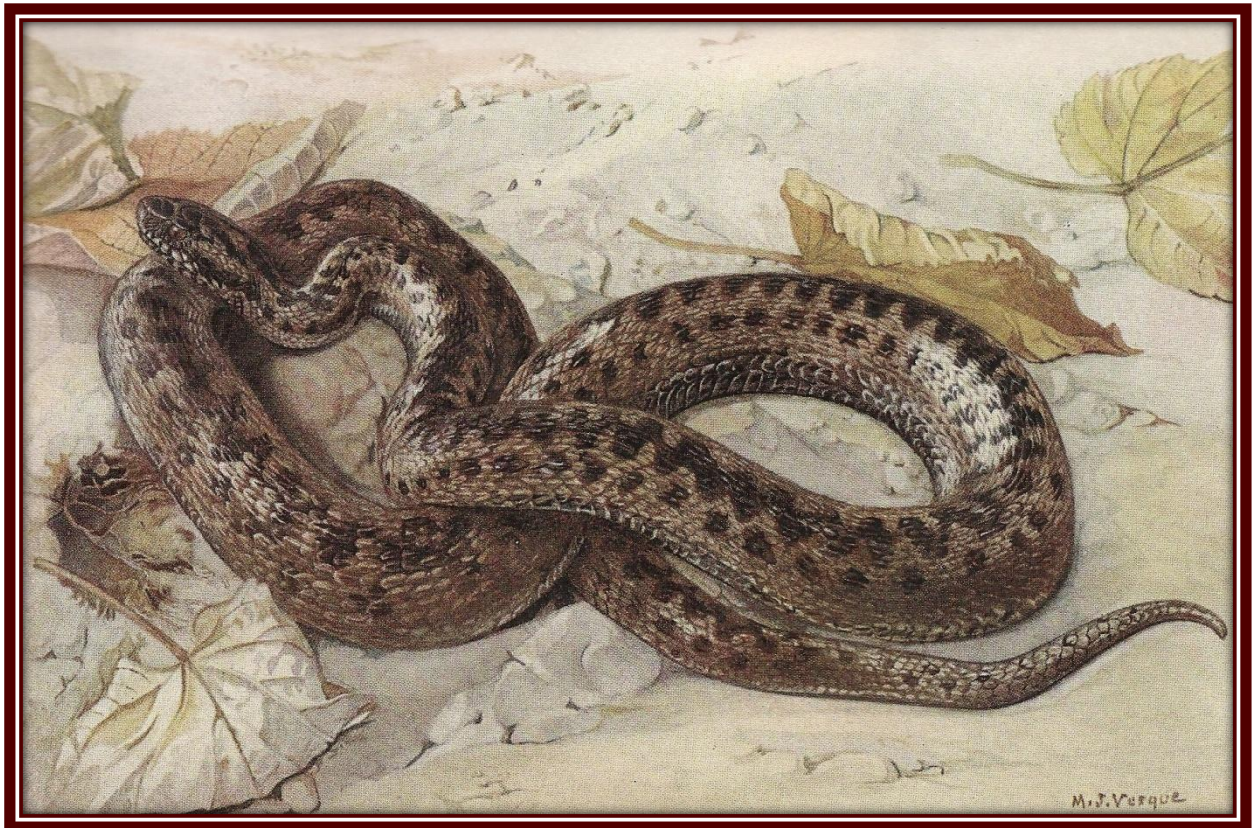


Beleidsondersteunend onderzoek
naar een relictpopulatie van de
adder (*Vipera berus* L.) in Lille,
Antwerpen

Christoffel Bonte

Beleidsondersteunend onderzoek naar een relictpopulatie van de adder (*Vipera berus* L.) in Lille, Antwerpen.

Universiteit Antwerpen
Academiejaar 2011 - 2012



Christoffel Bonte

Promotor: Prof. dr. Raoul Van Damme

Copromotor: Prof. dr. Erik Matthysen

m.m.v. Mr. A. Van Hecke

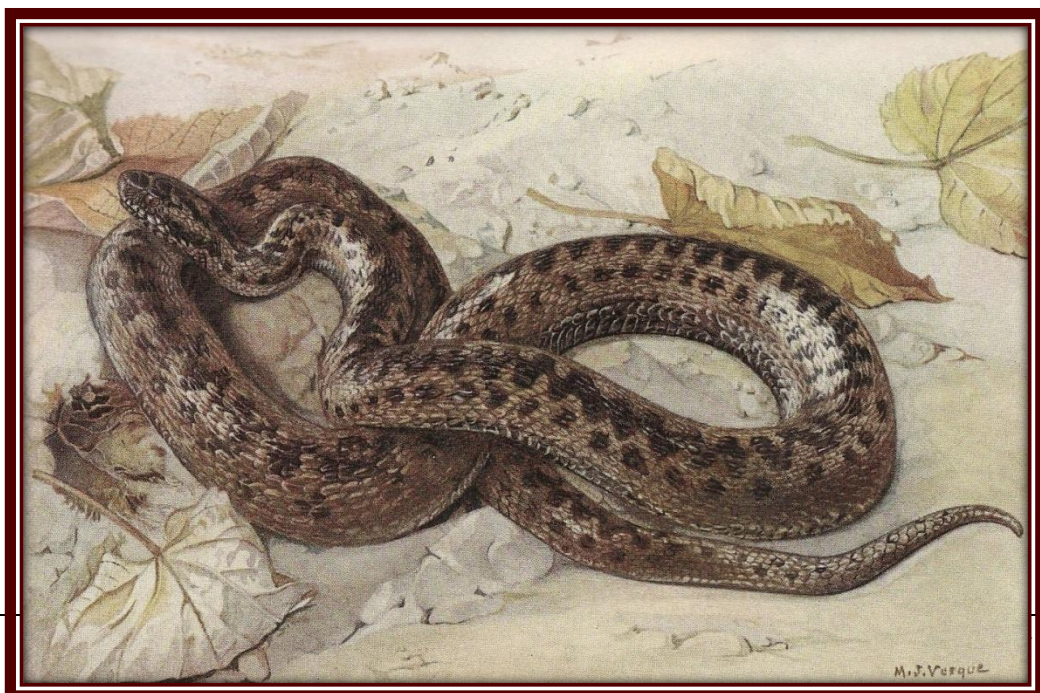
Masterproef ingediend tot het bekomen van de graad van Master in de Biologie,
afstudeerrichting Evolutie en Gedrag

Inhoud

Samenvatting / Abstract

INLEIDING	1
1 De problematiek van relictpopulaties	2
2 Biologie van de adder	7
2.1 Herkenning	7
2.2 Verspreiding	8
2.3 Algemene ecologie	9
3 De adder en habitatfragmentatie	12
4 De adder als sleutelsoort	14
5 Probleemstelling	16
MATERIAAL EN METHODE	17
1 Veldonderzoek	17
1.1 Studiegebied	17
1.2 Veldprotocol	18
2 Populatieonderzoek	23
2.1 Verspreiding	23
2.2 Populatiegrootte	23
2.3 Populatiestructuur	25
2.4 Genetica	25
3 Connectiviteitsmodel	26
3.1 Actieradius	26
3.2 Weerstandswaarden	26
3.3 Minimale-Kost Model	31
3.3.1 Modelering	31
3.3.2 Scenario 1: Uitgangssituatie	32
3.3.3 Scenario 2: Gepland beheer	32
3.3.4 Scenario 3: Aanbevelingen	32

RESULTATEN	33
1 Veldonderzoek	33
1.1 Prooidieren	33
1.2 Waterpeil	33
2 Populatieonderzoek	34
2.1 Verspreiding	34
2.2 Populatiegrootte	34
2.3 Populatiestructuur	35
2.4 Genetica	35
3 Connectiviteitsmodel	36
3.1 Weerstandswaardes	36
3.2 Minimale-Kost Model	42
3.2.1 Scenario 1: Uitgangssituatie	42
3.2.2 Scenario 2: Gepland beheer	43
3.2.3 Scenario 3: Aanbevelingen	44
DISCUSSIE	47
CONCLUSIE	61
DANKWOORD	
LITERATUURLIJST	



Figuur 1: Titelfbeelding: mannelijke adder, afkomstig uit Rollinat, 1934.

Bonte C. (2012). Beleidsondersteunend onderzoek naar een relictpopulatie van de adder (*Vipera berus* L.) in Lille, Antwerpen. *Masterthesis Biologie, Universiteit Antwerpen*. 62 p.

Samenvatting

De adder (*Vipera berus*) is in Vlaanderen sterk bedreigd. De soort komt wellicht nog slechts op drie locaties voor. Te Lille, provincie Antwerpen, overleeft de soort in twee, van elkaar gescheiden, heiderelicten: Perceel A en Perceel B. In 2011 verrichtte ik een onderzoek naar de gezondheid van de Lillese populatie(s) en onderzocht ik de mogelijkheid om een ecologische verbinding tussen beide gebieden te voorzien. Aan de hand van een vangst-hervangst studie schatte ik, via de methode van Schnabel (1938), de populatiegrootte te Perceel A op 30 individuen, die te Perceel B op 4. De seksratio ($\sigma/\text{♀}$) in de deelpopulaties bedroegen 0,19 en 0,45 respectievelijk. Hoewel in het studiegebied veel kleine heiderelicten en graslanden zijn waarop de levendbarende hagedis (*Zootoca vivipara*) wordt teruggevonden, werd er nooit een adder buiten de gekende percelen waargenomen. Evengoed maakte geen enkele adder de verplaatsing tussen beide percelen. Aan de hand van Minimale Kost modellering werd het geplande beheer geëvalueerd. Dit voorziet reeds in het creëren van een verbinding tussen de gebieden en in het uitbreiden van het potentiële biotoop. Onder dit plan blijven echter nog enkele belangrijke barrières overeind die de effectieve dispersie zullen hinderen. Om deze te overwinnen formuleerde ik specifieke aanbevelingen. Het beheerplan wordt ook aangepast zodat het creëren van potentieel habitat en de verbindingen tussen alle percelen potentieel biotoop optimaal in het landschap liggen in functie van de dispersie voor de adder.

Bonte C. (2012). Policy-supporting research into a relict population of the adder (*Vipera berus* L.) at Lille, Antwerp. *Masterthesis Biology, University of Antwerp*. 62 p.

Abstract

The adder (*Vipera berus*) is a highly endangered species in Flanders. The species is probably restricted to three locations. In one of these locations, in the community of Lille, province of Antwerp, the snakes occur in two effectively separated remnants of heath land: Perceel A and Perceel B. During 2011 a survey investigated the health of the population(s) and the possibility of constructing an ecologically sound connection between the areas. On the basis of a capture-recapture study and by using the Schnabel estimator, I estimated the size of the population at Perceel A at 30 individuals and the one at Perceel B at 4 individuals. Observed sex ratios ($\sigma/\text{♀}$) were 0,19 and 0,45, respectively. Despite the wide occurrence of viviparous lizard (*Zootoca vivipara*) in heath relicts and grasslands in the near vicinity, not a single adder was observed outside the known areas. I also did not find evidence of snakes moving between the two heath land remnants. I evaluated the current management plan for the area using the technique of Least Cost modelling. The current plan intends to connect the two adder habitats and to create additional habitat. The model predicts that under the current plan, a few major barriers will remain and will continue to hamper effective dispersal. To overcome this problem, I make several specific

recommendations. I also fine-tuned the management plan in order to obtain a maximal return from the establishment and connection of potential adder habitats in terms of dispersal.

INLEIDING

De problematiek van relictpopulaties

“Addergebroed”, “Serpent”, “Een addertje onder het gras”,... Adders, zoals alle slangen, zijn nooit echt geliefd geweest bij het grote publiek. Dat is ook niet verwonderlijk, sinds het ontstaan van de mens vormen giftige slangen een bedreiging en tot heden sterven jaarlijks duizenden slachtoffers aan hun beet (Kasturiratne et al., 2008). Vanwege het daadwerkelijke of vermeende gevaar dat zij vormen voor de mens, werden vele soorten slangen tot de dood vervolgd (Toth et al., 2010). Gelukkig is onze visie op natuur de laatste jaren veranderd en is onze primitieve kijk op slangen enigszins bijgesteld.

Toch gaat het niet bepaald goed met de Vlaamse slangenpopulaties. Zeker in een dichtbevolkt land als België heeft deze minder mobiele diergroep het hard te verduren. Door het voortdurende inkrimpen en versnipperen van de oppervlakte aan natuur, zijn de slangenpopulaties veelal teruggedreven in relatief kleine biotooprestanten. Geen enkele soort heeft een Rode Lijst status, minder alarmerend dan ‘kwetsbaar’ (Bauwens & Claus, 1996). Daarmee vormen de slangen van Vlaanderen een triest schoolvoorbeeld van de problematiek van habitatverlies en –versnippering, fenomenen die wereldwijd de hoofdoorzaken zijn voor het verlies aan biodiversiteit (Baillie et al., 2004; Sohdi & Ehrlich, 2010; Wilcove et al., 1998).

Habitatverlies en -fragmentatie

Habitatverlies treedt op wanneer natuur moet wijken voor industrie, bebouwing of landbouwgrond. Het is de meest voor de hand liggende bedreiging voor het natuurlijk areaal. Habitatverlies gebeurt echter meestal gefaseerd en ruimtelijk verspreid. Daardoor blijven er vaak her en der nog restanten van natuurlijk biotoop over en wordt het landschap een mozaïek van natuurlijke elementen in een cultuurrijke matrix. Men spreekt dan van habitatfragmentatie. Dit leidt niet enkel tot een kleinere oppervlakte aan natuurlijk leefgebied, maar isoleert tegelijkertijd ook de laatste habitat-eilanden in een zee van ongeschikt landschap (Crooks & Sanjayan, 2006; Groom et al., 2006; Sohdi & Erlich, 2010). Onderzoek toonde aan dat habitatversnippering de oorzaak kan zijn voor een lager dispersiesucces (Gibbs, 1998), lagere genetische diversiteit (Reh & Seitz, 1990; Wilson & Provan, 2003) en een verhoging van de mortaliteit (Fahrig et al., 1995) van natuurlijke populaties.

Habitatfragmentatie is een wereldwijd fenomeen. In Vlaanderen is de versnippering van het heide-areaal al sinds de 19^{de} eeuw aan de gang (Fig. 2; Piessens et al., 2005). Ondanks een groeiend besef van de grote waarde van natuur (Giles, 2005; MEA, 2005) is het echter nog steeds een veel voorkomend probleem. Een groot deel van de hedendaagse plaatselijke populaties dieren en planten zijn dan ook teruggedreven in kleine, vaak effectief geïsoleerde, restanten habitat. Dit zijn, wat men noemt, relictpopulaties.

Relictpopulaties

Een relictpopulatie is het overblijfsel van een voordien in de omgeving wijd verspreide (meta)populatie (Lawrence, 2005). Onder invloed van één of meer factoren is de vroegere populatie nagenoeg verdwenen en weet zij enkel te overleven in een (klein) gespaard gebleven gebied. De belangrijkste boosdoeners blijven habitatverlies en -fragmentatie, al dan niet natuurlijk (Ursenbacher et al., 2006), maar ook andere effecten, zoals interacties met andere (nieuwe) soorten (Fuller et al., 2011) kunnen bijdragen tot het ontstaan van relictpopulaties.

Wanneer een voordien wijd verspreide populatie wordt teruggedreven in een klein geschikt habitatgebied doet zich een fenomeen voor, genaamd *crowding of the ark* of kortweg het *crowding effect* (Groom et al., 2006). De dichtheden van relatief mobiele soorten zullen aanvankelijk toenemen doordat individuen vanuit de ongeschikt geworden omgeving samentroepen in de resterende fragmenten van het natuurlijk biotoop. Deze initiële toename wordt doorgaans gevolgd door een populatiecrash, omdat de draagkracht van het gebied simpelweg niet hoog genoeg is om zoveel individuen te onderhouden.

Door de beperkte grootte van restante habitatgebieden is een relictpopulatie dan ook vaak een kleine populatie en dit brengt een aantal risico's mee.

Kleine populaties

Meer dan grote populaties, zijn kleine populaties onderhevig aan willekeurige schommelingen en externe invloeden. De kans dat zij verdwijnen of tot zo'n lage aantallen worden teruggebracht dat herstel onmogelijk wordt, is groter dan bij grote populaties. Drie types van problemen zijn inherent aan kleine populaties: demografische, genetische en omgevingsstochasticiteit.

Demografische stochasticiteit is te wijten aan de kleine aantallen waarin de populatie voorkomt. Doordat de aantallen klein zijn, hebben toevallige variaties in demografische factoren een grote invloed op de toekomst van de populatie (Begon et al., 2006). Jaarlijkse variaties in de geslachtsverdeling van de pasgeboren en overlevende dieren binnen de populatie kunnen er snel toe leiden dat de groep dieren effectief uitsterft of dat maar één van beide geslachten overblijft, een situatie die de naam virtuele extinctie draagt (Begon et al., 2005). Ook variaties in het aantal dieren dat deelneemt aan de voortplanting, kunnen een grote invloed hebben op de overlevingskansen van een populatie (Olsson & Madsen, 2001).

Omgevingsstochasticiteit is de variatie in de groeisnelheid van een populatie, die te wijten is aan de toevallige fluctuaties in de omgeving waarin deze voorkomt (Begon et al., 2006). Vanwege het beperkte areaal is een relictpopulatie slecht beschermd voor de effecten van een catastrofe, bijvoorbeeld een overstroming of een heidebrand (Vandamme, 2011). Ook minder drastische omgevingseffecten kunnen van groot belang zijn, zoals het weer gedurende een cruciale periode (Lourdais et al., 2004). Omdat kleine

populaties in regel een klein areaal bewonen, kan een zeer plaatselijk omgevingseffect al gauw nefast zijn voor de populatie.

Genetische stochasticiteit betreft de random effecten op genetisch niveau. Kleine populaties zijn in hogere mate onderhevig aan genetische drift. Dit kan leiden tot het verkleinen van de genetische diversiteit binnen een populatie (verlies van zeldzame allelen) en tot een verhoogde kans op het tot expressie komen van schadelijke recessieve allelen.

Kleine populaties en in het bijzonder relictpopulaties, hebben in regel een lagere genetische diversiteit, wat de populatie minder mogelijkheden geeft om zich aan te passen aan een veranderende omgeving. Genetische variatie is immers de basisvoorwaarde voor natuurlijke selectie en evolutie (Groom et al., 2006).

Binnen kleine populaties vergroot ook de kans dat verwante individuen met elkaar zullen voortplanten, wat onvermijdelijk leidt tot een verlies van genetische variatie (Spielman et al., 2004). De genetische diversiteit is functie van de effectieve populatiegrootte (N_E). Deze wordt gedefinieerd als het aantal individuen dat daadwerkelijk een bijdrage levert aan de genetische samenstelling van het nageslacht (Honnay & Jacquemyn, 2010). N_E verschilt dus jaarlijks, afhankelijk van het aantal individuen dat aan de voortplanting deelneemt, maar ook in functie van de verwantschap van deze individuen. Enkel de proportionele bijdrage op genetisch niveau is dus van belang, niet de rechtstreekse bijdrage in aantal nakomelingen.

Demografische, omgevings- en genetische factoren kunnen onafhankelijk of hand in hand leiden tot een extinctiespiraal in gefragmenteerde, geïsoleerde populaties (Crooks & Sanjayan, 2006; Begon et al., 2006). Er bestaat inmiddels een belangrijke hoeveelheid literatuur over de teloorgang van soorten binnen geïsoleerde habitats. Zelfs de grootste beschermde gebieden in Noord-Amerika (Gurd et al., 2001; Newmark, 1987) en Afrika (Newmark, 1995) blijken te klein of te geïsoleerd om van alle voorheen aanwezige soorten, leefbare populaties te kunnen herbergen. De overlevingskansen van soorten binnen een gefragmenteerd landschap hangen in sterke mate af van de migratiemogelijkheden tussen de restanten (Brown & Kodric-Brown, 1977). Wanneer nog enige uitwisseling mogelijk is, kan gene flow soelaas brengen voor genetisch verarmde populaties, of kunnen restanten waar een soort lokaal is verdwenen, opnieuw gekoloniseerd worden (Semlitsch & Bodie, 1998). Dispersie en rekolonisatie zijn dus twee belangrijke factoren in het succes van vele grote, wijdverspreide (meta)populaties.

Metapopulaties

Een metapopulatie is een verzameling van subpopulaties die door dispersie van individuen met elkaar in verbinding staan (Groom et al., 2006). Omdat verschillende habitatgebieden gefragmenteerd in het landschap liggen en de populaties die er in leven, vaak klein zijn, is de overleving van metapopulaties afhankelijk van de succesvolle dispersie van individuen (Groom et al., 2006). De sleutelrol in het concept

van de metapopulatietheorie zit hem in het feit dat niet elk geschikt habitatgebied in het landschap gekoloniseerd hoeft te zijn. Een metapopulatie kan dan ook blijven bestaan, wanneer subpopulaties uitsterven. Later in de tijd kunnen deze onbewoonde gebieden opnieuw gekoloniseerd worden en opnieuw bijdragen tot het voortbestaan van de populatie.

Het is mogelijk dat sommige gebieden groot genoeg zijn om een populatie te huishouden die niet op korte termijn bedreigd is. Deze populatie zal continu voor emigranten kunnen zorgen die de overige habitateilanden bevolken. Dit speciale geval (= *mainland-island* metapopulatie structuur; Harrison et al., 1988) beantwoordt het best aan de modellen ontwikkeld in de theorie van eilandenbiogeografie (MacArthur & Wilson, 1967). Deze beschrijven de soortenrijkdom op een eiland (of habitatgebied) als de functie van de kolonisatie- en extinctiekans, beiden beïnvloed door de grootte van het eiland en de afstand tot het vasteland.

Wanneer een klein geïsoleerd gebied een continue instroom van individuen ontvangt, kan men spreken van een *rescue effect* (Harrison et al., 1988). De deelpopulatie die de immigranten ontvangt, wordt hierdoor steevast op een hoger aantal gehouden, dan zonder immigratie, waardoor haar extinctiekans daalt.

De klassieke metapopulatietheorie, noch het *mainland-island* model houden rekening met een wisselende kwaliteit tussen de habitatgebieden. In een gefragmenteerd landschap is echter al gauw duidelijk dat deze veronderstelling moeilijk opgaat. Wanneer er sprake is van een verschil in kwaliteit van habitat tussen de patches, kan een metapopulatie een *source-sink* dynamiek vertonen (Pulliam, 1988): *source* gebieden hebben een goede kwaliteit en de aanwezige populatie zal hier kunnen toenemen. Hierdoor ontstaat een surplus aan individuen die dispergeren in het landschap. In habitat-plekken van mindere kwaliteit (= *sink* gebieden) kan ook een deelpopulatie overleven, maar in se neemt zij zelf af. Het bestaan van deelpopulaties met een negatieve groeicurve blijft echter gegarandeerd door de influx van individuen uit andere deelpopulaties.

De kwaliteit van een habitat ligt niet vast en kan fluctueren in de tijd. Een gebied kan lange tijd als *source* fungeren om opeens, door een kleine verandering, naar een *sink* om te slaan (Järvinen & Väisänen, 1984). In deze definitie dient 'het habitat' dan ook ruimer gezien te worden dan enkel het aanwezige leefgebied of vegetatietype; het gaat hier om de volledige biologische niche die een soort inneemt. Elementen als predatiedruk of de afstand tot de *source* populatie dragen bij tot de lagere kwaliteit van een *sink* gebied (Lawton & Woodroffe, 1991).

Belangrijk hierbij is dat de aanwezigheid en de grootte van een populatie niets zeggen over de effectieve gezondheid van die populatie. Een populatie kan eventueel in een *sink* gebied overleven dankzij de succesvolle immigratie vanuit een *source* gebied, zonder dat zij zelf een positieve groeicurve kent. Een *sink* populatie is aldus van weinig toegevoegde waarde voor het voortbestaan van de soort in de omgeving.

Door de spatiale verspreiding van de habitatgebieden is een metapopulatie beter beschermd tegen omgevingsstochasticiteit. Demografische en genetische stochasticiteit wegen wel mee, omdat de meeste deelpopulaties maar uit een klein aantal individuen zullen bestaan. Om deze risico's zo klein mogelijk te houden, is een sterke dispersiedynamiek nodig die zorgt voor de uitwisseling van individuen tussen de deelpopulaties.

Wanneer dispersie door de landschapsmatrix onmogelijk wordt, bestaat de kans dat de gehele metapopulatie als een kaartenhuis in elkaar zakt. Connectiviteit in een gefragmenteerd landschap speelt dan ook een sleutelrol in de overleving van soorten.

Connectiviteit

Connectiviteit in het landschap is zeer sterk soortafhankelijk. Wat voor een adder als een onoverkomelijke barrière gezien kan worden, is voor een ree (*Capreolus capreolus*) misschien nauwelijks van enige hinder en voor een kievit (*Vanellus vanellus*) een noodzakelijk landschapselement. Wanneer populaties van een bepaalde doelsoort opnieuw met elkaar verbonden worden, dient vooraf een grondige, soortspecifieke analyse opgemaakt te worden (Adriaensen et al., 2006; Hofman et al., 2010; van Delft & van Rijsewijk, 2006; Zollinger et al., 2008). Natuurlijk is een soort niet alleen in zijn leefgebied en daarom zal de connectiviteit voor de doelsoort ook bijdragen aan de her-verbinding van de populaties van andere soorten waarmee het zijn leefgebied deelt.

Er bestaan verschillende manieren om de connectiviteit in een landschap te analyseren. Vroeger werden enkel de geschikte leefgebieden en hun onderlinge afstand in analyses opgenomen (Matthysen, 1999; Verbeylen et al., 2003a). Hierbij werd dan impliciet aangenomen dat de landschapsmatrix geen invloed heeft op de verplaatsingen van de organismen (Verbeylen et al., 2003b). Soms werden belangrijke barrières of corridors opgenomen in de evaluatie (Berggren, 2001), maar het incorporeren van de totale landschapsmatrix in de analyse is een vrij recente ontwikkeling (Ferreras, 2001).

Least-Cost modelling (Minimale Kost (MK)-modellen; Adriaensen et al., 2003) is momenteel de meest gebruikte manier om connectiviteit in een gefragmenteerd landschap te evalueren (Sawyer, 2011). Modellen van dit type hebben het voordeel dat ze met een relatief beperkte hoeveelheid soortspecifieke informatie, een zeer degelijk beeld kunnen geven over de connectiviteit in het landschap. Ook het feit dat ze beschikbaar zijn in de courante Geografische Informatie Softwarepakketten (GIS) maakt dat ze steeds meer gebruikt en geëvalueerd worden (Sawyer, 2011). Met een MK-model wordt de "goedkoopste" route door het landschap, van brongebied naar doelgebied geïdentificeerd. De kost van de totale verplaatsing wordt bepaald aan de hand van weerstandswaarden die aan habitattypes worden toegekend. Een gebiedsdekkende kaart met de beschikbare landbedekkingsklassen is vereist. Deze dient gefundeerd ingedeeld te worden in ecologisch relevante habitattypes voor de doelsoort. Soortspecifieke weerstandswaarden worden toegekend aan de verschillende habitattypes, op basis waarvan de MK-route

bepaald wordt. Door de basiskaart aan te passen aan het streefdoel van beheersinstanties, is het mogelijk om aan de hand van een MK-model het geplande beheer te evalueren. Zo kunnen knelpunten geïdentificeerd en modelmatig opgelost worden om tot een efficiënt verbindingsplan te komen.

Het verbinden van gebieden kan op verschillende manieren gerealiseerd worden. Een corridor kan aangelegd worden, maar ook het creëren van stapstenen of het verminderen van de algehele weerstand van de landschapsmozaïek kan bijdragen aan een verbeterde connectiviteit binnen een landschap.

Het aanleggen van een corridor houdt in dat een langgerekte strook van primair (verplaatsings)habitat wordt gecreëerd om verschillende gebieden met elkaar te verbinden (Schultz, 1998). Stapstenen verbinden gescheiden gebieden doordat ze een kleine oppervlakte geschikt habitat bieden, waar de doelsoort enige tijd kan verblijven, alvorens zijn weg verder te zetten door het landschap (Gilpin, 1980). Onderzoek toonde aan dat geen van beide stevast de beste manier is, de keuze dient zeer lokaal gemaakt te worden, want is afhankelijk van zowel de doelsoort als de directe omgeving (Schultz, 1998; Crooks & Sanjayan, 2006).

Door een optimale verbinding in het landschap is het mogelijk om, vanuit een levensvatbare relictpopulatie, opnieuw een gezonde metapopulatie te ontwikkelen, die aldus beter beschermd is voor de toekomst.



Figuur 3. Adder vrouwtje



Figuur 4. Adder mannetje

Biologie van de adder (*Vipera b. berus*; Linnaeus, 1758)

Herkenning

De adder, *Vipera berus berus* (Linnaeus, 1758) is een zwaargebouwde, gedrongen slang met een relatief korte staart en een duidelijk van de romp te onderscheiden, driehoekige kop (Lenders et al., 2002). De adder behoort tot de familie van de Viperidae en is de enige gifslang in België (De Witte, 1948). Volwassen dieren hebben een lengte van 40-75cm (Stumpel & Strijbosch, 2006). De meest kenmerkende eigenschappen zijn de duidelijke donkere zigzag-streep die over de rug loopt en de rode ogen met een verticale spleetvormige pupil, alsook de gekielde rug- en flankschubben (Lenders et al., 2002). Adders vertonen een sterk seksueel dichromatisme (Shine & Madsen, 1994). Ook tussen individuen en gebieden is de kleur zeer variabel. Over het algemeen hebben vrouwtjes eerder een oranje tot roodbruine grondkleur, met een donkerdere tint van zigzag (Fig. 3), terwijl mannetjes zilvergrijs tot bruin gekleurd zijn, met een zwarte zigzag-streep (Fig. 4). Recent onderzoek toonde aan dat deze zigzag markering niet enkel dient ter camouflage, maar ook predators afschrikt (Wüster et al., 2004). In Scandinavië en de Alpen worden regelmatig volledig melanistische dieren aangetroffen (Forsman, 1995), maar in de Belgische populaties is dit fenomeen niet gedocumenteerd. Aan de buikzijde heeft het dier grote, donkergrijze ventraalschilden. Het komt regelmatig voor dat hier kleinere schubben tussen geplaatst zijn. Deze vergroeiingen in buikschubben gaan gepaard met vergroeiingen in ribben en/of ruggenwervels (Merilä et al., 1992) en die blijken een effect te hebben op de overlevingskans van de dieren (Forsman et al. 1994). De vergroeiingen kunnen te wijten zijn aan zowel omgevings- als genetische stress, tijdens de ontwikkeling van de embryo's. Boven op de kop hebben adders enkele typische kopschubben waarvan het patroon individuele herkenning mogelijk maakt (Van Hecke & Hordies, 1984, 1988; Lenders, 2000). Naast het verschil in kleur hebben vrouwtjes in verhouding een kortere staart dan mannetjes en worden ze over het algemeen een stuk langer en zwaarder (Boulenger, 1913). Pasgeboren dieren hebben een vaal grijze tot baksteenrode kleur met een donkere dorsale zigzag streep en zijn ongeveer 15-20cm lang (Fig. 5). Zoals elk reptiel groeit de adder zijn hele leven verder. Aan de hand van de lengte van een dier kan dus bij benadering de leeftijd geschat worden (Prestit, 1971).

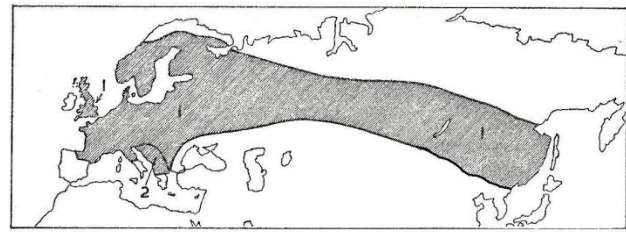


Figuur 5: Juveniele adder

Verspreiding

Wereldwijd

Van alle slangen heeft de adder het grootste verspreidingsareaal (Fig. 6; Steward, 1971). De soort komt voor over nagenoeg heel de noordelijke Euraziatische landmassa, van Groot-Brittannië in het westen tot in China en Noord-Korea in het oosten en van Italië en Griekenland in het zuiden tot Scandinavië en Rusland in het Noorden. Het areaal strekt zich zelfs uit tot boven de poolcirkel (Andersson, 2003).



