
FAUNAVOORZIENINGEN:

Functionaliteit, Effectiviteit en Toekomstig onderzoek

Opdrachtgever:

Rijkswaterstaat Dienst Water, Verkeer en de Leefomgeving (WVL), voor 01-04-2013 Dienst Verkeer en Scheepsvaart (DVS)

Begeleiders:

Ir. G.J. (Hans) Bekker - Rijkswaterstaat (WVL), Coördinator Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO)

Prof. Dr. J. (Jos) T. A. Verhoeven - Universiteit Utrecht, Ecologie en Biodiversiteit

Dit rapport als volgt citeren:

Haasnoot, R.(2013). Faunavoorzieningen: Functionaliteit, Effectiviteit en Toekomstig onderzoek. MSc. Stagerapport. Universiteit Utrecht, Ecologie en Biodiversiteit, Utrecht.

Auteur	Studenten Nr.	E-mail	Telefoon
Robbert Haasnoot BSc.	3153967	R.Haasnoot1@students.uu.nl	06- 81 81 96 44
MSc. Programme:	Environmental Biology, 'Ecology and Natural Resource Management' (ENRM).		
Date:	Juli-2013		





VOORWOORD

Voor u ligt een onderzoeksrapport naar de effecten van wegen en verkeer op de ecologie van faunagemeenschappen en de effectiviteit van verbindende voorzieningen als mitigatiemaatregel. Het onderzoek is gebaseerd op een literatuur- en enquêtestudie en op interviews met experts. Hiernaast wordt in dit rapport ook ingegaan op de essentie en invulling van toekomstig onderzoek en de rol van faunavoorzieningen binnen de Ecologische Hoofdstructuur. Dit onderzoek is het resultaat van een stage uitgevoerd bij het coördinatiepunt van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) in opdracht van Rijkswaterstaat dienst voor Water, Verkeer en de Leefomgeving (WVL), voorheen dienst Verkeer en Scheepsvaart (DVS). Dit onderzoek is onderdeel van het behalen van de graad Msc. binnen de opleiding Environmental Biology, studiepad Ecology & Natural Resource Management (ENRM) aan de Universiteit van Utrecht.

Ik wil een aantal mensen hartelijk bedanken voor hun hulp bij het volbrengen van dit rapport. Allereerst wil ik mijn begeleider vanuit Rijkswaterstaat en het MJPO, Hans Bekker, bedanken voor de mogelijkheid die hij mij geboden heeft om dit onderzoek uit te kunnen voeren, de interessante discussies omtrent dit onderwerp en het heldere en bruikbare commentaar op eerdere versies van dit rapport. Hiernaast wil ik Jos Verhoeven bedanken voor zijn begeleiding vanuit de Universiteit Utrecht en zijn commentaar op eerdere versies van het rapport. Ook wil ik alle collega's bij Rijkswaterstaat (het Coördinatiepunt van het MJPO, dienst Zuid en de dienst WVL) bedanken voor de leerzame en plezierige tijd die ik met hen heb mogen beleven tijdens het uitvoeren van dit onderzoek. Speciale dank gaat uit naar de dienst Zuid (Sander Wegbrands) voor het beschikbaar stellen van een werkplek in 's-Hertogenbosch. Verder wil ik alle geïnterviewde en respondenten van de enquête bedanken voor hun deelname aan dit onderzoek.



INHOUDSOPGAVE

	Pagina
Samenvatting	1`
Hoofdstuk 1: Inleiding	3
1.1 Achtergrond	3
1.2 Onderzoeksdoel	3
1.3 Afbakening	4
1.4 Onderzoeksvragen	5
1.5 Methoden	5
1.5.1 Literatuurstudie	5
1.5.2 Enquêtestudie	5
1.6 Leeswijzer	6
Hoofdstuk 2: Versnippering en ontsnippering	7
2.1 Inleiding	7
2.2 Ecologische achtergrond van versnippering	7
2.2.1 Eilandbiogeografietheorie	7
2.2.2 Metapopulatietheorie	7
2.3 Gevolgen van versnippering door infrastructuur	9
2.3.1 Infrastructuur en versnippering	9
2.3.2 Effecten van versnippering op leefgebieden	9
2.3.3 Effecten van versnippering op populaties	11
2.3.4 Effecten van versnippering op de biodiversiteit en ecosystemen	12
2.3.5 Gevoeligheid van soorten voor versnippering	13
2.4 Strategieën voor ontsnippering	14
2.4.1 Het vergroten van leefgebieden	14
2.4.2 Het verbeteren van de kwaliteit van leefgebieden	14
2.4.3 Het verdichten van het netwerk van leefgebieden	14
2.4.4 Het verbinden van leefgebieden en het opheffen van barrières	15
2.5 Ontsnippen met faunavoorzieningen	15
2.5.1 Functies en doelen van faunavoorzieningen	15
2.5.2 Faunavoorzieningen van het MJPO	17
2.5.3 Faunavoorzieningen: Werken ze wel?	19
Hoofdstuk 3: De effectiviteit van faunavoorzieningen	21
3.1 Inleiding	21
3.1.1 Definities	21
3.1.2 Wat is effectiviteit?	21
3.2 Gebruik van faunavoorzieningen	22
3.2.1 Doelsoorten	22
3.2.2 Gewenning	22
3.2.3 Locatie	23
3.2.4 Ontwerp	23
3.2.5 Seizoenaliteit	23
3.2.6 Recreatief medegebruik	24
3.2.7 Onderhoud	25
3.2.8 Gebruik en effectiviteit	25
3.3 Faunaslachtoffers	28
3.3.1 Inleiding	28
3.3.2 Gevolgen van wildaanrijdingen	28
3.3.3 Mitigerende maatregelen	28
3.3.4 Effectiviteit van faunavoorzieningen in het reduceren van faunaslachtoffers	29



	Pagina
3.3.5 <i>Aanrijdingen per type weg</i>	32
3.4 Populatiegrootte en kolonisatie	34
3.4.1 <i>De das in Nederland (Eindegooi)</i>	34
3.4.2 <i>Het klimbuideldier in Australië</i>	36
3.5 De genetische samenstelling van populaties	38
3.5.1 <i>Inleiding</i>	38
3.5.2 <i>Theoretische verwachtingen</i>	38
3.5.3 <i>Empirisch bewijs</i>	39
3.5.4 <i>Effectiviteit van faunavoorzieningen</i>	41
3.6 Belangrijke bevindingen	42
Hoofdstuk 4: Waarnemingen en indrukken uit het veld	43
4.1 Inleiding	43
4.2 Enquête resultaten	43
4.2.1 <i>Response en spreiding</i>	43
4.2.2 <i>Kwaliteit van de informatie</i>	43
4.2.3 <i>Faunaslachtoffers</i>	44
4.2.4 <i>Populatiegroei</i>	44
4.2.5 <i>Kolonisatie</i>	45
4.2.6 <i>Connectiviteit</i>	45
4.2.7 <i>Faunavoorzieningen als habitat</i>	46
4.2.8 <i>Natuur- en landschapsontwikkeling</i>	46
4.2.9 <i>Recreatief medegebruik</i>	47
4.2.10 <i>Overlast</i>	48
4.2.11 <i>Toekomstig onderzoek</i>	48
4.3 Belangrijke bevindingen	49
Hoofdstuk 5: Toekomstig onderzoek	51
5.1 Inleiding	51
5.2 Onderzoeksmethoden en hun bruikbaarheid	51
5.2.1 <i>Monitoren van gebruik</i>	52
5.2.2 <i>Monitoren van faunaslachtoffers</i>	52
5.2.3 <i>Monitoren van populatie variabelen</i>	54
5.2.4 <i>Monitoren van de genetische samenstelling van populaties</i>	54
5.2.5 <i>Populatiemodellen</i>	55
5.3 Leidraad voor toekomstig onderzoek	55
5.3.1 <i>Bepalen van soorten en doelen</i>	55
5.3.2 <i>Selectie van soorten</i>	57
5.3.3 <i>Selectie van de maatstaaf</i>	57
5.3.4 <i>Selectie van de studieopzet</i>	57
5.3.5 <i>Bepalen van de monsternamen strategie</i>	58
5.3.6 <i>Selectie van geschikte onderzoeksgebieden</i>	58
5.3.7 <i>Selectie van covariabelen</i>	59
5.3.8 <i>Selectie van meetmethoden</i>	60
5.3.9 <i>Bepalen kosten en haalbaarheid</i>	60
5.4 Aanbevelingen voor toekomstig onderzoek	60
Hoofdstuk 6: Discussie en Conclusie	61
6.1 Belangrijke bevindingen	61
6.2 Discussie	63
6.3 Conclusie	67
Literatuur	69
Bijlagen	78





Ecoduct Hoog Buurlo een van de 9 ecoducten, *Luchtfoto's door: H2eco.*



SAMENVATTING

Om de versnippering veroorzaakt door de infrastructuur tegen te gaan zijn er de afgelopen decennia wereldwijd vele faunavoorzieningen aangelegd. Er zijn recentelijk vraagtekens gesteld over de functionaliteit en effectiviteit van deze voorzieningen. Veel gehoorde vragen hierbij zijn: Werken ze wel? En kunnen gelden in tijden van economische recessie niet beter worden besteed? Dit onderzoek gaat in op de effecten van wegen en verkeer op dierpopulaties, de functionaliteit van faunavoorzieningen en de effectiviteit van deze voorzieningen in het mitigeren van de negatieve effecten veroorzaakt door de infrastructuur. Dit gebeurt aan de hand van een literatuurstudie naar beschikbaar onderzoek betreffende dit onderwerp en een enquêtestudie onder natuurbeheerders naar hun waarnemingen rondom faunavoorzieningen in het veld.

De aanwezigheid van wegen en verkeer heeft een veelal negatief effect op populaties, de biodiversiteit en ecosysteemfuncties. Een belangrijk middel om deze negatieve effecten van de infrastructuur tegen te gaan is het aanleggen van faunavoorzieningen zoals: rasters, faunatunnels, ecoducten, ecoduiders, loopstroken onder bruggen en touwbruggen tussen boomkruinen. Om na te gaan of zulke voorzieningen functioneel zijn in het verschaffen van een veilige doorkruising van de infrastructuur is het gebruik ervan veelvuldig gemonitord. Het veelal frequente gebruik van faunavoorzieningen door dieren laat zien dat deze effectief zijn in het reduceren van de versnipperingsproblematiek voor een scala aan diersoorten. Dit gebruik is afhankelijk van de betreffende doelsoorten van de voorziening, de gewinning door soorten, de locatie, het ontwerp van de voorzieningen, seizoens-aspecten, de mate van recreatief medegebruik en onderhoud. Op basis van de theorie (eiland- en metapopulatietheorie) mag worden aangenomen dat het gebruik van voorzieningen door individuen ook een positief effect zal hebben op de populatie. Echter is het gebruik van voorzieningen door individuen geen direct bewijs dat deze bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Hiervoor is bewijs uit onderzoek op populatieniveau nodig.

Faunavoorzieningen zijn effectief op populatieniveau wanneer ze de migratie (aantal passages), mortaliteit (aantal faunaslachtoffers), habitat beschikbaarheid (voorkomen in beschikbaar habitat), populatiegrootte (aantal individuen) en/of genetische samenstelling (genetische diversiteit en differentiatie) van populaties verbeteren ten opzichte van de situatie zonder voorzieningen. Uit de literatuurstudie blijkt dat faunavoorzieningen effectief zijn in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers voor grote zoogdieren (hoefdieren), amfibieën en reptielen. Ook hebben faunavoorzieningen effectief bijgedragen aan het overleven van de das in Nederland. Door de aanleg van deze voorzieningen zijn (lokale) populaties gegroeid en gebieden gekoloniseerd. Volgens de respondenten van de enquête worden positieve effecten van faunavoorzieningen ook in het veld waargenomen. Zo bevestigen natuurbeheerders dat faunavoorzieningen bijdragen aan de habitatconnectiviteit, het verminderen van het aantal faunaslachtoffers en kolonisatie. Of faunavoorzieningen de genetische samenstelling van populaties verbeterd en of zo een verbetering bijdraagt aan hun overleven is onbekend.

Zulke indrukken en waarnemingen van natuurbeheerders en aanwijzingen uit onderzoek en de laten zien dat faunavoorzieningen in zekere mate effectief lijken te zijn op populatieniveau. Het bewijs uit dit onderzoek is echter te dun om te kunnen concluderen of de voorzieningen effectief zijn of niet. Hiervoor is toekomstig onderzoek nodig. Dit onderzoek kan uitwijzen hoeveel faunavoorzieningen bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties en inzicht te verschaffen hoe (en waarom) bepaalde middelen bestemd voor het behouden van de natuur en biodiversiteit in de toekomst effectief kunnen worden ingezet. Hierbij zou de prioriteit moeten liggen bij het analyseren van populatie-effecten in plaats van individuele effecten (gebruik van voorzieningen) en is het van belang de wetenschappelijke component binnen het toegepaste onderzoek naar faunavoorzieningen te vergroten.



Boven: Ecoduct Oud Reemst; Onder: Luchtfoto ecoduct Zwaluwenberg, foto's door: H2Eco.

HOOFDSTUK 1: Inleiding

1.1 ACHTERGROND

(Spoor)wegen en verkeer vormen een belangrijke barrière voor flora en fauna [Spellerberg, 1998]. Deze barrièrevorming heeft een significant effect op een breed scala aan diersoorten [Fahrig & Rytwinski, 2009]. Wegen en verkeer *versnipperen* natuur en landschap en daarmee de leefgebieden van flora en fauna. Dit leidt tot een verminderde habitat connectiviteit [Taylor *et al.*, 1993], habitatbeschikbaarheid [Eigenbrod *et al.*, 2008] en (genen)uitwisseling tussen deelpopulaties [Keller & Largiadèr, 2003].

Om deze versnipperende werking van bestaande (en nieuwe) wegen tegen te gaan, zijn de laatste jaren wereldwijd vele faunavoorzieningen aangelegd. Voorbeelden van zulke faunavoorzieningen zijn: Rasters, faunatunnels, ecoducten, ecoduikers, loopstroken en uitstapplaatsen bij kanalen. Deze voorzieningen hebben als doel het bevorderen van de connectiviteit van natuur en landschap, ofwel *ontsnippen*. Om zo bij te dragen aan het in stand houden van populaties. Het tegengaan van versnippering speelt op het moment wereldwijd.

Een van de meest vooruitstrevende ontsnipperings programma's in Europa is het Nederlandse [van der Grift, 2005]. De ministeries van Verkeer en Waterstaat (VenW), van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) boden in 2004 de nota Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) aan, met als doel om in de periode van 2005 tot en met 2018 de 215 belangrijkste knelpunten (barrières) veroorzaakt door bestaande rijkswegen, spoorwegen en rijkswateren binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) op te heffen [VenW *et al.*, 2004]. In de loop der jaren zijn binnen dit ontsnipperingsprogramma vele faunavoorzieningen gerealiseerd. Deze voorzieningen zijn een belangrijk onderdeel binnen de realisatie van de EHS [MJPO, 2012].

De afgelopen decennia is er wereldwijd veel onderzoek verricht naar het functioneren van faunavoorzieningen. Het meeste van dit onderzoek is gericht op het gebruik van faunavoorzieningen door (doel)soorten. Dit om allereerst na te gaan hoeveel en door welke (doel)soorten ze gebruikt worden. Hiernaast om te komen tot optimalisatie van het ontwerp van faunavoorzieningen. De vele onderzoeksrapporten betreffende gebruik laten zien dat alle voorzieningen worden gebruikt door een breed scala aan (doel)soorten [zie bijv. Brandjes & van Vliet, 2006]. De mate waarin dit gebeurt, verschilt per soort, tussen seizoenen, locaties en het type voorziening [Mata *et al.*, 2005; Mata *et al.*, 2009].

De afgelopen decennia is mondiaal geconstateerd dat versnippering heeft bijgedragen aan een achteruitgang van habitatkwaliteit en -kwantiteit en de biodiversiteit [Fahrig, 2003]. Door het opheffen van barrières veroorzaakt door de infrastructuur kunnen deze negatieve effecten van versnippering verminderd dan wel tegengegaan worden. Op basis van de eiland- en metapopulatietheorie mag worden aangenomen dat het verminderen van het aantal barrières, ofwel de ontsnippering van natuur en landschap, bijdraagt aan het herstel van leefgebieden en populaties [van Wee *et al.*, 2003]. Harde wetenschappelijke bewijzen voor de effectiviteit van faunavoorzieningen op het gebied van duurzaam voortbestaan van populaties ontbreken echter grotendeels [Lesbarrères & Fahrig, 2012].

1.2 ONDERZOEKSDOEL

Uit onderzoek blijkt dat faunavoorzieningen goed worden gebruikt door (doel)soorten. Toch blijven vragen betreffende de effectiviteit van faunavoorzieningen bestaan. Deze effectiviteits-vragen hebben betrekking op de effecten van faunavoorzieningen op het duurzaam voortbestaan van populaties. Zulke effecten zijn o.a. :



- Vermindering van het aantal directe faunaslachtoffers
- Populatiegroei door het vergroten van de connectiviteit van leefgebieden
- (Her)kolonisatie van leefgebieden
- Gezonder worden van deelpopulaties door genenuitwisseling (intelt reductie)

Vragen betreffende het duurzaam voortbestaan van populaties zijn echter lastiger te beantwoorden en vergen intensief, langdurig en goed opgezet onderzoek [Lesbarrères & Fahrig, 2012]. Door het gebrek aan hard wetenschappelijk bewijs voor het werken van faunavoorzieningen op populatieniveau, is er de laatste tijd commotie ontstaan rondom de faunavoorzieningen van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) [zie bijv. NRC 14-9-2012]. Dit aangezien er kosten aan faunavoorzieningen verbonden zijn en er geen directe harde bewijzen zijn voor de effectiviteit van deze voorzieningen in het duurzaam voortbestaan van populaties. De vragen of ze wel ‘werken’ en of geld in deze tijd van recessie niet beter besteed kan worden staan hierin centraal. Het is te verwachten dat maatschappelijke en politieke vragen zullen blijven volgen, totdat er meer sluitend bewijs komt betreffende de efficiëntie van faunavoorzieningen op het gebied van het duurzaam voortbestaan van populaties. In feite geldt hetzelfde voor de effectiviteit van de gehele Ecologische Hoofdstructuur (EHS), waarvan faunavoorzieningen slechts een onderdeel van zijn.

Ondanks het gebrek aan goed opgezet wetenschappelijk onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen zijn er toch feiten uit onderzoek en waarnemingen vanuit het veld waaruit naar verwachting valt af te leiden dat faunavoorzieningen effectief kunnen zijn op populatieniveau. Deze aanwijzingen voor effectiviteit dient met nader onderzoek aangevuld te worden om de effectiviteit van faunavoorzieningen daadwerkelijk vast te stellen.

Dit onderzoek richt zich op het inventariseren en analyseren van de reeds gedocumenteerde effecten van wegen en verkeer op de ecologie en de effectiviteit van faunavoorzieningen in het mitigeren van deze effecten. Dit gebeurt aan de hand van wetenschappelijke literatuur en interne rapporten (grijze literatuur). Aangezien voorbeelden van populatie effecten in het veld waarneembaar zijn, worden ook observaties en indrukken van natuurbeheerders en veldexperts meegenomen. Dit gebeurt aan de hand van een enquêteonderzoek onder natuurbeheerders en (veld)experts.

Het belangrijkste doel van deze studie is om te onderzoeken of op basis van de beschikbare literatuur en waarnemingen vanuit het veld verdergaande conclusies kunnen worden getrokken dan de uitspraak dat faunavoorzieningen ‘goed gebruikt’ worden door (doel)soorten. Verder kan dit onderzoek inzicht geven en aanbevelingen doen in de aanpak en ontwerp van toekomstig onderzoek over de effectiviteit van faunavoorzieningen en zo als achtergrondonderzoek voor een onderzoeksvorstel dienen.

1.3 AFBAKENING

Dit onderzoek richt zich op soortgroepen waarvoor de meeste literatuur beschikbaar is betreft dit onderwerp. Dit zijn vooral zoogdieren, amfibieën en reptielen en in mindere mate evertrebraten (insecten) en vogels. De effecten op planten worden in dit rapport niet behandeld. Hiernaast zal dit onderzoek zich grotendeels richten op de ontsnippering van grote wegen met een hoge verkeersdruk (snelwegen). Andere typen infrastructuur zoals spoorwegen en regionale wegen worden in mindere mate behandeld, aangezien er minder kennis voor deze wegen beschikbaar is. De voorbeelden van de effecten van wegen en verkeer op de ecologie en de effectiviteit van faunapassages in het mitigeren van deze effecten zijn verzameld aan de hand van alle beschikbare internationale literatuur (wetenschappelijke artikelen en interne rapporten). De enquêtestudie zal zich beperken tot de (grottere) Nederlandse natuurbeheerders.



1.4 ONDERZOEKSVRAGEN

Hoofdvraag:

- *Hoe effectief zijn faunavoorzieningen in het mitigeren van de negatieve effecten van wegen en verkeer op dierpopulaties?*

Deelvragen:

1. *Wat zijn de effecten van wegen en verkeer op de ecologie van dierpopulaties?*
2. *Hoe worden faunavoorzieningen gebruikt en van welke factoren is dit gebruik afhankelijk?*
3. *Dragen faunavoorzieningen bij aan het verminderen van het aantal faunaslachtoffers rondom (rijks)wegen?*
4. *Dragen faunavoorzieningen bij aan de groei van populaties?*
5. *Zijn er gebieden ge(her)koloniseerd door de aanwezigheid van faunavoorzieningen?*
6. *Dragen faunavoorzieningen bij aan de genetische gezondheid van deelpopulaties?*
7. *Wat zijn observaties uit het veld of indrukken van natuurbeheerders en veldexperts rondom de effectiviteit van faunavoorzieningen?*
8. *Wat zijn aandachtspunten voor toekomstig onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen?*

1.5 METHODEN

1.5.1 Literatuurstudie

De literatuur in deze studie is verzameld via de bibliotheek van de Universiteit Utrecht op het 'Web of Knowledge' en 'Google scholar' met zoektermen toepasselijk voor het betreffende onderwerp van dit rapport zoals 'underpass, overpass, culvert, tunnel, barrier, mitigation, road' in combinatie met 'wildlife, barrier, roadkills, wildlife vehicle collisions, connectivity, population viability, population growth, gene flow, genetic, effectiveness etc.'. Verder is ook in referentielijsten uit gevonden artikelen en uit reviewstudies betreft ecologie en wegen (zoals bijv. Forman *et al.*, 2002) gezocht. Hiernaast zijn ook interne rapporten van Rijkswaterstaat en rapporten van onderzoeksbureaus gebruikt indien beschikbaar gesteld binnen het tijdsbestek van de studie en zijn de rapporten van 'road ecology' conferenties (IENE en ICOET) gebruikt waar beschikbaar.

1.5.2 Enquêtestudie

Om inzicht te krijgen in de waarnemingen vanuit het veld betreffende de effecten van faunavoorzieningen is een enquête voor natuurbeheerders en veldexperts opgesteld (zie **Bijlage 1**). Effecten van dergelijke voorzieningen zijn waarneembaar in het veld maar vinden niet altijd de weg naar de literatuur. Natuurbeheerders hebben inzicht in lokale situaties en ontwikkelingen en worden verwacht effecten van voorzieningen in een vroeg stadium waar te nemen. Het gaat hierbij niet om harde wetenschappelijke bewijzen maar de indrukken van (veld)experts.

In deze enquête zijn de volgende vragen opgenomen:

- 1) *Hebben faunapassages en afrasteringen bijgedragen aan het verminderen van het aantal faunaslachtoffers? En voor welke soortgroepen/soorten?*
- 2) *Zijn er populaties gegroeid mede door de aanleg van faunapassages? En voor welke soortgroepen/soorten?*
- 3) *Zijn er voorbeelden van herkolonisatie van voorheen geïsoleerd gebied/habitat door de aanleg van faunapassages? En voor welke soortgroepen/soorten?*
- 4) *Hebben faunapassages bijgedragen aan de vergroting/bereikbaarheid van habitat (bijv. Foerageergebieden)? En voor welke soortgroepen/soorten?*
- 5) *Zijn faunapassages (ecoducten) zelf habitat geworden voor soorten? En voor welke soortgroepen/soorten?*



- 6) *Hebben faunapassages bijgedragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling in omliggende gebieden? En in welke mate?*
- 7) *Welk effect heeft recreatief medegebruik op het gebruik van faunapassages door dieren?*
- 8) *Is er sprake van een toe- of afname van overlast (bv. dieren binnen de bebouwde kom, schade aan gewassen) door de aanleg van faunapassages?*
- 9) *Is er behoefte aan intensief, langdurig en goed opgezet onderzoek naar de populatie-effecten van ontsnippering met behulp van faunavoorzieningen? En waarom?*

Deze enquête is verstuurd naar de volgende (regionale) natuur beherende of natuur inventariserende instanties:

- Alle regionale instanties van Staatsbosbeheer
- Alle regionale instanties van Natuurmonumenten
- De 12 Provinciale landschappen
- Het Goois Natuurreservaat
- Ark
- Stichting Bargerveen
- RAVON
- SOVON
- FLORON
- Zoogdierenvereniging
- EIS

1.6 LEESWIJZER

Dit hoofdstuk geeft een inleiding over de achtergrond van dit onderzoek, en gaat verder in op de opzet van het onderzoek. In hoofdstuk 2 wordt de theoretische achtergrond omtrent de versnipperingsproblematiek uiteengezet en het mitigeren van versnippering ofwel ontsnippering behandeld. De Inventarisatie van de aanwijzingen uit de literatuur voor de efficiëntie van faunavoorzieningen op het gebied van het duurzaam voortbestaan van populaties komt in hoofdstuk 3 aan de orde, gevolgd door de resultaten van de enquête over de indrukken van natuurbeheerders en veldexperts omtrent faunavoorzieningen in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 wordt de inrichting van toekomstig onderzoek betreft dit onderwerp behandeld. Hierna worden de gevonden resultaten bediscussieerd in de discussie en de belangrijke conclusies van dit onderzoek samengevat in hoofdstuk 6.

HOOFDSTUK 2: Versnippering en Ontsnippering

2.1 INLEIDING

Landschappen voorzien mensen en vele andere levensvormen van een onderkomen en vormen de bodem voor alle menselijke activiteiten. Ze worden gevormd door menselijke activiteit, waardoor hun inrichting constant verandert. Het ontginnen van grote gebieden voor de landbouw en voor woon- en werkgebieden (verstedelijking), de uitbreiding van de infrastructuur en het intensievere gebruik hiervan, hebben er de afgelopen decennia voor gezorgd dat natuur en landschap onderhevig zijn aan versnippering [EEA& FOEN, 2011]. Versnippering is in dit verband gedefinieerd als: *“de opsplitsing van habitat en ecosystemen in kleinere meer geïsoleerde fragmenten (of snippers) welke gescheiden worden door barrières”*. Versnippering uit zich in een afname van de kwantiteit en kwaliteit van leefgebieden en in vergrote isolatie van leefgebieden door de toename van barrières [Kuijken, 1999; Alterra, 2001; EEA& FOEN, 2011]. Een van de belangrijkste barrières voor flora en fauna wordt gevormd door infrastructurele constructies zoals (snel)wegen, spoorwegen en waterwegen [Forman, 1995].

Versnippering van natuur en landschap leidt tot de fragmentatie van habitats van flora en fauna, ook wel habitatfragmentatie genoemd. Habitatfragmentatie is een complex ecologisch proces waarvoor kennis van landschap ecologische concepten benodigd is om het ten volle te begrijpen. Van daar wordt in dit hoofdstuk allereerst de ecologische achtergrond van versnippering rond de dynamiek van (meta)populaties behandeld (§2.2). Hierna wordt verder ingegaan op de gevolgen van versnippering op populaties en de gevoeligheid van soorten voor de versnippering door wegen (§2.3). Hierna komen verschillende strategieën voor ontsnippering aan de orde (§2.4) gevolgd door de ontsnippering van wegen met behulp van faunavoorzieningen (§2.5).

2.2 ECOLOGISCHE ACHTERGROND VAN VERSNIPPERING

2.2.1 Eilandbiogeografietheorie

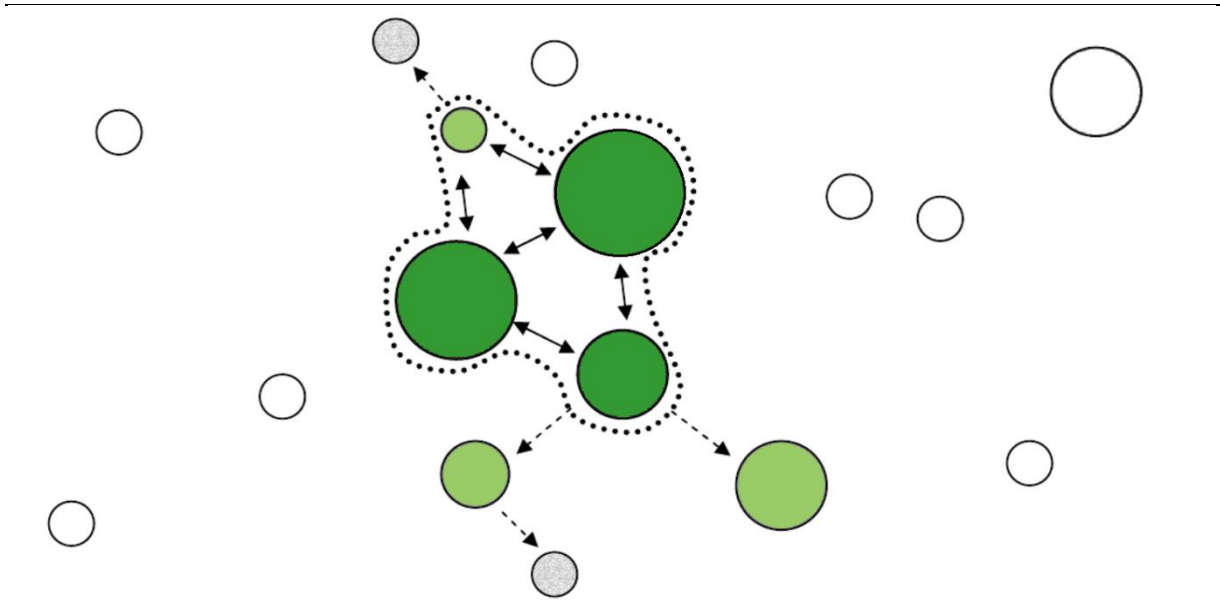
De eilandbiogeografietheorie van MacArthur & Wilson (1967), geformuleerd op grond van onderzoek naar de soortenrijkdom van oceanische eilanden, verklaart soortenrijkdom van eilanden op basis van een dynamisch evenwicht tussen kolonisatie en extinctie van soorten. Deze balans is afhankelijk van de mate van kolonisatie vanuit het vaste land, en het draagvermogen (beschikbare habitat) van eilanden voor soorten. De eilandtheorie voorspelt dat de soortenrijkdom, welke rond een vaste waarde schommelt, afhankelijk is van de oppervlakte van het eiland en de afstand tot het vaste land en andere eilanden in de buurt. De theorie gaat uit van een aantal basisprincipes. Allereerst stelt zij dat het aantal soorten op een eiland afhankelijk is van de oppervlakte van een eiland. Hoe groter het eiland, hoe hoger het soortenaantal. Hiernaast is het aantal soorten ook afhankelijk van de mate van isolatie van het eiland (ten opzichte van het vaste land en andere eilanden). Hoe verder geïsoleerd het eiland ligt, hoe kleiner het mogelijke aantal soorten op dit eiland [MacArthur & Wilson, 1967]. Deze theorie werd later genuanceerd aangezien verschillende soorten een verschillende oppervlaktebehoefte hebben en ook een andere dispersiecapaciteit vertonen [Adriaens, 2004].

2.2.2 Metapopulatietheorie

De eilandtheorie heeft de basis gevormd voor het concept van ecologische netwerken en de metapopulatie theorie, welke een essentiële rol speelt in vraagstukken omtrent versnippering en ontsnippering. De discussie rond de eilandtheorie verplaatste zich van eilanden in de oceaan naar habitateilanden binnen een versnipperd landschap. Hierin worden geschikte leefgebieden voor een bepaalde soort beschouwd als eilanden in een “zee” van ongeschikt gebied [van Dorp *et al.*, 1999]. De metapopulatie theorie [Levins, 1969; 1970] vertoont veel overeenkomsten met de eilandtheorie, maar er zijn ook een aantal duidelijke verschillen. Binnen deze theorie is namelijk ook sprake van eilanden die onderhevig zijn aan dynamische kolonisatie- en extinctieprocessen. Het betreft hier echter geen eilanden in de oceaan, maar eilanden in de



vorm van deelgebieden binnen een versnipperd landschap. De metapopulatietheorie richt zich meer op de levensvatbaarheid van deelpopulaties van een *bepaalde soort* die onderling aan elkaar verbonden zijn. Dit is in contrast met de eilandtheorie welke zich richt op het mogelijke *aantal soorten* op een bepaald eiland. Een ander belangrijk verschil is dat de eilandtheorie ervan uitgaat dat de kolonisatie door soorten grotendeels vanuit *één locatie* plaatsvindt (het vasteland), waar binnen de metapopulatietheorie de kolonisatie veelal vanuit *verscheidene deelgebieden* plaatsvindt.



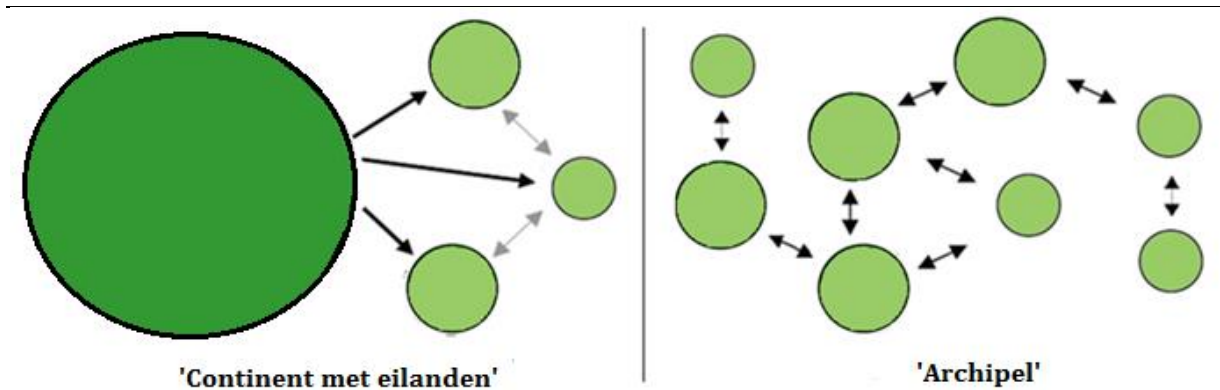
Figuur 1: Schematische weergave van de werking van deelpopulaties binnen een metapopulatie systeem [Naar: Adriaens *et al.*, 2004].

Vanwege versnippering kan er vaak niet meer gesproken worden van één grotere vitale populatie. Er is eerder sprake van een metapopulatie, ook wel een netwerkpopulatie genoemd. Wanneer deelpopulaties dicht genoeg bij elkaar liggen zodat uitwisseling van individuen (migratie) mogelijk is én deelpopulaties tegelijkertijd geïsoleerd genoeg liggen zodat er sprake is van een onafhankelijke lokale populatiedynamiek, is er sprake van een metapopulatie systeem of een netwerkpopulatie [Hanski & Gilpin, 1991; Harrison & Taylor, 1997] (**Figuur 1**).

Slechts een deel van het geschikte leefgebied voor een metapopulatie is op een bepaald moment bezet. De kans op het voorkomen van soorten in deze gebieden is afhankelijk van de kwantiteit (oppervlakte), kwaliteit en de mate van isolatie van de leefgebieden. Kwantiteit en kwaliteit van het leefgebied zijn van invloed op de extinctiekans van deelpopulaties en de mate van isolatie is van invloed op de koloniseatiekans. Verder is ook de levensvatbaarheid van de gehele metapopulatie van invloed op het voorkomen van soorten in een bepaald leefgebied [Adriaens *et al.*, 2004].

Grotere leefgebieden zijn vaker bezet door deelpopulaties en van groter belang voor de vitaliteit van een metapopulatie in vergelijking met kleinere geïsoleerde leefgebieden, welke vaak onbezet zijn (**Figuur 1**). Populaties in grotere gebieden hebben een hoger geboortecijfer ten opzichte van het sterftecijfer en doen vaak dienst als bronpopulaties voor andere deelpopulaties. Kleinere leefgebieden welke een negatieve geboorte/sterfte ratio hebben zijn dus afhankelijk zijn van migranten vanuit bronpopulaties [Pulliam, 1988]. Hiernaast kunnen deze kleinere gebieden als stapsteen gebruikt worden in de migratie. Deelpopulaties die groot genoeg zijn dat ze zonder uitwisseling met andere deelpopulaties kunnen overleven worden ook wel "Minimum Viable Populations" (MVP) genoemd [Hanski *et al.*, 1996]. Deelpopulaties die afhankelijk zijn van migranten uit andere populaties worden ook wel sleutelpopulaties genoemd [Pouwels, 2000].

Wanneer de mate van versnippering toeneemt, verdwijnt de input van bronpopulaties en daarmee de migratie van individuen naar sleutelpopulaties. Dit kan uiteindelijk leiden tot extinctie van soorten in bepaalde deelgebieden [Wilcox & Murphy, 1985; Watkinson & Sutherland 1995]. Een metapopulatie in een systeem met een groter brongebied, een zogenaamd “continent met eilanden systeem” loopt hierdoor minder kans om geheel uit te sterven in vergelijking met een metapopulatie in een “archipel” systeem (**Figuur 2**) [Opdam, 1991; van Dorp *et al.*, 1999]. Bij een toename van de mate van versnippering zal een metapopulatie steeds verder richting een archipel systeem gaan.



Figuur 2: Schematische weergave van metapopulaties binnen een “Continent met eilanden” en een “Archipel” systeem [Naar: Opdam, 1991].

