Hazelmuizen in het Platte Bosch, Orsbacherwald en Schneebergerwald

Gebruik van landschapselementen, verbindingszones en herintroductie

Student: Tim Asbreuk
Student number: 871029-019-120
Supervisor WUR: F. Berendse, PhD
Supervisor ARK: B. Houben, Msc

Date: Augustus, 2013

WAGENINGEN UR
For quality of life

ARK

Hazelmuizen in het Platte Bosch, Orsbacherwald en Schneebergerwald

Gebruik van landschapselementen, verbindingszones en herintroductie

Student:	Tim Asbreuk
Student number:	871029-019-120
Begeleider WUR:	F. Berendse, PhD
Chair group	Nature Conservation and Plant ecology groupe
Begeleider ARK:	B. Houben, Msc
Studie:	Master Forest and Nature Conservation
Datum:	January, 2013
Locatie:	Wageningen

WAGENINGEN UR
For quality of life

ARK

Voorwoord

Via dit voorwoord wil ik graag een aantal mensen en organisaties bedanken voor het mogelijk maken van mijn stage en dit rapport. Allereerst dank ik Bram Houben voor zijn begeleiding vanuit Stichting Ark en Frank Berendse voor de begeleiding vanuit Wageningen UR. Ook wil ik Ruud Foppen, Maurice La Haye (Zoogdiervereniging), Martijn Dorenbosch (Natuurbalans Limes-Divergens) en Ludy Verheggen (DLG) bedanken het afnemen van de interviews het meedenken over de onderzoeksopzet, het beschikbaar stellen van data en rapporten en de interpretatie van de onderzoeksresultaten. Verder wil ik Sandra de Goeij (Natuurbalans Limes-Divergens) bedanken voor het meedenken over een goede en efficiënte inventarisatie methode voor de landschapselementen en Ben Kals (gemeente Vaals) voor het beschikbaar stellen van kaartmateriaal en het meedenken over kansrijke verbindingszones. Ook wil ik Harry van Bruggenum (Waterschap Roer en Overmaas) bedanken voor het schetsen van een kader omtrent de herinrichtingsdoelstellingen van de Sievers- en Hermansbeek.

Ik heb met veel plezier aan dit project gewerkt en kijk met veel plezier terug op de leuke dagen in Zuid-Limburg.

Augustus 2013,
Tim Asbreuk

Inhoud

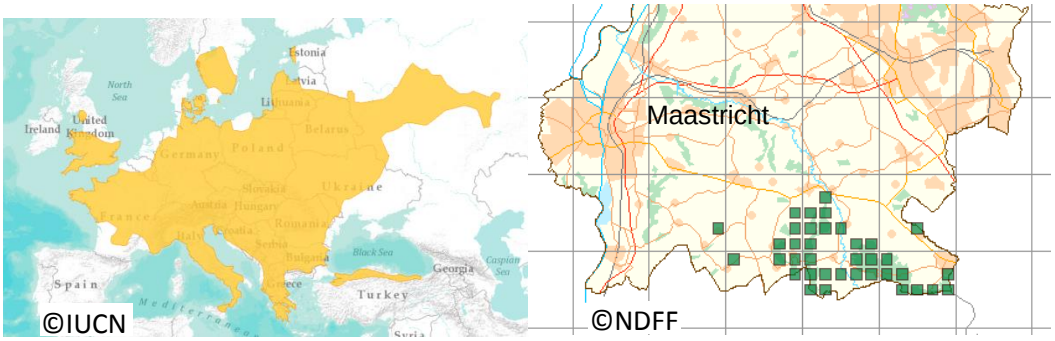
1. Inleiding 9
1.1. Aanleiding 9
1.2. Probleemstelling 12
1.3. Doelstellingen 13
1.4. Onderzoeksvragen 13
1.5. Hypothesen en verwachtingen 14
2. Materialen en methoden 17
2.1. Onderzoeksgebied 17
2.2. Landschapselementen als verbindingszone 18
2.3. Statistische analyse 19
2.4. Hazelmuizen in het Platte Bosch, Orsbacherwald en Schneeberg complex. 19
3. Resultaten 21
3.1. Gebruik van landschapselementen door hazelmuizen 21
3.2. Habitatsgeschiktheidsanalyse Platte Bosch-Orsbacherwald-Schneeberg complex. 24
3.3. Hazelmuizen in het POS-complex door middel van verbindingszones. 27
3.4. Hazelmuizen in het POS-complex door middel van bijplaatsing. 35
4. Discussie en conclusie 39
5. Advies en aanbevelingen 43
Literatuur 45

1. Inleiding

1.1. Aanleiding

De hazelmuis heeft binnen Europa een groot verspreidingsgebied en heeft derhalve de IUCN status “Niet Bedreigd” (Amori, Hutterer et al. 2008). In het noorden van Europa, laten veel hazelmuispopulaties (waaronder in Nederland) een negatieve trend zien (Amori, Hutterer et al. 2008). Door deze achteruitgang is de soort opgenomen in Bijlage IV van de Europese Habitatrichtlijn en heeft de status Bedreigd op de Rode lijst van Nederlandse Zoogdieren. In noord Europa zijn habitatvernietiging en versnippering de oorzaken van deze achteruitgang (Fuller, Warren et al. 1993; Bright and Morris 1996; Amori, Hutterer et al. 2008; Juškaitis 2008) en veel noord Europese populaties zijn dan ook klein en versnipperd (Bright and Morris 1995; Vilhelmsen 2003; Verheggen and Boonman 2006; Büchner 2008).
Om de achteruitgang in het Nederlandse areaal (Figuur 1) te stoppen is het “Actieplan Hazelmuis in Limburg 2006-2010” geschreven (Verheggen and Boonman 2006). De doelstelling van dit plan is het duurzaam behoud, ontwikkeling en uitbreiding van de hazelmuispopulatie in Limburg (Verheggen and Boonman 2006). In het kader van dit plan hebben er beheer- en inrichtingsmaatregelen plaatsgevonden, onder ander om de interne fragmentatie tussen de deelpopulaties te verkleinen en groei van deze populaties mogelijk te maken. Mede hierdoor zijn in de Vijlenerbossen (4 van de 5 deelpopulaties) en in het Westelijk Geuldal (1 van de 5 deelpopulaties) de aantallen toegenomen (Verheggen and Boonman 2006). Ondanks deze toename staat de hazelmuis in andere gebieden nog steeds onder druk (Verheggen and Boonman 2006), doordat populaties te klein en versnipperd zijn (Tabel 1).

Door de zorgelijke staat van deze populaties, onderzoekt ARK Natuurontwikkeling in samenwerking met Natuurbalans – Limens Divergens, de Zoogdiervereniging en DLG of het opnieuw aanleggen en herstellen van geschikt habitat en verbindingszones, eventueel in combinatie met herintroductie van hazelmuizen, kan leiden tot het behalen van een duurzame populatiestructuur. Het behalen van een duurzame populatie structuur is één van de doelstellingen benoemd in het Actieplan Hazelmuis Limburg (2006-2010). Parallel hieraan loopt hazelmuisproject vanuit HABITAT EUREGIO en een project van ARK Natuurontwikkeling in opdracht van Provincie Limburg (waarbinnen deze studie valt). Tussen de partijen onderling is goede afstemming en informatie uitwisseling.



Figuur 1, De verspreiding van de hazelmuis in Europa en Azië (links). De verspreiding van de hazelmuis in Nederland (rechts).

Achtergrond
De hazelmuis *(Muscardinus avellanarius)* is een knaagdier dat behoort tot de familie van de slaapmuizen *(Gliridae).* De hazelmuis heeft binnen zijn jaarcyclus veel verschillende habitatvereisten (Figuur 2). Bij lage temperaturen (november-maart) houdt de hazelmuis een winterslaap in de strooisellaag. Daarna volgen tot april korte periodes van activiteit, om vervolgens het voorjaar hoog in de bomen door te brengen. De paartijd vindt plaats in juli en tot en met oktober worden de jongen geboren. Dan trekt de hazelmuis richting de struiklaag. Hierdoor stelt de hazelmuis hoge eisen aan zijn habitat en is dan ook een indicatorsoort voor goed ontwikkelde bosranden. Binnen de habitat zijn enkele oude bomen en een goed ontwikkelde struiklaag cruciaal. Ook de variatie in soorten en de samenstelling (Figuur 2) is van belang voor een permanente voedselbeschikbaarheid. Hierdoor leeft de hazelmuis in

Nederland vooral langs bosranden met een goede zoom-mantelvegetatie, hakhoutpercelen en lijnvormige landschapselementen.

	Maand								
Activiteit	Mrt.	Apr.	Mei	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
Winterslaap									
Ontwakingsperiode									
Volledig actief									
Paartijd									
Groei jongen									
Opvetten									
Voedselbron									
Corylus avellana									
Prunus spinosa									
Fraxinus excelsior									
Crataegus spec.									
Acer pseudoplatanus									
Viburnum lanatana									
Sambucus nigra									
Cornus spec.									
Taxus baccata									
Lonicera periclymenum									
Rubus fruticosus									
Quercus spec.									

Legenda
Bloemen
Bloemen/Vruchten
Vruchten/noten
Insecten

Figuur 2. De activiteitscyclus (Foppen, Nijs et al. 2007) van hazelmuizen en de belangrijke voedselbronnen (Richards, White et al. 1984; Bright, Morris et al. 2005).

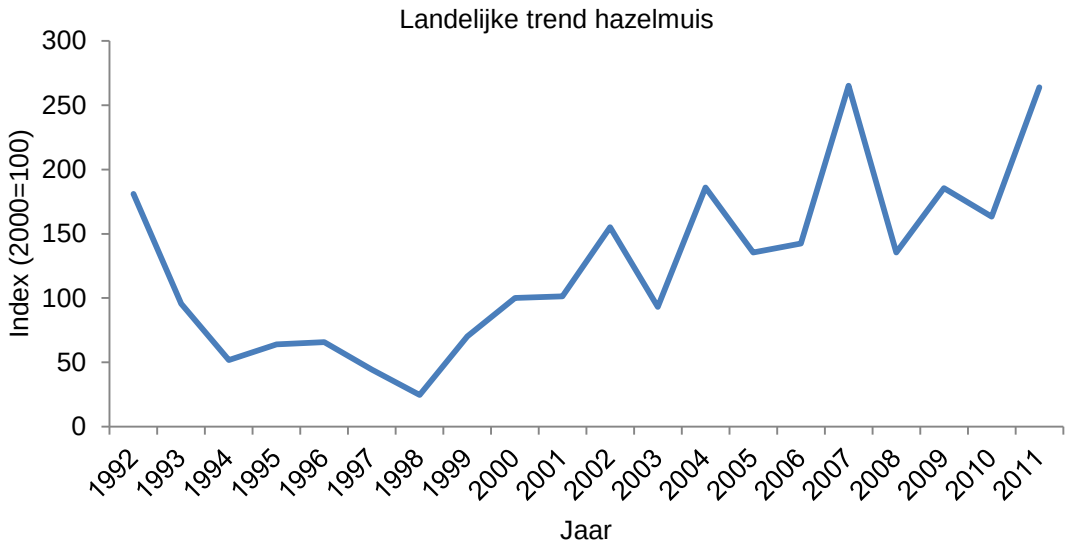
Figuur 3. Hazelmuishabitat in België ©Zoogdierenwerkgroep Natuurpunt (België)

In het Nederlandse verspreidingsgebied bevinden zich nog 14 bekende (deel)populaties van de hazelmuis. Veel van deze populaties verkeren in een ongunstige staat van instandhouding. Daarnaast zijn er 6 (deel)populaties uitgestorven en is van 4 populaties de status onbekend (Tabel 1). De landelijke trend van de hazelmuis is sinds 1998 overwegend positief (Figuur 4). Deze trend is grotendeels gebaseerd op vaste transecten binnen enkele relatief grote populaties (Verheggen, Foppen et al. 2004). De kleine (deel)populaties worden op lokaal niveau nog steeds bedreigd (Verheggen and Boonman 2006).

Tabel 1. De leefgebieden en de status van de deelpopulaties (Verheggen and Boonman 2006).

Leefgebied (populatie)	Status deelpopulaties	Aantal
Vijlenerbossen	Bedreigd[2]	4
	Niet bedreigd[4]	1
Oostelijk Gulpdal	Ernstig bedreigd[1]	2
	Bedreigd[2]	1
	Kwetsbaar[3]	1
	Uitgestorven[5]	1
Westelijk Gulpdal	Uitgestorven[5]	2
Westelijk Geuldal	Ernstig bedreigd[1]	2
	Bedreigd[2]	3
Bochholtz	Uitgestorven[5]	1
Zuidelijk Geuldal	Uitgestorven[5]	3
Savelsbos	Uitgestorven[5]	1
Schinveldsche bossen	Onbekend[6]	1
Imstenraderbos	Onbekend[6]	1
Vlodrop-station	Onbekend[6]	1
Beek-Ubbergen	Onbekend[6]	1

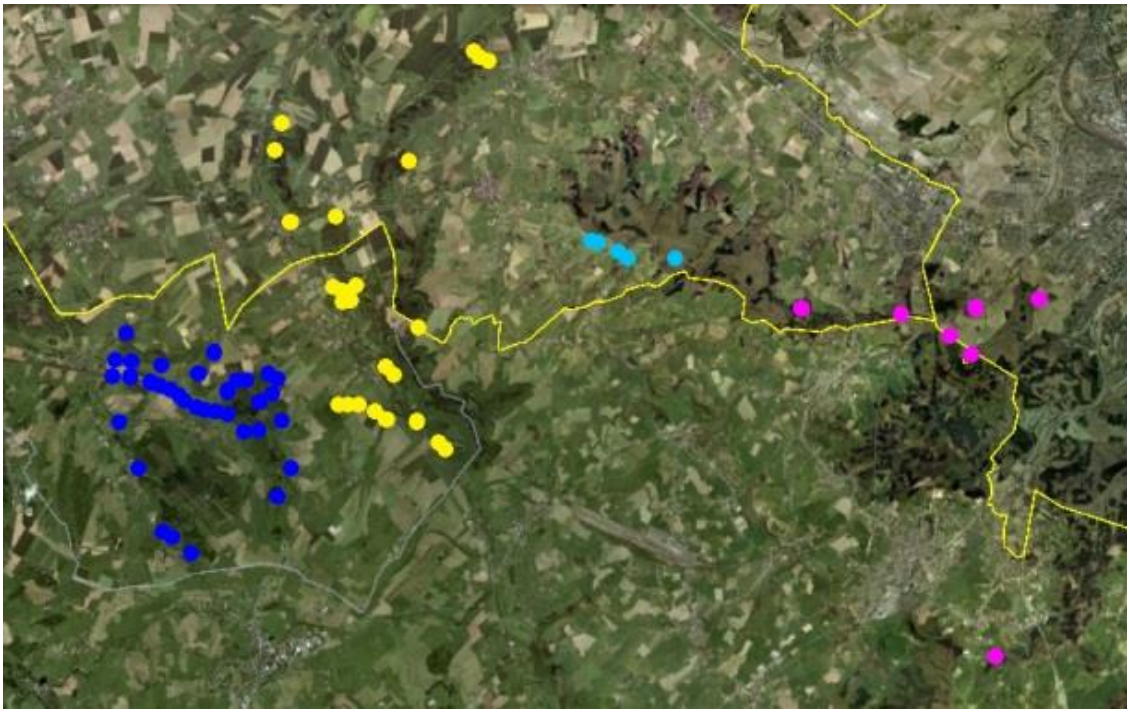
[1] = Populatie klein tot zeer klein. Trend gelijkblijvend of afnemend.
[2] = Populatie klein tot middelgroot. Trend gelijkblijvend of afnemend
[3] = Populatie middelgroot. Trend gelijkblijvend of onbekend.
[4] = Populatie groot. Trend gelijkblijvend of onbekend.
[5] = Na 1990-1996 niet meer aangetroffen.
[6] = Na 1990 niet meer onderzocht.



