

OVEREENKOMST LNE/NTMB/07.01

OPMAAK EN UITWERKING VAN EEN ECOLOGISCH LANDSCHAPSMODEL ALS
MODELMATIG BEHEERSINSTRUMENT VOOR DE ECOLOGISCHE
INFRASTRUCTUUR IN DE ANTWERPSE HAVEN

Aanvang 15 december 2008

Eindrapport

21/09/2010

Uitvoerders:

Onderzoeksgroep Evolutionaire ecologie, Prof. Dr. E. Matthysen

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Prof. Dr. P. Meire

In opdracht van:

**Dienst Natuurtechnische milieubouw (NTMB), Afdeling Milieu-
integratie en –subsidiëringen, Departement Leefmilieu, Natuur en
Energie, Vlaamse Overheid**

Tekst: Maarten Hofman, Frank Adriaensen & Erik Matthysen

SAMENVATTING

Dit rapport beschrijft de resultaten van een onderzoeksproject waarin een nieuw wetenschappelijk instrument wordt ontwikkeld voor het evalueren van de ecologische netwerkfunctie in een landschap, specifiek toegepast op de natuurgebieden in het Antwerpse Havengebied (Linkeroever). Het instrument is gebaseerd op een bestaande methode waarbij de verbinding tussen natuurgebieden voor een specifieke doelsoort wordt gemeten via een “Minimale-Kost” analyse. Deze analyse is gebaseerd op een gedetailleerde landbedekkingskaart waarin elk landschapselement een bepaalde weerstand heeft (of “kost”) tegen verplaatsingen door het doelorganisme. Het instrument genereert een kwantitatief landschapsecologisch model dat de functionele connectiviteit van een ecologisch netwerk meetbaar maakt en in kaart brengt, op een dusdanige manier dat doelstellingen voor de netwerkfunctie kunnen worden opgesteld, beheerd, geëvalueerd en gerapporteerd. In deze studie werden vijf terrestrische ecotypes gedefinieerd die de ecologische kenmerken van de belangrijkste doelsoorten voor natuurbeheer in het Havengebied omvatten. Voor elk van deze ecotypes werd een set van weerstanden gedefinieerd, en aan de hand van diverse bronnen en terreinbezoeken werd een relevante landbedekkingskaart opgesteld voor de vijf ecotypes. Vervolgens werd een methodologie uitgewerkt om de resultaten van de analyse om te zetten in een aantal kengetallen die toelaten om de effecten van voorziene terreinrengrepen te kwantificeren. Tenslotte wordt een voorstel geformuleerd voor drempelwaarden die een belangrijk verlies aan connectiviteit in het landschap voor het betrokken ecotype kunnen signaleren. In de loop van het project is een volledig gedocumenteerd, geïntegreerd instrument uitgewerkt dat gebruikers toelaat deze methodologie toe te passen voor evaluatie van connectiviteit in het studiegebied, en dat kan uitgebreid worden naar andere studiegebieden.

INHOUD

Samenvatting	2
Inhoud	3
1 Inleiding	5
1.1 <i>Ecologische netwerken en connectiviteit</i>	5
1.2 <i>Ecologische infrastructuur in de Antwerpse haven</i>	5
1.3 <i>Doelstellingen voor het EI-netwerk in de Antwerpse haven</i>	7
1.4 <i>Minimale-Kost Modellerings</i>	8
2 Ecotypes	10
2.1 <i>Ecotype “Dagvlinder” (VLI)</i>	11
2.2 <i>Ecotype “Rugstreepad” (RSP)</i>	12
2.3 <i>Ecotype “Kleine Rietvogel” (KRV)</i>	12
2.4 <i>Ecotypes Vleermuizen</i>	13
2.4.1 <i>Ecotype “Droge Vleermuis” (DVM)</i>	14
2.4.2 <i>Ecotype “Natte Vleermuis” (NVM)</i>	15
2.5 <i>Ecotype “Paling”</i>	15
3 Opstelling van het landschapsecologisch model en bijhorende connectiviteitsindices (LCI)	17
3.1 <i>Invoer</i>	18
3.1.1 <i>Het kaartmateriaal</i>	18
3.1.2 <i>De landbedekkingsklassen</i>	21
3.1.3 <i>De landbedekkingskaart</i>	23
3.1.4 <i>Ecologische parameters</i>	24
3.2 <i>Bewerking</i>	25
3.2.1 <i>Scenariokaart</i>	25
3.2.2 <i>Brongebieden</i>	25
3.2.3 <i>Weerstandswaarden</i>	27
3.2.4 <i>Kostenkaart</i>	28
3.2.5 <i>Meetgebieden</i>	30
3.2.6 <i>Bereikbaarheidsklassen</i>	30
3.3 <i>Uitvoer</i>	31
3.3.1 <i>Bereikbaarheidskaart</i>	31
3.3.2 <i>Netwerkenkaart</i>	33
3.3.3 <i>Overzichtstabel kengetallen</i>	35
3.4 <i>Bijstellen van modelcomponenten</i>	36
4 Scenario-evaluatie	38
4.1 <i>Stap 1: Referentieanalyse</i>	39
4.2 <i>Stap 2: Testanalyse</i>	39

Opmaak en uitwerking van een ecologisch landschapsmodel als modelmatig beheersinstrument voor de
Ecologische Infrastructuur in de Antwerpse haven

4.3	<i>Stap 3: Vergelijking van scenario's</i>	42
4.3.1	Bereikbaarheid	43
4.3.2	Netwerken	47
4.3.3	Overzichtstabel kengetallen	49
4.4	<i>Stap 4: Toetsing van de veranderingen in LCI</i>	50
4.4.1	Habitatverlies	50
4.4.2	Wijzigingen in LCI.....	50
5	Conclusie	52
	Bijlage A: Gebruikte afkortingen	53
	Bijlage B: Conversiefactor	54
	Referenties	55

1 INLEIDING

1.1 Ecologische netwerken en connectiviteit

Versnippering van leefgebieden van planten en dieren is een belangrijke bedreiging voor biodiversiteit, zeker in een verstedelijkte omgeving. Toenemende isolatie van de overwegend kleine leefgebieden leidt tot het verdwijnen van soorten en een verlaging van de biodiversiteit (Vitousek 1997, Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010). De vorming van netwerken waarin kleine leefgebieden verbonden zijn door een systeem van verbindende elementen (corridors, stapstenen, ...) kan gezien worden als een alternatief wanneer het behoud van grote entiteiten aan natuur niet realiseerbaar is (Boitani *et al.* 2007).

Verbindingen en barrières in het landschap ('connectiviteit') vervullen een cruciale rol in de functionaliteit van dergelijke netwerken. Hoewel de functionaliteit van ecologische netwerken veelal geëvalueerd wordt aan de hand van oppervlakte aanwezig en/of beschermd habitat en aantallen van belangrijke soorten (vb. Natura2000, zie Sundseth 2010), wordt hierbij voorbijgegaan aan de eigenlijke netwerkfunctie (Kindlmann & Burel 2008). De connectiviteit, de mate waarin individuen van beschermde soorten zich succesvol kunnen bewegen tussen de beschermde gebieden, wordt zelden of nooit gemeten (Bennet 2004, Boitani *et al.* 2007). Dit is enerzijds te wijten aan de complexiteit van deze taak en de nodige aannames die men daarvoor moet doen, en anderzijds aan het ontbreken van een kwantitatieve maatstaf voor connectiviteit die landschapsplanners toelaat doelen op te stellen en netwerken te evalueren (Bennet 2004). Het kwantificeren van connectiviteit en de functionaliteit van een ecologisch netwerk, het in kaart brengen van ecologische verbindingen, en het evalueren van verschillende mogelijke scenario's in ruimtelijke planning, vereist dan ook een wetenschappelijk onderbouwd instrument.

1.2 Ecologische infrastructuur in de Antwerpse haven

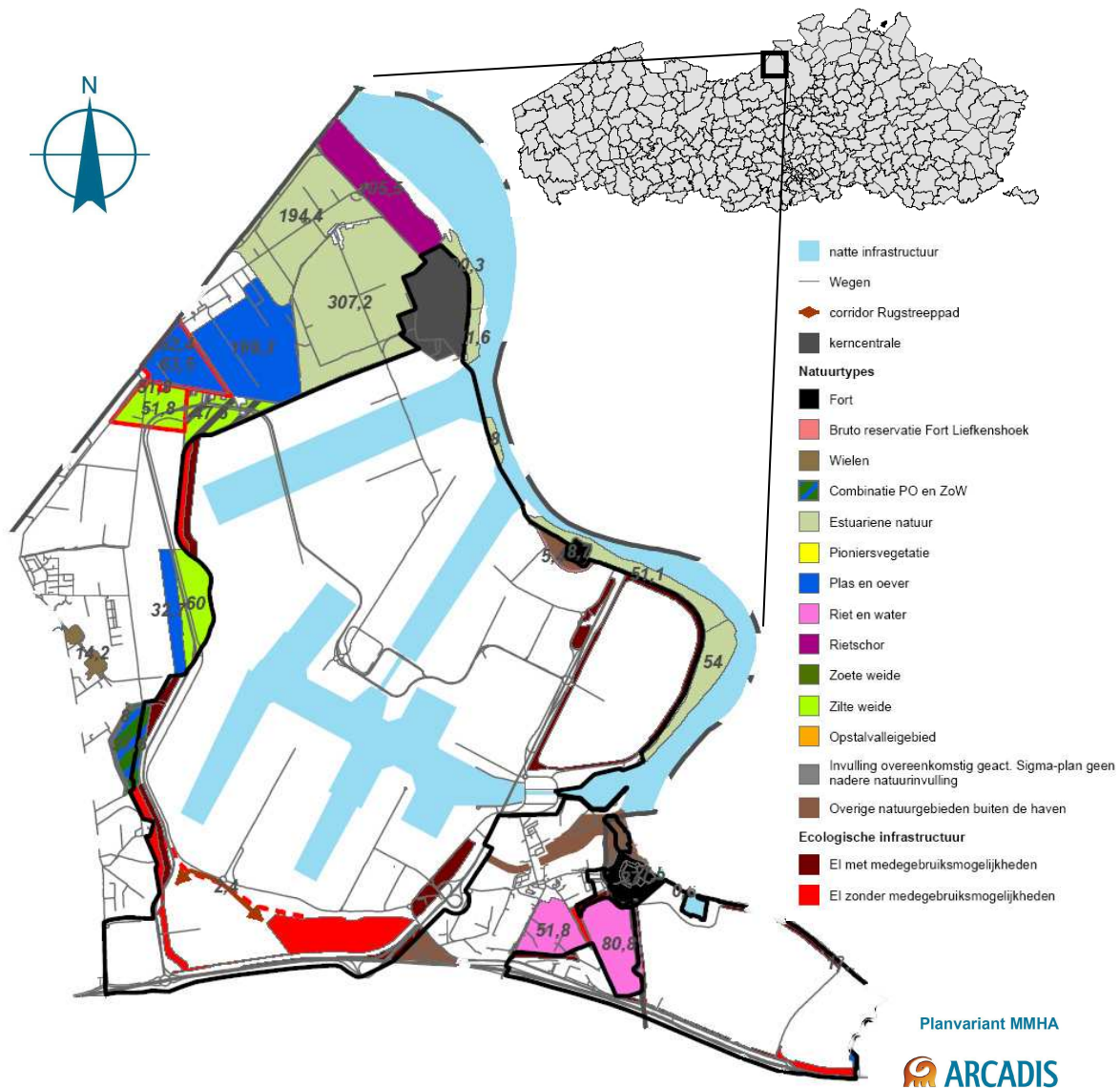
Het onderzoeksgebied voor deze studie is het Antwerpse havengebied op de Linker Scheldeoever. De omvang en ligging van het studiegebied worden o.a. omschreven aan de hand van de gemeentegrenzen van Beveren en Zwijndrecht. De gemeentegrenzen bakenen het studiegebied af aan de noordwestelijke, noordelijke en oostelijke zijde. De zuidwestelijke grens wordt aangegeven door de N451, de zuidelijke grens door de autosnelweg E34 (zie Figuur 1). Dit is hetzelfde gebied als dat van het MMHA-planalternatief van het plan-MER over het strategisch plan voor en de afbakening van de haven van Antwerpen in haar omgeving (Indeherberg & Beyen 2008).

Het Antwerpse havengebied op de Linker Scheldeoever is een uiterst dynamische omgeving, met een haven in volle expansie. Hiermee gepaard gaande zijn er talloze infrastructuurwerken en exploitatieprojecten gepland of in uitvoering in het gebied. Anderzijds overlapt hetzelfde gebied in belangrijke mate met Europees Vogel- en/of Habitatrictlijngebied, met de nodige (juridische) verantwoordelijkheden voor de natuurwaarde tot gevolg (van Hove *et al.* 2004, Adriaensen *et al.* 2008). Om met deze verantwoordelijkheden op een ruimtelijk verantwoorde wijze om te gaan, lopen er momenteel een aantal projecten met een specifieke finaliteit en ruimtelijke schaal:

- De projecten omtrent de ruimtelijke invulling van de Instandhoudingsdoelstellingen Vogel- en Habitatrictlijngebieden (IHD) op Linker- en Rechterscheldeoever. Deze plannen beogen vooral het behoud en/of de creatie van grote permanente eenheden natuur aan de rand van de haven met strikte natuurdoelstellingen in termen van oppervlaktes van habitats en aantallen van soorten (van Hove *et al.* 2004). Deze grote eenheden natuur werden opgenomen en

geëvalueerd in het MMHA-planalternatief van het plan-MER (zie Figuur 1). De natuurkerngebieden ('Natuurtypes' op Figuur 1) zijn grote eenheden natuur die hun natuurlijke functie permanent blijven behouden. De volle zwarte lijnen bakenen het havengebied af in de MMHA-planvariant.

- Het project "de Antwerpse haven Natuurlijker" en daarmee verbonden de afbakening en realisatie van het "netwerk van Ecologische Infrastructuur" (EI-netwerk). Dit richt zich vooral op de planning van de ecologische infrastructuur binnen het havengebied met kleinere kerngebieden, verbindingszones en tijdelijke natuur (Natuurpunt Antwerpen Noord 2001, Adriaensen *et al.* 2008).



Figuur 1: Onderzoeksgebied met de ligging van het EI-netwerk en de natuurkerngebieden (naar Indeherberg & Beyen 2008)

Het concept 'Ecologische Infrastructuur in het zeehavengebied' (EI) werd voor het eerst vernoemd in het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (RSV 1997). Het wordt daar omschreven als infrastructuur bestaande uit lijn-, punt- en vlakvormige natuurelementen, en uit geïsoleerde natuur- en bosgebieden alsook uit parkgebieden. Het hoe en waarom van EI in zeehavengebied werd verder toegelicht in de kadernota 'Ecologische infrastructuur in de zeehavens' (MOW 2008). Hierin werden de functies van EI-netwerken verduidelijkt en de

oppervlakterichtlijn uit het RSV werd bestendigd. Deze richtlijn stelt dat maximaal 5% van de oppervlakte van alle zeehavengebieden bestemd wordt voor netwerken van tijdelijke en permanente ecologische infrastructuur. De realisatie van het 5% streefdoel ook binnen het Antwerpse havengebied zelf, werd reeds eerder door het Antwerpse havenbestuur onderschreven en bekrachtigd (Natuurpunt Antwerpen Noord 2001). Voor de Antwerpse haven werd het concept van EI-netwerk geconcretiseerd in het plan-MER. Hierin werd ook aangetoond dat een EI-netwerk met een 5%-streefdoel haalbaar was binnen het MMHA-planalternatief (maatschappelijk meest haalbare planvariant van het plan-MER – zie Figuur 1).

Sinds het opstarten van het project “Antwerpse haven natuurlijker” heeft het EI-netwerk voor het Antwerpse havengebied al een lange weg van onderling overleg in een breed platform afgelegd. Het resultaat van dit proces is een EI-netwerk (‘Ecologische Infrastructuur’ op Figuur 1) dat bestaat uit een verzameling natuurlijke corridors en stapstenen die onderling met elkaar verbonden zijn en daarnaast ook onrechtstreeks de natuurkerngebieden met elkaar verbinden. De natuurlijke elementen van het EI-netwerk kunnen een permanent of tijdelijk karakter hebben. De permanente elementen bevinden zich op openbare of semiopenbare domeinen en kunnen uitsluitend ecologische infrastructuur als landgebruik omvatten. De tijdelijke elementen kunnen zich ook bevinden op privé-eigendom, waar ze uitsluitend op vrijwillige basis beschikbaar worden gesteld door de eigenaar of de concessiehouder. Gedurende de periode dat dergelijke percelen niet in gebruik zijn, kunnen ze ingezet worden om de netwerkfunctie van de permanente elementen in het EI-netwerk aan te vullen. Wanneer de gebieden in gebruik worden genomen voor de geplande industriële ontwikkelingen, wordt, indien mogelijk, een vervangend perceel gezocht dat eveneens tijdelijk beschikbaar is. Zodoende wordt de connectiviteit tussen de permanente elementen (en tussen de natuurkerngebieden) duurzaam verhoogd met tijdelijke natuur. (Adriaensen *et al.* 2008, MOW 2008, Schoukens *et al.* 2010)

Het EI-netwerk heeft drie belangrijke functies te vervullen (Adriaensen *et al.* 2008, en referenties daarin):

- (i) het EI-netwerk dient te functioneren als een autonoom geheel (met o.a. afdoende interne connectiviteit);
- (ii) het EI-netwerk dient mede in te staan voor de duurzame instandhouding en bescherming van typische soorten van het havengebied die vallen onder regionale en Europese soortgerichte bescherming (o.a. Bijlage IV van de Habitatrichtlijn, vb. de rugstreeppad, groenknolorchis en verschillende vleermuissoorten), maar ook bijdragen tot het duurzaam behoud van een aantal typische havenspecifieke habitats en bijhorende belangrijke soorten (zoals gespecificeerd in de ontwerp-kadernota ‘Ecologische infrastructuur in de zeehavens’ MOW 2008) waarvoor het havengebied een beduidende bijdrage kan leveren op Vlaamse schaal;
- (iii) Een bijdrage leveren aan de externe netwerkfunctie, waarbij enerzijds verbindingen tussen de natuurkerngebieden aan de rand van het havengebied en natuurelementen binnen het EI-netwerk van groot belang zijn voor het functioneren van het EI-netwerk, maar anderzijds het EI-netwerk ook een bijdrage kan leveren aan de ecologische verbindingen tussen de natuurkerngebieden rond het havengebied.

1.3 Doelstellingen voor het EI-netwerk in de Antwerpse haven

Het probleem van het meten van de functionaliteit van een ecologisch netwerk (zie Paragraaf 1.1) diende zich ook aan tijdens het opstellen van doelstellingen voor het EI-netwerk in de

Antwerpse haven (Adriaensen et al. 2008). In het rapport werden doelstellingen vooropgesteld met betrekking tot de structuur en oppervlakte van het EI-netwerk, en werden concrete kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen opgesteld voor de aanwezige havenspecifieke Bijlage IV soorten en zeven havenspecifieke aandachthabitats met bijhorende paraplusorten. Een derde luik van doelstellingen, betreffende de netwerkfunctie van het EI-netwerk, werd echter niet volledig kwantitatief uitgewerkt omdat op het moment van de realisatie van deze studie werd vastgesteld dat gebrek aan kennis en instrumenten een grondige uitwerking verhinderde.

De voorliggende studie beoogt een instrument aan te reiken om deze laatste leemte op te vullen, specifiek voor het EI-netwerk in het Antwerpse havengebied. Daarnaast heeft het instrument ook de ambitie om inzetbaar te zijn in een veel breder kader, daar waar kwantificering van de functionaliteit van ecologische netwerken belangrijk is. Het voorgestelde instrument is gebaseerd op analyses van de functionele landschapsconnectiviteit aan de hand van Minimale-Kost modellen (in deze studie uitgevoerd in ESRI ArcGIS 9.3). Het instrument genereert een kwantitatief landschapsecologisch model dat de functionele connectiviteit van een ecologisch netwerk meetbaar maakt en in kaart brengt, op een dusdanige manier dat doelstellingen voor de netwerkfunctie kunnen worden opgesteld, beheerd, geëvalueerd en gerapporteerd.

Het model heeft verschillende mogelijke toepassingen:

- **beleidsondersteunend instrument:** indien nieuwe ruimtelijke ontwikkelingen zich aandienen in het havengebied, kan met dit instrument de ecologische landschapsconnectiviteit meegenomen worden in de afweging van de verschillende alternatieven voor de voorgestelde ontwikkelingen. De impact van de landschapsveranderingen op de connectiviteit kan gekwantificeerd worden en getoetst aan vooraf vastgestelde criteria. Die toetsing zal toelaten na te gaan in welke mate de functionaliteit van het netwerk beïnvloed kan worden.
- **beheersinstrument:** het model laat toe connectiviteitsknelpunten in het landschap voor de verschillende soorten te identificeren, zodat op die plaatsen een specifiek gericht beheer kan gevoerd worden om de connectiviteit voor de betreffende soorten te bevorderen. Desgewenst kan men met hetzelfde model de impact van de voorgestelde beheermaatregelen op de connectiviteit nagaan en zodoende de meest geschikte set van beheermaatregelen bepalen.
- **monitoringsinstrument:** met het model kan de netwerkfunctionaliteit in het gebied gekwantificeerd worden en vergeleken worden met een vooropgestelde uitgangssituatie. Eventuele veranderingen in connectiviteit kunnen nader onderzocht worden en van dichtbij opgevolgd. De resultaten kunnen ook gebruikt worden in rapportering van de staat van het netwerk naar overheden op verschillende bestuursniveaus.

1.4 Minimale-Kost Modellering

Minimale-kost (MK) modellen laten toe om de verbindingfunctie (connectiviteit) van een gegeven landschap te kwantificeren in functie van de mobiliteitsbehoeften van specifieke diersoorten (Adriaensen et al. 2003). Een belangrijk voordeel van deze modellen is dat ze slechts een beperkte hoeveelheid soortspecifieke informatie vragen en standaard geïmplementeerd zijn in courante GIS software. MK modellen berekenen de minimale ecologische kost van een verplaatsing tussen een bron- en doelgebied. Voor een gegeven combinatie van vertrekgebied en bestemming wordt de “goedkoopste” route berekend, d.i. degene waarlangs individuen het minste hinder ondervinden om zich door het landschap te bewegen. MK-modellen zijn gebaseerd op rastervoorstellingen van landbedekkingskaarten. Er

is dus een volledige en ecologisch relevante landbedekkingskaart nodig. Aan elke landbedekkingsklasse wordt vervolgens een weerstandswaarde toegekend die soortspecifiek is. Deze soortspecifieke weerstand kan bekomen worden op basis van empirische gegevens, literatuur en/of van expert judgement. De som van de weerstanden langs de goedkoopste route (Minimale-Kost pad) is de minimale kost om op een bepaalde locatie te geraken vanuit een gegeven brongebied, en is dus een (inverse) weergave van de bereikbaarheid van die locatie. MK-analyses genereren naast een kwantitatieve maat ('kostwaarde'), ook eenvoudig interpreteerbare visuele beelden van relatieve bereikbaarheid en optimale routes in een landschap, en zijn mede daardoor in toenemende mate populair in de planning en evaluatie van corridors in ruimtelijke planning, MERs, en dergelijke ... (vb. Beier *et al.* 2009).

2 ECOTYPES

In het EI-doelstellingenrapport (Adriaensen et al. 2008) wordt een zorgvuldige analyse gemaakt van belangrijke habitats en soorten in het Antwerpse havengebied en van potentiële connectiviteitsproblemen die daarmee gepaard gaan. De keuze van de meest geschikte soorten voor het connectiviteitsmodel zal dan ook hierop gebaseerd worden.

Deze soorten worden in het model opgenomen via een beperkt aantal ‘**ecotypes**’. Een ecotype is een virtuele diersoort die de (mobiliteits-)eigenschappen van een reële referentiesoort en een aantal soorten met vergelijkbare ecologische kenmerken combineert. Deze aanpak werd al eerder succesvol toegepast, bijvoorbeeld in het LARCH concept (Pouwels et al. 2002a). Een voorbeeld van een ecotype dat in het huidige rapport gebruikt wordt, is het ecotype ‘Kleine Rietvogel’. Dit ecotype is in belangrijke mate gebaseerd op de verspreiding, mobiliteitskenmerken en habitatvereisten van de blauwborst (de referentiesoort), maar houdt ook rekening met de analoge kenmerken van de kleine karekiet, rietzanger en rietgors.

