

Rapport 500410005 A. van Hinsberg et al.

# **Natuurbeheer, toestand en trends in natuurkwaliteit** Achtergronddocument bij de ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer

**Milieu en Natuur  
Planbureau**



MNP Rapport 500410005/2007

**Natuurbeheer, toestand en trends in natuurkwaliteit**

Achtergronddocument nr. 4 bij de ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer: Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006

A. van Hinsberg, B. de Knecht, M. van Esbroek, S. van Tol, J. Wiertz  
(eds.)

Contact:

Arjen van Hinsberg  
Natuur Landschap en Biodiversiteit  
Arjen.Hinsberg@mnp.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de Directie Natuur van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Milieu- en Natuurplanbureau (MNP), Postbus 303, 3720 AH Bilthoven  
Telefoon: 030-274 274 5; Fax: 030-274 44 79; [www.mnp.nl](http://www.mnp.nl)



## **Abstract**

### **Nature and nature conservation**

This report is supplementary to the report 'Ecological Evaluation of Nature Conservation Schemes operated under the Stewardship Programme and Forestry Commission 2000-2006' (Wiertz and Sanders eds., 2007). It provides technical background information on analyses of the ecological effects of nature management.

It is necessary to give a comprehensive description of the methods which were used, because it proved impossible to use a univocal set of monitoring data, as ideally would have been compiled for this ecological evaluation. Using existing data, the National Environmental Assessment Agency has evaluated the ecological effectiveness of the different nature management schemes. The question is: are current efforts of the government and nature conservation organisations, using the available subsidies, sufficient for the sustainable conservation of nature in the Netherlands? The main report provides the answer to this question.

**Key words:** nature conservation, nature management schemes, Forestry Commission, national conservation targets, nature quality, agri-environmental schemes, environmental and spatial conditions



## Rapport in het kort

### Natuurbeheer kan effectiever

Momenteel staat voor natuurbeheer circa 120 miljoen euro per jaar op de begroting. Zijn de subsidieregelingen en de inspanningen van de overheid en de beheerders voldoende om de natuur van Nederland duurzaam te behouden?

In de natuurgebieden is de meestal al vrij hoge natuurkwaliteit de afgelopen jaren gemiddeld gezien verbeterd. Natuurbeheer is mede verantwoordelijk voor deze verbetering. Op meer dan de helft van het areaal van de natuurgebieden is de, gewenste natuurkwaliteit echter nog niet gerealiseerd vooral door slechte milieukwaliteit of te kleine geïsoleerd gelegen natuurgebieden. Natuurkwaliteit in het agrarisch gebied is nu relatief vrij beperkt. De weidevogelstand blijft gemiddeld genomen nog steeds achteruitgaan, niet alleen bij agrarisch natuurbeheer maar ook in natuurgebieden. De graslanden met het agrarisch natuurbeheer zijn bloemrijker, maar de uiteindelijk gewenste natuurkwaliteit komt nog niet of nauwelijks dichterbij. Realisatie is lastig omdat de vereiste milieucondities moeilijk te realiseren en soms strijdig zijn met de eisen die het landbouwkundig gebruik stelt.

Natuurbeheer kan dus nog effectiever, met name bij betere milieu- en ruimtecondities.

Dit achtergronddocument hoort bij het rapport Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer (MNP 2007). In dit technische achtergronddocument worden de verschillende databronnen en methoden beschreven.

Trefwoorden: natuurbeheer, Programma Beheer, Staatsbosbeheer, realisatie rijksdoelen, natuurkwaliteit, agrarisch natuurbeheer, milieu- en ruimtecondities



## Voorwoord

Het voor u liggende rapport is een technisch achtergrondrapport bij de Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer, Programma Beheer en Staatsbosbeheer (Wiertz en Sanders eds., 2007), van het Milieu- en Natuurplanbureau. Behalve het MNP hebben vele andere organisaties en personen een bijdrage geleverd aan de totstandkoming van dit rapport. Het MNP wil graag de volgende mensen bedanken voor het doen van analyses en becommentarieëren van de hoofdstukteksten: Rien Reijnen en Paul Goedhart (Alterra), hoofdstuk 2; Stephan Hennekens (Alterra) hoofdstuk 3; Jan Holtland (Staatsbosbeheer) hoofdstuk 4; Wim Daamen (Alterra) hoofdstuk 5; Leo Soldaat en Arco van Strien (CBS) Wolf Teunissen (SOVON) hoofdstuk 6; Wolf Teunissen (SOVON) hoofdstuk 7; Ron van 't Veer (Landschap Noord-Holland) tekstbox hoofdstuk 7; (Henk Sierdsema (SOVON) hoofdstuk 8; Arnout-Jan van Rossenaar, Ruud Beringen, Baudewijn Odé (FLORON) hoofdstuk 9; Paul Goedhart en Rien Reijnen (Alterra) hoofdstuk 9. Verder dienen nog NPN-West, Boerenatuur en de Vlinderstichting genoemd te worden. Ook willen wil het MNP alle leden van de maatschappelijke- en de wetenschappelijke klankbordgroep bedanken voor hun ideeën en suggesties.

Zonder de flexibele bijdrage en samenwerking met medewerkers van deze organisaties zou dit rapport niet mogelijk zijn geweest.





## Inhoud

Samenvatting .....	11
1 Inleiding.....	13
2 Indicatie doelbereik natuurdoeltypen .....	17
3 Vegetatiekwaliteit, vegetatieontwikkeling en vergrassing .....	27
4 Vegetatieveranderingen en doelbereik subdoeltypen Staatsbosbeheer.....	43
5 Dood hout, exoten en menging in bossen.....	49
6 Trends dagvlinders, broedvogels en weidevogels .....	61
7 Weidevogels in de collectieve pakketten van de SAN in 2006 .....	85
8 Percentage weidevogels onder beheer .....	101
9 Dichtheid en trend doelsoorten planten .....	103
10 Knelpunten realisatie natuurdoeltypen door milieufactoren.....	115
11 Conclusies en discussie.....	125
Literatuur .....	131
Bijlage 1 Resultaten vegetatiekwaliteit, vegetatieontwikkeling en vergrassing .....	141
Bijlage 2 Evaluatie criteria bos.....	158
Bijlage 3 Trends dagvlinders en broedvogels.....	159
Bijlage 4 Percentage weidevogels onder beheer .....	161
Bijlage 5 Regressie coëfficiënten milieudrukfactoren .....	167



## Samenvatting

Dit achtergronddocument hoort bij het MNP-rapport Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer. Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006, dat het MNP in 2007 heeft uitgebracht en waarin de regeling van Programma Beheer en Staatsbosbeheer vanuit een ecologische invalshoek zijn geëvalueerd.

Het doel was in beeld te brengen welke bijdrage natuurbeheer levert aan natuurkwaliteit en biodiversiteit in Nederland. Daarbij is onderscheid gemaakt in de bijdrage van de verschillende beheercategorieën: gangbare landbouw, agrarisch natuurbeheer (SAN-regeling), natuurbeheer gesubsidieerd via de SN-regeling, en natuurbeheer geregeld in afspraken tussen LNV en Staatsbosbeheer. Hiertoe zijn locaties met verschillende beheercategorieën steeds onderling vergeleken op basis van één en dezelfde ecologische maatlat. De gehanteerde maatlaten zijn gedefinieerd volgens de doelstellingen en eisen van de verschillende regelingen zelf (Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer, Subsidieregeling Natuurbeheer en de subdoeltypen van Staatsbosbeheer). Daarnaast is de kwaliteit ook nog eens getoetst in termen van realisatie van de natuurdoel(typ)en van LNV.

Dit rapport beschrijft welke databronnen zijn gebruikt en welke bewerkingen op de data zijn uitgevoerd. Zo wordt per bron vermeld welke versies van welke bestand(en) zijn gebruikt en welke bewerkingen en selecties zijn uitgevoerd om tot het resultaat te komen. Ook worden de belangrijkste resultaten gepresenteerd en de conclusies die daaruit getrokken zijn.

Deze uitvoerige beschrijving van de gehanteerde methoden is nodig omdat er geen gebruik gemaakt kon worden van een kant en klare, éénduidige set van monitoringsgegevens, zoals die idealiter verzameld zou zijn in het kader van de subsidieregelingen. Helaas ontbrak ook een goede éénduidige set monitoringsgegevens van de realisatie van de landelijke natuurdoel(typ)en (Algemene Rekenkamer, 2006; De Knecht et al., 2006).

Een belangrijk resultaat is daarom dat desondanks, door een combinatie van verschillende bestanden voor planten, vogels en vlinders, een redelijk compleet beeld gegeven kon worden van de effecten van diverse regelingen van natuurbeheer in de periode 2000 – 2005. Een regressie-analyse met milieufactoren gaf een beeld van de verminderde effectiviteit van het natuurbeheer door milieutekorten. Voor de genoemde soortgroepen is ook een beeld gegeven van de trends voor de periode van circa 1990- 2005; bijzondere aandacht was er voor de weidevogels en bossen. Opmerkelijk was dat in de periode 1975-1990 het aantal doelsoorten planten in natuurgebied is toegenomen, terwijl dit aantal in het agrarisch gebied juist achteruitgaat.

De ontwikkelde methoden en data zullen van belang zijn voor volgende evaluaties van natuurbeheer, van het Investeringsbudget landelijk gebied (ILG), of de voortgangsrapportage van het Ecologische Hoofdstructuur, als groot project.



# 1 Inleiding

Dit achtergronddocument hoort bij het rapport Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer. Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006 (Wiertz & Sanders eds. 2007), waarin de regeling van Programma Beheer en Staatsbosbeheer vanuit een ecologische invalshoek zijn geëvalueerd. In dit technische achtergronddocument worden de verschillende bronnen beschreven die zijn gebruikt ter onderbouwing van de conclusies met betrekking tot ecologische effecten van beheer. Het gaat dan om de onderbouwing van de conclusies uit hoofdstuk 9 en 12 van het hoofdrapport.

In dit achtergrondrapport wordt een technische toelichting gegeven op de gepresenteerde resultaten van het hoofdrapport. Er wordt verduidelijkt welke bronnen zijn gebruikt en welke bewerkingen op de data zijn uitgevoerd. Zo wordt per bron vermeld welke versies van welke bestand(en) zijn gebruikt en welke bewerkingen en selecties zijn uitgevoerd om tot het resultaat te komen. Ook worden de belangrijkste resultaten gepresenteerd en de conclusies die daaruit getrokken zijn.

Om toch een integrale vergelijking tussen verschillende beheerders mogelijk te maken zijn locaties met verschillende beheer categorieën (gangbare landbouw, Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN), Subsidieregeling Natuurbeheer (SN), Staatsbosbeheer) onderling vergeleken met steeds één en dezelfde maatlat.

Belangrijk daarbij is te realiseren dat er verschillende systematieken zijn om natuurkwaliteit vast te stellen. Zo verschillen de ecologische maatlaten tussen terreinen die onder Programma Beheer en onder Staatsbosbeheer vallen. Daarnaast steeft het Rijk naar realisatie van natuur in termen van de natuurdoel(typ)en. Sommige ecologische doelen zijn beschreven in termen van vegetatiestructuur (hoeveelheid dood hout, exoten), sommige in vegetatiekwaliteit of soortensamenstelling en sommige in aantallen plantensoorten of aantallen specifiek genoemde dier- en plantensoorten. Dat er niet één en dezelfde maatlat voor het bepalen van de natuurkwaliteit is, bemoeilijkt een integrale analyse.

De beheercategorieën zijn steeds op twee niveaus naast elkaar gezet. Ten eerste zijn ze vergeleken met de ecologische maatlaten (kwaliteitscriteria) zoals gebruikt in het Programma Beheer en/of de systematiek van Staatsbosbeheer. Zo is gekeken naar verschillen tussen beheercategorieën in hoeveelheid dood hout, afwezigheid exoten, aantal soorten en aantal meetsoorten. Niet al deze informatie is in dit rapport gepresenteerd. Voor de meeste typen natuur (met uitzondering van bossen) is alleen informatie over de vegetatiekwaliteit weergegeven. Die is berekend als de compleetheid van die nagestreefde doelassociaties die zowel genoemd zijn in het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001) als in het doelendocument van Staatsbosbeheer (SBB, 2002). Bovendien is alleen gekeken naar die associaties die horen bij de meetsoorten zoals genoemd in de pluspakketten. Bron hiervoor is de lijst uit SynBioSys (Hennekens et al., 2001). De vegetatiekwaliteit die op deze manier is berekend, lijkt op de maatlat die Staatsbosbeheer hanteert, maar is niet exact hetzelfde. Het belangrijkste verschil is dat niet alle doelassociaties uit het doelendocument van Staatsbosbeheer beschouwd zijn, maar alleen welke genoemd zijn in het Handboek Natuurdoeltypen en SynBioSys. Bij de verantwoording die Staatsbosbeheer aflegt aan LNV, telt ook areaal met vegetaties van redelijke kwaliteit en afwijkende vegetatietypen gedeeltelijk mee in de bepaling van doelbereik. De mate van doelbereik die is gepresenteerd, is daarmee anders dan het doelbereik dat door Staatsbosbeheer zelf wordt gerapporteerd.

Ten tweede is gekeken in welke mate is voldaan aan de biodiversiteitscriteria die nodig zijn om natuurdoeltypen te realiseren. Volgens het Handboek Natuurdoeltypen zouden deze natuurdoeltypen gerealiseerd moeten kunnen worden met pakketten van het Programma Beheer of met beheer door Staatsbosbeheer (EC-LNV, 2001). In de afspraak tussen Staatsbosbeheer en LNV wordt ervan uitgegaan dat een natuurdoeltype gerealiseerd is als ook het subdoeltype dat daarmee overeenkomt, is gerealiseerd. Voor de natuurdoeltypen is alleen gekeken naar de definitie in het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001). Het gewenste niveau van biodiversiteit van een natuurdoeltype zou volgens dat handboek gerealiseerd zijn als er meer doelsoorten voorkomen dan een minimum normaantal. De realisatie is geïndiceerd door te kijken naar het gesommeerde aantal doelsoorten uit de groepen vogels, vlinders en planten. In het handboek is aangegeven dat ook gekeken zou moeten worden naar doelsoorten uit 19 andere soortgroepen. Echter, van deze soortgroepen zijn veelal geen goede landsdekkende verspreidingsgegevens voorhanden. Voor vogels, vlinders en planten zijn echter de beste monitorings- en verspreidingsgegevens beschikbaar. Daarnaast behoort gemiddeld 85% van het totaal aantal doelsoorten per natuurdoeltype tot deze drie soortgroepen. Omdat de methode om de realisatie te bepalen niet voor 100% overeenkomt met de methode zoals deze in het Handboek Natuurdoeltypen staat, wordt in dit hoofdstuk gesproken over indicatie van realisatie/doelbereik.

Belangrijk is te realiseren dat de beheerders geen afspraken gemaakt hebben op het niveau van realisatie van deze rijksnatuurdoelen. Het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) wil benadrukken dat beheerders met de maatlat voor de rijksdoelen niet beoordeeld kunnen worden op het nakomen van afgesproken prestaties. De eisen van Programma Beheer en Staatsbosbeheer zijn echter geen doel op zich, maar zou het bereiken van de natuurdoelen moeten bevorderen.

In de analyses is per natuurdoeltype steeds gekeken naar verschillen tussen locaties met verschillende beheercategorieën. Dit zijn locaties met basispakketten, locaties met pluspakketten, locaties met daarmee overeenkomende doelen van Staatsbosbeheer en waar mogelijk locaties met overig beheer (dus geen beheer door Staatsbosbeheer of van Programma Beheer) of gangbare landbouw. Bij graslanden is ook gekeken naar terreinen die vallen onder de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN). Dit laatste is onder meer van belang gezien de omslag van aankoop naar meer beheer.

### **Gebruikte data**

Helaas ontbreken goede monitoringsgegevens van de realisatie van natuurdoeltypen (Rekenkamer, 2006; De Knecht et al., 2006). Verder wordt de evaluatie bemoeilijkt door het ontbreken van ecologische gegevens die verzameld zijn in het kader van de regelingen (De Knecht et al., 2006).

De ecologische monitoring in het kader van Programma Beheer is maar beperkt bruikbaar. Voor slechts 20% van het areaal onder Programma Beheer geldt een monitoringplicht van meetsoorten. Dit zijn de locaties waarin pluspakketten zijn afgesloten exclusief de bossen. Bij basispakketten en de bossen ontbreekt een (verplichte) monitoring. Beheerders monitoren soms zelf, maar toegankelijkheid en vergelijkbaarheid van data belemmert gebruik voor deze evaluatie.

In terreinen van Staatsbosbeheer is wel veel ecologische informatie verzameld en beschikbaar. Digitale vegetatiekaarten, herhaald in de tijd, van terreinen zijn nog niet voorhanden voor alle natuurgebieden. Staatsbosbeheer heeft in samenspraak met het MNP een aantal van deze herhaalde karteringen geanalyseerd voor deze evaluatie. Uit deze

analyses konden enerzijds trends in kwaliteit worden gehaald en anderzijds informatie over de oorzaken van voor of achteruitgang. Het type informatie dat Staatsbosbeheer verzamelt, is echter anders dan de informatie die verzameld wordt voor het bepalen van de realisatie van de pluspakketten van Programma Beheer, (vegetatietypen in plaats van soorten), wat vergelijking tussen beide methoden bemoeilijkt.

Zoals de Algemene Rekenkamer meldt, wordt niet gemonitord of natuurdoeltypen zijn gerealiseerd (Algemene Rekenkamer, 2005). Door het ontbreken van voldoende monitoring gegevens moest het MNP voor deze evaluatie terugvallen op gegevens die niet verzameld zijn om het Programma Beheer en het beheer van Staatsbosbeheer te evalueren. Het gaat dan vooral om verspreidingsgegevens van Particulier Gegevensverzamelende Organisaties (PGOs) en landelijke monitoringsdata van vaatplanten, broedvogels en dagvlinders. Met extra veldwerk konden in twee typen graslanden gegevens verzameld worden met methoden die aansluiten bij de methoden zoals voorgeschreven in de regelingen en afspraken. Voor bossen is gebruikgemaakt van het Meetnet Functievervulling en de HoutOogst Statistiek en Prognose oogstbaar hout (HOSP). Alleen voor de weidevogels kon optimaal gebruikgemaakt worden van veldwerk in het kader van SAN-OS in opdracht van Agrarische Natuur Verenigingen (ANV)/Natuurlijk Platteland Nederland (NPN) (zie hieronder). Deze gegevens zijn direct verzameld voor het Programma Beheer.

Naast gegevens over doelrealisatie zijn de landelijke meetnetten van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) gebruikt om de trends te bepalen. Er is zowel gekeken naar de verandering van het *aantal* doel-, meet- of karakteristieke soorten als naar de verandering van de *dichtheid* van deze soorten. De trends van soorten wordt gegeven voor twee tijdsperiodes: 1990-1999 en 2000-2005. Het jaar 2000, de invoering van Programma Beheer is gebruikt om te kijken of er zich een trendbreuk voordoet. De keuze voor trends in doelsoorten en trends in meetsoorten vloeit direct voort uit de definitie van de rijksdoelen en doelen van Programma Beheer. De trends brengen in beeld wat de richting van de ontwikkeling van de kwaliteit van de natuurdoelen of doelen van Programma Beheer is. De trends sluiten aan bij hoe de hoogte van de kwaliteit van Programma Beheer en de natuurdoeltypen wordt bepaald. Voor de soortgroepen dagvlinders, vaatplanten en broedvogels waren er voldoende gegevens bekend om uitspraken te doen over trends. In een aantal specifieke gevallen zijn ook trends van de dichtheden weergegeven.

Relatieve verschillen tussen beheercategorieën zijn aanknopingspunt voor de verdere analyse naar mogelijke oorzaken. Hierbij wordt gekeken naar zowel interne als externe oorzaken die de effectiviteit zouden kunnen beïnvloeden. De effecten van stikstofdepositie, verdroging en versnippering zijn gecorreleerd met de natuurkwaliteit. Op deze manier is bekend wat in potentie de realisatie van natuurdoeltypen zou zijn indien milieuknelpunten opgelost zouden zijn. Opgemerkt moet worden dat de effecten niet alleen toegeschreven kunnen worden aan het de onderzochte regelingen en het daarbij uitgevoerde beheer. Effecten van maatregelen die zijn genomen in het kader van bijvoorbeeld Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) of met LIFE-subsidie zijn niet te scheiden wanneer deze zijn uitgevoerd in dezelfde gebieden.

Ook zijn de weidevogelgegevens gepresenteerd die in 2006 verzameld zijn, in het kader van de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer – Organisatiekosten Samenwerkingsverbanden (SAN-OS), om de realisatie van de beheerdoelen te toetsen. Deze gegevens zijn goed bruikbaar, want ze zijn verzameld volgens de monitoringmethode die is voorgeschreven in de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN) en Subsidieregeling Natuurbeheer (SN) van Programma Beheer.



## **Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe de indicatie van realisatie van natuurdoeltypen is berekend. Vervolgens komt in hoofdstuk 3 de berekening van vegetatiekwaliteit en trends in vegetatiekwaliteit aan de orde. Staatsbosbeheer heeft in een aparte analyse gekeken naar trends en realisatie van subdoeltypen van natte en droge heide. Deze gegevens, beschreven in hoofdstuk 4, zijn onder andere gebruikt als check op de gegevens beschreven in hoofdstuk 3. De berekening van de kwaliteit van bossen (de hoeveelheid en trend van dood hout, exoten en het aandeel gemengd bos) wordt uiteengezet in hoofdstuk 5. Trends van dagvlinders, broedvogels en weidevogels zijn beschreven in hoofdstuk 6. Speciale aandacht is er voor de dichtheid aan weidevogels van de collectieve pakketten van het agrarisch natuurbeheer (hoofdstuk 7). In Laag-Holland is er buiten de collectieve contracten ook nog gekeken naar de reservaten en de gangbare landbouw (ook hoofdstuk 7). Het aantal grutto's dat onder beheer is van terreinbeheerders, agrariërs met agrarisch natuurbeheer en de gangbare landbouw is beschreven in hoofdstuk 8. Hoofdstuk 9 gaat over de trend van doelsoorten planten in het agrarisch gebied en de natuurgebieden. De analyse van knelpunten in milieufactoren en de belemmering die zij vormen voor de realisatie van natuurdoeltypen, staat beschreven in hoofdstuk 10. In het laatste hoofdstuk worden er uiteindelijke conclusies getrokken van alle gevonden resultaten en worden enkele discussiepunten naar voren gebracht (hoofdstuk 11).

## 2 Indicatie doelbereik natuurdoeltypen

Het Rijk streeft naar realisatie van de natuur in termen van natuurdoelen, die nader zijn verdeeld in natuurdoeltypen. De natuurdoeltypen staan beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001). De kwaliteit van de natuurdoeltypen volgens het handboek kan worden afgemeten aan het voorkomen van het aantal doelsoorten. Getracht is, op basis van verspreidings gegevens van doelsoorten broedvogels, dagvlinders en vaatplanten, een indicatie te geven van de realisatie van natuurdoeltypen bij verschillende beheercategorieën (SN-Plus, SN-Basis, SAN, SBB, overig, reguliere landbouw). Het handboek schrijft voor dat realisatie van natuurdoeltypen bepaald wordt aan de hand van doelsoorten uit in totaal 22 verschillende soortgroepen. Echter, de benodigde verspreidingsgegevens zijn niet voor alle soortgroepen betrouwbaar, representatief en landsdekkend beschikbaar. De berekende realisatie van natuurdoeltypen op basis van gegevens van alleen broedvogels, dagvlinders en vaatplanten is derhalve een indicatie van de realisatie. Aangenomen is dat de indicatie wel betrouwbaar is aangezien de analyse nu gebaseerd is op gemiddeld 85% van het totaal aantal doelsoorten per natuurdoeltype.

### 2.1 Bron

Er is gebruikgemaakt van een aantal verschillende bronnen:

- Gegevens over het actuele voorkomen van broedvogels zijn aangeleverd op het niveau van 1 x 1 kilometer (Turnhout et al., 2006).
- De gegevens over het actuele voorkomen van dagvlinders zijn aangeleverd op het niveau van 250 x 250 meter (Swaay et al., 2006).
- Voor informatie over het actuele voorkomen van vaatplanten is gebruikgemaakt van verspreidingsgegevens op het niveau van 1x1 kilometer (FLORON, 2005).
- Daarnaast is gebruikgemaakt van een kaart van natuurdoeltypen die is afgeleid van de landelijke natuurdoelenkaart (LNV, 2003). De landelijke natuurdoelenkaart geeft een vrij globaal beeld van het ruimtelijk patroon van de natuurdoeltypen. Voor het verkrijgen van een zo nauwkeurig mogelijk ruimtelijk patroon zijn de natuurdoeltypen, voor zover nodig, daarom nader gelokaliseerd op basis van huidige begroeiing, bodem en hydrologie (Reijnen et al., 2007).
- Verder is gebruikgemaakt van een kaart met doelen die de verschillende beheerders nastreven (bron DLG).

## 2.2 Methode

Doelrealisatie van natuurdoeltypen is bepaald door zo nauw mogelijk aan te sluiten bij de eisen die beschreven staan in het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001). Een gedetailleerde beschrijving van de methodiek voor het bepalen van realisatie van natuurdoeltypen staat beschreven in Reijnen et al. (2007).

In het kort komt de procedure er op neer dat de verspreidingsgegevens van de doelsoorten vaatplanten, broedvogels en dagvlinders worden gekoppeld aan de locaties van natuurdoeltypen. Dit is gedaan in een aantal stappen:

- Begonnen is de natuurdoeltypen te lokaliseren. Lokalisatie van natuurdoeltypen is aangegeven in de provinciale natuurdoeltypenkaarten behorende bij de landelijke natuurdoelenkaart van LNV. In sommige gevallen hebben provincies natuurdoeltypen echter niet heel nauwkeurig gelokaliseerd. In Reijnen et al. (2007) heeft een nadere lokalisatie plaatgevonden op basis van huidige begroeiing, bodem en hydrologie.
- Het type beheer is afgeleid uit de beheerkaarten van Staatsbosbeheer en SAN/SN.
- Om verschillen in kwaliteit binnen een natuurdoeltype zoveel mogelijk in beeld te brengen is de kaart vergrid op het niveau van 250 x 250 meter.
- In de analyse zijn verder alleen die gridcellen meegenomen waar een natuurdoeltype voorkomt met een overeenkomend type beheer en deze combinatie meer dan 75% van de oppervlakte beslaat.
- Vervolgens is per gridcel bepaald hoeveel doelsoorten (vlinders, vogels en planten) aanwezig zijn van het aldaar aanwezige natuurdoeltype. Gridcellen waar de huidige begroeiing (bos, heide, moeras, grasland) niet overeenkomt met het aangegeven natuurdoeltype zijn in deze analyse niet beschouwd. Dit zijn gridcellen waar omvorming wordt nagestreefd. Ook zijn gridcellen waar de hoofdfunctie nog landbouw is niet beschouwd. Dit zijn locaties waar op termijn natuurontwikkeling is gepland. Bij de toedeling van doelsoorten aan een locatie is uitgegaan van de informatie zoals beschreven in Tabel 2.1.

Tabel 2.1 Verspreidingsdata soortgroepen en toewijzing aan locaties van natuurdoeltypen. Bron: Reijnen et al. (2007).

Soortgroep	Basisbestand	Toewijzen doelsoorten aan locaties van een natuurdoeltype
vaatplanten	FLORBASE 1x1 km	Aan locaties van een natuurdoeltype binnen 1x1 km hokken op basis van kansrijkheid (25x25 m)
dagvlinders	Vlinderstichting 250x250 m	Aan alle locaties van een natuurdoeltype binnen een 250x250 m hok
broedvogels	SOVON 1x1 km	Aan alle locaties van een natuurdoeltype binnen een 1x1 km hok

- Vervolgens is bepaald of een natuurdoeltype is gerealiseerd. Het totaal aantal aanwezige doelsoorten vlinders, vogels en planten zou in dit geval groter of gelijk moeten zijn aan het gestelde aantal vlinders, vogels en planten uit het handboek. De mate van realisatie van het natuurdoeltype per gridcel is uitgedrukt in verschillende klassen (zie Tabel 2.2).

Tabel 2.2 Kwaliteitsklassen van realisatie van het natuurdoeltype.

- |  |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ &gt;100% = gerealiseerd</li> <li>▪ 75%-100% = goed</li> <li>▪ 50%-75% = redelijk</li> <li>▪ 25%-50% = matig</li> <li>▪ 0%-25% = slecht</li> </ul> |
|--|

De analyse is uitgevoerd voor nat schraalgrasland, natte heide, droge heide, hoogveen, moeras, bos van arme zandgronden, bos van voedselrijke, vochtige gronden en multifunctionele bossen op arme zandgronden. De achterliggende natuurdoeltypen staan in Tabel 2.3.

Tabel 2.3 Achterliggende natuurdoeltypen en aantal meetpunten van 250x250 meter waarop de figuren van paragraaf 2.3.1 betrekking hebben.

Natuurdoeltype (code)	Programma Beheer						Staatsbosbeheer					Overig beheer	
	SN-basis	SN-plus	SN-plus natuurbos	SN-plus verhoogde nat w.	SAN weidevogel	SAN botanisch	SBB	SBB jonge verlanding	SBB oude rietruigte	SBB multif. bos	SBB vervangingsbos		SBB bosgemeenschap
nat schraalgrasland (hz-3.7, lv-3.4, ri-3.4, zk-3.5)	213	62			55	12	35						21
natte heide (hz-3.10)	80	132					175						63
droge heide (hz-3.9)	420	372					310						890
hoogveen (hz-3.10)	28	92					82						
moeras (az-3.4, hz-3.3, lv-3.3, ri-3.3, zk-3.4)	64	10						5	8				74
bos van voedselrijke, vochtige gronden (hl-3.10, hz-3.14)	530		125	586					144	58	123		172
bos van arme zandgronden (hz-3.13)	2783		268	1738					974	565	231		1118

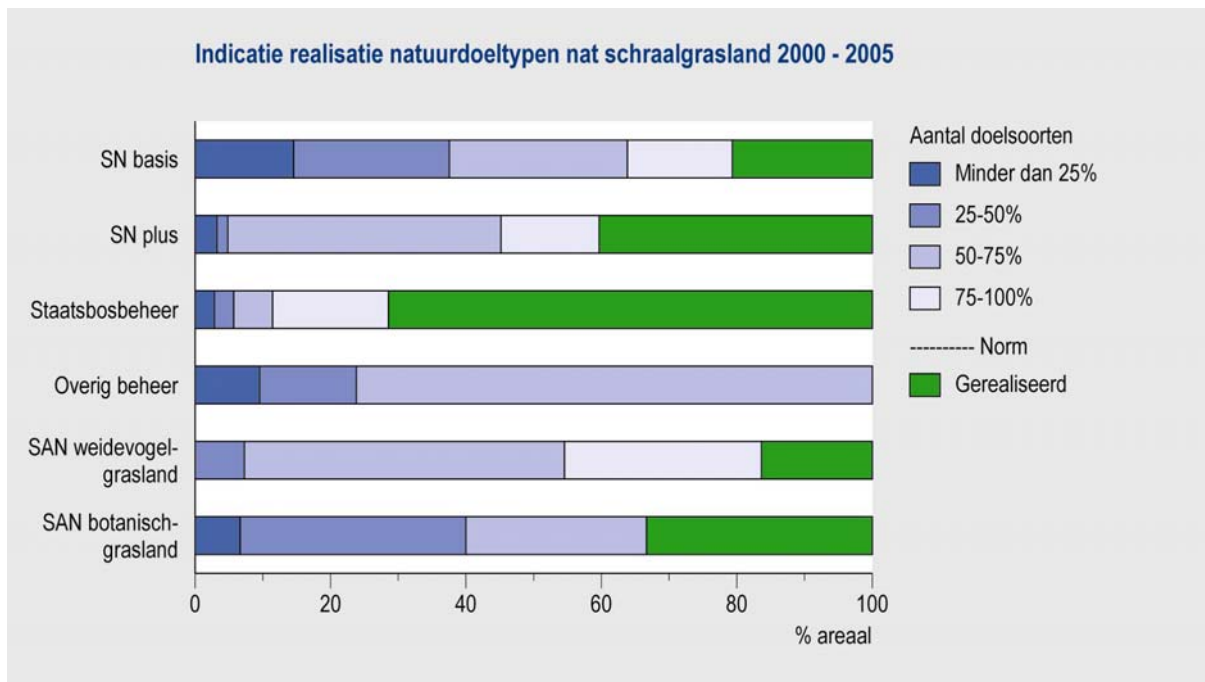
## 2.3 Resultaten

### 2.3.1 Resultaten per natuurtype

In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd van nat schraalland, natte heide, droge heide, hoogveen, moeras, nat schraalgrasland, bos van arme zandgronden, bos van voedselrijke, vochtige gronden en multifunctionele bossen op arme zandgronden.

#### Nat schraalland

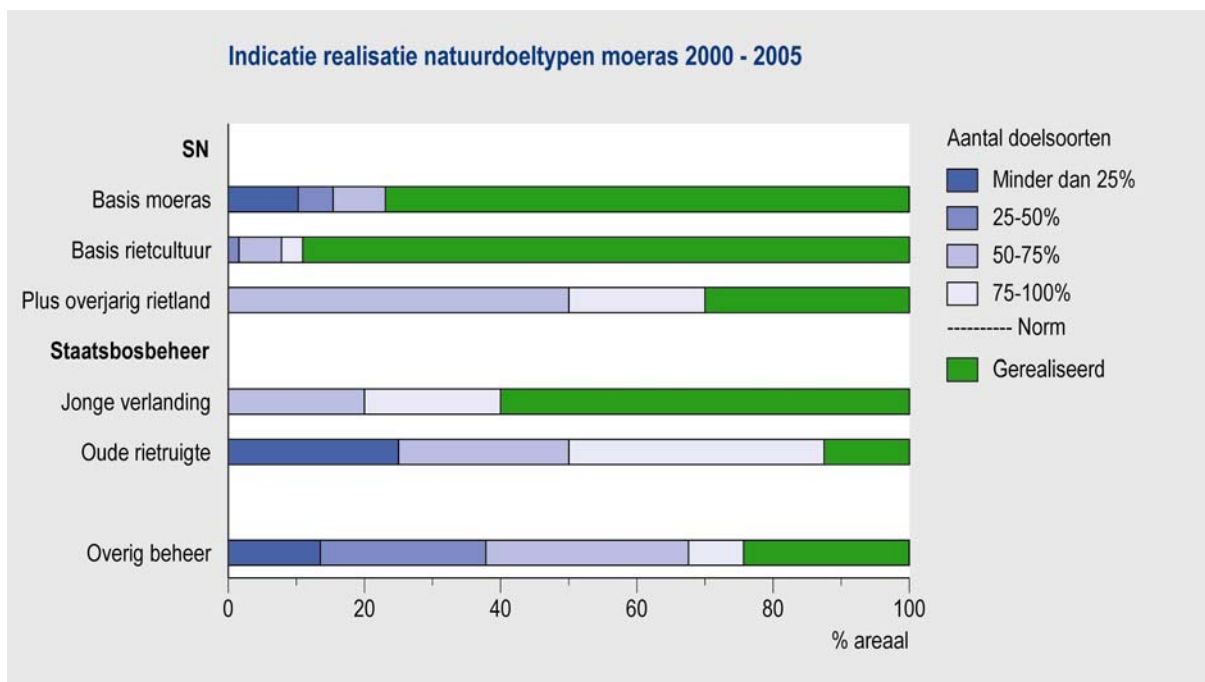
Het aantal doelsoorten van de natuurdoeltypen varieert tussen de beheercategorieën (zie Figuur 2.1). De realisatie van het natuurdoeltype neemt af in de reeks Staatsbosbeheer, SN-plus, SN-basis, en overig beheer. SAN heeft een intermediaire positie tussen overig beheer en beheer in natuurgebieden.



Figuur 2.1 Indicatie voor mate van realisatie van de natuurdoeltypen. Het percentage van het areaal dat het natuurdoeltype heeft gerealiseerd in het SAN botanisch grasland en het overige beheer is in werkelijkheid veel lager omdat het hier een niet representatieve steekproef gaat, zie conclusies en discussie.

### Moeras

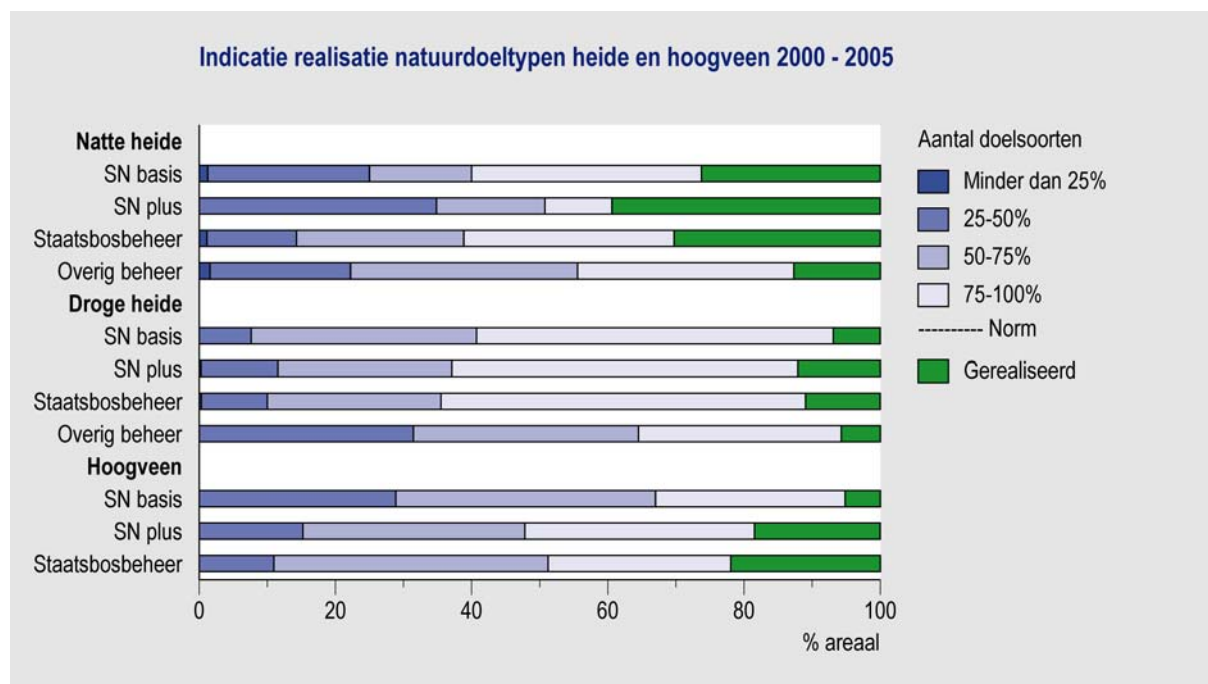
Het grootste aantal doelsoorten (vlinders, vogels en planten) blijkt aanwezig te zijn in locaties waarvoor SN-basispakketten moeras of rietcultuur zijn afgesloten (zie Figuur 2.2). Veel van het Nederlandse moeras wordt beheerd door Staatsbosbeheer via grootschalig beheer. Dit type komt hier niet aan bod omdat het dan vooral gaat om moerassen die grootschalig worden beheerd.



Figuur 2.2 Indicatie voor mate van realisatie van de natuurdoeltypen.

## Heide en hoogveen

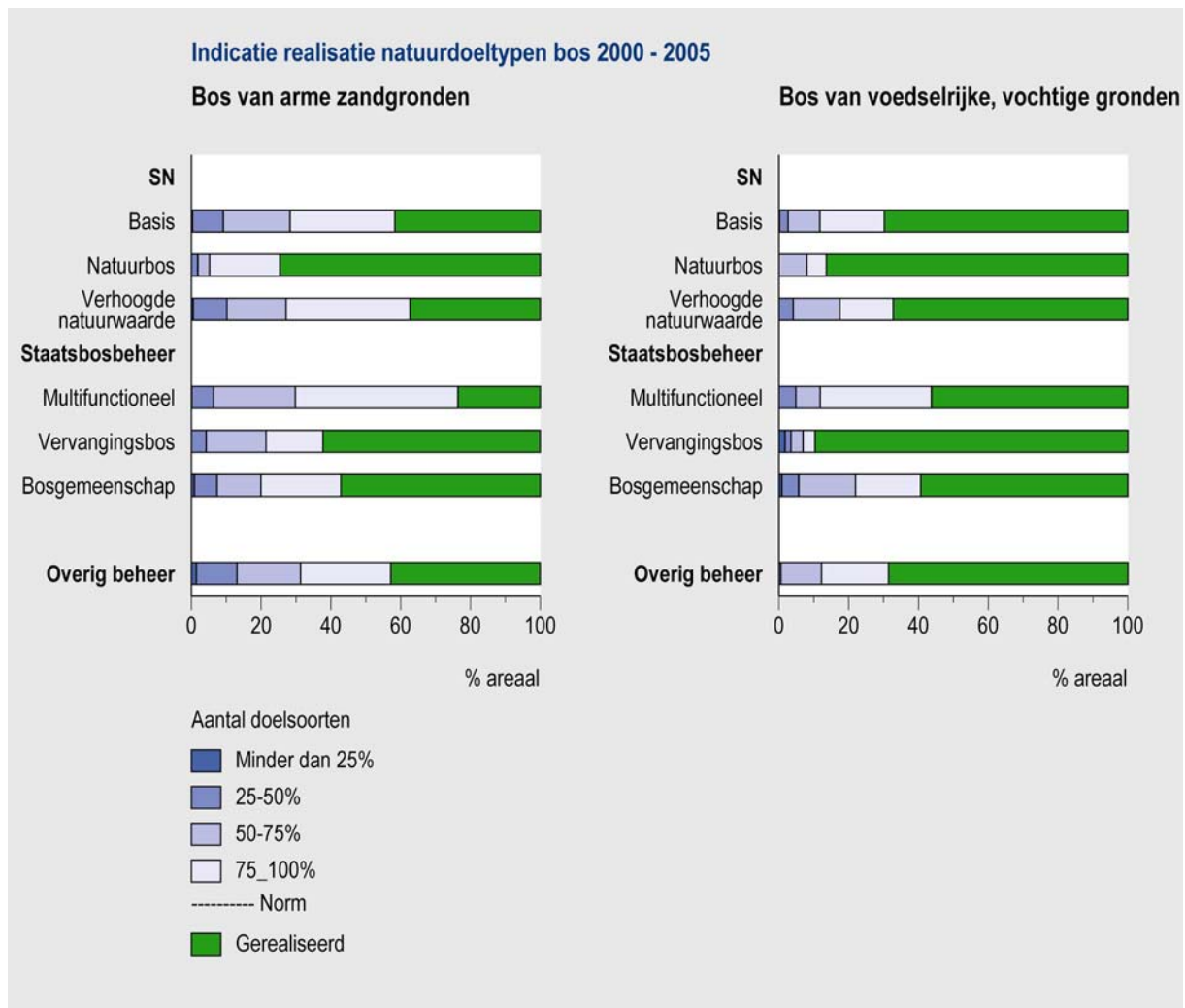
De realisatie van de natuurdoeltypen heide en hoogveen varieert ook tussen de beheercategorieën (zie Figuur 2.3). De mate van realisatie van natuurdoeltype is bij SN-plus groter dan bij SN-basis. Natte en droge heiden van Staatsbosbeheer hebben een intermediaire kwaliteit. Hoogveen van Staatsbosbeheer lijkt een hogere kwaliteit te hebben dan bij SN-plus.



Figuur 2.3 Indicatie voor mate van realisatie van de natuurdoeltypen. (Bronnen: nabewerking van verspreidingsgegevens van SOVON, FLORON en de Vlinderstichting; MNP, 2007)

## Bossen

De realisatie en de kwaliteit van de bos natuurdoeltypen neemt af in de reeks beheercategorieën SN-plus natuurbos, SN-basis en SN-plus bos met verhoogde natuurwaarden (zie Figuur 2.4). Deze reeks is zichtbaar bij zowel bossen van arme zandgronden als bossen van rijke zandgronden. Opvallend is de relatief lage realisatie bij bos met verhoogde natuurwaarden. Uit de huidige analyse blijkt dat de verhoogde natuurwaarden waarop het pakket is aangevraagd, niet tot uitdrukking komen als men let op het totale aantal doelsoorten dagvlinders, broedvogels en vaatplanten.



Figuur 2.4 Indicatie voor mate van realisatie van de natuurdoeltypen. (Bronnen: nabewerking van verspreidingsgegevens van SOVON, FLORON en de Vlinderstichting; MNP, 2007)

Op dezelfde wijze als de realisatie van de natuurdoeltypen is weergegeven kan ook de realisatie weergegeven worden van de pakketten van Programma Beheer. Het kwaliteitscriterium voor realisatie van pakketrealisatie is een vastgesteld aantal meetsoorten per afgesloten beschikking. In de volgende paragraaf staat de relatie beschreven tussen de realisatie van de natuurdoeltypen en de realisatie volgens de pakketten van Programma Beheer.

### 2.3.2 Relatie realisatie natuurdoeltypen en realisatie pakketten

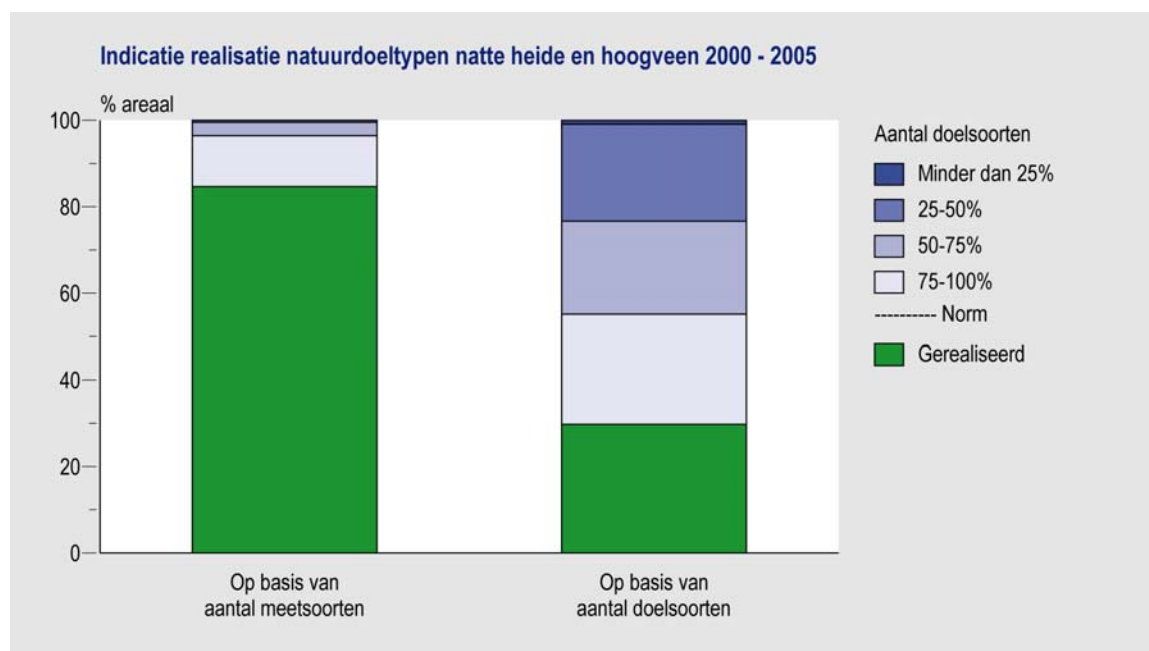
Het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001) is gepresenteerd als gemeenschappelijke taal waarmee verschillende beleidsvelden op elkaar afgestemd kunnen worden. Met de beschikbare vertaalsleutels kunnen natuurdoelen en natuurdoeltypen in bijvoorbeeld subdoeltypen van Staatsbosbeheer en pakketten van Programma Beheer vertaald worden. Ook bestaan er vertaaltabellen met de typologie uit de Habitatrichtlijn. De definitie en criteria voor natuurkwaliteit van de typologieën verschillen, waardoor ook de ambitieniveaus kunnen verschillen.

Om te kijken of en hoe ambitieniveaus verschillen, is de doelrealisatie bepaald volgens het Handboek Natuurdoeltypen (met behulp van doelsoorten) en de systematiek van Programma Beheer (met behulp van meetsoorten). Hiertoe is voor beide systematieken voor elke gridcel

voor de natuurdoeltypen natte heide en hoogveen van 250 x 250 meter, bepaald wat de doelrealisatie is.

De doelbereiking volgens de natuurdoeltypensystematiek staat beschreven in de vorige paragraaf en in het Reijnen et al. (2007). Voor de doelrealisatie volgens de systematiek van Programma Beheer is gebruikgemaakt van de lijst van meetsoorten uit de handleiding Pakketten van Programma Beheer (DR 2005a, 2005b). Hiertoe is, voor dezelfde gridcellen als waarvoor de doelbereiking natuurdoeltypen is gedaan, het aantal meetsoorten bepaald. Dit is gedaan op exact dezelfde wijze als voor natuurdoeltypen (paragraaf 2.3.1).

Uit de resultaten blijkt dat de pakketeisen van Programma Beheer vrijwel zijn gerealiseerd maar die van het natuurdoeltype nog lang niet (zie Figuur 2.5). Dit terwijl doelrealisatie is vergeleken met een en dezelfde set van locaties met natte heide en hoogveen, getoetst conform de eisen van de natuurdoel(type)systematiek (aantal doelsoorten) en conform de pakketeisen van pluspakketten (aantal meetsoorten).



Figuur 2.5 Verdeling van locaties natte heide en hoogveen met realisatie van de natuurdoeltypen enerzijds en eisen van Programma Beheer anderzijds. De analyse heeft betrekking op dezelfde set van meetlocaties. (Bronnen: nabewerking van verspreidingsgegevens van SOVON, FLORON en de Vlinderstichting; MNP, 2007).

Het ambitieniveau van de natuurdoeltypen van het rijksbeleid, afgemeten aan het aantal doelsoorten (EC-LNV, 2001), lijkt daarmee veelal hoger te zijn dan de ecologische waarden die worden nagestreefd in Programma Beheer. Dat wil zeggen dat een beheer-eenheid wel aan de pakketeisen kan voldoen terwijl het natuurdoeltype (nog lang) niet is gehaald. Ook bij het bereiken van de subdoeltypen van Staatsbosbeheer is het niet zeker dat de doelsoorten in voldoende mate aanwezig zijn (zie ook hoofdstuk 4). Wel bestaat er een statistisch verband tussen de ecologische maatlat in termen van doelsoorten en ecologische maatlaten die gebruikt worden in beheer; hoe hoger de beheermaatlat, des te hoger de doelrealisatie in termen van natuurdoeltypen.



## 2.4 Discussie en conclusies

### Nat schraalgrasland

- De realisatie van het natuurdoeltype neemt af in de reeks van Staatsbosbeheer, SN-plus, SN-basis, SAN en overig beheer. Het is duidelijk dat de nagestreefde kwaliteit van de natuurdoeltypen nog niet overal is gerealiseerd: slechts in een deel van het areaal komen meer doelsoorten voor dan minimaal nagestreefd. Ook het veldwerk (Melman et al., 2007) bevestigt de verschillen tussen de beheercategorieën.
- Het werkelijke areaal met een gerealiseerd natuurdoeltype is bij de SAN botanisch grasland en het overige beheer is waarschijnlijk zeer veel kleiner dan Figuur 2.1 doet vermoeden. De steekproef is namelijk behoorlijk scheef. Dit komt doordat alleen die lokaties in de analyse zijn betrokken, die voorkomen in de EHS. Dat is een niet representatief en klein deel van de werkelijke hoeveelheid botanisch grasland onder de SAN. Het percentage van het totale areaal dat het natuurdoeltype heeft gerealiseerd komt in werkelijkheid veel lager uit, zie het veldwerk (Melman et al., 2007).

### Moeras

- Een zuivere analyse om de beheercategorieën te kunnen vergelijken is moeilijk omdat enerzijds het aantal meetpunten in moerassen klein is en anderzijds omdat de moerassen in verschillende fysisch-geografische regio's liggen. Toch kan geconcludeerd worden dat in locaties met oude rietruigten het minste aantal doelsoorten voor lijkt te komen. Dit is zichtbaar in locaties van zowel SN als bij Staatsbosbeheer. In locaties met overig beheer is de realisatie ook veel lager dan bij SN-basis. Over verschillen tussen Staatsbosbeheer en SN is niet veel met zekerheid te zeggen, gezien de beperkte hoeveelheid data.

### Heide en hoogveen

- De mate van realisatie van natuurdoeltype is bij SN-plus groter dan bij SN-basis. Natte en droge heiden van Staatsbosbeheer hebben een intermediaire kwaliteit. Bij hoogveen is de kwaliteit bij Staatsbosbeheer hoger dan in SN-plus. Het feit dat met andere methoden en gegevensbronnen (hoofdstuk 3) dezelfde conclusies zijn te trekken, vergroot de betrouwbaarheid van deze conclusies.