Figuur 4. De trend van de hazelmuis in Nederland. © NEM (VZZ en CBS).

Uit recent genetisch onderzoek (Dorenbosch, Mouton et al. 2013) in de Nederlandse, Duitse en Belgische populaties blijkt er sprake te zijn van genetische differentiatie. Genetisch kan er onderscheid worden gemaakt in een Belgische (Bel), een Belgisch-Nederlandse (BelNeth),

een Nederlandse (Neth) en een Nederlands-Duitse (NethGer) deelpopulatie (Figuur 5). De BelNeth populatie heeft daarnaast ook tekenen van inteelt. Deze deelpopulaties vormden vroeger zeer waarschijnlijk één meta-populatiestructuur (Dorenbosch, Mouton et al. 2013).



Figuur 5. Overzicht van de locaties waar DNA monsters (n=225) zijn verzameld voor het bepalen van de genetische populatiestructuur. Weergegeven zijn: ● Belgische populatiecluster (n=133), ● Belgisch-Nederlandse populatiecluster (n=60), ● Nederlandse populatiecluster (n=20) en ● Nederlands-Duitse populatiecluster (n=12) (Dorenbosch, Mouton et al. 2013). De gele lijn geeft de rijksgrens weer.

1.2. Probleemstelling

Fragmentatie van leefgebieden

Habitatvernietiging lijdt tot fragmentatie van voorheen verbonden habitats (Groombridge, Ce et al. 1992). Deze fragmentatie vermindert de mogelijkheid voor organismen om zich succesvol voort te kunnen bewegen tussen leefgebieden (Klein 1989; Baguette, Petit et al. 2000; Hanski, Alho et al. 2000; Brooker and Brooker 2002). Dit lijdt tot versnipperde, kleine en geïsoleerde populaties. Deze populaties hebben een groter risico om uit te sterven (MacArthur and Wilson 1967; Shaffer 1981). Demografische effecten (May 1973; Roughgarden 1975), genetische effecten (Newman and Pilson 1997; Saccheri, Kuussaari et al. 1998; Keller and Waller 2002) en catastrofes (Stapp, Antolin et al. 2004; Piessens, Adriaens et al. 2009) zijn vaak oorzaken van het verhoogde uitsterf risico. Om de effecten van fragmentatie te mitigeren wordt dan vaak geprobeerd voorheen aaneengesloten populaties te verbinden om zo de duurzaamheid van de populatie te verbeteren.

Ook de Nederlandse hazelmuispopulaties hebben last van gefragmenteerde populaties en genetische differentiatie (Dorenbosch, Mouton et al. 2013). De genomen maatregelen die werden voorgesteld in het Actieplan Hazelmuis 2006-2010 (Verheggen and Boonman 2006) hebben voor de Nederlandse hazelmuispopulatie nog niet geleidt tot een duurzame staat van instandhouding. Het vergroten en het op landschapsschaal verbinden van de verschillende (deel)populaties is dan ook noodzakelijk (Dorenbosch, Mouton et al. 2013). Ook het behoud van de BelNeth populatie is erg belangrijk omdat deze centraal tussen de overig populaties ligt (Figuur 5). In 2013 is er een gebiedsvisie voor de hazelmuis in het Geuldal ontwikkeld. In deze visie werd uitbreiding van het leefgebied en het aanleggen van verbindingszones noodzakelijk geacht (Reijerse and Dorenbosch 2013).

Op veel locaties worden lijnvormige landschapselementen (houtsingels, graften, houtwallen, hagen, etc.) aangelegd of hersteld om te dienen als verbindingszone voor onder andere

hazelmuizen. In hoeverre lijnvormige landschapselementen werkelijk voor hazelmuizen als verbindingszone dienen en welke kenmerken hierin doorslag gevend zijn is onbekend.

Hazelmuizen in het Platte Bosch en omgeving
Het Platte Bosch, Kolenbranderbos, Orsbacherwald (DE), Schneeberg (DE) en de lijnvormige landschapselementen in de omgeving (POS-complex) worden gezien als toekomstig kernleefgebied voor de hazelmuis, maar door de geïsoleerde ligging en afstand tot de huidige populaties is spontane herkolonisatie vrijwel uitgesloten (Verheggen and Boonman 2006). Het ontbreken van verbindingszones tussen het POS-complex en bestaande hazelmuispopulaties is zeer waarschijnlijk een knelpunt voor zowel herkolonisatie als duurzaam populatieherstel. Tot 1996 zijn hier ook nog hazelmuizen waargenomen en in het Actieplan Hazelmuis 2006-2010 wordt dan ook aangegeven de mogelijkheden voor een eventuele herintroductie/bijplaatsing te onderzoeken (Verheggen and Boonman 2006). Het is onbekend of het POS-complex voldoende habitat biedt voor een duurzame hazelmuispopulatie.

Herintroductie wenselijk en haalbaar
Naast verbindingszones is herkolonisatie van het POS-complex te versnellen door middel van herintroductie/bijplaatsing. Het is echter onbekend of een herintroductie/bijplaatsingsproject wenselijk en haalbaar is vanuit soortsbescherming.

1.3. Doelstellingen

Lijnvormige landschapselementen als verbindingszone
Er zijn en worden veel landschapselementen aangelegd met als doelstelling een verbindingszone te vormen voor hazelmuizen. In dit onderzoek zijn landschapselementen met verschillende door hazelmuis afgelegde afstanden binnen dat element vergeleken, om te kijken wat doorslaggevende kenmerken zijn waaraan een element moet voldoen om een optimale verbindingszone voor hazelmuizen te vormen. Ook de eventuele dichtheidsvariatie binnen het element is onderzocht.

Het Platte Bosch als toekomstig hazelmuisgebied
Het Platte Bosch en omgeving wordt gezien als toekomstig hazelmuisgebied. Dit bosgebied is beoordeeld op geschiktheid, bij ongeschiktheid zijn eventuele beheer- of inrichtingsmaatregelen geadviseerd. Daarnaast is er een gebiedsvisie ontwikkeld waarin is gekeken of er geschikte verbindingszones aanwezig zijn tussen de Platte Bosch en bestaande hazelmuispopulaties. Indien geschikte verbindingszones ontbreken zijn kansrijke verbindingszones geadviseerd.

Herintroductie wenselijk en haalbaar
Voordat men kan overgaan tot herintroductie dienen er eerst een aantal stappen ondernomen te worden. Om te zien of het daadwerkelijk om herintroductie gaat is het voormalige verspreidingsgebied van de hazelmuis in kaart gebracht. Verder dient herintroductie te voldoen aan een aantal (beleidstechnische) randvoorwaarden. Het onderzoeken of een eventuele hazelmuis herintroductie aan deze randvoorwaarden voldoet en het vervolgens ontwikkelen van een stappenplan behoort tot de doelstellingen van dit onderzoek. Natuurlijk kunnen hazelmuizen niet overal zomaar geherintroduceerd worden, zo doende is er een lijst met potentiële uitzetlocaties ontwikkeld waarin rekening wordt gehouden met de geschiktheid van de habitat en de geografische ligging. Daarnaast zijn eventuele knelpunten omschreven en waar mogelijk oplossingen aangedragen. Indien deze doelstellingen behaald zijn is er gekeken of herintroductie inderdaad haalbaar en wenselijk is.

1.4. Onderzoeksvragen

1. Wat kenmerkt de door hazelmuis gebruikte landschapselementen?
    - Zijn lijnvormige landschapselementen (houtwallen, houtsingels, hagen en graften) een geschikte verbindingszone voor hazelmuizen?

2. Is het Platte Bosch–Orsbach-Schneeberg complex geschikt als toekomstig hazelmuisgebied?
    - Heeft het POS-complex voldoende geschikt habitat?

- Welke ingrepen zijn noodzakelijk om het Platte Bosch om te vormen tot een geschikt hazelmuisgebied?
- Zijn er geschikte verbindingszones aanwezig tussen bestaande hazelmuispopulaties en het POS-complex?
- Waar en hoe kunnen verbindingszones tussen bestaande hazelmuispopulaties en het Platte Bosch het beste worden gerealiseerd of versterkt?

3. Is bijplaatsing/herintroductie noodzakelijk en wenselijk?
   - Wat is het voormalige verspreidingsgebied van de hazelmuis in Nederland?
   - Aan welke randvoorwaarden moet worden voldaan om over te kunnen gaan tot bijplaatsing/herintroductie?
   - Welke gebieden zijn potentieel geschikt om hazelmuizen te herintroduceren?
   - Is herintroductie noodzakelijk en wenselijk om de hazelmuis duurzaam te kunnen behouden?
   - Welke knelpunten dienen te worden weggenomen voordat men kan overgaan tot herintroductie?
   - Wat zijn belangrijke argumenten voor en tegen herintroductie?

1.5. Hypothesen en verwachtingen

De opgestelde hypothesen en verwachtingen hebben betrekking op het onderzoeken van de landschapselementen en de geschiktheid van het Platte Bosch en omgeving. Overige vragen rondom het herintroductie proces zijn beantwoord op basis van interviews en literatuuronderzoek.

Hypothese 1
Lijnvormige landschapselementen worden door hazelmuizen gebruikt als corridor (Bright and Morris 1991; Bright 1998). Welke landschapselementen door hazelmuizen worden gebruikt hangt af van de aaneensluiting, van de kronen bomen en struiken (inclusief braamstruweel), de gelaagdheid binnen het element, de breedte van het element en de reproductie van de bronpopulatie. De afstand die binnen het element wordt afgelegd hangt af van de kwaliteit, de breedte en de aanwezigheid van voldoende en gevarieerd voedsel binnen het element.

Verwachting: Hazelmuizen verplaatsen zich via boomkronen, overlapping van de kronen is cruciaal voor het voortbewegen door een landschapselement. Boomkroon overlap vertoont een positieve correlatie met de dispersie afstand.

Verwachting: Hazelmuizen verplaatsen zich via een aaneengesloten struiklaag, overlapping van de kronen van struiken is cruciaal voor het voortbewegen door een landschapselement. De aaneensluiting van struiken vertoont een positieve correlatie met de dispersie afstand.

Verwachting: Grote onderbrekingen (>3 meter) in zowel de boomkronen als de struiklaag vormen een barrière voor hazelmuizen. Deze onderbrekingen tonen een negatieve correlatie met de waargenomen hazelmuisdichtheden in dat element.

Verwachting: Hoge bomen leveren meer voedsel en schuilgelegenheid, hierdoor laten hazelmuizen een positieve correlatie zien tussen de gemiddelde boomhoogte en de dispersie afstand.

Verwachting: Grote struiken leveren meer voedsel en schuilgelegenheid. Bij een hogere gemiddelde struikhoogte tonen hazelmuizen een grotere dispersie afstand.

Verwachting: Brede landschapselementen bieden meer schuilgelegenheid, rust en voedsel. Hierdoor laat de dispersie afstand een positieve correlatie met de gemiddelde breedte van het landschapselement zien.

Verwachting: Hazelmuizen zijn afhankelijk van een grote diversiteit aan boom- en struiksoorten voor hun levenscyclus. Elementen met veel diversiteit in boom- en struiksoorten tonen positieve correlatie met de dispersie afstand.

Verwachting: Voedselbeschikbaarheid in de vorm van de hoeveelheid bomen en struiken die eetbare bessen of noten dragen, toont een positieve relatie met de totale hoeveelheid hazelmuiswaarnemingen.

Verwachting: Landschapselementen met een groot volume per strekkende meter herbergen meer hazelmuizen dan elementen met een klein volume.

Hypothese 2
Het Platte Bosch complex is een geschikt leefgebied voor hazelmuizen en maar is te klein om als zelfstandig duurzaam kernleefgebied te fungeren.

Verwachting: Het Platte Bosch en de directe omgeving voldoet aan de habitatvereisten die in (Ramakers, Dorenbosch et al. 2013) worden genoemd en is dus geschikt als toekomstig hazelmuisgebied.

Verwachting: Het Platte Bosch en de directe omgeving zijn samen te klein voor een duurzame hazelmuispopulatie. Hierdoor zijn verbindingen met andere hazelmuisgebieden noodzakelijk.

2. Materialen en methoden

2.1. Onderzoeksgebied

Het onderzoeksgebied bevindt zich in Zuid-Limburgse heuvellandschap rondom het dorp Vijlen ongeveer 20 kilometer ten oosten van Maastricht (Figuur 6). Tijdens de laatste ijstijd is er löss afgezet, door dit bodemtype hebben zich er enkele kenmerkende bostypen ontwikkeld die de natuurlijke habitat van de hazelmuis vormen, zoals het veldbies-beukenbos *(Luzulo-Fagetum)*, het voedselrijkere eiken-haagbeukenbos *(Stellario-Carpinetum)* en het algemenere wintereiken-*beukenbos (Fago-Quercetum)*. Daarnaast komen ook de klasse van de doornstruiken *(Rhamno-Prunetea)* en op voedselarmere gronden het braamstruweel *(Lonicero-Rubetea)* voor (Foppen, Haverman et al. 1999). Ook liggen er vele al dan niet versnipperde lijnvormige landschapselementen zoals graften, hagen, singels en houtwallen in het onderzoeksgebied die door hazelmuizen worden gebruikt.

Het Platte Bosch–Orsbacherwald-Schneeberg complex

Het Platte Bosch is ongeveer 40 hectare groot en wordt doorsneden door de N281. Het bos is in beheer bij Stichting het Limburgslandschap en bestaat uit zomereik *(Quercus robur)*, Amerikaanse eik *(Quercus rubra),* zoete kers *(Prunus avium)*, ruwe berk *(Betula pendula)* en enkele beuken *(Fagus sylvatica)*. Bij het beheer speelt vooral de zeldzame flora (met name in het kalkgrasland) een belangrijke rol. Daarnaast is er op de percelen ten zuidoosten van het Platte Bosch in de winter van 2012-2013 bos aangeplant. Ten zuiden van het Platte Bosch ligt het Kolmonderbos (21ha.) en in oostelijke richting bevinden zich in Duitsland het Orsbacherwald (17ha.) en de Schneeberg (30ha.) Tussen deze boskernen is ook potentieel habitat voor hazelmuizen beschikbaar, voornamelijk in de vorm van graften en enkele kleine bosjes (Figuur 7).

Figuur 6. De ligging van het onderzoeksgebied in Nederland (links) en de locatie van het Platte Bosch (rechts) weergegeven met een gele cirkel

Figuur 7. Het Platte Bosch (PB), Kolmonderbos (KB)–Orsbacherwald (OW)-Schneeberg (SB) complex. Met daartussen het Bosje (Bo) en de Kleine busch (Kl.B).

2.2. Landschapselementen als verbindingszone

De door experts gevalideerde waarnemingen van hazelmuizen zijn in een ArcGIS bestand weergegeven. Vanuit dit bestand worden verschillende elementen, waarin hazelmuizen voorkomen geselecteerd. Dit databestand is samengesteld door Natuurbalans Limes-Divers en bestaat uit een samenvoeging van betrouwbare data uit de NDFF, de databank van de Zoogdiervereniging en individuele waarnemers. Deze elementen zijn vervolgens tijdens het veldwerk op verschillende kenmerken onderzocht (zie hoofdstuk 2.3).

Selectie en opname landschapselementen

Lijnvormige landschapselementen (houtwallen, hagen en graften) rondom bekende hazelmuisgebieden (Tabel 1) zijn geselecteerd op basis van de variatie in hazelmuiswaarnemingen en hazelmuiswaarnemingen en onderzocht mei-juni 2013. Tijdens deze opnamen werd van verschillende landschapselementen (n=62) de in

Tabel 2 beschreven variabelen opgenomen. Daarnaast zijn er ook landschapselementen zonder hazelmuizen onderzocht (n=139) waarvan uiteindelijk een selectie is gebruikt in de analyses (zie 2.4). Deze onderzochte kenmerken zijn afgeleid van (Ramakers, Dorenbosch et al. 2013) en waar noodzakelijk toegespitst op de eigenschappen van lijnvormige landschapselementen (

Tabel 2).

