

JOONTAKSEERIMINE – SOOME VARIANDI TEOORIA JA METOODIKA

Margus Ellermaa

Taivaanvuohentie 3 A 2, FIN-00200, Helsinki, Soome;
e-post: margus.ellerm@birdlife.fi

Kokkuvõte. Artiklis antakse ülevaade joontakseerimise Soome variandist, ühest linnuloenduste standardmeetodist, mida kasutatakse Soomes tähtsa elemendina linnustiku pikaajalises seires ja arvukuste hindamisel. Artiklis on kirjeldatud, millal võib joontakseerimist kasutada ja kuidas seda läbi viiakse. Põhjalikult on käsitletud seda, kuidas loendustulemuste põhjal saab välja arvutada lindude arvukuse teatud alal. Esitatud on (peamiselt) Eestis läbi viidud loenduste tulemuste alusel arvatud paranduskoefitsiendid arvukamate linnuliikide loendustulemuste korrigeerimiseks.

Sissejuhatus

Eesti linnustiku kvantitatiivse koosseisu uurimist on piiranud standardsete loendusmeetodite vähene rakendamine. Üks põhjus võib olla see, et selliseid meetodeid pole eestikeelses kirjanduses kuigi palju kirjeldatud. Üks enamkasutatavaid standardmeetodeid on joontakseerimine¹, mille peamiseks omaduseks on see, et hinnatakse lindude (või muude loomade) kaugus loendajast, seetõttu saab loendustulemuste põhjal välja arvutada liikide asustustihedusi. Põhjaliku ülevaate selle meetodi erinevatest variantidest annavad Bibby jt. (2000).

Käesolevas artiklis kirjeldan joontakseerimise meetodi Soome varianti. Mõtlen selle all Järvineni ja Väisäneni (1976) poolt välja arendatud meetodit, ehkki Soomes on kasutusel ka muid joontakseerimise viise (nt. Lindén *et al.* 1996). Põhjalikumaks meetodisse süüvimiseks võib lugeda järgmisi allikaid: Järvinen 1976, 1977, 1978; Järvinen & Väisänen 1976, 1983. Kogu meetodit täielikult katvat ülevaadet kahjuks ei ole, kõige kokkuvõtlikum artikkel pärineb Järvinenilt ja Väisänenilt 1981. aastast. Soome variant erineb teistest muuhulgas põhiriba laiuselt ja ka selle poolest, et loendustulemusi korrigeeritakse spetsiaalsete paranduskoefitsientidega. Seda varianti on kasutatud

¹ Ilmselt ei ole eesti keeles kindlaks kujunenud mõistet ingliskeelse termini *line transect census* kohta. Kasutan siin joontakseerimist, nagu mh. Rootsi jt. (1988) ja Leito & Leito (1993). Mis aga kõige sobivam termin oleks, tuleks edaspidi arutada.

edukalt näiteks Soome linnustiku seiret (Väisänen *et al.* 1998) ja populatsiooni-dünaamikat (Väisänen *et al.* 1986), looduskaitset (Virkkala *et al.* 1994a) ning linnustiku struktuuri (Virkkala *et al.* 1994b) puudutavates töödes.

Avaldatud kirjanduse andmetel on Eestis joontakseerimise Soome varianti kasutatud kahes uurimuses. Mõlemad tööd on tehtud Lahemaal, Rootsi jt. (1988) loendasid seal linde aastatel 1977–1980 ja Soome Metsavalitsus (*Metsähallitus*) 1992. a. (Rajasärkkä & Virolainen 1994). Rootsi jt. (1988) artikkel on siiani üks väheseid eri biotoopide linnustiku tihedusi selgitanud töid Eestis. Antud töös kirjeldatakse joontakseerimise metoodikat kahjuks väga põgusalt ja osaliselt on autorid kohandanud metoodikat oma vajaduste jaoks.

Käesolevas artiklis püüan anda ülevaate joontakseerimise põhimõtetest ja eesmärkidest ning loodan, et tänu sellele välditakse meetodi vale rakendamist. Samuti tahaksin julgustada meetodit kasutama selliseid "professionaale", kes planeerivad laiemate alade inventuuri, "amatööridele" võib meetodi kasutamine üle jõu käia. Joontakseerimise Soome variandi kasutamise näitena on käesolevas väljaandes avaldatud töö Pärnumaa maismaalindude arvukusest (Ellermaa 2003).

Välitööd

Loendaja liigub maastikul mööda eelnevalt kindlaks määratud marsruuti. Marsruudid paigutatakse nii, et need üksinda või üheskoos katavad uuritava ala biotoope vastavalt nende osatähtsustele. Planeerimisel tuleb vältida süstemaatilisi vigu. Näiteks ei tohi loendusmarsruudid väljaspool asulaid kulgeda eriti palju mööda teid või radu – juhuslikult valitud punkt kaardil satub haruharva tee peale. Marsruudi pikkus on enamasti 4–5 km ja see võib olla (kaardil) näiteks sirglõigu, ruudu või kolmnurga kujuline.

Loendusala jagatakse põhiribaks ja abiribaks. Loendaja kõnnib 50 m laiuse põhiriba keskel. Kogu ala väljaspool põhiriba (kaugemal kui 25 m mõlemal pool loendajat) on abiriba. Ühe loenduskilomeetri peale kulub aega umbes 45–60 minutit, raskes maastikus isegi veel rohkem.

