



Effecten van begrazing op grondbroedende vogelsoorten in heidegebieden

Glenn Vermeersch, Luc De Bruyn, Guy Laurijssens, Annelies Jacobs, Stijn Baeten & Geert De Blust

INBO.R.2014.702607
D/2013/3241/285

Dankwoord

Het terreinwerk in het Belgisch deel van het Grenspark de Zoom-Kalmthoutse Heide werd mogelijk gemaakt door het Agentschap voor Natuur en Bos terwijl aan Nederlandse zijde een toelating werd verleend door Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer. Dank is ook verschuldigd aan D. Bauwens voor een revisie van een eerdere versie van dit rapport en aan I. Ledegen voor het ter beschikking stellen van broedvogeldata verzameld door het Grenspark. Ten slotte een woord van dank aan J. De Ridder, F. T'Jollyn, R. Schepers en D. Sloodmaekers voor de erg gewaarde hulp bij het terreinwerk.

Samenvatting

Begrazing met schapen, runderen of paarden is een wijdverspreide maatregel in het beheer van grote heideterreinen. Nochtans is de maatregel omstreden omdat zowel positieve als negatieve effecten op verschillende fauna-taxa in de internationale literatuur worden beschreven. Er is duidelijk nood aan bijkomend experimenteel onderzoek dat zich vooral dient toe te spitsen op de effecten van begrazing op aan heide-ecosystemen gebonden diersoorten.

Zoals al werd aangetoond in studies in andere ecosystemen dan heide kan begrazing een rechtstreekse negatieve invloed uitoefenen op het broedsucces van grondbroedende vogelsoorten. In dit rapport gaan we na of begrazing met schapen het broedsucces van twee grondbroedende vogelsoorten (boomleeuwerik en roodborsttapuit) beïnvloedt. Tijdens de door INBO opgezette experimentele studie in het Grenspark de Zoom-Kalmthoutse Heide brak in 2011 de zwaarste heidebrand uit die het Belgische deel van het reservaat ooit trof. Bijkomend gaan we dan ook na hoe de herkolonisatie van de afgebrande heide door een 10-tal grondbroedende vogelsoorten verloopt. Bijzondere aandacht gaat daarbij naar de effecten van beheer op die herkolonisatie.

We zochten in 2010-2013 binnen 6 studieplots (4 met grazers en 2 zonder) naar zoveel mogelijk nesten van beide studiesoorten. Van elk gevonden nest noteerden we de legselgrootte, het nestsucces en voor succesvolle nesten tevens het broedsucces. De aanwezigheid van schapen had een duidelijk negatief effect op het broedsucces van boomleeuwerik, maar geen effect op dat van roodborsttapuit. Het in elke studieplot gevoerde natuurbeheer had geen effect op de dichtheden van boomleeuwerik, maar roodborsttapuit komt in hogere dichtheden voor wanneer begrazing als maatregel is ingesteld.

Een verklaring voor het verlaagde nest- en broedsucces van boomleeuwerik dient te worden gezocht bij een verhoogde predatie door dagactieve predatoren wanneer schapen op het terrein aanwezig zijn. Alternatieve verklaringen als vertrapping van nesten of verstoring van adulte vogels werden niet weerhouden. Roodborsttapuiten bouwen hun nesten in overwegend hogere en ruigere (*Calluna*-) vegetatie dan boomleeuweriken. Dergelijke vegetatie wordt duidelijk gemeden door grazende schapen en wellicht is dat een verklaring voor het feit dat we geen impact vonden op het nestsucces van die soort. In het Grenspark wordt echter ook begraasd met Galloway-runderen die wel in die ruigere zones foerageren en waarvan het begrazingsseizoen bovendien langer overlapt met het broedseizoen van roodborsttapuit. De effecten van begrazing met Galloways zullen in toekomstig INBO-onderzoek worden nagegaan.

De effecten van de heidebrand op de populaties van verschillende soorten grondbroeders zijn wisselend. Een typische pionierssoort als boomleeuwerik nam zoals verwacht fors toe terwijl roodborsttapuit toenam in de niet-verbrande delen van het Grenspark maar tijdelijk nagenoeg verdween uit de verbrande zone. Verheugend was de toename van veldleeuwerik in die delen van de verbrande zone die meteen na de brand begrazing als beheermaatregel kregen.

De resultaten die in dit rapport gepresenteerd worden zijn van belang bij de opmaak van beheerplannen van heidegebieden én bij de allocatie van de IHD-doelen. Ze tonen aan dat begrazing, zelfs bij lage dichtheden aan grazers, mogelijk een gezonde populatieontwikkeling van grondbroedende vogelsoorten belemmert. Nochtans staat de maatregel zelf niet ter discussie aangezien ook positieve effecten worden aangetoond. Indien het begrazingsseizoen 2-3 weken later kan starten of indien de in het gebied aanwezige gehoede kudde elders kan starten dan waar nu het geval is, kan wellicht een groot deel van de nu vastgestelde negatieve effecten worden vermeden.

English abstract

Grazing by livestock is a widespread management tool in conservation of heathlands. However, it remains controversial since both positive and negative effects on different taxa were found and more research is needed to evaluate its effectiveness. As demonstrated by studies in other ecosystems, grazing livestock may directly reduce reproductive success in ground-breeding birds. Here, we investigate whether direct disturbance by grazing sheep influences reproductive success of ground-nesting, multi-brooded passerines, the woodlark (*Lullula arborea*) and the stonechat (*Saxicola torquata*).

We conducted a landscape-scale experiment in 'Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide' in 2010-2013 and searched for nests in six fenced plots, four of which were stocked with sheep during a part of the breeding season. For each nest we recorded clutch size and nest success. For successful nests we also recorded breeding success.

The presence of grazing sheep had a clear negative effect on nest success of woodlarks. The probability that a nest fails completely is about 4-times higher when grazing sheep are present. Our data suggest that this lower reproductive success is not related to differences in nature management types in our study plots. Direct disturbance by grazing cattle can affect reproductive success of a ground-breeding bird through three major mechanisms: (1) nest trampling, (2) disturbance of adult birds and (3) increased predation. Nest trampling occurred on only two occasions and all adult birds remained in their territories during the entire breeding season. We found no nests with starved chicks or abandoned clutches. Failed nest were always empty, often with egg-shell or nestling remnants. Therefore, we hypothesize that increased predation pressure is the main cause of increased nest failure in the presence of sheep.

Probably due to a different use of micro-habitat (grazing sheep avoid taller *Calluna*-vegetation in which Stonechats nest), we found no effect of grazing sheep on breeding success of Stonechats. However, grazing is also implemented using low densities of Galloway-cattle. More research is planned to evaluate cattle habitat use and its possible effects on breeding success of various ground-breeding birds.

During our study, a large wildfire occurred in 2011 and approximately 500 hectares of our study area was burnt. Woodlarks increased significantly in the first year after the fire while Stonechats decreased in the burnt parts of the study area but increased elsewhere. Grazing in the burnt parts of the reserve had a significantly positive effect on the number of breeding Skylarks (*Alauda arvensis*).

The results presented in this report are important for conservation management planning. Our results show that the current low-intensity grazing management might hamper viable population development of ground-breeding bird species of which several are listed on the annexes of the Birds Directive. However, by postponing the grazing season 2-3 weeks or altering the starting location of the grazing season, the above-mentioned negative effect could be largely avoided.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

De resultaten van deze studie op de Kalmthoutse Heide zijn rechtstreeks toepasbaar in de opmaak van beheerplannen voor heide- en bosgebieden elders in Vlaanderen. De studie toont bovendien aan dat het verwerven van bijkomende inzichten noodzakelijk is om het huidige beleid omtrent G-IHD's en S-IHD's op wetenschappelijk onderbouwde wijze te kunnen implementeren. De huidige beheermaatregelen in heidegebieden zijn er vooral op gericht de openheid te bewaren. De effecten van die traditionele beheermaatregelen op flora en vegetaties zijn daarbij meestal goed gekend en maken het onderwerp uit van vele internationale en regionale studies.

Er ontstaat echter een groeiend besef dat er ook aandacht moet besteed worden aan de effecten van het gevoerde beheer op fauna-elementen. De voorliggende studie toont o.a. aan dat het huidige begrazingsbeheer de instandhouding van een leefbare populatie van een Bijlage I - soort als boomleeuwerik kan belemmeren. De populatie is weliswaar toegenomen, maar die toename kan toegeschreven worden aan de (tijdelijke) situatie die ontstond door de grote, niet-gecontroleerde heidebrand van 2011.

Een goede kennis van de ecologie van de verschillende IHD-soorten en de mogelijke invloeden hierop door traditioneel heidebeheer is noodzakelijk om het beheer zo efficiënt en effectief mogelijk in te zetten. In het specifieke geval van op de grond broedende vogelsoorten is het daarbij belangrijk de timing van het broedseizoen en de nestplaatsvoorkeur van de betreffende soorten goed te kennen.

In een bredere context is dergelijke kennis noodzakelijk om de IHD-doelen te alloceren over de verschillende Natura-2000 gebieden en ervoor te zorgen dat de doelen niet van tevoren gehypothecerd worden door het gevoerde natuurbeheer.

Begrazen

Uit deze studie blijkt duidelijk dat de aanwezigheid van schapen, zelfs in de in Kalmthout gehanteerde lage dichtheden van ca. 0.6 ooiën/ha, negatief uitpakt voor het nest- en broedsucces van de lokale populatie boomleeuweriken.

De conflict-periode is echter beperkt tot de 2e en 3e decade van mei. Indien de aanvang van de schapenbegrazing kan uitgesteld worden tot 1 juni kunnen de leeuweriken in een gemiddeld jaar twee legsels uitbroeden en grootbrengen zonder verhoogde kans op verstoring en toegenomen predatie.

Een eerste alternatief zou zijn om in de conflict-periode de gehoede kudde nog nauwkeuriger te sturen en de gekende broedplaatsen te vermijden. Dit blijkt in de praktijk echter niet eenvoudig en de voortdurende inzet van de schaareshonden bij het intensievere hoeden kan daarbij wellicht voor verstoring van boomleeuwerik én andere soorten grondbroeders zorgen (Mallord *et al.* 2007). Een tweede mogelijkheid is de start van het begrazingsseizoen niet te wijzigen, maar de gehoede kudde eerst in te zetten in deelraster E en pas later op het seizoen in deelraster D.

Indien een uitstel van de begrazing met 2-3 weken verenigbaar is met de doelen die gesteld worden mbt vegetaties en open houden van het terrein, lijkt die optie de meest gunstige.

In het algemeen kan men stellen dat bij het opstellen van begrazingsschema's in de mate van het mogelijke dient rekening gehouden te worden met het habitatgebruik van grazers én grondbroedende vogelsoorten alsook met de timing van begrazing en het broedseizoen van de betreffende soorten. Zo grazen schapen bij voorkeur in het geprefereerde broedgebied van boomleeuweriken, terwijl (Galloway-)runderen ook in ruigere, hogere vegetatie grazen. In tegenstelling tot schapen zijn ze ook vaak te vinden in de vochtigere delen van het terrein. Soorten als nachtzwaluw, roodborsttapuit en boompieper zijn daarom wellicht gevoeliger voor begrazing met runderen dan voor schapenbegrazing. Het broedseizoen van

nachtzwaluw en roodborsttapuit overlapt bovendien veel meer met de huidige begrazingschema's waardoor de kans op verstoring mogelijk verder toeneemt.

Stootbegrazing tijdens het broedseizoen dient steeds vermeden te worden in voor doelsoorten belangrijke broedzones, maar indien uitgevoerd vanaf september kan het resulteren in een erg goede uitgangssituatie voor grondbroeders in het erop volgende voorjaar. De effecten zijn dan vergelijkbaar met die van maai-beheer, maar door de niet gelijkmatige verkorting van de vegetatie is er meer beschutting voor nestbouw van grondbroedende soorten.

Hoewel deze studie specifiek de begrazing met schaapskuddes wilde evalueren, werd aan de hand van territoriumkarteringen in de periode 2010-2013 een beeld verkregen van de respons van een aantal grondbroeders op verschillende andere beheermaatregelen en op een grote heidebrand. De verzamelde informatie werd tevens verwerkt in het 'handboek voor beheerders, deel II, Soorten' (Van Uytvanck & Goethals 2014).

Kappen

Zowel boomleeuwerik, boompieper als nachtzwaluw reageren erg snel op kaalkap in grote dennenbossen op zandgronden. Een kaalkap van ca. 1 ha kan al voldoende zijn om het volgende broedseizoen een broedpaar boompieper aan te trekken. In grote bos-heide complexen zoals de Kalmthoutse Heide kan rotatie-kap van bepaalde bospercelen met een cyclus van 10-15 jaar overwogen worden om lokale populaties te versterken. Kappingen en dunningen grenzend aan open heidegebied zijn daarbij te verkiezen boven meer geïsoleerde kappingen centraal in het bosgebied. Boompieper en boomleeuwerik verschijnen als eerste om de open ruimte te koloniseren. Bij een natuurlijke successie met opslag van jonge naaldbomen, zal het terrein na enkele jaren optimaal zijn voor de vestiging van nachtzwaluw. Uiteindelijk zal de boomopslag te dicht worden voor de 3 soorten en dient opnieuw gekapt te worden.

Maaien/Chopperen

Maaien en/of chopperen in functie van boomleeuwerik, boompieper en nachtzwaluw gebeurt bij voorkeur in de nazomer, vanaf september. Het broedseizoen is dan ook voor nachtzwaluw voorbij. Men kan bij de timing van deze maatregel rekening houden met het groeiseizoen van de aanwezige vegetatie. Wanneer hoogopgaande, overwegend grazige vegetaties met verspreide open plekken na het groeiseizoen van bv. pijpenstrootje worden gemaaid, ontstaat het erop volgende voorjaar een geschikte foerageerlocatie voor boomleeuwerik en, indien gemaaid werd in de omgeving van een bosrand, ook voor boompieper. Men kan ook kleinschalig maaien in functie van het creëren van broedlocaties voor boomleeuwerik. In dat geval maait men best enkele weken voor het einde van het groeiseizoen van de dominante grassoort op locaties langs (tot maximaal 100m) bosranden of boomgroepen. Het gras krijgt dan nog de kans om een beetje terug uit te schieten en biedt op die manier net voldoende beschutting voor nestbouw in het erop volgende voorjaar. Deze maatregel levert eveneens vooral resultaat wanneer de begroeiing nog voldoende open is en er dus nog verspreide kale plekken aanwezig zijn. Dit type van maai-beheer kan ook toegepast worden op plaglocaties van > 5 jaar oud, afhankelijk van de successiesnelheid van de vegetatie. Men kan ook kleinschalig maaien in functie van nachtzwaluw. Mannetjes van die soort zoeken overdag namelijk roestplaatsen op die bij voorkeur gelegen zijn langs bosranden of kleine open plekken in het naaldbos. Ze kiezen bij voorkeur warme, windbeschutte plekken en gebruiken vaak boomstronken of takkenhopen als beschutting waarbij ook hun schutkleur beter tot z'n recht komt.

Chopperen is in vergelijking met maaien vooral geschikt om tijdelijk geschikte foerageerplekken te creëren voor boompieper en boomleeuwerik. Om broedlocaties te beheren, lijkt plaggen dan efficiënter omdat dergelijke locaties langer geschikt blijven terwijl gechopperde percelen sneller terug dichtgroeien met grazige vegetaties.

Plaggen

Plaggen in functie van grondbroeders als boomleeuwerik en boompieper dient bij voorkeur te gebeuren in droge terreinen (zowel winter als zomer) en op een afstand van maximaal 100m van de dichtstbijzijnde bosrand of boomgroep. Een mozaïek van verschillende kleinere (0.5-2 ha) plagplekken gescheiden door hogere vegetatie en/of bosjes en boomgroepen valt te verkiezen boven één grotere plagzone. Boomleeuweriken kunnen dergelijke locaties meteen gebruiken als foerageergebied en, afhankelijk van de snelheid van de vegetatie-succesie, na 1-3 jaar als broedlocatie. Eveneens afhankelijk van de snelheid van de vegetatie-succesie kan een plaglocatie dan 3-6 jaar geschikt blijven als broedgebied. Wanneer de vegetatie te ruig en/of te hoog wordt voor boomleeuwerik, kan ze nog enkele jaren geschikt zijn voor boompieper en nachtzwaluw.

Op basis van de eerste resultaten van de boomleeuwerik-studie in 2010-2011 en deels gebaseerd op veldwaarnemingen en kennis van de nestlocaties werden in overleg met ANB in 2011 enkele locaties in het noorden van de Kalmthoutse Heide geplagd. De plagplekken waren steeds klein (<1 ha) en gelegen langs een bosrand. Eén jaar later waren 3 locaties bezet door een broedpaar (zie Bijlage 1).

