
Het effect van faunapassages bij rijkswegen op de levensvatbaarheid van dierpopulaties

Potentiële onderzoeklocaties

E.A. van der Grift
R.P.H. Snep
J. Verboom

november 2002

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Dienst Weg- en Waterbouwkunde

DWW-rapport nr. DWW-2002-086
ISBN 90-369-5517-3

Alterra-rapport nummer 611
ISSN-nummer 1566-7197

Titel en subtitel rapport
Het effect van faunapassages bij
rijkswegen op de levensvatbaarheid van
dierpopulaties.
Potentiële onderzoeklocaties.
DWW-Ontsnipperingssreeks deel 41

Auteurs

E.A. van der Grift
R.P.H. Snep
J. Verboom

Opdrachtnemer

Alterra, Research Instituut voor de
Groene Ruimte
Postbus 47,
NL-6700 AA Wageningen
tel. 0371-47 47 00
fax 0317-411 90 00
e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Opdrachtgever

Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en
Waterbouwkunde
Postbus 5044,
NL-2600 GA Delft
tel. 015-25 18 482,
fax 015-25 18 555
email: postmaster@dww.rws.minvenw.nl

Titel onderzoeksproject

Effectiviteit van faunapassages op
populatie-niveau

Naam project: SNIP/EVALPOP

Datum publicatie

November 2002

Projectleider

G. Veenbaas

Aantal bladzijden

76 pagina's
twee losse kaartbijlagen (A3-formaat),
overige bijlagen, tabellen en figuren

© *illustraties*

Alterra: kaartmateriaal

Trefwoorden

Versnippering, ontsnippering,
faunapassage, effectiviteit, populatie,
locatie, edelhert, das, kamsalamander

Grafische vormgeving en productie

Ponsen & Looijen bv
Wageningen

Papier

Biofly 100% kringlooppapier

De Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat (RWS-DWW) en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben de in deze publicatie opgenomen gegevens zorgvuldig verzameld naar de laatste stand van de wetenschap. Desondanks kunnen er onjuistheden in deze publicatie voorkomen.

Het Rijk sluit, mede ten behoeve van degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die uit het gebruik van de hier opgenomen gegevens mocht voortvloeien.

Dit rapport is het resultaat van een onderzoek naar potentiële locaties waar de effecten van faunapassages op de levensvatbaarheid van populaties van Edelhert, Das en Kamsalamander gemeten kunnen worden. Deze soorten zijn tijdens een eerdere fase van het project gekozen als relevante soorten voor het onderzoek aan faunapassages.

Het gebruik van faunapassages door individuen van uiteenlopende faunagroepen is reeds in eerdere studies vastgesteld. Het effect dat faunapassages hebben op de levensvatbaarheid van gehele dierpulaties is daarentegen nog niet eerder aangetoond. Alleen langdurig monitoringsonderzoek kan hierover uitsluitsel bieden. In deze studie is onderzocht op welke locaties bij rijkswegen dit monitoringsonderzoek het best kan plaatsvinden. De gehanteerde zoekmethode is erop gericht die locaties te vinden, waar het effect op populaties van faunapassages bij rijkswegen het grootst is. De methode verschilt per diersoort vanwege ecologie van de soorten en de beschikbaarheid van gegevens. Bij de kamsalamander is het ruimtelijk expertsysteem LARCH gebruikt.

Uit de studie blijkt dat voor alle drie de soorten een aantal kansrijke locaties aan te wijzen is. In sommige gevallen is nader onderzoek noodzakelijk om de geschiktheid van de locaties beter te beoordelen.

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Effectiviteit van faunapassages	9
1.2 Achtergrond van het project SNIP/EVALPOP	9
1.3 Relevante soorten en mogelijke onderzoeklocaties	10
1.4 Opzet van project SNIP/EVALPOP	10
1.5 Onderzoeksvraag	11
1.6 Onderzoeksaanpak	11
1.7 Gebruikte gegevens	13
1.8 Leeswijzer	14
2 Onderzoeklocaties Edelhert	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Werkwijze	15
2.3 Huidige verspreiding populaties	17
2.4 Historie populaties	20
2.4.1 Oostvaardersplassen	20
2.4.2 Veluwe	20
2.5 Onderzoeklocaties	23
2.5.1 Oostvaardersplassen	23
2.5.2 Veluwe	23
2.6 Advies	26
3 Onderzoeklocaties Das	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Werkwijze	29
3.2.1 Analyse configuratie dassenpopulaties	29
3.2.2 Schatting draagkracht habitatnetwerken	30
3.2.3 Bepalen kansrijke onderzoeklocaties das	32
3.2.4 Classificering kansrijke onderzoeklocaties	32
3.2.5 Kenmerken kansrijke onderzoeklocaties	33
3.3 Onderzoeklocaties	35
3.4 Overige potentiële onderzoeklocaties	41
3.5 Advies	42
4 Onderzoeklocaties Kamsalamander	45
4.1 Inleiding	45
4.2 Werkwijze	45
4.2.1 Netwerkanalyse	45
4.2.2 Duurzaamheidsanalyse	49
4.2.3 Bepalen kansrijke onderzoeklocaties kamsalamander	50
4.3 Onderzoeklocaties	52
4.4 Advies	57
5 Conclusies	59
Dankwoord	61
Literatuur	63
Bijlagen	67

Woord vooraf

Dit rapport vormt een onderdeel van het project SNIP/EVALPOP van de Dienst Weg- en Waterbouwkunde. Het project als geheel heeft tot doel de vraag te beantwoorden hoe effectief faunapassages zijn voor de fauna op populatieniveau.

Dit rapport beschrijft de analyse van potentiële onderzoeklocaties voor drie te beschermen soorten: edelhert, das en kamsalamander. Doel van deze analyse is locaties te vinden waar het onderzoek naar de populatie-effecten van faunapassages het best kan worden uitgevoerd. De analyse heeft voor het edelhert als meest gunstige locatie de A1 op de Veluwe opgeleverd. Hier kan de effectiviteit van het ecoduct bij Kootwijk op de genetische variatie van de populaties aan weerszijden van de A1 worden onderzocht. Ook voor de das en de kamsalamander zijn een aantal in principe gunstige locaties gevonden (achtereenvolgens zeven en twee) waarbij nader veldonderzoek moet uitwijzen of deze plekken werkelijk gunstig zijn om het effectiviteitsonderzoek te gaan uitvoeren.

Omdat onderzoek in veldsituaties naar de effectiviteit van faunapassages op het populatieniveau van soorten nieuw is, wordt bredere bekendheid aan dit rapport gegeven. Dat voor deze studie methodieken voor het selecteren van kansrijke onderzoeklocaties zijn toegepast met gebruikmaking van de meest recente landschapsecologische inzichten, vormt een extra reden voor publicatie. Vandaar dat is besloten het rapport op te nemen in de DWW-Ontsnipperingssreeks. Het rapport laat zien hoe binnen Rijkswaterstaat wordt gewerkt aan beantwoording van de vraag hoe effectief faunapassages functioneren, teneinde de meest kosteneffectieve oplossingen voor het terugdringen van versnippering in beeld te brengen.

De projectleider namens de Dienst Weg- en Waterbouwkunde
Geesje Veenbaas

Samenvatting

In Nederland is bij verkeerswegen inmiddels een groot aantal faunapassages aangebracht. De faunapassages verschillen in ontwerp, afmetingen en functie. Van sommige typen passages is bekend dat ze regelmatig gebruikt worden door de beoogde diersoorten. Er wordt momenteel onderzoek verricht naar het gebruik van de faunapassages en hoe dit gebruik verbeterd zou kunnen worden. Er is echter nog weinig onderzoek verricht naar de effectiviteit van deze faunapassages op populatieniveau anders dan met simulatiemodellen, waarbij veelal met aannamen wordt gewerkt. Dat wil zeggen dat vanuit veldgegevens nog weinig bekend is of de faunapassages ertoe bijdragen dat de door versnippering bedreigde diersoorten op de lange duur kunnen blijven voortbestaan.

Het doel van het project SNIP/EVALPOP is het verkrijgen van inzicht in de effectiviteit van faunamaatregelen op populatieniveau. Het project streeft ernaar een antwoord te verschaffen op de vraag in welke mate ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen leiden tot het duurzaam voorkomen van diersoorten. Het project dient aanwijzingen op te leveren over manieren waarop de effectiviteit van faunamaatregelen kan worden vergroot en op welke wijze deze effectiviteit met behulp van (bestaande) meetnetten, gericht op de verspreiding en aantalsontwikkelingen van diersoorten, kan worden gemeten. In de hier beschreven studie is voor het eerst onderzocht of op basis van duurzaamheidsanalyses locaties kunnen worden gevonden waar de werking van ontsnipperende maatregelen kan worden gemonitord. Vanwege het verkennende karakter is in dit rapport de analyse van mogelijke onderzoeklocaties beperkt tot de soorten kamsalamander, das en edelhert.

De werkwijze voor het achterhalen van kansrijke onderzoeklocaties verschilt per onderzoeksoort. Om de potentiële onderzoeklocaties voor de kamsalamander te achterhalen wordt geanalyseerd waar verkeerswegen een groot effect op de duurzaamheid van populaties van de kamsalamander hebben, en waar mitigerende maatregelen naar verwachting effectief kunnen zijn bij het significant verhogen van die duurzaamheid. Deze analyses worden uitgevoerd met het door Alterra ontwikkelde expertsysteem LARCH. Voor de soorten das en edelhert wordt geen gebruik gemaakt van LARCH, maar aan de hand van een aantal criteria geanalyseerd of en waar er kansrijke onderzoeklocaties aan te wijzen zijn.

Per soort wordt een overzicht gegeven (kaart en tabel) van kansrijke onderzoeklocaties voor het vaststellen van effecten van ontsnipperende maatregelen op populatieniveau. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in (1) locaties waar reeds ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen zijn uitgevoerd, en (2) locaties waar nog geen ontsnipperende maatregelen zijn getroffen. Hiermee is een onderscheid gemaakt tussen locaties waar respectievelijk op korte termijn en op lange termijn effecten kunnen worden gemeten.

Voor het edelhert zijn 5 potentiële onderzoeklocaties aan te wijzen, namelijk op de Noordoost-Veluwe, Noordwest-Veluwe, Midden-Veluwe, Zuidwest-Veluwe en Zuidoost-Veluwe. Op basis van dit onderzoek wordt geadviseerd om in ieder geval de genetische variatie van de lokale populaties edelherten in de vrije wildbaan op genoemde locaties te onderzoeken. De populaties van het noordelijk en zuidelijk Kroondomein kunnen een interessante aanvulling vormen,

zeker als ook de werking van de faunapassage onder de N344 (Nieuw Milligen – Apeldoorn) in het onderzoek wordt betrokken.

Voor de das zijn zeven wegtrajecten als *meest kansrijke* onderzoeklocaties aangewezen. Daarnaast zijn nog eens elf trajecten *kansrijk* als onderzoeklocatie. Voor al deze locaties geldt dat pas na een gedetailleerde beschouwing van iedere locatie ter plekke een besluit kan worden genomen over het gebruik als onderzoeklocatie.

Twee rijkswegtrajecten in Twente zijn voor de kamsalamander als *meest kansrijke* onderzoeklocaties aangewezen en 9 andere trajecten als *kansrijk*. 'Kansrijk' wil in dit geval zeggen dat nader onderzoek naar de exacte verspreiding van kamsalamanders en hun habitat ter plekke noodzakelijk is alvorens kan worden gesteld of deze trajecten eveneens in aanmerking komen.

Belangrijk voor vervolgonderzoek is of er bij het desbetreffende weg(vak)traject een nul-meting kan worden gedaan (zonder faunapassages). Het is hierdoor mogelijk de situatie vóór en na de aanleg van mitigerende maatregelen met elkaar te vergelijken. De mogelijkheid zo'n meting te verrichten verschilt echter per soort en onderzoeklocatie.

De resultaten van deze studie vormen het uitgangspunt voor (1) de evaluatie van de geschiktheid van bestaande meetnetten waar die soorten in zijn opgenomen om in een volgende fase van het project (monitoring)gegevens te leveren, en (2) het uitwerken van een concreet monitoringsplan per soort. Het resultaat van dit onderzoek biedt de opdrachtgever de gelegenheid om meer inzicht te verschaffen aan betrokkenen binnen en buiten Rijkswaterstaat omtrent de kansen dat met behulp van een monitoringstudie significante effecten van ontsnipperende maatregelen op faunapopulaties worden aangetoond.

1 Inleiding

1.1 Effectiviteit van faunapassages

In Nederland is bij verkeerswegen inmiddels een groot aantal faunapassages aangelegd. De faunapassages verschillen in ontwerp, afmetingen en functie. Onderzoek heeft inmiddels aangetoond dat veel van de faunapassages regelmatig door dieren worden gebruikt. Door het vergelijken van het gebruik van verschillende typen voorzieningen is beter inzicht verkregen in de eisen die diersoorten stellen aan faunapassages. Dit stelt ontwerpers in staat om de effectiviteit van voorzieningen te vergroten. Er is echter nog weinig onderzoek verricht naar de effectiviteit van faunapassages op populatieniveau. De positieve effecten van ontsnippering bij rijkswegen op dierpopulaties zijn vooral nog vooral met behulp van populatiedynamische modellen of expertsystemen voorspeld en/of beschreven. Toetsing van dergelijke modelresultaten aan de situatie in het veld blijkt lastig. Dit vraagt immers metingen aan meerdere populaties over een groot aantal jaren om effecten van faunapassages te kunnen onderscheiden van effecten van habitatkwaliteit, milieufunctuaties en andere toevalsfactoren. Toch is juist dergelijk onderzoek van belang om vast te kunnen stellen in welke mate faunapassages bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van dierpopulaties.

1.2 Achtergrond van het project SNIP/EVALPOP

Halverwege de jaren negentig heeft de Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW) van Rijkswaterstaat een start gemaakt met het project SNIP/EVALPOP. Het doel van dit project is het verkrijgen van inzicht in de effectiviteit van faunamaatregelen op populatieniveau. Het project streeft ernaar een antwoord te verschaffen op de vraag in welke mate ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen leiden tot of bijdragen aan het duurzaam voorkomen van dierpopulaties. Het project dient tevens aanwijzingen op te leveren over manieren waarop de effectiviteit van faunamaatregelen kan worden vergroot en op welke wijze deze effectiviteit met behulp van (bestaande) meetnetten kan worden gemeten.

Aantonen van duurzaamheid van (netwerk)populaties in het veld vergt veel gegevens over een lange looptijd. Een dergelijk onderzoek lijkt daarom alleen haalbaar als daarbij tenminste deels gebruik kan worden gemaakt van de verspreidingsgegevens van allerlei diersoorten die door vrijwilligers (soms reeds jarenlang) verzameld worden. Deze gegevens worden beheerd door een aantal organisaties die zich elk op één of meer verschillende diergroepen richten en die thans samen het Netwerk Ecologische Monitoring vormen. Het toenmalige Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer (IKC) van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij heeft aan het toenmalige DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (thans onderdeel van Alterra) opdracht gegeven om na te gaan of en hoe met de genoemde verspreidingsgegevens het effect van ontsnipperende maatregelen zou kunnen worden gemonitord. Ten behoeve van het DWW-project EVALPOP is bij deze opdracht tevens nagegaan of en hoe de effectiviteit van faunapassages bij wegen zou kunnen worden gemeten. Dit was de eerste stap met een concreet resultaat in het project EVALPOP.

In genoemde studie (Verboom 1997) is een theoretisch meetnet-concept uitgewerkt om aan te kunnen geven hoe de bestaande meetnetten zouden moeten worden aangepast of nieuwe meetnetten moeten worden ingericht, om

de positieve effecten van het ontsnipperingsbeleid op dierpopulaties te kunnen meten. De studie heeft een rapport opgeleverd waarin is uiteengezet waaraan goede indicatorsoorten voor het toetsen van de effectiviteit van het ontsnipperingsbeleid moeten voldoen. Tevens zijn in grote lijnen de gewenste onderzoeksopzet, meetvariabelen en meetfrequenties aangegeven. Tenslotte is een uitgebreide soortenlijst opgenomen van zoogdieren, vogels, dagvlinders, reptielen en amfibieën, met per soort voor het doel van de monitoringstudie relevante gegevens, zoals versnipperingsgevoeligheid en dispersiecapaciteit (Verboom 1997).

1.3 Relevante soorten en mogelijke onderzoeklocaties

Omdat deze soortenlijst nog niet toegespitst was op maatregelen bij wegen is door Rijkswaterstaat DWW deze lijst omgewerkt en aangevuld tot een lijst van soorten die voor de studie SNIP/EVALPOP van belang zijn (Veenbaas 1998).

De volgende stap zou zijn: nagaan of en zo ja waar er kansrijke locaties zijn om effectiviteit van faunapassages voor relevante diersoorten in het veld te meten. Daartoe heeft Alterra in 1999 in opdracht van Rijkswaterstaat DWW een plan van aanpak opgesteld voor de activiteiten die nodig zijn om met het model LARCH mogelijke onderzoeklocaties vast te stellen (Van der Grift & Verboom 1999). De aandacht ging hierbij vooral uit naar die locaties waar aan beide zijden van een rijksweg (potentieel) leefgebied van een (aantal) versnipperingsgevoelige soort(en) ligt en waarbij een voor die soort(en) geschikte faunapassage aanwezig is die essentieel is voor het voortbestaan van de soort(en) in beide of één van beide leefgebieden.

1.4 Opzet van project SNIP/EVALPOP

Het project SNIP/EVALPOP is verdeeld in twee fasen: methodiekontwikkeling (fase 1), en monitoring (fase 2). In de eerste fase wordt het veldwerk voorbereid door het vaststellen van (1.1) onderzoeksoorten, (1.2) onderzoeklocaties, (1.3) kansen voor gebruik en/of uitbreiding van bestaande meetnetten (zoals het NEM), en (1.4) het monitoringsplan. Het monitoringsplan omvat per onderzoeksoort een onderzoeksprogramma, waarin staat weergegeven wat, waar, wanneer en hoe vaak er gemeten moet gaan worden. In de tweede fase wordt vervolgens met de feitelijke monitoring gestart. Afhankelijk van de onderzoeklocatie en onderzoeksoort zal in deze fase naar verwachting iedere 3 tot 5 jaar worden gemonitord. De eindrapportage voor SNIP/EVALPOP ligt daarmee dus nog (afhankelijk van de soort meer of minder) ver in de toekomst. Hierbij moet gedacht worden aan een periode van circa 10 jaar, waarin 2 à 3 metingen verricht kunnen worden.

Selectie onderzoeksoorten

In 2000 is in opdracht van Rijkswaterstaat DWW reeds een start gemaakt met de uitvoering van fase 1, onderdeel 1.1 (Van der Grift & Pouwels 2000). Dit heeft geleid tot een selectie van 17 potentiële onderzoeksoorten (zie bijlage 1). In zomer 2001 is hieruit door Rijkswaterstaat DWW een selectie van drie soorten gemaakt. Bij deze selectie zijn de volgende criteria gehanteerd:

-
- van de soorten moet bekend zijn dat ze gebruik maken van tenminste één bepaald type faunapassage;
 - het type faunapassage dat door de soorten wordt gebruikt dient reeds in een aanzienlijk aantal te zijn aangelegd;
 - de drie soorten zouden tot verschillende diergroepen moeten behoren om hierdoor een zo breed mogelijk inzicht in de effectiviteit van faunapassages te verkrijgen;
 - de soorten moeten zo mogelijk indicatief zijn voor het gedrag van méér soorten;
 - de soorten moeten een niet te klein verspreidingsgebied hebben;
 - zo mogelijk moeten de soorten een aantal typen gebieden representeren, hetgeen 'vertaald' is naar: twee soorten van droge gebieden en één soort van nat/vochtige gebieden;
 - de soorten moeten draagvlak hebben (o.a. doelsoorten van het natuurbeleid en soorten van de Habitatrichtlijn);
 - zo mogelijk moeten de soorten verschillende schaalniveau's representeren;
 - zo mogelijk moeten de soorten 'aibaar' zijn, dat wil zeggen: de soort dient aansprekend te zijn voor een groot publiek.

Op basis van deze criteria zijn de volgende soorten geselecteerd: (1) het edelhert, ter evaluatie van ecoducten, (2) de das, ter evaluatie van dassen-/kleinwildtunnels, en (3) de kamsalamander, ter evaluatie van loopplanken en loopstroken in duikers en onder bruggen.

1.5 Onderzoeksvraag

In deze rapportage vindt u de resultaten van het SNIP/EVALPOP-onderdeel 1.2: analyse onderzoeklocaties. Het onderzoek is daarbij beperkt gebleven tot het analyseren van mogelijke onderzoeklocaties voor de drie geselecteerde soorten: edelhert, das en kamsalamander (Van der Grift & Pouwels 2000). Het resultaat van deze studie vormt de basis voor de verdere methodieontwikkeling in fase 1 van het project SNIP/EVALPOP. De resultaten van deze studie (overzichten van potentiële onderzoeklocaties per soort) vormen direct het uitgangspunt voor (1) de evaluatie van de geschiktheid van bestaande meetnetten om in de monitoring-fase van het project gegevens te leveren, en (2) het uitwerken van een concreet monitoringsplan. Het projectresultaat biedt de opdrachtgever tevens de gelegenheid om meer inzicht te verschaffen aan betrokkenen binnen en buiten Rijkswaterstaat omtrent de kansen dat met behulp van een monitoringstudie effecten van ontsnipperende maatregelen op dierpopulaties worden aangetoond.

1.6 Onderzoeksaanpak

De werkwijze voor het achterhalen van kansrijke onderzoeklocaties verschilt per geselecteerde onderzoeksoort. Om de potentiële onderzoeklocaties van de kamsalamander te achterhalen wordt geanalyseerd waar verkeerswegen een groot effect op de duurzaamheid van populaties van de kamsalamander hebben, en waar mitigerende maatregelen naar verwachting effectief kunnen zijn bij het significant verhogen van die duurzaamheid. Deze analyses worden uitgevoerd met het door Alterra ontwikkelde expertsysteem LARCH.

Voor de soorten das en edelhert wordt geen gebruik gemaakt van LARCH, maar aan de hand van een aantal criteria geanalyseerd óf en, zo ja, waar er kansrijke onderzoeklocaties aan te wijzen zijn. In geval van de das wordt deze werkwijze gekozen omdat de soort moeilijk in LARCH te modelleren is. Voor het edelhert wordt deze expert-benadering gebruikt omdat in de Nederlandse situatie voor deze soort duurzaamheidsanalyses met behulp van LARCH minder relevant zijn gezien het intensief beheerde karakter van de populaties.

In de optimale situatie worden onderzoeklocaties gezocht waar nog geen faunavoorzieningen zijn aangelegd, maar wel gepland, zodat de populaties kunnen worden onderzocht vóór en na aanleg van de voorzieningen. Daarnaast kunnen effecten gemeten worden in situaties waar de faunavoorzieningen reeds aanwezig zijn. Dit betekent dat zowel situaties waar reeds ontsnipperende maatregelen zijn getroffen als situaties waar dit nog niet gebeurd is worden meegenomen in de analyses. Voor laatstgenoemde locaties zal worden nagegaan of er reeds plannen bestaan voor de aanleg van ontsnipperende maatregelen in de (nabije) toekomst.

Situaties waar ook de weg nog niet is aangelegd leveren een derde soort locaties op: situaties waar vóór en na de aanleg van de barrière kan worden gemeten, al dan niet inclusief ontsnipperende maatregelen.

In dit onderzoek is slechts gebruik gemaakt van een aantal gegevens die op landelijke schaal beschikbaar zijn. Niet meegenomen zijn landelijke gegevens over spoorlijnen, kanalen, regionale en lokale wegen. Daarnaast zijn ook lokale gegevens omtrent bijvoorbeeld de exacte lokatie van poelen, landhabitat e.d. niet gebruikt. De keuze hiervoor heeft te maken met de omvang van het onderzoek; het gaat om een analyse van het gehele landelijke rijkswegennet. Voordeel van de gekozen methodiek is dat deze op alle regio's toepasbaar is. Een belangrijk aandachtspunt is echter dat het gebruik van slechts een aantal landelijke gegevens ook beperkingen kent. De overige landelijke gegevens, maar ook lokale en regionale data, bevatten eveneens essentiële inzichten op basis waarvan mogelijke onderzoeklocaties goed- of afgekeurd kunnen worden. Dit kan echter alleen gesteld worden als de preciese configuratie van populaties, habitat, spoorlijnen, kanalen etc. bekend is. Pas dan kan namelijk worden bepaald of bijvoorbeeld een spoorlijn of kanaal in de buurt van een rijksweg een dermate grote invloed op het populatienetwerk van desbetreffende soort heeft, dat de relatie tussen het voorkomen van de soort en de aanwezigheid van de rijksweg niet meer onafhankelijk onderzocht kan worden en het wegtraject afvalt als kansrijke onderzoeklocatie.