Tabel 2. De variabelen en beschrijving die worden verzameld per landschapselement.

Variabele	Beschrijving
Lengte	Totale lengte van het landschapselement
Boomkroon overlag	Relatieve bedekking (%) van de boomkronen binnen het element
Struiklaag overlap	Relatieve bedekking (%) van de struiken binnen het element
Fragmentatie (%)	Het percentage van een landschapselement dat niet uit aaneengesloten houtige begroeiing bestand
Fragmentatie locatie en lengte	De grootte (m) en de locatie van de gaten per element
Boomhoogte	Gemiddelde boomhoogte (m)
Struikhoogte	Gemiddelde struikhoogte (m)
Element breedte	Gemiddelde breedte van het element (m)
Soortenrijkdom	Totale hoeveelheid soorten bomen en struiken binnen het element
$D_{boom/struik}$	Simpson's *D* ($D = 1/\sum pi^2$) van alle bomen en struiken. (Magurran 2004)
$D_{noten\ zaden}$	Simpson's *D* voor de bomen en struiken die noten of zaden produceren (Magurran 2004)
D_{bessen}	Simpson's *D* bomen en struiken die bessen produceren (Magurran 2004)
Hoeveelheid voedselplanten	Totale hoeveelheid (m) bomen en struiken die noten, zaden of bessen produceren.

2.3. Statistische analyse

Van de verzamelde variabelen (

Tabel 2) zijn correlaties bepaald door middel van een Pearson correlatie analyse. Hierbij is de door hazelmuizen afgelegde afstand in het landschapselement (afstand van de waarneming tot aan het dichtstbijzijnde bronpopulatie) vergeleken met de verzamelde eigenschappen van dat element. Indien de hazelmuis zich door meerdere elementen heeft verplaatst, is van de doorkruiste elementen, het gewogen gemiddelde op basis van het aantal meters doorkruist "individueel element" berekend en gebruikt in de correlatie. Vanwege de lage correlatieve verbanden (r^2) is er voor gekozen geen Generalized Linear Model toe te passen.
De onderzochte lijnvormige elementen in Cottessen zonder hazelmuizen en de elementen hazelmuizen zijn gebruikt te kijken of er een verschil zit tussen de hoeveelheid hazelmuiswaarnemingen per element en het gemiddelde volume van dat element door middel van een Chi-kwadraat toets. De keuze voor Cottessen is gebaseerd op het feit dat hier veel landschapselementen onderzocht zijn en de waarnemersactiviteit relatief hoog is (mond. med. R. Foppen). Deze verwachte variabelen zijn berekend door de fractie landschapselementen die aanwezig waren te vermenigvuldigen met de totale hoeveelheid waarnemingen binnen deze groep. Indien er een voorkeur of afkeur ten opzichte van dit type landschapselement is duidt dat in een groter verschil tussen de verwachte en de waargenomen variabelen.

2.4. Hazelmuizen in het Platte Bosch, Orsbacherwald en Schneeberg complex.

Geschiktheidsbeoordeling Platte Bosch en omgeving
Door (Ramakers, Dorenbosch et al. 2013) is het Nederlandse voortplantingshabitat van de hazelmuis onderzocht, waarin de focus lag op bosranden en landschapselementen. De bosranden en landschapselementen van het POS-complex zijn met de in (Ramakers, Dorenbosch et al. 2013) significante parameters (breedte van de bosrand, aanwezigheid van voedsel (met name hazelaar en braam gevolgd door wilde lijsterbes) en een goed ontwikkelde struiklaag) vergeleken om de geschiktheid (marginaal, suboptimaal en optimaal) voor hazelmuizen te bepalen. Om het Platte Bosch en omgeving geschikter te maken wordt er beheer- en inrichtingssuggesties gegeven.

Hazelmuizen in het Platte Bosch; natuurlijke uitbreiding
Door (Reijerse and Dorenbosch 2013) is er in een gebiedsvisie voor de hazelmuis een verbindingszone door het Geuldal geadviseerd. Om de hazelmuispopulatie uitbreidingsmogelijkheden te geven richting het POS-complex werd er ook in deze richting een verbinding geadviseerd, hierin werd gekeken naar:

- De geschiktheid voor hazelmuizen van de reeds aanwezige landschapselementen en bosgebieden als verbindingszone en voorplantingshabitat.
- Er wordt naar mogelijkheden gezocht om tot een aansluitend netwerk te komen waardoor hazelmuizen zich succesvol kunnen verplaatsen.
- Er wordt rekening gehouden met de randvoorwaarden van andere actoren en de beleidskaders binnen het gebied.

Hazelmuizen in het Platte Bosch; herintroductie

- Met behulp van literatuurstudie is getracht het voormalig verspreidingsgebied van de hazelmuis in kaart te brengen.
- Experts is gevraagd of zij denken dat herintroductie noodzakelijk is en welke bosgebieden potentieel geschikt zijn voor herintroductie.
- Er zijn argumenten aangedragen om wel of niet over te gaan tot herintroductie. Dit is gebaseerd op de habitateisen van de hazelmuis en overige eisen die gesteld worden aan herintroductie.
- Knelpunten zijn aangegeven en eventuele oplossingen aangedragen. Selectie van potentiele uitzetlocaties vond plaats op basis van de uitkomsten voorkomend uit het habitatonderzoek en literatuur.
- Dit wordt uiteindelijk vertaald in een stappenplan, dat kan worden gebruikt voor herintroductie. Dit stappenplan bestaat uit een beleidskader met daarin de wettelijke richtlijnen en de IUCN criteria. Daarnaast is er een praktisch deel uitgewerkt, waarin is wordt toegelicht hoe de uitvoering omtrent herintroductie het best kan plaats vinden.

3. Resultaten

3.1. Gebruik van landschapselementen door hazelmuizen

Landschapselementen die door hazelmuizen zijn gebruikt kenmerken zich door een boomlaag van gemiddeld 21 meter hoog met een kroon van ongeveer 18 meter breed (Tabel 3). Daarnaast hadden de elementen een bedekking van gemiddeld 66% (σ 29,2%). De struiklaag daarintegen is beter aangesloten met een gemiddelde bedekking van bijna 75% (σ 28%) en een gemiddelde hoogte van ongeveer 7 meter en een breedte van 9 á 10 meter (Tabel 3). De totale bedekking (boom en struiklaag) is gemiddeld 138% (σ 33,4%).

Tabel 3. De gemiddelde boom- en struiklaag hoogte, breedte, het totale bedekkingspercentage van de boom- en struiklaag met de bijbehorende standaard deviatie van landschapselementen gebruikt door hazelmuizen.

Variabele	Boomlaag	Struiklaag
Hoogte (m)	20,8 (σ 3,8)	7,0 (σ 3,5)
Breedte (m)	17,6 (σ 10,3)	10,6 (σ 6,7)
Soortrijkdom (#)	2,6 (σ 1,4)	9,6 (σ 3,6)
Bedekking (%)	62,8 (σ 29,2)	75,5 (σ 28)

De boomlaag wordt gedomineerd door gewone es, zomereik en Haagbeuk en in de struiklaag zijn eenstijlige meidoorn, hazelaar, gewone vlier en gewone braam (Tabel 4) bepalende soorten.

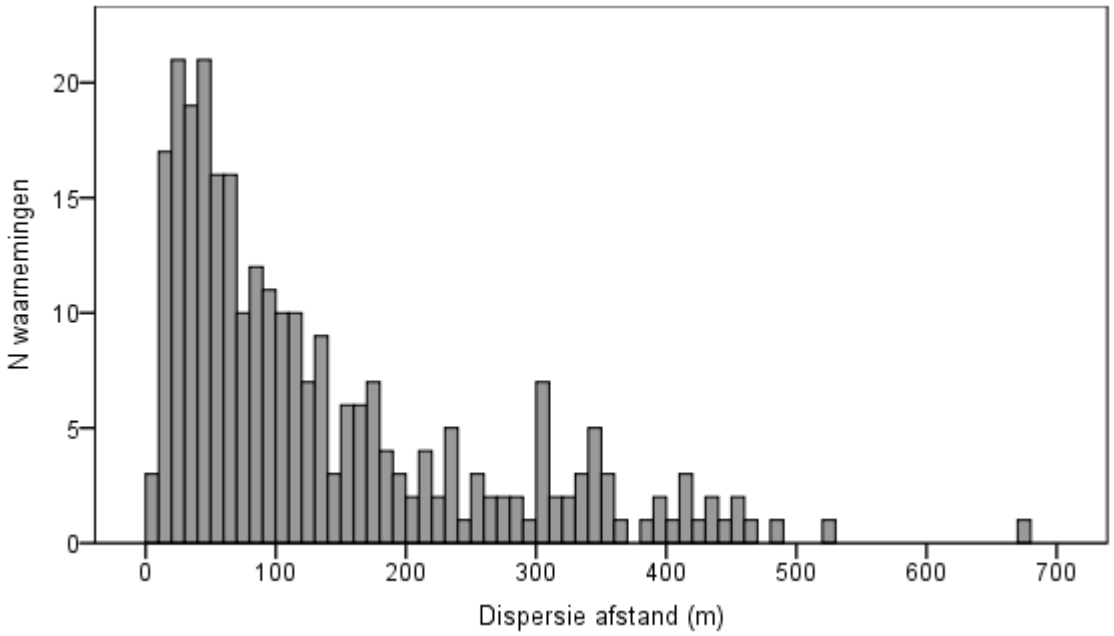
Tabel 4. Het bedekkingspercentage per soort in de boom- en struiklaag met de bijbehorende standaarddeviatie van landschapselementen gebruikt door hazelmuizen.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Struiklaag	Boomlaag
Fraxinus excelsior	Gewone es	19,2 (σ 23,5)	2,1 (σ 7,0)
Quercus robur	Zomereik	8,7 (σ 15,5)	0,41 (σ 0,6)
Carpinus betulus	Haagbeuk	7,59 (σ 17,2)	0,15 (σ 0,5)
Betula pendula	Ruwe berk	3,0 (σ 8,9)	0,19 (σ 0,7)
Fagus sylvatica	Beuk	1,64 (σ 11,0)	0,05 (σ 0,2)
Prunus avium	Zoete kers	1,48 (σ 4,1)	0,37 (σ 0,8)
Acer campestre	Veldesdoorn	0,74 (σ 3,7)	1,52 (σ 4,8)
Craetegus monogyna	Eenstijlige meidoorn	-	17,9 (σ 30,2)
Corylus avellana	Hazelaar	-	17,3 (σ 24,8)
Sambucus nigra	Gewone vlier	-	14,3 (σ 17,0)
Rubus fruticosus	Gewone braam	-	13,02(σ 6,0)
Cornus sanguinea	Rode kornoelje	-	4,37 (σ (9,4)
Prunus spinosa	Sleedoorn	-	1,35 (σ 6,4)
Overige soorten	-	(<1%)*	(<1%)**

*Acer campestre, A. pseudoplatanus, Aesculus hippocastanum, Alnus glutinosa, Picea abies, Populus tremula, Robinia pseudoacacia, Salix alba, S. triandra, Tilia spec. en Ulmus spec.

** Acer pseudoplatanus, Castanea sativa, Clematis vitalba, Cornus mas, Craetegus laevigata, Cytisus scoparius, Ilex aquifolium, Ligustrum vulgare, Mespilus germanica, Rhamnus frangula, Ribes uva-crispa Rosa spec., Salix alba, S. caprea, S. triandra, Sorbus aria, S. aucuparia, Ulmus spec. en Viburnum opulus.

In de onderzoeksgebieden zijn de afstanden van alle hazelmuiswaarnemingen (n=275) opgemeten tot de dichtsbijzijnde bronlocatie. Het grootste deel van de hazelmuiswaarnemingen werden dichtbij (< 70 meter) de bronpopulatie gedaan, het aantal waarnemingen nam af naarmate de afstand tot de bronpopulatie groter word. De grootste afgelegde afstand in de landschapselementen die tijdens dit onderzoek zijn geanalyseerd is 670 meter (Figuur 8).



Figuur 8. De dispersie afstand (m) afgelegd door hazelmuizen (n=275) vanaf de dichtstbijzijnde bronlocatie via de lijnvormige landschapselementen.

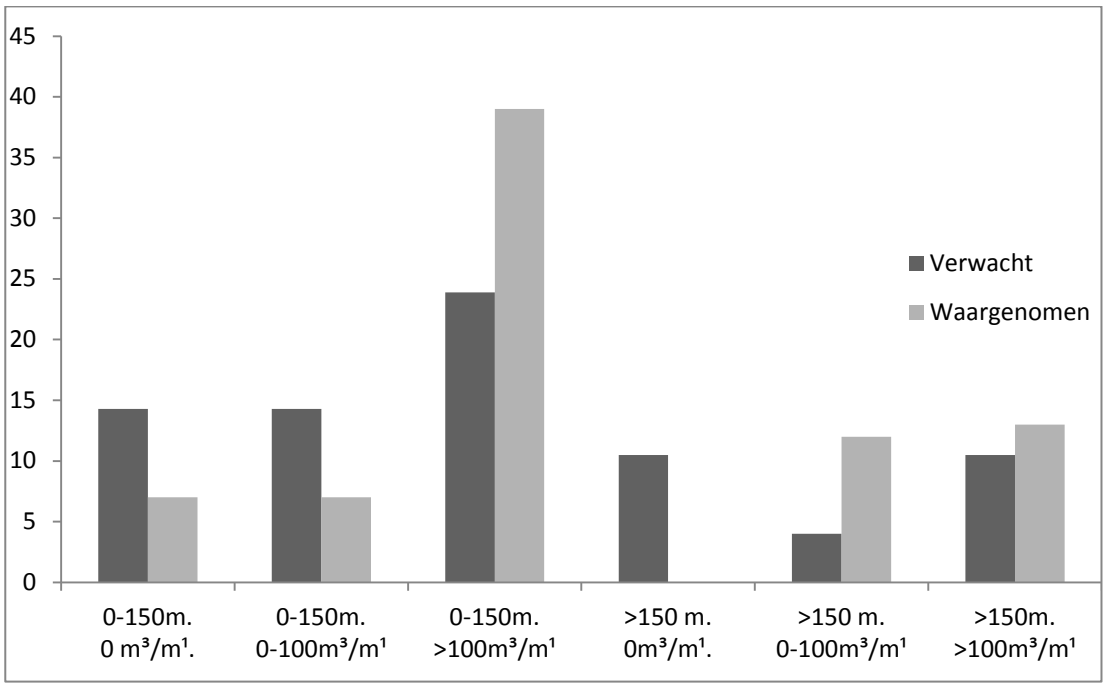
Het correleren van de afgelegde afstanden door de landschapselementen met de kenmerken van het door hazelmuizen doorkruisde deel heeft geleid tot enkele significante correlaties (Tabel 5). De r^2 geeft aan hoeveel variatie wordt verklaard door de desbetreffende variabele. De relatief hoge r^2 van het aantal boom- en struiksoorten is beïnvloedt doordat een toename in afgelegde afstand binnen een landschapselement ook de kans op het doorkruizen van meerdere boom- en/of struiksoorten toeneemt.

Tabel 5. Variabelen die significant *(p<0.05)* correleren met de dispersie afstand opgedeeld in boomlaag en struiklaag, het aantal geteste landschapselementen (n), de correlatie coëfficiënt (r) en de gekwadrateerde correlatie coëfficiënt (r^2).