Loendatavaks "linnuühikuks" on üks linnupaar. Paariks loetakse laulev või nähtud isalind. Juhul kui isalindu ei märgata, loetakse paariks ka emalind, pesakond või pesa munade või poegadega. Varajaste pesitsejate (nt. käbilinnud) hulkuvad 1–6 isendilised salgad loetakse üheks paariks (nt. 36-

isendiline salk on kuus paari). Selgelt rändseid või mittepesitsevaid isendeid ei loendata. Loendaja registreerib üksnes liikumissuuna järgi ettepoole jäävad linnud, tahapoole jäävaid linde üles ei märgita. Niimoodi väheneb võimalus loendada sama linnupaari kaks korda järjest. Linnupaarid märgitakse kas põhiribale või abiribale vastavalt sellele, kus lindu esimest korda märgati. Selgelt ülelennul olevad isendid märgitakse siiski alati abiribale. Boreaalses vöötmes jääb keskmiselt 20% täheldatud lindudest põhiribale (Järvinen & Väisänen 1975), kuid see protsent oleneb väga palju liigist ja biotoobist. Mida valjuhäälssem liik, seda väiksem on põhiriba vaatluste osatähtsus (nt. kägu), vaikesel liikidel on see vastupidi (nt. põialpoiss).

Vaatlused kirjutatakse maastikus ankeedile. Väliankeedi sisu tasub kohe pärast loendust kirjutada ümber spetsiaalsele ankeedile, mis vastab analüüsiks kasutatava andmebaasi ülesehitusele. Helsingi Ülikooli Zooloogiamuuseumi loendusankeetide formaadid on esitanud Koskimies ja Väisänen (1991). Pärast andmete digitaliseerimist on juba lihtne teha päringuid ning välja arvutada vajalikke statistilisi näitajaid.

Loendatavad liigid

Joontakseerimine annab kõige täpsemaid tulemusi selliste territoriaalsete liikide loendamisel, kes käituvad pesitsusajal suhteliselt demonstratiivselt (laul, hoiatushäälsused, saagilennud avamaastikul). Sellisteks liikideks on enamik värvulisi, paljud kurvitsalised ja mitmed röövlinnud. Joontakseerimine võib peiduliste liikide (kanalised, öölaulikud, mõned röövlinnud jt.) arvukust suhteliselt palju alla hinnata, kuid miinimumhinnangu saab isegi mõne sellise liigi kohta. Koloniaalsete liikide puhul võib juhus suhteliselt palju arvukushinnangut mõjutada (näiteks siis, kui marsruudile jääb suur pesitsuskoloonia). Selliste liikide usaldusväärsete arvukushinnangute saamine nõuab tavaliselt loendusi laiemal alal ja suurt valimit (palju loenduskilomeetreid). Soome linnustiku monitooringu raames loendatakse joontakseerimisega kõiki liike peale veelindude ja kajakate.

Loenduste aeg ja olud

Linnud käituvad pesitsuse ajal aktiivselt vaid üsna lühikese perioodi vältel. Erinevatel liikidel saavutab aktiivne lauluaeg oma kulminatsiooni erineval ajal, mistõttu täiesti ideaalseid loenduskuupäevi ei ole. Eesti oludes võiks kõige optimaalsemaks pidada ajavahemikku 25. maist 10. juunini (Koskimies & Väisänen 1991, A. Rajasärkkä suulised andmed, autori tähelepanekud). Selleks ajaks on enamikul liikidest suurim osa pesitsevast populatsioonist juba Eestisse jõudnud ning hilistel saabujatel on üsna aktiivne lauluperiood. Mõnel varasel pesitsejal on samal ajal algamas teine pesitsus (uus lauluperiood) või on neil esimene lennuvõimeline pesakond pesast lahkunud (mida reedavad hoiatus- või kutsehääliksused).

Loendused algavad umbes päikesetõusu ajal ja kestavad umbes neli tundi. Pilves ilmaga on linnud tavaliselt kauem aktiivsed kui päikesepaistega ja loendusi võib siis teha kauemgi. Loendused tuleks sooritada vaikse tuule ja kuiva ilmaga, tugev tuul ja paduvihm alandavad loendustulemusi kõige enam.

Põhimõtteliselt võib joontakseerimist kohandada teatud kindlate liikide loendusteks, muutes loenduste kellaega (öölaulikute loendustel) või kuupäeva (aprillikuu varaste pesitsejate arvukuste selgitamiseks). Niimoodi tehakse siiski harva, sest tavaliselt tahetakse selgitada võimalikult paljude liikide arvukust ning eelnimetatud aeg on sobivaks kompromissiks.

Biotoopide klassifikatsioon

Joontakseerimise meetodi Soome variandis määratakse kogu loendusmarsruudi vältel põhiriba biotoobid (vähemalt 50 meetri täpsusega) ning põhiribal täheldatud linnud märgitakse õigesse biotoopi. Eesti oludele kohandatud biotoopide klassifikatsioon on toodud tabelis 1. Joontakseerimise biotoopide klassifikatsioon on suhteliselt üldine ja see on välja töötatud pidades silmas ka linnukoosluste eripära, mitte ainult taimkatte kasvukohatüüpe. Väga spetsiifiline biotoopide määramine transektloenduse käigus pole võimalik (nõuab liialt aega). Üldiselt on joontakseerimise biotoopide klassifikatsiooni kaasatud maakattetüübid, mis hõlmavad vähemalt 1% Eesti territooriumist.

Tabel 1. Biotoopide klassifikatsioon joontakseerimise Soome variandis. Biotoobikood on kolmeosaline. Suur algustäht märgib biotoopi, sellele järgnev number või väike täht täpsustab seda. Lisaks märgitakse metsas üles puude keskmine kõrgus (K)* ja lagedal ala suurusklass (A)**. Näiteks K3K20 on palukuusik, mille keskmine kõrgus on 20 meetrit.