De ecologische vereisten van het ecotype worden vooral gebaseerd op algemene structurele kenmerken van biotopen en algemene mobiliteitskenmerken, en zijn dus breder dan die van een enkele soort (vb. bij het ecotype Dagvlinder wordt geen rekening gehouden met het voorkomen van specifieke waardplanten). Op deze manier kan een robuust netwerk ontwikkeld worden dat geldig is voor meerdere soorten die potentieel in het onderzoeksgebied kunnen voorkomen, ongeacht of ze in de huidige uitgangssituatie al dan niet aanwezig zijn.

Bij de keuze van de soorten als basis voor ecotypes werd rekening gehouden met drie factoren: (i) het belang van de soort voor de natuurdoelstellingen van het EI-netwerk, (ii) de mate waarin de soort afhankelijk is van landschappelijke connectiviteit op de schaal van het studiegebied, en (iii) de beschikbaarheid van afdoende basisinformatie over het gedrag en de ecologie van de soort (habitatvoorkeuren, verplaatsingsgedrag, dispersiecapaciteit...) en voldoende gedetailleerde kaartinformatie.

Voor het huidige onderzoek werden in eerste instantie soorten geselecteerd waarvoor het EI-netwerk **soortenbeschermingsverantwoordelijkheid** draagt. Dit zijn de zogenaamde “doelsoorten” in het EI-doelstellingenrapport (Adriaensen et al. 2008), waarvoor in het kader van Europese regelgeving doelstellingen voor een duurzame instandhouding op gebiedsniveau werden opgesteld. Het gaat hier om de rugstreepad (ecotype Rugstreepad) en alle voorkomende vleermuizen (twee ecotypes, zie verder). Voor zwartkopmeeuw en groenknolorchis is de interne en externe connectiviteitsproblematiek in het havengebied momenteel niet aan de orde (Adriaensen et al. 2008).

In tweede instantie werden uit het EI-doelstellingenrapport de opgegeven **paraplusoorten** geselecteerd typisch voor de relevante havenspecifieke aandachtshabitats, zodat alle aandachtshabitats vertegenwoordigd zijn in de connectiviteitsstudie. Het gaat om blauwborst (ecotype Kleine Rietvogel) voor moeras en riet/ruigte, bruin blauwtje (ecotype Dagvlinder) voor droog schraal grasland en paling (ecotype Paling) voor het aquatische systeem.

Enkel het aandachtshabitat ‘Infrastructuur en Urban milieue’ werd niet meegenomen in deze versie van het connectiviteitsmodel, omdat de aanwezigheid en het functioneren van de bijhorende paraplusoorten (huiszwaluw, oeverzwaluw, gierzwaluw, slechtvalk) niet afhankelijk is van interne en externe connectiviteit op niveau van het havengebied (Adriaensen et al. 2008).

De geselecteerde ecotypes worden weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1: De geselecteerde ecotypes. EI-aandachtshabitats zijn belangrijke havenspecifieke habitattypes zoals omschreven in Adriaensen *et al.* (2008). Elk aandachtshabitat heeft zijn Paraplusoort waarvan de habitatvereisten het best overeenkomen met het aandachtshabitat, en een aantal ondersteunende soorten die eveneens het aandachtshabitat als leefgebied hebben (zie tekst).

Ecotype	Dagvlinder	Paling	Rugstreepdad	Kleine Rietvogel	Droge vleermuis	Natte vleermuis
Referentiesoort	Bruin Blauwtje	Paling/Glasaal	Rugstreepdad	Blauwborst	Dwergvleermuis	Watervleermuis
Doelsoort met soortenbeschermings verantwoordelijkheid (Adriaensen <i>et al.</i> 2008)	Nee	Nee	Ja	Nee	Ja	Ja
EI-aandachtshabitat (Adriaensen <i>et al.</i> 2008)	Droge graslanden	Open water	Pionierssituaties Droge graslanden	Moeras en riet/ruigte	Open water	
Paraplusoorten (Adriaensen <i>et al.</i> 2008)	Bruin Blauwtje Rugstreepdad	Paling Vleermuizen	Rugstreepdad Zwartkopmeeuw Visdief Bruin Blauwtje	Blauwborst	Vleermuizen Paling	
Belangrijke ondersteunende soorten	Hooibeestje Bruin Zandoogje Oranje Zandoogje Kleine Vuurvlinder Bruine Sprinkhaan Gewoon Spitskopje	Stekelbaars Rivierprik	Oeverzwaluw Kokmeeuw Bergeend Kleine Plevier Scholekster	Rietgors Sprinkhaanzanger Kleine Karekiet	Broedende watervogels Niet-broedende watervogels Waterinsecten	

Hieronder worden de 6 geselecteerde ecotypes kort voorgesteld. Hierbij worden indicaties gegeven voor enkele belangrijke criteria i.v.m. de connectiviteitsmodellering, met name de maximale dispersieafstand (d.i. de maximaal waargenomen afstand tussen plaats van geboorte en -voortplanting), en een kwalitatieve beschrijving van het voorkeurs habitat en het verplaatsingsgedrag. Het ecotype “Paling” wordt in deze beschrijving opgenomen maar wordt in de modellering niet meegenomen bij gebrek aan kaartinformatie (zie verder).

2.1 Ecotype “Dagvlinder” (VLI)

Dit ecotype is in eerste instantie gebaseerd op het bruin blauwtje dat in het EI-doelstellingenrapport als paraplusoort geldt voor droge schrale graslanden. Voor stapstenen en de connectiviteit van de leefgebieden van het bruin blauwtje zal het voorkomen van de waardplanten reigersbek en/of ooievaarsbek voor een groot deel bepalend zijn. Voor de modellering wordt dit ecotype echter uitgebreid tot andere vlindersoorten van droge schrale graslanden en ruigtes, zoals bruin zandoogje, geel – en zwartspruetdikkopje, hooibeestje, kleine vuurvlinder e.a. Het voorkomen van specifieke waardplanten wordt dus niet mee in het model opgenomen.

Mobiliteitsfiche VLI		
Voorkeurs habitat	Mozaïeklandschap van grasland met voldoende nectarplanten en beschutting in de vorm van ruigte en struiken	(Taneyhill <i>et al.</i> 2001, Pouwels <i>et al.</i> 2002b, Wilson & Thomas 2002, Schneider 2003, Gyselings <i>et al.</i> 2004)
Dagelijkse verplaatsing	Slechts 45-400m, afhankelijk van beschikbaar habitatooppervlak	
Dispersieafstand	Maximum 1-2 km	

2.2 Ecotype “Rugstreeppad” (RSP)

Dit ecotype omvat uitsluitend de rugstreeppad aangezien er in het gebied geen soorten voorkomen die hetzelfde ecoprofiel hebben. Daarnaast is de rugstreeppad de enige terrestrische diersoort die als paraplu soort voor pionierssituaties in de Antwerpse haven kan dienen. Verder is de rugstreeppad ook een Bijlage IV soort van de Habitatrictlijn, en moet het EI-netwerk mee instaan voor het halen van de IHDs voor de soort (zie Tabel 1).

Voor wat betreft duurzame leefgebieden, de verbindingzones en eventuele stapstenen voor de rugstreeppad werd al een voorstel uitgewerkt in het rapport door Alterra (Ottburg et al. 2007). Een aantal aspecten hiervan zijn ook reeds in uitvoering op het terrein. De rugstreeppad is voor de kolonisatie van nieuw habitat voornamelijk afhankelijk van de dispersie van volwassen vrouwtjes en juveniele dieren, omdat de volwassen mannetjes een sterke plaatstrouw kennen t.o.v. hun eerste voortplantingspoel (Sinsch 1992).

Mobiliteitsfiche RSP		
Voorkeurs habitat	Ondiepe (tijdelijke) poeltjes op zandige tot stenige bodem, met matige begroeiing tot max. 1m hoog en weinig schaduw	(Beebee 1979, Sinsch 1992, 1997, Miaud <i>et al.</i> 2000, Ottburg <i>et al.</i> 2007, Spitzen - van der Sluijs <i>et al.</i> 2007, Adriaens <i>et al.</i> 2008)
Dagelijkse verplaatsing	Gemiddelde 20 – 114m Maximaal 225 – 457m	
Dispersieafstand	Maximum 2 – 3km	

2.3 Ecotype “Kleine Rietvogel” (KRV)

Het ecotype van de Kleine Rietvogel is in eerste instantie gebaseerd op blauwborst (paraplu soort voor moeras en riet/ruigte, zie Tabel 1). Daarnaast werden ook rietzanger en kleine karekiet in beschouwing genomen. De biotopen waarin deze vogels voorkomen, en die ze vermoedelijk ook prefereren voor dispersie (Bosschieter & Goedhart 2005, Preizsner & Cörgó 2008), zijn sterk gerelateerd aan water.

Mobiliteitsfiche KRV		
Voorkeurs habitat	Aaneengesloten rietkragen met optimale breedte van twee meter, en optimaal zonder onderbrekingen groter dan 50 m. Een afwisseling van dichte, lage vegetaties, over uniform riet, tot riet met struiken.	(Foppen <i>et al.</i> 2000, Pouwels <i>et al.</i> 2002b, Bosschieter & Goedhart 2005, Adriaens & Ameeuw 2008, Preizsner & Cörgó 2008)
Dagelijkse verplaatsing	90 – 800m	
Dispersieafstand	5 – 10km	

2.4 Ecotypes Vleermuizen

De soortengroep van de vleermuizen is heel divers en omvat soorten die erg variëren in grootte, prooikeuze, voorkeurshabitat en habitatgebruik. Alle in het gebied voorkomende vleermuissoorten vallen onder de Europese Habitatrictlijn Bijlage IV. Het EI-netwerk moet dus ook voor deze soortengroep gedeeltelijk instaan voor het bereiken van de IHDs. In tegenstelling tot de andere ecotypes gaat het hier niet om verbindingen tussen leefgebieden, maar wel om foerageergebieden en verbindingen met de foerageergebieden (zie verder).

In eerdere rapporten met betrekking tot het EI-netwerk worden alle vleermuizen veelal in één adem genoemd als beschermde soortengroep (vb. Adriaensen *et al.* 2008, Indeherberg & Beyen 2008, MOW 2008). Gezien de diversiteit van deze groep, werd een literatuurstudie uitgevoerd om de connectiviteitsvereisten van alle in het onderzoeksgebied voorkomende soorten door te lichten en op basis daarvan een of meerdere ecotypes te definiëren. De vleermuisensoorten die op de Linkeroever van het Antwerpse havengebied ooit waargenomen werden, zijn de volgende (Spanoghe *et al.* 2006, zie ook Tabel 2):

- gewone dwergvleermuis,
- ruige dwergvleermuis,
- watervleermuis,
- meervleermuis,
- laatvlieger,
- rosse vleermuis,
- franjestaart, en
- grijze en/of gewone grootoorvleermuis.

Uit de literatuur (samengevat in Tabel 2) blijkt dat grote soorten als rosse vleermuis en laatvlieger weinig informatief zijn voor de connectiviteitsstudie aangezien ze zich vrij gemakkelijk kunnen verplaatsen over open ruimten en weinig of niet afhankelijk zijn van opgaande landschapselementen voor hun verplaatsing naar geschikt foerageerhabitat (Limpens & Kapteyn 1991, Verboom & Huitema 1997, Boeckx 2003, Van der Wijden & Verkem 2003). Daarbij dient wel vermeld dat voor beide soorten het onderzoeksgebied wel degelijk betekenis heeft als foerageergebied: voor de rosse vleermuis zijn dat vooral de grote wateroppervlakken, voor de laatvlieger vooral de opgaande begroeiing. Verder ontbreken er voor ruige dwergvleermuis een aantal essentiële gegevens, zoals maximale foerageerafstand, waardoor ze minder geschikt is om een ecotype op te baseren. De franjestaart werd slechts eenmalig vastgesteld in het gebied (Spanoghe *et al.* 2006) en staat eerder bekend als bewoner van beboste gebieden (Spanoghe *et al.* 2008). Ze is daarom eveneens minder geschikt als referentiesoort voor het onderzoeksgebied. Ook de grijze en/of gewone grootoorvleermuis werd slechts één keer gerapporteerd in het gebied (Spanoghe *et al.* 2006) en kan dus ook niet in beschouwing genomen worden. De overige in het gebied voorkomende soorten (gewone dwergvleermuis, watervleermuis, meervleermuis) werden gebruikt als basis voor twee ecotypes: “Droge Vleermuis” en “Natte Vleermuis”, duidend op hun geprefereerde habitat voor verplaatsing en foerageren.

Voor deze twee ecotypes gaan we ervan uit (gebaseerd op het EI-doelstellingenrapport) dat het havengebied vooral belangrijk wordt als foerageergebied, en dat connectiviteit dus moet gezien worden in functie van dagelijkse verplaatsingen vanuit de kolonieplaatsen aan de rand van het havengebied (voornamelijk woonkernen) naar geschikte foerageergebieden. De connectiviteitsbehoeften worden hier dus gebaseerd op foerageerverplaatsingen, en niet op dispersie als dusdanig.

Tabel 2: Schematisch overzicht van de 12 meest voorkomende vleermuissoorten (in Nederland) en hun landschapsgebruik. De rood onderlijnde soorten zijn minstens één keer waargenomen in het onderzoeksgebied. (Bron: Limpens et al. 2004)

	Status	Licht jacht	Licht route	Verblijfplaats		Afstanden	Vliegroutes		Jachtgebied
Baardvleermuis	Z					1-10 km ••			
<u>Watervleermuis</u>	A					1-20 km ••••			
<u>Meervleermuis</u>	Z					1-30 km •••••			
<u>Franjestaart</u>	Z					1-10 km ••			
Ingekorven vleermuis	ZZ					1-10 km ••			
<u>Gewone dwergvleermuis</u>	A					1-15 km •••			
<u>Ruige dwergvleermuis</u>	VA					1-20 km ••••			
<u>Rosse vleermuis</u>	VA					1-40 km •••••••			
<u>Laatvlieger</u>	A					1-20 km ••••			
Tweekleurige vleermuis	ZZ					1-30 km •••••			
<u>Grootoorvleermuis</u>	VA					0-5 km •			
Grijze grootoorvleermuis	ZZ					0-5 km •			

Legende: A = algemeen, VA = vrij algemeen, Z = zeldzaam, ZZ = zeer zeldzaam. Verder wordt per soort aangegeven of ze gevoelig zijn voor licht, of ze hun verblijfplaats in bomen dan wel gebouwen kiezen, wat hun home range is, of hun vliegroutes structuren volgen of ook door open gebied lopen, en welk typen jachtgebied hun voorkeur hebben.

2.4.1 Ecotype “Droge Vleermuis” (DVM)

Dit ecotype omvat vleermuissoorten waarvoor waterpartijen niet noodzakelijk zijn om zich van hun kolonieplaats tot de foerageergebieden te begeven, hoewel hun foerageergebieden wel degelijk bij voorkeur water kunnen omvatten. Het is vrijwel uitsluitend gebaseerd op de gewone dwergvleermuis, maar kan ook nuttig zijn voor andere soorten met gelijkaardige jachtmethoden, zoals de laatvlieger, en eventueel franjestaart.

Mobiliteitsfiche DVM	
Voorkeurshabitat	<p>aaneengesloten, lineaire, opgaande structuren, divers van aard, al dan niet langsheen waterpartijen. Lichtverstoring langs de vliegroutes niet zeer nadelig</p> <p>(Racey & Swift 1985, Kapteyn 1995, 1997, Verboom & Huitema 1997, Jenkins <i>et al.</i></p>

Dagelijkse foerageer-verplaatsing	optimaal <2 km, maximaal 5 km. Hiaten van minder dan 150m in landschapselementen zouden overbrugbaar zijn, maar onderbrekingen van minder dan 25 m zijn wenselijk	1998, Lefevre 2003, Adriaens <i>et al.</i> 2008)
Dispersieafstand	Naar schatting 30 – 50km. Niet van toepassing voor dit onderzoek	

2.4.2 Ecotype “Natte Vleermuis” (NVM)

Dit ecotype omvat vleermuissoorten waarvoor water wel een belangrijke rol speelt voor verplaatsing en/of foerageeractiviteiten. Het is deels gebaseerd op de watervleermuis omdat die een beperkte actieradius heeft en deels op de meervleermuis omdat die strikter aan watergangen gebonden is voor verplaatsing. Landschappen zonder waterlopen kunnen niet onder geschikt habitat voor verplaatsingen en/of foerageren gerekend worden. De watervleermuis kan desnoods opgaande begroeiing als alternatief gebruiken, maar belangrijk is dat er geen of nauwelijks lichtverstoring aanwezig is. De meervleermuis is minder gevoelig voor lichtverstoring, maar heeft brede watergangen nodig voor verplaatsing en maakt zelden gebruik van landverbindingen. We gebruiken hier de conservatieve benadering voor het ecotype uitgaande van geen lichtverstoring en een combinatie van relatief brede waterlopen met bomenrijen. Ook de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis vallen ten dele onder dit ecotype omdat zij natte omgevingen als foerageergebied verkiezen.

Mobiliteitsfiche NVM		
Voorkeurshabitat	Relatief brede watergangen (5 - 10m) met voldoende dichte oeverbegroeiing, eventueel geflankeerd door opgaande begroeiing, zonder (licht)verstoring.	(Kapteyn 1995, Mostert 1997, Van de Sijpe 2003, Van der Wijden 2003, Encarnação <i>et al.</i> 2005, Dietz 2006, Adriaens <i>et al.</i> 2008, Kapfer <i>et al.</i> 2008)
Dagelijkse foerageer-verplaatsing	optimaal < 2,5 km, maximaal 5 km. Onderbrekingen van minder dan 25 m zijn wenselijk	
Dispersieafstand	30km, niet van toepassing voor dit onderzoek	

2.5 Ecotype “Paling”

De jonge paling (glasaal) ligt aan de basis van dit ecotype. Glasalen worden als larve (*leptocefali*) via zeestromingen vanuit de Sargassozee ± 5500 km naar Europa gevoerd (Palstra *et al.* 2005). Tijdens die reis metamorfoserend ze tot glasaal, waarna de meesten via rivieren verder landinwaarts migreren naar ondiepe wateren als opgroeiplaats (van Ginneken & Maes 2005). Of de glasalen landinwaarts migreren, en hoe ver, is afhankelijk van de ontwikkelingsfase, lichaamsgrootte, watertemperatuur en conditie (Edeline *et al.* 2006, Edeline *et al.* 2007, Imbert *et al.* 2010). Binnen het huidige onderzoeksgebied is het in ieder geval de verbinding tussen de sloten en grachten van het terrestrische gebied enerzijds en de dokken en de Schelde anderzijds, die van belang is voor de connectiviteit.

Verondersteld wordt dat de te overbruggen afstanden in het onderzoeksgebied op zich geen probleem opleveren voor de glasalen. Puntbarrières zoals pompgemalen, stuwen, etc. staan de optrek naar de waterlopen echter in de weg (Stevens et al. 2009). Een complicerende factor hierbij is dat *tijdelijke* verbindingen afdoende zouden kunnen zijn. Enerzijds volstaat het waarschijnlijk om puntbarrières op waterlopen tijdelijk op te heffen tijdens de korte periode van de glasaaloptrek, anderzijds kunnen ook (beperkte) afstanden afgelegd worden doorheen plas-drassituaties in natte graslanden en zodoende voor verbindingen zorgen tussen waterlopen die anders niet met mekaar verbonden zijn (Moyle & Cech 1996). Sterke stromingen, het eventueel ontbreken van begroeiing, de waterkwaliteit en de lichtintensiteit kunnen echter bijkomende barrières vormen.

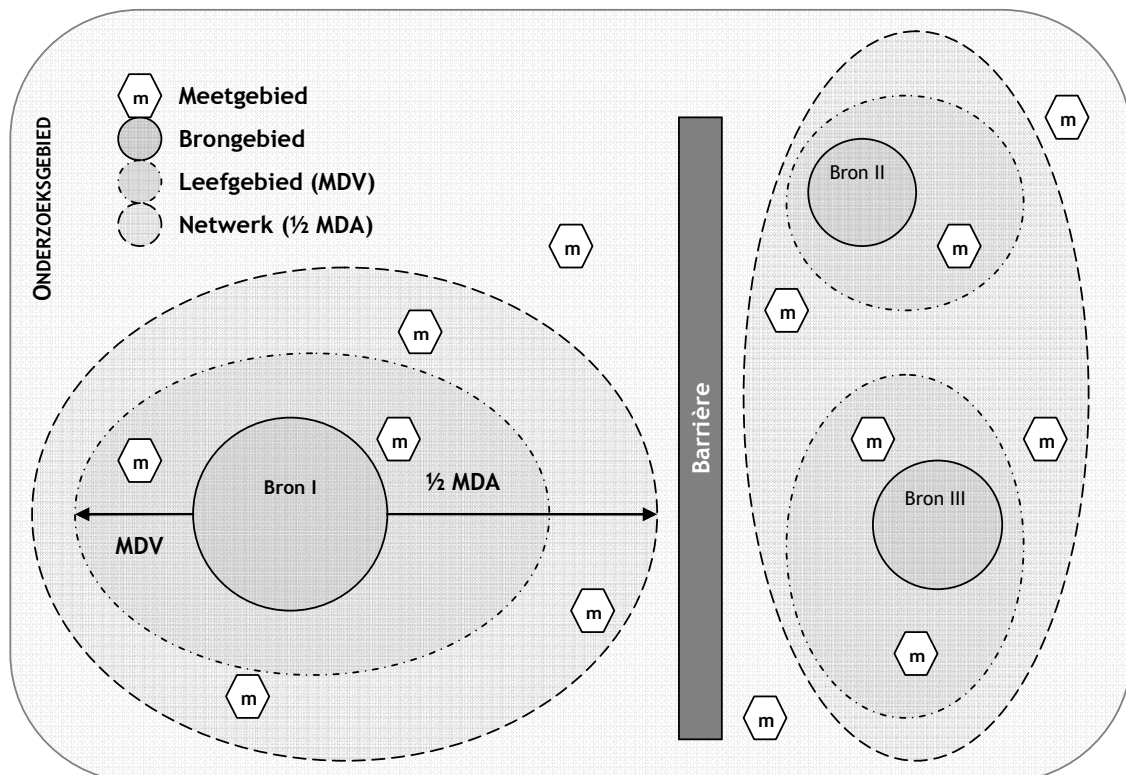
Rustige, ondiepe, begroeide waterpartijen zijn niet alleen belangrijke paai- en opgroeiwateren voor paling maar ook voor andere in de haven waargenomen vissoorten, en vormen daardoor ook waardevol foerageergebied voor visetende vogels (Samsoen et al. 2007). Een belangrijke vissoort die ook onder dit ecotype valt is vb. de trekkende vorm van de driedoornige stekelbaars, die in Vlaanderen ook zeldzaam is.

Belangrijk: Het ecotype Paling wordt in dit onderzoek niet verder beschouwd, vanwege onvolledige kaartinformatie betreffende de waterlopen en barrières in het onderzoeksgebied. Daarom wordt geen mobiliteitsfiche voor het ecotype gepresenteerd. Het lijkt ons daarentegen zeer aanbevelenswaardig om het voorgestelde model in de toekomst ook toe te passen op het aquatische systeem, aangezien dit toch een niet onbelangrijk deel uitmaakt van het onderzoeksgebied. Een eerste, essentiële, vereiste hiervoor is een sluitende kaart van het watersysteem en bijhorende infrastructuren (pompgemalen, sluizen, etc.) die rekening houdt met ondergrondse en onzichtbare verbindingen tussen oppervlaktewateren en zodoende een correct beeld geeft van het waterloppenetwerk in het gebied.

3 OPSTELLING VAN HET LANDSCHAPSECOLOGISCH MODEL EN BIJHORENDE CONNECTIVITEITSINDICES (LCI)

Het basisconcept van het landschapsecologisch model is enerzijds het meten van de connectiviteit vanuit bestaande brongebieden (populaties) naar een set van meetgebieden verspreid over het onderzoeksgebied, en anderzijds het in beeld brengen van niet-verbonden subnetwerken van leefgebieden. De **bereikbaarheid** van de meetgebieden wordt gekwantificeerd op basis van de ecologische parameters van het ecotype (gekende populatiestructuur, habitatvereisten en mobiliteit). Tevens wordt er een **netwerkenkaart** aangemaakt die een globaal beeld geeft van de onderlinge verbondenheid van de huidige populaties. De bereikbaarheid van de meetpunten en structuur van de netwerken in het landschap vormen samen de twee **landschapsecologische connectiviteitsindices (LCI)** die een beeld geven van de netwerkfunctionaliteit in het gebied.