Branden

Gecontroleerd branden wordt nog zelden angewend als beheermaatregel in bos-heide complexen. Het maatschappelijke draagvlak ervoor is klein en men schrikt er dan ook meer en meer voor terug. Naar aanleiding van de niet gecontroleerde heidebrand in Kalmthout in 2011 werd de erop volgende succesie van grondbroedende vogelsoorten in kaart gebracht in 2012-2013. Daar waar de brand ook in de bosranden heeft gewoed, nam zowel boomleeuwerik als nachtzwaluw sterk toe vanaf het eerste jaar na de brand. Voor boomleeuweriken ontstond een geschikte afwisseling tussen schaars begroeide, grazige plekken en afgebrande open plekken terwijl nachtzwaluw profiteerde van het doorbreken van de harde grens tussen heide en bosgebied. De andere besproken beheermaatregelen voor open bos-heide systemen moeten echter lokaal angewend worden om de ongewenste effecten van een heidebrand –met name vergrassing met pijpenstrootje- tegen te gaan.

Dat dergelijke nazorg ook voor andere soorten positief kan uitpakken, blijkt uit het voorbeeld van de veldleeuwerik dat verderop in deze studie wordt besproken. In die delen van de Kalmthoutse Heide die na de brand werden begraasd nam de soort, die sterk onder druk staat in Noord-West Europa, lichtjes toe terwijl ze verder afnam in de andere delen van het studiegebied.

Inhoudstafel

Samenvatting	5
English abstract	6
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	7
1 Inleiding	13
2 Materiaal en methoden	15
2.1 Studiegebied en experimentele opzet.....	15
2.2 Grazers	17
2.3 Studiesoorten	17
2.3.1 Boomleeuwerik.....	17
2.3.2 Roodborsttapuit.....	18
2.4 Terreinwerk	18
2.4.1 Boomleeuwerik.....	19
2.4.1.1 Temperatuurloggers	19
2.4.1.2 Nestcamera's	19
2.4.1.3 GPS-collars schapen.....	19
2.4.1.4 Ringen.....	19
2.4.2 Roodborsttapuit.....	20
2.4.2.1 Temperatuurloggers	20
2.4.2.2 GPS-collars schapen.....	20
2.4.2.3 Nestcamera's	20
2.4.3 Territoriumkartering overige grondbroeders	20
2.5 Statistische analyse	21
2.5.1 Boomleeuwerik-Roodborsttapuit	21
2.5.2 Territoriumkartering overige grondbroeders	22
3. Resultaten	23
3.1 Boomleeuwerik	23
3.1.1 Nestsucces	23
3.1.2 Broedsucces.....	24
3.1.3 Temperatuurloggers.....	25
3.1.3.1 Broedritme.....	25
3.1.3.2 Predatie.....	26
3.1.4 Terreingebruik schapen	27
3.1.5 Nestcamera's	28
3.2 Roodborsttapuit	29
3.1.1 Nestsucces	29
3.1.2 Broedsucces.....	31
3.3 Territoriumkartering grondbroeders	33
3.3.1 Resultaten PCA-analyse.....	33
3.3.2 Analyses broedterritoria per soort.....	34
4. Conclusies	36
4.1. Boomleeuwerik – Roodborsttapuit	36
4.2. Effecten van de heidebrand	37
5. Referenties	38
Bijlage 1: Nestplaatsen Boomleeuwerik 2010-2012	41
Bijlage 2: Nestplaatsen Roodborsttapuit 2012-2013	44

1 Inleiding

Heideterreinen genieten een hoge beschermingsstatus doorheen Noord-West-Europa. Droge en vochtige heidebiotopen (Natura 2000 code: 4010, 4030) werden opgenomen als prioritaire habitattypes in de Europese Habitatrichtlijn. In het algemeen worden heideterreinen beheerd in functie van het bewaren van de openheid ervan. Klassieke beheermaatregelen daartoe zijn maaien, gecontroleerd branden, kappen van boomopslag en begrazing met schapen en/of runderen en in mindere mate geiten of paarden (Newton et al. 2009).

Beheerders van heideterreinen staan meestal positief tegenover begrazing met schapen als een kosten-efficiënte manier van heidebeheer en –herstel. In het verleden werd inderdaad herhaaldelijk aangetoond dat begrazing een positief effect kan hebben op diversiteit van vegetaties en plantensoorten en dit zowel op korte als op lange termijn. Voorwaarde is wel dat de begrazing dan wordt uitgevoerd in de juiste periode terwijl ook de dichtheid aan grazers van groot belang is (Hulme et al. 2002, Pakeman et al. 2009, DeGabriel et al. 2011).

Te hoge dichtheden of een foute timing van de begrazing kan echter even zeer leiden tot negatieve effecten op de heidevegetaties (Newton et al. 2009). Studies naar de effecten van heidebeheer op fauna-elementen zijn schaars, maar winnen het laatste decennium aan belang. Analoge resultaten met zowel positieve als negatieve effecten van begrazingsbeheer werden al gevonden voor arthropoden (Bell et al. 2001, Garcia et al. 2010), zoogdieren (Evans et al. 2006a, Wheeler 2008) en vogels (Calladine et al. 2002, Evans et al. 2006b). Begrazing als natuurbeheersmaatregel blijft daarom enigszins controversieel en er is een nood aan bijkomend onderzoek om de effectiviteit ervan te evalueren.

Begrazing kan zowel op indirecte als directe wijze een invloed uitoefenen op grondbroedende vogelsoorten. Vooral de indirecte effecten werden al goed onderzocht. De dichtheid en diversiteit aan broedvogels kan indirect beïnvloed worden door veranderingen in vegetatiestructuur (Fuller & Gough 1999, Evans et al. 2006b, Douglas et al. 2008). Door begrazing ontstaan vaak minder gunstige situaties om te nestelen (Vickery et al. 2001), maar nesten kunnen ook meer geëxposeerd komen te liggen waardoor ze meer worden blootgesteld aan slechte weersomstandigheden en bovendien een hoger risico op predatie lopen (Fondell & Ball 2004). Een veranderde samenstelling van de vegetatie kan eveneens leiden tot verschuivingen in insectgemeenschappen die als voedselbron dienen voor vele soorten broedvogels (Buchanan et al. 2006, Dennis et al. 2008, Rosa Garcia et al. 2010). Wanneer er minder voedsel beschikbaar is, kan dit leiden tot een verminderde conditie van oudervogels of jongen met als mogelijk gevolg een lager aantal of kleinere eieren per broedpaar of een afgenomen uitvliessucces (Evans et al. 2005, Robinson et al. 2010).

De directe effecten van begrazing op het broedsucces van grondbroedende vogelsoorten werden vooral al aangetoond in andere ecosystemen dan heide. Nesten kunnen verloren gaan door vertrapping (Jensen et al. 1990, Paine et al. 1996, Pavel 2004, Pakanen et al. 2004) of doordat de broedende vogels worden verstoord door de grazers wat kan leiden tot een verhoogde predatiedruk van onbewaakte nesten of ernstige afkoeling van de legsels (Ammon & Stacey 1997, Hart et al. 2002, Kerns et al. 2010). Voor zover ons bekend, werd nooit eerder gekeken naar de directe invloed van grazers op grondbroeders in heidelandschappen beheerd als natuurgebied.

Nochtans werd al wel eerder aangetoond dat sommige typische heidesoorten gevoelig zijn voor verstoring door recreatie (al dan niet met honden). Toegenomen recreatie leidde tot lagere populatiedichtheden bij boomleeuwerik (*Lullula arborea*, Mallord et al. 2007a) en Korhoen (*Tetrao tetrax*, Warren et al. 2009). Het broedsucces van provencaalse grasmus (*Sylvia undata*, Murison et al. 2007) en nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*, Langston et al. 2007) werd eveneens negatief beïnvloed door een toegenomen recreatie in de

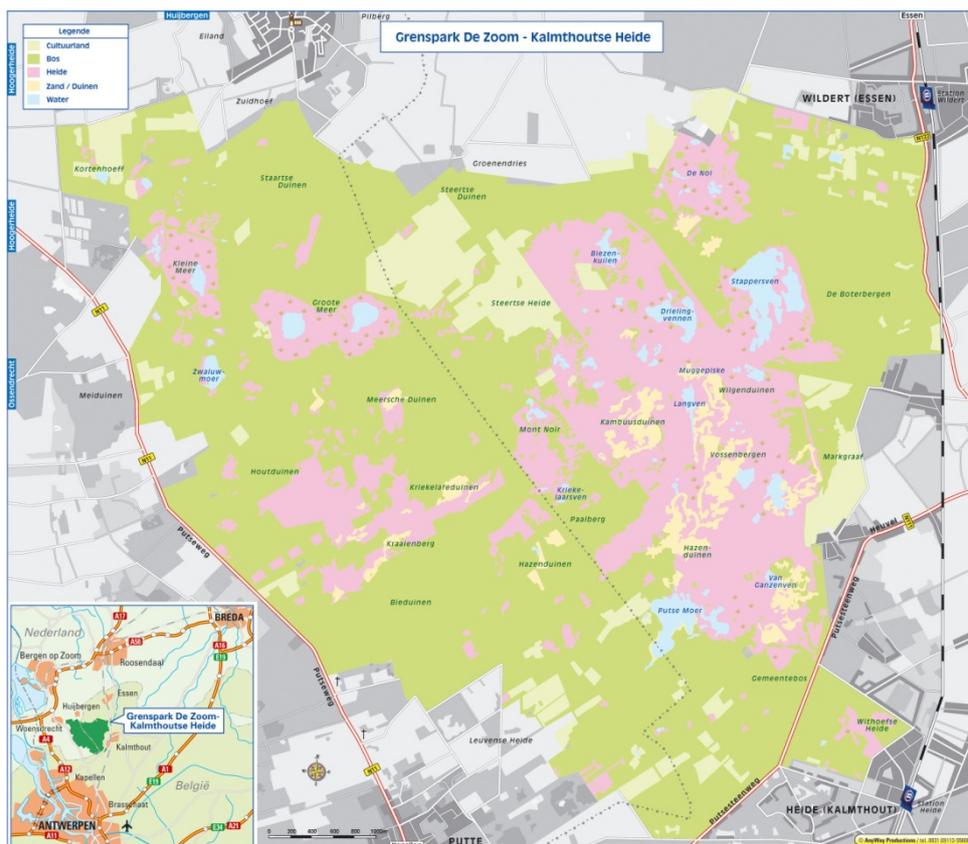
broedgebieden. We kunnen ons dan ook de vraag stellen of toegenomen verstoring door grazende kuddes eveneens tot dergelijke effecten kan leiden.

2 Materiaal en methoden

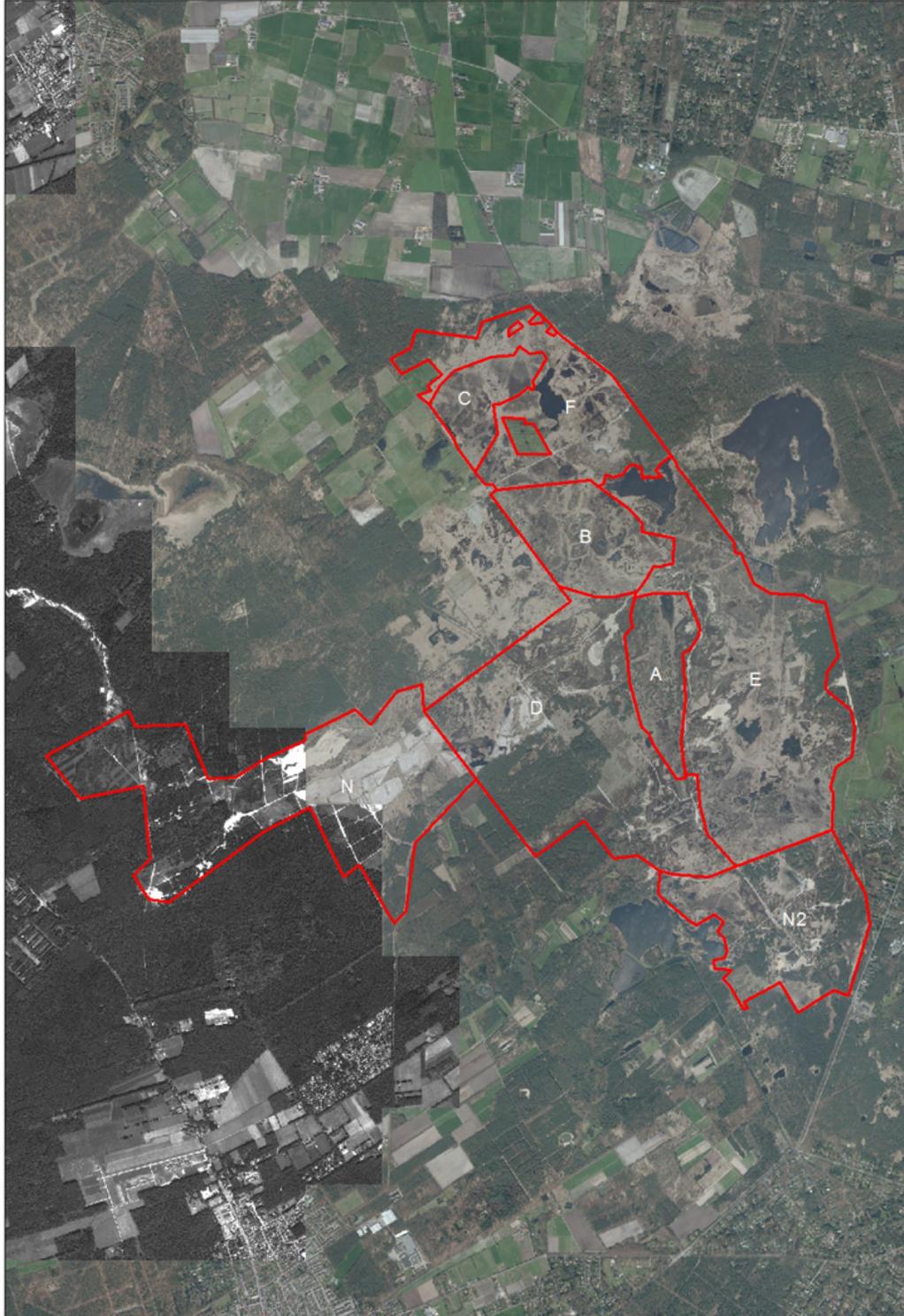
2.1 Studiegebied en experimentele opzet

Het onderzoek werd uitgevoerd in het Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide, een groot (ca. 5000 ha) grensoverschrijdend heide- en bosgebied in het noorden van de provincie Antwerpen (Figuur 1). Aan de Belgische zijde van het studiegebied werd schapenbegrazing als beheermaatregel binnen een vast raster ingevoerd vanaf 2000. Binnen het grote buitenraster werden een aantal deulrasters aangelegd. Vier van die begraasde deulrasters werden als studieplots opgenomen in de onderzoeksopzet van deze studie.

Voor dat deel van het onderzoek dat focuste op boomleeuwerik werden tevens twee niet-begraasde studieplots als controle voorzien met telkens een ander type beheer. Aan Nederlandse zijde werd een studieplot gekozen waar in het kader van een Life Project in 2005 op grote schaal werd geplagd om de openheid te bewaren. Ten slotte werd een plot aan Belgische zijde gekozen waarbinnen het beheer vooral bestaat uit het handmatig verwijderen van boomopslag. De zes studieplots variëren in oppervlakte tussen 56-202 ha (Figuur 2). Voor het onderzoek naar roodborsttapuit werd gebruik gemaakt van dezelfde 4 begraasde plots en 1 van beide controleplots (in België gelegen). In 2013 werd een bijkomende controleplot geselecteerd in een nabijgelegen landbouwgebied. De broedlocaties in die laatste plot waren allemaal gesitueerd tussen de landbouwpercelen en werden zodoende ook niet begraasd.



Figuur 1 Overzicht van het studiegebied



Figuur 2 Overzicht van de studieplots. Als begraasde plots werd gekozen voor de bestaande deelrasters B, D, E en F. De niet-begraasde controleplots liggen deels in Nederland (N) en deels in Vlaanderen (N2).

2.2 Grazers

In de 4 historisch begraasde studieplots werden in de periode 2010-2013 in de eerste decade van mei schaapskuddes geplaatst. Het betreft een extensieve begrazing met dichtheden tussen 0.4 en 0.6 ooien ha⁻¹. De dichtheden aan grazers liggen daarmee iets lager dan de optimale dichtheden om heidevegetaties te onderhouden zoals voorgesteld door Hulme et al. (2002). Evans et al. (2005, 2006b) toonden al eerder aan dat dergelijke lage begrazingsdichtheden (rond 0.6 ooien ha⁻¹) resulteerden in de hoogste territoriumdichtheden en grootste eieren bij graspiepers (*Anthus prantensis*).

