

University of Groningen

Analyse van kosten en baten van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO)

Sijtsma, Frans; van der Veen, Eelke; van Hinsberg, Arjen; Pouwels, Rogier; Wymenga, Eddy; Krijn, Margriet; Klaassen, Raymond; Mouissie, Maarten; Grutters, Mark; van Dijk, René

IMPORTANT NOTE: You are advised to consult the publisher's version (publisher's PDF) if you wish to cite from it. Please check the document version below.

Document Version

Publisher's PDF, also known as Version of record

Publication date:

2018

[Link to publication in University of Groningen/UMCG research database](#)

Citation for published version (APA):

Sijtsma, F., van der Veen, E., van Hinsberg, A., Pouwels, R., Wymenga, E., Krijn, M., ... Kisjes, K. (2018). Analyse van kosten en baten van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO).

Copyright

Other than for strictly personal use, it is not permitted to download or to forward/distribute the text or part of it without the consent of the author(s) and/or copyright holder(s), unless the work is under an open content license (like Creative Commons).

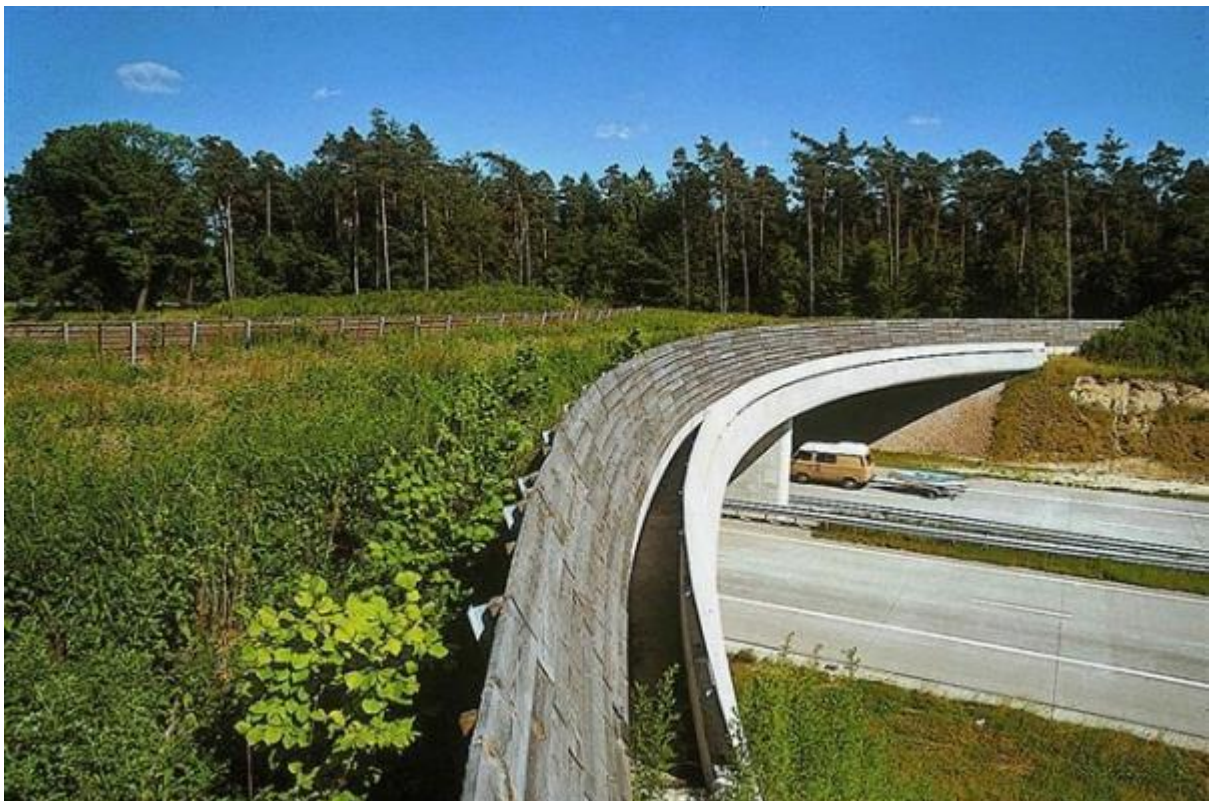
Take-down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Downloaded from the University of Groningen/UMCG research database (Pure): <http://www.rug.nl/research/portal>. For technical reasons the number of authors shown on this cover page is limited to 10 maximum.

Analyse van kosten en baten van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO)

Eindrapport (versie 2)



Groningen, 13 juli 2018

Frans J. Sijtsma*, Eelke van der Veen*, Arjen van Hinsberg**, Rogier Pouwels***, Eddy Wymenga****, Margriet Krijn****, Raymond Klaassen*, Maarten Mouissie*****, Mark Grutters*****, René van Dijk*****, Ernst Wackwitz***** en Kasper Kisjes*****

Affiliaties:

*Rijksuniversiteit Groningen

**Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Den Haag

***Wageningen University & Research

****Altenburg en Wymenga bv, Feanwâlden

*****SWECO

***** DDP Information Quality

Met medewerking van Renée Bekker van Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF); Het Natuurloket/BIJ12

Versie 3.07

Beknorte samenvatting

- Het Meerjarenprogramma ontsnippering (MJPO) heeft door het ontsnipperen van 178 knelpunten meetbare natuurwinst opgeleverd. Dit wordt ondersteund door inschattingen van experts en modelberekeningen.
- De natuureffecten zijn bekeken voor een vijftal groepen van knelpunten: 1) Knelpunten opgelost met ecoducten, 2) met viaducten, 3) met grote faunatunnels, 4) met kleine faunatunnels of 5) met overige maatregelen. De knelpunten opgelost met ecoducten geven de grootste natuurwinst. Knelpunten opgelost met viaducten en grote faunatunnels volgen daarop.
- De variatie in effectiviteit van de genomen maatregelen hangt niet alleen af van het type en de omvang van de maatregel, maar ook met de omvang van de natuur die beter wordt verbonden: het verbinden van grote gebieden met een hoge beginkwaliteit geeft meer natuurwinst dan verbeterde connectiviteit tussen kleinere natuur met lagere kwaliteit. Ook dit blijkt zowel uit metingen, expertschattingen en modelstudie.
- De biodiversiteitseffecten zijn in dit onderzoek bepaald met natuurlinies. Daarnaast is gekeken naar vergelijking van de natuurwinst met de gemaakte kosten: de kosteneffectiviteit. Hieruit blijkt dat de kosteneffectiviteit van grote faunatunnels en viaducten groter is dan die van ecoducten. Uit de schaars beschikbare monitoring van MJPO maatregelen kan dit echter niet bevestigd worden.
- De gehanteerde natuurliniesystematiek biedt verder interessante aanknopingspunten om de MJPO strategie te vergelijken met andere strategieën uit het natuurbeleid. In dit onderzoek is het MJPO vergeleken met de natuurmaatregelen uit het Natuurpact, gericht op enerzijds verwerving- en inrichtingsmaatregelen en anderzijds anti-verdroging en tijdelijk herstelbeheer. Dus een onderscheid tussen groei van areaal natuur en het verbeteren van milieucondities in bestaande natuur (zie ook beneden). De kosteneffectiviteit van MJPO maatregelen is weliswaar lager dan die van Natuurpactmaatregelen, maar qua orde van grootte redelijk vergelijkbaar met die van met name verwerving en inrichting. Van belang hierbij is nog dat, anders dan de Natuurpact maatregelen, de MJPO maatregelen grotendeels uit te voeren zijn met een sterke regie vanuit de overheid en sneller te realiseren zijn. Daarbij zet MJPO in op multifunctioneel gebruik van de schaarse grond. Door vergelijking van verschillende maatregelen en strategieën, kan bekeken gaan worden waar welke strategie het meest past bij de lokale situatie. Dit lijkt ook van belang in relatie tot natuurcompensatie bij het uitvoeren van infrastructurele werken. Betrokken partijen zouden daarbij een breed palet van maatregelen kunnen overwegen bij compensatie.
- Het MJPO blijkt ook betekenis te hebben voor natuurbeleving. MJPO heeft 6674 hectare natuur versterkt die qua beleving hooggewaardeerd zijn. Die hoog-beleefde hectares bevinden zich voor 70% rondom knelpunten waar ecoducten zijn aangelegd. Ecoducten kan men mogelijk qua beleving zien als een icoon voor het werken aan natuurherstel in Nederland; nader onderzoek naar de directe beleving van ecoducten lijkt zinvol.
- Andere potentiële baten van MJPO maatregelen zijn het terugdringen van aanrijdingen. Het goed bepalen van het effect van – verminderde – aanrijdingen vraagt een flinke extra onderzoeksinspanning. In dit onderzoek hebben we slechts enig verkennend methodisch

werk gedaan. De omvang van de jaarlijkse economische schade door aanrijdingen (circa 17 miljoen per jaar) is echter groot genoeg om nader onderzoek te rechtvaardigen.

- De directe monitoring van het gebruik van ontsnipperende maatregelen binnen het MJPO is bescheiden geweest in aantal en tijdsperiodes. De resultaten van die monitoring zijn daardoor moeilijk generiek te duiden en niet bruikbaar geweest voor natuurlandpuntenberekeningen. Resultaten bij de goed onderzochte ecoducten laten zien dat soorten daar relatief goed gebruik van maken.
- Voor dit onderzoek is intensief gebruik gemaakt van de soortverspreidingsgegevens uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF). Dit bleek met extra inspanning goed werkbaar te zijn, al zijn de gegevens minder direct te koppelen aan MJPO maatregelen en moet gecorrigeerd worden voor variatie in meetintensiteit. Gebruik van de NDFF data blijkt echter goed bruikbaar voor dit soort studies. Met de huidige tools die gebruikt zijn in deze studie (zoals de natuurlandpuntcalculator) zijn de gegevens (nog) gemakkelijker toegankelijk gemaakt. Het blijven vullen van de NDFF databank en investeren in het beschikbaar stellen van deze big-data is derhalve van eminent belang (en kan deels de bescheiden directe monitoring compenseren). Wel moet gelet blijven worden op de valkuilen van gebruik van dergelijke ongestructureerde data.
- In deze studie zijn op sterk uiteenlopende datagrondslagen natuurlandpunten berekend, als schatting voor het biodiversiteitseffect. Enerzijds met 400.000 NDFF waarnemingen in combinatie met de door SWECO ontwikkelde natuurlandpuntcalculator. Anderzijds met gebruik van expertinschattingen en een rekenmodel (de MetaNatuurPlanner van WUR en PBL). De uitkomsten komen sterk overeen; hetgeen vertrouwen geeft in het empirisch gebruik van de natuurlandpuntensystematiek. Een dergelijke aanpak met meerdere berekeningsmethodieken is zinvol en geeft inzicht in robuustheid en onzekerheid.
- Dit onderzoek heeft laten zien dat de effectiviteit van MJPO maatregelen varieert van plek tot plek. Daardoor lijkt er ruimte te zijn voor optimalisatie van inzet van maatregelen: wanneer veroorzaakt een ecoduct veel natuurwinst en wanneer niet? Daarbij valt ook het grote verschil tussen de minimale en maximale schatting van het biodiversiteitseffect op, waarbij de minimale effectschatting begrensd wordt door heersende condities in de omgeving van de knelpunten. Dit verschil laat zien hoe afhankelijk de ruimtelijke verbingsstrategie van het MJPO is van omgevingscondities, maar ook van wat andere partijen en ander beleid daar doet. Anders gezegd: door betere samenwerking of afstemming tussen ontsnipperingsbeleid, milieubeleid en natuurbeleid lijkt veel winst te behalen.

Uitgebreide samenvatting

Introductie

Het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) heeft als doel het opheffen van barrières in het Natuurnetwerk Nederland (NNN) die veroorzaakt worden door bestaande Rijksinfrastructuur (wegen-, spoor- en vaarwegen). Het MJPO is gestart in 2004 en loopt tot en met 2018. In totaal zijn er in het MJPO 178 knelpunten qua versnippering geïdentificeerd en aangepakt, door maatregelen variërend van ecoducten tot rasterwerk.

Rijkswaterstaat heeft aan een onderzoeksconsortium onder leiding van de Rijksuniversiteit Groningen gevraagd om het MJPO te evalueren met als doel inzicht te krijgen in kosten- en natuurbaten en methodisch te leren hoe je grip kunt krijgen op het ecologisch effect waar het MJPO om draait: wat heeft het MJPO aan inzet en inspanningen gekost en wat heeft het qua natuurwaarde opgeleverd? Dat is de kernvraag van deze evaluatie.

Centraal in deze evaluatie staat de berekening van de kosten van genomen maatregelen in relatie tot een berekening van gerealiseerde en/of toekomstig te verwachten biodiversiteitsbaten. Het berekenen van baten van biodiversiteit in een kosten-baten analyse is echter geen standaardprocedure, daarom is in dit onderzoek ook methodisch gewerkt aan het verder operationaliseren van de natuurlandpunten systematiek. Daarmee is een neven doel van deze evaluatie om methodisch de berekening van biodiversiteitseffecten ook in de toekomst verder te helpen.

Methode

Of faunavoorzieningen effectief zijn hangt sterk af van de definitie van effectiviteit en het beoogde doel van de voorziening (Forman, 2002). In grote lijnen zijn er drie doelen te onderscheiden (Van der Grift et al., 2009; Wansink et al., 2013): (i) Afname van sterfte onder fauna door aanrijding of verdrinking, (ii) Afname van de barrièrewerking en (iii) Toename in levensvatbaarheid van populaties. In deze studie richten we ons, naast de kosten, op de laatste 2 aspecten.

We nemen alle effecten, ook deze moeilijk monetariseerbare effecten, mee in een Multicriteria kosten-baten analyse (MCKBA) (Sijtsma, 2006; Sijtsma et al., 2011; Sijtsma et al., 2013a; Sijtsma et al., 2013b; Sijtsma et al., 2017). Zo wordt in deze studie voor het effect van MJPO op biodiversiteit gebruik gemaakt van de zogenaamde natuurlandpunten systematiek, waarbij de biodiversiteitseffecten worden uitgedrukt in ecologisch gewogen hectares. Bovendien wordt hierbij als empirische strategie een multi-method of triangulatie aanpak gevolgd:

- Kwalitatieve case studies naar 13 zorgvuldig geselecteerde knelpunten en literatuuronderzoek naar monitoring en effectiviteit van MJPO maatregelen
- Kwantitatieve natuurlandpuntenberekening voor 41 knelpunten met behulp van de NDFF in combinatie met de door SWECO ontwikkelde natuurlandpuntencalculator
- Kwantitatieve natuurlandpuntenberekening voor 153 knelpunten met behulp van reeds bestaande expertschattingen over het effect van ontsnippering (Van der Grift et al., 2009) in combinatie

met modelberekeningen met de Meta-Natuurplanner/LARCH (Van der Grift et al., 2003; Pouwels et al., 2017)

Naast de kosten en biodiversiteitseffecten zijn er twee andere effecten onderzocht. Ten eerste het effect van het MJPO op beleving van natuur. Hierbij is empirisch onderzocht in hoeverre het MJPO heeft geïnvesteerd in gebieden die qua beleving op nationale schaal hooggewaardeerd worden. Ten tweede is gekeken naar aanrijdingen van dieren. Dit is in dit onderzoek slechts methodisch verkend; het bleek binnen dit onderzoek te omvattend om de effecten goed in te kunnen schatten.

Belangrijk aandachtspunt in dit type onderzoek is het vermijden van dubbeltellingen. Risico op dubbeltelling speelt in dit onderzoek bijvoorbeeld wanneer afzonderlijk naar natuurpuntenwinst en winst in belevingswaarde wordt gekeken. Natuurpunten en belevingswaarde hangen mogelijk deels samen. Tegelijkertijd zijn zowel natuurpunten en belevingswaarde twee indicatoren van twee afzonderlijke doelen uit het natuurbeleid (behoud biodiversiteit en versterking relatie natuur en maatschappij). Bovendien is de relatie tussen belevingswaarde en natuurpunten zeker niet 1-op-1.

Vijf knelpuntenhiërachiegroepen

In dit onderzoek is gekeken naar knelpunten en ontsnipperende maatregelen. Sommige knelpunten hebben ontsnipperende maatregelen genomen die een hele brede werking hebben (ecoducten), andere knelpuntontsnipperingen werken misschien maar voor één soort. Dit hangt in belangrijke mate af van het type maatregelen dat wordt genomen. Maatregelen worden echter in het algemeen in samenhangende combinaties gerealiseerd. Zo wordt bij aanleg van een ecoduct ook veelal rasterwerk gerealiseerd, en naast een grote faunatunnel worden vaak ook kleine faunatunnels aangelegd, uiteraard opnieuw in combinatie met rasterwerk. In dit onderzoek zijn, om recht te doen aan de meer of minder brede werking van ontsnipperende maatregelen en tegelijkertijd recht te doen aan de realiteit van combinaties van maatregelen, de knelpunten gecategoriseerd volgens onderstaande hiërarchische vijfdeling; hoe hoger in de hiërarchie, hoe breder de ecologische werking.

Zoals tabel S.1 laat zien gaat het (telpunt: mei 2017) om een totaal van 479 maatregelen en 175 knelpunten (er zijn 178 knelpunten, maar voor drie knelpunten waren midden 2017 nog geen maatregelen bekend).

Tabel S.1: Knelpuntenhiërarchiegroepen

Hiërarchische rang	Naam hiërarchische groep	Maatregelen	Aantal maatregelen binnen MJPO	Aantal knelpunten op basis van de hiërarchisch hoogst genomen maatregel	Doelsoorten
1	H1-Ecoduct	- Ecoduct - Brug op palen met faunapassage - Ecoduct tegen bestaande viaduct aan	36 1 1	31	Alle soorten behalve vissen en bever
2	H2-Viaduct	- Viaduct met medegebruik fauna - Aquaduct met doorlopende oever	32 1	20	Alle soorten behalve enkele.
3	H3-Grote faunatunnel	- Grote faunatunnel - Tunnel met medegebruik fauna - Brug met doorlopende oever - Brug met medegebruik fauna - Fiets-ecotunnel (kleine zoogdieren, amfibieën)	21 5 40 1 1	46	Geschikt voor veel soorten
4	H4-Kleine faunatunnel	- Kleine faunatunnel - Duiker met doorlopende oever	178 86	65	Geschikt voor beperkte set soorten
5	H5-Overig klein	Overig	76	13	Geschikt voor één of enkele soorten
Totaal			479	175	

Resultaten

Overzicht kosten en baten (informatie-rijk)

In tabel S.2 zetten we de resultaten van deze MCKBA studie op een rij. Tabel S.2 toont niet de meest compacte variant van de resultaten, die presenteren we later in deze samenvatting. Hier richten we ons op de informatierijke vorm van de eindresultaten.

Bovenaan in de tabel in deel 1 van de MCKBA, zien we de geschatte maatschappelijke kosten van het MJPO, waarbij we hier uitgaan van de 153 knelpunten waarvoor we ook de natuureffecten en belevingseffecten hebben bepaald. In totaal gaat het dan om 283 miljoen euro aan kosten voor 153 MJPO knelpunten. Hiervan neemt de groep H1-Ecoduct, dus de 26 knelpunten waarbij een ecoduct hiërarchisch de hoogst genomen maatregel is, het grootste deel (69%) van de kosten in beslag. Deze 26 knelpunten nemen 194 miljoen euro van de 283 miljoen aan kosten voor hun rekening. De knelpuntenhiërarchiegroepen H4-Kleine faunatunnels en H3-Grote faunatunnels hebben geschatte maatschappelijke kosten van respectievelijk 36 miljoen en 33 miljoen euro. De overige 19 miljoen aan kosten komt van hiërarchiegroep H2-Viaduct (16 miljoen) en H5-Overig Klein (3 miljoen).

De natuureffecten zijn op drie manieren bepaald en deel 2 van de tabel heeft daarom drie onderdelen. De eerste aanpak 'Gebruik verbindingen' toont het gebruik van de verschillende verbindingen waarvoor monitoringsgegevens beschikbaar waren. De monitoring van gebruik is echter heel bescheiden gebleken; bij 13% van de knelpunten en bij 6% van de maatregelen is van enige monitoring sprake geweest. In de tabel richten we ons op de negen case studies waarbij individueel benoemde doelsoorten genoemd waren. De vraag is dan in hoeverre is uit de beperkte monitoring gebleken dat verschillende knelpuntenhiërarchiegroepen worden gebruikt door de soorten die daarvoor stonden gespecificeerd? Ecoducten blijken het relatief goed te doen: 62% van de vooraf gespecificeerde doelsoorten maakt ook feitelijk gebruik van de nieuwe verbinding. Bij de andere groepen is het gebruik veel bescheidener. Belangrijk hierbij te vermelden is dat de case studie benadering niet primair tot doel had de effectiviteit te kwantificeren. De belangrijkste lessen uit de case studies zijn kwalitatief. Belangrijke conclusie is dat de effectiviteit van de voorziening sterk contextafhankelijk is, dat de werking van ecoducten soms razendsnel optreedt, en dat de hoeveelheid aanwezige natuur in de omgeving en de geschiktheid van die natuur voor de doelsoorten een belangrijke rol speelt, waarbij ontsnipperende maatregelen in de directe omgeving ook van belang zijn. Daarnaast zijn ook de dimensionering en inrichting van de voorziening en het beheer en onderhoud essentieel voor effectiviteit.

De tweede aanpak om natuureffecten te bepalen wordt in de tabel getoond als 'Natuurpuntenwinst – verminderen barrières'. De natuurpunten zijn hierbij bepaald voor 41 knelpunten, door middel van de SWECO natuurpuntencalculator in combinatie met bijna 400.000 soortwaarnemingen uit de NDFF databank. We zien een totale natuurwinst van 608 natuurpunten. 63% van deze natuurpuntenwinst wordt bereikt door de H1-Ecoducten groep met daarin 13 knelpunten waarbij een ecoduct is gerealiseerd. De groep H3-Grote faunatunnels nemen 175 natuurpunten (29%) voor hun rekening. De groep H2-viaducten is verantwoordelijk voor 53 natuurpunten (9%). Het aantal geanalyseerde knelpunten is hier aanzienlijk groter dan bij de case studies, maar met 41 veel geringer dan de 153 van de derde aanpak. De reden voor dit geringere aantal is dat er voldoende waarnemingen voor en na de aanleg beschikbaar moesten zijn om enigszins betrouwbare uitkomsten te genereren (5 jaar voor en 5 jaar na realisatie), terwijl daarnaast de NDFF-databankopbouw met waarnemingen in gepaarde kilometerhokken niet geschikt is voor effectbepaling voor de groepen H4-Kleine faunatunnel en H5-Overig klein.

De derde aanpak om natuureffecten te bepalen wordt in de tabel getoond als 'Natuurpuntenwinst – lange termijn voortbestaan populaties'. De natuurpunten zijn hierbij bepaald voor 153 knelpunten, door middel van de MetaNatuurPlanner van WUR en PBL in combinatie met expertinschattingen per knelpunt over potentieel profiterende soorten (Van der Grift et al., 2009). De aanpak is gericht op lange termijn voortbestaan van populaties omdat ze rekening houdt met de minimale kritische omvang van populaties en hun ruimtelijke eisen om te kunnen voortbestaan. Effecten zijn ingeschat voor alle vijf hiërarchiegroepen van knelpunten. In totaal is de natuurpuntenwinst volgens deze meest omvattende methode geschat op bijna 1800 natuurpunten. De resultaten laten zien dat het grootste deel (60%) van de natuurpuntenwinst wordt veroorzaakt door de hiërarchische groep van Ecoducten (H1). De 26 knelpunten in deze groep veroorzaken 1074 natuurpunten. De groep H3-Grote faunatunnels, met daarin 44 knelpunten, is verantwoordelijk voor 427 natuurpunten, oftewel 24% van de natuurpuntenwinst.

Tabel S.2: MCKBA overzicht maatschappelijke kosten en (natuur-)baten van MJPO.

MCKBA - MJPO							
		Totaal	Knelpuntenhiërarchiegroepen:				
			H1-Ecoduct	H2-Viaduct	H3-Grote faunatunnel	H4-Kleine faunatunnel	H5-Overig klein
Deel 1	Totale kosten (Euro mln)	283	194	16	33	36	3
	aandeel	100%	69%	6%	12%	13%	1%
	aantal knelpunten	(n=153)	(n=26)	(n=20)	(n=44)	(n=56)	(n=7)
Deel 2	Natuureffecten:						
	1 Gebruik verbindingen						
	Case studies (aandeel gespecificeerde doelsoorten dat verbinding gebruikt)		62%	20%	7%	0%	
	aantal knelpunten	(n=9)	(n=2)	(n=2)	(n=2)	(n=1)	
	2 Natuurpuntenwinst - verminderen barrières						
	NDFP waarnemingen + SWECO	608	380	53	175		
	Natuurpunten calculator**						
	aandeel	100%	63%	9%	29%		
	aantal knelpunten	(n=41)	(n=13)	(n=6)	(n=22)		
	3 Natuurpuntenwinst - lange termijn voortbestaan populaties						
	Model inschatting Natuurpunten (MetaNatuurPlanner) + Van der Grift*	1794	1074	195	427	95	4
	aandeel	100%	60%	11%	24%	5%	0%
	minimum	860	597	63	199	45	2
	maximum	2530	1550	326	654	145	5
	aantal knelpunten	(n=153)	(n=26)	(n=20)	(n=44)	(n=56)	(n=7)
Deel 3	Kosteneffectiviteit o.b.v. Totale Kosten en Natuurpuntenwinst - lange termijn voortbestaan						
	Natuurpunt / Euro mln	6,3	5,5	11,9	12,7	2,7	1,0
Deel 4	Beleving (ha hoogbeleefd in geïnvesteerd)	6674	4697	1216	677	59	25
	aandeel	100%	70%	18%	10%	1%	0%
	aantal knelpunten	(n=153)	(n=26)	(n=20)	(n=44)	(n=56)	(n=7)
	Wildaanrijdingen	P.M.					

*/ ** Oppervlakte basis van MNP en SWECO is ongelijk

In de MCKBA is het berekenen van kosteneffectiviteitsratio's een belangrijk element en Deel 3 van tabel S.2 toont daarvan het resultaat. We maken daarbij gebruik van de 'Totale kosten' regel uit deel 1 van de tabel en de derde natuureffect bepaling uit deel 2 van de tabel: de 'Natuurpuntenwinst – lange termijn voortbestaan populaties'. De getoonde getallen geven antwoord op de vraag: hoeveel natuurwinst is er gerealiseerd voor hoeveel maatschappelijke kosten? Gemiddeld over alle meegenomen knelpunten wordt er met 1 miljoen euro aan kosten 6,3 natuurpunt gerealiseerd. We zien ook dat de hiërarchiegroep H3-Grote faunatunnel qua kosteneffectiviteit goed scoort met bijna 13 natuurpunten per miljoen euro, op de voet gevolgd door de groep H2-Viaduct (11,9/miljoen euro). De groepen H3-Grote faunatunnel en H2-Viaduct lijken daarmee ruim twee keer zo kosteneffectief als de groep ecoducten (5,5 natuurpunt per miljoen euro).

In deel 4 van de MCKBA tabel tonen we onderaan het Pro Memorie opgenomen effect Wildaanrijdingen, waarnaar nader onderzoek vereist is. Hier tonen we ook de in ons onderzoek wel geanalyseerde effecten qua beleving. Bij de beleving is gemeten in hoeverre er overlap is tussen de gebieden waar MJPO de natuurwaarde versterkt en die gebieden die op nationale schaal qua

beleving heel hoog worden gewaardeerd. Het geeft dus antwoord op de vraag in hoeverre MJPO via haar natuurversterkend effect investeert in gebieden met nationaal een hoge natuurbelevingswaarde. In totaal heeft MJPO in 6674 qua beleving hooggewaardeerde hectares de natuurwaarde versterkt. Die hoog-beleefde hectares bevinden zich voor 70% (4697 hectare) rondom H1-Ecoduct knelpunten. Voor 18% bevinden deze gebieden zich rondom de groep van 20 viaductknelpunten en voor 10% rondom de groep van 44 grote faunatunnel knelpunten.

Men kan zich afvragen in hoeverre deze belevingstoename niet dubbel telt met de berekende natuurpuntenwinst. Voor goed interpreteerbare kosten-baten analyses is het immers nodig om dubbeltelling te voorkomen. Hoewel belevingswaarde gekoppeld zou kunnen zijn aan biodiversiteitwaarde, zal de samenhang zeker niet 1-op-1 zijn (Davis et al., 2016). Tegelijkertijd zijn in het natuurbeleid er aparte doelen voor zowel verbetering van biodiversiteit (hier afgemeten aan natuurpunten) en de versterking tussen natuur en maatschappij (hier afgemeten aan hoogbeleefd areaal), en is uit dat perspectief ook aparte aandacht voor beide zaken gewenst.

Synthese van de triangulatie

In de tabel hierboven hebben we gezien dat er op drie manieren natuureffecten zijn bepaald. Deze drie manieren hebben alle drie een net andere insteek: net een andere vraag die wordt beantwoord qua natuureffect. Maar er is uiteraard ook samenhang tussen de drie methoden. We zien in de resultaten van alle drie methoden samen veel aanwijzingen dat de ecoducten van alle vijf groepen in absolute zin een sterk positief natuureffect hebben: ze worden veel gebruikt volgens monitoring, er blijkt uit observaties dat de barrièrewerking wordt geslecht en ook het lange termijn voortbestaan van populaties wordt in grote mate gestuwd. Uit de case studies wordt niet de relatief belangrijke scores van H3-Grote faunatunnel bevestigd, die wel uit de andere twee methoden naar voren komt. Gedetailleerde vergelijking van de twee kwantitatieve natuurpuntenberekeningen van MNP en NDFF/SWECO laten zien dat ze elkaar bevestigen. De verschillen tussen de twee kwantitatieve scores qua totale absolute scores liggen dichtbij elkaar en de resterende verschillen zijn goed te begrijpen uit de licht verschillende aanpak (de grondslag hectares) en de opbouw van de onderlinge scores per type knelpunt (dat wil zeggen H1-Ecoducten versus H2 en H3, vertonen hetzelfde beeld qua relatieve scores).

Omdat de MNP berekeningen breder werken: meer knelpunten (153 in plaats van 41) en vijf typen knelpuntengroepen in plaats van drie gaan we hieronder, in de compacte weergave van de resultaten, uit van de MNP scores.

Overzicht kosten en baten (compact)

De MCKBA probeert net als elke evaluatiemethode om de resultaten zo compact mogelijk weer te geven. In de overzichtstabel hierboven hebben we de resultaten laten zien met relatief grote

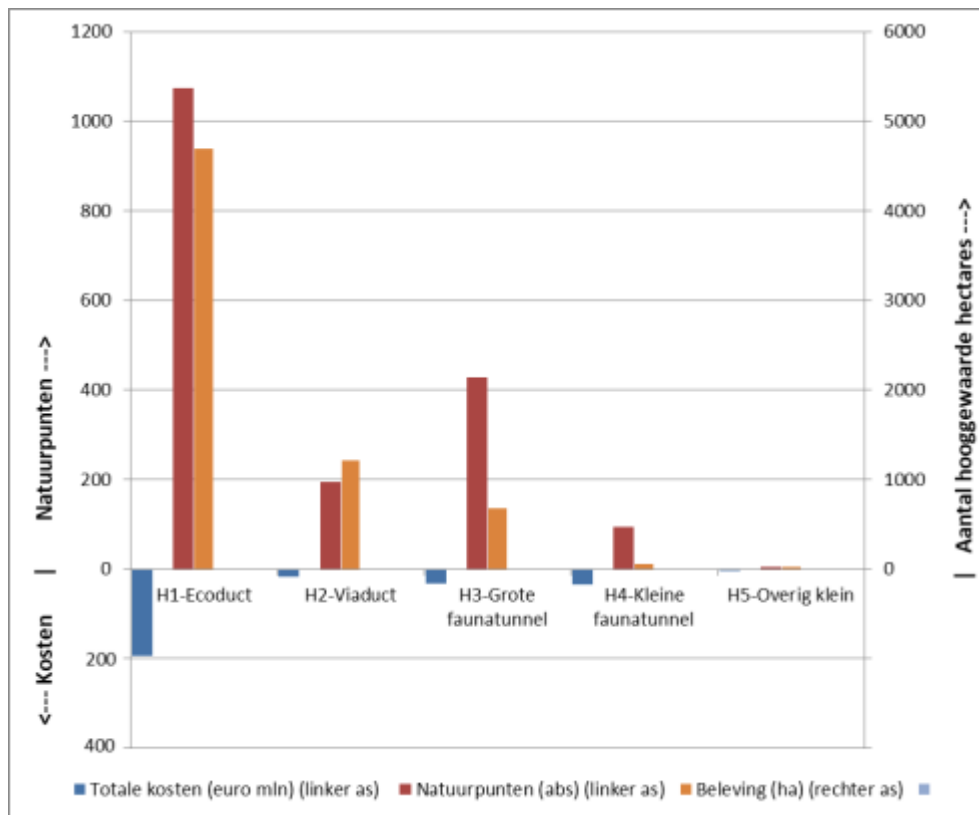
informatierijkheid. In deze laatste tabel tonen we de uiterst compacte weergave van de resultaten. We hanteren daarbij de gemiddelde MNP schattingen voor het natuureffect. In de tabel tonen we de totale kosten, de natuurlpunten, de natuurlpunten per miljoen euro en de beleving.

We zien de prominente rol van de ecoducten, die verantwoordelijk zijn voor in absolute zin de meeste kosten en de meeste natuurwinst. We zien de gunstige kosteneffectiviteit van de grote faunatunnel groep en de viaductgroep en we zien dat ecoducten en viaducten goed meekoppelen met beleving, maar dat dat bij de groep grote faunatunnel minder het geval is. De bijdrage van de H4 en H5 groepen is bescheiden op alle fronten.

Tabel S.3: MCKBA overzicht van kosten, natuurlpunten en belevingswaarde per knelpuntenhiërarchiegroep MJPO (compact overzicht).

MCKBA - MJPO (compact)								
			Totaal	H1-Ecoduct	H2-Viaduct	H3-Grote faunatunnel	H4-Kleine faunatunnel	H5-Overig klein
Deel 1	Totale kosten (euro mln)		283	194	16	33	36	3
Deel 2	Natuurlpunten (abs)		1794	1074	195	427	95	4
Deel 3	Kosteneffectiviteit (Natuurlpunt / mln Euro)		6.3	5.5	11.9	12.7	2.7	1.0
Deel 4	Beleving (ha hoogbeleefd in geïnvesteerd)		6674	4697	1216	677	59	25

In de figuur hieronder tonen we enkel de scores voor de vijf hiërarchische groepen knelpunten. Daarmee maken we zichtbaar dat de groep van ecoducten de meeste kosten met zich meebrengen, maar ook veel natuurwinst brengen en daarbij relatief veel in gebieden met hoge belevingswaarde. De groep van grote faunatunnels brengt met veel minder maatschappelijke kosten ook aanzienlijke natuurwinst. De bijdrage betreft echter in veel mindere mate gebieden met een hoge belevingswaarde. De groep viaducten bereikt ook met relatief weinig kosten serieuze natuurwinst en bereikt ook relatief veel hoogbeleefde hectares.



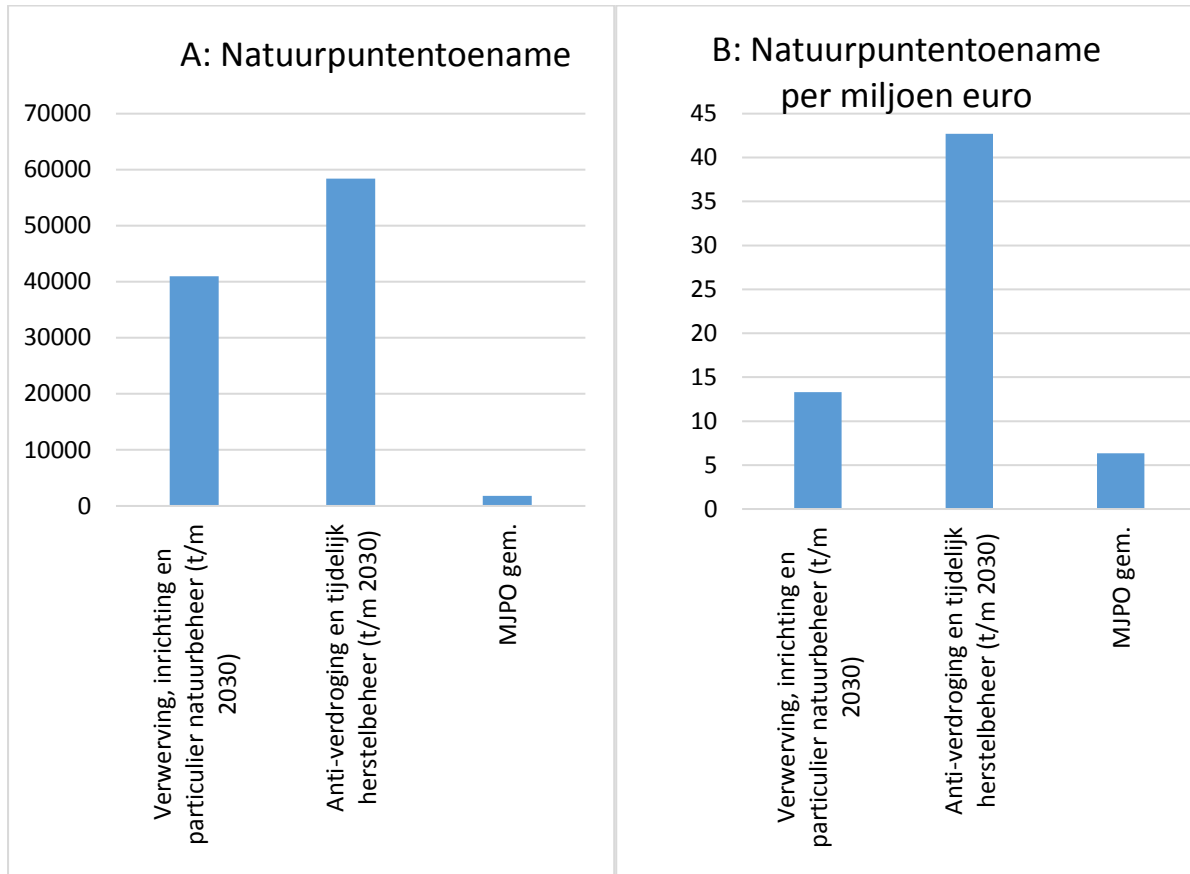
Figuur S.1: kosten, natuurpunten en belevingswaarde per MJPO knelpuntenhiërarchiegroep.

Vergelijking MJPO met Natuurpact

De natuurpuntensystematiek heeft als belangrijk kenmerk dat het een ‘common currency’ hanteert in het ecologische domein ten aanzien van biodiversiteitswinst. Dat betekent dat de resultaten en effectiviteit van MJPO ook kan worden vergeleken met ander natuurgerelateerd beleid en andere projecten. In dit onderzoek is een vergelijking gemaakt met het Natuurpact; onvergelijkbaar qua ambitie en budget, maar vanuit ecologisch perspectief en het samenspel van verschillende beleidsacties wel interessant.

Ook voor het Natuurpact is de totale natuurpuntenwinst berekend. Deze winst is opgesplitst in effecten die komen door maatregelen die het leefgebied vergroten en maatregelen die milieucondities verbeteren. De linkerkant toont de absolute natuurpuntenwinst, de rechterkant de kosteneffectiviteit (de natuurpunten per miljoen euro). Figuur S.2a laat zien dat de verschillen in de toename in berekende natuurpunten groot zijn: ruim 40.000 voor areaal vergroten maatregelen uit het Natuurpact tegen 1700 voor MJPO. Maar de maatschappelijke kosten zijn bij MJPO ook vele malen lager. Figuur S.2b laat dit zien: weliswaar scoort MJPO wel het laagste van de drie, maar ze zit

wel in dezelfde orde van grootte als de areaal vergrotende maatregelen. Herstelmaatregelen in bestaande natuur lijken het meest kostenefficiënt (figuur S.2b).



Figuur S.2a (links) Natuurpuntenwinst in de verschillende onderdelen van het Natuurpact versus die van het MJPO programma. S.2b (rechts): Kosteneffectiviteit van de verschillende beleidsstrategieën, uitgerekend als gemiddeld aantal natuurpuntenwinst per miljoen euro.

Inhoudsopgave

Analyse van kosten en baten van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO)	i
Beknopte samenvatting	v
Uitgebreide samenvatting	vii
Introductie	vii
Methode	vii
Resultaten	ix
Synthese van de triangulatie.....	xii
Overzicht kosten en baten (compact).....	xii
1 Introductie	18
1.1 Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO).....	18
1.2 Evaluatie van MJPO.....	19
1.3 Ontsnippering: één van de strategieën om natuur te versterken	20
1.4 MCKBA, om kosten en baten te vergelijken	26
1.5 De MCKBA aanpak in meer detail	27
2 Methoden	30
2.1 Introductie	30
2.2 Methode stap 1 - Kosten en primaire fysieke effecten in beeld.....	32
2.3 Methode stap 2 - Ecologische effecten: effectiviteit op basis van case studies.....	42
2.4 Methode stap 3 - Ecologische effecten: natuurspuntenberekening op basis van NDFF data .	46
2.5 Methode stap 4 - Ecologische effecten: modelmatige natuurspuntenbenadering	50
2.6 Methode stap 5 - Interpreterende kosten-effectiviteitsratio's inclusief vergelijking beleid Natuurpact	54
2.7 Methode stap 6 - Beleving en overige effecten.....	55
2.8 Methode stap 7 - Integratie van kosten en baten in MCKBA	58
3 Resultaten (stap 1-6).....	59
3.1 Resultaten stap 1 - Kosten en primaire fysieke effecten (knelpunten, maatregelen) in beeld	59
3.2 Resultaten stap 2 - Ecologische effecten: effectiviteit op basis van case studies	60
3.3 Resultaten stap 3 - Ecologische effecten: natuurspuntenberekening op basis van NDFF data	72
3.4 Resultaten stap 4 - Ecologische effecten: modelmatige natuurspuntenbenadering.....	76

3.5 Resultaten stap 5 - Interpreterende kosten-effectiviteitsratio's inclusief vergelijking beleid Natuurpact	78
3.6 Resultaten stap 6 - Beleving en overige effecten	80
4 Eindresultaten (stap 7): Integratie van MJPO kosten en baten in MCKBA	84
4.1 Overzicht kosten en baten (informatie-rijke variant)	84
4.2 Synthese van de triangulatie.....	87
4.3 Overzicht kosten en baten (compacte variant).....	90
5 Discussie	92
5.1 De resultaten van MJPO in perspectief.....	92
5.2 De betekenis van de MJPO resultaten	92
Literatuur	102
Annex 1 Lijst met natuurbeheertypen (Index natuur en landschap).....	109
Annex 2 Uitwerking per case studie	112
Annex 3 Resultaten Robuustheidsanalyse natuarpuntenberekening NDFF/SWECO	142
Annex 4 Resultaten stap 8 - Interactieve visualisatie van effecten	146
Annex 5 Het effect van disconteren met 3%	147
Annex 6 Effecten van ontsnipperingsmaatregelen op verkeersslachtoffers	148
Annex 7 Foto-impressie van verschillende ontsnipperingsmaatregelen per hiërarchie	152

1 Introductie

1.1 Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO)

In Nederland is in 1990 de Ecologische Hoofdstructuur geïntroduceerd in het natuurbeleid. Die Ecologische Hoofdstructuur (EHS) is later Natuurnetwerk Nederland (NNN) gaan heten. De provincies hebben nu de verantwoordelijkheid voor het afmaken van het NNN in 2027. Het NNN beschermt en verbindt natuurgebieden en bevordert zo migratie en instandhouding van dieren en planten. Dat draagt bij aan het behoud en de versterking van de biodiversiteit in Nederland. Het netwerk is er niet alleen voor biodiversiteitsdoelen maar levert ook een bijdrage aan andere doelen zoals landschapsbehoud en -beleving, recreatie, houtproductie en CO₂-vastlegging.

Het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) heeft als doel het opheffen van barrières in het NNN die veroorzaakt worden door bestaande Rijksinfrastructuur (wegen, spoor- en vaarwegen). Het MJPO is gestart in 2004 en loopt tot en met 2018. Het is een bijdrage van het Rijk aan de realisatie van de EHS/NNN. ProRail en Rijkswaterstaat zijn verantwoordelijk voor de uitvoering van het programma. Ze doen dat in nauwe samenwerking met en onder regie van de provincies (zie ook www.MJPO.nl).

In totaal zijn er in het MJPO 178 knelpunten qua versnippering geïdentificeerd en aangepakt (zie Figuur 1.1). Het ministerie van I&M heeft hiervoor 250 miljoen euro ingezet, aangevuld met 37,5 miljoen door het ministerie van LNV/EZ: in totaal dus 287,5 miljoen euro.



Figuur 1.1: Overzicht MJPO knelpunten (<http://www.MJPO.nl/waar-in-nederland/>).

Om de knelpunten te ontsnipperen zijn meer dan 500 maatregelen genomen. Uiteraard zijn niet overal dezelfde maatregelen genomen. Een belangrijk type maatregel - buitengewoon zichtbaar en beeldbepalend voor het programma - is het ecoduct. Ecoducten zijn viaducten speciaal voor de natuur. Ze zijn zichtbaar voor velen en een tastbaar bewijs van de inspanningen van de rijksoverheid om versnipperd geraakte natuur weer met elkaar te verbinden. Ze zijn tegelijkertijd kostbaar; een enkel ecoduct kost al gauw een paar miljoen euro. Aan het andere eind van het maatregelspectrum zijn er minder grote, minder zichtbare en goedkopere maatregelen zoals rasterwerk: hekwerk van gaas dat voorkomt dat wild de weg oversteeft, botsingen veroorzaakt en dat ervoor zorgt dat het wild naar een veilige oversteekplaats wordt geleid. Met een paar duizend euro kan men heel wat meters rasterwerk plaatsen. Naast rasterwerk en ecoducten zijn er grote en kleine faunatunnels, duikers met loopplanken, fauna-uitstapplaatsen, viaducten met medegebruik fauna en doorlopende oevers (zie Annex 7 voor een foto-impressie) Veelal zijn maatregelen gericht om de barrièrewerking van infrastructuur voor specifieke soorten op te lossen.

1.2 Evaluatie van MJPO

Rijkswaterstaat heeft aan de Rijksuniversiteit Groningen gevraagd om bij te dragen aan de evaluatie van het MJPO. Er zijn vele vormen van evaluatie, waarbij het onderwerp meer kan liggen bij het analyseren van het proces, de output of juist bij de 'outcome'. Een manier van evalueren is kijken in hoeverre het MJPO heeft gedaan wat het van plan was te doen: zijn alle maatregelen inderdaad uitgevoerd? Is de planning op tijd? Dergelijke vragen stellen wij in dit onderzoek niet. Zie daarvoor bijvoorbeeld de informatie op de themasite van PBL (<http://themasites.pbl.nl/balansvandeleeftomgeving/jaargang-2017/themas/natuur/ontsnipperende-maatregelen-bij-infrastructuur>).

In dit rapport gaat het om een evaluatie van maatschappelijke kosten en baten. Wat heeft het MJPO aan inzet en inspanningen gekost en wat heeft het qua natuurwaarde opgeleverd? Dat is de centrale vraag van deze evaluatie. De aandacht gaat hierbij vooral uit naar berekening van de maatschappelijke kosten van genomen maatregelen in relatie tot een berekening van gerealiseerde en/of toekomstig te verwachten biodiversiteitsbaten¹. Het betrekken van baten van biodiversiteit in een kosten en baten analyse is echter geen standaardprocedure, daarom is ook methodisch gewerkt aan het verder operationaliseren van de natuurpuntensystematiek uit de MKBA handreiking. Zo is een neven doel om methodisch de effectbepaling in evaluaties van dit type beleid ook in de toekomst verder te helpen.

De evaluatie is de afsluiting van een langlopend programma: van 2004 tot en met 2018. Deze studie levert daaraan een bijdrage. De resultaten worden gepubliceerd in een tweetalig rapport: zowel Engels als Nederlands. De reden voor een Engelstalig rapport is dat het ook zinvol wordt geacht om de

¹ Een belangrijk aspect van het MJPO is de samenwerking tussen verschillende partijen. ProRail en Rijkswaterstaat, de provincies als gedecentraliseerde uitvoerders van het natuurbeleid, natuurbeherende organisaties, gemeenten en waterschappen. Zowel bij de inventarisatie van knelpunten als bij de concrete aanpak van ontsnippering zijn veel partijen betrokken en betrokken geweest. Hoewel dit een interessant en te evalueren aspect is van het MJPO, besteden we hieraan in dit rapport geen aandacht.

resultaten te delen binnen het Infra Eco Network Europe (IENE) netwerk. Het IENE netwerk heeft als missie 'harmonizing transportation and nature'. De jaarlijkse internationale conferentie van IENE vindt, ter ere van de afsluiting van het MJPO, in september 2018 plaats in Nederland met de uitvoerders van het MJPO Rijkswaterstaat en ProRail als gastheren.

Multi-Annual Defragmentation Programme and IENE

'2018 will be a very special year for the Netherlands: the MJPO (Multi-Annual Defragmentation Programme) will be completed by that time. This is a nation-wide, region-oriented programme in which the central government and provincial governments, often in consultation with municipalities, water boards and nature conservation organisations, work together to resolve 178 bottlenecks between the existing national infrastructure and the main ecological network. The IENE Conference 2018 will be an excellent occasion to share the results of this programme with the rest of the world and to festively conclude the programme with the many parties involved.'

(IENE Leaflet; from <http://www.iene.info/iene-2018/>)

1.3 Ontsnippering: één van de strategieën om natuur te versterken

1.3.1 Doelstelling MJPO

Het primaire doel van het MJPO is het realiseren van maatregelen die natuurgebieden verbinden, als aanvulling op het NNN. Van de 178 knelpunten zijn inmiddels 114 opgelost. Het aantal uitgevoerde maatregelen staat daarnaast inmiddels op 418. Dit betekent dat in totaal 75% van het totale programma eind 2017 is afgerond. Volgens de programmering is in 2018, wanneer het programma ten einde loopt, 94% van de benoemde faunavoorzieningen gereed. Van de resterende maatregelen wordt een deel na 2018 bij de uitvoering van grotere infraprojecten meegenomen en een deel kan om diverse redenen niet worden uitgevoerd (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2018).