Table 1. The classification of biotopes in the finnish line transect method. The habitat code consists of three parts. The capital letter indicates the main habitat; the following number or lowercase letter adds details. Additionally, the mean tree height (K) should be shown for forests, and patch size class for open areas (A)**. For example, K3K20 denotes a dry boreal spruce forest with a mean height of 20 m.*

Biotoop / Habitat	Täpsustus / Details
K – kuusik; M – männik; S – segamets; L – lehtmets; J – laialehine mets	1 – nõmmemets; 2 – pohla-palu-, loo- ja soo-mets; 3 – mustika-palumets; 4 – laanemets; 5 – salumets; 6 – märg, viljakas mets (lodu vms; vt. lähemalt tekstist)
P – põõsastik (1–5 m)	h – okaspuunoorendik; s – seganoorendik (leht- ja okaspuud); l – lehtpõõsast; u – võsastunud loopealne
H – raiesmik	h – kündmata; a – küntud; s – seemne- või säilikuudega
R – puisraba	r – looduslik; o – kraavitatud
N – lageraba või –soo ja märgalad	n – tavaline; m – "märg" (älved, allikad); k – "kuiv"; t – turbatootmisala; r – roostik
V – põllumajandus- maad ja rannaniidud	a – kraavitatud põld; s – salakraavitatud põld; h – sööt; n – niit või karjamaa; r – rannaniit
A – asulad	m – maa-asustus; t – alev, küla, väike linn; k – kõrged majad; p – park
T – tundra ja loopealsed	s – nõmmraba; a – loopealne
X – muu biotoop	1 – tööstusala (jäätmaa vms); 2 – tehaseplats (laod, asfalt jne.); 3 – sadam, parkimisplats, sild, lai tee vms.

* – Kõrgusklassid (enamiku puude keskmine kõrgus): K5 = 2,5–7,5m; K10 = 7,5–12,5m; K15 = 12,5–17,5; K20 = 17,5–22,5; K25 jne.

** – Ala suurusklassid (sulgudes ruudu maksimaalsed mõõdud): A1 = alla 1 aari (10x10 m); A2 = 1–10 aari (30x30 m); A3 = 10–100 aari (100x100 m); A4 = 1–10 ha (300x300 m); A5 = 10–100 ha (1x1 km); A6 = üle 100 ha (üle 1x1 km).

Biotoopide määramisel tehakse kõigepealt kindlaks, kas tegu on metsa (leht-, sega-, kuuse- või männimets), põõsastiku, raiesmiku, soo, asula või kultuurmaastikuga. Lisaks eristatakse biotoobi spetsiifilisemaid tunnuseid, mis linnustiku koosluste iseloomu võivad mõjutada (näiteks "märg" või "kuiv" soo). Nendes põhibiotoopides määratakse biotoobi umbkaudne pindala (lagedad sood, põllud) või viljakus ja puurinde keskmine kõrgus viiemeetrise täpsusega (metsades). Põõsastikeks loetakse võsad, noorendikud vms., mille keskmine kõrgus on viis meetrit või vähem.

Metsade viljakust hinnatakse taimekoosluste struktuuri ja indikaatorliikide abil. Eristatakse kuus erinevat klassi (tabel 1), kõige viljatumatest (1. rühm) kõige viljakamateni (5. rühm). Tinglik viljakusklass 6 on antud toitainerikastele soistele metsadele. Viljakusklasside skaala Eesti oludesse kohandatuna on järgmine: 1 – viljatud, peamiselt liival kasvavad nõmmemännikud. Alustaimestikust leidub peamiselt kanarbikku, samblaid või samblikke; 2 – peamiselt pohla kasvukohatüübi palumetsad ja viljatuimad madalsoo- ja siirdesoometsad. Ka paljud loometsad kuuluvad sellesse klassi; 3 – mustika kasvukohatüübi palu- ja laanemetsad ning väheviljakad soised metsad (näiteks kõdusoometsad); 4 – jänese kapsa kasvukohatüübi laanemetsad ning sürjametsad; 5 – viljakad salumetsad; 6 – toitainerikkad soised metsad (sh. lodud ja angervaksa kasvukohatüüp).

Kui loendajaid ei huvita lindude tihedused kindlates biotoopides, pole biotoope muidugi vaja määrata, aga isegi sel juhul annab biotoopide üleskirjutamine võimaluse selgitada loendustel saadud tulemuste õigsust võrreldes loendatud biotoopide osatähtsusi uuritava ala biotoopide tegelike osatähtsustega.

Loendustulemuste analüüs

Põhiribalt saadud andmete kasutatavus

Loendustulemuste põhjal võib välja arvutada iga kohatud liigi asustustiheduse ja tiheduse põhjal arvukuse. Põhimõtteliselt võib lindude tihedused arvutada ainult põhiriba vaatluste abil. Põhiriba laius on 50 meetrit, seega 20-kilomeetrine loendusdistsants vastab ühe ruutkilomeetri kaardistamisele. Meetodi heaks küljeks on võimalus välja arvutada liikide tihedused teatud biotoopides, sest loendaja määrab loendustes jooksvalt

põhiriba biotoope. Meetodi halb pool on see, et põhiribale ehk kaardistatavale alale jääb loendustes palju vähem linde kui abiribale. Põhiriba kitsuse tõttu koguneb haruldasematest liikidest üsna vähe vaatlusi ja nende kohta ei saa tihedusi välja arvutada. Pane tähele, et lindude paigutamine põhiribale on sarnane ühekordse kaardistamisega! Lindude eraldamine põhiribal ja abiribal paiknevateks on kindlasti vajalik, kui arvutatakse liikide paranduskoefitsiente (vaata allpool). Juhul, kui andmeid ei koguta paranduskoefitsientide arutamiseks (kasutatakse olemasolevaid koefitsiente) või kui loendajaid ei huvita lindude tihedused teatud biotoopides, pole lindude eraldamine abi- ja põhiriba vahel otstarbekas.