Daar het niet mogelijk is voor geheel Nederland dergelijke gedetailleerde gegevens te gebruiken (dit geldt alleen voor das en kamsalamander), is gekozen voor een aanpak 'kansrijk, tenzij..'. Dit houdt in dat de eerste selectie van onderzoeklocaties zo breed mogelijk is ingezet. Locaties zijn vervolgens alleen niet kansrijk verklaard indien op basis van de gebruikte landelijke data en onderbouwde argumenten gebleken is dat die locatie echt niet kansrijk blijkt te zijn. Deze aanpak zorgt ervoor dat met zekerheid gesteld kan worden dat in ieder geval alle kansrijke locaties meegenomen zijn. Consequentie hiervan is wel dat de locaties die uit dit onderzoek naar voren komen als zijnde meest kansrijk of kansrijk, nog nader getoetst dienen te worden aan lokale en regionale gegevens (vervolgonderzoek). Uit deze toetsing kan vervolgens in het uiterste geval blijken dat geen enkele locatie geschikt is. De verwachting is echter dat ook na deze toetsing een aantal locaties geschikt blijkt te zijn. Bij verwijzingen in

dit rapport naar kansrijke en geschikte onderzoeklocaties dient bovenstaande werkwijze meegenomen te worden.

Per soort is een landsdekkend overzicht gegeven (kaart en tabel) van kansrijke onderzoeklocaties voor het vaststellen van effecten van ontsnipperende maatregelen op populatieniveau. Hierbij is onderscheid gemaakt in (1) locaties waar reeds ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen zijn uitgevoerd, en (2) locaties waar nog geen ontsnipperende maatregelen zijn getroffen. Hiermee is een onderscheid gemaakt tussen locaties waar respectievelijk op korte termijn en op lange termijn effecten kunnen worden gemeten.

1.7 Gebruikte gegevens

Verkeerswegen

Voor informatie over de ligging van huidige verkeerswegen is het Nationaal Wegenbestand (NWB-Wegen 1 AIC, versie 4e kwartaal 2001; bron: Rijkswaterstaat, Adviesdienst Verkeer en Vervoer) gebruikt. Gegevens omtrent toekomstige nieuwbouw of reconstructie van rijkswegen zijn verkregen bij de regionale directies van Rijkswaterstaat. Uitgangspunt voor het bestand met nieuwbouw- en reconstructietrajecten is dat het verkeerswegen betreft waarvoor reeds een tracébesluit is genomen en waarvan aldus de precieze geografische ligging van het tracé is vastgesteld.

Ontsnipperende maatregelen

Informatie betreffende bestaande en toekomstige ontsnipperende maatregelen is ontleend aan het gegevensbestand WEGENSNIP 1.1 (bron: Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde).

Edelhert

Gegevens omtrent edelhertpopulaties (verspreiding, grootte, en de duur van isolatie) zijn verkregen uit de literatuur, zo nodig aangevuld met gegevens die zijn ingewonnen bij de Vereniging Wildbeheer Veluwe (VWV) en adviesbureau Spek Fauna-Advies.

Das

Recente verspreidingsgegevens van de das zijn ontleend aan de Dassencensus 2000 (bron: Expertisecentrum LNV en Vereniging Das & Boom). Gegevens omtrent recente dassenslachtoffers op rijkswegen zijn verstrekt door Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde voor de periode 1991-1999. Slachtoffergegevens voor de jaren 2000-2001 zijn aangevraagd bij en verkregen van Vereniging Das & Boom.

Kamsalamander

Recente verspreidingsgegevens van de kamsalamander zijn afkomstig van Stichting Reptielen, Amfibieën en Vissen Onderzoek Nederland (RAVON). Het betreft 4116 waarnemingen uit de periode 1985-2000. In de meeste gevallen (82%) is de locatie bekend tot een nauwkeurigheid van 100 à 200 meter, de overige gegevens zijn op kilometer-niveau (17%) of uurhokniveau (5 km, <1%) verzameld.

Topografische bestanden

Voor informatie over de ligging van rivieren en steden zijn GIS-bestanden van Alterra gebruikt. Deze bestanden van Nederlandse rivieren en steden zijn afgeleid van de Topografische Kaart 1:25.000 (1989) en bevatten de grote rivieren en alle steden en dorpen van enige omvang in Nederland.

1.8 Leeswijzer

Een uitgebreide beschrijving van de gevolgde werkwijze en de resultaten zijn voor het edelhert, de das en de kamsalamander opgenomen in respectievelijk hoofdstuk 2, 3 en 4. De geïnventariseerde onderzoeklocaties zijn in deze hoofdstukken per soort zowel op kaart als in een tabel weergegeven. Analysekaarten van de das en de kamsalamander zijn opgenomen als losse bijlage. Ieder hoofdstuk besluit met een advies omtrent de meest kansrijke locaties voor het veldonderzoek. In hoofdstuk 5 zijn de conclusies over de mogelijke onderzoeklocaties per soort kort samengevat. Tevens is aangegeven hoe in de volgende fase van het project definitieve onderzoeklocaties kunnen worden vastgesteld.

2 Onderzoeklocaties Edelhert

2.1 Inleiding

Het monitoren van (veranderingen in) de grootte en verspreiding van populaties van het edelhert lijkt weinig zinvol uit oogpunt van ontsnippering van verkeerswegen, aangezien deze populatiekenmerken sterk door andere niet-natuurlijke factoren worden bepaald (populatiebeheer door inrasteren, bijvoederen, afschot en mate van menselijke verstoring). Echter, de soort biedt wel goede kansen om op basis van genetische eigenschappen het rendement van faunapassages op de levensvatbaarheid van populaties te onderzoeken. Faunapassages zijn voor het edelhert immers van belang om genetische uitwisseling tussen verschillende (deel)populaties mogelijk te maken en daarmee genetische verarming van (deel)populaties te voorkomen. Aldus kan de effectiviteit van ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen voor het edelhert worden gemeten aan de genetische variatie van hun populaties.

Kleine populaties van edelherten lopen een groter risico uit te sterven dan grotere populaties. Dit is het gevolg van toevallige combinaties van negatieve demografische en/of omgevingsfactoren. Ook spelen genetische processen een rol bij het voortbestaan van populaties. In het algemeen kan gesteld worden dat kleine geïsoleerde populaties kwetsbaarder zijn vanwege het verlies van genetische variatie ('genetic drift'), optreden van inteelt en van lokale adaptatie. Het verlies van genetische variatie zorgt voor een verlies van aanpassingsvermogen aan fluctuaties. Bij inteelt treedt accumulatie van schadelijke allelen op, hetgeen leidt tot inteeltdepressie. Dit houdt in: meer sterfte en minder reproductie. Lokale adaptatie tenslotte leidt tot een verminderd aanpassingsvermogen aan andere lokaties (voedsel, klimaat e.d.)..

Diersoorten beschikken over verschillende mechanismen om inteelt te voorkomen. Eén zo'n mechanisme is geslachtsafhankelijke dispersie, waarbij de mannetjes verder wegtrekken dan de vrouwtjes of juist andersom. Uitwisseling tussen lokale populaties door dispersie kan het risico op uitsterven als gevolg van incidentele storingen en afgenomen genetische variatie beperken; rekolonisatie kan het risico compenseren. Faunapassages maken deze uitwisseling tussen lokale populaties mogelijk wanneer deze populaties van elkaar gescheiden zijn door verkeerswegen. Een belangrijk effect van dergelijke ontsnipperende maatregelen kan zijn dat de genetische variatie toeneemt, doordat het genetisch materiaal van de lokale populaties wordt vermengd (Jansman & Broekhuizen, 2000).

2.2 Werkwijze

In deze studie richten we ons op het vinden van onderzoeklocaties waar als gevolg van de aanleg van ontsnipperende maatregelen een verandering in de genetische variatie van de populaties edelherten te verwachten is. Kansrijke onderzoeklocaties voor het edelhert zijn geselecteerd op basis van informatie over (1) de huidige verspreiding van de soort, (2) grootte van de populaties, (3) tijdsperiode waarover populaties van elkaar geïsoleerd zijn of (recentelijk) zijn geweest, (4) de ligging van verkeerswegen binnen het leefgebied van de soort, (5) de ligging van bestaande mitigerende maatregelen die door het edelhert als passage kunnen worden benut, en (6) kennis omtrent lopende en/of toekomstige projecten wat betreft de aanleg of reconstructie van verkeerswegen

binnen het leefgebied van de soort, inclusief de aanleg van ontsnipperende maatregelen.

Achtereenvolgend zijn bij het inventariseren van kansrijke onderzoeklocaties voor het edelhert de volgende stappen uitgevoerd:

Stap 1 Inventarisatie huidige populaties

De huidige verspreiding van het edelhert in Nederland is op basis van literatuur en informatie van Vereniging Wildbeheer Veluwe in beeld gebracht. Binnen het actuele verspreidingsgebied van de soort zijn de verschillende (lokale) populaties edelherten gekarteerd. Het onderscheiden van deze (lokale) populaties is gebaseerd op het in meer of mindere mate geïsoleerd zijn van een populatie edelherten ten opzichte van de omliggende populaties. Dit kan een gevolg zijn van bijvoorbeeld infrastructurele barrières, faunakerende rasters of stedelijke bebouwing. Ook de potentiële leefgebieden van de soort zijn in beeld gebracht. Deze inventarisatie van potentiële leefgebieden is beperkt gebleven tot de directe omgeving van de bestaande leefgebieden.

De omvang en leeftijdsopbouw van de bestaande edelhertpopulaties is globaal beschreven. De grootte van de (deel)populaties bepaalt immers hoeveel dieren er jaarlijks worden afgeschoten en dus hoeveel monsters van genetisch materiaal er naar verwachting van die (deel)populatie kunnen worden verkregen.¹ De leeftijdsopbouw van een (deel)populatie bepaalt in welke mate de genetische variatie van een populatie op een tijdstip in het verleden kan worden vastgesteld. Om dit te illustreren: wanneer pas recent een faunapassage is aangebracht tussen twee voordien van elkaar geïsoleerde leefgebieden, kan de vergelijking van dieren die vóór en na de aanleg van de passage geboren zijn interessante verschuivingen laten zien in de genetische variatie van de populaties.

Stap 2 Reconstructie historie populaties

Voor het aanwijzen van kansrijke onderzoeklocaties is het wenselijk om inzicht te hebben in de historische ontwikkeling van de populaties. Welke populaties zijn nooit met elkaar in contact geweest? Welke populaties zijn pas recent van elkaar geïsoleerd geraakt? Of: welke populaties zijn pas recentelijk met elkaar verbonden? Hoe groter het genetische verschil tussen populaties, hoe beter een vermenging van de genetische variatie na aanleg van ontsnipperende maatregelen kan worden vastgesteld. Dus: de onderzoeklocaties worden bij voorkeur gekozen op plekken waar de edelhertpopulaties aan weerszijden van de rijksweg lange tijd van elkaar geïsoleerd zijn geweest. De historie van de edelhertpopulaties is op basis van literatuur en expert-kennis gereconstrueerd voor de periode eind 19^e eeuw tot heden. We beperken ons daarbij tot de grotere veranderingen die in de populatiestructuur zijn aan te wijzen, bijvoorbeeld als gevolg van het omrasteren van leefgebieden, de aanleg van infrastructuur of juist de aanleg van ontsnipperende maatregelen.

¹ Uitgangspunt is dat de bemonstering gebeurt op basis van weefselmonsters van geschoten dieren. Wellicht zijn ook afgeworpen geweien te gebruiken voor het verzamelen van genetisch materiaal. Het voordeel is dan dat de bemonstering niet afhankelijk is van het afschot van edelherten. Tevens is bij het gebruik van geweien voor sommige populaties de mogelijkheid om ook in de tijd terug de genetische variatie vast te stellen. Nadeel is dat uitsluitend mannelijke dieren op deze wijze kunnen worden bemonsterd.

Stap 3 Analyse kansrijke onderzoeklocaties

In deze stap zijn op basis van de informatie uit stap 1 en 2 de meest kansrijke onderzoeklocaties voor het vaststellen van de effectiviteit van faunamaatregelen geanalyseerd. Kansrijke onderzoeklocaties liggen op plekken waar:

- twee (lokale) populaties edelherten door een bestaande of toekomstige rijksweg van elkaar gescheiden zijn;
- de populaties aan weerszijden van de rijksweg zo lang mogelijk van elkaar geïsoleerd zijn;
- de populaties voldoende groot zijn om een steekproef van circa 50 dieren per populatie te nemen;
- faunapassages vooralsnog ontbreken of pas recentelijk zijn aangelegd.

Populaties die lang van elkaar geïsoleerd zijn geweest hebben naar verwachting grotere verschillen in genetische variatie. Dit zijn dus de onderzoeklocaties die de voorkeur verdienen. Bedacht moet worden dat barrières zoals rasters en wegen nooit absoluut zijn voor edelherten. Enige uitwisseling tussen geïsoleerde populaties blijft altijd bestaan. Er zijn verschillende waarnemingen van edelherten die tijdens de bronst uitwisselden tussen de vrije wildbaan en de diverse gesloten wildbanen. Gesloten wildbanen zijn omrasterde leefgebieden die niet in verbinding staan met andere leefgebieden (Broekhuizen et al. 1992; Huijser et al. 1998). Aangereden edelherten op rijkswegen maken duidelijk dat ook hier de barrièrewerking niet 100% is. Een volledige menging van het genetisch materiaal, zoals optreedt binnen een niet-versnipperde populatie, treedt echter niet op. Daarom is het toch de verwachting dat er verschillen in genetische variatie tussen de populaties aanwezig zijn.

2.3 Huidige verspreiding populaties

In Nederland zijn op dit moment slechts twee plaatsen waar populaties van edelherten voorkomen: de Veluwe en de Oostvaardersplassen (Broekhuizen et al. 1992; Cornelissen & Vulink 1996). Incidenteel zijn ook buiten deze gebieden edelherten aangetroffen. Veelal betreft dit zwerfende dieren afkomstig van populaties in de grensstreek van Duitsland, of ontsnapte dieren uit hertenkampen of de gesloten wildbanen. Tabel 1 geeft een overzicht van de populaties en hun huidige voorjaarsstanden. De ligging van zowel de actuele als potentiële leefgebieden is in figuur 1 weergegeven.

Tabel 1.

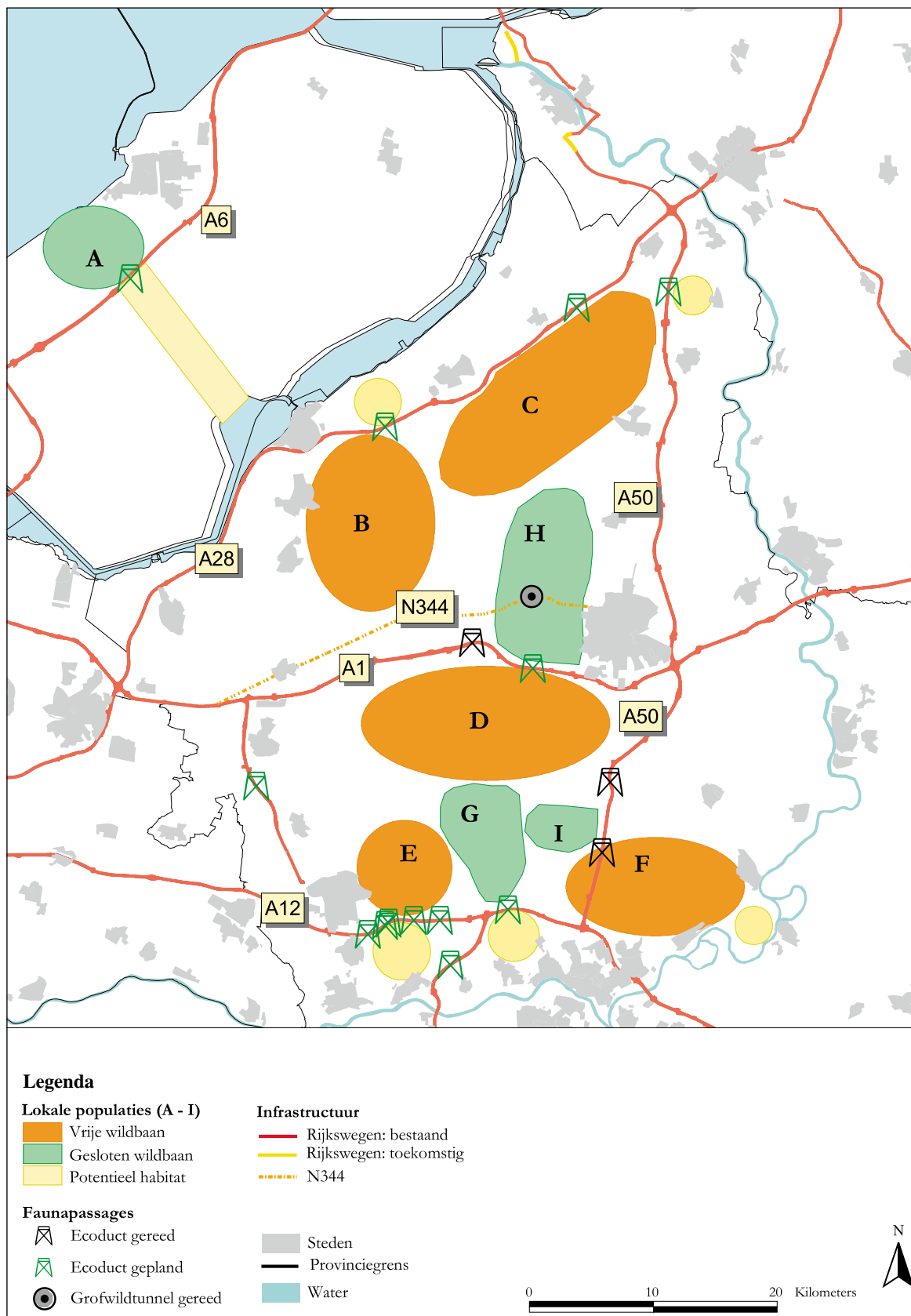
Actuele leefgebieden van populaties edelherten in Nederland en per lokale populatie de huidige voorjaarsstand. Isolatie: v = vrije wildbaan; g = gesloten wildbaan.

Leefgebied	Isolatie	voorjaarsstand 2002
A Oostvaardersplassen	g	± 800
B Noordwest-Veluwe	v	190
C Noordoost-Veluwe	v	229
D Midden-Veluwe	v	202
E Zuidwest-Veluwe	v	179
F Zuidoost-Veluwe	v	307
G Hoge Veluwe	g	± 200
H Kroondomein	(g) ¹	± 250
I Deelerwoud ²	g	onbekend

¹ Sinds 1999 door de aanleg van in- en uitsprongen niet meer volledig gesloten wildbaan.

² Het betreft hier de gesloten wildbanen van Peletier en Repelaer. Het gedeelte van het Deelerwoud dat in beheer is bij Natuurmonumenten behoort tot de vrije wildbaan van de Zuidoost-Veluwe.

Figuur 1.
Analyse onderzoeklocaties voor het edelhert.



Oostvaardersplassen

In de Oostvaardersplassen leven circa 800 edelherten (mondellinge mededeling G. Groot Bruinderink). Deze behoren alle tot één populatie. Momenteel is het leefgebied van deze populatie nog beperkt tot het natuurreservaat van de Oostvaardersplassen (circa 5000 ha). Een faunakerend raster voorkomt kolonisatie van omliggende natuurgebieden. Op termijn komt er naar verwachting verandering in deze geïsoleerde situatie. Zo zijn er plannen het leefgebied te vergroten door het opnemen van nabijgelegen bos- en natuurgebieden binnen het raster (o.a. Hollandsche Hout en Praamweggebied; Huijser et al. 1998). Het leefgebied wordt hiermee vergroot maar de isolatie blijft. Tevens is men daarom voornemens een robuuste ecologische verbindingzone te creëren tussen de Oostvaardersplassen en de noordelijke Veluwe (Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2000).

Veluwe

Het aantal edelherten op de Veluwe wordt thans geschat op circa 1300 dieren (Provincie Gelderland 2000). In tegenstelling tot de Oostvaardersplassen zijn op de Veluwe als gevolg van faunakerende rasters en doorsnijdingen van leefgebieden door wegen en spoorwegen meerdere lokale populaties te onderscheiden. Globaal zijn de Veluwse edelherten in te delen in acht lokale populaties. Vijf daarvan behoren tot de vrije wildbaan: de niet- of slechts gedeeltelijk omrasterde delen van de Veluwe waartussen vrijelijk uitwisseling mogelijk is. De overige zijn (gedeeltelijk) gesloten wildbanen.

Voor de edelhertpopulaties zijn per gebied voorjaarsstanden afgesproken. Om deze op het afgesproken niveau te houden worden er jaarlijks in de vrije wildbaan tussen de 300 en 500 edelherten geschoten. Tabel 2 geeft een overzicht van de procentuele verdeling (gemiddeld) van deze geschoten dieren naar geslacht en leeftijdsklasse.

Tabel 2.

Procentuele verdeling van de jaarlijks geschoten edelherten in de vrije wildbaan van de Veluwe naar geslacht en leeftijdsklasse.

Geslacht	Kalveren	1 jaar	2-4 jaar	5-9 jaar	≥10 jaar
Mannelijk	41%	22%	22%	8%	7%
Vrouwelijk	39%	26%	21%	12%	2%

Het beleid van zowel rijk als provincie is erop gericht om de versnippering van de Veluwe terug te dringen (Ministerie LNV 2000; Provincie Gelderland 2000). In samenwerking met de terreinbeherende organisaties en particulieren zal geprobeerd worden om het aantal rasters verder te beperken en infrastructurele barrières op te heffen. Het doel is dat er uitgestrekte leefgebieden ontstaan met een minimum aan barrières, zodat vrije uitwisseling van dieren tussen de verschillende populaties mogelijk wordt. Tevens is het streven om verbindingen tussen de Veluwse leefgebieden en het rivierengebied te herstellen. Op deze wijze kunnen de edelherten weer gebruik gaan maken van de veel voedselrijkere uiterwaarden (Buro Hemmen 1998; Provincie Gelderland 2000).

2.4 Historie populaties

2.4.1 Oostvaardersplassen

De populatie in de Oostvaardersplassen is tot stand gekomen na introductie van 57 edelherten in 1992/1993 (Cornelissen & Vulink 1996). De herten zijn afkomstig uit Schotland en Tsjechië. De populatie vertoonde in de jaren direct na de introductie een exponentiële groei. Al in januari 1996 was het aantal edelherten gegroeid tot 179 dieren (Cornelissen & Vulink 1996). Ook nu groeit de populatie nog steeds. Inmiddels bestaat de populatie uit circa 800 edelherten (mondelinge mededeling G. Groot Bruinderink) die alle tot één populatie kunnen worden gerekend.

2.4.2 Veluwe

De Veluwe is al langere tijd leefgebied voor edelherten. De eerste meldingen dateren uit de tiende eeuw (De Rijk & Pelzers 1991). Het edelhert kwam oorspronkelijk vooral voor in het rivierengebied van ons land. Intensivering van het landgebruik heeft er echter toe geleid dat de edelherten steeds verder van deze laaggelegen, vruchtbare gronden naar de hogere en voedselarmere zandgronden zijn teruggedrongen (Broekhuizen et al. 1992).

De omvang van de Veluwse populatie edelherten heeft door de eeuwen heen sterke schommelingen gekend (Broekhuizen et al. 1992). Ook de uitwisselingsmogelijkheden tussen verschillende (deel)populaties veranderden in de loop der tijd als gevolg van versnipperende en ontsnipperende maatregelen. Hier volgt een kort overzicht van de belangrijkste verschuivingen in de populatiestructuur vanaf eind 19^{de} eeuw (zie ook bijlage 2).

Eind 19de eeuw

Aan het eind van de 19de eeuw waren er geen fysieke barrières op de Veluwe. Oude boskernen, zoals het Vierhouterbos, de bossen van Planken Wambuis en de Hoog Soerense en Wieselse bossen, vormden in deze periode de standwildgebieden. Het aantal edelherten op de Veluwe was echter beperkt (Broekhuizen et al. 1992). Eind 19^{de} eeuw komen de eerste plannen voor het plaatsen van rasters. In 1896 wordt een deel van het huidige Kroondomein-raster geplaatst rond de bossen van Hoog Soeren en Wiesel. De gesloten wildbaan die ontstond had een grootte van 3.100 ha (Brouwer 1949). Ook op de Zuid-Veluwe ontstonden in deze tijd (1895-1897) de eerste gesloten wildbanen: Deelerwoud en Varenna (Brouwer 1949). Ondanks deze rasters die delen van het leefgebied onbenutbaar maakten, was vrije wisseling op de rest van de Veluwe in deze periode nog steeds gewaarborgd.

Begin 20ste eeuw: 1900 - 1940

Rond circa 1930 is gestart met de aanleg van rasters rond de Hoge Veluwe. Aanvankelijk is het noordelijk (1.200 ha) en middengedeelte (3.000 ha) omrasterd. Enkele jaren hierna is de wildbaan uitgebreid met het zuidelijke gedeelte tot aan de Koningsweg, te samen circa 5.700 ha groot (Brouwer 1949). Ook de wildbaan van het Kroondomein is in deze periode verder uitgebreid tot een oppervlak van circa 10.000 ha (Brouwer 1949).