Daarnaast is het uiteindelijke doel van het realiseren van MJPO maatregelen om de biodiversiteit te versterken. Deze doelstelling vormt tevens de aanleiding voor de evaluatie van de kosten en baten van het MJPO waar dit rapport zich op richt. Alvorens dieper in te gaan op de evaluatie van het MJPO is het belangrijk kort stil te staan bij de bestaande kennis over ontsnippering als één van de maatregelen - tussen andere maatregelen - om natuur te versterken.

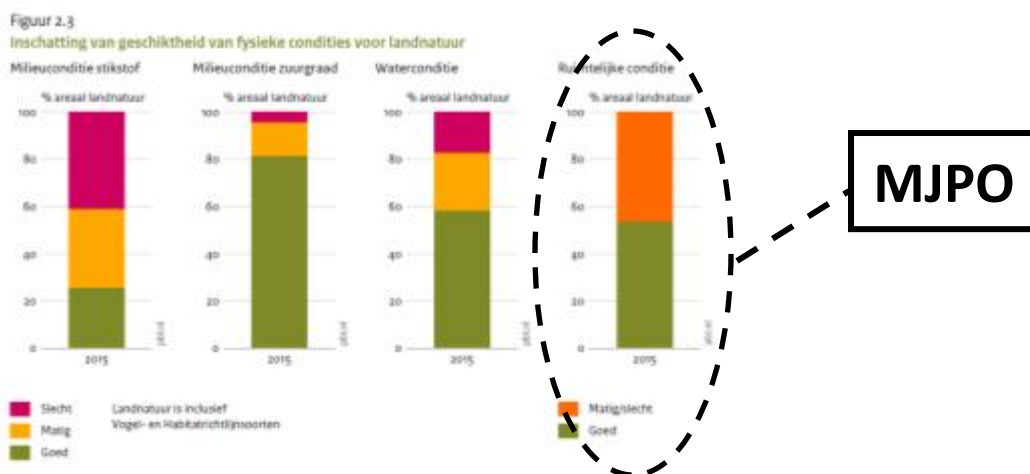
1.3.2 Een juiste maatregel voor elke soort

Het Nederlandse natuurbeleid is ingebed in internationale afspraken over natuurbeschoud. Wereldwijde afspraken zijn gemaakt in de *Convention on Biological Diversity* (CBD). De Europese Commissie heeft deze afspraken vertaald in de *EU-Biodiversiteitsstrategie 2020* (EC, 2011). Het hoofddoel hiervan is het biodiversiteitsverlies en de aantasting van ecosysteemdiensten te stoppen en, voor zover dit haalbaar is, ongedaan te maken. Bij het eerste doel staan de afspraken uit de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen centraal. Deze richtlijnen beogen een duurzame staat te realiseren van de in de richtlijnen specifiek genoemde habitattypen en planten- en diersoorten.

Provincies en Rijk hebben in het Natuurpact ambities benoemd om biodiversiteit te gaan verbeteren omdat Nederlandse natuur onder druk staat. Zo verkeert maar 4% van de in Nederland voorkomende Europees beschermde habitattypen en 23% van de habitatrichtlijnsoorten in de nagestreefde gunstige staat van instandhouding. Voor vogels is dat beeld wat positiever; 64% van de vogels heeft qua populatieomvang een stabiele/fluctuerende of stijgende trend (<http://www.clo.nl/indicatoren/nl1604-svi-nederland>). In totaal staat circa eenderde van alle inheemse plant- en diersoorten staat op de Rode lijst van bedreigde soorten (<http://www.clo.nl/indicatoren/nl1521-rode-lijst-indicator>).

Belangrijke oorzaak is dat planten en dieren negatief beïnvloed worden door één of meerdere ‘drukfactoren’, zoals vermesting, verdroging, versnippering en een tekort aan geschikt leefgebied.’ (PBL, 2011, p.10/11). Fysieke condities qua stikstofbelasting, bodem-zuurgraad en grondwaterstand zijn in een aanzienlijk deel van de natuurgebieden niet in overeenstemming met de situatie die soorten nodig hebben om duurzaam voort te kunnen bestaan. Datzelfde geldt voor de ruimtelijke condities, veel van de leefgebieden zijn te klein of te slecht met elkaar verbonden.

In het Natuurpact (EZ & provincies, 2013) hebben Rijk en provincies afgesproken tussen 2011 en 2027 ten behoeve van de realisatie van het Natuurnetwerk Nederland (NNN) nog een areaal van 80.000 hectare nieuwe natuur in te richten. Daarnaast wordt ingezet op herstelmaatregelen, antiverdroging en depositieverlaging. In PBL en WUR (2017) wordt gesteld dat de gezamenlijke plannen van provincies het doelbereik van de Vogel- en Habitatrichtlijn voor landnatuur in potentie kunnen vergroten van circa 55% in 2015 tot circa 65% in 2027. Daarvoor zullen de plannen volledig gerealiseerd moeten worden. Ook na de realisatie van het Natuur Netwerk Nederland (NNN) zal voor een deel van de soorten de kwaliteit en de hoeveelheid van het leefgebied onvoldoende zijn om duurzaam aanwezig te kunnen zijn in Nederland.



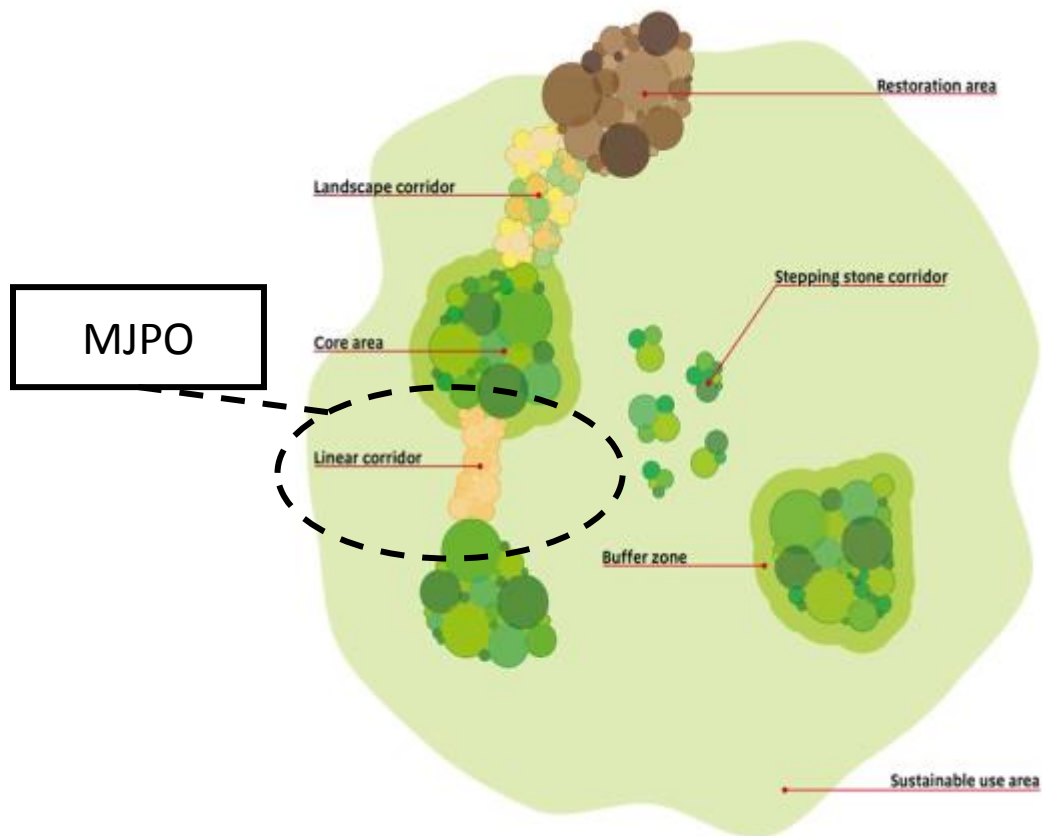
Figuur 1.2: Inschatting van de geschiktheid van de fysieke condities voor landnatuur (Bron: PBL en WUR, 2017, p.49; eigen bewerking). De factoren uit deze figuur bepalen naast het uitgevoerde beheer in natuurgebieden in grote mate het voorkomen van soorten van de Vogel- en Habitatrichtlijn (Van Kleunen

et al., 2007). Met de stippellijn is aangegeven op welk deel van de fysieke condities MJPO zich richt. Daarbij moet worden opgemerkt dat voor het verbeteren van fysieke condities nog meer maatregelen worden ingezet, zoals vergroting van het natuurnetwerk in het Natuurpact.

De maatregelen die in het kader van het MJPO genomen worden, richten zich op soorten waarvoor versnippering één van belangrijke knelpunten is. Daarbij richt MJPO zich op het wegnemen van de barrièrewerking van (rijks)infrastructuur binnen en tussen bestaande natuurgebieden en niet op uitbreiding van natuurgebieden of beheerveranderingen in natuurgebieden om versnippering en tekort aan leefgebied op te lossen.

1.3.3 Een prioriteit van natuurbeleidsmaatregelen?

Er zijn weinig studies die de effectiviteit of kosteneffectiviteit van verschillende typen maatregelen met elkaar vergelijken. Lawton et al. (2010) hebben voor de situatie in het Verenigd Koninkrijk een uitgebreide analyse gemaakt van het palet aan ruimtelijke maatregelen dat benut kan worden om de Engelse natuur te versterken. Zij maken daarbij gebruik van het onderstaande vereenvoudigd schema (figuur 1.3) waarin verschillende maatregelen zijn geïdentificeerd: duurzaam grondgebruik rondom natuur, aanleg van nieuwe natuur, uitbreiding van bestaande natuurgebieden, (milieu)buffers om natuur maken, ontsnippering door aanleg van landschapscorridors, stepping-stone corridors of lineaire corridorverbindingen. Het is de laatste categorie waar de MJPO maatregelen invallen. Daarbij dient overigens opgemerkt te worden dat Lawton et al. (2010) onder versterken van lineaire verbindingen ook aanleg of beter beheer van robuuste verbindingen of juist groenblauwe dooradering met heggen, bomenrijen of kanalen rekenen. MJPO richt zich alleen op het wegnemen van barrières in bestaande corridors en binnen grote aaneengesloten natuurgebieden (zoals de Veluwe), met de focus op met name de grondgebonden soortgroepen.



Figuur 1.3: De componenten van ecologische netwerken (Lawton et al., 2010; eigen bewerking). In de figuur is aangegeven waar MJPO gepositioneerd kan worden.

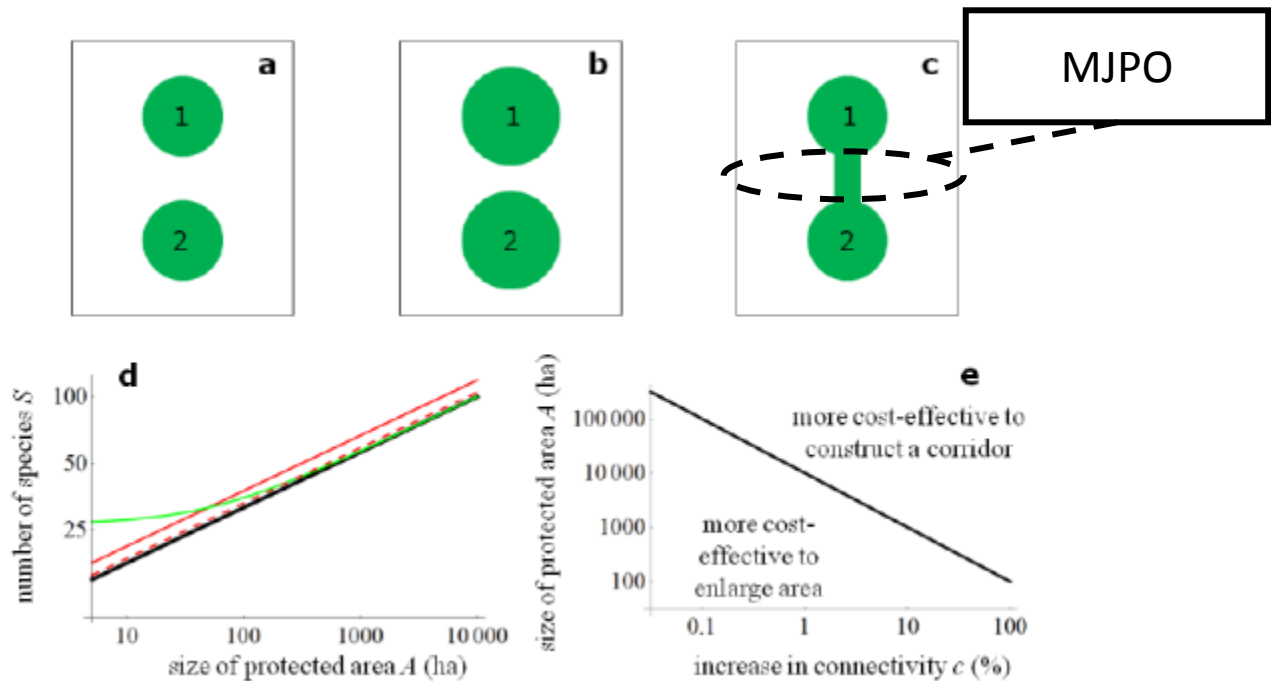
Lawton et al. (2010) lijken in hun studie tot een prioriteit van maatregelen te komen, al kan hun studie ook geïnterpreteerd worden als het eenvoudig schetsen van een palet aan maatregelen. 'To make space for nature we need more, bigger, better and joined up sites to create a sustainable, resilient and more effective ecological network (...). Practically this requires actions under five headings, all of which we currently do to a greater or lesser extent. So we need to do more to:

- Improve the quality of current sites by better habitat management.
- Increase the size of current wildlife sites.
- Enhance connections between, or join up, sites, either through physical corridors, or through 'stepping stones'.
- Create new sites.
- Reduce the pressures on wildlife by improving the wider environment, including through buffering wildlife sites.

These actions will help to establish an ecological network that meets the needs for wildlife and people today, and one that is more resilient to the future. There are trade-offs between these actions: the more we do to improve the quality of existing sites or to enhance the wider environment, the less we will need to do to create new sites. Our actions need to be adaptive, adjusting to what works as we progress.’ (Lawton et al., 2010)

1.3.4 Kosteneffectiviteit van vergroting van gebieden versus verbinding van gebieden

Ovaskainen (2012) gaat conceptueel nader in op de vraag of vergroting van areaal (van a naar b in figuur 1.4) kosten-effectiever is dan het beter verbinden van natuurgebieden (van a naar c in figuur 1.4). Dit op verzoek van de Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur. Hij gebruikt daarbij onderstaand figuur:



Figuur 1.4: Conceptueel verband tussen soortenaantallen en de kosteneffectiviteit van het vergroten of verbinden van bestaande natuur (Bron: Ovaskainen, 2012, p.14; eigen bewerking).

De uitkomst qua kosteneffectiviteit is volgens Ovaskainen onzeker en hangt af van de mate van connectiviteit die bereikt kan worden en hoe groot de gebieden zijn die verbonden worden. Conceptueel en op basis van zijn expertise concludeert Ovaskainen (vetgedrukt toegevoegd): ‘In addition to the length of the corridor vs. the movement ability of the focal species, the value of the parameter c is likely to depend on a number of other factors related to landscape structure, such as the sizes of the fragments to be connected, and the habitat types of the fragments to be connected (forest, heath, or wetland). Most importantly, the effectiveness of a habitat corridor will vary greatly among

species, ranging from virtually no effect to moderate or potentially a large effect. **In the absence of the necessary data**, I make the **rough assumption** that $0 \leq c < 0.01$ for most passively moving organisms such as those fungal and vascular plant species that are dispersed by wind and for which the ecoduct does not provide breeding habitat. We may further assume that $0.001 < c < 0.01$ for many insects, and that $0.01 < c < 0.1$ for many birds and mammals. Those fungi or plants that are dispersed by a vector (e.g. insect or bird) have the c value of their vector. For such species for which the ecoduct provides breeding habitat the value of the parameter c can be substantially higher than expected solely from the effect of the corridor on their movement behaviour. Importantly, there is no reason to assume that ecoducts would be especially effective in providing connectivity for those highly specialized species for which the lack of connectivity is the greatest problem; actually **it is more likely** that ecoducts are mostly used by common species. In summary, **we may assume** that a realistic value of the parameter c for the species of conservation interest is in the range $0.01 < c < 0.1$. This would **suggest** that construction of ecoducts becomes more cost-effective than increasing the sizes of existing protected areas only, if the ecoduct connects conservation areas larger than 500-5,000 hectares.' (Ovaskainen, 2013, p.61)

Het mag duidelijk zijn dat Ovaskainen verwacht dat het effect van ecoducten bescheiden zal zijn en qua kosteneffectiviteit gunstig zijn als de hoeveelheid natuurgebied dat verbonden wordt groot is. Tegelijkertijd is ook duidelijk dat de analyse weinig empirisch onderbouwd is.

Hodgson et al. (2010) nemen een meer empirische benadering door een meta-analyse van empirische papers uit te voeren. Zij concluderen: 'We think that considerations of connectivity have an important place in conservation planning. Recent awareness of connectivity has undoubtedly been helpful to conservation: it has freed conservationists from focusing too narrowly on individual protected areas, and has brought landscape-scale and spatial considerations into conservation. But our concern was how connectivity is often seen as 'the solution' when the fundamental problem is an inadequate quantity of high-quality habitats. (...) (Hodgson et al., 2010, p.151).

Interessant hierbij is ook dat Hodgson et al. in hun analyse noemen dat effecten duidelijk zichtbaar zijn voor corridors die van hetzelfde type habitat zijn als de stukken die ze verbinden (Eycott et al., 2009) en dat kunstmatige corridors het minder doen dan natuurlijke (Gilbert-Norton et al., 2010).

Daarmee lijkt het extra nuttig om in de rest van dit rapport te proberen empirisch meer grip te krijgen op de effecten van het MJPO. Tegelijkertijd lijkt op basis van eerder onderzoek het legitiem te verwachten dat:

- a) Maatregelen die areaal natuurgebied vergroten en bestaande natuur beter verbinden beide natuurwinst opleveren en beide geld kosten. De verwachting is dat de kosteneffectiviteit (verhouding natuurwinst per euro) van extra natuurareaal gunstiger is dan die van extra connectiviteit.
- b) De kosteneffectiviteit en praktische inzetbaarheid is naar verwachting sterk contextafhankelijk

- c) Maatregelen die inzetten op verbeteren van connectiviteit van grotere kwalitatief betere natuurgebieden zullen meer effect hebben dan maatregelen gericht op connectiviteit tussen kleinere, verspreide natuur met lage kwaliteit
- d) Maatregelen die inzetten op verbeteren van connectiviteit tussen plekken met hetzelfde natuurlijke habitat zullen een groter effect dan maatregelen die inzetten op verbetering van ongelijksoortige gebieden
- e) Maatregelen die inzetten op verbeteren van connectiviteit richt zich waarschijnlijk vooral op een specifieke groep van soorten (waarschijnlijk de meer algemenere barrièregevoelige landdieren) en niet noodzakelijk de zeldzamere doelsoorten

Overigens wordt een goede connectiviteit op nationale en regionale schaal in het licht van klimaatverandering in toenemende mate belangrijk vanwege areaalveranderingen van soorten vanwege die klimaatveranderingen.

1.4 MCKBA, om kosten en baten te vergelijken

Rijkswaterstaat heeft gevraagd om het MJPO programma te evalueren met als doel inzicht te krijgen in kosten en natuurbaten en methodisch te leren hoe je grip kunt krijgen op het ecologisch effect waar het MJPO om draait. Of faunavoorzieningen effectief zijn hangt sterk af van de definitie van effectiviteit en het beoogde doel van de voorziening (Forman, 2002). In grote lijnen zijn er drie doelen te onderscheiden (Van der Grift et al., 2009; Wansink et al., 2013):

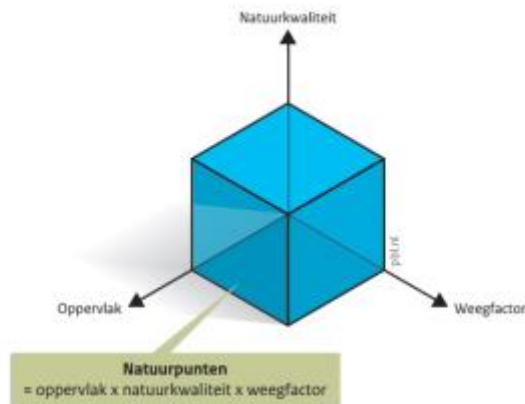
1. Afname van sterfte onder fauna door aanrijding of verdrinking
2. Afname van de barrièrewerking
3. Toename in levensvatbaarheid van populaties

In deze studie richten we ons, naast de kosten, op de laatste 2 aspecten. We nemen alle effecten, ook deze moeilijk monetariseerbare effecten, mee in een Multicriteria kosten-baten analyse (MCKBA) (Sijtsma, 2006; Sijtsma et al., 2013; Sijtsma et al., 2017).

MCKBA = Multicriteria kosten-baten analyse
--

Omdat het uiteindelijke doel van het MJPO een verbetering van de biodiversiteit/ecologie is, en is geweest, is de MCKBA methode geschikt voor de vraag van Rijkswaterstaat ten aanzien van het MJPO. De MCKBA werkt voor niet-monetariseerbare effecten zoveel mogelijk met gestandaardiseerde multicriteria indices). De natuurpunten voor het meten van ecologische of biodiversiteitseffecten van projecten zijn daarvan een belangrijk en voor het MJPO zeer relevant voorbeeld (zie figuur 1.5).

Natuurpunten als product van oppervlak, natuurkwaliteit en weegfactor



Figuur 1.5: Schematische weergave van de berekening van een natuurpunt (PBL, 2014)

We gebruiken derhalve, zonder een MKBA uit te voeren, elementen uit de MKBA werkwijze, zoals het natuurpuntenconcept.

Bij de werkwijze met natuurpunten moet worden opgemerkt dat een natuurpunt focust op de generieke biodiversiteitsveranderingen. Een MJPO-maatregel kan ook ingezet zijn om voor het oplossen van barrières voor een of enkele specifieke soorten. In de generieke vergelijking tussen kosten en baten op basis van natuurpunten worden deze specifieke doelstellingen niet geëvalueerd.

1.5 De MCKBA aanpak in meer detail

Hieronder gaan we in meer detail in op de MCKBA aanpak. Werken met MCKBA betekent in het geval van de evaluatie van het MJPO dat het project wordt gescoord op een combinatie van verschillende criteria. Die criteria kunnen verschillende typen meeteenheden hebben. De MCKBA maakt hierbij onderscheid in:

- 1) Monetair gemeten MKBA criteria
- 2) Niet-monetair gemeten maar op ratio/interval scores gemeten criteria zoals natuurpunten
- 3) Interpreterende rendementsgetallen door combinaties van criteria uit 1 en 2
- 4) Kwalitatieve rangorde scores voor eventuele resterende criteria, zoals bijvoorbeeld ruimtelijke inpasbaarheid en tijdige haalbaarheid

Bij de evaluatie spelen effecten zoals de maatschappelijke kosten van de realisatie van de ontsnipperende maatregelen en de effecten op biodiversiteit een belangrijke rol, maar ook de beleving is een effect waar aandacht aan wordt besteed. Alle effecten komen terecht in één van de 4 'scoring' categorieën.

Tabel 1.1: Schematische weergave van de MCKBA aanpak.

De MCKBA aanpak			
	MCKBA		
	-----MKBA -----MCA-----		
Deel 1 Euro's	(1) Zoveel mogelijk effecten opnemen in de (monetaire) MKBA, met als resulterende score: de Netto Contante Waarde in euro's (bijv: kosten van MJPO maatregelen)		
Deel 2 Natuur- Punten		(2) Voor gezondheid, biodiversiteit en andere goed meetbare (ratio of interval schaal) maar slecht monetariseerbare effecten, werken met niet-monetaire, gestandaardiseerde indices. (bijv: natuurlinies, DALYs, CO ₂ equivalenten). In dit rapport: natuurlinies.	
Deel 3 Euro/ Natuurpunt		(3) Interpreterende rendementen berekenen uit stap 1 en 2. (bijv: NCW per natuurlinie inclusief vergelijking aanpalende beleidsinspanning)	
Deel 4 o.a. Beleving		(4) Voor eventuele resterende, belangrijke aspecten die niet in deel 1 of deel 2 passen werken met niet-monetaire, niet-gestandaardiseerde, projectspecifieke scores op rangorde schaal gemeten: ++,+,0,-, -- of hoog / laag. In dit rapport: o.a.belevingseffecten.	

Zoals hierboven gezegd is de MCKBA een variant van de MKBA en dat betekent dat de vierdeling in score-componenten ook een voorkeursrangorde heeft: liefst zoveel mogelijk 1) en zo weinig mogelijk 4). Dus bij voorkeur zoveel mogelijk effecten via onderdeel 1 van de MKBA. Lukt het om alles in onderdeel 1 te krijgen dan zou er geen verschil zijn tussen de MCKBA en de MKBA. Maar indien er effecten zijn die wel goed meetbaar zijn, maar niet zo gemakkelijk - met consensus onder betrokkenen - monetair meetbaar zijn dan worden dergelijke effecten toegevoegd aan gestandaardiseerde indices voor de niet-monetariseerbare projecten (stap 2).

Daarbij is in het MJPO onderzoek met name de effectmeting in natuurlandpunten (ecologisch gewogen hectares) voor biodiversiteit van belang. Een dergelijke gestandaardiseerde manier van meten heeft als belangrijk voordeel dat de omvang van de effecten goed interpreteerbaar zijn omdat ze vergelijkbaar zijn over projecten heen. We evalueren in dit rapport het MJPO, maar dankzij de gestandaardiseerde manier van meten kunnen de maatschappelijke effecten direct vergeleken worden met de effecten van het Natuurpact. Dit helpt enerzijds de interpretatie van de omvang van de effecten van het MJPO en het ondersteunt ook optimalisatie van beleid over verschillende programma/deelgebieden. In verband daarmee is direct relevant dat met dergelijke gestandaardiseerde manieren van meten ook gemakkelijk kosten-effectiviteitsratio's berekend kunnen worden (stap 3). Tot slot kunnen eventuele effecten die wel belangrijk zijn, maar die niet gemonetariseerd of gestandaardiseerd niet-monetair gemeten kunnen worden, als kwalitatieve criteria worden gescoord (stap 4). Door deze stapsgewijze benadering ontstaat er minimaal informatieverlies in het zogenaamde aggregatieproces van de evaluatie (Sijtsma et al., 2017).

Deze stapsgewijze benadering (zie tabel 1.1) komt in belangrijke mate voort uit de logica om in evaluaties de ratio-schaal impactscores van ordinaal gemeten impactscores te scheiden. Scores die in natuurlandpunten worden gemeten of de kosten in euro's komen dan bijvoorbeeld bij elkaar te staan. Net als meer ordinaal gemeten effecten als bijvoorbeeld het effect op beleving. Dit is een belangrijk en reeds lang ontdekt meet-technisch evaluatieprincipe. Het zorgt ervoor dat de informatierijkdom van scores op verschillende impacts zolang mogelijk hoog blijft. Door het te vroeg uitdrukken in eenzelfde eenheid (bijv. een +++ tot --- score) gaat namelijk veel informatie verloren omdat men zich moet richten op de schaal van het zwakst gemeten criterium. De stapsgewijze aanpak van de MCKBA kan daarom worden gezien als een verfijning van de EvaMIX methode (Voogd, 1983; Hellendoorn, 2001) richting de MKBA. Net als bij de EvaMIX methode is ook bij de MCKBA de schaal waarop wordt gemeten cruciaal voor de ordening en de optelling van deelscores.

Belangrijk aandachtspunt in dit type onderzoek is het vermijden van dubbeltellingen. Risico op dubbeltelling speelt in dit onderzoek bijvoorbeeld wanneer afzonderlijk naar natuurlandpuntenwinst en winst in belevingswaarde wordt gekeken. Natuurlandpunten en belevingswaarde hangen mogelijk deels samen. Tegelijkertijd zijn zowel natuurlandpunten en belevingswaarde twee indicatoren van twee afzonderlijke doelen uit het natuurbeleid (behoud biodiversiteit en versterking relatie natuur en maatschappij). Bovendien is de relatie tussen belevingswaarde en natuurlandpunten zeker niet 1-op-1.

2 Methoden

2.1 Introductie

Centraal in het onderzoek staat het inzicht geven in de kosten en baten van het MJPO. Het onderzoek kent verschillende stappen en bijbehorende methoden.

Aan de niet-monetaire batenkant zijn de biodiversiteitsbaten van bijzonder belang. Dit omdat biodiversiteit versterken het uiteindelijke doel van het MJPO is, maar ook vanwege de complexiteit van de bepaling van die baten. Een kernonderdeel van de evaluatie is het in beeld brengen wat de potentiële effecten (beïnvloedde oppervlak en potentiële veranderingen in kwaliteit van de beïnvloedde ecosystemen) zijn van het gehele MJPO programma en dit later in perspectief te plaatsen met effecten van andere beleidsmaatregelen en projecten (zoals bijvoorbeeld uitbreiding of kwaliteitsverbetering van het natuurgebied door aankoop of omvorming). Concrete voorbeelden van alternatieve projecten zijn herstelmaatregelen uit de PAS of de natuurimpuls (aankoop natuurgebieden) uit het Natuurpact.

De bepaling van de kwaliteitsverandering door de MJPO maatregelen is niet eenvoudig. Deels omdat effecten vaak pas zichtbaar zijn na langere tijd en monitoring beperkt is en deels omdat ontsnipperende maatregelen geen losstandige maatregelen, zijn maar plaatsvinden in een context waarbinnen ook andere natuurgerelateerde veranderingen gebeuren. Vanwege deze complexiteit en omdat er voor de evaluatie alleen gebruik kan worden gemaakt van reeds bestaande data, wordt in dit onderzoek een multi-method aanpak gevolgd: via meerdere methoden wordt inzicht geboden in de verandering op steeds dezelfde twee variabelen. Gezamenlijk levert dit een betrouwbaar en rijk beeld van de potentiële effecten en wordt robuustheid en onzekerheid zichtbaar. Deze aanpak staat in de wetenschap ook bekend als triangulatie.

Bij aanpak voor de bepaling van de ecologische effecten wordt gebruik gemaakt van een combinatie van kennisbronnen:

- Case studies en literatuuronderzoek naar monitoring en effectiviteit van MJPO maatregelen
- Effecten op aanwezigheid soorten met behulp van NDFF-data.
- Bestaande expertschattingen (Van der Grift et al., 2009) en modelberekeningen met meta-natuurplanner/LARCH (Van der Grift et al., 2003, Pouwels et al., 2017)

Tabel 2.1: Overzicht kenmerken van verschillende natuureffect bepalingen.

	Methodische kracht	Bekeken aantal MJPO knelpunten	Lokale kennis beheerders?	Waarnemingen voor en na ingreep?	Lange termijn effecten?	Ander natuurbeleid
Kernvraag			Worden de passages gebruikt?	Wat is het effect van MJPO op het verminderen barrières?	Wat is het effect van MJPO op lange termijn duurzaam voortbestaan van populaties en hoe verhoudt het effect?	Hoe verhoudt natuurwinst MJPO zich tot andere inspanningen, zoals Natuurpact?
Case studies/ literatuurstudie	-MJPO literatuur evaluaties benut -Lokale gebiedskennis	13	JA			
Nationale Databank Flora en Fauna en Sweco Natuurpunten-calculator	-Grootste databank NL -400.000 soorten waarnemingen benut -Natuurpunten-calculator benut	41		JA		
Meta-natuurplanner en expert-inschattingen	-Model breed gebruikt in natuurbeleid en evaluaties - 1 mrd berekeningen voor 150 soorten -multiscale validiteit	153			JA	JA

Belangrijk daarbij is te constateren dat effecten van ontsnipperende maatregelen divers zijn. Zo is de vraag in hoeverre aangelegde passages worden gebruikt door soorten, in hoeverre gebruik resulteert in grotere aanwezigheid aan weerskanten van de barrière en in hoeverre grotere aanwezigheid leidt tot grotere levensvatbaarheid van de populaties. Deze aspecten spelen op verschillende tijdschalen (tabel 2.1).

In dit kader is het van belang te vermelden wat in dit rapport bedoeld wordt met de termen natuurwinst en natuurpuntenwinst. Natuurwinst heeft betrekking op een algemene verbetering van natuurwaarden en natuurpuntenwinst verwijst naar een specifieke manier van natuurwinst meten, ofwel een operationalisatie van het begrip natuurwinst.

Vanuit de verschillende methoden wordt steeds gewerkt aan inschattingen van veranderende kwaliteit in beïnvloede oppervlaktes om een natuurpuntenberekening mogelijk te maken. Belangrijke stappen van de – vaak complexe – berekeningen worden gevisualiseerd middels de Atanga natuurpuntencalculator. Aangezien niet voor alle MJPO knelpunten effect inschattingen zijn te doen op basis van metingen of modelinschattingen, worden in een aggregatiestap de verschillende deelberekeningen opgeschaald om een compleet beeld te schetsen. Hoewel getracht wordt overal natuurpunten te berekenen moet wel gerealiseerd worden dat alle drie de methoden natuurpunten-effecten op andere tijdschalen inschatten en daarmee niet kwantitatief hetzelfde hoeven te zijn.

De MCKBA evaluatie heeft derhalve de volgende delen en onderzoeksstappen:

Tabel 2.2: Overzicht MCKBA onderdelen en onderzoeksstappen.

MCKBA deel	Deelstappen in het onderzoek
Deel 1	Stap 1 Kosten en primaire fysieke effecten (knelpunten, maatregelen) in beeld
Deel 2 (triangulatie aanpak)	Stap 2 Ecologische effecten in beeld: case studie benadering
	Stap 3 Ecologische effecten in beeld: validatie voor 20 (+20 referenties) NDFF gebieden
	Stap 4 Ecologische effecten in beeld: modelmatige benadering
Deel 3	Stap 5 Interpreterende ratio scores, inclusief vergelijking met maatregelen uit Natuurpact
Deel 4	Stap 6 Belevingseffecten in beeld Overige effecten (snelheid realisatie ecologisch effect; duurzame verbetering ecologische structuur; efficiënt ruimtegebruik)
Synthese	Stap 7 Integratie van kosten en baten in MCKBA
Visualisatie	Interactieve visualisatie van effecten. Zie Annex 4.

Hieronder bespreken we de methoden van de verschillende stappen

2.2 Methode stap 1 - Kosten en primaire fysieke effecten in beeld

2.2.1 Kosten in beeld

In deze stap worden de maatregelen en kosten in beeld gebracht. Het gaat hierbij vooral om de budgetuitgaven door Rijkswaterstaat, die dan benut worden, met benodigde aanpassingen, als schatters voor de maatschappelijke kosten². Van belang voor het vervolg is dat hierbij de kosten zinvol

² Via deze weg worden dan ook de budgetkosten van de Rijkswaterstaat partners in MJPO, zoals Prorail, ingeschat.

gerubriceerd worden voor groepen maatregelen en type knelpunten. Het zijn deze groepen die later gebruikt worden voor de MCKBA analyse waarbij dan de maatschappelijke kosten en maatschappelijke baten in relatie worden beschouwd.

2.2.1.1 Disconteren³

In principe is disconteren (ook) bij een ex-post MKBA nodig (Boardman et al., 2016). Bij een ex-ante MKBA worden toekomstige nominale bedragen (zoals geplande budget uitgaven) in principe minder waard. Tijdsvoorkeur en de mogelijkheid om ondertussen reëel rendement te kunnen halen zijn hiervoor de achtergrond. Ook bij ex-post studies is disconteren gebruikelijk. In de ex-post literatuur wordt echter relatief weinig gezegd over de achterliggende logica, die anders is omdat inmiddels bekend is hoe de wereld zich heeft ontwikkeld, dus het element van risico en onzekerheid dat nauw verbonden is met de interest en disconteringsvoet is weg. Anders dan bij ex-ante discontering, wordt bij ex-post discontering geld verder in de tijd meer waard. Oudere geldbedragen tellen zwaarder mee omdat er rendement mee gehaald had kunnen worden. Dus verhoogt men de jaarlijkse waarden uit het verleden met de disconteringsvoet.

Op dit moment is de bij het rijk voorgeschreven reële discontovoet bij MKBA's 3%. Deze bestaat uit 0% reële risicovrije rente plus een risico-opslag van 3%. Een lastige vraag is welke disconteringsvoet moet worden gebruikt: inclusief of exclusief risico-opslag? Men kan verdedigen dat er bij investeringen in het verleden per definitie geen risico (meer) is en dat dus in ex-post geen risico-opslag moet worden gehanteerd (in dat geval disconteer je bij de huidige voorgeschreven discontovoet met 0%; dus eigenlijk disconteer je dan niet). Maar dat leidt tot een raar verschil tussen ex-ante en ex-post. Immers investeringen die ex-ante niet rendabel leken (door discontering met 3%), kunnen achteraf opeens rendabel worden (door discontering met 0%).

Carl Koopmans komt tot de conclusie dat de discontering in ex post MKBA's afhangt van de vraag die je met de ex post MKBA wilt beantwoorden: - als de vraag is of het indertijd een goed plan was om de investering te doen, zou je inclusief risico-opslag moeten rekenen. In dat geval is het in feite een ex ante MKBA met geactualiseerde cijfers. - als de vraag is of het achteraf een goede investering is geweest ('met de kennis van nu', ook over de mate waarin risico's zich hebben gematerialiseerd), zou je zonder risico-opslag kunnen werken.

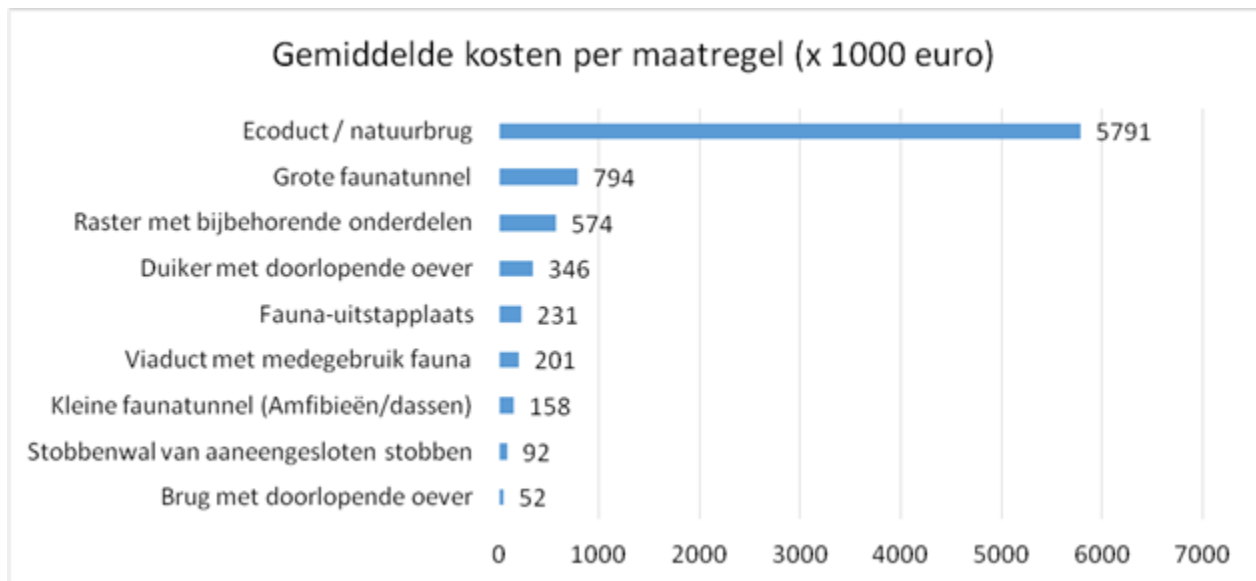
Omdat onze MJPO vraag meer neigt naar de laatste vraag dan naar de eerste zouden voor 0% disconteren van kosten kunnen kiezen. Complicerend hierbij is de vergelijking met het Natuurpact beleid. Daarbij is duidelijk sprake van ex-ante beleid en ex-ante evaluatie. Daarvoor lijkt dan juist wel de 3% discontovoet reëel.

³ Dank aan Prof. Carl Koopmans voor zijn waardevolle advies over de vraag hoe te disconteren. De uiteindelijke keuze is uiteraard de verantwoordelijkheid van de auteurs.

We hebben voor de volgende oplossing gekozen. We hanteren in dit rapport een 0% discontering voor zowel kosten uit MJPO als Natuurpact. Om het effect van discontering te laten zien laten we in annex 5 het effect zien van een discontering van 3%. Die maakt MJPO (24%) duurder en Natuurpact (9%) goedkoper; in de annex laten we de precieze getallen en berekeningswijze zien. Wat betreft natuureffecten is niet gekeken naar een aanpassing op basis van een discontovoet.

2.2.1.2 Kostenbepaling MJPO

In figuur 2.1 is een overzicht te zien van de gemiddelde kosten voor de maatregelen die het vaakst voorkomen binnen het MJPO programma. De gemiddelde kosten zijn uitgerekend op basis van de beschikbare budgetten vanuit Rijkswaterstaat voor het MJPO. Deze budgetten zijn exclusief beheer- en onderhoudskosten. Aangezien niet voor alle maatregelen budget is aangevraagd bij Rijkswaterstaat en een deel van de maatregelen zijn uitgevoerd door ProRail, zijn de kosten niet voor alle maatregelen voor ons inzichtelijk. Daarom is ervoor gekozen om het gemiddelde te nemen van de maatregelen van een specifiek type waar de budgetkosten wel bekend van zijn en deze als schatting te hanteren voor alle maatregelen. Figuur 2.1 laat zien dat een ecoduct gemiddeld veruit de meeste kosten met zich meebrengt.



Figuur 2.1: Gemiddelde kosten per maatregel.

2.2.1.3 Kostenbepaling overige Natuurpactmaatregelen ten behoeve van vergelijking MJPO

Ten aanzien van zowel MJPO als Natuurpact focussen we alleen op kosten voor uitvoering van de niet-beheer/onderhoudsmaatregelen. In de analyse ten aanzien van kosten voor maatregelen uit het Natuurpact is gekeken naar zowel de benodigde middelen als de beschikbare middelen. Hierbij is gebruik gemaakt van gegevens uit Van der Hoek et al. (2017).

De benodigde middelen zijn ingeschat aan de hand van informatie over de arealen per voorgenomen maatregel en de normkosten van die maatregelen per hectare. Beheers- en onderhoudskosten zijn niet meegenomen (zie verderop in deze paragraaf). Arealen per beleidsstrategie is gebaseerd op provinciale informatie over voorgenomen plannen ten aanzien van beheer, uitbreiding en inrichting van het natuurnetwerk en herstelmaatregelen, antiverdrogingsmaatregelen en PAS-maatregelen. Voor de berekening van de kosten per hectare zijn de volgende normkosten gebruikt:

- Verwerven: De gemiddelde aankoop prijs van landbouwgrond op provinciaal niveau in de periode 2012-2015 (bron: <https://www.kadaster.nl/web/Nieuws/Nieuwsberichten/Bericht/Agrarische-grondprijs-57.000-euro-per-hectare-in-2e-kwartaal-2016.htm>).
- Inrichting: Voor het verdelen van de middelen in het advies over de verdeling van de beschikbaar gekomen middelen op basis van het regeerakkoord van Rutte II (advies van de Commissie-Jansen 2) is gebruik gemaakt van een bedrag van 13.000 euro per hectare. Dit bedrag ligt in de meeste provincies boven de maximale vergoeding in het kader van de Subsidieregeling Kwaliteitsimpuls Natuur en Landschap (SKNL) die de provincies voor inrichting geven. Enkel in Noord-Holland is deze vergoeding hoger, namelijk 15.000 euro per hectare.
- Hydrologische maatregelen en nutriëntenhuishouding: Dezelfde normkosten als voor inrichting.
- Tijdelijk herstelbeheer: De gemiddelde SNL-vergoeding op basis van de verschillende natuurtypen in een provincie.

Om een inschatting te krijgen over de beschikbare middelen is gekeken wat het Rijk, provincies en overige partijen gereserveerd hebben. Daarbij zijn de volgende aannames gemaakt:

- De rijksmiddelen voor het Natuurpact worden door de provincies ingezet voor het Natuurpact zoals afgesproken in het Bestuursakkoord natuur en zoals verdeeld over de strategieën door de Commissie-Jansen 1;
- De waarde van al aangekochte grond is ingeschat als de waarde van de gemiddelde landbouwgrond;
- De (jaarlijkse) inzet van de toegezegde middelen voor bijvoorbeeld herstelbeheer onder het huidige beleid blijft gehandhaafd tot en met 2027;
- Als provincies eenmalig extra middelen hebben gereserveerd en het is onbekend welk gedeelte op 1 januari 2016 al is ingezet, is aangenomen dat het hele bedrag nog beschikbaar is;
- Als provincies een structurele extra bijdrage geven, is aangenomen dat deze tot en met 2027 beschikbaar zal zijn;
- De beschikbare middelen zijn uitgedrukt in reële bedragen en zowel de inkomsten als de uitgaven stijgen met gelijke percentages;
- De beleidsstrategie verwerven is inclusief functiewijziging en verbinden.

Voor een zuivere vergelijking met MJPO maatregelen zijn kosten ten aanzien van regulier (instandhoudings)beheer (maaien, begrazen), zoals verzameld door Van der Hoek et al. (2017), hier buiten beschouwing gelaten. Het gaat daarbij om zowel het reguliere natuurbeheer als het agrarisch

natuurbeheer. Dergelijke kosten zijn ook geen onderdeel van de beschouwde kosten uit de MJPO analyse. Wanneer kosten van regulier beheer wel meegenomen zouden worden dan zou de effectiviteit per miljoen euro van Natuurpactmaatregelen snel kunnen dalen (en wellicht halveren als ook gekeken wordt naar kosten van regulier natuur- en agrarisch natuurbeheer).

2.2.2 Een hiërarchie in maatregelen van beschouwde MJPO-knelpunten

In onze studie willen we onder andere kijken naar verschillen in kosten en baten tussen verschillende maatregelen. Echter, maatregelen worden veelal niet geïsoleerd, maar in samenhang genomen. Zo wordt bij aanleg van een ecoduct ook veelal rasterwerk gerealiseerd, en naast een grote faunatunnel worden vaak ook kleine faunatunnels aangelegd, uiteraard opnieuw in combinatie met rasterwerk. Om toch iets te kunnen zeggen over de kosten en baten van dergelijke clusters van maatregelen, is gewerkt met onderstaande hiërarchische groepering.

Tabel 2.3: Hiërarchie van maatregelen en knelpunten (gebaseerd op figuur 8.3a uit Leidraad Faunavoorzieningen bij infrastructuur – Bijlagen, Wansink et al., 2013). Zie ook Annex 7.

Hiërarchische rang	Naam hiërarchische groep	Maatregelen	Aantal maatregelen binnen MJPO	Aantal knelpunten op basis van de hiërarchisch hoogst genomen maatregel	Doelsoorten
1	H1-Ecoduct	-Ecoduct -Brug op palen met faunapassage - Ecoduct tegen bestaande viaduct aan	36 1 1	31	Alle soorten behalve vissen en bever (ecoduct)
2	H2-Viaduct	-Viaduct met medegebruik fauna -Aquaduct met doorlopende oever	32 1	20	Alle soorten behalve edelhert. Wel slechts 'matig geschikt' voor een aantal soorten
3	H3-Grote faunatunnel	-Grote faunatunnel -Tunnel met medegebruik fauna	21 5	46	Minder geschikt voor edelhert, enkele reptielen, vliegende insecten (behalve viaduct met medegebruik fauna) en vissen

		-Brug met doorlopende oever - Brug met medegebruik fauna - Fiets-ecotunnel (kleine zoogdieren, amfibieën)	40 1 1		(behalve brug met doorlopende oever)
4	H4-Kleine faunatunnel	-Kleine faunatunnel -Duiker met doorlopende oever	178 86	65	Niet geschikt voor grote hoefdieren, vliegende insecten, slaapmuizen, vleermuizen, niet-vliegende ongewervelden van natte habitats, vissen (kleine faunatunnel), vos en lynx (duiker met faunavoorziening), haas (duikers) en konijn (duiker met faunavoorziening)
5	H5-Overig klein	Overig ⁴	76	13	
Totaal			479	175 ⁵	

Zoals tabel 2.3 laat zien gaat het om een totaal van 479 maatregelen en 175 knelpunten (er zijn 178 knelpunten, maar voor drie knelpunten zijn geen maatregelen uitgevoerd). Dit was de stand van zaken in mei 2017 en betreft tevens de data waar de uitkomsten uit dit onderzoek op gebaseerd zijn.⁶

⁴ Overige maatregelen: Amfibieënscherm (1), aanpassen hekwerk (1), downgrading weg (1), geen maatregel aangelegd (11), geen maatregel ingevuld (1), inrichting directe omgeving (1) keienwanden (2), schanskorven (2), wildwaarschuwingssystemen (2), boombrug (1), fauna-uitstapplaats (16), fauna-uitstapplaats + sifon (1), hop-over (2), natuurvriendelijke oevers (4), nog niet bekend (3), raster met bijbehorende onderdelen (15), stobbenwal van aaneengesloten stobben (11), vleermuiskelder (1).

⁵ Voor 3 van de 178 knelpunten zijn geen maatregelen aangelegd.

⁶ Het MJPO jaarverslag 2017 laat zien dat het MJPO per 31-12-2017 inmiddels uit 554 maatregelen bestaat (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2018).

