

Broedvogels en de invloed van hoofdwegen, een nationaal perspectief

een analyse van de gevolgen van wegverkeer voor
broedvogels aan de hand van
landelijke aantals- en verspreidingsgegevens

Ruud Foppen, Andre van Kleunen, Willy-Bas Loos, Jeroen Nienhuis
& Henk Sierdsema



SOVON Onderzoeksrapport 2002/08

COLOFON

© SOVON Vogelonderzoek Nederland 2002

Dit rapport is samengesteld in opdracht van Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW) van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat (projectbegeleider Ruud Cuperus)

Tekst: Ruud Foppen, Andre van Kleunen, Willy-Bas Loos, Jeroen Nienhuis & Henk Sierdsema

Redactie: John van Betteray

Drukwerk: Biedermeyer BV, Beek-Ubbergen

Wijze van citeren: Foppen, R., van Kleunen, A., Loos, W.B., Nienhuis, J. & Sierdsema, H. 2002. Broedvogels en de invloed van hoofdwegen, een nationaal perspectief. Onderzoeksrapport nr 2002/08 SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Alles uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SOVON en/of de opdrachtgever.

ISSN: 1382-6247

SOVON Vogelonderzoek Nederland
Rijksstraatweg 178
6573 DG Beek-Ubbergen
Tel: 024 6848111
Fax: 024 6848188
E-mail: info@sovon.nl
Homepage: www.sovon.nl

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
Dankwoord	6
1. Inleiding en leeswijzer	7
2. Algemene opzet en basisbewerkingen	10
2.1 Opzet	10
2.2 Bepalen biotoopvariabelen	10
2.3 Bepalen invloed verkeer	11
3. Analyse aan de hand van verschillen in verspreiding tussen 1973-77 en 1998-2000	14
3.1. Algemene opzet	14
3.2. Beschrijving data	14
3.2.1 Vogelgegevens	14
3.2.2 Gegevens wegen	15
3.2.3 Overige storende variabelen	15
3.3. Opzet van de analyse en statistische methoden	20
3.4. Resultaten	21
3.5. Discussie en conclusies	25
4. Ruimtelijke analyse aan de hand van het voorkomen in kilometerhokken tijdens de atlasperiode 1998-2000	26
4.1. Algemene opzet	26
4.2. Beschrijving data	26
4.2.1 Vogelgegevens	26
4.2.2 Overige storende variabelen	28
4.2.3 Verkeersinvloed	28
4.3. Opzet van de analyse en statistische methoden	28
4.3.1 Parenvergelijkingen	28
4.3.2 Verklarende modellen voor de kans op aanwezigheid	29
4.3.3 Verklarende modellen voor waargenomen aantallen	29
4.4. Resultaten	30
4.4.1 Parenvergelijkingen	30
4.4.2 Verklarende modellen voor de kans op aanwezigheid	31
4.4.3 Verklarende modellen voor waargenomen aantallen	32
4.5. Discussie en conclusies	36
5. Analyse van aantalstrends	38
5.1. Algemene opzet	38
5.2. Beschrijving data	38
5.2.1 Vogelgegevens	38
5.2.2 Verkeersinvloed	38
5.3. Statistische methoden	39
5.4. Resultaten	39
5.5. Discussie en conclusies	41

6. Een ruimtelijke vergelijking gebaseerd op dichtheden en aantallen in monitoringproefvlakken	
6.1 Algemene opzet	43
6.2 Beschrijving data	43
6.2.1 Dichtheden in broedvogelmonitoringproefvlakken	43
6.2.2 Aantallen van zeldzame soorten in kilometerhokken	43
6.2.3 Biotoopvariabelen	44
6.2.4 Verkeersinvloed	44
6.3 Statistische methoden	44
6.4 Resultaten	45
6.4.1 Dichtheden in monitoringproefvlakken	45
6.4.2 Aantallen van zeldzame soorten in kilometerhokken	47
6.5 Discussie en conclusies	49
7. Eindoordeel van de effecten en algemene discussie	52
7.1 Integratie en interpretatie van alle analyseresultaten	52
7.2 Betrouwbaarheid en gevoeligheid van de analyses	54
7.3 Vergelijking met de studies van Reijnen cs	56
7.4 Conclusies	60
8. Voorbeelduitwerking voor de gevolgen op populatieniveau	61
8.1 Inleiding	61
8.2 Akoestische kwaliteit van de EHS	61
8.2.1 Inleiding	61
8.2.2 Voorbereidende werkzaamheden	61
8.2.3 Berekeningsmethode	62
8.2.4 Resultaten en korte discussie	62
8.3 Weidevogels in een nationaal perspectief	67
8.3.1 Inleiding	67
8.3.2 Methode	67
8.3.3 Resultaten en korte discussie	70
Begrippenlijst	74
Literatuur	75
Bijlagen	

Samenvatting

Inleiding

Reeds enige tientallen jaren bestaan er aanwijzingen dat broedvogels door verkeer negatief kunnen worden beïnvloed. Vanaf eind jaren tachtig is in Nederland een aantal wetenschappelijk onderzoeken uitgevoerd met als doel om de grootte van dit effect te kunnen kwantificeren en voorspellen. Het betrof gedetailleerd onderzoek in een beperkt aantal proefvlakken langs drukke snelwegen, waarbij gekeken werd of de dichtheden lager waren dan in controleproefvlakken. Voor veel van de onderzochte vogelsoorten bleek dit het geval en dat leidde dan ook tot een handleiding voor het voorspellen van de effecten van verkeer op bos- en graslandsoorten. In het onderhavige onderzoek wordt nagegaan of met landelijk bestanden over aantallen en verspreiding van broedvogels in Nederland (door SOVON verzameld en beheerd) ook dergelijke effecten kunnen worden aangetoond op verspreidings- en populatieniveau. SOVON beschikt over informatie van verspreiding van soorten, o.a. ten behoeve van het publiceren van verspreidingsatlassen. Daarnaast verzamelt SOVON ook monitoringgegevens: jaarlijkse aantallen van broedvogels in een groot aantal proefvlakken verdeeld over het gehele land. Voor deze bestanden zijn analyses uitgevoerd met de vraag of de toename in de lengte van het hoofdwegenet in ons land en de toename in gebruik heeft geleid tot veranderingen in aantallen en verspreiding van broedvogels. In afwijking van eerdere onderzoeken gaat het om een veel groter aantal soorten van zeer diverse biotooptypen. Omdat de gegevens niet zijn verzameld met het doel om de effecten van verkeer te kwantificeren gelden de analyses als globaal. De verwachting is dat de gevoeligheid van de analyses (o.a. zichtbaar in het aandeel soorten dat geen effect laat zien, terwijl dat er in werkelijkheid wel is) kleiner is dan bij de eerdere gedetailleerde onderzoeken. De resultaten kunnen echter beter dan in andere onderzoeken geïnterpreteerd worden op effecten op landelijk populatieniveau. Naast het feit dat voor een groter aandeel, vaak zeldzame en schaarse soorten, uitspraken zijn te verwachten, maakt dit het onderzoek in hoge mate beleidsrelevant.

Analyses en resultaten

Het principe van de analyses is dat de verspreiding of de veranderingen daarin en de aantallen van een bepaalde soort wordt gerelateerd aan aanwezigheid en veranderingen van verkeer van hoofdwegen (globaal gesproken (rijks)wegen met een verkeersintensiteit van meer dan 8000 voertuigen per etmaal). De analyses worden gedaan per biotooptype en per regio omdat beide aspecten voor een belangrijk deel aantallen en verspreiding van soorten bepalen. De invloed die het verkeer uitoefent op de omgeving is gekwantificeerd door zones langs wegen te bepalen die het aanwezige geluidsniveau weerspiegelen. Geluid bleek in meerdere onderzoeken een goede voorspeller voor verkeersinvloed, belangrijke aspecten van mogelijke verstoring en invloed, zoals de verkeersintensiteit, hebben een grote invloed op de geluidsniveaus en daarmee, zoals gewenst, op de omvang van de zones. Voor de precieze kwantificering is gebruik gemaakt van rekenregels opgesteld in het kader van de al eerder gememoreerde voorspellingshandleiding.

Een belangrijke gegevensbron zijn de verspreidingsgegevens die zijn verzameld in het kader van het atlasproject: het samenstellen van een verspreidingsatlas van de Nederlandse broedvogels. Gedurende de jaren 1998-2000 zijn duizenden vrijwilligers op pad geweest om de Nederlandse broedvogels in kaart te brengen. De uiteindelijke verspreidingsbeelden (aan- of afwezigheid in grids van 5x 5 km) zijn vergeleken met eerdere verspreiding van broedvogels uit de vorige atlasperiode, precies 25 jaar geleden. Door de veranderingen in verspreiding te vergelijken met veranderingen in het hoofdverkeerswegenet kunnen eventuele effecten worden opgespoord. Voor bijna 100 soorten werd een dergelijke analyse uitgevoerd. Alvorens gekeken werd naar de effecten van verkeer is eerst het effect van bebou-

wingsverandering bekeken, dit omdat wegeaanleg gepaard gaat met uitbreiding van bebouwing. Evenzo is voor bos de verandering in kaart gebracht, dit kan immers leiden tot een sterk positieve danwel negatieve reactie van soorten.

De analyse liet de verwachte effecten van bebouwingsverandering zien, ruim een kwart van de soorten laat negatieve effecten zien. Voor bos is het beeld, zoals verwacht wisselend: aan bos gebonden soorten laten positieve effecten zien, soorten van meer open biotopen laten meer negatieve effecten zien. Eenduidig zijn de effecten van de verkeersinvloed: voor 25% van de soorten is dat effect negatief, hetgeen wilt zeggen dat soorten die in de loop van de afgelopen 25 jaar zijn toegenomen, minder zijn toegenomen in gebieden waar de verkeersinvloed sterk is toegenomen en dat soorten die afnemen, meer zijn afgenomen in gebieden met een sterke toename in verkeersinvloed.

Naast een aanwezigheid van een soort op uurhokbasis is ook de aan-afwezigheid van soorten in 1/3 van alle 1x1 kilometerhokken verzameld (>10.000 kilometerhokken), deze werden door loting bepaald en de resultaten bieden daarmee een goede steekproef van het voorkomen van vooral algemene soorten. Voor deze kilometerhokken zijn de oppervlaktes van een groot aantal biotopen bekend, evenals de verkeersinvloed (uitgedrukt in de oppervlakte van de invloedszone om een weg heen). Vervolgens is geanalyseerd welk effect deze invloedszone heeft op de kans op voorkomen van soorten naast de biotoop- en regioinvloed. Meer dan 40% van de geanalyseerde soorten (101) vertoont een kleinere kans op voorkomen in kilometerhokken die door verkeer zijn beïnvloed. Soortgroepen die aan natuurlijke biotopen zijn gebonden (bos-moeras) laten voor 3 van de 4 soorten een negatief effect zien, tegenover 1 op de 3 soorten van cultuurbiotopen (agrarisch gebied-bebouwing). Het aantal soorten met positieve effecten van verkeer is veel geringer (totaal rond de 20%). Het betreft met name soorten van agrarisch gebied en open water. De analyses van een 19-tal soorten waarvoor naast aan-afwezigheid ook aantalsgegevens zijn verzameld laten eenzelfde beeld zien.

Sinds 1984 worden in vele honderden proefvlakken jaarlijks op een standaardwijze aantallen broedvogels geteld. Uit deze jaarlijkse tellingen kunnen aantalstrends worden afgeleid. In het kader van deze studie zijn de aantalontwikkelingen in proefvlakken langs hoofdwegen vergeleken met aantalontwikkelingen in controleproefvlakken. Het bleek mogelijk om voor ongeveer 100 soorten een statistische vergelijking te maken. Voor 30% van de soorten waren de aantalontwikkelingen in gebieden langs hoofdwegen negatiever dan in controlegebieden. Met name voor soorten van cultuurbiotopen trad een behoorlijk aandeel positieve effecten op (20%), terwijl dit voor de natuurlijke biotopen slechts 8% was.

Met de proefvlakken is een vergelijkbare ruimtelijke analyse gedaan als met de kilometerhokgegevens. Ongeveer 1 op de 4 soorten vertoont een lagere kans op voorkomen in proefvlakken met een belangrijke verkeersinvloed, ook hier weer een groter effect voor soorten van natuurgebieden (bossen en moerassen). Een analyse van het voorkomen van een twaalfstal zeldzame en schaarse soorten laat een duidelijk beeld zien, voor mee dan de helft van de soorten van natuurgebieden worden significant lagere aantallen aangetroffen in kilometerhokken met verkeersinvloed.

Bekijken we de resultaten apart voor een selecte groep van soorten die sterk beleidsrelevant zijn (Rode Lijst of Vogelrichtlijnsoorten) dan blijken deze doorgaans voor een groter aandeel van de soorten negatievere effecten te laten zien.

Conclusies

Alle analyses op een rij zettend komt een duidelijk beeld naar voren. Indien een eindscore per soort wordt gemaakt dan blijkt dat bijna de helft van de soorten duidelijk negatieve effecten van verkeersinvloed vertoont, samen met de soorten met een mogelijk negatief effect loopt dit op tot ruim 50%. Ook

hierbij blijkt dat soorten van natuurgebieden meer negatieve effecten laten zien dan soorten van cultuurlandschappen. De reden heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat in cultuurlandschappen een aantal factoren is gecorreleerd aan de aanwezigheid van wegen die een positief effect hebben op het voorkomen van soorten, bijvoorbeeld een extensiever agrarisch beheer en de aanwezigheid van grote en brede sloten/vaarten.

In vergelijking tot eerdere onderzoeken waarbij door uitgekende selectie van proefgebieden een zuivere analyse van de effecten van verkeer mogelijk was, zijn de effecten voor een geringer aantal soorten gevonden (50% ipv 75% van de soorten). Dit is echter vanwege al genoemde redenen niet verwonderlijk. Het feit dat voor een belangrijk deel van de soorten geen effect is aangetoond hoeft dus niet te betekenen dat ze niet gevoelig zijn. Negatieve effecten worden gevonden onder alle taxonomische groepen en biotopen. De conclusie kan dan ook zijn dat, gelet op de gevonden percentages soorten met een aantoonbaar effect, in Nederland de aanwezigheid van drukke hoofdwegen heeft geleid tot negatieve effecten op de aantallen en de verspreiding van broedvogels.

Om enig inzicht te krijgen in de grootte van de effecten is met behulp van bestaande rekenregels bekeken welk deel van de populatie mogelijk is verdwenen als gevolg van hoofdwegen. Het blijkt dat in de huidige situatie ongeveer 15% van het totale landoppervlak te maken heeft met een, voor vogels relevante, verkeersinvloed. Op populatiebasis betreft het bijvoorbeeld enige procenten van de totale populatie van bosvogels als alleen naar effecten in bossen die tot de EHS behoren wordt gekeken (een behoorlijk aandeel van deze bosvogels komt ook buiten de EHS voor). In totaal gaat het dan om meer dan 50.000 paar. Voor weidevogels zijn de effecten op nationaal niveau naar verhouding nog veel groter, in West-Nederland, kan wel meer dan 15-20% van de Grutto-populatie zijn verdwenen als gevolg van de aanwezigheid van hoofdwegen.

Dankwoord

De auteurs wensen de volgende personen de bedanken: collega's van SOVON die hebben geholpen met het bewerken en analyseren van de gegevens, met name Dirk Zoetebier, Jan-Willem Vergeer, Michiel van der Weide en Frank Willems. Daarnaast 'externe' adviseurs met betrekking tot de statistische problemen en de algemene proefopzet: Paul Goedhart en Cajo ter Braak (Biometris). Rien Reijnen heeft veel opbouwend commentaar op de concepten gegeven en heeft met name met betrekking tot hoofdstuk 8 een belangrijke inbreng gehad. Tenslotte willen we de klankbordgroep van dit project bedanken voor hun positieve en welwillende opstelling in het begeleiden en beoordelen van de tussenrapportages en het eindrapport:

Theo Verstrael (RWS-DWW, tot 1 juli 2002)

Maarten Loenen (RWS-Directie Noord-Nederland)

Jan Jongejans (RWS-Meetskundige dienst)

Peter-Jan Keizer (RWS-DWW, vanaf 1 juli 2002)

Theo Hortensius (RWS-Hoofdkantoor, voorzitter)

Paul van Veen (RWS-Directie Utrecht)

Jaap Graveland (RIKZ)

Ruud Cuperus (RWS-DWW)

Een speciaal woord van dank gaat uit naar Ruud Cuperus die met zijn enthousiaste en degelijke begeleiding gezorgd heeft dat dit project op de 'weg' bleef en zonder grote problemen zijn eindbestemming heeft gehaald.

1. Inleiding en leeswijzer

Nederland kent een behoorlijk lange historie betreffende studies naar de effecten van verkeer op de biodiversiteit. Dat heeft ongetwijfeld te maken met het omvangrijke, dichte, intensief benutte, en zich nog immer uitbreidende netwerk van verkeerswegen. Binnen Europa bezit Nederland daarmee de twijfelachtige eer van het land met de grootste dichtheid en het meest intensieve gebruik aan wegen. Dat heeft geleid tot veel onderzoeksvragen betreffende de effecten daarvan op mens en natuur. Al in de zeventiger, begin tachtiger jaren zijn er studies gedaan naar de effecten van wegen op vogels (o.a. Van der Zande *et al.* 1980). Het meest invloedrijke onderzoek is uitgevoerd door Reijnen *cs.* Recentelijk is een overzicht gemaakt van relevante literatuur die is verschenen in de periode 1991-2002 waaruit blijkt dat weinig andere belangwekkende en vernieuwende studies zijn uitgevoerd en gepubliceerd. Het betreft een gering aantal studies met een beperkte reikwijdte en diepgang (geen populatieonderzoek). De resultaten van deze studies ondersteunen wel de door Reijnen *cs.* gevonden effecten (zie Bijlage 14 voor een korte beschrijving van dit literatuuronderzoek).

Uitgangspunt voor de onderhavige studie zijn dan ook de studies van Reijnen *cs.* Zij toonden aan dat wegverkeer de dichtheid van veel broedvogels in bos en open weidegebied tot op grote afstanden van de weg verlaagd (Reijnen & Foppen 1994, Reijnen *et al.* 1995, Reijnen *et al.* 1996). Gedetailleerd populatieonderzoek aan een bos(struweel)soort, de Fitis, laat zien dat het effect vooral tot stand komt doordat een groot deel van de mannetjes niet gepaard raken (Reijnen & Foppen 1991, Reijnen & Foppen 1994). Hierdoor neemt de dispersie toe, die bovendien van de weg af is gericht (Foppen & Reijnen 1994). Met name voor bosvogels zijn er sterke aanwijzingen dat geluid de belangrijkste causale factor is (Reijnen & Foppen 1994, Reijnen *et al.* 1995). In open weidegebied is echter een belangrijke invloed van visuele verstoring niet uit te sluiten (Reijnen *et al.* 1996).

Omdat geluid waarschijnlijk de belangrijkste causale factor is, kan met de versturende werking door wegverkeer op broedvogels een indicatie van de akoestische kwaliteit van de natuur worden verkregen. Nadere bewijsvoering naar geluid als belangrijkste causale factor is overigens wel gewenst, vooral in verband met mitigerende maatregelen. De resultaten wijzen op een verlaagde populatiedichtheid langs wegen en een samenhang van de grootte van deze verlaging met de geluidsniveaus. De studies van Reijnen *cs.* hebben geleid tot een handleiding voor het voorspellen van deze effecten (Reijnen *et al.* 1992). Deze is bruikbaar voor vergelijkende studies naar trace-alternatieven in het geval van uitbreiding en aanleg van nieuwe wegen en wordt vaak ingezet voor milieu-effectrapportages.

Het analyseren van broedvogelgegevens van SOVON biedt een goede basis voor de volgende aanvullingen op de studies van Reijnen:

(1) het biedt de mogelijkheid om een veel groter aantal soorten van allerlei biotopen te toetsen op effecten van verkeer. Reijnen *cs.* hebben gekeken naar alleen een set van redelijk algemene bos- en weidevogelsoorten

(2) het biedt de mogelijkheid om te kijken naar veranderingen die de invloed van verkeer teweeg hebben gebracht in populatieaantallen. Reijnen *cs.* hebben vooral ruimtelijke vergelijkingen gemaakt en hebben dosis-effectkrommen opgesteld. De broedvogelmonitoringdata van SOVON bieden de mogelijkheid om ook vergelijkingen in de tijd te maken

(3) het biedt de mogelijkheid om te kijken naar effecten van verkeer op populatieniveau en verspreiding, hetgeen relevant is voor het natuurbeleid. Reijnen *cs.* doen vooral uitspraken over effecten van verkeer op dichtheden en meten niet direct aan populatie-aantallen en verspreiding.

(4) er kunnen analyses worden gedaan over zeldzame soorten (Rode Lijst) omdat voor deze soorten voldoende data zijn op nationaal niveau. Ook dit punt is beleidsrelevant. Reijnen *cs.* keken vooral naar effecten van verkeer aan de hand van data op lokaal niveau en derhalve had hun materiaal vooral betrekking op algemene soorten.

Omdat de gegevens niet zijn verzameld met het doel om de effecten van verkeer te kwantificeren gelden de analyses als globaal. De verwachting is dat het aandeel soorten dat geen effect laat zien, terwijl dat er in werkelijkheid wel is, groter is dan bij de meer gedetailleerde en specifieke onderzoeken

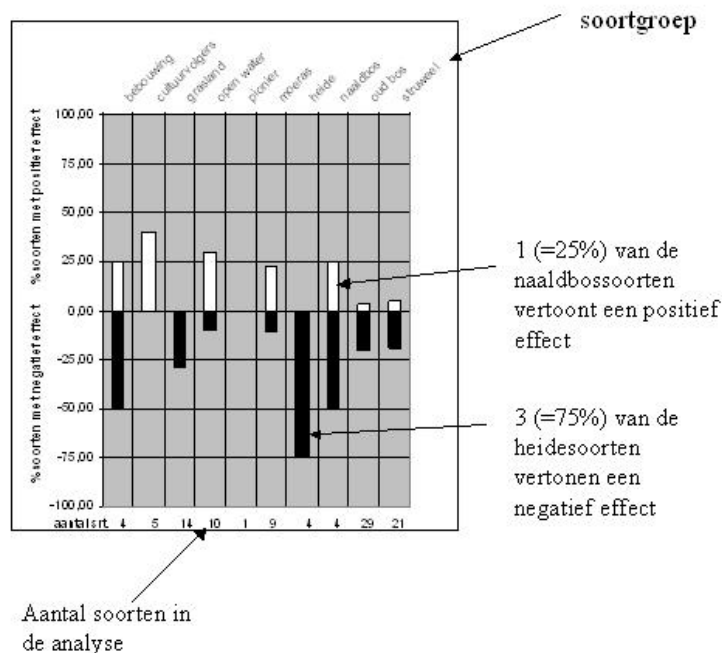
van bijvoorbeeld Reijnen *cs.*

De resultaten kunnen echter beter dan in andere onderzoeken geïnterpreteerd worden op effecten van verkeer op landelijk populatieniveau. Naast het feit dat voor een groter aandeel, vaak zeldzame en schaarse soorten, uitspraken zijn te verwachten, maakt dit het onderzoek in hoge mate relevant.

In een viertal hoofdstukken worden de analyses aan de hand van de diverse teldata van SOVON beschreven. In hoofdstuk 3 gebeurt dit voor een vergelijking van de broedvogelverspreiding tussen twee tijdperiodes. In hoofdstuk 4 wordt een ruimtelijke vergelijking gemaakt op basis van verspreidingsgegevens op basis van 1x1 kilometerhokken. In hoofdstuk 5 wordt gekeken naar de aantalstrends van broedvogels in gebieden met een verschillende invloed van verkeer. In hoofdstuk 6 tenslotte wordt een ruimtelijke vergelijking gemaakt van de aantallen broedvogels in diverse broedvogelmonitoringproefvlakken.

In hoofdstuk 7 worden de analysesresultaten van de diverse studies met elkaar vergeleken en wordt een eendoordeel gegeven over de gevoeligheid van een soort voor de invloed van verkeer. Deze resultaten worden weer vergeleken met de resultaten van Reijnen *cs.*

Tenslotte worden in hoofdstuk 8 berekeningen uitgevoerd om de effecten van de invloed van verkeer door te rekenen op populatieniveau, uitgaande van de resultaten van de studies van Reijnen *cs.* Eerst worden de gevolgen doorgerekend voor alle gebieden die gelegen zijn binnen de grenzen van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), daarna wordt een analyse gedaan voor weidevogelsoorten in geheel Nederland.



Figuur 1.1 Hoe moeten de resultaatfiguren worden gelezen? In de figuur wordt steeds het aandeel soorten per soortgroep aangegeven dat een positief (witte balken) of negatief (zwarte balken) effect van de verkeersinvloed te zien geeft. Boven de figuur staan de soortgroepaanduidingen. Onder de figuur staat het aantal soorten waarop de analyse betrekking heeft.

Omdat het steeds een groot aantal soortanalyses betreft worden de gegevens geaggregeerd gepresenteerd. Daarbij wordt doorgaans voor alle analyses dezelfde opzet gekozen. De aggregatie vindt plaats op basis van soortgroepen die zijn ingedeeld naar biotoop (Bijlage 1). De resultaten worden gepresenteerd in dezelfde vorm (figuur 1.1).

2. Algemene opzet en basisbewerkingen

2.1 Opzet

Bij de analyses die in dit rapport worden besproken wordt steeds een bepaalde set met telgegevens van een soort gekoppeld aan een aantal omgevingsvariabelen. De tellingen hebben steeds betrekking op bepaalde gebieden. Dit kunnen zowel gebieden zijn van een willekeurige grootte en vorm, zoals een veelvormig bosgebied van bijvoorbeeld 121 ha, als grids met een vaste omvang en vorm, bijvoorbeeld grids van 1x1 km of 5x5 km. Voor deze gebieden wordt dan het voorkomen van een soort vastgesteld, hetzij door het aangeven van de aan- of afwezigheid, hetzij door het aangeven van een aantal broedparen van een soort. Daarnaast worden aan deze gebieden kenmerken toegekend zoals de grootte, het aanwezige landschap, de regio en een waarde voor de verkeersinvloed. Een aantal van deze kenmerken komen in meerdere analyses terug en deze zullen daarom hierna worden besproken. De analyses kunnen zowel temporeel als ruimtelijk zijn. Met een temporele analyse wordt bedoeld dat een vergelijking in de tijd wordt gemaakt. Dat kan zijn tussen identieke gebieden waarbij bekeken wordt of verandering van de verkeersinvloed heeft geleid tot veranderingen in de broedvogelbevolking. Het kan ook een vergelijking in de tijd zijn van ontwikkelingen in de broedvogelaantallen tussen gebieden met een verschillende beïnvloeding door verkeer. Met ruimtelijke vergelijkingen wordt bedoeld dat het voorkomen in een bepaald jaar wordt vergeleken tussen gebieden die een verschillende verkeersinvloed hebben.

2.2 Bepalen biotoopvariabelen

Een belangrijke verklaring voor het voorkomen van een vogelsoort is de aanwezigheid van geschikt habitat. Deze informatie is op globaal niveau af te leiden van bestanden met landgebruiksinformatie zoals topografische kaarten. Voor de periode 1990-2000, de periode waarin de meeste vogelgegevens zijn verzameld, is informatie beschikbaar van begroeiingstypen. In het kader van het verzamelen van basisgegevens voor het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) heeft Alterra een aantal jaren geleden samen met het Natuurplanbureau en Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) het initiatief genomen om landsdekkende informatie over begroeiingstypen te verzamelen en wel op een wijze die vertaling naar habitat van diersoorten mogelijk maakt. Daartoe is een ruimtelijk bestand (GIS) van begroeiingstypen volgens een vaststaande legenda en met een gridbasis van 250*250m samengesteld (Griffioen *et al.* 2000). Een beschrijving met alle op de kaart voorkomende begroeiingstypen is opgenomen in Bijlage 2.

Door gebruik te maken van de digitale begroeiingstypenkaart kan voor elk kilometerhok de oppervlakte van elk begroeiingstype worden berekend. Zoals blijkt uit Bijlage 2 worden 342 begroeiingstypen onderscheiden. Het is ondoenlijk om een dergelijk groot aantal typen begroeiing te onderscheiden bij de analyse. Daarom worden op elkaar lijkende begroeiingstypen samengevoegd tot een negental hoofdbegroeiingstypen:

Duinen	Loofbos- jong
Heide, hoogveen en stuifzand	Loofbos- oud
Moeras	Naaldbos
Agrarisch-bouwland	Stedelijk gebied en overige bebouwing
Agrarisch-grasland	

Het is nu mogelijk om de aantallen broedvogels in gebieden die uit hetzelfde begroeiingstype bestaan, te vergelijken of te corrigeren voor verschillen in de oppervlaktes ervan. Grids op de Nederlandse grens

en met uitsluitend open water zijn uitgesloten van de analyse. Ook grids met afwijkende oppervlaktes, hetgeen wordt veroorzaakt door onnauwkeurigheden in de begroeiingstypenkaart werden uitgesloten. Behalve door verschillen in begroeiingstypen kan ook door andere oorzaken de samenstelling van de broedvogelbevolking regionale verschillen vertonen. Om in de analyses rekening te kunnen houden met deze regionale verschillen in de broedvogelbevolking wordt gebruik gemaakt van de indeling in eco-regio's van Nederland (Bijlage 3; Klijn & Koster 1988). De oorspronkelijke ecoregiokaart is bewerkt. Het grote aantal klassen is ten behoeve van de analyse teruggebracht tot 16 geografisch duidelijk onderscheidbare regio's (Figuur 2.1).

Behalve dat de dichtheden van soorten door biogeografische effecten over Nederland kunnen verschillen kan zo ook een deel van de variatie in biotoopgeschiktheid worden ondervangen, immers een loofbos op laagveen heeft een ander karakter dan een loofbos op zandgrond. Door hier rekening mee te houden, wordt de vergelijking zuiverder en zal veel ruis uit de analyses worden gefilterd.

2.3 Bepalen invloed verkeer

Deze studie richt zich op de effecten die het hoofdwegenet heeft op broedvogels. Onder hoofdwegen wordt daarbij de definitie gehanteerd van Reijnen *et al.* (2002). Het betreft een selectie van alle rijkswegen en daarnaast (met name) provinciale wegen met een intensiteit van meer dan 8000 voertuigen per etmaal. Achtergrond is dat Reijnen *cs* in hun studie effecten hebben gemeten voor een set van wegen met snelverkeer met minimaal 8000 voertuigen. Aangezien in de onderhavige studie gebruik wordt gemaakt van de voorspellingen van deze studies is gekozen voor eenzelfde selectie. Daarnaast had dit als voordeel dat beschikt kon worden over dezelfde basisbestanden. Recente ruimtelijke informatie over het Nederlandse wegennet is beschikbaar in het Nationaal Wegenbestand (NWB). Dit is een digitaal geografisch bestand met ligging van wegen in 1999. Voor de rijkswegen is er een bestand met de karakteristieken per wegvak per jaar (meest recent 1996), bijvoorbeeld het aantal wegbanen en de verkeersintensiteit per etmaal. Voor de provinciale wegen zijn deze gegevens door Alterra in het kader van een andere studie verzameld en voor de onderhavige studie beschikbaar gesteld (Reijnen *et al.* 2002). Het resultaat is een digitaal bestand met de ligging van hoofdwegen en daaraan gekoppeld gegevens over de verkeersintensiteit in een bepaald jaar. Voor een groot aantal wegvakken zijn vanaf de jaren tachtig reeksen beschikbaar met jaarlijkse gegevens over de verkeersintensiteit. In Bijlage 4 wordt beschreven hoe vanuit de beschikbare jaargegevens rekenregels zijn opgesteld om te voorspellen wat de verkeersintensiteiten per wegvak zijn voor een willekeurig ander jaar.

Om na te gaan welke invloed een gebied ondergaat door de aanwezigheid/nabijheid van een weg is gebruik gemaakt van de studies van Reijnen *cs*. Zij kwamen tot de conclusie dat de invloed van verkeer het beste kan worden weergegeven door een inschatting te doen van het door verkeer veroorzaakte geluidsniveau (zie bijv. Reijnen *et al.* 1995). Door lawaai als een dosisvariabele te gebruiken, in de vorm van de gemiddelde etmaalwaarde aan decibels, kon worden aangetoond dat soorten effecten laten zien tot een bepaald drempelniveau. In een handleiding (Reijnen *et al.* 1992) voor het voorspellen van de effecten van verkeerslawaai op broedvogels staan tabellen die voor bepaalde situaties dit lawaai-belastingsniveau vertalen naar een bepaalde afstand. Hiermee is het mogelijk om zones langs wegen aan te geven waarin waarschijnlijk een invloed van verkeer valt te verwachten. De breedte van die zone hangt af van een aantal zaken die te maken hebben met het verkeer en de omgeving. Belangrijke variabelen van het verkeer zijn de snelheid en de intensiteit van het verkeer. Een belangrijke variabele van de omgeving is de openheid van het landschap. Immers, in meer gesloten landschappen zal het geluid minder ver reiken door de dempende invloed van de bodem (zie Reijnen *et al.* 1992). Indien men voor een bepaald jaar de karakteristieken voor een bepaald wegvak weet dan kan voor dat wegvak de invloedzone worden bepaald. Deze benadering is gekozen om voor alle in dit rapport

beschreven studies de invloedszones te berekenen. Essentieel daarbij is een toekenning van de intensiteit aan een bepaald wegvak in een bepaald jaar (zie ook Bijlage 4).