Distribution of *Vipera berus*
Subspecies: 1 *berus* 2 *bosniensis*

Figuur 6. Wereldwijde verspreiding van de Adder (Aangepast naar Steward, 1971)

België (Fig. 7)

In België komt de adder nog relatief talrijk voor in de Condroz en de Fange-Famenne. Hier zijn een veertigtal populaties gekend die zich voornamelijk rond de Maas en enkele van haar bijrivieren situeren. Al deze populaties zijn echter effectief geïsoleerd van elkaar, zijn relatief klein en hebben nood aan beheer om ze voor de toekomst veilig te stellen. Ook op de Hoge Venen bevindt zich een kleine populatie, ontstaan uit een recente introductie (pers. mededeling Robert Joris).

In Vlaanderen komt de adder, ook historisch, enkel voor in de provincie Antwerpen (De Witte, 1948; Parent, 1979; Bauwens & Claus, 1996). Hij wordt er gevonden in verschillende heidegebieden in de Kempen. De grootste populatie is te vinden op het Groot Schietveld en het Marum, op het grondgebied van de gemeenten Wuustwezel, Brasschaat en Brecht. De grootte van deze populatie wordt voorzichtig geschat op enkele honderden tot meer dan een duizendtal dieren (pers. med. André Van Hecke; Claus, 2002). Een tweede populatie bevindt zich in de gemeente Lille, waar de adder nog voorkomt op twee kleine, geïsoleerde heidegebieden. Deze populatie is het onderwerp van deze studie. Recentelijk is een derde populatie ontdekt in het Stappersven, deelgebied van het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide (Lambeets, 2011). De oorsprong van deze populatie is nog het onderwerp van een lopend onderzoek, maar tot op heden zijn reeds een twintigtal dieren, van verschillende leeftijdsklassen, geïndividualiseerd. Ook hier kan met zekerheid gesproken worden van een reproducerende populatie (persoonlijke info).



Figuur 7: Verspreiding van de adder in België (waarnemingen.be)

Algemene ecologie

Thermoregulatie

Adders zijn ectotherm, wat inhoudt dat ze externe energiebronnen (zonnestraling) aanwenden om hun lichaamstemperatuur op peil te houden. Door gedragsmatige thermoregulatie tracht de adder erin zijn lichaamstemperatuur tussen 30 en 32°C te houden (Saint-Girons, 1978). Daarbij maken ze gebruik van de heterogeniteit van de microklimaten in hun leefgebied. Daarnaast passen ze hun lichaamshouding aan om hun lichaamstemperatuur te reguleren. Bij relatief lage omgevingstemperaturen kunnen adders vaak gevonden worden op open plekken in de vegetatie, met het lichaam, afgeplat en loodrecht op de zon gericht (Claus, 1988). Wanneer zijn lichaamstemperatuur echter voldoende hoog is, zal een adder uit het zicht verdwijnen en koelere microklimaten opzoeken (de Ponti, 2001).

Fenologie (Fig. 8; De absolute timing hier beschreven geldt voor populaties in Vlaanderen)

Mannelijke adders zijn reeds vroeg in het voorjaar actief en verlaten, afhankelijk van het weer, rond half februari – begin maart als eerste hun hibernacula (overwinteringsplaatsen). De eerste weken zoeken de mannetjes intensief zonbeschenen microhabitats op om de spermatogenese (rijping van de spermacellen) te voltooien (Herczeg et al., 2006). De vrouwtjes en subadulte dieren worden actief rond begin april. Terwijl de subadulte dieren onmiddellijk naar de foerageergebieden trekken, starten ook de reproductieve vrouwtjes met een intensieve zonnekuur om de ontwikkeling van de eicellen in gang te stellen. Addervrouwtjes nemen in regel maar om de twee jaar deel aan de voortplanting (Viitanen, 1967; Prestt, 1971; Van Hecke & Hordies, 1980; Altweg et al., 2005). Na de eerste vervelling (rond eind april), start de paarperiode die ongeveer een maand duurt. Gedurende deze periode gaan de mannetjes actief op zoek naar de reproductieve vrouwtjes. Deze hebben immers hun zonneplekje voor het komende jaar reeds ingenomen. Wanneer meerdere mannetjes een bereidwillig vrouwtje het hof willen maken, resulteert dit in een typische adderdans (Stumpel & Strijbosch, 2006). De mannetjes richten hierbij het voorste gedeelte van het lichaam van de grond en proberen, door zich rond elkaar te strengelen, de kop van de rivaal op de grond te duwen. Nagenoeg altijd is het grootste mannetje de overwinnaar in deze confrontaties (Andren & Nilson, 1981). De winnaar paart met het vrouwtje en bewaakt haar daarna nog enige tijd (Van Hecke & Hordies, 1980). Toch slaagt het vrouwtje er meestal in om met meerdere mannetjes te paren, waardoor binnen een worp, jongen vaak een verschillende vader hebben (Olsson & Madsen, 2001). Het grootste mannetje blijkt doorgaans wel de vader van de meeste jongen (Ursenbacher et al., 2009). Na de paring trekken de mannetjes naar het foerageergebied. De niet-reproductieve individuen (de subadulten en de vrouwtjes die dit jaar niet aan de voortplanting deelnemen) vertrekken al vlak na het ontwaken naar de foerageergebieden en blijven daar het ganse seizoen. De juvenielen worden geboren rond eind augustus – begin september. Het aantal jongen neemt toe met de lichaamslengte van het vrouwtje en varieert van ongeveer 5 tot 20 per worp (Madsen & Shine, 1992; Van Hecke & Hordies, 1980). De oudste en grootste dieren van beide geslachten zijn dan ook het meest succesvol in de voortplanting. In tegenstelling tot een

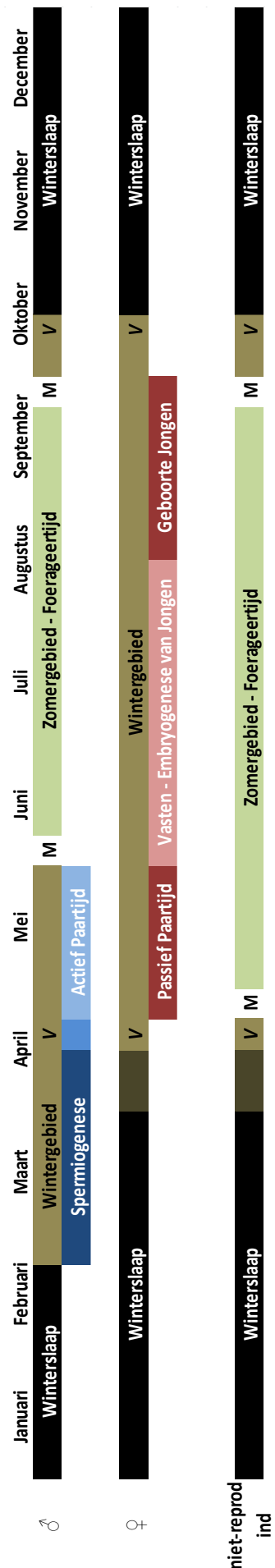
drachtig vrouwtje, dat uitermate plaatstrouw is aan haar zonneplek, is er over de bewegingen van niet-reproductieve individuen en mannetjes weinig bekend. In hun foerageergebied leiden deze individuen immers een verborgen leven, verscholen tussen de vegetatie om te jagen (Biella & Völkl, 1987), dit is mogelijk omdat de hoge zomertemperaturen het niet noodzakelijk maken om lang te zonnen. Vanaf begin september keren adders terug naar hun overwinteringsgebieden om hun hibernacula op te zoeken en aan de winterslaap te beginnen wanneer de dagtemperatuur niet meer boven de 10°C reikt (Viitanen, 1967).

Gebiedsgebruik

Adders maken nagenoeg hun hele leven lang gebruik van dezelfde overwinteringsplaatsen (=hibernacula) (Phelps, 2004; Viitanen, 1967). Deze hibernacula zijn dus een essentieel onderdeel van het biotoop van de adder en verdienen extra bescherming. Vaak overwinteren verscheidene dieren samen in een hibernaculum, dikwijls ook samen met andere reptielen en amfibieën (Stumpel & Strijbosch, 2006). In het voor- en najaar worden dan ook vaak meerdere dieren samen, in de nabijheid van een hibernaculum aangetroffen. Hibernacula liggen meestal op een droge plek in het gebied, opdat deze in de winter niet zouden overstromen. Toch moet de luchtvochtigheid binnenin hoog genoeg blijven (Viitanen, 1967). Vaak worden oude knaagdierholen of holtes tussen boomwortels gebruikt. Belangrijk is wel dat deze plaatsen steeds vorstvrij blijven (Viitanen, 1967). Een hibernaculum ligt ook vaak georiënteerd op het zuiden, wat resulteert in een snellere opwarming in het voorjaar. Het respecteren van hibernacula is van uiterst belang bij het beheren van adderpopulaties. Ingrepen in de hydrologie of in de vegetatie errond kunnen immers nefast zijn voor een groot aantal dieren (Lenders et al., 2002).

Ook de zomergebieden blijven jaar na jaar dezelfde (Krupitz, 2009; Prestt, 1971; Viitanen, 1967; Van Hecke & Hordies, 1980). In regel is het zomergebied een vochtiger biotoop dan het wintergebied. Aangezien het zomergebied gebruikt wordt om te foerageren, is ook een hogere prooidichtheid kenmerkend (Forsman & Lindell, 1997).

Tussen zomer- en wintergebied maakt de adder seizoenale



Figuur 8. Fenologie van de adder in Vlaanderen; V=vervelling; M=migratie

migratiebewegingen. De afstand tussen beide gebieden kan tot 1500m oplopen, maar het is evengoed mogelijk dat ze overlappen (Bauwens et al., 1995; Phelps, 2004; Viitanen, 1967). Het gebiedsgebruik tijdens de migratie is amper gekend. Meestal wordt aangenomen dat lijnvormige, verruigde landschapselementen gebruikt worden als migratiepad (Bauwens et al., 1995).

Voedseleecologie

Volgens Saint-Girons (1955) hebben adders geen specifieke jaagstrategie en zullen zij zal zowel actief op jacht gaan, als afwachten tot een prooidier passeert. Adders eten uitsluitend prooien die zij met eigen gif gedood hebben (Saint-Girons, 1955). Het voedsel bestaat voornamelijk uit muizen, reptielen, amfibieën en nestjongen van zangvogels, maar de relatieve samenstelling van het dieet is sterk gebiedsafhankelijk (Hordies & Van Hecke, 1985; Luiselli & Anibaldi, 1991; Pielowski, 1962; Prest, 1971; Saint-Girons, 1952; Van Hecke & Hordies, 1980, 1985). Het hoofdvoedsel bestaat meestal uit de meest voorkomende hagedissoort en muizensoort. Zoals alle Viperidae zijn adders zeer zuinig met hun energie en hoeven ze maar weinig te eten om te overleven. Een tiental woelmuizen per jaar is het gemiddelde dat aangenomen wordt in de literatuur (Pomianowska-Pilipiuk, 1974). Inzake het voedingspatroon van zwangere vrouwtjes bestaan tegenstrijdige berichten (Prestt, 1971; Van Hecke & Hordies, 1985). In regel kan gesteld worden dat zij zeer weinig eten (Klommen & Smeets, 1978; Prestt, 1971; Van Hecke & Hordies, 1980); het grootste gedeelte van hun tijd brengen ze door met zonnen, ter bevordering van de groei van de embryo's. In het jaar dat zij reproduceren zijn de vrouwtjes dan ook zeer honkvast; het grootste deel van de tijd kunnen ze teruggevonden worden op nagenoeg hetzelfde zonneplekje (Van Hecke & Hordies, 1980; Viitanen, 1976). Het daaropvolgende jaar zullen zij dan besteden aan het aanleggen van een vetreserve, nodig voor het volgende voortplantingsjaar. Het prooiaanbod heeft een directe invloed op de jaaractiviteit, overleving en voortplanting van een adderpopulatie (Forsman & Lindell, 1997). Of vrouwtjes die aan de voortplanting hebben deelgenomen en pasgeboren dieren de winterslaap overleven, is mede afhankelijk van het tijdstip van de geboorten en van de prooidichtheid in de herfst (Völkl, 1989). Zeker de juvenielen moeten immers genoeg gelegenheid hebben om vetreserves te kunnen opbouwen.

Habitat

Over zijn gehele verspreidingsrange gebruikt de adder uiteenlopende habitats: van wegbermen en houtwallen (Wollesen & Schwartz, 2004) tot veenmoerassen (Hofstra, 2003; Thomas, 2004); van open plekken in bos (Wirth, 2000; Phelps, 2004) tot verruigde graslanden (Graitson, 2008; Lenders, 2011) en uitgestrekte heidegebieden (Van Hecke & Hordies, 1985; de Ponti, 2001; Claus, 2002; Phelps, 2004; Atkins, 2005; Lenders et al., 2002). In Vlaanderen associëren we de adder voornamelijk met het laatst genoemde habitat. Toch beschrijven De Witte (1948) en ook Parent (1979) nog het voorkomen van adders in houtkanten en struwelen, verspreid over de provincie Antwerpen. Tegenwoordig lijken ze uit die habitats nagenoeg volledig verdwenen (Bauwens & Claus, 1996). Enkel in de omgeving van de wijder verspreide populaties in Vlaanderen: het Groot Schietveld en het Stappersven, is het gekend dat individuen ook de

ruigtes en wegbermen gebruiken (pers med. Katja Claus & Dirk Bauwens, pers. info). In Wallonië is dit nog algemeen. Verschillende populaties worden hier teruggevonden in ruige graslanden, houtkanten of zelfs spoorwegbermen (Graitson, 2008). Al lijken deze habitattypes op het eerste gezicht zeer divers, toch hebben zij allen verschillende basisfactoren gemeen.

Zo is de algemene vegetatiestructuur vaak heel gelijkend. Een adder heeft behoefte aan voldoende zonneplekjes, waardoor nooit habitats met een te dichte, hoge vegetatiebedekking verkozen worden. Toch is ook het voorkomen van meer begroeide delen van groot belang, aangezien zij vaak zorgen voor beschutting van de wind en voor bedekking tegen predators (de Ponti, 2001; Wüster et al, 2004).

Binnen elk van de bovenvermelde habitats hebben adders van de wind afgeschermd en op de zon georiënteerde plekjes nodig om te kunnen zonnen (Claus, 1988; Van Hecke & Hordies, 1988). Vaak wordt daarvoor een donker gekleurde ondergrond gezocht, zoals een oude boomstronk of een open bodem (McPhail, 2011). Een gevarieerd microreliëf draagt in grote mate bij aan de beschikbaarheid van gunstig geëxposeerde plekjes (de Ponti, 2001). Niet enkel open, zonbeschenen delen zijn van belang, ook een opgebouwde strooisellaag is een vereiste. Adders moeten immers kunnen wegkruipen wanneer hun lichaamstemperatuur te hoog oploopt (Seigel & Collins, 1993) en ze moeten zich kunnen verschuilen voor predators en prooidieren (de Ponti, 2001). Een geschikt adderhabitat moet dus een zekere vegetatiestructuur bezitten zodat er een voldoende grote temperatuurgradiënt ontstaat. Zolang er maar genoeg zonlicht op de grond kan komen is de aard van overhangende vegetatie dan ook van minder belang.

Op grotere schaal is een vochtigheidsgradiënt ook zeer belangrijk. Een drogere plaats is nodig voor de overwintering, terwijl in de zomermaanden een vochtigere zone verkozen wordt (Prestit, 1971; de Ponti, 2001). Door zijn hoge verdampings-coëfficiënt is de adder immers slecht aangepast aan een droog habitat (Mulder, 1987; Van Strien et al., 2007).



Figuur 9: Habitatfoto met adder in situ

De adder en habitatfragmentatie

Biodiversiteitschuld

De adder is een langlevend dier. Uit langlopend onderzoek op het Groot Schietveld blijkt dat sommige individuen tot 14 jaar oud worden (pers. med. André Van Hecke), Sheldon schrijft zelfs een leeftijd neer van 32 jaar voor een van de adders in haar studiegebied (McPhail, 2011). Het feit dat adders zo oud kunnen worden, maakt dat ze beter beschermd lijken tegen de effecten van habitatverlies. Dit fenomeen

staat bekend als *'extinction debt'* of *'biodiversiteitschuld'* (Kuussaari et al., 2009; Van Dijck, 2011). Na habitatfragmentatie zullen de langlevende soorten namelijk pas in latere stadia uit het restant gebied verdwijnen. Zij kunnen immers lange tijd overleven in een gebied van mindere kwaliteit, zonder aan succesvolle reproductie toe te komen. De "populatie" lijkt dan nog steeds aanwezig, maar is zonder ingrijpen, gedoemd om te verdwijnen vanwege het verlies in habitatkwaliteit in het verleden. Dit tijdsvenster biedt beheerders wel de kans om in te grijpen in het landschap en zo de populatie voor uitsterven te behoeden. Deze maatregelen mogen dan evenwel niet beperkt blijven tot het vrijwaren van het kleine gebied waarbinnen nog adulte dieren gezien worden, maar moeten toegepast worden om te voorzien in alle noden die de doelsoort aan zijn habitat stelt. Het is dus nodig om een landschapsvisie te ontwikkelen die de adder de mogelijkheid geeft om te migreren tussen geschikte habitats en te dispergeren naar verschillende kerngebieden.

Dispersie

Dispersie betreft het wegtrekken van de plek van geboorte, op zoek naar een nieuw leefgebied (Begon et al., 2006). Vaak gebeurt dit door een karakteristieke leeftijdsgroep en eventueel geslacht, binnen de populatie en in een eerder willekeurige richting.

Over dispersie bij adders is zeer weinig geweten. De weinige gedocumenteerde gegevens wijzen erop dat de subadulten, net zoals bij vele andere dieren, aan dispersie doen (Phelps, 2004; Saint-Girons, 1981; Viitanen, 1967).

In een zeer uitgebreide studie uit Finland (Viitanen, 1967) wordt beschreven hoe, in tegenstelling tot de adulte dieren, een deel van de subadulten na hun eerste winter ieder jaar verder van het overwinteringsgebied trekken. Ook de proportie terugkerende individuen blijkt jaarlijks kleiner te worden. Door het geringe aantal hervangen subadulte dieren konden echter geen duidende conclusies worden getrokken. Ook in andere studies kent men een lage vangst én hervangst van subadulten (Van Hecke & Hordies, 1984; Claus, 2001; Saint-Girons, 1981), wat mede een aanduiding kan zijn voor dispersie.

Phelps (2004) stelde vast dat in zijn studiegebied te Dorset in Groot-Brittannië, de adulte dieren zeer plaatstrouw waren. Ze gebruikten steeds dezelfde overwinteringsplaatsen en paarden dus steeds binnen dezelfde groep partners, ook al lagen sommige overwinteringsgroepen amper 200m van elkaar. Binnen zijn gebied onderscheidde Phelps zo 6 groepen die hetzelfde zomerhabitat gebruikten, maar nooit in elkaars winterhabitat werden teruggevonden. De subadulten daarentegen bleken zich meer willekeurig door het gebied te verplaatsen en verschenen om te overwinteren bij hibernacula van groepen dieren die op andere plekken geboren waren. Een enkele keer werden zelfs onvolwassen dieren teruggevonden, zo'n 2km van het kerngebied vandaan.

Al de voorgaande studies beschrijven echter patronen van grote populaties in aaneengesloten gebieden. Over dispersie van adders in gefragmenteerde habitats zijn dan ook geen gegevens gekend.

Fragmentatie

Een goed gedocumenteerd voorbeeld van het effect van habitatfragmentatie deed zich voor in Zweden, in het gebied van één van de best bestudeerde adderpopulaties (Madsen et al., 1992, 1996, 1999, 2004). Door het bouwen van een bezoekerscentrum voor het natuurgebied, midden op de migratieroute van de hier aanwezige adderpopulatie, viel het aantal mannelijke adders op enkele jaren terug van 50 naar 10 en verdwenen de dieren volledig uit hun historisch overwinteringsgebied (Madsen & Ujvari, 2011). Hieruit blijkt dat het aanleggen van een gebouw en de barrièrewerking die daarvan uitgaat, een zeer groot effect kan hebben op een adderpopulatie, zelfs als de kwaliteit van de resterende deelhabitats groot blijft.

Een Zwitserse studie van adderpopulaties, gescheiden door 1 à 2 km ongeschikt habitat, toonde een grote genetische differentiatie tussen de populaties (Ursenbacher et al., 2009). Waar populaties nog wel in verbinding staan met elkaar, blijkt de effectieve populatiegrootte steevast veel groter te zijn dan het aantal aanwezige individuen. Dispersie bij adders is dus mogelijk over relatief grote afstanden geschikt habitat. Het zorgt ook effectief voor de inbreng van nieuwe genen in de populaties en verzekert vooral het voortbestaan van kleine groepen dieren.

Ook in het Nederlandse Nationale Park De Meinweg ging de achteruitgang van de adder hand in hand met het steeds meer van elkaar gescheiden raken van de kerngebieden (Lenders et al., 2002). Een nationale studie in Nederland schatte de kritieke grens voor versnippering bij adders op 250ha (van Strien et al., 2007). In gebieden kleiner dan 250 ha kenden de adderpopulaties een achteruitgang.

Adders lijken dus in de eerste plaats nood te hebben aan een aaneengesloten geschikt gebied. Dit moet bestaan uit een mozaïek van verschillende habitats zodat het voldoet aan alle vereisten die een adder vraagt van zijn leefomgeving. Voldoende grote corridors en/of de nodige stapstenen lijken noodzakelijk om de adder de mogelijkheid te geven om stapsgewijs een nieuw gebied te laten koloniseren.

De adder als sleutelsoort

In het natuurbeheer worden streefdoelen meestal op ecosysteem-niveau geformuleerd. Een terrein wordt beheerd om een typische levensgemeenschap van flora en fauna te behouden of te herstellen (Beije et al., 1994; Bauwens & Claus, 1996). Het beheer is dan ook gericht op een heel scala aan soorten, typisch voor een bepaald biotoop. In de praktijk blijkt het echter nuttig om één of enkele soorten uit de gemeenschap centraal te stellen. De filosofie is dat de concrete maatregelen die het behoud van deze “sleutelsoorten” bevorderen, de hele gemeenschap ten goede zullen komen. In overeenstemming met dit principe kan de adder gezien worden als een sleutelsoort voor ecotopen van vochtige en droge heide.

De adder wordt genoemd als een indicatorsoort voor de gradiënt van vochtige heide (4010¹) - met typische flora zoals dophei (*Erica tetralix*), klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), kleine zonnedauw

¹ Natura2000 habitatype (Sterckx & Paelinckx, 2004)

(*Drosera intermedia*) en beenbreek (*Narthecium ossifragum*) - via gageelstruwelen - met als onmisbare soort wilde gageel (*Myrica gale*) - naar droge heide (4030¹) - met belangrijke soorten als struikhei (*Calluna vulgaris*), bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) en stekelbrem (*Genista anglica*) - tot in de overgangszone naar bos - met zeldzamere soorten zoals sporkehout (*Rhamnus frangula*) en bosbes (*Vaccinium myrtillus*; Lenders et al., 2002).

Vanzelfsprekend kunnen in ecotopen van natte en droge, tot verboste heide ook andere bijzondere faunaelementen genoemd worden, waarvan een aantal eveneens de status van prioritaire soort in de provincie Antwerpen hebben gekregen (Hoogewijs, 2010). Broedvogels zoals boompieper (*Anthus trivialis*), boomleeuwerik (*Lullula arborea*) en nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*) zijn kenmerkend voor adderbiotopen. Bij de vlinders zijn groentje (*Callophrys rubi*), heideblauwtje (*Plebejus argus*), bruine eikenpage (*Satyrium ilicis*) en bont dikkopje (*Carterocephalus palaemon*) belangrijke bewoners van adderbiotopen. Ook heidesabelsprinkhaan (*Metrioptera brachyptera*), snortikker (*Chorthippus mollis*) en zanddoortje (*Tetrix ceperoi*) zijn als kenmerkende soorten te noemen. De gradiënt van natte naar droge heide vormt vanzelfsprekend ook het biotoop van andere zeldzame soorten amfibieën en reptielen, zoals rugstreeppad (*Bufo calamita*), heikikker (*Rana arvalis*), poelkikker (*Pelophylax lessonae*), vinpootsalamander (*Lissotriton helveticus*) en hazelworm (*Anguis fragilis*).

Biotoopbeheer in functie van de adder zal dus de geschikte omstandigheden creëren voor al de bovengenoemde soorten en vele anderen, karakteristiek voor het natte-droge heidesysteem. Vanwege zijn hoge positie in de voedselketen, geringe mobiliteit en complexe levenscyclus is de adder een geschikte graadmeter voor de ontwikkeling van de fauna van natte en droge heide.



Figuur 10: Enkele reeds aanwezige karakteristieke soorten van adderbiotopen. Klokgewijs, beginnend centraal bovenaan: Stekelbrem - Levendbarende hagedis - Hazelworm - Wilde gageel - Heidesabelsprinkhaan

Probleemstelling

Op het grondgebied van de gemeente Lille bevindt zich één van de laatste verspreidingsgebieden van de adder (*Vipera berus*) in Vlaanderen. Door de jaren heen is het areaal van de soort hier sterk verkleind, de dieren worden momenteel nog maar op twee kleine heiderelicten waargenomen. Deze open plekken liggen ingesloten in bos en agrarisch cultuurlandschap en de vraag stelt zich dus of de individuen van beide gebieden al dan niet geïsoleerd van elkaar leven. In 2010 startte in de regio het LIFE Visbeekproject (Naedts, 2010), gedragen door Natuurpunt Lille. Dit project voorziet onder andere in het vergroten en verbinden van het heide-areaal, ten voordele van de adderpopulatie(s). Ook het Uitgebreid Bosbeheerplan Lille (Opstaele, 2007), opgesteld in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), voorziet in het creëren van bijkomende open plekken en struweelrijke verbindingstroken in het aanwezige bos.

Het doel van deze masterproef is tweeledig. (1) Allereerst om via het bepalen van enkele fundamentele populatie-ecologische variabelen een beeld te krijgen van de gezondheidstoestand van de populaties – in zover dit binnen één activiteitsseizoen mogelijk is. Zo tracht ik een schatting te geven van het aantal aanwezige individuen, de sekse-ratio, de leeftijdsopbouw en de genetische diversiteit van de populatie. Aan de hand van gegevens verkregen van een reeds langlopende monitoring worden eveneens de populatiefluctuaties besproken. Ook de verspreiding van de voornaamste prooidieren wordt onderzocht en de waterstand in de gebieden wordt tijdens het studiejaar opgevolgd. (2) De tweede doelstelling is om aan de hand van minimale-kost modellering (Adriaensen et al., 2003) de connectiviteit in het landschap analyseren. Dit MK-model zal zowel gebaseerd worden op een *expert judgement* enquête als op plaatselijke habitatvoorkeur van de adder. Dit laatste wordt gebaseerd op metingen van factoren die van specifiek belang zijn voor de soort: vegetatiestructuur, microreliëf, waterpeil en beschaduwning. Metingen gebeuren zowel waar de soort voorkomt, als in de rest van het studiegebied. Aan de hand van een MK-model van de huidige situatie zullen de beheerplannen van ANB en Natuurpunt geëvalueerd, samengebracht en geoptimaliseerd worden in een uniform connectiviteitsplan voor de adder. Zo worden aanbevelingen voorgesteld voor het optimaliseren van de ecologische verbinding tussen beide addergebieden en met de andere heidepercelen in de omgeving.

Tijdens mijn thesis worden genetische stalen verzameld die verder worden verwerkt op het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). Aan de hand van deze stalen zal de mate van *gene flow* tussen de beide deelpopulaties, alsook de graad van genetische verarming kunnen worden aangetoond.

MATERIAAL EN METHODE

Grafieken en tabellen, alsook alle berekeningen, werden gemaakt in Excel 2010. Kaarten werden geproduceerd met behulp van ArcGIS v9.3 (© ESRI Inc.). Als basis hiervoor is uitgegaan van de kaartlagen beschreven in M&M III. ii. op p. 32. Al deze kaartlagen gebruiken het Belgische Lambert 1972 coördinatensysteem. Statistische berekeningen werden uitgevoerd in SPSS 18 (© IBM Corporation) en R v. 2.10.1 (© The R Foundation).

1 Veldonderzoek

1.1 Studiegebied

Het studiegebied is gelegen in de gemeente Lille in de provincie Antwerpen. Vroeger kwam de adder hier op diverse plekken voor (Fig. 11 Bijlage p. 2), maar eind jaren 1980 leek de soort uit de regio verdwenen te zijn. Enkele verspreide waarnemingen en historische gegevens zetten natuurgids en bestuurslid van Natuurpunt Lille, Willy Mannaerts, in 1994 aan tot systematisch zoeken. Hij ontdekte twee bospercelen waar de adder nog voorkomt: Perceel A en Perceel B.

Het perceel Perceel A (13ha; Fig. 12 Bijlage p. 3; X180212 Y218831²) is eigendom van de gemeente Lille en wordt beheerd door het Agentschap voor Natuur en Bos. Het betreft hier een gebied met een licht vochtige heidevegetatie met struikheide (*Calluna vulgaris*), dophei (*Erica tetralix*) en gagel (*Myrica gale*), dat op verschillende plaatsen sterk gedomineerd wordt door pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). De randen van het terrein kennen een geleidelijke overgang van heide naar bos met veel ondergroei. In 2010 zijn delen, die niet geschikt waren voor reptielen, gekapt en afgeplagd ter bevordering en uitbreiding van het heideareaal (pers. med. Werner De Kinderen; Van Duppen, 2010). De toekomstige oppervlakte open, structuurrijke heide zal 4,5ha bedragen (Opstaele et al., 2007).

Perceel B (23ha; Fig. 12 Bijlage p. 3; X181169 Y219333¹) is eveneens eigendom van de gemeente Lille en staat onder beheer van ANB. De voor reptielen waardevolle heiderestanten zijn hier zeer sterk overgroeid door pijpenstrootje en van elkaar gescheiden door bospercelen. Hier is de adderpopulatie de laatste jaren sterk achteruitgegaan. Tot 2007 werden er nog met zekerheid verschillende adders gezien op de drie open heidestukjes (Bauwens et al., 1995; Maes & Maronde, 2005; pers. med. Willy Mannaerts & André Van Hecke). Deze heiderestanten zijn echter zeer klein en van noord naar zuid respectievelijk 0,7ha, 0,2ha en 0,2ha groot. De laatste jaren blijven de adders op de twee noordelijke open plekken zoek en worden er enkel op het zuidelijke stukje nog dieren gevonden (pers. med. André Van Hecke). Ook hier is in 2010 veel bos gekapt en geplagd (pers. med. Werner De Kinderen; Van Duppen, 2010) met de bedoeling om het aaneengesloten heideareaal aanzienlijk te vergroten tot 10ha (Opstaele et al., 2007). De resterende

² Belgische Lambert1972 coördinaten van middelpunt

bospercelen zullen in de toekomst beheerd worden als hakhout, om zo de verbinding tussen de heidevlaktes te verbeteren (pers. med. Werner De Kinderen; Opstaele et al., 2007).

1.2 Veldprotocol

Tussen 16 februari 2011 en 14 oktober 2011 werd zo goed als elke week een veldbezoek uitgevoerd (zie Tbl. 1 Bijlage p. 3). Tijdens een bezoek werd in het ganse terrein (kernegebieden & omgeving) gezocht naar adders en prooidieren. Er werd geprobeerd om elke waargenomen adder met gehandschoende hand te vangen voor identificatie en verzameling van gegevens (vergunning: ANB/BL-FF/V11-00048).

