

Meerjarenprogramma Ontsnippering - Knelpuntenanalyse

Opdrachtgever: Projectbureau Meerjarenprogramma Ontsnippering; een samenwerkingsverband van het Ministerie van Verkeer & Waterstaat, het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, en het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu.

Meerjarenprogramma Ontsnippering

Knelpuntenanalyse

E.A. van der Grift
R. Pouwels
R. Reijnen

Met medewerking van:

J.T.R. Kalkhoven
H. Kuipers
S.R. Hensen
F. Ottburg
R. Jochem
J.G.M. van der Gref

Alterra-rapport 768

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Van der Grift, E.A., R. Pouwels & R. Reijnen, 2003. *Meerjarenprogramma Ontsnippering: knelpuntenanalyse*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 768. 168 blz. .11 fig.; . 3 tab.; 50 ref.; 13 bijlagen met 75 kaarten

De natuur in Nederland raakt steeds meer versnipperd. Infrastructuur is op veel plaatsen mede verantwoordelijk voor deze versnippering. Om een overzicht te krijgen van de locaties waar zich knelpunten voordoen tussen de natuur en infrastructuur is een landsdekkende knelpuntenanalyse uitgevoerd. De knelpuntenanalyse richt zich wat betreft natuur op de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), gestelde natuurdoelen buiten de EHS en de robuuste verbindingen. Wat betreft infrastructuur beperkt deze studie zich tot rijkswegen, provinciale wegen, spoorwegen en vaarwegen. Een significante vermindering van de levensvatbaarheid van dierspopulaties als gevolg van de aanwezigheid van infrastructuur is bij het achterhalen van de knelpunten als graadmeter gebruikt. Deze analyse is uitgevoerd met het expertsysteem LARCH. Hierbij zijn tien soortgroepen, zogenaamde ecoprofielen, doorgerekend. Deze soortgroepen zijn representatief voor circa driekwart van het Nederlandse (droge) natuurareaal. In totaal zijn 126 knelpunten vastgesteld, exclusief de knelpunten binnen robuuste verbindingen. Per knelpunt is de ecologische winst berekend wanneer het betreffende knelpunt zou zijn opgelost. Op basis van deze ecologische winst zijn de knelpunten geprioriteerd. Tevens is aangeduid wanneer knelpunten samenhang met elkaar hebben: dit betekent dat het oplossen van de één alleen zinvol is wanneer ook het andere knelpunt wordt aangepakt.

Trefwoorden: versnippering, ontsnippering, mitigatie, autoweg, spoorweg, waterweg, knelpunten, duurzaamheidsanalyse

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 63,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 768. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Probleemstelling	13
1.3 Doel van het onderzoek	14
1.4 Toepassing	15
1.5 Opzet van dit rapport	15
2 Methoden	17
2.1 Onderzoeksaanpak op hoofdlijnen	17
2.2 Selectie van ecoprofielen	18
2.3 Genereren habitatkaarten	20
2.4 Genereren doorlaatbaarheidskaarten	20
2.5 Duurzaamheidsanalyses	20
2.6 Identificatie knelpunten	23
2.6.1 Knelpunten van de eerste orde	23
2.6.2 Knelpunten van de tweede orde	23
2.6.3 Samenhangende knelpunten	24
2.6.4 Knelpunten in de robuuste verbindingen	24
2.7 Ecologische klassificering knelpunten	25
2.7.1 Knelpunten van de eerste orde	25
2.7.2 Knelpunten van de tweede orde	26
2.7.3 Aggregatie ecoprofielen	27
3 Resultaten	29
3.1 Aantal knelpunten	29
3.2 Ligging van de knelpunten	30
3.3 Samenhangende knelpunten	31
3.4 Knelpunten in de robuuste verbindingen	33
3.5 Ecologische prioriteit	34
3.6 Ecoprofiel Otter	35
4 Discussie	37
4.1 Methodiek knelpuntenanalyse	37
4.2 Knelpunten	39
4.3 Prioriteit knelpunten	40
5 Conclusies	43
Literatuur	45

1	Begrippenlijst	49
2	Selectie ecoprofielen	53
3	Genereren habitatkaarten	65
4	Genereren doorlaatbaarheidskaarten	67
5	Parameters LARCH	75
6	Genereren kaart met lokale populaties	77
7	Normering uitwisseling tussen leefgebieden	81
8	Habitatkaarten met lokale populaties	85
9	Doorlaatbaarheidskaarten	97
10	Duurzaamheidskaarten	109
11	Knelpunten per provincie	131
12	Prioritering van de knelpunten per provincie	145
13	Prioritering van de knelpunten per ecoprofiel	159

Woord vooraf


Versnippering is een van de hoofdoorzaken van de achteruitgang van flora en fauna in ons land. *Versnippering* is een verzamelterm voor het complex van door de mens veroorzaakte processen waardoor leefgebieden van planten- en diersoorten worden verkleind en in 'snippers' uiteenvallen. Als gevolg van *versnippering* zullen over niet al te lange tijd heel wat planten- en diersoorten en (daarmee) ecosystemen verdwenen zijn uit de woon-, werk- en recreatieomgeving en uit natuurgebieden. Maatregelen om deze *versnippering* tegen te gaan, noemen we *ontsnippering*. Bij *ontsnipperende* maatregelen kan men bijvoorbeeld denken aan ecoducten, faunatunnels of diervriendelijke oevers.

Ontsnippering is essentieel om de kwalitatieve doelstellingen van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) te realiseren. De EHS bestaat uit een samenhangend landelijk netwerk van bestaande en nog te ontwikkelen natuurgebieden en de verbindingen daartussen. Daarom is in de nota *Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur* (2001) en het concept Nationaal Verkeers- en Vervoersplan (NVVP, 2002) een Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) aangekondigd, op te stellen door de departementen van V&W, LNV en VROM gezamenlijk. Het MJPO zal naar verwachting in het najaar van 2003 verschijnen. Het MJPO vormt het kader voor het ontsnipperingsbeleid voor de periode tot 2020. Het MJPO richt zich op de belangrijkste *versnipperende* factor in Nederland, namelijk de vervoersinfrastructuur. Hierbij gaat het alleen om *reeds bestaande* infrastructuur. Nieuwe infrastructuur wordt namelijk al zodanig aangelegd dat de barrièrewerking tot een minimum wordt beperkt.

Dit rapport geeft een ecologisch modelmatige analyse van de locaties waar ontsnippering een bijdrage zou kunnen leveren aan herstel en ontwikkeling van duurzame dierpopulaties. De analyse levert daarmee een belangrijke bouwsteen voor het Meerjarenprogramma Ontsnippering.

Het onderzoek is uitgevoerd door Alterra, in opdracht en onder begeleiding van de opstellers van het MJPO, de ministeries van V&W, LNV en VROM.

Namens de stuurgroep Meerjarenprogramma Ontsnippering,



Mr. J. Olman
Voorzitter stuurgroep MJPO

Samenvatting

De natuur in ons land raakt steeds verder versnipperd. Natuurgebieden worden kleiner en komen verder uit elkaar te liggen. Infrastructuur versterkt deze versnippering. Door deze versnippering komt de levensvatbaarheid van dierpopulaties in gevaar. Sinds de lancering van het concept van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) wordt er in Nederland hard gewerkt aan ‘ontsnippering’. De aanleg van nieuwe natuurgebieden en het verbinden van natuurgebieden staan hierin centraal. Speciale faunaverbindingen moeten de versnipperende werking van infrastructuur opheffen.

Om vast te stellen op welke plaatsen infrastructuur een probleem vormt voor de levensvatbaarheid van dierpopulaties is een knelpuntenanalyse onontbeerlijk. Eerdere studies hebben reeds geresulteerd in knelpuntenkaarten. Deze studies hadden vaak als basis de beleidsstatus van gebieden of waren specifiek gericht op één of meerdere doelsoorten. De rangschikking van knelpunten naar urgentie van aanpak is echter een probleem, mede door de verschillen in de wijze waarop de knelpunten zijn vastgesteld en geprioriteerd. Hierdoor ontbreekt vooralsnog een overzichtelijk totaalbeeld van knelpunten bij (rijks)infrastructuur.

Het is de wens om binnen het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) de bestaande knelpuntenanalyses op elkaar af te stemmen en een prioritering voor de aanpak van knelpunten op te stellen. Het onderzoek van Alterra richt zich op het identificeren van ecologische knelpunten bij rijks- en provinciale wegen, spoorwegen en vaarwegen. Uitgangspunt hierbij is de levensvatbaarheid van dierpopulaties. Om de geïdentificeerde knelpunten te kunnen prioriteren, zijn de knelpunten aan de hand van kwantitatieve graadmeters ecologisch geklassificeerd. Deze ecologische klassificering vormt een belangrijke bouwsteen bij het prioriteren van knelpunten, naast bijvoorbeeld praktische overwegingen (e.g. mogelijkheden om werk-met-werk te maken) of financiële afwegingen.

Het concept van de EHS is gebaseerd op het aan elkaar schakelen van verschillende natuurgebieden tot een ecologisch netwerk. In deze studie is nagegaan welke ecologische netwerken doorsneden worden door infrastructuur. Daar waar de duurzaamheid van de ecologische netwerken (en daarmee de levensvatbaarheid van dierpopulaties) significant vermindert, wordt gesproken van een ecologisch knelpunt.

Het is onmogelijk om een analyse uit te voeren voor alle soorten die in Nederland voorkomen en gevoelig zijn voor infrastructuur. Binnen de studie is daarom gekozen om gebruik te maken van *ecoprofielen*. Deze ecoprofielen representeren elk een groep van soorten, waardoor het mogelijk is om voor een groot aantal soorten de knelpunten te achterhalen. De geselecteerde ecoprofielen representeren vier belangrijke ecosystemen binnen de EHS: bos (*ecoprofielen hazelworm en boomarter*), heide en duin (*ecoprofielen zandhagedis en adder*), moeras (*ecoprofielen poelkikker en noordse*

woelmuis) en beekdalen (*ecoprofielen bruine vuurvlinder en ringslang*). Het *ecoprofiel otter* maakt gebruik van moeras en beekdalen en het *ecoprofiel edelbert* maakt gebruik van alle ecosystemen. Met deze keuze is 76% van de EHS gedekt en worden niet alleen de knelpunten zichtbaar binnen ecosystemen, maar ook tussen ecosystemen.

Voor het identificeren en klassificeren van de knelpunten is gebruik gemaakt van het kennisstelsel LARCH. Voor elk ecoprofiel is bepaald waar de ecologische netwerken liggen en wat de duurzaamheid is van deze netwerken. Vervolgens is met het kennisstelsel nagegaan of ecologische netwerken fuseren wanneer alle tussenliggende infrastructuur gemitigeerd zou zijn. Plekken waar dit fuseren resulteert in een verandering van duurzaamheidsklasse zijn aangeduid als knelpunten.

Om de ecologische winst te bepalen, onderscheiden we knelpunten van de eerste orde, die direct resulteren in ecologische netwerken met een hogere duurzaamheidsklasse en knelpunten van de tweede orde, die alleen resulteren in ecologische netwerken met een hogere duurzaamheidsklasse wanneer eerst andere knelpunten gemitigeerd worden. Voor knelpunten van de eerste orde worden *drie* prioriteitsklassen onderscheiden op basis van de grootte van de ecologische netwerken. Voor knelpunten van de tweede orde worden *twee* prioriteitsklassen onderscheiden op basis van de duurzaamheidsklasse van de ecologische netwerken.

Als laatste zijn de knelpunten van de ecoprofielen samengevoegd. De geaggregeerde knelpunten zijn per provincie weergegeven door per knelpunt aan te geven voor hoeveel ecoprofielen het traject als een knelpunt wordt ervaren. Bij de bepaling van de prioriteit van het knelpunt is uitgegaan van het ecoprofiel met de hoogste prioriteit.

In totaal zijn 1126 knelpunten geïdentificeerd. De meeste knelpunten (75%) worden aangetroffen bij rijks- en provinciale wegen. Bij spoorwegen zijn de minste knelpunten (5%) aangetroffen. Bij 988 (88%) knelpunten zullen ontsnipperende maatregelen direct resulteren in een verbetering van de duurzaamheid van ecologisch netwerken. In 23% van de gevallen zijn trajecten een knelpunt voor twee of meer ecoprofielen.

Voor 292 knelpunten geldt dat er twee knelpunten tegelijkertijd opgelost moeten worden voor een verbetering van de duurzaamheid van ecologische netwerken. Voor 199 knelpunten geldt dat er drie of meer knelpunten tegelijkertijd opgelost moeten worden. Met name bij het *ecoprofiel edelbert* is in veel situaties sprake van meer dan twee dicht bij elkaar gelegen barrières die gezamenlijk aangepakt dienen te worden (175 van de 199 knelpunten).

Alle knelpunten in de robuuste verbindingen verdienen de hoogste prioriteit. Deze verbindingen vormen de zogenaamde 'slagaders' binnen de Ecologische Hoofdstructuur die het duurzaam voorkomen van veel soorten moeten garanderen. Doorsnijdingen met infrastructuur bemoeilijken de werking van deze verbindingen, of maken uitwisseling zelfs geheel onmogelijk. Binnen de studie zijn de knelpunten in de robuuste verbindingen op een zeer pragmatische manier vastgesteld: iedere

doorsnijding van een robuuste verbinding door één van de vormen van infrastructuur leidt tot de aanwijzing van een knelpunt. Dit heeft geresulteerd in 1482 knelpunten. Veel knelpunten met vaarwegen hebben betrekking op de 'Noordelijke Natte as'. De vaarwegen die als knelpunt zijn aangewezen, zijn onderdeel van deze robuuste verbinding. Door de gehanteerde methode is er een overschatting van de knelpunten in deze robuuste verbinding.

Met de gehanteerde methode zijn geen knelpunten gevonden voor het *ecoprofiel otter*. In de situatie zonder infrastructuur wordt er (nog steeds) geen duurzaam ecologisch netwerk in Nederland gevonden. Voor dit ecoprofiel zijn drie acties van belang: (1) realiseer sleutelgebied in Friesland, (2) los de knelpunten van de robuuste verbindingen op in noord-Nederland en het rivierengebied en (3) zorg voor aansluiten tussen beide gebieden of zorg voor aansluiting vanuit Friesland naar Duitsland.

De ecologische klassificering biedt een goede basis om de aanpak van knelpunten te prioriteren. In dit onderzoek is echter nog geen uitgewerkte prioritering van knelpunten gemaakt. Hiervoor zijn immers, behalve ecologische aspecten, ook andere factoren van belang, zoals het vigerend natuurbeleid, soortenbeleid, gebiedsgerichte aanpak, kosten, juridische verantwoordelijkheden, multifunctioneel gebruik van faunavoorzieningen, draagvlak in de regio, werk-met-werk maken e.d. Deze prioritering vindt in een latere fase van het MJPO-project plaats.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De natuur in ons land raakt steeds meer versnipperd¹. Enerzijds is dit een gevolg van het verlies aan oppervlakte natuur. Natuurgebieden worden kleiner en komen in meer of mindere mate als geïsoleerde plekken in het landschap te liggen. Infrastructuur versterkt deze versnippering. Enerzijds omdat deze lijnvormige bouwwerken vaak een onneembare barrière vormen voor veel dieren. En als een dier wel probeert om over te steken bestaat er altijd nog de kans om te worden aangereden. Uitwisseling tussen dierpoblaties in leefgebieden aan weerszijden van de infrastructuur kan hierdoor sterk worden beperkt of zelfs geheel onmogelijk worden gemaakt.

Sinds in 1990 in het Natuurbeleidsplan het concept van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) is gelanceerd, wordt er in Nederland hard gewerkt aan 'ontsnippering'. De aanleg van nieuwe natuurgebieden en het vergroten of verbinden van bestaande natuurgebieden staat hierbij centraal. Speciale faunavoorzieningen op plaatsen waar natuurgebieden of verbindingszones infrastructuur kruisen moeten ook ter plaatse van deze barrières de uitwisseling van soorten (opnieuw) mogelijk maken.

1.2 Probleemstelling

Om vast te stellen op welke plaatsen infrastructuur een probleem vormt voor de levensvatbaarheid van dierpoblaties is een knelpuntenanalyse onontbeerlijk. Inmiddels zijn er door verschillende instanties (Ministerie LNV, Rijkswaterstaat DWW, NS Railinfrabeheer, provincies, terreinbeherende natuurorganisaties e.a.) knelpuntenanalyses uitgevoerd. Deze studies hebben als basis gediend voor het aanbrengen van de eerste ontsnipperende maatregelen bij infrastructuur.

De methoden die men in deze knelpuntenstudies heeft gevolgd voor het aanwijzen en prioriteren van de knelpunten verschillen sterk. In veel gevallen is vooral de beleidsstatus van gebieden, bijvoorbeeld of een gebied binnen de EHS valt of niet, gebruikt om knelpunten te achterhalen (Duel 1992; Duel et al. 1992; Koomen 1992). In andere studies zijn één of meerdere specifieke doelsoorten aanleiding geweest om knelpunten te identificeren, bij voorbeeld de otter of das (Creemer et al. 1991; Winter & Smit 1997), of de gebieden van specifieke terreinbeheerders (Bremer 1994; Loeffen 1995). In weer andere gevallen zijn het vooral meer praktische overwegingen geweest die de aanleiding vormden om ontsnipperende maatregelen voor te stellen, bij voorbeeld de aanwezigheid van bestaande kunstwerken (e.g. bruggen, duikers) die eenvoudig voor medegebruik door fauna kunnen worden aangepast (Dorenbosch & Krekels 2000; Van Eckelen & Smit 2000). Of er is sprake van een combinatie van

¹ Bijlage 1 bevat een begrippenlijst.

deze methoden (o.a. Reitsma & Smit 1994; Den Held & Van Rij 1994; Oord 1995a, 1995b, 1995c; Krekels 1996; Van der Grift & Aartsen 1997; Van der Grift & Smeets 1999; Kooreman & Kooij 2001).

Dit alles heeft geresulteerd in een scala van kaarten met knelpunten bij infrastructuur. Deze vertonen voor een deel overlap. Voor een ander deel zijn de kaarten complementair aan elkaar. De rangschikking van knelpunten naar urgentie van aanpak is echter een probleem, mede door de verschillen in de wijze waarop de knelpunten zijn vastgesteld en geprioriteerd. Hierdoor ontbreekt vooralsnog een overzichtelijk totaalbeeld van knelpunten bij (rijks)infrastructuur, vastgesteld en geprioriteerd volgens een eenduidige en reproduceerbare methode.

Een eerste aanzet tot een knelpuntenkaart volgens een eenduidige en reproduceerbare methode is gemaakt in het kader van het *Schetsboek Ontsnippering* (Reijnen et al. 2000). Hierin is een landelijke knelpuntenanalyse uitgevoerd voor rijks- en provinciale wegen. Veranderingen in de duurzaamheid van habitat vormde in deze studie de graadmeter voor het aanwijzen van knelpunten. Wanneer de duurzaamheid van habitat significant verslechterde als gevolg van de doorsnijding met rijks- of provinciale wegen, werd een knelpunt onderscheiden. Dit onderzoek gaf daarmee een goede eerste indruk van de omvang van het versnipperingsprobleem voor rijks- en provinciale wegen. Het expertsysteem LARCH is gebruikt om deze duurzaamheidsanalyses uit te voeren. De gebruikte methode in het *Schetsboek Ontsnippering* kan gezien worden als een voorloper van de methode die in onderhavig onderzoek is gehanteerd. De methode in het *Schetsboek Ontsnippering* was vrij grof. De duurzaamheid van habitat werd voor heel Nederland geanalyseerd in de situatie met en de situatie zonder wegen. De methode liet niet toe om te achterhalen hoe de samenhang van specifieke habitat netwerken werd beïnvloed door de aanwezigheid van wegen. Ook zijn verfijndere analysemethoden nodig om de ecologische winst per plek te bepalen. Uitbreiding en verfijning van de analyses was daarom gewenst, met tevens aandacht voor spoorwegen en vaarwegen.

1.3 Doel van het onderzoek

Het is de wens van het Projectteam Meerjarenprogramma Ontsnippering – een samenwerkingsverband van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, het Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en het Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Voedselkwaliteit - om binnen het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO) de bestaande knelpuntenanalyses op elkaar af te stemmen en een prioritering voor de aanpak van knelpunten op te stellen. Dit onderzoek van Alterra richt zich op een eerste stap binnen deze MJPO-doelstelling: het genereren van een landelijke kaart met ecologische knelpunten bij rijks- en provinciale wegen, spoorwegen en vaarwegen. De duurzaamheid van dierpoblaties c.q. ruimtelijke samenhang van natuurgebieden is uitgangspunt voor de identificatie van de knelpunten. Een tweede doelstelling van het onderzoek is om de geïdentificeerde knelpunten aan de hand van een kwantitatieve graadmeter ecologisch te klassificeren. Deze ecologische klassificering vormt een belangrijke bouwsteen bij het prioriteren

van de knelpunten, naast bijvoorbeeld praktische overwegingen (e.g. mogelijkheden om werk-met-werk te maken) of financiële afwegingen.

1.4 Toepassing

De knelpuntenanalyse maakt het mogelijk om de ontsnipperingsinspanningen bij de hoofdinfrastructuur in Nederland (rijks- en provinciale wegen, spoorwegen en vaarwegen) te structureren en te prioriteren. De knelpuntenkaart geeft snel inzicht in de plekken waar infrastructuur een significante verslechtering betekent voor de levensvatbaarheid van dierpopulaties. Per knelpunt is aangegeven voor hoeveel soortgroepen de plek een probleem vormt en wat de ecologische winst is wanneer het knelpunt wordt opgelost. Op deze manier kan de knelpuntenanalyse als basis gebruikt worden voor het ecologisch prioriteren van knelpunten. Tevens biedt het inzicht in de samenhang tussen knelpunten: er wordt aangegeven welke knelpunten gezamenlijk moeten worden opgelost om effectief te zijn. Het onderzoek stelt de verschillende overheden hierdoor in staat gefundeerde afwegingen te maken ten aanzien van de planning en uitvoering van ontsnipperende maatregelen. De aanwijzing van lokaties waar maatregelen het meeste ecologische rendement hebben, maakt een effectieve besteding van het ontsnipperingsbudget mogelijk.

1.5 Opzet van dit rapport

De structuur van dit rapport is als volgt: de methode wordt beschreven in hoofdstuk 2, in hoofdstuk 3 zijn de resultaten van het onderzoek uitgewerkt, hoofdstuk 4 bevat enige discussiepunten betreffende zowel de gebruikte methode als de gevonden resultaten, en hoofdstuk 5 geeft een aantal conclusies en aanbevelingen. Daarnaast zijn een dertiental bijlagen opgenomen. Bijlage 1 bevat een begrippenlijst. Deze bevat veel van de termen die in dit rapport worden gebruikt (bij voorbeeld: dispersie, levensvatbaar, duurzaam, habitat netwerk etc.) en kan gebruikt worden als naslagwerk om de precieze betekenis en achtergronden van dergelijke begrippen nog eens na te lezen. Bijlage 2 t/m 10 geven een nadere uitleg van de toegepaste methoden, zoals de selectie van de soortgroepen die bij de analyses zijn gebruikt, informatie over het gebruikte expertsysteem LARCH, technische details van noodzakelijke voorbereidingen, analysekaarten, etc. Bijlage 11, 12 en 13 bevatten de resultaten van de knelpuntenanalyse.

2 Methoden

2.1 Onderzoeksaanpak op hoofdlijnen

In Nederland zijn veel natuurgebieden op zichzelf te klein om diersoorten op de lange termijn te laten overleven. Hoewel sommige soorten nu wellicht nog in veel gebieden zijn te vinden, kunnen onverwachte milieuomstandigheden, zoals een strenge winter of droge zomer, hier snel verandering in brengen. De soort kan lokaal uitsterven. Ook toevallige ontwikkelingen in de demografie van de populatie (bij voorbeeld een jaar met weinig nakomelingen en een onverwacht hoge sterfte) kan ervoor zorgen dat de soort uit een natuurgebied verdwijnt. Het beschermen van een enkel gebied is in veel gevallen dus niet meer voldoende om de aanwezigheid van een soort te garanderen. Onderzoek heeft aangetoond dat overleving voor veel diersoorten in ons land alleen nog mogelijk is wanneer leefgebieden met elkaar worden verbonden (Opdam 1991, Bal en Reijnen 1997).

Op deze wijze ontstaan zogenaamde ‘*ecologische netwerken*’, oftewel: een verzameling van leefgebieden die gezamenlijk een woonplaats bieden aan de populatie. Zo’n populatie die verspreid leeft over verschillende leefgebieden binnen één ecologisch netwerk, noemen we een *netwerk populatie* (of: metapopulatie). Uitwisseling van individuen tussen naburige leefgebieden maakt het in een dergelijk ecologisch netwerk mogelijk om populaties in stand te houden, aangezien leefgebieden die (tijdelijk) leeg raken door (lokaal) uitsterven of emigratie, vanuit naburige leefgebieden kunnen worden aangevuld.

Het kennisstelsel LARCH (Pouwels et al. 2002a) is ontwikkeld om na te gaan waar in het landschap de ecologische netwerken voor een gevarieerde set van soorten liggen. Van deze ecologische netwerken kan met LARCH de duurzaamheid worden bepaald, uitgedrukt in de kans dat een populatie uitsterft binnen een periode van 100 jaar. Zodoende kan inzicht worden verkregen in hoeverre een landschap (of een natuurgebied) soorten duurzaam kan herbergen.

In deze studie is nagegaan welke ecologische netwerken doorsneden worden door infrastructuur. Daar waar de duurzaamheid van de ecologische netwerken significant vermindert, wordt gesproken van een ecologisch knelpunt. Het traject van de infrastructuur dat hiervoor zorgt, is aangeduid als een knelpuntraject. Voor tien groepen van soorten (‘ecoprofielen’) zijn in deze studie de knelpuntrajecten bepaald. Per knelpuntraject is nagegaan wat de ecologische winst is wanneer het betreffende knelpunt wordt opgelost. Op basis van deze ecologische winst zijn de knelpunten geprioriteerd.

In het kort zijn er bij het identificeren en prioriteren van de knelpunten acht stappen gevolgd:

Stap 1 Selectie van ecoprofielen.

Het betreft de selectie van tien soortensets aan de hand waarvan het effect van infrastructuur op de duurzaamheid van ecologische netwerken zal worden bepaald. De ecoprofielen zijn zo gekozen dat het grootste deel van de geplande Ecologische Hoofdstructuur (situatie 2018) is gedekt.

Stap 2 Genereren habitatkaarten

Het per ecoprofiel inzichtelijk maken van de ligging en omvang van de ecologische netwerken. Dit als uitgangspunt voor de duurzaamheidsanalyses in stap 4.

Stap 3 Genereren doorlaatbaarheidskaarten

Het analyseren van de weerstand van het landschap per ecoprofiel. Op deze wijze kan bij de duurzaamheidsanalyses rekening worden gehouden met een verminderde uitwisseling tussen leefgebieden als gevolg van landgebruiksvormen en infrastructurele barrières.

Stap 4 Duurzaamheidsanalyses

Het per ecoprofiel bepalen (met het kennisstelsel LARCH) van de duurzaamheid van de ecologische netwerken in de situatie met infrastructuur. Tevens is onderzocht wat het effect is wanneer géén infrastructuur aanwezig is, m.a.w. wanneer de barrièrewerking van de infrastructuur is opgeheven (gemitigeerd).

Stap 5 Identificatie knelpunten.

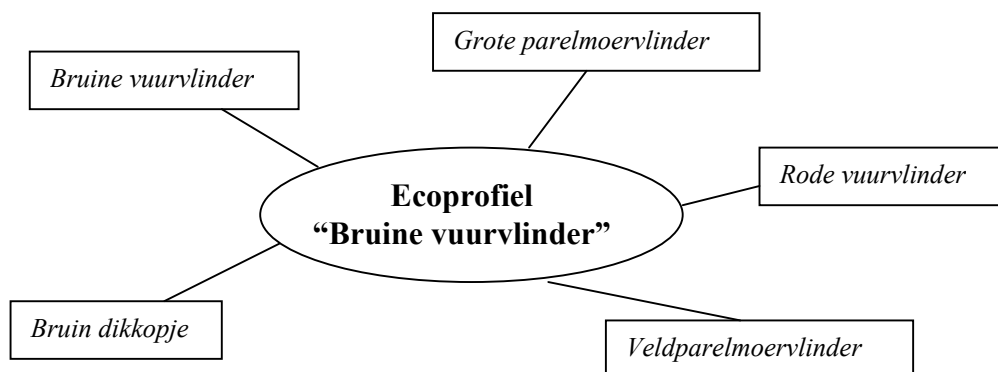
Het aanwijzen van de knelpunten, waarbij er onderscheid is gemaakt tussen (1) knelpunten van de eerste orde, (2) knelpunten van de tweede orde, en (3) knelpunten in de robuuste verbindingen. Tevens zijn samenhangende knelpunten geïdentificeerd; knelpunten die altijd gezamenlijk moeten worden aangepakt.

Stap 6 Ecologische klassificering knelpunten

Onderzocht is welke knelpunten voorrang zouden moeten krijgen bij het nemen van mitigerende maatregelen. De grootte en duurzaamheid van de ecologische netwerken, aan weerszijde van het knelpunt, bepaalt de ecologische winst en is de basis voor verdere prioritering.

2.2 Selectie van ecoprofielen

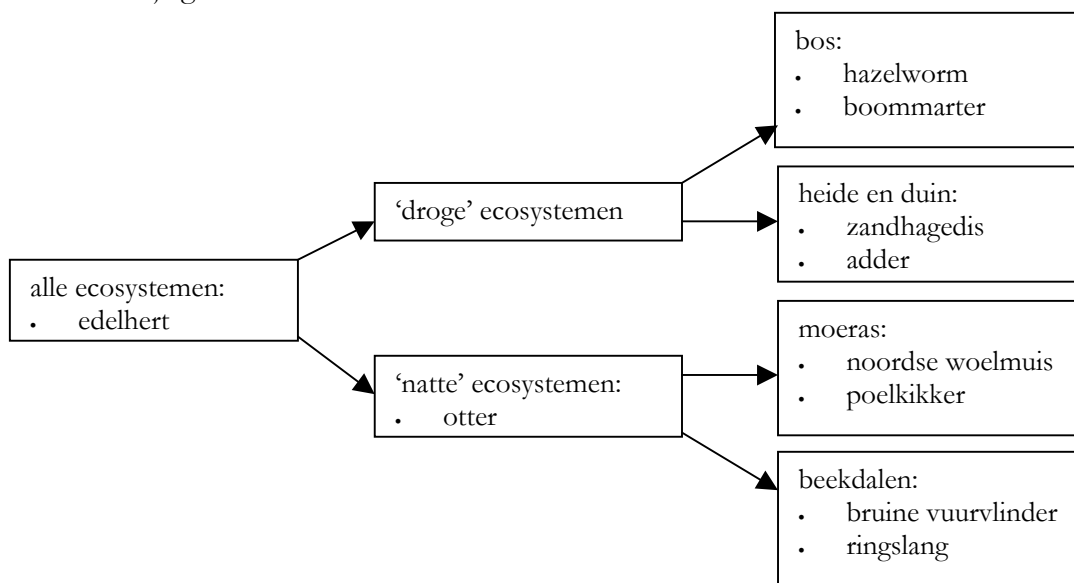
Het analyseren van knelpunten aan de hand van alle in Nederland voorkomende diersoorten die hinder ondervinden van infrastructuur is een onhaalbare zaak. Zelfs al zou men het aantal soorten beperken tot de doelsoorten van het natuurbeleid, of soorten die één of andere status van bescherming genieten, dan is het aantal soorten nog te groot om uitgebreide knelpuntenanalyses uit te voeren die heel Nederland bestrijken. De keuze is daarom gemaakt om niet op basis van de ecologie van specifieke diersoorten de knelpunten te achterhalen, maar te werken met 'ecoprofielen'. Een ecoprofiel representeert een groep van soorten (figuur 2.1). Zodoende kunnen er met minder analyses toch voor een groot aantal soorten de knelpunten worden achterhaald.



Figuur 2.1 Een ecoprofiel is een denkebeeldige soort en staat voor één of meer doelsoorten met vergelijkbare ruimtelijke eisen en wensen ten aanzien van het habitat (Broekmeyer & Steingröver 2001)

Voor deze knelpuntenanalyse zijn 10 ecoprofielen geselecteerd (zie bijlage 2). Figuur 2.2 geeft een overzicht van de geselecteerde ecoprofielen. De ecoprofielen representeren vier belangrijke ecosystemen binnen de EHS: bos, heide en duin, moeras en beekdalen. Sommige van de ecoprofielen hebben betrekking op meerdere ecosystemen. Het *ecoprofiel otter* maakt gebruik van beekdalen en moeras. Het *ecoprofiel edelhert* maakt gebruik van alle ecosystemen. De ecoprofielen verschillen in oppervlaktebehoefte en dispersiecapaciteit (zie bijlage 2, tabel B2.3). Dit correspondeert met de voor deze studie relevante range van schaalniveaus (regionaal – nationaal – internationaal). Met deze keuze van ecoprofielen is circa 76% van de EHS gedekt (zie bijlage 2, figuur B2.4).

Een nadere uitleg van het begrip ecoprofiel, een uitgebreide toelichting waarom we in deze studie voor het gebruik van ecoprofielen hebben gekozen, en de gebruikte criteria voor het selecteren van de ecoprofielen voor deze knelpuntenanalyse, is te vinden in bijlage 2.



Figuur 2.2 Schematische weergave van de verdeling van de gekozen ecoprofielen over de verschillende ecosystemen

2.3 Genereren habitatkaarten

Per geselecteerd ecoprofiel is onderzocht welke habitats in de Ecologische Hoofdstructuur (situatie 2020) geschikt zijn als leefgebied. Hiervoor is gebruik gemaakt van de concept natuurdoelenkaart van LNV. De habitats zijn op kaart gezet, waarmee per ecoprofiel een landelijk beeld is verkregen van de configuratie van de leefgebieden: waar liggen grote habitatplekken, waar kleine, waar zijn habitatplekken met elkaar verbonden, waar liggen plekken min of meer geïsoleerd, etc. De gevolgde werkwijze voor het vervaardigen van de habitatkaarten is nader uiteengezet in bijlage 3.

2.4 Genereren doorlaatbaarheidskaarten

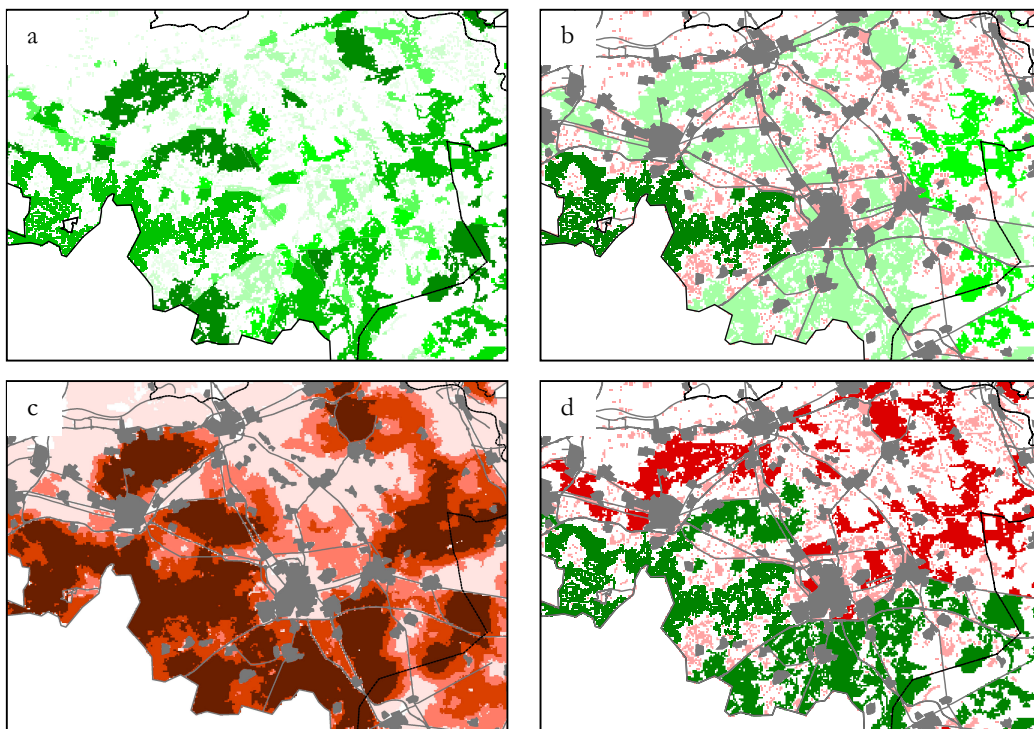
Dieren die zich door het landschap willen verplaatsen ondervinden in meer of mindere mate hinder van de verschillende vormen van landgebruik en infrastructuur. Zo zal een eekhoorn niet snel een grootschalig akkerlandschap doorkruisen en voor een egel kan een drukke verkeersweg een onoverkomelijke barrière zijn. Vooral wanneer een dier zich tussen verschillende leefgebieden beweegt, bijvoorbeeld op zoek naar een partner of een nieuw territorium, is de kans groot dat het dier 'onvriendelijke' landgebruiksvormen moet passeren. Sommige van die landgebruiksvormen worden geheel gemeden. Deze vormen dus een absolute barrière. Andere landgebruiksvormen worden wel doorkruist, maar dieren zullen dit minder vaak doen dan in vergelijking met optimaal habitat. De aanwezigheid van infrastructuur kan deze zogenaamde 'weerstand' van het landschap verder vergroten. Voor veel diersoorten zijn wegen, spoorwegen of kanalen namelijk barrières, die het oversteken van dieren geheel of gedeeltelijk verhinderen. Per ecoprofiel is een analyse gemaakt van de doorlaatbaarheid van het landschap buiten de leefgebieden, en de mate waarin de verschillende vormen van infrastructuur een barrière vormen voor de soorten die het ecoprofiel representeert, waarbij rekening is gehouden met de aanwezigheid van reeds aangelegde ontsnipperende maatregelen. Deze doorlaatbaarheid is per ecoprofiel op kaart weergegeven. De methodiek voor het genereren van de doorlaatbaarheidskaarten is nader uiteengezet in bijlage 4.

2.5 Duurzaamheidsanalyses

Leefgebieden van dieren verschillen in duurzaamheid. De duurzaamheid van leefgebieden is afhankelijk van de grootte van het leefgebied, de kwaliteit van het leefgebied, en de uitwisselingsmogelijkheden die er zijn tussen het leefgebied en naburige leefgebieden. Bij gelijke habitatkwaliteit en uitwisselingsmogelijkheden zijn grote leefgebieden duurzamer dan kleine leefgebieden. Immers, in het grotere leefgebied kunnen meer dieren leven, waarmee de kans afneemt dat de soort (onverwacht) uit het leefgebied verdwijnt, bijvoorbeeld als gevolg van uitserven door milieu-omstandigheden (zoals een strenge winter), of door demografische toevalsfactoren.

Op basis van de gegenereerde habitatkaarten en doorlaatbaarheidskaarten (stap 2 en 3) zijn per ecoprofiel twee duurzaamheidsanalyses uitgevoerd: (1) een duurzaamheidsanalyse van de toekomstige EHS-situatie met infrastructuur, en (2) een analyse van de situatie zonder infrastructuur. Hiervoor is gebruik gemaakt van het kennissysteem LARCH (zie kader en figuur 2.3).

Vergelijking van de twee analyses maakt inzichtelijk wat het effect van infrastructuur is op de duurzaamheid van de leefgebieden. Daarbij is onderscheid gemaakt in drie klassen van duurzaamheid: (1) *niet duurzaam* (uitsterfkans >5% in 100 jaar), (2) *zwak duurzaam* (uitsterfkans 1-5% in 100 jaar), en (3) *sterk duurzaam* (uitsterfkans <1% in 100 jaar) (Verboom et al. 2001, Opdam et al. 2003, Verboom & Pouwels in druk). Deze klassenindeling wordt standaard gebruikt in LARCH en is gebaseerd op een internationaal geaccepteerde definitie van wat duurzaam is en wat niet (Soulé 1987). Neemt de duurzaamheid van een leefgebied significant af, i.e. komt een leefgebied in een andere duurzaamheidsklasse, als gevolg van de aanwezigheid van infrastructuur, dan is er sprake van een knelpunt.



Figuur 2.3a-d. Voorbeeld van LARCH-analyse voor het ecoprofiel boomarter in Noord-Brabant. Steden en infrastructuur zijn in grijs weergegeven. Figuur a geeft de verschillende potentiële leefgebieden van de boomarter weer, waarbij de verschillende kleuren groen de kwaliteit weergeven. Figuur b geeft de lokale leefgebieden weer in vier klassen: roze leefgebieden zijn te klein om een lokale populatie te herbergen, lichtgroene leefgebieden kunnen kleine populaties herbergen, groene leefgebieden kunnen sleutelpopulaties herbergen en donkergroene leefgebieden kunnen Minimum Viable Populations (MVP's) herbergen (Verboom et al. 2001). Figuur c geeft de mate van uitwisseling weer in het gebied. Donkerrode delen kennen een hoge uitwisseling en roze een lage uitwisseling. Figuur d geeft de duurzaamheid van de gevormde ecologische netwerken weer. Roze plekken zijn te kleine leefgebieden, rode netwerken zijn niet duurzaam, groene netwerken (niet in figuur) zijn zwak duurzaam en donkergroene netwerken zijn sterk duurzaam

LARCH

Wat is het?

LARCH is een kennissysteem waarmee de kwaliteit van landschappen voor diersoorten kan worden beoordeeld. Het kennissysteem richt zich daarbij vooral op de problematiek van versnippering van leefgebieden als gevolg van habitatfragmentatie. Het is daarmee een effectief instrument om de effecten van infrastructuur op de levensvatbaarheid van dierpopulaties in beeld te brengen. Het kennissysteem is vooral toegepast bij de ecologische toetsing van huidige of toekomstige inrichtingsvarianten voor landschappen. Voor een uitvoerige beschrijving van LARCH verwijzen we hier naar Verboom et al. (2001), Pouwels et al. (2002a), Verboom & Pouwels (in druk) en Opdam et al. (2003). Bijlage 5 geeft een overzicht van de LARCH-parameters die in deze studie zijn gebruikt.

Hoe werkt het?

De werkwijze die LARCH volgt is geïllustreerd aan de hand van het *ecoprofiel boomarter* in figuur 2.3. De basis voor de duurzaamheidsanalyses met LARCH vormt de habitatkaart die voor ieder ecoprofiel is vervaardigd (figuur 2.3a; zie ook bijlage 3). Op deze kaart zijn de (toekomstige) geschikte leefgebieden voor het betreffende ecoprofiel weergegeven. LARCH analyseert op basis van deze kaart waar *lokale leefgebieden* liggen (figuur 2.3b; zie ook bijlage 6). Een lokaal leefgebied is een verzameling van habitatplekken waartussen dieren zonder problemen dagelijks kunnen uitwisselen. De dieren in een lokaal leefgebied behoren dan ook allemaal tot dezelfde *lokale populatie*. Habitatplekken worden tot verschillende lokale leefgebieden gerekend wanneer de tussenliggende afstand te groot is voor de dieren om te overbruggen, of er barrières (bijvoorbeeld in de vorm van infrastructuur of stedelijke bebouwing) aanwezig zijn die uitwisseling verhinderen.

LARCH berekent de draagkracht voor iedere habitatplek op basis van oppervlakte en habitatkwaliteit. Vervolgens wordt nagegaan of de sommatie van draagkrachten van de habitatplakken binnen een lokaal leefgebied voldoet aan de eisen van een *sleutelgebied* of een gebied voor een *minimum levensvatbare populatie* (MVP) (Verboom et al. 2001). Een sleutelgebied is een leefgebied van een zodanige omvang dat de kans op uitsterven van de populatie in dat gebied kleiner is dan 5% in 100 jaar, op voorwaarde dat er minimaal één immigrant per generatie is. Een minimum levensvatbare populatie is een populatie van een zodanige omvang dat deze een uitsterfkans heeft die kleiner is dan 5% in 100 jaar, ook zonder immigranten (Verboom et al. 2001).

LARCH analyseert vervolgens welke van deze lokale leefgebieden tot hetzelfde ecologische netwerk behoren. Een ecologisch netwerk bestaat uit een verzameling lokale leefgebieden die gezamenlijk ruimte bieden aan één metapopulatie (netwerkpopulatie). De vaststelling welke lokale leefgebieden tot één ecologisch netwerk behoren gebeurt op basis van de uitwisselingsmogelijkheden tussen de lokale populaties (figuur 2.3c): wanneer deze uitwisseling boven een drempelwaarde (zie bijlage 7) komt, worden de lokale leefgebieden tot hetzelfde ecologische netwerk gerekend. Om de uitwisseling te berekenen maakt LARCH gebruik van de gegenereerde doorlaatbaarheidskaarten. LARCH berekent vervolgens de duurzaamheid van de ecologische netwerken op basis van de oppervlakte van het ecologisch netwerk en het al dan niet aanwezig zijn van sleutelgebieden of gebieden met MVP's (figuur 2.3d) (Verboom et al. 2001, Opdam et al. 2003).

2.6 Identificatie knelpunten

Op plaatsen waar infrastructuur de duurzaamheid van de leefgebieden negatief beïnvloedt is sprake van een knelpunt. Dus: knelpunten zijn geïdentificeerd op plaatsen waar als gevolg van het opheffen van de doorsnijdingen van infrastructuur (1) *niet duurzame* leefgebieden veranderen in leefgebieden die *zwak duurzaam* of *sterk duurzaam* zijn, of (2) *zwak duurzame* leefgebieden veranderen in *sterk duurzame* leefgebieden. De verandering in duurzaamheid na opheffing van de doorsnijdingen is een gevolg van een verbetering van de uitwisseling tussen habitatplekken. In de oorspronkelijke situatie van elkaar gescheiden ecologische netwerken kunnen hierdoor fuseren om gezamenlijk één (groter en duurzamer) netwerk te vormen. Binnen één ecologisch netwerk kan dit op meerdere plaatsen optreden omdat infrastructuur een ecologisch netwerk vaak van meerdere naburige netwerken afsnijdt.

2.6.1 Knelpunten van de eerste orde

Plekken waar het fuseren van twee ecologische netwerken (na mitigatie van de infrastructuur) direct leidt tot een verandering in duurzaamheidsklasse, zijn aangeduid als knelpunten van de eerste orde. Het oplossen van knelpunten van de eerste orde resulteert direct in een effect, onafhankelijk van wat er elders aan ontsnipperende maatregelen wordt getroffen. Wanneer een dergelijke verandering in duurzaamheid op verschillende manieren, i.e. door koppelingen met verschillende ecologische netwerken, kan worden bereikt, is de plek die na mitigatie bij de grootste ecologische netwerken een verbetering in duurzaamheid (= ecologische winst) bewerkstelligt als het knelpunt aangewezen. Zijn er meerdere koppelingen tussen ecologische netwerken mogelijk met *gelijke* ecologische winst, dan is de plek waar de uitwisseling tussen de ecologische netwerken het grootst is (en de duurzaamheid dus het best veiliggesteld) als knelpunt aangewezen.

2.6.2 Knelpunten van de tweede orde

Er zijn ook knelpuntrajecten waar ontsnipperende maatregelen niet rechtstreeks, i.e. door een koppeling met een naburig ecologisch netwerk, resulteren in een verbetering in de duurzaamheid van het ecologisch netwerk. Eerst zullen andere knelpuntrajecten opgelost moeten worden om in het betreffende ecologische netwerk een verandering van duurzaamheidsklasse te bewerkstelligen. Deze knelpunten zijn aangeduid als knelpunten van de tweede orde.

Knelpunten van de tweede orde zijn achterhaald door de verandering in duurzaamheid als gevolg van individuele koppelingen met naburige ecologische netwerken te vergelijken met de duurzaamheids situatie van het betreffende ecologische netwerk ingeval alle infrastructuur is gemitigeerd. Resulteert geen enkele individuele koppeling in een verandering van duurzaamheidsklasse, maar is dat wel

het geval bij mitigatie van alle knelpunten, dan is er sprake van een knelpunt van de tweede orde.

In die situatie zijn alle koppelingen vanuit het ecologisch netwerk naar andere ecologische netwerken als (samenhangend) knelpunt aangewezen. Tijdens de handmatige identificatie van knelpunttrajecten is nagegaan welke koppelingen zorgen voor een aaneenschakeling van ecologische netwerken. Wanneer een ecologisch netwerk dat aan het uiteinde van aaneengeschakelde ecologische netwerken ligt, een zeer geringe ecologische winst heeft (1/10 sleutelgebied; zie ook paragraaf 2.7), is geen knelpunt aangewezen.

2.6.3 Samenhangende knelpunten

Op sommige plaatsen is sprake van het op korte afstand naast elkaar voorkomen van verschillende vormen van infrastructuur. Voor het herstellen van de uitwisseling tussen ecologische netwerken aan weerszijden van een dergelijke infrastructurale bundel zijn bij alle tussenliggende infrastructuur mitigerende maatregelen nodig. Daarom zijn dergelijke knelpunten als samenhangend geïdentificeerd: maatregelen bij de één heeft alleen effect als er ook maatregelen bij de ander(en) worden genomen.

Om knelpunten van de tweede orde en samenhangende knelpunten op te lossen, moeten tegelijkertijd meerdere mitigerende maatregelen genomen worden. Het verschil tussen beide type knelpunten is dat bij tweede orde knelpunten, knelpunten tussen meerdere ecologische netwerken opgelost moeten worden. Bij samenhangende knelpunten moeten knelpunten tussen twee ecologische netwerken opgelost worden. Hierdoor liggen samenhangende knelpunten altijd op één 'lijn' (in het verlengde van elkaar). Knelpunten van de tweede orde hoeven niet in het verlengde van andere knelpunten te liggen.

2.6.4 Knelpunten in de robuuste verbindingen

Infrastructuur doorsnijdt op veel plaatsen de robuuste verbindingen. De barrièrewerking die hiervan een gevolg is kan de werking van deze grootschalige ecologische verbindingzones aanzienlijk beperken. Het nemen van ontsnipperende maatregelen in robuuste verbindingen is dus van groot belang (Reijnen et al. 2000; Broekmeyer & Steingröver 2001). Omdat de precieze ligging en invulling van de robuuste verbindingen nog niet is uitgewerkt – en de robuuste verbindingen dus nog niet kunnen worden toegevoegd aan de LARCH-habitatkaarten – is in deze studie een andere werkwijze gevolgd bij het identificeren van knelpunten. Knelpunten zijn aangewezen op *alle* lokaties waar robuuste verbindingen door rijkswegen, provinciale wegen, spoorwegen of vaarwegen worden doorsneden (zie ook Reijnen et al. 2000).

2.7 Ecologische klassificering knelpunten

2.7.1 Knelpunten van de eerste orde

Per knelpunttraject van de eerste orde is de ecologische winst bepaald. Deze ecologische winst is gedefinieerd als de toename in draagkracht van een ecologisch netwerk als gevolg van ontsnippering. De ecologische winst is uitgedrukt in aantallen *reproductieve eenheden* (RE). Een reproductieve eenheid is het minimum aantal dieren dat voor voortplanting nodig is. In veel gevallen is dat één mannetje en één vrouwtje, maar het kan ook om een grotere groep dieren gaan als niet alle individuen aan de voortplanting deelnemen.

Door de toename in draagkracht als maat te nemen is rekening gehouden met zowel de veranderingen in oppervlakte als kwaliteit van de gekoppelde ecologische netwerken. Koppelingen tussen ecologische netwerken zorgen ervoor dat er grotere ecologische netwerken ontstaan die als gevolg van een toegenomen draagkracht mogelijk veranderen van *niet duurzaam* of *zwak duurzaam* in *sterk duurzaam*. De draagkracht (dus: het aantal RE) van een ecologisch netwerk dat verandert van duurzaamheidsklasse is de ecologische winst. Als beide ecologische netwerken veranderen van duurzaamheidsklasse als gevolg van de koppeling, is de ecologische winst een sommatie van de draagkrachten van de twee ecologische netwerken.