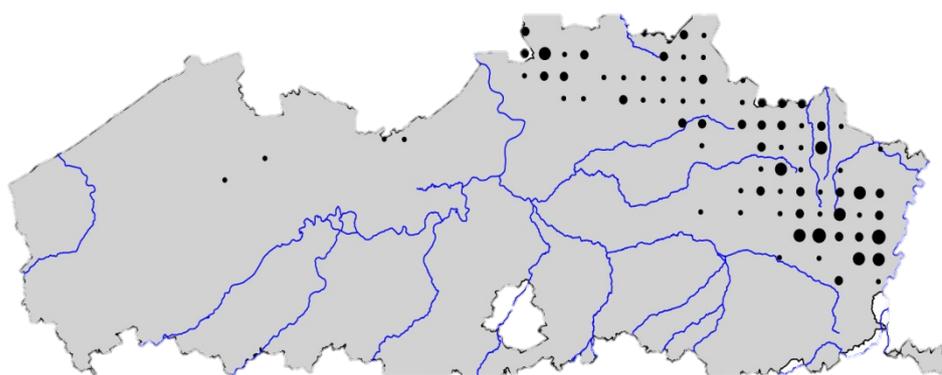
2.3 Studiesoorten

2.3.1 Boomleeuwerik

De boomleeuwerik *Lullula arborea* kent een beperkte verspreiding in Vlaanderen (Figuur 3). Door z'n voorkeur voor open, zandige terreinen afgewisseld met bomen en bosjes, komt de soort vooral voor in de Kempen. De Kalmthoutse Heide ligt op de noordwestrand van het areaal in Vlaanderen. De Vlaamse broedpopulatie wordt geschat op 500-800 broedparen (Vermeersch et al. 2004). De soort staat op de Bijlage I van de Europese Vogelrichtlijn en wordt momenteel binnen Europa beschouwd als niet bedreigd.

Het is een grondbroeder die als één van de eerste zangvogels overgaat tot eileg in de laatste decade van maart, afhankelijk van de weersomstandigheden. In een koud voorjaar zoals dat van 2013 kan de eileg meerdere weken worden uitgesteld. Boomleeuweriken kunnen tot 3 legsels per jaar grootbrengen. Bijna alle broedparen produceren twee legsels, maar slechts 10 % van de populatie broedt in de loop van juni een derde keer (Mallord et al. 2008).

Boomleeuweriken zijn gedurende het broedseizoen afhankelijk van insecten en andere kleine ongewervelden die ze uitsluitend op de grond verzamelen. In het najaar en de winter schakelen ze deels over op allerlei zaden. De gemiddelde territoriumgrootte bedraagt 4-8 ha per broedpaar. Ze verdedigen vooral hun broedlocatie tegen soortgenoten, maar zijn op de locaties waar ze voedsel verzamelen (tot ruim 200m van het nest) iets toleranter. Broeden doen ze vrijwel steeds in de nabijheid van een boomgroep of bosrand, in grazig, open terrein met een lage vegetatie. Het nest is een ondiepe, stevige kom van grassen die meestal wordt aangebouwd tegen pijpenstrootje *Molinia caerulea* of struikheide *Calluna vulgaris*. De nesten zijn bovenaan open.



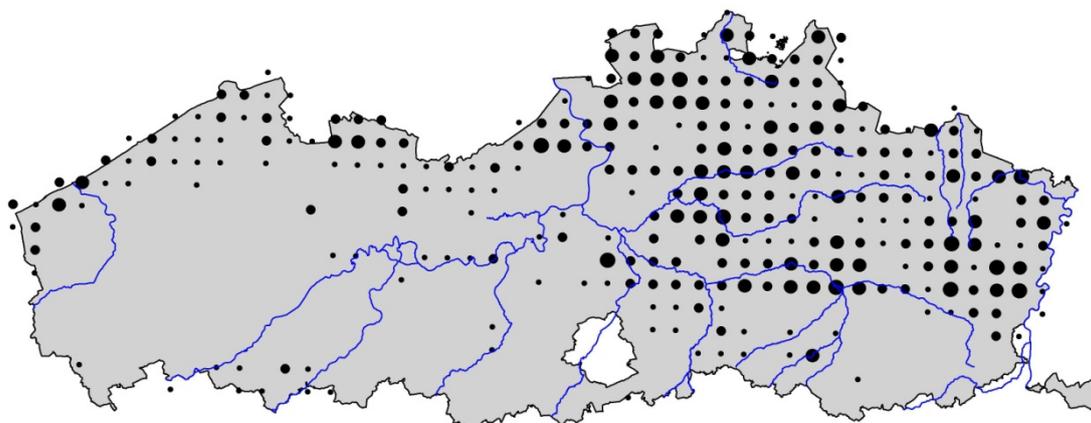
Figuur 3 Verspreiding van boomleeuwerik in Vlaanderen (Vermeersch et al. 2004)

2.3.2 Roodborsttapuit

De roodborsttapuit *Saxicola torquata* komt meer wijdverspreid voor in Vlaanderen dan de Boomleeuwerik. Door z'n voorliefde voor microreliëf in verder open habitat kan de soort worden aangetroffen in heidegebieden, maar ook in landbouwgebieden met ruimte voor struikjes, bramen en ondiepe grachten aan de perceelsranden. De hoogste dichtheden worden bereikt in heidegebieden. De soort komt niet voor op de Bijlage I van de Vogelrichtlijn en is in Vlaanderen en Europa niet bedreigd. De Vlaamse broedpopulatie wordt geschat op 2500-3000 paren (Vermeersch et al. 2004). Het zwaartepunt van de verspreiding ligt in de Kempen, maar ook in de Kustpolders komen roodborsttapuiten frequent en wijdverspreid voor (Figuur 4).

De roodborsttapuit is eveneens een groundbroeder die ongeveer gelijktijdig met de boomleeuwerik start met de eileg. Hun broedseizoen duurt in de regel wat langer (tot juli-augustus) dan dat van boomleeuwerik en een groot deel van de populatie gaat over tot een derde legsel. De gemiddelde temperatuur in maart speelt daarbij een grote rol. Indien het vroege voorjaar te koud uitpakt, worden meestal slechts twee legsels grootgebracht.

Het hele jaar door worden enkel insecten en andere ongewervelden gegeten. De gemiddelde territoriumgrootte is vergelijkbaar met dat van boomleeuwerik. De broedparen komen minder gescheiden van elkaar voor op het terrein. Roodborsttapuiten bouwen een nest dat goed verstopt zit in de vegetatie en van bovenuit niet open is. Ze bouwen het nest meestal in wat hogere vegetatie zoals oude struikheide, dit in tegen stelling tot boomleeuweriken.



Figuur 4 Verspreiding van roodborsttapuit in Vlaanderen (Vermeersch et al. 2004)

2.4 Terreinwerk

In 2010-2013 werd jaarlijks in de periode 20/03-10/06 intensief gezocht naar nesten van boomleeuwerik en/of roodborsttapuit verspreid over de 6 studieplots (zie voor de gevonden nestplaatsen Bijlage 1-2). Het broedseizoen kon daarbij verdeeld worden in twee periodes. Periode 1 liep van eind maart tot begin mei en periode 2 van begin mei tot begin juni. Ook in de historisch begraasde plots waren in de eerste periode zodoende geen schapen aanwezig. In het begin van periode 2 werden de schaapskuddes op het terrein gebracht om er vervolgens te blijven tot ver na het beëindigen van het terreinwerk.

2.4.1 Boomleeuwerik

Het terreinwerk voor boomleeuwerik werd uitgevoerd in de periode 2010-2012. Vanaf 20/03 werden in de zes studieplots zoveel mogelijk nesten van de soort in kaart gebracht. Eens een nest gevonden, werd het elke 4 dagen gecontroleerd en werd de status van het nest (nestbouw, eileg, incubatie, jongen) genoteerd, alsook het aantal eieren of jongen. Alle nesten werden bezocht tot de jongen uitvlogen of het nest mislukte door predatie of eventuele andere oorzaken. Elk nest kon toegekend worden aan een gekend territorium omdat boomleeuweriken erg trouw bleven aan een relatief kleine oppervlakte en de paren strikt gescheiden van elkaar voorkwamen. In sommige gevallen deelden 2 broedparen dezelfde foerageerlocaties. In dat geval kon door aanvullende observaties steeds worden uitgemaakt welk nest bij welk broedpaar hoorde.

Voor elk nest bepaalden we legselgrootte, nestsucces (1 in geval minstens 1 jong uitvloog, 0 in alle andere gevallen) en, in geval van succesvolle nesten, het broedsucces (het aandeel uitgevlogen jongen). Mallord et al. (2007a) stelden vast dat het broedsucces van boomleeuweriken afhankelijk is van de densiteiten. In lage dichtheden viel het broedsucces hoger uit dan in hoge dichtheden. Om dit in onze studie na te kijken en mee te nemen in de analyses voerden we tevens een territoriumkartering uit in het hele gebied volgens de regels beschreven in Van Dijk & Boele (2011). De boomleeuwerik-dichtheid werd daarbij uitgedrukt in aantal paren/ ha geschikt habitat. Voorafgaand aan de studie werd het geschikte habitat gemodelleerd in een GIS-omgeving op basis van hyperspectrale luchtbeelden (Haest et al. 2010) aangevuld met bijkomende veldobservaties. Belangrijke variabelen waren: maximale afstand tot bomen/bosranden (100m), aan- of afwezigheid van open, zandige plekken en wandelpaden en het percentage droge heide vegetaties. De keuze voor deze variabelen baseerden we op Mallord et al. (2007b) en op aanvullende veldobservaties eigen aan ons studiegebied. In 2012 werd een nieuwe kaart opgemaakt naar aanleiding van de grote heidebrand in het gebied in 2011. Vooral in het oosten van ons studiegebied ontstond toen veel nieuw potentieel broedhabitat.

2.4.1.1 Temperatuurloggers

Vanaf 2011 maakten we gebruik van 150 temperatuurloggers (DS1921G-F5 - Thermochron iButtons) om de nesttemperatuur op te meten. Voor elk gevonden nest met een compleet legsel plaatsten we een logger onder de eieren of jongen. In 2011 maten we zodoende elke 4 minuten de nesttemperatuur. In 2012 werd de meetfrequentie verlaagd tot 1 meting per 8 minuten. De loggers werden uitgelezen en opnieuw ingesteld bij elk nestbezoek in 2011 en om de 2 nestbezoeken in 2012.

Het doel van het gebruik van de loggers was na te gaan wanneer nesten gepreedeerd worden en om bijkomende broedbiologische data (broedfrequentie, nesttemperatuur) te beschrijven.

2.4.1.2. Nestcamera's

In 2012 werden gedurende het broedseizoen 11 nestcamera's (Bushnell Trail Cam) opgesteld bij in totaal 36 nesten. De camera's detecteren beweging en werden geplaatst met identificatie van nestpredatoren als doel.

2.4.1.3 GPS-collars schapen

In 2011-2012 werd telkens 1 GPS-collar (Vectronic) aangebracht in twee verschillende deelkuddes van de schapen ingezet voor de begrazing in onze studieplots. Het doel van het gebruik hiervan was na te gaan welke delen van het studieterrein geprefereerd werden door de schaapskuddes.

2.4.1.4 Ringen

Alle nestjongen van boomleeuwerik werden geringd met een wetenschappelijke ring (KBIN) en voorzien van een unieke combinatie aan kleurringen (vanaf 2011). Het doel van de

kleurringen was om observaties van jongen na het uitvliegen te kunnen toewijzen aan gekende broedparen.

2.4.2 Roodborsttapuit

De in dit rapport gepresenteerde resultaten zijn gebaseerd op terreinwerk verricht in 2012-2013. De experimentele opzet, studieplots, perioden e.d. waren daarbij gelijk aan die voor de boomleeuwerik. Ook de per nest verzamelde gegevens zijn identiek aan die voor de andere studiesoort. Het broedgebied voor roodborsttapuit werd eveneens gemodelleerd voorafgaand aan het terreinwerk. In tegenstelling tot boomleeuwerik werd echter zowel natte als droge heide weerhouden als potentieel geschikt terrein. Afstand tot bomen of bosranden en aanwezigheid van zandige plekken en paden werd voor roodborsttapuit niet meegenomen in de finale habitatkaart. Naar analogie met de boomleeuwerik werd in 2012 een nieuwe GIS-analyse uitgevoerd naar aanleiding van de grote heidebrand in 2011 waarbij veel voor roodborsttapuit geschikt broedhabitat in vlammen opging.

2.4.2.1 Temperatuurloggers

De voor boomleeuwerik gebruikte temperatuurloggers werden op identieke wijze ingezet bij het onderzoek naar de roodborsttapuiten.

2.4.2.2 GPS-collars schapen

Deze werden niet ingezet in 2013.

2.4.2.3 Nestcamera's

In 2012 werden 3 camera's tijdelijk ingezet om nestpredatoren bij nesten van roodborsttapuit te identificeren, echter zonder resultaat. In 2013 werd hier door tijdsgebrek geen gebruik van gemaakt.

2.4.2.4 Ringen

In 2012 werden, analoog aan boomleeuwerik, alle nestjongen van roodborsttapuit geringd met een wetenschappelijke ring (KBIN) en voorzien van een unieke combinatie van kleurringen. In 2013 werden tevens 32 adulte roodborsttapuiten in de broedgebieden gekleurringd. Het doel van dit deel van het ringwerk was om adulte vogels van naburige territoria makkelijker van elkaar te kunnen onderscheiden en zodoende alle gevonden nesten aan het juiste broedpaar te kunnen toewijzen.

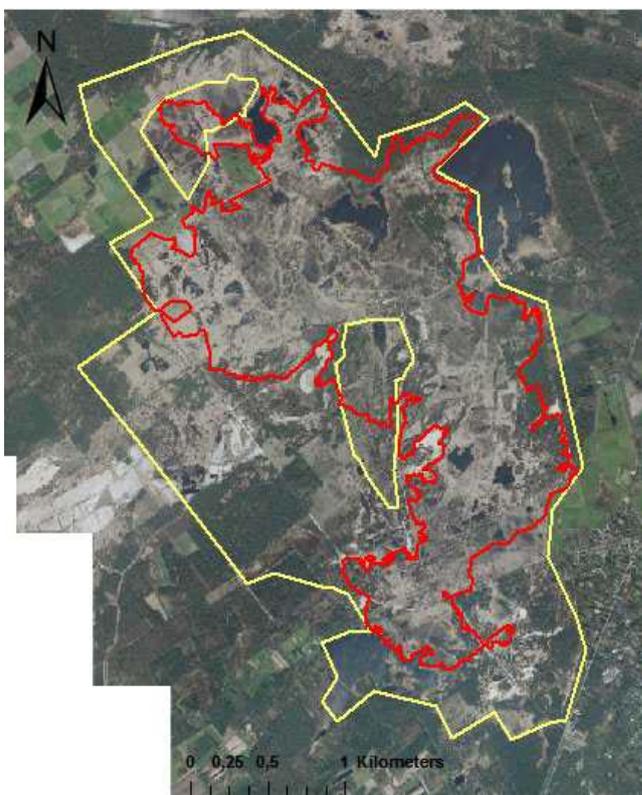
2.4.3 Territoriumkartering overige grondbroeders

In de eerste 2 jaar na de heidebrand van 2011 werd op basis van de methode van de uitgebreide territoriumkartering een inventarisatie uitgevoerd van 10 bijkomende soorten grondbroeders: blauwborst *Luscinia svecica*, boompieper *Anthus trivialis*, fitis *Phylloscopus trochilus*, gekraagde roodstaart *Phoenicurus phoenicurus*, graspieper *Anthus pratensis*, kneu *Carduelis cannabina*, sprinkhaanzanger *Locustella naevia*, rietgors *Emberiza schoeniclus*, veldleeuwerik *Alauda arvensis* en wulp *Numenius arquata*. Door vrijwillige medewerkers van het Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide werd in hetzelfde onderzoeksgebied (Figuur 5) in 2012 een inventarisatie van nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* uitgevoerd. We konden tevens beschikken over op vergelijkbare wijze verzamelde inventarisatiegegevens uit 1999, 2004 en 2009 (Grenspark-data, med. I. Ledegen). De in het kader van het begrazingsonderzoek verzamelde gegevens van boomleeuwerik en roodborsttapuit lieten eveneens toe om voor beide soorten het aantal territoria in het gebied te bepalen.