In Figuur 2 wordt de onderlinge relatie tussen de ecologische parameters (zie Paragraaf 3.1.4), de brongebieden, de meetgebieden en de concepten 'leefgebied' en 'netwerk' verduidelijkt.



Figuur 2: Schematische voorstelling van de meetgebieden, brongebieden, leefgebieden en netwerken in een onderzoeksgebied (MDV&MDA – zie Paragraaf 3.1.4). In dit hypothetisch voorbeeld bestaat de verspreiding uit drie brongebieden waarvan de twee aan de rechterkant verbonden zijn tot één netwerk, maar door een barrière gescheiden van het brongebied links.

- De bereikbaarheid van het landschap wordt virtueel gemeten in de **meetgebieden** (zie Paragraaf 3.2.5).
- Een **leefgebied** is gedefinieerd als het gebied dat binnen de dagelijkse verplaatsingsafstand (MDV, zie Paragraaf 3.1.4) van het ecotype valt.
- Indien twee brongebieden niet verder van elkaar verwijderd zijn dan de maximale dispersieafstand van het ecotype (MDA, zie Paragraaf 3.1.4), kunnen we stellen dat deze brongebieden in hetzelfde **netwerk** liggen, omdat ze onderling bereikbaar zijn voor dispererende individuen. Praktisch wordt dit op de kaartjes weergegeven door

netwerkbuffers die de grootte hebben van de *helft* van de dispersieafstand (vandaar $\frac{1}{2}$ MDA). Wanneer twee van dergelijke netwerkbuffers elkaar raken of overlappen, versmelten ze tot één netwerk.

- De leefgebied- en netwerkbuffers in Figuur 2 weerspiegelen een bufferafstand die rekening houdt met de weerstand van verschillende landschapselementen in het heterogeen landschap van het onderzoeksgebied. Dit verklaart waarom deze afstand niet in alle richtingen gelijk hoeft te zijn.

De hele analyse wordt uitgevoerd door een LCI-script dat eenvoudig kan worden gelopen in ArcGIS-software, door middel van een ArcToolbox. Deze wordt in detail beschreven in het Technisch Appendix Deel II. In het LCI-model wordt voor elk ecotype apart een LCI-analyse doorgelopen, en aparte LCI opgesteld. Gezien ingrepen in landschappen een erg verschillende impact kunnen hebben op elk ecotype, worden de LCI van de verschillende ecotypes niet verder gecombineerd.

In Figuur 3 wordt de scriptstructuur schematisch weergegeven. De volgende paragrafen verklaren de betekenis van de scriptcomponenten en hun onderlinge relaties. Het volgnummer van de paragraaf verwijst naar de component met hetzelfde volgnummer in de schematische weergave.

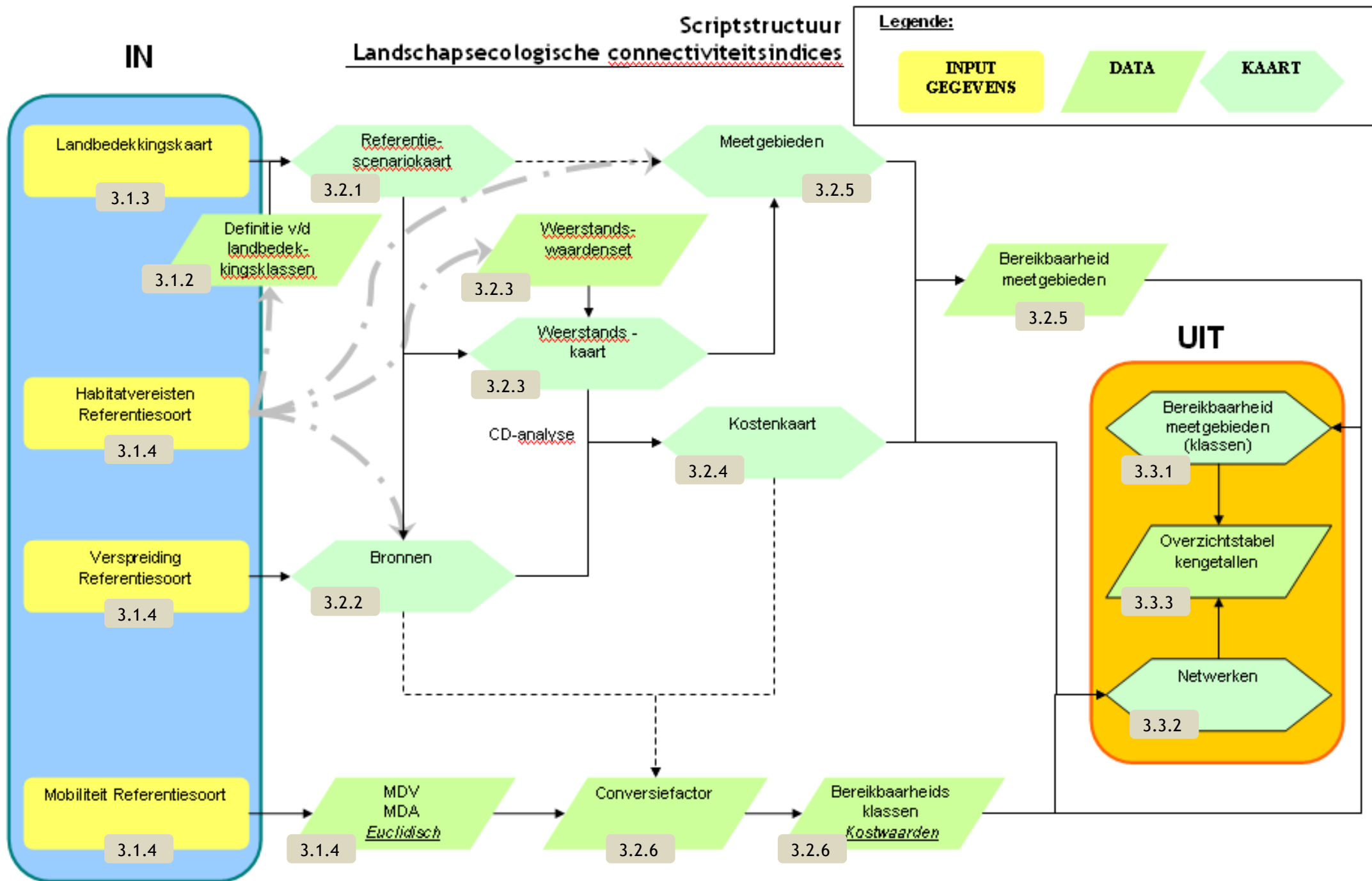
3.1 Invoer

De benodigde invoergegevens van het script zijn een gedetailleerde landbedekkingskaart en een aantal ecologische parameters (habitatvereisten, verspreiding en mobiliteitskenmerken) van de ecotypes.

3.1.1 Het kaartmateriaal

Voor de connectiviteitsanalyse met Minimale-Kost modellen is een gebiedsdekkende **landbedekkingskaart** in rasterformaat nodig die toelaat om aan elke cel van het landschap een weerstand tegen dispersie toe te kennen, in functie van het ecotype. Idealiter kan voor het invoerbestand vertrokken worden vanuit een bestaande landbedekkingskaart in vectorformaat, waarop de aanwezige landbedekkingsklassen rekening houden met de habitatvereisten van de betrokken ecotypes. Deze kaart wordt pas in een later stadium omgezet naar rasterformaat omdat vectorkaarten zich beter lenen voor het eenvoudig aanbrengen van wijzigingen in het landschap. De resolutie van de rasterkaart moet hoog genoeg zijn om het kleinste van belang zijnde landschapselement op de kaart weer te geven (Adriaensen *et al.* 2003).

In het geval van de Antwerpse haven was een dergelijke sluitende landbedekkingskaart echter niet beschikbaar, en werden binnen dit project een aantal bestaande digitale kaarten van verschillende oorsprong bewerkt en met elkaar gecombineerd om te komen tot een geschikte landbedekkingskaart. De gevolgde werkwijze wordt hieronder in het kort beschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving met concrete GIS-stappen verwijzen we naar het Technisch appendix Deel I. In principe zijn deze bewerkingen eenmalig gebeurd voor het studiegebied en de hier beschreven connectiviteitsanalyses. Gezien de techniciteit en het tijdrovende karakter van de uitgevoerde bewerkingen is het aan te raden om uitsluitend de resulterende landbedekkingskaart te gebruiken voor alle verdere analyses in dit gebied, en eventuele aanpassingen op deze vectorkaart uit te voeren, tenzij er een nieuwe kaartlaag ter beschikking zou komen die voldoet aan de gestelde criteria en die in de toekomst systematisch onderhouden zou worden.



Figuur 3: Scriptstructuur van de referentie-analyse in het Landschapsecologisch connectiviteitsmodel (cijfers verwijzen naar de overeenkomstige paragraaf in het rapport)

De kaartlagen voor de gebiedsdekkende basiskaart werden beschikbaar gesteld door het GHA en het INBO, of werden handmatig gekarteerd door de UA aan de hand van luchtfoto's (geleverd door LNE, AMIS), aangevuld met online beschikbare luchtfoto's van Aerogrid België (Aerodata International Surveys 2007), beide daterend van 2007. (Figuur 4).

Van het feitelijke havengebied (zonder grote eenheden natuur, compensatiegebieden, ...), waar op dat moment havenactiviteiten uitgevoerd werden, was bij aanvang van het project een basiskaart beschikbaar vanuit het GHA (zie Figuur 4). Hierin werden landschapselementen als asfalt, water, gras, kassei, betonplaat, groenaanleg, etc. werden aangegeven. Verder waren er van datzelfde gebied aparte kaartlagen voor spoorwegen, bomen, hagen en struiken, afsluitingen, water, wegen, e.a. (zie Technisch Appendix Deel I voor details). Kaartlagen die industriële en verkeersinfrastructuur betroffen waren actueel tot op het moment van aanlevering, maar een aantal biologisch relevante lagen zoals waterlopen, bomen, struiken en bermen vertoonden fouten.

Herkomst van het kaartmateriaal



Figuur 4: Herkomst van het kaartmateriaal voor de aanmaak van de landbedekkingskaart: aangeleverd door het GHA en het INBO, of gekarteerd door de UA. De actuele situatie in sommige compensatiegebieden (dubbele arcering) werd over de bestaande kaarten heen gekarteerd.

Van het gebied ten noorden van Kieldrecht en de Waaslandhaven (Doelpolder en Prosperpolder – zie Figuur 4) was een habitatkaart beschikbaar vanuit het INBO, waarop ook antropogene en natuurlijke landschapselementen waren weergegeven.

Er waren echter geen recente kaarten of beheerplannen beschikbaar van de meeste natuurcompensatiegebieden binnen het havengebied. De beschikbare kaarten werden gekarteerd voor de eerste monitoringsrapporten (Gyselings et al. 2004) en dateren van de periode 2003-2004. Alleen de kaarten van de Haasop en de “driehoek” (tussen de R2, de Expressweg en de Steenlandlaan), en van de Meeuwenkolonie waren nog voldoende representatief voor de huidige situatie (pers. med. Ralf Gyselings). De ontbrekende compensatiegebieden werden grotendeels handmatig gekarteerd door de UA op basis van voornoemde luchtfoto's.

Van de zuidwestelijke hoek (alles ten westen van het havengebied en ten zuiden van Kieldrecht – zie Figuur 4), en het gebied rond Kallo was er eveneens geen enkele recente kaart beschikbaar. Deze stukken werden ook handmatig gedigitaliseerd.

3.1.2 De landbedekkingsklassen

Landbedekkingsklassen zijn (groeperingen van) verschillende landschapselementen die een specifieke invloed hebben op de permeabiliteit van het landschap voor een bepaald ecotype. In principe kan voor elk ecotype een andere indeling in landbedekkingsklassen worden gebruikt. Omwille van de praktische toepasbaarheid van het model werd hier gekozen voor een eenvormige set van landbedekkingsklassen die voor alle ecotypes bruikbaar is. Bij het toekennen van weerstandswaarden (in de volgende stap) kunnen landbedekkingsklassen met een gelijkwaardige weerstand voor een bepaald ecotype opnieuw samengevoegd worden.

Tabel 3: Landbedekkingsklassen voor de Antwerpse Haven Linkeroever (N=21)

Landbedekkings-klasse	Beschrijving	Afkorting
1 Autostrade	permanent drukke wegen, vb. E34 en R2.	aut
2 Hoofdwegen	de hoofdwegen door en langs de haven die overdag intensief gebruikt worden, maar 's nachts relatief rustig zijn.	hoo
3 Verharde wegen en oppervlakken	kleine of minder drukke wegen en parkings, opritten etc.	ver
4 Spoorwegen	alle treinsporen met grindondergrond	spo
5 Onverharde oppervlakken	werfzones, boerenerven, grindparkings en grindvlakten tussen spoorwegen	onv
6 Tuin	diverse, complex samengestelde habitats op kleine oppervlakten, zoals gazons en groenaanleg, struiken en bomen, maar ook terrassen, opritten en plantsoenen.	tui
7 Gebouwen	alle gebouwen en installaties.	geb
8 Muren en boordstenen	Allerlei muren, boordstenen en betonnen afrasteringen die voor met name de rugstreeppad een barrière vormen.	muu
9 Kade	verticaal uit het water opstaande dokmuren.	kad
10 Dokwater	vanwege de obstructieve werking van de kades en het zoutgehalte van het water, wordt het dokwater als aparte klasse beschouwd.	dok
11 Schelde	werd apart gekarteerd om onderscheid tussen de dokken en de rivier te kunnen maken.	sch
12 Water	van kleine, ondiepe plasjes en grachten tot grote watergangen en –oppervlakken met min of meer semi-natuurlijke oevers.	wat
13 Riet	rietkragen en aaneengesloten rietvelden, evt. met struiken.	rie
14 Pioniersvegetatie en open zand	niet of spaarzaam begroeide, recent opgespoten of afgegraven terrein.	pio
15 Grasland en bermen	wegbermen en braakliggende terreinen waar maximaal enkele keren per jaar gemaaid wordt.	gra
16 Struweel en ruigte	houtige begroeiing van variërende dichtheid en hoogte.	str
17 Bomenrij	aaneengesloten bomenrijen en andere lineaire landschapselementen hoger dan 2m die een nuttig biotoop vormen voor bepaalde doelsoorten (vb. vleermuizen). Deze klasse omvat ook de bosrand van beboste percelen.	bom
18 Bos	relatief dicht beboste percelen	bos
19 Boomgaard	boomgaarden (overwegend laagstam) zijn moeilijk te klasseren onder één van de andere hoofdklassen.	boo
20 Akker	alle akkerland, braak of in gebruik.	akk
21 Wei	begraasd weiland of hoogfrequent gemaaid grasland in landbouw-, industriële of residentiële omgeving.	wei

De landbedekkingsklassen voor dit model werden in eerste instantie opgesteld op basis van gebiedskennis en de eisen die de verschillende ecotypes aan hun omgeving stellen, zonder voorafgaande consultatie van het aangeleverde kaartmateriaal. Een aantal natuurlijke landbedekkingsklassen werden gebaseerd op de beschrijving van de overeenstemmende aandachthabitats uit het EI-doelstellingenrapport (Adriaensen et al. 2008), al dan niet aangepast voor de bruikbaarheid in het model.

Na het opstellen van deze lijst (Tabel 3), werden de landschapselementen uit de verschillende kaartlagen toegewezen aan de relevante klasse en werden de 21 klasselagen samengevoegd tot een gebiedsdekkende landbedekkingslaag.

Vanwege de verschillende herkomst van de kaartlagen en digitalisatieproblemen overlappen verschillende landbedekkingslagen elkaar gedeeltelijk. In die gevallen waarbij het ging om een digitalisatiefout, of om verschillende coderingen voor hetzelfde landgebruik (bijvoorbeeld 'hoofdweg' en 'verhard oppervlak'), werd de kaart aangepast en de overlap weggewerkt. In een aantal gevallen werd echter een overlap tussen landbedekkingsklassen vastgesteld die relevant werd geacht voor de connectiviteitsmodellering. De meest relevante combinaties werden aan de bestaande lijst van landbedekkingsklassen toegevoegd als zogenaamde **hybrideklassen** (Tabel 4). Deze bestaan voornamelijk uit combinaties van klassen die op verschillende hoogte in het landschap relevant zijn, vb. een brug over een waterloop, een bomenrij met kruinen die overhangen boven de wegrand of waterloop, struweel onder een bomenrij, etc. Het definiëren van de hybrideklassen geeft flexibiliteit aan de landbedekkingskaart. Per ecotype kan namelijk elke hybrideklasse herleid worden tot de meest relevante landbedekkingsklasse voor het ecotype (zie Tabel 4). Als globale basisregel wordt een combinatie teruggevoerd tot de klasse van landschapselementen met de meest relevante hoogte voor het ecotype. Bijvoorbeeld werd hybrideklasse 25 (Bomenrij + Muren) voor de ecotypes Rugstreeppad en Dagvlinder teruggevoerd tot 'Muren' omdat het landschapselement op grondhoogte belangrijker is dan dat op boomhoogte. Voor het ecotype Kleine Rietvogel en de vleermuizen geldt het omgekeerde en werd de klasse 'Bomenrij' beschouwd als meest relevant. Een uitzondering op deze regel werd gemaakt als één van de betrokken klassen habitat of secundair habitat van het ecotype betrof (zie Tabel 6). In dat geval werd de habitatklasse als belangrijkste gezien (vb. hybrideklasse 30 'Bomenrij + water').

Tabel 4: Hybrideklassen (N=14) worden herleid tot de landbedekkingsklasse die het meest relevant is voor het betrokken ecotype. Indien de hybrideklasse een landbedekkingsklasse omvat die primair of secundair habitat is voor het ecotype, wordt ze herleid tot die landbedekkingsklasse. De tabel geeft de herleiding van de hybrideklassen weer voor elk ecotype.

	Hybrideklasse	VLI	RSP	KRV	DVM	NVM
22.	Autostrade + Bomenrij	Autostrade	Autostrade	Bomenrij	Bomenrij	Bomenrij
23.	Bomenrij + Verhard	Verhard	Verhard	Bomenrij	Bomenrij	Bomenrij
24.	Bomenrij + Hoofdweg	Hoofdweg	Hoofdweg	Bomenrij	Bomenrij	Bomenrij
25.	Bomenrij + Muren	Muren	Muren	Bomenrij	Bomenrij	Bomenrij
26.	Bomenrij + Pioniersveg.	Pioniersveg.	Pioniersveg.	Bomenrij	Bomenrij	Bomenrij
27.	Bomenrij + Riet	Riet	Riet	Riet	Bomenrij	Bomenrij
28.	Riet + Struweel	Struweel	Riet	Struweel	Struweel	Struweel
29.	Dokwater + Verhard	Verhard	Verhard	Dokwater	Dokwater	Dokwater
30.	Bomenrij + Water	Water	Water	Water	Bomenrij	Waterloop met begroeiing*
31.	Muren + Water	Muren	Muren	Water	Water	Water
32.	Struweel + Water	Struweel	Struweel	Struweel	Struweel	Waterloop met begroeiing*
33.	Verhard + Water	Verhard	Verhard	Water	Water	Water
34.	Bomenrij + Verhard + Water	Verhard	Verhard	Water	Bomenrij	Waterloop met begroeiing*
35.	Bomenrij + Gras	Gras	Gras	Bomenrij	Bomenrij	Bomenrij

* nieuwe landbedekkingsklasse; voorkeurs habitat voor NVM (zie hieronder en Technisch appendix Deel I en II)

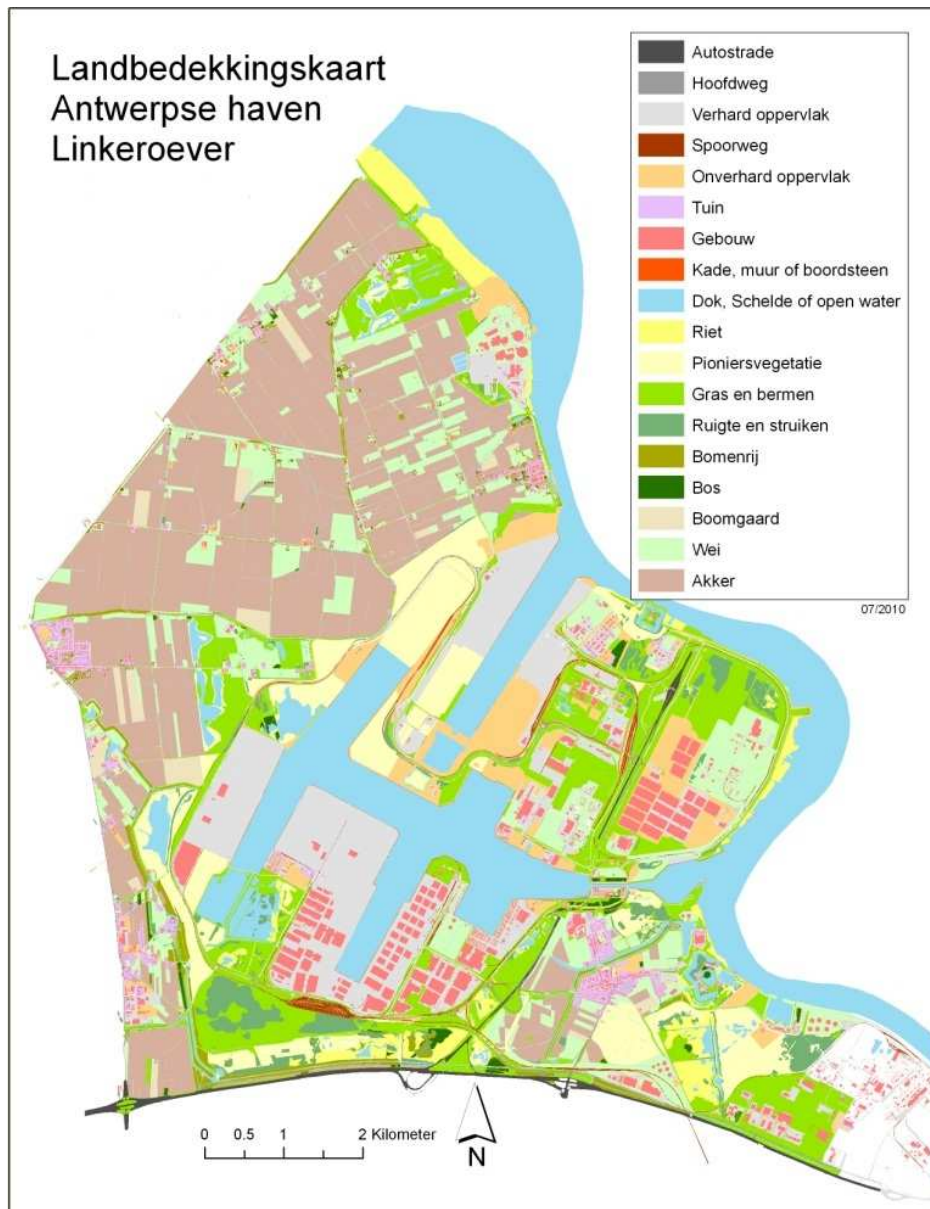
De beide ecotypes van de vleermuizen hebben specifieke habitatvereisten die de landbedekkingskaart voor andere ecotypes te complex zou maken. Een aantal habitatvereisten van de vleermuizen werden daarom apart toegepast in het model. Het gaat om (i) de specifieke habitatvoorkeur voor brede watergangen met opgaande begroeiing van het ecotype Natte Vleermuis en (ii) om de invloed van verlichting op beide ecotypes.

(i) Het ecotype Natte Vleermuis heeft een specifieke habitatvoorkeur voor relatief brede waterlopen met oeverbegroeiing en begeleidende opgaande begroeiing. Hiervoor wordt een nieuwe landbedekkingsklasse aangemaakt 'Bomenrij + water' (zie Technische Appendix Deel II). Deze wordt toegevoegd aan de reeds bestaande hybrideklasse 30 (zie hierboven). De nieuwe landbedekkingsklasse wordt uitsluitend aangemaakt wanneer men het model loopt voor het ecotype Natte Vleermuis.