Een voorbeeld: stel dat de norm voor een duurzaam habitat netwerk 100 RE is voor soort X. Een weg splitst een netwerk met geschikt habitat voor soort X in twee delen. Het ene deel is zelfs na deze doorsnijding nog groot genoeg om een levensvatbare populatie te herbergen: de draagkracht van het gebied is 160 RE. Dit netwerk valt dan ook in de klasse *sterk duurzaam*. Het netwerk aan de andere kant van de weg is klein, slechts groot genoeg om aan 12 RE een leefgebied te bieden. Het is op zichzelf *niet duurzaam* want er kan hier niet voldaan worden aan de norm voor duurzaamheid (100 RE). De populatie in dit netwerk heeft dan ook een lage levensvatbaarheid. Dan wordt de weg ontsnipperd. Met als gevolg dat de twee netwerken worden samengevoegd en één groot netwerk gaan vormen. Het netwerk dat in de versnipperde situatie niet duurzaam was komt nu ook in de klasse *sterk duurzaam*, omdat het samen met het andere (reeds sterk duurzame netwerk) de norm voor duurzaamheid bereikt: opgeteld biedt het nieuwe netwerk nu ruimte aan $160 + 12 = 172$ RE, dat ruim voldoet aan de norm van 100 RE voor duurzaamheid. De ecologische winst is in dit geval 12 RE: dat deel van de populatie dat verandert van *niet duurzaam* naar *sterk duurzaam*.

Nog een voorbeeld: we stellen dezelfde situatie, maar nu bieden de twee netwerken aan weerszijden van de weg ruimte aan respectievelijk 68 en 84 RE. In de versnipperde situatie bereiken beide niet de norm voor duurzaamheid (100 RE), en komen beide dus in de klasse *niet duurzaam* terecht. Na ontsnippering wordt de duurzaamheidsnorm wel gehaald: de koppeling van de netwerken resulteert in één groot netwerk met een draagkracht van $68 + 84 = 152$ RE. In dit geval is de ecologische winst 152 RE, want beide gebieden veranderen van een *niet duurzame* situatie naar een *sterk duurzame* situatie.

Om de ecologische winst te vertalen naar een prioritering van knelpunten is een klassenindeling gemaakt. We onderscheiden voor knelpunten van de eerste orde *drie* prioriteitsklassen (zie ook tabel 2.1). De begrenzings van deze drie klassen zijn vrij arbitrair gekozen. We hebben bij de klassenindeling gebruik gemaakt van drie normen (die allen uitgedrukt worden in aantal RE) die LARCH gebruikt bij het analyseren van de duurzaamheid van netwerken:

- norm 1: de norm voor een duurzaam ecologische netwerk met een sleutelgebied.
- norm 2: de norm voor een sleutelgebied;
- norm 3: de norm voor een ‘klein leefgebied’ (= 1/10 van een sleutelgebied);

De drie prioriteitsklassen zijn met behulp van deze normen als volgt begrensd:

Prioriteit 1: De ecologische winst (= draagkrachttoename in aantal RE) is groter dan de norm voor een duurzaam ecologisch netwerk met sleutelgebied.

Prioriteit 2: De ecologische winst (= draagkrachttoename in aantal RE) is groter dan de norm voor een sleutelgebied, maar kleiner dan de norm voor een duurzaam ecologisch netwerk met sleutelgebied.

Prioriteit 3: De ecologische winst (= de draagkrachttoename in aantal RE) is groter dan de norm voor een klein leefgebied, maar kleiner dan de norm voor een sleutelgebied.

Wanneer de ecologische winst minder is dan de norm voor een klein leefgebied, is geen prioriteit toegekend aan het knelpunt. Omdat de normen verschillen per ecoprofiel, verschillen de precieze grenzen van de prioriteitsklassen ook per ecoprofiel. In tabel 2.1 zijn deze grenzen per ecoprofiel aangegeven.

2.7.2 Knelpunten van de tweede orde

Voor de knelpunten van de tweede orde is de draagkrachttoename (in RE's) niet exact bepaald. Bij deze knelpunten is slechts vastgesteld of er sprake is van een verandering in duurzaamheid van een *niet duurzaam* of een *zwak duurzaam* ecologisch netwerk. Per definitie is de draagkracht van een zwak duurzaam netwerk groter dan dat van een niet duurzaam netwerk. De ecologische winst, i.e. het aantal RE dat in de ontsnipperde situatie tot een sterk duurzaam netwerk gaat behoren, is bij een zwak duurzaam netwerk dan ook groter.

Voor de knelpunten van de tweede orde onderscheiden we twee prioriteitsklassen (tabel 2.1):

Prioriteit 4: Een zwak duurzaam netwerk verandert na ontsnippering in een sterk duurzaam netwerk.

Prioriteit 5: Een niet duurzaam netwerk verandert na ontsnippering in een zwak of sterk duurzaam netwerk.

Tabel 2.1 Definiëring van de ecologische prioriteitsklassen voor de verschillende ecoprofielen op basis van de ecologische winst (= draagkrachttoename als gevolg van ontsnippering). De klassengrenzen van prioriteitsklassen 1, 2 en 3 (knelpunten van de eerste orde) zijn weergegeven in aantal RE. Prioriteitsklassen 4 en 5 geven indirecte veranderingen in duurzaamheid weer (knelpunten van de tweede orde). Hier zijn de klassengrenzen niet precies bepaald in aantal RE, maar is een kwalitatieve begrenzing gebanteerd

	knelpunt 1e orde			knelpunt 2e orde	
	prioriteit 1	prioriteit 2	prioriteit 3	prioriteit 4	prioriteit 5
edelhert otter boommarter	> 240	40-240	4-40	overgang van zwak naar sterk duurzaam	overgang van niet naar zwak of sterk duurzaam
adder ringslang	> 300	100-300	10-100	overgang van zwak naar sterk duurzaam	overgang van niet naar zwak of sterk duurzaam
zandhagedis hazelworm	> 250	100-250	10-100	overgang van zwak naar sterk duurzaam	overgang van niet naar zwak of sterk duurzaam
noordse woelmuis	> 150	100-150	10-100	overgang van zwak naar sterk duurzaam	overgang van niet naar zwak of sterk duurzaam
poelkikker bruine vuurvliinder	> 750	500-750	50-500	overgang van zwak naar sterk duurzaam	overgang van niet naar zwak of sterk duurzaam

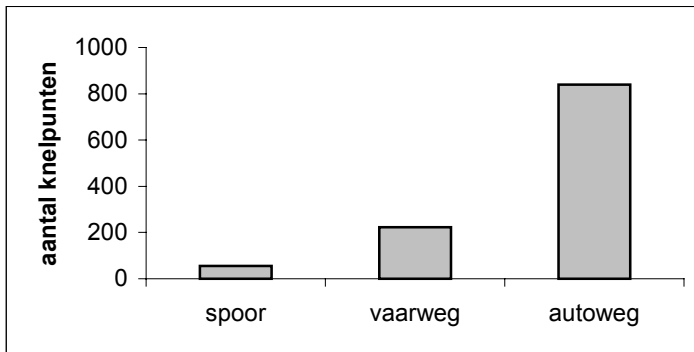
2.7.3 Aggregatie ecoprofielen

Als laatste zijn de knelpunten van de ecoprofielen samengevoegd. De geaggregeerde knelpunten zijn per provincie weergegeven door per knelpunt aan te geven voor hoeveel ecoprofielen het traject als een knelpunt geldt. Bij de bepaling van de prioriteit van het knelpunt is uitgegaan van het ecoprofiel met de hoogste prioriteit. De knelpunten in de robuuste verbindingen zijn niet geprioriteerd en worden als aparte knelpunten weergegeven.

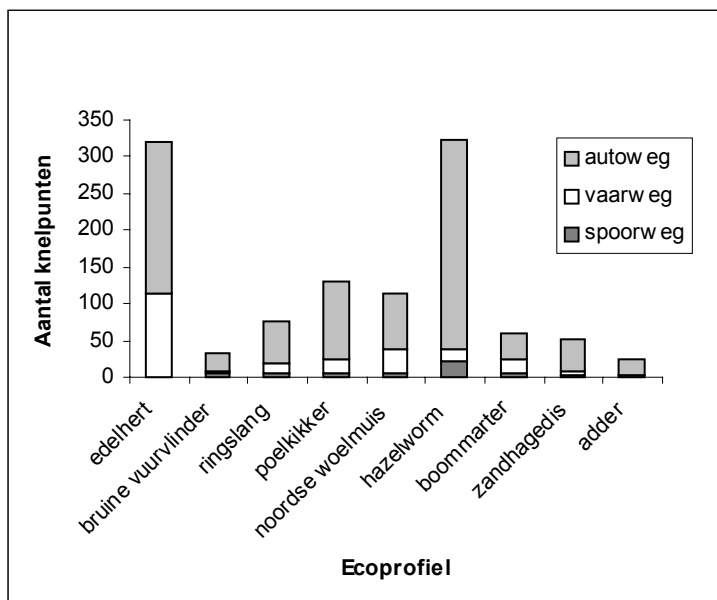
3 Resultaten

3.1 Aantal knelpunten

Er zijn in totaal 1126 knelpunten geïdentificeerd. Dit aantal is exclusief de knelpunten in de robuuste verbindingen (zie paragraaf 3.4). Het betreft 988 knelpunten van de eerste orde en 318 knelpunten van de tweede orde. Bij autowegen is het aantal knelpunten het grootst, spoorwegen laten in absolute zin de minste knelpunten zien (figuur 3.1). Het aantal knelpunten verschilt sterk per ecoprofiel. Voor de *ecoprofielen edelbert* en *hazelworm* zijn meer dan 300 knelpunten vastgesteld. De *ecoprofielen bruine vuurvlieder* en *adder* kennen de laagste aantallen, respectievelijk 32 en 24 knelpunten (figuur 3.2). Met de gehanteerde methode zijn géén knelpunten geïdentificeerd voor het *ecoprofiel otter* (zie paragraaf 3.6).



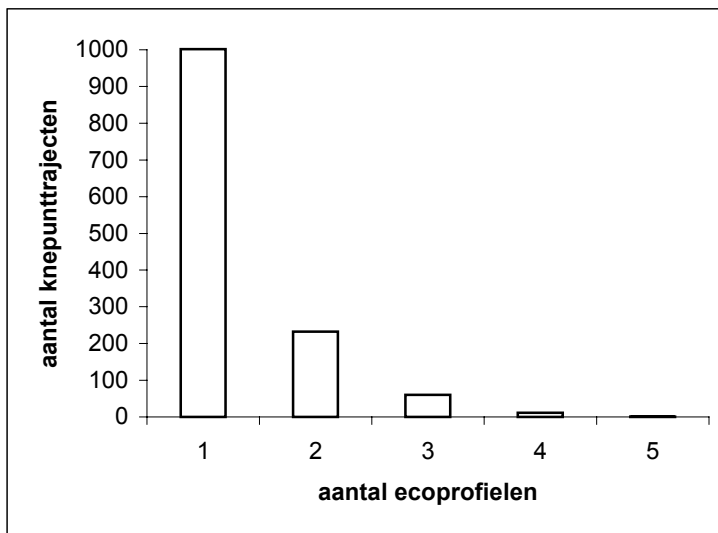
Figuur 3.1 Verdeling van het aantal knelpunten over de drie vormen van infrastructuur



Figuur 3.2 Aantal knelpunten per ecoprofiel per type infrastructuur

3.2 Ligging van de knelpunten

De ligging van de knelpunten is per provincie op kaart weergegeven (zie bijlage 11 en 12). Op sommige plaatsen is sprake van overlap tussen de knelpuntrajecten van verschillende ecoprofielen. Het aantal ecoprofielen waarvoor een infrastructuurtraject een knelpunt vormt is in de kaarten van bijlage 11 weergegeven. Er blijken maximaal vijf ecoprofielen tegelijkertijd een knelpunt te vormen (figuur 3.3). Met de aanleg van ontsnipperende maatregelen op deze locaties hebben dus meerdere ecoprofielen baat, mits bij het ontwerp van de maatregelen met de eisen van alle ecoprofielen rekening wordt gehouden.



Figuur 3.3 Het aantal infrastructuurtrajecten dat een knelpunt vormt voor respectievelijk 1, 2, 3, 4 en 5 ecoprofielen

Bijlage 13 bevat de landelijke kaarten met knelpunten per ecoprofiel. Knelpunten voor het *ecoprofiel edelhart* zijn gevonden in alle provincies. Opvallend is dat het aantal knelpunten op de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug beperkt is. De ecologische netwerken zijn hier veelal groot genoeg om duurzame populaties te herbergen, mede door reeds getroffen maatregelen.

Ook het *ecoprofiel noordse woelmuis* heeft knelpunten in alle provincies, met uitzondering van de provincie Zeeland. De meeste knelpunten voor dit ecoprofiel zijn gevonden in het plassengebied van west-Utrecht en zuidwest-Friesland, en het rivierengebied in zuidwest-Gelderland.

Het beeld is niet veel anders voor het *ecoprofiel poelkikker*. Dit ecoprofiel heeft echter wel knelpunten in Zeeland, maar niet in Flevoland. Terwijl het plassengebied van west-Utrecht en het rivierengebied opnieuw veel knelpunten laten zien, is het aantal knelpunten in zuidwest-Friesland duidelijk minder dan bij het ecoprofiel noordse woelmuis.

Het aantal knelpunten voor het *ecoprofiel bruine vuurvlied* is beperkt. Knelpunten zijn gevonden in beekdalen rond de IJssel, in de Gelderse Vallei, de zuid-Veluwe, en verspreid over Noord-Brabant en de provincie Limburg.

Voor het *ecoprofiel ringslang* zijn vooral knelpunten gevonden in het gebied van de Drentse Aa, de beekdalen oost en west van de IJssel en in midden-Brabant. Daarnaast zijn ook trajecten in zuid-Groningen, zuidoost-Friesland, Twente, de noordwest-Veluwe en midden-Limburg als knelpunten aangemerkt. De knelpunten voor het *ecoprofiel boommarter* zijn gevonden in zuidoost-Friesland, midden-Drente, noord-Limburg en verspreid over Noord-Brabant.

Voor het *ecoprofiel hazelworm* veranderen een groot aantal ecologische netwerken in duurzaamheid als gevolg van ontsnipperende maatregelen. De knelpunten zijn vooral gevonden in zuidoost-Friesland, midden- en oost-Drenthe, rond de Overijsselse Vecht, rond de Sallandse Heuvelrug, in Twente, op de Veluwe, de Utrechtse Heuvelrug en het Gooi, verspreid over Noord-Brabant en in noord-Limburg. Daarnaast zijn nog enkele trajecten in de duinen van Zuid-Holland, het zuiden van Flevoland en het zuidwesten van Friesland, in de Achterhoek en rond Groesbeek als knelpunten aangewezen.

Voor het *ecoprofiel zandhagedis* leidt het nemen van ontsnipperende maatregelen op meerdere plaatsen tot een significante verbetering in de duurzaamheid van ecologische netwerken. Knelpunten zijn vooral gevonden op de noord- en zuidwest-Veluwe, de Utrechtse Heuvelrug ten noorden van de A28, het Gooi, en op de pleistocene zandgronden van midden-Drenthe en zuidoost-Brabant. Incidentele knelpunten liggen in Twente, zuidoost-Friesland, noord-Limburg en in de duinen van Noord-Holland en Zeeland.

De knelpunten voor het *ecoprofiel adder* zijn vooral gevonden op de Veluwe en in de duinen van Noord-Holland. Daarnaast zijn knelpuntrajecten geïdentificeerd in midden-Drenthe en zuidoost-Brabant.

3.3 Samenhangende knelpunten

Op 491 locaties is sprake van samenhangende knelpunten. Figuur 3.4 geeft een overzicht van de ligging van de samenhangende knelpunten. Meestal betreft het een combinatie van twee infrastructurele barrières (292 knelpunten). Bij het *ecoprofiel edelhart* is in veel situaties sprake van drie of meer dicht bij elkaar gelegen barrières die gezamenlijk aangepakt dienen te worden (175 knelpunten) (figuur 3.5). Voor de overige ecoprofielen is slechts in 24 situaties sprake van drie of meer dicht bij elkaar gelegen barrières die gezamenlijk aangepakt dienen te worden.



Figuur 3.4 Ligging van de samenhangende knelpunten (rode lijnstukken)



Figuur 3.5 Ligging van de samenhangende knelpunten voor het ecoprofiel edelhart. Blauwe lijnstukken geven knelpunten weer die niet samenhangen, gele lijnstukken knelpunten die samenhangen met één ander knelpunt en rode lijnstukken knelpunten die samenhangen met twee of meer andere knelpunten. Voor de rode lijnstukken is sprake van drie of meer (dicht) bij elkaar gelegen barrières die gezamenlijk aangepakt dienen te worden

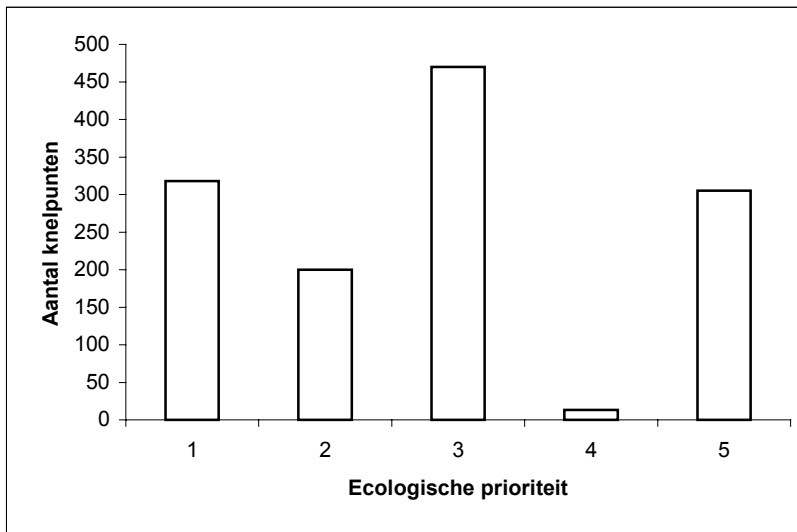
3.4 Knelpunten in de robuuste verbindingen

Op 1482 plaatsen is sprake van een knelpunt in de robuuste verbindingen. Naast het aantal knelpunten als gevolg van doorsnijdingen door autowegen zijn er veel knelpunten als gevolg van doorsnijding van vaarwegen. Veel knelpunten met vaarwegen hebben betrekking op de 'Noordelijke Natte as'. De vaarwegen die als knelpunt zijn aangewezen, zijn onderdeel van deze robuuste verbinding. Door de

gehanteerde methode is er een overschatting gegeven van deze knelpunten. In bijlage 11 zijn de knelpunten in de robuuste verbindingen per provincie weergegeven.

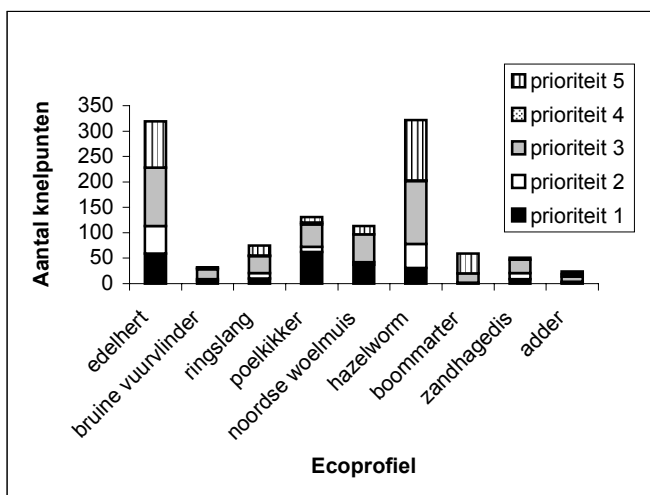
3.5 Ecologische prioriteit

Er zijn grote verschillen te zien tussen het aantal knelpunten per ecologische prioriteitsklasse (figuur 3.6). Aan 24% van de knelpunten is de hoogste prioriteit toegekend. De meeste knelpunten (36%) vallen in prioriteitsklasse 3. De minste knelpunten (1%) vallen binnen prioriteitsklasse 4.



Figuur 3.6 Het aantal knelpunten per ecologische prioriteitsklasse

Figuur 3.7 geeft een overzicht van het aantal knelpunten per ecologische prioriteitsklasse per ecoprofiel.

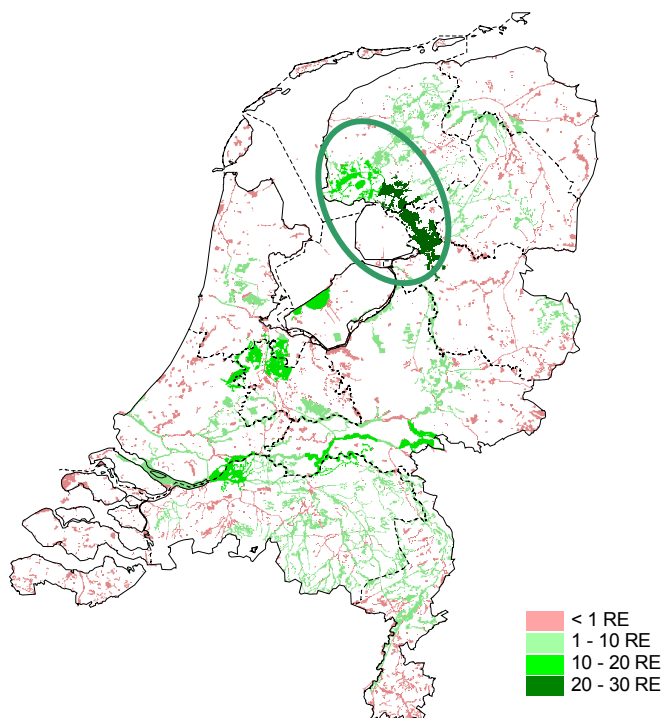


Figuur 3.7 Het aantal knelpunten per ecoprofiel, onderscheiden naar ecologische prioriteitsklasse

3.6 Ecoprofiel Otter

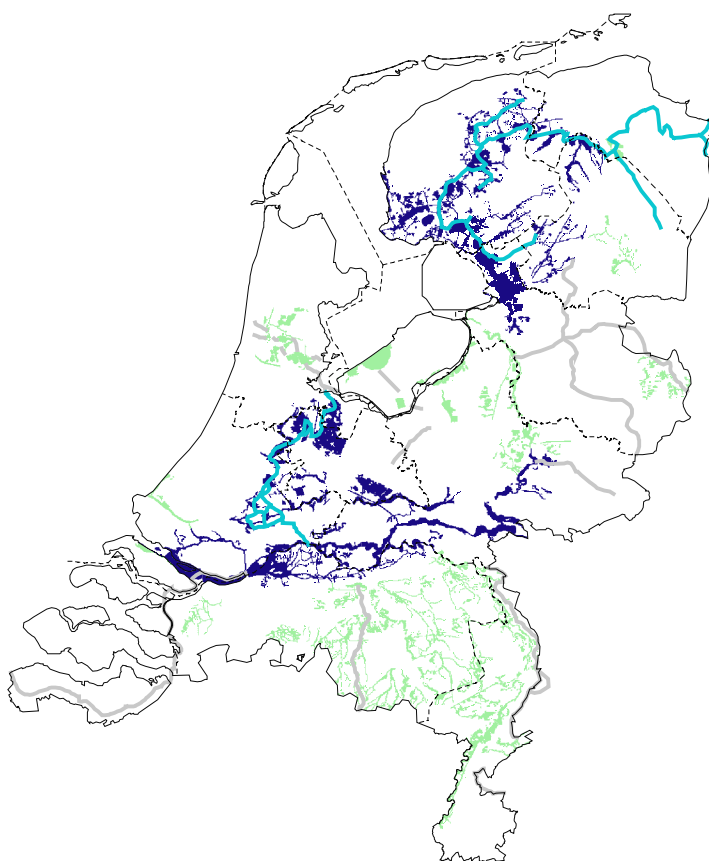
Voor het *ecoprofiel otter* zijn met de gevolgde methodiek geen knelpuntrajecten gevonden. De reden hiervoor is dat in de situatie zonder infrastructuur er (nog steeds) geen duurzaam ecologisch netwerk in Nederland wordt gevonden. Dit is mogelijk een gevolg van (1) de wijze waarop de habitatkaart is gegenereerd, met uitsluitend aandacht voor leefgebieden waaraan een natuurdoel is toegekend, (2) de aannamen ten aanzien van de mate waarin de verschillende typen infrastructuur een barrière vormen voor dit ecoprofiel, en (3) de normen die voor dit ecoprofiel gehanteerd zijn voor een duurzaam netwerk (zie bijlage 5). Desondanks geven de analyses inzicht in de kansen voor duurzame ecologische netwerken voor het *ecoprofiel otter* in Nederland.

Eén van de belangrijkste redenen dat er geen duurzaam netwerk gevonden wordt voor het ecoprofiel otter is dat geen enkel leefgebied voldoet aan de norm voor een sleutelgebied (figuur 3.8). De aanname dat een provinciale weg de dagelijkse bewegingen van een otter dusdanig beïnvloedt dat het als een grens van een leefgebied wordt beschouwd, zorgt voor kleine leefgebieden. In Friesland liggen wel kansen voor het realiseren van een leefgebied dat voldoet aan de norm van een sleutelgebied (figuur 3.8). Tusseliggende infrastructuur zal dan echter dusdanig gemitigeerd moeten zijn, dat het de dagelijkse bewegingen van de otter minimaal beïnvloedt.



Figuur 3.8 Leefgebieden voor het ecoprofiel otter. Binnen de groene cirkel liggen mogelijkheden voor het realiseren van een sleutelgebied

Uit de analyse zonder infrastructuur (dus: na ontsnippering) blijkt dat er twee grote ecologische netwerken in Nederland mogelijk zijn: een ecologisch netwerk in Friesland en een ecologisch netwerk in en rond het rivierengebied (figuur 3.9). Het ecologisch netwerk in Friesland kent een draagkracht van circa 70-75 RE. Het ecologische netwerk in het rivierengebied heeft een draagkracht van ruim 100 RE. Beide netwerken apart zijn niet duurzaam, maar als deze twee netwerken aan elkaar gekoppeld worden zou een duurzaam ecologisch netwerk ontstaan. Deze koppeling zou gerealiseerd kunnen worden via een verbetering van de leefgebieden in de IJssel en/of rond de Randmeren. Een andere mogelijkheid voor een duurzaam ecologisch netwerk is het verbinden van de leefgebieden in Friesland met de leefgebieden voor het *ecoprofiel otter* in Duitsland. Hierdoor zal een soort als de otter duurzaam kunnen voorkomen in Nederland. Deze duurzaamheid is echter afhankelijk van leefgebieden over de grens. Het blijkt dat de geplande robuuste verbindingen zorgen voor een aaneenschakeling van de leefgebieden binnen de twee grote ecologische netwerken. Wanneer de knelpunten binnen de robuuste verbindingen zijn opgelost, zullen naar verwachting dus ook de belangrijkste knelpuntrajecten voor het *ecoprofiel otter* zijn opgelost.



Figuur 3.9 Grote ecologische netwerken voor het ecoprofiel otter (donkerblauw) op basis van de duurzaamheidsanalyse zonder infrastructuur. Kleine ecologische netwerken zijn weergegeven in lichtgroen. Robuuste verbindingen die de leefgebieden binnen de grote ecologische netwerken verbinden zijn in lichtblauw weergegeven en de overige robuuste verbindingen in grijs

4 Discussie

4.1 Methodiek knelpuntenanalyse

We richten ons in deze studie op rijkswegen, provinciale wegen, spoorwegen en vaarwegen. Lokale wegen, hekken/rasters en kleinere watergangen, die wellicht voor sommige diersoorten ook als barrière worden ervaren, zijn niet betrokken in de analyses. Deze zijn als ‘ontsnipperd’ verondersteld. Dit betekent dat het aantal knelpunten is onderschat.

In dit onderzoek hebben we ten behoeve van de modelmatige benadering aannamen moeten doen wat betreft de mate waarin de diverse vormen van infrastructuur een barrière vormen voor de verschillende diergroepen. De aannamen waren nodig omdat de kennis over de barrièrewerking van infrastructuur nog erg beperkt is. Tevens is weinig bekend over de weerstand die diverse soorten ondervinden bij het migreren door diverse typen landschappen. Nader onderzoek is gewenst om voor de belangrijkste soortgroepen de grootte van de infrastructurele barrières en de dispersiecapaciteit in diverse landschappen te kwantificeren. Met dergelijke kennis kunnen de doorlaatbaarheidskaarten die tijdens dit onderzoek in LARCH zijn gebruikt worden verfijnd en kan vervolgens de knelpuntenanalyse worden verbeterd.

In de analyses beperken we ons tot de effecten die het opheffen van de barrièrewerking van infrastructuur op dierpopulaties heeft. Het effect van verstoring (een verlaagde draagkracht door verlies aan habitatkwaliteit) is buiten beschouwing gelaten, evenals andere invloeden (direct of indirect) van de infrastructuur die de kwaliteit van het omliggende habitat aantasten. Dit effect kan voor sommige soortgroepen als vogels aanzienlijk zijn (Reijnen et al. 2002). Wanneer het verlies aan habitatkwaliteit wel wordt meegenomen, zullen ook andere ecoprofielen meegenomen moeten worden en zal naar verwachting het aantal knelpunten toenemen. Het verschil in duurzaamheid van de netwerken tussen de situatie met en zonder infrastructuur wordt door het betrekken van dit versnipperingseffect namelijk groter. Hierdoor bestaat de kans dat netwerken in de situatie met infrastructuur in de categorie *niet duurzaam* of *zwak duurzaam* vallen, omdat de draagkracht van veel netwerken geringer is, terwijl ze *sterk duurzaam* zijn als verlies aan habitatkwaliteit buiten beschouwing wordt gelaten. Na ontsnippering verandert het netwerk in het eerste geval in een *sterk duurzaam* netwerk. De infrastructuur wordt daarbij als knelpunt aangemerkt. In het tweede geval is er geen sprake van een verandering in duurzaamheidsklasse: het sterk duurzame netwerk blijft sterk duurzaam. Hier is dus geen sprake van een knelpunt.

Mortaliteit door verkeers- of verdrinkingslachtoffers is niet meegenomen in de analyses. LARCH is een statisch model dat de duurzaamheid van habitatnetwerken in een landschap analyseert op een bepaald moment in de tijd. Dynamische populatieprocessen, zoals wat het gevolg is van extra verkeerssterfte in jaar t op het aantal nakomelingen in het jaar $t+1$, blijven in de analyses buiten beschouwing.

Daarvoor zijn andere typen modellen nodig. Sterfte van fauna door aanrijding of verdrinking is in LARCH wel via 'een omweg' mee te nemen, namelijk door de draagkracht van de habitats die grenzen aan de infrastructuur te verlagen. Evenals de overige oorzaken van verlies aan habitatkwaliteit is dit echter niet meegenomen. Dit kan betekenen dat het aantal knelpunten is onderschat. In aanvulling op de knelpunten die in dit onderzoek zijn vastgesteld verdient het dan ook aanbeveling om hotspots wat betreft aanrijdings- of verdrinkingslachtoffers aanvullend te blijven identificeren en zonodig mitigerende maatregelen te treffen.

Als basis voor de LARCH-analyses heeft de Natuurdoelenkaart 2002 gediend. Wanneer natuurdoelen niet worden gehaald, natuurdoelen worden veranderd, of natuurdoelen geografisch worden verschoven, heeft dit effect op de uitkomsten van de in deze studie uitgevoerde knelpuntenanalyse. Met andere woorden: veranderingen in de natuurdoelenkaart kunnen direct leiden tot veranderingen in het aantal en de ligging van de knelpunten. Een tweede aandachtspunt met betrekking tot het gebruik van de natuurdoelenkaart is dat gebieden in Nederland waaraan geen natuurdoelen zijn toegekend, ook niet zijn meegenomen in de analyses. De werkelijke situatie is anders: ook buiten de gebieden waaraan natuurdoelen zijn toegekend zijn en blijven natuurlijke habitats aanwezig die een onderdeel kunnen vormen van ecologische netwerken en mede de duurzaamheid van die netwerken kunnen bepalen. De analyses gaan dus feitelijk uit van een soort worst-case situatie: buiten de gebieden waaraan natuurdoelen zijn toegewezen is geen natuur aanwezig. Het aantal knelpunten kan hier eventueel door worden overschat.

We hebben de landsgrens als grens van ons studiegebied gezien. Habitat (netwerken) buiten Nederland zijn niet meegenomen in de analyses. Ook dit kan gezien worden als een worst-case benadering, met mogelijk als gevolg dat meer knelpunten zijn aangewezen dan er in werkelijkheid bestaan.

De studie beperkte zich tot het analyseren van de knelpunten voor tien ecoprofielen. Bij de selectie van de ecoprofielen is ernaar gestreefd een zo goed mogelijke dekking van de natuurdoelen te bereiken. Ecosysteemtypen met hoge dichtheden aan rijks- en provinciale wegen hebben hierbij de voorrang gekregen omdat het waarschijnlijk is dat hier ook de meeste knelpunten aanwezig zijn. Circa een kwart van het Nederlandse (droge) natuurareaal blijft desondanks buiten beschouwing. De geselecteerde ecoprofielen dekken bij voorbeeld niet de kreeksystemen, natuurlijke graslanden, agrarische graslanden, grote wateren en kleinschalige cultuurlandschappen. Hierdoor is het aantal vastgestelde knelpunten naar verwachting een onderschatting van de werkelijkheid. Tevens kan hierdoor het effect van het opheffen van knelpunten zijn onderschat, vooral voor die soorten die gebruik maken van meerdere ecosystemen. Uitbreiding van het aantal ecoprofielen die in de knelpuntenanalyse wordt betrokken, waardoor ook de overige ecosystemen worden gedekt, verdient aanbeveling.

De gekozen ecoprofielen representeren allen terrestrische of semi-terrestrische soorten. Er is bij voorbeeld geen ecoprofiel voor vissen opgenomen. Knelpunten in

watersystemen (denk aan dammen, stuwen, etc) blijven hierdoor buiten beschouwing.

De LARCH-analyses richten zich per ecoprofiel op de *potenties* van gebieden om als leefgebied voor de soorten die vallen onder het betreffende ecoprofiel te (gaan) functioneren. De actuele verspreiding van individuele diersoorten is niet betrokken bij het vaststellen of ecologisch prioriteren van de knelpunten. Deze informatie kan in een latere fase van het MJPO-project echter wel een belangrijke rol gaan spelen bij een nadere prioritering van de aanpak van knelpunten. Immers, wanneer men de keus heeft tot het nemen van ontsnipperende maatregelen voor een soort in een gebied waar de betreffende soort al zit en een gebied die door de soort nog geherkoloniseerd moet worden, is het veelal raadzaam om de prioriteit op de eerste plek te leggen. Bovendien kan de potentie van een gebied conflicteren met het beleid om ergens soorten te hebben (bij voorbeeld edelhert). Dit kan betekenen dat het aantal knelpunten is overschat.

Bij de analyses is rekening gehouden met bestaande ontsnipperende maatregelen. Hiertoe zijn als het ware ‘gaatjes’ in de infrastructuur geknipt, waardoor uitwisseling mogelijk wordt. Aangenomen is dat als er een faunapassage aanwezig is, deze ook werkt. Met niet-functionerende faunapassages, bij voorbeeld als gevolg van constructiefouten of gebrek aan onderhoud is dus geen rekening gehouden. Ook is geen rekening gehouden met eventueel verminderd gebruik door soorten als gevolg van medegebruik door predatoren van diezelfde soort of als gevolg van intraspecifieke concurrentie. Dit kan tot gevolg hebben dat in de analyses geen knelpunt is aangewezen, want de plek is immers ontsnipperd, maar dat in werkelijkheid het probleem niet is opgelost.

4.2 Knelpunten

In verhouding tot de autowegen en de vaarwegen zijn weinig knelpunten (55) vastgesteld bij spoorwegen. Dit lijkt vooral een gevolg van lage inschattingen van de barrièrewerking van spoorwegen. Er is echter, zoals ook beargumenteerd in paragraaf 4.1, nog maar weinig kennis omtrent de mate waarin spoorwegen een barrière vormen voor dieren. Veldonderzoek is nodig om deze leemte in kennis te vullen. Wanneer blijkt dat de barrièrewerking is onderschat, betekent dit dat ook het aantal knelpunten dat nu is vastgesteld lager is dan het werkelijke aantal probleemplekken. Met een gevoeligheidsanalyse is een eerste inzicht te verkrijgen in de mate waarin het resultaat (de knelpunten) verandert als andere cijfers worden gebruikt voor de barrièrewerking.

Er bestaat soms overlap in knelpunten tussen de verschillende ecoprofielen. Maximaal blijken er vijf ecoprofielen tegelijkertijd een knelpunt te hebben op een bepaald traject. Het is enerzijds zo dat lokaties waar meerdere ecoprofielen een knelpunt hebben een hoge prioriteit verdienen. Ontsnipperende maatregelen op deze plekken leiden immers tot een betere situatie voor een veelheid van soorten. Voorwaarde daarbij is dat bij de keuze van de faunapassage rekening wordt gehouden

met de eisen van *alle* ecoprofielen die er een knelpunt hebben. Het is echter niet zo dat lokaties die voor slechts één ecoprofiel een knelpunt vormen per definitie een lagere prioriteit hebben. Bij het selecteren van ecoprofielen is immers gestreefd naar een representatie van verschillende ecosystemen, soorten met verschillen in oppervlaktebehoefte en soorten met verschillen in dispersiecapaciteit. Een veelheid van plekken die slechts voor één ecoprofiel een knelpunt vormen, kan een indicatie zijn dat de ecoprofielen gespreid gekozen zijn over de combinatie van ecosysteem, oppervlaktebehoefte en dispersiecapaciteit.

De knelpunten in de robuuste verbindingen zijn op een zeer pragmatische manier vastgesteld: iedere doorsnijding van een robuuste verbinding door één van de vormen van infrastructuur leidt tot de aanwijzing van een knelpunt. De reden hiervoor was de voorlopige status van de robuuste verbindingen en het ontbreken van nadere uitwerkingen van waar deze verbindingen komen te liggen, hoeveel habitat ze omvatten en welke typen habitat dit dan betreft. De knelpunten die met de LARCH-duurzaamheidsanalyses zijn achterhaald en op basis van de ecologische winst zijn geprioriteerd, zijn dus niet goed te vergelijken met de werkelijke knelpunten in de robuuste verbindingen. Het verdient aanbeveling om, wanneer de planvorming van de robuuste verbindingen is gevorderd, de knelpuntenanalyse opnieuw uit te voeren, maar dan inclusief de natuurdoelen die binnen de robuuste verbindingen worden nagestreefd. Deze aanbeveling geldt in het bijzonder voor het *ecoprofiel otter*, aangezien het realiseren van de robuuste verbindingen voor dit ecoprofiel van groot belang is voor het verwezenlijken van een duurzaam netwerk in Nederland.

Ontsnippering van infrastructuur tussen twee sterk duurzame netwerken leidt niet tot aanwijzing van een knelpunt. Immers, de netwerken zijn in de bestaande situatie (met infrastructuur) reeds duurzaam. Toch is er natuurlijk wel sprake van een kwaliteitsverbetering doordat de twee gebieden met elkaar gekoppeld worden. Soms zijn die gebieden zelfs erg groot, zoals de noordelijke en zuidelijke Veluwe aan weerszijden van de A1. Het schaalniveau van de gekozen ecoprofielen bepaalt mede dat dergelijke knelpunten niet zijn geïdentificeerd. Wanneer soorten van een groter schaalniveau zouden worden gebruikt voor de analyses, e.g. lynx of wolf, zullen dergelijke lokaties naar verwachting wel als knelpunt worden aangeduid.

4.3 Prioriteit knelpunten

De ecologische klassificering biedt een goede basis om de aanpak van knelpunten te prioriteren. In dit onderzoek is echter nog geen uitgewerkte prioritering van knelpunten gemaakt. Hiervoor zijn immers, behalve ecologische aspecten, ook andere factoren van belang, zoals het vigerend natuurbeleid, soortenbeleid, gebiedsgerichte aanpak, kosten, juridische verantwoordelijkheden, multifunctioneel gebruik van faunavoorzieningen, draagvlak in de regio, werk-met-werk maken e.d. Deze prioritering vindt in een latere fase van het MJPO-project plaats.

Alle knelpunten in de robuuste verbindingen verdienen de hoogste prioriteit. Immers, deze verbindingen vormen de zogenaamde ‘slagaders’ binnen de Ecologische Hoofdstructuur die het duurzaam voorkomen van veel soorten moeten garanderen (Ministerie LNV 2000). Doorsnijdingen met infrastructuur bemoeilijken de werking van deze verbindingen, of maken uitwisseling zelfs geheel onmogelijk. Mitigerende maatregelen bij infrastructuur die de robuuste verbindingen doorkruisen zijn o.i. dan ook altijd een noodzaak (zie ook Broekmeyer & Steingröver 2001).

5 Conclusies

Op basis van dit onderzoek kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Het ontsnipperen van rijkswegen, provinciale wegen, spoorwegen en vaarwegen zal op een groot aantal lokaties direct leiden tot een versterking van de duurzaamheid van ecologische netwerken.
- Er zijn op basis van veranderingen in duurzaamheid van ecologische netwerken als gevolg van ontsnippering 1126 knelpunten geïdentificeerd.
- De meeste knelpunten zijn aangetroffen bij rijks- en provinciale wegen (75%). Bij spoorwegen zijn de minste knelpunten vastgesteld (5%).
- Er zijn 988 knelpunten van de eerste orde vastgesteld. Ontsnipperende maatregelen op deze lokaties leiden onmiddellijk tot een significante verbetering van de duurzaamheid van de netwerken.
- Er zijn 318 knelpunten van de tweede orde vastgesteld. Deze knelpunten kennen een lagere prioriteit (klasse 4 en 5), omdat het aanbrengen van ontsnipperende maatregelen op deze plaatsen slechts tot ecologische winst, i.e. een toename in duurzaamheid, leidt als eerst andere knelpunten zijn opgelost.
- In 23% van de gevallen zijn trajecten een knelpunt voor twee of meer ecoprofielen. Het maximum aantal ecoprofielen dat op een plek een knelpunt heeft is vijf.
- Op 491 lokaties is sprake van samenhangende knelpunten: knelpunten die alleen rendement hebben als ze tegelijkertijd worden aangepakt.
- Er zijn 1482 knelpunten in de robuuste verbindingen vastgesteld. Al deze knelpunten verdienen de hoogste prioriteit gezien het belang van goed functionerende ecologische verbindingzones tussen de grote natuureenheden van de EHS.
- Aan 24% van de knelpunten is de hoogste prioriteit toegekend. Aanpak van deze knelpunten verdient de hoogste urgentie.
- Voor het *ecoprofiel otter* zijn drie acties van belang: (1) realiseer een sleutelgebied in Friesland, (2) los de knelpunten in de robuuste verbindingen op binnen de grote ecologische netwerken in noord-Nederland en in het rivierengebied, (3) zorg voor aansluiting tussen de ecologische netwerken in Nederland via verbetering

van leefgebieden in de IJssel en/of rond de Randmeren en/of realiseer de robuuste verbinding vanuit Friesland naar Duitsland.

Literatuur

Andrewartha, H.G. & L.C. Birch (eds.).1984. The ecological web: more on the distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Anonymus 1995. Verspreidingsgegevens van de Nederlandse libellen. Samengesteld door NJN, JNM, NLO & EIS. Uitgever EIS, Leiden.

Bal, D. & R. Reijnen 1997. Natuurbeleid in uitvoering. Inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen. Achtergronddocument 8, Natuurverkenningen 2. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Bergere, P.J.M. 1997. Versnippering door railinfrastructuur. Een verkennende studie. IBN-rapport 262. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.

Bergmans, W. & A. Zuiderwijk 1986. Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen. Uitgeverij KNNV, Hoogwoud.

Bink, F.A. 1992. Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa. Uitgever Schuyt & Co, Haarlem.

Bos, F. & M. Wasscher 1997. Veldgids Libellen. Uitgeverij KNNV, Utrecht.

Bremer, A. 1994. Knelpunten en mogelijkheden tussen de Nederlandse spoorwegen en de Vereniging Natuurmonumenten. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Uitgeverij KNNV, Utrecht.

Broekmeyer, M.E.A. & E.G. Steingröver 2001. Handboek robuuste verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Creemer, M., R. Krekels & R. Hoeve 1991. Dassen in Overijssel. Voorstellen voor de bescherming van de das (*Meles meles*) en zijn leefomgeving in Overijssel. Dassenberaad Overijssel, Zwolle.

Den Held, J.J. & K.C. van Rij 1994. Van snippen en snippers. Ontsnipperingsmaatregelen voor de natuur langs rijkswegen in Gelderland. Heidemij Advies, Arnhem.

Dorenbosch, M. & R. Krekels 2000. Medegebruik door fauna van tien viaducten over autosnelwegen. Bureau Natuurbalans-Limes Divergens, Nijmegen.

Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer 1992. De waterkevers van Nederland. Uitgeverij KNNV, Utrecht.

Duel, H. 1992. Versnippering van de ecologische hoofdstructuur door de natte infrastructuur. TNO, Instituut voor Ruimtelijke Organisatie, Delft.

Duel, H., G.A. Morel & B.P.M. Specken 1992. Basisinformatie versnippering van de ecologische hoofdstructuur door de droge en natte infrastructuur. [per provincie] DWW Versnipperingsreeks. TNO-Beleidsstudies / Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.

Gerstmeier, R, T. Romig & P. Heukels 2000. Zoetwatervissen van Europa. Tirion Uitgevers BV, Baarn.

Griffioen, A.J., H.A.M. Meeuwssen en S.A.M. van Rooij. 2000. Afleiding inputbestand LARCH: Begroeiingstypenkaart 2000 (250 x 250m). Intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Hels T. & E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*. vol 99(1): 331-340.

Koomen, R. 1992. Knelpunten tussen het natuurbeleidsplan en Rail 21/Rail 21 Cargo. NS Ingenieursbureau, Utrecht.

Kooreman, J. & T. Kooij 2001. Versnippering van de natuur door railinfrastructuur in Zuid Nederland. NS Railinfrabeheer, Eindhoven / Holland Railconsult, Utrecht.

Krekels, R. 1996. Faunaleefgebieden in de invloedssfeer van de A1 en A35/N35. Een knelpuntenanalyse met speciale aandacht voor een ecoduct nabij Rijssen. Bureau Natuurbalans, Nijmegen.

Leser, H. 1976. *Landschaftsökologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Levins, R. 1970. Extinctions. In: M. Gerstenhaber (red.). *Some mathematical problems in biology: 77-107*. American Mathematical Society, Providence, VS.

Loeffen, M. 1995. De Nederlandse Spoorwegen en Staatsbosbeheer – Positieve en negatieve invloeden. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Ministerie LNV. 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3. Den Haag.

Ministerie LNV 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

Odum, E.P. (ed.). 1971. *Fundamentals of ecology*; Saunders, Philadelphia.

Oord, J.G. 1995. Ontsnipperingsmaatregelen voor de fauna langs rijkswegen in Drenthe. Knelpunt-inventarisatie, gewenste maatregelen en prioriteitstelling. Rijkswaterstaat Directie Noord-Nederland, Leeuwarden.

Opdam P. en R. Hengeveld. 1990. Effecten op planten- en dierpopulaties. In: Berg M.C. van den (red.). De versnippering van het Nederlandse landschap: onderzoekprogrammering vanuit zes disciplinaire benaderingen. Publicatie RMNO nr. 45. pp. 95-158. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, Rijswijk.

Opdam, P.F.M. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5: 93-106.

Opdam, P.F.M., J. Verboom & R. Pouwels, 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.

Pouwels, R. & R. Jochem. 2000. Zachte barrières binnen LARCH-rivier. Intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen & J.G.M. van der Grefte 2002a. LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra-rapport 492. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen 2002b. Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Reijnen, R., E.A. van der Grift, M. van der Veen, M. Pelk, A. Lüchtenborg & D. Bal 2000. De weg met de minste weerstand. Schetsboek Ontsnippering. Alterra / Expertisecentrum LNV, Wageningen.

Reijnen. R., R. Foppen, G. Veenbaas & H. Bussink 2002. Disturbance by traffic as a threat to breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. In: B. Sherwood, D. Cutler & J.A. Burton (eds.). *Wildlife and roads. The ecological impact.* p. 249-267. Imperial College Press, London.

Reitsma, J.M. & G.F.J. Smit 1994. Versnippering door rijkswegen in Flevoland. Rapport 94-15. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Schober, W. & E. Grimmberger 2001. Gids van de vleermuizen van Europa, Azoren en Canarische eilanden. Met specifieke informatie over de vleermuizen in Nederland en België. Tirion Uitgevers BV, Baarn.

Schotman, A.G.M. 20002. Onderbouwing en uitbreiding van het kennissysteem LARCH, dispersievermogen, locale populatie afstand en duurzaamheid van locale

populaties. Alterra-rapport 213. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.

Soulé, M. (ed.) 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Van der Grift, E.A. & A.F. Aartsen 1997. *Versnippering van de natuur door railinfrastructuur in de Randstad. Een studie naar knelpunten en ontsnipperingsmaatregelen in de Ecologische Hoofdstructuur*. NS Railinfrabeheer / Holland Railconsult, Utrecht.

Van der Grift, E.A. & H.A.J. Smeets 1999. *Versnippering van de natuur door railinfrastructuur in Noordoost-Nederland*. NS Railinfrabeheer / Holland Railconsult, Utrecht.

Van Eekelen, R. & G.F.J. Smit 2000. *Het gebruik van dieren door kunstwerken in de A1 op de Veluwe*. Rapport 00-085. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Verboom, J., R. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam & P.C. Luttikhuisen 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation* 100 (1): 89-100.

Verboom, J. en R. Pouwels. in druk. *Ecological functioning of ecological networks: a species perspective*. In: Jongman en Pungetti (eds.). *Ecological Networks and Greenways: concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Wilcox, B.A. en D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 132: 652-661.

Wilson, D.S. 1980. *The natural selection of populations and communities*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.

Winter, L. & M.D. Smit 1997. *De otter terug in Overijssel – Onderzoek naar de mogelijkheden voor een levensvatbare otterpopulatie in de provincie Overijssel*. Stichting Otterstation Nederland & Werkgroep Otter Overijssel.

Wolfert, H.P. 1996. *Rijkswateren-ecotopen-stelsels: uitgangspunten en plan van aanpak*. RIZA Nota nr.: 96.050. RIZA, Lelystad.

Bijlage 1 Begrippenlijst

Barrière

Element dat de dispersiestroom van een organisme relatief sterk of volledig blokkeert.

Deze term is sterk soortgebonden: hetzelfde element kan voor de ene soort een volledige barrière zijn, terwijl de dispersie van een tweede soort er in het geheel niet door wordt beïnvloed.

Biotoop

Plaats waar een levensgemeenschap voorkomt. Het gaat om een ruimtelijk herkenbaar deel van het landschap, en zal dus meestal binnen een ecotoop vallen. Binnen de biotoop is het habitat voor alle soorten van de levensgemeenschap gerealiseerd.

Soms wordt biotoop gebruikt als synoniem voor habitatplek, en ook wel in de betekenis van habitat gebruikt. Dit gebruik wordt ontraden. Wij menen dat er behoefte is aan een term op levensgemeenschapniveau; biotoop wordt al in die betekenis gebruikt (Odum 1971).

Dispersie

Ongerichte beweging van een organisme naar (mogelijke) habitatplek (leefgebied).

De term ongericht laat onverlet dat de beweging door het landschappelijk patroon gestuurd kan worden, er is echter geen ingebouwde voorkeursrichting. Het gaat altijd om bewegingen tussen habitatplekken. Het kan gaan om zaad, spore, ei, dan wel om een (meestal jong) dier. Immigratie en emigratie zijn termen die op dispersie doelen, waarbij vanuit een habitatplek wordt geredeneerd.

Dispersiestroom

Het aantal individuen of zaden op dispersie per tijdseenheid, bijvoorbeeld op een punt in het landschap, vanuit een habitatplek of voor landschappen als geheel.

Draagkracht

Elke populatie in een leefgebied heeft een theoretisch maximum. Dat maximum is voor te stellen als een plafond in de populatieomvang. Een veel gebruikte aanduiding van dit begrip is 'de draagkracht'. De draagkracht is voor vogels vaak makkelijk uit te drukken in het aantal territoria (Schotman 2002).

Duurzaam (levensvatbaar)

Een ecologisch netwerk of landschap is duurzaam als de overlevingskans groter is dan 95% in 100 jaar. Een (meta)populatie is levensvatbaar. Met behulp van diverse normen wordt de duurzaamheid berekend; een ecologisch netwerk kan de duurzaamheidsgrens overschrijden of onderschrijden. In het eerste geval is de landschappelijke situatie goed, in het tweede geval mankeert er iets aan die situatie en kan er bekeken worden hoe er verbetering mogelijk is.

Ecologisch netwerk

Verzameling habitatplekken waarbinnen één metapopulatie van een soort kan functioneren. Dat houdt in dat alle plekken voor individuen van de soort bereikbaar zijn, maar laat onverlet dat een deel in de praktijk onbezet kan zijn.

Een verzameling habitatplekken kan functioneel verbonden zijn zonder stapstenen of corridors. Wanneer de plekken onbereikbaar ver uit elkaar liggen voor een soort, kan men er een ecologisch netwerk van maken door er stapstenen en / of corridors aan toe te voegen.

