

Landschapsecologische analyse van het Rotterdamse havengebied

LARCH-scenariostudie naar natuurpotenties van
braakliggende terreinen en leidingstroken

R.P.H. Snep, R.G.M. Kwak, H. Timmermans & W. Timmermans



Alterra-rapport 231, ISSN 1566-7197

Landschapsecologische analyse van het Rotterdamse havengebied

Landschapsecologische analyse van het Rotterdamse havengebied

LARCI-scenariostudie naar natuurpotenties van braakliggende terreinen en leidingstroken

R.P.H. Snep, R.G.M. Kwak, H. Timmermans & W. Timmermans

Alterra-rapport 231

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001

REFERAAT

R.P.H. Snep, R.G.M. Kwak, H. Timmermans & W. Timmermans, 2001. Landschapsecologische analyse van het Rotterdamse havengebied; LARCH-scenariostudie naar natuurpotenties van braakliggende terreinen en leidingstroken. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 231 79 blz. 19 fig.; 7 tab.; 29 ref; 2 bijl.

Alterra voerde in samenwerking met bureau Stadsnatuur Rotterdam een studie uit naar de ecologische mogelijkheden van een tweetal typen van groenvoorziening in het havengebied, te weten leidingstroken en braakliggende terreinen. Met behulp van het ruimtelijk expertsysteem LARCH werden voor deze groenstructuren scenario's van mogelijke ontwikkelingen in deze groenstructuren op ecologische consequenties doorgerekend.

Trefwoorden: stedelijke ecologie, haven, groenstructuren, expertsysteem, biodiversiteit, netwerken, metapopulaties, inrichting

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 68,= / € 30,85 over te maken op banknummer 36.70.54.612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 231. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

WOORD VOORAF	11
SAMENVATTING	13
1 INLEIDING	15
1.1 Stedelijke ecologie	15
1.2 Doel & vraagstelling onderzoek	15
1.3 Leeswijzer	17
1.4 Het Rotterdamse havengebied	18
1.4.1 De Rotterdamse haven en natuur in de regio	18
1.4.2 De haventerreinen en de mogelijkheid tot natuurontwikkeling	20
1.5 Het ecologisch concept: denken in netwerken	21
1.5.1 Metapopulatie-theorie (Opdam, 1987)	22
<i>Intermezzo: Versnippering van de leefomgeving</i>	24
2 METHODIEK	27
2.1 De analysemethode LARCH	27
2.1.1 Rekenmethode LARCH	28
2.1.2 De mogelijkheden van LARCH	29
2.2 Basisbestanden & voorbereiding	31
2.2.1 Vertaalslag van plaatselijke informatie naar een LARCH-indeling	32
Vertaling	32
Verificatie vertaalslag	32
2.2.2 Soortselectie van indicatorsoorten	33
Aanwezige soorten	33
Algemene selectiecriteria	33
Specifieke criteria behorende bij inrichtingsscenario's	34
Definitieve soortkeuze voor de twee terreintypen	34
2.2.3 Scenario-studies	36
Nut en toepassing van scenario's	36
Leidingstroken	37
Braakliggende terreinen	40
3 RESULTATEN	43
3.1 Soortbeschrijvingen	43
Grasmus	43
Zwartkop	44
Bruin Blauwtje	44
3.2 Leidingstroken en dagvlinders	47

3.2.1 Verschillen in de populatie-omvang van het Bruin blauwtje	47
3.2.2 Ruimtelijke effecten van de verschillende scenario's	48
Draagkracht voor het Bruin Blauwtje van het gebied in de huidige situatie	48
Belang van leidingstroken voor het Bruin blauwtje	51
3.3 Braakliggende terreinen en broedvogels	55
3.3.1 Verschillen in de populatie-omvang van Grasmus en Zwartkop	55
3.3.2 De potenties van de huidige situatie	56
Draagkracht van het gebied	56
Populatiestructuren in de regio Rotterdam	57
Populatie-omvang en duurzaamheid	60
3.3.3 Scenario-analyses	61
Belang van de braakliggende terreinen	61
CONCLUSIES	65
4.1 Leidingstroken en dagvlinders	65
4.2 Braakliggende terreinen en vogels	66
5 DISCUSSIE & AANBEVELINGEN	67
Het gebruik van scenario's als middel om de effecten van toekomstige beheer- en inrichtingsvarianten op de ecologie in te schatten	67
Effecten van de inrichting en het beheer van leidingstraten op de ecologie	67
Effecten van de inrichting en het beheer van braakliggende terreinen op de ecologie	68
Het gebruik van ruimtelijke expertsystemen voor stedelijk ecologische vraagstukken	68
6 LITERATUUR-OVERZICHT	69
BIJLAGEN:	73
1. Indicatieve soorten van het Rotterdamse havengebied	75
2. Vertaling begroeiingstypering bSR code naar LARCHstad code	77

Woord vooraf

In het kader van het landelijk onderzoek naar biodiversiteit heeft Alterra, Researchinstituut voor de Groene Ruimte, opdracht gekregen van de Dienst Wetenschap en Kennis (DWK-LNV) een modelinstrumentarium te ontwikkelen voor het beoordelen van biodiversiteit in de stedelijke omgeving. Dit onderzoek is getiteld LARCIstad. Op basis van modelanalyses worden uitspraken over de ruimtelijke kwaliteit van beplantingen en min of meer spontaan opkomend groen in de bebouwde omgeving gedaan. De ecologische kwaliteit van deze groenstructuur wordt in mate van duurzaamheid uitgedrukt. Voor het verkrijgen van gegevens over het stedelijk groen, die noodzakelijk zijn bij de ontwikkeling van het modelinstrumentarium, is samenwerking aangegaan met het bureau Stadsnatuur Rotterdam). Naast algemene richtlijnen voor aanpassingen en het gebruik van het reeds bestaande modelinstrumentarium (LARCI) wordt ook voor een beperkt aantal faunasoorten de ecologische kwaliteit van de Rotterdamse haven en directe omgeving uitgebreid toegelicht. In deze voorbeeldstudie wordt aandacht besteed aan de habitatkwaliteit van de groenstructuur, de mogelijkheden voor uitwisseling van individuen tussen de haven en de omgeving, de ruimtelijke configuratie van populatienetwerken op verschillende schaalniveaus en de duurzaamheid van die netwerken. De analyses die hieraan ten grondslag liggen hebben bijgedragen aan de beoordeling van het bestaande instrumentarium voor gebruik in de stedelijke omgeving. Dit heeft geresulteerd in een aantal aanbevelingen voor verdergaande aanpassingen van het modelinstrumentarium en het doen van empirisch onderzoek aan fauna in het stedelijk gebied.

Samenwerking met gemeente Rotterdam

Vanaf 1999 onderhoudt Alterra contacten met het Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam en bureau Stadsnatuur Rotterdam. Dit heeft in 2000 geleid tot een 'Bijdrage aan het rapport Natuur in de haven' (Snep et al, 2000b). De huidige samenwerking is gericht op het onderzoeken van de natuurpotenties van braakliggende terreinen en zogeheten leidingstroken.

Bureau Stadsnatuur Rotterdam leverde gegevens aan over de ligging en het beheer van het openbaar groen, de bebouwing, industrie en infrastructuur in het Rotterdamse havengebied. Daarnaast werden verspreidingsgegevens van de voor de studie gebruikte soorten beschikbaar gesteld. Deze gegevens zijn als uitgangspunt gebruikt bij de ruimtelijke analyses.

Voor de prettige samenwerking met de gemeente Rotterdam hebben zorggedragen: Martin L'pe, coördinator bureau Stadsnatuur Rotterdam, die als voornaamste contactpersoon vanuit Rotterdam optrad, en daarnaast Freek Deuss van het Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam, en Remko Andeweg (bSR). Voor vragen over dagvlinders was Chris van Swaay (De Vlinderstichting) een immer bereikbaar aanspreekpunt. Tenslotte dienen binnen Alterra Jolanda Dirksen en Arjan Griffioen te worden bedankt voor hun (technische) ondersteuning aan dit onderzoek.

Samenvatting

Inleiding

Stedelijke ecologie komt als gevolg van de toename van woon- en industrieterreinen, de daardoor stijgende ruimtedruk en de aandacht voor de kwaliteit van de leefomgeving steeds meer in de belangstelling. Dit geldt zeker ook voor het groen in de Rotterdamse haven, die in één van de meest verstedelijkte regio's van Nederland is gelegen. De wens vanuit onderzoeksinstituut Alterra om de expertise op het gebied van stedelijke ecologie verder uit te breiden sloot dan ook prima aan bij de gedachte van het Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam (GHR) om de natuurpotenties in de haven nader te onderzoeken. Dit heeft geleid tot een scenario-studie naar de kansen voor natuur in de voor de haven karakteristieke "natuur"-biotopen, namelijk de zogeheten leidingstroken en braakliggende terreinen. Bureau Stadsnatuur Rotterdam (bSR) heeft tijdens dit onderzoek een belangrijke rol vervuld door het verstrekken van lokale ecologische kennis.

Opzet

De belangstelling vanuit Alterra is er voornamelijk op gericht om de bestaande expertsystemen (JARCI) geschikt te maken voor toepassing in het stedelijk gebied. Deze studie bood de mogelijkheid om hierbij gebruik te maken van lokale informatie (zowel kaartmateriaal als flora & fauna-gegevens). Vanuit het havenbedrijf bekeken zijn leidingstroken (bermstructuren waaronder leidingen liggen) en braakliggende terreinen twee specifieke grondgebruiktypen waar mogelijkheden voor natuur aanwezig zijn. In deze scenariostudie is daarom gekeken naar de effecten van toekomstige inrichtings- en beheermaatregelen op de ecologische waarde van deze twee typen. Voor wat betreft de leidingstroken gaat het om intensivering (met als gevolg gedeeltelijke verharding van de bermstrook) enerzijds en natuurontwikkeling (struweelvorming) anderzijds. Het Bruin blauwtje (*Aricia agestis*) heeft daarbij als gidssoort voor graslandvegetaties (waaronder de bermvegetaties van de leidingstroken) gediend. Intensivering van het gebruik van de leidingstroken betekent vanuit ecologisch oogpunt een versmalling van de zone, waardoor de corridorwerking van de zone vermindert. Struweelvorming daarentegen biedt het Bruin blauwtje enig profiel en beschutting waardoor de corridorwerking van de leidingstroken juist verbetert. Voor de braakliggende terreinen zijn de effecten van enerzijds ongemoeide en anderzijds gecontroleerde vegetatie-successie (ontwikkeling van bos en struweel) op het voorkomen van plant- en diersoorten bekeken. De ontwikkeling van een braakliggend terrein in een bos is een langdurig proces en in de westelijke delen van de haven zal het climaxstadium, namelijk bos, als gevolg van wind en saltspray waarschijnlijk nooit bereikt worden. Voorafgaand aan het climaxstadium ontwikkelt zich een halfopen landschap van grasland, ruigte en struweel. Dit is het optimale habitat van een soort als de Grasmus (*Sylvia communis*). Deze soort heeft dan ook als gidssoort voor struweellandschap gediend, terwijl de Zwartkop (*Sylvia atricapilla*) als gidssoort voor het uiteindelijke boslandschap functioneerde.

Het gebruikte expertsysteem LARCH heeft op basis van 1) normen en richtlijnen uit de populatie- en landschapsecologie, 2) soortspecifieke gegevens en 3) gegevens over de aanwezige begroeiingstypen in de haven berekend waar *in potentie* populaties van de genoemde soorten kunnen voorkomen. Daarnaast is informatie gegenereerd over de draagkracht van het gebied voor deze soorten alsmede de duurzaamheid van populaties op grond van de aanwezige habitatstructuur. Tenslotte zijn mogelijke knelpunten en kansen in die structuur gesignaleerd. Het expertsysteem LARCH gaat daarbij uit van het metapopulatie-concept.

Effecten

Uit deze scenario-studie komt naar voren dat leidingstroken voor dagvlinders als het Bruin blauwtje een gering aandeel vormen binnen het totale aanbod aan habitat, doch dat door de netwerkstructuur de leidingstroken wel een belangrijke functie vervullen als corridor tussen de verschillende leefgebieden. Het wegvallen of deels ongeschikt maken (middels bovengrondse leidingen) van de leidingstroken heeft in de gehele haven gevolgen voor deze corridorwerking. In het oostelijke deel (o.a. Botlek) zijn de effecten daarbij groter dan op andere locaties, omdat in dat deel van de haven alternatieve ecologische routes ontbreken en het bestaand habitat in verdere mate versnipperd wordt. Struweelvorming op de leidingstroken (ander scenario) heeft juist een positief effect in het westelijk havendeel (Maasvlakte en Europoort). De toch al goede habitatstructuur binnen het havengebied wordt hierdoor extra versterkt, evenals de ecologische verbinding met de zuidelijk gelegen Voornse Duinen.

De toekomstige successie van de huidige braakliggende terreinen zal een enorm positief effect hebben op het voorkomen van met name struweelvogels. Bosvogels zullen er minder van profiteren, omdat echte bosvorming in de kustzone (Maasvlakte & Europoort-west), waar de meeste natuurmogelijkheden liggen, niet gemakkelijk zal optreden. Het handhaven van het kapbeleid (in verband met herplantplicht) heeft voor beide soorten ongeveer evenveel effect, doch is verhoudingsgewijs voor bossoorten veel groter.

Algemeen kan worden gesteld dat de kansen in het westelijk deel van de haven voor zowel dagvlinder- als vogelsoorten groter zijn. Dit heeft te maken met de grotere schaal en de nabijheid van de ecologische rijke duinzone. Natuurontwikkeling in het oostelijk havengebied is vooral van belang voor de aansluiting van het westelijk havendeel (inclusief duinen) met de stad Rotterdam. De aanwezigheid van groenstructuren in de Botlek en de oude havens kan daarbij een cruciale rol spelen.

1 Inleiding

1.1 Stedelijke ecologie

De belangstelling voor natuur in de stad groeit bij burgers, overheid en bedrijfsleven. Naarmate de steden uitbreiden en het resterende landelijk gebied verder wordt ingesloten door die steden, neemt de behoefte om de natuurwaarden binnen het bebouwd gebied te behouden en toegankelijk te maken voor burgers verder toe. Ook op voor industrie en bedrijvigheid aangewezen terreinen blijkt stadsnatuur ruimschoots aanwezig, en deze natuur dient een sleutelpositie te krijgen in het nastreven van dit doel (Schulte *et al.*, 1993). Alterra, als onderzoeksinstituut voor de Groene Ruimte, doet onderzoek aan die stedelijke natuur. Een van de invalshoeken die daarbij gehanteerd worden is die vanuit de landschapsecologie, waarbij vooral gekeken wordt naar groenstructuren in het bebouwd gebied. Het gaat daarbij om de ruimtelijke configuratie van het groen en de mate waarin dit groen intern en met de omgeving verbonden is. De verbondenheid van groengebieden wordt hierbij als een voorwaarde gezien voor de overleving van plant- en dierpopulaties op lange termijn. Voor een goede beoordeling van deze 'groene netwerken' maakt men gebruik van het ruimtelijk expertsysteem LARCH. Alterra heeft dit expertsysteem enkele jaren geleden ontwikkeld, en stelt de daarin vastgelegde expertise nog 'dagelijks' bij op basis van nieuwe inzichten en voortgaande ontwikkelingen. Aan de hand van het expertsysteem kunnen op basis van normen en richtlijnen uitspraken worden gedaan over de (potentiële) kwaliteit van de aanwezige netwerken.

Op dit moment blijkt maatschappelijk behoefte te bestaan aan een betere onderbouwing van uitspraken over de effecten van inrichtings- en beheervarianten van groenvoorziening binnen bijvoorbeeld stedelijke uitbreidingen of industrieterreinen. Het genoemde ruimtelijk expertsysteem is tot voor kort echter vooral toegepast in natuurgebieden en het landelijk gebied. Het hier beschreven onderzoek is onderdeel van een studie om het ruimtelijk expertsysteem beter op de stedelijke omgeving, te laten aansluiten (Snep *et al.*, 2000a). Om de modelontwikkelingen aan de praktijk van de bebouwde omgeving te kunnen toetsen is samenwerking gezocht met enkele gemeenten.

1.2 Doel & vraagstelling onderzoek

Het LARCHstad-onderzoek wil inzichtelijk maken wat de mogelijkheden van ruimtelijke expertsystemen zijn om te bepalen of plant- en dierpopulaties in een stedelijke omgeving kunnen functioneren. In dit deelproject, waarbij samengewerkt wordt met het Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam en bureau Stadsnatuur Rotterdam, gaat het om de situatie in het Rotterdamse havengebied. Er wordt daarbij specifiek gekeken naar de natuurfunctie en -mogelijkheden van twee terreintypen, de zogeheten leidingstroken en braakliggende terreinen. Leidingstroken bestaan uit

bermachtige structuren (gras en ruigte) waaronder leidingen gelegen zijn. Het ruimtelijk expertsysteem LARCI wordt daarbij gebruikt om de verdeling, verwachte omvang en de daarop stoelende duurzaamheid van populaties van indicatorsoorten na te gaan.

Voor het terreintype leidingstroken gaat het om een dagvlindersoort als indicator. Voor deze soort worden drie scenario's doorgerekend, namelijk de huidige situatie, de situatie waarbij ook bovengronds leidingen worden gelegd (en de ecologische waarde verminderd) en tenslotte de situatie waarbij in een gedeelte van de leidingstroken struweelranden ontstaan. De struweelranden hebben een positieve uitwerking op het functioneren van leidingstroken als doorgangsroute voor vlinders.

Voor het terreintype braakliggende terreinen gaat het om een tweetal vogelsoorten en gelden de volgende scenario's: de huidige situatie, een situatie waarbij een climaxvegetatie ontstaat en een situatie waarbij de begroeiing niet verder mag doorgroeien dan tot een zekere maximale hoogte. Deze hoogte wordt bepaald door de zogeheten herplantplicht: wanneer een boom of struik boven een bepaalde hoogte wordt gekapt is men verplicht (elders) een vervangende boom of struik te planten. Die maximaal toelaatbare hoogte wordt bereikt en onderhouden door op regelmatige tijden alle houtige opslag "af te zetten".

De volgende specifieke vragen worden tijdens deze analyse beantwoord:

- Welke soorten zijn geschikt als indicatorsoort voor de twee terreintypen?
- Welke natuurpotentie heeft het Rotterdamse havengebied en directe omgeving bij de verschillende scenario's voor de indicatorsoorten?
- Waar liggen belangrijke populatiestructuren in en rondom het havengebied?
- Welke (kern)functie vervullen de bewuste terreintypen in de populatiestructuur van de indicatorsoorten?
- Welk verschil in effect treedt op tussen de scenario's voor wat betreft de populaties van de indicatorsoorten?
- Welke aanbevelingen ten aanzien van beheer en inrichting kunnen als gevolg van deze studie voor de terreintypen gedaan worden?

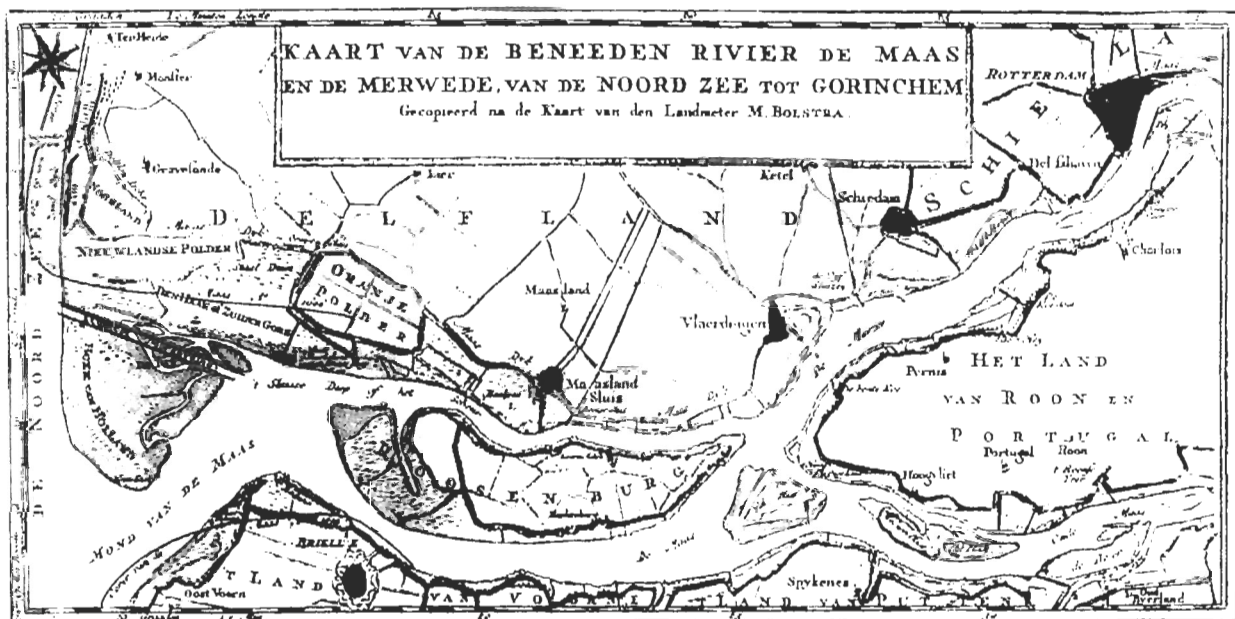
1.3 Leeswijzer

In dit rapport is het onderzoek naar de toepassingsmogelijkheden voor modelstudies binnen het bebouwd gebied beschreven aan de hand van een modelstudie voor het havengebied van Rotterdam. De *Inleiding* geeft een beknopte landschapsecologische beschrijving van het havengebied en gaat vervolgens nader in op het achterliggende ruimtelijke concept van dit onderzoek. Het hoofdstuk *Methodiek* beschrijft de ecologische principes van het gebruikte expertsysteem, de vereiste basisbestanden inclusief de voorbereidende werkzaamheden en de rekenkundige analysestappen die het expertsysteem doorloopt. Tevens wordt de keuze voor de indicatorsoorten en de nader uitwerking van de verschillende scenario's toegelicht. Het hoofdstuk *Resultaten* vermeldt tot welke inzichten en keuzes de voorbereidende werkzaamheden hebben geleid en welke resultaten de daarop volgende modelanalyses hebben opgeleverd. In de beschrijving van de analyses wordt eerst ingegaan op de huidige situatie, daarna volgen de resultaten van de modelberekeningen in de verschillende scenario's. De conclusies over de gekozen soorten inclusief bijbehorende biotopen staan in het hoofdstuk *Conclusie*. Tenslotte geeft *Discussie en aanbevelingen* een evaluatie van de gekozen methoden en het gebruik van ruimtelijke expertsystemen in het stedelijk gebied. Die evaluatie heeft ook tot een aantal aanbevelingen geleid, waar uitvoerig bij wordt stilgestaan.

1.4 Het Rotterdamse havengebied

1.4.1 De Rotterdamse haven en natuur in de regio

De Oude-, Nieuwe- en Brielse Maas tezamen met de Nieuwe Waterweg leggen de structuur van het havengebied Rotterdam vast. Behalve het infrastructurele belang van deze structuur is deze waterstructuur bepalend voor de ecologische structuur. Het havengebied is aangelegd op, over en in de kleipolders van het voormalig eiland Rozenburg. Het eiland Rozenburg, ontstaan als kleipolder-eiland in de monding van de Maas, werd bij de aanleg van de Nieuwe Waterweg door het afdammen en inpolderen van de inmiddels vrijwel dichtgeslibde Scheur-monding, verbonden met de zuidelijke punt van de Hollandse Duinen, De Beer, die door diezelfde Nieuwe Waterweg van de duinen was afgesneden. De rest van de Scheur, die noordelijk van het eiland Rozenburg liep, werd opgenomen in de Nieuwe Waterweg, en daarmee bleef de fysieke scheiding tussen het veenweidegebied van Delfland en Schieland en de kleipolders van Rozenburg en Voorne-Putten bestaan (zie figuur 1).



Figuur 1. In deze kaart van 1739 is de Maasmond weergegeven. Wat hier aangegeven staat als 'het land van Roon en Portugal' kennen we nu als eiland IJsselmonde. Het driehoekig eiland ten zuidwesten daarvan is de Welplaat, die geleidelijk vastgroeide aan Voorne-Putten. Bij de aanleg van de haven werd echter de Welplaat weer vrijgemaakt van Voorne-Putten door het graven van het Calandkanaal, en opgenomen in het Botlek-gebied. De Botlek zelf, de rivierarm tussen de Welplaat en Rozenburg, is aan de zuidzijde afgedamd, maar nog wel herkenbaar als de Botlek-haven. In het westen wordt al in die tijd een doorbraak door de duinen in het verlengde van de Scheur voorzien. Dat is de latere Nieuwe Waterweg geworden, maar toen die in 1872 gerealiseerd werd was het gat tussen Rozenburg en De Beer al geslonken tot een smalle, ondiepe geul die gemakkelijk ingepolderd kon worden (Kaart Gemeentearchief Rotterdam).

