

Analyse van de duurzaamheid en effectiviteit van hazelmuisbeheer en -landschapsinrichting



provincie limburg



RADBOUD
Institute for Biological and
Environmental Sciences
RIBES



ANALYSE VAN DE DUURZAAMHEID EN EFFECTIVITEIT VAN HAZELMUISBEHEER EN -LANDSCHAPSINRICHTING

In opdracht van: Provincie Limburg

Opgesteld door: Pim Lemmers, Thomas Amorij,
René Krekels, Joris Verhees, Maurice La Haye,
Eelke Jongejans & Ruud Foppen
Projectnummer: 19-126

Datum: 24 juni 2025



NATUURBALANS – LIMES DIVERGENS BV

adviesbureau voor natuur & landschap

Radboud Universiteit, Toernooiveld 1
Postbus 6508, 6503 GA Nijmegen

T (024) 352 88 01

info@natuurbalans.nl
www.natuurbalans.nl

Rapporttitel	
ANALYSE VAN DE DUURZAAMHEID EN EFFECTIVITEIT VAN HAZELMUISBEHEER EN -LANDSCHAPINRICHTING	
Getekend voor akkoord	
Naam en functie van vertegenwoordigingsbevoegde	René Krekels - directeur
Handtekening	
Datum	24 juni 2025

Colofon

© 2025 ¹Natuurbalans - Limes Divergens BV / ²Zoogdiervereniging / ³Radboud Universiteit / Provincie Limburg

Tekst en samenstelling: Pim Lemmers^{1,3}, Thomas Amorij^{1,3}, René Krekels¹, Joris Verhees¹, Maurice La Haye^{2,3}, Eelke Jongejans³ & Ruud Foppen^{2,3}

Projectleiding: Pim Lemmers

Eindverantwoordelijk: René Krekels

Met medewerking van: Quint Jace Wiegerink, Towi van der Putten, Lennart Vonk en Stephan Huijgens (Staatsbosbeheer)

Projectnummer: 19-126

In opdracht van: Provincie Limburg (contactpersoon Ludy Verheggen)

Foto's omslag: Hazelmuis in een braam (Fotograaf: Pim Lemmers)

Wijze van citeren: Lemmers P., T.H.L.S. Amorij, R. Krekels, J.J.F. Verhees, M. La Haye, E. Jongejans, & R.P.B. Foppen, 2025. Analyse van de duurzaamheid en effectiviteit van hazelmuisbeheer en -landschapsinrichting. Natuurbalans - Limes Divergens BV, Zoogdiervereniging & Radboud Universiteit, Nijmegen.

Niets uit dit rapport mag worden veeleelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van scanning, internet, druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Provincie Limburg en Natuurbalans - Limes Divergens BV noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Natuurbalans - Limes Divergens BV is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Natuurbalans - Limes Divergens BV. Provincie Limburg vrijwaart Natuurbalans - Limes Divergens BV voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.



Natuurbalans - Limes Divergens BV is lid van het Netwerk Groene Bureaus, brancheorganisatie voor kwaliteitsbevordering en belangenbehartiging.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Natuurbalans - Limes Divergens BV is gecertificeerd door EBN Certification en voldoet aan de eisen gesteld in de norm ISO 9001:2015.



SAMENVATTING

Aanleiding

De hazelmuis is een soort van de Habitatrichtlijn (Bijlage IV). De verspreiding in Nederland is sinds 1950 met 46% afgenomen en momenteel beperkt tot twee tot drie boscomplexen van zuidoostelijk Limburg. Hazelmuisen zijn typische bewoners van bosranden en struweel. Dergelijke habitats zijn niet statisch maar onderhevig aan successie, hetgeen betekent dat deze habitats door natuurlijke ontwikkeling van de aanwezige vegetatie veranderen. Bosranden en struwelen grenzen doorgaans aan percelen met andere bestemmingen zoals particuliere of agrarische percelen, maar ook aan wegen. Vanzelfsprekend kunnen dergelijke percelen niet met de natuurlijke dynamiek van bossen en struwelen meebewegen, waardoor uiteindelijk abrupte overgangen zonder overgangsgradiënten ontstaan. Dat kan leiden tot een lagere soortenrijkdom doordat specialistische soorten, die afhankelijk zijn van die overgangen, verdwijnen. Habitatbeheer is dan noodzakelijk om de natuurlijke dynamiek van een ecosysteem na te bootsen zodat de heterogeniteit van het landschap en daarmee de soortenrijkdom wordt behouden.

Beheerduurzaamheid aan de hand van een individu-gebaseerd populatiemodel

Het gevoerde bosrandenbeheer in de afgelopen decennia is op basis van veldkennis van bosbeheerders en hazelmuisonderzoekers specifiek afgestemd op de habitateisen van de hazelmuis en dit heeft een positieve uitwerking op de populaties gehad. Ondanks ruime ervaringen met hazelmuisbeheer bestonden er voor beheerders nog wel onduidelijkheden, namelijk wat is de optimale schaal van een ingreep die beheerders kunnen uitvoeren? Hoeveel ruimte, dat dient als refugium voor dieren, kunnen beheerders tussen ingreepgebieden aanhouden? En om de hoeveel jaar dient er (cyclisch) worden beheerd voor optimaal resultaat? Door het ontwikkelen van een individu-gebaseerd populatiemodel (IBM) dat zowel de populatiedynamiek van hazelmuisen als de bosrandsuccessie en -beheer simuleert, is hierin meer inzicht verkregen. Waarden uit de wetenschappelijke literatuur over de levenscyclus en vitaliteitskenmerken van de hazelmuis werden gebruikt om het model te parametriseren. Ook werd een bosrand en de natuurlijke successie ervan gesimuleerd. Het model simuleerde 40 jaar bosbeheer. Een simulatie bestond uit 10.000 herhalingen. De ruimte werd gesimuleerd als 100 cellen, die elk 100 meter bosrand vertegenwoordigden. In het model vertegenwoordigde een reeks functies verschillende delen van de levenscyclus van de hazelmuis: seizoenoverleving, verspreiding en voortplanting. Er zijn twee typen beheer gesimuleerd: kleinschalig hakhoutbeheer (25-75% van de kroonvormende bomen worden verwijderd en hazelmuishabitat blijft intact) en grootschalige verwijdering van schaduwvormers (75-100% van alle vegetatie wordt verwijderd). Twee functies werden gecreëerd om deze in de bosranden na te bootsen. De geteste scenario's bestaan uit kleinschalig hakhoutbeheer en grootschalige verwijdering van schaduwvormers in verschillende schalen in tijd en ruimte, hetgeen resulteerde in een reeks van 137 gesimuleerde beheermogelijkheden.

Volgens het model is het beste beheerscenario voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers een scenario met een terugkerend beheerinterval van 1 jaar maximaal 3 gebieden van 3 aaneengesloten cellen met vegetatie van 8 jaar of ouder worden beheerd. Gesimuleerd is dat dit na 40 jaar leidt tot een gemiddelde populatiegrootte van 161 hazelmuisen. Voor het optimale scenario van hakhoutbeheer werd een aanzienlijk hogere gemiddelde populatiegrootte vastgesteld, namelijk 232 hazelmuisen na 40 jaar. Dit was bij het scenario hakhoutbeheer waarin vegetatie met een minimale leeftijd van 7 en maximaal 20 jaar beheerd werd, met een maximum van 50 (van de 100) cellen per jaar. Beheersscenario's met cyclisch hakhoutbeheer resulteerden in grotere hazelmuispopulaties en lagere uitsterfpercentages dan beheer dat gebaseerd was op grootschalige verwijdering van schaduwvormers. Combinaties van cyclisch kleinschalig hakhoutbeheer en

grootschalige verwijdering van schaduwvormers zijn eveneens mogelijk en leiden hoogstwaarschijnlijk ook tot hoge populatiegroottes. Vanuit een kostenoverweging (kleinschalig beheer is aanzienlijk duurder) kan een dergelijke combinatie de voorkeur hebben.



Foto van een overwinterende hazelmuis in een winternest die is gemaakt tijdens het zenderonderzoek in 2019 (Lemmers et al. 2022). De winternesten liggen vanaf het einde van de herfst op de bodem tot en met de lente. Overwinterende hazelmuisen zijn erg kwetsbaar. Het lichaam bevindt zich dan in een torporstadium en ontwaken duurt 15-20 minuten, waardoor ze niet kunnen vluchten. Winternesten van hazelmuisen zijn bovendien vrijwel onmogelijk te vinden. Mede om deze reden is aangepast bos(rand)beheer nodig (foto: P. Lemmers).

Duurzaamheidsanalyse aan de hand van LARCH

Aansluitend op het habitatbeheer wordt uiteindelijk gestreefd naar duurzame (dat wil zeggen levensvatbare) hazelmuispopulaties, bepaald door omvang en connectiviteit van leefgebieden via struweelhagen en bosranden. Hiervoor is een populatieduurzaamheidsanalyse door middel van een LARCH-analyse uitgevoerd. LARCH staat voor Landscape ecological Analysis and Rules for Configuration of Habitat. Het is een geschikt model om de netwerkevaluaties mee uit te voeren. Ter beoordeling van de duurzaamheid diende kennis over de lokale grootte van populaties en de habitatnetwerken te worden getoetst aan criteria voor duurzaamheid. Hiervoor is uitgegaan van een set van normen die berusten op onderzoeksresultaten van empirische studies en modelstudies, gecombineerd met deskundigenkennis. Zowel de hazelmuis-metapopulatie aan de oostkant van de Geul (het Vijlenerbossencomplex grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland) als de metapopulatie aan de westkant van de Geul (omgeving Crapoel - Schweibergerbos - Groote Bosch - Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos - Roebelboscomplex in België) kunnen worden beschouwd als duurzame netwerkpopulaties.

Richtinggevende beheerrichtlijnen

De modelresultaten zijn richtinggevend, maar niet bepalend, voor beheerders van hazelmuisleefgebieden. De opgestelde richtlijnen voor beheer van hazelmuisleefgebied zijn wel bepalend (zie bijlage 2 voor de richtlijnen, overgenomen uit Lemmers et al. 2022). De richtlijnen geven beslisbomen en informatie over o.a. de beheerperiode, schaal en voorwaarden waaraan dient te worden voldaan in beheer van bos, kapvlakten, bosrand inclusief wegberm en houtwallen en

struweelhagen. De richtlijnen voor bos(rand)beheerders die uit voorliggende studie kunnen worden afgeleid zijn als volgt:

- Kleinschalig cyclisch hakhoutbeheer, waarbij de kroonlaag wordt geopend, wordt uitgevoerd om de struiklaag en kruidlaag meer ruimte te geven om zich te ontwikkelen. Hiervoor kunnen jaarlijks 25-75% van de kroonvormende bomen alsmede rode kornoelje (maar de rest van de struiklaag zo veel als mogelijk sparen) worden gedund. De bedoeling hiervan is een verrijking van de vegetatiestructuur en daarmee een verdere verrijking bewerkstelligen van de kwaliteit van de hazelmuishabitat. Volgens het model kan kleinschalig cyclisch hakhoutbeheer het best uitgevoerd worden wanneer de vegetatie een leeftijd heeft van maximaal 7-10 jaar. Deze leeftijd leidt volgens het model tot de hoogste populatiegroottes van hazelmuis (figuur 3.5). Wanneer gewacht wordt totdat de vegetatie een leeftijd heeft van 15 jaar, raken habitats al eerder ongeschikt en neemt de populatiegrootte af. De schaal waarop dit mag worden uitgevoerd is jaarlijks 50-100% van het complete leefgebied aangezien enkel een deel van de kroonvormende vegetatie wordt verwijderd en hazelmuishabitat intact blijft. Het is dus beter om al eerder in het successieproces van de kroonvormers en rode kornoelje in te grijpen en dit mag op flinke schaal;
- Grootschalige verwijdering van schaduwvormers, waarbij 75-100% van de vegetatie in gebieden wordt gekapt nadat het ongeschikt is geraakt voor hazelmuizen, is een geschikt alternatief mits hier ook regelmaat in zit en financiële overwegingen een grote rol spelen waardoor kleinschalig beheer niet kan worden uitgevoerd. Samenvattend, het model laat zien dat bij een jaarlijkse kapbeheercyclus het kappen van meerdere, kleine aaneengesloten bosranden van maximaal 300 m lang resulteert in grotere hazelmuispopulaties dan het kappen van aaneengesloten bosranden die groter zijn dan 300 m. Hiermee kunnen belangrijke elementen van hazelmuishabitat worden gespaard en zo een voorsprong gegeven in de opvolgende successie;
- Een combinatie van cyclisch (terugkerend) kleinschalig hakhoutbeheer en grootschalige verwijdering van schaduwvormers is ook mogelijk en waarschijnlijk zelfs beter. Zo kan door middel van eenmalige, grootschalige verwijdering van schaduwvormers, 75-100% van de vegetatie in een bosrand worden verwijderd waarna kleinschalig hakhoutbeheer cyclisch plaatsvindt. Zodoende wordt de periode tussen het grootschalige beheer, waarin de bosrand wel geschikt is voor de hazelmuis, verlengd door kleinschalig hakhoutbeheer. Ook vanuit een kostenoverweging (kleinschalig beheer is aanzienlijk duurder) kan een dergelijke combinatie de voorkeur hebben. Indien kosten geen rol spelen heeft het kleinschalige beheer de voorkeur;
- Het is raadzaam om grootschalig beheer uit te voeren in maximaal circa 300 m aaneengesloten bosrand zodat dispersie van hazelmuizen tussen de bosranddelen over het kaalgekapte deel mogelijk blijft. Refugia (onaangetast habitat) van minimaal 300 m bosrand dienen ongemoeid te blijven.

Aanbevelingen

Het wordt aanbevolen om pilots uit te voeren met cyclisch bosrandbeheer in hazelmuisleefgebied. De uitkomsten van het model dienen daarbij het uitgangspunt te vormen voor de aanpak van het beheer. De combinatie van kleinschalig hakhoutbeheer en grootschalige verwijdering van schaduwvormers dient ook te worden meegenomen. Het is raadzaam om bosranden te kiezen waarvan bekend is dat deze door successie ongeschikt zijn geraakt maar dat hier wel hazelmuizen in de buurt voorkomen zodat natuurlijke kolonisatie via dispersie snel kan plaatsvinden.

INHOUD

1	INLEIDING.....	1
1.1	Algemeen	1
1.2	Beheerduurzaamheid.....	3
1.3	Populatieduurzaamheid	4
1.4	Onderzoeksvragen	5
2	METHODEN	6
2.1	Duurzaam beheer bepaald aan de hand van populatiemodellen.....	6
2.1.1	Populatiemodellen	6
2.1.2	Het individu-gebaseerde populatiemodel	9
2.2	Populatieduurzaamheid aan de hand van een LARCH-model	13
2.2.1	LARCH	13
2.2.2	Invoer en aannames	14
3	RESULTATEN.....	16
3.1	Beheerduurzaamheid aan de hand van het individu-gebaseerde populatiemodel.....	16
3.1.1	Gevoeligheidsanalyse	16
3.1.2	Resultaten modelscenario's	16
3.1.3	Scenario zonder beheer.....	17
3.1.4	Huidig beheerscenario.....	18
3.1.5	Hakhoutbeheerscenario	19
3.1.6	Scenario's voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers.....	20
3.1.7	Vergelijking van beste beheerscenario's	23
3.2	Duurzaamheid van hazelmuispopulaties aan de hand van LARCH	24
3.2.1	Lokale populaties.....	24
3.2.2	Netwerkpulaties	27
4	DISCUSSIE	28
4.1	Beheerduurzaamheid aan de hand van het individu-gebaseerde populatiemodel.....	28
4.1.1	Resultaten modelscenario's	28
4.1.2	De toepasbaarheid van de resultaten op bosrandbeheer	29
4.1.3	Modelfuncties en -eigenschappen	29
4.2	Duurzaamheid van hazelmuis-metapopulaties aan de hand van LARCH.....	31
4.2.1	Oostkant Geul.....	31
4.2.2	Westkant Geul	32
4.2.3	Kansen Platte Bos en Kolmonderbos.....	34
4.3	Aanbevelingen voor beheer en uitvoering.....	34
4.3.1	Richtlijnen voor cyclisch bosrandbeheer	35
4.3.2	Aanbeveling voor de uitvoering van cyclisch beheer	37
5	LITERATUUR	39
BIJLAGE 1	R-SCRIPT INDIVIDU-GEBASEERDE POPULATIEMODEL (IBM)	46
BIJLAGE 2	BEHEERAANBEVELINGEN VOOR HAZELMUISLEEFGEBIED	56



1 INLEIDING

1.1 ALGEMEEN

De hazelmuis (figuur 1.1) is een soort van de Habitatrichtlijn (Bijlage IV). De verspreiding in Nederland is sinds 1950 met 46% afgenomen en momenteel beperkt tot twee tot drie boscomplexen (Van Norren et al. 2020; Lemmers et al. 2024). Er zijn vier genetisch geïsoleerde deelpopulaties te onderscheiden (Dorenbosch et al. 2013). Het verspreidingsareaal in Nederland beperkt zich tot het zuidoostelijk deel van Limburg. Van de het voorkomen en de levenswijze van de hazelmuis in dit gebied is reeds veel bekend (Dorenbosch et al. 2013; Lemmers et al. 2021, 2022). In 2013 is het herstelplan opgesteld voor de hazelmuis in het Drielandenpark. Als gidssoort voor het bosranden en het kleinschalige landschap zijn hierin maatregelen voor de hazelmuis voorgesteld. De achterliggende visie, het Bosranden Econet, voorzagt in een samenhangend netwerk van leefgebieden tussen de bosranden en het cultuurlandschap. Met als resultaat een verrijking voor de natuur, het landschap en de recreatie in het algemeen (Dorenbosch et al. 2013).



Figuur 1.1 De hazelmuis is een typisch bosrand- en struweelbewonend zoogdier en komt in Nederland alleen voor in het zuidoostelijk deel van de provincie Limburg (foto: P. Lemmers).

De hazelmuis komt in lage dichtheden voor in loofbossen of gemengde bossen met een goed ontwikkelde ondergroei (Juškaitis 2008a). In Noordwest-Europa is het een typische bosrand- en struweelbewonende soort (Goodwin et al. 2018). In de loop van de seizoenen gebruikt de hazelmuis verschillende vegetatietypen. Een gevarieerd aanbod van vruchtdragende boom- of struiksoorten is vereist om de hazelmuis het gehele voortplantingsseizoen vanaf de zomer van voedsel te kunnen voorzien (Büchner 1998). Hiervoor is dus een halfopen struweel- of bosrand

nodig. In de winter overwinteren ze doorgaans solitair in nesten op de koude, vochtige bodems van de hellingbossen (Lemmers et al. 2022; Gubert et al. 2023). In de lente foerageert de hazelmuis in het bladerdak naar bloeiwijzen en knoppen (Bright & Morris 1996; Juškaitis et al. 2016). Schaarste aan plantaardig voedsel kan voor komen in het late voorjaar en de vroege zomer (Bright & Morris 1996; Juškaitis 2007a). In deze periode eten ze voornamelijk insecten in het bladerdak (Richards et al. 1984; Bright & Morris 1996; Juškaitis et al. 2016). Tijdens de nazomer en herfst, als voorbereiding op de winterslaap, zoeken ze vruchten en noten in de bosrand (Bright en Morris 1996; Juškaitis et al. 2016), vooral braam en hazelaar (Foppen et al. 1999). Dergelijke habitats zijn niet statisch maar onderhevig aan successie, hetgeen betekent dat deze habitats door natuurlijke ontwikkeling van de aanwezige vegetatie veranderen. Bosranden en struwelen grenzen doorgaans aan percelen met andere bestemmingen zoals particuliere of agrarische percelen, maar ook aan wegen. Vanzelfsprekend kunnen dergelijke percelen niet met de natuurlijke dynamiek van bossen en struwelen meebewegen, waardoor uiteindelijk abrupte overgangen zonder overgangsgradiënten ontstaan. Dat kan leiden tot een lagere soortenrijkdom doordat specialistische soorten, die afhankelijk zijn van die overgangen, verdwijnen (Magura et al. 2001; Ewers & Didham 2008; Buckley 2020; Willmer et al. 2022). Habitatbeheer is in dat geval noodzakelijk om de natuurlijke dynamiek van een ecosysteem na te bootsen zodat de heterogeniteit van het landschap en daarmee de soortenrijkdom wordt behouden.



Figuur 1.2 Voorbeeld van een goed ontwikkelde bosrand met een soortenrijke overgangsgradiënt tussen bos en grasland dat leefgebied van optimale kwaliteit vormt voor hazelmuis (foto: P. Lemmers).

Hakhoutbeheer kwam veel voor in de bossen in Zuid-Limburg (Jansen & Van de Weteringh 1983; Van Westreenen 1989; Hommel et al. 2010). Dit hout werd gebruikt als brandstof en later voor de mijnen in Limburg. In de tweede helft van de 20e eeuw, na de Nederlandse overgang naar gas, raakte deze beheervorm grotendeels in onbruik (Van Westreenen 1989; Foppen et al. 1999; Hommel et al. 2010; Provincie Limburg 2017). Karakteristieke bossoorten, zoals rood peperboompje en de hazelmuis zijn afhankelijk van de complexe en open bosrandstructuur die



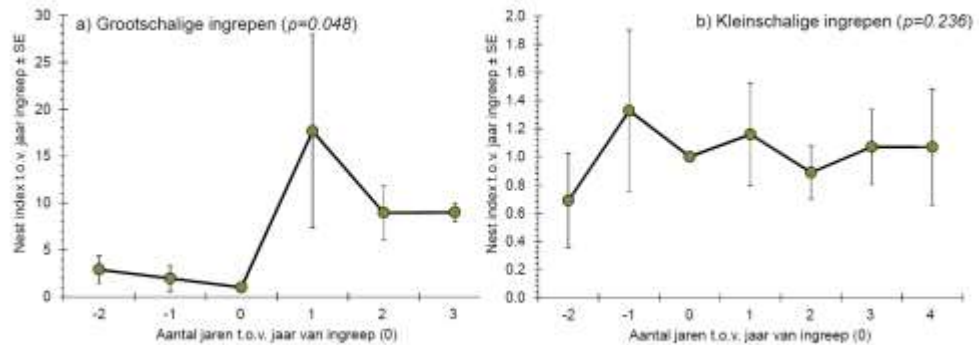
door dit hakhoutbeheer ontstond (Bossenbroek 1989; Cortenraad & Mulder 1989; Foppen et al. 1999; Bobbink et al. 2008). Aangezien het hakhoutbeheer minder gebruikelijk is geworden, zijn bossen dichter, uniformer en schaduwrijker geworden en is ondergroei afgenomen (Foppen et al. 1999; Provincie Limburg 2017). Ook leidde intensivering van agrarische activiteiten aangrenzend aan het leefgebied van de hazelmuis tot een afname van een soortenrijke overgangsgradiënt tussen bos en grasland (Foppen et al. 1999; Bobbink et al. 2008; Hommel et al. 2010). Dit resulteerde in een verlies aan soortenrijkdom (Bossenbroek 1989; Cortenraad & Mulder 1989; Bobbink et al. 2008; Hommel et al. 2010; Provincie Limburg 2017). Een aangepast en regelmatig terugkerend (cyclisch) beheerregime is noodzakelijk om deze habitats en bijbehorende soorten in optimale kwaliteit en duurzaam te behouden (figuur 1.2). Een complicerende factor voor de hazelmuis is dat de soort niet eenvoudig van geschikte rand naar geschikte rand kan 'verhuizen'. De juvenielen verspreiden zich tot 1500 m om geschikt habitat te vinden (Juškaitis & Büchner 2012). Adulte dieren zijn meer honkvast en verspreiden zich spaarzamer, tot circa 200-300 m. Maar deze afstanden zijn sterk afhankelijk van goede verbindingen (connectiviteit) tussen de geschikte habitatstukken. De hazelmuis heeft een bijna obligate voorkeur voor bovengrondse verbindingen via de vegetatie en komt zelden op de grond (Bright & Morris 1996).

1.2 BEHEERDUURZAAMHEID

In Nederland vormt de bosrand het primaire leefgebied van de hazelmuis omdat het de meeste soorten bevat waarvan de hazelmuis afhankelijk is voor voedsel (Foppen et al. 1999). Het gevoerde bosrandenbeheer in de afgelopen decennia is op basis van veldkennis van bosbeheerders en hazelmuisonderzoekers specifiek afgestemd op de habitateisen van de hazelmuis (Lemmers et al. 2019). Het omvat beheer dat specifiek gericht is op de goed bezette delen van de bosrand, die ruwweg 35% van de totale door hazelmuizen bewoonde bosrand beslaan. Ongeveer 1/5^e van die meest geschikte habitatranden wordt jaarlijks beheerd (pers. med. R.P.B. Foppen). In de overige 65% van het bosareaal en de bosranden wordt sporadisch tot maximaal 100 m aaneengesloten bosrand gekapt.

Het aangepast bosrandenbeheer heeft een positieve uitwerking op hazelmuispopulaties gehad. Doorgaans is het beheer kleinschalig uitgevoerd om schade ten gevolge van maatregelen op de nog aanwezige hazelmuizen te minimaliseren. Er zijn ook beheermaatregelen uitgevoerd waarbij grootschaliger te werk is gegaan. Ramakers et al. (2014) hebben het effect van de schaal van het bosrandenbeheer onderzocht, waarbij van kerngebied Vijlenerbossen het uitgevoerde beheer in de periode 2000-2012 is gereconstrueerd en gekoppeld aan de beschikbare jaarlijkse hazelmuis (NEM-)monitoringsreeksen. Uit de analyse is naar voren gekomen dat er een positief verband bestaat tussen het aantal hazelmuisnesten en het aantal jaren na een grootschalige ingreep (figuur 1.3a). Bij kleinschalige ingrepen kon geen verband worden vastgesteld en bleef de populatie stabiel op een lager niveau (figuur 1.3b).

Ondanks ruime ervaringen met hazelmuisbeheer bestaan er nog wel onduidelijkheden. Wat is het optimaal hazelmuisbeheer in ruimte en tijd? Met andere woorden, wat is de optimale schaal van een ingreep die beheerders kunnen uitvoeren? Hoeveel ruimte, dat dient als refugium voor dieren, kunnen beheerders tussen ingreepgebieden aanhouden? En om de hoeveel jaar dient er (cyclisch) worden beheerd voor optimaal resultaat?



Figuur 1.3 Gemiddelde trendverloop van de aantalsontwikkeling van hazelmuisnesten in deeltransecten waar (a) grootschalige maatregelen zijn uitgevoerd en (b) waar kleinschalige maatregelen zijn uitgevoerd (overgenomen uit: Dorenbosch et al. 2013a).

Uit het telemetrisch onderzoek is duidelijk geworden waar en wanneer hazelmuisen overwinteren, en hieruit zijn seizoensgebonden richtlijnen voor beheer van hazelmuisleefgebied opgesteld (Lemmers et al. 2022, ook opgenomen in bijlage 2 van deze rapportage). Voorliggend onderzoek gaat in op de ruimtelijke component bij langjarige ontwikkelingsreeksen en de levensvatbaarheid van hazelmuispopulaties op een hoger schaalniveau. Door het ontwikkelen van een individu-gebaseerd populatiemodel (IBM) dat zowel de populatiedynamiek van hazelmuisen als de bosrandsuccessie en -beheer simuleert, kan hier meer inzicht in worden verkregen. De resultaten zijn richtinggevend voor optimaal hazelmuisbeheer.

1.3 POPULATIEDUURZAAMHEID

Aansluitend op het habitatbeheer (paragraaf 1.2) wordt uiteindelijk gestreefd naar duurzame (dat wil zeggen levensvatbare) hazelmuispopulaties, bepaald door omvang en connectiviteit van leefgebieden via struweelhagen en bosranden. Om de populatieduurzaamheid te evalueren is gebruik gemaakt van de verspreidingsdata en data over de omvang, lengte, staat én connectiviteit van bossen, bosranden en struweelhagen op basis van Lemmers et al. (2021). Een dergelijke analyse heeft in het verleden al eens plaatsgevonden (Foppen & Nieuwenhuizen 1997) en heeft ten grondslag gelegen aan het Actieplan Hazelmuis 2006-2011 (Verheggen & Boonman 2006). Met nieuwe kennis over de ruimtelijke samenhang door bijvoorbeeld genetisch onderzoek (Dorenbosch et al. 2013b), actuele kennis over de huidige situatie van leefgebieden en geschiktheid van habitat (Lemmers et al. 2021), is de duurzaamheidsanalyse door Foppen en Nieuwenhuizen (1997) in voorliggend onderzoek geactualiseerd.