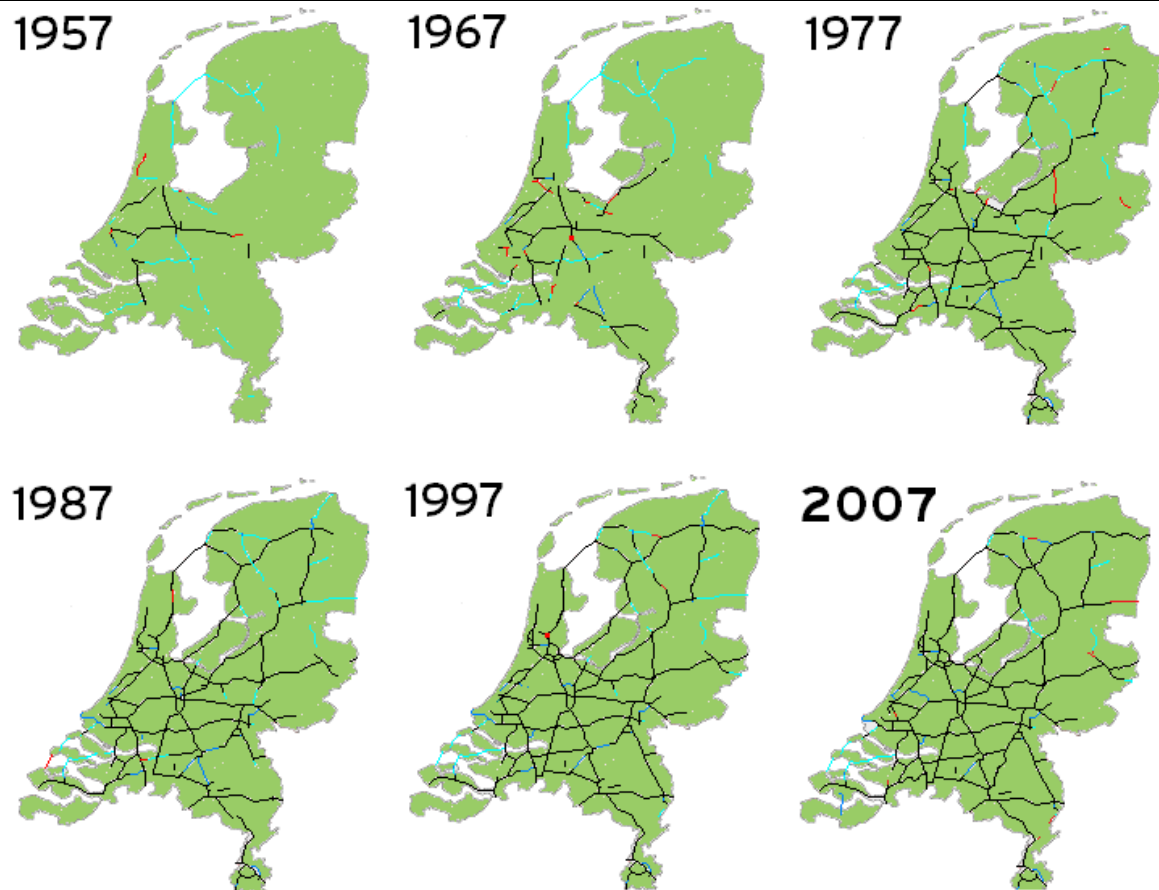
2.3 GEVOLGEN VAN VERSNIPPERING DOOR INFRASTRUCTUUR

2.3.1 Infrastructuur en versnippering

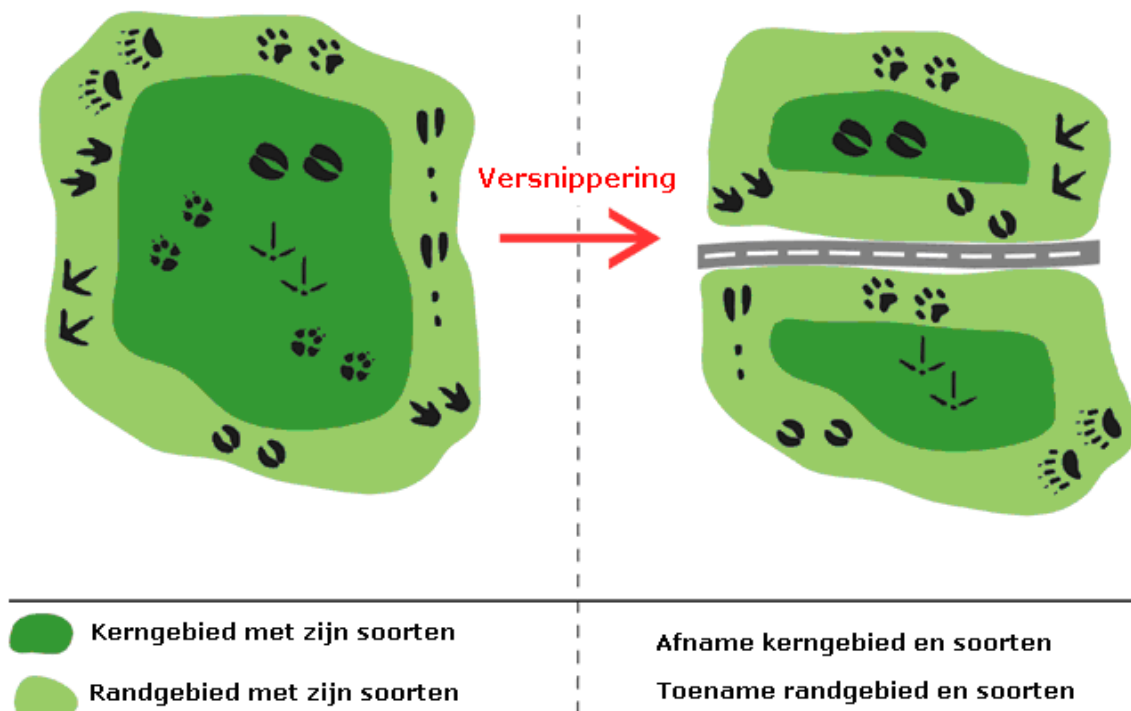
Om aan de mobiliteitsvraag van mensen in Nederland te voldoen is de afgelopen 50 jaar de dichtheid van het infrastructurele netwerk van (snel)wegen sterk toegenomen. Ook al hebben deze veranderingen vrij geleidelijk plaatsgevonden, het cumulatief resultaat over 50 jaar is een drastische verandering in het landschap te noemen (**Figuur 3**). In het verleden zijn de effecten van een enkele verandering in het landschap vaker genuanceerd en aangeduid als niet significant, terwijl de cumulatieve effecten op lange termijn regelmatig onderschat werden. De laatste decennia zijn de gevolgen van versnippering in dichtbevolkte gebieden zoals Nederland en daarbuiten steeds vaker geconstateerd. Ondanks vele inspanningen en verbeteringen rondom het behouden van de biodiversiteit en het verminderen van lucht- en watervervuiling, is stadsuitbreiding en de uitbreiding van de infrastructuur nog steeds aan de orde van de dag. Hierdoor raakt het landschap steeds verder versnipperd en neemt de connectiviteit van ecologische netwerken steeds verder af [EEA& FOEN, 2011].

2.3.2 Effecten van versnippering op leefgebieden

In dit rapport zal vooral in worden gegaan op de effecten van infrastructurele constructies (snelwegen) op de leefgebieden en populaties. Wanneer versnippering door wegen optreedt wordt een aaneengesloten leefgebied opgedeeld in kleinere leefgebieden. Dit uit zich allereerst in een afname van het oppervlakte van het leefgebied (het gebied waar de weg zelf geconstrueerd is). Ten tweede neemt ook de kwaliteit van het leefgebied rondom wegen af door verstoring, vervuiling en constructie van de weg. Er is sprake van een zogenaamd randeffect. Omdat de oppervlakte/omtrek ratio van het leefgebied kleiner wordt, neemt de hoeveelheid van randgebieden ten opzichte van kerngebieden ook toe. Hiernaast vormt de weg ook een barrière voor de uitwisseling tussen deelgebieden, waardoor de connectiviteit tussen deze gebieden afneemt (**Figuur 4**).



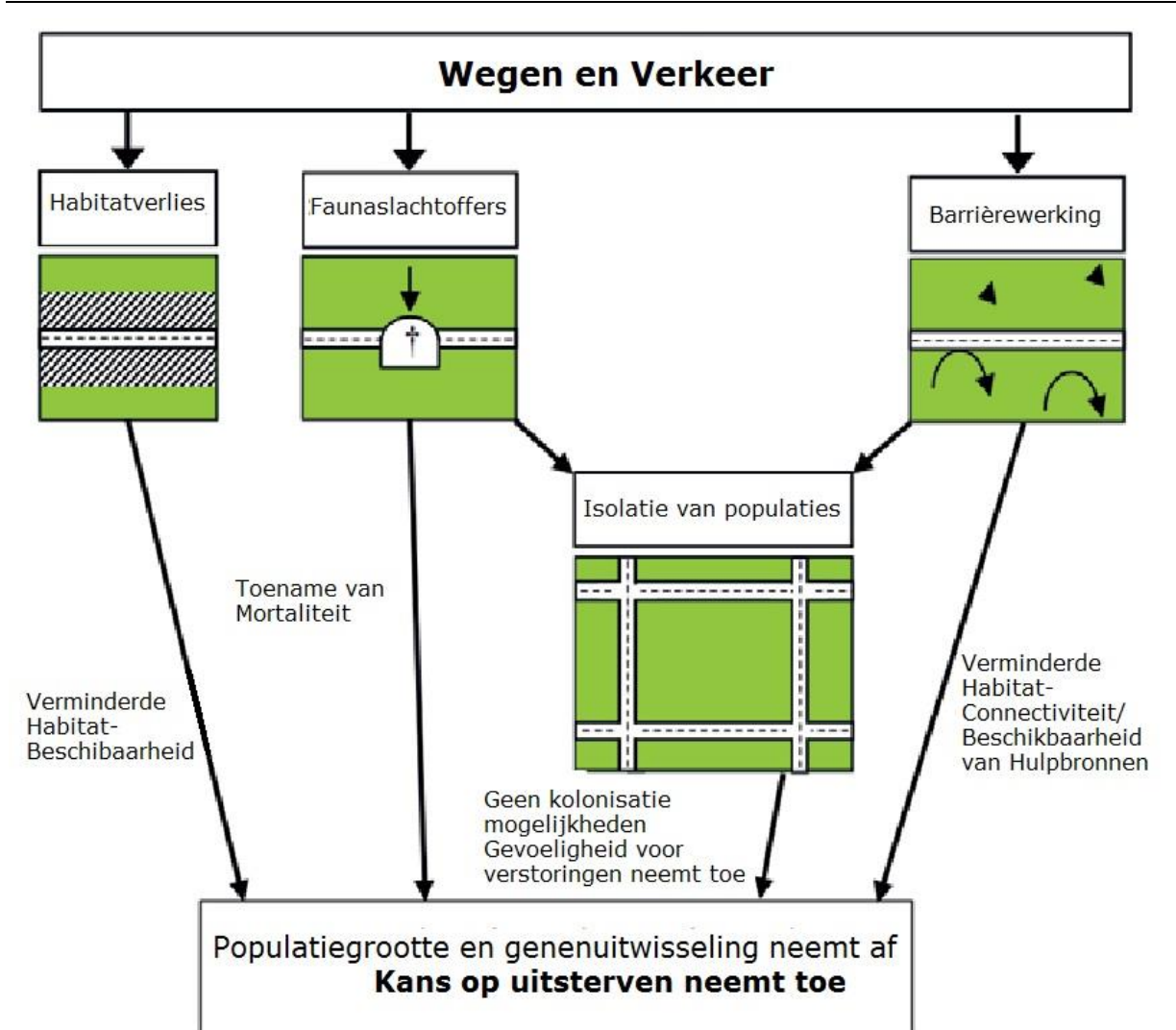
Figuur 3: De Nederlandse enkel- en dubbelbaans wegen (blauwe lijnen) en snelwegen (zwarte lijnen) in de periode van 1957 tot en met 2007. [Kaarten uit: autosnelwegen.nl].



Figuur 4: Schematische weergave van de effecten van versnippering van wegen op het leefgebied (kern- en randgebieden) van soorten [Naar: EEA& FOEN, 2011].

2.3.3 Effecten van versnippering op populaties

Dierpopulaties zijn afhankelijk van hun leefgebied voor hun overleving. De effecten van versnippering op leefgebieden werken hierdoor door op populaties. Door een afname van de kwantiteit, kwaliteit en connectiviteit van leefgebieden kan de kans op kolonisatie afnemen en de kans op extinctie toenemen [EEA& FOEN, 2011]. Vanuit het perspectief van de eiland- en metapopulatie theorie heeft dit negatieve gevolgen voor de ecologie in versnipperde gebieden. Door het kleiner worden van leefgebieden wordt de kans dat sleutelpopulaties uitsterven groter, wat kan leiden tot verlies van biodiversiteit [van Dorp *et al.*, 1999; Alterra, 2001]. Het bewijs voor zulke negatieve effecten van wegen op de ecologie groeit met de jaren [Forman *et al.*, 2002].



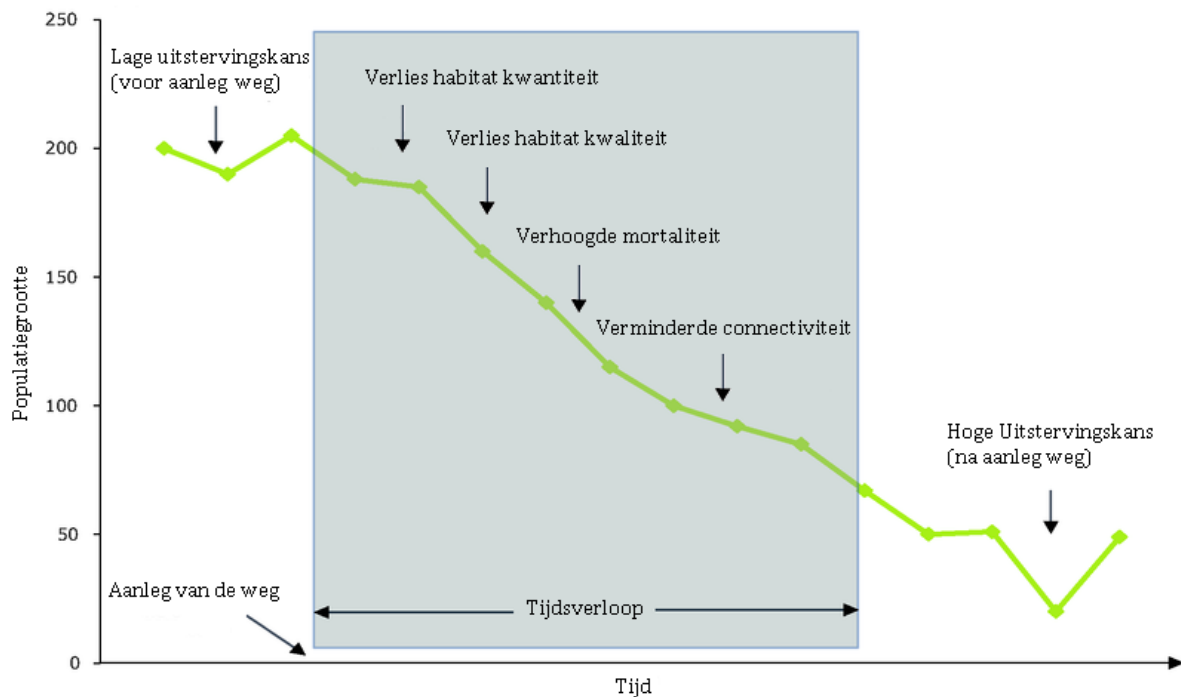
Figuur 5: Schematische weergave van de populatie-effecten van wegen en verkeer [Naar: Jaeger *et al.*, 2005]

Wegen en verkeer hebben een veelal negatief effect op populaties. Uit onderzoek waarin 79 studies naar de populatie-effecten (voorkomen en dichtheid) beoordeeld zijn, komt naar voren dat wegen en verkeer over het algemeen een negatief effect hebben op populaties van verscheidene diersoorten [Fahrig & Rytwinski, 2009]. De negatieve effecten overstemden volgens de onderzoekers de positieve met meer dan een factor 5. Wegen en verkeer kunnen op vier manieren een negatief effect hebben op dierpopulaties (Figuur 5) [Jaeger *et al.*, 2005; EEA& FOEN, 2011]:

1. De constructie van wegen leidt allereerst tot een verlies van kwantiteit en kwaliteit van leefgebied. Dit leidt tot habitatverlies [Eigenbrod *et al.*, 2008].

2. Wegen verhogen de mortaliteit van soorten doordat dieren sneuvelen door aanrijdingen met verkeer (faunaslachtoffers) [Glista *et al.*, 2009].
3. Wegen vormen een barrière voor dieren om in andere leefgebieden te komen, hierdoor verkleint hun dispersieradius. Dit leidt tot een afname in de habitat-connectiviteit en beschikbare hulpbronnen [Taylor *et al.*, 1993].
4. De barrièrewerking en faunaslachtoffers zorgen ervoor dat populaties worden opgedeeld in steeds kleinere gebieden en aantallen, ofwel populaties raken geïsoleerd (habitat fragmentatie) [McGregor *et al.*, 2008].

Deze negatieve effecten van wegen en natuur kennen een tijdsverloop (time lag) tussen wanneer de versnippering (habitatfragmentatie en destructie door de aanleg van wegen) plaatsvindt en wanneer de ecologische effecten ten volle waarneembaar zijn [zie bijv. Tilman *et al.*, 1994]. De verschillende effecten zijn namelijk niet allemaal direct waarneembaar en van invloed op populaties. Het effect dat vaak direct invloed heeft op populaties is het verlies in habitat kwantiteit, gevolgd door het verlies van habitat kwaliteit, de verhoogde mortaliteit door wildaanrijdingen en de effecten van een verminderde habitat-connectiviteit zijn vaak pas later waarneembaar. Deze effecten versterken elkaar en kunnen uiteindelijk leiden tot een verhoogde kans op uitsterving van soorten [Forman *et al.*, 2002] (**Figuur 6**).



Figuur 6: Schematische weergave van de effecten van wegen en verkeer op de populatiegrootte over de tijd. [Naar: EEA& FOEN, 2011; gebaseerd op: Forman *et al.*, 2002].

2.3.4 Effecten van versnippering op de biodiversiteit en ecosystemen

De isolatie van populaties heeft negatieve effecten op het duurzaam voortbestaan van populaties en daarmee de biodiversiteit. De negatieve effecten van isolatie op de biodiversiteit grijpt aan op drie niveaus [Desender *et al.*, 2002]:

1. Allereerst leidt versnippering tot een beperkte genetische uitwisseling tussen deelpopulaties. Door genetische isolatie kunnen er inteeltproblemen ontstaan. Hierdoor gaat de gezondheid van de soort achteruit, waardoor de kans op uitsterven toeneemt. Dit heeft gevolgen voor deelpopulaties [Keller & Largiadèr 2003; Lesbarrères *et al.*, 2006].

2. De isolatie van soorten door versnippering kan er dus toe leiden dat een deelpopulatie niet standhoudt, wat kan leiden tot het verlies van deelpopulaties in de verschillende versnipperde leefgebieden.
3. De lokale extinctie van deelpopulaties kan grote gevolgen hebben voor het ecosysteem waar zij deel van uitmaken. Het verdwijnen van een bepaalde soort kan doorwerken in andere trofische niveaus die ook deel uitmaken van het betreffende ecosysteem. De functionele interacties tussen verschillende soorten in het ecosysteem zoals: predator-prooi interacties, parasiet-gastheer interacties, mutualistische interacties en concurrentieverhoudingen tussen soorten zijn van vitaal belang voor een ecosysteem. Het wegvallen van een (sleutel)soort kan tot een cascade effect leiden op andere trofische niveaus, met alle gevolgen voor het ecosysteem en de biodiversiteit van dien.

2.3.5 Gevoeligheid van soorten voor versnippering

Op welke schaal de effecten van versnippering op (deel)populaties plaatsvinden is sterk afhankelijk van de eigenschappen van de specifieke soort en de gevoeligheid voor het type effect van de weg op de populatie (mortaliteit, habitatverlies en verminderde connectiviteit) [Forman *et al.*, 2002]. Zo hebben bepaalde soorten minder last of zelfs profijt van versnippering door wegen, waar andere soorten juist wel veel last ondervinden [Fahrig & Rytwinski, 2009]. Over het algemeen ondervinden soorten negatieve effecten van de aanwezigheid van wegen en verkeer. De eigenschappen die soorten gevoelig maken voor de aanwezigheid van wegen op het gebied van mortaliteit, habitatverlies en een verminderde connectiviteit zijn samengevat in **Tabel 1**.

Tabel 1: Eigenschappen die soorten gevoelig maken voor de aanwezigheid van wegen, uitgezet per populatie-effect van wegen en verkeer [Forman *et al.*, 2002].

Eigenschappen die een soort gevoelig maken voor de aanwezigheid van wegen.	Mortaliteit	Habitatverlies	Verminderde connectiviteit
<i>Aangetrokken tot wegen</i>	x		
<i>Hoge mobiliteit</i>	x		
<i>Lage habitat voorkeur</i>	x		
<i>Diverse behoeften betreft hulpbronnen</i>	x		x
<i>Lage dichtheid, groot leefgebied</i>	x	x	x
<i>Lage reproductieve snelheid</i>	x	x	x
<i>Kerngebied-soort</i>		x	x
<i>Wegontwijkend gedrag</i>			x

Zo zijn de meeste soorten die wegen niet mijden en soorten die niet alleen in kerngebieden leven over het algemeen gevoelig voor weg gebonden mortaliteit (aanrijdingen). Soorten die lage dichtheden kennen, een groot verspreidingsgebied hebben, lage reproductieve snelheden hebben en/of afhankelijk zijn van kerngebieden zijn gevoelig voor habitatverlies (kwalitatief en kwantitatief) en een verminderde connectiviteit. Soorten die een brede behoefte hebben wat betreft hulpbronnen en die wegen vermijden, zijn hiernaast ook gevoelig voor een verminderde connectiviteit. Uit **Tabel 1** is op te maken dat soorten met een lage dichtheid, een grootverspreidingsgebied en een lage reproductieve snelheid gevoelig zijn voor alle effecten van wegen en verkeer [Forman *et al.*, 2002]. Over het algemeen lijken grote en middelgrote zoogdieren, amfibieën, reptielen en niet aasetende vogels het gevoeligst voor de aanwezigheid van wegen en verkeer [Fahrig & Rytwinski, 2009].

Hiernaast zijn er ook enkele typen soorten die positieve effecten ondervinden door de aanwezigheid van wegen en verkeer. Dit zijn vooral soorten die zich aangetrokken voelen tot de weg vanwege een belangrijke hulpbron (bv. voeding) en die in staat zijn om auto's te ontwijken. Ook soorten die wegen vermijden en van wie hun predators negatieve effecten van wegen ondervinden hebben baat bij de



aanwezigheid van wegen en verkeer. Hiertoe behoren vooral kleine zoogdieren welke wegen mijden en vogels en andere aaseters die faunaslachtoffers eten [Fahrig & Rytwinski, 2009].

2.4 STRATEGIEËN VOOR ONTSNIPPERING

De biodiversiteit in Nederland neemt al decennia lang af. Versnippering is hiervan één van de belangrijkste oorzaken [PBL, 2007a]. Om deze versnipperingsproblematiek tegen te gaan, is het zaak de effecten van versnippering te mitigeren of verzachten. Om soorten te beschermen is het belangrijk om ecosystemen uit te breiden en te herstellen en een hoogwaardige samenhang tussen leefgebieden te creëren. Om dit te bewerkstelligen kunnen vier verschillende strategieën worden onderscheiden welke de ruimtelijke samenhang van metapopulaties kunnen verbeteren. [Alterra, 2001]:

1. Het vergroten van leefgebieden
2. Het verbeteren van de kwaliteit van leefgebieden
3. Het verdichten van het netwerk van leefgebieden
4. Het verbinden van leefgebieden en het opheffen van barrières

In het natuurbeleidsplan van 1990 werd voor het eerst het concept van de Ecologische Hoofdstructuur in Nederland geïntroduceerd [LNV, 1990]. Deze ruimtelijke structuur om de achteruitgang van de natuur tegen te gaan is gericht op het behoud, herstel en ontwikkeling van leefgebieden en de biodiversiteit. Dit wil men bereiken door een stelsel te creëren van samenhangende gelijksoortige natuurgebieden die verbonden zijn door verbindingszones. De EHS bestaat uit ecologische verbindingszones, natuurontwikkelingsgebieden en kerngebieden. In feite past het concept van de EHS alle vier bovenstaande strategieën toe om de samenhang tussen leefgebieden en de biodiversiteit te verhogen. Daar waar bestaande gebieden te klein zijn worden ze vergroot en daar waar het netwerk versteviging behoeft worden ze verbonden.

2.4.1 Het vergroten van leefgebieden

Een leefgebied biedt ruimte voor soorten om aan hun behoeftes om te overleven te kunnen voldoen. Leefgebieden bieden bijvoorbeeld voedsel, nestplaatsen en schuilmogelijkheden aan soorten. Er is in een leefgebied binnen een populatie concurrentie tussen individuen om zulke behoeftes. Des te groter het leefgebied, des te meer ruimte er voor individuen is. Een groter gebied kan dus een grotere populatie herbergen, wat de kans op extinctie van soorten vermindert. Hoeveel individuen een gebied kan herbergen hangt ook sterk af van de kwaliteit van het leefgebied. Hiernaast is in grotere leefgebieden meer oppervlakte aan kerngebied ten opzichte van randgebied. Dit zorgt ervoor dat het kerngebied beter beschermd wordt tegen negatieve invloeden van buitenaf [Alterra, 2001]. Leefgebieden kunnen vergroot worden door natuurontwikkeling in omliggende gebieden toe te passen.

2.4.2 Het verbeteren van de kwaliteit van leefgebieden

De afname van de milieukwaliteit heeft er voor gezorgd dat de leefgebieden van veel soorten onvoldoende kwaliteit bieden voor duurzame overleving van deelpopulaties. Door de toenemende vermessing, verdroging, verzuring, verontreiniging en verstoring is de milieukwaliteit sterk achteruitgegaan [PBL, 2007b]. Door deze te verbeteren neemt de draagkracht van het leefgebied toe, waardoor populaties kunnen groeien en de kans op uitsterven van populaties afneemt [Verboom *et al.*, 1991]. De habitatkwaliteit kan verbeterd worden door de algemene milieukwaliteit te verhogen of door de inrichting en het beheer van natuurgebieden te verbeteren [Alterra, 2001].

2.4.3 Het verdichten van het netwerk van leefgebieden

Zoals aan het begin van dit hoofdstuk is besproken is naast de kwaliteit en de kwantiteit van een leefgebied de afstand tussen leefgebieden ook van groot belang. Voor de uitwisseling tussen deelpopulaties is een ruimtelijke samenhang van leefgebieden essentieel. Deze ruimtelijke samenhang



tussen leefgebieden kan verbeterd worden door het aanleggen en ontwikkelen van nieuwe leefgebieden binnen het bestaande netwerk. Hierdoor worden de afstanden tussen leefgebieden kleiner wat de uitwisseling tussen populaties ten goede komt. Hiernaast bieden deze nieuwe gebieden ruimte voor kolonisatie van soorten. Dit samen kan ervoor zorgen dat de vitaliteit van een metapopulatie toeneemt [Alterra, 2001].

2.4.4 Het verbinden van leefgebieden en het opheffen van barrières

Het verbinden van leefgebieden is een andere strategie om de negatieve effecten van versnippering tegen te gaan. Door het verbinden van leefgebieden wordt de uitwisseling tussen voorheen meer geïsoleerde deelpopulaties bevorderd. Deelpopulaties vormen zo een sterker populatienetwerk, wat netwerkpopulaties ten goede komt. Om leefgebieden te kunnen verbinden moeten barrières, die de migratie van individuen tegengaan, doorbroken worden. Belangrijke barrières zijn wegen, spoorlijnen en bebouwd en agrarisch gebied. Dit gebeurt met het aanleggen van een verbindingszone, welke kan bestaan uit landschapselementen (corridors) en of verbindingszones in het landschap [Alterra, 2001].

Een voorbeeld van het verbinden door de aanleg van verbindingszones zijn de aangewezen robuuste verbindingen binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Dit zijn gebieden tussen bestaande natuurgebieden welke zo ingericht worden dat flora en fauna zich tussen de bestaande gebieden kan verplaatsen. Het is alleen nog de vraag of de robuuste verbindingszones nog gerealiseerd worden na de veranderingen in het Nederlandse natuurbeleid in het recentelijk gesloten Natuurakkoord [EL&I *et al.*, 2011]. Het verminderen van de versnipperende werking van wegen en verkeer gebeurt met gebruik van faunavoorzieningen. Dit zijn alle voorzieningen die de negatieve effecten van wegen op flora en fauna mitigeren. Dit zijn vooral verbindende corridors (faunapassages) die de connectiviteit van natuur en landschap bevorderen, ondersteund met afrasteringen. De ecologische effecten van het ontsnipperen met behulp van faunavoorzieningen staat in dit rapport centraal.

Het verbinden van leefgebieden met faunavoorzieningen is dus maar een onderdeel van het gehele natuurbeleid binnen de EHS. Het verbinden van gebieden met faunavoorzieningen in combinatie met het vergroten en verbeteren van de kwaliteit van leefgebieden en het verdichten van het netwerk, moet er binnen het EHS beleid toe leiden dat de kwaliteit van de natuur en de biodiversiteit toenemen. Faunavoorzieningen zijn dus een onderdeel van een gehele reeks aan maatregelen binnen het natuurbeleid welke alle min of meer tegelijkertijd uitgevoerd worden. Het is logisch dat voor het functioneren van de gehele EHS ook de barrières door rijksinfrastructuur binnen het MJPO worden opgelost. Een ecologisch netwerk welk doorsneden wordt door de infrastructuur is immers geen compleet ecologisch netwerk te noemen.

2.5 ONTSNIPPEREN MET FAUNAVOORZIENINGEN

2.5.1 Functies en doelen van faunavoorzieningen

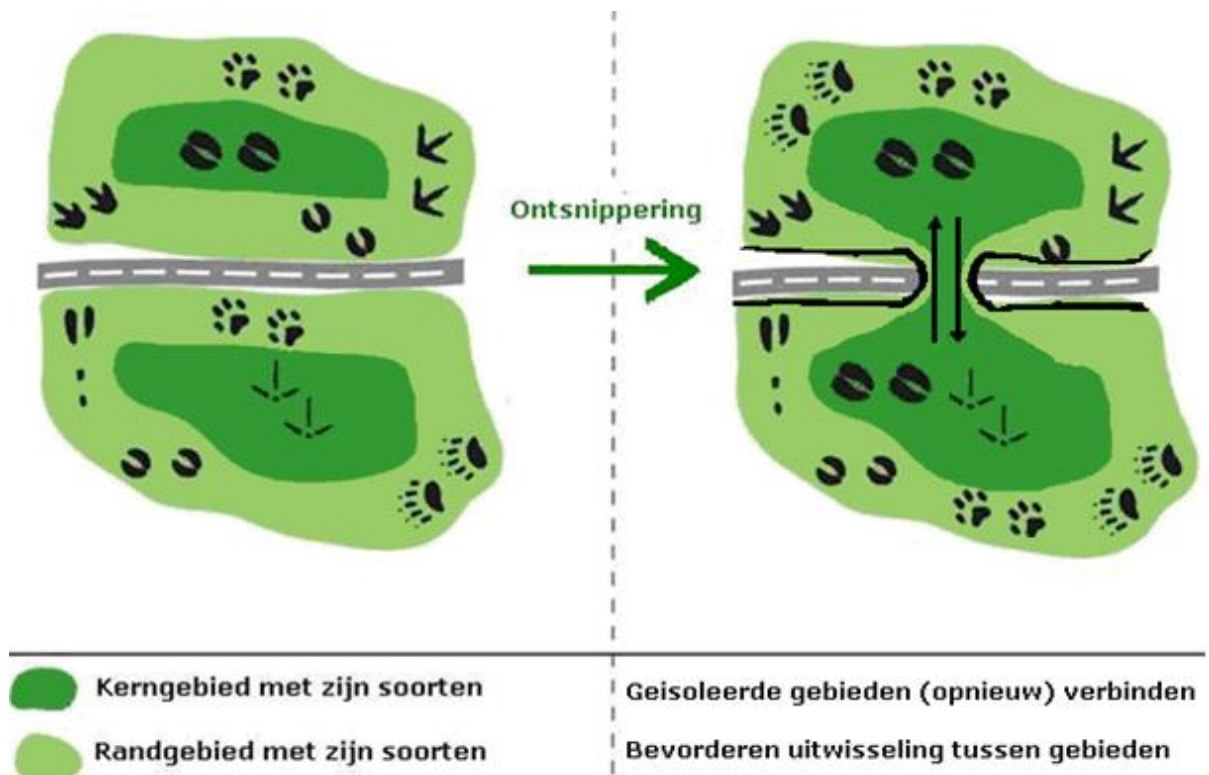
Om de versnipperende werking van bestaande (en nieuwe) wegen tegen te gaan, zijn de laatste jaren wereldwijd vele faunavoorzieningen aangelegd. Dit gebeurt om de negatieve effecten van wegen en verkeer op populaties (**Figuur 5**), te mitigeren.

Functies

In de functieboom van het MJPO wordt onderscheid gemaakt tussen twee hoofdfuncties van faunavoorzieningen, namelijk 'keren' en 'verbinden'. Keren richt zich op het voorkomen dat fauna in of op de infrastructuur geraakt en zo gevaar vormt voor zichzelf en de gebruiker. Zo kunnen faunaslachtoffers en verkeersincidenten worden voorkomen. Waarschuwen kan ook een onderdeel zijn van keren in situaties waar de mogelijkheid bestaat dat dieren op de weg terechtkomen, dan worden weggebruikers gewaarschuwd met behulp van signalering. Bij verbinden kan onderscheid worden gemaakt tussen



‘geleiden’ en ‘kruisen’. Geleiden richt zich op het geleiden van fauna in het vinden van de juiste weg om de infrastructuur te doorkruisen, waar kruisen zich richt op het verschaffen van mogelijkheden om de infrastructuur te doorkruisen. De functies keren en verbinden dienen hierin altijd samen te gaan aangezien anders de mogelijkheid kan bestaan dat de voorzieningen an sich een barrière vormen (bijv. In het geval van enkel afsteringen)[Wansink *et al.*, 2013].



Figuur 7: Schematische weergave van ontsnippering van wegen met behulp van een faunapassage (corridor). [Bewerkt uit: EEA& FOEN, 2011]

Doelen

In de Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur van het MJPO is het hoofddoel van faunavoorzieningen geformuleerd als *‘het duurzaam voortbestaan van dierpopulaties mogelijk maken’* [Wansink *et al.*, 2011]. Dit hoofddoel is niet erg specifiek geformuleerd aangezien het de negatieve effecten van de infrastructuur die gemitigeerd dienen te worden om bij te dragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties niet omvat. Zo kunnen populaties vitaler worden en groeien, wat bijdraagt aan hun duurzaam voortbestaan. Om dit mogelijk te maken, moeten de negatieve effecten van het infrastructurele netwerk (verminderde habitatbeschikbaarheid, toename van faunaslachtoffers en verminderde connectiviteit/isolatie door de barrièrewerking) dus gemitigeerd worden. Dit kan op een aantal manieren bewerkstelligt worden welke hierna beschouwd worden als subdoelen:

1. Het verminderen van de hoeveelheid faunaslachtoffers (en verkeersincidenten).

Een van de meest zichtbare effecten van wegen en verkeer op fauna, zijn aanrijdingen met dieren. De sterfte van deze dieren kan een direct negatief effect hebben op de populatiegrootte en daarmee de populatie [zie bijv. Gibbs & Shriver, 2002; Hebblewhite *et al.*, 2003]. Grote aantallen slachtoffers kunnen vooral bij meer gevoelige soorten een bedreiging vormen voor het voortbestaan van de populatie. Aanrijdingen met vooral groot wild brengen naast hun negatieve effect op de populatie ook grote materiële kosten en veiligheidsproblemen met zich mee. Een aanrijding kan namelijk materiële en lichamelijke schade veroorzaken. Afsteringen (hekken) kunnen ervoor zorgen dat dieren minder snel de

weg kunnen betreden en richting de faunapassage (bv. ecoducten of faunatunnels) worden geleid. Het is dus aannemelijk dat door het aanleggen van een faunapassage in combinatie met afrasteringen de hoeveelheid dieren die op de snelweg kunnen komen afneemt en daarmee dus ook de hoeveelheid faunaslachtoffers afneemt.

2. Het vergroten van de beschikbaarheid en toegankelijkheid van leefgebieden (connectiviteit).

Faunavoorzieningen verbinden voorheen door de weg gescheiden leefgebieden. Ze dragen zo bij aan de ontsnippering van natuur en landschap. Wanneer door de weg gescheiden leefgebieden met faunavoorzieningen (afrasteringen en faunapassages) weer aan elkaar verbonden worden, wordt de toegankelijkheid van deze leefgebieden bevorderd (**Figuur 7**). De beschikbaarheid en toegankelijkheid van leefgebieden wordt vergroot of anders gezegd de connectiviteit van natuur en landschap neemt toe. Hierdoor kunnen voorheen onbereikbare leefgebieden, zoals foerageer- of nestelgebieden weer toegankelijk worden voor soorten. Hierdoor kunnen populaties groeien en (her)kolonisatieprocessen optreden. Door de aanleg van faunavoorzieningen kunnen migranten uit bronpopulaties een bepaald leefgebied namelijk weer bereiken en zich hier huisvesten (kolonisatie). Hiernaast kan er meer leefgebied beschikbaar komen om in de behoeften van populaties te voldoen, hierdoor kunnen populaties groeien.

3. Het bevorderen van de genetische uitwisseling tussen deelpopulaties.

Voorheen meer geïsoleerde deelpopulaties kunnen zich gemakkelijker bewegen van het ene leefgebied naar het andere. Dit kan de genetische uitwisseling tussen deelpopulaties bevorderen. Op basis van de eiland- en metapopulatietheorie mag worden aangenomen dat de bevorderde uitwisseling tussen leefgebieden en deelpopulaties bijdraagt aan de kwaliteit van deze leefgebieden en de (genetische) vitaliteit van populaties [van Wee *et al.*, 2003].