### Bos

- De realisatie en de kwaliteit van de natuurdoeltypen neemt af in de reeks beheercategorieën SN-plus natuurbos, SN-basis en SN-plus bos met verhoogde natuurwaarden. Deze reeks is zichtbaar bij zowel bossen van arme zandgronden als bossen van rijke zandgronden. Voor de realisatie van nagestreefde biodiversiteit in Natuurdoeltypen is een verbetering noodzakelijk. Dit geldt in sterkere mate voor bossen op arme zandgronden dan in bossen op rijkere zandgronden. De realisatie van de natuurdoeltypen blijft achter in multifunctioneel bos.
- In vergelijking met andere typen natuur zoals heide, moeras en graslanden heeft bos een hoge graad van realisatie. Dit is opvallend gezien het lage aantal doelsoorten planten in bossen (bijvoorbeeld in de meetpunten van het Meetnet Functievervulling).
- Verschillen in realisatie van biodiversiteit van natuurdoeltypen tussen verschillende pakketten en beheercategorieën zijn aanzienlijk. In locaties met natuurbos is de mate van realisatie van biodiversiteit van natuurdoeltype hoger dan in bijvoorbeeld locaties met multifunctionele bossen van SBB. Met omvorming van multifunctionele bossen

naar meer natuurlijke bossen kan natuurwinst geboekt worden, gezien de verschillen in aantallen doelsoorten tussen beide typen bos.

### **Relatie realisatie natuurdoeltypen en realisatie pakketeisen**

- Het ambitieniveau van de natuurdoeltypen van het rijksbeleid, afgemeten aan het aantal doelsoorten (EC-LNV, 2001), lijkt veelal hoger te zijn dan de ecologische waarden die worden nagestreefd in Programma Beheer. Dat wil zeggen dat een beheereenheid wel aan de pakketeisen kan voldoen terwijl het natuurdoeltype (nog lang) niet is gehaald.



## **3 Vegetatiekwaliteit, vegetatieontwikkeling en vergrassing**

In deze evaluatie is ook aandacht besteed aan vegetatiekwaliteit, vegetatieontwikkeling en vergrassing. Hierbij is gekeken naar de mate van compleetheid (incompleteid) van vegetatietypen in vegetatieopnamen. Dat is de mate waarin soorten die behoren bij een associatie aanwezig zijn in een vegetatie. Vegetatietypen vormen een belangrijke bouwsteen van de natuurdoeltypen. In het handboek zijn per natuurdoeltype de nagestreefde doelassociaties beschreven. Ook Staatsbosbeheer gebruikt vegetatietypen (associaties) om de nagestreefde kwaliteit van vegetaties uit te drukken. Getracht is om een indicatie te krijgen van de kwaliteit van de vegetatie in locaties met verschillende beheercategorieën (SN-Plus, SN-Basis, SAN, SBB, overig, gangbare landbouw). Daarnaast zijn twee tijdsperioden met elkaar vergeleken om een beeld te krijgen van de ontwikkeling in vegetatiekwaliteit. Naast compleetheid van associaties is in dezelfde set van gegevens ook gekeken naar het aantal doelsoorten, het aantal meetsoorten en de bedekking grassen (vergrassing).

### **3.1 Bron**

Zowel vegetatieopnamen uit het Landelijk Meetnet Flora - Milieu- en Natuurkwaliteit als de vegetatieopnamen uit de Landelijke Vegetatie Databank (LVDB) zijn als bron gebruikt voor de analyses van vegetatiekwaliteit. Het Landelijk Meetnet Flora - Milieu- en Natuurkwaliteit (LMF-M&N) bevat ongeveer 10.000 meetpunten. Eens in de 4 jaar wordt van alle meetpunten de presentie en bedekking van alle planten genoteerd. Het gaat om proefvlakken (permanente kwadraten) die in alle begroeiingstypen van Nederland liggen (bos, heide, grasland, duinen enzovoorts). De Landelijke Vegetatie Databank (LVDB) bevat bijna een half miljoen vegetatieopnamen uit Nederland. Deze set omvat onder andere de opnamen die de grondslag hebben gevormd voor de vegetatietabellen van De Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1995a, b, 1996, 1998).

In beide gegevensbestanden is per meetpunt (vegetatieopnamen) bekend waar deze gelokaliseerd zijn en welke soorten zijn aangetroffen met welke bedekking. Daarnaast is er nog andere informatie over de opnamen bekend, zoals de oppervlakte, de breedte en lengte van het proefvlak en bijvoorbeeld opmerkingen over het beheer of locatie.

### **3.2 Methode**

#### **3.2.1 Selectie van opnamen uit de LVDB en LMF-M&N**

Er is een set van vegetatieopnamen geselecteerd die gebruikt is om vegetatiekwaliteit bij verschillende beheercategorieën te vergelijken. Daartoe zijn opnamen geselecteerd die voldoen aan de volgende eisen:

1. Er moet voldoende informatie aanwezig zijn over de opname

Alleen die opnamen zijn geselecteerd waarvan het jaar van opname, de exacte locatie (x- en y-coördinaten) en de oppervlakte van de opname bekend zijn.

2. De associaties van de opname moet toe te delen zijn aan een natuurdoeltype en bijbehorende beheertypen

Omdat de LVDB opnamen bevat van allerlei verschillende begroeiingstypen is er een selectie van vegetatietypen gemaakt.

Gestart is met het definiëren van doelassociaties die met elkaar vergeleken kunnen worden. Hiertoe is er een lijst opgesteld van associaties die in de doel beschrijving van PB, SBB en natuurdoeltypesystematiek als bijvoorbeeld natte heide getypeerd zijn. Deze lijst is gemaakt door gebruik te maken van SynBioSys, het Handboek Natuurdoeltypen (EC- 2001) en de Catalogus Subdoeltypen van SBB. SynBioSys geeft aan de hand van een expertoordeel aan welke vegetatietypen worden beoogd met de pluspakketten van PB. Het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001) geeft aan welke associaties beoogd worden in het Natuurdoeltype, daarbij is aangegeven welke typen hun hoofdverspreiding hebben in het betreffende natuurdoeltype. In de catalogus van SBB is per subdoeltype aangegeven welke associaties mogen bijdragen tot doelbereik.

Deze lijsten zijn naast elkaar gezet om vervolgens de associaties voor de uiteindelijke selectie te gebruiken die door de meerderheid van de bronnen genoemd wordt (zie Tabel 3.1). Het viel op dat er een zeer grote mate van overeenkomst is tussen de bronnen over welke associatie tot het type behoren en welke niet. Het is echter wel zo dat het aantal associaties die genoemd is door SBB altijd omvangrijker is dan het aantal associaties uit het Handboek Natuurdoeltypen of SynBioSys. Het aantal associaties dat in SynBioSys genoemd is, is altijd weer minder dan het aantal dat genoemd wordt in het Handboek Natuurdoeltypen. Rompgemeenschappen zijn als doelassociatie buiten beschouwing gelaten. De reden hiervoor is dat deze, in de huidige analyse, gezien worden als afgeleide van de overige doelassociaties maar dan met een lagere kwaliteit (hoge incompleetheid).

Met TURBOVEG (Hennekens en Schaminée 2001) en de module ASSOCIA (Van Tongeren, 2000) is bepaald welke opnamen overeenkomen met de bovenstaande geselecteerde associaties (uitgevoerd door: Stephan Hennekens, Alterra). Een opname is als natte heide getypeerd indien met ASSOCIA, voor een van bovenstaande doelassociaties, een incompleetheid wordt berekend. Zie Tekstbox 1, hieronder, over de incompleetheid van de vegetatie. Per opname kunnen door het toewijzingsprogramma ASSOCIA meerdere associaties zijn toegekend. In deze analyse is een vegetatieopname getypeerd op basis van de laagste incompleetheid.

Tabel 3.1 Geselecteerde associaties in Natte heide. Een compleet overzicht van alle gebruikte associaties per type natuur staat in Bijlage 2. De grijze en zwarte vlakken zijn benoemd voor dat type volgens die bron. De zwarte vakjes geven aan welke associaties uiteindelijk zijn geselecteerd om de kwaliteit van natte heide te bepalen.

Naam Bron Code	Natte heide SBB subdoeltype 5.4	Natte heide HNDT 3.42	Natte heide SyBioSys Pakket code 4215
Associatie van Gewone dophei			
Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies			
Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras			
Draadgentiaan-associatie			
Associatie van Kraaihei en Gewone dophei			
Grondster-associatie			
Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge			
Moerasheide			
Associatie van Draadzegge en Veenpluis			
Associatie van Drienerfve zegge en Zwarte zegge			
Associatie van Gewone dophei en Veenmos			
Associatie van Kraaihei			
Associatie van Liggend walstro en Schapegras			
Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem			
Associatie van Slangewortel			
Associatie van Struikhei en Bosbes			
Associatie van Struikhei en Stekelbrem			
Associatie van Veenmos en Snavelbies			
Rompgemeenschap van de klasse der hoogveenbulten en natte heiden			
Rompgemeenschappen van de klasse der kleine zeggen			
Rompgemeenschappen van de klasse en verbond van hoogveenslenken			
Rompgemeenschappen van de oeverkruid-klasse			
Rompgemeenschappen van het Dophei-verbond			
Rompgemeenschappen van het Knopbiesverbond			
Rompgemeenschappen van het Veenmos-verbond			
Rompgemeenschappen van het verbond der heischrale graslanden			
Rompgemeenschappen van het Verbond van Draadzegge			
Rompgemeenschappen van het Verbond van Zwarte zegge			
Rompgemeenschappen van klasse der heischrale graslanden			
Veenbloembies-associatie			
Veenmosrietland			
Verbond van Waternavel & Stijve moerasweegbree			
Waterveenmos-associatie			
Verbond van Struikheide en Kruipbrem			
Dwergbiezen verbond			
zand			

### Tekstbox 1 Kwaliteitsparameter: incompletetheid van de vegetatie

De incompletetheid is een maat voor de volledigheid van de floristische samenstelling van een opname met betrekking tot het syntaxon waaraan het is toegewezen. Hoe lager de incompletetheid, hoe vollediger de opname is. Met volledigheid wordt bedoeld het aantal in de opname aanwezige soorten die kenmerkend zijn voor het toegewezen associatie.

Om de incompletetheid te bereken zijn de volgende instellingen van ASSOCIA gebruikt:

**ASSOCIA options**

Reference: 3 Combined, normalised incompl. & weird specie

Ignore species lacking in reference

Weight for present species (0-1)

Extra weight for present species (0-1)

Power of qualitative index (0-1)

Max. difference in dist. for alternatives (4-100)

Max. number of alternatives (2-10)

### 3. De opname moet liggen in een locatie met overeenkomstig beheertype

Alleen die opnamen zijn meegenomen die ook daadwerkelijk liggen in een locatie met een overeenkomstig afgesloten PB-pakket of subdoeltype van SBB. Om te bepalen waar een opname ligt is GIS gebruikt. In een GIS zijn overlays gemaakt met eigendomskaarten (SBB, NM, Landschappen ed.), SN/SAN-pakketten en de provinciale natuurdoeltypekaarten. Voor SBB is het beheer bepaald op basis van het huidige doeltype (SBB, 2002). Het actuele PB-pakket is bepaald met de SAN/SN-kaart van eind december 2005. Op basis van een vertaaltabel (zie Tabel 3.2) is gekeken welke locaties met elkaar vergeleken kunnen worden op basis van beheerdoelen.

Tabel 3.2 Pakketten van PB en SBB die zijn vergeleken. Nummers verwijzen naar pakketnummers (SN) of naar nummers van subdoeltypen (SBB).

Begroeiingstype	SN plus	SN basis	SAN	SBB 1	SBB 2
Dotterbloemhooiland	Nat soortenrijk grasland (4175)	(Half)natuurlijk grasland (4040)	*** (***)	Vochtig schraal grasland (10.1)	
Nat schraalland	Nat soortenrijk grasland (4175)	(Half)natuurlijk grasland (4040)	*** (***)	Natte schraallanden (8.2)	
Nat_ uiterwaardhooiland	Nat soortenrijk grasland (4175)	(Half)natuurlijk grasland (4040)	*** (***)	Vochtig schraal grasland (10.1)	
Heischrale graslanden	Droog soortenrijk grasland (4185)	(Half)natuurlijk grasland (4040)	*** (***)	Droge schraallanden (9.5)	
Kalkgrasland	Droog soortenrijk grasland (4185)	(Half)natuurlijk grasland (4040)	*** (***)	Kalkgraslanden (9.3)	
Stroomdalgrasland	Droog soortenrijk grasland (4185)	(Half)natuurlijk grasland (4040)	*** (***)	Droge schraallanden (9.5)	
Trilveen	Trilveen (4145)	Moeras (4020)		Veenmosrietlanden en trilvenen (8.1)	
Veenmosrietland	Veenmosrietland en moerasheide (4165)	Moeras (4020)		Veenmosrietlanden en trilvenen (8.1)	
Moeras	Overigjarig rietland (4155)	Moeras (4020)		Oude riet ruigten (7.2)	Rietcultuur (14.1)
Zandverstuiving	Soortenrijk stuifzand (4195)	Heide (4050)		Kleine stuifzanden (6.4)	
Droge_heiden	Droge heide (4205)	Heide (4050)		Droge, open heide (6.3)	
Droge duinheide	Droge heide (4205)	Heide (4050)		Droge, open heide (6.3)	
NatteHeiden	Natte heide (4215)	Heide (4050)		Natte heide (5.4)	
Levend Hoogveen	Levend hoogveen (4225)	Hoogveen (4070)		Hoogveen & moerasheide (5.2)	
Bos	Bos met verhoogde natuurwaarde & Natuurbos (4277 & 4286)	Bos (4090)		0	

### 4. De opname moet liggen in een locatie met een overeenkomstig natuurdoeltype

Ook is gekeken of op een bepaalde locatie ook het natuurdoeltype overeenkomt met het beheertype en de gevonden associatie. Op deze manier worden geen opnamen van beheercategorieën met elkaar vergeleken die niet hetzelfde natuurdoeltype hebben. Ook dit is bepaald met GIS. Bron is de neergeschaalde natuurdoeltypenkaart (hoofdstuk 2). Tabel 3.3 geeft weer welke natuurdoeltypen van de oude typologie -die vaak op kaart staan- behoren tot de onderzochte nieuwe natuurdoeltypen.

Tabel 3.3 Geselecteerde natuurdoeltypen per begroeiingstype.

Begroeiingstype	NDT 1	NDT 2	NDT 3	NDT 4	NDT 5	NDT 6	NDT 7
Dotterbloemhooiland	hz-3.7	hl-3.7	lv-3.4	zk-3.5	du-3.5		
Nat schraalland	hz-3.7	lv-3.4	du-3.5	ri-3.4			
Nat_ uiterwaardhooiland	hz-3.7	ri-3.4	lv-3.4	zk-3.5	du-3.5		
Heischrale graslanden	hz-3.5	hl-3.5					
Kalkgrasland	hl-3.4						
Stroomdalgrasland	ri-3.5	zk-3.6	az-3.5				
Trilveen	lv-3.4	lv-3.3					
Veenmosrietland	lv-3.6	lv-3.3	zk-3.7	zk-3.4	lv-3.4		
Moeras	hl-3.3	hz-3.3	ri-3.3	lv-3.3	zk-3.4	du-3.4	az-3.4
Zandverstuiving	hz-3.8						
Droge_heiden	hz-3.9						
Droge duinheide	du-3.8						
NatteHeiden	hz-3.10	lv-3.6	zk-3.7				
Levend Hoogveen	hz-3.10						

### 5. De vegetatieopname moet een juiste oppervlakte hebben

Opnamen met een zeer grote of zeer kleine oppervlakte zijn niet meegenomen in de selectie. In Tabel 3.4 staan de minimum en maximum oppervlaktematen, waaraan een opname moet

voldoen om meegenomen te worden. Deze maten zijn ontleend aan de handleiding van het LMF-M&N.

Tabel 3.4 Maximale en minimale grootte van de opnamen. (ref. handleiding LMF-M&N)

Begroeiingstype	minimaal (m2)	maximaal (m2)
Moerassen	10	100
Halfnatuurlijk grasland	4	100
Heiden	10	100
Bossen	100	250

6. Er mogen niet te veel opnamen op één locatie voorkomen

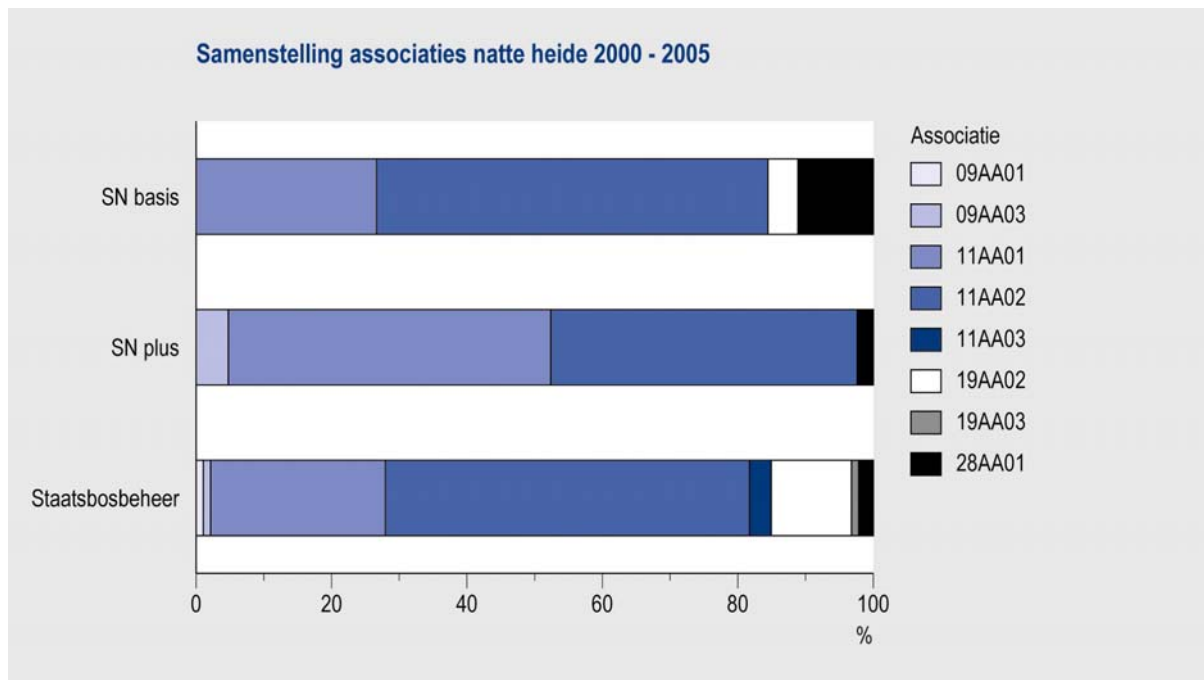
Indien een opname twee keer of meer voorkomt (een herhalingsopname) dan wordt deze opname niet meegenomen. In de LVDB komen tijdreeksen voor van zogenaamde permanente kwadraten. Deze zijn er uit gefilterd. Er komen ook opnamen voor die geen herhalingsopname zijn, maar binnen een straal van 10 meter van elkaar verwijderd zijn. In dit laatste geval is dit niet aan het coördinaat te zien, omdat deze afgerond is op 250 meter. Gesteld is dat er steeds maximaal twee opnamen met een zelfde coördinaat in een tijdsperiode (1990-1999 en 2000-2005) aanwezig mogen zijn binnen een 250 x 250 meter grid.

### 3.2.2 Controle van selectieprocedure

Allereerst is gecontroleerd in hoeverre juiste opnamen geselecteerd werden. Staatsbosbeheer (SBB) heeft voor natte en droge heide een check gedaan voor die opnamen (n = 482) die toegedeeld waren aan de beheercategorie SBB. Het bleek dat het inderdaad uitsluitend ging om opnamen die gelegen zijn in de gebieden die SBB beheert. Selectiestap 2 bleek wel nodig om alleen relevante vegetatieopnamen te selecteren. Door middel van een visuele check is daarnaast gekeken hoe de geselecteerde opnamen over het beschouwde type natuur in Nederland ruimtelijk zijn verdeeld. De opnamen bleken in geen van de gevallen geclusterd te zijn in bepaalde gebieden.

Naast deze controle is een aantal controles uitgevoerd die gericht waren op de vergelijkbaarheid tussen beleidscategorieën. Zo is gekeken of de samenstelling van de geselecteerde opnamen in termen van associaties tussen beheercategorieën wel goed vergelijkbaar is. Figuur 3.1 laat als voorbeeld, zien dat de samenstelling van de geselecteerde opnamen van natte heide binnen de categorieën SN-basis, SN-plus en SSB vergelijkbaar zijn omdat de associatie in ongeveer dezelfde verhouding voorkomen. Voor bijvoorbeeld moerassen was dit een probleem omdat de verhouding van associaties over de verschillende beheerders behoorlijk anders is, zie Bijlage 1.





Figuur 3.1 Samenstelling van de associaties binnen SBB, PB-basis en PB-plus.

Tevens is gekeken naar het aantal opnamen per beheercategorie op basis waarvan conclusies getrokken worden. Hoe groter het aantal opnamen hoe betrouwbaarder de uitspraak. Een aantal natuurtypen heeft in Nederland een te kleine oppervlakte om betrouwbare uitspraken over te doen. De typen waarover uitspraken konden worden gedaan staan in Bijlage 1. In Tabel 3.5 staat het aantal opnamen waarop de uitspraken voor natte heide zijn gebaseerd.

Tabel 3.5 Aantal opnamen per beheercategorie waarop de uitspraken voor natte heide zijn gebaseerd.

Aantal opnamen SBB:	1154
Aantal opnamen PB-basis:	931
Aantal opnamen PB-plus:	655

Ook is gekeken of het beeld van de incompleetheid, aantal soorten of Ellenberg-getallen niet significant verandert indien:

- als ook naar de opnamen wordt gekeken die *niet* in het juiste natuurdoeltype liggen (bijvoorbeeld het natuurdoeltype vennen, natuurdoeltype nat schraalgrasland enzovoorts).
- als bijvoorbeeld selecties iets worden aangepast. Bijvoorbeeld als natte heide opnamen rond vennen worden toegevoegd op basis van locaties met het natuurdoeltype vennen. Of hoogveenbulten (associatie 11Ba01) worden toegevoegd aan de selectie van opnamen met natte heide.

### 3.2.3 Geanalyseerde kwaliteitsparameters flora

Vervolgens zijn de geselecteerde opnamen per beheercategorie geanalyseerd. Daarbij is een aantal kwaliteitsparameters berekend, op basis waarvan de beheercategorieën met elkaar vergeleken zijn. Het gaat dan om:

#### a. Compleetheid

Hierbij is gekeken naar de incompleetheid van de opname ten opzichte van de doelassociatie. Dit is een standaarduitvoer van SynBioSys. De incompleetheid is vervolgens ingedeeld in een kwaliteitsklasse (zie Tabel 3.6).

Tabel 3.6 Incompleetheid interval met bijbehorende kwaliteitsklasse.

kwaliteitsklasse	incompleteness interval	
zeer goed		<-0,1
goed	0	-0,1
redlijk	0,1	0
matig	0,2	0,1
slecht	0,3	0,2
zeer slecht		>0,3

#### b. Gemiddeld aantal meetsoorten

Voor elk plus-pakket zijn in Programma Beheer meetsoorten gedefinieerd (DLG, 2005). Per opname is het aantal meetsoorten berekend.

#### c. Gemiddeld aantal doelsoorten

Voor elk natuurdoeltype zijn in het Handboek Natuurdoeltypen doelsoorten gedefinieerd. Per opname is het aantal doelsoorten berekend.

#### d. Abiotische afstand tot doelassociatie (in Ellenberg-waarden)

Van de geselecteerde doelassociaties is het abiotisch optimum berekend (SynBioSys).

Vervolgens is per opname een gemiddeld Ellenberg-getal berekend (stikstof, vocht, zuurgraad, licht en beheer). Per opname is bepaald tot welke doelassociatie deze behoort en welke Ellenberg-waarden hierbij horen. Hierna is de afstand per opname ten opzichte van de doelassociatie bepaald. De waarden voor alle opnamen van een categorie zijn gemiddeld.

#### e. Mate van vergrassing

Per opname is de totale bedekking van grassen bepaald. Dit is uitgerekend voor natte en droge heide en voor droge bostypen.

Op basis van informatie over tijdstip van opname zijn de vegetatieopnamen gegroepeerd in twee tijdsperiodes. De eerste periode loopt van 1990 tot 1999. De tweede periode loopt van 2000, het startjaar van PB, tot 2005, het laatste jaar waarvan er opnamen in de LVDB en het LMF-M&N aanwezig zijn. Door deze informatie toe te voegen konden analyses gemaakt worden over kwaliteitsveranderingen.

### 3.3 Resultaten

In het volgende gedeelte wordt aan de hand van het voorbeeld de heide, weergegeven wat de resultaten zijn. In Bijlage 1 zijn de resultaten voor alle andere behandelde typen weergegeven.

#### Definitie van natte heide in Nederland

Voor PB is gekeken naar pluspakket natte heide (nu natte variant binnen soortenrijke heide). Voor SBB is gekeken naar subdoeltype 5.4 (Natte heide). Wat betreft het Handboek Natuurdoeltypen is gekeken naar natuurdoeltype 3.42 (Natte heide) en natuurdoeltype 3.43 (Natte duinheide) (zie Tabel 3.7).

Tabel 3.7 Lijst van natte heide associaties.

FGR	Associatie	Natuurdoeltype
Duinen	09Aa01	Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei
	11Aa01	Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei
	11Aa03	Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei
	19Aa02	Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei
	20Ab04	Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei
Hoge zandgrond	09Aa03	Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen
	11Aa01	Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen
	11Aa02	Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen
	19Aa02	Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen
	28Aa01	Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen
	28Aa04	Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen
Laagveen	11Ba02	Lv-3.6 veenheide
Zeeklei	11Ba02	Zk-3.7 veenheide

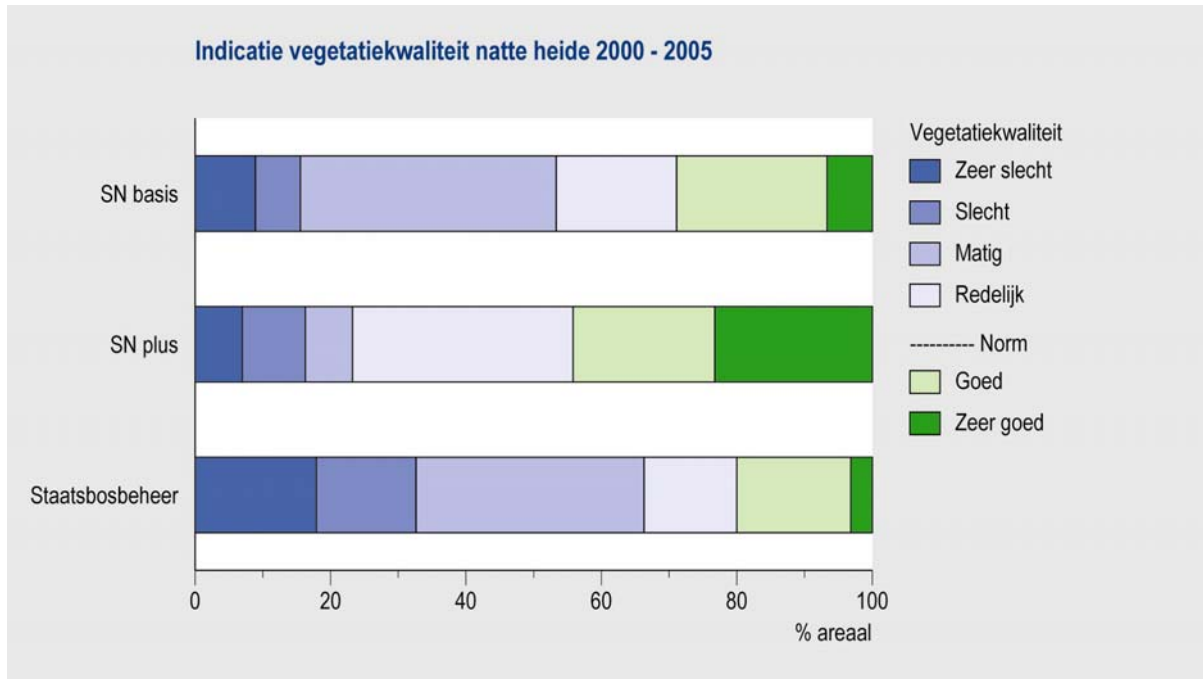
Opnamen die volgens ASSOCIA lijken op associatie 11Ba01 (hoogveenbulten) zijn verwijderd uit de opnameset die gebruikt wordt voor verdere analyses. Dit is nodig omdat binnen de systematiek van SBB hoogveenbulten vallen binnen subdoeltype 5.4. In zowel de NATUURDOELTYPE-systematiek als binnen Programma Beheer valt dit onder een ander doel.

Toedeling van opnamen aan PB en SBB (zie Tabel 3.7)

- i. Voor SBB zijn alle opnamen toegedeeld die in het subdoeltype 5.4 en die bovendien op een locatie liggen met natuurdoeltype natte heide (HZ-3.10, Du-3.9, Lv-3.6 en Zk-3.7).
- ii. Voor PB zijn alle opnamen toegedeeld die liggen in de beheerspakketten 4050 (basispakket heide) & 4215 (pluspakket natte heide). Opnamen zijn geselecteerd die samenvallen met een locatie met natuurdoeltype natte heide. Dit is gedaan om binnen het basispakket heide de natte variant te selecteren. Om de beheercategorieën vergelijkbaar te houden is een zelfde selectie gemaakt bij SBB en de pluspakketten.

### Indicatie vegetatiekwaliteit heide en hoogveen

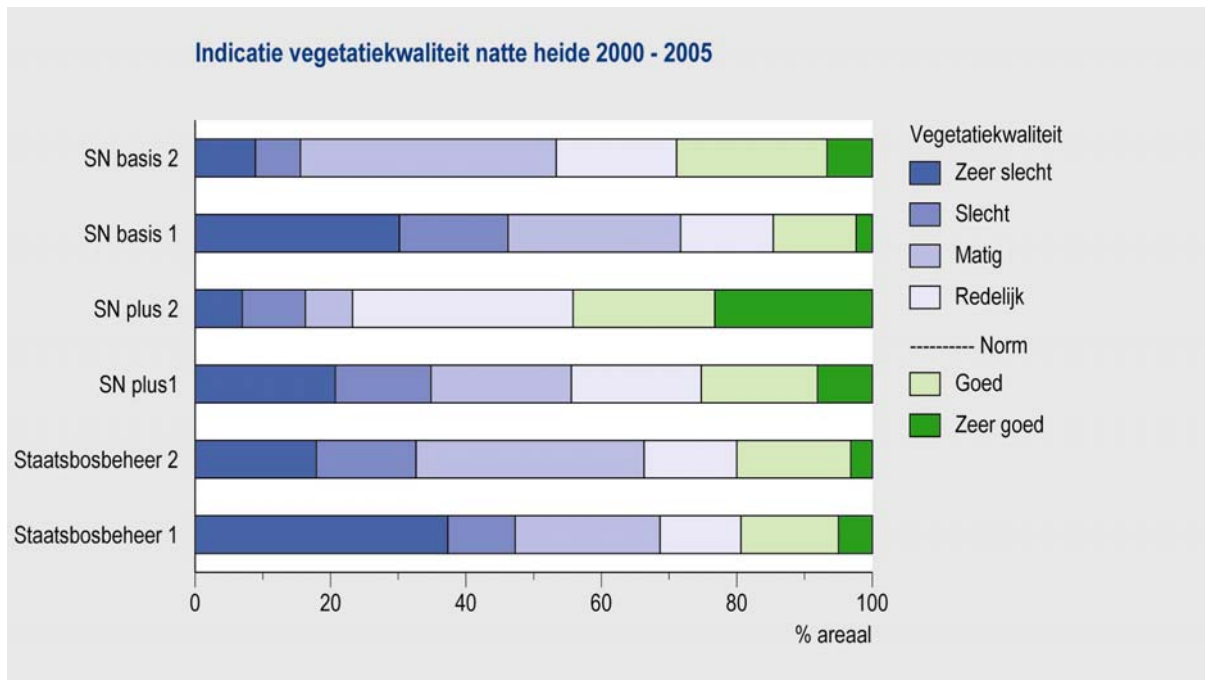
Heiden met SN-plus hebben veelal een hogere kwaliteit dan heiden met SN-basis beheer. Kwaliteit van heiden van Staatsbosbeheer hebben veelal een kwaliteit tussen SN-plus en SN-basis (zie Figuur 3.2).



Figuur 3.2 Indicatie van de vegetatiekwaliteit van natte heide, uitgedrukt als verhouding van de meetpunten met een compleetheid van de doelassociaties in kwaliteitsklassen.

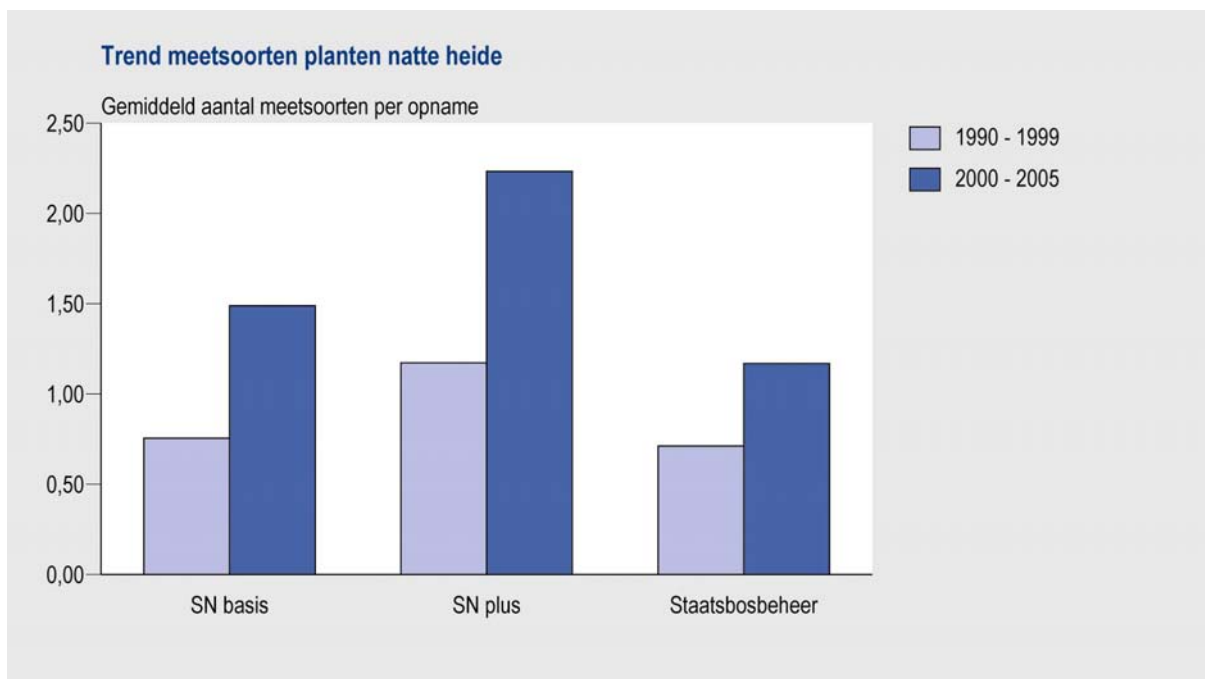
### Trends in incompleetheid

Uit vergelijking van vegetatieopnamen uit de perioden tussen 1990 en 1999 en tussen 2000 en 2005 blijkt dat de oppervlakte met vegetaties van goede kwaliteit is toegenomen (zie Figuur 3.3). Deze positieve trend is zichtbaar bij Staatsbosbeheer en bij SN.



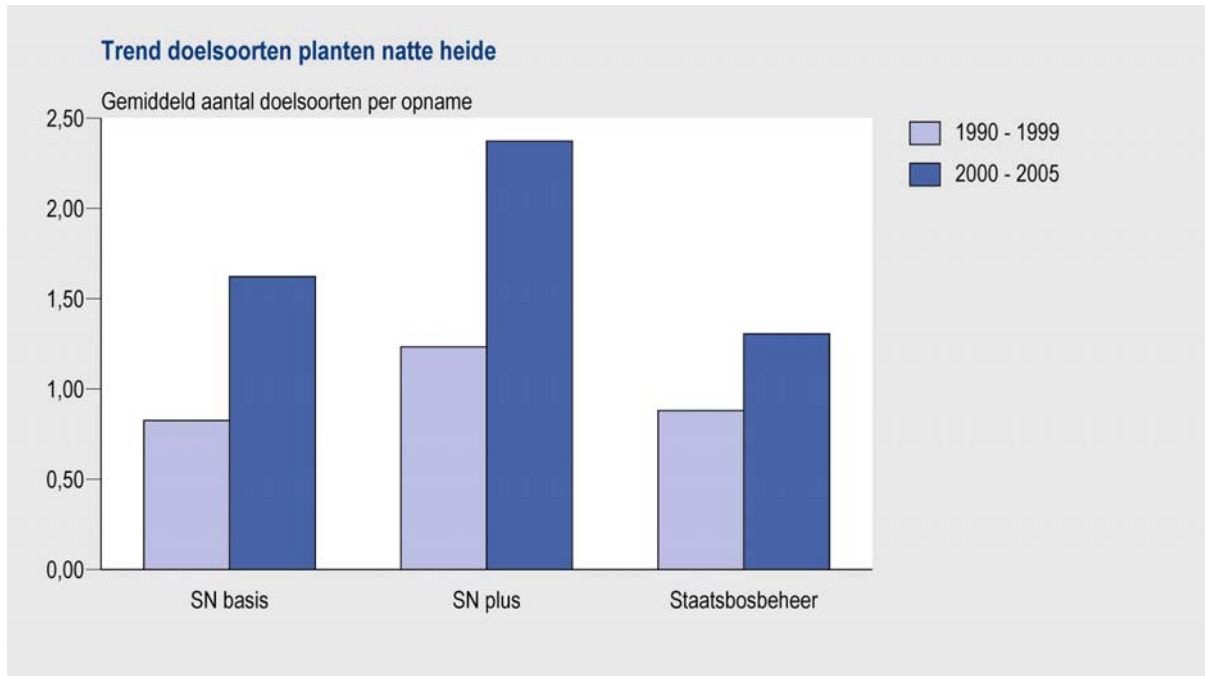
Figuur 3.3 Trend van de gemiddelde incompleetheid van de opnamen. Hoe lager de incompleetheid hoe meer floristische samenstelling van de opname lijkt op de plantengemeenschappen van de natte heide. De code '1' achter de beheercategorieën betekent dat de verdeling geldt voor eerste periode: 1990-1999. '2' wil zeggen dat de verdeling gaat over de periode 2000-2005.

Uit Figuur 3.4 blijkt dat in de perioden tussen 1990 en 1999 en tussen 2000 en 2005 het aantal meetsoorten zowel voor SBB, basis- en pluspakketten van Programma Beheer is toegenomen.



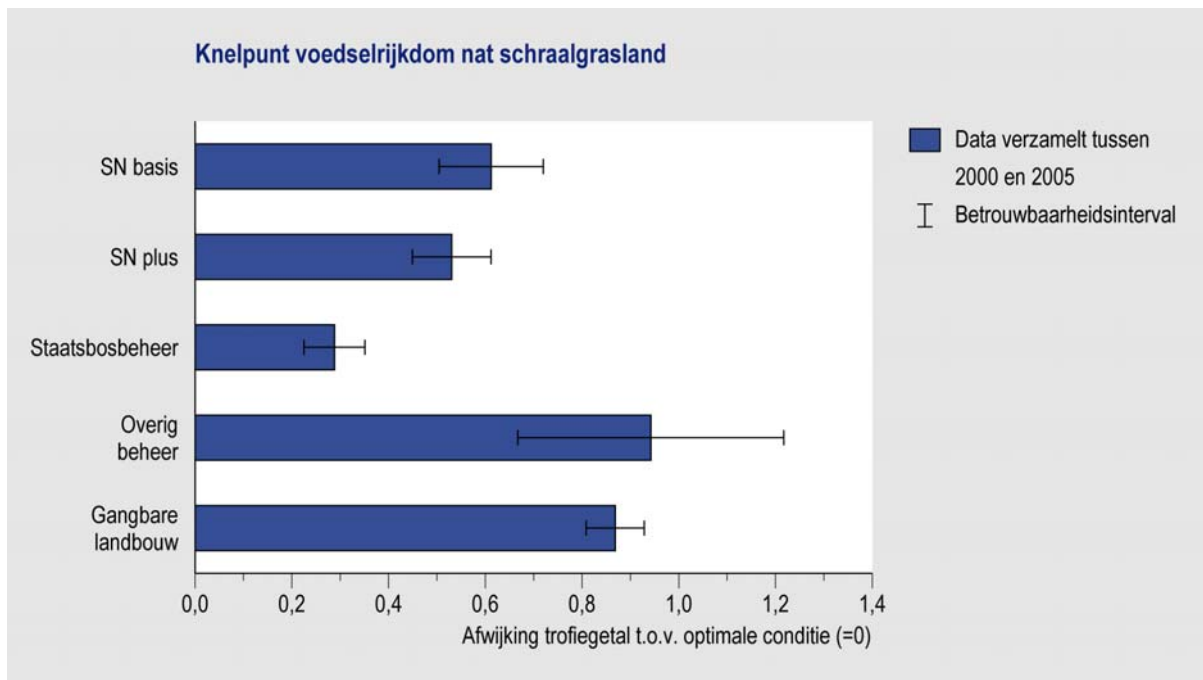
Figuur 3.4 Trends in aantal meetsoorten in de periode 1990-1999 ten opzichte van 2000-2005 voor verschillende beheercategorieën.

Uit Figuur 3.5 blijkt dat in de perioden tussen 1990 en 1999 en tussen 2000 en 2005 het aantal doelsoorten is toegenomen. Deze toename geldt zowel voor SBB als de basis- en pluspakketten van Programma Beheer.



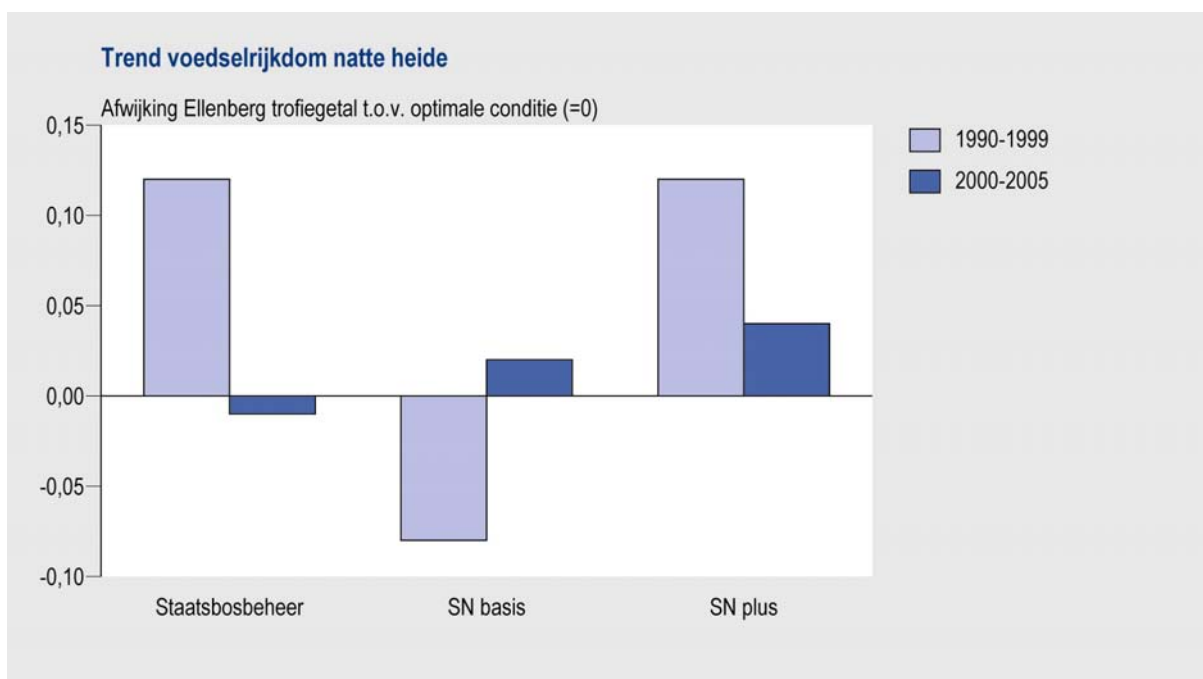
*Figuur 3.5 Trends in aantal doelsoorten in de periode 1990-1999 ten opzichte van 2000-2005 voor verschillende beheercategorieën.*

Uit Figuur 3.6 blijkt dat plantensoorten van voedselarme condities veelal nog ontbreken. Het verschil in voedselrijkdom tussen de huidige situatie en de situatie bij realisatie van de doelassociaties –zoals weergegeven in deze figuur- neemt af in de reeks: overig beheer, gangbare landbouw, SN-basis, SN-plus, en Staatsbosbeheer. In vrijwel dezelfde reeks neemt de vegetatiekwaliteit toe. Over de negatieve relatie tussen de voedselrijkdom en de beschikbaarheid van nutriënten en soortenrijkdom van verschillende typen graslanden is veel bekend (onder andere Berendse en Elberse, 1990; Roem en Berendse, 2000).



Figuur 3.6 De grootste knelpunten (te voedselrijk) liggen bij gangbare landbouw en overig beheer. Verschil in voedselrijkdom (trofiegetal) is gedefinieerd als verschil tussen de huidige situatie (periode 2000-2005) en de situatie zoals nodig is voor (zeer) goede vegetatiekwaliteit. (Bronnen: bewerking van vegetatieopnamen uit het Landelijk Meetnet Flora-NEM (CBS, MNP, Provincies) plus Landelijke Vegetatie Database)

Voor elke Ellenberg milieuvariabele kan ook de trend worden bepaald. We zien bijvoorbeeld dat de vegetaties een steeds minder voedselrijkere situatie laten zien. Dat geldt zowel voor Staatsbosbeheer als Programma Beheer (zie Figuur 3.7).

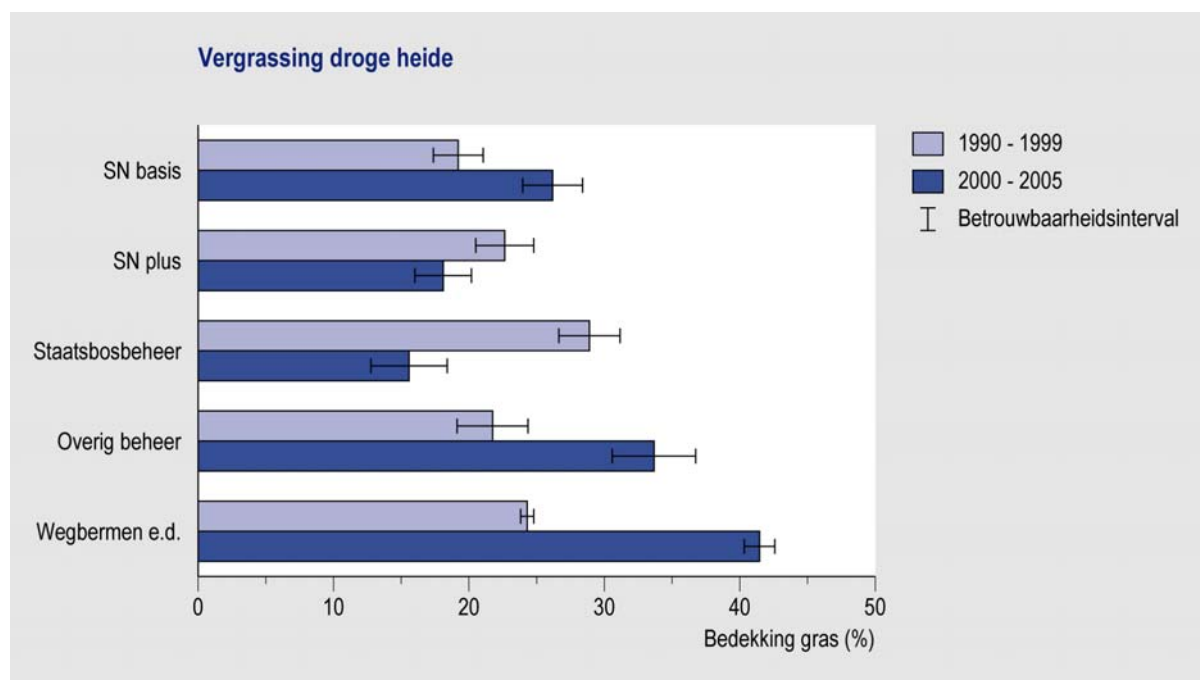


Figuur 3.7 Trend van de gemiddelde abiotische afstand tot de doelassociaties uitgedrukt in Ellenberg waarden voor voedselrijkdom.

Uit bovenstaande analyse blijkt dat naast knelpunten in voedselrijkdom ook knelpunten in de vochttoestand spelen. In agrarisch gebied en locaties met overig beheer is het voor natte graslanden veelal te droog (niet-getoonde data). Opvallend is daarbij dat bij SN-basis de laatste jaren sprake lijkt van een verslechtering van de vochtconditie, in tegenstelling tot locaties van Staatsbosbeheer en locaties met pluspakketten (niet-getoonde data). Dat de bodem droger wordt, zou de terugloop van het aantal meet- en doelsoorten in locaties met basispakketten kunnen verklaren.

## Vergrassing

In tegenstelling tot gebieden onder beheer van Staatsbosbeheer en SN-plus neemt zowel in natte als droge heide, als in bossen op droge gronden met SN-basis de vergrassing toe (zie Figuur 3.8). Ook voor terreinen met overig beheer (buiten SN en Staatsbosbeheer) is de mate van vergrassing toegenomen. In deze twee beheercategorieën (SN-basis en overig beheer) lijkt het uitgevoerde beheer dus niet toereikend. In vergelijking tot vegetaties van droge heide, in met name wegbermen en overige natuurterreinen, is de toename van vergrassing in basispakketten relatief klein gebleven.



Figuur 3.8 Trend in vergrassing bij droge heide in de periode 1990-1999 ten opzichte van 2000-2005. (Bronnen: Landelijk Meetnet Flora-NEM (CBS, MNP, Provincies) plus Landelijke Vegetatie Database).



## 3.4 Conclusies

### Graslanden

De hieronder gepresenteerde conclusies hebben betrekking op het natuurdoeltype natte schraalgraslanden. Ook in dotterbloemhooilanden, een ander natuurdoeltype, zijn vergelijkbare conclusies te trekken over verschillen tussen beheercategorieën.

- De vegetatiekwaliteit van natte schraalgraslanden neemt toe in de reeks van gangbare landbouw, SN-basis, SN-plus en Staatsbosbeheer. SAN-beheer heeft qua aantal plantensoorten een intermediaire positie tussen gangbare landbouw en locaties met basispakketten. Nat schraalgraslandvegetaties buiten bestaande natuurgebieden hebben een lagere kwaliteit dan locaties waar een plus- of basispakket is aangevraagd (gangbare landbouw). Nat schraalgrasland van Staatsbosbeheer heeft de hoogste kwaliteit. De vegetaties in natuurgebieden zonder Programma Beheer of beheer van Staatsbosbeheer (overig beheer) hebben een kwaliteit die ligt tussen het niveau van basis- en pluspakketten in. Vergelijkbare verschillen gelden wanneer gekeken wordt naar aantallen meetsoorten of doelsoorten in de vegetatie.
- De vegetatiekwaliteit van natte schraalgraslanden is sinds 1990 toegenomen bij SN-plus en in terreinen van Staatsbosbeheer. Dit geldt ook voor het aantal meet- en doelsoorten. Op locaties met basispakketten is de trend in aantal meet- en doelsoorten planten daarentegen minder gunstig. De trend in het aantal doel- en meetsoorten zijn niet representatief voor het gangbare agrarische gebied, omdat eerst de locaties zijn geselecteerd waar het natuurdoeltype van kracht is. De meerderheid van het gangbare agrarische gebied is dus niet in de analyse meegenomen, het zou betekenen dat het aantal soorten in de tweede periode minder is dan in de eerste periode: voor een goede vergelijking van de trend van het aantal doelsoorten zie hoofdstuk 9. Er zijn echter te weinig gegevens om te analyseren of er sprake is van een trendbreuk rond het jaar 2000, het jaar van invoering van Programma Beheer. De gegevens zijn slechts voldoende om de periode van 1990 tot 1999 te vergelijken met de periode van 2000 tot 2005. Met dergelijke gegevens is niet duidelijk wanneer een afname is begonnen. Locaties met plus- en basispakketten verschillen dus niet alleen in huidige vegetatiekwaliteit, maar ook in ontwikkeling.
- De afwijkingen met doelassociaties in termen van Ellenberg-getallen zijn met het bovenstaande in lijn: Ellenberg-getallen van basispakketten wijken sterker af van die van doelassociaties dan pluspakketten. Met name het verschil in vocht is groot. Basispakketten lijken droger te zijn.
- Uit vergelijking van de soortensamenstelling van de huidige vegetatie van natte schraalgraslanden en de soortensamenstelling van de doelassociaties is wel iets te zeggen over oorzaken van achterblijvende kwaliteit. Uit deze vergelijking blijkt dat plantensoorten van voedselarme condities veelal nog ontbreken. Het verschil in voedselrijkdom tussen de huidige situatie en de situatie bij realisatie van de doelassociaties neemt af in de reeks: overig beheer, gangbare landbouw, SN-basis, SN-plus, en Staatsbosbeheer. In vrijwel dezelfde reeks neemt de vegetatiekwaliteit toe.
- Ook blijkt dat naast knelpunten in voedselrijkdom ook knelpunten in de vochttoestand spelen. In agrarisch gebied en locaties met overig beheer is het voor natte graslanden veelal te droog. Opvallend is daarbij dat bij SN-basis de laatste jaren sprake lijkt van een verslechtering van de vochtconditie, in tegenstelling tot locaties van Staatsbosbeheer en locaties met pluspakketten. Dat de bodem droger wordt, zou de

terugloop van het aantal meet- en doelsoorten in locaties met basispakketten kunnen verklaren.