De belangrijkste edelhertpopulaties in deze periode zijn te vinden op het Planken Wambuis, Imbosch-Hagenau en het Vierhouterbos. De rest van de Veluwe is

bestempeld als wisselwildgebied. Uitwisseling tussen de standwildgebieden is nog steeds mogelijk via de zuidzijde van de Hoge Veluwe, ten noordwesten van de Hoge Veluwe en ten noordoosten van het Deelerwoud. Opvallend is dat er niets vermeld wordt over het voorkomen van edelherten in het huidige leefgebied Midden-Veluwe, bestaande uit de boswachterijen Ugchelen/Hoenderloo en Kootwijk/Loobos van Staatsbosbeheer. Niet uitgesloten is dat er in deze periode nog uitwisseling plaats vond met populaties in Duitsland. Ook uitwisseling richting de Utrechtse Heuvelrug vond nog plaats (Brouwer 1949).

Zowel op het Kroondomein als op de Hoge Veluwe zijn er aan het begin van de 20^{ste} eeuw edelherten geïmporteerd uit verschillende delen van Europa (o.a. Schotland, Spanje, Karpaten; Broekhuizen et al. 1992). Ook zijn edelherten uitgewisseld tussen de drie gesloten wildbanen en is bekend dat er edelherten uit het Kroondomein zijn uitgezet in het Staatswildreservaat.

De Tweede Wereldoorlog en net daarna

In de periode 1940-1945 en kort daarna is er door gaten in de verschillende buitenrasters een intensieve uitwisseling geweest tussen de edelherten binnen en buiten de gesloten wildbanen. Hierdoor treedt vermenging op van de genetische eigenschappen. De aantallen edelherten liepen tijdens de oorlog sterk terug door de jacht (Broekhuizen et al. 1992). Ook net na de Tweede Wereldoorlog werd het edelhert nog intensief bejaagd, vooral om landbouwschade te verminderen. De populaties worden in deze periode geschat op: Kroondomein 450 dieren, Hoge Veluwe 12-15 dieren, Planken Wambuis 70 dieren, Imbosch circa 35 dieren en omgeving Elspeek ruim 45 dieren (Brouwer 1949).

Periode 1950 tot heden

In de jaren 50 startten de meest ingrijpende activiteiten binnen het nog intacte leefgebied voor edelherten in de vrije wildbaan. Dit had grote consequenties voor de uitwisselingsmogelijkheden tussen de verschillende leefgebieden van zowel de vrije als gesloten wildbanen.

Verbinding Zuidwest-Veluwe en Zuidoost-Veluwe ten zuiden van de Hoge Veluwe

Deze oude verbinding is door de aanleg van de A12 (1946-1947) steeds smaller geworden. In de resterende corridor tussen de A12 en de rasters van de Hoge Veluwe is in de loop der jaren de nodige bebouwing gekomen. Tot in het midden van de jaren 90 probeerden edelherten gebruik te maken van deze route. Deze dieren liepen echter klem bij Camping de Hoge Veluwe en de Brandweeracademie, gelegen in driehoek Kemperbergerweg en Koningsweg. Niet duidelijk is tot wanneer deze verbinding nog als uitwisselingsmogelijkheid heeft gefunctioneerd. In 1993 is deze verbinding aan de zuidoostzijde van het Planken Wambuis van een grofwildkerendraaster voorzien.

Verbinding Zuidwest-Veluwe en Midden- en Noord-Veluwe

Zowel ten westen als ten oosten van Otterlo was er uitwisseling van herten naar de Midden- en de Noord-Veluwe. Ook nadat het raster aan de noordzijde van het Planken Wambuis werd geplaatst (circa 1950) bleef dit, hoewel beperkter, mogelijk (Ministerie Landbouw en Visserij 1961). In de loop der jaren is de uitwisselingsmogelijkheid ten noordwesten van Otterlo door een intensievere

bebouwing verloren gegaan. Ook de uitwisselingsmogelijkheid tussen Otterlo en de rasters rond de Hoge Veluwe verslechterde door recreatie en een intensiever landgebruik. Inmiddels is deze verbinding in 1999 enigszins verbeterd. Echter, voor edelherten blijft het een uiterst marginale verbinding, waarvan het gebruik (nog) niet kan worden bevestigd.

Verbinding Midden-Veluwe en Zuidoost-Veluwe

De plaatsing van het Hoog-Buurloraster rond 1960 maakte de uitwisseling vanuit het westelijk deel van de Midden-Veluwe richting Staatswildreservaat onmogelijk. Vanuit het Staatswildreservaat bleef wel uitwisseling mogelijk met de Zuidoost-Veluwe. Door het verwijderen van het Hoog-Buurloraster in 1989 werd het gebied ISK (Infanterie Schietkamp) en Kootwijk-Loobos weer aan het oostelijke Midden-Veluwse leefgebied van het edelhert toegevoegd. De verbinding tussen de oostelijke populatie op de Midden-Veluwe en de Zuidoost-Veluwe is nooit verbroken geweest, dit mede doordat de versnipperende werking van de A50 gelijk werd opgeheven met de bouw van het wildviaduct bij Woeste Hoeve.

Verbinding Midden-Veluwe en Noord-Veluwe

Uitwisseling tussen Midden- en Noord-Veluwe bleef, ondanks de aanwezigheid van het Hoog Buurloraster, beperkt mogelijk. De belangrijkste barrière die hier verscheen, was de A1 die in 1971 is aangelegd. Of er direct na aanleg van de rijksweg nog uitwisseling optrad is onduidelijk. Echter, elke vorm van uitwisseling werd onmogelijk door het plaatsen van een grofwildkerend raster tussen Stroe en Assel in 1985. Inmiddels is de barrièrewerking van de A1 voor een deel opgeheven door de aanleg van het wildviaduct Harm van de Veen in 1998. Ook de overige rasters die uitwisseling onmogelijk maakten, zijn verwijderd.

Interne verbinding Noord-Veluwe

Door de aanleg van het Bloemersraster rond 1960 en de aanleg van de gesloten wildbanen Vierhouerbos en Noorderheide in de jaren 50, werden de onderlinge uitwisselingsmogelijkheden tussen de edelherten op de Noord-Veluwe sterk beperkt, hoewel niet volledig verhinderd. Uitwisseling tussen de Noordwest- en de Noordoost-Veluwe bleef mogelijk via het gebied tussen Vierhouten en Nunspeet. Inmiddels zijn door rasterverwijderingen (Vierhouerbos 1990) en rasterverlagingen (Noorderheide 1993 / Bloemersraster 1992-1997) de vroegere uitwisselingsmogelijkheden hersteld. In 1977 werd het meest noordoostelijke deel van de Veluwe geïsoleerd door aanleg van de A50 tussen Zwolle en Apeldoorn. Ook (potentiële) verbindingen met de IJsselvallei zijn hiermee komen te vervallen.

Kroondomein

De gesloten wildbaan van het Kroondomein is vanwege het intensievere verkeer op de Amersfoortseweg rond 1955 opgedeeld in een noordelijke en een zuidelijke wildbaan. In 1999 zijn er zowel in de noordelijke als in de zuidelijke wildbaan in- en uitsprongen gemaakt, die inmiddels redelijk intensief worden gebruikt. Door deze openingen behoort het Kroondomein formeel tot de vrije wildbaan. Tevens is in 1999 een faunatunnel onder de Amersfoortse weg aangelegd die de beide wildbanen met elkaar verbindt. Tot op heden zijn er geen waarnemingen van edelherten die deze verbinding gebruiken.

2.5 Onderzoeklocaties

We onderscheiden op basis van de in § 2.2 genoemde criteria 5 potentiële onderzoeklocaties. Tabel 3 geeft een overzicht. De ligging van deze onderzoeklocaties voor het edelhert is weergegeven in figuur 2.

Tabel 3.

Overzicht van potentiële onderzoeklocaties voor het edelhert. Per locatie een classificering van kansrijkdom als onderzoeklocatie op basis van expert-judgement en een beschrijving van de rijksweg (b = bestaande rijksweg) en ontsnipperende maatregelen (a = aanwezig; p = gepland).

nr	onderzoeklocatie		classificering	status rijksweg	ontsnippering
	rijksweg	traject			
1	A6	Almere-Lelystad	op termijn kansrijk	b	p
2	A1	Stroe-Apeldoorn	kansrijk	b	a/p
3	A50	Apeldoorn-Arnhem	kansrijk	b	a
4	A28	Harderwijk-Nunspeet	op termijn kansrijk	b	p
5	N344	Nieuw Milligen-Apeldoorn	kansrijk	b ¹	a

¹ Het betreft een provinciale weg.

2.5.1 Oostvaardersplassen

Onderzoeklocatie 1 – A6 Almere-Lelystad

De populatie edelherten in de Oostvaardersplassen is momenteel nog geheel geïsoleerd van andere populaties. Een robuuste verbingszone richting het Veluwemeer moet hier echter verandering in brengen. Doel is dat er uitwisseling gaat plaatsvinden tussen de Noord-Veluwse populaties en die in Flevoland. Twee rijkswegen (A6 en A28) vormen hierbij barrières die door de aanleg van eoducten moeten worden geslecht. De effectiviteit van deze faunamaatregelen kan in eerste instantie worden gemeten aan de mate en snelheid van (re)kolonisatie van de leefgebieden die door de ontsnippering worden ontsloten: de (nog aan te leggen) robuuste verbinding in Flevoland en ten noorden van Harderwijk, en de bestaande bosstrook aan de noordzijde van de A28. Op langere termijn, wanneer uitwisseling tussen de twee populaties tot stand is gekomen, kan ook genetisch onderzoek een bijdrage leveren om de effectiviteit van de voorzieningen te kwantificeren.

2.5.2 Veluwe

De Veluwe wordt doorsneden door vier rijkswegen, te weten de A1, A12, A28 en A50. Er zijn geen nieuwe rijkswegen gepland. Alleen bij de A1 en het traject tussen Apeldoorn en Arnhem van de A50 is sprake van populaties edelherten aan weerszijden van de rijksweg. Het aantonen van veranderingen in genetische variatie als gevolg van ontsnippering is dan ook in eerste instantie vooral op deze locaties relevant.

De rijkswegen A12, A28 en het noordelijke deel van de A50 (traject Zwolle-Apeldoorn) vormen alle een barrière tussen de centrale delen van de Veluwe en de meer perifeer gelegen leefgebieden. Vooral ten zuiden van de A12 betreft het bos- en graslandgebieden van behoorlijke omvang. In deze perifere leefgebieden zijn incidenteel edelherten waargenomen (m.n. ten oosten van de A50 bij Heerde), maar van een populatie edelherten is in deze gebieden geen sprake. Een vergelijking van genetische variatie tussen populaties edelherten aan weerszijden van deze rijkswegen is hier dus niet mogelijk. Effectiviteit van

Figuur 2.
Potentiële onderzoeklocaties voor het
edelhert.



faunamaatregelen zou op deze locaties dan ook vooral moeten worden afgemeten aan de mate en snelheid waarmee nieuwe leefgebieden worden gekoloniseerd na aanleg van passages. Bij al deze rijkswegen is inmiddels de aanleg van ecoducten gepland (zie ook: Provincie Gelderland 2000).

We onderscheiden op de Veluwe voor het edelhert vier onderzoeklocaties:

Onderzoeklocatie 2 – A1 Stroe-Apeldoorn

De A1 vormt een barrière tussen de populaties edelherten van de Noord-Veluwe en het Kroondomein enerzijds, en die van de Zuidwest-Veluwe, Midden-Veluwe, Hoge Veluwe en Zuidoost-Veluwe anderzijds. Deze barrièrewerking treedt op sinds begin jaren '70 en is nog eens versterkt door de aanleg van rasters tussen Assel, Stroe en Otterlo. Deze relatief langdurige isolatie van de populaties op de noordelijke Veluwe maakt dit tot de meest kansrijke onderzoeklocatie.

Recentelijk is ter hoogte van Kootwijk een ecoduct aangelegd (1998). Dit wordt echter nog slechts incidenteel gebruikt door edelherten. Wél worden recentelijk steeds vaker edelherten aangetroffen in het bosgebied net ten zuiden van het ecoduct en ten noorden van de spoorlijn Amersfoort-Apeldoorn (mondelinge mededeling H. Snel). De leeftijdsopbouw van de edelhertpopulaties en de recente aanleg van de verbinding biedt de mogelijkheid om de genetische variatie van dieren te bemonsteren van vóór de aanleg van de ontsnipperende maatregel. Het lijkt zinvol om op de noordelijke Veluwe dieren te bemonsteren die behoren tot de lokale populaties Noordoost-Veluwe en Noordwest-Veluwe in de vrije wildbaan. Dit kan eventueel worden aangevuld met bemonsteringen van edelherten uit het Kroondomein. Door het recentelijk aanbrengen van in- en uitsprongen in het raster van het Kroondomein (1999) is frequente uitwisseling tot stand gekomen tussen de populatie in deze gesloten wildbaan en die in de vrije wildbaan. Door bemonstering van dieren die geboren zijn vóór 1999 kunnen echter ook hier verschuivingen in genetische variatie worden geanalyseerd.

Onderzoeklocatie 3 – A50 Apeldoorn-Arnhem

De A50 vormt een barrière tussen enerzijds de edelhertpopulaties van de Zuidoost-Veluwe (Nationaal Park Veluwezoom) ten oosten van de rijksweg, anderzijds de Midden-Veluwe en het door Natuurmonumenten beheerde deel van het Deelerwoud aan de westzijde van de weg. Deze barrière is echter nooit absoluut geweest omdat onmiddellijk bij aanleg van de weg ook twee ecoducten zijn gebouwd (Woeste Hoeve en Terlet). Deze werden al snel door edelherten in gebruik genomen, waarmee uitwisseling tussen genoemde leefgebieden bleef bestaan. De mogelijkheden tot uitwisseling werden desondanks wel beperkt tot twee plekken van ieder niet breder dan 50 meter. Of hierdoor de genetische variatie van de populatie op de Zuidoost-Veluwe afwijkt van die op de Midden-Veluwe is niet bekend. Metingen aan deze twee populaties lijken daarom zinvol. Behalve vergelijking van de Zuidoost-Veluwse populatie met die van de Midden-Veluwe behoort vergelijking met het genetisch profiel van populaties op de Noord-Veluwe eveneens tot de mogelijkheden. Deze onderzoeklocatie kan daarmee als verlengde /aanvulling worden gezien op onderzoeklocatie 2.

Onderzoeklocatie 4 – A28 Harderwijk-Nunspeet

Het traject van de A28 tussen Harderwijk en Nunspeet neemt een bijzondere positie in. Op dit moment komen slechts populaties edelherten aan de zuidzijde

van de rijksweg voor. Ook dit traject is echter een barrière die geslecht moet worden om de plannen voor een verbinding tussen edelhertpopulaties op de Veluwe en in de Oostvaardersplassen tot stand te brengen (zie onderzoeklocatie 1). Door vergelijking van het genetisch profiel van de populaties in deze twee natuurgebieden vóór en na aanleg van een faunapassage en ecologische corridor kunnen uitspraken over de effectiviteit van de faunavoorziening worden gedaan. De aanleg van een ecoduct op deze locatie is reeds gepland. Uitwisseling tussen deze populaties zal echter naar verwachting pas op de lange termijn tot stand komen.

Onderzoeklocatie 5 – N344 Nieuw Milligen-Apeldoorn

De N344 doorsnijdt, parallel aan de A1, het zuidelijk deel van de Noord-Veluwe populatie in de vrije wildbaan. Tevens vormt het de afscheiding tussen het noordelijk en zuidelijk deel van het Kroondomein. Hoewel de N344 geen rijksweg is, willen we deze onderzoeklocatie toch noemen omdat de plek naar verwachting mogelijkheden biedt om het effect van ontsnippering op de genetische variatie van edelherten aan te tonen. Het kroondomein is halverwege de jaren '50 in twee delen gesplitst. Hoewel enige uitwisseling altijd optreedt (kapotte rasters door stormen, mannelijke dieren die over het raster springen gedurende de bronst etc.), is het de verwachting dat er genetische verschillen tussen de populaties noord en zuid van de N344 bestaan. Recentelijk (1999) is een grote faunatunnel onder de N344 aangelegd die een verbinding creëert tussen het noordelijke en zuidelijke Kroondomein. Uitwisseling van edelherten via deze faunapassage zal de eventuele verschillen in genetisch profiel tenietdoen. Tot op heden is de faunatunnel nog niet gebruikt door edelherten. De verwachting is dat dat vroeg of laat echter wel gebeurt. Het monitoren van de populaties aan weerszijden kan de effectiviteit van de voorziening dan aantonen.

2.6 Advies

Een drietal wegtrajecten wordt in tabel 3 als kansrijke onderzoeklocatie aangemerkt. Geadviseerd wordt dan ook om de populaties aan weerszijden van deze wegtrajecten te bemonsteren. Het gaat daarbij met name om het vaststellen van de genetische variatie van de lokale populaties edelherten in de vrije wildbaan op de Noordoost-Veluwe, Noordwest-Veluwe, Midden-Veluwe, Zuidwest-Veluwe en Zuidoost-Veluwe (nabij onderzoeklocaties 2 en 3). De omvang van deze populaties en het jaarlijkse afschot lijken groot genoeg voor het verkrijgen van voldoende monsters. De populaties van het noordelijk en zuidelijk Kroondomein kunnen een interessante aanvulling vormen, zeker als ook de werking van de faunapassage onder de N344 in het onderzoek wordt betrokken (onderzoeklocatie 5).

Het vaststellen van de genetische variatie dient te worden gezien als een eerste stap. Vervolgens kan op basis van deze nulmeting de mate van isolatie tussen de verschillende lokale populaties inzichtelijk worden gemaakt en, wanneer de metingen na enige tijd (3-5 jaar) worden herhaald, veranderingen in de genetische variatie als gevolg van ontsnippering. Na een eerste bemonstering kan echter blijken dat de genetische variatie tussen populaties te gering is om hierover uitspraken te kunnen doen. Om deze reden zal na de eerste

(nul)meting van de genetische variatie een beslissing moeten worden genomen omtrent de wenselijkheid van het voortzetten van de genetische monitoring van de edelhertpopulaties.

3 Onderzoeklocaties Das

3.1 Inleiding

De das is gevoelig voor versnippering van zijn leefgebied door infrastructuur (van Apeldoorn & Kalkhoven 1991, Van der Zee et al. 1992). Het meest directe effect is wellicht het verlies van burchten en/of foerageergronden als gevolg van het ruimtebeslag van verkeerswegen. Daarnaast is sterfte door aanrijdingen een groot probleem. Jaarlijks sterft circa een kwart van de Nederlandse dassenpopulatie op het wegdek (Ministerie van Verkeer & Waterstaat 1997). Ook het in meer of mindere mate geïsoleerd raken van leefgebieden als gevolg van de barrièrewerking van wegen is een belangrijk effect dat de levensvatbaarheid van dassenpopulaties negatief beïnvloedt (Van der Grift & Verboom 2001). De effectiviteit van ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen voor de levensvatbaarheid van dassenpopulaties kan worden gemeten aan veranderingen in de bezettingsgraad van kansrijke habitatplekken en de dichtheid van de soort in die plekken. Ook voor de das geldt dat populaties in sterk versnipperde leefgebieden een grotere kans hebben om (lokaal) uit te sterven. Zowel de bezettingsgraad van de habitatplekken als de dichtheid waarin de dassen voorkomen (mate van verzadiging van de habitatplekken) binnen dergelijke versnipperde leefgebieden is geringer. In het veld is dit te meten met behulp van inventarisaties van de bewoning van dassenburchten.

3.2 Werkwijze

3.2.1 Analyse configuratie dassenpopulaties

Op basis van inventarisaties van dassenburchten en normen voor de afstand waarover dassen zich kunnen bewegen (dispersiecapaciteit) is de ligging en omvang van dassenpopulaties in Nederland globaal geanalyseerd. Als basis is de Dassencensus 2000 genomen (bron: Expertisecentrum LNV / Vereniging Das & Boom). In dit bestand is de verspreiding van de das weergegeven op kilometerhokniveau (Van Moll et al. 2001). Per kilometerhok is aangegeven of er bewoonde, onbewoonde of vervallen burchten aanwezig zijn.

Achtereenvolgens is (1) rond iedere burcht², bewoond of onbewoond, een hypothetisch territorium gekarteerd, (2) zijn habitatplekken onderscheiden, bestaande uit clusters van vlak bij elkaar gelegen territoria, en (3) zijn habitatnetwerken onderscheiden, bestaande uit clusters van habitatplekken (zie figuur 2). Een territorium wordt bewoond door een dassengroep. Een habitatplek biedt leefgebied aan een lokale populatie, bestaande uit verschillende dassengroepen. Een habitatnetwerk wordt bewoond door een netwerkpopulatie, bestaande uit een cluster van lokale populaties (zie figuur 3).

In deze analyse zijn de volgende vuistregels gehanteerd:

- het territorium is cirkelvormig rond de burcht verondersteld;
- de territoriumgrens ligt op 800 m vanaf de burcht;
- territoria zijn tot verschillende lokale populaties gerekend als de afstand tussen de territoriumgrenzen groter is dan 1000 m;

² Het bestand Dassencensus 2000 geeft de aanwezigheid en bezetting van burchten op kilometerhokniveau. Ten behoeve van de analyse van de configuratie van dassenpopulaties zijn de burchten in het middelpunt van de kilometerhokken gelegd.

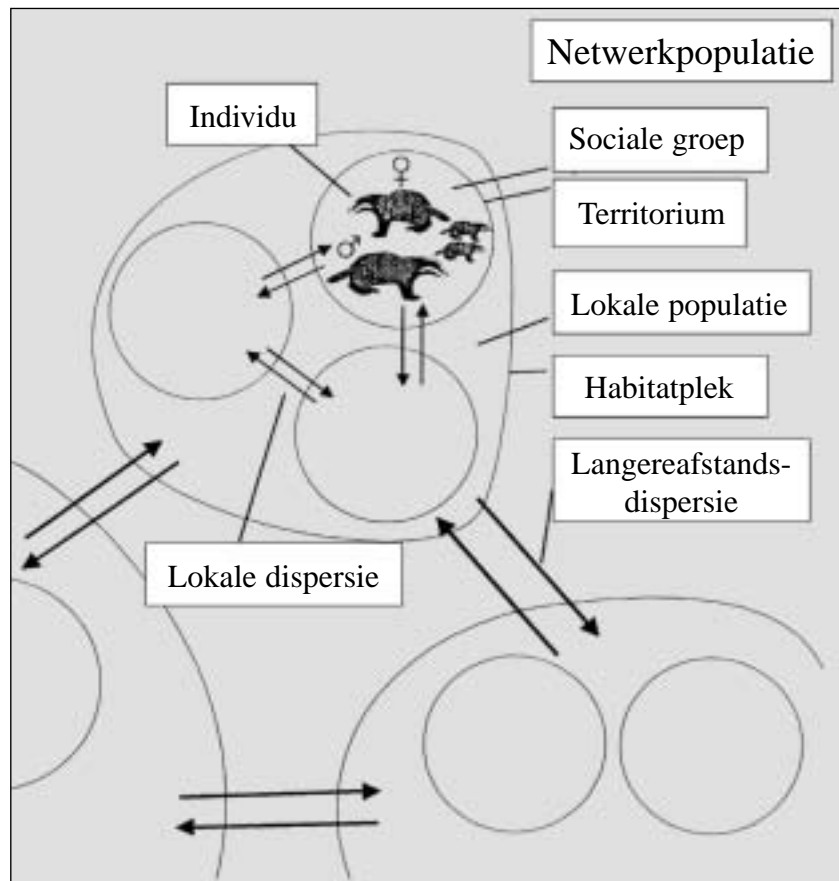
- lokale populaties zijn tot verschillende netwerken gerekend als de afstand tussen de burchten binnen deze lokale populaties groter is dan 10 kilometer;
- rijkswegen en grote rivieren vormen absolute barrières tussen netwerkpopulaties.

Voor een onderbouwing van deze vuistregels wordt verwezen naar Van der Grift & Nieuwenhuizen (in druk). Let op: het onderscheiden van lokale populaties en netwerkpopulaties is allereerst gebaseerd op normen voor de *afstand* die dassen kunnen afleggen tussen lokale populaties en netwerkpopulaties. Daarnaast zijn rijkswegen, grote rivieren en stedelijke gebieden als absolute barrières beschouwd. Populaties aan weerszijden van dergelijke barrières zijn dus als aparte (netwerk)populaties gezien, ongeacht eventuele ontsnipperende maatregelen. Overige infrastructurele barrières die de configuratie van de populaties beïnvloeden, zoals lagere-ordewegen, kanalen en spoorwegen, zijn om pragmatische redenen in de analyse buiten beschouwing gelaten. Bij de verdere uitwerking op lokaal niveau zullen deze barrières wel meegenomen worden.

3.2.2 Schatting draagkracht habitatnetwerken

De draagkracht van elke habitatplek en van de onderscheiden habitatnetwerken is globaal geschat, uitgedrukt in het aantal reproductieve eenheden (RE). Voor dassen is één RE gelijk gesteld met één sociale groep (dassenclan). Draagkracht

Figuur 3. Een schematisch overzicht van de structuur van een dassenpopulatie, waarbij vier niveaus zijn onderscheiden: individu, sociale groep, lokale populatie en netwerkpopulatie.



is dan gedefinieerd als het maximale aantal dassengroepen dat een habitatplek kan bewonen. Het gaat dus zowel om actuele als potentiële bewoning. Immers niet alle geschikte territoria zijn ieder jaar bezet. Als basis voor de draagkrachtschatting dient de Dassencensus 2000. Bij de schatting van de draagkracht zijn dassenpopulaties in de aan Nederland grenzende gebieden van Duitsland en België buiten beschouwing gelaten.