Het eiland Rozenburg zelf is dus verbonden met de vegetatie van het rivierenlandschap, en met het zeeklei-akkerlandschap. Het westelijk deel is van oorsprong een afgesneden stuk duinlandschap.

Bij de aanleg van het havengebied werd het haventerrein opgehoogd met materiaal dat uit de nieuw gegraven havenbekkens kwam, aangevuld met baggerslib en –zand. In het westen werd De Beer geëgaliseerd, er werd een grote containerhaven uitgegraven, en met het vrijgekomen zand werd Europoort-West opgehoogd en de Maasvlakte opgespoten. Voor de Maasvlakte werd ook Noordzeezand aangezogen. (Heslinga *et al*, 1985; Epe *et al*, 2000; dS+V, 1994)

De opgebrachte zandlagen zijn zeer dik: het dorp Rozenburg ligt letterlijk in een kom. Dit heeft tot direct gevolg dat de bodem relatief droog is. Botlek en Europoort-Oost hebben vrij arm zand als deklaag, met daarin een zaadbank die is geënt op de vegetatie van het rivierenlandschap. Een spontaan zich ontwikkelende vegetatie zal daarmee in dit gebied het meest lijken op die van rivierduinen. Europoort-West en de Maasvlakte hebben zeer arm duin- en zeezand als deklaag, met daarin een zaadbank geënt op de duinvegetatie. Een spontaan zich ontwikkelende vegetatie zal hier uitgroeien in de richting van droog duinstruweel.

Het havengebied heeft nauwelijks vaste landverbindingen. Slechts de Maasvlakte is door twee dammen in het Brielse en Oostvoornse Meer verbonden met het duingebied van Voorne. Voor het overige is het havengebied slechts door de lucht of door (over) het water bereikbaar. Voor duinsoorten kan dat een probleem zijn (aansluiting met de Hollandse duinen over de gecombineerde breedte van Nieuwe Waterweg en Calandkanaal). Voor soorten die verbonden zijn met het rivierengebied is het oversteken van water uiteraard meestal geen probleem.

De over het water bereikbare gebieden zijn naar het zuiden toe (recreatieve) groenstructuren langs het Brielse Meer, en verder het zeeklei-akkerlandschap van Voorne-Putten. Naar het noorden toe ligt aan de overzijde van de Nieuwe Waterweg (voor zover er geen stadslandschap in de weg ligt) het natte polder(moeras- en veenweiden)landschap van Delfland, het rivierduinlandschap van het Staelduinse Bos en de Hoekse Duinen.



Figuur 2. Het studiegebied en haar positionering ten opzichte van de stedelijke bebouwing (leverkleurig) in de rest van Zuid-Holland (lichtgroen). De verschillende kleuren binnen het studiegebied duiden op verschillende typen (industriële) grondgebruik.

1.4.2 De haventerreinen en de mogelijkheid tot natuurontwikkeling

Sinds de jaren dertig groeit Rotterdam schoksgewijs: nieuwe wijken worden als eilanden in het buitengebied gelegd. Net als de stad breidde de haven zich blokvormig uit in een eilandenstructuur. Zijn in de stad die 'eilanden' gescheiden door ringen van infrastructuur, in de haven zijn het vaak letterlijk (schier)eilanden, gescheiden door rivieren, kanalen en havenbekkens. In dat bloksgewijs in gebruik nemen van het havengebied weerspiegelt zich groei van de economische behoefte: in de loop der tijd werd de behoefte aan grootschalige bedrijfsterreinen steeds groter: Botlek is betrekkelijk kleinschalig en (vrijwel) volledig bezet, de Maasvlakte is veel grootschaliger, heeft veel ruimte voor groen en kent relatief grote braakliggende terreinen.

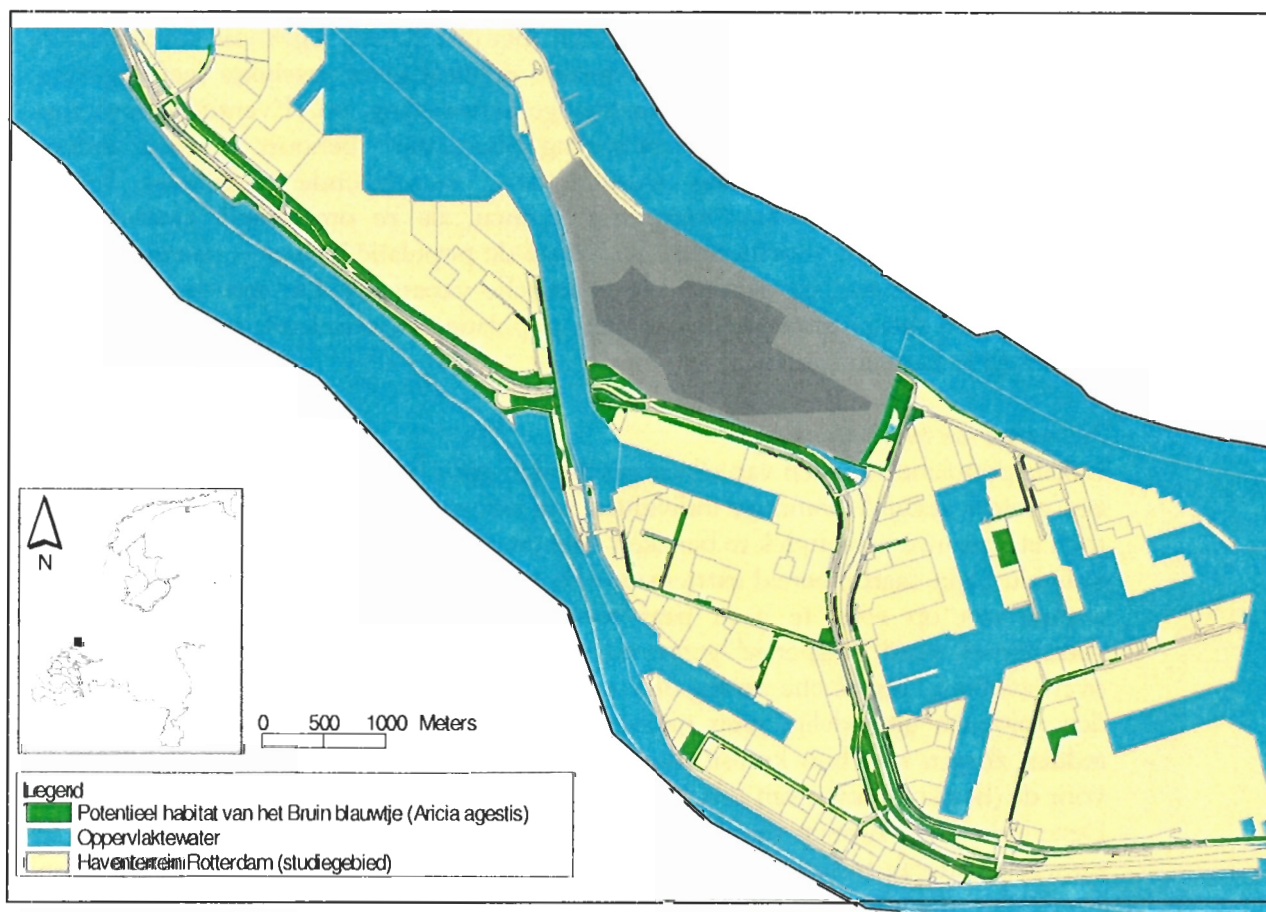
Ten opzichte van de stad is zelfs het meest kleinschalige havengebied nog grootschalig. In met die grootschaligheid neemt ook de verstoringfactor van fysieke menselijke aanwezigheid af. Dat maakt het havengebied tot een bijzonder gebied. Rustige plekjes op industrie- en haventerreinen, de braakliggende terreinen, de brede wegprofielen en de vele leidingstroken bieden ruim plaats voor planten en dieren. Binnen het havengebied is een gradiënt van west naar oost herkenbaar. Op de Maasvlakte is de menselijke invloed minimaal en kan de natuur op braakliggende terreinen rustig zijn gang gaan. In het oostelijk gedeelte van het havengebied zijn de groenstructuren en braakliggende terreinen kleiner, en daardoor de verstoringfactor hoger. Daar staat tegenover dat de aangelegde groenstructuren ook ouder zijn, en daardoor meer ontwikkeld.

Braakliggende terreinen kunnen, zolang ze niet in gebruik zijn, en zelfs met de juiste inrichting ook na de ingebruikneming, uitstekend een natuurfunctie vervullen. De Maasvlakte is van internationaal belang voor de vogeltrek. Jaarlijks maken vele duizenden vogels tijdelijk gebruik van dit gebied. Op een aantal plaatsen zijn door opslag van zand steilwanden ontstaan waar oeverzwaluwen zich hebben gevestigd (dS+V, 1994).

1.5 Het ecologisch concept: denken in netwerken

Het groen in de stad en de haven staat niet op zich, maar is (in ecologisch opzicht) vaak zowel onderling als met natuur in het buitengebied verbonden. Ecologische verbinding zones bieden individuen van plant- en diersoorten de mogelijkheid zich van het ene leefgebied naar het andere te verplaatsen (zie figuur 3). Deze verbindingen zijn essentieel voor de instandhouding van de totale populatie. De omvang van een levensvatbare populatie is over het algemeen veel groter dan de capaciteit van een enkele groenstructuur. Doordat de dieren zich kunnen verplaatsen tussen verschillende geschikte locaties (braakliggende terreinen, bosjes, bermen enz.) vindt gemakkelijk (genetische) uitwisseling plaats. Alle individuen die in een dergelijk goed verbonden stelsel van locaties leven vormen tezamen één populatie. Met populaties die een geïsoleerde ligging hebben (bijvoorbeeld tengevolge van volledig verharde industrieterreinen of intensief gebruikte verkeerswegen) vindt geen uitwisseling plaats. Op termijn is de kans dat zo'n geïsoleerde populatie uitsterft dan ook groter.

Zoals eerder gesteld moet een populatie om levensvatbaar te zijn en te blijven een



Figuur 3. Een voorbeeld van een mogelijke ecologische verbinding door het stedelijk gebied: de aanwezigheid van potentieel habitat voor het Bruin Blauwtje (*Aricia agestis*) in het Rotterdamse havengebied. Deze figuur is afkomstig uit een eerdere studie, die Alterra in het havengebied van Rotterdam verrichtte (Snep et al, 2000b). Het laat de mogelijkheden zien die ontstaan als bermen en ander lijnvormige landschapselementen ecologisch beheerd worden. Deze elementen kunnen dan een belangrijke rol spelen bij het koloniseren van het havengebied door een dagvlindersoort als het Bruin Blauwtje.

zekere omvang hebben. Dit is nodig om schommelingen in de omvang van de populatie te kunnen doorstaan. Zo'n schommeling kan veroorzaakt worden door factoren als inteelt, slechte weersomstandigheden, een voedseltekort of verstoring van het leefgebied. Dit verklaart waarom kleine geïsoleerde populaties op termijn een verhoogde kans op uitsterven hebben, terwijl bij grote(re) en/of met een netwerk verbonden populaties deze kans veel kleiner is.

1.5.1 Metapopulatie-theorie (Opdam, 1987)

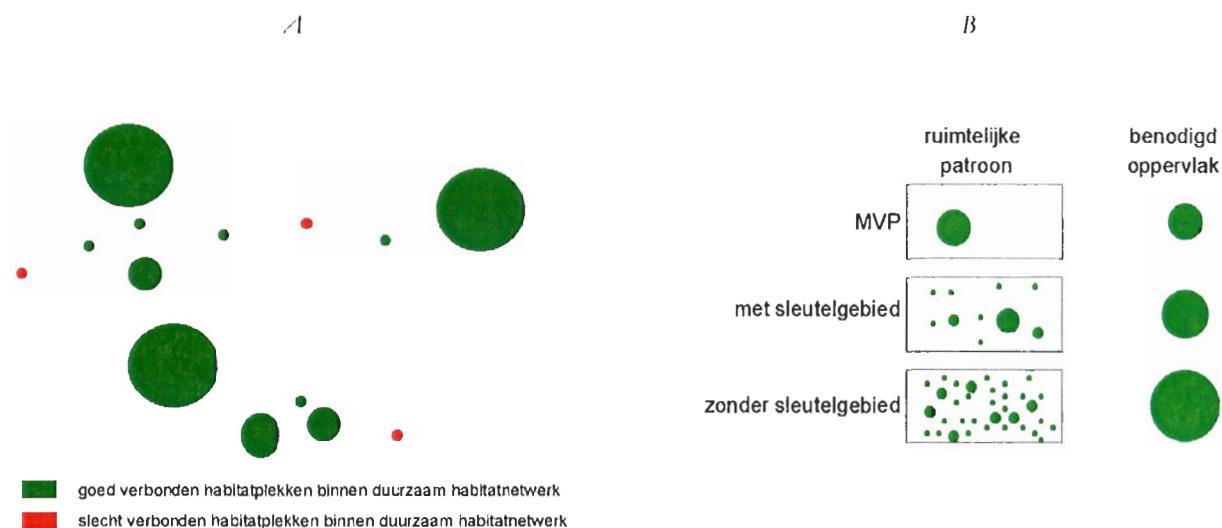
Dier- en plantpopulaties op lokaal niveau

Het voorkomen van individuen van een plant- of diersoort is gestructureerd in populaties. Een populatie is een groep individuen waarbinnen genetische uitwisseling plaatsvindt. De meeste genetische uitwisseling vindt plaats tussen individuen die zich ophouden binnen een bepaalde afstand van elkaar. Deze afstand wordt bepaald door de 'dagelijkse' verplaatsingen van een individu en komt min of meer overeen met het begrip 'actieradius'. Het oppervlak waarbinnen deze verplaatsingen plaatsvinden wordt de home-range van een individu genoemd. Vaak grenzen home-ranges van verschillende individuen aan elkaar of is er zelfs sprake van overlap. Hierdoor ontstaat er een netwerk, waarbinnen dieren met een zekere regelmaat soortgenoten tegenkomen. Daar waar er in een bepaalde richting geen geschikte leefomgeving (habitat) aanwezig is, houdt de regelmatige uitwisseling op. Eventueel verderop liggend habitat waarmee geen uitwisseling plaatsvindt, behoort tot een andere populatie. Ter onderscheiding worden deze verschillende populaties 'lokale populaties' genoemd. Lokale populaties kunnen, als ze omvangrijk genoeg zijn, zelfstandig duurzaam voortbestaan. Naarmate de populatie kleiner is neemt de kans op inteelt echter toe, en daarmee de genetische variatie af. De genetische variatie wordt als een sleutelfactor gezien voor een populatie om wisselende omstandigheden het hoofd te kunnen bieden.

Netwerken van lokale populaties

Lokale populaties worden van elkaar gescheiden door het ontbreken van habitat over een grotere afstand. Sommige individuen van een soort slagen er desondanks in om toch een nieuwe habitatplek te bereiken die buiten de eigen lokale populatie ligt. Zo'n individu blijkt daarbij bereid extra risico's (het oversteken van wegen bijvoorbeeld) te nemen om op zoek te gaan naar nieuw leefgebied om zich te vestigen. Dit verschijnsel wordt 'dispersie' genoemd en kan onder andere het gevolg zijn van overbevolking, genetische aanleg of voedseltekort. Het spreekt vanzelf dat veel van deze pioniers uiteindelijk geen nieuwe gebied vinden. De individuen die het wel redden zorgen met hun komst voor vers bloed in de bestaande populatie of zelfs voor de (her)kolonisatie van een 'lege' habitatplek.

Deze individuen kunnen van de ene lokale populatie naar de andere komen door de aanwezigheid van tussenliggende corridors of stapstenen. Corridors zijn lijnvormige zones met geschikt habitat. Doordat ze te klein, te smal of te sterk verstoord zijn voldoen ze niet permanent als leefomgeving, maar zijn ze wel geschikt om zwerfende dieren voedsel, dekking en doorgang te geven. Stapstenen zijn kleine habitatplekken, die doordat ze niet te ver uit elkaar liggen op dezelfde manier fungeren als een corridor.



Figuur 4 Netwerken van een meta-populatie: a. ruimtelijk structuur. b. relatie tussen omvang en versnippering.

- A. Een netwerk bestaat uit grotere en kleinere lokale populaties. Kleine populaties kunnen blijven bestaan als de afstand tot een grotere populatie (waarbinnen een reproductie-overschot bestaat) niet te groot is. Hoe verder weg van zo'n populatie, hoe kleiner de kans is op een duurzaam voortbestaan.
- B. Boven een bepaalde omvang is een lokale populatie in staat zelfstandig duurzaam te overleven. Die omvang wordt een MVP (minimum viable population) genoemd. Wordt een MVP doorsneden dan gaat de duurzaamheid verloren. Om die duurzaamheid te herstellen moeten verbindingen met andere deelpopulaties worden gelegd. Als daar gebieden bij zijn die met beperkte uitwisseling aan de duurzaamheidsnorm kunnen voldoen spreekt men van sleutelgebieden, zijn die er niet dan is duurzaamheid alleen te bereiken via enorme uitbreiding van het totaal areaal (Pouwels, 2000)

Door het beschreven dispersie-gedrag vormen de lokale populaties, klein en groot, één grote zogeheten 'meta-populatie' (Opdam, 1987). Behalve uitwisseling van genenmateriaal is de getalsmatige aanvulling en herkolonisatie zeker voor de kleinere deelpopulaties een essentieel effect van de dispersie. Afhankelijk van de aanwezigheid van grotere lokale populaties (MVP's of sleutelpopulaties) is meer of minder habitat nodig voor een levensvatbare meta-populatie (figuur 4).

Intermediair: Versnippering van de leefomgeving

In de natuurlijke situatie leven soorten niet in aaneengesloten gebieden. Het landschap wordt opgedeeld in geschikte en minder geschikte biotopen. Dat kan voor bossoorten oppervlakten van gras- of heidevelden zijn, die de verschillende bossen van elkaar scheiden. Omgekeerd zijn voor de soorten van de open vlakte die bossen een sta-in-de-weg. Maar ook binnen een bos kunnen er voor een bepaalde soort stukken zijn die te arm, te dicht, te vochtig zijn voor het specifieke biotoop waarin het habitat wordt gevonden. De natuurlijke situatie levert een mozaïek van biotopen.

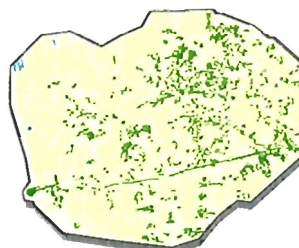
Zwervende dieren verplaatsen zich, op zoek naar een vestigingsplaats, bij voorkeur binnen voor de soort geschikt biotoop. Een vestigingsplek betekent geschikt habitat dat niet bezet is. Dat is lang niet altijd aanwezig, en dan moet minder geschikt biotoop worden overgestoken. In hoeverre een individu daartoe bereid en in staat is, is sterk soortafhankelijk, en wordt uitgedrukt in een zogeheten "dispersie-afstand", dat is de maximale afstand die een soort kan overbruggen op zoek naar geschikt habitat.

Bij het oversteken van zo'n stuk ongeschikt leefgebied neemt zo'n individu een enorm risico: de kans dat de oversteek wordt overleefd neemt af met de afstand (predatie, verkeer, voedseltekort). Onder de pionierende dieren treedt jaarlijks een grote sterfte op, maar er zijn altijd dieren die de overkant halen en zich er met succes vestigen, en zich mengen met de leden van de aldaar gevestigde lokale populatie.

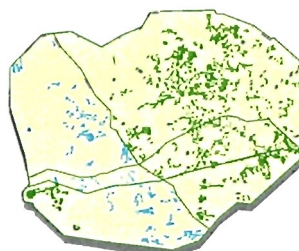
Ongeschikt habitat vormt dus een natuurlijke barrière. De mens heeft door de aanleg van wegen en de vernietiging van habitat door ruilverkaveling, stedelijke uitbreiding en industrie het landschap drastisch veranderd. Het aantal barrières is enorm gestegen, terwijl een groot oppervlak aan leefomgeving verdwenen is. Het verschijnsel 'versnippering' speelt dan ook een belangrijke rol bij de achteruitgang van veel plant- en diersoorten. Naast de isolatie en verkleining van de leefomgeving hebben effecten als sterfte, barrièrewerking en verstoring daartoe in belangrijke mate aan bijgedragen. In bijgaande figuur wordt het effect van habitatversnippering door infrastructuur in een reël geval geïllustreerd.

Het effect van versnippering door infrastructuur

zonder barrières



en met barrières



■ habitat in niet duurzaam netwerk
■ habitat in duurzaam netwerk

Duurzame populatie-netwerken

Lokale populaties vormen tezamen een meta-populatie. Door de verbindingen binnen zo'n netwerk wordt de overlevingskans van een lokale populatie vergroot. Dit wil niet altijd zeggen dat zo'n meta-populatie ook op de lange termijn levensvatbaar is. De overlevingskans van een populatie op de lange termijn, aangeduid met de term duurzaamheid, is afhankelijk van de capaciteit van de totale meta-populatie en van de ruimtelijke configuratie van alle habitatplekken. Onder duurzaam wordt verstaan dat het uitsterven van een populatie een kans heeft van minder dan 5 procent in 100 jaar (Bergers & Opdam, 1996). De duurzaamheid van een habitatnetwerk wordt dus groter naarmate de betreffende metapopulatie meer individuen bevat en betere verbindingen kent tussen de verschillende habitatplekken. Zo is bijvoorbeeld proefondervindelijk vastgesteld dat naarmate de gemiddelde omvang van de deelpopulaties in een meta-structuur kleiner is het aantal benodigde individuen binnen de metapopulatie groter moet zijn om aan dezelfde norm van duurzaamheid te kunnen voldoen (Verboom *et al*, 1997; Verboom *et al*, 2001; zie figuur 4).

2 METHODIEK

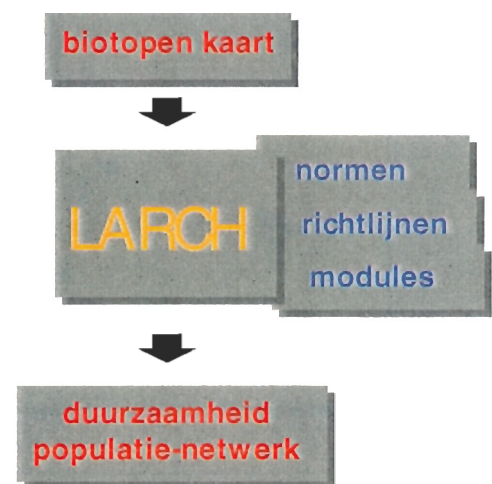
2.1 De analysemethode LARCH

Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van het ruimtelijk expertsysteem LARCH, een afkorting die staat voor Landschapsecologische Analyse en Ruimtelijke Configuratie van Habitat¹. LARCH is gebaseerd op het concept van metapopulaties en berekent voor versnipperinggevoelige diersoorten de duurzaamheid van hun habitatnetwerken². LARCH bepaalt daarbij de levensvatbaarheid van metapopulaties op basis van zowel de draagkracht als de ruimtelijke configuratie van leefgebieden.

LARCH is al bij veel landschapsecologisch onderzoek ingezet. Analyse van het stedelijk landschap is echter relatief nieuw en dit onderzoek wordt mede ingezet om de toepassingsmogelijkheden van LARCH voor de stedelijke ecologie te verbeteren. Wellicht zijn aanpassingen aan het expertsysteem noodzakelijk. Het stadslandschap verschilt nu eenmaal in meerdere opzichten (schaal, biodiversiteit, versnippering, verstoring e.d.) nogal sterk van andere landschappen.

LARCH heeft de volgende kenmerken (I'oppen & Chardon, 1998):

- Het bepaalt de potentie van habitatplekken voor het vormen van netwerken zodat levensvatbare (meta)populaties kunnen worden gherbergd. Het is daarom gebaseerd op habitat en niet op het al dan niet voorkomen van de betreffende soort (Opdam *et al.*, *in prep.*).
- Het is gebaseerd op een selectie van soorten, welke gevoelig zijn voor versnippering van habitatnetwerken (Vos *et al.*, 2001.).
- Het gaat uit van normen voor sleutelgebieden, corridors en stapstenen, en de afstanden daartussen, welke gebaseerd zijn zowel op empirische studies als op modelsimulaties (Verboom *et al.*, 1997, I'oppen *et al.*, 1998, Verboom *et al.*, 2001.).
- Het is gebaseerd op expert judgement en literatuurgegevens over dispersieafstanden.