Ecotoop

Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid. Een ecotoop is een ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheid, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse; het voorvoegsel 'eco' duidt op het integrale karakter ervan (Wolfert 1996). Het begrip ecotoop is afkomstig uit de landschapsecologie (Leser 1976).

Ecotopengroep

Verzameling van ecotopen. Vaak op basis van overeenkomstigheden in vegetaties. Bijvoorbeeld: een ecotoopgroep heide kan bestaan uit de ecotopen, natte, vergraste heide, natte, niet vergraste heide en droge heide.

Extinctie

Het uitsterven van een lokale populatie. Onder uitsterven verstaan we dat er gedurende een voortplantingscyclus geen potentiële reproductieve eenheid in een habitatplek aanwezig is.

Fragmentatie

Synoniem voor versnippering.

Habitat (standplaats)

De verzameling van waarden van voor een soort relevante leefvoorwaarden waarbij aan de fysiologisch bepaalde eisen voor voortplanting en overleving van een soort wordt voldaan. Deze eisen kunnen dus zowel betrekking hebben op abiotische factoren, als op biotische factoren.

Habitatkwaliteit

Mate waarin een (deel)habitatplek voldoet aan de fysiologische voorwaarden van een soort.

In theorie is kwaliteit meetbaar met behulp van een parameter die direct gekoppeld is aan de fysiologisch bepaalde groei van de lokale populatie. Parameters als sterfte en geboorte zijn echter ook afhankelijk van andere dan habitatfactoren, bijvoorbeeld van predatie en weersomstandigheden, zodat het gemeten overlevingssucces niet altijd gelijk is aan het potentiële succes.

Habitatplek

Zie leefgebied.

Isolatie

Het gecombineerde effect van weerstand en afstand tussen habitatplekken.

Leefgebied

Ruimtelijk gedefinieerde plek waar habitat van een soort is gerealiseerd. Een ecotoop kan samenvallen met de habitatplek, maar ook kan die binnen het ecotoop afgrensbaar zijn, dan wel samenvallen met een mozaïek van ecotopen.

Levensvatbaar

Zie duurzaam.

Levensvatbare metapopulatie

Metapopulatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans kleiner is dan 5% in 100 jaar.

Levensvatbare populatie

Geïsoleerde populatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans erg klein is.

Lokale populatie

Een ruimtelijk af te grenzen populatie waarbinnen 'random mating' plaatsvindt.

Deze definitie is gebaseerd op Andrewartha & Birch (1984). Wanneer een lokale populatie deel uitmaakt van een metapopulatie, dan gebruikt men bij voorkeur lokale populaties.

Metapopulatie

Ruimtelijk gestructureerde populatie, verdeeld in lokale populaties die in habitatplekken voorkomen, die met elkaar via dispersie een ecologisch netwerk vormen.

De oorspronkelijke term komt van Levins (1970); 'a population of populations'. De dynamiek van de lokale populatie (ook wel lokale dynamiek, bijvoorbeeld fluctuaties in dichtheden, uitsterven en herkoloniseren) wordt beïnvloed door de afmetingen en de ruimtelijke rangschikking van habitatplekken, en door de weerstand van het landschap. Metapopulaties kunnen ontstaan door versnippering, maar ook in van nature heterogene landschappen voorkomen. Metapopulaties vormen in ons intensief gebruikt landschap meestal een tussenfase tussen een continue populatie en een aantal geïsoleerde populaties.

Metapopulatie-dynamiek

Wisselingen in het bezettingspatroon van een metapopulatie.

Het meest sprekende fenomeen is het proces van lokaal uitsterven en herkoloniseren, waardoor de verspreiding over een ecologisch netwerk voort-durend verschuift. Ook in het geval dat geen uitsterven en koloniseren wordt waargenomen, zijn er in ieder geval onafhankelijke fluctuaties in de dichtheden (Wilson 1980).

Metapopulatie-extinctie

Het uitsterven van een metapopulatie, dat wil zeggen het uitsterven van de laatste lokale populatie.

Regionale extinctie wordt gebruikt om aan te duiden dat een soort in een regio uitsterft, waarbij het niet persé om een metapopulatie hoeft te gaan.

MVP (Minimum Viable Population)

Leefgebied of populatie van zodanige omvang dat deze een uitsterfkans heeft die kleiner is dan 5% in 100 jaar. Het leefgebied of de populatie is net duurzaam dan wel levensvatbaar.

Netwerkpopulatie

Synoniem voor metapopulatie.

Reproductieve eenheid (RE)

Het minimum aantal dieren dat voor de voortplanting kan zorgen noemen we een reproductieve eenheid; in veel gevallen is dat een mannetje en een vrouwtje (een paar), in een beperkt aantal gevallen is het een kleine sociale groep (RU = Reproductive Unit).

Sleutelpopulatie (sleutelgebied)

Relatief grote populatie die levensvatbaar is onder de conditie dat er één immigrant per generatie is (Verboom et al. 2001). Er is netto meestal een dispersiestroom in de richting van de overige delen van het ecologisch netwerk.

Sleutelgebieden mogen niet verward worden met kerngebieden. In het Natuurbeleidsplan (NBP) (Ministerie LNV 1990) wordt een kerngebied gedefinieerd als zijnde, een gebied met bestaande waarden van internationale of nationale betekenis van voldoende omvang (p.79). Die omvang is: 250 ha indien omgeven door natuurterrein, landgoed of bos, overigens 500 ha, behalve voor naaldbos, waarvoor 1000 ha geldt (p.80). Deze definitie is niet door ecologische inzichten, maar door natuurbehoudsoverwegingen ingegeven; echter, gebieden van een dergelijke omvang zullen voor een aantal soorten wel een sleutelpopulatie omvatten.

Versnippering

Het uiteenvallen van het leefgebied van een plante- of diersoort in kleinere eenheden (snippers of fragmenten) habitat, die worden gescheiden door als habitat ongeschikt terrein of een barrière (Opdam & Hengeveld 1990).

Indien in een reeds versnipperd leefgebied, of in een landschap met verspreid liggende habitatplekken, de isolatie van deze habitatplekken verder toeneemt, of de oppervlakte van de plekken verder afneemt, spreken we ook van versnippering (Wilcox & Murphy 1985). Versnippering is hier dus als een proces gedefinieerd.

Weerstand van het landschap

De mate waarin de dispersie door het landschap (met de daarin aanwezige habitatplekken, barrières, stapstenen en corridors) wordt gerealiseerd, in vergelijking tot de dispersie in continue habitat.

Weerstand is te meten als het verschil tussen de dispersieafstanden in continu en versnipperd landschap. Men kan ook spreken van de weerstand van een afzonderlijk element, eveneens in vergelijking tot continu habitat. Het is mogelijk dat buiten het habitat de dispersie over grotere afstanden plaatsvindt, doordat individuen daar sneller bewegen.

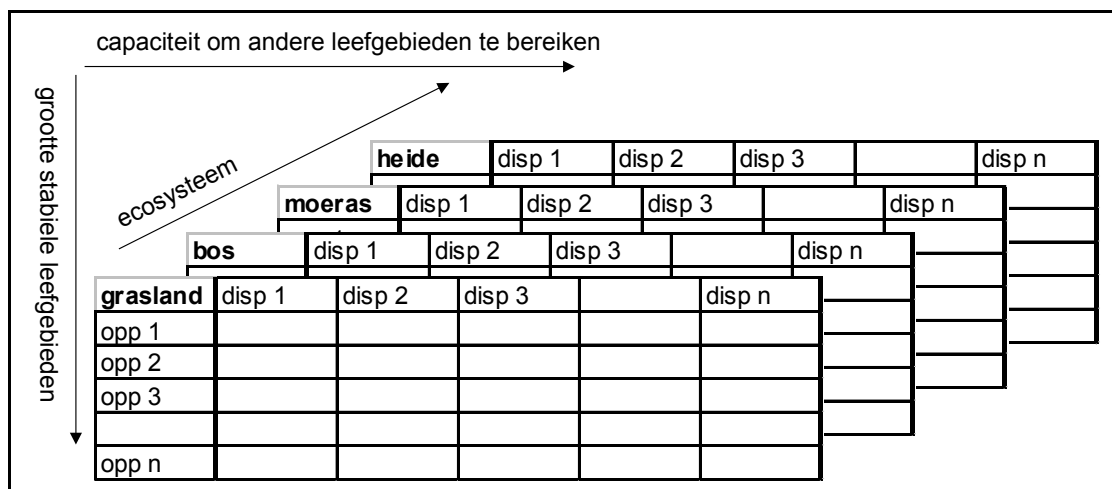
Bijlage 2 Selectie ecoprofielen

Wat is een ecoprofiel?

Een ecoprofiel is een beschrijving van karakteristieke soortkenmerken voor een groep van soorten die min of meer vergelijkbare eisen stellen aan hun omgeving. De beschreven soortkenmerken zijn zo gekozen dat hieruit globaal de verspreiding en kans op overleving kan worden afgeleid voor de soorten die tot dat ecoprofiel behoren.

De indeling van soorten in ecoprofielen is gebaseerd op drie criteria (figuur B.2.1; zie ook Opdam et al. 2003):

1. *Habitatkeuze*
Soorten die verschillen in habitatkeuze komen in verschillende ecoprofielen terecht. De (globale) plek waar een soort voorkomt in het landschap speelt hier dus een rol. Men kan daarbij kiezen voor een indeling van ecosystemen op een hoog of laag schaalniveau, afhankelijk van de vraagstelling en gewenste nauwkeurigheid.
2. *Oppervlaktebehoefte*
Dit criterium richt zich op de kans dat een soort uitsterft in een bepaald gebied. Deze kans is namelijk in grote mate afhankelijk van de grootte van het leefgebied: hoe groter het leefgebied, hoe kleiner de kans dat een soort (lokaal) uitsterft.
3. *Dispersiecapaciteit*
Dit criterium richt zich op de capaciteit van soorten om andere leefgebieden te bereiken (kolonisatie).



Figuur B.2.1 Schematische weergave van het koppelen van soorten aan een ecoprofiel.

Een ecoprofiel wordt genoemd naar één soort die kenmerkend is voor de groep. Zo kan de Noordse woelmuis symbool staan voor soorten van moerassen met een beperkte oppervlaktebehoefte en een redelijk dispersievermogen.

Waarom ecoprofielen?

De grote diversiteit aan soorten die in een landschap voor kunnen komen, is door aggregatie van soorten terug te brengen tot een overzichtelijk aantal ecoprofielen (Pouwels et al. 2002b, Opdam et al. 2003). Dit maakt het analyseren van knelpunten als gevolg van versnippering door infrastructuur overzichtelijker en vergroot de praktische haalbaarheid.

De indeling van soorten in ecoprofielen betekent dus een globalisering van de analyses. Immers, de kenmerken van een ecoprofiel overspannen die van de verschillende soorten binnen dat ecoprofiel. Zo wordt een ecosysteem in zijn geheel als potentieel leefgebied voor het ecoprofiel gezien, terwijl individuele soorten die tot het ecoprofiel kunnen worden gerekend misschien slechts een deel van het ecosysteem verkiezen. Hiermee moet bij de interpretatie van de resultaten rekening worden gehouden. Een voorbeeld: bij analyses voor het *ecoprofiel noordse woelmuis* wordt al het moeras als geschikt leefgebied verondersteld. We weten echter dat de soort Noordse woelmuis slechts delen van het ecosysteem moeras gebruikt als leefgebied. Andere kleine zoogdieren gebruiken echter weer andere delen van het moeras. Door gebruik te maken van het ecoprofiel *Noordse woelmuis* worden er knelpunten gevonden voor kleine (zoog)dieren in het moeras. De ene keer is dit een knelpunt voor de soort noordse woelmuis zelf, een andere keer voor bijvoorbeeld de waterspitsmuis en soms voor beide soorten. Wanneer de Noordse woelmuis als soort (en niet als ecoprofiel) geanalyseerd zou worden, zouden de knelpunten voor andere kleine (zoog)dieren, zoals de waterspitsmuis, niet allemaal zichtbaar worden.

Keuze van ecoprofielen

Om een evenwichtig beeld van de biodiversiteit in het landschap te krijgen, is het van belang dat de soorten (of ecoprofielen) gespreid gekozen worden over de combinatie van ecosysteem, oppervlaktebehoefte en dispersiecapaciteit (Simberloff 1998; Opdam et al. 2003). De keuze van ecoprofielen is gebaseerd op de volgende criteria:

1. De ecoprofielen bestaan uit soorten die gevoelig zijn voor de barrièrewerking van infrastructuur.
2. De ecoprofielen zijn representatief voor de belangrijkste ecosystemen in de EHS.
3. De ecoprofielen passen bij het (nationale) schaalniveau van de analyses.
4. Een maximum van 10 ecoprofielen.

Barrièregevoeligheid

Zoogdieren, amfibieën, reptielen en vlinders met een geringe dispersiecapaciteit kunnen worden aangemerkt als soortgroepen die gevoelig zijn voor de

barrièrewerking van infrastructuur (Broekmeyer & Steingröver 2001). We beperken ons in de keuze van ecoprofielen dus tot deze soortgroepen.

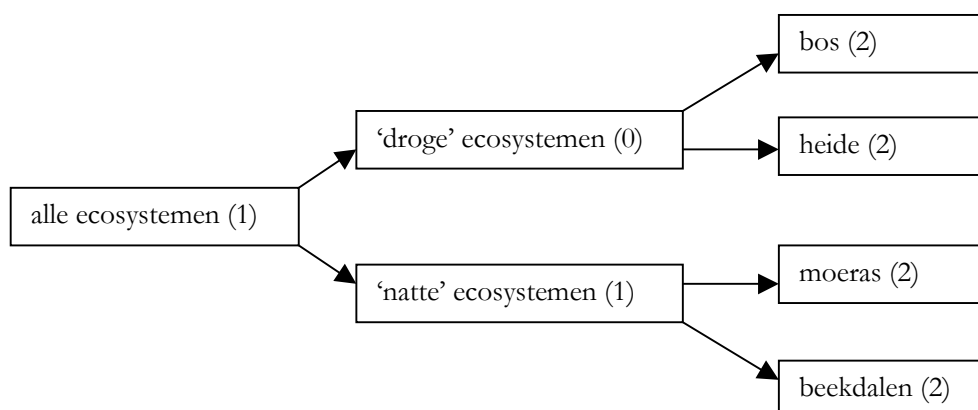
Ecosystemen

We richten ons in dit onderzoek op de knelpunten tussen infrastructuur en vier belangrijke ecosystemen binnen de Ecologische Hoofdstructuur: (1) moeras, (2) bos, (3) heide, stuifzand en duin, en (4) beekdalen. De keuze voor deze ecosystemen is gebaseerd op: (a) de relatief hoge dichtheid van infrastructuur binnen deze ecosysteemtypen (zie tabel B.2.1), en (b) het voorkomen van relatief veel soorten die gevoelig zijn voor de barrièrewerking van infrastructuur binnen deze ecosystemen. Op basis van het eerste criterium (a) blijven ecosysteemtypen als grote wateren en buitendijkse ecosystemen buiten beschouwing. Deze worden immers niet (of nauwelijks) door infrastructuur doorsneden. Het tweede criterium (b) maakt dat bijvoorbeeld de ecosystemen multifunctionele graslanden en wintergastengraslanden niet zijn geselecteerd, aangezien deze gebieden vooral voor minder barrièregevoelige soorten (weidevogels) een functie hebben.

Tabel B.2.1 Wegendichtheid per natuurdoel.

Natuurdoel	Wegendichtheid		
	0-0.5 km/km ²	0.5-1.0 km/km ²	>1 km/km ²
1 beek en zandboslandschap	+		
2 rivierenlandschap	+		
3 veen- en zeekleilandschap	+		
4 duinlandschap	+		
5a meer	+		
5b begeleid getijdengebied	+		
5c getijdengebied en zee	+		
6 beek	+		
7a brak water	+		
7b ven en duinplas	+		
8 moeras		+	
9a nat schraalgrasland	+		
9b nat, matig voedselrijk grasland	+		
10 droog schraalgrasland			+
11 kalkgrasland	+		
12 bloemrijk grasland	+		
13 zilt grasland		+	
14 natte heide en hoogveen	+		
15 droge heide			+
16 zandverstuiving			+
17 reservaaatsakker	+		
18 bos van laagveen en klei		+	
19 bos van arme gronden		+	
20 bos van rijke gronden		+	
21 bos van bron en beek			+
22 multifunctioneel groot water	+		
23 overig str. en stilst. water	+		
24a multifunctioneel grasland			+
24b wintergastengrasland		+	
25 overige natuur		+	
26 middenbos, hakhout en griend		+	
27 multifunctioneel bos		+	

Bij selectie van ecoprofielen is gestreefd naar een evenredige verdeling over de verschillende ecosystemen. Per ecosysteem zijn daarom twee ecoprofielen geselecteerd (figuur B.2.2). Om naast de knelpunten voor soorten die zich beperken tot één ecosysteem ook de knelpunten zichtbaar te maken voor soorten die gebruik maken van meerdere habitats, zijn twee ecoprofielen geselecteerd die gebruik maken van meerdere typen ecosystemen. Daarbij is gekozen voor een ecoprofiel dat representatief is voor de beide ‘natte’ ecosystemen, gezien het nationale en internationale belang van de natte natuur in Nederland, en een ecoprofiel dat alle geselecteerde ecosystemen omvat (figuur B.2.2).



Figuur B.2.2 Schematische weergave van de verdeling van ecoprofielen over de verschillende ecosystemen.

Gebieden met natuurdoelen buiten de EHS (in het zogenaamde ‘witte gebied’) zijn in de analyses betrokken. Er zijn echter géén ecoprofielen geselecteerd die louter representatief zijn voor habitat in het witte gebied: de keuze van ecoprofielen is vooral gericht op de ecosystemen en natuurdoelen binnen de EHS. Hierdoor blijven knelpunten voor soorten die vooral afhankelijk zijn van natuur buiten de EHS veelal buiten beschouwing. Een voorbeeld van zo’n soort is de das, die overwegend voorkomt in het (kleinschalig) cultuurlandschap.

Schaalniveau

Ecologische netwerken kunnen gevormd worden op verschillende schaalniveaus: lokaal, regionaal, nationaal of internationaal. Deze indeling is min of meer te vertalen in respectievelijk gemeente, provincie, Nederland en Europa. Bij de keuze van ecoprofielen is het van belang om na te gaan wat de grootte van het studiegebied is (Pouwels et al. 2002a). Op lokaal schaalniveau zijn soorten met een hoge dispersiecapaciteit, zoals edelhert en otter, minder differentiërend. Het hele (lokale) studiegebied kan voor ecoprofielen die deze soorten representeren waarschijnlijk als één leefgebied aangemerkt worden. Ook het tegenovergestelde geldt. Op internationaal schaalniveau zijn soorten als donker pimpernelblauwtje, kamsalamander en dwergmuis weinig differentiërend. Het is effectiever om de keuze voor ecoprofielen aan te laten sluiten bij de grootte van het studiegebied. In deze studie wordt een landsdekkende analyse uitgevoerd. Ecoprofielen van het schaalniveau regionaal, nationaal en internationaal zijn dan het meest geschikt (tabel B.2.2).

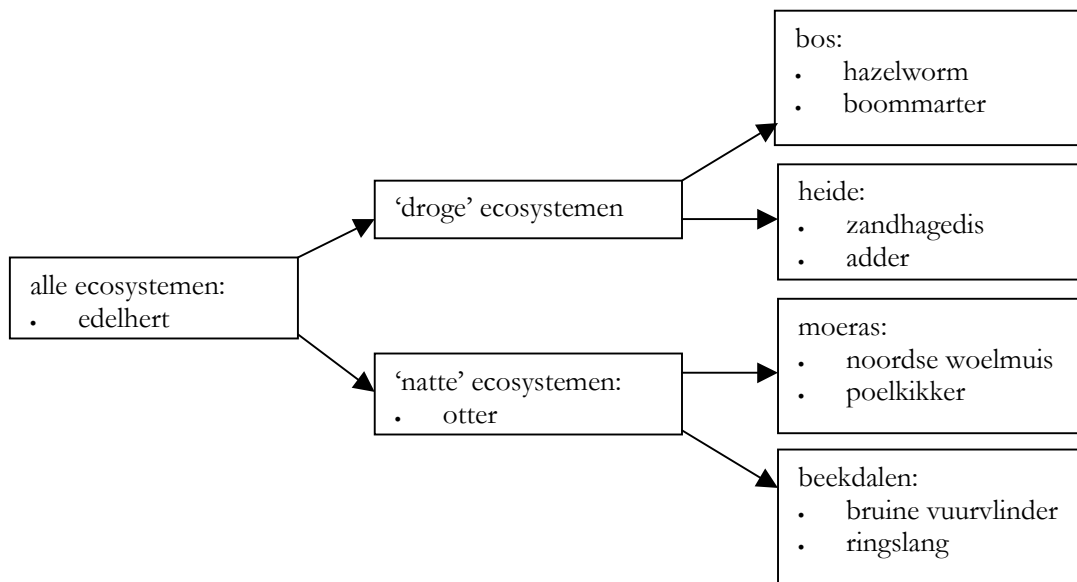
Tabel B.2.2 Relatie tussen het schaalniveau van de ecoprofielen en de grootte van het studiegebied.

schaalniveau studiegebied	schaalniveau ecoprofielen			
	lokaal	regionaal	nationaal	inter-nationaal
gemeente	++	+		
provincie	+	++	+	
Nederland		+	++	+
Europa			+	++

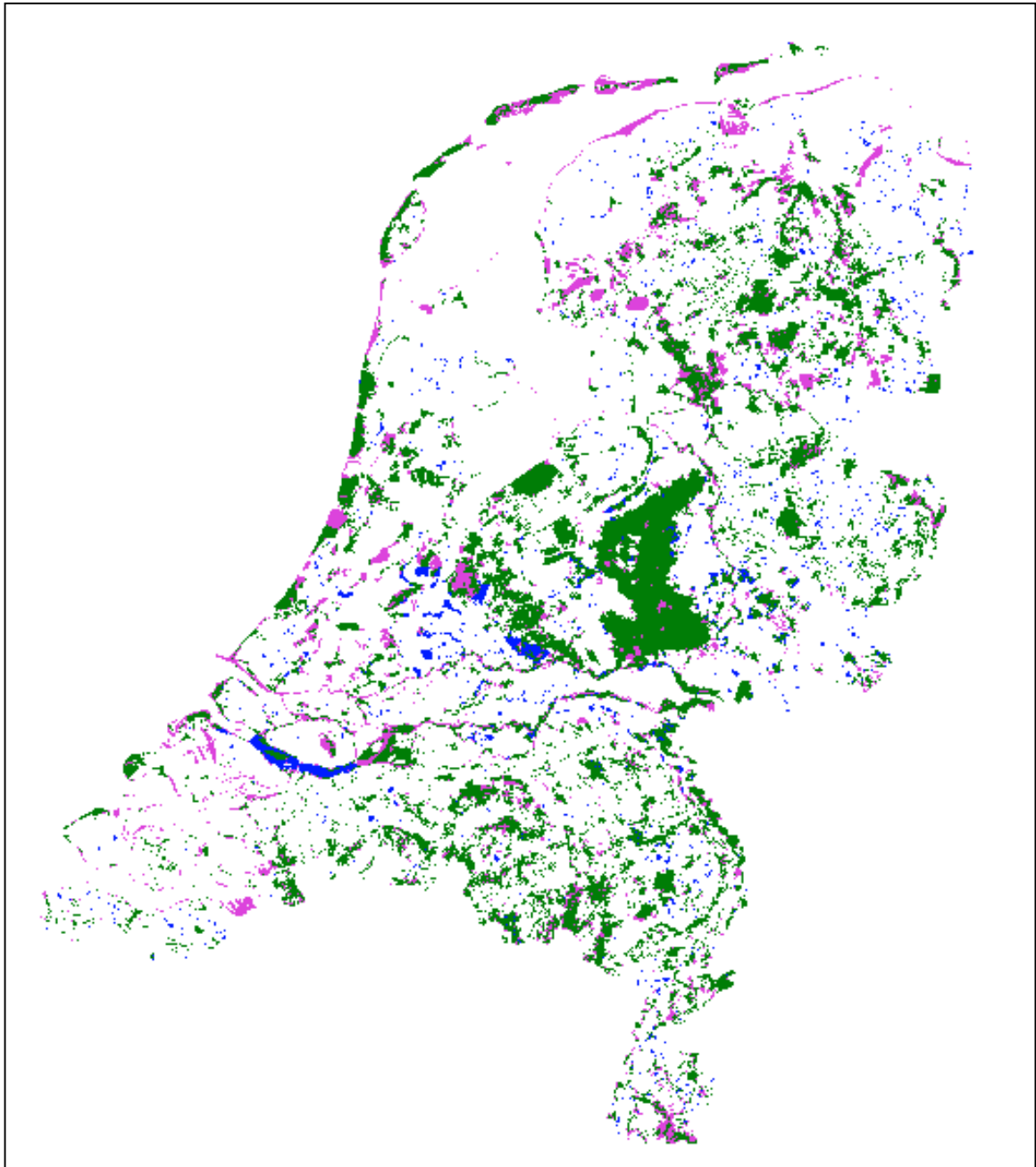
Omdat deze studie betrekking heeft op (1) heel Nederland, en (2) alleen de hoofdinfrastructuur in ons land, zijn uitsluitend ecoprofielen van een regionaal, nationaal of internationaal schaalniveau geselecteerd. Ecoprofielen die representatief zijn voor soorten van het lokale schaalniveau, i.e. soorten met de kleinste dispersiecapaciteit en de kleinste oppervlaktebehoefte, zijn bij de analyses buiten beschouwing gelaten.

Selectie van ecoprofielen

In figuur B.2.3 zijn de 10 geselecteerde ecoprofielen weergegeven per ecosysteem. Het *ecoprofiel otter* maakt gebruik van beekdalen en moeras. Het *ecoprofiel edelhert* maakt gebruik van alle ecosystemen. In tabel B.2.3 is te zien hoe de gekozen ecoprofielen verschillen in oppervlaktebehoefte en dispersiecapaciteit. Wat opvalt in deze tabel is dat (1) er geen ecoprofielen vallen binnen het lokale niveau (dispersiecapaciteit <1 km of een oppervlaktebehoefte van een sleutelgebied <0,1 km²), en (2) de ecoprofielen verder verspreid over de matrix zijn gekozen. Dit correspondeert met de voor deze studie relevante range van schaalniveaus (regionaal – nationaal – internationaal). Met deze keuze van ecoprofielen wordt circa 76% van de EHS gedekt (zie figuur B.2.4).



Figuur B.2.3 Schematische weergave van de verdeling van de gekozen ecoprofielen over de verschillende ecosystemen.



Figuur B.2.4 Dekking van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) door de geselecteerde ecoprofielen. Groen: gedekte EHS (6085 km²; 76%). Paars: niet-gedekte EHS (1921 km²). Blauw: dekking buiten de EHS (682 km²).

Tabel B.2.3 De verdeling van de geselecteerde eoprofjelen over de selectiecriteria (1) habitatkense, (2) oppervlaktebehoefte sleutelgebieden, en (3) dispersiecapaciteit. Ecosystemen: b = bos; b = beide/ stuifzand/ duin; m = moeras; bd = beekdal. Grijs gearceerde cellen geven eoprofjelen van lokaal schaarsniveau weer, die niet in aanmerking komen als eoprofjfel binnen de studie.

dispersiecapaciteit (km) oppervlaktebehoefte (km ²)	< 1	1 - 3	3 - 7	7 - 15	15 - 25	25 - 35	> 35
0 - 0.1							
0.1 - 1		poelkikker (m) bruine vuurvliinder (bd) hazelworm (b) zandhagedis (h)	noordse woelmuis (m)				
1 - 5		adder (h)		ringslang (bd)			
5 - 10							
10 - 50						boomarter (b)	edelhart (b / h / m / bd)
50 - 150							
> 150							otter (m / bd)

De ecoprofielen en soorten van de EU-Habitatrichtlijn

Voor elk van de ecoprofielen is nagegaan in hoeverre deze representatief is voor soorten van de EU-Habitatrichtlijn. Hierbij zijn twee stappen doorlopen:

1. Selectie van Habitatrichtlijnsoorten die om één of meerdere redenen zeker niet worden gedekt door de geselecteerde ecoprofielen. Voor het achterhalen van deze soorten zijn vier criteria gehanteerd: (1) soorten die duidelijk buiten de gestelde ecosystemen vallen, (2) soorten die niet barrièregevoelig zijn, (3) soorten waarvan géén of onvoldoende gegevens bekend zijn, en (4) soorten die een heel specifiek habitat hebben.
2. Klassificering van de mate waarin een soort door een ecoprofiel wordt gerepresenteerd. Hierbij zijn twee klassen onderscheiden: (A) de soort past binnen het ecoprofiel, en (B) de soort past binnen het ecosysteem en wordt voor een deel gerepresenteerd door het ecoprofiel.

Van de in totaal 91 soorten van de EU-Habitatrichtlijn blijken 10 soorten geheel te vallen binnen de voor het MJPO geselecteerde ecoprofielen (klasse A-soorten) (zie tabel B.2.4). Daarnaast zijn 15 soorten aan te wijzen die enigszins ‘meeliften’ met één of meerdere van de geselecteerde ecoprofielen (klasse B-soorten). De overige 66 soorten (zie tabel B.2.5) zijn niet gedekt door de in dit onderzoek uitgevoerde knelpuntenanalyse.

Tabel B.2.4 Soorten van de EU-Habitatrichtlijn die geheel (A) of gedeeltelijk (B) door de voor MJPO geselecteerde ecoprofielen worden gerepresenteerd.

soort	ecoprofiel									
	natuur									
	natte natuur						bos		heide / stuifzand / duin	
	Edelhert	Otter	moeras		beekdal		Hazelworm	Boommarter	Zandhagedis	Adder
Noordse woelmuis			Poelkikker	Bruine vuurvinder	Ringslang					
Zoogdieren										
Aardmuis			B				B			
Bever		B								
Boommarter								A		
Bunzing		B								
Eekhoorn								B		
Euraziatische lynx	B									
Hazelmuis							B			
Noordse woelmuis			A							
Otter		A								
Steenmarter								B		
Waterspitsmuis			B	B	B	B				
Wilde kat	B									
Reptielen										
Adder										A
Gladde slang										B
Hazelworm							A			
Ringslang			B	B		A				
Zandhagedis									A	
Amfibieën										
Boomkikker				A	B					
Heikikker			B						B	
Kamsalamander				B	B		B			
Knoflookpad				A	B					
Rugstreepad			B	A	B				B	
Vlinders										
Donker pimperlblauwtje			B		B					
Overige ongewervelden										
Nauwe korfslak					B					
Zeggekorfslak					B					

Tabel B.2.5 *Overzicht van de EU-Habitatrichtlijnsoorten die niet door de 10 voor het Meerjarenprogramma Ontsnippering geselecteerde ecoprofielen worden gedekt. Per soort is het criterium vermeld op basis waarvan de de soort van de Habitatrichtlijn als niet-gedekt is beschouwd: (1) soorten die duidelijk buiten de voor MJP0 geselecteerde ecosystemen vallen (i.e. soorten van zoutwatersystemen, grote (zoete) wateren en rivieren, en het agrarisch cultuurlandschap), (2) soorten die niet (erg) gevoelig zijn voor de barrièrewerking van infrastructuur, (3) soorten waarvan géén of onvoldoende gegevens (o.a. dispersiecapaciteit) bekend zijn, (4) soorten die binnen de geselecteerde ecosystemen een (zeer) specifieke habitatkenze hebben. Bronnen: Gerstmeier et al. 2000; Broekhuizen et al. 1992; Bos & Wasscher 1997; Bink 1992; Schober & Grimmberger 2001; Drost et al. 1992; Bergmans & Zuidervijk 1986; Anonymus 1995; J. Clerx, mondelinge mededeling [nauwe korfslak, zeggekorfslak]; C. Vos, mondelinge mededeling [amfibieën]; R. Bugter, mondelinge mededeling [kamsalamander]; D. Groenendijk, mondelinge mededeling [spaanse vlag].*

Soort	Criterium
Zoogdieren	
Bechstein vleermuis	2
Bos vleermuis	2
Brandts vleermuis	2
Bruinvis	1
Franjestaart	2
Gewone baardvleermuis	2
Gewone dolfijn	1
Gewone dwergvleermuis	2
Gewone grootoorvleermuis	2
Gewone zeehond	1
Grijzegrootoorvleermuis	2
Grijze zeehond	1
Grote hoefijzerneus	2
Hamster	1
Ingekorven vleermuis	2
Kleine dwergvleermuis	2
Kleine hoefijzerneus	2
Laatvlieger	2
Meervleermuis	2
Mopsvleermuis	2
Rosse vleermuis	2
Ruige dwergvleermuis	2
Tweekleurige vleermuis	2
Vale vleermuis	2
Watervleermuis	2
Witflankdolfijn	1
Witsnuitdolfijn	1
Reptielen	
Muurhagedis	4
Amfibieën	
Geelbuikvuurpad	4
Vroedmeesterpad	4
Vissen	
Barbeel	1
Beekprik	1

Soort	criterium
Bittervoorn	1
Botervis	1
Fint	1
Grote modderkruiper	1
Houting	1
Kleine modderkruiper	1
Rivierprik	1
Steur	1
Vlagzalm	1
Zalm	1
Zeeprik	1
Zeestekelbaars	1
Vlinders	
Pimpernelblauwtje	4
Spaanse vlag	4
Tijmblauwtje	4
Grote vuurvlinder	2
Libellen	
Beekrombout	2
Bronslibel	2
Donkere winterjuffer	2
Gaffellibel	2
Gevlekte witsnuitlibel	2
Groene glazemaker	2
Noordse winterjuffer	2
Oostelijke witsnuitlibel	2
Sierlijke witsnuitlibel	2
Overige ongewervelden	
Bataafse stroommossel	1
Brede geelrand waterroofkever	1
Gestreepte waterroofkever	1
Heldenbok	3
Juchtleerkever	3
Medicinale bloedzuiger	1
Rivierkreeft	1
Vliegend hert	3
Wijngaardslak	4

Bijlage 3 Genereren habitatkaarten

De habitatkaarten voor de ecoprofielen zijn gegenereerd op basis van de door het Expertisecentrum LNV vervaardigde Natuurdoelenkaart 2002. Voor elk ecoprofiel is nagegaan welke natuurdoelen geschikt zijn als leefgebied en in welke mate (zie tabel B.3.1). Met behulp van de in LARCH opgenomen draagkrachtcijfers per natuurdoel per ecoprofiel zijn vervolgens de draagkrachten van de verschillende habitatplekken bepaald (Pouwels et al. 2002a).

In de tabel is per ecosysteemtype en ecoprofiel aangegeven welke natuurdoelen als habitat zijn beschouwd. De geschiktheid van het habitat kan verschillen: optimaal habitat (1.0), suboptimaal habitat (0.7), geschikt habitat (0.5), matig geschikt habitat (0.1), en ongeschikt habitat (-). Dit betekent dat bij de vervaardiging van habitatkaarten de oppervlakten optimaal habitat voor 100% meedoen bij de berekening van de draagkracht van een gebied voor het betreffende ecoprofiel, oppervlakten van suboptimaal habitat voor 70%, oppervlakten geschikt habitat voor 50% en oppervlakten matig geschikt habitat voor 10%.

Bij het genereren van de habitatkaarten is als criterium gehanteerd dat het oppervlak van een natuurdoel in een gridcel groter moet zijn dan 10%. Wanneer ook kleinere oppervlakten zouden zijn betrokken zou een onrealistisch beeld ontstaan. Zo zou in dat geval de hele Veluwe als één leefgebied moeten worden beschouwd voor ecoprofielen van het ecosysteem heide, stuifzand en duin. Door de grens bij 10% te leggen wordt deze 'clustering' als gevolg van de aanwezigheid van kleine plekjes heide voorkomen en blijven de grote heidevelden zichtbaar en de verschillende leefgebieden ruimtelijk meer differentiërend. Met deze stap gaat een klein percentage (2.8%) van potentieel leefgebied verloren.

Het natuurdoel *overig stromend en stilstaand water* wordt als geschikt leefgebied aangemerkt voor het *ecoprofiel otter* (zie tabel B.3.1). Uit een analyse van het bestand met natuurdoelen blijkt dat ook kanalen en stromend water met steile oevers tot dit natuurdoel worden gerekend. Als gevolg van het karakter van deze waterwegen is het echter niet waarschijnlijk dat dit geschikt leefgebied voor de soorten van het *ecoprofiel otter* zal zijn. In een handmatige stap zijn daarom de kanalen en overige stromende wateren met steile oevers uit de habitatkaart gehaald. In een enkel geval zijn delen van een kanaal wel als geschikt leefgebied opgenomen, omdat het verbonden is met een bijvoorbeeld een groot meer. Dit is niet eenvoudig te scheiden.

Het invoerbestand met natuurdoelen bestaat uit polygonen. LARCH analyseert de uitwisseling tussen leefgebieden echter op basis van een rasterbestand. Hierbij wordt vaak de resolutie van 250x250 m gebruikt. Aangezien veel kleine polygonen zouden verdwijnen bij een dergelijke resolutie, is het omzetten naar een rasterbestand in twee stappen uitgevoerd. In eerste instantie zijn alle natuurdoelen omgezet naar een rasterbestand met een resolutie van 25x25 m en vervolgens is opgeschaald naar 250x250 m. Hierdoor gaan de kleine polygonen niet verloren.

Tabel B.3.1. Koppeling ecoprofielen aan natuurdoelen.

natuurdoel	ecoprofiel									
	natuur									
	edelhert	natte natuur					bos		heide / stuifzand / duin	
		otter	moeras		beekdal		hazelworm	boomarter	zandhagedis	adder
			noordse woelmuis	poelkikker	bruine vuurvliinder	ringslang				
1 beek en zandboslandschap	1.0	1.0	-	-	0.1	0.1	0.7	0.7	-	-
2 rivierenlandschap	1.0	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	-	-	-	-
3 veen- en zeekeilandschap	1.0	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	-	-	-	-
4 duinlandschap	1.0	-	-	-	-	-	-	-	0.5	0.5
5a meer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5b begeleid getijdengebied	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5c getijdengebied en zee	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6 beek	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7a brak water	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7b ven en duinplas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8 moeras	0.5	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	-	-	-	-
9a nat schraalgrasland	1.0	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	-	-	-	-
9b nat, matig voedselrijk grasland	1.0	0.1	1.0	1.0	0.5	0.5	-	-	-	-
10 droog schraalgrasland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11 kalkgrasland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 bloemrijk grasland	-	0.1	-	-	0.1	0.1	-	-	-	-
13 zilt grasland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14 natte heide en hoogveen	1.0	-	-	-	-	-	-	-	1.0	1.0
15 droge heide	1.0	-	-	-	-	-	-	-	1.0	1.0
16 zandverstuiving	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	0.1
17 reservuaatsakker	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18 bos van laagveen en klei	0.5	1.0	-	-	0.5	0.5	-	-	-	-
19 bos van arme gronden	0.5	-	-	-	-	-	1.0	1.0	-	-
20 bos van rijke gronden	0.5	-	-	-	-	-	1.0	1.0	-	-
21 bos van bron en beek	0.5	1.0	-	-	1.0	1.0	-	-	-	-
22 multifunctioneel groot water	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23 overig str. en stilst. water	-	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-
24a multifunctioneel grasland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24b wintergastengrasland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25 overige natuur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26 middenbos, hakhout en griend	0.5	-	-	-	-	-	0.1	0.1	-	-
27 multifunctioneel bos	0.5	-	-	-	-	-	0.5	0.5	-	-

Bijlage 4 Genereren doorlaatbaarheidskaarten

Bij de bepaling van de uitwisseling tussen verschillende leefgebieden is het van belang na te gaan in hoeverre soorten in staat zijn om zich door het landschap te bewegen. Het landschap heeft hierbij een bepaalde weerstand, afhankelijk van de aard van het landschap (o.a. landgebruik) en de aanwezigheid van barrières. De doorlaatbaarheid van een landschap is het tegenovergestelde van de weerstand van een landschap. Geschikt leefgebied van een soort is goed doorlaatbaar, terwijl bijvoorbeeld stedelijk gebied of autosnelwegen voor veel grondgebonden soorten bijna altijd volledig ondoorlaatbaar zijn. Wanneer het landschap volledig doorlaatbaar is, krijgt het de waarde 1. Wanneer er in het landschap een volledige (absolute) barrière ligt dan is de doorlaatbaarheid 0. Bij het genereren van de doorlaatbaarheidskaarten per ecoprofiel is onderscheid gemaakt naar de weerstand van het tussenliggend landschap (vlakdekkende elementen) en de weerstand van infrastructuur (lijnvormige elementen). De doorlaatbaarheidskaarten zijn gemaakt volgens een vast stappenplan.

Stappenplan doorlaatbaarheidskaarten

Bij het vervaardigen van de doorlaatbaarheidskaarten zijn per ecoprofiel achtereenvolgens de volgende stappen doorlopen:

1. Het tussenliggend landschap is vanuit de natuurdoelen vertaald in doorlaatbaarheid. Wanneer verschillende natuurdoelen voorkomen, is de doorlaatbaarheid op basis van oppervlaktepercentages gemiddeld. Vervolgens is de waarde naar 100% geschaald. In sommige situaties is het oppervlaktepercentage lager dan 100% en in sommige situaties hoger dan 100%.
2. Het tussenliggend landschap dat geen natuurdoel heeft, is vanuit de BGT2000-kaart (Griffioen et al. 2000) vertaald in doorlaatbaarheid. Wanneer verschillende typen voorkomen, is de waarde op basis van oppervlakte gemiddeld. Vervolgens is de waarde opgeschaald naar een oppervlakte van 100% (6,25 hectare).
3. Het stedelijk gebied heeft een doorlaatbaarheid van 0.
4. De uiteindelijke doorlaatbaarheid van het tussenliggend landschap is bepaald door een opeenstapeling van de verschillende kaarten. Hierbij is de doorlaatbaarheid op basis van natuurdoelen dominant, vervolgens de doorlaatbaarheid op basis van de BGT2000-kaart en als laatste de doorlaatbaarheid van enkele toevoegingen in de kaart.¹
5. Per ecoprofiel is de doorlaatbaarheid van de infrastructuur bepaald.

¹ Met de toekenning van doorlaatbaarheidswaarden op basis van de natuurdoelenkaart, het agrarisch gebied in de BGT2000-kaart, en de kaart met het stedelijk gebied wordt geen vlakdekkende kaart voor heel Nederland verkregen. Wat bij combinatie van deze kaarten nog ontbreekt zijn de wateren die niet als natuurdoel zijn aangemerkt en het noordelijk deel van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Uit de BGT2000-kaart is daarom de categorie *open water* gekozen en toegevoegd aan de doorlaatbaarheidskaart, waarbij het dezelfde doorlaatbaarheidswaarde heeft als het natuurdoel *overig stromend en stilstaand water*. Het noordelijk deel van de Amsterdamse Waterleidingduinen is tevens aan de doorlaatbaarheidskaarten toegevoegd. Deze heeft een gelijke doorlaatbaarheidswaarde gekregen als het natuurdoel *duinlandschap*. Ondanks deze toevoegingen blijven er enkele gridcellen aanwezig zonder doorlaatbaarheidswaarde. Deze gridcellen zijn opgevuld door ze een gemiddelde waarde toe te kennen op basis van de doorlaatbaarheidswaarden van de omliggende gridcellen.

6. Mitigerende maatregelen zijn over de infrastructuur gelegd en krijgen een doorlaatbaarheid van 1.
7. De doorlaatbaarheid van de infrastructuur is gecombineerd met de doorlaatbaarheid van het tussenliggend landschap, waarna de minimale waarde van beide kaarten is bepaald.

Deze stappen hebben geresulteerd in doorlaatbaarheidskaarten per ecoprofiel (zie bijlage 9). In het navolgende wordt de methodiek voor het bepalen van de doorlaatbaarheid in respectievelijk het tussenliggend landschap en de doorlaatbaarheid van infrastructuur nader toegelicht.

Doorlaatbaarheid tussenliggend landschap - vlakdekkende elementen

Soorten zijn in staat om bepaalde afstanden af te leggen op dispersie. Aangenomen wordt dat deze dispersie in geschikt leefgebied een maximale afstand kan bereiken en dat in ongeschikt leefgebied de afstand die overbrugd kan worden minder groot is. Voor de verschillende typen tussenliggend landschap is op basis van expert judgement geschat in hoeverre de overbrugbare afstand te vergelijken is met de afstand die binnen leefgebied kan worden afgelegd. Voor diersoorten van bossen bijvoorbeeld komt een kilometer door weiland overeen met 5 kilometer in bos. Als twee leefgebieden gescheiden worden door weilanden zal de afstand tussen deze leefgebieden dus 1/5 van de dispersieafstand moeten zijn, willen ze tot één netwerk gerekend worden. In tabel B.4.1 en B.4.2 is per ecoprofiel de verhouding tussen geschikt leefgebied en de verschillende typen landgebruik, respectievelijk natuurdoelen en niet-natuurdoelen, in het tussenliggend landschap weergegeven.

Doorlaatbaarheid infrastructuur - lijnvormige elementen

In tabel B.4.3 is de doorlaatbaarheid van de verschillende typen infrastructuur weergegeven per ecoprofielen.

De schattingen van de doorlaatbaarheid bij verkeerswegen zijn gebaseerd op de literatuur (o.a. Hels & Buchwald 2001), expert judgement en evaring uit eerdere studies (Pouwels & Jochem 1999, Pouwels et al. 2002a). Bij wegen is de verkeersintensiteit in belangrijke mate bepalend voor de doorlaatbaarheid. Hoe hoger de verkeersintensiteit, hoe geringer de doorlaatbaarheid. Daarnaast hebben wegen voor ecoprofielen met een lage dispersiecapaciteit een lagere doorlaatbaarheid dan voor ecoprofielen met een hoge dispersiecapaciteit (figuur B.4.1 en tabel B.4.3). Een aanname is dat alle rijkswegen zijn ingerasterd met grofwildrasters (doorlaatbaarheid = 0). Momenteel is dit niet de situatie, maar indien edelherten de mogelijkheid krijgen om de Veluwe te verlaten en zich in andere delen van Nederland te gaan vestigen is de verwachting dat de rijkswegen vanwege verkeersveiligheid zullen worden ingerasterd.

Bij spoorwegen is de doorlaatbaarheid gebaseerd op de gevoeligheid van de soortgroepen voor railinfrastructuur (Bergers 1997). Er wordt onderscheid gemaakt in enkel- en dubbelspoors. Voor ecoprofielen die nauwelijks of slechts zwak gevoelig zijn voor de barrièrewerking van spoorwegen én weinig gevoelig zijn voor

aanrijdingen met het treinverkeer hebben meersporige spoorwegen een doorlaatbaarheid van 0.90 (edelhert, otter, boommarter, poelkikker en bruine vuurvlinder). Voor ecoprofielen die sterk gevoelig zijn voor deze aspecten hebben dergelijke meersporige trajecten een doorlaatbaarheid van 0.75 (noordse woelmuis, ringslang, hazelworm, zandhagedis, adder). Voor enkelspoor geldt dat alleen bij sterk gevoelige ecoprofielen een gering lagere doorlaatbaarheid is toegekend.

Bij vaarwegen is aangenomen dat voor ecoprofielen die zich normaliter niet door water voortbewegen een vaarweg een grote barrière is (edelhert, hazelworm, boommarter, zandhagedis, adder). Ecoprofielen die zich gemakkelijk door het water (otter, noordse woelmuis, poelkikker, ringslang) kunnen bewegen, of eroverheen kunnen vliegen (bruine vuurvlinder) krijgen daarentegen een hogere doorlaatbaarheid. Met de beschikbare invoerbestanden is het niet mogelijk om onderscheid te maken in verschillende typen vaarwegen. Hierdoor krijgen alle vaarwegen in Nederland per ecoprofiel dezelfde doorlaatbaarheid. Door de lage doorlaatbaarheid worden op sommige plekken mogelijk knelpunten gevonden, die in werkelijkheid niet aanwezig zijn.

In de huidige situatie zijn op veel plaatsen reeds mitigerende maatregelen in de vorm van faunapassages aanwezig. Deze zorgen voor een hogere doorlaatbaarheid. Per ecoprofiel is in tabel B.4.4 aangegeven welke mitigerende maatregelen als geschikt worden geacht.

Tabel B.4.1 Mate van doorlaatbaarheid van verschillende natuurdoelen per ecoprofiel. Een waarde 1 wil zeggen dat de dispersieafstand in het tussenliggend landschap gelijk is aan de (normale) dispersieafstand van het ecoprofiel (= dispersieafstand in geschikt leefgebied). Een waarde 2 betekent dat de dispersieafstand in het tussenliggend landschap gehalveerd is. Een waarde 5 betekent dat slechts 1/5 deel van de normale dispersieafstand in het tussenliggend gebied kan worden afgelegd, etc.

	edelhert	otter	poelkikker	noordse woelmuis	bruine vuurvinder	ringslang	hazelworm	boomarter	zandhagedis	adder
1 beek en zandboslandschap	1	2	5	5	2	2	1	1	1	1
2 rivierenlandschap	1	1	1	1	1	1	5	5	10	10
3 veen- en zeekleilandschap	1	1	1	1	1	1	10	10	10	10
4 duinlandschap	1	2	2	2	1	1	2	2	1	1
5a meer	50	5 ¹	10	10 ²	10	10	50	50	50	50
5b begeleid getijdengebied	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
5c getijdengebied en zee	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
6 beek ³	1	1	1	1	1	1	2	2	5	5
7a brak water	1	1	1	1	1	1	2	2	5	5
7b ven en duinplas	1	1	1	1	1	1	5	5	10	10
8 moeras	1	1	1	1	1	1	10	10	10	10
9a nat schraalgrasland	1	1	1	1	1	1	5	5	2	2
9b nat, matig voedselrijk grasland	1	1	1	1	1	1	5	5	2	2
10 droog schraalgrasland ⁴	1	50	50	50	1 ⁵	10	2	2	1	1
11 kalkgrasland	1	50	50	50	1	10	2	2	1	1
12 bloemrijk grasland ⁶	1	1	2	2	1	1	5	5	5 ⁷	5
13 zilt grasland ⁸	1	1	1	1	1	1	5	5	5	5
14 natte heide en hoogveen	1	2	2	2	1	1	5	5	1	1
15 droge heide	1	50	50	50	1	10	2	2	1	1
16 zandverstuiving ⁹	1	50	50	50	2	50	5	5	1	1
17 reservaatssakker	1	50	50	50	1	10	5	5	5 ¹⁰	5
18 bos van laagveen en klei	1	1	5	5	2	2	2	2	10 ¹¹	10
19 bos van arme gronden	1	50	50	50	5	10	1	1	2 ¹²	2
20 bos van rijke gronden ¹³	1	10	10	10	5 ¹⁴	5	1	1	5	5
21 bos van bron en beek integraal extensief beheerd ¹⁵	1	1	2	2	1	1	2	2	5	5
22 multifunctioneel grote wateren ¹⁶	50	5	10	10	10	10	50	50	50	50
23 overig str. en stilst. water	5	1	5	5	2	2	10	10	50	50
24a multifunctioneel grasland ¹⁷	2	2	5	5	2	2	10	10	10	10
24b wintergastengrasland	2	2	5	5	2	2	10	10	10	10
25 overige natuur ¹⁸	2	50	50	50	2	50	5	5	2	2
26 middenbos, hakhout en griend ¹⁹	1	1	5	5	2	2	2	2	10	10
27 multifunctioneel bos ²⁰	1	50	50	50	5	10	1	1	2	2

Aandachtspunten:

1. Met een waarde 5 worden geen netwerken gevormd tussen leefgebieden aan weerszijde van het IJsselmeer, maar zullen alleen netwerken ontstaan via leefgebieden langs de oevers.
2. Met een waarde 10 kunnen voor het *ecoprofiel noordse woelmuis* ecologische netwerken worden gevormd tussen verschillende leefgebieden in en rond het Veerse meer, maar niet tussen leefgebieden aan weerszijde van de randmeren.
3. Het natuurdoel *beek* bestaat voornamelijk uit ondiep water en krijgt daardoor een lagere waarde (= hogere doorlaatbaarheid) dan het natuurdoel *meer*.