Als vuistregel is gehanteerd dat bewoonde en onbewoonde burchten representatief zijn voor 1 RE. De onbewoonde burchten worden hierbij als indicatie gebruikt voor de zogenaamde 'lege plekken': habitatplekken in een netwerk die in principe geschikt zijn voor bewoning, maar voor kortere of langere tijd niet bezet zijn. Vervallen burchten zijn niet betrokken in de schatting van de draagkracht. Aangenomen is dat het langer leeg blijven van deze plekken, zoals blijkt uit de vervallen toestand van de burchten, een indicatie vormt van een afname van de geschiktheid van deze plekken als leefgebied voor dassen. Eveneens niet meegenomen bij de draagkrachtschatting zijn potentiële habitatplekken die buiten de huidige leefgebieden vallen. Dit zijn plekken die weliswaar misschien geschikt habitat bevatten, maar waar (nog) geen burchten zijn aangetroffen.

De draagkrachtberekening aan de hand van gegevens omtrent bewoning van burchten op kilometerhokniveau is een ruwe schatting. Vooral in gebieden met optimaal habitat kan er immers sprake zijn van meerdere dassengroepen in een kilometerhok. Een tweede of zelfs derde burcht in een kilometerhok kan tijdens de Dassencensus 2000 buiten beschouwing gelaten zijn, aangezien tijdens deze inventarisatie niet alle burchten zijn bezocht. Volgens de hier door ons gehanteerde methode wordt de draagkracht in zo'n geval onderschat. Om enig inzicht te krijgen in de nauwkeurigheid van de draagkrachtschattingen op basis van de Dassencensus 2000 zijn voor Midden-Limburg (tussen Venlo en Echt, ten oosten van de Maas) de resultaten van de hier gevolgde methode vergeleken met een eerder uitgevoerd, gedetailleerder onderzoek naar actuele en potentiële bezetting van burchten, waarbij wél alle burchten zijn geïnventariseerd (Van der Grift & Nieuwenhuizen, in druk). Tabel 4 geeft een overzicht van de draagkrachtschattingen volgens beide methoden.

Tabel 4.	Populatie	Methode 1	Methode 2
Draagkrachtschattingen (in RE) van de dassenpopulatie in Midden-Limburg op basis van kilometerhokgegevens omtrent de bezetting van burchten (methode 1) en volgens Van der Grift & Nieuwenhuizen (in druk) (methode 2).	actuele bewoning	34	34
	potentiële bewoning	23	24
	totaal	57	58

De hier gehanteerde methodiek op basis van kilometerhokgegevens blijkt de draagkracht inderdaad enigszins te onderschatten. Het verschil betreft echter slechts 1 RE. Aangenomen wordt dat deze situatie in Midden-Limburg representatief is voor andere delen van Nederland. De hier geïntroduceerde methode is op basis hiervan als voldoende nauwkeurig beoordeeld voor de doelstelling van onderhavig onderzoek.

3.2.3 Bepalen kansrijke onderzoeklocaties das

Aan de hand van normen voor de duurzaamheid van de habitatnetwerken is de levensvatbaarheid van de lokale populaties en netwerkpopulaties bepaald in zowel een situatie *zonder* als *met* rijkswegen (inclusief toekomstige rijkswegen). Vastgesteld is op welke plaatsen een verschil in duurzaamheid van habitat aan tenminste één zijde van de verkeersweg optreedt. Op locaties waar een omslag van *niet duurzaam* naar *wel duurzaam* wordt verwacht als gevolg van ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen, is de kans dat in het veld significante effecten op populatieniveau kunnen worden gemeten het grootst. Dit zijn dan ook de locaties die in beschouwing zijn genomen om als potentiële onderzoeklocaties te worden aangewezen.

Een habitatnetwerk wordt in deze studie als duurzaam beschouwd wanneer de overlevingskans van de netwerkpopulatie $\geq 95\%$ is in 100 jaar. Deze overlevingskans is in grote mate afhankelijk van zogenaamde *sleutelplekken*: relatief grote habitatplekken in een habitatnetwerk, bewoond door een lokale populatie die duurzaam is op voorwaarde dat één das immigrereert per generatie (Verboom et al. 2001). Voor langlevende, grote zoogdieren is de norm voor de minimale grootte van een dergelijke sleutelplek 20 RE (Verboom et al. 2001). Een habitatnetwerk met een sleutelplek is duurzaam wanneer de draagkracht van het totale netwerk minimaal 80 RE bedraagt. In habitatnetwerken zonder sleutelplek is pas sprake van duurzaamheid als de draagkracht van het totale netwerk 120 RE bedraagt (Verboom et al. 2001). Wij hebben van deze normen gebruik gemaakt bij het bepalen van de duurzaamheid van de habitatnetwerken in (1) de situatie met de rijkswegen, en (2) de situatie zonder rijkswegen, oftewel de situatie waarin de barrièrewerking van de rijkswegen volledig is gemitigeerd.

3.2.4 Classificering kansrijke onderzoeklocaties

De onderzoeklocaties worden geclassificeerd als meest kansrijk of kansrijk op basis van de uitkomsten van de duurzaamheidsanalyse in combinatie met expertkennis. Bij deze classificering is gekeken naar (1) omvang van de netwerkpopulaties, (2) de bezettingsgraad van het habitat, en (3) omgevingsaspecten.

Omvang netwerkpopulaties

In een habitatnetwerk dat niet-duurzaam is in de versnipperde situatie, maar wel de norm voor een duurzaam netwerk benadert, zijn de positieve effecten van ontsnippering naar verwachting minder gemakkelijk vast te stellen. Aan de andere kant zijn habitatnetwerken van (zeer) geringe omvang geen goede meetplekken omdat toevallige gebeurtenissen een te groot effect hebben op de resultaten. Hierover volgt een korte toelichting aan het eind van deze paragraaf.

Bezettingsgraad habitat

In een netwerkpopulatie kan een groot deel van het habitat onbewoond zijn; een draagkracht van 80 of 120 RE komt overeen met een (veel) lager aantal dassengroepen die op een willekeurig moment het gebied bewonen. In een duurzaam habitatnetwerk zal verhoudingsgewijs het aantal burchten dat bewoond is hoger zijn dan in niet-duurzame, sterk versnipperde populaties. In de laatste situatie worden leegvallende plekken immers minder gemakkelijk weer

gekoloniseerd. Het bezettingspercentage van habitat (aantal bewoonde burchten / totaal aantal burchten) is niet alleen een goede maat voor de duurzaamheid van de habitatnetwerken maar ook voor de mate waarin een netwerkpopulatie last heeft van versnippering (Vos et al. 2001). Op locaties waar sprake is van een groot versnipperingseffect als gevolg van een rijksweg (dus: lage duurzaamheid en lage bezetting), is ook het effect van ontsnippering naar verwachting groot. Dat zijn dan ook de locaties die als eerste in aanmerking komen als onderzoeklocatie.

Bijzondere omstandigheden

Hoewel een locatie op basis van de duurzaamheidsanalyse als meest kansrijk kan worden geclassificeerd, kunnen plaatselijke factoren er toch aanleiding toe zijn om de locatie slechts als kansrijk te beoordelen, bijvoorbeeld wanneer populaties in het grensgebied van Nederland liggen en een onbekende mate van uitwisseling met populaties in Duitsland of België kan worden verwacht. Dit kan ook het geval zijn in situaties waar een andere populatie dan de twee met elkaar te vergelijken lokale populaties naar verwachting een grote invloed uitoefent op de levensvatbaarheid van die twee populaties. Dergelijke bijzondere omstandigheden zijn op basis van een deskundigenoordeel (expert-judgement) ingeschat en beschreven.

Beoordeling op kansrijkdom

Als vuistregel voor meest kansrijke onderzoeklocaties is hier gehanteerd: habitatnetwerken met een draagkracht van 5-50 RE en een bezettingsgraad van maximaal 60%. Habitatnetwerken die kleiner zijn dan 5 RE, groter dan 50 RE, of een hogere bezetting hebben dan 60%, zijn geclassificeerd als kansrijk. Een classificatie meest kansrijk verandert in kansrijk als er sprake is van bijzondere, plaatselijke (locatiespecifieke) omstandigheden.

3.2.5 Kenmerken kansrijke onderzoeklocaties

Iedere onderzoeklocatie is nader geanalyseerd aan de hand van drie kenmerken: (1) status rijksweg, (2) ontsnipperende maatregelen, en (3) aantal dassenslachtoffers. Het belang van deze kenmerken in relatie tot het meten van de effecten van ontsnippering wordt hier kort toegelicht.

Status rijksweg

Onderzoeklocaties waar de rijksweg nog moet worden aangelegd bieden de mogelijkheid om de dassenpopulatie te monitoren voordat sprake is van een barrière die de populatie doorsnijdt. Dit betreft dan een vergelijking van de situatie zonder rijksweg met de situatie mét rijksweg en ontsnipperende maatregelen. Per onderzoeklocatie is daarom vastgesteld of sprake is van barrièrewerking door (1) een bestaande rijksweg, of (2) door een toekomstige rijksweg. Een toekomstige rijksweg kan betrekking hebben op de aanleg van een nieuwe weg of de reconstructie van een bestaande (rijks)weg. In deze studie zijn uitsluitend toekomstige rijkswegen in beschouwing genomen waarvoor reeds een tracébesluit is genomen.

Ontsnipperende maatregelen

Wegtrajecten waar ontsnipperende maatregelen nog niet zijn aangebracht bieden de kans om de populatieontwikkelingen vóór en na het opheffen van de barrière te meten. Per kansrijke onderzoeklocatie is daarom in beeld gebracht of ontsnipperende maatregelen aanwezig of gepland zijn, en of deze maatregelen naar verwachting het versnipperingseffect voor de das opheffen. Per onderzoeklocatie is onderscheid gemaakt in de categorieën: (1) ontsnipperende maatregelen reeds aanwezig, (2) ontsnipperende maatregelen niet aanwezig maar wel gepland, en (3) ontsnipperende maatregelen niet aanwezig en ook (nog) niet gepland.

Het al dan niet opheffen van het versnipperingseffect is uitsluitend afhankelijk gesteld van het type faunapassage en de bereikbaarheid van de faunavoorzieningen, met andere woorden: is de aangelegde/geplande voorziening geschikt voor de das en is de afstand tussen het leefgebied en de faunapassage voor de das overbrugbaar.

Onderzoek heeft aangetoond dat dassen verschillende typen faunapassages kunnen gebruiken, variërend van dassentunnels tot grote onderdoorgangen of ecoducten (Derckx, Bekker & Canters 1997, Berris 1997, Georgii 1997, Hermann et al. 1997).

In deze studie zijn de typen *aanpassing brug*, *aanpassing duiker*, *amfibietunnel*, en *ecoduiker* voor de das als ongeschikte passages beschouwd (zie tabel 5). Dit zal in werkelijkheid niet altijd het geval zijn. Amfibieëntunnels zijn er in vele vormen en maten. In sommige gevallen zal het ontwerp van deze faunavoorzieningen ook medegebruik door de das mogelijk maken. Datzelfde geldt voor passagemogelijkheden bij duikers of bruggen. Primair zijn deze voorzieningen echter bedoeld voor soorten die zich langs oevers voortbewegen. Dassens zijn incidentele medegebruikers. In het door Rijkswaterstaat uitgevoerde onderzoek naar het gebruik van faunapassages langs waterwegen onder rijkswegen is dan ook slechts eenmaal een loopspoor van een das gevonden (Brandjes & Veenbaas 1998; Brandjes et al. 2001). Het betrof hier een doorgetrokken oever.

Bedacht moet worden dat de informatie betreffende de huidige en toekomstige faunapassages in deze studie slechts indicatief is gebruikt. Na selectie van de onderzoekgebieden zal nadere informatie omtrent exact ontwerp, maatvoering en ligging van de voorzieningen gewenst zijn.

Tabel 5.

Geschiktheid van faunapassages voor de das (+ = geschikt; - = ongeschikt).

Type faunapassage	Geschiktheid
aanpassing brug	-
aanpassing duiker	-
aanpassing verkeerstunnel	+
aanpassing viaduct bovenlangs	+
aanpassing viaduct onderdoor	+
amfibietunnel	-
dassentunnel	+
ecoduct	+
ecoduiker	-
grofwildtunnel	+
kleinwildtunnel	+

Dassenslachtoffers

Per onderzoeklocatie is vastgesteld of er dassenslachtoffers zijn gevallen als gevolg van aanrijdingen met het wegverkeer in de periode 1991-2001. Het betreft vanzelfsprekend uitsluitend de onderzoeklocaties waar sprake is van een bestaande rijksweg. Deze gegevens zijn gebruikt om de kansrijkdom van de potentiële onderzoeklocaties te beoordelen.

Het aantal dassenslachtoffers dat op een wegtraject valt vormt een (globale) indicatie van de barrièrewerking van de weg. Sterfte als gevolg van aanrijdingen met het verkeer verminderen immers de aantallen dieren die een populatie aan de andere kant van de weg bereiken. Dit kan de levensvatbaarheid van de populaties langs wegen negatief beïnvloeden. Hierbij moet vooral bedacht worden dat de aanwezigheid van slachtoffers wél een indicatie geeft van de barrièrewerking van de weg, maar dat het ontbreken van dassenslachtoffers geen indicatie is dat de weg geen barrière vormt. Immers, bij (zeer) hoge verkeersintensiteiten kan er sprake van zijn dat dassen simpelweg de weg niet meer (proberen) over te steken en het aantal dassenslachtoffers dus daalt (Clarke et al. 1998). Bovendien is er een effect van de dassenstand: als het goed gaat, vallen er ook meer slachtoffers.

Het vinden van dassenslachtoffers op een wegtraject is, gegeven een goed beeld van de verspreiding van dassen(sub)populaties, ook een aanduiding voor de uitwisselingsfrequentie van dassen tussen de (sub)populaties aan weerszijden van de weg. Op plekken waar veel uitwisseling plaatsvindt tussen dassengroepen aan weerszijden van de weg (gemeten aan de hand van het aantal dode dassen op de weg) zullen naar verwachting de grootste effecten verwacht kunnen worden van ontsnipperende maatregelen. Deze locaties verdienen dus de voorkeur bij monitoring in het veld.

3.3 Onderzoeklocaties

In Nederland zijn 19 habitatnetwerken voor de das te onderscheiden wanneer de indeling van netwerken uitsluitend op de normen voor dispersieafstanden wordt gebaseerd (dus: habitat behoort tot verschillende netwerken als de tussenliggende afstand groter is dan 10 km). Als ook rekening wordt gehouden met barrières in de vorm van rijkswegen, grote rivieren en stedelijke bebouwing, neemt het aantal habitatnetwerken toe tot 66 (zie kaart 1, losse bijlage).

Op basis van de duurzaamheidsanalyse zijn er 15 potentiële onderzoeklocaties voor de das onderscheiden. Tabel 6 geeft een overzicht. Op basis van andere factoren zijn hier nog eens 3 onderzoeklocaties aan toegevoegd. In tabel 7 is de classificering van alle onderzoeklocaties samengevat en is per locatie aangegeven of er sprake is van een bestaande of toekomstige rijksweg, of er ontsnipperende maatregelen aanwezig of gepland zijn, en of op het desbetreffende wegtraject dassenslachtoffers zijn aangetroffen. De ligging van de onderzoeklocaties is tevens op kaart weergegeven (figuur 4).

Per onderzoeklocatie wordt een korte toelichting gegeven:

Onderzoeklocatie 1 – A2 Eijsden-Maastricht

De A2 doorsnijdt ten zuiden van Maastricht een geschikt habitatnetwerk van de

onderzoeklocatie			netwerkpopulatie A			netwerkpopulatie B			netwerkpopulatie C	
nr	rijksweg	traject	nr	RE	bezetting	nr	RE	bezetting	RE	bezetting
1	A2	Eijsden-Maastricht	2	6	33%	3	216*	76%	222*	75%
2	A79	Maastricht-Heerlen	3	216*	76%	4	43*	74%	259*	76%
3	A76	Heerlen-Duitsland	3	216*	76%	56	3	67%	219	76%
4	A77	Knooppunt A73-Maas	19	26*	50%	12	69*	74%	95*	67%
5	A77	Maas-Duitsland	21	63*	48%	11	57*	47%	120*	48%
6	A73	Beuningen-Maas	22	38*	42%	21	63*	48%	101*	46%
7	A73	Maas-Knooppunt A77	13	189*	52%	19	26*	50%	215*	52%
8	A73	Knooppunt A77-Venlo	13	189*	52%	12	69*	74%	258*	58%
9	A50	Maas-heesch	18	7	29%	13	189*	52%	196*	52%
10	N603/A50	Heesch-Uden	14	47*	55%	13	189*	52%	236*	53%
11	A12	Ede-Knooppunt A50	32	4	50%	30	137*	53%	141*	52%
12	A12/A50	Knooppunt A50-Arnhem	31	9	67%	30	137*	53%	146*	53%
13	A50	Knooppunt A28-Heerde	64	6	17%	37	164*	59%	170*	58%
14	A50	Vaassen-Knooppunt A1	38	4	25%	37	164*	59%	168*	58%
15	A28	Harderwijk-Nunspeet	53	1	0%	37	164*	59%	165*	59%

Tabel 6.

Overzicht van potentiële onderzoeklocaties op basis van de duurzaamheidsanalyse. Netwerkpopulaties A en B zijn de netwerkpopulaties aan weerszijden van het wegtraject vóór de ontsnippering. Netwerkpopulatie C is de populatie die ontstaat door samenvoeging van de netwerkpopulaties A en B na ontsnippering van de rijksweg. De nummers van de netwerkpopulaties corresponderen met de nummers in kaart 1).

RE = reproductieve eenheid;

* = netwerkpopulatie met een sleutelpopulatie; bezetting = percentage van de burchten dat regulier bewoond is.

das. Hierdoor komt een kleine, niet-duurzame populatie geïsoleerd aan de westzijde van de rijksweg te liggen. Deze populatie is van beperkte omvang omdat ook de stedelijke bebouwing van Maastricht in het noorden en de Maas in het westen als grens van de netwerkpopulatie zijn gezien. De draagkracht van dit geïsoleerde habitatnetwerk is 6 RE. De bezettingsgraad is laag; slechts twee burchten zijn bewoond. De populatie ten oosten van de A2 daarentegen is een van de grotere populaties in ons land. De draagkracht wordt op ruim 200 RE geschat. De bezettingsgraad is hoog. Deze populatie voldoet daarmee aan de normen voor een duurzame populatie. Ontsnipperende maatregelen ontbreken op dit wegtraject. Hierdoor bestaat de mogelijkheid om zowel vóór als na aanleg van faunapassages metingen aan de dassenpopulatie te verrichten. Merk op dat echter vooralsnog ook nog geen mitigerende maatregelen zijn gepland. Het relatief hoge aantal dassenslachtoffers versterkt de kansrijkdom van dit wegtraject als potentiële onderzoeklocatie.

Onderzoeklocatie 2 – A79 Maastricht-Heerlen

De A79 isoleert de dassenpopulaties in het zuiden van Zuid-Limburg van die rondom Geleen. De populaties ten noorden en zuiden van de rijksweg kennen beide een (zeer) hoog bezettingspercentage. Op basis hiervan is deze locatie slechts als kansrijk geclassificeerd. De populatie ten zuiden van de weg is aangemerkt als duurzaam (232 RE), terwijl die ten noorden van de weg niet-duurzaam is (43 RE), aangezien de norm voor duurzaamheid niet wordt bereikt. Deze populatie heeft, net als die ten zuiden van de weg wél een sleutelpopulatie. Op de A79 zijn zeer veel dassenslachtoffers aangetroffen. Op het wegtraject zijn inmiddels tien faunapassages aangelegd, waarvan er negen door de das kunnen worden benut. Daarmee is (een deel van) de versnippering reeds teniet gedaan, wat wellicht ook de hoge bezettingsgraad in het noordelijke habitatnetwerk verklaart.

Onderzoeklocatie 3 – A76 Heerlen-Duitsland

Deze onderzoeklocatie strekt zich uit van knooppunt Kunderberg tot aan de Duitse grens. De rijksweg isoleert hier een klein habitatnetwerk van het eerder genoemde grote habitatnetwerk in zuidelijk Zuid-Limburg. Het kleine netwerk zit ingeklemd tussen de rijksweg en de bebouwing van Heerlen en Kerkrade. Het

Tabel 7.

Classificering en kenmerken van de kansrijke onderzoeklocaties (zie paragraaf 3.2.4); status rijksweg (b = bestaande rijksweg; t = toekomstige rijksweg), ontsnipperende maatregelen (- = afwezig; a = aanwezig; p = gepland), dassenslachtoffers (- = geen slachtoffers; + = enkele slachtoffers aangetroffen (n≤10); ++ = veel slachtoffers aangetroffen (n>10).

onderzoeklocatie			classificering	status rijksweg	ontsnippering	slachtoffers
nr	rijksweg	traject				
1	A2	Eijsden-Maastricht	meest kansrijk	b	-	++
2	A79	Maastricht-Heerlen	kansrijk	b	a	++
3	A76	Heerlen-Duitsland	kansrijk	b	a	++
4	A77	Knooppunt A73-Maas	kansrijk	b	-	+
5	A77	Maas-Duitsland	kansrijk	b	a	++
6	A73	Beuningen-Maas	meest kansrijk	b	a/p	++
7	A73	Maas-Knooppunt A77	meest kansrijk	b	a/p	++
8	A73	Knooppunt A77-Venlo	kansrijk	b	a	+
9	A50	Maas-Heesch	meest kansrijk	b	a	+
10	N603/A50	Heesch-Uden	meest kansrijk	b/t	-	+
11	A12	Ede-Knooppunt A50	kansrijk	b	a/p	+
12	A12/A50	Knooppunt A50-Arnhem	meest kansrijk	b	a/p	+
13	A50	Knooppunt A28-Heerde	meest kansrijk	b	a/p	+
14	A50	Vaassen-Knooppunt A1	kansrijk	b	p	+
15	A28	Harderwijk-Nunspeet	kansrijk	b	p	+
16	A73	Venlo-Roermond	kansrijk	t	p	++ ¹
17	A76	Geleen-Hoensbroek	kansrijk	b	-	++
18	A2	Elsloo-Bunde	kansrijk	b	a/p	++

¹ Aanrijdingen op de huidige N271 en N567.

habitatnetwerk is 3 RE. Twee van de burchten zijn bewoond wat resulteert in een relatief hoog bezettingspercentage. Twee bestaande faunapassages, een dassentunnel en een kleinwildtunnel, maken het mogelijk de weg te passeren. Zowel vanwege de geringe omvang van het habitatnetwerk als de (te) hoge bezettingsgraad is deze locatie geclassificeerd als kansrijk.

Onderzoeklocatie 4 – A77 Knooppunt A73-Maas

De A77 doorsnijdt net ten noorden van Boxmeer de dassenpopulaties op de westoever van de Maas. Zowel de populatie ten noorden als ten zuiden van deze rijksweg is niet-duurzaam. Na het aanbrengen van ontsnipperende maatregelen ontstaat echter wel een habitatnetwerk dat aan de norm voor een duurzame populatie voldoet. Het habitatnetwerk aan de noordzijde wordt, behalve door de A77, begrensd door de Maas en de A73. De draagkracht van dit netwerk is geschat op 26 RE, inclusief een sleutelpopulatie. De helft van de habitatplekken in dit netwerk zijn bezet. Het habitatnetwerk ten zuiden van de A77 is groter (77 RE) en bereikt daarmee bijna de norm voor duurzaamheid. De mate van bewoning is relatief hoog (66%). Er is slechts één faunapassage aangelegd op dit traject, net ten oosten van de aansluiting met de A73. Echter, de A77 overspant het Maasdal met een brede brug waardoor ook hier uitwisseling van fauna mogelijk is. In het zuid-westelijke talud van de A77 is een kunstburcht aangelegd (mondelinge mededeling J. Huisman). Nadeel van deze locatie lijkt de geringe 'grenslengte' tussen de twee habitatnetwerken. Naar verwachting is er veel meer uitwisseling tussen de dassenpopulaties in deze twee habitatnetwerken en populaties ten westen van de A73, te meer omdat in de A73 een groot aantal faunapassages zijn aangelegd die de versnipperende werking van die rijksweg (voor een deel) opheffen. Metingen van veranderingen in aantalsontwikkelingen in de populaties noordelijk en zuidelijk van de A77 zijn dus veel waarschijnlijker een gevolg van gebeurtenissen in de populaties ten westen van de A73 dan een resultante van ontsnippering ter plaatse van de A77. De locatie wordt daarom slechts als kansrijk geclassificeerd.

Onderzoeklocatie 5 – A77 Maas-Duitsland

Ook ten oosten van de Maas doorsnijdt de A77 dassenleefgebied. Hierdoor zijn twee habitatnetwerken te onderscheiden met een redelijke omvang: 63 RE in het Rijk van Nijmegen en een habitatnetwerk van 57 RE in de grensstreek tussen Gennip en Venlo. Beide habitatnetwerken hebben een sleutelpopulatie, maar zijn desondanks niet duurzaam. De bezettingsgraad is relatief laag: 48% en 47% voor respectievelijk het habitat ten noorden en zuiden van de rijksweg.