1.4 ONDERZOEKSVRAGEN

Concreet was het primaire doel van voorliggend onderzoek het bepalen van de duurzaamheid en effectiviteit van hazelmuisbeheer. Ter afbakening is het onderzoek opgesplitst in drie onderdelen en zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

1. Is er een geschikt populatiemodel om optimaal hazelmuisbeheer te ontwikkelen? Zo ja, dan kan een dergelijk model gebruikt worden voor het beantwoorden van de volgende vragen:
 - a. Kan de optimale schaal (in ruimte) worden bepaald van een grote ingreep die beheerders dienen uit te voeren?
 - b. Kan de optimale beheercyclus (in de tijd) worden bepaald? Met andere woorden, om de hoeveel jaar dienen landschappelijke ingreepmaatregelen te worden getroffen?
2. Wat is de levensvatbaarheid van de hazelmuis-metapopulaties in Zuid-Limburg?
 - a. Hoe schatten we de levensvatbaarheid van de diverse deelpopulaties van de hazelmuis momenteel in en dat in relatie tot de analyse die in 1997 is uitgevoerd (Foppen & Nieuwenhuizen 1997)?
 - b. In hoeverre zijn eventuele verschillen te verklaren uit de sindsdien uitgevoerde maatregelen zoals verbinden en verbeteren? Is het inderdaad zo dat het areaal geschikt habitat is toegenomen en is de mate van connectiviteit toegenomen doordat leefgebieden met elkaar zijn verbonden?
3. Hoeveel ruimte dient er minimaal als refugia voor dieren tussen ingreepgebieden te worden vrijgehouden? Kan een inschatting worden gegeven van de haalbaarheid van een optimaal beheer (wat kosten en gevraagde inzet betreft) om daarmee de duurzaamheid van te voeren beheer op de lange termijn in te kunnen schatten? Welke richtlijnen voor beheerders en particulieren kunnen op grond van het bovenstaande, worden ontwikkeld ten behoeve van duurzaam, cyclisch hazelmuisbeheer?

2 METHODEN

2.1 DUURZAAM BEHEER BEPAALD AAN DE HAND VAN POPULATIEMODELLEN

2.1.1 Populatiemodellen

Aan de hand van de onderzoeksvragen zijn de eisen voor het te ontwikkelen populatiemodel vastgesteld. Om het modelleren van het beheer mogelijk te maken is het nodig zowel ruimte als tijd expliciet te maken in het model. Vanwege de behoefte het beheer zowel in ruimte als in tijd te modelleren, in combinatie met de zeer lage dichtheden waarin hazelmuizen voorkomen, is gekozen voor een spacially explicit Individual-Based Model (IBM). Daarin wordt een populatie gemodelleerd als losstaande individuen in plaats van de populatie als groep te modelleren. Verdere invulling van het populatiemodel is gedaan op basis van informatie uit literatuur.

Er is een literatuuronderzoek uitgevoerd om informatie te verzamelen over de levenscyclus van de hazelmuis en schattingen van vitaliteitskenmerken ("vital rates"). Wetenschappelijke artikelen werden gevonden via Google Scholar met de soortnaam "hazel dormouse" of "*Muscardinus avellanarius*" gecombineerd met een van de volgende trefwoorden: "litter size", "breeding", "survival", "mortality", "dispersal", "(population) density". Ook werden geciteerde referenties uit het boek "The hazel dormouse (Juškaitis & Büchner 2012)" gebruikt. Tenslotte werd informatie gebruikt over de vegetatiestructuur en successie in de bosranden met betrekking tot de levenscyclus van de hazelmuis (Foppen et al. 1999). De waarden uit de literatuur werden gebruikt om het IBM te parametriseren.

Levenscyclus en populatiedynamica van de hazelmuis

Hazelmuizen kennen twee voortplantingsmomenten in het jaar. De reproductiekans varieerde tussen 24-94% in Litouwen (Juškaitis 2008a). In Zweden plantte 39% van de gevangen vrouwelijke hazelmuizen zich voort (Berg & Berg 1999). Een voortplantingskans van ongeveer 58% werd gerapporteerd in Oost-Saksen (Duitsland) en Roemenië (respectievelijk Büchner et al. 2003; Duma 2007). In het model is de kans op een piek in het reproductiemoment van adulte dieren vastgesteld op 60%.

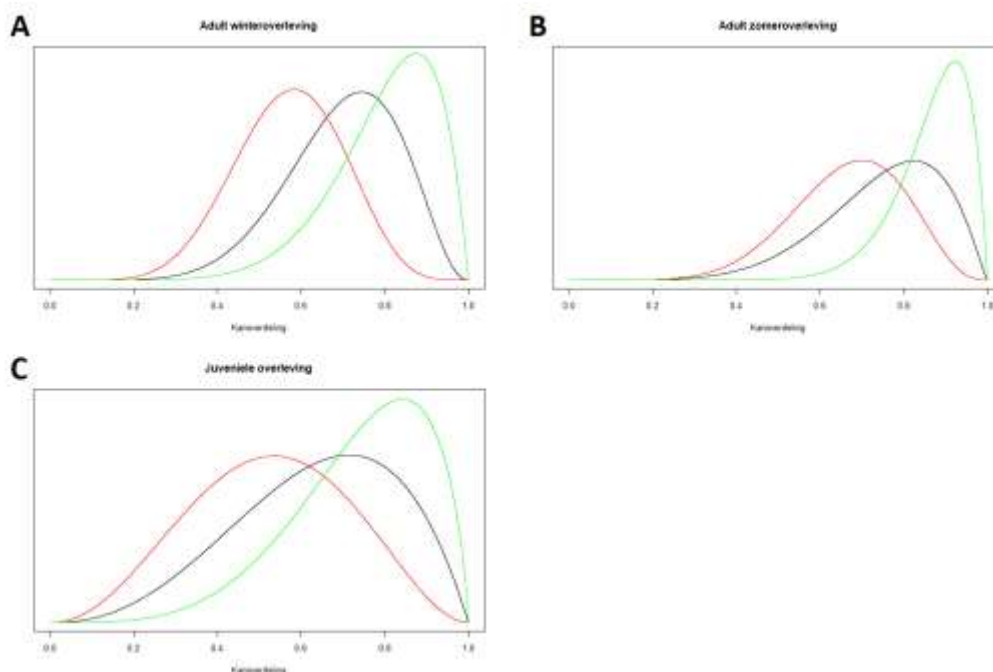
Literatuurschattingen van een tweede reproductiemoment verschillen per populatie. Schulze (1973) en Kahmann & Von Frisch (1950) vonden alleen uitzonderlijke gevallen of geen gevallen van een tweede reproductie, respectievelijk in de Harz (Duitsland) en de Alpen. Daarentegen werd in Rusland, Moldavië, Litouwen en Roemenië vaker een tweede reproductie gemeld (resp. Likhachev 1966; Lozan et al. 1990; Juškaitis 1997; Duma 2007). Ten minste 9% van de vrouwtjes reproduceerden een tweede keer binnen hetzelfde jaar in deze regio's (Likhachev 1966; Lozan et al. 1990; Juškaitis 1997). Duma (2007) schatte de kans op een tweede reproductiemoment zelfs op 37,1%. In het ontwikkelde IBM is deze kans op 15% gesteld. Zelfs een derde reproductie werd twee keer gerapporteerd (Juškaitis et al. 2015; Verbeylen et al. 2016). Echter, vanwege de beperkt beschikbare gegevens is een derde reproductiemoment niet in het model opgenomen. Reproductie door jonge vrouwtjes geboren in datzelfde jaar werd in meerdere populaties als uitzonderlijke gevallen gemeld (Likhachev 1966; Catzefflis 1984; Büchner et al. 2003; Duma 2007; Eden 2009; Bird et al. 2012). Daarentegen werd in een uitgebreidere, langlopende mark-recapture-studie in Litouwen geschat dat jonge vrouwtjes tot 20% van alle reproductiegevallen uitmaken (Juškaitis 2014). In het model hadden jongen afkomstig uit de eerste



reproductieperiode een reproductiekans van 10% tijdens het tweede reproductiemoment. Jongen afkomstig van het tweede reproductiemoment, reproduceren zich datzelfde jaar niet meer.

Er werden in totaal negen referenties gevonden over de gemiddelde worpgrootte van de hazelmuis. De gemiddelde worpgrootte varieerde van 3,6 (Bangura 1988) tot 5,8 dieren (Eden & Eden 2001). De andere gerapporteerde waarden lagen rond 4 (Kahmann & Von Frisch 1950; Schulze 1970; Juškaitis 1997a; Büchner et al. 2003; Juškaitis 2008a; Bieber et al. 2012; Sozio et al. 2016). De kwaliteit van de schattingen van de geciteerde referenties varieert. Op grond van de meest betrouwbare waarden werd in het model de gemiddelde worpgrootte ingesteld op 4.

Gegevens over de overleving van adulten en juvenielen bleken vrij schaars. Berg en Berg (1999) rapporteerden een gemiddelde jaar-op-jaar overleving van 56,5% voor vrouwtjes en 74,4% voor mannetjes in Zweden. Bieber et al. (2012) rapporteerden maandelijkse overlevingspercentages van 0,75-0,88 en 0,96-0,98 voor adulte hazelmuizen in Litouwen in respectievelijk de zomer en winter. De maandelijkse overleving van juvenielen werd geschat op 0,61-0,68. Voor dezelfde populatie rapporteerde Juškaitis (2014) een gemiddelde zomersterfte van 38,3%. Tijdens een Nederlands telemetrisch onderzoek naar winterverblijfplaatsen tussen oktober tot januari is vastgesteld dat zes, maar mogelijk maximaal negen, van de 24 gezenderde hazelmuizen werden gepredeerd (Lemmers et al. 2022). Aangezien de winters in Nederland over het algemeen warmer en korter zijn dan in Litouwen en Nederlandse winters meestal sneeuwvrij zijn, zijn dieren mogelijk vaker actiever in de winter. Op grond van het voorgaande is de gemiddelde overleving van volwassen dieren in de winter gesteld op 75% en in de zomer op 70%. De overleving van juvenielen werd vastgesteld op 65% voor beide seizoenen. In het model werden bèta-verdelingen gebruikt (figuur 2.1).



Figuur 2.1 De bèta-verdelingen van de overleving. De gekozen verdeling in zwart, met de gebruikte verdelingen voor het testen van de gevoeligheid van het model in groen (+10%) en rood (-10%). A) De winteroverleving van adulten, B) de zomeroverleving van adulten, C) de overleving van juveniele dieren.

De overlevingskans wordt door het model per seizoen vastgesteld voor alle dan levende dieren in het betreffende adulte of juveniele stadium. Door de grote standaarddeviatie kwam de range (of spreiding) van de overlevingskans onder 0% of boven 100%. Om dit te voorkomen en de overlevingskans accurater weer te geven is een bètaverdeling gebruikt. Bij een bètaverdeling kan de overlevingskans nooit beneden 0% of boven 100% uitkomen.

Uit literatuuronderzoek bleek dat er meer gegevens beschikbaar waren over dispersieafstanden. Telemetrische studies met radiozenders toonden aan dat volwassen vrouwtjes in Engeland en Italië grotendeels sedentair zijn, maar zich tot 270 m kunnen verplaatsen (Bright & Morris 1991, 1992; Panchetti & Carpaneto 2005). Jonge vrouwtjes bleken zich tot 840 m te verplaatsen in Engeland (Büchner 1998), tot 1000+ m in de Moskouregio (Rusland) (Likhachev 1966) en tot 1400 m in de regio Harz-regio (Duitsland) (Schulze 1987). H. Müller-Stiess volgde zelfs hazelmuizen die met radiozenders meer dan 7 km aflegden in Duitsland (pers. comm. in: Juškaitis & Büchner 2012). De maximale verspreidingsafstand in het model was beperkt tot 1500 m voor jonge dieren en tot 300 m voor volwassen dieren.

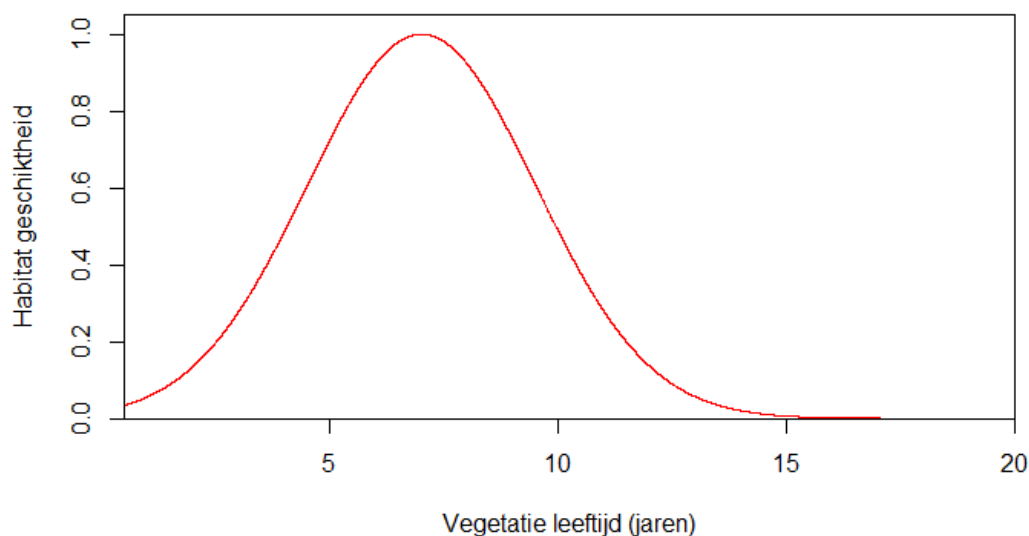
De gemiddelde populatiedichtheid van hazelmuizen is laag en de maximaal gerapporteerde dichtheid was vaak slechts enkele exemplaren per ha (Likhachev 1966; Lozan et al. 1990; Berg & Berg 1999; Sara et al. 2001; Juškaitis 1994, 2008a, 2008b). Niettemin werd een dichtheid tot 15,6 per ha vastgesteld in Engeland (Bright & Morris 1990; Bright et al. 2006) of zelfs 30 per ha in Roemenië (Istrate 2005). De maximale dichtheid van reproducerende vrouwtjes in Nederland is ingeschat op één exemplaar per ha (Foppen et al. 1999). Omdat de draagkracht van de habitat niet duidelijk is en de populatiedynamiek in het model niet ernstig zou moeten beperken, werd deze ruim vastgesteld op 30 per ha in optimaal leefgebied. Het maximale aantal reproducerende vrouwtjes werd in het model op 1 per 100 m bosrand gesteld (deze waarde is vergelijkbaar met 1 hazelmuis per hectare aangezien de overgrote meerderheid van de hazelmuizen in Nederland zich in de bosrand bevindt).

Ontwikkeling van de bosvegetatie

In Litouwen is aangetoond dat vijf jaar na het kappen van de onderlaag de populatiedichtheid van hazelmuizen terugkeerde van 0,1 volwassen dieren per ha naar de gemiddelde populatiedichtheid van 1 volwassen dier per ha (Juškaitis 2008b). Na twee keer kappen en uitdunnen piekte de hazelmuisdichtheid rond de 3 volwassen dieren per ha in het zevende tot negende jaar na de kap (Juškaitis 2020). In Moldavië werd de hoogste dichtheid vastgesteld in begroeide open plekken met vijf tot twaalf jaar oude bomen en struiken (Lozan 1970). In Denemarken werd meer dan de helft van de hazelmuizen gevonden in jong bos van tien tot vijftien jaar oud (Vilhelmsen 2003). Op basis van deze studies werd de hoogste geschiktheid voor hazelmuis verwacht rond de zeven jaar in het model. Op dat moment is de onderliggende vegetatie overvloedig en nog niet overschaduwd door kroonvormende boomsoorten. De geschiktheid van de habitat voor de hazelmuis lijkt na 10-20 jaar af te nemen, afhankelijk van de habitat. In Litouwen nam de hazelmuisdichtheid af vanaf het 14^e jaar na de kap. De geschiktheid van kreupelhoutbos in het Verenigd Koninkrijk nam na 10-15 jaar af door kroonvorming (Bright et al. 2006). Ook beheersintervallen kunnen een indicatie vormen van afnemende geschiktheid. In het VK werd ingeschat dat de optimale beheercyclus voor bossen ligt op 15-20 jaar (Bright et al. 2006). In Nederland waren de schattingen voor het hakhoutbeheercyclus vergelijkbaar: 10-15 jaar voor bossen en 15 jaar voor bosranden (Foppen et al. 1999). In het model bereikt de



habitatgeschiktheid het nulpunt weer na 15 jaar. Aangenomen is dat hazelmuizen zich niet kunnen voortplanten in ongeschikt habitat en dat ze zich, via dispersie, elders hervestigen (zie dispersiefunctie). De habitatgeschiktheid werd weergegeven door een normaalverdeling met $\mu = 7$, $\sigma = 2,5$ (figuur 2.2).



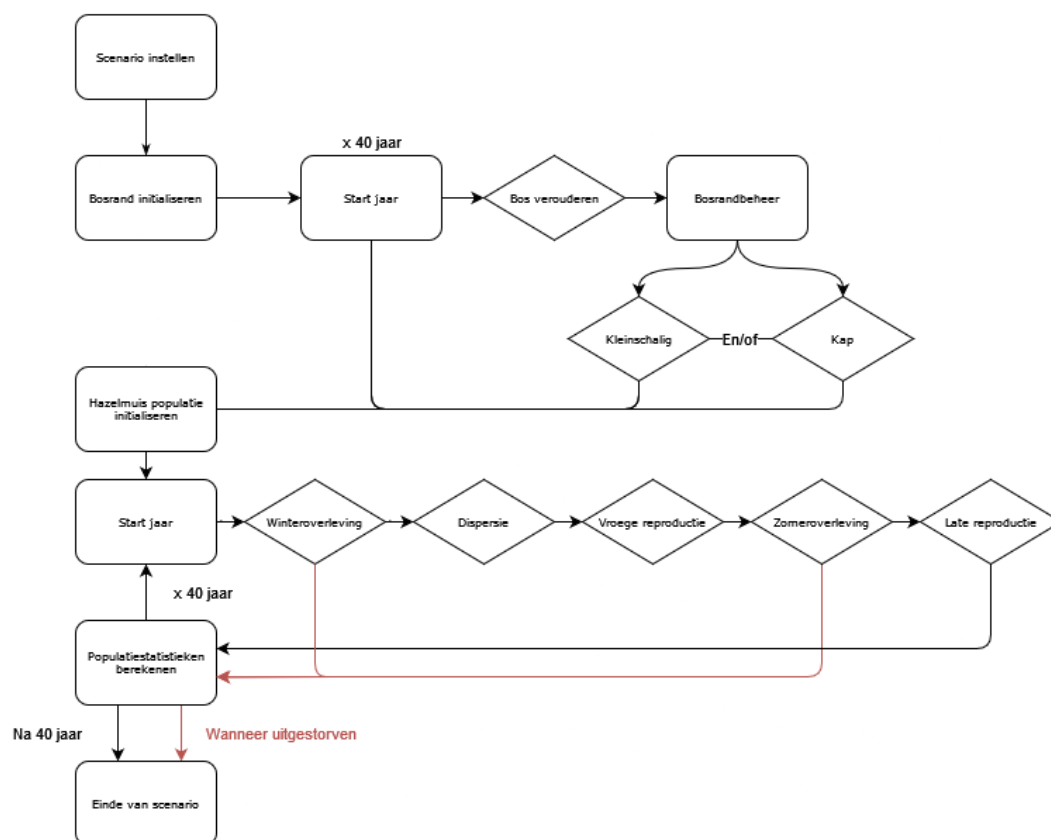
Figuur 2.2 De habitatgeschiktheid uitgezet tegen de vegetatieontwikkeling over de jaren. Deze volgt een normaalverdeling. Na 7 jaar bereikt de geschiktheid 100% waarna deze weer daalt tot nul na 15 jaar.

Het huidige bosrandbeheer in Zuid-Limburg in het kort:

- 1) In de voor hazelmuis meest geschikte delen (ruwweg 35% van het totale bestand aan bosranden) wordt jaarlijks ongeveer $1/5^e$ (=7%) kleinschalig houthakbeheer uitgevoerd;
- 2) In de overige 65% van de bosranden wordt sporadisch gekapt;
- 3) Kleinschalig hakhoutbeheer wordt gedefinieerd als het verwijderen van 25-75% van de kroonvormende bomen en struiken (waarbij hazelmuishabitat intact blijft), terwijl bij grootschalige verwijdering van schaduwvormers 75-100% van de vegetatie wordt verwijderd (zie ook Lemmers et al. 2022 voor definities die zijn gebruikt voor het opstellen van beheerrichtlijnen van hazelmuishabitat).

2.1.2 Het individu-gebaseerde populatiemodel

Om de populatiedynamiek van hazelmuizen in een beheerde bosrand te simuleren is door Amorij (2023) een ruimtelijk expliciet model (spatially explicit model) ontwikkeld in R (R Core Team 2023). Het model simuleerde 40 jaar bosbeheer. Een simulatie bestond uit 10.000 herhalingen. De ruimte werd gesimuleerd als 100 cellen, die elk 100 meter bosrand vertegenwoordigden. Vanwege de lage populatiedichtheid van de hazelmuis per cel, werd een Individual Based Model (IBM), ofwel individu-gebaseerde populatiemodel, gebruikt. In het model vertegenwoordigde een reeks functies verschillende delen van de levenscyclus van de hazelmuis: seizoensoverleving, verspreiding en voortplanting. Twee functies werden gecreëerd om het kleinschalig hakhoutbeheer en grootschalige verwijdering van schaduwvormers in de bosranden na te bootsen.



Figuur 2.3 Stroomschema van het individu-gebaseerde populatiemodel (IBM). De simulatie van het bosrandbeheer wordt eerst uitgevoerd, vervolgens wordt de ontwikkeling van de hazelmuispopulatie in de bosrand gesimuleerd. Stappen na uitsterven van de populatie zijn in rood aangegeven.

Elk jaar kan het beheer plaatsvinden onafhankelijk van de aanwezigheid van hazelmuizen in de cellen. In deze functie werden de richtlijnen voor het beheer gedefinieerd en het model voert het beheer uit wanneer aan de vereisten wordt voldaan. Na het beheer werd de habitatgeschiktheid van elke cel opnieuw berekend voor dat jaar. Zie figuur 2.3 voor een stroomdiagram van het model. De R-code van het model is opgenomen als bijlage 1.

Bosrandbeheermodel

Elke simulatie start met een willekeurige vegetatieleeftijd tussen 0-10 jaar. Indien gewenst kan, door de som van het absolute verschil tussen de vegetatie leeftijd en de optimale vegetatieleeftijd te berekenen, een bepaald aantal opeenvolgende cellen met de hoogste bosrand kwaliteit worden bepaald. Vervolgens wordt het bosbeheer uitgevoerd voordat de simulatie van de hazelmuizen wordt geïnitieerd, waardoor de aanwezigheid van hazelmuizen geen effect heeft op het beheer. Op gezette tijden, met een maximale frequentie van één keer per jaar, kan kleinschalig hakhoutbeheer en/of kapbeheer worden uitgevoerd. Vervolgens wordt de habitatgeschiktheid berekend als percentage met de normaalverdeling (figuur 2.2). Deze stappen worden elk van de 40 gesimuleerde jaren herhaald.

Voor hakhoutbeheer moeten drie variabelen worden gespecificeerd: 1) het aantal cellen, 2) de minimale vegetatieleeftijd voordat het hakhout wordt uitgevoerd en 3) de maximale



vegetatieleeftijd waarna hakhout geen optie meer is. De cellen waar hakhoutbeheer plaatsvindt worden geselecteerd op basis van het grootste verschil tussen de leeftijd van de cel en de optimale vegetatieleeftijd. In dit model is de vegetatieleeftijd na het hakhoutbeheer teruggezet naar 5. De scenario's voor het grootschalige verwijdering van schaduwvormers vereisen specificatie van vier variabelen: 1) het interval tussen twee kapbeurten, 2) de minimale vegetatieleeftijd voordat het grootschalige beheer kan plaatsvinden, 3) het vereiste aantal aaneengesloten cellen waarin de vegetatieleeftijd gelijk is aan of hoger is dan de vereiste vegetatieleeftijd, en 4) het maximale aantal kaplocaties per beheerronde. Elke cel heeft één leeftijd. De beste locatie wordt bepaald door de vegetatieleeftijd van elke cel (in dat stuk) op te tellen. Het gebied met de hoogste som van de vegetatieleeftijd (de oudste cellen) wordt gekapt. Na het kappen van de bosrandcellen wordt de vegetatieleeftijd op 0 gezet.

Levenscyclusmodel van de hazelmuis

Nadat het bosbeheer voor alle jaren gesimuleerd was, werd de populatiedynamiek van de hazelmuizen gesimuleerd. De locatie, leeftijd en overleving van individuen worden apart van de bosvegetatiecondities bijgehouden. Dit tweede deel van het model gebruikt drie functies: 1) een functie om de overleving te bepalen, die wordt herhaald voor de winter en de zomer, 2) een functie voor de verspreiding na de winter, en 3) een functie voor de reproductie, die wordt herhaald na de verspreiding en na de overleving in de zomer. Na elke oproep voor de overlevingsfunctie controleert het model of er nog levende hazelmuizen in de simulatie overblijven. Zo ja, dan gaat de simulatie verder. Zo niet, dan eindigt de simulatie en worden de populatiestatistieken opgeslagen.

Uit de bèta-verdeling (figuur 2.1) wordt de overlevingskans voor beide levensstadia van alle hazelmuizen in dat stadium voor dat seizoen getrokken. Met deze getrokken kans wordt voor elk individu apart vastgesteld of die overleeft of niet. De leeftijd van de hazelmuis kan ook in deze functie verhoogd worden. De dispersiefunctie gebruikt de inverse van de habitatkwaliteit van een cel als dispersiekans voor die cel, met andere woorden, is de habitatkwaliteit slecht, dan is de kans relatief groot dat hazelmuizen uit die cel weg trekken. Jonge individuen verplaatsen zich altijd uit de cel van hun ouderlijk nest, daarna is de verspreiding afhankelijk van de verspreidingskans. Nadat de juvenielen zich hebben verspreid, verspreiden de volwassen dieren zich. Eerst wordt de richting willekeurig bepaald, daarna wordt de dispersie getrokken uit de dispersiekans (50% kans algemeen + 50% afhankelijk van de habitatkwaliteit) van de cel voor maximaal 15 keer voor jonge dieren en 3 keer voor volwassen dieren. Na elke beweging wordt de dispersiekans opnieuw berekend. Een individu stopt met bewegen als er een nul wordt getrokken, een leeg geschikt gebied wordt bereikt of de maximale dispersieafstand wordt bereikt, ongeacht de habitatgeschiktheid van zijn huidige locatie. Tenslotte bepaalt de reproductiefunctie de reproductiekans van het seizoen voor volwassen dieren (en juvenielen indien van toepassing) uit een normaalverdeling. Als de hazelmuisdichtheid 1) niet groter is dan de draagkracht maal het habitatgeschiktheids-percentages, 2) niet groter is dan de reproductiecapaciteit van de cel, en 3) een 'succes' wordt getrokken met de reproductiekans, wordt de nestgrootte bepaald. Om de complexiteit van het model te verminderen, is aangenomen dat er voldoende mannelijke individuen zijn en zijn alleen de vrouwtjes (reproductieve eenheden) gemodelleerd. Nadat het geslacht is bepaald, worden alle mannelijke dieren genegeerd en worden de overblijvende vrouwelijke jongen toegevoegd aan de populatie.

Nadat het bosrandbeheer gesimuleerd is, wordt de startpopulatie van 50 hazelmuizen geïnitieerd door deze willekeurig over de cellen te verdelen. Vervolgens wordt voor elk jaar de overlevingsfunctie voor de winter aangeroepen en wordt de leeftijd van de individuen verhoogd. Vervolgens wordt de dispersiefunctie gebruikt. Daarna wordt de eerste reproductiepoging gesimuleerd voor de volwassen dieren. De overlevingsfunctie wordt opnieuw aangeroepen voor de zomer en tot slot wordt de reproductiefunctie voor de tweede keer aangeroepen, nu voor volwassenen en jongen. Na de overlevingsfuncties wordt de simulatie gecontroleerd op uitsterven. Aan het einde van elk jaar en na uitsterven worden de populatiestatistieken bijgehouden. Voor ieder scenario wordt dit proces herhaald voor 40 gesimuleerde jaren en de simulaties worden 10.000 keer herhaald.

De geteste scenario's bestaan uit een reeks van 137 mogelijke beheermogelijkheden. Deze zijn onderverdeeld in vier groepen scenario's: 1) een scenario zonder beheer, 2) een scenario met huidig beheer, 3) 108 scenario's met grootschalige verwijdering van schaduwvormers en 4) 27 scenario's met kleinschalig hakhoutbeheer.