4. De natuurdoelen *droog schraalgrasland*, *kalkgrasland*, *droge beide* en *reservaatsakker* krijgen alle dezelfde waarde.
5. Het *ecoprofiel bruine vuurvlinder* krijgt een lage weerstand bij alle graslanden, ondanks het feit dat het een ecoprofiel van beekdalen betreft.
6. Het natuurdoel *bloemrijk grasland* is vooral langs beken en rivieren te vinden, dus eerder vergelijkbaar met *nat schraalgrasland* dan met *droog schraalgrasland*.
7. *Bloemrijk grasland* is ruiger dan *nat schraalgrasland*, waardoor de waarde hoger wordt ten opzichte van *nat schraalgrasland*.
8. Dit natuurdoel is vooral langs meren aanwezig.
9. Voor soorten die geen leefgebied hebben in het natuurdoel *zandverstuiving* wordt de waarde 1 categorie hoger dan die bij het natuurdoel *droge beide*.
10. Het natuurdoel *reservaatsakker* heeft een meer opgaande begroeiing dan andere droge natuurdoelen, en is daarmee slechter doorlaatbaar voor het *ecoprofiel zandhagedis*.
11. De waarde is gelijk gesteld aan die van natuurdoel *veen- en zeekeilandschap*.
12. De waarde is hoger in vergelijking met het natuurdoel *beek en zandboslandschap*, vanwege het feit dat natuurdoel meer gesloten is.
13. Het natuurdoel *bos van rijke gronden* is vochtiger ten opzichte van *bos van arme gronden*.
14. Vaak gaat het om zeer gesloten bossen die moeilijk doorlaatbaar zijn voor vlinders van open vegetaties.
15. De waarde ligt tussen die van het natuurdoel *veen- en zeekeilandschap* en *beek en boslandschap* in.
16. De waarden zijn gelijk aan die van het natuurdoel *meer*.
17. Het natuurdoel *multifunctioneel grasland* is vergelijkbaar verondersteld met *bloemrijk grasland*. Aangezien het multifunctioneel is is dit grasland echter overal 1 klasse hoger (= minder doorlatend) ingeschat.
18. Dit natuurdoel betreft vooral open, droge gebieden en is daarmee vergelijkbaar verondersteld met het natuurdoel *droog schraalgrasland*. Aangezien het multifunctioneel is is dit natuurdoel overal 1 klasse hoger ingeschat.
19. Dit betreft nat bos, vergelijkbaar met het natuurdoel *bos van laagveen en klei*.
20. Vergelijkbaar met het natuurdoel *bos van arme gronden*.

Tabel B.4.2 Mate van doorlaatbaarheid van de overige typen (= niet natuurdoelen) tussenliggend landschap per ecoprofiel. De codes achter de typen landschap komen overeen met de codes uit het invoerbestand BGT2000 (Griffioen et al. 2000).

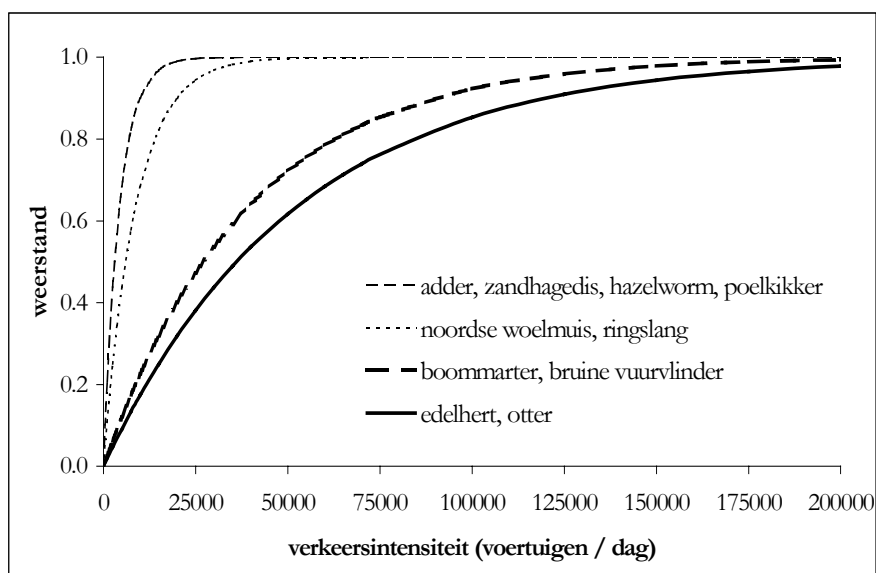
	edelhert	otter	poelkikker	noordse woelmuis	bruine vuurvliinder	ringslang	hazelworm	boomarter	zandhagedis	adder
open agrarisch nat ¹ (codes: 44, 45, 50, 51, 56, 57, 62, 63)	2	2	5	5	2	2	10	10	10	10
half open agrarisch nat (codes: 47, 53)	2	2	5	5	2	2	10 ²	10	10 ³	10
gesloten agrarisch nat (codes: 48, 54)	2	2	5	5	2	2	5	5	10	10
open agrarisch droog ⁴ (codes: 46, 52, 58, 64)	2	10	50	50	2	10	10	10	5	5
half open agrarisch droog ⁵ (codes: 59, 66)	2	10	50	50	2	10	5	5	5	5
gesloten agrarisch droog (codes: 60, 67)	2	10	50	50	2	10	2	2	5	5
akker ⁶ (codes: 43, 49, 55, 61)	2	50	50	50	2	10	10	10	10	10
stedelijk gebied open ⁷ (codes: 301, 302, 304, 305, 307, 310, 315-321, 330)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
stedelijk gebied gesloten (codes: 300, 303, 306, 308, 309, 311-314, 322-329, 331-340)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Aandachtspunten:

1. De waarden zijn gelijk gesteld aan die van natuurdoel *multifunctioneel grasland*.
2. Het *nat agrarisch landschap* wordt voor het *ecoprofiel hazelworm* als minder doorlatend beschouwd dan *droog agrarisch landschap*. *Open agrarisch landschap* is minder doorlatend dan *gesloten agrarisch landschap*.
3. Bij de schattingen van de doorlaatbaarheid voor het *ecoprofiel zandhagedis* is alleen onderscheid gemaakt tussen *nat* en *droog agrarisch landschap*.
4. De waarden voor *open agrarisch droog* zijn toegekend op basis van *open agrarisch nat*. Voor ecoprofielen van natte ecosystemen zijn de waarden twee klassen hoger gesteld. Vlinders zijn een uitzondering op deze regel.
5. Er is aangenomen dat *halfopen* en *gesloten agrarisch landschap* in het rivierengebied met name op de drogere delen (oeverwallen en stroomruggen) liggen.
6. De waarden zijn vergelijkbaar verondersteld met die van natuurdoel *reservaatsakker*. Aangezien *akker* intensiever gebruikt wordt, is de waarde overall een klasse hoger gezet. Voor het *ecoprofiel ringslang* is een uitzonderling gemaakt, aangezien we van oordeel zijn dat de waarde in dat geval te groot wordt.
7. Het *stedelijk gebied open* ligt vooral aan de randen van steden en kleinere dorpen. In die gebieden zijn soms corridors (= openingen in de bebouwing) zichtbaar. Hierdoor is aangenomen dat *stedelijk gebied open* een lagere waarde moet krijgen dan *stedelijk gebied gesloten*.

Tabel B.4.3 Mate van doorlaatbaarheid van infrastructuur per ecoprofiel.

	wegen (voertuigen / dag)					spoorwegen		vaarwegen
	10.000	20.000	35.000	90.000	120.000	> 1 sporen	1 spoor	
edelhert	0.83	0.68	0.51	0.18	0.10	0.90	1.00	0.10
otter	0.83	0.68	0.51	0.18	0.10	0.90	1.00	0.90
noordse woelmuis	0.32	0.10	0.02	0.00	0.00	0.75	0.90	0.75
poelkikker	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.90	1.00	0.75
bruine vuurvliinder	0.77	0.60	0.41	0.10	0.05	0.90	1.00	0.90
ringslang	0.32	0.10	0.02	0.00	0.00	0.75	0.90	0.75
hazelworm	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.75	0.90	0.10
boommarter	0.77	0.60	0.41	0.10	0.05	0.90	1.00	0.10
zandhagedis	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.75	0.90	0.10
adder	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.75	0.90	0.10



Figuur B.4.1 Geschatte weerstand van verkeerswegen voor de ecoprofielen (naar: Hels & Buchwald 2001). Bij een weerstand van 0.9 of hoger wordt aangenomen dat het aantal migranten zo sterk afneemt, dat er niet voldoende uitwisseling is tussen de verschillende deelgebieden, en deze deelgebieden dan ook niet tot eenzelfde netwerk behoren.

Tabel B.4.4 Mitigerende maatregelen voor de verschillende ecoprofielen. X = niet meegenomen in MJPO-analyses, + = maatregel functioneert voor soorten van het ecoprofiel, - = maatregel functioneert niet voor soorten van het ecoprofiel.

	maatregel	edelhart	otter	noordse woelmuis	poelkikker	bruine vuurvlieder	ringslang	hazelworm	boomarter	zandhagedis	adder
wegen	aanpassing brug	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+
	aanpassing duiker	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-
	aanpassing verkeerstunnel	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+
	aanpassing viaduct bovenlangs	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	aanpassing viaduct onderdoor	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
	amfibietunnel	-	-	+	+	-	+	+	-	+	+
	dassentunnel	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+
	ecoduct	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	ecoduiker	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-
	grofwildtunnel	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
	kleinwildtunnel	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+
spoor- wegen	amfibieëntunnel	-	-	+	+	-	+	+	-	+	+
	droge duiker	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+
	langspassage	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	nat-droog passage	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+
	wildtunnel	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+
	uitstapplaatsen	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
raster	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
vaar- wegen	natuurvriendelijke oever	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
	fauna-uitstapplaats	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+

Bijlage 5 Parameters LARCH

Tabel B.5.1 Parameters die bij de duurzaamheidsanalyses met LARCH zijn gebruikt per ecoprofiel (voor nadere uitleg van de parameters zie het kader LARCH in paragraaf 2.5 en Pouwels et al. 2002a):

parameter	ecoprofiel									
	edelhert	otter	poelkikker	noordse woelmuis	bruine vuurvliinder	ringslang	hazelworm	boomarter	zandhagedis	adder
draagkracht optimaal leefgebied (RE/100ha)	3	0.4	1000	200	1000	30	30	1	200	30
lokale fusie-afstand (km)	1	1	0.1	0.2	0.1	0.3	0.1	0.5	0.1	0.1
netwerk-afstand (km)	50	50	2	5	2	10	2	30	2	2
norm klein leefgebied (RE)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
norm sleutelgebied (RE)	40	40	500	100	500	100	100	40	100	100
norm MVP (RE)	60	60	750	150	750	150	150	60	150	150
norm netwerk - sleutelgebied (RE)	240	240	1000	200	1000	500	400	240	400	500
norm netwerk + sleutelgebied (RE)	160	160	750	150	750	300	250	160	250	300
norm netwerk + MVP (RE)	60	60	750	150	750	150	150	60	150	150

Bijlage 6 Genereren kaart met lokale populaties

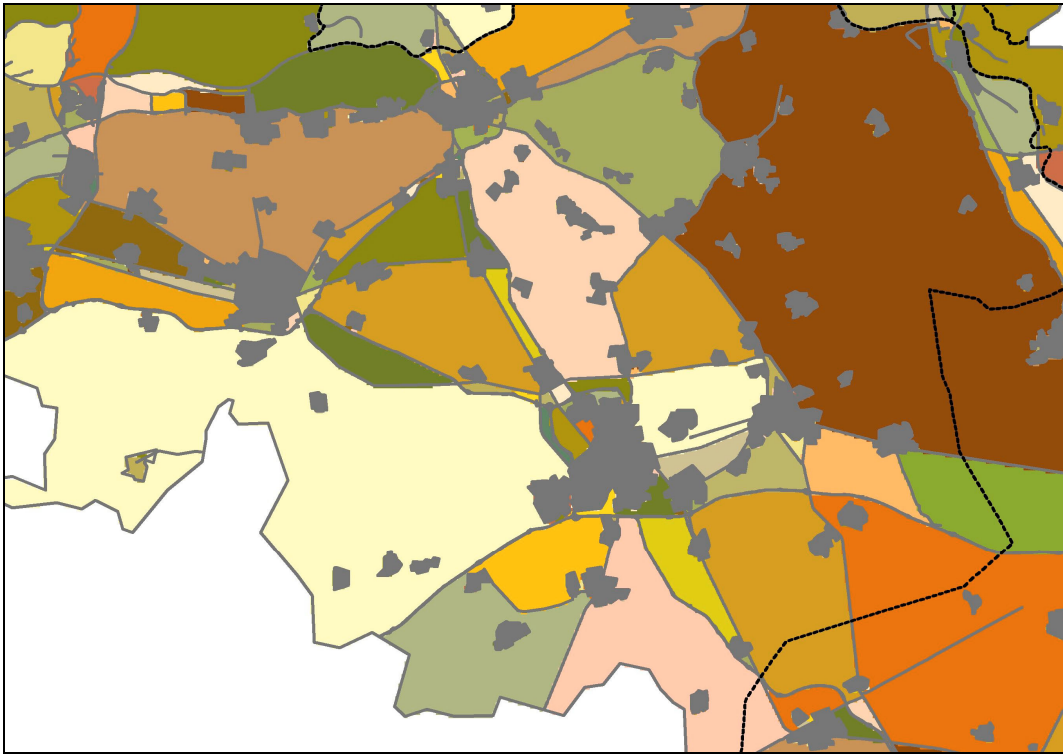
Op basis van de habitatkaarten is per ecoprofiel een kaart vervaardigd waarop lokale populaties zijn onderscheiden. Lokale populaties zijn onderscheiden wanneer de afstand tussen de habitatplekken te groot is om tijdens dagelijkse bewegingen te overbruggen. In LARCH zijn hiervoor per ecoprofiel normen opgesteld, de zogenaamde *lokale fusie-afstanden* (zie bijlage 5). Daarnaast kunnen verschillende lokale populaties worden onderscheiden als er barrières aanwezig zijn die (dagelijkse) uitwisseling tussen habitatplekken bemoeilijken of onmogelijk maken. Op basis van expert-kennis is voor de verschillende ecoprofielen een inschatting gemaakt welke typen infrastructuur als grens van lokale leefgebieden beschouwd kunnen worden (tabel B.6.1).

Tabel B.6.1 Opsplitsing in lokale populaties van de leefgebieden voor de gekozen ecoprofielen.

	provinciale wegen	rijkswegen	spoorwegen	vaarwegen	bebouwde kom	Nederlandse grens ²
edelhert		x		x	x	x
otter		x	x		x	x
noordse woelmuis	x	x	x	x	x	x
poelkikker	x	x	x	x	x	x
bruine vuurvliinder	x	x	x	x	x	x
ringslang	x	x	x	x	x	x
hazelworm	x	x	x	x	x	x
boomarter		x	x	x	x	x
zandhagedis	x	x	x	x	x	x
adder	x	x	x	x	x	x

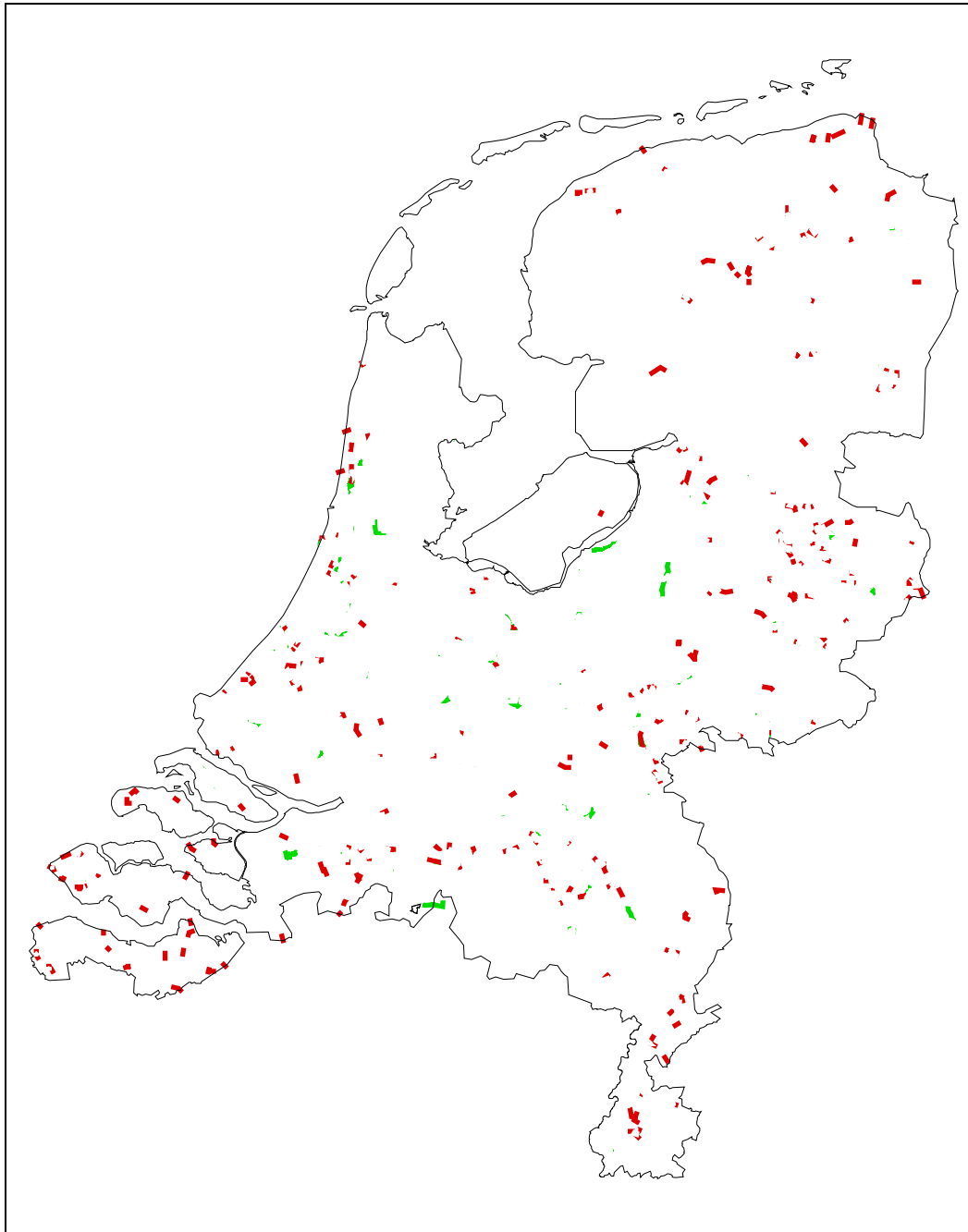
Eventueel aanwezige mitigerende maatregelen (e.g. faunatunnel, ecoduct) bij de infrastructuur zijn bij de bepaling van de begrenzingen van lokale populaties als indifferent beschouwd. Dus: leefgebieden aan weerszijde van infrastructuur die in tabel B.6.1 als barrière zijn gekenmerkt, bieden plaats aan twee verschillende lokale populaties, ongeacht of er mitigerende maatregelen zijn getroffen. Het is bekend dat mitigerende maatregelen door sommige diersoorten dagelijks worden gebruikt. Dit betreft in veel gevallen echter een fractie van de populatie. Soms ligt de mitigerende maatregel binnen het territorium van één individu/paartje en wordt dan ook alleen door dit ene individu/paartje gebruikt. Er mag in een dergelijke situatie dan ook niet gesproken worden van 'random mating' van individuen die aan weerszijde van de mitigerende maatregel leven. Random mating is echter een voorwaarde om van één leefgebied te kunnen spreken (zie bijlage 1).

² De Nederlandse grens wordt meegenomen in deze stap als grens, aangezien er geen informatie gebruikt wordt van infrastructuur van België en Duitsland.



Figuur B.6.1 Barrièrevakken (= lokale populaties) voor het ecoprofiel boomarter in Noord-Brabant. Infrastructuur en steden zijn in grijs weergegeven.

Voor het maken van de kaarten met lokale populaties is gebruik gemaakt van (1) het Nationaal Wegenbestand (NWB), waarin verkeerswegen, spoorwegen en vaarwegen zijn opgenomen (bron: Adviesdienst voor Verkeer en vervoer), (2) B-net, (3) bestand met Nederlandse grens, en (4) stedenkaart. Het NWB is het meest actuele bestand en heeft daarom als basis gediend voor de analyses. Enkele aanpassingen bleken echter noodzakelijk (zie ook figuur B.6.2): (1) toevoeging van enkele ontbrekende wegtrajecten in het rijkswegennet (op basis van het B-net-bestand), (2) selectie van provinciale wegen met verkeersintensiteiten >10.000 voertuigen/etmaal op basis van informatie uit B-net, (3) verlenging van wegtrajecten om te zorgen voor een aansluiting aan de steden, en (4) vaarwegen die buiten het Nederlandse vasteland liggen zijn verwijderd; het betreft vaarwegen in de Wadden- en Noordzee, het IJsselmeer en de Zeeuwse Delta.



Figuur B.6.2 Toegevoegde lijnstukken aan Nationaal Wegenbestand. Groene lijnstukken komen uit B-net en rode lijnstukken zijn handmatig toegevoegd om het wegennet aan te laten sluiten op steden.

Bijlage 7 Normering uitwisseling tussen leefgebieden

Binnen ecologische netwerken zijn geschikte leefgebieden via uitwisseling (dispersie) met elkaar verbonden. Deze uitwisseling zorgt ervoor dat leefgebieden die leeg zijn opnieuw gekoloniseerd kunnen worden vanuit naburige leefgebieden. Wanneer in het veld nagegaan wordt wat de maximale afstand is waarop deze uitwisseling plaatsvindt, is de kans groot dat incidenteel forse afstanden gevonden worden. Deze zeldzame gebeurtenissen dragen echter weinig bij aan de populatie-dynamische processen binnen een ecologisch netwerk (Opdam et al. 2003). Daarom dienen de verschillende leefgebieden alleen tot één ecologisch netwerk gerekend te worden als de verwachting is dat er een redelijke uitwisseling is tussen deze leefgebieden. Met andere woorden: de uitwisseling moet boven een bepaalde drempelwaarde (=norm) komen om twee leefgebieden tot één netwerk te rekenen.

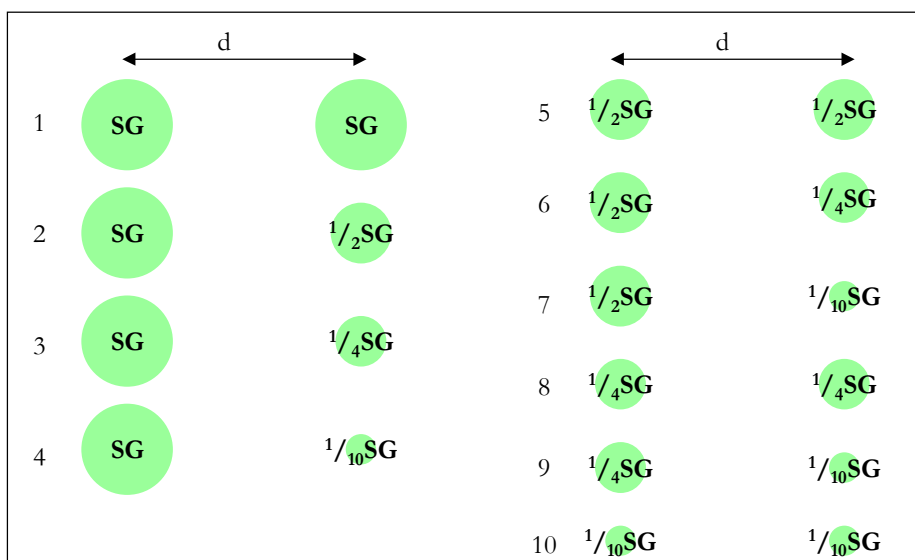
De belangrijkste eigenschappen van een landschap die van belang zijn voor deze uitwisseling zijn: grootte en kwaliteit leefgebieden, afstand tussen leefgebieden en weerstand van tussenliggende landschap. Om normen te bepalen voor wat nog als redelijke uitwisseling mag worden beschouwd en wat niet, zijn modelanalyses uitgevoerd met een tiental kunstmatige landschappen (zie figuur B.7.1). Alle landschappen bestaan uit twee leefgebieden. Deze leefgebieden verschillen echter in grootte en onderlinge afstand. De kwaliteit van de leefgebieden is constant gehouden (= optimaal leefgebied), evenals de weerstand van het tussenliggende landschap (= geen weerstand). Deze analyses zijn voor 3 geselecteerde ecoprofielen uitgevoerd (zie tabel B.7.1). De ecoprofielen zijn zo gekozen dat deze een goede spreiding hebben binnen de set van mogelijke ecoprofielen.

In figuren B.7.2, B.7.3 en B.7.4 worden de uitwisselingswaarden (SCAN-values) per doorgerekend landschap aangegeven. Verwacht wordt dat de uitwisseling tussen een sleutelgebied en een klein leefgebied (1/10 oppervlakte van sleutelgebied) net voldoende is om bij te dragen aan populatiedynamische processen binnen het ecologisch netwerk. De uitwisselingswaarde voor deze landschappen (= landschap 4) is dus als norm beschouwd (aangegeven als een lijn in de figuren). Door vergelijking van de SCAN-values van de andere landschappen met deze norm wordt duidelijk welke combinatie van oppervlakte en afstand tussen leefgebieden wel, en welke niet zullen resulteren in één ecologisch netwerk. Alle landschappen onder de lijn hebben een te lage uitwisseling om als één ecologisch netwerk te mogen worden beschouwd (zie tabel B.7.2). Wanneer leefgebieden op netwerkafstand liggen zijn dit de landschappen 7, 8, 9 en 10. Wanneer leefgebieden op een halve netwerkafstand liggen is dit landschap 10.³

³ Uit de figuren blijkt dat voor ecoprofielen met een groot oppervlaktebehoefte twee kleine leefgebieden (1/10 sleutelgebied) op korte afstand (1/10 netwerkafstand) een dusdanige lage uitwisseling hebben dat ze niet tot hetzelfde ecologisch netwerk gerekend mogen worden. Bij soorten met een geringere oppervlaktebehoefte behoren de leefgebieden wel tot één ecologisch netwerk. Of dit resultaat ecologisch juist is, of dat het een artefact van het model is, zou verder onderzocht moeten worden.

Tabel B.7.1 Grijze vakken geven aan welke ecoprofielen in eerdere studies reeds gebruikt zijn bij LARCH-analyses (Pouwels et al. 2002a, 2002b). In donkergrijs zijn de ecoprofielen aangegeven die geselecteerd zijn om inzicht te krijgen in de drempelwaarde voor uitwisseling tussen ecologische netwerken.

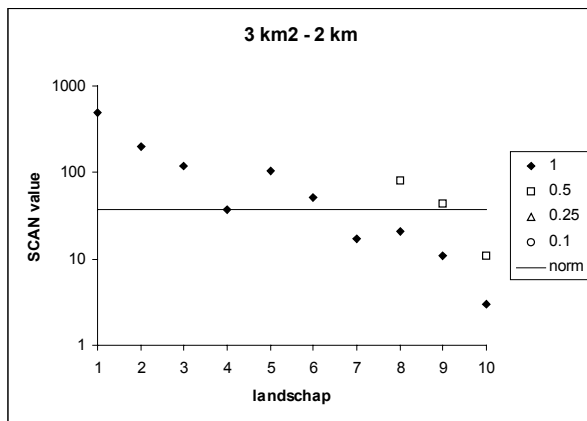
		netwerkaafstand (km)						
		< 1	1 - 3	3 - 7	7 - 15	15 - 25	25 - 35	> 35
opp. sleutelgebied (km ²)	code	A	B	C	D	E	F	G
0 – 0.1	1							
0.1 – 1	2							
1 – 5	3							
5 – 10	4							
10 – 30	5							
50 – 150	6							
> 150	7							



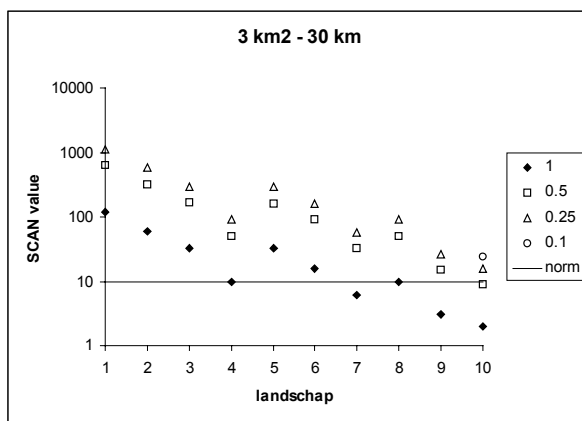
Figuur B.7.1 Overzicht van de kunstmatige landschappen die met LARCH-SCAN zijn geanalyseerd ten behoeve van de normering van de uitwisseling tussen ecologische netwerken. SG = sleutelgebied. Steeds is voor de afstand tussen de gebieden (d) uitgegaan van middelpunt-middelpunt. De afstand is tijdens de analyses gevarieerd (1, 0.5, 0.25 en 0.1 maal de dispersieafstand van het ecoprofiel).

Tabel B.7.2 Drempelwaarde voor de mate van uitwisseling.

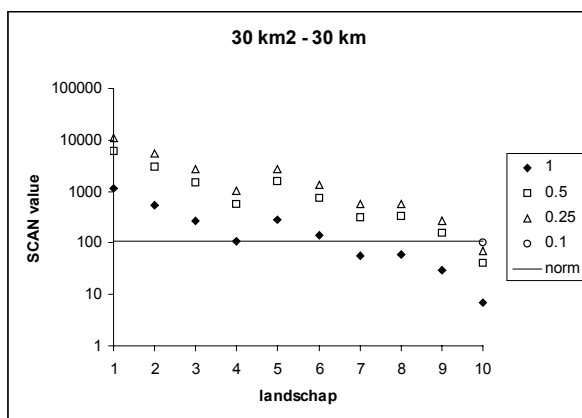
	edelhert	otter	poelkikker	noordse woelmuis	bruine vuurvliinder	ringslang	hazelworm	boomarter	zandhagedis	adder
drempel	74.3	459.4	24.1	8.0	24.1	44.4	4.2	183.5	4.8	4.2



Figuur B.7.2 Uitwisselingswaarden tussen leefgebieden in de kunstmatige landschappen voor het ecoprofiel B3 (zie tabel I) bij verschillende afstanden tussen de leefgebieden. De landschapsnummers (x-as) komen overeen met de nummers in figuur I. De rechte lijn geeft de waarde die voor dit ecoprofiel gevonden wordt bij de norm.



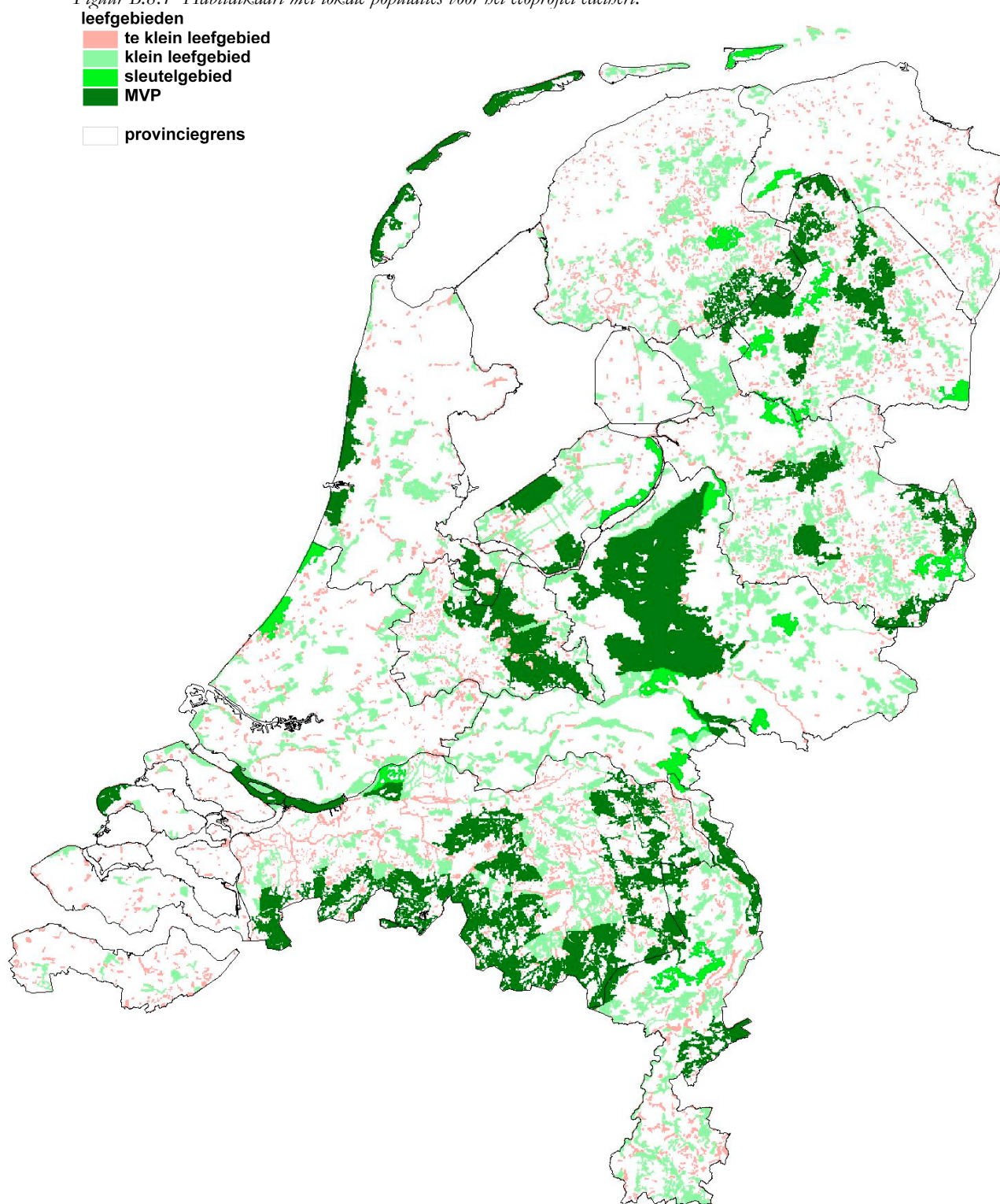
Figuur B.7.3 Uitwisselingswaarden tussen leefgebieden in de kunstmatige landschappen voor het ecoprofiel F3 (zie tabel I) bij verschillende afstanden tussen de leefgebieden. De landschapsnummers (x-as) komen overeen met de nummers in figuur I. De rechte lijn geeft de waarde die voor dit ecoprofiel gevonden wordt bij de norm.



Figuur B.7.4 Uitwisselingswaarden tussen leefgebieden in de kunstmatige landschappen voor ecoprofiel F5 (zie tabel I) bij verschillende afstanden tussen de leefgebieden. De landschapsnummers (x-as) komen overeen met de nummers in figuur I. De rechte lijn geeft de waarde die voor dit ecoprofiel gevonden wordt bij de norm.

Bijlage 8 Habitatkaarten met lokale populaties

Figuur B.8.1 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel edelbert.



Figuur B.8.2 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel otter.

leefgebieden

te klein leefgebied

klein leefgebied

sleutelgebied

MVP

provinciegrens



Figuur B.8.3 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel noordse woelmuis.

leefgebieden

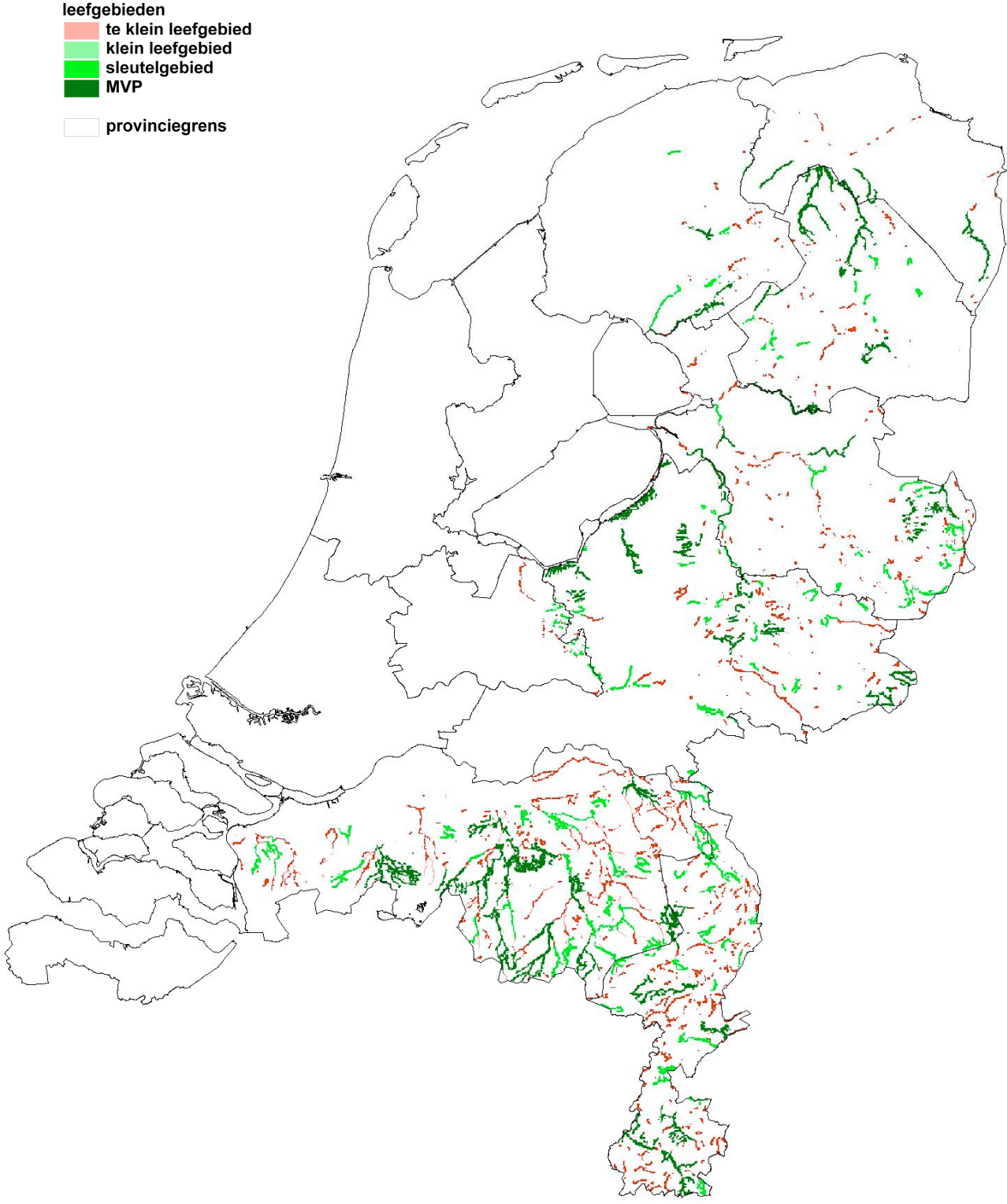
- te klein leefgebied
- klein leefgebied
- sleutelgebied
- MVP
- provinciegrens



Figuur B.8.4 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel poelkikker.



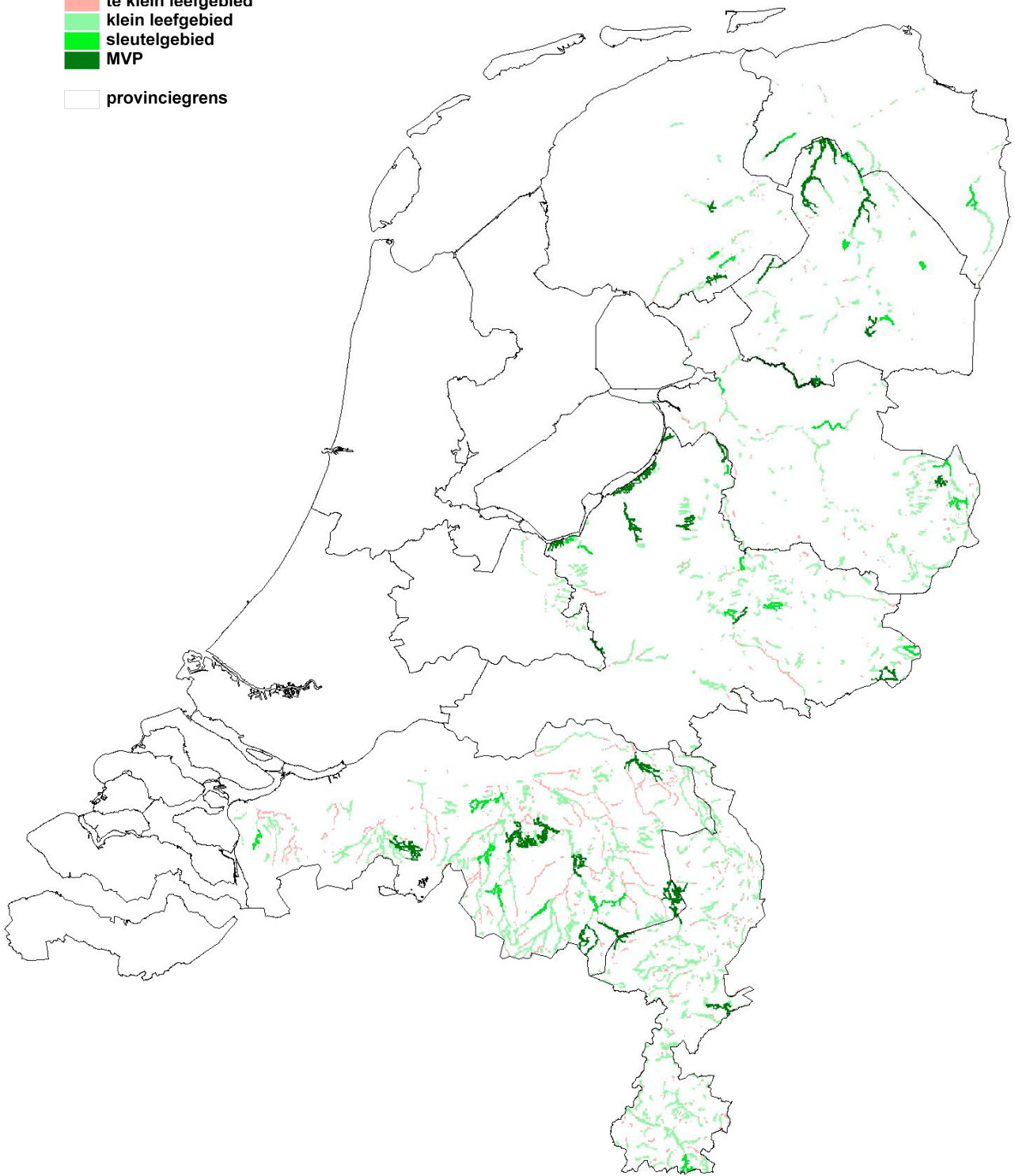
Figuur B.8.5 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel bruine vuurvlieder.



Figuur B.8.6 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel ringslang.

leefgebieden

- te klein leefgebied
- klein leefgebied
- sleutelgebied
- MVP
- provinciegrens



Figuur B.8.7 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel bazelworm.

leefgebieden

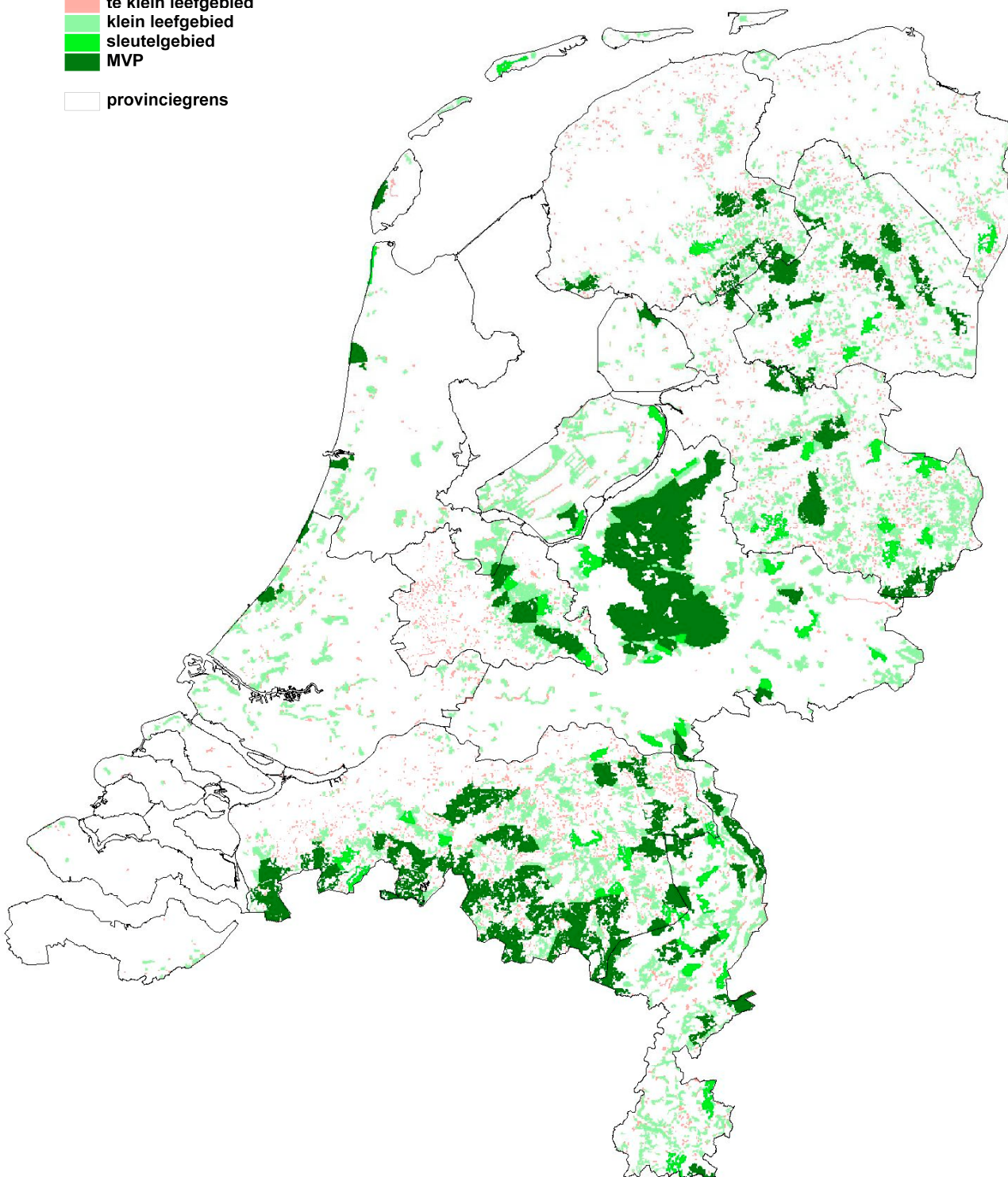
te klein leefgebied

klein leefgebied

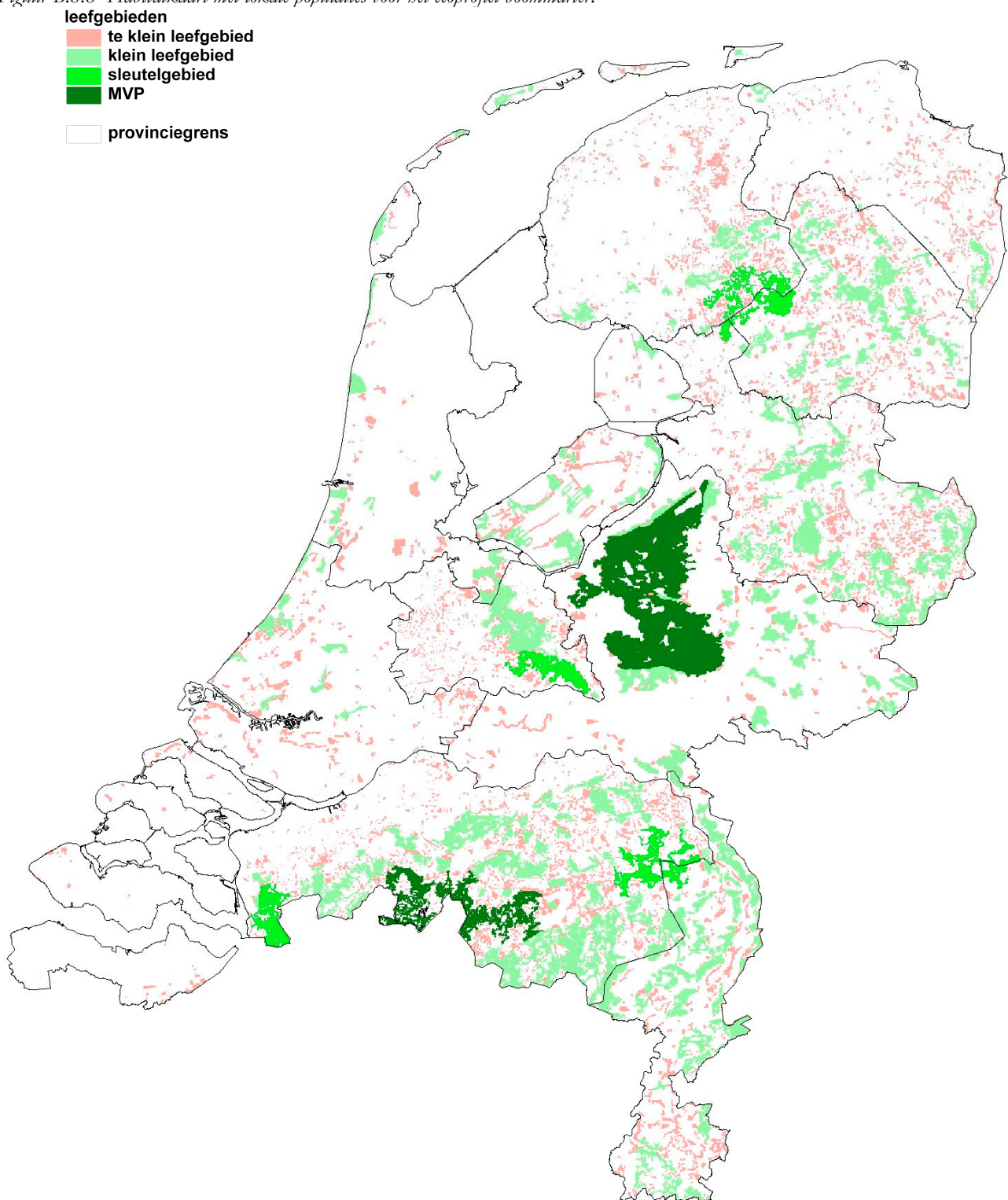
sleutelgebied

MVP

provinciegrens



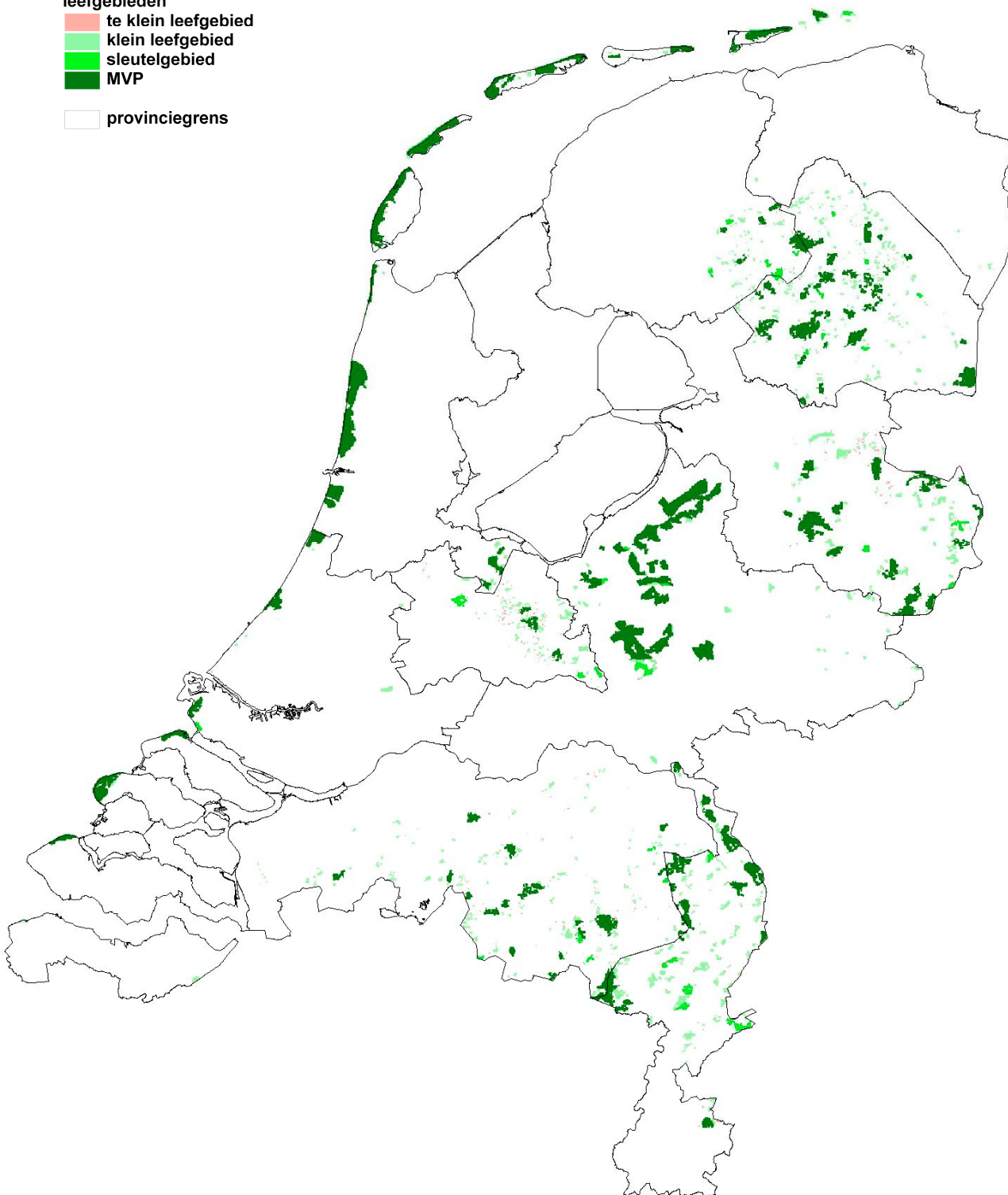
Figuur B.8.8 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel boomarter.