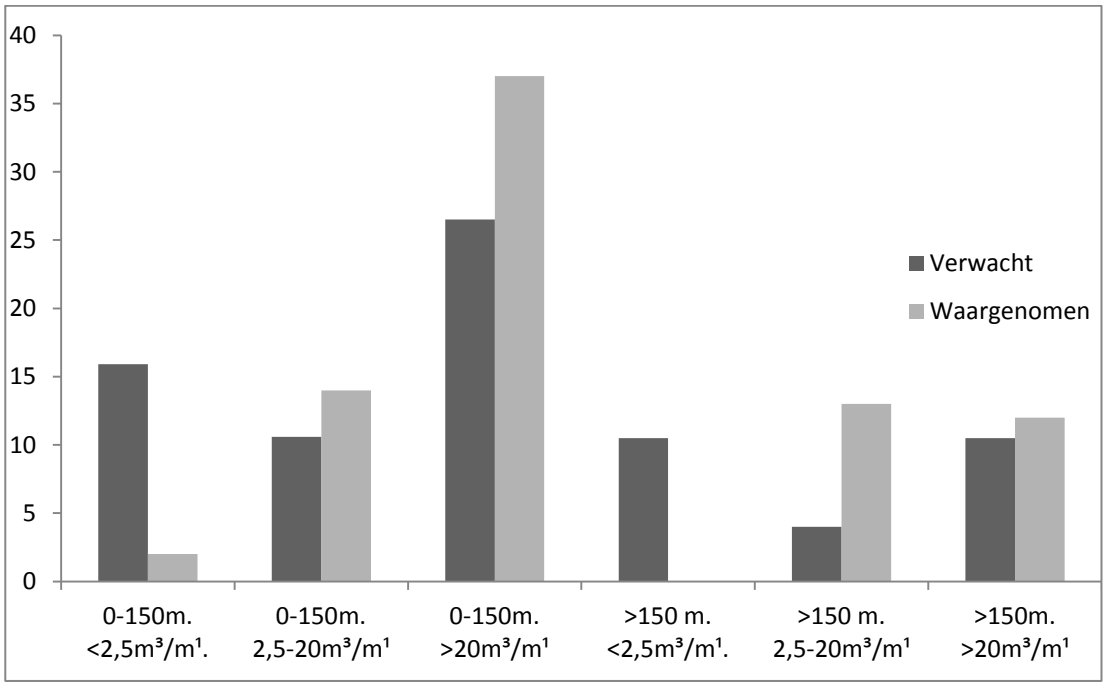
	Variabele	n	r	r^2	p
Boomlaag	Boomsoorten (#)	275	0.485	0.24	<0.01
	R. pseudoacacia	275	0.366	0.13	<0.01
	A. glutinosa	275	0.179	0.03	<0.01
	Tilia sp.	275	0.166	0.03	<0.01
	S. triandra	275	0.147	0.02	<0.05
	C. betulus	275	0.194	0.04	<0.01
	Hoogte	217	-0.269	0.07	<0.01
	P. tremula	275	-0.128	0.02	<0.05
Struiklaag	Struiksoorten (#)	275	0.445	0.20	<0.01
	Hoogte	219	0.203	0.04	<0.01
	Breedte	219	0.179	0.03	<0.01
	S. nigra	275	0.375	0.14	<0.01
	C. sanguinea	275	0.31	0.10	<0.01
	S. alba	275	0.443	0.20	<0.01
	C. vitalba	275	0.178	0.03	<0.01
	% bedekking	275	-0.135	0.02	<0.05
	C. monogyna	275	-0.244	0.06	<0.01
	F. excelsior	275	-0.167	0.03	<0.05
	B. pendula	275	-0.149	0.02	<0.05
	R. fruticosus	275	0.269	0.07	<0.01
Boom+struiklaag	Totaal besdragende soorten	275	-0.183	0.03	<0.05

Hazelmuis aan- en afwezigheid in landschapselementen

Een vergelijking van het volume (hoogte x breedte x %bedekking) van de boom- of struiklaag en het aantal hazelmuiswaarnemingen, laat zien dat er in elementen significant (p=<0,001) meer hazelmuizen voorkomen naarmate het volume van de boomlaag (Figuur 9) of struiklaag (Figuur 10) toeneemt ten opzichte van de verwachting.



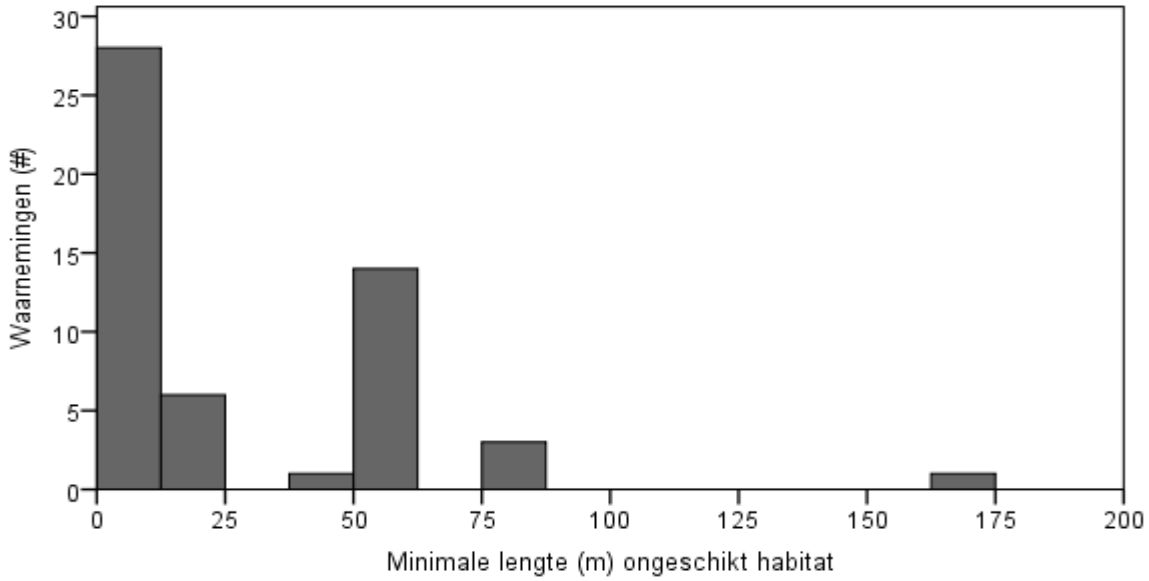
Figuur 9. De verschillen in verwachte en waargenomen hoeveelheid hazelmuiswaarnemingen ten opzichter van de afstand (m) van de bronpopulatie (Vijlenerbos) en het volume van de boomlaag (m^3/m^1). Een Chi^2 test toont aan dat er een significant (p=<0,001) verschil zit tussen de verwachte en de waargenomen hoeveelheid hazelmuiswaarnemingen.



Figuur 10. De verschillen in verwachte en waargenomen hoeveelheid hazelmuiswaarnemingen ten opzichter van de afstand (m) van de bronpopulatie (Vijlenerbos) en het volume van de struiklaag (m^3/m^1). Een Chi^2 test toont aan dat er een significant (p=<0,001) verschil zit tussen de verwachte en de waargenomen hoeveelheid hazelmuiswaarnemingen.

Ongeschikt habitat

Naast landschapselementen hebben hazelmuizen ook ongeschikt habitat (onderbrekingen in elementen, graslanden en akkers) doorkruist. De minimale lengte ongeschikt habitat dat is doorkruist per waarneming (n=53) wordt weergegeven in Figuur 11. De meeste gaten die werden overgestoken (n=49) waren 75 meter of kleiner. De grootste afstand van ongeschikt habitat, dat doorkruist is bedroeg 173 meter.



Figuur 11. De minimale lengte ongeschikt habitat die door hazelmuizen is gepasseerd (n=53) in de onderzochte gebieden.

3.2. Habitatsgeschiktheidsanalyse Platte Bosch-Orsbacherwald-Schneeberg complex.

Potentiële leefgebieden

De potentiële leefgebieden in het POS-complex bestaan uit zowel bosgebieden (>0,5 hectare) en landschapselementen. In totaal is er 131,6 hectare bosgebied beschikbaar met ruim 18 km aan bosrand (Tabel 6). Daarnaast is er 16,7 km aan lijnvormige elementen en bosrandlengte van bossen kleiner dan 0,5 hectare in de omgeving van het POS-complex potentieel geschikt als habitat (Tabel 7).

Tabel 6. Potentieel habitat; bosgebieden (>0,5ha)

Naam	Oppervlakte (ha)	Bosrand lengte (m)
Platte Bosch	40	3708
Platte Bosch (NW van N281)	9	2470
Bosje	0,6	307
Kolmonderbos	21	2994
Orsbacherwald	17	2330
Schneeberg	30	3780
Kleine busch	4	920
Senserbachwald	10	2000
Totaal	**131,6**	**18.509**

Tabel 7. Potentieel habitat; lijnvormige elementen en randlengte bosgebieden (<0,5 ha)

Locatie	Lengte (m)
Platte Bosch (NW)	2451
Platte Bosch ↔ Kolmonderbos*	776
Platte Bosch ↔ Orsbacherwald	4495
Orsbacherwald ↔ Schneeberg	3594
Aachenergolfbaan	4299
Senserbachwald	1100
Totaal	**16.715**

*Bosaanplant

Knelpunten en barrières

Binnen het POS-complex zijn enkele knelpunten aanwezig zo is de kwaliteit van de bosranden op veel locaties marginaal. Dit wordt met name veroorzaakt door een scherpe grens tussen het bos en de omliggende open gebieden. Hierdoor zijn de mantel- en zoomvegetatie slecht ontwikkeld of vrijwel afwezig (Tabel 8). Met name de mantelvegatie biedt voedsel (vruchten en hazelnoten) en nestgelegenheid aan hazelmuizen.

Tabel 8. Mate van geschiktheid bosranden

Naam	Kwaliteit bosrand
Platte Bosch	Marginaal
Platte Bosch (NW van N281)	Marginaal
Bosje tussen PB en Kolenbrander	Marginaal
Kolmonderbos	Marginaal
Orsbacherwald	Optimaal
Schneeberg	Suboptimaal
Kleine busch	Optimaal
Senserbachwald	Suboptimaal

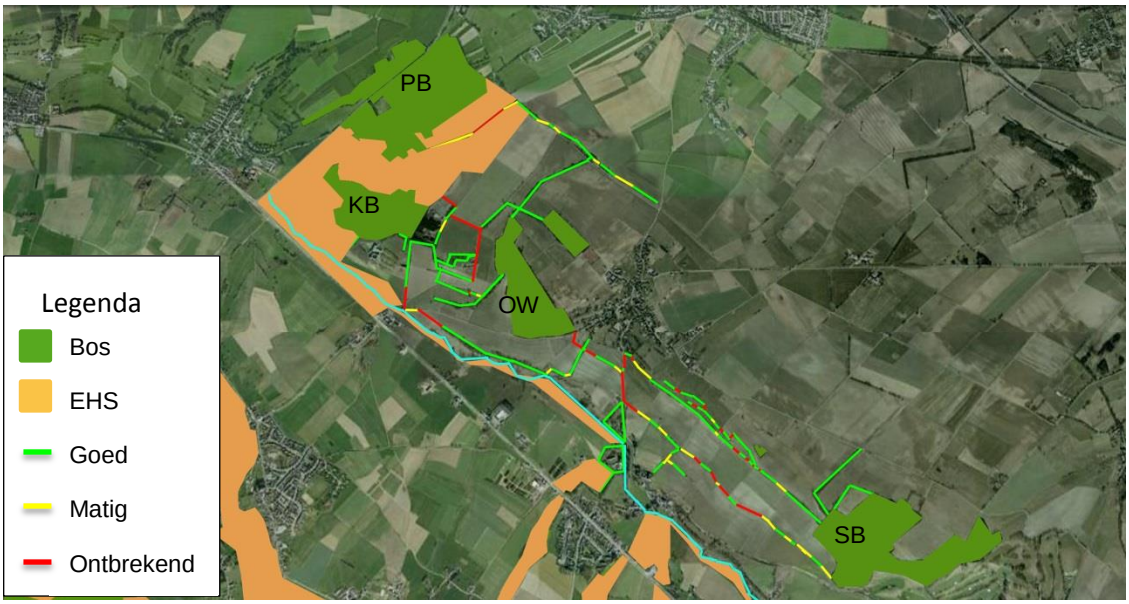
Interne verbindingen tussen de boscomplexen

Om de uitwisseling in het POS-complex te garanderen zijn interne verbindingen cruciaal. De graften die als verbinding kunnen dienen zijn echter op veel locaties marginaal ontwikkeld en op bepaalde locaties afwezig (Tabel 9). Voor een minimaal scenario (één verbinding tussen de bosgebieden) is met name het deel onder het dorp Orsbach een knelpunt (Figuur 12). Voor een optimale situatie is er gekozen voor het herstel van tenminste twee interne verbindingen binnen het POS-complex en het aaneensluiten van bestaande elementen en bosgebieden (Figuur 13).

Tabel 9. De lengte van de knelpunten binnen de verbindende elementen

	Minimale lengte (m)		Optimale lengte (m)	
Locatie	Ontbrekend	Marginaal	Ontbrekend	Marginaal
Platte Bosch ↔ Orsbacherwald	20	37	3804	904
Orsbacherwald ↔ Schneeberg	389	218	2266	819

Figuur 12. De minimale verbindingszone voor hazelmuizen in het POS-complex. Met de beoordeling van de huidige staat van de lijnvormige elementen die als verbindingszone tussen de boscomplexen liggen.



Figuur 13. De optimale verbindingszone voor hazelmuizen in het POS-complex. Met de beoordeling van de huidige staat van de lijnvormige elementen die als verbindingszone of aanvullend leefgebied tussen de boscomplexen liggen.

Duurzame populatie in het POS-complex

Er zijn veel studies gedaan naar hoe groot een duurzame populatie moet zijn. Deze (deel)populaties worden op basis van het aantal waarnemingen geschat op ongeveer 1000 individuen (Dorenbosch, Mouton et al. 2013). Voor een minimale levensvatbare populatie grootte lopen de optimistische schattingen uiteen van 500-1000 individuen (Franklin and Frankham 1998) , maar conservatieve schattingen lopen van 2261-5000 individuen (Traill, Bradshaw et al. 2007).

Een studie met 1200 nestkasten verdeelt over 30 locaties en 20 live-traps (100 vangstnachten) in Engeland heeft een dichtheid variërend van 0,97 tot 7,64 hazelmuizen/hectare aangetoond (Bright and Morris 1990) werd er in een hakhoutbos met overstaanders een dichtheid van 6 individuen/hectare gevonden (Bright and Morris 1993). In dezelfde studie werd in een lage bosopstand zelfs een dichtheid van 12 hazelmuizen per hectare gemeten (Bright and Morris 1993). Hierin werd echter niet vermeld of ook juveniele dieren in de berekening zijn meegenomen. In Zweden werd op basis van een vangst-hervangst onderzoek, in een sparrenbos, de dichtheid op 7 individuen per hectare geschat (Berg and Berg 1999). In Nederland komen hazelmuizen grotendeels voor in de bosranden (Foppen, Verheggen et al. 1995), maar dichtheidsgetallen zijn onbekend.

Tabel 10. De hazelmuisdichtheid en de populatiegrootte uitgezet tegen het benodigde habitat.

