidudel	II	KeA	KIK	0	173	149	149	149	620
8.5	Elupaikade loomise pilootprojekt ja juhendmaterjali koostamine	III	-	KIK			9	12	12	33
8.6	Uuringud räusktiiru ja tutt-tiiru elupaigakasutuse selgitamiseks	III								
8.6(1)	Räusktiiru ja tutt-tiiru peatumisalade kaardistamine	III	KeA	KIK			79			79
8.6(2)	Räusktiiru toitumisalade ja rände uuring GSM-GPS saatjate abil	III	KeA	KIK		204	69	69	80	422
8.7	Rahvusvaheline koostöö	III								
8.7(1)	Osalemine rahvusvahelistel konverentsidel	III	KeA, KAUR	KIK		14		14		28
8.7(2)	Rahvusvahelise seminari korraldamine	III		KIK					130	130
8.8	Tiirude ja teiste meresaalte pesitsevate linnuliikide tutvustamine meedias	III	KeA	KIK			89	20		109
8.9	Kaitse tegevuskava uuendamine	II	KeA	KIK					18	18
<b>KOKKU</b>					<b>0</b>	<b>403</b>	<b>395</b>	<b>264</b>	<b>389</b>	<b>1451</b>

Tabel 24. Liigikaitselised tegevused maksumus prioriteetide lõikes sadades eurodes.

<b>Prioriteet</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>Kokku</b>
II	0	185	149	149	167	<b>650</b>
III		218	246	115	222	<b>801</b>
<b>KOKKU</b>	<b>0</b>	<b>403</b>	<b>395</b>	<b>264</b>	<b>389</b>	<b>1451</b>

## 10 Kasutatud kirjandus

- Ahlén, I. & Andersson, Å.** 1970. Breeding ecology of an eider population on Spitsbergen. *Ornis Scandinavica* 1: 83–106.
- Anderson, D. J.** 1991. Apparent predator-limited distribution of Galapagos Red-footed Boobies *Sula sula*. *Ibis* 133: 26–29.
- Anonüümne** 2009. Key concept of Article 7(4) of Directive 79/409/EEC. Period of reproduction and prenuptial migration of Annex II bird species in the 27 EU member states. [http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/key\\_concepts\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/key_concepts_en.htm)
- Arktiliste veelindude seire Põõsaspea neemel.** <http://www.eoy.ee/poosaspea/>; külastatud 10.09.2014.
- Aumees, L. & Paakspuu, V.** 1963. Uusi haudelinde Eesti faunas. *Ornitoloogiline kogumik* 3: 195–205.
- Aumees, L.** 1967. Lääne-Saaremaa merelaidude linnustikust. Lääne-Eesti meresparte linnustik. *Ornitoloogiline kogumik* IV. Tartu. Lk. 32–42.
- Aumees, L.** 1973. Tutt-tiir Vilsandi läheduses 1972. aastal. *Loodusevaatlusi* 1972: 138–139.
- Aumees, L., Soots, H. & Kullapere, A.** 1983. Vilsandi looduskaitseala linnustikust. Kullapere, A. (koost) Vilsandi – looduskaitseala Eesti NSV läänerannikul. Tallinn, Valgus. Lk 70–79.
- Balti Keskkonnafoorum** 2009. Juhend uurimistööde läbiviimiseks meretuuleparkide mõjude hindamiseks merekeskkonnale. [www.bef.ee/files/c274/Juhend\\_MeretuuleparkideKMH.pdf](http://www.bef.ee/files/c274/Juhend_MeretuuleparkideKMH.pdf)
- Bergman, G.** 1953. Verhalten und Biologie der Raubseeschwalbe (*Hydroprogne tchegrava*). *Acta Zoologie Fennica* 77.
- Bergman, G.** 1980. Single-breeding versus colonial breeding in the Caspian Tern *Hydroprogne caspia*, Common Tern *Sterna hirundo* and Arctic Tern *Sterna paradisaea*. *Ornis Fennica* 57: 141–152.
- BirdLife International** 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. – Birdlife Conservation Series No. 12, Cambridge UK.
- BirdLife International** 2012. *Sterna hirundo*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 02 September 2013.
- BirdLife International** 2014a. Species factsheet: *Sterna hirundo*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 17/04/2014.
- BirdLife International** 2014b. BirdLife Seabird Wikispace. <http://seabird.wikispaces.com/home> 17/04/2014.
- Brenninkmeijer, A. & Stienen, E. W. M.** 1994. Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. IBN Research Report, 94(10). Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen. 51 pp.
- Brenninkmeijer, A., Klaassen, M. & Stienen, E.W.M.** 1997. Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* feeding on shell fractions. *Ibis* 139: 397–400.
- Brenninkmeijer, A., Stienen, E. W. M., Klaassen, M. & Kersten, M.** 2002. Feeding ecology of wintering terns in Guinea-Bissau. *Ibis* 144: 602–613.
- Briain, M. & Farrelly, P.** 1990. Breeding biology of Little Terns at Newcastle, Co. Wicklow and the impact of conservation action, 1985–1990. *Irish Birds* 4: 149–168.
- Bridge, E. S., Jones, A. W. & Baker, A. J.** 2005. A phylogenetic framework for the terns (*Sternini*) inferred from mtDNA sequences: implications for taxonomy and plumage evolution". *Molecular Phylogenetics and Evolution* 35: 459–469.
- British Trust of Ornithology** 2014. Little Tern *Sternula albifrons*. <http://blx1.bto.org/birdfacts/results/bob6240.htm>
- Buteo** 1999. Kihnu väina programmiala metsade ja avamaastike linnustiku koosseisu ülevaade. Pärnumaa linnuklubi, avaldamata aruanne, 32 lk.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Benítez, J. R., Lobón, M. & Donázar, J. A.** 2009. Large

scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142: 2954-2961.

**Catry, T., Ramos, J. A., Catry, I., Allen-Revez, M. & Grade, N.** 2004. Are Salinas a suitable alternative breeding habitat for Little Terns *Sterna albifrons*? *Ibis* 146: 247–257.

**Centrica Energy** 2009. Population viability analysis of the North Norfolk Sandwich tern (*Sterna sandvicensis*) population. Centrica Energy, Berkshire.

[http://www.centrica.com/files/pdf/centrica\\_energy/pva\\_study.pdf](http://www.centrica.com/files/pdf/centrica_energy/pva_study.pdf)

**Clode, D. & Macdonald D. W.** 2002. Invasive predators and the conservation of island birds: the case of American mink *Mustela vison* and terns *Sterna* spp. in the Western Isles, Scotland. *Bird Study* 49: 118–123.

**Cotin, J., García-Tarrasón, M. Sanpera, C., Jover, L. & Ruiz, X.** 2011. Sea, freshwater or saltpans? Foraging ecology of terns to assess mercury inputs in a wetland landscape: The Ebro Delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92: 188-194.

**Couzens, D.** 2005. Linnud. Euroopa linnuliikide täielik käsiraamat. Varrak. 336 lk.

**Cramp, S. & Simmons, K. E. L.** 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume IV: Terns to woodpeckers. Oxford University Press.

**Cuthbert, F. J.** 1985. Mate retention in Caspian Terns. *The Condor* 87: 74–78.

**Cuthbert, F. J.** 1988. Reproductive success and colony-site tenacity in Caspian Terns. *The Auk* 105: 339-344.

**Dagys, M., Stipniece, A., Kalamees, A., Kuresoo, A., Kuus, A. & Luigujõe, L.** 2009. LIFE Nature project “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea”. Action A3 – Waterbird inventory. Final report.

**Dahl, E. L., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E. & Stokke, B. G.** 2012. Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145: 79-85.

**Delany, S. & Scott, D.** 2006. Waterbird Population Estimates (fourth edition). Wetlands International, Wageningen, Holland. 239 lk.

**Dickinson, E.C. & Remsen J. V. (ed)** 2013. The Howard & Moore complete checklist of the birds of the world. Volume 1 non-passerines. 4th edition. Aves Press.

**Dodman, T., Beibro, H., Hubert, E. & Williams, E.** 1999. African Waterbird Census 1998. Les Dénombrements d'Oiseaux d'Eau en Afrique, 1998. Wetlands International, Dakar, Senegal. 296 pp.

**Drost, R., Focke, E. & Freytag, G.** 1961. Entwicklung und Aufbau einer Population der Silbermowe *Larus a. argentatus*. *Journal für Ornithologie* 102: 404-429.

**Dunn, E. K.** 1975. The Role of Environmental Factors in the Growth of Tern Chicks. *Journal of Animal Ecology*, 44: 743-754.

**Dyrcz, A., Witkowski, J. & Okulewicz, J.** 1981. Nesting of ‘timid’ waders in the vicinity of ‘bold’ ones as an antipredator adaptation. *Ibis* 123: 542-545.

**Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E., Ots, M.** 2003. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998.-2002. a. *Hirundo* 16: 58-83.

**Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M.** 2009. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2003-2008. *Hirundo* 22: 3–31.