Figuur B.8.9 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel zandhagedis.

leefgebieden

- te klein leefgebied
- klein leefgebied
- sleutelgebied
- MVP
- provinciegrens



Figuur B.8.10 Habitatkaart met lokale populaties voor het ecoprofiel adder.

leefgebieden

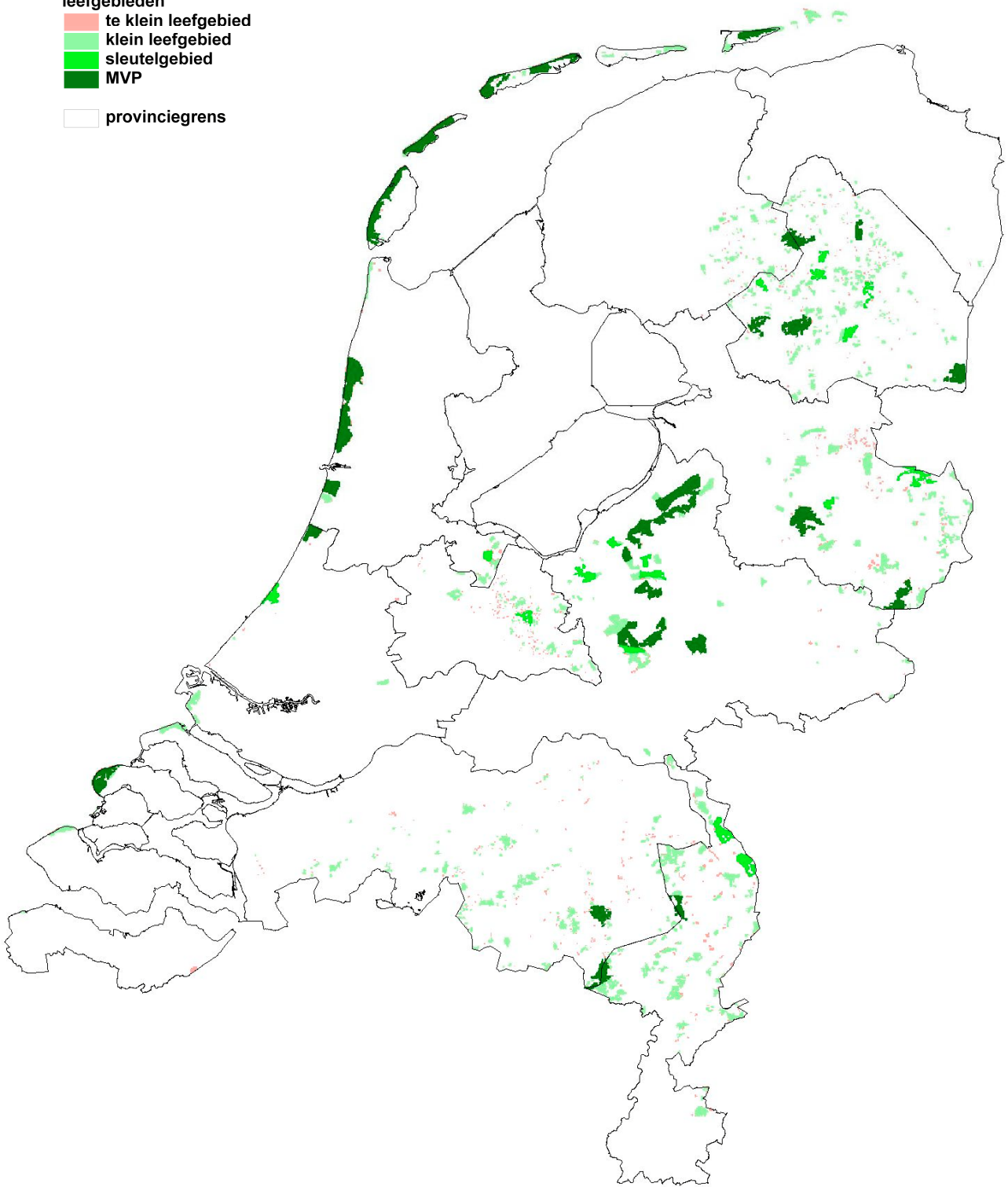
te klein leefgebied

klein leefgebied

sleutelgebied

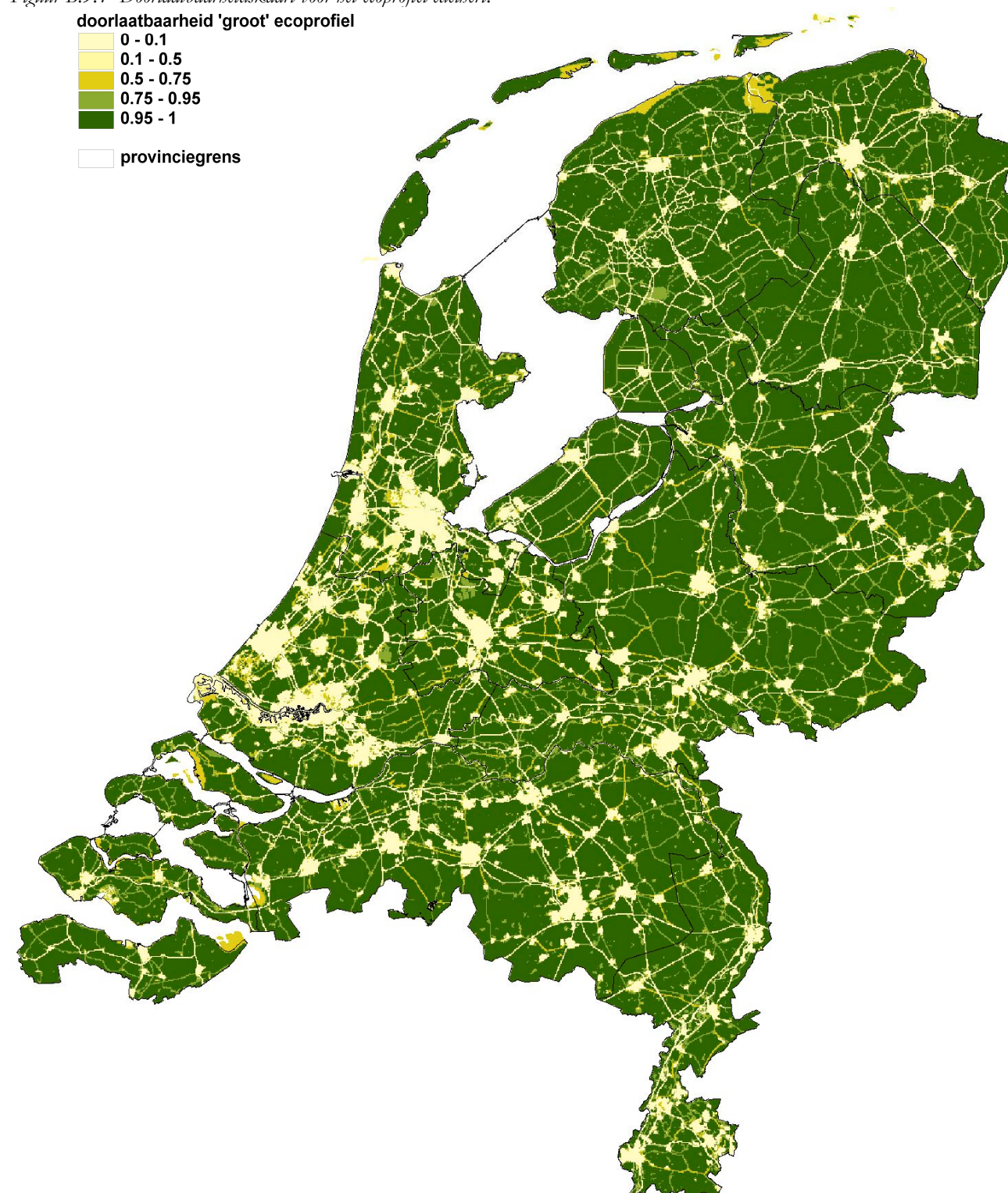
MVP

provinciegrens

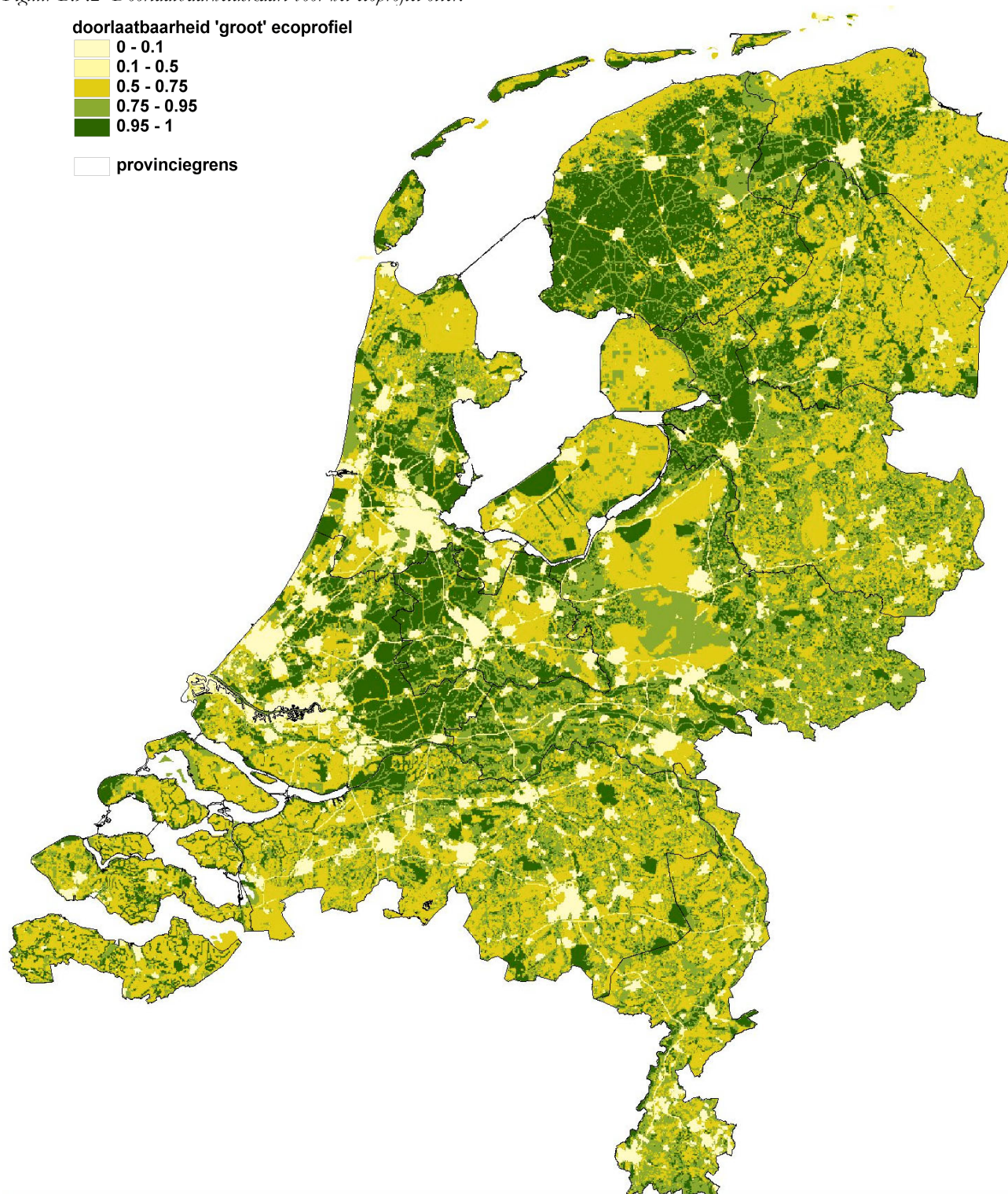


Bijlage 9 Doorlaatbaarheidskaarten

Figuur B.9.1 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel edelbert.



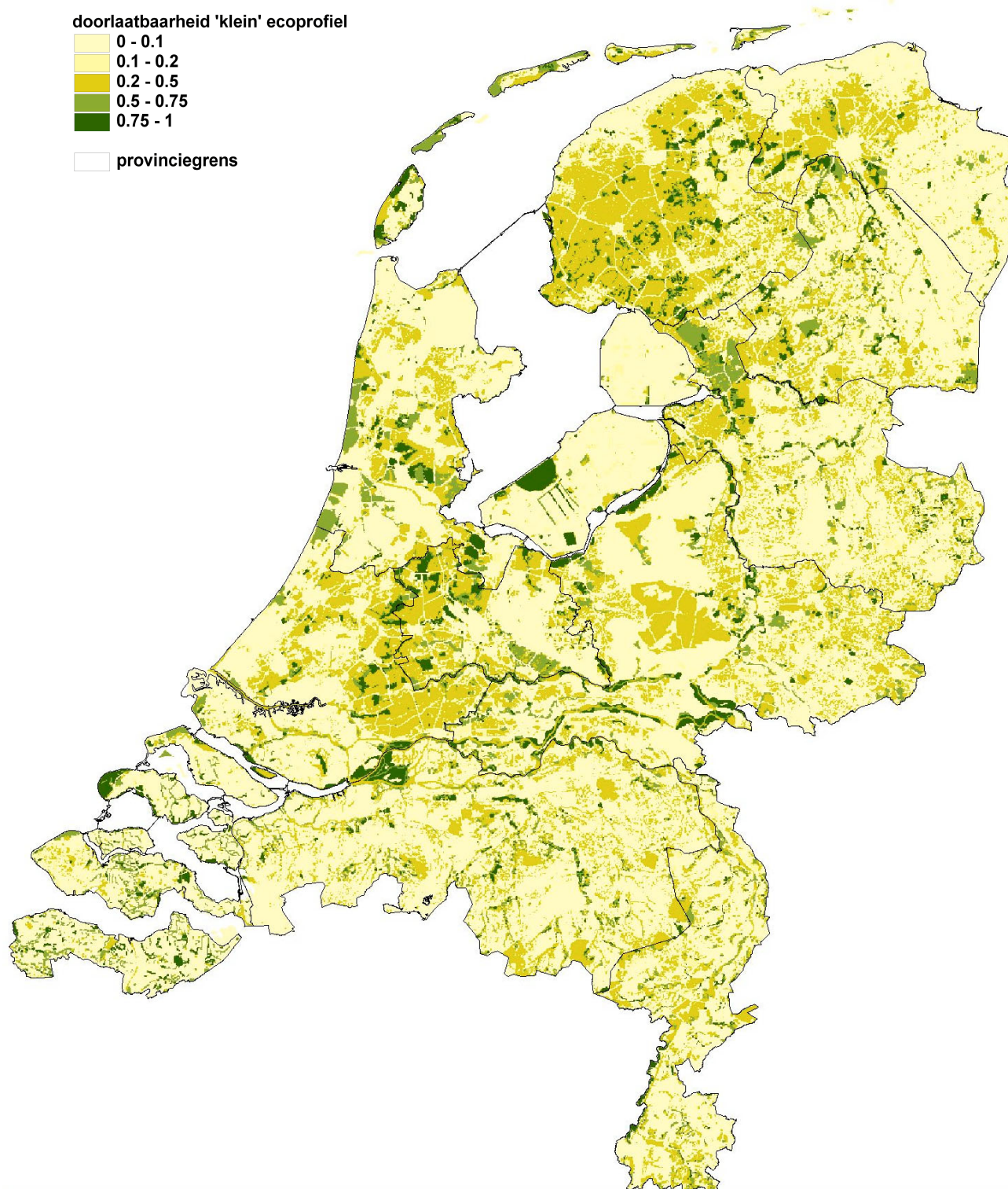
Figuur B.9.2 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel otter.



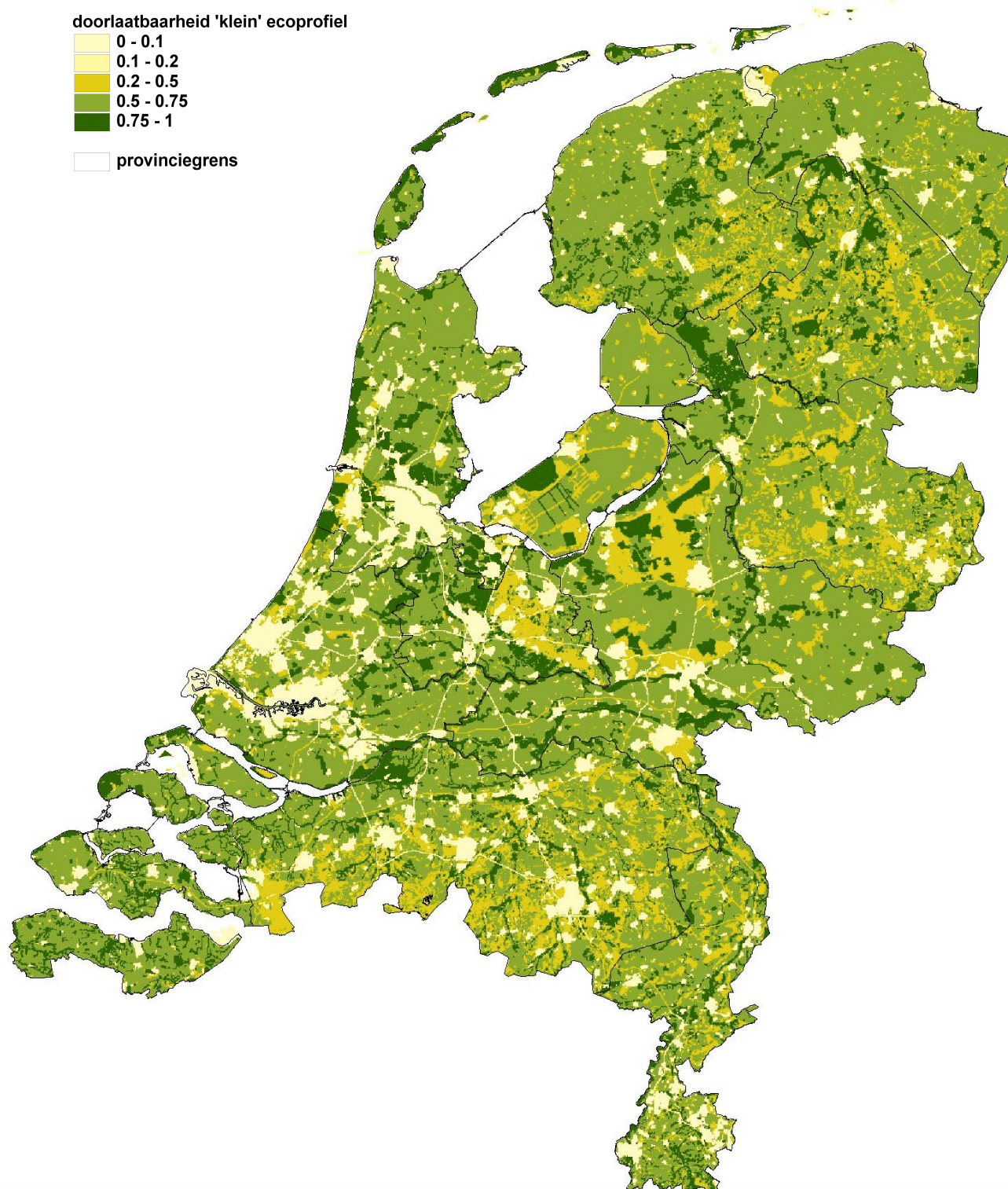
Figuur B.9.3 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel noordse woelmuis.



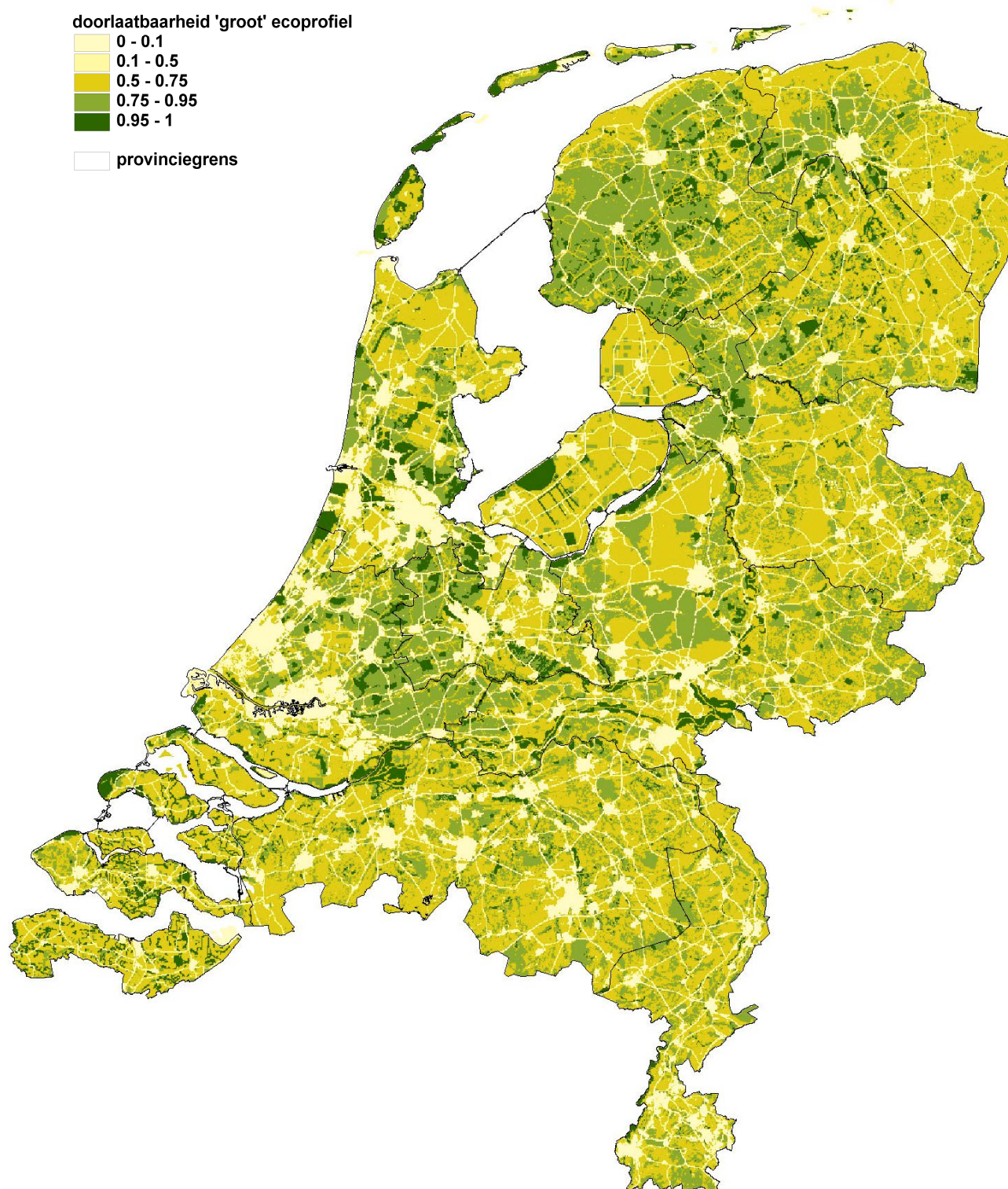
Figuur B.9.4 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel poelkikker.



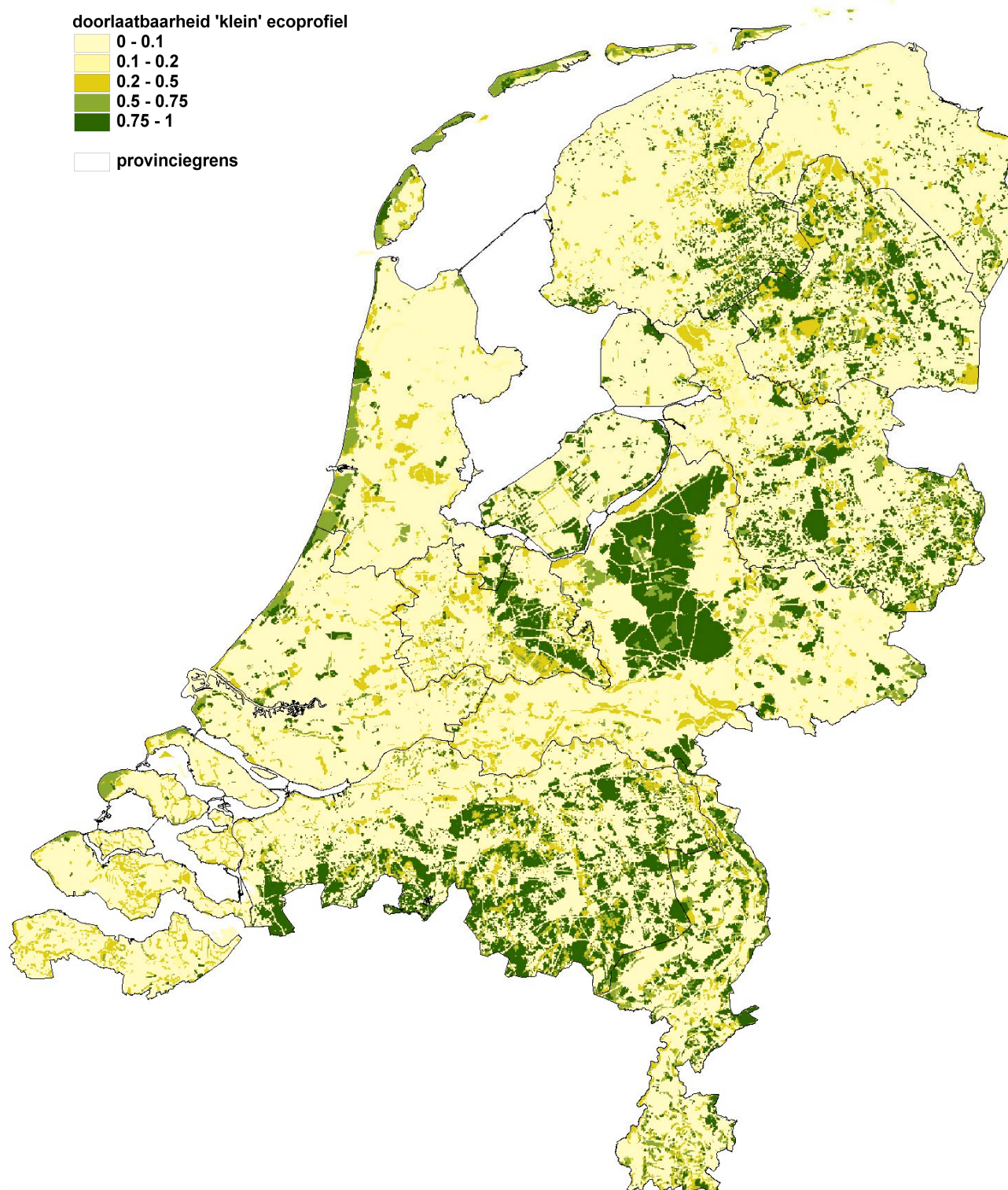
Figuur B.9.5 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel bruine vuurvlinder.



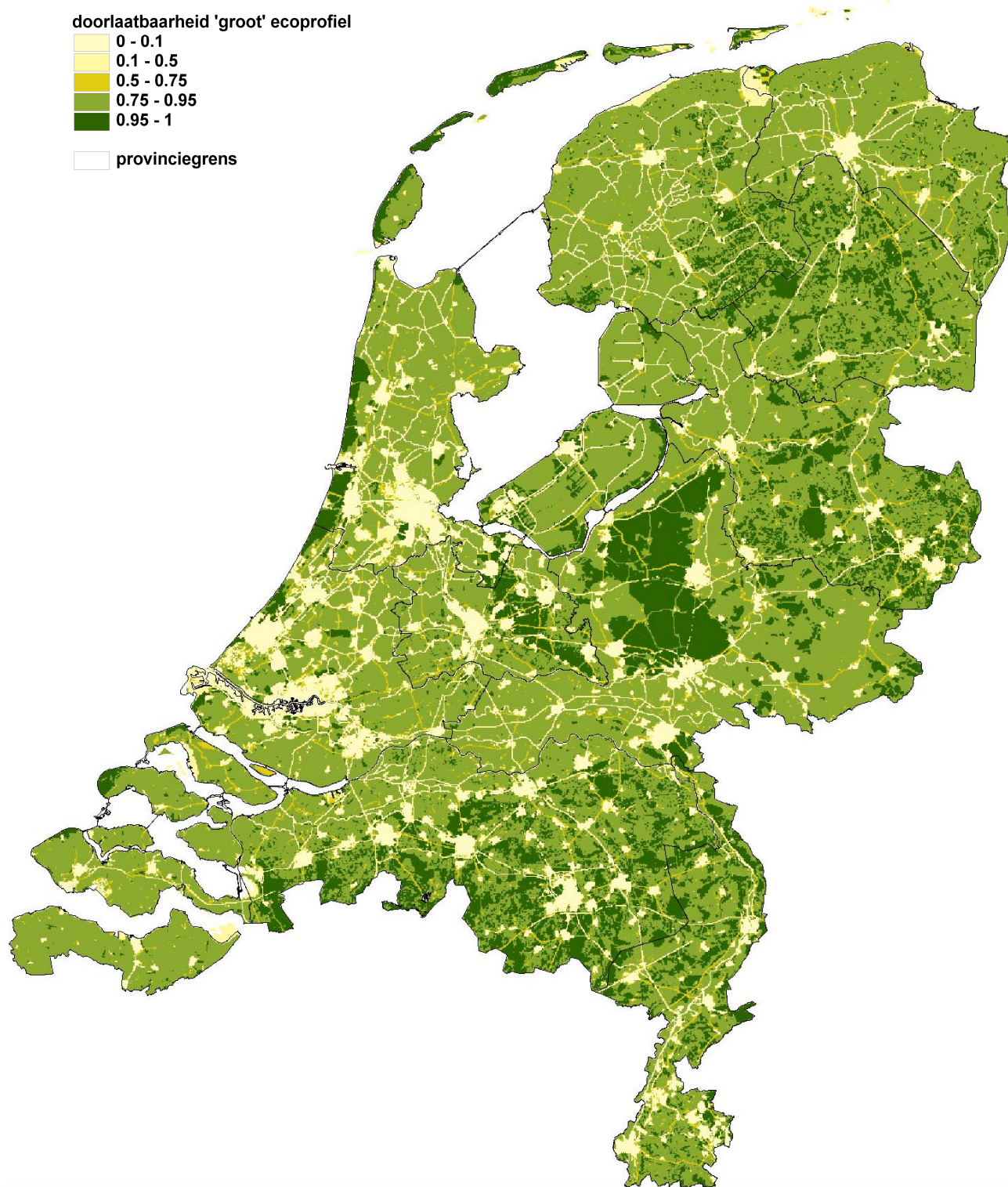
Figuur B.9.6 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel ringslang.



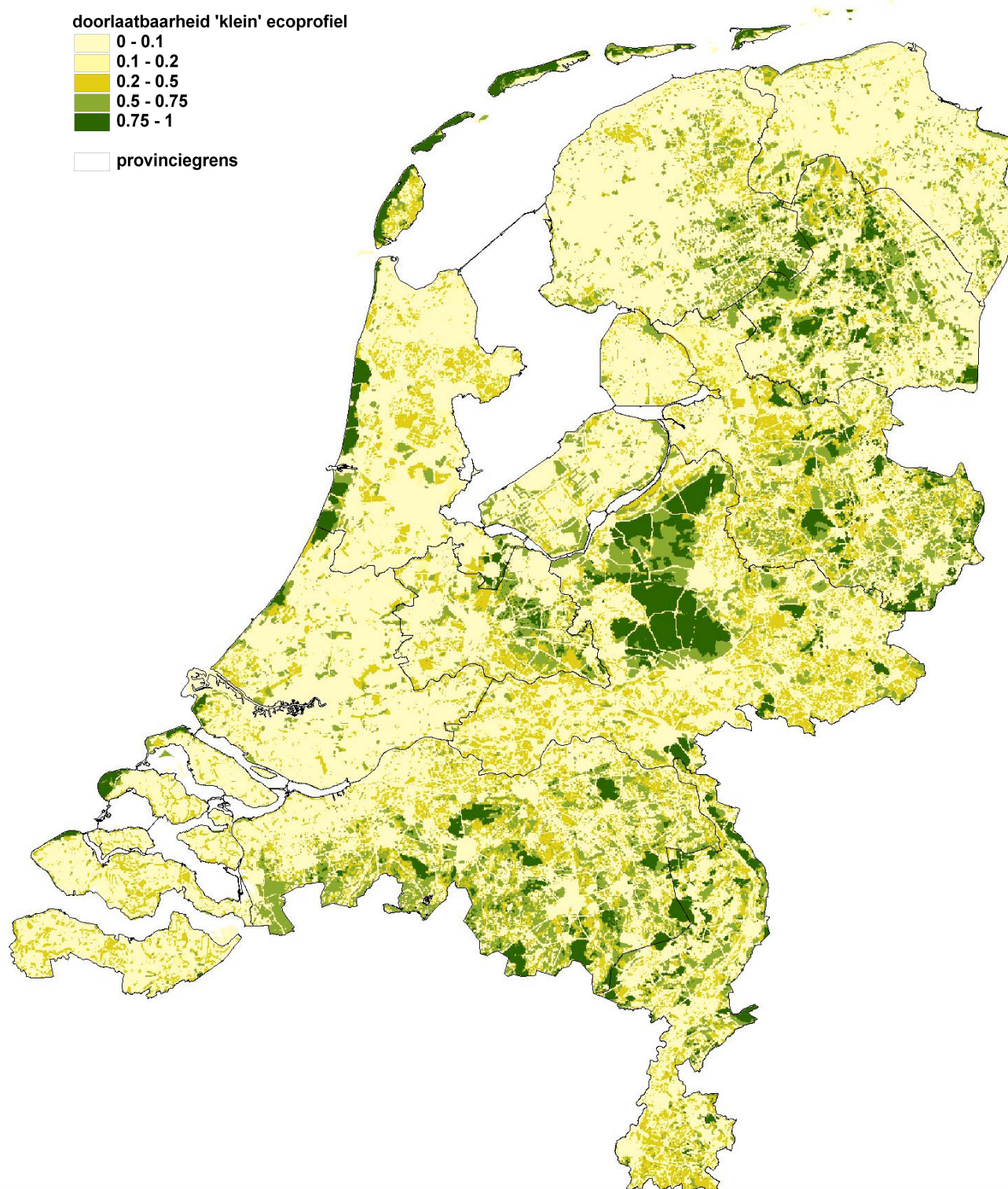
Figuur B.9.7 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel hazehworm.



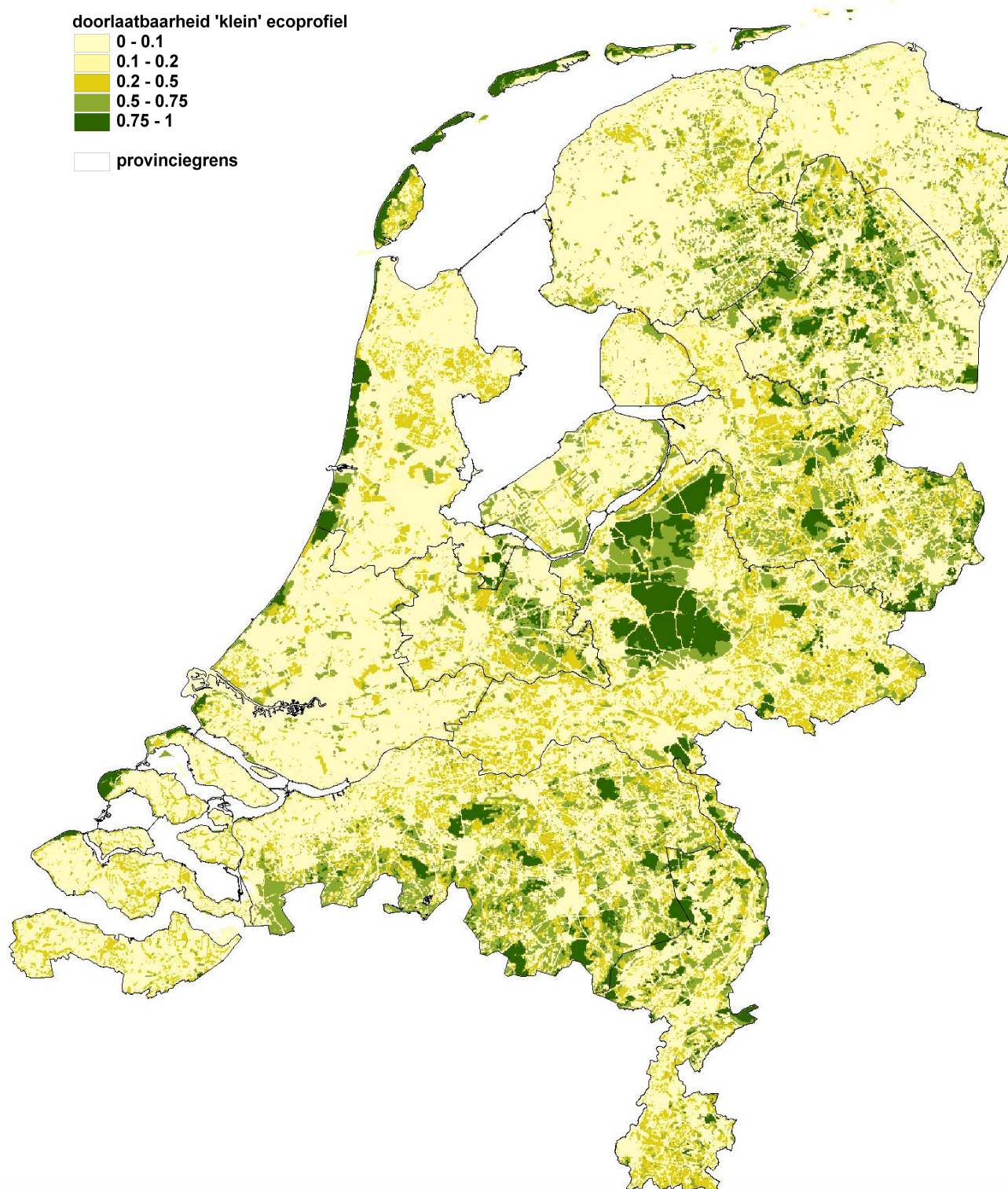
Figuur B.9.8 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel boomarter.



Figuur B.9.9 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel zandbagedis.



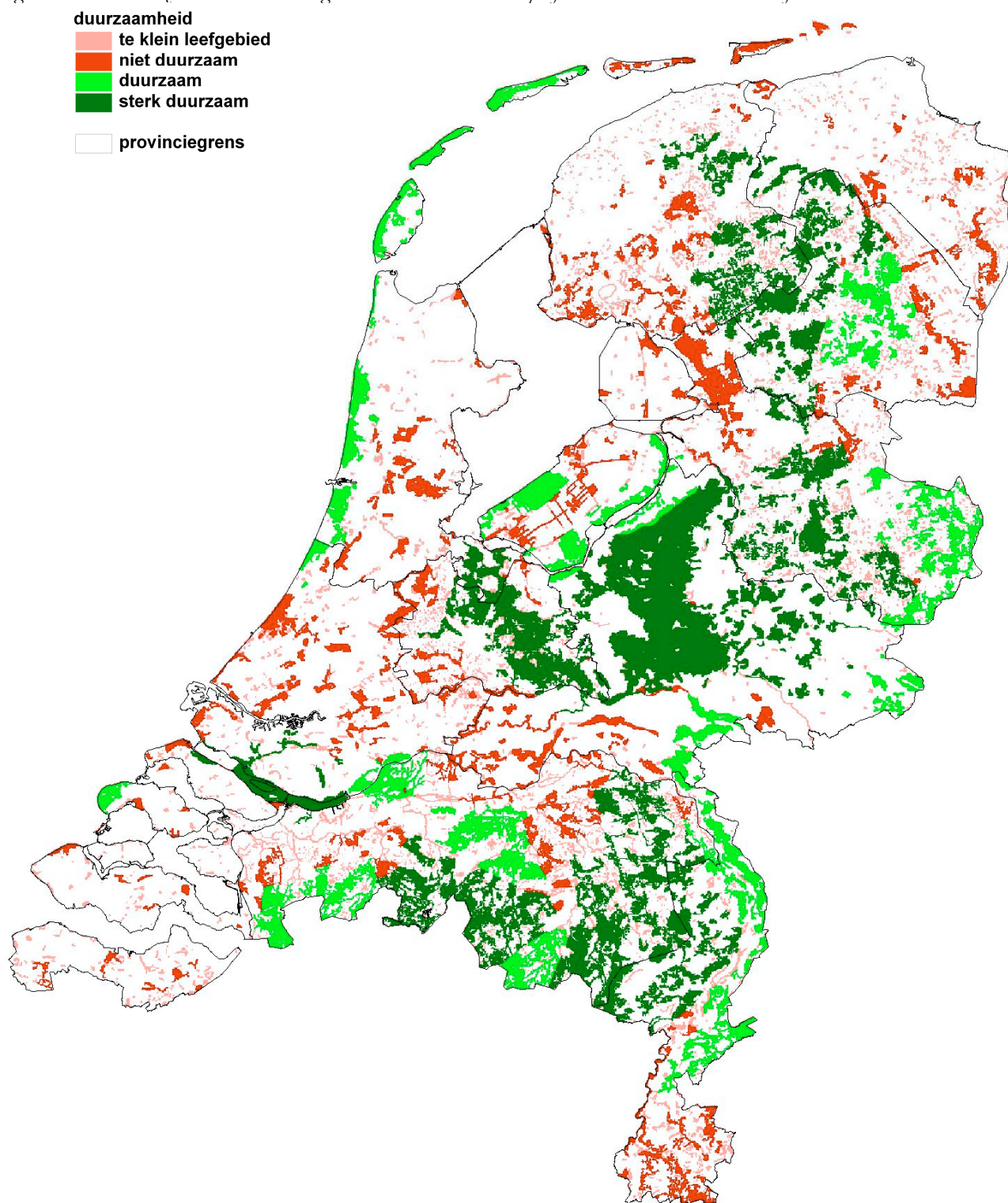
Figuur B.9.10 Doorlaatbaarheidskaart voor het ecoprofiel adder.



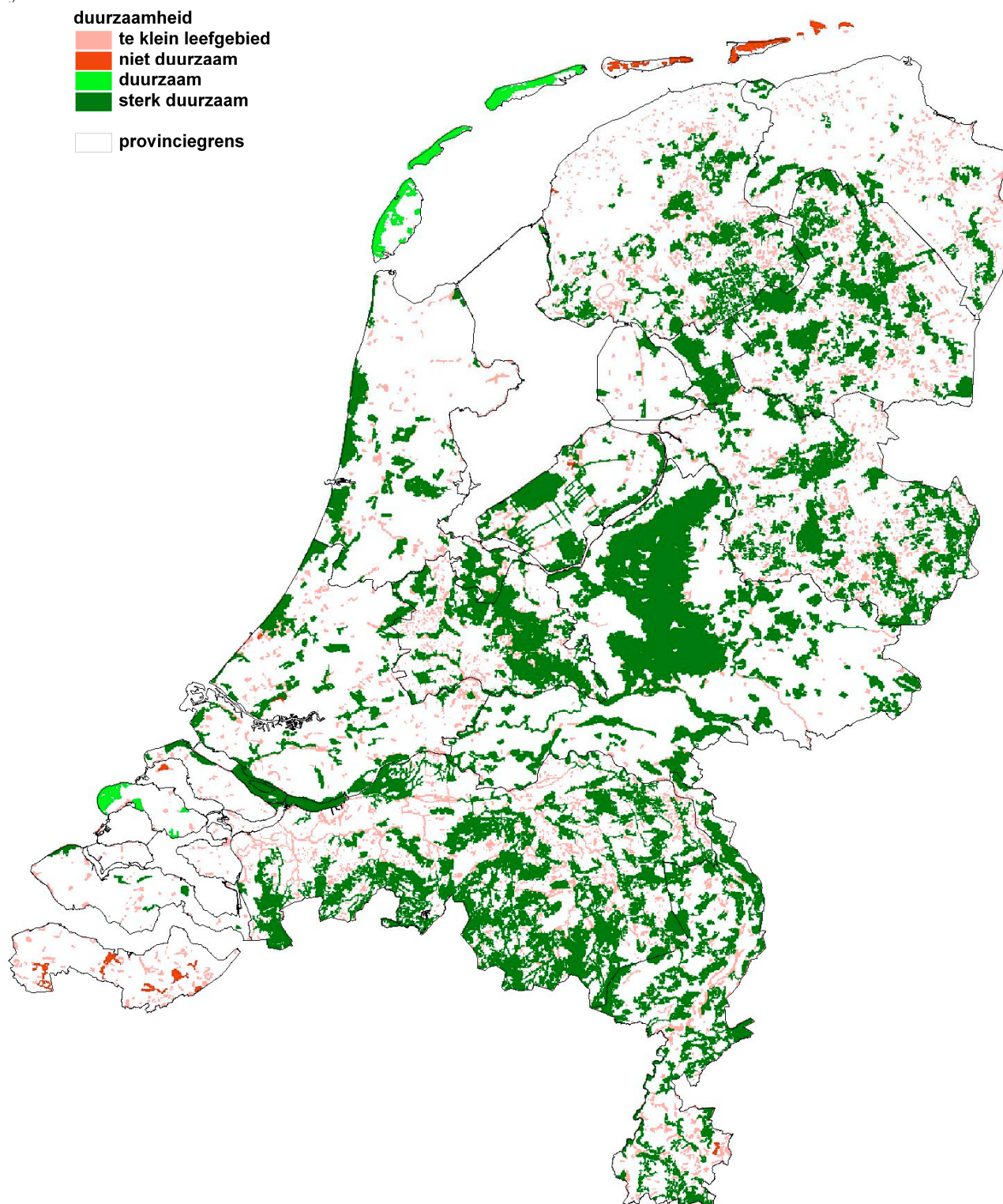
Bijlage 10 Duurzaamheidskaarten

Per ecoprofiel zijn twee duurzaamheidsanalyses uitgevoerd (zie hoofdstuk 2.5): (1) analyse van de situatie *mèt* infrastructuur, en (2) een analyse van de situatie *zonder* infrastructuur. De kaartbeelden van deze analyses zijn opgenomen in deze bijlage. Op de linkerpagina is steeds de analyse *mèt* infrastructuur weergegeven en op de rechterpagina de analyse zonder infrastructuur. Deze laatste figuur geeft de duurzaamheid van een ecoprofiel weer wanneer al de aangewezen knelpuntrajecten voor dit ecoprofiel opgelost zouden zijn.

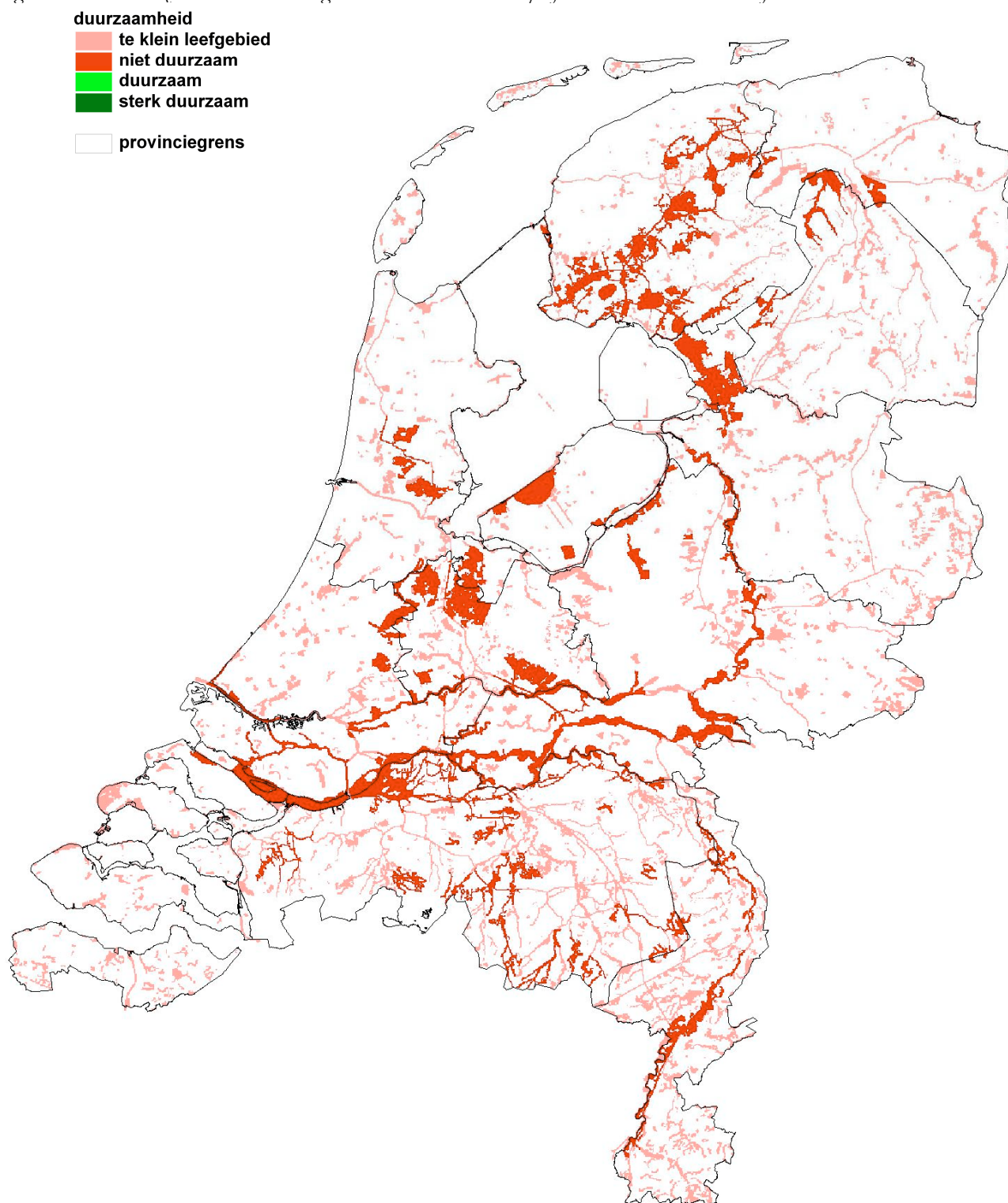
Figuur B.10.1 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel edelbert in de situatie met infrastructuur.



