

**TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE SÄÄSTLIKU KASUTAMISE ÕPPETOOL**

Triin Kaasiku

**KARJATAMISKOORMUS RANNANIIDU
ELUPAIGAKVALITEETI MÕJUTAVA TEGURINA**

Bakalaureusetöö

Juhendajad: Riinu Rannap PhD

Hannes Pehlak MSc

TARTU 2015

Sisukord

Sissejuhatus	3
1. Rannaniit kui elupaik.....	5
1.1. Üldisloomustus.....	5
1.2. Kvaliteetse rannaniidu tunnused ja niidulindude elupaiganõudlus.....	6
2. Rannaniitude majandamine	10
2.1. Karjatamine.....	11
2.1.1. Kariloomad ja optimaalne karjatamiskoormus	12
2.1.2. Karjatamise aeg	17
2.2. Rannaniidu produktsiooni arvestamine karjatamiskoormuse määramisel.....	18
2.3. Probleemid Eesti rannaniitude majandamisel ja nende võimalikud lahendused	19
Kokkuvõte	21
Summary.....	22
Tänuavaldused	23
Kasutatud kirjandus	24

Sissejuhatus

Rannaniidud on poollooduslikud kooslused, mis on tekkinud inimese ja looduse koosmõjul aastasadade jooksul. Rannaniidud on väga oluliseks elu-, sigimis- ja rändepeatuspaigaks paljudele vee-, ranniku- ja rändlindudele (Kuresoo & Mägi 2004; Thorup 2004; Ottvall & Smith 2006), kahepaiksetele (Rannap *et al.*, 2007) ning selgrootutele (Talvi, 2010). Läänemere rannaniidud on ohustatud elupaigana arvatud Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisasse (Loodusdirektiiv), suur osa Eesti rannaniitudest kuulub Natura 2000 võrgustikku.

Rannaniidud on oluliseks pesitsuspaigaks avatud maastikuga kohastunud niidukahlajatele (Luhamaa *et al.*, 2001; Leito *et al.*, 2014), pakkudes piisavat toidubaasi ja mitmekesiseid mikroelupaiku nii pesalohu varjamiseks kui poegade kasvatamiseks (Thorup, 2004; Smart *et al.*, 2006). Seetõttu lähtutakse käesolevas töös niidukahlajatest (niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*), tutkas (*Philomachus pugnax*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), punajalg-tilder (*Tringa totanus*), tikutaja (*Gallinago gallinago*)) kui rannaniidu hooldamise kvaliteeti iseloomustavast indikaatorrühmast.

Püsima jäämiseks vajavad poollooduslikud kooslused majandamist (Milsom *et al.*, 2000; Tichit *et al.*, 2007). Majandatud rannaniitude pindala kahanes Eestis 20. sajandi teisel poolel 29 000 hektarilt 8 000 hektarile (Luhamaa *et al.*, 2001). Koos niitude pindala vähenemisega langesid järsult paljude rannaniiduga seotud liikide arvukused. Vaatamata viimase 14 aasta jooksul toimunud hooldatavate alade pindala suurenemisele ja riiklikele toetussüsteemidele, pole rannaniitude elurikkus madalseisust välja tulnud. Koosluste jätkuvalt halva seisundi põhjusena on välja toodud ebasobivaid hooldusvõtteid ja hoolduse ebapiisavat kvaliteeti ("Poollooduslike ...," 2013). Pärandkoosluste tegevuskava aastateks 2014-2020 näeb ette, et antud perioodil tuleb tähelepanu pöörata eelkõige hoolduskvaliteedi parandamisele, et tagada rannaniiduliikide soodsad elutingimused. Kuna majandamine on olulisim rannaniitu mõjutav tegur (Ottvall & Smith, 2006) ja peamine majandamisviis rannaniitudel on karjatamine, tekib küsimus, kas keskkonnaministri määruses sätestatud soovituslik karjatamiskoormus on rannaniitude elurikkuse säilitamiseks optimaalne, kuna see ei arvesta rannaniitude eripära (nt erinevat mullaviljakust). Rannaniitude hoolduskavas (2011) leitakse, et Keskkonnaameti (KeA) töötajatel võiks olla maa hooldajate informeerimiseks kasutada materjalid, millest saaks igale maahooldajale koostada tema niitu puudutava hoolduskava. Optimaalse

karjatamiskoormuse info on üks olulisemaid, mis maaomanikel ja KeA maahooldusspetsialistidel praegu puudub.

Käesoleva töö eesmärgiks on analüüsida Eesti rannaniitudel kasutatavaid karjatamiskoormusi ja näidata võimalusi, kuidas parandada rannaniitude hooldamise kvaliteeti.

Töös antakse ülevaade rannaniidust kui elupaigast. Määratletakse niidu elupaigakvaliteedi mõiste ja seda iseloomustavad näitajad. Liigiti esitatakse rannaniitudel pesitsevate kahlajate elupaiganõudlus. Tutvustatakse optimaalse rannaniitude majandamise vajalikkust, kuna majandamata või liiga madala koormusega majandatud rannaniidud kui olulised elupaigad kaovad (Burnside *et al.*, 2007; Tichit *et al.*, 2007). Ka liiga kõrge majandamiskoormus mõjub elurikkusele negatiivselt (Beintema & Muskens, 1987). Lisaks tutvustatakse karjatamist kui majandamisvõtet, tuuakse välja erinevate kariloomade ja karjatamishooaja kestvuse mõju rannaniidule ning käsitletakse tallamise mõju lindude sigimisedukusele. Valitud alade kohta arvutatakse kasutusel olevad karjatamiskoormused riikliku rannaniitude haudelinnustiku seire aruande (2014) põhjal.

1. Rannaniit kui elupaik

1.1. Üldiseloomustus

Rannaniitu iseloomustab taimeistiku võõndilisus ja mitmekesine mikrooreljeef – lohkudelompide ja kõrgemate kuivade osade vaheldumine. Riimveelise mere tõttu on Eesti rannaniitude mulla soolsus väike, looded on nõrgad ning kohati avaldab mõju maakerge (Paal, 2000).

Rannaniit on liigirikas biotoop, mida kasutavad elupaigana järgmised kaitsealused liigid: I kaitsekategooria selgroogsetest liikidest niidurüdi, tutkas ja kõre (*Bufo calamita*), II kategooria kaitsealustest liikidest mustsaba-vigle, naaskelnokk (*Recurvirostra avocetta*) (Leibak & Lutsar, 1996; Riigi Teataja, 2004). Obligaatsetest rannaniidu soontaimeliikidest kuulub I kaitsekategooriasse rohekas õõskeel (*Coeloglossum viride*) ja Ruthe sõrmkäpp (*Dactylorhiza ruthei*), II kaitsekategooriasse peen jänesekõrv (*Bupleurum tenuissimum*), klibutarn (*Carex glareosa*), põhjatarn (*Carex mackenziei*), rand-kesakann (*Sagina maritima*), rand-kirburohi (*Polygonum oxyspermum*), liht-randpung (*Samolus valerandi*), randtarn (*Carex extensa*), hall soolmalts (*Halimione pedunculata*), rand-soodahein (*Suaeda maritima*) ja lamav ristik (*Trifolium campestre*) (Roosaluste, 2004; Riigi teataja, 2004).

Euroopas leidub loodusdirektiivi klassifikatsiooni järgi Läänemere rannaniite peale Eesti veel Rootsis, Taanis, Soomes, Lätis ja Leedus. Käesoleval ajal hinnatakse Eesti rannaniitude üldpindalaks 18 000 ha, kuid suurem osa neist niitudest on roostunud ning pole soodsas seisundis (Lotman, 2011). Maksimaalselt on rannaniitude pindala ulatunud Eestis 35 000 hektarini (Luhamaa *et al.*, 2001). Meie rannaniitude hooldamise seisukohast on oluline, et Eestis asuvad Euroopa suurimad ja terviklikumad rannaniidud (Lotman, 2011). Eestis pööratakse rannaniidule kui elupaigale küllaltki palju tähelepanu. Aastast 1996 on välja antud rannaniite käsitlevaid ülevaateid (Leibak & Lutsar 1996; Luhamaa *et al.*, 2001; Rannap *et al.*, 2004; Rannap *et al.*, 2015). Koostatud on põhjalik ja praktilisi soovitusi andev rannaniitude hoolduskava (Lotman, 2011). Samuti suunatakse rannaniitude majandamisse märkimisväärsel hulgal resursse. Alates 2001. aastast on toetuste toel hooldatud rannaniitude pindala suurenenud ning 2013. aastal oli hoolduses 9180 ha rannaniite. Valminud on rannaniitudest sõltuvate liikide: tutka, niidurüdi, mustsaba-vigle, väike-laukhane (*Anser erythropus*), kõre ja roheka õõskeele kaitse tegevuskavad.