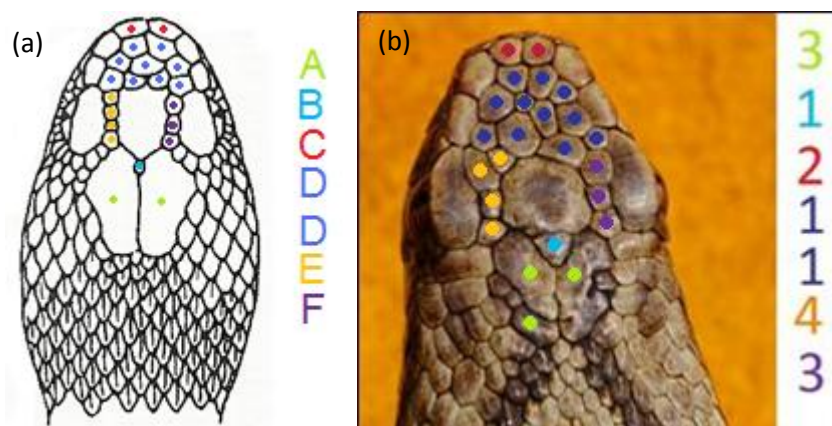
Van elk waargenomen prooidier werd telkens de soort en de locatie nauwkeurig genoteerd.

Daarnaast werden in de wijde omgeving rond de kernegebieden verschillende metingen verricht.

1.2.1 Adder

1.2.1.1 Individuele herkenning

Voor de individuele herkenning van dieren werd gekozen om met een diervriendelijke methode te werken. Reeds lang is geweten dat adders een individuele verdeling van de kopschubben hebben (Lenders, 2000; Klompen & Smeets, 1979; Van Hecke & Hordies, 1978). Deze configuratie wordt gebruikt om een formule op te stellen die bij nagenoeg iedere adder verschillend is (Fig. 13). Omdat deze formule onderhevig is aan eigen interpretatie en omdat er in een grote groep toch overlapping kan bestaan, werd ook een foto van de kopschubben genomen. Deze foto geeft meteen uitsluitsel.



Figuur 13. Kopschildformule van adder.

(a) Schematische voorstelling van kopschildformule (aangepast uit Arnold et al., 1984)

(b) Vrouwkje nr17 met formule 3121143

1.2.1.2 Biometrische gegevens

Alle biometrische gegevens werden bepaald volgens de werkwijze beschreven in Van Hecke & Hordies (1980).

Net als alle andere reptielen groeien adders hun hele leven (Bauwens et al., 1995). Daardoor kan aan de hand van de grootte van een dier zijn leeftijd geschat worden (Fig. 14).

Het meten van de adders gebeurde met behulp van een doorzichtige acrylaat buis met doorsnede van 2,5cm. Aan de buitenzijde van de buis was een meetlat aangebracht. De

adder werd met de kop eerst in de buis gebracht en uitgestrekt. Daarna kon op de meetlat zijn kop-romp lengte (van neuspunt tot anaalschild) afgelezen worden (Fig. 15). De staartlengte (van anaalschild tot staartpunt) werd apart gemeten met behulp van een schuifmaat.

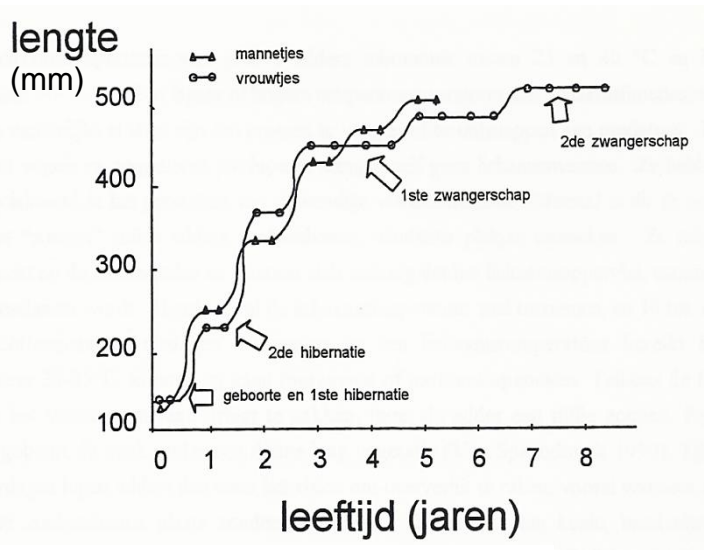


Figuur 15: Vrouwjesadder in meetbuis

Zoals bij vele slangensoorten kan de adder ook gesekt worden op basis van het aantal onderstaartschubben (Boulenger, 1913; Klompen & Smeets, 1979; Van Hecke & Hordies, 1980). Hiervoor worden de waarden gebruikt, opgemeten bij dieren van de dichtstbijzijnde grote populatie op het Groot Schietveld (Tabel 2; Van Hecke & Hordies, 1985). Om de schubben nauwkeurig te kunnen tellen, maakte ik steeds een foto van de onderstaart van de dieren.

Ook de verhouding lichaamslengte/staartlengte is seksueel dimorf en kan dus gebruikt worden om de dieren te seksen. Hiervoor gebruikte ik de waarden, opgemeten door Van Hecke & Hordies (1985; Tabel 2).

Aan de hand van het gewicht kan zowel de



Figuur 14. Lengtegroei van adders in functie van leeftijd (overgenomen uit Bauwens et al., 1995)

De geslachtsbepaling van adders kan op verschillende manieren gebeuren.

De eerste indicatie hiervoor is de lichaamskleur van de dieren. Deze is echter weinig/niet verschillend bij subadulte dieren (McPhail, 2011), waardoor een controle aan de hand van andere dimorfe morfometrische eigenschappen aangewezen is.

Tabel 2. Morfometrische ranges voor bepalen van geslacht (Van Hecke & Hordies, 1985)

	♂	♀
Aantal paren subcaudalia	33 - 45	25 - 34
Lichaamslengte /Staartlengte	5,36 - 7,57	7,05 - 10,21

voedingsstatus als de reproductieve toestand (drachtig of niet) van een dier ingeschat worden. Om het dier te wegen, werd het in een doorzichtige plastic zak gestoken en aan een Pesola-dynamometer gehangen (precisie 1g).

1.2.1.3 Genetische Staalname

Van elk (nieuw) gevangen dier werd een DNA-staal genomen. Om diervriendelijk te werken, werd gekozen voor een cloacale swab, zoals beschreven door Miller (2006). Er werd ook specifiek uitgekeken naar vervellingen om genetisch materiaal uit te extraheren (Fetzner, 1999).

1.2.2 Prooidieren

Een stabiele predatorpopulatie kan enkel overleven als er ook voldoende prooidieren aanwezig zijn (Begon et al., 2005). Wanneer een verbinding van de adderpopulaties het uiteindelijke doel is, zullen de reeds aanwezige prooidieren een succesvolle vestiging van adders dus versnellen.

Aan de hand van eigen waarnemingen en voorhanden zijnde data, zal daarom een beeld opgemaakt worden van de lokale aanwezigheid van prooidieren in het studiegebied.

Tijdens de veldbezoeken werden dus ook de geobserveerde potentiële adderprooien opgetekend, namelijk de aanwezige amfibieën, reptielen en muizen.

Eveneens puurde ik uit de waarnemingen van Werner De Kinderen (Boswachter bij ANB) en Willy Mannaerts (Natuurpunt Lille) een beeld van de recente verspreiding van de levendbarende hagedis (*Zootoca vivipara*) in de omgeving.

Om de aanwezige dichtheid van muizen, de voorkeursprooi van volwassen adders (Bauwens & Clause, 1996; Van Hecke & Hordies, 1980, 1985) te bepalen, plaatste ik op 1, 2 en 4 september 2011 vallen in de gekende adderpercelen. In elk van beide addergebieden werden drie grids van vallen uitgezet. Eén grid bestond uit 4 x 5 Sherman traps (H.B. Sherman, Tallahassee, VS), waarbij iedere val 10m van de vorige verwijderd stond. Bij controle van de vallen werden de aanwezige muizen gemerkt en terug vrijgelaten. Het merken van de dieren gebeurde diervriendelijk, door een klein stukje van de vacht weg te knippen ter herkenning (Fig. 16).

In 1998 werd door Natuurpunt Lille een zoogdierweekend georganiseerd, ook deze resultaten zullen mee verwerkt worden om een beeld van de verspreiding van muizen te bekomen (van der Schoot, ongepubliceerd; Vrelust, ongepubliceerd).



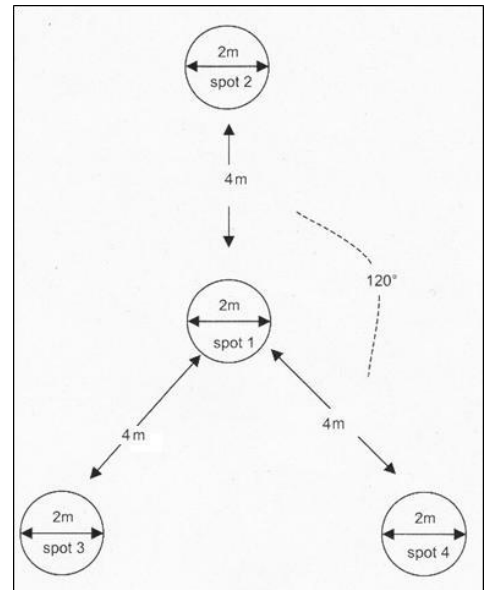
Figuur 16: Gevangen en gemerkte bosmuis

1.2.3 Vegetatiestructuur

Het gehele studiegebied zal geëvalueerd worden aan de hand van de lokale habitatvoorkeur van de adder. Om dit te realiseren wordt de variatie in fysische structuur van de vegetatie binnen het gebied geschat met een methode beschreven door Castilla & Bauwens (1992). De methode werd, waar nodig, aangepast aan de ecologie van de adder.

Deze vegetatieopnamen gebeurden voor twee typen punten: (1) elke plek waar een adder werd waargenomen en (2) willekeurige plekken in het landschap (zie Fig. 17 Bijlage p. 4).

Vegetatiemetingen werden uitgevoerd door op een gegeven punt in de landschapsmatrix een denkbeeldige cirkel van 2m diameter uit te leggen. In een willekeurige richting, op 4m afstand van het middelpunt van de eerste cirkel, werd een tweede cirkel van 2m uitgelegd. Aan weerszijden, op 120° van deze aslijn, werden een derde en vierde cirkel van dezelfde afmetingen genomen (Fig. 18).



Figuur 18. Vegetatieplot, bestaande uit 4 cirkels

Binnen elk van de vier cirkels van een vegetatieopname werd de bodembedekking genoteerd. Ik maakte een onderscheid tussen bedekking door strooisel, open bodem en harde objecten (inclusief takkenhopen), alle drie van specifiek belang voor de adder. Ook de afstand tot het dichtstbijzijnde harde object, van nut voor de adder als schuilplaats en zonneplaats, werd genoteerd. De drie bedekkingspercentages werden gebruikt om de 'horizontale structurele diversiteit' te bepalen, aan de hand van de Shannon-diversiteitsindex (H; Begon et al., 2006).

Deze index wordt in de ecologie meestal gebruikt om een maat te geven aan de diversiteit van een ecosysteem; rekening houdend met het aantal aanwezige soorten en de abundantie (=aantal individuen) van de soorten (Krebs, 1989). De index wordt berekend als volgt:

$$H = -\sum_{i=1}^S (p_i * \ln p_i)$$

met H = Shannon diversiteits-index;

S = aantal soorten;

p_i = proportie van het aantal individuen van soort i tegenover de totale aanwezige individuen.

Waarbij H een maat is voor zowel de aanwezigheid van de drie 'bodembedekkingsklassen' als voor de verdeling van de drie over de totale oppervlakte van de cirkel.

Om de verticale structuur te beschrijven, noteerde ik de proportie vegetatiebedekking lager dan 50cm (= '<50cm'), tussen 50 en 100cm (= '50à100cm') en boven 100cm (= '>100cm'). Hiermee werd, ook aan de hand van de Shannon-diversiteits-index (Begon et al., 2006), de 'verticale structurele diversiteit' bepaald.

In tegenstelling tot wat het geval was bij de metingen van de bodembedekking, was de som van de gemeten percentages van de bedekking door vegetatie zelden samen 100. Dit omdat op elk bedekkingsniveau de plot potentieel voor 100% bedekt kan zijn. Daarom dienen de gemeten percentages eerst herrekend te worden naar de correcte proporties

Met deze herrekende waardes werd de verticale structurele diversiteit berekend.

Tevens noteerde ik de totale vegetatiebedekking hoger dan 50cm. Deze is immers niet gelijk aan de som van de bedekking '50à100cm' en die '>100cm' aangezien deze vaak overlappen. Een maat voor de totale zonbeschenen bodem werd berekend met de formule:

$$\text{Totaal Zonbeschenen bodem} = 1 - \text{vegetatiebedekking} > 50\text{cm}$$

Van de totale vegetatiebedekking werd geschat hoe groot het aandeel 'harde' (=houtige delen) en 'zachte' (=bladeren) bedekking is. Ook de maximale vegetatiehoogte werd genoteerd (zie Perceelshoogtes p. 34).

1.2.4 Microreliëf

Voor adders is het microreliëf in een gegeven gebied belangrijk. Hellingen gericht op de zuidkant zijn interessant om op te zonnen en overgroeide greppels in het terrein houden hun vocht langer vast en staan bekend als migratiecorridors (Bauwens et al. 1994; de Ponti, 2001).

Om op een gestandaardiseerde manier een beeld te krijgen van het aanwezige microreliëf werd besloten om te noteren hoeveel greppels er overgestoken dienden te worden om tussen de cirkels van een plot te bewegen. Een 'greppel' moest minimaal 40cm diep zijn en 40cm breed. Ook het omgekeerde, een ril van minstens 40cm breed en 40cm hoog werd mee in de tellingen opgenomen. Eveneens werd de afstand tot de dichtstbijzijnde greppel of ril genoteerd.

1.2.5 Waterpeil

De waterhuishouding is voor adders van groot belang. Uit onderzoek blijkt namelijk dat de verdampingscoëfficiënt van adders relatief hoog is (Mulder, 1987). In vochtigere terreinen komt de soort dan ook doorgaans in hogere dichtheden voor dan in drogere gebieden (Stuijzand et al., 2004; van Strien et al., 2007). Bovendien vertonen belangrijke prooidieren van adders (amfibieën en hagedissen) ook een voorkeur voor vochtigere terreinen (Stumpel & Strijbosch, 2007; Völkl & Thiesmeier, 2002). Toch hebben adders ook droge terreindelen nodig. Omdat zij overwinteren onder de grond, liggen de hibernacula in de drogere zones, zodat deze niet kunnen overstromen bij natte winters (Viitanen, 1967). Mocht dit toch gebeuren, dan ontwaakt een adder en verplaatst hij zich naar een droge positie of een nieuw hibernaculum (Viitanen, 1967). Wanneer dit 's winters gebeurt houdt het voor de slangen een reëel mortaliteitsrisico in. Een omgevingstemperatuur onder de -4°C is immers al gauw dodelijk voor de slangen (Viitanen, 1967).

Om de stand van het oppervlaktewater op te volgen, werden op 21 april 2011 in totaal zes peillatten geplaatst. Van deze peillatten stonden er drie te Perceel A en twee te Perceel B. De latten stonden in de

lagere zones in het terrein, plaatsen waarvan werd verwacht dat het oppervlaktewater er zich zou concentreren. De zesde peilvat werd in de Visbeek geplaatst, de belangrijkste waterloop die tussen de twee percelen loopt.

Op 29 april 2011 werden zes peilbuizen geplaatst om de grondwaterstand op te volgen: drie te Perceel A en drie te Perceel B. Deze peilbuizen staan allen in lijn, loodrecht tegenover de Visbeek (zie Fig. 19 Bijlage p. 4 en Tabel 3 Bijlage p. 5). Zowel de peilvatten als de peilbuizen werden minimaal tweewekelijks gecontroleerd.

Aan de hand van deze waarden konden twee belangrijke parameters voor het grondwater worden berekend en geanalyseerd: de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG) en de Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand (GHG). De GLG is de gemiddelde waarde van de drie laagste grondwaterstanden, GHG die van de drie hoogste. Normaliter worden beide waarden berekend over alle standen, gemeten op een tweewekelijks interval, gedurende een hydrologisch jaar (van 1 april tot en met 31 maart). Ik moest mij hier echter beperken tot de metingen die ikzelf heb uitgevoerd, lopende van 5 mei 2011 tot 6 oktober 2011.

In iedere vegetatieplot werd de natheid van de bodem geschat, gaande van 1=droog tot 5=onder water.

2 Populatieonderzoek

2.1 Verspreiding

Beide addergebieden staan bekend als overwinteringsgebieden. Uit de literatuur is echter bekend dat adders vaak een gescheiden zomer- en wintergebied gebruiken (Prestit, 1971; Phelps, 2004; Thomas, 2004). Tijdens het onderzoeksjaar werden zowel de gekende adderpercelen als de omgeving gecontroleerd op de aanwezigheid van adders. Aan de hand van de gedane waarnemingen werd een besluit gevormd over het al dan niet gebruiken van een specifiek zomergebied door de adderpopulatie te Lille.

2.2 Populatiegrootte

De meest gebruikte methode voor het schatten van de grootte van adderpopulaties is de methode van Schnabel (Ursenbacher & Monney, 2003; Marchand, 2009). Deze methode schat de populatiegrootte aan de hand van de volgende formule (Schnabel, 1938):

$$N_s = \frac{\sum_{i=2}^t (C_i * M_i)}{\sum_{i=2}^t R_i}$$

met N_s = de geschatte populatiegrootte;

i = vangstsessies

C_i = totaal aantal individuen, gevangen in vangstsessie i ;

M_i = aantal gemerkte individuen in de populatie voor aan vangstsessie t begonnen wordt;

R_i = aantal gekende individuen, gevangen in vangstsessie i

De methode levert enkel een goede schatting indien voldaan is aan enkele belangrijke voorwaarden.

Voorwaarde 1: De populatie is gesloten.

Tijdens de periode van onderzoek mag het aantal dieren in de populatie niet toenemen (door geboortes of immigraties) of afnemen (door sterftes of emigraties). Aangezien beide gebieden effectief geïsoleerd liggen, niet enkel van elkaar maar ook zeker ten opzichte van de meest nabije adderpopulatie (levende op het Groot Schietveld), vindt er met zekerheid geen immigratie of emigratie plaats. Ook geboortes en sterftes zorgen niet voor een grote fout in de berekeningen. De invloed van nieuwgeboren jongen op de populatieschatters kan eenvoudigweg geschrapt worden wanneer pasgeboren dieren niet gebruikt worden in de berekeningen. Ook het feit dat zij de grootste mortaliteit kennen van alle leeftijdsklassen (Prestit, 1971), vooral tijdens hun eerste overwintering (Völkl, 1989; Viitanen, 1967; Altweg et al., 2005), vormt een reden om adders enkel na een succesvolle eerste overwintering te laten meetellen in populatieschattingen. Voor de mortaliteit gelden dezelfde argumenten. De mortaliteit ligt bij adulte adders relatief laag (Viitanen, 1967; Altweg et al., 2005). Als belangrijkste oorzaken worden gemeld: predatie (natuurlijke, maar ook vervolging door de mens), risico's gepaard gaande met de verhoogde blootstelling tijdens migratie en dispersie, en overwintering (Bonnet, 1999; Prestit, 1971; Viitanen, 1967). In het veld werden geen redenen waargenomen om uit te gaan van een abnormaal hoge predatiedruk, noch werd er migratie of dispersie vastgesteld, daarom wordt aangenomen dat deze verwaarloosd kunnen worden. Omdat hier binnen de tijdsperiode van één activiteitsseizoen van de adder gewerkt wordt, zal ook sterfte tijdens de overwintering geen effect kunnen hebben op de schatting van de populatieaantallen.

Voorwaarde 2: Alle individuen hebben dezelfde vangstkans.

Mannelijke adders komen het eerst uit winterslaap en zullen dan zo veel mogelijk zonnen om de spermio-genese te volbrengen (Van Hecke & Hordies, 1988). Hierdoor hebben zij een hoge vangstkans in het begin van het 'adderseizoen'. Addervrouwtjes daarentegen kennen de hoogste vangstkans wanneer ze zwanger zijn. Dan vertonen ze immers een quasi sedentair zongedrag om de ontwikkeling van hun embryo's te bevorderen (Van Hecke & Hordies, 1988; Bonnet & Naulleau, 1996). De subadulte dieren echter, samen met de mannetjes na de paartijd en de niet-reproductieve vrouwtjes, kennen een lagere vangstkans, omdat zij hun tijd vooral vullen met foerageren onder de vegetatie (Van Hecke & Hordies, 1988; Bonnet & Naulleau, 1996).

Om te corrigeren voor de ongelijke vangstkansen, werd de populatiegrootte geschat voor vier groepen waarbinnen de individuen wellicht gelijkende vangstkansen hebben (Ursenbacher, 1998):

- subadulten
- adulte, reproductieve vrouwtjes

- adulte, niet-reproductieve vrouwtjes
- adulte mannetjes

Voorwaarde 3: Het merken van individuen heeft geen effect op de vangstkans.

Voorwaarde 4: 'Merkttekens' gaan niet verloren.

Aan voorwaarden 3 en 4 is voldaan omdat gewerkt werd met de natuurlijke configuratie van de kopschubben van de dieren (Van Hecke & Hordies, 1980; Lenders, 2000).

Hoewel wellicht nooit voor de volle 100% aan deze voorwaarden voldaan is, bleek de methode robuust genoeg voor het schatten van de grootte van andere adderpopulaties (Ursenbacher & Monney, 2003; Marchand, 2009).

Lange-termijn trend

De populatie in Lille wordt al geruime tijd opgevolgd, door Willy Mannaerts (sinds 1994) en door André Van Hecke (sinds 2006). In 2005 was de populatie het onderwerp van een onderzoek door Maes & Maronde (2005). Om verstoring te minimaliseren, werden nooit dieren gevangen, noch werd er gewerkt met individuele herkenning. Om een idee te geven van de lange-termijn trend van de populatie werden deze gegevens gevisualiseerd en besproken.

2.3 Populatiestructuur

De leefbaarheid van een populatie hangt niet alleen af van de populatiegrootte, maar ook van de populatiestructuur (Smith & Smith, 2006).

Aan de hand van de verzamelde biometrische data werd een beeld opgesteld van de aanwezige populatiestructuur. Zowel de sekseverdeling (♂/♀) als de leeftijdsverdeling (Zie Biometrische gegevens p. 3) in de studiepopulatie wordt gedetailleerd besproken. Deze werden vergeleken met andere adderpopulaties. Aan de hand van een Fisher exact test (Crawley, 2007) zal de afwijking van de sekseverdeling getest worden.

2.4 Genetica

De genomen genetische stalen zullen verder verwerkt worden door dr. Joachim Mergeay aan het Instituut voor Natuur en Bos Onderzoek. Er zal specifiek gekeken worden naar de mate van uitwisseling tussen beide deelgebieden en naar de genetische gezondheid (N_E) van de populatie.

2.4.1 Effectieve populatiegrootte

Om reeds een schatting te geven voor de genetische diversiteit in de populaties werd de effectieve populatie-grootte berekend aan de hand van de formule van Wright (1940), zoals gebruikt door Madsen et al. (1996):

$$N_e = \frac{4 * N_m * N_f}{(N_m + N_f)}$$

met N_e = effectieve populatiegrootte
 N_m = aantal adulte mannetjes
 N_f = aantal adulte, reproductieve vrouwtjes

3 Connectiviteitsmodel

3.1 Actieradius

De focus van het model ligt op het gebied tussen Perceel A en Perceel B, maar ook het beheer in de bredere omgeving wordt geëvalueerd. Er werd gekozen om niet te stoppen aan de uitersten van de omliggende natuurgebieden, omdat de minimale kost route zelden deze is van minimale afstand. In plaats daarvan werd het onderzochte gebied een ecologisch relevante grens gegeven. Het gemodelleerde gebied wordt begrensd door de omliggende dorpskernen en enkele grote autowegen, die voor adders wellicht onoverbrugbare barrières vormen. (In het Groot Schietveld te Brecht lijkt de autobaan N133 bijvoorbeeld een effectieve migratiebarrière te zijn; pers. med. Bart Hoeymans).

Mijn berekeningen betreffen aldus het gebied begrensd door (kloksgewijs, startend in het zuiden): de E34, de N104, de N12 en de N132. De kruispunten van deze autobanen vallen respectievelijk binnen de bebouwde kom van Wechelderzande, Vlimmeren en Beerse (Fig. 20 Bijlage p. 5).

De Biologische Waarderings Kaart (BWK; De Saeger et al., 2010) biedt een goede basis inzake informatie over landbedekking op perceelsniveau. Voor een groot deel van de actieradius van het MK-model werd door Frederik Naedts, projectcoördinator van LIFE Visbeek, een update van de BWK opgesteld aan de hand van eigen terreinbezoeken gedurende 2010. Omdat de perceelstypering en -vorm van de originele BWK voor vele percelen niet meer bleek te kloppen, werd ervoor gekozen om eerst deze lokale update in te voegen in de BWK. Wanneer ik tijdens de veldbezoeken nog grote veranderingen in de toestand opmerkte, actualiseerde ik deze kaart verder.

Omdat de beperkte grootte van het te modelleren oppervlak het toelaat om zeer fijn te kunnen werken, heb ik besloten om alles te verwerken in een raster met celoppervlakte van 1m^2 .

3.2 Weerstandswaarden

De weerstandswaarde voor een gegeven perceelstype is een maat voor de weerstand die een adder ondervindt wanneer hij zich verplaatst door dat betreffende perceelstype (Adriaensen et al., 2003; Ferreras, 2001). Het is dus een geïntegreerde ecologische kost die afhankelijk is van de voorbewegingscapaciteit, het habitatgebruik, het mortaliteitsrisico en het energieverbruik.

Weerstandswaarden zijn relatieve waarden. De exacte waarde zelf is dus niet van belang, wel de rang van en de onderlinge afstand tussen de waardes (Adriaensen et al., 2003; Hofman et al., 2010).

Idealiter gebeurt deze verdeling op basis van empirische gegevens over de dispersie van de adder doorheen alle mogelijke landschapselementen. Omdat deze gegevens (zoals bij de meeste soorten) niet voor handen zijn, werden de twee meest gebruikelijke benaderingen toegepast. (1) De weerstandswaarden toekennen op basis van *expert judgement* (Hofman et al., 2010): een “gevoelsmatige” waardering, toegekend door experts betreffende de specifieke soort. (2) De waarden opstellen aan de hand van de metingen van de vegetatiestructuur in het studiegebied.

3.2.1 Expert judgement

Expert judgements kunnen verkregen worden uit de literatuur en door bevraging van (lokale) experts inzake de studiesoort (Crooks & Sanjayan, 2006).

Voor het opstellen van het MK-model werd daarom in de literatuur gezocht naar gegevens over dispersie bij adders. Daarnaast werd ook een enquête uitgevoerd bij elf Belgische, Nederlandse en Engelse adderexperts. Met behulp van meerkeuzevragen peilde ik naar informatie over de habitatvoorkeur voor het wintergebied, het zomergebied en tijdens de migratie en dispersie. Ook het nut van specifieke landschapselementen voor migratie of dispersie werd bevroegd (Bijlage p. 6 & 7).

De scores verkregen van de verschillende experts werden eerst met elkaar vergeleken aan de hand van een Kendall concordantie toets (Kendall & Babington Smith, 1939). Deze test geeft een waarde (Kendall's W) voor de overeenkomst van de resultaten tussen de verschillende experts. De Kendall's W varieert tussen 0 (geen gelijkgestemdheid) en 1 (alle resultaten identiek).

3.2.2 Habitatvoorkeur

Voordat de habitatvoorkeur van de adder uit de vegetatie-opnamen gedistilleerd kon worden, werden de gemeten waarden getransformeerd om voor afwijkingen van de normaliteit te corrigeren. Van alle tellingen werd de wortel genomen (*getransformeerde waarde* = $\sqrt{\text{telling}}$); van alle proporties werd de boogsinus van de wortel genomen (*getransform. waarde* = $Bg \sin(\sqrt{\text{proportie}})$).

Om een idee te krijgen van de habitatsvoorkeur van de adder in het studiegebied, gebruikte ik een discriminant analyse. Een discriminant analyse stelt aan de hand van een reeks onafhankelijke variabelen, een functie op die zo goed mogelijk toelaat om meetpunten te klasseren als behorende tot één van twee of meer alternatieve groepen. In dit geval worden de meetpunten opgedeeld in 2 groepen: punten met en zonder een adderwaarneming binnen de plot. De onafhankelijke variabelen zijn de variabelen uit de vegetatie-opnamen ('Horizontale vegetatie diversiteit', '% open bodem', '% strooisel', '% harde voorwerpen', 'Verticale vegetatie diversiteit', '% < 50 cm', '% tussen 50&100 cm', '% > 100 cm', 'Totale zonbeschenen bodem', '% harde vegetatiebedekking', 'Maximale boomhoogte', 'Afstand tot hard object', 'Afstand tot greppel of ril', 'Microreliëf' en 'Natheid'). Op basis van de functiewaarde van ieder meetpunt werd de kans berekend dat het punt tot elk van de twee groepen behoort. De kans die voor een meetpunt berekend wordt om tot de groep met adderwaarnemingen te behoren, kan gebruikt worden als de

geschiktheid van deze plot voor adders. De plots werden ingedeeld in de aanwezige vegetatietypen: Heide, Bomenrij, Struweel, Loofbos, Naaldbos, Verruigd grasland, Wei, Maisakker, Plagvlakte. Door op basis van deze kanswaarden de aanwezige vegetatietypes in te delen, kon een rang bepaald worden voor de geschiktheid van een vegetatietype voor adders.

Met een ANOVA (Crawley, 2007) werd gecontroleerd of de functiewaarden en de kanswaarden van de discriminant analyse significant verschilden tussen de vegetatietypes.

3.2.3 Habitatweerstand

Er bestaat grote discussie betreffende de betrouwbaarheid van *expert judgement* (Richard & Armstrong, 2010; Sawyer et al., 2011). Daarom werden de scores van de experts vergeleken met de scores verkregen uit de analyse van de vegetatie-opnamen. De overeenkomsten tussen beide ordeningen werden met elkaar vergeleken aan de hand van een Spearman rang correlatie (Crawley, 2007).

Op basis van deze vergelijking werd een finale ranking van vegetatietypes opgesteld. Om de correctheid van deze ranking te testen werd ook deze, op basis van Spearman rang correlatie, vergeleken met beide originele rankings. Aan de hand van deze finale ranking wordt de lokale landbedekkingskaart ingedeeld in zes

Tabel 4. Weerstandsklassen voor habitatklassering

Weerstandswaarde	Klasserichtlijn
1	Leefgebied
20	Gedegradeerd leefgebied maar geschikt voor probleemloze verplaatsing
50	Primair verplaatsingshabitat buiten leefgebieden
100	Secundair verplaatsingshabitat; lichte negatieve invloed op verplaatsing
200	Lichte barrière; habitat dat verplaatsing verhindert
500	Barrière; zwaar verhinderend landschapselement

klassen met weerstandswaarden volgens de richtlijnen in Tabel 4.

Deze richtlijnen zijn geen strikte criteria, noch zijn de waarden absolute getallen. Mathematische analyses van dit type onderzoek hebben uitgewezen dat een proportionele serie van afgeronde waarden de meest valabele en praktische benadering is (Hofman et al., 2010; Rayfield et al., 2010).

3.2.4 Beschaduwingsweerstand

Als heliotherm heeft de adder nood aan directe zonnestraling om zijn lichaamstemperatuur op peil te brengen (Van Hecke & Hordies, 1988; Van Damme et al., 1991). Daarom is er beslist om bovenop de habitatweerstand een *penalty* aan te rekenen voor beschaduwning. Omdat de zonnestraling op de bodem reeds in de habitatweerstand geïncorporeerd zit, heb ik ervoor gekozen om enkel een *penalty* op te leggen wanneer een gebied beschaduwd wordt door aangrenzende percelen. Hiermee wordt immers geen rekening gehouden, noch in de vegetatiemetingen, noch in de *expert judgement scores*.