Na bepaling van de intensiteit en de snelheid op een bepaald wegvak is gekeken naar de openheid van het landschap. Met behulp van de begroeiingstypekaart van het NEM (zie 2.2) is per kilometerhok waaraan een weg grenst of dat doorsneden wordt door een weg een globale klassificatie van het percentage bos bepaald (0-30%, 30-70%, >70%; zie handleiding van Reijnen *et al.* 1992). Vervolgens is per wegvak-kilometerhok combinatie in de tabellen van de handleiding op te zoeken wat de invloedsafstand is. Deze afstand is als een bufferafstand (aan beide zijden) aan het desbetreffende wegvak gekoppeld in ARCVIEW en zo is een invloedszone gecreëerd. Met deze toekenning kunnen gemakkelijk de oppervlaktes met verkeersinvloed in een bepaald gebied of in een bepaalde gridcel worden bepaald. Reijnen *cs* gebruiken verschillende tabellen voor weidevogelsoorten en bosvogelsoorten. In het onderhavige onderzoek zijn voor de niet weidevogelsoorten van open biotopen de tabellen voor de weidevogels gekozen en voor de niet-bossoorten van meer gesloten biotopen de tabellen voor de bosvogelsoorten. Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met de aanwezigheid van ZOAB asphalt. Dit leidt tot een behoorlijke reductie van het verkeerslawaai en daarmee tot een reductie van de door ons gehanteerde beïnvloedingszone van verkeer. Het was in het kader van deze studie niet mogelijk om de invloed van ZOAB mee te laten wegen. De actuele situatie voor de onderzoeksperiodes was moeilijk in kaart te brengen. De invloed op de analyses zal echter gering zijn geweest, relatief zal de verkeersinvloed hetzelfde zijn, kaartbeelden van de meest recente situatie laten zien dat in alle regio's ZOAB wordt aangelegd. De studie concentreert zich bovendien op het effect van direct aan verkeer gerelateerde invloeden en houdt niet specifiek rekening met de effecten van bijvoorbeeld verlichting langs wegen.

Figuur 2.1 Ligging en naamgeving van de onderscheiden ecoregio's die als variabele in de analyses zijn meegenomen.

3. Analyse aan de hand van verschillen in verspreiding tussen 1973-77 en 1998-2000

3.1 Algemene opzet

Dit onderdeel richt zich op de mogelijke effecten van rijkswegenuitbreiding en veranderingen in verkeer op broedvogels aan de hand van verspreidingsveranderingen. Het is een van de onderdelen van de analysemogelijkheden beschreven door van Kleunen & Sierdsema (2000). De vraagstelling is of veranderingen in de verspreiding van soorten over een periode van 25 jaar gecorreleerd zijn met veranderingen in de invloed door verkeer (lengte aan wegen en intensiteit van het gebruik). De vogelgegevens zijn afkomstig van een pas afgesloten atlasproject waarbij alle broedvogelsoorten per 5x5 kilometerhok zijn geïnventariseerd.

3.2 Beschrijving data

3.2.1 Vogelgegevens

SOVON beschikt over landelijke verspreidingsgegevens van alle soorten broedvogels uit de periodes 1973-1977 en 1998-2000. Deze zijn verzameld in het kader van twee broedvogelatlasprojecten. De gegevens uit de periode 1973-1977 zijn gepubliceerd in Teixeira (1979). De broedvogelatlas over de periode 1998-2000 wordt momenteel gedrukt maar de verspreidingsgegevens zijn reeds digitaal beschikbaar (SOVON 2002)

Het verspreidingsonderzoek had in beide broedvogelatlasprojecten dezelfde opzet, zodat de resultaten vergelijkbaar zijn. Elk uurhok (5x5km) op Nederlands grondgebied is volledig onderzocht op de aanwezigheid van broedvogelsoorten. De presentiegegevens uit beide broedvogelatlasprojecten kunnen worden vergeleken en bieden inzicht in het aantal uurhokken waarin een broedvogelsoort is verschenen of waaruit hij is verdwenen.

De status van een broedvogelsoort in een uurhok is voor de broedvogelatlasprojecten onderverdeeld in een viertal categorieën: afwezig, mogelijk broedend, waarschijnlijk broedend en zeker broedend. Voor de analyse zijn deze vier categorieën gereduceerd tot twee: afwezig en aanwezig. De categorie “mogelijk broedend” is ondergebracht in de nieuwe categorie “afwezig” en de categorie “waarschijnlijk” broedend in de nieuwe categorie “aanwezig”.

In van Kleunen & Sierdsema (2000) wordt een lijst van een 100-tal vogelsoorten gepresenteerd voor de “temporele” analyse (Bijlage 1). Deze soorten broeden daadwerkelijk in de nabijheid van rijkswegen. Tevens is rekening gehouden met de beleidsrelevantie van een soort en de talrijkheid. Zeer talrijke soorten zijn niet opgenomen omdat ze naar verwachting op presentie-niveau weinig veranderingen zullen laten zien. De soorten zijn ook ingedeeld naar hun voorkeursbiotoop, zodat analyses ook op soortgroep-niveau kunnen worden gedaan.

Bij de selectie van uurhokken is gekeken naar de volledigheid van de broedvogelgegevens. Hierbij is gebruik gemaakt van de expert-kennis van de coördinator van het broedvogelatlasproject 1998-2000 (pers med J.W. Vergeer). Voor 39 uurhokken geldt het oordeel dat de verspreidingsgegevens uit 1973-1977 of 1998-2000 onvolledig of onbetrouwbaar zijn. Deze zijn niet in de selectie opgenomen. Over bleven 1636 uurhokken.

3.2.2 Gegevens wegen

Voor de aanwezigheid van hoofdwegen in de recente atlasperiode kon worden uitgegaan van het bestand met hoofdwegen dat door Alterra was samengesteld. Een digitaal bestand voor de periode van het eerste broedvogelatlasproject (1973-1977) was echter niet beschikbaar. Dit bestand is gereconstrueerd door het bestaande digitale bestand te corrigeren met informatie over het wegennet van 1975 afkomstig van provinciale ANWB-wegenkaarten. Vervolgens is voor deze wegvakken met behulp van rekenregels (zie Bijlage 4) teruggerekend wat de meest waarschijnlijke verkeersintensiteiten waren in 1975. Met behulp van deze gegevens is voor elk uurhok de weglengte en de beïnvloede zone in 1975 en 1999 berekend.

Voor de analyse van de verschillen zijn voor het verkeer per uurhok twee variabelen bepaald:

- (1) het verschil in de lengte aan hoofdwegen in een uurhok
- (2) het verschil in de oppervlakte aan beïnvloedingszone per uurhok

Voor een uitgebreide beschrijving van de basisgegevens en methodes om per wegstuk te komen tot een door verkeer beïnvloede zone wordt verwezen naar Hoofdstuk 2 en Bijlage 4.

In figuur 3.2 is aangegeven wat de door wegen beïnvloede zone is (methode Reijnen) in 1975 en 1999. Omdat deze zone in alle gevallen is toegenomen kan het verschil in verkeersinvloed worden weergegeven door beide zones te presenteren. Daarbij is in kleur het verschil in verkeersinvloed aangegeven.

3.2.3 Overige variabelen

Er zijn tal van factoren die een mogelijke rol hebben gespeeld bij de veranderingen in de broedvogelbevolking. Dat hoeft op zich geen probleem te zijn voor een analyse behalve dat daardoor een behoorlijk portie 'ruis' zal optreden waardoor de analyse minder gevoelig zal worden. Problematischer wordt het indien een aantal variabelen gecorreleerd voorkomen. In het geval van de effecten van wegen is het denkbaar dat de aanleg van een weg gepaard gaat met landgebruiksveranderingen zoals bebouwing. Helaas is weinig digitaal materiaal aanwezig uit de periode 1973-77, zoals begroeiingskaarten of topografische kaarten zodat een makkelijke kwantificering en daarna vergelijking niet mogelijk is. Voor een aantal door ons als belangrijke geachte aan wegen gerelateerde en dus 'complicerende' variabelen, namelijk bos- en bebouwingsontwikkeling, is extra actie uitgevoerd om de situatie voor 1973-1977 in kaart te brengen. Uiteindelijk zijn twee variabelen gekwantificeerd.

- het verschil in de oppervlakte bos per uurhok
- het verschil in de oppervlakte aan bebouwing per uurhok

In figuur 3.3 en 3.4 is voor beide variabelen aangegeven waar en in welke mate zich veranderingen hebben voorgedaan.

Voorts is ook een regionale indeling van Nederland op basis van fysiogeografische regio's aan uurhokken gekoppeld. Onderscheiden zijn: kust- getijde en duin, zeeklei, laagveen, hogere zandgrond en rivier. Aan ieder uurhok is een toekenning gedaan op basis van het dominante aanwezige type.

Figuur 3.1 Overzichtskaartje met de ligging van de in dit onderzoek opgenomen wegen in 1975 en 1999

Figuur 3.2. Verkeersinvloed aangegeven als een zone aan weerszijde van de weg voor de periode 1973-77 en 1998-2000. Aangezien het overal een toename betreft is deze toename weer te geven door alleen het verschil in breedte te presenteren (blauwe banen).

Figuur 3.3. Veranderingen in de hoeveelheid bos per uurhok tussen 1973-1977 en 1998-2000

Figuur 3.4 Verandering in de hoeveelheid bebouwing tussen de atlasperiodes van resp. 1973-77 en 1998-2000

3.3 Opzet van de analyse en statistische methoden

Als een verkennende studie is een kwalitatieve analyse uitgevoerd met een zogenaamde BACI-opzet (Before-After-Control-Impact). Dit is geschied door sets van blokken met een gelijke ontwikkeling (wel of geen wegen en/of wegeaanleg) te vergelijken op veranderingen in de aanwezigheid van broedvogels. Helaas bleken aan deze analyse veel bezwaren te kleven waardoor de resultaten lastig interpreteerbaar blijven. Besloten is om deze analyse daarom niet uitgebreid te bespreken. Voor een beschrijving wordt verwezen naar Bijlage 5.

Naast de verkennende studie is een regressieanalyse uitgevoerd. Daarbij is gebruik gemaakt van dezelfde broedvogelgegevens als voor de kwalitatieve toetsing (de BACI-opzet). Voor ongeveer 100 soorten is de verandering in verspreiding per 5x5 kilometerhok (=uurhok) gebruikt als basis voor de analyses (zie Bijlage 6). Deze verandering wordt vervolgens getracht te verklaren door de verandering in verkeers-invloed in dat uurhok. Omdat naast de verandering in verkeersinvloed rekening dient te worden met andere, mogelijk verklarende, variabelen worden deze zo veel mogelijk ook in de analyse betrokken. Daarbij wordt eerst een regressiemodel geconstrueerd met deze andere verklarende variabelen en wordt vervolgens de verkeersinvloedvariabele daaraan toegevoegd om zo het effect van de verkeersinvloed op een juiste wijze te kunnen analyseren en kwantificeren. De analyse richt zich op het verklaren van de verschillen in verspreiding per soort. Voordeel van een dergelijke analyse is dat een groot aantal onveranderde variabelen die invloed hebben op het voorkomen van broedvogels gelijk wordt gehouden zodat deze toets het meest een BACI-situatie benadert. De regressie die uitgevoerd is kan het best worden omschreven als een conditionele logistische regressie. Gegeven de invloed van het uurhok op de kans op voorkomen wordt nagegaan of bepaalde verklarende variabelen een significant effect hebben op de veranderingen in verspreiding. De regressie is logistisch omdat het aan-afwezigheidsgegevens betreft. De staat van een uurhok bestaat slechts uit 2 toestanden: bezet (1) of onbezet (0). In een model met dergelijke binomiaal verdeelde waarnemingen wordt het systematische deel beschreven met een logistische functie (Oude Voshaar 1994).

Als eerste stap in de analyse worden de uurhokken geselecteerd die een verandering hebben ondergaan in presentie. Vervolgens wordt de kans op aanwezigheid in de periode 2 (1998-2000) gemodelleerd door aan een basismodel de verschillende verklarende variabelen achtereenvolgens toe te voegen. Het basis-model, in statistische termen het nul-model genoemd (weergegeven door de constante in de regressie) geeft het effect van periode weer (was er een toename of een afname). De regressiecoëfficiënten van de afzonderlijke verklarende variabelen geven het effect van de variabele weer, gegeven het feit dat er een verschil is opgetreden. De factor fysisch geografische regio geeft aan of de optredende verschillen gelijkelijk over het land zijn verdeeld. Voor de overige variabelen geldt dat indien de regressiecoëfficiënt negatief is, dat wil zeggen dat de soort minder voorkomt in de laatste periode in uurhokken waar een toename van de variabele heeft plaatsgevonden. Dat kan dan weer worden geïnterpreteerd als dat de soort (1) bij achteruitgang in verspreiding (constante <0) sterker is afgenomen bij een toename van die variabele, (2) bij vooruitgang in verspreiding (constante >0) minder sterk is toegenomen bij een toename van die variabele.

De analyse is uitgevoerd met het programma GENSTAT (Genstat committee 1995). De significantie van de bijdragen van de afzonderlijke variabelen worden in GENSTAT met de procedure RSCREEN getoetst. In deze procedure worden marginale effecten en conditionele effecten vergeleken tussen de variabelen. De effecten worden automatisch getoetst met een F-toets, waarbij de mate van significantie wordt bepaald.

Er zijn twee sets van modellen gedraaid, een set met als verklarende variabelen, de fysisch geografische regio, het verschil in de oppervlakte bos, het verschil in de oppervlakte bebouwing en het verschil in weglengte en een set waarbij het verschil in weglengte is vervangen door het verschil in beïnvloedingszone.

3.4 Resultaten

Met behulp van de GIS-applicatie ARC-VIEW zijn een aantal karakteristieken bepaald van de hoofdwegen in 1463 uurhokken in beide periodes (meetjaren resp. 1975 en 1999). Uit figuur 3.5 is zichtbaar dat de toename aan hoofdwegen en verkeer sinds 1975 enige tientallen procenten bedraagt en dat dit heeft geleid tot een toename in de oppervlakte van de beïnvloede zone met maar liefst een factor 7. In totaal bestaat in 1999 16.5% van het totale landoppervlak van Nederland uit door hoofdwegen beïnvloede zone, terwijl dat in 1975 nog maar enkele procenten was. Het merendeel betreft het de invloed van rijkswegen ongeveer 80%.

Voor het uitvoeren van de analyses is eerst gecontroleerd of tussen de diverse variabelen geen onacceptabele correlaties bestaan. Dit bleek niet het geval. De sterkste correlatie bestond tussen de verandering in de verkeersinvloed en de verandering in de oppervlakte stad in een uurhok. Tussen de verandering in lengte aan wegen en stadsbebouwing was dat voor de totale dataset $r=0.4$ en tussen de verkeersinvloed uitgedrukt in de oppervlakte van een uurhok en de stadsbebouwing $r=0.3$.

De regressieresultaten zijn per soortgroep samengevat in de figuren 3.6a-c, zie Bijlage 6 voor een tabel met de resultaten per soort. Voor de indeling in soortgroepen is gebruik gemaakt van de indeling zoals die in Bijlage 1 is beschreven op basis van de biotoopindelingen van Sierdsema (1995).

In de figuren wordt het percentage van het aantal soorten uitgezet met een positief dan wel negatief effect per soortgroep.

Het merendeel van de soorten (ongeveer 75%), laat een significant effect zien van de factor ecoregio. Met name de bossoorten laten verschillen zien tussen de verschillende regio's met bos in Nederland. Zoals verwacht reageren bossoorten over het algemeen positief op een toename in de hoeveelheid bos in een uurhok: 25-40% van de soorten zijn meer verschenen in uurhokken waar bos is verschenen of nemen in ieder geval minder af (figuur 3.6a). Daarentegen reageren de soorten van open landschappen zoals de soorten van grasland negatief: 40% met een significant negatief verband, dat wil zeggen dat de presentie relatief is afgenomen in vergelijking tot de verspreidingsverandering in uurhokken waar geen bos is verschenen. Met betrekking tot de verandering in de hoeveelheid bebouwing bestaat een consistent beeld over alle biotooptypen: in totaal laat 30% van de soorten een negatief effect zien, tegenover 8 % een positief effect en dat betreft met name soorten in cultuurlandschappen (figuur 3.6b). De veranderingen in verspreiding tussen beide atlasperiodes wordt dus op een negatieve manier beïnvloed door het verschijnen van bebouwing

Uit de resultaten blijkt dat het beeld voor de effecten van verkeersinvloed zeer consistent is voor de diverse soortgroepen (figuur 3.6c) Ongeveer 25% van alle soorten laat een (bijna) significant negatief effect zien. In geen enkel geval is er een positief effect. De resultaten zijn het meest duidelijk voor de soorten van bossen. De resultaten voor de effecten van de verandering in lengte aan wegen zijn veel minder duidelijk: rond de 15-20% negatieve effecten en 3% positieve effecten (figuur 3.6d). Rode Lijstsoorten laten iets meer negatieve effecten zien: 1 op de 3 soorten is meer verdwenen in uurhokken waarin de weginvloede sterk is toegenomen (figuur 3.7).

Figuur 3.5

Figuur 3.6b

Resultaten van de regressie voor de variabele verandering bebouwing. Aangegeven is het % van het totaal aantal soorten dat een positief danwel negatief effect heeft per soortgroep en voor de totalen. Basisgegevens per soort in Bijlage 6.

Figuur 3.6a

Resultaten van de regressie voor de variabele verandering in oppervlakte bos per uurhok.. Aangegeven is het % van het totaal aantal soorten dat een positief danwel negatief effect heeft per soortgroep en voor de totalen. Basisgegevens per soort in Bijlage 6.

Figuur 3.6c

Resultaten van de regressie voor de variabele verkeersinvloed. Aangegeven is het % van het totaal aantal soorten dat een positief danwel negatief effect heeft per soortgroep en voor de totalen. Basisgegevens per soort in Bijlage 6.

Figuur 3.6d wegaanleg
Figuur 3.7 RL soorten

3.5 Discussie en conclusies

De resultaten van de regressie-analyses leveren een consistent beeld op. Een brede set van soorten, in totaal ongeveer 35% van het totaal aantal onderzochte soorten, vertoont een negatief effect van weginvloed en/ of wegaanleg. Er is geen duidelijk verschil tussen soortgroepen. Opvallend is dat voor de invloedzone van wegen voor geen enkele soort een positief effect werd gevonden en voor de variabele wegaanleg in slechts een gering aantal gevallen. De resultaten bevestigen de resultaten van eerdere studies van Reijnen *cs.* Negatieve effecten van verkeer worden gevonden voor een brede set van soorten. Het gevonden percentage soorten is veel geringer dan in de studies van Reijnen *cs.* Waarschijnlijk heeft dit te maken met de veel globalere dataset en dus ook de geringere gevoeligheid van de analyse. Voor soorten die slechts een geringe verandering in verspreiding hebben ondergaan, bijvoorbeeld algemenere soorten met een relatief geringe verandering en daarnaast alle zeldzame soorten, is absoluut gezien het aantal atlashokken met een verandering gering en daardoor neemt de kans op het vinden van statistische verbanden af. Dit in aanmerking genomen is het percentage soorten met een negatief effect van de verkeersinvloed nog relatief hoog te noemen.

De effecten van de toename van bebouwing en de toename van bos zijn volgens verwachting. Veel soorten reageren negatief door het verschijnen van bebouwing, waarschijnlijk door het verdwijnen van habitat. Bosvogels reageren positief op de aanleg van bos, soorten van open landschappen overwegend negatief.

Opvallend is dat de effecten van verkeer groter zijn indien niet alleen wordt gekeken naar de toename in de lengte van wegen in een 5x5 kilometerhok, maar ook naar de invloedzone van de weg. Dit bevestigt de eerdere bevindingen dat het effect verder reikt dan alleen de weg zelf. Het verschil wordt waarschijnlijk ook veroorzaakt doordat het aantal uurhokken waarin wegaanleg heeft plaatsgevonden in de laatste 25 jaar relatief gering is waardoor het lastiger is om statistisch effecten aan te tonen.

Conclusies:

- de invloedzone van wegen is vanaf 1975 toegenomen van 2.5% naar 16.5% van het totale landoppervlak van Nederland
- voor veel soorten (>30%) zijn de veranderingen in verspreiding negatief gerelateerd aan de invloed van verkeer, daarmee wordt de, op grond van andere onderzoeken, verwachte negatieve invloed bevestigd voor een grotere set van soorten
- de betrokken soorten zijn verdeeld over alle biotooptypen, gelijkelijk over soorten van natuurlijke en meer cultureel landschappen, Rode Lijst soorten vertonen ook eenzelfde beeld.
- de effecten worden sterker indien naast de toename van de lengte aan wegen ook een invloedzone wordt meegenomen bij het kwantificeren van de verkeersinvloed.

4. Ruimtelijke analyse aan de hand van het voorkomen in kilometerhokken tijdens de atlasperiode 1998-2000

4.1 Algemene opzet

In dit hoofdstuk wordt de invloed onderzocht van het huidige rijkswegennet op de aanwezigheid en aantallen van broedvogels in kilometerhokken (1x1km). Daartoe wordt een vergelijking gemaakt van de aanwezigheid van een soort in km-hokken tussen gebieden met en zonder een invloed van verkeer. Met het ter beschikking zijnde materiaal zijn drie analyses uitgevoerd. Bij de eerste analyse is een analysemethode toegepast waarbij de variatie in een aantal voor vogels van belang zijnde factoren zo klein mogelijk is gehouden met uitzondering van de invloed van verkeer (vergelijkingen van gepaarde kilometerhokken). Bij de andere twee is gebruik gemaakt van enerzijds een dataset met aan-afwezigheidsgegevens, anderzijds van een bestand met aantallen van een bepaalde soort in een kilometerhok. Bij beide analysemethoden zijn een aantal andere verklarende variabelen betreffende biotoopaanwezigheid en regionale verschillen meegenomen in de analyse.

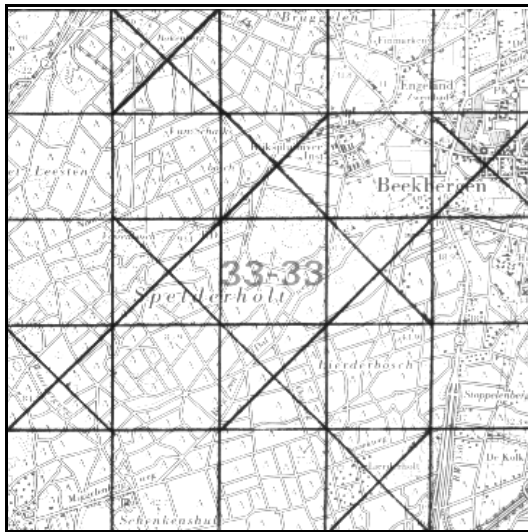
4.2 Beschrijving data

4.2.1 Vogelgegevens

Algemeen

Om informatie te verzamelen over de relatieve dichtheden waarin broedvogels voorkomen, is in het recente broedvogelatlasproject (periode 1998-2000) het kilometerhokonderzoek geïntroduceerd (van der Weide & van Turnhout 1998). Acht van de 25 kilometerhokken in elk uurhok, die vooraf door SOVON per uurhok volgens een vast patroon zijn geselecteerd (figuur 4.1), werden gedurende één broedseizoen tijdens twee bezoeken van één uur onderzocht op de aanwezigheid van broedvogels. In uurhokken die deels bestaan uit open water of buitenlands grondgebied werd volstaan met minder kilometerhokken.

Tijdens de bezoeken werd een soortenlijst van alle aanwezige broedvogelsoorten opgesteld. In totaal zijn soortenlijsten van maar liefst 11.254 kilometerhokken beschikbaar. Tevens werden facultatief van ruim 100 soorten schaarsere broedvogels de aanwezige aantallen territoria geturfd. Dit is in ruim 70% van de onderzochte kilometerhokken gedaan. Tijdens de bezoeken werden alle aanwezige biotopen bezocht en de aandacht werd evenredig over de biotopen verdeeld. De bezoeken werden tussen zonsopkomst en zes uur erna gebracht, zoveel mogelijk tijdens gunstige weersomstandigheden. Om zowel vroeg als laat in het broedseizoen actieve broedvogelsoorten goed te kunnen registreren, is er voor gekozen om het eerste bezoek tussen 1 april en 15 mei te laten brengen en het tweede tussen 16 mei en 30 juni, met een periode van minimaal twee weken tussen beide bezoeken aan hetzelfde kilometerhok.



Figuur 4.1 Indeling van een uurhok (5*5km) in kilometerhokken (1*1km). Met een kruis zijn de kilometerhokken aangegeven, die zijn onderzocht in het kader van het kilometerhokonderzoek.

Presentie

Uit de verzamelde gegevens kan de presentie van een soort worden afgeleid op kilometerhok-niveau. Een beperking aan de dataset is dat de soortenlijsten niet volledig zijn. Voor de interpretatie van het atlasmateriaal (SOVON 2002) zijn soortenlijsten van kilometerhokken die in het kader van het kilometerhokonderzoek zijn onderzocht vergeleken met de soortenlijsten van dezelfde kilometerhokken, maar dan verzameld met een intensieve, volledige methode volgens de BMP methode (van Dijk 1996). Het blijkt dat de gemiddelde volledigheid van het kilometerhokonderzoek 69% bedraagt van het met de BMP-A methode vastgestelde aantal.

Hoewel er geen aanleiding is om te veronderstellen dat er een relatie is tussen de aanwezigheid van rijkswegen en de volledigheid van het onderzoek in kilometerhokken, veroorzaakt de onvolledigheid van het onderzoek een zekere ruis in de dataset. Om deze ruis te verkleinen is besloten om soorten die tijdens de twee bezoeken lastig kunnen worden geïnventariseerd, bijvoorbeeld soorten met grote territoria (roofvogels) en soorten met een verborgen leefwijze gedurende een groot deel van het broedseizoen (bijvoorbeeld Kleine Bonte Specht en Appelvink) niet op te nemen in dit onderzoek. Op basis van de resultaten van het onderzoek en expert-kennis zijn aldus 69 soorten geselecteerd voor dit onderzoek (Bijlage 7).

Aantalsgegevens

Met de aantalsgegevens (geturfde aantallen territoria tijdens de twee bezoeken) moet nog zorgvuldiger worden omgegaan dan met de presentiegegevens. Hoewel geen concreet onderzoek is uitgevoerd naar de volledigheid hiervan, mag worden verondersteld dat niet alle territoria zijn gevonden tijdens de twee veldbezoeken van een uur aan een kilometerhok. De volledigheid is afhankelijk van de periode in het jaar waarin het bezoek wordt gebracht en met name voor zangvogels is deze ook afhankelijk van het tijdstip op de dag dat het bezoek wordt gebracht. Om te voorkomen dat deze twee factoren de vergelijkbaarheid van aantalsgegevens tussen kilometerhokken in de weg staan, is het volgende gedaan:

- afhankelijk van de periode waarin een soort actief is, datumgrenzen opstellen, waarbinnen bezoeken wel worden meegenomen in de analyse.
- lastig te inventariseren soorten niet opnemen in de analyse

•soorten die alleen 's ochtends vroeg actief zijn niet opgenomen in de analyse

Bovenstaande criteria in acht nemende, zijn de aantalsgegevens van 19 soorten broedvogels geschikt voor analyses.

4.2.2 Overige storende variabelen

Voor de habitatclassificatie is gebruik gemaakt van de hoofdbegroeiingstypen zoals aangegeven in hoofdstuk 2. Per kilometerhok is de hoeveelheid van een bepaald hoofdbegroeiingstype bepaald. Daarnaast is per kilometerhok bepaald in welke ecoregio het ligt volgens de typering die beschreven is in Bijlage 3. Voor weidevogelsoorten is per kilometerhok bepaald of het aanwezige grasland bestaat uit een reservaatgebied, uit beheersgebied of uit grasland met regulier agrarisch beheer. Deze typen zijn als een factor beheer in de analyse meegenomen.

4.2.3 Verkeersinvloed

Voor het bepalen van de effecten van de verkeersinvloed is de beïnvloedingszone bepaald volgens de in Hoofdstuk 2 beschreven methode. Per kilometerhok is de oppervlakte aan door verkeer beïnvloede zone bepaald en meegenomen als verklarende variabele in de regressie.

4.3 Opzet van de analyse en statistische methoden

4.3.1 Parenvergelijkingen

In deze analyse worden de aantallen broedvogels van paren van "identieke" kilometerhokken met en zonder door verkeerslawaaï belast oppervlakte vergeleken.

Er zijn selecties gemaakt van kilometerhokken die overwegend uit één hoofdbegroeiingstype bestaan. Voor grasland en bouwland is uitgegaan van 75% dekking van het kilometerhok en voor naaldbos van 50%. Omdat voor de hoofdbegroeiingstypen heide en oud loofhout anders niet voldoende paren konden worden geselecteerd, zijn paren gekozen met dezelfde oppervlakte van heide of oud loofhout met een minimale dekking van 20%. Voor de hoofdbegroeiingstypen duinen en moeras was het niet mogelijk om voldoende paren voor een analyse te selecteren. Binnen alle selecties zijn paren van kilometerhokken geselecteerd, die zijn gelegen in dezelfde ecoregio en binnen hetzelfde of aangrenzende uurhok. Dit garandeert dat de vergelijkingen plaatsvinden tussen kilometerhokken die in sterk vergelijkbare gebieden liggen. Een kilometerhok is als belast beschouwd indien minimaal 25% van de oppervlakte is beïnvloed door verkeer. Per hoofdbegroeiingstype zijn voor een aantal kenmerkende soorten (soorten die grotendeels zijn gebonden aan één hoofdbegroeiingstype) de gemiddelde aantallen territoria bepaald voor belaste en onbelaste kilometerhokken.

Uiteindelijk konden voor 14 soorten voldoende paren worden geselecteerd voor analyse. Omdat voor veel soorten het aantal paren kilometerhokken de 30 niet overschreed, is besloten om voor statistische toetsing van de aantallen territoria in belaste en onbelaste kilometerhokken gebruik te maken van de vrij robuuste rangtekentoes van Wilcoxon ($p < 0,10$), die geschikt is voor kleine aantallen paren.

4.3.2 Verklarende modellen voor de kans op aanwezigheid

Basis voor de analyse is het ontwikkelen van een regressiemodel met meerdere verklarende factoren, een logistische regressie via een Generalized Linear Modelling (GLM). De regressie is logistisch omdat het aan-afwezigheidsgegevens betreft. De staat van een kilometerhok bestaat slechts uit 2 toestanden: bezet (1) of onbezet (0). In een model met dergelijke binomiaal verdeelde waarnemingen wordt het systematische deel beschreven met een logistische functie (Oude Voshaar 1994). De opzet is dat het model eerst wordt gevuld met omgevingsvariabelen en habitatfactoren via een stapsgewijze toevoeging van deze factoren en dat tenslotte gekeken wordt of de variabele verkeersinvloed een significant extra verklarend effect heeft. Het eindmodel bestaat dus voor iedere soort uit een gelijk aantal variabelen, ook al zijn deze niet allemaal significant verklarend. Een dergelijk opzet is gebruikelijk als men niet wezenlijk geïnteresseerd is in deze variabelen, maar alleen er voor wil corrigeren (zie bijv. Foppen *et al.* 2000). Ter controle zijn de correlaties tussen alle verklarende variabelen getoetst. Voorkomen moet worden dat sterk gecorreleerde variabelen samen in het regressiemodel zitten, zeker als het de variabele betreft waarin men in hoofdzaak geïnteresseerd is, in dit geval de verkeersinvloed. Voor de meeste variabelen is een logaritmische transformatie uitgevoerd omdat de waarden scheef waren verdeeld. In tabel 4.2 staat een lijst met de verklarende variabelen en de wijze waarop ze zijn meegenomen.

Tabel 4.2 Verklarende variabelen die zijn meegenomen voor het multivariaat regressiemodel om de aanwezigheid in kilometerhokken te verklaren

Naam variabele	beschrijving	voorbewerking
duin	de oppervlakte van dit hoofd begroeiingstype in een km-hok	logaritme nemen
hoogveen/heide	idem	logaritme nemen
moeras	idem	logaritme nemen
grasland	idem	logaritme nemen
bouwland	idem	logaritme nemen
jong loofbos	idem	logaritme nemen
oud loofbos	idem	logaritme nemen
naaldbos	idem	logaritme nemen
stedelijke en overige bebouwing	idem	logaritme nemen
overige typen	idem	logaritme nemen
ecoregio	weergegeven in 16 klassen	
invloedszone verkeer	de oppervlakte aan weginvloedszone binnen een km-hok	logaritme nemen

4.3.3 Verklarende modellen voor waargenomen aantallen

De aanpak voor deze analyse is zeer vergelijkbaar met de vorige (par. 4.3.2). In plaats van een logistische regressie op aan-afwezigheidsgegevens is nu het aantal waargenomen individuen genomen als de te verklaren variabelen. Getelde aantallen zijn verdeeld volgens de zogenaamde poissonverdeling en dus is deze verdeling genomen in plaats van de logistische verdeling. De verwachting is dat de gemiddelde restvariantie (mean residual deviance) niet geheel de waarde 1 zal hebben voor alle getoetste soorten. Deze aanname gaat alleen op als de verspreiding van een soort volledig random is, hetgeen

vaak niet het geval zal zijn. Het gevolg is dat de standaardfouten worden onderschat. Men kan hier echter voor corrigeren. Als oplossing worden daartoe de F-waardes (de significantie toetswaardes voor de regressievariabelen) van de analyses gedeeld door de gemiddelde restvariantiewaarde.

