

**MTÜ Eesti Loodusuurijate Selts  
Keskkonnateabe Keskus**

**Töövõtulepingu nr 2-24/Trt-7, 22. mai 2009, lõpparuanne**

**Kährikoera *Nyctereutes procyonoides*  
raadiotelemeetrilised uuringud**

**Harri Valdmann, Karmen Süld**

**Uuringut finantseeris SA Keskkonnainvesteeringute Keskus**

**Tartu 2010**

## Sisukord

Sissejuhatus .....	3
2. Materjal ja metoodika.....	4
2.1. Uurimisala kirjeldus .....	4
2.2. VHF kaelustega varustamine ja jälgimine .....	4
2.3. Kodupiirkonna suuruse määramine.....	5
2.4. Elupaigakasutus.....	5
3. Tulemused .....	7
3.1. Kodupiirkonnad.....	7
3.2. Elupaigakasutus.....	9
4. Arutelu.....	13
4.1. Kodupiirkonna suurus .....	13
4.2. Elupaigakasutus.....	14
Kokkuvõte .....	16
Kirjandus .....	17

## Sissejuhatus

Raadiotelemeetrilised uuringud on viimastel aastakümnetel saanud traditsiooniliseks ja obligatoorseks komponendiks mistahes loomaliikide bioloogiliste iseärasuste väljaselgitamisel. Taolised uuringud on andnud hindamatu panuse mõistmaks, kuidas loomad oma elupaika kasutavad.

Imetajate raadiotelemeetrilised uuringud Eestis on siiski alles algfaasis ja ka kährikkoera puhul on tegemist esimese vastavasisulise, kuid väikesemahulise uuringuga.

Kährikkoera senine uuritus Eestis on äärmiselt puudulik, viimase 30 aasta jooksul on kokku teostatud 3 kährikkoera uuringut, mis enamjaolt käsitlesid toitumist. Põhjalikum neist oli Jaan Naaber'i (1974) poolt teostatu, kes kasutas nii maosisu analüüsi kui ka ekskrementuuringut. Nikolai Laanetu (1986) töö sisaldab ondatrale *Ondatra zibethicus* võimalikku mõju avaldavate imetajaliikide ülevaadet ning samas peatub ta pikemalt ka punarebase *Vulpes vulpes* ja kährikkoera toitumisel aastatel 1973, 1978, 1982 - 1984 Võrtsjärve ja Kalli-Leegu uurimispiirkonnas. Margus Rätsepa poolt viidi 2003 aastal läbi kährikkoera ja rebase toitumisuuring maosisude analüüsi abil. Epp Moks (2004) on andnud esmase ülevaate kährikkoera helmintofaunast Eestis.

Kährikkoera näol on aga tegemist imetajaliigiga, kes on võimeline saavutama väga kõrgeid asustustihedusi ja omama suurt mõju ökosüsteemides, seetõttu on oluline võimalikult kiiresti vastavasisuliste uuringutega algust teha.

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida raadiokaelustatud kährikkoerte kodupiirkondade suurusi, nende sesoonset dünaamikat ja elupaigakasutust.

## 2. Materjal ja meetodika

### 2.1. Uurimisala kirjeldus

Kährikkoerte raadiotelemeetiline uuring viidi läbi Viljandimaal Soomaa Rahvuspargi keskuse Kõrtsi-Tõramaa ümbruses ca 9 km<sup>2</sup> suurusel alal. Uurimisala läbivad Tõramaa ja Halliste jõed, kaks suuremat teed ning lisaks leidub arvukalt kraave. Väga iseloomulikud on lodumetsad (eriti sanglepikud), lamminiidud- ja pajustikud ning noorendikud. Jõgede luhtadel teostatakse regulaarselt niitmist ning rahvuspargi keskuse vahetus ümbruses karjatatakse veiseid. Ümbruskonna metsades leidub mitmeid mahajäetud talukohti, mille vundamendialused ning kunagised keldrid on nende ümbrusest leitud jälgede põhjal otsustades uruks ja varjepaigaks lisaks kährikkoerale ka mägrale *Meles meles* ning punarebasele.

### 2.2. VHF kaelustega varustamine ja jälgimine

Kokku püüti ja varustati "Telonics mod. 210" kaelustega 2009. aasta märtsi- ja aprillikuu jooksul 5 kährikkoera: 2 emas- ja 3 isaslooma. Isendite püüdmiseks kasutati püüniseid, kastlõkse ja jahikoera. Kastlõksudega ei õnnestunud siiski ühtki isendit tabada. Põhjus võis olla lõksude ebapiisavas suuruses, mis raskendas kährikkoeral kasti sisenemist. Kuna kährikkoeri on nende käitumusliku eripära tõttu lihtne käsitleda, siis loomade uinutamiseks anesteetikume ei kasutatud (Kauhala et al., 2006). Kaelustega varustamise viis läbi Marko Kübarsepp.

Üks kaelustatud subadultne isasloom hukkus aprilli lõpus enne (telemeetrilise) jälgimisperioodi alustamist. Hukkunud loom lahati Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituudis. Välised vigastused puudusid, maost leiti 2 rohukonna *Rana temporaria* jäänused, kuid isendi konditsioon võimaldas surma põhjuseks hinnata kurtumust. Teine isasloom hukkus maikuu, kuid surma põhjust ei õnnestunud määrata. Kuna asukohapunkte selle isendi kohta kogunes vaid kümnekond, siis andmeanalüüsi neid ei kaasatud. Ülejäänud kolme isendit (1 emane, 2 isast) jälgiti maist oktoobrini, iga looma 2-6 ööd kuu kohta.

Jälgimiseks kasutati 4-elementilist *Yagi*-tüüpi antenni (Y-4FL, Televilt, TVP Positioning AB, Rootsi) ja käeshoitavat vastuvõtjat (TR-4, Telonics Inc., Mesa, USA). Asukohapunkte koguti vastavalt Kauhala et al. (2006) meetodikale peamiselt õhtul hämarikus, öösel ja varastel hommikutundidel. Ühe jälgimissessiooni kestuseks oli (sõltuvalt ilmastikuoludest) 2-5h (ajavahemikus 18:00-05:00). Asimuudid võeti vähemalt 2 punktist, võimalikult lühikese ajaintervalli tagant (ca 7 min), vältimaks loomade liikumisest tingitud mõõtmisvigu. Kui punktivõtmiskohtade vaheline nurk oli väga erinev 90°st, siis võeti ka kolmas asimuut tagamaks täpsem asukohamäärang. Isendite asukoht määrati iga 25 minuti tagant (20-30 min). Kui loomad paiknesid piisavalt lähestikku, siis jälgiti neid samaaegselt. Viidi ka läbi triangulatsiooni täpsuse test vastavalt Kauhala et al (1993) meetodikale. Asukohamäärangu täpsushinnanguks saadi 103 m (26-180m).