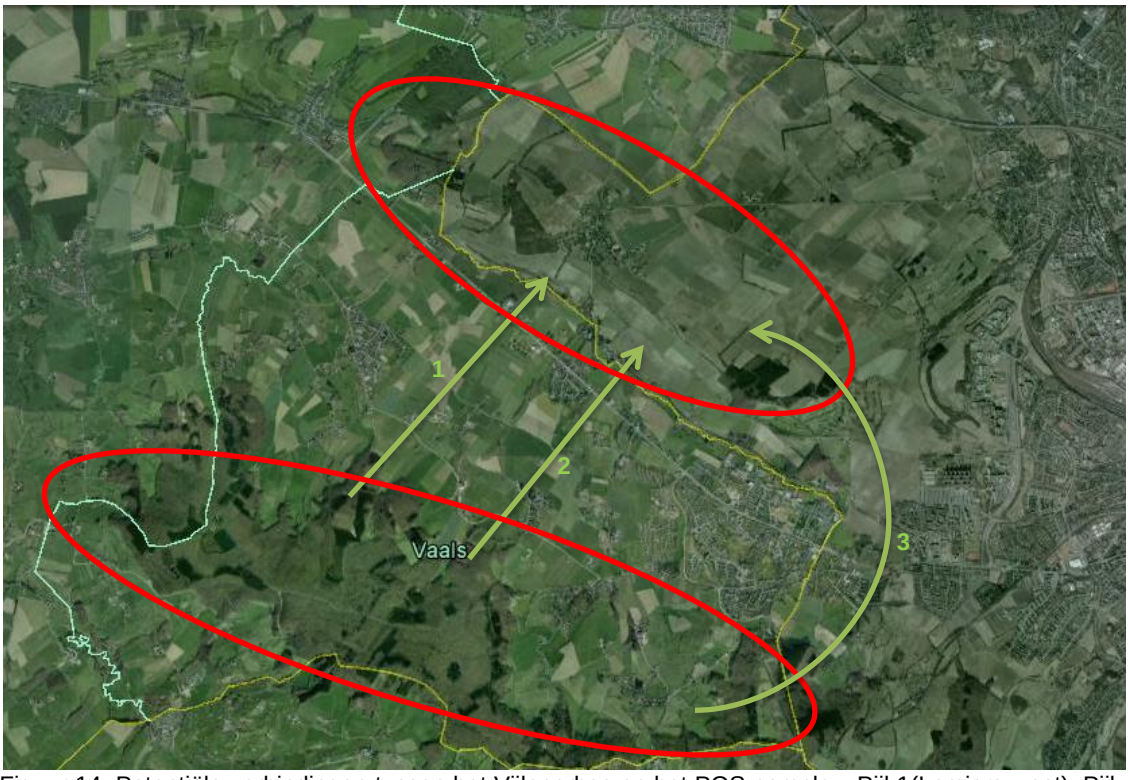
Dichtheid	Populatiegrootte									
(ind./ha.)	500	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	4500	5000
1	500	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	4500	5000
2	250	500	750	1000	1250	1500	1750	2000	2250	2500
4	125[a]	250	375	500	625	750	875	1000	1125	1250
6	83[a]	167	250	333	417	500	583	667	750	833
8	63[a]	125[a]	188	250	313	375	438	500	563	625
10	50[a]	100[a]	150	200	250	300	350	400	450	500
12	42[a]	83[a]	125[a]	167	208	250	292	333	375	417

a Duurzaam populatiescenario voor het POS-complex.

Op basis van de hoogst gemeten dichtheid van 12 individuen per hectare en de meest optimistische duurzame populatiegrootte van 500 individuen is er minimaal 42 hectare aaneengesloten habitat nodig (Tabel 10). Voor het meest negatieve scenario, met een dichtheid van 0,97 hazelmuizen/hectare (Bright and Morris 1990) en een duurzame populatiegrootte van individuen is er echter ruim 5100 hectare nodig voor duurzame populatie.

3.3. Hazelmuizen in het POS-complex door middel van verbindingszones.

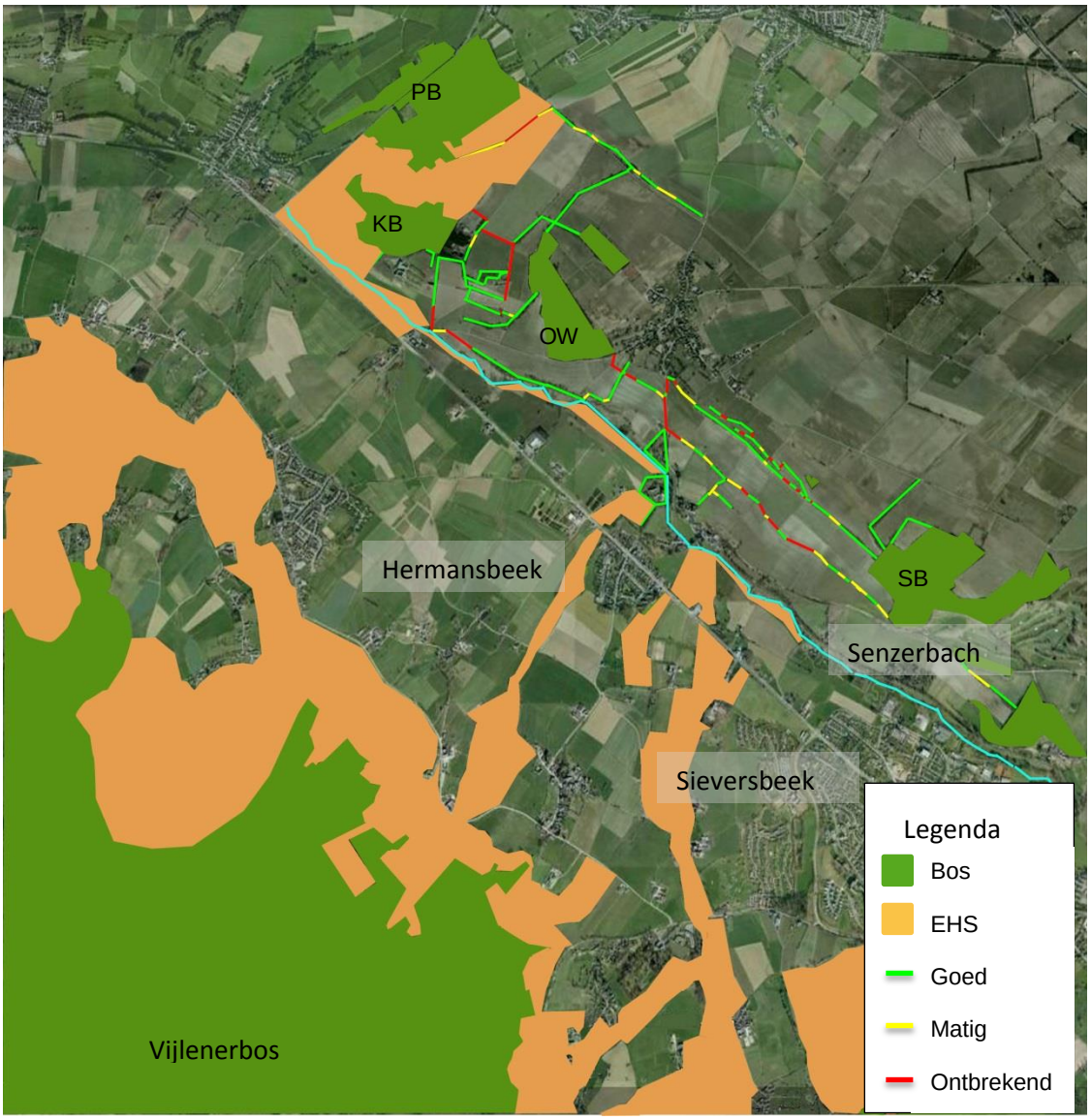
Om de duurzaamheid van de toekomstige hazelmuispopulatie in het POS-complex te bereiken/verhogen is uitwisseling met andere hazelmuispopulaties noodzakelijk. Hierdoor ontstaat er een metapopulatiestructuur, waarin genetische uitwisseling en herkolonisatie na lokaal uitsterven mogelijk is. Dit is mogelijk door het aanleggen van een verbindingszone tussen het Vijlenerbos en het POS-complex. Er worden drie verbindingsmogelijkheden onderzocht (Figuur 14). Eén ten oosten van Lemiers, één ten westen en één via het Duitse Vaalserquartier.



Figuur 14. Potentiële verbindingen tussen het Vijlenerbos en het POS-complex. Pijl 1(Lemiers-west), Pijl 2 (Lemiers-oost) en Pijl 3 (Vaalserquatier-Dld).

Ecologische hoofdstructuur

In het kader van de Ecologische hoofstructuur (EHS) zijn er verbindingszones aangewezen die tussen het Vijlenerbos en het POS-complex liggen (Figuur 15). Deze beken zijn aangewezen binnen de kaderrichtlijn water (KRW) als “snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem (R17). Dit type is kenmerkend voor het Zuid-Limburgse heuvelland en komt vaak voor in bosrijke landschappen. Vanuit de KRW worden enkel aquatische kwaliteitsdoelstellingen nagestreefd waardoor deze beleidslijn geen beperking voor hazelmuizen vormt. Wel zijn er rondom de beek terreinen in beheer waarop mogelijk bijzondere vegetatietypen voorkomen (bijvoorbeeld dotterbloemhooiland) hierin kan houtige opslag onwenselijk zijn.



Figuur 15. De ligging van de EHS in het plangebied tussen het Vijlenerbos (linksonder) en het POS-complex. Ook de bestaande Nederlandse bossen op deze kaart maken deel uit van de EHS. Twee verbindingszones, de Hermansbeek en de Sieversbeek, kunnen in de toekomst mogelijk dienen als corridor voor de hazelmuis.

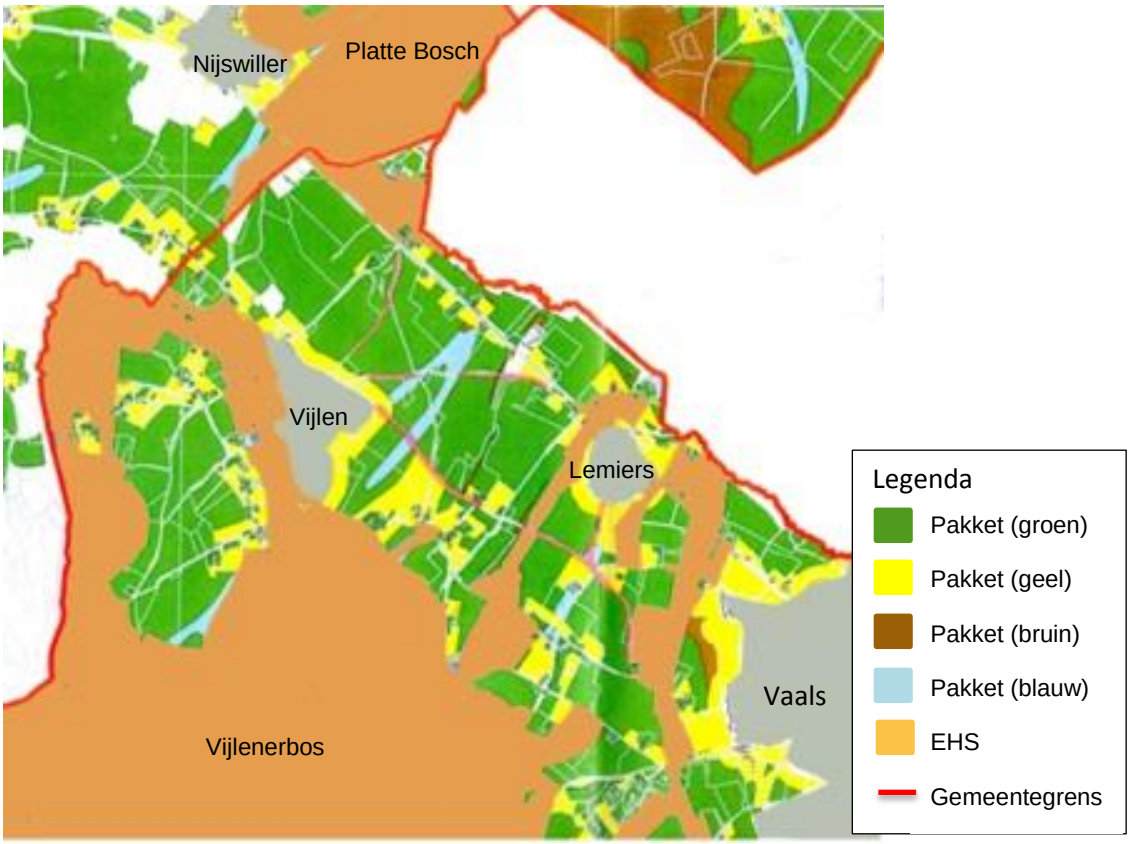
Senzerbach en Vaalser quartier

De Senzerbach, is een beek, die de grens tussen Nederland en Duitsland bepaald (Figuur 15) en waarvan de oevers deel in de EHS zijn begrenst bevat ook mogelijkheden tot het ontwikkelen van een verbindingszone. Tussen Aachen en het Vaalserquartier ligt een kleine opening met onbebouwd terrein (Figuur 16).

Figuur 16. Verbindingszone via het Vaalserquartier en de Senserbach.

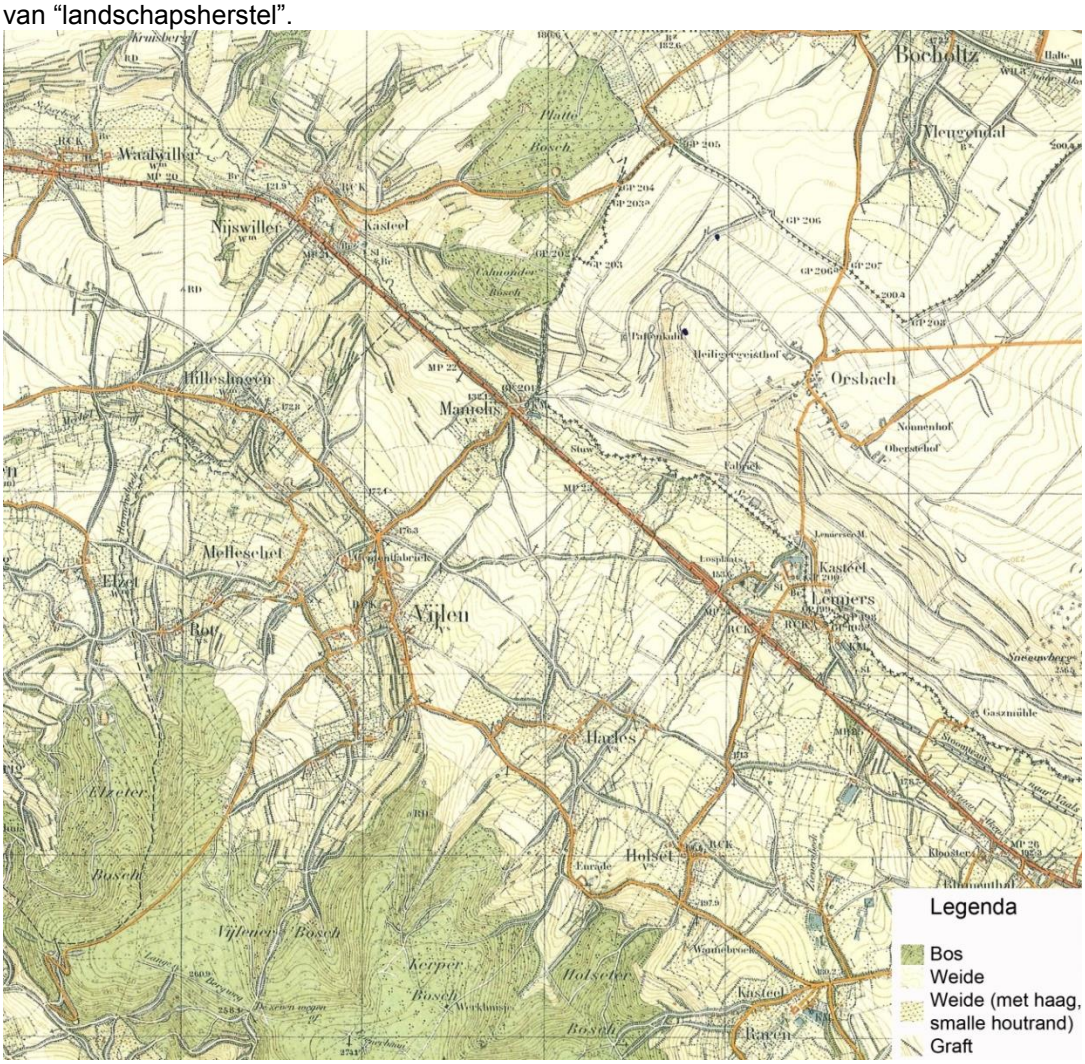
Landschapselementen
Het landelijkgebied tussen het Vijlenerbos en het POS-complex bestaat grotendeels uit intensief gebruikte akkers en weilanden. Er zijn geen aaneensluitende landschapselementen meer aanwezig die met weinig inspanning als hazelmuiscorridor dienst kunnen doen.