Figuur 5 Schema LARCH inclusief input en output

LARCH maakt het mogelijk diverse ruimtelijke analyses van een landschap uit te voeren. Hierbij wordt “door de ogen van een diersoort” naar een landschap gekeken en kunnen verschillende uitspraken over de geschiktheid van een landschap voor een soort of soortgroep worden gedaan.

¹ Voor een uitgebreide beschrijving van de methodiek van het modelinstrumentarium LARCH wordt verwezen naar Pouwels (2000).

² Begrippen als versnipperingsgevoeligheid, duurzaamheid, dispersie, habitat en netwerken zijn toegelicht in paragraaf 1.2. Voor verdere toelichting wordt verwezen naar Bergers & Opdam (1996).

LARCH bepaalt de duurzaamheid van habitatnetwerken. Een habitatnetwerk is een gebied waarin de habitatplekken op dusdanige afstand van elkaar liggen dat ze voor de betreffende soort als onderling verbonden kunnen worden beschouwd. Hierdoor vormen de individuele paartjes van die soort samen een meta- (of netwerk-) populatie.

Een analyse van de aanwezige groenstructuur geeft informatie over de ligging van potentieel belangrijke habitatplekken binnen en buiten het studiegebied. Deze informatie kan een belangrijke rol spelen bij de vraag op welke plaatsen het beste geïnvesteerd kan worden in aankoop, inrichting en beheer van terreinen ten behoeve van het behoud van een specifieke soort en zijn karakteristieke leefomgeving.

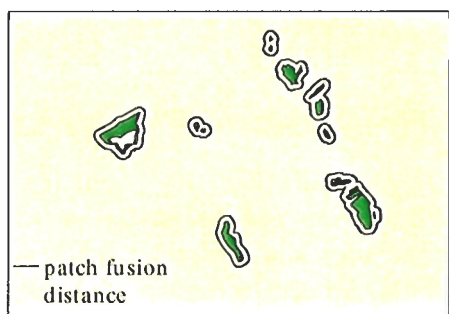
2.1.1 Rekenmethode LARCH

Het modelleren van soorten in LARCH vergt een goed inzicht in de (populatie-) ecologie van een soort. Naast habitateisen zijn ook gegevens over home-range, dispersie-afstand, normen voor duurzaamheid e.d. noodzakelijk. De ruimtelijke analyses die door het expertsysteem LARCH worden uitgevoerd zijn dan ook vrij complex. Er zijn vier analysestappen te onderscheiden, te weten: (1) bepalen van (potentiële) leefgebieden van soorten daarin, (2) bepalen van lokale populaties, (3) bepalen van habitatnetwerken, en (4) bepalen van de duurzaamheid van habitatnetwerken. Om de werking zo duidelijk mogelijk toe te lichten, wordt in onderstaande figuren de stappen middels een illustratie verder toegelicht.



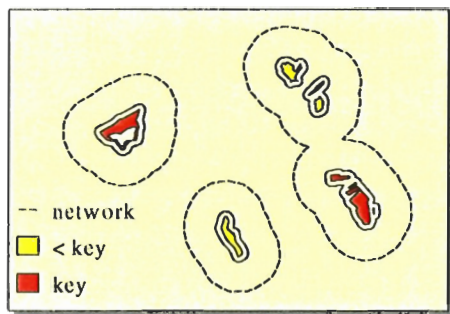
Stap 1: de habitatkaart

De begroeiingstypenkaart wordt voor iedere soort omgezet in een habitatkaart. Van ieder begroeiingstype is bekend of en in welke mate de soort het als habitat kan gebruiken: van preferent habitat is minder oppervlak nodig om een paartje te huisvesten dan van marginaal habitat. Op basis van het oppervlak per begroeiingstype kunnen dus potentiële leefgebieden (habitatplekken) van de soort worden aangegeven (ongeacht of ze bezet of onbezet zijn). Per habitatplek wordt de draagkracht van die plek voor de soort bepaald. De draagkracht is de maximale dichtheid die een soort in een begroeiingstype kan bereiken. De kwaliteit van de habitatplek is dus gerelateerd aan zowel het begroeiingstype als de afmetingen van het oppervlak en wordt in klassen aangegeven van marginaal, via sub-optimaal, naar optimaal habitat.



Stap 2: bepalen van lokale populaties

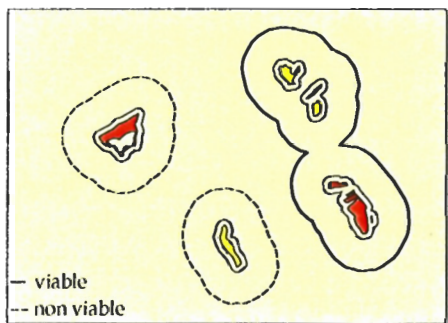
Dieren verplaatsen zich voor het uitvoeren van hun dagelijkse activiteiten (foerageren, rusten, slapen e.d.), binnen een bepaald gebied. Het gebied waarbinnen die verplaatsingen zich voltrekken wordt home-range genoemd. De verplaatsingen binnen de home-range bepalen welke soortgenoten geregeld contact hebben en dus tot dezelfde lokale populatie behoren. De aan elkaar grenzende home-ranges vormen dan een netwerk van habitatplekken die bij een lokale populatie horen. De maximaal binnen een home-range afgelegde afstand is hierbij een maat voor de potentiële uitwisseling tussen habitatplekken. Individuen van een soort waarvan de home-ranges overlappen, worden tot dezelfde lokale populatie gerekend.



Stap 3: bepalen van habitatnetwerken

LARCH bepaalt van de lokale populaties of ze groot genoeg zijn voor een paartje van de betreffende soort. Ook wordt gekeken in hoeverre lokale populaties fungeren als sleutel (key)-populatie.

Sommige individuen leggen een grotere bereidheid aan de dag om afstanden te overbruggen of hindernissen te nemen om een nieuwe habitatplek te koloniseren (dispersie, zie paragraaf 2.1). Via dispersie kan een dier dus in een andere lokale populatie terecht komen. En zoals een lokale populatie een netwerk is van habitatplekken, maximaal gescheiden door de afstand die de home-range aangeeft, zo zijn de lokale populaties op hun beurt in een netwerk- of metapopulatie verbonden binnen die dispersie-afstand. Via dispersie vindt uitwisseling tussen lokale populaties binnen het netwerk plaats.



Stap 4: bepalen van de duurzaamheid van habitatnetwerken

De duurzaamheid van de habitatnetwerken voor de soort wordt bepaald op basis van inzichten in de metapopulatie-dynamiek van de betreffende soort. Afhankelijk van de omvang van het netwerk en de ruimtelijke configuratie (onderlinge afstand, verbindingen) en grootte van de afzonderlijke habitatplekken wordt een netwerk ingedeeld naar 'niet duurzaam', 'zwak duurzaam' of 'sterk duurzaam'.

(Daar waar gesproken wordt van 'populatie' moet steeds bedacht worden dat het strict gesproken om 'potentiële populaties' gaat: de LARCH-analyse geschiedt op basis van het habitat waarin de soort kan voorkomen, en waarin de soort populaties kan vormen. Er wordt dus beoordeeld in hoeverre aan de voorwaarden voor die soort wordt voldaan, of de soort ook daadwerkelijk voorkomt is geen onderdeel van de analyse.)

2.1.2 De mogelijkheden van LARCH

LARCH is een ruimtelijk expertsysteem dat vooral naar populatiestructuren van soorten kijkt. Het type uitspraken dat van LARCH verwacht mag worden gaat dan ook vooral in op de ruimtelijke structuur van het stedelijk groen. Het geeft daarmee een belangrijk inzicht in de potentie van het stedelijk groen als zodanig. Concreete uitspraken van LARCH geven inzicht in:

De ligging van potentiële leefgebieden voor een soort in het gebied.

Welke plaatsen binnen het stedelijk gebied en daarbuiten in de directe omgeving kunnen (in potentie) als leefgebied worden aangemerkt? LARCH maakt inzichtelijk of het gaat om een soort wiens habitat slechts op enkele locaties aanwezig is (bijvoorbeeld een bosuil) of om een soort waarvan het habitat in bijna het gehele stedelijke gebied aanwezig is (bijvoorbeeld de gewone pad).

De verschillen in kwaliteit van deze leefgebieden.

Welke plaatsen binnen de stedelijke bebouwing zijn van groot belang van de soort? Het geeft een beeld van de 'hot spots' voor een soort. Deze plaatsen zijn erg belangrijk voor de bescherming van de betreffende soort.

De positie van lokale populaties.

Welke habitatplekken behoren tot een zelfde populatie? Uit hoeveel individuen kan deze lokale populatie bestaan? Waar zijn knelpunten aanwezig in de populatiestructuur en wat zijn de effecten van het opheffen van die knelpunten?

De mogelijkheden tot uitwisseling van individuen tussen stad en land.

Op welke plaatsen in de stadsrandzone zijn mogelijkheden tot uitwisseling van individuen of tot kolonisatie van de stad door soorten vanuit het landelijk gebied? Welke kansen en knelpunten zijn hierbij aanwezig?

De ligging van meta-populaties.

Welke lokale populaties behoren tot dezelfde metapopulatie? Hoe groot is een dergelijke meta-populatie? Welke rol spelen ecologische verbindingzones in de metapopulatiestructuur?

De duurzaamheid van metapopulaties.

In welke mate zijn de berekende metapopulaties duurzaam? Hoe hangt deze duurzaamheid samen met het voorkomen van sleutelpopulaties?

Bovenstaande uitspraken gaan specifiek in op de populatiestructuur van een enkele diersoort. Het is echter niet zo dat voor alle aanwezige soorten een dergelijke analyse noodzakelijk is. Bedoeling is om juist naar gidssoorten te kijken; soorten die wijzen op een bepaald biotoop en een bepaalde manier van zich voortbewegen door het landschap. Door de analyse voor een aantal gidssoorten toe te passen kan een goed beeld worden verkregen van de potentie van de aanwezige groenstructuur. Ook kunnen kansen en knelpunten snel worden opgespoord. LARCI-analyses zijn tenslotte bij uitstek geschikt voor scenario-studies. De effecten van verschillende inrichtings- en beheersvarianten kunnen op gestandaardiseerde wijze vergeleken worden. Dergelijke scenario-studies zijn met LARCI al eerder in onder meer het rivierengebied uitgevoerd.

2.2 Basisbestanden & voorbereiding

Alvorens met een LARCHI-analyse begonnen kan worden moeten een aantal basisgegevens en inputbestanden in de juiste vorm aanwezig zijn.

- Zoals figuur 5 (paragraaf 2.1) laat zien werkt LARCHI met een biotopenkaart, of begroeiingstypenkaart, als basis. De legenda van deze begroeiingstypenkaart is gemaakt naar een voor LARCHI begrijpelijke indeling. In deze paragraaf wordt beschreven hoe uit door BSR aangeleverde gegevens een voor LARCHI begrijpelijke begroeiingstypenkaart is gemaakt.
- De gegevens over de soorten die in LARCHI gebruikt worden moeten aan bepaalde voorwaarden voldoen. De afwegingen en selectie-criteria voor de gekozen soorten worden in deze paragraaf uitgewerkt. Tevens wordt duidelijk welke plaatselijke gegevens zijn gebruikt en hoe deze zijn gebruikt.
- Scenario's geven huidige en toekomstige beheer- en inrichtingssituaties weer. Daarom moet goed omschreven zijn welke situatie wordt doorgerekend en hoe deze situatie in verhouding staat met de huidige situatie. Deze omschrijving en de overwegingen daarbij zijn ook in deze paragraaf gegeven.

2.2.1 Vertaalslag van plaatselijke informatie naar een LARCH-indeling

Vertaling

Uit een eerder studie (Sneep *et al.*, 2000b) is een vlakdekkende biotopenkaart van het gehele havengebied beschikbaar. In deze kaart was echter de typering van de begroeiing aangegeven in de door bSR zelf ontwikkelde begroeiingcodering (Epe *et al.*, 2000). Als basis voor de LARCH-analyse dient deze digitale biotopenkaart omgezet te worden in een voor LARCH begrijpelijke begroeiingstypering. De voor LARCH begrijpelijke typering is reeds eerder speciaal voor het kleinschalige stedelijk gebied ontwikkeld in een ander deelproject van LARCHstad, en wordt daarom aangeduid met de LS-typering (Timmermans *et al.*, *in prep*).

Voor de interpretatie van de opgegeven biotoop-typering naar de LS-typering is uitgegaan van een tweetal belangrijke uitgangspunten:

- Elke opgegeven begroeiingstypering is consistent en onderscheidend van andere gebezigde typeringen.
- Voor de ondergrond is steeds uitgegaan van voedselarm (opgespoten) zand.

Verificatie vertaalslag

Om de kwaliteit en de potentie van aangegeven groenstructuren in het studiegebied te kunnen toetsen dienen de legenda-eenheden van de bSR-biotootypenkaart (bSR-kaart) te worden geïnterpreteerd naar de LS-typologie. In deze typologie zijn normen in voor LARCH begrijpelijke termen per soort vastgelegd.

In eerste instantie wordt de bSR-aanduiding vertaald naar de op het oog meest nabij liggende LS-typering. Vervolgens moet worden getoetst of het LS-type hetzelfde uitdrukt als wat bedoeld is met de opgegeven typering, of de normen achter de LS-typering corresponderen met de waarnemingen in de betreffende bSR-typering. Daartoe wordt de verspreiding van een aantal relevante soorten gekoppeld aan de ter plaatse aangegeven bSR-typering. Vervolgens wordt aan de hand van de vertaling in LS-codes in de LARCH habitat-analyse berekend wat de draagkracht voor de betreffende soorten is ofwel welke aantallen van deze soorten kunnen worden verwacht. Aan de hand van de vergelijking tussen daadwerkelijke waarneming en berekende verwachting kan de vertaling worden geverifieerd en zonodig bijgesteld.

bSR heeft voor de verificatie waarnemingsgegevens aangeleverd. Het betreft de resultaten van de jaren 1999 en 2000 van vogel- en vlinderinventarisaties in verschillende plots verspreid over het hele havengebied (Epe *et al.*, 2000).

De eerste vertaling is aan de hand van vlindervaarnemingen getoetst en bijgesteld. Voor de fijnstelling is deze bijstelling nogmaals getoetst en bijgesteld, dit maal aan de hand van de vogelgegevens. Op het resultaat hiervan werd een habitat-analyse gedraaid voor zowel de vlinders als de vogels. De analyse-uitkomsten werden tenslotte, ter controle, aan de respectievelijke specialisten voorgelegd. Op deze wijze wordt de ideale interpretatie zo dicht mogelijk benaderd. De uiteindelijke vertaling van de bSR-codering naar de LS-typering is in de bijlagen bijgevoegd.

Voor de scenario's werden een aantal ontwikkelingen in het havengebied verondersteld die leiden tot begroeiingstypen die op dit moment niet in het gebied voorko-

men, en waaruit dus geen waarnemingsgegevens bekend zijn. Die waarnemingsgegevens zijn echter wel bekend uit vergelijkbare begroeiingen uit het landelijk gebied. Op basis van deze gelijkenis kan de inschatting toch worden gemaakt.

2.2.2 Soortselectie van indicatorsoorten

Aanwezige soorten

Ondanks het intensief gebruik van het havengebied is er rondom de bedrijventerreinen nog veel mogelijkheid voor de ontwikkeling van (natuurlijke, spontane) groenstructuren, met de daarbij behorende diersoorten. Veel soorten die algemeen voorkomen in de nabijgelegen duin- en rivierlandschappen worden ook in het studiegebied waargenomen. De tabel in de Bijlage I geeft een overzicht van een aantal prominente soorten uit verschillende soortgroepen in relatie met de hoofdbiotopen in de Rotterdamse haven (bron bureau Stadsnatuur Rotterdam).

Voor deze studie is alleen naar vogel- en vlindersoorten gekeken. Gegevens voor deze faunagroepen zijn ruim voorhanden, en ecologisch gezien is de ruimtelijke populatiestructuur minder complex dan voor grondgebonden soortgroepen als amfibieën en (de meeste) zoogdieren. De barrièrewerking die uitgaat van de bestaande verkeer-infrastructuur kan namelijk worden verwaarloosd in vergelijking met dezelfde werking op andere soortgroepen. Vogels vliegen nu eenmaal gemakkelijker een weg over, terwijl bijvoorbeeld padden en kikkers een weg als een forse hindernis kunnen ervaren. Over de effecten van wegen e.d. op grondgebonden dierpopulaties in stedelijke gebieden is daarnaast nog relatief weinig bekend.

Algemene selectiecriteria

Uit de waargenomen vogel- en vlindersoorten worden op grond van verschillende criteria indicatorsoorten geselecteerd (zie tabel 1). De indicatieve waarde voor (stedelijke) begroeiingstypen is één van die criteria. Mabelis (1998) geeft in zijn studie een overzicht van de biodiversiteit in de stedelijke omgeving. In een vervolgonderzoek heeft Van der Sluis (1999) op grond van een aantal parameters gidssoorten van het urbane habitat onderscheiden. Vertaald naar de situatie in de Rotterdamse haven komt dit neer op een keuze voor karakteristieke soorten van de omgeving die representatief zijn voor een bepaald habitat, dat kan worden gevonden in een begroeiingstype dat ook binnen het havengebied voorkomt en/of voldoende te realiseren is.

Een zekere mate van versnipperings-gevoeligheid is van belang bij het evalueren van ecologische verbindingen. Daarnaast zijn zaken als 'aaibaarheid' en 'communicerbaarheid' van belang, zowel voor het creëren van draagvlak als om educatieve redenen (Sukopp & Weiler, 1988).

1	Een indicatieve waarde voor biotopen in het stedelijk-industrieel gebied
2	Daadwerkelijk voorkomen in (de directe omgeving van) het studiegebied
3	Gevoelig voor effecten van versnippering (intermezzo, paragraaf 2.1).

Tabel 1 Voorwaarden die in de ruimtelijke analyse zijn gesteld aan te selecteren soorten zijn

Specifieke criteria behorende bij inrichtingsscenario's

Bij de beoordeling van het effect van de verschillende inrichtingsscenario's op de fauna spelen twee hoofdaspecten:

- Verandering in biotoopaanbod, gemeten in de aanwezige oppervlakte van verschillende begroeiingstypen. Dit betekent automatisch een verandering in draagkracht van het studiegebied voor verschillende diersoorten en dus een verandering in de te verwachten aantallen. Dit effect wordt in beeld gebracht door een schatting te geven van de te verwachten populatieomvang bij de beschouwde diersoorten.
- Verandering in de ruimtelijk configuratie van biotooptypen met als resultante een veranderende "ecologische infrastructuur". De samenhang tussen de resulterende biotooptypen is bepalend voor de duurzaamheid van fauna-populaties. Dit wordt in beeld gebracht door de ruimtelijke ligging van niet duurzame, weinig duurzame of duurzame faunapopulaties en het oppervlak daarvan.

De te verwachten effecten op de fauna zijn afhankelijk van de vegetatiekundige ontwikkelingen die bij een voortschrijdende successie op gaan treden. Enerzijds de vegetatie-samenstelling anderzijds de vegetatie-structuur.

De belangrijkste sturende variabelen in het huidige vegetatiebeeld zijn:

- abiotische omstandigheden
 - bodem: veelal eenvormig zandig (opgespoten zand)
 - invloed van de zee: met name wind en 'salt-spray'
 - vochttoestand: veelal eenvormig tamelijk droog
- gebruik / beheer

Definitieve soortkeuze voor de twee terreintypen

Het Rotterdamse havengebied is gelegen tussen de duinstruwelen en -bossen van de kuststrook en het agrarisch kleigebied van de Zuid-Hollandse eilanden. Aan de noordzijde wordt het gebied afgesloten door woningbouw en glastuinbouw, maar er is verbinding mogelijk met de vochtige veenweiden van Delfland en rivierduinen (Staelduinse Bos).

De soorten waarmee de trends ten gevolge van het beheer in de verschillende scenario's kunnen worden gevolgd kunnen dus vanuit een zeer gevarieerd scala van biotopen het studiegebied binnenkomen.

Gezien de ondergrond van het havengebied, opgespoten zand afkomstig uit zowel de rivier als uit de Noordzee (Ijpe *et al.*, 2000), en de gras- en struweelachtige vegetaties die in de verschillende scenario's worden gevolgd, kan de aansluiting met het duingebied worden verwacht. De daar voorkomende soorten, die bovendien een relatie hebben met de vegetaties, die zich zullen aanpassen bij het gewijzigde beheer van de verschillende scenario's, zijn weergegeven in tabel 2. Uit deze soorten zullen de gidssoorten geselecteerd moeten worden.

In de scenario's worden vegetatie-ontwikkelingen voorgesteld die de successiereeks van pionier/grasvegetatie naar gras/struweel overgang (leidingstroken) en van een pionier-vegetatie via gras/struweel naar bos (climaxvegetatie) (braakliggende terreinen) omvatten. De successiereeks pioniervegetatie → bos is een lang traject met meerdere tussenstadia. Om deze ontwikkeling goed te kunnen volgen zijn zowel een struweel- als een bossoort als indicatorsoort gekozen. De struweelsoort zal in een vroeger stadium van de successie profiteren dan de bossoort.

soort	karakteristiek voor R'dam Haven	versnippering gevoelig	indicator voor vegetatie-ontwikkeling	reactie op biotoopontwikkeling	status populatie in Nederland trend / omvang	aansprekend voor publiek
BROEDVOGELS						
Spotvogel <i>Hippolais icterina</i>	-	-	gras naar struweel	+(in relatief laat stadium)	-->20.000	opvallende zang
Braamsluiper <i>Sylvia curruca</i>	+	-	gras naar struweel	+(in relatief laat stadium)	-->10.000	onopvallend
Grasmus <i>Sylvia communis</i>	+	-	gras naar struweel	++(in vroeg stadium)	->50.000	opvallende baltsvlucht
Tuinfluitier <i>Sylvia borin</i>	+	-	gras naar struweel	+(in laat stadium)	+/->100.000	onopvallend
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	+	-	gras naar struweel	++(in relatief vroeg stadium)	+/->250.000	onopvallend
Winterkoning <i>Troglodytes troglodytes</i>	+	-	struweel naar bos	+(in relatief vroeg stadium)	+/->300.000	opvallende zang en koddig uiterlijk; wel verborgen levenswijze
Roodborst <i>Erithacus rubecula</i>	+	-	struweel naar bos	+(in relatief laat stadium)	+/->300.000	aansprekend uiterlijk en vertrouwd gedrag
Zwartkop <i>Sylvia atricapilla</i>	+	-	struweel naar bos	++(in relatief vroeg stadium)	+>70.000	welluidende zang
Grote bonte specht <i>Dendrocopus major</i>	+	+	struweel naar bos	+++ (in laat stadium)	+>40.000	relatief groot met zeer opvallend verenkleed
DAGVLINDERS *)						
Bruin Blauwtje <i>Aricia agestis</i>	+	+	gras naar struweel	+	RL: kwetsbaar, dalende trend	
Hooibeestje <i>Coenonympha pamphilus</i>	+	+++	gras naar struweel	+		
Zwartsprietdikkopje <i>Thymelicus lineola</i>	+	++	gras naar struweel	-		
Icarusblauwtje <i>Polyommatus icarus</i>	+	++	gras naar struweel	-		+
Argusvlinder <i>Lasiommata megera</i>	-	±	gras naar struweel	+		+

Tabel 2 Selectiecriteria voor potentiële gidssorten (* gegevens van De Vlinderstichting, Wageningen)

2.2.3 Scenario-studies

Nut en toepassing van scenario's

De landschapsecologische analyse die in het havengebied van Rotterdam wordt uitgevoerd heeft met name het doel de effecten van enkele mogelijke varianten van inrichting en beheer door te rekenen voor een aantal faunasoorten, die indicatief zijn voor de biodiversiteit van het havengebied. Deze ontwikkelingen zullen in de vorm van scenario's worden doorgerkend om de verschillen met de huidige situatie duidelijk weer te geven. Consequenties van de ingrepen zijn daardoor gemakkelijker te beoordelen, waardoor de keuze voor een bepaalde ingreep beter onderbouwd kan worden.

