

TOITUMISBIOTOOBI VALIKUST LOODE-TARTUMAA RÖÖVLINDUDEL

Asko L õ h m u s

Eesti Ornitoloogiaühing, pk. 227, 50002 Tartu;
Tartu Ülikooli Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut,
Vanemuise 46, 51014 Tartu

Kokkuvõte. Loode-Tartumaal tehtud 1480 juhuvaatluse põhjal kirjeldatakse 16 röövlinnuliigi eelistusi toitumisbiotoobi valikul. Pisiimetajatest toituvate liikide peamiseks toitumisbiotoopideks olid kultuur-avamaastik ja luhad, teised liigid eelistasid pigem loodusmaastikku. Kokkuvõttes olid liigirikkaimateks ja enim kasutatavateks biotoopideks niidud ja lageluhad. Eelistatud biotoopides õnnestus röövlindude saagijaht palju sagedamini kui välditud biotoopides. Valivamad liigid olid haruldasemad ja võivad seetõttu olla maastike muutumise tagajärjel rohkem ohustatud. Seesugust mõju 20. sajandil ei õnnestunud aga näidata, tõenäoliselt teiste tegurite domineerimise tõttu.

Sissejuhatus

Röövlinnud toituvad ja pesitsevad enamasti erinevates biotoopides. Sõltuvalt kohalikest tingimustest seavad nende arvukusele ülempiiri kas saagi või pesitsusvõimaluste rohkus (Newton 1979) ning heade toitumisalade kadumine võib muutuda tõsiseks ohuteguriks. Näiteks traditsioonilise põllumajandusmaastiku säilimist peetakse Hispaanias hädavajalikuks vähemalt 17 liigile kullilistele (Donázar et al. 1997) ning Ameerika Ühendriikides arvatakse toitumiseks sobivate metsade kadumist nii täpikkaku (*Strix occidentalis*) kui ka kanakulli peamiste ohtude hulka (Horton 1996, Kenward 1996, Beier & Drennan 1997).

Peale kalakotka (Lõhmus 2001), ei ole Eestis röövlindude toitumispaiga valikut uuritud. Üldsõnaliste muljete kõrval leidub vaid paar süstemaatilisemat nimestikku erinevates biotoopides toituvatest liikidest (olulisematena Veroman & Pärj 1958, Mank 1962) ning vähestel vaatlustel põhinevaid arvandmeid toitumispaikade kasutussageduse kohta (Veroman 1978 lõopistriku, Lõhmus 1994 madukotka, Väli & Lõhmus 2000 suur-konnakotka kohta). Sisuliselt toitumisbiotoopide kvaliteeti ja röövlindude eelistusi meil siiski ei tunta.

Käesolevas töös kirjeldatakse röövlindude toitumisbiotoope regulaarsete välitööde käigus kogutud juhuvaatluste põhjal. Võrreldes toitumispaiku vaatlusala biotoobijaotusega selgitatakse liikide eelistusi, üldist valivust ja liikidevahelist sarnasust. Uuritakse, kas eelistatud biotoobid on ühtlasi kvaliteetseimad, ning valivuse seost liigi arvukusega. Töö on sisuliselt jätkuks varasematele kokkuvõtetele Loode-Tartumaa röövlindude arvukusest (Lõhmus 1997) ja sigivusest (Lõhmus et al. 1997).

Materjal ja meetodika

Vaatlusala

Uurimisala koosneb üheksast üksteisega külgnevast UTM-koordinaadistiku põhiruudust (á 100 km²) Tartu linnast läänes (ME3: b1-b3, c1-c4, d2-d3). Valdav osa alast jääb Tartumaale, lääne- ja põhjaosa aga vastavalt Viljandi ja Jõgeva maakonda. Maastikuliselt jaguneb ala kaheks: Võrtsjärve nõo loodusmaastikuks (valdab ruutudes b1, c1 ja c2) ja Kagu-Eesti lavamaa mosaiikmaastikuks (ülejäanud ruutudes). Vastavalt sellele läbib ala ka Eesti avifaunistiliste suurjaotuste – Vahe- ja Kõrg-Eesti – piir. Veekogudest kujundavad kolme suurema loodusliku jõe (Suur Emajõgi, Pedja/Pede ja Elva jõgi) ja kahe järve (Keeri ja Karijärv) kõrval ala ilmet osaliselt või täielikult süvendatud ja õgwendatud Laeva ja Kavilda jõgi, Ilmatsalu tiigimajandi tehisjärvend ning Laugesoo veega täitunud turbakarjäärid. Maaparanduse mõju on tugev kogu kultuurmaastiku-alal, kuivendus on suhteliselt vähem mõjutanud Võrtsjärve madaliku loodusmassiivi praeguse Alam-Pedja looduskaitseala piires.

Vaatlusala biotoobiaotuse määramine

Uurimisala biotoobiaotuse selgitamiseks määrati igasse UTM-ruutu 200 juhuslikku punkti, kasutades ruudu lääne- ja lõunaserva telgedena ning võttes punkti koordinaatideks juhuslike arvude paarid. Punktid kanti 1:50000 topograafilisele kaardile ja kirjeldati looduses aastatel 1997-2000. Ühegi ruudu kirjeldamisaeg ei ületanud kaht aastat. Punktid leiti sammudega hästimärgatavatest ja kaardile kantud orientiiridest (loodusmaastikul üksikjuhtudel ka eelnevast punktist) mõõtes ning kompassi abil suunda hoides. Nii kaardile märkimise kui maastikul leidmise puhul eeldati mõõtmisvigade juhuslikku ulatust ja suunda.

Punktide biotoopi iseloomustati mitmeti, kuid käesolevas töös kasutatakse üksnes alljärgnevat üldist jaotust: 1) *mets*; 2) liutumata *raiesmik* (puurinne välja kujunemata; liituvus alla 0,3); 3) *põõsa- või puissoo* (puissoo puhul maksimaalne liituvus alla 0,3); 4) *lagesoo* (puud või põõsad katavad alla 5% pinnast); 5) *põõsasluht* (põõsaid või puid üle 5% pinnast, aga puurinne välja kujunemata); 6) *lageluht* (puud või põõsad katavad alla 5% pinnast); 7) *veekogu*; 8) *niit* (looduslik või kultuurrohuma, erinevalt luhast pole perioodiliselt üleujutatav); 9) *sõõtis põld*; 10) *kasutatav viljapõld*; 11) *tee või siht*; 12) *üksiktalu* (taluks loetud kogu ala 50 m raadiuses elu- või tootmishoonest, paljuhooneliste suurtalude puhul 100 m raadiuses hoonetekompleksi tsentrist); 13) *muu kultuur- või tehisbiotoop* [suurkarja poolt kasutatav karjamaa, kartuli-, köögivilja- või rapsipõld, marja- või viljapuuad (kui talust >100 m kaugusel), perv, jäätmaa, turbaväli või asulaj].