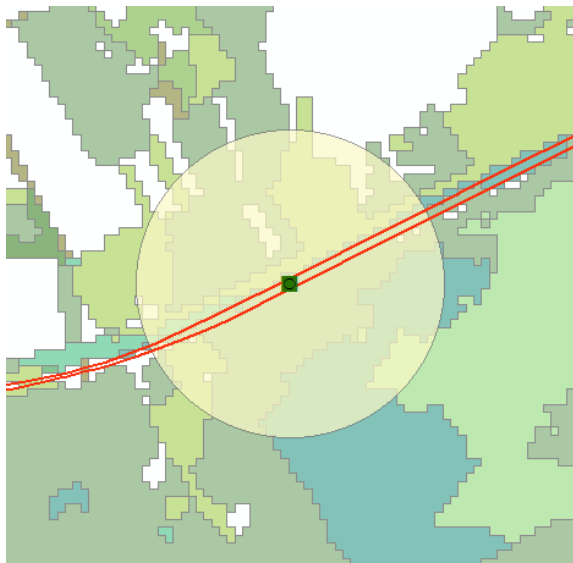
2.2.3 Beïnvloedingsgebied in beeld

Een belangrijk onderdeel van de effectinschatting is het in beeld brengen wat de omliggende ecosystemen zijn (inclusief hun omvang) die het knelpunt probeert te ontsnipperen. Anders gezegd, ligt het ecoduct tussen twee stukken berkenbos of tussen een stuk heide en een moeras? En hoe groot zijn deze ecosystemen? De grootte van de ecosystemen is een directe variabele in de natuurlandpuntenberekening, maar informatie over ecosystemetypen zijn nodig om een kwaliteitsbepaling te kunnen maken. De kwaliteit in de natuurlandpuntensystematiek wordt immers uitgevoerd per ecosystemetype (natuurlandtype). De kwaliteit wordt daarbij afgemeten aan de mate van aanwezigheid van soorten die behoren tot een bepaald ecosysteem/natuurlandtype.

Bij de typering naar ecosysteem/natuurlandtype wordt gebruik gemaakt van de systematiek van 'Index Natuur en Landschap' (werkwijze monitoring natuurkwaliteit, IPO). Deze Index is ook uitgewerkt op kaart en beschrijft welke beheertypen er in Nederland voorkomen, onderverdeeld in de drie hoofdcategorieën 'natuur', 'landschapselementen' en 'agrarische natuur'. Omdat bij de analyses gebruik gemaakt wordt van analyses die met de MNP zijn uitgevoerd, is voor deze studie gebruik gemaakt van het invoerbestand voor dit model voor de Evaluatie Natuurpact. Dit betreft de zogenaamde neergeschaalde Beheertypenkaart (Pouwels et al., 2017). In totaal worden er 74 verschillende beheertypen onderscheiden. De provincies gebruiken de Index Natuur en Landschap als basis voor de natuurbeheerplannen en subsidiering van beheersmaatregelen. Zie als voorbeeld; <http://www.clo.nl/indicatoren/nl1544-index-natuur-en-landschap>.

De kaart, zoals ook gebruikt in de evaluatie Natuurpact (PBL, 2017) heeft betrekking op het Natuurnetwerk Nederland. Dit is ook een belangrijke beperking van het onderzoek: we richten ons primair op de invloed van de ontsnipperingsmaatregelen op natuurgebieden.

In buffers rond locaties van maatregelen is gekeken welke beheertypen in welke omvang voorkomen. De buffer is gebruikt als schatter voor de werkingssfeer van de maatregel.



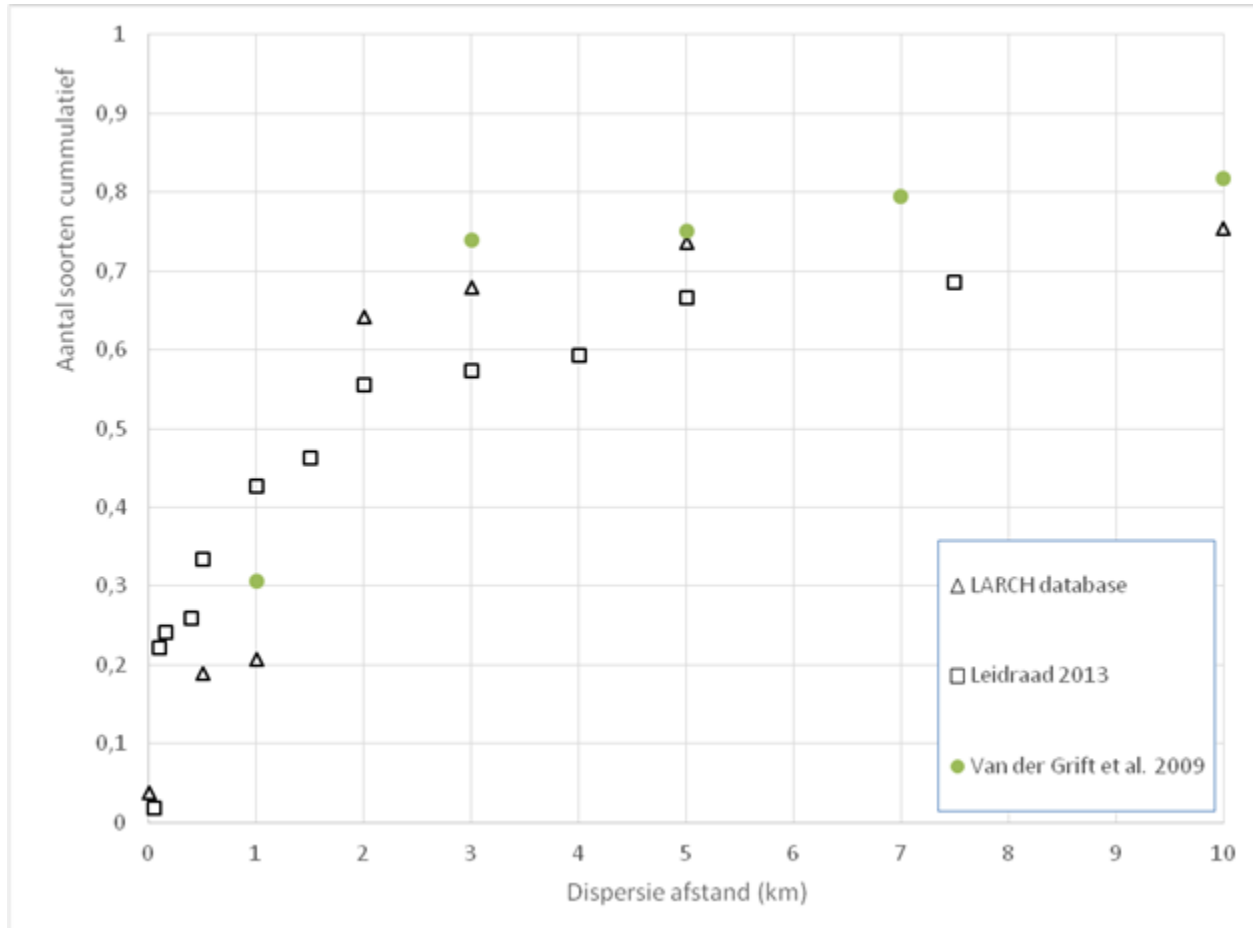
Figuur 2.2: Illustratie van een buffer van 500m rond een knelpunt. De rode lijn is de doorsnijdende weg.

Door een cirkel/ buffer rondom de knelpunten te trekken, kan met een 1^{ste} orde schatting het directe beïnvloedingsgebied van de genomen maatregelen in beeld worden gebracht (zie figuur 2.2). Wanneer bijvoorbeeld een buffer van 500 meter om een knelpunt wordt getekend, biedt dit inzicht in welke beheertypen door de maatregel(en) met elkaar worden verbonden en wat de omvang van deze beheertypen binnen de buffer zijn. De werkingssfeer van een maatregel hangt natuurlijk af van het type maatregel, maar ook van de eigenschappen van de soort die met de maatregel wordt beïnvloed. Een edelhert zal zich bijvoorbeeld over een groter gebied verplaatsen dan bijvoorbeeld een adder. Voor maatregelen die ontsnipperend werken voor soorten die zich sneller over een groter gebied kunnen verplaatsen is een grotere buffer nodig. Afhankelijk van de door het knelpunt ‘bediende’ doelsoorten kunnen dus verschillende bufferafstanden worden gebruikt voor het in kaart brengen van het beïnvloedingsgebied. In de praktijk zal per soort en maatregel de bufferomvang variëren en qua vorm variëren door elementen in het gebied die migratie verstoren of versnellen. In de door ons gehanteerde methode hebben wij echter een eenvoudige generieke aanpak gemaakt uitgaande van de hiërarchie van knelpunten uit paragraaf 2.2.2.

Op basis van een drietal bronnen over de dispersieafstanden van barrièregevoelige doelsoorten is gekeken naar het aantal doelsoorten dat bij een bepaalde bufferafstand ‘bediend’ worden. Er is hierbij gekeken binnen een lijst van 88 barrièregevoelige soorten gebaseerd op een onderzoek van Van der Grift et al. (2009) over relevante doelsoorten voor ontsnippering binnen het MJPO.

Bij de keuze van een relevante bufferafstand is er sprake van het vinden van een balans in het rechtdoen aan de variatie aan dispersieafstanden tussen soorten (veelal hebben veel soorten een kleine dispersieafstand en enkele een grote dispersieafstand). Bovendien moet rekening gehouden worden met overlappende invloedsferen van maatregelen als gewerkt wordt met te grote buffers. Als de buffers

van verschillende knelpunten te veel gaan overlappen dan is afzonderlijke effectbepaling slecht mogelijk.



Figuur 2.3: Dispersieafstand van barrièregevoelige soorten op basis van een drietal bronnen.

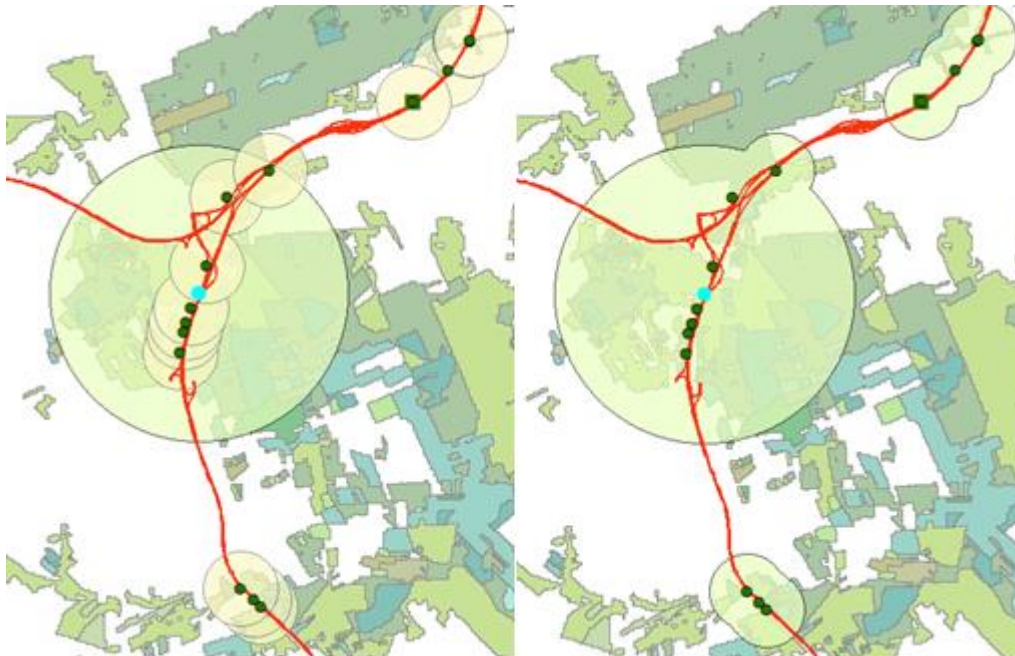
Figuur 2.3 laat zien dat ongeveer 20-35% van de doelsoorten een dispersieafstand tot 500 meter hebben. Dit zijn veelal kleinere en minder mobiele soorten. Bij circa 2000 meter is er minder stijging te zien in het cumulatief aantal soorten, de curve vlt dan af, en extra grotere invloedsfeer zou steeds maar gelden voor een beperkt aantal soorten. In onze studie gaan we daarom uit van een tweede bufferafstand van 2000 meter. Een dispersieafstand van 2000 meter dekt een invloedsfeer van 55-65% van de soorten.

Voor dit onderzoek is gekozen om een bufferafstand met een straal van 500 meter te hanteren voor de kleine maatregelen, die veelal is gericht op kleinere soorten ('rang' 4 en 5 in de hiërarchie), en een afstand van 2000 meter voor de grote maatregelen ('rang' 1-3 in de hiërarchie).

Aangezien voor een groot deel van de knelpunten meerdere maatregelen zijn genomen, zowel kleine als grote maatregelen, ontstaan er als het ware 'wolken' van invloedsferen rondom een knelpunt (zie figuur

2.4) die tezamen het beïnvloedingsgebied van een knelpunt vormen. In figuur 2.4 is een voorbeeld van een dergelijke ‘wolk’ te zien voor het knelpunt Noord Brabant 19 (NB19). Voor het oplossen van dit knelpunt zijn veertien kleine maatregelen en één grote maatregel genomen. Zoals in de figuur te zien is wordt om de kleine maatregelen een buffer van 500 meter gelegd en om de grote maatregel (blauwe stip) een buffer van 2000 meter. Wanneer deze buffers samen worden genomen ontstaat er een ‘wolk’ die het beïnvloedingsgebied van het bijbehorende knelpunt vormt. Daarbij is verder geen rekening gehouden met mogelijke andere barrières.

Om te voorkomen dat er te veel overlap tussen nabijgelegen knelpunten plaats zou vinden, is ervoor gekozen om geen grotere buffers dan 2000 meter toe te passen. Op deze manier wordt er nog wel rekening gehouden met de dispersieafstanden van een groot gedeelte van de relevante doelsoorten, maar wordt het beïnvloedingsgebied van knelpunten niet dubbel meegenomen (als gevolg van overlapping) in de berekening van de biodiversiteitsbaten.



Figuur 2.4: Buffers rondom knelpunt NB19. Rechts zijn de overlappende buffers van 14 kleine en 1 grote maatregel met de ‘dissolve’ tool samengebracht tot één beïnvloedingsgebied voor het knelpunt; in dit geval bestaand uit nog slechts drie polygonen.

Bovenstaande benadering wordt gebruikt voor de modelmatige analyse beschreven in paragraaf 2.5. In hoofdstuk 2 wordt nu eerst gekeken naar de methodebeschrijving van de case studie benadering.

2.3 Methode stap 2 - Ecologische effecten: effectiviteit op basis van case studies

2.3.1 Inleiding

Een eerste manier van kwaliteitsbepaling kan gedaan worden op basis van monitoringsgegevens van het feitelijke gebruik van faunavoorzieningen. Dat doen we met case studies waarin we kijken naar effecten in verschillende categorieën van faunavoorzieningen.

2.3.2 Methode

2.3.2.1 Selectie van case studies

Om meer informatie te krijgen over het feitelijke gebruik van MJPO voorzieningen door fauna is gebruik gemaakt van de monitoringinspanningen die de afgelopen jaren zijn gedaan. Op basis daarvan zijn cases geselecteerd.

Als eerste stap zijn beschikbare monitoringsrapportages van bestaande MJPO knelpunten benut. Een groot deel van de rapportages is te vinden op de website van het MJPO: <http://www.MJPO.nl/nieuws-publicaties/publicaties/monitoringsrapporten/>. Als tweede stap is via online zoekmachines gezocht naar literatuur/bronnen over monitoring bij bestaande MJPO knelpunten. Vervolgens is gekeken hoe dit zich verhoudt tot de verschillende typen faunavoorzieningen die zijn gerealiseerd. Voor typen faunavoorzieningen waarvoor weinig gegevens voorhanden waren, is gezocht naar aanvullende literatuur van vergelijkbare typen faunavoorzieningen buiten het MJPO in Nederland en elders in Europa.

Voor de selectie van de case studies zijn vervolgens de volgende criteria gebruikt:

- De MJPO maatregel is representatief voor een set aan MJPO maatregelen passend bij de hoofdindeling
- Het doel van de MJPO maatregel is duidelijk beschreven
- De doelsoorten worden duidelijk benoemd
- De monitoringsgegevens zijn beschikbaar over een langere periode (bij voorkeur minimaal 5 jaar)
- Indien de monitoringsgegevens niet over een langere periode beschikbaar zijn, zijn er monitoringsgegevens beschikbaar van minstens 1 jaar na de aanleg van de MJPO voorziening
- De methode waarop gemonitord wordt is kwalitatief goed en gestandaardiseerd
- Het jaartal van monitoring van de MJPO voorzieningen is voor alle case studies ongeveer gelijk en zo recent mogelijk.
- De MJPO maatregel hoort niet tot de Robuuste Verbinding of indien deze wel tot de RV hoort is deze voor 2015 afgerond.
- Er zijn bij voorkeur meerdere monitoringsverslagen aanwezig van de MJPO maatregel

2.3.2.2 Informatie per case studie

Bij het uitwerken van de case studies is gekeken wat het lokale doel was en is nagegaan of in de praktijk daadwerkelijk door de genoemde doelsoorten gebruik wordt gemaakt van de faunavoorzieningen. Naast de literatuurbronnen zijn ervaringen van gebiedsopzichters/ gebiedskenners benut. Per case is een korte analyse gemaakt van de data in relatie tot doelsoorten en doelstellingen opgenomen in factsheets. Er is daarbij ingegaan op de volgende punten:

- Om wat voor type MJPO voorziening gaat het?
- De doelstelling van de MJPO voorziening
- Voor welke doelsoorten is de MJPO voorziening bedoeld?
- Welke doelsoorten komen er voor en na de ontsnipperende maatregel voor? Of is er op termijn een toename in bepaalde soorten waarneembaar?
- Welke soorten zijn gemonitord?
- Wat zijn de ervaringen van gebiedsopzichters/ gebiedskenners als het gaat om effectiviteit van de maatregel?
- Is de MJPO voorziening effectief?

2.3.3 Indeling MJPO knelpunten

2.3.3.1 Indeling Leidraad Faunavoorziening

De Leidraad Faunavoorzieningen bij infrastructuur (Wansink et al., 2013) geeft een overzicht van de verschillende typen faunavoorzieningen. Het gaat om de volgende typen faunavoorzieningen, waarbij achter elk type de hiërarchische groep uit tabel 2.3 is gezet:

- Ecoduct (H1)
- Brug/viaduct op palen (als H1, habitat continuïteit)
- Viaduct met medegebruik fauna (H2)
- Aquaduct met doorlopende oever (H2)
- Grote faunatunnel (H3)
- Kleine faunatunnel (H4)
- Brug met doorlopende oever (als H4)
- Duiker met doorlopende oever (als H4)
- Tunnel met medegebruik fauna (H5)
- Brug en duiker met faunavoorziening (H5)
- Sifon met medegebruik fauna (H5)
- Boombrug (H5)
- Hop-over (H5)

2.3.3.2 Ecologische eisen en landschappelijke context

De effectiviteit van de faunavoorziening hangt voor een groot deel af van de ecologische eisen van de doelsoorten en het daarmee samenhangende gebruik (figuur 2.5). Een ecoduct boven de weg zal naast grondgebonden fauna, ook voor vliegende ongewervelden een geschikte verbinding vormen. Een faunatunnel onder de weg door daarentegen, zal voor vliegende ongewervelden (vlinders, libellen) en vogels geen passagemogelijkheid vormen. Ook dispersiecapaciteit speelt een grote rol. Een soort met een grote dispersiecapaciteit (zoals de meeste zoogdieren) zullen aan een geleidende voorziening, zoals een raster en faunatunnel, vaak genoeg hebben. Soorten die zich langzaam verspreiden (de meeste ongewervelden, amfibieën en reptielen) hebben vaak voorzieningen nodig die een continuering van het habitat bieden (ecoduct, aquaduct met doorlopende oever, brug op palen met onderlangs een doorlopend habitat).

Op basis van deze ecologische functie kunnen de faunavoorzieningen verder geclusterd worden⁷:

- Ecoduct en aquaduct met doorlopende oever
- Brug/viaduct op palen
- Faunatunnels: klein en groot. Uiteraard zullen grote tunnels meer soorten kunnen bedienen dan kleine. Hier wordt in de synthese van de case studies verder op ingezoomd.
- Brug en duiker met doorlopende oever/ brug en duiker met faunavoorziening
- Tunnel en viaduct medegebruik fauna. Hier zit weliswaar een verschil dat de ene voorziening boven de weg en de andere onder de weg door gaat, maar het type voorziening is wel vergelijkbaar.
- Boombrug en hop-overs

Aanvullend op de ecologische eisen, bepaalt volgens de Leidraad Faunavoorzieningen (Wansink et al., 2013) ook de landschappelijke context van de faunavoorziening de mate van verwachte effectiviteit. Er zijn drie situaties onderscheiden⁸:

- Een maatregel te midden van een vrijwel aaneengesloten natuurgebied waar >75% van de oppervlakte bestaat uit natuur.
- Een habitat dat bestaat uit patches, waarbij het aandeel natuur tussen de 25% en 75% ligt.
- Een faunaverbinding waar vrijwel geen natuur in de nabije omgeving is en het aandeel natuur <25% is.

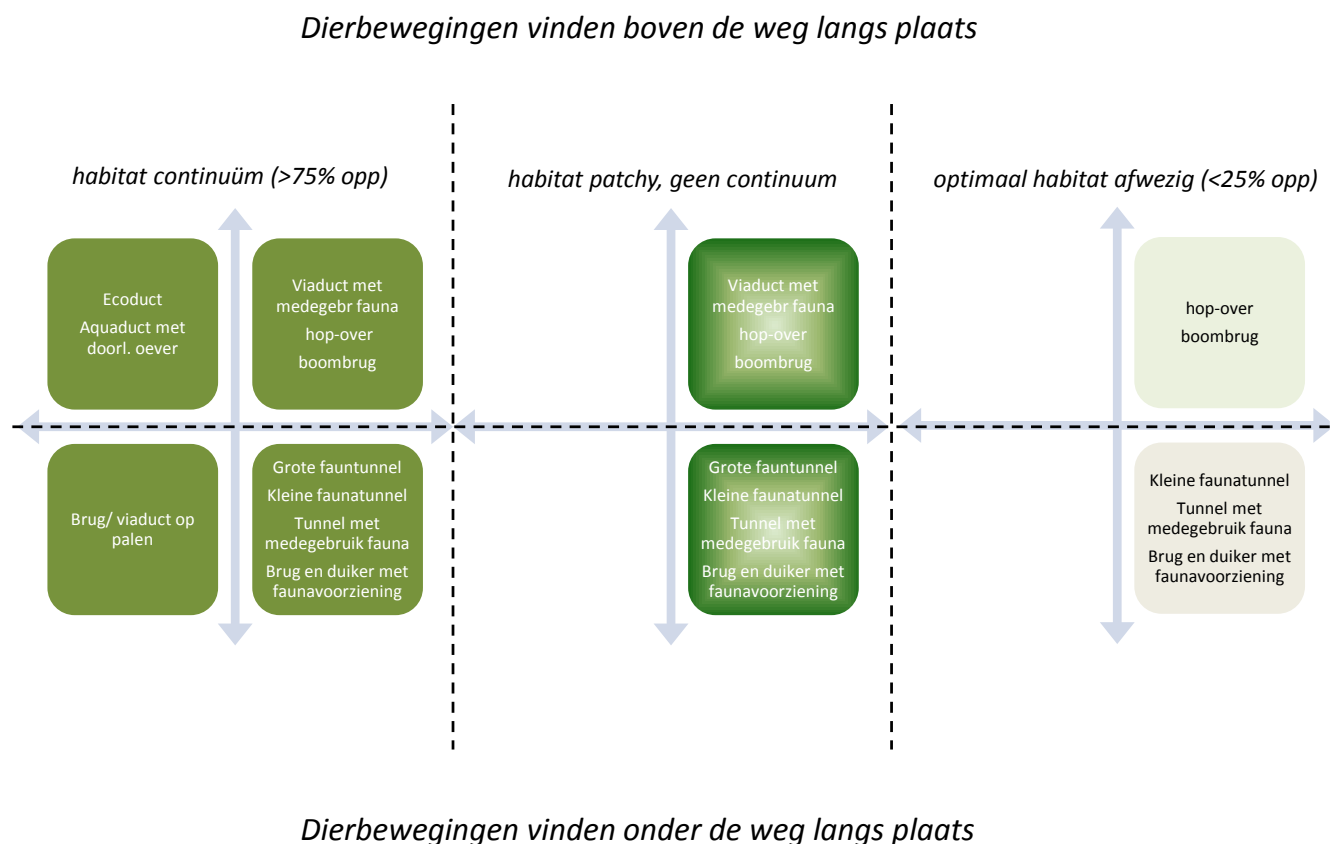
In een aaneengesloten natuurgebied (habitat continuüm, >75% natuur), zal een breed scala aan maatregelen gerealiseerd kunnen worden en effectief kunnen zijn. Vaak gaat het dan om het ontsnipperen van grote aaneengesloten gebieden die worden doorsneden door barrières. Wanneer het

⁷ Dit is dus een iets andere indeling dan onze hiërarchische groepen. In onze synthese delen we de cases studies vervolgens wel weer in volgens de H1 tot H5 Hiërarchie uit paragraaf 2.2.2.

⁸ Indeling is gebaseerd op expertoordeel Altenburg & Wymenga

aandeel natuur veel lager is (verspreid aanwezig, tussen de 25% en 75% van de oppervlakte) is veel vaker sprake van de noodzaak om natuurgebieden met elkaar te verbinden via corridors. MJPO maatregelen kunnen ook dan betrekking hebben op grotere verbindingen (zoals een ecoduct) maar veel vaker worden dan ook andere maatregelen ingezet. In situaties waar optimaal habitat grotendeels afwezig is (<25% natuur) zijn maatregelen vaak bedoeld om de barrièrewerking voor migrerende soorten op te heffen. Voorzieningen die relatief eenvoudig zijn te realiseren kunnen dan nog effectief zijn, zoals een kleine faunatunnel, duiker met doorlopende oever, duiker met faunavoorziening, hop-over of boombrug.

Op basis van het gebruik (het passeren van wegen boven of onderlangs) en de landschappelijke context kunnen de faunavoorzieningen worden gecategoriseerd, zoals weergegeven in figuur 2.5.



Figuur 2.5: Vereenvoudigde indeling van de typen faunavoorzieningen op basis van gebruik en landschappelijke context.

2.3.3.3 Effectbepaling case studies

De effectiviteit van de case studies is op meerdere manieren in beeld gebracht. Allereerst is door middel van literatuurstudie en gesprekken met beheerders geïnventariseerd in hoeverre knelpunten en maatregelen de afgelopen jaren binnen het MJPO zijn gemonitord, en hoe zich dit verhoudt tot het

aantal gerealiseerde maatregelen en knelpunten. Voor de gemonitorde case studies is het feitelijke gebruik gekwantificeerd op hoofdlijnen (aantal doelsoorten dat gebruik maakt van de maatregel). Tot slot is de effectiviteit van gebruik van de onderzochte case studies berekend in de synthese in paragraaf 3.7.3, zodat een vergelijking kan worden gemaakt met de andere effectbepalingen uit de triangulatie aanpak in dit onderzoek. Daartoe is gekeken in hoeverre de doelsoorten, zoals deze zijn benoemd bij de specifieke MJPO maatregelen, ook daadwerkelijk zijn waargenomen bij die specifieke monitoringsinspanning. Hierbij is het ook relevant om te weten in hoeverre specifieke doelsoorten zijn benoemd of dat er slechts doelsoortgroepen zijn benoemd binnen het MJPO. In het laatste geval is het lastiger om een procentuele effectiviteitsscore te berekenen. Daarom richten we ons alleen op de specifieke soorten (anders staat bijvoorbeeld één waargenomen muis voor de gehele doelsoortgroep muizen).

2.4 Methode stap 3 - Ecologische effecten: natuurlpuntenberekening op basis van NDFF data

2.4.1 Doel

Met natuurlpunten kan de meerwaarde voor biodiversiteit door het oplossen van knelpunten in het MJPO gekwantificeerd worden. De Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF) bevat een groot aantal waarnemingen van planten- en diersoorten. Deze waarnemingen vormen de input voor een natuurlpuntenberekening van de periode voor- en na het oplossen van het knelpunt. Op deze manier krijg je inzicht in de daadwerkelijk opgetreden verandering in biodiversiteit in de gebieden aan weerszijden van het knelpunt. Door de verandering in deze gebieden te vergelijken met de veranderingen in referentiegebieden is gecorrigeerd voor gebiedsverschillen, meetinspanningsveranderingen in de tijd en invloed van niet aan MJPO maatregelen gerelateerde ontwikkelingen (weersveranderingen, beheersveranderingen, et cetera).

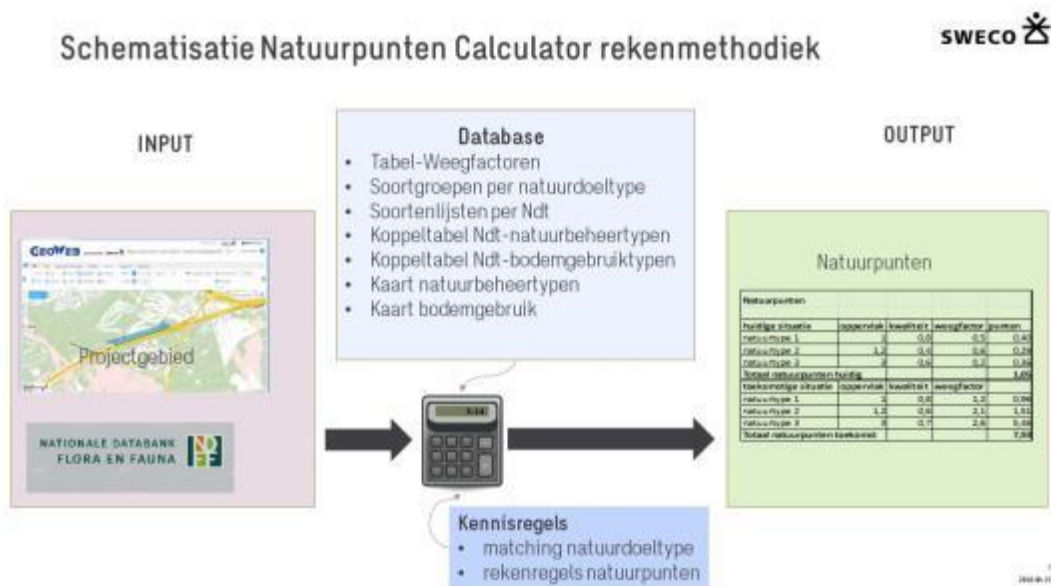
2.4.2 Natuurlpuntenberekening met de natuurlpuntencalculator van SWECO

Natuurlpunten berekenen was tot voor kort een arbeidsintensieve aangelegenheid, waarbij ook expertkennis nodig was. Sweco Nederland B.V. heeft recent een natuurlpuntencalculator ontwikkelt waarmee de berekeningen veel sneller, objectiever en transparanter berekend kunnen worden. De natuurlpuntencalculator is een applicatie (FME workbench) die natuurlpuntenberekeningen automatiseert door gebruik te maken van data van onder andere de Nationale Databank Flora en Fauna, natuurlbeheertypenkaarten (provincies) en een bodemgebruikskaart. De applicatie houdt onder andere rekening met de omvang van gebieden, de kwaliteit en het type natuur. Het resultaat is een wetenschappelijk gefundeerd getal dat de natuurlwaarde aangeeft.

De natuarpuntencalculator is de afgelopen jaren diverse malen toegepast om de meerwaarde voor biodiversiteit voor specifieke projecten door te rekenen. Doorrekenen van het MJPO is op dit moment de meest omvangrijke toepassing van de calculator en daarmee een mooie testcase. Om op deze schaal te kunnen rekenen was het nodig om de natuarpuntencalculator geschikt te maken voor gelijktijdige doorrekening van meerdere gebieden.

Rekenmethodiek

De rekenmethodiek is in onderstaande schematisatie gevisualiseerd. De input bestaat uit shapefiles met afbakening van de gebieden en NDFF data van de periode van vijf jaar voor en vijf jaar na oplossen van het knelpunt. De output is een tabel met per gebied het totaal aantal natuarpunten, een tabel met per deelgebied (polygon) het natuurtype, de omvang, de kwaliteit, en het aandeel aanwezige doelsoorten van drie soortgroepen. De natuarpuntencalculator maakt gebruik van een database met daarin: een tabel met weegfactoren per natuurdoeltype, per natuurdoeltype drie vaste soortgroepen, lijsten met doelsoorten en indicatieve soorten, de natuurbeheertypekaart (IMNA20_v06_DR.gbd) en de bodemgebruikskaart (CBS, versie 2012). De rekenregels gaan over het toewijzen van een natuurdoeltype aan ieder deelgebied en de berekening van de natuarpunten. De natuarpuntencalculator is geprogrammeerd in een FME workbench.



Figuur 2.6: Schematisatie natuarpuntencalculator rekenmethodiek

Natuarpunten worden berekend volgens de vaste formule $\text{natuarpunten} = \text{oppervlakte} \times \text{kwaliteit} \times \text{weegfactor}$.

De berekening wordt uitgevoerd per deelgebied en daarna gesommeerd over alle deelgebieden (polygonen) binnen een gebied. De afbakening van de deelgebieden wordt bepaald door de gebruikte natuurbeheertypekaart of als er geen natuurbeheertype aanwezig is, door de bodemgebruikskaart. De deelgebieden zijn daardoor per definitie homogeen verondersteld qua aanwezige natuur. In het overkoepelende gebied van 2km² kunnen meerdere natuurtypen aanwezig zijn.

Oppervlak wordt bepaald door het totale aanwezige areaal (in hectares) aan natuur en cultuurtypen met enige biodiversiteitswaarde. Alle deelgebieden met een natuurbeheertype tellen dus mee.

De kwaliteit wordt berekend op basis van drie referentiesoortgroepen per natuurdoeltype. Daartoe zijn de oppervlakten aan beheertypen en cultuurtypen toegewezen aan natuurdoeltypen en daarbij horende soorten en weegfactoren. De kwaliteit is gedefinieerd als de gemiddelde fractie aanwezige doelsoorten uit de referentielijst (Bal et al., 2001). De kwaliteit heeft dus een theoretisch maximum van 1. Dit komt in de praktijk niet voor. Goed ontwikkelde natuurgebieden hebben een kwaliteit in de orde van 0,2 a 0,3.

De weegfactor is een weergave van de maximale potentiële biodiversiteitswaarde van een natuurtype. Het wordt bepaald door de soortenrijkdom aan doelsoorten en de uniekheid van het natuurtype voor de instandhouding van de doelsoorten. De weegfactor van een natuurtype wordt hoger naarmate er meer doelsoorten in voorkomen en deze doelsoorten in minder andere natuurdoeltypen eveneens voorkomen. De hoogste weegfactor is 3,5 en de laagste 0,1. De weegfactor is samengesteld uit een somfactor en een uniekfactor (Sijtsma et al., 2009). Deze worden berekend over alle soortgroepen en over alle 69 half-natuurlijke natuurdoeltypen en 14 cultuurtypen.

Voor de somfactor wordt simpelweg het aantal soorten op de referentielijst van het betreffende natuurdoeltype uit het Handboek voor natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) geteld. Vervolgens wordt dit aantal gedeeld door het gemiddelde aantal soorten per natuurdoeltype om te komen tot een genormaliseerde factor.

Voor de uniekfactor wordt van elke soort bepaald voor hoeveel natuurdoeltypen de soort op de lijst staat. Bij het optellen wordt per soort niet 1 geteld, maar 1 gedeeld door het aantal natuur-doeltypen of 2 gedeeld door het aantal natuurdoeltypen als de soort een groot belang heeft bij het betreffende natuurdoeltype. Ook de uniekfactor wordt genormaliseerd. Het gemiddelde van de somfactor en de uniekfactor is de gebruikte weegfactor.

Berekeningen MJPO

Er zijn berekeningen uitgevoerd voor vier gebieden (kilometerhokken; van 1 bij 1 km) voor een selectie van knelpunten (totaal 41 opgeloste knelpunten waarvan 13 ecoducten, 6 viaducten en 22 grote faunatunnels). Het betreft twee 1x1 kilometerhokken aan weerszijden van het knelpunt in de 2km-buffer en twee referentie 1x1 kilometerhokken buiten de buffer. Die hokken zijn per knelpunt zo gekozen dat ze aan een enkele kant van de barrière liggen. Bij de keuze van de referentiehokken is

gezocht naar nabijgelegen kilometerhokken met een vergelijkbaar type en aandeel natuur als de hokken in de invloedssfeer.

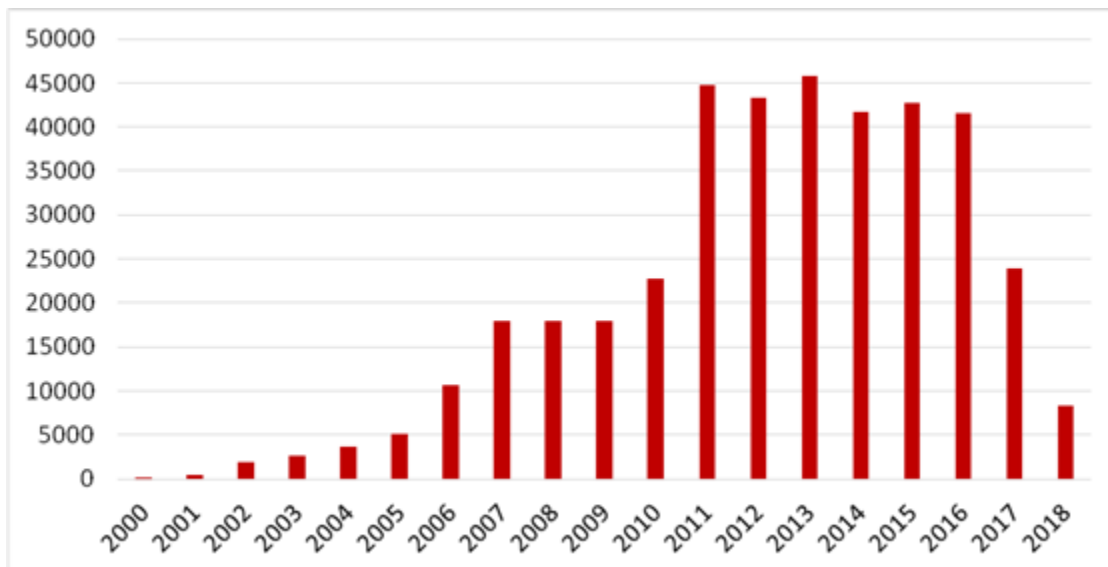
Er is gekozen om te kijken naar knelpunten met grote maatregelen tussen 2006-2013. De keuze voor de grote maatregelen, en daarmee een buffer met een straal van 2 kilometer als beïnvloedingsgebied (zie paragraaf 2.2.3), is gemaakt zodat er voldoende mogelijkheid was om geschikte kilometerhokken te selecteren die de beheertypen rondom het knelpunt (en binnen de buffer) representeren. De referentiegebieden zijn geselecteerd op basis van een vergelijkbare verdeling van beheertypen als in de gebieden binnen de buffer. Er zijn alleen knelpunten opgelost tussen 2006-2013 gekozen zodat er te allen tijde gekeken kon worden naar waarnemingen vijf jaar vooraf en waarnemingen vijf jaar na oplossen van het knelpunt. Dit omdat de NDFF-databank voor de periode 2001-2018 voldoende gevuld is om voldoende waarnemingen in de analyse mee te nemen. Hierbij moet wel gerealiseerd worden dat dit een relatief korte periode is in termen van natuurontwikkeling en de levensduur van faunapassages. Het effect van het MJPO op de natuurlandpunten is bepaald door de verandering in natuurlandpunten in de gebieden aan weerszijden van de knelpunten te vergelijken met de verandering in natuurlandpunten in de referentiegebieden.



Figuur 2.7: Voorbeeld van geselecteerde kilometerhokken voor knelpunt GE03 bij een buffer van 2 kilometer. In oranje en blauw de geselecteerde kilometerhokken van respectievelijk de noord- en zuidkant van de barrière. In rood en paars de geselecteerde referentiehokken.

Gebruikte data NDFF

Het Natuurloket heeft data aangeleverd van alle relevante waarnemingen van soorten in de geselecteerde referentiegebieden en gebieden aan weerszijden van de 41 opgeloste knelpunten (barrièregebieden) uit de periode van 5 jaar voor en 5 jaar na oplossen van het knelpunt. Relevant zijn hier waarnemingen van soorten behorende tot een van de soortgroepen die gebruikt worden voor de natuurlandpuntenberekeningen. Het aantal geregistreerde waarnemingen in de NDFF voor de periode na oplossen van de knelpunten is duidelijk hoger dan voor het oplossen van knelpunten (Figuur 2.8). Bij de analyse van de data is hier rekening mee gehouden door het aantal waarnemingen mee te nemen als covariabele in het model. In totaal zijn 393.193 waarnemingen meegenomen voor de berekeningen (1.199 per kilometerhok).



Figuur 2.8: Totaal aantal geëxporteerde waarnemingen uit NDFF in de 328 geselecteerde kilometerhokken over de verschillende jaren. Het aantal waarnemingen neemt sterk toe tot 2011 en is lager in 2017 en 2018 omdat nog niet alle waarnemingen zijn ingevoerd in NDFF. Deze verandering in waarnemingen zal grotendeels komen door veranderingen in waarnemingsintensiteit en niet door veranderingen in aanwezigheid van soorten.

2.5 Methode stap 4 - Ecologische effecten: modelmatige natuurlandpuntenbenadering

2.5.1 Berekening natuurlandpunttoename met behulp van MNP model en expert kennis

Welke soorten precies kunnen profiteren hangt af van het type maatregel dat genomen is, de type natuur in de omgeving van de maatregel en de bereikbaarheid van dat leefgebied in relatie tot het verspreidingsgebied van de soort (zie paragraaf 2.3). Van der Grift et al. hebben in 2009 ingeschat welke doelsoorten per MJPO-knelpunt zouden kunnen profiteren. Daarbij is gekeken naar de doelsoorten uit het nationale natuurlandbeleid (op basis van Bal et al., 2001) en lokale doelsoorten. Deze expert inschatting kan gebruikt worden om te bepalen wat de kwaliteitswinst ($\Delta K_{i,j}$) in biodiversiteit van een maatregel ('j') in een beheertype ('i') kan zijn. Hiervoor moet het aantal potentieel profiterende doelsoorten (X in formule 1) gedeeld worden door het totaal aantal doelsoorten per beheertype (Y in formule 1). Het aantal doelsoorten per beheertype is daarbij het aantal doelsoorten uit de 'Werkwijze monitoring en Beoordeling Natuurlandnetwerk – Natura 2000/PAS' en het aantal barrièregevoelige soorten uit Van der Grift et al. (2009).

(1) Verandering in kwaliteit in beheertype i rond maatregel j:

$$\Delta K_{i,j} = X_j / Y_i$$

De verandering in natuurlandpunten ($\Delta N_{i,j}$ in formule 2) kan dan berekend worden door de verandering in kwaliteit te vermenigvuldigen met het areaal aan beheertype ($O_{i,j}$) rond de maatregel. Daarbij is, zoals in paragraaf 2.2.3 is beschreven, aangenomen dat rond grote maatregelen de invloedssfeer een cirkel is met een straal van 2 kilometer (en dus een doorsnee van 4 kilometer), terwijl rond kleine maatregelen de straal van de cirkel 500 meter is. Voor de duidelijkheid zei nog vermeld dat de oppervlakte waar hiermee gerekend wordt niet de gehele cirkels zijn, maar de binnen deze cirkels vallende oppervlaktes aan beheergebieden. Om tot natuurlandpunten te komen moet tenslotte nog vermenigvuldigd worden met een weegfactor (W) die per beheertype verschilt. De weegfactor is gegeven uit andere natuurlandpunten documenten en geeft de bedreigdheid en zeldzaamheid van een beheertype aan (Sijtsma et al., 2009; PBL, 2014; SWECO, 2016).

(2) De verandering in natuurlandpunten in beheertype i rond maatregel j is dan:

$$(\Delta N_{i,j}) = \Delta K_{i,j} * O_{i,j} * W_i$$

Rond een maatregel kan door sommatie over het aantal beheertypen de totale verandering in natuurlandpunten bepaald worden.

(3) Gesommeerde verandering in het aantal natuurlandpunten rond maatregel j is dan:

$$\Delta N_j = \sum_i \Delta N_{i,j}$$

Vervolgens kan de natuurlandpuntenwinst rond de verschillende maatregelen binnen een knelpunt worden opgeteld, of kan gekeken worden wat de gesommeerde winst is rond alle knelpunten. Daarbij moet echter wel gekeken worden dat areaal dat binnen de invloedssfeer van een maatregel niet dubbel wordt meegeteld (correctiefactor f in formule 4).

(4) Totale natuurlandpuntenwinst rond verschillende maatregelen is dan:

$$\Delta N = f * \sum_j \Delta N_j$$

Deze totale verandering in natuurlandpunten is echter waarschijnlijk een overschatting omdat de natuurkwaliteitsverandering (en daarmee de natuurlandpuntenverandering) zal afhangen van de lokale context en heersende condities in het areaal van de beheertypen in de invloedsfeer van de maatregelen (zie paragraaf 2.2.3). Zo mag in kleine locaties of vervuilde locaties minder winst verwacht worden dan in grote locaties of locaties met optimale milieucondities. Dit zal zeker gelden als niet naar toename in voorkomen van soorten wordt gekeken maar meer gefocust wordt op toename in soorten met levensvatbare populaties. Om een inschatting hiervan te maken is gebruik gemaakt van de meta-natuurplanner (MNP), een model die berekend of soorten duurzaam kunnen voortbestaan (Pouwels et al., 2017).

2.5.2 Modelberekening om natuurlandpuntenwinst meer contextafhankelijk te maken en te focussen op levensvatbaarheid van populaties

Op basis van metingen is moeilijk vast te stellen of de faunapassages hebben geleid tot een verbetering van de levensvatbaarheid van de dierpulaties en de duurzaamheid van soorten. Dergelijke effecten zijn per definitie moeilijk meetbaar en zullen pas na langdurige meetcampagnes vastgesteld kunnen worden. Dit terwijl veel MJPO maatregelen nog maar sinds kort zijn afgerond. Daarbij is de huidige monitoring niet ingericht om effecten op duurzaamheid te kunnen aantonen. Modelberekeningen zijn een optie om toekomstige effecten op levensvatbaarheid van populaties en duurzaam voortbestaan van soorten te kunnen bestuderen.

Met modelberekeningen zijn wel uitspraken te doen over duurzaam voorkomen en levensvatbaarheid. Zo is het model LARCH gebruikt om zichtbaar te maken dat faunapassages op veel plekken een noodzaak zijn om populaties op de lange termijn te laten voortbestaan (Van der Grift et al., 2003). Recent heeft het PBL samen met WUR met het model de meta-natuurplanner (MNP), een model deels afgeleid van LARCH, verwachte effecten van natuurbeleidsmaatregelen uit het Natuurpact beoordeeld op de kans op duurzaam voortbestaan van soorten (Hoek et al., 2017; Pouwels et al., 2017). In die studie is echter niet gekeken naar lokale anti-versnipperingsmaatregelen zoals uitgevoerd voor MJPO.

2.5.3 MNP berekening geschikt gemaakt voor natuurlandpuntenberekening

De MNP (versie 4.0; Pouwels et al., 2017) bepaalt de effecten van beleid en beheeringrepen op de biodiversiteit. Het model beoordeelt of er voldoende grote aaneengesloten gebieden met een goede kwaliteit in het landschap aanwezig zijn, zodat soorten die in het natuurbeleid worden beschermd potentieel duurzaam voor kunnen komen. Er wordt niet beoordeeld of soorten daadwerkelijk voorkomen. Het model legt relaties tussen de milieu-, water- en ruimtecondities en de duurzame instandhouding van de biodiversiteit en wordt gebruikt voor zowel signalering, beleidsevaluatie en (nationale) verkenningen. Resultaten worden geaggregeerd tot indicatoren die aansluiten op het Nederlandse en Europese beleid. Het model is de laatste jaren veelvuldig toegepast op nationale en provinciale schaal voor zowel signalering, beleidsevaluatie als verkenningen. Het model maakt daarbij zo veel mogelijk gebruik van empirisch onderzoek (Pouwels et al., 2016). Denk bijvoorbeeld aan kritische depositiewaarden voor stikstof en optimale grondwaterstanden. In het model wordt een koppeling gelegd tussen de gemeten of berekende fysieke condities en de condities die nodig zijn voor het

duurzaam voortbestaan van soorten. Het model analyseert dus niet of de soorten zelf duurzaam zullen voorkomen, maar of de condities voor een (VHR-)soort duurzaam voortbestaan mogelijk maken.

Net als veel modellen is dit model een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Een voordeel van het model is dat effecten van natuurbeleid kunnen worden gekwantificeerd, waarbij de gevolgen van geheel verschillende type maatregelen (zoals aankoop, inrichting, beheer, milieuverbetering, et cetera) bij elkaar kunnen worden opgeteld (integrale analyses) en met elkaar kunnen worden vergeleken. Een nadeel is dat dit alleen kan door de werkelijkheid sterk te vereenvoudigen. Zo brengt het model geen daadwerkelijk (duurzaam) voorkomen van soorten in kaart. Het analyseert namelijk alleen of de condities geschikt zijn voor het duurzaam voortbestaan van soorten. Het model bekijkt per locatie welke condities de daar voorkomende soorten nodig hebben qua bijvoorbeeld omvang van leefgebied, beheer en milieu en vergelijkt deze met de huidige of verwachte condities. Het model wordt vaak gebruikt om uitspraken te doen over 'het percentage VHR-soorten waarvoor binnen het natuurnetwerk voldoende geschikt leefgebied op het land aanwezig is om duurzaam te kunnen voorkomen in Nederland' (PBL en WUR, 2017). Maar het model doet ook uitspraken over de som van de soorten die op een bepaalde locatie een levensvatbare populatie kan vormen, gegeven condities van de natuur aldaar (Pouwels et al., 2016). Hiertoe berekent het model op elke locatie hoeveel soorten een sleutelpopulatie kan realiseren. Dit aantal soorten wordt vervolgens gedeeld door het aantal soorten dat potentieel kan voorkomen als er geen drukfactoren meegenomen worden in de analyse (Pouwels et al., 2016). Deze fractie kan gezien worden als een maat voor potentiële natuurkwaliteit die op een bepaalde locatie bereikt kan worden gegeven bijvoorbeeld het areaal en samenhang van het leefgebied en de kwaliteit daarvan als gevolg van milieu- en watercondities. De MNP kijkt daarbij eigenlijk naar kwaliteit in termen van 'levensvatbaarheid' of 'lokaal duurzaam voorkomen'.