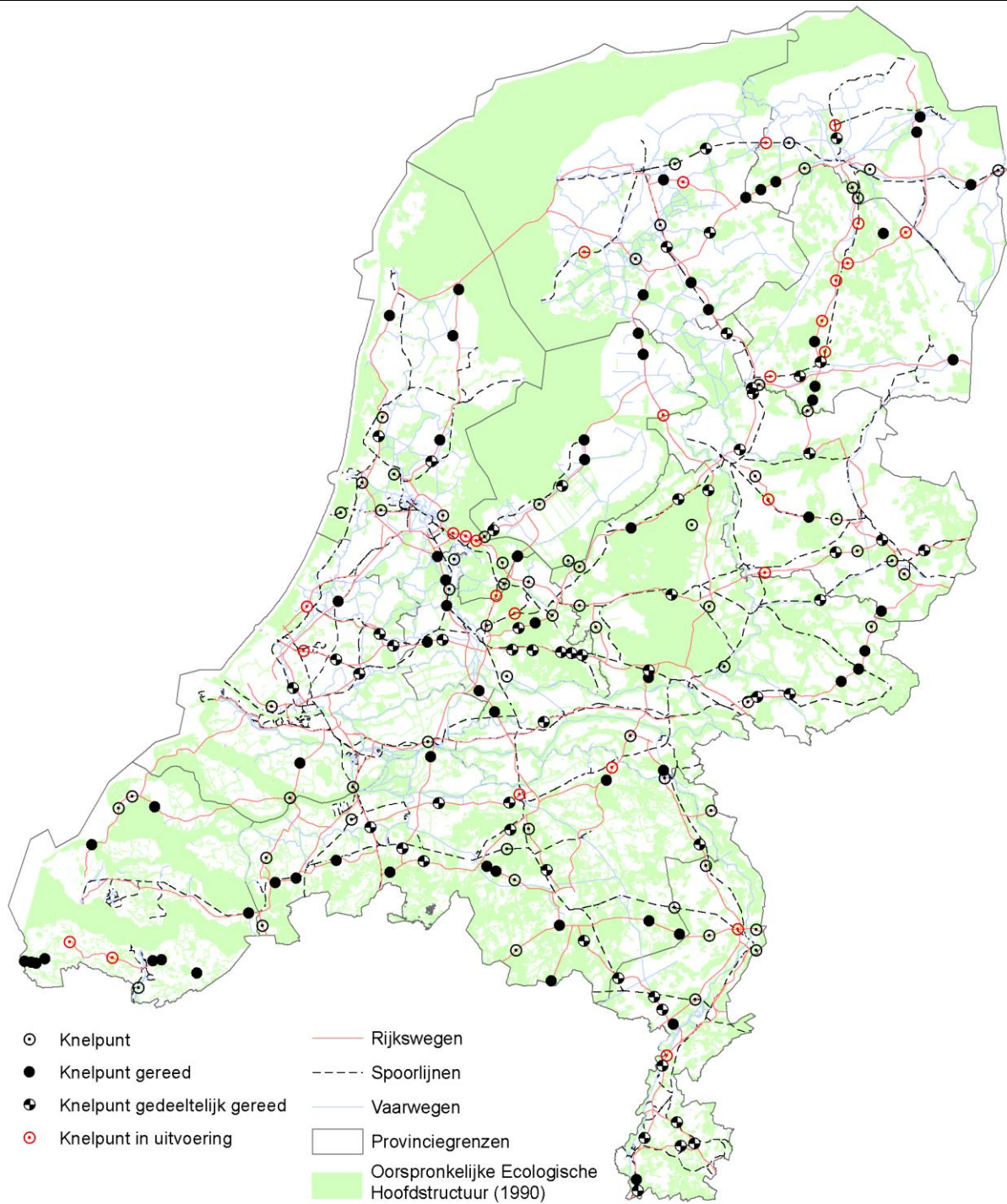
De toename van de connectiviteit van het landschap, de uitwisseling tussen deelpopulaties, het verminderen van de hoeveelheid faunaslachtoffers en de (her)kolonisatie van gebieden kunnen allemaal bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. In Nederland zijn vanuit deze theoretische denkwijze (op basis van de eiland en metapopulatietheorie) vele faunavoorzieningen aangelegd om de negatieve effecten van versnippering door spoor-, water- en snelwegen te verminderen. De aanleg van deze faunavoorzieningen is ondergebracht in het Meerjarenprogramma ontsnippering (MJPO) [VenW *et al.*, 2004].

2.5.2 Faunavoorzieningen van het MJPO

Wereldwijd zijn vele programma's opgezet om de effecten van versnippering tegen te gaan. Een van de meest vooruitstrevende ontsnipperings programma's is het Nederlandse [van der Grift, 2005]. De ministeries van Verkeer en Waterstaat (VenW), van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) boden in 2004 de nota Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) aan, met als doel om in de periode van 2005 tot 2018 de 215 belangrijkste barrières (knelpunten) veroorzaakt door bestaande rijkswegen, spoorwegen en rijkswateren binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) op te heffen [VenW *et al.*, 2004].

In de loop der jaren zijn binnen dit ontsnipperings-programma vele faunavoorzieningen gerealiseerd. Ook zijn er veel voorzieningen gepland of op dit moment in uitvoering [MJPO, 2012]. **Figuur 8** geeft een overzicht van de stand van zaken omtrent knelpunten en hun status betreffende de uitvoering aan het eind van 2012. Op het moment van schrijven zijn binnen het MJPO 68 knelpunten geheel opgelost (32%), 56 knelpunten gedeeltelijk opgelost (26%) en 27 knelpunten in uitvoering (12%). De overige 64 knelpunten (30%) worden naar verwachting in de periode tot en met 2018 opgelost.





Figuur 8: Stand van zaken rondom de knelpunten binnen het MJPO op het einde van 2012 [uit: MJPO, 2012].

Als de oplossing gezocht moet worden in de realisatie van een faunapassage wordt per knelpunt binnen het MJPO bekeken welke maatregelen (type voorzieningen) benodigd zijn om de betreffende barrière op te heffen. Aangezien elk knelpunt verschilt (op het gebied van locatie, type wegen en doelsoorten etc.) worden er verschillende typen faunavoorzieningen gerealiseerd. Er zijn verschillende typen faunavoorzieningen te onderscheiden (**Figuur 9**). Deze voorzieningen hebben alle één eigenschap gemeen, namelijk dat ze natte of droge natuurgebieden met elkaar verbinden. Daarnaast zijn afrasteringen ook essentiële (onderdelen van) faunavoorzieningen omdat deze individuen naar de faunapassages geleiden, en er voor zorgen dat ze niet de weg op geraten.

Elk type voorziening is geschikt voor een ander type doelsoort(en). Zo zijn bijvoorbeeld boombruggen alleen geschikt voor de oversteek van bos bewonende zoogdieren, hop-overs voor vogels en vleermuizen, kleine faunatunnels voor kleine zoogdieren, amfibieën en reptielen en grote faunatunnels en ecoducten geschikt voor een breed scala aan doelsoorten, van insecten tot groot wild (zie voor een gedetailleerdere omschrijving van de verschillende typen faunavoorzieningen en hun doelsoorten, de Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur MJPO, 2013) [Wansink *et al.*, 2013].

Boombrug	Hop-over	Viaduct met medegebruik van fauna	Tunnel met medegebruik van fauna	Brug en duiker met faunavoorziening	Aquaduct met doorlopende oever
Ecoduct	Brug / viaduct op palen (natuur onderlangs)	Grote faunatunnel	Brug met doorlopende oever	Duiker met doorlopende oever	Kleine faunatunnel

Figuur 9: Schematische weergave van verschillende type faunavoorzieningen [Bewerkt uit: Wansink *et al.*, 2011].

2.5.3 Faunavoorzieningen: Werken ze wel?

In en rond 2013 zijn er meerdere persberichten verschenen rondom de projecten van het MJPO. Steeds wederkerende vragen hierbij zijn of faunavoorzieningen wel werken en of gelden in tijden van economische recessie niet anders kunnen worden besteed [zie bijv. NRC 14-9-2012]. Aanleiding voor zulke berichten is het feit dat er een gebrek is aan wetenschappelijk onderzoek welke de effectiviteit van faunavoorzieningen in hun bijdrage aan het duurzaam voortbestaan van populaties bewijst. Onderzoek naar faunavoorzieningen was laatste decennia vooral gericht op het monitoren van het gebruik van deze voorzieningen. Dit om na te gaan hoeveel en door welke doelsoorten faunavoorzieningen gebruikt worden en om tot optimalisatie van het ontwerp te komen. Ook al mag aan de hand van de eiland- en metapopulatietheorie de logische verwachting worden gekoppeld dat dit gebruik van faunavoorzieningen bijdraagt aan het duurzaam voortbestaan van populaties, is dit geen direct bewijs voor hun effectiviteit. Vragen betreffende het duurzaam voortbestaan van populaties zijn lastiger te beantwoorden en vergen intensief, langdurig en goed opgezet onderzoek op populatieniveau [Lesbarrères & Fahrig, 2012; van der Grift *et al.*, 2013]. Het is hierdoor te verwachten dat maatschappelijke en politieke vragen zullen blijven volgen, totdat er meer sluitend bewijs komt op dit gebied.

Het volgende hoofdstuk geeft een overzicht van het onderzoek omtrent de effecten van wegen en verkeer op populaties en de effectiviteit van faunavoorzieningen in het mitigeren hiervan. Dit op basis van alle beschikbare wetenschappelijke literatuur en interne rapporten (grijze literatuur). Allereerst wordt er ingegaan op het gebruik van faunavoorzieningen door (doel)soorten en van welke factoren dit gebruik afhankelijk is (zoals type soorten, locatie, ontwerp, seizoenaliteit, recreatief medegebruik, tijd na aanleg van de voorzieningen en onderhoud). Hierna wordt een overzicht gegeven van het beschikbare onderzoek omtrent de functionaliteit en effectiviteit van faunavoorzieningen in het mitigeren van versnipperingsproblemen veroorzaakt door infrastructuur.

HOOFDSTUK 3: De effectiviteit van faunavoorzieningen

3.1 INLEIDING

Zoals uit Hoofdstuk 2 naar voren is gekomen kunnen wegen en verkeer een negatief effect hebben op diersoorten. Een veelgebruikte oplossing voor het mitigeren van deze effecten is de realisatie van faunavoorzieningen. Hiermee kan voorkomen worden dat dieren op de weg geraken en de connectiviteit van natuur en landschap worden versterkt. Vragen die in dit hoofdstuk centraal staan zijn: Wat zijn de effecten van wegen en verkeer op populaties en hoe effectief zijn faunapassages in het mitigeren van deze effecten? Het doel van dit hoofdstuk is om een overzicht te geven over beschikbaar onderzoek omtrent de specifieke effecten van wegen en verkeer op populaties en de functionaliteit en effectiviteit van faunavoorzieningen in het mitigeren van deze versnipperings-problemen veroorzaakt door infrastructuur. Allereerst wordt ingegaan op het gebruik van faunavoorzieningen, gevolgd door de effecten van wegen en verkeer en effectiviteit van faunavoorzieningen omtrent het aantal faunaslachtoffers, populatiegrootte, kolonisatie en de genetische samenstelling van populaties.

3.1.1 Definities

Voor deze beoordeling is het nuttig om allereerst een aantal termen helder te krijgen en te definiëren. In dit rapport wordt effectiviteit gedefinieerd als *'de mate van het bereiken van een vooraf gesteld doel'* en faunavoorzieningen als *'constructies die de permeabiliteit van de infrastructuur vergroten door het faciliteren van een veilige oversteek voor dieren en het voorkomen van aanrijdingen'*. Effectiviteit is dus te meten aan een voorafgaand gesteld doel. Het hoofddoel van faunavoorzieningen is *'het duurzaam voortbestaan van dierpopulaties mogelijk maken'* dus kan hun effectiviteit bepaald worden als *'de mate waarin faunavoorzieningen bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties'*.

Met behulp van faunavoorzieningen kunnen faunaslachtoffers voorkomen worden, kan de permeabiliteit van wegen vergroot worden en kan de genetische uitwisseling tussen deelpopulaties worden bevorderd. Een fundamentele maatstaaf voor de effectiviteit van faunavoorzieningen is het vitaler worden of vitaal blijven van (deel)populaties. Faunavoorzieningen kunnen hierin op verscheidene manieren *effectief* zijn. Zo onderscheiden Forman *et al.*, (2002) bijvoorbeeld 6 criteria waaraan de effectiviteit van faunavoorzieningen getoetst kan worden. Al deze criteria hebben betrekking op het behouden of verbeteren van ecologische condities voor populaties:

1. Het behouden/verbeteren van de habitat connectiviteit
2. Het verminderen van het aantal faunaslachtoffers
3. De mogelijkheid tot verspreiding en (her)kolonisatie
4. Het voldoen aan de biologische behoeften van soorten
5. Het behouden/verbeteren van metapopulatie processen en ecosysteemdiensten
6. Het behouden/verbeteren van de genetische uitwisseling

3.1.2 Wat is effectiviteit?

Wanneer is een faunavoorziening effectief in het mitigeren van negatieve effecten van wegen en verkeer? Een aantal voorbeelden:

- Migratie (habitat connectiviteit): Faunavoorzieningen zijn effectief in het verbeteren van de habitat connectiviteit wanneer het aantal passages over de weg hoger is met faunavoorziening(en) in vergelijking met de situatie hiervoor (zonder voorzieningen).



- Mortaliteit (faunaslachtoffers): Faunavoorzieningen zijn effectief in het verminderen van de mortaliteit van populaties wanneer het aantal faunaslachtoffers lager is met faunavoorziening(en) in vergelijking met de situatie hiervoor.
- Populatiegroei: Faunavoorzieningen zijn effectief in het vergroten van de populatiegrootte wanneer populaties groter zijn geworden na de aanleg van faunavoorzieningen vergeleken met de situatie hiervoor.
- Verspreiding en (her)kolonisatie (habitat beschikbaarheid): Faunavoorzieningen zijn effectief in het verbeteren van de habitat beschikbaarheid wanneer soorten in meer deelgebieden voorkomen met een faunavoorziening in vergelijking met de situatie hiervoor.
- Genetische gezondheid (genetische uitwisseling): Faunavoorzieningen zijn effectief in het vergroten van de genetische uitwisseling wanneer de genetische differentiatie tussen deelpopulaties kleiner is na de aanleg van faunavoorziening(en) in vergelijking met de situatie hiervoor.

3.2 GEBRUIK VAN FAUNAVOORZIENINGEN

De afgelopen decennia is veel monitoringonderzoek verricht naar het gebruik van faunapassages door (doel)soorten. Uit deze onderzoeken kan geconcludeerd worden dat wereldwijd verschillende soorten faunapassages door een breed scala aan (doel)soorten gebruikt worden, van insecten tot grote zoogdieren [zie bijv. Yanes *et al.*, 1995; Rodriguez *et al.*, 1996; van Wieren & Worm 2001; Ng *et al.*, 2004; Brandjes & van Vliet 2006; Brandjes *et al.*, 2006; Renard *et al.*, 2008; van der Grift *et al.*, 2009; Lambrechts *et al.*, 2011; Boonman, 2011]. Dit onderzoek laat zien dat faunavoorzieningen functioneel zijn in het verschaffen van een veilige doorkruising van de infrastructuur voor dieren. Buiten het monitoren van de mate van gebruik is in dit onderzoek ook vaak meegenomen welke factoren het gebruik van faunavoorzieningen beïnvloeden [zie bijv. Gagnon *et al.*, 2011]. Dit om onder andere te komen tot een optimalisatie van het ontwerp van de voorzieningen en meer inzicht te verschaffen in hun functioneren. Uit dit onderzoek komt naar voren dat het gebruik van faunavoorzieningen afhankelijk is van verscheidene factoren zoals: doelsoorten, gewenning, locatie, ontwerp, seizoenaliteit, recreatief medegebruik en onderhoud. Hieronder worden de effecten van elk van deze factoren op het gebruik van faunavoorzieningen verder uitgelicht (§3.1.1 t/m §3.1.6). Hierna wordt verder ingegaan op de relatie tussen gebruik van faunavoorzieningen en de effectiviteit van faunavoorzieningen (§3.1.7).

3.2.1 Doelsoorten

Voor het goed functioneren van een faunavoorziening is het allereerst belangrijk te bepalen wat de doelsoorten zijn voor de betreffende verbinding/ het betreffende knelpunt. Welke soorten doelsoorten zijn is afhankelijk van de omliggende leefgebieden en de soorten die zich in en om dit gebied bevinden. Iedere diersoort heeft zijn eigen specifieke ecologische behoeften betreft het ontwerp van een voorziening en reageren dus allen anders op verschillende typen faunavoorzieningen [Clevenger & Waltho, 2000]. Zo hebben bijvoorbeeld amfibieën behoefte aan natte condities [Jackson 1996], kleinere tot middelgrote zoogdieren behoefte aan beschutting [Clevenger & Waltho, 1999] en prefereren grotere zoogdieren een passage met een open karakter voor hun oversteek [Clevenger & Waltho, 2000]. De ecologische behoeften van specifieke diersoorten omtrent faunavoorzieningen en welke faunavoorzieningen het meest geschikt zijn voor bepaalde soorten zijn breed uiteengezet in de Leidraad faunavoorzieningen van het MJPO [zie Wansink *et al.*, 2013].

3.2.2 Gewenning

Verscheidene studies hebben laten zien dat de kans dat een individueel dier een faunapassage oversteekt toeneemt in de jaren na aanleg van de voorziening. Dit wordt naar alle waarschijnlijkheid veroorzaakt door het feit dat dieren moeten wennen ofwel vertrouwd moeten raken met de (ligging van de) faunapassage [Reed *et al.*, 1975; Clevenger & Waltho, 2000, van Wieren & Worm, 2001; Clevenger & Waltho, 2003; Olsson *et al.*, 2008; Gagnon *et al.*, 2011]. Zo registreerde Clevenger & Waltho (2003)



veranderingen in het gebruik van faunapassages in de eerste 5 jaar na constructie. Het edelhert bleek snel gewend aan de passages, waar andere soorten meer tijd nodig hadden om vertrouwd te raken aan de passages. Deze verschillen in gebruik kunnen afhankelijk zijn van de locatie, het ontwerp van de passages en de tijdsafhankelijke soort-specifieke gewenning. Volgens Olsson *et al.* (2008) is dit verschil in aanpassingssnelheid ofwel leersnelheid afhankelijk van het verspreidingsgebied van de soort en de mate van blootstelling aan faunapassages. Goede plaatsing (locatiekeuze) van faunapassages zou er dus voor kunnen zorgen dat individuen de passage vaker treffen waardoor ook de gewenning aan de passage sneller verloopt [Bissonette & Adair, 2008]. Wanneer een faunapassage om een bepaalde reden (bijvoorbeeld eigenschappen van de weg) op een minder geschikte locatie is geplaatst, kan het langer duren voordat deze optimaal functioneert.

3.2.3 Locatie

De locatie van faunapassage heeft een belangrijke invloed op het gebruik van faunavoorzieningen en is misschien wel de belangrijkste factor voor de mate van gebruik [Yanes *et al.*, 1995; Forman *et al.*, 2002; Clevenger & Waltho 2005; Gagnon *et al.*, 2011]. De locatie van voorzieningen is vooral van groot belang voor kleinere en minder mobiele soorten, zoals amfibieën en reptielen [Jackson & Griffin, 2000]. Zo wordt bijvoorbeeld aangeraden om faunapassages te plaatsen in gebieden met een natuurlijk habitat, en niet op plaatsen waar veel verstoring plaatsvindt (bijv. menselijke activiteit). Faunavoorzieningen op plaatsen met veel verstoring worden namelijk minder vaak gebruikt door diersoorten [Rodriguez *et al.*, 1996]. Bij het kiezen van een locatie is het van essentieel belang rekening te houden met de regionale context, landschappelijke kenmerken, migratieroutes en locaties waar veel faunaslachtoffers vallen [Wansink *et al.*, 2013].

3.2.4 Ontwerp

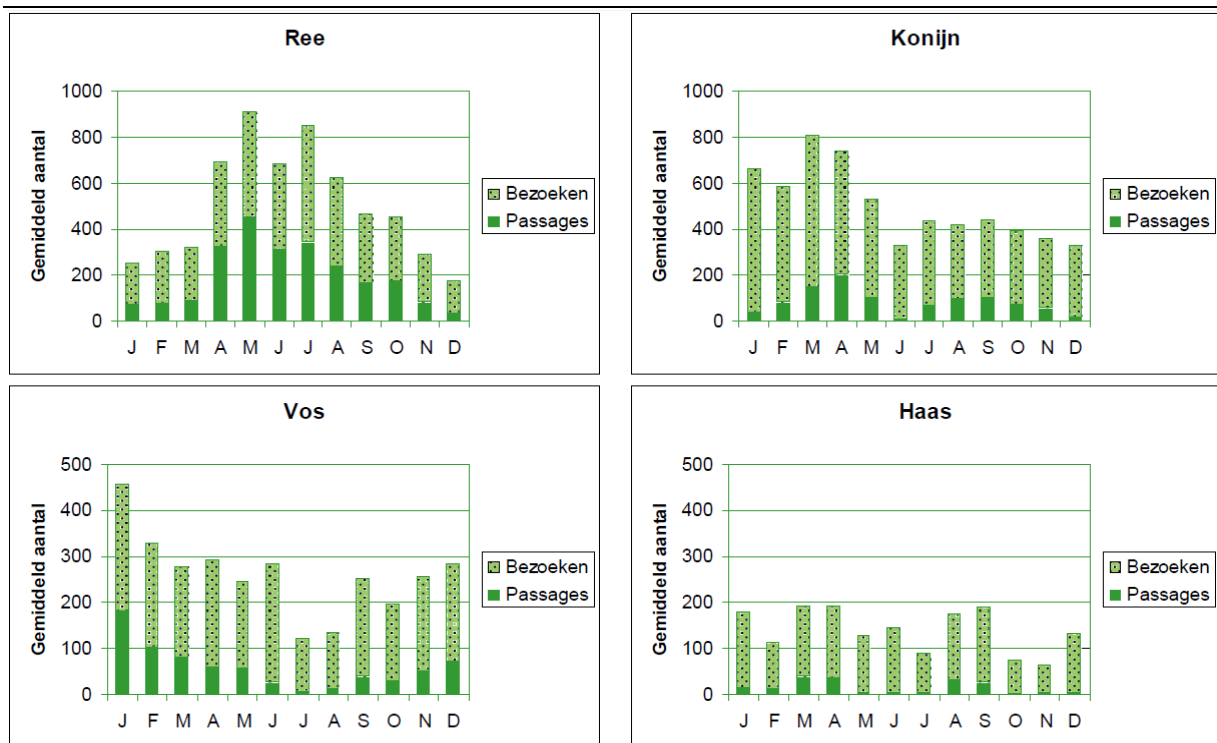
Het ontwerp van een faunapassage is ook een belangrijke factor gebleken voor het gebruik. De afmeting en vorm van faunapassage is een bepalende factor voor de oversteekkans van verschillende soorten [Yanes *et al.*, 1995; Cain *et al.*, 2003; Clevenger & Waltho, 2005; Mata *et al.*, 2005, 2009]. De functionaliteit (in termen van de mate van gebruik) van het ontwerp van faunavoorzieningen is sterk afhankelijk van de doelsoorten voor de betreffende passage. Onderzoek van Mata *et al.* (2005) laat over het algemeen een positieve relatie zien tussen de afmetingen van een passage en de grootte van de soort. Voor sommige soorten blijkt de mate van openheid van faunapassages belangrijker dan de afmeting. Faunapassages met een grote openheid (bijv. ecoducten en onderdoorgangen) worden bijvoorbeeld vaker gebruikt door grote zoogdieren [Clevenger & Waltho, 2005]. Ander onderzoek geeft de indicatie dat kleinere faunapassages (tunnels) geschikter zijn voor sommige kleine zoogdieren [Clevenger & Waltho, 1999]. Ook worden faunatunnels waarbij dieren in staat zijn om het einde van de tunnel waar te nemen vaker gebruikt [Jackson & Griffin, 2000]. Bij het ontwerpen van een faunapassage is het dus belangrijk om deze op de doelsoorten van de passage af te stemmen. Zo is het bij de invulling van grote faunapassages (ecoducten) belangrijk de inrichting (vegetatie, bodem, watercondities), af te stemmen op de aanliggende leefgebieden (kern en rand gebieden) zodat de overgang tussen de gebieden zo natuurlijk mogelijk verloopt (**Figuur 7**). Richtlijnen voor het ontwerp van verschillende typen faunavoorzieningen en de behoeften van verschillende diersoorten zijn opgenomen in de Leidraad faunavoorzieningen van het MJPO [zie Wansink *et al.*, 2013].

3.2.5 Seizoenaliteit

De mate van gebruik van faunapassages verschilt ook tussen de seizoenen van een jaar [zie bijv. Mata *et al.*, 2009; Van der Grift *et al.*, 2009]. Het verschil in gebruik per seizoen verschilt vaak per soort. **Figuur 10** laat het gebruik van een faunapassage zien per maand voor de ree (*Capreolus capreolus*), het konijn (*Oryctolagus cuniculus*), de vos (*Vulpes vulpes*) en de haas (*Lepus europaeus*) in Nederland. Sommige soorten laten een piek in de zomer zien (ree), andere in de winter (vos) of lente (konijn) en andere laten in mindere mate een patroon zien over de jaargetijden (haas). Dit verschil wordt waarschijnlijk



veroorzaakt door het verschil in levenswijze (bijv. periode van territorium afbakening en voortplanting) tussen de verschillende soorten [van der Grift *et al.*, 2009]. Door verschil in gebruik per seizoen en soort is het belangrijk om bij onderzoek naar het gebruik van faunapassages minimaal een jaar te monitoren, zodat alle seizoenen worden meegenomen [van der Grift, 2010].



Figuur 10: Het gemiddeld aantal passages en bezoeken van de ree, het konijn, de vos en de haas op het ecoduct Zanderij-Crailoo in 2007 en 2008 [van der Grift *et al.*, 2009].

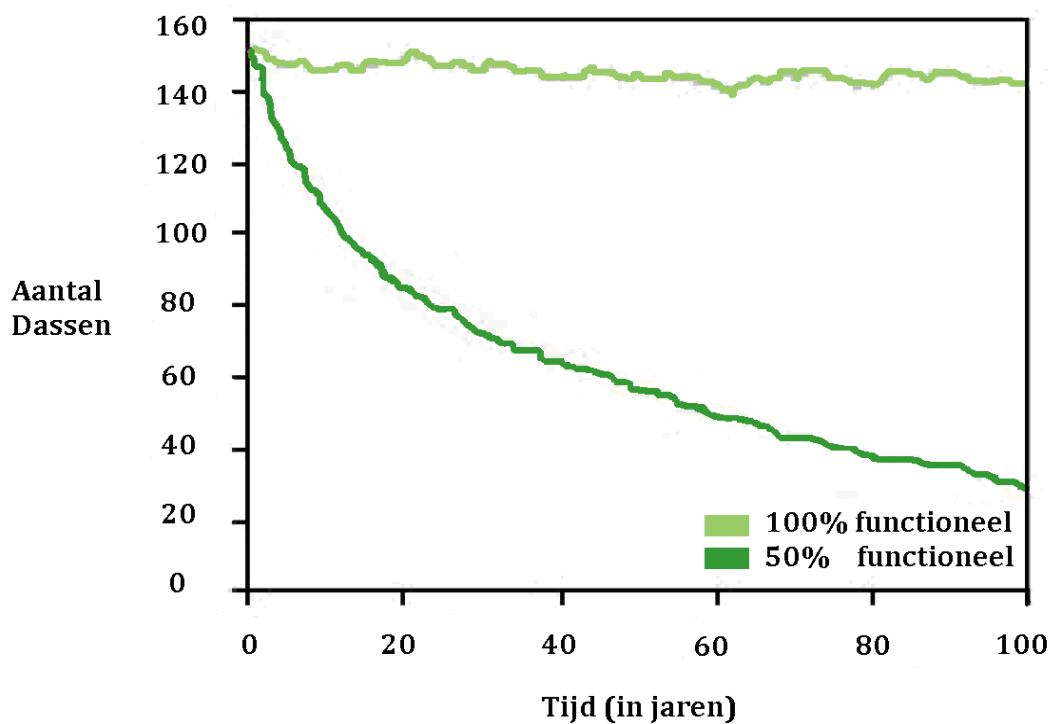
3.2.6 Recreatief medegebruik

Recreatief medegebruik, ofwel het gebruik van faunapassages door mensen, is ook een factor welke het gebruik door dieren kan beïnvloeden [Clevenger & Waltho, 2000, 2005; Ng *et al.*, 2004 van der Grift *et al.*, 2009]. Verstoring door medegebruik van mensen lijkt een negatieve correlatie te hebben met het gebruik van faunapassages door dieren, maar dit is sterk afhankelijk van de intensiteit van het recreatieve medegebruik en de soort [Clevenger & Waltho 2000, 2005]. Carnivoren lijken een stuk gevoeliger voor recreatief medegebruik in vergelijking met hoefdieren [Clevenger & Waltho, 2000]. Recreatief medegebruik kan ook een positief effect hebben op het gebruik door bepaalde soorten. Zo vonden Ng *et al.*, (2004) een positieve relatie tussen menselijk en dierlijk gebruik voor huisdieren (katten en honden) en prairiewolven (coyotes).

In Nederland hebben van der Grift *et al.* (2010) onderzoek verricht naar de effecten van recreatief medegebruik op het gebruik door dieren op de ecoducten Crailoo en Slabroek. Hun belangrijkste conclusie was dat voor veel algemeen voorkomende soorten recreatief medegebruik bij de ecoducten niet leidt tot onverwacht lage gebruiksfrequenties. Verder heeft recreatief medegebruik alleen een gering effect op het tijdstip en de manier waarop de faunapassages worden gebruikt. De auteurs geven hierbij aan dat het van belang is dat een ecoduct voldoende breed is en zorgvuldig is ingericht, anders zouden negatieve effecten van recreatief medegebruik wel op kunnen treden [van der Grift *et al.*, 2009]. Recreatief medegebruik lijkt dus geen groot negatief effect te hebben op het gebruik van faunapassages door de ree, de vos, het konijn en de haas mits de intensiteit gematigd blijft en de passages zorgvuldig ingericht worden en breed genoeg zijn.

3.2.7 Onderhoud

Onderhoud van faunavoorzieningen is uiteraard belangrijk voor hun functioneren. Wanneer er bijvoorbeeld faunatunnels onder water gelopen zijn of er gaten in afrasteringen aanwezig zijn, zijn ze niet meer functioneel in het voorzien in een veilige oversteek en kunnen dieren de weg betreden. Voor het optimaal functioneren van faunavoorzieningen raden verscheidene onderzoekers daarom ook periodiek onderhoud aan [zie bijv. Gloyne & Clevenger 2001; Barichivich & Dodd, 2002]. Een casestudy in centraal Limburg waarbij gebruik gemaakt is van het DASSIM model laat zien dat het functioneren van faunavoorzieningen van belang is voor het overleven van de dassenpopulatie in dat gebied [van der Grift & Verboom, 2001; van der Grift *et al.*, 2003]. **Figuur 11** laat zien dat wanneer 50% van de afrasteringen en faunatunnels niet functioneel zijn de dassenpopulatie drastisch in hoeveelheid afneemt, met wellicht uitsterven in het deelgebied als gevolg. Dit wordt vooral veroorzaakt doordat dassen de weg vaker zullen betreden wat leidt tot verhoogde sterftecijfers [van der Grift *et al.*, 2003]. Dit laat zien dat onderhoud ook erg belangrijk is voor het functioneren van faunavoorzieningen. Aangezien achterstallig onderhoud een negatief effect kan hebben op dierpopulaties. Hoe inspectie en onderhoud uitgevoerd dient te worden voor verschillende gebieden is opgenomen in de Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur van het MJPO en voorkomende gebreken zijn opgenomen in de NEN 2767 [Wansink *et al.*, 2013].



Figuur 11: DASSIM simulatie van de dassenpopulatie in midden Limburg (Nederland) voor twee scenario's: Alle faunavoorzieningen functioneren goed (100%, groen) en de helft van de voorzieningen functioneren (50%, rood) [van der Grift *et al.*, 2003].

3.2.8 Gebruik en effectiviteit

Onderzoek naar het gebruik van faunavoorzieningen heeft aangetoond dat ze gebruikt worden door een breed scala aan (doel)soorten en welke factoren invloed hebben op dit gebruik. Dit onderzoek laat zien dat faunavoorzieningen effectief zijn in het faciliteren van een veilige oversteek voor individuele dieren en daarmee de permeabiliteit van de infrastructuur zouden kunnen vergroten. Op het moment dat een individu gebruik maakt van een faunavoorziening en een veilige oversteek geniet, zijn faunavoorzieningen succesvol in het reduceren van de versnipperingsproblematiek voor het individu. Gebruik laat namelijk zien dat ze op zijn minst aan sommige van de 6 criteria van Forman *et al.* (2002) voldoen op het niveau van het individu [Van der Ree *et al.*, 2008]. Aan gebruik kan namelijk de logische verwachting gekoppeld

worden dat voor het individu de habitatconnectiviteit is verbeterd, de kans op een aanrijding vermindert, de mogelijkheden tot verspreiding is toegenomen of zijn biologische behoefte is verbeterd. Indirect mag aangenomen worden dat wanneer de ecologische behoeftes van individuen verbeterd worden dit ook een positief effect zal hebben op de populatie. Maar aan het gebruik van faunavoorzieningen door een *individu* kan niet direct bewijs voor een bijdrage aan het duurzaam voortbestaan van een *populatie* worden gekoppeld [Ng *et al.*, 2004]. Het registreren van een passerend dier over een faunapassage bewijst namelijk niet direct dat de gehele populatie hier vitaler van wordt.

Voor de evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen is het dus belangrijk een duidelijk onderscheid te maken tussen het registreren van gebruik en de effectiviteit van faunapassages op populatieniveau. Het gebruik van faunavoorzieningen wordt vastgesteld door het waarnemen van dieren op een faunapassage terwijl effectiviteit afhankelijk is van een vooraf gesteld doel of een vooraf gestelde vraag. Zoals aan het begin van dit hoofdstuk is behandeld kan de effectiviteit van faunavoorzieningen gedefinieerd worden als '*de mate waarin ze bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties*'. Een belangrijke vraag bij het evalueren van de effectiviteit van faunavoorzieningen is dus of ze de potentiële risico's van versnippering op populaties mitigeren tot een acceptabel niveau. Hierdoor zijn voor de evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen populatie effecten waardevoller dan individuele effecten.

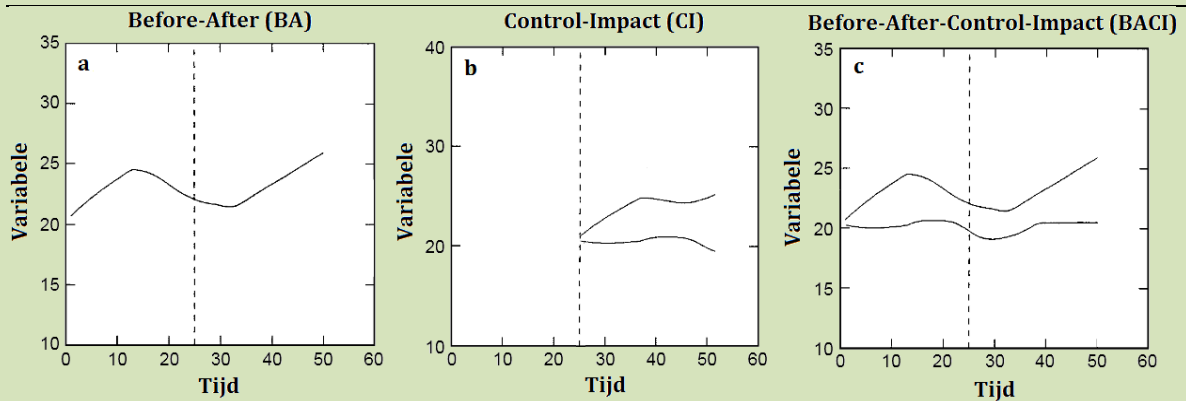
Aan gegevens over gebruik kan pas een populatie effect worden gekoppeld als het aantal passages over de weg hoger lijkt met faunavoorziening(en) in vergelijking met de situatie hiervoor (zonder voorzieningen of zonder weg). Van der Ree *et al.* (2007) beoordeelden 123 onderzoeken omtrent de effectiviteit van faunavoorzieningen. In 121 van deze onderzoeken werd een effect gevonden op het niveau van het individuele dier (gebruik). In slechts twee van de onderzoeken werd een effect gevonden op het niveau van de populatie [van der Grift *et al.*, 2003 (**Figuur 11**); van der Ree *et al.*, 2009 (**Figuur 15**)]. Hun conclusie was dan ook dat deze onderzoeken weinig bruikbare informatie bevatten om de effectiviteit van faunapassages in het mitigeren van de negatieve effecten van versnippering te evalueren. Dit omdat de meeste studies simpelweg het gebruik van faunavoorzieningen monitoren, zonder informatie betreft de situatie voordat de faunavoorzieningen gebouwd zijn (pre-faunapassage) of bewegingsdata op controle sites (zonder faunavoorzieningen). Er is volgens de onderzoekers een gebrek aan onderzoek omtrent gebruik opgezet volgens de Before-After (BA), Control-Impact (CI) en Before-After-Control-Impact (BACI) methode (**Box 1**). Zonder zulke vergelijkingen is het namelijk niet mogelijk de effectiviteit van faunavoorzieningen op het gebied van gebruik goed te beoordelen [van der Ree *et al.*, 2007; Lesbarrères & Fahrig, 2012]. Ook zijn de doelen van faunavoorzieningen zelden specifiek geformuleerd, wat het ook moeilijk maakt om hun effectiviteit te bepalen.

Harde wetenschappelijke bewijzen voor de effectiviteit van faunavoorzieningen op het gebied van duurzaam voortbestaan van populaties lijken dus grotendeels te ontbreken. Ondanks het gebrek aan sluitend bewijs zijn er wel degelijk feiten uit onderzoek en waarnemingen vanuit het veld waaruit naar verwachting valt af te leiden dat faunavoorzieningen effectief kunnen zijn op populatieniveau. Deze aanwijzingen (circumstantial evidence) voor effectiviteit van faunavoorzieningen dient met nader onderzoek aangevuld te worden om deze daadwerkelijk vast te stellen. Voorbeelden van zulke aanwijzingen van de effecten van faunavoorzieningen zijn een vermindering van het aantal faunaslachtoffers, herstel van de populatiegrootte, (her)kolonisatie van leefgebieden en een vergrote genenuitwisseling door de aanleg van faunapassages.

Box 1: Onderzoekstechnieken voor ecologisch onderzoek in de leefomgeving: Before-After (BA), Control-Impact (CI) en Before-After-Control-Impact (BACI) methode verder uitgelicht.

Er zijn verschillende typen onderzoeksofzet welke gebruikt kunnen worden om de impact van bepaalde behandelingen in de leefomgeving te analyseren, de Before-After (BA), de Control-Impact (CI) en de Before-After-Control-Impact (BACI) methode:

- **Before-After (BA) methode:** Deze methode vergelijkt data voorafgaand (pre) aan een ingreep (bijvoorbeeld het aanleggen van faunavoorzieningen) met data van na de ingreep (post). De impact van de ingreep kan bepaald worden door het verschil te bepalen tussen de data voor en na de ingreep (Figuur 11a). Het probleem van het gebruik van deze methode is dat hij gekoppeld is aan de aanname dat het effect afkomstig is van enkel de ingreep, terwijl het verschil door vele andere variabele processen in de leefomgeving (bijv. water- of voedselbeschikbaarheid) veroorzaakt zou kunnen worden.
- **Control-Impact (CI) methode:** Deze methode vergelijkt data na een ingreep met (Impact) met een vergelijkbare locatie zonder deze zelfde ingreep (Control). De impact van de ingreep kan bepaald worden door het verschil te bepalen tussen de locatie zonder en de locatie zonder behandeling (figuur 11b). Deze methode houdt dus wel rekening met andere variabele processen in de leefomgeving. Maar aan deze methode is ook een aanname gekoppeld, namelijk dat de situatie voor de ingreep in de impact site gelijk is aan de controle site. Dit hoeft niet het geval te zijn aangezien geen enkele locatie identiek is.
- **Before-After-Control-Impact (BACI) methode:** Een van de meest betrouwbare methoden is de BACI methode. Deze methode vergelijkt namelijk data voorafgaand aan een ingreep met de data erna, in combinatie met een controle behandeling (Figuur 11c). Hierbij wordt de impact bepaald door het verschil tussen voor en na de ingreep in combinatie met de interactie tussen de controle en deze impact, en neemt zo ook variabele processen in de leefomgeving mee.



Figuur 12: Schematische weergave van de relatie tussen tijd en een variabele voor de verschillende onderzoeksmethoden (BA figuur 11a, CI figuur 11b, en BACI figuur 11c). De stippellijn geeft het moment van de bepaalde ingreep weer [Bewerkt uit: Smith, 2002].