In 2012 werden 38 inventarisatierondes gelopen. De verzamelde data werden ingevoerd in Avimap (www.avimap.be), een online GIS-toepassing ontwikkeld door Sovon die toelaat om op een uniforme wijze veldgegevens om te rekenen naar weerhouden territoria. Het systeem maakt daarbij per soort gebruik van datumgrenzen en geldige waarnemingen zoals beschreven in Van Dijk & Boele (2011).

Elk weerhouden territorium werd toegekend aan één van de studieplots (begrazing/controle) en kreeg tevens een 'brandcode' mee waarbij we onderscheid maakten tussen territoria

gelegen in de verbrande zone, buiten de verbrande zone en op de grens van de verbrande zone en niet-verbrande zone.



Figuur 5 Het onderzoeksgebied (gele lijn) waarbinnen de herkolonisatie van het in 2011 verbrande terrein (rode lijn) door groundbroedende vogelsoorten werd onderzocht.

2.5 Statistische analyse

2.5.1 Boomleeuwerik - Roodborstapuit

De invloed van de aanwezigheid van grazers op nestsucces en broedsucces werd geanalyseerd met generalized linear mixed models (GLMM) met een bionomiale foutverspreiding. Link-functies die getest werden waren oa: logit link, probit link en complementaire log log link. Aangezien de complementaire log log link modellen de beste fit genereerden in alle modellen, wordt verder hierover gerapporteerd. Verklarende variabelen in de modellen zijn: beheer (historische begrazing, plaggen, verwijderen van boomopslag), broedperiode (1 of 2), aanwezigheid van schapen (ja, nee), dichtheid (aantal broedparen/ha geschikt habitat) en legselgrootte. Interacties met jaar werden berekend voor al deze factoren. Voor vele broedparen vonden we tijdens het terreinwerk meer dan 1 nest. Daarom werd broedpaar als een random effect toegevoegd aan het model. Aangezien data verzameld in dezelfde studieplot niet als onafhankelijk van elkaar kunnen beschouwd worden, werd studieplot als een random factor aan het model toegevoegd. De verschillen in legselgrootte van succesvolle nesten werden geanalyseerd met hetzelfde model (GLMM) maar met een poisson foutenstructuur en log link. Verschillen in dichtheden tussen verschillende beheermethoden en jaren (en hun interacties) werden ingeschat met een lineair mixed model met normale verdeling en met studieplot als een random effect.

De modellen werden gefit met 'restricted maximum likelihood' (REML). De significantie van de gevonden effecten werd getest met chi-kwadraat waarschijnlijkheidstesten zoals beschreven in Zuurt et al. (2009). We gebruikten de lmer en glmer procedures uit de lme4 library in R (2.13.1, Bates et al. 2001, R Development Core Team 2011) om alle analyses uit te voeren.

2.5.2 Territoriumkartering overige grondbroeders

De gegevens bekomen uit ArcGIS werden geanalyseerd met het statisch softwareprogramma R2.14.1. Er werd gebruik gemaakt van de packages FactoMineR, plyr en ape4. Voor elk inventarisatiejaar werd onderzocht welke variabelen de distributie van het aantal broedterritoria van de aandachtsoorten over de verschillende deelgebied konden verklaren. Via *Principal Component Analyse* (PCA) werden de gegevens voor blauwborst, boomleeuwerik, boompieper, gekraagde roodstaart, kneu, nachtzwaluw, rietgors, roodborsttapuit, veldleeuwerik en wulp gezamenlijk onderzocht. Nachtzwaluw werd niet geheel analoog geïnventariseerd aan de andere soorten (inventarisaties in 1999, 2003, 2007 en 2012 t.o.v. 1999, 2004, 2009 en 2012). De soort werd evenwel opgenomen in de gezamenlijke analyse, omdat het aantal broedterritoria per deelgebied in 2003-2007 representatief wordt geacht voor de mogelijke trends van 2004-2009. Voor het uitvoeren van de PCA-analyse werd op alle gegevens een logtransformatie uitgevoerd volgens $i = \log(j+1)$ om een normaalverdeling te bekomen. De gegevens werden gestandaardiseerd naar *unit variance*. De spreidingspatronen werden onderzocht van i) verschillende deelgebieden op basis van het aantal aanwezige broedterritoria van de aandachtsoorten en ii) de verschillende aandachtsoorten op basis van het aantal broedterritoria in de deelgebieden. Vervolgens werden de resultaten van de PCA-analyse gepaard vergeleken tussen inventarisatiejaren op basis van de RV-coëfficiënt. Deze coëfficiënt vormt een maat voor de gelijkheid tussen twee matrices. De waarden van de RV-coëfficiënt variëren tussen 0 en 1: hoe hoger de coëfficiënt, hoe sterker de gelijkheid tussen de datasets. Er wordt verwacht dat de RV-coëfficiënten van de inventarisatiejaren voor de zware heidebrand van 2011 onderling dichter bij elkaar liggen in vergelijking met de RV-coëfficiënt van het jaar 2012, als gevolg van veranderingen in het aantal broedterritoria van elke aandachtsoort per deelgebied na de heidebrand. Tot slot werd per jaar een hiërarchische clusteranalyse uitgevoerd op basis van het Wardscriterium (beschreven in Husson et al. 2010). Er werd gekeken welke deelgebieden samenvallen op basis van het aantal broedterritoria per aandachtsoort. Tevens werd getest welke broedvogelsoorten verklarend zijn voor het geobserveerde clusterpatroon van de verschillende deelgebieden. De distributie van de broedterritoria van fitis, graspieper en sprinkhaanzanger werden louter beschrijvend geanalyseerd, vanwege de beschikbaarheid van gegevens uit slechts een of twee inventarisatiejaren.

Analyse broedterritoria per soort

Voor elke soort werd nagegaan of veranderingen in het totaal aantal broedterritoria over de verschillende inventarisatiejaren konden verklaard worden door het voorkomen van de heidebrand, door aanwezigheid van beheer (begrazing) of door een interactie tussen de brand en het beheer. De categorie 'brandgrens' werd niet meegenomen in deze analyse omwille van het lage aantal territoria binnen de klasse voor alle aandachtsoorten. Een *generalised mixed model* werd opgesteld met een poissonverdeling. Als beginmodel werden de variabelen brand, beheer, jaar en de interacties brand*beheer en jaar*beheer in het model opgenomen. Vervolgens werd een *backward stepwise variable selection* gedaan met *log-likelihood ratio* testen, om in het eindmodel alleen significante variabelen over te houden. In elk model werden *intercept* en *slope* voor jaar en brand als *random effect* toegevoegd. Voor deze analyses werd gebruik gemaakt van het package lme4 in het statisch softwareprogramma R 2.14.1.

3. Resultaten

3.1 Boomleeuwerik

3.1.1 Nestsucces

De analyses voor nestsucces werden gebaseerd op gegevens van 201 nesten gevonden in 2010-2011. Hiervan waren 119 nesten succesvol. Van 67 broedparen vonden we meer dan 1 nest. In de eerste broedperiode werden 115 nesten gevonden en in de tweede 86. Opeenvolgende legsels van hetzelfde broedpaar werden steeds aangetroffen in dezelfde studieplot binnen een straal van ca. 100m. Indien een eerste legsel werd gepredeerd, werd het vervollegsels op een grotere afstand gebouwd dan wanneer het eerste legsel wel succesvol was.

Rekening houdend met de resultaten van Mallord et al. (2007a) die aantoonde dat dichtheid en broedsucces elkaar beïnvloedden, gingen we eerst na of de dichtheden in onze studieplots verschilden. We vonden geen verschillen tussen plots met een verschillende vorm van natuurbeheer ($\chi_2^2 = 0.53$, $P = 0.773$), ook niet tussen de jaren ($\chi_1^2 = 0.0005$, $P = 0.983$) en bovendien vonden we geen natuurbeheer x jaar interactie ($\chi_1^2 = 0.53$, $P = 0.786$). De gemiddelde territoriumdichtheid bedroeg 0,18bp/ha, variërend tussen 0,06 en 0,34 met beide uitersten in historisch begraasde plots. Wanneer de schapen op het terrein werden gebracht, kwam hierin geen verandering, m.a.w. alle broedparen van de eerste broedperiode bleven trouw aan hun territorium, ook in aanwezigheid van de schaapskuddes.

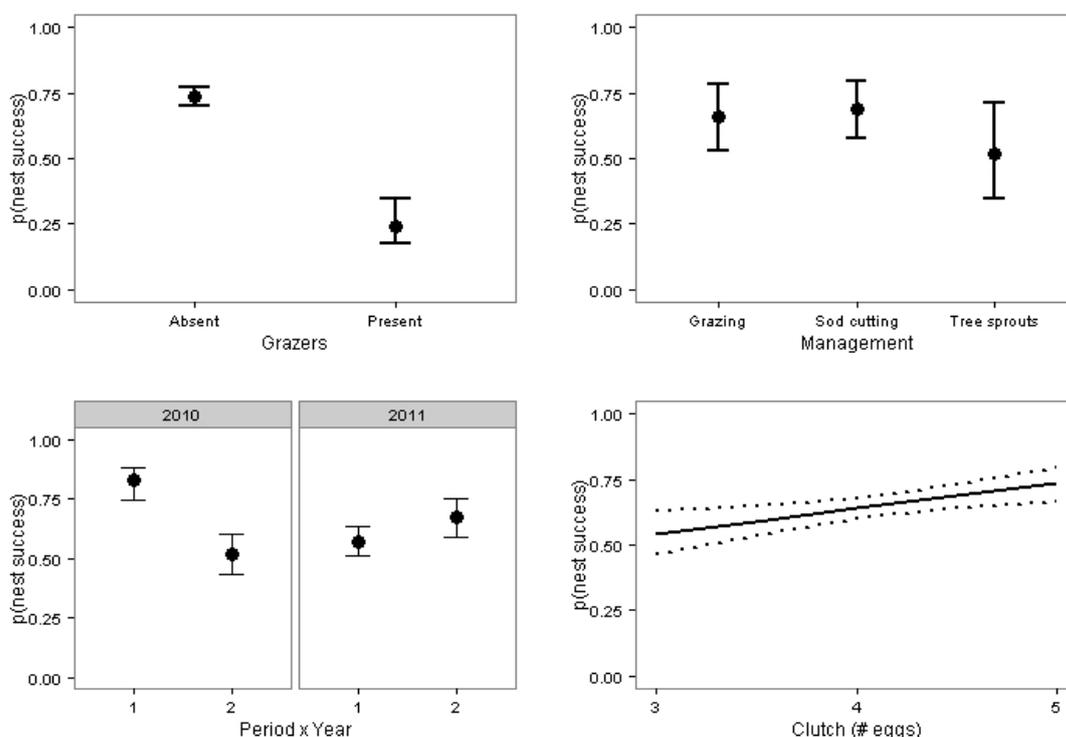
De legselgrootte varieerde tussen 3 en 5 eieren per nest. We vonden een indicatie dat de legsels gemiddeld groter waren in de tweede broedperiode (1e periode = 3.84 ± 0.19 , 2e periode = 4.42 ± 0.20 ; $\chi_1^2 = 3.76$, $P = 0.053$). We vonden geen verschillen tussen de jaren en ook het gevoerde natuurbeheer had geen invloed op de legselgrootte. Bovendien had ook de territoriumdichtheid, noch de aanwezigheid van de schapen hier enige invloed op (in alle gevallen $p > 0.613$).

De aanwezigheid van grazende schapen had een duidelijk negatief effect op nestsucces (Figuur 6, Tabel 1). De kans dat een nest mislukt is ongeveer 4x hoger wanneer grazende schapen aanwezig zijn. De legselgrootte heeft een positief effect op het nestsucces. Elke extra ei in het nest verhoogt de kans op success ervan met ca. 30%. We vonden eveneens een significante interactie tussen broedperiode en jaar. In 2010 was het nestsucces duidelijk hoger in de eerste broedperiode, terwijl in 2011 het omgekeerde werd vastgesteld, zij het minder opvallend. We vonden geen effecten van natuurbeheer noch dichtheden op het nestsucces.

Tabel 1. Overzicht van de statistische resultaten in de analyse van nestsucces

Nest succes	Main effect			Year interaction		
	χ^2	df	p	χ^2	df	p
natuurbeheer	2.79	2	0.248	1.31	2	0.519
grazers (aan- vs afwezig)	16.07	1	<0.001	0.008	1	0.930
legselgrootte	35.22	1	<0.001	2.65	1	0.104
periode (1e vs 2e)				7.34	1	<0.001
dichtheid (territoria / ha)	0.46	1	0.796	0.04	1	0.838

De analyses werden uitgevoerd met behulp van 'generalized linear mixed models' (GLMM) met een binomial foutstructuur voor nestsucces en met een poisson foutstructuur voor broedsucces. De significantie van de effecten werd getest met χ^2 -likelihood ratio tests'.



Figuur 6 Nestsucces was lager in de aanwezigheid van schapen (a), niet gerelateerd tot het gevoerde natuurbeheer (b), hoger in de eerste broedperiode van 2010 (c) en nam toe bij grotere legsels (d)

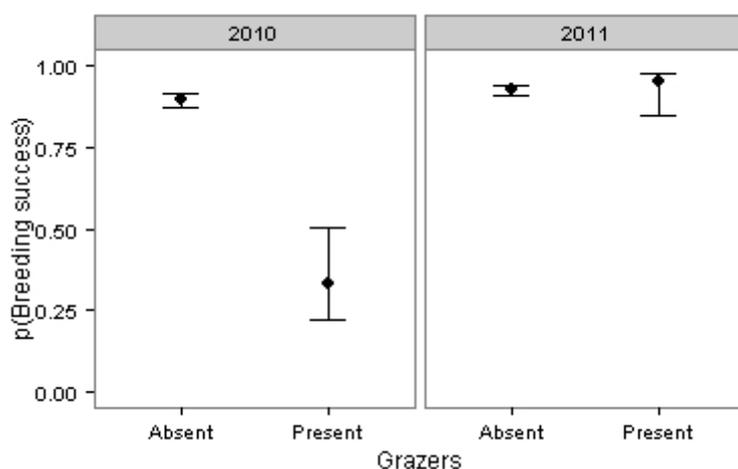
3.1.2 Broedsucces

We herhaalden de analyses van 3.1.1 voor de succesvolle nesten (Figuur 7, Tabel 2). In 2010 vonden we eveneens een negatief effect van de aanwezigheid van schapen op het broedsucces (de proportie uitgevlogen jongen per nest). In 2011 werd geen effect aangetoond. We vonden verder geen effect van natuurbeheer, dichtheid, legselgrootte of broedperiode.

Tabel 2 Overzicht van de statistische resultaten in de analyse van broedsucces

Broedsucces	Main effect			Year interaction		
	χ^2	df	p	χ^2	df	p
natuurbeheer	0.12	2	0.942	0.87	2	0.646
grazers (aan- vs afwezig)				4.66	1	0.031
legselgrootte	0.49	1	0.484	0.22	1	0.647
periode (1e vs 2e)	1.00	1	0.320	0.75	1	0.388
dichtheid (territoria / ha)	0.10	1	0.751	0.03	1	0.867

De analyses werden uitgevoerd met behulp van 'generalized linear mixed models' (GLMM) met een binomial foutstructuur voor nestsucces en met een poisson foutstructuur voor broedsucces. De significantie van de effecten werd getest met ' χ^2 -likelihood ratio tests'.



Figuur 7. Het broedsucces (de proportie uitgevlogen jongen per nest) was lager in aanwezigheid van schapen in 2010, maar niet in 2011.

3.1.3 Temperatuurloggers

3.1.3.1 Broedritme

Op basis van loger-data uit 2011 testten we de effecten van natuurbeheer, grazers (aan-/afwezig), legselgrootte en dichtheid op de gemiddelde duur dat wijfjes afwezig waren van het nest (om te foerageren) tijdens de broedperiode. Geen enkele van de onderzochte variabelen bleek een invloed uit te oefenen (Tabel 3).

Tabel 3 Overzicht van de statistische resultaten in de analyse van het broedritme.