De modellen voor aantallen krijgen een groter onderscheidend vermogen als kilometerhokken waar de soort niet voorkomt door het ontbreken van habitat worden uitgeselecteerd. Daarom zijn voor bossoorten alleen die hokken meegenomen waar meer dan 50% bos aanwezig was, voor soorten van het agrarisch gebied is aangehouden dat er meer dan 75% gras en akker aanwezig moet zijn en voor moerasssoorten is gekozen voor minimaal 1 ha moeras.

4.4 Resultaten

4.4.1 Parenvergelijkingen

Uit tabel 4.1 blijkt dat de analyse voor een beperkt aantal soorten kon worden uitgevoerd, met name weidevogels (acht graslandsoorten). Soorten van bossen zijn voor het merendeel afgefallen omdat daarvoor de criteria veel strenger zijn dan voor soorten van andere biotooptypen.

Voor geen van de soorten van grasland en bouwland konden significante verschillen tussen het aantal territoria in belaste en onbelaste kilometerhokken worden aangetoond. Dit geldt ook voor de Zomertaling waarvan het gemiddeld aantal territoria in belaste kilometerhokken ruim drie keer kleiner was dan in onbelaste en de Wulp, waarvan het gemiddeld aantal territoria in belaste kilometerhokken twee keer kleiner was dan in onbelaste. Voor de Fuut, Knobbelzwaan, Grutto en de Kuifeend was het mogelijk een opsplitsing te maken binnen het hoofdbegroeiingstype naar (clusters van) ecoregio's. Opvallend is dat de vergelijking tussen clusters een afwijkend beeld geeft. Zo zijn de gemiddelde aantallen territoria van Kuifeenden in het laagveen en rivierengebied min of meer gelijk, maar is het gemiddelde aantal territoria op zand en kleigronden in onbelaste kilometerhokken de helft van dat in belaste. Bij de Grutto en Fuut laten laagveen / rivieren en zandgrond / overige een tegengesteld beeld zien. Er konden slechts enkele soorten van bos en heide worden onderzocht. De Gekraagde Roodstaart in naaldbos en de Roodborsttapuit en Geelgors op de heide en de Boomklever in oud loofbos laten weliswaar beduidend hogere aantallen territoria zien in onbelaste kilometerhokken dan in belaste, maar de verschillen zijn niet significant.

Tabel 4.1. Resultaten van analyse van aantallen broedvogels in paren van belaste en onbelaste kilometerhokken. Door toepassing van de rangtekentoeets van Wilcoxon is getoetst of het gemiddeld aantal territoria verschilt tussen belaste en onbelaste kilometerhokken ($P < 0,1$).

soort	hoofd- groeiingstype	cluster	dekking hoofdbegr	n paren	n terr. totaal	belast n terr. gem.	onbelast	sign. p<0,1
Fuut	grasland	laagveen+riv.	>75%	24	81	1,34	2,04	ns
Fuut	grasland	overige	>75%	18	33	1,33	0,50	ns
Knobbelzwaan	grasland	laagveen	>75%	24	69	1,46	1,41	ns
Knobbelzwaan	grasland	overige	>75%	30	41	0,53	0,83	ns
Krakeend	grasland	-	>75%	12	22	0,75	1,08	ns
Slobeend	grasland	-	>75%	28	136	2,21	2,64	ns
Zomertaling	grasland	-	>75%	13	26	0,46	1,54	ns
Kuifeend	bouwland	-	>75%	23	64	1,39	1,39	ns
Kuifeend	grasland	laagveen+riv.	>75%	25	107	2,20	2,08	ns
Kuifeend	grasland	overige	>75%	14	33	1,50	0,86	ns
Grutto	grasland	klei	>75%	7	70	6,43	3,57	ns
Grutto	grasland	laagveen	>75%	36	656	7,39	10,80	ns
Grutto	grasland	rivieren	>75%	21	85	1,95	2,10	ns
Grutto	grasland	zand	>75%	23	103	2,78	1,70	ns
Wulp	grasland	-	>75%	36	97	0,94	1,75	ns
Gekr. Roodstaart	naaldhout	-	>50%	18	74	1,67	2,44	ns
Roodborsttapuit	heide	-	>20%	16	79	1,69	3,06	ns
Bonte Vliegenv.	loofhout	-	>20%	13	29	1,92	1,08	ns
Glanskop	loofhout	-	>20%	17	56	1,76	1,53	ns
Boomklever	loofhout	-	>20%	7	32	2,00	2,57	ns
Geelgors	heide	-	>20%	15	73	2,07	2,80	ns

4.4.2. Verklarende modellen voor de kans op aanwezigheid

Het totaal aantal kilometerhokken waarmee de regressies zijn uitgevoerd bedroeg 10705. Tussen de soorten varieert de presentie enorm (Bijlage 8). Een aantal soorten is zeldzaam met presenties van 1-2% (toch nog altijd 100 tot 200 kilometerhokken). Voorbeelden zijn koloniesoorten als de Zwarte Stern, Kokmeeuw en Oeverzwaluw en verder Kleine Plevier en Paapje. De meest algemeen aangetroffen soorten zijn Kievit (75%), Scholekster (64%), Zwartkop (69%) en Kauw (64%).

Voor alle soorten blijken oppervlaktes aan begroeiingstypen significante verklaringen te bieden voor de kans dat de soort is aangetroffen. Voor veel soorten betreft het modellen met een hoog percentage verklaarde variantie. Op zich zegt dat iets over de betrouwbaarheid van de basisgegevens en de gevolgde analyse-wijze. De significanties zijn in veel gevallen voorspelbaar, bijvoorbeeld de kans op het voorkomen van bosvogels wordt in hoge mate verklaard door de hoeveelheid oud en jong loofbos en naaldbos. Daarnaast blijkt in het merendeel van de gevallen dat de factor ecoregio zeer significant is. Dat bevestigt dat de kans op voorkomen van soorten tussen regio's verschilt.

Ook blijkt dat in een groot aantal gevallen de kans op het aantreffen van een soort in een kilometerhok wel degelijk wordt beïnvloed door de invloed van wegen (Bijlage 8). In het merendeel van de gevallen zijn die significanties negatief, d.w.z. dat het verkeer een negatieve invloed heeft op deze kans. Als samenvatting is gekeken naar de resultaten per soortgroep. De soortgroepindeling clusterd soorten volgens biotoopeisen. De resultaten wijzen uit dat de soorten van meer open en niet-natuurlijke biotopen (agrarisch gebied, bebouwing, open water) meer positieve significanties vertonen dan soorten van natuurgebieden bijvoorbeeld bossen, figuur 4.2). Procentueel gezien varieert het sterk, kijken we naar de gezamenlijke groep van de 'niet-natuurlijke' biotopen dan blijkt dat meer dan 35% van de soorten (bijna) negatieve significanties vertoont tegenover 22% positieve. Bij soorten van natuurlijke

landschappen (bos, heide en moeras) is dat verschil veel groter, resp. 73% tegenover 12%. In totaal blijkt dat voor 43% van de soorten de kans op een waarneming in een kilometerhok significant lager te zijn in hokken met een forse verkeersinvloed.

Kijken we naar de Rode Lijst soorten (figuur 4.2) dan blijken deze niet van het algemene beeld te verschillen, van de 16 soorten die werden geanalyseerd kon voor de helft een negatief effect worden aangetoond, tegenover slechts een met een positief effect. Dit beeld wordt bevestigd door een analyse op het aantal waargenomen soorten van een bepaalde soortgroep. Voor 6 van de 10 soortgroepen heeft de verkeersinvloed een significant negatieve invloed op het aantal soorten. Voor de soorten van open water is het effect positief. Ook het aantal RodeLijst-soorten dat in een kilometerhok wordt aangetroffen is lager indien er een grote verkeersinvloed aanwezig is.

Om beter te illustreren over welke effecten we praten zijn voorspellingen gemaakt met de parameterschattingen van het regressiemodel (figuur 4.4). Voor een gemiddelde hoeveelheid aan biotopen in een kilometerhok is in een bepaalde ecoregio berekend hoe de kans op aanwezigheid van een bepaalde soort zou zijn onder verschillende mates van beïnvloeding door verkeer. De willekeurig gekozen voorbeelden laten zien dat het om behoorlijke effecten kan gaan. Het verschil in kans op voorkomen tussen een kilometerhok waar geen verkeersinvloed aanwezig is en een hok dat volledig onder de invloed van wegen ligt is soms een factor 2 of meer, d.w.z de kans op voorkomen in situaties met een behoorlijke beïnvloeding van verkeer is de helft dan die in situaties zonder verkeersinvloed.

4.4.3 Verklarende modellen voor waargenomen aantallen

Voor 19 soorten kon een regressie worden uitgevoerd waarbij de geturfde aantallen in een kilometerhok als de te verklaren variabele werd meegenomen. Over het algemeen blijken de modellen behoorlijk verklarend te zijn waarbij, zoals verwacht, de aandelen van de diverse biotooptypen in een kilometerhok grote significante effecten te zien geven. Verder blijkt ook vaak de hoeveelheid van het “begroeiingstype” bebouwing negatief door te werken en heeft de factor ecoregio een zeer groot effect.

De verkeersinvloed, weergegeven door de invloedzone van de weg, vertoont voor in totaal 53% van de soorten een negatief effect, tegenover 5% met een positief effect (figuur 4.5). De soorten van bossen en moerassen vertonen sterkere effecten dan de soorten van cultuurlandschappen, alhoewel het aantal geanalyseerde soorten vrij gering is om hier duidelijke uitspraken over te doen (figuur 4.6). Van de Rode Lijstsoorten bleek iets meer dan de helft een negatief verband te tonen.

Figuur 4.2

Weergave van de regressie-resultaten van de analyses per kilometerhok (uitgedrukt in % van het aantal soorten met positieve en negatieve (bijna) significante effecten. Samengevat voor de diverse soortgroepen (zie Bijlage 8).

Figuur 4.3

Weergave van de regressie-resultaten van de analyses per kilometerhok (uitgedrukt in % van het aantal soorten met positieve en negatieve (bijna) significante effecten). Samengevat voor Rode Lijstsoorten, soorten van cultureelrijke biotopen, natuurlijke biotopen en het totaal.

Figuur 4.4

Illustratie van voorspellingen van de kans op gescoorde aanwezigheid in relatie tot de beïnvloedingszone van verkeer voor een viertal soorten in specifieke regio's in Nederland. De regressie gaat uit van een gemiddelde oppervlakte aan biotopen. Het gaat met name om de relatieve verschillen.

Figuur 4.5 Resultaten voor de regressie-analyse van de kilometerhokken met geturfde aantallen in een kilometerhok als de te verklaren variabele. Het effect is uitgedrukt in % van het aantal soorten met positieve en negatieve significante effecten.

Figuur 4.6 Samenvatting van de resultaten voor de regressie-analyse van de kilometerhokken met geturfde aantallen in een kilometerhok als de te verklaren variabele. Het effect is uitgedrukt in % van het aantal soorten met positieve en negatieve significante effecten.

4.5 Discussie en conclusies

Voor de parenvergelijking van proefvlakken geldt dat voor een meerderheid van de onderzochte soorten die zijn gebonden aan de hoofdbegroeiingstypen grasland, heide, oud loofbos en naaldbos de gemiddelde aantallen territoria in onbelaste kilometerhokken groter zijn dan in belaste. De verschillen zijn echter niet significant. Helaas laat de dataset het niet toe om voor meer soorten of hoofdbegroeiingstypen analyses te doen, om grotere aantallen paren selecteren en een minder robuuste statistische toets te gebruiken. De conclusie is dat er op basis van een parenvergelijking de kwantitatieve gegevens van het kilometerhokonderzoek geen statistisch aantoonbaar verschil is tussen de gemiddelde aantallen territoria in met verkeerslawaai belaste en onbelaste kilometerhokken. Dit kan worden toegeschreven aan de grote mate van variatie die in de gegevens zit.

De regressie-resultaten laten een duidelijk beeld zien. Voor een behoorlijk aantal soorten worden negatieve effecten gevonden van verkeer. De analyses op aan- en afwezigheid worden ondersteund door de analyses op aantal, zij het dat deze laatste analyse slechts voor een beperkte groep van soorten kon worden uitgevoerd. De resultaten van beide analyses bleken in meer dan 80% van de gevallen overeen te komen. De soortgroepen blijken niet al te zeer in effecten uiteen te lopen. Ook voor de Rode Lijstsoorten kan worden geconcludeerd dat deze niet meer of minder dan de totale groep effecten laten zien. Positieve effecten worden gevonden voor een klein aantal soorten, met name bij soorten van open water en grasland, zoals de Grutto. Een verklaring zou kunnen zijn dat door de aanleg van wegen meer open water, in de vorm van sloten, beschikbaar komt en dat daardoor een aantal soorten wordt bevoordeeld. Dat gaat echter niet op voor kilometerhokken waar al wegen aanwezig zijn.

Voor de graslandsoorten is weliswaar de factor van het agrarisch beheer meegenomen in de analyse en deze is bijna altijd significant en van groot belang, maar binnen de groep van gebieden met een regulier agrarisch beheer (de grootste groep) is geen onderscheid te maken, terwijl dit wel van groot belang kan zijn voor het verklaren van waargenomen aantallen. Het is mogelijk dat een correlatie bestaat tussen de intensiteit van het agrarisch beheer en de afstand van een proefvlak t.o.v de weg. Minder intensief beheerde proefvlakken die daardoor aantrekkelijk zijn voor graslandsoorten, zoals de Grutto, liggen dichterbij grote wegen aan. Een aanwijzing voor deze hypothese is dat in de studies van Reijnen *et al.* 1996 kwam dat de negatieve effecten van de verkeersinvloed op weidevogels kleiner of zelfs afwezig waren als niet werd gecorrigeerd voor de intensiteit van het agrarisch beheer (zie Reijnen *et al.* 1996). Alleen als op een juiste wijze de effecten van het agrarisch beheer kunnen worden meegenomen dan bleek een soort als de Grutto sterk negatieve effecten te vertonen.

Hoe dienen de negatieve effecten te worden geïnterpreteerd? Behalve de logische verklaring dat de factor verkeersinvloed in een kilometerhok leidt tot een geringere kans op aanwezigheid, kan niet helemaal worden uitgevlakt dat een deel van de verklaring is toe te wijzen aan wegen gerelateerde factoren waarvoor niet is gecorrigeerd. Grootschalige verschillen in grondgebruik worden weliswaar meegenomen in de regressie, maar kleine sluipende veranderingen, die leiden tot verschillen tussen kilometerhokken met en zonder wegen zijn niet meegenomen. Een voorbeeld: weidevogels reageren negatief op allerlei structuren in landschap. Als wegen worden omgeven door allerlei opgaande structuren (reclameborden, geluidsschermen, masten etc.) dan kan dit leiden tot negatieve effecten zonder dat het verkeer daar debet aan hoeft te zijn. Voor bosvogels lijkt een dergelijk bijkomend effect echter minder waarschijnlijk.

Conclusies:

- een belangrijk deel van de soorten die in kilometerhokken binnen de invloedssfeer van de weg zitten laten een lagere kans op voorkomen zien en een lagere dichtheid
- de effecten strekken zich uit tot alle soortgroepen, maar zijn het grootst voor soorten van natuurlijke biotopen zoals bos en moeras.

- de kans op het vinden van effecten wordt waarschijnlijk beïnvloed door een aantal secundaire effecten zoals het meer dan gemiddelde verschijnen van positief uitwerkende landschapselementen langs wegen en de meer dan gemiddelde aanwezigheid van graslandgebieden met een lagere agrarische activiteit in de onmiddellijke omgeving van wegen
- de gevonden effecten vertegenwoordigen waarschijnlijk een onderschatting van het werkelijke aantal soorten met effecten omdat het data-materiaal een behoorlijke hoeveelheid 'ruis' bevat, waardoor de analyse minder gevoelig is.

5. Analyse van aantalstrends

5.1 Algemene opzet

Met behulp van gegevens uit monitoringprojecten is het mogelijk om aantalstrends in verschillende sets van gebieden met elkaar te vergelijken. Het broedvogelmonitoringproject van SOVON biedt de mogelijkheid om de aantalstrends van broedvogels in gebieden met en zonder verkeersinvloed met elkaar te vergelijken. De hypothesen zijn echter niet zo eenvoudig op te stellen en hangen samen met de populatieontwikkeling. Voor soorten die afnemen verwacht men een sterkere afname in de gebieden langs wegen. Aannemende dat de verkeersinvloed er voor zorgt dat zones langs wegen als minder geschikt kunnen worden beschouwd, zullen de aantallen van een populatie die, landelijk gezien, om een of andere externe reden afneemt, een sterkere afname vertonen in marginale gebieden. Ook voor een gelijkblijvende populatie kan men deze hypothese verwachten indien de verkeersinvloed in de loop van de tijd een toename vertoont (hogere intensiteit). Indien de populatie echter toeneemt dan kan een omgekeerd fenomeen optreden. Populaties zullen een maximum bereiken in een optimaal habitat alvorens de marginalere zones te bezetten (buffereffect, zie o.a. Reijnen en Foppen 1992). Het kan zijn dat gebieden langs wegen nog niet geheel zijn opgevuld (als gevolg van een negatief effect van de verkeersinvloed op de dichtheid) en dat dit wel het geval is voor controlegebieden. Dan zal de trend van de controlegebieden negatiever uitkomen (geen of lichte toename) dan de trend in de door wegen beïnvloede proefvlakken (sterke toename). Met dit fenomeen dient bij de interpretatie van de resultaten rekening te worden gehouden.

5.2 Beschrijving data

5.2.1 Vogelgegevens

Het broedvogelmonitoringproject van SOVON (BMP) heeft als doel om de aantalsontwikkelingen van (algemene) Nederlandse broedvogels te volgen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van steekproefonderzoek. Volgens een sterk gesystematiseerde methodiek worden proefvlakken met een oppervlakte van 10-250 ha geteld op broedvogels (van Dijk 1996). Het BMP-project omvat sinds 1996 vijf deelprojecten, die zijn gericht op het volgen van een specifiek soortenspectrum: BMP-alle soorten (BMPa), BMP-weide/akkervogels (BMPw), BMP-stadsvogels (BMPs), BMP-roofvogels (BMPr) en BMP-bijzondere soorten (BMPb). De proefvlakken liggen in verschillende landschappen, verspreid over het land. Er is wel sprake van duidelijke concentraties van proefvlakken. Het aantal getelde proefvlakken is sinds 1984 toegenomen van 300 tot meer dan 900 in 1997. In totaal gaat het om ruim 2000 verschillende proefvlakken. Hiervan liggen er ruim 500 (deels) binnen de veronderstelde invloedzone van rijkswegen. Aan elk proefvlak is een landschapstype toegekend op grond van het dominante landschap in het proefvlak, hetgeen een beeld geeft voor de verdeling over biotopen (tabel 5.1).

5.2.2 Verkeersinvloed

Voor het bepalen van de effecten van de verkeersinvloed is de beïnvloedingszone bepaald volgens de in hoofdstuk 2 beschreven methode. Per BMP-proefvlak is de oppervlakte aan door verkeer beïnvloede zone bepaald en vervolgens is een tweedeling gemaakt in proefvlakken die wel en die niet door verkeer zijn beïnvloed.

Tabel 5.1. Overzicht van de indeling van BMP-proefvlakken in landschapstypen.

Landschap	alle sinds 1984 ge- telde proefvlakken	In 1997 geteld
loofbos, gemengd bos, park	399	150
naaldbos	165	51
open grasland	355	183
open bouwland	129	53
halfopen cultuurland	272	102
duinen	202	130
heide, hoogveen, stuifzand	156	57
moeras, laagveen	235	119
kwelder, schor	58	41
strandvlakte	6	4
bebouwd gebied (stad, industrie)	87	13
opspuiterrein, ruderaal terrein	14	5
meer, plas, afgraving	9	7
totaal	2087	915

5.3 Statistische methoden

In 1984 is gestart met het BMP-project en voor veel algemene soorten is het mogelijk om vanaf dat jaar indexen per jaar te berekenen en over de indexen trends te bepalen. De trendberekeningen worden uitgevoerd met behulp van TRIM 3 (Pannekoek & Van Strien 2001). Dit is een statistisch programma speciaal ontwikkeld om aantaltrends van fauna te berekenen op basis van data uit een groot aantal proefvlakken, daarbij rekening houdend met zogenaamde ‘missende waarden’, jaren waarvan geen gegevens bekend zijn. In de langjarige reeksen van het BMP bestand zijn vaak van dit soort gaten te vinden. TRIM houdt op een statistisch correcte wijze rekening met deze ‘missende waarden’ en kan aldus toch index-waarden berekenen.

De BMP-proefvlakken zijn in 2 categorieën ingedeeld: proefvlakken die buiten de invloedssfeer van de weg liggen en proefvlakken die binnen de invloedssfeer van wegen liggen. Door voor beide categorieën apart indexen te berekenen kan nagegaan worden of er verschillen zijn in aantalsontwikkeling die toe te schrijven zijn aan verkeersinvloed.

Binnen het programma TRIM kan dit worden gedaan door de factor verkeersinvloed als een co-variabele mee te nemen. Verder is de test voor de significantie van deze factor gebaseerd op een lineaire regressie van de index-waarden. Dat wil zeggen dat met deze test gekeken wordt of er een verschil is in lineaire trends tussen de twee categorieën.

5.4 Resultaten

Voor 98 soorten konden de trends tussen proefvlakken met verkeersinvloed en proefvlakken zonder verkeersinvloed worden vergeleken. Meer dan een kwart van de soorten heeft een significant negatieve trend in proefvlakken die binnen de invloedssfeer van verkeer liggen (figuur 5.1). Het effect strekt zich uit over alle soortgroepen, met als uitzondering de soorten van open water, heide en naaldbos. Daar staat tegenover dat maar ongeveer 10% een positievere trend vertoont, het meest nog voor open watersoorten en soorten van oud bos. De resultaten staan weergegeven in Bijlage 9, een samenvatting daarvan in figuur 5.1 en 5.2.

Figuur 5.1 Analyseresultaten van de vergelijking tussen aantalstrends van proefvlakken met en zonder invloed van verkeer. Aangegeven is het percentage van de getoetste soorten dat ofwel een positief (witte balken), ofwel een negatief effect (zwarte balken) vertoonde. Negatief effect = trend langs wegen is negatiever dan in controle. Onder de grafiek is per biotooptype het aantal getoetste soorten weergegeven.

Figuur 5.2 Samenvatting van de analyseresultaten van de vergelijking tussen aantalstrends van proefvlakken met en zonder invloed van verkeer. Soortgroepen van resp.cultuur- en natuurlijke bitopen zijn samengenomen en tevens is gekeken naar de Rode Lijstsoorten. Aangegeven is het percentage van de getoetste soorten dat ofwel een positief (witte balken), ofwel een negatief effect (zwarte balken) vertoonde. Negatief effect = trend langs wegen is negatiever dan in controle. Onder de grafiek is per categorie het aantal getoetste soorten weergegeven.

5.5 Discussie en conclusies

De resultaten van de analyse laten in grote lijnen overeenkomsten zien met de eerdere analyses. De negatieve effecten van de verkeersinvloed zijn groter dan de positieve. Het effect is verspreid over alle soortgroepen waarbij ook in deze analyse opvalt dat de positieve effecten vooral worden gevonden voor soorten uit van open water en bos. Zoals in de inleiding gesteld, is het lastig te interpreteren welke invloed de populatiegrootte en de populatiedynamische aspecten (zoals buffereffecten) hebben op de resultaten. Verwacht kan worden dat soorten die toenemen minder kans geven op het vinden van een negatief effect en zelfs positieve effecten kunnen laten zien. Bij soorten met een gelijkblijvende populatie-index zijn zowel positieve als negatieve effecten te verwachten afhankelijk van het niveau van de populatie en de sterkte van het effect. Voor soorten met een dalende trend zijn overwegend negatieve effecten te verwachten.

Soorten van bossen en van open water hebben het tij mee, ze zitten op behoorlijke hoge populatieniveau's en laten vaak positieve trends zien. Er zijn enkele aanwijzingen dat dit leidt tot een kleinere kans op het vinden van negatieve effecten. Zo blijkt dat 44% van de soorten van bos en open water die een positief effect laten zien tevens een toename van de populatie laten zien, terwijl dit maar voor 25% van de soorten geldt die een negatief effect laten zien. Voor de overige soorten is deze conclusie echter niet zo duidelijk te trekken (tabel 5.2). Ook het niveau van de populatie is van belang, een vrij laag niveau geeft meer negatieve effecten, een hoog niveau vermindert de kans op het vinden van een effect. Dat kan de reden zijn voor het optreden van positieve effecten bij bos- en watervogels. Inderdaad blijkt dat van de soorten met een negatief effect maar 11% op een hoog populatieniveau zit en van de soorten die geen effect vertonen of die een positief effect vertonen is dit resp. 41 en 42% (gebaseerd op expertmeningen van SOVON).

Tabel 5.2 Overzicht van de regressieresultaten van soorten van bos- en open water en de overige soorten uitgesplitst naar de populatie-ontwikkeling

populatie-ontwikkeling	soorten van bos en open water			restgroep		
	neg	pos	ns	neg	pos	ns
afname	0	2	2	5	1	3
sterke afname	0	0	2	2	1	5
gelijk	3	3	10	5	1	14
toename	0	1	4	6	0	7
sterke toename	1	3	8	6	0	4
totaal	4	9	26	24	3	33

Een andere mogelijke verklaring voor het vinden van veel van de positieve effecten in de groep van de watervogels is dat zij profiteren van geschikte habitatomstandigheden die zich voordoen in gebieden vlak langs wegen. Daarbij kan men denken aan de aanleg van waterpartijen en brede ontwateringssloten zoals bijvoorbeeld gebruikelijk is bij de aanleg van wegen, maar ook bij de aanleg van vaak naast wegen gelegen industrieterreinen.

Het is mogelijk dat een correlatie bestaat tussen de intensiteit van het agrarisch beheer en de afstand van een proefvlak t.o.v de weg, in die zin dat de minder intensief beheerde proefvlakken die daardoor aantrekkelijk zijn voor graslandsoorten, zoals de Grutto, dichter tegen grote wegen liggen. Een aanwijzing voor deze hypothese is dat in de studies van Reijnen *cs* naar voren kwam dat de negatieve effecten van de verkeersinvloed op weidevogels kleiner of zelfs afwezig waren als niet werd gecorrigeerd voor de intensiteit van het agrarisch beheer (zie Reijnen *et al.* 1996).

Het merendeel van de soorten liet geen significante verschillen zien. Behalve dat een soort ongevoelig kan blijken voor de verkeersinvloed zijn nog een aantal methodologische redenen denkbaar. Voor een

aantal soorten konden wel trendindexen worden berekend, maar waren de trends in gebieden binnen de invloedssfeer van wegen gebaseerd op een gering aantal proefvlakken. Daardoor neemt de kans behoorlijk af dat er een significant verschil gevonden wordt met de controleproefvlakken. Tevens is de kans op het vinden van significante verschillen ook veel geringer indien de trends grote fluctuaties vertonen. Immers, met de beschikbare analyse is alleen een verschil in lineaire trend waar te nemen. Uit het voorgaande kan worden afgeleid dat de gevonden effecten mogelijk een onderschatting vormen van het werkelijke aantal beïnvloede soorten.

Conclusies:

- voorzichtigheid is geboden bij de interpretatie van de resultaten met name indien soorten een toename in de populatietrend laten zien of indien het populatieniveau hoog is.
- een groot aantal getoetste soorten in gebieden binnen de invloedssfeer van de weg laten een negatieve populatietrend zien, ofwel de populatiegrootte groeit langzamer of ze nemen sneller af dan soorten in controleproefvlakken.
- een aantal soorten laat een positievere trend zien, de verklaring ligt voor een deel bij de secundaire effecten van de aanleg van een weg, bijvoorbeeld het verschijnen van open waterpartijen, echter populatiedynamische effecten die te maken hebben met de populatie-ontwikkeling en/of het populatieniveau.
- de resultaten geven aan dat de negatieve effecten zich over (bijna) alle soortgroepen uitstrekken en ze bevestigen andere analyses binnen dit onderzoek

6. Een ruimtelijke vergelijking gebaseerd op dichtheden en aantallen in monitoringproefvlakken

6.1 Algemene opzet

Naast een temporele vergelijking van de ontwikkeling van populatietrends kan het materiaal van de broedvogelmonitoringprojecten ook worden gebruikt voor een ruimtelijke vergelijking. Zowel het project voor de algemene broedvogels (territoriumkartering in vaste gebieden; het BMP) als het project voor zeldzame en schaarse soorten (tellen van aantallen broedvogels per kilometerhok; het LSB-project) biedt, dankzij het grote aantal per jaar verzamelde gegevens, de mogelijkheid voor een ruimtelijke analyse. De onderzoeksvraag daarbij is of de dichtheden in gebieden met een verkeersinvloed anders zijn dan in controlegebieden.

6.2 Beschrijving data

6.2.1. Dichtheden in broedvogelmonitoringproefvlakken

De broedvogelgegevens die voor deze analyse zijn gebruikt komen uit het BroedvogelMonitoringProject (BMP). Voor een algemene beschrijving hiervan zie hoofdstuk 5. Er is gekozen voor een vergelijking van broedvogeldichtheden in vier verschillende opeenvolgende jaren: 1997-2000. Per jaar zijn alle getelde en gedigitaliseerde BMP-proefvlakken geselecteerd. Omdat er diverse vormen van dit project bestaan, ieder met een variabel aantal getelde soorten, zijn aparte selecties van proefvlakken per soort opgesteld. Zo zijn er aparte weidevogelproefvlakken en roofvogelproefvlakken. Als invoerbestand van de analyse is het gemiddelde aantal van een soort over de 4 jaren genomen. Omdat er van jaar op jaar verschillen kunnen optreden in de populatiedichtheid die gevolgen kunnen hebben voor het vinden van een effect (Reijnen & Foppen 1995), is daarnaast een verkenning uitgevoerd op de jaarverschillen.

6.2.2 Aantallen van zeldzame soorten in kilometerhokken

Het monitoringsysteem voor zeldzame soorten en kolonievogels (LSB) richt zich op het landelijk tellen van 17 in kolonies broedende soorten en 78 min of meer zeldzame soorten. Het grootste deel van de gegevens wordt systematisch verzameld (van Dijk & Hustings 1996). Daarnaast wordt gebruik gemaakt van aanvullende waarnemingen. De aantallen territoria worden sinds 1996 verzameld op kilometerhok-niveau. De volledigheid van de gegevens wisselt per soort. In Bijlage 10 wordt een schatting gegeven van de volledigheid voor de onderzochte soorten.

LSB-soorten die erg onvolledig (dekking < 70%) worden geteld of soorten die erg schaars zijn, worden niet geanalyseerd. Ook van een aantal vollediger onderzochte LSB-soorten is de jaarlijkse dekking lang niet 100%. Daarom is besloten om niet de onvolledige gegevens van afzonderlijke jaren te analyseren, maar de telgegevens van een periode van vijf jaren (1996-2000) te combineren, zodat een hoge volledigheid wordt verkregen. De gegevens van vijf jaren zijn gecombineerd, door per kilometerhok het gemiddelde aantal territoria te berekenen in de jaren dat de soort is geteld. Uiteindelijk is een databestand gecreëerd met voor elk Nederlands kilometerhok het aantal territoria van de onderzochte soorten, inclusief de nullen (soort niet aangetroffen).

6.2.3 Biotoopvariabelen

Per proefvlak is naast het getelde aantal territoria in een bepaald jaar een aantal habitat-en andere variabelen bepaald (tabel 2.1). Niet-gedigitaliseerde BMP-proefvlakken zijn niet in de analyse meegenomen omdat we daarvoor geen gekwantificeerde biotooptoekenning konden doen. Voor de toekenning van de oppervlakte van de hoofdbegroeiingstypen zijn we, net als bij de analyse van de kilometerhokgegevens van het atlasproject, weer uitgegaan van de NEM-kaart met begroeiingstypologieën (zie hoofdstuk 2). Via het maken van een overlay van de NEM-kaart met gedigitaliseerde BMP-proefvlakken kan zo een kwantificering worden verkregen van de diverse subtypen. Deze worden vervolgens gesommeerd voor de onderscheiden hoofdtypen.

Voor de toekenning van ecoregio's aan de proefvlakken is een overlay gemaakt van de ecoregiokaart met de plotkaart (zie Hoofdstuk 2). Indien een proefvlak in meerdere ecoregio's viel dan is de toekenning gedaan op basis van de grootste oppervlakte.