3.3 FAUNASLACHTOFFERS

3.3.1 Inleiding

Mobiliteit is voor zowel dier als mens essentieel en waar hun wegen kruisen komen wildaanrijdingen voor. Wildaanrijdingen zijn een van de meest zichtbare effecten van wegen en verkeer op dieren. Jaarlijks vallen er wereldwijd vele faunaslachtoffers. In de Verenigde Staten van Amerika alleen wordt de mortaliteit van vertebraten al geschat op 1 miljoen slachtoffers per dag [Lalo, 1987]. In Nederland wordt de hoeveelheid ongevallen veroorzaakt door grote zoogdieren (grofwild) geschat op minstens 5500 per jaar [Ooms, 2010]. De directe mortaliteit veroorzaakt door zulke aanrijdingen brengt negatieve gevolgen voor populaties met zich mee. Een belangrijk doel van faunavoorzieningen is het verminderen van het aantal faunaslachtoffers. Hieronder wordt verder ingegaan op de gevolgen van wildaanrijdingen voor populaties, de beschikbare mitigerende maatregelen en de effectiviteit van faunavoorzieningen (faunapassages in combinatie met afrasteringen) in het reduceren van het aantal faunaslachtoffers.

3.3.2 Gevolgen van wildaanrijdingen

Wildaanrijdingen kunnen een grote bron van mortaliteit zijn voor sommige dierpapulaties. De sterfte van deze dieren heeft een direct negatief effect op de populatiegrootte en daarmee de vitaliteit van de populatie, vooral bij meer gevoelige soorten zoals beschermde of bedreigde soorten [Romin & Bissonnette, 1996; Trombulak & Frissell, 2000; Gibbs & Shriver, 2002; Hebblewhite *et al.*, 2003; Aresco, 2005; Glista *et al.*, 2008; Dekker & Bekker, 2010]. Zo hebben wereldwijd faunaslachtoffers een groot aandeel ten opzichte van de totale mortaliteit van bijvoorbeeld het Eland (*Alces alces*) in Alaska, de Kerkuil (*Tyto alba*) in Engeland, de Pardel lynx (*Lynx pardinus*) in Spanje, het Witstaarthert (*Odocoileus virginianus*) in New York, de Wolf (*Canis lupus*) in Minnesota [zoals geciteerd in; Glista *et al.*, 2008], de Zwarte beer (*Ursus americanus*) in Canada [Hebblewhite *et al.*, 2003] en de Das (*Meles meles*) in Nederland [Dekker & Bekker, 2010]. Ook voor sommige amfibieën en reptielen kan de wegmortaliteit een negatief effect hebben op populaties, zo kan het leiden tot een afname in populatiegrootte en andere negatieve effecten, zoals veranderingen in seks-ratio [Fahrig *et al.*, 1995; Steen & Gibbs, 2004; Aresco, 2005]. Aanrijdingen met hoefdieren in Europa lijken een geringer aandeel te hebben ten opzichte van hun totale mortaliteit [Groot Bruinderink & Hazebroek, 1996]. Buiten de mortaliteit en bedreiging van diersoorten brengen aanrijdingen met grofwild ook veiligheidsproblemen materiële kosten en met zich mee [zie bijv. Bissonnette *et al.*, 2008]. De jaarlijkse totale kosten van wildaanrijdingen in Nederland zijn lastig te berekenen, een schatting voor de periode van 2005 t/m 2009 kwam uit op minimaal 17 miljoen euro per jaar [Ooms, 2010].

3.3.3 Mitigerende maatregelen

Om deze negatieve effecten op het gebied van mortaliteit, veiligheid en materiaal te beperken, zijn verscheidene mitigerende maatregelen beschikbaar. Over het algemeen kunnen deze maatregelen ingedeeld worden in twee categorieën: maatregelen die het gedrag van automobilisten veranderen en maatregelen die het gedrag van dieren veranderen. Maatregelen voor automobilisten zijn meestal in de vorm van snelheidsbeperkingen, borden en lichten. Een van deze maatregelen is het 'Animal Detection System', een systeem dat registreert wanneer er dieren de weg oversteken, en dit doorgeeft aan de automobilist met behulp van een oplichtend bord [zie bijv. Huijser *et al.*, 2006]. Maatregelen die het gedrag van dieren veranderen zijn veranderingen in de leefomgeving of de installatie van faunavoorzieningen in combinatie met afrasteringen [Forman *et al.*, 2002]. Zulke voorzieningen zijn o.a. fysieke barrières die ervoor zorgen dat dieren de weg niet kunnen betreden. Mens (verkeer) en dier zijn de afgelopen decennia steeds meer fysiek van elkaar gescheiden met behulp van afrasteringen (hekken). Afrasteringen zorgen ervoor dat dieren minder snel de weg op geraken waardoor er naar verwachting ook minder aanrijdingen zullen zijn. Het afrasteren van een weg kan het probleem van mortaliteit oplossen, maar aan de andere kant leidt het plaatsen van hekken tot een versterkt barrière effect, aangezien het onmogelijk wordt voor dieren om de weg over te steken en zich zo te verplaatsen naar leefgebieden aan

de andere kant van de weg [Jaeger & Fahrig 2004]. Voor de Ree (*Capreolus capreolus*) zijn afrasteringen zelfs de belangrijkste barrières voor genetische uitwisseling gebleken [Hepenstrick *et al.*, 2012]. Om dit barrière effect tegen te gaan wordt er sterk aangeraden om afrastering in combinatie met faunapassages aan te leggen. Het plaatsen van enkel afrasteringen wordt alleen aangeraden als een tussenoplossing op wegen met zo een hoge verkeersintensiteit dat het voor dieren onmogelijk is de weg heelhuids over te steken, totdat andere additionele maatregelen (faunapassages) gereed zijn. Afrastering kan beter als een belangrijk onderdeel van een faunapassage gezien worden, welke dieren van de weg af houdt en richting de passage begeleid. Vooral bij wegen met een hoge verkeersintensiteit zoals snelwegen, is de combinatie afrastering en passage ecologisch gezien onvermijdelijk [Jaeger & Fahrig 2004].

3.3.4 Effectiviteit van faunavoorzieningen in het reduceren van faunaslachtoffers

De mortaliteit veroorzaakt door wildaanrijdingen heeft negatieve effecten voor populaties en kan een serieuze bedreiging zijn voor bepaalde soorten (zie §3.3.1). Om deze negatieve effecten op populaties tegen te gaan zijn wereldwijd vele faunavoorzieningen aangelegd. Het mag aangenomen worden dat het verminderen van het aantal faunaslachtoffers ervoor zorgt dat populaties vitaler worden of vitaal blijven, zeker voor soorten waarbij directe mortaliteit door aanrijdingen een serieuze bedreiging is voor de populatie. Maar hoe effectief zijn deze voorzieningen in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers? **Tabel 2** geeft een overzicht van het beschikbare onderzoek omtrent de effectiviteit van verschillende faunavoorzieningen in het reduceren van het aantal faunaslachtoffers op wegen met een hoge verkeersintensiteit (snelwegen). Hieronder wordt verder ingegaan op dit onderzoek.

Locatie, soorten en methode

Van de 16 gevonden studies omtrent de reductie van faunaslachtoffers met behulp van faunavoorzieningen zijn de meeste (9) afkomstig uit de Verenigde Staten van Amerika, gevolgd door studies uit Europa (5) en een studie uit zowel Canada als Brazilië. Het meeste onderzoek richt zich op zoogdieren, in 15 van de 16 studies worden onder andere aanrijdingen met zoogdieren onderzocht. Van deze 15 zoogdierenstudies richten 10 zich grotendeels op hoefdieren. In één studie worden ook wildaanrijdingen met reptielen en amfibieën meegenomen [Dodd *et al.*, 2004], één studie neemt ook reptielen en vogels mee [Bager & Fontoura, 2013] en één studie richt zich enkel op amfibieën en reptielen [Aresco, 2005].

In de meeste studies wordt het effect van afrasteringen in combinatie met een of meerdere faunapassages behandeld (13), waarvan één met passages niet specifiek ontworpen voor fauna [Klar *et al.*, 2009]. Andere studies behandelen of het gebruik van alleen afrasteringen [Lavsund & Sandegren, 1991], alleen passages [Elliott & Stapp, 2007] of een Animal Detection System [Huijser *et al.*, 2006]. Wat betreft de onderzoeksmethode is het merendeel van de studies uitgevoerd volgens de Before-After (BA) methode (9), in drie gevallen is de Before-After-Control-Impact (BACI) methode toegepast, in twee gevallen de Control-Impact (CI) methode en twee studies betreffen een review studie. Er is een grote variatie in monitoringsduur tussen de verschillende studies, van 40 dagen tot 10 jaar. Het aantal faunaslachtoffers voor en na de aanleg wordt niet altijd gespecificeerd in de onderzoeken. Ook ontbreekt de statistische analyse in veel gevallen (**Tabel 2**).

Reductie van het aantal faunaslachtoffers

Er is een grote diversiteit aan bevindingen betreft de reductie van het aantal faunaslachtoffers met behulp van faunavoorzieningen (**Tabel 2**). Van een toename in het aantal faunaslachtoffers van 38% voor vogels [Bager & Fontoura, 2013] tot een afname van 100% voor hoefdieren [Olsson *et al.*, 2008; Parker *et al.*, 2008; Lavsund & Sandegren, 1991]. Het merendeel van de onderzoeken (14/16) laten een afname zien



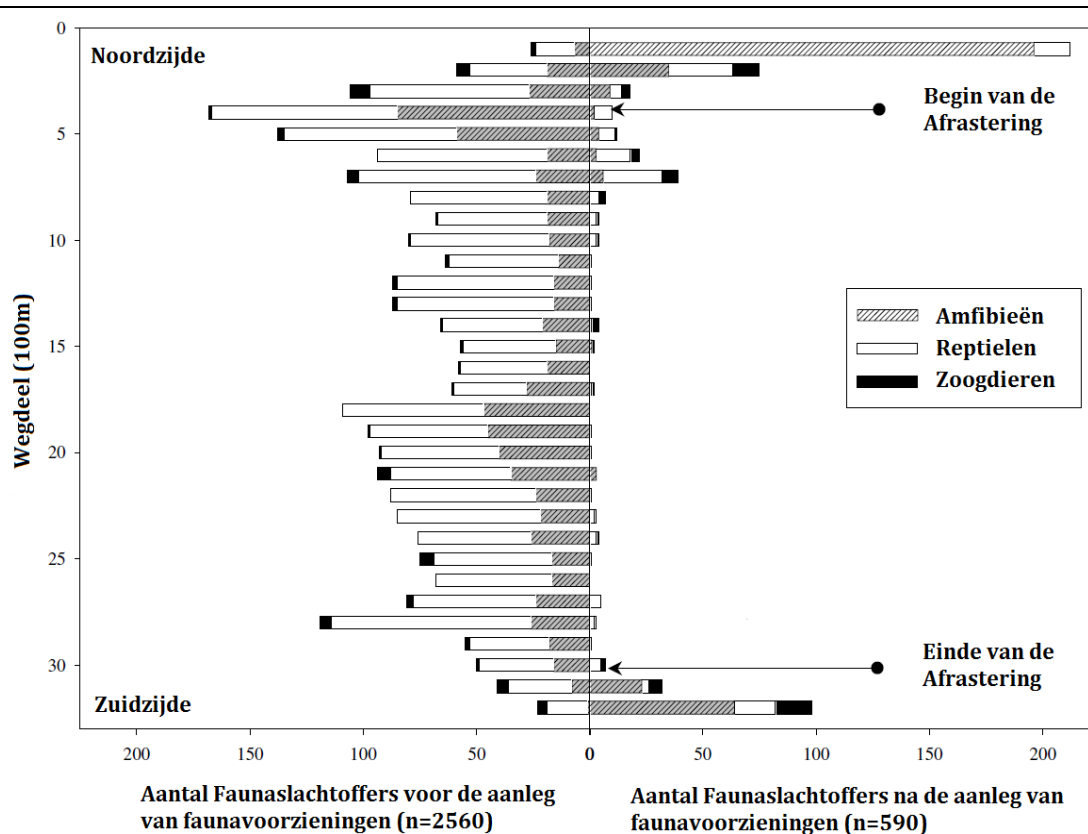
Tabel 2: Overzicht van studies omtrent de reductie van faunaslachtoffers met behulp van faunavoorzieningen.

Studie	Type voorziening(en)	Methode	Soort(groep)en	Locatie	Monitoringstijd		Faunaslachtoffers		Verschil	p
					Pre	Post	Pre	Post		
Elliott & Stapp (2007)	Onderdoorgang	BACI	Zoogdieren	California, VS	3 jaar	10 mnd.	-	-	-	NS
Aresco (2005)	Faunatunnel, Afrastering	BA	Amfibieën, Reptielen	Florida, VS	40 dagen	40 dagen	11.9/km/dag	0.21/km/dag	-98%	0.001
Clevenger <i>et al.</i> (2001)	Onderdoorgangen (22), Ecoducten (2), Afrastering	BA	Hoefdieren Carnivoren	Alberta, Canada	2 jaar	2 jaar	-	-	-80% -16%	<0.001 NS
Dodd <i>et al.</i> (2004)	Faunatunnel, Afrastering	BA	Zoogdieren, Amfibieën en Reptielen	Florida, VS	1 jaar	1 jaar	2411	158	-65% -93,5%*	-
Olsson <i>et al.</i> (2008)	Ecoduct, Afrastering	BA	Ree Eland	Zweden	31 mnd.	31 mnd.	- -	- -	-70% -100%	- -
Braden <i>et al.</i> (2008)	Onderdoorgangen (2), Afrastering	BA	Witstaarthert	Florida, VS	4 jaar	1 jaar	16.6/jaar	1.0/jaar	-94%	-
Dodd <i>et al.</i> (2007)	onderdoorgangen (4), bruggen, Afrastering	BA	Wapiti	Arizona, VS	1/2 jaar	2 jaar	82/jaar	10,8/jaar	-87%	<0.05
Parker <i>et al.</i> (2008)	Onderdoorgangen (2), afrasteringen	BA	Witstaarthert, key deer	Florida, VS	5 jaar	3 jaar	11-16/jaar	0-3/jaar	-73-100%	-
Klar <i>et al.</i> (2009)	Niet diervriendelijke passages (7), afrasteringen (regulier en specifiek voor wilde kat)	CI	Wilde kat	Duitsland	27 mnd.		Regulier: 0.41/km/jaar Specifiek: 0.07/km/jaar		-83%	NS
Huijser <i>et al.</i> (2006)	Animal Detection System, Afrastering	Review	Hoefdieren	Zwitserland, 7 locaties	3-11 jaar	5-10 jaar	0.73-3.25/jaar	0-1.2 /jaar	-82%	0.008
Lehnert & Bissonette (1997)	Crosswalk systems (9), Afrastering	BACI	Hert	Utah, VS	36 mnd.	15 mnd.	36-46	57-80	-37-42%	NS
McCollister & van Manen (2010)	Onderdoorgangen (3), Afrastering	CI	witstaarthert	North Carolina, VS	29 mnd.	13 mnd.	-	-	-58%	-
Dodd <i>et al.</i> (2012)	Onderdoorgangen (11), Bruggen (6), Afrastering	BA	Edelhert	Arizona, VS	2001-2008		7.4/km/jaar	1.9/km/jaar	-74%	<0.001
Lavsund & Sandegren (1991)	afrasteringen	Review	Eland	Zweden	-	-	-	-	-80-100%	-
Dekker & Bekker (2010)	Vele tunnels en afrastering	BA	Das	Nederland	1990-2007		-	-	-	<0.04
Bager & Fontoura (2013)	Onderdoorgangen (19), afrastering	BACI	Zoogdieren Reptielen Vogels	Brazilië	33 mnd.	38 mnd.	0.15/km/dag	0.10/km/dag	-50% -37% +38%	<0.001
(-)	Niet gespecificeerd									
(NS)	Niet significant									
(*)	Exclusief boomkijkers									



in het aantal faunaslachtoffers, al is dit echter maar in 6 van de gevallen statistisch aangetoond. Zo onderzochten Dodd *et al.* (2004) de effectiviteit van een barrière muur in combinatie met een grote faunatunnel en vonden een reductie van het aantal faunaslachtoffers van 65% voor zoogdieren, amfibieën en reptielen. Deze reductie was zelfs 93,5% wanneer boomkikkers (welke waarschijnlijk in staat waren de barrière te passeren) niet meegenomen werden in de analyse (zie ook **Figuur 13**). Hiernaast vond Aresco (2005) een reductie van 98% voor amfibieën en reptielen bij het gebruik van faunapassages in combinatie met afrasteringen. Ook het Animal Detection System lijkt effectief (82% reductie) in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers onder hoefdieren [Huijser *et al.*, 2006].

De effectiviteit van faunavoorzieningen lijkt soortafhankelijk. Bager & Fontoura (2013) vonden grote verschillen tussen soortgroepen, met een reductie van 50% voor zoogdieren, een reductie van 37% voor reptielen en een toename in het aantal faunaslachtoffers van 38% voor vogels. Faunavoorzieningen lijken vooral effectief te zijn voor hoefdieren, zo vonden Clevenger *et al.*, 2001 een significante reductie in het aantal faunaslachtoffers van 80% voor hoefdieren, maar geen significante verschillen voor carnivoren. Het onderzoek van Dodd *et al.* (2007,2012) laat een overeenkomstig beeld zien, zij vonden ook een reductie voor hoefdieren van respectievelijk 87% voor de Wapiti en 74% voor het Edelhert.



Figuur 13: Aantal faunaslachtoffers (exclusief boomkikkers) per wegdeel van 100 meter op de US Highway 411 in Florida voor (links) en na (rechts) de aanleg van faunavoorzieningen. Pijlen geven het begin en einde van de afrastering aan [Uit: Dodd *et al.*, 2004].

Het onderzoek van Elliott & Stapp (2007) benadrukt het belang van afrasteringen. Zij vonden geen significante verschillen tussen faunaslachtoffers voor en na het installeren van enkel een faunapassage (zonder afrasteringen), terwijl ander onderzoek waarbij wel gebruik gemaakt is van faunapassages in combinatie met afrasteringen wel een significante reducties laten zien. Dit benadrukt het feit dat faunapassages ingezet dienen te worden in combinatie met afrasteringen om effectief te zijn. De

effectiviteit van afrasteringen in het weerhouden van dieren op de weg is soortafhankelijk. Klar *et al.* (2009) vond dat reguliere afrasteringen niet erg effectief zijn voor de wilde kat in vergelijking tot afrastering speciaal ontworpen voor deze soort. Hiernaast kan bij het gebruik van (faunapassages in combinatie met) afrasteringen een zogenaamd ‘randeffect’ optreden. Dit randeffect is een toename van het aantal faunaslachtoffers aan het begin en het einde van de afrastering [Clevenger *et al.*, 2001; Dodd *et al.*, 2004; Dodd *et al.*, 2012]. **Figuur 13** laat zien dat het aantal faunaslachtoffers toeneemt op plaatsen waar de afrastering ophoudt (wegdeel 1, 2, 3, 31 en 32) na het plaatsen van faunavoorzieningen in vergelijking met de situatie zonder hek (voor) [Dodd *et al.*, 2004]. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de afrastering de dieren naar het einde van het hek geleid en ze daar over proberen te steken, wat resulteert in meer aanrijdingen. Om tot een optimaal resultaat te komen is het dus van groot belang om bij het installeren van faunavoorzieningen deze aan te passen aan de doelsoorten in de regio en rekening te houden met dit randeffect. Wanneer namelijk geen rekening wordt gehouden met het randeffect kan het zo zijn dat het probleem (aanrijdingen met wild) zich verplaatst naar een ander gebied waar geen maatregelen getroffen zijn.

Er is een groot verschil in onderzoeksopzet tussen de verschillende onderzoeken. Opvallend is dat studies opgezet volgens de BA methode een veel positiever beeld laten zien in vergelijking met BACI studies. BA studies laten een reductie van minimaal 65% zien [Dodd *et al.*, 2004] terwijl het beschikbare BACI onderzoek geen [Elliott & Stapp, 2007; Lehnert & Bissonette, 1997] tot maximaal 50% reductie laat zien [Bager & Fontoura, 2013]. Dit benadrukt het belang van een goede onderzoeksopzet. Er is behoefte aan meer goed opgezet, BACI onderzoek, om de effectiviteit van faunavoorzieningen in het reduceren van faunaslachtoffers verder te bewijzen [Bager & Fontoura, 2013].

Er mag worden aangenomen dat wanneer de directe mortaliteit van soorten afneemt door het reduceren van het aantal faunaslachtoffers, de vitaliteit van de populatie ook toeneemt, zeker wanneer deze mortaliteit een groot aandeel heeft in de totale populatiesterfte. Veel onderzoek naar de reductie van faunaslachtoffers is gericht op hoefdieren en dit laat zien dat faunavoorzieningen effectief zijn in het reduceren van de mortaliteit van hoefdieren. Maar wildaanrijdingen met hoefdieren lijkt in Europa een gering effect te hebben op de populatievitaliteit. Daarbij komt dat veel hoefdierpopulaties gereguleerd worden met het geweer en niet door natuurlijke predatie. Het reduceren van het aantal faunaslachtoffers voor hoefdieren lijkt dus niet direct bij te dragen aan het duurzaam voortbestaan van deze populaties. Wel kan door het reduceren van aanrijdingen met hoefdieren de verkeersveiligheid worden verbeterd, door aanrijdingen met groter wild te voorkomen. Voor amfibieën en reptielen in de buurt van wetlands kan weggebonden sterfte wel leiden tot een verlies in populatievitaliteit [Aresco, 2005] net als voor de das [Vink *et al.*, 2008; Dekker & Bekker, 2010]. Wanneer het aantal faunaslachtoffers gereduceerd wordt door middel van het aanleggen van faunavoorzieningen, mag worden aangenomen dat deze negatieve effecten gemitigeerd worden en zo bijdraagt aan het duurzaam voortbestaan van deze populaties.

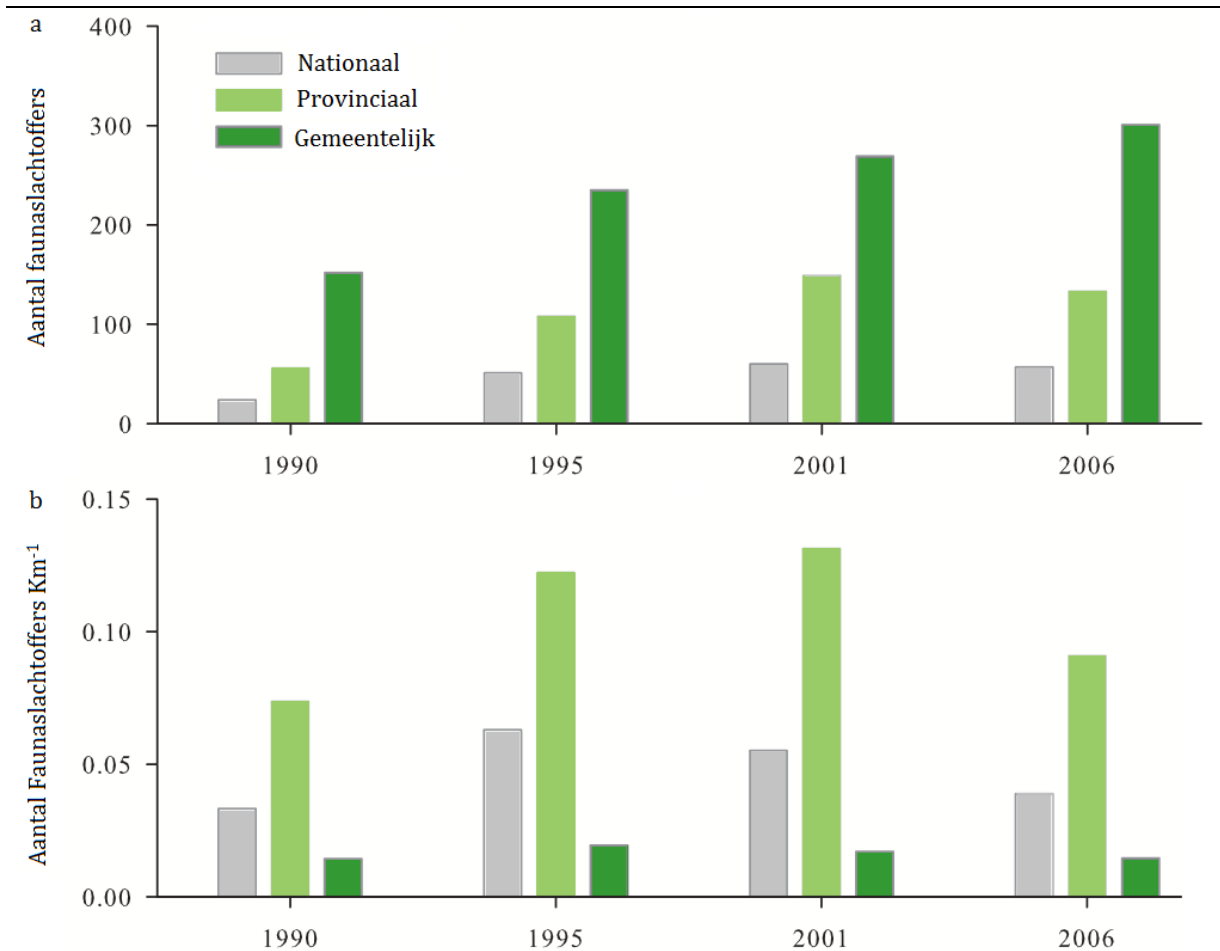
Dit samenvattend lijken faunavoorzieningen effectief in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers, al zijn de effecten soort specifiek en is er meer goed opgezet (BACI) onderzoek nodig om dit kwantitatief en in samenhang met andere maatregelen te bewijzen. Vooral voor soorten die onder druk staan door wildaanrijdingen kan het reduceren van het aantal faunaslachtoffers direct bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Hiernaast is het erg belangrijk afrasteringen en passages in te richten naar de betreffende doelsoorten in de bepaalde regio en rekening te houden met het ‘randeffect’ om tot een optimaal resultaat te komen.

3.3.5 Aanrijdingen per type weg

De hoeveelheid aanrijdingen in Nederland verschilt per type weg. Zo is in de provincie Utrecht het aantal aanrijdingen met reeën op provinciale en gemeentelijke wegen vele malen hoger dan op nationale wegen (rijkswegen). Zo vonden 55% van de aanrijdingen op gemeentelijke wegen plaats, 41% op provinciale



wegen en slechts 4% op nationale wegen [Schoon, 2011]. Op de Veluwe lijkt het aantal aanrijdingen met hoefdieren op nationale wegen ook lager in vergelijking met provinciale en gemeentelijke wegen [G.J. Spek, persoonlijke communicatie]. Onderzoek van Dekker & Bekker (2010) laat zien dat dit ook het geval is voor de das in Nederland. Het absolute aantal faunaslachtoffers is groter op gemeentelijke wegen gevolgd door provinciale en nationale wegen (**Figuur 14a**). Wanneer echter naar het relatieve aantal faunaslachtoffers (aantal slachtoffers per de totale lengte weg binnen het bereik van de das) wordt gekeken vallen meer slachtoffers te vallen op provinciale en nationale wegen (**Figuur 14b**). Het verschil tussen de absolute en relatieve aantallen slachtoffers op gemeentelijke wegen komt omdat gemeentelijke wegen het grootste deel van het gehele wegennet bestrijken. De verschillen tussen het aantal aanrijdingen op nationale en provinciale wegen worden waarschijnlijk veroorzaakt doordat de toegankelijkheid van provinciale wegen groter is. Nationale wegen hebben namelijk een brede obstakelvrije zone, zijn vaker afgerasterd en zorgen voor meer verstoring in vergelijking met provinciale wegen. De auteurs wijzen dan ook op de uitdaging die er nog ligt betreft het verminderen van faunaslachtoffers op het uitgestrekte provinciale wegennetwerk [Dekker & Bekker, 2010]. Hiernaast is het aannemelijk dat wanneer het probleem van aanrijdingen op nationale wegen is opgelost, dit zich verplaatst naar andere wegen zoals provinciale en gemeentelijke wegen, zeker wanneer bepaalde populaties in grootte toenemen.



Figuur 14: Het aantal absolute (a) en relatieve (b) aanrijdingen met dassen in Nederland per type weg, nationale wegen (grijs), provinciale wegen (lichtgroen) en gemeentelijke wegen (donkergroen) [Dekker & Bekker, 2010].

3.4 POPULATIEGROEI EN KOLONISATIE

De negatieve effecten van wegen en verkeer kunnen er toe leiden dat populaties minder vitaal worden en afnemen in aantallen (zie §2.3.4). Met behulp van faunavoorzieningen kan het aantal faunaslachtoffers afnemen en de infrastructuur permeabeler worden fauna. Het mitigeren van de negatieve ecologische effecten met behulp van faunavoorzieningen kan er toe leiden dat populaties in grootte toe nemen en leeggebieden ge(her)koloniseerd worden. Zoals aan het begin van dit hoofdstuk is gesteld zijn faunavoorzieningen effectief wanneer populaties groter zijn geworden na de aanleg van faunavoorzieningen in vergelijking met de situatie hiervoor (zonder faunavoorzieningen). Dit aangezien populatiegroei laat zien dat er op zijn minst aan sommige van de 6 criteria van Forman *et al.* (2002) wordt voldaan op het niveau van de populatie. Aan populatiegroei kan namelijk de logische verwachting worden gekoppeld dat aan de biologische behoeften van de populatie wordt voldaan, gebieden gekoloniseerd worden en metapopulatie processen van de populatie verbeterd zijn. Wanneer populaties groeien en gebieden gekoloniseerd worden door de aanwezigheid van faunavoorzieningen dragen deze bij aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Hieronder worden 2 case studies (de das in Nederland, Eindegooi en het klimbuideldier in Australië) besproken die aanwijzingen bevatten dat faunavoorzieningen effectief kunnen zijn in het in stand houden van de populatiegrootte.

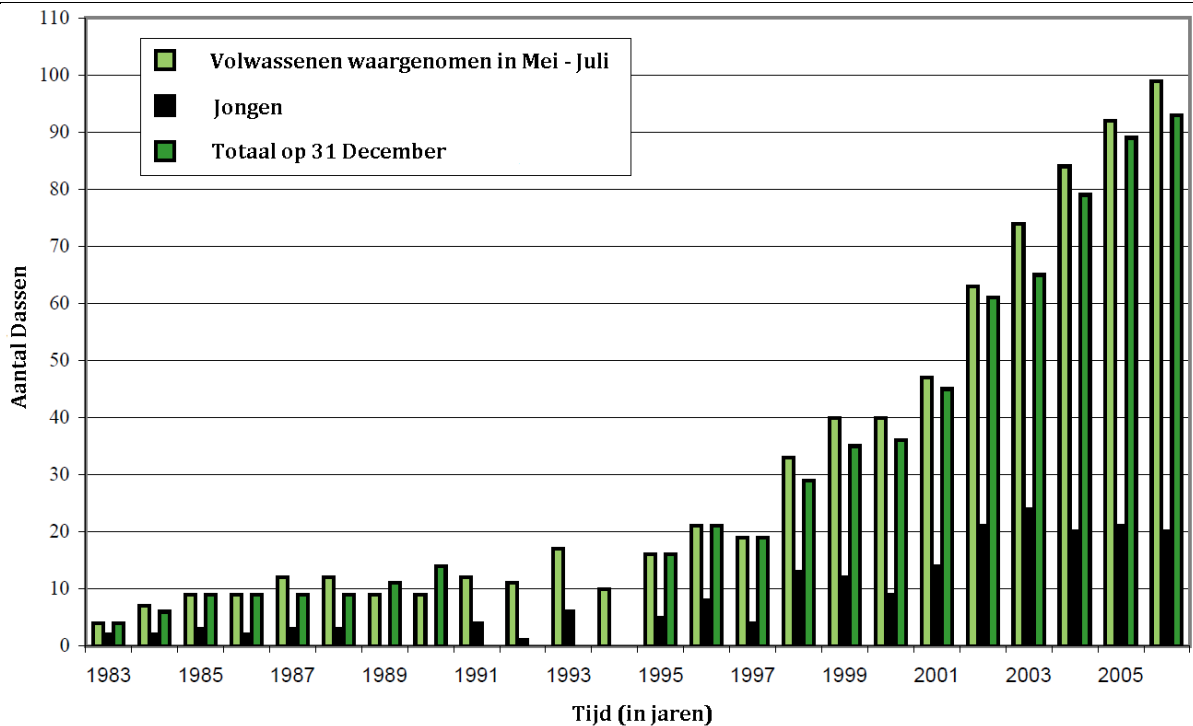
3.4.1 De das in Nederland (Eindegooi)

De Nederlandse dassenpopulatie (*Meles meles*) is naar verspreiding en aantallen goed vastgelegd in de afgelopen decennia. De dassenpopulatie werd rond 1900 geschat op 12000 individuen [Zoogdiervereniging, 2013]. In de jaren hierna is dit aantal sterk afgenomen met 473 burchten in 1960 en 331 burchten in 1980 [van der Zee *et al.*, 1992]. Mogelijke oorzaken van deze afname zijn jagen, verstoring en vernietiging van burchten, habitatverlies, vervuiling, isolatie, verminderde migratie en de toename van de verkeersintensiteit [van Wijngaarden & van de Peppel, 1964; Wiertz & Vink, 1986; van Apeldoorn *et al.*, 1995, zoals geciteerd in Dekker & Bekker 2010]. De populatieafname in de periode vanaf 1960 leek sterk gerelateerd te zijn aan de groei van het infrastructurele netwerk, het intensievere gebruik hiervan en de verandering of verwijdering van kleine landschapselementen [van der Zee *et al.*, 1992]. Om de das destijds in Nederland te beschermen is in 1984 beschermingsbeleid voor de das ingesteld. De maatregelen binnen dit beleid richtten zich op habitatverbetering, ontsnippering, herintroductie, het tegemoetkomen van boeren bij schade aan gewassen en cursussen voor boeren en landeigenaren [Beheersoverleg Dassen, 1983; Sneep, 1986, zoals geciteerd in Dekker & Bekker 2010]. Als belangrijk onderdeel van dit beleid zijn er vele faunavoorzieningen voor dassen gerealiseerd, zoals dassenrasters en dassentunnels. Sinds de jaren 90 zijn zulke ontsnipperende maatregelen geïntegreerd in alle nationale infrastructurele projecten [LNV, 1990]. Dit beleid heeft de basis gevormd voor de hierop volgende ontsnipperingsprogramma's zoals het huidige Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) [VenW *et al.*, 2004]. Momenteel, na de aanleg van vele kilometers dassenraster en vele honderden faunapassages is de dassenpopulatie gegroeid tot een geschat aantal van 5000 [Zoogdiervereniging, 2013]

Vink *et al.*, (2008) analyseerde 24 jaar aan data van het aantal dassen en burchten van een lokale dassenpopulatie in Eindegooi tussen Utrecht en Noord-Holland. In Eindegooi zijn tussen 1988 en 1995 faunatunnels en afrasteringen geplaatst, net als andere maatregelen zoals o.a. verbetering van de habitatkwaliteit. Dit onderzoek laat zien dat de dassenpopulatie in de periode van 1983 tot 2006 sterk is gegroeid (**Figuur 15**). Ook is het de individuele kans van aanrijding min of meer gelijk gebleven, ondanks een sterke toename van de verkeersintensiteit in de regio. De onderzoekers concluderen dat het lijkt dat faunavoorzieningen een positieve bijdrage hebben geleverd aan de groei van de dassenpopulatie in Eindegooi en de relatieve vermindering van het aantal faunaslachtoffers [zie ook Dekker & Bekker, 2010, **Figuur 14**]. De auteurs benadrukken echter wel dat het moeilijk causaal te bewijzen valt dat de populatiegroei veroorzaakt is enkel door de aanleg van faunavoorzieningen, aangezien er ook vele andere maatregelen zijn getroffen om de Das te beschermen zoals: burchtbescherming, verbetering van de voedselsituatie, het aanleggen van verbindende beplantingsstroken en het uitzetten van dassen. Deze



verschillende maatregelen hebben elkaar waarschijnlijk versterkt, wat heeft geleid tot het vitaler worden van de dassenpopulatie in Eindhoven. Het is hierdoor moeilijk een causaal verband aan te tonen tussen een specifieke maatregel en het effect hiervan op de toename van het aantal dassen. Voor de groei van de dassenpopulatie in heel Nederland mag het zelfde worden verwacht aangezien zulke maatregelen door het hele land zijn toegepast.

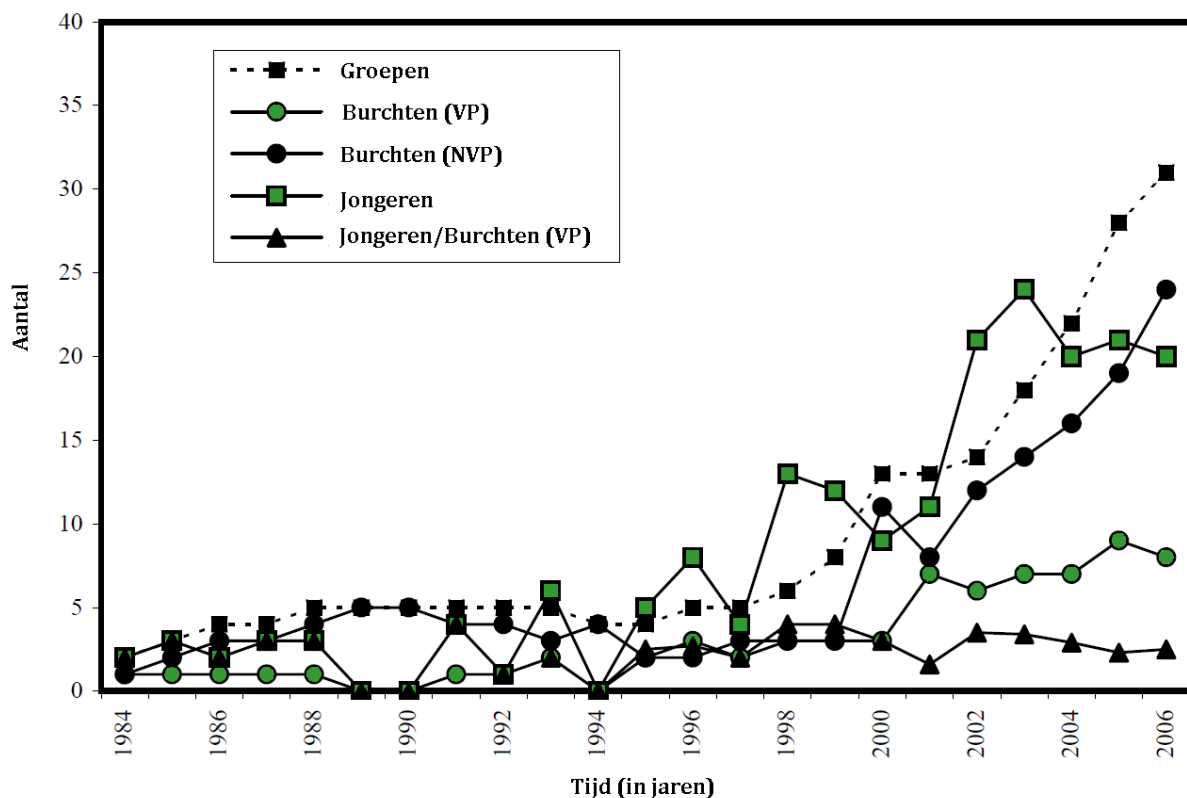


Figuur 15: Aantal waargenomen volwassen (lichtgroen) en jongeren (zwart) Dassen (*Meles meles*) in de periode van 1984 tot 2007 en de geschatte overlevende individuen aan het eind van het jaar (donkergroen) in Eindhoven, Nederland [Uit: Vink *et al.*, 2008].