1. In het scenario 'geen beheer' vindt er, logischerwijs, geen beheer plaats;
2. Het huidige beheer wordt gesimuleerd met de combinatie van hakhout en grootschalige verwijdering van schaduwvormers zoals gedefinieerd in de inleiding (hoofdstuk 1). Een gebied van 35 cellen wordt gekozen als 'hoogwaardige rand' op basis van de laagste som van het absolute verschil in leeftijd tussen elke cel en de optimale vegetatieleeftijd, die 7 is. In de 'hoogwaardige rand' wordt maximaal 20% van dat gebied, dat wil zeggen 7 cellen met een vegetatieleeftijd tussen 10 en 15, gekapt. In de gehele bosrand mag er eens in de 5 jaar in één cel met een vegetatieleeftijd van meer dan 15 jaar grootschalige verwijdering van schaduwvormers plaatsvinden;
3. In de derde set scenario's wordt de bosrand alleen beheerd door middel van grootschalige verwijdering van schaduwvormers. Deze scenario's bestaan uit de interactie tussen 1) het interval, 2) het vereiste aantal aaneengesloten cellen, 3) het maximale aantal kaplocaties in de 100 cellen en 4) de maximale vegetatieleeftijd waarna de cel kan worden gekapt. Het interval werd ingesteld op 1, 5 of 13 jaar, het aantal aaneengesloten cellen op 3, 5 of 10, het aantal locaties op 1 tot 4 en de maximale vegetatieleeftijd op 8, 10 of 15 jaar;
4. De kleinschalige hakhoutbeheersscenario's zijn een interactie tussen 1) het aantal mogelijk te beheren cellen per jaar, 2) de minimale vegetatieleeftijd en 3) de maximale vegetatieleeftijd waartussen het bos kan worden beheerd. Het maximale aantal cellen met hakhoutbeheer werd ingesteld op 10, 50 of 100 cellen, de minimale vegetatieleeftijd op 7, 10 of 15 jaar en de maximale vegetatieleeftijd op 12, 15 of 20 jaar;

Een overzicht van de scenarioresultaten is getoond als de gemiddelde populatiegrootte na 40 jaar uitgezet tegen het uitsterfpercentage. Alle afzonderlijke scenarioresultaten worden weergegeven als jaarlijkse gemiddelde populatiegrootte met 95% betrouwbaarheidsintervallen (CI). Daarnaast wordt voor de scenario's 1) geen beheer en 2) huidig beheer het jaargemiddelde aantal bezette cellen getoond met 95% CI.

Vanwege het grote aantal scenario's zijn in de resultaten en de discussie afkortingen gebruikt. De scenario's voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers zijn opgemaakt zoals in tabel



2.1, dat resulteert in bijvoorbeeld F8-1*3-5j. De afkortingen van de hakhoutscenario's zijn geformatteerd zoals in tabel 2.1, bijv. C7-12-10%/j. De scenario's met huidig beheer en zonder beheer zijn respectievelijk afgekort als het huidig beheer en geen beheer.

Type beheer	Code	Minimumleeftijd vegetatie	Maximumleeftijd vegetatie	Aantal gebieden	Aaneengesloten gebied (aantal cellen) waar beheer wordt uitgevoerd	Interval van terugkerend beheer	Voorbeeld van de gebruikte afkorting	Betekenis van de afkorting
Geen beheer (No management)	NM	--	--	--	--	--	NM	Geen beheer
Huidig beheer (No management)	CM	--	--	--	--	--	CM	Huidig beheer
Grootschalige verwijdering schaduwvormers (Clear felling)	F	8, 10 of 15	--	1, 2, 3 of 4	3, 5 of 10	1, 3 of 5 jaar	F8-1*3-5j	Kaalkapbeheer van vegetatie van 8 jaar in 3 gebieden van 5 aaneengesloten cellen met een terugkerend beheerinterval van 5 jaar
Hakhoutbeheer (Coppice)	C	7, 10 of 15	12, 15 of 20	--	--	10, 50 of 100% van totaal oppervlak per jaar	C7-12-10%/j	Hakhoutbeheer van vegetatie met een minimale leeftijd van 7 en maximaal 12 jaar is, waarvan maximaal 10% per jaar werd beheerd

Tabel 2.1 De gebruikte afkortingen van beheersscenario's. Omdat het model in het Engels is ontwikkeld zijn de gebruikte codes voor de beheertypes hiermee in overeenstemming.
--: niet van toepassing.

Gevoeligheidsanalyse

Er is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de parameters die betrekking hebben op de levenscyclus van de hazelmuis (paragraaf 2.2.1). De gevoeligheid voor overleving is getest met bèta-verdelingen waarin de gemiddelde overleving 10% hoger of lager was (rode en groene lijnen in figuur 2.1). Numerieke parameters werden ook getest door 10% toe te voegen of af te trekken. Voor parameters met een gemiddelde en standaarddeviatie (SD) werd één SD toegevoegd of afgetrokken van het gemiddelde. De gevoeligheid wordt weergegeven als de verandering in de gemiddelde populatiegrootte na 40 jaar voor elke parameter.

2.2 POPULATIEDUURZAAMHEID AAN DE HAND VAN EEN LARCH-MODEL

2.2.1 LARCH

Om inzicht te krijgen in de duurzaamheid van hazelmuispopulaties en knelpunten in leefgebied-verbindingen is ook een LARCH-analyse uitgevoerd. LARCH staat voor Landscape ecological Analysis and Rules for Configuration of Habitat (Pouwels et al. 2002). LARCH is een geschikt model om de netwerkevaluaties uit te voeren. Het is een beslissingsondersteunend model en een expertsysteem waarmee zowel duurzaamheid als corridorfunctie kunnen worden bepaald. Deze graadmeters maken het mogelijk uitspraken te doen over hoe leefgebieden als netwerk fungeren voor de hazelmuis. Het expertsysteem bestaat enerzijds uit een database met getallen over dichtheid of normen over duurzaamheid en anderzijds uit een aantal vuistregels in de vorm van als-dan-regels. Iedere regel noemt een aantal voorwaarden die moeten zijn opgeslagen in de database en geeft aan wat gedaan moet worden om aan deze voorwaarden te voldoen. Bij LARCH bestaat de invoer van het model uit gebiedskaarten met daarop aangegeven vegetatie of vegetatiestructuur, bijvoorbeeld in de vorm van ecotopen. De uitvoer bestaat uit kaarten en analyserapporten met daarop aangegeven de duurzame en niet-duurzame netwerken,

corridorfunctie van het gebied en eventueel een knelpuntenanalyse van de onderscheiden netwerken. Het belangrijkste deel van LARCH bestaat uit de toetsing van de gegenereerde landschapsmaten aan een set van normen voor duurzaamheid. LARCH bezit in principe een flexibele opbouw en kan in het kader van de voorliggende studie worden opgebouwd.

Ter beoordeling van de duurzaamheid diende kennis over de lokale grootte van populaties en de habitatnetwerken te worden getoetst aan criteria voor duurzaamheid. We zijn uitgegaan van een set van normen die berusten op onderzoeksresultaten van empirische studies en modelstudies, gecombineerd met deskundigenkennis (Foppen & Nieuwenhuizen 1997, Verboom et al. 2001).

Van een duurzame (meta)populatie wordt verondersteld dat deze van een zodanige omvang is, dat de uitsterfkans kleiner is dan 5% in 100 jaar (Pouwels 2000, Verboom et al. 2001). Daarbij maakt het verschil of de gebieden behoren tot één lokale populatie of dat het verschillende lokale populaties zijn binnen dat netwerk. Naast het aantal benodigde reproducerende vrouwtjes (Verboom et al. 2001) zijn dus ook nog normen nodig voor de afstand waarbij plekken nog tot een lokale populatie behoren en de afstand waarbij lokale populaties nog tot een netwerk behoren (Foppen & Nieuwenhuizen 1997).

2.2.2 Invoer en aannames

De basisdata voor de LARCH-analyse zijn niet bepaald door gegevens over het actueel voorkomen van een soort, maar het uitgangspunt is het potentiële voorkomen op basis van geschikte habitats. Voor de voorliggende LARCH-analyse is aangenomen dat een habitat potentieel geschikt is voor hazelmuis indien dit bestaat uit een oppervlakte van minimaal 1 ha aaneengesloten bos. Om de LARCH-analyse te beperken tot een representatief deel van het actuele en potentiële verspreidingsgebied, zijn alle bosgebieden geselecteerd die gedeeltelijk of volledig gelegen zijn binnen een straal van 1 km vanaf de bekende Nederlandse verspreiding in de afgelopen dertig jaar (1993-2023) (NDDF 2023).

In Nederland komt de hazelmuis voor in grensoverschrijdende leefgebieden, zowel met België als in Duitsland. Omdat grensoverschrijdende populaties van direct belang zijn voor de duurzaamheid van lokale populaties, zijn voor uitvoer van de LARCH-analyse aaneengesloten bosgebieden geselecteerd tot maximaal 1 km vanaf de Nederlandse grens.

De LARCH-analyse beperkt zich daarmee tot en tussen de volgende actuele en potentiële hazelmuisleefgebieden:

- Ten westen van de Geul; Gulpdal en Schweibergerbos/Kruisbossencomplex grensoverschrijdend met het Bovenste Bos en Roebelsbosch in België;
- Ten oosten van de Geul; Vijlenerbossencomplex grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland;
- Het Platte Bos en Kolmonderbos bij Nijswiller.

Aanvullend op bovenstaande invoer als basisdata voor de LARCH-analyse, zijn de volgende aannames gedaan:

- Een waterloop (≥5 m breed) vormt een barrière, voor zowel een lokale- als een netwerkpopulatie. In de LARCH-analyse zijn dit de Geul, Gulp en Selzerbeek;
- Een Provinciale of Rijksweg (N-weg) vormt een barrière voor zowel een lokale als een netwerkpopulatie. In de LARCH-analyse geldt dit voor de N278 en de N281.



In het verleden is eerder een duurzaamheidsanalyse van hazelmuispopulaties en leefgebieden uitgevoerd met behulp van LARCH (Foppen & Nieuwenhuizen 1997). De aannames waarop de analyse van Foppen & Nieuwenhuizen (1997) berusten, zijn grotendeels in het voorliggende onderzoek overgenomen (tabel 2.2). Twee parameters zijn echter aangepast op basis van recente inzichten; verharde eenbaanswegen vormen geen absolute dispersiebarrières (Lemmers et al. 2020) en aangenomen wordt dat de dispersiecapaciteit in een netwerkhabitat van 1500 m aan de hoge kant is en 250 meter een reëlere aanname is. De LARCH-analyse is uitgevoerd met behulp van QGIS-versie 3.10.1.

Tabel 2.2 Overzicht van de gebruikte parameters voor de LARCH-analyse. Aangenomen is dat een verharde eenbaansweg tussen optimale leefgebieden geen dispersiebarrière vormt voor een lokale populatie (Lemmers et al. 2020). Aangenomen is dat brede waterweg (≥ 5 m), zoals de Geul, en een N-weg wel dispersiebarrières vormen (Foppen & Nieuwenhuizen 1997). Een populatie is duurzaam te kwalificeren bij een populatiegrootte van minstens 150-200 reproductieve eenheden (vrouwtjes) (Verboom et al. 2001) en een minimaal habitatoppervlak van 160 ha aaneengesloten bos (Verheggen & Boonman 2006).

Parameter	Geschatte waarde	Referentie
Dispersiecapaciteit lokale populatie	100 en 250 m	Foppen & Nieuwenhuizen 1997; Lemmers et al. 2022
Dispersiecapaciteit netwerk	250	Foppen & Nieuwenhuizen 1997
Dichtheid in optimaal habitat	1 individu per 100 m	Foppen et al. 1995
Dichtheid in marginaal habitat	0,5 individu per 100 m	Foppen et al. 1995
Dichtheid in bos	1 individu per 10 ha	Foppen & Nieuwenhuizen 1997
Minimaal benodigd oppervlakte habitat	160 ha aaneengesloten bos	Verheggen & Boonman 2006
Minimale duurzame populatiegrootte	150-200 reproductieve eenheden	Verboom et al. 2001

Een hazelmuispopulatie wordt als duurzaam verondersteld met de volgende normering:

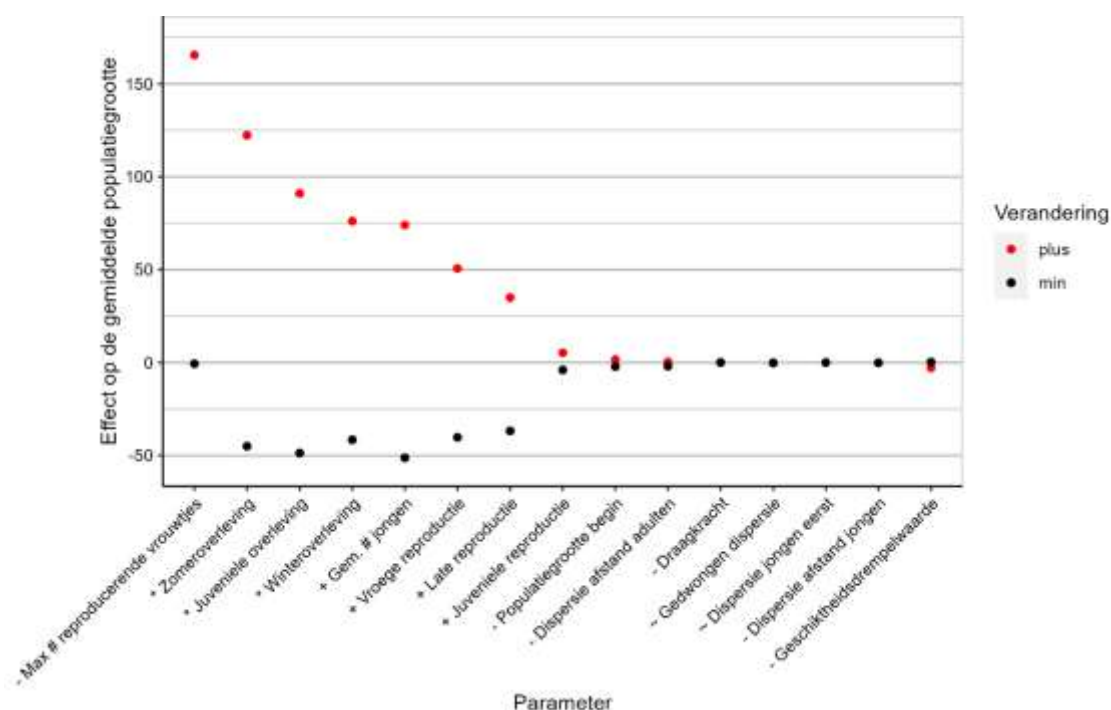
- Een duurzame lokale populatie als onderdeel van een metapopulatie (=netwerkpopulatie), de zogenaamde sleutelpopulatie, bestaat uit een leefgebied dat groot genoeg is voor 150-200 reproductieve eenheden (vrouwtjes) (Verboom et al. 2001);
- Een duurzame metapopulatie bestaat uit 150 reproductieve eenheden wanneer er een sleutelpopulatie deel uitmaakt van de metapopulatie. En 200 reproductieve eenheden wanneer er geen sprake is van een sleutelpopulatie (Verboom et al. 1997, 2001);
- Het totale oppervlak van geschikt habitat voor een metapopulatie dient te bestaan uit minimaal 160 ha bos (Verheggen & Boonman 2006).

3 RESULTATEN

3.1 BEHEERDUURZAAMHEID AAN DE HAND VAN HET INDIVIDU-GEBASEERDE POPULATIEMODEL

3.1.1 Gevoeligheidsanalyse

In het Individual Based Model (IBM) had het maximale aantal reproducerende vrouwtjes het grootste effect op de populatiegrootte na 40 jaar, gevolgd door de overleving van de volwassen dieren in de zomer, de juveniele overleving, de volwassen winteroverleving, de gemiddelde worpgrootte en de reproductiekansen (figuur 3.1). De startpopulatie, de maximale dispersieafstand van juvenielen en volwassenen, de draagkracht, de gedwongen dispersie en de geschiktheidsdrempel hadden een klein effect op de gemodelleerde populatiegrootte.



Figuur 3.1 Een weergave van de gevoeligheid van het model. Het laat zien hoe iedere parameter (x-as) de gemiddelde populatiegrootte na 40 jaar beïnvloedt (y-as). Een hogere toe- of afname betekent dat die parameter meer invloed heeft op de uitkomst van de simulaties. Zo beïnvloedt bijv. de parameter 'maximaal aantal reproducerende vrouwtjes' (reproductiegerelateerd) de uitkomsten van het model modelmatig het sterkst. Ook de parameters gerelateerd aan overleving hebben een groot effect.

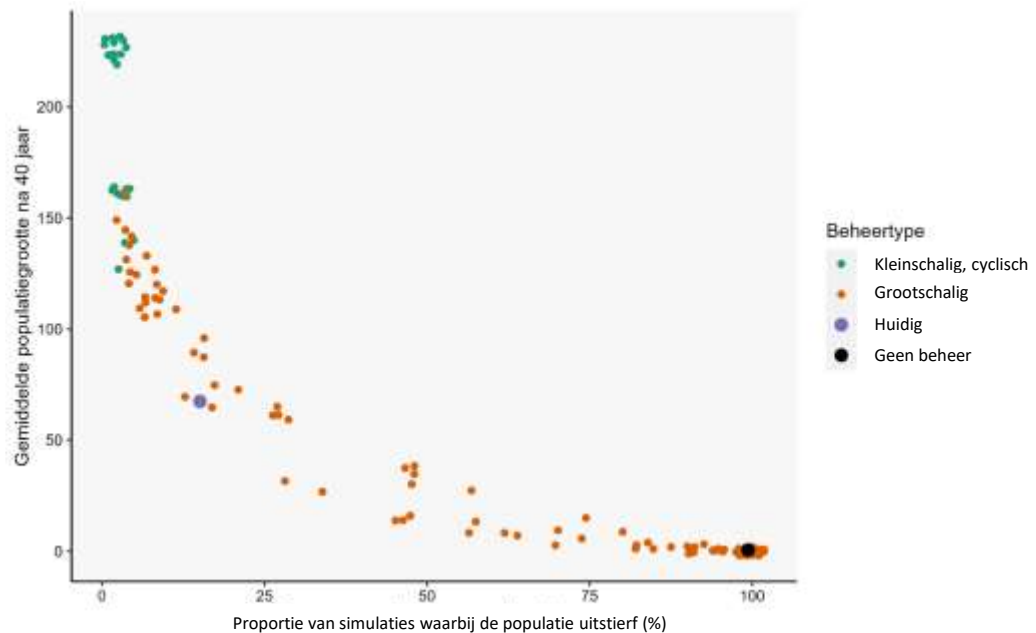
Per parameter is afgebeeld wat de gemiddelde populatiegrootte na 40 jaar is ten opzichte van het referentiescenario. Parameters zijn ingedeeld met symbolen voor de naam: bètaverdeling (*), gemiddelde met standaarddeviatie (+), getal (-), aan/uit (~). De gevoeligheid is getest door bij de bètaverdeling het gemiddelde met +/- 10% te variëren, bij gemiddeldes met +/- 1 standaarddeviatie, bij waarden met +/- 10% en bij aan/uit alleen door het uitschakelen van het mechanisme.

3.1.2 Resultaten modelscenario's

De resultaten van de beheersscenario's betreffen gemiddelde resultaten op basis van 10.000 simulaties. De 95% betrouwbaarheidsintervallen (CI) zijn ook telkens weergegeven. De populatiegrootte na 40 jaar en de uitsterfsnelheid hadden een significante negatieve correlatie ($r(137) = -0,089$ (CI -0,92 - -0,85), $p < 0,001$). Beheersscenario's met kleinschalig hakhoutbeheer



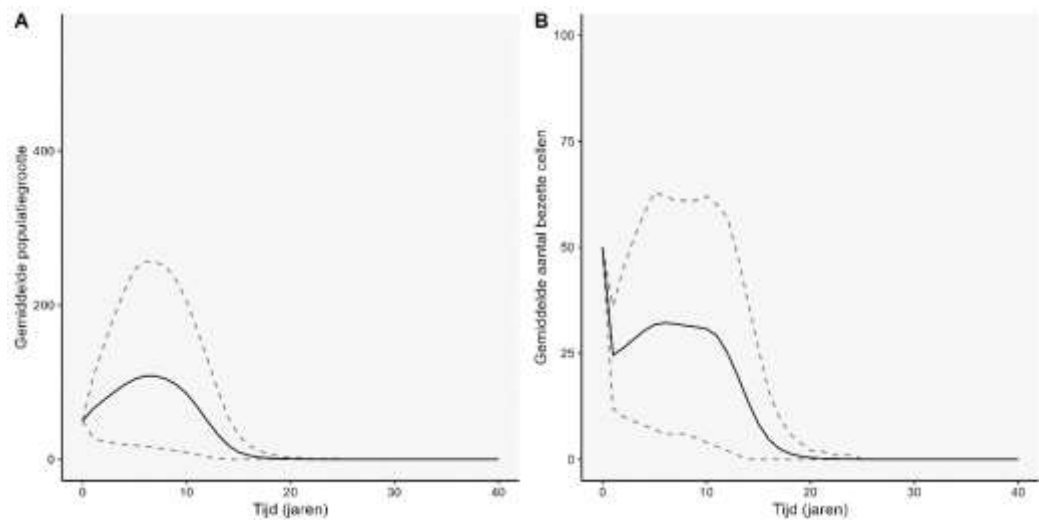
resulteerden in grotere hazelmuispopulaties en lagere uitsterfpercentages dan beheer dat alleen gebaseerd was op grootschalige verwijdering van schaduwvormers (figuur 3.2).



Figuur 3.2 Voor de verschillende beheersscenario's is de gemiddelde populatiegrootte uitgezet tegen het percentage simulaties waarin de populatie uitstierf. Scenario's met veelvuldig kleinschalig beheer resulteerden in grote populaties en een lage kans op uitsterving. Een deel van de kap-scenario's had een vergelijkbaar effect en had een beter resultaat dan het huidige beheerscenario. Zonder beheer en in een aantal van de kapscenario's stierven de populaties merendeels uit. Er is een significant negatieve correlatie tussen het percentage uitgestorven simulaties/populaties en de populatiegrootte aan het einde van de simulatie $r(135) = -0,89$ (CI -0,92 - -0,85), $p < 0,001$. N.B.: Er lijkt bij sommige scenario's meer dan 100% van de simulaties uit te sterven. Dit is een gevolg van de jitter-functie die overlappende punten dicht naast elkaar plot zodat beter te zien is waar de meeste punten geplot worden, in plaats van één overlappend punt.

3.1.3 Scenario zonder beheer

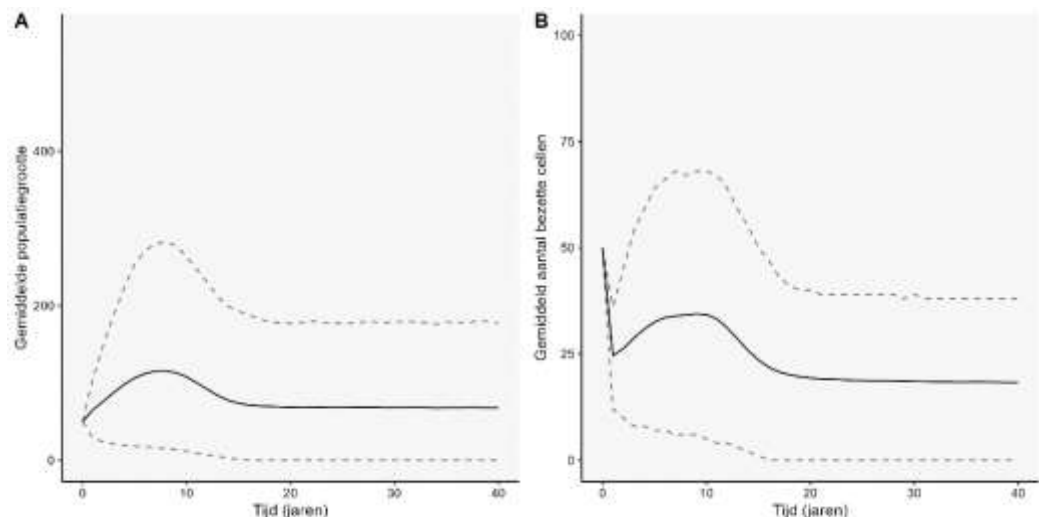
In het 'geen beheer'-scenario verouderde de bosrand zonder (beheer)interventie. In de eerste jaren is de bosrand nog geschikt en zorgt de vegetatieontwikkeling voor grotere geschiktheid van de 100 cellen van de gesimuleerde bosrand (figuur 3.3). Wanneer de vegetatieontwikkeling ervoor zorgt dat de bosrand minder geschikt is voor de hazelmuis, neemt de gemiddelde populatiegrootte gestaag af tot deze in alle simulaties is uitgestorven (populatiegrootte = 0 (CI 0-0)).



Figuur 3.3 A) De gemiddelde populatiegrootte gedurende 40 jaar en B) De gemiddelde bezetting van de cellen gedurende 40 jaar in modelscenario's zonder bosrandbeheer. De gemiddelde populatiegrootte groeit gedurende de eerste 7 jaar en daalt daarna totdat alle populaties uitgestorven zijn na 25 jaar. In de eerste twee jaar herverdeelt de populatie zich over de cellen waarna kolonisatie van nieuwe cellen eerst licht toeneemt en daarna afneemt totdat er geen cel meer bezet is. 95% CI weergegeven als stippellijn. Grafiek A & B startten beiden met $t = 0$ met een populatiegrootte van 50.

3.1.4 Huidig beheerscenario

Het 'huidig beheer'-scenario is een vereenvoudiging van de huidige beheersituatie voor de hazelmuis in Zuid-Limburg. In dit scenario werd jaarlijks 20% van de 35 hoogwaardige cellen gekapt en eens in de 5 jaar werd 1 van de in totaal 100 cellen van de gesimuleerde bosrand gekapt.



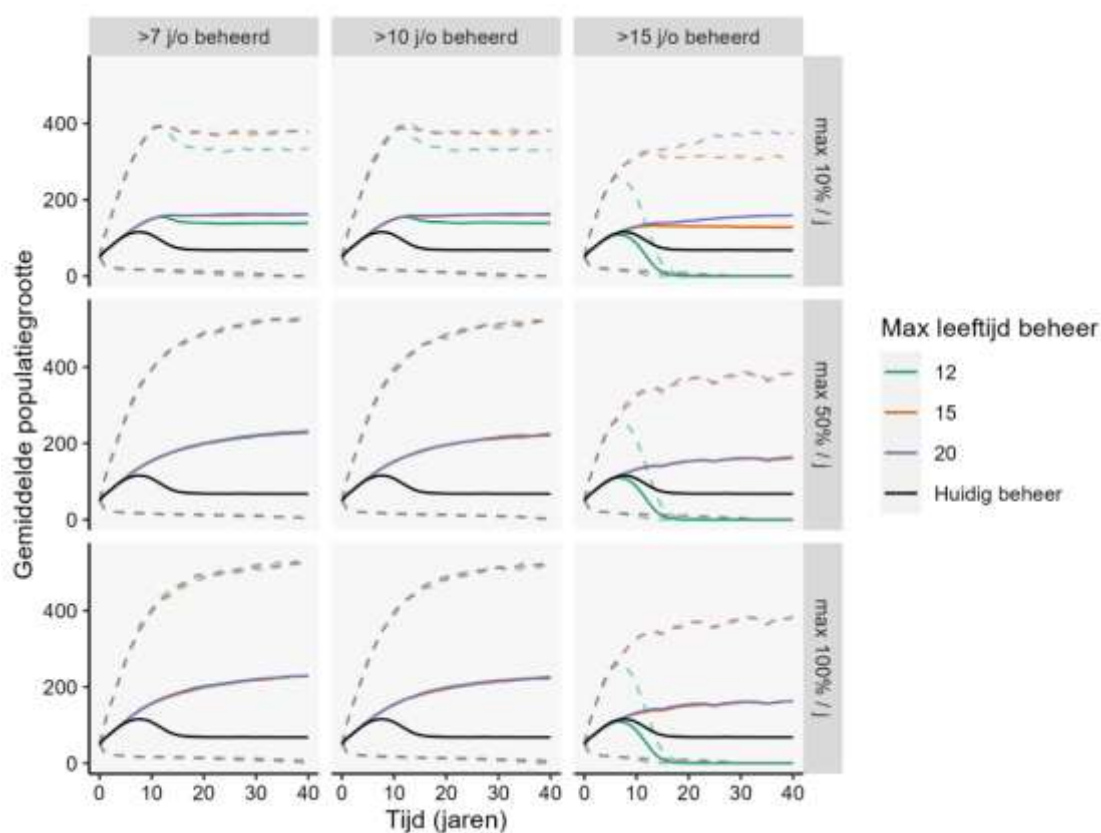
Figuur 3.4 A) De gemiddelde populatiegrootte gedurende 40 jaar en B) De gemiddelde bezetting van de cellen gedurende 40 jaar in modelscenario's die het huidige bosrandbeheer in Zuid-Limburg simuleren. Het huidige beheer bestaat uit jaarlijkse kleinschalige snoei- en kapwerkzaamheden in circa 20% van 35 cellen met goede vegetatiegeschiktheid voor de hazelmuis en de kap van 1 van de 100 cellen elke 5 jaar. De gemiddelde populatiegrootte neemt na 8 jaar af en stabiliseert na 20 jaar op circa 68 dieren (A). Ook hier herverdelen de dieren zich over de cellen en na 20 jaar zijn er circa 19 cellen bezet (B). 95% CI is afgebeeld als stippellijn. Grafiek A & B startten beiden op $t = 0$ met een populatiegrootte van 50. De as-weergaven van de figuren 3.4-3.8 zijn overeenkomstig.



De gemiddelde populatiegrootte neemt na 8 jaar af en stabiliseert na 20 jaar rond de 68 dieren (figuur 3.4A). Na 40 jaar is de gemiddelde populatiegrootte 67,8 (CI 0-177) dieren. Tijdens de eerste twee jaar herverdelen de individuen zich over de cellen in de simulaties (figuur 3.4B). Na 40 jaar zijn gemiddeld 18,3 (CI 0-38) cellen bezet.