Triangulatsioonil saadud asukohapunktid kanti 1:20000 mõõtkavas kaardile ning vastavad ristkoordinaadid määrati programmi MapInfo Professional 6.5 (MapInfo Corp., 2001) abil.

### 2.3. Kodupiirkonna suuruse määramine

Asukohapunkte kogunes jälgitud kolme looma kohta kokku 471. Kuigi iga looma järjestikused asukohamäärangud ei pruugi olla sõltumatud, on neid siiski võimalik kodupiirkonna suuruse arvutustes kasutada. Seda juhul kui iga kodupiirkonna kohta on pikema ajaperioodi jooksul mitmeid jälgimisöid (Smith et al. 1981) ning asukohapunktide määrangute vaheline ajaintervall on suhteliselt konstantne (De Solla et al. 1999). Kuna paratamatult pole kodupiirkonnasiseselt asukohapunktid teineteisest täielikult sõltumatud, siis pole andmestikust autokorrelatsiooni kõrvaldamine ilmtingimata vajalik (Rooney et al. 1998). Seetõttu kasutati ka antud töös iga looma kohta saadud kõiki asukohapunkte.

Kodupiirkondade suurused arvutati kogu jälgimisperioodi ja ka eraldi suve- (maist juulini) ja sügisperioodi (augustist oktoobrini) kohta. Suvine periood vastab poegade kasvatamise ajale ning sügisene periood on kutsikate hajumise ning talveks valmistumise aeg, mil kährikud peavad intensiivsemalt jahti ning koguvad rasvavarusid (Drygala et al., 2008; Holmala & Kauhala, 2009).

Sõltuvalt kasutatavast meetodist võivad kodupiirkonna suuruse hinnagud oluliselt varieeruda (Seamann & Powell 1996). Enim on kasutatud kodupiirkonna suuruse hindamiseks minimaalse kumera hulknurga meetodit (MCP), mille eelisteks on võrdlusvõimalus analoogsete uurimustega, lihtsus ja robustsus andmestikus leiduva autokorrelatsiooni suhtes. Samas ei sisalda MCP väärtused informatsiooni selle kohta, millise intensiivsusega kasutavad loomad oma kodupiirkonna erinevaid osasid ning lisaks saavad andmestikus proportsionaalselt suuremal määral esindatud äärealadele jäävad asukohapunktid ja nende jaotus. Sellele vastukaaluks määrab kerneli meetod punktide sageduse kauguse funktsioonina ning võimaldab seetõttu arvutada asukohtade jaotuse. Seetõttu kasutati antud töös lisaks MCP meetodile kährikkoerte ruumikasutuse uurimisel ka fikseeritud kerneli meetodit (Worton 1989).

Kodupiirkondade suurused arvutati Biotas 1.03 tarkvara abil. 95% Kernel (K95, ala, kus loom viibib 95% ajast/juhtudest) võeti arvesse kui "maksimaalne kodupiirkonna suurus", kuna 100% kernel hindab sageli kodupiirkonna suurust üle, kas tingutuna asukohamäärangu vigadest või juhuslike käikude tõttu väljapoole kõige sagedamini kasutatavat piirkonda (Seamann & Powell 1996). Tuumalad (ingl. k - *core areas*) määrati programmiga Ranges6 v1.00 (Kenward et al. 2003) iga isendi jaoks eraldi kodupiirkonna jaotuskõverate (ingl. k - *utilisation distribution; UD*) järgi (% piirkond vs % asukohapunktide arv). Jaotuskõvera nõgusaim koht viitabki tuumala suurusele (Kauhala et al. 1993).

### 2.4. Elupaigakasutus

Elupaigakasutuse uurimisel võeti aluseks CORINE 2006 baaskaart, mille maakattetiüüpide jaotused, võttes arvesse mõõtmisviga (ca 100m), olid piisavalt suured, et asukohapunkti sattumist konkreetsele elupaika toesenä arvesse võtta. Uurimisalale jäänud maakattetiüübid defineeriti elupaigatüüpidega (Tabel 1). Samas tuleb märkida, et maakattetiüüp 243 ehk "põllumajanduslik maa (<75%) loodusliku taimkatte osalusega" vastas tegelikkuses kunagistele põllumaadele, mis on aastaid kasutuseta ning kujutasid endast üksikute puude ja põõsastega rohumaid, mida osaliselt kasutati ka veiste karjatamiseks. Eelnevast lähtuvalt kasutatakse töös edaspidi antud maakattetiüübi asemel nimetust *antropogeensete mõjudega rohumaa*. Analüüsid viidi läbi programmi Biotas 1.03 abil.

Elupaigakasutuse uurimiseks kasutati kogu ehk K95 kodupiirkondade ja uurimisalal olemasolevate erinevate elupaigatüüpide osakaalude võrdlust. Kodupiirkonnasisesel elupaigaeelistuse kirjeldamiseks võrreldi omavahel tuumalade ehk K70 ja K95

kodupiirkondade elupaigatüüpide osakaalusid. Eeldades, et elupaigakasutus erineb juhuslikust, on elupaigad võimalik järjestada nende suhtelise kasutuse järgi ning on võimalik tuvastada olulisi järjestuste vahelisi erinevusi (Aebicher et al., 1993).

Elupaigakasutuse analüüsimiseks defineeriti uurimisala ringikujulisena, mille diameetrik määrati kuus kilomeetrit lähtudes kirjanduses toodud kodupiirkondade maksimaalsetest suurustest (Joonis 1).

Elupaigaeelistuste uurimiseks kasutati kompositsioonaalanalüüsi (ingl k. - *compositional analysis*) (Aebicher et al. 1993). Analüüsides maastikulise koosseisu mõjusid, tuleb arvestada, et erinevate elupaikade osakaalud pole teineteisest sõltumatud, kuna nad jagavad fikseeritud 100% maastikupiirkonda (Kurki et al. 1998). Sellest probleemist ülesaamiseks kasutab kompositsioonaalanalüüs logaritmitud suhteid (kättesaadav vs kasutatud), et uurida üksikisendite või isendirühmade proportsionaalset elupaigakasutust. Selle MANOVA-põhise meetodiga analüüsitakse erinevuste statistilist olulisust (Wilksi lambda, väärtused 0 - 1, väiksem väärtus tähendab suuremat erinevust jaotuste vahel) ning varieeruvuste järjestust kahe erineva andmestiku vahel, kus andmepunktid on esitatud osakaaludena.