Om de beschaduwning van een perceel te berekenen, maakte ik gebruik van de *Hillshade-tool* van het programma ArcGIS v9.3 (ESRI Inc.). *Hillshade* berekent de beschaduwning in het landschap aan de hand van een hoogtekaart en rekening houdend met de positie van de zon. Deze methode werd reeds gebruikt door Quan et al. (2011), zij het op een veel grotere schaal en voor een andere studiesoort.

3.2.4.1 Perceelhoogtes

In dit geval werd voor de hoogtekaart een kaart samengesteld van de boomhoogtes van de percelen binnen het areaal van het model. Met een clinometer werd de hoek gemeten van het standpunt tot het focuspunt (in dit geval de toppen van de bomen). Door ook de afstand van het standpunt tot de boom te bepalen, kon met behulp van eenvoudige goniometrie de boomhoogte berekend worden:

$$\text{Boomhoogte} = \text{Eigen Hoogte} + [\text{Afstand tot boom} * \tan(\text{hoek tussen waarnemer en boomtop})]$$

Het meten van de hoogte gebeurde voor alle percelen waar een vegetatiemeting uitgevoerd werd (Fig. 17 Bijlage p. 4). Voor de percelen waar ik dit niet deed, werden vaste waarden gebruikt. Deze werden berekend door de mediaan te nemen van de gemeten maximale vegetatiehoogtes in de percelen, behorende tot het desbetreffende vegetatietype. Hierdoor kon een gebiedsdekkende 'perceelshogtekaart' opgemaakt worden.

3.2.4.2 Zonnestand

Naast de hoogtekaart dient men in de *Hillshade-tool* ook de zonnestand te definiëren. Dit gebeurt aan de hand van het azimut en de hoogte van de zon. Het azimut is de horizontale positie van de zon aan de horizon (het Noorden is 0°, het Zuiden 180°). De hoogte is de verticale positie aan de horizon, met name de hoek tussen het azimut, het waarnemingspunt en de zon zelf.

Deze zonnepositie is terug te vinden op de website van de Koninklijke Sterrenwacht van België en afkomstig vanuit het Jaarboek 2011 (KSB, 2011), maar diende herrekend te worden naar de gebruiksformat van ArcGIS. Deze gegevens zijn gemeten in Ukkel, voor de positie van de zon aan de hemel kan men echter aannemen dat deze identiek is aan deze in Lille. Van elke adderwaarneming werd de

zonnepositie bepaald aan de hand van de data van de KSB. Er werd dus geen rekening gehouden met de positie van de zon op momenten voor en na de uiterste adderwaarnemingen. Zo ben ik zeker dat de gebruikte waarden wel degelijk van belang zijn voor de adder in Lille.

Aan de hand van een grafiek die de zonnestand van de adderwaarnemingen toont, werd besloten met hoeveel en welke punten verder gerekend dient te worden. Voor ieder te modelleren scenario opnieuw een beschaduwingskaart produceren voor iedere adderwaarneming, zou immers te tijdrovend zijn en te veel overlappende informatie opleveren. Er werd gezocht naar een evenwicht tussen de nodige rekentijd en de nauwkeurigheid van de uiteindelijke beschaduwingskaart.

3.2.4.3 Beschaduwingskaart

Voor ieder te analyseren scenario wordt van elk van de geselecteerde punten een beschaduwingskaart berekend aan de hand van de gegeven hoogtekaart (eigen aan het scenario) en de zonnestand (eigen aan de geselecteerde adderwaarneming).

Omdat de *Hillshade-tool* eigenlijk zonnestraling modelleert, wordt de kaart aangepast zodat de beschaduwde delen de waarde 1 krijgen, de delen in de zon de waarde 0. Er wordt dus enkel een *penalty* gegeven aan beschaduwde delen. De positieve functie van de zonnestraling zit immers al verweven in de habitatweerstand, de beschaduwing door een nabijgelegen perceel niet.

Al deze kaarten werden dan opgeteld. De resulterende kaart toont het beschaduwingsniveau. Dit cijfer is representatief voor de beschaduwde tijd, binnen de dagelijkse en jaarlijkse activiteit van de adder in Lille. Op basis van het aantal adderwaarnemingen in de verschillende schaduwwaardes werd de schaduwweerstand ingedeeld in verschillende klassen. Zo kon de rekentijd verkort worden zonder informatie te verliezen.

Van de zo verkregen kaart werden enkel de relevante delen gebruikt. Dit zijn de percelen waar de beschaduwing door de eigen vegetatiebedekking te verwaarlozen valt, maar deze van naburige percelen van grote invloed kan zijn, met name de vegetatietypes heide, de verschillende graslanden, plagvlaktes en open water. Het was nodig om deze delen eruit te knippen omdat anders ook de beschaduwing van bijvoorbeeld een 20m hoog bos op een 16m hoog bos zou meetellen.

3.2.5 Totale weerstand

De vegetatie- en beschaduwingsweerstand werden zo gekozen dat zij opgeteld dienen te worden om tot een ecologisch relevante, totale weerstandskaat te komen. Zo verkrijgt een immer beschaduwde heideperceel, gelegen in een bos, een weerstandswaarde die even hoog is als het omringende bos.

Het toekennen van de habitat- en beschaduwingsweerstand gebeurde opnieuw voor ieder te analyseren scenario. Zo bekijk ik de huidige situatie, het geplande beheer en geef ik richtlijnen om de verbinding te optimaliseren. Telkens opnieuw werd een totale weerstandskaat berekend die dan gebruikt werd om het MK-model te produceren en analyseren.

3.3 Minimale-Kost Model

3.3.1 Modellering

Het opstellen van een MK-model gebeurt in het programma ArcGIS v9.3 (© ESRI Inc.) aan de hand van volgende tussenstappen:

Kost Afstand – (ArcGIS: Cost Distance) (Fig. 21 b&c)

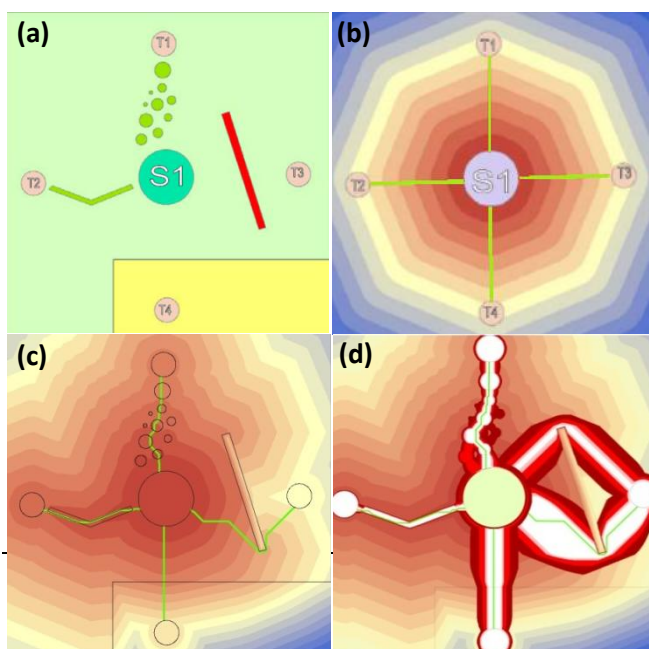
Een eerste stap is het berekenen van de Kost Afstandskaat (KA-kaart) van een bron- of doelgebied. Aan de hand van de totale weerstandskaat berekent deze module de totale kostwaarde die nodig is om tot een bepaalde cel in het landschap te komen. Deze kaart geeft in elke cel de totale minimale kost weer die nodig is om deze cel te bereiken vanuit het vooropgestelde brongebied.

Door de beide addergebieden als bron voor een KA-analyse te gebruiken kon een uiterste potentiële bereik van de adderpopulatie bepaald worden. Eigen aan het model is dat deze KA-analyse eerst verdubbeld dient te worden, aangezien de MK-waarde, gebruikt als grens voor het bereik, gepuurd werd uit de Corridor module.

Corridor – (ArcGIS: Corridor) (Fig. 21 d)

De Corridor module berekent, aan de hand van de som van de KA-analyse van het brongebied en die van het doelgebied, voor heel het landschap een kaart, die voor iedere cel de minimale kost toont om door deze cel van het brongebied naar het doelgebied te reizen. Een zone met eenzelfde kleurschakering op deze kaarten verbindt dus alle cellen die behoren tot een route met een bepaalde kost voor een adder om zich van Perceel A naar Perceel B (of vice versa) te verplaatsen.

Door alle cellen van deze kaart te delen door de minimale kostwaarde van de kaart, is het mogelijk om te bepalen waar zowel het MK- pad als de routes met een minieme meerwaarde in weerstand liggen. Dit maakt de analyse robuuster. Naast het effectieve MK-pad, worden ook de routes bekeken die maar enkele percenten moeilijker zijn om te overbruggen. Zo kan de gehele connectiviteit van het landschap, met alle potentiële dispersieroutes geïdentificeerd en geanalyseerd worden.



Figuur 21. Illustratie aan de hand van een fictief, kleinschalig landbouwlandschap van de invloed van landschapselementen op de kostwaarde en MK-analyse (overgenomen en aangepast uit Adriaansen et al., 2003 & Cushman et al., niet gepubliceerd)

- (a) Landbedekkingskaart: S1=brongebied=bos / T1,2,3&4= doelgebieden= bos / Lichtgroen=grasland / Geel=akker / Felgroen=bomenrij & struiken / Rood=waterpartij
- (b) Kostenkaart van landschap indien weerstand (R) geheel uniform is (R=1). Dispersiebereik: van rood (makkelijk) naar blauw (moeilijk) / Felgroen = MK-paden
- (c) Kostenkaart met variatie in weerstandswaarden: Brongebied=doelgebieden: R=1 / Gransland: R=20 / Akker: R=40 / Bomenrij, struiken: R=5 / Waterpartij: R=200 / Felgroen = MK-paden voor ieder doelgebied
- (d) Kostenkaart met Corridoranalyse voor ieder doelgebied: wit= minimale kost routes / roze=+1%, rood=+5%, donkerrood=+10% extra kost / Felgroen = MK-paden

3.3.2 Scenario 1: Uitgangssituatie

Als uitgangssituatie gold het landschap zoals het nu is. Alle perceelstyperingen werden aangepast aan hun huidige bedekkingstype en weerstandswaarden werden toegekend op basis van de huidige, lokale situatie.

Aan de hand hiervan werd de huidige MK-route bepaald. De barrières aanwezig in het landschap konden zo geïdentificeerd worden. Door de MK-waarde van deze Corridoranalyse te gebruiken om die van scenario 2 en 3 te evalueren, kon relatief eenvoudig bepaald worden in hoeverre het geplande beheer en de aanbevelingen een bijdrage zullen leveren tot de optimale verbinding tussen de addergebieden.

Aan de hand van de KA-analyse van de uitgangssituatie en de MK-waarde, gepuurd uit de Corridoranalyse, was het mogelijk om het uiterste potentiële bereik van de adderpopulatie te bepalen.

3.3.3 Scenario 2: Gepland beheer

Het geplande beheer werd opgevraagd bij ANB (Opstaele et al., 2007) en Natuurpunt Lille (pers. med. Frederik Naedts) en werd toegepast in het model. Figuur 22 (zie Bijlage p. 8) toont alle percelen die momenteel beheerd worden door ANB of Natuurpunt met hun beoogde vegetatietypes.

Figuur 23 (zie Bijlage p. 9) toont de percelen die van specifiek belang zijn in het adderbeheer. ANB, dat de addergebieden beheert, plant om de dichte bosbegroeiing rond Perceel A en rond Perceel B uit te dunnen. Te Perceel B wordt ook het heideareaal aanzienlijk vergroot en wordt er een extra heidevlakte gecreëerd in het zuidelijke naaldbos. ANB voorziet ook in het vergroten van het heideareaal te Berszeggeheide. Vanuit Perceel B wordt er een corridor hiernaartoe aangelegd, waar op verschillende plaatsen een aanzienlijke heidevlakte bijkomt. Ook richting de Visbeekheide wordt voorzien in het omvormen van de bosranden naar een struweelrijke vegetatie. Tussen Berszeggeheide en de Visbeekheide worden door Natuurpunt enkele naaldhoutpercelen omgevormd naar heidegebied. Zij voorzien ook in het omvormen van enkele deelgebieden van de Lilse Zegge naar geschikt biotoop. Een nieuw heidegebied wordt eveneens aangelegd ten noorden van Perceel A te Berszeggenbeemd. Centraal tussen beide addergebieden heeft Natuurpunt enkele landbouwpercelen kunnen aankopen die beheerd zullen worden als duingrasland (2330³). Ook richting De Schrieken in het noorden, konden zij recent een omvangrijke weide aankopen die, samen met het aangrenzende perceel en een deel van het aansluitende naaldbos, omgevormd zullen worden tot een heide/ruig grasland gebied.

³ Natura2000 habitattype (Sterckx & Paelinckx, 2004)

Het effect van dit beheer op de MK-route werd hier geëvalueerd. Ook de nog aanwezige barrières op de route konden zo geïdentificeerd worden. Het effect van de nieuw gecreëerde heidepercelen op de door adders potentieel bereikbare zone binnen het studiegebied werd ook geanalyseerd.

3.3.4 Scenario 3: Aanbevelingen

Zowel voor de directe connectiviteit tussen beide adderpercelen als voor het door adders potentieel bereikbare gebied worden optimaliserende maatregelen voorgesteld. Deze aanbevelingen worden bovenop het reeds door ANB en Natuurpunt voorziene beheer, modelmatig geanalyseerd en besproken.

RESULTATEN

Veldonderzoek

Prooidieren

Figuur 24 (Bijlage p. 10) geeft de aanwezigheid van potentiële prooidieren in het studiegebied weer. Tabel 5 (Bijlage p. 10) geeft de prooidieren weer die tijdens dit onderzoeksjaar zijn waargenomen in de addergebieden. Bruine kikker (*Rana temporaria*) en gewone pad (*Bufo bufo*) werden alom aangetroffen. Ook de levendbarende hagedis (*Zootoca vivipara*) blijkt zeer verspreid in de omgeving voor te komen. Nagenoeg op ieder heiderestant leeft een groep levendbarende hagedissen. Ook in verschillende verruigde graslanden blijken ze voor te komen. In de gekende adderpercelen worden de hagedissen in grote aantallen gevonden. Opmerkelijk is dat ook de hazelworm (*Anguis fragilis*) zowel sterk verspreid, als op de adderpercelen voorkomt. Wellicht zou meer gericht zoekwerk nog meer vindplaatsen opleveren. Verschillende muizensoorten blijken goed verspreid in de omgeving. Vooral de bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), rosse woelmuis (*Myodes glareolus*) en dwergspitsmuis (*Sorex minutus*) zijn in veel gebieden aanwezig (van der Schoot, ongepubliceerde data; Vrelust, ongepubliceerde data). De vangstsessies op 2, 3 en 6 september leverden in totaal zeven bosmuizen te Perceel A en zes bosmuizen en vier rosse woelmuizen te Perceel B. In beide gebieden werd één bosmuis tot tweemaal toe hervangen. Het aantal hervangsten is daarmee onvoldoende om met enige nauwkeurigheid populatiedichtheden te schatten.

Waterpeil

Figuur 25 (Bijlage p. 11) toont de oppervlaktewatermetingen. Het is duidelijk dat het peil van de Visbeek sterk fluctueert, afhankelijk van het weer. Aan de stand van de peillatten kan worden vastgesteld dat, op de punten te Perceel A, in tegenstelling tot die te Perceel B, het regenwater nog even wordt bijgehouden na een regenbui.

Tabel 6 geeft de gemiddelde laagste (GLG) en hoogste (GHG) grondwaterstanden weer.

Figuur 26 (Bijlage p. 11) toont het verloop van de grondwatermetingen. Hier lijkt weinig verschil te zijn tussen beide gebieden.

Tabel 6. Gemiddelde waarden van de grondwaterstanden. GLG=Gemiddelde Laagste Grondwaterstand. GHG=Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand.

	GLG	GHG
	(in m tov maaiveld)	
PeilbuisA1	-1,41	-1,14
PeilbuisA2	-1,95	-1,52
PeilbuisA3	-1,65	-1,40
PeilbuisB1	-1,88	-1,57
PeilbuisB2	-1,95	-1,64
PeilbuisB3	-1,72	-1,41

Populatieonderzoek

Verspreiding

Figuur 27 (Bijlage p. 12) toont de vindplaatsen van adders te Lille. Meteen valt op dat enkel binnen de gekende percelen adders gevonden werden. Na 21 april 2011 werden geen adulte mannelijke dieren meer waargenomen. Te Perceel A werden wel het hele jaar door ook niet-zwangere vrouwtjes gevangen. Subadulten konden in beide gebieden het ganse jaar aangetroffen worden.

Populatiegrootte (Tabel 7)

In totaal werden in 2011 zes verschillende juveniele adders geïdentificeerd. Vijf daarvan waren met zekerheid mannetjes. Van het zesde individu kon het geslacht niet bepaald worden. Er werd slechts één (mannelijk) juveniel gevangen te Perceel A. In beide gebieden werden in totaal zes subadulte dieren gevangen. Vier van deze waren mannetjes, één was een vrouwtje. De zesde identificatie gebeurde aan de hand van een onvolledige vervelling, deze kon niet gesekst worden. Het geringe aantal hervangsten van onvolwassen dieren (één mannetje te Perceel A) maakte het onmogelijk om een betrouwbare aantalschatting uit te voeren. Ook in verschillende andere adderonderzoeken worden subadulte dieren weinig her- of gevangen (Van Hecke & Hordies, 1985; Bonnet & Naulleau, 1996; de Ponti, 2001; Claus, 2002). Voor verdere berekeningen zal daarom uitgegaan

worden van het aantal gevangen dieren. Eén van deze subadulten, een mannetje, werd gevonden op het meest noordelijke heiderestant te Perceel B. Omdat dit het enige dier is dat werd waargenomen op dit deelgebied, werd besloten om het niet te laten meetellen in de schattingen (* in Tabel 7).

Ik observeerde vier niet-zwangere adulte vrouwtjes te Perceel A, maar geen enkele op Perceel B. Van de vier vrouwtjes op Perceel A werd er van één een vervelling teruggevonden. In Perceel A werden zeven zwangere vrouwtjes genoteerd. Daarvan werd er één tot driemaal toe hervangen. Te Perceel B werden twee zwangere individuen aangetroffen. Deze werden allebei later nog eens geobserveerd. Dit levert volgende schattingen op voor het aantal zwangere vrouwtjes: 12,5 te Perceel A en 2,2 te Perceel B. Er werden in totaal slechts vijf verschillende mannetjes waargenomen (vier in Perceel A, één in Perceel B). Het relatief groot aantal hervangsten maakt het in theorie mogelijk om de aantallen te schatten, maar

Tabel 7. Populatiegrootte. Obs= Aantal geïdentificeerde adders, Schnabel= Aantal adders, berekend met de Schnabel-populatieschatting, *= geïdentificeerd, maar niet meegeteld in berekeningen

		Perceel A	Bersegemheide
Juvenielen	M	1	4
	Obs W	0	0
	?	0	1
Subadulten	M	3	1*
	Obs W	1	0
	?	0	1
Adulte, niet-zwangere vrouwtjes	Obs	4	0
	Schnabel	9	/
Adulte, zwangere vrouwtjes	Obs	7	2
	Schnabel	12,5	2,2
Adulte mannetjes	Obs	4	1
	Schnabel	4	1
Totaal	Obs	19	4
	Schnabel	29,5	4,2
Dichtheid	Schnabel	11,8/ha	21/ha

hierdoor leveren deze enkel de geobserveerde resultaten op. Wanneer we de aantallen van de vijf categorieën optellen, komen we op minstens 19 verschillende individuen te Perceel A en vier te Perceel B (effectief geïdentificeerde adders). De Schnabel-schatting levert een waarde van 29,5 individuen op voor Perceel A (dichtheid 11,8/ha) en 4,2 voor Perceel B (dichtheid 21/ha).

Lange-termijn trend

Figuur 28 (Bijlage p. 13) geeft de aantals-schommelingen weer van de adderpopulatie in Lille. Hierop werden de waarnemingen geplot uit dit onderzoek, het onderzoek van Maes & Maronde uit 2005 en de langdurige waarnemingen van Willy Mannaerts en André Van Hecke. Ter verduidelijking zijn visuele trendlijnen aan de grafiek toegevoegd.

Populatiestructuur

Figuur 29 (Bijlage p. 14) geeft de lichaamsgrootteverdeling van de geïdentificeerde adders weer voor beide gebieden. Opmerkelijk is dat er geen adders gevonden zijn met een totale lengte tussen 261mm en 469mm.

De geslachtsverhouding ($\frac{\text{♂}}{\text{♀}}$) bij de adulte dieren is gebaseerd op de Schnabel schattingen. Deze is te Perceel A: 1/5,3; te Perceel B is ze 1/2,2. Te Perceel A blijkt deze inderdaad significant te verschillen van 1/1 ($p=0,01$), te Perceel B blijkt dit verschil niet significant ($p=1$).

Genetica

Tijdens het onderzoek werden 24 cloacale swabs en 3 vervellingen verzameld. Ook werden 20 oude vervellingen gerecupereerd en mee verzonden.

Resultaten van deze testen zullen door dr. J. Mergeay (INBO) bekendgemaakt worden zodra de analyses volbracht zijn.

De resultaten van de stalen verzameld in 2011 zijn terug te vinden in: De Smedt S. (2012). De genetische topografie van geïsoleerde populaties adders (*Vipera berus*) in Vlaanderen. *Masterthesis Biologie, Universiteit Antwerpen*.

Effectieve populatiegrootte

De effectieve populatiegrootte is bepaald aan de hand van de resultaten van de Schnabel schattingen voor de adulte dieren die (waarschijnlijk) aan de voortplanting hebben deelgenomen. Te Perceel A resulteerde dit in een N_E van 12,12 dieren, te Perceel B in 2,75 adders.

Connectiviteitsmodel

Weerstandswaardes

Expert Judgement

De enquête werd beantwoord door acht adderexperts uit binnen- en buitenland. Hiervan gaven echter maar vijf een ranking aan elk van de onderscheiden vegetatietypen. De overige experts gaven toe in de door hen niet gewaardeerde vegetatietypen nooit naar adders te hebben gezocht.

De vijf experts waren het grotendeels eens over de relatieve waarde van de verschillende vegetatietypen als onderdeel van het zomer gebied, het winter gebied, of als migratie- en dispersieroute (Kendall's concordantie toets, Tabel 8). Om tot de uiteindelijke *expert judgement* ranking te komen, werd rekening gehouden met alle drie de habitattypes die gebruikt worden door de dieren. Er werd extra rekening gehouden met de scores voor migratie en dispersie, maar omdat verondersteld wordt dat dispersie probleemloos gebeurt door primair leefgebied, zijn ook de zomer- en winter gebied scores mee in rekening gebracht.

Bijlage p. 6 -7 geeft de resultaten weer van de *expert judgement* enquête. De uiteindelijke *expert judgement* ranking (Tabel 9) werd opgesteld naar gelang het aantal experts die het vegetatietype hoger waardeerden.

De *expert judgement* ranking komt eveneens overeen met wat uit de literatuurstudie blijkt (zie Inleiding) en wat door mezelf ervaren werd tijdens verschillende terreinbezoeken aan adderpopulaties buiten het studiegebied. Hiervoor werden tijdens dit onderzoeksjaar studiebezoeken uitgevoerd aan verschillende addergebieden: de Kalmthoutse Heide, het Groot Schietveld, het Marum en de streek rond de Viroin in België en Nationaal Park De Meinweg in Nederland. Hier werd specifieke aandacht besteed aan het, door adders gebruikte, habitat. Ook verspreide waarnemingen tijdens een langdurig verblijf in het Bierbza Nationaal Park in Polen heeft mijn beeld op het habitatgebruik van adders mee gevormd.

Tabel 8. Resultaten van Kendall concordantie toets voor *expert judgement* score uit de enquêtes

	Kendall's W	X ²	Vrijheidsgraden	P-waarde
Zomer gebied	0,750	33,76	9	<0,001
Winter gebied	0,800	36,00	9	<0,001
Migratie & Dispersie	0,688	37,86	11	<0,001

Tabel 9. Expert judgement ranking van vegetatietypen

Rang	Vegetatietype
1	Heide
2	Verruigd grasland
3	Bomenrij
	Struweel
4	Loofbos
5	Naaldbos
6	Wei
7	Maisakker
	Plagvlakte

Vegetatiestructuur

In totaal bepaalde ik de structuur van de vegetatie op 25 plekken waar een adder werd waargenomen (vanaf nu: 'adderplots'). Daarnaast maakte ik dezelfde oefening op 176 willekeurige plekken (vanaf nu: 'random plots').

Tijdens de vegetatieopnames noteerde ik, vanwege het evidente verschil, een pas-ingezaaide maïsakker en deze later op het seizoen als aparte vegetatietypes. In de analyses zullen beide daarom eerst als apart vegetatietype behandeld worden, respectievelijk Maïsakker Laag en Maïsakker Hoog.

Discriminantanalyse

De discriminantanalyse resulteerde in een functie met een eigenwaarde van 0,56 en een canonische correlatie van 0,60. De functie kon 84% van de plots correct klasseren als adderplot of als random plot. De centroïden voor de adderplots op deze functie lagen op $-0,27 (\pm 1,01)$, die voor de willekeurige plots op $2,01 (\pm 0,87)$.

Tabel 10 (Bijlage p. 15) geeft de canonische coëfficiënten voor de opgemeten variabelen. Aan de hand hiervan kunnen we afleiden dat de adderplots zich vooral onderscheiden door een lage maximale vegetatiehoogte en een hoog percentage van de aanwezige vegetatiebedekking die uit hardere delen bestaat. Ook een hogere verticale en een lagere horizontale vegetatie diversiteit zijn kenmerkend voor adderplots. Evenals een groot aandeel zon aan de grond en een grote proportie van de bodem die bedekt wordt door harde voorwerpen.

Tabel 11 geeft de gemiddelde discriminantscores voor de tien typen van vegetatie die in dit onderzoek onderscheiden worden. Ook de berekende kanswaarden en de, op basis daarvan opgestelde rang is hierin weergegeven.

De scores verschillen significant tussen vegetatietypen ($F=35,0$; $vg=9$ en 190 ; $P<0,0001$). Ook de kans om een adder aan te treffen in het desbetreffende vegetatietype is weer-gegeven in de tabel en verschilt significant tussen de vegetatietypen ($F=38,2$; $vg=9$ en 190 ; $P<0,0001$). De weer-gegeven rang (Tabel 11) is toegekend op basis van de kanswaarden.

Tabel 11. Rang van verschillende vegetatietypen gebaseerd op de kans om een adder aan te treffen in het vegetatietype, berekend aan de hand van de discriminantsscores voor de vegetatietypen

Rang	Vegetatietype	Discriminantsscore		Kanswaarde		N
		Gem	± stdev	Gem	± stdev	
1	Heide	1,354	1,065	0,657	0,312	63
2	Plagvlakte	0,345	0,631	0,304	0,249	8
	Struweel	0,032	0,850	0,221	0,233	7
3	Maïsakker Laag	-0,368	0,124	0,134	0,200	8
	Loofbos	-0,432	0,860	0,110	0,184	19
4	Bomenrij	-0,538	0,862	0,057	0,015	23
	Wei	-0,619	0,113	0,033	0,007	22
	Naaldbos	-0,885	0,489	0,028	0,026	35
	Verruigd Grasland	-0,947	0,255	0,017	0,008	7
5	Maïsakker Hoog	-1,691	0,157	0,003	0,001	8
	Total	0,000	1,246	0,264	0,342	200

Habitatweerstand

Tabel 12 toont de rankings, toegekend op basis van de verschillende methodes.

Om de ranking op basis van de vegetatiemetingen te kunnen vergelijken met de *expert judgement* ranking, werden de typen Maïsakker Laag en Hoog samengevoegd tot het universele type Maïsakker. Omdat een maïsakker in geen van beide gevallen geschikt genoemd kan worden voor adders, wordt dan ook de hoogste rang gebruikt voor het universele vegetatietype. De gunstigere ranking voor Maïsakker

Tabel 12. Ranking van vegetatietypen op basis van de 2 verschillende manieren en de uiteindelijk gebruikte ranking

Ranking			
Finaal (/6)	Vegetatiemetingen (/5)	Expert judgement (/7)	Vegetatietype
1	1	1	Heide
3	4	3	Bomenrij
	2	3	Struweel
4	3	4	Loofbos
	4	5	Naaldbos
5	4	2	Verruigd grasland
6	4	6	Wei
	5	7	Maïsakker
	2	7	Plagvlakte

Laag werd toegekend vanwege de lage maximale vegetatiehoogte en het grote aandeel van zon op de bodem. Ook het voorkomen van een zeer geringe, maar onvoldoende proportie strooisel op de bodem heeft hiertoe bijgedragen.

De relatieve geschiktheidscores voor de vegetatietypen bekomen uit de discriminantanalyse, vertoonden geen overeenkomst met de scores verkregen op basis van de bevraging van de experts (Spearman-rank correlatie test, $r_s=0,42$, $vg=7$, $p=0,256$).

Vooraf de ranking van de plagvlaktes lijkt problematisch te zijn. Wanneer deze uit de Spearman-rank correlatie test wordt weerhouden, blijkt de gelijkens wel degelijk significant ($r_s=0,72$, $vg=6$, $p=0,043$). De reden hiervoor is dat de plagvlaktes een opgewaardeerde positie verkrijgen in de ranking op basis van de vegetatiemetingen tegenover die van de experts. Dit wordt verklaard aan de hand van het tijdstip van de vegetatiemetingen. Op de plagvlaktes verschijnen namelijk veel opschietende jonge berkenboompjes en verschillende ongewenste kruiden. Deze worden op gepaste tijdstippen verwijderd om de heidegroei te bevorderen. Door de aanwezigheid van deze vegetatie tijdens de metingen, wordt de waarde voor plagvlaktes opgewaardeerd in de discriminantanalyse. Ook het aanwezige microreliëf en de boomstronken die zijn achtergebleven na de werken, beide specifieke maatregelen voor de adder, zorgen voor een opwaardering. Zonder strooisellaag en geschikte vegetatiestructuur zijn beiden echter van geen belang. De aanwezigheid ervan zal leiden tot een positievere eindsituatie, maar de huidige situatie wordt er niet door verbeterd. Daarom krijgen de plagvlaktes de weerstandswaarde toegekend die naar voor komt uit de *expert judgement* enquête.

Naast de plagvlaktes vallen ook voor de verruigde graslanden, weides en bomenrijen begrijpelijke verschillen op tussen de *expert judgement* ranking en die op basis van de vegetatiemetingen (Tabel 11).

De hogere score qua habitatgeschiktheid die door de experts aan verruigde graslanden werd toegekend, is te wijten aan het verschil in structuurrijkdom tussen de verruigde graslanden in Lille en deze die effectief gebruikt worden door adders. Waarnemingen uit de jaren 1990 geven wel aan dat de graslanden ooit als habitat golden voor de Lilse adders. Waarschijnlijk zijn deze in de tussentijd gedevalueerd naar een minder addervriendelijke vegetatie. Door het toepassen van aangepast beheer (Bijlage II p. 25) is het mogelijk om deze terug tot adderbiotopen te laten ontwikkelen. Om de huidige situatie te analyseren, wordt echter uitgegaan van de waarde voor verruigde graslanden zoals bepaald in de vegetatiemetingen.

Ook bomenrijen worden door de experts als meer geschikt geëvalueerd dan deze op basis van de vegetatiemetingen. Dit is te wijten aan de manier waarop de vegetatiemetingen zijn gebeurd. Door verspreide cirkels samen te nemen als één plot worden de metingen voor het vegetatietype 'bomenrij' mede beïnvloed door de nabijgelegen vegetatietypen. Een bomenrij is immers meestal zo smal dat er maar twee van de vier meetcirkels in het correcte vegetatietype liggen. Daarom wordt ook hier met de *expert judgement* waarde verder gewerkt.