**Elts, J., Leito, A., , Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. & Pehlak, H.** 2013. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008-2012. *Hirundo* 26: 80-112.

**Eriksson, M. O. G. & Götmark, F.** 1982. Habitat selection: do passerines nest in association with lapwings *Vanellus vanellus* as defence against predators? *Ornis Scandinavica* 13: 189-192.

**Everaert, J. E. & Stienen, W. M.** 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium): significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16:

3345-3359.

**Fishpool, L. D. C. & Evans, M. I.** 2001. Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation. BirdLife Conservation Series No. 11. Newbury and Cambridge, UK.

**Fransson, T., Österblom & Hall-Karlsson, S.** 2008. Svensk ringmärkningsatlas. Vol 2. Stockholm.

**Fuchs, E.** 1977. Predation and anti-predator behaviour in a mixed colony of terns *Sterna* sp. and Black-headed Gulls *Larus ridibundus* with special reference to the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. *Ornis Scandinavica* 8: 17-32.

**Furness, R. V., Wade, H. M. & Masden, E. A.** 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119:56-66.

**Garthe, S. & Hüppop, O.** 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724-734.

**Garthe, S. & Flore, B.-O.** 2007. Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *Journal of Ornithology* 148: 215–227.

**Gill, R. E. & Mewaldt, L. R.** 1983. Pacific Coast Caspian Terns: dynamics of an expanding population. *Auk* 100: 369-381.

**Gärdenfors, U. (toim.)** 2010: Rödlistade arter i Sverige 2010 - the 2010 redlist of Swedish species. ArtDatabanken. 590 lk.

**von Haartman, L., Hildén, O., Linkola, P., Suomalainen, P. & Tenovuo, R.** 1963-72. Pohjolan linnut värikuvin I. Otava, Helsinki. 439 s.

**Hagemeijer, W. J. M. & Blair, M. J.** 1997. The EBCC Atlas of Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T&AD Poyser, London: 110-111.

**Hario, M.** 1986. Itämeren lokkilinnut. Määrittys ja esiintyminen. Yliopistopaino, Helsinki. ss. 214–219.

**Hario, M., Kastepöld, T., Kilpi, M., Staav, R. & Stjernberg, T.** 1987. Status of Caspian Terns *Sterna caspia* in the Baltic. *Ornis Fennica* 64: 154–157.

**Hario, M. & Stjernberg, T.** 1997. Itämeren räyskien seurantaprojekti 1984-1996. Linnut Vuosikirja 1996: 15-24.

**Hario, M. & Nuutinen, J. M.** 2011. Varying chick mortality in an organochlorine-“strained” population of the nominate Lesser Black-backed Gull *Larus f. fuscus* in the Baltic Sea. *Ornis Fennica* 88(1): 1–13.

**Harrison, C. & Castell, P.** 1998. Bird nests, eggs and nestlings of Britain and Europe. London. 462 pp.

**Heath, M. F. ja Evans, M. I. (eds.)** 2000. Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. vol. 1 & 2, Cambridge, UK. BirdLife International, BirdLife Conservation Series No. 8.

**HELCOM Red List of Birds.** 2013. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-species/red-list-of-birds>; külastatud 10.09.2014.

**Helle, E. & Merilä, E.** 1976. Pikkutiiran (*Sterna albifrons*) esiintymisestä Perämerellä. *Aureola* 1:53–62.

**Herrmann, C., Gregersen, j., Larsson, R., Larsson, K., Elts, J. & Wieloch, M.** 2011. Population Development of Baltic Bird Species: Sandwich Tern (*Sterna sandvicensis* Lath., 1787). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2011. Online. [28.08.2013], [http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en\\_GB/cover/](http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover/)

**Hildén, O. & Hario, M.** 1993. Muuttuva saaristolinnusto. Omakustanne. Forssa. 317 s.

**Hongell, H.** 1989: Pikkutiiran (*Sterna albifrons*) ekologiasta. *Ornis Botnica* 10: 134–168.

**Hongell, H.** 2003. Pikkutiiran pesimäkannasta Itämeren piirissä ja pesimäbiologiasta Kalajoella. *Linnut-yearbook* 2002:118–125.