**Tabel 1.**

CORINE maakattetüüpide numbrilised tähistused, nimetused koos lühenditega (sulgudes) ja nende osakaalud uurimisalal

CORINE maakattetüübid	Osakaal uurimisalal (%)
243 – põllumajanduslik maa (<75%) loodusliku taimkatte osalus (PM) → <i>antropogeensete mõjudega rohumaa (AM)</i>	3,13
311 – heitlehised metsad (HM)	47,4
312 – okasmetsad (OM)	1,66
313 – segametsad (SM)	9,78
321 – looduslikud rohumaad (LR)	13,7
3241 – üleminekulised metsaalad mineraalmaal (ÜMM)	18,3
3242 – üleminekulised metsaalad soodes (ÜMS)	2,39
4111 – kalda- ja rannikuroostikud (KR)	3,06
4121 – lagedad rabad puhmaste ja üksikute puudega (LRP)	0,56

### 3. Tulemused

#### 3.1. Kodupiirkonnad

Uuritud isendite keskmine kodupiirkonna suurus kogu jälgimisperioodil oli K95 puhul 90,32ha ±12,94SD ja MCP100 puhul 165,8ha±25,99SD. Kahe isendi (nr 40 ja nr 42) suvised (K95) kodupiirkonnad olid 55% väiksemad sügisestest. Kolmanda isendi puhul (nr 43) oli erinevus vastupidine – suvine (K95) kodupiirkond oli 67% suurem sügisestest. MCP100 puhul moodustas isendi 42 suvise kodupiirkonna suurus 43% sügisest. Ülejäänud kahe isendi puhul olid sesoonsed erinevused vastupidised – sügisene kodupiirkonna suurus moodustas suvisest 54% isendi 40 puhul ja 63% isendi 43 puhul (Tabel 2). Suvisesed ja sügiseseid kodupiirkonnad ei kattunud ühelgi isendil.

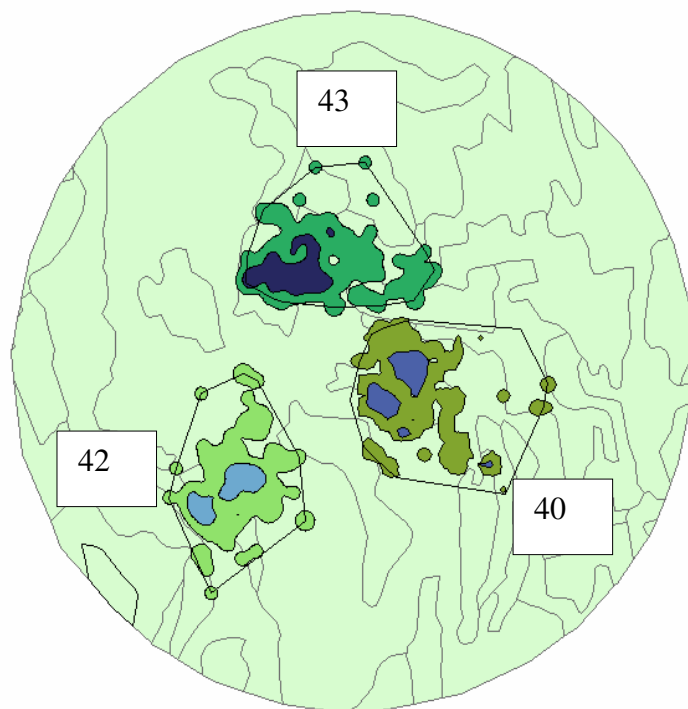
Uuritud isendid kasutasid mõlemal aastaajal keskmiselt 70% (±6,45SD) kodupiirkonnast, mis defineeriti ka tuumalana (K70) ning mille keskmine suurus oli 42,22ha (±23,51SD).

Kogu uurimisperioodi jooksul jäid kõik kährikkoerad oma kodupiirkonna territooriumile, s.t. levimist ei täheldatud (Joonised 1 ja 2).

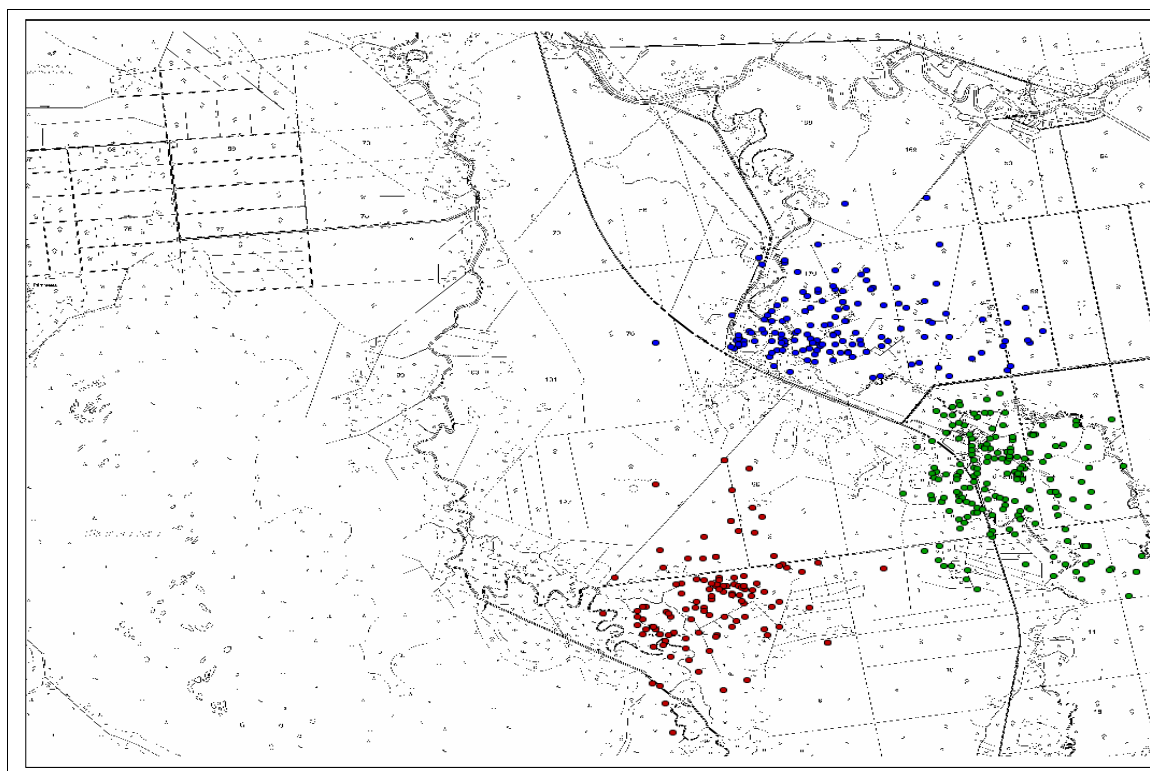
**Tabel 2.**

Uurimisaluste isendite kodupiirkondade suurused sesoonselt ja kogu uurimisperioodi kohta arvatuna. K95 – 95% fikseeritud kernel; K70 – 70% fikseeritud kernel (tuumala); MCP – 100% minimaalse hulknurga meetod.