### **Moeras**

- Bij locaties met overig beheer is de kwaliteit van de vegetatie veel lager dan bij locaties met SN-basisbeheer. In oude rietlanden blijft de kwaliteit achter ten opzichte van locaties met jong riet. Over verschillen tussen Staatsbosbeheer en SN is niet veel met zekerheid te zeggen, gezien de beperkte hoeveelheid data.

### **Heide en Hoogveen**

- Heiden met SN-plus hebben veelal een hogere kwaliteit dan heiden met SN-basisbeheer. Kwaliteit van heiden van Staatsbosbeheer ligt veelal tussen SN-plus en SN-basis in. Hoogveenvegetaties in terreinen van Staatsbosbeheer lijken juist gemiddeld een duidelijk hogere kwaliteit te hebben in vergelijking met SN-plus.
- Uit vergelijking van vegetatieopnamen uit de perioden tussen 1990 en 1999 en tussen 2000 en 2005 blijkt dat zowel de vegetatiekwaliteit als het aantal soorten planten (meet- en doelsoorten) is toegenomen. Deze positieve trend is zichtbaar bij Staatsbosbeheer en bij SN. Dezelfde positieve trend in vegetatiekwaliteit blijkt uit vergelijking van twee opeenvolgende terreindekkende vegetatiekarteringen, zoals Staatsbosbeheer die uitvoert (kader Evaluatie van vegetatiekwaliteit in terreinen van Staatsbosbeheer).
- In heiden met SN-plus en Staatsbosbeheer is het gelukt de vergrassing terug te dringen, in overige heiden niet. Met verschrallend beheer is vergrassing in een deel van de heide aangepakt. Vergrassing van heide is deels een natuurlijk proces, maar werd de afgelopen decennia sterk versneld door verdroging, verzuring en vermessing. Aan de ontwikkeling in droge en natte heide heeft waarschijnlijk verschrallend beheer bijgedragen, in combinatie met effectgerichte maatregelen die gesubsidieerd worden via bijvoorbeeld Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN). Helaas ontbreekt de informatie om locaties met en zonder OBN-maatregelen apart te analyseren.

### **Bossen**

- De realisatie en de kwaliteit van de vegetatie nemen af in de reeks beheercategorieën SN-plus natuurbos, SN-basis en SN-plus bos met verhoogde natuurwaarden. In bossen van Staatsbosbeheer is de realisatie het hoogst bij vervangingsbos en bosgemeenschappen. Kwaliteit van multifunctioneel bos is relatief laag.
- Uit vergelijking van vegetatieopnamen uit de perioden tussen 1990 en 1999 en tussen 2000 en 2005 (LMF en de Landelijke Vegetatie Database) blijkt dat zowel de vegetatiekwaliteit als het aantal soorten planten (doelsoorten) is toegenomen. Deze positieve trend is zichtbaar bij Staatsbosbeheer en SN. Wederom is met beschikbare gegevens niet te analyseren of deze trends verschillen tussen SN-plus en SN-basis.



## 4 Vegetatieveranderingen en doelbereik subdoeltypen Staatsbosbeheer

Staatsbosbeheer beheert ongeveer 210.000 ha natuurterrein met een natuurdoelstelling. De kwaliteit van een deel van de doeltypen is in het kader van de contractrelatie met LNV gedefinieerd door middel van vegetatietypen: circa 120.000 ha. Van het overige deel is de kwaliteit gedefinieerd door middel van dichtheden van broedvogelgroepen plus bosstructuurparameters: circa 80.000 ha (grotendeels multifunctioneel bos en een aantal cultuurhistorische bostypen) of alleen door broedvogelgroepen ca 10.000 ha (onder andere weidevogel terreinen).

Staatsbosbeheer karteert jaarlijks de vegetatie in een tiende deel van de natuurgebieden waarop een botanische doelstelling ligt. Eens in de tien jaar wordt elk gebied normaal gesproken dus opnieuw gekarteerd.

In samenwerking met Staatsbosbeheer zijn de door Staatsbosbeheer verzamelde gegevens geanalyseerd. Getracht is de hiermee de ontwikkeling in vegetatiekwaliteit in terreinen van Staatsbosbeheer in beeld te brengen. Hiertoe zijn vegetatiekaarten van twee perioden, binnen een en hetzelfde gebied met elkaar vergeleken. De tijdsspanne tussen de twee perioden is telkens 10 jaar. Het doel van deze analyse is onder andere om te checken of de trend in vegetatiekwaliteit van Staatsbosbeheer overeenkomt met de gevonden resultaten van de vegetatiekwaliteit zoals bepaald in hoofdstuk 2 en 3. Daarnaast is door het doel van de analyse inzicht verkregen in methode zoals Staatsbosbeheer deze gebruikt.

### 4.1 Bron

Van een beperkt deel van de terreinen heeft Staatsbosbeheer anno 2006 voldoende gegevens digitaal beschikbaar om de vergelijking in de tijd uit te voeren. Staatsbosbeheer werkt eraan om alle circa 120.000 ha gekarteerd en digitaal beschikbaar te maken in één database. Dit zal naar verwachting eind 2007 goeddeels het geval zijn. Nu zijn dit nog afzonderlijke databases per terrein.

Gezien de benodigde doorlooptijd is gekozen om een analyse van vegetatieveranderingen te baseren op veranderingen in negen gebieden (Strabrechtse Heide, Drentse Aa, Mariapeel, Beekvliet, Nieuwe Zuiderlingedijk, Elperstroom, Leende, Linge-oever, Van Oortmerken). Deze gebieden zijn door MNP geselecteerd op basis van beschikbaarheid van gekarteerde informatie in twee perioden alsmede aanwezigheid van verschillende typen natuur. Staatsbosbeheer heeft in de gebieden de veranderingen berekend voor natte heide, droge heide, hoogveen, moeras en nat- en vochtig schraalgrasland.

## 4.2 Methode

Voor de analyses van de negen natuurgebieden is de volgende werkwijze toegepast.

Van beide karteringen per gebied is:

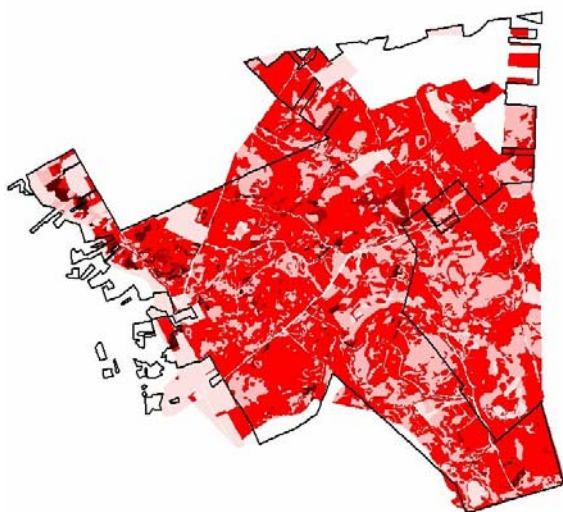
1. een kwaliteitsanalyse van de gekarteerde vegetaties op basis van de mate van vervangbaarheid gemaakt;
2. een analyse gemaakt van de doelrealisatie: behoren de gekarteerde vegetaties tot het subdoeltype, tot andere subdoeltypen of tot geen enkel subdoeltype;
3. een Iteratio-analyse gemaakt voor de themas Trofie (indicatie voor voedselrijkdom), Zuurgraad/buffering en Voorjaarsgrondwaterstand of Zomergrondwaterstand.

Door middel van een Geografisch Informatie Systeem (GIS) zijn de karteringen en de subdoeltypenkaart met elkaar gecombineerd. Per oppervlakte is nu informatie aanwezig over de vegetatie in de eerste kartering (type en kwaliteit), de vegetatie in de tweede kartering, het subdoeltype en informatie over milieucondities in beide perioden. Met deze informatie zijn diverse vragen te beantwoorden over ontwikkelingen in kwaliteit, doelbereik en/of milieucondities.

In de analyses is alleen het dubbel gekarteerde areaal meegenomen, tussentijdse aankopen spelen dus geen rol.

### Ad 1. Verandering vegetatiekwaliteit op basis van vervangbaarheidswaarde

De vegetatiekartering vindt veelal plaats met lokale typologie gemaakt op basis van een beperkte set van vegetatieopnamen. Deze opnamen zijn digitaal beschikbaar. Lokale typen worden met de computerprogramma's Syndiat en ASSOCIA gekoppeld aan de landelijk gehanteerde typen (plantengemeenschappen uit De Vegetatie van Nederland, met wat uitbreidingen).



*Figuur 4.1 Vegetatiekwaliteit 1992 van de Strabrechtse heide. Hoe donkerder, hoe hoger de vegetatiekwaliteit. (Bron: SBB)*



*Figuur 4.2 Vegetatiekwaliteit 2002 van de Strabrechtse heide. Hoe donkerder, hoe hoger de vegetatiekwaliteit. (Bron: SBB)*

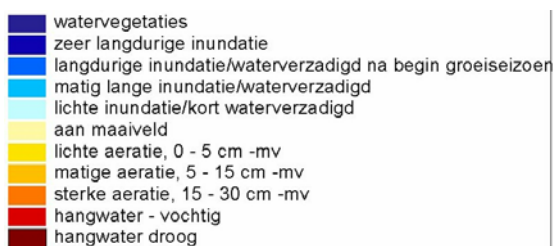
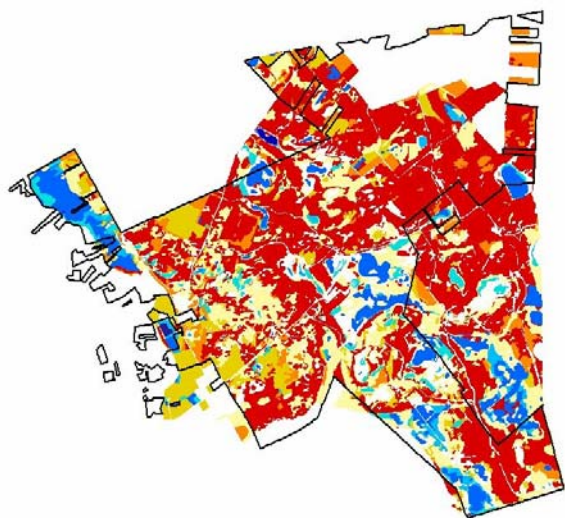
Staatsbosbeheer deelt vervolgens de vegetatietypen in naar vervangbaarheid: de moeite of tijd die het kost om het milieu van het vegetatietype te ontwikkelen. Uit ervaring van Staatsbosbeheer blijkt deze indeling nauw gerelateerd is aan de mate waarin doelsoorten planten voorkomen. Figuur 4.1 en 4.2 geven als voorbeeld de geïnterpreteerde vegetatiekartering van de Strabrechtse Heide, respectievelijk van 1992 en van 2002. De legenda loopt van licht rood (gemakkelijk vervangbaar) tot donkerrood (moeilijk vervangbaar). De geleidelijke vernatting (zie Figuur 4.3 en 4.4) en een tegelijk opgetreden vermindering van de vergrassing (niet afgebeeld) en vermindering van de verzuring (idem) hebben hier geleid tot een aanzienlijke toename van het areaal moeilijk vervangbare vegetaties.

## Ad 2. Verandering doelbereik subdoeltypen

Met de gegevens van Staatsbosbeheer is ook de ontwikkeling in doelbereik in beeld gebracht. Hiertoe is de aanwezige vegetatie vergeleken met de nagestreefde subdoeltypen. De kwaliteit van de subdoeltypen is, in de Staatsbosbeheer systematiek, als volgt gedefinieerd voor wat betreft de vegetatie: een lijst van vegetatietypen die gezamenlijk minstens 40%, 60% of in een enkel geval 90% van het areaal moeten bedekken. Binnen de lijst vegetatietypen per subdoeltype is er verschil in kwaliteit: matig tot hoog. Binnen een areaal subdoeltype kunnen ook vegetaties voorkomen die niet meedoen voor dat subdoeltype maar wel voor andere. In natte heide kunnen droge delen voorkomen, of kleine bosjes waarvoor niet apart van een ander subdoeltype is gepland. Deze vegetaties tellen mee in de kwaliteit natte heide mits het hoog gewaardeerde vegetatietypen betreft en tot maximaal 10% van het areaal subdoeltype per gebied. De achtergrond van de ondergrens van 40% en dergelijke is dat het in de eerste plaats een ondergrens is, het streven is op termijn veel hoger; interne variatie in bijvoorbeeld hoogteligging die maakt dat 100% ook nooit haalbaar is en ten slotte dat vegetaties waarmee je normaal niet de kwaliteit van natte heide beschrijft, voor de fauna toch van groot belang kunnen zijn, bijvoorbeeld braamstruwelen, pitrusveldjes. Juist de overgangen zijn vaak van groot belang voor de biodiversiteit.

## Ad 3. Verandering in milieucondities

Door het maken van vegetatieopnamen verkrijgt Staatsbosbeheer informatie over milieucondities. Informatie van milieucondities wordt afgeleid van de milieu-indicatie van in opnamen aanwezige plantensoorten. Staatsbosbeheer gebruikt het computerprogramma Iteratio om per opname een milieu-indicatie te berekenen voor bijvoorbeeld vochttoestand of zuurgraad. Van een deel van de plantensoorten die in de opnamen voorkomen zijn indicatiewaarden bekend (uit directe metingen en daarnaast de indicatorwaarden van planten uit de Staatsbosbeheer-KIWA-reeks), verder is bekend welke soorten een brede amplitude hebben voor een bepaalde terreinconditie. Door middel van Iteratio kunnen alle opnamen op een as geplaatst worden van milieucondities (bijvoorbeeld van zuur tot basisch of van voedselarm naar voedselrijk). Vervolgens worden deze uitkomsten verbonden aan de digitale vegetatiekaart zodat er kaarten van milieucondities gemaakt kunnen worden. In Figuur 4.3 and 4.4 is, als voorbeeld, de geïndiceerde voorjaarsgrondwaterstand in Strabrechtse Heide beschreven. Deze kaarten worden onder andere getoetst op basis van directe metingen en in het geval van grondwaterstand aan bijvoorbeeld de hoogte kaart.



Figuur 4.3 Voorjaarsgrondwaterstand 1992 van de Strabrechtse heide. (Bron: SBB)



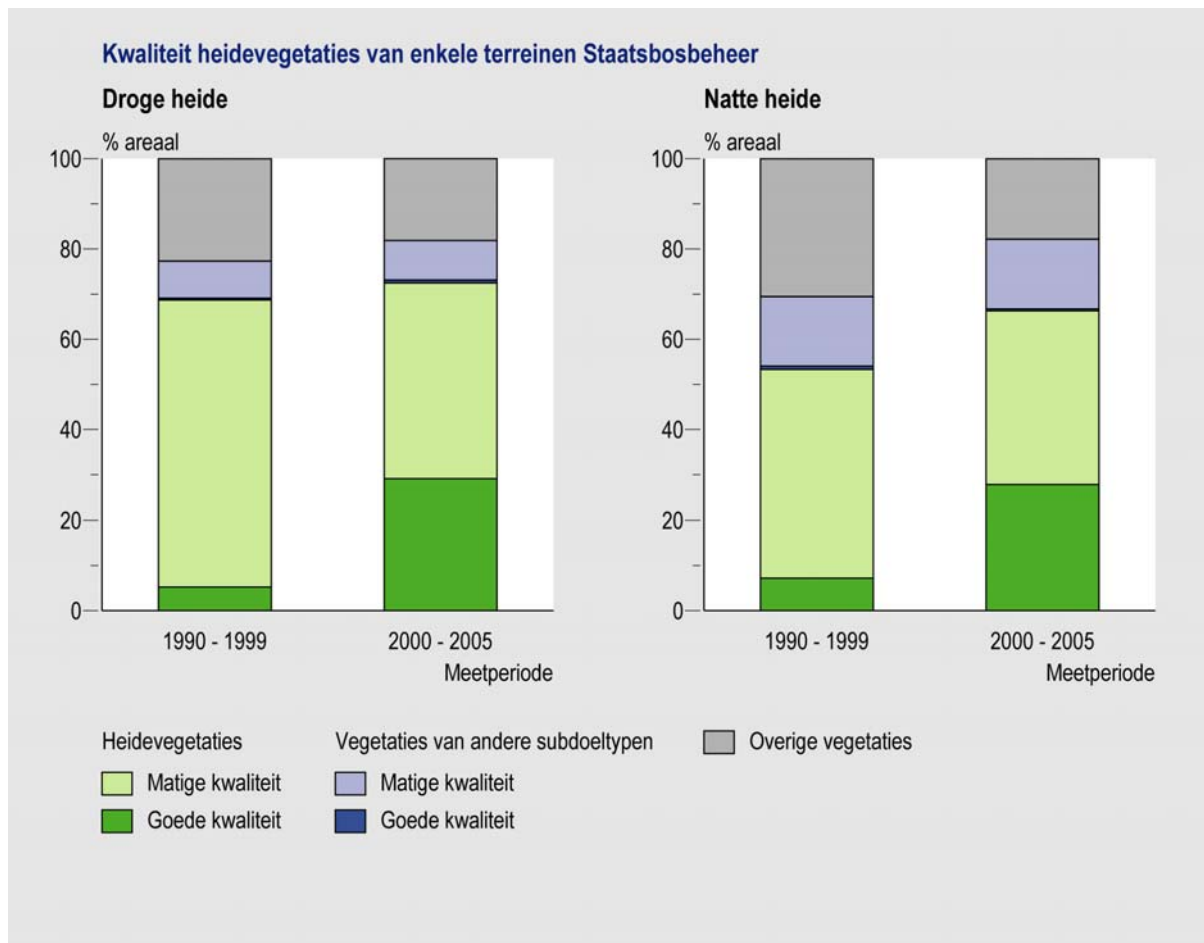
Figuur 4.4 Voorjaarsgrondwaterstand 2002 van de Strabrechtse heide. (Bron: SBB)

Vergelijking van Figuur 4.3 en Figuur 4.4 laat zien dat er in de tussenliggende periode sprake is geweest van een lichte stijging van de voorjaarsgrondwaterstand, met name in de centrale delen van het gebied. De Strabrechtse Heide staat bekend als verdroogd, de condities voor het geplande doel – natte heide – zijn daarmee verbeterd. Gezien de actuele waarden in het terrein op het vlak van flora en fauna wordt een voorzichtige verdere vernatting nagestreefd.

### 4.3 Resultaten

In overleg met Staatsbosbeheer is besloten dat analyses die betrekking hadden op areaal van één en hetzelfde vegetatietype in minder dan 3 gebieden niet als representatief te beschouwen voor landelijke analyses. Hierdoor vielen uitspraken over hoogveen en rietland af. Uitspraken over nat schraalland vielen af gezien de zeer beperkte hoeveelheid areaal in de drie gebieden waar dit type aanwezig was.

Uit de karteringsgegevens van Staatsbosbeheer blijkt dat het areaal natte- en droge heide vegetaties van goede kwaliteit in tien jaar met circa 20% toegenomen is (zie Figuur 4.5). Vegetaties van andere subdoeltypen zijn bijvoorbeeld diverse bostypen en graslandjes die een (beperkt) deel van de oppervlakte uit kunnen maken. Overige vegetatie zijn bijvoorbeeld braamstruwelen, pitrusvegetaties en zwaar vergraste heidevegetaties.



Figuur 4.5 Kwaliteit en trend van enkele heideterreinen van Staatsbosbeheer. (Bron: SBB)

Over vochtig schraal grasland is in het hoofdrapport niet afzonderlijk gepubliceerd. Op basis van de vegetatiekarteringen in drie gebieden (Elperstroom, Het Merkske, Van Oordts Mersken) met in totaal circa 250 ha vochtig grasland, bleek ook hier een groei van het areaal met goede kwaliteit van 13% naar 22%.

## 4.4 Conclusies

Op basis van vergelijking van vegetatiekarteringen in natte en droge heide (Beekvliet, Leende, Mariapeel en Strabrechtse Heide) trekt Staatsbosbeheer de volgende conclusies over veranderingen in doelbereik, oorzaken en mogelijkheden voor verbetering:

### Heide

- De kwaliteit van heidevegetaties ontwikkelt zich positief. Dit is in lijn met de positieve trend berekend uit het Landelijk Meetnet Flora Natuur- en Milieukwaliteit en de Landelijke Vegetatie Database (hoofdstuk 3). Ook de genoemde knelpunten en ontwikkeling daarin is in lijn met uitkomsten van andere analyses (hoofdstuk 3 en 10).
- De toename in goede kwaliteit van natte heide is voor 49% van dat areaal veroorzaakt door vernatting, voor 56% door afname van vergrassing en/of voor 20% door afname van de verzuring van de bodem. In droge heide gaat het om afname van vergrassing (45%) en de afname van verzuring (29%).



- De huidige kwaliteit kan nog verder verbeteren.
- Een groot areaal van de natte heide is nog te verdroogd en te voedselrijk. Bij droge heide gaat het om te hoge voedselrijkdom en verzuring van de bodem.
- Beheer van natte heide zal zich moeten richten op vernatting en terugdringen van vergrassing. Dat laatste geldt ook voor de droge heide. De nagestreefde subdoeltypen zijn in beide perioden volledig gerealiseerd.

### **Nat schraalgrasland**

- Op basis van de vegetatiekarteringen in drie gebieden (Elperstroom, Het Merkske, Van Oordts Mersken) met in totaal circa 250 ha vochtig grasland, bleek ook hier een groei van het areaal met goede kwaliteit van 13% naar 22%. Als belangrijkste oorzaken voor de kwaliteitsverbetering in vochtig schraalland noemt Staatsbosbeheer de vernatting (in 50% van het areaal met een kwaliteitstoename) en een verschraling (in 40% van het areaal met een kwaliteitstoename). Toch constateert Staatsbosbeheer dat de voedselrijkdom en vochttoestand nog voor knelpunten zorgen.

### **Algemeen**

- De waargenomen positieve ontwikkeling in natte heide, droge heide en vochtig schraalgrasland is in lijn met de positieve trend berekend uit het Landelijk Meetnet Flora Natuur- en Milieukwaliteit en de Landelijke Vegetatie Database (hoofdstuk 3). Ook genoemde knelpunten en ontwikkeling daarin zijn in lijn met uitkomsten van andere analyses (hoofdstuk 2 en 10).

## 5 Dood hout, exoten en menging in bossen

Door Alterra is in beeld gebracht wat de kwaliteit is van bossen die beheerd worden via verschillend beheer en/of beheerd worden door verschillende beheerders. Ook zijn de trends in kwaliteit beschreven. Gekeken is naar de kwaliteitscriteria zoals die voor bossen in de pakket-eisen van Programma Beheer zijn opgenomen: het voorkomen van dood hout, de aanwezigheid van exoten en het areaal gemengd bos. Analyses over voorkomen van doelsoorten en compleetheit van bosvegetaties zijn beschreven in de hoofdstukken 2 en 3.

### 5.1 Bron

Voor deze analyses is primair gebruikgemaakt van gegevens verzameld in het Meetnet Functievervulling (MFV, Dirkse et al., 2007). Additioneel is voor analyses van de ontwikkelingen in de tijd gebruik is gemaakt van de gegevens van de vierde Bosstatistiek (LNV-DK) en het project HOSP (Schoonderwoerd en Daamen, 1999).

Het MFV bestaat uit een systematische steekproef van bossen in Nederland. Op 2963 locaties zijn vegetatieopnamen, boomdikte metingen en een beschrijving van het bos gedaan. De steekproefopzet van MFV is zodanig opgezet dat het aantal locaties met een combinatie van kenmerken (bijvoorbeeld aanwezigheid van dood hout of een doelsoort en eigenaar) representatief is voor het oppervlakte bos met deze kenmerken: één opname staat voor 100 ha.

### 5.2 Methode

In een GIS is er een overlay gemaakt van de metingen uit het MFV en het HOSP met de beheerskaarten van Programma Beheer en Staatsbosbeheer en de Natuurdoeltypenkaart. Zo kon elke meting worden toegewezen aan een beheerder en of type beheer.

In de analyse is gefocust op drie kwaliteitscriteria:

1. het voorkomen van dood hout,
2. de aanwezigheid van exoten,
3. en het areaal gemengd bos.

Het aantal opnamen uit het MFV waarin één of meer doelsoorten zijn aangetroffen is gering. Veelal komt het percentage opnamen dat doelsoorten bevat niet boven de 5% uit. Gezien het beperkte aantal opnamen kon geen analyse gedaan worden van veranderingen in aantal doelsoorten.

Ad 1. Met betrekking tot de hoeveelheid dood hout geldt in het Programma Beheer voor het beheerpakket natuurbos de volgende eis: de beheerseenheden bevat per hectare bos minimaal drie staande of liggende dode bomen met een stamdiameter van minimaal 30 centimeter of

minimaal 15 centimeter indien het een bos is op grondwatertrap Gt I of II. Helaas ontbreekt dit type gegevens zowel in het MFV als in de HOSP. Daarom is de doelrealisatie ingevuld op een alternatieve manier met data die wel beschikbaar waren in het MFV. Gesteld is dat een locatie voldoende dood hout heeft indien tenminste één dode boom -die voldoet aan de bovenstaande omvang- op de locatie is gevonden. Deze schatting van het areaal met voldoende dood hout sluit zoveel mogelijk aan bij de pakketeis, maar kan in de praktijk een onder- of overschatting van het werkelijke areaal met voldoende dood hout betekenen.

Voor de trend van de hoeveelheid dood hout is een vergelijking gemaakt van de hoeveelheden dood hout bij het MFV per periode en bij de HOSP. De trend voor de hoeveelheid dood hout was alleen te bepalen voor het staande hout.

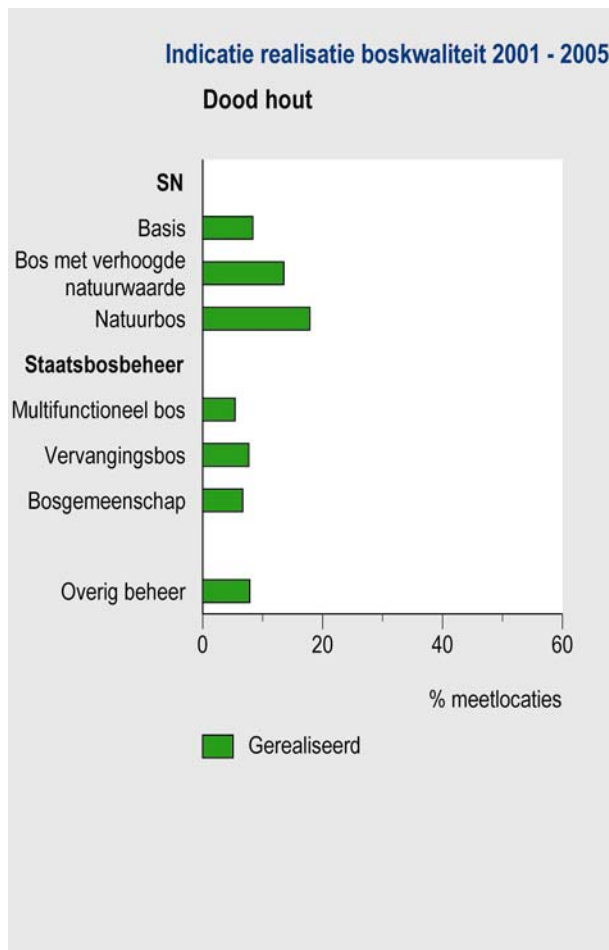
Ad 2. Wat betreft het aantal niet-inheemse soorten geldt voor het natuurbos: de beheerseenheid bevat per hectare ten hoogste 10 niet-inheemse bomen met een stamdiameter van minimaal 20 centimeter, gemeten op 1,30 meter hoogte boven het maaiveld (DLG, 2005). Ook dit type gegevens ontbreekt zowel in het MFV als in de HOSP. Het criterium voor niet-inheemse boomsoorten verschilt bovendien per doelpakket. Om vergelijking mogelijk te maken is, zoveel mogelijk aansluitend bij bovenbeschreven pakketeis, de doelrealisatie berekent volgens één methode en één criterium. Aangenomen is dat een locatie voldoet aan de pakketeis indien alle gemeten bomen (diameter >5cm) inheems zijn. Met deze invulling is het stamtal per ha van niet-inheemse boomsoorten gemiddeld minder dan 22 stuks per hectare (afhankelijk van de grootte van de proefvlakte minder dan 8 tot minder dan 127 bomen per hectare).

## **5.3 Resultaten**

Deze paragraaf beschrijft de meest belangrijke resultaten van eerder genoemde analyses. Een overzicht van de resultaten in tabelvorm is opgenomen in Bijlage 2.

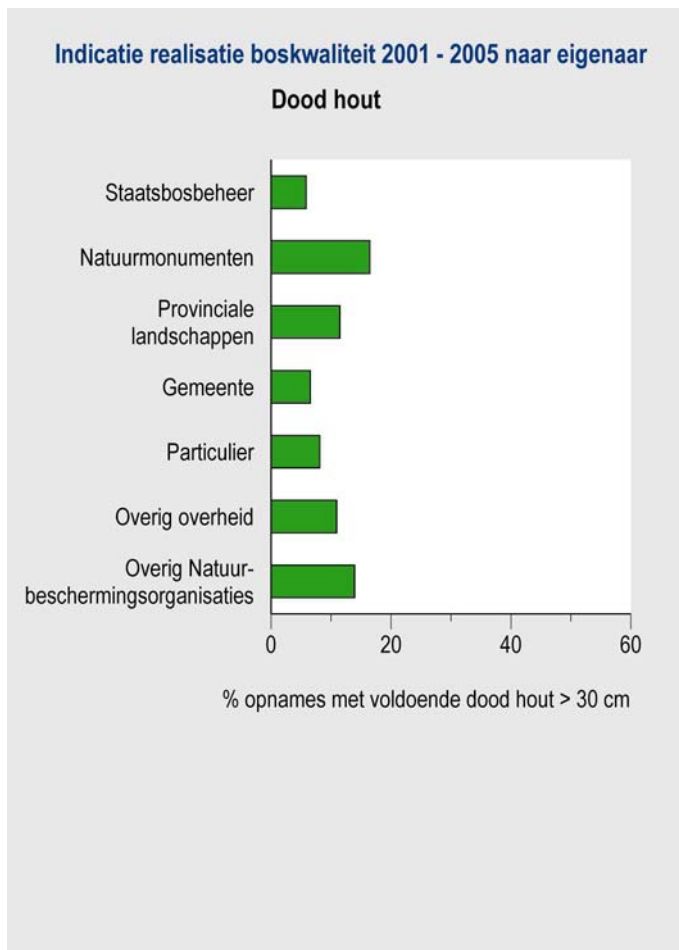
### **5.3.1 Hoeveelheid dood hout**

De hoeveelheid dood hout in bossen in locaties met SN-beheer neemt af in de reeks natuurbos, bos met verhoogde natuurwaarde en bos (zie Figuur 5.1). Staatsbosbeheer heeft het laagste aandeel bos met voldoende dood hout (multifunctionele bossen). In bossen waar een overgang van multifunctioneel bos naar meer natuurlijk bos plaatsvindt, wordt het meeste dode hout aangetroffen. Dit is waarschijnlijk een direct gevolg van de omvorming.



*Figuur 5.1 Percentage van de opnamen met voldoende dood hout met een stamdiameter van > 30 cm per type beheer.*

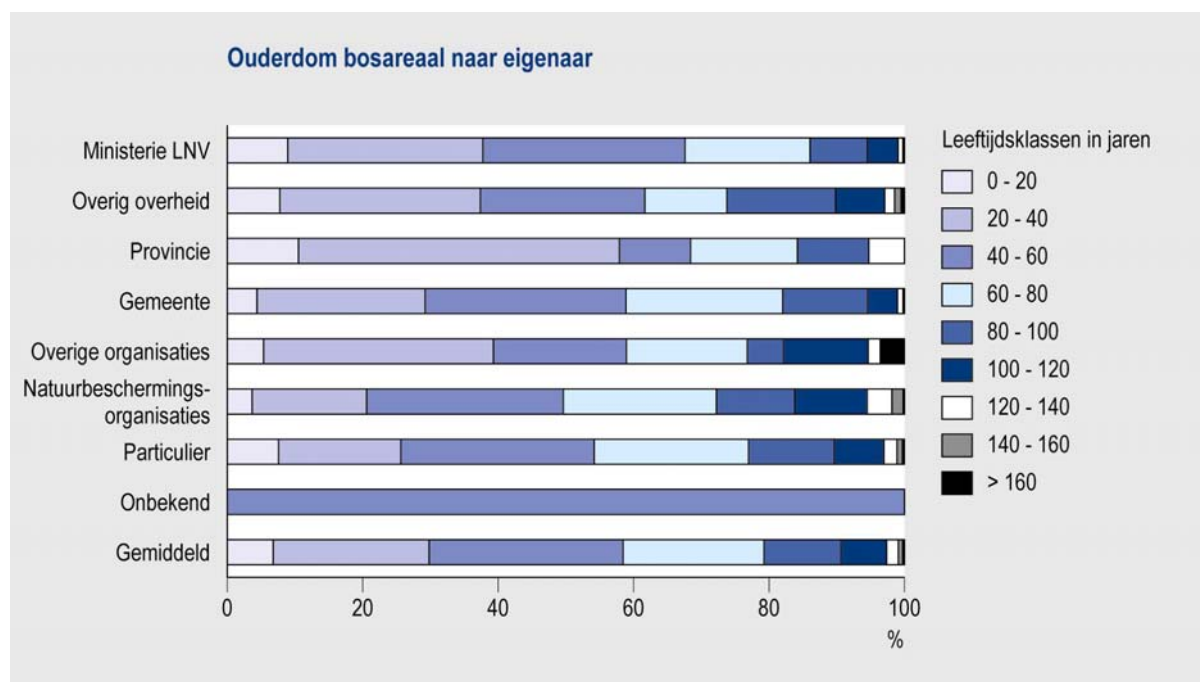
Ongeveer 8% van het bosareaal heeft ruim voldoende dood hout van > 30 cm (zie Figuur 5.2). De natuurbeschermingsorganisaties (Natuurmonumenten, Provinciale Landschappen en overige natuurbeschermingsorganisaties) hebben het hoogste percentage areaal dat voldoende dood hout heeft (11%-16% van het bosareaal), SBB en gemeenten het laagste (6% van het bosareaal).



*Figuur 5.2 Percentage van de opnames met voldoende dood met een stamdiameter van > 30 cm per beheerder.*

### **Dood hout en leeftijd bos**

Figuur 5.2 laat zien dat bossen van Staatsbosbeheer relatief weinig dood hout bevatten. Deels heeft dit te maken met het aandeel multifunctionele bossen, waarin de hoeveelheid dood hout gering is. Daarnaast moet worden opgemerkt dat Staatsbosbeheer relatief veel jong bos heeft (zie Figuur 5.3). Ongeveer 40% van de bossen is jonger dan veertig jaar tegenover 22% bij de overige grote terreinbeherende organisaties. Dit zou een andere oorzaak kunnen zijn van het feit dat de bossen van Staatsbosbeheer minder dood hout hebben. Echter ook per leeftijdsklasse hebben de bossen van Staatsbosbeheer gemiddeld ook minder vaak dood hout in vergelijking met de bossen van Programma Beheer (zie Tabel 5.1).



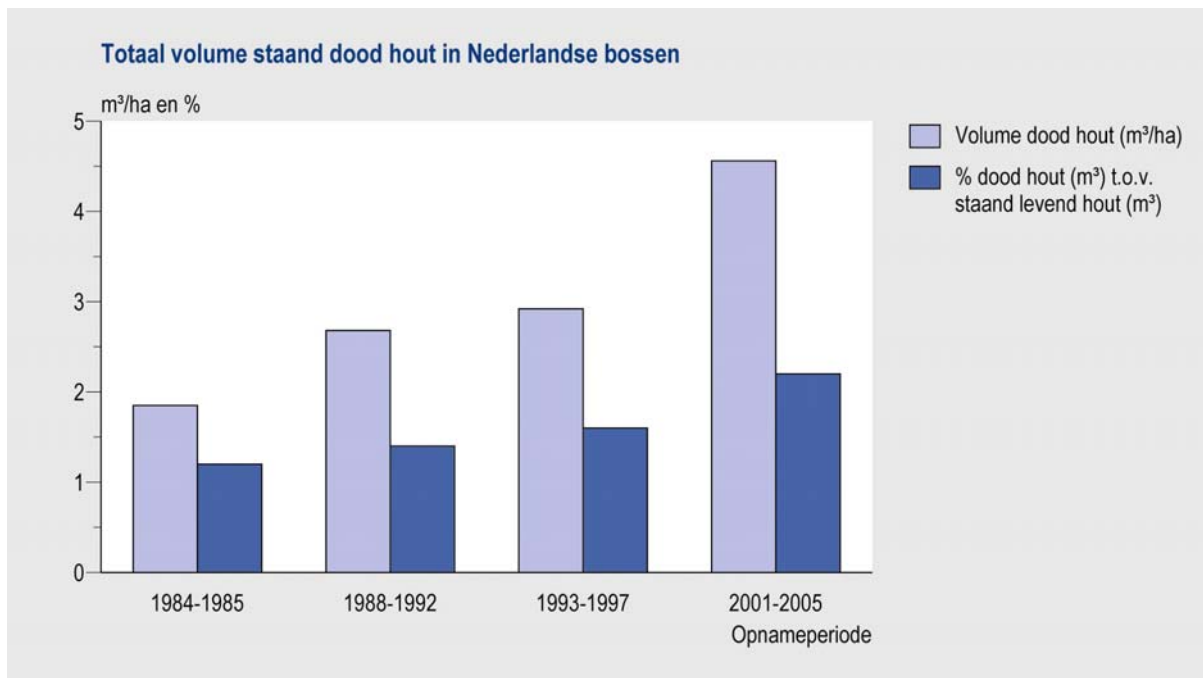
Figuur 5.3 Ouderdom in klassen van het bos per beheerder.

Tabel 5.1 Hoeveelheid dood hout per leeftijdsklasse per beheerder voor dood hout met een diameter van >30 cm en voor dood hout met een diameter van > 15 cm.

Aandeel bosareaal met dood hout > 30 cm per leeftijdsgroep en eigenaarscategorie. Tussen haken het aandeel bosareaal met dood hout > 15 cm per leeftijdsgroep en eigenaarscategorie						
Leeftijd bos	SBB	NB-organisaties	Gemeente	Particulier	Overig	Totaal
<40	2 (19)	4 (21)	0 (12)	3 (16)	6 (16)	3 (17)
40-100	8 (48)	11 (51)	9 (36)	9 (45)	13 (52)	9 (46)
>100	14 (55)	38 (59)	17 (57)	18 (48)	17 (50)	23 (53)
Totaal	6 (37)	14 (46)	7 (30)	8 (37)	11 (38)	9 (37)

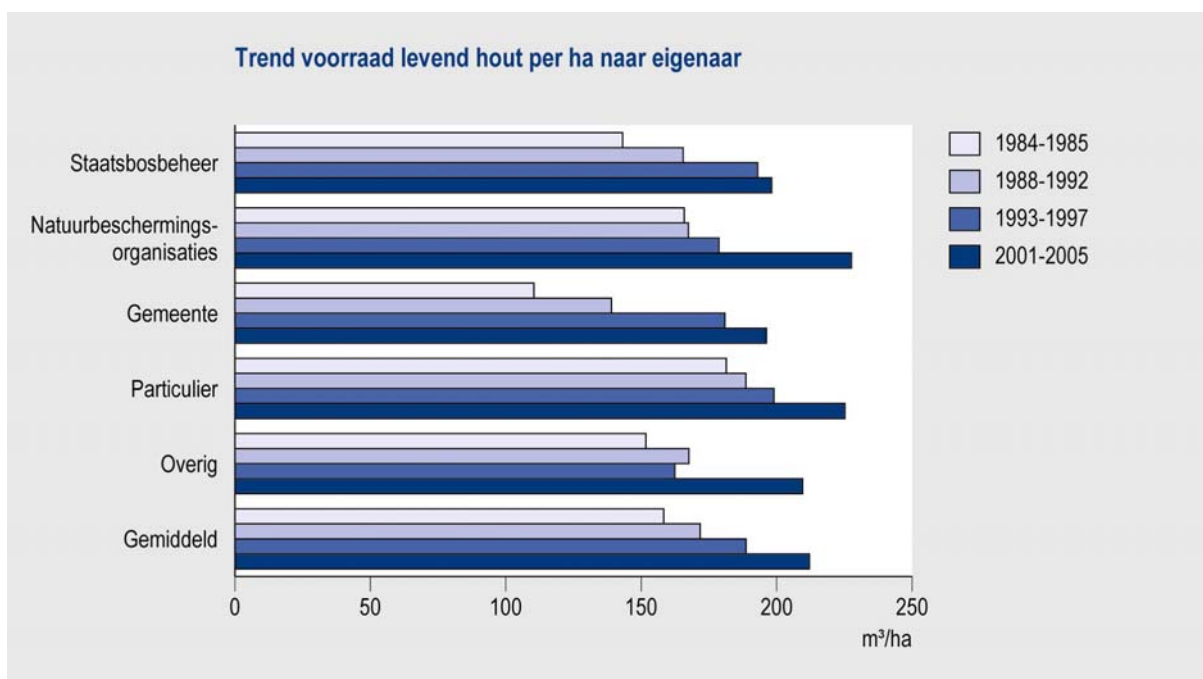
## Trend in hoeveelheid staand dood hout

Het aandeel en volume staand dood hout stijgt vanaf 1984-1985 (zie Figuur 5.4).



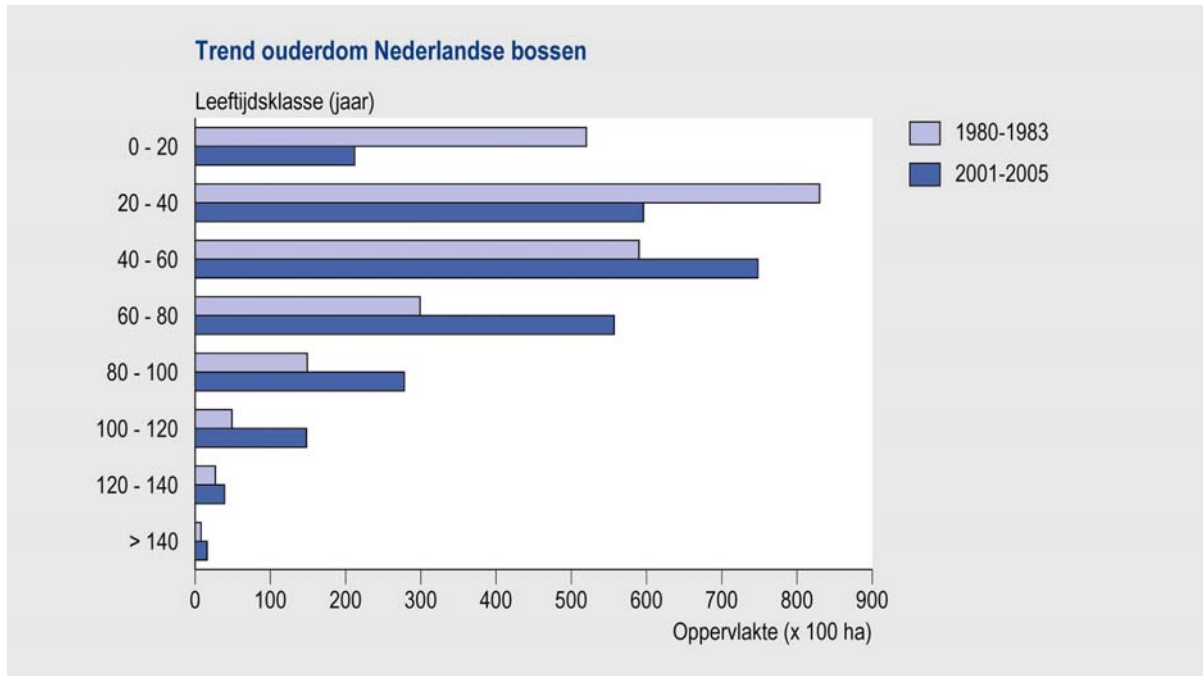
Figuur 5.4 Trend van de hoeveelheid dood hout per  $m^3$  per hectare en als percentage van de staande voorraad bos.

Ook de voorraad stand levend hout neemt toe (zie Figuur 5.5). Voor alle beheerders geldt dat het bos steeds voller wordt. Ook deze toename is al vanaf de jaren tachtig zichtbaar. Er wordt klaarblijkelijk gemiddeld minder hout geoogst dan er bijgroeit.



Figuur 5.5 Trend van de hoeveelheid levende bomen uitgedrukt in  $m^3$  per hectare over de verschillende beheerders.

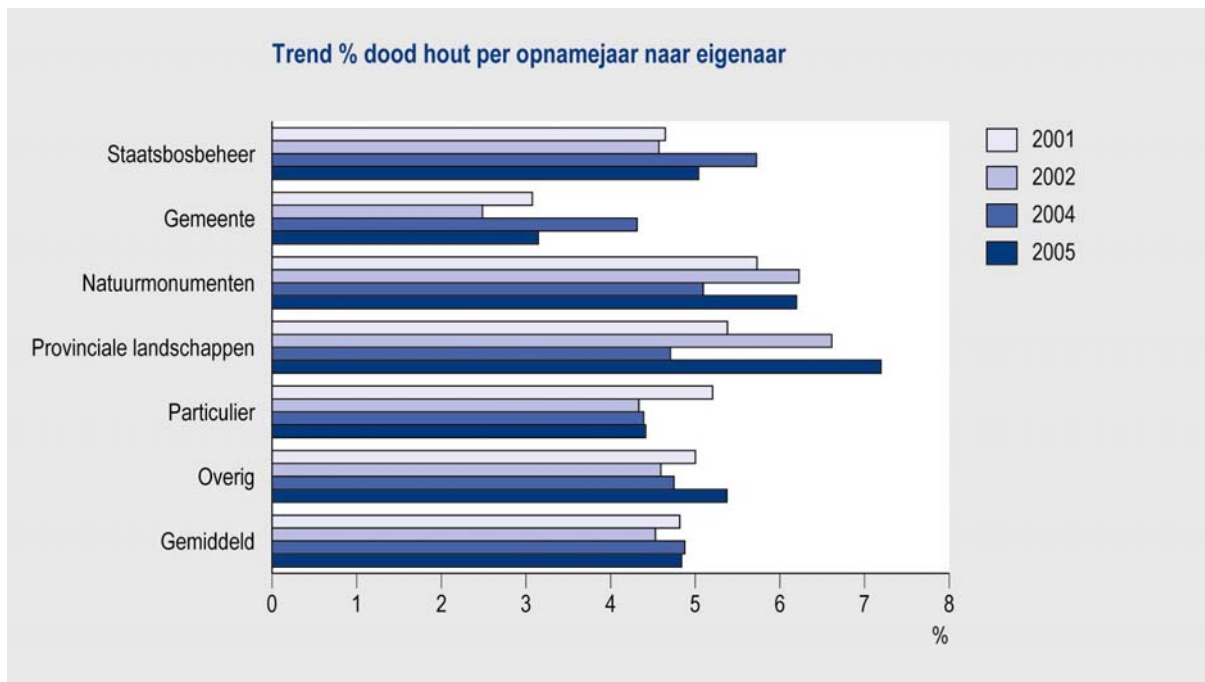
De bosopstand wordt gemiddeld gezien ook ouder. In de 1980-1983 was de gemiddelde leeftijd van bossen (opgaand bos, mediaan 1980-1983: 36 jaar, in 2001-2005: 55 jaar (zie Figuur 5.6).



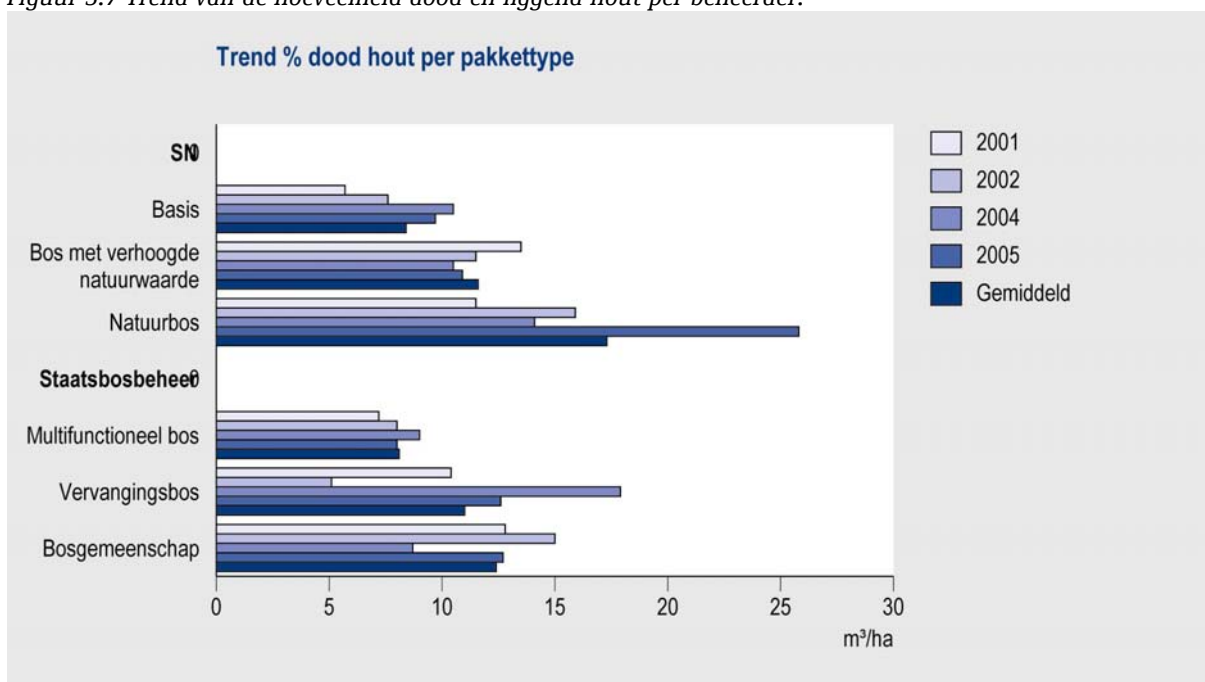
Figuur 5.6 Trend van de ouderdom van de bossen over de periode 1980-1983 ten opzichte van 2001-2005 per leeftijdsklasse.

De vraag is nu of Programma Beheer de trend in hoeveelheid dood hout heeft beïnvloed. Figuur 5.7 geeft een schatting van het volumeaandeel dood hout per opnamejaar per eigenaarscategorie. De figuur geeft aan dat een stijging van de hoeveelheid liggend en staand dood hout sinds 2001 niet heel duidelijk is. Ook als gekeken wordt naar pakketgroepen van Programma Beheer en Staatsbosbeheer is niet zichtbaar dat in de laatste jaren de hoeveelheid liggend en staand dood hout sterk toeneemt (zie Figuur 5.8). Van een duidelijke invloed van de regeling Programma Beheer op de toename van dood hout lijkt geen sprake.





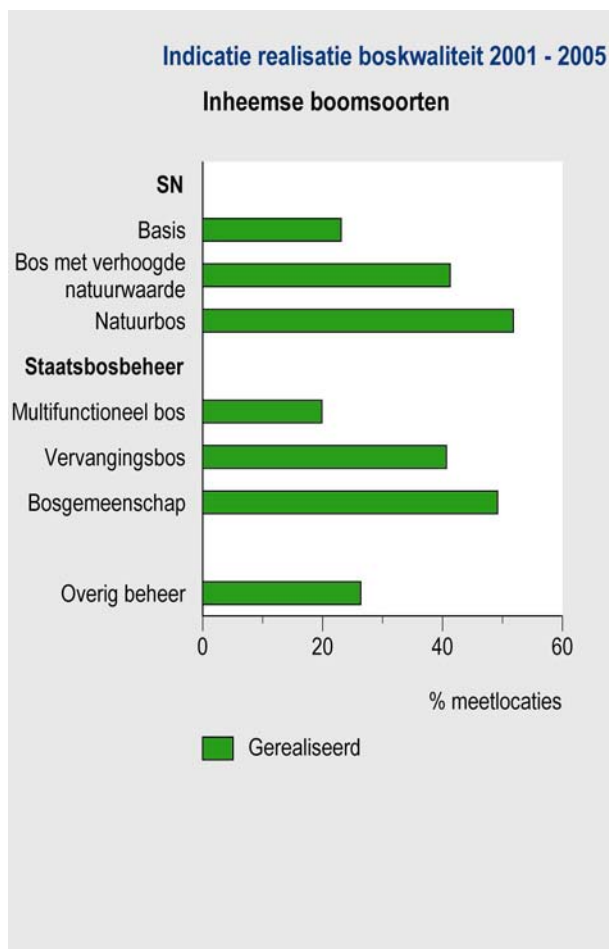
Figuur 5.7 Trend van de hoeveelheid dood en liggend hout per beheerder.