**del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.)** 1996. **Handbook of the Birds of the World. Vol. 3.**

**Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona.**

- Jurvelin, E.** 1992. Laatokan Paljassaari. Aureola 17: 32-33.
- Jõgi, A.** 1967. Uusi andmeid Saaremaa linnustikust..Lääne-Eesti meresaaete linnustik. Ornitoloogiline kogumik IV. Tartu: 8-31.
- Kaakinen, E.** 1968. Pikkutiiran esiintymistietoja Hailuodosta. Lintumies 4(1): 30–31.
- Kastepõld, T., Staav, R. & Stjernberg, T.** 1997. Caspian Tern. Teoses: Hagemeyer, E. J. M. ja Blair, M. J. (ed.) The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance. T&AD Poyser, London: 350-351.
- Kilpi, M., Hario, M. & Stjernberg, T.** 1986. Projekt skrântärna Suomen räyskäkannan inventointi 1984. Lintumies 21(4): 170–175.
- Kilpi, M. & Saurola, P.** 1984. Migration and survival areas of Caspian Terns *Sterna caspia* from the Finnish coast. Ornis Fennica 61 :24-29.
- Koli, L. & Soikkeli, M.** 1974. Fish prey of breeding Caspian terns in Finland. Annales Zoology Fennici 11: 304–308.
- Komonen, A. & Komonen, M.** 1969. Lisätietoja pikkutiiran esiintymisestä Hailuodossa. Lintumies 5: 50–51.
- Krijgsveld, K. L., Smits, R. R. & van der Winden, J.** 2008. Verstoringsgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Bureau Waardenburg bv.
- Kruuk, H.** 1964. Predators and anti-predator behaviour of the Black-headed Gull (*Larus ridibundus* L.). Behaviour Suppl. XI, 129 pp.
- Kumari, A.** 1967. Lindude levikust ja arvukusest Väinamere saartel. Lääne-Eesti meresaaete linnustik. Ornitoloogiline kogumik IV. Tallinn: 61-84.
- Kumari, E.** 1954. Eesti NSV linnud. Tallinn, Eesti Riiklik Kirjastus.
- Kumari, E.** 1958. Ida-Baltikumi linnustiku leviku kõige uuemaegse dünaamika põhijooni. Ornitoloogiline kogumik I. Tartu: 7-20.
- Kuus, A. & Kalamees, A. (koost)** 2003. Euroopa Liidu tähtsusega linnualad Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing. Tartu. 136 lk.
- Laane, R. W. P. M., Vethaak, A. D., Gandrass, J., Vorkamp, K., Köhler, A., Larsen, M. M. & Strand, J.** 2013. Chemical contaminants in the Wadden Sea: Sources, transport, fate and effects. Journal of Sea Research 82: 10-53.
- Lascelles, B.** 2008. The BirdLife Seabird Foraging Database: guidelines and examples of its use. BirdLife International. Internal report.
- Langham, N. P. E.** 1972. Chick Survival in Terns (*Sterna* Spp.) with Particular Reference to the Common Tern. Journal of Animal Ecology 41: 385-395.
- Langham, N. P. E.** 1974. Comparative Breeding Biology of the Sandwich Tern. The Auk 91: 255-277.
- Lehikoinen, E. & Gustafsson, E.** 2003. Varsinais-Suomen linnut. Turun lintutieteellinen yhdistys ry. Turku.
- Leibak, E., Lilleleht, V., Veromann, H. (eds)** 1994. Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers. Estonian Academy Publishers, Tallinn. 287 p.
- Leito, A. & Leito, T.** 1991. Hiiumaa laidude riiklik maastikukaitseala. Kärdla.
- Leito, A. & Leito, T.** 1998. Väinamere põhjaosa laidude ja merealade linnustik 1997 (Birdfauna of islets and marine area of northern part of Väinameri, 1997. Linnurada 1998/2: 21–30.
- Leito, A. & Leito, T.** 2003. Käina lahe haudelinnustik 2002. aastal ning viimaseaegsed muutused selles. Loodusevaatlusi 2000-2002. Lihula, lk. 64-79.
- Leito, A. & Leito, T.** 2007. Linnud. - Uurimisretked Väinamere laidudele (toim. Peil, T., Nilson, E.). Tallinn: 73-84.
- Leito, A.** 2008. Väikeste meresaaete haudelindude (merelindude) seire senine kogemus ning ettepanekud ühtse riikliku seireprogrammi rakendamiseks Eestis. Tartu. 17 lk.
- Leito, A. & Leito, T.** 2011. Hiiumaa linnustik. Kärdla.