Scenario's van mogelijke inrichtings- en beheervarianten hebben een sterke ruimtelijke component. Het expertsysteem LARCI is met name ontworpen om de effecten van dergelijke ruimtelijke varianten door te rekenen. Dit levert kwantitatieve gegevens op, die gebruikt kunnen worden om de trends aan te geven in de ecologische kwaliteit van de onderzochte groenstructuren. Deze trends zullen worden toegespitst op de gekozen indicatieve soorten, maar hebben een uitstraling in het hele spectrum van soorten in het havengebied. Zo kan de potentie van het aanwezige habitat van een soort (uitgedrukt in aantal paartjes (vogels) of eierleggende vrouwtjes (vlinders)) van een locatie, deelgebied of het gehele studiegebied per scenario berekend worden. Vervolgens kunnen uitspraken gedaan worden in de trant van:

'In de huidige situatie (scenario A) is de draagkracht van deelgebied Europoort een xx-tal paartjes van vogelsoort V. In scenario B neemt de draagkracht sterk toe tot een yy-tal paartjes, terwijl in scenario C de draagkracht slechts met zz paartjes toeneemt. Voor vogelsoort V is een ontwikkeling in de richting van scenario B dus zeer positief en is het verschil in de ontwikkeling van scenario A naar scenario C vrij klein. Soorten waarbij biotoop X een belangrijk deel van het habitat uitmaakt kunnen in deelgebied Europoort goed profiteren van een situatie waarbij het beheer als (neven)effect heeft dat biotoop X kan ontstaan, want de gebieden zijn voor uitwisseling voldoende verbonden.'

Dergelijke uitspraken kunnen ook gedaan worden over andere deelgebieden, de gehele Rotterdamse haven, de ligging van lokale en meta-populaties, de duurzaamheid van deze populaties, de aansluiting met de omgeving van de Rotterdamse haven en het belang voor haven-populaties voor het voortbestaan in de regio Rotterdam.

De keuze voor de verschillende scenario's en de wijze waarop de scenario's vorm krijgen in digitale kaarten die daarvan gemaakt worden (input voor LARCI) speelt een cruciale rol bij de waarde van deze landschapsecologische studie als bijdrage voor de besluitvorming omtrent inrichtings- en beheersmaatregelen. Een aanzet voor scenario's is in het begin van deze studie reeds gemaakt, een nadere uitwerking van de scenario's naar kaartmateriaal wordt hieronder gegeven.

Leidingstroken

Voor ontwikkelingen ten gevolge van (wijziging in) het beheer en de inrichting van leidingstroken is een vlindersoort, het Bruin Blauwtje (*Aricia agestis*), als modelsoort gekozen. Deze vlindersoort is kenmerkend voor pionier- en grasachtige vegetaties. De soort komt in het gebied voor en er is sprake van een gevoeligheid voor versnippering van het habitat (zie verder paragraaf 2.2.2 en 3.1). Het Bruin Blauwtje lijkt daarmee een geschikte soort voor het beoordelen van de effecten van inrichtings- en beheersmaatregelen van leidingstroken op de natuurwaarde van dit stedelijk groen (Figuur 6).



Figuur 6 Ruimtelijke configuratie en breedte van leidingstroken in het Rotterdamse havengebied.

De drie scenario's die relevant zijn voor leidingstroken zijn:

1] *Scenario 'huidige situatie':*

De leidingen binnen het havengebied zijn gestructureerd in zogeheten 'leidingstraten', dat zijn ondergrondse naast elkaar liggende buizenclusters die tezamen een bepaald



traject volgen. Deze leidingstraten moeten te allen tijde bereikbaar blijven, en daarom mag erboven niet worden gebouwd. Wel kunnen er wegen, opslag- of bedrijfsterrein boven worden aangelegd, zolang de bereikbaarheid maar gegarandeerd blijft.

De niet te bebouwen grond boven de leidingstraten wordt met 'leidingstrook' aangeduid. Aangezien deze leidingstroken de restrictie "niet bebouwen" hebben krijgen ze buiten de bedrijfsterreingrenzen bijna automatisch de functie 'groen' toebedeeld. Voor dit groen geldt echter ook dat het de bereikbaarheid van de leidingstraten niet mag belemmeren, en tevens dat ze met de wortels de leidingen niet mag beschadigen.

Leidingstroken zijn brede (>30 m) en smallere stroken

met een grasachtige vegetatie die vaak parallel gelegen zijn aan infrastructuur. In de begroeiingstypenkaart voor het havengebied hebben leidingstroken een code gekregen die overeenkomt met dit type grasachtige vegetatie.

2] *Scenario 'boregrondse leidingen':*

Oewel leidingstraten meer dan 30 meter breed kunnen zijn is hun capaciteit niet onbeperkt. Om de leidingstroken niet ongebreideld te moeten uitbreiden is geopperd om, wanneer de leidingstraat 'vol' is in de leidingstrook steunen of 'rekken' te plaatsen waar aanvullende leidingen bovengronds overheen gelegd kunnen worden, zonder daarbij de bereikbaarheid van de ondergrondse leidingen te hinderen.

Samenhangend met het realiseren van 'bovengrondse leidingdragende rekken' wordt een deel van de leidingstrook vanwege onderhoudsbehoefte verhard. De breedte (in

ecologische zin) van de stroken wordt daardoor verkleind. Hierdoor gaat een groot deel van het geschikte habitat verloren. In het scenario is dat ingeschat op 25% van het oppervlak, hetgeen tot een evenredige reductie in draagkracht zal leiden. In de scenario-kaart zal dit tot uiting komen door het handhaven van hetzelfde begroeiingstype, doch met een lagere draagkracht.



Foto H. Timmermans

3] *Scenario 'struweelranden':*

Daar waar de leidingstraten nog niet 'vol' liggen is het, in ieder geval tijdelijk, mogelijk om aan de leidingstroken wat meer structuur mee te geven. Behalve een iets vriendelijker aanblik wordt gedacht dat deze aanvullende structuur ook de ecologische kwaliteit van de leidingstroken zal verhogen.

Door specifiek beheer gericht op het laten ontstaan van struweelranden zal, waar de omstandigheden dat toelaten, struweel opslaan. De leidingstroken kunnen daarbij in maaibeheer blijven, waardoor het algemene kruidachtige vegetatiebeeld weinig zal veranderen. Wel zijn er mogelijkheden voor het ontwikkelen van mantel- en zoomvegetaties naast het gedeelte van de leidingstroken waaronder daadwerkelijk leidingen liggen. De graslandvegetatie zal dus ten dele overgaan in

struweelvegetaties. Daarbij is vanwege de ligging (kust) en ondergrond (voedselarm zand) uitgegaan van duinstruweel. De verwachte toename aan vegetatiestructuur en – volume zal voor veel diersoorten een positief gevolg hebben en dit geldt ook voor de ecologische waarde van de leidingstrook voor een soort als het Bruin Blauwtje.

De mate waarin het mogelijk is om struweel te laten ontstaan is afhankelijk van de daadwerkelijke bezetting van de leidingstroken door leidingen. Op plaatsen waar geen leidingen liggen kan opslag van struweel worden toegelaten. Gegevens over de bezetting door leidingen in de huidige situatie en een inschatting voor de situatie over 10 en 20 jaar leveren het beeld op van een driedeling van het studiegebied in de gebieden Botlek, Europoort en Maasvlakte. In de Botlek is een groot gedeelte van de leidingstroken al volgelegd, terwijl er op de Maasvlakte nog volop mogelijkheden voor struweelvorming zijn. Wanneer de (verwachte) bezettingsgraad van 2010 als

uitgangssituatie wordt genomen kan in het Botlekgebied 5% van het oppervlak van leidingstroken tot struweel uitgroeien, voor de Europoort is dit 20% en voor de Maasvlakte 50% (bron GIER). In de uiteindelijk scenario-kaart zal in dit scenario een draagkracht voor de leidingstroken worden gekozen die berust op de gezamenlijke draagkracht van een strook graslandvegetatie met daarnaast struweel. De daadwerkelijke invulling van de bijbehorende begroeiingstypering en onderlinge verdeling tussen grasland en struweel is afhankelijk van locatie (welk deelgebied) en breedte van desbetreffende leidingstrook (breedteklasse). De minimale breedte voor struweelvorming is gesteld op 4 meter.

Braakliggende terreinen

Voor monitoring van de ontwikkeling van de braakliggende terreinen (figuur 7) is gekozen voor een tweetal vogelsoorten, namelijk een struweelsoort (*Sylvia communis*) en een bossoort (*Zwartkop (Sylvia atricapilla)*) (zie verder paragraaf 2.2.2 en 3.1). Deze keuze heeft te maken met de mogelijkheden met betrekking tot inrichting en beheer die binnen braakliggende terreinen kunnen worden uitgevoerd. Momenteel



wordt er voor gekozen de bomen te kappen in een zodanig vroeg stadium dat een herplantplicht vermeden wordt.

De drie scenario's die relevant zijn voor braakliggende terreinen zijn:

1] *Scenario 'Fluidige situatie':*

De braakliggende terreinen lopen wat betreft vegetatiestructuur uiteen van zandvlaktes (pionierssituatie) tot spontaan gevormde bossen (climaxvegetatie), afhankelijk van ligging van het terrein, de periode van braaklegging, de omvang en

het beheer dat werd en wordt toegepast. In dit scenario wordt het huidige stadium van vegetatiesuccessie als uitgangspunt genomen.

2] *Scenario 'Vrije ontwikkeling':*

Om de aantrekkelijkheid van het havengebied voor struweel- en bosvogels te verhogen zouden de braakliggende terreinen (semi-)permanent kunnen worden ingezet door vrije opslag toe te staan, en daarmee de braakliggende terreinen te laten 'dichtgroeien'. Het meeste profijt hebben struweel- en bosvogels wanneer potentieel habitat wordt gevormd door inheemse struik- en boomsoorten, hetgeen inhoudt dat deze toevoeging aan het areaal geschiedt middels het achterwege laten van (kap)beheer.

In dit scenario ontwikkelen de vegetaties zich uiteindelijk tot climaxvegetaties. Welke vorm deze climaxvegetaties bereiken is afhankelijk van de locatie (o.a. invloed van wind en saltspray) en is dus afhankelijk van de ligging ten opzichte van zee en rivier. Dicht bij de zee op geëxposeerde plaatsen zal een ontwikkeling inzetten die vergelijkbaar is met die in duinvalleien: afhankelijk van de vraag of er in het zandlichaam zich een 'zoutwater-lens' heeft gevormd zal het regenwater ofwel door dat zoute water worden opgestuwd, hetgeen leidt tot een vegetatie van de vochtige duinvallei, ofwel in het zandlichaam wegzakken en via de grondwaterstromen worden afgevoerd. Dat laatste leidt tot een droge duinvallei met Duindoorn-Vlierstruweel (*Oenothera-lippophaetum maritima*), de vochtige tot natte plekken zullen een Grauwe Wilg-struweel (*Salicetum cinereae*) opleveren (Westhof *et al.*, 1970; Stortelder *et al.*, 1999). Op zeer geëxposeerde plaatsen (Maasvlakte) kan deze ontwikkeling, met name vanwege verstuuving, lang duren en kunnen dus betrekkelijk duurzame open vegetaties bestaan. Verder weg van zee kunnen zich ontwikkelingen voordoen die leiden tot binnenduinand bossen (*Ulex-Quercetum*), maar waarschijnlijker is dat we te maken zullen krijgen met de ontwikkelingen die meestal langs de grote rivieren optreden. Vanuit ruderaal vegetaties (*Artemisetea*) ontstaan pionierbossen (wilgenstruwelen en vervolgens wilgenbossen (*Salicetum albae*)) die zich, afhankelijk van de voedselrijkdom verder ontwikkelen tot wat armere bossen (eikenbos (*Quercion*)) of wat rijkere bossen, op opgespoten zand wat minder waarschijnlijk, Elzen-vogelkers bos (*Alno padion*). Vanwege de hoge dynamiek en bedrijvigheid in het studiegebied is gekozen voor een climax-vegetatie in het jaar 2025. Vijfentwintig jaar is te kort voor een volledige bosvorming, maar kan wel leiden tot jong bos.

Resumerend houdt dit in voor de Maasvlakte open duinstruweel, voor de Europoort-west dicht duinstruweel en voor de Europoort-oost en het Botlekgebied droog voedselarm bos met een kroonbedekkingsgraad van minder dan 20%.

3] *Scenario 'max.toelaatbaar':*

Eén bezwaar tegen het laten uitgroeien van de houtige structuren is dat het terrein aan waarde inboet: eventuele toekomstige (her)uitgifte als bedrijfsterrein wordt bemoeilijkt doordat bomen die op borsthoogte (1.30m) een diameter van meer dan 15 cm hebben (APV Rotterdam) onder de herplantplicht vallen. Als voor de bedrijfsvestiging de bomen gerooid moeten worden moet men elders grond

reserveren om een bos van gelijke omvang terug te planten. Dit kan worden voorkomen door de dikke stammen op regelmatige tijden terug te snoeien. Voor de Maasvlakte en Europoort-west verandert er weinig ten opzichte van scenario 2 'Vrije ontwikkeling': daar is de climax-vegetatie die van een struik-vegetatie. Voor Europoort-oost en Botlek betekent dit scenario een ontwikkeling tot voedselarm struweel in plaats van bos.



Figuur 7 Ruimtelijke configuratie en begroeiing van braakliggende terreinen in het Rotterdamse havengebied

3 RESULTATEN

3.1 Soortbeschrijvingen

Gezocht werd naar soorten die de overgang van gras naar struweel en van struweel naar (jong) bos zouden markeren. Besloten werd tot de vlinder Bruin Blauwtje (*Arctia agestis*), een graslandsoort die zou kunnen gaan reageren op de toenemende luidtes die zullen ontstaan bij struik-ontwikkeling, en de vogelsoorten Grasmus (*Sylvia communis*) en Zwartkop (*Sylvia atricapilla*) die respectievelijk zullen profiteren van het zich ontwikkelende struweel en van de bos-ontwikkeling.

Grasmus

De Grasmus (*Sylvia communis*) is één van onze zomerzangers. Zij komt in onze streken aan vanaf half april en vertrekt al weer in augustus, met een uitloop in september. Het broedgebied strekt zich uit van West-Europa tot ver in Azië. Het overwinteringsgebied van de Europese populatie is gelegen in Afrika bezuiden de Sahara. De soort heeft lange tijd extra aandacht gekregen vanuit de natuurbescherming ten gevolge van een sterke populatieterugval aan het eind van de zestiger jaren. De oorzaak werd gezocht in de grote droogte in de Sahel-landen, een belangrijk overwinteringsgebied. Daarnaast staat de soort model voor een hoogwaardig kleinschalig agrarisch gebied en is daarmee gevoelig voor het verwijderen van lijnvormige beplantingen en overhoekjes, zoals dat in de ruilverkavelingen “oude stijl” veelvuldig het geval was. Recentelijk vertoont het broedbestand een duidelijk herstel, waaraan ook de vele natuurontwikkelingsprojecten in het agrarisch gebied bijdragen.

De Grasmus komt in heel Nederland voor met de hoogste aantallen op de zandgronden en in de duinstrook. De populatie bedraagt meer dan 50.000 paren.

Het voorkeurs habitat van de Grasmus zijn savanne-achtige vegetaties, bij voorkeur met doornig struikgewas. Een zekere mate van openheid is nodig zodat de opvallende baltsvlucht ten tonele kan worden gevoerd.

Belangrijkste kenmerken van het habitat zijn:

- min of meer gesloten kruidenvegetatie
- verspreide struiken of een bosrand
- voorliefde voor doornige struiken
- gevarieerde horizontale vegetatiestructuur met een ontbrekende tot zeer spaarzame boomlaag

(Bauer & Berthold, 1996; SOVON, 1987)



Zwartkop

De Zwartkop (*Sylvia atricapilla*) is ook een typische zomerzanger. Zij komt in onze streken aan vanaf begin april en vertrekt in september en oktober. Het broedgebied strekt zich uit van West-Europa tot ver in Azië. Het overwinteringsgebied van de Europese populatie is gelegen in het zuiden van Europa en het noorden van Afrika. Slechts een klein deel overwintert bezuiden de Sahara. In recente tijd is er een versterkte tendens waarneembaar tot het overwinteren op onze breedten. Midden-Europese Zwartkoppen hebben daarbij zelfs hun trekweg ten dele verlegd en overwinteren tegenwoordig vaker in Engeland in plaats van het Middellands Zeegebied. Ook in Nederland zijn overwinteringsgevallen gewoon geworden. Daarbij worden de vogels vooral in stedelijke agglomeraties waargenomen.

De Zwartkop is de afgelopen decennia duidelijk in aantal toegenomen. Het ouder en gevarieerder worden van onze bossen in combinatie met versterkte bosaanplant in lage delen van Nederland is daarvan de oorzaak.

De Zwartkop komt in heel Nederland voor met de hoogste aantallen in bosrijke gebieden op de zandgronden en in de duinstrook. De populatie bedraagt meer dan 100.000 paren.

Het voorkeurs habitat van de Zwartkop is ouder opgaand bos met een goed ontwikkelde 2e boomlaag en struiklaag. Het habitat kan zowel zeer droog als zeer nat van karakter zijn al zijn de rijkere bossen wel veel dichter bevolkt dan de armere naald- en berkenbossen. Dit is vooral een effect van de dichtheid van de struiklaag, daar ook jonge naalddouthaanplantingen flinke dichtheden kunnen herbergen.

Belangrijkste kenmerken van het habitat zijn:

- opgaand bos
- dichte en weelderige struiklaag en tweede boomlaag

(Bauer & Berthold, 1996; Bairlein, 1978; Berthold, 1978; Berthold & Terril, 1988; SOVON, 1987)



Foto Alterra

Bruin Blauwtje

Het Bruin Blauwtje (*Aricia agestis*) is een vrij algemene standvlinder, die vooral te vinden is in de schrale en ruderaal vegetatie met een open structuur, veel kale plekken en zandige kale grond.

De vlinders vliegen in Nederland in twee generaties per jaar: de eerste met een top van de vliegtijd tussen 25 mei en 10 juni en een tweede met de top tussen 25 juli en 25 augustus. De soort overwintert als rups. Belangrijkste waardplanten in ons land zijn de Zachte Ooievaarsbek, Kleine Ooievaarsbek en Reigersbek.



Foto De Vlindersichting

Het Bruin Blauwtje leeft vooral op droge en warme plekken in graslanden. Van groot belang is het voorkomen van veel kale, zandige plekken en een open structuur. Dat zorgt ervoor dat de bodem en de vegetatie makkelijk opwarmt. In het huidige Nederlandse landschap zijn, naast de halfnatuurlijke graslanden in de duinen en op dijken in het rivierengebied en in Zeeland, ruderaal terreinen ook vaak van groot belang.

Hoewel een typische vlinder van het grasland heeft het Bruin Blauwtje toch wat 'intimiteit' nodig: mogelijkheid tot oriëntatie en beschutting. Er is een merkwaardige voorkeur voor hoogteverschillen, mogelijk ook omdat de op het oosten gerichte zijde van de verhoging 's morgens sneller opwarmt dan vlak grasland. Hoewel voorkomend in en bestand tegen de extreme omstandigheden van pioniervegetaties worden toch de hoogste dichtheden bereikt in mozaiek-vegetaties. Hoewel schaduw wordt gemeden zijn zoomvegetaties van laag struweel voor het Bruin Blauwtje zeer bruikbaar habitat.

(Van Swaay, 2000; Bink, 1992; Tax, 1989)

3.2 Leidingstroken en dagvlinders

3.2.1 Verschillen in de populatie-omvang van het Bruin blauwtje

Het gaat bij de populatie-omvang zowel om het oppervlak aan habitat voor de soort als om de hoeveelheid individuen die binnen dit habitat kunnen voorkomen. In tabel 3 worden deze resultaten weergegeven.

Scenario's	Oppervlak habitat	Aantal RE	Index RE
0 - Zonder leidingstroken	2831 ha	49.290	94
1 - Huidige situatie	3136 ha	52.335	100
2 - Bovengrondse leidingen	3067 ha	51.534	98
3 - Struweel	3136 ha	57.366	110

Tabel 3: De populatie-omvang van het Bruin Blauwtje bij verschillende scenario's. Het oppervlak habitat wordt uitgedrukt in hectare (ha), de populatie-omvang in zgn. reproductieve eenheden (RE). Bij de index-bepaling is uitgegaan van de huidige situatie (scenario 1).

De verschillen in het oppervlak habitat worden veroorzaakt door de geschiktheid of (gedeeltelijke) ongeschiktheid van de leidingstroken als habitat. Scenario 1 en 3 verschillen alleen in de keuze van een geschikt begroeiingstype, waarbij de omvang van het habitat niet verandert. Het verschil in habitatkwaliteit komt echter wel tot uiting in de omvang van het aantal individuen (RE).

Op basis van de gegevens uit tabel 3 en uit de andere LARCIJ-resultaten kunnen de volgende opmerkingen worden gemaakt:

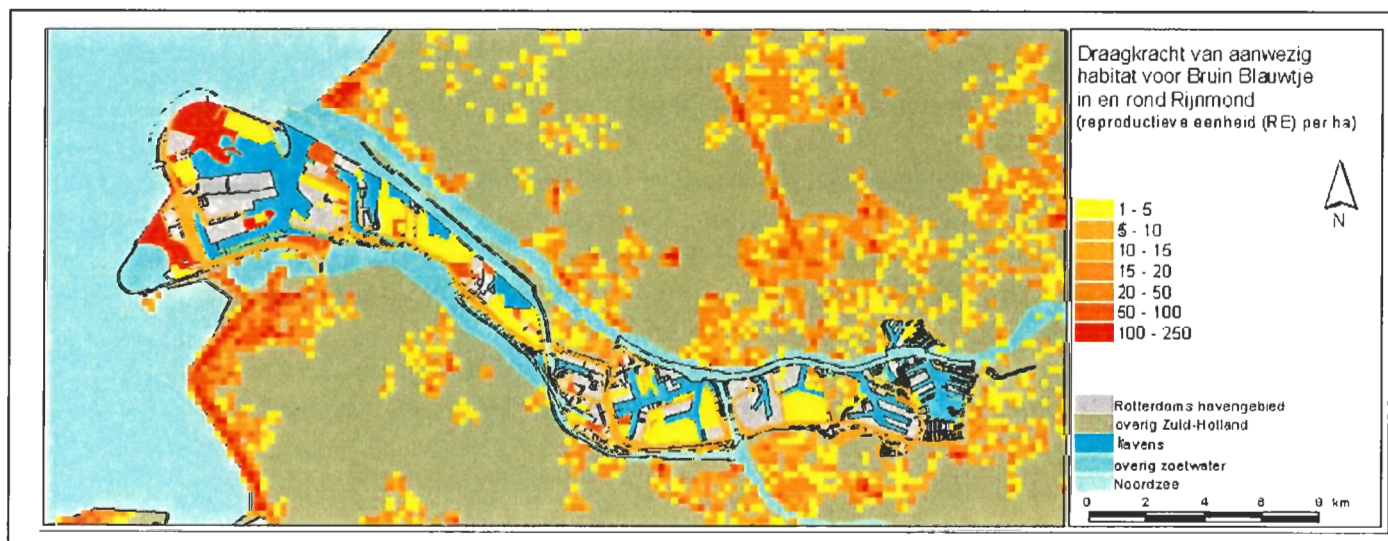
- Leidingstroken dragen voor ruim 5% bij aan het areaal voor de totale populatie van het Bruin blauwtje.
- Bij het scenario bovengrondse leidingen gaat ongeveer 1.5% van het totaal leefgebied verloren.
- Struweelopslag zorgt voor een kwalitatieve verbetering van het habitat, en daarmee voor een potentiële toename van de populatie van 10%.
- Het verschil in mogelijkheden voor het Bruin Blauwtje tussen afwezigheid van leidingstroken en leidingstroken met struweel bedraagt zo'n 8000 reproductieve individuen (RE). Dit is een toename van ruim 16% !
- Het totale oppervlak aan leidingstroken bedraagt zo'n 305 ha. Dit is ruim 4% van het terrestrisch deel van het havengebied (7399 ha) en bijna 10% van het totale habitat (3136 ha).

3.2.2 Ruimtelijke effecten van de verschillende scenario's

Kwaliteit in deze studie moet worden gezien als ruimtelijke kwaliteit. Het gaat daarbij dus vooral om resultaten die betrekking hebben op de ruimtelijke configuratie van de aanwezige populaties. De LARCH-analyse levert diverse gegevens die inzicht geven in de natuurpotenties van het Rotterdamse havengebied zelf en de relatie met de omgeving. Het gaat daarbij om draagkracht, populatienetwerken, populatie-omvang, duurzaamheid en het belang van leidingstroken voor het Bruin blauwtje. Alvorens de effecten van de verschillende scenario's te beschrijven wordt eerst ingegaan op de huidige situatie.