Isend	Kodupiirkonna kalkulaator		
	K95	K70	MCP
Nr 40 (♀)			
Suvi (136)	45,2ha	5,03 ha	156,9ha
Sügis (61)	102,7ha	28,40ha	85,2ha
Kokku (198)	73,1ha	7,5ha	202,5ha
Nr 42 (♂)			
Suvi (58)	48,87ha	7,5 ha	56,8ha
Sügis (61)	107,7ha	16,3ha	130,6ha
Kokku (119)	93,4ha	14,58ha	145,6ha
Nr 43 (♂)			
Suvi (95)	149,2ha	41,21ha	136,9ha
Sügis (48)	48,6ha	11,07ha	85,7ha
Kokku (148)	104,4ha	22,25ha	149,3ha



Joonis 1. Kolme uuritud kährikkoera isendi summeeritud kodupiirkonnad nii kernel 95 ja 70 kui ka MCP meetodit kasutades.



Joonis 2. Kõikide uurimisaluste isendite asukohapunktid põhikaardil. Isendi nr 40 (rohelisega tähistatud) viibimine Tõramaa külastuskeskuse vahetus läheduses annab tunnistust võimalikust sünantroopsusest uurimisperiodil.



### 3.2. Elupaigakasutus

Uurimisalal olid domineerivateks elupaigatüüpideks heitlehine mets, segamets, üleminekulised metsaalad mineraalmaal ning okasmetsad. Uurimisalal esinenud elupaigatüüpidest ei kasutanud ükski kährikkoer looduslike rohumaid, üleminekulisi metsaalasid soodes ega lagedaid rabasid (Tabel 3). Uuritud isendite elupaigakasutus erines statistiliselt usaldatavalt nende proportsionaalsest kättesaadavusest uurimisalal (kehtib sisukas hüpotees-  $H_1$ ).

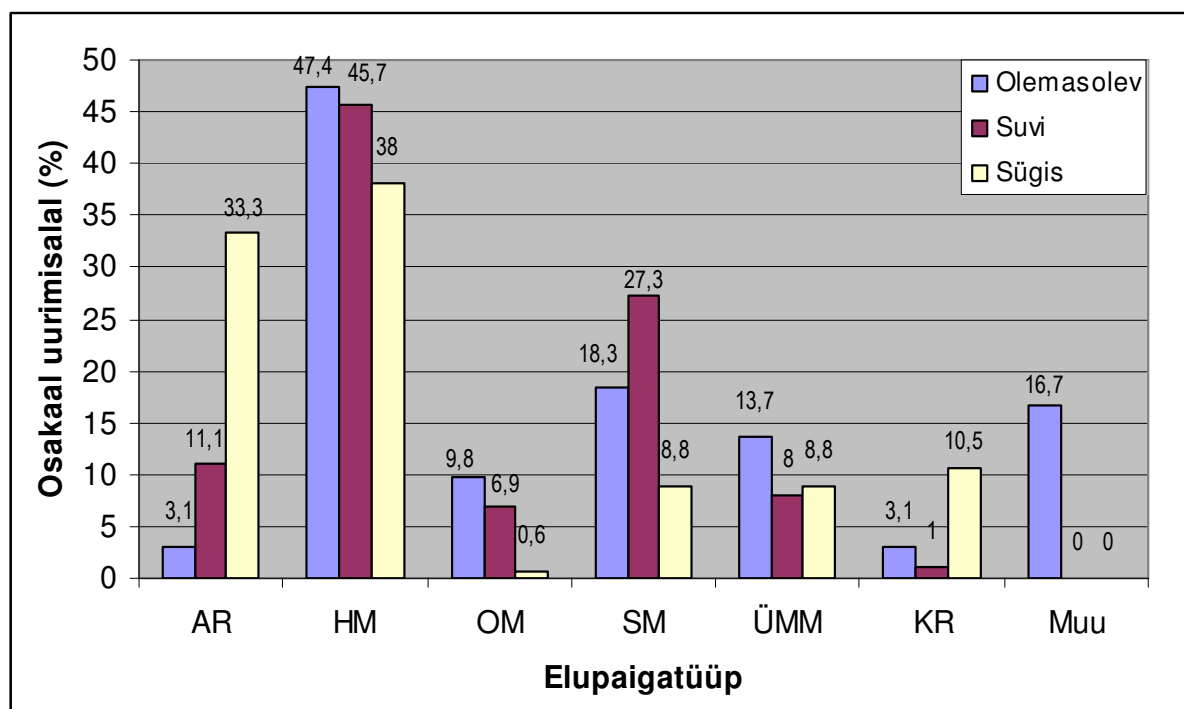
**Tabel 3.**

Elupaigatüüpide esindatus kogu uurimisalal (9,425km<sup>2</sup>), kährikkoerte kodupiirkonna siseselt (K95) ja asukohapunktide (N=471) jaotus elupaigatüüpides.

Elupaigatüüp	% Kogu uurimisalal	% Kodupiirkond (N=3) ±SD	% Asukohapunkte elupaikades
A.m. rohumaa*	3,1	14,4±10,33	19,1
Heitlehine lehtmets	47,4	42,7±11,94	42,4
Okasmets	9,8	10,2±13,17	5,2
Segamets	18,3	19,0±12,77	20,6
Looduslik rohumaa	1,7	0	0
Metsaala mineraalmaal**	13,7	22,2±15,92	8,2
Metsaala soodes**	2,4	0	0
Kalda- ja rannikuroostik	3,1	5,3±7,59	4,5
Lagedad rabad	0,6	0	0

\* Antropogeensete mõjudega rohumaa

\*\*Üleminekulised metsaalad



Joonis 3. CORINE elupaigatüübi osakaal uurimisalal ja summeeritud asukohapunktide osakaal neis vastavalt kompositsionaalanalüüsi tulemustele suve- ja sügisperioodil.