3.1.5 Hakhoutbeheerscenario

De hakhoutbeheerscenario's modelleerden een interactie tussen de minimale en maximale vegetatieleeftijd en het percentage van de 100 cellen van de gesimuleerde bosrand waar jaarlijks beheer wordt uitgevoerd. Hierbij is gesimuleerd dat 25-75% van de kroonvormende bomen en struiken per beheerperiode uit delen van bosrand worden verwijderd. De resultaten van de hakhoutscenari'o's zijn grafisch weergegeven in figuur 3.5.



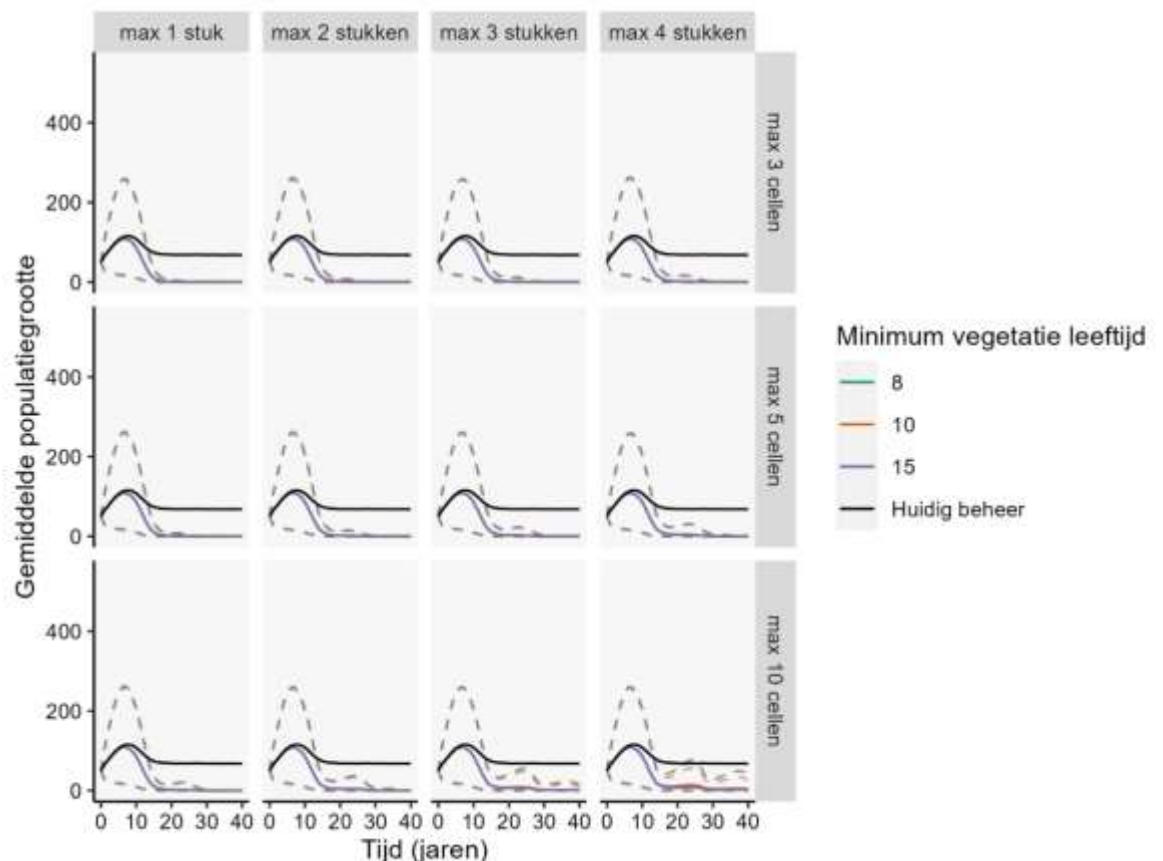
Figuur 3.5 De gemiddelde populatiegrootte in verschillende scenario's van kleinschalig beheer gedurende 40 jaar. De bovenste rij tekst geeft aan vanaf welke vegetatieleeftijd de cellen kleinschalig beheerd mogen worden. De kolom tekst rechts geeft aan hoeveel aaneengesloten cellen er maximaal per jaar beheerd mogen worden. In de legenda is weergegeven vanaf welke vegetatieleeftijd kleinschalig beheer niet meer uitgevoerd mag/kan worden. Ter referentie is het huidig beheer-scenari'o opgenomen dat ook is weergegeven in figuur 3.4. De as-weergaven van de figuren 3.4-3.8 zijn overeenkomstig.

In de 10%/j scenario's stabiliseert de populatiegrootte terwijl deze nog licht blijft stijgen in de meeste scenario's waarin 50 of 100% beheerd mag worden (figuur 3.5). De maximale vegetatieleeftijd heeft beperkt invloed op de populatiegrootte in de 50-100% scenario's. De scenario's waarin pas na 15 jaar kleinschalig beheerd wordt resulteren in kleinere populaties dan wanneer er eerder ingegrepen wordt. De scenario's waarin er na 7 jaar al ingegrepen mag worden resulteren in de grootste populaties. 95% CI zijn weergegeven als stippellijn. De groene

lijn in de kolom waarin na 15 jaar beheerd mag worden komt in alle gevallen uit op 0 omdat er onder deze combinatie van richtlijnen geen beheer kan plaatsvinden. De 10% scenario's met beheer tot 15 en 20 jaar komen uit op 129 (CI 0-314) tot 164 (CI 0-382) dieren. De hakhoutbeheersscenario's waarin na 7 jaar of na 10 jaar mag worden ingegrepen en 50 of 100% van de bosrand beheerd mag worden resulteren in de hoogste gemiddelde populatiegroottes (7 jaar, 50%: gem. 228 (CI 9-528), 7 jaar, 100%: gem. 232 (CI 5-534), 10 jaar, 50%: gem. 221 (CI 1-524) en 10 jaar, 100%: gem. 226 (CI 7-523)).

3.1.6 Scenario's voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers

Voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers is gesimuleerd dat 75-100% van de vegetatie uit de bosrand (een cel) wordt verwijderd. Deze scenario's bestaan uit de interactie tussen 1) het interval, 2) het vereiste aantal aaneengesloten cellen, 3) het maximale aantal kaplocaties in de 100 cellen van de gesimuleerde bosrand en 4) de maximale vegetatieleeftijd waarna de cel kan worden gekapt. Het interval werd ingesteld op 1, 5 of 13 jaar, het aantal aaneengesloten cellen op 3, 5 of 10, het aantal locaties op 1 tot 4 en de maximale vegetatieleeftijd op 8, 10 of 15 jaar.

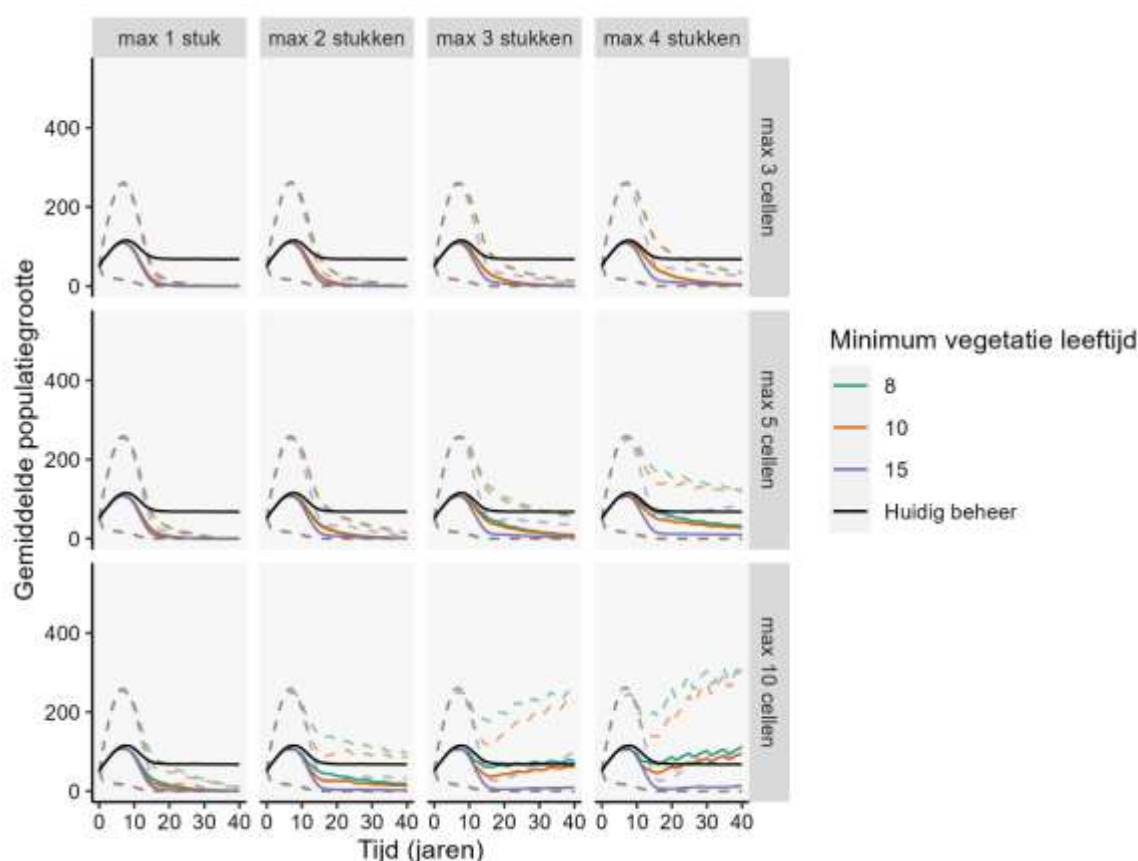


Figuur 3.6 De gemiddelde populatiegroottes in kapbeheersscenario's met 13-jarige cyclus. De bovenste rij geeft het maximaal aantal kapgebieden weer. De verticale rij geeft de grootte van de aaneengesloten kapgebieden weer. In de legenda staat de minimale vegetatieleeftijd voordat kapbeheer is toegestaan. Het huidige beheer (zwarte lijn) is beschreven en weergegeven in figuur 3.4. Op de scenario's na waarin er 3 tot 4 stukken van 10 cellen mogen worden gekapt sterven alle scenario's uit. 95% CI is weergegeven als stippe lijn. De as-weergaven van de figuren 3.4-3.8 zijn overeenkomstig.



Bij de scenario's voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers is een interactie gemodelleerd tussen het beheerinterval, de minimale vegetatieleeftijd, de grootte van het gebied en het aantal gebieden waar grootschalige verwijdering van schaduwvormers heeft plaatsgevonden. Deze worden weergegeven in drie figuren, één voor elk tijdsinterval (figuren 3.6-3.8). De figuren worden hier besproken van het langste naar het kortste interval, dat wil zeggen met toenemend kaalkapbeheer. De resulterende gemiddelde populatiegrootte neemt toe met toenemende kapfrequentie en -omvang. Alle scenario's met een interval van 13 jaar en de meeste scenario's met een interval van 5 jaar resulteerden in een gemiddelde hazelmuispopulatiegrootte die lager was dan het huidig beheer, terwijl sommige scenario's met een interval van 1 jaar wel resulteerden in een gemiddelde populatiegrootte die groter was dan het huidig beheer.

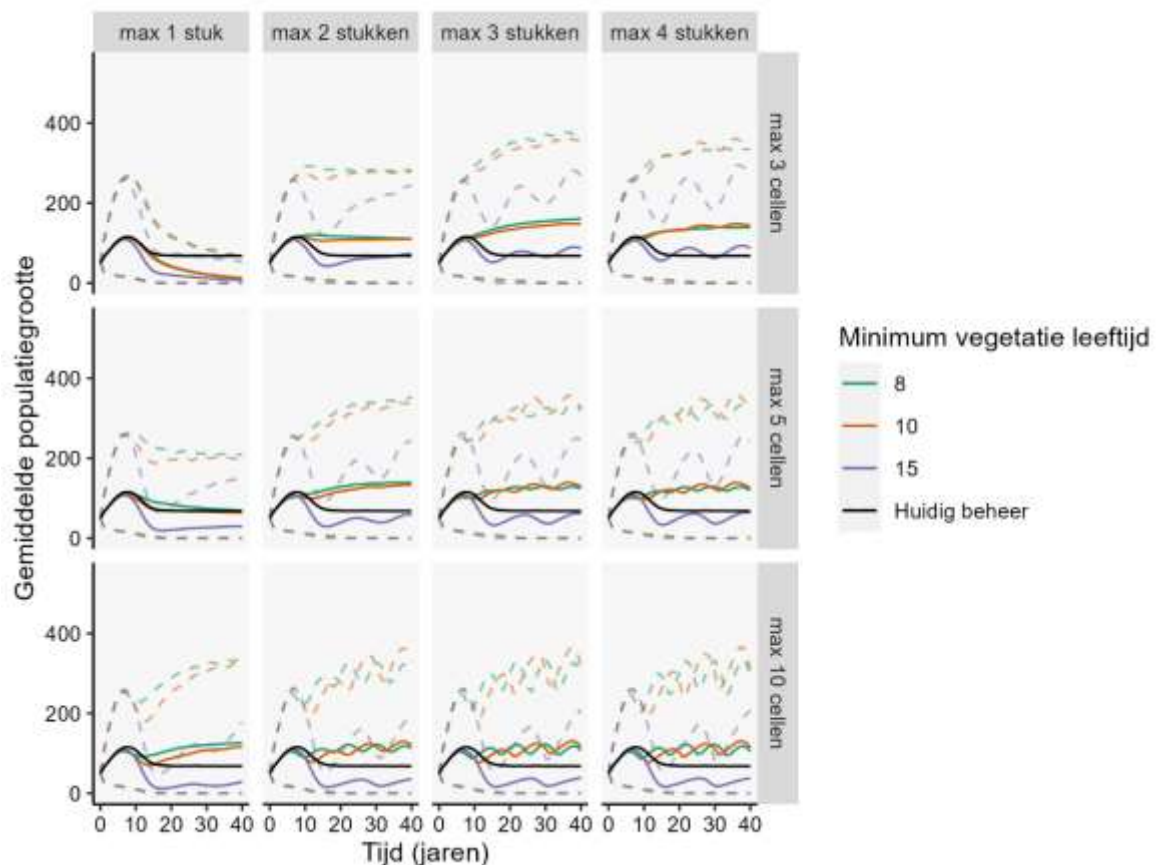
In de scenario's waarin 3 of 4 stukken van 10 cellen gekapt mogen worden, met een cyclus van 13 jaar, zijn er gemiddeld 0,7 (CI 0-9) tot 3,0 (CI 0-33) dieren over (figuur 3.6). Het laagste uitsterfpercentage in de scenario's met een 13-jarige kapcyclus is 82%. Dit beheer blijkt niet in staat een hazelmuizenpopulatie in stand te houden.



Figuur 3.7 Gemiddelde populatiegrootte bij een beheercyclus van 5 jaar gedurende 40 jaar van grootschalige verwijdering van schaduwvormers. De bovenste tekst geeft het maximaantal kapgebieden weer. De verticale tekst geeft de grootte van de aaneengesloten kapgebieden weer. In de legenda staat de minimale vegetatieleeftijd voordat het beheer is toegestaan. Het huidig beheer (zwarte lijn) is beschreven en ook weergegeven in figuur 3.4. 95% CI is weergegeven als stippellijn. De as-weergaven van de figuren 3.4-3.8 zijn overeenkomstig.

Bij een 5-jarig interval sterven de meeste populaties nog steeds uit, maar bij veelvuldige grootschalige kap is het mogelijk om een populatiegrootte te bereiken die vergelijkbaar is met het huidige beheer-scenario. Een lagere minimum vegetatieleeftijd heeft ook een positief effect op de gemiddelde populatiegrootte.

Van alle scenario's van grootschalige verwijdering van schaduwvormers met een cyclus van 5 jaar resulteerden drie scenario's in een gemiddelde populatiegrootte die hoger is dan het huidige beheer. In deze drie scenario's moesten er minimaal meerdere stukken (3 of 4) van 10 aaneengesloten cellen met een vegetatieleeftijd van 8 of 10 jaar gekapt kunnen worden (figuur 3.7). De populatiegrootte bleek het hoogst wanneer er 4 stukken gekapt mogen worden, namelijk 94,7 (CI 0-307) en 109,1 (CI 0-317). In het geval van kap van 3 van de 10 aaneengesloten cellen was de gemiddelde populatiegrootte bij een vegetatieleeftijd van 8 jaar, 75,1 (CI 0-240) dieren.



Figuur 3.8 Gemiddelde populatiegrootte bij een jaarlijkse kapbeheercyclus gedurende 40 jaar. De bovenste rij geeft het maximaantal kapegebieden weer. De verticale rij geeft de grootte van de aaneengesloten kapegebieden weer. In de legenda staat de minimale vegetatieleeftijd voordat kapbeheer is toegestaan. Het huidige beheer (zwarte lijn) is beschreven en weergegeven in figuur 3.4. 95% CI is weergegeven als stippellijn. De as-weergaven van de figuren 3.4-3.8 zijn overeenkomstig.

Bij een jaarlijkse kapcyclus komen de meeste scenario's uit op een vergelijkbare of beter populatiegrootte dan het huidige beheer-scenario. Vaker kleine stukken (3 cellen) kappen heeft een beter effect dan minder frequent grote stukken kappen.

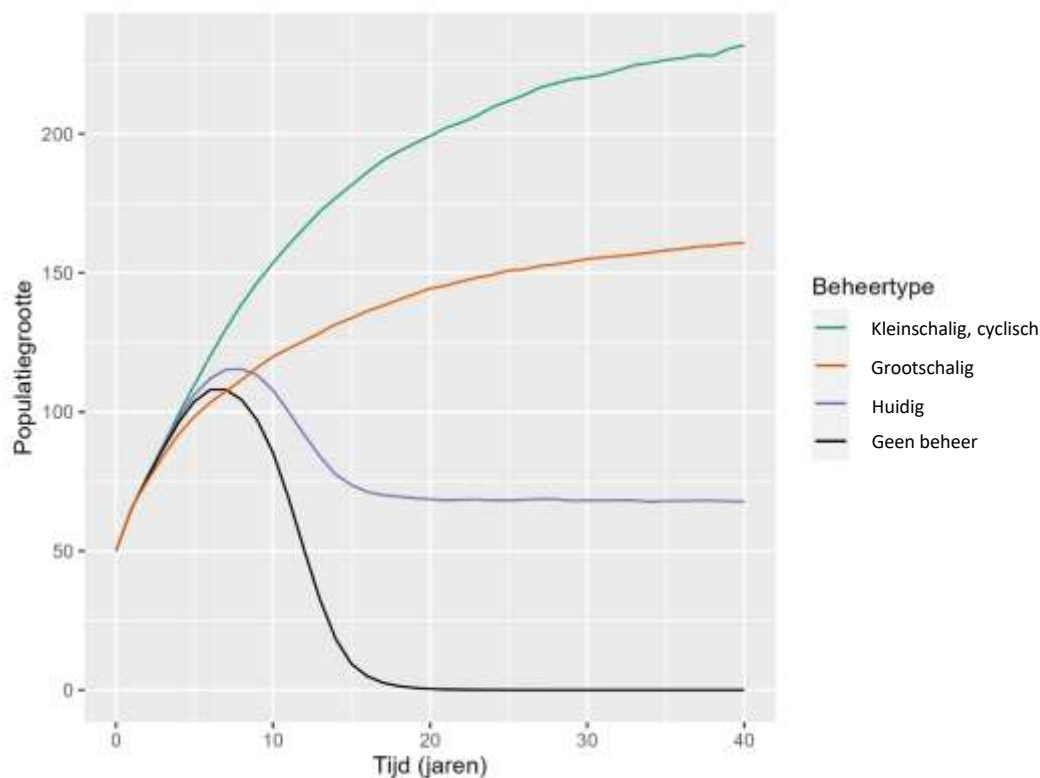


Bij een jaarlijks terugkerende beheercyclus van grootschalige verwijdering van schaduwvormers bleek de gemiddelde populatiegrootte in 31 van de 36 scenario's hoger dan in het huidige beheerscenario. Wanneer er elk jaar 3 gebieden van 3 cellen gekapt mogen worden wanneer de vegetatie 8 jaar oud is, dan komt het model uit op de hoogste gemiddelde populatiegrootte van 160,8 (CI 0-377). Het vaker kappen van kleine stukken (3 aaneengesloten cellen) resulteert in hogere populatiegroottes dan het minder frequent kappen van grote stukken. Met andere woorden, het model laat zien dat bij een jaarlijkse kapbeheercyclus het kappen van meerdere, kleine aaneengesloten gebiedsdelen resulteert in grotere hazelmuispopulaties dan het kappen van grotere aaneengesloten gebiedsdelen.

3.1.7 Vergelijking van beste beheersscenario's

Volgens het model is het beste beheerscenario voor beheer van grootschalige verwijdering van schaduwvormers een scenario waarbij de vegetatie van 8 jaar of ouder in 3 gebieden van 3 aaneengesloten cellen met een terugkerend beheerinterval van 1 jaar wordt beheerd (F8-3*3-1j). Dit betekent dat jaarlijks beheer van grootschalige verwijdering van schaduwvormers plaatsvindt in drie verschillende gebieden van elk 3 cellen. Zo komt iedere cel om de 11 jaar aan de beurt.

Gesimuleerd is dat dit scenario na 40 jaar leidt tot een gemiddelde populatiegrootte van 161 hazelmuizen (figuur 3.9). De gesimuleerde uitsterfkans van de populatie is bepaald op <4%. Voor het optimale scenario van kleinschalig hakhoutbeheer werd een aanzienlijk hogere gemiddelde populatiegrootte bepaald, namelijk 232 hazelmuizen na 40 jaar. Dit was bij het scenario hakhoutbeheer van vegetatie met een minimale leeftijd van 7 en maximaal 20 jaar, waarvan maximaal 50% per jaar werd beheerd (C7-20-50%j). De gesimuleerde uitsterfkans van de populatie is bepaald op <3%. Beide scenario's resulteerden in hogere gemiddelde populatiegroottes dan het scenario geen beheer (NM) en huidig beheer (CM). De gesimuleerde uitsterfkansen voor de twee laatstgenoemde scenario's waren bovendien ook hoger, namelijk respectievelijk 100 en <14%.



Figuur 3.9 Simulaties van populatieontwikkelingen per beheertype van de scenario's die de beste resultaten geven. De volgende scenario's zijn weergegeven: geen beheer, huidig beheer, kleinschalig hakhoutbeheer C7-20-50%j en grootschalige verwijdering van schaduwvormers F8-3*3-1j. Kleinschalig beheer leidde modelmatig tot de grootste populatiegrootte.

3.2 DUURZAAMHEID VAN HAZELMUISPOPULATIES AAN DE HAND VAN LARCH

3.2.1 Lokale populaties

Op basis van de LARCH-analyse zijn 22 potentiële lokale hazelmuispopulaties te onderscheiden (figuur 3.11).

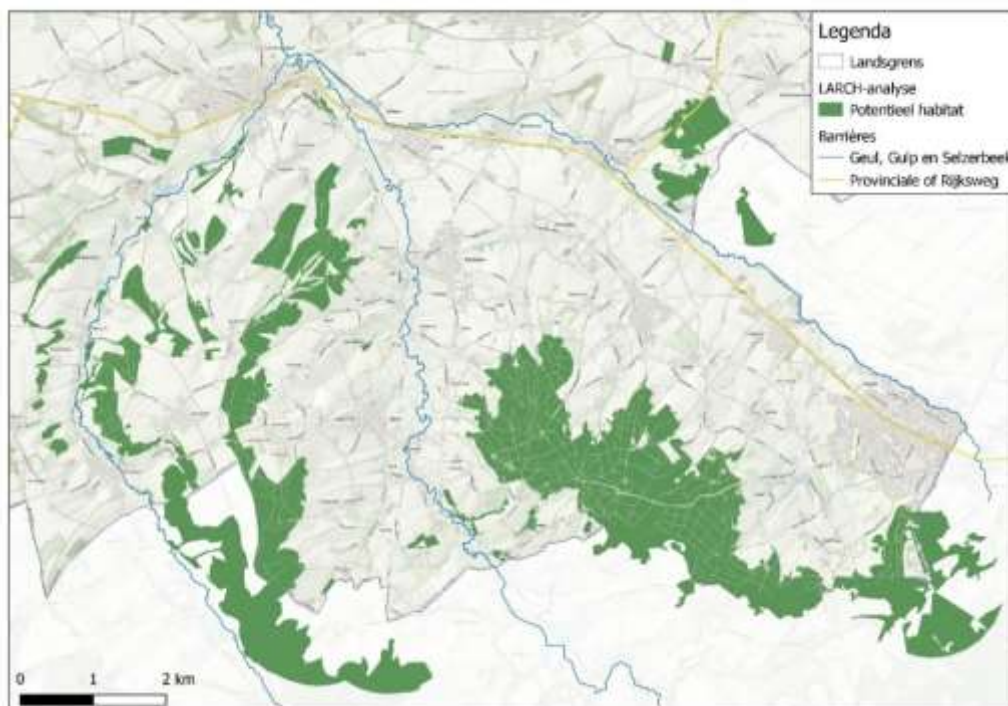
Twee van deze leefgebieden zijn te kwalificeren als duurzame sleutelpopulaties:

- Ten westen van de Geul het Schweibergerbos - Groote Bosch - Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos – Roebelboscomplex in België.
- Ten oosten van de Geul betreft dit het Vijlenerbossencomplex, grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland.

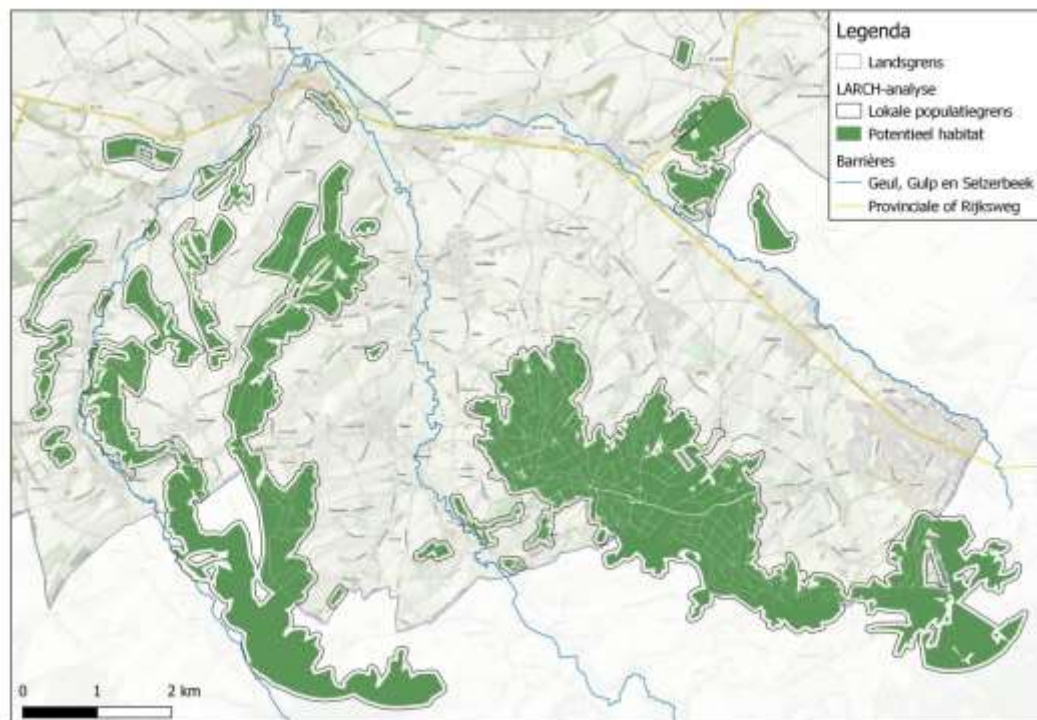
Beide leefgebieden overschrijden ruim de minimale habitatgrootte van 160 ha bos, noodzakelijk voor een duurzame populatie (Verheggen & Boonman 2006). Middels de LARCH-analyse is berekend dat op basis van de aantallen reproducerende vrouwtjes, beide lokale populaties eveneens als zeer duurzaam te kwalificeren zijn. In de grensoverschrijdende lokale populatie ten westen van de Geul is een potentie aanwezig van naar schatting 600 reproducerende vrouwtjes. In de lokale populatie ten oosten van de Geul zijn dit naar schatting ongeveer 800 reproducerende vrouwtjes. Dit overschrijdt de door Verboom et al. (1997) gestelde minimale populatiegrootte van 150-200 reproducerende vrouwtjes ten behoeve van een duurzame populatie ruim.