Nadeel is dat het model beperkt is tot de soortgroepen broedvogels, dagvlinders en vaatplanten. Deze soortgroepen zijn weliswaar de grootste soortgroepen van landnatuur in zowel de VHR (indien ook typische soorten van habitattypen worden beschouwd) als in de SNL-kwaliteitsmaatlat van de provincies en natuurbeheerders. Maar met name de vogels en een groot deel van de planten zijn niet erg barrière-gevoelig en gevoelige soortgroepen als zoogdieren en amfibieën ontbreken. Aanwezigheid van barrières zijn ook geen invoerfactor voor het model. In andere woorden: het model gaat eigenlijk uit dat barrière effecten niet spelen of al zijn opgelost. De met MNP berekende potentie voor lokale duurzame natuurkwaliteit beschrijft derhalve een lange termijn situatie na oplossing van eventueel spelende lokale barrières.

Het model gaat ervan uit dat interventies die op lange termijn gevolgen hebben hun volledige effect hebben bereikt. Het model laat dus geen geleidelijke effecten zien. Geleidelijke effecten als 'extinction debt' (letterlijk: uitsterfschuld, het verdwijnen van soorten als gevolg van veranderingen/ingrepen in het verleden) of 'ontwikkeltijd' (het terugkomen van soorten door veranderingen/ingrepen in het verleden) zitten niet in het model. Dit betekent dat er in vergelijking met natuurkwaliteitsmetingen uit de andere benaderingen in dit onderzoek (zie paragraaf 2.3 en 2.4), zeker lokaal, altijd verschillen zullen zijn. Immers in de huidige situatie zal vaak nog geen evenwicht situatie zijn opgetreden. In de huidige situatie

kan de natuurkwaliteit zowel hoger als lager zijn, afhankelijk van de geschiedenis van veranderingen in het betreffende gebied. De toevoeging dat het model dus een 'maximum' waarde geeft heeft daarbij dus betrekking op de situatie die op lange termijn verwacht mag worden.

Het percentage potentieel verwachte doelsoorten kan gebruikt worden om te bepalen hoe het aantal doelsoorten dat kan profiteren van faunapassages van plek tot plek zal variëren en lokaal al dan niet tot duurzame populaties zal leiden. Door het gebruik van modelresultaten ontstaat daarnaast de mogelijkheid om de effecten van MJPO maatregelen af te zetten tegen effecten van andere natuurmaatregelen. Immers, hetzelfde model is gebruikt om effecten van natuurmaatregelen uit het Natuurpact te berekenen (Van der Hoek et al., 2017). Vergelijking wordt mogelijk als formule (2) aangepast wordt en vermenigvuldigd wordt met de per locatie variërende potentieel verwachte kwaliteit (pK) zoals berekend door de MNP.

De alternatieve berekeningswijze van natuurlinies per beheertype en maatregel wordt dan:

$$(2^*) \quad (\Delta N_{i,j}) = \Delta K_{i,j} * pK_{i,j} * O_{i,j} * W_i$$

In deze berekening wordt het mogelijk dat de toename van de doelsoorten door de MJPO maatregel zou kunnen variëren van plek tot plek, net zoals dat gebeurt voor vlinders, planten en vogels. Dit lijkt een realistische aanname. Met deze tweede berekeningsmethode zal het effect van MJPO maatregel lager uitkomen dan het effect berekend met formule 2, maar een meer realistische schatting geven van het effect in termen van 'duurzaam-gerealiseerde' natuurlinies. Deze tweede berekeningswijze (2*) hanteren we als minimumschatting en de eerste berekening (2) als maximum. Als uitkomst van stap 2 hanteren we het gemiddelde van beide:

$$(5) \quad (\Delta N_{i,j})_{\text{gemiddeld}} = ((\Delta N_{i,j})_2 + (\Delta N_{i,j})_{2^*}) / 2$$

2.6 Methode stap 5 - Interpreterende kosten-effectiviteitsratio's inclusief vergelijking beleid Natuurpact

2.6.1 Kosten-effectiviteitsratio's MJPO en Natuurpact

Om de effectiviteit van de MJPO maatregelen in het bredere perspectief te plaatsen van natuur(bevorderend) beleid zijn deze in stap 5 geplaatst naast de effectiviteit van maatregelen die genomen zijn in het kader van het Natuurakkoord en het daaropvolgende Natuurpact. De Natuurpacteffecten zijn op een vergelijkbare manier uitgerekend als de MJPO effecten, waarbij er dan echter niet van een triangulatie aanpak gebruik is gemaakt maar enkel van de modelmatige aanpak via de MetaNatuurPlanner (MNP). Bij deze beoordeling zijn vergelijkbare modelresultaten gebruikt die een oordeel geven in winst in natuurlinies. Hierbij dient wel een kanttekening gemaakt te worden dat de MJPO maatregelen zich richten op een specifiek probleem met betrekking tot het realiseren van een functioneel NNN, waar slechts een deel van de biodiversiteit/doelsoorten profijt van heeft.

Op basis van de theorie verwachten we dat zowel kosten als baten per maatregel kunnen verschillen. Immers de robuustere/grotere maatregelen kosten veel geld, maar zijn ook bedoeld om meerdere soorten te helpen dan de kleinere maatregelen. Om een vergelijking te kunnen maken is daarom gewerkt met ratio's tussen kosten en baten. Daarbij is getracht om met de verschillende methoden zoveel mogelijk baten op eenzelfde manier in te schatten. Daarbij is gefocust op natuurbaten. Getracht is daarbij om de natuurwinst uit te drukken in een eenheid zoals ook gehanteerd in de werkwijze MKBA voor natuureffecten; namelijk de natuurlinies.

Voor een vergelijking tussen maatregelen is het niet alleen belangrijk dat de baten op een vergelijkbare manier berekend zijn, maar ook de kosten. Zie voor methodische aspecten paragraaf 2.2.1.2 en 2.2.1.3.

2.6.2 Vergelijking Natuurpact

In deze studie is getracht om binnen de MJPO maatregelen een vergelijking te maken in kosten en baten. Daarbij is gekeken hoe de effectiviteitsratio's verschillen tussen maatregelen in verschillende hiërarchische klassen en/of er verschillen zijn tussen effectiviteit in verschillende landschappelijke contexten.

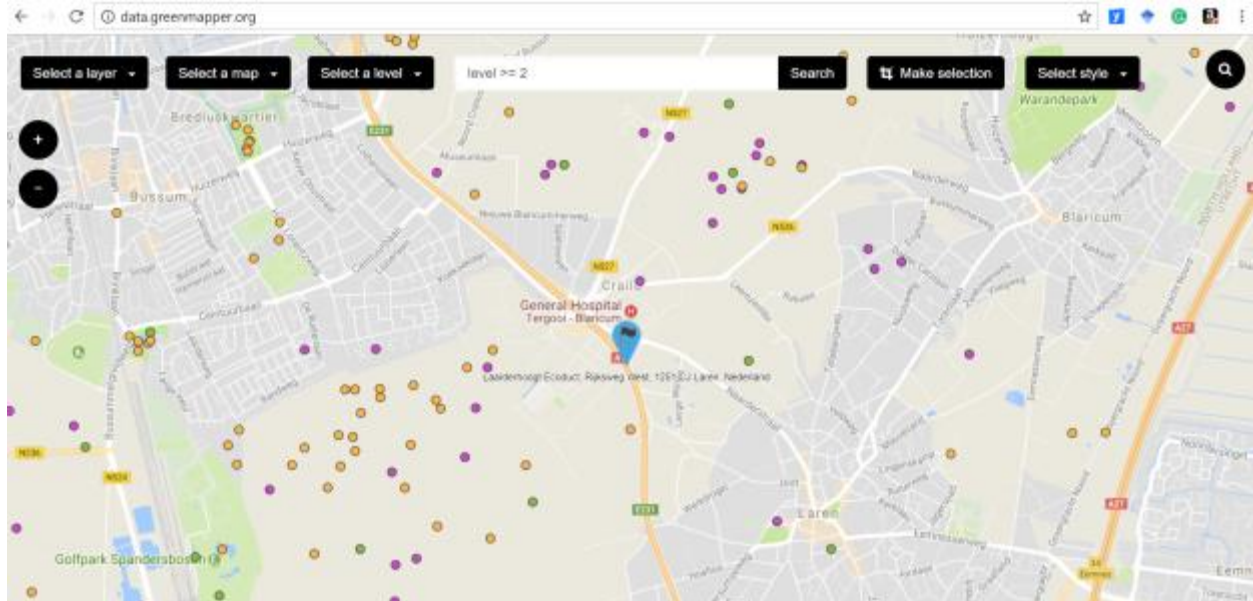
Echter, we hebben ook getracht de MJPO maatregelen in een bredere context te vergelijken met andere (natuur)maatregelen die erop gericht zijn om doelsoorten te versterken en een bijdrage leveren aan het natuurnetwerk. Daarbij is gekozen om te kijken naar maatregelen uit het Natuurpact. Dit omdat doelen deels gekoppeld zijn; zo worden MJPO maatregelen ingezet om barrières in met name het natuurnetwerk op te lossen, terwijl het Natuurpact werkt aan het beheer en onderhoud van het netwerk, het afmaken van het netwerk en het verbeteren van de kwaliteit van het netwerk. Onderhoud en beheerskosten zijn overigens niet meegenomen bij het maken van kosten-batenratio's; dit om kostenberekeningen van MJPO- en Natuurpactmaatregelen gelijk te houden. Reden om een vergelijking tussen MJPO- en overige natuurmaatregelen te maken is daarnaast de literatuur over de effectiviteit van de verschillende typen natuurbeleidsmaatregelen (zie ook paragraaf 1.3).

2.7 Methode stap 6 - Beleving en overige effecten

2.7.1 Belevingseffecten

Het uiteindelijke doel van het MJPO is het verbeteren van de biodiversiteit. Maar natuur wordt ook beleefd door mensen. Zo is het merendeel van het NNN opengesteld voor bezoek en wordt door overheden subsidie gegeven voor beheer van het natuurnetwerk gericht op behoud en versterken van recreatief gebruik. Maatschappelijk gezien is het een voordeel als de natuur die door het MJPO versterkt wordt ook maatschappelijk hoog gewaardeerd wordt (zie onder andere Davis et al., 2016).

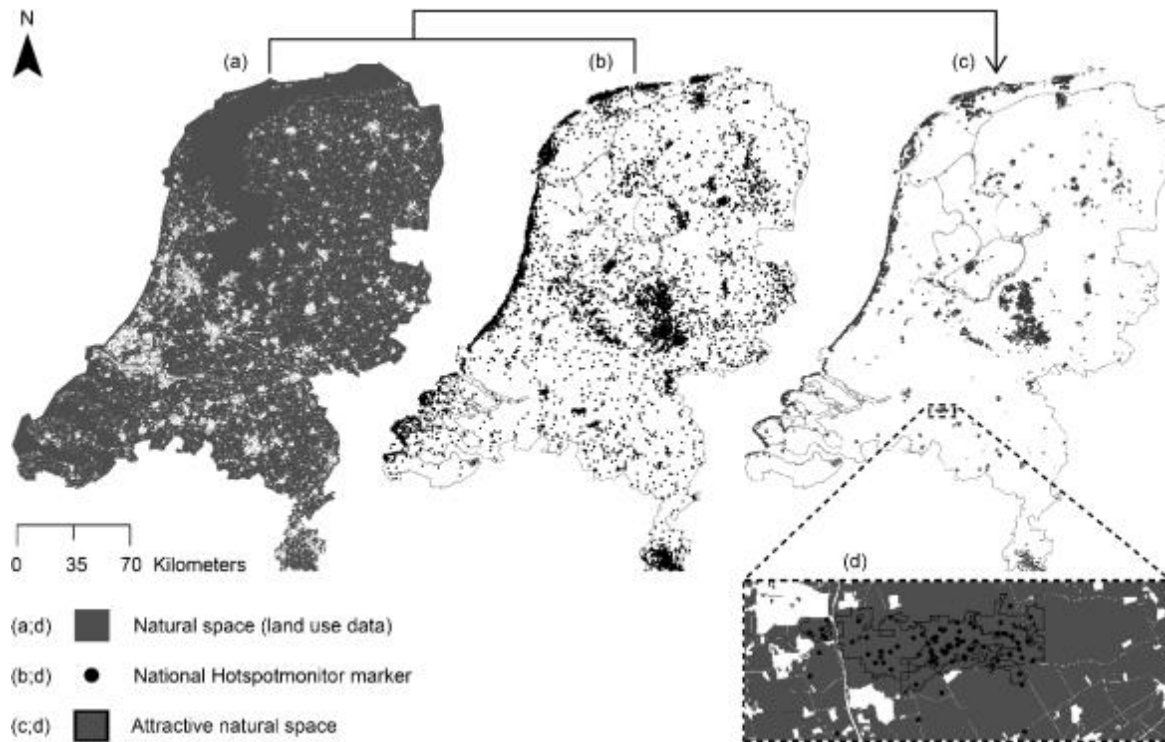
Om hier de mogelijke effecten te bepalen maken we gebruik van de Greenmapper database (voorheen Hotspotmonitor). De Greenmapper database geeft inzicht in wie welke natuurgerelateerde plekken waardeert en waarom (zie figuur 2.9).



Figuur 2.9: Screenshot Greenmapper database rondom Laarderhoogt Ecoduct bij Laren (N.B. markers uit Greenmapper-enquête van voor de aanleg/opening).

In het onderzoek naar beleving kiezen we niet de benadering van individuele markers die mensen geplaatst hebben; de Greenmapper database is daarvoor van onvoldoende regionale dekking en bovendien is er weinig variatie in de tijd, zodat slechts zelden een waarneming voor en na realisatie van een knelpunt zou kunnen worden aangetroffen.

De benadering gaat uit van clusters van hoog-aantrekkelijke natuur in Nederland. Wat hoog aantrekkelijk is, is bepaald aan de hand van de duizenden markers die mensen via verschillende representatieve selecties van Nederlanders hebben gemaakt (zie figuur 2.10). Van deze markers op kaart (b) in figuur 2.10 zijn uiteindelijk clusters van hoog-aantrekkelijke natuur gemaakt. De manier om clusters te bepalen is uitgebreid beschreven in Daams et al. (2016), voor dit onderzoek is het belangrijk dat het tot statistisch significante gebieden leidt die hooggewaardeerd zijn vanwege hun natuur. De vraag die wij ons qua beleving stellen is: in hoeverre heeft het MJPO geïnvesteerd in gebieden met hooggewaardeerde natuur?



Figuur 2.10: Benadering voor het bepalen van clusters van hoog-aantrekkelijke natuur in Nederland.
 Figuur afkomstig uit Daams et al. (2016).

2.7.2 Overige effecten – Aanrijdingen met dieren

Aanrijdingen veroorzaken veel dierenleed, materiële schade aan voertuigen en hebben ook psychische impact op de mensen die er bij betrokken zijn. Volgens de Bond van verzekeraars werden er in de periode 2013-2017 jaarlijks gemiddeld 6600 aanrijdingen met groot wild gemeld. Volgens de ANWB⁹ ging het om circa 17 miljoen euro aan schade in 2014; een jaar waarin er 5700 aanrijdingen waren. Per aanrijding gaat het dus om circa 3000 euro aan schade. Het voorkomen van aanrijdingen is dus potentieel een belangrijke batenpost voor ontsnipperende maatregelen.

Tegelijkertijd hoeft het effect niet altijd eenduidig te zijn. Een ontsnipperende maatregel leidt als het goed is tot meer individuen in levensvatbare populaties. Maar meer individuen geven daarom op zichzelf ook weer meer kans op ongelukken. Daarnaast, en in samenhang daarmee, is het treffen van maatregelen op rijkswegen alleen niet voldoende. Veel aanrijdingen vinden plaats op provinciale en lokale wegen. Maatregelen op één plek (Rijksweg) kunnen gemakkelijk leiden tot meer ongevallen op andere plekken (provinciale of lokale wegen).

⁹ <https://www.anwb.nl/verzekeringen/nieuws/2015/oktober/schade-door-wild>

MJPO probeert de natuur in Nederland mee te versterken door versnippering tegen te gaan. Die natuurwinst is te bepalen door de ecologische triangulatie van methoden in dit onderzoek.

2.8 Methode stap 7 - Integratie van kosten en baten in MCKBA

Naast de budgetkosten (stap 1), zijn er mogelijk bredere maatschappelijke kosten (of negatieve baten). Ook deze zijn kort verkend. Met name de eerder genoemde schade of veiligheidsbaten door minder aanrijdingen met dieren.

In stap 7 is een integratie van de verschillende berekeningen gemaakt volgens de MCKBA aanpak. Voor een voorbeeld van een MCKBA Excel file kan verwezen worden naar eerder voor Rijkswaterstaat verricht onderzoek naar alternatieven voor slibonttrekking en -verwerking in de Eems Dollard (Sijtsma et al., 2017)

Synthese van de triangulatie

Over de uitkomsten van de verschillende benaderingen wordt in het rapport apart verslag gedaan, maar vervolgens is er ook een synthese gemaakt waarbij de verschillende uitkomsten in samenhang worden beschouwd. Dit om tot een meest redelijke inschatting van beïnvloede oppervlaktes en kwaliteitsveranderingen te komen. De verschillende methoden kunnen helpen om een zo compleet mogelijk beeld te schetsen en geven daarnaast inzicht in onzekerheid.

De maatschappelijke kosten en baten zijn bepaald op het programma niveau. Hoeveel maatschappelijke kosten zijn er gemaakt voor het MJPO en hoeveel totale biodiversiteitswinst staat hier tegenover? Om de uitkomsten te interpreteren zijn de uitkomsten ook vergeleken met andere bestaande studies. Zo is een vergelijking gemaakt met 'naastliggende' beleidsalternatieven zoals extra aankoop van gebieden. Hoe verhoudt het rendement van ontsnipperen zich tot bijvoorbeeld het extra aankopen, qua kosten en natuurlandpunten? Hierbij is gebruik gemaakt van bestaande natuurbeleidsscenario's beschikbaar bij PBL. Ook zijn uitkomsten vergeleken binnen de maatregeltypen zoals uitgevoerd in het MJPO.

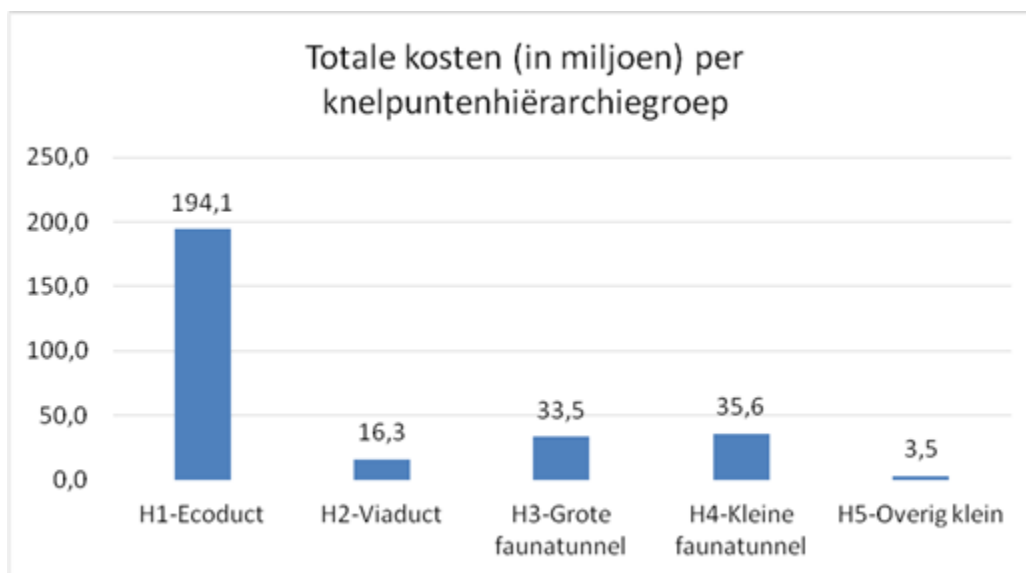
3 Resultaten (stap 1-6)

3.1 Resultaten stap 1 - Kosten en primaire fysieke effecten (knelpunten, maatregelen) in beeld

In totaal zijn de kosten van uitvoering van maatregelen geschat op 283,03 miljoen euro, in vergelijking tot de 287,5 miljoen euro die beschikbaar is voor het MJPO. Figuur 3.1 laat de resultaten zien per hiërarchische groep.

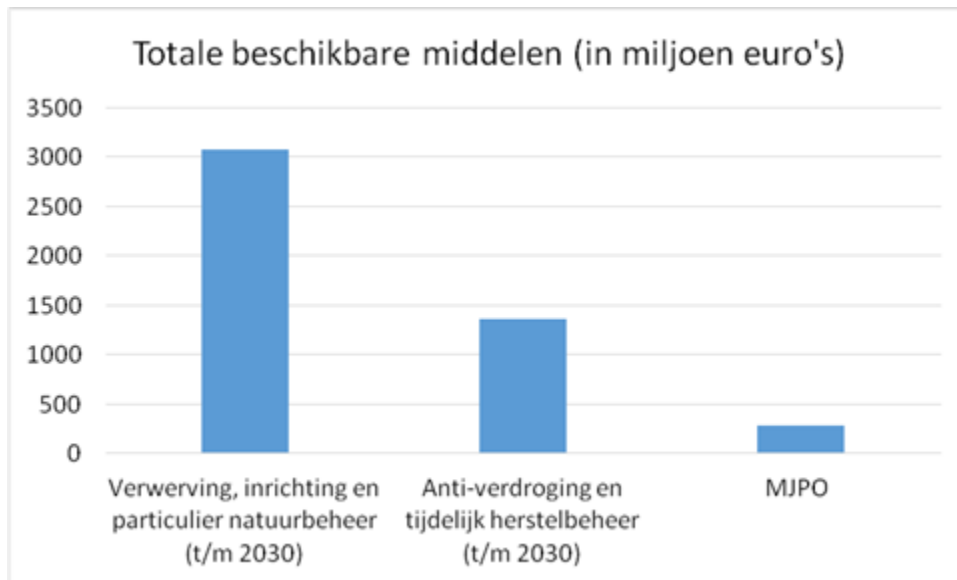
De totale kosten per hiërarchische groep zijn bepaald door per knelpunt binnen de groep de som van de gemiddelde kosten van de maatregelen behorend tot dat knelpunt te nemen, en dit vervolgens voor alle knelpunten binnen de groep op te tellen. Dit is gedaan voor 153 van de 178 knelpunten (zie paragraaf 3.4 voor uitleg waarom 153 knelpunten in de analyse zijn meegenomen).

Veruit de grootste kosten, 194 miljoen, zijn gemaakt voor de realisatie van de hiërarchische groep van ecoducten. Aan de groep grote faunatunnels en kleine faunatunnels is ongeveer eenzelfde bedrag besteed (34-36 miljoen).



Figuur 3.1: Overzicht totale maatschappelijke kosten per hiërarchie (totaal van alle groepen is 283.03 miljoen).

Om de effecten van het MJPO te vergelijken met de effecten van overig natuurbeleid (zie paragraaf 3.5), is het goed eerst de financiële omvang van het MJPO programma te vergelijken met dat van het overig beleid zoals vastgelegd in het Natuurpact (exclusief het reguliere beheer en onderhoud). Het totaal aan beschikbare middelen voor MJPO maatregelen in het gehele traject (2005-2018;) blijkt in vergelijking met de afspraken uit het Natuurakkoord en daaropvolgende Natuurpact relatief beperkt (zie figuur 3.2). Hoogste kosten betreffen de maatregelen die ingrijpen op ruimtelijke condities.



Figuur 3.2. *Inschatting totale beschikbare middelen voor MJPO en Natuurpact. Totale beschikbare middelen voor MJPO is ingeschat op 287,5 miljoen. De totale beschikbare middelen voor het Natuurpact t/m 2030, zoals afgeleid uit PBL (2017), ligt veel hoger. Dit is exclusief kosten voor agrarisch en regulier natuurbeheer, wat gericht is op handhaving van natuurkwaliteit in plaats van op verbetering. Kosten voor verwerving is inclusief waarde van al eerder aangekochte gronden.*

3.2 Resultaten stap 2 - Ecologische effecten: effectiviteit op basis van case studies

3.2.1 Monitoring binnen het MJPO

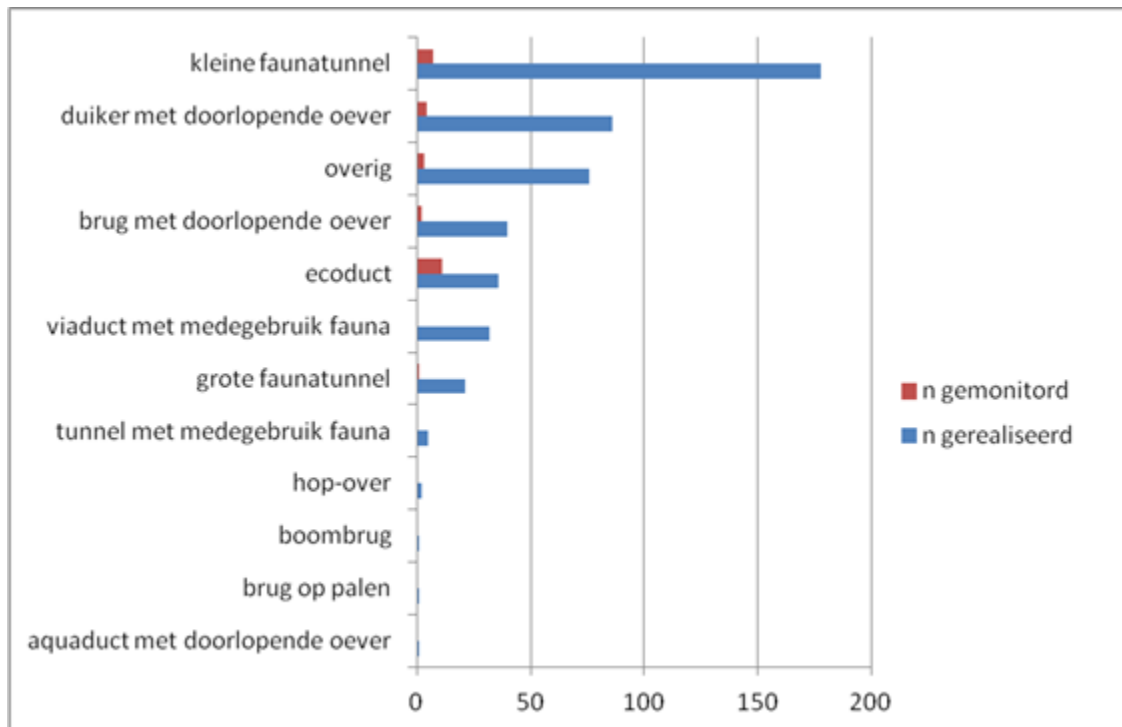
Er zijn in totaal 178 MJPO knelpunten.¹⁰¹¹ Op 23 van deze knelpunten is gemonitord. Dat komt neer op 13% van het totaal, waarbij meer dan driekwart (87%) van de knelpunten niet gemonitord is. De MJPO knelpunten van na 2015 (binnen de voormalige Robuuste Verbindingen) zijn hierbij niet meegenomen.

¹⁰ Hierbij is in eerste instantie geen rekening gehouden met de fase van gereedheid waarin de knelpunten verkeren.

¹¹ Stand van zaken per 31-12-2017 (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2018).

Een complicerende factor bij het aantal gemonitorde MJPO knelpunten is dat binnen een MJPO knelpunt dikwijls meerdere maatregelen zijn gerealiseerd. Zo kan er binnen een MJPO knelpunt bijvoorbeeld een ecoduct, meerdere faunatunnels en een looprichel onder een brug gerealiseerd zijn. Vaak is binnen een set aan maatregelen van de MJPO voorzieningen slechts één van deze maatregelen gemonitord, maar het komt ook af en toe voor dat meerdere maatregelen binnen één MJPO knelpunt zijn gemonitord.

Dit vraagt dus om een andere benadering van de te beoordelen faunavoorzieningen binnen het MJPO. Daarom is gekeken naar het totaal aantal maatregelen als onderdeel van de MJPO knelpunten. Er zijn in totaal 479 maatregelen gerealiseerd. Hiervan zijn 28 maatregelen gemonitord, ofwel 6%.

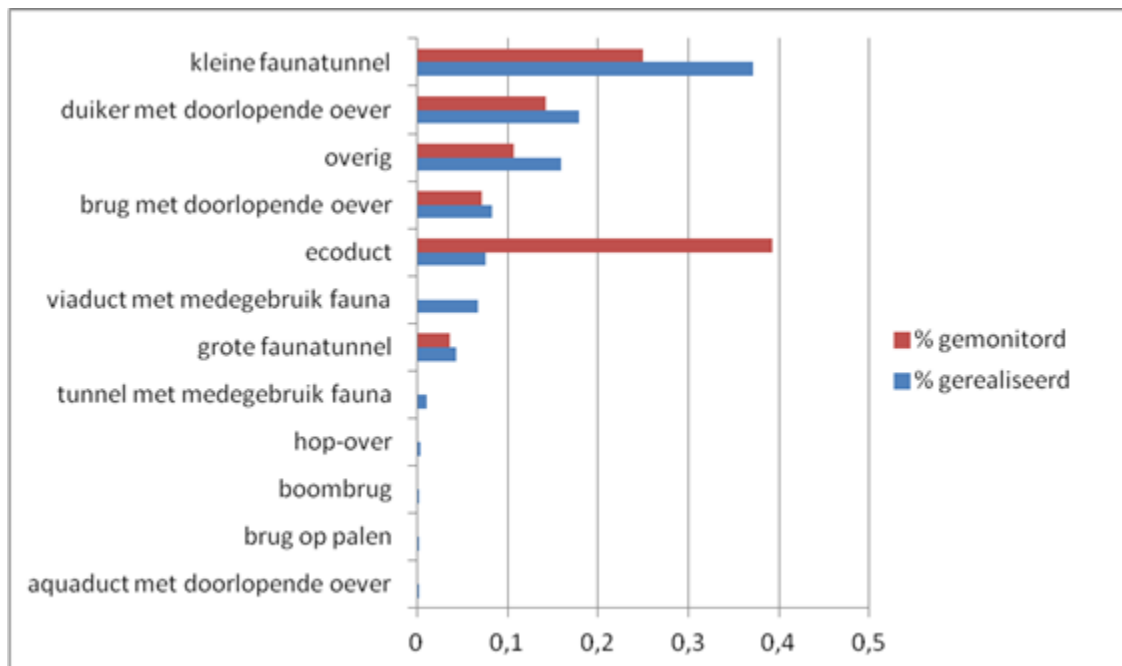


Figuur 3.3: Het aantal gerealiseerde faunavoorzieningen en het aantal gemonitorde faunavoorzieningen binnen het MJPO.

Van alle gerealiseerde voorzieningen zijn kleine faunatunnels het vaakst gerealiseerd, gevolgd door een duiker met doorlopende oever en 'overig' (Figuur 3.3). De categorie 'overig' zijn voorzieningen die buiten de lijst met faunavoorzieningen uit de Leidraad MJPO vallen (Wansink et al., 2013). De voorzieningen kunnen zeer uiteenlopend zijn: gebiedsinrichting, het plaatsen van raster, fauna-uittreedplaatsen, stobbenwallen et cetera. Omdat deze voorzieningen vaak niet gemonitord zijn en omdat de focus van deze rapportage ligt op de faunavoorzieningen zelf worden ze in deze rapportage niet verder besproken.

Ecoducten zijn binnen het MJPO het vaakst gemonitord (11 keer), gevolgd door kleine faunatunnels (7 keer) en een duiker met doorlopende oever (4 keer). De brug met doorlopende oever is twee keer gemonitord.

Relatief gezien zijn ecoducten in de monitoringsinspanning oververtegenwoordigd (figuur 3.4). De monitoringsinspanning voor kleine faunatunnels, duiker met doorlopende over, brug met doorlopende oever en grote faunatunnel is in balans met het totaal aantal gerealiseerde voorzieningen. Hop-overs, boombrug, brug op palen en aquaduct zijn niet gemonitord maar deze zijn ook weinig gerealiseerd.



Figuur 3.4: Percentage gerealiseerde faunavoorzieningen ten opzichte van alle gerealiseerde voorzieningen, en percentage gemonitorde faunavoorzieningen ten opzichte van alle gemonitorde voorzieningen binnen het MJPO.

Samenvattend:

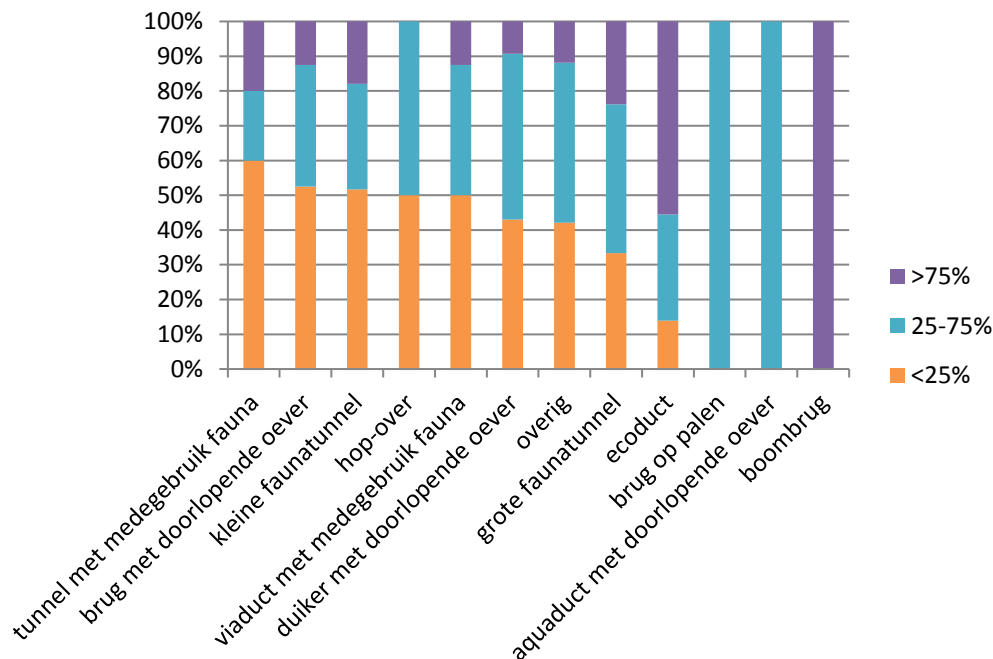
Een MJPO knelpunt kan bestaan uit meerdere maatregelen. Binnen het MJPO is 13 % van de knelpunten en 6% van de maatregelen gemonitord. De monitoringsinspanning van de passages staat relatief gezien redelijk in verhouding tot het aandeel van de typen gerealiseerde faunavoorzieningen. Uitzondering zijn ecoducten waar een relatief grote monitoringsinspanning is gepleegd.

3.2.1.1 Landschappelijke context

De bufferanalyse (500 m) laat zien hoe de faunavoorzieningen in het MJPO verdeeld zijn in termen van landschappelijke context (figuur 3.5). Daarbij is aangenomen dat de uitkomst van de bufferanalyse voor

de verschillende maatregelen binnen één knelpunt niet afwijkt, omdat deze maatregelen dicht bij elkaar liggen. Voor sommige, met name kleine, maatregelen kan dit een overschatting zijn.

Grote voorzieningen worden vaak rond grote of binnen grote natuurgebieden aangelegd, terwijl de kleinere daar omheen liggende voorzieningen een grotere kans hebben om aan de rand van een natuurgebied te liggen. In lijn met figuur 2.5 zijn kleine faunatunnels, hop-overs, tunnels met medegebruik fauna, en de brug en duiker met doorlopende oever relatief vaak gerealiseerd in situaties waar minder natuur aanwezig is. De boombrug is daarop een uitzondering, maar deze is slechts één keer gemonitord. De grotere voorzieningen zoals ecoducten komen relatief vaak in een aaneengesloten natuurgebied voor. Toch is een deel van de grotere voorzieningen, zoals ecoduct, grote faunatunnel en viaduct met medegebruik fauna, ook gerealiseerd in omgevingen waar weinig natuur aanwezig is.



Figuur 3.5: Aantal van elk type faunavoorziening dat aanwezig is in een habitat continuüm (>75% natuur), patchy habitat (25-75% natuur) en in een gebied waar optimaal habitat grotendeels afwezig is (<25% natuur). Voor het aantal per type maatregel zie figuur 3.3.

Opvallend is dat een deel van de grotere voorzieningen, zoals ecoduct en grote faunatunnel en viaduct met medegebruik fauna ook gerealiseerd zijn in omgevingen waar weinig natuur aanwezig is en waar de verwachte effectiviteit lager zou kunnen zijn (zie methode hoofdstuk).

Samenvattend:

Grote voorzieningen zoals ecoducten komen vaker voor in gebieden met aaneengesloten natuur, alwaar een hogere effectiviteit verwacht mag worden. Minder grote voorzieningen zoals kleine faunatunnels, of brug en duiker met een doorlopende oever zijn vaker te vinden in gebieden waar minder natuur aanwezig is.

3.2.2 Resultaten case studies

3.2.2.1 Geselecteerde cases

Op basis van de criteria in hoofdstuk 2 en de beschikbare literatuur worden 10 MJPO knelpunten in de case studies meegenomen (tabel 3.1). De hop-overs zijn binnen het MJPO slechts twee keer gerealiseerd. Het aquaduct met doorlopende oever, de boombrug, en de brug op palen zijn slechts één keer gerealiseerd. Daarom worden deze maatregelen niet uitgewerkt in de case studies.

Tabel 3.1: MJPO knelpunten meegenomen in case studies.

Type faunavoorziening	Geselecteerd MJPO knelpunt voor case studie	Te gebruiken monitorings-rapportage	Aanvullende literatuur	Opmerkingen
Ecoducten	DR19 en GE 4	Verburg 2015b, De Brabander 2014 Emond et al. 2016; Emond en Brandjes 2014c	Nee	Verder info beschikbaar van DR5, DR18, GE 3, GE 5, H1, OV 2, OV 4, UT1, UT2 en UT3
Faunatunnels: groot en klein	UT1 en ZH 2 (groot) en ZE 15 + GE11(klein)	Brandjes & van Vliet 2006, Kleinjan 2015 Emond en van Vliet 2008, Tuitert 2012	Ja	Aanvullende literatuur nodig voor onderbouwing van verschil in effectiviteit tussen grote en kleine tunnels ZH2 is RV van na 2015, dus eigenlijk geen onderdeel MJPO
Duiker en brug met doorlopende oever	ZE14 en GE11 (brug)	Emond en van Vliet 2008, Tuitert 2012	Ja	

	ZE 8 en ZH1 (duiker)	Emond en van Vliet 2008, Kleinjan 2015		
Viaduct en tunnel met medegebruik fauna	Geen monitoring binnen MJPO		Ja	

Voor zover mogelijk zijn per type voorziening twee case studies gebruikt. Voor ecoducten betreft dit DR19 (ecoduct Stiggeltie) en GE4 (ecoduct Petrea), voor grote faunatunnels UT1 en ZH2 en voor kleine faunatunnels ZE15 en GE11. ZH2 valt formeel buiten het MJPO, omdat het een robuuste verbinding van na 2015 betreft (zie criteria bij hoofdstuk 2). Omdat er binnen het huidige MJPO slechts één monitoringsverslag van een grote faunatunnel is, zijn daarom de resultaten van deze robuuste verbinding van na 2015 gebruikt. Voor duikers met doorlopende oever zijn de monitoringresultaten van de knelpunten ZE8 en ZH1 gebruikt en voor de bruggen met doorlopende oever GE11 en ZE14.

Voor de tunnel of viaduct met recreatief medegebruik zijn geen monitoringsverslagen binnen het MJPO beschikbaar. Daarom zijn twee case studies van buiten het MJPO besproken. Voor viaduct met recreatief medegebruik betreft het twee voorzieningen in de provincie Utrecht over de A28. Een zoektocht naar monitoringsverslagen van een tunnel met recreatief medegebruik heeft een voorbeeld opgeleverd bij een voorziening onder de provinciale weg N415.

Bij de selectie van de case studies is getracht om een voorziening te selecteren die representatief is voor een set aan maatregelen van een dergelijke voorziening. Vaak is het gebruik van fauna ook sterk afhankelijk van de context. Om die reden kunnen niet alle resultaten geëxtrapoleerd worden naar het hele MJPO. De case studies helpen echter wel om een beeld te vormen van de MJPO maatregelen en geven op hoofdlijnen wel een duiding van de effectiviteit van de verschillende maatregelen. De detailuitwerkingen per case zijn weergegeven in Annex 2.

3.2.2.2 Monitoring resultaten case studies

In zijn algemeenheid is het belangrijk dat de manier waarop gemonitord wordt – inclusief de soorten waarop de monitoring zich richt - aansluit bij het doel van de voorziening. Dat blijkt in de praktijk niet altijd het geval. Bij enkele monitoringinspanningen binnen het MJPO is gekeken naar faunaslachtoffers. Een nulmeting ontbreekt vaak, waardoor niet bekend is of de faunapassage heeft geleid tot een reductie van het aantal faunaslachtoffers. Om te kunnen beoordelen of de barrièrewerking van een (water)weg of spoorlijn is afgenomen, is een nulmeting nodig of een langjarige reeks aan gegevens. Deze zijn binnen de monitoring van het MJPO niet voorhanden.

Op basis van de beschikbare monitoringsgegevens binnen het MJPO kan alleen een uitspraak gedaan worden over de effectiviteit in termen van het *gebruik* van de faunavoorziening. Het doel van de monitoring is in die gevallen geweest om te controleren of de faunavoorziening daadwerkelijk wordt gebruikt door de doelsoorten en met welke frequentie. Dat is wel waar het praktisch gezien bij ontsnippering om draait. Echter, uiteindelijk is het doel van de ontsnipperende maatregelen om te komen tot een betere connectiviteit, die leidt tot vitalere populaties, een grotere verspreiding, (her)kolonisatie of genetische uitwisseling. De huidige monitoringgegevens zijn niet toereikend om een uitspraak te doen op het niveau van populaties of verspreiding. Daartoe is een veel langduriger monitoring nodig, waarbij op populatieniveau metingen worden gedaan van populatie-dynamische parameters. Ook dan is het belangrijk om het feitelijke gebruik van de voorzieningen te meten, en ook te weten welke dieren in de populaties (geslacht, leeftijd en dergelijke) van de voorzieningen gebruik maken en hoe functioneel het gebruik is (dagelijkse pendelbeweging, dispersie et cetera). Dergelijk onderzoek naar de effectiviteit van faunavoorzieningen is zeer arbeidsintensief en mede om die reden dan ook schaars (Lesbarrères & Fahrig, 2012).

Case studies

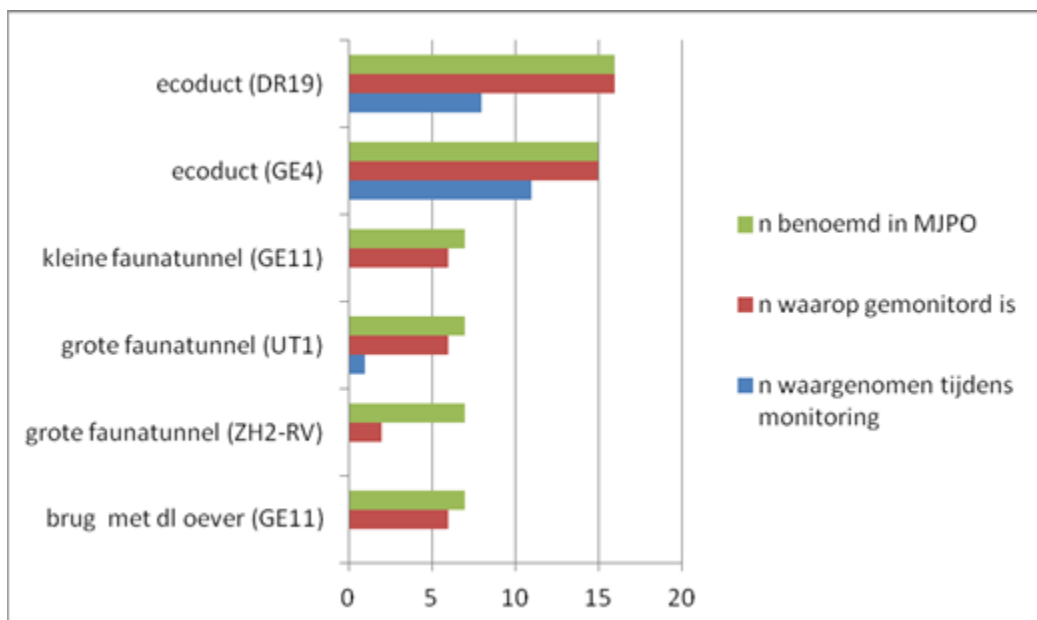
Er zijn in totaal 13 case studies uitgewerkt. Alleen voor het ecoduct DR19 en het viaduct met medegebruik fauna Mauritskamp waren er gegevens van min of meer dezelfde periode van meerdere jaren achtereen beschikbaar. Bij geen van de MJPO knelpunten is een nulmonitoring uitgevoerd. Deze is wel beschikbaar voor viaduct Mauritskamp die geen onderdeel van het MJPO is. De aaneengesloten monitoringsperiode bedroeg in alle gevallen maximaal 2-3 maanden en vond voor de MJPO voorzieningen in alle gevallen binnen 3 jaar na realisatie van de faunavoorziening plaats. Voor een tweetal voorzieningen buiten het MJPO, vond de monitoring 6-8 jaar na de realisatie van de voorziening plaats.

De periode waarin gemonitord is, was in vrijwel alle gevallen het voorjaar en/of het najaar. Dit is ook de periode waarin over het algemeen de meeste passages plaatsvinden (Van der Grift, 2010). In twee gevallen (DR19 en GE11) is ook in de zomerperiode gemonitord. De manier van monitoring verschilde sterk. De meest gebruikte methoden zijn sporenbedden (in 9 case studies gebruikt), zichtwaarnemingen in/bij de faunavoorziening (6 keer) en cameravallen (5 keer). Behalve bij GE11 vonden in alle gevallen combinaties tussen verschillende monitoringsmethoden plaats. De doelsoorten die genoemd zijn in het MJPO beslaan een breed palet aan soorten en kunnen per knelpunt sterk verschillen. In sommige gevallen (knelpunten) zijn de soorten expliciet benoemd (dat wil zeggen op soortniveau), terwijl in andere situaties volstaan is met het duiden van soortgroepen. Dat maakt dat niet altijd op soortniveau helder is wat het doel is bij een knelpunt. Dat geldt daarmee ook voor de case studies.

Doordat er verschillende monitoringsmethoden zijn gebruikt, in verschillende jaren, verschillende perioden en in verschillende gebieden is gemeten, en er sprake is van verschillende doelsoorten kunnen resultaten niet een op een onderling worden vergeleken. Om die reden worden voor deze evaluatie de resultaten uit de case studies hier op hoofdlijnen gepresenteerd.

Het gebruik van de onderzochte faunavoorzieningen

Figuur 3.6 laat de gemonitorde en waargenomen doelsoorten ten opzichte van de in het MJPO specifiek benoemde doelsoorten zien. Met 'gemonitorde' doelsoorten gaat het om doelsoorten die potentieel kunnen worden waargenomen, doordat de manier van monitoring gericht was op waarnemen van de soort. Een vleermuis kan bijvoorbeeld niet worden waargenomen met een sporenbed en een insect kan niet worden waargenomen met een cameraval. De waargenomen doelsoorten zijn de doelsoorten die daadwerkelijk zijn aangetroffen in/op de voorziening. Voor deze analyse is alleen gekeken naar de voorzieningen binnen het MJPO waarbij de doelsoorten expliciet op soortniveau benoemd zijn. De wijze van monitoren sluit in de meeste gevallen goed aan bij de in het MJPO benoemde doelsoorten. Uitzondering is de grote faunatunnel ZH2, waarbij enkel de middelgrote zoogdieren als doelsoort waargenomen konden worden. De uiteindelijk waargenomen doelsoorten zijn in alle gevallen lager (dan het aantal waarop gemonitord is) of helemaal afwezig. Verder is duidelijk te zien dat bij beide ecoducten de meeste doelsoorten zijn waargenomen.



Figuur 3.6: Aantal doelsoorten zoals benoemd in het MJPO ten opzichte van de doelsoorten waarop gemonitord is en de doelsoorten die daadwerkelijk zijn waargenomen.

Naast de MJPO doelsoorten is ook op soortgroepniveau gekeken naar het gebruik, ongeacht of het een MJPO doelsoort is of niet (Tabel 3.2). De meeste soortgroepen zijn waargenomen op de ecoducten, gevolgd door grote faunatunnels. Grotere faunavoorzieningen bedienen derhalve een bredere 'range' aan soorten dan kleinere faunavoorzieningen zoals kleine faunatunnels of duikers met doorlopende oevers.

Ecoducten waren in eerste instantie alleen bedoeld voor grote hoefdieren (Emond et al., 2016), maar deze voorzieningen bleken geschikt voor een brede 'range' aan diersoorten; ook voor vogels en vleermuizen wordt de oversteek van infrastructuur door ecoducten gefaciliteerd. Ecoducten worden tegenwoordig gezien als effectief middel om barrièrewerking van wegen tegen te gaan (Wansink et al., 2013). Uit de resultaten van de casestudies blijkt ook dat deze voorzieningen de meeste soortgroepen bedienen. Dat sluit aan bij het type landschap waar deze voorziening over het algemeen zijn aangelegd; een groene omgeving met een groot aandeel aan natuur en een brede 'range' aan soorten.

Tabel 3.2: Waargenomen soortgroepen binnen de monitoring van de verschillende faunavoorzieningen.

	grote zoogdieren	middelgrote zoogdieren	kleine zoogdieren	amfibieën	Reptielen	ongewervelden	vleermuizen	vogels	totaal
ecoduct (DR19)	x	x	x	x	x	x	x	x	8
ecoduct (GE4)	x	x	x	x	x	x	x	x	8
kleine faunatunnel (ZE15)			x	x					2
kleine faunatunnel (GE11)		x	x						2
grote faunatunnel (UT1)		x	x	x				x	4
grote faunatunnel (ZH2-RV)		x	x	x					3
brug met doorlopende oever (ZE14)			x						1
brug met doorlopende oever		x	x						2
duiker met dl oever (GE11)			x						1
duiker met dl oever (ZE8)		x	x						2
viaduct medegebr fauna (Wallenburg)		x	x			x			3
viaduct medegebr. fauna (Mauritskamp)		x	x						2
tunnel medegebr fauna (Monnikenberg)		x	x	x					3

Faunatunnels, en dan met name de kleine faunatunnels, zijn binnen het MJPO het vaakst ingezet. De grote faunatunnels worden door meer soortgroepen gebruikt dan de kleine faunatunnels. Dat heeft behalve met de dimensies ook te maken met de inrichting van de faunavoorziening; in grote faunatunnels is vaak een geleidende structuur in de vorm van een stobbenwal of ruigtestrook aanwezig. Daardoor kunnen ook minder mobiele soorten van de voorziening gebruik maken. Dit blijkt ook in de case studies; de kleine faunatunnels worden met name gebruikt door kleine en middelgrote zoogdieren, terwijl in de grote faunatunnels ook enkele amfibieën zijn aangetroffen. Hoewel grote faunatunnels in principe geschikt kunnen zijn voor grotere hoefdieren (Wansink et al., 2013), is het feitelijk gebruik afhankelijk van de dimensies (hoogte en breedte). In de case studies is gebruik door deze soorten niet vastgesteld, terwijl deze wel in de omgeving voorkomen.