Naast populatiegroei en een relatieve afname van het aantal faunaslachtoffers vonden Vink *et al.*, (2008) ook een toename in de verspreiding van de das in het studiegebied. Het aantal burchten (voortplantend en niet voortplantend), groepen dassen en jongeren is de loop der tijd sterk toegenomen in en rond Eindhoven (Figuur 16). Het begon met een uitbreiding naar het noorden bij Loosdrecht. Gevolgd door kolonisatie aan de oostkant van de A27 en richting het zuidoosten van Eindhoven tussen 1986 en 1995. Hierna hebben de dassen zich verder verspreid in de gebieden in het oosten van de A27. Vanaf 2001 heeft de das zich verspreid richting het noorden (richting Hilversum), het oosten (richting Soest en Baarn), het zuiden (Richting Utrecht en Zeist) en veengebieden in het westen. De faunavoorzieningen hebben ervoor gezorgd dat dassen de nationale en regionale wegen veilig konden doorkruisen en konden verspreiden in het onderzoeksgebied. Wat heeft geleid tot een snelle kolonisatie van het geschikte leefgebied in de regio [van Apeldoorn *et al.*, 2006; Vink *et al.*, 2008].

Dit onderzoek laat zien dat faunavoorzieningen een bijdrage lijken te kunnen leveren aan de vitaliteit van populaties op het gebied van faunaslachtoffers, populatiegrootte en kolonisatie. Ook al is dit verband niet causaal vast te stellen en het effect van de voorzieningen niet gekwantificeerd, laat dit onderzoek zien dat wanneer men meerdere beschermende maatregelen tegelijk toepast, de populatie er op langere termijn beter van kan worden. Hiernaast laat dit onderzoek zien hoe belangrijk lange termijngegevens van populatiemonitoring kunnen zijn voor ecologisch onderzoek.

Zoals eerder besproken (zie §2.4) is het aanleggen van faunavoorzieningen maar een onderdeel van de vele maatregelen binnen het EHS beleid. Dit beleid bevat meerdere maatregelen als alleen het verbinden van leefgebieden en het opheffen van barrières veroorzaakt door de infrastructuur met behulp van faunavoorzieningen. Het EHS beleid is namelijk ook gericht op het verbeteren van de kwaliteit van leefgebieden, het vergroten van leefgebieden en het verdichten van het netwerk van leefgebieden. Deze maatregelen komen enigszins overheen met de maatregelen die voor de das zijn genomen aangezien burchtbescherming, verbetering van de voedselsituatie, het aanleggen van verbindende beplantingsstroken en het uitzetten van dassen ook maatregelen zijn die zorgen voor een verbetering van de kwantiteit, kwaliteit en connectiviteit van leefgebieden. Het is te verwachten dat zulke verschillende maatregelen van het EHS beleid elkaar ook versterken, net als in het geval van de das in Eindegooi is geconstateerd.



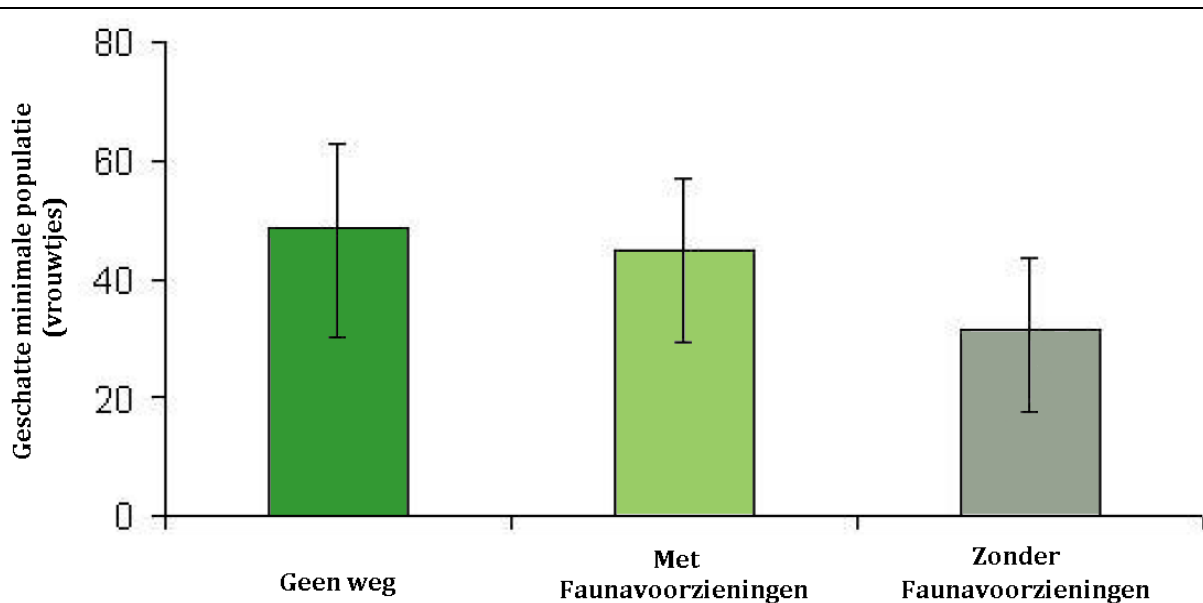
Figuur 16: Het aantal groepen, burchten met voortplanting (VP) en zonder voortplanting (NVP), jongeren en jongeren per voortplantende burcht (index voor de reproductie) in Eindegooi, Nederland [Uit: Vink *et al.*, 2008].

3.4.2 Het klimbuideldier in Australië

Een ander onderzoek dat populatiegrootte en faunavoorzieningen aan elkaar koppelt is de modelstudie naar het bedreigde klimbuideldier (*Burrmys parvus*) in Australië [van der Ree *et al.*, 2009]. Volgens de onderzoekers is dit de eerste studie waarbij een populatiemodel gebruikt is om de effecten van faunavoorzieningen op de vitaliteit van populaties (in termen van populatiegrootte) te analyseren. Voor deze studie gebruikten de onderzoekers populatie parameters verkregen uit lange termijn monitoring (20 jaar) van een populatie klimbuideldieren die in een leefomgeving met weg leven (voor de aanleg van de weg en na de aanleg van de weg) en een populatie die in een leefomgeving zonder weg leven.

De resultaten van deze populatie studie laten zien dat faunavoorzieningen succesvol lijken in het mitigeren van de negatieve effecten van wegen en verkeer op de bedreigde *B. parvis* populatie (Figuur 17). Er is een groot verschil tussen de natuurlijke situatie (geen weg) en de situatie met een weg (zonder

faunavoorzieningen). Maar er is maar een klein verschil (15%) tussen de natuurlijke situatie en de situatie met een weg en faunavoorzieningen. Deze uitkomst komt overeen met de bevindingen van Mansergh & Scotts (1989) die eerder concludeerde dat de tunnels en de barrièremuur effectief leken in het herstellen van de geslachtverhoudingen en de overlevingskans van *B. parvus*. Een groot verschil tussen deze modelstudie en de studie van Mansergh & Scotts (1989) is dat deze studie de mitigerende werking ook kwantificeert in termen van de populatiegrootte. Modelstudies zoals deze lijken bruikbaar voor het kwantificeren van de bijdrage van faunavoorzieningen in het duurzaam voortbestaan van populaties. Wel geven de auteurs aan dat voor het uitvoeren van een betrouwbare modelstudie lange termijn gegevens van populatievariabelen nodig zijn.



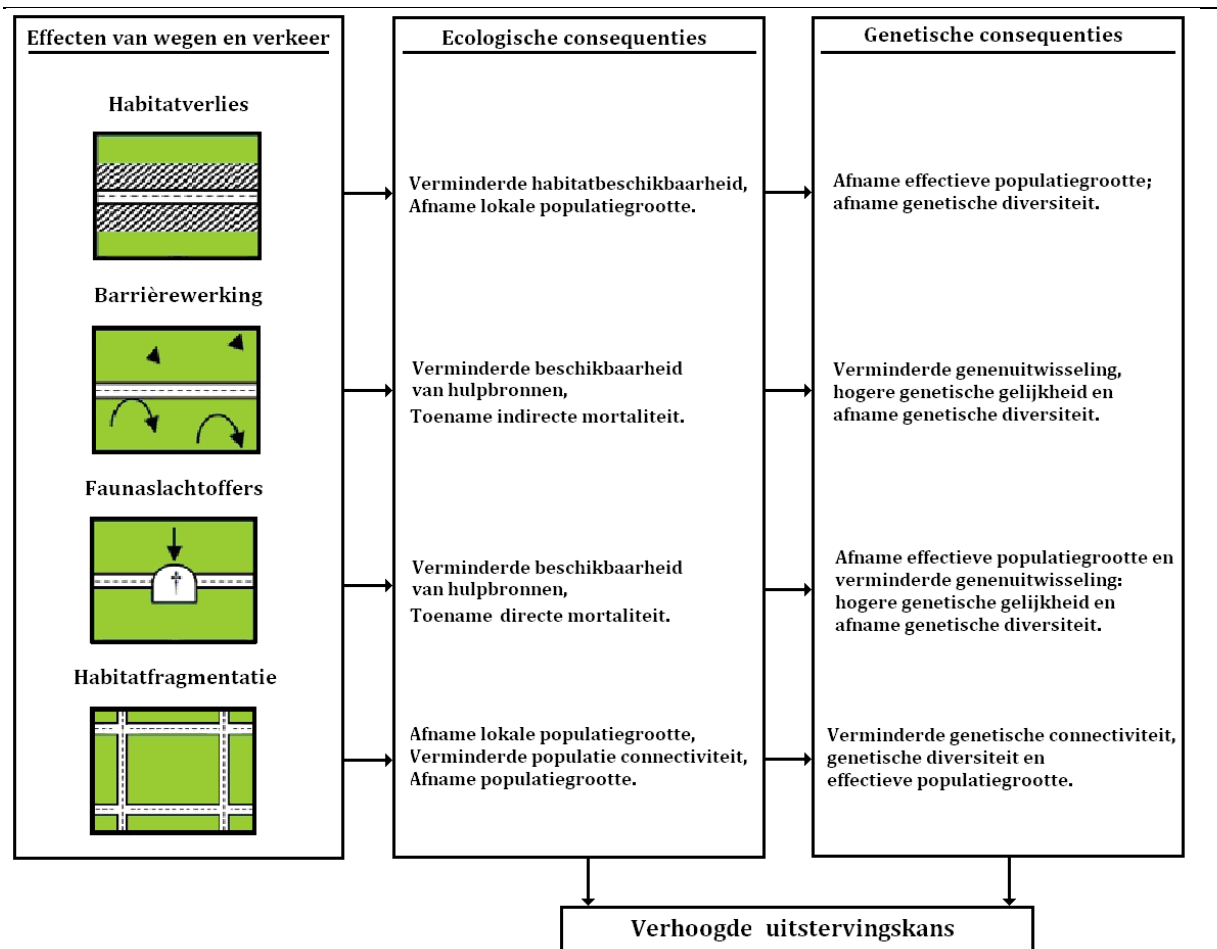
Figuur 17: Geschatte minimale populatiegrootte van vrouwelijke *Burramys parvis* in Mount Higginbotham, Australië, 20 jaar na de constructie van tunnels en afrasteringen. Foutbalken geven het 95% betrouwbaarheidsinterval van de onzekerheden in parameterschattingen van het model aan [uit: van der Ree *et al.*, 2009]

Deze studies geven een indicatie dat faunavoorzieningen kunnen bijdragen aan het herstel van populaties. Naast deze twee voorbeelden is er echter geen onderzoek gevonden betreft de effecten van faunavoorzieningen op de populatiegrootte en kolonisatie. Aangezien de populatiegrootte een van de meest directe meetpunten is voor de vitaliteit van populaties, wordt aangeraden om meer onderzoek uit te voeren dat populatiegrootte koppelt aan faunavoorzieningen. Dit kan namelijk meer inzicht verschaffen in de bijdrage van faunavoorzieningen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Kolonisatievoorbeelden door de aanleg van faunavoorzieningen zijn zeer zeldzaam in de literatuur, waarschijnlijk vinden kolonisatiewaarnemingen in het veld zelden hun weg naar de literatuur. Toch lijken faunavoorzieningen in zekere mate bij te dragen aan (her)kolonisatie. Uit de enquêteresultaten komt namelijk naar voren dat volgens 50% van de natuurbeheerders kolonisatieprocessen plaatsvinden door de aanwezigheid van faunavoorzieningen (zie verder §4.2.5).

3.5 DE GENETISCHE SAMENSTELLING VAN POPULATIES

3.5.1 Inleiding

De effecten van wegen en verkeer (zoals habitatverlies, barrièrewerking, faunaslachtoffers en habitatfragmentatie) hebben ecologische consequenties voor populaties welke op hun beurt invloed kunnen uitoefenen op de genetische samenstelling van populaties. Deze paragraaf gaat in op deze effecten van wegen en verkeer op de genetische samenstelling van dierpopulaties en hoe effectief faunavoorzieningen zijn in het mitigeren van deze negatieve genetische effecten op (deel)populaties. Allereerst worden de theoretische verwachtingen van de effecten van wegen en verkeer op de genetische samenstelling van populaties behandeld, gevolgd door empirisch bewijs voor deze effecten. Hierna wordt ingegaan op de effectiviteit van faunavoorzieningen in het mitigeren van deze negatieve genetische effecten.



Figuur 18: Overzicht van de effecten van wegen en verkeer (links) en hun ecologische (midden) en genetische (rechts) consequenties [Gebaseerd op: Balkenhol & Waits, 2009; Fahrig, 2002 en Jaeger, 2004].

3.5.2 Theoretische verwachtingen

Zoals uit hoofdstuk 2 naar voren is gekomen zijn er verschillende effecten van wegen en verkeer voor populaties te onderscheiden. Zo leiden ze tot habitatverlies, vallen er faunaslachtoffers, vormen ze een barrière voor dieren en leidt het infrastructurele netwerk tot habitatfragmentatie. Deze effecten brengen diverse ecologische en genetische consequenties met zich mee (**Figuur 18**). Zo leiden wegen en verkeer tot een verminderde beschikbaarheid van habitat en hulpbronnen, een afname van de (lokale) populatiegrootte en een toename van de directe en indirecte mortaliteit van populaties. Deze ecologische

consequenties kunnen leiden tot een verhoogde uitstervingskans van populaties (zie ook **Figuur 5** en **6**). Op genetisch niveau kan dit leiden tot een hogere genetische gelijkheid, een afname van de genetische diversiteit en verminderde genenuitwisseling (genetische connectiviteit). De combinatie van deze effecten op de genetische samenstelling van populaties kunnen ook leiden tot een verhoogde inteelt- en uitstervingskans [Balkenhol & Waits, 2009]. Hieronder worden de mechanismen achter deze genetische effecten verder uitgelicht [Balkenhol & Waits, 2009; Holderegger & Di Giulio, 2010]:

- *Toename van de genetische gelijkheid*: Het genetische effect dat vaak als eerste optreedt, is een toename van de genetische gelijkheid. Deze genetische gelijkheid ofwel de verdeling van de genetische variabiliteit van een populatie neemt vaak toe in kleinere meer geïsoleerde populaties. Dit omdat de uitwisseling van genen vooral binnen de lokale populatie plaatsvindt en de input van genen van externe populaties verminderd door een afname in genetische connectiviteit [Lowe *et al.*, 2004; Keyghobadi, 2007; zoals geciteerd in Balkenhol & Waits, 2009].
- *Afname van de genetische diversiteit*: Genetische drift, de willekeurige verspreiding van genen (allelen) binnen een populatie, kan ertoe leiden dat bepaalde genen verdwijnen uit een populatie. Vooral in kleine, geïsoleerde populaties is de kans groter dat genen verdwijnen door genetische drift. Dit is vooral het geval voor zeldzame genen in lokale genenpools. Een afname van de populatiegrootte veroorzaakt door de aanwezigheid van wegen en verkeer kan er zo op lange termijn voor zorgen dat de genetische diversiteit van een populatie afneemt. Een verlies van de genetische diversiteit van een populatie kan leiden tot een verlies van vitale genen. Een verlies van vitale genen kan doorwerken op de vitaliteit van een populatie [Amos & Balmford, 2001 zoals geciteerd in; Holderegger & Di Giulio, 2010].
- *Vergrote inteeltkans*: Individuen in kleine populaties zijn vaak genetisch meer verwant in vergelijking met grotere populaties, ofwel ze zijn genetisch geïsoleerd. Hierdoor is de kans groter dat in kleinere populaties inteelt optreedt. Inteelt zorgt ervoor dat de hoeveelheid homozygote loci toeneemt (ook wel autozygotie genoemd). Hierdoor is de kans ook groter dat de expressie van schadelijke en ongewenste recessieve allelen toeneemt (welke in heterozygote staat geen expressie zouden kennen). De expressie van deze schadelijke allelen kan tot een inteeltdepressie lijden, wat de gezondheid van individuen en de populatie kan verminderen [Keller & Waller, 2002; Armbruster & Reed, 2005].

Op basis van deze theoretische benadering mag verwacht worden dat wegen en verkeer een negatief effect kunnen hebben op de genetische samenstelling van populaties. De mate waarin deze effecten optreden is sterk afhankelijk van verscheidene factoren zoals kenmerken van de weg, de soort, het betreffende leefgebied en landschap-specifieke kenmerken [Balkenhol & Waits, 2009]. Ook treden zulke effecten niet direct op. Het duurt een aantal generaties (voortplanting) voordat zulke effecten optreden. Aangezien de meeste wegen pas in de laatste 50 jaar geconstrueerd zijn, worden vooral zwakke genetische effecten verwacht, zeker voor langlevende diersoorten [Holderegger & Di Giulio, 2010]. Om te onderzoeken wat het effect van wegen en verkeer is op de genetische samenstelling van populaties is er de afgelopen 20 jaar steeds meer onderzoek verricht naar zulke soort specifieke genetische effecten. Hieronder wordt dit onderzoek verder uitgelicht.

3.5.3 Empirisch bewijs

Bij het analyseren van de genetische effecten van wegen en verkeer wordt onderscheid gemaakt tussen genetische diversiteit (ofwel wel genetische variatie binnen een populatie) en genetische differentiatie. De genetische diversiteit betreft de diversiteit binnen een (deel)populatie. Een afname van de lokale populatiegrootte en genetische drift zijn de belangrijkste ecologische processen die effect hebben op de genetische diversiteit. Genetische differentiatie of genetische afstand is het verschil in genetische variatie tussen deelpopulaties binnen een metapopulatie. Bijvoorbeeld het verschil tussen de genetische samenstelling van een deelpopulatie aan de ene kant van de weg in vergelijking met een deelpopulatie aan de andere kant. Een verminderde genenuitwisseling tussen populaties (genetische connectiviteit) veroorzaakt door de barrièrewerking van wegen heeft effect op de genetische differentiatie van



populaties. Hieronder wordt het empirisch bewijs voor de effecten van wegen en verkeer op de genetische diversiteit en genetische differentiatie uiteengezet.

Effect op de genetische diversiteit

Holderegger & Di Giulio (2010) beoordeelden alle beschikbare literatuur betreft effecten van wegen en verkeer op de genetische samenstelling van populaties op het gebied van genetische diversiteit en genetische differentiatie. De onderzoekers vonden 19 studies die verslag deden van soort specifieke effecten op het gebied van genetische diversiteit. Van de 19 studies toonden 14 (74%) een negatief effect aan van wegen en verkeer op de genetische diversiteit van de specifieke populaties. Zo is er een afname van de genetische diversiteit geconstateerd voor de krekel (*Stenopelmatus* n. sp.) [Vandergast *et al.*, 2009], de paarse loopkever (*Carabus violaceus*) [Keller & Largiadèr, 2003], verscheidene kikkersoorten (*Rana* sp.) [Reh & Seitz, 1990; Johansson *et al.*, 2005; Lesbarrères *et al.*, 2006; Arens *et al.*, 2007; Ficeleto *et al.*, 2007], de pad (*Bufo bufo*) [Hitchings & Beebee, 1998], de eekhoorn (*Sciurus lis*) [Tamura & Hayashi, 2007], het dikhoornschaap (*Ovis canadensis*) [Epps *et al.*, 2005], het edelhert (*Cervus ephalus*) [Zachos *et al.*, 2007] en de das (*Meles meles*) [Pertoldi *et al.*, 2001]. In 5 studies (26%) werd geen effect op de genetische diversiteit van de populaties gevonden. Deze resultaten laten zien dat een afname van de lokale populatiegrootte en genetische drift veroorzaakt door de aanwezigheid van wegen en verkeer vaak, maar niet altijd, een negatief effect heeft op de genetische diversiteit van populaties. Hiernaast benadrukken de auteurs dat er geen onderzoek beschikbaar is die deze afname van genetische diversiteit door wegen en verkeer direct koppelen aan de vitaliteit van populaties. De mate waarin de veranderingen in genetische diversiteit een effect hebben op de vitaliteit van populaties is dus onbekend.

Effect op de genetische differentiatie

Holderegger & Di Giulio (2010) vonden 32 studies welke de potentiële effecten van wegen en verkeer op de genetische differentiatie van populaties behandelden. In 21 (66%) van deze studies wordt geconcludeerd dat wegen en verkeer de genetische differentiatie van populaties vergroot, de genetische afstand tussen individuen van verschillende populaties toe doet nemen of de genetische scheiding van populaties stimuleert. Zo is er een toename van de genetische differentiatie (genetische afstand) tussen deelpopulaties geconstateerd voor krekelloorten (*Metrioptera roeseli* en *Stenopelmatus* n. sp.) [Holzhauer *et al.*, 2006; Vandergast *et al.*, 2009], keversoorten (*Coccotrypes dactylipeda*, *Carabus violaceus* en *Abaxparallelipodus*) [Holzman *et al.*, 2009; Keller & Largiadèr, 2003; Keller *et al.*, 2004], de salamander (*Plethodon cinereus*) [Noël *et al.*, 2007; Marsh *et al.*, 2008], verscheidene kikkersoorten (*Rana* sp.) [Reh & Seitz, 1990; Hitchings & Beebee, 1997; Vos *et al.*, 2001; Johansson *et al.*, 2005; Lesbarrères *et al.*, 2006; Arens *et al.*, 2007], de rosse woelmuis [Gerlach & Musolf, 2000], het dikhoornschaap (*Ovis canadensis*) [Epps *et al.*, 2005, 2007], de ree (*Capreolus capreolus*) [Kuehn *et al.*, 2007], het edelhert (*Cervus ephalus*) [Pérez-Espona *et al.*, 2008], de rode lynx (*Lynx rufus*) en de prairiewolf (*Canis latrans*) [Riley *et al.*, 2006]. De overige 11 studies (34%) lieten geen of een minder duidelijk effect van wegen en verkeer op de genetische differentiatie zien. Ook al vormen wegen en verkeer niet altijd een volledige barrière voor migratie en genenuitwisseling, ze lijken toch een duidelijk effect te hebben op de genetische samenstelling van (deel)populaties. Het is volgens de onderzoekers opvallend dat zoveel studies een effect op de genetische differentiatie van populaties laten zien, aangezien een verminderde genenuitwisseling pas na een aantal generaties waarneembaar is. De effecten zijn nu dus al waarneembaar ondanks het feit dat de meeste wegen pas de laatste 50 jaar geconstrueerd zijn. Vooral afgerasterde snelwegen lijken een belangrijke barrière voor migratie en genenuitwisseling [Holderegger & Di Giulio, 2010; Hepenstrick *et al.*, 2012]. Wegen en verkeer zorgen dus ook vaak, maar niet altijd, dat de functionele connectiviteit tussen populaties vermindert, wat zich uit in een toename van de genetische differentiatie.

Hieruit kan geconcludeerd worden dat wegen en verkeer een negatief effect lijken te hebben op de genetische diversiteit en genetische differentiatie van en tussen (deel)populaties. Deze bevindingen komen overeen met andere uiteenzettingen betreffende de genetische effecten van wegen en verkeer [Balkenhol & Waits, 2009; Corlatti *et al.*, 2009]. Vanuit de theorie mag worden aangenomen dat deze



effecten ook een negatief effect hebben op de vitaliteit van populaties. Ook al wordt de uitsterving van soorten veroorzaakt door een opstapeling van verschillende factoren (kwaliteit en kwantiteit van de leefomgeving, mate van verstoring, mate van habitatfragmentatie enz.), wordt er verwacht dat een verlies van genetische connectiviteit hier ook aan bijdraagt [Forman & Alexander, 1998]. Maar welk en hoe groot het effect van deze genetische veranderingen zijn op de vitaliteit van populaties en hun uitstervingskans is tot op heden niet onderzocht.

3.5.4 Effectiviteit van faunavoorzieningen

Wegen lijken voor verscheidene soorten te fungeren als een barrière voor de uitwisseling van genen tussen deelpopulaties. Dit zou op de lange termijn ertoe kunnen leiden dat populaties minder vitaal worden. Om deze negatieve effecten tegen te gaan dient de genenuitwisseling tussen deelpopulaties bevorderd te worden. Faunavoorzieningen zouden hier de oplossing voor kunnen bieden. Met behulp van faunapassages kunnen individuen van een deelpopulatie naar een leefgebied van een andere deelpopulatie trekken en door middel van voortplanting genen uitwisselen. Maar hoe effectief zijn faunavoorzieningen in het bevorderen van de genenuitwisseling tussen deelpopulaties? En hoeveel genenuitwisseling tussen deelpopulaties is er per soort nodig om de negatieve genetische effecten van wegen en verkeer te mitigeren?

Aan het gebruik van faunapassages an sich kan de logische verwachting worden gekoppeld dat individuen van verschillende deelpopulaties zich mengen en genen met elkaar uitwisselen. Maar dit bewijst niet dat faunavoorzieningen effectief zijn in het mitigeren van de negatieve genetische effecten van wegen en verkeer op populaties. Hiervoor moet namelijk de genetische samenstelling voor en na de aanleg van faunavoorzieningen gemeten worden, en blijken dat de genetische differentiatie tussen deelpopulaties is afgenomen en/of de genetische diversiteit van een deelpopulatie is toegenomen. Zulk onderzoek is tot op heden niet grondig uitgevoerd. Zelfs de aanwijzingen waaruit blijkt dat faunapassages de uitwisseling van genen bevorderen zijn schaars. Zo vond Berendsen (2006) dat deelpopulaties van het wilde zwijn en het edelhert in twee deelgebieden op de Veluwe (het Deelderwoud en de Veluwezoom) genetisch minder van elkaar leken te verschillen in de aanwezigheid van een ecoduct, in vergelijking met andere populaties die niet met een ecoduct verbonden waren. Hiernaast analyseerden van der Zande *et al.* (2007) de genetische samenstelling van deelpopulaties van de Deense en Nederlandse dassenpopulaties. Uit dit onderzoek blijkt dat deelpopulaties in Denemarken sterk van elkaar verschilden waar de Nederlandse deelpopulaties konden worden beschouwd als een metapopulatie zonder grootte genetische verschillen tussen deelpopulaties. Volgens de onderzoekers zou dit verschil verklaard kunnen worden doordat Denemarken veel barrières voor migratie kent zoals wegen en geografische barrières. Hiernaast zouden de kleine verschillen in Nederland verklaard kunnen worden door de aanwezigheid van mitigerende maatregelen, en de mogelijkheid van uitwisseling met populaties vanuit buurlanden. Deze aanwijzingen geven aan dat faunavoorzieningen mogelijk de genenuitwisseling stimuleren echter is dit geen empirisch bewijs. Hiervoor is toekomstig onderzoek nodig.

Een andere indirecte (deterministische) aanpak om in te schatten of faunapassages genetische isolatie tegengaan is door het geobserveerde aantal passages te vergelijken met het theoretisch benodigde aantal individuen nodig om de genetische diversiteit te behouden [Corlatti *et al.*, 2009]. Hierbij kunnen modellen voor genenuitwisseling gebruikt worden. Zo zou theoretisch gezien de migratie van één individu per generatie in veel gevallen al voldoende kunnen zijn om een inteeltdepressie tegen te gaan. Voor fluctuerende populaties en populaties die niet voldoen aan de wet van Hardy-Weinberg zou tot tien individuen per generatie voldoende kunnen zijn om de genetische diversiteit te behouden [Wang, 2004a; Vucetich & Waite, 2000]. Zo suggereren Olsson *et al.* (2008) bijvoorbeeld dat 5 tot 7 individuele passages door elanden voldoende zou moeten zijn om de genetische uitwisseling tussen deelpopulaties te behouden. Op basis van deze aanpak zou je kunnen concluderen dat als een faunapassage 10 of meer keer gebruikt wordt deze effectief is in het behouden van de genenuitwisseling tussen deelpopulaties, maar deze aanname geeft geen garanties voor de praktijk [Corlatti *et al.*, 2009].



Hoeveel passages theoretisch nodig zijn is namelijk erg afhankelijk van de soort, de grootte van de deelpopulaties en hun seks-ratio, overlevingskans, reproductief succes en leeftijdsstructuur. Hierdoor moet voor elke deelpopulatie een of meerdere modellen voor genenuitwisseling ontwikkeld worden om te bepalen hoeveel passages nodig zijn [Corlatti *et al.*, 2009; Wang 2004b]. Deze deterministische aanpak zou bruikbaar kunnen zijn maar heeft niet de voorkeur. Dit aangezien dit geen direct empirisch bewijs oplevert dat faunavoorzieningen effectief de genenuitwisseling stimuleren. Een eerder behandelde voor-na-faunapassage meting van de genetische differentiatie en diversiteit is hierin veel bruikbaarder [Corlatti *et al.*, 2009].

Ook al mag vanuit de theorie worden aangenomen dat faunavoorzieningen effectief zijn in het mitigeren van de negatieve genetische effecten van wegen en verkeer, is hier naast enkele aanwijzingen weinig empirisch bewijs voor. Laat staan of dit bijdraagt aan het vitaler worden van populaties en hun duurzaam voortbestaan. Het is immers niet eens bekend of dat de genetische effecten van wegen en verkeer überhaupt wel invloed hebben op de vitaliteit van populaties. Om op dit vlak meer inzicht te krijgen is goed opgezet langdurig onderzoek naar de genetische effecten en het mitigeren van deze effecten met faunavoorzieningen vereist.

3.6 BELANGRIJKE BEVINDINGEN

Uit de vorige paragrafen kan het volgende worden geconcludeerd:

- Faunavoorzieningen worden vaak goed gebruikt al is dit gebruik afhankelijk van verschillende factoren zoals: doelsoorten, gewinning, locatie, ontwerp, seizoenaliteit, recreatief medegebruik en onderhoud. Dit laat zien dat ze effectief zijn in het mitigeren van de effecten van wegen en verkeer voor het *individu*.
- Faunavoorzieningen lijken effectief in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers voor bepaalde soorten mits er bij het aanleggen rekening wordt gehouden met de betreffende doelsoorten en het 'randeffect'. Het verminderen van het aantal faunaslachtoffers, vooral bij soorten waarbij hun overleven wordt bedreigd door weggebonden sterfte, kan bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Ook kan het voorkomen van wildaanrijdingen met grotere zoogdieren tot een verbetering van de verkeersveiligheid leiden.
- Bewijzen/aanwijzingen betreft populatiegrootte van en kolonisatie door populaties zijn schaars. Faunavoorzieningen lijken voor de das in Nederland en het klimbuideldier in Australië bij te dragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties.
- De aanwezigheid van wegen en verkeer heeft een veelal negatief effect op de genetische samenstelling van populaties. Hoezeer populaties leiden onder dit genetische effect is echter nooit gekwantificeerd, net als de bijdrage van faunavoorzieningen in het mitigeren van deze negatieve effecten op de genetische samenstelling.
- Er zijn wel aanwijzingen dat faunavoorzieningen bij lijken te dragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Er is echter meer kwalitatief onderzoek nodig om de bijdrage van faunavoorzieningen te bewijzen en te kwantificeren. Op het gebied van migratie, faunaslachtoffers, populatiegrootte, kolonisatie/verspreiding en de genetische samenstelling van populaties.

Maar wat zijn de signalen uit het veld? Wat nemen natuurbeheerders waar? Hier gaat het volgende hoofdstuk op in. Dit gebeurt op basis van de resultaten van een enquête betreft de waargenomen effecten van faunavoorzieningen in de beheersgebieden van natuurbeheerders.

HOOFDSTUK 4: Waarnemingen en indrukken vanuit het veld

4.1 INLEIDING

Effecten van faunavoorzieningen worden vaak in het veld waargenomen en maar een klein deel van deze waarnemingen vindt uiteindelijk zijn weg richting de interne of wetenschappelijke literatuur. De rest van deze waarnemingen blijft in de grijze cellen van de beheerders zelf zitten. Om juist meer inzicht te krijgen in de waarnemingen en indrukken vanuit het veld betreffende de effecten van faunavoorzieningen is een enquête voor natuurbeheerders en veldexperts opgesteld. Natuurbeheerders en veldexperts hebben immers het meeste inzicht in de ontwikkelingen rond hun beheersgebieden. Er mag worden verwacht dat zij tot de eersten behoren die een vermindering van het aantal faunaslachtoffers, populatiegroei, kolonisatie en dergelijke in hun beheersgebied waarnemen. Het gaat hierbij niet direct om empirisch bewijs voor het functioneren en de effectiviteit van faunavoorzieningen maar om de indrukken die natuurbeheerders hebben van de effecten van faunavoorzieningen op populaties in hun beheersgebied. In dit hoofdstuk worden de resultaten van deze enquête per vraag uiteengezet en bediscussieerd.

4.2 ENQUÊTE RESULTATEN

4.2.1 Response en spreiding

Van de 109 geënquêteerden verdeeld over 24 natuurorganisaties reageerden uiteindelijk 26 personen (24%) verdeeld over 12 organisaties. De spreiding van de door respondenten behandelde natuurgebieden is weergegeven in **Figuur 19**. Hieruit valt op te maken dat de behandelde natuurgebieden redelijk gespreid over Nederland liggen. Response ontbreekt alleen voor natuurgebieden uit het westen (Zuid-Holland en Zeeland) en Rivierenland.



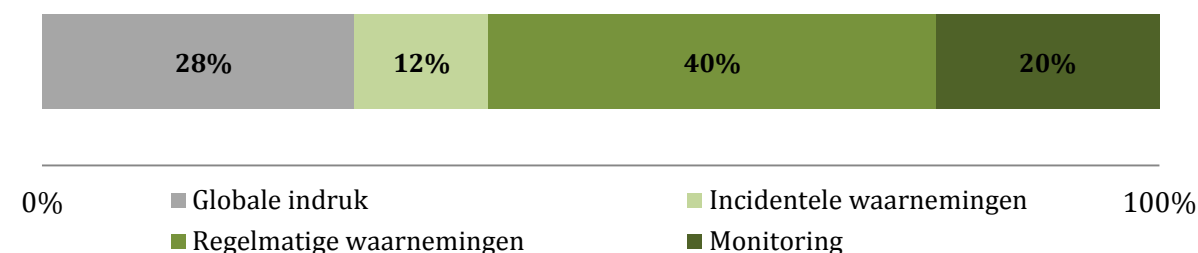
Figuur 19: Spreiding van de door respondenten behandelde natuurgebieden (bij benadering).

4.2.2 Kwaliteit van de informatie

Om een indruk te krijgen van de kwaliteit van de informatie is de ondervraagden verzocht om aan te geven of hun antwoorden gebaseerd zijn op een globale indruk, incidentele waarnemingen, regelmatige waarnemingen of monitoring (**Figuur 20**). Het grootste deel van de ondervraagden baseert de antwoorden op regelmatige waarnemingen, monitoring of incidentele waarnemingen respectievelijk 40%, 20% en 12%. Slechts een klein deel (28%) van de ondervraagden geeft aan

dat het om een globale indruk gaat. Aangezien het grootste deel van de reacties gebaseerd is op waarnemingen of monitoring (72%), mag worden aangenomen dat de antwoorden eerder gebaseerd zijn op waarnemingen vanuit het veld dan op een globale indruk. Voorts gaf een van de ondervraagden aan zijn antwoorden ook te baseren op onderzoek uitgevoerd in zijn beheersgebied, en een ander baseerde zijn antwoorden mede op de door hem geraadpleegde literatuur. Eén van de ondervraagden heeft deze vraag niet beantwoord (n=25).

Op basis van welke informatie baseert u deze antwoorden over het algemeen?

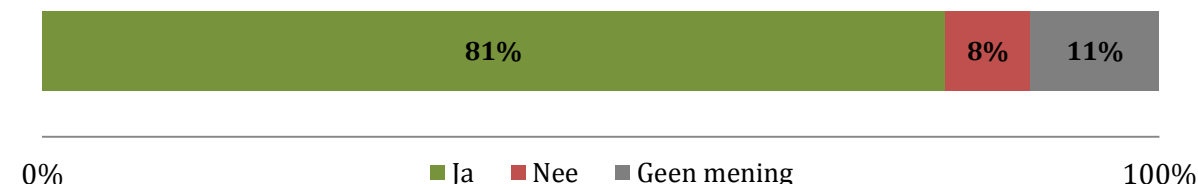


Figuur 20: Resultaten enquêtevraag betreft de kwaliteit van de informatie (n=25). Antwoorden; Globale indruk (grijs), Incidentele waarnemingen (lichtgroen), Regelmatige waarnemingen (groen) en Monitoring (donkergroen).

4.2.3 Faunaslachtoffers

Zoals uit hoofdstuk 3 naar voren is gekomen lijken faunavoorzieningen voor verscheidene soorten effectief in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers, uit **Figuur 21** is op te maken dat natuurbeheerders dezelfde effecten in hun beheersgebied ondervinden. Het merendeel van de ondervraagden (81%) geeft aan dat faunavoorzieningen bijdragen aan het verminderen van het aantal faunaslachtoffers. Vooral voor grote en kleine zoogdieren en in mindere mate voor reptielen lijken faunavoorzieningen effectief in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers. Van de respondenten die bevestigend antwoordden geeft 71% aan dat dit het geval is voor grote zoogdieren en dit is 67% voor kleine zoogdieren, 43% voor reptielen, 19% voor amfibieën en 10% voor vogels. Specifieke soorten waarvoor dit is waargenomen zijn de ree, het edelhert, het damhert, het wilde zwijn, de vos, de das, de bever, de otter, marterachtigen, kikkers, padden, watersalamanders en de kamsalamander.

Hebben faunavoorzieningen bijgedragen aan het verminderen van het aantal faunaslachtoffers in het betreffende gebied?



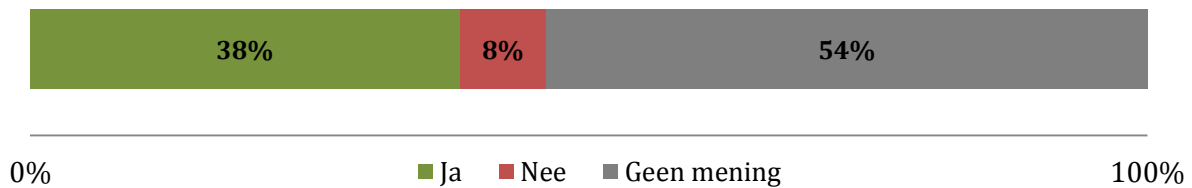
Figuur 21: Resultaten enquêtevraag betreft faunaslachtoffers (n=26). Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs).