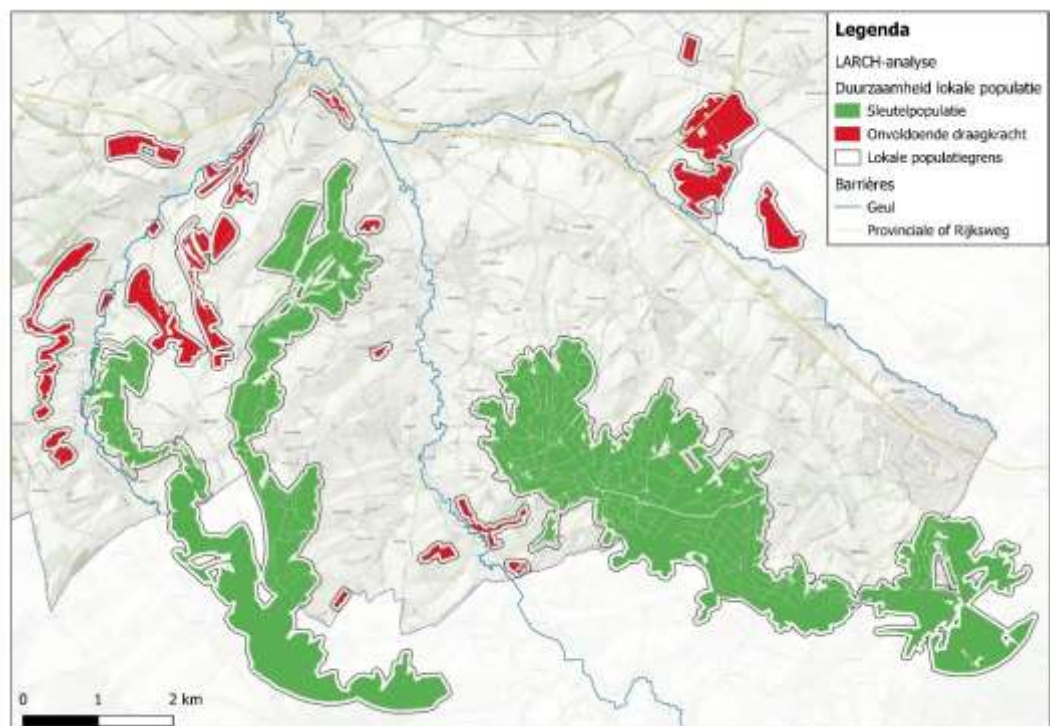
De LARCH-analyse bestaat uit een stapsgewijze analyse van vooraf bepaalde criteria en parameters (paragraaf 2.2). De belangrijkste resultaten, de duurzaamheidsbepaling van lokale populaties en duurzaamheidsbepaling van habitatnetwerken, zijn beschreven in paragraaf 3.2.2. De overige resultaten (de feitelijke tussenstappen) zijn weergegeven in onderstaande drie figuren: namelijk de bepaling van potentieel hazelmuisleefgebied (figuur 3.10) en bepaling van lokale populaties (figuur 3.11). De begrenzing van habitatnetwerken is opgenomen in figuur 3.13. In de LARCH-analyse zijn dit stap één, twee en vier.



Figuur 3.10 Potentieel hazelmuisleefgebied (groene vlakken) op basis van de LARCH-analyse.



Figuur 3.11 Lokale hazelmuispopulaties op basis van een lokale dispersiecapaciteit van 100 meter.



Figuur 3.12 Duurzaamheid van lokale hazelmuispopulaties op basis van de LARCH-analyse. Twee duurzame lokale populaties zijn te onderscheiden (groene vlakken): Schweibergerbos - Groote Bosch - Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos – Roebelboschcomplex in België en het Vijlenerbossencomplex grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland.



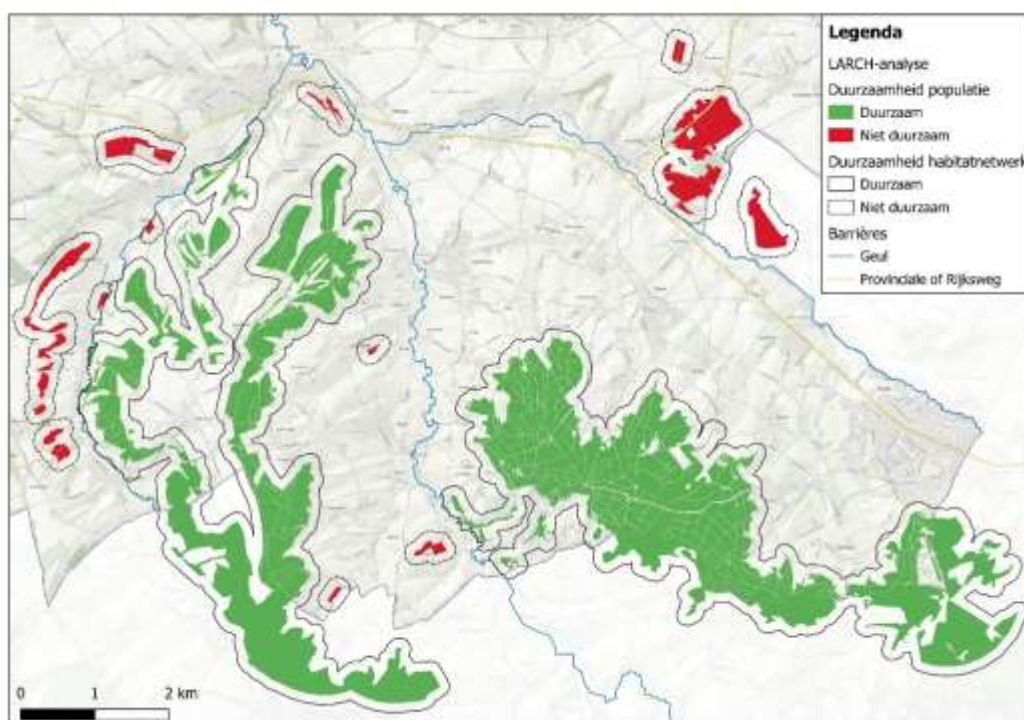
De leefgebieden ten westen van de Gulp, bosgebieden in de omgeving van Billinguizen, Crapoel en Château Neubourg (eveneens Gulpdal) en het Platte Bos en Kolmonderbos bij Nijswiller, voldoen niet aan de criteria van duurzame lokale populaties. Deze bossen zijn tegenwoordig weliswaar aaneengesloten geraakt door aanplant in het verleden maar het oppervlak geschikt habitat van deze leefgebieden is nog te klein om een duurzame hazelmuispopulatie te dragen.

3.2.2 Netwerkpulaties

Met de LARCH-analyse is, als vervolg op de bepaling van de lokale populaties (paragraaf 3.2.1), bepaald wat de duurzaamheid is van netwerkpulaties op basis van de dispersiecapaciteit van 250 m (Foppen & Nieuwenhuizen 1997). Hieruit blijkt dat er twee duurzame netwerkpulaties zijn te onderscheiden:

- Omgeving Crapoel - Schweibergerbos - Groote Bosch – Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos – Roebelboscomplex in België en
- Het Vijlenerbossencomplex grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland (figuur 3.13).

Tot de duurzame netwerkpulaties behoren de twee duurzame lokale populaties (figuur 3.12), inclusief zes lokale populaties met onvoldoende draagkracht voor een sleutelpopulatie (paragraaf 3.2.1). Ten westen van de Gulp zijn de lokale populaties (bosgebieden in de omgeving van Billinguizen en Château Neubourg) op basis van de dispersieafstand op te grote afstand van elkaar gelegen om tot een duurzaam habitatnetwerk te behoren. Dit geldt ook voor de potentiële leefgebieden in het Platte Bos en Kolmonderbos bij Nijswiller (figuur 3.13).



Figuur 3.13 Duurzaamheid van netwerkpulaties van de hazelmuis op basis van de LARCH-analyse. Twee duurzame netwerkpulaties zijn te onderscheiden (groen, zwarte omlijning): omgeving Crapoel - Schweibergerbos - Groote Bosch - Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos - Roebelboscomplex in België en het Vijlenerbossencomplex grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland.

4 DISCUSSIE

4.1 BEHEERDUURZAAMHEID AAN DE HAND VAN HET INDIVIDU-GEBASEERDE POPULATIEMODEL

In de voorliggende studie is ingegaan op de ontwikkeling van een individu-gebaseerd populatiemodel waarmee de populatiedynamiek van de hazelmuis in een bosrand kon worden gesimuleerd. De volgende onderzoeksvraag lag hieraan ten grondslag: Is er een geschikt populatiemodel om optimaal hazelmuisbeheer te ontwikkelen? Het antwoord hierop is ja, uit de beschikbare literatuur is informatie over de vitaliteit van de hazelmuis verzameld waarmee een populatiemodel is gebouwd om de populatiedynamiek van de hazelmuis in een beheerde bosrand te benaderen. Een dergelijk model is een nuttig hulpmiddel om verschillende beheersscenario's te beoordelen voordat er meerjarige experimenten *in situ* gestart worden. Hier werd het model gebruikt om het effect van een op hakhout gebaseerd beheer en grootschalige verwijdering van schaduwvormers als beheervorm, op de populatiedynamiek van hazelmuizen te beoordelen. Zodoende zijn optimale schalen in tijd en ruimte afgeleid voor het treffen van landschappelijke ingreepmaatregelen (zie paragraaf 4.1.1).

4.1.1 Resultaten modelscenario's

De 137 gemodelleerde scenario's lieten duidelijke patronen zien. Naarmate de beheerfrequentie en -schaal toenam, nam ook de gemiddelde populatiegrootte toe. Bovendien nam de gemodelleerde populatieomvang toe wanneer de habitatgeschiktheid zo veel en lang als mogelijk door het gesimuleerde beheer werd benaderd.

Over het algemeen waren de betrouwbaarheidsintervallen voor populatiegroottes in alle scenario's groot (fig. 3.3-3.8 resultaten). Omdat de hazelmuis een knaagdier is met een korte levenscyclus dat in de zomer te maken kan krijgen met voedselschaarste en in de winter met wisselend weer, fluctueert de populatiegrootte (Bright & Morris 1996; Lemmers et al. 2022). Dit resulteert in het feit dat van de 10.000 simulaties, de modeluitkomsten verschillend kunnen zijn met grote betrouwbaarheidsintervallen als gevolg.

In het scenario zonder bosrandbeheer neemt de populatie aanvankelijk toe maar sterft deze na circa 25 jaar uit. Het huidige beheerscenario laat zien dat de populatiegrootte na acht jaar afneemt en zich na 20 jaar stabiliseert op circa 68 dieren. Het huidige beheerscenario bestaat uit jaarlijkse kleinschalige snoei- en kapwerkzaamheden in circa 20% van 35 cellen met goede vegetatiegeschiktheid voor de hazelmuis en elke 5 jaar de grootschalige verwijdering van schaduwvormers van 1 van de 100 cellen. De modeluitkomsten laten zien dat ten aanzien van het huidige beheerscenario, kap bij een terugkerende 13-jarige cyclus niet in staat is om een hazelmuispopulatie in stand te houden. De hoogst gemiddelde populatiegrootte in dit scenario was 3,0 dieren na 40 jaar. Dit komt doordat een te groot deel van de bosrand uiteindelijk ongeschikt raakt doordat deze niet op tijd wordt beheerd. Enige verbetering is zichtbaar in het scenario van kapbeheercyclus van 5 jaar. Van de 36 scenario's bleken er drie een populatiegrootte te bereiken die boven die van het huidige beheer uitkomt. De hoogst gemiddelde populatiegrootte hiervan was 109,1 hazelmuizen. De beste resultaten van het grootschalige kapbeheer werden bereikt bij een beheercyclus van 1 jaar in 3 gebieden van 3 aaneengesloten cellen. 31 van de 36 scenario's bereikten een gemiddelde populatiegrootte die hoger is dan het



scenario dat het huidige beheer simuleert. De hoogst bereikte gemiddelde populatiegrootte was 160,8 hazelmuizen in een cel. Dit betrof het scenario dat ieder jaar, drie vlakken van drie aaneengesloten (van de 100) cellen in de bosrand mogen worden gekapt vanaf een vegetatieleeftijd van 8 jaar oud. De modelresultaten van het kleinschalig beheer lieten echter nog hogere gemiddelde populatiegroottes zien. De scenario's waarin na 7 jaar mag worden ingegrepen en 50 of 100% van de bosrand beheerd mag worden, resulteren in de hoogste gemiddelde populatiegroottes, namelijk 228,1-231,0 hazelmuizen. Ook wanneer er na 10 jaar beheerd mag worden komen de resultaten hoog uit op gemiddeld 221,0-226,0 dieren. Het kan echter zo zijn dat minder veelvuldig ingrijpen dan in de gemodelleerde kleinschalige hakhoutbeheersscenario's een meer gunstige balans geeft tussen de mogelijke additionele sterfte door het ingrijpen en het positieve effect van het verhogen van de habitatgeschiktheid.

4.1.2 De toepasbaarheid van de resultaten op bosrandbeheer

Verschillende veldstudies lieten overeenkomstige resultaten zien met de modeluitkomsten. Een experiment in Engeland vond geen nadelige effecten van hakhout- of kapbeheer op de populatiedichtheid van hazelmuizen (Trout et al. 2012). Twee andere studies in een bosrand en een bos constateerden een toename in populatiedichtheid wanneer er beheer werd uitgevoerd in vergelijking met geen beheer (respectievelijk Ramakers et al. 2014; Juškaitis 2020). Beide studies omvatten een combinatie van grootschalige verwijdering van schaduwvormers en frequenter (kleinschalig) hakhoutbeheer. In voorliggend onderzoek is de levensvatbaarheid van alleen hakhoutbeheer of beheer door middel van grootschalige verwijdering van schaduwvormers beoordeeld met behulp van een model. Bovendien werd het beheer in het model uitgevoerd, ongeacht de aanwezigheid van hazelmuizen en mogelijke mortaliteit van hazelmuizen door beheer is niet meegenomen in het model. Goodwin et al. (2018) vonden geen verschil in afgelegde afstanden en activiteit van gezenderde hazelmuizen voor en na het kappen van bomen in een gebied van 0,1 hectare, waarmee het de vraag is of het kappen van bomen in de aanwezigheid van hazelmuizen leidt tot te veel verstoring. De auteurs geven wel aan dat het kappen in potentie kan leiden tot mortaliteit omdat het dan onbekend is waar de dieren zich bevinden. Met name van winternesten wordt de kwetsbaarheid als hoog gezien omdat hazelmuizen zich tijdens de overwintering in een torporstadium bevinden, ontwaken duurt 15-20 minuten en ze kunnen dan niet vluchten (Lemmers et al. 2022). Een experiment liet zien dat 33% van de kunstmatige hazelmuiswinternesten overleefden bij kleinschalig handmatig hakhoutbeheer of kleinschalig gemechaniseerd hakhoutbeheer, terwijl bijna alle nesten werden vernietigd in kaalgekapte gebieden (Trout et al. 2012). Winternesten van hazelmuizen zijn vrijwel onmogelijk te vinden (Juškaitis & Büchner 2012; Lemmers et al. 2022; Gubert et al. 2023), en de beoordeling van de aanwezigheid van hazelmuizen is vaak gebaseerd op nestbuisonderzoek, de kwaliteit van de habitat en de mening van deskundigen. De huidige richtlijnen adviseren nestbuisonderzoeken en/of deskundig onderzoek van het gebied voorafgaand aan de uitvoering van beheermaatregelen (zie bijlage 2 voor de richtlijnen, overgenomen uit Lemmers et al. 2022). Wanneer de aanwezige habitat ongeschikt is, kan grootschalig beheer worden uitgevoerd. Als het leefgebied geschikt of bezet is, is alleen kleinschalig beheer toegestaan dat nodig is om de kwaliteit van het leefgebied in stand te houden of voor de verkeersveiligheid.

4.1.3 Modelfuncties en -eigenschappen

Over het algemeen was het model het meest gevoelig voor overlevings- en reproductie-gerelateerde parameters (figuur 3.1). Overlevingsschattingen in de literatuur waren gebaseerd

op een beperkte hoeveelheid gegevens, waarvan de meest uitgebreide overlevingsdataset afkomstig was van een Litouwse populatie (zie Berg & Berg 1999; Bieber et al. 2012; Juškaitis 2014; Lemmers et al. 2022 voor alle beschikbare en gebruikte overlevingsschattingen). Deze overlevingsschattingen werden gebruikt en zijn aangepast aan het klimaat in Zuid-Limburg. Het effect van de habitatkwaliteit op de overlevingskansen is hierin niet meegenomen omdat daar niet genoeg gegevens over zijn. Daarom is de overleving in het model zo eenvoudig mogelijk gehouden door per seizoen een overlevingskans te bepalen. De overlevingskansen van juvenielen en adulten in hetzelfde seizoen worden onafhankelijk van elkaar bepaald. Dit kan resulteren in een lage overlevingskans voor juvenielen terwijl de overleving van adulten hoog is of *vice versa*.

Reproductiekansen werden op een vergelijkbare manier bepaald, dus daar kunnen vergelijkbare effecten plaatsvinden. De voortplantingsperiode van de hazelmuis kan duren van begin mei (Likhachev 1966; Lozan et al. 1990; Juškaitis 2008b; Juškaitis & Büchner 2012) tot oktober (Büchner et al. 2003). In een Litouwse populatie waren er twee reproductiepieken waarvan het merendeel laat in het seizoen werd geboren (Juškaitis 2008a; Bieber et al. 2012). Een Duitse populatie vertoonde vergelijkbare patronen (Büchner et al. 2003). Dit patroon kan worden verklaard door de schaarse beschikbaarheid van voedselbronnen in het midden van de zomer en meer overvloedige bronnen in de herfst (Bright & Morris 1996). Dit patroon kan ook worden teruggezien in onze populatie in het aantal waargenomen (juvenile) dieren en nestvondsten (pers med. R.P.B. Foppen; Verbeylen et al. 2016). Daarom heeft het model een lage vroege reproductiekans en een hogere late reproductiekans. Bovendien is het aantal reproducerende individuen beperkt tot één per cel. De reproductiefunctie vergelijkt het aantal reproducerende individuen met het maximumaantal reproducerende vrouwtjes. In de gevoeligheidsanalyse, wanneer het maximum wordt ingesteld op 0,9, blijft dit 1 terwijl wanneer het maximum wordt ingesteld op 1,1, het maximum 2 wordt, vandaar de kleine impact van het verlagen van het maximum (figuur 3.1). Terwijl de jongen van het jaar een groot aantal reproductiegevallen kunnen omvatten (Juškaitis 2008; Bieber et al. 2012; Juškaitis 2014), reproduceren in het model de adulten eerst. Daarom is het effect van de reproductiekans van juvenielen op de populatiegrootte laag, zoals blijkt uit de gevoeligheidsanalyse (figuur 3.1). Het aantal reproductiegevallen van juvenile jongen kan worden beïnvloed door de populatiedichtheid (Juškaitis 2008a; Juškaitis 2014). Deze dynamiek wordt nagebootst door een berekende draagkracht op te nemen die de hoogste ooit gevonden dichtheid is (Istrate 2005) vermenigvuldigd met de geschatte habitatkwaliteit. Als de berekende draagkracht wordt bereikt, kunnen er geen reproductiegevallen meer plaatsvinden. Het is onwaarschijnlijk dat dit is gebeurd aangezien de draagkracht erg hoog is en het maximale aantal reproductiegevallen per cel slechts één is. De lage gevoeligheid van de draagkracht ondersteunt dit (figuur 3.1).

De populatiedichtheid en het homerange zijn afhankelijk van de dichtheid aan beschikbare nestplaatsen (Juškaitis 2005, 2006). Volwassen dieren blijven grotendeels sedentair (Bright & Morris 1991, 1992; Juškaitis 1997b; Panchetti et al. 2005). Verspreiding van jonge dieren is echter een vast onderdeel van de levenscyclus van de hazelmuis (Juškaitis & Büchner 2012). Jonge dieren kunnen grote afstanden afleggen, tot wel 7 km, en onbewoonde geschikte gebieden vinden en koloniseren (Büchner 2008; Chantin & Gubert 2012; Juškaitis & Büchner 2012; Keckel et al. 2012; Trout et al. 2012; Juškaitis 2020). Omdat veel onbekend is over waarom en hoe hazelmuizen zich verspreiden, zijn de verspreidingskansen in het model alleen gebaseerd op de habitatkwaliteit en een basiskans van 50%. In tegenstelling tot voortplanting begint dispersie in



het model met juvenielen. Kolonisatie wordt verzekerd door dispersie te stoppen wanneer individuen een lege cel met een hoge habitatkwaliteit bereiken (vegetatieleeftijd 5-9 jaar). Aangezien grote dispersiebewegingen een reeks opeenvolgende verplaatsingen vereisen, is de kans op lange dispersieafstanden klein. Deze grote dispersiebewegingen vinden vaak plaats tijdens de eerste modeljaren (figuur 3.3B en 3.4B). Individueen worden soms toegewezen aan cellen met een slechte vegetatiekwaliteit, vandaar hun herverdeling (figuur 3.3B en 3.4B). Dit zou verholpen kunnen worden door de individuen alleen toe te wijzen aan habitats van hoge kwaliteit, maar om de modellen simpel te houden is deze aanpak niet gebruikt.

Het model is opgezet als tweedimensionaal model van een bosrand. De uitkomsten van het model zijn minder tot niet geschikt voor gebruik in een landschap zonder achterliggend bos. De dispersie zal dan een grote bottleneck vormen omdat de hazelmuis in een groot open landschap deze dispersieafstanden waarschijnlijk niet zullen afleggen. Ook kan het in het model gebeuren dat een hazelmuis een jaar doorbrengt in een minder geschikte cel, terwijl dit in werkelijkheid nooit zal gebeuren.

Er is dus ruimte voor verbetering van het model. Met meer gegevens over de variatie in overlevingskansen van individuen in Nederland, en het effect van habitatkwaliteit op de overlevingskansen van de hazelmuis kan de overleving beter gesimuleerd worden. Hetzelfde geldt voor het reproductieproces. Verder zou een beter begrip van het dispersieproces het mogelijk maken om dat proces beter te simuleren.

4.2 DUURZAAMHEID VAN HAZELMUIS-METAPOPULATIES AAN DE HAND VAN LARCH

In de voorliggende studie is ingegaan op het analyseren van de duurzaamheid van de Nederlandse hazelmuis-metapopulaties aan de hand van een LARCH-analyse. De volgende onderzoeksvraag lag aan deze analyse ten grondslag: Wat is de levensvatbaarheid van de hazelmuis-metapopulaties in Zuid-Limburg? Het antwoord hierop is dat zowel de metapopulatie aan de oostkant van de Geul (het Vijlenerbossencomplex grensoverschrijdend met het Aachener Wald in Duitsland; paragraaf 4.2.1) als de metapopulatie aan de westkant van de Geul (omgeving Crapoel - Schweibergerbos - Groote Bosch - Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos - Roebelboscomplex in België; paragraaf 4.2.2) kunnen worden beschouwd als duurzame netwerkpopulaties. Het Platte Bos en het Kolmonderbos hebben onvoldoende draagkracht voor een sleutelpopulatie, vermoedelijk is de hazelmuis hierdoor in het begin van deze eeuw uit deze bossen verdwenen. Ook hebben enkele kleinere bosdelen aan de westkant van de Gulp onvoldoende draagkracht voor een sleutelpopulatie. Foppen & Nieuwenhuizen (1997) kwamen tot dezelfde conclusie.

4.2.1 Oostkant Geul

Op basis van de LARCH-analyse kan worden aangenomen dat het Vijlenerbossencomplex, grensoverschrijdend met het Aachener Wald (Duitsland), uit één duurzaam habitatnetwerk bestaat. De omvang van deze aaneengesloten bosgebieden is vele malen groter dan het minimaal benodigde oppervlakte van 160 ha ten behoeve van een duurzame populatie (Verheggen & Boonman 2006). Ingeschat wordt dat dit habitatnetwerk een potentie heeft voor ongeveer 800 reproductieve vrouwtjes. Aangezien minimaal 150-200 reproducerende vrouwtjes noodzakelijk zijn voor een duurzame populatie (Verboom et al. 2001), voldoet dit leefgebied dus uitstekend.

Er lijken ook geen directe bedreigingen te zijn voor de duurzaamheid van dit sleutel leefgebied van hazelmuis.

Genetisch onderzoek laat echter zien dat er binnen dit sleutel leefgebied twee metapopulaties te onderscheiden zijn (Dorenbosch et al. 2013b). Hiervan is een populatie gelegen in de noord-, west- en zuidzijde van het Vijlenerbos grenzend aan België (Voerstreek). De tweede metapopulatie ligt meer naar het zuidoosten, in de omgeving van Wolfhaag, grensoverschrijdend met leefgebied in Duitsland. Mogelijk zorgen de wegen en/of marginaal habitat in het Vijlenerbos ervoor dat hazelmuizen tussen de metapopulaties slecht kunnen uitwisselen. Hoewel het allebei genetisch vitale metapopulaties betreft (Dorenbosch et al. 2013b), wordt voor de versterking van de duurzaamheid op de middellange termijn toch aanbevolen om de momenteel marginale habitatkwaliteit te verbeteren langs de noordzijde van het Vijlenerbos richting Wolfhaag (Lemmers et al. 2021). Ten behoeve van een betere connectiviteit tussen de twee deelpopulaties is verbetering mogelijk van zowel de habitatkwaliteit als de connectiviteit van bosranden aan de zuidzijde van het Schimperbos bij Vaals. Belangrijk hierbij is de grensoverschrijdende samenwerking met beheerders van de bosgebieden ten noorden van Gemmenich (Wallonië). Daarnaast zijn er mogelijkheden tot realisatie van verbindingen door het Vijlenerbos (Verheggen & Boonman 2006) en het verwijderen van naaldbos. Recente impact van de kever letterzetter in naaldbos waardoor naaldbos snel afsterft biedt bovendien kansen voor de ontwikkeling van hazelmuishabitat en dispersiecorridors in het Vijlenerbos.

De resultaten van de LARCH-analyse laten zien dat het duurzaam habitatnetwerk vanaf het Vijlenerboscomplex tot aan de Geul reikt, via de bronbeekbegeleidende vegetatie van de Beletterbeek, Berversbergbeek en Cottesserbeek. Hier zijn (bosranden van) de bronbossen en structuurrijke struweelhagen veelal van goede kwaliteit, evenals de mate van connectiviteit. Van de vegetatie aan de Belleterbeek zijn waarnemingen van hazelmuizen bekend tot 2007 (NDFB 2020). In 2019 zijn de struweelhagen nabij de bron van de Belleterbeek onderzocht, maar zijn geen hazelmuizen aangetroffen (Lemmers et al. 2021). Er is wel een uitbreiding geconstateerd richting het dorp Vijlen, naar een zesde atlasblok (5x5 km) en voorzichtig in de richting van het Kolmonderbos. Ook vindt uitbreiding vanuit het Elzetterbos richting de Geul plaats. In 2023 is geconstateerd dat hazelmuizen met zekerheid voorkomen tot aan de Bommerigerweg (pers. med. R. Foppen).

Gezien de ligging nabij het Vijlenerbos en de habitatkwaliteit is het aannemelijk dat hier wel hazelmuizen voorkomen, hetzij in lage dichtheden. Hoewel de duurzaamheid van het kernleefgebied vergroot kan worden door versterking van de habitatkwaliteit en verbetering van de connectiviteit, hoeft hier geen directe prioritering aan toegekend te worden. Op termijn liggen langs deze heuvellandbeken goede kansen tot uitbreiding van het duurzaam habitatnetwerk richting leefgebied ten westen van de Geul. Echter is hier vanaf de westkant van de Geul, in westelijke richting, op korte termijn geen uitbreiding van leefgebied of een verbindingsszone te verwachten vanwege beperkte medewerking van lokale agrariërs (Lemmers et al. 2019).

4.2.2 Westkant Geul

Ten westen van de Geul komt de hazelmuis eveneens voor in een duurzaam habitatnetwerk. Dit leefgebied bestaat op basis van de LARCH-analyse in potentie de (randen van) de bosgebieden



Crapoel - Schweibergerbos - Groote Bosch – Kruisbossencomplex, grensoverschrijdend met het Bovenste Bos – Roebelsboschcomplex in België.

Het oppervlak van deze aaneengesloten bosgebieden is ruim groter dan het minimaal benodigde oppervlakte van 160 ha ten behoeve van een duurzame populatie (Verheggen & Boonman 2006). Middels de LARCH-analyse is berekend dat hier potentie is voor 600 reproducerende vrouwtjes; circa 75% van het aantal reproducerende vrouwtjes (ongeveer 800) in het hazelmuisleefgebied ten oosten van de Geul. Ook op basis van minimaal 150-200 reproducerende vrouwtjes, noodzakelijk voor een duurzame populatie (Verboom et al. 2001), kwalificeert dit leefgebied dus ruimschoots.

Op basis van de LARCH-analyse is het duurzaam habitatnetwerk ten westen van de Geul verbonden met de bosgebieden in de omgeving van Billinghamuizen, ten noordoosten van Crapoel en de omgeving van Château Neubourg in Gulpen. Binnen deze gebieden is de hazelmuisverspreiding slechts beperkt tot de geschikte bosranden en goed ontwikkelde struweelhagen in de omgeving van de Engelenweg in Crapoel. Ook is onduidelijk of de hazelmuis nog voorkomt in het bosgebied rondom Billinghamuizen, door het ontbreken van waarnemingen na 2007. Uit de kwaliteitsbeoordeling blijkt dat de habitatkwaliteit van veel bosranden in het noordwestelijke deel van dit kernleefgebied marginaal is. Ook op grond van de duurzaamheid van lokale populaties blijkt dat connectiviteit in dit deel van het leefgebied niet optimaal ontwikkeld is. Op basis van de LARCH-analyse blijkt dat de Nederlandse hazelmuisleefgebieden ten westen van de Geul (bosgebieden Billinghamuizen en Groote Bosch langs de Gulp) en het Schweibergerbos-Kruisboschcomplex enkel in verbinding met elkaar staan via het Belgische Bovenste Bos en Roebelsboschcomplex. Een goede connectiviteit tussen de Nederlandse bosgebieden ten westen van de Geul ontbreekt, waardoor sprake lijkt van matige isolatie. Mogelijk is dit een verklaring voor de verminderde genetische vitaliteit van hazelmuizen binnen dit leefgebied (Dorenbosch et al. 2013b).