De brug en duiker met doorlopende oever scoren ten opzichte van de andere voorzieningen vrij laag als het gaat om de aantallen soorten die gebruik maken van de voorziening alsmede de frequentie waarmee ze dat doen. Er zijn geen opmerkelijke verschillen gevonden tussen een brug of duiker; wel lijkt de omgeving een rol te spelen in het gebruik van de voorziening. De voorzieningen in een agrarisch landschap (ZE14 en ZE8) werden gebruikt door een smal soortenspectrum, terwijl de voorzieningen in een 'patchy' habitat (ZH1) of habitat continuüm (GE11), door iets meer soorten werden gebruikt. Dit heeft mogelijk te maken met het aanbod aan soorten, dat hoger ligt in een natuurrijke omgeving.

Het viaduct en tunnel met medegebruik fauna scoren relatief goed als het gaat om het aantal soortgroepen dat is aangetroffen. In alle onderzochte case studies was de voorziening vrij ruim opgezet en ingericht met ruigtestroken en/of stobbenwallen. Hierdoor kunnen ook minder mobiele soorten gebruik maken van de voorziening. Dit blijkt ook uit de monitoringsresultaten: op een van de viaducten zijn ongewervelden aangetroffen en in de tunnel vond vrij frequent gebruik door amfibieën plaats. Bij de viaducten was het aantal passages vrij gering. Mogelijk heeft de recreatieve functie hier een invloed op gehad. Medegebruik door mensen heeft vaak een negatieve invloed op het gebruik van fauna (Van der Grift, 2009), maar dit hangt erg af van de intensiteit, de soort en de dimensionering van de faunavoorziening (Van der Grift, 2011; Clevenger en Waltho, 2005; Van der Ree et al., 2015).

Aandachtspunten

Het vastgestelde gebruik van de verschillende faunavoorzieningen is van een groot aantal externe factoren afhankelijk: de omgeving, de inrichting en dimensionering van de voorziening en de periode en wijze van monitoren.

Over het algemeen maakten de meeste soortgroepen gebruik van passages die ruim waren opgezet en waar de inrichting in/op de passages in orde was. Met een goede inrichting wordt bedoeld: de aanwezigheid van voldoende dekking in de vorm van ruigtebegroeiing, stobbenwallen et cetera, en een goede waterhuishouding (niet te nat en niet te droog). Beheer en onderhoud van passages is daarnaast ook van belang: kapotte rasters of het ontbreken van ontsnipperende maatregelen in de directe omgeving van de faunavoorziening hebben een negatief effect op de effectiviteit van een voorziening.

In alle gevallen is gedurende een relatief korte periode gemonitord. Daardoor is er kans dat veel dieren gemist zijn. Monitoring vond in de meeste gevallen echter wel plaats in het voorjaar of najaar, waarin over het algemeen de meeste passages plaatsvinden (Van der Grift, 2010). Daarom geven de case studies wel een globaal beeld van het feitelijke gebruik van de verschillende typen faunavoorzieningen. Er is niet altijd gericht op de MJPO doelsoorten gemonitord, waardoor in die gevallen onbekend is of de voorziening gebruikt wordt door de doelsoorten. Dat een soort niet is waargenomen in de monitoringsperiode wil overigens niet zeggen dat de soort geen gebruik van de betreffende faunavoorziening maakt. Mogelijk treden passages wel buiten de monitoringsperiode op. Ook (potentieel) gebruik van toekomstige populaties kan bijdragen aan de effectiviteit van de voorziening.

Bij deze case studies is gekeken naar het gebruik in termen van aantallen soortgroepen en een kwalitatieve duiding van de frequentie van het aantal passages. Hierbij moet opgemerkt worden dat de hoeveelheid passages niet per definitie een maat is voor de effectiviteit van een passage. In principe kan een enkele passage per jaar al effectief zijn, omdat deze passage ertoe leidt dat het betreffende dier blijft leven, gebruik maakt van de voorziening en zo mogelijk ook kan zorgen voor verdere genetische uitwisseling tussen populaties. Wanneer een voorziening tot doel heeft om het gebruik van natuurgebieden aan weerszijden van de infrastructuur te bevorderen – bijvoorbeeld door foerageerroutes te herstellen of voortplantingsgebieden bereikbaar te maken – kan het aantal passages overigens wel een goede maat zijn. Dat is afhankelijk van het doel van de voorziening.

Bij alle case studies zijn ook niet-doelsoorten geregistreerd. Inzicht in het voorkomen van andere soorten kan helpen te verklaren waarom een bepaalde doelsoort niet of nauwelijks wordt vastgesteld. Zo werden huiskatten in vrijwel alle gevallen aangetroffen in/ op de faunavoorzieningen. Huiskatten hebben een negatief effect op zoogdieren en vooral op gebruik door muizen en amfibieën (Brandjes et al., 2002). De resultaten van de case studies laten zien dat ook bij de passages waarbij frequent gebruik van amfibieën of muizen plaatsvond, huiskatten zijn geregistreerd. Een soortgelijk effect is ook bekend bij gebruik door dassen en egels; frequent gebruik van faunatunnels door dassen kan leiden tot het mijden van de passage door egels (Wansink et al., 2013) .

Effectiviteit van de maatregelen

Effectiviteit kan op verschillende manieren worden geduïd. De Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur (Wansink et al., 2013), van het MJPO stelt dat de effectiviteit van een faunavoorziening kan worden geduïd als afname van sterfte onder fauna door aanrijding of verdrinking, afname van de barrièrewerking of een toename in levensvatbaarheid van populaties. De manier waarop gemonitord wordt, moet aansluiten bij dat doel. 6% van de MJPO maatregelen is gemonitord. Binnen deze monitoring is in geen van de gevallen gekeken naar effectiviteit in termen van afname sterfte, opheffen barrièrewerking of levensvatbaarheid van populaties.

Wel is bij de monitoring gekeken naar effectiviteit in termen van gebruik door individuele dieren. Het feitelijke gebruik van een voorziening is in elk geval een indicatie dat de voorziening bijdraagt aan de effectiviteit in bredere zin (afname sterfte, opheffen barrièrewerking, uitwisseling populaties). De case studies laten zien dat de aangelegde voorzieningen binnen het MJPO functioneel zijn en daadwerkelijk door de (doel)soorten worden gebruikt. Grotere voorzieningen zoals ecoducten en grote faunatunnels zijn effectiever dan kleinere voorzieningen, zoals kleine faunatunnels of duikers met doorlopende oevers, omdat meer doelsoorten en meer soortgroepen gebruik maken van de voorzieningen. Kleinere voorzieningen worden daarbij over het algemeen vaker gebruikt door mobielere soorten dan de ecoducten en grote faunatunnels.

De effectiviteit van de voorziening is daarnaast context afhankelijk. Zo speelt de hoeveelheid aanwezige natuur in de omgeving en de geschiktheid van die natuur voor de doelsoorten een belangrijke rol.

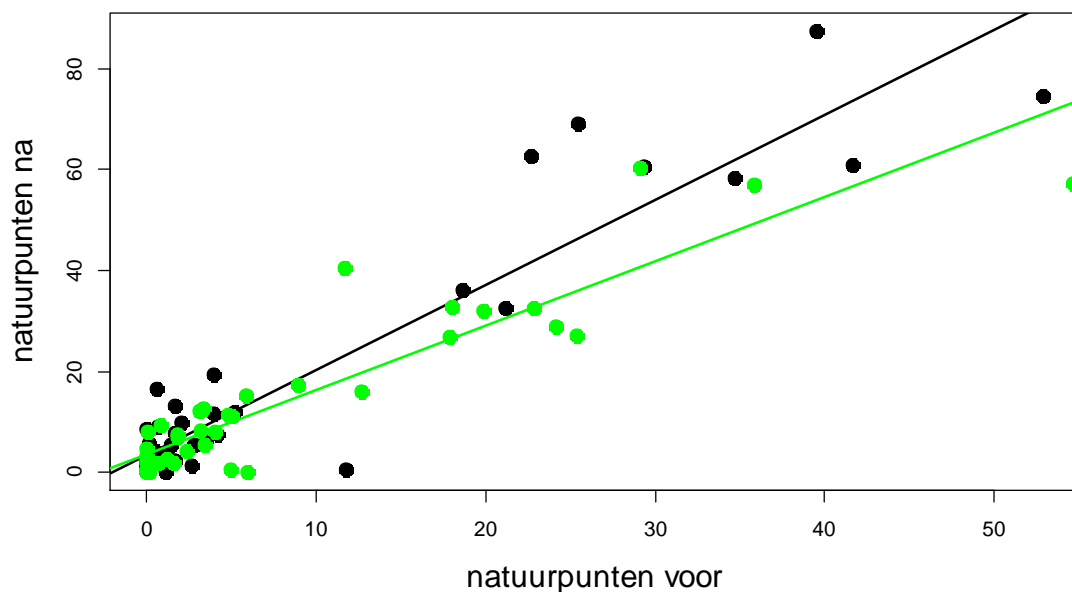
Ontsnipperende maatregelen in de directe omgeving zijn daarbij ook van belang. De dimensionering en inrichting van voorziening, het beheer en onderhoud spelen een grote rol bij het feitelijke gebruik.

3.3 Resultaten stap 3 - Ecologische effecten: natuarpuntenberekening op basis van NDFF data

Voor de berekening van onderstaande resultaten zijn de natuarpunten in zowel de twee barrière- als de twee referentiegebieden bij elkaar opgeteld.

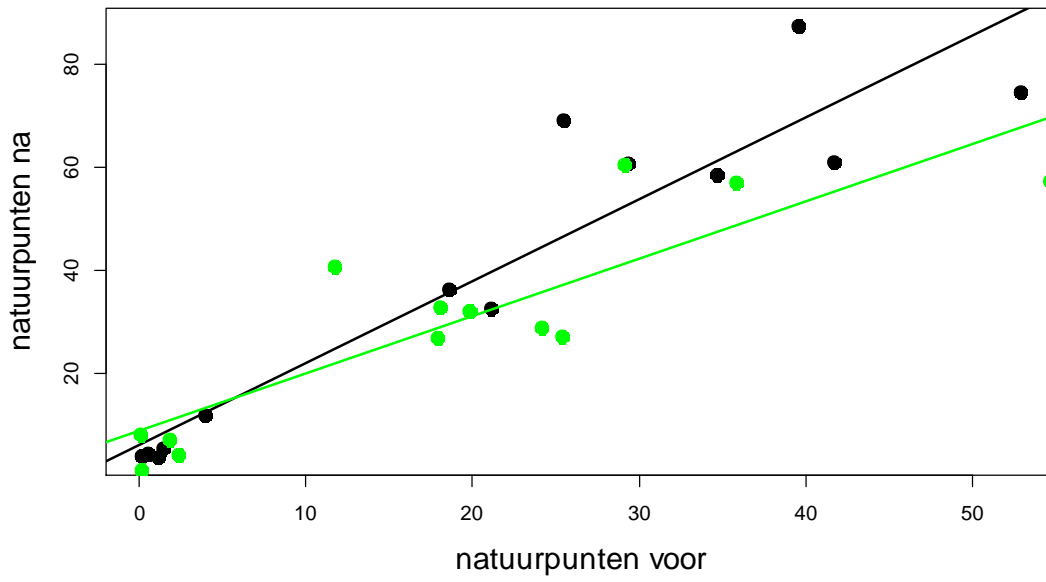
De grafieken in figuur 3.7 laten zien dat, zoals verwacht, de natuarpunten vóór het oplossen van het knelpunt de natuarpunten erna kunnen voorspellen in zowel barrièregebieden als referentiegebieden. Echter, de regressielijn van de barrièregebieden lijkt een consistent steilere helling te hebben dan die van de referentiegebieden. Dit suggereert dat de natuarpunten in de barrièregebieden sneller zijn toegenomen dan die in de referentiegebieden. Dit is consistent met het idee dat het oplossen van het knelpunt een positieve bijdrage levert aan de natuarpunten. En dat het effect groter is naarmate gebieden met hogere natuurkwaliteit (meer natuarpunten) met elkaar verbonden worden.

(a)

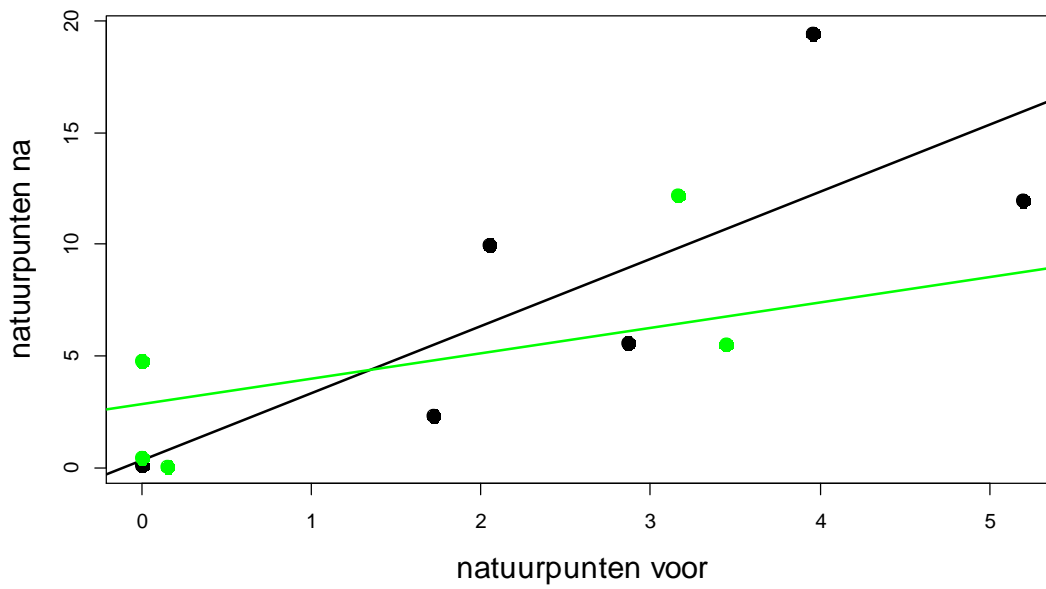




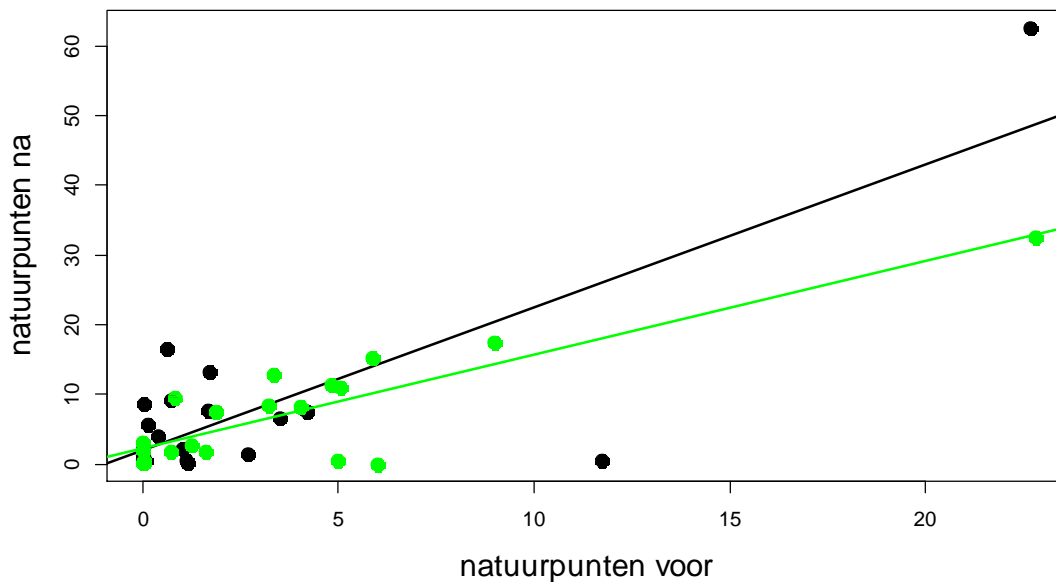
(b)



(c)



(d)



Figuur 3.7: De relatie tussen de natuurpunten voor en na het oplossen van het knelpunt. In groen de natuurpunten van de referentiegebieden en in zwart die in de barrièregebieden. (a) alle hiërarchische groepen samen, (b) alleen H1 Ecoducten, (c) alleen H2-Viaducten, en (d) alleen H3-Grote faunatunnels. N= 41, aan beide kanten van de doorsnijdende weg apart genomen.

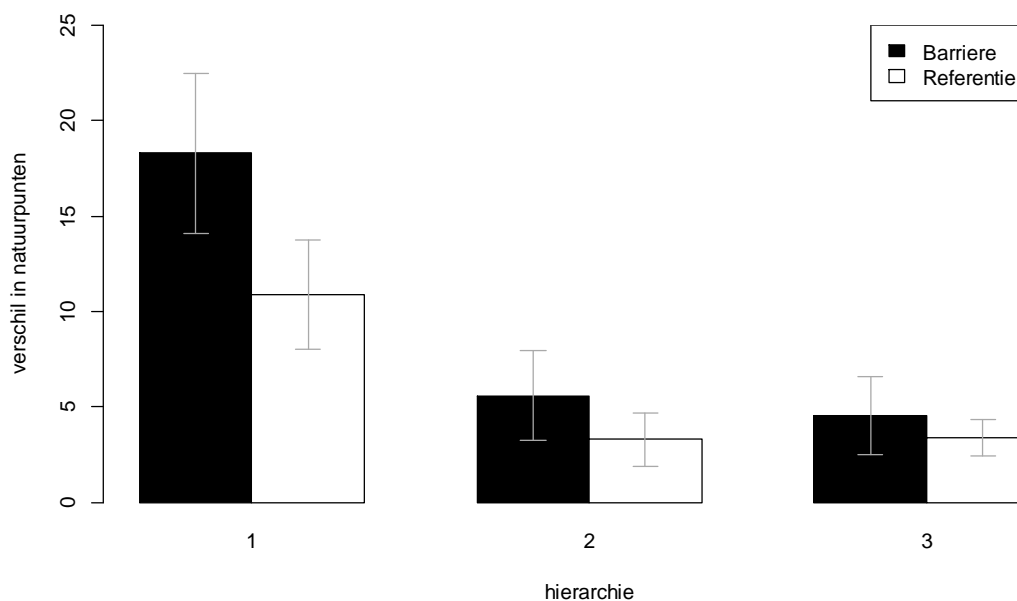
Voor de verdere analyse richten we ons op het verschil in toe- (of af-)name in natuurpunten in de barrière- en referentiegebieden voor en na het oplossen van de knelpunten. Om statistisch te testen of het verschil in natuurpunten tussen voor en na het oplossen van het knelpunt verschilt tussen de barrière- en referentiegebieden¹² hebben we gebruik gemaakt van een Linear Mixed Model (met het pakket 'nlme' (Pinheiro et al., 2018) geïmplementeerd in het programma R (R-Core-Team, 2017)). Dit model bevat het verschil in natuurpunten als responsvariabele, de knelpuntoplossing (ecoduct, viaduct of faunatunnel), of het een barrière- of referentiegebied betreft en het aantal waarnemingen (waarnemingsintensiteit) per locatie per barrière- of referentiegebied als onafhankelijke variabelen, en de locatie als 'random factor'. Dit laatste zorgt ervoor dat het model corrigeert voor de niet-onafhankelijkheid van natuurpunten die toegeschreven zijn aan hetzelfde gebied. De resultaten van deze analyse zijn weergegeven in tabel 3.3 en figuur 3.8. Deze resultaten laten zien dat het verschil in natuurpunten significant samenhangt met het type knelpuntoplossing (hiërarchie). Ook het aantal waarnemingen (waarnemingsintensiteit) heeft een significant, maar erg klein, effect op het verschil in natuurpunten. Belangrijk, echter, is het effect van een barrière- versus een referentiegebied: Het verschil in natuurpunten voor en na het oplossen van het knelpunt is significant kleiner voor referentiegebieden dan voor barrièregebieden (figuur 3.8) met een gemiddeld verschil van 3.7

¹² We hebben het absolute verschil in natuurpunten berekend vanwege de vergelijkbaarheid met de modelmatige aanpak. Een alternatieve benadering zou zijn om de relatieve toename te toetsen. Deze benadering is hier niet gehanteerd.

natuurpunten. Daarbij is er gecorrigeerd voor het effect van de andere onafhankelijke factoren in dit model. Het netto-effect van het oplossen van een knelpunt in het MJPO is dus gemiddeld 3.7 natuurpunten per gebied van 4 kilometerhokken.

Tabel 3.3: Resultaten van een Linear Mixed Model met het verschil in natuurpunten tussen voor en na het oplossen van het knelpunt als responsvariabele. N = 82.

Variabele	coëfficiënt $\beta \pm SE$	t	P
hiërarchie	-3.66 \pm 1.43	-2.56	0.014
barrière vs referentie	-3.73 \pm 1.31	-2.86	0.007
aantal waarnemingen	0.00 \pm 0.00	3.37	0.002



Figuur 3.8: Het gemiddelde \pm SE verschil in absolute natuurpunten tussen voor en na het oplossen van het knelpunt voor ecoducten (hiërarchische groep 1), viaducten (2) en grote faunatunnels (3).

We geven hier geen resultaten weer van de analyses op procentuele verschillen. Hoewel deze wel zijn uitgevoerd, achten wij deze minder representatief vanwege de grote variatie in absolute waarden van natuurpunten: een groot deel van de natuurpunten (ca. 25-50%) is kleiner dan twee en het maximum van de natuurpunten in barrière- of referentiegebieden is 87.

3.4 Resultaten stap 4 - Ecologische effecten: modelmatige natuurlpuntenbenadering

In de modelmatige benadering konden 153 van de 178 knelpunten worden meegenomen. Dit betekent dat 25 knelpunten om verschillende redenen, zie tabel 3.4, niet konden worden meegenomen. Meer dan de helft (13) van deze knelpunten zijn buiten de analyse gevallen doordat deze in het onderzoek van Van der Grift et al. (2009) niet zijn meegenomen. Van der Grift et al. hebben in 2009 ingeschat welke doelsoorten per MJPO-knelpunt zouden kunnen profiteren, dit wordt gebruikt voor de berekening van de natuurlpunten in de modelmatige benadering (zie paragraaf 2.5.2). 13 knelpunten zijn niet meegenomen in het onderzoek van Van der Grift et al., waardoor deze ook niet kunnen worden meegenomen in de analyse.

Niettemin kon het overgrote deel van de knelpunten worden meegenomen in de analyses. In deze analyses is zoveel mogelijk uitgegaan van de hiërarchische indeling beschreven in paragraaf 2.2.2. Aangezien deze indeling rekening houdt met de grootte van de maatregel en het aantal doelsoorten dat een maatregel beoogd te bedienen, wordt deze indeling als het meest zinvolle analyseniveau beschouwd.

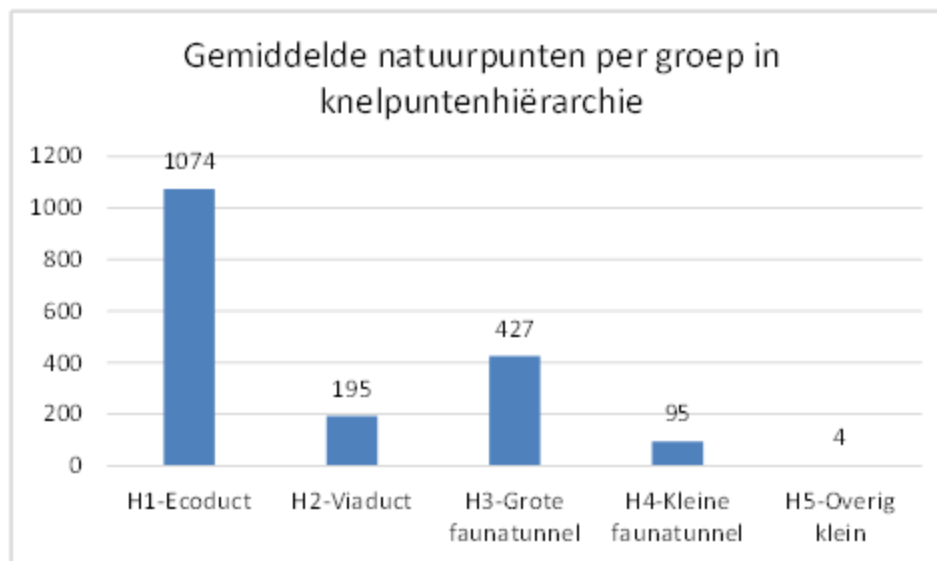
Daarnaast is ervoor gekozen om voor de winst in natuurlpunten het gemiddelde van formule 2 en formule 2* uit paragraaf 2.3.4 als uitgangspunt te nemen. Dit wordt gezien als de meest zuivere berekening van de natuurlpuntenwinst, aangezien de minimum variant van de berekening een onderschatting en de maximale variant een overschatting van het potentiële effect van MJPO maatregelen is. In de figuren in dit hoofdstuk wordt daarom alleen gekeken naar de gemiddelde natuurlpuntenwinst (gemiddelde van de minimum en maximum variant van de natuurlpunten berekening).

Reden niet meegenomen in analyse	Niet meegenomen knelpunten in analyse
Analyse doelsoorten die profijt kunnen hebben van ontsnippering niet gedaan in van der Grift et al. (2009)	DR18, DR19, DR20, GE20, GE21, GE23, NH16, NH19, NH20, NH22, OV16, UT20, ZE16
Geen kwaliteitsgegevens beschikbaar voor beheertypen	ZH11
Geen maatregelen aangelegd	GE16, NH13, NH18
Geen natuur (beheertypen) binnen beïnvloedingsgebied	LI15, NH09, ZH13
Maatregel: keienwanden, niet meegenomen in analyse	NH14
Maatregel: raster met bijbehorende onderdelen, niet meegenomen in analyse	OV10, ZE04
Maatregel: schanskorven, niet meegenomen in analyse	NH07

Maatregel: wildwaarschuwingssystemen, niet meegenomen in analyse | OV18

Tabel 3.4: Reden en specificering van knelpunten niet meegenomen in modelmatige benadering.

Figuur 3.9 geeft per hiërarchische rang de totale winst in natuurlpunten weer. De ecoducten zorgen in absolute aantallen voor de grootste natuurlpuntenwinst. Daarnaast is de winst in natuurlpunten voor de grote faunatunnels aanzienlijk. Tabel 3.5 laat daarnaast het aantal knelpunten per rang in de hiërarchie zien. Opvallend is de beperkte winst voor de kleine faunatunnels gezien het aantal knelpunten wat tot deze categorie behoren, met name in vergelijking met de grote faunatunnels.



Figuur 3.9: Gemiddelde natuurlpuntenwinst per rang in de knelpuntenhiërarchie.

Tabel 3.5: Natuurlpuntenwinst ten opzichte van het aantal knelpunten meegenomen in de modelmatige benadering.

	Gem. natuurlpuntenwinst	Aantal knelpunten
H1-Ecoduct	1074	26
H2-Viaduct	195	20
H3-Grote faunatunnel	427	44
H4-Kleine faunatunnel	95	56
H5-Overig klein	4	7
Totaal	1794	153

3.5 Resultaten stap 5 - Interpreterende kosten-effectiviteitsratio's inclusief vergelijking beleid Natuurpact

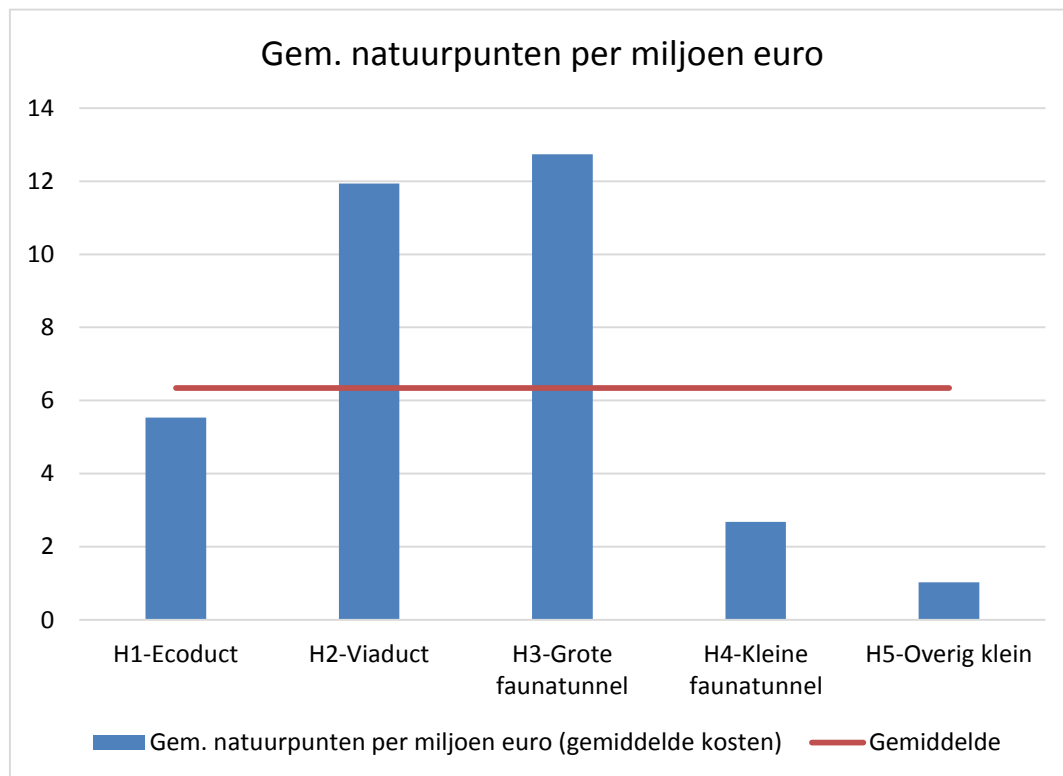
3.5.1 Interpreterende kosten-effectiviteitsratio's

Tabel 3.6 toont de natuurpuntenwinst ten opzichte van de totale gemiddelde kosten per rang in de hiërarchie. De hiërarchische groep 'Ecoducten' vormen met 69% van de totale kosten verreweg de duurste categorie. De oplossing van deze knelpunten genereert echter als groep ook een groot deel (59,8%) van de natuurwinst.

Tabel 3.6: Gemiddelde natuurpunten en gemiddelde kosten.

Knelpuntenhiërarchiegroep	Natuurpunten		Kosten	
	Absoluut	Percentage	Absoluut	Percentage
H1-Ecoduct	1074	59.8%	194	68.6%
H2-Viaduct	195	10.8%	16	5.8%
H3-Grote faunatunnel	427	23.8%	33	11.8%
H4-Kleine faunatunnel	95	5.3%	36	12.6%
H5-Overig klein	4	0.2%	3	1.2%
Eindtotaal	1794	100%	283	100.0%

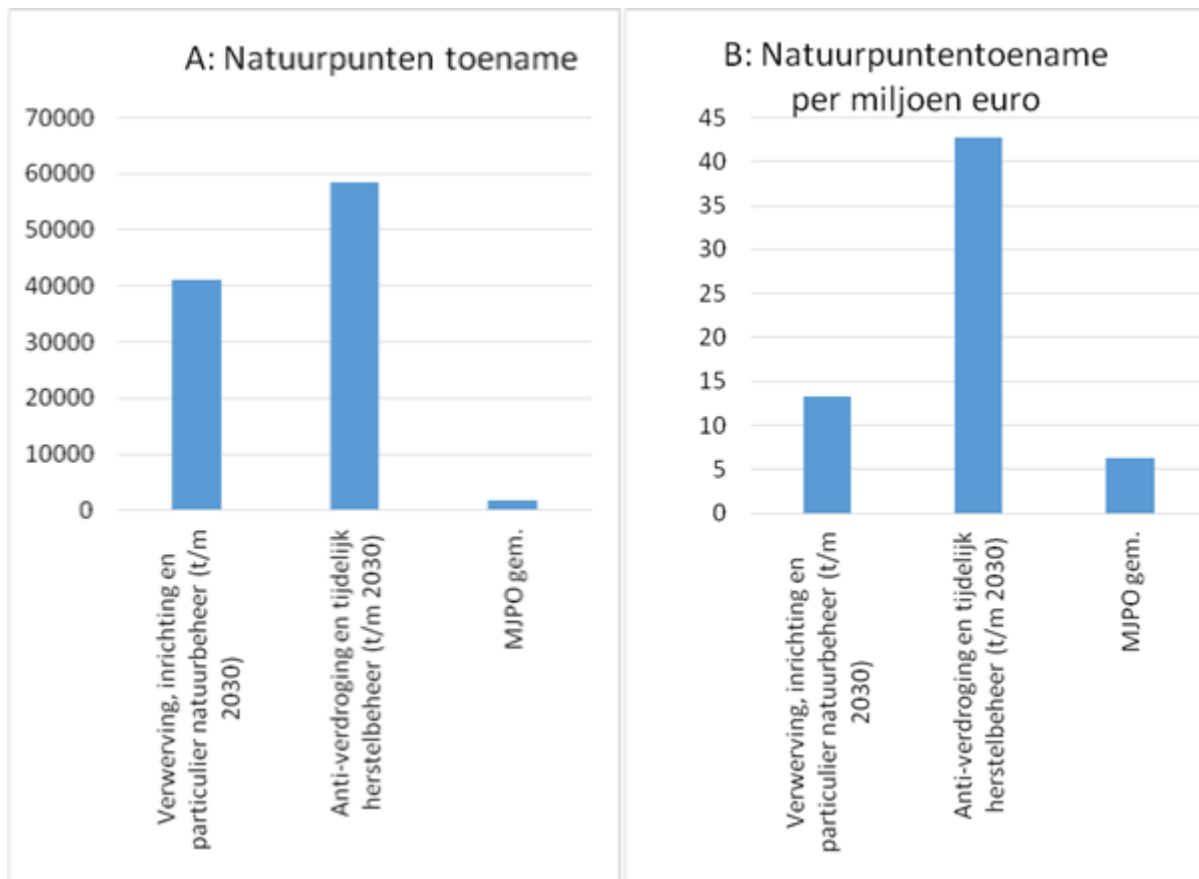
In dit kader wordt het interessant om te kijken wat de relatieve natuurpuntenwinst voor de verschillende hiërarchiegroepen is. Dit wordt getoond in Figuur 3.10. De figuur laat zien dat als het gaat om de natuurpunten per miljoen euro, de ecoducten niet bovenaan de lijst staan. De grote faunatunnels leveren volgens de analyse de meeste natuurpunten op per miljoen euro, op de voet gevolgd door de viaducten. Gemiddeld levert een MJPO maatregel ongeveer 6 natuurpunten op.



Figuur 3.10: Natuurlpunten per miljoen euro per hiërarchiegroep van knelpunten.

3.5.2 Resultaten en effectiviteit van MJPO en vergelijking Natuurlpact

Door de berekende totale potentiële lokale natuurkwaliteitswinst (situatie 2030 – situatie 2015) in de NNN te vermenigvuldigen met de weegfactoren is de totale natuurlpuntenwinst berekend. Deze winst is opgesplitst in effecten die komen door maatregelen die het leefgebied vergroten en maatregelen die milieucondities verbeteren. Met betrekking tot MJPO is de totale natuurlpuntenwinst berekend als het gemiddelde van formule 2 en formule 2*. Figuur 3.11a geeft de toename in berekende natuurlpunten weer en vergelijkt die met de berekende natuurlpuntenwinst uit het Natuurlpact. Analoog aan de verschillen tussen het Natuurlpact en het MJPO programma in hoeveelheid financiële middelen (zie eerder), is ook de natuurlpuntenwinst lager. De natuurlpuntenwinst is het hoogst bij de maatregelen die ingrijpen op verbetering van het leefgebied.



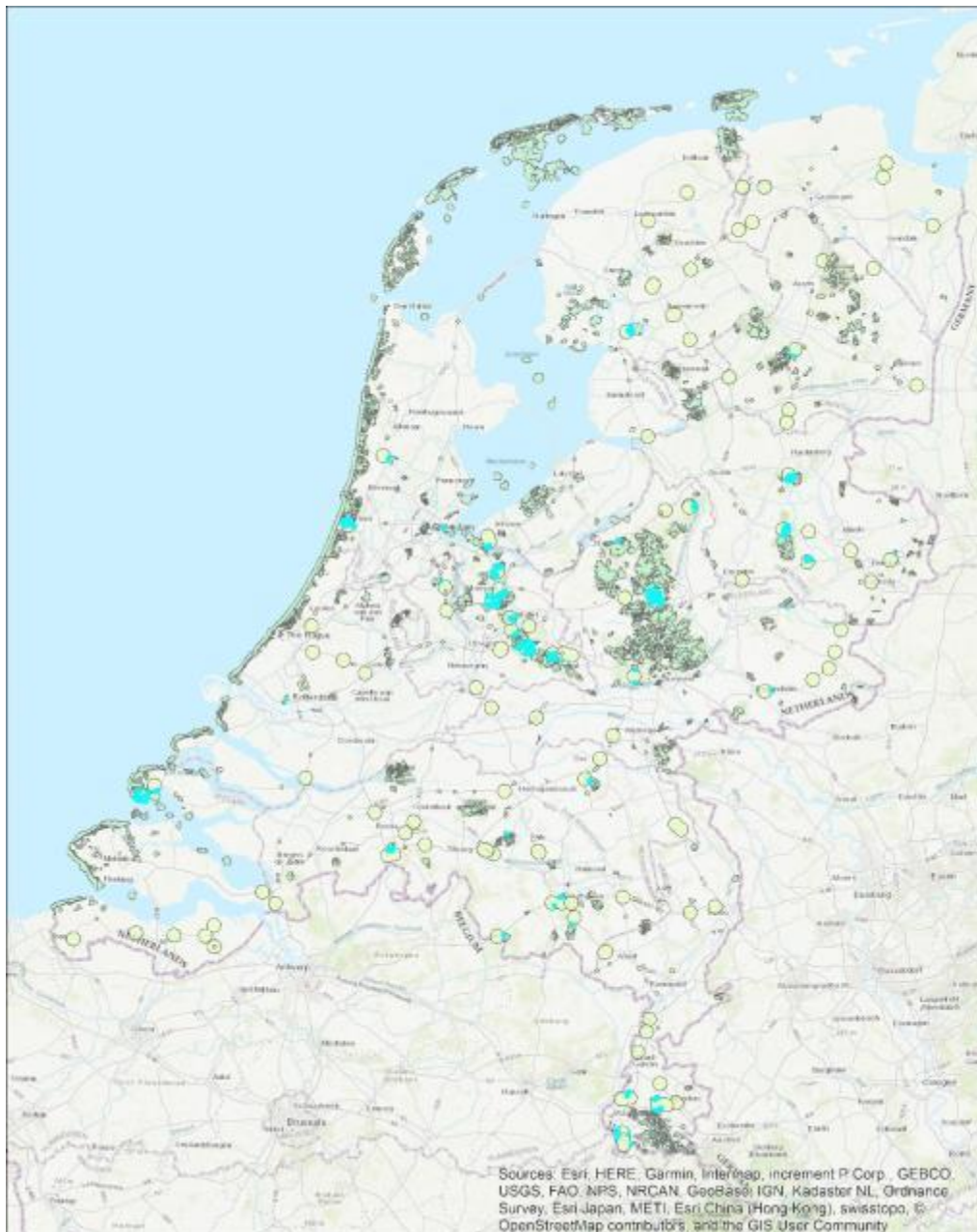
Figuur 3.11a (links) Natuurpuntenwinst in de verschillende onderdelen van het Natuurpact versus die van het MJPO programma. 3.11b (rechts): Kosteneffectiviteit van de verschillende beleidsstrategieën, uitgerekend als gemiddeld aantal natuurpuntenwinst per miljoen euro.

Wanneer de natuurpuntenwinst per miljoen euro bekeken wordt, dan is duidelijk dat met name het nemen van herstelmaatregelen in bestaande natuur het meest kosten-efficiënt is (figuur 3.11b). Aankoop van nieuwe gronden is dat minder en het nemen van MJPO maatregelen lijkt relatief duur in vergelijking tot de winst in natuurpunten.

3.6 Resultaten stap 6 - Beleving en overige effecten

3.6.1 Belevingseffecten

Op de kaart in figuur 3.12 is zichtbaar wat de overlap is tussen de aantrekkelijke natuurplekken (op nationale schaal) en het beïnvloedingsgebied van de knelpunten. De knelpunten zijn met lichtgele cirkels aangegeven en de aantrekkelijke natuur met de grillige lichtgroene vormen.



Figuur 3.12: Overlap tussen hoog gewaardeerde (clusters van) gebieden in Nederland (zie ook: <http://www.woningwaardenatuur.nl/#/map>) en de beïnvloedingsgebieden van de MIPO knelpunten (lichtgele 'wolken'). De overlappende gebieden zijn fluorescerend blauw gemarkeerd.

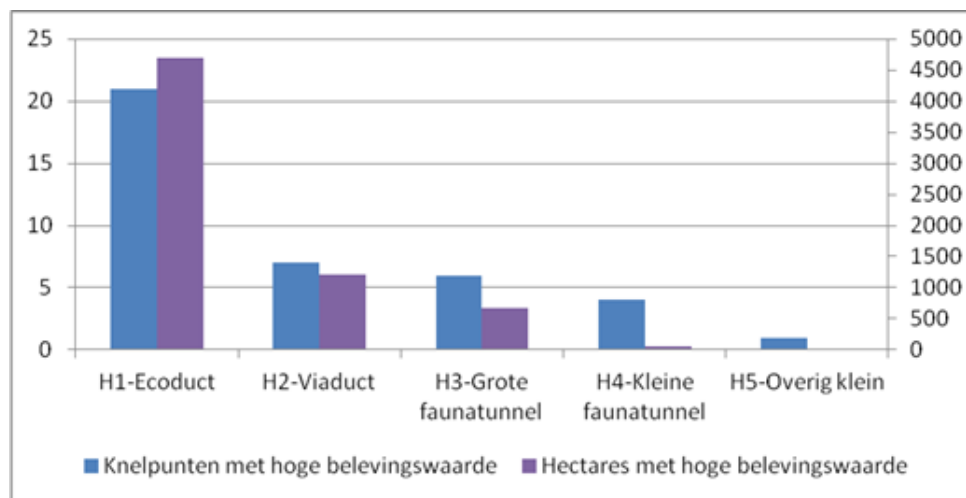
Met fluorescerend blauw zijn de overlapgebieden aangegeven. Er is veel overlap bij de Utrechtse heuvelrug en de Veluwe. Verder in Zuid-Limburg en bij de Noordzee duinen en op verschillende andere minder opvallende plekken. In onderstaande tabel laten we zien welk type knelpunten de overlap betreft.

Tabel 3.7: Overlap tussen beïnvloedingsgebied knelpunten en hooggewaardeerde (clusters van) gebieden in Nederland.

Hiërarchie	Aantal knelpunten in MJPO van type	Hoog gewaardeerde knelpunten	% hoog gewaardeerde knelpunten van (kolom 3 / kolom 2)	Hectares binnen beïnvloedingsgebied	% hoog gewaardeerd gebied
H1-Ecoduct	31	21	68%	4697	70%
H2-Viaduct	20	7	35%	1216	18%
H3-Grote faunatunnel	46	6	13%	677	10%
H4-Kleine faunatunnel	65	4	6%	59	1%
H5-Overig klein	13	1	8%	25	0%
Totaal	175	39		6674	100%

Qua beleving neemt de hiërarchische groep H1-Ecoduct een opvallende positie in. Van de 31 onderzochte knelpunten is tweederde aangelegd in qua beleving hooggewaardeerd gebied. Bij grote faunatunnels is slechts 13% in hooggewaardeerde gebieden aangelegd.

De hoog-beleefde hectares bevinden zich voor 70% (4697 ha) rondom H1-Ecoducten knelpunten. Voor 18% bevinden deze gebieden zich rondom de groep van 20 H2-Viaduct knelpunten en voor 10% rondom de groep van 44 H3-Grote Faunatunnel knelpunten. Dit betekent dat MJPO direct bijdraagt aan de instandhouding en het versterken van door mensen hooggewaardeerde natuur en draagt dus direct bij aan de beleving van nationaal hooggewaardeerde plekken.



Figuur 3.13: Knelpunten met hoge belevingswaarde ten opzichte van het aantal hectares met hoge belevingswaarde.

Men kan zich afvragen in hoeverre deze belevingstoename niet dubbel telt met de berekende natuurpuntenwinst. Voor goed interpreteerbare kosten baten analyses is het immers nodig om dubbeltelling te voorkomen. Hoewel belevingswaarde gekoppeld zou kunnen zijn aan biodiversiteitwaarde, zal de samenhang zeker niet 1-op-1 zijn (Davis et al., 2016). Tegelijkertijd zijn in het natuurbeleid er aparte doelen voor zowel verbetering van biodiversiteit (hier afgemeten aan natuurpunten) en de versterking tussen natuur en maatschappij (hier afgemeten aan hoogbeleefd areaal), en is uit dat perspectief ook aparte aandacht voor beide zaken gewenst.

3.6.2 Overige effecten – Aanrijdingen met dieren

Het goed bepalen van het effect van – verminderde – aanrijdingen vraagt een flinke extra onderzoeksinspanning, vanwege de in de methode geschetste complexiteit. Daarom hebben we concrete effectbepaling in dit onderzoek achterwege gelaten. In de resultaattabel hebben we aanrijdingen slechts als een Pro Memoriepost opgenomen. De omvang van de jaarlijkse schade is echter groot genoeg om nader onderzoek te rechtvaardigen. In annex 6 laten we voor het ecologiedeel zien waar het toekomstige onderzoek mee te maken krijgt qua databehoeft en interpretatie. Ook nader onderzoek naar de economische schade is dan vereist.

4 Eindresultaten (stap 7): Integratie van MJPO kosten en baten in MCKBA

4.1 Overzicht kosten en baten (informatie-rijke variant)

In tabel 4.1 zetten we de resultaten van deze MCKBA studie op een rij. Tabel 4.1 toont niet de meest compacte variant van de resultaten, die presenteren we in paragraaf 4.3. Hier richten we ons op de informatierijke vorm van de eindresultaten.

Bovenaan in tabel 4.1, in deel 1 van de MCKBA, zien we de geschatte maatschappelijke kosten van MJPO, waarbij we hier uitgaan van de 153 knelpunten waarvoor we ook de natuureffecten en belevingseffecten hebben bepaald. In totaal gaat het dan om euro 283 miljoen aan kosten voor 153 MJPO knelpunten. Hiervan neemt de groep H1-Ecoduct, dus de 26 knelpunten waarbij een ecoduct hiërarchisch de hoogst genomen maatregel is, het grootste deel van de kosten in beslag. Deze 26 knelpunten nemen 194 miljoen euro van de 283 miljoen aan kosten voor hun rekening: oftewel 69% van de kosten. De knelpuntenhiërarchiegroepen H4-Kleine faunatunnels en H3-Grote faunatunnels hebben geschatte maatschappelijke kosten van respectievelijk 36 miljoen en 33 miljoen euro. De overige 19 miljoen aan kosten komt van hiërarchiegroep H2-Viaduct (16 miljoen) en H5-Overig Klein (3 miljoen).

De natuureffecten zijn op drie manieren bepaald en deel 2 van de tabel heeft daarom drie onderdelen. De eerste aanpak ‘Gebruik verbindingen’ toont het gebruik van de verschillende verbindingen waarvoor monitoringsgegevens beschikbaar waren. De monitoring van gebruik is echter heel bescheiden gebleken; bij 13% van de knelpunten en bij 6% van de maatregelen is van enige monitoring sprake geweest. In de tabel richten we ons op negen case studies waarbij individueel benoemde doelsoorten genoemd waren. De vraag is dan in hoeverre is uit de beperkte monitoring gebleken dat verschillende knelpuntenhiërarchiegroepen worden gebruikt door de soorten die daarvoor stonden gespecificeerd. Ecoducten blijken het uit de data relatief goed te doen: 62% van de vooraf gespecificeerde doelsoorten maakt ook feitelijk gebruik van de nieuwe verbinding. Bij de andere groepen is het gebruik veel bescheidener. Belangrijk hierbij te vermelden is dat de case studie benadering niet primair tot doel had de effectiviteit te kwantificeren. De belangrijkste lessen uit de case studies zijn kwalitatief. Belangrijke conclusie is dat de effectiviteit van de voorziening sterk context afhankelijk is en dat de hoeveelheid aanwezige natuur in de omgeving en de geschiktheid van die natuur voor de doelsoorten een belangrijke rol speelt waarbij ontsnipperende maatregelen in de directe omgeving ook van belang zijn. Daarnaast zijn ook de dimensionering en inrichting van de voorziening en het beheer en onderhoud essentieel voor effectiviteit.

De tweede aanpak om natuureffecten te bepalen wordt in de tabel getoond als ‘Natuurpuntenwinst – verminderen barrières’. De natuurpunten zijn hierbij bepaald voor 41 knelpunten, doormiddel van de SWECO natuurpuntencalculator in combinatie met bijna 400.000 soortwaarnemingen uit de NDFF databank. We zien een totale natuurwinst van 608 natuurpunten. 63% van deze natuurpuntenwinst wordt bereikt door de H1-Ecoducten groep met daarin 13 knelpunten waarbij een ecoduct is

gerealiseerd. De groep H3-Grote faunatunnels nemen 175 natuurpunten (29%) voor hun rekening. De groep H2-viaducten is verantwoordelijk voor 53 natuurpunten (9%). Het aantal geanalyseerde knelpunten is hier aanzienlijk groter dan bij de case studies, maar met 41 veel geringer dan de 153 van de derde aanpak. De reden voor dit geringere aantal is dat er voldoende waarnemingen voor en na de aanleg beschikbaar moesten zijn om enigszins betrouwbare uitkomsten te genereren (5 jaar voor en 5 jaar na realisatie), terwijl daarnaast de NDFF database opbouw met waarnemingen in gepaarde kilometerhokken niet geschikt is voor effectbepaling voor de groepen H4-Kleine faunatunnel en H5-Overig klein.