Põhi- ja abiribalt saadud andmete kasutatavus

Lindude tihedused võib välja arvutada nii põhi- kui ka abiriba vaatluste põhjal. Abiriba kaasamine annab palju suurema valimi kui põhiriba üksinda. Põhi- ja abiriba ühendatud vaatluste teisendamine lindude tiheduseks eeldab **paranduskoefitsientide ehk korrektsioonikoefitsientide** kasutamist (Järvinen & Väisänen 1975, 1983). Paranduskoefitsiendid kirjeldavad eri linnuliikide keskmist avastatavust ja teisendavad liikide abiriba vaatlusi põhiribale vastavateks tihedusteks.

Koefitsiente välja arvutades on oletatud, et iga liigi märgatavus väheneb distantsi kasvades enam vähem lineaarselt. See on umbkaudne oletus, sest mõnede liikide puhul see väheneb näiteks peaaegu eksponentsiaalselt. Erinevate liikide märgatavus väheneb distantsi kasvades erineva kiirusega ja sellepärast on erinevatel liikidel spetsiifiline paranduskoefitsient, K ($K=1000 \cdot k$). Koordinaatteljestikku joonestatuna liikide märgatavuse vähenemist kirjeldab langev sirge, mille valem on $-kD+1$ (D = distants, muutuja X -teljel). Konstant k osutab järelikult, kui järsu nurgaga sirglõik on võrreldes X -teljega. Koefitsient K on väike näiteks siis, kui liik on valjuhääline (sirglõik langeb aeglaselt) ja K on suur, kui liik on nõrga häälega (sirglõik langeb järsult). Aga kuidas on koefitsiendi K väärtus selgitatud? Kui põhiriba vaatluste osatähtsus (põhiriba vaatlused jagatud kõikide vaatlustega) on teatud liigil teada, on K lihtne välja arvutada. Täpsema matemaatika on ära toonud Järvinen ja Väisänen (1975 ja 1983). Teatud linnuliigi tihedus arvutatakse järgmise valemiga:

$$\text{liigi } Y \text{ tihedus} = (\text{paaride arv} \cdot K) / \text{loenduste pikkus (km)}.$$

Paaride arv tähendab liigi Y vaatlusi põhi- ja abiribal kokku. K ühik on 1/km; tiheduse ühik on paare ruutkilomeetril.

Paranduskoefitsiendid Eesti linnustikule

Teatud liigi paranduskoefitsient on välja arvatud põhiriba vaatluste osatähtsuse abil. Lindude märgatavust põhiribal ja põhiriba vaatluste osatähtsust aga mõjutavad omakorda mitmed tegurid. Esimeseks teguriks on biotoobi iseloom. Näiteks avamaastikul võib lendavat hiireviud märgata palju kaugemalt kui metsas. Teiseks teguriks on linnustiku üldtihedus erinevates biotoopides, näiteks kostab palumännikus metsvindi laul palju kaugemale kui salukuusikus, sest viimases on lisaks hääle kiiremale sumbumisele ka suurem lindude tihedus. Põhiriba vaatluste osatähtsus kasvab lindude tiheduse kasvades. Väheviljakates biotoopides võib põhiribalt koguneda vaatlusi isegi alla 10%, viljakates biotoopides võib põhiriba vaatluste osatähtsus kuumuda isegi 40 protsendini. Paranduskoefitsientide välja arutamiseks on järelikult vaja teha suur hulk loendusi, et uurimisala kõik biotoobid sisalduks valimis ja teatud liigi põhiriba vaatluste osatähtsus oleks võrdne erinevate biotoopide keskmise väärtusega.

Väga erinevates piirkondades ei tohiks rakendada samu paranduskoefitsiente, sest lindude märgatavus varieerub geograafiliselt, näiteks erinevate pinnavormide ja lindude üldtiheduse mõju tõttu. Järvinen ja Väisänen (1983) on Soomes tehtud loendusandmete põhjal välja arvanud nii Põhja- kui Lõuna-Soomele erinevad paranduskoefitsiendid. Kõige uuemad koefitsiendid on saadaval Helsingi Ülikooli Zooloogiamuuseumist. Nüüdseks on seal välja arvatud paranduskoefitsiendid ka Eesti linnustikule. Liikide puhul, millest on loendustes kogunenud palju vaatlusi, ei erine Eesti ja Lõuna-Soome koefitsiendid omavahel eriti palju. Näiteks arvukate värvuliste puhul on erinevus enamasti 0,5–20%. Liikidel, mille kohta on kogunenud vähem vaatlusi, erinevad koefitsiendid keskmiselt rohkem, osaliselt kindlasti väikesest valimist tulenevate ebatäpsuste pärast.