Proportsionaalsest esinemisest enam kasutati suveperioodil antropogeensete mõjudega rohumaad ning segametsi, sügisel samuti rohumaad ja kalda- ja rannikuroostikku. Olemasolevast oluliselt vähem kasutasid uurimisalused isendid sügisperioodil okasmetsi ja segametsi (Joonis 3). Suvisel perioodil käitusid uurimisalused kährikkoeraisendid erinevate elupaikade kasutamisel võrdlemisi oportunistlikult, s.t. elupaigakasutuse määr oli proportsionaalne selle kättesaadavusele. Olemasolevaga võrreldes proportsionaalselt rohkem viibis heitlehises metsas isend 43 (kasutusmäär oli eeldatavast 20,2% suurem).

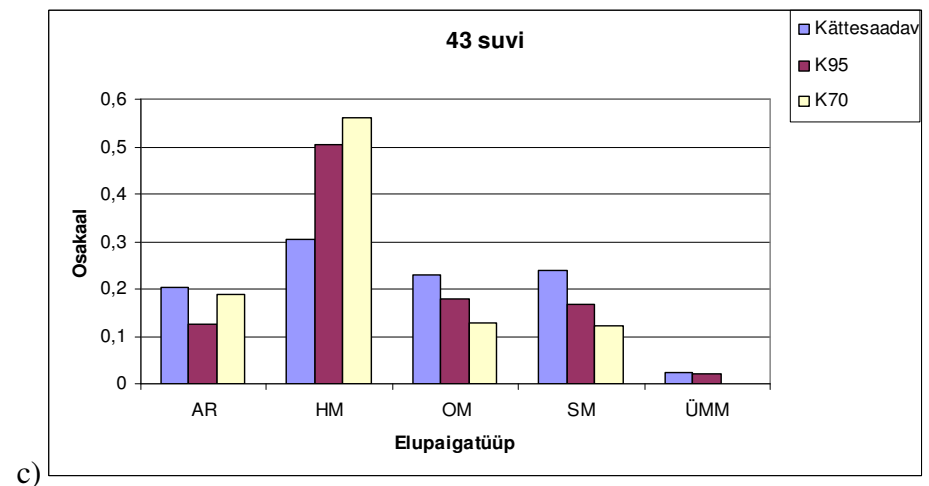
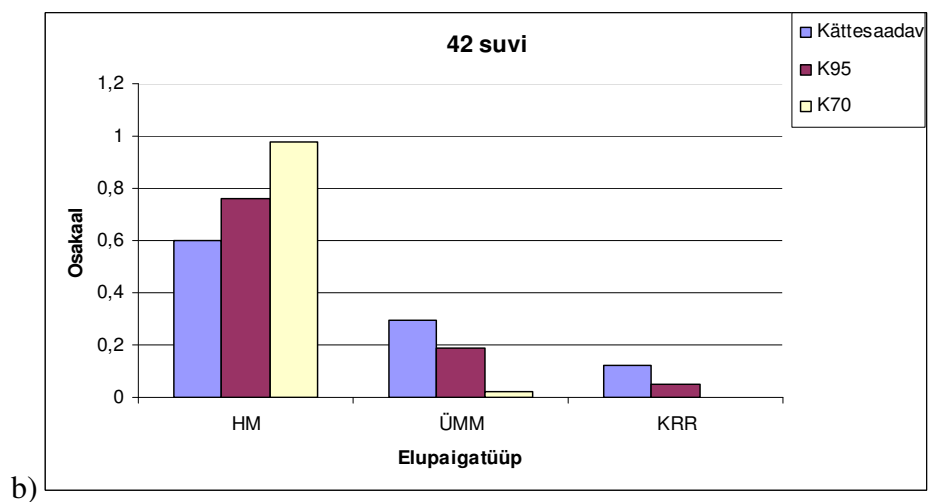
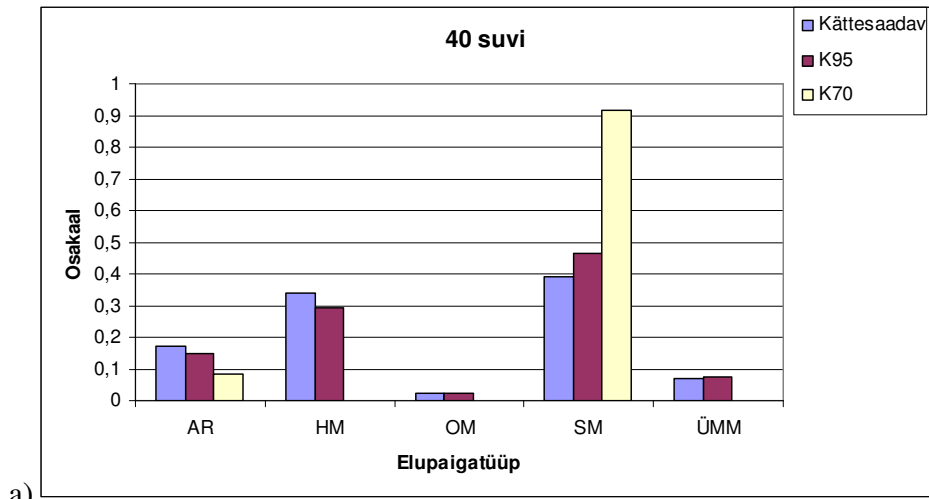
Kährikkoerte elupaigaeelistused varieerusid erinevate isendite puhul. Kogu kodupiirkonna (K95) puhul osutusid nii suve- kui ka sügisperioodil uurimisalal kättesaadavatest elupaigatüüpidest isendite 40 ja 43 puhul eelistatuimaks antropogeense mõjuga rohumaad. Isend 42 eelistas mõlemal aastaajal roostike. Kõigi kolme isendi elupaigaeelistuste järjekord oli suvel ja sügisel sarnane (Tabel 4).

Tuumalade (K70) puhul erinesid oluliselt nii eelistuste järjekord kui ka kasutatavate elupaikade arv. Näiteks puudus isendi 42 suvisest K70 kodupiirkonnast roostikud.