- Lemmetyinen, R.** 1973. Breeding success in *Sterna paradisaea* Pontopp. and *S. hirundo* L. in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 10: 526-535.
- Lietuvos Raudonoji Knyga**, the Red List of Lithuania. <http://www.rauonojiknyga.lt/>; külastatud 10.09.2014.
- Lilleleht, V. & Leibak, E. 1993. Eesti lindude süstemaatiline nimestik, staatus ja arvukus. *Hirundo* 12. 50 lk.
- Lilleleht, V.** 1998. Rändlindude sabumine Eestisse 1987–1996. II. (Arrival of migratory birds in Estonia in 1987-1996. II.) Teaduste Akademia Kirjastus, Tallinn-Tartu.
- Ling, R.** 1967. Võrdlevaid andmeid jõgi- ja randtiiru pesitsusökoloogiast. Lääne-Eesti meresaarte linnustik. Ornitoloogiline kogumik 4. Tartu: 90-113.
- Lipp, H.** 1977. Tutt-tiiru vaatlused. *Eesti Loodus* 6: 368.
- De Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M. J. & Munoz, A. R.** 2012. Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biological Conservation* 147: 184-189.
- Ludwig, J. P.** 1965. Biology and structure of the Caspian Tern (*Hydroprogne caspia*) population of Great Lakes from 1896-1964. *Bird-Banding* 36: 217–233.
- Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L. & Sellis, U.** 1998. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus. *Hirundo* (2) 11: 63-83.
- Lõhmus, A.** 2001a. Elupaik ja elupaigavalik: teooriast liigikaitseliste rakendusteni. *Eesti Looduseuurijate Seltsi Aastaraamat* 80: 225-268.
- Lõhmus, A.** 2001b. Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide ohustatus ja kaitstuse kriteeriumid Eestis. *Hirundo Supplementum* 4: 5-36.
- Lõhmus, A., Kalamees, A., Kuus, A., Kuresoo, A., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Ojaste, I., Volke, V.** 2001. Kaitsekorralduslikult olulised linnuliigid Eesti kaitsealadel ja tähtsatel linnualadel. *Hirundo Supplementum* 4: 37-167.
- Marine Research Institute of Finland** 2003: <http://www.fimr.fi/fi/tutkimus/fysikaalinen-tutkimus/vedenkorkeuden-vaihteluiden-ajalliset-muutokset.html>
- Medeiros, R., Ramos, J. A., Paiva, V. H., Almeida, A., Pedro, P., Antunes, S.** 2007. Signage reduces the impact of human disturbance on little tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation* 135: 99-106.
- Muselet, D.** 1997. Little tern. In: Hagemeyer, E. J. M. & Blair, M. J. (eds) *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T & A D Poyser, London: 360–361.
- Mägi, E.** 1995. Kurvitsaliste (*Charadriiformes*) pesitsemisest Matsalu RL Väinamere saartel (On nesting of *Charadriiformes* on Moonsund Islets in Matsalu Nature Reserve). *Loodusevaatlusi* 1994: 7-17.
- Mägi, E.** 2007a. Saarte haudelinnustik 2004-2006: suuremad muutused linnustikus läbi poole sajandi (Large population changes in the second half of the 20th century and nesting birds of the Väinameri Islets between 2004-2006). *Loodusevaatlusi* 2006: 3-21.
- Mägi, E.** 2007b. Rebane saarel: Papilau taasasustamine (Fox on the islet: recolonisation of Papilaid). *Loodusevaatlusi* 2006: 22-17.
- Mägi, E.** 2008. Lindude saabumine Matsallu 1958-2006 (Arrival of migrating birds to Matsalu wetland in 1958-2006). *Loodusevaatlusi* 2007: 114-140.
- Mänd, R.** 1976a. Jõgitiiru (*Sterna hirundo*) ja randtiiru (*Sterna paradisaea*) pesitsusökoloogiast Papilailu ja Papirahul. *Loodusevaatlusi* 1975, I. Tallinn: 85-92.
- Mänd, R.** 1976b. Pesitsusfaatsiese valik randtiirul (*Sterna paradisaea*). *Loodusevaatlusi* 1975, I. Tallinn: 93-97.
- Mänd, R.** 1977. Randtiiru pesamaterjalist. *Loodusevaatlusi* 1976, I. Tallinn: 71-75.
- Mänd, R.** 1978a. Tähelepanekuid randtiiru (*Sterna paradisaea*) pesamaterjalist. *Loodusevaatlusi* 1977, I. Tallinn: 95-99.
- Mänd, R.** 1978b. Lindude pesitsuskonservatismist (rand- ja jõgitiiru näitel). *Diplomitöö*. Tartu. 106