Figuur 5.8 Trend van de hoeveelheid dood en liggend hout per beheerder.

### 5.3.2 Exoten en inheemse soorten

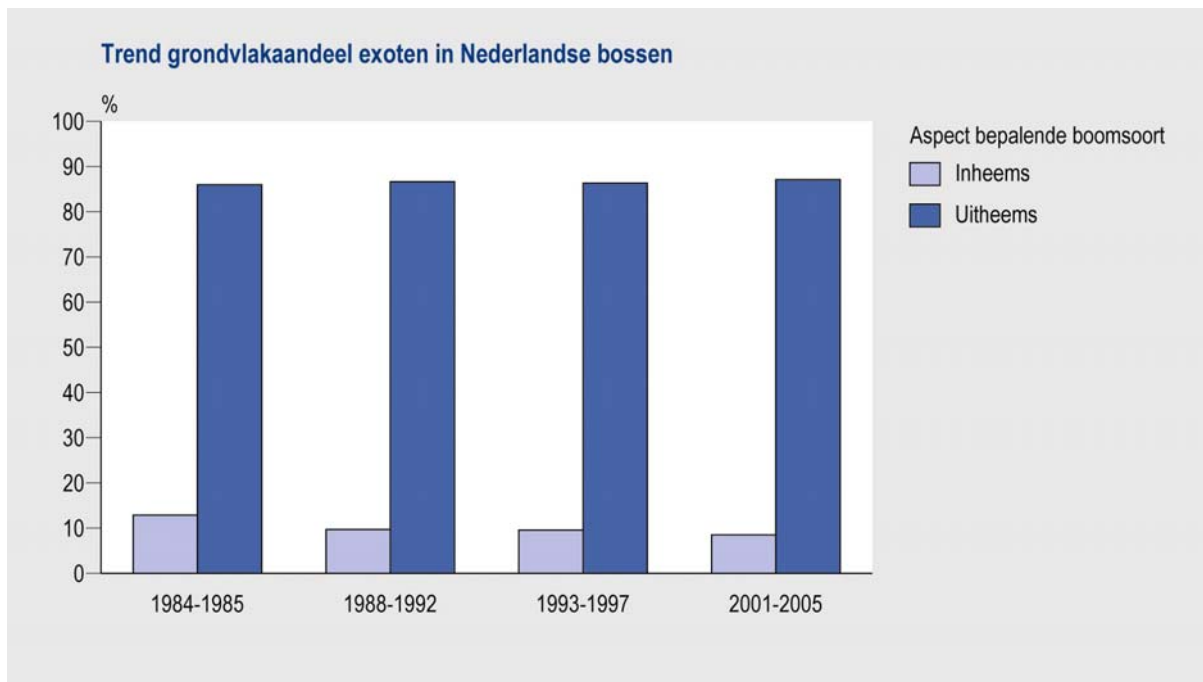
De hoeveelheid exoten in bossen met SN neemt af in de reeks natuurbos, bos met verhoogde natuurwaarde en bos (zie Figuur 5.9). Staatsbosbeheer heeft het laagste aandeel bos met voldoende inheemse soorten (multifunctionele bossen). Natuurbos scoort ook op dit kwaliteitsaspect het hoogst. De bosgemeenschappen (49%) van Staatsbosbeheer verschillen wat dit aspect betreft weinig in vergelijking met natuurbos (52%).



Figuur 5.9 Percentage van de opnamen met voldoende inheemse soorten per type beheer.

### Trend in aandeel exoten

Voor het schatten van een trend van het aandeel exoten in het Nederlandse bos is gebruik gemaakt van de gegevens uit Meetnet Functievervulling (Dirkse et al., 2007) en de Nederlandse bosstatistiek (Schoonderwoerd en Daamen, HOSP, 1999, 2000; MNP, 2007). Het Nederlandse bos is daartoe in twee groepen verdeeld: bossen met een exotische boomsoort -zoals Amerikaanse eik, Douglas spar, lariks en fijnspar- als aspectbepalende boomsoort en bossen met een inheemse boomsoort als aspectbepalende boomsoort. Het aandeel exotische boomsoorten, in bossen met een exoot als aspectbepalende boomsoort blijft min of meer gelijk met 86-87%. In bossen met een inheemse boomsoort als aspectbepalende boomsoort neemt het aandeel exoten licht af van 12,9% in 1984-1985 tot 8,5% in 2001-2005 (zie Figuur 5.10). Dit is in overeenstemming met de natuurdoelstelling. Op basis van de beperkte gegevens is verder niet te zeggen in hoeverre er verschillen zijn tussen de verschillende beheercategorieën.



Figuur 5.10 Trend van het aandeel opgaand bos zonder exoten voor vier perioden.

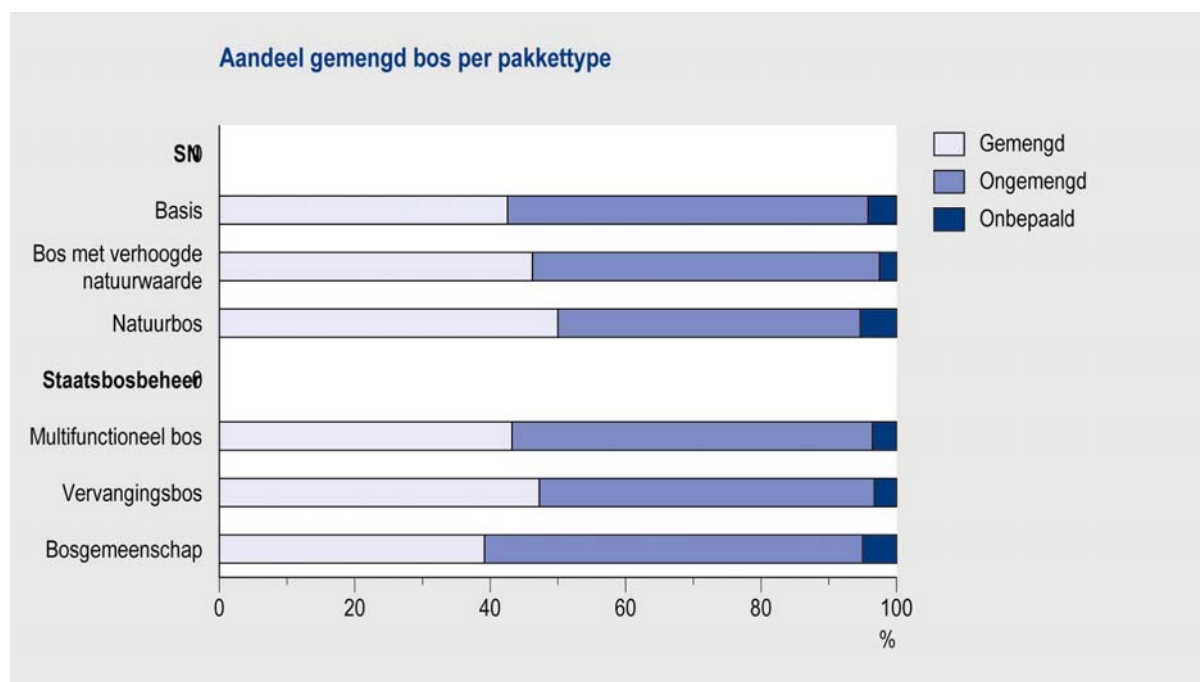
Tabel 5.2 geeft weer hoe het voorkomen verandert van de meest voorkomende exoten (planten) in bossen. Alleen soorten die in meer dan 10% van de opnamen voorkomen zijn getoond. De in de bosbouw gebruikte boomsoorten zoals douglasspar (*Pseudotsuga menziesii*) en lariks (*Larix kaempferi*) vertonen relatief een sterke procentuele toename. Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) is afgenomen wat mogelijk een effect is van de bestrijding van deze struiksoort. Amerikaanse eik (*Quercus rubra*) en krentenboompjes (*Amelanchier lamarckii*) nemen nog steeds toe.

Tabel 5.2 Trend van de meest voorkomende exoten (> 10% van de opnamen). Bron: (Dirkse et al., 2007)

Plantensoort	%opnamen 1984-1985	%opnamen 2001-2005
<i>Prunus serotina</i>	39	31
<i>Quercus rubra</i>	24	27
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	16	25
<i>Larix kaempferi</i>	10	18
<i>Amelanchier lamarckii</i>	9	16
<i>Picea abies</i>	10	13
<i>Acer pseudoplatanus</i>	12	10

### 5.3.3 Aandeel gemengd bos

Het aandeel gemengd bos, een derde kwaliteitsaspect, varieert tussen de circa 40% en 50%. Het aandeel gemengd bos neemt, net als bij de andere twee kwaliteitsaspecten, af in de reeks beheercategorieën natuurbos, bos met verhoogde natuurwaarden en bos (zie Figuur 5.11).



Figuur 5.11 Aandeel gemengd bos per pakkettype.

## 5.4 Conclusies

- De structuur van bossen wordt natuurlijker door toename van de ouderdom van bomen en toename van dood hout. Deze ontwikkeling is al in gang gezet voor de start van Programma Beheer. Bossen van Staatsbosbeheer bevatten gemiddeld minder (vaak) dood hout dan bossen die worden beheerd onder Programma Beheer. De hoeveelheid dood hout in bossen bij SN neemt af in de reeks natuurbos, bos met verhoogde natuurwaarde en bos.
- De hoeveelheid inheemse soorten in bossen bij SN neemt af in de reeks natuurbos, bos met verhoogde natuurwaarde en bos. Natuurbos scoort ook op dit kwaliteitsaspect het hoogst. De bosgemeenschappen (49%) van Staatsbosbeheer verschillen op dit aspect weinig in vergelijking met natuurbos (52%).
- Het aandeel gemengd bos neemt, net als bij de andere twee kwaliteitsaspecten, af in de reeks beheercategorieën natuurbos, bos met verhoogde natuurwaarden en bos.
- Bossen worden door ontwikkelingen in structuur minder open, hetgeen landelijk gezien negatief doorwerkt voor sommige soorten die afhankelijk zijn van open plekken in het bos, zoals bepaalde vlinders (zie hoofdstuk 6).
- De dichtheid van de aanwezige planten en het totaal aantal doelsoorten in bossen is laag. Het aantal doelsoorten planten is in de laatste vijftien jaar wel toegenomen (hoofdstuk 3). Deze trend is zowel zichtbaar in de SN als bij Staatsbosbeheer.



## 6 Trends dagvlinders, broedvogels en weidevogels

Het is moeilijk om trendanalyses te maken op het niveau van realisatie van natuurdoeltypen, doordat deze niet worden gemonitord (Algemene Rekenkamer, 2006). In landelijke meetnetten wordt slechts gekeken of de doelsoorten uit afzonderlijke soortgroepen voorkomen, en niet of de doelsoorten uit verschillende soortgroepen gelijktijdig voorkomen.

Het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) is een verzameling van meetnetten (dagvlinders, broedvogels (BMP/LSB), nestkaarten, watervogels, dagactieve zoogdieren, hazelmuis, vleermuizen in winterverblijven, reptielen, amfibieën, libellen, paddenstoelen in bossen, korstmossen en flora). De meetnetten hebben verschillende doelen. Elk meetnet heeft een eigen opnamefrequentie, stratificatie en schaalniveau waarop uitspraken kunnen worden gedaan. Het NEM is vooral opgezet om trends van soorten uit verschillende soortgroepen te berekenen. De meeste meetnetten lopen vanaf begin jaren 90.

Getracht is om met de landelijke meetnetten toch iets te zeggen over trends in relatie tot natuurbeheer. Gefocust is op de meetnetten van dagvlinders (paragraaf 6.1) en broedvogels (paragraaf 6.2 en paragraaf 6.3). Deze meetnetten hebben voldoende meetpunten voor een analyse over de effecten van beheer. Voor de andere meetnetten geldt dat ze te gering in omvang zijn om verdere uitsplitsing naar zwaarte van beheer of beheerder mogelijk te maken. Dagvlinders, broedvogels en planten maken samen tevens veruit het grootste deel uit van alle doelsoorten (EC-LNV, 2001). Trends in vegetatie, op basis van het landelijke florameetnet (NEM-LMF), zijn al behandeld in hoofdstuk 3. In de volgende paragrafen worden trends in dagvlinders en vogels beschreven.

### 6.1 Dagvlinders

Doel van deze analyse van de gegevens uit het vlindermeetnet is om trends te berekenen voor de gebieden met een Programma Beheer-pakket en Staatsbosbeheer. Ook is getracht een uitsplitsing te maken in de basis- en pluspakketten van Programma Beheer. Er is ook geprobeerd om uitspraken te doen over het SAN-gebied, de reguliere landbouw en het overige natuurbeheer. Helaas is dit laatste veelal niet mogelijk gebleken door gebrek aan voldoende meetpunten.

De trends zijn onderzocht vanaf 1990-1999 en 2000-2005. Er is onderzocht of er een trendbreuk is bij het jaar 2000. In 2000 is Programma Beheer van kracht geworden.

#### 6.1.1 Bron

Het vlindermeetnet bestaat uit ongeveer 700 vlinderroutes. Elke route is ongeveer 1000 meter lang en bestaat uit maximaal 20 secties van 50 meter elk. Elke vlinderroute is uitgelegd in een homogene vegetatie.

Er zijn twee soorten vlinderroutes. In de algemene vlinderroutes wordt de aanwezigheid en dichtheid van alle aangetroffen vlindersoorten genoteerd. In de soortgerichte vlinderroutes worden alleen de aantallen van specifieke vlindersoorten genoteerd. Voor dit onderzoek is alleen gebruikgemaakt van de routes waarop alle soorten zijn genoteerd.

## 6.1.2 Methode

De vlinderroutes zijn toegedeeld aan de hand van de eigendomssituatie en het type beheer. Van elke vlinderroute is bekend om welk begroeiingstype het gaat (heide, moeras, grasland enzovoort). Met een GIS zijn hiertoe overlays gemaakt met eigendomskaarten (SBB, NM, Landschappen en dergelijke), SN/SAN-pakketten en de provinciale natuurdoeltypekaarten. Voor SBB is het beheer bepaald op basis van het huidige doeltype (SBB, 2006). Het actuele PB-pakket is bepaald met de SAN/SN-kaart van december 2005. Zo is van elke sectie van een vlinderroute bepaald in welke beheercategorie deze valt. Om de route te kunnen gebruiken voor deze analyse is de eis dat deze zuiver toegedeeld kan worden aan een beheercategorie. Dat betekent dat een vlinderroute die een mix is van meerdere beheercategorieën, niet meedoet in de analyse. Bijvoorbeeld, een vlinderroute die zowel in een terrein ligt van SBB als in een terrein met een PB-pakket valt af. Daarnaast geldt dat een route voor het grootste gedeelte (>50%) uit een beheercategorie moest bestaan terwijl de overige secties geen beheerder mochten hebben. Wat het begroeiingstype betreft, is iedere route met minstens 1 sectie met het betreffende begroeiingstype meegenomen in de analyses voor dat type. De motivatie achter dit criterium is dat, wanneer er doelsoorten van het begroeiingstype op de route voorkomen, deze hoogstwaarschijnlijk in de secties met dat begroeiingstype zitten. Dan maakt het niet uit of het om één sectie van het begroeiingstype en 19 met een ander type gaat of om 20 secties van het ene type. Door deze methode kan dezelfde vlinderroute dus zowel meedoen voor de bossen als voor de heide. Het aantal vlinderroutes dat zuiver toegedeeld kon worden op basis van de genoemde criteria staat in Tabel 6.1.

Tabel 6.1 Het aantal vlinderroutes dat zuiver kon worden toegedeeld aan een beheercategorie.

	alle soorten	doelsoorten	meetsoorten
Staatsbosbeheer	24	23	22
Programma Beheer	28	26	27

Een aantal beheercategorieën heeft te weinig punten om statistisch betrouwbare uitspraken te doen. Het gaat hier bijvoorbeeld om het aantal vlinderplots dat in het regulier agrarisch gebied ligt (n=2).

## Kwaliteitsparameters

Er is een aantal kwaliteitsparameters waarop de beheercategorieën met elkaar vergeleken zijn. Ten eerste is gekeken naar de trend van het aantal aangetroffen soorten. Daarnaast is ook nog gekeken naar de trend van het aantal doel- en meetsoorten. De trends zijn bepaald met het programma TRends en Indices voor Monitoring data (TRIM), dat het CBS standaard gebruikt voor het berekenen van de trends. De trend is ingedeeld in klassen (zie Figuur 6.1). Er zijn trends bepaald over twee tijdsperioden: van 1992 tot en met 1999 en van 2000 tot en met 2005. De trend is verder ingedeeld in de klassen zoals deze standaard door het CBS worden gehanteerd.

		trend (overall slope uit TRIM)				
		0,95	1,00	1,05		
Beoordeling	Symbol				Criteria (BI = betrouwbaarheidsinterval)	Omschrijving
<b>sterke toename</b> (strong increase)	++	[0,95, 1,05]			ondergrens BI >1,05	sign. >5% toename/jaar (verdubbeling in 15 jaar)
<b>matige toename</b> (moderate increase)	+	[0,95, 1,05]			1,00 < ondergrens BI ≤ 1,05	sign. toename, maar niet zeker of deze > 5% / jaar is geen significantie
<b>stabiel</b> (stable)	0	[0,95, 1,05]			BI omvat 1,00 maar ondergrens BI ≥ 0,95 en bovengrens BI ≤ 1,05	aantalsverandering sign. afname, maar niet
<b>matige afname</b> (moderate decline)	-	[0,95, 1,05]			0,95 ≤ bovengrens BI < 1,00	zeker of deze >5% / jaar is sign. >5% afname/jaar
<b>sterke afname</b> (steep decline)	--	[0,95, 1,05]			bovengrens BI <0,95	(halvering in 15 jaar)
<b>onzeker</b> (uncertain)	?	[0,95, 1,05]			BI omvat 1,00 en ondergrens BI <0,95 of bovengrens BI >1,05	BI te groot voor betrouwbare trendclassificatie

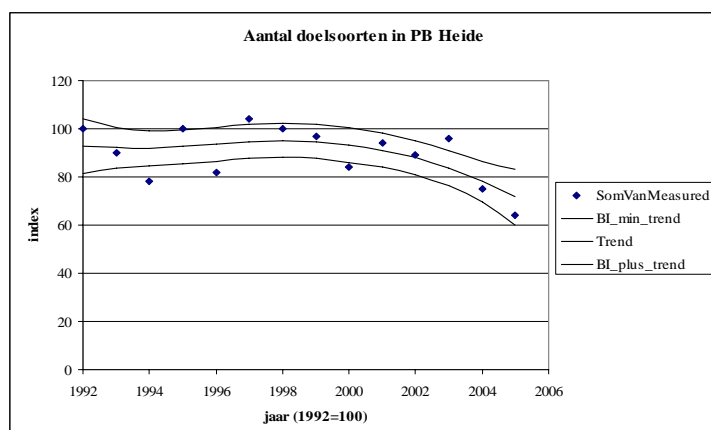
Figuur 6.1 Klassen die het CBS gebruikt om trends in te delen op basis van de uitkomsten van het programma TRIM. De zwarte stippen geven de trend weer (een trend van 0,95 wil zeggen een gemiddelde afname van 5% per jaar). De horizontale strepen geven het betrouwbaarheidsinterval (BI) weer (het betrouwbaarheidsinterval wordt berekend als de trend  $\pm 2$  s.e. (standaardfout)).

## Controle

Door middel van een visuele check is gekeken hoe de meetpunten over het aanwezige begroeiingstype in Nederland ruimtelijk zijn verdeeld. De punten mogen niet geclusterd voorkomen. Hiertoe is een kaart gemaakt van de meetpunten die uiteindelijk de basis zijn voor de getoonde grafieken.

### 6.1.3 Resultaten

In Bijlage 3 staan de resultaten van alle begroeiingstypen. In het volgende voorbeeld staat de trend van het aantal doelsoorten in heide met een pakket van Programma Beheer. De uitkomst van de trendlijn staat in (zie Figuur 6.2). Voor de periode 1992-1999 is er een richtingscoëfficiënt berekend van 0,9861 met een standaardfout van 0,00077. Dat komt neer volgens de criteria die het CBS hanteert op een stabiele trend. Voor de periode 2000-2005 geldt dat er een matige afname is geconstateerd met een richtingscoëfficiënt van 0,9471 met een standaardfout van 0,0251.



Figuur 6.2 Trend van het aantal doelsoorten vlinders in heide waarop een heide pakket van Programma Beheer is afgesloten.



Deze resultaten van de trend van de doelsoorten van vlinders in de heide zijn vervolgens in een tabel geplaatst samen met de resultaten van de trends van vogels en planten. Het gaat steeds om de periode 1992-1999 en 2000-2005 (zie Tabel 6.2).

Tabel 6.2 Overzicht van de trends in de heide van meet- en doelsoorten vogels, vlinders (en planten) voor de periode 1992-1999 en 2000-2005 voor meetpunten van het landelijke vlindermeetnet voor Staatsbosbeheer en Programma Beheer.

		t rend 1990-1999		t rend 2000-2005	
Vlinders		Staatsbosbeheer	SN	Staatsbosbeheer	SN
	Meetsoorten	Onzeker	Stabiel	Onzeker	Onzeker
	Doelsoorten	Onzeker	Stabiel	Onzeker	Afname
Vogels	Meetsoorten	Stabiel	Afname	Onzeker	Stabiel
	Doelsoorten	Stabiel	Afname	Onzeker	Afname
		t rend 1990-2005			
Planten		Staatsbosbeheer	Basis	Plus	
	Meetsoorten	Toename	Toename	Toename	
	Doelsoorten	Toename	Toename	Toename	
	Vegetatie	Toename	Toename	Toename	

## 6.1.4 Conclusies

### Graslanden

- Uit het meetnet voor vlinders blijkt dat het soortenaantal (doel- en meetsoorten) van natte graslanden vaak een afname laat zien. Afnames zijn zichtbaar bij zowel Staatsbosbeheer als SN. Met de beperkte hoeveelheid data is echter niet te zeggen of deze trends verschillen tussen locaties met SN-plus of SN-basispakketten.
- Uit het meetnet voor vlinders blijkt dat het soortenaantal (doel- en meetsoorten) van natte graslanden vaak een afname laat zien (zie Bijlage 3, Tabel 1). Afnames zijn zichtbaar bij zowel Staatsbosbeheer als SN. Met de beperkte hoeveelheid data is echter niet te zeggen of deze trends verschillen tussen locaties met SN-plus of SN-basispakketten. Wel is duidelijk dat de negatieve trends in vlinders ook na 2000 doorzetten in terreinen met SN.

### Moeras

- Op basis van een trendanalyse van de beschikbare monitoringsgegevens blijkt dat het soortenaantal vlinders de laatste jaren stabiel is (zie Bijlage 3, Tabel 2). Een trendbreuk in 2000, de start van Programma Beheer, lijkt niet aanwezig. Na 2000 vertonen het aantal doel- en meetsoorten geen significante veranderingen in terreinen met SN. Het aantal metingen in de periode na 2000 is ook klein en de jaarlijkse variatie relatief groot.

### Heide en hoogveen

- De trend bij vlinders laat geen positief beeld zien (zie Bijlage 3, Tabel 3). Het aantal doelsoorten vlinders in heideterreinen met SN-subsidie daalt sinds 2000. Dit brengt de realisatie van natuurdoeltypen in gevaar. Daarentegen vertoont het aantal meetsoorten geen negatieve trend sinds 2000. Met de beperkte hoeveelheid meetgegevens is niet te zeggen of deze trend zich voordoet in zowel terreinen met plus- als terreinen met basispakketten. Ook is door deze beperking niet te analyseren of deze trends betrekking hebben op alle afzonderlijke typen heide (hoogveen, natte heide en droge

heide). Het is dan ook moeilijk te beoordelen of het beheer van SN al dan niet heeft geleid tot trendbreuken na 2000.

- In heideterreinen van Staatsbosbeheer zijn geen significante negatieve trends aanwezig. Daarbij moet in aanmerking worden genomen dat uitspraken over de periode na 2000 onzeker zijn als gevolg van jaarlijkse variatie en de beperkte hoeveelheid data.

### **Bossen**

- Met vlinders in bossen gaat het minder goed (zie Bijlage 3, Tabel 4). In bossen van Staatsbosbeheer is een significante afname van het aantal soorten aantoonbaar in de periode tussen 1992 en 1999. De hoeveelheid data na 2000 is beperkt en de trends zijn onzeker. Wederom is met beschikbare gegevens niet te analyseren of deze trends verschillen tussen SN-plus en SN-basis.

## **6.2 Broedvogels**

Er zijn aparte meetnetten voor weidevogels. In paragraaf 6.3 komen de analyses op basis van gegevens over weidevogels aan bod. In deze paragraaf worden de analyses van overige broedvogels besproken.

Het meetnet broedvogels bestaat uit ongeveer 3000 meetvlakjes. Binnen de plots van het broedvogelmeetnet (BMP) wordt onderscheid gemaakt tussen BMP-A en BMP-B. In de plots van het BMP-A-meetnet worden alle soorten opgenomen die tijdens het broedseizoen worden aangetroffen. De meetpunten van het BMP-A-meetnet zijn relatief klein. In de plots van het BMP-B-meetnet worden niet alle soorten opgenomen. Het gaat hier om een selectie van wat zeldzamere soorten. De plots van het BMP-B-meetnet zijn een stuk groter dan de plots van het BMP-A-meetnet. Daarnaast is er ook nog een BMP-R-meetnet, waarin alleen roofvogels worden geteld. Dit laatste meetnet is buiten beschouwing gelaten omdat de plots niet zuiver toegedeeld konden worden.

### **6.2.1 Methode**

De BMP-plots zijn toegedeeld aan een beheercategorie. Met een GIS zijn overlays gemaakt met eigendomskaarten (SBB, NM, Landschappen en dergelijke), SN/SAN-pakketten en de provinciale natuurdoeltypekaarten. Voor SBB is het beheer bepaald op basis van het huidige doeltype (SBB, 2006). Het actuele PB-pakket is bepaald met de SAN/SN-kaart van december 2005. Zo is van elke plot bekend welk deel in welke beheercategorie deze valt. Om de plot te kunnen gebruiken voor deze analyse is de eis dat deze zuiver toegedeeld kunnen worden aan een beheercategorie. Dat betekent dat een plot die een mix is van meerdere beheercategorieën, niet meedoet in de analyse. Bijvoorbeeld, een BMP-plot die zowel in een terrein ligt van SBB als in een terrein met een PB-pakket valt af. Elke plot kan maar aan 1 type beheerder met 1 type beheer worden toegedeeld. Elke plot moet minimaal voor 10% bestaan uit een zuivere beheercategorie. Daarbij mag er maximaal een menging zijn van 10% van een andere beheercategorie. Het resultaat op het aantal plots dat zuiver toegedeeld kon worden op basis van de genoemde criteria staat in Tabel 6.3.

Tabel 6.3 Het aantal BMP-A-plots voor heide dat zuiver kon worden toegedeeld aan een beheercategorie. Bij Natuurmonumenten, Provinciale Landschappen en de Gemeenten gaat het om Programma Beheer.

	BMP-A
Staatsbosbeheer	34
Natuurmonumenten	11
Provinciale Landschappen	7
Gemeenten	2
Gangbare landbouw	14

Een aantal beheercategorieën heeft te weinig punten om statistisch betrouwbare uitspraken te doen. Het gaat hier bijvoorbeeld om het aantal BMP plots die door gemeenten worden beheerd (n=2). Het aandeel van de BMP-B-plots dat zuiver toegedeeld kon worden lag lager dan het aantal BMP-A-plots. Dit heeft te maken met de grootte van de plots. De BMP-B-plots zijn een stuk groter dan de BMP-A-plots, daarom is er vaak een mengeling van beheerders of typen beheer in de plot. De BMP-R plots waren nog veel groter dan de BMP-B-plots. Bijna geen enkele BMP-R plot kon zuiver toegedeeld worden, zodat deze plots geheel buiten beschouwing zijn gelaten.

### Kwaliteitsparameters

Er is een aantal kwaliteitsparameters waarop de beheercategorieën met elkaar vergeleken zijn. Ten eerste is gekeken naar de trend van het totaal aantal aangetroffen soorten. Hiervoor zijn alleen de plots van het BMP-A meetnet in beschouwing genomen, omdat in dit meetnet alle soorten worden opgenomen.

Daarnaast is ook nog gekeken naar de trend van het aantal doel- en meetsoorten. Voor deze analyse zijn zowel de BMP-A als de BMP-B-plots meegenomen. De trends zijn bepaald met het programma TRIM, dat het CBS standaard gebruikt voor het berekenen van de trends. De trend is ingedeeld in klassen (zie Figuur 6.1). Er zijn trends bepaald aan de hand van twee tijdsperiodes: van 1990 tot en met 1999 en van 2000 tot en met 2005. De trend is verder ingedeeld in de klassen zoals deze standaard door het CBS worden gehanteerd.

### Soortgroep Trend Indexen moeras- en bosvogels

Om inzicht te krijgen in processen zoals successie, zijn voor moeras- en bosvogels aparte trendlijnen gepresenteerd. Deze trendlijnen hebben betrekking op de aantalsontwikkeling van karakteristieke soorten van een bepaald ecotoop. Het gaat dus niet alleen om doelsoorten, maar om een bredere set van soorten. Bij moeras gaat het om de soorten die voor de Soortgroep Trend Indexen die ook in het natuurcompendium worden gebruikt. De struweelvogels zijn de blauwborst, grasmus, nachtegaal en de sprinkhaanzanger. Bij de bosvogels gaat het om de tuinfluiter, tjiptjaf en de zwartkop.

Bij de bossen is een onderscheid gemaakt tussen de standvogels en trekvogels die naar Afrika trekken. De informatie van waar bosvogels overwinteren is verkregen uit BioBase. Bij de standvogels gaat het om: havik, goudvink, buizerd, zwarte specht, grote bonte specht, groene specht, glanskop en boomklever. Bij de Afrika trekkers gaat het om: wespandief, boomvalk, fluiter, nachtegaal, wielewaal, zomertortel, draaihals en gekraagde roodstaart. In de totale trend zitten ook nog de boomleeuwerik, grote lijster en de houtsnip die zijn aangeduid als overwinteraars van Zuid-Europa.

## Controle

Door middel van een visuele check is gekeken hoe de meetpunten over het aanwezige begroeiingstype in Nederland zijn verdeeld. De meetpunten mogen niet geclusterd voorkomen. Hiertoe is een kaart gemaakt van de meetpunten die uiteindelijk de basis zijn voor de getoonde grafieken.

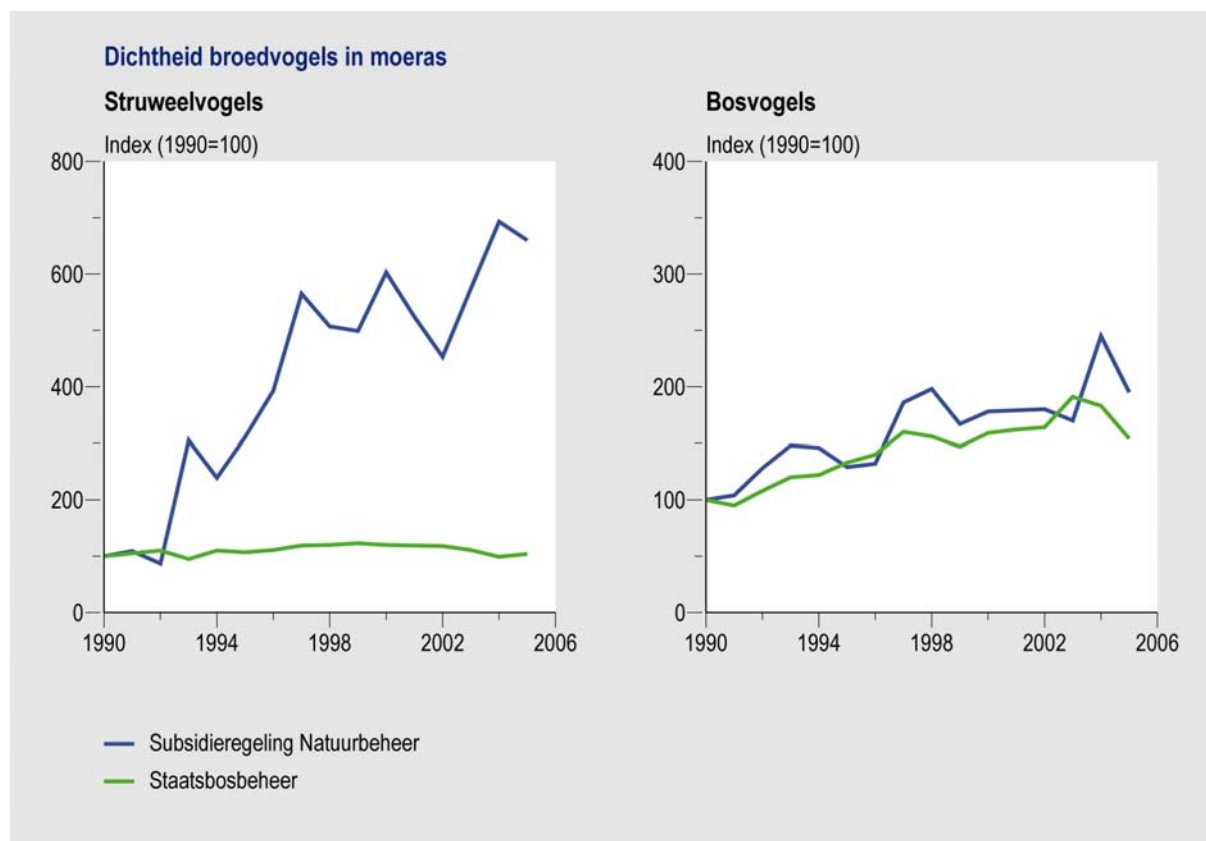
### 6.2.2 Resultaten

In paragraaf 6.1.3 is een voorbeeld uitgewerkt voor het aantal doelsoorten vlinders in heide. Analoog aan deze methode zijn de trends in broedvogels bepaald. In de Bijlage 3 zijn de trends per natuurtype weergegeven.

#### Moeras

De trends van broedvogels in moerassen zijn weergegeven in Figuur 6.3. Zowel bij SBB als Programma Beheer is er een toename in het aantal vogels dat karakteristiek is voor jonge bossen. In 15 jaar tijd is dichtheid aan broedvogels van bos bijna verdubbeld. Er is geen trendbreuk in het jaar 2000.

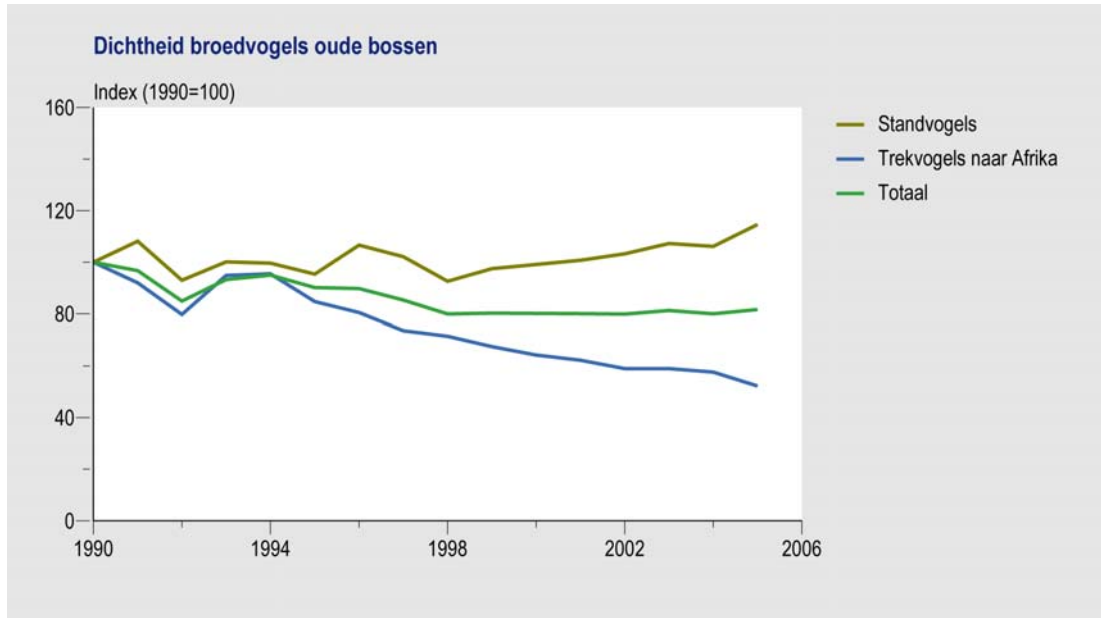
Struweelvogels bij Staatsbosbeheer zijn sinds 1990 stabiel gebleven, terwijl de dichtheid van struweelvogels bij Programma Beheer, net zoals de bosvogels is toegenomen. De toename in dichtheid van struweelvogels bij Programma Beheer geldt voor alle soorten afzonderlijk. De blauwborst neemt nog het meest toe. Bij Staatsbosbeheer is de stabiele trend ook voor alle soorten afzonderlijk te zien.



Figuur 6.3 Trends van struweel- en bosvogels in moerassen.

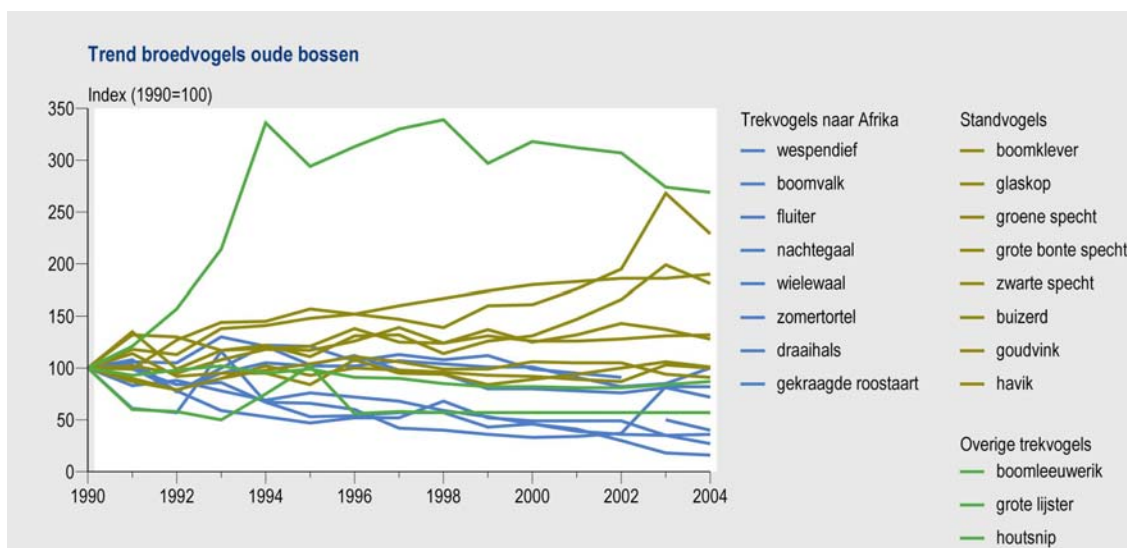
## Bossen

Alhoewel de trend van het aantal doelsoorten van bossen stabiel is, nemen de dichtheden iets af. De dichtheidstrends van karakteristieke broedvogels in bossen staat in Figuur 6.4. Het gaat over de trend in heel Nederland. De standvogels laten een toename zien en de Afrika trekkers laten een afname zien. Het lijkt of de negatieve trend van de Afrika trekkers en de positieve trend van de standvogels elkaar enigszins in evenwicht houden.



Figuur 6.4 De trend van broedvogels van oude bossen verdeeld in standvogels, vogels die in Afrika overwinteren en het totaal.

Het beeld van Figuur 6.4 is consistent als gekeken wordt naar de trendlijnen van individuele soorten (zie Figuur 6.5). Alle Afrika trekkers hebben een negatieve trend, terwijl alle standvogels een positieve trend hebben (zie Figuur 6.5). De meeste bosvogels die naar Zuid-Europa trekken hebben ook een negatieve trend. Uitzondering op de regel vormt de boomleeuwerik. Na een korte opleving tot 1994, gaat deze na 1994 ook achteruit.



Figuur 6.5 De trend van broedvogels van oude bossen verdeeld in standvogels (bruin), vogels die in Afrika overwinteren (blauw) en vogels die in Zuid-Europa overwinteren (groen).

## 6.2.3 Conclusies

### Graslanden

- Uit het meetnet voor broedvogels blijkt dat het soortenaantal (doel- en meetsoorten) van natte graslanden vaak een afname laat zien. Afnames zijn zichtbaar bij zowel Staatsbosbeheer als SN. Met de beperkte hoeveelheid data is echter niet te zeggen of deze trends verschillen tussen locaties met SN-plus of SN-basispakketten.
- Uit het meetnet voor broedvogels blijkt dat het soortenaantal (doel- en meetsoorten) van natte graslanden vaak een afname laat zien (zie Bijlage 3, Tabel 1). Afnames zijn zichtbaar bij zowel Staatsbosbeheer als SN. Met de beperkte hoeveelheid data is echter niet te zeggen of deze trends verschillen tussen locaties met SN-plus of SN-basispakketten. Wel is duidelijk dat de negatieve trends in vogels ook na 2000 doorzetten in terreinen met SN. De stabiele trend van doelsoorten vogels in de SN lijkt na 2000 negatief te worden. Voor alle andere beschouwde soortgroepen en natuurtypen geldt dat er geen trendbreuk is. Op basis hiervan kan dus niet geconcludeerd dat er sprake is van een trendbreuk die te maken heeft met Programma Beheer.

### Moeras

- In Bijlage 3 (zie Tabel 2) is de trend weergegeven van het soortenaantal (meetsoorten en doelsoorten). Analyse van de trend in vegetatiekwaliteit was niet mogelijk. Op basis van een trendanalyse van de beschikbare monitoringsgegevens blijkt dat het soortenaantal de laatste jaren stabiel is. Een trendbreuk in 2000, de start van Programma Beheer, lijkt niet aanwezig. Na 2000 vertonen het aantal doel- en meetsoorten geen significante veranderingen in terreinen met SN. Het aantal metingen in de periode na 2000 is ook klein en de jaarlijkse variatie relatief groot.
- De soortensamenstelling en dichtheden van struik- en rietvogels zijn de laatste jaren sterk aan het veranderen, terwijl het aantal doelsoorten niet veel verandert. Dit komt doordat de doelsoorten zowel doelsoorten van riet, struweel als bos bevatten. Als deze groepen afzonderlijk bekeken worden, blijkt dat soorten van struweel en jonge bossen het relatief goed doen. Moerassen in Nederland laten een ongewenste ontwikkeling van verstuiken en verbossen zien. Struweelvogels bij Staatsbosbeheer zijn een uitzondering met een stabiele trend.

### Heide en hoogveen

- De dichtheid van broedvogels van open heiden gaat ondanks beheer achteruit zowel bij Staatsbosbeheer als SN (zie Bijlage 3, Tabel 3). In SN-heideterreinen daalt bovendien het aantal doelsoorten (vlinders en vogels). Deze negatieve trend brengt de realisatie van natuurdoeltypen in gevaar. Met de beperkte hoeveelheid meetgegevens is niet te zeggen of deze trend zich voordoet in zowel terreinen met plus- als terreinen met basispakketten. Ook is door deze beperking niet te analyseren of deze trends betrekking hebben op alle afzonderlijke typen heide (hoogveen, natte heide en droge heide). Het is dan ook moeilijk te beoordelen of het beheer van SN al dan niet heeft geleid tot trendbreuken na 2000.
- In heideterreinen van Staatsbosbeheer zijn geen significante negatieve trends aanwezig. Daarbij moet in aanmerking worden genomen dat uitspraken over de periode na 2000 onzeker zijn als gevolg van jaarlijkse variatie en de beperkte hoeveelheid data.

- Ook broedvogels van open heiden blijken niet altijd geprofiteerd te hebben van de uitgevoerde maatregelen: de dichtheden van deze vogels vertonen landelijk gezien een negatieve trend bij zowel Staatsbosbeheer als SN. Met beschikbare informatie is helaas niet te analyseren of deze trends verschillen in droge of natte heide en/of in locaties met plus- of basispakketten. Wederom belemmeren de beschikbare data een goede analyse van ingezet beleid en beheer.

### **Bossen**

- Het aantal doelsoorten vogels vertoonde in SN tussen 1990 en 1999 een toename (zie Bijlage 3, Tabel 4). Sinds 2000 is er sprake van een stabilisatie van de aantallen. Datzelfde geldt voor bossen beheerd door Staatsbosbeheer. Wederom is met beschikbare gegevens niet te analyseren of deze trends verschillen tussen SN-plus en SN-basis.
- Bossen in Nederland worden gemiddeld steeds ouder en daar profiteren veel bosvogels van. Echter, bosvogels die hun overwinteringsgebied in Afrika hebben, vertonen een dalende trend. Mogelijk zijn effecten in de overwinteringsgebieden debet aan de dalende dichtheidstrend.

## **6.3 Weidevogels**

Voor weidevogels is een aparte analyse gedaan om trends te signaleren in natuurgebieden, gebieden met SAN-overeenkomsten en de reguliere landbouw. Gekeken is naar trends in dichtheden van weidevogels en naar trends in de aantallen soorten weidevogels. Daarnaast is getracht de oorzaken van deze verschillen te duiden.

De uitvoering is een samenwerkingverband tussen SOVON, CBS en MNP geweest.

### **Onderzoeksvragen**

Er is een aantal onderzoeksvragen geformuleerd. Bij de start waren er nog meer onderzoeksvragen. Door gebrek aan data en middelen konden helaas niet alle vragen beantwoord worden.

De volgende deelvragen zijn bekeken:

1. Welke verschillen in populatietrend en aantallen soorten van weidevogels zijn er bij vergelijking van type beheerder:
  - a. agrariërs zonder weidevogelbeheer (gangbare landbouw),
  - b. agrariërs met weidevogelbeheer (SAN) en
  - c. terreinbeheerders met weidevogelbeheer.

De hypothese is dat het voor de weidevogels niet uitmaakt wie de beheerder is. Dat betekent dat verschillen buiten het beheer, zoals abiotiek, gebiedsgrootte, mate van kennis enzovoort, de verschillen in effectiviteit bepalen.

2. Wat is de relatie tussen de weidevogeltrend en de zwaarte van het pakket (uitgestelde maaidatum).

De hypothese is dat hoe later er in het jaar gemaaid wordt, hoe kleiner de kans is dat eieren of jongen worden uitgemaaid. Hoe later wordt gemaaid, hoe moeilijker dat is voor de boer om dat in zijn normale bedrijfsvoering in te passen. Op deze manier kan de effectiviteit bepaald worden van de verschillende beheerspakketten.

3. Wat is de relatie tussen de weidevogeltrend en het aandeel van een gebied dat ten behoeve van weidevogels wordt beheerd.  
De hypothese is dat er een bepaald percentage van een gebied een uitgestelde maaidatum moet hebben om een stabiele of positieve weidevogeltrend te krijgen. De vraag is alleen waar dit percentage ligt.

Daarnaast is er gekeken naar mogelijke verklaringen van de gesignaleerde trends. Helaas is het niet mogelijk om deze oorzaakanalyse wetenschappelijk goed te onderbouwen. Er zijn echter wel indicaties voor de oorzaken van gesignaleerde verschillen gegeven.

### 6.3.1 Bron

Er is gebruikgemaakt van het landsdekkende weidevogelmeetnet. Het is een samenwerkingsverband tussen SOVON, CBS en provincies en is onderdeel van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). Het doel van het meetnet is om aantalonwikkeling van weidevogels nauwgezet te volgen. In totaal telt het weidevogelmeetnet meer dan 1000 opnamevlakken verspreid door heel Nederland. In deze proefvlakken van dit meetnet worden de weidevogels geteld. De meetplots zijn gemiddeld 100 ha, de mediaan 70 ha, en variëren ongeveer van 20 tot 650 ha. De plots liggen zowel in graslanden als in akkerbouwgebieden. Voor een klein deel zijn de gegevens over voorkomen van weidevogels meer gedetailleerd aanwezig, in de vorm van stippenkaarten.

### 6.3.2 Methode

#### Methode in het kort

De methode is uitgewerkt per onderzoeksvraag.

**Onderzoeksvraag 1:** welke verschillen in populatietrend zijn er tussen de typen beheerders? De beheerders zijn ingedeeld in drie categorieën: gangbare landbouw, agrariërs met weidevogelbeheer (SAN) en terreinbeheerders met weidevogelbeheer. Omdat het in deze analyse gaat om de eigendomssituatie, is al het beheer dat plaatsvindt per beheercategorie samengenomen. Door gebrek aan data was het niet mogelijk om ook nog de uitsplitsing naar uitgestelde maaidatum mee te nemen. Bij de SAN gaat het om beschikkingen die afgesloten zijn in het kader van de Regeling BeheersOvereenkomst Natuurontwikkelin (RBON) en de SAN. Bij de terreinbeheerders gaat het om Staatsbosbeheer en beheerseenheden met SN-subsidie afgesloten via de SN.

Voor de vergelijking van de beheerders in dichtheden van weidevogels is een overlay gemaakt met de geschiktheidskaarten van de negen weidevogelsoorten. Deze geschiktheidskaarten zijn onderverdeeld in drie categorieën: goede, matige en slechte gebieden. Van elke weidevogelsoort is bepaald wat de verdeling is van de meetpunten in de drie categorieën van de geschiktheidskaart.

**Onderzoeksvraag 2:** wat is de relatie tussen de weidevogeltrend en het percentage beheerd gebied?

Het percentage van een meetpunt met een uitgestelde maaidatum in relatie tot de weidevogeltrend kan informatie verschaffen over de effectiviteit van het percentage beheerd gebied. Voor deze analyse is geen onderscheid gemaakt in het type beheerder die het beheer uitvoert. Door gebrek aan data was het niet mogelijk om ook nog de uitsplitsing in type beheerder mee te nemen. Alle maaidata die vanaf 1 juni wordt gemaaid zijn samengenomen.



De klassengrenzen voor het percentage beheerd gebied zijn: minder dan 40% met een uitgestelde maaidatum, tussen 40% en 75% en meer dan 75% met een uitgestelde maaidatum.

### **Onderzoeksvraag 3:** wat is het effect van de zwaarte van beheer en de weidevogeltrend?

Hiertoe zijn plots met verschillend tijdstip in maaidatum afgezet tegen de weidevogeltrend. Het zogenaamde mozaïekbeheer is als aparte categorie meegenomen. Bij deze analyse ging het om de effectiviteit van het maaitijdstip, alle typen beheerders samengenomen. Door gebrek aan data was het niet mogelijk om ook nog de uitsplitsing in type beheerder mee te nemen.

Om een deel van de oorzaken van de gesignaleerde verschillen te kunnen verklaren is een overlay gemaakt met een kaart waarin de dichtheden van weidevogels staan. Zo kan achterhaald worden wat de verschillen zijn tussen de verschillende beheerders in de locaties waar het beheer wordt gevoerd.

### **Selectie van meetpunten en berekening trends**

De analyse is gedaan op basis van het landsdekkende weidevogelmeetnet van SOVON. Elke plot (meetpunt) kan gelabeld worden naar beheer en type beheerder. Deze labeling per plot is bepaald aan de hand van beheer- en eigendomskaarten. Hiertoe is in GIS een overlay gemaakt van de meetvlakken van het nationale weidevogelmeetnet met het type beheerder (eigendomssituatie) en het gevoerde beheer (beheersituatie). Op deze manier is binnen elke plot van het weidevogelmeetnet precies bekend welk type beheer door wie wordt uitgevoerd.

### **Stap a: selectie beheerpakketten en beheerder (onderzoeksvraag 1)**

Om te kunnen bepalen hoe goed verschillende typen beheerders in staat zijn de weidevogeltrend te kunnen beïnvloeden, is gekeken naar het huidige subsidieprogramma voor agrarisch en particulier natuurbeheer (Programma Beheer) en haar voorgangers (BBO en RBO(N) regelingen). Ook is Staatsbosbeheer gevraagd om een overzicht te geven van pakketten of beheersvormen met weidevogels of botanisch beheer als doelstelling. Uit de beschikbare ruimtelijke data van de verschillende subsidieprogramma's zijn de pakketten/subdoeltypen geselecteerd die voor het onderzoek van belang zijn (zie Bijlage 4).

Criteria voor selectie van pakketten/subdoeltypen:

- Alle beheerspakketten met een weidevogel doelstelling; of
- Alle beheerspakketten met een botanische doelstelling grasland; of
- Alle beheerspakketten met een botanische doelstelling grasland en ten minste 4 primaire weidevogels als doelsoorten.