Röövlinde tootumisvaatlused

Tootumisbiotoobid määrati juhuvaatluste põhjal, jättes välja pesadel või pesade juures nähtud linnud. Lenduaetud linnu puhul arvestati ainult lendutõusmispaiga biotoopi, metsaservas istuva linnu puhul vaid piirnevat lagendikku (mitte metsa). Vaatluste arvuks loeti isendite arv vastavas biotoobis

ühel kohtamiskorral. Linnu tegevus klassifitseeriti vastavalt selle tõenäosusele peegeldada toitumiskäitumist: 1 - ründab saaki; 2 - rapleb või seirab aeglasel lennul maad (ilmne saagijaht lennul); 3 - istub (tõenäoline varitsusjaht); 4 - lendab (võimalik saagijaht lennul). Kategooriad 1-3 loeti **kindlaks või tõenäoiseks toitumiskäitumiseks** ning liikidel, kelle kohta oli rohkesti vaatlusi, arvestati toitumisbiotoopide iseloomustamisel eelkõige neid.

Kasutati valdavalt aastate 1993-2000 vaatlusi (117-243 vaatlust aastas), mil toitumisbiotoope märgiti saagijahile viitava käitumisega röövlindude puhul enam-vähem süstemaatilisel. Haruldasemate liikide kohta on hõlmatud ka 79 vaatlust aastatest 1991-92. Kokku analüüsiti 1480 vaatlust (sh. 528 kindlat või tõenäolist toitumisjuhtu) 21 röövlinnuliigi kohta. Neist viis liiki (must-harksaba, vötkakk, värbkakk, sooräts ja kõrvukräts) olid esindatud vähem kui viie vaatlusega ning jäeti liigilisest analüüsist välja, nagu ka kolm vaatlust määramata konnakotkaste kohta.

Juhuvaatluste kasutatavust piiravad:

- 1) vaatleja enda eelistus viibida teatud biotoopides või maastikes rohkem kui teistes. Selle mõju on käesolevas töös ilmselt väike. Igas vaatlusruudus on tehtud vähemalt 50 vaatlust ning erinevad maastikud on üsna ühtlaselt esindatud: väikese (16-30%) metsasusega kultuurmaastiku-ruutudes (c3, c4, d2, d3) tehti keskmiselt 143 vaatlust ruudu kohta; metsasemates (42-62% metsa), soid ja muud loodusmaastikku sisaldavates ruutudes keskmiselt 180 vaatlust ruudu kohta;
- 2) samade lindude korduv esinemine. Seda polnud küll võimalik vältida ega kontrollida, kuid vaatluste juhuslik iseloom katab ka erinevaid paare vaid juhuslikult erineval määral (ei tehtud spetsiaalseid toitumisvaatlusi ühe või mõne paari kohta ega jälgitud teatud isendeid järjest pikkade ajavahemike kaupa). Ühe paari kohta tehtud vaatlused ei domineeri ühegi liigi andmestikus, v. a. kaljukotkas, keda vaatlusalal pesitsebki vaid üks paar;
- 3) lindude erinev vaadeldavus erinevates biotoopides, mis antud juhul puudutab eelkõige metsa ja avamaastiku vahelist erinevust. Kahtlemata on röövlindude saagijaht metsas halvemini vaadeldav ning metsas toituvate liikide jahikäitumist on sobivam uurida raadiotelemeetria abil (nt. Kenward 1982, Widén 1989). Puiskasvuga biotoopide eeldatav alaesindatus ongi käesoleva töö meetodika kõige nõrgem koht, millele tulemuste tõlgendamisel ka tähelepanu pööratakse.



Statistiline andmetöötlus

Elupaigauuringutes võib rääkida liigi eelistustest, kui ta kasutab mingit biotoopi või teatud keskkonnatingimusi suhteliselt rohkem kui neid on saadaval. Käesolevas töös on niisuguste eelistuste väljatoomiseks kasutatud **selektsiooni-koefitsienti**: $SK_i = \log_{10}(p_i / P_i + 1)$, kus i on biotoop, p biotoobi osatähtsus tootumisvaatluste seas ja P biotoobi osatähtsus vaatlusalal (Gorman & Reynolds 1993). SK väärtused üle 0,3 näitavad eelistatavaid ja väärtused alla 0,3 välditavaid biotoope.

Röövlinnude üldist valivust tootumisbiotoopide suhtes ja elupaigakasutuse liikidevahelist sarnasust uuriti klasteranalüüsil (UPGMA – *unweighted pair-group average* – meetodil), kasutades algandmetena iga biotoobi suhtelist sagedust antud liigi tootumisvaatlustes või vaatlusalal. **Valivuseks** nimetatakse liigi tootumispaiga-kasutuse üldist erinevust saadavalolevast (eukleidilise kauguse põhjal). Andmetöötlus tehti programmpaketiga STATISTICA 4.5.

Tulemused

Liigiline ülevaade

Röövlinnuvaatluste jaotumine erinevatesse biotoopidesse on näidatud lisas. Kõik (võimalikud) tootumisvaatlused ning üksnes tõenäolised ja kindlad tootumisvaatlused erinesid peamiselt metsa osatähtsuse poolest (vastavalt 28 ja 9%), avamaastikubiotoopide jaotus oli nendes kahes valimis väga sarnane.

Herilaseviud (*Pernis apivorus*) kohati valdavalt ülelennul; aktiivse saagijahi tunnustega vaatlusi oli vaid viis (madallennud metsa ja raiesmiku kohal, saagivaritsemised puudelt metsas, jõekaldal ja lageluhul). Kõigi vaatluste arvestamisel võib liigi peamiseks tootumisbiotoopideks pidada metsa, niitusid ja raiesmikke (kokku 80% vaatlustest). Selgesti välditi viljapõlde ($SK=0,05$) ja teisi haritavaid või tehisbiotoope ($SK=0$). Herilaseviu näis olevat üks sagedamini metsas saaki jahtivaid kullilisi.

Merikotka (*Haliaeetus albicilla*) tõenäoliste ja kindlate tootumisalade seas olid olulisimad ja ühtlasi eelistatuimad veekogud (jões, soodid, järved ja kalatiigid; $SK=1,23$) ning lage- ja põõsasluhad, mis kokku moodustasid 61% vaatlustest. Märkimisväärne osa (10%) tootumisvaatlustest tehti soodes ning sageli peatusid merikotkad turbaväljadel, pervedel ja jäätmaadel ("muud biotoobid" kokku 13% vaatlustest). Talvel ilmusid kotkad toituma ka raigest ning veebruaris 1995 vaadeldi üht isendit toitumas jõeäärse talu jäätmeaugus (V. Ilvese teade).

Välja-loorkull (*Circus cyaneus*) eelistas saagilendudel söötis ($SK=0,73$) kasutatavaid viljapõldusid (0,58) ning niitusid (0,47), mis kokku moodustasid 74% tootumisvaatlustest. Ka soo-loorkull (*Circus pygargus*) valis saagijahiks söötis põldusid ($SK=0,54$), viljapõldusid (0,53) ja niitusid (0,47), eriti aga pesitsusbiotoobinagi olulisi põõsas- (0,59) ja

lageluhtasid (0,55), mis kõik kokku moodustasid 85% kindlatest ja tõenäolistest toitumisvaatlustest. Nende kahe liigi andmed puudutavad ennekõike isaslinde, sest osa raskestimääratavate emas- ja noorlindude vaatlusi jäeti andmestiku "puhtuse" kindlustamiseks analüüsist välja.