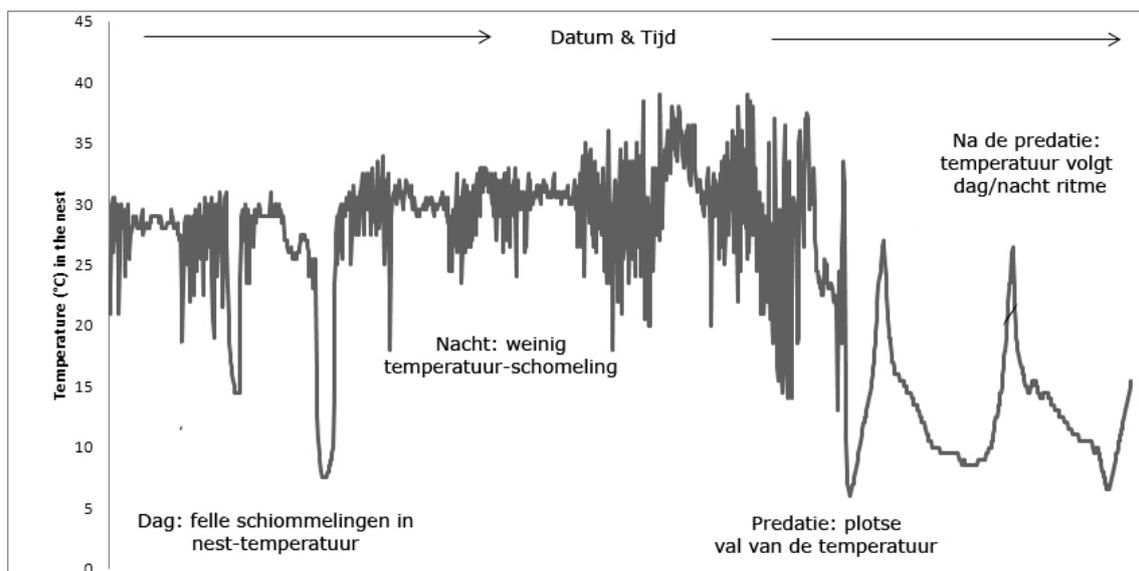
Main effect			
	χ^2	df	p
Afwezigheid van het nest			
natuurbeheer	0.570	2	0.752
grazers (aan- vs afwezig)	0.791	2	0.673
legselgrootte	0.089	1	0.765
dichtheid (territoria / ha)	12.435	1	0.265

De analyses werden uitgevoerd met behulp van 'generalized linear mixed models' (GLMM) met een binomial foutstructuur voor nestsucces en met een poisson foutstructuur voor broedsucces. De significantie van de effecten werd getest met ' χ^2 -likelihood ratio tests'.

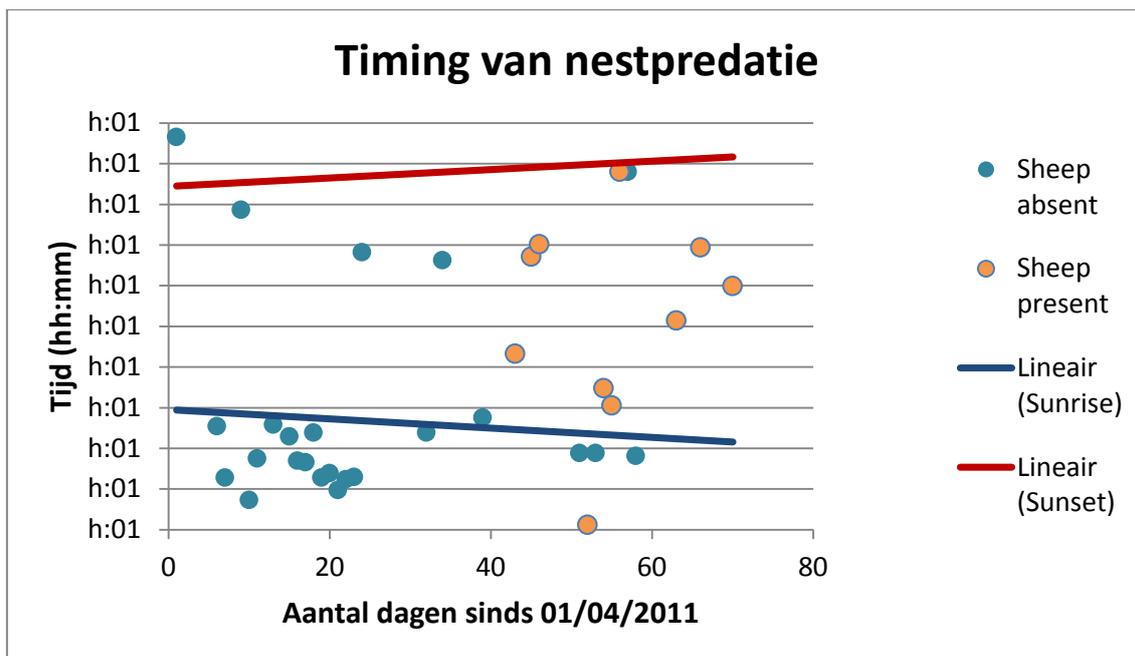
De gemiddelde tijd dat wijfjes afwezig waren van het nest bleek tevens geen invloed uit te oefenen op het nestsucces van boomleeuwerik ($\chi^2=21.991$, $df=1$, $p=0.138$), hoewel de lage p-waarde suggereert dat er mogelijk wel een effect is, maar dat de steekproef te klein is om dit aan te tonen.

3.1.3.2 Predatie

In 2010-2011 werd 41 % van de door ons gevonden boomleeuwerik-nesten gepredeerd. Figuur 8 toont een predatie-event in een tijdsreeks van een temperatuurlogger. Op basis van dergelijke tijdsreeksen werden 33 predatie-events verspreid over de 2 broedperiodes getimed in 2011 (Figuur 9).

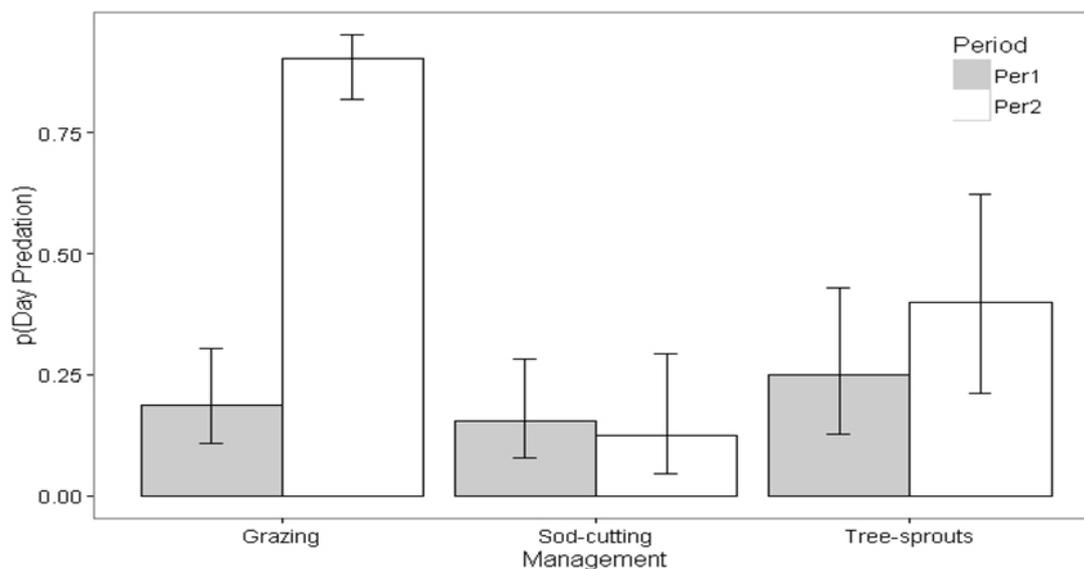


Figuur 8 Een typisch voorbeeld van een predatie-event zoals die af te lezen valt uit de grafiek van een temperatuurlogger. Terwijl de temperaturen overdag flink schommelen, zijn ze 's nachts opvallend stabiel. Meteen na de predatie van het nest registreert de logger de 'buitentemperatuur' en vertoont de grafiek een klassiek dag/nacht ritme (Bron: Baeten 2014).



Figuur 9 Timing van nestpredatie doorheen het broedseizoen van boomleeuwerik in 2011

Voor alle gegevens werd op basis van de die dag geldende tijden voor zonsopkomst en – ondergang bepaald of de predatie plaatsvond gedurende de dag of 's nachts. Uit Figuur 10 blijkt dat natuurbeheer geen invloed heeft op de timing van de predatie. In afwezigheid van schapen vinden we geen verschil in de kans dat een nest overdag wordt gepredeerd. Wanneer de schapen op het terrein worden gebracht aan het begin van de tweede broedperiode neemt de kans op dagpredatie significant toe.



Figuur 10 De kans op dagpredatie neemt toe in aanwezigheid van schapen en wordt niet beïnvloed door het gevoerde natuurbeheer.

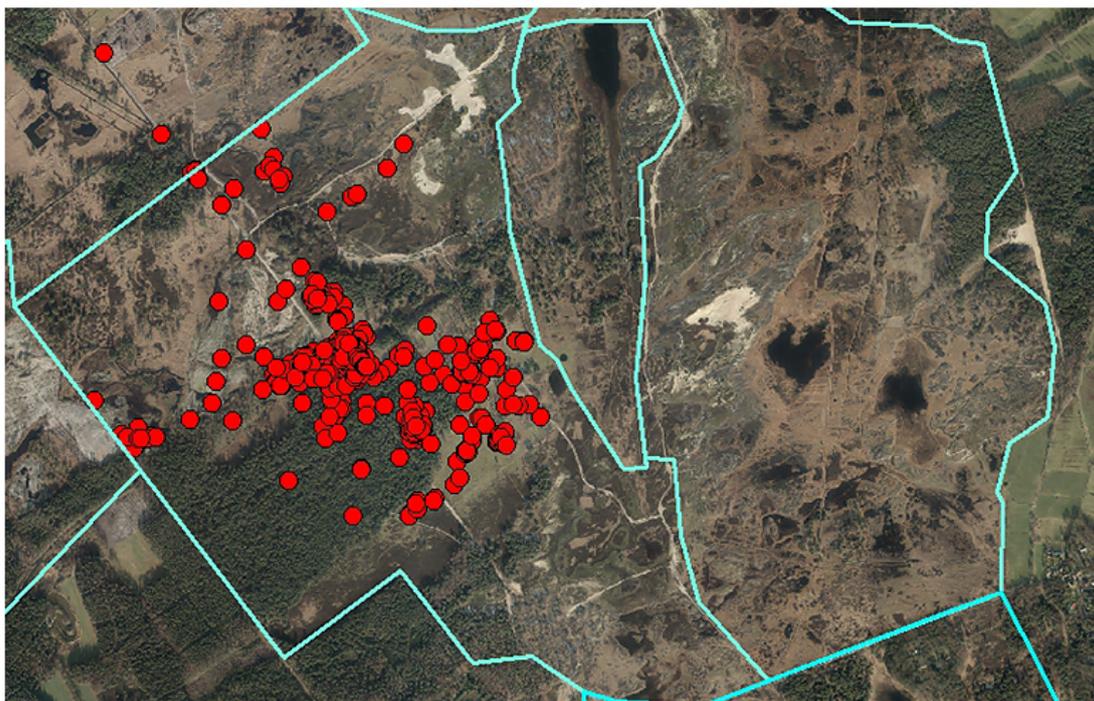
3.1.4 Terreingebruik schapen

In 2011 logden de twee GPS-collars data tussen 19/05 en 30/10 (voorbeeld van verzamelde data in Figuur 11). We gebruikten ArcGis 9.3 om de locaties van het gezenderde individu uit

de schaapskudde te linken aan actieve boomleeuweriknesten in de periode dat ze gepreedeerd werden. We vonden echter nauwelijks overlap tussen de aanwezigheid van schapen doordat één week na de start van het loggen de heidebrand uitbrak en de schapen pas terug op het terrein werden gebracht na afloop van het broedseizoen van boomleeuwerik.

Uit de data verzameld door de twee halsbanden blijkt dat 91% van de punten valt binnen potentieel boomleeuwerik-broedgebied.

Veldobservaties toonden aan dat de grazende schaapskudde een grote oppervlakte bestrijkt en minder compact foerageert dan verwacht. De precieze locatie van één individu is daarom wellicht geen goede indicatie van de mogelijke impact van de rest van de kudde op datzelfde moment.



Legende

- Begrazingsraster
- Gezenderd individu uit de schaapskudde

Figuur 11 Terreingebruik van 1 gezenderd individu uit de schaapskudde in raster D van het begrazingsraster in de periode 19/05-07/06/2011. De punten in het noordwesten buiten het raster werden gelogd wanneer de schapen van en naar het nacht- en weekendraster werden geleid.

3.1.5 Nestcamera's

Van de 36 nesten waarbij camera's werden geplaatst, werden 16 nesten gepreedeerd. In 8 gevallen kon de predator van de nesten geïdentificeerd worden. De volgende predatoren waren daarbij betrokken: boommarter *Martes martes* (2x), vos *Vulpes vulpes* (1x), egel *Erinaceus europaeus* (1x), zwarte kraai *Corvus corone* (1x), gaai *Garrulus glandarius* (1x), grote bonte specht *Dendrocopos major* (1x) en fazant *Phasianus colchicus* (1x).

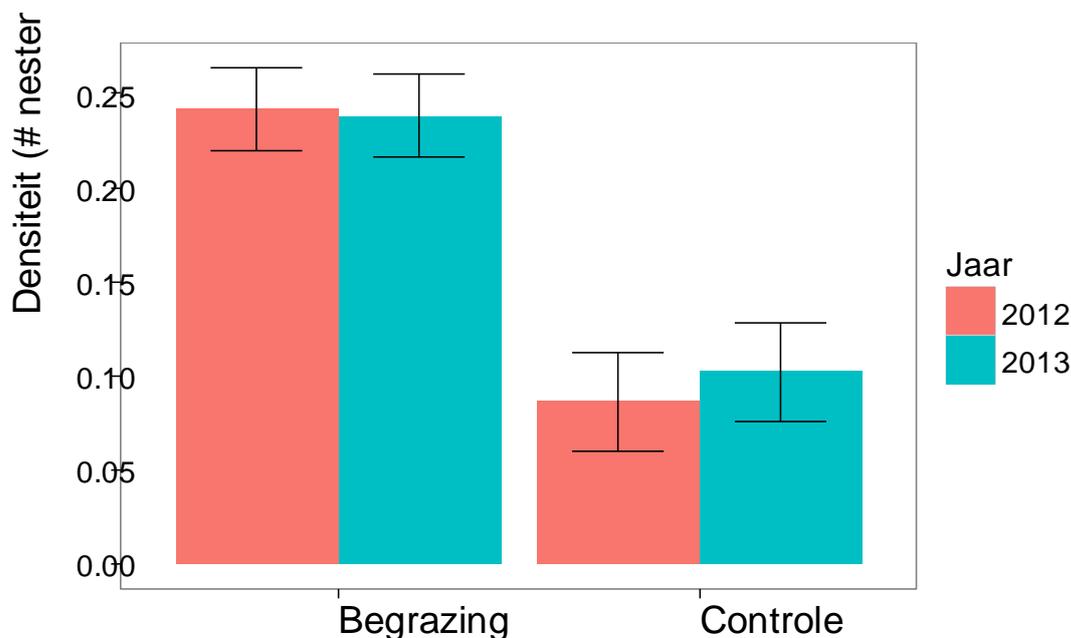
In de overige 8 gevallen bleken de camera's op het moment van de predatie, zoals aangetoond door de data van de temperatuurloggers, niet geactiveerd te zijn. Dit zou kunnen betekenen dat er predatie plaatsvond door kleinere zoogdieren zoals muizen of door de tevens in het gebied aanwezige gladde slangen *Coronella austriaca*. In 2010-2012 vonden

we 4 in gevallen aanwijzingen van nestpredatie door kleine knaagdieren (knaagsporen aan eieren). In 2011 werd 1x een interactie bij het nest gefilmd tussen boomleeuwerik en bosmuis *Apodemus sylvaticus* zonder dat dit evenwel tot predatie geleid heeft (nest was uiteindelijk succesvol). In een aantal gevallen werd tevens vastgesteld dat de predatie van nesten in de eifase in verschillende 'fases' verliep waarbij dagelijks 1 ei uit het nest werd verwijderd. In dergelijke gevallen verlieten de leeuweriken het nest meteen na de eerste predatie. In geen van die gevallen kon de predator gefilmd en/of gefotografeerd worden met de nestcamera's.

3.2 Roodborsttapuit

3.1.1 Nestsucces

De analyses voor roodborsttapuit zijn gebaseerd op gegevens van 146 nesten verzameld in 2012-2013. Hiervan was 46% succesvol. Analoog aan de resultaten voor boomleeuwerik werden vervollegsels verder weg van het eerst nest gebouwd wanneer dit laatste verloren ging ten gevolge van predatie. In alle andere gevallen werden tweede legsels dichtbij (<50m) het eerste nest aangetroffen. Alle legsels konden toegewezen worden aan een gekend broedpaar en elk broedpaar bleef trouw aan het territorium gedurende het volledige broedseizoen.