Weiden worden door de vegetatiemetingen als geschikter voor adders bestempeld dan door de experts. De lagere score wordt door de experts dan ook vaak verduidelijkt omwille van de constante verstoring door het vee. Hiermee werd tijdens de vegetatiemetingen geen rekening gehouden waardoor het voor weiden noodzakelijk is om de *expert judgement* ranking te gebruiken.

Door rekening te houden met beide analyses maak ik er dan ook zelf een plaatselijk gevalideerde, *expert judgement* ranking van. Ook deze finale ranking is weergegeven in Tabel 12.

Wanneer de finale ranking vergeleken wordt met de *expert judgement* ranking, blijkt deze significant gelijkend (Spearman-rank correlatie test, $r_s=0,82$, $vg=7$, p -waarde= $0,006$). Vergeleken met de ranking, toegekend op basis van de vegetatiemetingen blijft de finale ranking significant verschillend (Spearman-rank correlatie test, $r_s=0,53$, $vg=7$, p -waarde= $0,13$). Wanneer de plag-vlaktes uit deze analyse weerhouden worden, blijkt de finale ranking correct voor beide methoden (Spearman-rank correlatie test, $vg=6$, vegetatie-metingen: $r_s=0,80$, p -waarde= $0,01$; *expert judgement*: $r_s=0,78$, p -waarde= $0,02$).

De uiteindelijke weerstandswaarde wordt aan de vegetatietypen toegekend zoals getoond in Tabel 13.

Tabel 13. Weerstandswaardes voor Vegetatietypen

Finale ranking	Weerstandswaarde	Vegetatieklassen
1	1	Heide
2	20	Laagveenrestanten, Specifiek beheerde Verruigde Graslanden
3	50	Struweel, Bomenrijen
4	100	Loofbos, Naaldbos
5	200	Verruigde Graslanden, Beheerde en Begraasde Graslanden
6	500	Urbane percelen, Weiden, Maisakkers, Plagvlaktes

Op urbane percelen zijn nooit vegetatiemetingen gebeurt. Toch kunnen deze met zekerheid ingedeeld worden bij de hoogste weerstandsklasse. Een tuin zou immers identieke meetresultaten opleveren als een begraasde weide. Ook enige vorm van bebouwing is van geen positieve invloed voor adders. Daarbij zal eveneens de verstoring door mensen en of huisdieren zeker niet voor een verlaging van de weerstandswaarde zorgen.

In het landschap komen vele vijvers voor. Ook de Visbeek, een kleine waterloop stroomt tussen beide addergebieden door. Uit de *expert judgement* enquête, net als uit de literatuur (MacLean, 1927; Forsman & Lindell, 1997; McPhail, 2011), blijkt echter dat een waterloop absoluut geen barrière vormt voor adders. Aan alle, als 'water' gekarteerde polygonen - inclusief de waterlopen - op de kaart werd dan ook de weerstandswaarde gegeven van het omliggende vegetatietype.

Ook de wegen binnen de actieradius van het model kregen geen eigen weerstandswaarde toegekend. Voornaamste reden is dat hiervoor is dat ik geen degelijke kaartlaag van het aanwezige wegennetwerk kon te pakken krijgen. Toch zal dit geen grote invloed hebben op de analyse. Tussen beide adderpercelen lopen immers enkel kleine, onverharde bos- en landbouwwegen. Deze mogen weliswaar bereden worden met de auto, maar het beheerplan voorziet er reeds in om deze zo autoluw mogelijk te maken (Opstaele et al., 2007). Ook in de

Tabel 14. Mediaanwaarde van de vastgestelde vegetatiehoogtes van de meetpunten (Kaart 3 Bijlage p. 7), gebruikt om de hoogte aan te duiden van percelen met hetzelfde vegetatietype die niet opgemeten werden.

Vegetatietype	Vegetatiehoogte
Water	0m
Weide	
Plagvlakte	
Heide	1m
Hooilanden	
Moeras	
Maïsvelden	2m
Rietvelden	
Struwelen	6m/12m
Bomenrijen	12m
Urbane Percelen	
Loofbossen	
Veenbossen	16m
Naaldbossen	18m

LARCH-connectiviteitsanalyses werd enkel gekozen om wegen als effectieve barrières te laten tellen voor adders vanaf een verkeersintensiteit van 2000 voertuigen/dag, wat hier zeker niet het geval is (Pouwels et al., 2002).

Verschillende percelen binnen de actieradius van het model blijken in de BWK gekarteerd te zijn als laagveenrestanten (De Saeger et al., 2010). Omdat adders ook in laagveengebieden gevonden kunnen worden (pers. ervaring; Thomas, 2004), kan dit zeker beschouwd worden als een geschikt vegetatietype. Deze percelen werden onderverdeeld in klasse 2.

Beschaduwingsweerstand

Als heliotherm is voor de adder de invallende zonnestraling van zeer groot belang (Van Hecke & Hordies, 1988; Van Damme et al., 1991). Om te corrigeren voor beschaduwing door aangrenzende percelen, kan met behulp van de *Hillshade* module in ArcGIS een gebiedsdekkende schaduwkaart geproduceerd worden. Hiervoor zijn zowel de perceelshoogtes als de zonnestand vereist. Aan deze kaart kan dan een beschaduwingsweerstand worden toegekend.

Perceelhoogtes

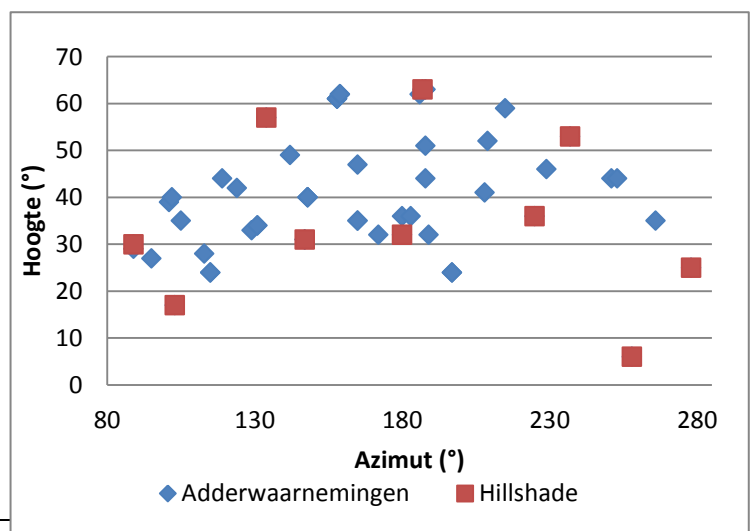
Tabel 14 geeft voor ieder vegetatietype de mediaanwaarde, gebruikt om de perceelshoogte aan te duiden voor de niet opgemeten percelen bij het produceren van de beschaduwingskaart.

Dezelfde waarden werden ook, mits enkele aanpassingen, gebruikt om na beheer de boomhoogtes in te vullen van de percelen die typeveranderingen ondergingen. Percelen bos of bomenrijen die hoger waren dan 12m en omgevormd worden naar struweel, krijgen een hoogte van 12m toegekend. Dit om er rekening mee te houden dat de omvorming naar struweel inhoudt dat het bestaande bos selectief gekapt wordt om het lichtdoorlatender te maken en zo de natuurlijke processen de tijd te geven om een mantelvegetatie te ontwikkelen. Percelen grasland of moeras die omgevormd werden naar struwelen of bomenrijen, krijgen een hoogte van 6m toegekend. Dit omdat ook hier de natuur zijn gang gelaten wordt om als houtkant te ontwikkelen. Na verloop van tijd zal men echter bomen moeten kappen die te hoog opschieten.

Zonnestand

Figuur 30 toont de zonnestand (azimut & hoogte) voor iedere adderwaarneming.

Om de uiteindelijke weerstandskaat op te stellen, werd besloten om met de 10 uiterste adderwaarnemingen (■ in Fig. 30) verder te werken: steeds de minimale en



Figuur 30. Azimut en hoogte van de zon voor iedere adderwaarneming; ■ werden gebruikt om in ArcGIS (*Hillshade-tool*) een beschaduwingskaart te produceren

maximale hoogte van de vroegste ochtendwaarnemingen, de waarnemingen het dichtst op de middag, de laatste avondwaarnemingen en die, midden in de voor- en namiddag. Deze waarden worden gebruikt omdat zij de gehele zonnestand het efficiëntst beschrijven, quasi zonder enig nauwkeurighedsverlies. Aan de hand van deze 10 punten worden dus voor ieder scenario 10 schaduwkaarten berekend.

Beschaduwingskaart

Tabel 15 toont de verdeling van de verschillende schaduwklassen aan de hand van het aantal adderwaarnemingen. Deze herklassering gebeurde op basis van de beschaduwingskaarten, geproduceerd aan de hand van de huidige situatie. Ook de toegekende weerstandswaarden zijn toegevoegd in Tabel 14.

Tabel 15. Beschaduwingsniveau als aantal keren dat een zone beschaduwd werd, met het aantal adderwaarnemingen dat binnen deze beschaduwde zones viel en de hieraan toegekende weerstand.

Beschaduwingsniveau	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
# Adderwaarnemingen	0	0	0	0	1	0	1	5	10	33	5
Beschaduwingsweerstand	100			50			20		0		

Totale weerstand

Om tot een totale weerstandskaat te komen, worden de beschaduwingsweerstandswaarden opgeteld bij de habitatweerstandswaarden. Een heiderestant dat volledig beschaduwd wordt door het omringend bos zal hierdoor even hoge weerstandswaarde als het bos ontvangen. Figuur 31 (Bijlage p. 15) toont de totale weerstandskaat voor de uitgangssituatie.

Minimale-Kost Model

Scenario 1: Uitgangssituatie

De landbedekking onder de huidige situatie is weergegeven op Figuur 11 (Bijlage p. 2).

De totale weerstand, gebruikt om de analyses uit te voeren, is weergegeven op Figuur 31 (Bijlage p. 15).

De Corridor-analyse (Figuur 32 Bijlage p. 16) toont dat de MK-route tussen Perceel A en Perceel B langs de grachten en bomenrijen die tussen de landbouwpercelen staan, loopt. Met een minimale verhoging van de toegelaten weerstand beslaat de route nagenoeg alle grachten en bomenrijen tussen beide gebieden. Omdat in deze nooit adders gezien zijn, kan men veronderstellen dat ze of onvoldoende breed en/of ontwikkeld zijn of te sterk afgeschermd worden door een grotere barrière om effectief voor de verbinding te kunnen zorgen.

Uit de totale weerstandskaat (Figuur 31 Bijlage p. 15) is duidelijk af te leiden dat de eerste barrière die overwonnen dient te worden, de bossen rond beide adderpercelen zelf zijn. Een ander perceel, met een

eiken-berkenbos (9190⁴) vegetatie, nabij Perceel A, vormt een tweede grote barrière die op de MK-route overbrugd dient te worden. Het landbouwgebied tussen beide is doorlopen met grachten en bomenrijen die voor adders een relatief gunstige corridor kunnen vormen.

De KA-analyse (Figuur 33 Bijlage p. 16) toont de omgeving rond de adderpercelen die gebruikt zou kunnen worden door de adders, uitgaande van de assumptie dat de maximale dispersie-afstand overeenkomt met de afstand, in de huidige situatie, van Perceel A naar Perceel B (of omgekeerd). De blauwe kleur is, zoals bij de Corridor-analyse, de weerstandswaarde die onder de huidige situatie nodig is om, via het MK-pad tussen de gebieden te bewegen, maar deze keer toegepast als 'maximum dispersiewaarde' vanuit een van de percelen.

Veel van de adderwaarnemingen uit de jaren 1990 blijken binnen de begrensde zone te vallen.

Scenario 2: Gepland beheer

De landbedekking na afloop van het geplande beheer is weergegeven op Figuur 23 (Bijlage p. 9).

De totale weerstand, gebruikt om de analyses uit te voeren, is weergegeven op Figuur 34 (Bijlage p. 17).

Figuur 35 (Bijlage p. 17) toont de Corridor-analyse van het geplande beheer. Alle grachten en bomenrijen in het landbouwlandschap blijken binnen de 100% range van de originele MK-route te liggen. De lagere weerstand van het MK-pad zelf zorgt ervoor dat een grotere omweg in de landbouwpercelen mogelijk wordt, zonder dat de totale weerstandswaarde van de MK-route verhoogd. De corridor analyse laat toe om te berekenen dat de totale kost van de MK-route verlaagd tot 85% van de originele waarde.

De creatie van het nieuwe heideperceel in de bossen ten zuiden van Perceel B (Fig. 23 Bijlage p. 9) is van grote, positieve invloed op de MK-route. Deze is nu van plaats veranderd in het landschap. In plaats van langs de bomenrijen aan de landbouwpercelen verloopt ze nu door de aaneengesloten heidevlakte. Ook het uitdunnen van de bosranden van zowel Perceel B als Perceel A hebben een belangrijke invloed op de verlaging van de weerstandswaarde van de MK-route.

De totale weerstand van de verbinding is afgenomen, maar de specifieke weerstand van de belangrijkste verbindingselementen niet. Aan de hand van de totale weerstandsk kaart (Fig. 34 Bijlage p. 17) is te zien dat de grachten en bomenrijen in het duingrasland (Fig. 23 Bijlage p. 9) nog steeds een lagere weerstand toebedeeld krijgen. Het beheerde duingrasland is weliswaar aanzienlijk in weerstandswaarde gedaald, maar vooral vanwege de geplande begrazing krijgt het nog steeds een hogere waarde dan het bos aangemeten. Door het dalen van deze weerstand wordt een grotere afwijking in het duingrasland mogelijk, zonder de 100% grens te bereiken. Om een degelijke verbinding te realiseren dient het grasland (al dan niet gedeeltelijk) specifiek voor reptielen beheerd te worden. Ook het verruigde grasland dat de verbinding maakt tussen Perceel B en het centrale duingraslandperceel draagt momenteel niet zoveel bij aan de connectiviteit. Ook hier moet het beheer toegespitst worden op reptielen zodat het perceel

⁴ Natura2000 habitattypen (Sterckx & Paelinckx, 2004)

effectief aan de totale verbinding bijdraagt. Ook het eiken-berkenbos perceel nabij Perceel A vormt nog steeds een grote hindernis.

De KA-analyse van de omgeving (Fig. 36 Bijlage p. 18) toont dat onder het toekomstige scenario, de adders de mogelijkheid hebben om een heel wat groter gebied te gebruiken. Tegenover de uitgangssituatie wordt het areaal immers 2,18 keer zo groot. Ook de nieuw gecreëerde heidegebieden nabij De Schrieken, Berszeggeheide en de Visbeekheide vallen binnen de 100% grens van het model. Als deze gekoloniseerd kunnen worden vanuit de huidige addergebieden zal ook verdere uitbreiding naar nog noordelijker gelegen percelen in de Schrieken en zuidelijker gelegen percelen in de Lilse Zegge stapsgewijs mogelijk worden.

Scenario 3: Aanbevelingen

Connectiviteit

Graslandpercelen centraal tussen Perceel A en Perceel B

Een belangrijke verbetering in de ecologische verbinding tussen Perceel A en Perceel B kan gerealiseerd worden door specifiek beheer van dit grasland (inclusief het graslandperceel, aansluitend aan Perceel B; Fig. 23 Bijlage p. 9; Richtlijnen voor reptielvriendelijk beheer: Bijlage II p. 25). In dit grasland moeten zones voorzien worden waarin adders geen verstoring van de grazers zullen ondervinden. De grachten en bomenrijen lijken in hun huidige omvang immers niet te voldoen als dispersiecorridor. Mits uitbreiding van de verruigde zone er rond, kan dit netwerk van kleine landschapselementen zich ontwikkelen tot een goede corridor. Deze verruigde zone wordt best voorzien aan de zuidzijde van de bomenrij; zo kan er steeds voldoende zon aan de bodem. Vanwege de geplande begrazing in dit gebied (richtlijnen Bijlage II p. 28) dient de verruigde zone zeker voldoende breed te zijn, zodat een geleidelijke overgang kan ontstaan van het grasland naar de bomenrij. Wanneer een verruigde zone aan de noordzijde van een begroeiing moet gecreëerd te worden, kan best de door Zollinger et al. (2008) vooropgestelde regel van 1,5 keer de maximale zuidelijke boomhoogte gebruikt worden. Een controle op de beschaduwingskaarten leert, dat deze verruigde zone nog in 2 van de 10 gevallen beschaduwd wordt. Indachtig dat de begroeiing niet op alle plaatsen even dicht is, zal zeker een voldoende hoeveelheid zon aan de bodem kunnen komen. Ook aan de rand van de vennen die in het gebied gecreëerd zullen worden, waar de vochtigheid plaatselijk hoger zal zijn, kan een uitrastering en verruiging van de begroeiing extra bijdragen tot de connectiviteit.

Om de gehele weerstand van het perceel te doen dalen, zouden ook, in het begraasde deel kleine stapstenen voorzien kunnen worden. Door kleine oppervlakten (enkele m²) tijdelijk uit te rasteren of

gericht te maaien kan een begroeiing ontwikkelen die later door de grazers met rust gelaten worden. Afhankelijk van de voedselrijkdom en vochtigheidsgraad van het grasland kunnen soorten, gaande van bramen (*Rubus sp.*) tot gaspeldoorn (*Ulex europaeus*) of jeneverbes (*Juniperus communis*) hiervoor dienst doen. Ook enkele houtstapels, eventueel met maaisel erin verwerkt, op deze punten en in de verruigde rand aan de grachten kunnen ervoor zorgen dat de voor adders vereiste structuur, behouden blijft in het grasland.

Figuur 37 (Bijlage p. 18) toont de totale weerstand bij het verbreden van de grachten en bomenrijen en het creëren van enkele verruigde punten. De kostwaarde van de Corridor-analyse (Fig. 38 Bijlage p. 19) daalt hiermee tot 77% van de originele waarde. Met deze aanpassingen daalt de route 10% in weerstand tegenover die waar enkel het geplande beheer doorgevoerd wordt. Natuurlijk kunnen hier nog enkele percenten gewonnen (of verloren) worden, afhankelijk van de totale oppervlakte aan uitgerasterde en verruigde vegetatie.

Wanneer het graslandbeheer voor de totale oppervlakte specifiek wordt aangepast aan de herpetofauna, in het bijzonder de adder natuurlijk, kan de situatie in Figuur 39 (Bijlage p. 19) bekomen worden. Het MK-pad verplaatst hierbij van route, in plaats van door de grachten, bomenrijen en verruigde zones is nu het volledige grasland beschikbaar als verplaatsingshabitat voor de adder. De totale weerstand daalt hiermee tot 60% van de uitgangssituatie.

De hierboven beschreven maatregelen (Bijlage II p. 25) gelden natuurlijk voor ieder begraasd grasland en kunnen zo de kansen verhogen voor een adder om succesvol door het perceel te migreren.

Bosperceel nabij Perceel A

Ongeacht het beheer in de omgeving, blijft dit eiken-berkenbos perceel steeds een grote barrière vormen in het landschap. Via de aankoop van percelen aan de noord- of zuidzijde kan een verbinding gecreëerd worden (Fig. 40 Bijlage p. 20). Het langgerekte perceel aan de noordzijde van het bos lijkt optimaal gelegen door zijn aansluiting aan Perceel A en het feit dat de Visbeek door dit perceel stroomt, wat het optimaal maakt om een nat biotoop in te richten. Omdat dit perceel niet meteen aansluit op de centraal gelegen duingraslanden zal het realiseren van de volledige verbinding echter een zeer hoog kostenplaatje hebben. Ook aan de zuidzijde is de aankoop van meerdere percelen nodig om de verbinding te completeren.

De beste oplossing om de weerstandswaarde van het bosperceel te verminderen ligt echter in het gebied zelf. Door aan de zuidkant een zone vrij te maken en te beheren zodat een geschikte vegetatiestructuur ontstaat, kan een uiterst efficiënte verbinding bekomen worden (Fig. 41 Bijlage p. 20). Door de verbinding op deze manier te completeren, kan ook de natuurlijke waarde van het bosperceel zelf veiliggesteld worden. Goed ontwikkelde sites eiken-berkenbos (9190) zijn immers uiterst zeldzaam in Vlaanderen (Sterckx & Paelinckx, 2004).

Door op deze manier een corridor te creëren, wordt de MK-route verlaagd tot 54% van de oorspronkelijke weerstandswaardewaarde (Fig. 42 Bijlage p. 21). Dit is een daling in weerstandswaarde tot 63% van die van het geplande beheer, zonder deze aanpassing.

Beide bovenstaande connectiviteitsmaatregelen

Wanneer zowel de gedeeltelijke aanpassingen in het grasland als de aanpassingen aan de bosrand gebeuren, daalt de totale weerstand eveneens tot 54% van de oorspronkelijke waarde (Fig. 43 Bijlage p. 21). Dit is evenveel als wanneer enkel het bosperceel aangepast wordt.

Dit is te wijten aan het feit dat de weerstand van het totale MK-pad langs het eiken-berkenbos perceel veel sterker verlaagd dan door het duingrasland. Het aanpassen van de weerstand van bos naar heide en struweel is daarom van veel grotere invloed op het procentuele totaal dan het aanleggen van een verruigde zone langs de bomenrijen en grachten doorheen het duingrasland.

Gebiedsuitbreiding

In het geplande beheer is het aanleggen van een corridor voorzien om Perceel B te verbinden met de nieuw gecreëerde heidegebieden te Berszeggeheide (Fig. 44 Bijlage p. 22). Omdat de corridor vrij lang is en afbuigt naar het zuidoosten dient er bij het aanleggen ervan specifieke aandacht gegeven te worden aan de mogelijke beschaduwning. Als deze corridor niet breed genoeg gemaakt wordt – minstens 1,5 keer de zuidelijke boomhoogte – zal er immers geen zonnestraling aan de grond kunnen komen en is de doorgang van minder nut voor de adderpopulatie. Met het juiste maairegime kan in deze corridor relatief eenvoudig een gunstige vegetatiestructuur gecreëerd worden.

De geplande verbinding met de gecreëerde heidepercelen in de Lilse Zegge is momenteel aanwezig maar eerder klein. De delen naaldbos die tot struweel zullen worden omgevormd liggen eerder ongunstig ingesloten door maïsakkers. Optimaal zou zijn om de grote maïsakker die aansluit op Perceel B en het reeds beheerde ruige grasland te kunnen aankopen en beheren (Fig. 44 Bijlage p. 22). Via dit perceel kan later eventueel ook een verbinding naar Perceel A gecreëerd worden. De beste manier lijkt dan om percelen langs de Visbeek aan te kopen en in te richten zodat zowel het natuurlijke beek-ecotype als de verbinding tussen de heidegebieden, verzekerd wordt.

De verbinding tussen de Lilse Zegge en Visbeekheide kan eveneens geoptimaliseerd worden via een poel die momenteel door het bos ingesloten ligt. In het beheerplan van ANB (Opstaele et al., 2008) werd reeds opgenomen dat deze poel opnieuw geruimd zal worden. Rond deze poel een open plek voorzien zal van grote positieve invloed zijn op de verbinding (Fig. 44 Bijlage p. 22). Niet enkel de adders, maar ook alle amfibieën, welke belangrijke adderprooien zijn, zullen profiteren van het openen van het bladerdek en het creëren van een ruige randvegetatie.

Aan de noordzijde van beide adderpercelen is geen verbinding aanwezig, noch is er een gepland. Toch is Natuurpunt hier eigenaar van een groot perceel dat ontwikkeld zal worden als heidegebied. In de

geplande situatie lijkt het perceel echter onbereikbaar voor adders (Fig. 23 Bijlage p. 9). Door de percelen naaldbos tussen Perceel A en het nieuwe heidegebied te converteren naar een struweelvegetatie wordt deze verbinding heel wat haalbaarder voor de dieren (Fig. 44 Bijlage p. 22). Het tussenliggende graslandperceel, eigendom van Natuurpunt, werd niet in de begrazing ingepland (pers. med. Frederik Naedts) en zou dus ook specifiek voor adders ingericht kunnen worden. Door ook in een beheerd bosperceel een struweelrand te voorzien en/of door de aankoop van een optimaal gelegen weiland (Fig. 44 Bijlage p. 22), kan een volledige noordelijke verbinding tussen Perceel A en Perceel B gecreëerd worden.

De KA-analyse van de maatregelen hier voorgesteld (Fig. 45 Bijlage p. 23) toont dat het areaal dat door de adders gebruikt kan worden 2,39 keer groter is dan het oorspronkelijk beschikbare gebied. Dit is 9% groter dan het areaal volgens het geplande beheer. Alle gecreëerde heidepercelen vallen dan ook binnen de grens van dit model.

DISCUSSIE

Natuurbescherming zou ernaar moeten streven om op lange termijn niet enkel een populatie individuen, maar het evolutionaire potentieel van een soort veilig te stellen (Begon et al., 2006; Groom et al., 2006). Door te voorzien in het verenigen en uitbreiden van de adderpopulaties te Lille, kan hier, voor de adder in Vlaanderen, in grote mate toe bijgedragen worden. Zo kan een voor Vlaanderen met uitsterven bedreigde soort beter beschermd worden.

Om voor populatieherstel te kunnen zorgen, is het belangrijk om te weten hoe het met de relictpopulatie zelf gesteld is.

Verspreiding en gebiedsgebruik

Te Lille werden enkel in de gekende gebieden adders waargenomen: Perceel A en Perceel B.

In tegenstelling tot wat bekend is uit de literatuur, lijken de populaties in Lille geen strikt gescheiden zomer- en winterbiotopen te kennen (Fig. 27 Bijlage p. 12). Dieren van alle leeftijdsklassen en zowel reproductieve als niet-reproductieve vrouwtjes worden het hele jaar door in dezelfde percelen waargenomen.

Het relatief lage aantal hervangsten en de kleine oppervlakte van de addergebieden zouden kunnen suggereren dat een gedeelte van de mannetjes en niet-zwangere wijfjes (inclusief de subadulten) zich toch in het omliggende landschap verspreiden. Heel misschien migreren enkele van deze dieren voor langere tijd naar een vast foerageergebied. Indien dit zo zou zijn, zijn deze dieren daar waarschijnlijk in zo'n lage aantallen aanwezig dat de gebieden zeer moeilijk te ontdekken zijn. Waarnemingen uit de jaren 1990 uit de graslanden ten noorden en zuiden van Perceel B, (Fig. 11 Bijlage p. 2) kunnen in die richting wijzen, maar tijdens dit onderzoek werden er nooit dieren waargenomen.

Mochten er echter adderwaarnemingen van buiten de gekende gebieden gemeld worden, is het van primordiaal belang om deze nader te onderzoeken. Indien het inderdaad om een potentieel habitat gaat, is het zeer belangrijk om dit gebied te verwerven en degelijk te verbinden met de gekende adderpercelen. De verlaagde alertheid, al dan niet in combinatie met de routes die gebruikt worden, tijdens migratie zorgen immers voor een groot mortaliteitsrisico bij slangen (Bonnet et al., 1999). Recent onderzoek toont dan ook aan dat enkel de bescherming van het overwinteringsgebied, ontoereikend is voor een slang die migraties tussen verschillende gebieden kent (Williams et al., 2012).

Omdat er nooit een dier waargenomen werd dat de verplaatsing tussen Perceel A en Perceel B maakte, wordt er van uitgegaan dat het te Lille wel degelijk 2 populaties betreft die effectief gescheiden van elkaar leven.

Populatiegrootte

De huidige populaties in Lille zijn klein. Te Perceel A en te Perceel B worden de populatieaantallen geschat op respectievelijk 30 en 4 dieren. Ook Phelps (2004) en Marchand (2009) vinden populaties van deze aantallen, zij het dan als subgroepen van een grotere, wijder verspreide metapopulatie. Een modelmatige analyse berekende een minimum leefbare populatiegrootte (99% kans op overleving van de populatie na 40 generaties) voor adders op 12381 adulte individuen (Reed et al, 2003). Dit grote aantal lijkt een utopie. De auteurs relativeren dit getal dan ook door zelf aan te geven dat, hoewel voor vertebraten een minimum leefbare populatiegrootte van 7000 dieren nodig is voor een 99% kans op overleving na 40 generaties, slechts 550 individuen nodig zijn voor een 50% kans van overleving op dezelfde termijn (Reed et al., 2004). Het is dan ook aan de terreinbeheerders om ervoor te zorgen dat deze 50% overlevingskans omslaat naar de goede richting. Hoe dan ook is het aantal dieren te Perceel A en te Perceel B problematisch en veel te klein om te spreken van een stabiele en veilige populatiegrootte.

Ondanks de lage aantallen, ligt, door de kleine oppervlakte van beide gebieden, de populatiedichtheid te Lille aan de hoge kant in vergelijking met andere onderzoeken (Tabel 15). Dit resultaat kan twee oorzaken hebben.

Ten eerste werden in Lille enkel op de gekende overwinteringsgebieden adders waargenomen. Het zou kunnen dat een deel van de dieren zich verspreidt in het omringende landschap, maar tot op heden zijn hiervan geen waarnemingen gebeurd. Hierdoor zou de leefoppervlakte onderschat en daardoor de

Tabel 15: Populatiedichtheden en seksratio's van adderpopulaties in de literatuur en te Lille

Locatie	Studie	Dichtheid (adders/ha)	Sekse-ratio (♂/♀)	Locatie	Studie	Dichtheid (adders/ha)	Sekse-ratio (♂/♀)
Jura Vaudois	Ursenbacher (1998)	1	1/2,2	Okuje, Kroatië	Marchand (2009)	5 à 9	1/0,2
Furzenbrook, VK	Phelps (2004)	1,5	1/0,7	DEK, Duitsland	Wollesen & Schwartz (2004)	7 à 10	1/0,6
Norden, VK	Phelps (2004)	1,7	1/0,8	Alpen, Italië	Luiselli (1993)	11	/
Alpen, Zwitserland	Neumeyer (1987)	3	1/1,4	Perceel A, België	Thesis (2011)	11,8	1/5,3
NOK, Duitsland	Wollesen & Schwartz (2004)	4	1/0,9	NP De Meinweg, Nederland	Lenders (2008)	16	/
Lechtal, Duitsland	Käsewieter et al. (2004)	4,2	1/2	Perceel B, België	Thesis (2011)	21	1/2,2
Alpen, Zwitserland	Monney (1996)	5	/				

densiteit overschat kunnen zijn.

Anderzijds moet er rekening gehouden worden met het feit dat de dieren in Lille gedwongen zijn om een kleine oppervlakte te gebruiken. Het omringende landschap biedt immers geen geschikt habitat voor een adderpopulatie. Bij een niet territoriale soort als de adder (Neumeyer, 1987) is het goed mogelijk dat dit leidt tot een verhoging van de populatiedichtheid, het *'crowding effect'* (Groom et al., 2006). Het enige heiderestant waar te Percee B meerdere adders gezien werden is ook maar 0,2 ha groot. Mochten hier de meest voorkomende dichtheden gelden, dan was er geen sprake van een populatie. De dieren overleven nog steeds op de kleine heiderestanten die overbleven na de jarenlange habitatdestructie in de omgeving. Als langlevende soort vormt de adder dan ook een duidelijk voorbeeld van biodiversiteitsschuld (Van Dijk, 2011) en kan het dus lang duren vooraleer de populatie, na een initieel *'crowding effect'*, opnieuw de gangbare dichtheid bereikt.

Populatiedynamiek op lange termijn.

De lange-termijn waarnemingen (Fig. 28 Bijlage p. 13) suggereren een piek in waargenomen dieren in 2005 en 2006. Sindsdien lijken de aantallen echter achteruit te gaan.

Te Perceel A is deze achteruitgang waarschijnlijk te wijten aan het kaalkappen van een gekende overwinteringszone in die periode (pers. med. André Van Hecke). Dit terreingedeelte was zwaar verbost en werd daarom volledig vrijgemaakt van berkenopslag. Omdat het hier om een hibernaculum ging, was een volledige kaalkap niet aangewezen. Een hibernaculum dient immers zo veel mogelijk ontzien te worden van ingrijpende beheerswerken (Lenders et al., 2002). Bij te sterke verbossing is eerder een dunning aangeraden, zodat de successie plaatselijk "bevroren" wordt, in plaats van teruggedreven.