In de provincie kan door grondbezitters subsidie worden aangevraagd vanuit de “Groenblauwe diensten”. Vanuit deze subsidie kan zowel inrichting/aanleg als beheer van landschapselementen worden vergoed. Welke diensten in aanmerking komen verschilt per perceel (Figuur 17). Vooral de pakketten “groen” en “geel” worden aangeboden op de rondom de beoogde verbindingszone tussen het Vijlenerbos en het POS-complex. De lijnvormige elementen “houtwal en singel”, “bomenrij” en “struweelrand” worden in deze pakketten vergoed.



Figuur 17. De mogelijke pakketten die kunnen worden aangevraagd per perceel vanuit de Groenblauwe diensten (Bron IKL)

Een historische kaart laat zien er veel landschapselementen aawezig waren rond het einder van de 19e eeuw. Het herstel van deze landschapselementen past dan ook goed in het kader van “landschapsherstel”.



Figuur 18. Historische kaart (anno 1919) van het onderzoeksgebied. Veel percelen waren toen nog omringd met houtige beplanting en of graften.

Landschappelijke knelpunten

In het gebied komen drie vormen van barrières voor die de verspreiding van hazelmuizen mogelijk negatief beïnvloed.

Tabel 11. Barrières en de mogelijke mitigerende maatregelen voor hazelmuizen.

Barrière	Mitigerende maatregelen voor hazelmuizen
Open agrarisch landschap	Aanleggen van robuuste verbindingen (zie EHS) of lijnvormige landschapselementen (zie Landschapselementen)
Wegen (N278 en N281)	Dubbele laanbeplanting waarbij de kronen van de laanbomen aan weerzijden van de weg met elkaar in contact staan.
Dorpskernen	De dorpsranden kunnen potentieel habitat vormen indien heggen om tuinen en in openbaar groen geschikt worden gemaakt

SWOT-analyse verbindingsmogelijkheden
In deze SWOT analyse worden verschillende mogelijkheden voor het creëren van verbindingszones tussen het Vijlenerbos en het POS-complex afgewogen.

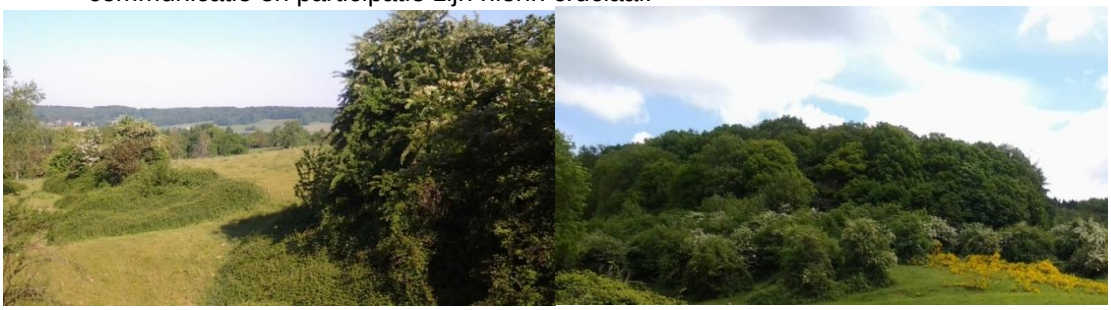
Robuust en natuurlijk
In dit beheertype wordt met name procesgericht op landschapsschaal beheerd. Natuurlijke processen krijgen zoveel mogelijk de vrije hand. Er dient echter voldoende oppervlakte te zijn verworven voor een integrale begrazingseenheid. Bij deze vorm wordt cyclische successie gestimuleerd. Het struweel- en opgaand bosstadium kunnen dienen als habitat en verbindingszone voor de hazelmuizen.

Sterke punten
- Hoge mate van natuurlijkheid
- Relatief goedkoop in beheer
- Duurzaam op de lange termijn bij economisch ongunstige perioden.

Zwakke punten
- Grote oppervlakte aaneengesloten natuur (EHS) nodig voor het herstellen van natuurlijk processen. Hiervoor zijn ook aansluitende EHS percelen nodig.
- Er zijn een aantal barrières voor grote grazers (wegen) aanwezig. Deze dienen te worden weggenomen (tunnel of ecoduct) of gemitigeerd door veilige oversteekplaatsen (verlaging verkeerssnelheid en wildroosters).
- Geen zekerheid of het landschap dat ontstaat per definitie geschikt is als verbindingszone voor hazelmuizen.

Kansen
- De aanleg van de Ecologische hoofstructuur
- Zuid-Limburg is een krimpregio waarin het inwoners aantal nu al terugloopt en deze trend gaat zich de komende jaren voortzetten (CBS 2012). De aanleg van robuuste natuur kan werkgelegenheid met zich mee brengen en inkomsten genereren door het stimuleren van recreatie en toerisme. Jaarlijks overnachten er ruim 4 miljoen toeristen en werken er ruim 19.000 mensen in de Zuid-Limburgse toeristische sector (Limburg 2012). Deze financiën kunnen deels worden ingezet voor de realisatie van nieuwe natuur en onderhoud van de bestaande natuurgebieden.
- Door de hoge mate van afwisseling in abiotische factoren kan er een landschap ontstaan met een hoge mate van natuurlijkheid, afwisseling en een hoge biodiversiteit.

Bedreigingen
- Voldoende financiële middelen zijn cruciaal om de EHS te realiseren zijn noodzakelijk. Tot noch toe zijn de natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones in het projectgebied buiten schot gebleven in het kader van de herijking. Het is onzeker of dit in de toekomst zo blijft.
- In het projectgebied komen op bepaalde locaties bijzondere soorten en of vegetatietypen voor. Deze kunnen mogelijk in kwaliteit of oppervlakte achteruitgaan door het achterwege laten van traditionele beheervormen.
- De publieke opinie kan zich tegen het project keren (bijvoorbeeld bij een hoge wintersterfte van de grazers of ingrijpende veranderingen in het landschap). Goede communicatie en participatie zijn hierin cruciaal.


Figuur 19. Struweelontwikkeling in open grasland (links) en bosontwikkeling binnen struweel (rechts) bij extensieve begrazing kan leiden tot geschikt habitat in verbindingszones voor hazelmuizen.

Half-natuurlijk landschap
In dit beheertype zijn naast procesgerichte ingrepen aanvullende ingrepen noodzakelijk om de natuurwaarde (en eventueel andere waarden zoals cultuurhistorische- of aardkundige waarden) van het gebied te behouden. Hierbij valt te denken aan het kappen van bomen, maaibeheer en of het beheren van de populatieomvang bij bijvoorbeeld grote grazers.

Sterke punten
- Minder grondaankoop noodzakelijk voor verwezenlijking dan robuust en natuurlijk landschap.
- Ruimte voor aanleg en beheer van goede verbindende landschapselementen.
- Bijzondere soorten of vegetatietypen die zijn ontstaan door karakteristiek beheer kunnen behouden blijven.

Zwakke punten
- Lagere mate van natuurlijkheid door menselijk ingrijpen
- Hogere beheerkosten dan bij robuust en natuurlijk

Kansen
- Aanleg van de Ecologische hoofstructuur
- Kan ook deels buiten de EHS worden ontwikkeld en gefinancierd door de Groenblauwe diensten en mogelijk in de toekomst door de hervormingen van het Gemeenschappelijk Landbouw Beleid.

Bedreigingen
- Door het wegvallen of verminderen van financiering voor (agrarisch) natuurbeheer kan de duurzaamheid van het beheer vervallen en waardoor de kwaliteit en geschiktheid van de verbindingszones achteruitgaat.

Figuur 20. Voorbeelden van verbindende elementen in een half-natuurlijk landschap met hooibeheer (links) en seizoensbegrazing (rechts).

Multifunctioneel landschap
In het multifunctionele landschap spelen naast natuur ook andere factoren een rol zoals waterberging, landbouw of recreatie en worden gecombineerd.

Sterke punten
- Een groot deel van het agrarisch gebied komt in aanmerking voor Groenblauwe diensten (Figuur 17).
- De biodiversiteit van het agrarisch gebied staat onderdruk en krijg hierdoor mogelijk een impuls.

Zwakke punten
- Lage mate van natuurlijkheid
- Grote kans op negatieve invloeden vanuit omliggende agrarische terreinen.
- Hoge beheerkosten

Kansen
- Financiering vanuit de Groen Blauwdiensten in Nederland
- Mogelijkheden vanuit het toekomstige GLB voor de ontwikkeling van randen in Nederland en Duitsland
- Hazelmuizen prefereren een hoge opgaande begroeiing. Hierdoor is de onderhoudsfrequentie lager en goedkoper dan bij de karakteristieke scheerheggen.

Bedreigingen
- De overeenkomst voor Groenblauwe diensten duurt 6 jaar. Hierna is het onzeker of het beheer van landschapselementen (verbindingszones) word voortgezet.
- Door het verweven van functies kan de kwaliteit van de verbindingszones achtuitgaan.
- Door de vrijwillige deelname aan de Groenblauwe diensten is mogelijk dat landschapselementen niet of versnipperd worden aangelegd waardoor de verbindingszone niet functioneert.
- Doordat grote elementen meer schaduw geven en wateronttrekking gaat de productie op de landbouwpercelen achteruit. Hierdoor kan de agrariër de keuze maken de elementen intensiever te beheren, waardoor het element kleiner blijft (lees: ongeschikter voor hazelmuizen) en de verstoring door beheermaatregelen toeneemt.

Figuur 21. Graften (links) en een geschoren veldesdoorn (rechts) in een intensief agrarisch landschap.

Natuurlijkheid en kosten
Een vergelijking tussen de kosten opgesplitst in grondverwerving, inrichting (aanplant) en beheer met de mate van natuurlijkheid (Tabel 12) laat zien dat de grondverwervingskosten van het type Robuust en natuurlijk en Half-natuurlijk hoog zijn. Dit wordt veroorzaakt door de benodigde EHS aankopen, die bij het type Multifunctioneel niet noodzakelijk zijn. Bij de inrichting en beheerkosten is robuust en natuurlijk goedkoper doordat het beheer hier vrijwel geheel uit begrazing bestaat. Bij Half-natuurlijk en Multifunctioneel moeten de lijnvormige elementen voldoende worden hersteld/aangelegd voor een goed functionerende verbindingszone. Dit brengt extra inrichtings- en beheerkosten met zich mee (Tabel 12).

Tabel 12. Een overzicht van de natuurlijkheid en de geschiktheid voor hazelmuizen van de verbindingszones en een schatting van de kosten.

Verbindingszone	Natuurlijkheid	Geschiktheid	Kosten		
			Verwerving	Inrichting	Beheer
Robuust & natuurlijk	+++	onbekend	+++	+	+
Half-natuurlijk	++	+++	+++	++	+++
Multifunctioneel	+	+	+	++	+++

Er is een reëel advies voor de ontwikkeling van een goede verbinding tussen het POS-complex en de Vijlenerbossen opgesteld (Asbreuk 2013). Deze kan als leidraad dienen voor de betrokken partijen bij de ontwikkeling van de ecologische verbindingszones.

3.4. Hazelmuizen in het POS-complex door middel van bijplaatsing.

Voormalige verspreiding

Het voormalige verspreidingsgebied van de hazelmuizen is goed in kaart gebracht. Het kerngebied van deze verspreiding ligt in en rondom het huidige verspreidingsgebied in Zuid Limburg met uitzondering van de waarnemingen in het Vlodrop-station (1935) en Beek-Ubbergen (1936) bij Nijmegen (Figuur 22). In Zuid Limburg zijn enkele deelpopulaties uitgestorven zoals de populatie uit de Schinveldsche bossen (1916), het Imstenraderbos (1926) en het Savelsbos (1960). In het Platte Bosch zijn in de jaren ’90 nog hazelmuizen waargenomen (Verheggen and Boonman 2006)

Figuur 22. De voormalige verspreiding van de hazelmuis in Nederland. De noordelijkste waarneming bevindt zich in Gelderland bij Beek-Ubbergen (1936) (BU), in midden Limburg is er een waarneming bekend bij Vlodrop-Station (1936) (VS). Het grootste voormalige verspreidingsgebied bevindt zich in Zuid Limburg (ZL) ten zuiden van de lijn Maastricht-Kerkrade, waarbinnen het zwaartepunt van de verspreiding zich in het zuidoosten rondom Vaals bevond (rode stip). In Zuid Limburg zijn deelpopulaties uitgestorven. Uit de Schinveldsche bossen komt de laatste waarneming uit 1916, in het Imstenraderbos uit 1926 en sinds 1960 zijn is in het Savelsbos geen hazelmuizen meer waargenomen.

Randvoorwaarden

De randvoorwaarden rondom herintroductie, bijplaatsing of uitwisseling van hazelmuizen worden in (Dorenbosch, Mouton et al. 2013) besproken. Deze worden hieronder kort samengevat.

Doordat de hazelmuis nog steeds aanwezig is in het nog aanwezig is binnen het verspreidingsgebied in Zuid Limburg en aangrenzend België en Duitsland is er geen sprake

van herintroductie. Om inteelt en de genetische verarming tegen te gaan kan er voor drie strategieën worden gekozen.

1. Bijplaatsen van dieren uit andere verwante populaties op cruciale locaties.
2. Translocatie van hazelmuizen binnen de populatie.
3. Het opzetten van een fokprogramma waarbinnen dieren uit verschillende populaties worden “gekruist” en de nakomelingen worden teruggeplaatst. Voor het opzetten van een fokprogramma en het bij- en verplaatsen van hazelmuizen zijn IUCN richtlijnen van toepassing (Kader 1).

Het realiseren van een toekomstige metapopulatie structuur cruciaal om de hazelmuispopulatie op langere termijn duurzaam veilig te stellen.

Kader 1. IUCN criteria (Dorenbosch, Mouton et al. 2013)

Wat betreft de IUCN criteria en het ver- of bijplaatsen van hazelmuizen worden in ieder geval aan de volgende criteria voldaan:

- Dieren die tussen deelpopulaties uitgewisseld worden zijn afkomstig uit het natuurlijke regionale verspreidingsareaal van de hazelmuis in de euregio en komen uit een wilde populatie. De gebieden waarin de huidige deelpopulaties gevestigd zijn hebben doorgaans een beschermde status (o.a. NATURA 2000) en zijn in eigendom bij groene terreinbeherende organisaties (o.a. Limburgs Landschap, Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten) waardoor bescherming op de lange termijn gegarandeerd is.
- De huidige deelpopulaties komen voor in kernleefgebieden waar het beheer de laatste jaren afgestemd is op de hazelmuis. Tegenwoordig zijn in de leefgebieden relatief grote arealen geschikte bosranden aanwezig die aan de eisen van de soort.

Er zijn echter een aantal IUCN criteria waar nog geen sluitend oordeel over gegeven kan worden. Deze dienen in een eventueel in vervolgtraject bediscussieerd te worden binnen het EU hazelmuis project en de politieke beslissing al dan niet tot bijzet programma over te gaan:

- De belangrijkste oorzaak van genetische verarming is isolatie van deelpopulaties. Een van de IUCN criteria om tot bijzetten over te gaan is de aanname dat de oorzaak van isolatie verdwenen is. Op dit moment is echter nog steeds sprake van geïsoleerde deelpopulaties. Zoals aangegeven is de uitvoer van maatregelen om deelpopulaties te verbinden een langdurig proces. In deze periode bestaat er een reëel risico op verdere genetische verarming of verdwijnen van deelpopulaties. Het eventuele uitwisselen en bijzetten van hazelmuizen dient gezien te worden als een tijdelijke maatregel om deze verdere genetische verarming in de centrale ‘BelNeth’ deelpopulatie tegen te gaan. Het al dan niet overgaan tot het uitwisselen en bijzetten van hazelmuizen kan dus niet los gezien worden van een gedegen inrichtingsvisie om lijnvormige landschapselementen tussen bestaande deelpopulaties te verbinden, in het bijzonder die met de ‘BelNeth’ deelpopulatie.
- Het vergaren van langdurige financiële en politieke steun valt buiten de aard van het voorliggende project. In dit project worden alleen de achtergronden van de noodzaak om wel of niet over te gaan tot bijzetten van hazelmuizen belicht.
- Indien over gegaan wordt tot het uitwisselen en bijzetten van hazelmuizen dient op voorhand een monitoringprogramma opgesteld te worden om de effecten nauwkeurig te kunnen evalueren en in te grijpen als dat nodig blijkt.