Ondanks dat het leefgebied ten westen van de Geul kan worden gekwalificeerd als een duurzaam habitatnetwerk, wordt aanbevolen om optimalisatie en realisatie van verbindingzones tussen de Nederlandse bosgebieden te realiseren. Hierin dient de prioriteit zich te richten op realisatie van optimaal habitat tussen het actuele hazelmuisleefgebied Groote Bosch langs de Gulp en de omgeving van de Engelenweg in Crapoel, mede door het mogelijk ongeschikt geraakte bosgebied in de omgeving van Billinghamuizen. Hier is al een begin mee gemaakt in het kader van de inrichting van nieuwe natuur in de NNN door de provincie Limburg (pers med. L. Verheggen).

Om de duurzaamheid van dit leefgebied te versterken wordt aanbevolen een leefgebiedverbinding te realiseren tussen het actueel hazelmuisleefgebied Engelenweg (Crapoel) via de zuidkant van Landsrade naar het Kruisbos, zoals eerder is aanbevolen door Houben et al. (2015). Op termijn wordt daarnaast aanbevolen om leefgebiedverbindingen te realiseren met de momenteel geïsoleerde bosgebieden ten westen van de Gulp. Op dit moment vormt de Gulp waarschijnlijk een harde dispersiebarrière en zijn zowel de kwaliteit als de connectiviteit van randstructuren veelal van marginale kwaliteit om geschikte leefgebieden aan de westzijde te kunnen koloniseren. Ook wanneer habitatverbetering plaatsvindt en de Gulp als barrière is opgelost, zal natuurlijke herkolonisatie van leefgebieden in het westelijk Gulpdal waarschijnlijk niet snel plaatsvinden. De hazelmuis stierf hier nog voor de eeuwwisseling uit (Verheggen & Boonman 2006) en potentiële leefgebieden zijn veelal versnipperd geraakt.

4.2.3 Kansen Platte Bos en Kolmonderbos

Het voorkomen van de hazelmuis in de Platte bossen en het Kolmonderbos bij Nijswiller is bekend tot 1993 (NDFF 2020). Hierna zijn er geen waarnemingen van hazelmuis bekend uit dit bosgebied, waardoor verondersteld wordt dat de hazelmuis hier is uitgestorven (Verheggen & Boonman 2006). Op basis van de LARCH-analyse blijkt dat hier in potentie geschikt leefgebied aanwezig is, maar met een oppervlakte van circa 70 ha habitat binnen de netwerkpopulatie, is dit te weinig (Foppen & Nieuwenhuizen 1997). Ook het middels de LARCH-analyse bepaalde aantal 60 reproducerende vrouwtjes is te laag voor behoud van een duurzame populatie (Verboom et al. 2001). Het Platte Bos wordt bovendien versnipperd door de N281, een harde barrière voor hazelmuizen (Foppen & Nieuwenhuizen 1997). Natuurlijke dispersie en rekolonisatie wordt daarnaast bemoeilijkt door de N278 en de Selzerbeek die het Platte Bos en het Kolmonderbos aan de zuidzijde begrenzen.

Het is onwaarschijnlijk dat de hazelmuis op eigen kracht het Platte Bos en Kolmonderbos opnieuw zal koloniseren. Toch wordt dit gebied als kansrijk leefgebied beschouwd (Verheggen & Boonman 2006). Op de langere termijn is herkolonisatie mogelijk door het realiseren van verbindingzones tussen het Vijlenerboscomplex, via Vijlen richting het Kolmonderbos. Mogelijk kan herintroductie hierin ook een rol spelen (Verheggen & Boonman 2006).

Uit de habitatbeoordeling van de struweelhagen tussen het Kolmonderbos en het Vijlenerbos blijken de verbindingen momenteel van onvoldoende kwaliteit (Lemmers et al. 2021). De vondst van een hazelmuisnest ten zuiden van de dorpskern van Vijlen in 2019 stemt echter hoopvol voor herkolonisatie van dit bosgebied, op de lange termijn, mits er een duurzame dispersieverbinding is gerealiseerd. Wanneer ingezet wordt op de verbinding tussen het Platte Bos en Vijlenerbos is het aan te bevelen om tegelijkertijd de habitat binnen het hazelmuisleefgebied van het Platte Bos en het Kolmonderbos verder te verbeteren. Momenteel is de helft van de bosranden van marginale kwaliteit. Tevens dient het minimumoppervlak aan leefgebied vergroot te worden, zodat dit voldoet aan de minimaal omvang van 160 ha (Verheggen & Boonman 2006). Prioriteit heeft verder het opheffen van de barrière N281. Grensoverschrijdend liggen goede kansen voor leefgebiedverbindingen tussen het Kolmonderbos, het Orsbacher Wald (Duitsland), met tussengelegen gebieden met graften (Houben et al. 2015).

4.3 AANBEVELINGEN VOOR BEHEER EN UITVOERING

Uit de modelresultaten zijn verschillende richtlijnen afgeleid die richtinggevend zijn voor cyclisch hazelmuisbeheer. De volgende onderzoeksvragen lagen hieraan ten grondslag:

1. Hoeveel ruimte dient er minimaal als refugia voor dieren tussen ingreepgebieden te worden vrijgehouden?

Antwoord: Afgeleid is dat maximaal 300 m aaneengesloten bosrand (beheereenheid) per beheeringreep kan worden gekapt. Dit gaat om grootschalige beheeringrepen zoals grootschalige verwijdering van schaduwvormers waarbij 75-100% van de vegetatie uit de bosrand wordt verwijderd. Daarbij wordt aanbevolen dat minimaal 300 m bosrand onaangetast dient te blijven dat als refugium dient. Het uitvoeren van kleinschalig hakhout- en dunningsbeheer, waarbij 25-75% van de kroonvormende bomen per beheerperiode uit delen van



bosrand worden verwijderd, gebeurt niet met groot materieel. Zolang volgens de juiste richtlijnen wordt gewerkt (zie paragraaf 4.3.1 en bijlage 2) lijkt het niet aannemelijk dat een populatie hazelmuizen daarbij wordt aangetast.

2. Kan een inschatting worden gegeven van de haalbaarheid van een optimaal beheer (wat kosten en gevraagde inzet betreft) om daarmee de duurzaamheid van te voeren beheer op de lange termijn in te kunnen schatten?

Antwoord: Concrete cijfers van kosten en baten van de Limburgse situatie konden niet worden achterhaald maar gesteld wordt dat de kosten voor grootschalige verwijdering van schaduwvormers aanzienlijk lager zijn dan voor kleinschalig hakhoutbeheer. Grootschalige verwijdering van schaduwvormers kan zelfs winstgevend zijn. De hoogste populatiegroottes werden vastgesteld bij kleinschalig hakhoutbeheer maar ook bij de juiste uitvoering van het grootschalige beheer werden aanzienlijke populatiegroottes vastgesteld. De combinatie van de twee beheertypes is waarschijnlijk optimaal om optimale en duurzame populaties te bewerkstelligen. Zo kan grootschalige verwijdering van schaduwvormers worden toegepast om 75-100% van de vegetatie in een bosrand te verwijderen maar basiselementen zoals vitale hazelaar, hultst, dicht braamstruweel en bosrank te laten staan, waarna terugkerend kleinschalig hakhoutbeheer plaatsvindt om de kroonvormende bomen te verwijderen zodat de hazelmuis hier zo lang mogelijk van profiteert. Ook vanuit een kostenoverweging kan een dergelijke combinatie de voorkeur hebben.

3. Welke richtlijnen voor beheerders en particulieren kunnen op grond van het bovenstaande, worden ontwikkeld ten behoeve van duurzaam, cyclisch hazelmuisbeheer?

Antwoord: De beheerrichtlijnen zijn uitgewerkt in paragraaf 4.3.1.

4.3.1 Richtlijnen voor cyclisch bosrandbeheer

De modelbenadering van een hazelmuispopulatie met behulp van een Individual Based Model (IBM) laat zien dat een populatie in omvang kan toenemen wanneer de habitatgeschiktheid voor een bepaalde tijd wordt verhoogd middels beheeringrepen. Bosbeheerders dienen zich te richten op beheerpraktijken die de periode met maximale geschiktheid voor de hazelmuis verlengen. Kleinschalig hakhout- en dunningsbeheer waarbij 25-75% van de kroonvormende bomen per beheerperiode uit delen van bosrand worden verwijderd, bieden de kortste beheercycli en resulteerden daarom in de hoogste gemodelleerde populatiegrootte. Echter zijn de inspanningen hiervan, en daarmee de bijbehorende kosten, beduidend hoger waardoor kleinschalig beheer zeker niet altijd het ideale scenario is. Daarom kan ook kaalkapbeheer, waarbij 75-100% van de vegetatie in gebieden wordt gekapt, in sommige gevallen een geschikt alternatief zijn. Uit het model komt naar voren dat het voeren van grootschalig cyclisch beheer, waarbij per keer drie korte stukken bosrand worden beheerd, een gunstig effect heeft op de populatie. Volgens de beheerrichtlijnen wordt kaalkapbeheer alleen toegestaan in voor hazelmuizen ongeschikte habitats en is het aannemelijk dat hier nauwelijks tot geen hazelmuizen voorkomen, waardoor de kans op mortaliteit als gevolg van beheerwerkzaamheden klein is (bijlage 2). Om meer inzicht te krijgen in hoe hazelmuizen reageren op grootschalig beheer wordt geadviseerd om meerjarige monitoring van hazelmuizen en de vegetatie uit te voeren op locaties waar grootschalig beheer is uitgevoerd zoals bij de Epenerbaan waar in 2024 grootschalig beheer is uitgevoerd.

Het is belangrijk dat beheer met enige regelmaat (cyclisch) wordt gevoerd, onregelmatig beheer houdt de vegetatieontwikkeling niet bij waardoor grote delen van de bosrand uiteindelijk ongeschikt worden voor de hazelmuis en de populaties in aantal afnemen (Ramakers et al. 2014; Lemmers et al. 2024). Let op, het is hierbij wel altijd raadzaam om niet te grote delen (maximaal circa 300 m) te kappen zodat dispersie van hazelmuizen tussen de bosranddelen over het kaalgekapte deel mogelijk blijft.

Het C7-#50% scenario (figuur 3.5), waarbij elk jaar maximaal 50% van de kroonvormende soorten in het gebied worden gedund als de vegetatieleeftijd in de cel meer dan 7 jaar is, resulteerde in de hoogste gemiddelde populatiegrootte. Hierbij werd kleinschalig hakhoutbeheer vaak uitgevoerd in habitat van hoge kwaliteit, wat in strijd is met de richtlijnen en waarschijnlijk zou leiden tot een verlies van nesten. Toch worden in Litouwen regeneratieve kaalkapbossen om de drie tot vier jaar uitgedund met een netto positief effect op de populatiegrootte van de hazelmuis (Juškaitis 2020).

De kosten voor het laten uitvoeren van kleinschalig hakhoutbeheer (SNL type N17.02 droog hakhout) variëren tussen €6.600 per ha voor het afzetten van 25% van de struiken op hellend terrein, en van €12.000 per ha voor het verwijderen van jonge boomopslag, tot €16.000 per ha voor het afzetten van 75% van de struiken op hellend terrein (schriftelijke med. Staatsbosbeheer). De SNL-beheersubsidie dekt een deel van deze kosten maar beheerders gaven aan dat dit niet voldoende is (Lemmers et al. 2019). De kosten voor grootschalig kaalkapbeheer zijn aanzienlijk lager (door de inzet van machines en minder mankracht) en dit beheertype kan zelfs winstgevend zijn als het eiken- of beukenhout kan worden verkocht (BIJ12 2019). Concrete cijfers van kosten en baten van de Limburgse situatie konden echter niet worden achterhaald. Cyclisch hakhoutbeheer zal in de praktijk met hogere regelmaat dienen te worden uitgevoerd om de vegetatiesuccessie bij te houden, omdat de vegetatie sneller kan herstellen dan na kaalkap. Deze voortdurende inspanning vergt veel mankracht en is duurder dan minder frequent kappen. Zelfs dan kan hakhout de successie niet stoppen (Juškaitis 2020), vandaar dat niet-frequent kappen altijd nodig zal zijn. Een combinatie van regelmatig hakhout en af en toe kaalkap wanneer de successie niet gestopt of omgekeerd kan worden, heeft waarschijnlijk het meest positieve effect op de populatiegrootte van hazelmuizen. Ook zal hier vanuit een kostenooipunt voor beheerders en hazelmuizen het optimale scenario in gevonden moeten worden.

De modelresultaten zijn richtinggevend, maar niet bepalend, voor beheerders van hazelmuisleefgebieden. De eerder opgestelde richtlijnen voor beheer van hazelmuisleefgebied zijn wel bepalend (zie bijlage 2 voor de richtlijnen, overgenomen uit Lemmers et al. 2022). De richtlijnen geven beslisbomen en informatie over o.a. de beheerperiode, schaal en voorwaarden waaraan moet worden voldaan in beheer van bos, kapvlakten, bosrand inclusief wegberm en houtwallen en struweelhagen. De richtlijnen voor bos(rand)beheerders die uit voorliggende studie kunnen worden afgeleid zijn als volgt:

- Kleinschalig cyclisch hakhoutbeheer, waarbij de kroonlaag wordt geopend, wordt uitgevoerd om de struiklaag en kruidlaag meer ruimte te geven om zich te ontwikkelen. Hiervoor kunnen jaarlijks 25-75% van de kroonvormende bomen alsmede rode kornoelje (maar de rest van de struiklaag zo veel als mogelijk sparen) worden gedund. De bedoeling hiervan is een verrijking van de vegetatiestructuur en daarmee een



verdere verrijking bewerkstelligen van de kwaliteit van de hazelmuishabitat. Volgens het model kan kleinschalig cyclisch hakhoutbeheer het best uitgevoerd worden wanneer de vegetatie een leeftijd heeft van maximaal 7-10 jaar. Deze leeftijd leidt volgens het model tot de hoogste populatiegroottes van hazelmuis (figuur 3.5). Wanneer gewacht wordt totdat de vegetatie een leeftijd heeft van 15 jaar, raken habitats al eerder ongeschikt en neemt de populatiegrootte af. De schaal waarop dit mag worden uitgevoerd is jaarlijks 50-100% van het complete leefgebied aangezien enkel een deel van de kroonvormende vegetatie wordt verwijderd en hazelmuishabitat intact blijft. Het is dus beter om al eerder in het successieproces van de kroonvormers en rode kornoelje in te grijpen en dit mag op flinke schaal;

- Grootschalige verwijdering van schaduwvormers, waarbij 75-100% in de vegetatie in gebieden snel worden gekapt nadat deze ongeschikt zijn geraakt voor hazelmuizen, is een geschikt alternatief mits hier ook regelmaat in zit. Het kan worden ingezet om een uitgangssituatie te realiseren die met kleinschalig en cyclisch beheer kan worden onderhouden. Wanneer elk jaar op een cyclische wijze 3 gebieden van 3 cellen gekapt (=jaarlijks maximaal 9% van het gehele leefgebied) worden wanneer de vegetatie maximaal 8 jaar oud is, dan komt het model uit op de hoogste gemiddelde populatiegroottes (figuur 3.8). Het regelmatig kappen van kleinere stukken (3 aaneengesloten cellen) resulteert over het algemeen in hogere populatiegroottes dan het minder frequent kappen van grotere stukken. Minder regelmatig beheer leidt ertoe dat te veel habitat ongeschikt raakt. Samenvattend, het model laat zien dat bij een jaarlijkse kapbeheercyclus het kappen van meerdere, kleine aaneengesloten bosranden van maximaal 300 m lang in marginaal leefgebied resulteert in grotere hazelmuispopulaties dan het kappen van aaneengesloten bosranden die groter zijn dan 300 m;
- Een combinatie van cyclisch kleinschalig hakhoutbeheer en grootschalige verwijdering van schaduwvormers is ook zeker mogelijk en waarschijnlijk zelfs beter. Zo kan grootschalige verwijdering van schaduwvormers worden toegepast om 75-100% van de vegetatie in een bosrand te verwijderen waarna terugkerend kleinschalig hakhoutbeheer plaatsvindt. Zodoende wordt de periode tussen het grootschalige beheer, waarin de bosrand wel geschikt is voor de hazelmuis, verlengd door kleinschalig hakhoutbeheer. Ook vanuit een kostenoverweging kan een dergelijke combinatie de voorkeur hebben;
- Het is altijd raadzaam om maximaal circa 300 m te kappen zodat dispersie van hazelmuizen tussen de bosranddelen over het kaalgekapte deel mogelijk blijft.

4.3.2 Aanbeveling voor de uitvoering van cyclisch beheer

Het wordt aanbevolen om pilots uit te voeren met cyclisch bos(rand)beheer in hazelmuisleefgebied. De uitkomsten van het model dienen daarbij het uitgangspunt te vormen voor de aanpak van het beheer. De combinatie van kleinschalig hakhoutbeheer en de grootschalige verwijdering van schaduwvormers dient ook te worden meegenomen. Het zou raadzaam zijn om bosranden te kiezen waarvan bekend is dat ze door successie ongeschikt zijn geraakt maar dat hier wel hazelmuizen in de buurt voorkomen zodat natuurlijke kolonisatie via dispersie snel kan plaatsvinden. Een ander aandachtspunt is het onderzoeken van de optimale beheerfrequentie. Het kan namelijk zo zijn dat minder veelvuldig ingrijpen dan in de gemodelleerde kleinschalige hakhoutbeheersscenario's een meer gunstige balans geeft tussen de

mogelijke additionele sterfte door het ingrijpen en het positieve effect van het verhogen van de habitatgeschiktheid.

Ter toetsing van het beheereffect zou een before-after-control-impact (BACI) aanpak als methodiek geschikt zijn (Bennett & Adams 2004). Het is daarbij van belang dat een goede nulmeting wordt vastgelegd van de hazelmuisdichtheid in de betreffende bosranden vóór beheer wordt uitgevoerd. Voor wat betreft de locatiekeuze zou het verstandig zijn om bosranden aan de westkant van de Geul te selecteren om hier meer hazelmuisleefgebied te realiseren en de bestaande netwerkpopulaties (figuur 3.13) verder uit te breiden. Ook wordt aanbevolen om de percelen van het Platte Bos en het Kolmonderbos verder te vergroten en robuuste verbindingen met het Vijlenerbos te bewerkstellingen zodat de hazelmuis hier kan terugkeren en een duurzame populatie kan vormen.



5 LITERATUUR

- Amorij, T.H.L.S. (2023) Modelling optimal forest edge management for hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) populations in the Netherlands. MSc dissertatie, Radboud Universiteit, Nijmegen
- Bangura, B. (1988) Telemetrische Untersuchungen zur Biologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*). Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Nordrhein-Westfalen, Germany
- Bennett, L.T., M.A. Adams (2004) Assessment of ecological effects due to forest harvesting: approaches and statistical issues. *Journal of Applied Ecology* 41(4): 585–598
- Berg, L., Å. Berg (1999) Abundance and survival of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in a temporary shrub habitat: A trapping study. *Annales Zoologici Fennici* 36: 159–165
- Bieber, C., R. Juškaitis, C. Turbill, R. Ruf (2012) High survival during hibernation affects onset and timing of reproduction. *Oecologia* 169: 155–166
- BIJ12 (2019) Standaardkostprijs directe werkzaamheden natuur- en landschapsbeheer. Opgeroepen op 13 maart 2024 van: <https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2023/11/Standaardkostprijzen-Natuur-en-Landschap-2019-beheerjaar-2020.pdf>
- Bird, S., M. Ambrose, S. Tatman, S. Sanderson (2012) A comparison of demographic statistics between two populations of *Muscardinus avellanarius*, in the north of its UK range. *Peckiana* 8: 215–221
- Bright, P.W., P.A. Morris (1990) Habitat requirements of dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in Southwest England. *Biological Conservation* 54: 307–326
- Bright, P.W., P.A. Morris (1991) Ranging and nesting behaviour of the dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *Journal of Zoology* 224: 177–190
- Bright, P.W., P.A. Morris (1992) Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius*, in coppice-with-standards woodland. *Journal of Zoology* 226: 589–600
- Bright, P.W., P.A. Morris (1996) Why are dormice rare? A case study in conservation biology. *Mammal Review* 26: 157–187
- Bright, P.W., P.A. Morris, T. Mitchell-Jones (2006) The dormouse conservation handbook, 2nd edn. English Nature, Peterborough
- Bobbink, R., R.J. Bijlsma, P.W.F.M. Hommel, J.H.J. Schaminee, R.W. de Waal (2008) Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede

Bossenbroek, P.H. (1989) Floristische verarming in het Zuid-Limburgse hellingbos - een analyse. *Natuurhistorisch Maandblad* 78: 65–71

Büchner, S. (1998) Zur Ökologie der Haselmaus *Muscardinus avellanarius* (L.) in einer fragmentierten Landschaft der Oberlausitz. Martin-Luther-Universität, Halle/Saale, Sachsen-Anhalt, Germany

Büchner, S. (2008) Dispersal of common dormice *Muscardinus avellanarius* in a habitat mosaic. *Acta Theriologica* 53: 259–262

Büchner, S., M. Stubbe, D. Striese (2003) Breeding and biological data for the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in Eastern Saxony (Germany). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49: 19–26

Buckley, P. (2020) Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research* 25: 125–133

Catzefflis, F. (1984) Etude d'une population de muscardins (*Muscardinus avellanarius*) lors du repos journalier (Mammalia, Gliridae). *Revue suisse de zoologie* 91: 851–860

Chanin, P., L. Gubert (2012) Common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) movements in a landscape fragmented by roads. *Lutra* 55: 3–15

Cortenraad, J., T. Mulder (1989) De achteruitgang van een aantal Zuid-Limburgse bosplanten nader beschouwd. *Natuurhistorisch Maandblad* 78: 80–85

Dorenbosch, M., R. Krekels, S. van de Koppel & R. Reijerse (2013a) Het Bosranden Econet. Ecologisch netwerk voor de hazelmuis in de Drielandenregio. *Natuurbalans – Limes Divergens* BV, Nijmegen

Dorenbosch, M., J. Ramakers, R. Foppen (2013b) Habitatvoorkeur van de hazelmuis in Zuid-Limburg in relatie tot effecten van bosrandenbeheer. *Natuurbalans – Limes Divergens* BV, Nijmegen & Zoogdierverseniging Nijmegen

Duma, I. (2007) Distribution of *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758) (Mammalia: Rodentia: Gliridae) in the southwestern Romania with notes on the breeding and biology of the species. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"* 50: 395–403

Eden, S.M. (2009) Living with dormice. The common dormouse: real rodent or phantom of the ancient world. Papadakis Publisher, Berkshire

Eden, S.M., R.M.G. Eden (2001) The dormouse in Dorset: A reappraisal of dormouse ecology. *Dorset Natural History & Archaeological Society Proceedings* 123:75–94



Ewers, R.M., R.K. Didham (2008) Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. PNAS 105: 5426–5429

Foppen, R.P.B., W. Nieuwenhuizen (1997) Probleemanalyse ten behoeve van het soortbeschermingsplan hazelmuis *Muscardinus avellanarius*. Rapportnummer 323. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen

Foppen, R.P.B., R. Haverman, J.H.J. Schaminée, N.A.C. Smits (1999) Achter de bramen; een vegetatiekundige beschrijving van het leefgebied van de hazelmuis *Muscardinus avellanarius* met aanbevelingen voor het beheer. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen

Foppen, R.P.B., L.S.G.M. Verheggen, M. Boonman (2002) Biology, status and conservation of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Netherlands. Lutra 45: 147–154

Goodwin, C.E.D., D.J. Hodgson, S. Bailey, J. Bennie, R.A. McDonald (2018) Habitat preferences of hazel dormice *Muscardinus avellanarius* and the effects of tree-felling on their movement. Forest Ecology and Management 427: 190–199

Gubert, L., F. Mathews, R. McDonald, R.J. Wilson, R.P.B. Foppen, P. Lemmers, M. La Haye, J. Bennie (2023) Using high-resolution LiDAR-derived canopy structure and topography to characterise hibernaculum locations of the hazel dormouse. Oecologia 202: 641–653

Hobbs, R.J., J.A. Harris (2001) Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. Restoration Ecology 9: 239–246

Holling, C.S., D.W. Schindler, B.W. Walker, J. Roughgarden (1995) Biodiversity in the functioning of ecosystems: An ecological synthesis. In: Perrings C, Maler K, Folke C, et al. (red.) Biodiversity Loss. Cambridge University Press, Cambridge, pp 44–83

Hommel, P.W.F.M., R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichorn, J. den Ouden, R.W. de Waal, M.F. Wallis de Vries (2010) Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg: Resultaten eerste onderzoeksfase. Alterra, Wageningen

Istrate, P. (2005) Remarks on the habitat of the *Muscardinus avellanarius*, Linnaeus 1758 in the Târnava Plateau (Transylvania, Romania). Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research 2: 173–182

Jansen, J.C.G.M., W. van de Weteringh (1983) Dat ging over zijn hout. Overmatig gebruik van bossen in het zuiden van Limburg van de hoge middeleeuwen tot in de 20e eeuw. Stud over sociaaleconomische Geschiedenis van Limburg/jaarboek van het Soc Hist Cent voor Limbg 28: 19–63

Juškaitis, R. (1994) The structure and dynamics of common dormouse (*Muscardinus avellanarius* L.) populations in Lithuania. Hystrix, Italian Journal of Mammalogy 6: 273–279

-
- Juškaitis, R. (1997a) Breeding of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius* L.) in Lithuania. *Natura Croatica* 6: 189–197
- Juškaitis, R. (1997b) Ranging and movement of the common dormouse *Muscardinus avellanarius* in Lithuania. *Acta Theriologica* 42: 113–122
- Juškaitis, R. (2005) The influence of high nestbox density on the common dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Acta Theriologica* 50: 43–50
- Juškaitis, R. (2006) Nestbox grids in population studies of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius* L.): Methodological aspects. *Polish Journal of Ecology* 54: 351–358
- Juškaitis, R. (2007a) Feeding by the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*): a review. *Acta Zoologica Lituanica* 17: 151–159
- Juškaitis, R. (2007b) Habitat selection in the common dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) in Lithuania. *Baltic Forestry* 13: 89–95
- Juškaitis R. (2008a) The common dormouse *Muscardinus avellanarius*: ecology, population structure and dynamics. Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius
- Juškaitis, R. (2008b) Long-term common dormouse monitoring: effects of forest management on abundance. *Biodiversity & Conservation* 17: 3559–3565
- Juškaitis, R. (2014) Summer mortality in the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and its effect on population dynamics. *Acta Theriologica* 59: 311–316
- Juškaitis, R. (2020) Hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in a regenerating clearing: the effects of clear-felling and regrowth thinning on long-term abundance dynamics. *European Journal of Wildlife Research* 66(48): 1–8
- Juškaitis, R., L. Balčiauskas, L. Baltrūnaitė, V. Augutė (2015) Dormouse (Gliridae) populations on the northern periphery of their distributional ranges: A review. *Folia Zoologica* 64: 302–309
- Juškaitis, R., L. Baltrūnaitė, N. Kitrytė (2016) Feeding in an unpredictable environment: Yearly variations in the diet of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Mammal Research* 61: 367–372
- Juškaitis, R., S. Büchner (2012) The hazel dormouse: *Muscardinus avellanarius*. Westarp Wissenschaftenverlagsgesellschaft, Hohenwarsleben, Saxony-Anhalt, Germany
- Kahmann, H., O. von Frisch (1950) Zur Ökologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) in den Alpen. *Zoologische Jahrbücher* 78: 531–546



Keckel, M.R., S. Büchner, H. Ansorge (2012) Does the occurrence of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in East-Saxony (Germany) dependent on habitat isolation and size? Peckiana 8: 57–60

Likhachev, G.N. (1966) Breeding of the common dormouse in the southern part of the Moscow region. Byulleten' Moskovskogo Obs Ispyt Prir Otd Biol 71: 32–42 (in Russisch)

Lemmers, P., R. Krekels, D. Bekker, M. La Haye & R. Foppen (2019) Evaluatie van Herstelplan voor de hazelmuis in het Drielandenpark (2013) & Actieplan hazelmuis 2019-2021. Rapportnummer 18-136. Natuurbalans - Limes Divergens & Zoogdiervereniging, Nijmegen

Lemmers, P., Q.J. Wiegerink, R. Krekels, J.J.F. Verhees, M. La Haye & R.P.B. Foppen (2021) Effectmeting van de verbindingzones voor hazelmuis. Inventarisatie van hazelmuisverspreiding en kwaliteit & knelpunten van leefgebieden in 2019. Natuurbalans - Limes Divergens BV / Zoogdiervereniging, Nijmegen