Dezelfde kaalkap kan aanvankelijk gezorgd hebben voor een vergemakkelijkt waarnemen van de dieren en alzo de piek in 2005 en 2006 verklaren. Door het verdwijnen van het hibernaculum, moesten de dieren immers op zoek naar een nieuwe overwinteringsplek, wat voor een verhoogde mobiliteit en zichtbaarheid zorgt. Hierdoor kunnen de waarnemingen dus eerst gestegen zijn, waarna het aantal dieren, dat succesvol de winter doorkomt, jaar na jaar, afnam.

Te Percee B zijn de adders de laatste jaren verdwenen op twee van de drie gekende heidepercelen (pers. med. André Van Hecke). De grote kap- en plagwerken in de winter van 2011 zouden hier wel eens toe bijgedragen kunnen hebben. Er werd immers grootschalig bos gekapt en geplagd om plaats te bieden voor de uitbreiding van het heideareaal (Van Duppen, 2010). Hoopgevend is dat hier dit jaar wel een subadult dier gevonden werd. Deze dieren lijken dus niet allemaal verdwenen ofwel vinden nieuwe dieren reeds hun weg naar dit perceel.

Belangrijk hier zijn de waarnemingen van Willy Mannaerts. Op 31 augustus 2011 slaagde hij erin om 18 adders waar te nemen te Perceel A. Ook te Percee B, op 7 juni 2011, kon hij een groot aantal (4) slangen op één dag waarnemen. Beide cijfers komen overeen met het totale aantal niet-juveniele individuen dat ik

tijdens de huidige studie waarnam. Toch is het zeker dat dhr. Mannaerts ook enkele niet-gekende dieren observeerde. Omdat de kopschildformule van de dieren niet bepaald werd, konden ze echter niet in de berekeningen worden opgenomen, maar het lijkt er dus op dat de populatie iets groter kan zijn dan hier berekend.

Populatiestructuur

Met betrekking tot de leeftijdsopbouw valt het op dat de klasse van de subadulte dieren ondervertegenwoordigd is (Fig. 29 Bijlage p. 14). Er werden geen dieren gevonden tussen 261mm en 469mm totale lengte. Dit kan een methodologisch artefact zijn, of het kan het gevolg zijn van een ondermaatse reproductie en/of overleving van de juveniele dieren.

Op de eerste plaats moet opgemerkt worden dat de relatie tussen lichaamslengte en ouderdom bij adders variabel is, waardoor de hier gehanteerde manier voor het bepalen van de leeftijdsstructuur niet waterdicht is. Dit probleem speelt vooral bij adulte dieren, waarvan de jaarlijkse groei klein en variabel is (bij de populatie op het Groot Schietveld blijkt uit vangst-hervangstgegevens dat de jaarlijkse groei in die leeftijdsklasse slechts 1 – 3 mm bedraagt, pers. med. André Van Hecke).

Een tweede methodologisch probleem is dat subadulte dieren notoir moeilijk waar te nemen zijn, wat ook blijkt in andere studies (Van Hecke & Hordies, 1988; Bonnet & Naulleau, 1996; Claus, 2002). Misschien heb ik daardoor het aandeel van deze klasse in de populatie onderschat. Maar merk op dat ook relatief weinig kleine adulte dieren gezien werden. De ondergrens voor volwassen dieren wordt in Vlaanderen gezet op 400 mm totale lengte (Van Hecke & Hordies, 1988).

Als we aannemen dat de subadulte dieren effectief ondervertegenwoordigd zijn, dan kan dit wijzen op twee elkaar niet uitsluitende fenomenen: een falende reproductie en een slechte juveniele overleving. Deze vallen mogelijk samen met de geobserveerde dalende trend na de jaren 2005-2006.

Dit jaar werden te Perceel A zeven en te Percee B twee zwangere vrouwtjes waargenomen. De aantallen werden respectievelijk geschat op dertien en twee individuen. De geschatte waardes geven aan dat, aan de hand van de gedane hervangsten, er waarschijnlijk meer individuen zijn dan geobserveerd. Omdat er zwangere vrouwtjes werden gevangen, vindt er met zekerheid voortplanting plaats. Succesvolle reproductie werd bij onderzoek op adders positief gelinkt aan de prooidensiteit (Andren, 1982), het weer (Lourdais et al., 2004) en het aantal partners (Ursenbacher et al., 2009). Inteelt heeft een aangetoond negatief effect op de reproductie (Madsen et al., 1996).

Potentiële prooidieren lijken in de omgeving voldoende aanwezig. De vele observaties van levendbarende hagedis, maar ook van gewone pad, bruine kikker en hazelworm duiden op voldoende grote prooidierpopulaties. Hoewel de resultaten van de muizenvallen op zich onvoldoende waren om een densiteit in te schatten, zijn de vangsten vergelijkbaar met die uit adderleefgebieden in Nationaal Park De

Meinweg in Nederland (Lenders et al., 2006). De prooidensiteit lijkt dus geen limiterende factor voor de reproductie.

Ook een aanhoudend negatief effect van het weer op de voortplanting in Lille wordt niet verwacht. De afgelopen 15 jaar zijn de effecten van de klimaatsopwarming weliswaar groter dan ooit (IPCC, 2007), maar in andere addergebieden werd hiervan vooralsnog geen negatief effect gerapporteerd.

Het beperkt aantal potentiële partners kan wel van invloed zijn. Addervrouwtjes paren normaliter met meerdere mannetjes en dit heeft een positieve invloed op het aantal gezonde juvenielen dat geboren wordt (Olsson & Madsen, 2001; Ursenbacher et al., 2009). Paren met meerdere partners resulteert in een grotere genetische diversiteit tussen de nakomelingen (Ursenbacher et al., 2009), hierdoor zijn polygamische soorten in se iets beter beschermd tegen de negatieve effecten van inteelt. Deze bescherming wordt echter snel kleiner wanneer de verwantschapsfactor in de populatie oploopt, wat onvermijdelijk is bij een kleine populatie. Zo bleek inteelt in een kleine en geïsoleerde Zweedse populatie adders de voornaamste oorzaak voor de achteruitgang van de aantallen (Madsen et al., 1996). Door nieuwe, mannelijke dieren te introduceren, kon de populatie uit deze negatieve trend gelift worden en groeide ze terug aan tot het oorspronkelijke niveau (Madsen et al., 1999, 2004). Te Lille wijkt de sekseverdeling van de populaties af van 1/1 en van wat geobserveerd wordt in de meeste adderpopulaties (Tabel 15 p. 48). Op Percee B (1/2,2) is de afwijking niet significant en kleiner dan op Perceel A (1/5,3), maar daar is het extreem kleine aantal dieren dan ook een veel groter probleem naar de toekomst toe.

De ongelijke seksratio kan eveneens een methodologisch artefact zijn. Er werden namelijk geen adulte mannetjes meer gezien sinds 21 april 2011. Dit is echter hoogstwaarschijnlijk te wijten aan hun gedrag na de voortplantingsperiode. Door de verschillende zoekpogingen tijdens de belangrijkste zonnetijd voor de mannetjes (de spermiogenese), kan met zekerheid worden gesteld dat het aantal adulte mannetjes hier laag is. Het lage aantal mannelijke dieren is in Lille een reëel risico voor het uitsterven van de populatie. Er werd wel een groot aandeel subadulte mannelijke dieren geobserveerd (3 te Perceel A en 1 te Percee B). Een herstel van de sekseverdeling lijkt dus mogelijk in de nabije toekomst.

Voor de ongelijke sekseratio lijkt dus te kunnen leiden tot een eventuele verminderde reproductie. Madsen et al. (1996) vonden een procentueel lager aantal pasgeboren individuen in een sterk afgenomen populatie. Van een compleet falen van de voortplanting is momenteel echter geen sprake. Door dhr. Mannaerts werden immers jaarlijks juveniele dieren waargenomen (pers. med.). Ook dit jaar werden op beide gebieden juveniele dieren geïndividualiseerd (1 te Perceel A en 5 te Percee B). Juveniele dieren worden in het veld echter weinig en sporadisch waargenomen (Van Hecke & Hordies, 1980; Bonnet & Naulleau, 1996), waardoor geen vergelijkingen met andere populaties gemaakt kunnen worden.

De populatiestructuur is dus waarschijnlijk het effect van een lage overlevingskans van de juvenielen. Dit jaar werden echter wel verschillende subadulten geïndividualiseerd (4 te Perceel A en 2 te Percee B). De gemeten subadulten zijn allen tussen 239mm en 261mm wat maakt dat ze geboren zijn in 2010. Hoewel

de schattingen van de aantallen er niet op wijzen, is het niet voor 100% uit te sluiten dat er nog meer dieren, inclusief dieren geboren in 2009, aanwezig zijn in de populatie. Subadulten kennen immers een zeer verborgen levenswijze en worden in ieder adderonderzoek weinig waargenomen (Van Hecke & Hordies, 1984; Claus, 2001; Saint-Girons, 1981). We kunnen er wel zeker van zijn dat het dan om een zeer gering aantal individuen moet gaan. Om de geobserveerde populatiestructuur te verklaren zou de juveniele overleving de laatste jaren dus moeten zijn toegenomen. Wellicht hebben de adder-specifieke beheerswerken die reeds uitgevoerd zijn in de gebieden (Opstaele, 2007; Maes & Maronde, 2005), geleid tot het heropleven van de populaties levendbarende hagedis. Deze is immers zeer gevoelig aan verbossing (Van Strien et al., 2007; Creemers & van Delft, 2009). Ook dhr. Mannaerts en dhr. Van Hecke lijken de laatste jaren meer levendbarende hagedissen te observeren (pers. med.). Juveniele levendbarende hagedissen vormen optimale prooidieren voor pasgeboren adders. De prooidensiteit is voor laatstgenoemden ook de belangrijkste factor voor een succesvolle eerste overwintering (Völkl, 1989), sowieso de grootste bottleneck voor de aangroei van een adderpopulatie (Viitanen, 1967). Het is aanneembaar dat, na het herstel van de prooidierpopulatie, nu ook de predators volgen.

Genetische diversiteit

Het kan nodig zijn om kleine, overlevende populaties, genetisch te versterken door nieuwe individuen in te brengen, preferentieel van een zo nabij mogelijke, gezonde populatie (Hedrick, 1995). Empirisch bewijs voor de negatieve effecten van inteelt is ook veel overtuigender dan deze voor outbreeding (Alvarez et al., 2009; Crnocrak & Roff, 1999). Bij adders blijkt het introduceren van “nieuwe genen” in een populatie in het verleden zeer goede resultaten te hebben opgeleverd (Madsen et al., 1996).

De formule van Wright (1940) resulteerde in een N_E van 12,12 adders te Perceel A en 2,75 te Perceel B. Deze aantallen zijn zeer laag, en ver onder wat doorgaans beschouwd wordt als de minimale N_e om negatieve effecten van inteelt te voorkomen (minimum $N_e \approx 20$ à 50 dieren; Madsen et al., 1996; Begon et al., 2006). Deze formule houdt bovendien geen rekening met de verwantschap tussen de dieren onderling, noch met een verschillend voortplantingssucces tussen de verschillende dieren. Aangezien er wellicht geruime tijd geen dispersie tussen beide populaties heeft plaatsgevonden, wordt verwacht dat de verwantschapsgraad tussen de dieren hoog zal zijn, wat zorgt voor zowel een kleine bijdrage aan de N_E per individu, als een lager voortplantingssucces (Ursenbacher et al., 2009). De genetische analyse aan het INBO, onder leiding van dr. J. Mergeay, zal de genetische gezondheid van beide populaties dan ook correcter kunnen weergeven.

Madsen et al. (1996) vonden bij een adderpopulatie van vergelijkbare N_E duidelijke tekenen van inteelt: een kleiner aantal nakomelingen en een groter aandeel doodgeboren dieren. Dit onderzoek gebeurde echter bij een populatie, na het optreden van deze effecten, waardoor niet met zekerheid gezegd kan worden welke N_E gevaarlijk laag wordt voor een adderpopulatie. Een meer recent onderzoek van Ursenbacher et al. (2009) toonde aan dat kleine adderpopulaties (ongeveer 20 tot 30 individuen),

wanneer zij deel zijn van een wijdverspreide metapopulatie, een grote N_E (100 tot 200) kunnen hebben, hoewel deze problematisch laag blijkt te zijn ($N_E=7$) in de enige, effectief geïsoleerde populatie in de studie.

Omdat beide populaties in Lille klein zijn, ongelijke sekseverdelingen hebben en hoogstwaarschijnlijk genetisch verarmd zijn, is de verbinding en uitbreiding van beide gebieden dé prioriteit om terug tot een gezonde adderpopulatie in Lille te komen.

Waterpeil

In het toekomstig beheer van het gebied verdient de waterhuishouding bijzondere aandacht. Door hun inherent hoge verdampingscoëfficiënt zijn adders immers zeer gevoelig voor verdroging (Mulder, 1987). Dit blijkt dan ook één van de hoofdredenen voor de achteruitgang van adder- én levendbarende hagedispopulaties in Nederland (Lenders et al., 2002; van Strien et al., 2007). In veel studies komt ook steeds terug dat het zomerbiotoop van de adder vochtiger is dan het winterbiotoop (Prestt, 1971; Parent, 1979; de Ponti, 2001; Lenders et al., 2002; Thomas, 2004).

Daarom is het uitermate belangrijk dat de komende jaren de waterstand in het studiegebied nauwlettend wordt opgevolgd. Uit oude peilgegevens van de Visbeekvallei blijkt immers eerder een trend naar verdroging (Vermetten & Oostvogels, ongepubliceerde data).

Momenteel zijn de adderbiotopen in Lille ook eerder te droog voor een geschikt zomerbiotoop. De gemeten grondwaterstanden lijken nagenoeg allemaal te laag voor vochtige heide (Laurijssens et al., 2007). Weliswaar zijn in de winter (de natste periode van het jaar) geen metingen uitgevoerd, maar de gemiddelde laagste grondwaterstand is bij vier van de zes meetpunten zeker te laag.

Op Perceel A komen de kenmerkende soorten van het vochtige heide-vegetatietype nog voor. Hier wordt het regenwater ook langer vastgehouden door de oude, overgroeide rabattenstructuur, wat mede bijdraagt tot de vochtigheid (Fig. 25 Bijlage p. 11). Men plant om de grachten in de toekomst niet meer te ruimen (Opstaele et al., 2007). Dit lijkt mij een goed idee. Het zou kunnen bijdragen aan een geleidelijke vernatting, of tenminste een eventuele verdere verdroging kunnen tegengaan.

Voorop Perceel B is er een groot gebrek aan vochtig biotoop. De gemeten grondwaterstanden liggen ver onder die voor vochtige heide en het regenwater blijkt ook meteen uit het gebied te verdwijnen (Fig. 25 Bijlage p. 11). Het lijkt sterk aangewezen om de zeer diepe gracht die door het meest zuidelijke heideperceel loopt, gedeeltelijk op te hogen of te blokkeren, om het aanwezige water in het gebied te houden.

Bij de aankoop en bij het omvormen van gronden, aansluitend aan de gekende addergebieden, dient er dus voorrang gegeven te worden aan percelen die het potentieel hebben om tot vochtige habitats te ontwikkelen. In beide addergebieden werden reeds extra poelen en vochtige zones gecreëerd tijdens geplande plagwerken. Dit is een schitterend initiatief, wat ook in de omliggende percelen toegepast zal

worden (pers. med. Frederik Naedts). Om aan de habitatvereisten voor adder te voldoen is immers een aaneengesloten landschapsmozaïek nodig van droge en vochtige gebieden.

MK-analyse

Aan de hand van een MK-model kan de connectiviteit in het landschap op een gestandaardiseerde manier onderzocht worden. Dit maakt het in deze situatie een zeer geschikte manier om geplande scenario's met elkaar te vergelijken en eventuele aanpassingen modelmatig te analyseren alvorens ze toe te passen (Hofman et al., 2003).

Een MK-model is in se een landschappelijk rekenmodel dat een waarde geeft aan de gehele connectiviteit in het landschap door de meest optimale route te berekenen (Walker & Craighead, 1997). Het voorspelt dus niet de uiteindelijke aanwezigheid van de doelsoort in een doelgebied en is niet per se de route die door individuen van de doelsoort gevolgd zal worden door het landschap (Walker & Craighead, 1997). Of een MK-route al dan niet gebruikt wordt door de doelsoort, hangt naast de connectiviteit voor een groot deel af van toevalsprocessen en vooral van de populatiedynamiek in het brongebied (Hofman et al., 2003; Blowes & Connolly, 2012). Zo zullen individuele beslissingen tijdens de gehele dispersiebeweging van grote invloed zijn op de uiteindelijk gevolgde weg (Brooker et al., 1999; Merckx & Van Dyck, 2007). De berekende MK-waarde houdt immers geen rekening met de positie van barrières of corridors op de route, wat van groot belang kan zijn voor de uiteindelijke connectiviteit (Ferrerias, 2001). Het is niet ondenkbaar dat een dier, bij het ontmoeten van een bepaalde barrière, toch beslist om eromheen te trekken, terwijl de MK-route de barrière kruist, en zo uiteindelijk niet in het doelgebied terecht komt. Eveneens is het mogelijk om via maatregelen het gunstige gedeelte van de MK-route nog in weerstand te laten dalen (Hagerty et al., 2011). De totale weerstand zal lager liggen dan in de uitgangssituatie, terwijl een eigenlijke barrière mogelijk nog steeds overblijft. Daarom is het nodig om het geproduceerde kaartmateriaal kritisch te analyseren en niet enkel van de berekende waardes uit te gaan. Zo kunnen de nog resterende barrières geïdentificeerd en aangepast worden.

Weerstandswaarden

Bovenal staat of valt een MK-model met de keuze van de correcte weerstandswaarden (Adriaensen et al., 2003; Rayfield et al., 2010; Sawyer et al., 2011). Daarom koos ik ervoor om zowel *expert judgement* als een empirische habitatmeting als basis te gebruiken.

Afgezien van de score voor de plagvlaktes, komen de *expert judgement* en de habitatmetingen goed overeen. De assumptie dat geschikte dispersiehabitats in structuur gelijken op leefgebieden (Prevedello & Vieira, 2010) blijkt dus ook voor de adder ondersteund door de experts. We kunnen dus besluiten dat beide methodes goede voorspellers zijn om de habitatvoorkeur en in een volgende stap de habitatweerstand, van de adder te bepalen. Omdat beide methodes echter hun zwaktes hebben, koos ik ervoor om een mix van de twee te gebruiken.

De *expert judgement* ranking gebeurde immers niet aan de hand van de plaatselijke situatie, één van de belangrijkste kritieken op vele MK-analyses (Sawyer et al., 2011). Adderexperts gaven hun waardering op basis van de situatie in de door hen gefrequenteerde addergebieden. De habitatmetingen daarentegen waren wel plaatsgebonden, maar hielden geen rekening met factoren die niet eigen zijn aan de structuur van het habitat zelf. Een cruciaal punt als begrazing en/of verstoring was wel van tel in de *expert judgement* waarden, maar niet in de habitatmetingen. Bij de analyse van de habitatmetingen telde er ook geen verschillend gewicht voor iedere factor, noch waren er onderlinge verbindingen tussen de factoren. Zo is bijvoorbeeld het microreliëf enkel van toegevoegde waarde, als de gehele vegetatiestructuur voldoende goed ontwikkeld is. Dit zit wel inherent in de *expert judgement* waarden geïncorporeerd.

Juist op deze manier wordt het mogelijk om zeer lokale omgevings-specifieke weerstandswaarden toe te kennen, rekening houdend met alle aspecten van het habitatype, wat leidt tot een correctere MK-analyse (Sawyer, 2011). Deze finale ranking blijkt weliswaar enkel significant gelijkend met de *expert judgement* ranking, de score van de plagvlaktes blijft roet in het eten gooien bij een vergelijking met de ranking op basis van de habitatmetingen. Vanwege de tijdelijke begroeiing van de plagvlaktes tijdens de vegetatiemetingen en de afwezigheid van de plagvlaktes als vegetatietype in scenario 2 en 3, werd ervoor gekozen om, ondanks deze inconsistentie, toch met de finale ranking verder te werken.

Bovenop de habitatweerstand koos ik ervoor om een schaduwweerstand te laten meetellen. Verschillende studies linken de lokale verspreiding van reptielen immers aan de gemiddelde temperatuur (Lourdais et al., 2004; Moreno-Rueda et al., 2008). Microreliëf en vegetatiestructuur zullen zorgen voor een beschutting van de wind, wat zeer lokaal kan leiden tot een verhoging van de temperatuur. Het zijn dan ook deze plekjes die vaak verkozen worden door adders. Als heliotherm heeft de adder echter nood aan directe zonnestraling (Van Hecke & Hordies, 1988). Dat maakt dat kleine, continue beschaduwde heideplekjes, bijvoorbeeld omsloten door een hoog bos, ondanks de geschikte habitatstructuur, van weinig belang zijn voor de adder. Door de beschaduwing van het hele studiegebied te berekenen, kan een gebiedsdekkende kaart bekomen worden die alle percelen in subzones verdeelt die meer dan wel minder beschaduwd (lees: geschikt voor adders) zijn. Deze berekeningen gebeurden aan de hand van de lokale adderwaarnemingen. Aangezien beschaduwing op deze schaal afhankelijk is van de hoogte van de omliggende vegetatie of infrastructuur, is dit immers niet doenbaar met tijdstippen van waarnemen uit andere gebieden. Deze verdeling in beschaduwingszones is waarschijnlijk van minder belang in de grotere heidevlaktes in het studiegebied of bij heidestroken langs niet te dicht beplante bomenrijen, maar is zeer belangrijk om in rekening te brengen bij het creëren van corridors of stapstenen door een bosperceel of langs een maïsakker.

Connectiviteit

Het beheer zoals nu gepland door Natuurpunt en ANB zorgt voor een verlaging van de connectiviteitsweerstand voor de verbindingzone tot 85% van de originele waarde (Kaart 25 Bijlage p.

27). Vooral het uitdunnen van de bospercelen die momenteel de addergebieden omringen (Opstaele et al., 2007) is van groot belang voor de connectiviteit. Wanneer voldoende zon aan de grond kan komen, zullen de dieren deze niet langer als de barrière ervaren die ze nu zijn, een feit dat geldt voor vele reptielen (Shine et al., 2002). Ook het creëren van een derde grote heidevlakte te Percee B (Opstaele et al., 2007) zorgt voor een aanzienlijke verlaging van de weerstandswaarde. Dit grote open gebied zal niet enkel bijdragen aan de totale connectiviteit, maar ook een nieuw leefgebied creëren tussen de huidige kerngebieden in. Door de positie van deze heidevlakte zal een aanzienlijk deel van de MK-route zich verleggen vanuit het landbouwgebied naar het aaneengesloten heidegebied (vergelijk Kaart 11 Bijlage p. 19 met Kaart 14 Bijlage p. 21). Deze route is dan ook 10% lichter in weerstand dan die die de originele MK-route blijft volgen. Er bestaat in de literatuur echter twijfel over de bijdrage van geschikt leefgebied tot de connectiviteit (Schultz, 1998; Crooks & Sanjayan, 2006). Geschikt habitat zal immers zorgen voor een vestiging, wat een demper zet op dispersie. Veel nieuwe heidepercelen worden echter aangelegd in de omgeving van Percee B. Het is dus belangrijker dat individuen vanuit Perceel A, Percee B bereiken dan vice versa, wat vergemakkelijkt zal worden door deze heidevlakte, die de afstand vanuit Perceel A doet afnemen. Ook vanwege het extreem lage aantal individuen dat overleeft te Percee B is het uiterst belangrijk dat een grote populatie kan groeien vanuit beide relictpopulaties.

Toch blijven er onder het geplande beheer nog heel wat barrières overeind. Een bosperceel nabij Perceel A blijft de belangrijkste hindernis, maar ook de landbouwmatrix tussen beide addergebieden, kent, door het creëren van een begraaasd duingrasland (pers. med. Frederik Naedts), geen structurele veranderingen in het kader van de connectiviteit. De MK-route loopt nog steeds langs de grachten en bomenrijen die het landschap doorkruisen, terwijl deze in de huidige situatie te kort blijken te schieten als ecologische verbinding. Wanneer enkele kleine, doch cruciale richtlijnen gevolgd worden, kan de totale weerstand van de route tot 54% worden teruggebracht (Fig. 43 Bijlage p. 21). Het creëren van een heidezoom met natuurlijke overgang in de bosrand draagt hier het meeste toe bij (Fig. 41 & 42 Bijlage p. 20 & 21). Het zal de adders ertoe brengen om deze dispersieroute te volgen, wat van groot belang kan zijn om tot een succesvolle uitwisseling tussen de kerngebieden te komen (Ferrerias, 2001). Volgens mij blijft ook het aanpassen van het graslandbeheer een noodzakelijke stap (Fig. 37 & 38 Bijlage p. 18 & 19; Bijlage II p. 25 e.v.). Vooral de invloed van begrazing is een cruciale factor in het beheer van reptiel-habitat (Lenders, 2008; Strijbosch, 2001). In vele natuurgebieden is er namelijk sprake van overbegrazing wat leidt tot het verlies van vegetatiestructuur, welke uitermate belangrijk is voor reptielen (Strijbosch, 2001; van Uchelen & van Delft, 2007). Toch kan het wankele evenwicht bereikt worden en kan begrazing mede bijdragen aan de geschiktheid van een heidegebied (Bijlage II p. 28 e.v.; Strijbosch, 2001; Lenders, 2008). Bij begrazing telt, net zoals bij recreatie, ook verstoring mee. Bij een hoge graad van verstoring zullen adders immers niet de nodige rust krijgen, die noodzakelijk is om te zonnen. Volgens experts zijn begrazing en verstoring negatief voor adders en daar werd rekening mee gehouden in de ranking. Door langs de grachten en

bomenrijen een niet-begraasde rand te voorzien en door enkele ruige stapstenen te creëren kan het hele duingrasland bijdragen tot een verhoogde connectiviteit. Specifieke opvolging van begrazing zal wel steeds nodig blijven om het juiste evenwicht te vinden in het beheer van het terrein in functie van de adder.

Gebiedsuitbreiding

MK-model

Om een waarde te kunnen geven aan het “totale, voor adders beschikbare gebied” koos ik ervoor om ook hier de totale weerstandswaarde van de MK-route in het huidige landschap als maximum te nemen. Deze waarde geeft dus geen reëel bereik voor adders in het landschap, aangezien er momenteel geen succesvolle uitwisseling tussen de gebieden gevonden werd. Toch heb ik ervoor gekozen om deze te gebruiken in plaats van bijvoorbeeld 75% of 50% van deze waarde. Geen van deze waarden biedt immers de garantie dat ze wel overbrugbaar zijn voor adders. Aan de hand van de verzamelde data kon dan ook geen weerstandswaarde geïdentificeerd worden voor een, door adders bereikbare maximale dispersiegrens in het landschap. De door mij gehanteerde 100% waarde (de MK-route in het huidige landschap) kan enkel gebruikt worden om te bespreken in hoeverre het beheer een positieve bijdrage levert ten opzicht van de huidige situatie in het kader van dispersie vanuit de huidige adderpercelen in alle richtingen.

Het is wel opvallend dat veel van de adderwaarnemingen buiten de gekende percelen, uit de jaren 1990, binnen de 100% grens van het model liggen (Fig. 33 Bijlage p. 16). Dit zou te wijten kunnen zijn aan het feit dat het landgebruik de voorbije 10 jaar nog veranderd is in de omgeving. Maar misschien is dit niet het geval, de reden zou ook kunnen liggen in het her-beheren van de addergebieden. Voorheen waren de twee addergebieden immers sterk verbost. De dieren vonden er wellicht niet de nodige habitatvariatie en moesten dus wel in het omringende landschap op zoek naar de goede plekken. Hierbij werden eerst de geschikte, bereikbare plekken vlakbij de overwinteringspercelen gebruikt. Omdat de meeste van deze waarnemingen vlot binnen de 100% grens vallen, kunnen we er wel zeker van zijn dat de gebruikte grens waarschijnlijk eerder te groot dan te klein gekozen is geweest.

Bereikbaarheid

Betreffende gebiedsuitbreiding lijkt het geplande beheer een goede basis te leggen. Met de geplande beheersmaatregelen wordt het zogenaamde “mogelijk te bereiken gebied” uitgebreid tot 2,18 keer de originele grootte (Fig. 47 Bijlage p. 24). Verschillende nieuwe heidegebieden worden gecreëerd en voor de meeste hiervan worden reeds verbindingzones voorzien (Fig. 23 Bijlage p. 9). Niet alle gecreëerde percelen blijken echter binnen het berekende areaal van de adderpopulatie te liggen, maar weerom kunnen met weinig extra moeite deze verbindingen worden geoptimaliseerd. Waar nodig dienen wel nieuwe aankopen te gebeuren om een blijvende verbinding veilig te stellen (Fig. 44 Bijlage p. 22). Zo

vergroot het totale areaal tot 2,39 keer dat in de huidige situatie (Fig. 47 Bijlage p. 24). Tegenover het reeds geplande beheer, wordt op deze manier een uitbreiding gerealiseerd van 9 %. Door deze specifieke maatregelen te volgen, kunnen ook alle nieuwe heidegebieden bereikt worden, wat voorheen niet het geval was (Fig. 45 & 46 Bijlage p. 23). Onder dit scenario wordt het creëren van twee extra verbindingen tussen Perceel A en Perceel B voorgesteld. Deze zullen dus niet enkel bijdragen tot een uitbreiding van het areaal, maar ook de verbinding, zij het indirect, van de twee momenteel belangrijkste adderpercelen, veiligstellen.

Oppervlakte leefgebied

Door van Strien et al. (2007) wordt een areaal van 250ha niet versnipperd leefgebied geopperd als ondergrens voor het veilig stellen van een adderpopulatie. Alle in Nederland aanwezige adderpopulaties in een kleiner leefgebied kennen immers een neerwaartse trend, of zijn inmiddels uitgestorven. Ook de LARCH modellen geven een vergelijkbare oppervlakte voor adders, met name 1,5km² (= 150ha; Pouwels et al., 2002a & b). Hoewel een oppervlakte van 3km² (= 300ha) leefgebied noodzakelijk wordt geacht om een levensvatbare populatie te kunnen huishouden van waaruit effectieve dispersie kan plaatsvinden.

Om de oppervlakte niet-versnipperd leefgebied te schatten wordt gebruik gemaakt van de waarden uit de corridor-analyses. De 100% grens, gebruikt in deze analyses geeft immers, meer dan die in de KA-analyse een beeld voor het potentiële leefgebied. De KA-analyses focussen immers op dispersie in alle richtingen, terwijl de corridoranalyse gebonden is aan de MK-route tussen beide kerngebieden. Dit leidt tot een kleinere overschatting van de oppervlakte, doordat er minder ongeschikt leefgebied dat wel potentieel dispersiegebied is, wordt meegeteld. Ook in een uitgestrekt terrein van 250 à 300ha zal er immers genoeg variatie zijn, waardoor niet elke m² gezien kan worden als geschikt leefgebied.

Wanneer de vooropgestelde grens van 100% gehandhaafd blijft, zou de huidige situatie bestaan uit 6,5ha geschikt gebied. Onder het geplande beheer valt er 50,5ha binnen de grens van het model. Het beheer blijkt dus een zeer goede stap naar de beoogde oppervlakte, maar schiet tegelijkertijd nog ruimschoots te kort. Ook wanneer de extra aanbevelingen worden toegepast, lukt het schijnbaar niet om de beoogde grootte te behalen. De oppervlakte resulteert dan in 107,5ha.

Zowel hier als bij het geplande beheer wordt echter geen rekening gehouden met stapsgewijze kolonisatie. Door de waardes uit de corridoranalyse te gebruiken worden enkel de beide addergebieden en de tussenliggende MK-route mee in rekening gebracht. In de omgeving worden echter nog verschillende gebieden gecreëerd die een geschikt habitat aan de adders zullen bieden. Voorgaande KA-analyses toonden ook reeds aan dat veel van deze gebieden in het directe bereik van een van beide, huidige addergebieden liggen.