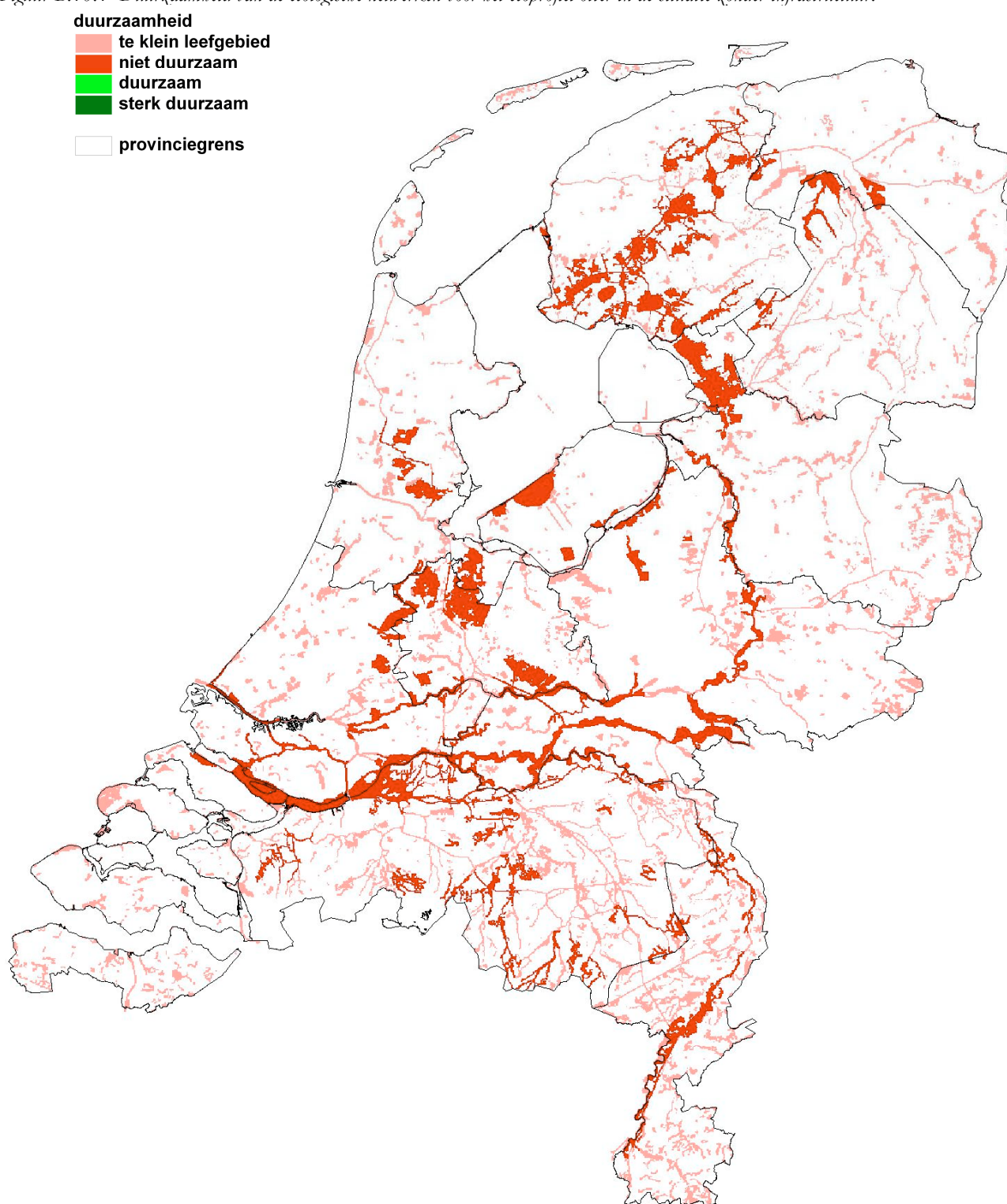
Figuur B.10.2 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel edelbert in de situatie zonder infrastructuur.



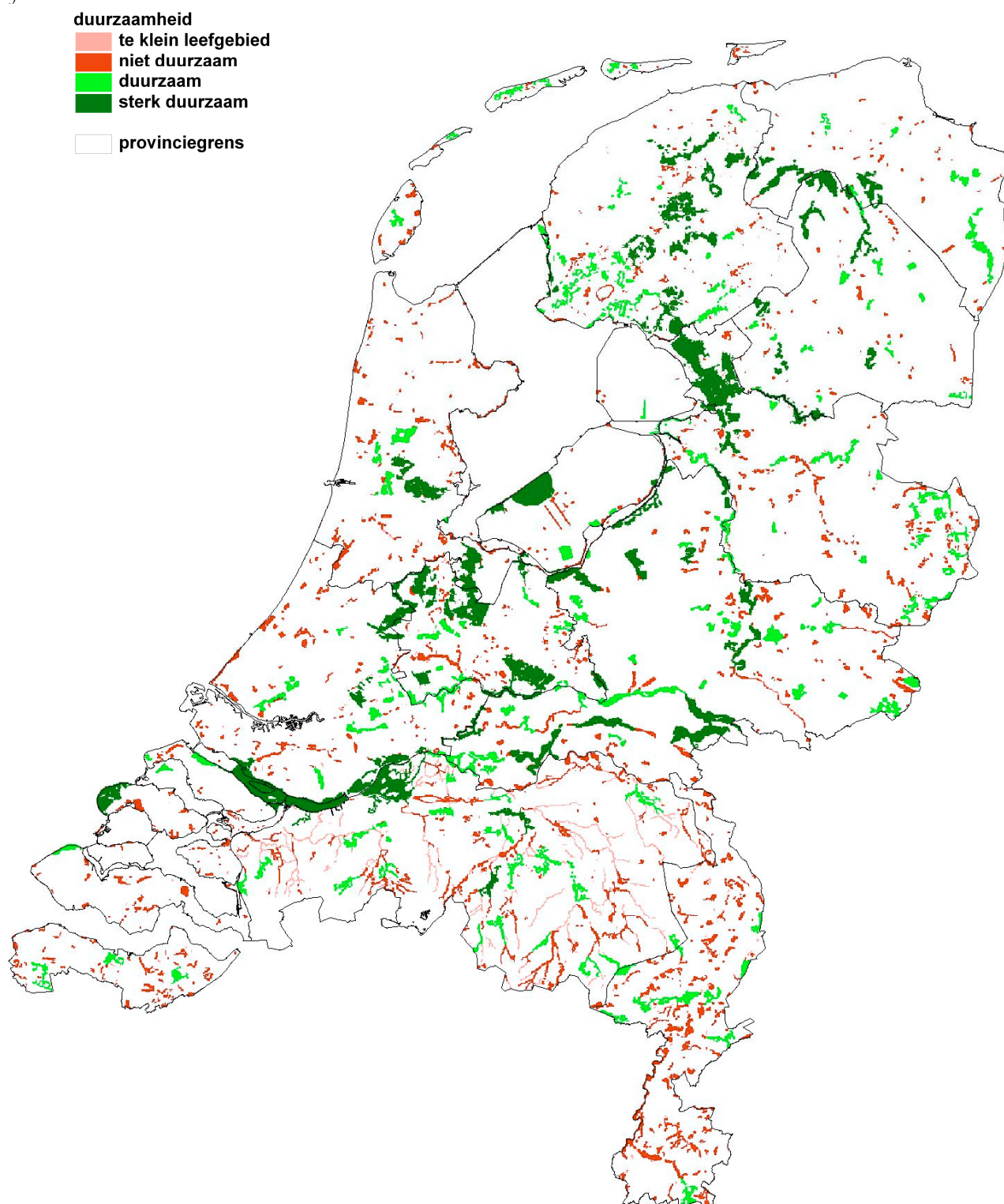
Figuur B.10.3 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel otter in de situatie met infrastructuur.



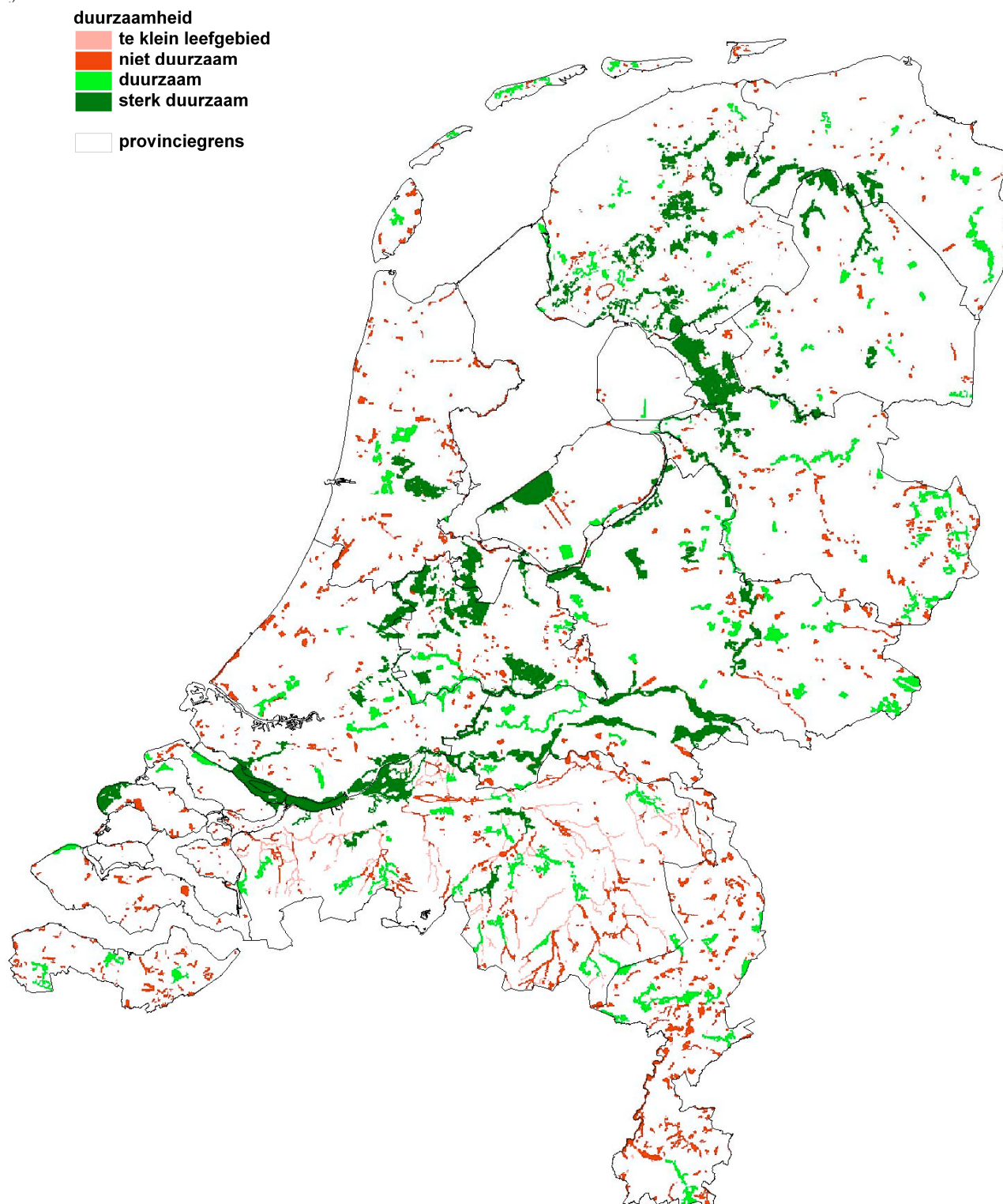
Figuur B.10.4 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel otter in de situatie zonder infrastructuur.



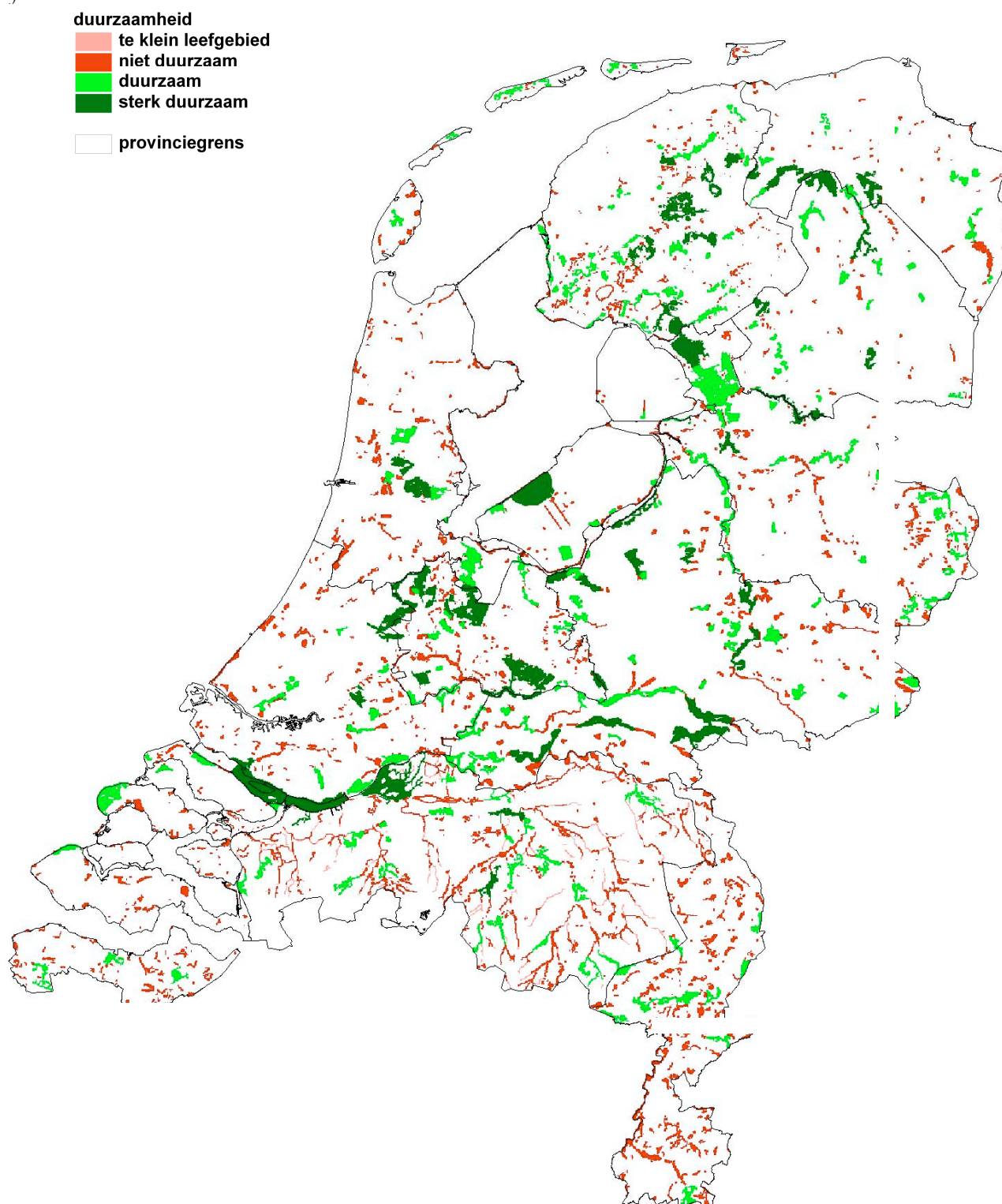
Figuur B.10.5 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel noordse woelmuis in de situatie met infrastructuur.



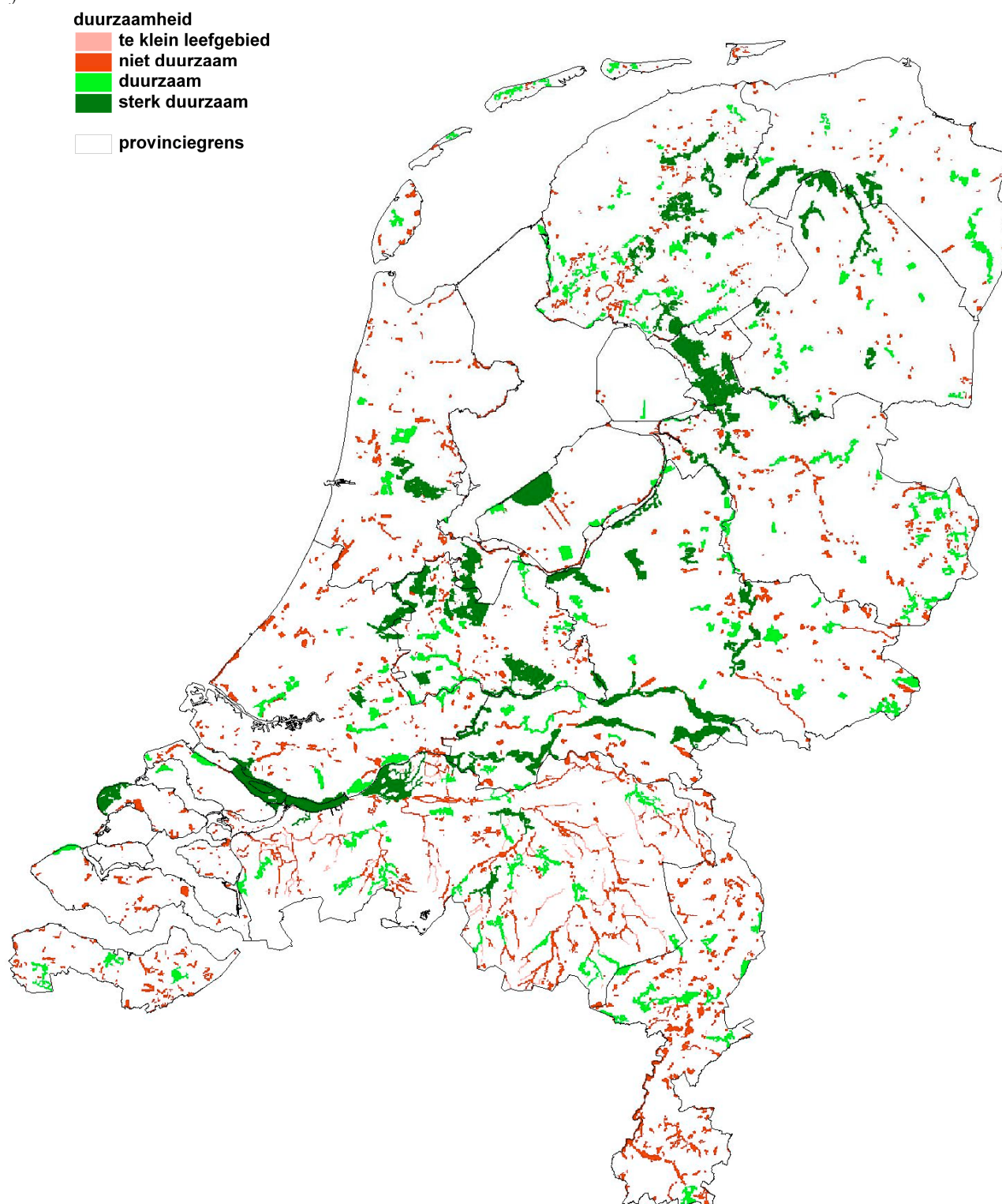
Figuur B.10.6 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel noordse woelmuis in de situatie zonder infrastructuur.



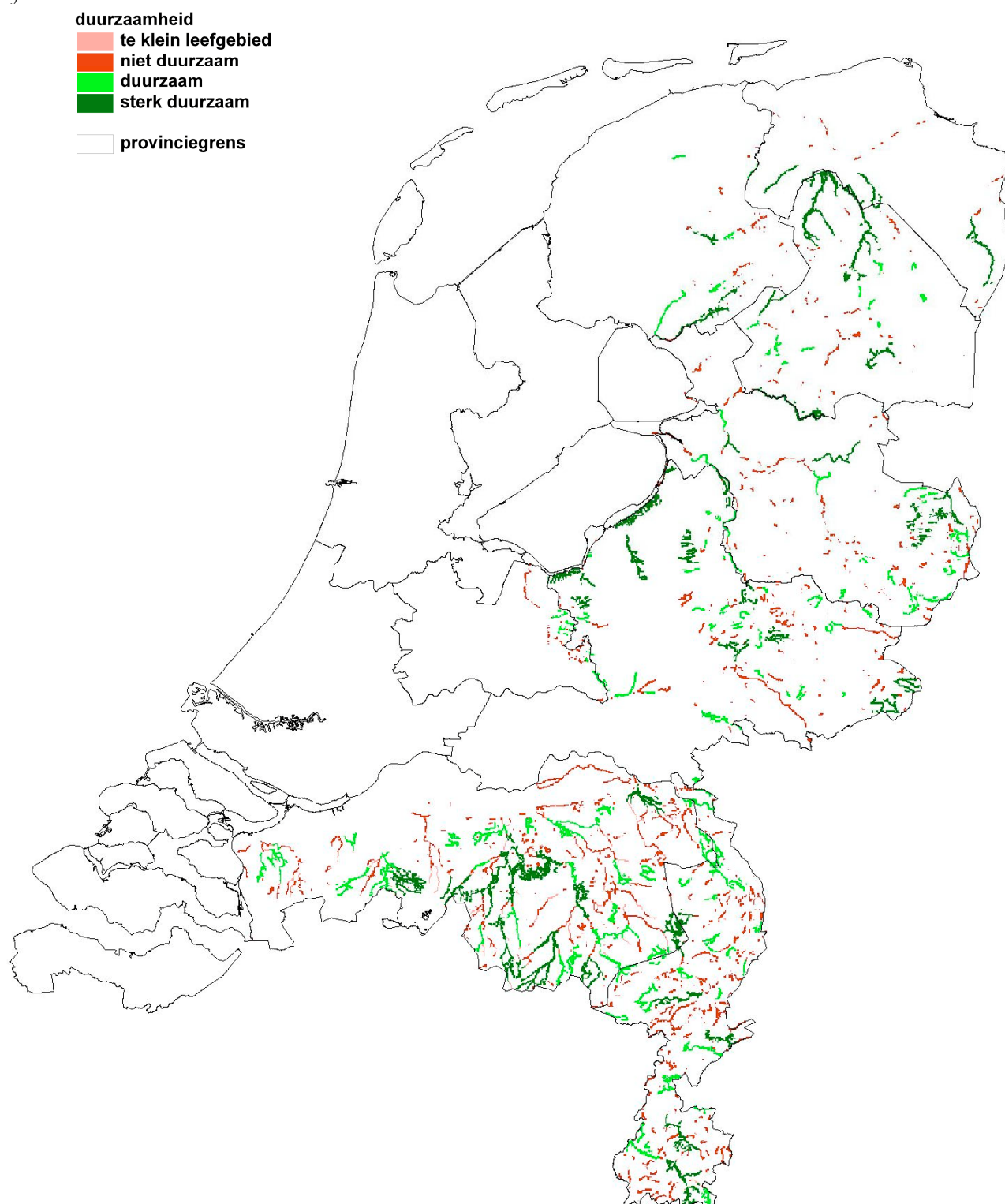
Figuur B.10.7 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel poelkikker in de situatie met infrastructuur.



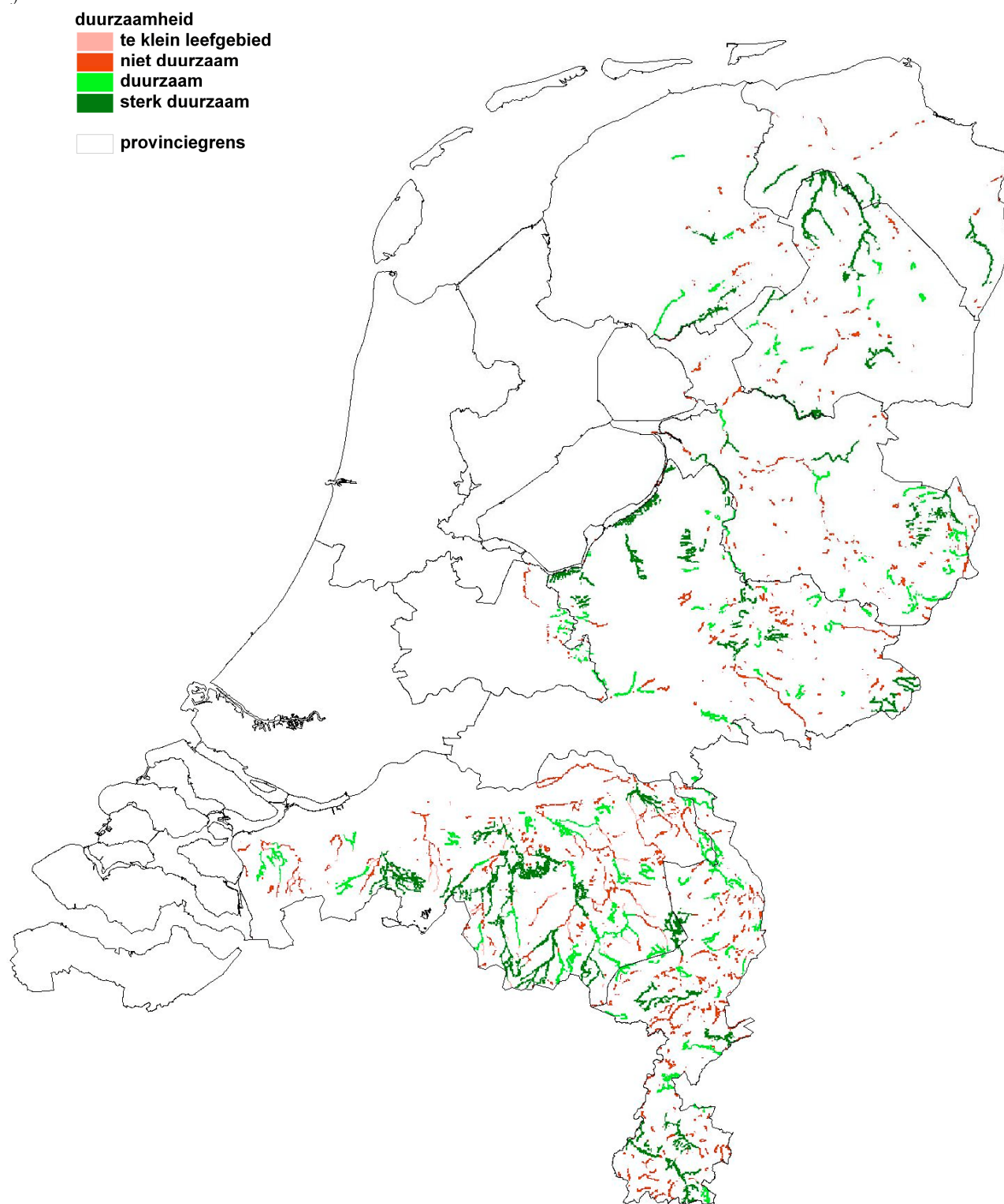
Figuur B.10.8 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel poelkikker in de situatie zonder infrastructuur.



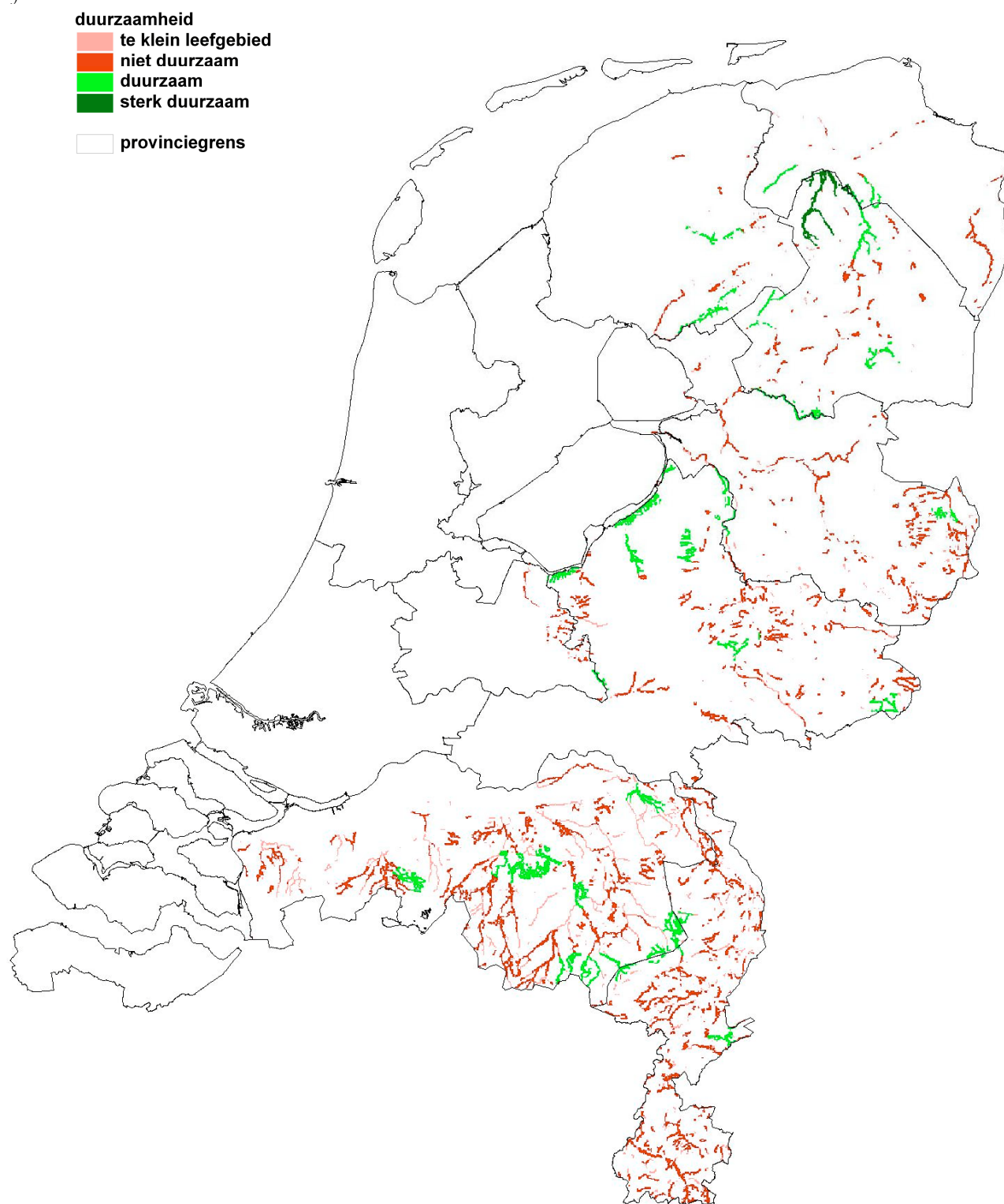
Figuur B.10.9 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel bruine vuurvlieder in de situatie met infrastructuur.



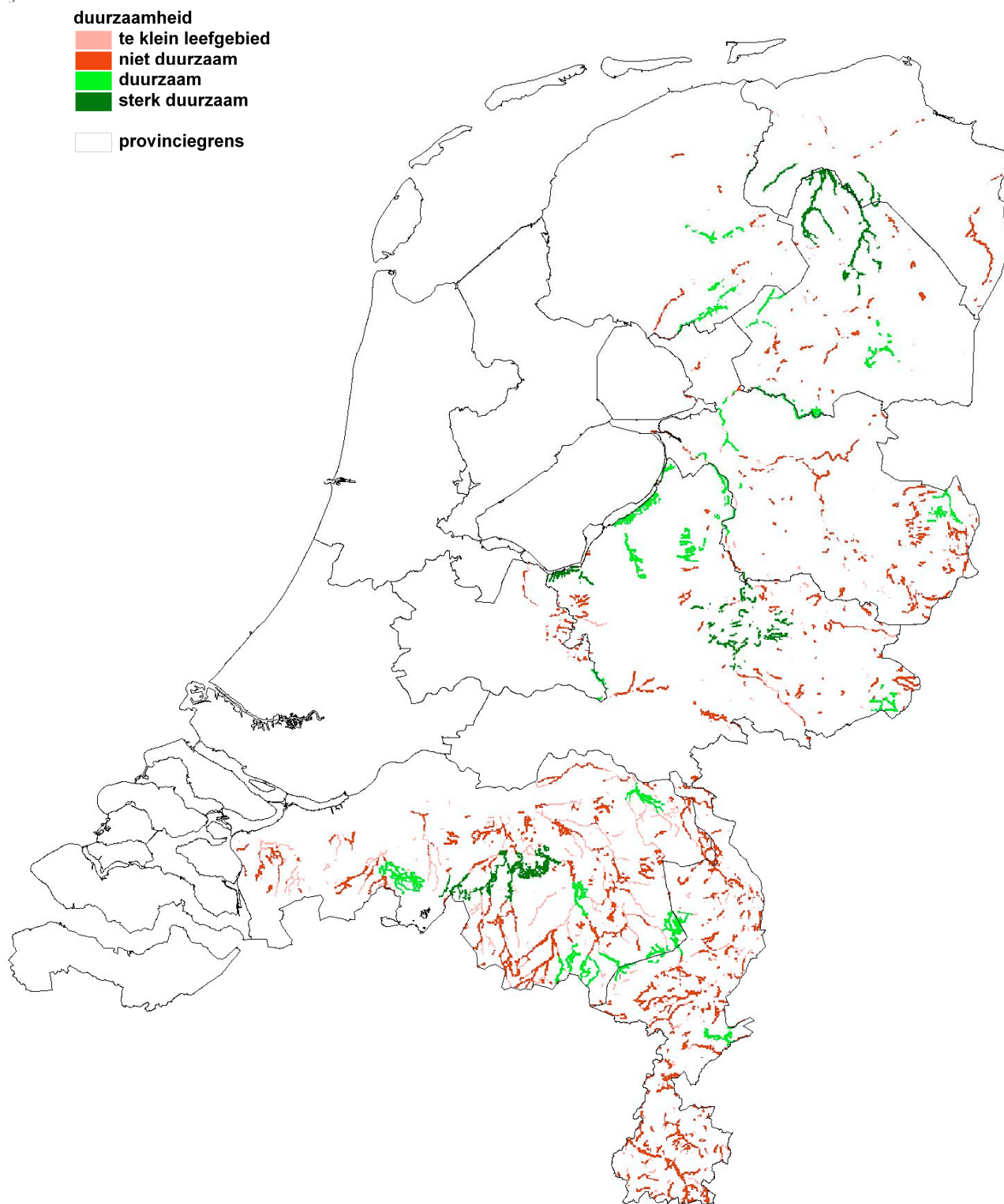
Figuur B.10.10 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel bruine vuurvlieder in de situatie zonder infrastructuur.



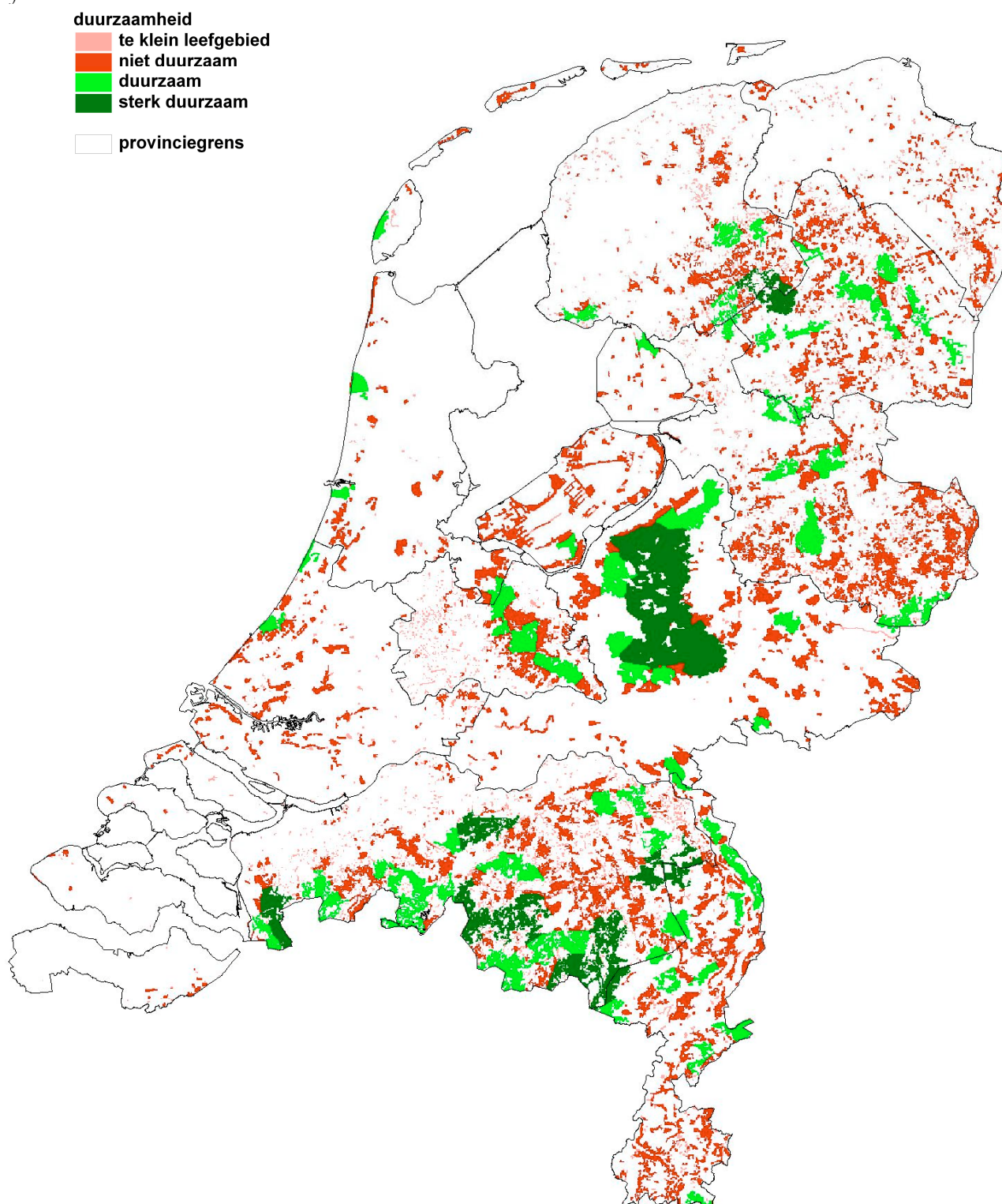
Figuur B.10.11 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel ringslang in de situatie met infrastructuur.



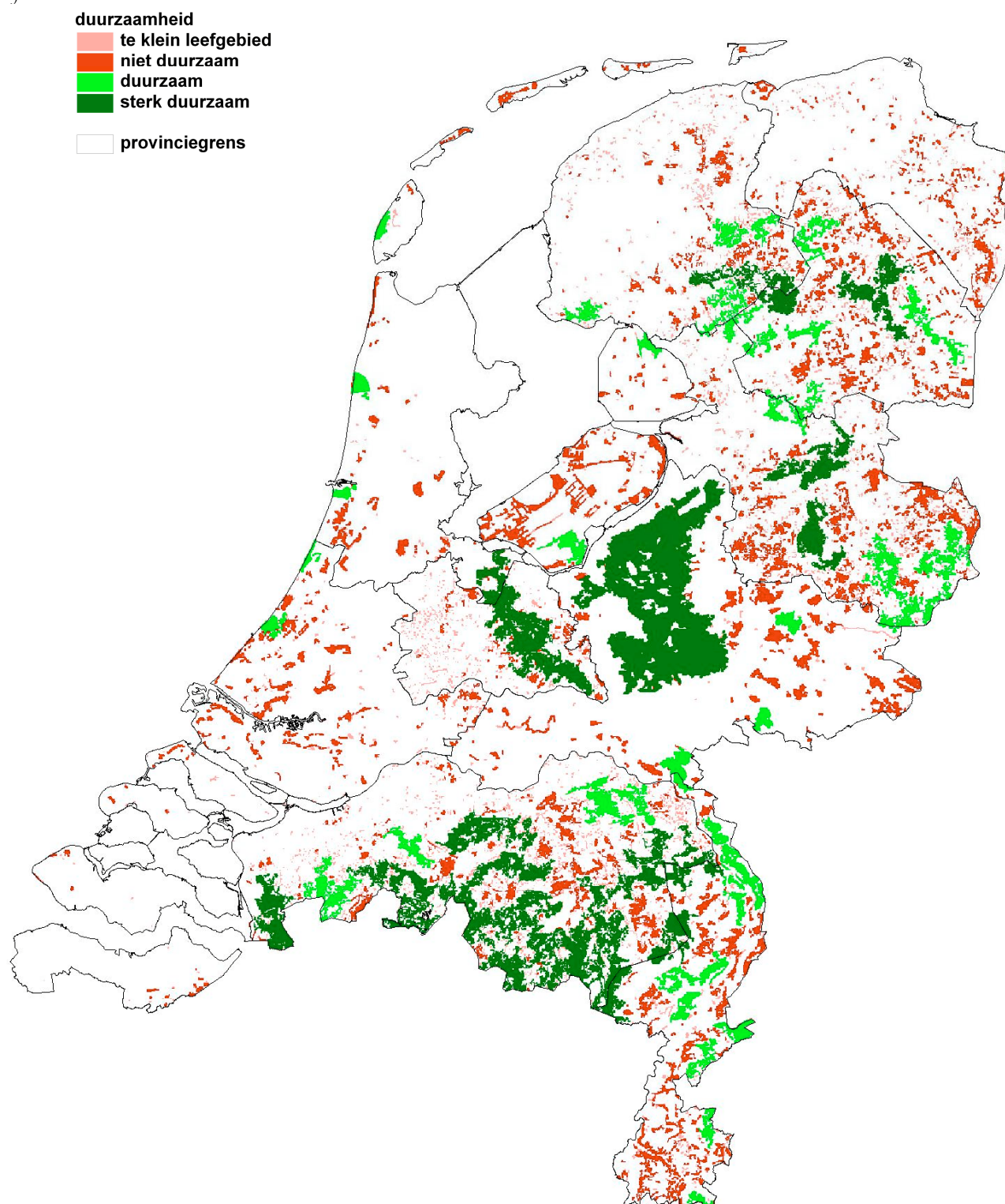
Figuur B.10.12 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel ringslang in de situatie zonder infrastructuur.



Figuur B.10.13 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel hazelworm in de situatie met infrastructuur.

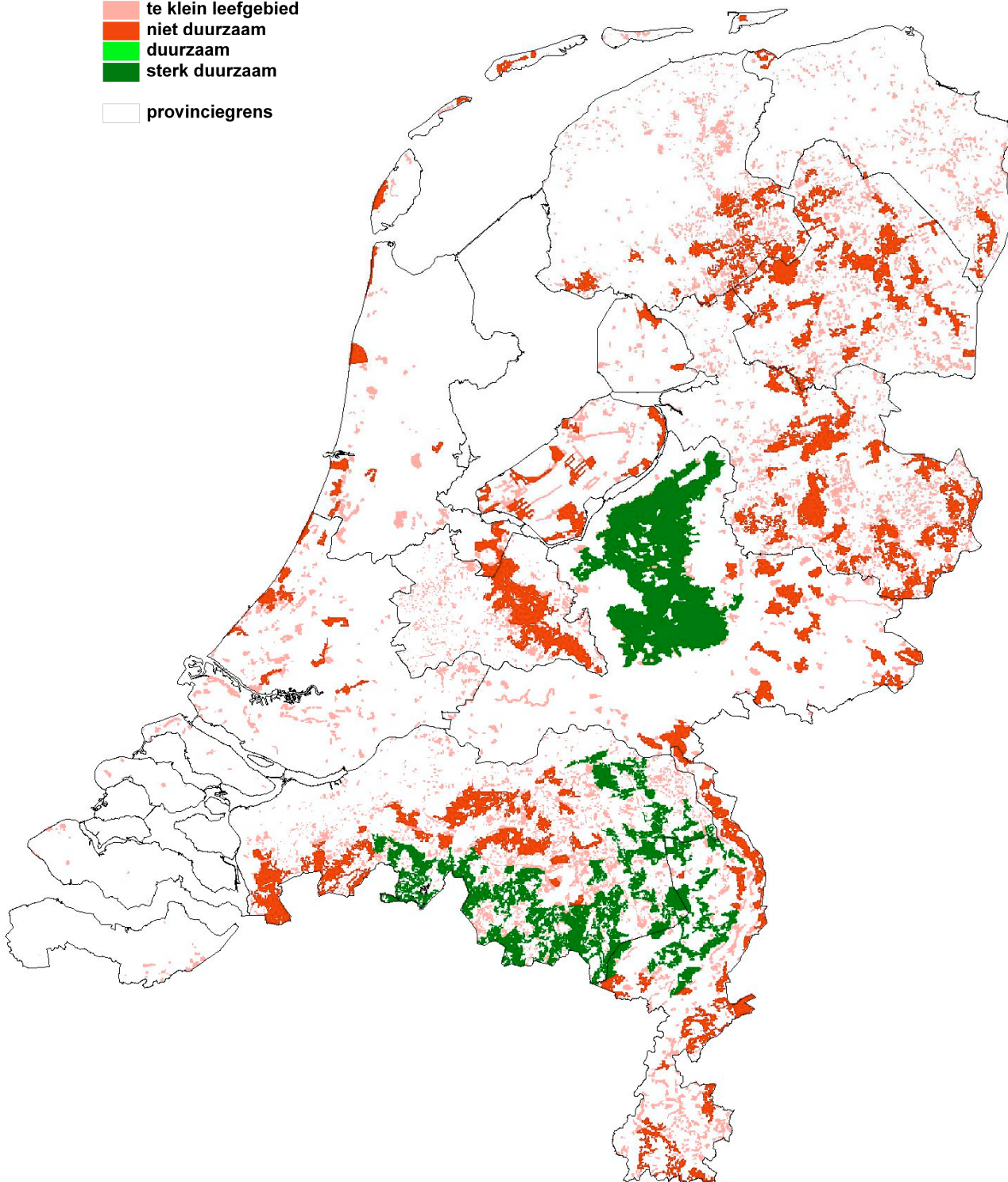


Figuur B.10.14 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel hazelworm in de situatie zonder infrastructuur.



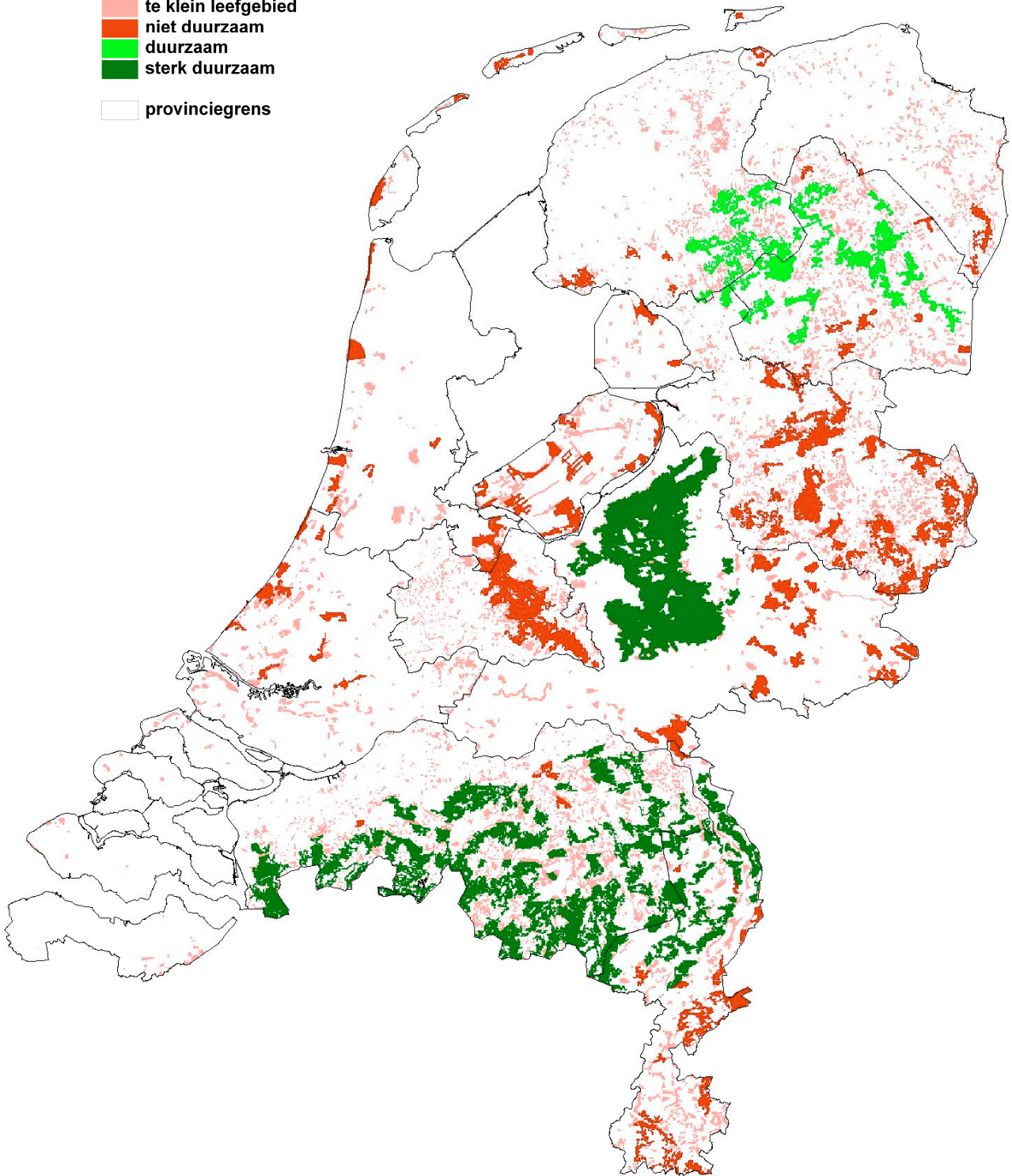
Figuur B.10.15 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel boomarter in de situatie met infrastructuur.

- duurzaamheid
- te klein leefgebied
 - niet duurzaam
 - duurzaam
 - sterk duurzaam
- provinciegrens

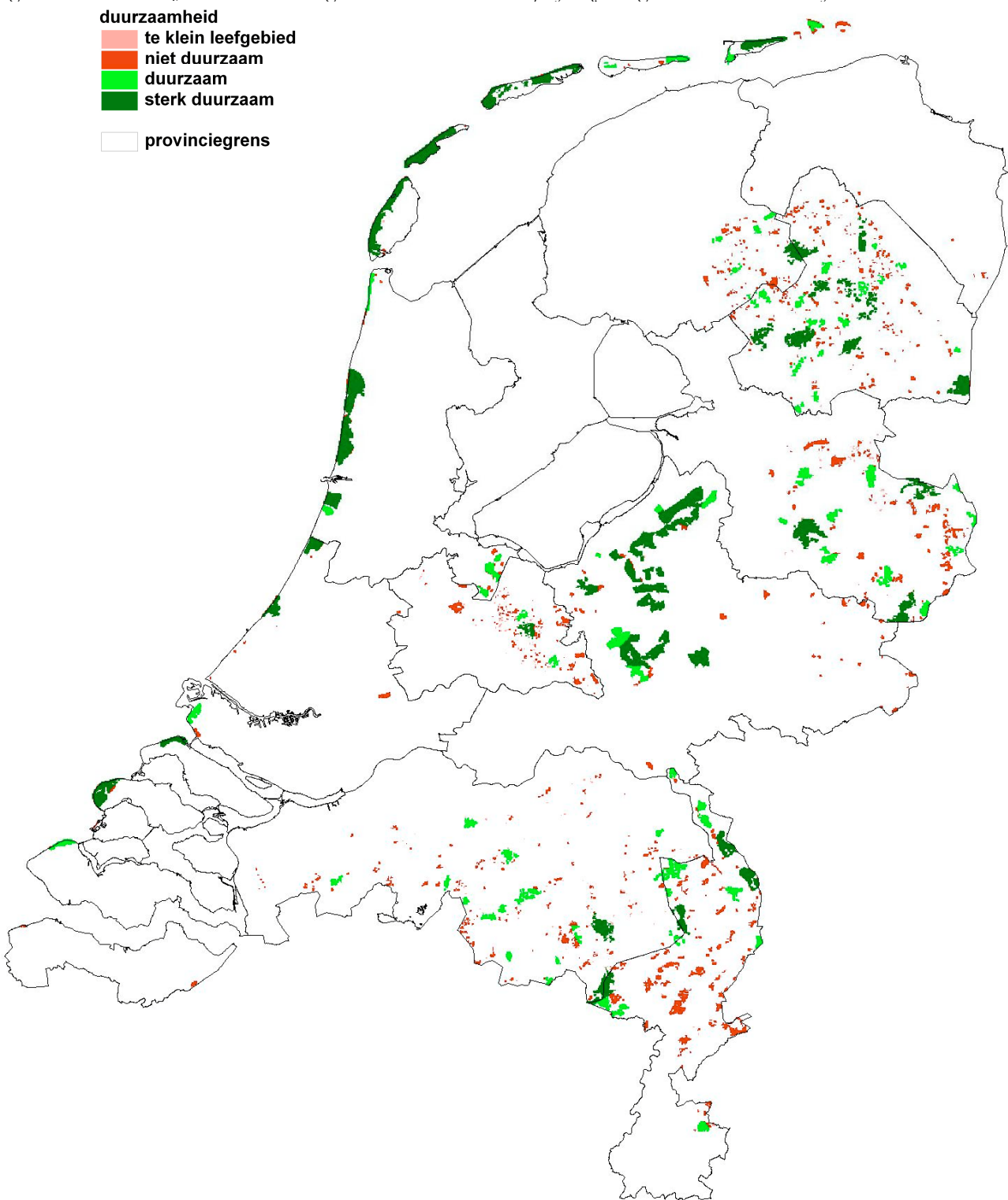


Figuur B.10.16 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel boommarter in de situatie zonder infrastructuur.