Roo-loorkull (*Circus aeruginosus*) eelistas toituda lageluhtadel (SK=1,22), niitudel (0,43) ja viljapõldudel (0,43), mis kokku moodustasid 78% kindlatest või tõenäolistest toitumisvaatlustest. Nendes biotoopides nähti viie saaklooma tabamist, muudes biotoopides ei nähtud sööstusidki saagile. Sarnaselt teistele loorkullidele, ei pidanud roo-loorkullid kordagi saagijahti metsas, kuid erinevalt teistest liikidest ka soodes.

Kanakulli (*Accipiter gentilis*) saagijahti õnnestus vaadelda üksnes kahel korral, millest üks oli edukas (tabas metsas rongat), teine mitte (ründas niidul hallvarest). Kõigi potentsiaalsete toitumisvaatluste analüüs näitab metsa olulisust toitumisalana – kanakull oli uurimisalal kõige sagedamini metsas vaadeldud liik (53% vaatlustest metsas). Teisi eelistusi olemasolevast materjalist ei ilmne, küll aga näib kanakull vältivat saagijahti viljapõldudel (SK=0,07).

Mets oli peamiseks toitumisbiotoobiks ka raudkullile (*Accipiter nisus*), kes jahtis sageli ka raiesmikel, niitudel ja põldudel (kõik kokku 64% kindlatest ja tõenäolistest toitumisvaatlustest). Liiki kohati peaaegu kõigis biotoopides, sh. väärivad eraldi märkimist sagedased saagilennud inimasulatesse. Tartu linnas oli raudkull ainus regulaarselt toituv kulliline, kuigi vaid väljaspool pesitsusaega (detsembrist aprilli alguseni).

Hiireviudele (*Buteo buteo*) oli iseloomulik eelistus metsalagendike suhtes – varitsusjaht teede ja sihtide ääres (SK=0,73) ning toitumine raiesmikel (0,60). Nende ja teiste peamiste toitumisbiotoopide (niitude ja viljapõldude) osatähtsus ulatus kokku 76%-ni kõigist kindlatest ja tõenäolistest toitumisjuhtudest.

Väike-konnakotkas (*Aquila pomarina*) toitus eelistatult niitudel (SK=0,68), lageluhtadel (0,64) ja söötis põldudel (0,63), mis kokku moodustasid 71% toitumisvaatlustest. Veelgi tugevamalt olid eelistused niitude (SK=0,76) ja lageluhtade (0,98) suhtes väljendunud suur-konnakotkal (*Aquila clanga*).

Kaljukotkas (*Aquila chrysaetos*) on oma suurusest hoolimata suhteliselt harva saagijahil nähtav liik. Ainsa vaatlusalal pesitseva paari kohta saadi 13 potentsiaalset toitumisvaatlust (neist saagi tabamise kohta üksainus – lagerabal). Nappidest andmetest ilmnas siiski soode tähtsus (kokku 61% vaatlustest), sh. eriti lageraba tugev ülesindatus suhtelise pindalaga võrreldes. Metsa kohal lendavad kaljukotkad ei olnud tõenäoliselt kuigi sageli saagijahiga seotud.

Tuuletallaja (*Falco tinnunculus*) pesitses uurimisalal väga lokaalselt, piirkonnas, mis jäi toitumisvaatlustega suhteliselt halvasti kaetuks. Liiki kohati vaid neljas biotoobis ning ühelainsal juhul väljaspool kultuuravamaastikku (lageluhul). Viljapõldudel pärines 61% vaatlustest.

Lööpistriku (*Falco subbuteo*) eelistatud toitumisbiotoope on käsitletava andmestiku põhjal raske välja tuua. Ühest küljest torkab kindlate ja tõenäoliste toitumisvaatluste seas silma sage saagijaht (antud juhul peamiselt kiilide püüdmine õhust) metsade ja luhtade kohal, teisalt viljapõldude (SK=0,13) ning inimasulate vältimine (SK=0).

Kalakotka (*Pandion haliaetus*) saagijaht leidis eranditult aset veekogudel (sh. üleujutatud luhtadel), kuigi ülelennul nähti teda ka teistes biotoopides. Seniste vaatluste põhjal tavatseb liik järvedel ja kalatiikidel uurata saaki õhust, jõgedel aga kaldaäärsetelt puudelt.

Händkaku (*Strix uralensis*) kohta kasutatavad andmed pärinevad valdavalt õhtu- ja hommikuhämarast, mil teda sai visuaalselt vaadelda. Kakud kasutasid enamasti (95% juhtudest, n=43) varitsusjahti lagendikul kasvavalt üksikult puult (harva ka elektripostilt, liiklusringilt vms.) või metsaservast. Olulisimateks ja ühtlasi eelistatumateks toitumispaikadeks olid niidud (SK=0,63), metsateed ja -sihid (0,78) ning raiesmikud (0,61), kus tehti kokku 80% tõenäolistest ja kindlastest toitumisvaatlustest. Märkimist väärib ka suhteliselt sage esinemine talude juures ning vaatluste äärmine vähesus luhtadel ja soodes.

Erinevalt pesitsevatest liikidest, peegeldas valdav osa läbirändavate karvasjalg-viude (*Buteo lagopus*) vaatlusi eeldatavasti toitumispaiku. Vähestest andmetest (11 vaatlust) võib aimata viljapõldude olulisust selle liigi jaoks (5 vaatlust). Kolm peamist avamaa-biotoopi – söötis ja kasutatavad viljapõllud ning niidud – moodustasid kokku 73% vaatlustest.

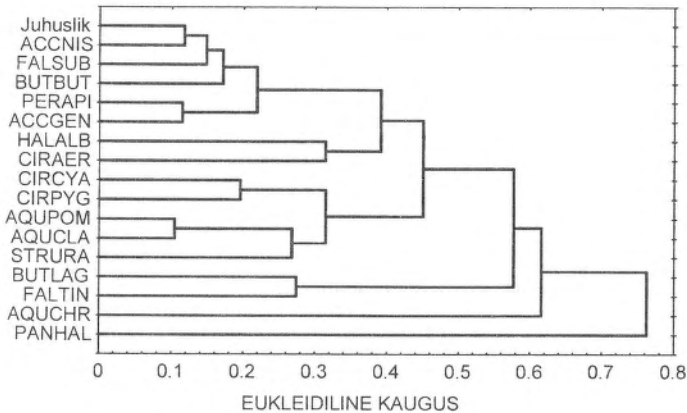
Valivus ja liikidevaheline sarnasus

Röövlindude toitumisbiotoopide jaotuste sarnasus liikide vahel ja uurimisala maastikujaotusega on näidatud joonisel 1. Omavahel suhteliselt sarnasteks liikideks osutusid: 1) kanakull ja herilaseviu (toitusid valdavalt metsas ning vältisid viljapõlde); 2) konnakotkad (toitusid valdavalt niitudel ja lageluhul); 3) soo- ja välja-loorkull (toitusid ennekõike niitudel, põldudel, põõsasluhtadel ja puissoodes); 4) karvasjalg-viu ja tuuletallaja (viljapõldudele spetsialiseerunud liigid). Kindlate ja tõenäoliste toitumisvaatluste arvestamisel eristus pisiimetajatest toituvate liikide grupp, kelle peamiseks toitumisbiotoobiks on kultuur-avamaastik ja luhad.