Wanneer we dus toch de oppervlaktewaardes gebruiken die onder de grenzen van de KA-analyses vallen, levert dat een gebied van 90ha in de huidige situatie. Dit toont meteen aan dat deze methode het

beschikbare habitat schromelijk overschat. Op deze manier wordt immers alle gebied opgeteld dat binnen het dispersiebereik van de adders valt. Onder deze grens liggen ook grote zones landbouw- en bosgebied, welke geen geschikt leefgebied voor de adder bieden. Het eigenlijke cijfer zal dan ook tussen beide analyses in liggen. Onder het geplande beheer geven de KA-analyses een oppervlakte van 195,7ha en bij de voorgestelde aanbevelingen 213,3ha. Zelfs na deze overschatting lijkt verdere gebiedsuitbreiding aan de orde om een afdoend leefgebied veilig te stellen voor de adder in Lille.

Prooidieren

Ook de prooidieren zullen grote voordelen ondervinden van de gecreëerde verbindingzones en het toegepaste beheer. In de wijde omgeving van de addergebieden zijn zij immers ruim aanwezig. Ook bij andere gebieden die verbonden werden om een slangenpopulatie veilig te stellen, zag men een positief effect op verschillende andere soorten van het ecosysteemtype (van Delft & van Rijsewijk, 2006; Zollinger et al., 2008). Zeker de levendbarende hagedis, één van de belangrijkste adderprooien, zal zeer snel in staat zal zijn om de aangelegde heideterreinen en ruige graslanden te koloniseren. De levendbarende hagedis staat dan ook bekend ook als een pionierssoort onder de reptielen en kent een dispersieafstand van meer dan 300 m (Bauwens & Van Damme, 1988; Creemers & Van Delft, 2009). Uit een studie naar kolonisatie van nieuwe kapvlakten bleek dat zelfs 90% van het geschikte, gecreëerde habitat al na zes jaar gekoloniseerd was (Strijbosch, 2002). Van het gevoerde beheer wordt dan ook verwacht dat het een groot positief effect zal hebben op het creëren van een wijd verspreide en abundante metapopulatie van de levendbarende hagedis (Van Strien et al., 2007).

Aanbevelingen voor verder onderzoek

Voor een populatie zo kwetsbaar als deze te Lille is het belangrijk dat ze ook in de toekomst verder opgevolgd wordt. Kleine demografische schommelingen kunnen immers al snel leiden tot het uitsterven van de populatie. Zo zou er blijvend gekeken moeten worden naar belangrijke populatie-biologische factoren zoals de aantallen dieren en de aanwezigheid van de verschillende leeftijdsklassen en geslachten. Tijdens monitoring moet extra aandacht gegeven worden aan de verspreiding van de dieren. Ook percelen waar tijdens deze studie geen adders gevonden werden, dienen in de toekomst nog onderzocht te worden. Zo kan een eventuele (her)ontdekking of nieuwe verspreiding van de adders opgevolgd worden en kan meteen een aangepast beheer opgemaakt worden. Wanneer verdere beheerswerken uitgevoerd worden is het dan ook belangrijk dat dit steeds in samenspraak gebeurt met iemand die plaatselijk de populatie opvolgt. Zo kan er geanticipeerd worden op de noden van de dieren, zonder onbedoeld het verkeerde resultaat te bekomen. Ook om de voorgestelde maatregelen te evalueren is het nodig om in de toekomst een oogje in het zeil te houden. Wanneer kleine barrières in het landschap toch overeind zouden blijven, kunnen deze snel geïdentificeerd en aangepakt worden, zodat een volledige verbinding van beide kerngebieden tot stand komt.

Gegeven het feit dat het hier om zo'n kleine en kwetsbare populatie gaat, is het wel aangewezen om de intensiteit van de monitoring, in vergelijking met dit thesisonderzoek te minderen. Ook wanneer weinig monitoringdagen gerealiseerd worden, of geen dieren gevangen worden, is het mogelijk om, aan de hand van precieze foto's, de dieren te individualiseren en alzo de populatie op te volgen. Wel verstandig is om binnen een aantal jaren opnieuw een intensief onderzoek in te stellen om grondig te bepalen in hoeverre de adderpopulaties voordeel hebben gehaald bij de nieuw ingerichte gebieden en hoe ze reageren op de uitgevoerde beheerswerken. Omdat dit de eerste studie is die effectief met herkenning van individuen werkt in de Visbeekvallei, geeft ze dan ook een goede basis om concrete vergelijkingen te doen met toekomstig onderzoek.

Het lopende populatie-genetisch onderzoek kan preciezer duidelijk maken in hoeverre er nog uitwisseling plaatsvindt tussen beide populaties. Ook wanneer dit wel zo blijkt te zijn, is het nodig om beide gebieden degelijk te verbinden en het totale beschikbare areaal uit te breiden. Zoals blijkt uit de populatieanalyse is het gebied in zijn huidige situatie immers ongeschikt om de toekomst van de adder voor lange termijn veilig te stellen.

Ook de genetische diversiteit van de populatie en de mate van inteelt zal bepaald worden en vergeleken worden met andere adderpopulaties uit België, Nederland en Frankrijk. Deze waardes zullen de genetische situatie van de Lilse adderpopulaties ophelderen en kunnen duidelijk maken in hoeverre een genetische verarming reeds voor problemen zorgt.

Mocht er inderdaad sprake zijn van een zeer lage genetische diversiteit, dan kan er overgegaan worden tot de introductie van enkele dieren vanuit nabijgelegen populaties. Ook bij andere adderpopulaties bleek dit in het verleden een zeer efficiënte manier om de populatie van zijn ondergang te redden (Madsen et al., 1996). De grote adderpopulatie op het Groot Schietveld lijkt de meest aangewezen donorpopulatie, maar ook de populatie te Kalmthout zou, afhankelijk van de resultaten van het lopende herkomstonderzoek, mede hiervoor kunnen dienen. De extreem lage aantallen aan mannelijke dieren in de Lilse populaties pleiten voor de introductie van mannelijke adders, zoals dit ook in Zweden gebeurde (Madsen et al., 1996). Verstandig zou zijn om deze dieren dan telemetrisch te zenderen, zodat ingegrepen kan worden wanneer de dieren uit de addergebieden te Lille zouden wegtrekken.

Bij slangen worden telemetrische zenders meestal inwendig aangebracht, hetzij door dwangvoederen of door een operatie (Pagen, 2001; Brito, 2003). Dit heeft dan ook vaak tot gevolg dat veel dieren een nadelig effect ondervinden van de zenders op hun voedselopname en overleving (Lutterschmidt & Reinert, 1990). In een kwetsbare populatie als deze te Lille is dit ten eerste af te raden en kan gewerkt worden met uitwendige zenders. Hierbij werd vooralsnog geen aantoonbare negatieve invloed van de zenders ondervonden door de dieren (Gent & Spellerberg, 1993; Tozetti & Martins, 2007; pers. med. Sylvia Sheldon). Deze manier van zenderen werd reeds gebruikt en goed bevonden bij onderzoek naar

gladde slang (Gent & Spellerberg, 1993) en wordt momenteel toegepast voor adderonderzoek in Engeland (pers. med. Sylvia Sheldon; Hand, 2010).

Het zenderen en opvolgen van individuen met behulp van telemetrie biedt ook andere mogelijkheden. Zo kan het volgen van gezenderde dieren duidelijk maken of de populaties al dan niet gebruik maken van een gescheiden zomergebied. Deze informatie is van cruciaal belang voor de bescherming van de adderpopulaties.

Ook de huidige landschapsmatrix kan met behulp van telemetrie beter onderzocht worden. Zo kunnen de weerstandswaarden optimaal worden afgesteld om zo, nog correcter, toekomstige gebiedsuitbreiding en beheersmaatregelen te plannen (Richard & Armstrong, 2010). Ook om de gecreëerde verbindingswegen te evalueren biedt telemetrie een uitgelezen onderzoeksmethode. Adders migreren immers vaak verborgen onder de vegetatie (pers. med. André Van Hecke). Daardoor kan het lang dueren vooraleer de gewenste dispersie op de klassieke onderzoeksmethode vastgesteld kan worden. Het zou ook kunnen dat er in het landschap nog elementen overblijven die momenteel over het hoofd gezien worden, maar welke een te hoge weerstand bieden voor adders. Met behulp van telemetrie kunnen ook deze landschapselementen opgeklaard en aangepakt worden.

Dit heeft niet enkel belang voor de populaties in Lille. De andere Vlaamse adderpopulaties leven immers in een aaneengesloten gebied van geschikt habitat, terwijl dit zeker niet het geval is voor veel adderpopulaties in de rest van de wereld (Wirth, 2000; Wollesen & Schwartz, 2004; Graitson, 2008; Marchand, 2009; Ursenbacher et al., 2009; Madsen & Ujvari, 2011). Ook om een betere bescherming te ontwikkelen voor andere adderpopulaties biedt een telemetrisch onderzoek als test en evaluatie van een connectiviteitsplan dus een goede basis.

CONCLUSIE

Door het verenigen en uitbreiden van de adderpopulaties te Lille, kan een voor Vlaanderen met uitserven bedreigde soort, hiervan behoed worden.

Bij het verbinden en uitbreiden van de adderbiotopen dient specifieke aandacht uit te gaan naar de vochtigheidsgraad. Adders hebben immers nood aan een mozaïek van droge en vochtige habitats, terwijl in Lille maar weinig geschikt, vochtig habitat beschikbaar is.

Momenteel is de status van de adderpopulaties eerder problematisch. Beide kennen reeds enkele jaren een negatieve aantalstrend, wat geresulteerd heeft in zeer lage aantallen (30 te Perceel A, 4 te Perceel B), een ongelijke sekseverdeling (resp. 0,19 en 0,45) en daaruit volgend een lage effectieve populatiegrootte (resp. 12,12 en 2,75). Uit de analyse van de populatiestructuur blijkt dat er lange tijd geen aangroei is geweest. Demografische, genetische en omgevingsstochasticiteit kunnen de twee kleine en gescheiden groepen zeer snel en gemakkelijk treffen en tot extinctie drijven.

Prioritair aan de gebiedsuitbreiding, dient de verbinding tussen beide populaties geoptimaliseerd te worden. Veel van de geplande nieuwe heidepercelen liggen immers in verbinding met Perceel B, terwijl deze groep de kleinste is van de twee. Een grote, genetisch gezonde populatie enkel vanuit dit vijftal individuen te laten uitbreiden, kan later voor problemen zorgen, vanwege de zeer kleine $N_E (=2,75)$.

Met een succesvolle verbinding tussen Perceel A en Perceel B krijgt de populatie hopelijk de kans om zich tot op een zekere hoogte te herstellen. Beide populaties kennen immers nog succesvolle voortplanting en ook de aangroei lijkt hersteld te zijn.

De geplande beheersmaatregelen zijn reeds een goede stap in de richting voor een verbeterde connectiviteit tussen beide populaties (weerstandsdaling tot 85% van de uitgangssituatie). Toch blijven er belangrijke barrières bestaan in het landschap. Door specifieke en relatief eenvoudige maatregelen te treffen kunnen ook deze doorbroken en de verbinding aldus geoptimaliseerd worden (tot 54% van huidige weerstand). Ook de maatregelen ter gebiedsuitbreiding zijn reeds een goede basis (2,18 keer het huidige potentiële areaal), die mits enkele kleine bijsturingen voorzien in een zeer groot, aaneengesloten potentieel areaal voor de soort (2,39 keer het huidige potentiële areaal).

Ook na het geplande beheer en de voorgestelde aanbevelingen, blijft de totale oppervlakte aan geschikt leefgebied echter ruimschoots onder de in de literatuur vermelde drempel van 250 à 300ha. Het creëren van bijkomend leefgebied voor de adder, door aankopen en inrichtingen van extra percelen en/of door specifiek beheer van nabijgelegen natuurpercelen, zal dus ook in de toekomst nodig blijven.

Door te voorzien in de mogelijkheid om terug te groeien en zich te verspreiden over het hele geplande gebied krijgt de Lilse adderpopulatie een zekerder toekomst.

DANKWOORD

Voor mijn thesisonderzoek ben ik ongetwijfeld het meeste dank verschuldigd aan André Van Hecke. André doet al vanaf 1976 als vrijwilliger onderzoek naar de biologie van de adder en is sinds 2006 betrokken bij het onderzoek in Lille. Hij was degene die Prof. R. Van Damme contacteerde met de vraag om een wetenschappelijke ondersteuning, wat geleid heeft tot dit thesisonderzoek. Ook was André steeds bereid, of stelde hij zelf voor, om mee het veld in te gaan en meer dan eens heeft hij ook alleen de controles gedaan. André bleek eveneens een onuitputtelijke bron van informatie, uit eigen ervaring of vanuit zijn uitgebreide bibliotheek. Prof. Raoul Van Damme moet ik natuurlijk ook uitgebreid bedanken voor het aanbieden van het thesisonderwerp. Hij stond in voor het mee uitdenken van de studie, was steeds paraat om te overleggen en het originele ontwerp bij te sturen en heeft ook veel moeite gestoken in het nalezen. Net als Prof. Erik Mathysen trouwens die me, samen met dr. Frank Adriaensen, de principes van MK-modellering bijbracht. Ook de lokale mensen van Natuurpunt Lille (vooral Willy Mannaerts en Frederik Naedts, evenals verschillende anderen) en van ANB (Werner De Kinderen) ben ik dank verschuldigd voor hun onuitputtelijke zin om de beheerplannen van het gebied en de historische informatie rond de adder te verduidelijken. Ook Hans De Schryver (ANB) moet ik bedanken als opdrachtgever van de studie en voor het ter beschikking stellen van al het kaartmateriaal. Ook de adderexperts die de *'expert judgement'* enquête invulden: André Van Hecke, Katja Claus, Bart Hoeymans, Dirk Bauwens, Ton Lenders, Harm Hofman, Steve Langham en Dick Van Dorp; dien ik te bedanken voor hun tijd en bereidwilligheid om mij ook nog eens rond te leiden in 'hun' addergebied. Ook mijn medestudenten wil ik bedanken voor het plezier tijdens de voorbije 6 studentenjaren, maar vooral Kassiopeia Devriendt, Sam en Rik Puls en Sander Dirickx, voor de hulp met het plaatsen en controleren van de muizenvallen. Als laatste mag ik mijn familie niet vergeten, voor de steun tijdens de lange uren die ik achter de computer doorbracht en voor het plezier tijdens een enkel veldbezoek. Zeker en vast mijn vriendin, Kassiopeia Devriendt, die meermaals mee het veld in ging en me hielp om door de zwaarste uren van het verwerken en schrijven te komen..

Hartelijk bedankt allemaal!



Figuur 47: Lijse adder

LITERATUURLIJST

- Adriaensen F., M. Githiru, J. Mwang'ombe, E. Matthysen & L. Lens (2006). *Restoration and Increase of Connectivity among Fragmented Forest Patches in the Taita Hills, South-east Kenya*. CEPF project 1095347968.
- Adriaensen F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gullinck & E. Matthysen (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233-247.
- Altweg R., S. Dummermuth, R. Bradley, R. Anholt & R. Flatt (2005). Winter weather affects asp viper *Vipera aspis* population dynamics through susceptible juveniles. *Oikos* 110: 55-66.
- Alvarez G., F.C. Ceballos & C. Quinteiro (2009). The role of inbreeding in the extinction of a European royal dynasty. *Publications of the Library of Science ONE* 4(4): e5174.
- Andersson S. (2003). Hibernation, habitat and seasonal activity in the adder, *Vipera berus*, north of the Arctic Circle in Sweden. *Amphibia-Reptilia* 24: 449-457.
- Andren, C. (1982). Effect of prey density on reproduction, foraging and other activities in the adder, *Vipera berus*. *Amphibia-Reptilia* 3: 81-96.
- Andren C. & G. Nilson (1981). Reproductive success and risk of predation in normal and melanistic colour morphs of the adder, *Vipera berus*. *Biological Journal of the Linnean Society* 15: 235-246.
- Arnold E.N., J.A. Burton & D.W. Oviden (1984). *Collins Field Guide: Reptiles & Amphibians of Britain & Europe*. Harper Collins Publisher, Londen, VK. 272p.
- Atkins W. (2005). *Conservation status of the adder Vipera berus in Greater London*. English Nature Research Reports nr 666. English Nature, London, VK. 61p.
- Baillie J.E.M., C. Hilton-Taylor, S.N. Stuart (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment*. IUCN, Gland, Zwitserland & Cambridge, VK. 215p.
- Bauwens D. & K. Claus (1996). *Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen*. De Wielewaal, Turnhout. 192p.
- Bauwens D. & R. Van Damme (1988). De levendbarende hagedis, leven op zonneënergie. In: J. Desmet (1988). *Dierenlevens. Gedrag en dagindeling van in het wild levende dieren in de Lage Landen*. Lannoo, Tielt. p58-61.
- Bauwens D., K. Claus & R. Van Damme (1995). *Beschermingsplan voor de adder in Lille-Beerse*. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 56p.
- Begon M., C.R. Townsend & J.L. Harper (2006). *Ecology: From Individuals to Ecosystems 4th ed*. Blackwell Publishing, Oxford, VK. 738p.
- Beije H.M., L.W.G. Higler, P.F.M. Opdam, T.A.W. van Rossum & H.J.P.A. Verkaar (1994). *Bos- en Natuurbeheer in Nederland: 1 Levensgemeenschappen*. Backhuys Publishers, Leiden, Nederland. 431p.
- Berggren Å., A. Carlson & O. Kindvall (2001). The effect of landscape composition on colonization success, growth rate and dispersal in introduced bush-cricket *Metroptera roeseli*. *Journal of Animal Ecology* 70: 663-670.
- Biella H-J. & W. Völkl (1987). Beobachtungen zur saisonalen und diurnalen Aktivität der Kreuzotter (*Vipera b. berus* [L.]). *Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden* 43(5): 41-48.
- Blowes S.A. & S.R. Connolly (2012). Risk spreading, connectivity and optimal reserve spacing. *Ecological Applications* 22(1): 311-321.
- Bonnet X. & G. Naulleau (1996). Catchability in snakes: consequences for estimates of breeding frequency. *Canadian Journal of Zoology* 74(2): 233-239.

- Bonnet X., G. Naulleau & R. Shine (1999). The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89: 39-50.
- Boulenger G.A. (1913). *The Snakes of Europe*. Methuen & Co. Ltd., London. Electronic Reprint (2000) Arment Biological Press. 151p.
- Brito J.C. (2003). Seasonal variation in movements, home range and habitat use by male *Vipera latastei* in Northern Portugal. *Journal of Herpetology* 37(1): 155-160.
- Brooker L., M. Brooker & P. Cale (1999). Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use and dispersal mortality. *Conservation Ecology [online]* 3(1): 4.
- Brown J.H. & A. Kodric-Brown (1977). Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Castilla A.M. & D. Bauwens (1992). Habitat selection by the lizard *Lacerta lepida* in a mediterranean oak forest. *Herpetological journal* 2: 27-30.
- Claus K. (1988). *Inleidende studie van de ekologie en ethologie van de adder (Vipera berus berus)*. Werkprogramma Doctoraat aan de Universitaire Instelling Antwerpen. 14p.
- Claus K. (2002). De adderpopulatie op het Groot Schietveld (Noorderkempen): evaluatie van de toestand in 2000 – 2001. *Antwerpse Koepel voor Natuurstudie – Jaarboek 2002*. p29-41.
- Cole S.G. (2011). Wind Power Compensation is not for the Birds: An Opinion from an Environmental Economist. *Restoration Ecology* 19(2): 147-153.
- Crawley M.J. (2007). *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, VK. 949p.
- Creemers R.C.M. & J.J.C.W. van Delft (2009). *De Amfibieën en Reptielen van Nederland*. KNNV Uitgeverij, Utrecht, Nederland. 476p.
- Crnokrak P. & D.A. Roff (1999). Inbreeding depression in the wild. *Heredity* 83: 260-270.
- Crooks K.R. & M. Sanjayan (2006). *Conservation Biology 14: Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, VK. 726p.
- Cushman S.A., B. McRae, F. Adriaensen, P. Beier, M. Shirley & K. Zeller (niet gepubliceerd). *Biological Corridors*. 42p.
- de Boer R. (2009). Na bijna 17 jaar vind ik eindelijk de adder op mijn route! *RAVON Schubben & Slijm* 2009 (1): 6-7.
- de Ponti, M. (2001). *Een onderzoek naar de vegetatie en vegetatiestructuur van adderligplaatsen op de Meinweg*. Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Maastricht. 60p.
- De Saeger S., Ameeuw G., Berten B., Bosch H., Briscau I., De Knijf G., Demolder H., Erens G., Guelinckx R., Oosterlynck P., Rombouts K., Scheldeman K., T’Jollyn F., Van Ormelingen J., Vriens L., Zwaenepoel A., Van Dam G., Verheirstraeten M., Wils C. & D. Paelinckx (2010). *Biologische Waarderingskaart, versie 2*. INBO.R2010.36. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Smedt S. (2012). *De genetische topografie van geïsoleerde populaties adders (Vipera berus) in Vlaanderen*. Masterthesis Biologie, Universiteit Antwerpen.
- De Witte G.F. (1948). *Amphibiens et Reptiles*. Patrimoine de Musée Royal d’Histoire naturelle de Belgique, Bruxelles. 321p.
- Edgar P., J. Foster & J. Baker (2010). *Reptile Habitat Management Handbook; Amphibian and Reptile Conservation*, Bournemouth, VK. 84p.

- EEG (1979). *Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van 21 mei 1992 inzake het behoud van de vogelstand*. Europese Economische Gemeenschap, Dienst voor Officiële Publicatie van de Europese Unie, Luxemburg.
- EEG (1992). *Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna*. Europese Economische Gemeenschap, Dienst voor Officiële Publicatie van de Europese Unie, Luxemburg.
- Fahrig L., J.H. Pedlar, S.E. Pope, P.D. Taylor & J.F. Wegner (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- Ferreras P. (2001). Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100(1): 125-136.
- Fetzner J.W.Jr. (1999). Extracting High-Quality DNA from Shed Reptile Skins: A Simplified Method. *BioTechniques* 26: 1052-1054.
- Forsman A. (1995). Opposing fitness consequences of colour pattern in male and female snakes. *Journal of Evolutionary Biology* 8: 53-70.
- Forsman A. & L.E. Lindell (1997). Responses of a predator to variation in prey abundance: survival and emigration of adders in relation to vole density. *Canadian Journal of Zoology* 75: 1099-1108.
- Forsman A., J. Merilä & L.E. Lindell (1994). Do Scale Anomalies Cause Differential Survival in *Vipera berus*? *Journal of Herpetology* 28(4): 435-440.
- Fuller T.E., K.L. Pope, D.T. Ashton & H.H. Welsh (2011). Linking the Distribution of an Invasive Amphibian (*Rana catesbeiana*) to Habitat Conditions in a Managed River System in Northern California. *Restoration Ecology* 19(201): 204-213.
- Gent A.H. & I.F. Spellerberg (1993). Movement rates of the smooth snake *Coronella austriaca* (Colubridae): a radio-telemetric study. *Herpetological Journal* 3: 140-146.
- Germano J.M. & P.J. Bishop (2008). Suitability of Amphibians and Reptiles for Translocation. *Conservation Biology* 23(1): 7-15.
- Gibs J.P. (1998). Amphibian movements in response to forest edges, roads and streambeds in southern New England. *Journal of Wildlife Management* 62: 584-589.
- Giles J. (2005). Millennium group nails down the financial value of ecosystems. *Nature* 434: 547.
- Gilpin M.E. (1980). The role of stepping-stone islands. *Theoretical Population Biology* 17: 247-253. In Schultz, 1998.
- Graitson E. (2008). Éco-éthologie d'une population de vipères péliades (*Vipera b. berus* L.) dans une région de bocage du sud-ouest de la Belgique. *Bulletin de la Société de Herpétologie Française* 128:3-19.
- Groom M.J., G.K. Meffe & R.C. Carroll (2006). *Principles of Conservation Biology*. Third edition. Sinauer Associates Inc., Sunderland, VS. 793p.
- Gurd d.B., T.D. Nudds & D.H. Rivard (2001). Conservation of mammals in Eastern North American wildlife reserves: how small is too small? *Conservation Biology* 15: 1355-1363.
- Hagerty B.E., K.E. Nussear, T.C. Esque & C.R. Tracy (2011). Making molehills out of mountains: landscape genetics of the Mojave desert tortoise. *Landscape Ecology* 26: 267-280.
- Hand N. (2010). *A study of Vipera berus spatial ecology in the Wyre Forest: project outline*. Grow with Wyre Project. 4p.
- Harrison S., D. Murphy & P. Ehrlich (1988). Distribution of the Bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: Evidence for a metapopulation model. *American Naturalist* 132: 360-382. In: Smith & Smith, 2006.

- Hedrick P.W. (1995). Gene Flow and Genetic Restoration: The Florida Panther as a Case Study. *Conservation Biology* 9: 996-1007.
- Herczeg G., J. Saarikivi, A. Gonda, J. Perälä, A. Tuomola & J. Merilä (2006). Suboptimal thermoregulation in male adders (*Vipera berus*) after hibernation imposed by spermiogenesis. *Biological Journal of the Linnean Society* 92: 19-27.
- Hofman M., F. Adriaensen & E. Matthysen (2010). *Opmaak en uitwerking van een ecologisch landschapsmodel als modelmatig beheerinstrument voor de Ecologische Infrastructuur in de Antwerpse haven*. Universiteit Antwerpen. 59p.
- Hofstra J. (2003). Adders op laag water zoeken. *RAVON Meetnet Reptielen Nieuwsbrief* 27: 17.
- Honnay O. & H. Jacquemyn (2010). Hoe groot is groot genoeg? De minimale omvang van een levensvatbare populatie vanuit populatiegenetisch perspectief. *Natuur.focus* 9(3): 117-123.
- Hoogewijs M. (2010). *Provinciale Prioritaire Soorten Provincie Antwerpen*. Dienst Duurzaam Milieu- en Natuurbeleid, Provincie Antwerpen. 153p.
- Hordies F. & A. Van Hecke (1985). Prooidieren en voedselopname bij de adder, *Vipera berus*. *Wielewaal* 51: 344-345.
- IPCC (2005). *Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, VK.
- Jagers op Akkerhuis G.A.J.M., S.M.J. Wijdeven, L.G. Moraal, M.T. Veerkamp & R.J. Bijlsma (2005). *Dood hout en biodiversiteit*. Alterra-rapport 1320. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 158p.
- Järvinen A. & R.A. Väisänen (1984). Reproduction of pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in good and bad breeding seasons in a northern marginal area. *The Auk* 101: 439-450.
- Kasturiratne A., A.R. Wickremasinghe, N. de Silva, N.K. Gunawardena, A. äthmeswaran, R. Premaratna, L. Savioli, D.G. Lalloo & H.J. de Silva (2008). The Global Burden of Snakebite: A Literature Analysis and Modelling Based on Regional Estimates of Envenoming and Deaths. *Public Library of Science Medicine* 5(11): e218.
- Käsewiter D., N. Baumann & W. Völkl (2004). Populationsstruktur und Raumnutzung der Kreuzotter (*Vipera berus* [L.]) im Lechtal: ist ein Biotopverbundsystem machbar? *Mertensiella* 15: 213-220.
- Kendall M.G. & B. Babington Smith (1939). The Problem of *m* Rankings. *The Annals of Mathematical Statistics* 10(3): 275-287.
- Klomp H. & D. Smeets (1999). *Adders in het Meynweggebied*. Doctoraalverslag nr 163, Zoologisch Laboratorium Afdeling Dierkunde, Katholieke Universiteit Nijmegen. 77p.
- KMI (2011). Laatste 15 jaar wereldwijd de warmste ooit.
- Krebs C.J. (1989). *Ecological Methodology*. Harper and Row Publishers, New York, VS. 654p.
- Krekels R.F.M. & R.C.M. Creemers (1997). *Reptielen en amfibieën in 4 heidebeheerseenheden van de boswachterij Kootwijk-Loobos*. Bureau Natuurbalans, Universitair Bedrijven Centrum, Nijmegen, Nederland. 93p.
- Kristensen E.A., A. Baattrup-Pedersen & H. Thodsen (2011). An evaluation of restoration practises in lowland streams: Has the physical integrity been re-created? *Ecological Engineering* 37(1): 1654-1660.
- Krupitz W. (2009). *Raumnutzung männlicher Kreuzottern (Vipera berus L.) während der Paarungszeit*. Master Thesis Zoologie, Universiteit van Wenen, Oostenrijk. 73p.
- KSB (2011). *Jaarboek 2011 van de Koninklijke Sterrenwacht van België*. KSB, Brussel, België.

- Kuussaari M., R. Bommarco, R.K. Heikinen, A. Helm, J. Krauss, R. Lindborg, E. Öckinger, M. Pärtel, J. Pino, F. Rodà, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel, I. SteffanDewenter (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564-571. In Van Dijck, 2011.
- Laurijssens G., G. De Blust, P. De Becker & M. Hens (2007). *Opmaak van een standaardprotocol voor het herstelbeheer van natte heide en vennen en toepassing ervan op Groot & Klein Schietveld, Tielenkamp & Tielenheide. Het standaardprotocol verkort.* INBO.R.2007.38. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Lambeets K. (2011). Uniek in Vlaanderen! - Twee inheemse slangensoorten in één natuurgebied. *Natuurpunt Noorderkempen, De Korhaan* 39(4): 19-20.
- Lawrence E. (2005). *Henderson's Dictionary of Biology – 13th edition.* Pearson Education Limited, Essex, VK. 748p.
- Lawton J.H. & G.L. Woodroffe (1991). Habitat and the distribution of water voles: why are there gaps in a species' range? *Journal of Animal Ecology* 60: 79-91.
- Lenders A.J.W. (2000). Merkmethode bij de herpetofauna: Patronen van kopschilden als individuele herkenning bij de adder. *RAVON* 3(1): 13-18.
- Lenders A.J.W. (2008). Populatie dynamica bij reptielen in relatie tot het terreinbeheer – Resultaten van een veldstudie over meer dan dertig jaar in Nationaal Park De Meinweg. *Natuurhistorisch Maandblad* 97(8): 161-168.
- Lenders A.J.W. (2011). Habitatgebruik door reptielen in Nationaal Park De Meinweg. *Natuurhistorisch Maandblad* 100(1): 10-17.
- Lenders A.J.W., M. Dorenbosch & P. Jansen (2002). *Beschermingsplan adder Limburg.* Bureau Natuurbalans, Universitair Bedrijven Centrum, Nijmegen, Nederland. 67p.
- Lenders A.J.W., H.J. van Kuijk & W. van den Berg (2006). Muizendichtheden in potentiële en actuele adderbiotopen in Nationaal Park de Meinweg. *Natuurhistorisch Maandblad* 95 (3): 68-73.
- Lourdais O., R. Schine, X. Bonnet, M. Guillon & G. Naulleau (2004). Climate affects embryonic development in a viviparous snake, *Vipera aspis*. *Oikos* 104: 551-560.
- Luiselli L.M. & C. Anibaldi (1991). The diet of the adder (*Vipera berus*) in two alpine environments. *Short Notes*: 214-217.
- Luiselli L.M. (1993). Are sperm storage and within season multiple mating important components of the adder reproductive biology? *Acta Oecologica* 14: 705-710. In Marchand, 2009.
- Lutterschmidt W.I. & H.K. Reinert (1990). The effect of ingested transmitters upon the temperature preference of the northern water snake, *Nerodia s. sipedon*. *Herpetologica* 46: 39-42. In Gent & Spellerberg, 1998.
- MacArthur R.H. & E.O. Wilson (1967). *The Theory of Island Biogeography.* 2001 reprint, Princeton University Press, Oxfordshire, VK. 204p.
- MacLean, D. (1927). An Adder at Sea. *The Scottish Naturalist* p. 100.
- Madsen T. & R. Schine (1992). Determinants of reproductive success in female adders, *Vipera berus*. *Oecologia* 92: 40-47.
- Madsen T. & B. Ujvari (2011). The potential demise of a population of adders (*Vipera berus*) in Smygehuk, Sweden. *Herpetological Conservation and Biology* 6(1): 72-74.
- Madsen T., B. Stille & R. Shine (1996). Inbreeding Depression in an Isolated Population of Adders *Vipera berus*. *Biological Conservation* 75: 113-118.
- Madsen T., R. Shine, M. Olsson & H. Wittzell (1999). Restoration of an inbred adder population. *Nature* 402: 34-35.