Draagkracht voor het Bruin Blauwtje van het gebied in de huidige situatie

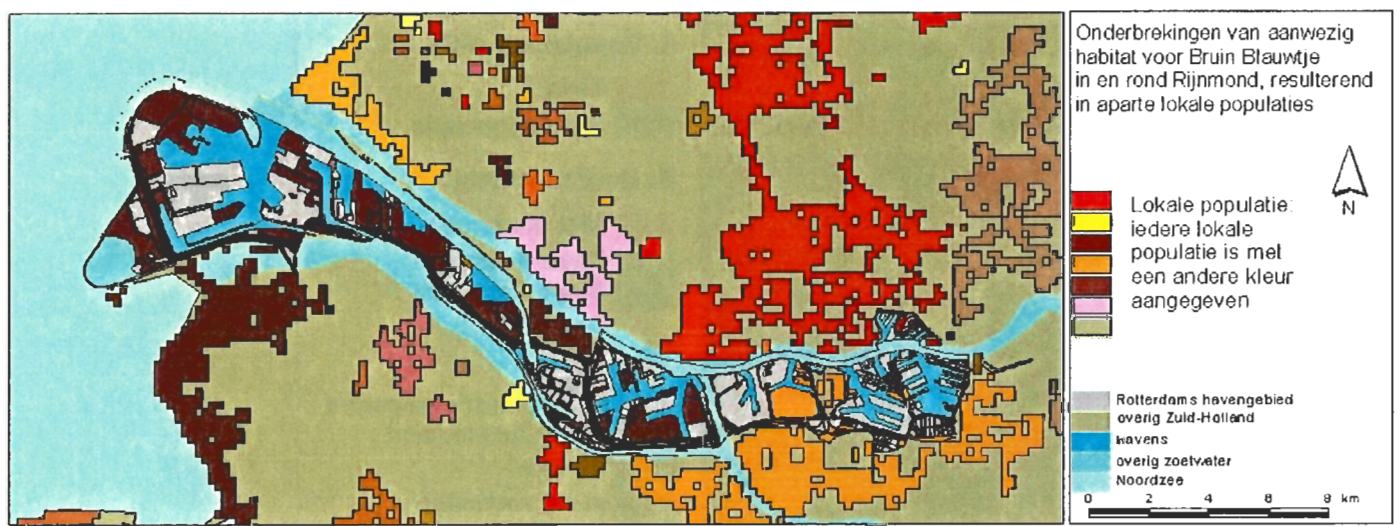
Een eerste resultaat is een kaartbeeld (figuur 8) van de draagkracht van het habitat voor het Bruin blauwtje. Dit kaartbeeld laat zien dat binnen het gehele Rotterdamse havengebied geschikt habitat te vinden is. Daarnaast toont het belangrijke habitatplekken binnen het studiegebied en in het omringende buitengebied. Het is opvallend dat in het akkerbouwgebied ten zuiden en het glastuinbouwgebied ten noorden van de haven habitat voor het Bruin Blauwtje met name wordt gevonden in wegbermen, ook binnen het stedelijk gebied. De duinen vormen van oudsher een belangrijk leefgebied van de soort. Het gebruik van het oorspronkelijke duinzand van De Beer levert een duinvegetatie op, en daarmee preferent habitat, op plekken die voor enige tijd braak liggen. Dat duinzand is dan ook herkenbaar in zeer draagkrachtig habitat op de Maasvlakte (figuur 8). Daarnaast vormen ook de braakliggende terreinen, een aantal locaties in de Europoort en het Botlekgebied en industriële terreinen meer landinwaarts een belangrijke bijdrage.



Figuur 8. Draagkracht van het aanwezige habitat in het Rotterdamse havengebied en omgeving voor het Bruin Blauwtje. Duidelijk zichtbaar is de voorkeur van deze soort voor duin- en stedelijke biotopen. De positieve invloed van het opgespoten duinzand van De Beer in het westen van het havengebied valt goed te onderscheiden

Verschillende lokale populaties van het Bruin blauwtje in de regio Rotterdam

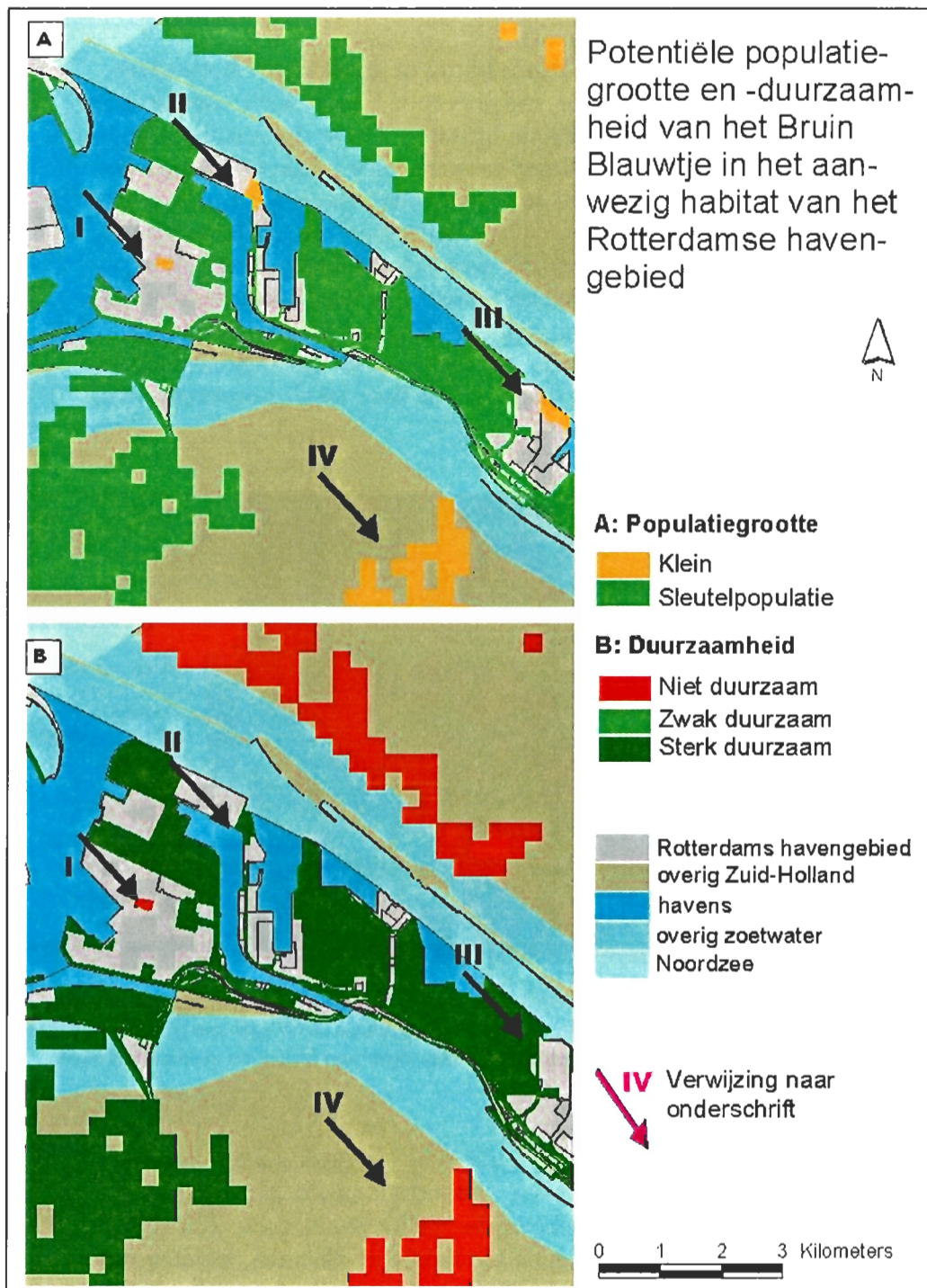
Het havengebied van Rotterdam en de bijbehorende regio kent een ruime hoeveelheid potentieel habitat voor het Bruin blauwtje. Door de versnipperende ligging van het leefgebied is één aaneengesloten netwerk voor lokale populaties niet mogelijk (figuur 9). Binnen het studiegebied, de Rotterdamse haven, kunnen zich een tweetal netwerken van enige omvang vormen. Deze netwerken zijn beide verbonden met habitat ten zuiden van het studiegebied. Het westelijk gelegen netwerk sluit aan op het leefgebied dat in de Oostvoornse duinen aanwezig is. Het oostelijke netwerk heeft verbinding met stedelijke biotopen van Spijkenisse-Hoogvliet-Poortugaal-Rhoon-Charlois. De Oude Maas, mogelijk in combinatie met de Shell-raffinaderij Pernis, vormt de barrière die verhindert dat er tussen de twee lokale populaties heen en weer gependeld kan worden.



Figuur 9. Het habitat voor het Bruin Blauwtje rondom de Rijnmond heeft een dusdanige ruimtelijke configuratie dat potentiële populaties op home-range afstand van elkaar worden gescheiden in lokale populaties. Binnen de Rotterdamse haven zijn twee grotere habitatnetwerken (donkerrood en oranje) aanwezig, die beide verbonden zijn met (dus binnen de home-range liggen van) habitat ten zuiden van de haven.

Populatie-omvang en duurzaamheid

Het habitat in de Rotterdamse haven is goed verbonden en biedt ruimte voor een forse sleutelpopulatie. Niet alle habitatplekken zijn echter groot genoeg, dat wil zeggen dat ze niet allen een draagkracht hebben die voldoende is voor één reproducerende individu (RI) (figuur 10a). De positie van habitatplekken ten opzichte van het habitatnetwerk, en de verbindende structuren die met het netwerk bestaan zijn bepalend voor de mogelijkheid van mitigerende dieren om de habitatplek al dan niet te kunnen bereiken. Plekken die te klein zijn voor één reproducerend individu en tevens geen aansluiting hebben met grotere netwerken dragen niet bij aan de duurzaamheid van de populatie. Ook wanneer een geïsoleerde habitatplek groot genoeg is voor een (kleine) populatie zal deze op lange termijn niet levensvatbaar zijn wegens een te gering genetische variatie ten gevolge van het gebrek aan uitwisseling. Dit geldt ook voor netwerken waarin te weinig habitat is om het minimaal benodigd aantal individuen te onderhouden (figuur 10b).

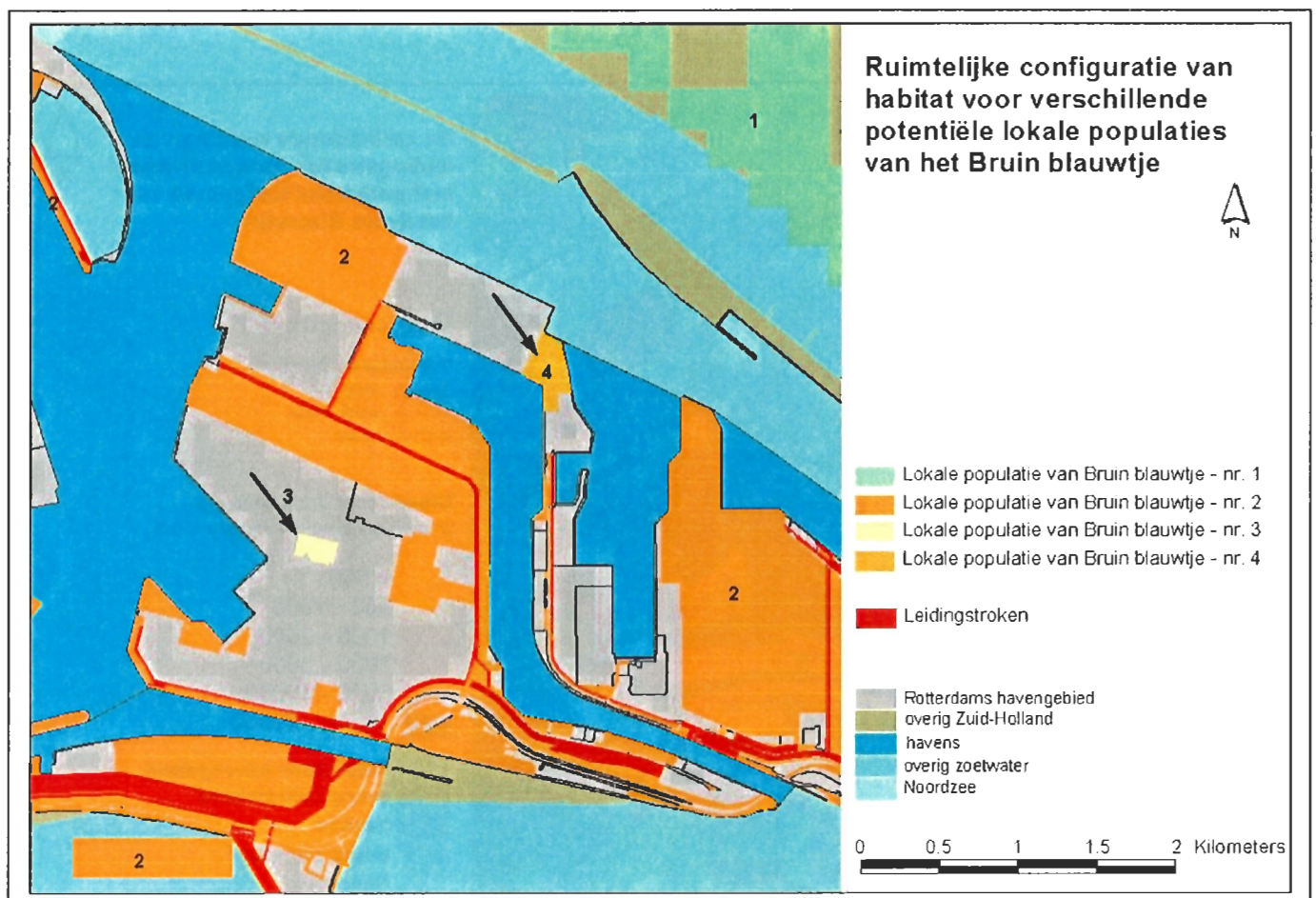


Figuur 10. Populatiegrootte en duurzaamheid van het Bruin Blauwtje in het Rotterdamse havengebied, deelgebied Europoort.

A. De ligging van kleine en grotere populaties. De grotere "populaties" bestaan uit habitatplekken die onderling zodanig verbonden zijn dat ze gezamenlijk een lokale populatie kunnen onderhouden die groot genoeg is om een reproductieoverschot te genereren. Hoewel ze daarmee niet noodzakelijkerwijs zelfstandig duurzaam zijn dragen deze overschotproducerende populaties wel sterk bij aan de duurzaamheid van het populatienetwerk. Ze worden daarom wel sleutelpopulaties genoemd. De habitatplekken I t/m IV hebben niet een omvang die ze tot het onderhouden van dussdanige populaties in staat stelt.

B. De duurzaamheid van netwerken. De habitatplekken II en III zijn voor mitigerende dieren bereikbaar en maken deel uit van een duurzaam netwerk. De habitatplekken I en IV hebben een geïsoleerde ligging en zijn daardoor niet duurzaam.

Opvallend is dat het habitat in het havengebied wel binnen het home-range bereik van de zuidelijke populatie(s) (Voornse Duinen) ligt, maar dat het Hoekse Duingebied buiten dat bereik ligt. Voor het Hoekse Duingebied heeft dat als consequentie dat, aangezien er ook aan de oost- en noordzijde van dit gebied geen verbindend habitat ligt naar de Hollandse Duinen of de stedelijke populaties van Schiedam-Delft-Den Haag (landelijke gegevens), het gebied voor het Bruin Blauwtje geïsoleerd ligt: het gebied zelf is te klein voor het zelfstandig onderhouden van een levensvatbare populatie van het Bruin Blauwtje, en de afstand tot het netwerk op Europoort-Maasvlakte-Voornse Duinen is zodanig groot dat de Hoekse Duinen niet kunnen profiteren van de aanvulling door Bruin Blauwtjes op dispersie vanuit dit grote netwerk: een eventuele populatie van het Bruin Blauwtje is bij de huidige habitat-opbouw niet duurzaam.



Figuur 11. Ruimtelijke configuratie van verschillende populaties van het Bruin Blauwtje (Aricia agestis). De structuur van populatie 2 wordt in belangrijke mate ondersteund door de aanwezigheid van leidingstroken. De habitatplekken 3 en 4 (zie zwarte pijlen) liggen geïsoleerd van het grotere habitatnetwerk van populatie 2. De afwezigheid van leidingstroken in de directe omgeving van deze populaties lijkt de oorzaak van deze isolatie.

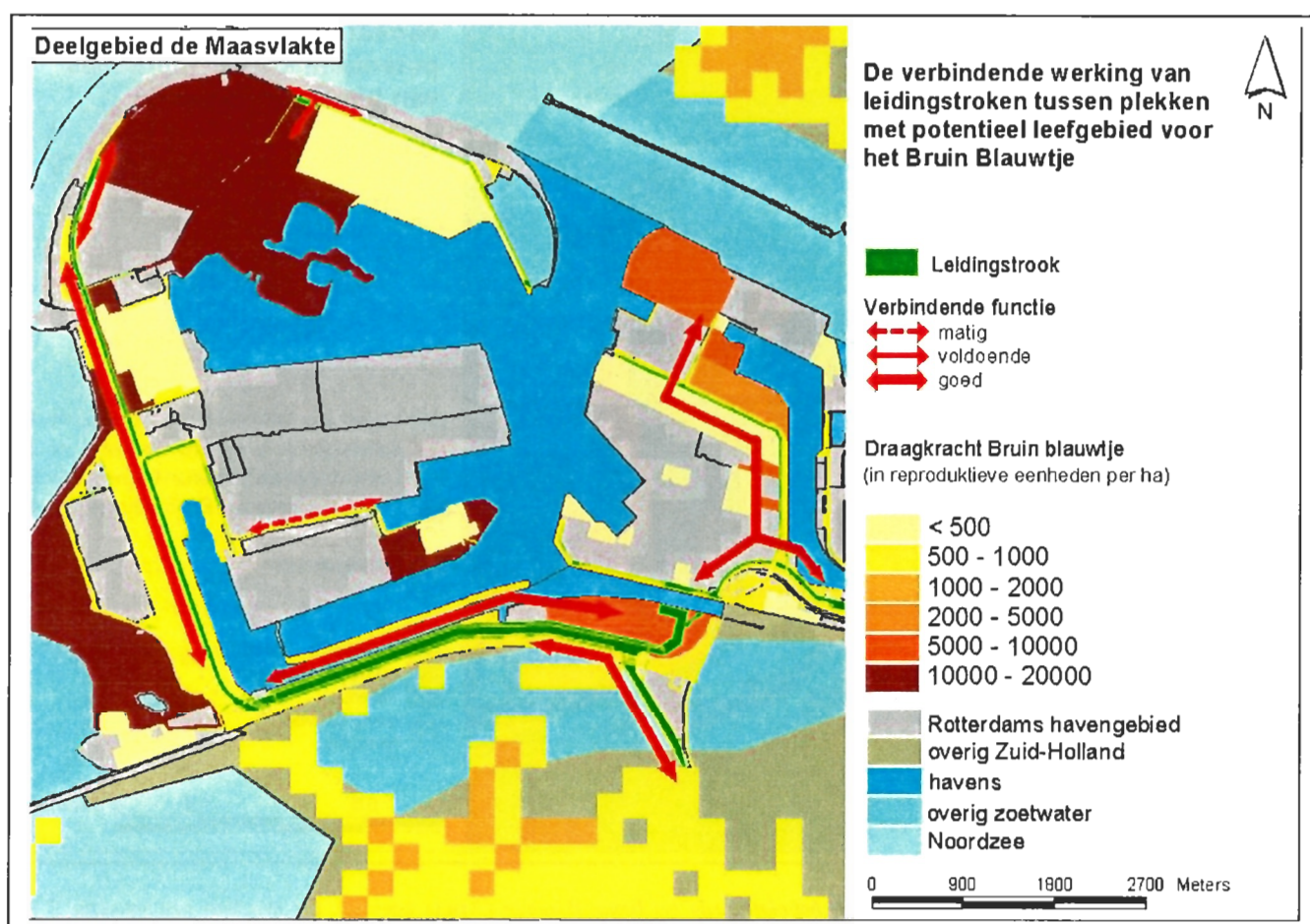
Belang van leidingstroken voor het Bruin blauwtje

In alle deelgebieden van de Rotterdamse haven (Botlek, Europoort en Maasvlakte) zijn leidingstroken aanwezig. Het stelsel van leidingstroken vormt een solide struc-

tuur door de Rotterdamse haven (figuur 6, methodiek). Tussen de ligging van de leidingstroken en de ruimtelijke configuratie van populatiestructuren lijkt een verband te bestaan. Habitatplekken die verder van de leidingstroken gelegen zijn en waar binnen een zekere afstand ook geen ander habitat aanwezig is, zijn geïsoleerd ten opzichte van de grotere netwerken (figuur 11).

De functie die deze leidingstroken kunnen vervullen als verbinding tussen verschillende habitatplekken wordt in figuur 12 geïllustreerd. Het is daarbij goed te zien dat de leidingstroken vaak een ondersteunende taak hebben in het habitatnetwerk en soms zelfs de enige verbinding vormen.

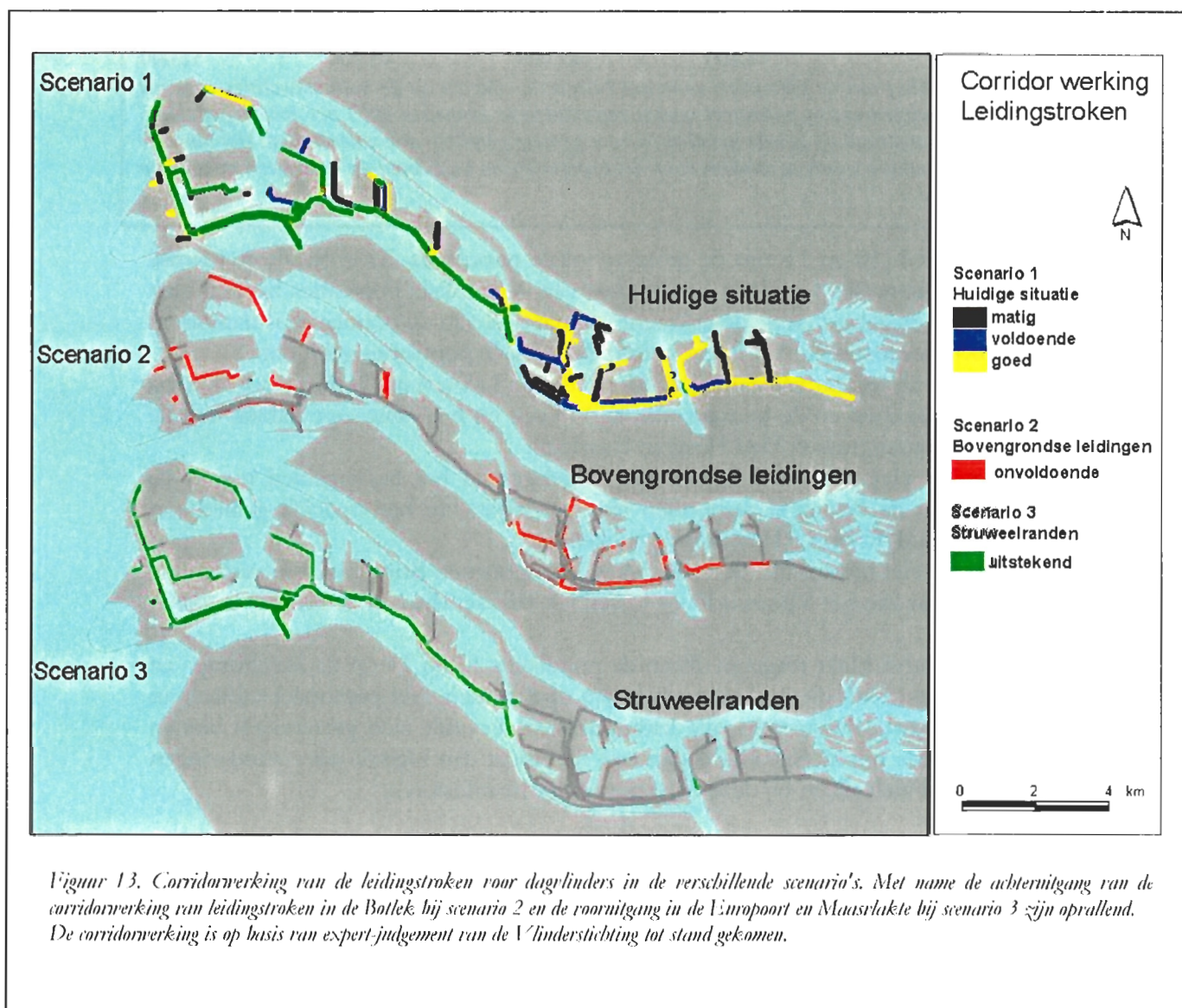
Leidingstroken zijn weliswaar dynamische milieus, waar regelmatig sprake is van grondverzet (door onderhoud leidingen), maar ze vormen, juist door dit beheer en in tegenstelling tot ander habitat van het Bruin blauwtje (vb. braakliggende terreinen), een constante factor als potentieel habitat: er is blijvend grasland, en door de regelmatige vergravingen is er altijd kale grond beschikbaar.