1.2. Kvaliteetse rannaniidu tunnused ja niidulindude elupaiganõudlus

Kõrge elurikkusega rannaniit on pindalalt suur (150-160 ha), lai ja fragmenteerumata (Milsom *et al.*, 2000; Rannap *et al.*, 2015; Thorup, avaldamata andmed). Avar niit võimaldab lindudele piisava toitumis- ja pesitsuspaikade valiku. Suur niit on tõenäolisemalt heterogeensema rohustuga, mis omakorda pakub suuremal hulgal erinevaid mikroelupaiku, mis sobivad erinevatele liikidele (Ottvall & Smith, 2006). Suure pindalaga niitudel on servaeefekti mõju väiksem (Milsom *et al.*, 2000), väiksem servaepekt tagab omakorda madalama röövluskoormuse (MacDonald & Bolton 2008). Soomes on näidatud, et lai niit, mis võimaldab lindudel pesitseda võimalikult kaugel rannajoonest, vähendab pesade tallamist kariloomade poolt – tallamise negatiivne mõju on seda suurem, mida lähemal pesa rannikule asub (Pakanen *et al.*, 2011). Viimast seletatakse asjaoluga, et kariloomad eelistavad kõrge toiteväärtusega rannaäärset taimestikku. Suurbritannia punajalg-tildri pesade tallamise uuringus seost tallamiskoormuse ja pesa kaugusega rannikust ei leitud (Sharps *et al.*, 2015). Rannaniidu suurus ei ole oluline ainult kahlajatele, ka kõre puhul on näidatud, et populatsiooni langus toimus aeglasemalt suurtel niitudel (Rannap *et al.*, 2007).

Rannaniit erineb muudest rohumaa tüüpidest veerežiimi poolest. Ühest küljest raskendab maapinna niiskus ühtlase kvaliteediga hooldamist, teisalt loob hädavajalikud tingimused kahepaiksete ja kahlajate jaoks (Milsom *et al.*, 2000; Ottvall & Smith, 2006; Smart *et al.*, 2006; Leito *et al.*, 2014). Kahepaiksed vajavad kudemisveekogusid ning kahlajad sõltuvad suuresti niidu veetasemest: kahlajad kasutavad toiduks veeselgrootuid, niiske pinnas lihtsustab tootumist mullafaunast, lombid aitavad kaasa kahetiivaliste (*Diptera*) arvukusele. Kõrge veetase võib kaasa aidata madala taimestiku pikemaajalisele säilimisele ning pärssida röövloomade liikumisvõimalusi (Beintema & Muskens, 1987; Milsom *et al.*, 2000; Smart *et al.*, 2006; Leito *et al.*, 2014).

Rannaniit, mis on niidukahlajatele optimaalseks elupaigaks, on majandatud (karjatatud ja/või niidetud). Kui rannaniit jääb majandamata, kasvab rand pilliroogu (*Phragmites australis*) täis, rannaniidu kõrgem osa kulustub ning kasvab täis kõrget taimestikku ja võsa. Rannaniidu seisundi halvenemisele viitavad kaislad (*Schoenoplectus*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), roog-aruhein (*Festuca arundinacea*), pilliroog, orashein (*Elymus repens*) ja puittaimed (Talvi, 2001; Thorup, 2004; Sweers *et al.*, 2013). Püsiva

majandamise korral asendub pilliroog karjatamist taluvate taimedega (Sweers *et al.*, 2013). Samas ei piisa niiduelustikule vajaliku rohustu kõrguse ja heterogeensusega ala rajamiseks ükskõik millisest majandamisest. Niiduelustikule optimaalse niidu reljeef ja taimestik on mitmekesised. Karjatamine peaks niidukahlajate pesitsusperioodil tagama madalmurususe (rohu kõrgus < 10 cm) suuremal osal niidust (Durant *et al.*, 2008). Kahlajate pesa ja pesakonna varjamiseks on vajalikud ka rohututid, mättad, lohud ja märjad lombid (Milsom *et al.*, 2000), kuid liigiti on pesapaiganõudlus erinev (tabel 1). Suurbritannias läbi viidud uuringus näidati, et viie kahlajaliigi jaoks on rohustu heterogeensus olulisem kui rohustu keskmine kõrgus (Milsom *et al.*, 2000). Samas ei saa Suurbritannia tulemusi Eesti oludele üks-üheselt üle kanda, kuna seal on probleemiks pigem karjatamise liigne intensiivsus (Smart *et al.*, 2006). Rohustu kõrgus on oluline elupaika mõjutav tegur, kuna sellest võib sõltuda nii lindude toidu kättesaadavus, pesapaigavalik, poegade võimalus liikuda ja leida varju (Tichit *et al.*, 2007). Rannaniit ei tohiks olla kulustunud, kuna linnupojad ei suuda kõrges kuluheinas liikuda, läbi kulukihi on raskendatud ka toidu kättesaamine (Durant *et al.*, 2008). Rannaniidu merepoolne serv peab olema avatud (Rannap *et al.*, 2015). Niidurüdi arvukuse kasvu eelduseks on pilliroo puudumine vähemalt 40% rannajoonest (Männaste, 2012).

Niidukahlajatele elu-ja pesitsuspaigana optimaalset niitu iseloomustab veel põõsaste ja puudetukkade puudumine alal. Kahlajad väldivad pesitsemist puude-põõsaste läheduses, kuna puudetukad on elu-ja peidupaigaks röövlomadele (rebane (*Vulpes vulpes*), kährrik (*Nyctereutes procyonoides*)) ning heaks valvepostiks röövlindudele (vareslased (*Corvidae*), kajakad (*Laridae*), pistrikud (*Falconidae*)) (Valkama *et al.*, 1998; Rannap *et al.*, 2004). Röövluskoormus on üks olulisim niidulindude sigimisedukust mõjutav tegur (Beintema & Muskens, 1987).

Lisaks eeltoodule mõjutavad rannaniitude elupaigaomadusi meri, merejää, maakerke kiirus, muldade soolsus ja rändepeatusel olevad hanelised (Ydenberg & Prins, 1981; Burnside *et al.*, 2007). Tormid puhastavad niitu vanast roost, samuti hävitavad vana roogu kõrge veetasemega jäärohked talved. Rannaniitude püsimisele aitab kaasa maapinna tõus. Näiteks tõuseb Matsalus maapind 2,3 mm/a, samas väheneb maakerke kiirus loodest kagusse (Meriste, 2005). Veel aitavad rannaniitude madalmurususe nõude kohaseid alasid niidul saavutada kevadisel rändepeatusel olevad rannaniitude taimestikust toituvad haneparved (Ydenberg & Prins, 1981).

Kaitstavate liikide elu- ja sigimistingimuste parandamiseks tegutsedes arvestatakse, et rannaniitudele iseloomulikud linnukooslused moodustavad terviku, kus tavalisemate ning vähemnõudlike liikide olemasolu tagab turvalisema keskkonna, millest sõltub ka ohustatud ning nõudlikumate linnuliikide pesitsemise edukus (Dyrz *et al.*, 1980; Thorup, 2004).

Rannaniitude pindala vähenemise tõttu on linnud sunnitud otsima alternatiivset elupaika. Eestis on selliseks kohaks avarad sood (Thorup, avaldamata andmed). Nii on soodes suurenenud ja rannaniitudel vähenenud mustsaba-vigle arvukus. Niidurüdi puhul võib väita, et soodes pesitsevate paaride arvukus on alati väike olnud (Kumari, 1972; eElurikkus, 2015). Seega ei saa kahlajate arvukustrende ja rannaniitude pindala vähenemist otseselt kokku viia – trendide ja põhjuste analüüsimisel tuleb arvestada, et kõik rannaniitudel pesitsevad kahlajad pesitsevad Eestis ka mõnes teises biotoobis. Paralleelselt rannaniitudega on ka kahlajate alternatiivsete elupaikade seisund halvenenud: vähenenud on rabade pindala (Paal, 2013), muutunud on põllumajandusvõtted ja kasvatatavate kultuuride suhe.