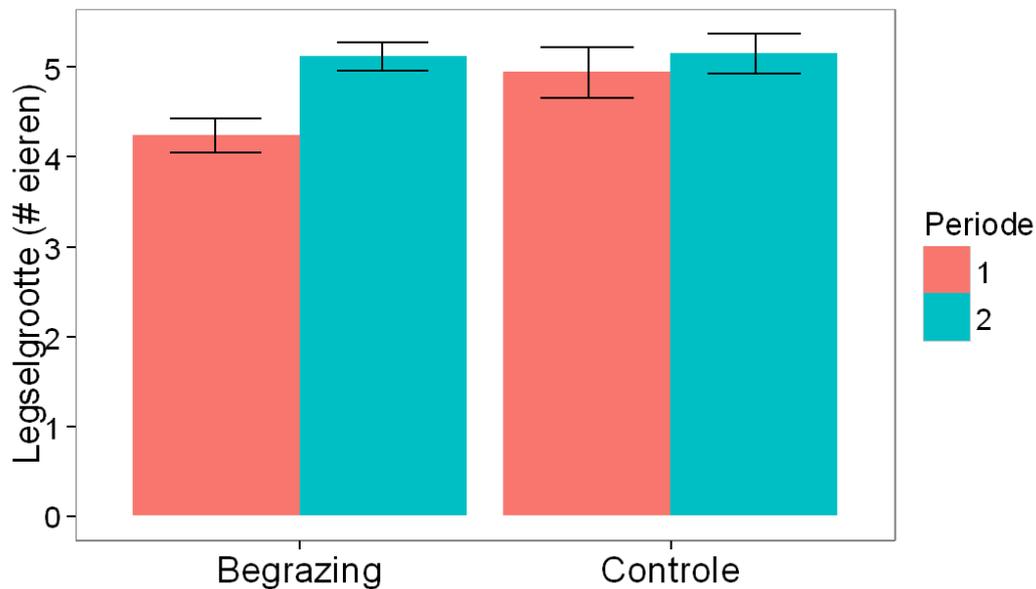
Figuur 12 De densiteit van roodborsttapuiten (aantal territoria/ha) bleek hoger in de begraasde studieplots dan in de controle plots ($\chi^2=11.87$, $p<0.001$) en er treedt daarbij geen jaareffect op ($\chi^2=0.02$, $p=0.883$).

We wilden tevens nagaan of er een effect bestaat van het beheer op de legselgrootte van roodborsttapuit. Aangezien de dichtheid van roodborsttapuiten in tegenstelling tot boomleeuweriken duidelijk afhankelijk is van het gevoerde natuurbeheer, kunnen beide factoren niet samen in dezelfde analyse worden verwerkt. We testten daarom twee modellen:

- 1) Startmodel: $\text{densiteit} = \text{beheer} * \text{broedperiode} * \text{jaar}$
- 2) Startmodel: $\text{densiteit} = \text{densiteit} * \text{broedperiode} * \text{jaar}$

In beide gevallen blijkt alleen de broedperiode een significant effect te hebben op de legselgrootte (Figuur 13, $\chi^2=6.04$, $p = 0.013$), iets wat we in mindere mate ook al

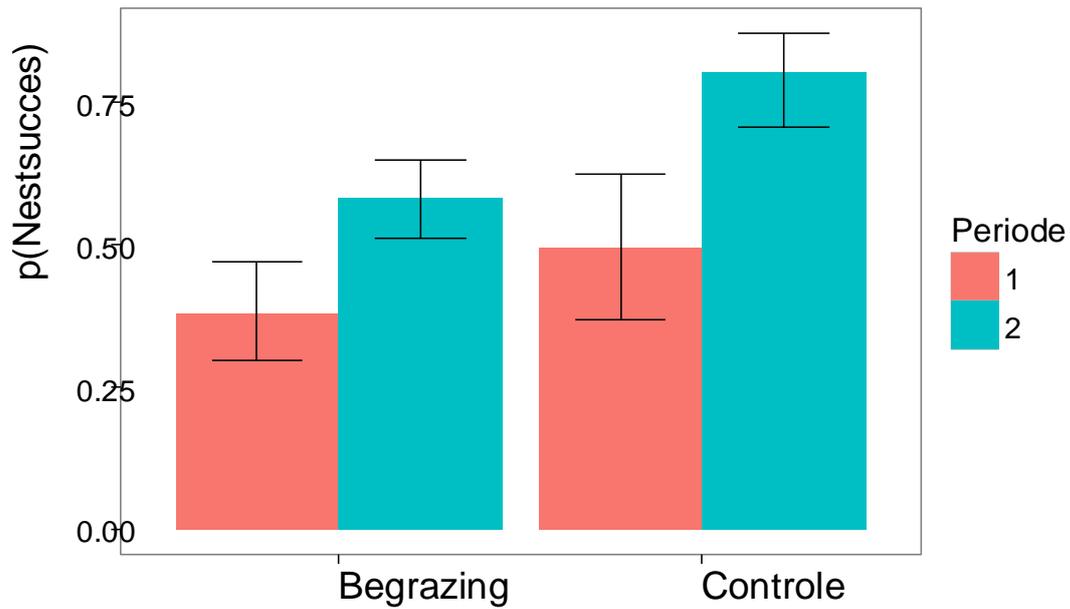
vaststelden bij boomleeuwerik. Roodborsttapuiten leggen dus meer eieren in de tweede broedperiode, maar daarbij is er geen sprake van een jaareffect ($\chi^2=0.01$, $p = 0.916$), noch een effect van gevoerd natuurbeheer ($\chi^2=0.16$, $p = 0.686$), noch van densiteit ($\chi^2=0.58$, $p = 0.446$).



Figuur 13 De legselgrootte van roodborsttapuiten is groter in de tweede broedperiode, maar er treedt geen jaareffect op.

Analoog aan de boomleeuwerik-studie gingen we vervolgens na of er een effect bestaat van het gevoerde beheer op het nestsucces. Maar ook hier kunnen beheer en densiteit niet in dezelfde analyse verwerkt worden en bovendien is de legselgrootte niet gelijk in beide periodes. Om het effect van legselgrootte op nestsucces te bepalen werden enkel nesten met minimaal 3 eieren in de analyse gebruikt omdat een lager aantal met zekerheid een onvolledig (vroegtijdig gepredeerd of verlaten) legsel betreft.

In tegenstelling tot wat uit eerdere studies bekend was bij boomleeuwerik konden we geen effect van densiteit op nestsucces van roodborsttapuit aantonen. We vonden bovendien ook geen effect van begrazing ($\chi^2=0.45$, $p = 0.502$), noch van legselgrootte ($\chi^2=0.20$, $p = 0.651$) op nestsucces. Indien we alle nesten ($N = 146$) in de analyse opnemen, blijkt het nestsucces wel significant hoger te liggen in de tweede broedperiode ($\chi^2=5.72$, $p = 0.017$, Figuur 14). De andere factoren zijn daarbij niet significant: dichtheid ($\chi^2=0.062$, $p = 0.794$) tot bijna significant : natuurbeheer ($\chi^2=3.04$, $p = 0.081$) en jaar ($\chi^2=3.32$, $p = 0.068$).

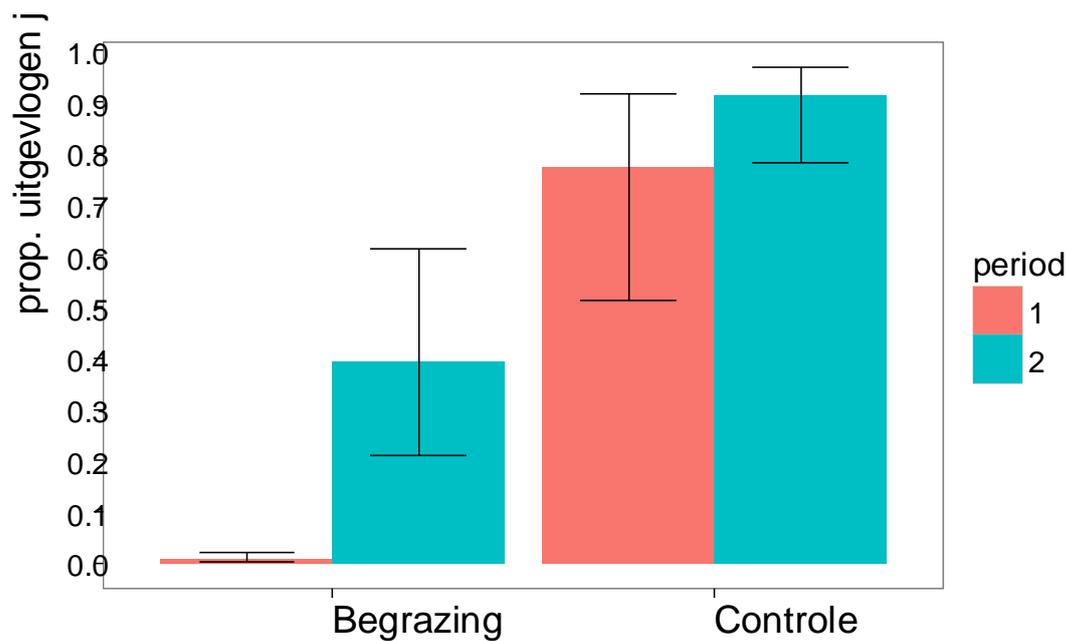


Figuur 14 Het nestsucces van roodborsttapuiten is hoger in de tweede broedperiode en onafhankelijk van dichtheid en het gevoerde natuurbeheer.

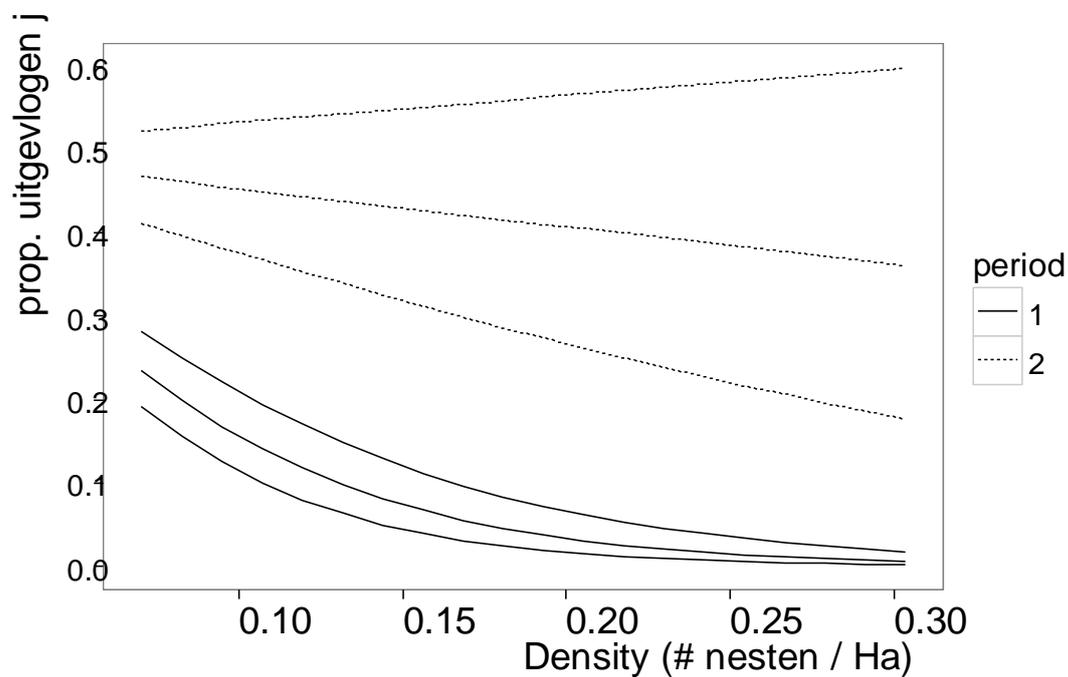
3.1.2 Broedsucces

Analoog aan de analyses voor boomleeuwerik voerden we de berekeningen eerst uit op basis van enkel de succesvolle nesten. We vonden geen enkel significant effect.

Met alle data en dus inclusief de niet-succesvolle nesten (N = 146) waren er twee modellen die wel significant fitten.



Figuur 15 Het broedsucces van roodborsttapuiten is groter in de controle plots dan in de begraasde plots en neemt bovendien toe in de tweede broedperiode (significante beheer*broedperiode interactie: $\chi^2 = 7.95$, $p = 0.005$). Die toename in de tweede periode is duidelijker in de begraasde plots.

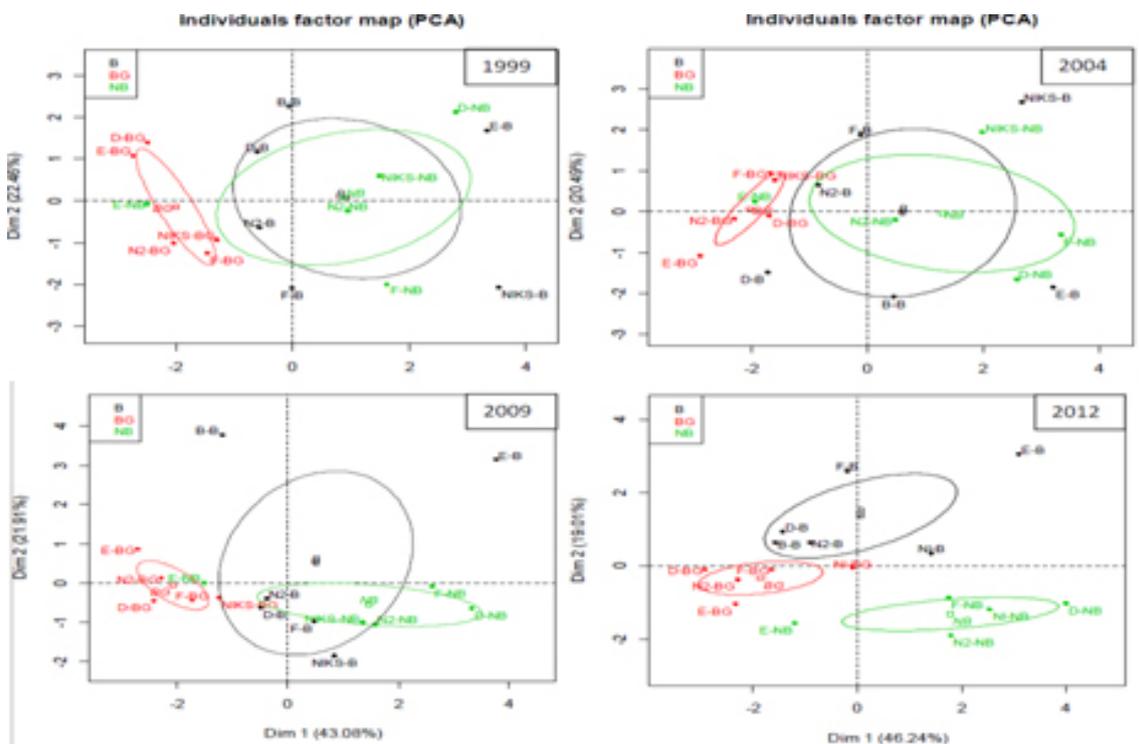


Figuur 16 We vonden een significante dichtheid*periode interactie ($\chi^2=6.97$, $p = 0.008$) en een dichtheid*jaar interactie ($\chi^2=7.15$, $p = 0.007$). In broedperiode 1 neemt het broedsucces af naarmate de dichtheid aan roodborsttapuiten toeneemt en in broedperiode 2 is het broedsucces hoger dan in periode 1 en heeft dichtheid geen effect.