In de ruimtelijke database van de BBO- en RBO(N)-regelingen (BOTOP 2004) worden de pakketten omschreven met een code of een beheersomschrijving. Hieruit was het moeilijk om uit te maken welke pakketten een weidevogel- of botanische doelstelling hadden. Voor uitleg van de inhoud van de pakketten is telefonisch contact geweest met DLG. De selectie uit de beheerspakketten van Programma Beheer is uitgevoerd door de corresponderende pakketcodes uit de beschrijving van de subsidieregelingen SAN en SN te selecteren (subdoeltypen met weidevogelbeheer als doelstelling of doelstelling grasland met weidevogels als doelsoorten). Dezelfde werkwijze is ook voor Staatsbosbeheer-pakketten gehanteerd. Er is nog een terugkoppeling geweest met SBB.

### Zwaarte van beheer

Er zijn 6 categorieën van beheer gedefinieerd. De definitie van het beheer is primair gebaseerd op het tijdstip waarop gemaaid wordt. De categorieën zijn:

- niet maaien voor 1 juni
- maaien vanaf 8 juni
- maaien vanaf 15 juni
- maaien vanaf 21 juni
- collectief beheer bij oppervlakten > 100 ha voor boeren in de SAN regeling
- mozaïekbeheer bij oppervlakten > 5 ha bij terreinbeherende organisaties in de SN.
- botanisch beheer, op deze plekken is er dus geen weidevogelbeheer, maar vindt er verschrallend beheer plaats ten behoeve van de vegetatie.
- geen beheer, op deze locaties vindt geen gefinancierd natuurgericht beheer plaats

Het is nog onduidelijk waar het vrijwillige weidevogelbeheer wordt uitgevoerd, omdat er geen dekkende kaart is. Het gaat in totaal om ongeveer 330.000 ha (Paassen, 2001). Diverse bronnen suggereren echter wel dat op het grootste deel van de gebieden waarop geen weidevogelbeheer plaatsvindt maar waar wel weidevogels zitten nestbescherming plaatsvindt door vrijwilligers.

Weidevogelbeheer 2004



Figuur 6.6 Uitsnede van Nederland van het weidevogelbeheer in 2004.

Voor de toedeling in percentages beheerd gebied (onderzoeksvraag 2) zijn alle maaidata die vanaf 1 juni wordt gemaaid samengenomen. De klassengrenzen voor het percentage beheerd gebied zijn: minder dan 40% met een uitgestelde maaidatum, tussen 40% en 75% en meer dan 75% met een uitgestelde maaidatum.

### **Stap b: criteria voor toedeling van de plots aan beheercategorieën (onderzoeksvraag 3)**

Voor de toedeling van de meetpunten aan een bepaald type beheer of beheerder zijn de volgende criteria toegepast:

- Minimaal 40 % van het oppervlak kent eenzelfde beheer of beheerder. Het resterende deel heeft een regulier landbouwkundig gebruik.
- Maximaal 10 % van het oppervlak heeft een andere beheervorm.
- De zwaarte van beheer is uniform (licht of zwaar beheer).

De criteria konden niet scherper gesteld worden, omdat het aantal plots anders te klein zou worden voor statistisch relevante uitspraken. Het percentage beheerd gebied van de meetpunten is bepaald met behulp van beheerkaarten.

### **Stap c: berekening trends van weidevogels**

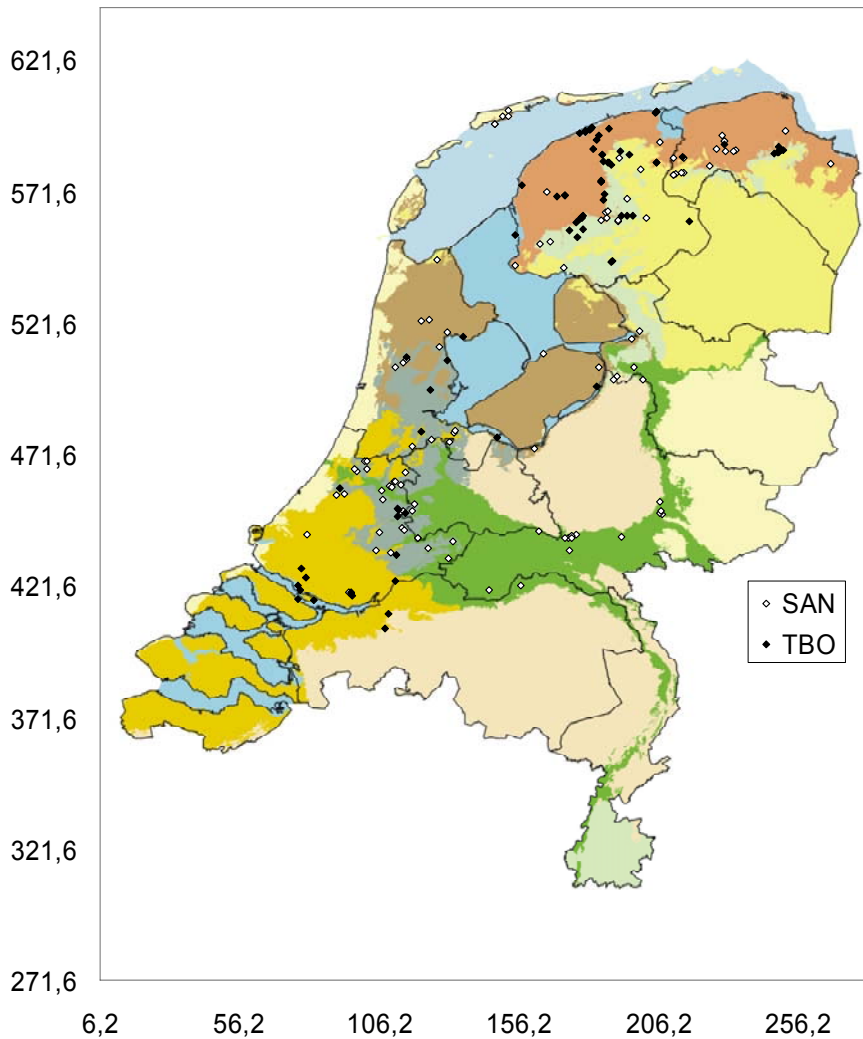
De trend van weidevogels is uitgedrukt in zowel de trend van het aantal weidevogels (totaal en per soort) als de ontwikkeling van het aantal soorten per plot. Bij de ontwikkeling van het aantal soorten per plot is het aantal van de negen gemonitorde soorten als maximum gebruikt. Van de andere weidevogels is namelijk niet bekend of ze daadwerkelijk niet aanwezig zijn of dat ze niet gemonitord zijn.

In het weidevogelmeetnet gaat het om alle weidevogelsoorten, maar de opzet/kwaliteit van het meetnet wordt beoordeeld op het kunnen doen van uitspraken over ontwikkelingen van negen weidevogelsoorten, waarbij rekening wordt gehouden met regionale- en kwaliteitsverschillen van de gebieden. De negen soorten zijn: gele kwikstaart, graspieper, grutto, Kievit, kuifeend, scholekster, slobbeend, veldleeuwerik, tureluur.

Het CBS heeft Soortgroep Trend Indexen voor alle selecties van plots (zie onderzoeksvragen) berekend. De berekeningen zijn uitgevoerd zoals beschreven in paragraaf 6.1.2. De berekeningen hebben zowel betrekking op de trends van alle soorten samen, aparte soorten als vergelijkingen tussen beheerders. Het gaat om een gemiddelde ongewogen (naar dichtheid) trend van alle soorten. Hierbij tellen weidevogels van alle meetpunten even zwaar mee. De totale indexen zijn gebaseerd op de set van negen weidevogels samen.

### **Controle**

Door middel van een visuele check is gekeken hoe de meetpunten over het aanwezige begroeiingstype in Nederland zijn verdeeld. Hiertoe is een kaart gemaakt van de meetpunten die uiteindelijk de basis zijn voor de getoonde grafieken. Figuur 6.7 geeft een beeld van de geselecteerde meetpunten gebruikt bij de analyse van onderzoeksvraag 1.

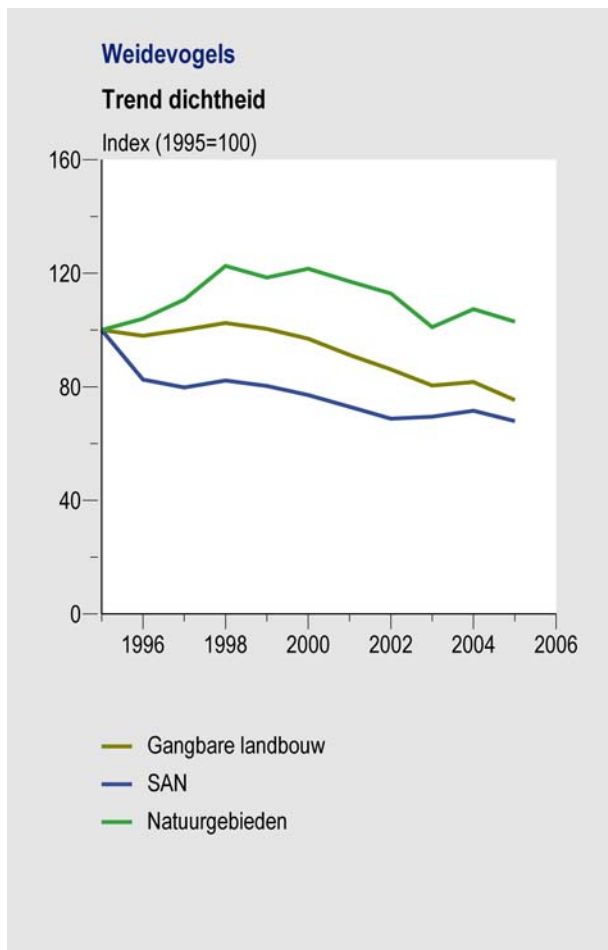


Figuur 6.7 Ligging van de meetpunten in Nederland in de ondergrond fysisch geologische kaart van Nederland.

### 6.3.3 Resultaten

#### Onderzoeksvraag 1: trend weidevogels bij verschillende beheerders

De landelijke weidevogeltrend gaat gemiddeld genomen omlaag (Teunissen en Soldaat, 2005). Maar een uitsplitsing van de terreinen naar verschillende vorm van beheer laat een gedifferentieerd beeld zien (zie Figuur 6.8). Uit de gemiddelde weidevogeltrend komt naar voren dat voor het jaar 2000 de aantallen in de natuurgebieden een positiever beeld lieten zien in vergelijking met de gangbare landbouw of de SAN. Na 2000 is de trend bij in de natuurgebieden bijna even negatief als in de SAN-gebieden of de gangbare landbouw.



*Figuur 6.8 Gemiddelde weidevogeltrend (Soortgroep Trend Index) in natuurgebieden (n=81), gangbare landbouw (n=610) en SAN (n=109). Negen weidevogelsoorten (gele kwikstaart, graspieper, grutto, kievit, kuifeend, scholekster, slobend, tureluur en veldleeuwerik) zijn meegenomen in de analyse. (Bron: SOVON, CBS, MNP)*

Ook voor de afzonderlijke soorten uitgesplitst naar type beheerder is er een gedifferentieerd beeld (zie Tabel 6.4). Het beeld komt overeen met de trend van alle weidevogels samen. Het gaat in dit geval om de periode van 1995 tot 2003. Alle soorten doen het beter of even goed in de natuurgebieden in vergelijking met de SAN. Alleen de grutto, kuifeend en tureluur doen het even goed in de natuurgebieden als in de SAN. De trends van soorten zijn ook vergeleken tussen de SAN en de gangbare landbouw. De trend van de grutto en de tureluur is in de SAN significant positiever dan in de gangbare landbouw. De gele kwikstaart en slobend doen het in de SAN significant minder goed dan in de gangbare landbouw.

Tabel 6.4 Verschil in trend per weidevogelsoort tussen typen beheer in de periode 1995-2003.

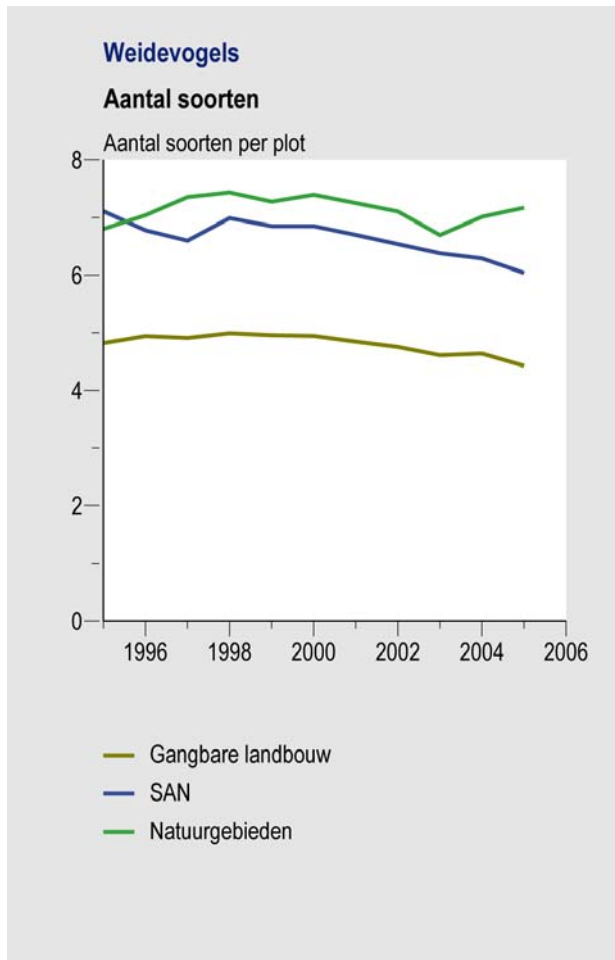
		Landelijke trend	Natuurgebieden versus agrarisch natuur beheer	Agrarisch natuurbeheer versus witte gebied
Gele kwikstaart	0	■	■	■
Graspieper	-	■	■	■
Grutto	-	■	■	■
Kievit	-	■	■	■
Kuifeend	+	■	■	■
Scholekster	-	■	■	■
Slobeend	-	■	■	■
Tureluur	+	■	■	■
Veldleeuwerik	-	■	■	■

Legenda:

■	Significant positief verschil
■	Significant negatief verschil
■	Niet significant verschillend

### Trend soortenrijkdom

Negatieve aantalsveranderingen kunnen uiteindelijk leiden tot het verdwijnen van soorten en dus tot veranderingen in de biodiversiteit. Een eerste verkenning om te achterhalen of dit mogelijk het geval is, binnen de in dit onderzoek onderscheiden gebieden, is een analyse van het aantal aanwezige soorten per proefvlak per jaar. Het maximum voor het aantal aanwezige soorten is negen (de eerder genoemde inrichtingssoorten), dit zijn de soorten waarvan we zeker weten dat ze zijn gemonitord. De Ausgangssituatie in het aantal soorten dat in natuurgebieden en gebieden met SAN voorkomt is zeer vergelijkbaar; gemiddeld worden zeven van de negen soorten in de proefvlakken aangetroffen (zie Figuur 6.9). De soortenrijkdom daarbuiten (gangbare landbouw) blijft daar ongeveer twee soorten bij achter. Maar ondanks die vergelijkbare Ausgangssituatie is er een significant verschil in de ontwikkeling van het aantal soorten tussen natuurgebieden en SAN-gebieden en vertonen SAN-gebieden eenzelfde afname in soortenrijkdom als het Witte gebied.



Figuur 6.9 Trend in het gemiddelde aantal aanwezige weidevogelsoorten in natuurgebieden ( $n=81$ ), gangbare landbouw ( $n=610$ ) en SAN ( $n=109$ ). Negen weidevogelsoorten (gele kwikstaart, graspieper, grutto, kievit, kuifeend, scholekster, slobend, tureluur en veldleeuwerik) zijn meegenomen in de analyse. (Bron: SOVON, CBS, MNP).

## Onderzoeksvraag 2: trend weidevogels bij verschillende pakketzwaarden

De verschillende vormen van beheer (agrarisch natuurbeheer en beheer bij terreinbeheerders) kunnen in een aantal categorieën worden onderverdeeld:

- Regulier agrarisch gebied, daar is geen specifiek op weidevogels gericht graslandbeheer.
- Licht beheer (passief beheer zoals bergboerengebied of maaidatum voor 1 juni).
- Zwaar beheer (maaidatum na 1 juni).
- Collectief SAN (voor het beheer kan keus gemaakt worden uit breed scala van beheerpakketten van nestbescherming tot uitstel maaidatum tot 22 juni).
- Mozaïek SN –TBO (keuze uit verschillende mix beheervoorschriften).
- Botanisch beheer (in beginsel geen weidevogeldoelstelling, maar geselecteerd op doelsoorten weidevogels).

Tabel 6.5 geeft weer hoe de trends verlopen in de verschillende categorieën. In het geval van licht beheer en geen beheer gaan de aantallen weidevogels achteruit. Botanisch beheer pakt voor deze groep van weidevogels negatiever uit dan geen beheer. Zwaar beheer lijkt wel tot een toename in de weidevogelstand te leiden.

Niet voor elke soort en voor elke beheervorm was een analyse mogelijk. Voor twee soorten (gele kwikstaart en kuifeend) waren er onvoldoende proefvlakken in de categorie licht beheer voor een goede berekening.

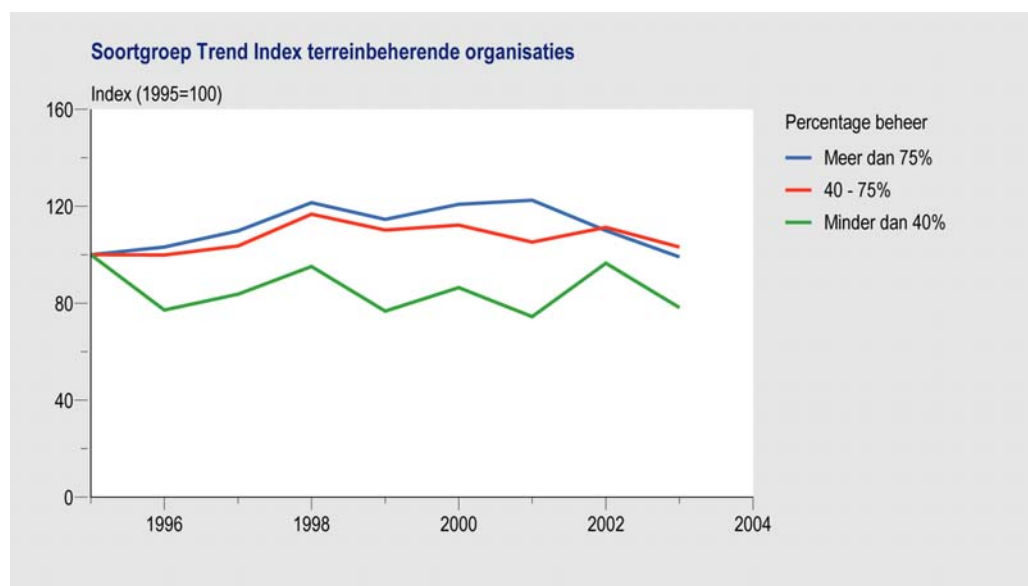
Tabel 6.5 Het aantal soorten per beheercategorie dat een negatieve, onveranderde of positieve trend laat zien. Voor de gele kwikstaart en de kuifeend konden in de categorie licht beheer geen indexen worden berekend.

Beheercategorieën	Regulier agrarisch gebied			Mozaïek		
	Licht	Zwaar	Collectief (SAN)	(SN-TBO)	Botanisch	
Negatief	5	2	5	2	7	
Onveranderd	2	1	0	0	0	
Positief	2	6	4	7	2	

### Onderzoeksvraag 3: trend in relatie tot aandeel gebied onder weidevogelbeheer

Zowel voor de agrariërs als voor de terreinbeherende organisaties geldt in het algemeen dat hoe hoger het percentage weidevogelbeheer (al het beheer totaal) binnen een gebied hoe gunstiger de gemiddelde weidevogelstand. In deze analyse zijn de verschillende zwaartes van weidevogelbeheer samengenomen. Uit Figuur 6.10 blijkt dat er een relatie is tussen het percentuele oppervlak met weidevogelbeheer en de populatieontwikkeling van weidevogels: hoe groter het beheerde oppervlak, hoe hoger de kans op een positieve trend.

Hoe meer beheer hoe meer weidevogels is ook zichtbaar als alleen gekeken wordt naar SAN (niet getoonde data). Echter, de agrariërs laten ongeacht het percentage beheerd gebied een dalende trend zien. In natuurgebieden wordt een stabiele of positieve trend gevonden indien het aandeel weidevogelbeheer in een gebied meer dan 40% is.



Figuur 6.10 Gemiddelde weidevogeltrend tussen 1995 en 2003 in natuurgebieden met verschillende percentages weidevogelbeheer.



## Verschillen tussen de typen beheerders

Natuurgebieden liggen gemiddeld in gebieden met hogere dichtheden aan weidevogels dan de gebieden in beheer bij agrariërs (zie Tabel 6.6). De uitgangssituatie bij agrarisch natuurbeheer en natuurgebieden is dus anders, mogelijk als gevolg van abiotische verschillen.

Uit de analyse van welke plots in gebieden met hogere dichtheden liggen, blijkt dat alleen voor de grutto en gele kwikstaart de natuurgebieden niet in gebieden met hogere dichtheden liggen dan de plots bij agrarisch natuurbeheer. De grutto en de gele kwikstaart zijn wel net de twee soorten die geen significant verschil in trend laten zien tussen de SAN en de natuurgebieden.

Tabel 6.6 Aantal en percentage van de plots per soort dat ligt in gebieden met goede, matige en lage dichtheden van de soort.

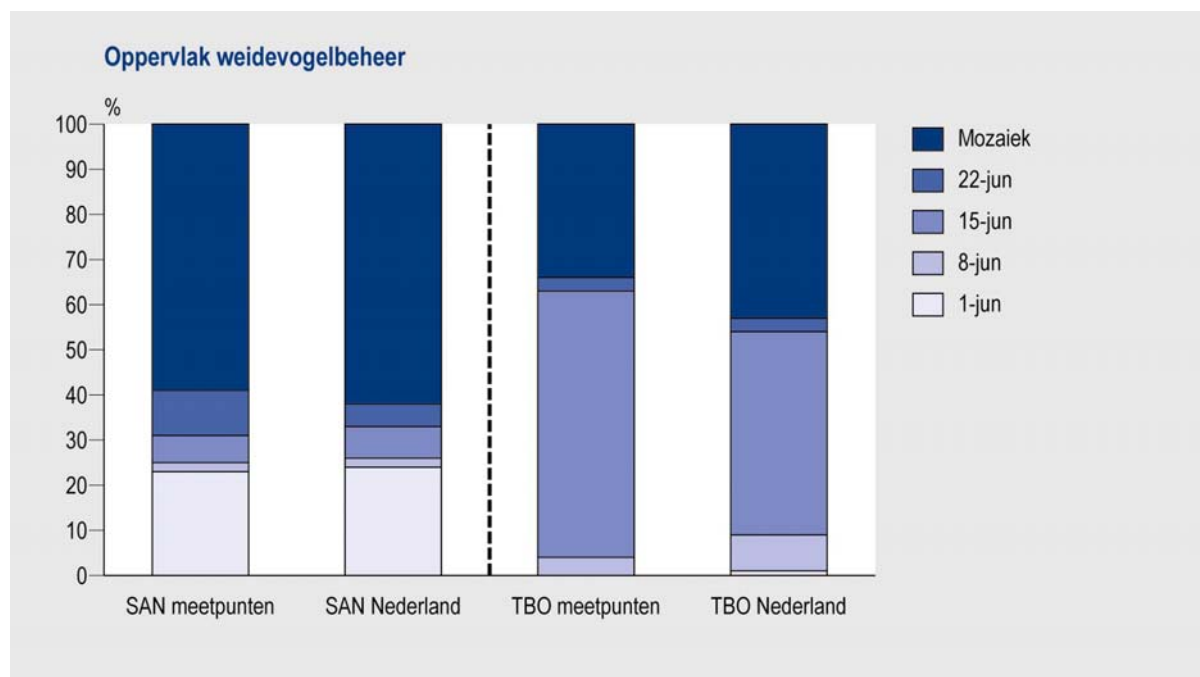
SAN	aantal plots			% plots			
	goed	matig	slecht	goed	matig	Slecht	
slobeend	25	30	33	28	34	38	
kuifeend	21	35	32	24	40	36	
scholekster	20	34	34	23	39	39	
kievit	18	40	30	20	45	34	
grutto	37	37	14	42	42	16	
tureluur	36	33	19	41	38	22	
veldleeuwerik	9	21	58	10	24	66	
graspieper	11	32	45	13	36	51	
gele kwikstaart	2	6	80	2	7	91	
				gem	23	34	44

TBO's	% plots			% plots			
	goed	matig	slecht	goed	matig	Slecht	
slobeend	43	18	16	56	23	21	
kuifeend	37	27	13	48	35	17	
scholekster	34	27	16	44	35	21	
kievit	31	23	23	40	30	30	
grutto	31	29	17	40	38	22	
tureluur	40	22	15	52	29	19	
veldleeuwerik	16	34	27	21	44	35	
graspieper	34	26	17	44	34	22	
gele kwikstaart	1	11	65	1	14	84	
				gem	39	31	30

### Percentage zwaar beheer

Over heel Nederland bezien, hebben de beheerders van natuurgebieden gemiddeld zwaardere pakketten afgesloten dan agrariërs (zie Figuur 6.11). In de natuurgebieden heeft zo'n 50% van de oppervlakten een uitgestelde maaidatum, bij de agrariërs is dat ongeveer 15%.

Figuur 6.11 laat tevens zien dat de verdeling van het type beheer over Nederland vergelijkbaar is met dat in de plots. De plots lijken dus representatief voor Nederland. Zwaar beheer (maaidatum na 1 juni) wordt vooral in de natuurgebieden aangetroffen en dan licht beheer (maaidatum voor 1 juni) is sterker vertegenwoordigd in de SAN. Alleen agrariërs kunnen collectiefbeheer afsluiten (is in dit onderzoek een onderdeel van het weidevogelbeheer in deze figuur). Bij mozaïekbeheer in de natuurgebieden heeft 28% tot 34% van de oppervlakten een uitgestelde maaidatum. Bij collectieve pakketten (mozaïek beheer in de legenda van Figuur 6.11) via de SAN is geen minimaal aandeel uitgestelde maaidatum vastgesteld.



Figuur 6.11 Gemiddelde oppervlakte weidevogelbeheer in de proefvlakken en in Nederland per categorie.

### 6.3.4 Conclusies

- Ondanks de gemiddeld genomen negatieve landelijke trend voor weidevogels in Nederland, waren er vóór het jaar 2000 blijkbaar plekken waar het nog goed ging met weidevogels. Vooral in de natuurgebieden deed zich dit voor. Ook de trend van de afzonderlijke soorten geeft een beeld wat overeenkomt met het bovenstaande. Alle weidevogels doen het beter in de natuurgebieden in vergelijking met de SAN-gebieden. De grutto, tureluur en de kuifeend doen het even goed in de SAN-gebieden als in de natuurgebieden. De trend van de grutto en de tureluur is in de SAN significant positiever dan in de gangbare landbouw. De gele kwikstaart en slobend doen het in de SAN significant minder goed dan in de gangbare landbouw.
- In gebieden met beheerpakketten waarin eisen worden gesteld aan de maaidatum, zoals zwaar beheer, doen de weidevogels het beter dan in gebieden zonder of met lichte vormen van beheer. Licht beheer lijkt geen bijdrage te leveren aan een positieve aantalsontwikkeling van weidevogels. Dit verschil in trend tussen de beheersvormen

is consistent over de meeste soorten. Scholekster en veldleeuwerik vertonen voor elke beheersvorm een negatieve trend. Alle overige soorten laten een positieve ontwikkeling zien bij zwaar beheer en collectief/mozaïekbeheer met uitzondering van de gele kwikstaart die bij collectief/mozaïekbeheer een achteruitgang laat zien.

- Pakketten gericht op botanisch beheer hebben een negatief effect op de aantalsontwikkeling van het merendeel van de weidevogels. Botanisch beheer heeft een positief effect op het voorkomen van de graspieper. Dit geldt ook voor de kuifeend, maar deze soort doet het als enige goed in alle beheercategorieën. Voor weidevogels zijn ook foerageer- en schuilmogelijkheden erg belangrijk voor een succesvolle reproductie. In het Weidevogelmeetnet wordt uitsluitend gekeken naar het aantal territoria per soort in een proefvlak tijdens de nestfase. De verwachting is dat botanisch beheerde percelen later in het seizoen tijdens de kuikenfase wel belangrijk kunnen zijn voor de overleving van de pullen. Tegelijk blijkt dat een aantal soorten ook met zwaar beheer nog niet voldoende wordt geholpen, zoals scholekster en veldleeuwerik.
- In het veld zijn de ecologische resultaten van het huidige weidevogelbeheer in natuurgebieden gemiddeld positiever in vergelijking met de resultaten op terreinen met agrarische weidevogelbeheer. De dichtheden zijn in natuurgebieden, SAN-gebieden en de gangbare landbouw sinds de laatste jaren even snel aan het dalen. In de SAN en de gangbare landbouw daalt ook het soortenaantal. In het door boeren beheerde agrarisch gebied, waar de SAN onderdeel van is, zijn kennelijk processen gaande die door SAN-gerelateerde maatregelen niet kunnen worden gekeerd. In de SAN is de zwaarte van het beheer minder dan in de natuurgebieden. De SAN bestaat voor het grootste deel uit nestbescherming. Daarnaast is een belangrijk verschil tussen door terreinbeherende organisaties en door boeren beheerde terreinen dat graslanden worden genivelleerd. Door boeren beheerde gebieden zijn bijvoorbeeld meer onderhevig aan ontwatering en scheuren en herinzaaien van graslanden. De structuur van de graslanden wordt daardoor uniform van karakter en biedt dan ook vermoedelijk minder gelegenheid voor verschillende soorten om geschikte plekken te vinden voor nestelen of het laten opgroeien van jongen. Dit proces lijkt minder te spelen in natuurgebieden.
- Er kan niet geconcludeerd worden dat met agrarisch natuurbeheer geen substantiële ecologische weidevogelkwaliteit kan worden bereikt. De gepresenteerde analyse laat zien dat factoren als de zwaarte van het beheer en het oppervlaktepercentage in beheer een belangrijke rol spelen: dat kan ook in agrarisch natuurbeheer geoptimaliseerd worden. Maar de praktijk is dat agrariërs veelal kiezen voor lichte vormen van weidevogelbeheer, terwijl de terreinbeheerders voor zwaardere beheersvormen kiezen. De effectiviteit van het agrarische natuurbeheer blijft achter. De verwachting is ook dat, naast het beheer, de ligging in gebieden met hoge aantallen weidevogels en goede inrichting en abiotische omstandigheden voor de weidevogelstand zeer bepalend zijn. Een nadere analyse naar effecten van deze abiotische omstandigheden, al dan niet in samenhang met het gevoerde beheer, op het voorkomen van weidevogels (de succesfactoren) is daarom noodzakelijk.
- Er zijn meerdere mogelijke verklaringen voor de gesignaleerde verschillen. Ten eerste de inhoud van de beheerpakketten. Over heel Nederland bezien hebben de terreinbeheerders gemiddeld zwaardere pakketten afgesloten dan de agrariërs. Bij terreinbeheerders heeft ruim 50% van de oppervlakte een uitgestelde maaidatum bij de agrariërs circa 15%. Dit verschil in beheer wordt teruggevonden op de meetlocaties in het weidevogelmeetnet.

- Daarnaast speelt de oppervlakte beheerd gebied een rol. Het areaal met uitgestelde maaidatum is in natuurgebieden relatief groot ten opzichte van het agrarische natuurbeheer. Uit de analyse van de gegevens uit het weidevogelmeetnet bleek een positief verband tussen het areaal beheer en de weidevogeltrend, zowel bij terreinbeheer als agrarisch natuurbeheer. Het is een indicatie dat toch aanzienlijke oppervlakten een zwaar weidevogelbeheer moeten hebben om een stabiele weidevogeltrend te krijgen.
- De gebieden met terreinbeheer of agrarisch natuurbeheer liggen op verschillende locaties. Mogelijk is de uitgangssituatie anders, bijvoorbeeld als gevolg van abiotische verschillen.



## **7 Weidevogels in de collectieve pakketten van de SAN in 2006**

Naast de analyse van weidevogels in hoofdstuk 6 is apart gekeken naar ontwikkelingen binnen de collectieve pakketten van de SAN. Het doel van deze analyse was om een overzicht te krijgen van de dichtheden van weidevogels in de afgesloten collectieve pakketten van de SAN in 2006. Het was tevens de vraag welk percentage van het totaal areaal afgesloten beheerpakket voldaan zou hebben indien getoetst zou worden aan de instapeisen die gelden voor de SAN.

Deze vogeltellingen zijn geschikt omdat hiermee de eisen van de SAN te toetsen zijn. De tellingen zijn namelijk precies zo uitgevoerd als nodig was voor de instapeisen van de SAN. Het gaat om een telling in alle afgesloten beschikkingen waarop collectieve SAN-contracten van kracht zijn. De gebieden met alleen individuele weidevogelcontracten, de gebieden met reguliere landbouw of natuurgebieden zijn niet geteld.

In Laag-Holland, het gebied in Noord-Holland ten noorden van het Noordzeekanaal, is vlakdekkend gemeten. Dat betekent dat ook gegevens bekend zijn over de dichtheden in natuurgebieden en de reguliere landbouw. De gegevens uit laag-Holland zijn in een Tekstbox opgenomen die aangeleverd is door het Landschap Noord-Holland in samenwerking met het Deskundigenteam Weidevogels Noord-Holland.

Er zijn een aantal vragen die in dit hoofdstuk beantwoord worden zijn:

1. Wat zijn de dichtheden per soort per collectief pakkettype?
2. Wat is de relatieve dichtheid per zwaarte van het beheer/subpakket?
3. Welk aandeel voldoet aan de pakketeisen van de SAN?
4. Wat zijn de verschillen in dichtheid van natuurgebieden, reservaten en de gangbare landbouw in Laag-Holland?

### **7.1 Bron**

Natuurlijk Platteland Nederland –West (NPN-West) en Boerennatuur hebben in 2006 met subsidie in het kader van SAN-OS op bijna 95.829 ha geïnventariseerd op weidevogels. Het ging om 22 soorten weidevogels die volgens de BMP-W-methode zijn geïnventariseerd. De tellingen sluiten aan bij de instapeisen zoals die gesteld zijn in de SAN.

De gegevens van de agrarische natuurverenigingen in NPN-West zijn voornamelijk verzameld door professionals. De gegevens van de agrarische natuurverenigingen in het noorden van het land zijn deels door professionals maar ook deels door SOVON opgeleide vrijwilligers uitgevoerd. Het is de bedoeling dat deze tellingen in de toekomst herhaald worden.

## 7.2 Methode

Er zijn overzichten gemaakt van de totaalresultaten van de weidevogelinventarisaties in West- en Noord-Nederland binnen de SAN-beschikkingen. In West-Nederland zijn ook inventarisaties uitgevoerd in natuurgebieden en de reguliere landbouw. Tevens is er een analyse gedaan naar wat gunstige en juist ongunstige factoren zijn die de oorzaak zijn van de verschillen in dichtheden. Deze resultaten staan in Tekstbox in paragraaf 7.3. Per aanvraagnummer kunnen er meerdere collectieve pakketten zijn afgesloten. Als beschikking is daarom gedefinieerd de combinatie van aanvraagnummer met een pakket. In totaal is op bijna 100.000 ha een collectieve SAN-overeenkomst van toepassing die in 2006 is geïnventariseerd.

De verschillende pakketten zijn niet alleen gedefinieerd in dichtheden, maar ook in de samenstelling van de vogelgemeenschap. Het gaat dan om kritische soorten en niet-kritische soorten. Alleen het pakket Algemeen weidevogelgebied kent geen aanvullend onderscheid.

### Eisen van de SAN

#### Algemeen weidevogelgebied:

In de verzameling beheerseenheden bevinden zich bij aanvang van het tijdvak, te rekenen per 100 hectare, minimaal 25 broedparen van lijst 1.

#### Belangrijk algemeen weidevogelgebied:

Voor dit pakket geldt dat er minimaal 50 broedparen dienen voor te komen uit de lijst 1 waarvan minimaal 20 broedparen van de soorten uit lijst 2. Eis geldt voor 100 ha.

#### Soortenrijk weidevogelgebied:

Voor dit pakket geldt dat er minimaal 75 broedparen dienen voor te komen uit de lijst 1 waarvan minimaal 35 broedparen van de soorten uit lijst 2. Eis geldt voor 100 ha.

#### Zeer soortenrijk weidevogelgebied:

Voor dit pakket geldt dat er minimaal 100 broedparen dienen voor te komen uit de lijst 1 waarvan minimaal 50 broedparen van de soorten uit lijst 2. Eis geldt voor 100 ha.

#### *Lijst 1*

*grutto, kievit, scholekster, tureluur, watersnip, kemphaan, slobend, zomertaling, veldleeuwerik, wulp, kluut, graspieper, krakeend, kuifeend, wintertaling, gele kwikstaart, kwartelkoning, visdiefje, zwarte stern, paapje, grauwe gors of bontbekplevier.*

#### *Lijst 2*

*grutto, tureluur, watersnip, kemphaan, slobend, zomertaling, veldleeuwerik, wulp, kluut, graspieper, krakeend, kuifeend, wintertaling, gele kwikstaart, kwartelkoning, visdiefje, zwarte stern, paapje, grauwe gors of bontbekplevier.*

## 7.3 Resultaten

Bijna 64.000 broedparen maken van die gebieden gebruik. De totale dichtheid in de SAN-gebieden bedraagt bijna 67 broedparen per 100 ha en de dichtheid aan kritische soorten bedraagt 30 broedparen per 100 ha (zie Tabel 7.1) en daarmee voldoet het totale werkgebied van Natuurlijk Platteland West en BoerenNatuur aan de instapeisen voor belangrijk algemeen weidevogelgebied. Opmerkelijk is het verschil in dichtheid aan weidevogels tussen West- en Noord-Nederland. In Noord-Nederland ligt het gemiddeld aantal soorten op 60,1 waarvan 25,9 kritische soorten per 100 ha. In West-Nederland daarentegen ligt het gemiddeld aantal

soorten op 70,4, ruim 10 soorten per 100 ha meer. Het aantal kritische soorten in West-Nederland ligt op 32,6.

Tevens valt op dat er een verschil is tussen West- en Noord-Holland in de gemiddelde grootte van de oppervlakte waarop SAN-overeenkomsten zijn afgesloten. In West-Nederland is de oppervlakte waarop een SAN-overeenkomst is afgesloten bijna 2000 hectare, terwijl deze in Noord-Nederland ongeveer 360 hectare is.

*Tabel 7.1 Totaalresultaten van de weidevogelinventarisaties in de collectieve SAN-overeenkomsten van West- en Noord-Nederland in 2006.*

	NP-West	BoerenNatuur	Totaal
Aantal ANV's	22	24	46
Opp. beschikkingen	59.804	36.025	95.829
Opp. per beschikking/pakket	1.993	357	732
Aantal broedparen	42.124	21.657	63.781
Dichtheid/100 ha			
Alle soorten	70,4	60,1	66,6
Kritische soorten	32,6	25,9	30,1
Komt overeen met pakket:	~Soortenrijk weidevogelgebied	Belangrijk weidevogelgebied	Belangrijk weidevogelgebied

In de volgende twee tabellen (zie Tabel 7.2 en Tabel 7.3) staan de resultaten van het aantal broedparen per vogelsoort dat is aangetroffen in de verschillende pakketen. De Kievit is veruit de meest voorkomende weidevogel. De aantallen zijn twee keer die van de grutto en de scholekster. Met afstand volgen de andere soorten. Binnen de BMP-W-methode is gekeken naar het voorkomen van 22 soorten weidevogels. In totaal zijn er 19 soorten binnen de collectieve SAN-contracten aangetroffen. Drie soorten zijn helemaal niet aangetroffen (kempiaan, kwartelkoning, grauwe gors).

*Tabel 7.2 Het aantal broedparen per soort en pakket en het aantal soorten dat per pakket is gezien.*

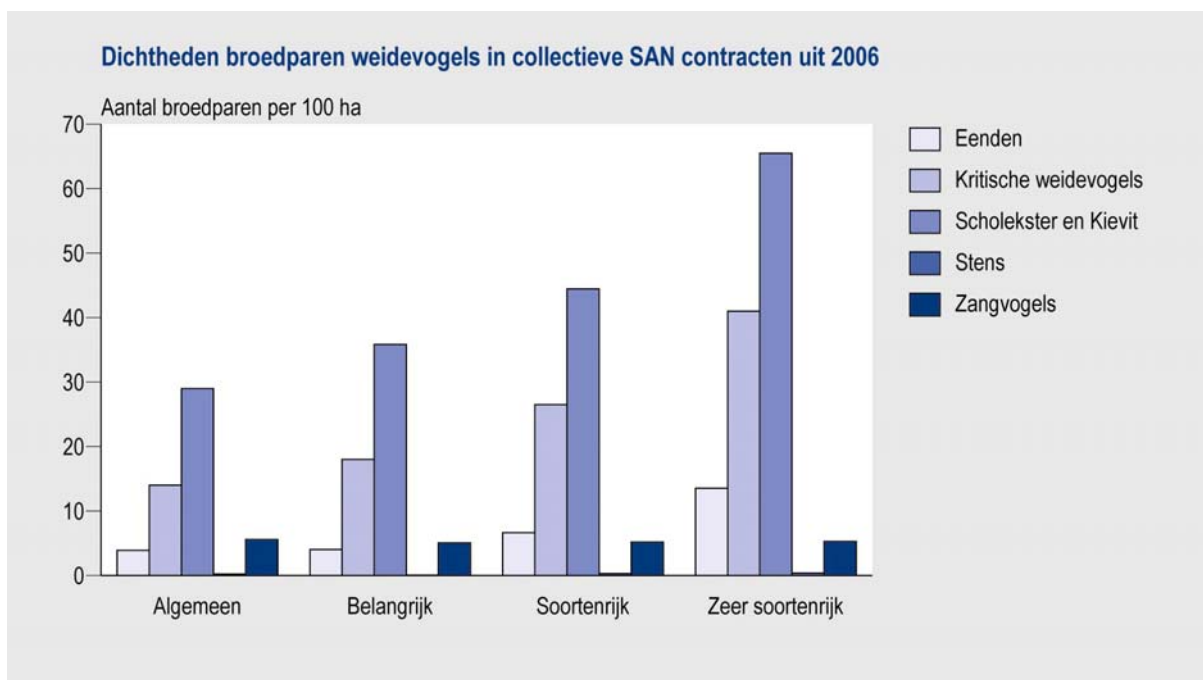
Soort	Algemeen	Belangrijk	Soortenrijk	Zeer soortenrijk	Totaal
Krakeend	540	319	320	814	1993
Wintertaling	15	3	6	6	30
Zomertaling	105	39	24	35	203
Slobeend	586	177	229	289	1280
Kuifeend	715	393	223	228	1558
Scholekster	4564	2392	1690	2456	11103
Kluut	2	11	3	32	48
Bontbekplevier	1	8	1	0	10
Kievit	10074	5881	3674	4196	23826
Watersnip	16	6	6	12	40
Grutto	4816	2687	2013	2703	12218
Wulp	35	10	1	2	48
Tureluur	2151	1407	1115	1416	6089
Visdiefje	15	5	25	37	82
Zwarte Stern	93	6	9	0	108
Veldleeuwerik	819	272	137	207	1435
Graspieper	1159	555	285	201	2199
Gele Kwikstaart	830	337	203	129	1500
Paapje	4	4	0	0	9
					<b>63781</b>
<i>Aantal soorten</i>	19	19	18	16	



Tabel 7.3 De dichtheid (aantal broedparen/100 ha) per soort en pakket.

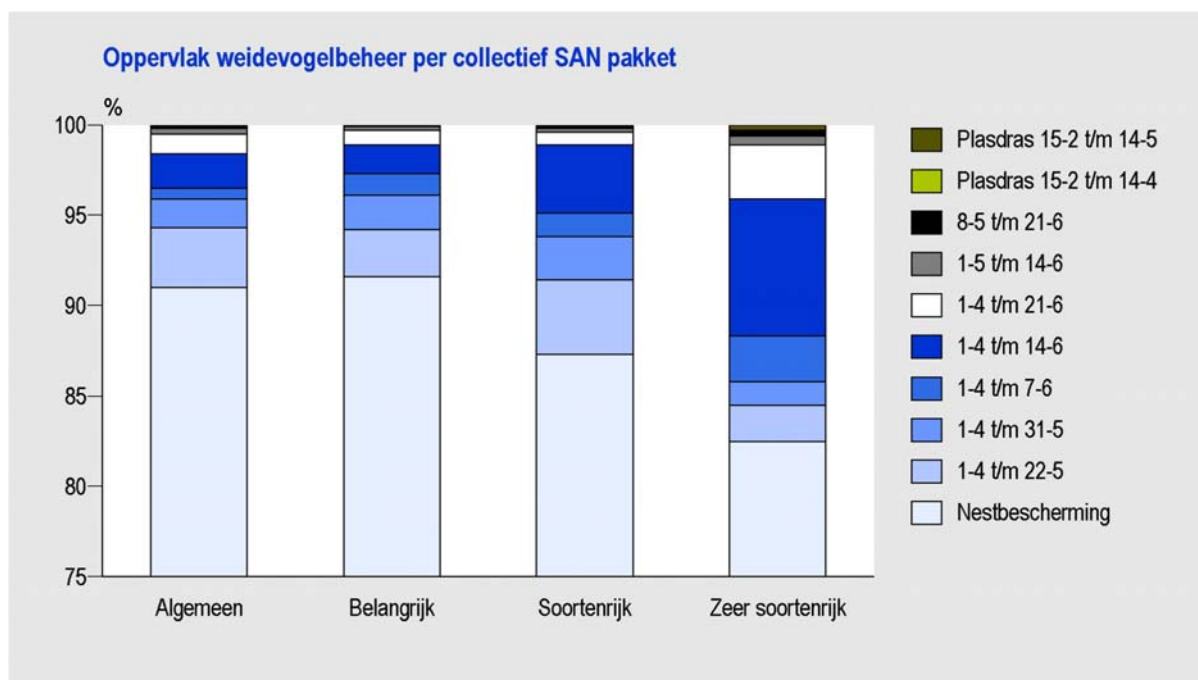
Soort	Algemeen	Belangrijk	Soortenrijk	Zeer soortenrijk	Totaal
Krakeend	1,07	1,38	2,65	8,02	2,08
Wintertaling	0,03	0,01	0,05	0,06	0,03
Zomertaling	0,21	0,17	0,20	0,35	0,21
Slobeend	1,16	0,77	1,89	2,84	1,34
Kuifeend	1,41	1,70	1,85	2,25	1,63
Scholekster	9,04	10,36	14,00	24,18	11,59
Kluut	0,00	0,05	0,02	0,31	0,05
Bontbekplevier	0,00	0,04	0,01	0,00	0,01
Kievit	19,94	25,47	30,44	41,31	24,86
Paapje	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Watersnip	0,03	0,02	0,05	0,12	0,04
Grutto	9,53	11,64	16,68	26,61	12,75
Wulp	0,07	0,04	0,01	0,02	0,05
Tureluur	4,26	6,10	9,24	13,94	6,35
Visdiefje	0,03	0,02	0,21	0,36	0,09
Zwarte Stern	0,18	0,03	0,07	0,00	0,11
Veldleeuwerik	1,62	1,18	1,14	2,04	1,50
Graspieper	2,29	2,40	2,36	1,98	2,29
Gele Kwikstaart	1,64	1,46	1,68	1,27	1,56
Paapje	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01
Totaal	52,53	62,85	82,56	125,64	66,55

De verschillende pakketten zijn niet alleen gedefinieerd in dichtheden, maar ook in de samenstelling van de vogelgemeenschap. Alleen het pakket Algemeen weidevogelgebied kent geen aanvullend onderscheid. De weidevogels zijn daarom in een aantal groepen opgedeeld (zie Figuur 7.1). Als enige niet-kritische soorten zijn scholekster en kievit in één groep samengevoegd, de overige steltlopers zijn terug te vinden in de groep kritisch, alle eenden zijn samengevoegd, visdiefje en zwarte stern zitten in de groep sterns en ten slotte zijn de zangvogels in de groep zang samengevoegd. Verwacht wordt dat het aantal broedparen met de zwaarte van de pakketten toeneemt. Die toename blijkt vooral het gevolg te zijn van de grotere dichtheden aan steltlopers (zie Figuur 7.1). Dit geldt in gelijke mate voor zowel de kritische als niet-kritische steltlopers. De dichtheid aan zangvogels lijkt niet beïnvloed te worden door de zwaarte van de pakketten. Alleen bij de eenden wordt er in de twee zwaarste pakketten een toename in de dichtheid geconstateerd.



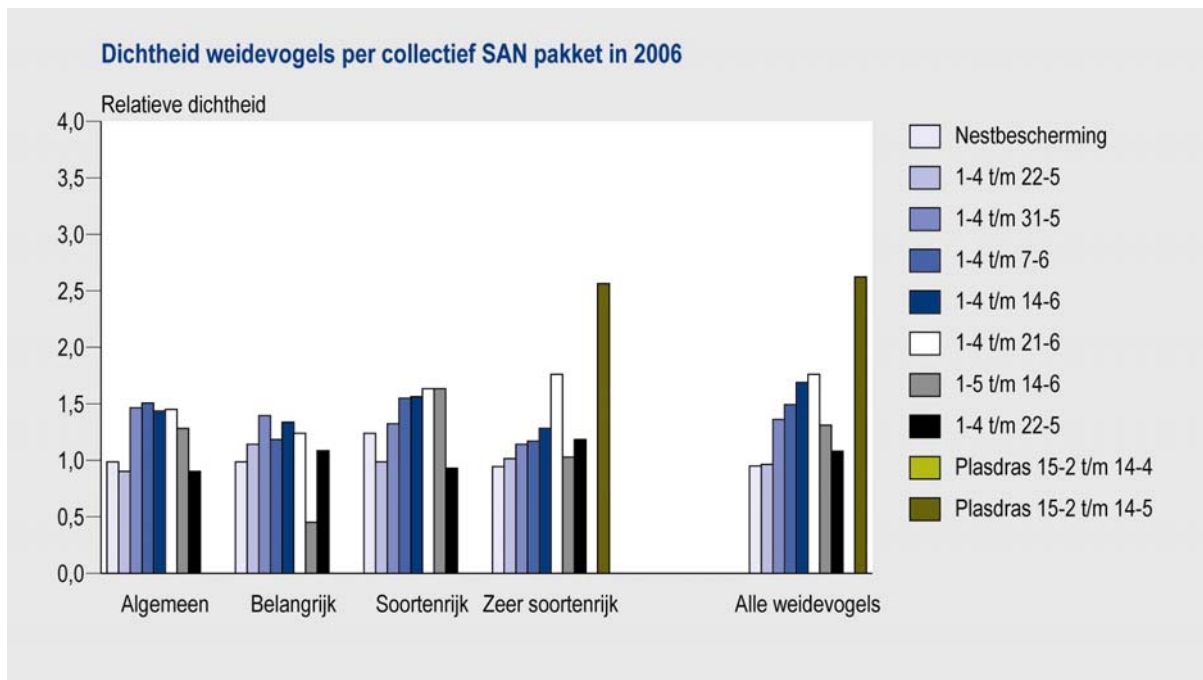
Figuur 7.1 Aantal broedparen per 100 ha van een aantal soortgroepen in de verschillende pakketten.

De vier hoofdpakketten zijn opgebouwd uit een aantal onderdelen. Pakketten met zwaardere ecologische eisen, worden in principe gekenmerkt door meer maatregelen die specifiek zijn gericht op het welzijn van de weidevogels. Het gaat dan vooral om een langere rustperiode tijdens het broedseizoen. Binnen alle collectieve pakketten vormt nestbescherming de hoofdmoot, variërend van 82% in het zwaarste pakket tot 91% van het oppervlakte in het lichtste pakket (zie Figuur 7.2). Dit is vooral het gevolg van een veel groter aandeel 15 en 22 juni land in de twee zwaarste pakketten. Plasdras is alleen aangetroffen in de zwaarste pakketten.



Figuur 7.2 De opbouw van de verschillende pakketten naar rato van de oppervlakte dat ze innemen.