Tabelis 2 on ära toodud need Eesti linnuliikide paranduskoefitsiendid, mida rakendati Pärnumaa loendustes 2000.–2002. aastal kohatud maismaalinnuliikidele (vt. Ellermaa 2003). Koefitsiendid on välja arvatud üle 700 loenduskilomeetri põhjal, mis jaotusid järgmiselt: 1) 420 km aastail 2000–2001, enam kui 40 erinevas Eesti piirkonnas (autor ja A. Klein); 2) 280 km 1991.–1993. a., mitmel pool Eesti looduskaitsealadel (Soome Metsavalitsus; A. Rajasärkkä avaldamata andmed); 3) 60 km 1975. aastal Peterburi ümbruses (Helsingi ülikooli tudengid). Peterburi loendused on kaasatud valimi

suurendamiseks ja võimalike süstemaatiliste vigade vähendamiseks, sest autor ja A. Klein on teostanud üle 50 % loendustest, kuid paranduskoefitsient peaks olema "keskmise loendaja" koefitsient. Mitmetest haruldastest liikidest kogunes vaatlusi väga vähe, mistõttu nende liikide paranduskoefitsiendid baseeruvad osaliselt Soomes tehtud loendustulemustel.

Joontakseerimise rakendatavus, meetodi head ja vead

Rakendatavus Eestis

Pärast 1940. aastaid on ornitoloogilises kirjanduses publitseeritud vaid üksikuid artikleid Eesti arvukamate linnuliikide tiheduste kohta tavalistes biotoopides, näiteks põldudel ja palumetsades (nt. Vilbaste 1958, 1965, 1990; Rootsi *et al.* 1988; Rajasärkkä & Virolainen 1992). Seega saab nende põhjal teha järeldusi tavaliste liikide arvukuse kohta suuremal alal. Mitmed muud tööd kontsentreeruvad tavaliselt kalmistutele, "ilusatesse" metsatükikesse, väikestele saartele või teistele keskmisest parematele linnualadele, mis tõenäoliselt kirjeldavad hästi antud uurimisala, kuid mitte Eesti linnustikku laiemalt (10–15 tööd, näiteks Pöldvere 1972, Rootsmäe & Rootsmäe 1969, 1993). Uusi töid Eesti linnustiku kvantitatiivse koosseisu kohta on avaldatud väga vähe. Joontakseerimise Soome variant võiks olla üks alternatiiv nüüd ja edaspidi linnustiku uurimises Eestis. Autor on selle meetodiga proovinud hinnata Pärnumaa linnustiku arvukust (Ellermaa 2003).

Joontakseerimise Soome varianti koos paranduskoefitsientidega ei tasu kaaluda loendusmeetodina juhul, kui uuritavat ala on võimalik uurida põhjaliku kaardistamisega või kui uuritav ala hõlmab vaid üksikuid biotoope (näiteks ainult põlde). Seda meetodit võib aga kaaluda võimaliku loendusmeetodina, kui:

1) tööjõudu ja aega on napilt, kuid uuritav ala on suur (vald, maakond, riik). Et saada rahuldav ülevaade ala linnustikust tuleks teha 70–100 km hästi planeeritud loendusi umbes 10 000 km² kohta. Alla 40–50 km loenduste põhjal ei tasuks enamiku liikide kohta teha eriti suuri järeldusi isegi siis, kui uuritav ala on väike (sadu ruutkilomeetrit). Piisava hulga loenduskilomeetrite läbimise järel saab kvaliteetseid hinnanguid teha nende territoriaalsete liikide kohta, millest on kogunenud neli või enam vaatlust;

- 2) loendusmarsruudid paiknevad mosaiikses maastikus, kus on esindatud enamik Eesti biotoopidest: sood, põllud, mitmesugused metsad jne. Paranduskoefitsiendid on just sellise "keskmise" Eesti maastiku jaoks välja töötatud. Selle meetodiga ei saa järelikult usaldusväärset selgitada ainult teatud kindla biotoobi linnustiku arvukust, kuigi uurimuses võib üks marsruutidest paikneda vaid ühes biotoobis. Peamine on, et loendusprojekt tervikuna kataks biotoope vastavalt nende osatähtsustele laiemal alal;
- 3) loendajatel on suur loenduskogemus, nad tunnevad hästi lindude laule, hoiatus-, kutse- ning teisi hääli ja määravad liike eksimatult välimuse järgi.

Meetodi head ja vead

Joontakseerimine on ökonoomne ja kiire meetod suure regiooni linnustiku uurimises, kuid nõuab välitööde tegijatelt suurt välitöökogemust ja lindude head tundmist (Järvinen & Väisänen 1981, Svensson 1981, Bibby *et al.* 2000). Vigu tekitavad tegurid on joontakseerimisel peamiselt samad kui muude meetodite puhul. Teiste meetoditega võrreldes on loendaja kvaliteedil joontakseerimise puhul vahest tähtsamgi osa – tundmatu häälitseja otsimiseks ja määramiseks välimuse järgi joontakseerimisel üldiselt aega ei jää (kaardistamisel on see võimalik). Üldjuhtudel on suurt kogemust vaja samade isendite topeltloendamise vältimiseks, selleks tuleb kogu aeg jälgida ümbruskonnas toimuvat lindude liikumist ja vältida kajade loendamist linnuisenditeks (näiteks rukkiräägul). Kogemust ja treeningut on vaja ka suure laulukoori hulgast ühe liigi isendite kokkulugemiseks ja vaiksete sidinate ja vidinate märkamiseks. Samuti vajab lindude allahindamise vältimine mõningasi teadmisi; näiteks teatud vähearvukate liikide tihedus võib paiguti eriti kõrge olla ja kogenematu loendaja ei pruugi tähelegi panna, et ühe puu ladvas laulab kolm põldtsiitsitajat, mitte ainult üks. Teoreetiliselt on allahindamise oht reaalne kõikide liikide puhul, ülehindamise oht võiks olla suurem kogukamate ja väga liikuvate liikide puhul, kuigi selle kohta kirjandusest infot ei leidu.