Voor weidevogelsoorten is naast de biotoopinformatie ook informatie over het beheer zeer bepalend als verklarende factor voor vastgestelde dichtheden. Aangezien deze informatie niet door de waarnemers wordt verzameld is gebruik gemaakt van een vrij simpele indeling in drie categorieën op basis van een koppeling van de plotkaart aan GIS-bestanden met eigendomsgrenzen en ligging van reservaat- en beheersgebieden: (1) reservaatgebieden, (2) beheersgebieden, (3) regulier agrarisch beheer. Deze zijn als de factor beheer in de analyse meegenomen.

6.2.4 Verkeersinvloed

Voor het bepalen van de effecten van de verkeersinvloed is de beïnvloedingszone bepaald volgens de in hoofdstuk 2 beschreven methode. Per BMP-proefvlak is de oppervlakte aan door verkeer beïnvloede zone bepaald en is het percentage beïnvloed meegenomen als verklarende variabele in de regressie.

6.3 Statistische methoden

Voordat de statistische analyse is uitgevoerd zijn voor bepaalde soorten selecties uitgevoerd met als doel om zo homogeen mogelijke proefvlakken te krijgen voor de analyse. Bovendien worden door deze selecties een groot aantal 0-waarden (soort is niet aanwezig) uit de analyse verwijderd. Deze 0-waarden zijn grotendeels triviaal aangezien het gaat om proefvlakken waar geen of nauwelijks habitat aanwezig is voor een bepaalde soort. Dit zal de variatie aanzienlijk verminderen en dat komt ten goede aan het verklarend vermogen van de analyse. De selecties kunnen alleen worden gemaakt voor soorten die vrij strikt aan een bepaald biotoop zijn gebonden. Voor bosvogels zijn alleen die proefvlakken meegenomen waarin het percentage bos meer dan 50% was. Voor weidevogels zijn alleen die proefvlakken meegenomen waarin het percentage agrarisch gebied meer dan 75% is. Voor andere soorten zijn geen selecties toegepast, ofwel omdat er geen goed selectie criterium kon worden gevonden waarmee genoeg proefvlakken overbleven (in geval van moerassoorten) ofwel omdat de soorten in een grote range van biotopen kunnen voorkomen.

Reijnen *cs* (Reijnen & Foppen 1995) hebben vastgesteld dat de meetbaarheid van de invloed van snelwegverkeer op de dichtheden van broedvogels afhankelijk is van de populatiegrootte. Daarom is naast een analyse op de gemiddelde aantallen in een proefvlak ook een verkenning uitgevoerd naar de verschillen tussen de jaren. In figuur 6.1 staat het aantal proefvlakken dat kon worden geselecteerd voor de diverse soortgroepen.

Tabel 6.1 Lijst met variabelen die zijn meegenomen in de analyse

Variabele	MAAT
duinvegetatie	oppervlakte in ha
hoogveen/heide	oppervlakte in ha
moeras	oppervlakte in ha
akkerland	oppervlakte in ha
grasland	oppervlakte in ha
jong struweel	oppervlakte in ha
loofbos	oppervlakte in ha
naaldbos	oppervlakte in ha
bebouwing	oppervlakte in ha
overig	oppervlakte in ha
ecodistrict	type in 16 klassen (regio's)
graslandbeheer	3 klassen
verkeersinvloed	% van proefvlak met invloedssfeer

De analyse wordt uitgevoerd door middel van een regressie met als te verklaren variabele de aantallen van een soort en als verklarende variabelen de set zoals aangegeven in tabel 6.1. In een regressiemodel, waarin de variantie volgens een poisson-verdeling wordt meegenomen, worden stapsgewijs de verklarende variabelen aan het model toegevoegd. Per variabele wordt bekeken of ze een significante verlaging geven van de totale variantie in de dataset. Op deze wijze zijn eerst de oppervlaktes van de diverse begroeiingstypen (logaritmisch getransformeerd), de ecoregio en het beheer (als factoren met resp. 16 en 3 niveaus) toegevoegd, waarbij niet is geselecteerd op de significante variabelen (zie ook hoofdstuk 4). Als laatste is de variabele de verkeersinvloed aan het model toegevoegd. Ter controle zijn vooraf correlaties berekend tussen de afzonderlijke variabelen.

Met een F-test wordt de significantie van de afzonderlijke factoren getoetst. De verwachting is dat de gemiddelde restvariantie (mean residual deviance) niet geheel de waarde 1 zal hebben voor alle getoetste soorten. Deze aanname gaat alleen op als de verspreiding van een soort volledig random is, hetgeen vaak niet het geval zal zijn. Het gevolg is dat de standaardfouten worden onderschat. Men kan hier echter voor corrigeren. Als oplossing worden daartoe de F-waardes van de analyses gedeeld door de gemiddelde restvariantiewaarde.

Per soortregressie werd genoteerd: (a) de totale verklaarde variantie, (b) het aantal biotoopvariabelen dat significant was, (c) het al dan niet significant zijn van de factor ecoregio, (d) idem, maar alleen bij weidevogels, voor de factor beheer en (e) het al dan niet significant zijn en het teken (positief of negatief) van de variabele verkeerinvloed.

6.4 Resultaten

6.4.1 Dichtheden in monitoringproefvlakken

Voor ongeveer 100 soorten konden analyses worden uitgevoerd. De analyseresultaten staan weergegeven in Bijlage 11. Een samenvatting van de resultaten van de analyses is weergegeven in figuur 6.2 en 6.3. Er is gebruik gemaakt van de soortgroepindelingen gebaseerd op biotoopbinding (ecologische soortgroepen), zie Bijlage 1.

Figuur 6.1 Aantal proefvlakken dat is meegenomen in de regressies voor diverse soortcategorieën van het BMP-project, met wit is het aantal proefvlakken aangegeven dat met minimaal 25% van de totale oppervlakte binnen de invloedssfeer van de weg ligt.

Figuur 6.2 Analyseresultaten van de ruimtelijke vergelijking van aantallen in BMPproefvlakken met en zonder invloed van verkeer. Aangegeven is het percentage van de getoetste soorten dat ofwel een positief (witte balken), ofwel een negatief effect (zwarte balken) vertoonde. Onder de grafiek is per biotooptype het aantal getoetste soorten weergegeven.

De hoge percentages verklaarde variantie (gemiddeld rond de 50%) tonen aan dat de regressiemodellen een aantal belangrijke verklarende factoren bevatten. Gemiddeld zijn er 5 tot 6 significante biotoopvariabelen en bij een groot aantal soorten is de factor ecoregio significant en levert deze een belangrijke verklarende bijdrage. Dat geeft aan dat de dichtheden van veel soorten verschillen tussen regio's in ons land. De resultaten zijn zeer vergelijkbaar met de analyse-resultaten van de ruimtelijke analyse op basis van de kilometerhokgegevens van de broedvogelatlas. Voor weidevogels vertoont in veel gevallen, zoals verwacht, de factor beheer een belangrijke significante bijdrage aan het model.

Proefvlakken met regulier agrarisch beheer hebben een lagere dichtheid dan reservaten en beheersgebieden.

De invloed van verkeer is voor meer soorten negatief dan positief, het scheelt ongeveer een factor 2-3, waarbij dient te worden aangetekend dat er belangrijke verschillen optreden tussen de soortgroepen. Voor de soortgroepen van cultuurlandschappen (half-open landschap en open water) zijn meer positieve effecten gevonden dan negatieve. Voor soorten van natuurlijke landschappen (bos, heide en moeras) zijn de resultaten veel eenduidiger, een groot percentage van de soorten vertoont een negatief effect (ongeveer 25%), en een gering aantal een positief effect (7%). De resultaten bevestigen die van eerdere analyses. De Rode Lijstsoorten laten een iets negatiever beeld zien dan de totale soortgroep.

De analyses per jaar laten behoorlijk wat verschillen zien (figuur 6.4, Bijlage 12). Per jaar laat zo'n 20-30% van de soorten een negatief effect zien, in totaal voor alle jaren samen vertonen echter 55% van de soorten negatieve effecten. Het aantal soorten met een negatief effect is het hoogste in 2000 en het laagste in 1999.

6.4.2 Aantallen van zeldzame soorten in kilometerhokken

De analyse van de zeldzame soorten en kolonievogels had betrekking op in totaal 12 soorten. Vijf van deze soorten bleken een negatief effect te ondervinden van de verkeersinvloed (Nachtzwaluw, Draaihals, Grote karekiet, Buidelmees en Raaf) tegenover twee positief (Roek en Blauwe Reiger), zie figuur 6.5. De verklaarde variantie van de meeste modellen is redelijk te noemen. Opvallend genoeg is de verklaarde variantie van de twee soorten met een positief effect bijzonder laag. Verder valt op dat voor alle soorten, met uitzondering van de Roerdomp, de factor ecoregio significant is. De resultaten samenvattend voor de twee biotoopclusters (cultuur- en natuurbiotopen) geven dezelfde resultaten als voor andere analyse: meer significant negatieve effecten in natuurlijke biotopen en zelfs overwegend positieve effecten voor cultuurlijke biotopen. Onder deze soortgroep bevinden zich een groot aantal die op de Rode Lijst staan. Iets meer dan de helft van deze Rode Lijstsoorten vertoont een negatief effect.

Figuur 6.3 Samenvatting van de analyseresultaten uit figuur 6.1. Soortgroepen van resp. cultuur- en natuurlijke biotopen zijn samengenomen en tevens is gekeken naar de Rode Lijstsoorten. Aangegeven is het percentage van de getoetste soorten dat ofwel een positief (witte balken), ofwel een negatief effect (zwarte balken) vertoonde. Negatief effect = trend langs wegen is negatiever dan in controle. Onder de grafiek is per categorie het aantal getoetste soorten weergegeven.

Figuur 6.4 Aantal soorten met een negatief (zwarte balken), danwel positief (witte balken) effect van de verkeersinvloed per jaar en voor een gemiddeld beeld over alle jaren.

Tabel 6.2 Resultaten van de regressie-analyses voor de zeldzame soorten en kolonievogels uit het LSB-project.

Euring code	soort	biotoop	aantal kilometerhokken/ bezet	verklaarde variantie	aantal significante habitat-variabelen	significantie	invloed weg eco regio
8480	Draaihals	heide	2389/103	26	5	ja	neg*
7780	Nachtzwaluw	heide	2373/311	35	8	ja	neg***
15720	Raaf	oud loofbos	2389/222	25	6	ja	neg*
950	Roerdomp	moeras	3796/177	26	5	nee	ns
2600	Bruine Kiekendief	moeras	3796/709	22	9	ja	ns
12530	Grote Karekiet	moeras	3860/139	31	6	ja	neg~
14900	Buidelmees	moeras	3796/156	26	5	ja	neg~
6270	Zwarte Stern	moeras	3796/83	24	6	ja	ns
13640	Baardmannetje	moeras	3796/196	20	6	ja	ns
4210	Kwartelkoning	grasland	9977/194	11	3	ja	ns
1220	Blauwe reiger	cultuurland	31344/463	7	9	ja	pos***
15630	Roek	cultuurland	31344/877	16	10	ja	pos***

6.5 Discussie en conclusies

De regressies voor de analyses van de BMP-gegevens leverden voor 34 van de 101 soorten significante resultaten op voor de effecten van de verkeersinvloed. Het aandeel negatieve effecten was daarbij dubbel zo groot als het aandeel positieve effecten. In vergelijking tot de andere analyses zijn de effecten minder eenduidig en gelden voor een minder groot aandeel van de soorten. Wel geldt dat veel soorten een negatief effect laten zien en dat de effecten over de gehele set van soorten te zien zijn met een belangrijk onderscheid tussen de soorten van de natuurlijke biotopen en de soorten van de cultuurbiotopen. Ook hierin wijken de resultaten niet af van de overige analyses.

De analyses per jaar zijn veel minder eenduidig. Voor een deel bevestigen ze wel de analyse op het gemiddelde aantal: 70% van de soorten laat identieke resultaten zien. De verschillen per jaar zijn echter groot en kunnen niet echt worden verklaard door verschillen in populatie-indexen. Het jaar 1999 was niet een jaar met een hoge populatie-index voor veel soorten en het jaar 2000 was niet een jaar met een lage populatie-index. Met name het aantal door verkeer beïnvloede proefvlakken blijkt een beperkende factor te zijn. Per jaar is het aantal proefvlakken zo laag (minder dan 10%, 10-15 proefvlakken) dat daardoor toevallige effecten kunnen optreden. Meer betrouwbaar lijken de resultaten van de analyses met de gemiddelde aantallen over deze jaren. Het aantal proefvlakken ligt behoorlijk hoger en daarmee ook het aantal beïnvloede proefvlakken. Ook hier geldt echter dat voor bepaalde soorten het aantal proefvlakken met verkeersinvloed waarschijnlijk beperkend is voor een gevoelige analyse. Daaruit kan worden geconcludeerd dat de resultaten naar alle waarschijnlijkheid een onderschatting geven van het werkelijk aantal gevoelige soorten.

De resultaten van de analyses aan de hand van het bestand van zeldzame soorten en koloniesoorten bevestigen al eerdere analyses. Interessant is dat het een groot aantal Rode Lijstsoorten betreft die overwegend een negatief effect laten zien en geen positieve effecten.

Ook voor deze beide analyses geldt dat de verklaring voor het vinden van positieve effecten voor soorten van agrarisch gebied (weidevogels) en open water (eenden) te maken heeft met habitateffecten die gecorreleerd zijn met de aanwezigheid van wegen en waarvoor in de huidige analyses niet kan worden gecorrigeerd omdat de informatie per gebied ontbreekt en niet of heel moeilijk is te achterhalen door aanvullende beschikbare digitale informatie. We beschikken niet over informatie van het agrarisch beheer die verder gaat dan het onderscheid in reservaten, beheersgebieden en regulier beheer,

terwijl weidevogeldichtheden zeer sterk variëren tussen gebieden met een verschillend regulier beheer. Evenmin hebben we per proefvlak informatie over biotoopverschillen die liggen op het niveau van kleine landschapselementen zoals houtwallen, bomenrijen en sloten/vaarten. De positieve effecten voor Blauwe Reiger en Roek hangen hoogstwaarschijnlijk samen met de grotere beschikbaarheid van geschikte bomenrijen langs grotere wegen. Blijkbaar wegen echter de eventuele negatieve effecten niet op tegen deze beschikbaarheid zodat deze soorten wellicht toch als niet gevoelig kunnen worden bestempeld.

Conclusies:

een belangrijk deel van de soorten die in gebieden binnen de invloedssfeer van de weg zitten laten een lagere kans op voorkomen zien en een lagere dichtheid

- de variatie in de variabele verkeersinvloed is vrij beperkt hetgeen de gevoeligheid van de analyse negatief beïnvloedt: het aantal proefvlakken met een verkeersinvloed is dermate laag dat het moeilijk is om effecten te vinden.
- de effecten strekken zich uit tot alle soortgroepen, maar zijn het grootst voor soorten van natuurlijke biotopen zoals bos en moeras.
- de kans op het vinden van effecten wordt waarschijnlijk beïnvloed door een aantal secundaire effecten zoals het meer dan gemiddelde verschijnen van positief uitwerkende landschapselementen langs wegen en de meer dan gemiddelde aanwezigheid van graslandgebieden met een lagere agrarische activiteit in de onmiddellijke omgeving van wegen
- de gevonden effecten vertegenwoordigen waarschijnlijk een onderschatting van het werkelijke aantal gevoelige soorten

Figuur 6.5 Samenvatting van de analysesresultaten van het zeldzame en kolonievogelbestand (LSB). De soorten zijn ingedeeld naar biotoopvoorkeur met een tweedeling in cultuurbiotopen en natuurlijke biotopen. Tevens zijn de resultaten weergegeven voor alleen de soorten die staan op de Rode Lijst. Per groep is aangegeven voor welk percentage van de soorten een positieve (witte balken) en negatieve (zwarte balken) invloed is gevonden voor verkeer.

7. Eindoordeel van de effecten en algemene discussie

7.1 Integratie en interpretatie van analyse-resultaten

In totaal is een groot aantal analyses uitgevoerd. Omdat iedere analyse zijn sterke en zwakke punten heeft en soorten in meerdere analyses kunnen voorkomen, is het noodzakelijk om tot een soort eindoordeel te komen over het wel of niet gevoelig zijn van een soort voor de invloed van verkeer. Daarom zijn alle analyseresultaten naast elkaar gezet en zijn eindconclusies getrokken over de gevonden effecten (Bijlage 13). Indien een soort in meerdere analyses voorkwam is met de volgende criteria gewerkt:

1. Indien een soort een sterk significant positief dan wel negatief effect vertoonde in een of meer analyses en voor het overige niet-significant of zwak significant in de andere richting scoorde dan is deze significantie (positief of negatief) in het eindoordeel overgenomen.
2. Indien er slechts eenmaal een zwakke significantie voorkwam dan is de soort als mogelijk gevoelig geklassificeerd
3. Indien de resultaten elkaar tegenspreken dan is dat onder de categorie onduidelijk geklassificeerd (aangegeven met ?).

In totaal is voor 125 soorten een analyseresultaat verkregen. Voor 46 soorten (30%) is een negatieve relatie met de verkeersinvloed gevonden. De negatieve score geldt voor totaal 66 soorten (53%) als daar de mogelijk gevoelige soorten bij worden geteld. De soorten met een positieve invloed blijven daar ver bij achter (resp. 7 en 11%). De negatieve effecten strekken zich uit over alle soortgroepen, d.w.z. alle biotopen. Wat wel opvalt is dat soorten van cultuurland (open water, bebouwing etc.) minder negatieve en meer positieve effecten vertonen dan soorten van meer natuurlijke biotopen (bos, heide en moeras) (figuur 7.1-7.3). Het aandeel Rode Lijstsoorten met een negatief effect is vergelijkbaar met de totale groep van soorten, wat opvalt is dat er bijna geen soorten zijn die positief reageren. Naast de Rode Lijstsoorten is ook gekeken naar de gevoeligheid van Vogelrichtlijnsoorten. Dit is een relatief kleine groep van soorten (20) die behoorlijk wat overlap vertoont met de soorten van de Rode Lijst (80%), maar als geheel gevoeliger scoort dan deze (55-70%), figuur 7.3. Naast een doorsnee op basis van biotoopvoorkeur is ook gekeken naar de resultaten van diverse taxonomische groepen (figuur 7.2). In alle taxonomische groepen komen negatieve effecten voor, maar het valt op dat het aandeel soorten met een negatief effect voor kleine zangvogels veel groter is dan voor niet-zangvogels of grotere zangvogels. Daartegenover staat een hoger aandeel positieve invloeden voor de grotere soorten (tot 25-30%).

Figuur 7.1 Overzicht van de analyseresultaten van in totaal 125 soorten uitgesplitst naar biotoopvoorkeur. Per soortgroep is aangegeven voor welk percentage van de soorten een positieve (witte balken), en negatieve (zwarte balken) invloed is gevonden voor verkeer. In de linkerbalk binnen een kolom is het percentage aangegeven zonder de soorten die als mogelijk gevoelig zijn geklassificeerd, in de rechter balk de percentages zeker en mogelijk gezamenlijk.

Figuur 7.2 Overzicht van de analyseresultaten van in totaal 125 soorten uitgesplitst naar taxonomische groep. Per groep is aangegeven voor welk percentage van de soorten een positieve (witte balken), en negatieve (zwarte balken) invloed is gevonden voor verkeer. In de linkerbalk binnen een kolom is het percentage aangegeven zonder de soorten die als mogelijk gevoelig zijn geklassificeerd, in de rechter balk de percentages zeker en mogelijk gezamenlijk.

7.2 Betrouwbaarheid en gevoeligheid van de analyses

De betrouwbaarheid en de gevoeligheid van de uitgevoerde analyses wordt beïnvloed door de volgende factoren:

(1) voldoende aantal gegevens

Om tot een betrouwbare uitspraak te komen over de eventuele effecten van de invloed van verkeer is het noodzakelijk dat aan minstens twee voorwaarden wordt voldaan ten aanzien van het aantal beschikbare gegevens voor de analyses. Ten eerste moet het totale aantal proefvlakken of kilometer- of uurhokken waarin broedvogels zijn geteld voldoende groot zijn voor het opstellen van betrouwbare statistische modellen en ten tweede moet er een voldoende grote variatie zijn in de variabele waarin men is geïnteresseerd. De eerste voorwaarde wordt ten dele getoetst door de statistische analyse zelf. Bij een onvoldoende grote set gegevens zal de toets aangeven dat geen enkel betrouwbaar model kan worden gefit. De tweede voorwaarde wordt niet automatisch getoetst. Dat betekent dat het niet vinden van effecten kan samenhangen met het feit dat onvoldoende gebieden beschikbaar zijn met verkeersinvloed. We vermoeden dat dit wel degelijk een rol heeft gespeeld. Zo is het aantal proefvlakken met verkeersinvloed in de analyses van de monitoringproefvlakken vrij gering. Voor veel soorten is ook het aantal uurhokken waarin veranderingen zijn opgetreden tussen de twee atlasperiodes gering, ze zijn of te zeldzaam of te algemeen. De populatietrend van een aantal soorten in proefvlakken die langs wegen liggen is vrij onbetrouwbaar door het geringe aantal proefvlakken en dat maakt het vinden van significante verschillen klein. Gelukkig is het niet zo dat voor iedere methode dezelfde soorten een geringe gevoeligheid van de analyse laten zien. Dat geeft dan wel een belangrijke meerwaarde aan de geïntegreerde resultaten, daarbij kan men laten meewegen welke analyses voor welke soorten het meest gevoelig waren. Maar zelfs dan kan men redelijkerwijs concluderen dat het aantal gevonden effecten een minimum vertegenwoordigt.

(2) secundaire effecten

In een set met gegevens die niet volgens een gecontroleerde, liefst experimentele, opzet is verzameld dient men in de analyse met een aantal van belang zijnde variabelen rekening te houden. Nagegaan dient te worden of deze variabelen niet sterk gecorreleerd zijn met de variabele waarin men geïnteresseerd is. In voorliggende studie kon een beperkt aantal variabelen worden meegenomen. Gekeken is naar de verklarende effecten van met name biotoopvariabelen, daarnaast voor de biogeografische effecten (ecoregio) en voor sommige soorten naar het agrarisch beheer. Het bleek niet mogelijk om daarbij een zeer fijne biotoopindeling te hanteren, volstaan moest worden met een indeling op hoofdtypen. Ofwel de bestanden zijn niet voorhanden, ofwel het aantal variabelen wordt veel te groot. Dit hoeft geen probleem op te leveren voor de betrouwbaarheid van de analyse indien de variabelen niet al te zeer zijn gecorreleerd met de variabele waarin men geïnteresseerd is. Aangenomen kan worden dat aan deze voorwaarde in de uitgevoerde analyses wordt voldaan. Zo is bekend dat de aanwezigheid van wegen ook leidt tot een grotere hoeveelheid bebouwing, daartoe is de hoeveelheid bebouwing opgenomen als een aparte variabele. Ook is bekend dat de verkeersdruk in ons land sterk verschilt per regio. Een groot deel van de eventuele correlaties met ontwikkelingen in de broedvogelpopulatie is echter weggenomen door een regiofactor mee te nemen in alle analyses. In een aantal gevallen weten we echter dat correlaties bestaan met variabelen of biotooptypen waarvoor we niet kunnen corrigeren. De belangrijkste daarvan zijn ook al genoemd bij diverse analyses en zullen hier worden samengevat.

- de aanwezigheid van brede sloten en vaarten
Langs wegen, met name in de lage delen van Nederland, liggen naast het zandlichaam van de weg aan weerszijden van de weg vaak behoorlijk brede ontwateringssloten. Deze sloten vormen een aantrekkelijk biotoop voor een aantal watervogelsoorten zoals Knobbelzwaan, Meerkoet, eendensoorten en Fuut. Indien de sloten begroeid raken met riet dan vormen ze bovendien gunstige habitatvoorwaarden voor soorten als Waterhoen, Rietzanger, Kleine Karekiet en Rietgors. Deze factor vormt een goede verklaring voor de behoorlijke aantallen positieve effecten van de verkeersinvloed die voor deze soorten worden gevonden.

- de aanwezigheid van lijnbeplantingen
In een aantal gevallen zal de aanwezigheid van de weg ook de aanwezigheid van lijnbeplantingen, zoals rijen bomen, betekenen. Dit zal met name een positieve correlatie betekenen in open landschappen, zoals open graslandgebieden in het laagveen en op de klei. Met name soorten van het (half)open cultuurlandschap zoals kraaiachtigen en de Blauwe Reiger, soorten die broeden in bomenrijen, kunnen daarvan profiteren en dat kan de positieve effecten die deze soorten laten zien verklaren.
- extensiever agrarisch beheer
Indien intensiteit van agrarisch beheer, van bijvoorbeeld graslanden, rond boerderijen groter is dan op grotere afstand, kan verwacht worden dat graslanden langs hoofd- en snelwegen een minder intensief beheer kennen door de gemiddeld grotere afstand tot boerderijen. Uit het onderzoek van Reijnen *cs* bleek al het grote belang van het meenemen van een factor beheer als correctie bij het zoeken naar significante effecten van de verkeersinvloed. Het is het ontbreken van voldoende beheersinformatie in veel analyses die waarschijnlijk ertoe heeft geleid dat de weidevogels minder negatieve effecten laten zien dan in de studie van Reijnen *cs*. Voor bijvoorbeeld de Grutto vonden we in een aantal analyses geen effect, in twee analyses een positief effect en maar in één analyse een negatief effect.

Samenvattend staat in tabel 7.1 een beoordeling van de sterktes en zwaktes van de diverse analyses.

Tabel 7.1 Beoordeling van de sterke en zwakke kanten van de diverse analyses

Analyse	sterke punten	zwakke punten
Hoofdstuk 3 Veranderingen in verspreiding (atlas)	<ul style="list-style-type: none"> • groot aantal schaarse en zeldzame soorten • grote aantallen gegevens per soort • veel variatie in verkeersinvloed • constant houden van groot aantal variabelen door vergelijking in de tijd 	<ul style="list-style-type: none"> • alleen verschillen aan-afwezigheid op uurhokbasis • globale analyse met slechts weinig variabelen
Hoofdstuk 4 Ruimtelijke analyse a.h.v. voorkomen in km-hokken	<ul style="list-style-type: none"> • veel gegevens per soort • grote variatie in verkeersinvloed • verklaarde variantie relatief hoog 	<ul style="list-style-type: none"> • beperkte groep van soorten
Hoofdstuk 5 Trendanalyse van jaarlijkse aantallen in proefvlakken	<ul style="list-style-type: none"> • grote aantallen soorten • gevoelige variabele (aantallen) • constant houden van groot aantal variabelen door vergelijking in de tijd 	<ul style="list-style-type: none"> • moeilijke interpretatie gegevens • mogelijk niet aantoonbare effecten door kleine set met proefvlakken die door verkeer zijn beïnvloed
Hoofdstuk 6 Ruimtelijke verschillen op basis van BMP-proefvlakken	<ul style="list-style-type: none"> • grote aantallen soorten • gevoelige variabele (aantallen) • verklaarde variantie relatief hoog 	<ul style="list-style-type: none"> • mogelijk niet aantoonbare effecten door kleine set met proefvlakken die door verkeer zijn beïnvloed • voor sommige soortgroepen aantal relevante variabelen onbekend
Hoofdstuk 6 Zeldzame soorten in kilometerhokken	<ul style="list-style-type: none"> • relevante soorten voor beleid • gevoelige variabele (aantallen) 	<ul style="list-style-type: none"> • kleine set met km-hokken die door verkeer zijn beïnvloed • verklaarde variantie gering

Verder is het belangrijk te memoreren dat bij de analyses alleen gekeken is naar effecten van wegen die minimaal een verkeersintensiteit hebben van 8000 voertuigen per etmaal. Dit betreft het merendeel grote doorgaande wegen. Wat buiten beschouwing blijft is de invloed van alle overige wegen. De conclusies uit deze studie hebben dan ook betrekking op uitsluitend de invloed van snelverkeer. Daarnaast zullen soorten zeker worden beïnvloed door andere vormen van verkeer. Zo is bekend dat weidevogels ook negatief reageren op de aanwezigheid van kleinere wegen, zij het dat de gevonden invloedszones veel geringer zijn dan bij drukke wegen (zie bespreking voor weidevogels in Reijnen *et al.* 1997). Echter het totale effect is, gezien de enorme lengte, niet te verwaarlozen. Aangenomen kan daarom worden dat de negatieve effecten van verkeer en wegen in totaal groter zullen zijn dan de huidige studie laat zien, maar dat het hoofdwegenet waarschijnlijk het belangrijkste deel daarvan veroorzaakt.

Concluderend kunnen we stellen dat het niet kunnen meenemen van een aantal met verkeer gecorrigeerde belangrijke verklarende variabelen voor enige soorten waarschijnlijk heeft geleid tot een verkeerd beeld van de effecten van de verkeersinvloed. Dit zal bijna altijd leiden tot een positiever effect. Dat betekent dat de negatieve effecten die uit de analyses naar voren komen worden onderschat. Daarnaast zullen de totale effecten van wegen en verkeer nog groter zijn dan met deze studie is aangetoond omdat alleen gekeken is naar de invloed van drukke en grote wegen.

7.3 Vergelijking met de studie van Reijnen *cs*

Hoe verhouden deze resultaten zich nu tot de studies van Reijnen *cs*? Die studies hadden betrekking op soorten van bossen en van graslanden. Van de in totaal 53 soorten waarvoor zij analyses konden uitvoeren, blijkt een merendeel een negatief effect van verkeersinvloed te vertonen (36 soorten, dit is 68%). Dat is een hoger percentage dan in de onderhavige studies is gevonden (figuur 7.4). Het verschil tussen de studieresultaten is voor beide soortgroepen even groot (15-20%). In de inleiding is al uiteengezet dat voor de uitgevoerde analyses ook niet verwacht kon worden dat het aantal gevonden significanties in de buurt zou komen van de aantallen die in de studie van Reijnen *cs* werden gevonden vanwege het verschil in proefopzet. De studies van Reijnen *cs* waren specifiek opgezet om de effecten van de verkeersinvloed te onderzoeken. Door zorgvuldige uitgekozen proefgebieden werd een groot deel van de variatie weggenomen en, belangrijker, werd een aantal storende variabelen uitgesloten. Bij de relatief grove benadering zoals deze in het onderhavige onderzoek is gekozen kon niet worden gecorrigeerd voor bijvoorbeeld kleine, aan wegen, gerelateerde gebiedsveranderingen (zie ook vorige paragraaf). In dat licht bezien is het aantal soorten waarvoor negatieve effecten is gevonden behoorlijk hoog te noemen.

Vergelijken we de resultaten per soort in beide studies dan blijkt dat van de groep soorten die in de Reijnen *cs* studies een negatief effect lieten zien voor het merendeel in de onderhavige studie ook negatief reageerde (tabel 7.2, figuur 7.4). Voor de groep niet significante soorten geldt hetzelfde: ongeveer voor de helft van de soorten wordt ook in de onderhavige studie geen effect gevonden. Dit in tegenstelling tot het aantal soorten met een negatief effect dat in voorliggende studie maar 30% is.

De conclusie die uit de vergelijking kan worden getrokken is dat uit beide studies blijkt dat het effect van verkeersinvloed voor minimaal de helft van de soorten als negatief valt te betitelen, in die zin vormen ze een belangrijke ondersteuning van elkaar.

Als we de resultaten van beide studies bij elkaar nemen dan blijkt dat voor 52% van de onderzochte 125 soorten een negatief resultaat in minimaal een van beide studies werd gevonden, inclusief de mogelijke negatieve effecten loopt dit op tot meer dan 60% (figuur 7.5) Daar staat maar 6 resp. 10% van het aantal soorten met een positief effect tegenover, voor een tiental soorten waren de resultaten onduidelijk of met elkaar in tegenspraak, voor 20% kon in beide studies geen effect worden aangetoond.

Tabel 7.2 Vergelijking tussen de resultaten van de analyses van Reijnen cs met de onderhavige studie.

Soort	huidige resultaten	Reijnen cs	Biotoop
Glanskop	neg	mogelijk neg	bos
Tjiftjaf	ns	mogelijk neg	bos
Pimpelmees	ns	mogelijk neg	bos
Grasmus	neg	mogelijk neg	bos
Ekster	pos	neg	bos
Boompieper	neg	neg	bos
Goudhaan	neg	neg	bos
Gaai	ns	neg	bos
Vink	mogelijk neg	neg	bos
Houtduif	mogelijk pos	neg	bos
Houtsnip	neg	neg	bos
Wielewaal	neg	neg	bos
Grote Bonte Specht	ns	neg	bos
Grauwe Vliegenvanger	ns	neg	bos
Boomkruiper	ns	neg	bos
Bosrietzanger	?	neg	bos
Zwartkop	?	neg	bos
Fazant	mogelijk neg	neg	bos
Winterkoning	mogelijk neg	neg	bos
Merel	mogelijk neg	neg	bos
Zanglijster	mogelijk neg	neg	bos
Tuinfluit	mogelijk neg	neg	bos
Zomertortel	neg	neg	bos
Koekoek	neg	neg	bos
Matkop	neg	neg	bos
Roodborst	ns	neg	bos
Fitis	ns	neg	bos
Spreeuw	mogelijk neg	ns	bos
Zwarte Kraai	mogelijk pos	ns	bos
Kuifmees	ns	ns	bos
Buizerd	?	ns	bos
Boomklever	neg	ns	bos
Fluiter	neg	ns	bos
Holenduif	ns	ns	bos
Grote Lijster	ns	ns	bos
Koolmees	ns	ns	bos
Heggenmus	ns	ns	bos
Staartmees	ns	ns	bos
Grutto	?	neg	grasland
Veldleeuwerik	neg	neg	grasland
Graspieper	neg	neg	grasland
Scholekster	ns	neg	grasland
Kievit	ns	neg	grasland
Slobeend	ns	neg	grasland
Meerkoet	pos	neg	grasland
Zomertaling	neg	ns	grasland
Gele Kwikstaart	neg	ns	grasland
Tureluur	ns	ns	grasland
Wilde Eend	ns	ns	grasland
Knobbelzwaan	pos	ns	grasland

Figuur 7.3 Samenvatting van de resultaten per groep van cultuur- en natuurbiotopen, de soorten van de Rode Lijst en de soorten die onder de Vogelrichtlijn vallen. Per groep is aangegeven het percentage van de soorten dat een negatief (zwarte balken), danwel positief (witte balken) effect vertoont, waarbij de linkerbalk per groep het percentage van de soorten aangeeft uit de categorie 'zeker effect' en de rechterbalk het percentage 'zeker en mogelijk effect'.