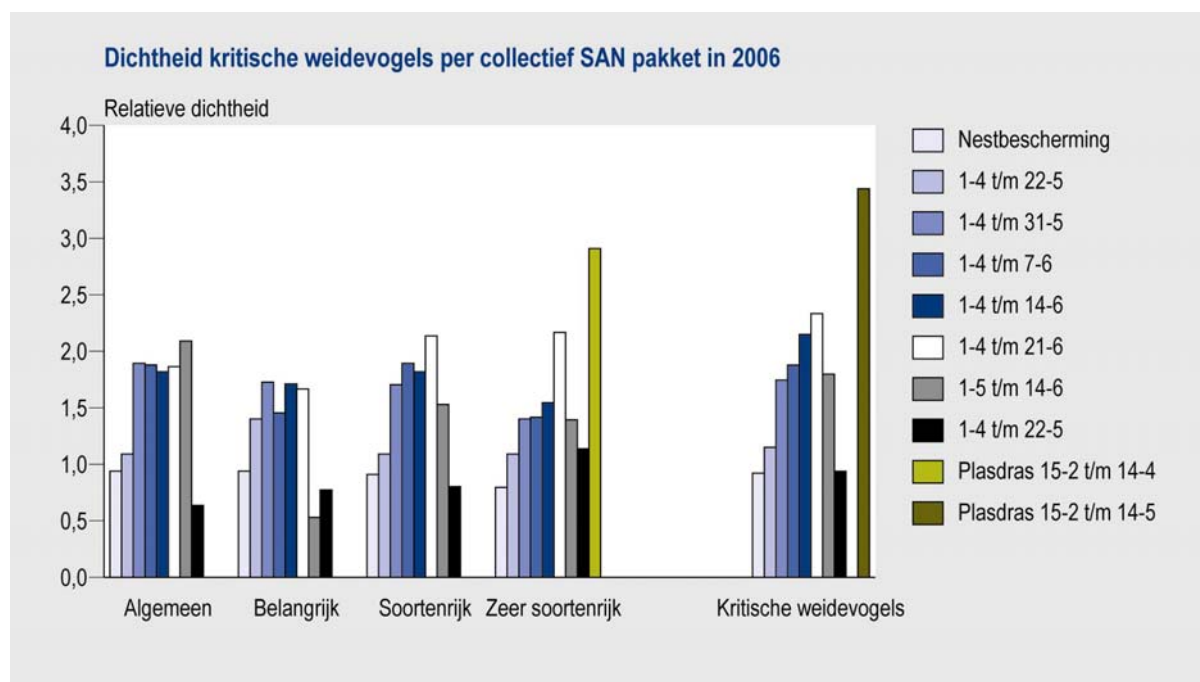
Een indruk van de dichtheid van weidevogels voor de verschillende pakketonderdelen kan worden verkregen door de relatieve dichtheid per pakket te berekenen (= geconstateerde dichtheid in het pakketonderdeel/dichtheid in het totale pakket). Relatieve dichtheden groter dan 1 duiden op hogere dan gemiddelde dichtheden, terwijl waarden kleiner dan 1 indiceren dat locaties met die pakketonderdelen minder door weidevogels worden benut. Uit het totaalbeeld blijkt dat de subpakketten met een rustperiode tot 1 juni of later geprefereerd wordt door weidevogels (zie Figuur 7.3). Dit patroon komt ook bij alle afzonderlijke pakketten naar voren.



Figuur 7.3 De relatieve dichtheid van alle weidevogels per pakketcode.

Locaties met nestbescherming worden het minst geprefereerd. Hoe later wordt gemaaid hoe groter de dichtheid van weidevogels is. De dichtheid van weidevogels in pakketten waarbij nog tot 1 of 8 mei gemaaid mag worden is een stuk lager dan de pakketten waar al vanaf 1 april niet meer gemaaid mag worden. De dichtheid in plasdras situaties is het hoogst van alle pakketten. Echter, dit pakket is maar op een zeer kleine oppervlakte afgesloten in Nederland. Nestbescherming is de maatregel die veruit op het grootste deel uit van de totale oppervlakte collectieve SAN gebied wordt uitgevoerd. De relatieve dichtheid van nestbescherming ligt maar iets onder de gemiddelde dichtheid (gemiddelde dichtheid is 1) hetgeen logisch is gezien het feit dat het totaal voor 82% tot 91% wordt bepaald door het pakketonderdeel nestbescherming (zie Figuur 7.3). De andere pakketonderdelen zijn steeds hoger, maar hier moet in gedachten worden gehouden dat het vaak maar om beperkte oppervlakten gaat waarop het betreffende pakketonderdeel is afgesloten (zie Figuur 7.2).

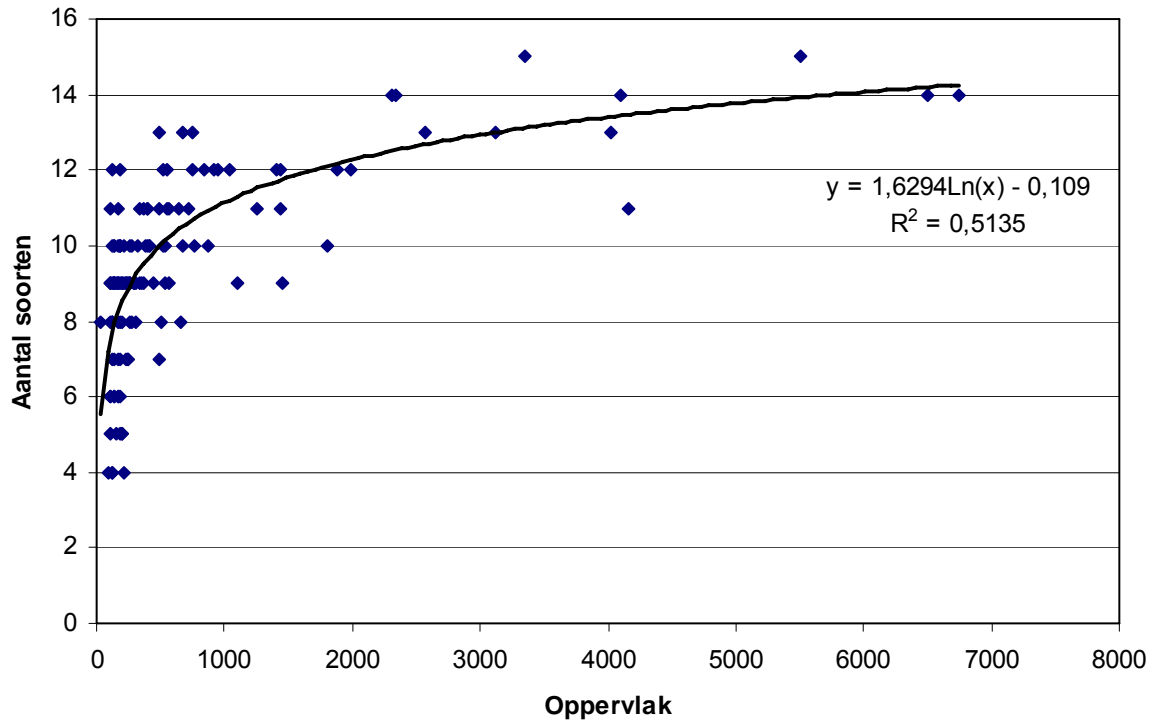
De verschillen in preferentie komen zo mogelijk nog sterker naar voren als alleen gekeken wordt naar de kritische soorten (zie Figuur 7.4). Percelen met een langere rustperiode worden sterk geprefereerd. Opvallend is wel dat de pakketonderdelen met een rustperiode die pas in mei begint minder geprefereerd worden dan de pakketonderdelen die een rustperiode kennen vanaf 1 april.



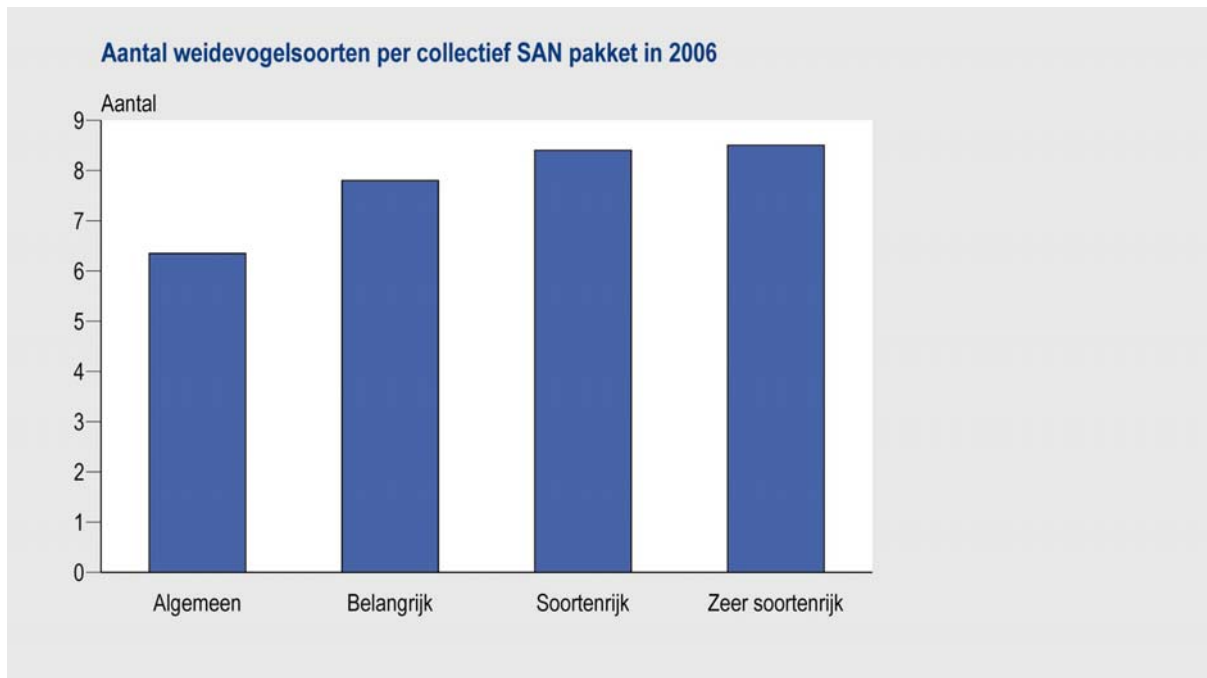
Figuur 7.4 De relatieve dichtheid van kritische weidevogels per pakketcode.

### Aantal soorten

Het aantal waargenomen soorten verschilt per pakket (zie Tabel 7.2), waarbij opvalt dat het grootste aantal soorten is aangetroffen in Algemeen Weidevogelgebied en het kleinste aantal in Zeer Soortenrijk Weidevogelgebied. In eerste instantie lijkt dat tegenstrijdig, maar een verklaring voor dat opmerkelijke verschil is de veel grotere oppervlakte Algemeen Weidevogelgebied (circa 50%) in de beschikkingen dan Zeer Soortenrijk Weidevogelgebied (circa 10%). De kans om een soort aan te treffen neemt toe met de oppervlakte en vandaar dat hiervoor moet worden gecorrigeerd. Dit is gedaan door de relatie te bepalen tussen de oppervlakte en het waargenomen aantal soorten. In Figuur 7.5 is deze relatie voor alle beschikkingen weergegeven. Om het aantal soorten per 100 ha te berekenen is diezelfde relatie ook per pakket bepaald en is op grond van die relatie het verwachte aantal soorten per 100 ha berekend. Nu blijkt dat het aantal soorten in Soortenrijk en Zeer Soortenrijk Weidevogelgebied inderdaad groter is dan in de overige pakketten. Op basis van die relatie worden er per 100 ha in de soortenrijke pakketten ongeveer twee soorten meer aangetroffen dan in de twee lichtere pakketten.



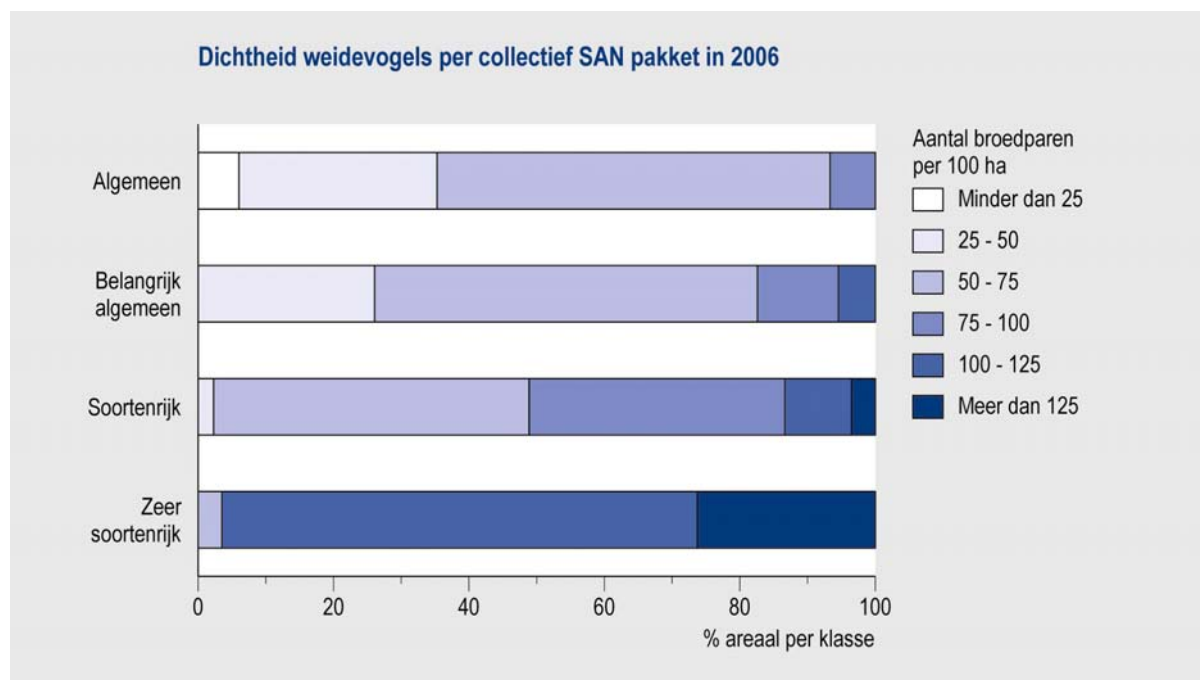
Figuur 7.5 Relatie tussen oppervlak en het aantal soorten in een beschikking.



Figuur 7.6 Het aantal soorten per 100 ha dat in de verschillende pakketten wordt aangetroffen op basis van de relatie tussen de oppervlakte en het waargenomen aantal soorten.

## Realisatie SAN-pakketten

Van de beschikte collectieve pakketten die in 2006 zijn geïnventariseerd in het kader van SAN-OS, voldoet 80% van de totale oppervlakte aan de pakketeisen; van circa 40% van de gebieden was de kwaliteit zelfs hoger dan de pakketeis. De kwaliteit van 20% was te laag.



Figuur 7.7 De gerealiseerde pakketten per afgesloten pakket op basis van de oppervlakte van de afzonderlijke beschikkingen. De totaaloppervlakte bedroeg 95.829 ha.

Voor 40% van de collectieve beschikkingen geldt dat de weidevogeldichtheden hoger liggen dan de pakketeisen aangeven. 20% van de beschikkingen heeft een lagere dichtheid dan de pakketeisen. Daarbij is er een opmerkelijk verschil in dichtheid tussen West- en Noord-Nederland.

In Noord-Nederland waren de resultaten minder gunstig dan in West-Nederland. De gemiddelde oppervlakte van een beschikking bedraagt in West-Nederland 1993 ha en in Noord-Nederland 357 ha (zie Tabel 7.1).

In West-Nederland voldoet 84% van het areaal met een collectief weidevogelpakket aan de minimuminstapeisen van het beschikte pakket. Op 50% van het areaal was de weidevogeldichtheid zelfs zo groot dat een pakket met hogere instapeisen had kunnen worden aangevraagd. In 16% was de dichtheid minder en beter passend op een pakket met lagere instapeisen. De Agrarische Natuur Verenigingen in West-Nederland zijn soms mogelijk voorzichtig geweest bij het afsluiten van de pakketten en zouden dus op grond van de aanwezige weidevogeldichtheden een volgende keer een zwaarder en beter betaald pakket kunnen aanvragen.

In Noord-Nederland (Boeren-Natuur) ligt de situatie anders (zie Tabel 7.1). Hier voldeed 72% van het areaal aan de minimuminstapeisen van het beschikte pakket. In totaal was op 17% van het areaal de dichtheid zo hoog dat een pakket met hogere instapeisen aangevraagd had kunnen worden. Daarentegen was in 28% van het areaal met een beschikking de

dichtheid lager dan geëist en had een pakket met lagere eisen wel voldaan. Op 8% van het totale areaal van Noord-Nederland met beschikkingen was de dichtheid zo laag dat zelfs niet voldaan had kunnen worden aan de eisen van het lichtste pakket. De oorzaken hiervan zijn vooralsnog onbekend. Een mogelijke verklaring kan zijn dat de oppervlakte van de beschikkingen in Noord-Nederland gemiddeld 360 ha is, terwijl die in West-Nederland gemiddeld bijna 2000 ha is. Doordat de gebieden in West-Nederland een stuk groter zijn, kan men uitmiddelen tussen gebieden met hoge en lage dichtheden. In Noord-Nederland is dit minder het geval.

Uitgaande van wat er gerealiseerd is binnen de ANVs zou op ongeveer een derde van de oppervlakte een Algemeen weidevogelpakket kunnen worden afgesloten, op een derde een Belangrijk algemeen weidevogelpakket, op 15% een Soortenrijk weidevogelpakket en op 10% een Zeer soortenrijk weidevogelgebied.

Tabel 7.4 Een aantal kengetallen per pakket. Telkens zijn de totaalcijfers gegeven van oppervlakte, aantal soorten en de daaruit berekende dichtheden, alsmede het verschil t.o.v. de pakketeis. Daarnaast wordt een indruk gegeven van de spreiding die voorkomt in de afzonderlijke beschikkingen door het gemiddelde en de mediaan te berekenen en de minimale en maximale waarde die in een beschikking is gehaald.

	Oppervlakte	Aantal		Dichtheid		Verschil tov vereist	
		alle soorten	kritische soorten	alle soorten	kritische soorten	alle soorten	kritische soorten
<b>Algemeen</b>	50515	26024	11682	51,5	23,1	26,5	
gemiddelde	886	457	205	44,7	19,0	19,7	
mediaan	361	126	50	42,7	17,1	17,7	
min	108	11	2	11,0	2,2	-14,0	
max	6498	4231	2133	97,0	50,8	72,0	
<b>Belangrijk</b>	23086	13936	5967	60,4	25,8	10,4	5,8
gemiddelde	577	348	149	58,4	27,1	10,3	7,1
mediaan	303	151	64	56,3	26,5	10,1	6,5
min	103	25	14	27,0	13,9	-23,0	-6,1
max	3117	1770	716	122,4	48,3	72,4	28,3
<b>Soortenrijk</b>	12070	9698	4485	88,4	37,2	13,4	7,2
gemiddelde	525	422	195	85,7	38,7	8,9	5,2
mediaan	259	178	82	78,7	32,8	5,6	2,7
min	100	65	23	47,0	14,3	-28,0	-20,7
max	3344	3185	1610	168,7	67,3	93,7	32,3
<b>Zeer soortenrijk</b>	10158	12185	5885	120,0	57,9	20,0	7,9
gemiddelde	923	1108	535	131,5	62,1	17,1	6,3
mediaan	213	201	120	120,5	59,5	10,3	5,2
min	103	98	43	66,3	30,0	-33,7	-20,7
max	6740	7307	3964	211,3	104,2	111,3	54,2

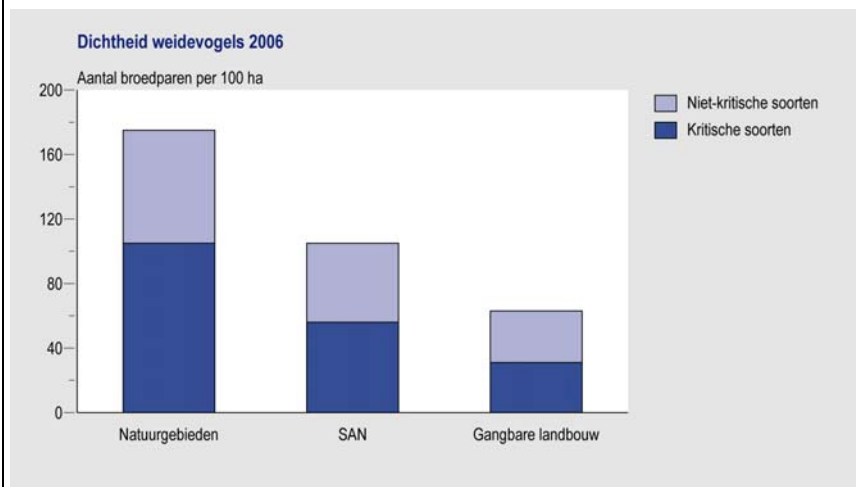
Uit Tabel 7.4 blijkt dat over het totaal van de pakketten gezien ruim wordt voldaan aan de pakketeisen, zoals blijkt uit het verschil ten opzichte van de pakketeisen. Sterker nog het pakket Algemeen Weidevogelgebied had als Belangrijk Algemeen Weidevogelgebied afgesloten kunnen worden. Opvallend is het verschil in dichtheid berekend over het totaal en de gemiddelde dichtheid van de beschikkingen in een pakket. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat alle beschikkingen in het laatste geval even zwaar meetellen, terwijl de dichtheid berekend over het totaal vooral bepaald wordt door de beschikkingen met een grote



oppervlak. De verschillen tussen de afzonderlijke beschikkingen kunnen erg groot zijn, zoals blijkt uit de gevonden minimale en maximale waarden per pakket.

## Tekstbox 2 Weidevogels in Laag-Holland

In 2006 is in het Nationaal Landschap Laag-Holland een grote, grotendeels gebiedsdekkende inventarisatie uitgevoerd naar weidevogels. Deze inventarisatie verschaft inzicht in de verschillen in hoeveelheden weidevogels tussen percelen met en zonder weidevogelsubsidie (SN en SAN) en binnen en buiten natuurgebieden. In de natuurgebieden worden de hoogste dichtheden aan weidevogels aangetroffen. Gemiddeld komen op percelen met agrarisch natuurbeheer hogere dichtheden voor dan op percelen met gangbare landbouw.



*In Laag-Holland zijn de dichtheden in 2006 in natuurgebieden en SAN duidelijk hoger dan van de gangbare landbouw (op basis van een vlakdekkende inventarisatie in 27.445 ha grasland). De onderzochte soorten zijn ook meetsoorten die genoemd worden in Programma Beheer (Bron: Landschap Noord-Holland in samenwerking met Deskundigenteam Weidevogels Noord-Holland).*

De hoogste dichtheden worden aangetroffen in de natuurgebieden (graslanden met SN-pakketten zeer soortenrijk weidevogelgrasland met 174 broedparen per 100 ha). Dichtheden zijn ook hoog in SAN-gebieden met een rustperiode van 1 april tot 15 juni (139 broedparen per 100 ha) en de gebieden met een rustperiode van 1 april tot 21 juni (162 broedparen per 100 ha). Lage dichtheden worden gemeten in de collectieve pakketten waar de rustperiode kort is, namelijk van 1 april tot 22 mei (77 broedparen per 100 ha). In Laag-Holland worden in de collectieve pakketten met alleen nestbescherming eveneens hoge dichtheden worden aangetroffen; 98 broedparen, waarvan 50 broedparen kritische weidevogels zijn. De laagste dichtheden werden gemeten in de gangbare landbouw, zonder gericht weidevogelbeheer (63 broedparen per honderd hectare).

### Gunstige en ongunstige factoren

Sinds 1999 is op meer dan de helft van de oppervlakte een daling in het aantal broedparen geconstateerd. In een aantal gebieden binnen Laag-Holland is de weidevogelstand echter gelijk gebleven of zelfs toegenomen. Tot deze gebieden behoren de Polder Zeevang, het meest oostelijke deel van Waterland-Oost, de Polder Westzaan en de omgeving van het Alkmaardermeer. Gebieden met hoge dichtheden en stijgende trends sinds 1999 hebben de volgende gemeenschappelijke kenmerken:

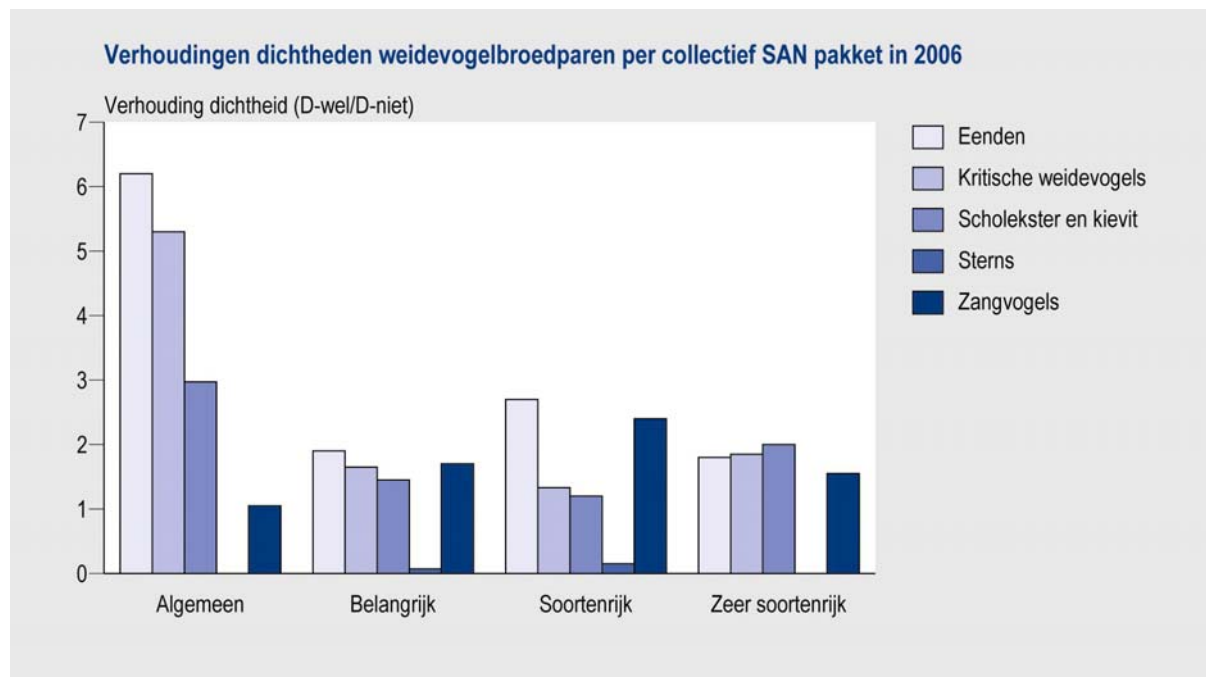
Het zijn vooral gebieden met een verweving van natuurgebied en SAN, en lokaal ook met gangbare landbouw. Dergelijke gebieden worden gevarieerd beheerd door verschillende beheerders met inzet van verschillende maatregelen. Grote aaneengesloten oppervlakten die

vroeg gemaaid worden, zijn ongunstig voor weidevogels, doordat rond half mei nog weinig geschikt leefgebied met hoog gras aanwezig is. Ook grote aaneengesloten oppervlakten die laat gemaaid worden, zijn ongunstig, door veranderingen in de vegetatiestructuur en/of door afnemend voedselaanbod voor volwassenen en/of kuikens. Daarnaast zijn het vooral gebieden met een open landschap en weinig roofdieren.

De ideale weidevogelgebieden zijn gelegen in gebieden met (kalkrijke) zoete of brakke kwel (IJsselmeergebied, Polder Westzaan, Alkmaardermeergebied). Mogelijk speelt kwel een belangrijke rol bij het op orde houden van de voedselvoorziening van de weidevogels.

### Soortgroepen en SAN-beschikkingen

Om een beter beeld te verkrijgen van de grootte in de verschillen tussen weidevogeldichtheden in pakketten die wel en niet aan de pakketeisen hebben voldaan is er een vergelijking gemaakt tussen de dichtheden in die beide groepen (zie Figuur 7.8). De verschillen tussen de succesvolle en niet-succesvolle beschikkingen is bij de Algemene weidevogelpakketten het grootst. Vooral de dichtheid is beduidend groter in de succesvolle beschikkingen (factor 6), maar ook de kritische soorten komen in een vijfmaal zo grote dichtheid voor. Ook bij de overige pakketten is een dergelijk patroon te zien, maar is het verschil in dichtheid veel kleiner (maximaal een factor 2,5).

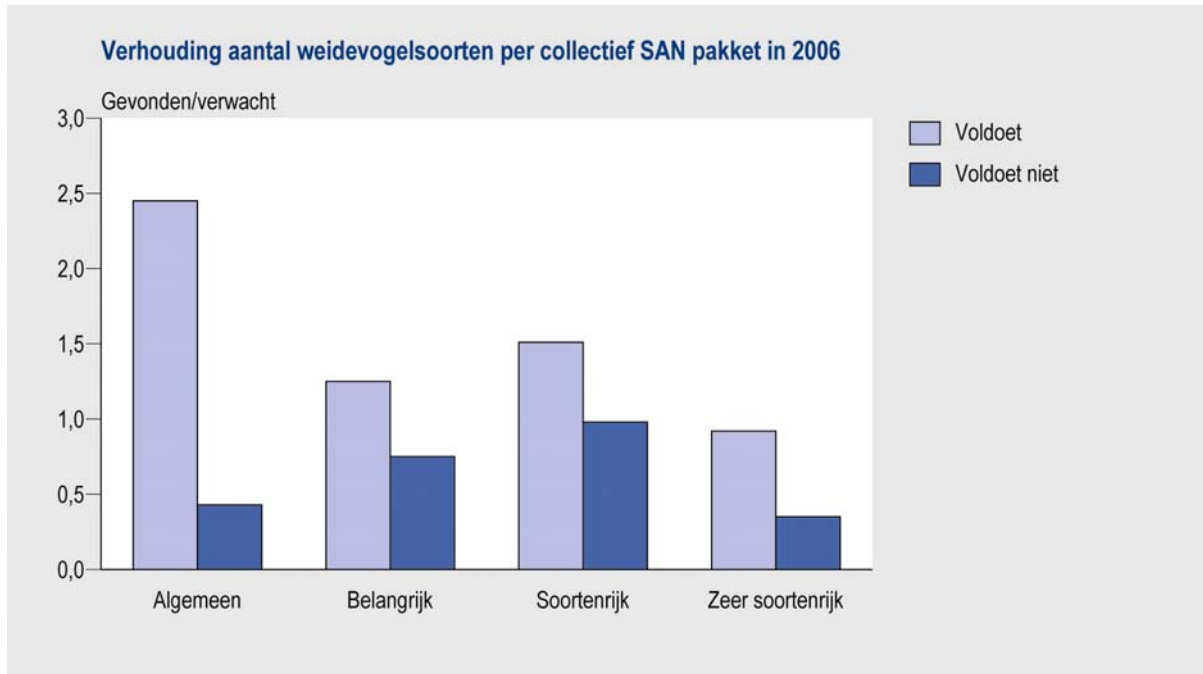


Figuur 7.8 De verhouding in dichtheden tussen beschikkingen die wel en niet aan de pakketeisen hebben voldaan.

### Aantal soorten en SAN-beschikkingen

Niet alleen de dichtheden tussen de pakketten kunnen verschillen, maar ook de samenstelling van de weidevogelpopulatie. Hiervoor is analoog aan de methode voor Figuur 7.5, het verwachte aantal soorten in een beschikking berekend en is vervolgens het gemiddelde berekend voor pakketten die wel en niet voldoen aan de pakketeisen. Opnieuw blijkt dat in Algemeen Weidevogelgebied het aantal soorten boven verwachting is (verhouding > 1). Ook in Belangrijk, Algemeen en Soortenrijk Weidevogelgebied is dit het geval, zij het minder

uitgesproken. Alleen in Zeer Soortenrijk Weidevogelgebied is dit niet het geval. In de pakketten die niet voldoen is ook het aantal soorten beduidend lager dan verwacht, met als uitzondering Soortenrijk Weidevogelgebied waar het aantal soorten correspondeert met de verwachting.



Figuur 7.9 De gemiddelde verhouding tussen het verwachte aantal soorten in een pakket op basis van de relatie beschreven in paragraaf 1.2 en het gevonden aantal soorten in pakketten die wel en niet voldoen aan de pakketeisen.

## 7.4 Conclusies

- Binnen alle collectieve pakketten vormt nestbescherming de hoofdmoot, variërend van 82% in het zwaarste pakket tot 91% in het lichtste pakket.
- De onderdelen van het collectieve weidevogelpakket met een rustperiode tot 1 juni of later worden geprefereerd door weidevogels. Locaties met nestbescherming worden het minst geprefereerd.
- Het totaal aantal aangetroffen soorten neemt toe met de zwaarte van de pakketeisen.
- Van de beschikte collectieve pakketten die in 2006 zijn geïnventariseerd in het kader van SAN-OS, voldoet 80% van de totale oppervlakte aan de pakketeisen; in circa 40% van de gebieden was de kwaliteit zelfs hoger dan de pakketeis. De kwaliteit was op 20% van de oppervlakte te laag.
- In Noord-Nederland waren de resultaten minder gunstig dan in West-Nederland.
- In West-Nederland voldoet 84% van het areaal met een collectief weidevogelpakket aan de minimuminstapeisen van het beschikte pakket. Op 50% van het areaal was de weidevogeldichtheid zelfs zo groot dat een pakket met hogere instapeisen had kunnen worden aangevraagd. In 16% was de dichtheid te laag en beter passend op een pakket met lagere instapeisen. Agrarische Natuur Verenigingen in West-Nederland zijn voorzichtig geweest bij het afsluiten van de pakketten en zouden op grond van de aanwezige weidevogeldichtheden een volgende keer een zwaarder en beter betaald pakket kunnen aanvragen.

- In Noord-Nederland ligt de situatie anders. Hier voldeed 72% van het areaal aan de minimuminstapeisen van het beschikte pakket. In totaal was op 17% van het areaal de dichtheid zo hoog dat een pakket met hogere instapeisen aangevraagd had kunnen worden. Daarentegen was in 28% van het areaal met een beschikking de dichtheid lager dan vereist en had een pakket met lagere eisen wel voldaan. Op 8% van het totale areaal van Noord-Nederland met beschikkingen was de dichtheid zo laag dat zelfs niet voldaan had kunnen worden aan de eisen van het lichtste pakket. De oorzaken hiervan zijn vooralsnog onbekend.



## 8 Percentage weidevogels onder beheer

In dit hoofdstuk wordt een analyse beschreven die tot doel had te bepalen welk aandeel van de Nederlandse gruttopopulatie mogelijk beïnvloed wordt door beheer en welk deel in locaties met gangbare landbouw voorkomt, alwaar geen speciale maatregelen voor weidevogels worden genomen (op vrijwillige nestbescherming na). In combinatie met de trends voor de grutto voor SAN, reservaten en gangbare landbouw is de bijdrage van elke van de beheercategorieën aan de landelijke trend te bepalen.

Alleen voor de grutto is speciaal veldwerk gedaan om een landsdekkend beeld van de verspreiding te krijgen. Daarom kan alleen voor deze soort een betrouwbare uitspraak worden gedaan over het percentage van de gruttopopulatie dat onder beheer is.

### 8.1 Bron

De Digitale Gruttokaart geeft een actueel beeld van de verspreiding van de grutto in Nederland. De meest recente onderzoeksgegevens (2004) zijn hierin verwerkt. De gegevens voor deze Gruttokaart – 2004 zijn bijeengebracht door SOVON en bureau Altenburg & Wymenga. Het uiteindelijke kaartbeeld geeft de dichtheid aan gruttobroedparen per 100 ha in het jaar 2004, weergegeven in een raster van 25 ha-blokken. De digitale gruttokaart is te raadplegen via het internet ([www.grutto.nl](http://www.grutto.nl)). In vergelijking tot de vorige gruttokaart is nu veel meer detail zichtbaar binnen de als bolwerken voor de grutto gekenschetste gebieden. Tevens wordt het belang van een aantal relatief kleine gebieden beter zichtbaar.

### 8.2 Methode

Er is in GIS een overlay gemaakt van de gruttokaart met de locatie van alle beheersovereenkomsten in Nederland. Per beheertype en eigendomssituatie is bekend hoeveel territoria aangetroffen zijn. Daarna is een check gedaan met de verspreidingsgegevens van de weidevogels zoals die verzameld zijn in het kader van de SAN-OS in 2006. Het levert een check op de aantallen binnen de collectieve contracten op, al hoewel deze data meer dan twee jaar later zijn verzameld dan de gegevens van de gruttokaart.

### 8.3 Resultaten

In de Tabel 8.1 staan de aantallen gruttoterritoria per pakketonderdeel. In Bijlage 4 staat het aantal territoria per pakketonderdeel van Staatsbosbeheer.

Tabel 8.1 Check van gruttoterritoria in de collectieve contracten van de SAN. Een vergelijking tussen de telling van NPN in 2006 en de digitale gruttokaart van 2004.

	Algemeen	Belangrijk	Soortenrijk	Zeer soortenrijk	Totaal
NPN 2006	4816	2687	2013	2703	12219
Kaart 2004	4236	3627	2061	2472	12396
NPN %	39	22	16	22	100
Kaart %	34	29	17	20	100

In totaal zijn er 31789 gruttoterritoria onder een beheercontract. Staatsbosbeheer neemt 5588 gruttoterritoria voor haar rekening en onder Programma Beheer vallen 26201 territoria.

Het totaal aantal getelde grutto's binnen de NPN en van de digitale gruttokaart verschilt slechts 1,5%. Het aandeel grutto's verschilt tussen de verschillende pakketgroepen. Het grootste verschil zit hem in het pakket belangrijk weidevogelgebied met 7%.

## 8.4 Conclusies

- In totaal vallen er 31789 grutto's onder een beheercontract. Er wordt van uitgegaan dat er in 2004 ongeveer 62.000 grutto's in Nederland voorkomen. Dat betekent dat 51% van de totale populatie onder een vorm van beheer valt. 49% van de grutto's in Nederland zit elders.
- Van alle grutto's onder beheer valt 70% onder een SAN contract en 30% valt in een natuurgebied. Binnen de natuurgebieden zit 18% bij SBB en 12% in de SN.
- Van alle grutto's onder beheer heeft 79% een pakket dat gericht is op weidevogels. Binnen al het weidevogelbeheer zit 81% binnen de SAN, 8% binnen de SN en 11% binnen SBB.
- 87 % van de grutto's in de collectieve pakketten van de SAN zit op de plekken waar de nesten worden beschermd.

## 9 Dichtheid en trend doelsoorten planten

Dit hoofdstuk beschrijft de analyses die op basis van verspreidingsgegevens van plantensoorten (Florbase) zijn gedaan. In deze analyses is een vergelijking gemaakt tussen de mate van voorkomen van doelsoorten planten in natuurgebieden en in gebieden met gangbare landbouw. Ook is gekeken hoe het voorkomen van doelsoorten zich in deze twee type gebieden heeft ontwikkeld. In deze analyse is een vergelijking gemaakt tussen de mate van voorkomen van doelsoorten planten in natuurgebieden, waar milieu- en natuurbeheer plaatsvindt, en landbouwgebieden waar geen speciale maatregelen worden getroffen voor het behoud van doelsoorten. Daarnaast is gekeken wat de achtergronden zijn van de gevonden verschillen.

### 9.1 Bron

De landelijke floradatabank Florbase wordt beheerd door FLORON en het Nationaal Herbarium Nederland (NHN). Deze databank bevat plantenwaarnemingen vanaf 1975 op het schaalniveau van 1x1 kilometer. Het gaat in belangrijke mate om de waarnemingen die de vrijwilligers binnen de FLORON-projecten hebben verzameld, maar ook om gegevens van professionele organisaties, zoals provincies, terreinbeheerders en onderzoeksinstituten. Florbase (versie 2M) bevat inmiddels ruim 10.000.000 waarnemingen uit de periode 1975-2005. Het is daarmee het meest complete bestand van verspreidingsgegevens van de Nederlandse wilde flora.

Jaarlijks worden nieuwe gegevens aan de databank toegevoegd. Met de gerichte inventarisaties volgens het Witte Gebieden Plan van FLORON komen veel van de recente gegevens van kilometerhokken die eerder niet zijn onderzocht. De landelijke dekking van Florbase neemt daardoor steeds verder toe.

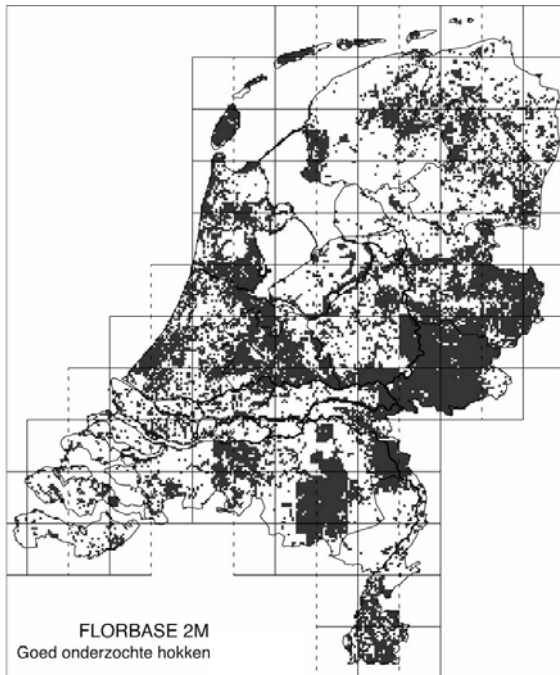
### 9.2 Methode

De mate van voorkomen van doelsoorten planten is bepaald binnen natuurgebieden en gebieden met gangbare landbouw.

Deze gebieden zijn geselecteerd met behulp van GIS. Met GIS is een relatie gelegd tussen Florbase en de basiskaart Natuur. Voor elk 1x1 kilometerhok in Nederland is het percentage natuurgebied, agrarisch gebied en stedelijk gebied berekend. Voor de analyse is gekeken naar die kilometerhokken die voor 100% bestaan uit natuurgebied of uit agrarisch gebied, in de analyse betrokken. Daarnaast is dezelfde analyse uitgevoerd als bij het toekennen van de categorie natuur de drempel niet bij 100% ligt maar bij >30% wordt gelegd. De vooronderstelling is dat de veranderingen in de flora in deze km-hokken grotendeels door veranderingen van de flora in het aandeel natuur in dit km-hok worden veroorzaakt.

Daarnaast zijn alleen die 1x1 kilometerhokken geselecteerd die in beide perioden goed zijn onderzocht volgens FLORON (zie Figuur 9.1 en Figuur 9.2). FLORON heeft goed geïnventariseerde kilometerhokken gedefinieerd als die hokken waarin in zowel de periode van 1975-1989 als de periode van 1990-2005 tenminste 100 soorten zijn aangetroffen.



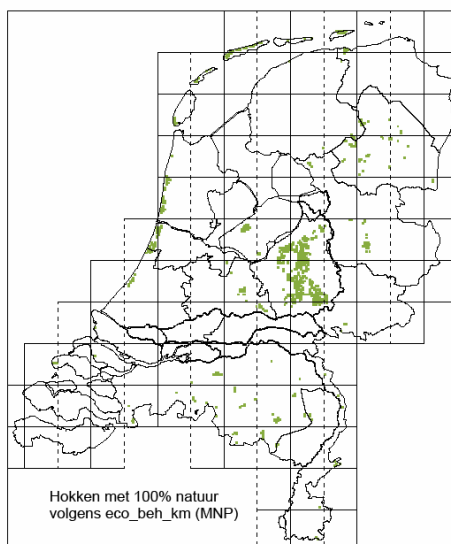


*Figuur 9.1 Goed onderzochte km-hokken in florbase 2M in de periode 1975-1989.*



*Figuur 9.2 Goed onderzochte km-hokken in florbase 2M in de periode 1990-2005.*

Figuur 9.3 geeft de locaties van de 1 x 1 kilometerhokken weer die in de analyse zijn gebruikt. Het gaat dan om de hokken die in beide perioden goed zijn onderzocht en die hokken die voor 100% uit natuur bestaan.

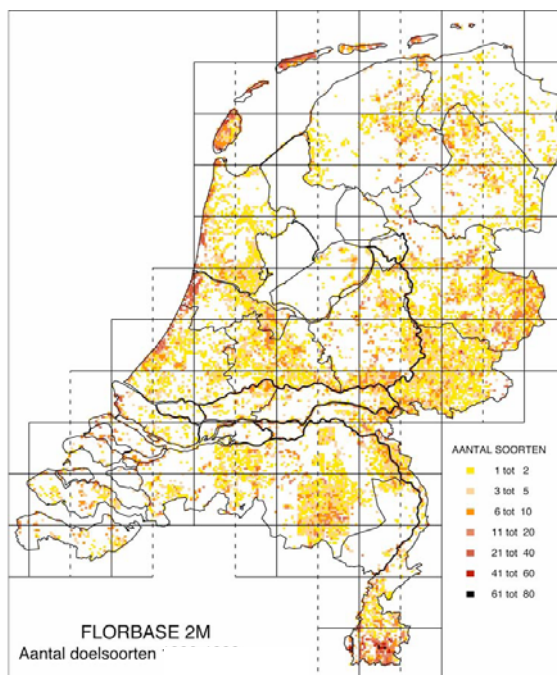


*Figuur 9.3 Locaties van de 1x1 kilometerhokken die volledig uit natuurgebied bestaan en die goed zijn onderzocht op het voorkomen van plantensoorten in de periode 1975-1989 en 1990-2005.*

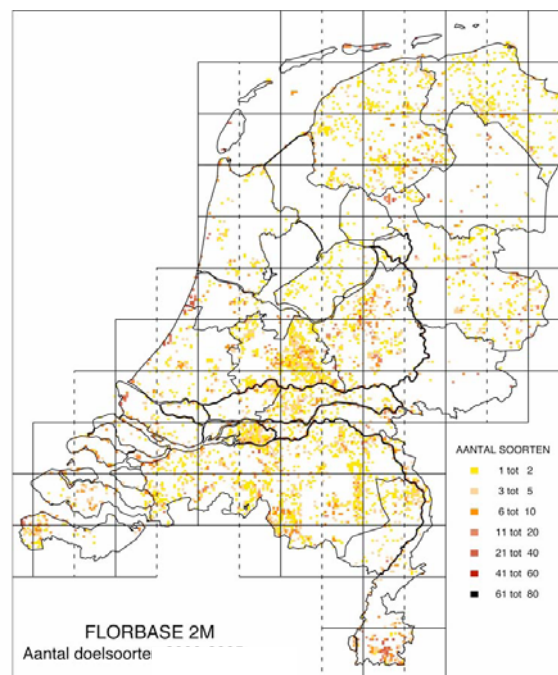
Om te toetsen of de resultaten van natuurgebieden afhankelijk zijn van de gebruikte methode is vervolgens ook gekeken welke plantensoorten zijn toe- en afgenomen. Eerst is gekeken naar ecologische groepen. Daartoe is elke plantensoort toegedeeld aan één preferente ecologische groep volgens het systeem van Arnolds (Arnolds en Van der Maarel, 1979). Daarnaast is ook gekeken of er verschillen zijn in bedreigingsniveau (aan de hand van de Rode Lijst-categorieën) of zeldzaamheid (aan de hand van Uurhok Frequentie Klassen).

### 9.3 Resultaten

Figuur 9.4 en Figuur 9.5 geeft het aantal doelsoorten per kilometerhok weer.

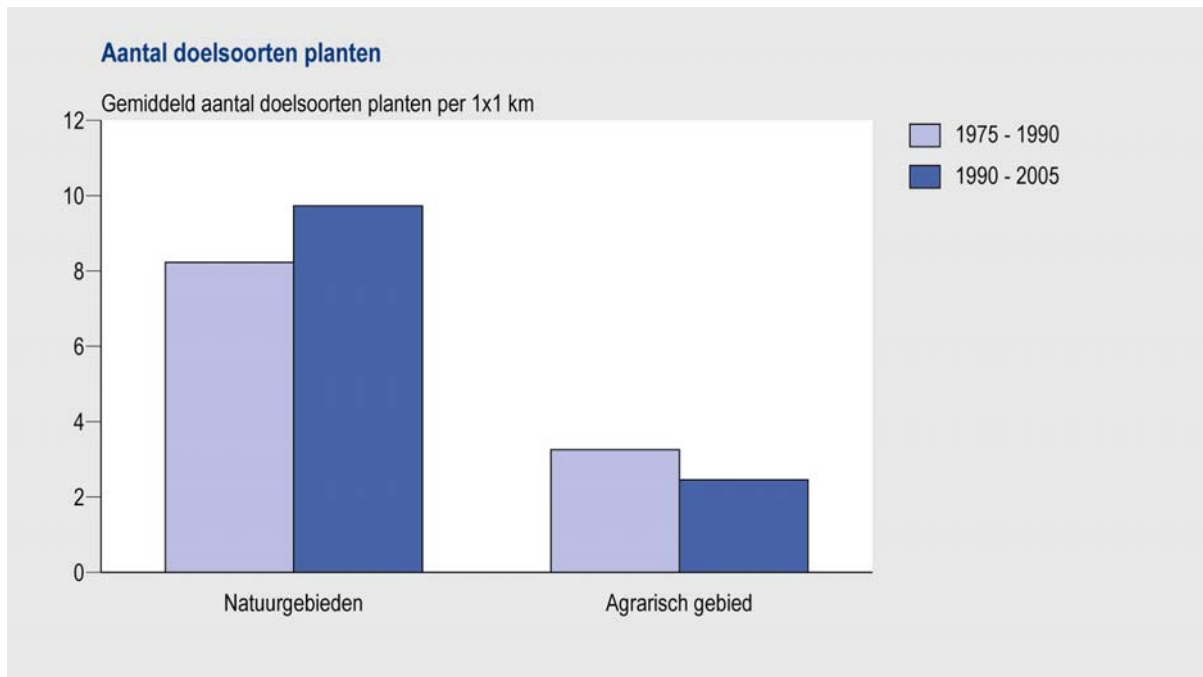


Figuur 9.4 Aantal doelsoorten per km-hok in de periode 1975-1989. (Bron: FLORON)



Figuur 9.5 Aantal doelsoorten per km-hok in de periode 1990-2005. (Bron: FLORON)

Figuur 9.6 geeft weer hoe groot het gemiddeld aantal doelsoorten planten is in goed onderzochte kilometerhokken bestaande uit alleen natuurgebied of agrarisch gebied. Zichtbaar is dat het aantal doelsoorten per km-hok gemiddeld hoger ligt in natuurgebieden dan in agrarische km-hokken. In agrarische gebieden is het gemiddeld aantal doelsoorten juist afgenomen.



Figuur 9.6 Het gemiddeld aantal doelsoorten planten in natuurgebieden (kilometerhokken bestaande uit alleen natuur) is toegenomen, terwijl dit achteruitgaat in het agrarisch gebied. (kilometerhokken bestaande uit alleen landbouwgebied).

## 9.4 Nadere analyse

Figuur 9.6 laat een opmerkelijk verschil zien. Immers op basis van eerdere analyses van FlorBase bleek dat de gemiddelde verandering van doelsoorten in de periode 1975 tot 2000 negatief was (MNP, 2006). Deze analyse was gebaseerd op de resultaten van het proefschrift van W. Tamis (Odé, Rossenaar en Van der Slikke, 2006). Hier werd gekeken hoe groot de gemiddelde percentuele verandering in voorkomen is van de doelsoorten behorende tot een bepaald natuurdoel. Uit deze analyse werd geconcludeerd dat in vrijwel alle natuurdoelen de doelsoorten afnemen.

Onderzocht is hoe de recente resultaten, in dit licht, begrepen kunnen worden.

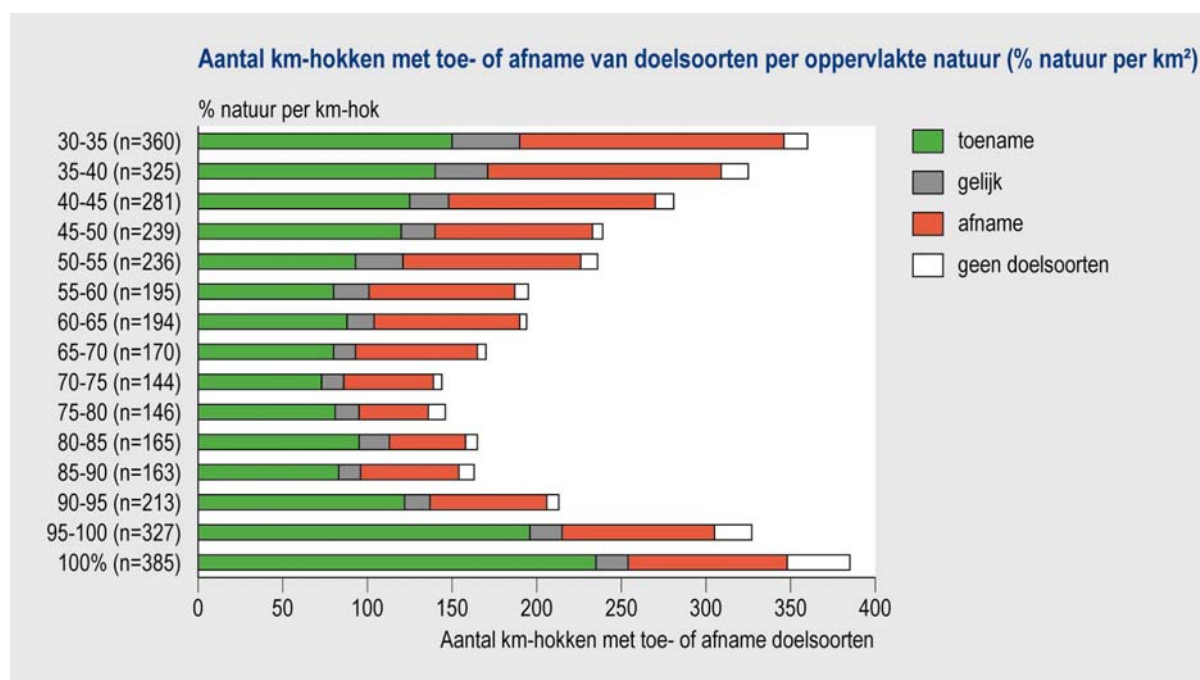
### **Gevolgen van selecties van kilometerhokken op conclusies**

De analyse voor de evaluatie is gedaan op een beperkte selectie van hokken (385 natuurhokken en ruim 1000 agrarische hokken). Bekeken is of deze selectie de conclusie beïnvloed kan hebben.