- lk. (käsikiri TÜ ja Matsalu RP arhiivis).
- Mänd, R.** 1982. Tiirud. Tallinn, Valgus. 72 lk.
- Mänd, R.** 1996. Saaremaa linnud. Hirundo Supplementum 2. 28 lk.
- Nehls, H. W.** 1982. *Sterna sandvicensis* Latham 1787 – Brandseeschwalbe. In: Glutz v. Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. (eds.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Volume 8/II, Charadriiformes, Akadem. Verlagsgesellsch. Wiesbaden: 864-911.
- Nellis, R.** 2013. Natura 2000 kaitsealade võrgustikku kuuluvate linnualade linnustiku seire ettepanek ja seirekava aastateks 2013-24. Eesti Ornitoloogiaühing, Läänemaa-Tartu.
- Niklus, M.** 1958. Haapsalu ümbruse linnustiku koostisest ja elupaigalisest levikust. Koguteoses: Kumari, E. (toim), Ornitoloogiline kogumik I. Eesti NSV Teaduste Akadeemia Eesti Looduseuurijate Selts, Tartu: 15-28.
- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E.** 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation* 109: 359–368.
- Nordström M. & Korpimäki E.** 2004. Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. *Journal of Animal Ecology* 73: 424-433.
- Noskov, G.A. (edit.)** 2002. Red Data Book of Nature of the Leningrad Region. Vol. 3, Animals, St Petersburg.
- Ojaste, I.** 1998. Hullo lahe laidude haudelinnustik (Breeding birdfauna of Hullo Bay). *Linnurada* 1998/2: 8-20.
- Onno, S.** 1963. Matsalu Riikliku Looduskaitseala haudelinnustikust. *Ornitoloogiline kogumik III*: 23-56.
- Onno, S.** 1970a. Linnud saartel. *Eesti Loodus* 6: 358-366.
- Onno, S.** 1970b. Saarelinnud ja inimene. *Eesti Loodus* 6: 374-377.
- Onno, S.** 1975. The nesting season of the waterfowl and coastal birds in the Matsalu Nature Reserve (Estonian S.S.R.) (vene keeles). *Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration* Nr. 8. Tartu: 107-155.
- Ornitoloogid tabasid kaitsealuseid linnuliike lasknud jahimehed,**  
<http://www.eoy.ee/arhiiv/2003/tiirulaskjad.htm>; külastatud 10.09.2014.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M.** 2012. Fåglarna i Sverige – antal och förekomst. SOF, Halmstad.
- Paakspuu, T. (koost)** 2008. Väikeste meresparte haudelinnustiku riikliku seire aruanne 2008. 7 lk + tabelid.
- Paakspuu, T. (koost)** 2010. Väikeste meresparte haudelinnustiku riikliku seire aruanne 2010. 23 lk + tabelid.
- Paakspuu, T. (koost)** 2012. Väikeste meresparte haudelinnustiku riikliku seire aruanne 2012. 16 lk + tabelid.
- Paakspuu, T. & Leivits, M.** 2011. Väikeste meresparte haudelinnustiku seire aruanne. [http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13300\\_meresaaared2011\\_.pdf](http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13300_meresaaared2011_.pdf)
- Paakspuu, V.** 1973. Kajaklaste kolooniate dünaamikast Matsalu Riiklikul Looduskaitsealal. *Ornitoloogiline kogumik* 6: 72-97.
- Paiva, V. H., Ramos, J. A., Martins, J., Almeida, A. & Carvalho, A.** 2008. Foraging habitat selection by Little Terns *Sternula albifrons* in an estuarine lagoon system of southern Portugal. *Ibis* 150:18–31.
- Pearson, P.** 2010. Little Tern – Species Action Plan. Norfolk Biodiversity Partnership.
- Peedosaar, Ü. & Onno, S.** 1970. Gnezdovaja fauna ptits na ostrovah Zapadnoi Estonii. Materialõ sedmoi Pribaltiiskoi ornitologitšeskoi konferentsii. Riga: 59-63.
- Peiponen, V. A. & Kolunen, H.** 1993. Laatokanlintuja tutkimusretki ulkosaaristoon 1.-4.7.1993. *Päijät-Hämeen linnut* 24: 16–123.