Figuur 7.4. Vergelijking tussen de resultaten van de studies van Reijnen en dit onderzoek. Aangegeven is de verdeling van de effecten in de onderhavige studie binnen de set van soorten die in de Reijnen cs studie geen effecten lieten zien (ns, n=17) en een set van soorten met een (mogelijk) negatief effect (n=36). Voor de onderhavige studie is aangegeven of de eindconclusie van het effect van verkeersinvloed per soort negatief is (neg), positief (pos), niet significant (ns) of dat de resultaten niet eenduidig zijn (?).

Figuur 7.5 Vergelijking tussen de studies van Reijnen *cs* en de onderhavige studie voor bos (grijze balken)-en graslandsoorten (zwarte balken). Aangegeven is het percentage soorten met een negatief effect van de verkeersinvloed uitgesplitst in zekere effecten (zwart of grijs) en mogelijke effecten (witte balken).

7.4 Conclusies

- de effecten van de verkeersinvloed op broedvogelsoorten zijn negatief voor meer dan de helft van de onderzochte soorten
- het betreft een brede groep van soorten, verdeeld over alle biotooptypen en soortgroepen waarbij zangvogels in natuurlijke biotopen het meest gevoelig blijken
- soorten van cultuurbiotopen, zoals open water, agrarisch gebied vertonen de meeste positieve effecten, hetgeen verklaard kan worden door secundaire, aan wegen gecorreleerde factoren, mogelijk worden daardoor ook de negatieve effecten onderschat
- zeldzame soorten van de Rode Lijst en de Vogelrichtlijnsoorten lijken gevoeliger dan de gemiddelde soort
- de resultaten zijn goed vergelijkbaar met de resultaten van eerdere studies, met name met de studies van Reijnen *cs* laten ze een grote overlap zien
- aanvullend op deze studies is voor een veel groter aantal soorten analyses uitgevoerd hetgeen tot het uiteindelijke beeld leidt dat voor 52% van de 125 onderzochte soorten in beide studies een negatief effect van de verkeersinvloed werd gevonden.

8. Voorbeelduitwerking van de gevolgen op populatieniveau

8.1 Inleiding

Uit voorgaande studies is duidelijk gebleken dat een brede set van broedvogels een negatief effect ondervindt van de aanwezigheid en het gebruik van hoofdwegen. De resultaten van deze analyses laten echter niet zien wat de (mogelijke) consequenties zijn op populatieniveau. In dit hoofdstuk worden een aantal voorbeelduitwerkingen gedaan voor de gevonden effecten op het regionale en nationale populatieniveau. Allereerst wordt gekeken naar de effecten op de populatie-aantallen in de ecologische hoofdstructuur (EHS). In nationaal milieuplan 4 wordt voorts een koppeling gelegd tussen de ecologische kwaliteit van natuurgebieden en de versnipperende en verstorende werking van hoofd(wegen). Daarnaast wordt een doorkijk gegeven op de grootte van de effecten voor het nationale schaalniveau voor de soortgroep van de weidevogels. Deze soortgroep is ook internationaal van belang, staat onder grote druk en eerdere studies hebben reeds aangegeven dat de effecten van verkeer een essentiële invloed kunnen hebben op de kans op voortbestaan van deze soort in Nederland.

8.2 Akoestische kwaliteit van de EHS

8.2.1 Inleiding

De gevolgde methode is gebaseerd op de studies van Reijnen *cs.* Daarbij is gebruik gemaakt van een methode die geschikt is voor praktische toepassing, alsmede van onderliggende onderzoeksrapporten. Het betreft uitvoerig gedocumenteerde en gepubliceerde methodes. De voorspelde verlaagde broedvogeldichtheid langs wegen wordt daarbij gebruikt als een indicator voor de akoestische kwaliteit. Dit is mogelijk omdat er zeer sterke aanwijzingen zijn dat de geconstateerde verlaagde dichtheid wordt veroorzaakt door verkeerslawaaï.

In de rapportage 'het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties' (Reijnen *et al.* 1992) worden voor bos- en weidevogels bij verschillende verkeer- en omgevingsvariabelen invloedsafstanden weergegeven. Dit geldt voor 'gemiddelde' bos en weidevogelsoorten. Daarnaast is uit enkele onderbouwende rapporten (o.a. Reijnen & Foppen 1991) deze afstand voor een groot aantal soorten af te leiden. Tevens staat hierin ook gekwantificeerd om welke afname het gaat in de beïnvloede zones.

Door gebruik te maken van deze onderzoeksresultaten kan, daar waar hoofdwegen de EHS doorsnijden, een voorspelling worden gemaakt voor het totale aantal 'verdwenen' territoria. Gesommeerd geeft dit een beeld van de 'aantasting' van de EHS door de invloed van wegen. Omdat de methode is ontwikkeld voor bos- en weidevogels beperken we ons tot deze twee biotopen. We onderscheiden per type 3 soortcategorieën:

- de totale set van bos, resp. weidevogels
- een gemiddeld gevoelige soort: voor bossen de Fitis, voor weidegebieden de Kievit
- een gevoelige soort: voor bossen de Koekoek, voor weidevogels de Grutto

8.2.2 Voorbereidende werkzaamheden

Voorafgaand aan de analyse is een aantal voorbereidende werkzaamheden betreffende de bewerking van benodigde databestanden:

(1) Berekening invloedsafstanden

Uitgaande van de getallen voor de gemiddelde bos-en weidesoort zijn de invloedsafstanden voor een gevoelige soort berekend

(2) Maken van een invloedskaart

Uitgaande van weg- en omgevingskarakteristieken is aan het wegenbestand een invloedszone gekoppeld per wegdeel voor ieder van de categorieën

(3) Samenstellen van EHS bos en grasland

Aangezien er geen officieel vastgestelde EHS-kaart bestaat, is in samenspraak met Alterra (med. R. Reijnen) besloten dat we voor bossen de gehele huidige oppervlakte beschouwen als deel uitmakend van de EHS. Volgens Bal en Reijnen (1997) bedraagt dit 270.000 ha. Voor graslandgebieden is een andere benadering noodzakelijk. De graslandgebieden die behoren tot de EHS bestaan uit reservaten en beheersgebieden. Er bestaat geen volledig digitaal kaartbeeld van deze gebieden. Om zo goed mogelijk een inschatting te maken van deze gebieden is voor een bestand met de eigendomsgrenzen van natuurbeherende organisaties (merendeel Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer) en de beheersgebieden bepaald welke bestaan uit grasland. Daarvoor is een overlay gemaakt met de begroeiingstypekaart van het NEM (categorieën nat, vochtig en droog grasland). Dit geeft een duidelijke overschatting van het voor weidevogels geschikt leefgebied, bijvoorbeeld graslandbeheersgebied in het heuvelland is niet geschikt voor weidevogels.

8.2.3 Berekeningsmethode

Voor het bepalen van de aantallen van ‘verdwenen’ broedparen zijn de volgende stappen doorlopen.

- (1) Bepalen van de gebieden waar (rijks)wegen de EHS raken of doorsnijden.
- (2) Berekenen totale oppervlaktes van bos- en graslandgebieden uit de EHS die binnen deze zone vallen. Het gaat om diverse categorieën van bos en grasland, zoals deze zijn aangegeven in de begroeiingstypekaart van het NEM.
- (3) Het koppelen van dichtheden van de diverse soorten aan deze begroeiingstypen via databases van het AVIS en LARCH systeem.
- (4) Het berekenen van de ‘verdwenen’ aantallen via een combinatie van beïnvloede oppervlak, dichtheid en een afnamepercentage

8.2.4 Resultaten en korte discussie

De totale invloedszone van hoofdwegen heeft betrekking op iets meer dan 15% van de totale oppervlakte van Nederland, in totaal 5758 km². Specifiek voor bossen en graslanden zijn deze oppervlaktes weergegeven in tabel 8.1, waarbij een splitsing is aangehouden voor rijkswegen en het totale hoofdwegenbestand. Uit de kaartbeelden in figuur 8.1 kan worden afgelezen dat met name in het westen van het land de oppervlakte aan beïnvloede zones groot zijn.

Tabel 8.1 Oppervlaktes (in ha) van door verkeer beïnvloede zones en verstoord bos en voor weidevogels belangrijke graslandgebieden die tot de EHS worden gerekend en gelegen langs hoofdwegen.

Biotoop	oppervlakte in EHS (Bal & Reijnen 1997)	oppervlakte met verkeersinvloed gemiddelde soort	oppervlakte met verkeersinvloed gevoelige soort	% beïnvloed gemiddeld	% beïnvloed gevoelig
Bos	270000	34036	56521	13	21
Grasland	30000	5033	9576	17	32

Figuur 8.1 Rijkswegen (rood) en provinciale wegen (blauw) met daaromheen de zone waarin verstoring optreedt voor een gevoelige weidevogelsoort (Grutto). In groen (overgedimensioneerd) aangegeven graslandgebieden die tot de EHS kunnen worden gerekend (beheersgebieden, reservaten)

Figuur 8.2 Rijkswegen (rood) en provinciale wegen (blauw) met daaromheen de zone waarin verstoring optreedt voor een gevoelige bosvogelsoort (koekoek). In groen is bos (EHS) aangegeven.

Uitgesplitst naar regio blijkt dat met name in Oost-Nederland forse oppervlaktes met bos en weidegebieden uit de EHS in de beïnvloede zones vallen (tabel 8.2). Het totale aandeel ligt op 10-20%. In tabel 8.3 staan deze resultaten weergegeven voor alleen de rijkswegen. Daaruit blijkt dat rijkswegen voor meer dan 80% verantwoordelijk zijn voor de verstoringen.

Tabel 8.2. De oppervlakte aan biotoop voor diverse soortgroepen dat valt binnen de invloedzone van wegen en tevens samenvalt met de EHS. Uitgesplitst naar regio en bepaald voor het totale hoofdwegenbestand. Tevens aangegeven totale lengte aan wegen in een regio (in km)

Regio	totale oppervlakte biotoop in invloedzone				
	totale lengte aan wegen	Weidevogel gemiddeld	Weidevogel gevoelig	Bosvogel gemiddeld	Bosvogel gevoelig
Limburg	291	176	276	3137	5469
Noord-Brabant	401	649	1320	8019	13415
Noord-Holland	369	1062	1805	1327	1985
Noord-Nederland	553	771	1621	2297	3828
Oost-Nederland	1160	1267	2385	12411	20841
Utrecht	393	282	551	3908	6397
IJsselmeergebied	124	34	63	1356	2378
Zuid-Holland	338	753	1468	1449	1998
Zeeland	42	39	87	132	210
Totaal		5033	9576	34036	56521
% van EHS		17	32	13	21

Tabel 8.3. De oppervlakte aan biotoop voor diverse soortgroepen dat valt binnen de invloedzone van wegen en tevens samenvalt met de EHS. Uitgesplitst naar regio en bepaald voor het rijkswegenbestand.

Regio	totale oppervlakte biotoop in invloedzone			
	Weidevogel gemiddeld	Weidevogel gevoelig	Bosvogel gemiddeld	Bosvogel gevoelig
Limburg	155	210	2187	3628
Noord-Brabant	619	1267	6558	10811
Noord-Holland	864	1412	1086	1534
Noord-Nederland	636	1276	1976	3208
Oost-Nederland	1048	1858	10188	16598
Utrecht	277	490	3023	4748
IJsselmeergebied	5	17	1019	1807
Zuid-Holland	669	1298	1294	1769
Zeeland	39	87	125	203
Totaal	4312	7915	27456	44306
% van EHS	14	26	10	16

In tabel 8.4 en 8.5 staat aangegeven voor de diverse soorten en regio's de berekende afname van de populatie uitgedrukt in het aantal broedparen. Tevens is hierbij voor de afzonderlijke soorten een indicatie aangegeven van het aandeel van de totale Nederlandse populaties.

Uit de resultaten blijkt dat met name de akoestische kwaliteit van de bossen in de EHS negatief wordt beïnvloed. Uit de voorbeelden kan worden opgemaakt dat het gaat om aanzienlijke aantallen. Als de aantallen worden afgezet tegen een schatting van de totale populatiegrootte dan gaat het bij bosvogels om enkele procenten (tabel 8.6). Dit is echter een sterke onderschatting doordat de populatieschatting op geheel Nederland betrekking heeft en geen schattingen voor de EHS-populatie voorhanden zijn. Veel van de soorten komen ook buiten de EHS-bossen voor in andere biotooptypen. Nemen we het aandeel aan beïnvloede zone als uitgangspunt dan komen we tot reëlere schattingen. Voor bijvoorbeeld een 'gemiddeld' gevoelige soort noemen Reijnen *et al.* (1992) een afnamepercentage in bossen van 35%. Gegeven een evenredige verdeling van de populatie over de beïnvloede en niet-beïnvloede zones

betekent dit dat 4.2% van de totale EHS populatie is beïnvloed. Voor gevoelige bosvogels ligt dit veel hoger (>15%), niet alleen is de beïnvloede zone groter ook is het afnamepercentage groter (voor Koekoek bijvoorbeeld 76%). Voor weidevogelsoorten zijn de beïnvloede aantallen relatief laag. Deels komt dat doordat er slechts weinig weidevogelgebieden zijn opgenomen in de EHS (slechts 30.000 ha), het betreft in het merendeel gebieden in agrarisch gebruik, deels is de verklaring dat een beperkt deel van de weidevogelreservaten is gesitueerd langs hoofdwegen. In de volgende paragraaf zal worden aangetoond dat het totale effect van wegen op alle weidevogelgebieden zeer aanzienlijk is.

Tabel 8.4. Het effect van hoofdwegen op de kwaliteit van de EHS uitgedrukt in aantal paren waarmee de dichtheid is verlaagd in een bepaalde regio.

Regio	Weidevogel gemiddeld		Weidevogels gevoelig	Bosvogel gemiddeld		Bosvogel gevoelig
	Totaal	Kievit	Grutto	Totaal	Fitis	Koekoek
Verlagings%	39	39	47	34	34	76
Limburg	14	5	2	6531	451	81
Noord-Brabant	51	19	16	15529	1016	174
Noord-Holland	287	86	149	2305	179	27
Noord-Nederland	144	45	73	4404	422	53
Oost-Nederland	189	64	80	25133	1467	281
Utrecht	42	14	12	8111	552	100
IJsselmeergebied	4	1	1	2088	209	43
Zuid-Holland	179	58	91	2140	232	37
Zeeland	9	4	5	187	18	3
TOTAAL	1006	325	465	66577	4561	804

Tabel 8.5. Het effect van rijkswegen op de kwaliteit van de EHS uitgedrukt in aantal paren waarmee de dichtheid is verlaagd in een bepaalde regio.

Regio	Weidevogel gemiddeld		Weidevogels gevoelig	Bosvogel gemiddeld		Bosvogel gevoelig
	Totaal	Kievit	Grutto	Totaal	Fitis	Koekoek
Verlagings%	39	39	47	34	34	76
Limburg	13	5	2	4560	329	56
Noord-Brabant	50	19	16	12695	832	138
Noord-Holland	228	69	118	1973	154	22
Noord-Nederland	115	34	61	3807	362	45
Oost-Nederland	177	59	75	19908	1194	222
Utrecht	41	14	10	6092	427	74
IJsselmeergebied	0	0	0	1692	162	34
Zuid-Holland	160	53	80	1969	203	33
Zeeland	9	4	0	177	17	3
TOTAAL	861	278	390	53071	3695	630

Tabel 8.6 Het verlaagde aantal broedparen voor de diverse soort(groep)en relatief t.o.v. de totale broedvogelpopulatie

Regio	Weidevogel gemiddeld		Weidevogels gevoelig	Bosvogel gemiddeld		Bosvogel gevoelig
	Totaal	Kievit	Grutto	Totaal	Fitis	Koekoek
Populatieschatting	600000	170000	75000	8000000	280000	15000
Verlaging door alle hoofdwegen	1006	325	465	66577	4561	804
% hoofdwegen	0.16	0.2	0.6	0.8	1.6	56
Verlaging door rijkswegen	861	278	390	53071	3695	630
% rijkswegen	0.14	0.16	0.5	0.66	1.3	42

8.3 Weidevogels in een nationaal perspectief

8.3.1 Inleiding

Omdat het merendeel van weidevogelgebieden in agrarisch gebruik is en dus niet in de EHS ligt, is een aanvullende studie uitgevoerd naar de effecten van rijkswegen op weidevogels in heel Nederland. Ook hier wordt gebruik gemaakt van de resultaten van de studies van Reijnen *cs.* (zie par 8.1). De voorspelde verlaagde broedvogeldichtheid langs wegen wordt gebruikt als een maat voor de akoestische kwaliteit.

Op basis van de gevoeligheid van de vogelsoort, de verkeersintensiteit ter plaatse en geluidsdempende eigenschappen van de omgeving wordt voor het wegennet een invloedzone berekend waarin een verlaagde dichtheid aan broedvogels verondersteld wordt. Zo wordt de procentuele afname berekend voor de Kievit (maatgevende voor een gemiddeld gevoelige soort) en de Grutto (maatgevend voor een gevoelige soort) ten opzichte van de totale Nederlandse populatiegrootte.

8.3.2 Methoden

Er worden drie berekeningswijzen toegepast om te komen tot een invloedmaat (tabel 8.7):

Methode A: schatting van dichtheden in de beïnvloede zones op basis van referentiedichtheden uit het kennissysteem LARCH (Reijnen *et al.* 1999) en de begroeiingstypenkaart.

Methode B: berekening van dichtheden binnen en buiten de beïnvloede zones op basis van aantalschattingen op uurhokniveau en het beïnvloede deel van elk uurhok.

Methode C: berekening van dichtheden binnen en buiten de beïnvloede zones op basis van geijkte relatieve dichtheidskaarten.

Voor de Kievit zijn geen aantalschattingen op uurhokniveau beschikbaar. Deze methode kan daarom voor deze soort niet gebruikt worden.

Tabel 8.7 Toegepaste berekeningswijzen per soort.

methode	Grutto	Kievit
Referentie dichtheden LARCH	X	X
Aantalschattingen op uurhokniveau (5 x 5 km)	X	Niet
Geijkte Dichtheidskaart	X	X

Schatting op basis van referentiedichtheden

Om te komen tot een schatting van het aantal ‘verdwenen’ territoria zijn de begroeiingstypen in de invloedzones gekoppeld aan referentiedichtheden. Daarbij zijn de volgende stappen uitgevoerd:

- Een kaart maken met de invloedzones van verkeer voor de Kievit en voor de Grutto.
- Het bepalen van de oppervlaktes van de begroeiingstypen binnen de invloedzones.
- Het koppelen van referentiedichtheden uit de databases van het kennissysteem LARCH aan de zo berekende oppervlaktes.
- Het toekennen van de soortspecifieke afnamepercentages.
- Het aantal ‘beïnvloede’ territoria delen door de landelijke LARCH aantalschatting. Ook deze landelijke aantalschatting is gebaseerd op de genoemde begroeiingstypen en referentie dichtheden.

In box 1 worden aan de hand van een rekenvoorbeeld de details verduidelijkt.

BOX 1. Van referentiedichtheden naar verstoringsmaat.

Langs de wegen van de beheersregio Noord-Brabant ligt 2000 ha van het begroeiingstype nat grasland. De referentiedichtheid voor de Grutto in dat begroeiingstype is 3 paren per 100 ha. Dat komt neer op 60 Grutto's op nat grasland in Noord-Brabant in een referentiesituatie. In de invloedzones van de wegen wordt echter een dichtheid voorspeld die 47% lager is. Er zijn volgens deze methode 20 'verdwenen' Gruttoterritoria in de natte graslanden van Noord-Brabant

Berekening op basis van aantalsschattingen op uurhokniveau

Een maat voor het aantal Grutto's dat in een uurhok van 5 x5 km niet broedt, omdat het potentiële leefgebied is beïnvloed door snelverkeer, wordt berekend aan de hand van het beïnvloed oppervlak en de aantalsschatting. Daarbij zijn de volgende stappen doorlopen:

- Een invloedsk kaart maken voor de Grutto.
- Een aantalsschatkaart maken op basis van de database van de nieuwe broedvogelatlas. Deze aantallen zijn ingedeeld in klassen.
- Het geometrisch gemiddelde nemen van de aantalscategorieën van de aantalsschatkaart.
- Het deel van elk uurhok bepalen, dat in een beïnvloede zone ligt.
- Het afnamepercentage toekennen. In theorie is de huidige dichtheid in de invloedzone reeds verlaagd met het soortspecifieke afnamepercentage. Het aantal 'oorspronkelijke' territoria is het aantal dat er zonder weg in toevoeging tot huidige aantal aanwezig zou zijn geweest. Dat aantal wordt berekend aan de hand van het beïnvloed oppervlak, de huidige aantalsschatting en het afnamepercentage in de invloedzone.
- Het aantal 'verdwenen' territoria wordt voor heel Nederland opgeteld en gedeeld door de som van alle huidige territoria en de 'verdwenen'.

In box 2 worden de details aan de hand van een voorbeeld verduidelijkt.

Box 2. Van aantalsschatting naar verstoringsmaat

In de figuur hieronder is 25% van het uurhok beïnvloed door wegen. Het onbekende gegeven: zonder weg zouden er 20 paren in het blok gebroed hebben. Bij een afname van 40% in het beïnvloede gebied (fictief rond getal) zullen er in werkelijkheid slechts 20- (20 * 0.25 * 0.4) = 18 gevonden zijn.

Het aantal broedgevallen dat zonder weg plaatsgevonden zou hebben, wordt teruggerekend met deze formule (tussen haken de voorbeeldgetallen van de figuur):

$$y = x / (a * (1-f) + 1-a)$$

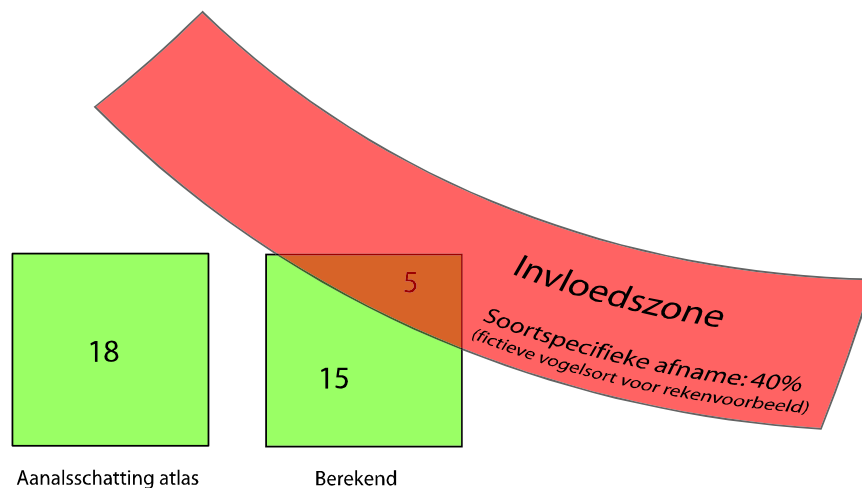
Waarbij:

x = waargenomen aantal (18)

a = beïnvloede fractie van uurhok (0.25)

f = afname factor (0.4)

y = aantal paren zonder weg (resultaat 20)



Berekening op basis van geijkte relatieve dichtheidskaarten

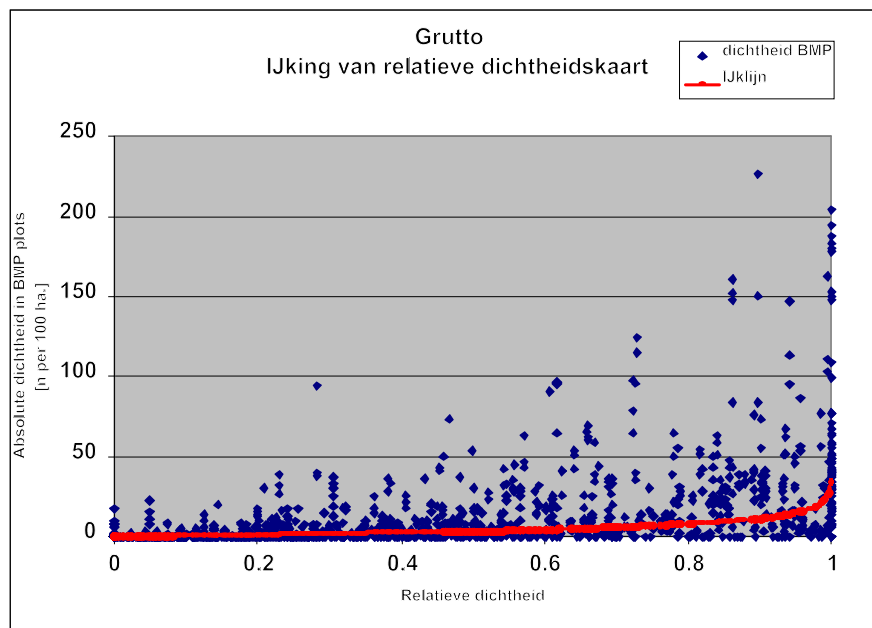
In het kader van de nieuwe broedvogelatlas van SOVON zijn relatieve dichtheidskaarten gemaakt van onder meer de Grutto en de Kievit (zie par. 4.2). Met behulp van het broedvogelmonitoring project van SOVON zijn deze kaarten geijkt, zodat zij dichtheden weergeven in aantal territoria per 100 ha. Door de zo verkregen kaarten te combineren met de invloedskaarten van Grutto en Kievit, wordt een maat verkregen voor het aantal 'verdwenen' Grutto's en Kieviten. De volgende stappen zijn uitgevoerd:

- Een invloedskaart maken voor Kievit en Grutto.
- Het ijken van de relatieve dichtheidskaarten.
- Aantallen Grutto's en Kieviten bepalen binnen en buiten de invloedszones (zie figuur 8.3). Ook hier wordt verondersteld dat de dichtheden in de invloedszone reeds zijn gereduceerd. De aantallen worden daarom teruggerekend zoals beschreven staat in box 2.

Het aantal 'verdwenen' territoria wordt voor heel Nederland opgeteld en gedeeld door het berekende aantal oorspronkelijk aanwezige territoria.

BOX 3 Van relatieve dichtheid naar verstoringsmaat

Door de relatieve dichtheden van Kievit en Grutto, bepaald volgens een kriging-methode aan de hand van het broedvogelatasmateriaal (Vergeer in prep.), te relateren aan proefvlakken waarin de werkelijke aantallen broedvogels zijn geteld (het BMP-bestand), kan per soort een omrekeningsfunctie worden vervaardigd (zie onderstaande figuur). Door toepassing van deze omrekeningsfunctie op de relatieve dichtheidskaarten, worden de relatieve waarden omgezet in absolute waarden. Daarmee zijn nieuwe kaarten gemaakt.



8.3.3 Resultaten en korte discussie

De resultaten van de verschillende berekeningswijzen zijn uit gezet in de tabellen 8.8 t/m 8.11. Daarbij is steeds onderscheid gemaakt tussen rijkswegen en niet-rijkswegen. Hieruit blijkt dat, gemiddeld genomen, voor Kievit en Grutto rijkswegen 80 % van de verstoring veroorzaken.

Er bestaan grote verschillen tussen de diverse regio's. In de regio's Noord-Holland en Utrecht is de populatiestand van de Grutto zo'n 10-20% lager en van de Kievit zo'n 7-10%. Deze getallen zijn in Noord-Nederland veel lager, resp. 3-6% en 2-3%. Omdat in Noord-Nederland een groot deel van de Nederlandse populatie van weidevogels voorkomt worden de percentages voor geheel Nederland sterk beïnvloed door deze regio.

Tabel 8.8 Resultaten van de berekeningen voor het aantal 'verdwenen' broedparen voor de Grutto in door hoofdwegen veroorzaakte invloedszones (in %)

GRUTTO	methode A		methode B		methode C	
	Nederland	Regio	Nederland	Regio	Nederland	Regio
Regionale Directie						
Limburg	0.0	6.5	0.0	3.8	0.0	4.0
Noord-Brabant	0.2	7.4	0.2	8.9	0.2	8.1
Noord-Holland	1.6	12.0	4.3	19.7	2.5	16.8
Noord Nederland	1.1	3.1	1.3	3.8	2.2	5.6
Oost Nederland	0.9	5.7	1.2	8.5	1.9	9.9
Utrecht	0.8	10.1	1.1	19.2	1.3	16.7
IJsselmeergebied	0.1	4.4	0.0	5.8	0.0	5.0
Zuid-Holland	1.9	9.8	1.7	13.2	2.2	17.1
Zeeland	0.1	4.2	0.1	7.5	0.1	9.1
Totaal	6.8		10.0		10.4	

Tabel 8.9 Resultaten van de berekeningen voor het aantal 'verdwenen' broedparen voor de Grutto in door rijkswegen veroorzaakte invloedszones (in %).

GRUTTO	methode A		methode B		methode C	
	Nederland	District	Nederland	District	Nederland	District
Regionale Directie						
Limburg	0.0	4.6	0.0	3.0	0.0	0.3
Noord-Brabant	0.2	6.5	0.2	7.4	0.2	6.9
Noord-Holland	1.2	8.8	3.1	14.1	1.7	12.1
Noord Nederland	1.0	2.8	1.1	3.2	2.0	4.8
Oost Nederland	0.8	4.9	0.9	6.4	1.5	7.9
Utrecht	0.7	8.1	0.9	15.2	0.9	11.9
IJsselmeergebied	0.1	3.7	0.0	5.0	0.0	3.9
Zuid-Holland	1.5	8.0	1.3	10.1	1.8	14.1
Zeeland	0.1	3.5	0.1	6.7	0.0	6.5
Totaal	5.5		7.6		8.1	

Opvallend is dat in regio's waar Grutto's in relatief hoge dichtheden voorkomen, zoals Noord-Holland en Utrecht, de methode die gebruik maakt van de aantalschattingen van de atlas vrij hoge waarden oplevert, terwijl de LARCH benadering wat hoger uitkomt in dunbevolkte gebieden.

Een mogelijke verklaring hiervoor is dat LARCH zich baseert op landelijke referentiedichtheden. In werkelijkheid zijn echter de dichtheden op nat grasland in Utrecht en Noord-Holland hoger dan die in andere gebieden. De methoden gebruikmakend van de aantalschattingen van de atlas en de relatieve dichtheidskaarten kennen dit probleem niet, omdat vlakdekkend is geïnventariseerd en aldus goede gedifferentieerde schattingen zijn verkregen. We nemen aan dat beide laatste methoden ook de beste schatting geven over het werkelijke effect.

Tabel 8.10 Resultaten van de berekeningen voor het aantal 'verdwenen' broedparen voor de Kievit in door alle hoofdwegen veroorzaakte invloedszones (in %).

KIEVIT	methode A		methode C	
	Nederland	District	Nederland	District
Regionale Directie				
Limburg	1	4.0	0.2	5.4
Noord-Brabant	0.4	4.1	0.6	5.0
Noord-Holland	0.6	6.5	0.6	7.6
Noord Nederland	0.5	1.7	0.7	2.3
Oost Nederland	0.9	3.9	1.1	4.6
Utrecht	0.4	7.4	0.4	9.7
IJsselmeergebied	0.0	2.2	0.1	2.7
Zuid-Holland	0.8	6.	0.6	8.4
Zeeland	0.1	2.1	0.1	2.7
Totaal	3.9		4.6	

Tabel 8.11 Resultaten van de berekeningen voor het aantal 'verdwenen' broedparen voor de Kievit in door rijkswegen veroorzaakte invloedszones (in %)

KIEVIT	methode A		methode C	
	Nederland	District	Nederland	District
Regionale Directie				
Limburg	0.1	3.1	0.1	4.2
Noord-Brabant	0.3	3.5	0.5	4.1
Noord-Holland	0.5	4.9	0.5	5.5
Noord Nederland	0.4	1.4	0.6	1.9
Oost Nederland	0.7	3.2	0.9	3.6
Utrecht	0.4	6.0	0.3	7.4
IJsselmeergebied	0.0	1.7	0.1	2.2
Zuid-Holland	0.6	5.3	0.5	6.7
Zeeland	0.1	1.8	0.1	2.5
Totaal	3.1		3.6	

Hoe verhouden zich deze getallen tot eerdere berekeningen?