Figuur 4.
Onderzoeklocaties Das.



Opnieuw is de grenslengte tussen beide netwerken relatief gering. Tevens is te verwachten dat deze populaties in contact staan met dassenpopulaties in Duitsland. De locatie wordt daarom slechts als kansrijk aangeduid. De lage bezettingsgraad van beide netwerken kan er echter op duiden dat immigratie vanuit Duitsland niet al te groot is. Hoewel uit verdrinkingsslachtoffers bekend is dat dassen de Maas overzwemmen, lijkt dit niet regelmatig te gebeuren. Uitwisseling met de populaties op de westoever van de Maas blijven daarmee beperkt. Er is één dassentunnel aangebracht op dit traject van de A77. Hierdoor bestaat niet meer de mogelijkheid om in de (volledig) versnipperde situatie te meten.

Onderzoeklocatie 6 – A73 Beuningen-Maas

De A73 splitst ten zuiden van Nijmegen het dassenleefgebied in twee, niet-duurzame habitatnetwerken. Het habitatnetwerk ten westen van de rijksweg heeft een draagkracht van 38 RE, inclusief een sleutelpopulatie. Dit habitatnetwerk wordt in het zuiden door de Maas begrensd en in het westen door de A50. Ten oosten van de A73 is de draagkracht van het habitatnetwerk geschat op 63 RE, eveneens met een sleutelpopulatie. Uitwisseling met populaties in Duitsland lijkt mogelijk voor dit oostelijke habitatnetwerk. Faunapassages maken uitwisseling tussen de populaties aan weerszijden van de weg mogelijk (9 dassentunnels, 3 kleinwildtunnels). Twee extra kleinwildtunnels zijn gepland. Desondanks zijn er nog geregeld dode dassen aangetroffen op dit traject. Dassenbewegingen tussen de beide habitatnetwerken (al dan niet via de faunapassages) lijken hier dus frequent plaats te vinden. De bezetting in beide populaties is relatief laag. De locatie wordt als meest kansrijk aangemerkt.

Onderzoeklocatie 7 – A73 Maas-Knooppunt A77

De dassenpopulatie op de westelijke Maasoever tussen Cuijk en Boxmeer is na aanleg van de A73 geïsoleerd geraakt van de populatie in noordoost Noord-Brabant. Er zijn op dit traject acht dassentunnels aangelegd. Een extra kleinwildtunnel is gepland. Het habitatnetwerk in Noord-Brabant is duurzaam. De draagkracht wordt geschat op 189 RE. Circa de helft van de habitatplekken in dit netwerk is bezet. Het habitatnetwerk ten oosten van de rijksweg is veel geringer van omvang: 26 RE. Dit netwerk heeft wel een sleutelpopulatie, maar voldoet niet aan de norm voor duurzaamheid. Ook hier is slechts de helft van de plekken regulier bewoond. De onderzoeklocatie wordt dan ook als meest kansrijk geclassificeerd. Op de rijksweg vallen nog geregeld dassenslachtoffers. Dit is mogelijk een gevolg van het niet goed functioneren van dassentunnels en/of beschadigde rasters.

Onderzoeklocatie 8 – A73 Knooppunt A77-Venlo

Deze onderzoeklocatie ligt in het verlengde van de twee voorgaande locaties. Opnieuw splitst de A73 het habitat op de westoever van de Maas af van het habitatnetwerk in het noordoosten van Noord-Brabant. Het eerstgenoemde habitatnetwerk is niet duurzaam, maar kent wel een hoge bezetting (74%). De locatie is daarom geclassificeerd als kansrijk. Het habitatnetwerk ten westen van de rijksweg is duurzaam. De bezetting is hier 52%. Ook op dit traject van de A73 zijn faunapassages aanwezig. Tussen het knooppunt met de A77 en Venray zijn 37 dassentunnels aangelegd. Tussen Venray en Venlo zijn nog eens 28 dassentunnels en 6 kleinwildtunnels gerealiseerd. Er zijn op het traject geen nieuwe voorzieningen gepland. Het aantal dassenslachtoffers op de rijksweg is beperkt.

Onderzoeklocatie 9 – A50 Maas-Heesch

Ten oosten van Oss wordt een klein habitatnetwerk (7 RE) door de A50 afgesneden van het reeds genoemde duurzame habitatnetwerk van noordoost Noord-Brabant. De bezettingsgraad van het kleine habitatnetwerk is laag (29%). Er zijn op dit traject drie faunapassages aangebracht: twee dassentunnels en een kleinwildtunnel. Het aantal geregistreerde dassenslachtoffers is beperkt. De locatie is op basis van de duurzaamheidsanalyse als meest kansrijk aangemerkt.

Onderzoeklocatie 10 – N603/A50 Heesch-Uden

De huidige N603 en de toekomstige A50 die hier min of meer over het bestaande tracé van de N603 is gepland, vormen een barrière tussen het duurzame habitatnetwerk van noordoost Noord-Brabant (189 RE) en het niet-duurzame habitatnetwerk ten zuidoosten van Den Bosch (47 RE). In beide netwerken is circa de helft van de habitatplekken bezet. Het aantal geregistreerde dassenslachtoffers op de bestaande rijksweg is beperkt. Faunapassages ontbreken, maar zijn wel gepland in het kader van de aanleg van de A50. Het habitatnetwerk ten westen van de rijksweg lijkt voor monitoring het meest kansrijk omdat behalve met de grote populatie in noordoost Noord-Brabant naar verwachting weinig uitwisseling optreedt met andere habitatnetwerken. Slechts met twee kleine habitatnetwerken, net ten westen van de A2 (3 RE) en ten westen van de A59 (5 RE), zijn de afstanden overbrugbaar voor uitwisseling.

Onderzoeklocatie 11 – A12 Ede-Knooppunt A50

Op de zuidwest-Veluwe, ten zuiden van de A12 en ten westen van de A50, bevindt zich een klein, niet-duurzaam habitatnetwerk (4 RE). De helft van de habitatplekken in dit netwerk zijn bezet. De duurzaamheid van dit netwerk kan sterk vergroot worden wanneer aansluiting wordt gevonden bij het habitatnetwerk van het centrale deel van de Veluwe; behalve door de A12, begrensd door de A1 in het noorden, de A30 in het westen en de A50 in het oosten. Momenteel is op dit traject nog slechts één faunapassage, een dassentunnel, aanwezig. Dertien andere voorzieningen, alle geschikt voor dassen, zijn gepland. Door de geringe omvang van het habitatnetwerk ten zuiden van de A12 wordt de locatie slechts als kansrijk geclassificeerd.

Onderzoeklocatie 12 – A12/A50 Knooppunt A50-Arnhem

Deze onderzoeklocatie vertoont grote gelijkenis met de vorige. Ook hier vormt de A12/A50 een barrière tussen een klein, niet-duurzaam habitatnetwerk (9 RE) en het duurzame habitatnetwerk van het centrale Veluwegebied. Doordat het habitatnetwerk ten zuiden van de rijksweg groter dan 5 RU is wordt deze locatie als meest kansrijk geclassificeerd. Twee faunapassages zijn reeds aangelegd. Ook twee onderdoorgangen voor recreatief verkeer zijn geschikt om door dassen als passage te worden gebruikt. Vier extra faunavoorzieningen, waaronder een ecoduct, zijn gepland.

Onderzoeklocatie 13 – A50 Knooppunt A28-Heerde

Op de westoever van de IJssel ligt een klein, niet-duurzaam habitatnetwerk. Dit netwerk is door de A50 afgesneden van het duurzame habitatnetwerk van de noordelijke Veluwe. Het kleine netwerk heeft een zeer lage bezetting: slechts één van de zes habitatplekken is regulier bezet. Er zijn zes voor de das geschikte

faunapassages aanwezig: 1 dassentunnel, 3 kleinwildtunnels en 2 aanpassingen van viaducten bovenlangs. De locatie is op basis van de duurzaamheidsanalyse als meest kansrijk geclassificeerd.

Onderzoeklocatie 14 – A50 Vaassen-Knooppunt A1

Deze onderzoeklocatie komt sterk overeen met de situatie bij locatie 13. Opnieuw vormt de A50 een barrière tussen het noord-Veluwse, duurzame habitatnetwerk aan de westzijde van de rijksweg en een klein, niet-duurzaam habitatnetwerk (4 RE) ten oosten van de A50. Ook hier is slechts één habitatplek in het oostelijke netwerk bezet. De geringe omvang van dit habitatnetwerk maakt dat de locatie slechts als kansrijk is aangemerkt. Faunapassages ontbreken, maar zijn wel gepland. Dit maakt metingen in de situatie vóór en na aanleg van de ontsnipperende maatregelen mogelijk.

Onderzoeklocatie 15 – A28 Harderwijk-Nunspeet

De A28 isoleert een klein habitatnetwerk aan de noordzijde van de weg van het duurzame noord-Veluwse habitatnetwerk ten zuiden van de rijksweg. Deze onderzoeklocatie lijkt weinig geschikt voor monitoring. Het habitatnetwerk noordelijk van de A28 bestaat immers slechts uit één habitatplek. De plek is niet bezet. Er zijn geen faunapassages aanwezig. Er zijn er echter wel zeven gepland.

3.4 Overige potentiële onderzoeklocaties

Hoewel niet wordt voldaan aan de criteria voor duurzaamheid, en de locaties dus niet in de selectie van tabel 6 zijn opgenomen, lijkt het zinvol om ook de volgende wegtrajecten als kansrijke onderzoeklocaties te beschouwen (zie tabel 7 en kaart 2).

In onderstaande beschrijving wordt deze keuze per locatie nader toegelicht.

Onderzoeklocatie 16 - A73-Zuid Venlo-Roermond

De A73 wordt naar verwachting op de oostoever van de Maas doorgetrokken vanaf Venlo tot aan de aansluiting met de A2 ter hoogte van Maasbracht. Het tracé komt voor een deel op de plek van de huidige rijksweg N567 en (voor een deel) parallel aan de N271. Aan weerszijden van deze A73-Zuid ligt belangrijk dassenleefgebied. Wanneer de huidige N271 en N68 (Roermond-Duitsland) niet als absolute barrières voor dassen worden gezien (op beide wegen zijn dassenslachtoffers gevonden en bij beide wegen zijn een beperkt aantal ontsnipperende maatregelen getroffen), bestaat de draagkracht van het habitatnetwerk uit 61 RE. De Maas is daarbij aangehouden als westelijke grens van het netwerk. Dit habitatnetwerk is te klein om als duurzaam te worden aangemerkt. Naar verwachting vindt echter uitwisseling plaats met populaties in Duitsland wat de werkelijke omvang van het habitatnetwerk vergroot. Deze onderzoeklocatie biedt een goede mogelijkheid om reeds voordat de rijksweg is aangelegd metingen te verrichten. Aanleg van de rijksweg gaat gepaard met de aanleg van een groot aantal voor de das geschikte faunapassages. Modelsimulaties voorspellen dat deze voorzieningen voldoende garantie bieden voor een levensvatbare populatie (Van der Grift & Verboom 2001). Monitoring op deze onderzoeklocatie kan uitwijzen of dergelijke voorspellingen correct zijn.

Onderzoeklocatie 17 – A76 Geleen-Hoensbroek

Samenvoeging van de populaties ten noorden (33 RE) en zuiden (43 RE) van de A76 Geleen-Hoensbroek levert (net) geen duurzame populatie op. De locatie is hierom niet geselecteerd als mogelijke onderzoeklocatie. Twee argumenten pleiten er toch voor om deze plek als onderzoeklocatie te zien: (1) de populatie ten noorden van de rijksweg staat naar verwachting in contact met dassengroepen/-populaties in Duitsland, waardoor de samenvoeging van de twee Nederlandse populaties toch tot een duurzaam habitatnetwerk leidt, en (2) de populatie ten zuiden van de rijksweg staat door middel van negen faunavoorzieningen reeds in nauwe verbinding met het grote, duurzame habitatnetwerk van zuidelijk Zuid-Limburg. Het habitatnetwerk ten zuiden van de A76 kan hierom wellicht al gezien worden als een onderdeel van laatstgenoemd, duurzaam habitatnetwerk. Ook in dat geval leidt samenvoeging van de habitatnetwerken ten noorden en zuiden van de A76 tot een duurzaam netwerk.

Onderzoeklocatie 18 – A2 Elsloo-Bunde

Als het habitatnetwerk dat ingesloten ligt tussen A76, A2 en A79 wordt gezien als onderdeel van het habitatnetwerk ten zuiden van de A79 (zie de vorige onderzoeklocatie), betekent dit dat na aanleg van ontsnipperende maatregelen op het traject A2 Elsloo-Bunde aan de norm voor duurzaamheid wordt voldaan. De locatie wordt daarmee geschikt als mogelijke onderzoeklocatie.

3.5 Advies

Zeven wegtrajecten zijn als meest kansrijk onderzoeklocaties aangewezen. Daarnaast zijn nog eens 11 trajecten kansrijk als onderzoeklocatie. Voor al deze locaties geldt dat als er keuzes gemaakt moeten worden, pas na een gedetailleerde beschouwing van iedere locatie afzonderlijk een besluit kan worden genomen over het gebruik als effectieve onderzoeklocatie. Daarbij zal een nadere inventarisatie moeten plaatsvinden van de feitelijke locaties van de burchten en leefgebieden, de bewoningsgeschiedenis van de burchten, en informatie over habitatgebruik en/of uitwisselingen met andere populaties. Ook de precieze ligging en het type van de ontsnipperende maatregelen en informatie over het gebruik van deze voorzieningen (of het gebrek daaraan) dienen en dan in beschouwing te worden genomen.

Onderzoeklocaties waar faunapassages nog ontbreken of slechts in beperkte mate zijn aangelegd, bieden de kans om zowel vóór als na aanleg van de faunavoorzieningen metingen te doen. Onderzoeklocaties 1, 9, 10 en 12 zijn hier voorbeelden van. Dit wil niet zeggen dat locaties waar reeds faunapassages aanwezig zijn niet geschikt zijn voor monitoring. Echter, de kans een nulmeting te doen in de versnipperde situatie ontbreekt in die gevallen. In sommige situaties kan, ondanks de aanleg van faunatunnels, echter nog steeds sprake zijn van versnippering. Veel faunavoorzieningen blijken gebreken te vertonen en functioneren daardoor niet of niet optimaal. Op sommige plaatsen betreft dat zelfs meer dan de helft van de voorzieningen. Het oplossen van deze problemen leidt tot een effectievere ontsnippering. Ook hier kan dan sprake zijn van metingen in een matig ontsnipperde situatie en sterk ontsnipperde situatie. Per potentiële onderzoeklocatie zal moeten worden nagegaan in welke mate de bestaande passages operationeel zijn.

De A73 komt viermaal in de tabel met onderzoeklocaties voor (locatie 6, 7, 8 en 16). De eerste drie locaties betreffen het noordelijke deel van deze rijksweg (bestaand), terwijl locatie 16 betrekking heeft op de nog aan te leggen A73-Zuid. Het interessante van laatstgenoemde locatie is dat ook voorafgaand aan de aanleg van de weg nog metingen kunnen worden uitgevoerd. Ook de A50 is meerdere malen genoemd als mogelijke onderzoeklocatie: viermaal als meest kansrijk (locatie 9, 10, 12 en 13) en éénmaal als kansrijk (locatie 14). Op de zuidrand van de Veluwe dient echter rekening te worden gehouden met een complex aan ontsnipperende maatregelen die wellicht min of meer tegelijkertijd zullen worden gerealiseerd. Dit kan het meten van veranderingen in levensvatbaarheid van dassenpopulaties als gevolg van specifieke faunavoorzieningen bij de A50 bemoeilijken. Te denken valt aan ontsnipperende maatregelen bij de spoorlijn Ede-Arnhem, bij de Amsterdamse weg, bij de A12 Ede-Knooppunt Grijsoord en bij de A50 Knooppunt Ewijk-Knooppunt Grijsoord. Een zorgvuldige beschouwing van deze plannen en het tijdstip waarop de aanleg van ontsnipperende maatregelen is gepland is noodzakelijk om hier tot selectie van een onderzoeklocatie over te gaan. Anders kan het effect van ontsnippering van de rijksweg niet ontward worden van de effecten van andere maatregelen.

4 Onderzoeklocaties Kamsalamander

4.1 Inleiding

De effectiviteit van ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen voor de kamsalamander kan worden gemeten aan veranderingen in de omvang en levensvatbaarheid van aanwezige populatienetwerken. Zowel de kans dat een populatie van de soort aanwezig is in een habitatplek als de omvang waarin, hangt sterk af van de omvang en configuratie van het populatienetwerk waarvan de desbetreffende populatie deel uitmaakt. De kans dat een populatie kamsalamanders voorkomt in een kleine, geïsoleerde habitatplek is klein en indien de soort toch aanwezig is zal de levensvatbaarheid van de populatie niet groot zijn. Populaties in grote habitatplekken of populaties die deel uitmaken van een groter habitatnetwerk hebben daarentegen een grotere levensvatbaarheid. Populatienetwerken verschillen dus in levensvatbaarheid, afhankelijk van grootte, kwaliteit en onderlinge samenhang van de habitatplekken waar de populaties in voorkomen. Het is de bedoeling van dit onderzoek te achterhalen waar rijkswegen een belangrijke rol spelen bij die levensvatbaarheid van populaties kamsalamanders.

4.2 Werkwijze

Met het expertsysteem LARCH wordt de levensvatbaarheid van netwerkpopulaties van de kamsalamander aan de hand van de graadmeter duurzaamheid (van het desbetreffende habitat geanalyseerd. Op locaties waar de grootste omslag in duurzaamheid wordt verwacht als gevolg van ontsnipperende maatregelen bij rijkswegen, is de kans dat in het veld effecten op populatieniveau kunnen worden gemeten het grootst. Dit zijn dan ook de locaties die als potentiële onderzoeklocaties worden aangewezen. Het bepalen van die locaties geschiedt volgens een logisch stappenplan: (1) analyse van de ligging en omvang van de netwerkpopulaties, (2) analyse van de duurzaamheid van deze netwerkpopulaties en (3) het bepalen van kansrijke onderzoeklocaties voor de kamsalamander.

4.2.1 Netwerkanalyse

Analyses met LARCH maken veelal gebruik van een gedetailleerde kaart waarop actueel en potentieel habitat van de desbetreffende soort is aangegeven. Voor een dergelijke habitatkaart dient een vegetatie- of begroeiingskaart als basis. In het geval van de kamsalamander is het niet mogelijk op basis van alleen vegetatiekarakteristieken het (potentiële) habitat van de soort te beschrijven. Het leefgebied van de kamsalamander bestaat uit kleinschalig landschap met een combinatie van poelen, bosjes, sloten, ruigten e.d. Deze informatie is als zodanig niet landsdekkend digitaal beschikbaar. Als basis voor de analyse van de netwerkpopulaties wordt daarom geen gebruik gemaakt van een habitatkaart maar van verspreidingsgegevens van de soort.

Bepalen ligging populaties

De verspreidingskaart van de kamsalamander is gebruikt om de ligging en omvang van populaties van deze salamandersoort te achterhalen. Het voorkomen in Nederland is door vele inventarisaties in de periode 1985-2000

goed bekend. De kaart met het landelijk voorkomen van de kamsalamander is gebruikt als invoer voor LARCH. Hier is toegelicht hoe deze populatiekaart is gegenereerd.

1. Als eerste zijn alle verspreidingsgegevens in een GIS-omgeving (ArcView 3.2a, ESRI) omgezet tot puntinformatie in een kaartbeeld van Nederland. Bij alle hectarehok- (100 m), poelhok- (200 m), kilometerhok- en uurhok- (5 km) gegevens is bij het bepalen van de locatie van de waarneming uitgegaan van het centrum van het hok op de desbetreffende schaal. Vanzelfsprekend ligt het punt van een waarneming op hectarehokniveau veelal dicht bij de oorspronkelijke vindplaats dan indien de waarneming op kilometerhok- of zelfs uurhokniveau is verzameld.
2. Vervolgens zijn lokale populaties onderscheiden. Hierbij zijn de volgende aannamen gehanteerd:
 - alle hectare- en poelhokwaarnemingen betreffen afzonderlijke populaties;
 - kilometerhok-waarnemingen waarbij geen nadere detailinformatie (op hectare of poelhokniveau) bekend is betreffen eveneens aparte populaties;
3. Na controle blijken uurhokgegevens geen toegevoegde waarde te hebben voor het verspreidingsbeeld van de kamsalamander; deze zijn daarom in deze analyse niet meegenomen.

Deze methode onderschat mogelijk het werkelijke aantal lokale populaties omdat in een hectare- of poelhok, maar zeker in een km-hok, meer dan een poel kan liggen. Bovendien worden in deze analyse alleen bezette plekken meegenomen, terwijl in een netwerkanalyse meestal ook de onbezette plekken worden meegenomen bij het bepalen van netwerken.

Bepalen ligging netwerkpopulaties

Gegevens over de populatie-ecologie van de kamsalamander zijn afkomstig uit literatuur en eigen onderzoek (Van der Sluis 1999). Hieruit blijkt dat de afstand waarop nog uitwisseling van individuen tussen populaties plaatsvindt (dispersie) 1500 meter bedraagt. Deze afstand zal in dit onderzoek als de 'netwerkafstand' worden gehanteerd.

Op basis van de netwerkafstand is bekeken welke populaties tot hetzelfde netwerk behoren. Vervolgens is stapsgewijs een selectie gemaakt van netwerkpopulaties die voor de duurzaamheidsanalyse in aanmerking komen. In figuur 4 is deze selectieprocedure aan de hand van een deelgebied (Twente) geïllustreerd.

Als eerste zijn de populaties gebufferd, dat wil zeggen dat er een cirkel met een bepaalde straal om de afzonderlijke populaties is getrokken (Figuur 5A-Figuur 5B). De straal is daarbij de halve netwerk-afstand (= 750 m), zodat wanneer buffers elkaar raken de afstand tussen de populaties maximaal de netwerkafstand ($2 \times 750 = 1500$ m) bedraagt. Hierdoor ontstaat een goed beeld van de populaties die tot hetzelfde netwerk behoren. Van waarnemingen op kilometerhok-niveau kan de exacte vindplaats niet bepaald worden. Om deze waarnemingen toch mee te nemen, is het middelpunt van de desbetreffende kilometerwaarneming met 1 km gebufferd. Vervolgens zijn bij het bepalen van de netwerkpopulaties deze buffers samengenomen met de 750m-buffers om de gedetailleerde waarnemingen. Ter onderscheid van de detailwaarnemingen (groen) hebben deze kilometerwaarnemingen wel een andere kleur gekregen (grijs).

Voor dit onderzoek zijn alleen netwerkpopulaties interessant waarbij rijkswegen mogelijk een rol spelen bij de duurzaamheid. Figuur 5C toont de ligging van de rijkswegen ten opzichte van de netwerkpopulatie. Om te bepalen welke

netwerken in aanmerking komen, is er een zone vastgesteld waarbinnen rijkswegen mogelijk een invloed hebben op de duurzaamheid van de netwerkpopulaties. Deze zone is 1500 meter breed (= dispersie-afstand) en wordt verder in de tekst de 'invloedszone van rijkswegen' genoemd (Figuur 5D). Zoals reeds in de Inleiding is beargumenteerd, is voor een aanpak gekozen waarbij alle locaties die enigszins kansrijk lijken te zijn zoveel mogelijk worden meegenomen. Met het toepassen van de eerder gestelde regels zouden sommige kansrijke locaties echter afvallen, vandaar dat in enkele gevallen van deze regels wordt afgeweken. Deze aanpassing van de LARCH-norm heeft te maken met het feit dat hier alleen bezette plekken bekend waren, en geen onbezette, geschikte habitatplekken in de analyse konden worden meegenomen, terwijl in sommige gevallen aanmerkelijk is dat deze wel aanwezig zijn: in sommige gevallen liggen populaties dicht bij elkaar maar is de onderlinge afstand groter dan 1500 m. In die gevallen worden voor het vaststellen van de netwerken de volgende alternatieve regels gehanteerd: (netwerk)populaties waarvan i) ten minste 1 populatie (ten dele) binnen de invloedszone van rijkswegen is gelegen en waarvan ii) de onderlinge afstand tussen de nabijgelegen populaties maximaal 2500 m bedraagt, behoren tot hetzelfde netwerk. De afstand van 2500 meter is gekozen, omdat hierbij slechts 1 onbekende populatie, gelegen tussen de reeds bekende netwerkpopulaties, er al voor kan zorgen dat bij nader inzien deze nabijgelegen netwerkpopulaties tot één grotere netwerkpopulatie behoren. Figuur 5E laat zien dat dit bijvoorbeeld ten noorden van Enschede (Twente) het geval is. De lijnen tussen de populaties geven hierbij aan dat deze populaties op basis van bovenstaand verhaal toch tot dezelfde netwerkpopulatie worden gerekend.

Op basis van de bovengenoemde regels zijn netwerkpopulaties die op geen enkele wijze binnen de invloedszone van rijkswegen liggen als niet relevant voor dit onderzoek beschouwd (geel aangegeven in figuur 5F).