- Perrow, M. R., Skeate, E. R., Lines, P., Brown, D. & Tomlinson, M. L.** 2006. Radio telemetry as a tool for assessing impacts of windfarms: the case of Little Terns *Sterna albifrons* at Scroby Sands, Norfolk, UK. *Ibis* 148: 57–75.
- Pettay, T., Cairenius, S. & Ellermaa, M.** 2004. Linnut Virossa. Suomalaisten havainnot 1990-2004. Viron linuseura, Kotka. 80 s.
- Pettay, T. (toim)** 2014. Viron linnut. Havainnot 1990-2010. Viron lintuseura, Kotka. 191 s.
- Pukk, L., Kuparinen, A., Järv, L., Gross, R. & Vasemägi, A.** 2013. Genetic and life-history changes associated with fisheries-induced population collapse. *Evolutionary Applications*. doi: 10.1111/eva.12060.
- Quinn, J. S. & Morris, R. D.** 1986. Intraclutch egg-weight apportionment and chick survival in Caspian Terns. *Canadian Journal of Zoology* 64: 2116-2122.
- Raine, A. F.** 2007. The international impact of hunting and trapping in the Maltese islands. BirdLife Malta. [<https://www.birdlifemalta.org/photos/otherfiles/206.pdf>]
- Rantanen, P. & Silvennoinen, R.** 2003. Ilmajärvi. *Alula* 9(1): 24–31.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski I. (toim.)** 2010: Suomen lajien uhanalaisuus: Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 lk.
- Ratcliffe, N., Craik, C., Helyar, A., Roy, S. & Scott, M.** 2008. Modelling the benefits of American mink *Mustela vison* management options for terns in west Scotland. *Ibis* 150S: 114–121.
- Renno, O.** 1976. Avifauna of the islands in the southern part of the Gulf of Finland. *Ornis Fenn.* 53: 128-131.
- Renno, O. (koost)** 1993. Eesti linnuatlas. Tallinn, Valgus, 256 lk.
- Robinson, R. A.** 2008. Survival of Sandwich terns in Britain and Ireland. Consultant's report to BTO Research Report No. 509 (confidential) to Centrica Energy/AMEC Ltd. British Trust for Ornithology, Thetford UK: 21pp.
- Robinson, R. A.** 2010. Estimating age-specific survival rates from historical ringing data. *Ibis* 152: 651–653.
- Roby, D. D., Lyons, D. E., Craig, D. P., Collis, K. & Visser, G. H.** 2003. Quantifying the effect of predators on endangered species using bioenergetics approach: Caspian Terns and juvenile salmonids in the Columbia River estuary. *Canadian Journal of Zoology* 81: 250-265.
- Rootsmäe, L. (koost)** 1991a. Rändlindude saabumine Eestisse 1977-1986 II. Abiks loodusevaatlejale nr. 89. Eesti TA ELUS, Tartu.
- Rootsmäe, L. (koost)** 1991b. Rändlindude lahkumine Eestist 1977-1986. Abiks loodusvaatlejale nr. 90. Eesti TA ELUS. Tartu, 104 lk.
- Rootsmäe, L. (koost)** 1998. Rändlindude saabumine Eestisse 1987-1996 II. Abiks loodusevaatlejale nr. 97. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn-Tartu, 144 lk.
- Schmidt, R. & Dost, H.-U.** 1988. Nachweis einer am Schwarzen Meer erbrüteten Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*) als Brutvogel in einer Kolonie der Ostseeküste der DDR. *Beiträge zur Vogelkunde* 34: 60.
- SOF** 2002: Sveriges fåglar. 3 uppl. Stockholm. Pp 145.
- Soikkeli, M.** 1962. Pohjanlahden *Sterna albifrons*- populaatiosta ja sen muutonaikaisesta esiintymisestä Suomen länsirannikolla. *Ornis Fennica* 39(2): 60–67.
- Soikkeli, M.** 1970. Mortality rate of Finnish Caspian terns *Hydroprogne caspia*. *Ornis Fennica* 47: 177–179.
- Soikkeli, M.** 1973a. Breeding success of the Caspian Tern in Finland. *Bird-Banding* 44(3): 196–204.
- Soikkeli, M.** 1973b. Long-distance fishing flights of the breeding Caspian Tern *Hydroprogne caspia*. *Ornis Fennica* 50: 47-48.
- Southern, W. E., Patton, S. R., Southern L. K. & Hanners, L. A.** 1985. Effects of Nine Years of Fox Predation on Two Species of Breeding Gulls. *The Auk* 102: 827-833.
- Staav, R.** 1979. Dispersal of Caspian Terns *Sterna caspia* in the Baltic. *Ornis Fennica* 56: 13-17.