(ii) Verlichting in het landschap is niet zozeer een nieuwe landbedekkingsklasse, maar voegt veeleer een extra dimensie toe aan de al aanwezige klassen. Ongeacht het onderliggende landschapselement, geldt dat de weerstand verhoogt als er licht op valt. Als we deze dimensie willen toevoegen, hebben we een groot aantal bijkomende hybrideklassen nodig, wat de landbedekkingskaart heel complex zou maken. Daarom werd, in plaats daarvan, aan de hand van de aangeleverde kaarten en eigen inventarisaties een aparte lichtkaart opgemaakt die de gebieden met verlichting weergeeft. Aan de hand van deze aparte lichtkaart, berekent het model automatisch de verhoogde landschappelijke weerstand voor de respectievelijke vleermuisecotypes.

3.1.3 De landbedekkingskaart

Het resultaat van bovenstaande werkwijze is een vectoriële landbedekkingskaart geschikt voor alle hier beschouwde (terrestrische) ecotypes (Figuur 5). In totaal worden 35 klassen onderscheiden, waaronder 14 hybrideklassen.



Figuur 5: Landbedekkingskaart van onderzoeksgebied.

3.1.4 Ecologische parameters

3.1.4.1 Habitatvereisten

De habitatvereisten van de beschouwde soort vormen het kader voor het bepalen van meerdere scriptparameters, met name de oppervlaktevereisten voor het identificeren van bron- en meetgebieden, de definitie van relevante landbedekkingsklassen, en de definitie van weerstandswaarden. Ze voorzien echter niet in rechtstreekse invoer voor het script, en worden daarom in Figuur 3 met lichtgrijze, onderbroken pijlen gekoppeld aan andere elementen van het script.

3.1.4.2 Verspreidingsgegevens

De verspreidingsgegevens van de referentiesoort(en) van een ecotype worden gebruikt om de brongebieden aan te duiden van waaruit de connectiviteit wordt berekend. Informatie over populatiegroottes of populatiedichtheid wordt hier niet gebruikt. Kennis over de huidige verspreiding van de soorten kan echter wel een belangrijke invloed hebben op de modelresultaten.

3.1.4.3 *Mobiliteit*

De mobiliteit van de ecotypes bepaalt in grote mate de permeabiliteit van het landschap. Als indicatie voor de mobiliteit van een ecotype, wordt een schatting gemaakt van de maximale dagelijkse verplaatsingsafstand (MDV) en van de maximale dispersieafstand (MDA). De MDV is een maat voor de maximale afstand die het ecotype aflegt tijdens dagelijkse verplaatsingen binnen zijn leefgebied. De MDA is de maximale afstand tussen geboorte- en eerste broedplaats en is een maat voor de genetische verbondenheid van opgesplitste leefgebieden tot netwerkeenheden. Deze waarden worden geschat aan de hand van bestaande literatuur over de dagelijkse verplaatsingen en dispersieafstanden van het ecotype in verschillende landschappen (zie Hoofdstuk 2). Voor de ecotypes in deze studie worden de mobiliteitswaarden in Tabel 5 weergegeven. Noteer dat deze waarden voor toepassing in het model worden omgezet in kostwaarden (zie Paragraaf 3.2.6).

Tabel 5: Mobiliteitswaarden van de ecotypes, met maximale dagelijkse verplaatsing (MDV) en maximale dispersieafstand (MDA).

	Dagvlinder	Rugstreeppad	Kleine Rietvogel	Droge Vleermuis	Natte Vleermuis
MDV (m)	250	400	300	5.000	5.000
MDA (m)	1.500	3.000	10.000	30.000	30.000

3.2 **Bewerking**

Bovenstaande invoergegevens ondergaan vervolgens een serie bewerkingen, van voorbereidend tot samenvattend, die tot de cijfermatige en ruimtelijke resultaten van de analyse leiden.

3.2.1 *Scenariokaart*

Vooraleer de vectoriële landbedekkingskaart kan gebruikt worden in het script, moet ze worden omgezet naar **rasterformaat**. Deze rasterversie van de landbedekkingskaart noemen we vanaf nu de **scenariokaart** die nodig is als invoer voor het LCI-script. Het omzetten naar rasterformaat houdt concreet in dat het gebied opgedeeld wordt in kleine, aansluitende ‘cellen’ van 1x1 m. Hierbij krijgt elk van deze cellen een waarde toegewezen die aangeeft welke de landbedekkingsklasse is die het grootste deel van de cel beslaat. De kleine resolutie (1m x 1m) zorgt voor het behoud van de continuïteit van zelfs de smalste lineaire elementen (bv. grachten) en een minimale vertekening van de grenzen van de landbedekkingsklassen uit de vectoriële landbedekkingskaart (zie Figuur 5). Zoals eerder vermeld is het omzetten naar rasterformaat steeds de laatste stap tot het definitieve invoerbestand voor het LCI-script.

3.2.2 *Brongebieden*

De functionaliteit van het ecologisch netwerk wordt geëvalueerd aan de hand van de bereikbaarheid van meetgebieden vanuit **brongebieden** gelegen binnen of aan de rand van het havengebied. De brongebieden voor een bepaald ecotype worden bij voorkeur gebaseerd op gekende populaties, aan de hand van de meest recente verspreidingsgegevens van de soort(en) die tot een ecotype behoren. Deelpopulaties die dicht bij elkaar gelegen zijn en waarvan redelijkerwijs kan worden aangenomen dat ze regelmatig met elkaar in verbinding staan, worden gegroepeerd tot één brongebied.

Indien er onvoldoende informatie is over de aanwezigheid van populaties, kan ook de oppervlakte van beschikbaar leefhabitat gebruikt worden als benadering van de mogelijke verspreiding van het ecotype. In dit geval gaat het eerder om gebieden die potentieel een populatie kunnen huisvesten, en niet (alleen) om gebieden die daadwerkelijk een populatie

bevatten. Deze aanpak is vergelijkbaar met die van Pouwels *et al.* (2002a) in het LARCH-model. De verspreidingsgegevens en habitatgegevens kunnen uiteraard ook gecombineerd worden.

Gezien de beschikbare verspreidingsgegevens per ecotype sterk kunnen verschillen (schaal, nauwkeurigheid, tijdsperiode, etc.), zal de aanpak voor het bepalen van de brongebieden over het algemeen niet heel gelijklopend zijn. Het is dan ook nodig om de methodiek voor het bepalen van de brongebieden per ecotype te beschrijven. De brongebieden voor de ecotypes in deze studie zijn als volgt opgesteld:

- De meest recente verspreidingsgegevens van de referentiesoorten van het ecotype Dagvlinder waren monitoringsgegevens van 2003 en 2004 (Spanoghe *et al.* 2003, Gyselings *et al.* 2004), maar deze waren verre van volledig voor het studiegebied. Aangezien de meeste monitoringstransecten binnen compensatiegebieden lagen, werd ervan uitgegaan dat er geen achteruitgang was, en de cijfers dus nog als het actuele minimum verspreidingsgebied konden beschouwd worden. Ter aanvulling werden aan de hand van de landbedekkingskaart clusters habitat (zonder waarnemingen) gezocht die de minimale oppervlakte droog grasland voor een duurzame populatie van het bruin blauwtje (125ha, LARCH) benaderden. Geen enkel identificeerbaar habitatcluster in de Antwerpse haven bereikte echter de vereiste minimale oppervlakte. Daarom werd besloten de grootste voorkomende habitatplekken (of -clusters), met minimaal de helft van de vereiste oppervlakte, te gebruiken als meest waarschijnlijke aanvullende brongebieden.
- Voor het ecotype Rugstreeppad waren verspreidingsgegevens van 2007 en 2008 beschikbaar (Gyselings *et al.* 2009). De brongebieden zijn gegroepeerd uit de gecombineerde waarnemingen van beide jaren. De waargenomen populatie(-cluster)s die gelegen zijn op plaatsen waar ook het habitat van de rugstreeppad aanwezig is, werden als potentieel brongebied gezien. Een brongebied omvat hierbij de buitenste grens van de waargenomen populatie, of in het geval van een populatiecluster, de buitenste grens van alle populaties in het cluster aangevuld met het tussenliggende gebied ('Minimum convex polygon'-benadering - Jenrich & Turner 1969).
- Voor het ecotype Kleine Rietvogel waren de aantallen broedparen van 2003-2008 bekend (Gyselings *et al.* 2009). Op een aantal vaste plaatsen werden gedurende die periode de aantallen broedparen geteld. De plaatsen met in verhouding het meeste soorten en de grootste aantallen broedparen werden geselecteerd als brongebieden. In een brongebied zijn minimaal 10 paartjes blauwborst en 20 paartjes kleine karekiet aanwezig; en verder is ofwel de rietzanger vertegenwoordigd met minimaal acht paartjes, ofwel de rietgors met minimaal zes. Een brongebied omvat het volledige gebied waarin de waarnemingen werden gedaan (vb. Groot Rietveld, Schor Ouden Doel, etc.)
- Voor een aantal vleermuissoorten (vb. dwergvleermuis, meervleermuis) is het bekend dat ze voor hun verblijfplaats gebruik maken van zolders en beschutte plaatsen in en om bewoning. Hoewel een aantal oude boerderijen en landhuizen in het onderzoeksgebied daarvoor geschikt zijn, lijkt het aannemelijk dat de grootste of de meeste kolonieplaatsen van deze soorten zich in de dorpskernen rond het havengebied bevinden. Van andere soorten (vb. watervleermuis, rosse vleermuis) is bekend dat ze eerder boombewonende soorten zijn. Echter, in het havengebied staan zeer weinig grote, oude bomen die als geschikte kolonieplaats kunnen dienen. Tot dusver is er ook nog geen enkele langdurig in gebruik zijnde kolonieplaats van boombewonende vleermuizen vastgesteld in het havengebied (pers. med. Ralf Gyselings). De meest geschikte koloniebomen zijn vermoedelijk de oude (laan)bomen die in en rond dorpsparken en landgoederen gelegen zijn. Daarom zijn we ervan uitgegaan dat de brongebieden voor boombewonende soorten

in brede zin dezelfde zijn als voor de gebouwbewonende soorten, namelijk de dorpskernen. Dit liet eveneens toe om dezelfde brongebieden te gebruiken voor zowel het **ecotype Natte vleermuis** als het **ecotype Droge vleermuis**. De brongebieden omvatten het centrale cluster van bebouwing en tuinen in het dorp.

3.2.3 Weerstandswaarden

Weerstandswaarden geven een maat voor de weerstand die elk van de eerder genoemde landbedekkingsklassen biedt aan verplaatsingen door de referentiesoorten. Zij vertalen dus de scenariokaart naar een **weerstandskaart** voor elk ecotype. Deze weerstand is een maat voor de ecologische kost die het ecotype ondervindt (Ferreras 2001, Adriaensen *et al.* 2003). Deze weerstand is een geïntegreerde maat die afhankelijk is van enerzijds de voortbewegingcapaciteiten van het organisme (vb. kruipen vs. vliegen) en het habitatgebruik (vb. voor- of afkeur voor het volgen van boomrijen), en anderzijds het mortaliteitsrisico (vb. verkeersslachtoffers, predatie) en het energieverbruik. Weerstandswaarden moeten gezien worden als relatieve en niet als absolute waarden.

Het toekennen van deze weerstandswaarden aan specifieke landbedekkingsklassen zou idealiter moeten gebeuren op basis van empirische gegevens over dispersie van de referentiesoort(en) doorheen alle mogelijke landschapselementen, of afgeleiden daarvan zoals landschapsgenetische gegevens (vb. Ferreras 2001, Stevens *et al.* 2004). Dergelijke informatie is voor slechts weinig soorten voorhanden, en het is onrealistisch dergelijke data te verzamelen voor alle landschapselementen in een havengebied. De gebruikelijke benadering is om weerstandswaarden toe te kennen op basis van “expert judgement” (Chardon *et al.* 2003, Beier *et al.* 2008, Rayfield *et al.* 2010). Zowel soortgerichte criteria (dispersiecapaciteit, habitatgevoeligheid) als habitatgerichte criteria (beschutting, foerageermogelijkheid, mate van verstoring/verhinderend door verkeer, licht, obstakels, ...) werden in beschouwing genomen voor het toekennen van de weerstanden. In deze studie werden weerstandswaarden toegekend op basis van literatuurdata, eigen inzichten en eveneens consultatie van experts. De geraadpleegde literatuur wordt vermeld in de mobiliteitsfiches van de ecotypes (zie Hoofdstuk 2). De experts werden schriftelijk en/of mondeling benaderd. Naast de auteurs van dit rapport waren dit: voor rugstreeppad Joke Maes (UA), voor rietvogels Joris Elst (UA) en Jelle Postma (SOVON) en voor vleermuizen Ben van der Wijden, Sven Verkem en Arno Thomaes (vleermuizenwerkgroep Natuurpunt).

Er werd gekozen om voor elk ecotype zes verschillende weerstandswaarden te definiëren binnen een bereik van 1 tot en met 2000, die beantwoorden aan de algemene richtlijnen zoals aangegeven in Tabel 6. Deze richtlijnen worden geenszins als strikte criteria toegepast. De praktijk in dit onderzoek heeft uitgewezen dat een proportionele serie van afgeronde waarden de meest valabele en praktische benadering is. Het bereik en de verdeling van de weerstandswaarden in het huidige onderzoek zijn vergelijkbaar met de set van weerstandswaarden die door Verbeylen *et al.* (2003) als meest geschikt bevonden werden voor eekhoorns in het gefragmenteerde landschap van het Brusselse Gewest. Het gebruik van een andere schaalverhouding van weerstandswaarden zal in principe analoge resultaten opleveren, zolang de onderlinge rangschikking en proportionele verschillen behouden blijven. De weerstanden worden weergegeven in Tabel 7.

Tabel 6: Weerstandswaarden en hun klasseringsrichtlijnen

Waarde	Klasseringsrichtlijn
1	Landschapselement dat als verplaatsingshabitat beschouwd kan worden
5	Landschapselement dat als secundair habitat voor verplaatsing beschouwd kan worden
20	Landschapselement dat geen negatieve invloed heeft op de verplaatsing van het ecotype, maar evenzeer niet geprefereerd wordt
100	Landschapselement met een hinderende werking op de verplaatsing van het ecotype
500	Zwaar verhinderend landschapselement (barrière)
2000	Ondoordringbare barrière.

Tabel 7: Weerstandswaardenset voor elk ecotype

Landbedekkingsklasse	VLI	RSP	KRV	DVM	NVM
Autostrade	500	500	500	500	500
Hoofdwegen	100	500	100	100	100
Verhard oppervlak	100	100	100	100	100
Spoorwegen	100	20	100	100	100
Onverharde oppervlakken	20	20	20	100	100
Tuin	5	100	20	1	100
Gebouwen	500	2000	100	5	100
Muren en boordstenen	20	2000	20	5	20
Kade	100	2000	100	5	5
Dokwater	100	500	20	100	20
Schelde	100	500	20	100	20
Water	100	20	5	100	5
Riet	20	100	1	20	5
Pioniersvegetatie en open zand	5	1	20	100	500
Gras en bermen	1	5	20	100	100
Ruigte en struweel	5	100	5	5	5
Bomenrij	100	20	20	1	5
Bos	500	500	100	1	1
Boomgaard	100	20	20	1	5
Akker	20	20	20	100	100
Wei	5	20	20	100	100
Bomenrij met water*	-	-	-	-	1

* nieuwe landbedekkingsklasse; voorkeurs habitat voor NVM (zie Paragraaf 3.1.2, en Technisch appendix Deel I en II)

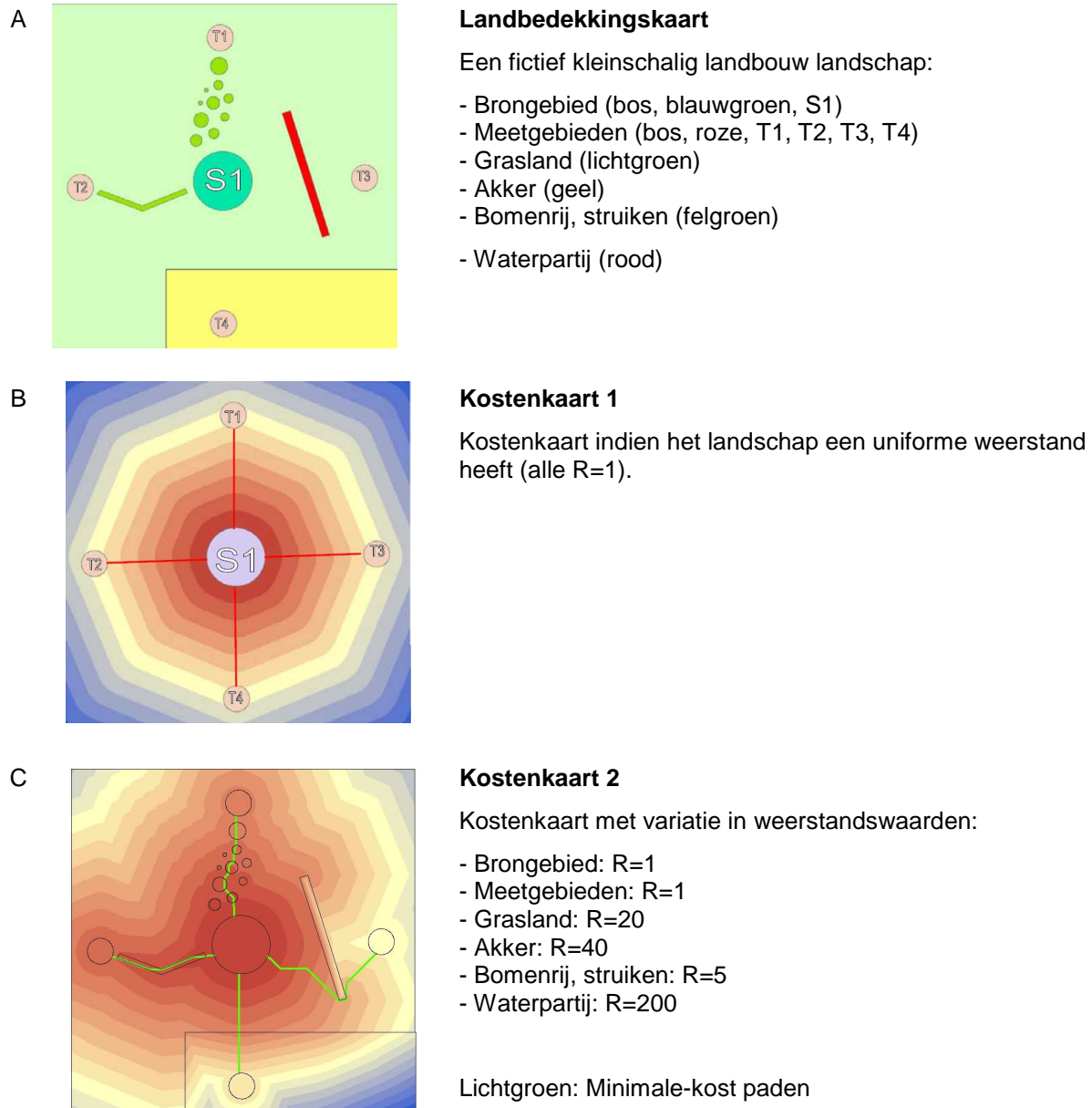
3.2.4 Kostenkaart

De weerstandkaart wordt gecombineerd met de brongebieden van het ecotype in een **Minimale Kost analyse** ("Cost Distance" in ArcGIS). De Minimale Kost analyse berekent voor elke cel in de weerstandkaart de minimale kost voor een organisme om die cel te bereiken vanuit het dichtst bijzijnde (of beter: best bereikbare) brongebied, rekening houdend met het landschap ertussen.

De bereikbaarheid wordt uitgedrukt in **kostwaarde**, ook wel 'effectieve afstand' genoemd: afstand gecorrigeerd voor het effect van het doorlopen landschap (Ferreras 2001, Adriaensen *et al.* 2003, Beier *et al.* 2008). Een kostwaarde is de som van de weerstandswaarden die het organisme ondervindt langs de meest geschikte route doorheen het landschap. Het is dus een geïntegreerde combinatie van de werkelijke afstand (ook wel 'Euclidische afstand' genoemd) tussen brongebied en eindpunt, en de weerstand die de onderliggende landschapselementen vormen voor het ecotype. Noteer dat de kostwaarde niet enkel bepaald wordt door de gemiddelde weerstandswaarde van landschapselementen, maar ook door hun exacte positie, aangezien het algoritme de meest optimale route berekent doorheen het landschap en deze route sterk beïnvloedt wordt door de exacte ligging van elementen met hoge en lage weerstand. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 6. We zien bijvoorbeeld dat een barrière een

sterke impact heeft op de kostwaarde van het landschap dat zich vlak achter de barrière bevindt, maar niet op de rest van het landschap.

Deze analyse resulteert in een **kostenkaart** die een visueel beeld geeft van de bereikbaarheid van het hele onderzoeksgebied voor elk ecotype, vanuit het geheel van gedefinieerde brongebieden (zie vb. Figuur 6). Dit is een belangrijke spil in het hele script. Verschillende andere scriptcomponenten zijn van deze kaart afgeleid.



Figuur 6: Invloed van de weerstand van landschapselementen op de kostwaarden in de kostenkaart van een voorbeeldgebied. A: de landbedekkingskaart van het gebied. B: Kostenkaart in een homogeen landschap. C: Kostenkaart met minimale-kost paden in een heterogeen landschap.

3.2.5 Meetgebieden

De connectiviteit van het landschap wordt in het model geëvalueerd aan de hand van **meetgebieden**. De meetgebieden vormen een meetnet van connectiviteit doorheen het studiegebied, waarbij voor elk meetgebied de minimale kostwaarde virtueel wordt gemeten vanuit het best bereikbare brongebied (zie Paragraaf 3.2.4).

Gezien de dynamische aard van het landgebruik in het onderzoeksgebied en de tijdelijke aard van een gedeelte van het EI-netwerk, werd geopteerd om de netwerkfunctie te evalueren in meetpunten die geen permanente populaties bevatten (dus geen brongebieden) maar wel voldoende geschikt zijn voor de soort om zich te verplaatsen en eventueel tijdelijk te verblijven. Deze meetgebieden zijn specifiek voor elk ecotype, en het aantal meetgebieden kan veranderen wanneer het landgebruik gewijzigd wordt. Dit laat toe om ook veranderingen in het aantal meetgebieden kwantitatief op te volgen.

Een meetgebied wordt gedefinieerd als een gebied met voorkeurs habitat van het ecotype met een oppervlakte groter dan de minimaal vereiste oppervlakte voor een voortplantingseenheid van de referentiesoort van het ecotype (vb. 1000m² voor het Ecotype Dagvlinder).

Alle gebieden die aan de bovenstaande criteria voldoen, worden geselecteerd, ongeacht hun ligging ten opzichte van de brongebieden.

Het voorkeurs habitat is in principe terug te vinden in de landbedekkingskaart of de scenariokaart, maar technisch gezien worden de habitatplekken geselecteerd uit de weerstandskaat (weerstandswaarde = 1). Dit wordt op het scriptschema (Figuur 3) weergegeven door een stippellijn tussen de scenariokaart en de meetgebieden, en door een volle lijn tussen de weerstandskaat en de meetgebieden.

Per meetgebied worden een aantal statistieken berekend. De minimum kostwaarde die virtueel gemeten wordt binnen het meetgebied, is een maat voor de **bereikbaarheid** van het hele meetgebied. De bereikbaarheid van meetgebieden wordt dus uitgedrukt in kostwaarden.

3.2.6 Bereikbaarheidsklassen

Om een globale evaluatie te maken van de connectiviteit van het hele studiegebied en om de bereikbaarheid van alle meetgebieden overzichtelijk samenvattend te kunnen weergeven, worden ze ingedeeld in 3 **bereikbaarheidsklassen**. De klassengrenzen verschillen per ecotype en worden bepaald aan de hand van de geschatte mobiliteit van het ecotype: nl. de maximale dagelijkse verplaatsing (MDV) en de maximale dispersieafstand (MDA) (zie ook Tabel 5).