Ainus viis joontakseerimise efektiivsuse hindamiseks on samal alal tehtud joontakseerimise põhiriba tulemuste ja mitmekordse kaardistamise abil selgitatud paaride arvu võrdlemine, sest kaardistamismeetod annab paljude uurijate arvates kõige tõelähedasemaid arvukuse hinnanguid. Kahjuks on

siiani joontakseerimise efektiivsust vähe uuritud. Seniste joontakseerimisega saadud tulemused tähendavad enamiku liikide puhul vaid miinimumhinnanguid (Tiainen 1980, Hildén 1981). Üsna täpsed hinnangud saab selle meetodiga paljudele "lärmakatele" liikidele, näiteks metsvindile (allahinnang vaid 20%). Tavaliselt hinnatakse arvukust väga palju alla (isegi 80%) sellistel lindudel, kes on peidulised (näiteks kanalised), kelle laulu-aeg on üsna vara kevadel (puukoristaja, leevike, mõned rähnid jt.) või kes on aktiivsed öösiti (kakud, täpikhuik vms.). Enamiku väikesearvuliste liikide kohta joontakseerimise efektiivsusest infot ei ole.

Koefitsientide usaldatavus

Põhiribal (laius 50 m) märkab ka kvaliteetne loendaja keskmiselt vaid 60–70% teatud liigi isenditest (Tiainen *et al.* 1980). Põhiriba laiuse kasvatamine vähendaks loenduste efektiivsust – lindude kauguse hindamine loendajast muutub üle 25 meetri kaugusel üsna raskeks ja väga suur osa üle 25 meetri kaugusel olevatest lindudest jääb vähemalt metsas üldse märkamata. Teisest küljest jääb põhiriba kitsuse tõttu tihti tiheduste arvutamiseks andmeid vajaka. Soomes on arendatud paranduskoefitsiendid nende probleemide lahendamiseks. Kitsas põhiriba võimaldab rahuldavat loendustäpsust ja selle abil kvaliteetsete paranduskoefitsientide välja arvutamist, koefitsiendid omakorda võimaldavad abiriba vaatluste teisendamist põhiribaga sarnanevateks tihedusteks. Paranduskoefitsiendid on seda paremad, mida suurema valimi põhjal on need välja arvutatud. Mõnede Eesti väikesearvuliste liikide kohta on koefitsiendid rehkendatud suhteliselt väikese valimi põhjal või kasutatud hoopis Lõuna-Soomes kasutatavaid koefitsiente (vt. tabel 2), mistõttu neis võib olla olulisi ebatäpsusi. Tedrele (vt. ka Ellermaa 2003), tikutajale ja kaldapääsukesele on samuti antud Soome koefitsiendid, sest Eesti valimi põhjal ei oleks need osutunud ühel või teisel põhjusel kvaliteetseteks. Loendajate kvaliteet, eriti oskus mõõta lindude kaugust peegeldub ka koefitsientide täpsuses – loendajad on ju kogunud info liikide põhiriba- ja abiriba vaatluste osatähtsuste kohta. Täielik nimekiri Eesti ja Soome linnuliikide paranduskoefitsientidest on koostamisel ja käesolevas artiklis Eesti paranduskoefitsientide usaldatavust põhjalikumalt ei analüüsita.

Rõhutan veel kord, et paranduskoefitsiente ei ole välja töötatud absoluutsete tiheduste selgitamiseks, vaid ainult abiriba vaatluste kaasamiseks tiheduste välja arvutamisel – seega vaid valimi suurendamiseks. Niisiis ei võimalda loendustulemuste käsitlemine paranduskoefitsientidega selgitada lindude absoluutset arvukust. Selle fakti endale selgeks tegemine tundub paljudele olevat väga raske ja on tekitanud valele arusaamisele üles ehitatud asjatut kriitikat (näiteks Hildén 1981).

Autor vastab meelsasti joontakseerimise Soome varianti puudutavatele küsimustele, sest meetod on raskelt lahti mõtestatav ja täielikku ülevaadet ühes artiklis on väga raske anda.

Finnish line transect method

This paper is a methodological review of a powerful bird monitoring tool — the finnish line transect method (as described by Järvinen & Väisänen 1975) — and the possibilities of using it in Estonia. Correction coefficients for several Estonian breeding bird species, mostly derived from original material of the autor, are given in the Table 2. The English-speaking readers should consult the reference list for the details of the method.

Kirjandus. Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H. 2000: Bird Census Techniques. Academic Press, London. — Ellermaa, M. 2003: Maismaalindude arvukus Pärnumaal 2000–2002. *Hirundo* 16: 23–34 — Hildén, O. 1981: Sources of error in the finnish line-transect method. *Stud. Avian Biol.* 6: 152–159. — Järvinen, O. 1976: Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method II. Comparison between two methods. *Ornis Scand.* 7: 43–48. — Järvinen, O. 1978: Species-specific census efficiency in line transects. *Ornis Scand.* 9: 164–167. — Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1975: Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos* 26: 316–322. — Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1976: Finnish line transect censuses. *Ornis Fennica* 53: 115–118. — Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1981: Methodology for censusing land bird faunas in large regions. *Stud. Avian Biol.* 6: 146–151. — Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1983: Correction coefficients for line transect censuses of breeding birds. *Ornis Fennica* 60: 97–104. — Järvinen, O., Väisänen R. A. & Haila Y. 1977: Bird census results in different years, stages of the breeding season and times of the day. *Ornis Fennica* 54: 108–118. — Koskimies, P. & Väisänen R.A. (toim.) 1988: Linnustonseurannan havannointi-