Reijnen *et al.* (1997) hebben berekeningen gemaakt voor West-Nederland en komen tot vergelijkbare getallen voor de Grutto en iets hogere voor een gemiddeld gevoelige soort als de Kievit (figuur 8.4). De conclusie kan zijn dat voor soorten die blijken zeer gevoelig te zijn voor verkeer, zoals de Grutto, het verkeer een belangrijke factor is voor het bepalen van het totale populatieniveau van de soort in Nederland. Voor gemiddeld gevoelige soorten, zoals de Kievit, is het effect ongeveer de helft. In het geval van de Grutto gaat het in totaal om ongeveer 5000 broedparen, voor de Kievit betreft het 7000 paar. Als een voorzichtige berekening wordt gemaakt voor het totale aantal broedparen onder de weidevogels dan gaat het om tenminste enige 10.000-en broedparen.

Figuur 8.3 Voorbeeld van de manier waarop de kaart met de invloedzones van wegen (groen+blauwe corridors) over de kaart met de absolute dichtheden aan broedvogels is heengelegd. Hieruit kan het aantal 'verdwenen' territoria worden berekend.

Figuur 8.4 Vergelijking van het percentage 'verstoorde' territoria (van het totaal aantal broedende paren) voor West-Nederland tussen een studie van Reijnen *et al.* (1997) en de methodes die in deze studie zijn toegepast.

Begrippenlijst

AVIS

Avifauna Informatie en evaluatie Systeem: kennisstelsel waarmee aan de hand van broedvogelkarteringen het beheer van terreinen kan worden geëvalueerd

Begroeiingstype

Een biotoop dat als een duidelijke eenheid is te herkennen en te karteren op basis van kaartbeelden en aanvullende informatie, voorbeeld is een loofbos van >70 jaar op zandgrond

BMP

Broedvogelmonitoring project waarbij alle aanwezige broedvogelsoorten in een proefvlak volgens een intensieve methode worden geteld.

Ecoregio

Een regio die overeenkomstige abiotische omstandigheden kent, met name bodemsoort en waterhuishouding, het is een verfijning van de Fysisch Geografische Regio's die in veel Natuur- en Milieuverkenningen als eenheden worden gekozen.

Fysisch Geografische Regio

Indeling van Nederland op basis van bodemtypen (bijvoorbeeld laagveen, zeeklei, heuvelland)

Hoofdbegroeiingstype

Een cluster van overeenkomstige begroeiingstypen, bijvoorbeeld loofbos, naaldbos, moeras, etc.

LARCH

Een kennisstelsel waarin de potentiële dichtheden van soorten gekoppeld zijn aan de NEM-begroeiingstypekaart

LSB

Een monitoringproject van SOVON waarin de aantallen zeldzame soorten en koloniesoorten per gebied en kilometerhok worden geteld

NEM-begroeiingstypekaart

Kaart met biotoopeenheden in begroeiingstypen, samengesteld in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) en bruikbaar voor nationale doeleinden zoals Natuurbalans en verkenningen

Presentie

Aan- of afwezigheid van een soort in een bepaalde eenheid

Literatuur

- Bal, D. & Reijnen, R. 1997. Natuurbeleid in uitvoering: inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen. Achtergronddocument 8 bij Natuurverkenning '97.
- Bijlsma R.G., Hustings F. & Camphuysen C.J. 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- van Dijk A.J. 1996. Broedvogels inventariseren in proefvlakken (handleiding Broedvogel Monitoring Project). SOVON, Beek-Ubbergen.
- Foppen, R. & R. Reijnen 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers *Phylloscopus trochilus* in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 95-101.
- Foppen, R., P. Chardon & W. Liefveld. 2000. Understanding the role of sink patches in source-sink metapopulations: the example of the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) in an agricultural landscape. *Conservation Biology* 14: 1881-1892.
- Genstat 5 Committee. 1993. Genstat 5. Release 3. Reference Manual. Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.
- Griffioen A.J., Meeuwse H.A.M. & van Rooij S.A.M. 2000. Afleiding inputbestand voor LARCH: Begroeiingstypenkaart 2000 (250*250m). Maart 2000, Intern rapport Alterra Wageningen.
- Hustings M.F.H., Kwak R.G.M., Opdam, P.F.M. & Reijnen M.J.S.M. 1989. Vogelinventarisatie. Achtergronden, richtlijnen en verslaglegging. Pudoc Wageningen, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels, Zeist.
- Kleunen A. Van & Sierdsema H. 2000. Beleidsevaluatie Verkeer en Waterstaat met behulp van broedvogelatlasprojecten van SOVON. SOVON-onderzoeksrapport 2000/11. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Klijn F. & Koster P.K. 1988. Milieubeheersgebieden ten behoeve van nationaal gebiedsgerichte milieubeleid. RIVM rapportnummer 758702002, Bilthoven.
- Osieck E.R. & Hustings F. 1994. Lijst van bedreigde en kwetsbare vogelsoorten in Nederland. Technisch rapport Vogelbescherming Nederland 12. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Oude Voshaar, J.H. 1994. Statistiek voor onderzoekers. Wageningen Pers, Wageningen.
- Pannekoek, J. & Van Strien, A. 2001. TRIM 3 Manual. Research paper no. 0102. CBS Voorburg.
- Reijnen R. 1995. Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands. Proefschrift Rijksuniversiteit Leiden.
- Reijnen M.J.S.M., Veenbaas G. & Foppen R.B.P. 1992. Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.

Reijnen, M.J.S.M. & Foppen, R. 1991. Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels; hoofdrapport. IBN-rapport 91/1. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Reijnen, R. & R. Foppen 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers *Phylloscopus trochilus* breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.

Reijnen, R. R. Foppen, Ter Braak, C. & Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.

Reijnen, R. & R. Foppen 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32: 481-491.

Reijnen, R., R. Foppen & G. Veenbaas. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6: 567-581.

Reijnen, R., Foppen, R., Veenbaas, G. & Bussink, H. 2002. Disturbance by traffic as a threat to breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. In: Sherwood, B., Cutler, D. & Burton, J.A. (eds). *Wildlife and Roads, the ecological impact*, pp. 250-267. Imperial college Press, London.

Reijnen R., Jochem R, de Jong M., de Heer M. & Sierdsema H. 2001. LARCH VOGELS NATIONAAL. Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport 235, ISSN 1566-7197.

Sierdsema, H. 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SOVON-onderzoeksrapport 1995/04, Staatsbosbeheerrapport 1995-1.

SOVON. 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels. Naturalis/EIS/KNNV, Leiden.

Teixeira R.M. (1979). Atlas van de Nederlandse Broedvogels. SOVON, Beek-Ubbergen.

Van der Weide M. & van Turnhout C. 1998. Handleiding Atlasproject Broedvogels 1998-2000. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Van der Zande, A. N., Ter Keurs, W.J. & van der Weiden, W.J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat- evidence for long-distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321.

Broedvogels langs wegen, een nationaal perspectief
een analyse van de gevolgen van wegverkeer voor
broedvogels aan de hand van landelijke aantals- en
verspreidingsgegevens

BIJLAGEN



SOVON Onderzoeksrapport 2002/08

Bijlagen

Bijlage 1. Selectie van analyse-soorten en ecologische groepsindeling

Bijlage 2. Beschrijving van de legenda van de begroeiingstypenkaart die gebruikt wordt binnen het NEM

Bijlage 3. Naamgeving van ecodistricten en aantal onderzochte kilometerhokken per ecodistrict

Bijlage 4. Bepaling van de verkeersintensiteit per wegvak voor de eerste atlasperiode (1973-1977)

Bijlage 5. Beschrijving BACI-proef

Bijlage 6. Resultaten van de analyses van het atlasmateriaal

Bijlage 7. Selectiecriteria voor de analyse met de kilometerhokken

Bijlage 8. Resultaten van de analyses van de kilometerhokgegevens uit de atlasperiode 1998-2000

Bijlage 9. Resultaten van de trendanalyses

Bijlage 10. Selectie-criteria voor de soorten in het landelijk bestand zeldzame soorten en koloniesoorten

Bijlage 11. Resultaten van de analyses met het BMP-materiaal

Bijlage 12. Resultaten van de verschillen in de jaaranalyses voor het BMP-materiaal

Bijlage 13. Integratietabel voor de diverse analyses en eindconclusie

Bijlage 1. Selectie van analyse-soorten en ecologische groepsindeling

In het rapport van Van Kleunen en Sierdsema worden lijsten gegeven met soorten die voor de diverse analyses in aanmerking komen. Voor aggregaties van soorten is gewerkt met soortgroepen. Daarbij zijn 2 ingangen te hanteren: een ecologische en een beleidsmatige. De ecologische indeling is gebaseerd op de soortgroepsystematiek van Sierdsema (Sierdsema 1997). Bij de beleidsmatige indeling is gekozen voor de rode lijstsoortenindicatie. Per analysewijze zijn lijsten gemaakt met zekere en onzekere analyse-soorten en daarbij een indicatie van de soortgroep, een clustering in biotooptype en de Rode Lijststatus. Tabel 4.A geeft de verklaring van de gehanteerde soortgroeps-codes.

Tabel 1A. Beschrijving van de in de lijst gebruikte soortgroeps-codes (naar Sierdsema 1997)

Samenstelling en habitateisen ecologische vogelgroepen. Sierdsema, SOVON Vogelonderzoek Nederland	
Kritische soorten zijn cursief gedrukt.	
Vogelgroepen van open water	
101.	Dodaars-groep (voedselarm tot matig voedselrijk open water): Dodaars, <i>Geoorde Fuut</i> , Wintertaling, <i>Zwarte Stern</i>
102.	Slobeend-groep (kleinschalig, ondiep (matig) voedselrijk open water): Grauwe Gans, <i>Smient</i> , Krakeend, <i>Pijlstaart</i> , <i>Zomertaling</i> , Slobeend, <i>Krooneend</i> , Tafeleend, Kokmeeuw, Visdief, <i>IJsvogel</i>
103.	Kuifeend-groep (voedselrijk, open water (met of zonder waterplanten)): Fuut, Knobbelzwaan, Canadese gans, Brandgans, Nijlgans, Bergeend, Wilde Eend, Kuifeend, Meerkoet
104.	IJsvogel-groep (beken) : <i>IJsvogel</i> , Oeverzwaluw, <i>Grote Gele Kwikstaart</i> , <i>Waterspreeuw</i>
Vogelgroepen van riet- en andere verlandingsvegetaties	
201.	Roerdomp-groep (nat, vnl. overjarig rietland): <i>Roerdomp</i> , <i>Woudaapje</i> , <i>Grote Zilverreiger</i> , <i>Purperreiger</i> , <i>Lepelaar</i> , Snor, Kleine Karekiet, <i>Grote Karekiet</i> , <i>Baardmannetje</i>
202.	Rietzanger-groep (zegge-riet, nat tot verlandend; vnl. overjarig): <i>Bruine Kiekendief</i> , Waterral, Rietzanger, Rietgors
203.	Porseleinhoen-groep (natte, lage vegetaties (vnl. zeggen; incl. gemaaid riet) met ondiep water): <i>Porseleinhoen</i> , <i>Klein Waterhoen</i> , <i>Kleinst Waterhoen</i> , <i>Kwartelkoning</i> , Waterhoen, <i>Watersnip</i> , <i>Waterrietzanger</i>
204.	Blauwborst-groep (verlande rietvegetaties met plaatselijk struikopslag): Blauwborst, Sprinkhaanzanger, Krekelzanger
Vogelgroepen van pioniervegetaties, ruigten en akkers	
301.	Strandplevier-groep (schaars begroeiende zandplaten, zout tot brak): <i>Flamingo</i> , Scholekster, Kluut, Bontbekplevier, <i>Strandplevier</i> , <i>Bonte Strandloper</i> , <i>Lachstern</i> , <i>Grote Stern</i> , Visdief, <i>Noordse Stern</i> , <i>Dwergstern</i>
302.	Kleine Plevier-groep (zandplaten en zandstranden bij zoet water): Kluut, Kleine Plevier, <i>Oeverloper</i> , Visdief, <i>Dwergstern</i> , <i>Witwangstern</i> , Oeverzwaluw
303.	Scholekster-groep (open pioniervegetaties van helm en dwergstruiken (kustduinen)): Bergeend, Eidereend, <i>Blauwe Kiekendief</i> , <i>Patrijs</i> , <i>Scholekster</i> , <i>Griël</i> , Wulp, Stormmeeuw, Kleine Mantelmeeuw, Zilvermeeuw, Holenduif, <i>Velduil</i> , Veldleeuwerik, Graspieper, Tapuit, Kauw
304.	Tapuit-groep (open zandige plekken en zeer korte, schrale vegetaties (heide, stuifzand)): <i>Steenuil</i> , <i>Kuifleeuwerik</i> , <i>Boomleeuwerik</i> , <i>Duinpieper</i> , Witte Kwikstaart, Tapuit
305.	Fazant-groep (ruigten, vochtig tot nat): <i>Blauwe- en Grauwe Kiekendief</i> , <i>Patrijs</i> , Fazant, <i>Watersnip</i> , <i>Velduil</i> , Graspieper, <i>Paapje</i> , <i>Waaierstaartzanger</i>
306.	Kievit-groep (akkers): <i>Patrijs</i> , Kwartel, <i>Kwartelkoning</i> , Scholekster, Kievit, Wulp, Veldleeuwerik, Gele Kwikstaart, <i>Grauwe Gors</i>
Vogelgroepen van heidevegetaties	
401.	Korhoen-groep (open, structuurrijke heide en hoogveen grenzend aan cultuurland): Bergeend, <i>Korhoen</i> , <i>Patrijs</i> , Scholekster, Kievit, Grutto
402.	Wulp-groep (open heide en hoogveen, al dan niet grenzend aan cultuurland): Kwartel, <i>Goudplevier</i> , <i>Kemphaan</i> , <i>Watersnip</i> , Wulp, <i>Tureluur</i> , <i>Bosruiter</i> , <i>Velduil</i> , Veldleeuwerik, Graspieper, Gele Kwikstaart, <i>Paapje</i>
Vogelgroepen van grazige vegetaties	
501.	Zomertaling-groep (drassige, structuurrijke grazige vegetaties; plaatselijk open water): <i>Purperreiger</i> , <i>Ooiveaar</i> (beide i.v.m. voedsel), <i>Wintertaling</i> , <i>Zomertaling</i> , Slobeend, <i>Kemphaan</i> , <i>Watersnip</i> , Visdief, <i>Zwarte Stern</i> , <i>Velduil</i> , Gele Kwikstaart
502.	Grutto-groep (vochtige tot drassige grazige vegetaties): Krakeend, Wilde Eend, <i>Kwartelkoning</i> , Grutto, <i>Tureluur</i> , <i>Paapje</i>
503.	Veldleeuwerik-groep (natte tot droge grazige vegetaties): <i>Patrijs</i> , Kwartel, Scholekster, Kievit, Wulp, Veldleeuwerik, Graspieper, <i>Grauwe Gors</i>
Vogelgroepen van struiken en struwelen, heggen	
601.	Rietgors-groep (ruigtes en lage struwelen, veelal nat tot vochtig): Blauwborst, <i>Paapje</i> , Sprinkhaanzanger, Krekelzanger, Rietgors
602.	Roodborsttapuit-groep (lage struwelen en heggen, hoge ruigten (heide, stuifzand en hoogveen)): Roodborsttapuit, Grasmus, Fitis, <i>Grauwe Klauwier</i> , Kneu
603.	Grasmus-groep (struwelen, opslag en zeer jong bos, bosranden met struiken): Heggemus, Nachtegaal, Roodborsttapuit, Bosrietzanger, Spotvogel, Orpheusspotvogel, Braamsluiper, Grasmus, Tuinfluiter, Fitis, <i>Grauwe Klauwier</i> , Kneu
604.	Winterkoning-groep (jong bos, struiklaag in bossen): Fazant, Tortelduif, Winterkoning, Roodborst, Merel, Zanglijster, Zwartkop, Staartmees, Matkop, Goudvink
Vogelgroepen van boomgroepen, open bos en bosranden, opgaande lijnvormige begroeiingen	
701.	Buidelmees-groep (boomgroepen in rietland, rivierbegeleidend bos): Aalscholver, <i>Kwak</i> , Kleine Zilverreiger, Blauwe Reiger, <i>Zwarte Ooiveaar</i> , <i>Zwarte Wouw</i> , <i>Zeearend</i> , <i>Visarend</i> , Boompieper, Cettis Zanger, Buidelmees, <i>Roodmus</i>
702.	Geelgors-groep (open bos, bosranden, boomgroepen en kapvlakten met kale, zandige bodem): <i>Nachtzwaluw</i> , <i>Scharrelaar</i> , <i>Hop</i> , <i>Draaihals</i> , Groene Specht, Boomleeuwerik, Boompieper, Gekraagde Roodstaart, <i>Klapekster</i> , Geelgors, <i>Ortolaan</i>
70703.	Putter-groep (bomen en boomgroepen met struiken, bosranden): Kramsvogel, <i>Roodkopklauwier</i> , Ekster, Zwarte Kraai, Europese Kanarie, Groenling, Putter, Barmsijs

Vogelgroepen van opgaand gesloten bos

801. Vink-groep (opgaand bos): Houtduif, Ransuil, Koolmees, Gaai, Vink
802. Kruisbek-groep (opgaand bos met naaldbomen): *Ruigpootuil*, Goudhaan, Vuurgoudhaan, Kuifmees, Zwarte Mees, Keep, Sijs, Kruisbek, Grote Kruisbek
803. Appelvink-groep (opgaand bos met loofbomen): Houtsnip, Grote Lijster, Fluitier, Tjiftjaf, Wielewaal, Appelvink
804. Grote Bonte Specht-groep (oud opgaand bos, dood hout (holenbroeders)): *Oehoe*, Groene Specht, Zwarte Specht, Grote Bonte Specht, Gekraagde Roodstaart, Taigaboomkruiper, Boomkruiper, Spreeuw, Ringmus, Bonte Vliegenvanger (in natuurlijke holten)
805. Kleine Bonte Specht-groep (opgaand bos met loofbomen (holenbroeders)): *Kleine Bonte Specht*, Grauwe Vliegenvanger, Glanskop, Pimpelmees
806. Boomklever-groep (zwaar loofhout (holenbroeders)): Holenduif, Bosuil, *Middelste Bonte Specht*, *Kleine Vliegenvanger*, Boomklever, Kauw

Roofvogels en aaseters

807. Havik-groep (roofvogels van bossen): Wespandief, Havik, Sperwer, Buizerd, Raaf
808. Torenvalk-groep (roofvogels van open gebied met bos): *Rode Wouw*, Torenvalk, Boomvalk, *Slechtvalk*

Vogelgroepen van bebouwing

901. Zwarte Roodstaart-groep (erven, bebouwing in cultuurland): Holenduif, Turkse Tortel, *Kerkuil*, Steenuil, Gierzwaluw, Boerenzwaluw, Huiszwaluw, Witte Kwikstaart, Zwarte Roodstaart, Kauw, Spreeuw, Huismus, Ringmus

Tabel 1B. Overzicht van de onderzochte soorten met statusaanduiding en biotooptype

Bijlage 2. Beschrijving van de legenda van de begroeiingstypenkaart die gebruikt wordt binnen het NEM

Begroeiingstypen ondergebracht in klassen. Bron: begroeiingstypenkaart van Nederland 2000

Begroeiings-type Klasse	Begroeiingstype
kode	
Duinen	
B001	droog struweelduin; > 20 % struweel
B002	droog open duin; < 20 % struweel
B003	vochtig struweelduin; > 20 % struweel
B004	vochtig open duin; < 20 % struweel
B009	duin overig gebruik
Heide, hoogveen en stuifzand	
B011	droge heide; < 75 % vergrast
B012	vergraste droge heide; > 75 % vergrast
B013	natte heide; < 75 % vergrast
B014	vergraste natte heide; > 75 % vergrast
B015	hoogveen
B016	stuifzand
B017	stuifzandheide; < 75 % vergrast
B018	vergraste stuifzandheide; > 75 % vergrast
B108	Droge heide vergrassing onbekend
B109	Natte heide vergrassing onbekend
B110	Stuifzandheide vergrassing onbekend
Moeras	
B005	duinmoeras
B006	duinmeer
B019	jong riet zeeklei
B020	oud riet zeeklei
B021	open moeras zeeklei; < 20 % bos en bosopslag
B022	halfopen moeras zeeklei; 20 - 60 % bos en bosopslag
B024	natte ruigte zeeklei; uit CBS-bodemstatistiek
B025	jong riet veen
B026	oud riet veen
B027	open moeras laagveen; < 20 % bos en bosopslag
B028	halfopen moeras laagveen; 20 - 60 % bos en bosopslag
B030	natte ruigte laagveen; uit CBS-bodemstatistiek
B031	jong riet rivierklei
B032	oud riet rivierklei
B033	open moeras rivierklei; < 20 % bos en bosopslag
B034	halfopen moeras rivierklei; 20 - 60 % bos en bosopslag
B036	natte ruigte rivierklei; uit CBS-bodemstatistiek
B037	jong riet zand
B038	oud riet zand
B039	open moeras zand; < 20 % bos en bosopslag
B040	halfopen moeras zand; 20 - 60 % bos en bosopslag
B042	natte ruigte zand; uit CBS-bodemstatistiek
B500	nieuw' riet
Agrarisch-bouwland	
B043	akker zeeklei
B047	halfopen agra zeeklei
B048	gesloten agra zeeklei
B049	akker veen
B055	akker rivierklei
B061	akker zand
Agrarisch-grasland	
B044	nat gras zeeklei; (gt 1-2)
B045	vochtig gras zeeklei (gt 3)
B046	droog gras zeeklei (gt > 3)
B050	nat gras veen (gt 1-2)
B051	vochtig gras veen (gt 3)
B052	droog gras veen (gt > 3)
B053	halfopen agra veen
B054	gesloten agra veen
B056	nat gras rivierklei (gt 1-2)
B057	vochtig gras rivierklei (gt 3)
B058	droog gras rivierklei (gt > 3)
B059	halfopen agra rivierklei

Begroeiings-type Klasse	Begroeiingstype
kode	
B060	gesloten agra rivierklei
B062	nat gras zand (gt 1-2)
B063	vochtig gras zand (gt 3)
B064	droog gras zand (gt > 3)
B065	halfopen agra zand
B066	gesloten agra zand
B113	Overig agrarisch gebied
B114	Ruig open grasland
Loofbos-jong	
B115	Bosopslag open; 20 - 60 % kroonbedekking
B116	Bosopslag gesloten; > 60 % kroonbedekking
B118	Opslag in nat natuurlijk terrein; 20-60 % kroonbedekking
B119	Opslag in nat natuurlijk terrein; > 60 % kroonbedekking
B206	voedselarm gemengd bos, 13 - 40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B209	voedselarm loofbos, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B215	matig voedselrijk gemengd bos, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B218	matig voedselrijk loofbos, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B224	voedselrijk gemengd bos, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B227	voedselrijk loof inheems, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B229	voedselrijk loof, exoten, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B255	Hakhout
B256	Griend
Loofbos-oud	
B023	moerasbos zeeklei; > 60 % bos en bosopslag
B029	moerasbos laagveen; > 60 % bos en bosopslag
B035	moerasbos rivierklei; > 60 % bos en bosopslag
B041	moerasbos zand; > 60 % bos en bosopslag
B204	voedselarm gemengd bos, > 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B205	voedselarm gemengd bos, 40 - 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B207	voedselarm loofbos, > 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B208	voedselarm loofbos, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B213	matig voedselrijk gemengd bos, >80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B214	matig voedselrijk gemengd bos, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B216	matig voedselrijk loofbos, > 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B217	matig voedselrijk loofbos, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B222	voedselrijk gemengd bos, >80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B223	voedselrijk gemengd bos, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B225	voedselrijk loof inheems, > 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B226	voedselrijk loof inheems, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B228	voedselrijk loof, exoten, > 40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B230	nat loofbos in laagveen; > 60 % kroonbedekking
B231	nat loofbos op kleigronden ; > 60 % kroonbedekking
B232	nat loofbos op kleigronden ; > 60 % kroonbedekking
B233	nat loofbos op zandgronden; > 60 % kroonbedekking
B235	nat loofbos in duin; > 60 % kroonbedekking
B241	nat gemengd bos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B243	voedselarm gemengd bos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B244	voedselarm loofbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B246	matig voedselrijk gemengd bos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B247	matig voedselrijk loofbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B249	voedselrijk gemengd bos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B250	voedselrijk loofbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B251	nat loofbos in laagveen; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B252	nat loofbos op kleigronden; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B253	nat loofbos in duin; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B258	nat gemengd bos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B262	voedselarm gemengd bos; 20 - 60 % kroonbedekking
B263	voedselarm loofbos; 20 - 60 % kroonbedekking
B264	matig voedselrijk naaldbos; 20 - 60 % kroonbedekking
B265	matig voedselrijk gemengd bos; 20 - 60 % kroonbedekking
B266	matig voedselrijk loofbos; 20 - 60 % kroonbedekking
B268	voedselrijk gemengd bos ; 20 - 60 % kroonbedekking
B269	voedselrijk loof; 20 - 60 % kroonbedekking
B270	nat loof in laagveen; 20 - 60 % kroonbedekking
B271	nat loof op kleigronden; 20 - 60 % kroonbedekking
B272	nat loofbos op zandgronden; 20 - 60 % kroonbedekking
B273	nat loofbos in duin; 20 - 60 % kroonbedekking
B275	nat naaldbos; 20 - 60 % kroonbedekking
B276	nat gemengd bos; 20 - 60 % kroonbedekking
B280	overig bos op heuvelland

Begroeiings-type Klasse	Begroeiingstype
<hr/>	
kode	
<hr/>	
B281	overig bos op hogere zandgronden
B282	overig bos in zeekleigebieden
B283	overig bos in rivierkleigebieden
B284	overig bos in laagveengebied
B285	overig bos in duingebied
B286	overig bos in afgesloten zeearmen
<hr/>	
Naaldbos	
B201	voedselarm naaldbos >80 jaar ; > 60 % kroonbedekking
B202	voedselarm naaldbos, 40 - 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B203	voedselarm naaldbos, 13- 40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B210	matig voedselrijk naaldbos, > 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B211	matig voedselrijk naaldbos, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B212	matig voedselrijk naaldbos, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B219	voedselrijk naaldbos, > 80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B220	voedselrijk naaldbos, 40-80 jaar; > 60 % kroonbedekking
B221	voedselrijk naaldbos, 13-40 jaar; > 60 % kroonbedekking
B236	nat naaldbos; > 60 % kroonbedekking
B242	voedselarm naaldbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B245	matig voedselrijk naaldbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B248	voedselrijk naaldbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B257	nat naaldbos; > 60 % kroonbedekking, leeftijd onbekend
B261	voedselarm naaldbos; 20 - 60 % kroonbedekking
B267	voedselrijk naald; 20 - 60 % kroonbedekking
<hr/>	
Stedelijk en overige bebouwing	
B301	Sportvelden
B302	Parken
B303	Vliegvelden
B304	Volkstuinen
B305	Stortplaatsen
B306	Sociaal culturele voorzieningen
B307	Industrie groen
B308	Industrie grijs
B309	Industrie open water
B310	Bebouwd groen
B311	Bebouwd grijs
B312	Bebouwd open water
B315	open, oude bebouwing
B316	open, vooroorlogse bebouwing
B317	open, naoorlogs, vijftiger jaren
B318	open, zestiger jaren
B319	open, zeventiger jaren
B320	open, tachtiger jaren
B321	open, negentiger jaren
B322	gesloten, oude bebouwing
B323	gesloten, vooroorlogse bebouwing
B324	gesloten, naoorlogs, vijftiger jaren
B325	gesloten, zestiger jaren
B326	gesloten, zeventiger jaren
B327	gesloten, tachtiger jaren
B328	gesloten, negentiger jaren
B330	open, geen bouwjaarklasse bekend
B331	geen bouwtype bekend, oude bewoning
B332	gesloten, geen bouwjaarklasse bekend
B333	geen bouwtype bekend, vooroorlogse bebouwing
B335	geen bouwtype bekend, naoorlogs, vijftiger jaren
B336	geen bouwtype bekend, zestiger jaren
B337	geen bouwtype bekend, zeventiger jaren
B338	geen bouwtype bekend, tachtiger jaren
B339	geen bouwtype bekend, negentiger jaren
B340	Wel bebouwing volgens bodemstatistiek 1993
B400	infrastructuur
<hr/>	
Overige begroeiingstypen	
B007	kwelder
B008	strand
B010	drooggevallen gronden in afgesloten zeearmen
B107	Open water
B111	Droog natuurlijk terrein uit CBS-bodemstatistiek
B112	Open water in heide/hoogveen terreinen
<hr/>	

Bijlage 3. Naamgeving van ecodistricten en aantal onderzochte kilometerhokken per ecodistrict

Ecodistrictcode	Naam	ecoregioklasse	aantal hokken
D1	KALKRIJKE DUINEN	1	74
D2	KALKARME DUINEN	2	100
H1	STRANDWALLENGEBIED	1	98
H2	RIVIERENGEBIED	3	1027
H3	JONGE INDIJKINGEN	4	1166
H4	ZEEKLEI-INVERSIELANDSCHAP	5	985
H5	LAAGVEENGEBIED	6	932
H6	DROOGMAKERIJEN	6	272
H7	POLDERS	7	528
H8	DELTAGEBIEDEN	8	68
L1	KRIJTLANDSCHAP	9	79
L2	LOSSGEBIED	9	93
P1	MIDDENNEDERLANDS STUWWALLENCOMPLEX	10	523
P10	GLACIAAL BEKKEN	10	170
P11	PUINWAAIERLANDSCHAP	10	88
P12	HOOGVEEN(ONTGINNINGS)LANDSCHAP	11	457
P13	BEEKDALCOMPLEXEN	12	210
P14	CENTRALE SLENKGEBIED	13	676
P2	GEISOLEERDE STUWWALLEN	12	154
P3	GEISOLEERD KEILEEMPLATEAU	12	953
P4	PLEISTOCENE OPDUIKINGEN	6	107
P5	OVERIGE KEILEEMGEBIEDEN	12	240
P6	HORSTEN	3	350
P7	OUDE RIVIERTERRASSENLANDSCHAP	3	221
P8	ZUIDWEST-NEDERLANDS RIVIERZANDGEBIED	14	501
P9	OOSTNEDERLANDS DEKZANDGEBIED	12	701
S	STEDELIJK GEBIED	15	346
W1	SEDIMENTATIEBEKKENS	16	14
W2	GROTE VERZOETE BINNENZEEEN	16	20
W3	RANDMEREN	7	13
W4	VERZOETENDE ESTUARIA	16	15
W5	VERZOETE ZEEARM	16	27
W6	BRASSE MEREN	16	4
Z1	ESTUARIA	16	16
Z2	ZOUTE MEREN	16	7
Z3	ZEEARMEN	16	16
X	OVERIGE	17	3

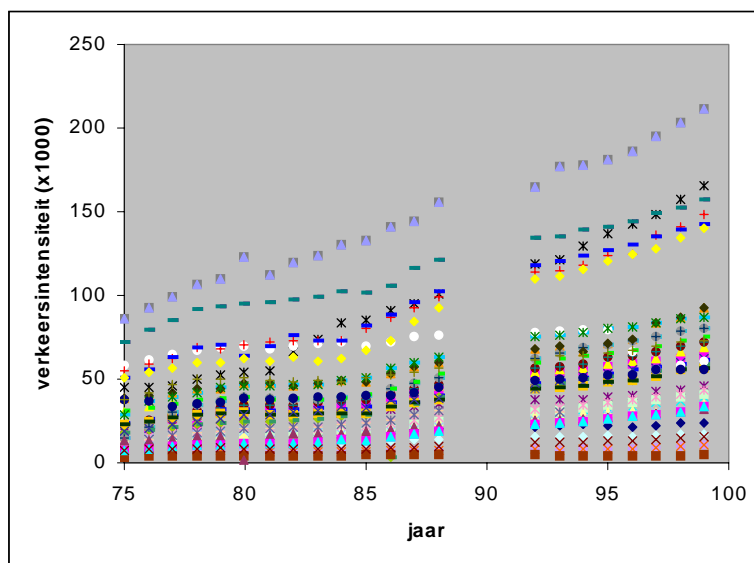
Bijlage 4. Bepaling van de verkeersintensiteit per wegvak voor de eerste atlasperiode (1973-1977).