Viguur 12. Configuratie van leidingstroken in deelgebied De Maasvlakte. Met pijlen is aangegeven op welke plaatsen leidingstroken een verbindende functie hebben ten aanzien van het habitatnetwerk van het Bruin Blauwtje.

Als de mogelijke corridorwerking van de leidingstroken van de scenario's onderling vergeleken wordt (figuur 13) valt het volgende op:

- 1] Het aanbrengen van bovengrondse leidingen (scenario 2) zorgt ten opzichte van de huidige situatie voor een aantal knelpunten in de ruimtelijke habitatstructuur, te weten in de Botlek en Maasvlakte-noord.
- 2] Het aanbrengen van struweelranden (scenario 3) zorgt ten opzichte van de huidige situatie voor een aantal verstevigingen van de ruimtelijke habitatstructuur, met name in de Europoort en de Maasvlakte.
- 3] Maasvlakte-noord gaat er bij scenario 2 op achteruit, terwijl de situatie voor het Bruin blauwtje er bij scenario 3 juist beter op wordt.



Nummer Lokale populatie	Scenario 0: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 1: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 2: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 3: Aantal RE per lokale populatie
1	200	200	200	200
2	40	40	40	40
3	16	16	16	16
4	1100	1100	1100	1100
5	1	1	1	1
6	7	7	7	7
7	2	2	2	2
8	2	2	2	2
9	5	5	5	5
10	3500	3900	3600	3950
11	44.500	47.000	45.000	52.000

Tabel 4. Vergelijking van de scenario's voor wat betreft de effecten op de habitatkwaliteit voor het Bruin Blauwtje, uitgedrukt in potentieel aantal reproductieve eenheden (RE) per lokale populatie. Het aantal RE is afgerond op gehele getallen en voor grotere getallen op honderdtallen. Het nummer van de lokale populatie wordt at random door het expertsysteem toegekend en heeft geen invloed op de scenario-studie.

De populaties 1, 10 en 11 zijn de grootste lokale populaties die in het Rotterdamse havengebied aanwezig zijn. Een (groot) deel van deze lokale populaties bevindt zich buiten het studiegebied en de draagkracht van dat deel van de populaties is daarom in tabel 4 niet meegenomen. Voor wat betreft deze lokale populaties geldt dat:

Populatie 1: Het habitat gelegen bij de Mervede- en Lekhavens (Delfshaven) sluit via het stedelijk biotoop en de bermen van de A13 aan bij het aanwezige habitat van de Hollandse Duinen (tussen Den Haag en Haarlem).

Populatie 10: Het potentiële habitat dat is gelegen in het havengebied tussen de Waalhaven en de Botlek is verbonden met het habitat in het stedelijk gebied van Rotterdam Zuid, Rhoon, Hoogvliet en Spijkenisse

Populatie 11: Het habitat van de Maasvlakte, Europoort en Botlek staat in verbinding met het habitat van het Voornes Duin tussen het Brielse Meer en de Haringvlietdam

Zoals uit de tabel blijkt reageren alleen de populaties 10 en 11 op de inrichtings- en beheervarianten zoals die in de scenario's zijn opgenomen. Het potentieel habitat van het Bruin blauwtje (waaronder alle leidingstroken) bevindt zich grotendeels binnen deze twee lokale populaties. Het is dan ook niet meer dan logisch dat veranderingen in draagkracht zich alleen bij deze twee populaties manifesteren.

3.3 Braakliggende terreinen en broedvogels

3.3.1 Verschillen in de populatie-omvang van Grasmus en Zwartkop

Tabel 5 geeft voor de verschillende scenario's de populatie-omvang van de Grasmus en de Zwartkop weer. Ook hier gaat het zowel om het oppervlak aan habitat per soort als om het aantal individuen die binnen dit habitat kunnen voorkomen.

In de huidige situatie verkeert een groot deel van het braakliggend terrein nog in het pionierstadium (kaal, gras of kruiden) en is daarmee (grotendeels) ongeschikt als habitat voor struweel- of bosbewonende vogels. Toch vormt in de huidige situatie het aantal hectares habitat binnen de braakliggende terreinen een belangrijk aandeel (resp. Grasmus 72% en Zwartkop 58%) van het totaal aan habitat voor deze soorten in het havengebied. Dit komt omdat er relatief weinig habitat voor deze soorten buiten de braakliggende terreinen aanwezig is en omdat de (weinig) braakliggende terreinen die qua successie verder ontwikkeld zijn een goed leefgebied voor deze soorten vormen. De Grasmus heeft in de huidige situatie iets meer habitat-oppervlak als gevolg van het feit dat de Grasmus aan een enkele struik voldoende heeft en dus in open terrein veel eerder habitat kan betrekken.

Biotoop	(zeer) open struweel		
Gidssoort	Grasmus		
Scenario's	Oppervlak habitat	Aantal RI's	Index RI's
1 - Huidige situatie totaal havengebied (waarvan in braakliggende terreinen)	1252 ha (896 ha)	236	100
2 - Vrije ontwikkeling	1543 ha	527	223
3 - Maximaal toelaatbaar	1543 ha	515	218

Biotoop	gesloten struweel tot open bos		
Gidssoort	Zwartkop		
Scenario's	Oppervlak habitat	Aantal RI's	Index RI's
1 - Huidige situatie totaal havengebied (waarvan in braakliggende terreinen)	884 ha (515 ha)	82	100
2 - Vrije ontwikkeling	1543 ha	110	135
3 - Maximaal toelaatbaar	1543 ha	91	111

Tabel 5. Omvang van potentiële populaties van Grasmus en Zwartkop bij verschillende scenario's. Het oppervlak habitat wordt uitgedrukt in hectare (ha), de populatie-omvang in zgn. reproductieve eenheden (RI's). Bij de index-bepaling is uitgegaan van de huidige situatie (scenario 1).

In de scenario's 2 en 3 is de successie verder gevorderd (bos- en struweelvorming), waardoor de braakliggende terreinen veel geschikter zijn als habitat. Het is daarbij habitat voor beide soorten, maar kwalitatief zijn er grote verschillen: voor de Zwartkop neemt in scenario 'Vrije ontwikkeling' het habitat-oppervlak met 75% toe, terwijl het aantal broedparen (RI's) 'slechts' met 35% toeneemt. De Grasmus daarentegen ziet het habitat veel minder toenemen (+25%), maar kan in dat nieuwe habitat het aantal broedparen meer dan verdubbelen. Dit laat zich verklaren uit de habitat-eisen van Grasmus en Zwartkop: voor de Grasmus is de jonge struweelopslag optimaal habitat, terwijl de Zwartkop de voorkeur geeft aan oudere struik- en

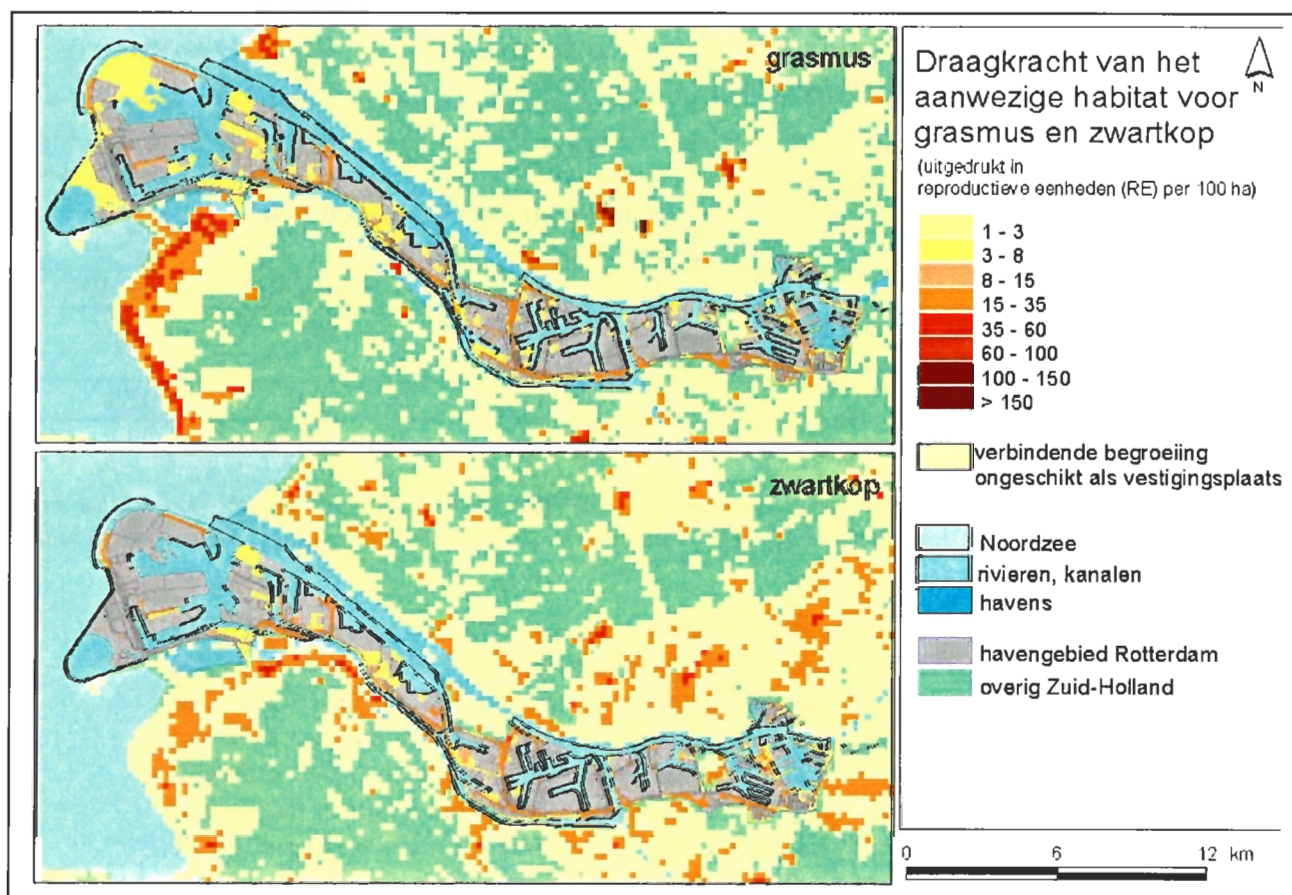
boomopslag, die in scenario 2 niet wordt bereikt. Het is dan ook goed te zien dat het snoeiwerk in scenario 3 op het aantal Zwartkoppen een grote invloed heeft, terwijl het aantal Grasmussen zo goed als onaangetast blijft.

3.3.2 De potenties van de huidige situatie

Eén van de kwaliteiten van habitat is dat een habitatplek gekoloniseerd kan worden door de soort. Het expertmodel LARCH bepaalt op basis van de ruimtelijke configuratie van de habitatplekken in hoeverre dit mogelijk is. Daarmee wordt een maat gegeven voor de mate waarin de natuur binnen het havengebied is verbonden met de omliggende natuur. Op deze wijze wordt een verband gelegd tussen de draagkracht van het aanwezige habitat en de mate waarin het habitat deel kan uitmaken van een netwerk, dat al dan niet met de omgeving van het studiegebied verbonden is. De populatie-omvang en de verbindingen met naburige populaties zijn vervolgens samen bepalend voor het duurzaam voorkomen van de soort in het havengebied.

Draagkracht van het gebied

De kaart in figuur 14 geeft het habitat voor beide soorten weer. Duidelijk is te zien dat beide soorten verspreid door het hele havengebied habitat-plekken kunnen vinden. Goed is ook te zien dat er in het algemeen meer en beter habitat is voor de



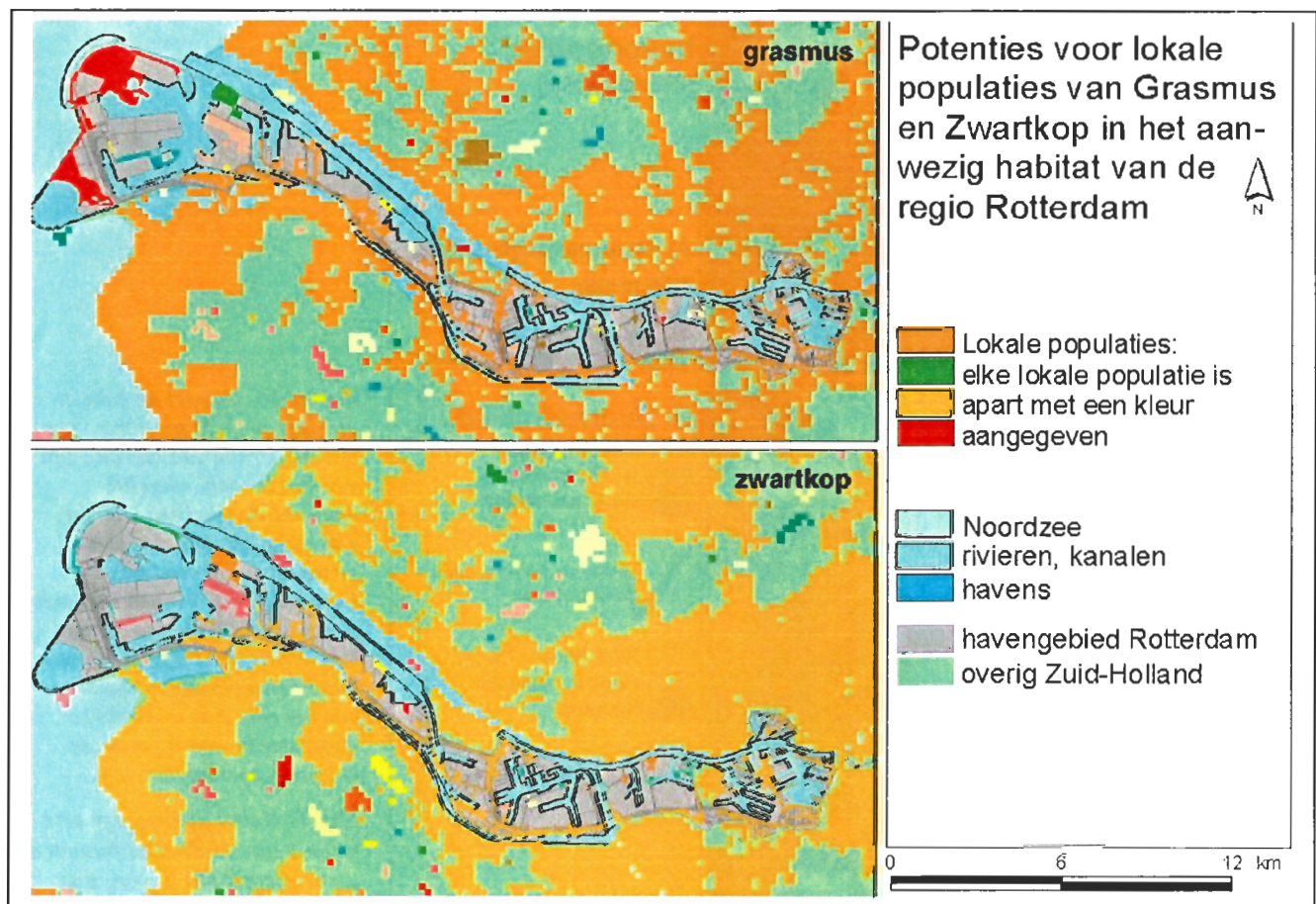
Figuur 14. Draagkracht van het aanwezige habitat in en rondom het havengebied Rotterdam voor de Grasmus en de Zwartkop. Duidelijk is te zien dat in de huidige situatie in het studiegebied de groenstructuren, en daarin ook de braakliggende terreinen, meer geschikt habitat leveren voor de Grasmus dan voor de Zwartkop.

de intensiteit van het beheer veel meer oude struwelen en houtwallen toelaat dan in Grasmus dan voor de Zwartkop. Dit in tegenstelling tot het omringend gebied, waar het havengebied. Als er grote populaties van de soorten in de omgeving aanwezig zijn, dan is kolonisatie door dispergerende dieren van het habitat in de haven mogelijk. Als stapstenen kunnen daarbij de habitatplekken dienen, die te klein zijn voor permanente vestiging, maar door hun ligging wel als verbindend element kunnen dienen.

Zowel voor de Grasmus als voor de Zwartkop is het naburig habitat van grote waarde en potentiële populaties kunnen in de Voornse Duinen (de Grasmus aan de buitenkant van de duinen: helmduin en struweel, de Zwartkop aan de binnenzijde van de duinen: binnenduimbos), en voor de Zwartkop tevens langs het Oostvoornse- en Brielse Meer aanwezig zijn. Voor de Zwartkop geldt bovendien dat er veel habitat wordt gevonden in de bebouwde gebieden van de Randstad. Voor de Grasmus geldt dat minder, die is noordelijk van de haven (vrijwel) geheel aangewezen op de duinstrook.

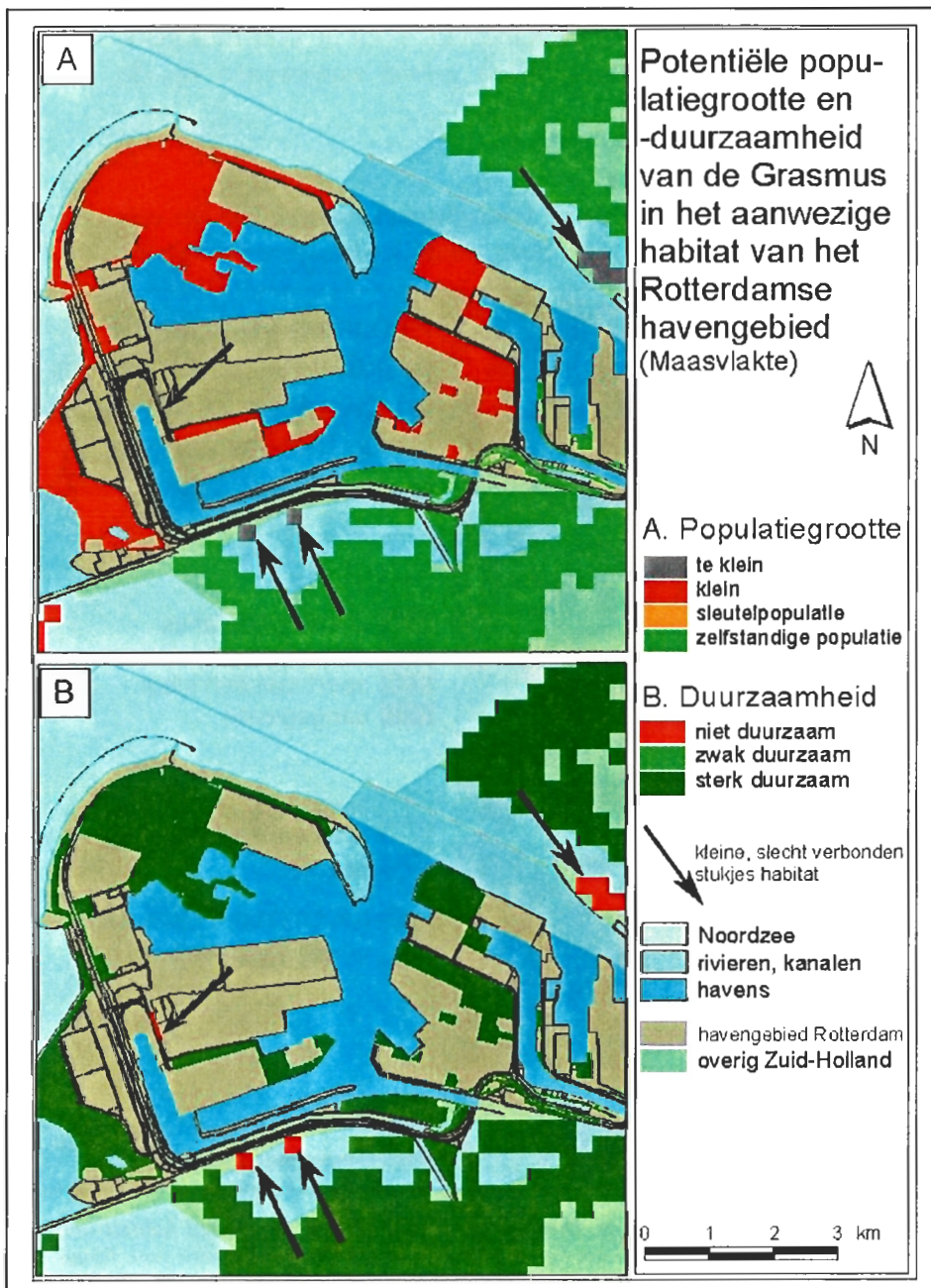
Populatiestructuren in de regio Rotterdam

De regio Rijnmond kent een structuur van kleine landschapselementen die op een dusdanige manier zijn gerangschikt dat ze, ook daar waar de draagkracht van de



Figuur 15. Ligging van lokale populaties van Grasmus en Zwartkop. Door de aanwezigheid van marginaal habitat ontstaan populatienetwerken die vele malen groter zijn dan men op basis van het (sub)optimaal habitat zou verwachten (vgl. figuur 14). Dit wordt veroorzaakt door de aard van de begroeiingstypering die wordt gebruikt voor het buitengebied, en de wijze waarop die wordt ingevoerd (gridcellen van 250x250m). De effecten hiervan op de duurzaamheidsanalyse zijn echter verwaarloosbaar.

landschapselementen zelf gering is, de grotere habitat-gebieden voor struik- en struweelvogels min of meer met elkaar verbinden. Daarmee kunnen de struweel- en struikvogels worden gezien als levend in één grote lokale populatie. Op zich is er maar een betrekkelijk smalle strook nodig waar geen struiken groeien, water bijvoorbeeld, om lokale populaties van elkaar te scheiden: de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden hebben allen een aparte lokale populatie. Dat is ook te zien in het havengebied van Rotterdam (figuur 15): Op de Maasvlakte liggen grootschalige terreinen, die nog niet als industrieterrein zijn ingericht, met voldoende habitat om meerdere broedparen te kunnen onderhouden. Deze liggen echter gescheiden van de grote lokale populatie door grote ongeschikte terreinen en havenbekkens. Daar staat tegenover dat het geschikte habitat in Europoort, Botlek en oostelijker voor beide vogelsoorten binnen het bereik van de grote omliggende lokale populatie



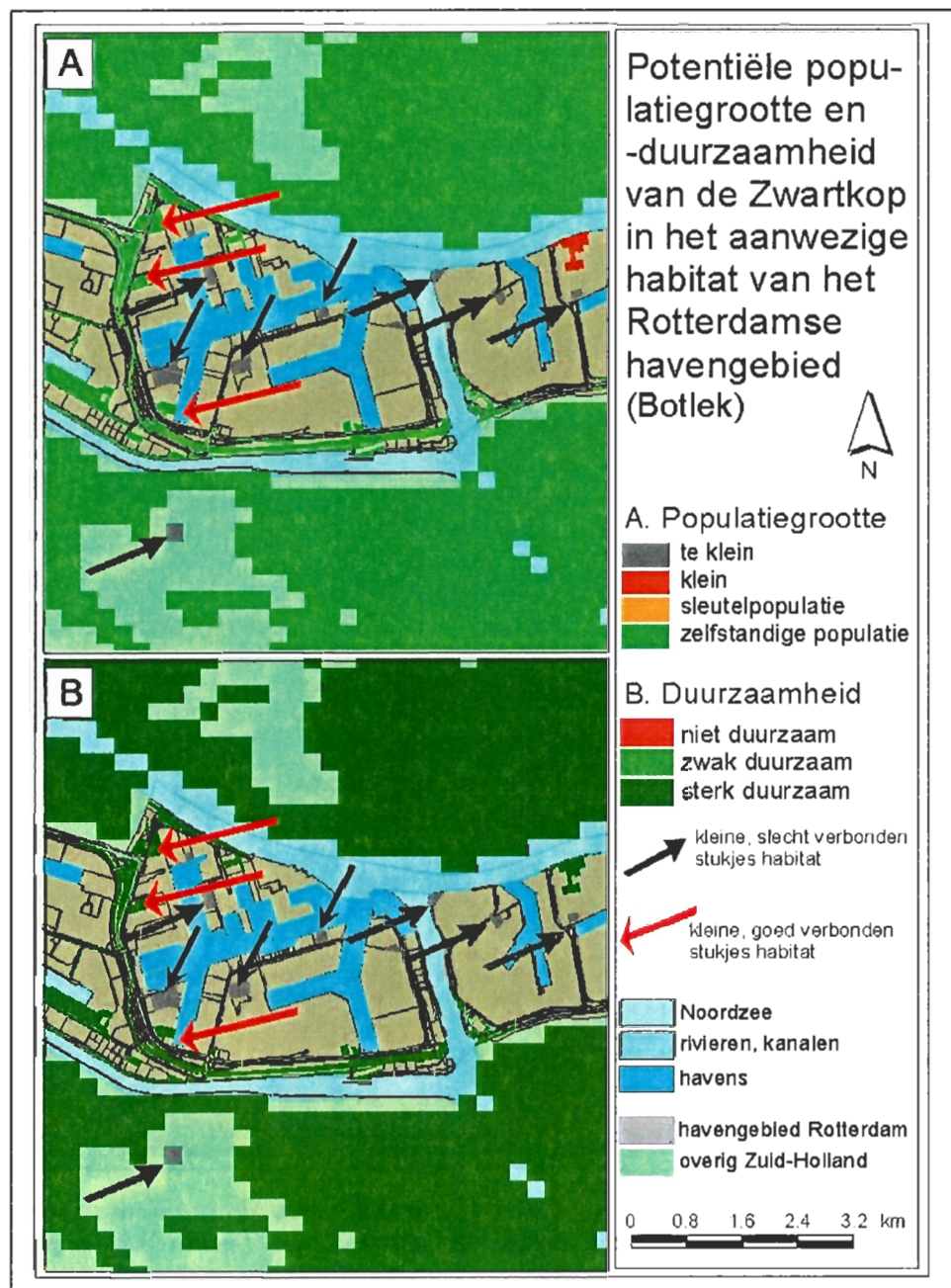
Figuur 16. Hoewel de habitat-plekken op de Maasvlakte voor de Grasmus ruim van omvang zijn worden ze toch, mogelijk vanwege de kwaliteit van het aanwezige habitat, als "kleine populaties" beoordeeld. Desalniettemin kunnen ze, omdat ze binnen de dispersie-afstand van de Grasmus liggen, worden beschouwd als deel uitmakend van het netwerk, waaraan ze duurzame bewoning door de Grasmus kunnen ontleen.