Tabelis 1 on välja toodud Eesti rannaniitudel pesitsevate kahlajate arvukus ja elupaiganõudlus. Tabelisse on koondatud andmed iseloomulike rannaniidu linnuliikide kohta. Tabelist on välja jäetud need kahlajaliigid, kes pesitsevad pigem rannaniitudega seotud liivasel või kruusasel rannikualal, millele on rannaniidu majandamisele väiksem mõju: naaskelnokk, liivatüll (*Charadrius hiaticula*), merisk (*Haematopus ostralegus*). Lisatud ei ole ka suurkoovitajat, kelle Eesti asurkonnast pesitseb rannaniitudel väga väike osa (Eltis *et al.*, 2013; Pehlak, 2014).

Tabelist 1 järeldub, et majandades niitu spetsiifilise elupaiganõudlusega liikide (niidurüdi, mustsaba-vigle) elupaiganõudlusele vastavalt, luuakse sobivad tingimused ka generalistide pesitsemiseks. Kõrgemas rohus tegutseva tikutaja elupaigaks on märjemad alad, mida kariloomad üldjuhul väldivad. Vastavalt Tartu Ülikooli ja Eesti Maaülikooli ühisprojekti “Looduskaitse rakendusuringud” (2015) tulemusele on niidurüdi kvaliteetse rannaniidu indikaatorliik. Niidurüdi elupaiganõudmistele vastav rannaniit on piisavalt suur, rohustu kõrgusega kuni 10 cm, asub niidu servast kaugel, on avatud ning rohkete lompide ja märgade aladega (Rannap *et al.*, 2015). Karjatamiskoormuse sobivuse hindamisel on indikaatorliikide kasutamine üheks võimaluseks.

Tabel 1. Niidukahlajate elupaiganõudlus rannaniitudel (Valkama *et al.*, 1998; Thorup, 2004; Hoodless *et al.*, 2007; Elts *et al.*, 2013; Smart *et al.*, 2013).

	Niidurüdi	Tutkas	Mustsaba-vigle	Punajalg-tilder	Kiivitaja	Tikutaja
Arvukus Eestis	180-230 paari	10-30 paari	400-700 paari	3000-6000 paari	40000-60000 paari	40000-60000 paari
Veetase	märjad niidud. Põhjavee tase mais ja juuni alguses max 30 cm maapinnast. Kuivendamine välistatud	märjad niidud. Põhjavee tase masi ja juuni alguses max 30 cm maapinnast. Kuivendamine välistatud	märjad niidud. Põhjavee tase mais max 30 cm maapinnast	seotud madalate veekogudega	pesitsemise ajal oluline veekogu olemasolu, poegade kasvatamise ajal oluline poegade ligipääs veele	märjad alad, kraavide ja veekogude lähedus
Pinnase struktuur	liik sõltub hästi väljaarenenud struktuuridest lompide ja uhteorgudega, mis kuivavad mai lõpus ja juunis järk-järgult ära	liik sõltub hästi väljaarenenud struktuuridest lompide ja uhteorgudega, mis kuivavad mai lõpus ja juunis järk-järgult ära	nõudeid pole täheldatud	vajalik märgade madalate kohtade olemasolu	nõudeid pole täheldatud	vajalik märgade madalate kohtade olemasolu
Karjatamine	kariloomad või hobused niidule lasta pärast 25. maid (1 noorloom hektaril) või pärast 5. juunit (2 noorlooma hektaril)	kariloomad või hobused niidule laste pärast 28. maid (1 noorloom hektaril) või pärast 5. juunit (2 noorlooma hektaril)	kariloomad või hobused niidule lasta pärast 15. maid (1 noorlooma/ha) või pärast 25. maid (2 noorlooma/ha)	täpne ajastamine teadmata, pesitseb hiljem kui mustsaba-vigle.	pesitsemise ajal koormusega 0-0,75 LÜ/ha, poegade kasvatamise ajal 0,76-1,5 LÜ/ha.	täpne ajastamine teadmata, pesitseb hiljem kui mustsaba-vigle ja punajalg-tilder.
Taimestiku kõrgus pesitsemise ajal	pesa 5-15 cm kõrguses taimestikus hea nähtavusega kohas	pesa 10-20 cm kõrguses mitte väga tihedas taimestikus suhteliselt hea nähtavusega kohas	pesa 5-15 cm kõrguses taimestikus hea nähtavusega kohas	15,8+/-4,3 cm	9,2+/-3,1 cm	>25 cm
Taimestiku kõrgus poegade kasvatamise kohas	2-20 cm avatud taimestik	10-20 cm avatud taimestik	15-30 cm	6-14 cm, lühikese ja kõrgema rohustu vaheldumine	6+/-2 cm	27-33 cm, taimestiku kõrgus heterogeenne
Kaitse röövloomade eest	passiivne, kiivitaja ja vigle kõrge tihedusega asurkonnad on kaitseks röövloomade eest	passiivne, kiivitaja ja vigle kõrge tihedusega asurkonnad on kaitseks röövloomade eest	aktiivne, pesitsemine koos kiivitajaga tõstab tulemuslikkust	aktiivne	aktiivne	passiivne

2. Rannaniitude majandamine

Rannaniidud on poollooduslikud kooslused, kus põllumajanduslik toodang ja looduskaitsetelised eesmärgid on kooskõlas. Tulu, mis niidu majandajal jääb muutunud karjalaske aja, karjatamisperioodi pikkuse ja karjatamiskoormuse arvestamise tõttu põllumajandusliku toodanguna saamata, kompenseeritakse riiklike toetustega (Durant *et al.*, 2008; “Poollooduslike ...,” 2013; Sabatier *et al.*, 2014).

Alates 2001. aastast on poollooduslike koosluste hooldamist ja taastamist Eestis riiklikult toetatud. 2013. aastal oli kaitstavatel aladel hoolduses 9180 ha rannaniite. Eestis on rannaniidu hooldajal võimalik taotleda loodushoiutoetust, poolloodusliku koosluse hooldamise toetust, muid põllumajandustoetusi, niidulindude lisameedet (“Poollooduslike ...,” 2013).

Rohumaade niiduliikidele ebasobiv majandamine pole probleem mitte üksnes Eestis, vaid kogu Euroopas, kus pesitsevate niidukahlajate arvukuse languse üheks peamiseks põhjuseks peetakse pesituspaikade hävimist põllumajanduse intensiivistumise läbi ning teisalt niitude kinnikasvamist traditsiooniliste maakasutusvõtete kadumise tõttu (Pakanen *et al.*, 2011). Pärandkoosluste kaitsmisel ja säilitamisel Eestis pole peamiseks probleemiks mitte nende liiga intensiivne majandamine, vaid liiga madala koormusega või täiesti puuduv majandamine (Luhamaa *et al.*, 2001; Pakanen *et al.*, 2011; “Poollooduslike...,” 2013). Rannaniitude majandamisel kasutatakse hooldusvõtetenä karjatamist või niitmist. Ranniku kivisus ja maastiku keerulisus (mättad, märjad lombid) võivad niitmise raskeks muuta. Niitmise võimalikkus oleneb aastasest veetasemest, mistõttu ei pruugi niitmine igal aastal võimalik olla. Niitmine on soovitatav pideva hooldusmeetmena aladel, mis on eelkõige väärtuslikud taimestiku mõttes või kus on tutkale sobivaid madalaid magedama veega alasid (Larsson, 1976; Thorup, 2006; Mägi & Pehlak, 2008; Lotman, 2011). Rannaniitude peamiseks majandusvõtteks on karjatamine.

2.1. Karjatamine

Karjatamine on inimese poolt tekitatud häiring, mille tulemusena hoitakse niidutaimestik mitmekesine. Karjatamine mõjutab rannaniitude haudelinnustikku nii kaudselt kui otseselt. Kaudne mõju avaldub elupaiga kvaliteedi kaudu – eesmärgiks on saavutada sobiv rohustu kõrgus haudeperioodi ja lennuvõimetute poegade kasvamise ajal. Otseseks mõjuks on pesade või poegade tallamine kariloomade poolt (Tichit *et al.*, 2007; Durant *et al.*, 2008). Oluline on leida tasakaal tallamise tõttu pesade hävimise ja karjatamise kasuliku poole vahel (Smart *et al.*, 2006).