Waarderen configuratie relevante populatienetwerken

De netwerkpopulaties die op basis van de genoemde regels geselecteerd zijn, liggen weliswaar (ten dele) binnen de invloedszone van de rijksweg maar zijn niet bij voorbaat alle geschikt als mogelijke onderzoeklocatie. Dit heeft te maken met de configuratie van de populaties in het landschap. Netwerkpopulaties zijn niet kansrijk als onderzoeklocatie als:

- De netwerkpopulatie bestaat uit minder dan 10 populaties en aan slechts één zijde van de rijksweg ligt.
Netwerkpopulaties die klein zijn (<10 populaties) zullen niet gemakkelijk duurzaam zijn of worden. Dit is een reden om ze niet te selecteren voor dit onderzoek. Daarnaast dienen populaties, of tenminste geschikt habitat, aan weerszijden van de rijksweg aanwezig te zijn. Indien het voorkomen van de kamsalamander aan slechts één zijde van de rijksweg bekend is en uit weinig populaties bestaat, is de kans verwaarloosbaar klein dat de totale netwerkpopulatie in werkelijkheid duurzaam is. Dit zou namelijk inhouden dat er nog veel onbekende populaties van de kamsalamander aan de andere zijde van de rijksweg bestaan, waardoor het aantal van minimaal 20 populaties wordt bereikt. Gezien de actuele en gedetailleerde kennis over het voorkomen van de soort wordt dit uitgesloten geacht.
- Tussen de rijksweg en (delen van) de netwerkpopulatie grote barrières in de vorm van rivieren of steden liggen.

Figuur 5.
Methodiek Kamsalamander



Figuur 5A



Figuur 5B



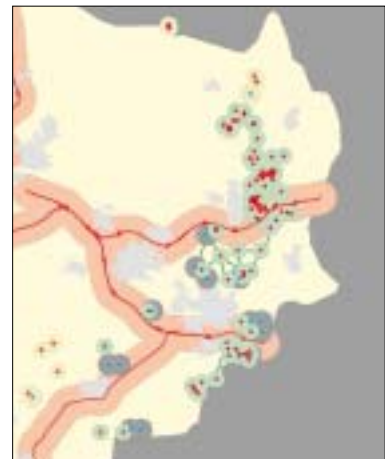
Figuur 5C



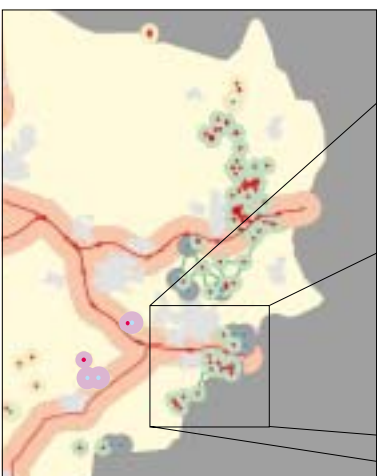
Figuur 5D



Figuur 5E



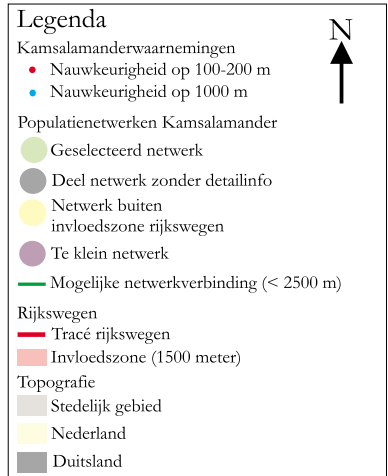
Figuur 5F



Figuur 5G



Figuur 5H



Behalve rijkswegen functioneren ook grote rivieren en dichtbebouwd gebied als barrière voor de verspreiding van de kamsalamander. Deze barrières spelen een versturende rol bij het beoordelen van het effect van mitigerende maatregelen van rijkswegen op kamsalamanderpopulaties. Vandaar dat netwerken die door dergelijke barrières worden doorkruist ongeschikt zijn als onderzoeklocatie. Wellicht dat ook kanalen (met rechte beschoeiing), drukke lokale wegen en andere elementen ook een negatieve invloed hebben op de geschiktheid van een bepaalde onderzoeklocatie. In het vervolgonderzoek waarbij de situatie nader wordt onderzocht, zullen deze zaken meegenomen worden bij de definitieve aanwijzing van kansrijke onderzoeklocaties.

Als gevolg van het toepassen van bovenstaande regels is een groot aantal netwerkpopulaties binnen de invloedzone van rijkswegen niet verder meegenomen als zijnde relevant voor het onderzoek. Figuur 5G geeft voor de Twentse situatie aan welke eerder als kansrijk aangemerkte netwerkpopulaties (groen/grijs in figuur 5F) door deze selectie als niet kansrijk worden geïdentificeerd (geel in figuur 5G). Zie ook figuur 5H.

Met de 25 netwerkpopulaties die op basis van de genoemde selecties wel als kansrijk zijn beoordeeld, is een duurzaamheidsanalyse (LARCH) uitgevoerd. Kaart 2 'Analyse onderzoeklocaties Kamsalamander' (bijlage ??) geeft aan welke netwerken dit zijn (groen). Netwerkpopulaties die eerder als niet relevant zijn aangemerkt vanwege de grote afstand tot een rijksweg (geel) of vanwege de configuratie (paars), zijn ook weergegeven op deze kaart. Kaart 2 geeft de situatie zonder de barrièrewerking van rijkswegen weer.

4.2.2 Duurzaamheidsanalyse

Diersoorten als de kamsalamander die grote fluctuaties kennen in aantallen zullen qua kans op uitsterven sterker afhankelijk zijn van externe factoren (bijvoorbeeld zware eutrofiëring van het voortplantingswater door het leegspoelen van een mesttank) dan van het oppervlak van hun leefgebied. De kans dat grote populaties uitsterven is voor deze soorten niet veel kleiner dan de kans dat kleine populaties uitsterven. Doordat een netwerkpopulatie uit meerdere populaties bestaat, is het risico klein dat alle populaties tegelijkertijd uitsterven. Veel kleine populaties zullen samen eerder levensvatbaar zijn dan één grote geïsoleerde populatie. In LARCH is hierbij de aanname gedaan dat een ecologisch netwerk duurzaam is als dit bestaat uit minimaal 20 populaties (Pouwels et al. 2002).

Er zijn voor de kamsalamander twee analyses uitgevoerd: een duurzaamheidsanalyse met en een vergelijkbare analyse zonder de barrièrewerking van rijkswegen. Door vergelijking van de twee analyses ontstaat inzicht in de mate waarin ontsnipperende maatregelen kunnen bijdragen aan het herstel van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van populatienetwerken van de kamsalamander.

Duurzaamheidsanalyse zonder barrières

Het onderzoek is op basis van genoemde normen uitgevoerd, dat wil zeggen dat per kansrijke netwerkpopulatie het aantal populaties is opgeteld. Een habitatnetwerk dat 20 populaties kan bevatten krijgt een duurzaamheidsindex van 100. Netwerken die groter of kleiner zijn hebben naar gelang hun aantal

lokale populaties een hogere of lagere duurzaamheidsindex gekregen. Zo geldt bijvoorbeeld voor een netwerkpopulatie bestaande uit 15 populaties een duurzaamheidsindex van 75 en voor een netwerkpopulatie met 40 populaties een index van 200. Bij deze analyse is de ligging van rijkswegen (absolute barrières op netwerkniveau) genegeerd. Zoals eerder besproken zijn in een aantal gevallen meerdere dicht bij elkaar gelegen netwerkpopulaties als één grotere netwerkpopulatie gezien (zie ook Figuur 5F). Bij de resultaten (paragraaf 4.3) is door middel van een * aangegeven welke netwerkpopulatie het hier betreft.

Duurzaamheidsanalyse met barrières

Een vergelijkbare benadering is toegepast om het effect van rijkswegen op de duurzaamheid van habitatnetwerken van de kamsalamander te bepalen. Hierbij is ligging van rijkswegen (absolute barrières op netwerkniveau) juist wél meegenomen. Als gevolg hiervan ontstaan aparte netwerken aan weerszijden van de rijksweg.

4.2.3 Bepalen kansrijke onderzoeklocaties kamsalamander

Rangschikking locaties volgens resultaten LARCH

Op basis van de mate van duurzaamheid van de situatie met en zonder rijksweg zijn de genoemde 25 netwerkpopulaties beoordeeld op hun relevantie voor dit onderzoek. Uit deze analyse volgt een classificatie wat betreft duurzaamheid: twee netwerkpopulaties zijn als 'meest kansrijk' beoordeeld en negen netwerkpopulaties als 'kansrijk'. De overige netwerkpopulaties (14) zijn als 'minst kansrijk' geïnclassificeerd.

Een netwerkpopulatie krijgt de classificatie 'meest kansrijk' indien het opheffen van het barrière-effect van de desbetreffende rijksweg ervoor zorgt dat een tevoren niet-duurzame netwerkpopulatie duurzaam wordt. Deze omslag van niet-duurzaam naar duurzaam kan gelden voor de beide netwerkpopulaties aan weerszijden van de rijksweg of voor slechts één van beide deelpopulaties. In het laatste geval was de andere netwerkpopulatie reeds duurzaam. Indien er duidelijk sprake is van een gunstige omvang en configuratie van het netwerk maar de nodige kennis van de verspreiding van de soort op locatie onvoldoende is, wordt er gesproken over 'kansrijk'. Netwerken zijn als 'minst kansrijk' geïnclassificeerd indien in de analyse zonder barrières de duurzaamheidsindex van het netwerk nog geen 80 blijkt te zijn of in gevallen waarbij beide netwerkpopulaties tevoren al minimaal duurzaam zijn (duurzaamheidsindex 100). Tabel 8 licht de beoordelingswijze van de kansrijkdom als onderzoeklocatie op basis van de duurzaamheid nader toe.

Tabel 8.

Beoordelingswijze van de kansrijkdom als onderzoeklocatie op basis van de duurzaamheid van netwerkpopulaties. Netwerkpopulatie A en B zijn de netwerkpopulaties aan weerszijden van het wegtraject vóór ontsnippering. Netwerkpopulatie C ontstaat door samenvoeging van de netwerkpopulaties A en B na ontsnippering rijksweg

Toetsing resultaten duurzaamheidsanalyse aan expertkennis

Het selecteren van kansrijke onderzoeklocaties in LARCH gaat uit van het

Netwerkpopulatie A	Netwerkpopulatie B	Netwerkpopulatie C	Beoordeling
Niet-duurzaam	Niet-duurzaam	Niet-duurzaam	Minst kansrijk
Niet-duurzaam	Duurzaam	Duurzaam	Meest kansrijk
Niet-duurzaam	Niet-duurzaam	Duurzaam	Meest kansrijk
Duurzaam	Niet-duurzaam	Duurzaam	Meest kansrijk
Duurzaam	Duurzaam	Duurzaam	Minst kansrijk

toepassen van algemene normen en richtlijnen afkomstig uit populatiedynamisch onderzoek aan amfibieën. Daarbij fungeert een set van waarnemingen uit de periode 1985 - 2000 als invoer voor de analyses. Hierdoor kan de beoordeling van netwerkpopulaties als kansrijke onderzoeklocatie in sommige gevallen mogelijk afwijken van de werkelijke huidige situatie. Omdat veldkennis over de actuele situatie bij dit onderzoek onontbeerlijk is, zijn twee amfibiedeskundigen van RAVON gevraagd een expertinschatting te geven van de 25 netwerkpopulaties die in paragraaf 4.2.1 zijn geselecteerd. Zij zijn daarbij niet alleen uitgegaan van de bekende waarnemingen, maar ook van veldervaring, eerder terreinbezoek en inschattingen van plaatselijke experts. De resultaten van hun inschatting zijn vergeleken met de LARCHresultaten. Zoals uit tabel 9 blijkt, komen de resultaten van de duurzaamheidsanalyse grotendeels overeen met de expertinschatting.

Tabel 9.

Klassificatie van alle relevante netwerkpopulaties (25) op basis van duurzaamheid, expertinschatting en de uiteindelijke kansrijkdom als onderzoeklocatie. De nummers geven het aantal netwerkpopulaties per categorie aan.

LARCH	RAVON	Kansrijkdom onderzoeklocatie
Meest kansrijk (2)	Meest kansrijk (2)	Meest kansrijk (2)
Kansrijk (8)	Kansrijk (8)	Kansrijk (8)
Minst kansrijk (1)	Kansrijk (1)	Kansrijk (1)
Kansrijk (1)	Minst kansrijk (1)	Minst kansrijk (1)
Minst kansrijk (13)	Minst kansrijk (13)	Minst kansrijk (13)

Er zijn slechts twee uitzonderingen waarbij beide klassificaties niet overeenkomen: één eerder als 'minst kansrijk' geklassificeerde netwerkpopulatie is op basis van expertinschatting toch opgenomen als 'kansrijk'. Experts achten de kans hier vrij groot dat de werkelijke situatie gunstiger is dan uit het verspreidingsbeeld lijkt (nummer 11, tabel 11). Bij een andere netwerkpopulatie is het juist andersom. Uit expertkennis blijkt dat de werkelijke situatie veel slechter is dan uit het verspreidingsbeeld blijkt. Uiteindelijk zijn elf onderzoeklocaties geclassificeerd als 'meest kansrijk' of 'kansrijk'. In de volgende paragraaf wordt nader op deze elf onderzoeklocaties ingegaan.

Identificeren mitigerende maatregelen per knelpuntraject

Vastgesteld is of mitigerende maatregelen aanwezig zijn en/of gepland zijn op een knelpuntraject dat hoort bij de desbetreffende onderzoeklocatie, en of deze maatregelen naar verwachting het versnipperingseffect voor de kamsalamander opheffen. Het al dan niet opheffen van het versnipperingseffect is daarbij afhankelijk gesteld van het type voorzieningen die aanwezig en/of gepland zijn. Hierbij is aangenomen dat wanneer de voorziening binnen het bereik van individuen van de soort op dispersie (of migratie) ligt, gezien vanuit de beide door de weg gescheiden deelgebieden, er in potentie sprake is van een effectieve maatregel.

Voor de kamsalamander is op basis van literatuuronderzoek in tabel 10 aangegeven welke mitigerende maatregelen door de soort gebruikt (kunnen) worden (Vos & Chardon 1994, De Vries 1994, Oord 1995, Brandjes & Veenbaas 1998, Brandjes et al. 2001). Geschikte maatregelen zijn van dat type faunapassages waarvan het gebruik door (kam)salamanders is vastgesteld. Een mitigerende maatregel als het ecoduct is wellicht ook geschikt, maar is momenteel nog niet bekend als zijnde in gebruik door kamsalamanders.

Tabel 10.

Mitigerende maatregelen bij rijkswegen en hun geschiktheid als faunapassage voor de kamsalamander. De maatregelen worden aangeduid met de scores – (niet geschikt) of + (wel geschikt).

Mitigerende maatregel	Geschiktheid
Aanpassing brug	+
Aanpassing duiker	+
Aanpassing verkeerstunnel	–
Aanpassing viaduct bovenlangs	–
Aanpassing viaduct onderdoor	+
Amfibietunnel	+
Dassentunnel	–
Ecoduct	–
Ecoduiker	+
Grofwildtunnel	–
Kleinwildtunnel	–

4.3 Onderzoeklocaties

Op basis van de hierboven genoemde analyse zijn 11 kansrijke onderzoeklocaties voor de kamsalamander onderscheiden. Tabel 11 zijn de resultaten van de analyse weergegeven. Tabel 12 geeft aan in hoeverre de geselecteerde trajecten kansrijk zijn, of het gaat om een bestaande of toekomstige wegen en of er ontsnipperende maatregelen aanwezig zijn. De ligging van deze onderzoeklocaties is weergegeven in figuur 6.

Tabel 11.

Overzicht van potentiële onderzoeklocaties op basis van duurzaamheidsanalyse en expertinschatting. Netwerkpopulatie A en B zijn de netwerkpopulaties aan weerszijden van het wegtraject vóór ontsnippering. Netwerkpopulatie C ontstaat door samenvoeging van de netwerkpopulaties A en B na ontsnippering van de rijksweg. Pop = totaal aantal populaties binnen netwerk; duurzaamheid: een netwerkpopulatie is duurzaam bij 20 populaties (index = 100); * = populaties behoren op basis van dispersieafstand niet tot 1 netwerk, maar liggen wel dicht bij elkaar (< 2,5 km).

Per onderzoeklocatie wordt een korte toelichting gegeven:

Onderzoeklocatie 1 - N34 Gieten-Emmen

Het deeltraject van de N34 dat ligt tussen Gieten en Emmen doorsnijdt ten zuiden van Borger een habitatnetwerk van de kamsalamander. Aan weerszijden van het deeltraject zijn waarnemingen van deze soort gedaan, waarbij aan de oostelijke zijde ten minste tientallen verschillende individuen in één bepaald voortplantingswater zijn waargenomen. Behalve deze vermoedelijk grote populatie zijn meer waarnemingen aan de oostzijde bekend, die op ruim een kilometer van elkaar gelegen zijn. Een dergelijk netwerk van kamsalamanderpoelen is ook aan de westelijke zijde aanwezig, alhoewel de kamsalamander hier nooit in grote aantallen is waargenomen. Het westelijke netwerk ligt tegen de N34, het oostelijke netwerk ligt een kleine kilometer van de N34 af. Nader onderzoek zou moeten uitwijzen of in het gebied tussen de oostelijke populaties en de N34 ook kamsalamanders aanwezig zijn. In dat geval behoren de oostelijke en westelijke populaties tot één groter netwerk, waarbij

nr	onderzoeklocatie		netwerkpopulatie A		netwerkpopulatie B		netwerkpopulatie C	
	riksweg	traject	Pop	Duurzaamheidsindex	Pop	Duurzaamheidsindex	Pop	Duurzaamheidsindex
1	N34	Gieten-Emmen	13	65	6	30	19*	95
2	A1	Oldenzaal-Duitsland	83	400	18*	30	101	500
3	N35	Enschede-Duitsland	3	15	17	85	20	100
4	A18/N18	Varsseveld-Lichtenvoorde	19*	95	3	15	22*	110
5	A1	Deventer-Bathmen	1	5	22*	110	23*	115
6	A27	Hilversum-Bilthoven	19*	95	14*	70	33*	165
7	A12	Maarn-Veenendaal	7	35	3	15	10	50
8	A27	Lexmond-Everdingen	12*	60	3*	15	15*	75
9	N65	Vught-Helvoirt	2*	10	17*	85	19*	95
10	N65	Helvoirt-Berkel-Enschot	28*	140	1	5	29*	145
11	N68	Roermond-Duitsland	3	15	2*	10	5	25

Tabel 12.

Classificering en kenmerken van de kansrijke onderzoeklocaties: status weg (b = bestaande rijksweg; t = toekomstige rijksweg) en ontsnipperende maatregelen (- = afwezig; a = aanwezig; p = gepland).

onderzoeklocatie			classificering	status rijksweg	ontsnippering
nr	rijksweg	traject			
1	N34	Gieten-Emmen	kansrijk	b	-
2	A1	Oldenzaal-Duitsland	meest kansrijk	b	a
3	N35	Enschede-Duitsland	meest kansrijk	b	-
4	A18/N18	Varsseveld-Lichtenvoorde	kansrijk	b	p
5	A1	Deventer-Bathmen	kansrijk	b	p
6	A27	Hilversum-Bilthoven	kansrijk	b	a/p
7	A12	Maarn-Veenendaal	kansrijk	b	p
8	A27	Lexmond-Everdingen	kansrijk	b	p
9	N65	Vught-Helvoirt	kansrijk	b	p
10	N65	Helvoirt-Berkel-Enschot	kansrijk	b	a/p
11	N68	Roermond-Duitsland	kansrijk	b/t	-

de N34 als barrière fungeert. De totale netwerkpopulatie voldoet dan, indien ontsnipperd, bijna aan de normen voor een duurzame populatie, terwijl de afzonderlijke deelpopulaties in de huidige situatie niet levensvatbaar zijn. Ontsnipperende maatregelen ontbreken op dit wegtraject. Hierdoor bestaat de mogelijkheid om zowel vóór als na de aanleg van faunapassages metingen aan de kamsalamanderpopulatie te verrichten. Vooralsnog zijn geen mitigerende maatregelen gepland.

Onderzoeklocatie 2 - A1 Oldenzaal-Duitsland

De A1 ten oosten van Oldenzaal vormt een belangrijke barrière voor een verbinding tussen kamsalamanderpopulaties ten noorden en zuiden van de rijksweg. Ten noorden van de A1 is sprake van een uitstekend kamsalamandergebied, waarbij de soort in tientallen wateren is waargenomen (Snep 1997). Het betreft hier een groot en levensvatbaar populatienetwerk dat zich tot minstens 10 kilometer van de A1 uitstrekt in het achterland. Ten zuiden van de A1 is de situatie anders. Het gaat hier om een klein netwerk met slechts een viertal vindplaatsen, dat in een geïsoleerde toestand in geen enkel opzicht duurzaam kan worden genoemd. Indien deze populaties met de noordelijke populaties verbonden worden, zal de levensvatbaarheid van de zuidelijke populaties toenemen en wordt dit deel van het netwerk duurzaam. Op het wegtraject zijn momenteel reeds 21 faunapassages aanwezig, waarvan 19 kleinwildtunnels, 1 ecoduct en 1 ecoduiker. Er zijn geen nieuwe passages gepland. De aanwezigheid van geschikte mitigerende maatregelen zorgt ervoor dat de situatie vóór de aanleg van faunapassages niet gemeten kan worden.

Onderzoeklocatie 3 - N35 Enschede-Duitsland

De N35 snijdt ten oosten van Enschede door een habitatnetwerk van kamsalamanders. Ten zuiden van dit wegtraject komt deze salamandersoort vrij algemeen voor, maar is het netwerk net te klein om duurzaam te kunnen zijn. Dit verandert indien de populaties ten noorden van de N35 tot dezelfde netwerkpopulatie gaan behoren als de zuidelijke populaties. Het totale netwerk dat dan ontstaat is duurzaam. In de huidige situatie zijn geen faunapassages aanwezig of gepland. Dit biedt de mogelijkheid een onderzoek te verrichten vóór de aanleg van mitigerende maatregelen. Uiteraard dienen op termijn wel

passages te worden aangelegd om de populaties te verbinden, waardoor het effect van deze mitigerende maatregelen kan worden onderzocht. De mate waarin in het relatief verstedelijkt gebied (Glanerbrug, industrieterrein) ten noorden van de N35 daadwerkelijk sprake is van een populatienetwerk, vraagt om nader onderzoek.

Figuur 6.
Overzicht potentiële
onderzoeklocaties voor de
kamsalamander.



Onderzoeklocatie 4 - A18/N18 Varsseveld-Lichtenvoorde

In de directe omgeving van het Achterhoekse Varsseveld zijn diverse netwerkpopulaties van de kamsalamander bekend. De A18/N18 deelt dit gebied op in een noordelijke en zuidelijke helft. In het noordelijke deel liggen binnen een straal van 5 km verschillende netwerken, die ieder uit meerdere populaties bestaan. Ten zuiden van de A18/N18 zijn eveneens een aantal kleinere netwerkpopulaties aanwezig. De vraag is in hoeverre in deze situatie sprake is van een netwerkpopulatie, waarbij alle noordelijke en zuidelijke populaties uiteindelijk deel uitmaken van één groot netwerk. Nader onderzoek naar de aanwezigheid van kamsalamanders in de gebieden tussen de verschillende kleinere netwerkpopulaties kan hierover meer helderheid verschaffen. Dat de soort plaatselijk veel in sloten voorkomt, geeft er aanleiding toe te vermoeden dat kleine populaties in sloten tot dusver niet zijn opgemerkt. Indien er inderdaad sprake van een grote netwerkpopulatie is, zal mitigatie van de A18/N18 ervoor zorgen dat deze netwerkpopulatie duurzaam wordt. Binnen het genoemde wegtraject zijn momenteel geen mitigerende maatregelen aanwezig, wel zijn een kleinwildtunnel en een ecoduiker gepland. Een dergelijke situatie is kansrijk voor dit onderzoek, de aanwezigheid van kamsalamanders kan namelijk vóór en ná aanleg van faunapassages gemeten worden.

Onderzoeklocatie 5 - A1 Deventer-Bathmen

Ten zuiden van de A1 tussen Deventer en Bathmen komt de kamsalamander vrij algemeen voor. Er zijn verschillende afzonderlijke clusters van populaties die in werkelijkheid vermoedelijk één grote netwerkpopulatie vormen. Ten noorden van de A1 is slechts één vindplaats van kamsalamanders, waar echter wel redelijke aantallen van deze soort zijn waargenomen. Nader onderzoek naar de huidige status van deze voortplantingsplaats en de directe omgeving, inclusief het effect van de ligging van de Schipbeek op de verspreiding van de soort, is noodzakelijk om te bepalen in hoeverre er nog steeds sprake is van een populatie. Mocht dit het geval zijn, dan is een dergelijke situatie interessant voor dit onderzoek. Momenteel zijn geen faunapassages aanwezig, maar in de nabije toekomst zijn 7 kleinwildtunnels, 1 ecoduct en 1 aanpassing duiker gepland. Zoals ook bij andere locaties geeft dit de mogelijkheid het effect van mitigerende maatregelen te onderzoeken.