1. Gebieden binnen **dagelijks bereik**: alle gebieden die niet verder van een brongebied verwijderd zijn dan de MDV van het ecotype. Deze gebieden kunnen gebruikt worden door ecotypes binnen hun dagelijkse activiteiten (foerageren, schuilen) en leveren dus extra habitat voor de populaties in de brongebieden.
2. Gebieden binnen **dispersiebereik**: alle gebieden die verder dan het dagelijks bereik liggen, maar niet verder verwijderd zijn van een bron dan de MDA van het ecotype. Deze gebieden kunnen bereikt worden in een dispersiebeweging (dwz een permanente verplaatsing naar een ander meetgebied).
3. **Onbereikbare** meetgebieden: gebieden die verder van een bron verwijderd zijn dan de MDA. Deze zullen onder normale omstandigheden niet gekoloniseerd worden via dispersie uit de huidige brongebieden. Dit sluit echter niet uit dat het ecotype er kan terecht komen door menselijke invloed of ten gevolge van zeer extreme omstandigheden.

Echter, omdat de mobiliteit van een ecotype in *afstand* wordt uitgedrukt (zie Tabel 5) en de bereikbaarheid van de meetgebieden in *kostwaarden*, moeten de mobiliteitswaarden via een **conversiefactor** omgerekend worden om de bovenstaande klassenindeling te kunnen toepassen. Die conversiefactor is een maat voor de gemiddelde kost voor een organisme om een afstand van 1 meter af te leggen op een willekeurige plaats in het onderzoeksgebied. Deze conversiefactor is zelden rechtstreeks uit de literatuur te halen en wordt daarom voor elke ecotype-onderzoeksgebied-combinatie berekend. Hij wordt berekend als de mediaan van de minimale kostwaarden op 1000m van de bron, binnen de invloedssfeer van die bron (zone waarin, voor elke cel, de focusbron de best bereikbare is van alle brongebieden). Het berekenen van de conversiefactor wordt verder verklaard in Bijlage B, en wordt in detail doorgelopen in het Technisch Appendix Deel II. De conversiefactoren in deze studie werden in principe eenmalig vastgesteld voor het onderzoeksgebied aan de hand van de huidige landschappelijke situatie.

De in het model gebruikte **klassengrenzen** (in kostwaarden) voor alle ecotypes worden weergegeven in Tabel 8. Aangezien er gewerkt wordt met de *minimum* kostwaarde in de meetgebieden, en met de *maximale* dagelijkse verplaatsing en *maximale* dispersieafstand, geven deze bereikbaarheidsklassen een eerder positief beeld van de mobiliteit van het ecotype.

Tabel 8: Bereikbaarheidsklassengrenzen per ecotype (in kostwaarde uitgedrukt)

	Dagelijks bereik	Dispersiebereik	Onbereikbaar
	≤ MDV	> MDV én ≤ MDA	> MDA
Dagvlinder	≤ 500	> 500 én ≤ 3.000	> 3000
Rugstreepad	≤ 1.600	> 1.600 én ≤ 12.000	> 12.000
Kleine Rietvogel	≤ 2.100	> 2.100 én ≤ 70.000	> 70.000
Droge Vleermuis	≤ 45.000	> 45.000 én ≤ 270.000*	> 270.000*
Natte Vleermuis	≤ 50.000	> 50.000 én ≤ 300.000*	> 300.000*

* niet van toepassing in deze studie

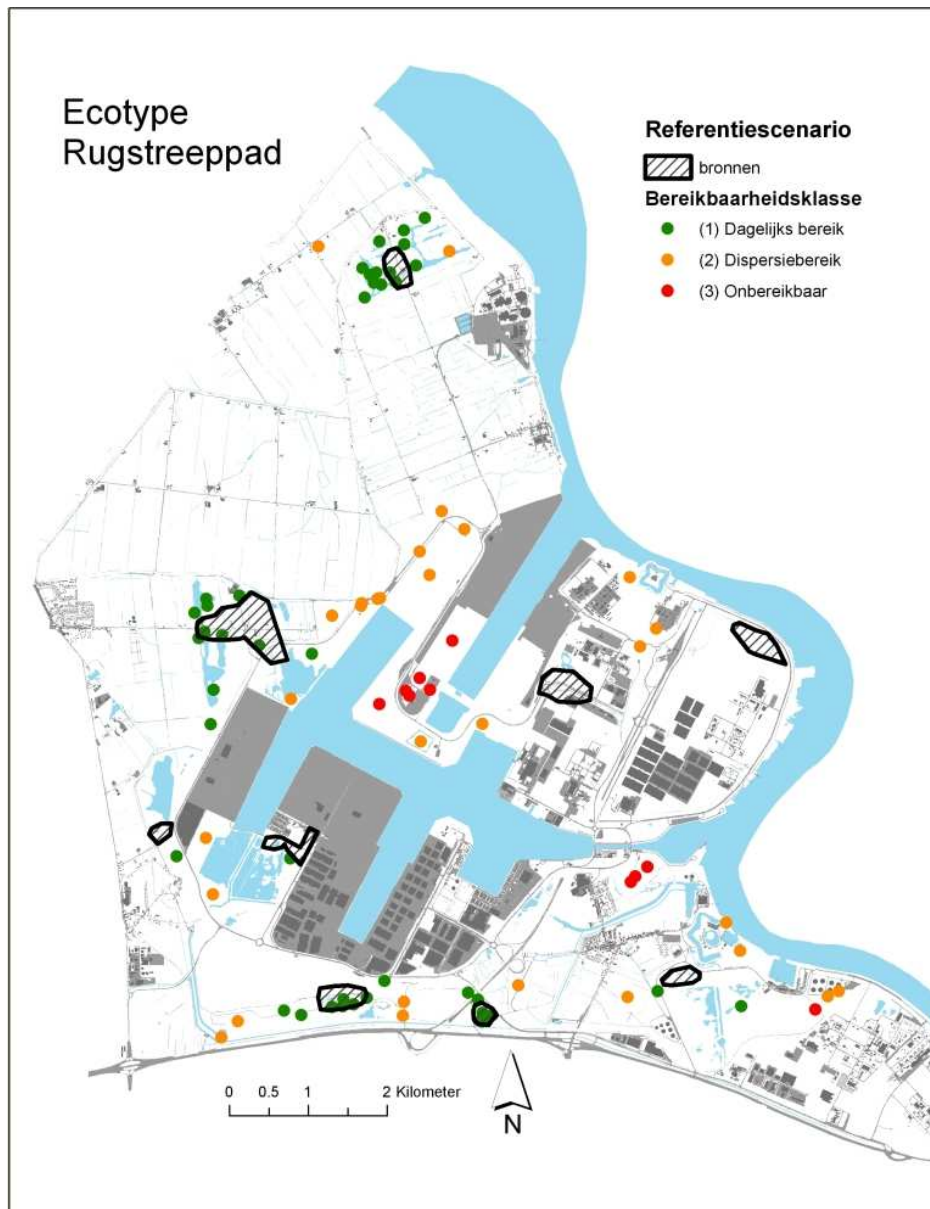
3.3 Uitvoer

Als resultaat van bovenstaande bewerkingen, worden twee landschapsecologische connectiviteitsindices (LCI) verkregen: de bereikbaarheid van de meetgebieden, en netwerken van onderling verbonden brongebieden. De LCI worden grafisch weergegeven in een bereikbaarheidskaart en een netwerkenkaart. De cijfermatige weergave van de LCI bestaat uit een overzichtstabel die de resultaten samenvat in een aantal kengetallen.

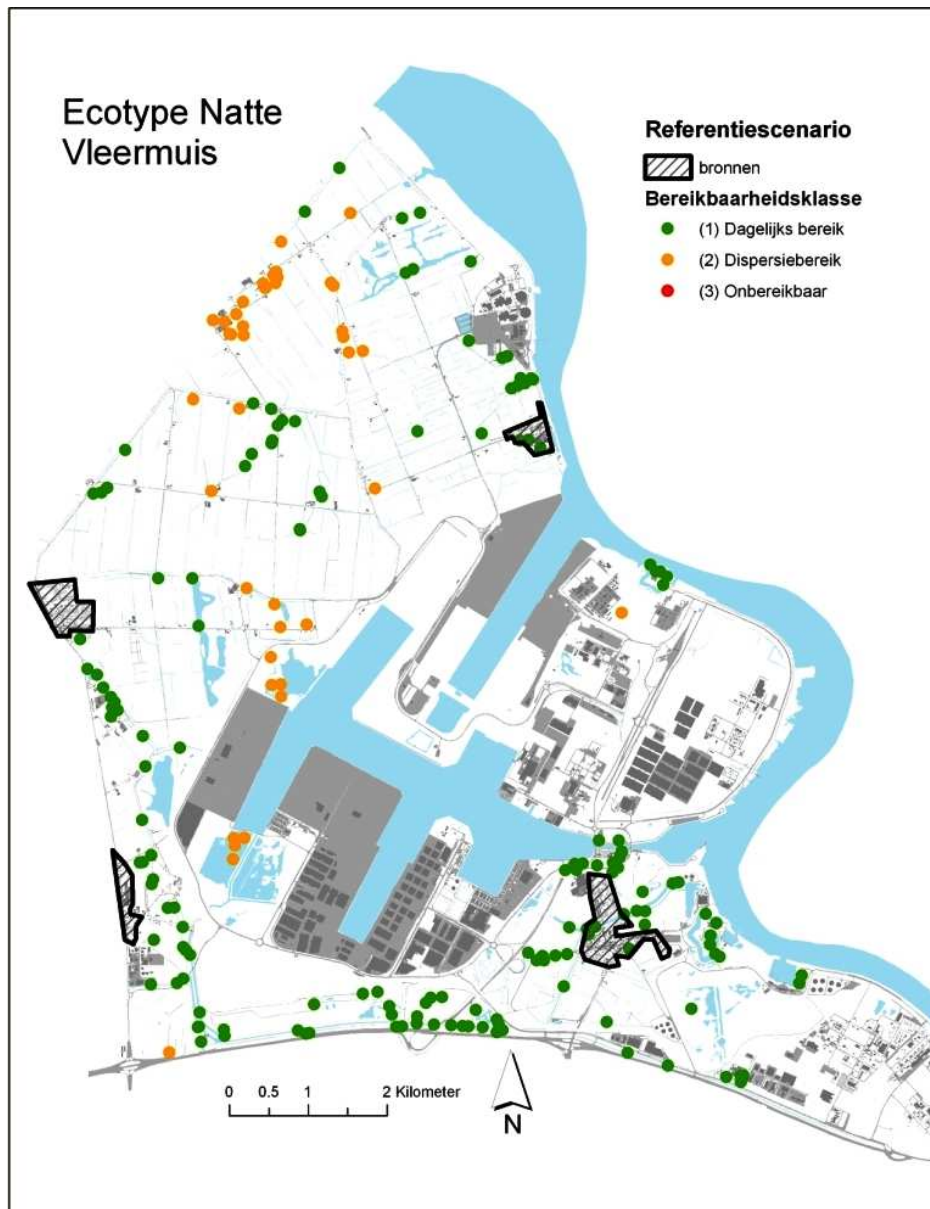
Opgelet: getoonde resultaten dienen uitsluitend om het model te verduidelijken. De resultaten worden in dit rapport niet ecologisch geïnterpreteerd.

3.3.1 Bereikbaarheidskaart

De bereikbaarheid van de meetgebieden wordt gecategoriseerd in drie bereikbaarheidsklassen en weergegeven op een kaart. Omdat kleine meetgebieden soms niet zichtbaar zijn op schaal van het hele onderzoeksgebied, worden de meetgebieden voor deze weergave gereduceerd tot hun geometrisch centrum. Op Figuur 7 en Figuur 8 worden ter illustratie de meetgebieden voor de ecotypes Rugstreepad en Natte Vleermuis weergegeven met hun bereikbaarheidsklasse.



Figuur 7: De bereikbaarheid van meetgebieden in het studiegebied voor het ecotype Rugstreepad



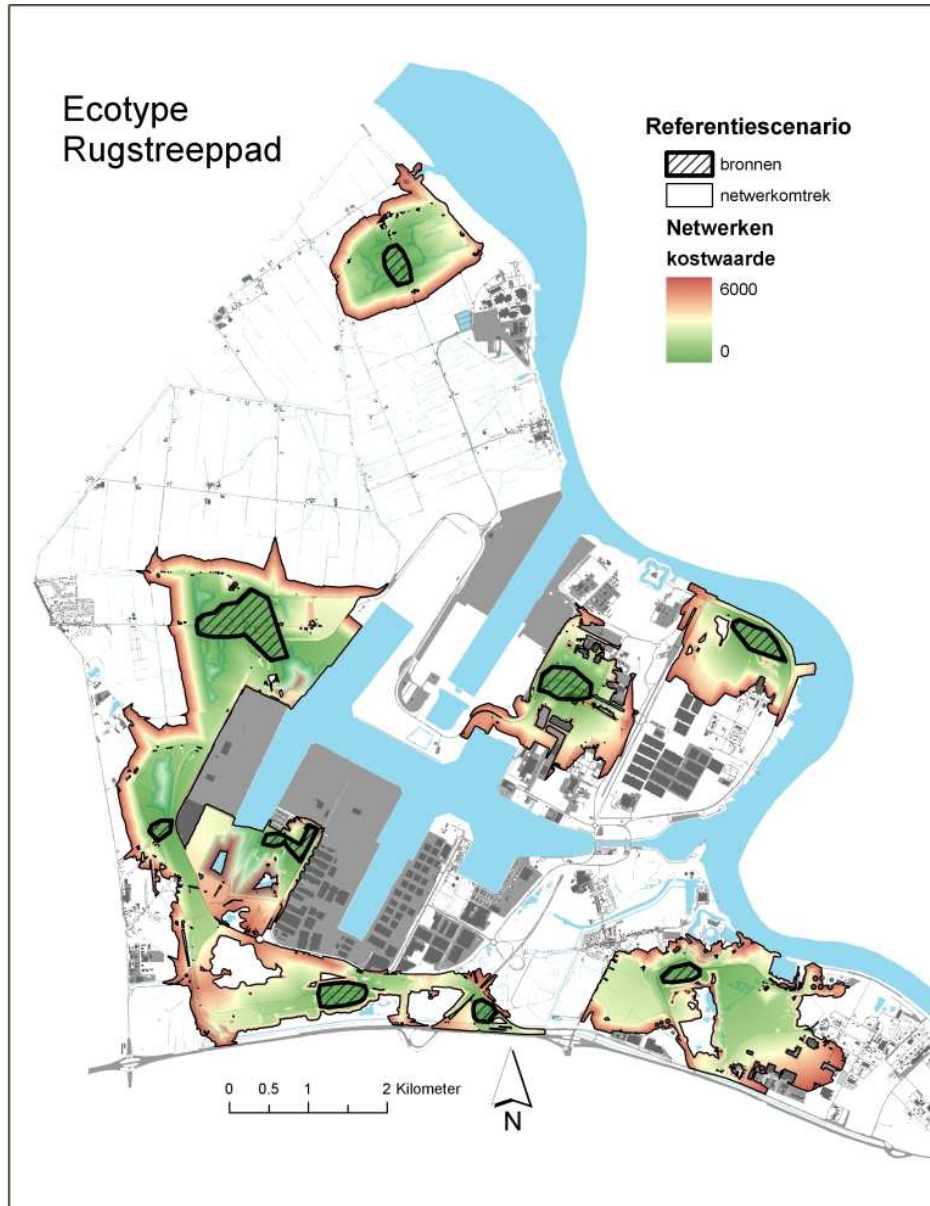
Figuur 8: De bereikbaarheid van meetgebieden in het studiegebied voor het ecotype Natte Vleermuis

Zoals blijkt uit bovenstaande figuren kan de hoeveelheid en spreiding van meetgebieden erg variëren per ecotype. Ook de verdeling van de meetgebieden over de bereikbaarheidsklassen is zeer variabel. Voor ecotype Rugstreepad bevinden zich ongeveer evenveel meetgebieden in elke klasse. Voor ecotype Natte Vleermuis valt het merendeel van de meetgebieden in de ‘Dagelijks bereik’-klasse, oftewel binnen de maximale foerageerafstand. Omdat de maximale dispersieafstand voor dit ecotype groter is dan de schaal van het onderzoeksgebied, valt geen enkel meetgebied in de klasse ‘onbereikbaar’.

3.3.2 Netwerkenkaart

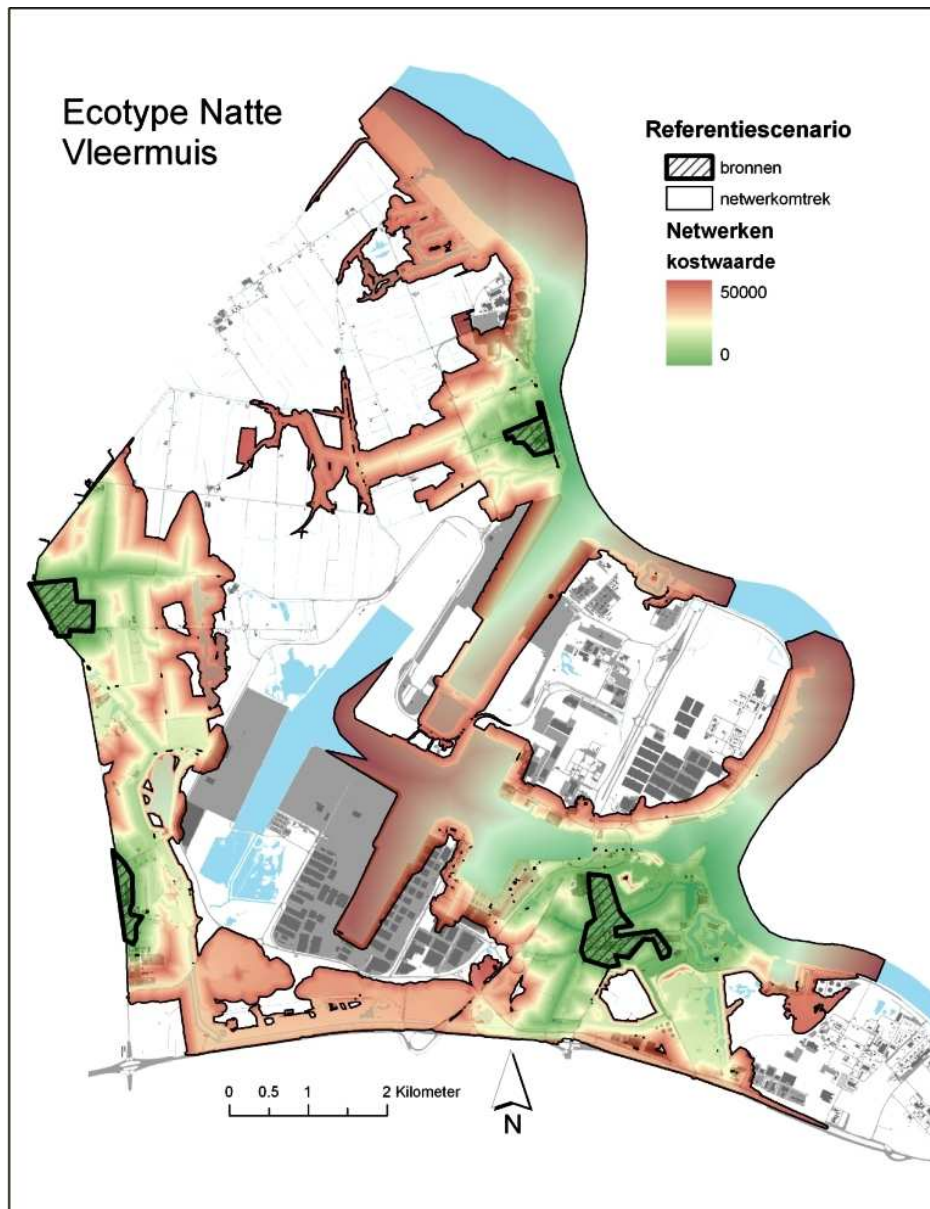
Op de netwerkenkaart worden de netwerken weergegeven van brongebieden die potentieel verbonden zijn door dispersie, met een onderlinge afstand kleiner dan of gelijk aan de maximale dispersieafstand (MDA). Technisch realiseren we dit door *halve* dispersiebuffers te genereren rond de brongebieden, dwz buffers met een afstand gelijk aan *de helft van* de MDA (in kostwaarde). Zodoende kunnen we stellen dat, indien twee halve dispersiebuffers elkaar raken, de onderlinge afstand tussen hun brongebieden niet groter is dan de MDA.

De twee voorbeelden in Figuur 9 en Figuur 10 geven de netwerken weer voor de ecotypes Rugstreeppad en Natte Vleermuis. De netwerken, d.w.z. groepen van onderling verbonden leefgebieden, zijn ingekleurd met een gradiënt die de kostwaarde van het landschap aangeeft binnen het netwerk. Noteer dat de maximale kostwaarde gelijk is aan de helft van de MDA (zie Tabel 8).



Figuur 9: Netwerken van onderling verbonden brongebieden van het ecotype Rugstreeppad

De netwerkenkaart van het ecotype Rugstreeppad geeft aan dat het merendeel van de brongebieden met elkaar verbonden zijn, maar dat enkele brongebieden geïsoleerd blijven, wat vb. voor de populaties in Waaslandhaven noord ook al werd aangegeven in het Alterra-rapport (Ottburg et al. 2007).



Figuur 10: Netwerken van onderling verbonden brongebieden van het ecotype Natte Vleermuis

Voor het ecotype Natte Vleermuis zijn alle brongebieden in één netwerk gelegen. De grillige vormen van het netwerk zijn overigens een reflectie van de specifieke habitatvoorkeur van dit ecotype, dat zich in belangrijke mate langs lineaire structuren verplaatst.

3.3.3 Overzichtstabel kengetallen

Een derde uitkomst van de analyse is een overzichtstabel waarbij een aantal kengetallen worden opgelijst die een globaal beeld geven van de connectiviteit van het ecologisch netwerk in het studiegebied voor elk ecotype. Deze kengetallen zijn de cijfermatige weergave van de LCI (= de bereikbaarheid en de netwerken).

Tabel 9: Kengetallen voor de referentieanalyses van de ecotypes Rugstreepad en Natte Vleermuis

		Scenario			Scenario
		0			0
Ecotype	Kenmerk	Kengetal	Ecotype	Kenmerk	Kengetal
RSP	Bronnen	9	NVM	Bronnen	4
	Netwerken	5		Netwerken	1
	Meetgebieden	81		Meetgebieden	197
	Dagelijks bereik	42		Dagelijks bereik	157
	Dispersiebereik	29		Dispersiebereik	40
	Onbereikbaar	10		Onbereikbaar	0

Het aantal brongebieden op zich levert weinig extra informatie op, aangezien de brongebieden *a priori* werden vastgesteld.

Het kengetal dat uit de netwerkenkaarten naar voren komt, is het *aantal* netwerken. Het aantal netwerken ten opzichte van het aantal bronnen is een maat voor de connectiviteit van de leefgebieden. We zien in het voorbeeld van het ecotype Rugstreepad dat er vijf netwerken aanwezig zijn op een totaal van negen bronnen. Dat wil zeggen dat een vijftal bronnen met één of meerdere andere bronnen in verbinding staan. Hoe kleiner het aantal netwerken ten opzichte van het aantal bronnen, hoe beter de connectiviteit in het landschap voor het ecotype. De netwerkenkaart van het ecotype Natte Vleermuis toont slechts één netwerk, waarin alle vier de brongebieden verbonden zijn. Dit is (cijfermatig) de best mogelijke staat van de netwerken.

Het aantal meetgebieden geeft een ruw beeld van het beschikbare dispersiehabitat in het onderzoeksgebied. Het gaat echter om beperkte informatie, want er wordt geen rekening gehouden met de oppervlakte van deze meetgebieden. De ruimtelijke spreiding van de meetgebieden wordt gevisualiseerd in de bereikbaarheidskaart.

Ten slotte geeft de verdeling van de meetgebieden over de drie bereikbaarheidsklassen een globaal beeld van de bereikbaarheid van kleinere habitatplekken in het landschap.

3.4 Bijstellen van modelcomponenten

Voor het toekomstige gebruik van het voorgestelde model in de Antwerpse haven zal zich vroeg of laat de noodzaak opdringen om een aantal modelcomponenten bij te werken zodat ze de actuele toestand van het landschap en de referentiesoort weergeven. Hieronder wordt een voorstel gedaan voor het bijwerken van de belangrijkste modelcomponenten.