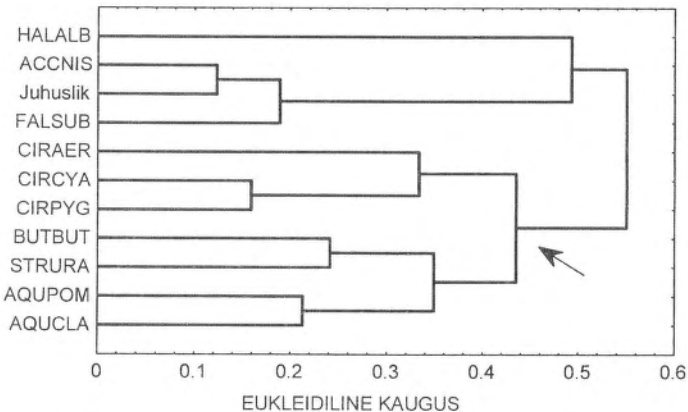
Röövlindude valivuse uurimine näitas kahte ökoloogilist seost:

1) kullilistel seostus valivus liikide arvukusega: **valivamad liigid olid haruldasemad, "generalistid" aga tavalisemad** (joonis 2). Toitumisbiotoobi suhtes kõige vähem valivateks liikideks olid raudkull ja lööpistrik, kõige valivamateks kala- ja kaljukotkas. Händkaku andmed (valivus 0,43; arvukus keskmiselt 67 pesitsusterritooriumi) hälbisid kulliliste "punktparvest" tugevasti;

a)



b)



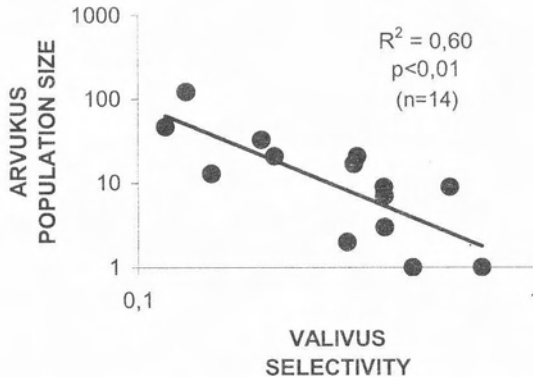
Joonis 1. Toitumisbiotoopide suhtelise kasutussageduse erinevus röövlinnuliikide vahel ja uurimisala biotoobjaotusest ("juhuslik"): a) potentsiaalsed toitumisvaatlused 16 liigi kohta; b) kindlad ja tõenäolised toitumisvaatlused 10 liigi kohta. Klasterdati UPGMA-meetodil. Noolega on näidatud pisiimetajatest toituvate röövlindude klaster. Algandmed vt. Lisa.

Figure 1. Selectivity (difference from availability, labelled as 'juhuslik' on graphs) and interspecific differences in the foraging habitat use by predatory birds: a) all potential observations on 16 species; b) probable or confirmed foraging cases in 10 species. UPGMA method was used for clustering. The cluster of species that feed mostly upon small mammals is indicated with arrow. Data as in Appendix.

2) toitumisbiotoobi-eelistused olid seotud saagijahi edukusega. Kokku hõlmas andmestik 79 saagisööstudega jahti, mille tulemus oli teada (ebamäärasuse tõttu jäeti välja lõopistriku saagijahid putukatele). Kui (igal liigil) eristati eelistatud ($SK > 0,3$) ja välditud ($SK < 0,3$) biotoopides nähtud juhud, selgus kokkuvõttes, et **eelistatud biotoopides õnnestus röövlindude saagijahat palju sagedamini** (69% juhtudest, $n=65$) kui **välditud biotoopides** (21%, $n=14$). Erinevus on statistiliselt oluline ($X^2_{adj}=9,13$; $df=1$; $p=0,0025$).

Erinevate biotoopide tähtsus röövlindude toitumisaladena

Röövlindude saagijahiti täheldati kõigis eristatud biotoopides. Arvestades üksnes kindlaid ja tõenäolisi toitumisvaatlusi näisid vaatlustes kõige alaesindatumana (s. t. väldituna) metsad ja puissood ($SK=0,10$), kõige selgemini eelistatuna aga lageluhad (0,66) ja niidud (0,50). Niidud pakkusid toitumisvõimalusi kõige suuremale arvule liikidele (vähemalt 14 liiki), kuid lageluhade väikese pindala (1,9% vaatlusalast) juures on tähelepanuväärne ka selles biotoobis toitunud liikide arv (vähemalt 11). Kokkuvõttes olid eelistatud veel veekogud ning metsateed ja -sihid, peamiselt paari spetsialiseerunud liigi (veekogude puhul merikotka ja kalakotka, teede ja sihtide puhul hiireviu ja händkaku) tõttu.



Joonis 2. Pesitsevate kulliliste arvukuse sõltuvus nende valivusest toitumisbiotoobi suhtes. Andmed: joonis 1a (valivus), Lõhmus 1997 (arvukus). NB! Mõlemal teljel logaritmskaala.

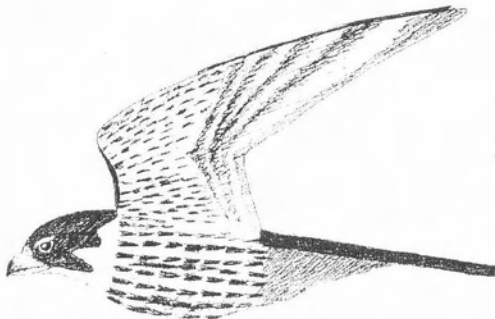
Figure 2. Relationship between population size and selectivity towards foraging habitat in diurnal raptors. The selectivity data match those on Fig. 1a; the population sizes follow Lõhmus (1997). Note the logarithmic scales of both axes.