Redenen om

Redenen om over te gaan tot bijplaatsing

Afwegingen omtrent bijplaatsing worden gegeven in (Smulders 2006). Hier worden vier beweegredenen genoemd die kunnen gegeven om over te gaan tot herintroductie (maar ook verdedigbaar zijn in het kader van bijplaatsing). Twee van deze beweegredenen zijn potentieel toepasbaar en worden hieronder toegelicht en getoetst in het kader van de hazelmuis en argumenten voor en tegen bijplaatsing worden in dat kader gegeven.

<u>Reden 1.</u> Het bijdragen aan de instandhouding van de hazelmuis.

- Uit de gegevens van het Netwerk Ecologische Monitoring blijkt dat de huidige Nederlandse hazelmuispopulatie groeit in aantallen (Figuur 4). Maar ook dat enkele populaties nog steeds worden bedreigd (Verheggen and Boonman 2006).

- De “BelNeth populatie” (Figuur 5) heeft genetisch gedifferentieerde deelpopulaties die door middel van habitatherstel in bosgebieden en lijnvormige verbindingszones aan elkaar gekoppeld kunnen worden. Hierdoor vermindert de genetische differentiatie (Dorenbosch, Mouton et al. 2013).

- De “BelNeth populatie” vertoont inteelt verschijnselen, vanwege de lange tijdsperiode die noodzakelijk is voor de ontwikkeling van geschikte verbindingszones wordt het geadviseerd dieren binnen de populatie uit te wisselen middels een kleinschalig fokprogramma (Dorenbosch, Mouton et al. 2013).

- De huidige grensoverschrijdende hazelmuispopulatie is klein en versnipperd. Hierdoor nemen de kansen op lokaal uitsterven van de soort toe. Het bijplaatsen van hazelmuizen in bijvoorbeeld het POS-complex kan bijdragen aan risicospreiding binnen de hazelmuispopulatie (mond. med. B. Houben). Wel is het dan noodzakelijk dat er een metapopulatie structuur wordt ontwikkeld middels de aanleg van verbindingszones.

Reden 2. Terugbrengen van de hazelmuis als ambassadeurssoort voor het gebied en als kroon op het werk.

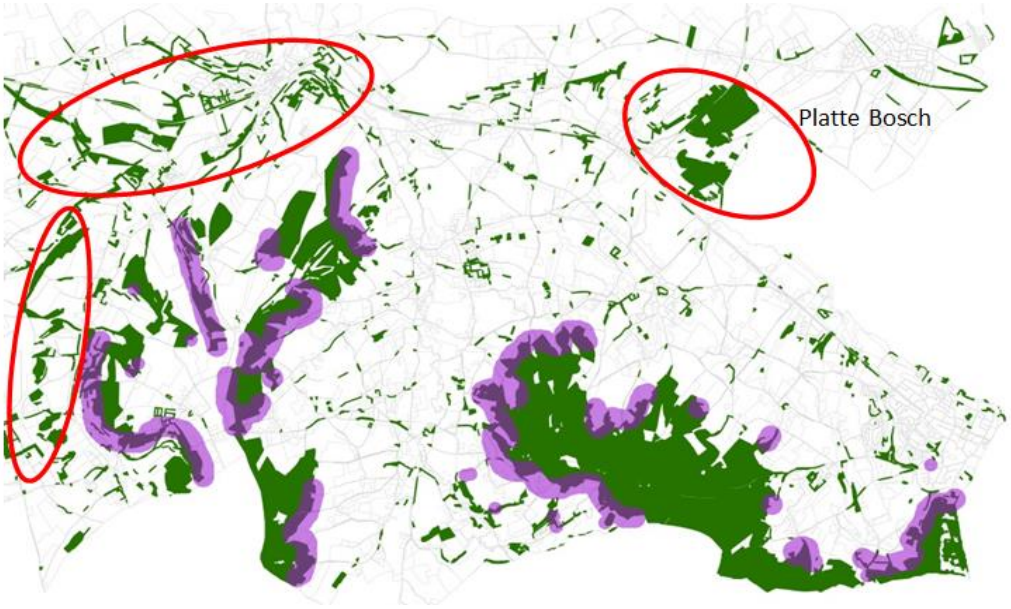
- De hazelmuis wordt vaak genoemd als een soort die kenmerkend is voor goed ontwikkelde bosranden in Zuid-Limburg. De soort is dus kenmerkend voor een goed ontwikkelde bosrand, iets waar ook veel andere organismen van profiteren. De terugkeer van de hazelmuis in het landschap kan voor direct betrokkenen als terreinbeheerders gezien worden als een kroon op het werk.

- Door de ambassadeursfunctie en de hoge aaibaarheidsfactor van de hazelmuis kan deze soort dienen als springplank voor ingrepen waar ook veel andere soorten, kenmerkend voor goed ontwikkelde bosranden, van mee profiteren (mond. med. B. Houben). Voorbeelden zijn de grauwe klauwier *(Lanius collurio)* of de kleine ijsvogelvlinder *(Limenitis camilla).*

Reden 2. Herstel van het voormalige verspreidingsareaal

- Naast de in (Smulders 2006) genoemde redenen om over te gaan tot bijplaatsing is ook het herstellen van het voormalige verspreidingsareaal en mogelijke reden om over te gaan tot bijplaatsing (pers. comm. B. Houben).

Potentiële bijplaatsgebieden
Voor de selectie van potentiële bijplaatsgebieden is er op basis van overleg (pers. comm. B. Houben), alleen binnen het huidige verspreidingsareaal gekeken. Met ArcGIS is er een selectie gemaakt binnen het Nederlandse areaal ten oosten van de lijn Margraten-Noorbeek en ten zuiden van Margraten-Bocholtz. De in Figuur 23 omcirkelde delen komen naar voren als potentiële bijplaatsgebieden. Een goede habitatgeschiktheidsanalyse is echter voor alle potentiële bijplaatsgebieden noodzakelijk, voordat men tot bijplaatsing overgaat.



Figuur 23. De Nederlandse bosgebieden in en rondom het huidige verspreidingsgebied van de hazelmuis (paars). Op basis van deze kaart zijn er drie potentiële bijzetlocaties geschikt (rood omcirkeld). Deze zijn geselecteerd op basis van een visuele selectie van de hoeveelheid bos(rand). In dit onderzoek wordt het Platte Bosch en omgeving (POS-complex) nader bekeken.

Knelpunten binnen het Platte Bosch-Orsbacherwald-Schneeberg complex
Tijdens dit onderzoek zijn er een aantal knelpunten die moeten worden opgeheven alvorens men over kan tot bijplaatsing (zie 3.2. Habitatsgeschiktheidsanalyse Platte Bosch-Orsbacherwald-Schneeberg complex.). Kort samengevat zijn dit:

1. Voor een levensvatbare hazelmuispopulatie is een oppervlakte van minimaal 42 tot 5100 hectare nodig (Tabel 10). Aangezien een groot deel van de bosranden op dit moment marginaal ontwikkeld zijn (Tabel 8) en dit de belangrijkste habitat binnen de Nederlandse verspreiding vormt (Verheggen and Boonman 2006). Het POS-complex is waarschijnlijk te klein om een levensvatbare populatie te herbergen en dient dus verbonden te worden met andere bosgebieden (bijvoorbeeld het Vijlenerbos).
2. De bosranden zijn in bepaalde bosgebieden marginaal ontwikkeld en dienen verbeterd te worden (Tabel 8).
3. De kwantiteit en kwaliteit van lijnvormige landschapselementen tussen de bosgebieden van het POS-complex kan worden verbeterd door de aanleg van nieuwe elementen en beheer van bestaande elementen. Zie ook (Asbreuk 2013).

Stappenplan
Indien men besluit over te gaan tot bijplaatsing van hazelmuizen wordt hieronder een stappenplan gegeven.

1. Het wegnemen van knelpunten die de bijplaatsing (op langere termijn) negatief beïnvloeden (slechte habitat kwaliteit, fragmentatie).
2. Het uitvoeren van een uitvoerige geschiktheidsanalyse van de bijplaatsingsgebieden. In het jaar voor dat men overgaat tot bijplaatsing om te kijken of er voldoende potentieel habitat is.
3. Het opzetten van een fokprogramma (Dorenbosch, Mouton et al. 2013)
4. Bijplaatsen van hazelmuizen
5. Monitoren van de overleving en verspreiding van de bijgeplaatste hazelmuispopulaties
6. Genetische monitoring om uitwisseling van genetisch materiaal op metapopulatie niveau te bevestigen .
7. Evaluatie van de bovenstaande stappen.

4. Discussie en conclusie

Het gebruik van landschapselementen

De afstand van de hazelmuiswaarnemingen (n=275) tot het brongebied is vergeleken met de onderzochte variabelen binnen de landschapselementen met hazelmuizen (n=62). Van de significant correlerende variabelen verklaarde enkel het aantal boomsoorten (r^2= 0,24) en het aantal struiksoorten (r^2= 0,206) in het element meer dan 20% van de data. Deze correlatie is echter een beïnvloed doordat het aantal boom- en struiksoorten toeneemt met de lengte van het onderzochte element. De overige variabelen die significant correleerden hadden een r^2< 0,2 (Tabel 5) en verklaarde dus slechts een klein percentage van de correlatie. Ook als de dispersie afstand kleiner dan 50 of 75 meter (dispersie die ook vaak door ongeschikt habitat plaatsvindt (Figuur 11)) uit de analyse wordt verwijderd vertonen de onderzochte variabelen geen hoge correlatie met de dispersieafstand binnen het landschapselement. **Er kan dus worden geconcludeerd, dat geen van de onderzochte variabelen de reikwijdte van de hazelmuisdispersie kan verklaren.**

Het aantal hazelmuiswaarnemingen rondom Cottessen is significant (p=<0,001) hoger in elementen met een hoger volume en zijn vrijwel afwezig in elementen met een struiklaag <2,5 $m3/m^1$. Het is onzeker of de elementen zonder hazelmuizen helemaal niet door hazelmuizen zijn gebruikt. De omgeving van Cottessen is echter wel goed onderzocht tijdens de "Inhaalslag verspreidingsonderzoek Hazelmuis" en hazelmuisnesten zijn relatief makkelijk aan te tonen in kleine geschoren hagen waardoor de kans op het missen relatief klein is. Daarnaast was de boomlaag van alle onderzochte elementen waarin hazelmuizen aanwezig waren gemiddeld 20,8 (σ 3,8) meter hoog en 17,6(σ 10,3) meter breed en kende een bedekking van 66% (σ 29,2%). De gemiddelde struiklaag had een hoogte van ongeveer 7 meter (σ 3,5), een breedte van bijna 10 meter (σ 6,7) en een kende bedekking van bijna 75% (σ 28%). De totale bedekking (boomkronen+struiklaag) was gemiddeld 138% (σ 33,4%).

Boom- en struiksoorten die vaak in deze elementen voorkomen zijn gewone es, zomereik en haagbeuk, eenstijlige meidoorn, hazelaar, gewone vlier en gewone braam. Ook (Ramakers, Dorenbosch et al. 2013) vonden een positieve relatie tussen de struikhoogte, bosrandbreedte braambedekking en hoeveelheid hazelaars en de hazelmuisdichtheid.

Elementen als geschoren meidoornhagen werden nagenoeg niet gebruikt. Dit is mogelijk te verklaren door de beperkte hoeveelheid mast in kleine struiken en door een gebrek aan een goede strooisellaag voor de overwintering in geschoren hagen. **Hierdoor kan worden geconcludeerd dat hazelmuizen in relatief goed ontwikkelde "grote" landschapselementen worden aangetroffen.**

Ongeschikt habitat

Ook hebben de hazelmuizen ook ongeschikt habitat doorkruist (n=53), de ongeschikte habitat werd gevormd door terreintypen zonder houtige begroeiing (grasland, akker, etc.). Bij het grootste deel van deze waarnemingen (92%) was de hoeveelheid ongeschikt habitat 75 meter of minder. De maximale afstand die in dit onderzoek door hazelmuizen door ongeschikt habitat is afgelegd bedroeg 173 meter.

In Engeland is er experimenteel onderzoek met verplaatste hazelmuizen uitgevoerd in verschillende landschapselementen. Hier doorkruisten ze grotere afstanden (100 meter) ongeschikt habitat als ze hierin werden geplaatst (Bright 1998). In Duitsland hebben gemerkte hazelmuizen (n=6) afstanden van 250 tot 500 meter door open landschap afgelegd (Büchner 2008) en voorgaand onderzoek in Limburg heeft aangetoond dat in grasland afstanden tot 30 meter worden doorkruist (Reijerse and Dorenbosch 2013) en ook in Estland zijn afstanden van 5 tot 50 meter doorkruist. Ook 12 meter brede wegen bleken geen barrière te vormen (Chanin and Gubert 2012). Uit het experimentele onderzoek in Engeland, bleek echter ook dat als kleine gaten (3 meter) in het element werden benaderd, hazelmuizen vaak niet overstaken maar terugkeerden (Bright 1998). **Onderbrekingen in landschapselementen door ongeschikt habitat vormen dus geen permanente barrières, maar kunnen de dispersie wel kunnen remmen.** Dit wordt mogelijk veroorzaakt door verhoogde sterfte (predatie/voedsel gebrek) buiten de opgaande begroeiing.

Vergroten van het leefgebied

Hazelmuizen kwamen vroeger in heel Zuid-Limburg voor, maar is tegenwoordig terug gedrongen tot enkele versnipperde (deel)populaties. Op langere termijn behoort uitbreiding van het huidige hazelmuisareaal tot de doelstellingen voor verdere bescherming van de soort

(Verheggen and Boonman 2006). Het POS-complex behoord tot één van de potentiële toekomstige leefgebieden. Uit een geschiktheidsanalyse bleek dat het POS-complex potenties heeft om hazelmuizen te huisvesten, maar met een beperkte oppervlakte te klein is voor een duurzame populatie (Tabel 10). Zeker omdat in Nederland met name de bosranden bewoont worden (Foppen, Verheggen et al. 1995) en deze slechts in beperkte mate optimaal ontwikkeld zijn (Tabel 8). **De kans dat het POS-complex groot genoeg is voor een duurzame hazelmuispopulatie is dan ook zeer gering.** Een aansluiting op de toekomstige metapopulatie en aanvullende beheermaatregelen zijn dan ook noodzakelijk voor een duurzame populatie hazelmuizen in het POS-complex.

Verbindingszones
Ruimtelijk gezien ligt een verbinding van het POS-complex met het Vijlenerbos het meest voor de hand. Mogelijkheden voor deze verbinding zijn onderzocht en er worden drie typen mogelijk geacht (paragraaf 3.2). In de praktijk is het waarschijnlijk een ruimtelijk gescheiden combinatie van deze drie typen het meest haalbaar.