Lemmers, P., T. van der Putten, L. Vonk, R. Krekels, G. Müskens, D.L. Bekker, M. La Haye & R.P.B. Foppen (2022) Zenderonderzoek hazelmuis 2018-2019. Onderzoek naar najaarsactiviteit en winterverblijfplaatsen. Natuurbalans - Limes Divergens BV / Zoogdiervereniging, Nijmegen

Lemmers, P., Q.J. Wiegerinck, J.J.F. Verhees, R. Krekels, M. La Haye, R.P.B. Foppen (2024) Het verspreidingsbeeld en leefgebiedbeoordeling van de Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) geactualiseerd: Kansen voor verder herstel. Natuurhistorisch Maandblad 113(10): 281–288

Lozan, M.N. (1970) Rodents of Moldavia, vol. 1. Redaktsionno-izdatel'skii Otd Akad Nauk Mold SSR, Kishinev (in Russisch)

Magura, T., B. Tóthmérész, T. Molnár (2001) Forest edge and diversity: Carabids along forest-grassland transects. Biodiversity & Conservation 10: 287–300

Mortelliti, A., G. Sozio, D.A. Driscoll, L. Bani, L. Boitani, D.B. Lindenmayer (2014) Population and individual-scale responses to patch size, isolation and quality in the hazel dormouse. Ecosphere 5: 1–21

Panchetti, F., G.M. Carpaneto (2005) Reproductive biology of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in a coastal evergreen scrub forest of central Italy. In: 6th International Conference on Dormice (Gliridae), Siedlce, pp 20–24

Panchetti, F., G.M. Carpaneto, S. Imperio, E. Maurizi (2005) Space use, daily activity and foraging behaviour of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in a mediterranean heterogeneous environment of central Italy. In: 6th International Conference on Dormice (Gliridae), Siedlce, p24

Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen, J.G.M. van der Graft (2002) LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra, Wageningen

Pickett, S.T.A., J.N. Thompson (1978) Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27–37

Provincie Limburg (2017) Natura 2000 Gebiedsanalyse voor de programmatische aanpak stikstof (PAS) Geuldal (157)

R Core Team (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wenen

Ramakers, J.J.C., M. Dorenbosch, R.P.B. Foppen (2014) Surviving on the edge: A conservation-oriented habitat analysis and forest edge manipulation for the hazel dormouse in the Netherlands. *European Journal of Wildlife Research* 60: 927–931

Richards, C.G.J., A.C. White, E. Hurrell, F.E.F. Price (1984) The food of the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in South Devon. *Mammal Review* 14: 19–28

Sara, M., G. Casamento, A. Spinato (2001) Density and breeding of *Muscardinus avellanarius* L. 1758 in woodlands of Sicily. *Trakya University Journal of Scientific Research* 2: 85–93

Schulze, W. (1970) Beiträge zum Vorkommen und zur Biologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius* L.) und des Siebenschlafers (*Glis glis* L.) im Südharz. *Hercynia* 7: 355–371

Schulze, W. (1973) Untersuchungen zur Biologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius* L.) im Südharz. *Arch für Naturschutz und Landschaftsforsch* 13: 107–121

Schulze, W. (1987) Zur Mobilität der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius* L.) im Südharz. *Säugetierkundliche Informationen* 11: 485–488

Shugart, H.H., D.C. West (1981) Long-term dynamics of forest ecosystems: computer simulation models, which allow for numerous seedlings and the long lives of large trees, predict how forests will respond to different management techniques. *American Scientist* 69: 647–652

Sozio, G., F. Iannarilli, I. Melcore, M. Boschetti, D. Fipaldini, M. Luciani, D. Roviani, A. Schiavano, A. Mortelliti (2016) Forest management affects individual and population parameters of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Mammalian Biology* 81: 96–103

Trout, R.C., S.E. Brooks, P. Rudlin, J. Neil (2012) The effects of restoring a conifer plantation on an ancient woodland site (PAWS) in the UK on the habitat and local population of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*). *European Journal of Wildlife Research* 58: 635–643

Van Norren, E., J. Dekker, H. Limpens (2020) Basisrapport Rode Lijst Zoogdieren 2020 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. Zoogdierverseniging, Nijmegen

Verbeylen, G., A. Mouton, G. Driessens, G. Nijs, R. Pulles, W. van Mourik, I. Vanseuninghen, D. Verbelen (2016) Populatieonderzoek naar de hazelmuis in de Voerstreek. *Levende Natuur* 117: 16–21



Verboom, J. P.C. Luttikhuisen, J.T.R. Kalkhoven (1997) Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. IBN-rapport 259, IBN-DLO, Wageningen

Verboom, J., R.P.B. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam, P. Luttikhuisen (2001) Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: An example for marshland birds. *Biological Conservation* 100: 98–101

Van Westreenen, F.S. (1989) De Zuid-Limburgse bossen; jong bos of oude stobben? Een boshistorisch overzicht vanaf 1800. *Natuurhistorisch Maandblad* 78: 48–54

Verheggen, L.S.G.M., R.P.B. Foppen, L. Soldaat, B. Daemen (2004) Meetnet monitoring hazelmuis. VZZ Arnhem/CBS, Voorburg

Verheggen, L.S.G.M., M. Boonman (2006) Actieplan Hazelmuis Limburg 2006-2010. Bureau Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen / Zoogdiervereniging VZZ, Arnhem

Vilhelmsen, H. (2003) Status of dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Denmark. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49: 139–145

Willmer, J.N.G., T. Püttker, J.A. Prevedello (2022) Global impacts of edge effects on species richness. *Biological Conservation* 272: 109654

BIJLAGE 1 R-SCRIPT INDIVIDU-GEBASEERDE POPULATIEMODEL (IBM)

Hieronder is de R-code opgenomen van het door Amorij (2023) ontwikkelde Individual Based Model (IBM) dat is gebruikt voor het vinden van optimale beheersscenario's in relatie tot populatielatiegroottes van de hazelmuis. Meer informatie over de ontwikkeling en aannames is opgenomen in hoofdstuk 2 van deze rapportage.

```
#####  
# Hazel dormouse simulation #  
#####  
  
# Introduction -----  
  
# The hazel dormouse is a hibernating dormouse species which occurs all over Europe. It lives in the forest edge and in  
low densities in the actual forest.  
# This species is listed as threatened on the red list of the Netherlands. Forest edges normally succeed into forest. But  
because of the required protection and facilitation of the hazel dormouse, the edges of the forest must be (moderately)  
disturbed to keep the forest edge in its pioneer stage. So far, this has been done by small scale coppice and larger scale  
forest cuttings. However, optimal management of the forest edge has yet to be determined.  
#The goal of this simulation is to understand the processes, which take place in the forest edge, and find the optimal  
management strategies necessary facilitating the hazel dormouse.  
  
# Data & Method -----  
  
# Data Gathering ####  
  
# Multiple studies have been done on the effect of the different management strategies on the hazel dormouse  
population. This information can be used to model the effect of the management types.  
# Literature searches and expert estimates of Ruud Foppen and the mammal society of the Netherlands will be used to  
fill in the required assumptions.  
  
# Model ####  
  
# The simulation will consist of 2 parts.  
# One that is used to model the succession of the forest edge. This will be a matrix transition model of the forest  
succession and the suitability as habitat for the hazel dormouse. It might not be necessary to model the succession  
extensively, an optimum curve of the suitability over time could be enough to provide the necessary information.  
  
# The second model is an individual based model of each reproducing female in the dormouse population. The  
population density of this species is on average one female per 100m of forest edge.  
# for this model we need information about the reproduction rates, survival rates and dispersion rates of the hazel  
dormouse, particularly females.  
  
# The timestep for both models will be one year.  
#####  
  
# required stuff for script  
rm(list=ls()) # clears workspace  
  
#packages  
library(stringr)  
library(magrittr)  
  
# Model Functions -----  
  
# Functions for forest management -----  
# Calculate the suitability based on the time since management  
habitatSuitability <- function(areaList) { # Return suitability when age is put in  
  returnValue(exp(-1*((areaList-7)^2/(2*2.5^2))))  
}
```



```
# Management of forest
coppiceManagement <- function(areaList, minAge, maxAge, numberAreas, setBack) {
#####
# Coppice management -> keep vegetation around peak
# no 'length' because small parts can be tended to
# 1. create DF with cell number and age
# 2. all cells which are under min or over max -> NA
# 3. manage specified number of cells and return new areaList
#####
coppiceList <- data.frame(cell = 1:length(areaList), age = areaList)
coppiceList$age[coppiceList$age < minAge |
coppiceList$age > maxAge] = NA
coppiceList <- coppiceList[order(coppiceList$age, decreasing = T, na.last = NA), ] # Oldest first
if (length(coppiceList$age) == 0) return(areaList)
if (length(coppiceList$age) > numberAreas) coppiceList <- coppiceList[1:numberAreas,]

if (setBack < 0) {coppiceList$age = coppiceList$age + setBack}
if (setBack >= 0) {coppiceList$age = setBack}
areaList[coppiceList$cell] <- coppiceList$age
return(areaList)
}

fellingManagement = function(areaList, maxNumber, maxLength, minAge, setBack = 0) {
#####
# Felling management -> set back to 0 (or specified number)
# 1. iterate over all possible felling areas and calculate highest age sum
# 2. Manage areas with highest age
# 3. Repeat if maxNumber > 1
#####
areaLength = length(areaList) # length
areaLoop = (2-maxLength):areaLength # number sequence

# Create matrix to save the areas and summed age
areaManagement <- matrix(NA,nrow = areaLength+maxLength-1,
ncol = maxLength+1)

for (i in 1:length(areaManagement[,1])) { # calculate sum of vegetation ages
# Fill matrix with cell numbers and replace non existent cells with NA
areaManagement[i,1:maxLength] <- areaLoop[i:(i+maxLength-1)]
areaManagement[i,which(areaManagement[i,1:maxLength] < 1 |
areaManagement[i,1:maxLength] > areaLength)] = NA

# Calculate vegetation sums for areas which meet the requirements
if (all(areaList[areaManagement[i,1:maxLength]] >= minAge, na.rm = T)) { # calculate sum or insert 0
areaManagement[i, maxLength+1] = sum(areaList[areaManagement[i,1:maxLength]], na.rm = T)
} else {areaManagement[i, maxLength+1] = 0}
}

if (!all(areaManagement[, maxLength+1] == 0)) { # Check if any area meets the requirements -> if not, skip code
areaManaged <- areaManagement[order(areaManagement[,maxLength+1],decreasing=T),] # sort
areaList[areaManaged[1,1:maxLength]] = setBack # manage oldest

if (maxNumber > 1) { # If more areas can be managed, steps are repeated here
managedCounter = 1
while (managedCounter < maxNumber) {
for (i in 1:length(areaManagement[,1])) { # calculate sum of vegetation ages
if (all(areaList[areaManagement[i,1:maxLength]] >= minAge, na.rm = T)) {
areaManagement[i, maxLength+1] = sum(areaList[areaManagement[i,1:maxLength]], na.rm = T)
} else {areaManagement[i, maxLength+1] = 0}
}

if (!all(areaManagement[, maxLength+1] == 0)) { # checks if any meet requirements
areaManaged <- areaManagement[order(areaManagement[,maxLength+1],decreasing=T),]
areaList[areaManaged[1,1:maxLength]] = setBack
managedCounter = managedCounter + 1
} else {break}}}}
return(areaList)
```

```
}
```

```
# Finding the best suitable area for extensive management
optimalAreaFinder = function(areaList, optimalAge, lengthBestArea, rSample = T) {
#####
# Optimal area -> Find area(s) with the most suitable vegetation (ages)
# 1. List all area combinations
# 2. Keep all combinations with length of lengthBestArea
# 3. calculate which combination has a mean closest to 7 (optimum)
# 4. If rSample == T, keep only one area else return all possible starting points
#####
if (length(areaList) == lengthBestArea) {return(1:length(areaList))}
areaSort = numeric(length(areaList))
# Calculate mean distance between vegetation ages and optimum
for (i in 1:length(areaList)) {
area = areaList[(i+lengthBestArea-1)]
if (all(is.na(area)) == F) {
areaSort[i] = mean(abs(optimalAge-area))
} else {areaSort[i] = NA}
}
# select area
start = which(areaSort == max(areaSort, na.rm = T))
if (length(start) > 1 & rSample) {start = sample(start, 1)}
return(start:(start+lengthBestArea-1))
if (length(start) == 1) {return(start:(start+lengthBestArea-1))}
} else {return(start)}
}
```

```
# Functions for dormouse population model ----
```

```
# Survival
```

```
seasonSurvival <- function(popList, survivalBetaJuv1, survivalBetaJuv2, survivalBetaAd1, survivalBetaAd2, aging = F,
diedDuring = F, season = NA) {
```

```
#####
```

```
# Seasonal survival -> check if any alive individual survives the season
```

```
# 1. Determine survival probability for the season
```

```
# 2. Determine survival for all alive individuals
```

```
# 3. If the individual died, add the season to diedDuring
```

```
# 4. If ageing == T -> age individual 1 year
```

```
# 5. Output new list of the individuals
```

```
#####
```

```
# create smaller dataframe
```

```
survList <- data.frame(age = popList$age[popList$alive == 1]) # age for juvenile or adult
```

```
# generates stochastic survival probability for season with mean and SD
```

```
seasonalsurvProbAd = rbeta(1, survivalBetaAd1, survivalBetaAd2)
```

```
seasonalsurvProbJuv = rbeta(1, survivalBetaJuv1, survivalBetaJuv2)
```

```
# determine survival for every living individual (0,1)
```

```
survList$survival <- sapply(survList$age, function(x) ifelse(x == 0,
```

```
sample(c(1,0), 1, prob = c(seasonalsurvProbJuv,
```

```
1-seasonalsurvProbJuv)),
```

```
sample(c(1,0), 1, prob = c(seasonalsurvProbAd,
```

```
1-seasonalsurvProbAd))
```

```
))
```

```
# Note season for individuals which died
```

```
if (diedDuring) {popList$diedDuring[popList$alive == 1] <- ifelse(survList$survival != popList[popList$alive == 1, ]$alive,
season, NA)}
```

```
# Age individuals when (aging = T)
```

```
if (aging) popList$age[popList$alive == 1] = popList$age[popList$alive == 1] + survList$survival
```

```
# let individuals die
```

```
popList$alive[popList$alive==1] <- survList$survival
```

```
#output of new population list
```



```
return(popList)
}

# Check for alive individuals
individualsLeft <- function(popList, extinctVar = extinct, print = F, currentYear = year) {
  # Separated for flexibility
  # Checks if any individuals are left. If not -> model stops (code in simulation)
  if (length(popList$alive[popList$alive == 1]) == 0) {
    extinctVar = 1
    if (print) print(sprintf("dormouse extinct in year %i", currentYear))
  } else {extinctVar = 0}
  return(extinctVar)
}

# Dispersal
dispersal <- function(popList, areaLength = 100, areaSuitability, suitabilityThreshold,
  maxDistanceAd, maxDistanceJuv, juvenileAge,
  juvenilesDisperseFirst = T, juvenilesForceDisperse = T) {
  #####
  # Dispersal -> Move individuals to more suitable habitat if reachable
  # 1. Population list is shortened
  # Calculate dispersal chance based on habitat suitability
  # 2. For each individual dispersal is determined
  # 3. Juvenile animals are forced to move at least one space.
  # 4. For each individual direction is chosen at random and movement is started.
  # 5. Movement stops when a 0 is drawn with dispersal chance, an empty area surpassing the quality threshold is
  reached or movement is more than # cells.
  # 6. If juveniles disperse first, DF order is returned to normal
  # 7. Areas are changed in popList and popList is returned
  #####

  # For each individual (old->young or young->old) dispersal is determined and then the direction is chosen.
  popListAlive <- popList[popList$alive == 1, c("age", "area")] # Smaller data frame is quicker
  popListAlive$rank <- 1:length(popListAlive$age) # For sorting
  if (juvenilesDisperseFirst) popListAlive <- popListAlive[order(popListAlive$rank, decreasing = T),]

  # Area checks
  areaDispersalChance <- (1 - areaSuitability)/2 + .5 # Area dispersal chance is calculated
  suitableAreas <- which(areaSuitability >= suitabilityThreshold) # Filter good quality habitat

  for (individual in 1:length(popListAlive$area)) { # Determine dispersal for every alive individual
    indv = unlist(popListAlive[individual,]) # Stats for individual
    maxDistance <- ifelse(indv[1] <= juvenileAge, maxDistanceJuv, maxDistanceAd)
    areaOccupancy <- suitableAreas[!(suitableAreas %in% popListAlive$area)] # Recheck if suitable areas are occupied

    if ((juvenilesForceDisperse && maxDistance == maxDistanceJuv) |
      areaDispersalChance[indv[2]] == 1) { dispersal = 1
    } else {dispersal = sample(c(1,0), 1, prob = c(areaDispersalChance[indv[2]],
      1-areaDispersalChance[indv[2]]))
    }# Determine if dispersion will happen

    if (dispersal == 0) next # Skip when dispersal is not happening
    dispersalDistance = 1
    direction = sample(c(1,-1), 1) # Direction

    while(dispersal == 1 && dispersalDistance <= maxDistance) {
      indv[2] <- indv[2] + direction
      if (indv[2] > areaLength) {indv[2] <- indv[2] - areaLength}
      if (indv[2] < 1) {indv[2] <- indv[2] + areaLength}

      if (indv[2] %in% areaOccupancy) break # stop

      if (areaDispersalChance[indv[2]] == 1) {dispersal = 1
    } else {dispersal = sample(c(1,0), 1, prob = c(areaDispersalChance[indv[2]],
      1-areaDispersalChance[indv[2]]))
    }# Determine if dispersion will happen
```

```

dispersalDistance = dispersalDistance + 1
}
popListAlive$area[individual] <- indiv[2]
}

# If juvFirst = T -> return rank to normal
if (juvenilesDisperseFirst) popListAlive <- popListAlive[order(popListAlive$rank, decreasing = F),]

# Change areas in popList and return popList
popList$area[popList$alive == 1] <- popListAlive$area
return(popList)
}

# Breeding
breeding <- function(popList, areaLength = 100, areaSuitability, carryingCapacity, breedingCapacity, breedingMeanAd,
breedingSDAd, clutchMean, clutchSD, youngCanBreed = F, breedingMeanJuv = NA, breedingSDJuv = NA, discardMales =
T) {
  # Breeding -> reproduction per individual if possible:
  # 1. Breeding probability is determined for the year
  # 2. Density and carrying capacity are calculated for each cell
  # 3. Breeding is determined for each individual
  # 4. Clutch sizes are determined
  # 5. If carrying cap and breeding cap are not surpassed, breeding can happen, otherwise breeding individuals are
  removed from list
  # 6. Newborn individuals are added to the popList

  # Breeding happens from oldest -> youngest because these are established individuals (for the opposite, see dispersal
  for a solution)
  #####
  # Determine breeding probability for this year
  breedingProbAd = rnorm(1, breedingMeanAd, breedingSDAd)
  if (breedingProbAd > 1) breedingProbAd = 1
  if (breedingProbAd < 0) breedingProbAd = 0
  if (youngCanBreed) {
    breedingProbJuv = rnorm(1, breedingMeanJuv, breedingSDJuv)
    if (breedingProbJuv > 1) breedingProbJuv = 1
    if (breedingProbJuv < 0) breedingProbJuv = 0
  }

  # Carrying capacity and density are determined
  breedingList <- popList[popList$alive == 1, c("age", "area")] # Smaller data frame for efficiency
  breedingAreas <- rep(0, areaLength)
  areaCarryingCapacity = areaSuitability*carryingCapacity
  areaAbundance <- numeric(areaLength)
  for (area in breedingList$area) {
    areaAbundance[area] <- areaAbundance[area]+1
  }

  # Determine breeding for every individual
  breedingList$breeding = sample(c(T,F), length(breedingList$age), replace = T, prob = c(breedingProbAd, 1-
  breedingProbAd))
  if (youngCanBreed) { # If young can breed, correct breedingProbability for juveniles
    breedingList[breedingList$age == 0, ]$breeding = sample(c(T,F),
    length(breedingList[breedingList$age == 0, ]$age),
    replace = T, prob = c(breedingProbJuv, 1-breedingProbJuv))
    breedingList <- breedingList[breedingList$breeding == T, ] # Remove non-breeding individuals
  } else {breedingList <- breedingList[breedingList$age > 0 & breedingList$breeding == T, ]} # If not, remove juveniles and
  non-breeding adults from breedingList

  if (length(breedingList$age) > 0) { # If any individual can breed
    # Determine clutch sizes
    clutchSizes <- round(rnorm(length(breedingList$age)*2+10, clutchMean, clutchSD))
    clutchSizes <- clutchSizes[clutchSizes>0]
    if (discardMales) {clutchSizes <- sapply(clutchSizes, function(x)
    length(which(sample(c("M", "F"), x, replace = T) == "F")))}
    clutchSizes <- clutchSizes[clutchSizes>0]}
  }
}

```



```
# If breedingCap & CCap are not reached yet, breeding can be started
for (individual in 1:length(breedingList$age)) {
  if (breedingAreas[breedingList$area[individual]] < breedingCapacity &
      areaAbundance[breedingList$area[individual]] < areaCarryingCapacity[breedingList$area[individual]]) {
    breedingAreas[breedingList$area[individual]] <- breedingAreas[breedingList$area[individual]]+1
    areaAbundance[breedingList$area[individual]] <-
    areaAbundance[breedingList$area[individual]]+clutchSizes[individual]
  } else {breedingList[individual,] = NA
    clutchSizes[individual] = NA}}

# Create data frame for newborn individuals
breedingList <- breedingList[!is.na(breedingList$age),] # Remove non-breeders
if (length(breedingList$age) > 0) {
  clutchSizes <- clutchSizes[!is.na(clutchSizes)] # Update clutchSizes
  clutchSizes <- clutchSizes[1:length(breedingList$age)]
  totalNewborn = sum(clutchSizes)
  newBorn <- data.frame(alive = rep(1, totalNewborn), # Data frame with all the newborn individuals
    age = rep(0, totalNewborn),
    area = rep(breedingList$area, times = clutchSizes))
  popList <- rbind(popList, newBorn)} # Combine
return(popList)
}

# end of function list ----

# Scenarios #####
# In this script the sensitivity of all parameters with mean/SD are tested.

# variables that can be varied
# vitalRatesMean = c('clutchSizeMean', 'earlyBreedingProb', 'lateBreedingProb', 'juvLateBreedingProb',
# 'adSummerSurvivalProb', 'adWinterSurvivalProb', 'juvSummerSurvivalProb', 'juvWinterSurvivalProb')
# vitalRatesSD = c('clutchSizeSD', 'earlyBreedingSD', 'lateBreedingSD', 'juvLateBreedingSD', 'adSummerSurvivalSD',
# 'adWinterSurvivalSD', 'juvSummerSurvivalSD', 'juvWinterSurvivalSD')
# otherRates = c('NO', 'carryingCapArea', 'maxNumberOfBreedingFemales', 'suitabilityThreshold',
# 'extraDispersalChanceCC', 'dispersalMaxDistanceJuv', 'dispersalMaxDistanceAd')

# variables that will be varied
#vitalRatesMean = c('clutchSizeMean', 'earlyBreedingProb', 'lateBreedingProb', 'juvLateBreedingProb')
#vitalRatesSD = c('clutchSizeSD', 'earlyBreedingSD', 'lateBreedingSD', 'juvLateBreedingSD')
#otherRates = c('NO', 'carryingCapArea', 'maxNumberOfBreedingFemales', 'suitabilityThreshold',
# 'extraDispersalChanceCC', 'dispersalMaxDistanceJuv', 'dispersalMaxDistanceAd')

# vector to keep track of all the variables
#parameterLength = length(vitalRatesMean)*2
parameterLength = 1

# Simulations
#####
##
#runtime = proc.time()
for (parameter in 1:(parameterLength)) {
  # Parameter variables -----
  vars = data.frame(
    # Runtime etc.
    tMax=40, # runtime in years
    numberRepetitionsForest = 10000, # number of different forest management simulations
    numberRepetitionsPopulation = 1, # number of population repetitions

    # Forest model #####
    forestSize = 100, # Number of cells in forest
    maxSuitability = 7, # Age of max suitability

    extManage = F, # Does extensive management take place?
```

```

bestAreaLength = 35, # Part of the forest which is most suitable at the start
extMinAgeVegetation = 10, # Min vegetation age before extensive management happens
extMaxAgeVegetation = 15, # Max age after which extensive management is not possible
extMaxNumberAreas = 7, # Number of areas managed every time (1/5 of best)
extManagement = 5, # Set back to vegetation age #

intManage = F, # Does intensive management take place?
fellingInterval = 5, # Interval between intensive management in years
intMinAgeVegetation = 15,
intMaxNumberAreas = 1, # Max number of areas managed intensively
intMaxLengthAreas = 1, # Max length of areas managed intensively
intManagement = 0, # Set back to vegetation age #

# Dormouse population model #####
N0 = 50, # Starting number of individuals
carryingCapArea = 30, # No info on carrying capacity in literature but seems to play a role in less suitable areas

# breeding
clutchSizeMean = 4, # Both male and female, males are discarded in model
clutchSizeSD = 1,
maxNumberOfBreedingFemales = 1,
earlyBreedingProb = .15, #or .15?
earlyBreedingSD = .1,
lateBreedingProb = .6, # or .6
lateBreedingSD = .1,
juvLateBreedingProb = .1, # expert judgement Ruud & Pim
juvLateBreedingSD = .1,

# survival
adSummerSurvivalBeta1 = 7.7,
adSummerSurvivalBeta2 = 3.3,
adWinterSurvivalBeta1 = 6.6,
adWinterSurvivalBeta2 = 2.2,
juvSummerSurvivalBeta1 = 3.5,
juvSummerSurvivalBeta2 = 2,
juvWinterSurvivalBeta1 = 3.5,
juvWinterSurvivalBeta2 = 2,

# dispersal
juvenileDispersalAge = 1,
suitabilityThreshold = 0.726149, # if habitat is very suitable, dormice stay if empty
extraDispersalChanceCC = .5,
dispersalMaxDistanceJuv = 15, # Foppen & Lemmers (lit ref?)
dispersalMaxDistanceAd = 3)

#####
#Parameter changes according to scenario
vars$extManage = T
vars$intManage = T
#####

# Population statistics list
stats <- list(
  popSize = matrix(NA, nrow = vars$tMax+1, ncol = vars$numberRepetitionsForest*vars$numberRepetitionsPopulation),
  numberOccupied = matrix(NA, nrow = vars$tMax+1, ncol =
vars$numberRepetitionsForest*vars$numberRepetitionsPopulation),
  # ageMean = matrix(NA, nrow = vars$tMax+1, ncol =
vars$numberRepetitionsForest*vars$numberRepetitionsPopulation),
  # ageMax = matrix(NA, nrow = vars$tMax+1, ncol =
vars$numberRepetitionsForest*vars$numberRepetitionsPopulation),
  areaAge = matrix(NA, nrow = vars$forestSize, ncol =
vars$numberRepetitionsForest*vars$numberRepetitionsPopulation)
)

simulationCounter = 0
for (repetitionForest in 1:vars$numberRepetitionsForest) {