Karjatamise mõju erinevus niitmisele tuleneb rohhttaimestiku valikulisest söömisest ja kariloomade maitse-eelistustest. Lisaks väetavad loomad niitu väljaheidetega ning tallavad rohukamarat, mille üheks tulemuseks on rohukamara mosaiiksuse suurenemine (Larsson, 1976; Luhamaa *et al.*, 2001; Lotman, 2011). Niitmise puhul niidetakse hein kaasajal masinatega ja ühekõrguselt ning niidu mosaiiksus kaob. Sageli jäetakse niidetavast alast välja niisked alad ja lombid, mis seetõttu aja jooksul kinni kasvavad (Larsson, 1976; Fisher *et al.*, 2011).

Kõige lihtsam on loomade paiknemist alal mõjutada karjaaedadega. Mida väiksem on karjakoppel, seda suuremat osa kari sellest kasutab. Suure kopli puhul on ühtlast karjatamiskoormust raske saavutada. Rannaniitudel on roostiku tekkimise ärahoidmiseks vajalik tagada loomade pääs veepiirile ning karjaaedade ehitamine vette (Rannap *et al.*, 2004; Hunt *et al.*, 2014).

Karjaaedadega saab vältida kvaliteetsete pesitsuspaikade tallamist pesitsusperioodil. Ohustatud liikide puhul on kasutatud ka pesade ümber asetatavaid puure või tokke, mis vähendavad tunduvalt pesade hävimist. Näiteks Soomes on sel viisil tallamise eest kaitstud niidurüdi pesi, Hollandis toimub mustsaba-vigle pesade kaitse 30% põllumajanduse keskkonnatoetuskavadega kaetud aladest (Schekkerman *et al.*, 2008; Pakanen *et al.*, 2011). Pesade kaitsmine võib aidata väikest populatsiooni tugevdada, ent selline tegevus pole oma kulukuse ja töömahukuse tõttu jätkusuutlik. Lisaks kaasneb pesakaitsete kasutamisega oht, et röövloom õpib pesakaitseid pesaga seostama ning rüüstab kõik tallamise eest kaitstud

kurnad (Pakanen *et al.*, 2011). Pigem tuleks populatsioone toetada, luues neile võimalikult optimaalsed pesitsus- ja toitumistingumused.

2.1.1. Kariloomad ja optimaalne karjatamiskoormus

Enimkasutatavad kariloomad Eesti rannaniitudel on erinevat tõugu lihaveded (Pehlak, 2014). Veded lähevad meelsasti ka madalasse vette, hoides nii ranniku ja madalad lombid roost puhtana (Lotman, 1996). Samas põhjustavad noored veded kõige kõrgemat pesade tallamiskoormust (Beintema & Muskens, 1987).

Kui teised kariloomad ei söö oma väljaheidete kõrvalt, mis võimaldab paljudel taimedel, ka puittaimedel, kasvama hakata, siis lambad söövad taimi ka veiste väljaheidete ümbrusest (Luhamaa *et al.*, 2001). Lammastega karjatamine võib põhjustada olukorra, kus niidule ei jää puhmaid, teiste kariloomadega karjatades jääb optimaalse karjatamiskoormuse juures rohustu heterogeensem (Milsom *et al.*, 2000). Veel kahjustavad lambad pesi tallamise kaudu ning võivad süüa lindude mune. Ühe looma kohta on kahju küll väike, kuid karja ja loomade tiheduse suurenedes kahju suureneb (Beintema & Muskens, 1987).

Hobused söövad väga erinevaid taimi, samuti meelsasti puulehti ja –koort. Hobused on aktiivsemad ja liiguvad salkadena, mis põhjustab märgatavalt suuremat tallamiskoormust kui veistega karjatades, seega ei soovitata hobuseid kasutada aladel, kus niidulindude asustustihedus on kõrge (Talvi & Talvi, 2012; Mandema *et al.*, 2013).

Kariloomad võivad kaudselt tõsta pesade röövlust lindude häirimise ja pesitsuseks ning peitumiseks vajalike puhmaste vähendamise kaudu. Karjatamine võib põhjustada pesade hülgamise ja muuta toidu kättesaadavust selgrootute fauna muutmise läbi. Olukorras, kus linnud eelistavad majandatud niitu, aga majandamise negatiivsed mõjud pesitsusedukusele on kõrged, võivad majandatavad niidud töötada ökolöksudena (Pakanen *et al.*, 2011).

Niidu liigirikkuse säilitamiseks või selle suurendamiseks on väga oluline arvestada karjatamise juures ka karjatamiskoormust, mis aitab saavutada majandamise eesmärgiks seatud rohustu kõrgust ja struktuuri niidul. Karjatamise juures on oluliseks mõisteks loomühik (LÜ). Loomühikud defineeritakse vastavalt kariloomade metaboolsele

energiavajadusele. Eestis kasutusel oleva süsteemi järgi arvestatavad loomühikud on toodud tabelis 2.

Tabel 2. Eestis kasutatavate loomühikute arvestus (Riigi Teataja, 2010).

Kariloom	Vanus	LÜ
Veis	> 24 kuud	1
	6-24 kuud	0,6
	kuni 6 kuud	0,2
Hobune v. mära varsaga	> 6 kuud	1
Kits ja lammas	> 12 kuud;	0,15
v. kits ja utt tallega	tall \leq 6 kuud	
Kits või lammas	6-12 kuud	0,05

Keskkonnaministri määruse järgi on Eesti rannaniitudel ette nähtud karjatamiskoormus vahemikus 0,4-1,3 LÜ/ha (Riigi Teataja, 2010).

Tabelis 3 on toodud rannaniitude karjatamiskoormused, mis on arvutatud 2014. aastal haudelinnustiku seire loendustel kogutud andmete põhjal. Rannaniidu seisundit on ühe aasta majandamisega võimatu püsivalt muuta ja kahjuks pole aegrida, mil loomade arvu niitudel oleks kirja pandud, kuigi pikk. Lühikese aja jooksul majandamises toimunud muutused ei pruugi haudelinnustikus veel väljenduda. Siiski võimaldavad need andmed anda pildi hetkeolukorrast.

Tabel 3. Rannaniitude haudelinnustiku seire alade majandamine, loomkoormused ja hinnang ala hooldatusele (Pehlak, 2014, täiendatud).

Ala	Veis	Mullikas	Vasikas	Hobune	Varss	Lammas	Kits	S (ha)	LÜ/S	Hinnang ala hooldatusele
Jausa	40							79	0,506	mõõdukas – üle keskmise
Karjamaa nina								88	0	mõõdukas – üle keskmise
Sõru	35							30	1,167	mõõdukas – üle keskmise
Taguküla	130			85				154	1,40	üle keskmise - ülekarjatamine
Tärkma								23	0	üle keskmise
Pagaranna	56					4	4	38	1,51	madal.
Põgari	213							158	1,35	NW ja E madal, C hea
Riimi	20		8					49	0,46	madal
Saastna	42							40	1,05	E mõõdukas, W üle keskmise
Salmi NE	138		9					185	0,76	NW mõõdukas, SE madal
Salmi SW	60							172	0,35	madal
Saunja								38	0	N üle keskmise, S madal
Sutlepa	40							150	0,27	70 ha madal, mujal ei karjatata
Häädemeeste	55	30		5				206	0,38	madal
Kavaru	70					100		66	1,29	üle keskmise
Manilaid	4					70		201	0,07	mõõdukas
Rannametsa	50							55	0,91	madal
Võiste	30							103	0,29	mõõdukas
Värati Suti						40		46	0,13	mõõdukas
Kõinastu	21			48				120	0,58	väga madal
Parasmetsa	48			2		50		76	0,76	mõõdukas
Rahuste						130		138	0,14	mõõdukas
Talila								19	0	majandamata
Võilaid	0	23		31		15		246	0,19	rannas mõõdukas kuni üle keskmise, rannast kaugemal kulustunud

Tabelis 3 toodud karjatamiskoormused jäävad nõutud 0,4-1,3 LÜ/ha vahemikku 21 alast üheksal. Ainult ühel juhul on karjatamiskoormus kõrgem kui soovitatud, kaheksal juhul on see madalam. Kahel niidul (Karjamaa nina, Tärkma) on teada, et ala on varasemalt karjatatud, aga loenduste ajal ei viibinud niidul loomi. Ainult ühel niidul on ala majandamiskvaliteeti hinnatud heaks, seitsmel alal madalaks (Pehlak, 2014).