- De landbedekkingskaart zal niet noodzakelijk voor elk gebruik van het model moeten geactualiseerd worden, maar op langere termijn is een regelmatige update van de landbedekkingskaart wenselijk. Hoewel de eigenlijke invoer van het LCI-script de rasterversie van deze vectoriële landbedekkingskaart is (zie Paragraaf 3.2.1), is het uit praktische overwegingen aan te raden eventuele wijzigingen in de landschappelijke situatie aan te brengen in de vectorversie van de landbedekkingskaart. De noodzakelijke landbedekkingsklassen zijn dan al aanwezig, zodat de hele GIS-procedure voor het verkrijgen van die klassen niet opnieuw doorlopen moet worden, en enkel polygonen van waarde gewijzigd of verder opgedeeld dienen te worden. Het omzetten naar rasterformaat is steeds de laatste stap tot het definitieve invoerbestand voor het LCI-script.
- De landbedekkingsklassen zelf zijn in principe niet aan veranderingen onderhevig, hoewel na landschappelijke ingrepen de nood kan ontstaan om nieuwe (hybride-)klassen toe te voegen. Elke wijziging in aantal of benaming van de landbedekkingsklassen houdt echter

in dat ook de herklasseringstabellen van alle ecotypes moeten worden aangepast (zie Technisch appendix Deel II).

- Indien er belangrijke veranderingen zijn in de brongebieden doordat nieuw habitat beschikbaar wordt, en/of indien er belangrijke nieuwe inzichten zijn in de verspreiding van de relevante soorten, moeten de brongebieden worden aangepast. Het verdwijnen of verschijnen van een enkele populatie hoeft echter niet noodzakelijk tot een aanpassing te leiden. In het huidige model zijn immers reeds de meeste, geschikte habitatgebieden geselecteerd, onafgezien van de exacte aanwezigheid van de doelsoorten.
- De weerstandswaarden zijn in principe niet aan verandering onderhevig maar kunnen eventueel bijgesteld worden op basis van nieuwe inzichten over mobiliteit en/of habitatgebruik van de referentiesoort(en).

Een eerste aanzet om te komen tot een meer systematische update van een vectoriële landbedekkingskaart voor het hele havengebied werd reeds gegeven tijdens een technische GIS-bijeenkomst op 17 juni 2010 waarbij zowel het GHA, het INBO als de UA vertegenwoordigd waren.

4 SCENARIO-EVALUATIE

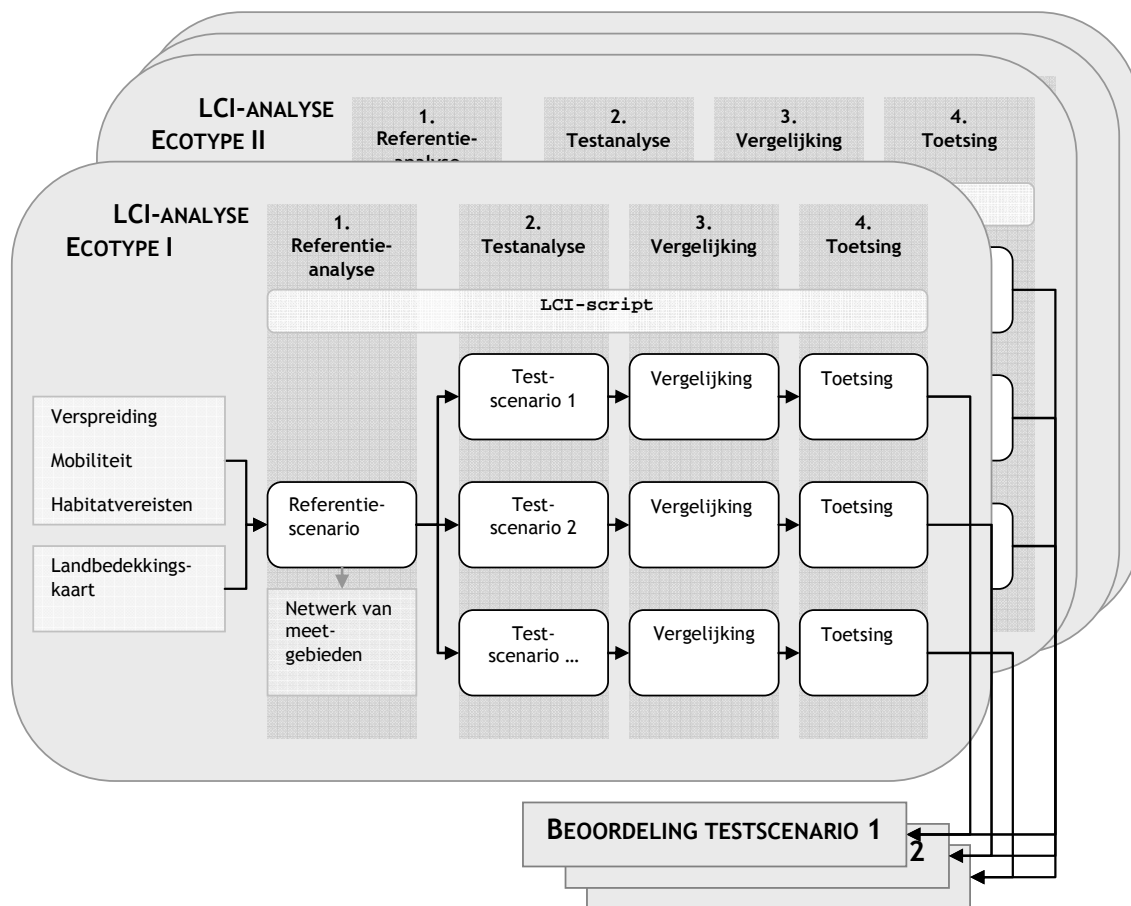
In het vorige hoofdstuk werd een beschrijving gegeven van de opstelling en werking van het script voor het landschapsecologisch model en de daaruit resulterende indices (LCI). Geplande ingrepen in het landschap kunnen voor (positieve en negatieve) veranderingen zorgen in de connectiviteit van het landschap. Die veranderingen kunnen aan de hand van de landschapsecologische connectiviteitsindices (de bereikbaarheid van de meetgebieden en de netwerkstructuur) gekwantificeerd, gelokaliseerd en getoetst worden door het vergelijken van een referentiescenario met een testscenario.

Wanneer we de LCI willen gebruiken om veranderingen in een landschap te evalueren, dienen we een **LCI-analyse** door te lopen, bestaande uit vier verschillende stappen (zie ook Figuur 11):

1. **De referentieanalyse:** er wordt een uitgangs- of **referentiescenario** opgesteld (normaliter de huidige toestand van het gebied) waarmee het LCI-script eenmaal doorgelopen wordt. De referentieanalyse bepaalt het aantal en de ligging van de meetgebieden. De connectiviteit van de uitgangssituatie wordt beschreven door de cijfermatige en de ruimtelijke weergave van landschapsecologische connectiviteitsindices (LCI).
2. **De testanalyse:** voor elke geplande landschappelijke ingreep wordt een **testscenario** opgesteld. Hiermee wordt het LCI-script eveneens doorgelopen. Daarbij wordt gebruik gemaakt van dezelfde meetgebieden uit stap één. Elk van deze testanalyses levert resultaten analoog aan de LCI uit de referentieanalyse.
3. **De vergelijking:** het vergelijken van twee scenario's gebeurt aan de hand van de veranderingen in de LCI, zowel kwantitatief als grafisch. De LCI van de referentieanalyse dienen als referentie voor alle uit te voeren testanalyses.
4. **De toetsing:** de kwantitatieve verandering van de LCI wordt getoetst aan een aantal toetsingsrichtlijnen. Indien het verschil tussen de indices deze richtlijnen overschrijdt, geeft dit aan dat de voorgestelde wijziging de connectiviteit van het gebied duidelijk negatief beïnvloedt.

In het volledige **LCI-model** wordt voor elk ecotype apart een LCI-analyse doorgelopen. Dit resulteert in LCI-waarden voor zowel de referentiesituatie als voor elk van de testscenario's. Deze indices kunnen vervolgens vergeleken, getoetst en beoordeeld worden per ecotype. Ten slotte kan men per testscenario het oordeel over de landschapsconnectiviteit voor alle ecotypes bundelen en het testscenario in zijn geheel beoordelen, zoals schematisch weergegeven in Figuur 11. Het is echter niet wenselijk om de informatie van alle ecotypes te herleiden tot een enkele set indicatoren, aangezien de effecten van landschappelijke ingrepen zeer sterk kunnen verschillen tussen ecotypes, en de netwerkfunctie voor alle ecotypes in beschouwing dient genomen te worden.

Opgelet: de hieronder gebruikte voorbeelden dienen uitsluitend om het model te verduidelijken. De modelresultaten worden in dit rapport niet ecologisch geïnterpreteerd vanwege de hypothetische aard van de testscenario's.



Figuur 11: LCI-modelstructuur

4.1 Stap 1: Referentieanalyse

Deze eerste stap van de LCI-analyse bepaalt de LCI van het referentiescenario en de meetgebieden op de manier die in Hoofdstuk 3 beschreven werd. Hierdoor wordt een beeld verkregen van de connectiviteit van het huidige landschap voor de verschillende ecotypes.

De referentiescenariokaart voor het onderzoeksgebied (Scenario 0) in deze studie is de landbedekkingskaart weergegeven in Figuur 5.

Figuur 7, Figuur 8, Figuur 9, Figuur 10 en Tabel 9 uit het vorige hoofdstuk geven (ruimtelijk) een aantal LCI van het referentielandschap weer voor de ecotypes Rugstreeppad en Natte Vleermuis. De overige LCI voor deze en alle andere ecotypes worden weergegeven in de Kaartenbundel en resultatentabel bij dit rapport.

4.2 Stap 2: Testanalyse

Elke geplande landschappelijke ingreep, of een combinatie van ingrepen, wordt in ruimtelijke voorstellen samengebracht en weergegeven in een nieuwe landbedekkingskaart, de **testscenariokaart**. De testscenario's doorlopen één voor één een analyse gelijkaardig aan de referentieanalyse zoals hierboven beschreven, met gebruik van dezelfde weerstandsets, dezelfde set van meetgebieden, en dezelfde grenswaarden voor MDV en MDA als de referentieanalyse. De scriptstructuur is verder identiek aan de referentieanalyse, en levert dus

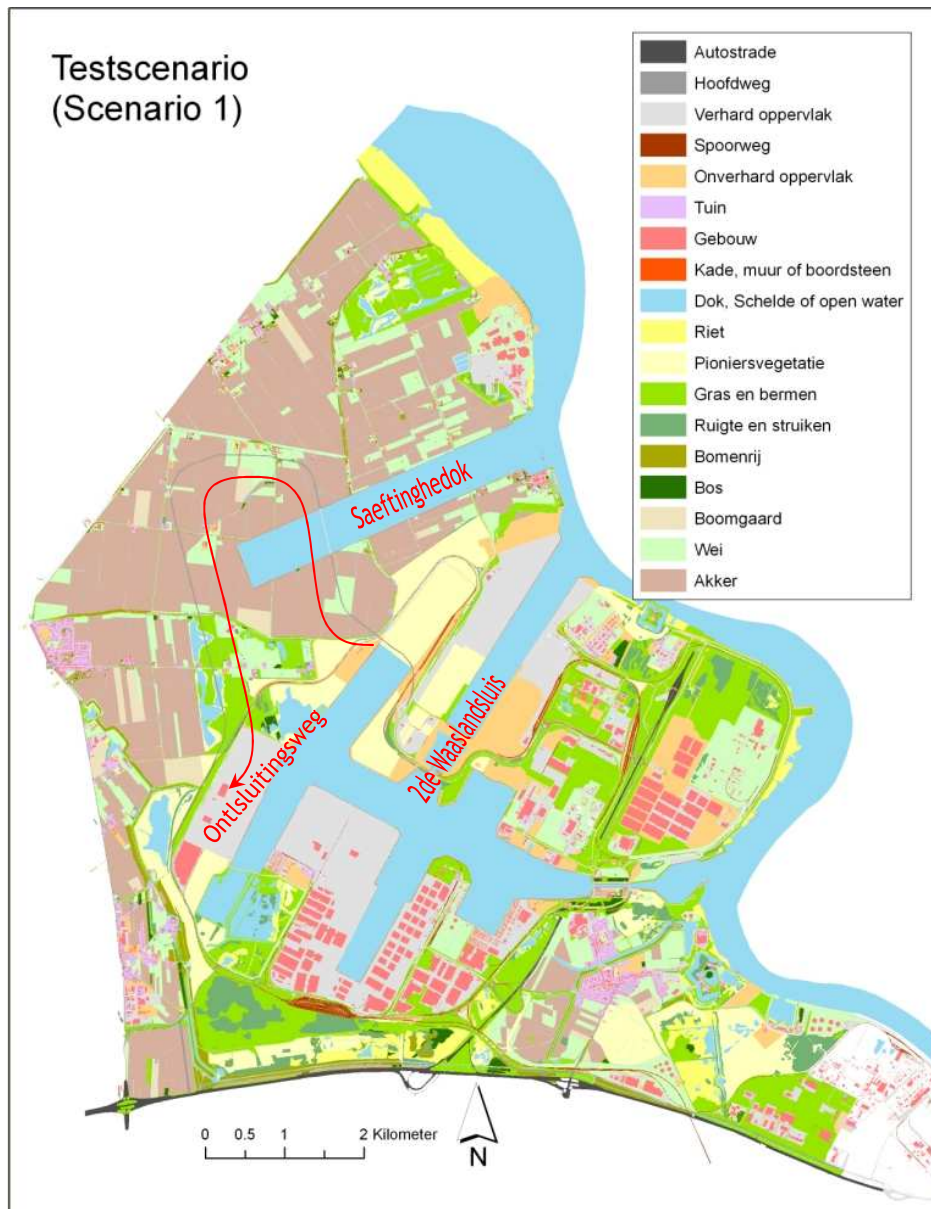
ook analoge resultaten voor elk testscenario: er wordt een bereikbaarheidskaart gemaakt met de bereikbaarheidsklasse voor elk meetgebied, een netwerkenkaart en een overzichtstabel voor elk ecotype.

Ter illustratie van het model werden voor dit rapport twee fictieve testscenario's opgesteld.

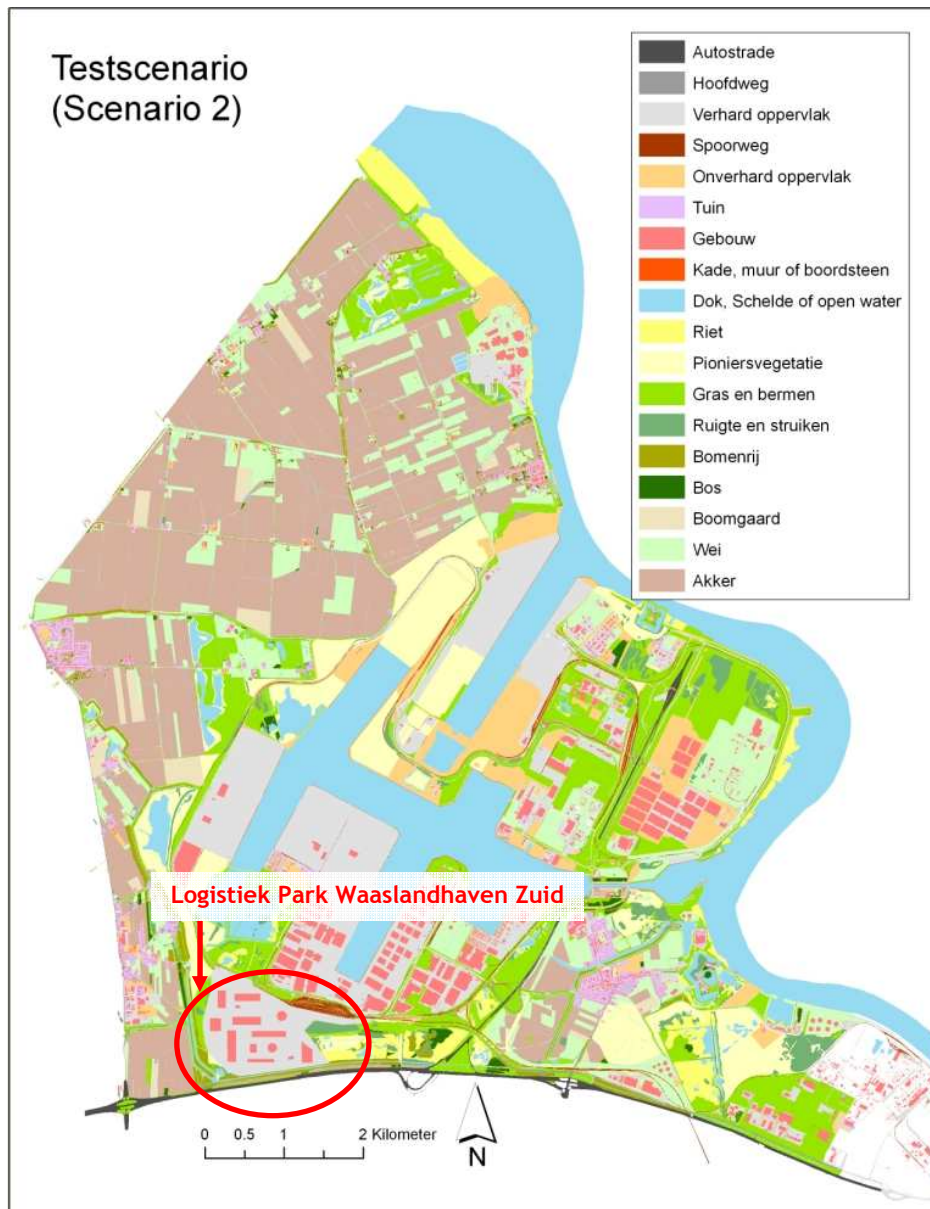
Het eerste testscenario (Scenario 1 - Figuur 12) illustreert de impact van een reeks omvangrijke landschappelijke ingrepen die zich gelijktijdig zouden voordoen in het onderzoeksgebied. Het geeft een aantal mogelijke toekomstige industriële ontwikkelingen weer, met name de 2^{de} Waaslandsluis, het Saeftinghedok en een hoofdweg doorheen het havengebied zoals voorgesteld op de MMHA-variant uit het plan-MER (Indeherberg & Beyen 2008). Ook het dorp Doel werd verwijderd. Let wel, het gaat hier om fictieve landschappelijke veranderingen: er werd geen rekening gehouden met de concrete vormgeving van de nieuwe infrastructuur of met bijvoorbeeld de invulling van de ruimte rondom het nieuwe dok. Ook werd de voorziene ontwikkeling van natuurlijke gebieden binnen en buiten het EI-netwerk niet meegenomen in dit scenario.

Het tweede testscenario (Scenario 2 - Figuur 13) illustreert de impact van een beperkte ingreep op een specifieke locatie, namelijk de mogelijke havenuitbreiding met het Logistiek Park Waaslandhaven Zuid, in het zuidwesten van het onderzoeksgebied. In tegenstelling tot de in realiteit voorgestelde uitbreiding, wordt in dit scenario de voorziene corridor voor de rugstreppaden doorheen het Logistiek Park *niet* verwezenlijkt; de industriële infrastructuur loopt dus ononderbroken door van noord naar zuid. Ook dit scenario is dus fictief en niet bedoeld als realistisch beeld van de concrete vorm en inhoud van de nieuwe infrastructuur.

Deze scenario's zullen als voorbeeld gebruikt worden voor de volgende stappen in het model. Deze stappen worden in de volgende paragrafen verduidelijkt gebruik makende van Testscenario 1 voor ecotype Natte Vleermuis en van Testscenario 2 voor het ecotype Rugstreepad.



Figuur 12: Testscenario 1 van de LCI-analyse



Figuur 13: Testscenario 2 van de LCI-analyse

4.3 Stap 3: Vergelijking van scenario's

Bij de vergelijking van scenario's worden de Landschapsecologische Connectiviteitsindices (LCI) van referentie- en testscenario's zowel ruimtelijk als cijfermatig vergeleken. De belangrijkste criteria voor vergelijking zijn

- (i) veranderingen in bereikbaarheid van meetpunten, in het bijzonder veranderingen naar een andere bereikbaarheidsklasse, en
- (ii) veranderingen in de netwerkstructuur (aantal en ligging).

De vergelijking van een testscenario met een referentiescenario gebeurt aan de hand van een tweetal kaarten, een grafiek en een tabel, die telkens een weergave zijn van één of beide LCI.

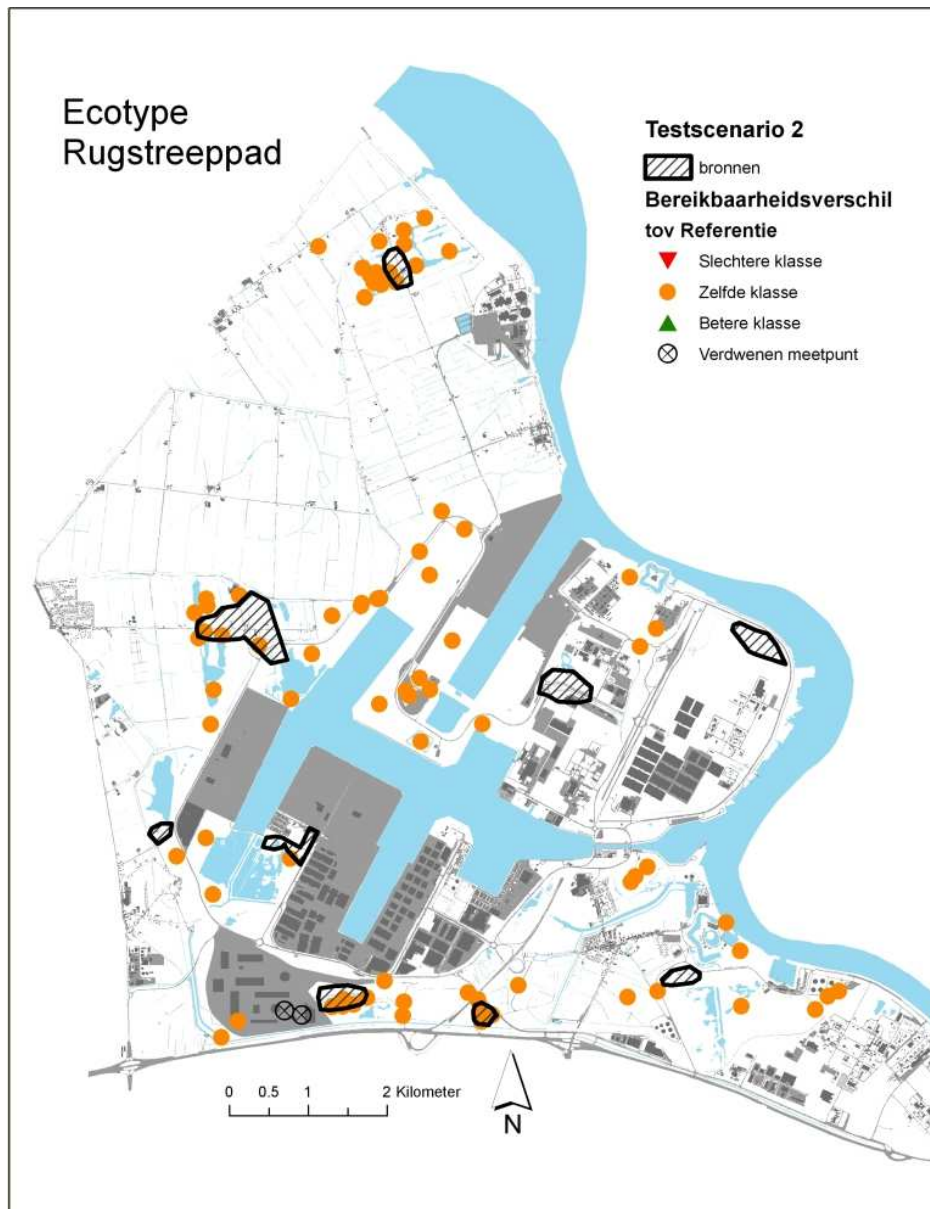
4.3.1 Bereikbaarheid

Het verschil tussen de bereikbaarheidsklasse van de meetgebieden in het referentiescenario en een testscenario wordt weergegeven op een kaart (zie Figuur 14 en Figuur 15) en in een grafiek (zie Figuur 16 en Figuur 17).