4.2.4 Populatiegroei

Of faunavoorzieningen bijdragen aan de groei van populaties is voor veel natuurbeheerders onduidelijk. Dit aangezien 54% van de ondervraagden aangeeft aan geen mening/indruk over te hebben (**Figuur 22**). Van de respondenten die hier wel inzicht op hebben geeft een groot deel aan dat er populaties gegroeid zijn door de aanleg van faunavoorzieningen, vooral voor zoogdieren. Zo geeft 90% van de ondervraagden die bevestigend op de vraag antwoordden aan dat dit het geval is voor grote zoogdieren en 50% geeft aan dat dit het geval is voor kleine zoogdieren. Specifieke soorten die volgens de ondervraagden groeien in aantal door de aanleg van faunavoorzieningen zijn het edelhert, het damhert, het wilde zwijn, de bever, de das en de vos. Deze resultaten komen overeen met de literatuur, hieruit komt namelijk ook naar voren dat het naast een aantal aanwijzingen onduidelijk is of en hoeveel faunavoorzieningen bijdragen aan het groeien van populaties. Aanwijzingen dat ze hieraan bijdragen zijn ook vooral voorbeelden van zoogdieren (bijv. de das).



Zijn er populaties gegroeid in het betreffende gebied mede door de aanleg van faunavoorzieningen?

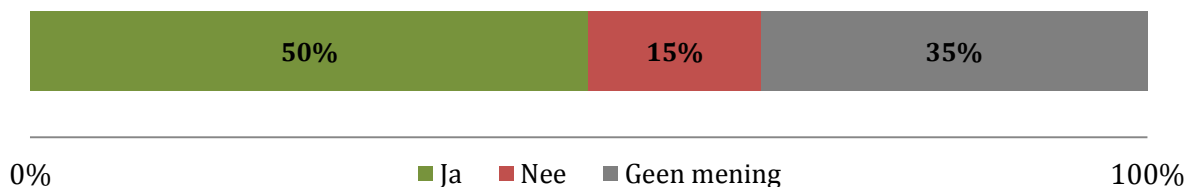


Figuur 22: Resultaten enquêtevraag betreft populatiegroei (n=26). Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs).

4.2.5 Kolonisatie

Faunavoorzieningen lijken volgens natuurbeheerders bij te dragen aan kolonisatie van leefgebied. Zo geeft de helft van de ondervraagden aan dat er voorbeelden van (her)kolonisatie van leefgebied zijn waargenomen in hun beheersgebied, in 15% is dit niet het geval en 35% heeft hier geen zicht op (geen mening/indruk) (**Figuur 23**). Ook dit is vooral het geval voor zoogdieren. Van de ondervraagden die kolonisatie hebben waargenomen geeft 77% aan dat dit het geval is voor grote zoogdieren en dit is 54% voor kleine zoogdieren, 23% voor reptielen, 15% voor amfibieën en 8% voor evertrebraten (insecten). Specifieke soorten waarvoor dit is waargenomen zijn het edelhert, het wilde zwijn, de bever, de das en de otter. In de literatuur zijn voorbeelden van kolonisatie ten behoeve van faunavoorzieningen schaars, toch laten deze signalen vanuit het veld zien dat faunavoorzieningen bij kunnen dragen aan kolonisatieprocessen.

Zijn er voorbeelden van (her)kolonisatie van voorheen geïsoleerd gebied/habitat door de aanleg van faunavoorzieningen in het betreffende gebied?



Figuur 23: Resultaten enquêtevraag betreft kolonisatie (n=26). Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs).

4.2.6 Connectiviteit

Op de vraag of faunavoorzieningen hebben bijgedragen aan de habitat connectiviteit beantwoorde 77% van de ondervraagden bevestigend, geen van de ondervraagden negatief en had 23% geen mening/indruk (**Figuur 24**). Hieruit mag geconcludeerd worden dat in de ogen van natuurbeheerders faunavoorzieningen bijdragen aan de habitat connectiviteit. Dit is volgens de respondenten vooral het geval voor zoogdieren en amfibieën. Zo geven ze aan dat in 80% van de gevallen de connectiviteit is toegenomen voor grote zoogdieren en dit is 85% voor kleine zoogdieren, 45% voor amfibieën, 35% voor reptielen en 20% voor evertrebraten. Met als specifiek aangegeven soorten het edelhert, de ree, het damhert, het wilde zwijn, de das, de vos, de boommarter, de bunzing, muizensoorten, de kamsalamander, het vliegend hert, kikkers, padden, en vlindersoorten (o.a. het heideblauwtje). Deze resultaten bevestigen de logische verwachting dat wanneer twee gescheiden leefgebieden met elkaar verbonden worden met behulp van faunavoorzieningen, dit de connectiviteit en beschikbaarheid van habitat voor de soorten (die gebruik kunnen maken van deze voorzieningen) verbeterd.

Hebben faunavoorzieningen bijgedragen aan de beschikbaarheid en bereikbaarheid van habitat in het betreffende gebied?

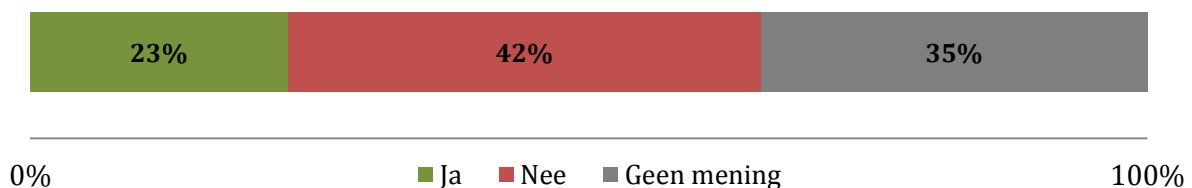


Figuur 24: Resultaten enquêtevraag betreft habitatconnectiviteit (n=26). Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs).

4.2.7 Faunavoorzieningen als habitat

Op de vraag of faunavoorzieningen zelf habitat zijn geworden voor soorten zijn de reacties veelal negatief (42%). Een klein deel (23%) van de ondervraagden geeft aan dat de voorzieningen habitat zijn geworden voor soorten en 35% heeft geen mening/indruk (**Figuur 25**). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt omdat de meeste reacties gerelateerd zijn aan gebieden zonder ecoducten maar met bijvoorbeeld alleen faunatunnels en/of loopstroken. Wanneer namelijk alleen naar gebieden gekeken wordt die ecoducten bevatten (n=5), geeft 80% van de ondervraagden aan dat ecoducten habitat zijn geworden voor verschillende soorten. Van de ondervraagden die bevestigend antwoordden geeft 33% aan dat de voorzieningen habitat zijn geworden voor grote zoogdieren en dit is 67% voor kleine zoogdieren, 67% voor amfibieën, 50% voor reptielen, 33% voor vogels, 83% voor evertrebraten en 67% voor planten. Faunavoorzieningen (en dan vooral ecoducten) lijken dus eerder habitat te vormen voor kleinere diersoorten en plantensoorten. Specifiek genoemde soorten zijn het edelhert, het damhart, de ree, het wilde zwijn, de vos, de das, de boomkruier, de bunzing, muizensoorten, de zandhagedis, de hazelworm, de ringslang, diverse (meestal algemene) vogelsoorten (zoals het roodborstje, winterkoningen, mezen etc.), vlindersoorten (heivlinder, bruin zandoogje, icarusblauwtje en heideblauwtje) en diverse plantensoorten (o.a. Jacobs kruiskruid, bezemkruiskruid, leeuwentang, paardenbloem en viltkruiden). Hieruit kan geconcludeerd worden dat ecoducten vaak habitat vormen voor een breed scala aan soorten, faunatunnels en andere kleine niet natuurlijk ingerichte voorzieningen vormen vaak geen habitat en dienen waarschijnlijk vooral als passagemogelijkheid.

Zijn faunavoorzieningen zelf habitat geworden voor soorten in het betreffende gebied?



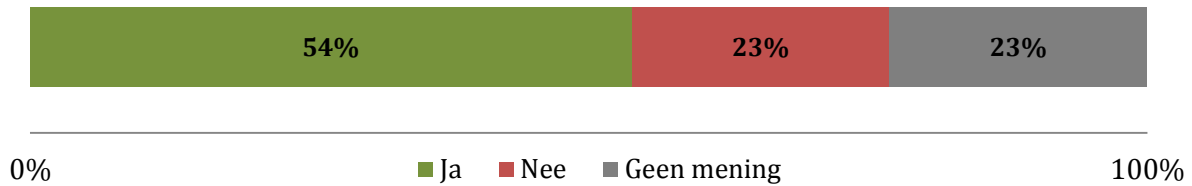
Figuur 25: Resultaten enquêtevraag betreft faunavoorzieningen als habitat (n=26). Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs).

4.2.8 Natuur- en landschapontwikkeling

Faunavoorzieningen kunnen ook invloed hebben op de identiteit en ontwikkeling van natuurgebieden en landschappen. Zo kunnen ze voor bepaalde gebieden hun identiteit versterken, en natuurlijke/ecologische processen in gebieden versterken. Faunavoorzieningen lijken volgens de meeste respondenten bij te dragen aan de natuur- en landschapontwikkeling. Volgens het grootste deel (54%) van de ondervraagden dragen faunavoorzieningen namelijk bij aan de ontwikkeling van natuur en landschap, volgens 23% dragen ze hier niet aan bij en de overige 23% heeft hierover geen mening/indruk (**Figuur 26**).



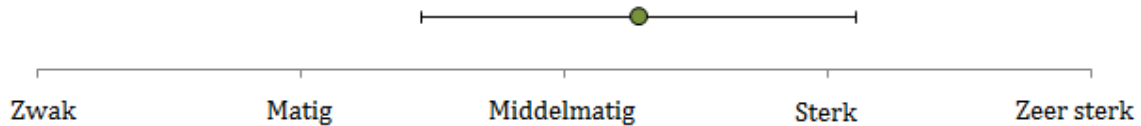
Hebben faunavoorzieningen bijgedragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling in het betreffende gebied?



Figuur 26: Resultaten enquêtevraag betreft de bijdrage van faunavoorzieningen aan de natuur- en landschapsontwikkeling. Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs). (n=26).

Aan de ondervraagden welke deze vraag bevestigend beantwoorden is ook de vraag gesteld in welke mate ze hieraan bijdragen. Faunavoorzieningen lijken middelmatig tot sterk bij te dragen aan de natuur en landschapsontwikkeling (**Figuur 27**). Over het algemeen geven natuurbeheerders dus aan dat faunavoorzieningen vaak, maar niet altijd in een gemiddelde tot sterke mate bijdragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling.

In welke mate dragen faunavoorzieningen bij aan de natuur- en landschapsontwikkeling?



Figuur 27: Mate waarin faunavoorzieningen bijdragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling, foutbalken geven de standaarddeviatie aan (n= 14, $\mu=3.29$, $\sigma=0.83$). Antwoorden: Zwak (1), Matig (2), Middelmatig (3), Sterk (4) en Zeer sterk (5).

4.2.9 Recreatief medegebruik

De effecten van recreatief medegebruik door de mens op het gebruik van faunavoorzieningen door dieren lijkt voor veel van de ondervraagden onduidelijk, aangezien het merendeel antwoord hierover geen mening/indruk te hebben (54%). Volgens het merendeel van de overige ondervraagden lijdt recreatief medegebruik tot minder gebruik (31%) en voor een klein deel lijkt het geen effect te hebben (15%) (**Figuur 28**). Deze resultaten zijn in contrast met het onderzoek uitgevoerd door van der Grift *et al.* (2010) welke concludeerden dat recreatief medegebruik op de Veluwe niet leidt tot onverwacht lage gebruikscijfers. Opvallend is dat van de respondenten die aangeven dat recreatief medegebruik leidt tot minder gebruik (n=7) het overgrote deel (71%) uit de regio Oost (Veluwe, Overijssel, Gelderland) komt. Terwijl de meeste respondenten die aangeeft dat dit geen effect heeft op het gebruik door dieren (n=4) het overgrote deel (75%) uit andere delen van het land komen. Dit zou verklaard kunnen worden door het feit dat natuurbeheerders in het oosten van het land meer te maken hebben met grotere zoogdieren (hoefdieren), welke gevoeliger lijken voor recreatief medegebruik [W. Schouten, persoonlijke communicatie]. Hiernaast zouden populaties in het westen minder gevoelig voor verstoring door mensen zijn omdat de druk van mensen hier hoger is.

Welk effect heeft recreatief medegebruik op het gebruik van faunavoorzieningen door dieren in het betreffende gebied?

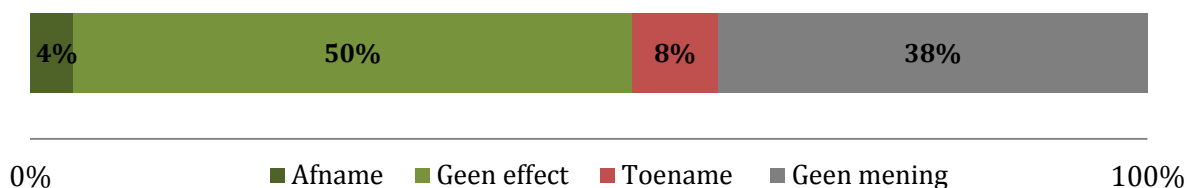


Figuur 28: Resultaten enquêtevraag betreft recreatief medegebruik (n=26). Antwoorden; Geen effect (groen), Minder gebruik (rood) en Geen mening (grijs).

4.2.10 Overlast

Het is aannemelijk dat door de installatie van faunavoorzieningen overlast kan worden veroorzaakt. Via faunapassages kunnen dieren namelijk op plaatsen komen waar ze voorheen geen toegang toe hadden zoals bijv. bebouwd of agrarisch gebied, en daar schade aanrichten. Volgens de meeste van de ondervraagden leidt het installeren van faunavoorzieningen niet vaak tot een toename van de hoeveelheid overlast (8%), wel is hier in enkele gevallen sprake van. Volgens het merendeel heeft het geen effect op de overlast (50%) of neemt de overlast juist af (4%). De overige ondervraagden (38%) geeft aan hier geen mening over te hebben (**Figuur 29**). Voorzieningen lijken volgens beheerders dus geen directe bron voor overlast.

Is er sprake van een toe- of afname van overlast (bv. dieren binnen de bebouwde kom, schade aan gewassen) door de aanleg van faunavoorzieningen?



Figuur 29: Resultaten enquêtevraag betreft overlast. Antwoorden; Afname (donkergroen), Geen effect (lichtgroen) Toename (rood) en Geen mening (grijs). (n=26).

4.2.11 Toekomstig onderzoek

Het grootste deel (73%) van de ondervraagden geeft aan dat er behoefte is aan toekomstig onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen, 15% van hen geeft aan dat hier geen behoefte aan is en 12% heeft hierover geen mening (**Figuur 30**).

Is er behoefte aan intensief, langdurig en goed opgezet onderzoek naar de populatie-effecten van ontsnippering (met behulp van faunavoorzieningen)?



Figuur 30: Resultaten enquêtevraag omtrent toekomstig onderzoek (n=26). Antwoorden; Ja (groen), Nee (rood) en Geen mening (grijs).

Ook is hen de vraag gesteld waarom ze vinden dat toekomstig onderzoek nodig is. De respondenten geven aan dat dit in hun ogen nodig is om de volgende uiteenlopende redenen:

- Om het effect van faunavoorzieningen op populaties aan te tonen en zo hun effectiviteit te kunnen kwantificeren. Zo kan worden aangetoond of ze wel werken.
- Om het effect van achterstallig onderhoud te bepalen.
- Om aan te tonen welke rol faunavoorzieningen spelen in specifieke gebieden.
- Om de maatschappelijke en politieke vragen omtrent faunavoorzieningen volledig te kunnen beantwoorden.
- Om de recentelijke negatieve publiciteit te kunnen ontzenuwen met behulp van klip en klare feiten.
- Om het nut en de noodzaak van de investeringen in faunavoorzieningen te kunnen verantwoorden.

Ook al hebben natuurbeheerders een meer praktische kijk in deze, delen ze de mening van veel wetenschappers [zie bijv. van der Ree *et al.*, 2007; Glista *et al.*, 2009; Lesbarrères & Fahrig, 2012; van der Grift *et al.*, 2013] dat toekomstig onderzoek nodig is om de effectiviteit van faunavoorzieningen aan te tonen en te kwantificeren. Dit om hun effectiviteit en functioneren aan te tonen, de negatieve publiciteit omtrent de voorzieningen te kunnen ontzenuwen en de maatschappelijke en politieke vragen omtrent dit onderwerp vanuit een objectief perspectief te kunnen beantwoorden. Een alomvattend antwoord op de vraag waarom toekomstig onderzoek nodig is in de ogen van een natuurbeheerder wordt verder uitgelicht in **Box 2**. De vraag hoe dit toekomstig onderzoek volgens wetenschappers het beste kan worden ingevuld komt ter sprake in het volgende hoofdstuk (5).

4.3 BELANGRIJKE BEVINDINGEN

Over het algemeen komen de bevindingen uit de literatuur en uit het veld (enquête) redelijk met elkaar overeen. Zo bevestigen de signalen uit het veld dat faunavoorzieningen bijdragen aan de habitatconnectiviteit en het verminderen van het aantal faunaslachtoffers en is het voor veel natuurbeheerders onduidelijk of faunavoorzieningen bijdragen aan populatiegroei. Ook pleiten veel natuurbeheerders net als uit de literatuur naar voren komt voor toekomstig onderzoek betreft de effectiviteit van faunavoorzieningen in het duurzaam voortbestaan van populaties. Hiernaast heeft de helft van de natuurbeheerders kolonisatie door de aanleg van faunavoorzieningen waargenomen in zijn of haar beheersgebied. Dit benadrukt dat deze processen wel degelijk plaatsvinden maar niet snel hun weg vinden naar de literatuur. Verder lijken vooral ecoducten habitat te vormen voor diersoorten, waar andere voorzieningen vooral dienen als passagemogelijkheid en geven natuurbeheerders over het algemeen aan dat faunavoorzieningen vaak, maar niet altijd in een gemiddelde tot sterke mate bijdragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling. Betreft recreatief medegebruik lijken de signalen uit het veld negatiever dan uit de literatuurstudie naar voren kwam, vooral respondenten uit het oosten van het land geven namelijk aan dat recreatief medegebruik leidt tot een afname in gebruik door dieren. Van overlast door de aanleg van faunavoorzieningen lijkt maar in enkele gevallen sprake.

Box 2: Citaat van een respondent die antwoordde op de vraag waarom toekomstig onderzoek nodig is.

“Goed wetenschappelijk onderzoek is natuurlijk erg belangrijk: om de effecten te meten, om te kunnen leren, om verbeteringen aan te brengen etc., niemand zal daar op tegen zijn. Een artikel zoals in het NRC enige tijd terug, wellicht mede ontstaan uit de wens om meer financiering te krijgen voor dergelijk onderzoek, opent de discussie gelijk op een onhandige manier. Strikt genomen heeft men een punt, maar er wordt gesuggereerd dat we niets weten. Dit is het verschil tussen de wetenschappelijke en de praktische benadering. Door een dergelijke presentatie worden dit soort stukken helaas door de politiek en maatschappij weer op eigen wijze gebruikt.”





Het gebruik van faunatunnels overdag (boven) en 's nachts (onder) door dassen. Foto's Bureau Mulder Natuurlijk

HOOFDSTUK 5: Toekomstig onderzoek

5.1 INLEIDING

Zoals uit de vorige hoofdstukken al naar voren is gekomen is toekomstig onderzoek nodig om meer inzicht te krijgen in de effectiviteit van faunavoorzieningen in het mitigeren van de negatieve effecten van wegen en verkeer op fauna. Het beschikbare onderzoek omtrent dit onderwerp geeft aanwijzingen dat ze in sommige gevallen functioneel en effectief lijken te zijn, maar bewezen is dit allerm minst. Zonder een goede evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen zou de vitaliteit van faunapopulaties in gevaar kunnen komen en zouden budgetten bestemd voor de ontsnippering van natuur en landschap inefficiënt kunnen worden gebruikt. Wanneer niet bekend is hoe effectief faunavoorzieningen zijn in het mitigeren van de negatieve effecten van de infrastructuur zou het namelijk zo kunnen zijn dat ze niet effectief zijn terwijl ze wel gerealiseerd worden. Hierdoor pleiten veel onderzoekers [zie bijv. van der Ree *et al.*, 2007; Glista *et al.*, 2009; Lesbarrères & Fahrig, 2012; van der Grift *et al.*, 2013] en natuurbeheerders (zie §4.2.11) voor verder onderzoek. Het doel van dit hoofdstuk is om een overzicht te geven van beschikbare onderzoeksmethoden en een kader/stappenplan uit te lichten waarin dieper ingegaan wordt op waar op te letten bij het vormgeven van toekomstig onderzoek.

5.2 ONDERZOEKSMETHODEN EN HUN BRUIKBAARHEID

Er zijn verschillende manieren (meetpunten) om de effectiviteit van faunavoorzieningen te onderzoeken afhankelijk van het te mitigeren effect (meetdoelen: veiligheid, dierenwelzijn en mortaliteit en de populatievitaliteit). Meetdoelen zijn vaak niet direct te meten, daarom worden vaak meetpunten gekozen waarvan bekend is dat ze gerelateerd zijn aan de betreffende meetdoelen. Zo kan het bepalen van de vitaliteit van populaties niet direct gemeten worden in het veld, hierdoor worden meetpunten gebruikt waarvan bekend is dat ze gerelateerd zijn aan de vitaliteit van populaties (bijv. populatiegrootte). Om een meetpunt te vertalen naar een bepaald meetdoel is daarom in meer of mindere mate extrapolatie nodig. Tabel 3 geeft een overzicht van meetdoelen en meetpunten en de bijbehorende benodigde mate van extrapolatie.

Tabel 3: Overzicht van meetpunten voor meetdoelen van mitigerende maatregelen en de benodigde hoeveelheid extrapolatie van meetpunt tot meetdoel. De benodigde extrapolatie is geclassificeerd als geen (0), laag (*), middelmatig (**), hoog (***) en zeer hoog (****) [van der Grift *et al.*, 2013].

Meetdoel <i>Wat we willen weten</i>	Meetpunt <i>Want we meten</i>	Benodigde extrapolatie ¹
Veiligheid	Aantal mensen gestorven of gewond door aanrijdingen met of ontwijing van fauna.	0
	Verzekeringsgelden uitgekeerd voor (im)materiele schade veroorzaakt door aanrijdingen met of ontwijing van fauna.	**
	Aantal ziekenhuisopnamen veroorzaakt door aanrijdingen met of ontwijing van fauna.	**
Dierenwelzijn en mortaliteit	Aantal gestorven of gewonde dieren door aanrijdingen met automobilisten.	0
	Aantal dieren gestorven door isolatie veroorzaakt door de aanwezigheid van wegen en verkeer.	0
Populatievitaliteit	Trend in populatiegrootte.	*
	Aantal gestorven dieren.	**
	Reproductief succes.	**
	Leeftijdverdeling.	***
	Seks-ratio (geslachtsverdeling).	***
	Bewegingen tussen populaties (migratie)	***
	Genetische differentiatie.	****
	Genetische diversiteit.	****

¹Een grotere mate van extrapolatie leidt meestal tot waarden met een grotere onzekerheid.

5.2.1 Monitoren van gebruik

De functionaliteit van faunavoorzieningen kan bepaald worden door het monitoren van het gebruik van faunapassages door fauna. Voor het monitoren van het gebruik ofwel een passage van een dier over faunavoorzieningen zijn verscheidene monitoringsmethoden ontwikkeld. Zo kunnen sporen van dieren afgelezen worden met behulp van sporenbedden van zand, inktbedden of fluorescerende inkt. Ook kan een passage gedetecteerd worden met behulp van infraroodsensoren (detectoren met of zonder foto of video registratie), door vallen op te stellen (soort specifieke vallen en reptielenplaten) en door dieren in hun bewegingen te volgen door telemetrie (zenderen en volgen), met behulp van bijvoorbeeld radio of GPS zenders. De geschiktheid van deze methoden is afhankelijk van de soort(groep) en het type faunavoorziening. Hoe deze methoden worden toegepast is ook afhankelijk van de soort, zo moet bijvoorbeeld voor het registreren van passages van kleine dieren met behulp van een zandbed fijner zand worden gebruikt dan bij grotere dieren het geval is. Verder hebben al deze technieken verschillende gevoeligheden (bijvoorbeeld vandalisme en weersomstandigheden), is er voor de uitvoering meer of minder deskundigheid vereist, en verschillen ze in de tijd die benodigd is voor hun uitvoering (**Tabel 4**) [van der Grift, 2010; Wansink *et al.*, 2013]. Rekening houdend met deze verschillende eigenschappen van de monitoringsmethoden, de soorten, het onderzoeksgebied en het beschikbare budget, kan de meest geschikte methode gekozen worden. Bij het monitoren van een passage wordt aangeraden om verschillende methoden te gebruiken per soort/soortgroep. Iedere registratiemethode heeft immers zijn eigen sterke en zwakke punten. Door het combineren van meerdere methoden kunnen problemen veroorzaakt door externe gevoeligheden zoals weersomstandigheden vermeden worden en verloopt de monitoring zo betrouwbaar mogelijk [van der Grift, 2010].

Het is van belang de gehele breedte van de faunavoorziening te monitoren om tot een zo betrouwbaar mogelijke schatting van het aantal passages te komen. Wat betreft de duur van monitoren wordt aangeraden om dit minimaal voor een geheel jaar te doen (aangezien frequenties van gebruik verschilt tussen de seizoenen, zie §3.2.5) en dit minimaal één keer per week te doen. Zo worden op jaarbasis voldoende metingen gedaan om een betrouwbaar beeld te vormen van gebruik en wordt een gelijke verdeling van de metingen over de tijd (maanden en seizoenen) verkregen. Ook dient de registratie van de voorzieningen gestandaardiseerd te worden en is het belangrijk om covariabelen zoals de relevante gegevens van de soort en de kenmerken van de faunavoorziening, infrastructuur, verkeer, de weersomstandigheden en het omliggend landschap te registreren [van der Grift, 2010].

Naast het monitoren van gebruik op de passage is het ook van belang dat er referentieplots in de omgeving uitgezet worden, om na te gaan welke soorten zich in de omgeving van de passage bevinden. Dit dient te gebeuren binnen een kilometer van de passage, maar wel buiten de effect zone van de weg (de zone tot waar een weg effect heeft op de betreffende soort) en moet worden uitgevoerd met de zelfde monitoringsmethoden als gebruikt wordt voor het monitoren van de passage [van der Grift, 2010]. Om te onderzoeken of faunavoorzieningen effectief zijn in het verbeteren van de connectiviteit van natuur en landschap, dienen ook passagegegevens van voor de aanleg van de voorzieningen te worden gemonitord. Bij voorkeur in combinatie met metingen uit een controlegebied (zonder weg) om aan de voorwaarden van de BACI methode te voldoen.

5.2.2 Monitoren van faunaslachtoffers

Inzicht in het aantal faunaslachtoffers dat op een bepaalde weg valt kan allereerst helderheid verschaffen in de potentiële locaties (knelpunten) voor het aanleggen van faunavoorzieningen en de doelsoorten voor een bepaald knelpunt. Hiernaast kan het effect van faunavoorzieningen op de verkeersveiligheid, het dierenwelzijn en de mortaliteit van soorten bepaald worden door het monitoren van het aantal faunaslachtoffers (**Tabel 3**).

Tabel 4: Monitoringsmethoden voor het gebruik van faunavoorzieningen (migratie) en hun bruikbaarheid op het gebied van type passages, soorten, gevoeligheden, deskundigheid en tijdsbesteding. * Zeer geschikt voor deze soortgroep, ook identificatie op soortniveau mogelijk ¹ Val moet worden afgestemd op specifieke soort/ soortgroep ² Niet geschikt voor alle soorten binnen deze soortgroep [Naar: van der Grift, 2010; Wansink *et al.*, 2013].

Monitoringsmethode	Geschikte typen passages	Geschikte soorten	Gevoeligheden	Deskundigheid	Tijdsbesteding	Bijzonderheden
Inktbed	Kleine faunatunnels, ecoduikers, loopplanken	Kleine zoogdieren Middelgrote zoogdieren* Reptielen Amfibieën	Neerslag	Determinatie vereist deskundigheid, veldwerk niet	Vrij arbeidsintensief	Redelijk tot zeer goed determineerbare sporen
Sporenbed (zand)	Alle typen behalve smalle buizen en duikers, daar alleen voor de opening (ook minder geschikt bij medegebruik)	Kleine zoogdieren Middelgrote Zoogdieren* Reptielen Amfibieën	Wind en neerslag	Groot, sporen moeten ter plekke worden gedetermineerd	Vrij arbeidsintensief	Redelijk tot goed determineerbare sporen
Infrarood detectie	Alle typen	Zoogdieren Amfibieën Reptielen Vleermuizen	Beweging en vandalisme	Niet erg groot	Arbeidsextensief	Vaak niet soort specifiek
Foto en video registratie	Alle typen	(Middel)grote zoogdieren* Kleine zoogdieren Amfibieën Reptielen	Vandalisme, en in combinatie met infrarood detectie ook voor beweging	Niet erg groot	Vrij arbeidsextensief	Kan ook inzicht geven betreft gedrag
Sporenanalyse (haren, uitwerpselen)	Alle typen	Zoogdieren	Niet gevoelig	Determinatie vereist deskundigheid	Vrij intensief	Specialistisch werk
Reptielenplaten	Ecoducten	Kleine zoogdieren* Reptielen* Amfibieën* Evertetraten*	Niet erg gevoelig (vandalisme en verstoring)	Groot, platen moeten ter plekke worden gedetermineerd	Arbeidsintensief	
Fluorescerende inkt	Kleine faunatunnels	Kleine zoogdieren Middelgrote zoogdieren* Reptielen Amfibieën	Niet gevoelig	Groot, sporen moeten ter plekke worden gedetermineerd	Vrij arbeidsintensief	
Vleermuisdetectoren	Passages geschikt voor vleermuizen	Vleermuizen	Vandalisme	Determinatie vereist deskundigheid, veldwerk niet	Vrij arbeidsintensief	
Vangmethoden	Alle typen	Alle Soorten ¹	Afhankelijk van het type meer of minder gevoelig voor vandalisme	Groot, specifieke ecologische kennis is vereist	Zeer arbeidsintensief	Ontheffing nodig
Telemetrie	Alle typen	(Middel)grote zoogdieren* Kleine zoogdieren ² Amfibieën ² Reptielen ²	Niet gevoelig	Groot, specifieke ecologische kennis is vereist	Zeer arbeidsintensief	Ontheffing nodig
GPS zenders	Alle typen	(Middel)grote zoogdieren* Kleine zoogdieren ² Amfibieën ² Reptielen ²	Niet erg gevoelig (afvallen zender mogelijk)	Groot, specifieke ecologische kennis is vereist	Vrij arbeidsextensief	Ontheffing nodig

Hiervoor dient het aantal slachtoffers voor en na de installatie van faunavoorzieningen gemeten worden, bij voorkeur in combinatie met metingen uit een controle locatie. Dit monitoren gebeurt door in de ochtend te voet de berm (of op lage snelheid over de weg) de weg af te gaan op zoek naar faunaslachtoffers. Bij het registreren van faunaslachtoffers is het belangrijk om de soort, taxonomische groep, datum, tijd, leeftijd, sekse, exacte locatie, en de landschappelijke kenmerken van de vindplaats te noteren op een eenduidige wijze [Wansink *et al.*, 2013]. Deze techniek kent ook nadelen, zo is het vaak alleen mogelijk om grotere dieren waar te nemen, en bestaat de kans dat slachtoffers al verdwenen zijn (opgeruimd door mensen of dieren) voor de monitoring. Verder kunnen ook gegevens gebruik worden afkomstig van meldpunten voor wildaanrijdingen (zie bijv. www.wildaanrijding.nl via NatuurNetwerk). Wanneer enkel interesse is naar de effecten van faunavoorzieningen op de menselijke veiligheid en materiële schade, kan ook gebruik worden gemaakt van het aantal verkeersdoden en/of gewonden of uitgekeerde verzekeringsgelden voor (im)materiële schade veroorzaakt door wildaanrijdingen.

5.2.3 Monitoren van populatie variabelen

Het monitoren van populatievariabelen in het veld kan uitkomst bieden bij het bepalen van de effectiviteit van faunavoorzieningen in termen van de populatievitaliteit (ofwel de bijdrage aan het duurzaam voortbestaan van populaties). Het meten van de trend in populatiegrootte, het aantal gestorven dieren, reproductief succes, de leeftijdsverdeling, geslachtsverdeling en de bewegingen tussen populaties zijn in meer of mindere mate meetpunten die bruikbaar zijn in het bepalen van de vitaliteit van een populatie (Tabel 3). Het meest informatieve meetpunt betreft de vitaliteit van een populatie is de grootte of dichtheid van de (lokale) populatie. De populatiegrootte is namelijk gerelateerd aan de overlevingskansen van populaties, aangezien kleinere populaties een grotere kans hebben op uitsterven. De trend in populatiegrootte is dus fundamenteel voor het begrijpen hoe een populatie reageert op de constructie van faunavoorzieningen. Ook de mortaliteit (faunaslachtoffers) van een populatie een indicatie geven betreft de bijdrage van faunavoorzieningen aan de vitaliteit van populaties. Hier is echter alleen sprake van wanneer de weggebonden mortaliteit het belangrijkste effect is van wegen en verkeer op de populatie en deze reductie niet teniet wordt gedaan door een toenemende reproductie of immigratie. Hierdoor is (een reductie van) het aantal faunaslachtoffers een minder sterke indicator voor de vitaliteit van populaties in vergelijking met populatiegrootte. Ook kunnen de reproductie, de leeftijds- en geslachtsverdeling en bewegingen tussen populaties (connectiviteit) een indicator zijn voor de vitaliteit van populaties, echter zijn deze minder direct gerelateerd aan populatie vitaliteit waardoor een grotere mate van extrapolatie benodigd is. Deze meetpunten zijn vooral bruikbaar wanneer ze een van de belangrijkste effecten van wegen en verkeer op een populatie of soort zijn. Bij het monitoren van de populatievitaliteit is het dus van belang rekening te houden met de belangrijkste effecten van wegen en verkeer op de betreffende soort, en de populatievariabelen op basis hiervan te selecteren [van der Grift *et al.*, 2013].

5.2.4 Monitoren van de genetische samenstelling van populaties

De aanwezigheid van wegen en verkeer kan er voor zorgen dat de genetische diversiteit van populaties afneemt en/of de genetische differentiatie tussen deelpopulaties toeneemt. Faunavoorzieningen kunnen de genenuitwisseling tussen populaties stimuleren en zo de genetische differentiatie veroorzaakt door de infrastructuur mitigeren. Met behulp van het meten van de genetische differentiatie kan worden aangetoond of de barrièrewerking van wegen is verminderd door de constructie van faunavoorzieningen. Voor het aantonen dat dit ook een effect heeft op de vitaliteit van populaties is echter een hoge mate van extrapolatie nodig, aangezien de genetische connectiviteit in veel gevallen niet direct in verband staat met de vitaliteit van populaties. De genetische diversiteit van een deelpopulatie kan ook als meetpunt dienen voor de vitaliteit van populaties, aangezien de genetische diversiteit positief gecorreleerd lijkt aan de vitaliteit van populaties. De mate waarin de veranderingen in genetische diversiteit veroorzaakt door wegen en verkeer een effect hebben op de vitaliteit van populaties is echter vrijwel onbekend (zie: §3.6). Vandaar dat bij het gebruik van dit meetpunt de hoogste mate van extrapolatie nodig is om het te kunnen vertalen naar de vitaliteit van een populatie (Tabel 3).



Om genetische analyses uit te voeren moet genetisch materiaal van dode of levende dieren verzameld worden. Zo kan er bijvoorbeeld materiaal afgenomen worden van dieren die gestorven zijn door de jacht, natuurlijke sterfte, opgezette dieren of gevallen faunaslachtoffers. Ook kan materiaal afgenomen worden van levende dieren, zo kunnen dieren bijvoorbeeld gevangen worden waarna materiaal kan worden afgenomen of kan prikkeldraad gebruikt worden om haar van dieren te verzamelen.

5.2.5 Populatiemodellen

Naast het meten van passages, faunaslachtoffers, populatie variabelen of de genetische samenstelling van populaties kunnen ook populatiemodellen gebruikt worden om potentiële knelpunten en de effectiviteit van faunavoorzieningen te bepalen. Zo is bij het bepalen en toetsen van de knelpuntlocaties van het MJPO de duurzaamheidsanalyses van het LARCH-model gebruikt [van der Grift *et al.*, 2007]. LARCH modelleert populatie dynamische processen (van een soort of ecoprofiel) op metapopulatie-niveau binnen het netwerk (ruimtelijke samenhang) van geschikt leefgebied [Pouwels *et al.*, 2002]. De uitkomsten van dit model hebben in combinatie met gebieden aangewezen door experts tot de selectie van de op te lossen knelpunten van het MJPO geleid. Naast het bepalen van knelpunten kan met behulp van modellen ook de effectiviteit van faunavoorzieningen bepaald worden. Een mooi voorbeeld hiervan is de modelstudie naar het klimbuideldier in Australië (zie §3.4.2) [van der Ree *et al.*, 2009]. Deze studie laat zien dat het gebruik van gebiedsgerichte metapopulatie modellen inzicht kan verschaffen in de effecten van faunavoorzieningen op populaties. De auteurs geven aan dat het met zulke modellen ook mogelijk is om in gebieden waar faunavoorzieningen gepland zijn, de effecten van deze voorzieningen op populaties te simuleren, en zo te bepalen of het gewenste mitigatie-effect behaald wordt met het installeren van de voorzieningen. Modellen blijven echter een nabootsing van de werkelijkheid, en voor een betrouwbare modeloutput is lange termijn data van verscheidene populatie variabelen benodigd. Maar (meta)populatiemodellen kunnen weldegelijk inzicht verschaffen in waar knelpuntlocaties zich bevinden en hoe effectief faunavoorzieningen op die locaties kunnen zijn of zijn geweest.