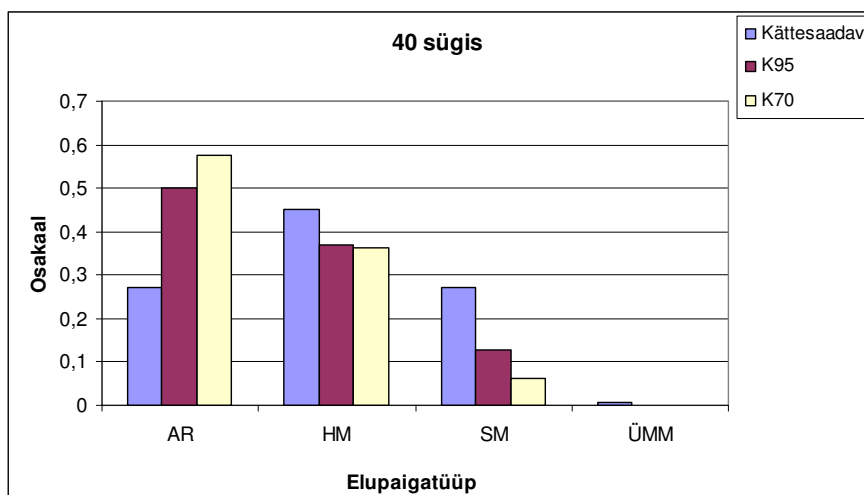
**Tabel 4.**

Uurimisaluste isendite järjestatud elupaigatüüpide kasutused kogu jälgimisperioodil, suvel ja sügisel K95 ja K70 kodupiirkonnasiseselt. Statistik  $\lambda$  (lambda) näitab rühmade vahelisi erinevusi sõltuva muutuja (elupaigatüüp) erinevate kombinatsioonide puhul.

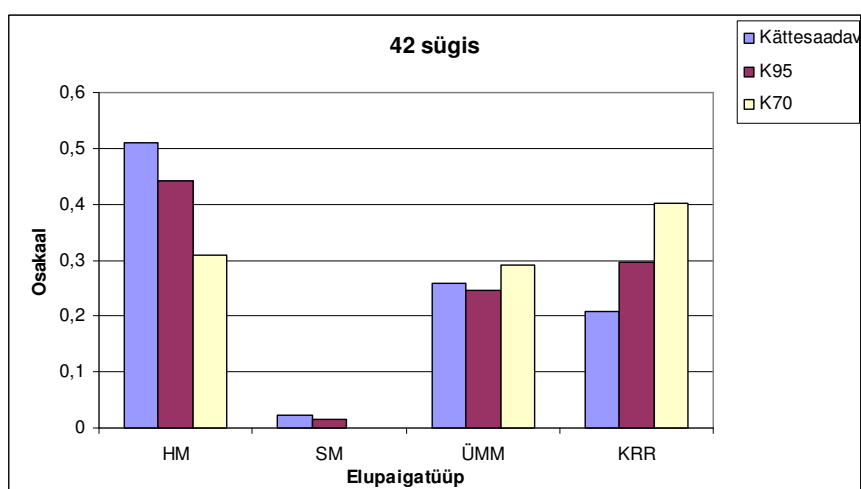
<b>K95/Uurimisala</b>	<b>Elupaigatüüpide eelistuste järjestus</b>	<b><math>\lambda</math>(lambda)</b>
40 kokku	243>313>311>3241>312	0,5
40 suvi	243>313>311>3241>312	0,5
40 sügis	243>313>311>3241	0,5
42 kokku	3241>311>4111>313>3242	0,37
42 suvi	4111>3241>311>3242	0,5
42 sügis	4111>3241>311>313	0,5
43 kokku	243>312>313>311>3241	0,5
43 suvi	243>312>313>311>3241	0,5
43 sügis	243>312-313>311	0,37
<hr/>		
<b>K70/K95</b>	<b>Elupaigatüüpide eelistuste järjestus</b>	<b><math>\lambda</math>(lambda)</b>
40kokku	313>243-311>*312>*3241	0,5
40suvi	313>243>*312>*3241>*311	0,25
40sügis	243>311>313>*3241	0,66
42kokku	4111>311>3241>*3242>*313	0,5
42suvi	311>3241>*3242>*4111	0,33
42sügis	4111>3241>311>*313	0,33
43kokku	243>311>313>*3241>*312	0,5
43suvi	311>243>312>313>*3241	0,75
43sügis	243>311>313>*312	0,66



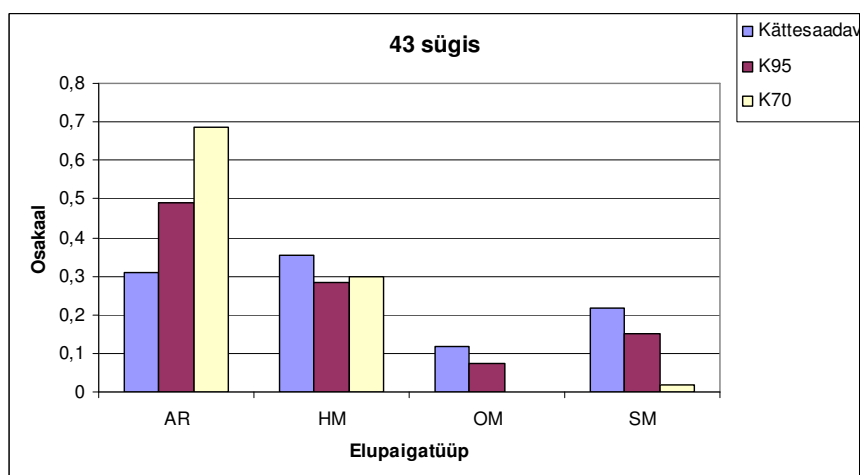
Joonis 4. Uuritud isendite suvised elupaigakasutused kogu kodupiirkonnas (K95) ja tuumalal (K70); a) isend nr 40, b) isend nr 42, c) isend nr 43.



a)



b)



c)

Joonis 5. Uuritud isendite sügised elupaigakasutused kogu kodupiirkonnas (K95) ja tuumalal (K70); a) isend nr 40, b) isend nr 42, c) isend nr 43.

Suveperioodil jäid isend 40 poolt kasutatavale kodupiirkonna tuumalale (K70) antropogeensed rohumaad ning väga tugevat eelistist näitas antud kährikkoer segametsade suhtes. Sügisperioodil vähenes segametsa tähtsus tuumalal oluliselt ning kasutusse lisandus heitlehinemets (Joonis 4a; joonis 5a) .

Isendi 42 suvisest kodupiirkonnast puudusid täielikult segametsad, mis lülitusid elupaigakasutusse (K95) alles sügisperioodil. Kodupiirkonna tuumalal lisandus sügisperioodil suvisele heitlehiste metsadele ja üleminekulistele metsaaladele mineraalmaal roostik, mille suhtes isend näitas tugevat eelistust (Joonis 4b; joonis 5b).

Võrreldes suvega jäid sügisperioodil isendi 43 elupaigakasutusest välja üleminekulised metsaalad mineraalmaal ning eelistatuimaks elupaigatuübiks osutusid heitlehised metsad (Joonis 4c; joonis 5c).