ohjeet. Helsingin Yliopiston Eläinmuseo, Helsinki. — **Koskimies, P. & Väisänen R.A. 1991:** Monitoring bird populations. A manual of methods applied in Finland. Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History, Helsinki. — **Leito, A. & Leito T. 1993:** Pihla soo linnustik 1992. Loodusvaatlusi 1/1992: 67–71. — **Lindén, H., Helle, E., Helle, P. & Wikman, M. 1996:** Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. Finnish Game Research 49: 4–11. — **Pöldvere, J. 1972:** Tartu Raadi kalmistu linnustikust 1968. aastal. Loodusuurijate Seltsi aastaraamat 61: 189–194. — **Rajasärkkä, A. & Virolainen, E. 1994:** Lahemaan kansallispuisto – etelän ihmeitä lähellä. Linnut 29 (3): 20–23. — **Rootsi, I., Viht, E. & Öun, A. 1988:** Lahemaa rahvusparki maismaa linnukooslustest. Lahemaa Uurimused 3: 143–157. — **Rootsmäe, I. & Rootsmäe, L. 1969:** Puhtu metsalinnustikust. Loodusuurijate Seltsi aastaraamat 60: 121–137. — **Rootsmäe, I. & Rootsmäe, L. 1993:** Järvselja looduskaitsekvartali linnustikust. Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat 74: 334–340. — **Svensson, E. S. 1981:** Do transect counts monitor abundance trends in the same way as territory mapping in study plots? Stud. Avian Biol. 6: 209–214. — **Tiainen, J., Martin, J-L., Pakkala, T., Piironen, J., Solonen, Vickholm, M. & Virolainen, E. 1980:** Efficiency of the line transect and point count methods in a South Finnish forest area. Oelke, H. (ed.) Bird census work and nature conservation: 107–113. Dacherverband Deutcher Avifaunisten, Göttingen. — **Vilbaste, H. 1958:** Kagu-Eesti kasepuistute linnustiku asustustihedusest. Ornitol. kogumik 1: 153–159. — **Vilbaste, H. 1965:** Kaansoo metskonna linnustikust. Loodusuurijate Seltsi aastaraamat 57: 146–161. — **Vilbaste, H. 1990:** Izmenenie tšislennosti gnezdovyh ptic v lesah jugo-zapadnoj Estonii. Soobštšeniija Pribalt. Komm. Po Izutšeniiju Migr. Ptits 22: 102–117. — **Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R.A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994a:** Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? Ann. Zool. Fennici 31: 173–186. — **Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994b:** The significance of protected areas for the land birds of Southern Finland. Conserv. Biol. 8: 532–544. — **Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986:** How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? Orniscand. 17: 282–292.

Tabel 2. Paranduskoefitsiendid Eesti maismaalinnuliikidele koos vaatluste arvuga, mille põhjal need on välja arvutatud. Tärniga (*) tähistatud liikide koefitsiendid baseeruvad osaliselt Soomes tehtud loendusandmetel.

Table 2. Correction coefficients of the finnish line transect method for the Estonian land birds, and the sample sizes on which the coefficients are based. The coefficients for the species indicated with asterisk (*), are based partly on counts in Finland.

Liik / Species	Vaatluste arv / No of observations		Parandus- koefitsent Correction coefficient
	Põhiribal Main belt	Abiribal / Supplementary belt	
Hüüp <i>Botaurus stellaris</i> *	1	24	0,4
Hallhaigur <i>Ardea cinerea</i>	4	136	0,576
Valge-toonekurg <i>Ciconia ciconia</i>	2	58	0,672
Raudkull <i>Accipiter nisus</i>	2	15	2,427
Hiireviu <i>Buteo buteo</i>	5	44	2,096
Laanepüü <i>Bonasa bonasia</i>	16	12	13,814
Teder <i>Tetrao tetrix</i> *	344	1315	4,39
Rukkirääk <i>Crex crex</i>	19	112	3,014
Sookurg <i>Grus grus</i>	4	115	0,678
Rüüt <i>Pluvialis apricaria</i>	4	38	1,952
Kiivitaja <i>Vanellus vanellus</i>	32	296	2,001
Tikutaja <i>Gallinago gallinago</i> *	264	2472	1,979
Metskurvits <i>Scotopax rusticola</i>	10	6	15,505
Suurkoovitaja <i>Numenius arquata</i>	6	132	0,879
Punajalg-tilder <i>Tringa totanus</i>	20	202	1,844
Metstilder <i>T. ochropus</i>	4	97	0,800
Mudatilder <i>T. glareola</i>	7	48	2,632
Kodutuvi <i>Columba livia</i>	26	62	6,425
Õnetuvi <i>C. oenas</i>	1	22	0,879
Kaelustuvi <i>C. palumbus</i>	29	434	1,273
Turteltuvi <i>Streptopelia turtur</i>	2	71	0,552
Kägu <i>Cuculus canorus</i>	18	630	0,559
Händkakk <i>Strix uralensis</i>	3	3	11,716
Piiritaja <i>Apus apus</i>	12	166	1,372
Musträhn <i>Dryocopus martius</i>	4	57	1,334
Suur-kirjurähn <i>Dendrocopos major</i>	39	141	4,598
Valgeselg-kirjurähn <i>D. leucotos</i>	3	18	2,967
Väike-kirjurähn <i>D. minor</i> *	15	37	6,259
Nömmelöoke <i>Lullula arborea</i>	2	9	3,819
Pöidlöoke <i>Alauda arvensis</i>	332	1603	3,593
Kaldapääsuke <i>Riparia riparia</i> *	65	689	1,763
Suitsupääsuke <i>Hirundo rustica</i>	48	366	2,390
Räästapääsuke <i>Delichon urbica</i>	20	139	2,600
Metskiur <i>Anthus trivialis</i>	324	1592	3,539
Sookiur <i>Anthus pratensis</i>	157	419	5,884
Hänilane <i>Motacilla flava</i>	66	143	6,913
Linavästri <i>M. alba</i>	74	160	6,924
Käblik <i>Troglodytes troglodytes</i>	109	436	4,223
Vösaraat <i>Prunella modularis</i>	101	325	5,062
Punarinid <i>Erithacus rubecula</i>	334	906	5,809
Õböik <i>Luscinia luscinia</i>	55	385	2,583
Lepalind <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	14	41	5,464
Kadakatäks <i>Saxicola rubetra</i>	156	430	5,735
Kivitäks <i>Oenanthe oenanthe</i>	15	25	8,377
Musträstas <i>Turdus merula</i>	155	675	3,928
Hallrästas <i>T. pilaris</i>	109	296	5,804