Op de kaart worden mogelijke wijzigingen in de bereikbaarheid van meetpunten weergegeven als vier mogelijke uitkomsten: de bereikbaarheid (op basis van de drie klassen) is verbeterd, verslechterd of hetzelfde gebleven, of het meetpunt is verdwenen. Een meetgebied kan verdwijnen als:

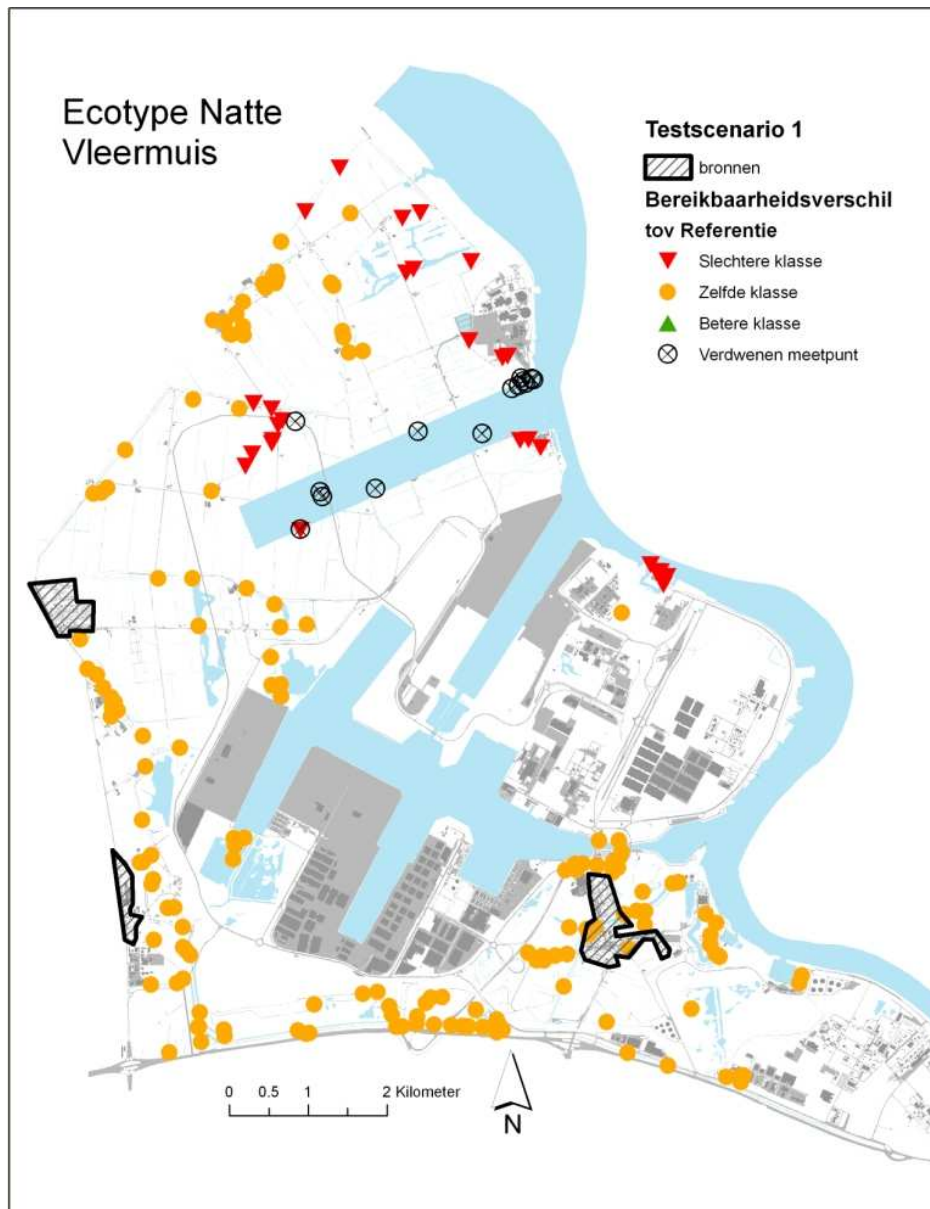
- (i) het in het referentiescenario aanwezig was, maar in het nieuwe scenario door landschappelijke ingrepen geheel veranderd is van landbedekking (en dus geen voorkeurshabitat meer bevat)
- (ii) de oppervlakte voorkeurshabitat in het meetgebied kleiner geworden is dan de minimaal vereiste oppervlakte voor een meetgebied.

In het voorbeeld van het ecotype Rugstreeppad (Figuur 14) zijn er twee meetgebieden verdwenen, met name diegene die op de locatie van het Logistiek park gelegen waren. Alle andere meetgebieden blijven in dezelfde bereikbaarheidsklasse.



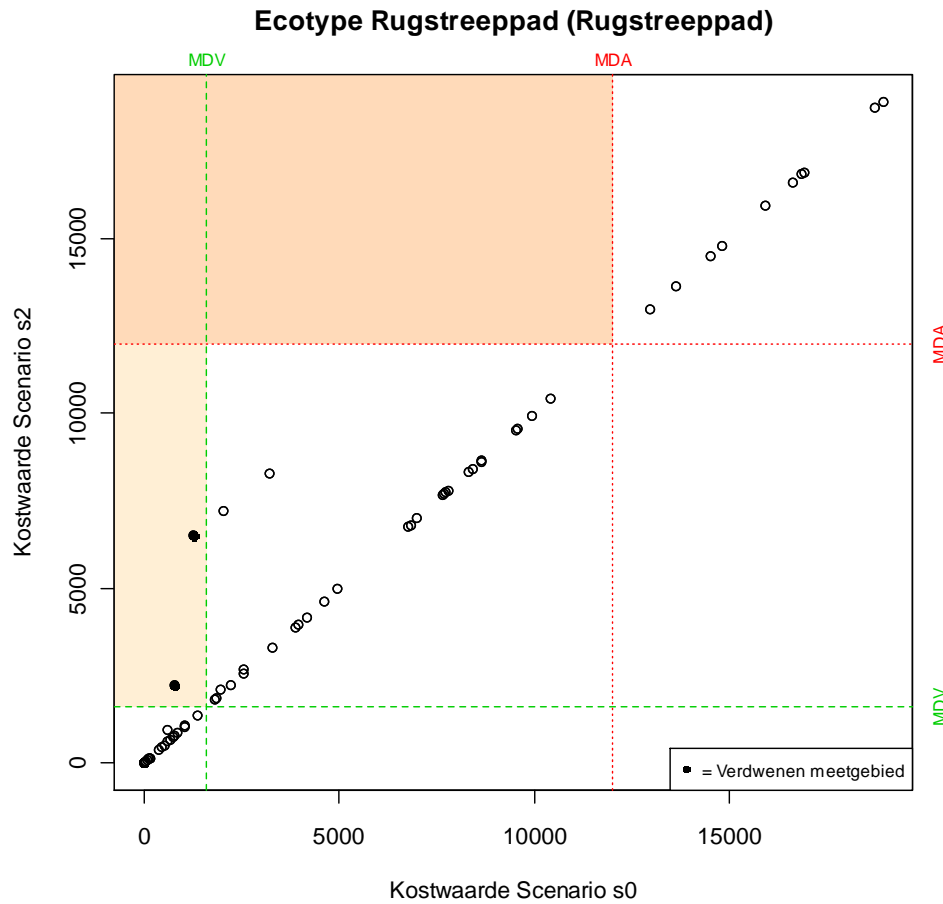
Figuur 14: Verschil in bereikbaarheidsklasse van de meetgebieden tussen referentie- en testscenario voor het ecotype Rugstreppad

In Figuur 15 – het voorbeeld van het ecotype Natte Vleermuis (Testscenario 1) – vinden er grotere verschuivingen plaats. In het noordoostelijke deel van het gebied verdwijnen een heel aantal meetgebieden en worden er een groot aantal minder goed bereikbaar. De vermindering in bereikbaarheid is voornamelijk te wijten aan het feit dat in Testscenario 1 het dorp Doel, een brongebied van dit ecotype, verdween (cf. Figuur 8 en Figuur 10). Het verlies van een brongebied is uiteraard een drastische verandering in de landschappelijke situatie waarvan het effect op de populatie op zichzelf grondig moet geëvalueerd worden (zie ook Paragraaf 4.4.1). Het Saeftinghedok is dan weer verantwoordelijk voor het verdwijnen van veel meetgebieden. De nieuwe sluis en ontsluitingsweg hebben weinig of geen impact op dit ecotype gezien het zich vrij gemakkelijk over wegen of water verplaatst, maar kunnen wel een sterke impact hebben op niet-vliegende soorten zoals de rugstreppad.



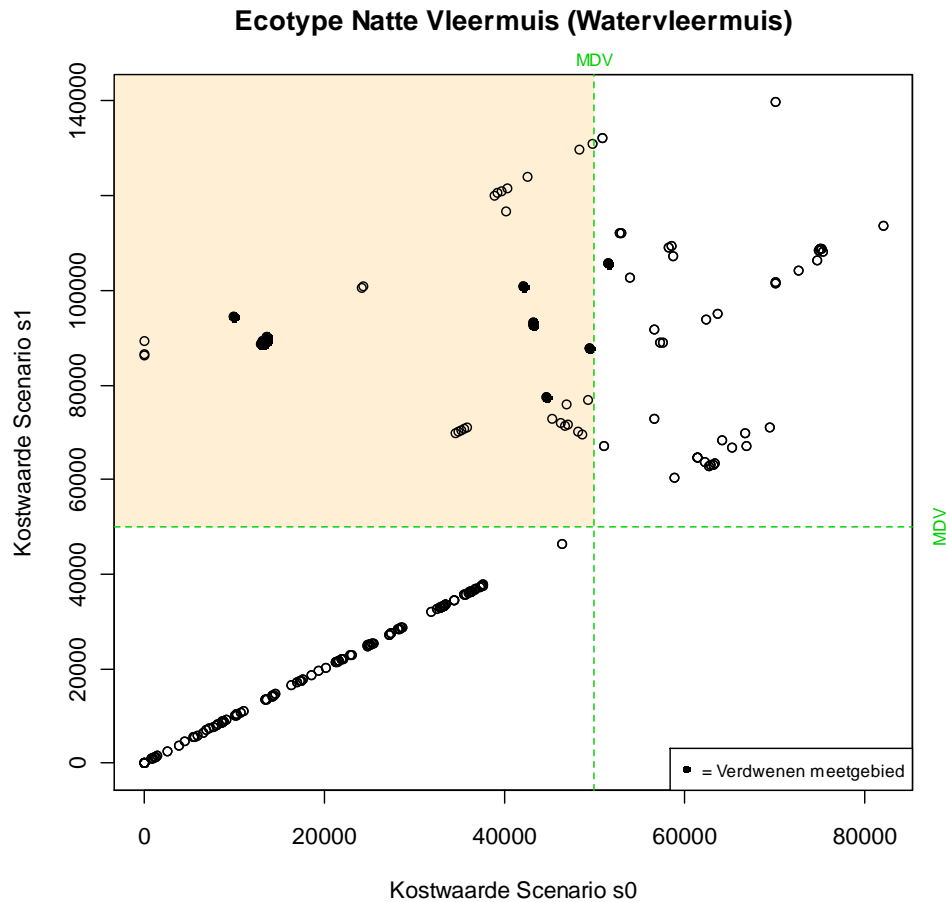
Figuur 15: Verschil in bereikbaarheidsklasse van de meetgebieden tussen referentie- en testscenario voor het ecotype Natte Vleermuis

De kaart van het bereikbaarheidsverschil wordt ondersteund met een grafiek (zie Figuur 16 en Figuur 17). Dit spreidingsdiagram geeft de bereikbaarheid van de meetgebieden in het testscenario weer ten opzichte van hun bereikbaarheid in het referentiescenario en is een bijkomende, indicatieve graadmeter voor verschil in bereikbaarheid van de meetgebieden. Het licht ingekleurde gedeelte geeft aan dat de meetgebieden die zich daarin bevinden van de eerste klasse (Dagelijks bereik) naar de tweede klasse (Dispersiebereik) zijn gegaan. Het donkerder gekleurde vlak geeft een overgang aan van één van de eerste twee klassen naar de derde klasse (Onbereikbaar).



Figuur 16: De verandering in bereikbaarheid van de meetpunten voor het ecotype Rugstreepad tussen referentie- en testscenario (Scenario s0 en s2, respectievelijk)

In bovenstaand voorbeeld (ecotype Rugstreepad) is te zien dat vier meetgebieden duidelijk achteruit gegaan zijn in bereikbaarheid. Twee van die vier zijn verdwenen onder de nieuwe infrastructuur, waardoor de verandering in klasse geen betekenis meer heeft. De twee andere meetgebieden verminderen weliswaar in bereikbaarheid, maar blijven in dezelfde klasse.

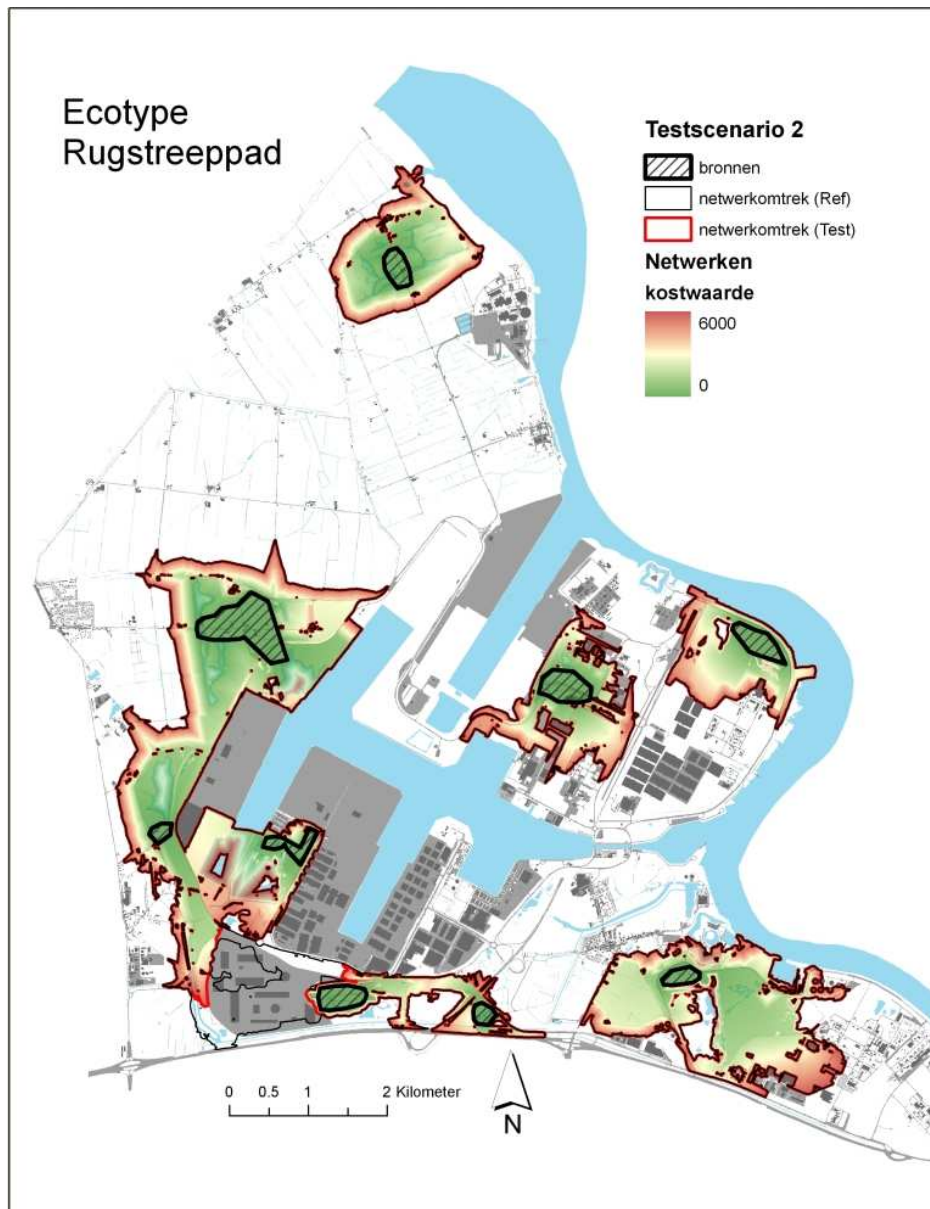


Figuur 17: Verandering in bereikbaarheid van de meetpunten voor het ecotype Natte Vleermuis tussen referentie- en testscenario (Scenario s0 en s1, respectievelijk)

Het spreidingsdiagram voor het ecotype Natte Vleermuis geeft een heel ander beeld, in overeenstemming met met de grote landschappelijke veranderingen in Testscenario 1. Duidelijk is dat zowel binnen het dagelijkse foerageergebied van de vleermuizen (de MDV of het 'leefgebied') als daarbuiten meetgebieden van klasse veranderd of verdwenen zijn. Merk op dat vrij veel meetpunten weliswaar in kostwaarde zijn toegenomen, maar binnen dezelfde klasse gebleven, wat te verklaren is door de vrij hoge mobiliteit van de vleermuizen en dus hoge MDV en MDA waarden. Noteer ook dat geen enkel meetpunt een hogere bereikbaarheid kreeg.

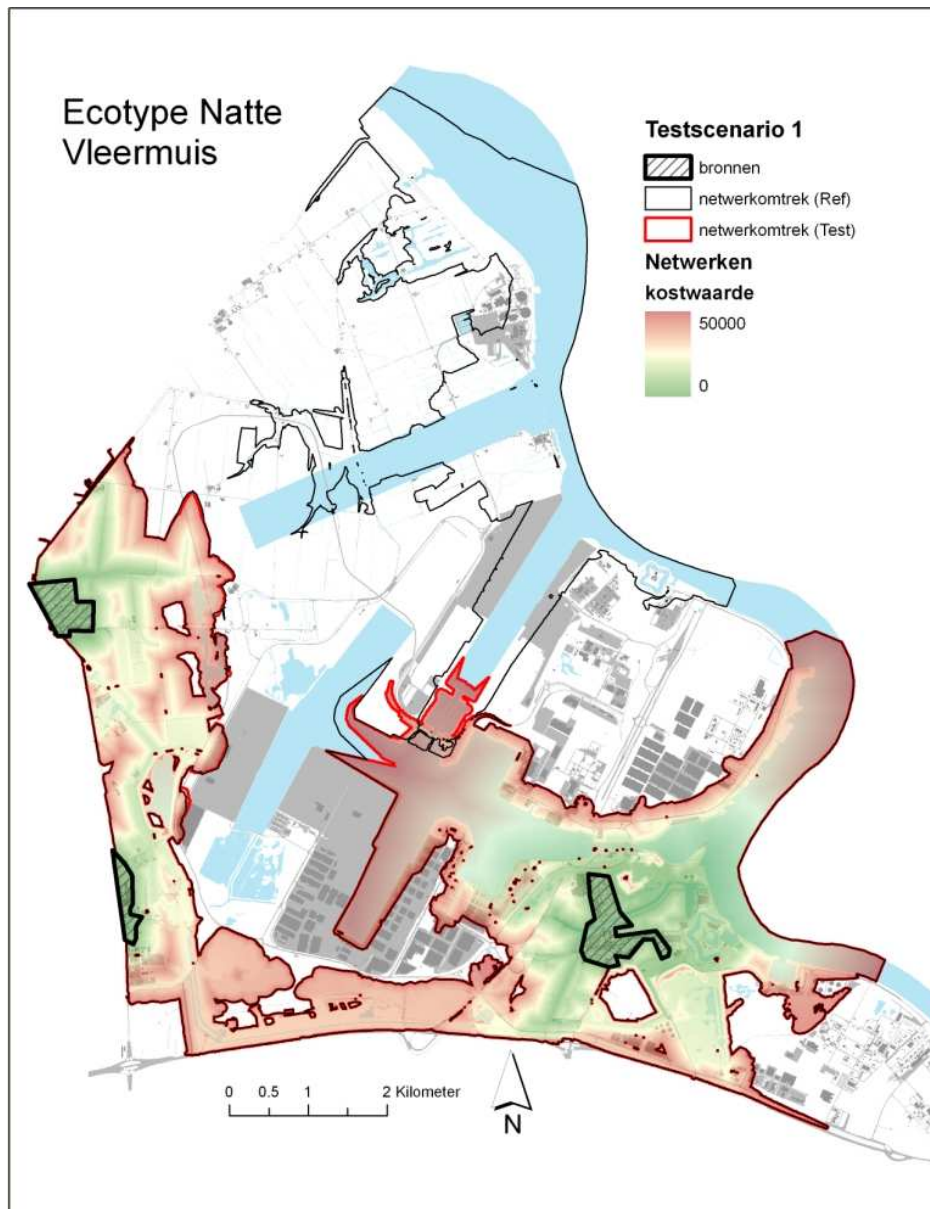
4.3.2 Netwerken

Figuur 18 en Figuur 19 tonen een vergelijking van de netwerkstructuur in het referentiescenario (in zwarte omlijning) en het testscenario (in rode omlijning). Waar de omlijningen overlappen, is alleen de zwarte lijn te zien. De weergegeven kostwaarden zijn die van het testscenario.



Figuur 18: Verschil in netwerkstructuur voor het ecotype Rugstreepad tussen referentie- en testscenario (Scenario s0 en s2, respectievelijk) in de Antwerpse haven (Linkeroever)

Bij het ecotype Rugstreepad zien we, op de plaats waar het Logistiek park ingetekend werd, dat het voorheen continue netwerk opgedeeld wordt in twee gescheiden netwerken, wat het totaal aantal netwerken in Testscenario 2 op zes brengt. Alle andere netwerken blijven behouden.



Figuur 19: Verschil in netwerkstructuur voor het ecotype Natte Vleermuis tussen referentie- en testscenario (Scenario s0 en s1, respectievelijk) in de Antwerpse haven (Linkeroever)

Bij het ecotype Natte Vleermuis valt vooral het verdwijnen van het netwerk rond het verdwenen brongebied van Doel als grootste verschil op. Verder zijn er geen noemenswaardige veranderingen in de netwerkstructuur.

4.3.3 Overzichtstabel kengetallen

Ten slotte worden de resultaten van beide scenario's cijfermatig naast elkaar gezet en de veranderingen aangegeven (zie Tabel 10). De dik omlinjende cellen geven de testscenario's aan die in de vorige paragrafen werden besproken en geïllustreerd.

Bij de rugstreeppad (Testscenario 2) valt op dat weinig meetpunten beïnvloed worden door de landschappelijke ingreep (slechts 2,5%), maar dat het aantal netwerken gestegen is. In ditzelfde scenario verandert er vrijwel niets aan de connectiviteit voor natte vleermuis.

Tabel 10: Vergelijking kengetallen van referentie- en testanalyses voor de ecotypes Rugstreepad en Natte Vleermuis. De kolom 'tov 0' geeft het verschil aan met het referentiescenario.

Ecotype		Scenario				
		0 (REF)	1 (TEST)		2 (TEST)	
		Kengetal	Kengetal	tov 0	Kengetal	tov 0
RSP	Bronnen	9	9	0	9	0
	Netwerken	5	5	0	6	1
	Meetgebieden	81	80	-1	79	-2
	Dagelijks bereik	42	42	0,0%	40	-2,5%
	Dispersiebereik	29	25	-4,9%	29	0,0%
	Onbereikbaar	10	13	3,7%	10	0,0%
	Verdwenen		1	1,2%	2	2,5%
NVM	Bronnen	4	3	-1	4	0
	Netwerken	1	1	0	1	0
	Meetgebieden	197	183	-14	196	-1
	Dagelijks bereik	157	117	-20,3%	156	-0,5%
	Dispersiebereik	40	66	13,2%	40	0,0%
	Onbereikbaar	0	0	0,0%	0	0,0%
	Verdwenen		14	7,1%	1	0,5%

Bij het ecotype Natte Vleermuis (Testscenario 1) valt op dat het aantal brongebieden afneemt, en dat het aantal netwerken toch hetzelfde blijft. Anderzijds zien we dat meer dan 20% van de dagelijks bereikbare meetgebieden minder bereikbaar wordt of verdwijnt. In ditzelfde scenario is er bij de rugstreepad een kleine verschuiving van meetgebieden die van dispersiebereik naar onbereikbaar gaan, of die verdwijnen (voor details zie Kaartenbundel en resultatentabel).

4.4 Stap 4: Toetsing van de veranderingen in LCI

Aan de hand van een aantal vooraf opgestelde toetsingscriteria is het mogelijk om de ernst van de veranderingen in connectiviteit in te schatten. Als de vooropgestelde criteria overschreden worden, geeft dit aan dat de beschouwde wijzigingen tussen referentie- en testscenario een duidelijk negatieve invloed hebben op de netwerkfunctie van het studiegebied. Uiteraard is het niet aan het model om te beslissen of de vooropgestelde wijzigingen al dan niet kunnen uitgevoerd worden, wel signaleert het dat om de integriteit van het netwerk te vrijwaren er best een grondigere analyse gemaakt wordt van het specifieke connectiviteitsprobleem.