## **4. Arutelu**

### **4.1. Kodupiirkonna suurus**

Esmalt tuleb märkida, et võrreldes mujal Euroopas teostatud uuringutega on käesolevas töös saadud kährikkoerte kodupiirkondade suurused võrdlemisi väikesed (Tabel 5). Näiteks Saksamaal on kährikkoera 100% MCP kodupiirkonnad ulatunud 766 hektarini (Drygala et.al. 2008), Soomes 700 hektarini (Kauhala et.al 1993). Kodupiirkondade väiksuse põhjuseks võiks olla kährikkoerale optimaalseima elupaiga esinemine uurimisalal: suhteliselt märg ala, rohketes kraavides ja kahe jõega (Tõramaa j., Halliste j.), ning kus kultuurmaastik (niidetavad heinamaad ja luhad) vaheldub rikkaliku alustaimestikuga metsatukkadega.

Sügisperioodil kattus isendi nr 40 kodupiirkond uurimisala keskel asuva Sooma RP keskuse ja selle lähiümbrusega (Joonis 2), kus loomal oli võimalik tarbida inimeste toidujäätmeid ja ka õunu ning marju, mis võib olla üks tõenäoline kodupiirkonna suhtelise väiksuse põhjus.

Drygala et al. (2008) uurimistulemused näitasid kährikkoerte kodupiirkonna suurenemist augustist-oktoobrini, ajal, mil kutsikad iseseisvuvad ning algab talviste rasvavarude kogumine, mis tingib ka toiduotsingud suuremal alal. Sarnast kodupiirkonna suuruse muutust võis täheldada ka antud töös jälgitud kahe isendi puhul (nr 40 ja nr 42). Mõlemal juhul suurenesid sügiselised kodupiirkonnad võrreldes suvistega ca 50% võrra. Samas kolmanda isendi (nr 43) puhul vähenes sügisene kodupiirkonna suurus suvisega võrreldes 1/3 võrra. Võib vaid oletada, et antud isendi kodupiirkonna suuruse oluline vähenemine oli tingitud, kas looma haigestumisest või liikus loom (tegelikkuses laienenud) kodupiirkonna kaugemates osades konkreetsete jälgimiskordade vahelisel ajal, s.t. osa kodupiirkonnast jäi detekteerimata. Valimi vähesuse tõttu ulatuslikemate järelduste tegemine oleks siiski ennatlik.

Tabel 5.

Mujal Euroopas läbi viidud kährikkoera kodupiirkonna uuringute tulemused

Asukoht	Kodupiirkonna suurus (ha)	Jälgitud loomade arv	Jälgimisperioodi pikkus
Soome (2009)*			
K95	321±151	18	sügis 2000-
K60 suvi	74±39	18	suvi 2004
K60 sügis	73±52	19	
Soome (2008)**			
K95	343±144,0	14(6♂/8♀)	2001-2003
Tuumala	125±73,7		
Soome(2006)***			
K95	390±142	17(8♂/9♀)	2000-2004
K50	80±512		(17,0±12,7 kuud)
MCP	570±256		
Saksamaa****			
MCP	583,0±398,0	♀28	Okt 1999-2003
	551,6±418,6	♂33	
K95	382,0±297,4	♀32	
	352,4±313,3	♂30	
K85	238,3±198,1	♀32	
	212,0±192,0	♂30	

\* Holmala, K. &amp; Kauhala, K 2009

\*\* Kauhala, K. &amp; Holmala, K 2008

\*\*\* Kauhala et al. 2006

\*\*\*\* Drygala et al. 2008

## 4.2. Elupaigakasutus

Uurimisaluste kährikkoerte summeeritud elupaigakasutust kogu jälgimisperioodil võib pidada suhteliselt oportunistlikuks, s.t. enamikke elupaigatüüpe kasutati suhteliselt sarnasel määral nende kättesaadavusega (Tabel 3). Sarnaste tulemusteni jõudsid ka Drygala et al. 2008). Sesonset kasutust analüüsidest võib aga mõningate elupaigatüüpide puhul märgata olulisi erinevusi (Joonis 3). Näiteks ületas sügisperioodil antropogeensete mõjudega rohumaa kasutus proportsionaalselt selle kättesaadavuse uurimisalal kümnekordselt. Eriti tugev eelistus antud elupaiga osas oli täheldatav isend nr 40 puhul (Joonis 5a). See võis olla tingitud asjaolust, et antud elupaigatüüp kattub Soomaa RP keskuse territooriumiga, kuhu jäi ka kompostihunnik ning õunapuud ja marjapõõsad. Kompostihunnikutest ja viljapuaedadest toidu otsimine sügisperioodil on kährikkoerale üsna iseloomulik (Kauhala & Saeki 2004).

Kalda- ja rannaroostiku suur osatähtsus, eelkõige isendi 42 elupaigavalikus, on ilmselt tingitud ökotoniafektist - koosluste piirialad on toidurikkamad, seda eriti maismaa- ja veekogu piirialadel. Kahepaiksed, hukkunud kalad, pisinärlised, mõned putukaliigid ja ka ehk veelinnud on siin esindatud arvukamalt, mis tõenäoliselt muudabki need alad atraktiivsemaks. Nende suurem osakaal sügisperioodil (Joonis 5b) on ehk tingitud metsamarjade kättesaadavuse vähenemisest, kuigi on mõeldavad ka muud toiduobjektide fenoloogiaga seotud hüpoteesid.

Suvine segametsaelupaiga eelistamine isendi nr 40 ja heitlehise metsa eeldatavast suurem kasutusmäär isendi 43 puhul on ilmselt tingitud lopsakast alustaimestikust, mis ühest küljest pakub head varjumisvõimalust ja teiselt poolt on ühtlasi elupaigaks mitmetele pisinäriilistele, näiteks uru- ja karihiirtele, kes on kährikkoerale oluliseks saakobjektiks (Kauhala & Saeki 2004).

Mõistmaks funktsionaalseid seoseid uurimisel olnud isendite kodupiirkonna suuruse kujunemisel ja üksikute elupaigatüüpide eelistusel, tuleb oletada, et need on peamiselt toitumise funktsiooniks. Kährikkoera toiduobjektide fenoloogia tingib üksikute elupaigatüüpide eelistamise teatavatel perioodidel ja üldine elurikkus kodupiirkonnas (nii selle kvalitatiivne kui ka kvantitatiivne külg) oleksid määravateks teguriteks kodupiirkonna üldise suuruse kujunemisel.