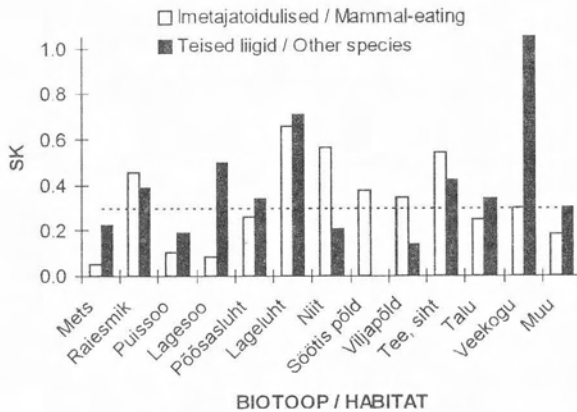
Toitumiselt suhteliselt ühtne, pisiimetajatele spetsialiseerunud liigirühm (loorkullid, hiire- ja karvasjalg-viu, konnakotkad, tuuletallaja, händkakk) eelistas mitmeid biotoope (niit, põllud), mida teised liigid vältisid (joonis 3). Reeglina kasutasid pisiimetajatest toituvad liigid põhiliselt kultuur-avamaastikku, teised liigid pigem loodusmaastikku. Sesoonsed erinevused toitumisbiotoopide tähtsuses olid vähemalt pisiimetajatest toituvatel liikidel väikesed (joonis 4). Viljapõldude roll näib olevat suhteliselt suur varakevadel ja sügisel, loodusmaastikul aprillismais. Tähtsaima toitumisbiotoobi – niidu – osakaal oli aastaringiselt kõrge (30-51% vaatlustest).

Arutelu

Eelistused toitumisbiotoopide suhtes

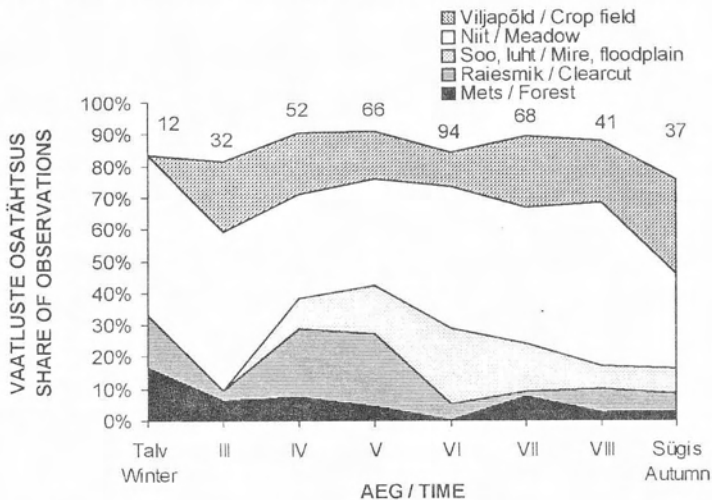
Ilmnunud eelistuste tõlgendamine on kõige keerulisem metsas tegutsevatel liikidel. Ühest küljest näitab metsa märgatavalt suurem osatähtsus kõigi vaatluste seas, võrreldes tõenäoliste ja kindlate toitumisvaatlustega, et paljud metsa kohal lennanud röövlinnud ei olnud saagijahil, vaid pigem seotud pesa, territooriumikäitumise või lendudega erinevate toitumisalade vahel. Teisalt võiks lindude raske vaadeldavus metsas viia selle tegeliku olulisuse alahindamiseni. Võimalikest vigadest hoolimata näitasid Loode-Tartumaa juhuvaatlused metsa tähtsust kahe raadiotelemeetriilistel andmetel metsa eelistava liigi – *kanakulli* ja *raudkulli* (Marquiss & Newton 1981, Kenward 1982, Widen 1989) – jaoks. Seega peaks mets olema eelistatud toitumisbiotoobiks ka sama sageli metsades kohatud *herilaseviule*, keda raadiotelemeetriilisel ei ole uuritud, ja võib-olla ka *lõopistikule*. *Hiireviu* jaoks on metsal ilmselt samuti suur tähtsus (kuigi see liik eelistas eeskätt sihte ja raiesmikke), mida kinnitavad ka mõned teised tööd (Gibet 1959, Rasmussen & Storgård 1989).





Joonis 3. Eelistused toitumisbiotoopide suhtes (SK) pisiimetajatest toituvatel ja teistel röövlindudel. Punktirjoonest (SK=0,3) allapoole jäävad välditavad ja ülespoole eelistatavad biotoobid.

Figure 3. Foraging habitat preferences (SK) in species feeding mostly upon micromammals, and in other raptors. Dashed line separates preference (SK>0.3) and avoidance. See Appendix for the Estonian habitat names.



Joonis 4. Peamiste biotoopide sesoonne kasutatavus pisiimetajatest toituvatel röövlindudel (kindla või tõenäolise toitumiskäitumise põhjal). Talv = I-II, XII; sügis = IX-XI. Numbrid graafiku kohal näitavad valimite suurust.

Figure 4. Seasonal use of foraging habitats by species feeding mostly upon micromammals (probable or confirmed foraging). Winter=I-II, XII; autumn=IX-XI. Sample sizes are shown above the graph.

Avamaastike puhul näitab kohtamissageduste vähene muutumine kindlate ja tõenäoliste toitumisvaatluste eristamise järel, et pesast eemal lagendikul kohatud röövlindu saab enamasti pidada toitu otsivaks, sõltumata aktiivse saagijahi tunnustest. Sarnaselt Loode-Tartumaa andmetele on mitmetes töödes täheldatud viljapõldude tähtsust *tuuletallajale* või luhamaastiku tähtsust *roo-loorkullile* (Schipper 1978, Demidova 1991, Valkama et al. 1995). Eestistki saakloomade analüüsid või varasematest juhuvaatlustest (Lõhmus 2001; A. Lõhmus, avaldamata andmed) ilmnevaid trende peegeldavad *kaljukotka* toitumine rabadel ning *merikotka* (muidugi ka *kalakotka*) seotus veekogudega.

Eelistuste ökoloogiline tõlgendus

Röövlindude toitumisalade kasutatavust mõjutab kolm põhitegurit:

- 1) **saakloomade rohkus ja paiknemine** (nt. Gorman & Reynolds 1993), mis ilmselt põhjustas erinevusi pisiimetajatest toituvate ja teiste röövlindude biotoobikasutuses. Kultuur-avamaastik on ju rikas pisiimetajate, ent suhteliselt vaene teiste saakliikide osas. Viimaseid (nt. kahepaikseid ja linde) on eeldatavasti palju enam luhtadel, mida eelistasidki mõlema grupi röövlinnud. Raudkulli talvist esinemist linnades (vt. ka Lelov 1970) näib põhjustavat aga saaklindude suhteliselt kõrge arvukus asulates sel aastaajal (Lõhmus et al. 1994, Vainu & Ojaste 1999);
- 2) **saakloomade kättesaadavus**. Ühest küljest sõltub see varjava taimestiku rohkusest ja tihedusest (Wakeley 1978, Baker & Brooks 1981, Bechard 1982), põhjustades röövlindude koondumist aladele, kust taimestik on niitmise, karjatamise, põletamise vms. teel eemaldatud (Barnard 1987, Kochert 1988), või lumikattest (Sonerud 1986). Loode-Tartumaal võiks näiteks viljapõldude sagedasemat kasutamist märtsis seletada lume sulamisega ning sügisel vilja koristamisega (vt. joonis 4). Raiesmikelt sulab lumi hiljem ja neid kasutataksegi eelkõige aprillis-mais, sest hiljem kasvab sinna tihe taimestik. Teisalt mõjutab saakloomade kättesaadavust varitsuskohtade, nagu puude, kivide ja kändude olemasolu (Widén 1994, Wolff et al. 1999, Jenkins 2000), mis seostub nii varitsusjahti kasutavate händkaku ja hiireviu eelistustega metsateede, -sihtide ja raiesmike suhtes kui ka kalakotka kalduvusega passida jõgedel saaki kaldapuistust;
- 3) **konkurents toidu pärast** (Janes 1994). Toitumisalade sarnasus eri röövlindudel (joonis 1) võimaldab määrata potentsiaalselt konkureerivaid liike. Mitme samades biotoopides tegutseva liigipaari puhul on konkurents ilmselt välditud erineva saagi (kanakull–herilaseviu), aktiivsuseaja (hiireviu–händkakk), madala arvukuse (tuuletallaja–karvasjalg-viu) või vähese valivuse (raudkulli–lõopistrik) kaudu. Potentsiaalselt