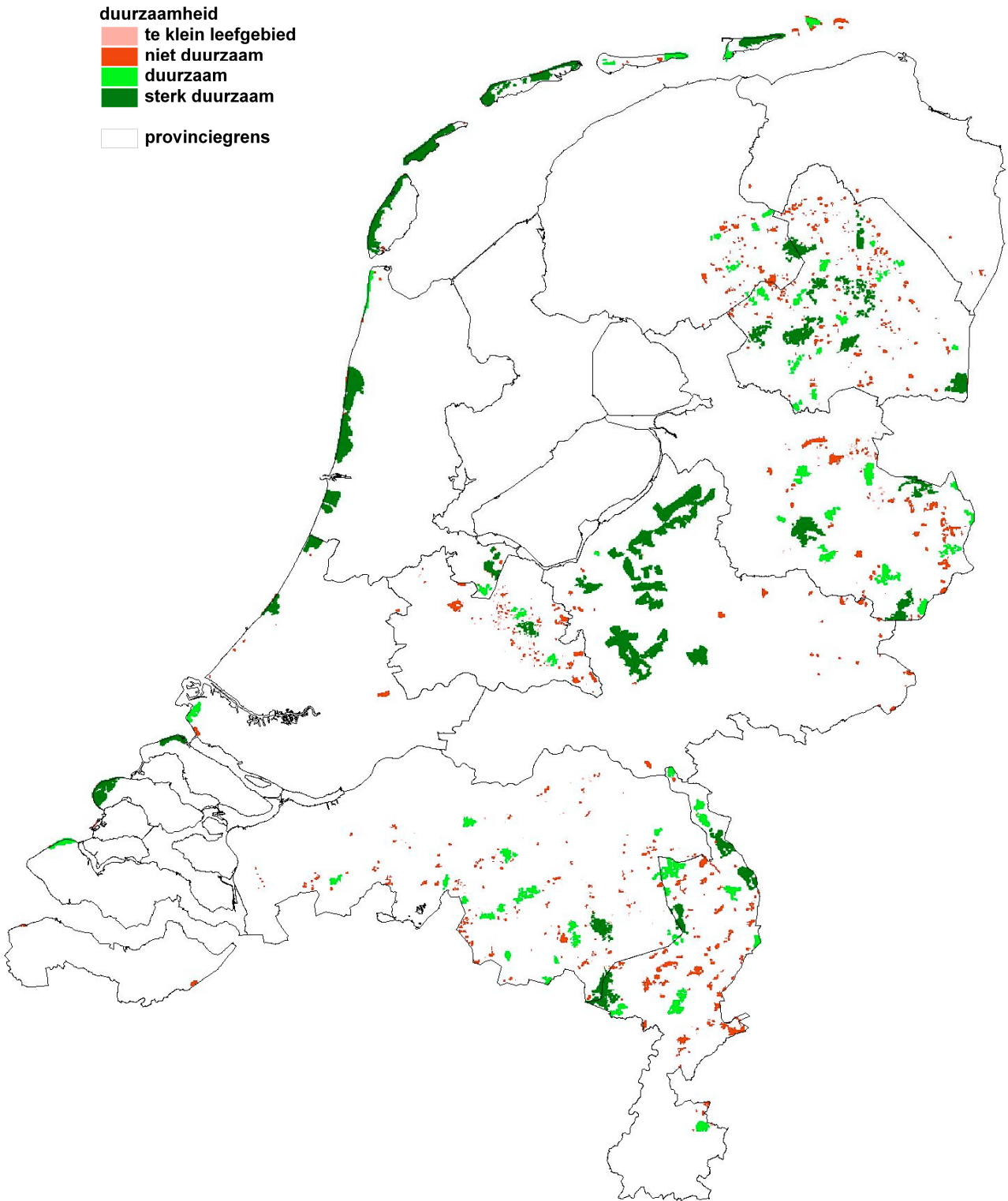
- duurzaamheid
- te klein leefgebied
 - niet duurzaam
 - duurzaam
 - sterk duurzaam
 - provinciegrens



Figuur B.10.17 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel zandbagedis in de situatie met infrastructuur.

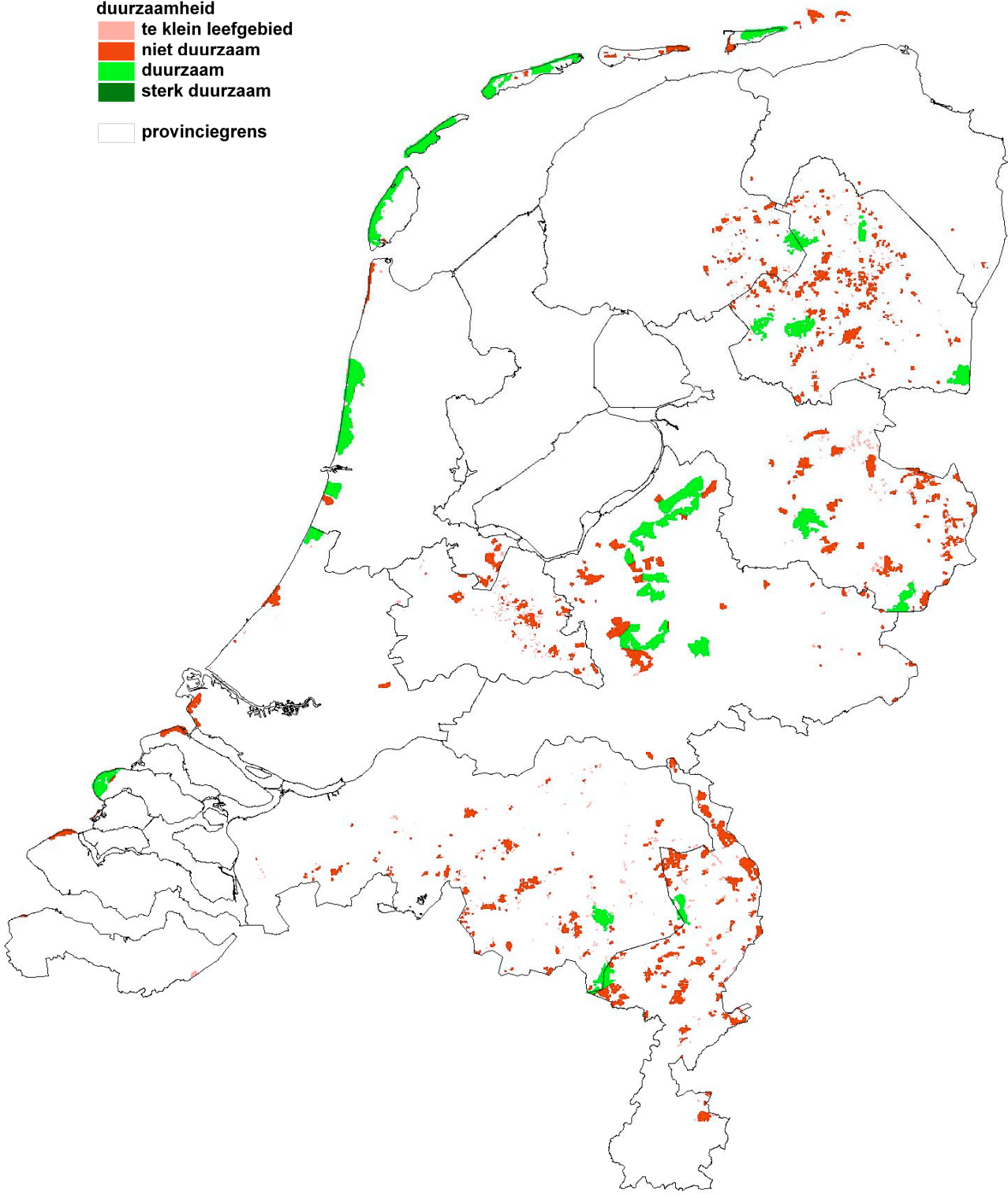


Figuur B.10.18 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel zandhagedis in de situatie zonder infrastructuur.

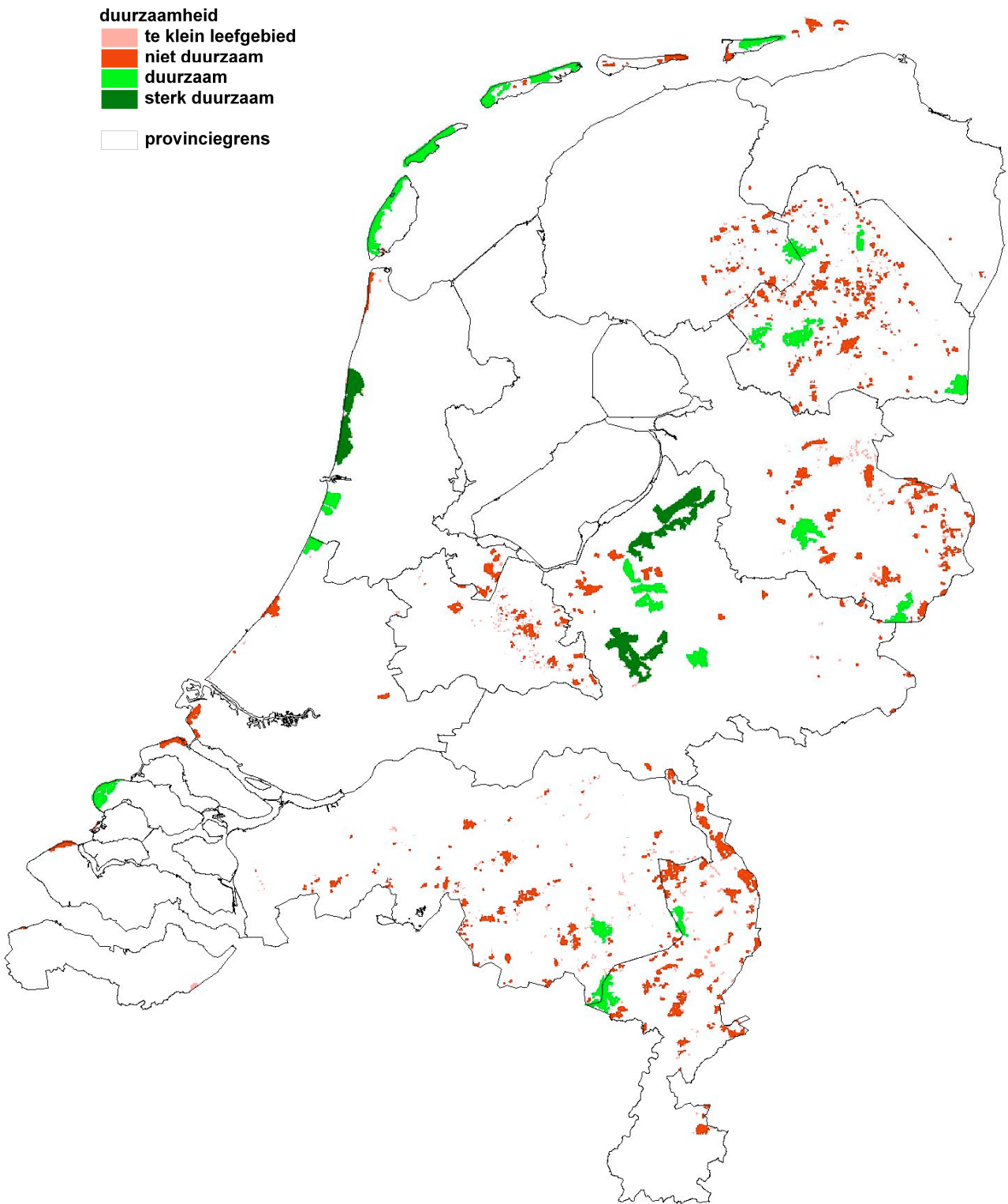


Figuur B.10.19 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel adder in de situatie met infrastructuur.

- duurzaamheid
- te klein leefgebied
 - niet duurzaam
 - duurzaam
 - sterk duurzaam
- provinciegrens

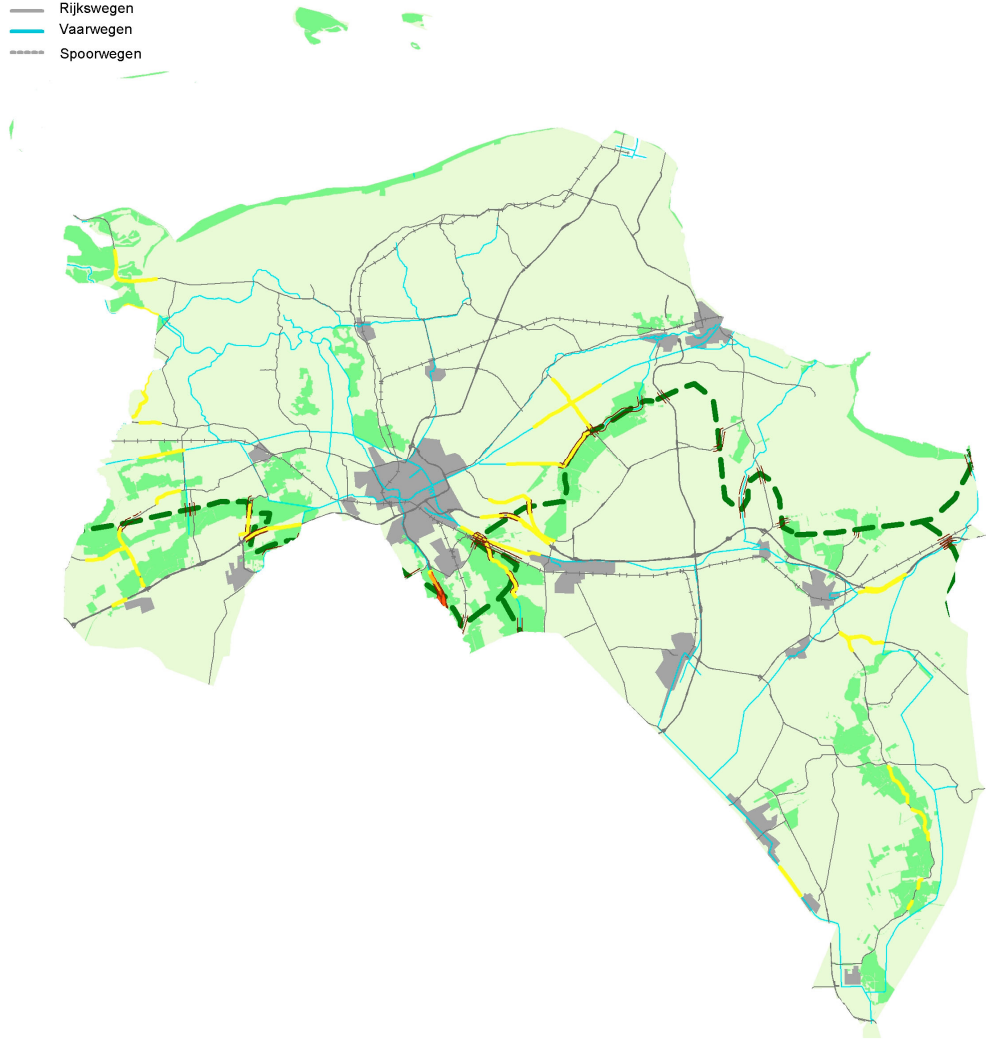
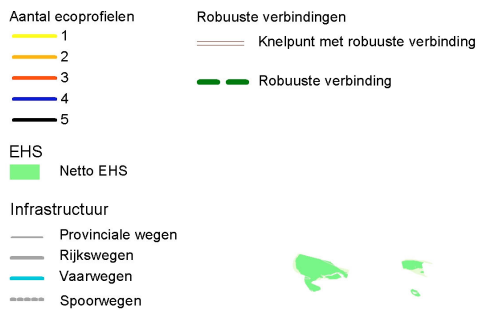


Figuur B.10.20 Duurzaamheid van de ecologische netwerken voor het ecoprofiel adder in de situatie zonder infrastructuur.

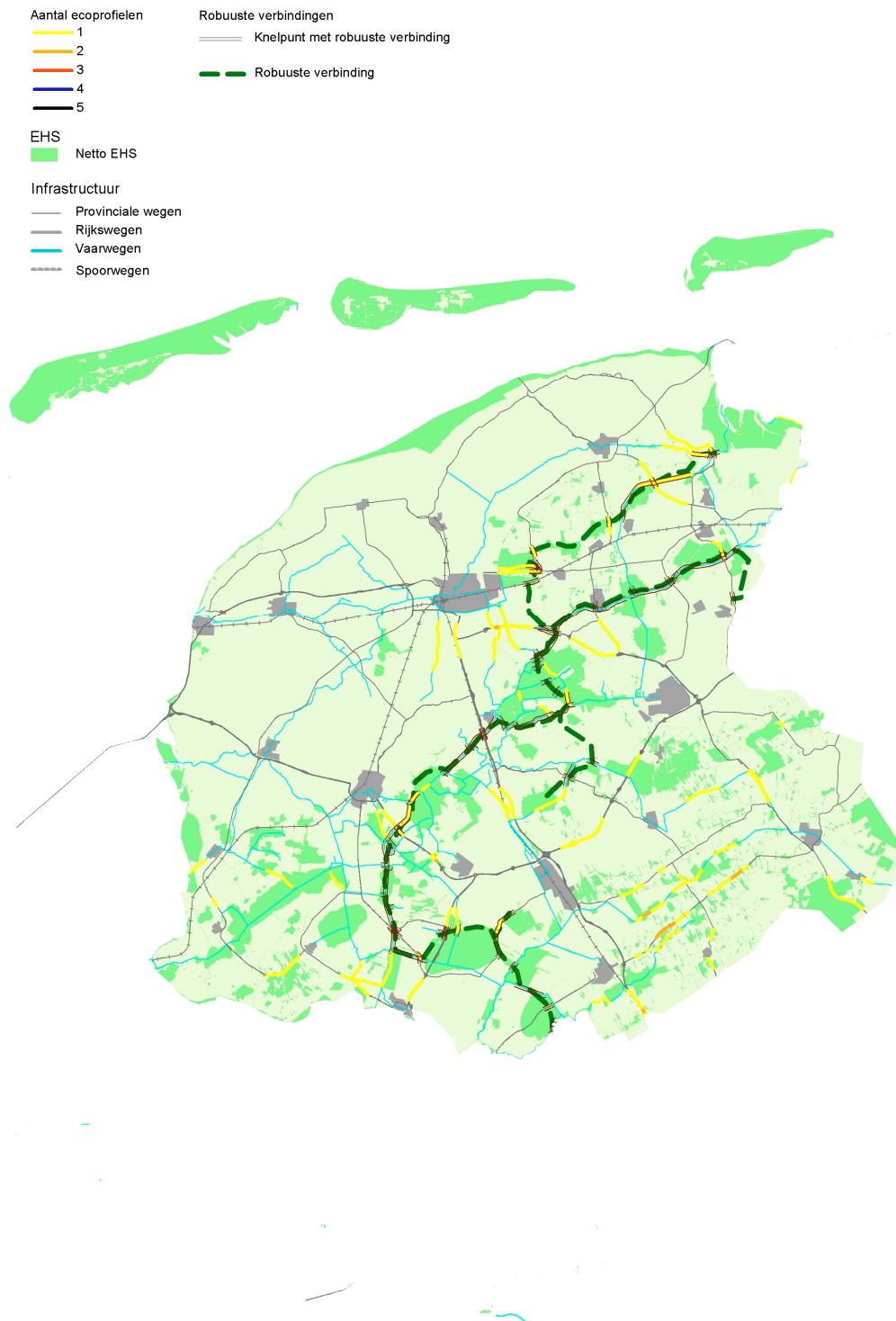


Bijlage 11 Knelpunten per provincie

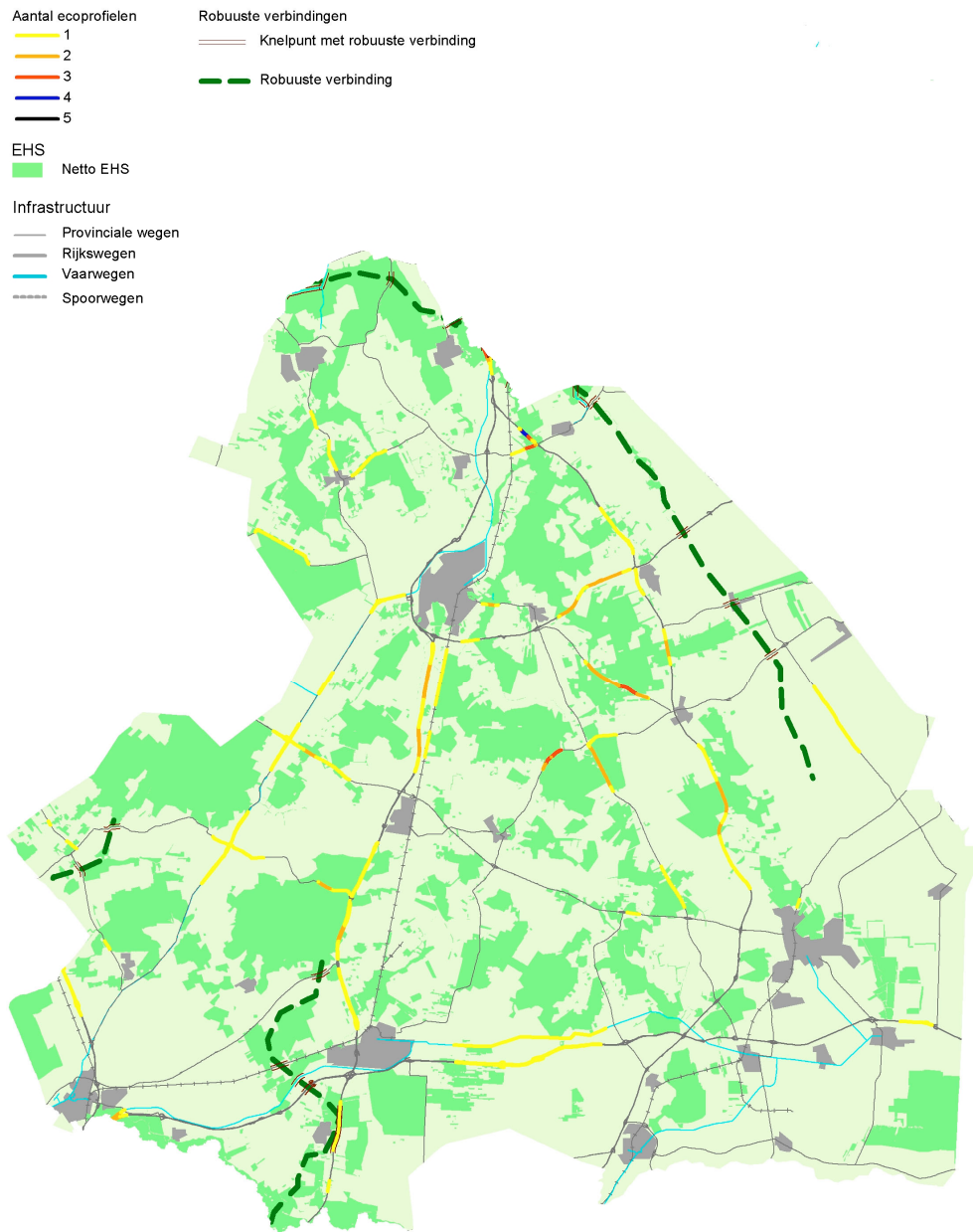
Figuur B.11.1 *Knelpunten in de provincie Groningen.*



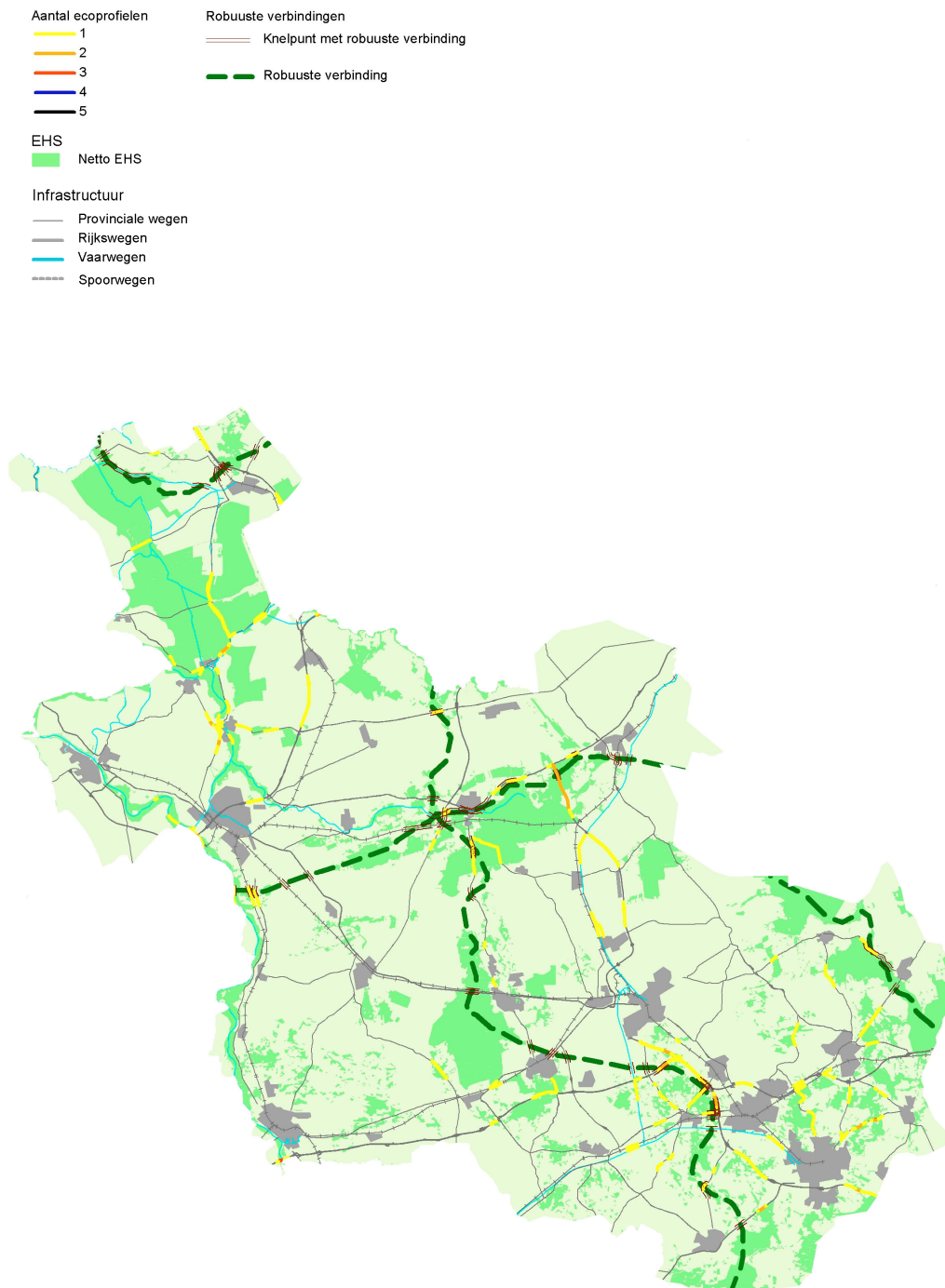
Figuur B.11.2 Knelpunten in de provincie Friesland.



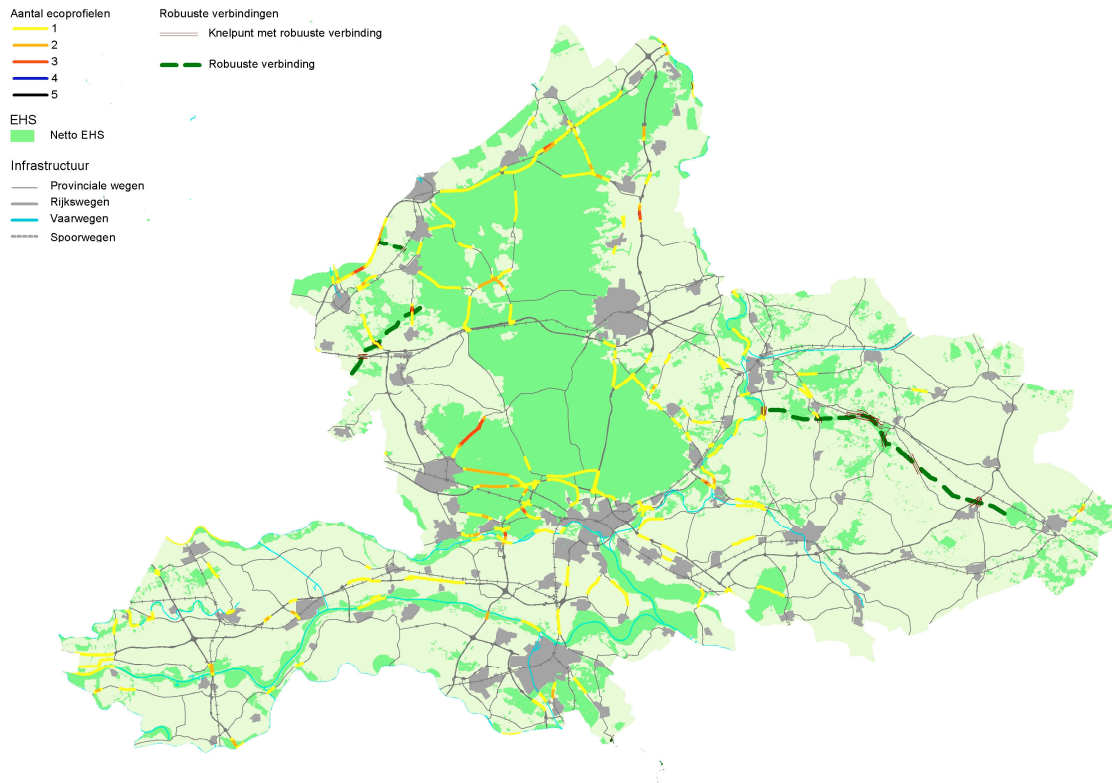
Figuur B.11.3 *Knelpunten in de provincie Drenthe.*



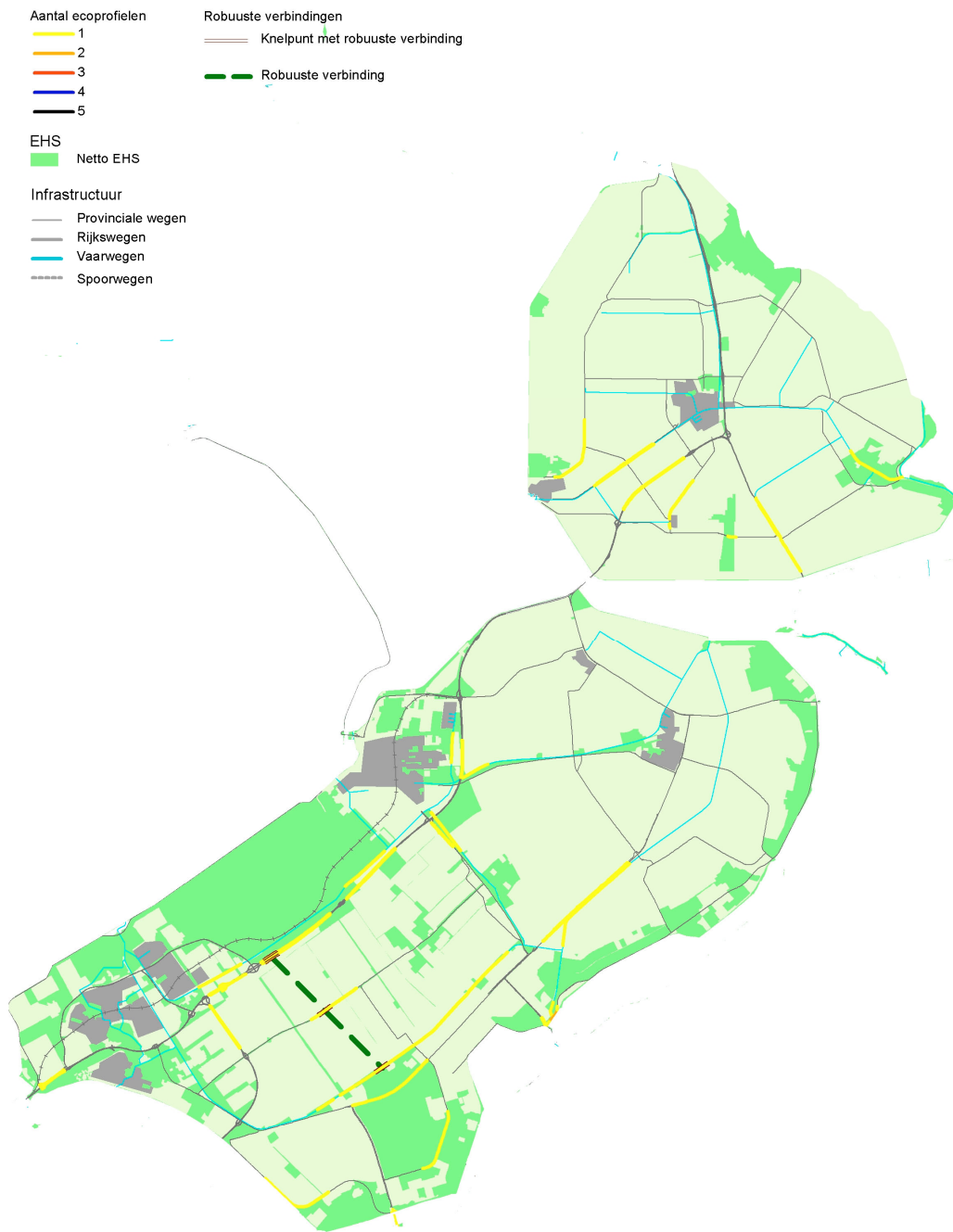
Figuur B.11.4 Knelpunten in de provincie Overijssel.



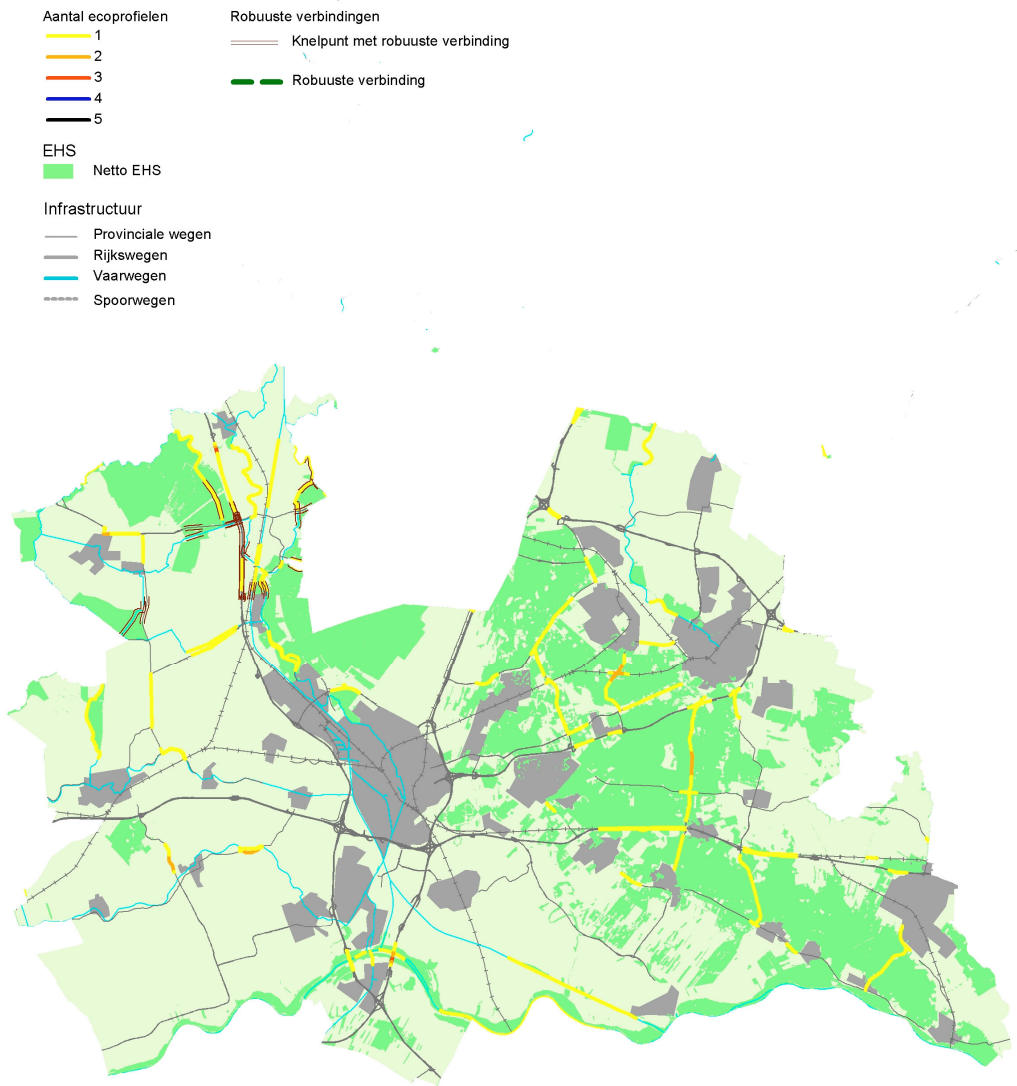
Figuur B.11.5 *Knelpunten in de provincie Gelderland.*



Figuur B.11.6 *Knelpunten in de provincie Flevoland.*

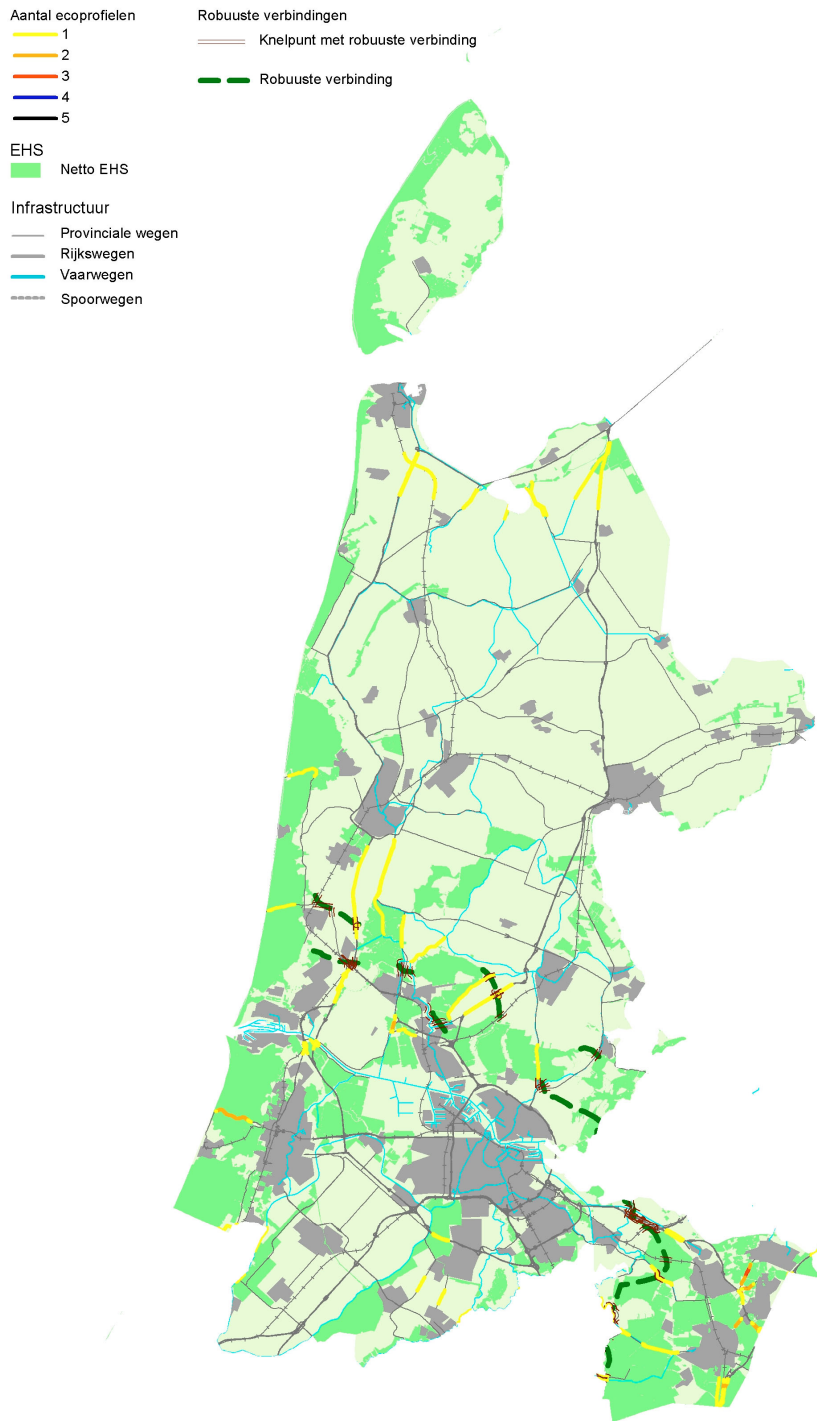


Figuur B.11.7 *Knelpunten in de provincie Utrecht.*

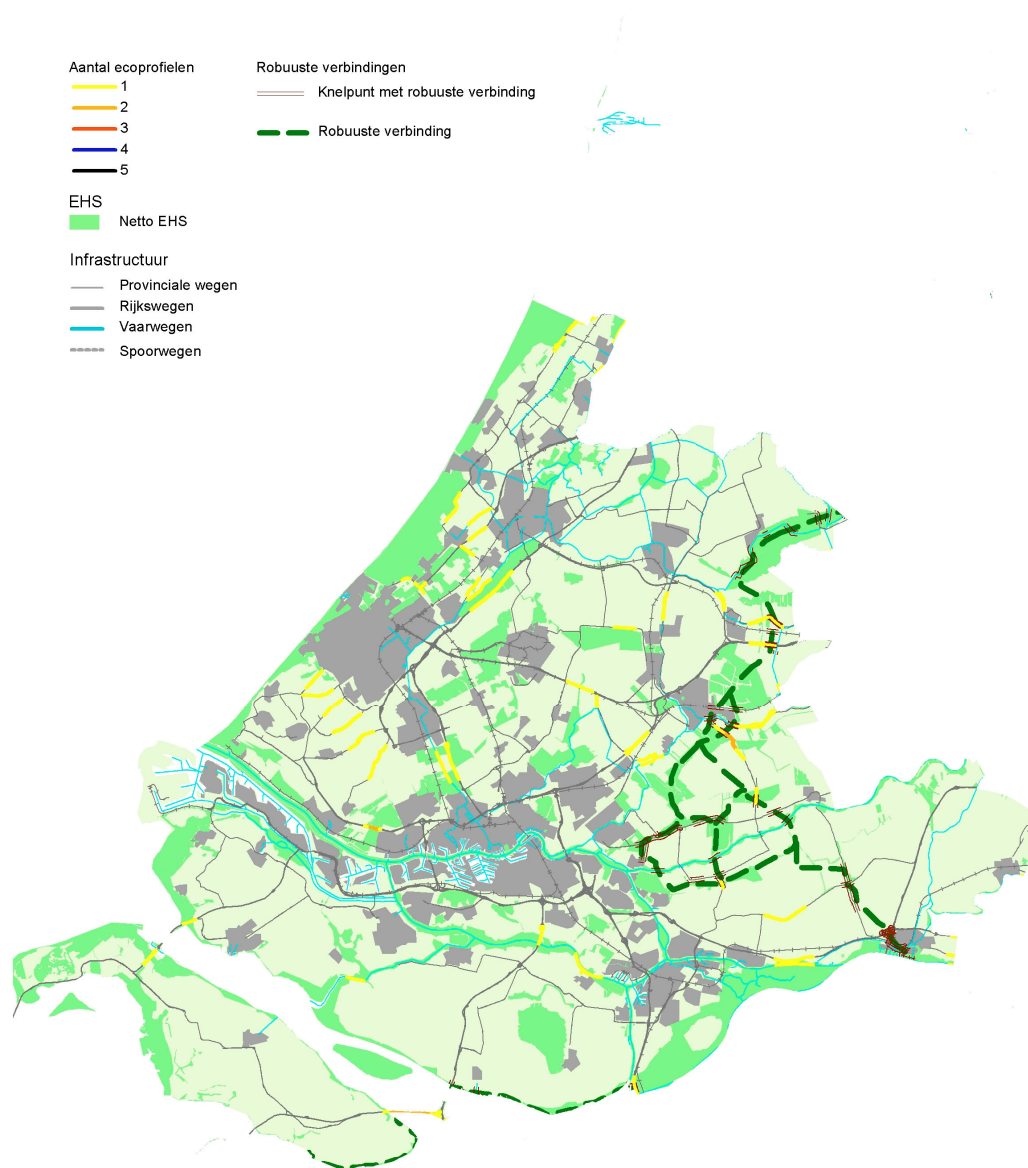


Mei, 2003

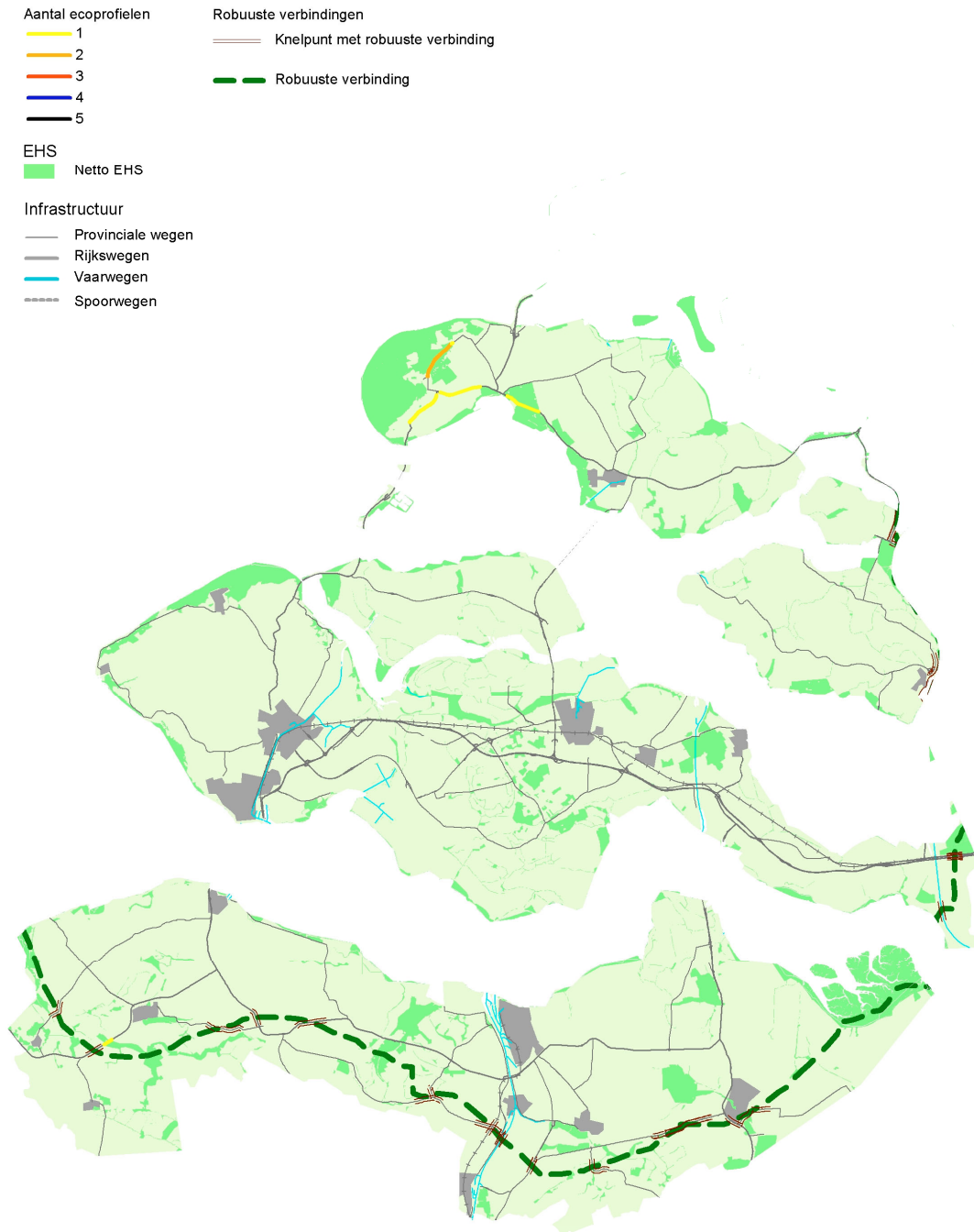
Figuur B.11.8 *Knelpunten in de provincie Noord-Holland.*



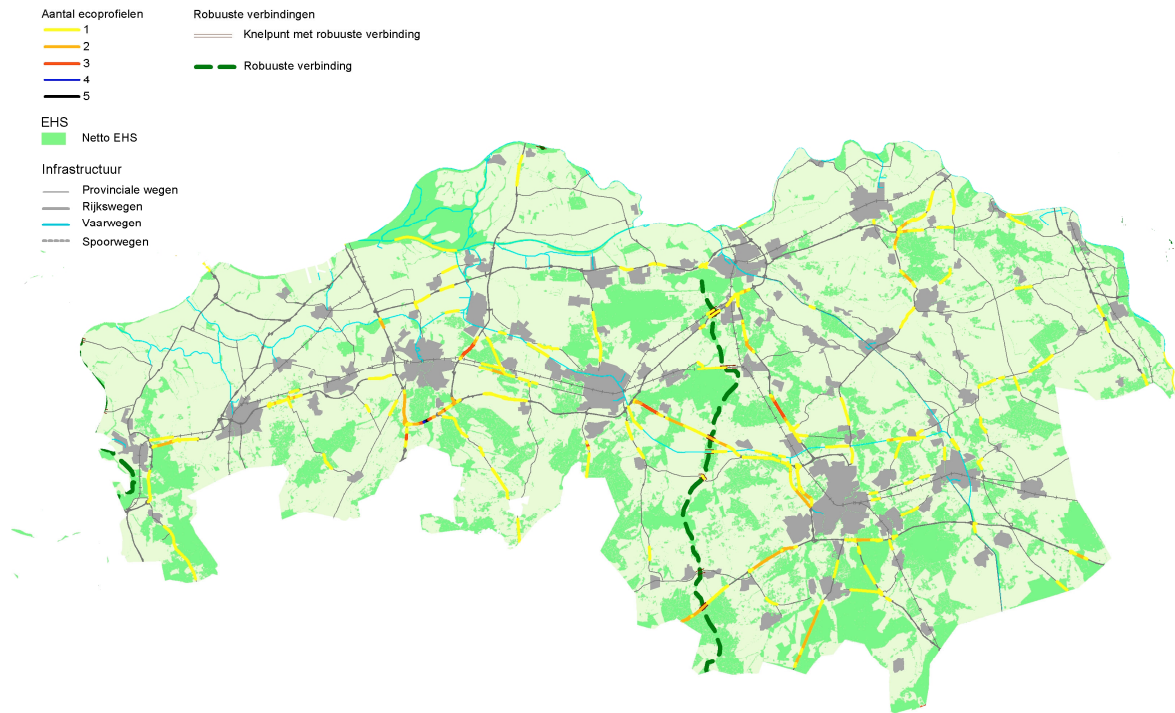
Figuur B.11.9 Knelpunten in de provincie Zuid-Holland.