Antud uurimuses näis konkreetsete elupaigatüüpide kasutamine iga isendi poolt sõltuvat oluliselt ka paigast, kus nad kinni püüti ning kaelustati, s.o. nende väljakujunenud kodupiirkonnast. Eriti selget mõju andmestikule omas selles osas isend 43, kelle territoorium jäi suuresti Halliste jõe luhale ning sellest tingituna muutis kolme uurimisaluse kährikkoera summeeritud elupaigakasutuses roostike osatähtsuse suhteliselt suureks. Ülejäänud kahe isendi kodupiirkonnas ja ka selle vahetus ümbruses puudus vastav elupaigatüüp täielikult. Eelnev annab põhjust järeldada, et kährikkoer on võimeline edukalt kasutama üsna mitmeid kättesaadavaid elupaigatüüpe.

## Kokkuvõte

Käesoleva uurimistöo ülesandeks oli uurida raadiokaelustatud kährikkoerte isendite kodupiirkondade suurusi, nende sesoonset dünaamikat ja elupaigakasutust. Töö tulemusena tehti kindlaks valimis esindatud isendite suvised, sügisesed ja summeeritud kodupiirkondade suurused ja võrreldi neid mujal Euroopas tehtud uuringute tulemustega. Töö tulemusena selgus ka, et valimis esindatud isendite kodupiirkonnad olid suhteliselt väikesed, mis ilmselt on tingitud nii sünanatroopse toidu lokaalsest kättesaadavusest kui ka arvestades kährikkoera kui generalisti toitumist, tõenäoliselt üldisest kõrgest elurikkusest uurimisalal.

Toiduobjektide kättesaadavuse ja fenoloogiaga on ilmselt seotud ka ühe või teise elupaigatüübi eelistamine ühel või teisel kährikkoera eluperioodil. Eelistatud elupaikadeks (kasutati kährikkoera poolt rohkem kui vastava elupaiga osakaal eeldaks) olid antropogeensete mõjudega rohumaad, heitlehised metsad, segametsad ja roostikud, kus ilmselt leidub kährikkoerale sobivaid saakobjekte (eelkõige pisinärilised ja kahepaiksed) ning metsaaladel ka sügisperioodil marju.

Kalda- ja rannarostiku suur osatähtsus, eelkõige isendi 42 elupaigavalikus, on ilmselt tingitud ökotoniefektist - koosluste piirialad on toidurikkamad, eeskätt eriti maismaa- ja veekogu piirialadel. Kahepaiksed, hukkunud kalad, pisinärilised, mõned putukaliigid ja ka ehk veelinnud on siin esindatud arvukamalt, mis tõenäoliselt muudabki need alad atraktiivsemaks. Nende suurem osakaal sügisperioodil on ehk tingitud metsamarjade kättesaadavuse vähenemisest, kuigi on mõeldavad ka muud toiduobjektide fenoloogiaga seotud hüpoteesid.

Valimi väiksuse tõttu on keeruline teha järeldusi elupaigakasutuse kohta populatsiooni tasandil. Siiski andis käesolev töö esmase ülevaate sellest, millised võiksid olla konkreetsed eelistused kindlat tüüpi koosluste (elupaigatüüpide) olemasolul. Antud uurimus andis teadmisi uurimisaluste isendite bioloogilistest iseärasustest ja ka väärtuslikke kogemusi asumaks edaspidi suuremamahulise vastavasisulise uurimistöo teostamisele.



## Kirjandus

- Aebischer, N.J., Robertson, P. A., Kenward, R.E., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radiotracking data. *Ecology* 74, 1313–1325.
- De Solla, S. R., Bonduriansky, R. Brooks, R. J. 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* 68: 221-234.
- Drygala, F., Stier, N., Zoller, H., Bögelsack, K, Mix, H., M., Roth, M. 2007. Habitat use of raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. *Mammalian Biology* 73(5):371-378.
- Drygala, F., Stier, N., Zoller, H., Mix, H., M., Bögelsack, K., Roth, M. 2008. Spatial organisation and intra-specific relationship of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Central Europe. *Wildlife Biology* 14(4):457-46.
- Holmala, K. & Kauhala, K. 2009. Habitat use of medium-sized carnivores in southeast Finland – key habitats for rabies spread? *Ann. Zool. Fennici* 46:233-246.
- Kauhala, K., Helle, E., Taskinen, K. 1993. Home range of the raccoon dog in southern Finland. *Journal of Zoology* 231: 95-106.
- Kauhala, K. and Saeki, M. 2004. Raccoon dogs. Finnish and Japanese raccoon dogs - on the road to speciation. In Macdonald, D. W. and C. Sillero-Zubird, editors. (Eds.). *Biology and conservation of wild canids*. Oxford University Press. Great Britain. pp. 217–226.
- Kauhala, K., Holmala, K., Lammers W., Schregel J. 2006. Home ranges and densities of medium-sized carnivores in south-east Finland, with special references to rabies spread. *Acta Theriologica* 51(1):1-13.
- Kauhala, K. & Holmala, K. 2008. Optimal radio-tracking strategy – the best results with the least effort? *Acta Theriologica* 53(4):333-341.
- Kurki S., Nikula A., Helle, P., Linden H., 1998. Abundance of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67:874-886.
- Laanetu, N. 1986. Ondatra – kiskja saakloom. *Eesti Ulukid* IV: 15-30.
- Moks, E. 2004. Punarebase *Vulpes vulpes*, kährikkoera *Nyctereutes procyonoides*, hundi *Canis lupus* ja euroopa ilvese *Lynx lynx* helmintofaunast Eestis. Magistriväitekiri zooloogias, 49lk. Tartu Ülikool, Bioloogia-Geograafiateaduskond, Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut.
- Naaber, J. 1974. Rebane ja kährikkoer meie looduses. *Jaht ja Ulukid*. Eesti NSV Jahimeeste Seltsi aastaraamat 1969-1972. Valgus, Tallinn, 102-115.
- Rooney, S. M., Wolfe, A. Hayden, T. J. 1998. Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioural effects. *Mammal Review* 28(2): 89-98.
- Rätsepp, M. 2005. Kährikkoera (*Nyctereutes procyonoides*) ja punarebase (*Vulpes vulpes*) talvine toitumine Eestis. Bakalaureusetöö zooloogias. Tartu, 28 lk. Tartu Ülikool, Bioloogia-Geograafiateaduskond, Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut.
- Seaman, D. E. & Powell, R. A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77(7):2075-2085.
- Smith, G. J., Cary, J. R., Rongstad O. J. 1981. Sampling strategies for radio-tracking coyotes *Wildlife Society Bulletin* 9(2):88-93.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* 70(1):164-168.