Soomes on soovituslik karjatamiskoormus 0,5–1 LÜ. Selles karjatamiskoormuses ei sisaldu veel võõrutamata vasikad. Kuigi vasikad tallavad vähem, võib nende mitte arvestamine karjatamiskoormuse arvutamisel põhjustada tallamise alahindamist (Pakanen *et al.*, 2011).

Rootsis, Ölandil, on leitud, et 1-2 LÜ/ha korral ei ole pesade tallamine probleem. Ölandil oli punajalg-tildri paaride tihedus suurim karjatamiskoormuse 1,96 LÜ/ha korral, kiivitaja asusutihedus oli suurim 2 LÜ/ha korral (Ottvall & Smith, 2006).

Hollandis on näidatud, et kui karjatamiskoormus ületab 3 LÜ/ha, on tallamise mõju kõrge, karjatamiskoormusega vähem kui 2 LÜ/ha, peaks tallamiskoormus olema tasemel, mis ei ohusta linnuasurkondade elujõulisust. 2,5 LÜ/ha juures tallatakse 30-75% kahelajate pesadest (Beintema & Muskens, 1987).

Inglismaa sooldunud märgaladel soovitatakse kompromissina sobiva rohustu struktuuri loomisel ja karjatamisest tuleneva pesade tallamise vähendamiseks karjatamiskoormust 1 LÜ/ha. See vastab Suurbritannia keskkonnaagentuuri (Environment Agency) sooldunud märgalade madala karjatamiskoormuse 0,7-1 LÜ/ha definitsioonile (Sharps *et al.*, 2015). Samas on pesade jälgimise tulemusena näidatud, et isegi alla 1 LÜ/ha karjatamiskoormuse korral võib punajalg-tildri pesitsusedukus langeda nulli lähedale. 0,15 LÜ/ha korral tallati 16% pesadest, 0,82 LÜ/ha korral 98% pesadest. Järeldatakse, et soovitatud karjatamiskoormused on liiga suured, samas võib põhjuseks olla ka see, et punajalg-tildri pesitsusalasid karjatatakse loomade ebaühtlase alal jaotumise tõttu palju intensiivsemalt. Lahendusena soovitatakse karja pesitsushooajal niidul mitte hoida või vähendada karjatamiskoormust veelgi (Sharps *et al.*, 2015). Inglismaa sisemaa märgalal tallati punajalg-tildri pesitsemise kõrgajal koormusega 0,7 LÜ/ha 7% pesadest (Smart *et al.*, 2006).

Karjatamis- ja tallamiskoormuse sidumisel tuleb olla ettevaatlik, kuna kariloomad ei kasuta ala ühtlaselt. Seetõttu varieeruvad suuresti ka tallamiskoormuse uurimuste tulemused. Muuhulgas on tallamiskoormus ka liigispetsiifiline, sõltudes sellest, kuhu linnuliik eelistab pesa teha (Beintema & Muskens, 1987; Mandema *et al.*, 2013). Tallamiskoormust uuritakse tavaliselt kas linnupesi märgistades või tehispesakatsete abil. Tulemustes ei arvestata sageli lindude pesitsusedukuses olulist rolli omavate järelkurnadega. Kiivitaja võib järjestikku muneda kuni kaheksa järelkurna (Beintema & Muskens, 1987).

Linnuliikide arvukuse suundumuste ja majandamise vahel seost luues tuleb olla ettevaatlik, kuna demograafiliste andmeteta (nt märgistatud linnud) ei saa eeldada, et kohalik arvukus näitab sama ala lindude sigimisedukust, vaid võib näidata hoopis lindude ümberpaiknemist halvemalt alalt kvaliteetsemale (Ottvall & Smith, 2006). Ka on rannaniitude majandamise juures oluline teada, et kahlajad on väga pesapaigatruud linnud – nii ei pruugi näiteks niidurüdi ja mustsaba-vigle alal esinemine näidata head majandamise hetkekvaliteeti vaid tuleneda kahlajate pesapaigatruudusest.

Tabelis 3 toodud karjatamiskoormused on kvaliteetselt majandatud elupaiga loomiseks liiga madalad. Tallamiskoormuse uuringute keskmistest tulemustest võib järeldada, et 0,4 LÜ/ha juures on pesade ja poegade tallamiskoormus madal, ka 1 LÜ/ha korral ei ohustanud enamis uurimisaladel tallamine pesade ellujäämusedukust olulisel määral. Aladel, kus 1 LÜ/ha juures toimub jätkuvalt kulustumine, tuleb elupaiga kvaliteetsena hoidmiseks karjatamiskoormust suurendada. Koormuse ülempiiriks võiks arvestada 2 LÜ/ha, suurema koormuse puhul on karjatamise mõju lindudele negatiivsem kui karjatamisest saadav kasu elupaiga säilitamise näol. Rannaniitude haudelinnustiku seires olevate suurepindalaliste rannaniitude nagu näiteks Võilaid, Rahuste ja Salmi SW (kõik ka niidurüdi pesitsusalad) puhul võib soovitada karjatamiskoormuse suurendamist. Kui praegu on Võilaiul ja Rahustes madalmurususe nõuetele vastavalt hooldatud vaid rannikuäärsed madalamad alad, siis karjatamiskoormuse suurendamisel oleks eesmärgiks vältida loomade liiga kõrge tihedusega koondumist juba praegu kvaliteetselt hooldatud aladele. Väga oluline on ka tarade puudumisel arvestada kariloomade poolt päriselt kasutatava niiduala pindala, mille järgi reaalselt loomkoormust arvestatada (Pakanen *et al.*, 2011).

Väga varieeruvad tulemused tallamiskoormuse uuringutes näitavad, et tallamist põhjustavad paljud erinevad tegurid. Rannaniite majandades on oluline teada nende

erinevuste põhjuseid (Beintema & Muskens, 1987; Pakanen *et al.*, 2011; Mandema *et al.*, 2013). Üks tallamiskoormust mõjutav tegur on karjatamise aeg.

2.1.2. Karjatamise aeg

Karjatamise ajaga on seotud kaks mõistet – karjalaske ajastamine ja karjatamisperioodi pikkus. Karjatamise algusaeg on oluline, kuna on näidatud, et karjatamise algusperioodil on pesade tallamine suurem (tehispesade päevane tallamiskoormus esimesel päeval pärast karja niidule laskmist oli 11,3, teisel päeval 6,7 ja kolmandal päeval 3,3 %). Sellise tallamiskoormuse juures oleks koorunud ainult 21 % pesadest (loomkoormus 1,47 LÜ/ha). Toodud tallamiskoormus ei näita tegelikku tallamiskoormust kogu pesitsusperioodi vältel, kuna tehispesakatset alustati samal päeval, kui kari välja lasti, tegelikult alustavad enamus niidulinde pesitsemist varem, kui kari välja lastakse. Veel ei arvesta tehispesakatse teise kurna munemise võimalust (Pakanen *et al.*, 2011).

Eestis ei ole karjalaske aeg kindlaks määratud. Varasem karjatamine soodustab madalmurususe teket, aga ka pesade tallamist kariloomade poolt (Sharps *et al.*, 2015). Eestis alustab enamus niidukahlejaid pesitsust enne karjatamishooaja algust (Erit *et al.*, 2008; eElurikkus, 2015). Hollandis on põllumajanduse keskkonnatoetuskava põldudel pesade ja poegade ellujäämise suurendamiseks karjatamishooaja alguseks määratud 1.-15. juuni (Schekkerman *et al.*, 2008).

Karjatamise looduskaitselise efektiivsuse tõstmiseks on oluline pikendada karjatamist sügisel võimalikult hilisele ajale. See võib aidata kompenseerida ka ökoloogilise majandamise kulukust – loomad leiavad mõõduka koormusega majandamise tõttu ka oktoobis niidul süüa ning jääb ära vajadus neid varem lisatoitma hakata (Sabatier *et al.*, 2014). Hiline karjatamine on ka tõhusaim meetod kevadperioodil rannaniidul madalmuruse rohustu saavutamiseks. Sellisel juhul saab edasi lükata kevadise karjatamise algusaega, mis vähendab kariloomade poolset pesade tallamise ohtu – tagatakse niitude sobivus kõige varajasematele pesitsejatele nagu kiivitaja ja niidurüdi. Eelneval aastal korralikult karjatud aladel piisab kevadel 50% koormusest. Ädalal karjatades ei tohiks karjatamiskoormus olla suurem kui 0,5 LÜ/ha (Lotman, 2011).