3.3 Territoriumkartering grondbroeders

3.3.1 Resultaten PCA-analyse

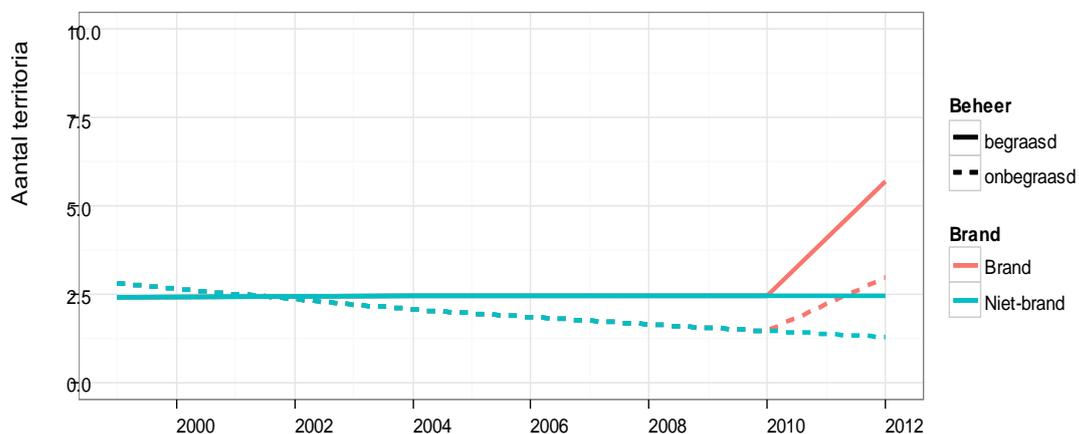
In Figuur 17 werden gegevens van blauwborst, boomleeuwerik, boompieper, gekraagde roodstaart, kneu, nachtzwaluw, rietgors, roodborsttapuit, veldleeuwerik en wulp opgenomen. Voor elk inventarisatiejaar (1999-2004-2009-2012) wordt voorgesteld hoe de verschillende deelgebieden, uitgaande van hun soortensamenstelling en abundantie van broedterritoria, zich tot elkaar verhouden volgens de eerste twee hoofdassen van de PCA. Deelgebieden werden bepaald op basis van zone van het begrazingsraster en bijhorende brandcode. De resultaten tonen duidelijke verschillen tussen de inventarisatiejaren vóór en na de heidebrand van 2011. In de jaren vóór de brand blijkt dat er op basis van het aantal broedterritoria per aandachtsoort weinig verschil is tussen de deelgebieden binnen de (toekomstige) brandzone en binnen de zone die van de brand gespaard blijft. In de inventarisatiejaren 1999 en 2004 overlappen beide zones zeer sterk. In 2009 wordt de overlap tussen de brandzone en de niet-afgebrande zone kleiner. In 2012, het jaar na de zware heidebrand, onderscheidt de brandzone zich opmerkelijk van de niet-afgebrande zone. Beide zones verschillen duidelijk op basis van het aantal territoria van de verschillende aandachtsoorten. De zone 'brandgrens' onderscheidt zich bovendien in elk inventarisatiejaar van de andere zones.



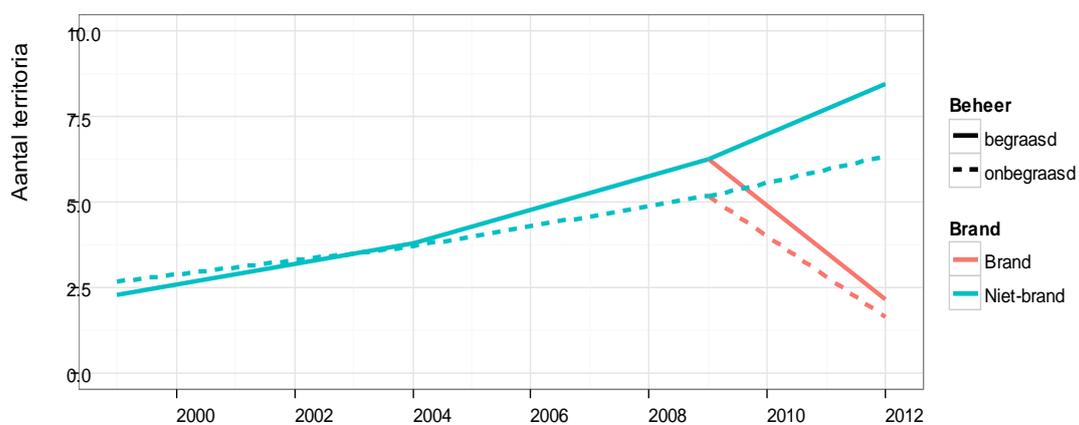
Figuur 17 Spreidingspatronen van de verschillende deelgebieden volgens de eerste twee hoofdassen van de PCA ingekleurd volgens brandcode (B=brand, BG= brandgrens, NB=niet-brand).

3.3.2 Analyses broedterritoria per soort

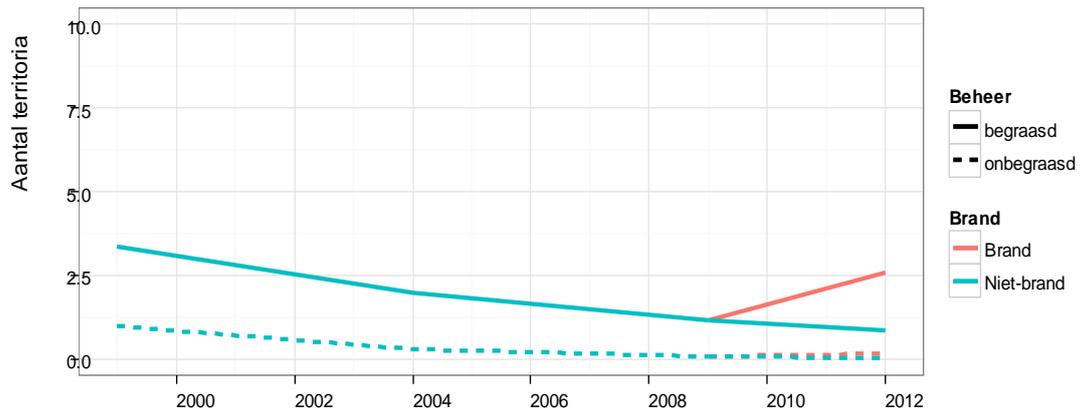
Voor een uitgebreide bespreking van alle soorten die in kaart werden gebracht verwijzen we naar Jacobs (2013). In het kader van dit onderzoeksrapport beperken we ons tot een beknopte bespreking van de resultaten voor boomleeuwerik, roodborsttapuit en veldleeuwerik.



Figuur 18 Boomleeuwerik reageert positief op de brand en neemt overal waar het heeft gebrand toe, ook in de niet-begraasde delen van het terrein. In de niet-verbrande delen van het terrein vertoont de soort stabiele aantallen.



Figuur 19 Roodborsttapuit reageert negatief op de brand en neemt sterk af in de brandzone. Begrazing als beheermaatregel helpt daarbij niet. In de niet-verbrande delen neemt de soort echter overal toe.



Figuur 20 Veldleeuwrik reageert positief op begrazing als beheermaatregel in de verbrande delen van het terrein. In de niet-begraasde delen neemt de soort licht af.

4. Conclusies

4.1. Boomleeuwerik – Roodborsttapuit

Voor zover we konden nagaan, is deze studie de eerste die aantoont dat regulier heidebeheer met grazende schaapskuddes negatief kan uitpakken voor grondbroedende vogelsoorten zoals de boomleeuwerik. In aanwezigheid van schapen was de kans dat een nest mislukte ongeveer 4x hoger dan in afwezigheid van de grazers. Voor roodborsttapuiten vonden we dit effect niet.

In tegenstelling tot boomleeuwerik lijkt begrazing als maatregel wel positief uit te pakken bij roodborsttapuit. Dit uit zich in het feit dat de dichtheden veel hoger liggen in begraasde versus niet begraasde delen van het terrein. Daartegenover staat dat het broedsucces in de begraasde plots in de eerste broedperiode lager ligt dan in de controle plots. Mogelijk bestaat er een omgekeerd evenredig verband tussen dichtheid en broedsucces.

In geval van de boomleeuwerik-populatie kan het verlaagde reproductief succes niet verklaard worden door verschillen in natuurbeheer. We vonden immers geen verschillen in dichtheden, noch in nest of broedsucces tussen de 3 verschillende beheersvormen in onze studieplots. Het komt er dus op neer dat zowel begrazing, plaggen als het verwijderen van boomopslag resulteren in kwalitatief gelijkwaardig broedgebied voor die soort.

Alle broedparen van boomleeuwerik en roodborsttapuit bleven trouw aan hun respectievelijke territoria na de introductie van de schaapskuddes halverwege het broedseizoen. De kans op actieve verstoring van de nesten door grazende schapen lijkt, op basis van het terreingebruik van de kuddes zoals aangetoond door de GPS-collars, veel hoger voor boomleeuwerik dan voor roodborsttapuit. Die laatste bouwt zijn nesten bij voorkeur in ruigere en meer opgaande vegetatie (bij voorkeur oude Struikheide *Calluna vulgaris*). Roodborsttapuit broedt vaak ook in nattere delen van het terrein. De schapen mijden dergelijke vegetaties en beperken zich hoofdzakelijk tot korte, grazige vegetaties. Wanneer ze zich verplaatsen op weg naar andere foerageerlocaties gebruiken ze daarvoor veelal bestaande (wand-)paden. De foerageer- en herkauw-locaties van de schapen overlappen voor ruim 90 % met broedgebied van boomleeuwerik (voor terreingebruik van schapen in een heidegebied, zie ook Oom *et al.* 2008). Tijdens het terreinwerk in de tweede broedperiode troffen we uitwerpselen van schapen aan rond (straal van 10m) alle gekende boomleeuwerik-nesten.

Directe verstoring door grazend vee kan het reproductief succes van grondbroedende vogelsoorten op 3 mogelijke manieren beïnvloeden: 1) vertrappeling van nesten, 2) verstoring van incubatieschema's of voederen en 3) toegenomen predatie.

Zowel Jensen *et al.* (1990) als Paine *et al.* (1996) hebben aangetoond dat grote verliezen kunnen optreden door vertrappeling. Die resultaten werden echter bekomen in intensief begraasde weilanden waarbij veel hogere dichtheden grazers werden ingezet dan in onze studie. We vonden tijdens de 3 jaar terreinwerk voor boomleeuwerik slechts 2x een duidelijk vertrappeld nest.

Ook verstoring van adulte vogels op het nest of in de territoria zou kunnen leiden tot het afkoelen van de eieren of het sterven van de jongen. Onze veldwaarnemingen wijzen hier echter niet op. Alle gekende broedparen van boomleeuwerik én roodborsttapuit bleven het hele broedseizoen trouw aan hun territoria. In geval van boomleeuwerik kon dat eenvoudig worden vastgesteld omdat de meeste broedparen van elkaar gescheiden voorkwamen. In het geval van de roodborsttapuiten kon dit aangetoond worden doordat een aantal adulte vogels gekleuringd werden. Bovendien vonden we tijdens onze reguliere nestcontroles nooit verlaten legfels of nesten met dode jonge boomleeuweriken. Bij de roodborsttapuiten werd dit wel enkele malen (N=5) vastgesteld, maar die waarnemingen volgden telkens op een periode met regenachtig weer of na een fel onweer. In 2011 had de aanwezigheid van

schapen geen invloed op het broedsucces van boomleeuwerik, terwijl dat in 2010 wel het geval was (Figuur 7). Wright et al. (2009) stelden vast dat een langere periode met slecht weer (zoals tijdens het broedseizoen van 2010) een negatieve impact heeft op het broedsucces van boomleeuwerik. Mogelijk versterkt de aanwezigheid van een extra externe druk, de grazende schapen, dit effect.

Het verlaagde nest- en broedsucces van boomleeuwerik lijkt dus vooral toe te schrijven aan een verhoogde predatie in aanwezigheid van schapen. Bovendien lijkt het vooral om dagpredatoren te gaan (Figuur 9) wat wijst in de richting van vogels als kraaiachtigen. De camera-beelden geven wat dat betreft geen uitsluitsel. Mogelijk is de reactietijd van de Bushnell-camera's te traag om snelle predatie-events van vogels te registreren. Om een antwoord te geven op deze vragen werd enerzijds een nestexperiment opgezet en anderzijds werd een gedragsexperiment gedaan waarbij de broedende wijfjes boomleeuwerik werden geobserveerd wanneer een schaapskudde in de omgeving aanwezig was. De resultaten van deze bijkomende experimenten worden verwacht in de loop van 2015.

Wat roodborsttapuit betreft, dient eveneens bijkomend onderzoek te worden verricht. De schaapskuddes lijken geen negatieve invloed uit te oefenen op de soort en begrazing als maatregel heeft zelfs een duidelijk positief effect op de dichtheden (Figuren 12-16). Er dient echter bijkomend nagegaan te worden of de Galloway-runderen die een grotere overlap wat habitatgebruik betreft vertonen, impact hebben op nest – en broedsucces van roodborsttapuit. De zenders die eerder werden gebruikt voor de plaatsbepaling van de schaapskuddes kunnen daarbij worden ingezet.

4.2. Effecten van de heidebrand

Voor een gedetailleerde beschrijving van alle effecten verwijzen we naar de masterthesissen van Jacobs (2013) en Brenard (2014). In 2015 zal een derde licentiaatsverhandeling over dit thema verschijnen (Van Looveren, in prep.). Zoals in vele buitenlandse studies reageren de verschillende soorten broedvogels van heideterreinen erg uiteenlopend op de brand. In het algemeen lijkt de impact op de diversiteit wat broedvogels betreft niet zo groot en herstellen populaties zich vrij snel.

De toename van een bedreigde soort als veldleeuwerik in de na de brand begraasde gebieden toont aan dat een brand ook kansen biedt indien zoals in dit geval snel kan overgegaan worden op grootschalig en aangepast natuurbeheer. Hierin ligt ook een grote uitdaging voor het nieuwe beheerplan dat nu voorligt: de positieve effecten van de brand in de mate van het mogelijke behouden en tegelijkertijd de negatieve terugdringen.