Enkele kleine plekken (zwarte pijlen) zijn, hoewel ze binnen de dispersieafstand liggen, niet duurzaam te bewonen, omdat ze te klein zijn om een paartje te kunnen onderhouden.

ligt: het Brielse Meer is kennelijk te smal om scheiding te brengen tussen de populaties aan beide zijden.

Deze lokale populaties liggen echter ook weer niet zover van elkaar dat er een totale scheiding zal optreden. Dispergerende dieren blijken in staat ondanks het gebrek aan tussenliggend habitat van de ene naar de andere lokale populatie te kunnen overvliegen. Ook de gebieden op de Maasvlakte zijn voor het grootste gedeelte goed verbonden met het netwerk. Verspreid over het havengebied zijn er een paar kleine gebiedjes waarvan wordt aangegeven dat ze niet voldoende met elkaar en/of het netwerk zijn verbonden. Deze gebiedjes zijn zo klein dat de huidige begroeiing ervan een broedpaar (RP) niet kan onderhouden, en zo slecht verbonden dat ze ook tezamen niet voldoende habitat kunnen opleveren (figuren 16 en 17).

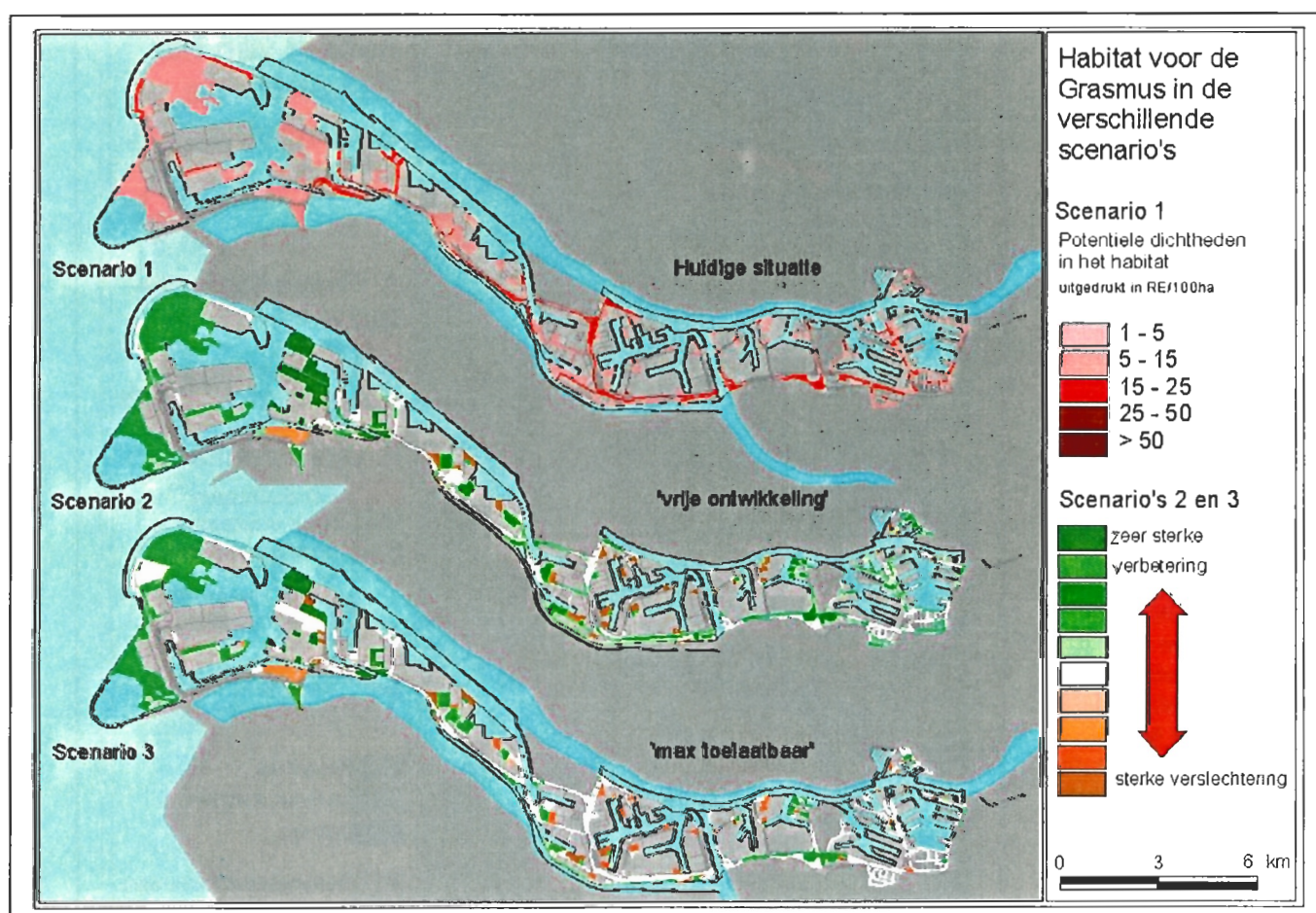
Figuur 17. De habitatplekken in de oudere havens, hier geïllustreerd aan de hand van de Zwartkop in Botlek, liggen op veel kleinere terreinen. Opvallend is dat het verbindend habitat niet alleen binnen de dispersie-afstand van het netwerk ligt, maar zelfs direct verbonden is met omliggende lokale populatie. De braakliggende terreintjes die aan dit verbindend habitat (groenvoorziening langs de doorgaande wegen) grenzen (rode pijlen) worden in de lokale- en netwerkpopulatie opgenomen en zijn daardoor duurzaam, de terreinen die daar niet aan grenzen (zwarte pijlen) zijn als zelfstandige eenheid te klein.



Populatie-omvang en duurzaamheid

De omvang van het terrein, de kwaliteit van het habitat, de verbinding met omliggende populaties, al dit soort kwaliteiten bepalen het duurzaam voorkomen van struik- en struweelvogels in het havengebied. Deze kwaliteiten tezamen leveren een maat voor de duurzaamheid, die is weergegeven in figuren 16a en 17a.

Voor beide soorten geldt dat de kleine braakliggende terreintjes in Europoort en Botlek voor het overgrote deel zondermeer te klein zijn voor het onderhouden van een duurzame populatie. Ook voor beide soorten is, in de huidige situatie, de kwaliteit van het habitat op de grote terreinen op de Maasvlakte te laag om een populatie te ondersteunen die boven de kwalificatie 'klein' uitkomt, dit ondanks de aanzienlijke omvang van de terreinen. Daar staat tegenover dat als de kwaliteit van het habitat kan worden omhooggebracht, en het terrein daardoor voldoende potentie krijgt, de afstand tot het duurzame habitat-netwerk in en buiten het havengebied dan zo klein is dat verwacht kan worden dat er een voortdurende kolonisatie zal plaatsvinden (figuur 17b).



Figuur 18. Vergelijking tussen de effecten van de scenario's voor de Grasmus. Met name in de westelijke havengebieden neemt in de scenario's 2 en 3 de kwaliteit van het habitat vergeleken met de huidige situatie (scenario 1) belangrijk toe. Op de Maasvlakte is de toename zelfs zodanig toe dat de lokale populatie als sleutelpopulatie kan worden gezien, en daarbij gaat bijdragen aan de duurzaamheid van het netwerk.

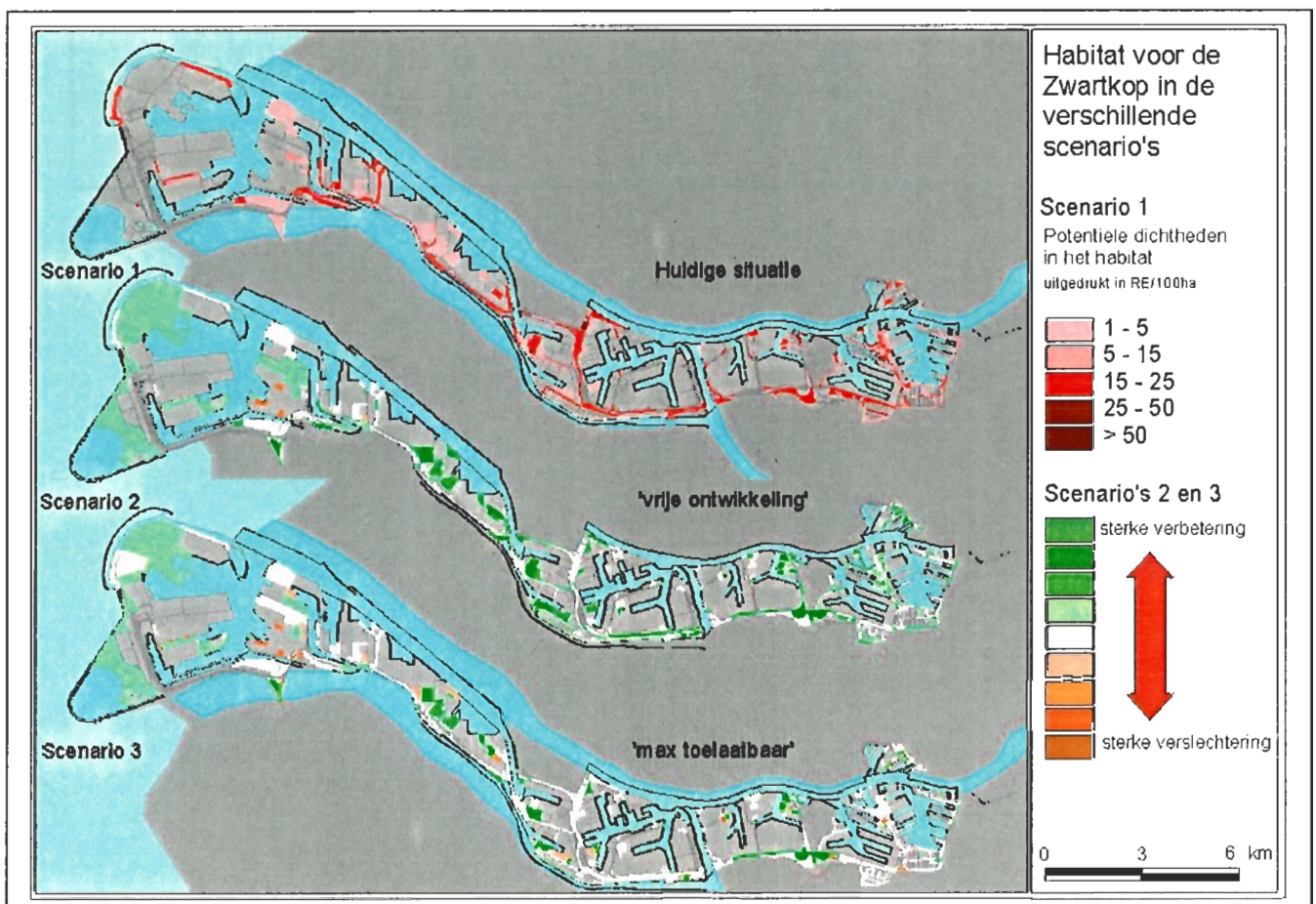
3.3.3 Scenario-analyses

Belang van de braakliggende terreinen

Om het belang van de braakliggende terreinen voor struik- en struweelbewonende broedvogels te onderzoeken zijn twee scenario's doorgerekend. Numeriek is reeds opgemerkt (tabel 5) dat een ander beheer voor deze soorten grote voordelen kan hebben. In de figuren 18 en 19 is te zien waar die aanwas van territorium zal plaatsvinden:

Struweelsoorten: voor de Grasmus wordt de belangrijkste winst geboekt op de Maasvlakte en in het westelijk deel van Europoort. Daar komt onder een ander regime habitat bij, en het bestaande habitat wordt voor de Grasmus aantrekkelijker.

Bossoorten: voor de Zwartkop ligt de winst verspreid over het hele havengebied. Onder een meer struikvriendelijk beheer komt er door het hele gebied habitat bij. Op de Maasvlakte en in het westelijk deel van Europoort blijft dit habitat in een marginale kwaliteit steken, in de rest van het gebied is weliswaar de potentie aanwezig, maar zijn de terreintjes te klein, en groeit het struweel onvoldoende uit om hoge aantallen Zwartkoppen te herbergen.



Figuur 19. Vergelijking tussen de effecten van de scenario's in Europoort-oost en Botlek-west: voor de Grasmus neemt het areaal licht toe, en neemt de kwaliteit licht af, voor de Zwartkop neemt het areaal aan habitat, zij het op kleine terreintjes, eveneens toe.

Nummer		Scenario 1:	Scenario 2:	Scenario 3:	Tabel 6. Vergelijking scenario's voor effecten op habitatkwaliteit voor de Grasmus uitgedrukt in potentie voor RE per lokale populatie.
Lokale populatie		Aantal RE per lokale populatie	Aantal RE per lokale populatie	Aantal RE per lokale populatie	
te klein	4	0.3	0.3	0.3	Populaties die als gevolg van toename van habitat in bepaalde scenario's bijgevoegd worden 1) geheel opgenomen in nr 25 2) geheel opgenomen in nr 3 De zwartwitte balk geeft aan in hoeverre lokale populaties in omvang verschillen tussen scenario's. Ruim de helft van de lokale populaties is te klein voor tenminste 1 RE. De nummering van de lokale populaties is willekeurig.
	10	0.1	0.0	0.0	
	11	0.2	0.1	0.0	
	12	0.4	0.2	0.1	
	16	0.2	0.2	0.2	
	17	0.8	0.6	0.4	
	18	0.6	0.3	0.2	
	19	0.7	0.3	0.2	
	20	0.8	0.3	0.2	
	21	0.1	0.0	0.0	
	22	0.2	0.1	0.1	
positief	1	33.4 1)	1)	187.0	
	2	28.8 2)	2)	7.9	
	3	29.3	187.0	15.5	
	5	2.9	7.9	2.9	
	6	3.2	15.5	1.4	
	7	1.1	2.9	1.1	
	8	4.4	1.9	1.1	
negatief	9	2.9 1)	1)	1.1	
	13	3.0	1.4	2.4	
	14	1.9	3.1	0.5	
	15	1.5	0.6	1.0	
	23	2.1	1.4	1.1	
	24	3.8	1.5		
	25	113.6	301.0	291.5	

	Nummer Lokale populatie	Scenario 1: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 2: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 3: Aantal RE per lokale populatie	Tabel 6. Vergelijking scenario's voor effecten op habitatkwaliteit voor de Grasmus uitgedrukt in potentie voor RE per lokale populatie. Populaties die als gevolg van de toename van habitat in bepaalde scenario's bijeengevoegd worden 1) geheel opgenomen in nr 25 2) geheel opgenomen in nr 3 De zwartwitte balk geeft aan in hoeverre lokale populaties positief of negatief reageren in de scenario's ten opzichte van het huidige scenario. Ruim de helft van de lokale populaties is te klein voor tenminste 1 RE. De nummering van de lokale populaties komt uit de GIS bewerking en is betrekkelijk willekeurig.
te klein	4	0.3	0.3	0.3	
	10	0.1	0.0	0.0	
	11	0.2	0.1	0.0	
	12	0.4	0.2	0.1	
	16	0.2	0.2	0.2	
	17	0.8	0.6	0.4	
	18	0.6	0.3	0.2	
	19	0.7	0.3	0.2	
	20	0.8	0.3	0.2	
	21	0.1	0.0	0.0	
	22	0.2	0.1	0.1	
positief	1	33.4	1)	1)	
	2	28.8	2)	2)	
	3	29.3	187.0	187.0	
	5	2.9	7.9	7.9	
	6	3.2	15.5	15.5	
	7	1.1	2.9	2.9	
	8	4.4	1.9	1.4	
negatief	9	2.9	1)	1)	
	13	3.0	1.4	1.1	
	14	1.9	3.1	2.4	
	15	1.5	0.6	0.5	
	23	2.1	1.4	1.0	
	24	3.8	1.5	1.1	
	25	113.6	301.0	291.5	

Een vergelijking van de verschillende scenario's op lokaal populatieniveau is voor de Grasmus weergegeven in tabel 6. Voor de grote omliggende lokale populatie (nummer 25) is weergegeven hoeveel broedparen binnen het studiegebied bij deze populatie mogen worden gerekend.

Goed te zien is dat er een groot aantal gebiedjes zijn waarvoor de mogelijkheden voor de vestiging van een broedpaar te gering zijn (nummers 4 - 22).

Vanwege ontwikkelingen samenhangend met de scenario's komt er habitat bij op plekken waar nu geen habitat voor de Grasmus is. Daardoor groeien lokale populaties aan elkaar (nrs 2 en 3) of worden lokale populaties verbonden met de grote omliggende lokale populatie (nrs 1 en 9 met 25).

De nummers 1 – 7 betreffen populaties van de Maasvlakte of Europoort West. Hier leidt de ontwikkeling van zowel scenario 2 als 3 tot droog duinstruweel, en dat blijkt voor de Grasmus positief.

De nummers 8 – 24 staan voor lokale populaties in Europoort en oostelijker: hiervan zijn er enkele nu begroeid met open struweel, dat zich in scenario 2, de 'vrije ontwikkeling' ontwikkeld tot rivierbos, hetgeen ongunstig is voor de habitat-kwaliteit voor de Grasmus, en in scenario 3 loopt dat nog verder terug vanwege het intensieve onderhoud.

Tabel 7. Vergelijking scenario's voor effecten op habitatkwaliteit voor de Zwartkop uitgedrukt in potentie voor RE per lokale populatie.		Nummer Lokale populatie	Scenario 1: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 2: Aantal RE per lokale populatie	Scenario 3: Aantal RE per lokale populatie		
Populaties die als gevolg van de toename van habitat in bepaalde scenario's bijeengevoegd worden 1) geheel opgenomen in nr 27 2) geheel opgenomen in nr 4 De zwartwitte balk geeft aan in hoeverre lokale populaties positief of negatief reageren in de scenario's ten opzichte van het huidige scenario. Bijna driekwart van de lokale populaties is te klein voor tenminste 1 RE. Een aantal van die te kleine populaties blijkt in de scenario's over die grens heengetild te worden. De nummering van de lokale populaties komt uit de GIS bewerking en is betrekkelijk willekeurig.			5	0.2	0.2	0.2	
			8	0.4	0.1	0.1	
			9	0.0	1)	1)	
			11	0.2	1)	1)	
			12	0.1	0.1	0.0	
			13	0.1	0.1	0.0	
			14	0.2	0.2	0.1	
			17	0.6	0.6	0.3	
			18	0.1	0.1	0.1	
			19	0.4	0.5	0.3	
			20	0.2	0.3	0.1	
			21	0.3	0.3	0.2	
			22	0.3	0.3	0.2	
			23	0.0	0.0	0.0	
			24	0.1	0.1	0.1	
			10	0.3	1.7	1.0	
			16	0.9	2.7	1.6	
			25	0.9	1.2	0.7	
			26	0.3	1.3	0.7	
			15	1.6	1.5	1.0	
			positief	1	2.8	1)	1)
				2	2.5	1)	1)
				3	2.0	2)	2)
				27	53.1	90.2	76.7
			negatief	4	11.7	5.5	5.5
	6	1.2		0.2	0.2		
	7	1.3		1.2	1.2		

Een dergelijke tabel voor de Zwartkop (tabel 7) laat zien dat er voor deze soort twee lokale populaties meer zijn: de grote omliggende lokale populatie draagt hier nummer 27. Dat betekent dat het habitat in het havengebied voor de Zwartkop net iets meer versnipperd is als voor de Grasmus.

Het habitat is ook van duidelijk mindere kwaliteit gezien het grote aantal te kleine leefgebiedjes. Opvallend is wel dat ten gevolge van de scenario-ingrepen vier van deze kleine gebiedjes net boven norm voor vestiging van een broedpaar komen (nrs 10, 16, 25 en 26, geplaatst achter de overgang van 'te klein' naar 'positief').

De gebiedjes boven de 1 RE op de Maasvlakte komen hier achter de negatieve balk: het duinstruweel dat zich op de Maasvlakte zal ontwikkelen betekent voor de Zwartkop geen vooruitgang. De samensmeltende populaties nrs 3 en 4 leveren samen ondanks een groter areaal minder RE's op.

In het oostelijk havengebied ontwikkeld zich in scenario 2 een rivierbos, hetgeen voor de Zwartkop een licht hogere kwaliteit heeft dan de huidige begroeiing, maar het intensief onderhoud van scenario 3 heeft daarop weer een negatieve invloed: twee van de vijf gebiedjes waar zich in 'Vrije Ontwikkeling' eventueel een broedpaar zou kunnen vestigen verliezen die kwaliteit weer als er gesnoeid wordt.

De groei die de omliggende lokale populatie (nr 27) binnen het havengebied laat zien moet dan ook geheel worden toegeschreven aan toevoeging van kleine gebiedjes aan het areaal (zie figuur 17), en niet aan toegenomen habitat-kwaliteit.

Tabel 7. Vergelijking scenario's voor effecten op habitat-kwaliteit voor de Zwartkop uitgedrukt in potentie voor RE per lokale populatie.

Populaties die als gevolg van toename van habitat in bepaalde scenario's bijeen-gevoegd worden:

1) geheel opgenomen in nr 27

2) geheel opgenomen in nr 4

De zwartwitte balk geeft aan in hoeverre lokale populaties in omvang verschillen tussen scenario's. Ruim de helft van de lokale populaties is te klein voor tenminste 1 RE.

De nummering van de lokale populaties is willekeurig.

Nummer	Scenario 1:	Scenario 2:	Scenario 3:
Lokale populatie	Aantal RE per lokale populatie	Aantal RE per lokale populatie	Aantal RE per lokale populatie
5	0.2	0.2	0.2
8	0.1	0.1	0.1
9	0.0	0	0
11	0.2	0	0
12	0.1	0.1	0.0
13	0.1	0.1	0.0
14	0.2	0.2	0.1
17	0.6	0.6	0.3
18	0.1	0.1	0.1
19	0.4	0.5	0.3
20	0.2	0.3	0.1
21	0.3	0.3	0.2
22	0.3	0.3	0.2
23	0.0	0.0	0.0
24	0.1	0.1	0.1
10	0.3	1.7	1.0
16	0.9	2.7	1.6
25	0.9	1.2	0.7
26	0.3	1.3	0.7
15	1.6	1.5	1.0
1	2.8	0	0
2	2.5	0	0
3	2.0	0	0
27	53.1	90.2	76.7
4	11.7	5.5	5.5
6	1.2	0.2	0.2
7	1.3	1.2	1.2

4 CONCLUSIES

4.1 Leidingstroken en dagvlinders

- De leidingstroken leveren in de vorm van leefgebied (kwantitatief gezien) slechts een geringe bijdrage aan de totale populatie-omvang van het Bruin blauwtje (*Aricia agestis*).
- De leidingstroken vormen een solide netwerk door de Rotterdamse haven en verbinden veel habitatplekken met elkaar.
- Het scenario 'Struweelranden' bewerkt een substantiële toename (10%) van de omvang van de potentiële populatie van het Bruin blauwtje (*Aricia agestis*).
- De populaties van het Bruin blauwtje (*Aricia agestis*) in het Rotterdamse havengebied zijn over het algemeen goed verbonden en vormen een sterk duurzaam netwerk. Een aantal habitatplekken zijn geïsoleerd van dit netwerk en de betreffende populaties zijn niet levensvatbaar.
- Het geheel of gedeeltelijk ongeschikt maken van leidingstroken (scenario's 0 en 2) zal op korte termijn een gering effect op de totale populatie-omvang (kwantiteit), doch als gevolg van het wegvallen van de verbindende kwaliteit van de leidingstroken zullen de daardoor geïsoleerde populaties op de wat langere termijn duidelijke effecten gaan vertonen: grotere en zich versterkende aantalschommelingen, leidend tot (zeker in de kleinere populaties) plaatselijk verdwijnen zonder herkolonisatie.
- De aansluiting van het habitat binnen het studiegebied met het aanwezige habitat in de belangrijke leefgebieden in de omgeving (de duingebieden ten noorden en ten zuiden van de Rotterdamse haven) is marginaal.