Ka kariloomade niidul viibimise periood ei ole Eestis kindlaks määratud. See võib tekitada olukorra, kus hooldaja kasutab ühe hooaja jooksul samu loomi mitmel rannaniidul,

tulemuseks võivad olla ebapiisavalt majandatud rannaniitud. Eesti tingimustes peetakse karjatamisperioodi pikkuseks rannaniitudel 130-140 päeva aastas (Lotman, 1996).

Hooaja jooksul kariloomade ruumikasutus muutub. USAs tehtud vaatluste tulemusena toitlus hooaja keskel ja lõpus kari peamiselt kuivematel niidu osadel, kus taimekasv oli kiirem ja taimekooslused toitvamad. Karjatamishooaja jooksul tõuseb toidu kvaliteedi järgi kasutatava niiduala valimine, kuna taimede toiteväärtus väheneb vanusega. Karjatamishooaja alguses on toidu kvaliteet üldiselt kõrgem, limiteeriv on produktsioon – kari jaotub alal ühtlaselt (Roche *et al.*, 2012).

Samas ei lahenda karjatamine kõiki alakarjatatud rannaniidu probleeme. Ölandi niitudel vähenes 1988. ja 1998. aasta vahel pesitsevate kahlajate arvukus märkimisväärselt hoolimata sellest, et karjatamiskoormus tõusis. Seda vastuolulisust saab seletada ökoloogilise löksu fenomeniga: kui samas piirkonnas asuvad linnusöbralikult majandatavad ja intensiivselt majandatavad niidud, ei tee kahlajad erinevatel majandamisviisidel vahet, pesitsedes väetatud intensiivselt majandatud niitudel, kus tallamiskoormus on kõrge, tuues kaasa pesitsusedukuse märkimisväärse languse (Ottvall & Smith, 2006).

Viimasel ajal lähtutakse rannaniitude majandamisel üha enam alapõhistest kavadest. Ka Pakanen *et al.* (2011) väidavad, et majandamissoovitused, eriti ohustatud liikide puhul, ei tohiks lähtuda ainult üldisest karjatamiskoormusest ning oluline on arvestada erinevate niitude produktsiooniga.

2.2. Rannaniidu produktsiooni arvestamine karjatamiskoormuse määramisel

Rannaniitude majandamise juhendis (Lotman, 1996) tuuakse välja, et kuna karjamaade produktsioon varieerub erinevatel rannaniitudel, siis tuleb optimaalne loomade arv pinnaühiku kohta leida igal konkreetsel juhul eraldi. Peale selle peaks arvestama ka rannaniidu taimestiku liigilist koosseisu. Kahjuks ei ole alapõhise karjatamiskoormuse soovitusteni Eestis seni veel jõutud.

Eesti rannaniitudel on erinevate autorite poolt kirjeldatud kuni 22 taimekooslust (Paal, 2000; Roosaluuste, 2004). Andmeid erineva taimekooslusega rannaniitude produktsiooni kohta leiab teostest “Eesti NSV looduslike rohumaade tüübid ja tähtsamad taimekooslused” (1980) ja “Eesti NSV looduslike rohumaade levik ja saagikus” (1983),

mille kohaselt erinevate taimekooslusega niitude saagikus erineb märgatavalt. Nii on mustja rebasesaba koosluse saagikus on 15-25 ts/ha, punase aruheina 5-20 ts/ha (7,4-21,8 ts/ha), roog-aruheina 15-20 ts/ha, hariliku orasheina 10-15 ts/ha, kõrge raikaeriku 8-15 ts/ha, rannika-tuderloa 11,8-27,0 ts/ha. Saagikusi ei ole antud soomusalsi ja randastri-randõisluha koosluse kohta, mis on madala söödaväärtusega, tallamisõrnad ja seetõttu majanduslikus mõttes kasutamiskõlbmatud. Rannaniitude taimestik on kariloomade jaoks keskmise söödaväärtusega (Aug & Kokk, 1983). Kuna tootmine kõigub suure vahemikus juba koosluse siseselt, ei ole võimalik karjatamiskoormust reguleerida, teades vaid ala valdavalt taimekooslust.

Kõige täpsema tulemuse annab tootmise mõõtmine alapehmiselt. Kui see on liiga töömahukas lähenemine, saab rannaniitude grupeerida sarnaste tunnuste alusel (mullatüüp, veetase, geograafiline lähedus jm) ning mõõta tootmise ühel niidul ja kanda tulemused üle sarnastele niitudele.

Eestis on tootmise mõõdetud Matsalu lamminiitudele (Rehme, 2013). Suurbritannias on ranniku märgaladel tootmise mõõdetud eesmärgiga võrrelda lindude paiknemise seost rohustu kõrgusega (Milsom *et al.*, 2000). Prantsusmaal kasutati taimestiku kõrgust mudelis, mille abil vaadeldi karjatamise intensiivsuse ja lindudele sobiva elupaiga loomise suhet (Sabatier *et al.*, 2010).

2.3. Probleemid Eesti rannaniitude majandamisel ja nende võimalikud lahendused

Eesti rannaniidukoosluste lahendamata kitsaskohtadeks on ebakvaliteetne majandamine ja sellest tulenev roostumine ja võsastumine, rikutud looduslik veerežiim, ebapiisav niidu pindala, rannaniitude killustatus võsade-metsatukkadega, pesarüüste ning vähene kontroll hoolduskvaliteedi üle (Lotman, 2011; Rannap *et al.*, 2015). Praeguse poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse nõuetega on tekkinud olukord, kus hooldajal on kasulikum võtta hoolduse alla rohkem maad ning karjatada seda minimaalse koormusega (Lotman, 2011). Viimasel ajal on kaugseire meetodile põhinedes otsustatud ühtse pindalatoetuse kõlblikust põllumassiivist välja lõigata suur osa märgasid alasid, kahandades sellega oluliselt maahooldajate motivatsiooni madalaid veekogusid kui rannaniitude võtmelemente korras hoida (Riigi Teataja, 2015). Samuti tekitavad looduskaitsest konflikti samal alal asuvad erinevad toetusi saavad kooslused – näiteks Rannametsa

rannaniit ja sellest välja tarastatud Pulgoja roostik (Internet 3) või Taguküla rannaniit ja seda piirav Natura metsatoetust saav mets (Rannap *et al.*, 2015).

Muutunud keskkonnatingimuste tõttu tuleb tänapäeval rannaniite majandada intensiivsemalt kui 20. sajandil. Läänemere toitainete sisaldus on tõusnud, mistõttu kasvavad niidud pilliroogu täis juba paari aastaga (Rönnberg & Bonsdorff, 2004). Lisaks kannavad iga-aastased tormid ja üleujutused rannale adru. Vanasti mereheidis koristati ning seda kasutati väetisena, tänapäeval jäetakse suured adrumassid rannaniidule. Mereheidis võib lämmatada algupärase taimestiku, mis asendub uue, suuremat hulka toitaineid vajavate taimedega (Lotman, 1996).

Üks võimalus niidukahlejatele sobiva elupaigakvaliteedi saavutamiseks on keskenduda kõige esinduslikumatele aladele. O. Thorup on juba 2006. aastal välja toonud (avaldamata andmed), et kindlustamaks niidurüdi Eesti populatsiooni ja sedakaudu kogu biogeograafilise asurkonna püsimine, tuleb tagada piisava koormusega karjatamine kõige tähtsamates niidurüdi pesitsuspaikades: Haeska ja Keemu-Salmi rannaniidud Matsalu rahvuspargis, Võilaid Muhumaal ja Kihnu N-ranniku niidud.

Olulised strateegiad niidulindudele optimaalse elupaiga loomisel on alale optimaalse karjatamiskoormuse väljaselgitamine, karjatamise algusaja reguleerimine, karjamaade vahetamine aastate vahel ning rotatsiooniline karjatamine ühe ala sees hooaja vältel (Pakanen *et al.*, 2011). Võimalik, et tõhusaim ja samas ka töömahukaim meetod majandamise kvaliteedi parandamiseks on alapõhine produktsiooni arvestav lähenemine, mille abil on võimalik määrata karjatamiskoormus vastavalt niidu taimestiku produktsioonile.