Werkwijze

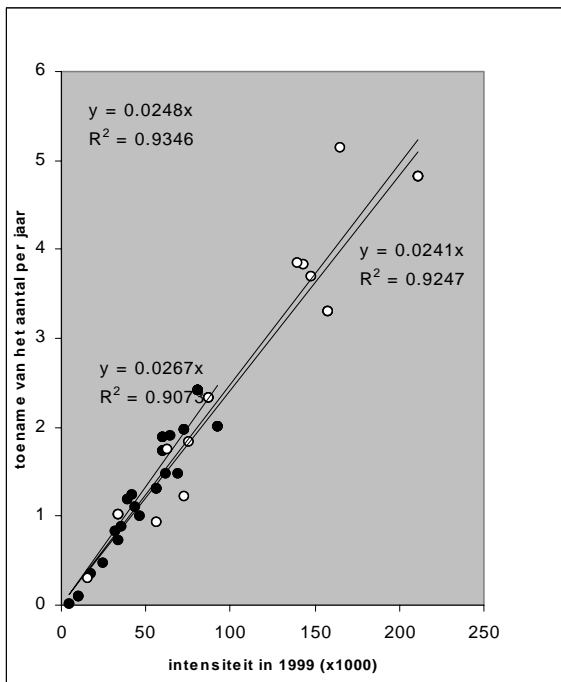
Uit de periode 1992 tot en met 1999 is gewerkt met DWW bestanden waarin voor 994 wegvakken verkeersintensiteiten zijn aangegeven. Deze bestanden (per jaar) zijn gekoppeld aan het GIS-bestand met de wegenlegger en deze zijn vervolgens als een dBase-file uitgedraaid. Van een 50-tal wegvakken zijn analoge verkeersgegevens vanaf 1975 bekend uit jaarlijks gepubliceerde verkeersrapporten. Deze gegevens zijn toegevoegd aan de dBase file. De 49 reeksen die de periode 1975-1999 beslaan (24 jaar) zijn de basis voor de analyse. Per reeks is de best fittende regressielijn bepaald (lineair, exponentieel of parabool) en de bijbehorende functie is gebruikt om een jaarlijkse toename te berekenen. Daarna is de gemiddelde jaarlijkse toename bepaald waarbij getoetst is of hierbij regionale verschillen een rol spelen. De uiteindelijke functie is gebruikt om voor alle wegvakken met alleen gegevens uit de periode 1992-99, vanuit de waarden in 1999 te voorspellen wat de verkeersintensiteit in 1975 moet zijn geweest.

Resultaten

In tabel A en Figuur A staan de gegevens weergegeven van de 49 reeksen. Uit de vergelijking en van de regressielijnen blijkt dat een lineaire regressielijn de beste fit geeft (voor de meeste reeksen is de R^2 hoger dan 0.9). De onderliggende functie is gebruikt om voor alle wegstukken voor 1975 de verkeersintensiteit te schatten.



Figuur A. Overzicht van de verkeersintensiteiten (voertuigen per etmaal) voor 49 wegvakken met reeksen uit de periode 1975-99.



Figuur B. Regressie van toename op verkeerintensiteit in 1999. Aangegeven zijn de vergelijkingen voor de Randstad (open bolletjes), de rest van het land (dichte bolletjes) en het totaal.

Uitgaande van deze regressielijnen is de jaarlijkse toename berekend, deze blijkt af te hangen van het niveau van de intensiteiten. Daartoe is een regressie opgesteld van toename op intensiteit 1999. De daaruit voortvloeiende regressiecoëfficiënt blijkt een zeer goede voorspeller van de jaarlijkse toename (Figuur B). Met behulp van deze coëfficiënt is het niveau in 1975 te bepalen. Dit is vervolgens voor alle 994 wegvakken gedaan, met dien verstande dat wegen die in 1975 nog niet bestonden op 0 zijn gezet. Er bleek geen statistisch aantoonbaar verschil tussen de regio's en tussen een set van de randstad en de rest van het land.

Bijlage 5. Beschrijving BACI-proef

Selectie van Atlasblokken

Bij de selectie van Atlasblokken voor de BACI-proef is in eerste instantie gekeken naar de volledigheid van de broedvogelgegevens. Hierbij is gebruik gemaakt van de expert-kennis van de coördinator van het broedvogelatlasproject 1998-2000: J.W. Vergeer (SOVON). Voor 39 Atlasblokken geldt het oordeel dat de verspreidingsgegevens uit 1973-1977 of 1998-2000 onvolledig of onbetrouwbaar zijn. Deze zijn niet in de BACI-selectie opgenomen. Zodoende kon de selectie Atlasblokken met Nederlands grondgebied en broedvogels worden ingeperkt tot 1636.

Als vervolgstap is een kort onderzoek uitgevoerd naar de relatie tussen de aanwezigheid/aanleg van rijkswegen en niet direct aan rijkswegenaanleg gerelateerde ontwikkelingen. Aanleg van of de aanwezigheid van rijkswegen kan gepaard gaan met of gevolgd worden door andere veranderingen die van invloed kunnen zijn op het voorkomen van broedvogels.

Er is nagegaan of veranderingen in de oppervlakte bebouwing of bos verschillen tussen de drie BACI-categorieën. Daartoe zijn de 1636 Atlasblokken onderverdeeld in BACI-categorieën volgens de criteria, beschreven in tabel 3. Oppervlakte bebouwing en bos per Atlasblok zijn afgeleid uit de CBS-bodemstatistiek 1996 en een aangepaste kaart voor de situatie rondom 1975. Vervolgens is door toepassing van een chi-kwadraat toets nagegaan of de veranderingen van de oppervlakte bos en stad tussen 1975 en 1998 verschillen. De resultaten worden in detail beschreven in bijlage 5. Het komt er op neer dat de veranderingen in oppervlakte bos tussen de drie BACI-categorieën niet verschillen, maar die van oppervlakte bebouwing wel. De toename in bebouwing is in de BACI-categorieën 2 en 3 (met rijkswegen en aangelegde rijkswegen) significant groter dan in BACI-categorie 1 (referentie).

Het is niet denkbeeldig dat veranderingen in de broedvogelbevolking het gevolg zijn van stadsuitbreiding in plaats van de aanleg van een rijksweg of toename van verkeersintensiteit. Daarom zijn Atlasblokken waarin een forse uitbreiding van de bebouwing heeft plaatsgevonden (>10% oppervlak) niet in de BACI-proef opgenomen. Het gaat om 173 Atlasblokken, zodat de selectie voor de uiteindelijke analyse ingekrompen is tot 1463.

De 1463 geselecteerde Atlasblokken met land zijn zoals weergegeven in tabel 2 gecategoriseerd voor de BACI-proef. Hierbij is als criterium voor toename van de lengte rijksweg in een Atlasblok een toename van minimaal 10% gesteld. Kleinere veranderingen kunnen namelijk het gevolg zijn van onnauwkeurigheden in de GIS-bestanden waarmee de lengteveranderingen zijn berekend. Er is bij de indeling geen rekening worden gehouden met verbredingen van bestaande rijkswegen. In tabel 1 is de categorie 3 nog onderverdeeld in sub-categorieën van Atlasblokken waar in 1975 geen en wel rijkswegen lagen. Vanwege het kleine aantal Atlasblokken zijn de twee sub-categorieën samengevoegd.

Tabel 1. Verdeling van de Atlasblokken over drie categorieën volgens de BACI-opzet

	1. "Referentie"	2. "Verkeer"	3. "Wegenaanleg"	
lengte 1975	0	>0	0	>0
lengte 1999	0	>0, maar toename <10%	>0	toename >10%
n Atlasblokken	682	543	90	148
ΔLengte gem. (km)	0	0,01	3.8	3.3

Standaardisatie presentiegegevens

De status van een broedvogelsoort in een atlasblok is voor de broedvogelatlasprojecten onderverdeeld in een viertal categorieën: afwezig, mogelijk broedend, waarschijnlijk broedend en zeker broedend. Voor de BACI-proef zijn deze vier categorieën gereduceerd tot twee: afwezig en aanwezig. De categorie "mogelijk broedend" is ondergebracht in de nieuwe categorie "afwezig" en de categorie "waarschijnlijk" broedend in de nieuwe categorie "aanwezig".

Analyse-methode

Om de invloed van verkeer en wegeaanleg op de aanwezigheid van broedvogels te kunnen vaststellen, worden de presentieveranderingen tussen de BACI-categorieën vergeleken. Het eenvoudigst kan dit worden gedaan door simpelweg het verschil van de presentie-waarden voor 1998 en 1975 te berekenen. Een voorwaarde is dan dat voor een soort de presentie in 1975 voor alle drie de BACI-categorieën gelijk is. Immers het aantal Atlasblokken waar een soort kan verschijnen of verdwijnen is afhankelijk van het aantal Atlasblokken waar de soort aanwezig is in 1975. De presentiewaarden verschillen voor 1975 (P_{x75}) tussen de BACI-categorieën voor veel soorten. Dus is gezocht naar een andere manier om de presentieveranderingen tussen de BACI-categorieën te vergelijken.

Voor de BACI-categorieën waarin de invloed van verkeer en wegeaanleg wordt gemeten, wordt het absolute aantal Atlasblokken berekend waar de soort is verschenen, verdwenen en zich heeft gehandhaafd of in beide periodes afwezig was. Dit is de waargenomen verdeling. Vervolgens wordt de verwachte verdeling berekend met behulp van de gegevens uit de Referentie-categorie, als volgt: Het verwachte aantal Atlasblokken waar de soort is verschenen, wordt berekend door het aantal Atlasblokken waar de soort niet voorkwam in 1975 in de "effect-categorie" te vermenigvuldigen met het quotiënt van het aantal Atlasblokken waar de soort is verschenen en het aantal Atlasblokken waar de soort niet voorkwam in 1975 in de Referentie-categorie. Op vergelijkbare wijze wordt het verwachte aantal atlasblokken berekend waar de soort is verdwenen, maar dan op basis van het aantal blokken waar de soort in de Referentie-categorie is verdwenen en het aantal Atlasblokken waar de soort in 1975 wel present was. In het resterende aantal Atlasblokken is de presentie niet veranderd.

Met behulp van een chi-kwadraat toets wordt getest of de waargenomen verdeling van presentieve-

randeringen afwijkt van de verwachte. Een significante chi-kwadraatwaarde geeft alleen aan dat de verdelingen afwijken, maar zegt niets over de richting van de afwijking; is de deze veroorzaakt door een verschil in toename of een verschil in afname en in welke richting wijst het verschil? Daarom zijn de verschillen van de toenames en afnames tussen de BACI-categorieën apart berekend en is, indien ze naar de tegengestelde richting wijzen (bijvoorbeeld een soort is in dezelfde categorie sterker toegenomen, maar ook sterker afgenomen) het aandeel van beide componenten in de chi-kwadraat waarde berekend. Indien beide bijdragen aan de chi-kwadraat waarde, kan er geen uitspraak worden gedaan over de richting van het verschil. De mate van significantie is in de resultaten gehanteerd als maat voor de grootte van het effect.

Resultaten

Tabel 2 weergeeft de resultaten van de BACI-proef per soort. Opvallend is dat maar liefst 48 soorten het significant positief verschil laten zien in Atlasblokken met bestaande rijkswegen dan in Atlasblokken zonder rijkswegen. Voor slechts acht soorten is dit significant negatief. De vergelijking tussen Atlasblokken met aangelegde rijkswegen en zonder rijkswegen levert hetzelfde beeld op (32 *versus* zeven soorten). De top-5 van soorten die een positief verschil laten zien in Atlasblokken met rijkswegen wordt gevormd door: Sperwer, Boomvalk, Roek, Huiszwaluw en Blauwe Reiger. Die van soorten die het slechter doen bestaat uit: Baardmannetje, Kwartel, Wulp, Rietzanger en Tapuit. Met uitzondering van de Huiszwaluw bestaat de eerst genoemde top-5 uit soorten, waarvan de landelijke verspreiding is toegenomen. Deze soorten hebben zich sterker uitgebreid in Atlasblokken met rijkswegen, dan in Atlasblokken zonder. Bij soorten die landelijk zijn afgenomen speelt naast een sterkere toename ook een minder sterkere afname in Atlasblokken met wegen een rol, naast de Huiszwaluw zijn Patrijs en Grutto opmerkelijke voorbeelden van dergelijke soorten. Bij de soorten die het slechter doen in Atlasblokken met rijkswegen ligt de oorzaak vooral in een sterkere afname, uitzonderingen zijn Wulp en het Baardmannetje, die er juist minder zijn toegenomen.

Merkwaardige gevallen zijn soorten als Kuifeend, Kleine Plevier, Snor en het Vuurgoudhaantje; bij deze soorten zijn de verschillen tussen Atlasblokken waar de soort is toegenomen en waar de soort is afgenomen, tegengesteld.

Vergeleken met de categorie “Verkeer” laat de categorie “Wegenaanleg” veel minder significante verschillen zien, wat mogelijk te maken heeft met het relatief kleine aantal Atlasblokken van de categorie “Wegenaanleg”. Niettemin is het algemene patroon vergelijkbaar tussen beide categorie. Twee uitzonderingen zijn de Kievit en de Grasmus, die een tegengesteld effect laten zien.

De categorieën “Wegenaanleg” en “Verkeer” zijn bovendien onderling vergeleken. Relatief weinig soorten laten significante verschillen zien. Drie soorten, van open terrein, doen het slechter in de categorie “Verkeer” en 11 soorten, voornamelijk bosvogels doen het slechter in de categorie “Wegenaanleg”.

Een nadere analyse van de resultaten door soorten in te delen naar hun voorkeursbiotoop. Dat laat zien dat met name soorten van bossen, open water en bebouwde milieu’s positief (of minder negatief)

reageren op de aanwezigheid of aanleg van rijkswegen. Bij weide- en akkervogels en moerasvogels is er geen duidelijke voorkeur en soorten van heidegebieden doen het vaker slechter in Atlasblokken met rijkswegen.

Tenslotte is gekeken naar het gedrag van kritische soorten. Dit is gedaan door bedreigde of kwetsbare soorten, van de Rode Lijst te selecteren (Osieck & Hustings 1994). Het blijkt dat het aantal soorten dat het slechter en beter doet in Atlasblokken met (aangelegde) rijkswegen ongeveer gelijk is.

Tabel 2. Overzicht van de resultaten van de BACI-proef per soort. In de tweede kolom wordt de landelijke presentieverandering van de soort weergegeven. In de daaropvolgende kolommen worden de presentieverandering tussen de BACI-categorieën vergeleken. Een “+” geeft aan dat de soort in de als eerste genoemde categorie minder is afgenomen of sterker is toegenomen; hij “heeft het er dus beter gedaan”. Een “-“ betekent uiteraard het omgekeerde. “+/-“ of “-/+” betekent dat het verschil in toename grotendeels wordt gecompenseerd door het verschil in afname of andersom. “ns” betekent dat er op grond van de chi-kwadraat toets geen significant verschil was tussen beide categorieën, wat betreft de presentieveranderingen. “+” betekent dat er een significant verschil was als een 90%-betrouwbaarheidsinterval wordt gehanteerd (p<0,1) etc. *: p<0,05, **:p<0,01, ***p<0,001.

soort	landelijk P98-P75 (%)	Verkeer t.o.v. Referentie	Wegenaanleg t.o.v. Referentie	Wegenaanleg t.o.v. Verkeer
Dodaars	-4,0	ns	ns	ns
Fuut	23,6	+	***	+
Roerdomp	-8,7	ns	ns	ns
Blauwe Reiger	7,0	+	***	+
Knobbelzwaan	12,9	+	***	+
Grauwe Gans	26,2	+	*	+
Krakeend	21	+	*	+/-
Wintertaling	-20,7	ns	-	*
Zomertaling	-17,9	ns	ns	ns
Slobeend	-9	ns	ns	-
Tafeleend	-1,3	ns	ns	ns
Kuifeend	22,3	+/-	***	***
Bruine Kiekendief	17,5	ns	ns	ns
Havik	39,4	+	***	ns
Sperwer	43,5	+	***	***
Torenvalk	1,2	+	**	+
Boomvalk	7,2	+	***	+
Patrijs	-30,1	+	***	+
Kwartel	24,6	-	**	-
Fazant	-6,8	ns	+	***
Waterral	-2,5	ns	ns	+
Porseleinhoen	4,8	ns	ns	ns
Kwartelkoning	7,8	ns	ns	ns
Waterhoen	-4,1	+	*	***
Scholekster	2,8	+	*	+
Kleine Plevier	11,1	+/-	***	+
Kievit	-3,0	+	*	-
Watersnip	-34,3	ns	ns	ns
Houtsnip	-3,5	-	+	ns
Grutto	-13,9	+	*	ns
Wulp	1,5	-	**	ns
Tureluur	-10,3	ns	ns	ns
Kokmeeuw	-5,9	ns	ns	ns
Visdief	-3,7	ns	ns	ns
Zwarte Stern	-10,7	ns	ns	ns
Holenduif	17,7	+	***	+
Zomertortel	-16,3	ns	ns	ns
Koekoek	-9,2	+	***	+
Kerkuil	23,9	+	**	ns
Steenuil	-9,7	+	***	+
Bosuil	11,6	+	***	ns
Ransuil	-7,4	+	**	ns
Nachtzwaluw	-4,2	-	+	ns
Groene Specht	5,1	+	***	+
Zwarte Specht	1,6	ns	ns	ns
Grote Bonte Specht	17,5	+	***	+
Kleine Bonte Specht	16,5	+	***	ns
Boomleeuwerik	6,1	ns	ns	-
Veldleeuwerik	-8,3	ns	ns	+
Oeverzwaluw	-8,1	ns	+	ns
Huiszwaluw	-8,1	+	***	+/+

Broedvogels en wegverkeer, een nationaal perspectief

soort	landelijk P98-P75 (%)	Verkeer t.o.v. Referentie	Wegenaanleg t.o.v. Referentie	Wegenaanleg t.o.v. Verkeer
Boompieper	-4,4	ns	ns	ns
Graspieper	-7,1	ns	-	+
Gele Kwikstaart	-10,7	ns	ns	ns
Nachtegaal	-12,9	+	+	***
Blauwborst	33,1	ns	ns	ns
Zwarte Roodstaart	23,0	ns	ns	ns
Gekraagde Roodstaart	-11,3	ns	+/-	*
Paapje	-15,9	ns	ns	ns
Roodborsttapuit	-1,6	ns	ns	-/+
Tapuit	-17,5	-	ns	ns
Grote Lijster	5,3	+	+	*
Sprinkhaanzanger	7,0	-	-/+	+
Snor	-9,0	+/-	ns	ns
Rietzanger	-15,1	-	ns	ns
Spotvogel	-7,7	ns	+	*
Braamsluiper	-0,3	+	+	+
Grasmus	0,8	+	-	*
Tuinfluit	3,7	+	+	*
Zwartkop	13,9	+	+	ns
Fluiter	-4,4	+	ns	ns
Goudhaantje	6,2	+	ns	ns
Vuurgoudhaantje	7,7	+/-	ns	-
Grauwe Vliegenvanger	0,1	+	ns	ns
Bonte Vliegenvanger	5,8	+	ns	ns
Baardmannetje	-0,6	-	-	*
Staartmees	15,0	+	+	***
Glanskop	-5,7	ns	ns	ns
Matkop	-3,4	ns	+	***
Kuifmees	3,1	+	ns	ns
Zwarte Mees	0,3	ns	ns	ns
Boomklever	17,1	+	+	*
Boomkruiper	12,6	+	+	**
Wielewaal	-14,3	+	+	ns
Vlaamse Gaai	15,5	+	+	***
Kauw	6,2	+	+	*
Roek	8,4	+	+	***
Raaf	5,1	ns	ns	ns
Ringmus	-1,7	+	+	*
Putter	29,0	+	ns	ns
Sijs	7,2	ns	ns	ns
Kneu	-3,2	ns	ns	ns
Kruisbek	12,2	+	ns	ns
Goudvink	-4,5	+	-/+	+
Appelvink	19,3	+	ns	-
Geelgors	-12,0	ns	-	*
Rietgors	-7,9	+	ns	-

Bijlage 6. Resultaten van de analyse van de verschillen tussen de atlasperiodes 1973-77 en 1998-2000

Soort	Soortgroep	Biotoop	Aantal	invloed	invloed	invloed	invloed
			uurhokken	stad	bos	verkeer	aanleg
Kauw	901	bebouwing	187	ns	ns	neg*	pos*
Ringmus	901	bebouwing	142	pos***	neg***	neg~	ns
Kuifleeuwerik	901	bebouwing	487	pos~	pos~	ns	ns
Kerkuil	901	bebouwing	609	ns	neg***	ns	neg~
Zwarte Roodstaart	901	bebouwing	458	ns	neg**	ns	ns
Groenling	901	bebouwing	163	ns	neg~	ns	pos~
Huiszwaluw	901	bebouwing	170	pos~	ns	ns	pos*
Steenuil	901	bebouwing	408	ns	ns	ns	ns
Putter	703	cultuur	633	pos*	neg*	ns	ns
Blauwe Reiger	701	cultuur	377	ns	pos***	ns	ns
Grutto	502	grasland	311	neg**	ns	neg*	ns
Zomertaling	501	grasland	501	ns	ns	neg**	ns
Graspieper	503	grasland	237	ns	neg***	neg~	ns
Wulp	402	grasland	297	ns	pos~	neg~	ns
Wintertaling	501	grasland	571	ns	ns	ns	ns
Paapje	502	grasland	426	pos*	neg*	ns	ns
Scholekster	303	grasland	145	ns	pos**	ns	ns
Zwarte Stern	501	grasland	195	ns	ns	ns	neg~
Watersnip	501	grasland	605	ns	ns	ns	ns
Gele Kwikstaart	501	grasland	342	neg**	neg*	ns	neg***
Kwartelkoning	502	grasland	240	ns	ns	ns	ns
Veldleeuwerik	503	grasland	148	neg*	neg~	ns	ns
Patrijs	306	grasland	484	ns	pos**	ns	ns
Tureluur	402	grasland	293	ns	ns	ns	ns
Kwartel	306	heide	595	ns	neg**	neg*	ns
Nachtzwaluw	702	heide	139	ns	ns	ns	ns
Boompieper	702	heide	325	pos***	ns	ns	ns
Gekraagde Roodstaart	702	heide	356	pos***	neg*	ns	ns
Geelgors	702	heide	264	ns	neg~	ns	neg~
Boomleeuwerik	702	heide	235	neg**	ns	ns	ns
Tapuit	304	heide	376	ns	ns	ns	ns
Baardmanetje	201	moeras	159	neg~	ns	neg*	neg~
Roerdomp	201	moeras	238	ns	ns	neg*	ns
Rietzanger	202	moeras	441	neg*	ns	neg~	neg**
Snor	201	moeras	239	ns	ns	ns	ns
Waterral	202	moeras	415	ns	ns	ns	ns
Bruine Kiekendief	202	moeras	425	neg***	ns	ns	ns
Rietgors	601	moeras	279	ns	neg*	ns	ns
Sprinkhaanzanger	204	moeras	432	pos*	ns	ns	ns
Porseleinhoen	203	moeras	169	ns	neg~	ns	ns
Blauwborst	204	moeras	605	ns	ns	ns	ns
Ransuil	801	naaldbos	380	pos~	ns	neg***	neg**
Zwarte Mees	802	naaldbos	178	ns	ns	neg~	neg*
Kuifmees	802	naaldbos	167	ns	ns	ns	ns
Sijs	802	naaldbos	188	ns	ns	ns	ns
Goudhaantje	802	naaldbos	222	ns	ns	ns	ns
Vuurgoudhaantje	802	naaldbos	296	ns	neg*	ns	ns
Kruisbek	802	naaldbos	216	neg*	ns	ns	ns
Dodaars	101	open water	480	neg**	ns	neg~	neg**
Grauwe Gans	102	open water	428	neg**	ns	neg~	ns
Knobbelzwaan	103	open water	447	ns	ns	ns	ns
Fuut	103	open water	462	ns	ns	ns	ns
Tafeleend	102	open water	292	neg*	ns	ns	ns
Kokmeeuw	102	open water	285	neg***	pos~	ns	ns
Slobeend	102	open water	369	neg**	ns	ns	ns
Kuifeend	103	open water	477	ns	ns	ns	neg**
Ijsvogel	104	open water	294	ns	pos~	ns	ns
Krakeend	102	open water	408	neg**	ns	ns	ns
Boomklever	806	oud bos	327	ns	ns	neg**	ns
Bosuil	806	oud bos	309	pos~	ns	neg***	neg*
Vink	801	oud bos	155	pos**	neg**	neg~	ns
Bonte Vliegenvanger	804	oud bos	360	ns	ns	neg~	ns
Houtsnip	803	oud bos	288	pos***	neg*	neg~	ns
Torenvalk	808	oud bos	158	neg***	ns	ns	ns
Buizerd	801	oud bos	738	ns	neg~	ns	ns
Roek	808	oud bos	296	pos*	ns	ns	ns
Havik	807	oud bos	648	ns	ns	ns	ns
Boomvalk	808	oud bos	626	ns	ns	ns	ns
Sperwer	807	oud bos	784	ns	ns	ns	ns
Fluiter	803	oud bos	335	ns	neg***	ns	ns
Appelvink	803	oud bos	385	ns	neg*	ns	neg~

Grote Bonte Specht	804	oud bos	326	ns	ns	ns	ns
Grote Lijster	803	oud bos	286	ns	neg*	ns	ns
Zwarte Specht	804	oud bos	160	ns	ns	ns	ns
Wielewaal	803	oud bos	470	pos***	ns	ns	ns
Glanskop	805	oud bos	238	pos*	ns	ns	neg~
Boomkruiper	804	oud bos	302	pos*	ns	ns	neg~
Groene Specht	804	oud bos	346	pos***	neg***	ns	ns
Grauwe Vliegenvanger	805	oud bos	266	ns	neg***	ns	ns
Kleine Bonte Specht	805	oud bos	401	ns	neg**	ns	neg~
Holenduif	806	oud bos	359	ns	ns	ns	ns
Kleine Plevier	302	pionier	428	ns	ns	neg~	ns
Visdief	302	pionier	347	neg~	neg***	ns	ns
Oeverzwaluw	302	pionier	451	ns	pos*	ns	ns
Koekoek	603	struweel/jong bos	185	ns	ns	neg*	ns
Fazant	604	struweel/jong bos	145	ns	ns	neg*	ns
Matkop	604	struweel/jong bos	249	pos***	ns	neg*	ns
Zomertortel	604	struweel/jong bos	366	pos~	neg~	neg**	ns
Spotvogel	603	struweel/jong bos	189	ns	ns	neg**	neg**
Zwartkop	604	struweel/jong bos	218	ns	ns	ns	ns
Staartmees	604	struweel/jong bos	355	ns	pos*	ns	ns
Goudvink	604	struweel/jong bos	278	pos*	neg~	ns	neg~
Roodborst	604	struweel/jong bos	219	pos*	ns	ns	ns
Tuinfluit	603	struweel/jong bos	97	ns	neg~	ns	ns
Nachtegaal	603	struweel/jong bos	555	pos***	ns	ns	ns
Grasmus	603	struweel/jong bos	151	ns	ns	ns	ns
Braamsluiper	603	struweel/jong bos	424	ns	ns	ns	ns
Roodborsttapuit	602	struweel/jong bos	390	ns	neg***	ns	ns
Kneu	602	struweel/jong bos	100	neg**	neg~	ns	ns

Bijlage 7. Selectiecriteria voor de analyse met de kilometerhokken

Soorten geselecteerd voor de analyses met ruimtelijke data. Hierbij is aangegeven of de presentiegegevens van het kilometerhokonderzoek en de aantalsgegevens geschikt zijn voor een analyses van de effecten van rijkswegen op het voorkomen/ aantallen van broedvogels. In de kolom "criteria" zijn per soort datumgrenzen opgesteld waartussen de bezoeken aan de kilometerhokken moeten zijn gebracht. Dit is gedaan aan de hand van Van Turnhout (in voorbereiding), van Dijk (1996) en Hustings *et al.* (1989) en expert-kennis van SOVON-medewerkers

Soortnaam	Rode Lijst	Biotoop	geschiktheid presentiedata	getelde soorten	geschiktheid aantalsdata	criteria
Dodaars	C	open water	+	+		
Fuut		open water	+	+	+	1 mei-15 juni
Blauwe Reiger		cultuur				
Knobbelzwaan		open water	+	+	+	20 april-1 juni
Grauwe Gans		open water	+	+		
Krakeend		open water	+	+	+	1 mei-15 mei
Wintertaling		open water	+	+		
Wilde Eend		open water	+			
Zomertaling	C	grasland		+	+	20 april-15 mei
Slobeend		grasland	+	+	+	20 april-15 mei
Tafeleend		open water	+	+		
Kuifeend		open water	+	+	+	15 mei-15 juni
Bruine Kiekendief		moeras	+	+		
Havik		oud bos		+		
Sperwer		oud bos		+		
Buizerd		oud bos		+		
Torenvalk		oud bos	+	+		
Patrijs	C	grasland	+	+		
Fazant		struweel/jong bos				
Waterhoen		moeras	+			
Meerkoet		open water	+			
Scholekster		grasland	+			
Kleine Plevier		pionier	+	+		
Kievit		grasland	+			
Watersnip	C	grasland	+	+		
Grutto	A C	grasland	+	+	+	10 april-10 mei
Wulp		grasland	+	+	+	15 april-15 mei
Tureluur	C	grasland	+	+		
Kokmeeuw		open water	+			
Visdief	C	pionier	+			
Zwarte Stern	A B	open water	+			
Holenduif		oud bos				
Turkse Tortel		bebouwing	+			
Zomertortel		struweel/jong bos		+		
Koekoek		struweel/jong bos	+			
Groene Specht	C	oud bos	+	+		
Zwarte Specht		oud bos	+	+		
Grote Bonte Specht		oud bos	+			
Kleine Bonte Specht		oud bos		+		
Boomleeuwerik		heide	+	+	+	1 april-15 april
Veldleeuwerik		grasland	+			
Oeverzwaluw	C	pionier	+			
Huiszwaluw		bebouwing	+			
Boompieper		heide	+			
Graspieper		grasland	+			
Gele Kwikstaart		grasland	+			
Nachtegaal		struweel/jong bos		+		
Blauwborst		moeras	+	+	+	10 april-30 apr.
Zwarte Roodstaart		bebouwing	+			
Gekraagde Roodstaart		heide	+	+	+	15 mei-15 juni
Paapje	B	grasland	+	+	+	1 juni-30 juni
Roodborsttapuit	C	struweel/jong bos	+	+	+	15 april-30 juni
Tapuit	C	heide	+	+		
Grote Lijster		oud bos				
Sprinkhaanzanger		moeras	+	+		
Snor	C	moeras	+	+		
Rietzanger	C	moeras	+	+	+	1 mei-15 mei
Bosrietzanger		struweel/jong bos	+			
Kleine Karekiet		moeras	+			

Soortnaam	Rode Lijst	Biotoop	geschiktheid presentiedata	getelde soorten	geschiktheid aantalsdata	criteria
Spotvogel		struweel/jong bos	+			
Braamsluiper		struweel/jong bos	+			
Grasmus		struweel/jong bos	+			
Tuinfluitier		struweel/jong bos				
Zwartkop		struweel/jong bos	+			
Fluiter		oud bos	+	+	+	15 mei-31 mei
Goudhaantje		naaldbos	+			
Vuurgoudhaantje		naaldbos	+	+		
Bonte Vliegenvanger		oud bos		+	+	1 mei-15 mei
Baardmannetje	A D	moeras		+		
Staartmees		struweel/jong bos				
Glanskop		oud bos	+	+	+	1 april-30 april
Matkop		struweel/jong bos				
Kuifmees		naaldbos	+			
Zwarte Mees		naaldbos	+			
Boomklever		oud bos	+	+	+	1 april-20 april
Boomkruiper		oud bos	+			
Wielewaal		oud bos	+	+		
Ekster		cultuur	+			
Kauw		bebouwing	+			
Roek		oud bos	+			
Raaf	D	oud bos				
Ringmus		bebouwing	+			
Groenling		cultuur	+			
Putter		cultuur	+	+		
Sijs		naaldbos		+		
Kneu		struweel/jong bos				
Kruisbek		naaldbos		+		
Goudvink		struweel/jong bos	+	+		
Appelvink		oud bos		+		
Geelgors	C	heide	+	+	+	1 mei-30 juni
Rietgors		moeras	+			

Bijlage 8. Resultaten van de analyses van de kilometerhokken van de atlasperiode 1998-2000. A. Kans op voorkomen, B. Aantallen