```



```
#####  
# Initialising model #  
#####  
  
# Forest edge modelling -----  
# Initial forest edge  
forestEdge<-array(NA, dim = c(vars$forestSize, vars$stMax+1, 3)) # Create array; 1 for the quality, 1 for time since  
management, 1 for density)  
forestEdge[,1,1]<-sample(0:10, vars$forestSize, replace = T) # Fill starting year with random sample of years  
forestEdge[,1,2]<-habitatSuitability(forestEdge[,1,1]) # Fill in habitat quality corresponding to starting year  
forestEdge[,1,3]<-0 # Set N individuals in area to 0  
  
# determine best area  
optimalArea <- optimalAreaFinder(areaList = forestEdge[,1,1],  
optimalAge = vars$maxSuitability,  
lengthBestArea = vars$bestAreaLength,  
rSample = T)  
  
# For loop to simulate time step ####  
for (year in 1:vars$stMax) {  
  forestEdge[,year+1,1]<-forestEdge[,year,1]+1  
  if (vars$extManage) { # Extensive management of optimal areas  
    forestEdge[optimalArea,year+1,1] <- coppiceManagement(areaList = forestEdge[optimalArea,year+1,1],  
    minAge = vars$extMinAgeVegetation,  
    maxAge = vars$extMaxAgeVegetation,  
    numberAreas = vars$extMaxNumberAreas,  
    setBack = vars$extManagement)}  
  if (year/vars$fellingInterval == round(year/vars$fellingInterval) & vars$intManage) { # Interval felling  
    forestEdge[,year+1,1] <- fellingManagement(areaList = forestEdge[,year+1,1],  
    maxNumber = vars$intMaxNumberAreas,  
    maxLength = vars$intMaxLengthAreas,  
    minAge = vars$intMinAgeVegetation,  
    setBack = vars$intManagement)}  
  
  # Calculate forestEdge suitability  
  forestEdge[,year+1,2]<-habitatSuitability(forestEdge[,year+1,1])  
}  
stats$areaAge[,simulationCounter] = forestEdge[,41,1] # Check forest ages  
  
# Hazel dormouse population simulation -----  
  
# Simulation repeat for loop  
for (repetitionPop in 1:vars$numberRepetitionsPopulation) {  
  simulationCounter = simulationCounter+1  
  extinct = 0  
  forestEdge[,3]<-0  
  
  # Population model initialisation  
  individuals <- data.frame(alive = rep(1,vars$N0), # Alive (y/n)  
  age = rep(1,vars$N0),  
  area = sample(seq(vars$forestSize), vars$N0, replace = F) # Location of dormouse  
  # yearBorn = rep(0, vars$N0), # Birth year  
  # parentAge = rep(NA, vars$N0), # Registers parents age  
  # bredInYear = rep(0,N0), # For 2nd breeding attempt?  
  # bredInCurrentArea = rep(0, N0), # For breeding claim  
  # diedDuring = rep(NA, vars$N0) # Died during winter or summer -> see when most mortality happens  
  )  
  
  # Record population statistics  
  stats$popSize[1,simulationCounter] = vars$N0  
  for (area in individuals[individuals$alive == 1,]$area) {  
    forestEdge[area,1,3]<-forestEdge[area,1,3]+1  
  } # Keeps track of population density in areas
```

```

# stats$densityOverallMean[1, simulationCounter] = mean(forestEdge[,1,3]) # Average density
stats$numberOccupied[1, simulationCounter] = length(forestEdge[which(forestEdge[,1,3]> 0),1,3]) # Number of
occupied areas
# stats$ageMean[1, simulationCounter] = 0 # Average age
# stats$ageMax[1, simulationCounter] = 0 # Max age of individuals

#Simulation #####
for(year in seq(vars$stMax)){ # Loop for each time increment
# Each time step of a year the cycle consists of (survive winter -> disperse -> breed -> survive summer -> breed). This
cycle is made for every individual (IBM). Breeding again is not tracked. After a year (1 time step) the model should give
population statistics (size and density and a population matrix with 2 age classes)

# Winter survival
individuals <- seasonSurvival(popList = individuals,
survivalBetaJuv1 = vars$juvWinterSurvivalBeta1, survivalBetaJuv2 = vars$juvWinterSurvivalBeta2,
survivalBetaAd1 = vars$adWinterSurvivalBeta1, survivalBetaAd2 = vars$adWinterSurvivalBeta2,
aging = T, diedDuring = F)

extinct = individualsLeft(popList = individuals,
extinctVar = extinct, # defined before
print = F)
if (extinct == 1) { # If extinct, popstats are recorded and for-loop is stopped
stats$popSize[year+1, simulationCounter] = 0
stats$numberOccupied[year+1, simulationCounter] = 0
# stats$ageMean[year+1, simulationCounter] = mean(individuals$age) # Average age
# stats$ageMax[year+1, simulationCounter] = max(individuals$age) # Max age of individuals
break} # Break loop

# Dispersal
individuals <- dispersal(popList = individuals,
areaLength = vars$forestSize,
areaSuitability = forestEdge[,year,2],
maxDistanceAd = vars$dispersalMaxDistanceAd,
maxDistanceJuv = vars$dispersalMaxDistanceJuv,
juvenilesDisperseFirst = T,
juvenilesForceDisperse = T,
juvenileAge = vars$juvenileDispersalAge,
suitabilityThreshold = vars$suitabilityThreshold)

# Early breeding
individuals <- breeding(popList = individuals,
areaLength = vars$forestSize,
areaSuitability = forestEdge[,year,2],
breedingCapacity = vars$maxNumberOfBreedingFemales,
carryingCapacity = vars$carryingCapArea,
breedingMeanAd = vars$earlyBreedingProb, breedingSDAd = vars$earlyBreedingSD,
clutchMean = vars$clutchSizeMean, clutchSD = vars$clutchSizeSD,
youngCanBreed = F,
discardMales = T)

# Summer survival
individuals <- seasonSurvival(popList = individuals,
survivalBetaJuv1 = vars$juvSummerSurvivalBeta1, survivalBetaJuv2 = vars$juvSummerSurvivalBeta2,
survivalBetaAd1 = vars$adSummerSurvivalBeta1, survivalBetaAd2 = vars$adSummerSurvivalBeta2,
aging = F, diedDuring = F)

extinct = individualsLeft(popList = individuals,
extinctVar = extinct,
print = F)
if (extinct == 1) { # If extinct, popstats are recorded and for-loop is stopped
stats$popSize[year+1, simulationCounter] = 0
stats$numberOccupied[year+1, simulationCounter] = 0
# stats$ageMean[year+1, simulationCounter] = mean(individuals$age) # average age
# stats$ageMax[year+1, simulationCounter] = max(individuals$age) # max age of individuals
break} # break loop

```



```
# Late breeding
individuals <- breeding(popList = individuals,
areaLength = vars$forestSize,
areaSuitability = forestEdge[,year,2],
breedingCapacity = vars$maxNumberOfBreedingFemales,
carryingCapacity = vars$carryingCapArea,
breedingMeanAd = vars$lateBreedingProb, breedingSDAd = vars$lateBreedingSD,
clutchMean = vars$clutchSizeMean, clutchSD = vars$clutchSizeSD,
youngCanBreed = T,
breedingMeanJuv = vars$juvLateBreedingProb, breedingSDJuv = vars$juvLateBreedingSD,
discardMales = T)

# Population statistics
stats$popSize[year+1, simulationCounter] = length(individuals[individuals$alive == 1,1]) # Population size
for (area in individuals[individuals$alive == 1,]$area) { # Occupation per area
forestEdge[area,year+1,3]<-forestEdge[area,year+1,3]+1
} # Keeps track of population density in areas
stats$numberOccupied[year+1, simulationCounter] = length(forestEdge[which(forestEdge[,year+1,3]> 0),year+1,3])
#Number of occupied areas
# stats$ageMean[year+1, simulationCounter] = mean(individuals$age) # Average age
# stats$ageMax[year+1, simulationCounter] = max(individuals$age) # Max age of individuals

} # end of loop tmax years
}
}
# Saving population data
for (table in names(stats)) {
write.table(data.frame(t(stats[[table]])), file = str_c("def", table, ".csv"))
}

# if (parameter/2 == round(parameter/2)) {
# for (table in names(stats)) {
# write.table(data.frame(t(stats[[table]])), file = str_c("minSD", vitalRatesMean[parameter/2], table, ".csv"))
# } else {
# for (table in names(stats)) {
# write.table(data.frame(t(stats[[table]])), file = str_c("plusSD", vitalRatesMean[parameter/2+.5], table, ".csv"))
# }
# }

#passedtime = proc.time() - runtime
}
#completedTime = proc.time() - runtime
#####
```

BIJLAGE 2 BEHEERAANBEVELINGEN VOOR HAZELMUISLEEFGEBIED

Ten behoeve van de volledigheid en ondersteuning van de aanbevelingen voor cyclisch beheer van hazelmuisleefgebied, zijn de in 2022 opgestelde beheeraanbevelingen voor werken in hazelmuisleefgebied hier opgenomen. Onderstaande aanbevelingen zijn opgesteld op basis van resultaten van een zenderstudie naar de winterverblijfplaatsen van hazelmuis, door Natuurbalans, de Zoogdiervereniging en in samenspraak met de Provincie Limburg (Lemmers et al. 2022).

Het verdient aanbeveling de kwetsbare periode voor het leefgebied van de hazelmuis, zoals beschreven in de gedragscode natuurbeheer 2016-2021 (en de herziene gedragscode natuurbeheer), op basis van de inzichten van voorliggend onderzoek, uit te breiden. Voor de herziene beheerperiode zijn nieuwe vuistregels opgesteld ten behoeve van het beheer. De nuancering hierbij is dat in hazelmuishabitat geen beheer mag plaatsvinden in de kwetsbare periode die geldt per type hazelmuishabitat (zie paragraaf 5.2.1 t/m 5.2.4 Lemmers et al. 2022). Wanneer toch voorgenomen is om in de kwetsbare periode te werken terwijl hazelmuizen zijn aangetroffen of er kunnen hazelmuizen worden verwacht (controle door ter zake kundig persoon en na raadpleging van de NDFF & NEM-archief), dan is een ontheffing Wet natuurbescherming noodzakelijk. Indien op basis van voorafgaand onderzoek de aanwezigheid van hazelmuizen niet waarschijnlijk wordt geacht, is het wel toegestaan om in de kwetsbare periode in hazelmuishabitat te werken. De opgestelde beslisbomen zijn richtinggevend voor de schaal van het beheer en de beheerperiode (zie paragraaf 5.2.1 t/m 5.2.4 Lemmers et al. 2022). Let op dat het voor broedvogels niet is toegestaan te werken in houtige beplantingen van 15 maart tot 1 augustus. Ook dient rekening gehouden te worden met andere beschermde soorten zoals das en (paarverblijven van) vleermuizen.

De voorgenomen aanvullingen in het beheer zijn opgesplitst in:

- beheer van het bos (zie paragraaf 5.2.1 Lemmers et al. 2022),
- kapvlakten (zie paragraaf 5.2.2 Lemmers et al. 2022),
- bosrand inclusief wegberm (zie paragraaf 5.2.3 Lemmers et al. 2022) en
- houtwallen en struweelhagen (zie paragraaf 5.2.4 Lemmers et al. 2022).

In hoofdstuk 5 van Lemmers et al. (2022) zijn de beheeraanbevelingen verduidelijkt aan de hand van enkele praktijkvoorbeelden.

Onder kleinschalig beheer wordt verstaan het dunnen van doorgeschoten bomen waarbij de kroonlaag variërend van circa 25% tot maximaal 75% gekapt wordt. Vruchtdragende struiken zoals braam, hazelaar, hulst, lijsterbes en rozen blijven zo veel mogelijk gespaard. Indien hulst en lijsterbes aanwezig zijn dan dienen deze niet geheel te worden verwijderd. Een kleinschalige beheersmaatregel heeft een minder ingrijpend effect op de vegetatiestructuur en is gericht op het verwijderen van opslag en doorgeschoten boomvormers ter behoud van de huidige mantelstructuur van een bosrand (Dorenbosch et al. 2013b). Uitvoering kan door middel van de volgende ingrepen: wegzagen (handmatig of kettingzaag) van boomvormers in bosranden zonder dat grote machines in de bosrand komen, wegtakelen van bomen vanaf de weg uit een bos of bosrand, snoeien van scheerhagen of graften, maaien of klepelen van een wegberm tot 5 m van de weg.

Met grootschalig beheer worden in vergelijking met een kleinschalige ingreep meer boomvormers gekapt (een reductie van de kroonlaag vanaf circa 75% tot en met integrale kap



van 100%). Grootschalige ingrepen hebben een sterke verandering van de vegetatiestructuur tot gevolg die merkbaar is gedurende vele jaren. Een grootschalige beheersmaatregel heeft als doel om een gesloten eenvormige bosrand in één beheeractie om te vormen tot een mantelzone waarin veel ruimte voor (braam)struwelen ontstaat (Dorenbosch et al. 2013b). Uitvoering kan door middel van de volgende ingrepen: machinaal hakhoutbeheer in bos en bosranden, machinaal afvoeren van hout in bos en bosranden anders dan wegtakelen, wegklepelen van bosranden/houtwallen/struweelhagen.

Bosbeheer

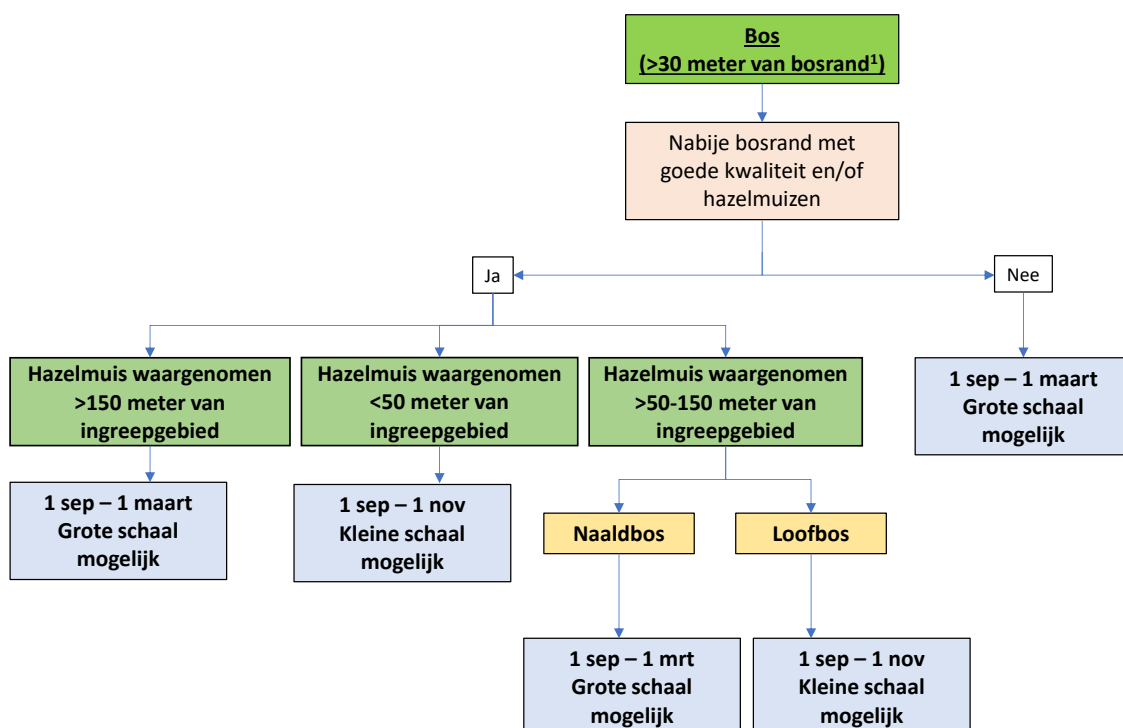
Onder bosbeheer wordt beheer in bos verstaan, op minstens 30 m afstand van de bosrand en kapvlakte. Daarbij zijn de volgende zaken aan de orde:

- Bosbeheer in de kwetsbare winterperiode kan alleen plaatsvinden als voorafgaand onderzoek aantoont dat er geen hazelmuizen aanwezig (kunnen) zijn in bosranden nabij de ingreeplocatie en/of als er geen geschikte bosranden in de nabije omgeving aanwezig zijn.
- Voorafgaand aan de werkzaamheden vindt bronnenonderzoek (database NDFF en NEM) plaats en controleert een ter zake kundig persoon de locatie op de aanwezigheid van voortplantings- en slaapnesten. Dit onderzoek dient dan plaats te vinden in de voor nestenonderzoek geschikte onderzoeksperiode, 15 september tot 1 december, of voorafgaand aan de velling door controle van nestbuizen en het zoeken van voortplantings- en slaapnesten.
- Indien geen hazelmuizen of geschikte bosranden aanwezig zijn, kan bosbeheer plaatsvinden van 1 september tot 1 maart zonder nadere beperkingen t.a.v. de beheerintensiteit en inzet van groot materieel.
- Indien wel hazelmuizen en/of geschikte bosranden aanwezig zijn, wordt gekeken naar de afstand van de werkzaamheden tot de bosrand:
 - Winternesten liggen vanaf begin november in het bos, gemiddeld op een afstand van 30 m (en maximaal 120 m) van de bosranden. Voor bospercelen op ruimere afstand tot de bosrand (> 150 m), is vanaf 1 september tot 1 maart bosbeheer uit te voeren, en op grote schaal.
 - In bospercelen op een afstand tot de bosrand van (10-) 30¹ - 50 m (de overgangszone van bosrand naar bos), is alleen kleinschalig bosbeheer uit te voeren vanaf 1 september tot 1 november. Dan wordt de winterperiode geheel ontzien.
 - In loofbospercelen op een afstand tot de bosrand van 50 - 150 m, is alleen kleinschalig bosbeheer uit te voeren vanaf 1 september tot 1 november. Dan wordt de winterperiode voor hazelmuizen geheel ontzien. Concrete kennis over hoe hazelmuizen op beheerwerkzaamheden reageren ontbreekt nog.
- Raadpleeg ook altijd gedragscode voor natuurbeheer voor eventuele restricties t.a.v. andere soorten zoals vleermuizen.
 - De hierboven genoemde periode vanaf 1 september tot 1 november voor kleinschalig bosbeheer in loofbospercelen valt deels in de kwetsbare periode van paarverblijven van vleermuizen. De terreinbeheerder zal daarom

¹ 10-30 m is respectievelijk ongeveer de minimale en maximale breedte van overgangszones in bosranden waar zich geschikt habitat bevindt voor een hazelmuis. In de praktijk kan dit echter ook minder dan 5 meter zijn indien er actueel hazelmuizen in een bosrand zitten, in een randzone die kleiner is dan 5 meter.

voorafgaand aan werkzaamheden ook de aanwezigheid van overige soorten zoals vleermuizen en das moeten onderzoeken.

- Indien de algemene veiligheid acuut in het geding is en een spoedingreep noodzakelijk is, kan van bovengenoemde perioden worden afgeweken ná raadpleging van een ter zake kundig persoon (zie: Beleidsregels passieve soortenbescherming van de provincie Limburg²).
- Beheer in volwassen naaldbos kan in de winter (1 september tot 1 maart) op grote schaal plaatsvinden; waar percelen direct grenzen aan loofbos is nader bronnenonderzoek alsmede een controle door een ter zake kundig persoon vooraf gewenst.



Figuur B1 Beslisboom voor beheer van bos (op >30 meter afstand van de bosrand¹) met hazelmuishabitat.

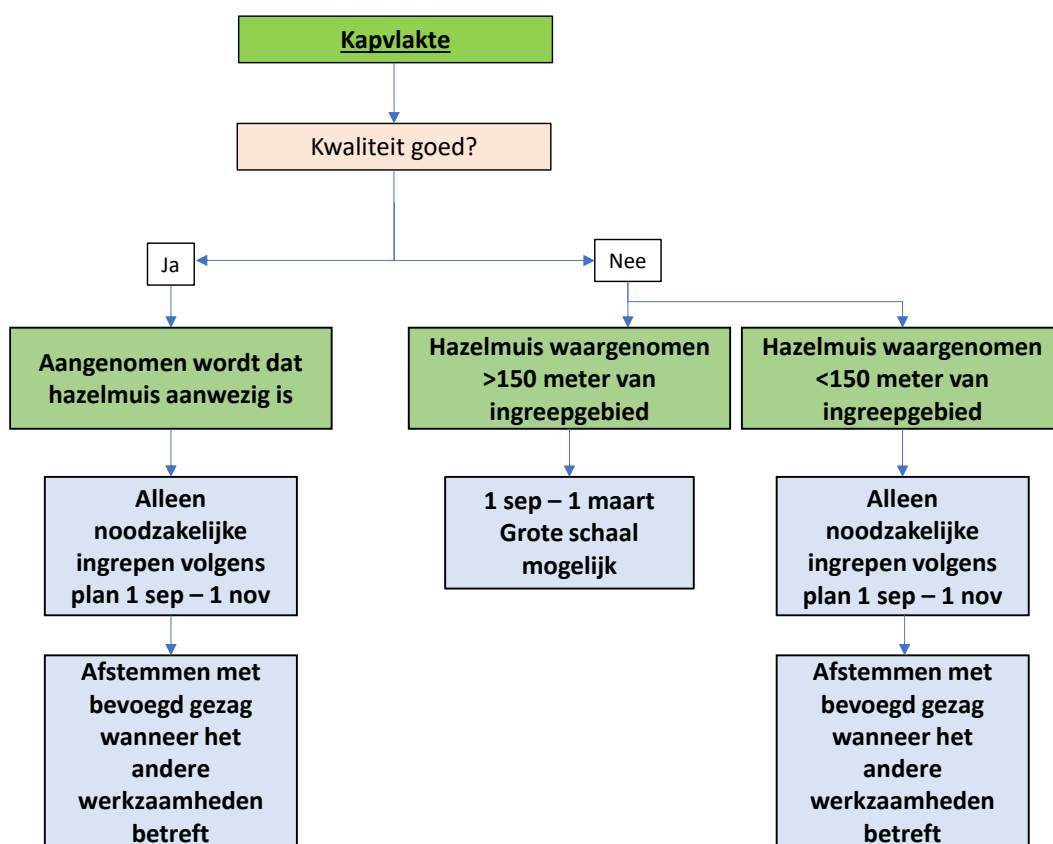
Kapvlakten

- Het gaat hier om kapvlakten die pas na enkele jaren van geen beheer worden ingeplant. Het beheer bestaat dan uit het verwijderen van de begroeiing en het aanplanten van bosplantsoen, met grondbewerking vooraf.
- Voorafgaand aan de werkzaamheden vindt bronnenonderzoek plaats (databank NDFF en NEM) en controleert een ter zake kundig persoon de locatie op de aanwezigheid van voortplantings- en slaapnesten.
- Bij goede habitatkwaliteit wordt verondersteld dat hier hazelmuisen aanwezig zijn. Hier mogen alleen noodzakelijke ingrepen worden uitgevoerd, zijnde:
 - In het kader van de algemene veiligheid;

² Beleidsregels ten behoeve van de passieve soortenbescherming onder de Wet natuurbescherming in Limburg: <https://decentrale.regelgeving.overheid.nl/cvdr/XHTMLoutput/Actueel/Limburg/CVDR604161.html>



- Ter bevordering van de habitatkwaliteit.
- Wanneer bij goede habitatkwaliteit van een kapvlakte toch voorgenomen is om beheer (anders dan noodzakelijke ingrepen) uit te voeren, dan dient hierover te worden afgestemd met het bevoegd gezag. Samen met het bevoegd gezag wordt bepaald wat hier wanneer mogelijk is en op welke schaal.
- Wanneer een kapvlakte in de buurt van bosranden met hazelmuizen ligt (< 150 m), zijn na 1 november overwinterende hazelmuizen te verwachten. Beheer dient dan te geschieden van 1 september tot 1 november. De schaal van het beheer is af te stemmen met een ter zake kundig persoon. Hier mogen alleen noodzakelijke ingrepen worden uitgevoerd.
- Beheer op kapvlakten waar geen overwinterende hazelmuizen te verwachten zijn, mag plaatsvinden op grote schaal tussen 1 september en 1 maart.

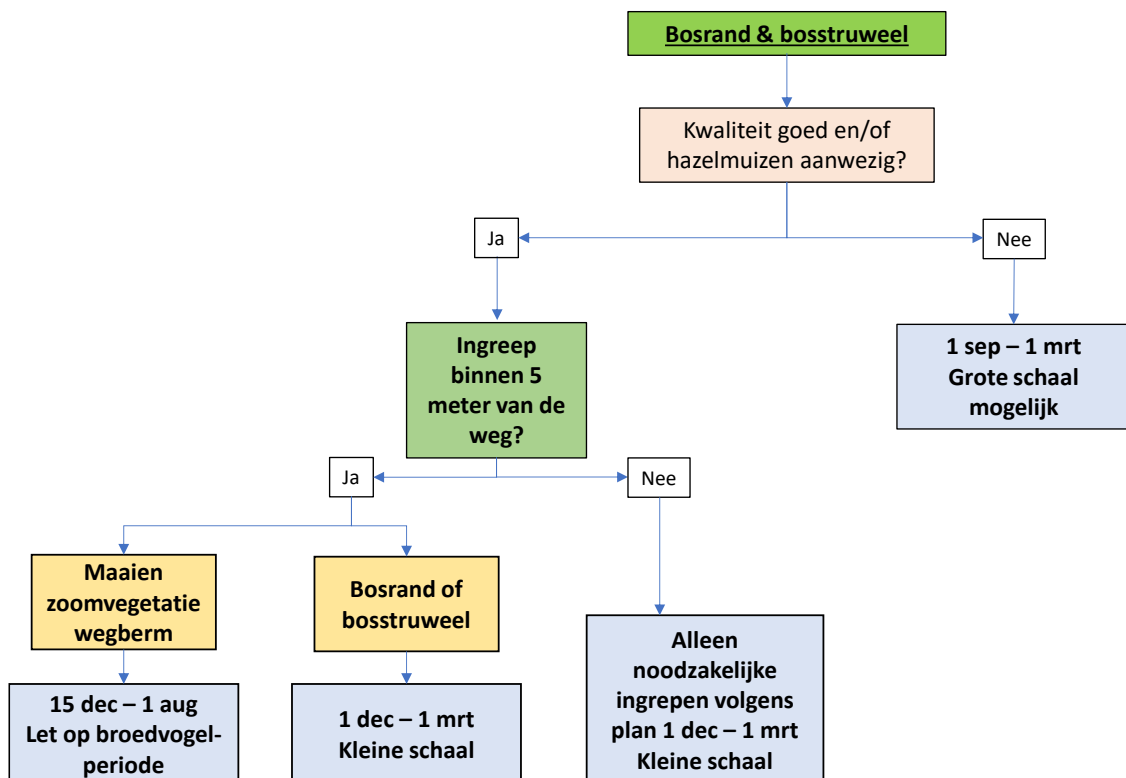


Figuur B2 Beslisboom voor beheer van kapvlakten in hazelmuishabitat.

Bosrandbeheer

- Onder bosrandbeheer valt beheer in bosranden, variërend in breedte van 10 - 30 meter vanaf de bosrand en bosstruweel.
- Voorafgaand aan de werkzaamheden vindt bronnenonderzoek (databank NDFF en NEM) plaats en controleert een ter zake kundig persoon de locatie op de aanwezigheid van voortplantings- en slaapnesten.
- Bosranden en struwelen waarin nesten worden aangetroffen, moeten worden ontzien.

- Bij slechte habitatkwaliteit mag beheer op grote schaal plaatsvinden, vanaf 1 september tot 1 maart.
 - Beheer in bosranden en struwelen vindt vaker plaats in voor hazelmuis minder geschikte of ongeschikte (potentiële) bosranden. De kans dat hazelmuizen aanwezig zijn is dan klein.
- Wanneer in bosranden hazelmuizen bekend zijn en/of optimaal habitat aanwezig is, mogen alleen noodzakelijke ingrepen op kleine schaal worden uitgevoerd van 1 december tot 1 maart, zijnde:
 - In het kader van de verkeersveiligheid.
 - Om te voorkomen dat bosranden in kwaliteit achteruitgaan, zoals het verwijderen van boomvormers.
- Het maaien van gras en de wegbermvegetatie of klepelen van een braam in verband met het vrijhouden van de weg (kleine ingreep) tot 5 m van de weg is toegestaan van 15 december tot 1 augustus (let op de broedvogelperiode tot 1 augustus). De piek van de hazelmuisvoortplantingsperiode wordt zo ontzien en de kans dat hazelmuizen nog aanwezig zijn in een wegberm is na 15 december klein.
 - Als de huidige breedte van de bermvegetatie 1,5 m is zoals langs de Epenerbaan dan is dat de rand waar deze beheerrestricties betrekking op hebben. Als huidige wegbermvegetatie 1,5 m is dan betekent dat niet dat deze zomaar naar 5 meter uitgebreid mag worden!
- De beheerder dient ervoor te zorgen dat een bosrand of struweel aaneengesloten blijft aan nabijgelegen bosranden of struweel. Dan blijft een eventuele vluchtroute naar naburig habitat gewaarborgd én een toekomstige route voor (her)kolonisatie.

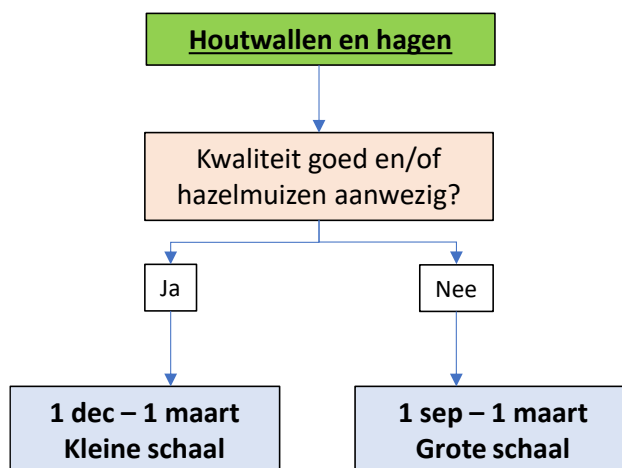


Figuur B3 Beslisboom voor beheer van bosranden, bosstruweel en wegbermen in hazelmuishabitat.



Houtwallen en struweelhagen

- Voorafgaand aan de werkzaamheden vindt bronnenonderzoek plaats (databank NDFF en NEM) en controleert een ter zake kundig persoon de locatie op de aanwezigheid van voortplantings- en slaapnesten.
- Kwaliteit van houtwallen en (struweel)hagen is bepalend voor de aanwezigheid van hazelmuizen. Wanneer de kwaliteit potentieel of slecht is en daarmee ongeschikt, mag tussen 1 september en 1 maart beheer op grote schaal worden uitgevoerd. Een kundig persoon dient vast te stellen dat er inderdaad geen hazelmuisnesten aanwezig zijn.
- Indien de kwaliteit goed is, of er zijn aan de hand van verspreidingsgegevens hazelmuizen bekend, dient op kleine schaal beheer pas plaats te vinden tussen 1 december en 1 maart. In deze periode is de kans het kleinst dat er hazelmuizen in de houtwal of haag aanwezig zijn.
- Verplicht is dat de connectiviteit van houtwallen en (struweel)hagen behouden blijft!



Figuur B4 Beslisboom voor beheer van houtwallen en hagen in hazelmuishabitat.