Onderzoeklocatie 6 - A27 Hilversum-Bilthoven

Ten oosten van Hilversum liggen twee populatienetwerken die beide door de A27 doorsneden worden. Het noordelijke netwerk wordt doorsneden door het wegtraject afslag Hilversum - knooppunt Eemnes. Het zuidelijk netwerk ligt tussen deze afslag en Hollandsche Rading. Voor beide delen geldt dat lokale wegen (Soestdijkerstraatweg, Utrechtseweg) en spoorwegen de kansrijkdom van de onderzoeklocatie verminderen. In het totale wegtraject zijn reeds 9 mitigerende maatregelen gereed. Het betreft hier 5 aanpassingen viaduct onderdoor, 1 aanpassing viaduct bovenlangs en 3 kleinwildtunnels. Daarnaast is er ook 1 ecoduct gepland.

Onderzoeklocatie 7 - A12 Maarn-Veenendaal

De A12 doorsnijdt ter hoogte van Maarsbergen een fors habitatnetwerk van de kamsalamander. De soort komt met name ten noorden van de afslag Maarsbergen in grote aantallen voor. De zuidelijke populaties zijn kleiner en waarnemingen dateren van eind jaren tachtig en begin jaren negentig. Nader

onderzoek zou moeten uitwijzen of deze populaties nog aanwezig zijn. Gezien de omvang van de noordelijke populaties is het goed mogelijk dat mitigerende maatregelen ervoor zorgen dat de soort het zuidelijk gelegen habitat (her)koloniseert. In dat geval kan het totale netwerk duurzaam worden. Dit geldt alleen als uit nader onderzoek blijkt dat het aantal voortplantingslocaties (noord + zuid) groter is dan tot nu toe gedacht.

Momenteel zijn er nog geen mitigerende maatregelen gerealiseerd. In de nabije toekomst zijn 3 faunapassages gepland, waarvan 1 ecodeuct, 1 aanpassing duiker en 1 aanpassing brug. Ook hier geldt dat uit nader detailonderzoek kan blijken dat deze locatie geschikt is voor het beoogde onderzoek, temeer daar mitigerende maatregelen pas in de toekomst worden aangelegd.

Onderzoeklocatie 8 - A27 Lexmond - Knooppunt Everdingen

Het riviereengebied gelegen tussen de Lek en de A27 wordt ter hoogte van Lexmond bewoond door de kamsalamander. De soort komt hier vooral voor in sloten en kleine kleiputten. Een enkele waarneming is afkomstig van ten zuiden van de A27. Gezien de gedateerdheid van de dijkwaarnemingen en de vele sloten is het lastig om concrete plekken aan te wijzen waar de dieren zich voortplanten. Alleen een nieuwe inventarisatie kan helderheid verschaffen over de huidige verspreiding van de soort. Nadelig voor mogelijk onderzoek is dat de soort ter plaatse niet in grote concentraties (poelen) voorkomt, maar juist in lage dichtheden in sloten zich voortplant. Binnen het genoemde wegtraject zijn op dit moment geen mitigerende maatregelen aanwezig, maar wel twee gepland: 1 aanpassing brug en 1 aanpassing duiker.

Onderzoeklocatie 9 - N65 Vught-Helvoirt

Direct ten zuiden van de N65 tussen Vught en Helvoirt komt de kamsalamander in diverse populaties voor. Sommige van deze populaties bevatten grote aantallen individuen van deze soort. Ten noorden van de N65 is deze salamander ook waargenomen, echter in kleinere aantallen. Nabij knooppunt Vught is de soort eveneens bekend van plaatsen ten oosten van de A2. Deze situatie lijkt kansrijk; om dit met zekerheid te kunnen vaststellen is dan wel een meer gedetailleerd (inventarisatie-)onderzoek nodig. Momenteel zijn geen mitigerende maatregelen aanwezig. Er zijn wel 6 faunapassages gepland, waarvan 5 kleinwildtunnels en 1 ecodeuker. Mocht een aanvullende inventarisatie duidelijk maken dat de locatie geschikt is als onderzoeklocatie, dan is het feit dat de mitigerende maatregelen nog moeten worden aangelegd een extra reden om de locatie positief te waarderen.

Onderzoeklocatie 10 - N65 Helvoirt - Berkel-Enschot

De N65 doorsnijdt behalve ter hoogte van de potentiële onderzoeklocatie 9 ook zuidelijker een habitatnetwerk van de kamsalamander. Het gaat daarbij met name over het gebied gelegen tussen Udenhout, Haaren, Berkel-Enschot en Oisterwijk. Aan de noordzijde ligt het natuurgebied De Leemkuilen, een bekend leefgebied van kamsalamanders. Ten zuiden van de N65 is de soort ook bekend, maar in mindere mate (met name rond Oisterwijk) en het is daarbij de vraag in hoeverre deze populaties met de noordelijke populaties verbonden zijn (vanwege de grote afstand). Ook hier zou aanvullend onderzoek meer helderheid kunnen geven over het voorkomen van kamsalamanders direct ten zuiden van de N65. Op dit moment zijn twee mitigerende maatregelen gereed (aanpassing duikers) en is een zelfde type faunapassage gepland.

Onderzoeklocatie 11 - N68 Roermond-Duitsland

Aan de oostzijde van Roermond ligt de N68 richting Duitsland. Deze vormt een barrière voor de aanwezige kamsalamanderpopulaties. Daarnaast komt er in de nabije toekomst (reeds deels gerealiseerd) een rondweg om Roermond. Ook deze weg isoleert een deel van de kamsalamanderpopulaties. De resterende populaties staan met name in de stedelijke omgeving onder druk. De vraag is dan ook of de huidige situatie niet al te versnipperd is voor het beoogde onderzoek. Er zijn geen mitigerende maatregelen aanwezig of gepland (Crombaghs & Van Delft 2001, Van der Coelen 1992).

4.4 Advies

Op basis van de duurzaamheidsanalyse en de expertinschatting zijn twee rijkswegtrajecten als meest kansrijke onderzoeklocatie aangewezen. Beide trajecten liggen in Twente. Voor negen andere trajecten is nader onderzoek naar de exacte huidige verspreiding van kamsalamanders én hun habitat noodzakelijk alvorens kan worden gesteld of deze trajecten eveneens in aanmerking komen. Er zijn drie redenen om aanvullend onderzoek te doen. De eerste betreft de onvolledigheid van de inventarisatie; sommige gebieden zijn nu eenmaal niet of slechts oppervlakkig geïnventariseerd, terwijl alleen bezette plekken bekend zijn (er zijn geen goede kaarten van potentieel geschikt habitat). Een aanvullende inventarisatie kan laten blijken dat de soort in bepaalde gebieden toch voorkomt waardoor die gebieden toch blijken te behoren tot een groter netwerk, of dat tijdelijk onbezette poelen het aanzien van habitatnetwerken veranderen. Dit is mogelijk van toepassing op met name locaties 1, 4 en 10. Een andere reden is dat gegevens over de soort enigszins gedateerd zijn. Het is de vraag in hoeverre de soort nu nog aanwezig is. Er is in elk geval bekend dat de soort er in het verleden heeft gezeten. Ook is het zo dat het habitat nog grotendeels behouden is gebleven. Bij onderzoeklocatie 5, 7 en 9 is hier mogelijk sprake van. Tenslotte hebben bepaalde ingrepen in het landschap grote gevolgen voor het voortbestaan van plaatselijke populaties. In veel gevallen zal door oprukkende bebouwing en het aanleggen van infrastructuur een plaatselijke populatie verdwijnen. Soms echter weet een kamsalamanderpopulatie zich nog lange tijd te handhaven. In dat geval heeft mitigatie zeker zin. Bij de potentiële onderzoeklocaties 6, 8 en 11 is sprake van een grote ingreep in het landschap, waarvan het effect op de populatie nader moet worden onderzocht.

Onderzoeklocaties waarbij aanvullend onderzoek nodig is omwille van de onvolledigheid of omdat gegevens gedateerd zijn, lijken in eerste instantie kansrijker dan locaties die gelegen zijn in een landschap dat recent grote veranderingen heeft ondergaan. Als ook de aanwezigheid en planning van mitigerende maatregelen als criterium wordt meegenomen, gelden de potentiële onderzoeklocaties 4, 5, 7 en 9 naast de eerder geselecteerde locaties 2 en 3 als het meest kansrijk. In deze gevallen is er namelijk nog geen sprake van faunapassages, maar deze zijn in de toekomst wel gepland. Het is hierdoor mogelijk de situatie vóór en na de aanleg van mitigerende maatregelen met elkaar te vergelijken.

5 Conclusies

De analyse van mogelijke onderzoeklocaties voor de drie geselecteerde soorten: edelhert, das en kamsalamander heeft voor al deze diersoorten een aantal kansrijke onderzoeklocaties opgeleverd. In een aantal gevallen is aanvullende informatie nodig om definitief te bepalen of de locatie uiteindelijk geschikt blijkt te zijn.

Edelhert

Op basis van dit onderzoek wordt geadviseerd om in ieder geval de genetische variatie van de lokale populaties edelherten in de vrije wildbaan op de Noordoost-Veluwe, Noordwest-Veluwe, Midden-Veluwe, Zuidwest-Veluwe en Zuidoost-Veluwe vast te stellen. De omvang van deze populaties en het jaarlijkse afschot lijkt groot genoeg voor het verkrijgen van voldoende monsters. De populaties van het noordelijk en zuidelijk Kroondomein kunnen een interessante aanvulling vormen, zeker als ook de werking van de faunapassage onder de N344 in het onderzoek wordt betrokken.

Op basis van een nulmeting kan blijken of de genetische variatie tussen populaties groot genoeg is om mogelijke veranderingen in de genetische variatie als gevolg van ontsnippering te meten. Als dat bekend is zal een beslissing moeten worden genomen omtrent de wenselijkheid om de genetische monitoring van de edelhertpopulaties voort te zetten.

Das

Voor de das zijn zeven wegtrajecten als *meest kansrijke* onderzoeklocaties aangewezen. Daarnaast zijn nog eens elf trajecten *kansrijk* als onderzoeklocatie. Voor al deze locaties geldt dat pas na een gedetailleerde beschouwing van iedere locatie afzonderlijk een besluit kan worden genomen over het gebruik als onderzoeklocatie. Daarbij zal een nadere inventarisatie moeten plaatsvinden van de feitelijke locaties van de burchten en leefgebieden, de bewoningsgeschiedenis van de burchten, en informatie over habitatgebruik en/of uitwisselingen met andere populaties. Ook precieze ligging en type van de ontsnipperende maatregelen en informatie over het gebruik van deze voorzieningen (of het gebrek daaraan) dienen dan in beschouwing te worden genomen.

Belangrijk voor het volgend monitoringsonderzoek is of er bij het desbetreffende weg(vak)traject een nulmeting kan worden gedaan (zonder faunapassages). Het is hierdoor mogelijk de situatie vóór en na de aanleg van mitigerende maatregelen met elkaar te vergelijken. De mogelijkheid zo'n meting te verrichten verschilt echter per onderzoeklocatie.

Kamsalamander

Twee rijkswegtrajecten in Twente zijn voor de kamsalamander als *meest kansrijke* onderzoeklocatie aangewezen en 9 andere trajecten als *kansrijk*. Dit laatste wil zeggen dat nader onderzoek naar de exacte huidige verspreiding van kamsalamanders en hun habitat noodzakelijk is alvorens kan worden gesteld of deze trajecten eveneens in aanmerking komen. Nader onderzoek is noodzakelijk indien de gebruikte inventarisatiegegevens onvolledig of gedateerd zijn of indien bekend is dat er recent grote ingrepen in het landschap hebben plaatsgevonden (bebouwing, lokale infrastructuur). Onderzoeklocaties waarbij de huidige gegevens onvoldoende blijken te zijn (onvolledig of gedateerd) en waarbij mitigerende maatregelen wél gepland maar nog niet aanwezig zijn, lijken in eerste instantie het meest kansrijk.

Dankwoord

De auteurs zijn bij de totstandkoming van dit rapport door een groot aantal mensen geholpen, die wij hier willen bedanken.

Vanuit de opdrachtgever Dienst Weg- en Waterbouwkunde heeft Geesje Veenbaas in haar rol als projectleider nuttige aanvullingen op eerdere versies van dit rapport geleverd. Dit geldt ook voor Ruud Cuperus (RWS-DWW) en de leden van de begeleidingsgroep: Henk Scholma (RWS Directie Oost-Nederland), Martijn de Haan (RWS Directie Utrecht) en Edwin Stofbergen (RWS Directie Zuid-Holland). Voorts heeft Jos Huisman (RWS Directie Limburg) zinvolle aanvullingen en opmerkingen gemaakt betreffende de analyses en mogelijke onderzoeklocaties voor zover het de Limburgse situatie betreft. Annette Piepers en Arnoud Elenbaas (beiden eveneens RWS-DWW) worden bedankt voor het aanleveren van gegevens uit het WEGENSNIIP-bestand.

Gerrit Jan Spek van Spek Fauna-Advies zorgde voor gedetailleerde en belangrijke informatie omtrent het voorkomen van het edelhert op de Veluwe. Han Derckx en Marc Moonen van Vereniging Das & Boom en Pieter Joop van het LNV Expertisecentrum verstrekten gegevens over voorkomen en slachtoffergevallen van de das. Raymond Creemers en Jeroen van Delft van stichting RAVON leverden verspreidingsgegevens over het voorkomen van de kamsalamander, maar gaven ook uitgebreid commentaar op de gehanteerde methodiek en de kansrijkdom van geselecteerde onderzoeklocaties.

Een aantal medewerkers van Alterra heeft een belangrijke rol gespeeld bij deze studie: Geert Groot Bruinderink en Hugh Jansman (edelhert), Jolanda Dirksen en Janien van der Greff (das) en Co Onderstal (GIS).

Tenslotte willen we de regionale directies van Rijkswaterstaat bedanken voor de aanlevering van bestanden over de ligging van tracé's van geplande wegen.

Literatuur

- Apeldoorn, R.C. van & J. Kalkhoven 1991. De relatie tussen zoogdieren en infrastructuur; de effecten van habitatfragmentatie en verstoring. Rapport 91/22. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Apeldoorn, R.C. van, C. Celada & W. Nieuwenhuizen 1994. Distribution and dynamics of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a landscape with fragmented habitat. *Landscape Ecology* 9 (3): 227-235.
- Bekker, G.J. & K.J. Canters 1997. The continuing story of badgers and their tunnels. In: K.J. Canters (ed.). *Proceedings of the international conference Habitat Fragmentation, Infrastructure and the role of Ecological Engineering*, 17-21 September 1995: 344-353. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Berris, L. 1997. The importance of the ecoduct at Terlet for migrating mammals. In: K.J. Canters (ed.). *Proceedings of the international conference Habitat Fragmentation, Infrastructure and the role of Ecological Engineering*, 17-21 September 1995: 418-420. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Brandjes, G.J. & G. Veenbaas 1998. Het gebruik van faunapassages langs watergangen onder rijkswegen in Nederland. Een oriënterend onderzoek. DWW Ontsnipperingsreeks deel 36. Rapport W-DWW-98-29. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Brandjes, J., G. Veenbaas & G. Smit 2000. Amfibieën op loopstroken onder rijkswegen. *Ravon* 3(1): 1-5.
- Brandjes, G.J., G. Veenbaas, I. Tulp & M.J.M. Poot 2001. Het gebruik van faunapassages langs watergangen onder rijkswegen. Resultaten van een experimenteel onderzoek. DWW Ontsnipperingsreeks deel 40. Rapport DWW-2001-026. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Brouwer, G.A. 1949. Enige historische bijzonderheden over het edelhert in Nederland en een beschouwing over de Veluwe herten als natuurbeschermingsobject. In: *het voetspoor van Thijsse. Een reeks bijdragen over veldbiologie, natuurbescherming en landschap*. Veenman & Zonen, Wageningen.
- Buro Hemmen 1998. Hert aan de Rijn. Inventarisatie knelpunten in de ecologische infrastructuur op de Zuidwest-Veluwe. Werkgroep Hert aan de Rijn.
- Clarke, G.P., P.C.L. White & S. Harris 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Coelen, J.E.M. van der 1992. Verspreiding en ecologie van amfibieën en reptielen in Limburg. NHGL, Maastricht, RAVON, Nijmegen.
- Cornelissen, P. & J.T. Vulink 1996. Edelherten en reeën in de Oostvaardersplassen. Demografie, terreingebruik en dieet. Flevovericht nr. 397. Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Crombaghs & van Delft 2001. De Kamsalamander in de gemeenten Roermond & Swalmen. *Natuurbalans/Limes divergens* & RAVON, in opdracht van Ministerie van LNV, Directie Zuid.
- Derckx, H. 1986. Ervaringen met dassenvoorzieningen bij Rijksweg 73, tracé Teersdijk-Maasbrug. *Lutra* 29: 67-75.
- Georgii, B. 1997. Wild säuger an bestehenden Grünbrücken. In: H.P. Pfister, V. Keller, H. Reck & B. Georgii (eds.). *Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege*: 141-155. Heft 756. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, Bonn-Bad Godesberg, Duitsland.

-
- Griffioen, A.J., H.A.M. Meeuwsen & S.A.M. van Rooij 2000. Afleiding inputbestand voor LARCH: Begroeiingstypenkaart 2000 (250*250m). Intern rapport Alterra, Wageningen.
- Grift, E.A. van der & R. Pouwels 2000. Plan van aanpak SNIPMAAT en SNIPEVALPOP. Intern document. Alterra, Wageningen.
- Grift, E.A. van der & J. Verboom 1999. Effectiviteit van mitigerende maatregelen op populatieniveau (EVALPOP) – Projectplan fase 1: methodiekontwikkeling. Intern document. Alterra, Wageningen.
- Grift, E.A. van der & J. Verboom 2001. Levensvatbaarheid van de dassenpopulatie in Midden-Limburg na aanleg van Rijksweg 73-Zuid. Alterra-rapport 099. Alterra, Wageningen.
- Grift, E.A. van der & W. Nieuwenhuizen, in druk. Will reactivation of the railroad Iron Rhine decrease survival of badgers (*Meles meles*) in Meinweg National Park, The Netherlands? *Lutra* 45(1).
- Hermann, M., H. Müller-Sties & M. Trinzen 1997. Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles* L.), untersucht an den Grünbrücken der B31 neu zwischen Stockach und Überlingen. In: H.P. Pfister, V. Keller, H. Reck & B. Georgii (eds.). Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege: 173-204. Heft 756. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Bonn-Bad Godesberg, Duitsland.
- Huijser, M.P. 1999. Human impact on populations of hedgehogs *Erinaceus europaeus* through traffic and changes in the landscape: a review. *Lutra* 42(1): 39-56.
- Huijser, M.P. & P.J.M. Bergers 1997. Egels en verkeer: effecten van wegen en verkeer op egelpopulaties. Mededeling 35. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht.
- Huijser, M.P., N. Kooyman & E.A. van der Grift 1998. Edelherten ook buiten de Oostvaardersplassen. *Zoogdier* 9 (3-4): 3-6.
- Jansman, H. & S. Broekhuizen 2000: Vormen de lokale Nederlandse populaties van de boomarter *Martes martes* een metapopulatie? Mogelijkheden voor moleculair DNA-onderzoek. *Lutra*, vol. 43, 101-107
- Ministerie van Landbouw en Visserij 1961. Hertenbeheer. Adviescommissie Hertenreservaten behandelende het Hertenvraagstuk op de West- en de Noord-Veluwe.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21^e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Ministerie van Verkeer & Waterstaat 1997. Bijna vierhonderd dassen in het verkeer omgekomen in 1996. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Nieuwsbrief Versnippering...Ontsnippering 8: 3.
- Moll, G.C.M., K.C. Campfens & F.V.C. van Kuijk 2001. Verspreiding van de das in Nederland 1995-2000. Expertisecentrum LNV, Wageningen / Vereniging Das & Boom, Beek-Ubbergen.
- Nieuwenhuizen, W. & R.C. van Apeldoorn 1994. Het gebruik van faunapassages door zoogdieren bij rijksweg A1 ter hoogte van Oldenzaal. DWW Versnipperingsreeks deel 20. Rijkswaterstaat DWW, Delft / Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Nieuwenhuizen, W. & R.C. van Apeldoorn 1995. De mogelijke verstoring van eekhoorns door verkeer: een oriënterend onderzoek. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. In opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.

-
- Oord, J.G. 1995. Handreiking maatregelen voor de fauna langs weg en water. DWW-publikatie P-DWW-95-710. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Pouwels R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen & J.G.M. van der Gref 2002. LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra-rapport 292. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Provincie Gelderland 2000. Veluwe 2010 – een kwaliteitsimpuls! Provincie Gelderland, Arnhem.
- Rijk, J. de & E. Pelzers 1991. Geschiedenis van het edelhert in Nederland. Het Edelhert, extra uitgave: 1-32.
- Sluis, T. van der 1999. Soortprofiel Kamsalamander. Intern document. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Smit, G.F.J. 1996. Het gebruik van faunapassages bij rijkswegen. DWW Ontsnipingsreeks deel 29. Rijkswaterstaat DWW, Delft / Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Snep, R.P.H. 1997. Poelen in Twente. Een ruimtelijke en habitat-analyse. Afstudeerverslag Fontys Hogeschool Tilburg.
- Strien, A.J van 1998. Natuurmeetnetten op maat. De afstemming van PGO-meetnetten op de informatiebehoefte van de rijksoverheid. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.
- Veenbaas, G. 1998. Stand van zaken project EVALPOP; hoe verder? Interne notitie. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Verboom, J. 1997. Haalbaarheidsstudie voor de monitoring van effecten van ontsnipingsmaatregelen. Intern document. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam & P. Luttkhuizen 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation* 100: 89-101.
- Vos, C.C. & J.P. Chardon 1994. Herpetofauna en verkeerswegen; een literatuurstudie. DWW-Versnipingsreeks deel 24 rapport nr W-DWW-94-730. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam & C.J.F. ter Braak 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 158 (1): 24-41.
- Vries, J.G. de 1994. Faunavoorzieningen bij wegen in Baden-Württemberg. Verslag van een vakreis van de projectgroep Versnippering. DWW-Versnipingsreeks deel 21 rapport nr W-DWW-95-726. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Zee, F.F. van der, J. Wiertz, C.F.J. ter Braak, R.C. van Apeldoorn & J. Vink 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.

Bijlage 1 SNIP/EVALPOP: Selectie van onderzoeksoorten

Bron: Van der Grift & Pouwels
2000

Inleiding

Voor de selectie van onderzoeksoorten is de door Verboom (1997) opgestelde soortenlijst als uitgangspunt gebruikt. Deze soortenlijst omvat de soortgroepen (1) zoogdieren, (2) vogels, (3) vlinders, (4) reptielen en (5) amfibieën. In totaal bevat de lijst 311 soorten. Het betreft 64 soorten zoogdieren, 185 vogels, 49 vlinders, 5 reptielen en 8 soorten amfibieën.

De soortselectie voor SNIP/EVALPOP heeft betrekking op slechts vier van bovengenoemde soortgroepen: zoogdieren, reptielen, amfibieën en vlinders. Vogels zijn buiten de selectie gehouden. Deze diergroep is vooral gevoelig voor het effect van verstoring. Mitigatie van dit versnipperingseffect bestaat vooral uit het beperken van de geluidsemisatie en het aanleggen van geluidwerende voorzieningen (geluidschermen, geluidwallen e.d.). Om de effectiviteit van dergelijke voorzieningen te evalueren ligt monitoringonderzoek aan vogelsoorten die eerder zijn geselecteerd voor het kwantificeren van de effecten van verstoring het meest voor de hand.

Selectiecriteria

De selectie van onderzoeksoorten is uitgevoerd aan de hand van negen criteria:

- C1 gevoeligheid voor versnipperingseffecten van verkeerswegen
- C2 oppervlaktebehoefte kernpopulatie
- C3 dispersiecapaciteit
- C4 levensduur
- C5 voorkomen van de soort
- C6 kennisleemten
- C7 meetbaarheid/inventariseerbaarheid
- C8 soort van belang vanuit infrastructuurproblematiek
- C9 exoten

Per criterium is een beslisregel opgesteld die tot het al dan niet verwijderen van een diersoort uit de selectie leidt. Per criterium volgt hier een korte toelichting. De bij de soortselectie gebruikte beslisregels zijn hierbij expliciet genoemd.

C1

Soorten zijn in te delen naar versnipperingsgevoeligheid (Verboom 1997). Dit betreft een maat die de verschillende factoren van versnippering (sterfte, barrièrewerking, verstoring) op de levensvatbaarheid van populaties van de betreffende soort inschat. Er worden vier klassen van versnipperingsgevoeligheid onderscheiden: (1) klein, (2) matig, (3) groot, en (4) zeer groot.

Beslisregel: soorten die vallen in klasse 1 ('klein') of klasse 2 ('matig') worden niet geselecteerd, met uitzondering van soorten uit deze klassen die specifiek van belang zijn vanuit de problematiek van versnippering door infrastructuur (dus: een positieve score voor criteria C8).

C2

Hoe groter de oppervlaktebehoefte van een kernpopulatie van een soort, hoe groter de kans dat de soort gevoelig is voor versnippering. In Verboom (1997) zijn acht klassen onderscheiden.

Beslisregel: soorten die vallen in klasse 1 (< 0,01 ha) of klasse 2 (< 0,1 ha) vallen buiten de selectie.