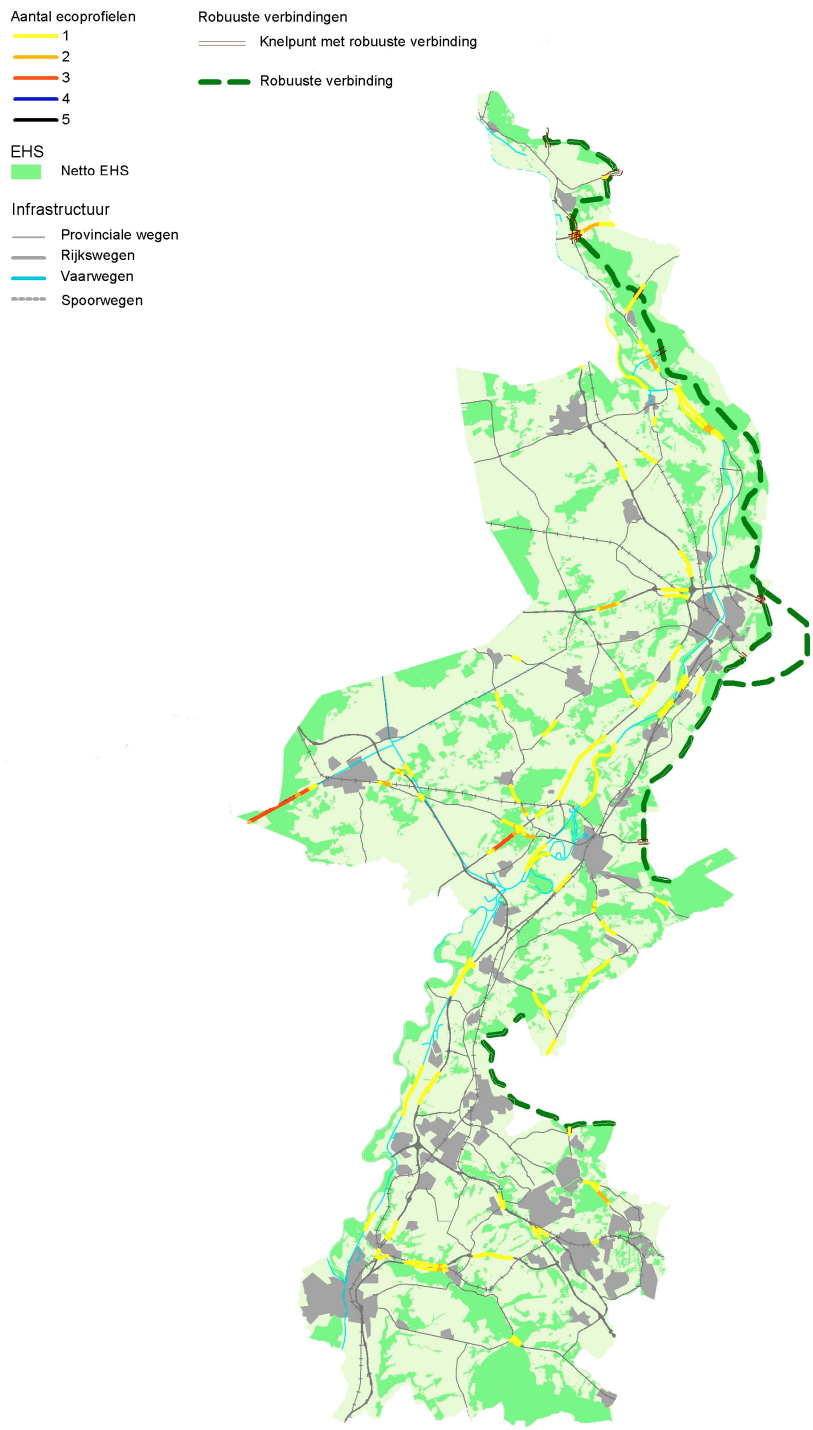
Figuur B.11.10 Knelpunten in de provincie Zeeland.



Figuur B.11.11 Knelpunten in de provincie Noord-Brabant.

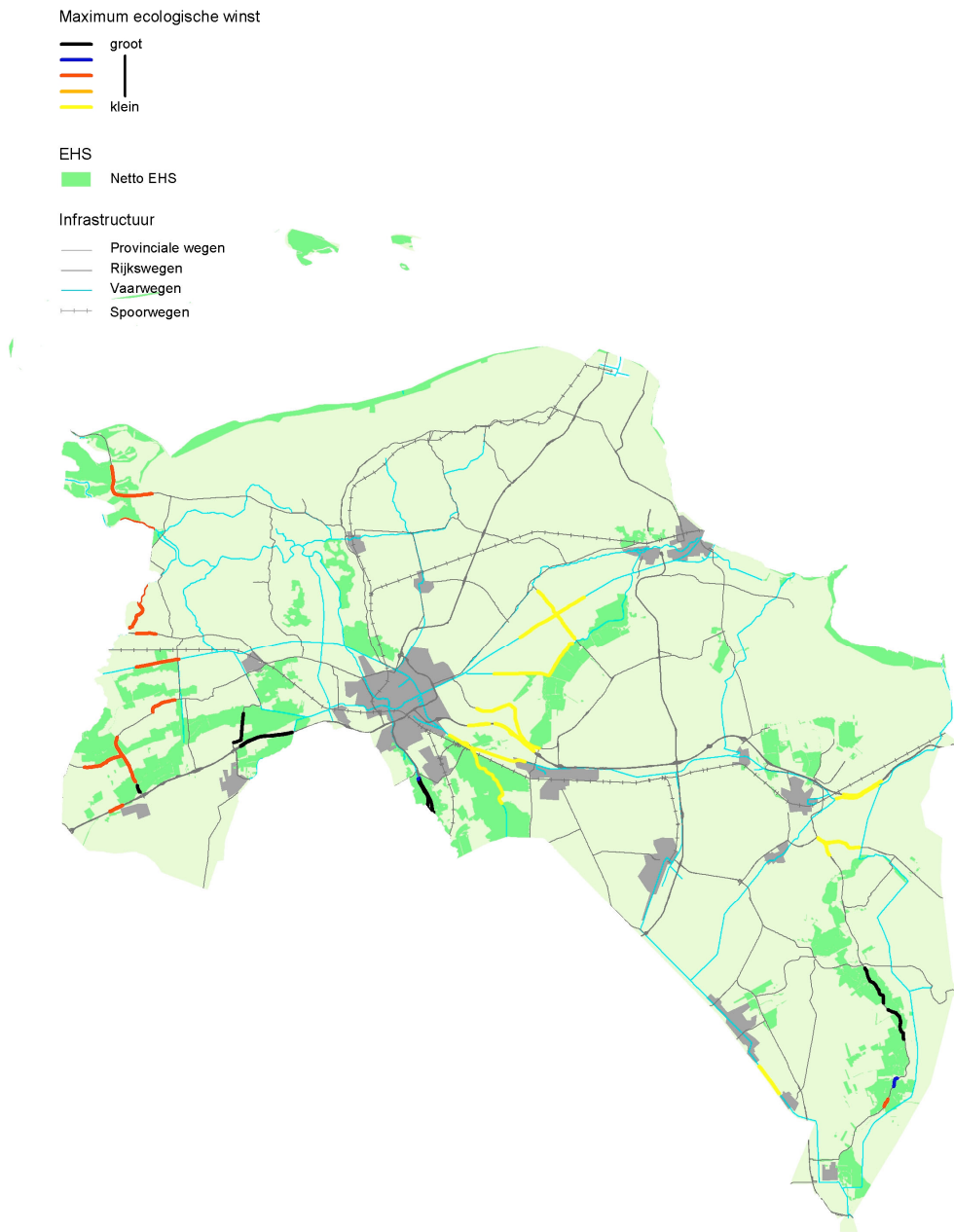


Figuur B.11.12 Knelpunten in de provincie Limburg.



Bijlage 12 Prioritering van de knelpunten per provincie

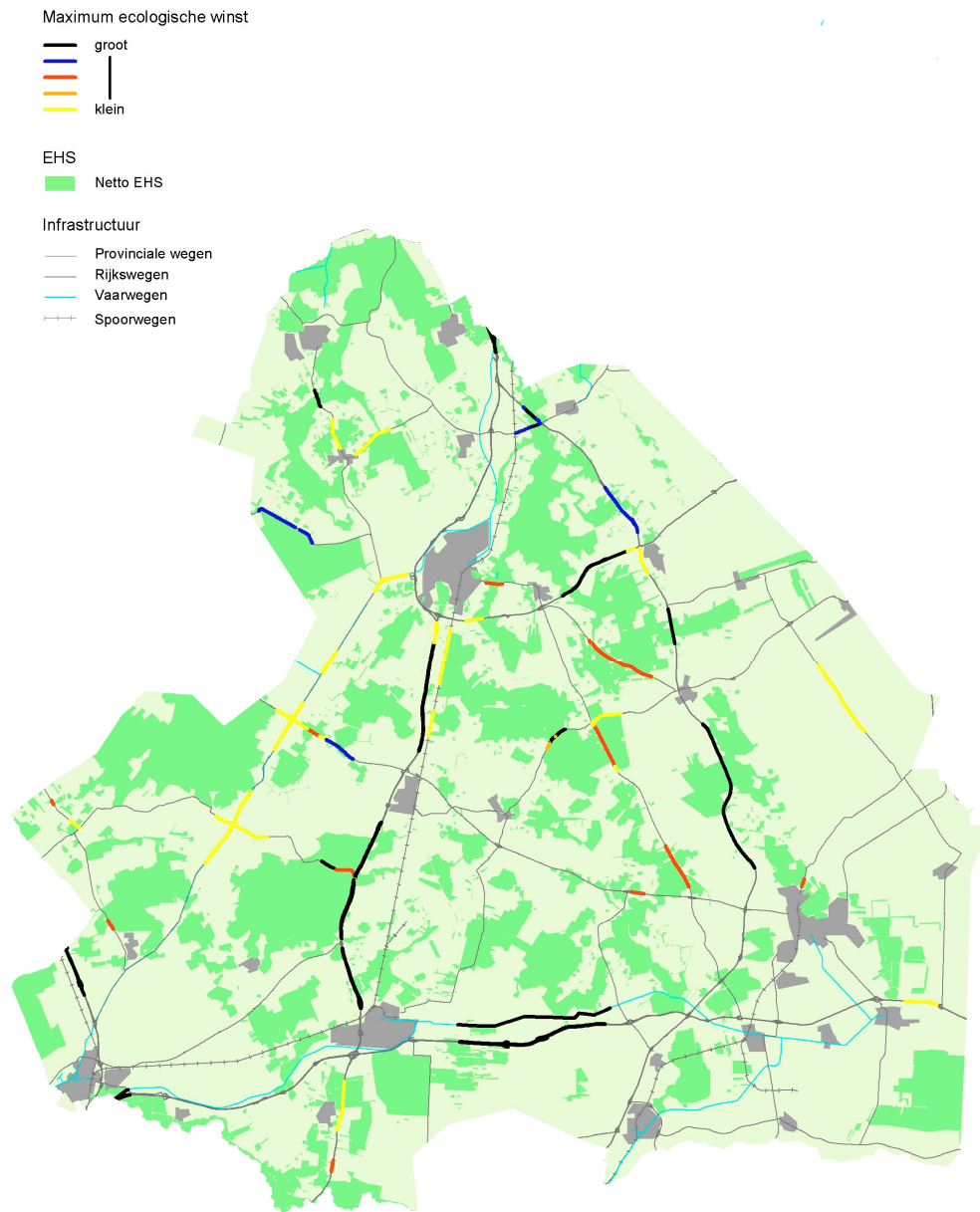
Figuur B.12.1 Prioriteit knelpunten in de provincie Groningen.



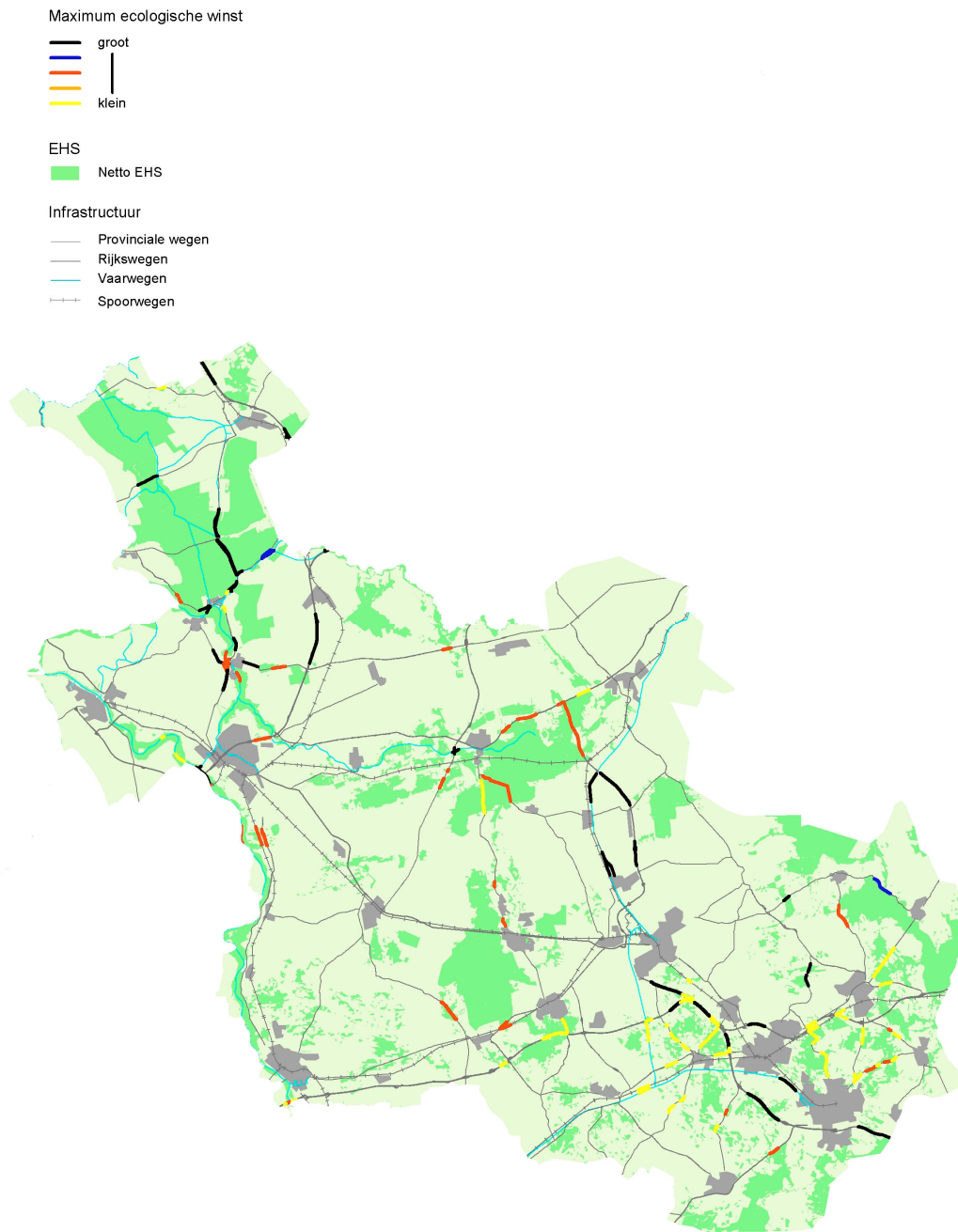
Figuur B.12.2 Prioriteit knelpunten in de provincie Friesland.



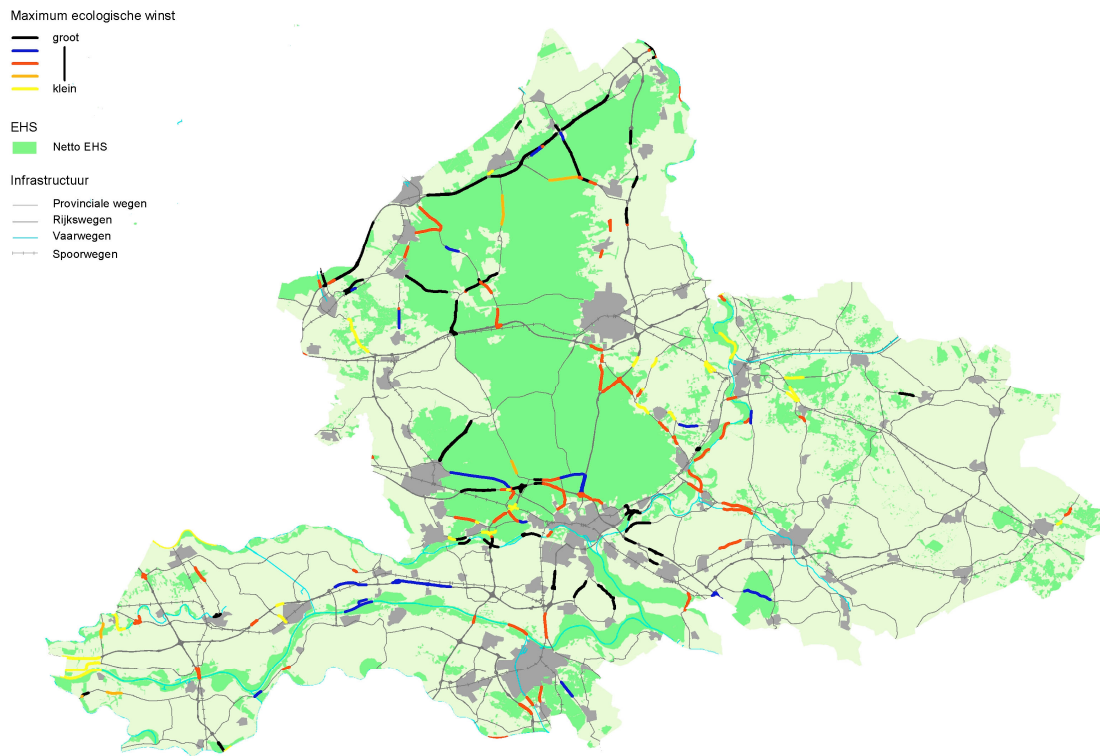
Figuur B.12.3 Prioriteit knelpunten in de provincie Drenthe.



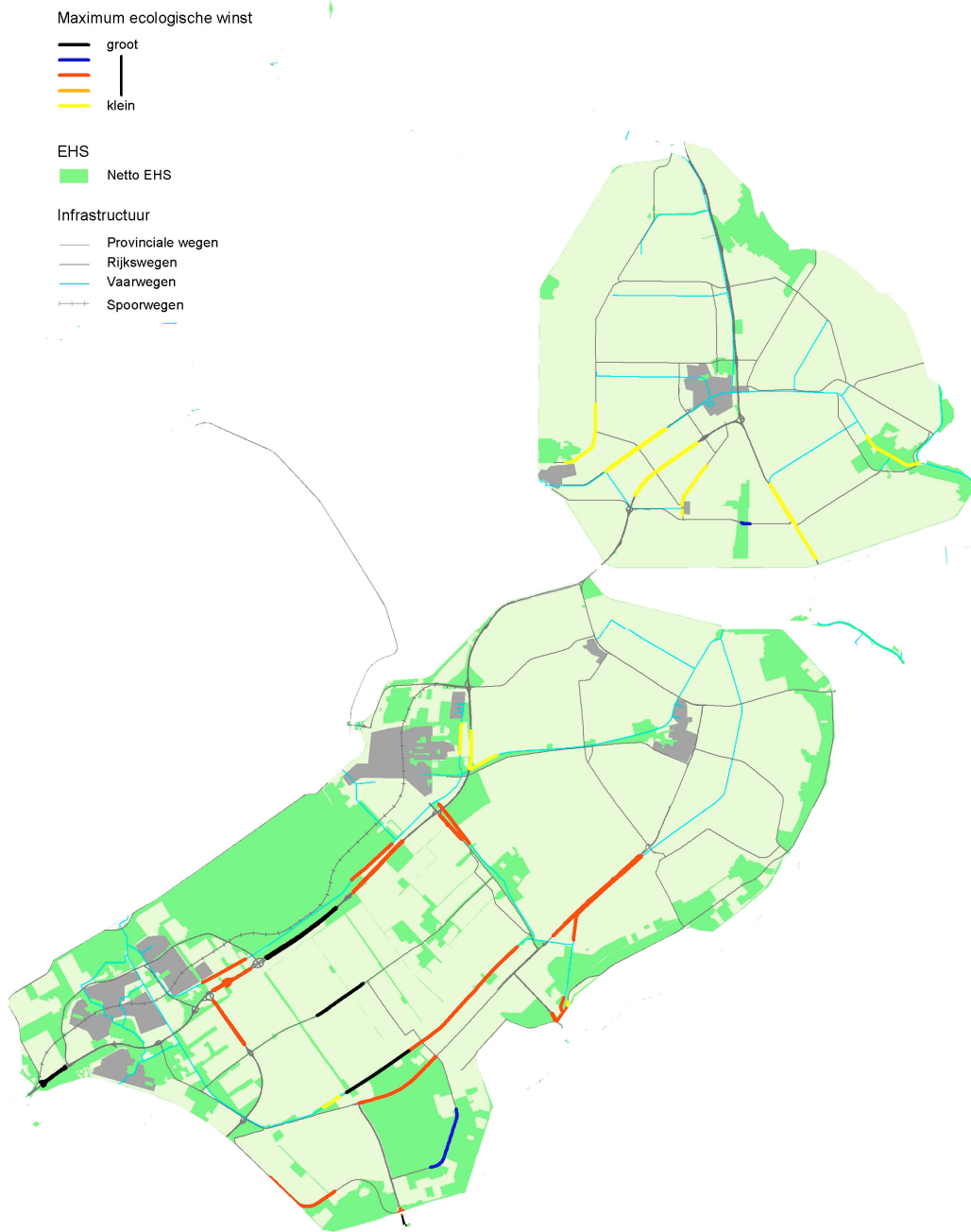
Figuur B.12.4 Prioriteit knelpunten in de provincie Overijssel.



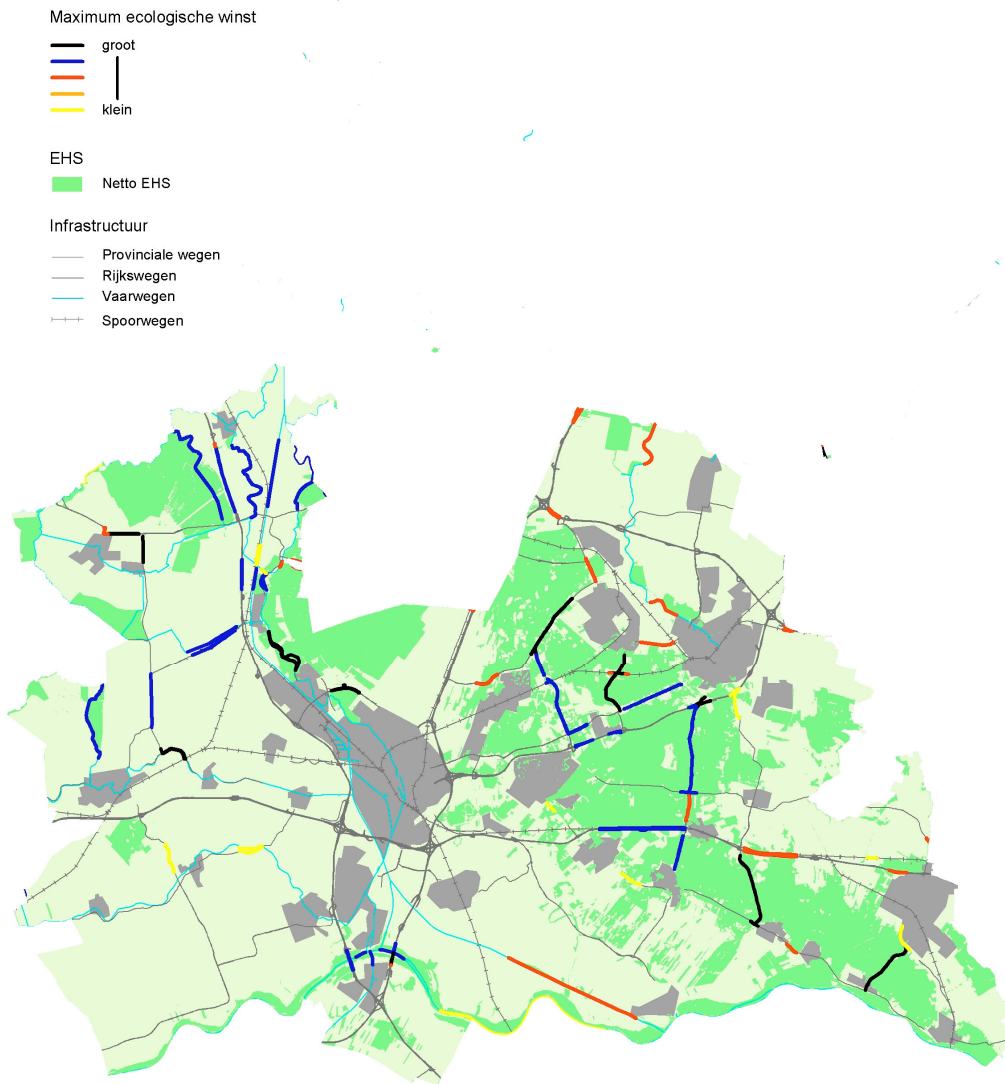
Figuur B.12.5 Prioriteit knelpunten in de provincie Gelderland.



Figuur B.12.6 Prioriteit knelpunten in de provincie Flevoland.



Figuur B.12.7 Prioriteit knelpunten in de provincie Utrecht.



Figuur B.12.8 Prioriteit knelpunten in de provincie Noord-Holland.

Maximum ecologische winst

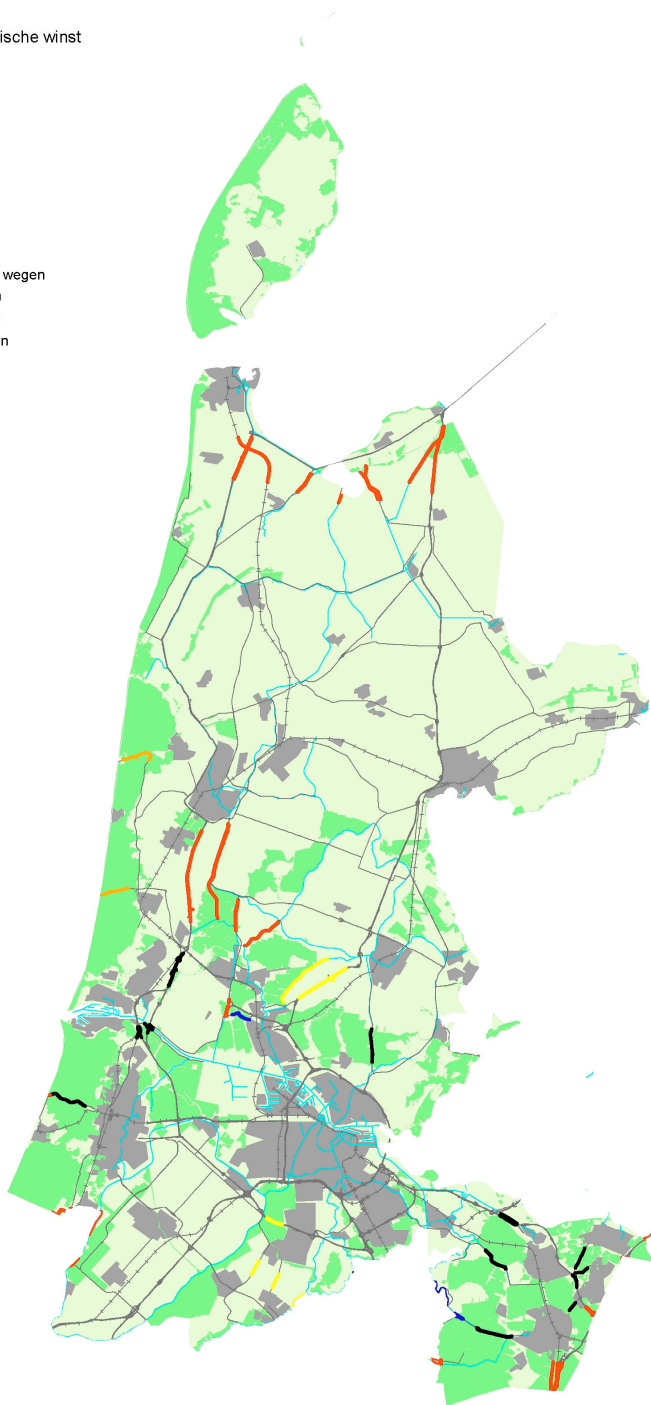
- groot
- klein

EHS

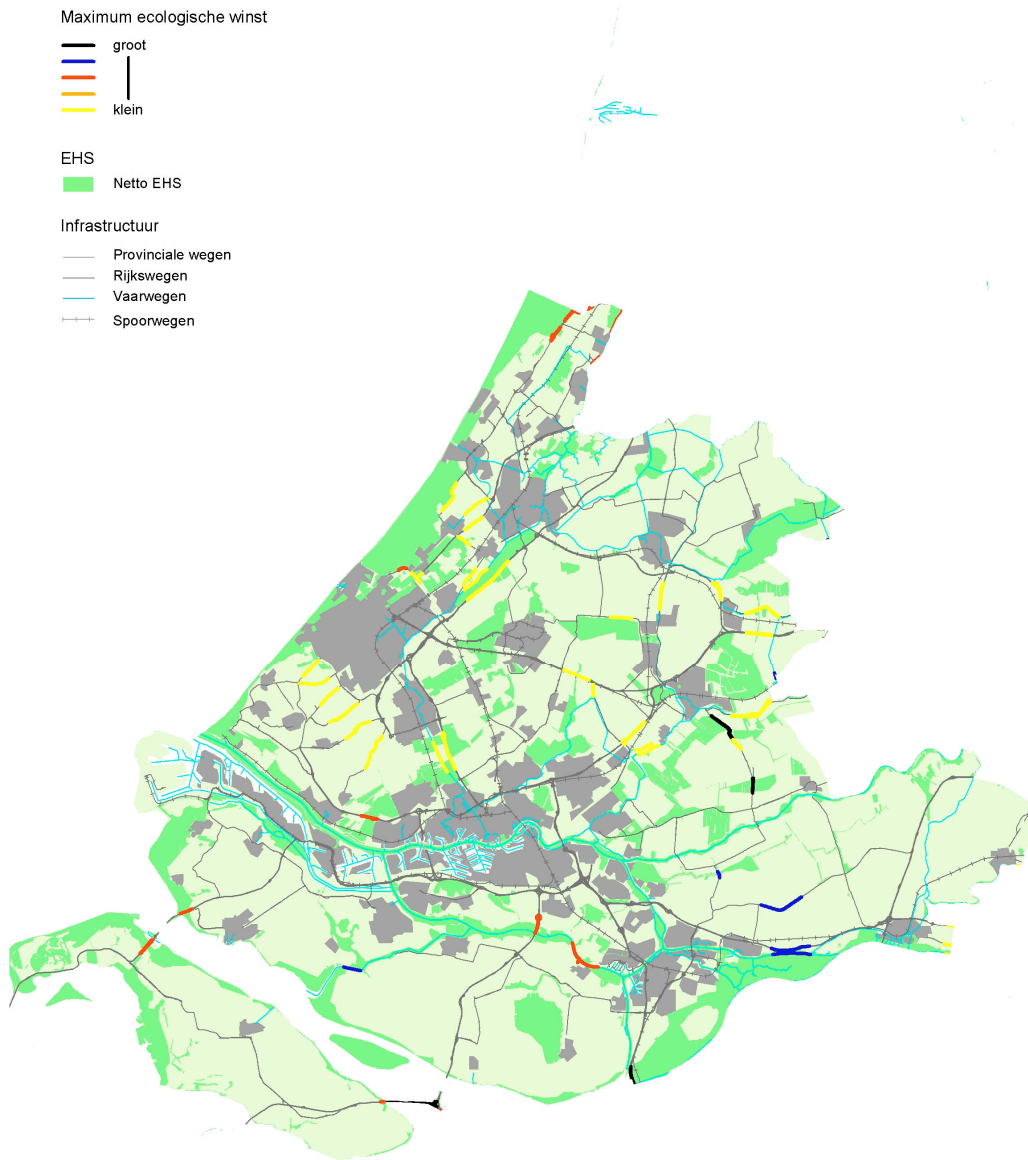
- Netto EHS

Infrastructuur

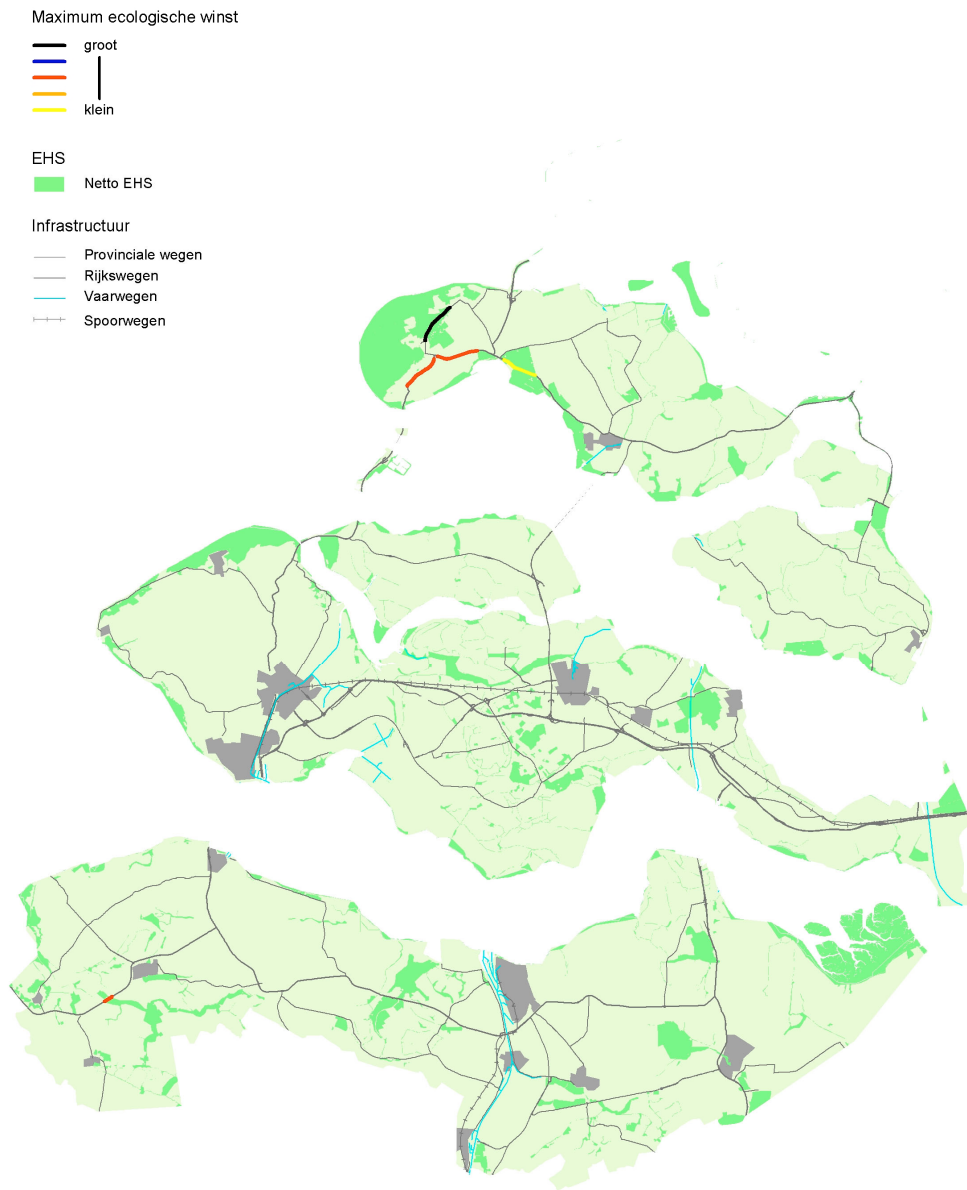
- Provinciale wegen
- Rijkswegen
- Vaarwegen
- Spoorwegen



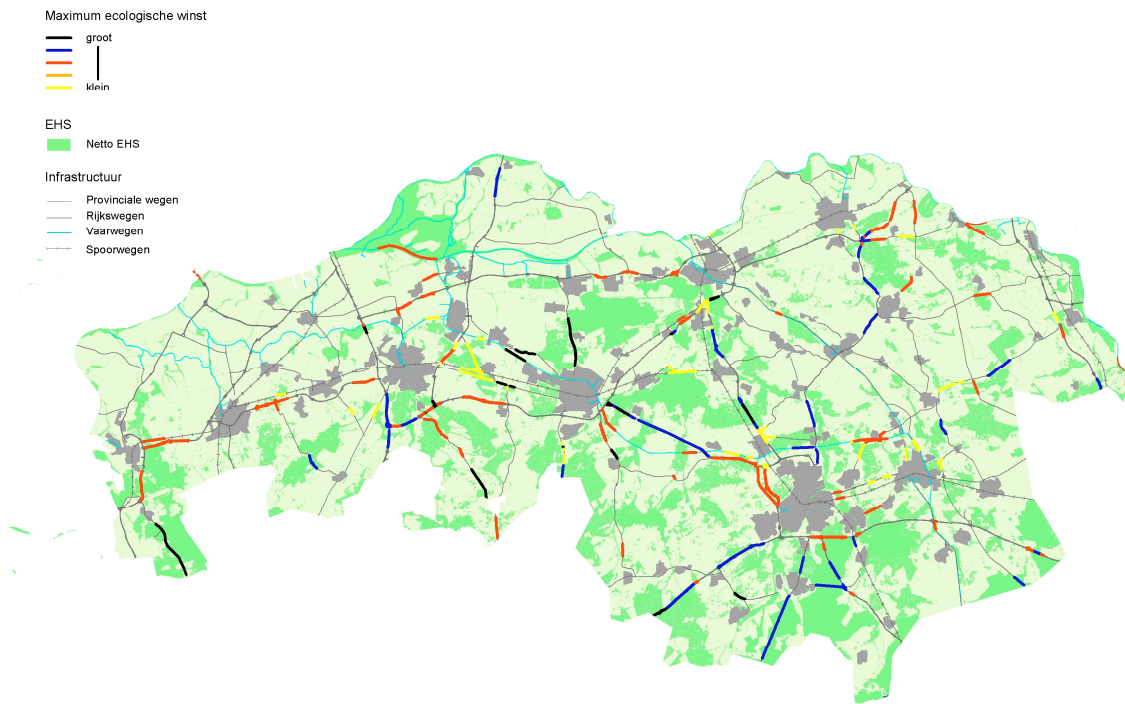
Figuur B.12.9 Prioriteit knelpunten in de provincie Zuid-Holland.



Figuur B.12.10 Prioriteit knelpunten in de provincie Zeeland.



Figuur B.12.11 Prioriteit knelpunten in de provincie Noord-Brabant.



Figuur B.12.12 Prioriteit knelpunten in de provincie Limburg.



Bijlage 13 Prioritering van de knelpunten per ecoprofiel

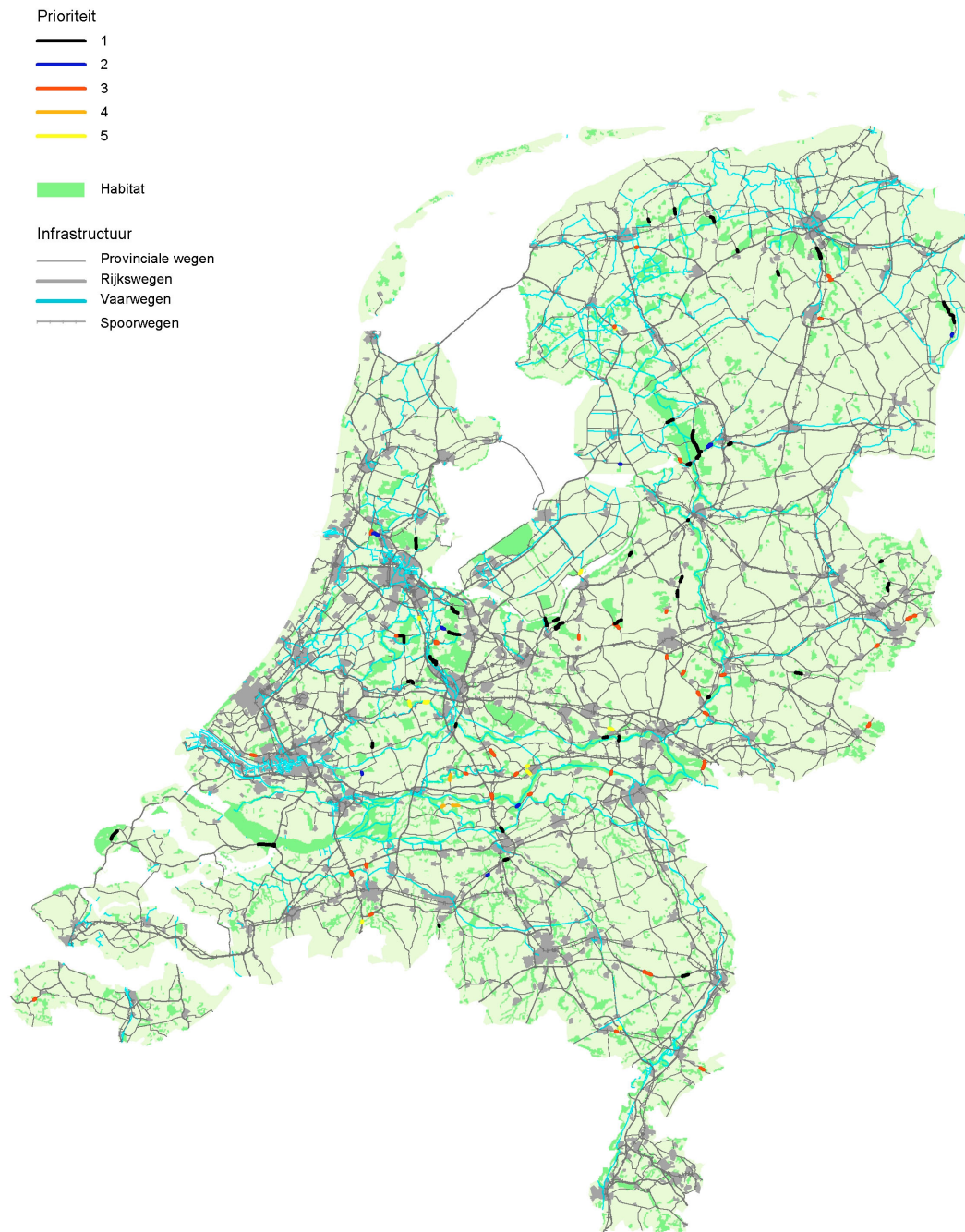
Figuur B.13.1 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel edelbert.



Figuur B.13.2 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel noordse woelmuis.



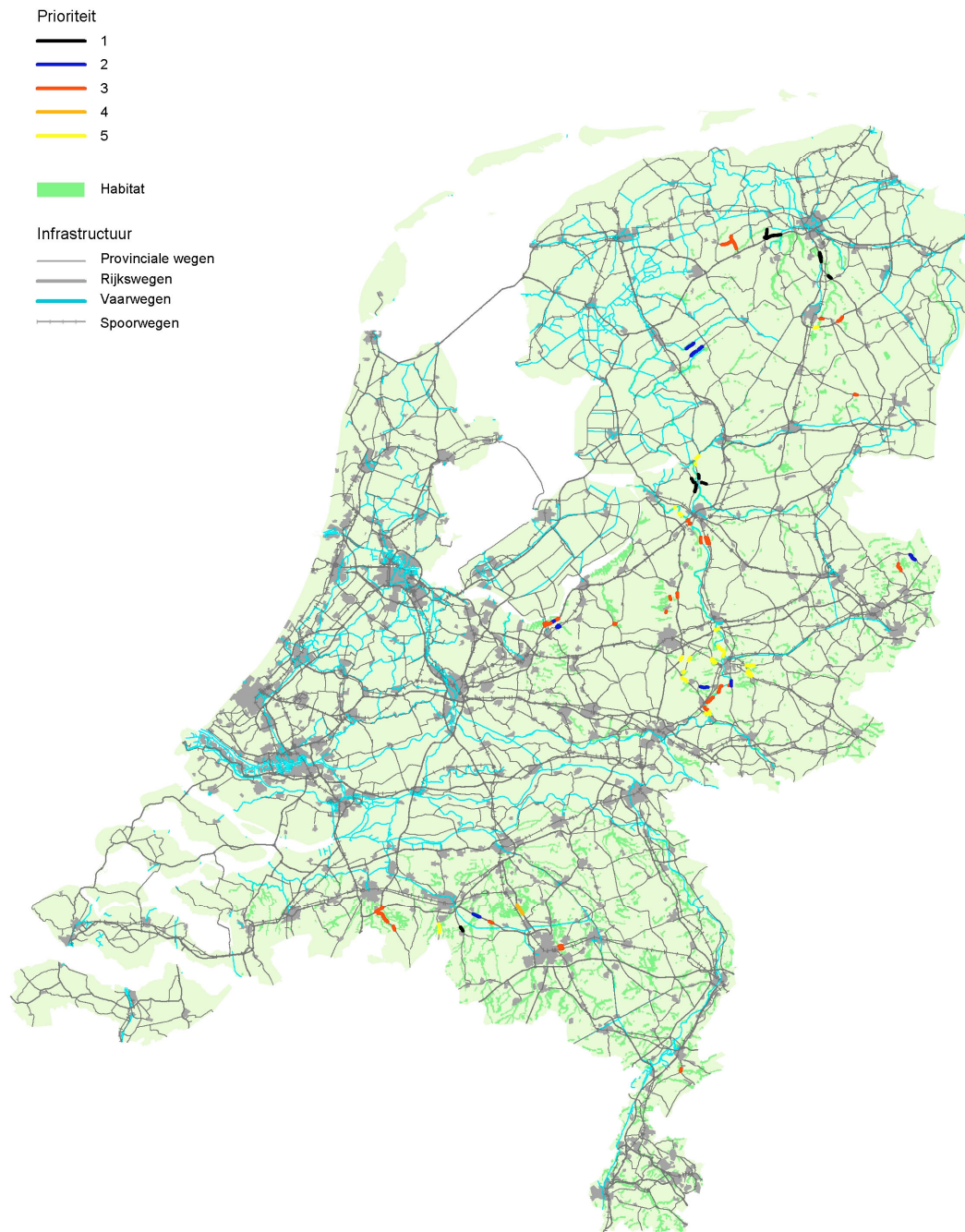
Figuur B.13.3 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel poelkikker.



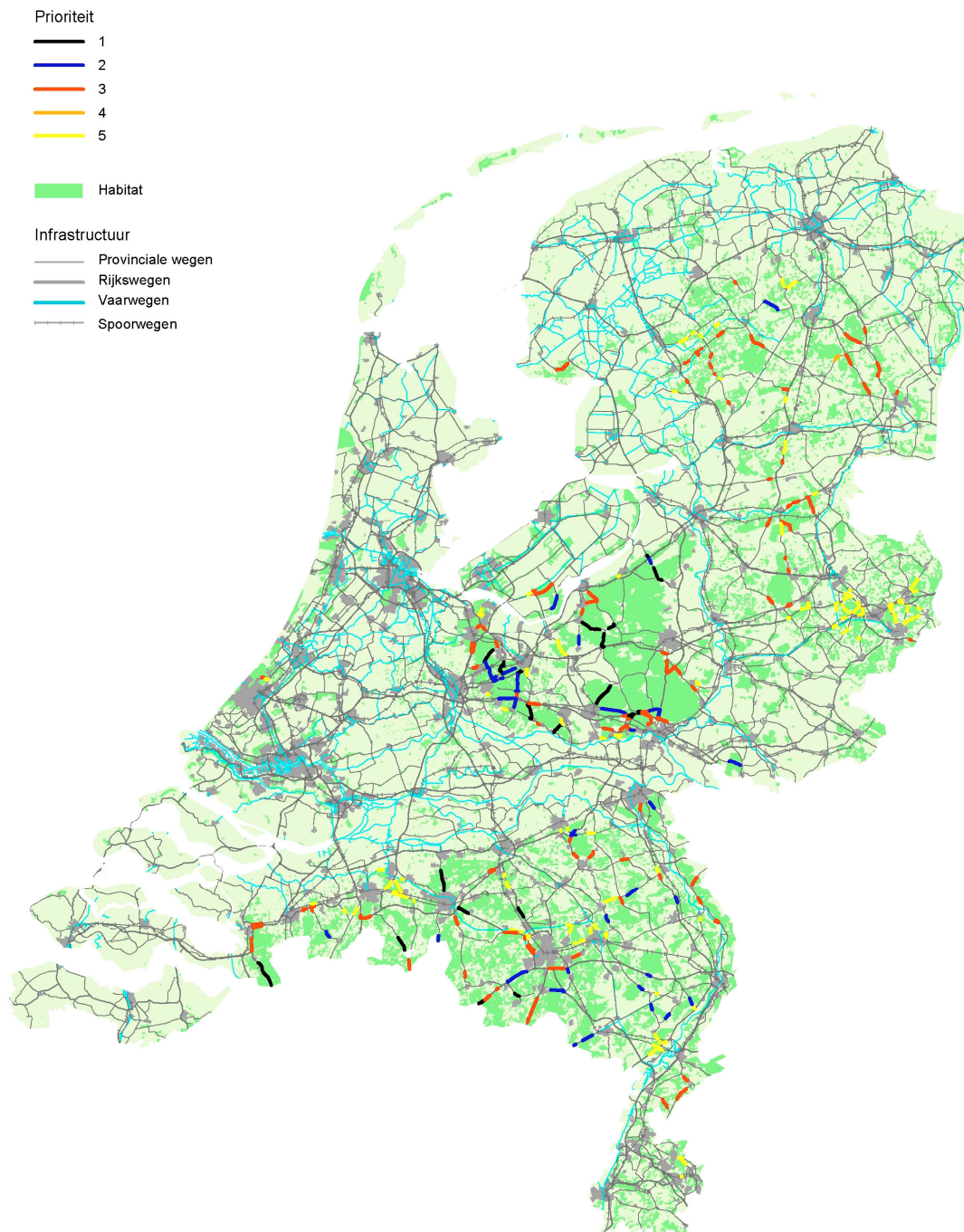
Figuur B.13.4 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel bruine vuurvliinder.



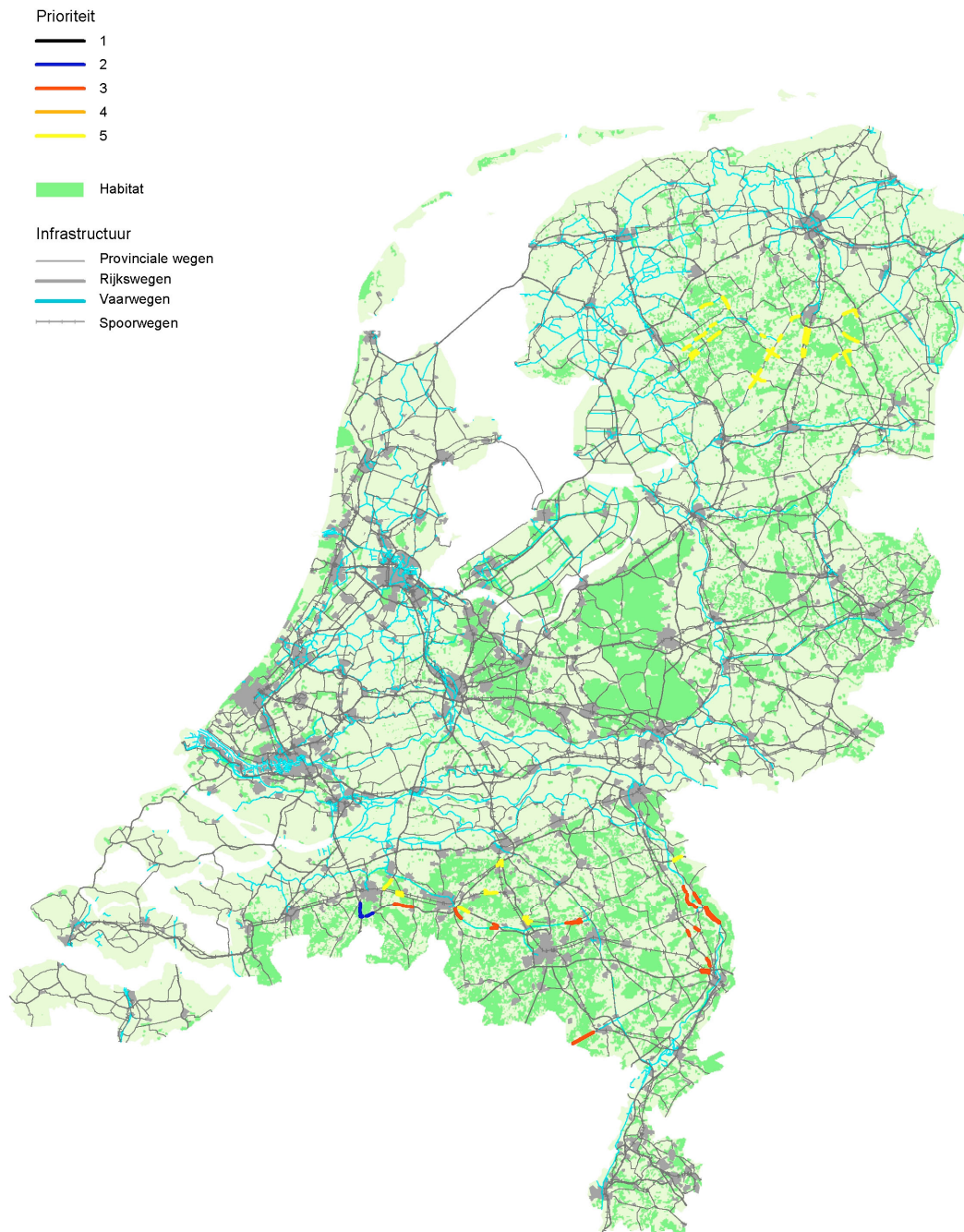
Figuur B.13.5 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel ringslang.



Figuur B.13.6 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel hazelworm.



Figuur B.13.7 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel boomarter.



Figuur B.13.8 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel zandhagedis.



Figuur B.13.9 Prioriteit knelpunten voor het ecoprofiel adder.