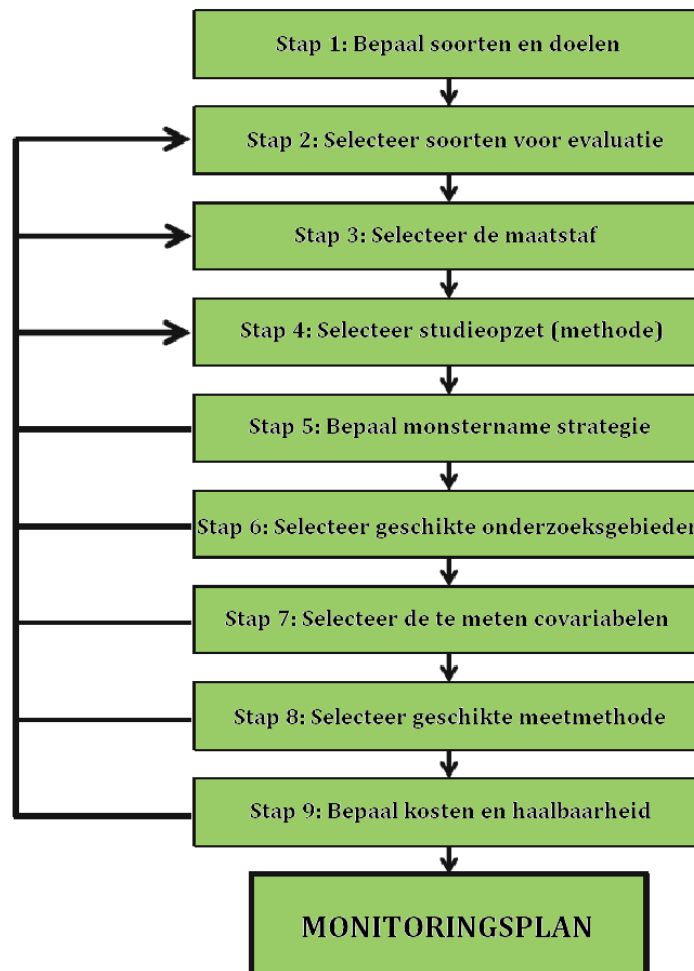
5.3 LEIDRAAD VOOR TOEKOMSTIG ONDERZOEK

Om de effectiviteit van faunavoorzieningen te evalueren is de opzet van een degelijk en haalbaar monitorings- of onderzoeksplan essentieel. Recentelijk hebben van der Grift *et al.*, (2013) de essentiële elementen van een goed opgezet onderzoek- of monitoringsplan uiteengezet in een stappenplan/leidraad voor onderzoek naar de evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen (**Figuur 31**). De belangrijkste elementen van de negen stappen in deze leidraad worden hieronder per stap uiteengezet.

5.3.1 Bepalen van soorten en doelen

De eerste stap van de leidraad richt zich op het identificeren van doelsoorten van het onderzoek en het formuleren van de specifieke doelen van de faunavoorzieningen. Vaak is er een lijst met doelsoorten beschikbaar die is samengesteld door de autoriteit verantwoordelijk voor wegen en ontsnippering in samenwerking met andere stakeholders zoals natuurbeschermers, wetenschappers (ecologen) en natuurbeheerders. Zulke lijsten zijn vaak gebaseerd op studies over faunaslachtoffers, de gedragsverandering van dieren door de aanwezigheid van wegen, modelstudies die de potentiële mitigerende werking van faunavoorzieningen aangeven en/of de mening van experts. De selectie van soorten door autoriteiten is vaak gebaseerd op overwegingen (beleid) betreffende het behoud van soorten, dierenwelzijn en veiligheid. Zo kunnen bijvoorbeeld ook soorten worden opgenomen welke niet bedreigd zijn, maar door vele aanrijdingen met automobilisten wel een gevaar zijn voor de veiligheid van automobilisten (en omgekeerd). Het komt voor dat in zulke soortenlijsten groepen soorten staan zoals kikkers of kleine zoogdieren. Voor een goed opgezet monitoring/onderzoeksplan is het belangrijk om belangrijke soorten uit zo een groep allereerst te specificeren.

Effectiviteit kan alleen gemeten worden aan de hand van een voor afgesteld doel. De doelen van faunavoorzieningen worden in mitigatie studies zelden helder geformuleerd. Wanneer dit wel het geval is zijn ze vaak niet specifiek genoeg geformuleerd om te evalueren of ze daadwerkelijk zijn behaald. Voorbeelden van zulke doelen zijn “het toestaan van migratie”, “het herstellen van de habitatconnectiviteit” en/of “het stimuleren van genenuitwisseling” [zie van der Ree *et al.*, 2007] of het ‘bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties’. Het is dus van essentieel belang om met alle stakeholders specifieke doelen te formuleren. Om tot een duidelijk doel van faunavoorzieningen te komen moet allereerst een onderscheid worden gemaakt in de mate van mitigatie. Zo kan er gestreefd worden naar geen verlies (de situatie post-faunavoorzieningen is gelijk aan de situatie zonder weg) en gelimiteerd verlies (een gelimiteerde impact van de weg is geaccepteerd). Bij de acceptatie van een gelimiteerd verlies, is het belangrijk dat bepaald wordt hoeveel verlies (in vergelijking met de situatie zonder weg) acceptabel is. Hiernaast is het van belang te bepalen welke negatieve effecten van wegen en verkeer gemitigeerd dienen te worden (bijv. faunaslachtoffers, barrièrewerking, afname in populatiegrootte en genetische effecten) en in welk tijdsbestek dit dient te gebeuren. Alleen met een lijst van doelsoorten en specifieke doelen voor mitigatie is het mogelijk om de volgende stappen voor een goed opgezet monitoringsplan (en evaluatie) te doorlopen.



Figuur 31: Stappenplan/leidraad voor het opzetten van een monitoringsplan voor de evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen [van der Grift *et al.*, 2013].

5.3.2 Selectie van soorten

De volgende stap in het opstellen van een monitoringsplan is het selecteren van soorten voor het onderzoek. Ideaal gezien is het monitoren van alle doelsoorten de beste aanpak. Maar vaak is zo een lijst met doelsoorten te lang om met het beschikbare budget te onderzoeken. Hiernaast is het vaak niet nodig alle soorten te onderzoeken aangezien veel soorten overeenkomsten vertonen in hun response op de effecten van wegen en het mitigeren hiervan. Volgens van der Grift *et al.* (2013) moeten de soorten voor onderzoek geselecteerd worden op basis van de volgende criteria:

- Selecteer soorten die sterk reageren (negatief) op de aanwezigheid van wegen en verkeer.
- Selecteer soorten die snel reageren (positief) op de aanwezigheid van faunavoorzieningen.
- Selecteer soorten die wijdverspreid zijn, dit maakt het vinden van replicatie en controle gebieden gemakkelijker.
- Selecteer soorten met een lage variabiliteit in populatiedichtheid (aangezien een hoge variabiliteit in populatiedichtheid de statistische power om de effecten van faunavoorzieningen te detecteren vermindert).
- Selecteer soorten die relatief gemakkelijk te monitoren zijn.

Hiernaast is het ook van belang rekening te houden met een even verdeling van verschillende soortgroepen, habitats en trofische niveaus.

5.3.3 Selectie van de maatstaaf

Na het selecteren van soorten moet de maatstaaf, ofwel wat we willen weten en wat er daarvoor gemeten dient te worden, geselecteerd worden. Er zijn vele manieren om de effectiviteit van faunavoorzieningen te meten, afhankelijk van de overwegingen (het behoud van soorten, dierenwelzijn en veiligheid) en de daaraan gekoppelde doelen van faunavoorzieningen. Voor het behoud van soorten is het van belang om de vitaliteit van een populatie te bepalen. Dit kan bepaald worden aan de hand van het meten van de trend in populatiegrootte/dichtheid, het aantal faunaslachtoffers, het reproductieve vermogen, de leeftijdsverdeling, de migratie tussen deelpopulaties, de genetische differentiatie en de genetische variabiliteit van de betreffende soort(en). Voor het dierenwelzijn dient de gezondheid en mortaliteit van de soort bepaald te worden. Dit kan bepaald worden aan de hand van het meten van het aantal faunaslachtoffers en het meten van het aantal dieren dat sterft door slechte gezondheid veroorzaakt door hun isolatie (de barrière werking van wegen en verkeer). Voor de veiligheid (van automobilisten) dient het aantal menselijke slachtoffers bepaald te worden. Dit kan bepaald worden aan de hand van het meten van het aantal gewonden of gestorven mensen veroorzaakt door wildaanrijdingen, de materiële of fysieke schade uitgekeerd door verzekeringen, het aantal mensen dat in ziekenhuizen beland door wildaanrijdingen of het aantal aanrijdingen in het algemeen. De selectie van de uiteindelijke maatstaaf/maatstaven vindt plaats op basis van de soort specifieke doelen van faunavoorzieningen en/of de overwegingen waarom de faunavoorzieningen geplaatst zijn.

5.3.4 Selectie van de studieopzet

Een passende studieopzet is essentieel voor het bepalen van de effectiviteit van faunavoorzieningen. Een goede opzet in ruimte en tijd is belangrijk om uiteindelijk onderbouwde en bruikbare informatie te kunnen bieden. Zoals eerder besproken is de ideale opzet een opzet volgens de BACI methode, waarbij data vergaart wordt in een onderzoeksgebied met faunavoorzieningen voor en na hun aanleg (het impactgebied) in combinatie met data vergaard uit een vergelijkbaar gebied zonder zulke maatregelen, het controlegebied (zie **Box 1**). Met zo een controlegebied kan het effect van de voorzieningen causaal worden bewezen. Een belangrijke aanname van deze methode is dat het controlegebied identieke eigenschappen heeft met het impact gebied. Aan deze aanname wordt zelden voldaan, vandaar dat replicatie van wordt aanbevolen voor en het controlegebied en het impactgebied. Er doen zich echter situaties voor waarbij een geschikte controlelocatie niet beschikbaar is. In dit geval kan een gerepliceerde BA methode een alternatief bieden. Bij deze aanpak blijft echter het gevaar bestaan dat het gevonden



effect niet veroorzaakt is door het aanleggen van de faunavoorzieningen maar door andere factoren zoals de klimaatvariabiliteit, een toename van de verkeersintensiteit en/of veranderingen in de ruimtelijke situatie mee te nemen. Dit is een belangrijk aspect dat dan meegenomen moet worden bij het analyseren van de resultaten [zie Roedenbeck *et al.*, 2007]. Er kan zich ook een situatie voordien waarbij het onmogelijk is om data van voor de aanleg van de voorziening te vergaren. Een gerepliceerde CI methode zou hier een oplossing kunnen bieden. Bij deze aanpak blijft echter het gevaar bestaan dat de gevonden verschillen veroorzaakt worden door het verschil tussen de onderzoeksgebieden zelf, aangezien geen enkel onderzoeksgebied de zelfde eigenschappen heeft. De hoeveelheid benodigde replicatie voor de CI methode is dan ook hoger in vergelijking met de replicatie benodigd voor de BACI methode. Hiernaast is integratie met ontsnipperings projecten en het daarvoor verantwoordelijke orgaan ook essentieel. Voor een optimale studieopzet moet de gekozen onderzoeksstrategie namelijk passen in het constructieschema van faunavoorzieningen, of het constructieschema worden bepaald in overleg met de onderzoeker verantwoordelijk voor de evaluatie van de effectiviteit van de voorzieningen.

5.3.5 Bepalen van de monstername strategie

Na het selecteren van soorten, de maatstaaf en de studieopzet dient bepaald te worden hoe te samplen. Belangrijke elementen hierbij zijn hoe lang en hoe vaak er gemeten dient te worden en hoeveel replicaties nodig zijn om het effect statistisch aan te kunnen tonen. De uiteindelijke invulling van de monstername strategie is sterk afhankelijk van de eigenschappen van de geselecteerde soort(en) en de gekozen maatstaf en (bijbehorende meetwaarden). Zo zal het bijvoorbeeld voor mobiele soorten met een hoge regeneratietijd meer tijd kosten om een verschil in populatiegrootte waar te nemen dan het waarnemen van een verandering in verspreiding/migratie. Hiernaast is zal voor een onderzoek met meer replicaties minder lang gemeten hoeven te worden om effecten waar te kunnen nemen in vergelijking met een studie met minder replicaties. Al deze elementen zijn sterk van elkaar afhankelijk en het wordt hierom door de auteurs aangeraden om statistische power analyses op basis van modellen te gebruiken om tot een optimale monstername strategie (aantal replicaties en duur van meten) te komen.

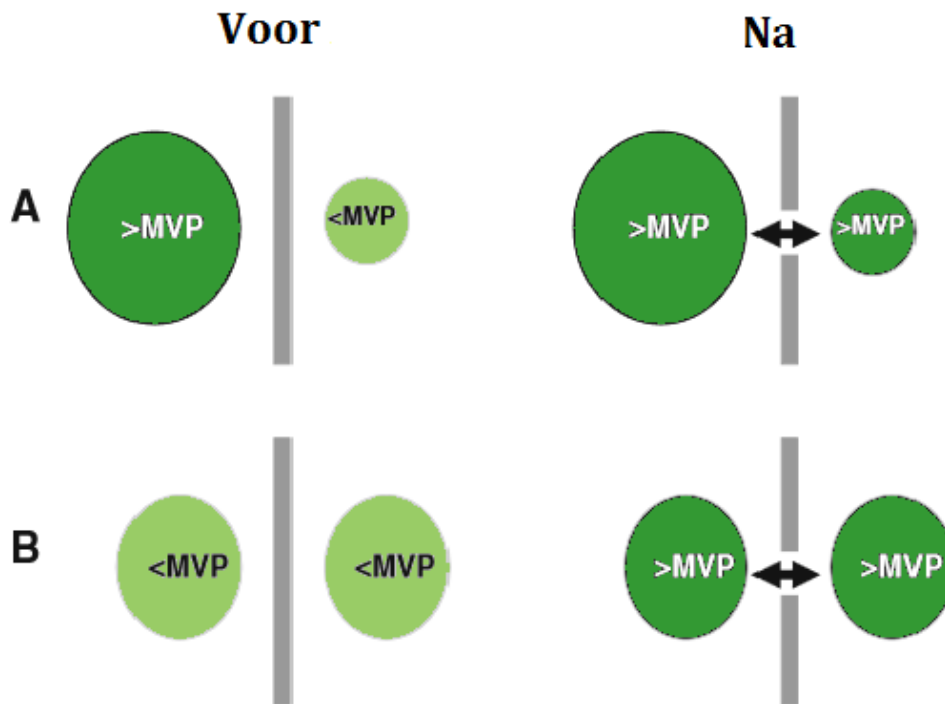
5.3.6 Selectie van geschikte onderzoeksgebieden

Bij het selecteren van geschikte onderzoeksgebieden kan onderscheid worden gemaakt tussen impact gebieden en controlegebieden. Bij de selectie van een impact gebied, ofwel de gebieden waarin bij voorkeur voor en na de installatie van faunavoorzieningen gemeten wordt is het belangrijk rekening te houden met het doel van de evaluatie. Wanneer het doel is om te evalueren of een hele set aan maatregelen binnen een ontsnipperingsplan effectief is voor een bepaalde soort, is het belangrijk om willekeurig een aantal van deze maatregelen te selecteren. Wanneer het doel of faunavoorzieningen potentie hebben om negatieve effecten te mitigeren voor een bepaalde soort is het belangrijk om een gebied met maatregel te kiezen waarbinnen het grootste effect verwacht wordt. In deze context kan een onderzoeksgebied geselecteerd worden op basis van de volgende criteria:

- Selecteer gebied(en) waarbinnen het negatieve effect van wegen en verkeer relatief groot is.
- Selecteer gebied(en) waarbinnen voldoende tijd beschikbaar is om te meten voordat de voorzieningen geconstrueerd zijn.
- Selecteer gebied(en) waarvan voldoende replica's gevonden kunnen worden.
- Selecteer gebied(en) waarbinnen meerdere maatregelen gepland zijn voor een relatief lang stuk weg, zodat de verschillende fases gerepliceerd kunnen worden opgenomen in de experimentele opzet.

Populatie effecten van faunavoorzieningen zijn naar alle waarschijnlijkheid waar te nemen in gebieden waar de vitaliteit van (meta)populaties toeneemt. Bij de selectie van faunavoorzieningen moet dus ook rekening worden gehouden met de vitaliteit (aan de hand van de 'Minimum Viable Population' (MVP)-grens van de deelpopulaties aan weerszijde van een weg (zie ook §2.2.2). Zo kunnen populatie effecten hoogstwaarschijnlijk eerder waargenomen worden in een onderzoeksgebied met aan de ene kant een

vitale populatie (boven de MVP-grens) en aan de andere kant een minder vitale populatie (onder de MVP-grens) (zie **Figuur 32**, situatie A). Hiernaast zou een impactgebied waarbij beide deelpopulaties onder de MVP-grens liggen geschikt kunnen zijn. In deze situatie moeten de deelgebieden wel van dergelijke kwaliteit en kwantiteit zijn dat de twee deelpopulaties gecombineerd één vitale populatie kan vormen na het installeren van faunavoorzieningen (zie **Figuur 32**, situatie B).



Figuur 32: Schematisch overzicht van de mogelijke effecten van faunavoorzieningen op de vitaliteit van deelpopulaties in termen van de MVP grens. Vitale populaties (>MVP) zijn donkergroen weergegeven en niet-vitale populaties (<MVP) zijn lichtgroen weergegeven [Gebaseerd op: van der Grift *et al.*, 2013].

Bij de selectie van controlegebieden (met of zonder weg) is het belangrijk dat deze gebieden zo veel mogelijk gelijk zijn aan het impactgebied. Waarbij impact- en controlegebieden wel ver genoeg van elkaar liggen om verzekerd te zijn van de onafhankelijkheid van de gebieden. Waar mogelijk kunnen controle gebieden geselecteerd worden die aan dezelfde weg gelegen zijn als het impact gebied zodat de eigenschappen van de wegen en het verkeer gelijk zijn. Zulke controlegebieden moeten dan echter niet grenzen aan de impact sites omdat dan randeffecten van de mitigatiegebieden in het controlegebied plaats kunnen vinden (zie bijv. §3.3.3).

5.3.7 Selectie van covariabelen

Naast het meten van de maatstaaf en de daaraan gekoppelde meetwaarden, zijn er ook andere variabelen (covariabelen) welke gemeten dienen te worden om de resultaten beter te kunnen interpreteren en vollediger vergelijking te kunnen maken tussen de effecten in verschillende onderzoeksgebieden. Essentiële covariabelen voor een dergelijk onderzoek zijn eigenschappen van de weg en verkeersintensiteit, eigenschappen van de faunavoorzieningen en hun gebruik en de eigenschappen binnen het onderzoeksgebied over de tijd.

5.3.8 Selectie van meetmethoden

Voor de meeste metingen uit §5.3.3 zijn vaak meerdere meetmethoden beschikbaar. Bij het selecteren van de meetmethoden moet de effectiefste en efficiëntste methode gekozen worden. Hierbij dient rekening gehouden te worden met de eigenschappen van de betreffende soort(en) en de effecten van de infrastructuur op deze soorten. Het wordt aangeraden om methoden te gebruiken die meerdere soorten tegelijk meten, om meer data te vergaren met behulp van dezelfde inspanning. Het is ook belangrijk om meerdere van de beschikbare meetmethoden per soort te gebruiken aangezien zo betere schattingen kunnen worden gemaakt voor de betreffende variabele. Hiernaast moeten de metingen identiek en zoveel mogelijk op dezelfde tijdstippen worden uitgevoerd in control en impact sites om tot betrouwbare vergelijkingen te komen.

5.3.9 Bepalen kosten en haalbaarheid

De laatste stap in het proces is het bepalen van de kosten en de haalbaarheid van het onderzoek. Naast financiële kosten is het belangrijk ook met andere belangrijke factoren zoals tijd en de ondersteuning van andere belanghebbenden rekening te houden. Om onverwachte bijkomstigheden te voorkomen is het ook belangrijk om de verschillende risico's (financieel, methodologisch, tijdsgebonden) van te voren te analyseren en zekerheden hiervoor in te bouwen.

5.4 AANBEVELINGEN VOOR TOEKOMSTIG ONDERZOEK

Hieronder worden belangrijkste aanbevelingen voor toekomstig onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen uiteengezet:

- Het is voor toekomstig onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen van belang duidelijk meetbare doelen te formuleren (SMART), om tot een volledige analyse te kunnen komen.
- Toekomstig onderzoek dient zich in grotere mate te richten op populatie-effecten in plaats van individuele effecten. Hiervoor is het van belang meer te richten op populatievariabelen in plaats van het monitoren van gebruik. Al kan het monitoren van gebruik wel inzicht verschaffen voor natuurbeheerders en omwonenden in hun functioneren in de lokale situatie.
- Bij toekomstig onderzoek dienen controle metingen en metingen voor de aanleg van faunavoorzieningen meegenomen te worden (BA/CI/BACI methode). Anders is een analyse betreft hun effectiviteit ondoenlijk.
- Al met al dient de wetenschappelijke component in deze toegepaste wetenschap dus vergroot te worden om te komen tot een volledige evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen.



HOOFDSTUK 6: Discussie en conclusie

In dit hoofdstuk worden de belangrijke bevindingen van dit rapport gepresenteerd, bediscussieerd en in het huidige natuurbeleid geplaatst om in de conclusie een antwoord te vinden op de hoofdvraag van dit rapport: *Hoe effectief zijn faunavoorzieningen in het mitigeren van de negatieve effecten van wegen en verkeer op populaties?*

6.1 BELANGRIJKE BEVINDINGEN

Hieronder worden de belangrijke bevindingen van dit rapport per deelvraag uiteengezet:

1. *Wat zijn de effecten van wegen en verkeer op de ecologie van dierpopulaties?*
Een toename van de infrastructurele dichtheid en een toename in het gebruik van dit netwerk heeft er de afgelopen decennia voor gezorgd dat natuur en landschap steeds verder zijn versnipperd. Dit heeft een veelal negatief effect op de biodiversiteit en ecosysteemfuncties. Door de afname van kwantiteit en kwaliteit van habitat van soorten, een toename van het aantal faunaslachtoffers en isolatie van populaties door de barrièrewerking van wegen, neemt de uitstervingskans van populaties toe. Het uitsterven van populaties door de aanwezigheid van wegen kan vergaande gevolgen hebben voor het gehele ecosysteem. Een belangrijk middel om deze negatieve effecten van de infrastructuur tegen te kunnen gaan is het aanleggen van faunavoorzieningen. Vandaar dat dergelijke constructies de afgelopen decennia dan ook steeds vaker ingezet zijn in dichtbevolkte gebieden met een dicht infrastructureel netwerk. (zie §2.3 - §2.5)
2. *Hoe worden faunavoorzieningen gebruikt, van welke factoren is dit gebruik afhankelijk en wat zegt dit gebruik over de effectiviteit van faunavoorzieningen?*
Om na te gaan of zulke faunavoorzieningen functioneel zijn in het verschaffen van een veilige doorkruising van de infrastructuur is het gebruik ervan veelvuldig gemonitord. Uit dit onderzoek blijkt dat zulke voorzieningen gebruikt worden door een breed scala aan diersoorten. Hoeveel faunavoorzieningen gebruikt worden door dieren is afhankelijk gebleken van verscheidene factoren zoals de betreffende doelsoorten van de voorziening, de gewinning door soorten, de locatie en het ontwerp van de voorzieningen, seizoen aspecten en de mate van recreatief medegebruik en onderhoud. Het veelal frequente gebruik van faunavoorzieningen laat zien dat deze effectief zijn in het reduceren van de versnipperingsproblematiek voor een scala aan diersoorten. Aan het gebruik door een individu kan de logische verwachting worden gekoppeld dat voor dit individu de habitat connectiviteit is verbeterd, de aanrijdingskans is verminderd en/of beter aan zijn biologische behoeften wordt voldaan. Op basis van de theorie (eiland- en metapopulatietheorie) mag worden aangenomen dat het gebruik van voorzieningen ook een positief effect zal hebben op de populatie. Indirect mag ook worden aangenomen dat wanneer de situatie voor een individu verbetert dit ook doorwerkt in de populatie. Echter is het gebruik van voorzieningen door individuen geen direct bewijs dat deze bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. (zie § 3.2)
3. *Dragen faunavoorzieningen bij aan het verminderen van het aantal faunaslachtoffers rondom (rijks)wegen?*
Vooral voor soorten die onder druk staan door aanrijdingen kan het reduceren van het aantal faunaslachtoffers direct bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Uit de literatuur blijkt dat faunavoorzieningen effectief lijken te zijn in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers. De signalen uit het veld bevestigen dit beeld, aangezien het leeuwendeel (81%) van de respondenten aangeeft een afname in het aantal faunaslachtoffers waargenomen te hebben bij de aanwezigheid van faunavoorzieningen. Wel zijn deze effecten soort specifiek en is er meer goed opgezet (BACI) onderzoek nodig om dit onomstotelijk te bewijzen. Het is hiernaast belangrijk gebleken afrasteringen en passages in te richten naar de betreffende doelsoorten in de regio en rekening te houden met het 'randeffect' om tot een optimaal resultaat te komen. Het is namelijk aannemelijk dat wanneer problemen betreft



faunaslachtoffers op de ene weg opgelost zijn door de aanleg van maatregelen, het zich kan verplaatsen naar andere wegen in de regio zonder maatregelen. (zie § 3.3 en § 4.2.3)

4. *Dragen faunavoorzieningen bij aan de groei van populaties?*

De grootte of dichtheid van een populatie is de belangrijkste te meten variabele voor de vitaliteit van populaties. De toename van de populatiegrootte door de aanleg van faunavoorzieningen is daardoor de belangrijkste indicator voor de effectiviteit van faunavoorzieningen in het bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Tijdens het literatuuronderzoek zijn slechts twee voorbeelden gevonden van populatiegroei die (mede) veroorzaakt is door de aanwezigheid van faunavoorzieningen. Een van deze studies betrof een modelstudie. Ook vanuit de geraadpleegde experts is er onduidelijkheid of faunavoorzieningen bijdragen aan herstel van de populatiegrootte, 38% van de respondenten geeft aan populatiegroei te hebben waargenomen, waar 54% aangeeft hier geen mening over te hebben. Dit geeft een indicatie dat faunavoorzieningen kunnen bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties; op basis van deze onderzoeken kunnen echter geen definitieve conclusies worden getrokken. Verder onderzoek dat de populatiegrootte koppelt aan de aanwezigheid van faunavoorzieningen is wordt daarom ook noodzakelijk voor het verschaffen van meer inzicht in de bijdrage van voorzieningen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. (zie § 3.4 en § 4.2.4)

5. *Zijn er gebieden ge(her)koloniseerd door de aanwezigheid van faunavoorzieningen?*

Door de aanleg van faunavoorzieningen kunnen voorheen moeilijk bereikbare leefgebieden, bereikbaarder worden voor individuen uit een populatie. Hierdoor ontstaat de mogelijkheid dat voorheen geïsoleerde leefgebieden gekoloniseerd worden. Voorbeelden van kolonisatie door de aanleg van faunavoorzieningen zijn zeer zeldzaam in de literatuur. In deze studie is enkel een voorbeeld van kolonisatie door de das rond de locatie Eindegooi tussen Utrecht en Noord-Holland gevonden. Dit komt waarschijnlijk omdat losse kolonisatiewaarnemingen in het veld zelden hun weg naar de literatuur vinden. Uit de enquêtestudie komt wel naar voren dat faunavoorzieningen in zekere mate bij lijken te dragen aan (her)kolonisatie. Volgens 50% van de natuurbeheerders vinden namelijk kolonisatieprocessen plaats door de aanwezigheid van faunavoorzieningen. (zie § 3.4 en § 4.2.5)

6. *Dragen faunavoorzieningen bij aan de genetische gezondheid van deelpopulaties?*

De isolatie van populaties door de barrièrewerking van wegen en verkeer heeft veelal een negatief effect op de genetische samenstelling van populaties. Vanuit de theorie (eiland- en metapopulatietheorie) mag worden aangenomen dat faunavoorzieningen de genetische uitwisseling tussen populaties bevorderen door het verschaffen van een veilige oversteek voor individuen tussen deelpopulaties. Ook hiervoor is echter weinig empirisch bewijs. Het is ook niet bekend welke invloed de effecten op de genetische samenstelling hebben op de vitaliteit van populaties. Faunavoorzieningen zouden dus wel kunnen zorgen dat de genetische differentiatie tussen deelpopulaties afneemt en de genetische diversiteit van een populatie als geheel toeneemt, maar of dit bijdraagt aan het duurzaam voortbestaan van populaties is onbekend. Om op dit vlak meer inzicht te krijgen is goed opgezet langdurig onderzoek naar deze genetische effecten op de vitaliteit van populaties en het mitigeren van deze effecten met faunavoorzieningen vereist (zie § 3.5).

7. *Wat zijn observaties uit het veld of indrukken van natuurbeheerders en veldexperts rondom de effectiviteit van faunavoorzieningen?*

De bevindingen uit de literatuur en de enquête onder natuurbeheerders komen over het algemeen redelijk met elkaar overeen. Zo bevestigen natuurbeheerders dat faunavoorzieningen bijdragen aan de habitatconnectiviteit en het verminderen van het aantal faunaslachtoffers en is het ook voor veel natuurbeheerders onduidelijk of faunavoorzieningen bijdragen aan populatiegroei of -herstel. In tegenstelling tot de bevindingen uit de literatuur geeft de helft van de natuurbeheerders aan dat er kolonisatie is waargenomen in zijn beheersgebied door de aanleg van faunavoorzieningen. Dit benadrukt dat deze processen wel degelijk plaatsvinden maar niet snel gerapporteerd worden in de literatuur. Ook

wat betreft recreatief medegebruik verschillen de signalen uit het veld met de bevindingen uit de literatuurstudie. Recreatief medegebruik lijdt volgens 31% van de respondenten wel tot een verminderd gebruik door dieren, vooral respondenten uit het oosten van het land geven aan dat recreatief medegebruik leidt tot een afname in gebruik door dieren. Hiernaast lijken vooral ecoducten habitat te vormen voor diersoorten, waar andere voorzieningen (zoals bijv. faunatunnels en loopstroken) vooral dienen als passagemogelijkheid. Natuurbeheerders geven over het algemeen aan dat faunavoorzieningen vaak, maar niet altijd (gemiddeld tot sterk) bijdragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling. Van overlast door de aanleg van faunavoorzieningen lijkt maar in enkele gevallen sprake. (zie §4.2 en §4.3)

8. *Wat zijn aandachtspunten voor toekomstig onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen?*

Veel wetenschappers en natuurbeheerders onderstrepen het belang van toekomstig onderzoek om de effectiviteit van faunavoorzieningen te evalueren. Er zijn verschillende methoden waarmee de effectiviteit van faunavoorzieningen te onderzoeken valt, afhankelijk van het te mitigeren effect of meetdoel (veiligheid, dierenwelzijn en mortaliteit en de populatievitaliteit) en de soort. Wanneer het doel van faunavoorzieningen een verbetering van de verkeersveiligheid is, kunnen de aantallen doden en gewonden veroorzaakt door wildaanrijdingen het best gebruikt worden als meetvariabele, gevolgd door uitgekeerde verzekeringspremies en het aantal ziekenhuisopnamen. Wanneer het doel van de voorzieningen een verbetering van het dierenwelzijn en een vermindering van de mortaliteit van dieren betreft, is de verandering in het aantal faunaslachtoffers voor en na de aanleg en dieren gestorven door de isolatie veroorzaakt door wegen de meest geschikte meetvariabelen. Het hoofddoel van faunavoorzieningen is bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Omtrent dit doel is de meeste onduidelijkheid en dus ook de meeste behoefte aan toekomstig onderzoek. Meetpunten die hiervoor het beste gebruikt kunnen worden (ofwel waar de minste mate van extrapolatie benodigd is) zijn respectievelijk de trend in populatiegrootte, het aantal gestorven dieren, het reproductief succes, de leeftijdsverdeling, geslachtsverdeling, bewegingen tussen populaties, de genetische differentiatie tussen deelpopulaties en de genetische diversiteit van een populatie (**Tabel 3**). Onderzoek naar deze meetpunten moet bij voorkeur opzet worden volgens de BACI methode en indien voldoende replicaties mogelijk zijn, kan ook de BA of CI methode uitkomst bieden (**Box 1**). Betreft de keuze van een onderzoeksgebied heeft een gebied met aan de ene kant een vitale populatie (boven de MVP-grens) en aan de andere kant een minder vitale populatie (onder de MVP-grens) de voorkeur aangezien hier de kans het grootst is dat populatie-effecten optreden door de aanleg van faunavoorzieningen. Hiernaast is het belangrijk om de meetmethoden aan te passen aan de soorten voor de evaluatie, covariabelen te meten en de kosten en haalbaarheid van het onderzoek/monitoringsplan te bepalen. (zie §5.2 en §5.3)

6.2 DISCUSSIE

De hoofdvraag in dit rapport is hoe effectief faunavoorzieningen zijn in het mitigeren van de effecten van wegen en verkeer op populaties. Dit gebeurt aan de hand van een literatuurstudie. In deze studie is ernaar gestreefd zoveel mogelijk literatuur over dit onderwerp te vergaren. Het blijft echter niet onmogelijk dat hierbij bepaalde studies (voornamelijk grijze literatuur) betreft deze onderwerpen niet gevonden zijn en daarom niet behandeld worden in dit rapport. Er is gestreefd naar een zo groot mogelijke volledigheid in het beschikbare tijdsbestek. Hiernaast is ook gebruik gemaakt van een enquêtestudie. Deze studie is bedoeld om inzicht te verschaffen in de indrukken van natuurbeheerders en hun waarnemingen in het veld. Door de beperkte replicatie (n=26) van deze studie is het statistisch analyseren van deze data onmogelijk. Hierdoor moeten deze resultaten met enige voorzichtigheid behandeld worden. Ze geven wel degelijk een indruk over hoe natuurbeheerders over de verschillende onderwerpen denken. Maar op basis van deze gegevens kunnen door de beperkte replicatie geen vergaande conclusies worden getrokken.

Effectiviteit is gedefinieerd als ‘*de mate van het bereiken van een voor afgesteld doel*’. Het is voor een effectiviteits-analyse dus van essentieel belang een duidelijk en meetbaar doel te formuleren en de mate waarin dit doel bereikt dient te worden te bepalen. Hiervan is omtrent faunavoorzieningen in de meeste gevallen geen sprake, wat de evaluatie van de effectiviteit van faunavoorzieningen bemoeilijkt. Het wordt



daarom aangeraden om samen met beleidsmakers, uitvoerders en experts doelen voor faunavoorzieningen op te stellen volgens het SMART-principe. Zulke doelen zijn namelijk Specifiek, Meetbaar, Acceptabel, Realistisch en Tijdsgebonden. Hierbij is het belangrijk (acceptabel en realistisch) te specificeren welk(e) effect(en) van wegen en verkeer gemitigeerd dienen te worden, in welke mate en in welk tijdsbestek dit dient te gebeuren. Doelen als “een vermindering van 80% van het aantal faunaslachtoffers in 2 jaar” of “een 40% toename van de populatiegrootte voor in 10 jaar” is immers gemakkelijker te evalueren dan de doelen “het verminderen van het aantal faunaslachtoffers” of “bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties”. Ideaal gezien zouden zulke doelstellingen per soort en maatregel(en) op een knelpuntlocatie worden geformuleerd.

Echter moet het stellen van SMART doelstellingen geen doel op zich zijn, maar gezien worden als een instrument om de evaluatie van faunavoorzieningen te verbeteren en te vergemakkelijken. Zeker binnen het natuurbeleid kan het stellen van SMART doelstellingen namelijk snel leiden tot een te technocratische benadering van natuurbeheer, gefocust op doelstellingen voor soorten. Langere termijn doelen gefocust op de ontwikkeling van een bepaald natuurgebied in plaats van specifieke soorten kan een meer realistisch en ontspannen benadering van natuurbeheer verschaffen [zie Rli, 2013]. Echter neemt dit niet weg dat voor het evalueren van de effectiviteit van faunavoorzieningen het formuleren van concretere doelstellingen het evaluatieproces gemakkelijker en concreter kan maken en zo meer inzicht kan verschaffen of de gebruikte middelen efficiënt zijn ingezet.

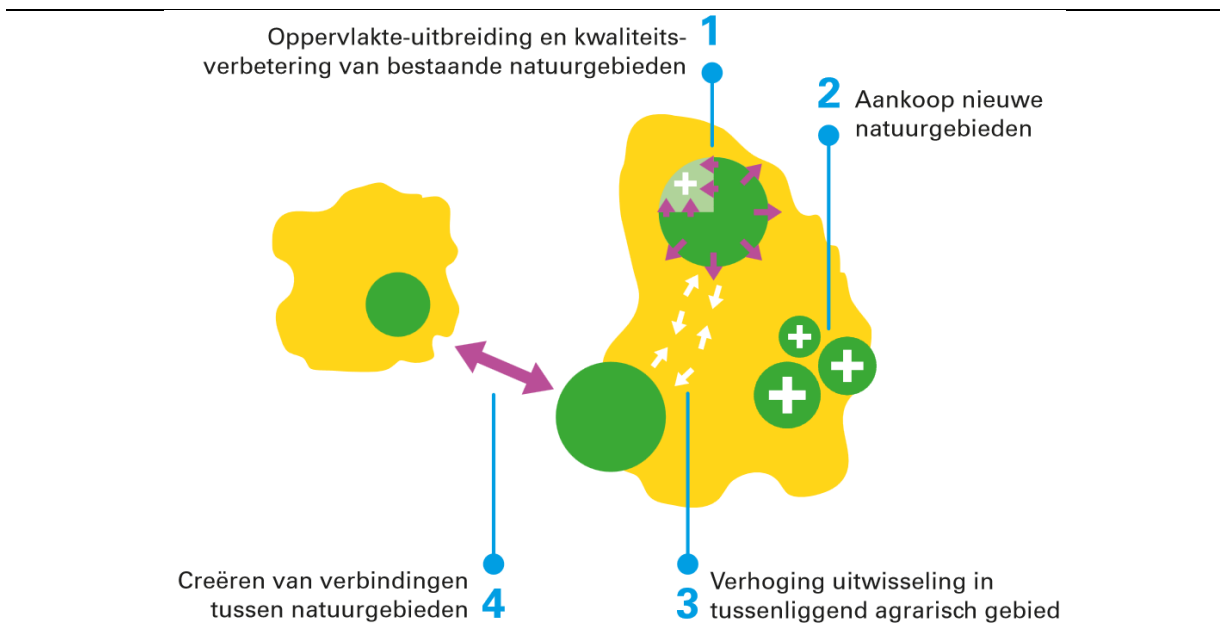
Ook al zijn de doelen van faunavoorzieningen niet helder en specifiek geformuleerd, valt er wel degelijk een evaluatie uit te voeren betreft hun functionaliteit en effectiviteit. Faunavoorzieningen zijn gedefinieerd als *‘constructies die de permeabiliteit van de infrastructuur vergroten door het faciliteren van een veilige oversteek voor dieren en het voorkomen van aanrijdingen’*. Het gebruik van faunavoorzieningen laat zien dat faunavoorzieningen een veilige doorkruising van de infrastructuur voor dieren kunnen verschaffen. Hiernaast laat onderzoek zien dat faunavoorzieningen bijdragen in het voorkomen van wildaanrijdingen en faunaslachtoffers (Tabel 2). Hieruit mag geconcludeerd worden dat faunavoorzieningen functioneel zijn in het verschaffen van een veilige oversteek en het voorkomen van wildaanrijdingen. Hiernaast heeft het onderzoek naar gebruik en de factoren waarvan dit afhankelijk is ervoor gezorgd dat ze steeds verder geoptimaliseerd zijn in hun functioneren.