konkureerivad liigipaarid võiksid olla eelkõige soo- ja välja-loorkull ning suur- ja väike-konnakotkas, kes vääriskid sellealast täpsemat uuringut.

Valides toitumiseks rohkete ja hästi kättesaadavate saakloomadega ning väheste segavate konkurentidega paiku, võiks eeldada saagijahi tulemuslikkuse tunduvalt kasvu. Nii see ka käesolevas töös oli, mis kinnitab, et juhuvaatluste abil määratud eelistused peaksid suures osas paika pidama. Eelistuste kajastumist röövlindude saagijahi edukuses oli seni üldse käsitletud vaid üksikjuhtudel (Donazar et al. 1993).

Maastike muutumine ja röövlindude arvukus

Saagijahi edukusest tulenev valivus toitumisbiotoobi suhtes tähendab, et maastike muutumisel on röövlindude jaoks potentsiaalselt suur mõju. Veel enam, valivamate liikide väiksem arvukus tähendab, et need liigid võivad olla maastike muutusele ka teistest õrnemad.

Loode-Tartumaal on küll üldjoontes teada röövlindude arvukuse dünaamika 20. sajandil (Lõhmus 1997), kuid selle sidumine toitumisaladega on teiste tegurite (röövlindude tapmiskampaaniad, põllumajandusmürgid, pesitsusbiotoopide rohkus) segava mõju tõttu raske. Näiteks võinuks pisiimetajatest toituvate röövlindude eelistusest rohumaade (ka luhtade) suhtes eeldada nende arvukuse tugevat vähenemist sedamööda, kuidas Eestis langes (pool)looduslike ja kultuur-rohumaade pindala (Palang 1998). Tegelikult on enamiku selliste liikide arvukus Loode-Tartumaal märgatavalt tõusnud (roo- ja soo-loorkull, konnakotkad, hiireviu, händkakk) või vähemalt stabiilne (välja-loorkull; Lõhmus 1997). Põldusid eelistavate tuuletallajate ja karvasjalg-viude esinemissagedus on aga langenud, hoolimata haritava maa osakaalu suhtelisest stabiilsusest kuni 1990-ndateni, nagu ka suhteliselt vähe valival raudküllil.

Praegustest trendidest väärivad tähelepanu eelkõige kaks: endiste põllumajandusmaade võsastumine ja intensiivistunud metsaraie. Kuna esimesega kaasneb ka maa-asustuse hääbumine (mis annab uusi toitumisalasid pelglikumatele liikidele), siis ei ole mõju röövlindudele ilmselt esialgu kuigi märgatav. Seda kinnitavad paljud vaatlused hüljatud talude juures toituvatest või koguni pesitsevatest röövlindudest. Negatiivsed tagajärjed võivad ilmnedas alles nende alade lausalise võsastumise järel ja avalduvad ehk kõige tugevamalt niitudele spetsialiseerunud konnakotkaste puhul.

Metsade roll toitumisaladena on tõenäoliselt eriti suur seal toituvate paigalindude jaoks, sest talvel on metsas (lisaks asulatele) kõige enam linde (Lõhmus et al. 1994) ning ka pisiimetajad on seal kõige paremini kättesaadavad (Jacobsen & Sonnerud 1993). Kas "toidumetsade" kadumine võib Eestis olla üks kanakulli arvukuse hiljutise languse põhjus (Lõhmus 1999)?

Tänuavaldus. Röövlindude toitumisvaatluste andmebaasi aitasid ligi veerandi võrra pikendada mitmed täpse silmaga tartumaalased. Eriti soovin tänada Ülo Välit, kes andis kasutamiseks üle 250 vaatluse ning vaatas kriitiliselt läbi ka valminud käsikirja. Üle kümne teate lisasid veel Arne Laansalu, Anti ja Reimo Rander ning Einar Tammur.

Selection of foraging habitats by birds of prey in northwestern Tartumaa

Only scarce data exist about the foraging habitats of raptors and owls in Estonia. In this paper, the results of regular field observations in 1993-2000 (for the rarest species also from 1991-92) are presented about habitat use and interspecific differences, habitat selection (as revealed from comparisons with available habitat distribution) and relative selectivity of different species. The study area (900 km²) was situated near Tartu, east-central Estonia. Habitat availability was determined by describing 1800 random plots in the field in 1997-2000. Habitat use was measured as the number of observations, defining an observation as one individual in a habitat type at one encounter. The activity of birds was classified as confirmed or probable foraging (bird attacking or following prey, hovering or perching) and possible foraging (flying). Among the total of 1480 observations, five species out of 21 were represented with less than five observations and were omitted from analyses. Habitat selection was measured with the selection coefficient: $SK_i = \log_{10}(p_i / P_i + 1)$, where i is habitat type, p its relative frequency among foraging observations, and P is the proportion of the habitat type in the study area (Gorman & Reynolds 1993). The general selectivity of a species was measured in cluster analysis as the euclidean distance (UPGMA algorithm) between the habitat composition of the study area and of the foraging observations of that species.

Habitat use of the 16 species is presented in Appendix. *Pernis apivorus* was among the species most often foraging in forest. It avoided cereal crops and other cultivated or man-made habitats. *Haliaeetus albicilla* used most often (and also preferred) waterbodies as well as flood-plain meadows. *Circus cyaneus* and *C. pygargus* preferred cereal fields (both in use and temporarily set-aside) and meadows; the latter species also flood-plain meadows. *Circus aeruginosus* preferred also open flood-plain meadows, other meadows and cereal fields. The main foraging habitat for *Accipiter gentilis* and *A. nisus* was forest; in winter, the latter species was the only raptor regularly hunting in settlements. *Buteo buteo* characteristically preferred forest openings (forest rides and roads as well as clear-cut areas), but extensively used also meadows and cereal fields. Both *Aquila pomarina* and *A. clanga* selected for open flood-plain meadows and other meadows; the first species also for set-aside cereal fields. Mires were the most important foraging habitat for *Aquila chrysaetos*, and cereal fields for *Falco tinnunculus* and migrating *Buteo lagopus*. *Falco subbuteo* made its foraging flights mostly over forests and flood-plain meadows, while *Pandion haliaetus* hunted only at waterbodies (incl. over

flooded areas). According to visual observations, *Strix uralensis* mostly hunted from perches (95% of obs.), preferring meadows, forest rides and roads as well as clear-cut areas. The species occurred often near houses, but rarely hunted on flood-plain meadows or mires.