- Staab, R.** 2001. Svenska skrântärnors flyttning. *Fauna och Flora* 95(4): 159-168.
- Stienen, E. W. M.** 2006. Living with gulls: Trading off food and predation in the Sandwich tern *Sterna sandvicensis*. Rijksuniversiteit Groningen, The Netherlands, 192pp.
- Stienen, E. W. M., Courtens, W., Everaert, J. & Van De Walle, M.** 2008. Sex-biased mortality of common terns in wind farm collisions. *The Condor* 110: 154-157.
- Suryan, R. M., Craig, D. P., Roby, D. D., Chelgren, N. D., Collis, K., Shuford, W. D. & Lyons D. E.** 2004. Redistribution and growth of the Caspian Tern population in the Pacific coast of North America, 1981-2000. *Condor* 104: 777-790.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M.** 1999. Svensk Fågelatlas. Vår Fågelvärld, supplement 31, Stockholm.
- Szeliga-Mierzeyewski, W.** 1923. Die Vögel der Insel Oesel (Estland). *Archiv für Naturgeschichte*, 89, 11: 218-237.
- Szeliga-Mierzeyewski, W.** 1995. Die Vogelwelt der Insel Oesel. H.-J. Winkhardt, Gustav-Mahler-Str. 26, D-70195 Stuttgart.
- Thaxter, C. B., Lascelles, B., Sugar, K., Cook, A. S. C. P., Roos, S., Bolton, M., Langston, R. H. W. & Burton, N. H. K.** 2012. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation* 156: 53-61.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F.** 1994. Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K. BirdLife International, BirdLife Conservation Series no. 3.
- Tucker, G. M. & Evans, M. I.** 1997. Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Cambridge, U.K.: BirdLife International. BirdLife Conservation Series no. 6.
- Tähe, T.** 2010. Lindude hukkumisest Lääne-Eesti tuuleparkides. Tartu Ülikooli Türi Kolledzi lõputöö. Türi. 28 lk. Käsikiri EOÜ arhiivis.
- Tynjälä, M.** 2004. Oulun pesimälinnusto. Painotalo Suomenmaa, 208 s.
- Veroman, H.** 1957. Edela-Eesti mereranniku linnustikust. Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat 1957, 50. Köide: 261-269.
- Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehikoinen, A.** 2011. Suomen III Lintuatlas. Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. <http://atlas3.lintuatlas.fi>
- Valker, T.** 2011. Aulepa tuulepargi mõju piirkonna linnustikule. Haapsalu, 12.lk. Käsikiri EOÜ arhiivis.
- Veemer, K.** 1963. The Breeding Ecology of the Glaucous-winged Gull (*Larus glaucescens*) on Mandarte Island, B. C. Occasional Papers Number 13, British Columbia Provincial Museum.
- Veen, J.** 1977. Functional and Causal Aspects of Nest Distribution in Colonies of the Sandwich Tern (*Sterna S. Sandvicencis* Lath.). *Behaviour. Supplement* 20: 1-193.
- Van den Vliet, R. E., Schuller, E. & Wassen, M. J.** 2008. Avian predators in a meadow landscape: consequences of their occurrence for breeding open-area birds. *Journal of Avian Biology* 39: 523-529.
- Volke, V., Lipp, H. & Martinson, M.** 2002. Räusktiiru pesitsemisest Saaremaa edelaranniku piirkonnas 2002. aastal. *Linnurada* 6: 32-34.
- Volke, V. & Lutsar, L.** 2005. Bird and Bat Monitoring in Pakri Wind Resource Area. Progress Report. Covering period April 2005 – October 2005. Kuressaare-Tartu-Tallinn. Käsikiri EOÜ arhiivis.
- Vähätalo, A. & Lehikoinen, A.** 2000. Lintujen muuton ajoittuminen Hangon lintuasemalla vuosina 1979-1999. *Tringa* 27(3): 150-227.
- Väisänen, R. A.** 1973. Establishment of colonies of Caspian Tern *Hydroprogne caspia* by deserting flights in the Northern Gulf of Botnia. *Ornis Scandinavica* 4: 47-53.
- Väisänen, R. A. & Järvinen, O.** 1977. Dynamics of protected bird communities in a Finnish archipelago. *Journal of Animal Ecology* 46: 891-908.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P.** 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki.
- Wernham, C., Toms, M., Marchant, J., Clark, J., Siriwardena, G. & Bailli, S.** 2002. Migration

Atlas – Movements of the Birds of Britain and Ireland. T.&A.D.Poyser, London.

**Wetlands International Waterbird Population Estimates.** <http://wpe.wetlands.org/> külastatud 10.09.2014).

**Zwarts, L., Bijlsma, R. G., van der Kamp, J. & Wymenga, E.** 2009. Living on the edge: Wetlands and birds in changing Sahel. – KNNV Publishing, Zeist. Holland.