De derde aanpak om natuureffecten te bepalen wordt in de tabel getoond als ‘Natuurpuntenwinst – lange termijn voortbestaan populaties’. De natuurpunten zijn hierbij bepaald voor 153 knelpunten, doormiddel van de MetaNatuurPlanner van WUR en PBL in combinatie met expertinschattingen per knelpunt over potentieel profiterende soorten (Van der Grift et al., 2009). De aanpak is gericht op lange termijn voortbestaan van populaties omdat ze rekening houdt met de minimale kritische omvang van populaties en hun ruimtelijke eisen om te kunnen voortbestaan. Effecten zijn ingeschat voor alle vijf hiërarchiegroepen van knelpunten. In totaal is de natuurpuntenwinst volgens deze meest omvattende methode geschat op bijna 1800 natuurpunten. De resultaten laten zien dat het grootste deel (60%) van de natuurpuntenwinst wordt veroorzaakt door de hiërarchische groep van Ecoducten (H1). De 26 knelpunten in deze groep veroorzaken 1074 natuurpunten. De groep H3-Grote faunatunnels, met daarin 44 knelpunten, is verantwoordelijk voor 427 natuurpunten, oftewel 24% van de natuurpuntenwinst.

Tabel 4.1: MCKBA-overzicht maatschappelijke kosten en baten van MJPO.

MCKBA - MJPO							
Totaal			Knelpuntenhiërarchiegroepen:				
			H1-Ecoduct	H2-Viaduct	H3-Grote faunatunnel	H4-Kleine faunatunnel	H5-Overig klein
Deel 1	Totale kosten (Euro mln)	283	194	16	33	36	3
	aandeel	100%	69%	6%	12%	13%	1%
	aantal knelpunten	(n=153)	(n=26)	(n=20)	(n=44)	(n=56)	(n=7)
Deel 2	Natuureffecten:						
	1 Gebruik verbindingen						
	Case studies (aandeel gespecificeerde doelsoorten dat verbinding gebruikt)						
			62%	20%	7%	0%	
	aantal knelpunten	(n=9)	(n=2)	(n=2)	(n=2)	(n=1)	
	2 Natuurpuntenwinst - verminderen barrières						
	NDFF waarnemingen + SWECO						
		608	380	53	175		
	Natuurpunten calculator**						
	aandeel	100%	63%	9%	29%		
	aantal knelpunten	(n=41)	(n=13)	(n=6)	(n=22)		
	3 Natuurpuntenwinst - lange termijn voortbestaan populaties						
	Model inschatting Natuurpunten (MetaNatuurPlanner) + Van der Grift*						
		1794	1074	195	427	95	4
	aandeel	100%	60%	11%	24%	5%	0%
	minimum	860	597	63	199	45	2
	maximum	2530	1550	326	654	145	5
	aantal knelpunten	(n=153)	(n=26)	(n=20)	(n=44)	(n=56)	(n=7)
Deel 3	Kosteneffectiviteit o.b.v. Totale Kosten en Natuurpuntenwinst - lange termijn voortbestaan						
	Natuurpunt / Euro mln	6,3	5,5	11,9	12,7	2,7	1,0
Deel 4	Beleving (ha hoogbeleefd in geïnvesteerd)						
		6674	4697	1216	677	59	25
	aandeel	100%	70%	18%	10%	1%	0%
	aantal knelpunten	(n=153)	(n=26)	(n=20)	(n=44)	(n=56)	(n=7)
	Wildaanrijdingen	P.M.					

* / ** Oppervlakte basis van MNP en SWECO is ongelijk

In de MCKBA aanpak is het berekenen van kosteneffectiviteitsratio's een belangrijk element en Deel 3 van tabel 4.1 toont daarvan het resultaat. We maken daarbij gebruik van de 'Totale kosten' regel uit deel 1 van de tabel en de derde natuureffect bepaling uit deel 2 van de tabel: de 'Natuurpuntenwinst – lange termijn voortbestaan populaties'. De getoonde getallen geven antwoord op de vraag: hoeveel natuurwinst is er gerealiseerd voor hoeveel maatschappelijke kosten? Gemiddeld over alle meegenomen knelpunten wordt er met 1 miljoen euro 6,3 natuurpunt gerealiseerd. We zien ook dat de hiërarchiegroep H3-Grote faunatunnel qua kosteneffectiviteit goed scoort met bijna 13 natuurpunten per miljoen euro, op de voet gevolgd door de groep H2-Viaduct (11,9/miljoen euro). De groepen H3-Grote faunatunnel en H2-Viaduct lijken daarmee ruim twee keer zo kosteneffectief als de groep ecoducten (5,5 natuurpunt per miljoen euro)

In deel 4 van de MCKBA tabel tonen we onderaan het Pro Memorie opgenomen effect Wildaanrijdingen, waar nader onderzoek vereist is. Hier tonen we ook de in ons onderzoek wel geanalyseerde effecten qua beleving. Bij de beleving is gemeten in hoeverre er overlap is tussen de gebieden waar MJPO de natuurwaarde versterkt en die gebieden die op nationale schaal qua beleving heel hoog worden gewaardeerd. Het geeft dus antwoord op de vraag in hoeverre MJPO via haar natuurversterkend effect investeert in gebieden met nationaal een hoge natuurbelevingswaarde; in hoeverre MJPO natuur versterkt in gebieden die mensen op nationale schaal qua beleving heel aantrekkelijk vinden. In totaal heeft MJPO in 6674 qua beleving hooggewaardeerde hectares de natuurwaarde versterkt. Die hoog-beleefde hectares bevinden zich voor 70% (4697 ha) rondom H1-Ecoducten knelpunten. Voor 18% bevinden deze gebieden zich rondom de groep van 20 Viaductknelpunten en voor 10% rondom de groep van 44 Grote Faunatunnel knelpunten.

4.2 Synthese van de triangulatie

In de tabel hierboven hebben we gezien dat er op drie manieren natuureffecten zijn bepaald. Deze drie manieren hebben alle drie een net andere insteek: net een andere vraag die wordt beantwoord qua natuureffect. Maar er is uiteraard ook samenhang tussen de drie methoden. Het is moeilijk voor te stellen dat een verbinding die niet wordt gebruikt (de focus van de case studies methode) wel zal leiden tot verminderde barrièrewerking (de focus van de NDFF/Sweco benadering) of versterkt lange termijn voortbestaan (de focus van de MNP benadering). We zien in de resultaten van alle drie methoden samen veel aanwijzingen dat de ecoducten van alle vijf groepen in absolute zin een sterk positief natuureffect hebben: ze worden veel gebruikt volgens monitoring, er blijkt uit observaties dat de barrièrewerking wordt geslecht en ook het lange termijn voortbestaan van populaties wordt in grote mate gestuwd. Uit de case studies wordt niet de relatief belangrijke scores van H3 – Grote faunatunnels bevestigd, die wel uit de andere twee methoden naar voren komt.

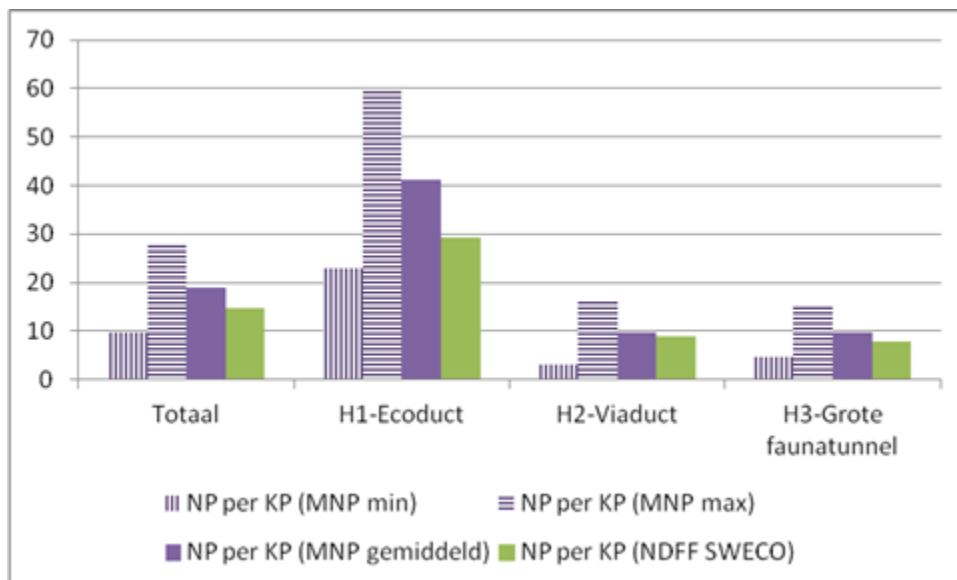
De twee natuurpuntenbenaderingen vergeleken

Deze MCKBA heeft ook een methodisch doel, om te proberen de natuurpuntenbenadering als effectbepalingsmethode voor dit type ingrepen verder te brengen zodat ze ook in andere 'settings' kan worden toegepast. Daarom is het extra belangrijk om te kijken hoe de twee natuurpuntenscores die in dit onderzoek zijn berekend zich tot elkaar verhouden. Bij de vergelijking van de twee natuurpuntenresultaten uit de MCKBA overzichtstabel proberen we daarom de resultaten zo vergelijkbaar mogelijk te maken. De twee methoden hanteren niet hetzelfde aantal knelpunten: zo zijn er 13 H1-Ecoduct knelpunten meegenomen bij de NDFF/SWECO benadering en 26 bij de MNP benadering. Door te kijken naar de natuurpunten per knelpunt kunnen we corrigeren voor dit effect. Verder is de hectare grondslag van beide methoden van belang. Een natuurpunt heeft een hectare als basis; omdat het een ecologisch gewogen hectare is. Dat wil zeggen: één hectare met 100% kwaliteit en een bedreigingsweging van 1 is 1 natuurpunt, en vier hectares met een 50% kwaliteit en 0,5 bedreigingsweging geeft ook 1 natuurpunt. Van evident belang voor de absolute scores is dan met hoeveel hectares is gerekend en hoe de scores van de twee methodes eruit zien als we ze zo vergelijkbaar mogelijk maken.

Daarom kijken we hieronder naar twee aspecten. Ten eerste de absolute score per knelpunt van de verschillende hiërarchische groepen, ten opzichte van elkaar bij de twee methoden. Ten tweede vergelijken we de grondslag hectares voor de twee berekeningen.

De scores per knelpunt bij beide methoden

Figuur 4.1 toont de scores van MNP en NDFF/SWECO in het groen in vergelijking met de MNP scores in het paars. Hierbij is voor de MNP scores niet alleen de donker gekleurde gemiddelde score zichtbaar, maar ook de minimum en maximum scores die de basis vormen voor de gemiddelde score.



Figuur 4.1: Verkenning uitkomsten MNP versus NDFF/SWECO.

Deze resultaten per knelpunt laten zien dat de twee methoden belangrijk overeenkomen omdat de drie effen paarse balken qua relatieve hoogte sterk lijken op het patroon van de drie effen groene balken. Ook lag het in de lijn der verwachting dat de NDFF/SWECO benadering tussen de minimum en maximum score van MNP in zou liggen, wat bevestigd wordt door de grafiek. Immers, de NDFF/SWECO score kijkt naar gerealiseerde aanwezigheid en de MNP-minimum kijkt naar potentiële aanwezigheid van duurzame populaties, wat in het algemeen een lager getal zal zijn. Terwijl de MNP-maximum in combinatie met de expert schatting van Van der Grift et al. kijkt naar potentiële aanwezigheid, wat in het algemeen een hoger getal zal zijn dan wat er nu feitelijk voorkomt.

De grondslag hectares

In de berekeningen van SWECO met NDFF data via de natuarpuntencalculator wordt gerekend met in totaal 35299 hectare aan natuur als hectare grondslag voor de natuarpuntenwinst berekening. Dit is de natuur die ligt binnen de acht kilometerhokken per knelpunt zoals geschetst in de methode paragraaf 2.4. Dit aantal hectares is minder dan de 45433 die in de MNP berekeningen worden gebruikt. Hiervoor zijn verschillende redenen. Als we uitgaan van de 2 kilometer buffer uit paragraaf 2.1 dan rekent SWECO met 4 vierkanten aan beide kanten terwijl er wel 6 aan beide kanten in een buffer van 2 kilometer kunnen, dus SWECO rekent met circa tweederde natuur minder dan MNP zou doen in een buffer van 2 kilometer. Maar MNP rekent niet alleen met 2 kilometer buffers (en 500 meter buffers) maar ook met de dissolve techniek waarbij wolken rondom knelpunten ontstaan. Als we enkel een hectare correctie toepassen dan kunnen we zien dat de SWECO score redelijk dichtbij de minimale MNP score komt: 608 voor SWECO en 705 voor de MNP minimum inschatting. Daarnaast gebruikt SWECO deels ook andere natuur dan de MetaNatuurPlanner. SWECO rekent niet alleen natuarpunten uit voor natuur (NNN) gronden, zoals MNP doet. De NDFF/SWECO benadering berekent voor een deel ook natuarpunten voor cultuurland. Van de 35299 hectare is 14734 hectare NNN grond. Omdat op natuurgrond meer natuur zit dan op cultuurgrond zijn de MNP hectares 'zwaarder' qua natuurwaarde/natuarpunten: immers alle hectares zijn natuur. Dit betekent dat het ook logisch is dat de MNP score hoger is dan de NDFF/SWECO score.

Al met al leidt dit ertoe dat we kunnen stellen dat de twee kwantitatieve natuarpunten berekeningen van MNP en NDFF/SWECO elkaar bevestigen. De verschillen tussen de twee kwantitatieve scores qua totale absolute scores liggen dichtbij elkaar en de resterende verschillen zijn goed te begrijpen uit de verschillende aanpak en de opbouw van de onderlinge scores per type knelpunt, dat wil zeggen H1-Ecoducten versus H2 en H3 vertonen hetzelfde beeld qua relatieve scores.

Omdat de MNP berekeningen breder werken: meer knelpunten (153 in plaats van 41) en vijf typen knelpuntengroepen in plaats van drie gaan we hieronder, in de compacte weergave van de resultaten, uit van de MNP scores.

4.3 Overzicht kosten en baten (compacte variant)

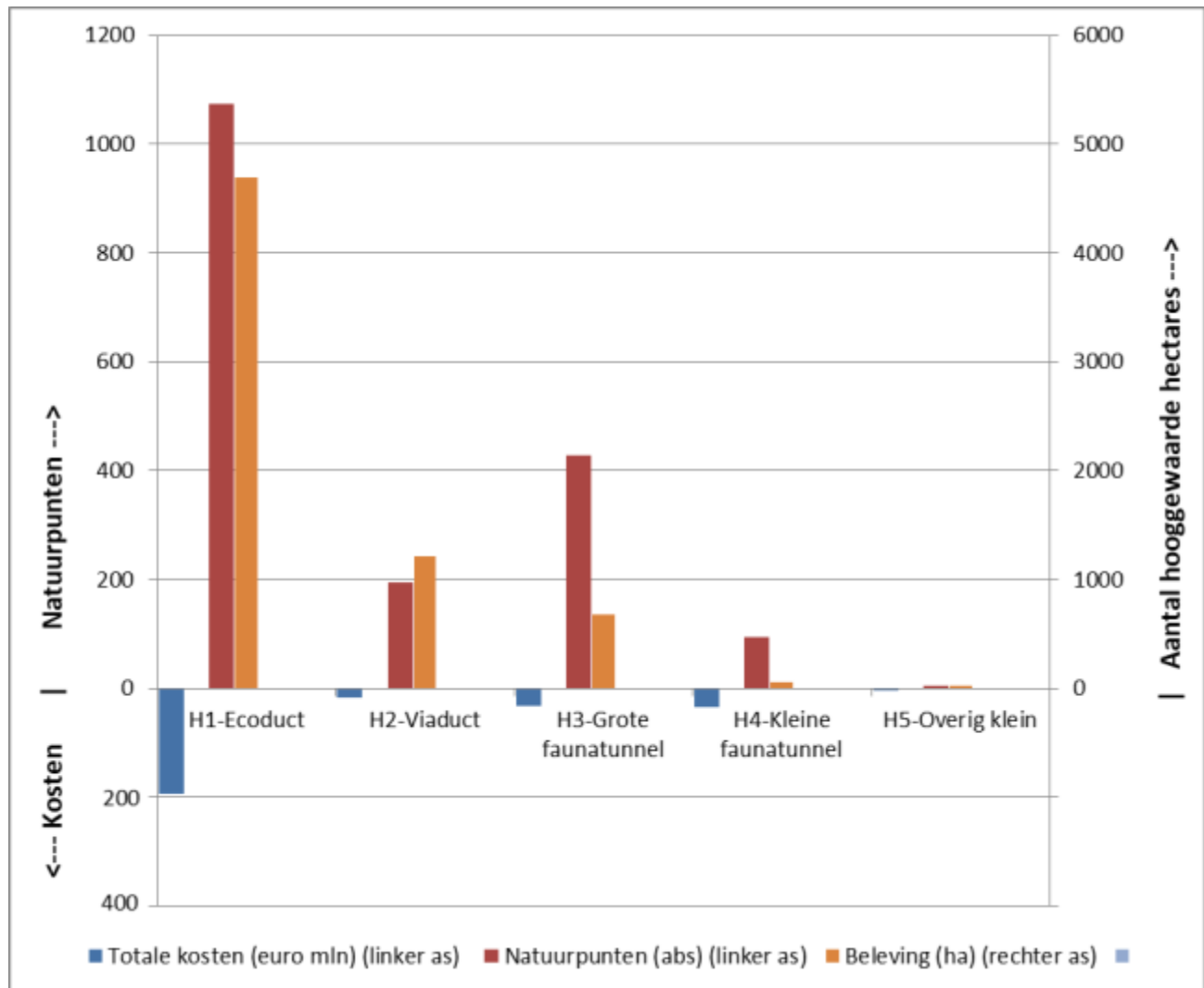
De MCKBA probeert net als elke evaluatiemethode om de resultaten zo compact mogelijk weer te geven. Er is hierbij altijd een uitruil tussen informatierijkheid en compactheid van de weergave. In de overzichtstabel hierboven hebben we de resultaten laten zien met relatief grote informatierijkheid: met meerdere methoden voor het natuureffect, inclusief minimum en maximum schatting. In deze laatste paragraaf tonen we de uiterst compacte weergave van de resultaten. We hanteren daarbij de gemiddelde MNP schattingen voor het natuureffect. In de tabel tonen we de totale kosten, de natuurlpunten, de natuurlpunten per miljoen euro en de beleving.

We zien de prominente rol van de ecoducten, die verantwoordelijk zijn voor in absolute zin de meeste kosten en de meeste natuurwinst. We zien de gunstige kosteneffectiviteit van de Grote faunatunnel groep en de Viaduct groep en we zien dat Ecoducten en Viaducten goed meekoppelen met beleving, maar dat dat bij de groep grote faunatunnel minder het geval is. De bijdrage van de H4 en H5 groepen is bescheiden op alle fronten.

Tabel 4.2: MCKBA overzicht van kosten, natuurlpunten en belevingswaarde per knelpuntenhiërarchiegroep MJPO (compact overzicht).

MCKBA - MJPO (compact)								
			Totaal	H1-Ecoduct	H2-Viaduct	H3-Grote faunatunnel	H4-Kleine faunatunnel	H5-Overig klein
Deel 1	Totale kosten (euro mln)		283	194	16	33	36	3
Deel 2	Natuurlpunten (abs)		1794	1074	195	427	95	4
Deel 3	Kosteneffectiviteit (Natuurlpunt / mln Euro)		6.3	5.5	11.9	12.7	2.7	1.0
Deel 4	Beleving (ha hoogbeleeft in geïnvesteerd)		6674	4697	1216	677	59	25

In de figuur hieronder tonen we enkel de scores voor de vijf hiërarchische groepen knelpunten. Daarmee maken we zichtbaar dat de groep van ecoducten de meeste kosten met zich meebrengen, maar ook veel natuurwinst brengen en daarbij relatief veel in gebieden met hoge belevingswaarde. De groep van grote faunatunnels brengt met veel minder maatschappelijke kosten ook aanzienlijke natuurwinst. De bijdrage betreft echter in veel mindere mate gebieden met een hoge belevingswaarde. De groep viaducten bereikt ook met relatief weinig kosten serieuze natuurwinst en bereikt ook relatief veel hoogbeleeftde hectares.



Figuur 4.2: Kosten, natuurpunten en belevingswaarde per MJPO knelpuntenhiërarchiegroep.

5 Discussie

5.1 De resultaten van MJPO in perspectief

In dit rapport hebben we een analyse gemaakt van de maatschappelijke kosten en baten van het MJPO. Reeds in de introductie (paragraaf 1.3.1) hebben we vastgesteld dat het MJPO grotendeels (94% in 2018) heeft gerealiseerd wat haar primaire doel was: het realiseren van betere ecologische verbondenheid door het ontsnipperen van 178 knelpunten met behulp van 500+ maatregelen. Na gedetailleerd onderzoek in dit rapport is er nader zicht ontstaan op de omvang van de belangrijkste maatschappelijke kosten en baten van het MJPO. De belangrijkste resultaten hebben we in hoofdstuk 3 gepresenteerd. In dit hoofdstuk willen we deze resultaten nader interpreteren en bediscussiëren. Wat is de betekenis van onze resultaten, welke methodische lessen kunnen we trekken en welke aanbevelingen volgen uit onze bevindingen?

5.2 De betekenis van de MJPO resultaten

5.2.1 Hoe scoort MJPO ten opzichte van de verwachtingen?

In hoofdstuk 1 hebben we op basis van bestaande, deels conceptuele, kennis, de volgende verwachtingen geformuleerd:

- a) Maatregelen die areaal natuurgebied vergroten en bestaande natuur beter verbinden leveren beide natuurwinst op en kosten beide geld. De verwachting is dat de kosteneffectiviteit (verhouding natuurwinst per euro) van extra natuurareaal gunstiger is dan die van extra connectiviteit.
- b) De kosteneffectiviteit en praktische inzetbaarheid zijn naar verwachting sterk contextafhankelijk
- c) Maatregelen die inzetten op het verbeteren van connectiviteit van grotere kwalitatief betere natuurgebieden, zullen meer effect hebben dan maatregelen gericht op connectiviteit tussen kleinere, verspreide natuur met lage kwaliteit
- d) Maatregelen die inzetten op het verbeteren van connectiviteit tussen plekken met dezelfde natuurlijk habitat zullen een groter effect hebben dan maatregelen die inzetten op verbetering van ongelijksoortige gebieden
- e) Maatregelen die inzetten op het verbeteren van connectiviteit richten zich waarschijnlijk vooral op een specifieke groep van soorten (waarschijnlijk de meer algemenere barrièregevoelige landdieren) en niet noodzakelijk de zeldzamere doelsoorten

Ad a) Deze verwachting bespreken we meer uitgebreid in de volgende sub-paragraaf, waarbij we expliciet de vergelijking maken met maatregelen die in de evaluatie van het Natuurpact door PBL en WUR zijn bekeken. Als we ons beperken tot een vergelijking tussen de hiërarchische groepen van MJPO maatregelen dan kunnen we bevestigen dat door het nemen van MJPO maatregelen natuurwinst optreedt. Uit de vergelijking van de kosteneffectiviteit tussen ecoducten (waar connectiviteit en leefgebied toenemen) en grote faunatunnels (waar alleen connectiviteit toeneemt) blijkt echter niet dat

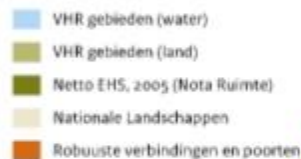
een aanpak gericht op vergroting leefgebied kosten-effectiever is. Dit omdat de kosten van grote faunatunnels dermate veel lager zijn dan die van ecoducten.

Ad b, c en d) De natuurwinst door de ecoducten, zeker wanneer die gelegen is midden tussen de natuur, is groot, wat de tweede verwachting (b) bevestigt. Zie ook figuur 5.1, die laat zien wat de potentiële omvang is van de natuurlandwinst met als achtergrond de Nederlandse natuurgebieden. Duidelijk zichtbaar is dat MJPO maatregelen in en rond grote natuurgebieden (zoals de duinen, de Utrechtse heuvelrug en de Veluwe) een relatief grote winst in natuurland kunnen hebben. Maatregelen in kleinere gebieden hebben veelal een lagere potentiële winst.

Verandering natuurlandpunten

Gemiddelde min en max varianten

Som van Verandering in Natuurlandpunten



Figuur 5.1: MNP inschattingen van de omvang van de natuurlandwinst per knelpunt.

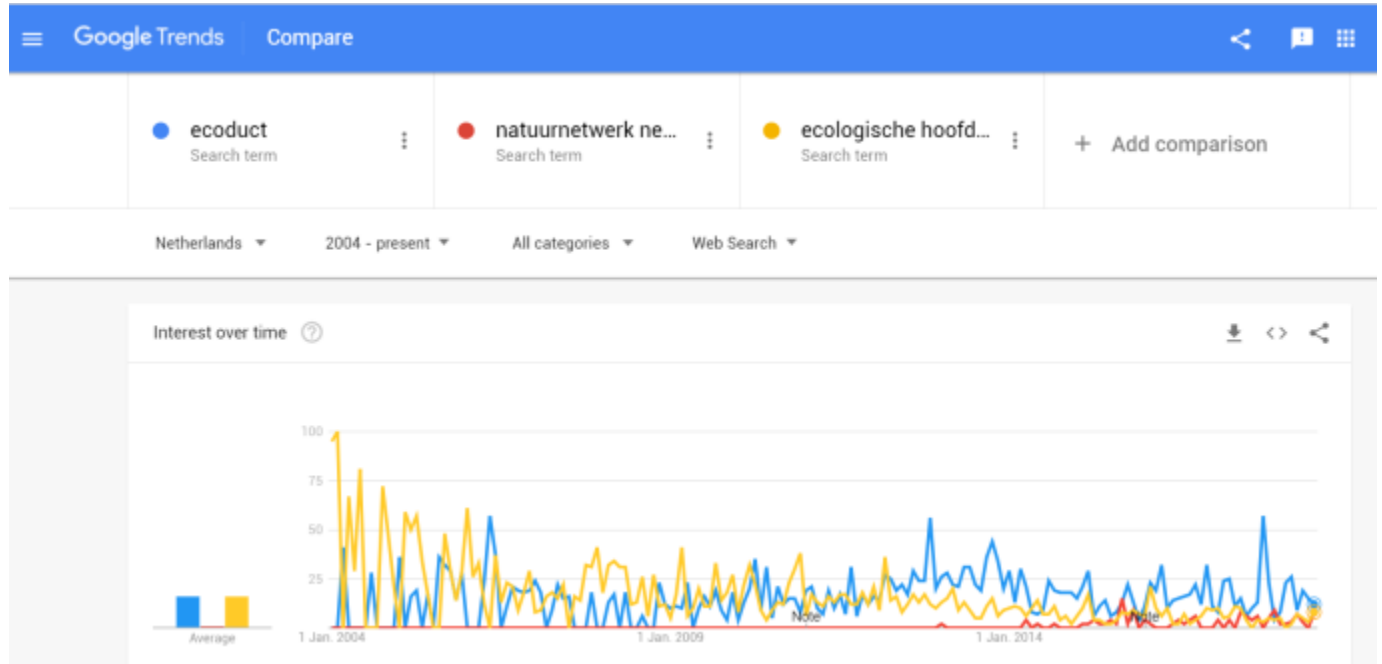
De derde verwachting (c) is bevestigd in de ecologische studies doordat de ecoducten qua omvang van de natuureffecten goed scoren. Analyses van verspreidingsdata (NDFF) laten daarnaast zien dat effectiviteit van verschillende maatregelen toeneemt als gebieden die verbonden worden een hoge begin kwaliteit/natuurwaarde hebben. De laatste verwachting (e) is in ieder geval in de casestudies wel enigszins bevestigd (met de huiskat als tell-tale-symbool, die wel van de verbindingen gebruik maakt, maar geen zeldzame doelsoort is), maar zeker niet als dominante uitkomst. De andere benaderingen hebben laten zien dat de werking voor barrièregevoelige soorten er ook zeker is en met name ecoducten hebben wel degelijk sterke effecten voor specifieke barrièregevoelige doelsoorten.

5.2.2 De mee-koppeling qua impact van beleving

Eerder zagen we dat MJPO qua ecologie drie doelen nastreeft: afname sterfte, afname barrièrewerking en toename levensvatbaarheid¹³. In deze studie hebben we laten zien in hoeverre MJPO maatregelen bijdragen aan de laatste twee ecologische doelstellingen. Een voor sommigen wellicht onverwachte maar belangwekkende uitkomst van deze studie is dat er bij de ecologie gerichte MJPO investeringen, een sterke mee-koppeling qua impact is geweest met de beleving. Niet als expliciet beleidsdoel, want versterking van beleving was geen primair doel van MJPO, behalve waar recreatief medegebruik aan de orde was. Maar uit dit onderzoek is gebleken dat MJPO ook die natuur heeft versterkt die op nationale schaal qua beleving hoog gewaardeerd wordt. Dit, zo kan men beargumenteren, versterkt het maatschappelijke rendement van met name ecoducten. Immers, ecoducten leveren veel natuur, maar kosten ook veel geld en ten opzichte van bijvoorbeeld grote faunatunnels is die verhouding relatief ongunstig, maar de groep 'Grote faunatunnels' heeft niet een vergelijkbaar sterk effect op beleving.

In dit onderzoek is niet expliciet gemeten in hoeverre ecoducten zelf ook expliciet de belevingswaarde verhogen, ofwel omdat een nieuwe recreatieve verbinding is ontstaan, ofwel omdat mensen het positief waarderen als ze over de snelweg rijden. Dergelijk gericht belevingsonderzoek kan echter wel waardevol zijn. Ecoducten zijn immers zeer zichtbare natuurherstelmaatregelen en zijn vanuit die optiek mogelijk relevant als iconen van natuurbesluit.

¹³ 'Leidraad faunavoorzieningen bij infrastructuur' 2013, p 93. En 'Actualisering doelsoorten en doelen Meerjarenprogramma Ontsnippering'. Van der Grift et al. 2009, p8.



Figuur 5.2: De frequentie van drie zoektermen: ‘Ecologische Hoofdstructuur’(geel), ‘Natuurnetwerk Nederland’(rood) en ‘Ecoduct’(blauw) in Google Trends, 2004-2018.

Ter illustratie van deze mogelijke waarde tonen wij in figuur 5.2 een vergelijking vanuit Google Trends. Met Google Trends kan men nagaan welke zoektermen binnen de Google zoekmachine in welke mate en verhouding worden gebruikt. We vergelijken drie zoektermen: ‘Ecologische Hoofdstructuur’, ‘Natuurnetwerk Nederland’ en ‘Ecoduct’. We tonen de resultaten voor zoektermen vanuit Nederland, vanaf 2004 tot aan 2018. We zien de gele lijn van de Ecologische Hoofdstructuur domineren aan het begin en langzaam aan uitdoven in recente jaren. We zien een opkomst van de rode lijn van het Nationale Natuurnetwerk vanaf 2014. Maar vanaf 2012 is ‘Ecoduct’ duidelijk een dominantere zoekterm dan zowel Ecologische Hoofdstructuur als Natuurnetwerk Nederland. Dit is uiteraard maar een illustratie, maar het toont wel de herkenbaarheid en zichtbaarheid van ecoducten.

5.2.3 De kosteneffectiviteit van MJPO ten opzichte van Natuurpact maatregelen

In paragraaf 3.5.2 zagen we dat de kosteneffectiviteit van MJPO maatregelen bescheiden is ten opzichte van de Natuurpact maatregelen, al liggen ze wel in dezelfde orde van grootte als de verwervingsmaatregelen binnen het Natuurpact. De bescheiden score is er vooral in vergelijking met anti-verdroging en tijdelijk herstelbeheer: 6,3 natuurlandpunt per miljoen euro van MJPO tegenover 42,7 voor anti-verdroging en herstel. Ten opzichte van verwervings- en inrichtingsmaatregelen is de kosteneffectiviteit van MJPO ook ongunstig, maar van een andere orde. Aankoop en inrichting heeft een kosteneffectiviteit van 13,3 natuurlandpunt per miljoen. Van belang is hierbij in het oog te houden dat de vergelijkende Natuurpact maatregelen qua benodigd budget van een geheel andere grootte zijn:

respectievelijk 3,1 miljard voor verwerving en inrichting en 1,4 miljard voor anti-verdroging en herstel tegenover 0,29 miljard voor MJPO.

De relatief beperkte efficiëntie van verbindende maatregelen is in lijn met wetenschappelijke literatuur. Zo zagen we eerder in de introductie al dat in Engeland de prioriteiten voor effectief natuurbehoud als volgt worden gerangschikt: bestaande gebieden beter beheren om kwaliteit te verbeteren → grotere gebieden aanleggen → meer gebieden aanleggen → verbeteren van verbinding tussen bestaande gebieden (Lawton et al., 2012; Ovaskainen, 2012). Deze resultaten vragen echter de nodige nuance. Hieronder gaan we daar nader op in.

Effectiviteit van maatregelen is afhankelijk van regulier onderhoud en natuurbeheer

Uit de case studies is duidelijk geworden dat de effectiviteit van MJPO maatregelen sterk afhankelijk is van onderhoud en beheer. Diezelfde conclusie trekt het PBL in de evaluatie van Natuurpact maatregelen. Ook voor maatregelen uit het Natuurpact om de natuurkwaliteit van het NNN te verhogen geldt dat het rendement afhankelijk is van het regulier beheer van de natuurgebieden uit het NNN. Met de kosten en baten van onderhoud en beheer is in deze studie geen rekening gehouden; dat beperkt uiteraard de reikwijdte van de conclusies.

Veel van de Nederlandse natuur wordt dan ook semi-natuurlijk of half-natuurlijk genoemd, dit omdat deze natuur zich dankzij mensen heeft ontwikkeld (Bal et al., 2001). Het gaat daarbij om bijvoorbeeld droge heiden, hooilanden en blauwe graslanden. Om dergelijke internationaal gewaardeerde natuur met hun soorten te behouden en/of te versterken zijn activiteiten nodig in de vorm van regulier natuurbeheer (Wiertz et al., 2013). Zonder begrazing of maaien zullen dergelijke systemen namelijk verbossen. Dat geldt zeker in de relatief kleine en gefragmenteerde Nederlandse natuurgebieden alwaar natuurlijke processen die verbossing tegen kunnen gaan (zoals branden, verstuing, erosie, natuurlijke begrazing et cetera), ontbreken. In kleinere gebieden zal men in het reguliere beheer kappen, maaien of beweiden om de beoogde vegetatiestructuur te handhaven en gestelde doelen op dat kleine oppervlak te maximaliseren. Gezien deze (en andere) context-afhankelijkheden is er geen absolute prioritering te geven.

Meer natuurwaarde door oppervlaktevergroting en ontsnippering

De huidige natuur in Nederland bestaat uit enkele zeer grote aaneengesloten gebieden en veel kleine gebiedjes. Een groot deel van de bos-, moeras- en heidegebieden zijn kleiner dan 10 hectare (Compendium voor de Leefomgeving). Grote natuurgebieden hebben over het algemeen relatief minder randzone en staan daardoor minder bloot aan negatieve externe invloeden. Zo is bijvoorbeeld de atmosferische depositie van stikstof lager in het centrum van natuurgebieden dan in de rand. Daarnaast bieden grote gebieden voor veel meer soorten kansen voor levensvatbare populaties dan kleine gebieden (Compendium voor de Leefomgeving). Andere voordelen zijn dat in grote gebieden natuurlijke

processen meer de ruimte krijgen en beter verlopen, ook zijn de beheerkosten per hectare in grote gebieden geringer dan in kleine gebieden (Balmford et al., 2003). Oppervlaktevergroting is derhalve op de langere termijn een zeer effectieve strategie om natuur duurzaam te behouden (Bakker, 2013).

Op basis van de theorie is ook duidelijk dat de effectiviteit van MJPO maatregelen sterk af kan hangen van de landschappelijke, lokale context. Zo is de verwachting dat MJPO maatregelen als ecoducten met name effectief zijn in de nabijheid van relatief grote gebieden. De MNP gebaseerde inschattingen laten dit ook zien. Hoe groter de gebieden waar de maatregel genomen wordt hoe hoger de natuurlandpuntenwinst. De analyse met NDFF/SWECO laat iets vergelijkbaars zien; de natuurlandpuntenwinst neemt toe wanneer gebieden met veel natuurlandpunten worden verbonden. Dit zullen vooral grote gebieden zijn, waar ook de condities goed zijn.

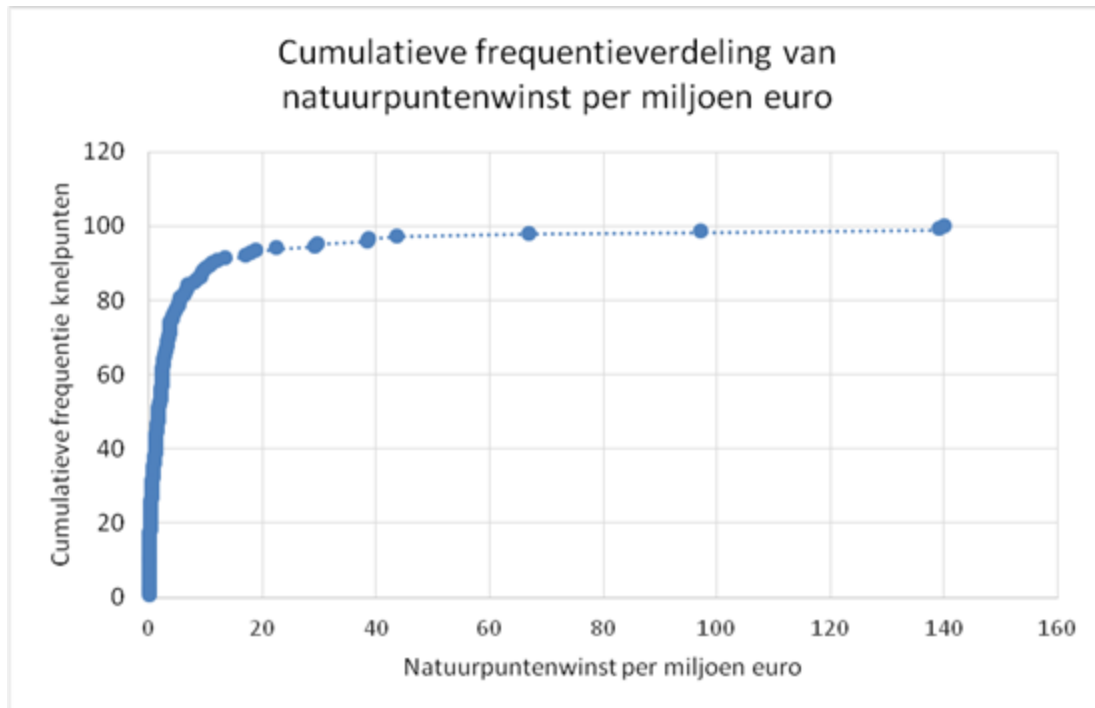
Vergroten of verbinden: een keuze die afhankelijk is van de lokale context en mogelijkheden

De theorie uit hoofdstuk 1 liet zien dat de kosten-effectiviteitsladder van mogelijke maatregelen ten behoeve natuurwinst verloopt van: verbeteren van bestaande gebieden, vergroten van bestaande gebieden tot verbinden van bestaande gebieden. De modelgegevens suggereren eenzelfde volgorde. Echter hierbij moet wel enige nuance worden aangebracht: niet elke maatregel is immers overal toepasbaar en niet elke maatregel werkt even snel. Zo zijn MJPO maatregelen relatief eenvoudig en snel ruimtelijk inpasbaar/realiseerbaar omdat de overheid grotere directe invloed en regie heeft dan bij bijvoorbeeld realiseren van natuur op landbouwgrond. Bovendien is realisatie vaak te combineren met uitvoering van andere maatregelen (zoals de aanleg of verbreding van een weg). Natuurontwikkeling door aankoop en inrichting van bijvoorbeeld gronden kost echter vaak veel meer tijd; tijd om geschikte gronden aan te kopen en tijd om aldaar de grond geschikt te maken en de beoogde natuur tot ontwikkeling te laten komen. Bovendien neemt de (her)ontwikkeling van bepaalde, meer kritische habitats op voormalige landbouwgronden vele tientallen jaren in beslag terwijl verbinding tussen bestaande gebieden relatief snel tot stand kan worden gebracht. Vooral in situaties waar populaties van weinig mobiele soorten geïsoleerd raken (en te klein zijn om levensvatbaar te zijn) kan een kwalitatief goede verbinding daarom toch opportuun zijn. Derhalve is de kosteneffectiviteit van oppervlaktevergroting als strategie afhankelijk van de tijdschaal waarop gekeken wordt en de praktische mogelijkheden van inzetbaarheid.

Variaties van effectiviteit

Binnen de verschillende categorieën van beleid bestaat ook nog veel variatie in effectiviteit. Zo laten Kros et al. (2016) zien dat bronmaatregelen voor het reduceren van stikstofdepositie op natuur weinig effectief zijn ten opzichte van hydrologische maatregelen. Daarbij zijn de kosten voor bronmaatregelen zoals het verplaatsen van agrarische stallen erg duur en hebben dergelijke maatregelen veelal alleen

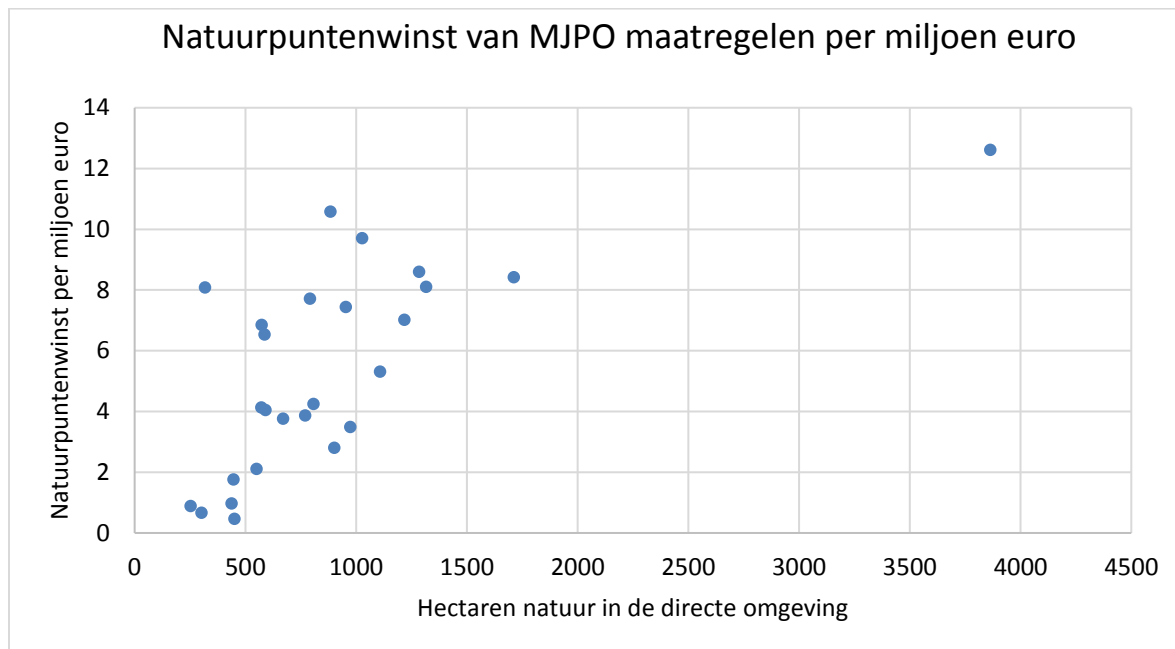
maar een lokaal effect in de directe omgeving. Ook binnen de groep van MJPO maatregelen is er een grote variatie in effectiviteit (zie hoofdstuk 4).



Figuur 5.2: De cumulatieve frequentieverdeling van natuarpuntenwinst van oplossing van MJPO knelpunten per miljoen euro. Ter vergelijking: de gemiddelde effectiviteit van Natuurpact maatregelen zijn respectievelijk bijna 13 en bijna 43 natuarpunten per miljoen euro.

De variatie in kosteneffectiviteit (natuarpuntenwinst per miljoen euro's) van getroffen MJPO maatregelen blijkt ook erg groot (zie bovenstaande verdeling); een groot aantal knelpunten heeft een kosteneffectiviteit kleiner dan 10 natuarpunten per miljoen euro en een beperkt aantal knelpunten met een zeer hoge kosteneffectiviteit. Met name grote faunatunnels scoren relatief hoog wat betreft kosteneffectiviteit.

De variatie in berekende natuarpunten blijkt voor een groot deel te verklaren te zijn door kenmerken van de locatie waar de maatregelen getroffen zijn, zoals de hoeveelheid natuur in de omgeving van de maatregel (zie figuur 5.3). Deze figuur laat zien dat bij toenemend areaal in de directe omgeving van knelpunten de effectiviteit per euro ook toeneemt. Dit effect is het sterkst bij knelpunten waarbij maatregelen van de hoogste categorie zijn betrokken (zie figuur 5.3).



Figuur 5.3: Natuurpuntenwinst van MJPO maatregelen per miljoen euro in afhankelijkheid van de oppervlakte natuur rond de geanalyseerde knelpunten.

De afhankelijkheid van het areaal aanwezig leefgebied lijkt ook logisch: bij verbinding van te kleine leefgebieden zou de levensvatbaarheid van het totaal ook beperkt kunnen blijven. In gevallen waarbij een of beide van de populaties na isolatie door barrières niet meer levensvatbaar is, zal het belang van ontsnipperende maatregelen toenemen. Bij verbinding van hele grote deelgebieden die beide afzonderlijk al groot genoeg zijn voor een levensvatbare populatie, zal het effect weer minder zijn.

Welke maatregelen uiteindelijk het meest kosteneffectief zijn blijft een complexe vraag. In het licht van het MJPO kan de redenering in relatie met Natuurpact ook omgedraaid worden; de (kosten-)effectiviteit van ontsnipperingsmaatregelen neemt toe naar mate meer maatregelen in het Natuurpact worden uitgevoerd in bestaande gebieden met hoge kwaliteitspotenties; en meer gebieden goede milieucondities krijgen. Dit beeld wordt ondersteund in de resultaten die laten zien dat de potentiële natuurwinst (MNP) vooral groot is in de grotere gebieden (Veluwe, Utrechtse heuvelrug) en relatief schone gebieden (duinen). Daarbij laat de MNP max-variant zien dat de potentiële winst van het MJPO programma veel groter is als er geen knelpunten meer spelen met beperkende condities in de omgeving (omvang leefgebied, verdroging, vermesting et cetera). Met andere woorden; een effectiever beleid op andere fronten (natuurpact of milieubeleid) zou de kosteneffectiviteit van MJPO-maatregelen aanzienlijk verbeteren.

Bovendien moet bij de complexe vraag naar de kosteneffectiviteit van verschillende beleidsopties niet alleen gekeken worden welke knelpunten de meeste impact hebben en welke oplossingen het

goedkoopst zijn, maar ook naar welke het meest eenvoudig uitvoerbaar zijn, ook in relatie met regie en invloed van de overheid die het beleid maakt, en waar draagvlak voor is in de regio. Zo kost, zoals eerder aangegeven, uitbreiding van leefgebieden veel meer tijd dan bijvoorbeeld aanleg van een faunapassage en is het uitvoeren van drastische herstelmaatregelen zoals bomenkap voor heideherstel een maatregel die vaak lokaal op kritiek stuit. Een algemene stelregel lijkt te zijn dat uit ecologisch oogpunt het belangrijk is dat er stabiele regionale netwerken gecreëerd moeten worden die verbonden zijn tot een nationaal en zelfs internationaal netwerk, zoals het Natura 2000 netwerk. Klimaatverandering kan de noodzaak daarvoor nog versterken, bijvoorbeeld fauna die zich naar koudere gebieden (moet kunnen) verspreiden. Vergroting en verbinding zijn beide opties die bijdragen aan een sterker netwerk. Daarnaast kunnen in bepaalde regio's netwerken gecreëerd worden door maatregelen in het landschap middels natuurinclusieve landbouw, waardoor ook landbouwgrond een belangrijker onderdeel van het natuurnetwerk kan zijn (Erisman et al., 2017).

De relatieve scores van MJPO ten opzichte van het Natuurpact kan in verband met inpasbaarheid en draagvlak ook in de bredere context van schaarse ruimte worden gezien. In Nederland is de ruimte schaars en is er doorlopend een sterke concurrentie om grond. De toenemende ruimtedruk vanwege verschillende toekomstige opgaven en ruimteclaims, niet alleen de stedelijke opgave, maar ook de energietransitie, en claims voor landbouw, water en klimaatadaptatie, concurreren met natuurclaims. Dit maakt natuurbeleid gericht op aankoop complex en traag. In stedelijk gebied leidt sterke competitie om grond onder andere tot hoogbouw en meervoudig ruimtegebruik zoals parkeergarages onder winkelcentra. Het MJPO doet iets vergelijkbaars, maar dan met natuur. In dat licht kan men dus ook de MJPO maatregelen zien: een zoektocht in een ruimtelijk intensief benut land naar een effectiever gebruik van schaarse ruimte door meervoudig ruimtegebruik¹⁴.