Interspecific differences in habitat use are presented on Fig. 1. According to confirmed or probable foraging cases, the cluster of species feeding mostly upon small mammals was distinct. These species used mostly open agricultural landscape and flood-plain meadows for hunting, whereas other species avoided e. g. cultivated meadows and cereal fields. Seasonal differences in foraging habitat use were small at least in the first species group, with cereal fields having slightly more important role in early spring and autumn than during the summer (contrarily to natural habitats; Fig. 4). This pattern could be explained by changing accessibility of prey due to snow or vegetation.

Foraging habitat use was most similar in the following species-pairs: 1) *Accipiter gentilis* and *Pernis apivorus* (mostly forest-dwelling, avoiding cereal fields); 2) the two spotted eagle species (foraging mainly on flood-plains and other meadows); 3) *Circus cyaneus* and *C. pygargus* (mostly using meadows, fields, bushy flood-plains and mires with trees); 4) *Falco tinnunculus* and *Buteo lagopus* (using mainly cereal fields). As the first species have very different diet composition and the latter are rare, the two spotted eagles and the two harrier species can be considered as potentially competing for hunting sites in the study area.

In preferred habitats the hunting of raptors was more successful ($p=0.003$). This reveals to the sensitivity of birds of prey to landscape changes, especially in rare species, which were found to be more selective (Fig. 2). However, the population dynamics of the studied raptor community during the 20th century did not correspond to the trends expected by changes in the coverage of different habitat types. This can be due to confounding effects of other factors (e. g. persecution, pesticides, and availability of nest sites).



- Kirjandus.** Baker, J. A. & Brooks, R. J. 1981: Distribution patterns of raptors in relation to density of voles. *Condor* 83: 42-47. — **Barnard, P.** 1987: Foraging site selection by three raptors in relation to grassland burning in a montane habitat. *Afr. J. Ecol.* 25: 35-45. — **Bechard, M. J.** 1982: Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swainson's hawk. *Condor* 84: 153-159. — **Beier, P. & Drennan, J. E.** 1997: Forest structure and prey abundance in foraging areas of northern goshawks. *Ecol. Applic.* 7 (2): 564-571. — **Demidova, M. I.** 1991: Agrotsoenozõ Permskoj oblasti kak ohotnitš'i biotopõ dnevnõh hishchnõh ptits-miofagov. *Mat. 10 Vsesojuzn. Orn. Konf.* 2 (1): 186-188. — **Donazar, J. A., Negro, J. J. & Hiraldo, F.** 1993: Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the Lesser kestrel *Falco naumanni*. *J. Appl. Ecol.* 30: 515-522. — **Donazar, J. A., Negro, J. J., Tella, J. L. & Campion, D.** 1997: Extensive grazing and raptors in Spain. In Pain, D. & Pienkowski, M. W. (eds.), *Farming and birds in Europe*: 117-149. Academic Press, London. — **Gibet, L. A.** 1959: Raspredelenie ohotjaštšihsa hištšnõh ptits po biotopam v lesostepi Zapadnoj Sibiri. *Ornitologija* 2: 163-175. — **Gorman, M. L. & Reynolds, P.** 1993: The impact of land-use change on voles and raptors. *Mammal Review* 23 (3-4): 121-126. — **Horton, S. P.** 1996: Spotted owls in managed forests of western Oregon and Washington. In Bird, D. M., Varland, D. E. & Negro, J. J. (eds.), *Raptors in human landscapes*: 215-231. Academic Press, London. — **Jacobsen, B. V. & Sonerud, G. A.** 1993: Synchronous switch in diet and hunting habitats as a response to disappearance of snow cover in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Ornis Fennica* 70 (2): 78-88. — **Janes, S. W.** 1984: Influences of territory composition and interspecific competition on Red-tailed hawk reproductive success. *Ecology* 65 (3): 862-870. — **Janes, S. W.** 1994: Partial loss of Red-tailed hawk territories to Swainson's hawks: relations to habitat. *Condor* 96: 52-57. — **Jenkins, A. R.** 2000: Hunting mode and success of African Peregrines *Falco peregrinus* minor: does nesting habitat quality affect foraging efficiency. *Ibis* 142: 235-246. — **Kenward, R. E.** 1982: Goshawk hunting behaviour, and range size as a function of food and habitat availability. *J. Anim. Ecol.* 51: 69-80. — **Kenward, R. E.** 1996: Goshawk adaptation to deforestation: Does Europe differ from North America? In Bird, D. M., Varland, D. E. & Negro, J. J. (eds.), *Raptors in human landscapes*: 233-243. Academic Press, London. — **Kochert, M. N.** 1988: Responses of raptors to livestock grazing in the western United States. In *Western Raptor Management Symp. and Workshop*: 194-203. *Natl. Wildl. Fed. Sci. Tech. Ser.* 11. — **Lelov, E.** 1970: Kullid linna kohal. *Eesti Loodus* 1970 (3): 184. — **Lõhmus, A.** 1994: Madukotkas Eestis – ühe kummituse elukommetest. *Eesti Loodus* 4: 113-115. — **Lõhmus, A.** 1997: Rõõvlindude arvukuse muutustest Loode-Tartumaal. *Hirundo* 1: 4-16. — **Lõhmus, A.** 1999: Rõõvlinnuprojekt aastail 1994-1998. *Hirundo* 12 (1): 19-35. — **Lõhmus, A.** 2001: Habitat selection in a recovering Osprey *Pandion haliaetus* population. *Ibis* (in press). — **Lõhmus, A., Ader, A., Rander, R. & Tammur, E.** 1994: Laeva-Palupõhja linnustikust. *Hirundo Suppl.* 1994. — **Lõhmus, A., Evestus, T., Lauk, K. & Väli, Ü.** 1997: Rõõvlindude sigimisedukusest Ida- ja Kagu-Eestis. *Hirundo* 1: 40-50. — **Mank, A.** 1962: Vahe-Eesti põhjaosa linnustikust. *ENSV Riikliku Loodusmuuseumi töid* 1: 141-213. — **Marquiss, M. & Newton, I.** 1981: A radio-tracking study of the ranging behaviour and dispersion of European sparrowhawks *Accipiter nisus*. *J. Anim. Ecol.* 51: 111-133. — **Newton, I.** 1979: Population ecology of raptors. Poyser, Berkhamsted. — **Palang, H.** 1998: Landscape changes in Estonia: The past and the future. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis* 6. Tartu University Press. — **Rasmussen, L. U. & Storgård, K.** 1989: The breeding of the Buzzard, Sparrowhawk, Goshawk, and Honey Buzzard in southeast Jutland, Denmark, 1973-1987. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 83: 23-34. — **Schipper, W. J. A.** 1977: Hunting in three European harriers (*Circus*) during the breeding season. *Ardea* 65: 53-72. — **Sonerud, G. A.** 1986: Effect of snow cover on seasonal changes in diet, habitat, and regional distribution of raptors that prey on small mammals in boreal zones of Fennoscandia. *Holarct. Ecol.* 9: 33-47. — **Vainu, O. & Ojaste, I.** 1999: Tallinnuloendused Läänemaal aastail 1989-1999. *Linnurada* 1999 (2): 40-46. — **Valkama, J., Korpimäki, E. & Tolonen, P.** 1995: Habitat utilization, diet and reproductive success in the kestrel in a temporally and spatially heterogeneous environment. *Ornis Fennica* 72 (2): 49-61. — **Veroman, H.** 1978: Ühe lõopistikupaari toitumistavadeest. *Ornitol. kogumik* 8: 227-231. — **Veroman, H. & Pärq, R.** 1958: Vahe-Eesti edelapoolseoma osa linnustikust. *Ornitol. kogumik* 1: 104-118. — **Väli, Ü. & Lõhmus, A.** 2000: Suur-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. *Hirundo Suppl.* 3. — **Wakeley, J. S.** 1978: Factors affecting the use of hunting sites by Ferruginous hawks. *Condor* 80 (3): 316-326. — **Widén, P.** 1989: The hunting habitats of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. *Ibis* 131: 205-213. — **Widén, P.** 1994: Habitat quality for raptors: a field experiment. *J. Avian Biol.* 25: 219-223. — **Wolff, J. O., Fox, T., Skillen, R. R. & Wang, G. M.** 1999: The effects of supplemental perch sites on avian predation and demography of vole populations. *Can. J. Zool.* 77 (4): 535-541.