C3

Soorten met een geringe dispersiecapaciteit hebben meer moeite gebieden te (her)koloniseren en zijn dus gevoeliger voor versnippering. In Verboom (1997) is de dispersiecapaciteit verdeeld in tien klassen. Het betreft in de hogere klassen in alle gevallen soorten met een dusdanige goede dispersiecapaciteit dat leegstaande gebieden altijd goed bereikt kunnen worden.

Beslisregel: soorten in klasse 8, 9 en 10 (nationaal en Europees niveau) zijn niet opgenomen in de selectie.

De soorten moeten voor het monitoringonderzoek bij voorkeur een korte reactietijd bezitten. Voor een belangrijk deel is dit afhankelijk van het vermogen zich te verbreiden. Extreem slechte verbreiders kennen een lange reactietijd. Het nadeel van soorten met een lange reactietijd is dat de effecten pas na lange tijd meetbaar zijn en dat nu waar te nemen trends het gevolg kunnen zijn van veranderingen/gebeurtenissen in het verleden.

Beslisregel: soorten die vallen in klasse 1, 2 of 3 van de dispersiecapaciteit zijn niet geselecteerd.

C4

Een korte reactietijd is niet alleen afhankelijk van de dispersiecapaciteit; ook de levensduur van een soort speelt een rol. Geschikte onderzoeksoorten dienen gezocht te worden onder soorten die geen extreem lange levensduur hebben. Hiervoor zijn de soorten ingedeeld in vier klassen, te weten: (1) levensduur 1 jaar, (2) levensduur 2-5 jaar, (3) levensduur 6-10 jaar, (4) levensduur >10 jaar.

Beslisregel: soorten met een levensduur >10 jaar (klasse 4) zijn niet geselecteerd.

C5

Soorten die zeldzaam zijn worden vaak door andere factoren dan versnippering in hun voorkomen beperkt, of de versnippering is zo erg dat hele ingrijpende ontsnipperende maatregelen nodig zijn om enig positief effect te hebben (Verboom 1997). Tevens is het voor deze soorten, door hun beperkte verspreiding en bedreigde status, lastig om kansrijke onderzoekslokaties te localiseren en (mogelijke) negatieve effecten van de onderzoekswerkzaamheden (o.a. verstoring) op deze kwetsbare populaties te voorkomen. Het voorkomen van een soort wordt uitgedrukt in uurhokfrequentieklassen (UFK), waarvan er acht zijn (zie ook Verboom 1997).

Beslisregel: soorten in klassen 1 en 2 (meest zeldzame soorten) blijven buiten de selectie.

C6

Voor een aantal soorten is niet voldoende (basale) kennis aanwezig om deze als onderzoeksoort te selecteren. Allereerst betreft dit kennisleemten ten aanzien van de versnipperingseffecten van verkeerswegen voor een soort (o.a. vleermuizen). Daarnaast kan tevens (fundamentele) kennis omtrent habitat(keuze), dispersiecapaciteit e.d. ontbreken (o.a. verschillende vlindersoorten). Soorten waarvoor dergelijk kennisleemten bestaan zijn niet geselecteerd. De aanwezige kennis is per soort ingeschat in drie klassen: 1 = voldoende; 0 = onzeker; -1 = onvoldoende.

Beslisregel: soorten die 'onvoldoende' scores zijn niet geselecteerd.

C7

Het gemak waarmee meetgegevens kunnen worden verzameld bepaalt mede de mate van geschiktheid van een soort als onderzoeksoort. In Van Strien (1998) worden drie klassen onderscheiden: (1) slecht, (2) matig, en (3) goed. Voor sommige soorten geeft Van Strien geen indicatie. Aan deze soorten is volgens dezelfde klassenindeling een waarde voor de meetbaarheid van de soort toegekend. In tabel 1.2 staan deze (eigen) schattingen tussen haakjes.

Beslisregel: soorten die slecht meetbaar/inventariseerbaar zijn (klasse 1) zijn niet geselecteerd.

C8

Sommige soorten scoren wellicht laag voor hierboven genoemde criteria als 'dispersiecapaciteit' of 'voorkomen van de soort', maar zijn op basis van (a) specifieke soortkenmerken, (b) een specifieke gevoeligheid voor een versnipperingseffect van verkeerswegen, (c) een hoge indicatieve waarde voor een speciaal type faunapassage, (d) een hoge indicatieve waarde door de aanwezigheid van (relatief) veel eerdere onderzoeksresultaten en/of (e) een hoge mate van inventariseerbaarheid, geschikt als onderzoeksoort om de effectiviteit van maatregelen op populatieniveau te achterhalen. Hoewel dit soorten betreft die in de meeste gevallen dus niet direct in hun voortbestaan door versnippering door verkeerswegen worden bedreigd, bieden ze op een relatief eenvoudige manier de kans inzicht en kennis omtrent de achterliggende processen van ontsnippering en de effectiviteit van maatregelen op populatieniveau te achterhalen. De uitkomsten kunnen een hoge indicatieve waarde hebben voor andere soorten uit desbetreffende diergroep.

Beslisregel: op basis van expert-judgement zijn op basis van hierboven genoemde kenmerken een viertal soorten geselecteerd: eekhoorn, rosse woelmuis, egel en gewone pad.

C9

Versnippering van leefgebieden van exotische diersoorten (o.a. wasbeer, Amerikaanse nerts, beverrat) wordt vanuit het oogpunt van natuurbehoud en -bescherming niet als een knelpunt aangemerkt.

Beslisregel: exotische soorten (score '+') blijven buiten de soortselectie.

Soortselectie

De soortselectie op basis van genoemde criteria is opgenomen in tabel 1.1. De volgorde van de soorten is per diergroep gerelateerd aan de mate van versnipperingsgevoeligheid voor verkeerswegen (criterium C1). Er zijn in totaal 17 soorten als potentiële onderzoeksoorten geselecteerd. De selectie omvat 8 soorten zoogdieren, 2 reptielen, 4 amfibieën en 3 vlinders. De soortselectie is het directe resultaat van het toepassen van de per criterium opgestelde beslisregels. De keuze van een aantal soorten in de lijst vereist een nadere toelichting. Dit betreft het edelhert en de soorten die op basis van criterium C8 zijn geselecteerd.

Edelhert

Het monitoren van de grootte en duurzaamheid van populaties van het edelhert lijkt weinig zinvol uit oogpunt van ontsnippering van verkeerswegen, aangezien

deze populatiekenmerken sterk door andere niet-natuurlijke factoren worden bepaald (populatiebeheer door afschot). Echter, de soort biedt wel goede kansen om op basis van andere effecten het rendement van faunapassages op populaties te onderzoeken.

Tabel 1.1

Selectie van onderzoeksoorten.

Soortgroep	Geselecteerde soorten
Zoogdieren	Das Edelhert Noordse woelmuis Waterspitsmuis Wild zwijn Eekhoorn Rosse woelmuis Egel
Reptielen	Zandhagedis Ringslang
Amfibieën	Heikikker Kamsalamander Rugstreepad Gewone pad
Vlinders	Groentje Heivlinder Kommavlinder

Faunapassages voor deze soort zijn vooral bedoeld om de toegankelijkheid en het gebruik van (delen van) leefgebieden door populaties van de soort te bevorderen en genetische uitwisseling mogelijk te maken. Het eerste is met behulp van telemetrie-onderzoek relatief eenvoudig te achterhalen. In de meest optimale situatie wordt een onderzoekslokatie gezocht waar volgens de BACI-methode (Before-After-Control-Impact) kan worden gewerkt (Verboom 1997). Datzelfde geldt voor genetisch onderzoek.

Eekhoorn

Het effect van habitatversnippering voor eekhoorns is reeds uitvoerig onderzocht (Van Apeldoorn et al. 1994). De invloed van verkeerswegen bij deze versnippering is minder eenduidig. Onbekend is in hoeverre wegen een barrière vormen en in welke mate sterfte als gevolg van aanrijdingen de populatie beïnvloedt. Onderzoek naar effecten van verstoring lieten geen significante verschillen zien tussen weg- en controlegebieden (Nieuwenhuizen & Van Apeldoorn 1995). Toch kan de soort een praktische onderzoeksoort blijken te zijn bij monitoring van de effectiviteit van faunavoorzieningen. Hiervoor zijn verschillende redenen aan te geven: (1) de soort is redelijk algemeen, (2) de soort is goed te inventariseren (nesten), (3) de soort is karakteristiek voor een speciaal type faunapassage (boombruggen), welke overigens in Nederland nog niet zijn gerealiseerd, (4) de soort kan wellicht als alternatief dienen voor monitoring van de boomarter (die naar verwachting vergelijkbare faunavoorzieningen benut), een versnipperingsgevoelige maar moeilijk inventariseerbare soort.

Rosse woelmuis

Ondanks het feit dat deze soort slechts een beperkte gevoeligheid voor versnippering door verkeerswegen laat zien (klasse 2) is deze soort opgenomen in de selectie. Reden hiervoor is het verspreid voorkomen van de soort, de

beschikbaarheid van onderzoeksgegevens, de geschiktheid/inventariseerbaarheid als onderzoeksoort en/of de indicatieve waarde van de rosse woelmuis voor kleine (terrestrische) zoogdieren in algemene zin.

Egel

De egel is een soort die in grote aantallen het slachtoffer wordt van het wegverkeer (Huijser & Bergers 1997, Huijser 1999). Dit is voor Rijkswaterstaat DWW aanleiding geweest door de Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming (VZZ) een meerjarig onderzoek te laten uitvoeren. Een van de conclusies ten aanzien van het effect van wegen op egelpopulaties is dat egels in een veel lagere dichtheid (circa 30%) worden aangetroffen langs verkeerswegen ten opzichte van leefgebieden die buiten de invloedssfeer van wegen liggen. De studie heeft tevens inzicht verschaft in de oorzaken/achterliggende processen die deze zoogdiersoort zo gevoelig voor verkeerswegen maakt. Dit maakt de egel tot een uitstekende soort om de effectiviteit van ontsnipperende maatregelen in een experimentele setting te onderzoeken. Men kan hierbij denken aan het aanbrengen van rasters/ontsnipperende maatregelen op de in genoemd onderzoek geselecteerde studielokaties, om vervolgens opnieuw vast te stellen in hoeverre de populatie (in relatieve dichtheden) wordt beïnvloed door de verkeerswegen. De methode leidt naar verwachting betrekkelijk snel tot inzichten en heeft, hoewel de egel als soort niet in zijn bestaan door verkeerswegen wordt bedreigd, een belangrijke indicatieve waarde voor de problematiek die andere, wellicht meer bedreigde soorten, van verkeerswegen ondervinden.

Gewone pad

De gewone pad wordt in grote aantallen doodgereden op verkeerswegen, vooral gedurende de trek van en naar de voortplantingswateren. Specifieke maatregelen (schermen en tunnels) zijn getroffen om deze verkeerssterfte tegen te gaan. De soort is daarmee vanuit het oogpunt van de infrastructuurproblematiek als interessante onderzoekssoort te karakteriseren. Daarbij is het een soort die algemeen voorkomt, wat een experimentele onderzoeksoort (bijvoorbeeld het 'leegvangen' van een leefgebied) haalbaar maakt.

Overige soortkenmerken

Per geselecteerde soort zijn in tabel 1.2 naast de gebruikte selectiecriteria tevens een aantal andere soortkenmerken gegeven die aanvullend inzicht geven in de geschiktheid van een soort als onderzoeksoort. Het betreft de volgende aspecten:

- A1 ecologische amplitude / biotoopkeuze
- A2 gebruik faunapassages
- A3 aanwezigheid faunapassages voor de soort
- A4 activiteitsperiode
- A5 representatie van landschapstypen/ecotopen
- A6 representatie van verschillende schaalniveaus
- A7 representatie soortgroepen
- A8 doelsoort/aandachtsoort natuurbeleid
- A9 doelsoort voor faunapassage

Toelichting bij de overige soortkenmerken:

A1

Soorten die kieskeuriger zijn in hun biotoopkeuze zijn gevoeliger voor versnippering. Vooral wanneer de gewenste biotopen beperkt en/of in (relatief) kleine oppervlakten aanwezig zijn in een landschap. Deze biotoopspecialisten ondervinden dan ook eerder hinder van verkeerswegen ten opzichte van soorten die als ecologische generalisten kunnen worden gekarakteriseerd. Bij de selectie is een onderscheid gemaakt in biotoopspecialisten (s) en -generalisten (g).

A2

Om effecten van ontsnipperende maatregelen op populatieniveau vast te stellen is het van belang soorten te gebruiken waarvan bekend is dat deze gebruik maken van (bepaalde typen) faunapassages (Nieuwenhuizen & Van Apeldoorn 1994, Vos & Chardon 1994, Smit 1996, Brandjes & Veenbaas 1998, Brandjes et al. 2000). Dit criterium onderscheidt soorten waarvoor gebruik van passages is waargenomen (+) en soorten waarvoor dat (nog) niet het geval is (-).

A3

De aanwezigheid van faunapassages (+) voor een soort maakt het (direct) mogelijk in een vervolgstap van het onderzoek locaties te selecteren waar de effectiviteit van de faunamaatregelen op de populatie kan worden gemeten. Bij de toekenning van waarden is uitsluitend de aanwezigheid van faunapassages voor wat betreft vorm en inrichting betrokken. Er is niet geanalyseerd of de in potentie geschikte faunapassages ook aansluiten bij actuele leefgebieden van de betreffende soorten, en aldus kansrijke onderzoekslocaties blijken te zijn. Het ontbreken van faunapassages (-) biedt echter ook perspectieven: er kunnen zowel vóór als na de aanleg van faunapassages, faunarasters e.d. metingen worden verricht. In het laatste geval is echter wel een grotere investering vereist (ontwerp-, besteks- en aanlegkosten), en/of een nauwere afstemming met lopende wegenbouwprojecten/ontsnipperingsplannen.

A4

Niet alle diersoorten zijn op hetzelfde moment actief. Sommige kunnen worden gekarakteriseerd als dagactief (d), andere als nachtactief (n), en er is een groep die vooral gedurende de schemering actief is (s). Kennis van de periode waarin de soorten actief zijn is een waardevol kenmerk wanneer er sprake is van een (groot) verschil in verkeersintensiteit, en aldus in versnipperingseffect, tussen dag en nacht.

A5

Versnippering treedt op in verschillende landschapstypen of ecotopen. In ieder landschapstype zijn het vaak andere soorten die, wat hun overlevingskansen betreft, invloed ondervinden van deze versnippering. Voor een goede evaluatie van het ontsnipperingsbeleid is het daarom van belang onderzoeksoorten te selecteren die indicatief zijn voor de versnipperingsproblematiek in de verschillende landschapstypen. We onderscheiden de volgende landschapstypen: b = bos, a = agrarisch landschap, h = heide, g = grasland, w = water, m = moeras, s = stad.

A6

Versnippering manifesteert zich op verschillende schaalniveaus: lokaal (l), regionaal (r), nationaal (n). Evenals voor de verschillende landschapstypen (zie soortkenmerk A5) is het wenselijk bij monitoring soorten te gebruiken die representatief zijn voor de verschillende schaalniveaus. Maatregelen die effectief zijn voor bijvoorbeeld grote zoogdieren op nationaal niveau, kunnen op lokale schaal (voor bijvoorbeeld loopkevers/amfibieën) niet in een effectieve ontsnippering resulteren.

A7

Soorten en soortgroepen reageren verschillend op de versnipperende werking van verkeerswegen en de ontsnipperende werking van faunamaatregelen. Metingen aan soorten van verschillende soortgroepen heeft daarom de voorkeur. We onderscheiden zoogdieren (z), reptielen (r), amfibieën (a), vogels (v) en insecten (i). Bij een slimme keuze van (indicatieve) soorten zijn hierdoor resultaten te verkrijgen die inzicht verschaffen in de effectiviteit van een breed spectrum van versnipperingsgevoelige soorten.

A8

Soorten die als doel- of aandachtsoort van het natuurbeleid zijn aangemerkt (d) verdienen de voorkeur om als onderzoeksoort te worden geselecteerd. Ontsnippering is voor het verbeteren van de overlevingskansen van vooral deze soorten een belangrijk instrument. Echter, veel van deze soorten met een beleidsstatus zijn zeldzaam of hebben zeer specifieke habitateisen. Dit bemoeilijkt het gebruik als onderzoeksoort, bijvoorbeeld mede door het ontbreken van voldoende locaties waar gemeten kan worden, waardoor de soortselectie niet tot deze groep soorten beperkt kan blijven. Dit aspect is dan ook niet als hard criterium gebruikt bij de selectie, maar verschaft wel inzicht in de mate waarin het onderzoek naar de effectiviteit van ontsnipperende maatregelen aansluit bij het soortbeschermingsbeleid.

A9

Faunapassages worden in veel gevallen aangelegd voor een specifieke soort of groep van soorten. Het verdient de voorkeur de evaluatie van de maatregelen te toetsen aan deze soort of soorten. Het vaststellen van de effectiviteit van een voor dassen aangelegde tunnel met behulp van analyses aan een muizenpopulatie (die wellicht mede gebruik maakt van de voorziening en voor verschillende criteria mogelijk positief scoort als onderzoeksoort) is immers weinig zinvol en levert niet de mogelijkheid te evalueren of vooraf gestelde doelen voor de faunapassage en beleidsvoornemens zijn behaald.

Naast deze negen soortkenmerken, welke zijn uitgewerkt per geselecteerde soort in tabel 1.2, zijn er nog een aantal aspecten die bij de afweging van onderzoeksoorten een rol zouden kunnen spelen. Reden dat deze soorten bij bovenstaande soortselectie niet zijn betrokken is dat het enerzijds soortkenmerken betreft die meer met habitatfragmentatie in het algemeen samenhangen, en in mindere mate een rol spelen bij het onderscheiden van soorten op basis van versnipperingsgevoeligheid voor verkeerswegen (X1 en X2). Anderzijds zijn het aspecten die verband houden met de 'technische' geschiktheid van een soort als onderzoeksoort: de aanwezigheid van databestanden en/of de mogelijkheid op eenvoudige wijze habitatkaarten te

genereren (X3 en X4). Een negatieve score voor een van deze technische criteria hoeft echter niet per definitie tot verwerping van de soort te leiden aangezien hiervoor veelal oplossingen en/of een andere onderzoeksaanpak is te ontwikkelen. Deze aspecten zijn doelbewust dan ook niet betrokken als selectie criterium bij de soortselectie. Deze criteria kunnen echter op de achtergrond nog wel van belang zijn bij de nadere uitwerking van onderzoeksklaties en/of onderzoeksmethodiek, en zijn daarom hier wel genoemd:

- X1 Aantal dispersers
Soorten met veel 'dispersers' zijn minder gevoelig voor versnippering. Zij hebben immers een grotere kans om leeggeraakte gebieden opnieuw te bevolken. Het aantal dispersers hangt samen met diverse soortskennmerken. Het betreft bijvoorbeeld soorten die leven in relatief hoge populatiedichtheden, soorten die een hoge reproductiecapaciteit bezitten, of soorten met een geringe plaatstrouwheid.
- X2 Milieugevoeligheid
Soorten die een grote gevoeligheid laten zien voor milieu-invloeden (o.a. weersinvloeden, overstromingen) hebben een grotere kans op lokaal uitsterven en zijn daarmee gevoeliger voor versnippering. Aan de andere kant zijn effecten/veranderingen in de levensvatbaarheid van een populatie van een milieugevoelige soort moeilijker vast te stellen als gevolg van de 'ruis' die door deze gevoeligheid in de meetreeksen optreedt.
- X3 Habitatkaarten zijn af te leiden uit begroeiingstypenkaarten
Een gedetailleerde habitatkaart maakt het mogelijk de draagkracht van een (deel)gebied te schatten voor een soort. Wanneer deze schattingen worden vergeleken met de meetgegevens ontstaat inzicht in de mate van verzadiging van het habitat. Veranderingen in deze verzadiging vertellen iets over de effectiviteit van ontsnippering. Een habitatkaart is voor veel soorten relatief eenvoudig te extraheren uit een (gedetailleerde) begroeiingstypenkaart. Voor sommige soorten is dit echter problematischer, bijvoorbeeld voor soorten die vooral gebonden zijn aan overgangsmilieus of een combinatie van verschillende begroeiingstypen, of soorten die zulke specifieke habitateisen stellen dat deze niet in begroeiingstypenkaarten kunnen worden onderscheiden.
- X4 Aanwezigheid databestand op landelijke schaal
Om voldoende kansrijke onderzoeksklaties te vinden voor een specifieke soort is het wenselijk over landelijke databestanden te beschikken van o.a. begroeiingstypen, verspreiding van soorten en ontsnipperende maatregelen.

Tabel 1.2.

Scores per criterium (C1-C9) en de overige soortkenmerken (A1-A9) per onderzoeksoort.

Soort	Criteria									Overige relevante soortkenmerken								
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
Zoogdieren																		
Das	4	7	6	2/3	4	1	3	-	-	g	+	+	s/n	a	r	z	d	+
Edelhert	3	7	7	3	3	1	(3)	-	-	g	+	+	d/s/n	b/h/g	r	z	-	+
Noordse woelmuis	3	4	5	1	3	1	2	-	-	s	-	-	d/s/n	a/g/m	l	z	d	-
Waterspitsmuis	3	4	5	1	4	1	2	-	-	s	+	+	d/s/n	a/m	l	z	d	+
Wild zwijn	3	7	7	3	3	1	(3)	-	-	g	+	+	s/n	b/h	r	z	-	+
Eekhoorn	2	5	5	2	6	1	(3)	+	-	s	-	-	d	b	l	z	-	+
Rosse woelmuis	2	4	4	1	6	1	(2)	+	-	s	+	+	d/s/n	b/a	l	z	-	-
Egel	1	5	6	2	8	1	(3)	+	-	g	+	+	s/n	a/s	l	z	-	+
Reptielen																		
Zandhagedis	4	5	6	3	3	1	2	-	-	s	-	+	d	h	l	r	d	-
Ringslang	3	6	7	3	3	1	2	-	-	s	-	+	d	m	r	r	d	+
Amfibieën																		
Heikikker	4	4	5	2	3	1	2	-	-	s	-	+	s/n	a/h	l	a	d	-
Kamsalamander	4	4	5	2	3	1	2	-	-	s	-	+	d/s/n	a/w	l	a	d	-
Rugstreeppad	3	5	6	2	3	1	3	-	-	g	-	+	s/n	a	l/r	a	d	-
Gewone pad	1	5	5	2	6	1	(3)	+	-	g	+	+	s/n	a	l	a	-	-
Vlinders																		
Groentje	3	5	6	1	3	0	(3)	-	-	s	-	+	d	b/h	l	v	-	-
Heivlinder	3	5	6	1	3	1	(3)	-	-	s	-	+	d	h	l	v	d	-
Kommavlinder	3	5	5	1	3	0	(3)	-	-	s	-	+	d	b/h	l	v	d	-

Bijlage 2 Verschuivingen in de configuratie van de edelhertpopulaties op de Veluwe

Toelichting

In onderstaand schema zijn de meest opmerkelijke veranderingen weergegeven in de populatiestructuur van edelherten op de Veluwe. Als beginpunt is het einde van de 19^e eeuw genomen, toen er min of meer vrije uitwisseling was tussen alle leefgebieden op de Veluwe. Door de tijd heen zien we een steeds verdere versnippering van het leefgebied. Dit kan een gevolg zijn van de aanleg van infrastructuur, stedelijke bebouwing of faunakerende rasteren. In 1971 was de versnippering van het leefgebied maximaal. Vervolgens is een trend van ontsnippering waar te nemen. Dit als gevolg van de aanleg van faunapassages en vooral het verwijderen van faunarasteren. De stippellijnen in de tabel geven aan welke gebieden van elkaar gescheiden zijn.

1890	1940	1945	1955	1956	1971	1998	1999
Vrije wildbaan	Kroondomein	Kroondomein	Kroondomein	Kroondomein	Kroondomein	Kroondomein	Hoge Veluwe
		Hoge Veluwe	Noord	Noord	Noord	Noord	
	Hoge Veluwe	Deelerwoud	Kroondomein	Kroondomein	Kroondomein	Kroondomein	Deelerwoud
		Noord-Veluwe	Zuid	Zuid	Zuid	Zuid	
	Deelerwoud	Midden-Veluwe	Hoge Veluwe	Hoge Veluwe	Hoge Veluwe	Hoge Veluwe	Zuidwest-Veluwe
	Noord-Veluwe	Zuidwest-Veluwe	Deelerwoud	Deelerwoud	Deelerwoud	Deelerwoud	Noord-Veluwe
	Midden-Veluwe	Zuidoost-Veluwe	Noord-Veluwe	Midden-Veluwe	Midden-Veluwe	Noord-Veluwe	Midden-Veluwe
	Zuidwest-Veluwe		Midden-Veluwe	Zuidoost-Veluwe	Zuidoost-Veluwe	Midden-Veluwe	Zuidoost-Veluwe
	Zuidoost-Veluwe		Zuidwest-Veluwe	Noord-Veluwe	Noord-Veluwe	Zuidoost-Veluwe	Kroondomein
			Zuidoost-Veluwe	Zuidwest-Veluwe	Zuidwest-Veluwe	Zuidwest-Veluwe	Zuidwest-Veluwe (Noord en Zuid)