Hieronder wordt er, per categorie van vastgestelde wijzigingen, een voorstel gedaan van mogelijke toetsingscriteria.

4.4.1 Habitatverlies

Zowel het verlies van bronnen als het verlies aan meetpunten is een graadmeter voor habitatverlies tussen de vergeleken scenario's. Uiteraard is habitatverlies als negatief te beschouwen voor het betrokken ecotype, maar het maakt geen deel uit van deze modellering die in de eerste plaats uitgevoerd wordt om de functionaliteit van het netwerk in beeld te brengen, op te volgen en veranderingen te evalueren.

4.4.2 Wijzigingen in LCI

De overige kengetallen in de overzichtstabel lenen zich tot het opstellen van richtlijnen om de impact op de connectiviteit te toetsen.

Een stijging van het aantal netwerken zou in feite nooit mogen voorkomen. Dit zou namelijk betekenen dat een aaneengesloten populatienetwerk wordt opgesplitst in twee afzonderlijke deelgebieden die niet meer onderling bereikbaar zijn voor disperserende individuen.

Ook het aantal onbereikbare meetgebieden zou niet mogen stijgen, omdat een onbereikbaar meetpunt geen bijdrage meer kan leveren aan de connectiviteit van het landschap. Elk meetpunt dat van een andere klasse naar 'Onbereikbaar' verhuist, is een aanwijzing voor een verminderde doorlaatbaarheid van het landschap. Of dit een reëel probleem is hangt echter af van het belang van dit specifieke meetgebied in termen van grootte en habitatkwaliteit.

Ten slotte mag de proportie meetgebieden die van dagelijks bereik naar dispersiebereik gaan, niet te groot zijn. Dergelijke veranderingen geven aan dat de grootte van sommige leefgebieden afneemt maar dat de betrokken gebiedjes nog wel kunnen functioneren als stapstenen of tijdelijke leefgebieden.

Een mogelijk voorstel van toetsingsrichtlijnen is dus als volgt:

1. Het aantal netwerken mag niet stijgen (tenzij mogelijk in het geval dat er bijkomende brongebieden zijn gecreëerd, hoewel deze best ook aansluiten in een bestaand netwerk)
2. Het aantal 'Onbereikbare' meetgebieden (Klasse 3) mag niet stijgen. Indien een meetgebied toch onbereikbaar wordt, dient de situatie nader geëvalueerd te worden (hoe groot is deze plek, is de referentiesoort al aanwezig, ...)
3. Er mogen niet meer dan 20% van alle meetgebieden van 'Dagelijks bereikbaar' naar 'Dispersiebereik' gaan.

De kengetallen waarop deze **toetsingsrichtlijnen** betrekking hebben zijn op een grijze achtergrond weergegeven in Tabel 10.

Ook indien een studie uitwijst dat geen van deze toetsingswaarden overschreden wordt, is dat een belangrijke bevinding die aangeeft dat de netwerkfunctionaliteit door de landschapswijzigingen niet fundamenteel wordt aangetast.

5 CONCLUSIE

Met het LCI-model kan de connectiviteit van een landschap voor een soort(engroep) op een gestandaardiseerde manier gekwantificeerd worden. Het model resulteert in twee landschapsecologische connectiviteitsindices die zowel grafisch als cijfermatig kunnen worden weergegeven. Het model genereert enerzijds een beeld van de bereikbaarheid van meetgebieden (geselecteerde habitat) vanuit een set van brongebieden. Anderzijds geeft het model een set van netwerken van onderling verbonden bronpopulaties in het gebied. Gezien de systematische bepaling van deze indices, lenen ze zich uitstekend voor onderlinge vergelijking van connectiviteit in gewijzigde landschapssituaties en voor verschillende ecotypes. Als dusdanig evalueert het model de connectiviteit van netwerken in verschillende landschappelijke situaties en kan het voor verschillende toepassingen ingezet worden. Het kan een hulp zijn voor het onderbouwen van beleidsbeslissingen en, in het verlengde daarvan, voor de bijhorende beheermaatregelen, of het model kan als monitoringsinstrument gebruikt worden.

Een aantal bemerkingen die hierbij gelden zijn:

- Het model kan in principe uitgebreid worden naar vrijwel elke landschappelijke situatie, antropogeen of natuurlijk, maar de keuze van landbedekkingsklassen en ecotypes moet afgestemd worden op de kenmerken en doelstellingen van het gekozen onderzoeksgebied.
- Hoewel het model de bereikbaarheid van het landschap in kaart brengt, is het niet te beschouwen als een gevalideerd model voor het voorspellen van aanwezigheid van een bepaalde soort in bepaalde gebieden. Met andere woorden, als het model van een plek aangeeft dat deze bereikbaar is voor een soort, is dit geen garantie dat de soort ook werkelijk aanwezig is of zal zijn. Dit hangt, naast connectiviteit, ook af van toevalsprocessen, populatiedynamiek, de situatie in de brongebieden, etc. Het model doet bovendien ook geen uitspraak over het aantal zich verplaatsende individuen, enkel over de connectiviteit van het landschap.
- Het toepassen van het connectiviteitsmodel voor monitoringsdoeleinden vereist een routinematige bijwerking van de landbedekkingskaart. Deze bijwerking kan tijdrovend en dus kostelijk zijn.

In zijn huidige vorm komt het instrument echter tegemoet aan de doelstelling waarvoor het ontworpen werd. Het laat toe kwantitatieve doelstellingen op te stellen met betrekking tot de functionaliteit van het EI-netwerk in de Antwerpse haven voor een aantal belangrijke soortengroepen. Daarnaast maakt het model een meer integrale evaluatie van de landschapsecologische connectiviteit mogelijk. Hierdoor kan de status van het EI-netwerk ook volledig en bevattelijk gerapporteerd worden naar overheden op regionaal, nationaal en internationaal niveau.

BIJLAGE A: GEBRUIKTE AFKORTINGEN

AMIS	Afdeling Milieu-Integratie en subsidiëringen, LNE
DVM	Ecotype Droge Vleermuis (Dwergvleermuis)
EI	Ecologische Infrastructuur
GHA	Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen
GIS	Geografisch Informatie Systeem
IHD	Instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de Vogel- en Habitatrichtlijn
INBO	Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
KA	Kostallocatie
KRV	Ecotype Kleine Rietvogel (Blauwborst)
LCI	Landschapsecologische Connectiviteitsindex
LNE	Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
MDA	Maximale Dispersie Afstand
MDV	Maximale Dagelijkse Verplaatsing
MK	Minimale Kost
MMHA	Maatschappelijk Meest Haalbaar Alternatief uit het plan-MER
MOW	Departement Mobiliteit en Openbare Werken, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
MVO	Minimale vereiste oppervlakte voor een meetgebied
N	Aantal
NTMB	Dienst Natuurtechnische Milieubouw, AMIS, LNE
NVM	Ecotype Natte Vleermuis (Watervleermuis)
plan-MER	Milieu-effect Rapport over het strategisch plan voor en de afbakening van de haven van Antwerpen in haar omgeving (Indeherberg & Beyen 2008)
RSP	Ecotype Rugstreepad (Rugstreepad)
RSV	Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen
UA	Universiteit Antwerpen
VLI	Ecotype Dagvlinder (Bruin blauwtje)

BIJLAGE B: CONVERSIEFACTOR

Omdat de mobiliteit van een ecotype (in de literatuur) doorgaans in afstand wordt uitgedrukt en de bereikbaarheid binnen het bestudeerde (sterk antropogene) landschap in de hier berekende landschapsmodellen in kostwaarden, moeten deze waarden via een conversiefactor omgerekend worden om de bovenstaande klassenindeling te kunnen toepassen op de bereikbaarheid van de meetgebieden.

Om literatuurgegevens over mobiliteit (MDV- en MDA-waarden) om te zetten naar kostwaarden, gaan we uit van de volgende benadering. Voor elk brongebied in het studielandschap bepalen we de minimale kost voor het ecotype om een afstand van 1000m af te leggen. De rationale is dat dieren die lange verplaatsingen realiseren, dit a priori doen via een weg met lage kost. De mediaan van deze minimale kostwaarden over alle brongebieden geeft een conversiefactor om reële mobiliteit (in km) te vertalen naar de overeenkomstige kostwaarden.

Technisch gebeurt dit via de volgende stappen:

- Ten eerste wordt met een Kost-Allocatie (KA) analyse voor elk punt in het landschap bepaald welke bron het dichtstbij ligt, rekening houdende met de matrix. De KA-kaart geeft dus de invloedssfeer van elke bron weer, gegeven het omringende landschap.
- Vervolgens wordt op de kostenkaart voor elke bron gekeken wat de 'goedkoopste' weg (laagste kostwaarde) is door het landschap naar eender welk punt op 1000m van de bron, zonder daarvoor een andere bron als stapsteen te gebruiken, dwz binnen de invloedssfeer van de bron.
- Dan nemen we, om één omrekenfactor voor het hele gebied te krijgen, de mediaan van de minimale kostwaarde van elke bron aanwezig in het onderzoeksgebied. De mediaan is minder gevoelig voor extreme waarden dan andere parameters (bv. gemiddelde).
- En ten slotte delen we de mediaan door 1000 om de kostwaarde per meter reële afstand te verkrijgen, en we ronden de waarde af tot een geheel getal.

Om een voorbeeld te geven:

Voor de Rugstreepad werd een conversiefactor van 4 bekomen, dwz dat dit organisme in het landschap van de Antwerpse haven gemiddeld minstens een kost van 4000 eenheden moet overbruggen om zich 1000m van een brongebied te verwijderen. De maximale dispersieafstand van een rugstreepad werd geschat op 3000 meter, en de maximale dagelijkse verplaatsing op 400 meter. De grenzen van de bereikbaarheidsklassen worden dus omgerekend tot een kostwaarde van 12000 voor de MDA en 1600 voor de MDV.

Idealiter zou de conversiefactor berekend moeten kunnen worden op basis van waargenomen MDA en MDV binnen het studiegebied, maar dit is zelden realistisch. Voor alle ecotypes in deze studie is de conversiefactor dus op bovenstaande wijze bepaald in het huidige studiegebied. Deze conversiefactoren blijft geldig voor elke LCI-analyse in het onderzoeksgebied en kunnen dus voor alle referentie- en testscenario's gebruikt worden. In principe zou de conversiefactor zelfs overdraagbaar moeten kunnen zijn tussen studiegebieden.

REFERENTIES

- Adriaens, D., T. Adriaens & G. Ameeuw (2008). "Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding (LSVI) van de Habitatrictlijnsoorten." (INBO.R.2008.35), Instituut voor Natuur en Bosonderzoek in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel
- Adriaens, P. & G. Ameeuw (2008). "Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de vogelrichtlijnsoorten." (INBO.R.2008.36), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel
- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. D. Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck & E. Matthysen (2003). "The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model." *Landscape and Urban Planning* **64**: 233–247.
- Adriaensen, F., D. van Hove & P. Meire (2008). "Opstellen van doelstellingen voor Ecologische Infrastructuur in de Antwerpse haven." (ECOBÉ 08-R117), Universiteit Antwerpen - Ecosystem Management Research Group, Antwerpen
- Aerodata International Surveys, B. (2007). "Aerogrid België." <http://www.aerogrid.be>, Date accessed: 07/2009.
- Beebe, T. J. C. (1979). "A review of scientific information pertaining to the natterjack toad *Bufo calamita* throughout its geographical range." *Biological Conservation*: 107-134.
- Beier, P., D. R. Majka, J. Jenness, B. Brost & E. Garding. (2009). "Corridor Design." Retrieved 23 August 2010, from <http://www.corridordesign.org/>.
- Beier, P., D. R. Majka & W. D. Spencer (2008). "Forks in the Road: Choices in Procedures for designing Wildland Linkages." *Conservation Biology* **22**(4): 836-851.
- Bennet, G. (2004). "Integrating biodiversity conservation and sustainable use. Lessons learned from ecological networks." World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland
- Boeckx, K. (2003). "Laatvlieger". In *Zoogdieren in Vlaanderen - Ecologie en verspreiding van 1987-2002*. By S. Verkem, J. De Maeseneer, B. Vandendriessche, G. Verbeylen and S. Yskout (ed.), Mechelen&Gent, Natuurpunt Studie&JNM-Zoogdierenwerkgroep.
- Boitani, L., A. Falcucci, L. Maiorano & C. Rondinini (2007). "Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation." *Conservation Biology* **21**(6): 1414-1422.
- Bosschieter, L. & P. W. Goedhart (2005). "Gap crossing decisions by reed warblers (*Acrocephalus scirpaceus*) in agricultural landscapes." *Landscape Ecology* **20**(4): 455-468.
- Chardon, J. P., F. Adriaensen & E. Matthysen (2003). "Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.)." *Landscape Ecology* **18**: 561-573.
- Dietz, M. (2006). Influence of reproduction on the thermoregulation, food intake and foraging strategies of free-ranging female and male daubenton's bats, *Myotis daubentonii* (Vespertilionidae). *Fakultät für Naturwissenschaften*. Ulm, Germany, Universität Ulm. **PhD Thesis**.
- Edeline, E., L. Beaulaton, R. Le Barh & P. Elie (2007). "Dispersal in metamorphosing juvenile eel *Anguilla anguilla*." *Marine Ecology-Progress Series* **344**: 213-218.

- Edeline, E., P. Lambert, C. Rigaud & P. Elie (2006). "Effects of body condition and water temperature on *Anguilla anguilla* glass eel migratory behavior." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **331**(2): 217-225.
- Encarnação, J. A., U. Kierdorf, D. Holweg, U. Jasnoch & V. Wolters (2005). "Sex-related differences in roost-site selection by Daubenton's bats *Myotis daubentonii* during the nursery period." Mammal Review **35**(3-4): 285-294.
- Ferreras, P. (2001). "Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx." Biological Conservation **100**(1): 125-136.
- Foppen, R. P. B., J. P. Chardon & W. Liefveld (2000). "Understanding the role of sink patches in source-sink metapopulations: Reed Warbler in an agricultural landscape." Conservation Biology **14**(6): 1881-1892.
- Gyselings, R., G. Spanoghe, K. Hessel, W. Mertens, B. Vandevoorde & E. Van den Bergh (2009). "Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het zesde jaar. Bijlage 9.8 bij het zesde jaarverslag van de Beheercommissie Natuur Linkerscheldeoever." (INBO.R.2009.3), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Gyselings, R., G. Spanoghe & E. Van den Bergh (2004). "Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het tweede jaar. Bijlage 8.7 van het tweede jaarverslag van de Beheercommissie Natuurcompensaties Linkerscheldeoevergebied." (IN.O.2004.19), Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Imbert, H., J. Labonne, C. Rigaud & P. Lambert (2010). "Resident and migratory tactics in freshwater European eels are size-dependent." Freshwater Biology **55**(7): 1483-1493.
- Indeherberg, M. & W. Beyen (2008). "Plan- MER over het Strategisch Plan voor en de afbakening van de Haven van Antwerpen in haar omgeving - Technisch Deelrapport Fauna en Flora." (5136-5049-096), Vlaamse Overheid, Departement Mobiliteit en Openbare Werken, Afdeling Haven- en Waterbeleid, Brussel
- Jenkins, E. V., T. Laine, S. E. Morgan, K. R. Cole & J. R. Speakman (1998). "Roost selection in the pipistrelle bat, *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae), in northeast Scotland." Animal Behaviour **56**(4): 909-917.
- Jennrich, R. I. & F. B. Turner (1969). "Measurement of non-circular home range." Journal of Theoretical Biology **22**(2): 227-237.
- Kapfer, G., T. Rigot, L. Holsbeek & S. Aron (2008). "Roost and hunting site fidelity of female and juvenile Daubenton's bat *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817) (Chiroptera: Vespertilionidae)." Mammalian Biology **73**(4): 267-275.
- Kapteyn, K. (1995). Vleemuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Haarlem, Nederland, Schuyt & Co. Uitgevers en importeurs BV.
- Kapteyn, K. (1997). "Gewone dwergvleermuis *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774)." In Atlas van de Nederlandse Vleemuizen. By Limpens H.J.G.A., M. K. and B. W. (ed.), Utrecht, KNNV uitgeverij.
- Kindlmann, P. & F. Burel (2008). "Connectivity measures: a review." Landscape Ecology **23**(8): 879-890.

- Lefevre, A. (2003). "Dwergvleermuis". In Zoogdieren in Vlaanderen - Ecologie en verspreiding van 1987-2002. By S. Verkem, J. De Maeseneer, B. Vandendriessche, G. Verbeylen and S. Yskout (ed.), Mechelen&Gent, Natuurpunt Studie&JNM-Zoogdierenwerkgroep.
- Limpens, H. J. G. A. & K. Kapteyn (1991). "Bats, their behaviour and linear landscape elements." Myotis **29**: 39-48.
- Limpens, H. J. G. A., P. Twisk & G. Veenbaas (2004). "Met vleermuizen overweg. Brochure over vleermuizen en de wijze waarop bij planning, aanleg, reconstructie en beheer van wegen praktische invulling kan gegeven worden aan de wettelijke zorgplicht voor vleermuizen." (DWW-2004-037), Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft & Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Arnhem
- Miaud, C., D. Sanuy & J.-N. Avriillier (2000). "Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape." Amphibia-Reptilia **21**: 357-369.
- Mostert, K. (1997). "Meervleermuis *Myotis dasycneme* (Boie, 1825)". In Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. By H. J. G. A. Limpens, K. Mostert and W. Bongers (ed.), Utrecht, KNNV uitgeverij.
- MOW (2008). "Ontwerp kadernota 'Ecologische infrastructuur in de zeehavens'." Departement Mobiliteit en Openbare Werken, Vlaamse Overheid, Brussel
- Moyle, P. B. & J. J. Cech (1996). Fishes: an introduction to ichthyology. 3th, London, Prentice-Hall.
- Natuurpunt Antwerpen Noord (2001). "Project "De Antwerpse Haven natuurlijker" - Rapport werkingsjaar 2001." Natuurpunt Antwerpen Noord, Ekeren
- Ottburg, F. G. W. A., R. Pouwels & P. A. Slim (2007). "De Antwerpse Haven natuurlijker; netwerk van ecologische infrastructuur voor de rugstreeppad (*Bufo calamita*) op de linker Scheldeoever." (Alterra-rapport 1377), Alterra Wageningen UR, Wageningen
- Palstra, A., C. Szekely, V. van Ginneken & G. van den Thillart (2005). "Swim fitness of European eel (*Anguilla anguilla*)." Comparative Biochemistry and Physiology a-Molecular & Integrative Physiology **141**(3): S165-S165.
- Pouwels, R., R. Jochem, M. J. S. M. Reijnen, S. R. Hensen & J. G. M. van der Gref (2002a). "LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordeling 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
- Preizsner, B. & T. Cörgö (2008). "Habitat preference of Sylviidae warblers in a fragmented landscape." Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae **54** (Suppl. 1): 111-122.
- Racey, P. A. & S. M. Swift (1985). "Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. I. Foraging behaviour. ." Journal of Animal Ecology **54**(1): 205-215.
- Rayfield, B., M. J. Fortin & A. Fall (2010). "The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values." Landscape Ecology **25**(4): 519-532.

- RSV (1997). Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen. gecoördineerde versie (april 2004), Brussel, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Samsoen, L., E. Beeckman, C. Van den Eede & E. Van Walle (2007). "Visserijonderzoek in het havengebied Linkeroever." Provinciale Visserijcommissie van Oost-Vlaanderen Gent
- Schneider, C. (2003). "The influence of spatial scale on quantifying insect dispersal: an analysis of butterfly data." Ecological Entomology **28**(2): 252-256.
- Schoukens, H., A. Cliquet & P. Desmedt (2010). "Tijdelijke Natuur. Overtreft de dynamiek van de natuur die van het natuurbehoudsrecht?" LDR Advocaten, Gent
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010). "Global Biodiversity Outlook 3." Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada
- Sinsch, U. (1992). "Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*)." Oecologia **90**: 489-499.
- Sinsch, U. (1997). "Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation." Oecologia (1997) : **112**: 42-47.
- Spanoghe, G., R. Gyselings & E. Van den Bergh (2003). "Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het eerste jaar. Bijlage 8.7 bij het eerste jaarverslag van de beheerscommissie van het Linkerscheldeoevergebied." (IN O. 2003.15), Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Spanoghe, G., R. Gyselings & E. Van den Bergh (2006). "Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het derde jaar. Bijlage 8.6 van het derde jaarverslag van de Beheercommissie Natuurcompensaties Linkerscheldeoevergebied." (IN.O.2006.1), Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Spanoghe, G., R. Gyselings & E. Van den Bergh (2008). "Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het vijfde jaar. Bijlage 9.10 van het vijfde jaarverslag van de Beheerscommissie natuurcompensaties Linkerscheldeoevergebied." (INBO.R.2008.14), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Spitzen - van der Sluijs, A. M., R. Zollinger & A. C. van Rijsewijk (2007). "Ecologisch onderzoek aan de rugstreeppad (*Bufo calamita*) in de Noordoostpolder." Stichting RAVON, Nijmegen
- Stevens, M., J. Coeck & J. van Vessem (2009). "Wetenschappelijke onderbouwing van de palingbeheerplannen voor Vlaanderen." (INBO.R.2009.40), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Stevens, V. M., E. Polus, R. A. Wesselingh, N. Schtickzelle & M. Baguette (2004). "Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*)." Landscape Ecology **19**: 829-842.
- Sundseth, K. (2010). "The Natura 2000 Newsletter." (28), DG Environment, European Commission, Brussels
- Taneyhill, D. E., J. B. Mallet, I. Wynne, S. Burke, A. S. Pullin, R. J. Wilson, R. K. Butlin, M. J. Hatcher, B. Shorrocks & C. D. Thomas (2001). "Estimating rates of gene flow in endemic butterfly races: the effect of metapopulation dynamics". In Genes in the

- Environment: 15th Special Symposium of the British Ecological Society. By R. S. Hales (ed.), Cambridge, Cambridge University Press. 3-25.
- Van de Sijpe, M. (2003). "Meervleermuis". In Zoogdieren in Vlaanderen - Ecologie en verspreiding van 1987-2002. By S. Verkem, J. De Maeseneer, B. Vandendriessche, G. Verbeylen and S. Yskout (ed.), Mechelen&Gent, Natuurpunt Studie&JNM-Zoogdierenwerkgroep.
- Van der Wijden, B. (2003). "Watervleermuis". In Zoogdieren in Vlaanderen - Ecologie en verspreiding van 1987-2002. By S. Verkem, J. De Maeseneer, B. Vandendriessche, G. Verbeylen and S. Yskout (ed.), Mechelen&Gent, Natuurpunt Studie&JNM-Zoogdierenwerkgroep.
- Van der Wijden, B. & S. Verkem (2003). "Rosse vleermuis". In Zoogdieren in Vlaanderen - Ecologie en verspreiding van 1987-2002. By S. Verkem, J. De Maeseneer, B. Vandendriessche, G. Verbeylen and S. Yskout (ed.), Mechelen&Gent, Natuurpunt Studie&JNM-Zoogdierenwerkgroep.
- van Ginneken, V. & G. Maes (2005). "The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its Lifecycle, Evolution and Reproduction: A Literature Review." Reviews in Fish Biology and Fisheries **15**(4): 367-398.
- van Hove, D., D. Nijssen & P. Meire (2004). "Opstellen van instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de vogelrichtlijn 79/409/EEG, de habitatrichtlijn 92/43/EEG, en eventuele watergebieden van internationale betekenis (Conventie van Ramsar) in de Zeehaven van Antwerpen, poort van Vlaanderen in het Ruimtelijk Structuurplan." (ECOBIE 03-R53), Universiteit Antwerpen - Ecosystem Management Research Group, Antwerpen
- Verbeylen, G., L. D. Bruyn, F. Adriaensen & E. Matthysen (2003). "Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape?" Landscape Ecology **18**: 791-805.
- Verboom, B. & H. Huitema (1997). "The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*." Landscape Ecology **12**(2): 117-125.
- Vitousek, P. M. (1997). "Human domination of Earth's ecosystems (vol 277, pg 494, 1997)." Science **277**(5325): 494-499.
- Wilson, R. J. & C. D. Thomas (2002). "Dispersal and the spatial dynamics of butterfly populations." Dispersal Ecology: 257-278.