- Madsen T., B. Ujvari & M. Olsson (2004). Novel genes continue to enhance population growth in adders (*Vipera berus*). *Biological Conservation* 120: 145-147.
- Maes J. & L. Maronde (2005). SOS Adder. Initiatie addermonitoring en habitatvoorkeur van adders in de gemeente Lille (België). Bachelor Thesis Wildlife Management, Van Hall Instituut, Leeuwarden, Nederland. 55p.
- Marchand M.A. (2009). *Étude d'une population de Vipère péliade Vipera berus bosniensis Boettger, 1889 en Croatie: morphométrie, habitat et thermorégulation, estimation de l'effectif et mise en place d'un outil de suivi à long terme*. Bachelor Thesis Biologie, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Frankrijk. 34p.
- Matthysen E. (1999). Nuthatches (*Sitta europaea*: Aves) in forest fragments: demography of a matchy population. *Oecologia* 119: 501-509.
- McPhail R. (2011). *The private life of Adders*. Merlin Unwin Books, Ludlow, VK. 128p.
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being*. Millenium Ecosystem Assessment, Island Press, New York, VS. 155p.
- Merilä J., A. Forsman & L.E. Lindell (1992). High frequency of ventral scale anomalies in *Vipera berus* populations. *Copeia* 4: 1127-1130.
- Merckx T. & H. Van Dyck (2007). Habitat fragmentation affects habitat-finding ability of the speckled wood butterfly, *pararge aegeria* L. *Animal Behaviour* 74: 1029-1037.
- Miller H.C. (2006). Cloacal and buccal swabs are a reliable source of DNA for microsatellite genotyping of reptiles. *Conservation Genetics* 7: 1001-1003.
- Monamy V. & B.J. Fox (2010). Responses of two species of heathland rodents to habitat manipulation: Vegetation density thresholds and the habitat accommodation model. *Australian Ecology* 35: 334-347.
- Monney J.C. (1996). *Biologie compare de Vipera aspis L. et Vipera berus L. (Reptilia, Ophidia, Viperidae) dans une station des Préalpes Bernoises*. Thesis, Universiteit van Neuchâtel. In Marchand, 2009.
- Moreno-Rueda G., J.M. Pleguezuelos & E. Alaminos (2008). Climate warming and activity period extension in the Mediterranean snake *Malpolon monspessulanus*. *Climatic Change* 92: 235-242.
- Morris R.K.A. (2011). The application of the Habitats Directive in the UK: Compliance or gold plating? *Land Use Policy* 28: 361-369.
- Mueller-Dombois D. & H. Ellenberg (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons Inc., New York, VS. 547p.
- Mulder J. (1987). *Pulmo-cutaan waterverlies bij de inheemse slangen*. Rapport 275. Zoölogisch Laboratorium Dieroecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen. In Lenders, 2008.
- Mulder J. (2007). Een doekje voor het bloeden – Ervaringen met translocatie van zandhagedissen. *RAVON* 9(2): 17-22.
- Naedts F. (2010). *LIFE Visbeek – Herstel van een prachtig landschap*. Natuurpunt, Mechelen, België. 24p.
- Newmark W.D. (1987). Mammalian extinctions in western North American parks: a landbridge perspective. *Nature* 325: 430-432.
- Neumeyer R. (1987). Density and seasonal movements of the adder (*Vipera berus* L.) on a subalpine environment. *Amphibia-Reptilia* 2: 63-82.
- Olsson M. & T. Madsen (2001). Promiscuity in Sand Lizards (*Lacerta agilis*) and Adder Snakes (*Vipera berus*): Causes and Consequences. *The American Genetic Association* 92: 190-197.

- Opstaele B., Martens L. & B. Van der Auwermeulen (2007). *Uitgebreid bosbeheerplan voor de openbare bossen te Lille*. ESHER bvba, Gent. 144p.
- Pagen T. (2001). Bedreigde gifslang krijgt zender mee. *Grasduinen* Augustus 2001: 38-40.
- Parent G.H. (1979). Atlas provisoire commenté de l'herpetofaune de la Belgique et du Grand-Duché de Luxembourg. *Naturalistes belges* 60: 251-333.
- Phelps T. (2004). Population dynamics and spatial distribution of the adder *Vipera berus* in southern Dorset, England. *Mertensiella* 15: 241-258.
- Pielowski Z. (1962). Untersuchungen über die Ökologie der Kreuzotter (*Vipera berus* L.). *Zoologische Jahrbuch für Systematik* 89: 479-500.
- Pomianowska-Pilipiuk, I. (1974). Energy balance and food requirements of adult vipers *Vipera berus* (L.) *Polish Journal of Ecology* 22:195-211. In: Forsman & Lindell, 1994.
- Pouwels R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen (2002a). *Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH*. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 52p.
- Pouwels R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen & J.G.M. van der Grefte (2002b). *LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen*. Alterra-rapport 492. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 110p.
- Prestt I. (1971). An ecological study of the viper *Vipera berus* in southern Britain. *Journal of Zoology, London* 164: 373-418.
- Prevedello J.A. & M.V. Vieira (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1205-1223.
- Pulliam, R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661. In Smith & Smith, 2006.
- Quan R-C., G. Ren, J.E. Behm, L. Wang, Y. Huang, Y. Long & J. Zhu (2011). Why Does *Rhinopithecus bieti* Prefer the Highest Elevation Range in Winter? A Test of the Sunshine Hypothesis. *Public Library of Science ONE* 6(9): e24449.
- Rayfield B., M.J. Fortin & A. Fall (2010). The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* 25(4): 519-532.
- Reh W. & A. Seitz (1990). The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog (*Rana temporaria*). *Biological Conservation* 54: 239-249.
- Reed D.H., J.J. O'Grady, B.W. Brook, J.D. Ballou & R. Frankham (2003). Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113: 23-34.
- Reed D.H., J.J. O'Grady, B.W. Brook, J.D. Ballou & R. Frankham (2004). Large estimates of minimum viable population sizes. *Conservation Biology* 18(5): 1179.
- Richard Y. & D.P. Armstrong (2010). Cost distance modelling of landscape connectivity and gap-crossing ability using radio-tracking data. *Journal of Applied Ecology* 47: 603-610.
- Rollinat R. (1934). *La Vie des Reptiles de la France Centrale*. Librairie Delagrave, Paris, France. 343p.
- Saint-Girons H. (1952). Ecologie et éthologie des vipères de France. *Année Biologique* 55(27): 754-770.
- Saint-Girons H. (1955). Quelques observations sur la reconnaissance des proies chez les serpents. *La Terre et la Vie* 3: 159-167.

- Saint-Girons H. (1978). Thermorégulation comparée des Vipères d'Europe, Étude biotéléométrique. *La Terre et la Vie* 32: 417-440.
- Saint-Girons H. (1981). Quelques observations sur la dispersion des nouveau-nés chez *Vipera berus* et *Vipera aspis* dans le bocage atlantique (Reptilia: Viperidae). *Amphibia-Reptilia* 2: 269-272.
- Sawyer S.C., C.W. Epps & J.S. Brashares (2011). Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48: 668-678.
- Schnabel Z.E. (1938). The estimation of the total fish population of a lake. *American Mathematics Monthly* 45: 348-352.
- Schultz C.B. (1998). Dispersal Behavior and Its Implications for Reserve Design in a Rare Oregon Butterfly. *Conservation Biology* 12(2): 284-292.
- Seigel R.A. & J.T. Collins (1993). *Snakes – Ecology & Behavior*. McGraw-Hill Inc., Washington, VS. 414p.
- Semlitsch R.D. & J.R. Bodie (2003). Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17: 1219-1228.
- Shine R. & T. Madsen (1994). Sexual Dichromatism in Snakes of the Genus *Vipera*: A Review and a New Evolutionary Hypothesis. *Journal of Herpetology* 28(1): 114-117.
- Shine R., E.G. Barrott & M.J. Elphick (2002). Some like it hot: Effects of forest clearing on nest temperatures of montane reptiles. *Ecology* 83(10): 2808-2815.
- Smith T.M. & R.L. Smith (2006). *Elements of Ecology: 6th edition*. Pearson Education Inc., San Fransico USA. 658p.
- Spielman D, B.W. Brook & R. Frankham (2004). Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceeding of the National Academy of Science USA* 101(42): 15261-15264.
- Sodhi N.S. & P.R. Ehrlich (2010). *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, New York, VS. 358p.
- Sterckx G. & D. Paelinckx (2004). Beschrijving van de Habitattypes van Bijlage I van de Europese Habitatrichtlijn. Animal, Afdeling Natuur. 108p. . *RAVON* 5(1):1-5.
- Steward J.W. (1971). *The Snakes of Europe*. David & Charles Limited, Devon, VK. 238p.
- Strijbosch H. (2001). Reptielen en begrazing. *Vakblad Natuurbeheer* 4: 64-66.
- Strijbosch H. (2002). Kolonisatie van nieuw aangelegde kapvlakten door de levendbarende hagedis. *RAVON* 5(1):1-5.
- Stumpel T. & H. Strijbosch (2006). *Veldgids Amfibieën en reptielen*. KNNV Uitgeverij, Utrecht, Nederland. 318p.
- Stuijzand S., C. van Turnhout & H. Esselink (2004). *Gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging en invloed van herstelbeheer op heidefauna*. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede, Nederland. 297p.
- Thomas B. (2004). Die Kreuzotter (*Vipera b. berus* [L.]) im Toten Moor in der Region Hannover. *Mertensiella* 15: 175-185.
- Toth T., L. Krecsak & J. Gal (2010). Collecting and killing of the Common Adder (*Vipera berus*) in Hungary between 1950-1970. *North-Western Journal of Zoology* 6(1): 79-85.
- Tozetti A.M. & M. Martins (2007). A technique for external radio-transmitter attachment and the use of thread-bobbins for studying snake movements. *South American Journal of Herpetology* 2(3): 184-190.
- Ursenbacher S. (1998). *Estimation de l'effectif et analyse du risque d'extinction d'une population de Vipère péliade (Vipera berus L.) dans le Jura vaudois*. Diplôme, Université de Lausanne. 99p.

- Ursenbacher, S. & J-C. Monney (2003). Résultats de 5 années de suivi d'une population de Vipère péliade (*Vipera berus*) dans le Jura Suisse: estimation des effectifs et discussion des méthodes d'estimation. *Bulletin de la Société Herpétologique de France* 107: 13-23.
- Ursenbacher S., C. Erny & L. Fumagalli (2009). Male Reproductive Success and Multiple Paternity in Wild, Low-Density Populations of the Adder (*Vipera berus*). *Journal of Heredity* 100(3): 365-370.
- Ursenbacher S., J-C. Monney & L. Fumagalli (2009). Limited genetic diversity and high differentiation among the remnant adder (*Vipera berus*) populations in the Swiss and French Jura Mountains. *Conservation Genetics* 10: 303-315.
- Ursenbacher S., M. Carlsson, V. Helfer, H. Tegelström & L. Fumagalli (2006). Phylogeography and Pleistocene refugia of the adder (*Vipera berus*) as inferred from mitochondrial DNA sequence data. *Molecular Ecology* 15: 3425-3437.
- Vandamme I. (2011). Gladde slang na de brand – Wat nu? Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide, *Wissels*, Extra Editie "De brand van 25 mei 2011". p6-7.
- Van Damme R., D. Bauwens & R.F. Verheyen (1991). The Thermal Dependence of Feeding Behaviour, Food Consumption and Gut-Passage Time in the Lizard *Lacerta vivipara* Jacquin. *Functional Ecology* 5(4): 507-517.
- van Delft J.J.C.W. & A.C. van Rijsewijk (2006). *Wie is er bang voor de gladde slang? Beschermingsplan voor de gladde slang in Noord-Brabant*. RAVON, Nijmegen, Nederland. 94p.
- van den Haute C. (2011). Nieuwe vindplek in de Belgische Kempen. *RAVON, Nieuwsbrief Gladde Slang* 3(9): 2.
- van der Schoot P. (ongepubliceerd). *Verspreidingsonderzoek van de zoogdieren in Groot-Lille*. Ongepubliceerde data.
- Van Dijck H. (2011). Biodiversiteit en beleid: straks is het 2020.... *Natuur.focus* 10(3): 122-128.
- van Dorp D. & R. van Leeningen (2011). *Vegetatievoorkeur van de Adder (Vipera berus) op het Hijckerveld*. RAVON, Nederland. 7p.
- Van Duppen, J. (2010). Heideherstel in Lijse Bossen. *Info Lille* 34(2): 8-9.
- Van Hecke A. (2007). *De levendbarende hagedis (Lacerta vivipara) in het Natuurreservaat Westmalse Heyde: Onderzoekperiode 2004-2006*. Persoonlijke uitgave, Zoersel. 70p.
- Van Hecke A. & F. Hordies (1980). *Gedrag en leefgewoonte van de adder Vipera berus berus in Noord-België (periode 1977-1979)*. Eigen uitgave, Aartselaar, 96p.
- Van Hecke A. & F. Hordies (1985). *Gedrag en leefgewoonte van de adder Vipera berus berus in Noord-België (periode 1977 tot 1984)*. Eigen uitgave, Aartselaar, 83p.
- Van Hecke A. & F. Hordies (1988). De Adder: Eten is bijzaak, p54-57. In: J. Desmet. *Dierenlevens: gedrag en dagindeling van in het wild levende dieren in de lage landen*. Lannoo, Tielt. 128p.
- Van Rijsewijk A.C., J.J.C.W. van Delft & R. Zollinger (2009). *Handleiding voor aanleg hout- en plagselhoppen voor slangen in heide- en hoogveenterreinen*. RAVON, Nederland. 7p.
- van Strien A., A. Zuiderwijk, B. Daemen, I. Janssen & M. Straver (2007). Adder en Levendbarende hagedis hebben last van versnippering en verdroging. *De Levende Natuur* 108(2): 44-48.
- van Uchelen E. & J.J.C.W. van Delft (2007). Beheer kan beter voor amfibieën en reptielen. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 4(5): 24-25.
- Verbeylen G., L. De Bruyn & E. Matthysen (2003a). Patch occupancy, population density and dynamics in a fragmented red squirrel *Sciurus vulgaris* population. *Ecography* 26: 118-128.

- Verbeylen G., L. De Bruyn, F. Adriaensen & E. Matthysen (2003b). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18: 791-805.
- Vermetten W. & B. Oostvogels (ongepubliceerd). *Peilmetingen Lilse Zeggen tot en met 2010*. Ongepubliceerde data.
- Viitanen P. (1967). Hibernation and seasonal movements of the viper, *Vipera berus berus* (L.), in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 4: 472-546.
- Völkl W. (1989). Prey Density and Growth: Factors Limiting the Hibernation Success in Neonate Adders (*Vipera berus* L.) (Reptilia: Serpentes, Viperidae). *Zoologische Ansicht* 222 (1/2): 75-82.
- Völkl W. & B. Thiesmeier (2002). *Die Kreuzotter: ein leben in festen Bahnen?* Laurenti-Verlag, Bielefeld, Duitsland. 159p. In van Strien et al., 2007.
- Vrelust T. (ongepubliceerd). *Verslag van Life trap onderzoek op de Lilse Zegge en Puttekesberg*. Ongepubliceerde data.
- Walker R. & L. Craighead (1997). In: Proceedings of the ESRI European User Conference on Analyzing Wildlife Movement Corridors in Montana Using GIS, Copenhagen. p. 1-18. In Adriaensen et al., 2003
- Weeda E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren (2000). *Atlas van plantengemeenschappen in Nederland*. KNNV Uitgeverij, Utrecht, Nederland.
- Wilcove D.S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Philips & E. Losos (1998). Quantifying threats to imperilled species in the United States. *Bioscience* 48: 607-615.
- Wirth M. (2000). Common Vipers of the Northern Black Forest. *Reptilia*, 24-29.
- Wollesen R. & M. Schwartz (2004) Vergleichende Betrachtungen zweier linearer Kreuzotter-Habitats (*Vipera berus* [Linnaeus, 1758]) in der norddeutschen Tiefebene. *Mertensiella* 15: 164-174.
- Wright S. (1940). Breeding structure of populations in relation to speciation. *American Naturalist* 74: 232-248. In Madsen et al., 1996.
- Wüster W., C.S.E. Allum, I.B. Bjargardóttir, K.L. Bailey, K.J. Dawson, J. Guenioui, J. Lewis, J. McGurk, A.G. Moore, M. Niskanen & C.P. Pollard (2004). Do aposematism and Batesian mimicry require bright colours? A test, using European viper markings. *Proceedings of the Royal Society B* 271: 2495-2499.
- Zollinger R., R.P.J.H. Struijk & A.C. van Rijsewijk (2008). *Project "Vipera verbindt..." Plan voor het verbinden en herstel van heide en hoogveentjes in Overijssel ten behoeve van diverse soortgroepen*. RAVON, Nijmegen, Nederland. 73p.

Bijlage bij Masterproef -
Beleidsondersteunend onderzoek
naar een relictpopulatie van de
Adder (*Vipera berus* L.) in Lille,
Antwerpen

Promotor: Prof. dr. Raoul Van Damme
Copromotor: Prof. dr. Erik Matthysen
m.m.v. Mr. A. Van Hecke

Masterproef ingediend tot het bekomen van de graad van Master in de Biologie,
afstudeerrichting Evolutie en Gedrag

Inhoud

BIJLAGE I – Figuren, Tabellen en Kaartmateriaal	1
BIJLAGE II – Richtlijnen Algemeen Adderbeheer	25
1. Algemeen Beheer	26
2. Specifiek Gebiedsgericht	29
BIJLAGE III – Fiches Individuele Adders	30

BIJLAGE II

Richtlijnen Algemeen Adderbeheer

1. Algemeen Beheer

Om voor lange termijn een habitat of een gewenst diversiteits- of successiestadium te bekomen en behouden, is enige vorm van beheer meestal vereist (Beije et al., 1994). Niet alle beheersvormen zijn echter gunstig voor reptielen, maar mits enige aanpassingen is het mogelijk om in reptielvriendelijk beheer te voorzien. Onderstaande maatregelen handelen specifiek over beheer. Het is evident dat bij het creëren van biotoop niet altijd kleinschalig gewerkt kan of hoeft te worden. Het omvormen van ongeschikt habitat naar natuurlijk biotoop is op lange termijn nagenoeg altijd een goede maatregel.

Verbossing en vergrassing

Al gauw wordt in het heidebeheer gestreefd naar een “mooie parse vlakte”. Voor de meeste heidefauna is dit echter geen optimaal habitat. Zeker voor herpetofauna en in het bijzonder voor de adder, is een monotone heidevegetatie uit den boze (Lenders, 2008; Edgar et al., 2010). In beheersmaatregelen wordt heide vaak hersteld vanuit een door pijpestro gedomineerde vlakte of vanuit een aangeplant bos. Maatregelen om heidevegetaties in stand te houden bestaan dan ook vaak uit het ontbossen of “ontgrassen” van een heidegebied. Veel reptielen inclusief de adder, hebben echter nood aan deze terreindelen (de Ponti, 2001; Van Uchelen & Van Delft, 2007; Edgar et al., 2010; van Dorp & van Leeningen, 2011). Deze bieden immers de nodige structuur zodat in het terrein microhabitats ontstaan die zorgen voor een zonnestringsgradiënt, hibernacula, beschutting voor de wind, schuilplaatsen, Daarom moet er hieraan steeds de nodige aandacht gegeven worden wanneer beheersmaatregelen worden toegepast, adders gebruiken wel degelijk ook de vergraste en verboste terreindelen (Lenders, 2011). Stelregels zijn echter wel dat de vegetatiestructuur op grotere oppervlakte nooit eentonig mag worden en dat er voldoende zonneplekjes overblijven. Goed adderbeheer houdt dan ook in dat een gevarieerde structuur behouden blijft en voorziet dus eerder in het bevrozen van de successie in plaats van het creëren van het volledig omvormen van grote terreindelen.

Kappen

Verbossing kan een probleem zijn in reptielbiotopen (van Strien et al., 2007). Toch is de (geleidelijke) overgangszone naar bos van groot belang en biedt vaak zelfs een gunstigere zone dan een uitgestrekt open gebied (Krekels & Creemers, 1997; Edgar et al., 2011). Bosrandzones zorgen immers voor een noodzakelijke afscherming van de wind en zijn ook iets droger, wat een goed overwinteringsbiotoop oplevert. Zolang er maar genoeg zon aan de bodem kan komen, zijn rigoureuze kapwerken dan ook niet in het voordeel van de adder. Om voldoende zon aan de bodem te behouden, moet er op gepaste tijden kleinschalig en gefragmenteerd gekapt worden in de overgangszone naar bos. Door het laten liggen van (enkele) gekapte bomen en het creëren van takkenhopen kunnen, voor reptielen optimale zonneplekjes en hibernacula gecreëerd worden. Eveneens kunnen bomen geringd worden. Zo verlaagt het beschaduwingsaandeel terwijl de bescherming voor wind gedeeltelijk blijft gelden. Een gezond aandeel

dode bomen in het gebied hebben ook een gunstig effect op andere fauna (Jagers op Akkerhuis et al., 2005).

Wanneer een bosgebied gekapt wordt, dienen daarom niet alle bomen verwijderd te worden. Enkele gunstige exemplaren laten staan kan zorgen voor een goede structuur in het gebied. Preferentieel wordt ook de bosrand niet te rechtlijnig gezet (van Delft & van Rijsewijk, 2008). Reptielen verkiezen zones uit de wind en met het kappen van inhammen in de bosrand worden gunstige windwallen gecreëerd. Deze inhammen in de rand, maar ook open plekken middenin het bos, dienen voldoende breed te zijn, zodat de zon de grond kan raken. Als stelregel hiervoor neemt Zollinger (2008) een minimale breedte van 1,5 keer de zuidelijke boomhoogte.

Plaggen

Plaggen vormt de meest effectieve manier om vergrassing en verbossing tegen te gaan (Krekels & Creemers, 1997). Hierbij wordt de vegetatie, samen met de toplaag van de bodem verwijderd, waardoor een nieuwe bodem ontstaat die snel gekoloniseerd wordt door jonge heideplanten vanuit de resterende zaadlaag (Beije et al., 1994). Het directe effect van machinaal plaggen op de heidefauna (en flora) is zeer groot: op de plaglocatie verdwijnt al het leven. De herstelduur hangt af van de vegetatieontwikkeling, de verhouding van de afgeplagde oppervlakte en de gespaard gebleven bronpopulatie en het verspreidingsvermogen van de aanwezige soorten. Een groot nadeel van plaggen, is dat een zeer monotone vegetatie gecreëerd wordt. Enkel kleinschalig en gespreid in de tijd toegepast, kan plaggen resulteren in een structuurrijke en heterogene heidevegetatie (Lenders et al., 2002).

Wat betreft plagbeheer hebben reptielen enkel voordeel bij kleinschalige realisaties. Geplagde stukken mogen niet groter te zijn dan enkele vierkante meters en moeten verspreid liggen in het terrein. Zo ontstaan er kleine open plekken met voldoende vegetatiestructuur aan de randen, die door adders als voorkeurs-zonneplekken worden gebruikt (de Ponti, 2001). Preferentieel hebben de plagstukjes een oost-west oriëntatie zodat de noordzijde volop, door de zon beschenen kan worden (de Ponti, 2001). Best kan het plagsel ook gebruikt worden om kleine reliëfverhogingen (min 40cm) in het terrein te creëren. Deze zullen voor optimaal georiënteerde zonneplekjes zorgen en de inkomende wind breken.

Wanneer geplagd wordt om ongeschikt habitat om te vormen, kan niet altijd kleinschalig gewerkt worden. Hier is dan vooral belangrijk om te zorgen voor een goede reliëfstructuur in de gecreëerde open vlakte, zodat zowel droge als vochtige zones zich kunnen ontwikkelen. Wanneer mogelijk is het preferentieel om gunstige restantzones vanuit de verwijderde vegetatie te behouden (van Delft & van Rijsewijk, 2006). Veel dicht bos bezit immers kleine open plekken waar reeds een heidevegetatie groeit. Als deze behouden kan blijven bij plagwerken, zal dit de ontwikkeling van het gebied zeer ten goede komen, zowel in snelheid als in resulterende structuur. Ook het behouden van boomwortels in de plagzone doet de reptielenpopulatie ten goede. Deze zijn uitermate geschikte zonneplekken en wanneer genoeg vermolmd, bieden ze ook zeer goede overwinteringsplaatsen (Strijbosch, 1985). Het moet benadrukt worden dat wanneer grootschalig

geplagd wordt, er later beheerswerken nodig zijn om de resulterende heide de nodige structuur te geven, vereist voor adders. Lenders (2006, 2008) vindt immers zeer weinig adders in gebieden die jaren geleden geplagd zijn geweest en nu een (te) uniforme heidevlakte vormen.

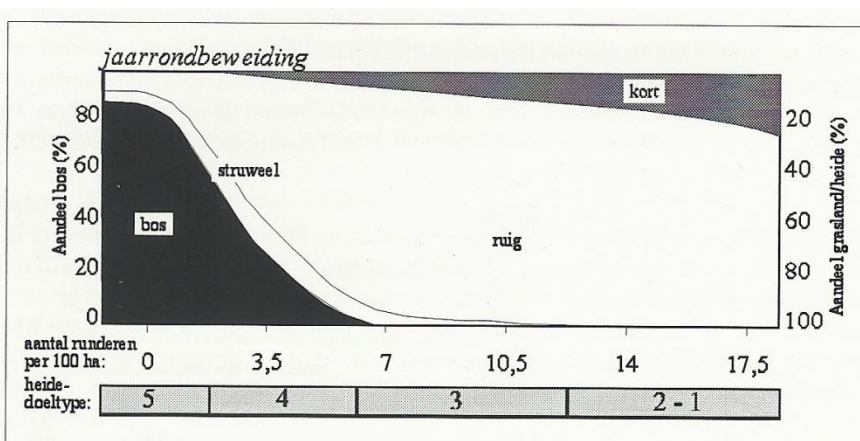
Maaien

Herhaaldelijk maaien van graslanden of heide leidt tot een verschraling van het biotoop en helpt in het tegengaan van de verbossing (Beije et al., 1994). Zo kan de soortenrijkdom en structuur binnen een vegetatie aanzienlijk verhoogd worden. Bij het maaien wordt enkel de staande biomassa verwijderd en wordt de bodem ongemoeid gelaten. Hierdoor is het voor reptielen minder nefast dan plaggen. Belangrijk is wel dat dit op het juiste tijdstip gebeurt, omdat veel reptielen zich bij verstoring gaan verschuilen in de vegetatie en zo doodgemaaid kunnen worden. Men maait dus best niet van februari tot eind mei omdat dit een cruciale zonnepriode (spermiogenese en paring) is, waarin best zo weinig mogelijk verstoord wordt. Ook maaien in augustus en september kan van grote impact zijn vanwege de pasgeboren dieren. Zoals bij plaggen geldt dezelfde stelregel: enkel kleine gemaaide oppervlakken zijn van onmiddellijk positief effect op reptielen (Lenders et al., 2002). Ook langgerekte, grillige vormen leveren goed resultaat op: tussen de gemaaide vegetatie kunnen, op microniveau, windstille en zonbeschenen zones ontstaan die snel als zonneplekken gebruikt kunnen worden (pers. med. Antoon Lenders)

Begrazing

Begrazing en reptielenbeheer kent een zeer moeilijk evenwicht. Steeds wordt dan ook ten stelligste aangeraden om de situatie van nabij op te laten volgen door herpetologen en in te grijpen vanaf er zich negatieve gevolgen lijken te tonen (Lenders et al., 2002; van Delft & van Rijsewijk, 2006; Van Hecke, 2007).

Het succes van begrazing is afhankelijk van de begrazingsdichtheid in relatie tot het gewenste streefbeeld



Figuur 48. Relatieve begrazingsdichtheden (GVE) en landschapsdiversiteit.

(Lenders et al., 2002). Figuur 48 uit Lenders et al. (2002) geeft de invloed van begrazing op een gemiddeld heide of graslandperceel weer. Adders verkiezen een structuurrijke vegetatie in doeltype 4, bij voorkeur is het hele bereik hiervan – van ruige, structuurrijke tot stevig

verboste heide – gespreid over het terrein aanwezig. Dit type vegetatie wordt bereikt met een begrazingsdruk van een tot vijf grote vee eenheden (GVE) per honderd hectare. Eén GVE is gelijk aan een

grote grazer zoals een paard of een rund ofwel aan drie schapen. De momenteel kleine perceelsgroottes te Lille laat niet toe om met deze dichtheden te werken. Daarom kan beter met stootbegrazing worden gewerkt. Door gericht, korte periodes te laten begrazen, kan een grote structuurgradiënt gecreëerd worden in het terrein (Strijbosch, 2001). Wanneer de kudde begeleid kan worden door een ervaren herder, zal dit nog meer de structuur ten goede komen (Van Hecke, 2007). Omwille van hun aanpassing aan de voedselarme vegetatie wordt meestal voor schapen gekozen bij het begrazen van heidegebieden. Voor reptielen lijken echter de beste resultaten bekomen te worden door runderbegrazing (Edgar, 2010; Lenders, 2008). Dit kan zijn oorzaak vinden in het feit dat een grotere schaapskudde zorgt voor meer verstoring dan enkele runderen. Bij begrazing dient dan ook steeds voorzien te worden dat er een zone bestaat waar de grazers niet kunnen komen. Om voldoende te kunnen zonnen moeten reptielen immers de nodige rust kunnen krijgen.

Hibernacula

Zoals reeds vermeld moeten de hibernacula van adders ontzien worden van ingrijpende (beheers)maatregelen. Dit zijn immers de kwetsbaarste zones binnen het gebied en wijzigingen hieraan kunnen al gauw leiden tot het teloor gaan van de hele populatie. In deze zones zouden dan ook beheersmaatregelen moeten dienen om het aanwezige abiotische en vegetatieve milieu te bevriezen in plaats van een zogenaamd optimaal adderbiotoop te creëren.

2. Specifiek Gebiedsgericht

Enkele deelzones te Perceel A en Perceel B vertonen stukken die te sterk vergrast zijn. De nodige vegetatiestructuur is hier nagenoeg verloren door de te sterke dominantie van pijpenstrootje. Het is aangewezen om in deze percelen kleine oppervlaktes, handmatig te plaggen zoals hierboven beschreven. Op andere plaatsen kunnen dan weer stukjes uitgemaaid worden, zodat de randen hiervan, tijdelijk optimale zonneplekken worden, zonder al te hard in te grijpen op de aanwezige vegetatie.

Het lijkt ook aangewezen om in beide gebieden een poel te voorzien. Niet alleen zijn beide gebieden eerder aan de droge kant voor adder, amfibieën zijn ook een voorname prooi en de aanwezigheid van een poel zou hun aantallen nog verhogen. Zeker omdat jonge kikkers een optimale prooi vormen voor subadulte adders (McPhail, 2011).

Te Perceel B is er in de winter van 2010-2011 een grote oppervlakte gekapt en geplagd ter bevordering van het heideareaal. Hierdoor heeft de wind echter vrij spel gekregen op het resterende addergebied. Het lijkt me dan ook aangewezen om met de nog in het gebied aanwezige afgeplagde grond, rond de resterende heidevlaktes een wal op te richten die de wind breekt. Bijkomende aan het breken van de wind, zal deze wal, wanneer begroeid, ook zorgen voor het nodige, extra microreliëf in het uiteindelijke heidegebied. Hierop zullen de slangen dan optimaal op de zon georiënteerde zonneplekjes kunnen vinden. Door als basis van de windwal ook deels takkenhout en stronken te gebruiken en deze te

bedekken met plagsel, kunnen zogenaamde “slangenhopen” aangelegd worden die tevens een goede overwinteringsplaats vormen (Van Rijsewijk et al., 2009).