Euringnr	soort	soortgroep	biotoop	Verklaarde variantie	presentie %	aantal significante habitatvariabelen	ecodistrict	significantie
11210	Zwarte Roodstaart	901	bebouwing	11	30	8	ja	neg***
10010	Huiszwaluw	901	bebouwing	10	20.0	6	ja	neg***
15980	Ringmus	901	bebouwing	14	52.8	7	ja	neg***
6840	Turkse Tortel	901	bebouwing	21	51.2	8	ja	neg***
15600	Kauw	901	bebouwing	15	64.0	6	ja	ns
16490	Groenling	703	cultuur	14	49.5	6	ja	ns
16530	Putter	703	cultuur	25	27.8	10	ja	ns
3040	Torenvalk	808	cultuur	3	28.2	4	ja	ns
15490	Ekster	702	cultuur	15	66.0	9	ja	pos~
15630	Roek		cultuur	12	5.4	6	ja	pos~
10110	Graspieper	503	grasland	21	39.8	8	ja	neg**
10171	Gele Kwikstaart	501	grasland	51	28.1	8	ja	neg**
11370	Paapje	502	grasland	20	1.3	7	ja	neg**
5410	Wulp	402	grasland	26	19.4	8	ja	neg***
5190	Watersnip	501	grasland	20	2.6	7	ja	neg***
9760	Veldleeuwerik	503	grasland	20	42.8	7	ja	neg***
4500	Scholekster	503	grasland	27	64.1	10	ja	ns
4930	Kievit	306	grasland	29	75.0	10	ja	ns
1940	Slobeend	501	grasland	26	11.2	8	ja	ns
3670	Patrijs	503	grasland	13	14.1	7	ja	ns
5460	Tureluur	402	grasland	25	23.0	9	ja	ns
1910	Zomertaling	501	grasland	21	3.2	7	ja	ns
5320	Grutto	502	grasland	33	30.0	9	ja	pos~
9740	Boomleeuwerik	702	heide	55	5.7	10	ja	neg**
10090	Boompieper	702	heide	43	19.0	10	ja	neg***
11460	Tapuit	702	heide	25	2.0	5		neg***
18570	Geelgors	702	heide	40	21.5	10	ja	neg***
2600	Bruine Kiekendief	201	moeras	29	7.8	10	ja	neg**
12360	Sprinkhaanzanger	204	moeras	30	4.5	8	ja	neg**
12430	Rietzanger	202	moeras	36	8.4	8	ja	neg~
12380	Snor	201	moeras	57	1.2	6		neg~
11060	Blauwborst	204	moeras	42	7.3	6	ja	neg~
6270	Zwarte Stern	204	moeras	38	0.6	4	ja	ns
18770	Rietgors	202	moeras	24	21.8	9	ja	ns
1610	Grauwe Gans	102	moeras	29	4.7	4	ja	ns
12510	Kleine Karekiet	201	moeras	25	28.6	8	ja	pos*
14610	Zwarte Mees	802	naaldbos	51	12.2	9	ja	neg***
14540	Kuifmees	802	naaldbos	55	12.6	8	ja	neg~
13150	Vuurgoudhaantje	802	naaldbos	35	4.0	8	ja	ns
2030	Kuifeend	103	open water	21	23.5	9	ja	ns
1980	Tafeleend	102	open water	26	2.5	5	ja	ns
1840	Wintertaling	101	open water	22	3.0	6	ja	ns
70	Dodaars	101	open water	61	2.4	6	ja	ns
1520	Knobbelzwaan	103	open water	22	20.0	9	ja	pos*
1820	Krakeend	102	open water	27	7.8	9	ja	pos*
4240	Waterhoen	203	open water	13	39.0	9	ja	pos**
90	Fuut	103	open water	34	21.7	9	ja	pos***
4290	Meerkoet	103	open water	31	52.4	8	ja	pos***
13080	Fluiter	803	oud bos	39	4.0	9	ja	neg*

14400	Glanskop	805	oud bos	42	7.4	8	ja	neg**
11220	Gekraagde Roodstaart	702	oud bos	28	24.0	9	ja	neg***
15080	Wielewaal	803	oud bos	20	7.4	7	ja	neg***
8630	Zwarte Specht	804	oud bos	45	7.1	10	ja	neg***
14870	Boomkruiper	806	oud bos	23	39.0	9	ja	neg~
8560	Groene Specht	804	oud bos	21	12.9	9	ja	neg~
14790	Boomklever	806	oud bos	41	14.0	10	ja	ns
8760	Grote Bonte Specht	804	oud bos	29	22.1	7	ja	ns
5820	Kokmeeuw		pionier	17	1.8	8	ja	neg*
6150	Visdief	302	pionier	24	3.3	7	ja	ns
4690	Kleine Plevier		pionier	10	2.2	4	ja	ns
9810	Oeverzwaluw		pionier	13	1.5	4	ja	ns
12750	Grasmus	603	struweel/jong bos	14	51.2	10	ja	neg*
11390	Roodborsttapuit	602	struweel/jong bos	33	7.9	6	ja	neg**
12740	Braamsluiper	603	struweel/jong bos	11	19.0	6	ja	neg**
7240	Koekoek	603	struweel/jong bos	12	32.9	8	ja	neg***
17100	Goudvink	604	struweel/jong bos	40	6.9	7	ja	neg***
12590	Spotvogel	603	struweel/jong bos	7	29.5	8	ja	neg***
12770	Zwartkop	604	struweel/jong bos	27	69.0	7	ja	pos*
12500	Bosrietzanger	603	struweel/jong bos	9	23.4	6	ja	pos~

Bijlage 8B

Euringnr	soort	biotoop	Aantal lokken	Verklaarde variatie	aantal significante habitatva- riabelen	significantie ecodistrict	significantie
5410	Wulp	grasland	6412	30	7	ja	neg***
11370	Paapje	grasland	4832	44	4	ja	neg***
1940	Slobeend	grasland	5496	25	6	ja	ns
1910	Zomertaling	grasland	5497	24	8	ja	ns
5320	Grutto	grasland	6126	50	10	ja	pos***
9740	Boomleeuwerik	heide	1248	67	6	ja	neg***
18570	Geelgors	heide	7646	50	10	ja	neg***
11390	Roodborsttapuit	jong bos	7712	42	7	ja	neg**
11430	Rietzanger	moeras	3061	50	8	ja	neg***
11060	Blauwborst	moeras	3905	34	6	ja	ns
90	Fuut	open water	6944	27	10	ja	ns
2030	Kuifeend	open water	5833	22	9	ja	ns
1520	Knobbelzwaan	open water	6675	25	9	ja	ns
1820	Krakeend	open water	3066	40	8	ja	ns
13490	Bonte Vliegenvanger	oud loofbos	3057	42	10	ja	neg***
14400	Glanskop	oud loofbos	4557	50	9	ja	neg***
13080	Fluiter	oud loofbos	2886	48	7	ja	neg~
11220	Gekraagde Roodstaart	oud loofbos	5833	39	9	ja	neg***
14790	Boomklever	oud loofbos	2220	49	9	ja	ns

Bijlage 9. Resultaten van de trendanalyses

Fouringnr	soort	soortgroep	biotoop	Significantie	Richting
15910	Huismus	901	bebouwing	0.00	neg
15980	Ringmus	901	bebouwing	0.02	neg
15820	Spreeuw	901	bebouwing	0.00	neg
11210	Zwarte Roodstaart	901	bebouwing	0.08	ns
15600	Kauw	901	bebouwing	0.52	ns
6840	Turkse Tortel	901	bebouwing	0.28	ns
16490	Groenling	703	cultuur	0.01	neg
16530	Putter	703	cultuur	0.00	neg
10201	Witte Kwikstaart	304	cultuur	0.03	neg
15671	Zwarte Kraai	703	cultuur	0.54	ns
15490	Ekster	703	cultuur	0.00	pos
10171	Gele Kwikstaart	501	grasland	0.00	neg
9760	Veldleeuwerik	503	grasland	0.00	neg
10110	Graspieper	503	grasland	0.01	neg
4500	Scholekster	503	grasland	0.42	ns
5320	Grutto	502	grasland	0.99	ns
5190	Watersnip	501	grasland	0.06	ns
5460	Tureluur	402	grasland	0.25	ns
1940	Slobeend	501	grasland	0.41	ns
1910	Zomertaling	501	grasland	0.66	ns
4930	Kievit	306	grasland	0.65	ns
5410	Wulp	402	grasland	0.00	pos
3670	Patrijs	503	grasland	0.00	pos
18570	Geelgors	702	heide	0.96	ns
10090	Boompieper	702	heide	0.60	ns
4240	Waterhoen	203	moeras	0.04	?
12510	Kleine Karekiet	201	moeras	0.02	neg
12430	Rietzanger	202	moeras	0.00	neg
4070	Waterral	203	moeras	0.00	neg
18770	Rietgors	202	moeras	0.00	neg
12360	Sprinkhaanzanger	204	moeras	0.76	ns
11060	Blauwborst	204	moeras	0.90	ns
12380	Snor	201	moeras	0.41	ns
14610	Zwarte Mees	802	naaldbos	0.64	ns
14540	Kuifmees	802	naaldbos	0.70	ns
13140	Goudhaantje	802	naaldbos	0.85	ns
16660	Kruisbek	802	naaldbos	0.64	ns
13150	Vuurgoudhaantje	802	naaldbos	0.27	ns
70	Dodaars	101	open water	0.00	neg
4290	Meerkoet	103	open water	0.25	ns
1860	Wilde Eend	103	open water	0.54	ns
1520	Knobbelzwaan	103	open water	0.06	ns
1820	Krakeend	102	open water	0.30	ns
90	Fuut	103	open water	0.31	ns
2030	Kuifeend	103	open water	0.00	pos
1610	Grauwe Gans	102	open water	0.00	pos
1840	Wintertaling	101	open water	0.00	pos
1980	Tafeleend	102	open water	0.00	pos
11220	Gekraagde Roodstaart	702	oud bos	0.00	neg
8870	Kleine Bonte Specht	805	oud bos	0.09	neg
13490	Bonte Vliegenvanger	803	oud bos	0.00	neg

Broedvogels en wegverkeer, een nationaal perspectief

14620	Pimpelmees	805	oud bos	0.21	ns
7670	Ransuil	801	oud bos	0.98	ns
15390	Vlaamse Gaai	801	oud bos	0.55	ns
6700	Houtduif	801	oud bos	0.14	ns
14640	Koolmees	801	oud bos	0.27	ns
3040	Torenvalk	808	oud bos	0.43	ns
15080	Wielewaal	803	oud bos	0.27	ns
14870	Boomkruiper	804	oud bos	0.86	ns
5290	Houtsnip	803	oud bos	0.80	ns
14400	Glanskop	805	oud bos	0.75	ns
13110	Tjiftjaf	803	oud bos	0.15	ns
2670	Havik	807	oud bos	0.16	ns
16360	Vink	801	oud bos	0.99	ns
3100	Boomvalk	808	oud bos	0.25	ns
8760	Grote Bonte Specht	804	oud bos	0.27	ns
13350	Grauwe Vliegenvanger	805	oud bos	0.71	ns
6680	Holenduif	806	oud bos	0.53	ns
14790	Boomklever	806	oud bos	0.59	ns
12020	Grote Lijster	803	oud bos	0.62	ns
17170	Appelvink	803	oud bos	0.69	ns
7610	Bosuil	806	oud bos	0.69	ns
8560	Groene Specht	804	oud bos	0.00	pos
8630	Zwarte Specht	804	oud bos	0.00	pos
2870	Buizerd	807	oud bos	0.00	pos
13080	Fluiter	803	oud bos	0.00	pos
2690	Sperwer	807	oud bos	0.00	pos
6150	Visdief	302	pionier	0.38	ns
12590	Spotvogel	603	struweel/jong bos	0.00	neg
16600	Kneu	602	struweel/jong bos	0.00	neg
11870	Merel	604	struweel/jong bos	0.00	neg
12000	Zanglijster	604	struweel/jong bos	0.00	neg
12750	Grasmus	603	struweel/jong bos	0.00	neg
12500	Bosrietzanger	603	struweel/jong bos	0.01	neg
10660	Winterkoning	604	struweel/jong bos	0.02	neg
12740	Braamsluiper	603	struweel/jong bos	0.02	neg
12770	Zwartkop	604	struweel/jong bos	0.05	neg
12760	Tuinfluiter	603	struweel/jong bos	0.09	neg
7240	Koekoek	603	struweel/jong bos	0.66	ns
3940	Fazant	604	struweel/jong bos	0.16	ns
10990	Roodborst	604	struweel/jong bos	0.20	ns
11390	Roodborsttapuit	602	struweel/jong bos	0.40	ns
10840	Heggemus	603	struweel/jong bos	0.49	ns
14370	Staartmees	604	struweel/jong bos	0.07	ns
14420	Matkop	604	struweel/jong bos	0.71	ns
11040	Nachtegaal	603	struweel/jong bos	0.73	ns
13120	Fitis	603	struweel/jong bos	0.78	ns
17100	Goudvink	604	struweel/jong bos	0.82	ns
6870	Zomertortel	604	struweel/jong bos	0.82	ns

Bijlage 11. Overzicht van de resultaten van de analyse met BMP aantallen

Euringnr	soort	soortgroep	biotoop	Verklaarde variantie	aantal significante habitatvariabelen	ecodistrict	agrarisch beheer	weginvloed
15980	Ringmus	901	bebouwing	54	5	ja		neg***
15820	Spreeuw	901	bebouwing	43	7			
11210	Zwarte Roodstaart	901	bebouwing	63	5	ja		neg*
15910	Huismus	901	bebouwing	63	7	ja		pos***
15671	Zwarte Kraai	703	cultuur	78	4			pos~
15490	Ekster	703	cultuur	73	5			pos***
16530	Putter	703	cultuur	50	1			
16490	Groenling	703	cultuur	38	3	ja		
10201	Witte Kwikstaart	304	cultuur	43	7	ja		
10110	Graspieper	503	grasland	48	7	ja	ja	
5460	Tureluur	402	grasland	69	8	ja	ja	
5410	Wulp	402	grasland	56	5	ja	ja	
4500	Scholekster	503	grasland	71	8	ja	ns	
9760	Veldleeuwerik	503	grasland	44	7	ja	ja	neg*
5190	Watersnip	501	grasland	42	6	ja	ja	
4930	Kievit	306	grasland	58	8	ja	ja	
3700	Kwartel	503	grasland	53	6	ja	ja	neg***
3670	Patrijs	503	grasland	75	4	ja	ns	
1910	Zomertaling	501	grasland	50	8	ja	ja	
10171	Gele Kwikstaart	501	grasland	64	6	ja	ns	neg*
5320	Grutto	502	grasland	68	9	ja	ja	
11370	Paapje	502	grasland	52	8	ja		neg*
1940	Slobeend	501	grasland	60	9	ja	ja	
11460	Tapuit	304	heide	85	7			neg~
9740	Boomleeuwerik	304	heide	74	8			
10090	Boompieper	702	heide	56	8	ja		neg***
18570	Geelgors	702	heide	73	9	ja		neg***
12380	Snor	201	moeras	68	7	ja		
12430	Rietzanger	202	moeras	61	8	ja		pos**
12510	Kleine Karekiet	201	moeras	48	7	ja		
18770	Rietgors	202	moeras	51	6			
11060	Blauwborst	204	moeras	55	8	ja		
12360	Sprinkhaanzanger	204	moeras	91	9			
6270	Zwarte Stern	204	moeras	67	4	ja		neg***
4240	Waterhoen	203	moeras	32	7			pos***
4070	Waterral	203	moeras	43	4	ja		
13150	Vuurgoudhaantje	802	naaldbos	67	7	ja		pos~
14540	Kuifmees	802	naaldbos	55	4			
14610	Zwarte Mees	802	naaldbos	61	6			neg***
13140	Goudhaantje	802	naaldbos	56	5	ja		neg***
2030	Kuifeend	103	open water	33	7	ja	ja	
1860	Wilde Eend	103	open water	46	9	ja		
4290	Meerkoet	103	open water	44	8	ja		
90	Fuut	103	open water	55	8	ja		neg~

1980 Tafeleend	102	open water	83	7	ja		
1520 Knobbelzwaan	103	open water	53	9	ja	ja	pos~
70 Dodaars	101	open water	53	5	ja		
1610 Grauwe Gans	102	open water	73	7	ja		
1840 Wintertaling	101	open water	70	6	ja	ja	pos***
1820 Krakeend	102	open water	56	7	ja	ja	pos~
7670 Ransuil	801	oud bos	86	2	ja		neg***
14640 Koolmees	801	oud bos	38	7			
6700 Houtduif	801	oud bos	44	4	ja		pos~
15390 Vlaamse Gaai	801	oud bos	44	8	ja		
16360 Vink	801	oud bos	45	5			
2670 Havik	807	oud bos	44	8			
2690 Sperwer	807	oud bos	40	6			
12020 Grote Lijster	803	oud bos	50	5	ja		
2870 Buizerd	807	oud bos	59	8			neg~
11220 Gekraagde Rood-	702	oud bos	47	4	ja		neg**
8870 Kleine Bonte Specht	805	oud bos	57	6	ja		
14400 Glanskop	805	oud bos	100				
3100 Boomvalk	808	oud bos	36	2			
5290 Houtsnip	803	oud bos	27	1	ja		neg*
6680 Holenduif	806	oud bos	22	3			
7610 Bosuil	806	oud bos	25	2			
8560 Groene Specht	804	oud bos	48	5	ja		
8630 Zwarte Specht	804	oud bos	66	7	ja		
13080 Fluitier	803	oud bos	60	9			
13110 Tjiftjaf	803	oud bos	49	7			
15080 Wielewaal	803	oud bos	67	8	ja		neg*
14870 Boomkruiper	804	oud bos	50	6	ja		
14790 Boomklever	806	oud bos	65	6	ja		
13350 Grauwe Vliegen-	805	oud bos	36	6			
13490 Bonte Vliegenvanger	803	oud bos	39	4			
8760 Grote Bonte Specht	804	oud bos	38	6			
14620 Pimpelmees	805	oud bos	42	7			
17170 Appelvink	803	oud bos	65	9	ja		neg~
3040 Torenvalk	808	oud bos	43	4			
6150 Visdief	302	pionier	68	8	ja		
12500 Bosrietzanger	603	struweel/jong bos	50	7	ja		
14370 Staartmees	604	struweel/jong bos	29	7			
10840 Heggemus	603	struweel/jong bos	40	7	ja		
10990 Roodborst	604	struweel/jong bos	35	9	ja		
13120 Fitis	603	struweel/jong bos	63	5	ja		
12770 Zwartkop	604	struweel/jong bos	42	9			
12760 Tuinfluitier	603	struweel/jong bos	56	7			
12750 Grasmus	603	struweel/jong bos	82	9	ja		
7240 Koekoek	603	struweel/jong bos	62	6	ja		
6870 Zomertortel	604	struweel/jong bos	41	2	ja		
12740 Braamsluiper	603	struweel/jong bos	88	6			neg~
12590 Spotvogel	603	struweel/jong bos	87	10	ja		
11040 Nachtegaal	603	struweel/jong bos	66	6	ja		
3940 Fazant	604	struweel/jong bos	57	7	ja		pos~
11870 Merel	604	struweel/jong bos	49	8			
16600 Kneu	602	struweel/jong bos	68	6			
11390 Roodborsttapuit	602	struweel/jong bos	67	7	ja		neg~
17100 Goudvink	604	struweel/jong bos	29	4	ja		neg***
12000 Zanglijster	604	struweel/jong bos	50	8	ja		
10660 Winterkoning	604	struweel/jong bos	45	8	ja		
14420 Matkop	604	struweel/jong bos	35	6	ja		neg~

Bijlage 12. Resultaten van de vergelijking tussen de BMP-analyses van de jaren 1997-2000

Euvingnr	soort	soortgroep	biotoop	verkeer97	verkeer98	verkeer99	verkeer2000	conclusie
11210	Zwarte Roodstaart	901	bebouwing				neg***	mogelijk neg
15820	Spreeuw	901	bebouwing		neg***			mogelijk neg
15980	Ringmus	901	bebouwing	neg**	neg*		neg**	neg
6840	Turkse Tortel	901	bebouwing	neg*			neg~	neg
15600	Kauw	901	bebouwing	pos***	pos***	pos***		pos
15910	Huisemus	901	bebouwing	pos***	pos***	pos***	pos***	pos
10201	Witte Kwikstaart	304	cultuur				neg*	mogelijk neg
16490	Groenling	703	cultuur					ns
16530	Putter	703	cultuur					ns
15490	Ekster	703	cultuur	pos***	pos***			pos
15671	Zwarte Kraai	703	cultuur	pos***	pos*			pos
5410	Wulp	402	grasland			pos***	neg***	?
3700	Kwartel	503	grasland	neg*				mogelijk neg
5460	Tureluur	402	grasland			pos*		mogelijk pos
4500	Scholekster	503	grasland				neg*	mogelijk neg
1910	Zomertaling	501	grasland				pos***	mogelijk pos
5190	Watersnip	501	grasland				neg*	mogelijk neg
5320	Grutto	502	grasland				neg~	mogelijk neg
1940	Slobeend	501	grasland				pos*	mogelijk pos
10110	Graspieper	503	grasland				neg~	mogelijk neg
9760	Veldleeuwerik	503	grasland	neg*			neg**	neg
11370	Paapje	502	grasland	neg***	neg~		neg***	neg
4930	Kievit	306	grasland					ns
10171	Gele Kwikstaart	501	grasland					ns
3670	Patrijs	503	grasland					ns
18570	Geelgors	702	heide		neg***	neg***		neg
11460	Tapuit	304	heide		neg***	neg***	neg***	neg
10090	Boompieper	702	heide					ns
9740	Boomleeuwerik	304	heide					ns
12380	Snor	201	moeras		pos***			mogelijk pos
12510	Kleine Karekiet	201	moeras					ns
4070	Waterral	203	moeras					ns
11060	Blauwborst	204	moeras					ns
18770	Rietgors	202	moeras					ns
12360	Sprinkhaanzanger	204	moeras					ns
4240	Waterhoen	203	moeras	pos***	pos***	pos**	pos*	pos
12430	Rietzanger	202	moeras	pos***	pos***			pos
14610	Zwarte Mees	802	naaldbos	neg*		neg~		neg
13140	Goudhaantje	802	naaldbos	neg***	neg***	neg***		neg
16660	Kruisbek	802	naaldbos					ns
14540	Kuifmees	802	naaldbos					ns
13150	Vuurgoudhaantje	802	naaldbos	neg~	pos***	pos***		pos
90	Fuut	103	open water				neg**	mogelijk neg
1520	Knobbelzwaan	103	open water	pos***				mogelijk pos
1980	Tafeleend	102	open water		neg***			mogelijk neg
1820	Krakeend	102	open water	pos*				mogelijk pos
2030	Kuifeend	103	open water				pos*	mogelijk pos
1860	Wilde Eend	103	open water					ns
4290	Meerkoet	103	open water					ns
1840	Wintertaling	101	open water					ns
70	Dodaars	101	open water					ns
1610	Grauwe Gans	102	open water	pos*		pos***		pos
3040	Torenvalk	808	oud bos		neg~			mogelijk neg
16360	Vink	801	oud bos		neg*			mogelijk neg

7610	Bosuil	806	oud bos	neg*					mogelijk neg
13110	Tjiftjaf	803	oud bos				neg~		mogelijk neg
17170	Appelvink	803	oud bos	neg***					mogelijk neg
14620	Pimpelmees	805	oud bos	pos*					mogelijk pos
11220	Gekraagde Roodstaart	702	oud bos	neg*	neg***		neg***		neg
15080	Wielewaal	803	oud bos	neg***	neg**				neg
7670	Ransuil	801	oud bos		neg***	neg~			neg
2670	Havik	807	oud bos	neg**			neg**		neg
5290	Houtsnip	803	oud bos	neg***			neg***		neg
14640	Koolmees	801	oud bos						ns
2690	Sperwer	807	oud bos						ns
2870	Buizerd	807	oud bos						ns
14870	Boomkruiper	804	oud bos						ns
8560	Groene Specht	804	oud bos						ns
8630	Zwarte Specht	804	oud bos						ns
8760	Grote Bonte Specht	804	oud bos						ns
8870	Kleine Bonte Specht	805	oud bos						ns
15390	Vlaamse Gaai	801	oud bos						ns
3100	Boomvalk	808	oud bos						ns
6680	Holenduif	806	oud bos						ns
13490	Bonte Vliegenvanger	803	oud bos						ns
13350	Grauwe Vliegenvanger	805	oud bos						ns
12020	Grote Lijster	803	oud bos						ns
14400	Glanskop	805	oud bos						ns
13080	Fluiter	803	oud bos						ns
14790	Boomklever	806	oud bos		pos***	pos***	pos***		pos
6700	Houtduif	801	oud bos	pos*	pos~	pos*			pos
6150	Visdief	302	pionier						ns
3940	Fazant	604	struweel/jong bos	pos***					mogelijk pos
7240	Koekoek	603	struweel/jong bos			neg***			mogelijk neg
11040	Nachtegaal	603	struweel/jong bos				neg***		mogelijk neg
12760	Tuinfluiter	603	struweel/jong bos		neg*				mogelijk neg
12740	Braamsluiper	603	struweel/jong bos	neg*					mogelijk neg
17100	Goudvink	604	struweel/jong bos	neg***			neg***		neg
16600	Kneu	602	struweel/jong bos	neg**	neg***		neg***		neg
6870	Zomertortel	604	struweel/jong bos		neg*		neg**		neg
12000	Zanglijster	604	struweel/jong bos						ns
12500	Bosrietzanger	603	struweel/jong bos						ns
11390	Roodborsttapuit	602	struweel/jong bos						ns
14420	Matkop	604	struweel/jong bos						ns
12750	Grasmus	603	struweel/jong bos						ns
13120	Fitis	603	struweel/jong bos						ns
12770	Zwartkop	604	struweel/jong bos						ns
11870	Merel	604	struweel/jong bos						ns
12590	Spotvogel	603	struweel/jong bos						ns
14370	Staartmees	604	struweel/jong bos						ns
10660	Winterkoning	604	struweel/jong bos						ns
10840	Heggemus	603	struweel/jong bos						ns
10990	Roodborst	604	struweel/jong bos						ns

Bijlage 13. Vergelijking tussen alle soortanalyses en eindconclusie

Naam	Ruimte- lijke analyse	Ruimtelijke analyse km-hokken (0-1)	Ruimtelijke analyse km-hokken (aantal)	Ruimte- lijke analyse BMP	Ruimte- lijke analyse LSB	Temporele analyse BMP	conclusie	BIOTOOP
Huiszwaluw	ns	neg***					neg	bebouwing
Zwarte Roodstaart	ns	neg***		neg*		ns	neg	bebouwing
Turkse Tortel		neg***				ns	neg	bebouwing
Kuifleeuwerik	ns						ns	bebouwing
Huismus				pos***		neg	mogelijk neg	bebouwing
Steenuil	ns						ns	bebouwing
Kauw	neg*	ns				ns	neg	bebouwing
Spreeuw				ns		neg	mogelijk neg	bebouwing
Kerkuil	ns						ns	bebouwing
Blauwe Reiger	ns				pos***		pos	cultuurland
Groenling	ns	ns		ns		neg	mogelijk neg	cultuurland
Putter	ns	ns		ns		neg	mogelijk neg	cultuurland
Witte Kwikstaart				ns		neg	mogelijk neg	cultuurland
Zwarte Kraai				pos~		ns	mogelijk pos	cultuurland
Ringmus	neg~	neg***		neg***		neg	neg	cultuurland
Ekster				pos***		pos	pos	cultuurland
Paapje	ns	neg**	neg***	neg*			neg	grasland
Zwarte Stern	ns	ns		neg***	ns		neg	grasland
Kwartelkoning	ns				ns		ns	grasland
Zomertaling	neg**	ns	ns	ns		ns	neg	grasland
Patrijs	ns	ns		ns		pos	mogelijk pos	grasland
Tureluur	ns	ns		ns		ns	ns	grasland
Wintertaling	ns	ns		pos***		pos	pos	grasland
Watersnip	ns	neg***		ns		ns	neg	grasland
Scholekster	ns	ns		ns		ns	ns	grasland
Kievit		ns		ns		ns	ns	grasland
Graspieper	neg~	neg**		ns		neg	neg	grasland
Gele Kwikstaart	ns	neg**		neg*		neg	neg	grasland
Grutto	neg*	pos*	pos***	ns		ns	?	grasland
Veldleeuwerik	ns	neg***		neg*		neg	neg	grasland
Wulp	neg~	neg***	neg***	ns		pos	neg	grasland
Draaihals					neg*		neg	heide
Kwartel	neg**			neg***			neg	heide
Nachtzwaluw	ns				neg***		neg	heide
Boompieper	ns	neg***		neg***		ns	neg	heide
Gekraagde Roodstaart	ns	neg***	neg***	neg**		neg	neg	heide
Geelgors	ns	neg***	neg***	neg***		ns	neg	heide
Boomleeuwerik	ns	neg**	neg***	ns			neg	heide
Tapuit	ns	neg**		neg~			neg	heide
Rietgors	ns	ns		ns		neg	mogelijk neg	moeras
Waterhoen		pos**		pos***		neg	pos	moeras
Waterral	ns			ns		neg	?	moeras
Baardman					ns		ns	moeras
Kleine Karekiet		pos*		ns		neg	?	moeras
Snor	ns	neg~		ns		ns	mogelijk neg	moeras
Grote Karekiet					neg~		mogelijk neg	moeras
Grauwe Gans	neg~	ns		ns		pos	?	moeras
Buidelmees					neg~		mogelijk neg	moeras
Sprinkhaanzanger	ns	neg**		ns		ns	neg	moeras
Roerdomp	neg~				ns		mogelijk neg	moeras
Porseleinhoen	ns						?	moeras

Blauwborst	ns		ns	ns	ns	ns	moeras
Rietzanger	neg~	neg~	neg***	pos**	neg	neg	moeras
Bruine Kiekendief	ns	neg**			ns	neg	moeras
Vuurgoudhaan		ns		pos~	ns	mogelijk pos	naaldbos
Ransuil	neg***			neg***	ns	neg	naaldbos
Sijs	ns					ns	naaldbos
Zwarte Mees	neg~	neg***		neg***	ns	neg	naaldbos
Goudhaan		ns		neg***	ns	neg	naaldbos
Kuifmees	ns	ns		ns	ns	ns	naaldbos
Kruisbek	ns				ns	ns	naaldbos
Kuifeend	ns	ns	ns	ns	pos	mogelijk pos	open water
Dodaars	neg~	ns		ns	neg	neg	open water
Tafeleend	ns	ns		ns	pos	pos	open water
Krakeend	ns	pos*	pos~	pos~	ns	pos	open water
Knobbelzwaan	ns	pos*	ns	pos~	ns	pos	open water
Meerkoet		pos***		ns	ns	pos	open water
IJsvogel	ns					ns	open water
Slobeend	ns	ns	ns	ns	ns	ns	open water
Fuut	ns	pos**	ns	neg~	ns	?	open water
Kokmeeuw	ns	neg*				neg	open water
Wilde Eend				ns	ns	ns	open water
Gaai				ns	ns	ns	oud bos
Houtsnip	neg~			neg*	ns	neg	oud bos
Bonte Vliegenvanger	neg~		neg*	ns	neg	neg	oud bos
Vink	neg~			ns	ns	mogelijk neg	oud bos
Zwarte Specht	ns	neg***		ns	pos	neg	oud bos
Fluiter	ns	neg*	neg***	ns	pos	neg	oud bos
Appelvink	ns			neg~	ns	mogelijk neg	oud bos
Bosuil	neg***			ns	ns	neg	oud bos
Wielewaal	ns	neg***		neg*	ns	neg	oud bos
Kleine Bonte Specht	ns			ns	neg	mogelijk neg	oud bos
Torenvalk	ns	ns		ns	ns	ns	oud bos
Sperwer	ns			ns	pos	mogelijk pos	oud bos
Houtduif				pos~	ns	mogelijk pos	oud bos
Glanskop	ns	neg*	neg***	ns	ns	neg	oud bos
Grote Lijster	ns			ns	ns	ns	oud bos
Boomkruiper	ns			ns	ns	ns	oud bos
Boomklever	neg**	ns	ns	ns	ns	neg	oud bos
Buizerd	ns			neg~	pos	?	oud bos
Groene Specht	ns	neg~		ns	pos	?	oud bos
Pimpelmees				ns	ns	ns	oud bos
Koolmees				ns	ns	ns	oud bos
Havik	ns			ns	ns	ns	oud bos
Boomvalk	ns			ns	ns	ns	oud bos
Grote Bonte Specht	ns	ns		ns	ns	ns	oud bos
Grauwe Vliegenvanger	ns			ns	ns	ns	oud bos
Holenduif	ns			ns	ns	ns	oud bos
Roek	ns	pos~			pos***	pos	oud bos
Tjiftjaf				ns	ns	ns	oud bos
Raaf					neg*	neg	oud bos
Kleine Plevier	neg~	pos~				?	pionier
Oeverwaluw	ns	ns				ns	pionier
Visdief	ns	ns		ns	ns	ns	pionier
Braamsluiper	ns	neg*		neg~	neg	neg	struweel/jong bos
Matkop	neg*			neg~	ns	neg	struweel/jong bos
Heggenmus				ns	ns	ns	struweel/jong bos
Roodborst	ns			ns	ns	ns	struweel/jong bos
Staartmees	ns			ns	ns	ns	struweel/jong bos
Fazant	neg**			pos~	ns	mogelijk neg	struweel/jong bos

Bosrietzanger		pos~		ns	neg	?	struweel/jong bos
Nachtegaal	ns			ns	ns	ns	struweel/jong bos
Merel				ns	neg	mogelijk neg	struweel/jong bos
Zomertortel	neg**			ns	ns	neg	struweel/jong bos
Fitis				ns	ns	ns	struweel/jong bos
Zanglijster				ns	neg	mogelijk neg	struweel/jong bos
Goudvink	ns	neg***		neg***	ns	neg	struweel/jong bos
Tuinfluitert	ns			ns	neg	mogelijk neg	struweel/jong bos
Roodborsttapuit	ns	neg*	neg**	neg~	ns	neg	struweel/jong bos
Koekoek	neg*	neg***		ns	ns	neg	struweel/jong bos
Spotvogel	neg**	neg***		ns	neg	neg	struweel/jong bos
Zwartkop	ns	pos*		ns	neg	?	struweel/jong bos
Kneu	ns			ns	neg	mogelijk neg	struweel/jong bos
Grasmus	ns	neg*		ns	neg	neg	struweel/jong bos
Winterkoning				ns	neg	mogelijk neg	struweel/jong bos