Senine kasutusel olev soovitatud karjatamiskoormus on madal ja väga üldine ega arvesta niitude eripärasid ja produktsiooni ning ei taga seega niiduelupaiga kvaliteetset hooldust. Esmajärgus tuleks koostada alapõhised produktsiooni arvestavad majandamiskavad niidukahlejatele olulistele aladele. Seni, kuni alapõhised majandamissoovitused puuduvad, saab tõsta soovitatavat karjatamiskoormust seniselt 0,4-1,3 LÜ/hektarilt 1-2 LÜ/hektarini.

Niidulindude elupaiga optimaalset majandamist on kõige tõhusam saavutada juhul kui maaomanik ja -hooldaja on huvitatud koostööst looduskaitseorganisatsioonidega (Durant *et al.*, 2008). Seetõttu on avalikkuse teavitamise ja keskkonnahariduse projektid väga olulised rannaniitude elustikku kaudselt toetavad tegevused. Sageli aitavad poollooduslike koosluste temaatikat avada ka maade ajaloolise kasutuse ja majandamisvõtete väljaselgitamine ning kaitstavate liikide tutvustamine (Lotman, 2011).

Kokkuvõte

Rannaniidud on kõrge elurikkusega poollooduslikud kooslused, mis on oluliseks pesitsuspaigaks avatud maastikuga kohastunud niidukahlajatele. 20. sajandi teisel poolel kahanes majandatud rannaniitude pindala Eestis 29 000 hektarilt 8 000 hektarile. Vaatamata viimase 14 aasta jooksul toimunud hooldatavate alade pindala suurenemisele ja riiklikele toetusüsteemidele, pole rannaniitude linnustiku arvukus tõusnud. Rannaniidu koosluste jätkuvalt halva seisundi põhjuseks peetakse ebasobivaid hooldusvõtteid ja hoolduse ebapiisavat kvaliteeti.

Rannaniitude karjatamise keskseks probleemiks on tasakaalu leidmine maaspesitsevate lindude pesade tallamise ning neile liikidele sobiva elupaiga loomise vahel. Optimaalne karjatamiskoormus peaks jääma tasemele, mis ühelt poolt ei ohusta niidulindude sigimisedukust pesade ja poegade tallamise kaudu ning teisalt loob lindudele soodsad tingumused toitumiseks, pesalohu tegemiseks ning varjepaiga leidmiseks.

Käesoleva töö eesmärgiks oli analüüsida Eesti rannaniitudel kasutatavaid karjatamiskoormusi ja näidata võimalusi, kuidas parandada rannaniitude hooldamise kvaliteeti. Haudelinnustiku seires olevate alade põhjal saab väita, et kasutatavad karjatamiskoormused on suurel osal aladest liiga madalad. Senine kasutusel olev soovitatud karjatamiskoormus (0,4-1,3 LÜ/ha) on madal ja väga üldine ega arvesta niitude eripärasid ja produktsiooni ning ei taga seega niiduelupaiga kvaliteetset hooldust. Karjatamiskoormuse tõstmine 1 LÜ/ha võib soodustada ohustatud niidukahlajate arvukuse tõusu ning karjatamiskoormuse ülempiiri tõstmine 2 LÜ/ha ei mõjuta enamikel juhtudel lindude pesitsusedukust. Siinjuures on oluline arvestada karjatamiskoormusi loomade poolt tegelikult kasutatava ala pindala ja niidu produktsiooni järgi.

Liigikaitseliste eesmärkide saavutamiseks alade majandamisel on oluline teadmispõhiste soovitude kasutamine põllumajanduslike toetuskeemide kavandamisel ning kaitsekorralduskavade koostamisel. Sellest tulenevalt võib edasiste uuringutena soovitada rakendusuuringuid, mis seostavad karjatamiskoormust ühtpidi ohustatud liikide elupaigavajadustega, teisalt ala produktsiooni ja teiste alaspetsiifiliste omadustega. Paralleelselt majandamiskvaliteedi parandamisega karjatamiskoormuse täpsustamise kaudu on oluline tegeleda ka teiste rannaniitude elurikkust mõjutavate teguritega – röövluskoormus, elupaiga killustatus, veerežiim, toetuskeemide stabiilsus ja kontroll majandamise kvaliteedi üle. Kaudselt aitab rannaniitude elurikkust säilitada ja suurendada ka avalikkuse teadvustamine keskkonnahariduse edendamise kaudu.

Grazing pressure as a factor influencing the coastal meadow habitat quality

Triin Kaasiku

Summary

Coastal meadows are semi-natural communities renowned for their importance as a breeding site for meadowbirds. During the second half of the 20th century, the area of coastal meadows in Estonia declined from 29 000 to 8 000 hectares. Despite the agri-environmental schemes, implemented since 2001 and increased area of managed coastal meadows, the number of breeding waders has not yet recovered. The reason behind the continuously low state of coastal meadow communities is believed to lie in insufficient management.

The central question in coastal meadow management is finding the balance between nest trampling by cattle and creating suitable habitat for nesting waders. Optimal grazing pressure is supposed to be on a level which does not endanger the reproductive success of waders through nest trampling but yet creates sward height and heterogeneity suitable for meadowbird foraging, nesting and hiding.

The aim of this thesis was to analyse the grazing pressure and to review possibilities for improving the management quality of Estonian coastal meadows. Based on the report of coastal meadow breeding bird monitoring programme, the utilised grazing pressure is low on most of the sites. The managing quality of coastal meadow habitat is not ensured because the advised grazing pressure (0.4-1.3 LU/ha) is low and too general – it does not consider characteristics nor production of each site. Raising the grazing pressure up to 1 LU/ha may promote the growth of meadowbird populations. Generally, grazing pressure at 2 LU/ha does not have strong negative effects on reproductive success, so this could be the upper advised limit on coastal meadows. However, grazing pressure should always be calculated by the area actually used by cattle.

Using knowledge-based recommendations when planning agricultural support schemes and management plans is important for obtaining the aims of species protection through habitat management. Therefore it is necessary to carry out future applied research which combines grazing pressure with habitat requirements of endangered species and sitespecific traits e.g. productivity. To support the coastal meadow communities, it is also of very high importance to work with other issues influencing the quality of the habitat – predation, fragmentation, and water management, stability of agri-environmental schemes and control of management quality. Raising public awareness about the coastal meadows' biodiversity through environmental education may also have indirect positive effects on maintaining the area of coastal meadows.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajaid Riinu Rannapit ja Hannes Pehlakut mõistva suhtumise ja asjalike kommentaaride-paranduste eest.

Kasutatud kirjandus

- Beintema, A. a J., & Muskens, G. J. D. M. (1987). Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *Journal of Applied EcologyAppl Ecol*, 24, 743–758.
- Burnside, N. G., Joyce, C. B., Puurmann, E., & Scott, D. M. (2007). Use of vegetation classification and plant indicators to assess grazing abandonment in Estonian coastal wetlands. *Journal of Vegetation Science*, 18, 645–654.
- Durant, D., Tichit, M., Kernéis, E., & Fritz, H. (2008). Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: Integrating ecological and livestock system perspectives - A review. *Biodiversity and Conservation*, 17, 2275–2295.
- Dyrz, A., Witkowski, J., & Okulewicz, J. (1980). Nesting of “timid” waders in the vicinity of “bold” ones as an antipredator adaption. *Ibis*, 123, 542–545.
- Elts, J., Leito, A., Leivits, A., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M., ... Ornitoloogiaühing, E. (2013). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008-2012. *Hirundo*, 112, 80–112.
- Erit, M., Kuresoo, A., Luigujõe, L., & Pehlak, H. (2008). Niidurüdi kaitse tegevuskava 2009-2013.
- Fisher, B., Bradbury, R. B., Andrews, J. E., Ausden, M., Bentham-Green, S., White, S. M., & Gill, J. a. (2011). Impacts of species-led conservation on ecosystem services of wetlands: Understanding co-benefits and tradeoffs. *Biodiversity and Conservation*, 20, 2461–2481.
- Hunt, L. P., Mcivor, J. G., Grice, a. C., & Bray, S. G. (2014). Principles and guidelines for managing cattle grazing in the grazing lands of northern Australia: stocking rates, pasture resting, prescribed fire, paddock size and water points - a review. *Rangeland Journal*, 36, 105–119. doi:10.1071/RJ13070
- Larsson, T. (1976). Composition and density of the bird fauna in Swedish shore meadows. *Ornis Scandinavica*, 7, 1–12.
- Leito, A., Elts, J., Mägi, E., Truu, J., Ivask, M., Kuu, A., ... Luigujõe, L. (2014). Coastal grassland wader abundance in relation to breeding habitat characteristics in Matsalu Bay, Estonia. *Ornis Fennica*, 91, 149–165.
- Lotman, S. (2011). Rannaniitude hoolduskava: juhendmaterjal Keskkonnaameti maahoolduse spetsialistidele ja maa hooldajatele.
- Mandema, F. S., Tinbergen, J. M., Ens, B. J., & Bakker, J. P. (2013). Livestock grazing and trampling of birds' nests: An experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation*, 17, 409–416.
- Meriste, M. (2005). Matsalu märgala maismaastumine.
- Milsom, T. ., S.D, L., Parkin, W. K., Peel, S., Bishop, J. D., Hart, J. D., & Moore, N.P. (2000). Habitat model of bird species' distribution: an aid to the managment of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology*, 37, 706–727.
- Mägi, E., & Pehlak, H. (2008). Tutka (*Philomachus pugnax*) kaitse tegevuskava.