Uit het kaartbeeld van geselecteerde kilometerhokken (niet getoonde data) blijkt, dat de voor analyse in aanmerking komende natuur-km-hokken met name gelegen zijn op de Veluwe, de Duinen en de Utrechtse Heuvelrug. In de selectie zitten bijna geen kilometerhokken in Zeeland en het vasteland van Friesland.

Indien de drempel voor de categorie natuur niet bij 100% maar bij >30% ligt, wordt een betere spreiding over Nederland verkregen (niet getoonde data) en tegelijkertijd mag een groter aantal doelsoorten in de analyse meedoen. Ook kan de analyse dan gebaseerd worden op meer kilometerhokken (dan circa 3000 km-hokken voor natuur in plaats van 385).

De resultaten voor natuur blijken bij  $> 30\%$  goed evenwel vergelijkbaar te zijn met die van de oorspronkelijke selectie (zie Figuur 9.7). In km-hokken met een hoog percentage natuur is het aandeel van km-hokken met een toename van doelsoorten procentueel hoger dan in km-hokken met minder natuur. De toename van het gemiddeld aantal doelsoorten in natuur-km-hokken wordt dus vooral veroorzaakt door de km-hokken met hoge percentage's natuur. Ook bij deze grotere selectie is er een toename van doelsoorten in de natuur km-hokken. Ook bij selecties van 90% en 80% blijkt dat het aantal doelsoorten in natuur stijgt.



Figuur 9.7 Het aantal kilometerhokken met een toe- of afname in aantal doelsoorten per percentage natuur.

Uit kaartbeelden waarin is aangegeven of het aantal doelsoorten per kilometerhok stijgt of daalt, blijkt dat positieve en negatieve trends voor km-hokken met 100% natuur, redelijk over NL verdeeld zijn. Er zijn op het eerste gezicht geen gebieden waar alleen achteruitgang of alleen vooruitgang valt te constateren. Omdat geografische verschillen minder duidelijk zijn heeft de minder representatieve geografische selectie van kilometerhokken met 100% natuur weinig gevolgen gehad voor de analyse.

Dezelfde analyse in agrarisch gebied laat zien dat daar wel duidelijke geografische verschillen in trends zijn. Wat met name opvalt is dat in West-Nederland (Groene Hart) in de eerste periode over het algemeen meer doelsoorten werden gevonden dan in de tweede. Onderzocht zou moeten worden in hoeverre dit een gevolg is van het feit dat in de eerste periode de provincies door professioneel onderzoek veel aandacht hebben besteed aan het landelijk gebied in de provinciale milieukartering, terwijl in de tweede periode hier meer door vrijwilligers is geïnventariseerd (deze blijven doorgaans meer op wegen en paden) en hebben een voorkeur voor leuke gebieden.

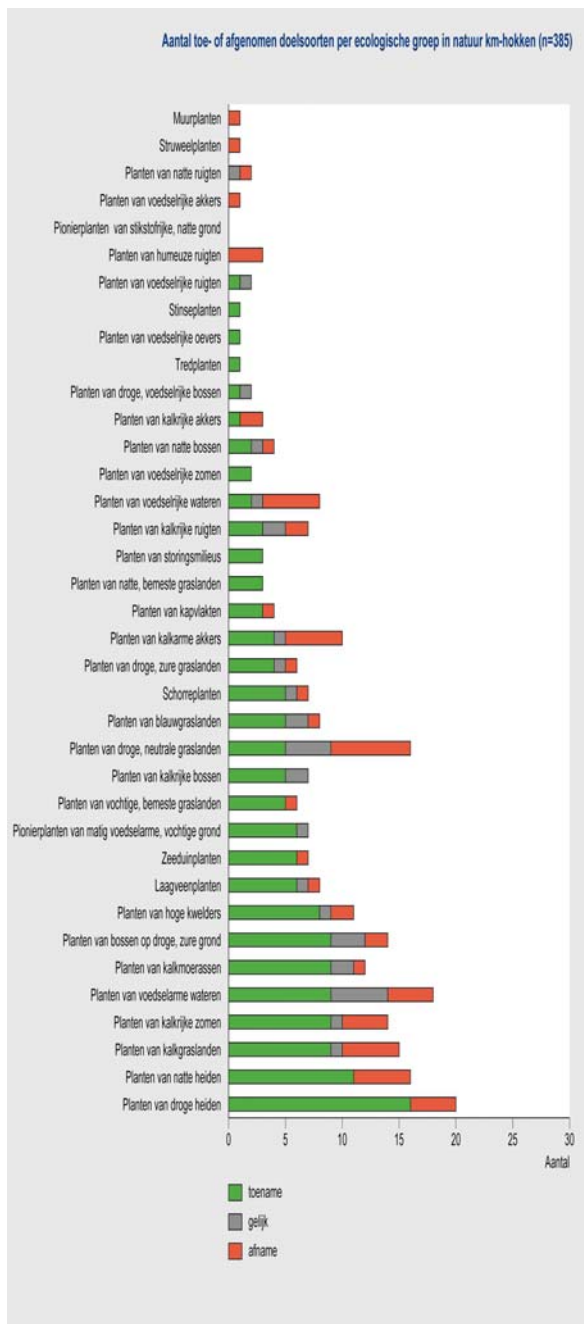
Uit de analyse blijkt wel dat de groei in aantal doelsoorten afneemt in de reeks van gridcellen met 100%,  $>90\%$ ,  $>80\%$  en  $>30\%$  natuur. De uitspraak dat het aantal doelsoorten toeneemt in natuur is dus niet afhankelijk geweest de selectie van kilometergrids. Een uitspraak over de omvang van de toename is wel afhankelijk van de selectie. Onduidelijk is echter of dit komt

doordat in kleine natuurgebieden de toename afneemt en/of omdat in grids met kleinere natuurgebieden de trend met name wordt bepaald door de afname in landbouwgebied.

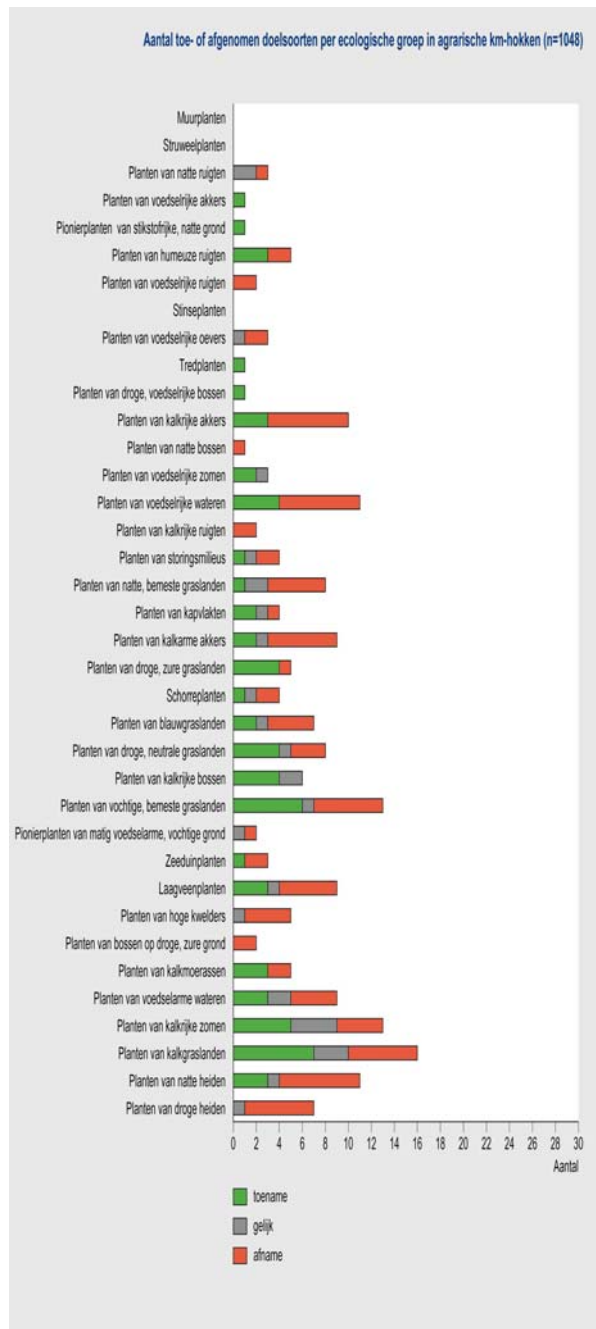
**Duiding van verandering: trends in ecologische groepen**

In de geselecteerde natuurhokken blijkt dat in vrijwel elke ecologische groep het aantal soorten met toenames groter te zijn dan het aantal met afnames (zie Figuur 9.8). Met name in de groep van planten van droge heiden, van natte heiden, van bossen op droge, zure grond, planten van voedselarme wateren en planten van kalkmoerassen, kalkrijke zomen en kalkgraslanden blijken veel doelsoorten vooruit gegaan te zijn. De geconstateerde vooruitgang van soorten van heiden, voedselarme bossen en voedselarme milieus zijn mogelijk een gevolg van de uitvoering van natuurherstelprojecten en natuurontwikkelingsprojecten vanaf 2005 (OBN/ natuurontwikkelingseffect). De vooruitgang van soorten van kalkrijke milieus valt voor FLORON niet meteen te duiden.

Belangrijk is de constatering dat de toename in natuur niet alleen veroorzaakt door slechts één enkele ecologische groep.



Figuur 9.8 Het aantal toe- of afnemende doelsoorten per ecologische groep voor de natuurgebieden. De niet aangetroffen soorten staan aangegeven met 'n.a.'. (Bron: FLORON)



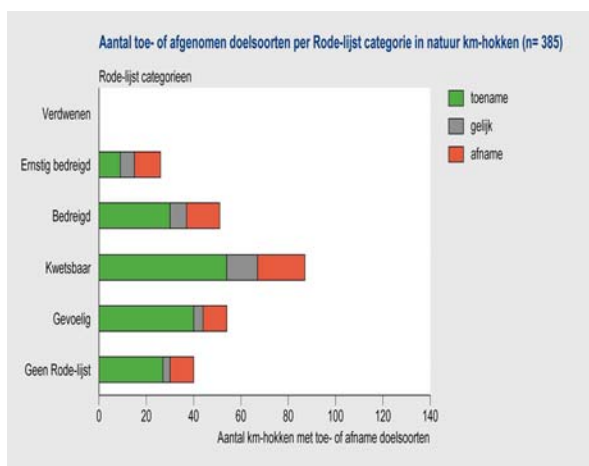
Figuur 9.9 Het aantal toe- of afnemende doelsoorten per ecologische groep voor het agrarisch gebied. De niet aangetroffen soorten staan aangegeven met 'n.a.'. (Bron: FLORON)

In de set van geselecteerde agrarische km-hokken blijken veel minder toegenomen soorten voor te komen (zie Figuur 9.9). Doelsoorten in het agrarisch gebied komen waarschijnlijk nog voor in randen, overhoekjes en ook relictten op het perceel. Ook blijkt hier dat in vrijwel alle ecologische groepen meer soorten afnamen dan toenamen. De conclusie van de afname in agrarisch gebied lijkt dus robuust. De hoogste toename zit hier niet verwonderlijk in planten van vochtige bemeste graslanden en daarnaast ook in planten van kalkrijke milieus.

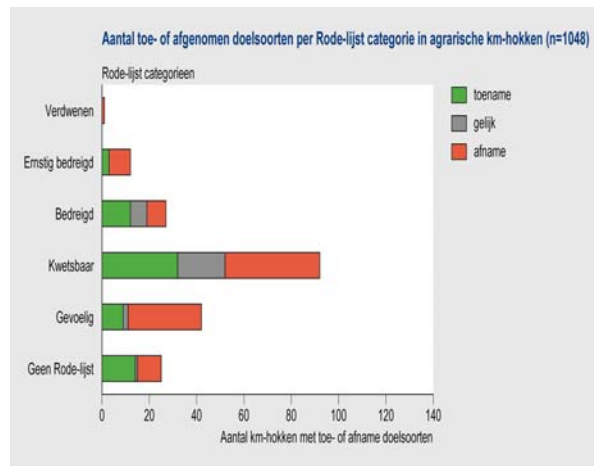
### Toe- en afnamen van bedreigde en zeldzame soorten

Gekeken is of groepen soorten met verschillen in bedreigingsniveau (aan de hand van Rode Lijstcategorieën) een andere trend vertonen. Het idee hierachter is dat wellicht een toename in de minder bedreigde soorten van de Rode Lijst (categorie GE –gevoelig- en KW –kwetsbaar-) verantwoordelijk zouden zijn voor de toename in doelsoorten in natuurgebieden.

Wanneer gekeken wordt naar de verdeling van de aantallen aangetroffen toegenomen soorten dan blijken in absoluut opzicht inderdaad deze categorieën verantwoordelijk voor meer dan twee derde van de doelsoortentoe name (zie Figuur 9.10). Ook blijkt dat in relatief opzicht de categorieën KW en GE een belangrijk deel van de doelsoortentoe name in natuurhokken verklaren. Klaarblijkelijk nemen inderdaad de minder gevoelige doelsoorten sterker toe dan de meer gevoelige soorten. Echter zelfs ook in de categorie BE (bedreigd) nemen in natuurgebieden meer doelsoorten toe dan af. De toename van doelsoorten is dus niet beperkt tot een enkele categorie van de Rode Lijst. Alleen bij de categorie EB (enstig bedreigd) nemen meer doelsoorten af dan toe.



Figuur 9.10 Het aantal toe- of afnemende doelsoorten per Rode Lijst-categorie voor natuur. De niet aangetroffen soorten staan aangegeven met 'n.a.' (Bron: FLORON)



Figuur 9.11 Het aantal toe- of afnemende doelsoorten per Rode Lijst-categorie voor het agrarisch gebied. De niet aangetroffen soorten staan aangegeven met 'n.a.' (Bron: FLORON)

Het percentage toe- en afnemende soorten lijkt wel een verband te vertonen met de Rode Lijst-categorieën: hoe sterker bedreigd hoe minder soorten toenemen en hoe meer soorten afnemen (zie Figuur 9.10).

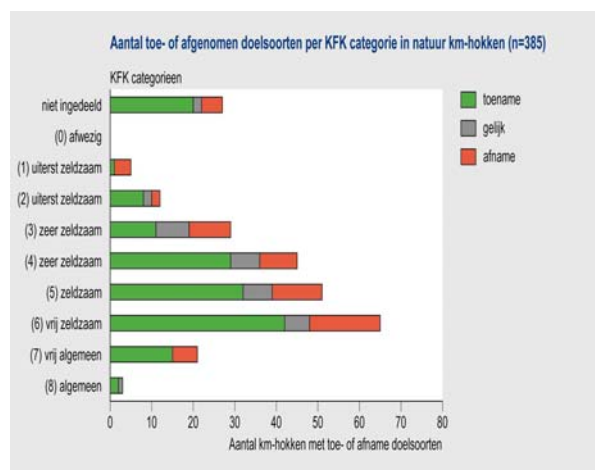
In agrarische km-hokken is de afname, zoals verwacht, beduidend groter dan de toename. Dit wordt vooral veroorzaakt door een afname van soorten in de categorieën KW en GE. De soorten van de sterker bedreigde categorieën komen hier veel minder voor dan in een natuurgebied en zijn waarschijnlijk eerder verdwenen.

### Toe- en afnamen van soorten afhankelijk van de mate van voorkomen

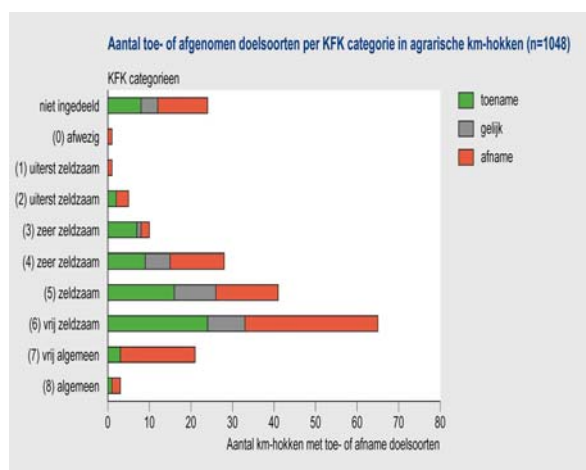
Bovenstaande analyse laat zien dat er wel verschillen zijn tussen soorten. In de categorieën met de meest bedreigde Rode-lijst soorten is het percentage afnemende soorten het hoogst. Mogelijk wijst dit op een relatie tussen de mate van toename en algemeenheid. Immers de meer bedreigde categorieën bevatten meestal de minst algemene soorten. Echter de mate van bedreigdheid wordt ook bepaald door de trend en niet alleen door de algemeenheid.

Om één en ander verder te analyseren is gekeken, naar de af- en toenames van soorten gerangschikt naar algemeenheidsklasse. Daarbij is gekeken naar het aantal toe- en afgenomen soorten per KFK-categorie (Kilometerhokfrequentieklasse). KFK-1 wil bijvoorbeeld zeggen dat de soort uiterst zeldzaam is, met een voorkomen van 1-3 km-hokken. KFK-9 wil zeggen dat de soort zeer algemeen is, met een voorkomen van >10.000 km-hokken. Mogelijk zou de toename in natuurgebieden vooral veroorzaakt kunnen worden door de iets minder zeldzame soorten. Dit blijkt inderdaad zo te zijn (zie Figuur 9.12). Dit zou kunnen verklaren waarom het aantal doelsoorten per locatie gemiddeld toeneemt terwijl de trend van veel (vooral sterk bedreigde) doelsoorten nog negatief is.

In vrijwel alle KFK-categorieën in de natuur-grids zijn meer soorten die toenemen dan afnemen: behalve in KFK-klasse 1 (de minst algemene soorten). Dit beeld wordt niet beïnvloed als gekeken wordt naar gridcellen met minder natuur (>30%). Wederom lijkt de geconstateerde toename in natuur niet slechts door enkele soorten voor te komen. Wel valt op dat het percentage toe-afname in natuurgebieden een verband lijkt te vertonen met de algemeenheid: van de doelsoorten die behoren tot de hogere KFK-klassen (de meer algemene soorten) nemen procentueel meer soorten toe dan af.



Figuur 9.12 Het aantal toe- of afnemende doelsoorten per KFK-klasse voor natuur. De niet aangetroffen soorten staan aangegeven met 'n.a.' (Bron: FLORON)



Figuur 9.13 Het aantal toe- of afnemende doelsoorten per KFK-klasse voor het agrarisch gebied. De niet aangetroffen soorten staan aangegeven met 'n.a.' (Bron: FLORON)

In natuurkm-hokken nemen er van de doelsoorten in de KFK-klasse 4, 5 en 6 er in verhouding meer soorten toe dan af; in agrarische km-hokken nemen er uit deze klassen in verhouding meer soorten af dan toe (zie Figuur 9.12 en Figuur 9.13).

### Detail analyses van enkele soorten en systemen

- **Veranderingen in soorten van heide**

Uit de analyse van Tamis (2005) blijken vrijwel alle heidesoorten landelijk gezien achteruit gegaan te zijn. In de huidige analyse blijken echter een groot aantal heidesoorten zoals bijvoorbeeld: *Genista anglica*, *G. pilosa*, *Nardus stricta* en *Viola canina* in de set natuurhokken in de set natuurhokken in de tweede periode in meer km-hokken te zijn waargenomen dan in de eerste. De negatieve trends in het verleden zijn klaarblijkelijk omgebogen (in grote natuurgebieden). Wel moet het voorbehoud worden gemaakt dat het gaat om hokken met veel natuur. Mogelijk is de achteruitgang die eerder is geconstateerd veroorzaakt door een groot aantal hokken met kleine heideterreinen en een verdwijnen van



deze soorten uit veel wegbermen. Er is mogelijk veel achteruitgang in kleine natuur en agrarisch gebied. Daarnaast zitten effecten van recente herstelprojecten nog niet in de door Tamis onderzochte FlorBase versie van de twintigste eeuw.

- **Blauwgraslandsoorten**

Uit dit type komen 11 zeldzame soorten voor in de geselecteerde kilometerhokken. In de geselecteerde natuurhokken blijkt de zeldzame en bedreigde orchidee Harlekijn vooruit gegaan te zijn van 4 naar 11 km-hokken. Het is goed mogelijk dat dit een artefact is van de intensivering van meetfrequentie. Door FLORON wordt immers vanaf 1995 steeds meer aandacht besteed aan Rode Lijstsoorten/doelsoorten. De hokken waar deze soort in de tweede periode nieuw is waargenomen, bleken bijna allemaal op Terschelling te liggen. Hier heeft in de tweede periode een gerichte voorjaarsinventarisatie voor Harlekijn plaatsgevonden. Het lijkt onwaarschijnlijk dat in de eerste periode Harlekijn in al deze km-hokken heeft ontbroken. Ook welriekende nachtorchis, brede orchis en blauwe knoop bleken in de natuur-km-hokkenselectie meer aangetroffen te worden. Vermoedelijk is dit ook een inventarisatie-effect. Bij de analyse van de getallen van Tamis bleken alle genoemde 4 soorten over geheel Nederland recent significant achteruit te gaan.

Opvallend was verder de sterke achteruitgang van de spaanse ruiter in het agrarisch gebied. De soort ging van 16 naar 5 km-hokken. FLORON vindt deze afname reëel, want bijvoorbeeld in de Alblasserwaard is de soort recent volledig uit het agrarisch gebied verdwenen en nu alleen nog in enkele natuurreservaten aanwezig. De bevinding hier is wel conform het resultaat uit het FLORON bedreigde soortenproject.

Kortom de verschillen in intensiteit van inventarisatie in beide perioden beïnvloeden wel de uitspraken op soortsniveau.

- **Kamgrasanalyse**

Er is ook een nadere analyse uitgevoerd naar de veel voorkomende doelsoort kamgras. Deze doelsoort staat als gevoelig op de Rode Lijst en is een soort die zo vaak wordt aangetroffen dat dit een doelsoort is die voor een deel bepalend kan zijn voor het resultaat.

In Tabel 9.1 staat hoe vaak kamgras in de eerste en tweede periode in de 100% agrarische hokken is aangetroffen. Hier neemt de soort af met meer dan 50%.

In de kilometerhokken met 100% natuur, blijkt de soort te zijn toegenomen. Opvallend is echter dat deze soort maar in een klein aantal 100% natuurhokken voorkomt. De trend in kamgras bepaalt daarom niet het resultaat van de analyse.

Wanneer gekeken wordt naar kilometerhokken met meer dan 30% natuur, dan blijkt dat de soort een afname vertoont.

Tabel 9.1 Het voorkomen van kamgras (*Cynosurus cristatus*) in kilometerhokken die voor 100% en voor >30% uit natuur bestaan.

Latnaam (05)	Nednaam (05)	RL2000c	KFK95	agr_7589	agr_9005	nat_7589	nat_9005	Dataset
<i>Cynosurus cristatus</i>	kamgras	GE	8	324	150	16	26	100% natuur
<i>Cynosurus cristatus</i>	kamgras	GE	8	324	150	576	543	30% natuur

## 9.5 Conclusies en discussie

- Het gemiddeld aantal doelsoortenplanten in gridcellen van 1 x 1 kilometer die voor 100% zijn gevuld met natuur, is toegenomen in de periode 1975-1989 ten opzichte van 1990-2005. Voor een selectie van gridcellen van 1 x 1 kilometer die geheel gevuld zijn met agrarisch gebied geldt dat het aantal doelsoortenplanten juist achteruitgaat.
- Het gemiddeld aantal doelsoortenplanten van het agrarisch gebied ten opzichte van de natuurgebieden ligt veel lager.
- De toename in doelsoorten in kilometerhokken bestaande uit alleen natuur is niet alleen toe te schrijven aan het natuurbeheer aldaar, maar waarschijnlijk ook aan verbetering van milieucondities en aanleg van nieuwe natuur (MNP, 2007). Door de verzuring, versnippering en verdroging die veroorzaakt worden door factoren buiten natuurgebieden, ging de natuurkwaliteit in natuurgebieden in het recente verleden nog hard achteruit. Tegenover dit positieve geluid staat dat de natuurkwaliteit op sommige plaatsen in natuurgebieden nog laag is en de trends van vele individuele soorten en soortgroepen nog negatief is (MNP, 2006).
- Deze analyse is gebaseerd op goed onderzochte kilometerhokken bestaande uit enkel natuur- of agrarisch gebied. Gerealiseerd moet worden dat een groot deel van de natuurgebieden in Nederland niet beschouwd is. Natuurgebieden in Nederland zijn vaak kleiner dan een vierkante kilometer. Dat maakt dat deze analyse niet representatief is voor alle natuurgebieden van heel Nederland. In de praktijk zal dit betekenen dat vooral de relatief grote natuurgebieden in de analyse zijn meegenomen. In kleinere natuurgebieden kan de trend minder positief zijn. Het is opvallend dat bij deze analyse de natuur in een aantal provincies met vooral kleinere natuurgebieden buiten de boot valt. Het betreft het vasteland van Friesland, Zeeland en Overijssel. Ook tellen in de provincies Noord- en Zuid-Holland de gebieden buiten de duinen door de gekozen methode niet mee.
- Hoewel de analyse is gebaseerd op een beperkt aantal niet geografisch representatieve km-hokken blijkt de uitspraak dat het gemiddeld aantal doelsoorten dat voorkomt in grote natuurgebieden is toegenomen robuust. De set van natuurhokken met 100% natuur is niet geografisch representatief voor de natuur in Nederland. Bij een gemakkelijker criterium (>30% natuur) verkrijgen we een betere spreiding over Nederland, maar vergelijkbare resultaten.
- De toename lijkt een relatie te vertonen met de hoeveelheid natuur in een kilometergrid: mogelijk is de trend positiever in de geselecteerde grotere natuurgebieden dan in de niet-geselecteerde kleinere natuurgebieden.
- Toename in aantallen doelsoorten in natuurgebieden is zichtbaar in vrijwel alle ecologische groepen, Rode Lijst-categorieën en KFK-klassen. Maar met name soorten van voedselarme milieus (droge heide, natte heide, wateren) hebben recent het meest geprofiteerd te hebben in (grotere) natuurgebieden.
- Met name de iets minder bedreigde en iets minder zeldzame soorten hebben geprofiteerd in de natuurhokken. Een groter aantal ernstig bedreigde Rode Lijst-soorten gaat zowel in de natuurhokken als in de agrarische hokken achteruit. Hierbij is de achteruitgang in agrarische hokken groter.
- De verschillen in onderzoeksintensiteit in agrarische en natuurhokken zijn in beide perioden moeilijk te kwantificeren en verklaren mogelijk voor een deel de verschillen tussen de analyse van Tamis en deze analyse.

- 
- Het aantal doelsoorten in een km-hok kan toenemen, maar de aantallen individuen per soort kunnen tegelijkertijd sterk afnemen (afname op populatieniveau).
  - Bij een eerste detailanalyse van heidesoorten, blauwgraslandsoorten en kamgras blijkt dat een aantal soorten (enkele blauwgraslandsoorten) zich in de geselecteerde goedonderzochte natuurhokken toch anders te gedraagt (lees vooruitgang) dan verwacht mag worden op basis van andere FLORON -gegevens (onder andere resultaten Bedreigde soortenproject). Dit laat zien dat de geconstateerde vooruitgang van aantal doelsoorten deels wordt versterkt door een gevolg van gerichte inventarisatieaandacht van FLORON-vrijwilligers. FLORON acht echter aannemelijk gemaakt dat het aantal waargenomen doelsoorten in grote natuurgebieden is toegenomen.
  - Het lijkt zinvol om voor de agrarische selectie ook een betere spreiding over Nederland te verkrijgen door het percentage agrarisch gebied in de hokkenselectie te verlagen en een bepaald aantal hokken per fysisch geografische regio at random te selecteren. Hierdoor wordt de agrarische selectie representatiever en zullen er meer agrarische hokken in ondervertegenwoordigde gebieden worden betrokken in de analyse (bijvoorbeeld Noord-Brabant, Friesland). Nu wordt een groot deel van de resultaten bepaald door de negatieve trend in met name het Groene Hart. Om uitspraken over agrarisch gebied te verbeteren is een nadere uitwerking nodig.

## 10 Knelpunten realisatie natuurdoeltypen door milieufactoren

In dit hoofdstuk worden de analyses beschreven, die tot doel hadden een indicatie te geven over de invloed van milieufactoren op de realisatie van natuurdoeltypen. Er is gekeken of er correlaties zijn tussen de realisatie van de natuurdoeltypen met de mate van verdroging, versnippering en vermessing. Ook is in beeld gebracht wat de mate van realisatie van natuurdoeltypen zou zijn geweest indien er geen milieuknelpunten zouden zijn. Door ontbreken van bronnen over beheersinspanningen kon niet bekeken worden of de invloed van milieufactoren anders zijn bij veel of weinig beheer.

### 10.1 Bron

Als bron zijn kaarten gebruikt voor knelpunten in vermessing, verdroging en versnippering. De kaarten zijn beschreven in Lammers et al. (2005). De vermessingsdruk is bepaald aan de hand van de stikstofdepositie in Nederland. Voor elke 250 x 250 meter gridcel in Nederland is de stikstofdepositie berekend. Het gaat hier om gemiddelde/geïnterpoleerde waarden. De stikstofdepositie is vergeleken met de kritische depositie van nagestreefde natuurdoeltypen. De mate waarin de stikstofdepositie groter is dan de kritische depositie is beschouwd als maat voor de vermessingsdruk. De verdroging is bepaald aan de hand van de gemiddelde voorjaars grondwaterstand. Deze kaart is afgeleid van de landelijke Gt-kaart (Lammers et al., 2005). Ook voor deze kaart is voor elk 250x250 meter hok bepaald wat de grondwaterstand is. De grondwaterstand is vergeleken met de gewenste grondwaterstand van het natuurdoeltype (Lammers et al., 2005). De mate van versnippering is bepaald aan de hand van een versnipperingskaart. Deze versnipperingskaart geeft per 250 x 250 meter gridcel weer, welk percentage van de faunadoelsoorten van een natuurdoeltype een sleutelpopulatie kan vormen (Lammers et al., 2005). Het percentage soorten van het natuurdoeltype dat een sleutelpopulatie kan vormen hangt zowel af van de eisen wat betreft oppervlakte behoefte en verspreidingscapaciteit.

### 10.2 Methode

In een GIS is een overlay gemaakt tussen de neergeschaalde natuurdoeltypekaart, de beheerkaarten en de kaarten voor vermessing, verdroging en versnippering. Daarnaast is een relatie gelegd met de kaarten die aangeven hoeveel doelsoorten vlinders, vogels en planten voorkomen (zie hoofdstuk 2).

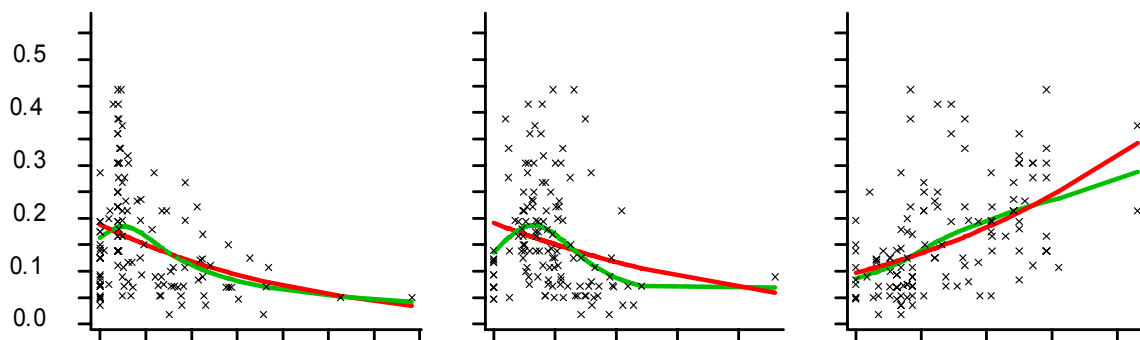
Vervolgens is een multi-variate regressieanalyse uitgevoerd waarbij correlaties zijn bepaald tussen de hoogte van de realisatie van het natuurdoeltype en de waarden voor de mate van vermessing, verdroging en versnippering. De analyse is ook uitgevoerd waarbij interacties tussen de milieufactoren zijn meegenomen.

In de analyse zijn alleen die 250x250 meter grids meegenomen die zuiver toegedeeld konden worden aan een beheercategorie en gerelateerd natuurdoeltype. De waarden binnen geselecteerde 250 x 250 meter grids zijn vervolgens gemiddeld naar het niveau van

1 x 1 kilometer grids. Dit om te voorkomen dat er pseudoreplicatie optreedt. Veel van de basis informatie is immers afkomstig van een schaalniveau van 1x1 kilometer (zie hoofdstuk 2).

In Figuur 10.1 geeft een voorbeeld van een eerste test van de data, waarin is gekeken in hoeverre de realisatie van het natuurdoeltype nat schraalgrasland in locaties waar SN-plus pakketten zijn afgesloten, afhangt van de afzonderlijke drie milieudrukfactoren (vermesting, verdroging en versnippering). Daarbij is gekeken of er sprake is van een significant verband en of dit verband lineair is. Op basis van deze analyse in alle onderzochte natuurdoeltypen is gekozen voor lineaire regressie. Vervolgens is in stapsgewijze multi-variate regressieanalyse bepaald welk model het best gebruikt kan worden om de relatie tussen drukfactoren en realisatie van natuurdoeltypen te beschrijven. De resultaten van deze regressies staan in Bijlage 5.

Vervolgens is met de significante regressievergelijkingen berekend hoe groot bij een gemiddeld knelpunt in de huidige situatie de gemiddelde mate van realisatie van een natuurdoeltype is. Ook is berekend hoe na oplossing van de verschillende milieuknelpunten de mate van realisatie is. Deze resultaten zijn in de volgende paragraaf beschreven.



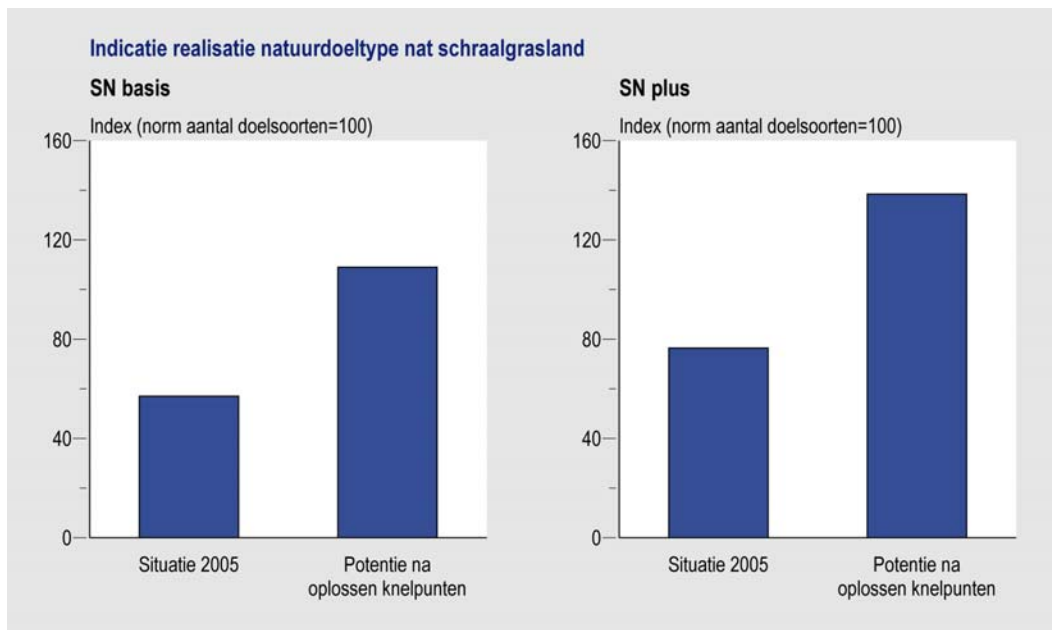
*Figuur 10.1: Voorbeeld van relatie van de realisatie van het natuurdoeltype nat schraalgrasland (op locaties met overeenkomstige plus-pakketten) met verdroging, vermesting en oppervlakte. De rode lijn is de univariate lineaire relatie gefit met logistische regressie. De groene lijn geeft de gefitte niet-lineaire relatie weer. Zichtbaar is dat de realisatie van natuurdoeltypen meestal afneemt met toenemende vermesting en verdroging. Terwijl de realisatie toeneemt met verbetering van de ruimtelijke conditie.*

## 10.3 Resultaten

### Graslanden

Uit de analyse blijkt dat voedselrijkdom (stikstof) en vocht belangrijke knelpunten zijn voor realisatie van het natuurdoeltype natte schraalgrasland. Uit die analyse blijkt namelijk dat het aantal doelsoorten (op basis waarvan realisatie van natuurdoeltypen is geïndiceerd) afneemt met toenemende hoogte van de depositie van stikstof en de diepte van de grondwaterstand. Uit de regressieanalyse blijkt dat ook ruimtelijke condities (de ruimtelijke samenhang van gebieden en de gebiedsgrootte) een belangrijke factor kunnen zijn voor de realisatie van natte graslanden. Hoe slechter de ruimtelijke condities zijn, hoe minder doelsoorten er voorkomen.

Door oplossen van huidige knelpunten in milieu en ruimte kan lokaal het gemiddeld aantal doelsoorten (binnen een oppervlakte van 250 bij 250 meter) stijgen tot boven het minimaal vereiste aantal doelsoorten (zie Figuur 10.2). De aantallen doelsoorten zijn berekend op basis van de multivariate regressieanalyse tussen het huidige voorkomen van doelsoorten en huidige milieu- en ruimtecondities. Uit de berekende verbanden blijkt dat de natuurdoeltypen in potentie lokaal gerealiseerd kunnen worden, als huidige knelpunten in stikstofdepositie, grondwaterstand en ruimtelijke samenhang worden opgelost. De precieze bijdrage van de verschillende factoren blijft echter moeilijk te kwantificeren, omdat de bestudeerde milieu- en ruimtefactoren veelal onderling samenhangen en de betrouwbaarheid van inschatting van de factoren varieert. Bovendien zijn tal van andere factoren bepalend voor de vraag of soorten voorkomen (zie paragraaf 10.4).



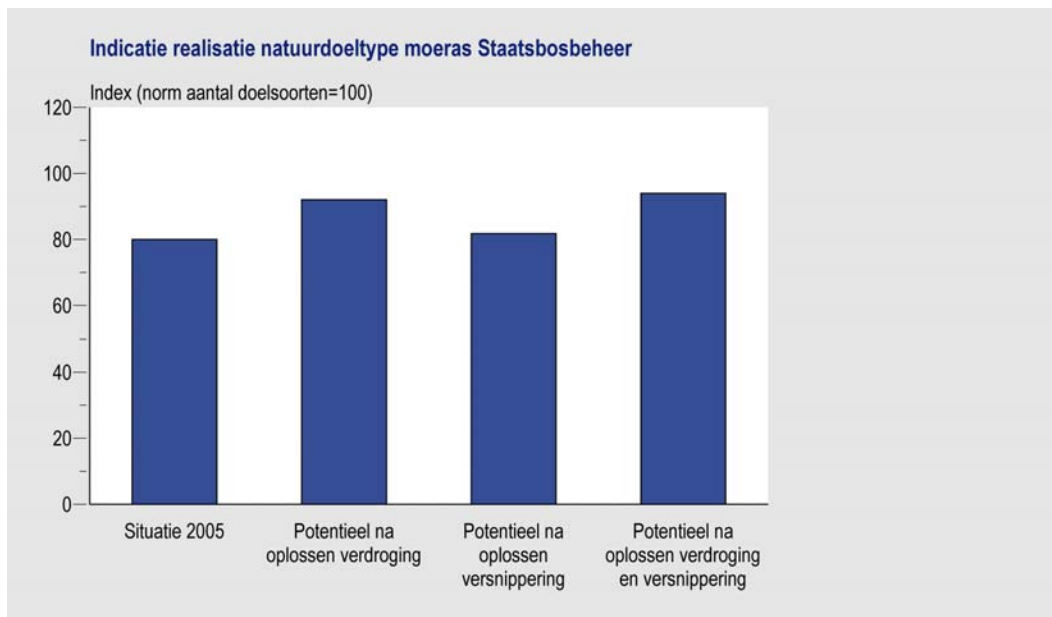
*Figuur 10.2 Indicatie realisatie natuurdoeltype nat schraalgrasland bij het Programma Beheer pakket SN basis en SN plus. Ook is aangegeven wat de potentie is na oplossen van verdroging, vermesting en versnippering.*

## Moeras

Uit regressieanalyse tussen milieu- en ruimtecondities en het aantal doelsoorten vlinders, vogels en planten blijkt dat (grond)waterpeil en ruimtelijke condities de realisatie van moerasnatuurdoeltypen negatief kunnen beïnvloeden (zie Bijlage 5). Atmosferische depositie is een veel minder groot probleem gezien de beperkte gevoeligheid van moerassen (Bobbink et al., 1998). De invloed van oppervlaktewaterkwaliteit -een andere bron van vermesting- is waarschijnlijk groter, maar bleek niet te kwantificeren met bestaande gegevens. Het aantal doelsoorten dat in een gebied voorkomt, hangt wel significant af van de ruimtelijke condities (zie Bijlage 5). Hoe slechter de ruimtelijke condities, hoe kleiner de oppervlakte aan moeras en hoe beperkter de ruimtelijke samenhang met andere moerassen, hoe lager het aantal aangetroffen doelsoorten: planten, vlinders en vogels. Uit de regressieanalyse blijkt verder dat deze invloeden kunnen verschillen per beheercategorie.

In Figuur 10.3 is weergegeven hoe in de grootschalige moerassen van Staatsbosbeheer de aantallen doelsoorten variëren tussen de huidige situatie (gemiddelde omvang van knelpunten) en de situatie na oplossing van de knelpunten. Weergegeven is de verhouding tussen het gemiddeld aantal doelsoorten dat in potentie lokaal kan voorkomen (in een hok van

250 bij 250 meter) en het minimum vereiste aantal doelsoorten. Uit de figuur blijkt dat oplossen van versnippering en verdroging in potentie kan resulteren in een toename van het aantal doelsoorten tot nabij de vereiste minimumaantallen zoals aangegeven in het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001). In de praktijk zullen beperkte dispersiemogelijkheden uit de omgeving, afwezigheid van zaadvoorraden in de bodem en/of veranderde bodemcondities, herkolonisatie van het moeras met doelsoorten vertragen en/of belemmeren (zie paragraaf 10.4).



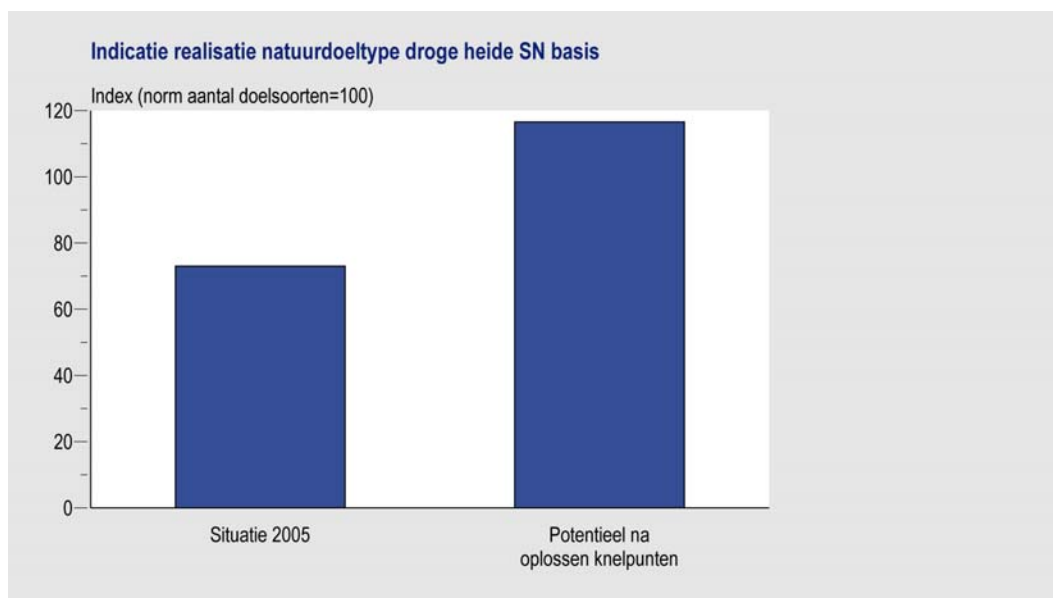
Figuur 10.3 Indicatie realisatie natuurdoeltype moeras van Staatsbosbeheer. Ook is aangegeven wat de potentie is na oplossen van verdroging, vermesting en versnippering.

## Heide en hoogveen

De kwaliteit en de realisatie van het natuurdoeltype droge heide (zie ook hoofdstuk 2) blijken een significant verband te vertonen met de hoogte van de stikstofdepositie uit de atmosfeer en de ruimtelijke condities van de droge heide. Uit regressieanalyse blijkt het totaal aantal doelsoorten vlinders, vogels en planten significant af te nemen, als depositie en versnippering toenemen (zie Bijlage 5).

Figuur 10.4 geeft de resultaten weer van deze regressieanalyse. Weergegeven is bij verschillende situaties (huidig en na oplossing van knelpunten) de verhouding tussen het gemiddeld aantal doelsoorten dat in theorie lokaal kan voorkomen (per hok van 250 x 250 meter) en het minimum vereiste aantal doelsoorten. Op basis van de gevonden statistische verbanden lijkt het in potentie mogelijk dat het lokaal nagestreefde minimumaantal doelsoorten is te realiseren bij het huidige beheer, als de onderzochte milieu- en ruimtecondities verbeterd worden. De knelpunten (zoals vermesting en versnippering) die moeten worden opgelost zijn wel aanzienlijk en herstel van de soorten laat vaak op zich wachten (zie paragraaf 10.4).

Realisatie van het natuurdoeltype droge hei kan gemiddeld genomen, lokaal met circa 40% verbeteren door het opheffen van knelpunten ten aanzien van stikstofdepositie en/of ruimtelijke condities (omvang en samenhang van heideterreinen) (zie Figuur 10.4).



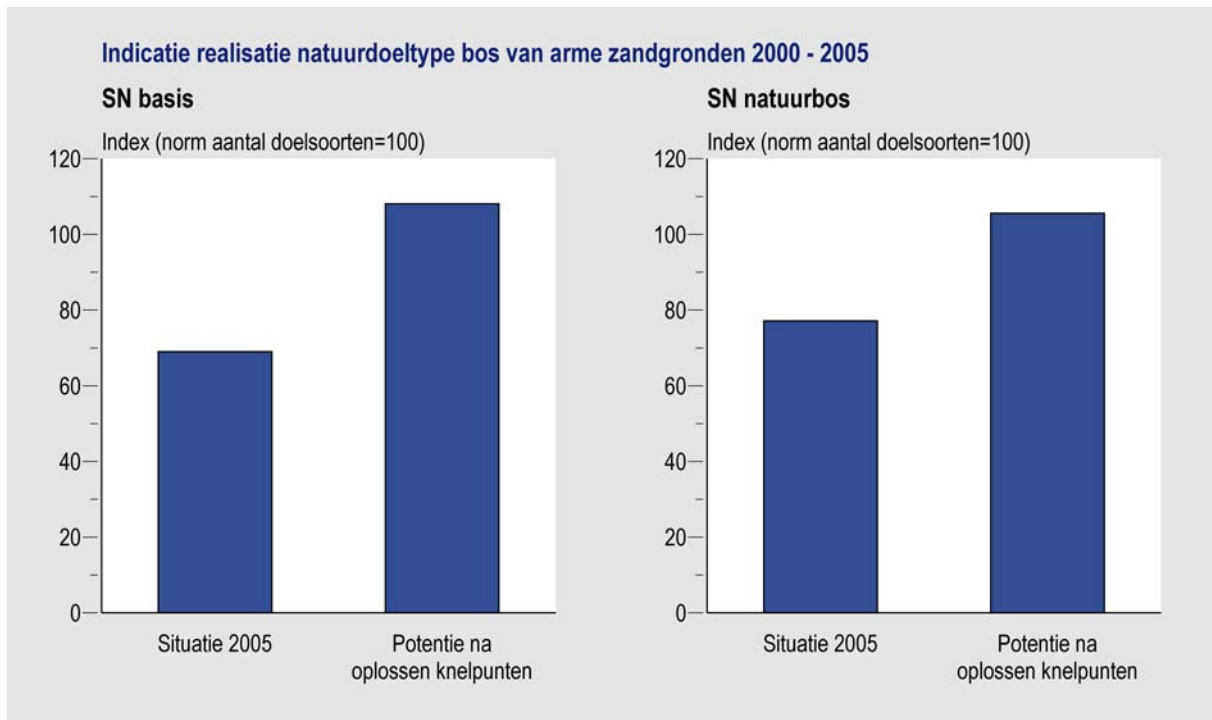
Figuur 10.4 Indicatie realisatie natuurdoeltype droge heide bij het Programma Beheer pakket SN basis. Ook is aangegeven wat de potentie is na oplossen van verdroging, vermessing en versnippering.

## Bossen

Uit regressieanalyse tussen milieu- en ruimtecondities en het aantal doelsoorten vlinders, vogels en planten (zie Bijlage 5) blijkt dat stikstofdepositie en ruimtelijke condities een negatieve invloed hebben op de realisatie van bos op arme zandgronden. Datzelfde geldt voor bossen op rijke zandgronden. In deze regressieanalyse is niet gekeken naar de invloed van andere factoren zoals klimaat. Net als bij schraalgraslanden en heide blijkt dat het aantal doelsoorten daalt als de stikstofdepositie en mate van versnippering meer worden. Met SN-basis kan realisatie van natuurdoeltype bos van arme zandgronden verbeteren met circa 40% als de beperkingen door de huidige milieu- en ruimtecondities opgeheven worden; er zou dan zelfs nauwelijks verschil zijn tussen SN-basis en SN-plus beheer (zie Figuur 10.5).

Figuur 10.5 geeft de resultaten weer van de regressieanalyse. Weergegeven is de verhouding tussen het gemiddeld aantal doelsoorten (per hok van 250 x 250 meter) en het minimum vereiste aantal doelsoorten bij verschillende niveaus van knelpunten. Wordt de stikstofdepositie verlaagd tot het toelaatbare kritische niveau en worden de knelpunten in ruimtelijke condities (omvang en samenhang) opgelost, dan kan in potentie lokaal het natuurdoeltype gerealiseerd worden (zie Figuur 10.5). Of en wanneer doelsoorten daadwerkelijk de gebieden zullen herkoloniseren na oplossing van de knelpunten, hangt af van factoren zoals de aanwezigheid van zaden in de bodem en/of de dispersiemogelijkheden vanuit de nabije omgeving (zie Discussie in paragraaf 10.4). Wanneer de bodemcondities en de vegetatiestructuur van de ondergroei al is veranderd door de aanvoer van stikstofdepositie, zal het verminderen van de hoeveelheid depositie alleen, vaak niet vanzelf kunnen resulteren in natuurherstel. Extra maatregelen (zoals plaggen) zijn dan noodzakelijk. De mogelijkheden om dergelijke effectgerichte maatregelen in bossen op arme zandgronden te nemen is in het huidige Overlevingsplan Bos en Natuur echter beperkt (EC-LNV, 2004).





*Figuur 10.5 Indicatie realisatie natuurdoeltype bos op arme zandgrond bij het Programma Beheer pakket SN basis en SN natuurbos. Ook is aangegeven wat de potentie is na oplossen van verdroging, vermessing en versnippering.*

## 10.4 Discussie

Bij bovenstaande figuren moet een aantal opmerkingen gemaakt worden.