Om de effectiviteit van faunavoorzieningen te kunnen bepalen wordt in dit onderzoek per doel geanalyseerd hoe effectief ze zijn. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de subdoelen *‘het verminderen van de hoeveelheid faunaslachtoffers (en verkeersincidenten)’*, *‘het vergroten van de beschikbaarheid en toegankelijkheid van leefgebieden (connectiviteit)’*, *‘het bevorderen van de genetische uitwisseling tussen deelpopulaties’* en het hoofddoel *‘het duurzaam voortbestaan van dierpopulaties mogelijk maken’*, zoals gesteld in §2.5.1. Faunavoorzieningen lijken effectief in het verminderen van het aantal faunaslachtoffers en wildaanrijdingen, vooral voor grote zoogdieren (hoefdieren), amfibieën en reptielen (Tabel 2). Of een vermindering van het aantal faunaslachtoffers direct bijdraagt aan het duurzaam voortbestaan hangt sterk af van de betreffende soort in zijn specifieke leefgebied. Het gebruik van faunavoorzieningen laat zien dat ze effectief zijn in het verbeteren van de connectiviteit van faunavoorzieningen voor het individuele dier. Faunavoorzieningen zijn dus effectief in het verbeteren van de connectiviteit voor het individuele dier en ze lijken hierin op basis van de theorie ook effectief te zijn voor de populatie. Toekomstig onderzoek moet dit uitwijzen. Hetzelfde geldt voor onderzoek naar de genetische samenstelling van populaties. Of faunavoorzieningen de genetische samenstelling van populaties verbeterd en of dit een effect heeft op de vitaliteit van populaties is namelijk ook onduidelijk.

Het is dus niet zo dat we niets weten betreft de effectiviteit van faunavoorzieningen, maar er is te weinig onderzoek beschikbaar om te kunnen zeggen dat ze wel of niet effectief zijn en hoe effectief ze bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Om dit te kunnen bewijzen en te kwantificeren is er meer goed opgezet onderzoek (zie Hoofdstuk 5) nodig naar de effecten van faunavoorzieningen op populatie niveau.



Het aanleggen van faunavorzieningen is niet de enige maatregel die binnen het natuur (EHS) beleid getroffen wordt om (bedreigde) soorten te beschermen. Dit maakt het vaak moeilijk om een causaal verband te stellen tussen de aanwezigheid van faunavorzieningen en een toename in de vitaliteit van een populatie, zoals voor de das in Eindhoven het geval is (§3.4.1). Zo worden naast het aanleggen van faunavorzieningen natuurgebieden waar mogelijk vergroot, wordt de kwaliteit van het leefgebied verbeterd, worden natuurgebieden nieuwe natuurgebieden ontwikkeld en passagemogelijkheden binnen het agrarisch landschap gecreëerd. Ook worden in het kader van soortbescherming dieren uitgezet in gebieden waar populaties onder druk staan. Het mag worden verwacht dat deze maatregelen elkaar versterken in hun bijdrage aan het duurzaam voortbestaan van populaties. Of faunavorzieningen (en andere maatregelen) bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties zou hierdoor ook geïntegreerd kunnen worden in de evaluatie van de effectiviteit van alle maatregelen binnen het natuurbeleid, ofwel binnen de evaluatie van het functioneren en de effectiviteit van de EHS in het behouden van de natuur en de biodiversiteit.



Figuur 33: Prioriteitsstelling bij de inzet van middelen voor natuurbescherming [Rli, 2013]

Recentelijk heeft de adviesraad voor de leefomgeving en infrastructuur het adviesrapport “Onbeperkt houdbaar: naar een robuust Natuurbeleid” gepresenteerd aan de staatssecretaris voor Natuur [Rli, 2013]. De raad stelt hierin voor om uit oogpunt van effectiviteit van de inzet van middelen de volgende prioriteitsvolgorde te hanteren. Allereerst zou waar mogelijk oppervlakte en kwaliteit van bestaande natuurgebieden vergroot of verbeterd dienen te worden, gevolgd door de aankoop van nieuwe natuurgebieden en het verhogen van de uitwisseling in tussenliggend agrarisch gebied en pas als laatste optie wordt het creëren van verbindingen (bijv. faunavorzieningen) tussen natuurgebieden aangeraden (**Figuur 33**). Deze prioriteitenstelling is mede gebaseerd op onderzoek van mathematisch bioloog Ovaskainen (2013) die op basis van de relatie tussen soortenrijkdom en oppervlakte berekend heeft dat het verbinden van natuurgebieden alleen effectief is bij het verbinden van gebieden met een grootte van 500-5000 hectare. De auteur geeft hierbij aan dat deze oppervlakterange weinig houvast geeft voor de Nederlandse praktijk.

Deze lage prioriteitenstelling voor verbinden in combinatie met de toenemende negatieve publiciteit rond faunavorzieningen (ecoducten) geïnduceerd door ecologen kunnen argumenten verschaffen voor een bezuinigende overheid om de bouw van natuurverbindingen (lees: faunavorzieningen) terug te dringen of zelfs tot een halt te roepen. Hierdoor zou flankerend infrastructureel beleid, gericht op het behouden van de natuur en de biodiversiteit verloren kunnen gaan. Het is Nederland echter vaak niet mogelijk om

de drie maatregelen die qua prioriteit boven het verbinden van natuurgebieden uitgaan uit te voeren. Het is namelijk vaak niet mogelijk om bestaande natuurgebieden te vergroten en ook de ruimte voor uitbreiding met nieuwe natuurgebieden ontbreekt vaak in dit dichtbebouwde Nederlandse landschap. Hiernaast wordt er al hard aan de verbetering van de kwaliteit van de natuur gewerkt en is er al sprake van agrarisch natuurbeheer. Dan blijft als laatst mogelijke maatregel het verbinden van natuurgebieden met behulp van faunavoorzieningen over. In een sterk door de infrastructuur versnipperd en dichtbevolkt land als Nederland lijkt het aanleggen van natuurverbindingen hierdoor dus onvermijdelijk en waarschijnlijk zelfs noodzakelijk. Ecologen zouden dit misschien beter richting de media kunnen uiten om dit beleid (en de natuur) in stand te houden en draagvlak te creëren in plaats van telkens vraagtekens te blijven stellen bij hun effectiviteit. Dit wil niet zeggen dat verder onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen niet gewenst is, integendeel zelfs, zulk onderzoek kan juist meer inzicht verschaffen in hoe en waarom bepaalde middelen in de toekomst efficiënt ingezet dienen te worden om de natuur en biodiversiteit in Nederland te behouden.



6.3 CONCLUSIE

Faunavoorzieningen zijn functioneel in het verschaffen van een veilige doorkruising van de infrastructuur voor individuele dieren. Dit laat zien dat ze effectief zijn in het mitigeren van het versnipperingsprobleem voor het individu, aangezien mag worden aangenomen dat hierdoor de connectiviteit en kans op aanrijding verminderd en er beter wordt voldaan aan zijn biologische behoeften. Hieraan mag de logische verwachting gekoppeld worden dat de populatie zelf hier ook beter van wordt, dit is daarvoor echter geen direct bewijs. De vraag of faunavoorzieningen effectief bijdragen aan het duurzaam voortbestaan van populaties is op het moment van schrijven niet simpelweg met ja of nee te beantwoorden. Aanwijzingen uit bestaand onderzoek en de indrukken en waarnemingen van natuurbeheerders laten zien dat faunavoorzieningen in zekere mate effectief lijken te zijn op populatieniveau. Zo lijken faunavoorzieningen voor bepaalde soorten effectief in het reduceren van het aantal faunaslachtoffers, het verbeteren van de connectiviteit van leefgebieden (gebruik), en zijn er enkele voorbeelden van populatiegroei en kolonisatie door de aanleg van faunavoorzieningen. Of ze de genetische samenstelling van populaties verbeteren en of dit doorwerkt in de vitaliteit van populaties is onbekend. Het bewijs uit dit onderzoek is te dun om te kunnen concluderen of de voorzieningen effectief zijn of niet. Hierbij komt dat de doelstellingen van deze voorzieningen niet specifiek en meetbaar genoeg zijn geformuleerd, wat het analyseren van hun effectiviteit bemoeilijkt. Toekomstig onderzoek naar hun effectiviteit is dus nodig om te kwantificeren hoeveel ze bijdragen en inzicht te verschaffen hoe (en waarom) bepaalde middelen bestemd voor het behouden van de natuur en biodiversiteit in de toekomst effectief kunnen worden ingezet. Voor dit onderzoek zou de prioriteit moeten liggen bij het analyseren van populatie-effecten in plaats van individuele effecten (gebruik van voorzieningen). Hiervoor is het van groot belang de wetenschappelijke component binnen het toegepaste onderzoek naar faunavoorzieningen te vergroten.





LITERATUUR

- **Adriaens, T., Peymen, J. & Decler, K. (2004).** Afbakening en inrichting van de natuurverbingsgebieden (nvbg): opmaak van een methodologische studie: voorbereidende studie ter stimulering, ondersteuning en begeleiding van de provincies in uitvoering van het decreet natuurbehoud en het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud, 2004(09). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel : Belgium. 133 pp.
- **Alterra. (2001).** Handboek Robuuste Verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.
- **Arens, P., van der Sluis, T., van't Westende, W. P. C., Vosman, B., Vos, C. C., & Smulders, M. J. M. (2007).** Genetic population differentiation and connectivity among fragmented moor frog (*Rana arvalis*) populations in the Netherlands. *Landscape Ecology*, 22, 1489–1500.
- **Aresco, M. J., (2005)** Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a North Florida lake. *Journal of Wildlife Management* 69(2). pp. 549-560.
- **Armbruster, P., & Reed, D. H. (2005).** Inbreeding depression in benign and stressful environments. *Heredity*, 95, 235–242.
- **Autosnelwegen.nl**, Netwerkontwikkeling. Website bezocht op 2-2-2013 via link: www.autosnelwegen.nl.
- **Bager, A., & Fontoura, V. (2013).** Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering*, 53, 31-38.
- **Balkenhol, N., & Waits, L. P. (2009).** Molecular road ecology: Exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18, 4151–4164.
- **Barichivich, W. J., & Dodd Jr, C. K. (2002).** The effectiveness of wildlife barriers and underpasses on US highway 441 across prairie state preserve, Alachua County, Florida. Phase II post-construction final report. Florida department of transportation.
- **Beheersoverleg Dassen (1983).** Beleidsaanbevelingen inzake het behoud en herstel van de dassenpopulatie in Nederland. Beleidsnota voor de Minister van Landbouw, Natuur en Visserij. Ministerie van LNV, the Hague, the Netherlands.
- **Berendsen, R., (2006)** Een studie naar genetische variatie en populatie substructuur bij edelherten en wilde zwijnen op de Veluwe. Msc. rapport, Alterra, Wageningen.
- **Bissonette, J. A., & Adair, W. (2008).** Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141(2), 482-488.
- **Bissonette, J. A., Kassir, C. A., & Cook, L. J. (2008).** Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human-Wildlife Interactions*, 61.
- **Boonman, M. (2011)** Het gebruik van duikers onder wegen en spoorlijnen door vleermuizen; Relatie tussen afmetingen en gebruik. Bureau Waardenburg (rapport nr.: 10-214), Culemborg.
- **Braden, A.W. et al., (2008)** Florida Key deer *Odocoileus virginianus clavius* underpass use and movements along a highway corridor. *Wildlife Biology* 14(1):155-163.
- **Brandjes, G.J. & van Vliet, F. (2006)** Monitoring gebruik faunapassages Rijkswaterstaat Utrecht: Onderzoek op 13 locaties langs rijkswegen A12, A27 en A28. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- **Brandjes, G.J., F. Van Vliet, H.J.J. Sips & R. van Beurden, (2006).** Monitoring gebruik faunapassages Rijkswaterstaat Utrecht. Onderzoek boomarterbrug (A12) en Ecoduct Leusderheide (A28). Bureau Waardenburg, Culemborg.
- **Cain, A.T., Tuovila, V.R., Hewitt, D.G., Tewes, M.E. (2003).** Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in southern Texas. *Biological Conservation*, 114 pp. 189–197.



- **Clevenger, A. P., & N. Waltho. (2003).** Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. Pages 293–302 in C. L. Irwin, P. Garrett, and K. P. McDermott, editors. *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, USA.
- **Clevenger, A.P. & Waltho, N. (1999).** Dry drainage culvert use and design considerations for small- and medium-sized mammal movement across a major transportation corridor. In: Evink, G.L. Garrett, P. Zeigler, D. Berry J., (Eds.) *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. FL-ER-69-98, Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL (1999), pp. 263–277.
- **Clevenger, A.P. & Waltho, N. (2000).** Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14, pp. 47–56.
- **Clevenger, A.P. & Waltho, N. (2005).** Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121, pp. 453–464.
- **Clevenger, P.A. et al. (2001)** Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 2001, 29(2). pp. 646–653.
- **Corlatti, L., Hackländer, K., & Frey-Roos, F. (2009).** Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23, 548–556.
- **De Zoogdiervereniging (2013).** De Das (*Meles meles*). Website bezocht op 1/5/2013 via de lionc: <http://www.zoogdiervereniging.nl/node/275>.
- **Dekker, J.J.A. & Bekker, G.A. (2010).** Badger (*Meles meles*) road mortality in the Netherlands: the characteristics of victims and the effects of mitigation measures. *Lutra* 53(2). pp. 81–92.
- **Desender, K., Maelfait, J.-P., & Honnay, O. (2002).** Assumed and observed effects of habitat fragmentation on populations of wild animals and plants. Abstract International Symposium “Habitat fragmentation, effects and remedies” organized by the Royal Society of Natural Sciences Dodonaea.
- **Dodd, K. et al., (2004)** Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily travelled highway in Florida. *Biology conservation* 118. pp. 619–631.
- **Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., Ogren, K., & Schweinsburg, R. E. (2012).** Wildlife-Vehicle Collision Mitigation for Safer Wildlife Movement across Highways: State Route 260 (No. FHWA-AZ-12-603).
- **Dodd, N.L. et al., (2007c)** Role of Fencing in Promoting Wildlife Underpass Use and Highway Permeability. In *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation*, edited by C. Leroy Irwin, Debra Nelson, and K.P. McDermott. Raleigh, NC: Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, 2007. pp 475–487.
- **EEA (European Environment Agency) & FOEN (Swiss Federal Office for the Environment) (2011).** Landscape fragmentation in Europe. EEA Report No 2/2011. EEA, Copenhagen.
- **Eigenbrod, F. et al., (2008)** Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23. pp. 1590–168.
- **EL&I, BZK & IPO (2011).** Onderhandelingsakkoord Decentralisatie natuur. Rijksoverheid, Den Haag.
- **Elliott, D., & Stapp, P. (2007).** Effects of a Purpose-Built Underpass on Wildlife Activity and Traffic-Related Mortality in Southern California: The Harbor Boulevard Wildlife Underpass.
- **Epps, C. W., Wehausen, J. D., Bleich, V. C., Torres, S. G., & Brashares, J. S. (2007).** Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology*, 44, 714–724.
- **Epps, C.W., Palsbøll, P. J., Wehausen, J. D., Roderick, G. K., Ramey, R. R., II, & McCullough, D. R. (2005).** Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8, 1029–1038.

- **Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009)** Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecological Society* 14. 21.
- **Fahrig, L. (2002)**. Animal populations and roads. In: *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation and the Environment* (eds Evink GL, Garret P, Zeigler D), pp. 9–11. The Center for Transportation and the Environment at North Carolina State University, Raleigh, VA.
- **Fahrig, L. (2003)**. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.
- **Fahrig, L., Pedlar, J.H., Pope, E., Taylor, P.D., Wegner, J.F. (1995)**: Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Con- serv.* 73: 177-182.
- **Ficleto, G. F., Garner, T. W. J., & De Bernardi, F. (2007)**. Genetic diversity, but not hatching success, is jointly affected by postglacial colonization and isolation in the threatened frog, *Rana latastei*. *Molecular Ecology*, 16, 1787–1797.
- **Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998)**. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207–231.
- **Forman, R.T.T. (1995)**. *Land Mosaics – The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge/New York.
- **Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T., Winter, T.C. (2002)**. *Road Ecology; Science and Solutions*, Island Press, Washington DC.
- **Gagnon, J. W. et al., (2011)**. Factors associated with use of wildlife underpasses and importance of long-term monitoring. *The Journal of Wildlife Management*, 75(6), 1477-1487.
- **Gerlach, G., & Musolf, K. (2000)**. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, 14(4), 1066-1074.
- **Gibbs, J. P. & Shriver, W.G. (2002)**. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16. pp. 1647-1652.
- **Glista, D.J., De Vault T.L., DeWoody J.A. (2009)**. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landsc. Urban Plan* 91:1–7.
- **Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A., (2008)**. Vertebrate road mortality predominately impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology* 3,77–87.
- **Gloyne, C. C., & Clevenger, A. P. (2001)**. Cougar Puma concolor use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology*, 7(2), 117-124.
- **Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek, (1996)**. Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Colisiones de trafico ungulados en Europa*, *Conservation Biology* volume 10, no. 4, august 1996.
- **Hanski, I, Moilanen, A. & Gyllenberg (1996)**. Minimum Viable Population size. *American Naturalist* 147. pp. 527-541.
- **Hanski, I. & Gilpin, M. (1991)**. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biol. J. Linn. Soc. Lond.* 42. pp. 3-16.
- **Harrison, S., and Taylor A. D. (1997)**. Empirical evidence for metapopulation dynamics. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, California, USA pp. 27-42.
- **Hebblewhite, M., Percy, M. and Serrouya, R. (2003)**. Black bear (*Ursus Americanus*) Survival and demography in the Bow Valley of Banff National Park, Alberta. *Biological Conservation* 112. pp. 415-425.
- **Hepenstrick, D., Thiel, D., Holderegger, R., & Gugerli, F. (2012)**. Genetic discontinuities in roe deer (*Capreolus capreolus*) coincide with fenced transportation infrastructure. *Basic and Applied Ecology*.



- **Hitchings, S. P., & Beebee, T. J. C. (1997).** Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: Implications for biodiversity conservation. *Heredity*, 79, 117–127.
- **Hitchings, S. P., & Beebee, T. J. C. (1998).** Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, 11, 269–283.
- **Holderegger, R., & Di Giulio, M. (2010).** The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522–531.
- **Holzhauser, S. I. J., Ekschmitt, K., Sander, A.-C., Dauber, J., & Wolters, V. (2006).** Effect of historic landscape change on the genetic structure of the bush-cricket *Metrioptera roeseli*. *Landscape Ecology*, 21, 891–899.
- **Holzman, J. P., Bohonak, A. J., Kirkendall, L. R., Gottlieb, D., Harari, A. R., & Kelley, S. T. (2009).** Inbreeding variability and population structure in the invasive haplodiploid palm-seed borer (*Coccotrypes dactyliperda*). *Journal of Evolutionary Biology*, 22, 1076–1087.
- **Huijser, M.P. et al. (2006).** Animal-Vehicle Crash Mitigation Using Advanced Technology. Phase I: Review, Design and Implementation. Report No. FHWA-OR-TPF-07-01. Research Unit. Oregon Department of Transportation. Salem, OR.
- **Jackson, S.D. & Griffin, C.R. (2000).** A strategy for mitigating highway impacts on wildlife. In: Messmer, A. West, B. (Eds.), *Wildlife and Highways: Seeking Solutions to an Ecological and Socio-economic Dilemma*, The Wildlife Society, Bethesda, MD (2000), pp. 143–159.
- **Jackson, S.D. (1996).** Underpass systems for amphibians. In: G.L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, J. Berry (Eds.), *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. FL-ER-69-98, Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL (1996), pp. 240–244.
- **Jaeger, J. A. G. (2004).** Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege und Siedlungsbereiche. In: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. VII-12, 14. Erg. Lfg. 12 / 04 (eds Konold W, Boeker R, Hampicke U), pp. 1–36. Wiley- VCH, Weinheim.
- **Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., Tluk von Toschanowitz, K. (2005).** Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behaviour. *Ecological Modelling* 185, pp. 329–348.
- **Jaeger, J. A., & Fahrig, L. (2004).** Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18(6), 1651–1657.
- **Johansson, M., Primmer, C. R., Sahlsten, J., & Merilä, J. (2005).** The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Global Change Biology*, 11, 1664–1679.
- **Keller, I., & Largiadèr, C. R. (2003).** Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1513), 417–423.
- **Keller, I., Nentwig, W., & Largiadèr, C. R. (2004).** Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Molecular Ecology*, 13, 2983–2994.
- **Keller, L. F., & Waller, D. M. (2002).** Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 230–241.
- **Keyghobadi, N (2007)** The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1049–1064.
- **Klar, N., Herrmann, M., & Kramer Schadt, S. T. E. P. H. A. N. I. E. (2009).** Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *The Journal of Wildlife Management*, 73(5), 631–638.
- **Kuehn, R., Hindenlang, K. E., Holzgang, O., Senn, J., Stoeckle, B., & Sperisen, C. (2007).** Genetic effect of transportation infrastructure on roe deer populations (*Capreolus capreolus*). *Journal of Heredity*, 98, 13–22.



- **Kuijken, E. (red.) (1999).** Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel.
- **Lalo, J.(1987)** The problem of road kill, *American Forests* 72: p 50-52.
- **Lambrechts, J., R. Verlinde, E. Stassen & s. Verkem, (2011).** Monitoring ecoduct 'KIKBEEK' over de E314 in Maasmechelen. Resultaten van het derde jaar na aanleg (T3: 2009). Arcadis iov Dienst NTMB.
- **Lavsund, S., & Sandegren, F. (1991).** Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces*, 27, 118-126.
- **Lehnert, M. E., & Bissonette, J. A. (1997).** Effectiveness of highway crosswalk structures at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 809-818.
- **Lesbarrères, D. et al., (2006)** The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Ranadalmatina* populations. *Ecoscience* 13. 531-536.
- **Lesbarrères, D., & Fahrig, L. (2012).** Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know?. *Trends in ecology & evolution*, 27 (7), 374-380.
- **Lesbarrères, D., Primmer, C. R., Lodé, T., & Merilä, J. (2006).** The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience*, 13, 531-538.
- **Levins, R. (1969).** Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15. pp. 237-240.
- **Levins, R. (1970).** Extinction. In M.Gerstenhaber (Ed.), *Some mathematical Problems in Biology*. Providence, R.I. American Mathematical Society. pp. 77-107.
- **LNV (1990)** Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990. Natuurbeleidsplan. SDU, Den Haag, the Netherlands.
- **Lowe, A, Harris S, Ashton P (2004).** *Ecological Genetics: Design, Analysis, and Application*. Wiley-Blackwell, Malden, MA.
- **MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967).** *The theory of island biogeography*. Princeton, New jersey.
- **Mansergh, I. M., & Scotts, D. J. (1989).** Habitat continuity and social organization of the mountain pygmy-possum restored by tunnel. *The Journal of Wildlife Management*, 701-707.
- **Marsh, D. M., Page, R. B., Hanlon, T. J., Corritone, R., Little, E. C., Seifert, D. E., et al. (2008).** Effects of roads on patterns of genetic differentiation in red-backed salamanders, *Plethodon cinereus*. *Conservation Genetics*, 9, 603-613.
- **Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Malo, J. E., & Suárez, F. (2009).** Seasonal changes in wildlife use of motorway crossing structures and their implication for monitoring programmes. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14(7), 447-452.
- **Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. (2005).** Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124(3), 397-405.
- **McCollister, M. F., & van Manen, F. T. (2010).** Effectiveness of Wildlife Underpasses and Fencing to Reduce Wildlife Vehicle Collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 74(8), 1722-1731.
- **McGregor, R., et al. (2008).** Do small mammals avoid roads because of traffic? *Journal of Applied Ecology* 45, 117-123.
- **MJPO (Meerjarenprogramma Ontsnippering). (2012).** Jaarverslag 2012. Ministeries van Economie, Landbouw en Innovatie (EL&I) en Infrastructuur en Milieu (I&M), Den Haag.
- **Ng S. J., Dole J. W., Sauvajot R. M., Riley S. P. D. and Valone T. J. (2004).** Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115, 499-507.

- **Noël, S., Ouellet, M., Galois, P., & Lapointe, F.-J. (2007).** Impact of urban fragmentation on the genetic structure of the eastern red-backed salamander. *Conservation Genetics*, 8, 599–606.
- **NRC Handelsblad (2012).** Dure Dierbruggen. Hester van Santen in NRC sectie wetenschap, 14-9-2012.
- **Olsson, M. P. O., P.Widen, and J. L. Larkin. (2008).** Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 85:133–139.
- **Olsson, M. P., Widén, P., & Larkin, J. L. (2008).** Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 85(2), 133–139.
- **Ooms, J.W., (2010)** Wildongevallen: Preventieve maatregelen en hun toepassingsgebied. Scriptie NOVI Verkeersacademie.
- **Opdam, P. F. M. (1991).** Metapopulationtheorie and habitat fragmentation: a review of Holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5 (2), 93-106.
- **Ovaskainen, O. (2013)** Strategies for Improving Biodiversity Conservation in the Netherlands: Enlarging Conservation Areas vs. Constructing Ecological Corridors Professor of Mathematical Ecology, Department of Biosciences, Helsinki University, Finland.
- **Parker, I. D., Braden, A. W., Lopez, R. R., Silvy, N. J., Davis, D. S., & Owen, C. B. (2008).** Effects of US 1 Project on Florida Key deer mortality. *The Journal of Wildlife Management*, 72(2), 354-359.
- **PBL (Planbureau voor de leefomgeving), (2007a)** Natuurbalans 2007. Milieu- en natuurplanbureau, Wageningen Universiteit, Bilthoven, Wageningen.
- **PBL (Planbureau voor de leefomgeving), (2007b)** Milieubalans 2007. Milieu- en natuurplanbureau, Bilthoven.
- **Pérez-Espona, S., Pérez-Espona, F. J., McLeod, J. E., Jiggins, C. D., Gordon, I. J., & Pemperton, J. M. (2008).** Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (*Cervus elaphus*). *Molecular Ecology*, 17, 981–996.
- **Pertoldi, C., Loeschke, V., Madsen, B. A., Randi, E., & Mucci, N. (2001).** Effects of habitat fragmentation on the Eurasian badger (*Meles meles*) subpopulation in Denmark. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 12, 1–6.
- **Pouwels, R. (2000).** LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. ALTERRA, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- **Pouwels, R., Jochem R., Reijnen M.J.S.M., Hensen S.R., van der Gref J.G.M. (2002).** LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 492. 112 blz.
- **Pulliam, H.R. (1988).** Source-sink, and population regulation. *American Naturalist* 132. pp. 652-661.
- **Reed, D.F., Woodard, T.N., Pojar, T.M. (1975).** Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management*, 39, pp. 361–367.
- **Reh, W., & Seitz, A. (1990).** The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, 54, 239–249.
- **Renard, M., Visser, A. A., de Boer, F. W., & van Wieren, S. E. (2008).** The use of the ‘WoesteHoeve’ wildlife overpass by mammals. *Lutra*, 51, 5-16.
- **Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., *et al.* (2006).** A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, 15, 1733–1741.
- **Rli, Raad voor de leefomgeving en infrastructuur (2013).** Onbeperkt houdbaar: naar een robuust Natuurbeleid. Raad voor de leefomgeving en infrastructuur, Den Haag.

- **Rodriguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1996).** Use of non-wildlife passages across a high-speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33 (1996), pp. 1527–1540.
- **Romin, L. A., & J. A. Bissonette. (1996).** Deer-Vehicle Collisions: Status of State Monitoring Activities and Mitigation Efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: p. 276–283.
- **Schoon C. F. (2010)** Aanrijdingen met reeën in Utrecht. Terra salica, Bureau voor faunabeheer, Stichting Valwind Utrecht.
- **Smith, E. P. (2002)** BACI design. In: *Encyclopedia of Environmetrics*. Abdel H. El-Shaarawi and Walter W. Piegorsch (Eds.) John Wiley & Sons, Ltd, Chichester. Volume 1, pp 141 – 148.
- **Sneep, J.W. (1986).** Het overheidsbeleid inzake het dassenbeheer in Nederland. *Lutra* 29 (1): 76-80.
- **Spellerberg, I. F., (1998).** Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, Vol. 7, No. 5. pp. 317-333.
- **Steen, D. A., & Gibbs, J. P. (2004).** Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology*, 18(4), 1143-1148.
- **Tamura, N., & Hayashi, F. (2007).** Five-year study of the genetic structure and demography of two subpopulations of the Japanese squirrel (*Sciurus lis*) in a continuous forest and an isolated wood lot. *Ecological Research*, 22, 261–267.
- **Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993).** Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
- **Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., & Nowak, M. A. (1994).** Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- **Trombulak, S.C., & Frissell, C. (2000).** Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:19-29.
- **Van Apeldoorn, R.C., H. Houweling & G. Veenbaas (1995).** Mitigerende maatregelen voor de das; een methode voor probleemdetectie en evaluatie van voorzieningen. *Landschap* 12 (5): 5-12.
- **Van der Grift et al. (2013).** Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity Conservation* 22, 425-448.
- **Van der Grift, E. A. (2005).** Defragmentation in the Netherlands: a success story?. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 14(2), 144-147.
- **Van der Grift, E. A., F. G. W. A. Ottburg, and J. Dirksen (2009).** "Het gebruik van natuurbrug zonderij Crailoo door mens en dier." *Alterra-rapport 1906*, Alterra, Wageningen.
- **Van der Grift, E. A., Verboom, J., & Pouwels, R. (2003).** Assessing the impact of roads on animal population viability. In: *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina.
- **Van der Grift, E., & Verboom, J. (2001).** Levensvatbaarheid van de dassenpopulatie in Midden-Limburg na aanleg van rijksweg 73-zuid; modevaluatie van effecten van de toekomstige rijksweg Venlo-Roermond inclusief mitigerende en compenserende maatregelen op de levensvatbaarheid van de dassenpopulatie in Midden-Limburg.
- **Van der Grift, E.A., (2010).** Richtlijnen voor het meten van het gebruik van faunapassages. Alterra, Wageningen Universiteit en Research Centrum.
- **Van der Grift, E.A., R. Pouwels & R. Wegman, (2007).** Toetsing knelpuntenlijst en prioriteitstelling in het Meerjarenprogramma Ontsnippering. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1567. 102 blz.
- **Van der Ree, R., Clarkson, D.T., Holland, K., Gulle, N., Budden M., (2008).** Review of Mitigation Measures used to deal with the Issue of Habitat Fragmentation by Major Linear Infrastructure, Report for Department of Environment, Water, Heritage and the Arts (DEWHA), Contract No. 025/2006, Published by DEWHA.



- **Van der Ree, R., Heinze, D., McCarthy, M., & Mansergh, I. (2009).** Wildlife tunnel enhances population viability. *Ecology and Society*, 14(2), 7.
- **Van der Ree, R., van der Grift, E., Gulle, N., Holland, K., Mata, C., & Suarez, F. (2007).** Overcoming the barrier effect of roads—how effective are mitigation strategies? An international review of the use and effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. In *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*. (Eds CL Irwin, D. Nelson and KP McDermott.) pp (pp. 423-433).
- **Van der Zande, L., Van de Vliet, M., Pertoldi, C., Loeschcke, V., Müskens, G., & Bijlsma, R. (2007).** Genetic structure within and among regional populations of the Eurasian badger (*Meles meles*) from Denmark and the Netherlands. *Journal of Zoology*, 271, 302–309.
- **Van der Zee, F.F., J. Wiertz, C.J.F. 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.
- **van Dorp, D., Canters, K.J., Kalkhoven, J.T.R. & Laan, P. (1999).** Landschapsecologie. *Natuur en landschap in een veranderde samenleving*. Uitgeverij Boom, Amsterdam.
- **Van Moll, G. (2005).** Distribution of the badger (*Meles meles* (L.) in the Netherlands; changes between 1995 and 2001. *Lutra* 48 (1): 3-34.
- **van Wee, B., Perdok, A., & Annema, J. A. (2003).** Een zebra voor een hert. Evaluatie van het ontsnipperingsbeleid rond wegen in Nederland. *Colloquium Vervoersplanologisch Speurwerk*.
- **van Wieren, S. E., & Worm, P. B. (2001).** The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. *Netherlands Journal of Zoology*, 51(1), 97-105.
- **Van Wijngaarden A. & J. van den Peppel, J. (1964).** De das, *Meles meles* (L.) in Nederland. RIVON, Zeist, the Netherlands.
- **Vandergast, A. G., Lewallen, E. A., Deas, J., Bohonak, A. J., Weissmann, D. B., & Fisher, R.N. (2009).** Loss of genetic connectivity and diversity in urban microreserves in a southern California endemic Jerusalem cricket (Orthoptera: Stenopelmidae: *Stenopelmatus* n. sp. “santa monica”). *Journal of Insect conservation*, 13, 329–345.
- **VenW *et al.*, (2004).** Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu 2004. *Meerjarenprogramma Ontsnippering*. SDU, Den Haag, the Netherlands.
- **Verboom, J., Opdam, P. & Schotman, A. (1991).** Kerngebieden en kleinschalig landschap: een benadering met een metapopulatiemodel. *Landschap* 8: 3-14.
- **Vink, J., R.C. van Apeldoorn & G.J. Bekker (2008).** Defragmentation measures and the increase of a local European badger (*Meles meles*) population at Eindegooi, the Netherlands. *Lutra* 51 (2): 75-86.
- **Vos, C. C., Antonisse-de Jong, A. G., Goedhart, P. W., & Smulders, M. J. M. (2001).** Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity*, 86, 598–608.
- **Vucetich, J. A., & Waite, T. A. (2000).** Is one migrant per generation sufficient for the genetic management of fluctuating populations? *Animal Conservation* 3:261–266.
- **Wang, J. (2004a).** Application of the one-migrant-per-generation rule to conservation and management. *Conservation Biology* 18:332–343.
- **Wang, J. (2004b).** Monitoring and managing genetic variation in group breeding populations without individual pedigrees. *Conservation Genetics* 5:813–825.
- **Wansink, D.E.H, G.J. Brandjes, G.J. Bekker, M.J. Eijkelenboom, B. van den Hengel, M.W. de Haan & H. Scholma, (2011).** Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur. Rijkswaterstaat, Dienst Verkeer en Scheepvaart, Delft / ProRail, Utrecht.



- **Wansink**, D.E.H, G.J. Brandjes, G.J. Bekker, M.J. Eijkelenboom, B. van den Hengel, M.W. de Haan & H. Scholma, (2013). Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur. Rijkswaterstaat, Dienst Water, Verkeer en Leefomgeving, Delft / ProRail, Utrecht.
- **Watkinson**, A.R. & **Sutherland**, W.J. (1995). Sinks, sources, and pseudo-sinks. *J. Anim. Ecol.*
- **Wiertz**, J. & **Vink** J. (1986). The present status of the badger *Meles meles* (L., 1758) in the Netherlands. *Lutra* 29 (1): 21-53.
- **Wilcox**, B.A. & **Murphy**, D.D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 132: 652-661.
- **Yanes**, M., Velasco, J., Suarez, F. (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation*, 71, pp. 217-222.
- **Zachos**, F. E., Althoff, C., von Steynitz, Y., Eckert, I., & Hartl, G. B. (2007). Genetic analysis of an isolated red deer (*Cervus elaphus*) population showing signs of inbreeding depression. *European Journal of Wildlife Research*, 53, 61-67.

Naam:			
Instantie:			
Functie:			
Gebied/regio:			
Type Faunavoorziening(en) in gebied:		Aantal faunavoorzieningen	Leeftijd faunavoorzieningen
☐ Eoduct(en)			
☐ Faunatunnel(s)			
Brug (natuurpassage onderlangs)			
Loopstroken			
Uitstapplaats(en) bij kanalen			
Brug/tunnel met medegebruik			
n.l. :			
(hekken/rasters) aanwezig			
			☐ Anders
			☐ Afrasteringen
1) <i>Hebben faunavoorzieningen (en afrasteringen) bijgedragen aan het verminderen van het aantal faunaslachtoffers in het betreffende gebied?</i>			
☐ Ja → Voor welke soortgroep(en)?			
☐ Grote zoogdieren		☐ Kleine zoogdieren	☐ Reptielen ☐ Amfibieën
☐ Vogels		☐ Planten	☐ Ongewervelden (insecten)
Specifieke soort(en):			
			
☐ Nee			
☐ Geen indruk/mening			
2) <i>Zijn er populaties gegroeid in het betreffende gebied mede door de aanleg van faunavoorzieningen?</i>			
☐ Ja → Voor welke soortgroep(en)?			
☐ Grote zoogdieren		☐ Kleine zoogdieren	☐ Reptielen ☐ Amfibieën
☐ Vogels		☐ Planten	☐ Ongewervelden (insecten)
Specifieke soort(en):			
			
☐ Nee			
☐ Geen indruk/mening			
3) <i>Zijn er voorbeelden van (her)kolonisatie van voorheen geïsoleerd gebied/habitat door de aanleg van faunavoorzieningen in het betreffende gebied?</i>			
☐ Ja → Voor welke soortgroep(en)?			
☐ Grote zoogdieren		☐ Kleine zoogdieren	☐ Reptielen ☐ Amfibieën
☐ Vogels		☐ Planten	☐ Ongewervelden (insecten)
Specifieke soort(en):			
			
☐ Nee			
☐ Geen indruk/mening			
4) <i>Hebben faunavoorzieningen bijgedragen aan de vergroting/bereikbaarheid van habitat (bijv. foerageer- gebieden) in het betreffende gebied?</i>			
☐ Ja → Voor welke soortgroep(en)?			
☐ Grote zoogdieren		☐ Kleine zoogdieren	☐ Reptielen ☐ Amfibieën
☐ Vogels		☐ Planten	☐ Ongewervelden (insecten)
Specifieke soort(en):			
			
☐ Nee			
☐ Geen indruk/mening			



5) Zijn faunavoorzieningen (bijv. Ecoducten) zelf habitat geworden voor soorten in het betreffende gebied?

- ☐ Ja → Voor welke soortgroep(en)?
- | | | | |
|---|--|---|------------------------------------|
| ☐ Grote zoogdieren | ☐ Kleine zoogdieren | ☐ Reptielen | ☐ Amfibieën |
| ☐ Vogels | ☐ Planten | ☐ Ongewervelden (insecten) | |
- Specifieke soort(en):
- ☐ Nee
- ☐ Geen indruk/mening

6) Hebben faunavoorzieningen bijgedragen aan de natuur- en landschapsontwikkeling in het betreffende gebied?

- ☐ Ja → In welke mate? ☐ Zwak ☐ Matig ☐ Middelmatig ☐ Sterk ☐ Zeer sterk
- ☐ Nee
- ☐ Geen indruk/mening

7) Welk effect heeft recreatief medegebruik op het gebruik van faunavoorzieningen door dieren in het betreffende gebied?

- ☐ Meer gebruik
- ☐ Minder gebruik
- ☐ Geen effect
- ☐ Geen indruk/mening

8) Is er sprake van een toe- of afname van overlast (bv. dieren binnen de bebouwde kom, schade aan gewassen) door de aanleg van faunavoorzieningen?

- ☐ Toename
- ☐ Afname
- ☐ Geen effect
- ☐ Geen indruk/mening

9) Is er behoefte aan intensief, langdurig en goed opgezet onderzoek naar de populatie-effecten van ontsnippering (met behulp van faunavoorzieningen)?

- ☐ Ja → Waarom?
- ☐ Nee
- ☐ Geen indruk/mening

Kwaliteit van de informatie*: Op basis van welke informatie baseert u deze antwoorden over het algemeen?

Globale indruk	Incidentele waarnemingen	Regelmatige waarnemingen	Monitoring
☐	☐	☐	☐

*Rapporten beschikbaar? Graag titel, auteur en tijdschrift/instantie hieronder vermelden of mailen naar robbert.haasnoot@rws.nl

Ruimte voor eventuele overige opmerkingen en aanvullende informatie:

.....

.....

.....

.....