1. Robuust en natuurlijk
Bij dit verbindingstype spelen natuurlijke processen als inundatie en begrazing de hoofdrol. Door de vereiste oppervlakte die noodzakelijk is voor het herstellen van natuurlijke processen is grondverwerving (EHS) noodzakelijk. Dit maakt dat de grondverwervingskosten in het beginstadium hoog zijn (Tabel 12). Het is echter onbekend hoe het uiteindelijke landschap zich op termijn gaat vormgeven en daardoor is ook de exacte hoeveelheid hazelmuishabitat (bosranden en struwelen) onbekend. Volgens de theorie van cyclische successie (Olff, Vera et al. 1999) is stekelig struweel een belangrijke factor, die ontstaat bij extensieve begrazing. Een studie naar drie cases (Kuiters 2004) laat zien dat er in twee van de drie onderzochte gebieden struweelvorming optreedt binnen 10-30 jaar. Soorten die hierin een sleutelrol vervulden waren alle stekelig of hadden andere vraatafwerende stoffen (Kuiters 2004). Veel van deze soorten vervullen een belangrijke rol als voedselbron voor hazelmuizen zoals meidoorn, sleedoorn, braam. Ook op kalkrijke gronden in België treedt struweelvorming van meidoorn, wegedoorn *(Rhamnus cathartica)* en *Rosa sp*. op bij extensieve begrazing (Coops 1988; Duliere and Malaisse 1994). Op dit moment is er in de Wolfhaag (Zuid-Limburg) een begrazingsproject gestart door Stichting Ark. De ontwikkelingen in dit gebied zijn zeer interessant omdat zich in de bosranden naast dit begrazingsgebied hazelmuizen bevinden.

2. Half-natuurlijk en multifunctioneel
In deze verbindingstypen is wordt het geschikte habitat voor hazelmuizen geschikte habitat gevormd door graften en andere lijnvormige elementen. Deze studie heeft aangetoond dat lijnvormige elementen geschikte verbindingszones vormen voor hazelmuizen, maar ook in de literatuur worden lijnvormige elementen genoemd als geschikt habitat voor hazelmuizen (Hurrell and McIntosh 1984; Bright 1998; Chanin and Gubert 2012). Niet alle elementen zijn echter geschikt. Op basis van de onderzoeksresultaten kan worden geconcludeerd dat de onderzochte lijnvormige elementen een aantal kenmerken bezitten (zie paragraaf 3.1). Hierdoor lijken lage, smalle elementen, zoals geschoren hagen, niet geschikt als verbindingszone voor hazelmuizen. Mogelijk doordat deze vrijwel geen voedsel voor hazelmuizen leveren in de vorm van bessen en noten. Ook grote onderbrekingen in de landschapselementen door ongeschikt habitat kunnen de dispersie remmen (Bright 1998). Maar vormen niet altijd een permanente barrière. Veel aangetroffen nesten in lijnvormige elementen bevinden zich naast of in de buurt van bos(jes) (Berg and Berg 1998; Reijerse and Dorenbosch 2013). De bosjes worden mogelijk gebruikt als overwinteringslocatie vanwege de dikke strooisellaag (Vogel and Frey 1995; Morris and Troughton 2011). Het aanleggen van bosjes (indien afwezig) is naast de verbindende landschapselementen dan ook aan te bevelen.

Landschappelijke knelpunten
In dit onderzoek zijn drie vormen van landschappelijke knelpunten aan het licht gekomen tussen het POS-complex en het Vijlenerbos. De intensieve landbouwterreinen en dorpskernen zijn twee ruimtelijke knelpunten die verholpen kunnen worden door de aanleg van verbindingszones. Ook lopen enkele wegen dwars door de voorgenomen verbindingszones. Wegen kunnen de habitat van hazelmuizen fragmenteren en het verkeer kan zorgen voor een verhoogde sterfte (Bright and Morris 2006). Het is echter aangetoond dat

hazelmuizen in Engeland meerdere malen een weg van 12 meter breed zijn overgestoken (Chanin and Gubert 2012) en ook 15 meter wegdek blijkt niet altijd beperkende factor te zijn (Wouters, Cresswell et al. 2010).

Bijplaatsing en herintroductie

In Nederland ligt vanuit soortbeschermingsoptiek de prioriteit bij habitatverbetering en het opheffen van de interne versnippering (Verheggen and Boonman 2006; Dorenbosch, Mouton et al. 2013). Herintroductie of bijplaatsing van hazelmuizen in het POS-complex heeft op het moment in Nederland vanuit soortbeschermingsoptiek niet de hoogste prioriteit (med. M. Dorenbosch, R. Foppen, M. la Haye en L. Verheggen). Wel kan het interessant zijn om hazelmuizen in POS-complex uit te zetten om het risico op uitsterven te verkleinen en het oorspronkelijke verspreidingsareaal te herstellen (med. B. Houben). Ook kan de hazelmuis als ambassadeurssoort dienen, waardoor meerdere soorten mee kunnen profiteren in het kielzog van de maatregelen die voor de hazelmuis worden getroffen (med. B. Houben). Een evaluatie van Engelse herintroducties laat een hoge succesratio zien (Mitchell-Jones, White et al. 2009). De populatie ontwikkeling op de termijn is echter discutabel aangezien de habitatfragmentatie niet volledig is weggenomen (Mitchell-Jones, White et al. 2009).

5. Advies en aanbevelingen

Areaalvergroting en verbindingszones

- De kwaliteit van de bosranden binnen het POS-complex is nog niet optimaal (Asbreuk 2013). Door simpele beheeringrepen als het terugzetten van de bosrand of het verplaatsen van het raster is hier een grote verbetering mogelijk. Daarnaast wordt er geadviseerd de nieuwe aanplant tussen het Platte Bosch en het Kolmonderbos, daar waar in de toekomst bosranden ontstaan de bestaande beplanting aan te vullen met bedragende inheemse struiken.

- Hazelmuizen lijken een voorkeur te hebben voor grote, goed ontwikkelde aaneengesloten landschapselementen. Als verbinding tussen hazelmuispopulaties wordt geadviseerd de elementen niet te klein te houden door regelmatig onderhoud, maar te laten uitgroeien tot grote robuuste hagen, graften en of houtsingels.

- In het landelijk gebied tussen het de Vijlenerbossen en het POS-complex zijn, met uitzondering van het Vaalserquartier, vrijwel geen landschapselementen aanwezig. Er wordt dan ook geadviseerd de mogelijkheden binnen de EHS verder te onderzoeken. Deze verbindingen kunnen vervolgens worden versterkt door bereidwillige agrariërs, die landschapselementen kunnen/willen herstellen op hun percelen. Ook de aanleg van kleine bosjes als stapstenen en overwinteringslocatie nabij de landschapselementen wordt aanbevolen.

Vervolg onderzoek

- Door hazelmuizen te voorzien van transponders en detectie “poortjes” in landschapselementen te plaatsen kan het gebruikt van landschapselementen beter onderzocht worden. Zo wordt het waarnemerseffecten geminimaliseerd en wordt ook het doorkruizen van elementen waarbij hazelmuizen geen sporen achterlaten beter in kaart gebracht. Zo kan ook worden onderzocht of hazelmuizen geschoren hagen daadwerkelijk mijden of er ongezien doorheen trekken.

- Het is onbekend in hoeverre een landschap met extensieve begrazing geschikt habitat ontstaat en in hoeverre dit zich als corridor voor hazelmuizen ontwikkeld. Door het nauwkeurig volgen van de hazelmuizen en de struweelontwikkeling in de Wolfhaag, kan het effect van extensieve begrazing en het eventuele ontstaan van geschikt habitat voor hazelmuizen worden onderzocht.

Literatuur

Amori, G., R. Hutterer, et al. (2008, 2012). "IUCN Red List of Threatened Species." from http://www.iucnredlist.org/.

Asbreuk, T. (2013). Beheer en inrichtingsadvies hazelmuishabitat. Werkdocument: Verbindingszones (EHS) en het Platte Bosch, Orsbacherwald en Schneeberg complex.

Baguette, M., S. Petit, et al. (2000). "Population spatial structure and migration of three butterfly species within the same habitat network: consequences for conservation." Journal of Applied Ecology **37**(1): 100-108.

Berg, L. and A. Berg (1998). Nest site selection by the dormouse Muscardinus avellanarius in two different landscapes. Annales zoologici fennici, Helsinki: Suomen Biologian Seura Vanamo, 1964-.

Berg, L. and A. Berg (1999). Abundance and survival of the hazel dormouse Muscardinus avellanarius in a temporary shrub habitat: a trapping study. Annales Zoologici Fennici, Helsinki: Suomen Biologian Seura Vanamo, 1964-.

Bright, P. and P. Morris (1996). "Why are dormice rare? A case study in conservation biology." Mammal Review **26**(4): 157-187.

Bright, P. and P. Morris (2006). The Dormouse Conservation Handbook, English Nature.

Bright, P., P. Morris, et al. (2005). The Dormouse, Mammal Society.

Bright, P. and P. A. Morris (1995). "A review of the Dormouse (Muscardinus avellanarius) in England and a conservation programme tot safeguard its futere." Hystrix **6**: 295-302.

Bright, P. W. (1998). "Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps." Animal Behaviour **56**(6): 1485-1490.

Bright, P. W. and P. A. Morris (1990). "Habitat requirements of dormice Muscardinus avellanarius in relation to woodland management in Southwest England." Biological Conservation **54**(4): 307-326.

Bright, P. W. and P. A. Morris (1991). "Ranging and nesting behaviour of the dormouse, Muscardinus avellanarius, in diverse low-growing woodland." Journal of Zoology **224**(2): 177-190.

Bright, P. W. and P. A. Morris (1993). "Foraging behaviour of dormice Muscardinus avellanarius in two contrasting habitats." Journal of Zoology **230**(1): 69-85.

Brooker, L. and M. G. Brooker (2002). "Dispersal and population dynamics of the blue-breasted fairy-wren, Malurus pulcherrimus, in fragmented habitat in the Western Australian wheatbelt." Wildlife research **29**(3): 225-233.

Büchner, S. (2008). "Dispersal of common dormiceMuscardinus avellanarius in a habitat mosaic." Acta Theriologica **53**(3): 259-262.

CBS (2012) De Nederlandse samenleving 2012.

Chanin, P. and L. Gubert (2012). "Common dormouse (Muscardinus avellanarius) movements in a landscape fragmented by roads." Lutra : orgaan van de Vereniging voor zoogdierkunde en zoogdierbescherming = Bulletin de la Societe pour l' etude et la protection des mammiferes **55**(1): 3-15.

Coops, H. (1988). "Occurrence of Blackthorn (Prunus spinosa L) in the area of Molsbjerg and the effect of cattle and sheepgrazing on its growth." Natura Jutlandica.

Dorenbosch, M., A. Mouton, et al. (2013). Genetische variatie en populatiestructuur van de hazelmuis in de Limburgse grensregio. Nijmegen, Natuurbalans - Limes Divergens BV.

Duliere, J. and F. Malaisse (1994). "Ecological approach of the Prunus spinosa thicket on calcareous soils in Calestienne (Belgium)." Belgian Journal of Botany **127**.

Foppen, R., G. Nijs, et al. (2007). De hazelmuis over leven op de grens. S. I. e. N. Z. V. Zoogdiervereniging VZZ, XXL-press.

Foppen, R., L. Verheggen, et al. (1995). Zomernesten van de hazelmuis in Zuid-Limburg; ecologie en verspreiding.

Foppen, R. P. B., R. Haverman, et al. (1999). "Achter de bramen; een vegetatiekundige beschrijving van het leefgebied van de hazelmuis Muscardinus avellanarius met aanbevelingen voor het beheer."

Franklin, I. and R. Frankham (1998). "How large must populations be to retain evolutionary potential?" Animal Conservation **1**(01): 69-70.

Fuller, R., M. S. Warren, et al. (1993). Coppiced woodlands: their management for wildlife, Joint Nature Conservation Committee.

Groombridge, B., W. C. M. Ce, et al. (1992). Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources : a Report, Chapman & Hall.

Hanski, I., J. Alho, et al. (2000). "Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations." Ecology **81**(1): 239-251.

Hurrell, E. and G. McIntosh (1984). "Mammal Society dormouse survey, January 1975-April 1979." Mammal Review **14**(1): 1-18.

Juškaitis, R. (2008). The Common Dormouse Muscardinus Avellanarius, Vilniaus universiteto Ekologijos institutas.

Keller, L. F. and D. M. Waller (2002). "Inbreeding effects in wild populations." Trends in Ecology & Evolution **17**(5): 230-241.

Klein, B. C. (1989). "Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia." Ecology **70**(6): 1715-1725.

Kuiters, A. T. (2004). Ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van begrazing; een drietal casestudies. Wageningen, Alterra**:** 87.

Limburg, P. (2012) Toeristische trendrapportage

MacArthur, R. H. and E. O. Wilson (1967). The theory of island biogeography, Princeton University Press.

Magurran, A. E. (2004). Measuring Biological Diversity, Blackwell Publishing.

May, R. M. (1973). Stability and complexity in model ecosystems, Princeton University Press (Princeton, NJ).

Mitchell-Jones, A. J., I. White, et al. (2009). "Using reintroductions to reclaim the lost range of the dormouse, Muscardinus avellanarius, in England." Folia zool **58**(3): 341-348.

Morris, P. and G. Troughton (2011). Dormice, Whittet Books, Limited.

Newman, D. and D. Pilson (1997). "Increased Probability of Extinction Due to Decreased Genetic Effective Population Size: Experimental Populations of Clarkia pulchella." Evolution **51**(2): 354-362.

Olff, H., F. W. M. Vera, et al. (1999). "Shifting Mosaics in Grazed Woodlands Driven by the Alternation of Plant Facilitation and Competition." Plant Biology **1**(2): 127-137.

Piessens, K., D. Adriaens, et al. (2009). "Synergistic effects of an extreme weather event and habitat fragmentation on a specialised insect herbivore." Oecologia **159**(1): 117-126.

Ramakers, J. C., M. Dorenbosch, et al. (2013). Common dormouse (Muscardinus avellanarius) as indicator of well developed forest edges in the Netherlands: habitat characteristics in relation to nest density, Department of International Wildlife Management, Van Hall Larenstein University of Applied Sciences (part of Wageningen University and Research Centre)

Bureau Natuurbalans – Limes Divergens, Radboud University

Reijerse, R. and M. Dorenbosch (2013). Gebiedsvisie van het Geuldal ten behoeve van de hazelmuis, Natuurbalans Limes-Divergens.

Richards, C. G. J., A. C. White, et al. (1984). "The food of the Common Dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in South Devon." Mammal Review **14**: 19-28.

Roughgarden, J. (1975). "A Simple Model for Population Dynamics in Stochastic Environments." The American Naturalist **109**(970): 713-736.

Saccheri, I., M. Kuussaari, et al. (1998). "Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation." Nature **392**(6675): 491-494.

Shaffer, M. L. (1981). "Minimum Population Sizes for Species Conservation." BioScience **31**(2): 131-134.

Smulders, M. J. M. (2006). Herintroduceren van soorten, bijplaatsen of verplaatsen: een afwegingskader, Alterra.

Stapp, P., M. F. Antolin, et al. (2004). "Patterns of extinction in prairie dog metapopulations: plague outbreaks follow El Nino events." Frontiers in Ecology and the Environment **2**(5): 235-240.

Traill, L. W., C. J. Bradshaw, et al. (2007). "Minimum viable population size: a meta-analysis of 30 years of published estimates." Biological Conservation **139**(1): 159-166.

Verheggen, L. S. G. M. and M. Boonman (2006). Actieplan Hazelmuis Limburg 2006-2010. Bouwsteen ten behoeve van leefgebiedsplan Heuvelland. Nijmegen/Arnhem, Bureau Natuurbalans - Limes Divergens en Zoogdiervereniging VZZ.

Verheggen, L. S. G. M., R. P. B. Foppen, et al. (2004). Meetplan monitoring hazelmuis.
Arnhem, Vereniging voor zoogdierkunde en zoogdierbescherming.

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

Vogel, P. and H. Frey (1995). "L'hibernation du muscardin Muscardinus avellanarius (Gliridae, Rodentia) en nature: nids, fréquence des réveils et température corporelle." Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles **83**(3): 217-230.

Wouters, A., W. Cresswell, et al. (2010). Dormouse mitigation and translocation. Dormouse Monitor. **3**.

Websites
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl
www.cbs.nl