5.2.4 Lagere effectiviteit MJPO door aanpassing natuurbeleid

Het kabinet Rutte I (2010-2012) koos ervoor om de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) in een kleinere vorm te realiseren dan oorspronkelijk gepland. Een deel van de in de Nota Ruimte geplande nieuwe natuur is niet aangelegd. Onderdeel van deze herijking vormde ook het schrappen van de robuuste verbindingen (zie kaart in 4.1). Het 'wegstrep' van robuuste verbindingen met de bijbehorende ontsnipperende maatregelen zal naar verwachting betekenen dat niet alle doelen voor de EHS bereikt kunnen worden. Zo heeft onderzoek naar de effecten van ontsnipperende maatregelen bij Rijksinfrastructuur in de robuuste verbindingen van de Natte As – een aaneenschakeling van moerasgebieden tussen zuidwest- en noordoost-Nederland – laten zien dat deze maatregelen (1) voor mobiele diersoorten, zoals de otter, essentieel zijn om een levensvatbare populatie binnen onze landsgrenzen te creëren, (2) voor weinig tot matig mobiele soorten, zoals de waterspitsmuis en ringslang, essentieel zijn en (3) op veel plekken voor uiteenlopende soorten direct de bereikbaarheid van nieuwe leefgebieden vergroten. De herijking zal ook van invloed zijn op de in deze studie berekende (potentiele) natuurlandwinst. Immers, wanneer MJPO maatregelen genomen zijn in de buurt van

¹⁴ Overigens is het wel bijzonder om te zien dat in landen met een veel lagere bevolkingsdruk en meer natuur op grotere schaal met ecoducten is begonnen (bijvoorbeeld Zwitserland, Duitsland, tegenwoordig ook Frankrijk).

geschrapte plannen voor uitbreiding of robuuste verbindingen zal de effectiviteit verkleind zijn ten opzichte van het voorheen beoogde planpotentieel.

Literatuur

- Bakker, J.P. (2013). *Effectiviteit van natuurbeheer*. Centre for ecological and evolutionary Studies. Groningen: Rijksuniversiteit Groningen. https://www.rli.nl/sites/default/files/u61/jan_bakker_-_effectiviteit_van_natuurbeheer.pdf
- Bal, D., Beije, H. M., Fellingier, M., Haveman, R., Van Opstal, A. J. F. M., & Van Zadelhoff, F. J. (2001). *Handboek natuurdoeltypen; 2e geheel herz*
- Balmford, A., Gaston, K. J., Blyth, S., James, A., & Kapos, V. (2003). Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(3), 1046-1050.
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., & Weimer, D. L. (2017). *Cost-benefit analysis: concepts and practice*. Cambridge University Press.
- De Brabander (2014). Rapportage cameramonitoring ecoducten Suthwalda en Stiggeltie.
- Brandjes, G.J. & Smit, G.F.J. (1996). Oriënterend onderzoek naar het gebruik door fauna van het viaduct Mauritskamp over de A28. Rapport 96.63. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Brandjes, G.J., R. Eekelen, K. Krijgsveld & Smit, G.F.J. (2002). Het gebruik van faunabuizen onder rijkswegen; resultaten literatuur- en veldonderzoek. Ontsnipperingsreeks deel 43. Dienst weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- Brandjes, G.J. & Langendorff, O. (2004). Inventarisatie amfibieën in het Gooi. Rapportage 1998-2003. Poelenwerkgroep 't Gooi, Bussum.
- Brandjes, G.J., Van Vliet, F., Sips, H.J.J. & Van Beurden, R. (2006). Monitoring gebruik faunapassages Rijkswaterstaat Utrecht. Onderzoek boomarterbrug (A12) en Ecoduct Leusderheide (A28). Rapportnr. 06-145. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Brandjes, G.J., & Van Vliet, F. (2006). Monitoring gebruik faunapassages Rijkswaterstaat Utrecht. Onderzoek op 13 locaties langs rijkswegen A12, A27 en A28. Rapportnr 05-259. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Brandjes, G.J., Van der Velde, E. en Emond, D. (2007a). Monitoring ecoduct De Borkeld rijksweg A1, 2006-2007. rapport nr 07-137, Bureau Waardenburg bv, Culemborg
- Brandjes, G.J., Van Vliet, F. & Hoefsloot, G. (2007b). Monitoring faunapassages en inventarisatie ecologische zones bij de N297. Rapportnr. 06-271. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- BTL Advies BV (2011). Wildmonitoringsverslag 2011. Monitoring effecten Itek-reflectoren.

CBS, PBL, RIVM, WUR (2015). Index Natuur en Landschap (indicator 1544, versie 03 , 15 juli 2015).
www.clo.nl. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Den Haag; PBL Planbureau voor de Leefomgeving,
Den Haag; RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; en Wageningen University
and Research, Wageningen.

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.

Daams, M. N., Sijsma, F. J., & Van der Vlist, A. J. (2016). The Effect of Natural Space on Nearby Property
Prices: Accounting for Perceived Attractiveness. *Land Economics*, 92(3), 389-410. DOI:
10.3368/le.92.3.389

Davis, N., Daams, M., Sijsma, F. & Van Hinsberg, A. (2016), 'How deep is your love - of nature? A
psychological and spatial analysis of the depth of feelings towards Dutch nature areas' *Applied
Geography*, vol 77, pp. 38-48. DOI: 10.1016/j.apgeog.2016.09.012

EC (2011). Biodiversity Strategy. European Commission.
http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm

Emond, D & Van Vliet, F. (2008). Evaluatie tien faunapassages Zeeuws-Vlaanderen 2008. rapportnr. 08-
200. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2014a). Resultaten monitoring ecoduct Hoog Buurlo 2013. Onderdeel van 9
ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Rapportnr: 14045d. Bureau Waardenburg
bv, Culemborg

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2014b). Resultaten monitoring ecoduct Hulshorst 2013. Onderdeel van 9
ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Rapportnr: 1404b. Bureau Waardenburg
bv, Culemborg

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2014c). Resultaten monitoring ecoduct Petrea 2013. Onderdeel van 9
ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Rapportnr: 14045c. Bureau Waardenburg
bv, Culemborg

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2014d). Resultaten monitoring ecoduct Hulshorst 2013. Onderdeel van 9
ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Rapportnr: 14045b. Bureau Waardenburg
bv, Culemborg

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2014e). Resultaten monitoring ecoduct Nijverdal 2014. Onderdeel van 9
ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Rapportnr: 14045a. Bureau Waardenburg
bv, Culemborg

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2015a). Resultaten monitoring ecoduct J.P. Thijsse, 2014. Onderdeel van 9 ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Rapportnr: 14045d. Bureau Waardenburg bv, Culemborg

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2015b). Resultaten monitoring ecoduct Huis ter Heide, 2014. Onderdeel van de 9 ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Bureau Waardenburg Rapportnr. 14-045g. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Emond, D. & Brandjes, G.J. (2015c). Resultaten monitoring ecoduct Zwaluwenberg, 2014. Onderdeel van de 9 ecoducten op de Veluwe, Utrechtse en Sallandse Heuvelrug. Bureau Waardenburg Rapportnr. 14-045h. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Emond, D., Van Gogh, I., Driessen F.M.F. & Brandjes, G.J. (2016). Het gebruik van ecoducten op de Veluwe. Monitoring, onderzoeken en interviews uit de periode 1989 - 2016. Bureau Waardenburg Rapportnr. 16-117. Bureau Waardenburg, Culemborg/

Erismann, J.W., Van Eekeren, N., Van Doorn, A.,; Geertsema, W., Polman, N. (2017). Wageningen: Wageningen Environmental Research, Wageningen Environmental Research rapport 2821

Eycott, A.E., Watts, K., Brandt, G., Buyung-Ali, L.M., Bowler, D.E., Stewart, G.B. & Pullin, A.S. (2010) Which Matrix Features Affect Species Movement? Systematic Review no. 43. Collaboration for Environmental Evidence, Bangor, Wales. <http://www.environmentalevidence.org/SR43.html>, accessed October 2010.

EZ (2013), Natuurpact. Ontwikkeling en beheer van natuur in Nederland. Notitie ministerie van Economische Zaken, Den Haag: ministerie van Economische Zaken.

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.

Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J.R. & Beard, K.H. (2010) A MetaAnalytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology*, 24, 660– 668.

Hellendoorn J. C., (2001). Evaluatiemethoden ex ante - een introductie, SDU Uitgevers, Den Haag.

Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 148-152.

Kleinjan, S. (2015). Rapport monitoring gebruik faunapassages- De Wiericke, Kraaitmolensloot, Rietveldse Wetering en Hoogeveense Vaart.

Kros, J., Mol-Dijkstra, J.P., Wamelink, G.W.W., Reinds J, Van Hinsberg, A. & De Vries W. (2016). Modelling impacts of acid deposition and groundwater level on habitat quality and plant species diversity. *Ecol Process* (2016) 5: 22. <https://doi.org/10.1186/s13717-016-0066-0>

Lawton, J.H., Brotherton, P.N.M., Brown, V.K., Elphick, C., Fitter, A.H., Forshaw, J., Haddow, R.W., Hilborne, S., Leafe, R.N., Mace, G.M., Southgate, M.P., Sutherland, W.J., Tew, T.E., Varley, J., & Wynne, G.R. (2010). Making Space for Nature: a review of England's wildlife sites and ecological network. Report to Defra.

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.

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2018). MJPO Jaarverslag 2017. Geraadpleegd op 11-7-2018, van <http://www.mjpo.nl/nieuws-publicaties/publicaties/mjpo-publicaties/>

Mulder, J.I. (2014). Dassenbelangen langs de A27 tussen Utrecht en Eemnes. Grontmij Nederland Bv. Houten/ Bureau mulder-natuurlijk

Ottburg, F.G.W.A. & G.F.J., Smit (2000). Het gebruik door dieren van faunapassages van Directie Utrecht. Rapport 00-086. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Ovaskainen, O. (2012). Strategies for Improving Biodiversity Conservation in the Netherlands: Enlarging Conservation Areas vs. Constructing Ecological Corridors. An expert report submitted to the Dutch Council for the environment and infrastructure.

Ovaskainen, O. (2013). How to develop the nature conservation strategies for The Netherlands. *De Levende Natuur*, 114(2), 59-62.

PBL (2011). Herijking van de Ecologische Hoofdstructuur – Quick Scan van varianten. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

PBL (2014). Natuurpunten: kwantificering van effecten op natuurlijke ecosystemen en biodiversiteit in het Deltaprogramma. Van http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/PBL_2014_Natuurpunten_Achtergrondstudie_1263.pdf

PBL en WUR (2017), Lerende evaluatie van het Natuurpact. Naar nieuwe verbindingen tussen natuur, beleid en samenleving, Den Haag: PBL.

Peterman, P. A. M. (2014). Monitoren en inspectie kleine faunatunnels A73 Gelderland 2013-2014, onderzoek naar het functioneren van vijf kleine faunatunnels onder de A73 tussen km 95 en 98,2. Rapport 13-202B. EcoGroen Advies, Zwolle.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team (2018). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effect Models.

Pouwels, R., van Eupen, M., van Adrichem, M.H.C., de Knecht, B. and van der Grefte-van Rossum, J.G.M., 2016. MetaNatuurplanner v2. 0: status A (No. 64). Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen UR.

Pouwels, R., Wamelink, G.W.W., Van Adrichem, M.H.C., Jochem, R., Wegman, R.M.A., De Knegt, B. (2017) MetaNatuurplanner v4.0 - Status A: Toepassing voor Evaluatie Natuurpact, Wageningen: Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu WOt-technical report 110.

Provincie Gelderland (2006). Schetsboek ecoducten Veluwe. Begeidingscommissie Ecoducten Veluwe.

Reijnen, R., Van Hinsberg, A., Lammers, W., Sanders M. & Loonen, W. (2012). Optimising the Dutch national ecological network. Spatial and environmental conditions for a sustainable conservation of biodiversity. In: T. M. De Jong, R. Posthoorn & J. Dekker (eds). Landscape ecology, town and infrastructure.

R-Core-Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Sijtsma, F.J., (2006). Project evaluation, sustainability and accountability – Combining Cost-Benefit Analysis (CBA) and Multi-Criteria Analysis (MCA). PhD Thesis, University of Groningen. Stichting REG, nr 27. Groningen. <http://dissertations.ub.rug.nl/faculties/eco/2006/f.j.sytsma/>

Sijtsma, F.J., Van Hinsberg, A., Kruitwagen, S. & Dietz, F.J., (2009). Natuureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling. Bilthoven: Netherlands Environmental Assessment Agency. <http://www.pbl.nl/nl/publicaties/2009/natuureffecten-in-de-mkba-s-van-projecten-voor-integrale-gebiedsontwikkeling.html>

Sijtsma, F. J., Heide, C. M. v. d., & Hinsberg, A. v., (2011). Biodiversity and decision-support: integrating CBA and MCA. In A. Hull, E. Alexander, A. Khakee & J. Woltjer (Eds.), Evaluation for participation and sustainability in planning. London: Routledge. (Chapter 9; pp 197-218)

Sijtsma, F.J., H. Farjon, S. van Tol, A. van Hinsberg, P. van Kampen and Arjen Buijs (2013a). Evaluation of landscape changes - Enriching the economist's toolbox with the Hotspotindex. In: W. Heijman, & C. M. J. v. d. Heide (Eds.), The Economic Value of Landscapes. Chapter 8, pp 136-164. London: Routledge.

Sijtsma, F. J., Van der Heide, C.M. & Van Hinsberg, A. (2013b). Beyond monetary measurement: How to evaluate projects and policies using the ecosystem services framework. Environmental Science and Policy, Volume 32, October 2013, Pages 14–25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.016>

Sijtsma, F.J., Van der Bilt, W.G., Van Hinsberg, A., De Knegt, B., Van der Heide, C.M., Leneman, H. & Verburg R. (2017). Planning nature in urbanized countries. An analysis of monetary and non-monetary impacts of conservation policy scenarios in the Netherlands. Heliyon, 3 (2017), e00280, pp.1-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00280> (open access)

Sijtsma, F.J., Van Kampen, P., Daams, M.N., Tangerman D., Veenstra, B. & Oostra, M. (2017). Evaluatie Eems-Dollard slib-alternatieven. Evaluatie van verschillende projecten om slib uit de Eems-Dollard te onttrekken en nuttig toe te passen. Juli 2017. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.

Smitskamp, L., (2010). Het gebruik van de ecoducten Leusderheide en Treeker Wissel door middelgrote en grote zoogdieren, met speciale aandacht voor het ree (*Capreolus capreolus*). Stagerapport. Vrije universiteit, Amsterdam & Alterra, Wageningen.

Tuitert, A.H. (2012). Monitoring faunavoorzieningen A18. Grontmij Nederland bv, Houten

Van der Grift, E.A., Pouwels, R. & Reijnen, R. (2003). Meerjarenprogramma Ontsnippering: knelpuntenanalyse (No. 768). Alterra.

Van der Grift, E.A. (2009). Ecopassage Griffensteen bij de N237; Advies voor het ontwerp van de faunapassage en toetsing effecten van verstoring vanuit de omgeving. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1837. 80 blz.; 5 fig.; 11 tab.; 31 ref.

Van der Grift, E.A., Epe, M., Jansman, H.A.H., Koelewijn, H.P., Schippers, P. & Verboom, J. (2009). Monitoringplan Meerjarenprogramma Ontsnippering. Alterra-rapport 1943. Alterra, Wageningen.

Van der Grift, E. A. (2010). Richtlijnen voor het meten van het gebruik van faunapassages.

Van der Grift, E. A., Ottburg, F., Pouwels, R. & Dirksen, J. (2011). Multiuse overpasses; does human use impact the use by wildlife? New Considerations for Habitat Connectivity 115 ICOET 2011 Proceedings.

Van der Hoek, D-J., M. Smit, S. Van Broekhoven, H. Bredenoord, P. Giesen, A. Van Hinsberg, R. Folkert, R. Pouwels, B. de Knecht, F. Van Gaalen, S. Van Tol, S. Mylius, A. de Blaeij, V. Linderhof. (2017). Potentiële bijdrage van provinciaal natuurbeleid aan Europese biodiversiteitsdoelen. Achtergrondrapport lerende evaluatie van het Natuurpact, Den Haag: PBL.

Van der Ree, R., Van der Grift, E.A., Smith D.J. & Grilo, G. (2015). Recreational Co-Use of Wildlife Crossing Structures in: Handbook of Road Ecology

Van Ekeris, R. (2014b). Monitoringsverslag ecoduct Jac P. Thijsse Zuidwest Veluwe, Vereniging Natuurmonumenten Zuidwest Veluwe

Van Gaalen, F., Van Hinsberg, A., Franken, R., Vonk, M., Van Puijenbroek, P. & Wortelboer, R. (2014). Natuurpunten: kwantificering van effecten op natuurlijke ecosystemen en biodiversiteit in het Deltaprogramma. Planbureau voor de Leefomgeving Den Haag, 2014. PBL-publicatienummer: 1263.

Van Kleunen, A., Van Dobben H.F. en Schmidt, A.M. (2007). Habitataspecten en drukfactoren voor soorten: rapport in het kader van het WOT programma Informatievoorziening Natuur io (WOT IN) (No. 6). Alterra, Wageningen.

Veenweiden Gouwe Wiericke (2017). Via
http://www.veenweidengouwewiericke.nl/application/files/9714/8707/7687/2017-02-13_inloopbijeenkomst_poster_1_en_2.pdf

- Veldhoen, E. (2010). Het gebruik van de ecoducten Treeker Wissel en Leusderheide door fauna. Studentenrapport, VHL & Alterra, Wageningen.
- Verburg, J. (2015a). Rapport van waarnemingen op ecoduct SUTHWALDA in Zuidwolde door vrijwilligers van Natuurvereniging Zuidwolde
- Verburg, J. (2015b). Rapport van waarnemingen op ecoduct STIGGELTIE in Zuidwolde 2012 tot en met 2014 door vrijwilligers van Natuurvereniging Zuidwolde
- Vermeulen, R., Woldering, A., Van Klink, R., Van der Laaken, K. (2017). Tussenrapportage onderzoeksjaar 2016 - De ontwikkeling van de macrofauna in de verbindingzone Dwingelderveld.
- Voogd, H. (1983). Multicriteria evaluation for urban and regional planning. Pion Limited, London.
- Voogd, H. (1997). The changing role of evaluation methods in a changing planning environment: Some Dutch experiences, *European Planning Studies*, 5:2, 257-266, DOI: 11080/09654319708720397
- Wansink, D.E.H, Brandjes, G.J., Bekker, G.J., Eijkelenboom, M.J., Van den Hengel, B. De Haan B.M. & Scholma, H. (2013). Leidraad Faunavoorzieningen bij Infrastructuur. Rijkswaterstaat, Dienst Water, Verkeer en Leefomgeving, Delft / ProRail, Utrecht.
- Wymenga, E., Latour, J., Beemster, N., Bos, D., Haverkamp, J., Hemdriks, R., Roerink, G.J., Kasper, G.J., Roelsma, J., Scholten, S., Wiersma, P. & Van der Zee, E. (2015). Terugkerende muizenplagen in Nederland. Inventarisatie, sturende factoren en beheersing. A&W rapport 2123. Altenburg & Wymenga bv, Alterra Wageningen UR, Livestock Research Wageningen, Wetterskip Fryslân, Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief. Feanwâlden.
- Wiertz, J., Dirkx, G. H. P., Melman, T. C. P., Reijnen, M. J. S. M., Schotman, A. G. M., van Wijk, M. N., & Willemsen, J. P. M. (2007). Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer: programma beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006 (No. 500410002, 500410003). Milieu-en Natuurplanbureau.

Annex 1 Lijst met natuurbeheertypen (Index natuur en landschap)¹⁵

Agrarische natuur

- A01.01 Weidevogelgebied
- A01.02 Akkerfaunagebied
- A01.03 Ganzenfourageergebied
- A02.01 Botanisch waardevol grasland
- A02.02 Botanisch waardevol akkerland

Landschapselement

- L01.01 Poel en kleine historische wateren
- L01.02 Houtwal en houtsingel
- L01.03 Elzensingel
- L01.04 Bossingel en bosje
- L01.05 Knip- of scheerheg
- L01.06 Struweelhaag
- L01.07 Laan
- L01.08 Knotboom
- L01.09 Hoogstamboomgaard
- L01.10 Struweelrand
- L01.11 Hakhoutbosje
- L01.12 Griendje
- L01.13 Bomenrij of solitaire boom
- L01.14 Rietzoom en klein rietperceel
- L01.15 Natuurvriendelijk oever
- L02.01 Fortterrein
- L02.02 Historisch bouwwerk en erf
- L02.03 Historische tuin
- L03.01 Aardwerk en groeve
- L04.01 Wandelpad over boerenland

Natuur

- N00.01 Nog om te vormen landbouwgrond naar natuur (inrichting)
- N00.02 Nog om te vormen natuur naar natuur (functieverandering)
- N01.01 Zee en wad
- N01.02 Duin- en kwelderlandschap

¹⁵ Bron: CBS, PBL, RIVM, WUR (2015). Index Natuur en Landschap (indicator 1544, versie 03, 15 juli 2015). www.clo.nl. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Den Haag; PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag; RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; en Wageningen University and Research, Wageningen.

N01.03 Rivier- en moeraslandschap
N01.04 Zand- en kalklandschap
N02.01 Rivier
N03.01 Beek en Bron
N04.01 Kranswierwater
N04.02 Zoete Plas
N04.03 Brak water
N04.04 Afgesloten zeearm
N05.01 Moeras
N05.02 Gemaaid rietland
N06.01 Veenmosrietland en moerasheide
N06.02 Trilveen
N06.03 Hoogveen
N06.04 Vochtige heide
N06.05 Zwakgebufferd ven
N06.06 Zuur ven en hoogveenven
N07.01 Droge heide
N07.02 Zandverstuiving
N08.01 Strand en embryonaal duin
N08.02 Open duin
N08.03 Vochtige duinvallei
N08.04 Duinheide
N09.01 Schor of kwelder
N10.01 Nat schraalland
N10.02 Vochtig hooiland
N11.01 Droog schraalgrasland
N12.01 Bloemdijk
N12.02 Kruiden- en faunarijk grasland
N12.03 Glanshaverhooiland
N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland
N12.05 Kruiden- of faunarijke akker
N12.06 Ruigteveld
N13.01 Vochtig weidevogelgrasland
N13.02 Wintergastenweide
N14.01 Rivier- en beekbegeleidend bos
N14.02 Hoog- en laagveenbos
N14.03 Haagbeuken- en essenbos
N15.01 Duinbos
N15.02 Dennen-, eiken- en beukenbos
N16.01 Droog bos met productie
N16.02 Vochtig bos met productie

N17.01 Vochtig hakhout en middenbos

N17.02 Droog hakhout

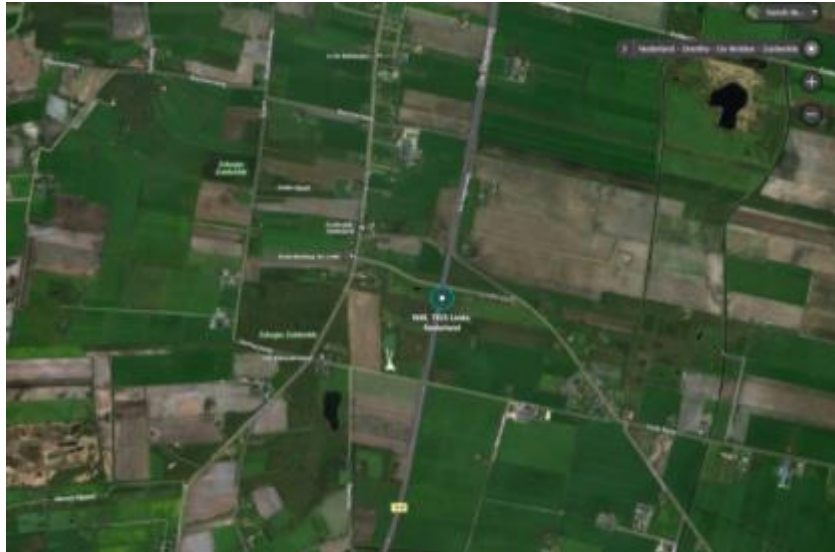
N17.03 Park- of stinzenbos

N17.04 Eendenkooi

Annex 2 Uitwerking per case studie

2.1 Ecoducten - DR 19 ecoduct Stiggeltie

Het ecoduct ligt ter hoogte van Linde, ten zuiden van Zuidwolde en loopt over de N48. Het ecoduct is geopend in 2011. In tegenstelling tot de meeste ecoducten, ligt ecoduct Stiggeltie niet in een aaneengesloten natuurgebied, maar in een meer patchy habitat (30% natuur binnen 500 meter van het ecoduct).



Figuur A1: Locatie van ecoduct Stiggeltie. Bron: Bingmaps.

Doelstelling van de MJPO voorziening

Het doel van ecoduct Stiggeltie is het opheffen van de barrièrewerking van de N48 voor de uitwisseling van flora en fauna. Het moet daarmee een verbinding vormen tussen natuurgebieden aan de oostkant van de N48 (Zwarte Gat, De Slagen, Steenberger Oosterveld) en de boscomplexen aan de westzijde van de weg (Wildenberg, Meeuwenveen, Nolderveld, Klein Zwitserland). Het ecoduct zorgt voor een verbinding aan de zuidkant van deze natuurgebieden (aan de noordkant ligt nog een ecoduct: Suthwalda).

Doelsoorten

De doelsoorten voor ecoduct Stiggeltie zijn: Das, Adder, Bunzing, Hermelijn, Wezel, Steenmarter, Rosse woelmuis, Ree, Hazelworm, Heikikker, Levendbarende hagedis, Ringslang, Gentiaanblauwtje, Heivlinder, Loopkevers, Vleermuizen. Op langere termijn kunnen ook Edelhert, Wild zwijn en Wolf.

Monitoring

Er is een brede 'range' aan soorten gemonitord: planten (interessant vanwege samenhang insecten en andere organismen), insecten (dagvlinders, nachtvinders, libellen, kevers, overige insecten, spinachtigen), amfibieën en reptielen, kleine zoogdieren en grote zoogdieren. Daarmee worden ook alle doelsoorten zoals genoemd binnen het MJPO bediend. Monitoring vond plaats door sporenonderzoek, waarnemingen ter plekke, cameravallen en life-traps.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

- *Ongewervelden*: In 2013 en 2014 zijn 10 verschillende soorten dagvlinders aangetroffen, maar in 2014 waren wel grotere aantallen dagvlinders waargenomen. Vlindersoorten als heidevlinder en gentiaanblauwtje zijn nooit waargenomen. De biotoop is voor deze soorten weinig kansrijk, en dichtstbijzijnde populaties zijn te ver weg. Een ecoduct voegt voor die doelsoorten daarom weinig toe. In 2013 zijn er vijf soorten loopkevers aangetroffen op het ecoduct; in 2014 geen. Of er sprake is van een trend is in deze gevallen nog niet te zeggen omdat er weinig en niet systematisch is gemonitord. Over de jaren heen is ten aanzien van insecten wel een neerwaartse trend waargenomen. Deze algehele afname blijkt ook uit de monitoring op diverse ecoducten in Drenthe (mondelinge mededeling Ecoductenwerkgroep natuurvereniging Zuidwolde). Het voorkomen van insecten op de ecoducten hangt bovendien nauw samen met de inrichting en het beheer op het ecoduct zelf zoals ruigtebegroeiing, aanwezigheid waardplanten, begrazing door runderen, waterpeil et cetera.
- *Amfibieën en reptielen*: Waarnemingen van reptielen en amfibieën zijn incidenteel. Van de MJPO doelsoorten is alleen levendbarende hagedis waargenomen (mondelinge mededeling Ecoductenwerkgroep natuurvereniging Zuidwolde). Vanwege de schaarse waarnemingen is over een trend geen uitspraak te doen.
- *Middelgrote en grote zoogdieren*: In 2013 zijn sporen van Ree, Mol, Haas, Das en muizen gezien, in 2014 sporen van alle genoemde soorten behalve Haas (Verburg, 2015b). Middelgrote en grote zoogdieren zijn met cameravallen geregistreerd. In 2013 zijn Bunzing, Haas, Ree en Vos waargenomen (De Brabander, 2014). Later zijn ook Steenmarter, Das en vermoedelijk een Laatvlieger op camera waargenomen. Enkele zoogdiersoorten maken gebruik van het ecoduct als leefgebied: dassen foerageren op het ecoduct, en jonge reeën en hazen zijn spelend op het ecoduct waargenomen. Van alle waargenomen zoogdiersoorten is het aantal passages in de loop van de jaren op het ecoduct toegenomen, maar hier is nog geen rapportage van beschikbaar (mondelinge mededeling Ecoductenwerkgroep natuurvereniging Zuidwolde).
- *Kleine zoogdieren*: Aanvullend op het sporenonderzoek is in de jaren 2012-2014 onderzoek naar muizensoorten gedaan met life-traps. In 2014 is de Rosse Woelmuis aangetroffen (in 2012 en 2013 niet) en zijn hogere muizenaantallen aangetroffen dan in voorgaande jaren (Verburg, 2015b). De toename van muizenaantallen in 2014 kan verklaard worden doordat 2014 landelijk een zeer muizenrijk jaar was (Wymenga et al., 2016).

Effectiviteit van gebruik

In termen van gebruik is het ecoduct effectief. Het ecoduct wordt door een brede 'range' aan soorten gebruikt. Voor middelgrote/grote zoogdieren zijn over de jaren veel passages vastgesteld en is ook een toename in het aantal passages te zien. Daarnaast maken zoogdieren ook gebruik van het ecoduct als rust- en foerageergebied. Gelet op het hoge aantal passages vindt waarschijnlijk ook uitwisseling tussen populaties plaats, maar dat is niet met zekerheid te zeggen omdat hier niet op gemonitord is.

Voor insecten kan gesteld worden dat het voorkomen sterk contextafhankelijk is. Factoren als de inrichting en beheer op het ecoduct, de aanwezigheid van bloemrijke gewassen en gebruik van pesticiden in de omgeving bepalen in grote mate het voorkomen van insecten. Van reptielen en amfibieën zijn alleen incidentele waarnemingen, dus ten aanzien van de effectiviteit van deze soortgroep zijn geen harde conclusies te trekken.

2.2 Ecoducten - GE 4 ecoduct Tolhuis

Ecoduct Tolhuis (de werknaam was voor 2010 Petrea) overspant de A50 en ligt ten zuidoosten van Wezep. Aan de oostzijde van het ecoduct ligt landgoed Petrea en het Zwolsche bos, aan de westzijde de Oldenbroekse Heide en de Woldberg. Dit zijn gebieden met droge naaldbossen, gemengde bossen en droge heidevelden. Het ecoduct is geopend in 2012.



Figuur A2: Locatie van ecoduct Petrea. Bron: Provincie Gelderland, 2006.

Doelstelling van de MJPO voorziening

Ecoduct Tolhuis heft de barrièrewerking van de A50 op en creëert een verbinding tussen de oostelijke natuurgebieden Zwolse bos en Landgoed Petrea met de westelijk gelegen gebieden Oldenbroekse Heide en Woldberg. Hiermee is de verbinding tussen Noord en Noordoost Veluwe hersteld (Emond et al., 2016). Op grotere schaal vormt het ecoduct de schakel tussen het Veluwemassief met de uiterwaarden van de IJssel bij Hattem (MJPO).

Doelsoorten

De doelsoorten zoals genoemd op de site van het MJPO zijn: Edelhert, Wild zwijn, Vos, Das, Boommarter, diverse vleermuissoorten, Zandhagedis, Levendbarende hagedis, Hazelworm, Adder, Ringslang, Gladde slang, diverse vlinders, libellen en kevers.

Monitoring

In 2013 is in het voor- en najaar een onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van de MJPO doelsoorten. Hierbij is gekeken naar Grote zoogdieren, Middelgrote zoogdieren, Kleine zoogdieren, Vleermuizen, Reptielen, Amfibieën, Ongewervelden (vlinders, libellen, sprinkhanen en (loop)kevers) en Vogels. Monitoring vond plaats door cameravallen, zichtwaarnemingen, batdetectors, kunstmatige verblijfplaatsen en registratie van verkeersslachtoffers in de omgeving.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

Bij de monitoring in 2013 zijn in totaal 83 verschillende soorten aangetroffen. Zie tabel A1 voor een overzicht:

Tabel A1: Aangetroffen soorten bij de monitoring in 2013. Bron: Emond et al. (2016).

Aangetroffen soorten (83)	
Grote hoefdieren	3
Landgebonden zoogdieren	5
Vleermuizen	3
Reptielen	3
Amfibieën	4
Vogels	8
Libellen	25
Sprinkhanen	9
Dagvlinders	14
Kevers	6
Overige	3

- *Middelgrote en grote zoogdieren:* Wild zwijn, Ree, Edelhert en Vos maken frequent gebruik van het ecoduct. De meeste passages vonden plaats door Wild Zwijn (Emond *et al.*, 2013, Emond en Brandjes, 2014c). Voor de opening van ecoduct Tolhuis kwam er aan de oostkant van de A50 in het Zwolse bos en Landgoed Petrea een geïsoleerde populatie Wilde zwijnen en Reeën voor. Edelherten komen er sinds de aanleg van de A50 niet meer voor. Binnen drie maanden na de opening van het ecoduct zijn passages van Wilde zwijnen en Edelherten vastgesteld. Anderhalf jaar na de opening van het ecoduct hebben zich ook edelherten in het Zwolse Bos en landgoed Petrea gevestigd (mondelinge mededeling L. Jasper, boswachter Staatsbosbeheer). In de loop van de jaren lijkt het aantal passages van grote hoefdieren toegenomen. Dat heeft te maken met de kolonisatie van nieuwe gebieden, maar ook met de uitsluiting van recreatie. Voorheen was recreatie ter hoogte van Tolhuis mogelijk, maar sinds de opening van het ecoduct is er geen

toegang rondom het ecoduct meer (mondelinge mededeling L. Jasper, boswachter Staatsbosbeheer). Daardoor keert de rust in het gebied terug, waardoor het ecoduct aantrekkelijker wordt. Natuurlijke populatieschommelingen spelen ook mee. Zo lijkt dit jaar (2018) een jaar waarin het Wild zwijn talrijker is dan in andere jaren (mondelinge mededeling L. Jasper, boswachter Staatsbosbeheer).

Naast de grote hoefdieren is aan de oostzijde bij de poel een Boommarter vastgesteld.

- *Vleermuizen*: Het gebruik door vleermuizen is vastgesteld voor maximaal 1-2 individuen van Gewone dwergvleermuis, Laatvlieger en Rosse vleermuis.
- *Ongewervelden*: Er zijn relatief grote aantallen libellen en sprinkhanen aangetroffen. Dat heeft vooral te maken met de aanwezigheid van het bestaande ven aan de westzijde van het ecoduct. De aantallen die aangetroffen werden zijn volgens verwachting; de meest talrijke sprinkhaansoorten uit de omgeving zijn al op het ecoduct te vinden, en de verwachting is dat het aantal soorten verder zal toenemen. Dit geldt ook voor loopkevers en vlinders.
- *Reptielen en amfibieën*: Van de doelsoorten onder de reptielen zijn Zandhagedis, Levenbarende hagedis en Hazelworm aangetroffen; ook midden op het ecoduct. Daarnaast zijn ook enkele amfibieënsoorten aangetroffen waarvan de Bastaardkikker zeer frequent.
- *Broedvogels*: Tot slot zijn er 45 verschillende vogelsoorten aangetroffen, waarvan 24 broedvogelsoorten. Vier daarvan maken van de stobben op het ecoduct gebruik als broedlocatie.

Externe factoren

- De inrichting op het ecoduct is ook van belang. Tolhuis heeft een goede waterhuishouding; de afstroom van regenwater op de snelweg wordt via drainagepijpen naar weerszijden van de monding van het ecoduct geleid. Daar zijn vennetjes aanwezig. Dit wateraanbod heeft zeker in een droog gebied als de Veluwe een aantrekkelijk effect op veel soorten en zorgt voor geschikt leefgebied van onder andere libellen.
- De monding van het ecoduct stopt aan de westzijde voor de Kamperweg. Dit is een vrij drukke hoofdweg, waar geen aanvullende ontsnipperende maatregelen zijn genomen. Daarmee wordt de effectiviteit van het ecoduct aanzienlijk verminderd.

Effectiviteit van gebruik

Emond et al. (2013) en Emond en Brandjes (2014c) concluderen in de monitoringsrapportage dat het ecoduct door alle soortgroepen en meer wordt gebruikt. Er is op het ecoduct een brede 'range' aan soorten aangetroffen. Wild Zwijn, Edelhert en Ree maken geregeld gebruik van het ecoduct en gebruiken het ecoduct ook om te rusten en foerageren. In termen van gebruik is het ecoduct voor grote hoefdieren daarom effectief. Op basis van camerabeelden en voetprenten lijkt het ook aannemelijk dat er uitwisseling plaatsvindt, maar dat is niet met zekerheid te zeggen omdat er geen deelpopulaties en individuele dieren gevolgd zijn.

Ook voor amfibieën lijkt het ecoduct effectief te zijn als het gaat om gebruik, omdat ze midden op het ecoduct zijn aangetroffen. Voor insecten speelt met name de inrichting (aanwezigheid van vennen) een rol, maar de hoge aantallen insecten van bekende soorten uit de omgeving duiden ook op het gebruik van het ecoduct.

Tijdens de monitoringsperiode zijn er geen verkeersslachtoffers gevonden op de A50 tot twee kilometer ten noorden en zuiden van het ecoduct (Emond en Brandjes, 2014c). Voor het voorkomen van aanrijdingen lijkt het ecoduct effectief. Voorwaarde is wel dat de bijbehorende rasters goed onderhouden worden.

Hoewel ecoduct Tolhuis goed lijkt te functioneren, heeft het ontbreken van ontsnipperende maatregelen aan de monding van het ecoduct waarschijnlijk wel een effect op de effectiviteit van het ecoduct zelf. De mate waarin de effectiviteit beïnvloed wordt is niet te kwantificeren.

2.3 Viaduct met medegebruik fauna - viaduct Wallenburg

Het viaduct Wallenburg ligt over de A28, ten noordoosten van Zeist. De voorziening bestaat uit een groenstrook met stobben boven op een viaduct. Naast de groenstrook ligt een verharde weg die veelvuldig gebruikt wordt door recreanten. Er is geen bufferanalyse gedaan op deze locatie, maar uit de luchtfoto is op te maken dat het viaduct in een relatief groene omgeving ligt, waarbij de aanwezige natuur een 'patchy' karakter heeft.



Figuur A3: locatie van het viaduct met medegebruik fauna Wallenburg.

Doelstelling van de voorziening

Het betreft hier geen MJPO voorziening dus er is geen doelstelling van de voorziening vanuit het MJPO geformuleerd. Evident is dat de A28 op deze plek een barrièrewerking heeft voor soorten van het omliggende gebied, de Utrechtse Heuvelrug. De faunavoorziening draagt bij aan het opheffen van deze barrière.

Doelsoorten

Omdat dit geen MJPO voorziening betreft, zijn de doelsoorten gebaseerd op het Onderzoeksplan passages RWS Utrecht zoals vernoemd in Brandjes en van Vliet (2006). Het gaat om Egel, Spitsmuizen, Hermelijn, Wezel, Bunzing en Muizen.

Monitoring

Monitoring vond plaats gedurende zes weken in het najaar van 2005 en het voorjaar van 2006. Er is gebruik gemaakt van zandbedden met zilverzand.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

Tijdens de onderzoeksperiode zijn sporen van Egel, Bosmuis en Huiskat aangetroffen. Het gebruik van Bosmuis vond uitsluitend in het najaar plaats, dat van Egel uitsluitend in het voorjaar. In beide gevallen ging het om zeer incidenteel gebruik.

In het najaar zijn daarnaast zichtwaarnemingen gedaan van twee passerende Atalanta's en een Kleine vuurvliinder. Ook zijn diverse sprinkhanen aangetroffen (onder andere Bruine sprinkhaan en Ratelaar) en Loopkevers.

Doordat het zandbed regelmatig verstoord is door recreanten, of perioden van hevige regenval en harde wind zijn sporen veelal gemist. De weersomstandigheden hebben daarnaast ook een negatief effect op de activiteit van veel soorten. Het geringe aantal passages van deze faunavoorziening kan ook een gevolg zijn van een negatief effect door recreanten.

Effectiviteit van gebruik

De passage is gebruikt door twee van de zes doelsoorten, maar dit gebruik is zeer incidenteel. In principe kan een enkele passage al duiden op een effectieve faunavoorziening. Waarom andere kleine

zoogdieren geen gebruik maken van de voorziening is onduidelijk. Mogelijk heeft het recreatief gebruik van de weg naast de groenstrook een remmende werking op het gebruik van soorten. Opvallend is dat de passage ook gebruik wordt door kleine (vliegende) ongewervelden. Dit duidt erop dat ook soorten met een kleiner verspreidingsvermogen die boven de weg langs passeren gebaat kunnen zijn met een dergelijke voorziening.

2.4 Viaduct met medegebruik fauna - viaduct Mauritskamp

Viaduct Mauritskamp is gelegen over de A28 ten oosten van Soesterberg. Het betreft een groenstrook over een viaduct langs een weg die voornamelijk gebruikt wordt door militaire voertuigen (inclusief tanks). Daarnaast maken ook fietsers en wandelaars gebruik van de weg. Er is geen bufferanalyse gedaan op deze locatie, maar uit de luchtfoto is op te maken dat het viaduct in een relatief groene omgeving ligt, waarbij de aanwezige natuur een 'patchy' karakter heeft.



Figuur A4: Locatie van het viaduct met medegebruik fauna bij Mauritskamp (Bron: Google Maps).

Doelstelling van de voorziening

Het betreft hier geen MJPO voorziening dus er is geen doelstelling van de voorziening vanuit het MJPO geformuleerd. Evenals bij de locatie Wallenburg is evident dat de A28 op deze plek een barrièrewerking heeft voor soorten van het omliggende gebied de Utrechtse Heuvelrug. De faunavoorziening draagt bij aan het opheffen van deze barrière.

Doelsoorten

Omdat dit geen MJPO voorziening betreft, zijn de doelsoorten gebaseerd op het Onderzoeksplan passages RWS Utrecht zoals vernoemd in Brandjes en van Vliet (2006). Het gaat om Egel, Spitsmuizen, Hermelijn, Wezel, Bunzing, Muizen, Hagedis, Salamanders, Kikkers en Padden.

Monitoring

Bij dit viaduct heeft voorafgaand aan de aanleg van de groenstrook een nulmeting plaatsgevonden (Brandjes en Smit, 1996). Het gaat om een inventarisatie naar sporen aan beide zijden van het viaduct. Monitoring vond plaats door sporenbedden, sporenbuizen en life-traps.

In 2000, twee jaar na aanleg van de faunavoorziening, is een tweede monitoring uitgevoerd (Ottburg en Smit, 2000). Monitoring vond plaats door sporenbedden, sporenbuizen en life-traps.

In het najaar van 2005 en het voorjaar van 2006 heeft nog een monitoring plaatsgevonden (Brandjes en van Vliet, 2006). Er is hierbij gebruik gemaakt van zandbedden met zilverzand.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

De vastgestelde soorten bij de nulmeting zijn Wezel, Rosse woelmuis en Veldmuis (Brandjes en Smit, 1996). Op het viaduct zijn geen soorten anders dan kat waargenomen. In 2000 zijn in de groenstrook van het ecoduct geen sporen van fauna aangetroffen. Ook zijn geen soorten gevangen met de inloopvallen. Dit kan meerdere oorzaken hebben: mogelijke verklaringen die door Ottburg en Smit (2000) genoemd worden zijn het overwegend slecht weer tijdens de monitoringsperiode, de drassige omstandigheden van de groenstrook ten tijde van de monitoring, verstoring door militair verkeer, de korte onderzoeksduur waardoor soorten gemist zijn, de aanwezigheid wegen in het achterland op korte afstand van het viaduct en een mogelijke barrièrewerking van de geleidende schermen aan de uiteinden van de groenstrook.

Bij de monitoring in 2005 en 2006 is wel activiteit van fauna vastgesteld. In deze periode zijn sporen aangetroffen van Bosmuis, Konijn en Kat. De muizen bewonen de groenstrook en bewegen regelmatig heen en weer. Konijnen gebruiken de groenstrook en de naastgelegen weg.

Effectiviteit van gebruik

Tijdens de nulmeting en twee jaar na nulmeting geen sporen op het viaduct aangetroffen. In 2005/2006 is wel gebruik vastgesteld. Het gegeven dat er voor realisatie van de groenstrook geen fauna is aangetroffen op het viaduct en na realisatie wel, duidt erop dat de voorziening effectief is om barrièrewerking van de A28 tegen te gaan. Waarom in 2000 (2 jaar na realisatie) geen sporen zijn aangetroffen, is niet geheel duidelijk, maar er zijn meerdere verklaringen mogelijk (zie boven).

2.5 Faunatunnels - UT 1 grote faunatunnel Zanderij Maarn

De faunatunnel ligt onder de A12, in de zuidelijke helft van Nationaal Park de Utrechtse Heuvelrug. De tunnel is gerealiseerd in 2003. De tunnel ligt in een gebied met 75% natuur. Daarmee valt het nog net in de categorie van een 'patchy' habitat, maar zoals ook op de luchtfoto te zien is, kan er in dit geval ook al voorzichtig van een aaneengesloten natuurgebied gesproken worden.



Figuur A5: Locatie van de Grote faunatunnel bij zanderij Maarn.

Doelstelling van de MJPO voorziening

De doelstelling is het opheffen van de doorsnijding door de A12 en het spoor Utrecht- Amersfoort door het bos-, heide- en vennengebied van Nationaal Park de Utrechtse Heuvelrug.

Doelsoorten

De doelsoorten zoals benoemd in het MJPO zijn Edelhert, Ree, Das, Boommarter, Zandhagedis, Hazelworm en Insecten.

Monitoring

Monitoring vond plaats gedurende zes weken in het najaar van 2005 en het voorjaar van 2006. Er is gebruik gemaakt van sporenplaten met inktkussens.

Waargenomen soorten en trends

Er is een breed scala aan soorten aangetroffen tijdens de monitoringsperiode. De soorten die aangetroffen zijn bij de monitoring zijn weergegeven in tabel A2.

Tabel A2: Aantal gemonitorde soorten bij de grote faunatunnel in Zanderij Maarn.

Zanderij Maarn (87)	zand		
	r. N	r. Z	onbepaald
salamander	-	1	-
pad	1	2	1
egel	2	3	-
vos	1	-	-
boommarter	1	-	-
eekhoorn	2	-	-
konijn	13	14	-
(bos)muis	153	152	-
kat	16	15	-

Van de MJPO doelsoorten is alleen het gebruik door Boommarter vastgesteld. Het Konijn en de Kat zijn frequente gebruikers van de faunatunnel. Soorten als Vos en Boommarter zijn incidentele gebruikers. In de tunnel is een stobbenwal aanwezig. Deze wordt bewoond door (bos)muizen. De muizen zijn voornamelijk in het najaar aangetroffen, evenals enkele sporen van de Kat en de passage van de Salamander (vermoedelijk de Watersalamander). Alle andere soorten werden in het voorjaar aangetroffen. Omdat er maar beperkte gegevens beschikbaar zijn, zijn er geen uitspraken te doen over de populatieontwikkeling van de gemonitorde soorten.

Er is een duidelijk verschil in waarnemingen tussen de najaars- en voorjaarsperiode. Dit verschil wordt mogelijk verklaard doordat in het najaar regelmatige verstoring van het zandbed (door mens en hond) had plaatsgevonden.

Effectiviteit van gebruik

De grote faunatunnel is met name gebruikt door enkele middelgrote zoogdieren. Voor deze soortgroep lijkt de tunnel effectief als het gaat om gebruik van de faunavoorziening. Gebruik is echter slechts voor één van de MJPO doelsoorten vastgesteld, dus ten aanzien van deze doelsoorten is de tunnel minder effectief. Verschillende soorten amfibieën en reptielen maken gebruik van de voorziening, maar de MJPO doelsoorten zijn niet aangetroffen. Grote zoogdieren hebben in de monitoringsperiode geen gebruik van de faunatunnel gemaakt. Waarom deze soorten geen gebruik maken van de passage is onbekend. Mogelijk ligt hun territorium buiten de passage, is er een drempel om de passage te gebruiken (bijvoorbeeld geur of territoriale dieren in de omgeving). Het is ook mogelijk dat de soorten buiten de monitoringsperiode wel gebruik maken van de voorziening. Er is niet gemonitord naar ongewervelden. Voor deze soortgroep zijn dan ook geen conclusies met betrekking tot effectiviteit te trekken.

2.6 Faunatunnels - ZH 2 (RV) grote faunatunnel De Wiericke

De grote faunatunnel bij de Wiericke ligt onder de A12, ter hoogte van de vaart de Enkele Wiericke. De tunnel is gerealiseerd in 2012 en ligt in een 'patchy' habitat met een aandeel natuur tussen de 25-75%. De faunavoorziening bestaat uit een stobbenwal met een droge loopstrook en daarnaast een nat gedeelte. Het betreft een voorziening in de Robuuste verbinding (RV) van na 2015, waardoor deze in het huidige MJPO is geschrapt. Omdat er wel is gemonitord bij de voorziening, wordt deze aanvullend op de grote faunatunnel bij UT1, wel uitgewerkt als case studie.



Figuur A6: Locatie van de grote faunatunnel bij De Wiericke (Bron: BingMaps).

Doelstelling van de MJPO voorziening

De A12 en het spoor tussen Bodegraven en Woerden doorsnijden de voormalige robuuste verbinding 'Groene Ruggengraat'. Deze Groene ruggengraat beoogt het instandhouden van biodiversiteit in graslanden en moerasgebieden in het Groene Hart. Daarnaast moet de samenhang tussen kerngebieden met nieuwe natuur verbeterd worden. De ambities van de Groene Ruggengraat zijn later verlaten, wel wordt er tussen de Reeuwijkse en Nieuwkoopse plassen een natuurverbinding gerealiseerd (Veenweiden Gouwe Wiericke, 2017).

Doelsoorten

De doelsoorten uit het MJPO zijn Meerval, Kleine modderkruiper, Ringslang, Noordse Woelmuis, Waterspitsmuis, Otter en Bever.

Monitoring

Er is gemonitord door middel van zandbedden van zilverzand en cameravallen. De nadruk ligt op middelgrote dieren. Middels de zandbedden kunnen ook sporen van muizen en herpetofauna worden

waargenomen, maar deze kunnen niet altijd op soort worden gebracht. Monitoring vond plaats van maart tot april 2015.

Waargenomen soorten en trends

Geen van de in het MJPO benoemde doelsoorten is in de faunapassage waargenomen. Waargenomen soorten zijn: Hermelijn, Bunzing, Haas, Konijn, Vos, Rat spec., Muis spec, Pad en Huiskat. Van de muizen zijn alleen ware muizen op camera vastgelegd. Daarmee kan ook het gebruik van de doelsoorten Noordse Woelmuis en Waterspitsmuis in de onderzoeksperiode uitgesloten worden. Omdat er slechts eenmaal is gemonitord, zijn er geen uitspraken te doen over de populatieontwikkeling.

Soorten als Meerval en Kleine modderkruiper zijn watergebonden vissoorten waar geen gerichte monitoring op heeft plaatsgevonden.