- Ottvall, R., & Smith, H. G. (2006). Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *113*, 264–271.
- Paal, J. (2000). käsiraamat.
- Pakanen, V. M., Luukkonen, A., & Koivula, K. (2011). Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation*, *20*, 2057–2073.
- Pehlak, H. (2014). Eesti Ornitoloogiaühing Riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire seiretöö rannaniitude haudelinnustik.
- Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014-2020. (2013).
- Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., & Rannap, V. (2004). *Rannaniitude hooldus*.
- Rannap, R., Lõhmus, A., & Jakobson, K. (2007). Consequences of coastal meadow degradation: The case of the natterjack toad (*Bufo Calamita*) in Estonia. *Wetlands*, *27*, 390–398.
- Rannap, R., Söber, V., Tiitsaar, A., & Kraut, A. (2015). *Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund*. Tartu: Tartu Ülikool.
- Roche, L. M., Latimer, A. M., Eastburn, D. J., & Tate, K. W. (2012). Cattle Grazing and Conservation of a Meadow-Dependent Amphibian Species in the Sierra Nevada. *PLoS ONE*, *7*, e35734.
- Rönnberg, C., & Bonsdorff, E. (2004). Baltic Sea eutrophication: Area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*, *514*, 227–241.
- Sabatier, R., Doyen, L., & Tichit, M. (2010). Modelling trade-offs between livestock grazing and wader conservation in a grassland agroecosystem. *Ecological Modelling*, *221*, 1292–1300. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.02.003>
- Sabatier, R., Teillard, F., Rossing, W. A. H., Doyen, L., & Tichit, M. (2014). Trade-offs between pasture production and farmland bird conservation: exploration of options using a dynamic farm model. *Animal*, *53*, 405–417.
- Schekkerman, H., Teunissen, W., & Oosterveld, E. (2008). The effect of “mosaic management” on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *Journal of Applied Ecology*, *45*, 1067–1075.
- Sharps, E., Smart, J., Skov, M. W., Garbutt, A., & Hiddink, J. A. N. G. (2015). Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *Tringa totanus*. *Ibis*, *157*, 239–249.
- Smart, J., Gill, J. a., Sutherland, W. J., & Watkinson, A. R. (2006). Grassland-breeding waders: Identifying key habitat requirements for management. *Journal of Applied Ecology*, *43*, 454–463.
- Sweers, W., Horn, S., Grenzdörffer, G., & Müller, J. (2013). Regulation of reed (*Phragmites australis*) by water buffalo grazing : use in coastal conservation. *Mires and Peat*, *13*, 1–10.
- Talvi, T., & Talvi, T. (2012). Poollooduslikud kooslused: Kaitse ja hooldus.

- Thorup, O. (2004). Status of populations and management of Dunlin *Calidris alpina*, Ruff *Philomachus pugnax* and Blacktailed Godwit *Limosa limosa* in Denmark. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, 98, 7–20.
- Tichit, M., Doyen, L., Lemel, J. Y., Renault, O., & Durant, D. (2007). A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. *Ecological Modelling*, 206, 277–293.
- Valkama, J., Robertson, P., & Currie, D. (1998). Habitat selection by breeding curlews (*Numenius arquata*) on farmland: The importance of grassland. *Annales Zoologici Fennici*, 35, 141–148.
- Ydenberg, R. C., & Prins, H. H. T. (1981). Spring grazing and the manipulation of food quality by Barnacle Geese. *Journal of Applied Ecology*, 18, 443–453.

Raamatud, kogumikud

- Aug, H. & Kokk, R. (1983). Eesti NSV looduslike rohumaade levik ja saagikus. Eesti NSV Agrotööstuskoondise Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn.
- Krall H., Pork K. *et al.* (1980). Eesti NSV looduslike rohumaade tüübid ja tähtsamad taimekooslused. Eesti NSV Põllumajandusministeerium, Tallinn.
- Leibak, E. & Lutsar, L. (1996). Eesti ranna- ja luhaniidud. Estonian coastal and floodplain meadows. Kirjameeste Kirjastus, Tallinn.
- Luhamaa, H., Ikonen, I. & Kukk, T. (2001). Läänemaa pärandkooslused. Seminatural communities of Läänemaa county, Estonia. Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku.
- Paal, J. (2013). Soode kasutamine ja sellega seotud konfliktid. Koguteoses Paal, J., Leibak, E. (toimetajad), Eesti soode seisund ja kaitstus. Eestimaa Looduse Fond, Tartu.
- Paal, J. (2000). Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut, Tartu.
- Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., & Rannap, V. (2004). Rannaniitude hooldus. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium, Tallinn.
- Rannap, R., Sõber, V., Tiitsaar, A., & Kraut, A. (2015). Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund. Tartu Ülikool, Tartu.

Roosaluste, E. (2004). Rannaniidud. Koguteoses Kukk, T. (toimetaja), Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu.

Talvi, T. (2001). Pool-looduslikud kooslused. Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskus, Tõravere.

Käsikirjad

Meriste, M. (2005). Matsalu märgala maismaastumine. Magistritöö. Ökoloogia ja maateaduste instituut, geoloogia osakond. Tartu: Tartu Ülikool.

Männaste, R. (2012). Ranniku roostumise mõju kahlajate pesitsusaladele rannaniitudel. Magistritöö. Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu: Eesti Maaülikool.

Rehme, K. (2013). Matsalu rahvuspargi lamminiitudepeamiste taimkattetüüpide rohtse biomassi produktsioon 2012. aastal ja selle varumise otstarbekus 2008-2012. Magistritöö. TTÜ Tartu Kolledž. Tartu: Tallinna Tehnikaülikool.

Määrused

Riigi Teataja 22. (2015). Põllumassiivi kaardi koostamise, põllumassiivi piiripunktide määramise, põllumassiivile unikaalse numberkoodi andmise, põllumassiivi toetusõigusliku pindala ning põllumassiivil asetsevate maastikuelementide määramise ja korra ning põllumassiivi kasutamise kohta esitatavad andmed ja nende esitamise kord.

Riigi Teataja 195. (2004). I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu.

Riigi Teataja 19. (2010). Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse saamise nõuded, toetuse taotlemise ja taotluse menetlemise täpsem kord aastateks 2007–2013.

Juriidilised aktid ja andmebaasid

eElurikkus 2015. elurikkus.ut.ee.

Euroopa Nõukogu Direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta.

Internetiallikad

1.Maa-ameti poollooduslike koosluste kaart, vaadatud 11.05.2015.

http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGis?app_id=UU62A&user_id=at&bbox=524990.394848519,6439174.17800384,532280.484249137,6442774.0361996&setlegend=UU62A_objekt=0,FLKA_08=0,UU62_PRIA_PLK=1&LANG=1

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Triin Kaasiku,

(autori nimi)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Karjatamiskoormus rannaniidu elupaigakvaliteeti mõjutava tegurina“,

(lõputöö pealkiri)

mille juhendajad on Riinu Rannap ja Hannes Pehlak,

(juhendaja nimi)

- 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
 3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus/, **21.05.2015**