4.2 Braakliggende terreinen en vogels

- De braakliggende terreinen leveren op dit moment aan potentieel habitat voor struweel- en bosbewonende soorten een belangrijke bijdrage aan het totaal van beschikbaar habitat.
- Veel terreinen zijn nog te jong (Maasvlakte) of liggen nog te kort braak (terreinen in vb Botlek, die zijn vrijgekomen na de bedrijfsverhuizing richting Maasvlakte) om (een volledig) struweel te ontwikkelen. Dat betekent dat bij ongestoorde ontwikkeling van het nu aanwezige braakliggend terrein de mogelijkheden voor bos- en struweelsoorten zullen toenemen.
- De braakliggende terreinen zijn voor zowel struweel- als bossoorten goed bereikbaar. Indien habitat aanwezig is, kunnen dergelijke soorten er vrij gemakkelijk gebruik van maken. Kolonisatie vanuit de populaties ten noorden en/of zuiden van het havengebied ligt daarbij voor de hand.
- Het scenario 'Vrije ontwikkeling' zorgt voor een substantiële toename (bijna verdubbeling) van de populatie-omvang van struweelvogels. Voor bosvogels is de populatie-toename veel minder. In het gedeelte van de haven dat sterk onder invloed van de zee staat zal op het arme, droge duinzand zich een open duinstruweel ontwikkelen, dat optimaal habitat vormt voor een struweelsoort als de Grasmus. Verderop in de haven is wel een mogelijkheid voor het doorgroeien naar (rivier- of binnenduin-)bos, maar in de eerste 25 jaar zal zich dat niet zodanig ontwikkelen dat de kwaliteit voor de struweelsoorten terugloopt.
- Het laten doorgroeien van struweel-gras vegetaties naar een bosstructuur heeft in de eerste 25 jaar nauwelijks effect op de mogelijkheden van vestiging voor bosvogels. Dit is te verklaren uit het feit dat spontane bosvorming direct onder de kust niet mogelijk is, zodat de terreinen van de Maasvlakte en Europoort-West hooguit duinstruweel zullen ontwikkelen. De braakliggende terreinen waar wel bosvorming zal plaatsvinden liggen in Europoort-Oost en oostelijker, in het meest kleinschalige gebied van de haven. Daardoor zijn de eventueel ontstane bossen te klein om op een arme bodem een populatie bosvogels succesvol en duurzaam te onderhouden.
- Van een 'laissez-faire' beleid, of er teruggesnoeid wordt of niet, profiteren met name de struweelvogels: zij kunnen de duinstruvelen op de grote braakliggende terreinen in het westelijk havengebied goed benutten. De kleine terreinen in het oostelijk havengebied zijn via bermboschages goed met voor struweelsoorten bruikbaar habitat verbonden en kunnen daardoor een bijdrage leveren aan het onderhoud van de populatie.

5 DISCUSSIE & AANBEVELINGEN

Het gebruik van scenario's als middel om de effecten van toekomstige beheer- en inrichtingsvarianten op de ecologie in te schatten

- Het gebruik van scenario's levert vooral uitspraken op die het ene scenario ten opzichte van het andere vergelijken. De positieve veranderingen van de ene ingreep kunnen bijvoorbeeld op die manier vergeleken worden met de negatieve gevolgen van een andere ingreep.
- Het gebruik van scenario's maakt de gevolgen van een lokale ingreep op de totale ecologie van een gebied (in dit geval haven + omgeving) zichtbaar.
- Scenario's zijn indicaties van mogelijke veranderingen, géén gedetailleerde plannen. Dit heeft zowel voor- als nadelen. In het geval van het Rotterdamse havengebied maakt de dynamiek van de haven het gebruik van gedetailleerde toekomstplannen ongeloofwaardig. Scenariostudies zijn in een dergelijk geval dus slechts richtinggevend/sturend.

Effecten van de inrichting en het beheer van leidingstraten op de ecologie

- Draagkracht van het habitat voor dagvlinders is gebaseerd op landelijke cijfers. Er wordt geen rekening gehouden met lokale verschillen in bijvoorbeeld de abundantie van waard- en nectarplanten, jaarlijkse populatie-fluctuaties, macro-reliëf. Effecten van zee, zout en wind en het gebrek aan oriëntatie-mogelijkheden wordt wel (middels reductie) meegenomen in draagkracht.
- De verbindingen tussen de duingebieden bij IJhoek van IJHolland en het achterland (via de Oranjepolder naar Midden-Delfland) zijn slecht ontwikkeld. Aanleg van ecologische verbindingen heeft prioriteit aangezien deze ook op regionaal niveau van belang zijn (dS+V, 1994). Waarschijnlijk is daar, in verband met het intensief grondgebruik van het Westland, weinig aan te doen. Des te belangrijker is het een aansluiting te creëren met de Voornse Duinen, over de Waterweg/Calandkanaal en het havengebied heen.
- Ook de aansluiting van het duingebied over de Nieuwe Waterweg/Calandkanaal heen blijkt problematisch: kennelijk is de gecombineerde waterbreedte te groot voor deze vlinders om over te steken. Een stapsteen van open duinstruweel op de kop van de Noordzeeweg tegenover het dorp IJhoek van IJHolland zou mogelijk een verbinding tussen Maasvlakte - terrein nr 7 – Staelduinsebos/ IJhoekse Duinen / zeereep kunnen leggen.

Effecten van de inrichting en het beheer van braakliggende terreinen op de ecologie

- Draagkracht van het habitat voor vogels is gebaseerd op landelijke cijfers. Het houdt dus geen rekening met lokale verschillen in bijvoorbeeld de aanwezigheid van voldoende voedsel en nestgelegenheid, jaarlijkse populatie-fluctuaties en dergelijke. Effecten van kapbeheer zijn wel meegenomen (middels een reductiefactor) in de draagkracht.
- Het mikken op een ontwikkeling ten gunste van bosvogels lijkt geen vruchtbare weg. Voor struweelvogels lijken er wel mogelijkheden te bestaan. Het verdient daarom aanbeveling het beheer van de braakliggende terreinen te richten op het laten ontstaan en behouden van een open struweelstructuur, waarin veel gradiënten garant staan voor een optimale ontwikkeling van struweel- en bosrand populaties.

Het gebruik van ruimtelijke expertsystemen voor stedelijk ecologische vraagstukken

- Het gebruik van ruimtelijke expertsystemen is deels afhankelijk van zogenaamde inputgegevens (kaart, waarnemingen, ecoprofielen). Onzorgvuldigheden en onvolledigheden in deze gegevens kunnen grote gevolgen hebben voor de betrouwbaarheid van de modeluitspraken.
- Het gebruik van scenario's voor analyse met de ruimtelijke expertsystemen is een zinnige toepassing. Het voorkomt ongefundeerde detail-uitspraken (absoluut) doordat de uitspraken vooral vergelijkenderwijs worden gedaan (relatief).
- Zogeheten verificatie van modelresultaten en het gebruik van de 'vertaalslag' zijn onmisbaar voor een goede afstemming tussen theorie en praktijk.
- Voor overige discussiepunten wordt verwezen naar Snep *et al* (2000a).

6 Literatuur-overzicht

- Bairlein, F., 1978. *Über die Biologie einer südwestdeutschen Population der Mönchgrasmücke* (Sylvia atricapilla). Journal für Ornithologie 119:14-51.
- Bauer, H.-G. & P. Berthold, 1996. *Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung*. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Berthold, P., 1978. *Brutbiologischen Studien an Grasmücken: Über die Nistplatzwahl der Mönchgrasmücke Sylvia atricapilla im Fichten-Picea abies-Wald*. Journal für Ornithologie 119: 287-297
- Berthold, P & S.B. Terrill, 1988. *Migratory behaviour and population growth of blackcaps wintering in Britain and Ireland: some hypotheses*. Ringing and migration 9: 153-159.
- Bergers, P.J.M. en P.F.M. Opdam (red.) 1996. *Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst*. IBN-rapport nr 229, IBN-DLO, Wageningen
- Bink, F.A. 1992. *Ecologische Atlas van de dagvlinders van Noordwest Europa*. Schuyt & Co, Haarlem
- dS+V (dienst Stedebouw en Volkshuisvesting), 1994. *Natuurplan Rotterdam, een verkenning*. Gemeente Rotterdam
- Epe, M.J., R.W.G. Andeweg en D. Bos, 2000. *Natuur in de Haren van Rotterdam. 1. een eerste inventarisatie van flora en fauna*. bSR-rapport 2, bureau Stadsnatuur Rotterdam
- Foppen, R.P.B. & J.P. Chardon. 1998. *LARCH-EUROPE a model to assess the biodiversity potential in fragmented European ecosystems*. IBN-rapport nr. 98/4, IBN-DLO, Wageningen
- Foppen R., J. Graveland, M. de Jong & A. Beintema. 1998. *Naar levensvatbare populaties moerasvogels; achtergrond document voor 'Beschermingsplan Moerasvogels' van Vogelbescherming Nederland*. IBN-rapport nr. 393, IBN-DLO, Wageningen
- Heslinga, M.W., A.P. de Klerk, H. Schmal, T. Stol en A.J. Thurkow, 1985. *Nederland in kaarten. Veranderingen van stad en land in vier eeuwen cartografie*. Zomer & Keuning, Ede.
- Mabelis, A. A. 1998. Ruimtelijke samenhang van stedelijk groen voor biodiversiteit. Een synthese van literatuur. IBN-rapport 373. IBN-DLO, Wageningen
- Opdam, P. 1987. *De metapopulatie: model van een populatie in een versnipperd landschap*. Landschap (4): 289-306.

- Opdam, P.F.M., J. Verboom & R. Reijnen. In prep. *Landscape cohesion assessment: an approach to assess the spatial quality of landscapes for biodiversity*.
- Pouwels, R. 2000. *LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap*. Alterra-rapport 043, Alterra Wageningen.
- Schulte, W., H. Sukopp und P. Werner (eds), 1993. *Flächendeckende Biotopkartierung in besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierte Planung (Programm für die Bestandsaufnahme, Gliederung und Bewertung des besiedelten Bereichs und dessen Randzonen)*. Natur und Landschaft 68 (10): 491 – 526
- SOVON, 1987. *Atlas van de Nederlandse Vogels*. Arnhem.
- Sluis, T. van der 1999. *Gidssoorten voor steden*. Een verkenning. IBN-rapport 408. IBN-DLO, Wageningen
- Snep, R.P.H., H. Timmermans en W. Timmermans, 2000a. *Populatiernetwerken in de stad Arnhem. Een pilotstudie aan de hand van een tweetal vogelsoorten*. Alterra-rapport 152, Alterra Wageningen.
- Snep, R.P.H., R.G.M. Kwak en E.A. van der Grift, 2000b. *'Alterra-bijdrage aan het bSR-rapport Natuur in de haven'*. 15 p.
- Stortelder A.H.F., J.H.J. Schaminée en P.W.F.M. Hommel, 1999. *De Vegetatie van Nederland Deel 5: Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen*. KNNV, Utrecht.
- Sukopp, H. & S. Weiler, 1988. *Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany*. Landscape and Urban Planning 15 (1988): 39 - 58
- Swaay, C.A.M. van, 2000. *Soortprofiel dagvlindersoort t.b.v. havengebied Rotterdam*. Rapport 2000.31 De Vlinderstichting, Wageningen.
- Tax, M.Th., 1989. *Atlas van de Nederlandse dagvlinders*. De Vlinderstichting, Wageningen + Natuurmonumenten, 's Gravenland.
- Timmermans, H., R.P.H. Snep & G.M. Dirkse. In prep. *Begroeiingstypering in het stedelijk gebied*. Intern rapport, Alterra Wageningen.
- Verboom, J. P.C. Luttikhuizen en J.T. Kalkhoven, 1997. Minimumarealen voor dieren in duurzame populatiernetwerken (minimum areas for animals in sustainable population networks). IBN-rapport nr 259, IBN-DLO, Wageningen
- Verboom, J. R.P.M. Opdam, R.P.B. Foppen en P.C. Luttikhuizen, 2001. *Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds*. Biological Conservation 100 (2001): 89 - 101

Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam en C.J.F. Ter Braak, 2001. *Towards ecologically scaled landscape indices*. The American Naturalist Vol 157, pp 24 – 41

Westhof V., C.G. van Leeuwen en E.E. van der Voo, 1970. *Wilde planten, flora en vegetatie in onze natuurgebieden 1*. Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten, Amsterdam.

Bijlagen:

1. Indicatieve soorten van het Rotterdamse havengebied

2. Vertaling begroeiingstypering bSR code naar LARCHStad code

Bijlage 1. Indicatieve soorten uit diverse soortgroepen voorkomend in het Rotterdamse havengebied

NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAPPELIJKE NAAM	BIOTOOP
<i>broedvogels</i>		
Bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticula</i>	pioniervegetatie
Kleine plevier	<i>Charadrius dubius</i>	pioniervegetatie
Veldleeuwerik	<i>Alauda arvensis</i>	pioniervegetatie
Bergeend	<i>Tadorna tadorna</i>	open duin tot duinstruweel
Grasmus	<i>Sylvia communis</i>	ruigte tot open struikbeplanting
Graspieper	<i>Anthus pratensis</i>	zeer open struikbeplanting
Tapuit	<i>Oenanthe oenanthe</i>	zeer open struikbeplanting
Buizerd	<i>Buteo buteo</i>	open struikbeplanting
Spotvogel	<i>Hippolais icterina</i>	open struikbeplanting
Braamsluiper	<i>Sylvia curruca</i>	open struikbeplanting
Grauwe gans	<i>Anser anser</i>	duinstruweel
Bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>	duinstruweel
Winterkoning	<i>Troglodytes troglodytes</i>	struweel
Ijleggenus	<i>Prunella collaris</i>	struweel
Tuinfluitier	<i>Sylvia borin</i>	struweel
Zwartkop	<i>Sylvia atricapilla</i>	gesloten struweel
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	opgaande struiken
Tijftjaf	<i>Phylloscopus collybita</i>	hoog opgaande struiken
Roodborst	<i>Erithacus rubecula</i>	open bos
Ransuil	<i>Asio otus</i>	licht bos
Grote bonte specht	<i>Dendrocopos major</i>	opgaand bos
<i>dagvlinders</i>		
Kleine vos	<i>Aglais urticae</i>	pioniervegetatie
Gele luzernevlinder	<i>Colias hyale</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Oranje luzernevlinder	<i>Colias crocea</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Groot koolwitje	<i>Pieris brassicae</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Klein koolwitje	<i>Pieris rapae</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Kleine vuurvlinder	<i>Lycena phlaeas</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Bruin blauwtje	<i>Aricia agestis</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Icarusblauwtje	<i>Polysommatus icarus</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Hooibeestje	<i>Coenonympha pamphilus</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Distelvlinder	<i>Vanessa cardamine</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Argusvlinder	<i>Lasiommata megera</i>	pioniervegetatie tot open grasland
Dagpauwoog	<i>Inachis io</i>	pioniervegetatie tot ruigte
Heivlinder	<i>Hipparchia semele</i>	schraal grasland en heide
Klein geaderd witje	<i>Pieris napi</i>	vochtige pioniervegetatie tot bosrand
Zwartsprietdikkopje	<i>Thymelicus lineola</i>	open tot ruig grasland
Bruin zandoogje	<i>Maniola jurtina</i>	grasland tot bosrand
Citroentje	<i>Gonepteryx rhamni</i>	struweel tot bosrand
Oranje zandoogje	<i>Pyronia tithonus</i>	struweel tot bosrand
Oranjetipje	<i>Anthocharis cardamines</i>	bosrand
Gehakelde aurelia	<i>Polygonia c-album</i>	struweel tot bos
Bont zandoogje	<i>Parago aegeria</i>	struweel tot bos
Boomblauwtje	<i>Celastrina argiolus</i>	struweel tot bos
Aralanta	<i>Vanessa atalanta</i>	pioniervegetatie tot bos

Bijlage 2. Vertaling begroeiingstypering bSR code naar LARCHIstad code

Vertaling begroeiingstypering bSR code naar LARCHIstad code. Voor Infrastructuur in de bSR-typering is in de vertaling een begroeiingstype gekozen voor de bermen, met daarbij een factor voor het percentage van het oppervlak die deze berm binnen het vlak beslaat.

bSR-code	bSR-omschrijving	LS-typering	LS-omschrijving
148730	flatbebouwing	1300	hoogbouw
156300	flatbebouwing	1300	hoogbouw
165300	gesloten woningbouw	1150	ringbebouwing onbek jr
165600	gesloten woningbouw	1150	ringbebouwing onbek jr
178700	open woningbouw	1250	open bebouwing onbek jr
181100	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
182100	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
183100	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
185100	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
185170	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
188100	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
188700	utiliteitsbouw	1250	open bebouwing onbek jr
311100	natte bulk	2310	verhard opslagterrein
312100	natte bulk	2320	half verh/onverh opslagterrein
321100	droge bulk	2310	verhard opslagterrein
322100	droge bulk	2320	half verh/onverh opslagterrein
331100	chemische industrie	2210	gesl industrie-/bedrijfsterrein verhard
332100	chemische industrie	2210	gesl industrie-/bedrijfsterrein verhard
335100	chemische industrie	2210	gesl industrie-/bedrijfsterrein verhard
341100	distributie	2210	gesl industrie-/bedrijfsterrein verhard
342100	distributie	2220	gesl industrie-/bedrijfsterrein half verhard
345100	distributie	2230	gesl industrie-/bedrijfsterrein semi-verhard int
351100	containers/roto	2210	gesl industrie-/bedrijfsterrein verhard
352100	containers/roto	2220	gesl industrie-/bedrijfsterrein half verhard
355100	containers/roto	2230	gesl industrie-/bedrijfsterrein semiverhard int
358100	containers/roto	2240	gesl industrie-/bedrijfsterrein semiverhard ext
371100	nutsbedrijf en afval	2310	verhard opslagterrein
372100	nutsbedrijf en afval	2320	half verh/onverh opslagterrein
375100	nutsbedrijf en afval	2330	semiverhard opslagterrein int
379100	nutsbedrijf en afval	2340	semiverhard opslagterrein ext
381100	overig ind/bedr	2310	verhard opslagterrein
382100	overig ind/bedr	2320	half verh/onverh opslagterrein
382700	overig ind/bedr	2320	half verh/onverh opslagterrein
385100	overig ind/bedr	2330	semiverhard opslagterrein int
389100	overig ind/bedr	2340	semiverhard opslagterrein ext
389105	overig ind/bedr	2340	semiverhard opslagterrein ext
391100	stukgoed	2310	verhard opslagterrein
421610	gras	5131	hooiland, droog, voedselarm
421710	gras	5141	intensief beheerde grasberm
421810	gras	5131	hooiland, droog, voedselarm
421815	gras	5131	hooiland, droog, voedselarm
422240	gras met bomen	5321	bomen in gras
422280	gras met bomen	5321	bomen in gras
422340	gras met bomen	5321	bomen in gras
422370	gras met bomen	5321	bomen in gras
422400	gras met bomen	5321	bomen in gras

BSR-code	BSR-omschrijving	LS-typering	LS-omschrijving
422440	gras met bomen	5321	bomen in gras
422460	gras met bomen	5321	bomen in gras
422490	gras met bomen	5321	bomen in gras
422640	gras met bomen	5321	bomen in gras
422740	gras met bomen	5321	bomen in gras
422770	gras met bomen	5321	bomen in gras
422840	gras met bomen	5321	bomen in gras
422870	gras met bomen	5321	bomen in gras
422890	gras met bomen	5321	bomen in gras
424180	boom-/struiklaag	5242	open struikbeplanting
424780	boom-/struiklaag	5243	open struikbeplanting
424810	boom-/struiklaag	5341	bosplantsoen ext
425230	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425630	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425660	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425665	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425670	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425680	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425690	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425695	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425730	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425760	drie lagen bos	5333	gebruikspark, wegbermbosschages int
425830	drie lagen bos	5341	bosplantsoen ext
425860	drie lagen bos	5341	bosplantsoen ext
425880	drie lagen bos	5341	bosplantsoen ext
425890	drie lagen bos	5341	bosplantsoen ext
426880	boom-/kruidlaag	5322	bomen in ruigte
427180	struiklaag	5233	wijkgroen (exoten int)
427680	struiklaag	5233	wijkgroen (exoten int)
427780	struiklaag	5233	wijkgroen (exoten int)
428680	struik- en kruidlaag	5234	wegbermbosschage
428820	struik- en kruidlaag	5242	open struikbeplanting
428850	struik- en kruidlaag	5243	gesl struikbeplanting
439110	sportveld	5144	sportterrein
439130	sportveld	5144	sportterrein
439710	sportveld	5144	sportterrein
471110	kaal terrein	5111	kale grond
4711-10	kaal terrein	5111	kale grond
4717-10	kaal terrein	5111	kale grond
472110	pionier-vegetatie	5112	pionier-vegetatie
472130	pionier-vegetatie	5242	open struikbeplanting
472160	pionier-vegetatie	5242	open struikbeplanting
472710	pionier-vegetatie	5112	pionier-vegetatie
4727-10	pionier-vegetatie	5112	pionier-vegetatie
473110	ruigte	5120	ruigte, vochtig, open zon
473710	ruigte	5122	ruigte, vochtig, open zon
474100	struweel	5243	gesl struikbeplanting
474130	struweel	5243	gesl struikbeplanting
474160	struweel	5243	gesl struikbeplanting
474180	struweel	5243	gesl struikbeplanting
474790	struweel	5243	gesl struikbeplanting

bSR-code	bSR-omschrijving *	LS-typering	LS-omschrijving	factor
476130	mozaiekvegetatie o/g	5242	open struikbeplanting	0.8
476160	mozaiekvegetatie o/g	5243	gesl struikbeplanting	0.8
476730	mozaiekvegetatie o/g	5242	open struikbeplanting	0.5
476740	mozaiekvegetatie o/g	5242	open struikbeplanting	0.5
476760	mozaiekvegetatie o/g	5243	gesl struikbeplanting	0.5
477100	bouw of sloofterrein	2120	gesl industrie-/bedrijfsterrein half verhard	0.5
4771-10	bouw of sloofterrein	2120	gesl industrie-/bedrijfsterrein half verhard	0.5
618720	wegen en verharding	5242	open struikbeplanting	0.8
621000	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
6211-10	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
621-1-10	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
621700	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
621710	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
621740	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
621820	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
622110	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
622460	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
622700	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
622710	wegen en verharding	3210	parkeerterrein	
622730	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
622750	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
622760	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
622780	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
625730	wegen en verharding	3220	parkeerterrein met bomen/struiken	
632110	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
6321-10	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
632710	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
632740	spoorweg	5321	houtwal, hout- of bossingel	0.2
635110	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.5
635710	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.5
635740	spoorweg	5321	houtwal, hout- of bossingel	0.5
642000	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
642100	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
642110	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
642700	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
642710	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.2
642760	spoorweg	5234	wegbermbosschage	0.2
642780	spoorweg	5243	gesl struikbeplanting	0.2
645710	spoorweg	5131	hooiland, droog, voedselarm	0.5
645830	spoorweg	5234	wegbermbosschage	0.5
661100	spoorweg	2420	half verhard rangeerterrein	1
661110	spoorweg	2420	half verhard rangeerterrein	1
661710	spoorweg	2420	half verhard rangeerterrein	1
671-1-10	vliegveld			
681000	wegen en verharding	3320	wijkverbindingsweg (12-25m breed)	
729110	gras	5140	intensief grasland	
729130	mozaiekvegetatie o/g	5242	open struikbeplanting	

*) bSR typering 'mozaiekvegetatie o/g' staat voor 'mozaiek van open en gesloten vegetatie (struiken en/of bomen)'