Liik	Vaatluste arv / No. of observations		Parandus- koeffitsient Correction coefficient
	Põhiribal Main belt	Abiribal Supplementary belt	
Laulurästas <i>T. philomelos</i>	151	796	3,327
Vainurästas <i>T. iliacus</i>	107	332	5,215
Hoburästas <i>T. viscivorus</i>	14	56	4,223
Võsa-ritsiklind <i>Locustella naevia</i>	19	107	3,139
Jõgi-ritsiklind <i>L. fluviatilis</i>	15	81	3,258
Aed-roolind <i>Acrocephalus dumetorum</i>	14	16	10,788
Körkjä-roolind <i>A. schoenobaenus</i>	187	457	6,304
Soo-roolind <i>A. palustris</i>	69	105	8,927
Tiigi-roolind <i>A. scirpaeus</i>	31	53	8,227
Käosulane <i>Hippolais icterina</i>	50	115	6,606
Vööt-pöosalind <i>Sylvia nisoria</i>	5	11	6,834
Väike-pöosalind <i>S. curruca</i>	71	212	5,379
Pruunselg-pöosalind <i>S. communis</i>	323	832	6,051
Aed-pöosalind <i>S. borin</i>	316	990	5,174
Mustpea-pöosalind <i>S. atricapillus</i>	121	348	5,544
Mets-lehelind <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	416	1653	4,247
Väike-lehelind <i>P. collybita</i>	220	905	4,124
Salu-lehelind <i>P. trochilus</i>	666	2866	3,968
Röialpoiss <i>Regulus regulus</i>	211	376	7,986
Hall-kärbsenäpp <i>Muscicapa striata</i>	156	192	10,289
Väike-kärbsenäpp <i>Ficedula parva</i>	28	122	3,926
Must-kärbsenäpp <i>F. hypoleuca</i>	111	375	4,864
Roohabekas <i>Panurus biarmicus</i>	7	6	12,825
Sabatihane <i>Aegithalos caudatus</i>	14	25	7,974
Sootihane <i>Parus palustris</i>	33	43	9,912
Põhjatihane <i>P. montanus</i>	64	154	6,380
Tutt-tihane <i>P. cristatus</i>	68	115	8,291
Musttihane <i>P. ater</i>	19	46	6,350
Sinitihane <i>P. caeruleus</i>	44	84	7,596
Rasvatihane <i>P. major</i>	145	397	5,766
Puukoristaja <i>Sitta europaea</i>	16	13	13,219
Porr <i>Certhia familiaris</i>	61	147	6,373
Peoleo <i>Oriolus oriolus</i>	16	145	2,040
Punaselg-õgija <i>Lanius collurio</i>	28	64	6,638
Pasknäär <i>Garrulus glandarius</i>	23	68	5,422
Harakas <i>Pica pica</i>	13	102	2,329
Mänsak <i>Nucifraga caryocatactes</i>	3	9	5,359
Hakk <i>Corvus monedula</i>	20	169	2,176
Hallvares <i>C. corone</i>	45	567	1,499
Ronk <i>C. corax</i>	5	115	0,842
Kuldnokk <i>Sturnus vulgaris</i>	104	445	3,987
Koduvarblane <i>Passer domesticus</i>	93	91	11,870
Pöldvarblane <i>P. montanus</i>	39	34	12,702
Metsvint <i>Fringilla coelebs</i>	1523	5175	4,841
Rohevint <i>Carduelis chloris</i>	17	49	5,534
Ohakalind <i>C. carduelis</i>	21	48	6,638
Siisike <i>C. spinus</i>	106	621	3,031
Kanepilind <i>C. cannabina</i>	31	53	8,227
Karmiinleevike <i>Carpodacus erythrinus</i>	147	595	4,181
Leevike <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	53	142	5,866
Suurnokk-vint <i>Coccothraustes coccothraustes</i>	18	51	5,611
Talvike <i>Emberiza citrinella</i>	105	487	3,720
Pöldtsiitsitaja <i>E. hortulana</i>	5	20	4,223
Rootsiitsitaja <i>E. schoeniclus</i>	72	179	6,221