De monitoring vond slechts over een beperkte periode plaats. Daarmee is het goed mogelijk dat bepaalde soorten gemist zijn.

Effectiviteit van gebruik

Geen van de MJPO doelsoorten is in de monitoringsperiode aangetroffen. Wel is uit de monitoring gebleken dat kleine en middelgrote zoogdieren en amfibieën gebruik maken van de faunavoorzieningen. Op soortgroepniveau lijkt de grote faunatunnel wel te functioneren. Dat er geen doelsoorten binnen het MJPO zijn aangetroffen kan komen doordat de tunnel niet geschikt is voor het gebruik van deze soorten, of dat hun leefgebied verderop ligt waardoor er geen behoefte is om de passage te gebruiken, maar het is ook mogelijk dat de soorten buiten de monitoringsperiode wel gebruik maken van de voorziening. Er is niet gemonitord naar vissoorten die benoemd zijn als doelsoort. Voor deze soortgroep zijn dan ook geen conclusies met betrekking tot effectiviteit te trekken.

2.7 Faunatunnels - ZE 15 kleine faunatunnel Zaamslag

Deze kleine faunatunnel ligt ten westen van Zaamslag op Zeeuws-Vlaanderen en is gerealiseerd in 2007. De faunatunnel ligt onder de afslag van de N290 richting het dorp. De watergang is aangetakt op de Otheense Kreek. Aan weerszijden van de watergang liggen rechthoekige, betonnen faunatunnels. De wegen zijn grotendeels uitgerasterd. De tunnel ligt in een agrarisch gebied met <25% natuur.



Figuur A7: Locatie van de twee kleine faunatunnels bij Zaamslag (Bron: BingMaps).

Doelstelling van de MJPO voorziening

De MJPO voorziening beoogt de barrièrewerking van de N290 op te heffen zodat de waterloop die natuurgebied Reuzenhoek verbindt met de Otheense Kreek bij Terneuzen vrij passeerbaar is.

Doelsoorten

De doelsoorten van de MJPO voorziening zijn kleine zoogdieren (onder andere Veldspitsmuis) en amfibieën.

Monitoring

De faunapassage is in het najaar van 2008 gemonitord. Monitoring vond plaats door gebruik van inktstempels, het zoeken naar faunaspooren en zichtwaarnemingen in de omgeving. Daarnaast zijn hardboardplaten geplaatst waar amfibieën en kleine zoogdieren onder kunnen schuilen. Door deze wijze van monitoring kan worden vastgesteld of de doelsoorten voorkomen. Voor muizen kan er op soortniveau echter geen uitspraak worden gedaan.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

De doelsoorten kleine zoogdieren (muis spec) en amfibieën maken gebruik van de tunnel. Van muis *spec* zijn tweemaal sporen in één richting gevonden. Onder de sporenplaat is een Bruine kikker waargenomen (Emond en van Vliet, 2008). Daarnaast zijn in beide richtingen enkele (tot max 9) sporen van Bruine rat, Watervogels, en Kat gevonden. De Bruine rat (niet beschermd/ bedreigd) en Kat zijn geen doelsoorten binnen het MJPO. Mogelijk heeft het gebruik van de voorziening door huiskat een negatief effect op het voorkomen van muizensoorten rondom de passage wat het geringe aantal passages van de muis kan verklaren.

Het lage aantal amfibieën wordt mogelijk verklaard door seizoenale verschillen: tijdens de onderzoeksperiode (najaar 2008) was het totaal aantal waargenomen amfibieën relatief beperkt ten opzichte van de zomer en het voorjaar van 2008 (Emond en van Vliet, 2008).

Omdat er slechts eenmaal is gemonitord, zijn er geen uitspraken te doen over de populatieontwikkeling.

Externe factoren

Ten tijde van monitoring zijn vernielde rasters en zwerfafval in de passages aangetroffen. De oostelijke tunnel had een laag water van enkele centimeters. In westelijke tunnel stond aan de zuidkant een laag water. Dit had zeer waarschijnlijk een effect op het aantal passages in deze faunavoorziening.

Effectiviteit van gebruik

Er is beperkt gebruik gemaakt van de kleine faunatunnel. Uit de monitoring in Zeeland blijkt dat onderhoud een voorwaarde is om een goede effectiviteit te kunnen waarborgen. Door vernielde rasters en een laag water in de tunnel zijn er waarschijnlijk minder faunapassages geweest. Desalniettemin zijn toch enkele doelsoorten vastgesteld. In termen van gebruik is de kleine faunatunnel effectief, maar op voorwaarde dat het onderhoud gewaarborgd is.

2.8 Faunatunnels - GE 11 kleine faunatunnel

De kleine faunatunnel ligt onder de A18, ten zuidwesten van landgoed Slangenborg. De voorziening is in 2008 gerealiseerd. De faunatunnel voor deze case studie is in onderstaande figuur aangegeven met nummer 2. De faunatunnel ligt in een aaneengesloten natuurgebied met >75% natuur.



Figuur A8: Locatie van de kleine faunatunnel GE 11. (Bron: Tuitert, 2012).

Doelstelling van voorziening

De A18 doorsnijdt natuurgebied De Wrange en de ecologische verbindingszone langs de Boven Slinge/Bielhemmerbeek. De brug met doorlopende oever moet samen met een aantal kleine faunatunnels de barrièrewerking van de A18 opheffen en een verbinding tussen de natuurgebieden realiseren.

Doelsoorten

De doelsoorten zoals benoemd in het MJPO zijn Das, Boommarter, Levendbarende hagedis, Boomkikker, Dwergmuis, Kamsalamander en diverse vleermuissoorten

Monitoring

Monitoring vond plaats in de zomer (half juli tot en met eind oktober) van 2011. Monitoring vond plaats door cameravallen. Omdat het beloopbare oppervlak met de camera's exact in beeld kon worden gebracht, zijn geen aanvullende monitoringsmethoden gebruikt (Tuitert, 2012). Omdat geen gebruik is gemaakt van batdetectoren, is het niet mogelijk om passages van Vleermuizen vast te stellen

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

In de onderzoeksperiode is geen van de MJPO doelsoorten waargenomen.

De faunatunnel is gebruikt door Kat, Egel, Eekhoorn, Bosmuis en Rosse Woelmuis. In de directe omgeving zijn naast voorgenoemde soorten ook Ree, Bunzing en Fazant aangetroffen. Daarnaast is een bureaustudie uitgevoerd naar bekende voorkomende soorten in de wijde omgeving. Alle genoemde doelsoorten komen voor in de omgeving.

Effectiviteit van gebruik

Geen van de MJPO doelsoorten is in de monitoringsperiode aangetroffen, hoewel deze wel voorkomen in de omgeving.

Middelgrote en kleine zoogdieren maken wel gebruik van de voorziening dus op soortgroepniveau kan gesteld worden dat de voorziening in termen van gebruik effectief lijkt te zijn. Tuitert (2012) concludeert dat de faunatunnel voor deze soorten goed functioneert en er geen kernmerken zijn die een negatieve invloed kunnen hebben op het functioneren.

Er zijn geen amfibieën en reptielen aangetroffen. Mogelijk is de faunatunnel niet geschikt voor deze soorten vanwege hun beperkte verspreidingsvermogen. Het is uiteraard ook mogelijk dat de soorten buiten de monitoringsperiode wel gebruik maken van de voorziening. Voor vleermuizen is de kleine faunatunnel niet geschikt omdat deze soorten over het algemeen boven de weg langs vliegen.

2.9 Brug met doorlopende oever - ZE 14 Hulst oude vaart

De brug met doorlopende oever ligt aan weerszijden van de Oude Vaart, ten westen van Hulst. De faunavoorziening is in 2007 gerealiseerd. De voorziening ligt in een agrarisch gebied waar minder dan 25% natuur aanwezig is.

Doelstelling van de MJPO voorziening

De Oude Vaart staat in verbinding met verschillende kreek in Zeeuws-Vlaanderen. De oevers van de Oude vaart zijn natuurvriendelijk ingericht. De N258 en de naastgelegen parallelweg vormen een barrière voor kleine zoogdieren. De brug met doorlopende oever, moet dit knelpunt oplossen.

Doelsoorten

De doelsoorten zoals genoemd in het MJPO zijn kleine zoogdieren (onder andere veldspitsmuis), amfibieën en reptielen (levendbarende hagedis).

Monitoring

De faunapassage is in het najaar van 2008 gemonitord. Monitoring vond plaats door gebruik van inktstempels, het zoeken naar faunasporen en zichtwaarnemingen in de omgeving. Daarnaast zijn hardboardplaten geplaatst waar amfibieën en kleine zoogdieren onder kunnen schuilen. Door deze wijze van monitoring kan worden vastgesteld of de doelsoorten voorkomen. Voor muizen kan er op soortniveau echter geen uitspraak worden gedaan.



Figuur A9: Locatie van de brug met doorlopende oever (Bron: BingMaps).

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

Bij de monitoring is alleen Bruine rat aangetroffen (Emond en van Vliet, 2008). Ook huiskatten maken gebruik van de voorziening. Mogelijk heeft dit een negatief effect op het voorkomen van muizensoorten rondom de passage.

Tijdens de onderzoeksperiode (najaar 2008) zijn ook andere voorzieningen onderzocht. Het totaal aantal waargenomen amfibieën in deze voorzieningen was relatief beperkt ten opzichte van de zomer en het

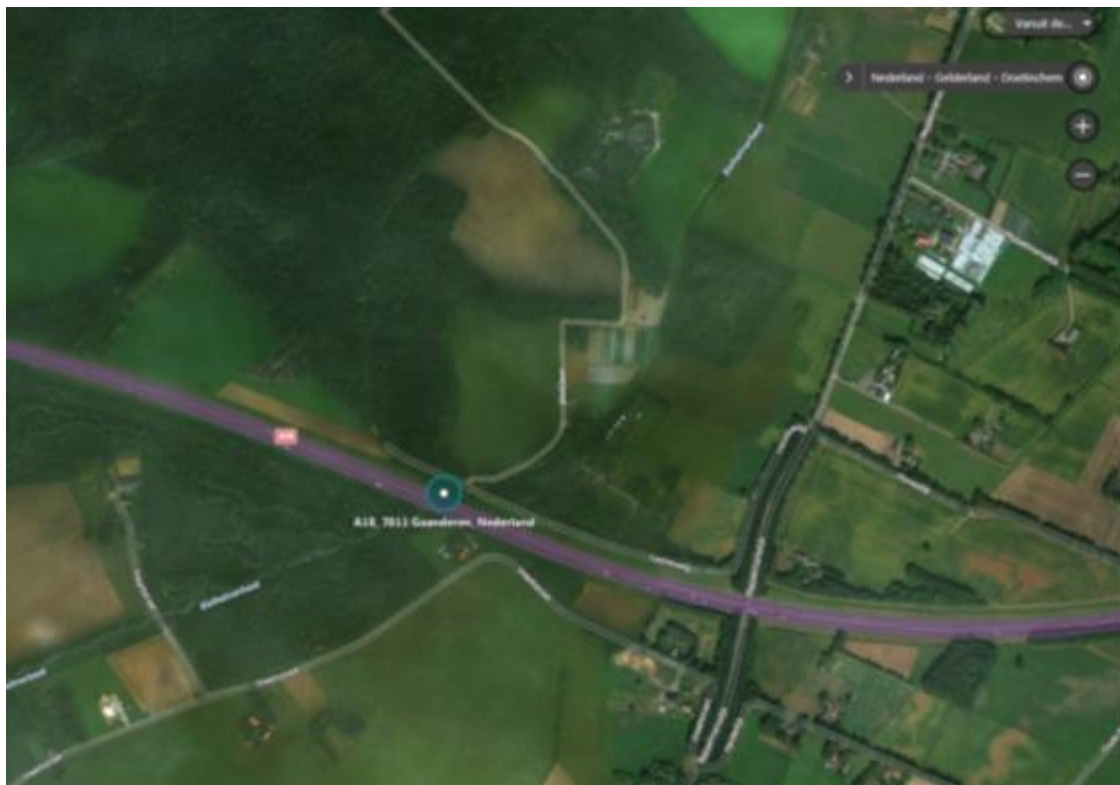
voorjaar van 2008 (Emond en van Vliet, 2008). Mogelijk verklaren deze seizoenale verschillen ook het uitblijven van waarnemingen van amfibieën in deze brug met doorlopende oever.

Effectiviteit van gebruik

Het gebruik van de passage is zeer beperkt. Emond & van Vliet constateren dat de passage in principe geschikt is voor amfibieën en kleine zoogdieren. De voorziening sluit aan op de oeverzone en er is voldoende dekking aanwezig. Het is niet bekend waarom de voorziening niet gebruikt wordt. Het kan zijn dat het territorium van deze dieren niet in de buurt van de passage ligt, waardoor deze niet gebruikt wordt. Een andere verklaring is dat er een drempel is om de passage te gebruiken (bijvoorbeeld geur of territoriale dieren in de omgeving). Mogelijk maken soorten wel gebruik van de voorziening, maar buiten de monitoringsperiode.

2.10 Brug met doorlopende oever - GE11 Bielheimerbeek

De brug met doorlopende oever bestaat uit een aantal loopplanken langs de Bielheimerbeek onder de A18, ten noorden van Gaanderen. De voorziening is in 2008 gerealiseerd. Rondom de voorziening is >75% natuur aanwezig.



Figuur A10: Locatie van de brug met doorlopende oever (Bron: BingMaps).

Doelstelling van voorziening

De A18 doorsnijdt natuurgebied De Wrange en de ecologische verbindingszone langs de Boven Slinge/Bielhemmerbeek. De brug met doorlopende oever moet samen met een aantal kleine faunatunnels de barrièrewerking van de A18 opheffen en een verbinding tussen de natuurgebieden realiseren.

Doelsoorten

De doelsoorten zoals benoemd in het MJPO zijn Das, Boommarter, Levendbarende hagedis, Boomkikker, Dwergmuis, Kamsalamander en diverse vleermuissoorten.

Monitoring

Monitoring vond plaats in de zomer (half juli tot half september) van 2011. Monitoring vond plaats door cameravallen. Omdat het beloopbare oppervlak met de camera's exact in beeld kon worden gebracht, zijn geen aanvullende monitoringsmethoden gebruikt (Tuitert, 2012). Omdat geen gebruik is gemaakt van batdetectoren, is het niet mogelijk om passages van Vleermuizen vast te stellen.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

Bij de monitoring zijn aan de oostzijde van de brug met doorlopende oever Bosmuis, Kat en Steenmarter waargenomen. Aan de westzijde zijn dit Bosmuis, Steenmarter en Pimpelmees. Geen van de MJPO doelsoorten is waargenomen. Er is echter niet gemonitord op vleermuizen. Ook bestaat de kans dat salamanders niet met camera zijn opgenomen omdat deze dieren veelal te klein en te traag zijn voor cameraregistratie (Wansink et al., 2013).

Vanaf half september is de camera op deze locatie gestolen. Daardoor is de monitoring niet het hele najaar doorgegaan. Omdat de meeste passages in het voorjaar en najaar plaatsvinden (Van der Grift, 2010) zijn er mogelijk soorten gemist.

Effectiviteit van gebruik

De faunavoorziening wordt beperkt gebruikt door middelgrote en kleine zoogdieren. De doelsoorten van het MJPO komen wel in de omgeving voor, maar zijn tijdens de onderzoeksperiode niet aangetroffen bij de voorziening (Tuitert, 2012). De houten loopplanken functioneren goed, in de zin dat migrerende

dieren zonder obstakels onder de A18 door kunnen. Wel zijn de planken iets verweerd en dienen vervangen te worden zodat op termijn ook zwaardere soorten (zoals Das) gebruik van de voorziening kunnen maken. Wellicht zijn door de gestolen camera soorten gemist. Een andere verklaring is dat het territorium van de andere zoogdiersoorten buiten de passage ligt of is er een drempel om de passage te gebruiken (bijvoorbeeld geur of territoriale dieren in de omgeving).

2.11 Duiker met doorlopende oever - ZE8 Draaibrug

Deze faunavoorziening ligt bij een kleine watergang onder N253, ten westen van Draaibrug. De voorziening is in 2005 gerealiseerd. De voorziening ligt in agrarisch gebied met <25% natuur.



Figuur A11: Locatie van de duiker met doorlopende oever bij Draaibrug (Bron: BingMaps).

Doelstelling van de MJPO voorziening

De N253 doorkruist het NNN en vormt daarmee op verschillende plekken een barrière. De duiker met doorlopende oever bij Draaibrug draagt bij om deze barrièrewerking op te heffen.

Doelsoorten

De doelsoorten zoals genoemd in het MJPO zijn kleine zoogdieren (onder andere Veldspitsmuis) en amfibieën (onder andere Kamsalamander en Boomkikker).

Monitoring

De faunapassage is in het najaar van 2008 gemonitord. Monitoring vond plaats door gebruik van inktstempels, het zoeken naar faunaspooren en zichtwaarnemingen in de omgeving. Daarnaast zijn hardboardplaten geplaatst waar amfibieën en kleine zoogdieren onder kunnen schuilen. Door deze wijze

van monitoring kan worden vastgesteld of de doelsoorten voorkomen. Voor muizen kan er op soortniveau echter geen uitspraak worden gedaan.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

Op de locatie Draaibrug zijn sporen van Bruine rat en watervogel *spec* aangetroffen (Emond en van Vliet, 2008). Dit zijn geen doelsoorten van het MJPO.

Het omliggende gebied is zeer open en sterk agrarisch van karakter. Om die reden worden er ook geen hoge dichtheden aan zoogdieren verwacht (Emond en van Vliet, 2008).

Tijdens de onderzoeksperiode (najaar 2008) zijn ook andere voorzieningen onderzocht. Het totaal aantal waargenomen amfibieën in deze voorzieningen was relatief beperkt ten opzichte van de zomer en het voorjaar van 2008 (Emond en van Vliet, 2008). Mogelijk verklaren deze seizoenale verschillen ook het uitblijven van waarnemingen van amfibieën in deze duiker met doorlopende oever

Effectiviteit

Het gebruik van de voorziening hangt af van de omgeving. In dit geval is de omgeving niet erg geschikt voor de doelsoorten zoals genoemd in het MJPO. Waarschijnlijk wordt de voorziening om die reden weinig gebruikt.

2.12 Duiker met doorlopende oever - ZH1 Karitaatmolensloot

De faunapassage ter hoogte van de Karitaatmolensloot bestaat uit een looprichel onder de A13 en de bijbehorende parallelweg. De passage ligt ten zuidoosten van Delft. De voorziening ligt in een 'patchy' habitat met een aandeel natuur van 25-75%.

Doelstelling van de MJPO voorziening

De faunapassage heft de barrièrewerking van de A13 op die de Ackerdijkse plassen aan de oostkant scheidt van de natuurgebieden (onder andere Abtswoudse bos) tussen de A13 en het spoor, tussen het spoor en de A4 en nog verdere ten westen van de A4.

Doelsoorten

De doelsoorten zoals genoemd in het MJPO zijn zoogdieren en amfibieën.

Monitoring

Er is gemonitord door middel van zandbedden van zilverzand en cameravallen. De nadruk ligt op middelgrote dieren. Middels de zandbedden kunnen ook sporen van muizen en herpetofauna worden waargenomen, maar niet op soort worden gebracht. Monitoring vond plaats van maart tot april 2015.



Figuur A12: locatie van de duiker met doorlopende oever bij Karitaatmolensloot (Bron: BingMaps).

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

Tijdens de monitoringsperiode is een spoor van een marter *spec.* waargenomen. Verder zijn sporen van Rat en Kat waargenomen. Beiden zijn geen MJPO doelsoorten. Muizensporen zijn niet aangetroffen. Aan het begin van de faunapassage zijn naast het zandbed ook sporen van een Pad aangetroffen, in de richting van de watergang. Mogelijkerwijs heeft de Pad de sloot naast de faunavoorziening gebruikt om de Rijksweg te passeren. Een passage is echter niet vastgesteld.

In de omgeving van de faunavoorziening zijn sporen van Konijn, Vos, Rat, Marter *spec* en Pad aangetroffen.

Effectiviteit van gebruik

In de monitoringsperiode zijn zowel zoogdieren als amfibieën aangetroffen in de faunapassage. Het gebruik van deze faunapassage als passage lijkt voor deze soortgroepen dus wel effectief te zijn. In de omgeving komen meer kleine zoogdiersoorten voor dan in de passage zijn aangetroffen. Waarom deze soorten geen gebruik maken van de passage is onbekend. Mogelijk ligt hun territorium buiten de passage, is er een drempel om de passage te gebruiken (bijvoorbeeld geur of territoriale dieren in de omgeving) of maken de soorten wel gebruik van de voorziening, maar zijn ze gemist in de monitoringsperiode.

2.13 Tunnel met medegebruik fauna - Monnikenberg Noord en Monnikenberg Zuid

De onderdoorgang bij Monnikenberg ligt onder de A27 naast de provinciale weg N415, ten oosten van Hilversum. De voorziening bestaat uit twee afzonderlijke faunapassages met stobbenwanden. Deze liggen aan weerszijden van de N415, op vrij ruime afstand van de weg, aangrenzend aan het fietspad. Er is geen bufferanalyse gedaan op deze locatie, maar uit de luchtfoto is op te maken dat het viaduct in een relatief groene omgeving ligt, met een min of meer aaneengesloten karakter.



Figuur A13: Locatie van de faunavoorziening Monnikenberg (Bron: BingMaps).

Doelstelling van de voorziening

Er is geen doelstelling vanuit het MJPO geformuleerd, maar uit Brandjes en van Vliet (2006) is op te maken dat onderdoorgang de verbinding vormt tussen de landgoedbossen aan de westzijde van de A27 (Monnikenberg en terrein Astmacentrum) en de gemengde bossen aan de oostzijde van de snelweg (Pijnenburg, Lage Vuursche).

Doelsoorten

Omdat dit geen MJPO voorziening betreft, zijn de doelsoorten gebaseerd op het Onderzoeksplan passages RWS Utrecht zoals vernoemd in Brandjes en van Vliet (2006). De doelsoorten op deze locatie zijn Egel, Spitsmuizen, Hermelijn, Wezel, Bunzing en Muizen.

Monitoring

Monitoring heeft plaatsgevonden in 2000 (Ottburg en Smit) en in het najaar van 2005 en voorjaar van 2006 (Brandjes en van Vliet, 2006). In 2000 is gebruik gemaakt van sporenbuizen, sporenbedden en life-traps. Bij de monitoring in 2005-2006 heeft een sporenonderzoek plaatsgevonden met zandbedden van Zilverzand.

Waargenomen soorten en populatieontwikkeling

In 2000 zijn sporen van Bosmuis, Bruine rat, Spitsmuis, Egel, Bunzing, Kat, Gewone pad, Kikker *sp.* en Salamander *sp.* waargenomen. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen passages waarbij het spoor over meerdere sporenbedden loopt, en bezoeken, waarbij het spoor over 1 sporenbed loopt. Passages zijn vastgesteld door Bosmuis, Bruine rat, Bunzing, Kat, Pad en Salamander; in de andere gevallen betrof het een bezoek. Aanvullend zijn met life-traps Huisspitsmuis, Bosspitsmuis en Bosmuis gevangen. Hoewel de resultaten niet afzonderlijk voor de noordzijde en de zuidzijde worden gepresenteerd, melden de auteurs wel dat de zuidzijde vaker wordt bezocht dan de noordzijde.

In 2005-2006 zijn de resultaten van de monitoring afzonderlijk gerapporteerd omdat de auteurs stellen dat het feitelijk om twee afzonderlijke passages gaat met twee verschillende achterlandsituaties.

Aan de noordzijde van faunavoorziening Monnikenberg zijn in 2005-2006 Salamander, Pad, Kikker, Egel, Vos, Konijn, Bosmuis en Kat waargenomen. In het najaar werd de voorziening frequent gebruikt, maar uitsluitend door katten, muizen en amfibieën. In het voorjaar maakten amfibieën incidenteel gebruik van de voorziening en Vossen frequent. Het gebruik door Konijn en Egel is eenmaal vastgesteld.

Aan de zuidzijde van de onderdoorgang zijn in 2005-2006 sporen van Pad, Bosmuis, Vos Konijn en Kat aangetroffen. In het najaar werd de passage gebruikt door Kat, Muis (frequent) en eenmalig door Pad. In het voorjaar door Kat, een aantal keer door Muis en incidenteel door Vos en Konijn.

Externe factoren

- In 2000 wordt er gerapporteerd over een opvallend aantal sporen van amfibieën, voornamelijk van Gewone pad. De stobben worden door deze soort mogelijk als overwinteringsplaats gebruikt. Het regelmatige gebruik van amfibieën bij Monnikenberg Noord is ook in het najaar van 2005-2006 opvallend. Dit wordt mogelijk verklaard door de aanwezigheid van diverse poelen die in de nabije omgeving (binnen een straal van twee kilometer) van de faunavoorziening te vinden zijn. In deze poelen vindt voortplanting plaats van diverse soorten amfibieën (onder andere Kamsalamander, Kleine watersalamander, Gewone pad en Bruine kikker) (Brandjes en Langendorff, 2004).
- In 2000 is de zuidzijde van de voorziening vaker door fauna bezocht dan de noordzijde. De auteurs geven als mogelijke verklaring de aanwezige rasters die de passage aan de noordzijde grotendeels omsluiten. Deze rasters ontbreken aan de zuidzijde en hier sluit de stobbenwal direct aan op het bos. Een andere verklaring wordt gevonden doordat sporen mogelijk gemist zijn in de greppel aan de zuidzijde omdat de bodem werd bedekt door inwaaiende bladeren. In 2005-2006 was dit precies andersom. Toen zijn aan de zuidzijde minder soorten waargenomen en is minder frequent gebruik vastgesteld van de aanwezige soorten dan aan de noordzijde van de onderdoorgang. De afstand van de weg tot de stobbenwal is kleiner dan aan de noordzijde. Ook het achterland is anders; aan de noordzijde zijn landgoedbossen te vinden, terwijl aan de zuidzijde van de voorziening een groene Villawijk te vinden is. Het gebruik door amfibieën is lager dan verwacht terwijl ook aan de zuidzijde diverse poelen aanwezig zijn (Brandjes en Langendorff, 2004).

Effectiviteit van gebruik

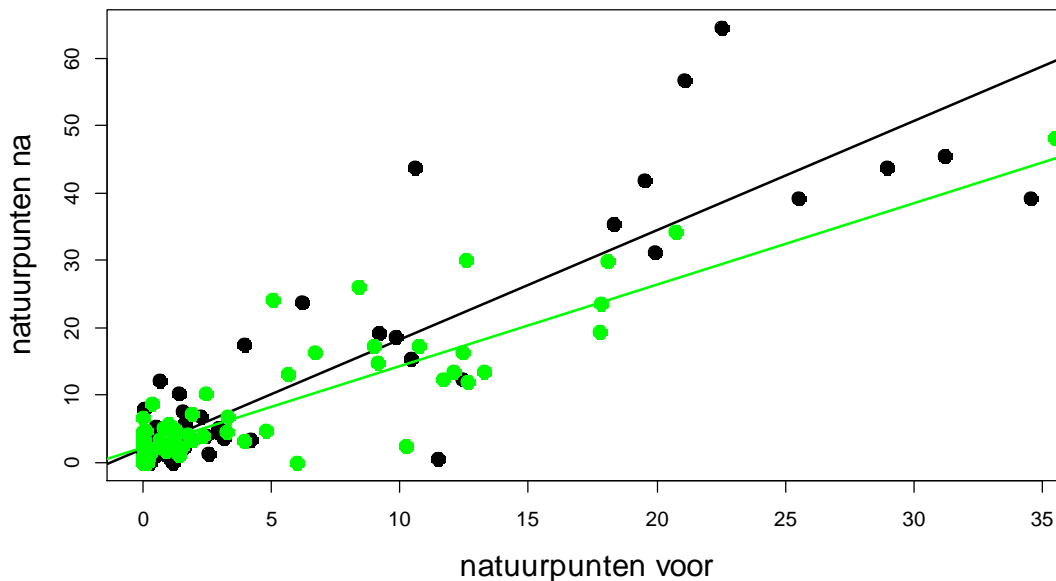
Er is geen opvallende toe- of afname in aantallen soorten in 2005-2006 ten opzichte van de eerdere monitoring in 2000. Een nulmonitoring ontbreekt waardoor het lastig te duiden is of de voorziening de barrièrewerking opheft. Het frequente gebruik door met name amfibieën lijkt echter wel te suggereren dat de onderdoorgang effectief is.

De omgeving speelt een grote rol voor de mate waarin de voorziening wordt gebruikt. Het frequente gebruik door amfibieën komt mede door de aanwezigheid van poelen in de omgeving en de aankleding van het viaduct. Bij het verschil in gebruik tussen de noord- en zuidzijde van de onderdoorgang speelt het verschil in achterland en de aanwezige rasters mogelijk een rol.

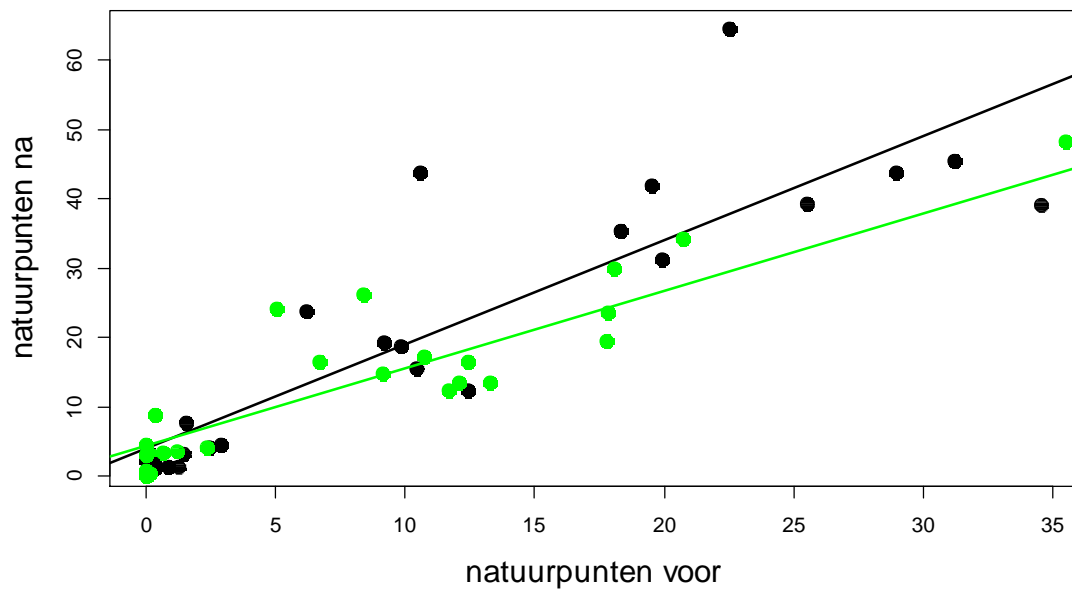
Annex 3 Resultaten Robuustheidsanalyse natuurluipuntentberekening NDFF/SWECO

De robuustheidsanalyse hieronder is toegevoegd om de gevoeligheid van de resultaten uit paragraaf 3.3 te laten zien voor het al dan niet beschouwen van de referentiegebieden en barrièregebieden als twee gebieden (barrière en referentie aan één kant van de weg als een set waarnemingen en barrière en referentiegebieden aan de andere kant van de weg als een andere set; dus vier meetpunten per knelpunt) of als één gebied (per knelpunt vormen alle barrière vakken samen en alle referentiegebieden samen; dus twee meetpunten per knelpunt). In de hoofdtekst in paragraaf 3 is gekozen voor de laatste benadering. Hieronder dezelfde resultaten als in hoofdstuk 3, maar hier zijn de natuurluipuntent in barrière- en referentiegebied A en B als aparte gegevens behandeld.

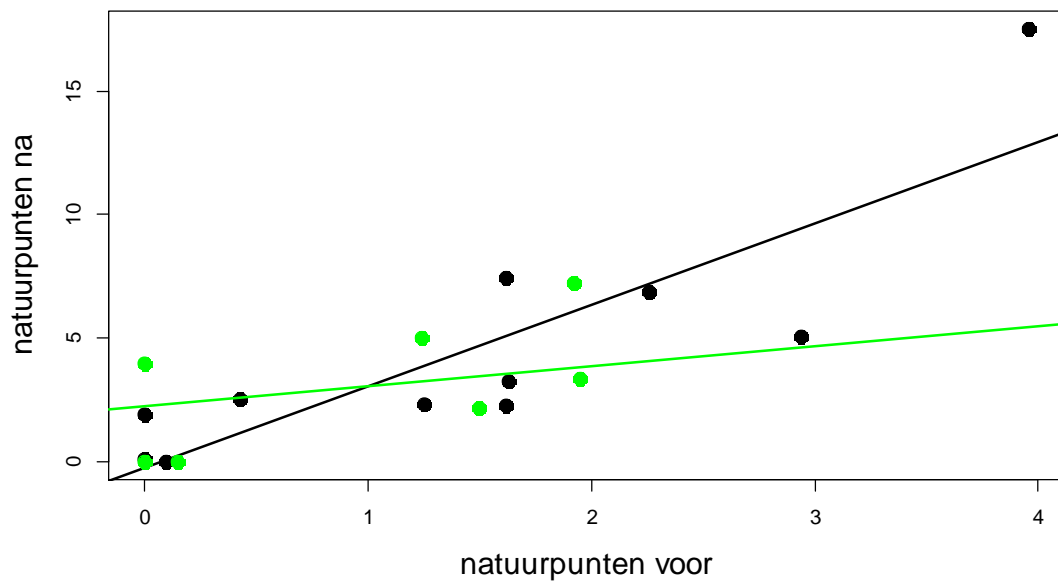
(a)



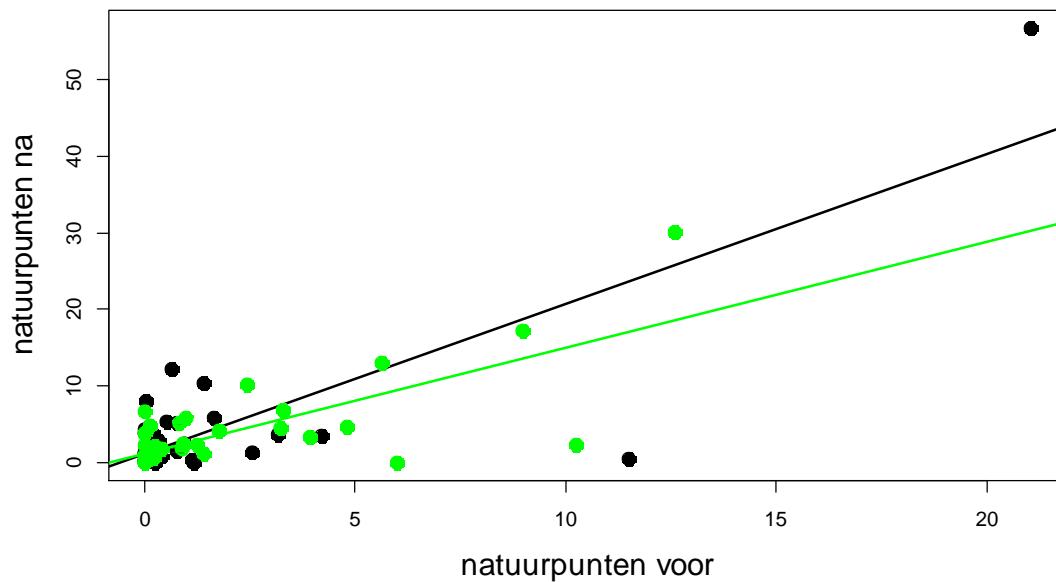
(b)



(c)



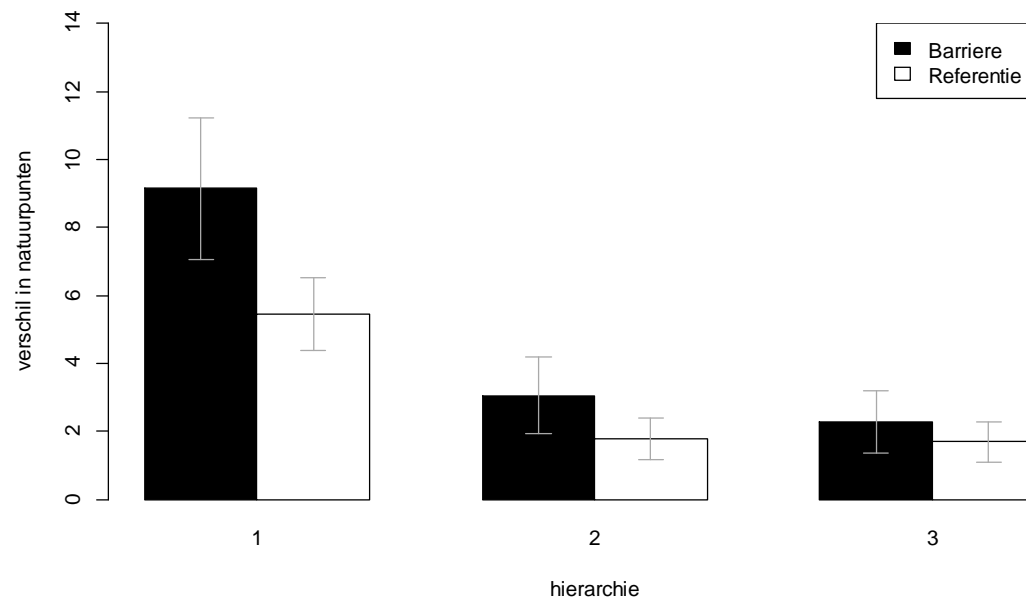
(d)



Figuur A14: De relatie tussen de natuurpunten voor en na het oplossen van het knelpunt. In groen de natuurpunten van de referentiegebieden en in zwart die in de barrièregebieden. (a) alle hiërarchische groepen samen, (b) alleen H1 Ecoducten, (c) alleen H2-Viaducten, en (d) alleen H3-Grote faunatunnels. $N = 2 \times 41$, aan beide kanten van de doorsnijdende weg apart genomen.

Tabel A3: Resultaten van een Linear Mixed Model met het verschil in natuurpunten tussen voor en na het oplossen van het knelpunt als responsvariabele. $N = 164$.

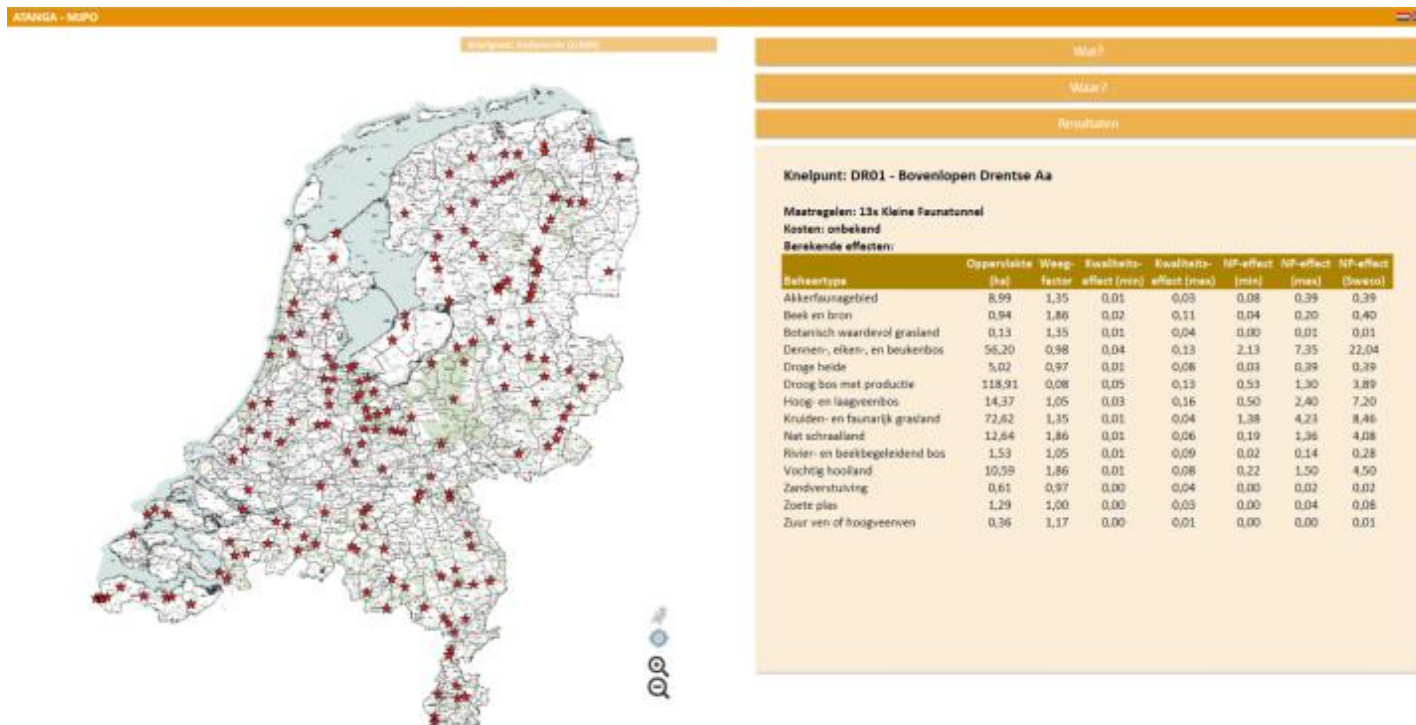
Variabele	coëfficiënt $\beta \pm SE$	t	P
hiërarchie	-2.07 ± 0.70	-2.95	0.005
barrière vs referentie	-1.83 ± 0.84	-2.17	0.032
aantal waarnemingen	0.00 ± 0.00	3.12	0.002



Figuur A15: Verschil in natuurlpunten voor drie knelpuntenhiërarchiegroepen, uitgesplitst voor barrière- en referentiegebieden (1=H1-Ecoduct, 2=H2-Viaduct en 3=H3-Grote faunatunnel).

Annex 4 Resultaten stap 8 - Interactieve visualisatie van effecten

De centrale berekeningen voor deze MCKBA worden online gevisualiseerd in de Atanga natuurpuntencalculator. Het doel van de Atanga natuurpuntencalculator is in het algemeen om gebruikers en potentiële gebruikers van de natuurpuntenaanpak inzicht te geven in hoe berekeningen met de natuurpunten er concreet uitzien. Het is een online ijkpunt voor 'practitioners' waarin belangrijke elementen van de methode, inclusief de daarvoor benodigde en te benutten databronnen voor MJPO inzichtelijk worden gemaakt. Atanga natuurpunten heeft een generiek deel en aparte pagina's (tabbladen) voor specifieke cases, zoals MJPO. Voor MJPO draait het om visualisatie van de belangrijkste bouwstenen voor de berekeningen: 1) natuurbeheertypenkaart, 2) grondgebruikskaart, natuurkwaliteitskaart, 3) de 178 knelpuntenkaart, 4) de wegenstructuur, 5) de 0,5 en 6) 2km bufferkaart, 7) diezelfde 2km bufferkaart met kilometerhokken en met 8) geselecteerde kilometerhokken zoals gebruikt door SWECO/NDFF, 9) een kaart met de hiërarchische indeling van de knelpunten.



Figuur A16: Screenshot van de Atanga natuurpuntencalculator/visualisatie.

De meest recente versie van deze tool is te vinden op: <http://www.atanga.nl/natuurpunten>

Annex 5 Het effect van disconteren met 3%

In onderstaande tabel laten we het effect van disconteren zien met een discontovoet van 3%. Het gaat hier om het illustreren van het effect als gevoeligheidsanalyse. We hebben een gelijke verdeling van uitgaven over de tijd verondersteld, omdat er geen gedetailleerd genoeg overzicht was van het verloop in de tijd voor MJPO en Natuurpact. Het ijk-jaar is 2018. Alle kosten daarvoor (voor MJPO alle kosten en voor Natuurpact de kosten in 2016 en 2017) worden positief verdisconteerd, dus die worden 'meer waard'. De Contante Waarde daarvan ligt dus hoger dan de nominale bedragen. De kosten in de toekomst worden negatief verdisconteerd. De verdisconteerde kosten van MJPO zijn 350 miljoen (tegen 283 miljoen nominaal), die van het Natuurpact bedragen 4088 miljoen (tegen 4501 nominaal). De verdisconteerde MJPO kosten liggen dus 24% hoger dan de nominale. Voor Natuurpact zijn ze 9% lager.

Figuur A17: Discontering MJPO (ex-post) en Natuurpact (2 jaar ex-post en 10 jaar ex-ante).

Discontering MJPO (ex-post) en Natuurpact (2 jaar ex-post en 10 jaar ex-ante)							
		discount rate = r =					
		0.030					
		$X/(1+r)^t$	year	MJPO NOMINAL	MJPO DISCOUNTED	Natuurpact NOMINAL	Natuurpact DISCOUNTED
year AD	years passed = t	discount factor					
		1.000		283030000	350936706	4510381419	4088288244
				15	15	12	12
				18,868,667	23,395,780	375,865,118	340,690,687
				283,030,000	350,936,706	4,510,381,419	4,088,288,244
					1.24		0.91
2004	-14	1.513	-14	18,868,667	28,540,551		
2005	-13	1.469	-13	18,868,667	27,709,273		
2006	-12	1.426	-12	18,868,667	26,902,207		
2007	-11	1.384	-11	18,868,667	26,118,647		
2008	-10	1.344	-10	18,868,667	25,357,910		
2009	-9	1.305	-9	18,868,667	24,619,330		
2010	-8	1.267	-8	18,868,667	23,902,262		
2011	-7	1.230	-7	18,868,667	23,206,080		
2012	-6	1.194	-6	18,868,667	22,530,175		
2013	-5	1.159	-5	18,868,667	21,873,956		
2014	-4	1.126	-4	18,868,667	21,236,851		
2015	-3	1.093	-3	18,868,667	20,618,302		
2016	-2	1.061	-2	18,868,667	20,017,768	375,865,118	398,755,304
2017	-1	1.030	-1	18,868,667	19,434,727	375,865,118	387,141,072
2018	0	1.000	0	18,868,667	18,868,667	375,865,118	375,865,118
2019	1	0.971	1			375,865,118	364,917,591
2020	2	0.943	2			375,865,118	354,288,923
2021	3	0.915	3			375,865,118	343,969,828
2022	4	0.888	4			375,865,118	333,951,289
2023	5	0.863	5			375,865,118	324,224,553
2024	6	0.837	6			375,865,118	314,781,119
2025	7	0.813	7			375,865,118	305,612,737
2026	8	0.789	8			375,865,118	296,711,395
2027	9	0.766	9			375,865,118	288,069,316

Annex 6 Effecten van ontsnipperingsmaatregelen op verkeerslachtoffers

Auteur: Renée M. Bekker, m.m.v. Thijs de Kruijf

Door het aanleggen van verbindingen middels ecoducten, faunapassages et cetera worden (natuur)gebieden aan weersijden van een drukke verkeersader weer verbonden en bereikbaar voor met name lopende zoogdieren, maar brede passages worden ook gebruikt door bijvoorbeeld insecten, amfibieën en reptielen, vleermuizen en daar waar het natte verbindingen betreft ook door vissen.

Om een correct beeld van de relatie tussen de aanleg van ontsnipperingsmaatregelen en de reductie van ongelukken met (zoog)dieren te krijgen zal nader onderzoek nodig zijn. Ten eerste zullen databestanden gekoppeld moeten worden, want er zijn op verschillende plekken registraties voor gedode dieren langs de (snel)wegen. Een van de registraties is de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF), een andere is bijvoorbeeld het Fauna Registratie Systeem (FRS) van de wildbeheereenheden. Ook de wegbeheerders zelf houden vaak de meldingen van dode dieren bij.

Ten tweede zal er een analyse moeten worden uitgevoerd van het effect op de relatie tussen oplopende verkeersdruk op de trajecten en het aantal slachtoffers van de betreffende soorten. Daarnaast moet er ruimtelijk worden geanalyseerd of de ontsnipperingsmaatregelen die na realisatie lokaal aanrijdingen voorkomen, mogelijk op andere plekken nieuwe “oversteekproblemen” met zich meebrengen omdat de oversteekmogelijkheden zich hebben verplaatst of omdat er door de kwaliteitsverbetering van de ontsnippering nu meer individuen van de soort zijn. Zie bijvoorbeeld figuur A20 en A21, waarin ter plekke de slachtoffers duidelijk zijn afgenomen maar in een groter gebied er omheen een lichte toename lijkt te zijn opgetreden in het voorbeeld. Verschillende soorten zouden hier ook verschillend op kunnen reageren.

Voor dit onderzoek zullen verscheidene partijen bijeengebracht moeten worden en zal op de uiteindelijke dataset nog een flinke bewerking nodig zijn. Er is geen gestandaardiseerd meetnet voor verkeerslachtoffers, en monitoring vooraf en na realisatie van de aanleg van verbidingsmaatregelen heeft niet structureel plaatsgevonden.

Eerste inzichten ruimtelijke verdeling verkeerslachtoffers per periode

Knelpunt: GE03

Kilometerhokken in buffer

Noordkant barrière: 181-445, 181-446, 182-444, 183-444, 184-443, 186-447, 182-447, 183-447

Zuidkant barrière: 182-444, 183-444

Referentievakken:

Noordkant barrière: 184-443, 186-447

Zuidkant barrière: 182-447, 183-447



Figuur A18: Buffer met straal van 2 kilometer – onderzoeksgebied rond opgelost knelpunt (lichtblauwe stip).



Figuur A19: Selectiegebied rond het opgeloste knelpunt binnen de NDFF. Alle zoogdierwaarnemingen van 2006-2018.



Figuur A20: Verkeersslachtoffers 2006-2012. Locatie van maatregel in de blauwe cirkel. 15 gemelde dode dieren in de dataset van de NDFF, waarvan twee in de cirkel.



Figuur A21: Verkeersslachtoffers 2012-2018. Locatie van maatregel in de blauwe cirkel. 20 gemelde dode dieren in de dataset van de NDFF, waarvan geen in de cirkel.

Annex 7 Foto-impressie van verschillende ontsnipperingsmaatregelen per hiërarchie

H1 – Ecoduct



H2 – Viaduct met medegebruik fauna



H3 – Grote faunatunnel



H3 – Brug met doorlopende oever



H4 – Kleine faunatunnel



H4 – Duiker met doorlopende oever



H5 – Fauna-uitstapplaats



H5 – Raster



H5 – Stobbenwal