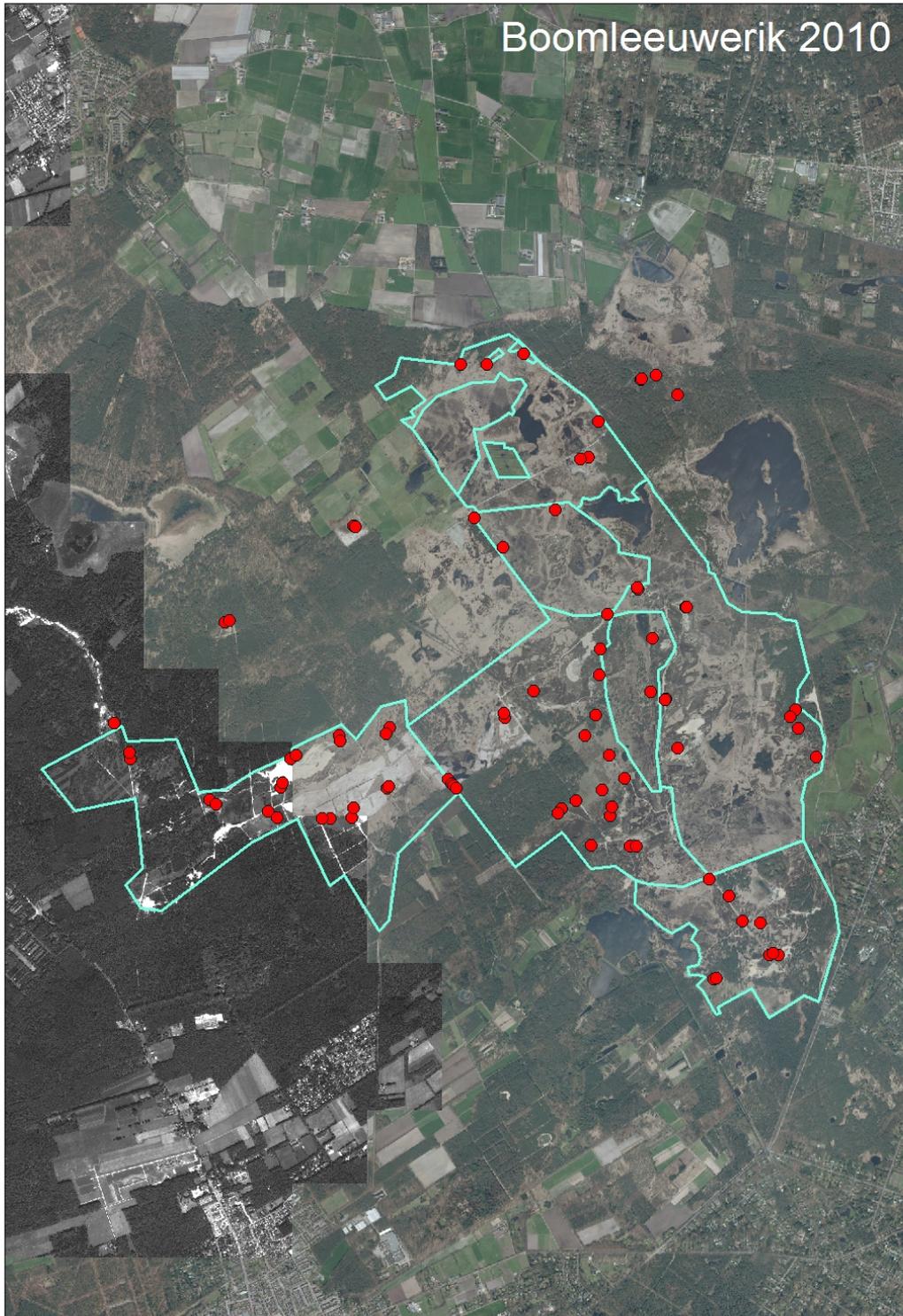
5. Referenties

- Amar, A., J. Davies, E. Meek, J. Williams, A. Knight, and S. Redpath. 2011. Long-term impact of changes in sheep *Ovis aries* densities on the breeding output of the hen harrier *Circus cyaneus*. *Journal of Applied Ecology* 48:220-227.
- Ammon, E. M., and P. B. Stacey. 1997. Avian nest success in relation to past grazing regimes in a montane riparian system. *Condor* 99:7-13.
- Bates D., M. M., Bolker, B. 2011. lme4: linear mixed-effects models using S4 classes. R Package version: 0.999375-42.
- Bell, J. R., C. P. Wheater, and W. R. Cullen. 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255:377-387.
- Buchanan, G. M., M. C. Grant, R. A. Sanderson, and J. W. Pearce-Higgins. 2006. The contribution of invertebrate taxa to moorland bird diets and the potential implications of land-use management. *Ibis* 148:615-628.
- Calladine, J., D. Baines, and P. Warren. 2002. Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. *Journal of Applied Ecology* 39:772-780.
- DeGabriel, J. L., S. D. Albon, D. A. Fielding, D. J. Riach, S. Westaway, and R. J. Irvine. 2011. The presence of sheep leads to increases in plant diversity and reductions in the impact of deer on heather. *Journal of Applied Ecology* 48:1269-1277.
- Dennis, P., J. Skartveit, D. I. McCracken, R. J. Pakeman, K. Beaton, A. Kunaver, and D. M. Evans. 2008. The effects of livestock grazing on foliar arthropods associated with bird diet in upland grasslands of Scotland. *Journal of Applied Ecology* 45:279-287.
- Douglas, D. J. T., D. M. Evans, and S. M. Redpath. 2008. Selection of foraging habitat and nestling diet by Meadow Pipits *Anthus pratensis* breeding on intensively grazed moorland. *Bird Study* 55:290-296.
- Evans, D. M., S. M. Redpath, D. A. Elston, S. A. Evans, R. J. Mitchell, and P. Dennis. 2006a. To graze or not to graze? Sheep, voles, forestry and nature conservation in the British uplands. *Journal of Applied Ecology* 43:499-505.
- Evans, D. M., S. M. Redpath, S. A. Evans, D. A. Elston, and P. Dennis. 2005. Livestock grazing affects the egg size of an insectivorous passerine. *Biology Letters* 1:322-325.
- Evans, D. M., S. M. Redpath, S. A. Evans, D. A. Elston, C. J. Gardner, P. Dennis, and R. J. Pakeman. 2006b. Low intensity, mixed livestock grazing improves the breeding abundance of a common insectivorous passerine. *Biology Letters* 2:636-638.
- Fondell, T. F., and I. J. Ball. 2004. Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological Conservation* 117:203-213.
- Fuller, R. J., and S. J. Gough. 1999. Changes in sheep numbers in Britain: implications for bird populations. *Biological Conservation* 91:73-89.
- Garcia, C., D. Renison, A. M. Cingolani, and E. Fernandez-Juricic. 2008. Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Ecology* 45:351-360.
- Gaston K.J., J. S. E., Nagy A., Cantu-Salazar L., Johnson M. 2008. Protected areas in Europe - Principle and practice. Blackwell Publishing, Oxford.

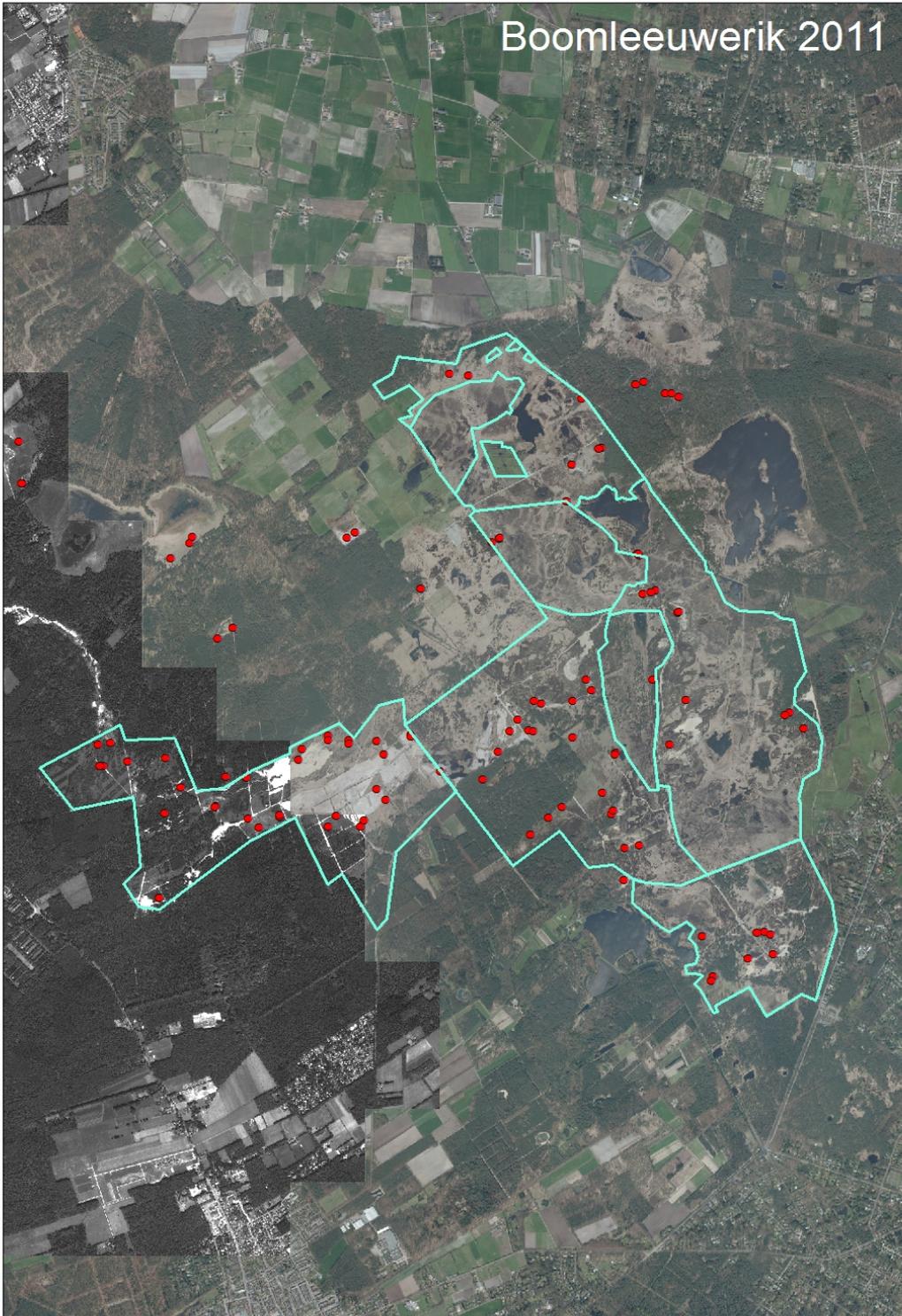
- Haest B., T. G., Vanden Borre J, Spanove T, Delalieux S, Bertels L, Kooistra L, Mûcher C.A., Scheunders P. 2010. An object-based approach to quantity and quality assessment of heathland habitats in the framework of Natura 2000 using hyperspectral airborne AHS images. in V. C. F. M. B. Addink E.A., editor. GEOBIA 2010 - Geographic object-based image analysis. Third international conference on all aspects of geographic object-based image analysis. International society for photogrammetry and remote sensing, Ghent - Belgium.
- Hart, J. D., T. P. Milsom, A. Baxter, P. F. Kelly, and W. K. Parkin. 2002. The impact of livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on coastal grazing marsh. *Bird Study* 49:67-78.
- Hulme, P. D., B. G. Merrell, L. Torvell, J. M. Fisher, J. L. Small, and R. J. Pakeman. 2002. Rehabilitation of degraded *Calluna vulgaris* (L.) Hull-dominated wet heath by controlled sheep grazing. *Biological Conservation* 107:351-363.
- Jacobs, A. 2013. Kolonisatie van afgebrande heide door grondbroedende vogels. Een studie op de Kalmthoutse Heide. Masterproef Biologie, Faculteit wetenschappen, Universiteit Antwerpen, 58pp.
- Jensen, H. P., D. Rollins, and R. L. Gillen. 1990. EFFECTS OF CATTLE STOCK DENSITY ON TRAMPLING LOSS OF SIMULATED GROUND NESTS. *Wildlife Society Bulletin* 18:71-74.
- Kerns, C. K., M. R. Ryan, R. K. Murphy, F. R. Thompson, III, and C. S. Rubin. 2010. Factors Affecting Songbird Nest Survival in Northern Mixed-Grass Prairie. *Journal of Wildlife Management* 74:257-264.
- Langston, R. H. W., D. Liley, G. Murison, E. Woodfield, and R. T. Clarke. 2007. What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European Nightjar *Caprimulgus europaeus*? *Ibis* 149:27-36.
- Loe, L. E., A. Myrnerud, A. Stien, H. Steen, D. M. Evans, and G. Austrheim. 2007. Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters* 3:109-111.
- Mallord, J. W., P. M. Dolman, A. Brown, and W. J. Sutherland. 2008. Early nesting does not result in greater productivity in the multi-brooded Woodlark *Lullula arborea*. *Bird Study* 55:145-151.
- Mallord, J. W., P. M. Dolman, A. F. Brown, and W. J. Sutherland. 2007. Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. *Journal of Applied Ecology* 44:185-195.
- Murison, G., J. M. Bullock, J. Underhill-Day, R. Langston, A. F. Brown, and W. J. Sutherland. 2007. Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*. *Ibis* 149:16-26.
- Newton, A. C., G. B. Stewart, G. Myers, A. Diaz, S. Lake, J. M. Bullock, and A. S. Pullin. 2009. Impacts of grazing on lowland heathland in north-west Europe. *Biological Conservation* 142:935-947.
- Oom, S. P., A. M. Sibbald, A. J. Hester, D. R. Miller, and C. J. Legg. 2008. Impacts of sheep grazing a complex vegetation mosaic: Relating behaviour to vegetation change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 124:219-228.
- Paine, L., D. J. Undersander, D. W. Sample, G. A. Bartelt, and T. A. Schatteman. 1996. Cattle trampling of simulated ground nests in rotationally grazed pastures. *Journal of Range Management* 49:294-300.
- Pakanen, V.-M., A. Luukkonen, and K. Koivula. 2011. Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation* 20:2057-2073.

- Pakeman, R. J., and A. J. Nolan. 2009. Setting sustainable grazing levels for heather moorland: a multi-site analysis. *Journal of Applied Ecology* 46:363-368.
- Pavel, V. 2004. The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica* 53:171-178.
- Robinson, T. J., L. Sefferman, and T. S. Risch. 2010. Seasonal tradeoffs in reproductive investment in a multi-brooded passerine. *Condor* 112:390-398.
- Rosa Garcia, R., F. Jose Ocharan, U. Garcia, K. Osoro, and R. Celaya. 2010. Arthropod fauna on grassland-heathland associations under different grazing managements with domestic ruminants. *Comptes Rendus Biologies* 333:226-234.
- R Development Core Team. 2010. R: a language and environment for statistical computing, Vienna.
- Van Dijk, A.J. and Boele, A. 2011. Handleiding SOVON broedvogelonderzoek. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Van Uytvanck, J. and Goethals, V. (eds.). 2014. Handboek voor beheerders – Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel.
- Vickery, J. A., J. R. Tallwin, R. E. Feber, E. J. Asteraki, P. W. Atkinson, R. J. Fuller, and V. K. Brown. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38:647-664.
- Warren, P., D. Baines, and M. Richardson. 2009. Mitigating against the impacts of human disturbance on black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. *Folia Zoologica* 58:183-189.
- Wheeler, P. 2008. Effects of sheep grazing on abundance and predators of field vole *Microtus agrestis* in upland Britain. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123:49-55.
- Wright, L. J., R. A. Hoblyn, R. E. Green, C. G. R. Bowden, J. W. Mallord, W. J. Sutherland, and P. M. Dolman. 2009. Importance of climatic and environmental change in the demography of a multi-brooded passerine, the woodlark *Lullula arborea*. *Journal of Animal Ecology* 78:1191-1202.
- Zuur A.F., I. E. N., Walker N.J., Saveliev A.A., Smith G.M. 2009. Mixed effect models and extensions in ecology with R. Springer, New York, U.S.A.

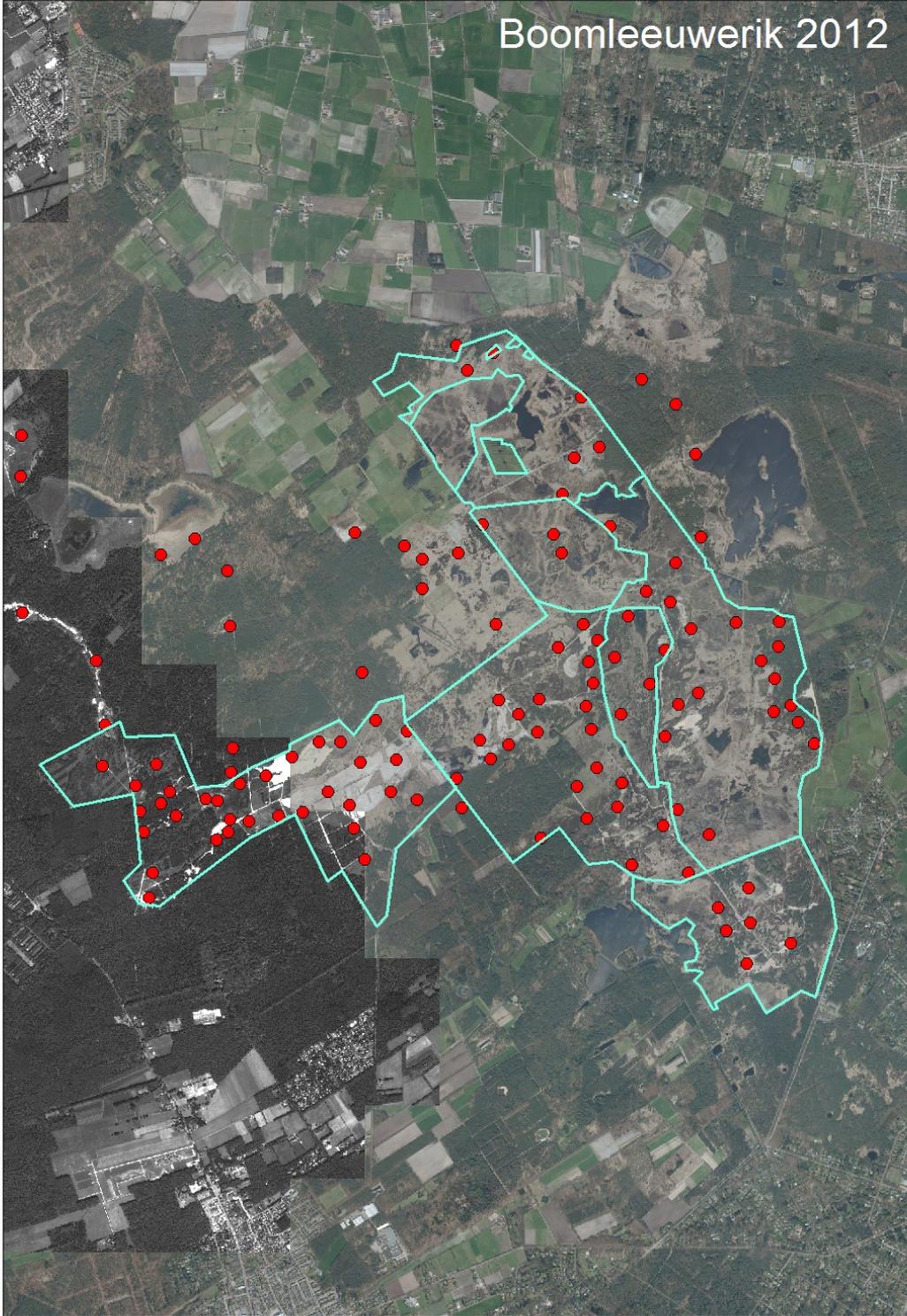
Bijlage 1: Nestplaatsen Boomleeuwerik 2010-2012



Boomleeuwerik 2011



Boomleeuwerik 2012



Bijlage 2: Nestplaatsen Roodborsttapuit 2012-2013