Lisa. Loode-Tartumaa uurimisala ja röövlindude toitumisvaatluste biotoobiaotus. N - vaatluste (või liikide) arv.

Appendix. Frequency of different habitats in the NW-Tartumaa study area and among casual observations of foraging raptors. N - sample size, 'Uurimisala' - study area, 'Kokku' - total, 'Liikide arv' - no. of species.

		Vaatluste osatähtsus (%) erinevates biotoopides Relative frequency of observations (%) in different habitats													
N		Meis Forest	Ralesmik Clearcut	Puissoo Wooded mire	Lagesoo Open mire	Pöösasluht Flood-plain with bushes	Lagelüht Open flood-plain	Niit Meadow	Sööt Set-aside field	Viljapöid Cereal crops	Tee/siht Road / trail	Talu Single farm	Veekogu Waterbody	Muu Other	
Uurimis-ala		35,3	5,4	7,2	1,1	5,2	1,9	15,3	2,0	12,4	2,4	2,6	2,0	7,1	
Kõik juhuvaatlused / All casual observations:															
PERAPI	124	49,2	12,9	4,0	-	4,0	4,8	17,7	-	1,6	1,6	-	4,0	-	
HALALB	74	21,6	2,7	2,7	1,4	5,4	20,3	4,7	-	2,0	1,4	1,4	32,4	4,1	
CIRAER	122	14,8	1,6	1,6	-	19,7	23,0	16,0	-	11,1	-	-	10,7	1,6	
CIRCYA	45	4,4	15,6	2,2	-	4,4	6,7	37,8	4,4	22,2	-	-	2,2	-	
CIRPYG	25	-	8,0	8,0	4,0	16,0	4,0	28,0	8,0	24,0	-	-	-	-	
ACCGEN	47	53,2	6,4	6,4	-	4,3	4,3	10,6	-	2,1	4,3	-	4,3	4,3	
ACCNIS	176	38,6	6,8	2,3	1,7	3,4	6,3	10,8	-	8,5	2,8	2,3	4,5	11,9	
BUTBUT	499	30,7	11,4	2,0	0,4	2,4	4,8	23,2	0,4	11,6	3,6	2,2	2,8	4,4	
BUTLAG	11	9,1	-	-	-	-	-	18,2	9,1	45,5	-	-	-	18,2	
AQUPOM	152	19,1	3,3	0,7	-	2,6	6,6	45,4	3,9	11,8	0,7	-	2,0	3,9	
AQUCLA	33	21,2	-	-	-	3,0	9,1	42,4	-	18,2	-	-	3,0	3,0	
AQUCHR	13	30,8	-	15,4	46,2	-	-	7,7	-	-	-	-	-	-	
FALTIN	14	-	-	-	-	7,1	7,1	17,9	7,1	60,7	-	-	-	-	
FALSUB	52	34,6	3,8	3,8	-	11,5	7,7	11,5	-	7,7	3,8	-	11,5	3,8	
PANHAL	19	10,5	10,5	-	-	5,3	-	-	-	5,3	-	-	68,4	-	
STRURA	52	15,4	15,4	1,9	-	-	-	48,1	-	-	11,5	5,8	-	1,9	
Kokku	1470	28,1	8,3	2,4	0,9	5,0	7,3	22,5	1,0	10,1	2,5	1,3	6,3	4,2	
Liikide arv	21	15	14	12	5	14	12	17	6	15	8	4	12	12	
Ainult tõenäolised ja kindlad toitumisvaatlused / Only probable or confirmed foraging cases:															
HALALB	31	6,5	3,2	6,5	3,2	9,7	19,4	-	-	-	3,2	3,2	32,3	12,9	
CIRAER	36	-	2,8	-	-	13,9	30,6	26,4	-	20,8	-	-	2,8	2,8	
CIRCYA	23	-	8,7	4,3	-	8,7	-	30,4	8,7	34,8	-	-	4,3	-	
CIRPYG	20	-	-	10,0	5,0	15,0	5,0	30,0	5,0	30,0	-	-	-	-	
ACCNIS	45	28,9	11,1	2,2	2,2	4,4	2,2	13,3	-	11,1	2,2	6,7	6,7	8,9	
BUTBUT	157	5,1	15,9	2,5	-	1,3	3,8	34,1	0,6	15,0	10,8	3,2	1,9	5,7	
AQUPOM	76	1,3	3,9	-	-	2,6	6,6	57,9	6,6	11,8	1,3	-	2,6	5,3	
AQUCLA	18	-	-	-	-	-	16,7	72,2	-	5,6	-	-	5,6	-	
FALSUB	23	43,5	4,3	8,7	-	8,7	4,3	13,0	-	4,3	8,7	-	-	4,3	
STRURA	49	10,2	16,3	2,0	-	-	-	51,0	-	-	12,2	6,1	-	2,0	
Kokku	528	8,7	9,4	2,5	0,8	4,7	7,0	33,4	2,1	12,6	5,5	2,3	6,6	4,5	
Liikide arv	21	10	11	7	4	11	11	14	6	11	7	4	10	7	