- Bovenstaande figuren laten de verhouding zien tussen het gemiddeld aantal doelsoorten dat in theorie lokaal kan voorkomen (binnen een oppervlakte van 250 x 250 meter) en het minimumaantal vereiste doelsoorten na oplossing van knelpunten in milieu- en ruimtecondities. Deze zijn steeds afgeleid uit de regressieanalyses (zie paragraaf 10.2). Uit de regressieanalyse lijkt het in theorie vaak mogelijk om het minimumaantal vereiste doelsoorten en dus het natuurdoeltype lokaal te realiseren. Dit kan door het huidige beheer voort te zetten, en de onderzochte milieu- en ruimtecondities te verbeteren. Lokaal (dus binnen een ruimte van 250 x 250 meter) lijkt soms zelfs meer dan het minimaal vereiste aantal doelsoorten gerealiseerd te kunnen worden (bijvoorbeeld bij nat schraalgrasland in Figuur 10.2). Hier stijgt de mate van realisatie boven de 100%. Dit is ook noodzakelijk om op landelijk niveau alle doelsoorten duurzaam te kunnen laten voorkomen. Het lokaal nagestreefde minimumaantal doelsoorten is immers fors kleiner dan het totale aantal doelsoorten van natte graslanden (EC-LNV, 2001).
- Om lokaal de verschillende natuurdoeltypen te realiseren moeten wel aanzienlijke knelpunten in milieu- en ruimtedruk opgelost worden. Er zijn verschillende verbeteringen te realiseren:
  - Depositie kan verlaagd worden door de rijksoverheid met maatregelen die de generieke emissie beperken en/of door gebiedsgericht zoneringsbeleid en/of lokale emissieverlaging in nabij gelegen bronnen (Hinsberg et al., 2003).
  - Met extra verschalend natuurbeheer zou zelfs een beperkte hoeveelheid depositie boven het kritische niveau van het natuurdoeltype (een tijd lang)

- geaccepteerd kunnen worden; hiervoor is extra maabeheer nodig, eventueel te betalen uit OBN (Overlevingsplan Bos en Natuur).
- Om verdroging op te lossen kan gekeken worden naar lokale beheermaatregelen in het natuurgebied zelf, maar ook naar maatregelen daarbuiten (regionale waterhuishouding) door respectievelijk de beheerder en provincie in samenwerking met waterschappen.
  - Ruimtelijke condities kunnen verbeterd worden door het areaal samenhangend nat schraalgrasland te vergroten door natuurontwikkeling, omvorming van bestaande natuur en/of ontsnippering (Lammers et al., 2005).  
Terreinbeheerders hebben in natuurgebieden zelf sturingsmogelijkheden. De provincie kan sturend optreden door duidelijke (1:1) begrenzingslijnen in de gebiedsplannen.
- Bovenstaande figuren geven alleen op basis van een correlatieverband aan of natuurdoeltypen gerealiseerd kunnen worden bij verbetering van milieu- en ruimtecondities. Het is echter onzeker of en hoe snel de soorten daadwerkelijk weer kunnen terugkeren, als milieu- en ruimtecondities verbeterd zijn. Dit hangt onder meer af van de dispersiemogelijkheden uit de nabijgelegen groeiplaatsen van die soorten; soorten moeten het natuurgebied weer kunnen bereiken (Berendse et al., 1992). Plantensoorten kunnen een natuurgebied ook weer herkoloniseren, als er nog een levensvatbare zaadvoorraad in de bodem aanwezig is. Klein en Sutherland (2003) en Blomqvist (2005) geven bijvoorbeeld aan dat bij afwezigheid van een zaadvoorraad in de bodem, botanische graslanden zich slecht zullen ontwikkelen vanwege de slechte verspreiding van zaden. Herstel vanuit een dergelijke situatie kan volgens de auteurs decennia duren. Ook Schaminee en Janssen (1998) geven in het handboek *Wegen naar Natuurdoeltypen* aan dat de ontwikkeling van botanische kwaliteit vanuit gangbare landbouw vijftig tot honderd jaar kan duren. Deels heeft dit natuurlijk ook te maken met veranderde bodemcondities. Natuurontwikkeling op landbouwgronden kan bijvoorbeeld extra tijd vragen onder andere door de hoeveelheid opgehoopt fosfaat in de bodem (Kemmers et al., 2005).
  - Gerealiseerd moet worden dat, ook wanneer de bodemcondities zijn veranderd door depositie of verdroging, veelal effectgerichte beheermaatregelen nodig zijn om de natuur te laten herstellen (EC-LNV, 2004). Met beheer is verschraving te realiseren, maar herstel van soortenrijkdom laat soms lang op zich wachten (Oomes, 1992; Berendse et al., 1992; Olf en Bakker, 1990). De kans dat doelsoorten in praktijk kunnen terugkeren in bijvoorbeeld de heiden, en de snelheid waarmee ze dat kunnen doen, hangt echter af van dispersiemogelijkheden vanuit nabij gelegen natuurgebieden. Bij planten hangt deze kans ook af van de aanwezigheid van zaden in de bodem. Als de bodem is verzuurd en verrijkt met stikstof en de heide is vergrast, zal herstel alleen mogelijk zijn na het nemen van effectgerichte maatregelen, zoals Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN). In bossen geldt hetzelfde; wanneer de bodemcondities en de vegetatiestructuur van de ondergroei al is veranderd door de aanvoer van stikstofdepositie, zal het verminderen van de hoeveelheid depositie alleen vaak niet vanzelf kunnen resulteren in natuurherstel. Extra maatregelen (zoals plaggen) zijn dan noodzakelijk. De mogelijkheden om dergelijke effectgerichte maatregelen in bossen op arme zandgronden te nemen is in het huidige Overlevingsplan Bos en Natuur echter beperkt (EC-LNV, 2004).
  - Oplossing van knelpunten in milieu en ruimte vragen vaak inspanning van zowel de beheerders als andere partijen (zie Wiertz en Sanders, 2007). De beheerders kunnen bijvoorbeeld de interne ruimtelijke samenhang tussen heidevelden binnen een natuurgebied vergroten en daarmee versnippering deels oplossen. Het Rijk en de

provincies kunnen de ruimtelijke samenhang ook vergroten door gebieden aan te kopen en gebieden onderling te verbinden. Knelpunten in depositie (vermesting) kunnen aangepakt worden met generiek emissiebeleid, zoneringsbeleid en/of lokale sanering en verschalend beheer. Uit de regressieanalyse blijkt dat in potentie lokaal meer dan het minimaal beoogde aantal doelsoorten gerealiseerd kan worden, als de knelpunten worden opgelost. Dit is ook noodzakelijk om landelijk gezien alle doelsoorten duurzaam te laten voorkomen. Het lokaal nagestreefde aantal doelsoorten is immers kleiner dan het totaal aantal doelsoorten dat landelijk gezien afhankelijk is van droge heide. Na het oplossen van knelpunten in milieu en ruimte kunnen natuurdoeltypen in potentie gerealiseerd worden.

## 10.5 Conclusie

### Graslanden

- De mate waarin het natuurdoeltype natschraalgrasland gerealiseerd is blijkt af te hangen van de hoogte van de stikstof depositie en de gemiddelde grondwaterstand. Hieruit blijkt dat voedselrijkdom (stikstof) en vocht belangrijke knelpunten zijn. Uit de regressieanalyse blijkt dat ook ruimtelijke condities (de ruimtelijke samenhang van gebieden en de gebiedsgrootte) een belangrijke factor kunnen zijn voor de realisatie van natte graslanden. Hoe slechter de ruimtelijke condities zijn, hoe minder doelsoorten er voorkomen. De precieze bijdrage van de verschillende factoren blijft echter moeilijk te kwantificeren, omdat de bestudeerde milieu- en ruimtefactoren veelal onderling samenhangen en de betrouwbaarheid van inschatting van de factoren varieert. Bovendien zijn tal van andere factoren bepalend voor de vraag of soorten voorkomen of terug komen na herstel van milieu- en ruimtecondities (zie paragraaf 10.4).

### Moeras

- Uit regressieanalyse tussen milieu- en ruimtecondities en het aantal doelsoorten vlinders, vogels en planten blijkt dat (grond)waterpeil en ruimtelijke condities de realisatie van moeras natuurdoeltypen negatief kunnen beïnvloeden. Atmosferische depositie is een veel minder groot probleem gezien de beperkte gevoeligheid van moerassen (Bobbink et al., 1998). De invloed van oppervlaktewaterkwaliteit -een andere bron van vermesting- is waarschijnlijk groter, maar bleek niet te kwantificeren met bestaande gegevens. Het aantal doelsoorten dat in een gebied voorkomt, hangt wel significant af van de ruimtelijke condities. Hoe slechter de ruimtelijke condities, hoe kleiner de oppervlakte aan moeras en hoe beperkter de ruimtelijke samenhang met andere moerassen, hoe lager het aantal aangetroffen doelsoorten planten, vlinders en vogels. Uit de regressieanalyse blijkt verder dat deze invloeden kunnen verschillen per beheercategorie.

### Heide en hoogveen

- De kwaliteit en de realisatie van het natuurdoeltype droge heide blijkt een significant verband te vertonen met de hoogte van de stikstofdepositie uit de atmosfeer en de ruimtelijke condities van de droge heide. Uit regressieanalyse blijkt het totaal aantal doelsoorten vlinders, vogels en planten significant af te nemen, als depositie en versnippering toenemen.

- Op basis van de gevonden statistische verbanden lijkt het in potentie mogelijk dat het lokaal nagestreefde minimumaantal doelsoorten is te realiseren bij het huidige beheer, als de onderzochte milieu- en ruimtecondities verbeterd worden (zie Figuur 10.4). De knelpunten (zoals vermesting en versnippering) die moeten worden opgelost zijn wel aanzienlijk en herstel van soorten laat vaak lang op zich wachten (zie Discussie in paragraaf 10.4).

### **Bossen**

- Uit regressieanalyse tussen milieu- en ruimtecondities en het aantal doelsoorten vlinders, vogels en planten blijkt dat stikstofdepositie en ruimtelijke condities een negatieve invloed hebben op de realisatie van bos op arme zandgronden. Datzelfde geldt voor bossen op rijke zandgronden. In deze regressieanalyse is niet gekeken naar de invloed van andere factoren zoals klimaat. Net als bij schraalgraslanden en heide blijkt dat het aantal doelsoorten daalt als de stikstofdepositie en mate van versnippering meer worden.
- Wordt de stikstofdepositie verlaagd tot het toelaatbare kritische niveau en worden de knelpunten in ruimtelijke condities (omvang en samenhang) opgelost, dan kan in potentie lokaal het natuurdoeltype gerealiseerd worden (zie Figuur 10.5). Of en wanneer doelsoorten daadwerkelijk de gebieden zullen herkoloniseren na oplossing van de knelpunten, hangt af van factoren zoals de aanwezigheid van zaden in de bodem en/of de dispersiemogelijkheden vanuit de nabije omgeving (zie Discussie in paragraaf 10.4).



## 11 Conclusies en discussie

### 11.1 Conclusies

In dit rapport zijn de ecologische effectiviteit geanalyseerd aan de hand van meetgegevens uit het veld. Per type natuur zijn de volgende aspecten aan bod gekomen: realisatie natuurdoeltype, vegetatiekwaliteitstrends in soortenaantal van vlinders, vogels (waaronder weidevogels) en planten, en ten slotte knelpunten, bijvoorbeeld in milieucondities of beheer. Data over deze aspecten zijn vergeleken tussen de diverse beheercategorieën (Staatsbosbeheer, SN-pluspakketten, SN-basispakketten, SAN, gangbare landbouw en overig beheer). Steeds zijn die met elkaar vergeleken op basis van in principe één en dezelfde ecologische maatlat. Door zorgvuldige selectie van meetpunten is getracht een representatief beeld te geven van verschillen tussen beheercategorieën. Wanneer dit niet is gelukt, dan is dat aangegeven.

#### ***Beschikbaarheid van monitoringsgegevens beperken de ecologische evaluatie***

Op basis van alleen de huidige monitoringsgegevens verzameld in Programma Beheer, is geen goede evaluatie van ecologische effectiviteit van beheer te maken. Met monitoringsgegevens die Staatsbosbeheer verzameld heeft, is dat beter mogelijk. De ecologische effectiviteit van beheer door Staatsbosbeheer, SAN en/of SN kan verder moeilijk vergeleken worden, doordat de doelen niet in dezelfde schaal en eenheden zijn geformuleerd.

Met ecologische informatie die niet voor een ecologische evaluatie van de regelingen is verzameld in de loop der jaren, zijn wel uitspraken te doen over verschillen in vegetatiekwaliteit, realisatie van de natuurdoeltypen, de trends daarin en de knelpunten en verbeteropties. De analyses hadden diepgaander en nauwkeuriger kunnen zijn, als er meer consistente en gelijksoortiger informatie beschikbaar was geweest, de trendanalyses konden bijvoorbeeld niet altijd op het gewenste niveau worden uitgevoerd. Zo konden vaak geen aparte trendanalyses gemaakt worden voor locaties die verschillen in de zwaarte van ingezet beheer. Ook konden veelal geen aparte analyses gemaakt worden in locaties met SN-basis of SN-plus. Dergelijke trendanalyses hadden een directer verband tussen beheer en ecologische effecten kunnen tonen.

#### ***Uitspraken op niveau van vegetatiekwaliteit veelal in lijn met uitspraken over natuurdoeltypen***

In de ecologische evaluatie is gekeken naar zowel de vegetatie- en boskwaliteit als de mate van realisatie van natuurdoeltypen. De volgende conclusies kunnen getrokken worden over de relatie tussen de vegetatiekwaliteit en de realisatie van natuurdoeltypen:

Vegetatiekwaliteit, maar ook het aantal meetsoorten, is in het algemeen positief gecorreleerd, met de realisatie van natuurdoeltypen. In een aantal gevallen blijkt echter dat de vegetatie en de boskwaliteit minder direct gecorreleerd zijn met de realisatie van natuurdoeltypen. Zo zullen doelsoorten in het bos pas op lange termijn (tien jaar of meer) profiteren van bijvoorbeeld een grotere hoeveelheid dood hout. Wanneer het behoud en herstel van biodiversiteit het uitgangspunt is, dan zijn kortetermijndoelen zoals de hoeveelheid dood hout

en de mate van vergrassing onvoldoende om de nagestreefde langetermijnontwikkeling in beeld te brengen: men zal dan soorten moeten gaan monitoren. Bovendien is in enkele gevallen aangetoond dat de trend in het aantal meetsoorten van een bepaalde soortengroep niet overeenkomt met trends in het aantal doelsoorten van diezelfde soortengroep. Dergelijke verschillen vragen om een nadere analyse van oorzaken en wellicht een bijstelling van de doeldefinitie en/of een aanpassing van het uitgevoerde beheer (bijvoorbeeld beheer dat meer gericht is op specifieke fauna).

Ook het veldwerk ten behoeve van deze ecologische evaluatie, gedaan in twee typen graslanden, bevestigt de verschillen tussen de beheercategorieën (Melman et al., 2007). De relatieve verschillen die uit de analyse van de realisatie van de natuurdoeltypen en de indicatie van de vegetatiekwaliteit, komen overeen.

### ***Verschillen in vegetatiekwaliteit tussen beheercategorieën***

De volgende conclusies kunnen getrokken worden over de vegetaties en de boskwaliteit: Volgens de verwachtingen zijn binnen de SN steeds de hoogste kwaliteiten aangetroffen in locaties waar SN-pluspakketten worden gesubsidieerd. Gebieden van de SAN hebben veelal een kwaliteit die tussen SN en gangbare landbouw inzit.

Uit trendanalyses blijkt dat de aanwezige vegetatiekwaliteit en flora in beheerde terreinen veelal behouden blijft of zelfs toeneemt. Zo stijgt de vegetatiekwaliteit in heide en natte graslanden, terwijl vergelijkbare types natuur buiten de natuurgebieden niet of nauwelijks nog voorkomen en veelal zelfs achteruitgaan. De stijging van de vegetatiekwaliteit, uitgedrukt als oppervlaktetoename van doelassociaties, werd ook gevonden in de analyse van de steekproef die Staatsbosbeheer heeft uitgevoerd. Natuurbeheer heeft dus resultaat in vergelijking met overig grondgebruik. In locaties met pluspakketten lijkt de trend soms wat beter dan bij basispakketten. Zo neemt bij droge heide bij basispakketten de vergrassing nog toe.

Met vogels en vlinders lijkt het soms wat minder goed te gaan, zelfs in natuurgebieden. Duidelijke trendbreuken voor en na het jaar 2000 -de start van Programma Beheer- zijn evenwel niet aangetroffen. Overigens verschillen de trendbreuken in Programma Beheer-terreinen met trends in terreinen van Staatsbosbeheer. Daarom kan niet gezegd worden of de waargenomen negatieve ontwikkelingen komen door de regeling Programma Beheer. De dichtheden weidevogels zijn hoger bij de terreinbeheerders dan bij terreinen met agrarisch natuurbeheer. Desalniettemin neemt de dichtheid af zowel bij de terreinbeheerders als bij de SAN. De effecten van het agrarisch weidevogelbeheer zijn zichtbaar. Maar dit is nog onvoldoende om de weidevogelstand in Nederland te behouden. Voor het agrarisch natuurbeheer geldt dat de te lage reproductie van weidevogels de belangrijkste oorzaak van de achteruitgang is. Dit komt enerzijds door extensivering en veranderende terreinstructuur bij de terreinbeheerders en intensivering van het grondgebruik door agrariërs.

De structuur van bossen wordt natuurlijker, als de bomen ouder worden en als er meer dood hout ligt. Deze ontwikkeling is al in gang gezet voor de start van Programma Beheer. Sommige soortgroepen zoals paddenstoelen en insecten profiteren al van de toename van dood hout. Herstel van meer zeldzame soorten (en daarmee verbetering van de kwaliteit van natuurdoeltypen) vraagt meer tijd. Bossen worden door ontwikkelingen in structuur minder open, wat landelijk gezien negatief doorwerkt voor sommige soorten die juist weer afhankelijk zijn van open plekken in het bos, zoals vlinders. Processen waardoor van nature open plekken ontstaan, treden nog te weinig op.

***Realisatie van natuurdoeltypen niet altijd even groot***

De volgende conclusies kunnen getrokken worden over de realisatie van natuurdoeltypen: zoals de Rekenkamer (2006) al aangeeft, ontbreekt het aan een methode om realisatie van natuurdoeltypen te monitoren. Vooruitlopend op methoden die ontwikkeld worden in het kader van monitor Agenda vitaal platteland en doelbereikingsmonitor Nota Ruimte om hier verandering in te brengen, is in deze studie de realisatie van natuurdoeltypen in beeld gebracht. Wel moet worden opgemerkt dat de realisatie van natuurdoeltypen, zoals gedefinieerd in het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001), in deze evaluatie is geïndiceerd op basis van voorkomen van doelsoorten uit slechts 3 van de 22 soortgroepen. Maar omdat deze drie soortgroepen meer dan 85% van het totale aantal doelsoorten per natuurdoeltype bevatten, is het waarschijnlijk toch een betrouwbare indicatie. Daarnaast moet opgemerkt worden dat bij de afspraak tussen Staatsbosbeheer en het ministerie van LNV een wat andere definitie van doelbereik van natuurdoeltypen wordt gehanteerd, dan is beschreven in het handboek.

Uit landelijke gegevens blijkt dat gemiddeld genomen in minder dan de helft van de locaties met SN of terreinen van Staatsbosbeheer de biodiversiteit van het nagestreefde natuurdoeltype is gerealiseerd. Om de rijksdoelen te realiseren is dus nog een aanzienlijke inspanning noodzakelijk. Beheer zou zich daarom meer kunnen richten op herstel dan op behoud van bestaande waarden.

Doelsoorten vlinders en vogels laten niet altijd een gewenste stabiele (of positieve) trend zien. Dit betekent dat een gewenste toename van de realisatie van natuurdoeltypen niet gewaarborgd is.

De realisatie van natuurdoeltypen varieert per beheercategorie (vrijwel op analoge wijze als op het niveau van vegetatiekwaliteit). Bij SN-plus is de realisatie groter dan SN-basis. Staatsbosbeheer heeft veelal een intermediaire kwaliteit, doordat aparte plus- of basisdoelen ontbreken. Soms is de realisatie bij Staatsbosbeheer hoger dan in pluspakketten. Voorbeelden zijn natte schraalgraslanden en hoogveen. Maar soms is de realisatie ook lager zoals in multifunctionele bossen. Dit laatste heeft te maken met onder andere de uitgangssituatie en actueel en historisch gebruik.

***Milieu en ruimte belemmeren realisatie van doelen***

De volgende conclusies kunnen getrokken worden over de invloed van milieu en ruimte: condities als vochttoestand en voedselrijkdom van de bodem blijken in bijvoorbeeld heide en natte graslanden de nagestreefde vegetatiekwaliteit te beperken. Ook blijkt dat de grondwaterstand en stikstofdepositie uit de atmosfeer een negatieve invloed hebben op het actueel voorkomen van doelsoorten van deze typen. De hoogste kwaliteit van vegetaties op nat schraalgrasland wordt bijvoorbeeld aangetroffen in locaties met de geringste knelpunten in voedselrijkdom (SN-plus, Staatsbosbeheer). De laagste kwaliteit wordt aangetroffen in locaties met de grootste knelpunten in voedselrijkdom (SN-basis, SAN, regulier agrarisch gebied). Bij basispakketten in natte graslanden is ook de vochttoestand een knelpunt. In zulke situaties kan natuurbeheer gericht op vershraling en verbetering van de (interne) hydrologie de vegetatiekwaliteit verbeteren. Gegevens van Staatsbosbeheer laten ook zien dat bepaalde maatregelen, zoals plaggen of een andere manier van het aanleggen van greppels, de vegetatiekwaliteit in natte en droge heide kan verbeteren.

Statistische relaties tussen het voorkomen van doelsoorten en huidige milieu- en ruimtecondities geven aan dat in theorie natuurdoeltypen zoals bos van arme en rijke zandgronden, droge heide, natte heide, moeras en natte schraalgraslanden bij het huidige beheer lokaal gerealiseerd kunnen worden. Dat kan als knelpunten zoals versnippering en verdroging en/of knelpunten door te hoge stikstofdepositie zijn opgelost. Lokaal (op 250 bij



250 meter) blijkt het aantal doelsoorten dat kan voorkomen, na oplossing van knelpunten zelfs boven het vereiste minimum aantal doelsoorten te kunnen stijgen. Volgens het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2001) is dan lokaal sprake van realisatie van het natuurdoeltype. Om landelijk gezien alle doelsoorten duurzaam te behouden, is het overigens nodig dat op sommige locaties aanzienlijk meer dan het vereiste minimum aan doelsoorten voorkomt.

Beheerders kunnen slechts een deel van de knelpunten in milieu en ruimte zelf oplossen. Dat kan bijvoorbeeld door extra verschalende maatregelen zoals maaien, plaggen, die de gevolgen van te hoge depositieniveaus tegengaan. Of door de interne hydrologie te verbeteren, zodat de verdroging deels opgelost wordt en/of door de ecologische samenhang binnen de natuurgebieden te vergroten, zodat ruimtelijke knelpunten aangepakt worden. Veelal zullen ook maatregelen genomen moeten worden door andere (externe) partijen zoals het Rijk, de provincies, de gemeenten en de waterschappen. Het gaat dan bijvoorbeeld om generieke maatregelen die gericht zijn op reductie van stikstofemissie uit de landbouw, het verkeer en/of de industrie. Het kan ook gaan om maatregelen om de regionale waterhuishouding aan te passen of om natuur- of SAN-gebieden uit te breiden en te verbinden. Daarnaast is bijvoorbeeld de toegenomen predatiedruk bij weidevogels door landschappelijke verdichting alleen tegen te gaan door maatregelen te nemen op een hoger schaalniveau. De kans dat de natuurwaarden herstellen als milieu- en ruimteknelpunten zijn opgelost, en de snelheid waarmee dat gebeurt, hangt in belangrijke mate af van dispersiemogelijkheden vanuit nabijgelegen gebieden. In het geval van planten hangt dat ook af van de aanwezigheid van zaden in de bodem.

Overigens hangt de natuurkwaliteit na herstel ook sterk af van de natuurlijke kansrijkdom van de plek, bijvoorbeeld of vanouds kalkrijke kwel aanwezig is. De tijdsduur nodig voor herstel van de milieukwaliteit hangt voorts samen met bijvoorbeeld duur en hoeveelheid van de vroegere bemesting.

In de bodem en vegetatiestructuur kunnen veranderingen opgetreden zijn door verdroging, verzuring of vermesting. Veelal zullen dan effectgerichte maatregelen nodig zijn om natuurherstel mogelijk te maken, zolang de generieke, landelijke milieumaatregelen nog onvoldoende zijn. Voor veel natuurdoeltypen zijn geschikte maatregelen beschreven in het Overlevingsplan Bos en Natuur. Voor met name bossen op arme zandgronden is dat niet het geval. Voor weidevogels is er speciale aandacht met het uitvoeren van de plannen van het weidevogelverbond.

## 11.2 Discussie

### Ontbreken van aansluitende monitoring

Helaas ontbreken goede monitoringsgegevens over de realisatie van natuurdoeltypen (Rekenkamer, 2006; De Knecht et al., 2006). Ook de ecologische monitoring in het kader van Programma Beheer is beperkt bruikbaar voor trendanalyse. Daarom is teruggevallen op een alternatieve methode om doelbereiking te bepalen. Echter, de gegevens zijn vaak niet verzameld met het doel waarvoor ze in deze studie worden gebruikt. Monitoringsgegevens van doel- en meetsoorten van individuele soortgroepen zijn verzameld in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring. Daarnaast zijn er trends berekend. Verder zijn de interne en externe oorzaken geprobeerd te achterhalen die de effectiviteit beïnvloeden.

Om een aantal redenen is het niet gelukt om precies de bovenbeschreven methode te volgen. De belangrijkste redenen worden hieronder beschreven.

## **Doelbereik**

Het vaststellen van het bereiken van een natuudoeltype, volgens het Handboek Natuuroeltypen is geen sinecure. De soortgroepen, waarmee wordt bepaald of een natuuroeltype bereikt is of niet, zijn niet allemaal eenvoudig te monitoren. Monitoring van alle doelsoorten per natuuroeltype is tot nog toe niet haalbaar gebleken. Doelbereiking met bestaande monitoringsgegevens is daarom niet vast te stellen.

Ook het vaststellen van de doelbereiking van alle PB-pakketten is lang niet altijd mogelijk gebleken. In het hoofdrapport is doelbereiking van beheerdoelen dan ook alleen bepaald met nieuw veldonderzoek en gegevens vanuit de regelingen zelf.

## **Verschillende gegevensbronnen**

Aan de hand van bestaande gegevens uit andere bronnen, zoals verspreidingatlassen, vegetatiekaarten, meetnetten, literatuur en deskundigenoordeel, kan echter wel een indicatie worden verkregen over de mate van doelbereiking van het pakket, subdoeltype of natuuroeltype op locaties met PB-pakketten en SBB-subdoeltypen. Deze weg is bewandeld in dit rapport. De in dit rapport gepresenteerde gegevens geven steeds een grove indicatie van de mate van realisatie van voorgenomen doelen.

## **Tijdreeks (kip en ei; nulmeting)**

Tijdreeksen kunnen belangrijk zijn om aan te tonen of veranderingen in soorten samenhangen met verandering in gevoerd beheer. Met tijdreeksen hoeft je geen rekening te houden of soorten al dan niet aanwezig zijn. Er ontstaat dan geen discussie over de vraag of een bepaald beheer gekozen is omdat de soorten er waren, of dat de soort het resultaat was van het beheer (kip/ei probleem). Het gaat nu immers om het evalueren van het effect van het beheer en niet van de locatiekeuze.

## **Gepaarde metingen**

In het veld is de mate van invloed van verschillende factoren moeilijk te scheiden. Veranderingen in de natuurkwaliteit kunnen veroorzaakt worden door beheer, OBN-maatregelen, klimaatveranderingen, stikstofdepositie en dergelijke of een combinatie daarvan. Voor bewijsvoering zouden idealiter effectstudies uitgevoerd moeten worden waarin alle omstandigheden zoveel mogelijk gelijk moeten zijn behalve de te onderzoeken factor (bijvoorbeeld in dit geval gesubsidieerd beheer). Zo zouden gepaarde waarnemingen waarin alleen beheer verschilt met elkaar vergeleken kunnen worden. In de praktijk is het vinden van een geschikte referentielocatie echter vaak een moeilijke opgave. Het achteraf vinden van geschikte referentielocaties –zoals dat in dit rapport is gedaan- is nog veel lastiger. Om de robuustheid van uitspraken te vergroten is in dit rapport getracht zoveel mogelijk verschillende databronnen te analyseren. Bij het trekken van de hoofdconclusies ten behoeve van de evaluatie is steeds gekeken of conclusies gedragen worden door de verschillende analyses. Bij het gebruik van individuele resultaten uit dit rapport moet deze toetsing ook plaatsvinden.

## **Tijd**

De PB-regeling is in het jaar 2000 van kracht geworden. Voor veel natuurtypen kan het jaren duren voordat effecten van beheer tot uitdrukking komen en meetbaar worden in het veld. Vele natuurterreinen kennen een lange tot zeer lange beheersgeschiedenis. De gemeten effecten tussen PB- en niet PB-terreinen kunnen dus niet uitsluitend worden toegerekend aan het effect van PB van na het jaar 2000.

## **Schaal**

Het is niet altijd gelukt om op PB-pakketniveau of SBB-subdoeltype een statisch betrouwbare uitspraak te doen. Dit heeft vaak te maken gehad met het ontbreken van voldoende meetpunten. Hiertoe is soms een aantal pakketten geaggregeerd om toch tot een uitspraak te komen voor het complex van gelijkende pakketten (bijvoorbeeld bospakketten).

## **Beleidsdoelstellingen**

Het is niet gelukt om de effectiviteit van de natuurbeheerregelingen aan alle (inter)nationale beleidsdoelstellingen te toetsen. De natuurbeheerregelingen zijn geen doel op zich maar een instrument om deze doelen te bereiken. Het gaat hier dan bijvoorbeeld om de doelstellingen van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water, de EHS, de CBD-doelstelling om de biodiversiteitsachteruitgang in 2010 te hebben gestopt en de doelstelling om duurzame condities te realiseren van de in 1982 van nature voorkomende soorten en inheemse populaties.

## **Correlatief onderzoek**

Het nadeel van de gehanteerde methodiek is het sterke accent op correlatief onderzoek. Steeds wordt gekeken naar relatieve verschillen in natuurkwaliteit en de trend daarin, tussen beheercategorieën. Met correlatief onderzoek is het moeilijk om oorzaken aan te wijzen. Met experimenteel onderzoek had wel bewezen kunnen worden waarom trends in het veld veranderen. Nu is niet zeker in welke mate de geconstateerde verschillen veroorzaakt worden door verschillen in beheerinspanning en/of door verschillen in uitgangssituaties. Koppeling met beheerinspanning wordt verder bemoeilijkt doordat niet (digitaal en centraal) beschikbaar is welke maatregelen in gebieden van Programma Beheer zijn uitgevoerd, en hoe intensief het beheer was. Daarnaast is ook geen informatie beschikbaar of en in welke mate andere aanvullende maatregelen zijn uitgevoerd, bijvoorbeeld in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) of LIFE.

Wanneer er verschillen zijn in trends tussen verschillende beheercategorieën is wel duidelijker dat in terreinen onder verschillende categorieën, effecten van beheer (in de brede betekenis) anders uitpakken. Als er dan bovendien een verschil is in trend voor en na invoering van Programma Beheer lijkt het aannemelijk dat de effecten samenhangen met veranderend beheer zoals uitgevoerd in het kader van Programma Beheer.

## Literatuur

- Algemene Rekenkamer (2006). Ecologische hoofdstructuur. KST 100389, Sdu Uitgevers, Den Haag.
- Altenburg, W., M. Groeneweg en K. van der Veen (2005). Hoogveenvegetaties in het Fochteloërveen. *De Levende Natuur*, 106 (3): 102-106.
- Arnolds E.J.M. en E. van der Maarel, 1979. De oecologische groepen in de standaardlijst van de Nederlandse flora 1975. *Gorteria* 9: 303-312.
- Arnolds, E.J.M. (2005). Programma Beheer, hoe lang nog? *De Levende Natuur*, 106 (6): 270- 272.
- B&A en DLV Groen en Ruimte (2003). Tussentijdse evaluatie Programma Beheer. Eindrapport. B&A Groep, Den Haag.
- Badts, E. de (2003). The influence of terrestrial habitat on occurrence and colonisation of ponds by the Crested Newt (*Triturus cristatus*) in Twente, The Netherlands. Thesis report, Wageningen Universiteit en Researchcentrum, Wageningen.
- Bakker, J.P. (1997). Natuurontwikkeling kan niet zonder onderzoek. *De Levende Natuur*, 98 (2): 48-50.
- Bakker, J.P., R.M. Veeneklaas en A. Jansen (2005). Een groen strand op Schiermonnikoog. *De Levende Natuur*, 106 (4): 151-155.
- Beckers, Th. en J. Kuijpers (2003). De Brabantse Biesbosch. Externe audit Staatsbosbeheer. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Beersma, P. en W. Beersma (2002). Hoogstamboomgaarden en steenuilen. Steenuilenoverleg Nederland. Nieuwsbrief *STONE*, 6: 14-15.
- Belgers, J.D.M. en G.H.P. Arts (2003). Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op riet. Literatuurstudie naar processen en factoren die samenhangen met degeneratie en herstel van jonge verlandingsstadia van riet (*Phragmites australis*) in peat and riverine marshlands. Rapportnr. 828.1, Alterra, Wageningen.
- Berendse, F. en W.Th. Elberse (1990). Competition and nutrient availability in heathland and grassland ecosystems. In: *Perspectives on Plant Competition* (J. Grace & D. Tilman, eds.): 93-115. Academic Press, Florida, Orlando.
- Berendse, F., M.J.M. Oomes, H.J. Altena en W.Th. Elberse (1992). Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biological Conservation*, 62: 59-65.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clercx, J.J. de Jong, M.N. van Wijk en L.J. van Os (2001). Bospaden voor bosplanten; Bospaden als transportroute, vestigingsmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. Alterra rapportnr. 193, Alterra, Wageningen.
- Bijlsma, R.J. (2002). Bosrelicten op de Veluwe. Een historisch-ecologische beschrijving. Alterra rapportnr. 647, Alterra, Wageningen.
- Bijlsma, R.G. (2006). De blikjesindex. *De Levende Natuur*, 107 (5): 200-201.
- Bink, F.A. (Red.1979). *Levensgemeenschappen*. Wageningen, Pudoc.
- Blomqvist, M.M. (2005). Restoration of plant species diversity of ditch banks. Ecological constraints and opportunities. Proefschrift, Universiteit Leiden, Leiden.
- Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86: 717-738.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger en I.J.J. van den Wyngaert (2003). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: *Empirical critical loads for nitrogen* (B.A.A.R. Bobbink ed.): 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Boom, B. van den, J. Holtland en E. Lammerts (2004). De duinen van Staatsbosbeheer; evaluatie van herstelbeheer in de kuststrook. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Borkent, I., P.D. Jungerius en R. Ketner-Oostra (2005). De spagaat van de stuifzandbeheerder. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 2 (9): 20-23.
- Brandsma, O.H. (1997). Hoogwaterzone: een natuurontwikkelingsgebied voor riet- en moerasvogels in de Wieden. *De Levende Natuur*, 98 (2): 51-55.

- Burney, J. (1999). Bijdrage tot de historische ecologie van de Limburgse Kempen (1910-1950). Tweehonderd gesprekken samengevat. Stichting Natuurpublicaties, Limburg.
- Canters, K.J., J. de Leeuw, R.J. van der Poll en H. Heemsbergen (1996). Natuur in natuurbraak: rapportage van de natuurresultaten in 1995 voor het demonstratieproject Natuurbraak. Informatie- en Kennis Centrum Natuurbeheer, Wageningen.
- Carey, P.D.C.S. (2003). The multi-disciplinary evaluation of a national agri-environment scheme. *Journal of Environmental Management*, 69.
- CBS en Staatsbosbeheer (1985). De Nederlandse bosstatistiek deel 1: de oppervlakte bos, 1980-1983. Staatsuitgeverij/CBS-publicaties, s-Gravenhage.
- Cherrill, A. en C. McClean (1999). Betweenobserver variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 36: 989-1008.
- Corporaal A. (2007). Evaluatie ecologische effectiviteit Programma Beheer op basis van literatuur; botanische aspecten.
- De Knecht, B., H.W.B. Bredenoord, J. Wiertz en M.E. Sanders (2006). Monitoringsgegevens voor het natuurbeheer anno 2005. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer : Achtergrondrapport 1. WOT rapport 22, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.
- Delft, S.P.J. van (2004). Natuurontwikkeling in een Achterhoeks beekdal: Toch maar niet afgraven! *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 1 (7): 5-9.
- Deuzeman, S. (2001). Blauwborst, Rietzanger, Snor en Baardman profiteren indirect van MKZ. *SOVON Nieuws* 2001 (4:11).
- Dijkema, K., A. Nicolai, J. de Vlas, C. Smit, H. Jongerius en H. Nauta (2001). Van Landaanwinning naar Kwelderwerken. Rijkswaterstaat Noord-Nederland, Leeuwarden.
- Dijkstra, H. (red. 1991). Natuur en landschapsbeheer door landbouwbedrijven; Eindverslag van het COAL-onderzoek. COAL publicatienr. 60, NRLO, Wageningen.
- Dirkse, G.M., W.P. Daamen, H. Schoonderwoerd, M. Japink, M. van Jole, R. van Moorse, P. Schnitger, W.J. Stouthamer en M. Vocks (2007). Meetnet Functievervulling bos 2001-2005, Vijfde Nederlandse Bosstatistiek. DK rapportnr. 2007/065, Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Dirkx, G.H.P. (2002a). Historische ecologie van De Brand en De Mortelen (Noord-Brabant). Alterra rapportnr. 391, Alterra, Wageningen.
- Dirkx, G.H.P. (2002b). Historische ecologie van hooimaatjes in De Wildernis (Overijssel). Alterra rapportnr. 392, Alterra, Wageningen.
- DLG (2005). Objectivering Doelpakketten Versie aanvraagjaar 2006. Dienst Landelijk Gebied, Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- DR (2005a). Subsidieregeling agrarisch natuurbeheer 2000. Aanvraagperiode 2006. Brochure Pakketten. Toelichting. Dienst Regelingen, Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- DR (2005b). Subsidieregeling natuurbeheer 2000. Aanvraagperiode 2006. Brochure. Pakketten. Toelichting. Dienst Regelingen, Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Drees, M. (2004). Epidemieën onder wilde konijnen en de gevolgen. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 1 (2): 9-11.
- Duinhoven, G. van, en H. Weersink (2004). Een onverwacht floristisch eldorado. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 1 (5): 7-9.
- EC-LNV (2001). Handboek Natuurdoeltypen Tweede geheel herziene editie. Rapportnr. 2001/020, Expertisecentrum Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Wageningen.
- EC-LNV (2004). Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit. 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Rapportnr. 2004/305, Expertisecentrum van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Wageningen.
- Ellenberg, H. (1991). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica XVIII.

- Eysink, W.D., K.S. Dijkema, H.F. van Dobben, P.A. Slim, C.J. Smit, M.E. Sanders, E.P.A.G. Schouwenberg, J. Wiertz en J. de Vlas (2000). Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost. Evaluatie na 13 jaar gaswinning. NAM, Assen.
- Feenstra, H. (2004). Natuurherstel en vogels in het Mantingerveld. *De Levende Natuur*, 105 (2): 60-62.
- FLORON (2005). FlorBase 2M, FLORON, Leiden.
- Foppen, R.P.B. (2001). Bridging Gaps In Fragmented Marshland. Applying landscape ecology for bird conservation. *Alterra Scientific Contributions 4*, Alterra, Wageningen.
- Franssen, W. (2004). Duurzaamheidsanalyse van boomkikker en kamsalamander in het agrarische gebied. Afstudeerrapport, Hogeschool Larenstein, Velp.
- Geertsema, W., W. van Wingerden, F. van Alebeek en J. Rovers (2004). Groenblauwe dooradering in de Hoeksche Waard: een schets van de gewenste situatie voor natuurlijke plaagonderdrukking. Alterra, Wageningen.
- Geertsema W. (2005). Spatial dynamics of plant species in an agricultural landscape in the Netherlands. *Plant Ecology*, 178: 237-247.
- Goldsmith, F.B. (1991). *Monitoring for Conservation Ecology*. Chapman and Hall, London.
- Goutbeek, A.B. (2003). Roodborsttapuiten in agrarisch cultuurlandschap. Onderzoek naar de eisen die roodborsttapuiten stellen aan de omvang en ruimtelijke samenhang van habitatplekken in agrarisch cultuurlandschap. Studentenrapport, Alterra, Wageningen.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. en K. Kramer (2004). De relatie tussen bosontwikkeling op de Zuidoost Veluwe en de aantallen edelherten, damherten, reeën, wilde zwijnen, runderen en paarden. ISSN 1566-7197.
- Haveman, R., J. Burgers, W.J. Dimmers, H.P.J. Huiskes, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, R.J.M. van Kats, D.R. Lammertsma en G.F.P. Martakis (2005). Evertibraten in faunaranden en natuurbraak; een detailstudie in Noordoost-Groningen. Alterra rapportnr. 1076, Alterra, Wageningen.
- Hazeu, G., J. Klijn, E.J. Lammerts en W. Knol (2002). Een eiland in beweging. Veranderingen in de Terschellinger landschap over anderhalve eeuw aan de hand van oude topografische kaarten en luchtfotos. Alterra rapportnr. 501, Alterra, Wageningen.
- Heerdt, G.N.J. ter, A. Schutter en J.P. Bakker (1986). Veranderingen in graslandvegetatie na 10 jaar beweiden. *Het Westerholt VII. De Levende Natuur*, 87 (5): 145-149.
- Heiden, S.M. van der, H. Feenstra en N. Straathof (2005). Hoogveenherstelproject Fochteloërveen goed voor waterhuishouding en fauna? *De Levende Natuur*, 106 (3): 94-102.
- Hekhuis, H.J., M.N. van Wijk en C.J.M. van Helmer, W. en W. Overmars (1999). Natuurontwikkeling en geomorfologie. *Natura*, 1999 (4):106-109.
- Hennekens, S.M., J.H.J. Schaminée en A.H.F. Stortelder (2001). SynBioSys, een biologisch kennisstelsel ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. Versie 1.0, Alterra, Wageningen.
- Hennekens, S.M. en Schaminée, J.H.J. (2001). TURBOVEG, Comprehensive data base management system for vegetation data. – *J. Veg. Sci.* 12: 589-591.
- Herik, K.J. van den (2005). Nogmaals de vraag: eten of gegeten worden? *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 2 (1): 9-12.
- Hinsberg, A. van, H. Noordijk, M.L.P. van Esbroek, W.A.J. van Pul en W. Lammers (2003). Quickscan van mogelijke gevolgen en effectiviteit van zoneringsvarianten rond VHR en WAV. Rapport 408768002, Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Horsthuis, M. en F. Eijsink (2006). Samen voor het herstel van bronnen in Twente. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 3 (3): 9-10.
- IKC (1999). Inventarisatie en monitoring van natuurwaarden op defensierterreinen; oefenterrein Joost Dourleinkazerne. Adviesgroep Vegetatiebeheer, IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- IPO/RIZA (2005). Verdrogingskaart 2004 van Nederland. Landelijke inventarisatie van verdroogde gebieden en projecten verdrogingsbestrijding. IPO, RIZA, Den Haag.
- Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., S.M.J. Wijdeven, L.G. Moraal, M.T. Veerkamp en R.J. Bijlsma (2006). Dood hout en biodiversiteit. Een literatuurstudie naar het voorkomen van dood hout in de Nederlandse bossen en het belang ervan voor de duurzame instandhouding van geleedpotigen, paddenstoelen en mossen. Rapportnr. 1320, Alterra, Wageningen.

- Janssen, J.A.M. (2001). Monitoring of salt-marsh vegetation by sequential mapping. PhD thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Kemmers, R.H., A.T. Kuiters, B. van Delft, P.A. Slim, J.P. Bakker en Y. de Vries (2005). Haalbaarheid natuurdoelen op fosfaatverrijkte gronden; Dertig jaar natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Alterra rapportnr. 1040, Alterra, Wageningen.
- Kemmers, R.H., A.T. Kuiters, P.A. Slim en J.P. Bakker (2006). Is ontgronden noodzakelijk voor natuurherstel op voormalige landbouwgronden? *De Levende Natuur*, 107 (4): 170-175.
- Kerkhof, Th.B.M. (2006). Nieuw schraalland in de Krimpenerwaard. *De Levende Natuur*, 107 (4): 163-169.
- Kers, A.S. en H. Koppejan (2005). De groene stranden van Rottumerplaat. *De Levende Natuur*, 106 (4): 159-161.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit en N. Gilissen (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes? *Nature*, 413: 723-725.
- Kleijn, D. en W.J. Sutherland (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40 (6): 947-969.
- Klijn, F. (1997). A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. Proefschrift, Rijksuniversiteit Leiden.
- Klooker, J., R. van Diggelen en J.P. Bakker (1999). Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten. Laboratorium voor Plantenecologie, Rijksuniversiteit Groningen.
- Kooijmans, P.H. (2002). Internationaal publiekrecht. Kluwer, Deventer.
- Koomen, A.J.M., W. Nieuwenhuizen, D.J. Brus, L.J. Keunen, G.J. Maas, T.N.M. van der Maat en T.J. Weijsschede (2004). Steekproef Landschap Actuele veranderingen in het Nederlandse Landschap. Alterra rapportnr. 1049, Alterra, Wageningen.
- Kraker, K. de (2004). Vegetatie Slikken van Flakkee-Midden. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
- Kraker, K. de, en P. Derks (2004). Verslag Hompelvoet/Markenje/Kleine Stampersplaat – 2003. Ecologisch adviesbureau Sandvicensis, Burgh-Haamstede.
- Kramer, H., G.W. Hazeu en J. Clement (2006). Basiskaart Natuur 2004; vervaardiging van een landsdekkend basisbestand terrestrische natuur in Nederland. Alterra, Wageningen.
- Kruk M., M.A.W. Noordervliet en W.J. ter Keurs (1999). Overleving van gruttokuikens op boerengrasland. *Het vogeljaar*, 47 (2): 49-54.
- Kuiters, A.T. (2005). Ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder invloed van begrazing; Een drietal casestudies. Alterra rapportnr. 1105, Alterra, Wageningen.
- Kurstjens, G. en J. Bekhuis (1996). Distels in natuurontwikkelingsterreinen langs rivieren en beken: distels horen er ook bij! Stichting Ark, Laag Keppel.
- Kurstjens, G., P. Calle en B. Peters (2005). Verrassend herstel van insectenrijkdom in de Gelderse Poort. *De Levende Natuur*, 106 (6): 260-267.
- Lagcher, M. en R. van Mook (2005). Werken aan een beter natuurresultaat. Van natuurplan naar natuur; een evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten op voormalige landbouwgronden. Afstudeerscriptie Larenstein, Dienst Landelijk Gebied, Utrecht.
- Lammers, G.W., A. van Hinsberg, W. Loonen, M.J.S.M. Reijnen en M.E. Sanders (2005). Optimalisatie Ecologische Hoofdstructuur. Rapportnr. 408768003, Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Lammerts, E.J. en B.A. de Jong (2006). Werk in uitvoering: Natuurontwikkeling Geeserstream. *De Levende Natuur*, 107 (1): 28-29.
- LASER (2002a). Subsidieregeling agrarisch natuurbeheer 2000. Aanvraagperiode 2003. LASER, Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- LASER (2002b). Subsidieregeling natuurbeheer 2000. Aanvraagperiode 2003. LASER, Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Leeuwis, L. (2005). De effectiviteit van slootkantbeheer door Agrarische Natuur Verenigingen in het Groene Hart en Waterland. Afstudeerrapport, Vrije Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- LNV (2000). Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21<sup>e</sup> eeuw. Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

- LNV (2004). Agenda voor een Vitaal Platteland. Visie en Meerjarenprogramma Vitaal Platteland 2004. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- LNV (2006a). Agenda voor een Vitaal Platteland. Meerjarenprogramma 2007–2013. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- LNV (2006b). Natura 2000, doelendocument. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Londo, G. (1974). Successive mapping of dune slack vegetation. *Vegetatio*, 29:51-61.
- Londo, G. (1997). Bos- en Natuurbeheer in Nederland Deel 6 Natuurontwikkeling. Leiden.
- Maarel, E., R. van der Boot, D. van Dorp en J. Rijntjes (1985). Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, the Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio*, 58: 137-187.
- Majoor, F., G. van Houwelingen, F. Willems en R. Foppen (2002). Analyse van overlevings- en broedbiologische gegevens van Bontbek- en Strandplevier in de Delta. SOVON -onderzoeksrapportnr. 2002/15, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Melman, Th.C.P. (1991). Slootkanten in het veenweidegebied: mogelijkheden voor behoud en ontwikkeling van natuur in agrarisch grasland. Proefschrift, Universiteit Leiden, Leiden.
- Melman, Th.C.P., A.G.M. Schotman, S. Hunnink en G.R. de Snoo (2006). Evaluatie weidevogelbeheer met een grutto-mozaïekmodel. *De Levende Natuur*, 107 (3).
- Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, R. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga, Th. Jager, R. Haveman en A. Corporaal (2007). Evaluatie beheer van natuur. Veldtoets graslanden; SAN, SN en SBB terreinen. WOT rapport in prep., Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.
- MNP (2005a). Natuurbalans 2005. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- MNP (2005b). Van aankoop naar beheer. Verkenning kansrijkheid omslag natuurbeleid I. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- MNP (2006). Natuurbalans 2006. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- MNP (2007b). Van aankoop naar beheer. Verkenning kansrijkheid omslag natuurbeleid II. Rapport in prep., Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- MNP (2007c). Perspectieven voor de Vogel- en Habitatrichtlijnen. Rapport in prep., Milieu Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Molenaar, J.G. de, B. de Knegt, C. ter Braak en G. Kolkman (2005). EHS-Experiment Gaasterland; 1. Startfase Monitoring Botanische Beheersovereenkomsten. Alterra, Wageningen.
- Natuurmonumenten (1996). Meer natuurlijke landschappen bij natuurmonumenten. Uitwerking doelstellingnota. Vereniging Natuurmonumenten, s-Graveland.
- Natuurmonumenten (2003). Bomen over bos. Een evaluatie van bosbeleid en -beheer bij Natuurmonumenten. Vereniging Natuurmonumenten, s-Graveland.
- Natuurmonumenten (2004). Heide-evaluatie 2004: een evaluatie van het heide- en stuifzandbeheer bij Natuurmonumenten. Vereniging Natuurmonumenten, s Graveland.
- Natuurmonumenten (2005). Akkerevaluatie 2005: een evaluatie van het akkerbeheer bij Natuurmonumenten. Vereniging Natuurmonumenten, s Graveland.
- Natuurmonumenten (2007). Evaluatie landschapselementen bij Natuurmonumenten. 2<sup>e</sup> concept februari 2007, Vereniging Natuurmonumenten, s Graveland.
- Neefjes, M. (2006). Plaggen of niet plaggen, dat is de vraag. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 3 (7): 22-23.
- Odé, B., A.J. Rossenaar en W. van der Slikke (2006). Analyse natuurdoeltypen t.b.v. Natuurbalans. FLORON Rapportage, Leiden.
- Olde Venterink, H., M.J. Wassen, A.W.M. Verkroost en P.C. de Ruiter (2003). Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited Wetlands. *Ecology*, 84 (8): 2191-2199.
- Oloff, H. en J.P. Bakker (1990). Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology*, 28: 1040-1052.
- Oomes, M.J.M. en H.J. Altena (1989). Droge-stof productie en mineralenooft bij verschrallend beheer. *De Levende Natuur*, 88 (6): 284-253.



- Oomes, M.J.M. (1992). Yield and species density of grasslands during restoration management. *Journal of Vegetation Science*, 3: 271-274.
- Oosterveld, E.B. en D. Bos (2004). Evaluatie weidevogelbeleid Provinsje Fryslan 1997-2003. A&W rapportnr. 442. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Oosterveld, E.B. (2006). Betekenis van waterpeil en bemesting voor weidevogels. *De Levende Natuur*, 107: 3.
- Opdam, P., C. Grashof en W. van Wingerden (2000). Groene dooradering, een ruimtelijk concept voor functiecombinaties in het agrarische landschap. *Landschap* 17: 45-51.
- Opdam, P. en W. Geertsema (2002). Agrarisch natuurbeheer: meer rendement door ruimtelijke samenhang. *Landwerk*, 3.
- Overbeek, M.M.M., P.J. Rijk en F. Hoogenboom (2002). Landschapsontwikkeling met lokale middelen. Rapportnr. 7.02.05, LEI, Den Haag.
- Paassen, A. van (2001). Vrijwillige weidevogelbescherming in Nederland, jaarverslag 2000. *Landschapsbeheer Nederland*, Utrecht.
- Peters, B., G. Kurstjens en T. Teunissen (2004). Herstel van (stroomdal)flora in de Gelderse Poort. *De Levende Natuur*, 105 (6): 237-244.
- Peters, B.W.E., E. Kater en G.W. Geerling (2006). Cyclisch beheer in uiterwaarden. *Natuur en veiligheid in de praktijk*. Centrum voor Water en Samenleving, Radboud Universiteit, Nijmegen.
- Piek, H. (1998). The practical use of grazing in nature reserves in the Netherlands. In: *Grazing en Conservation Management* (eds. M.F. Wallis-De Vries, J.P. Bakker, S.E. van Wieren). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Piek, H. (2005). Een beeld van begrazing bij Natuurmonumenten. *De Levende Natuur*, 106 (3): 124-128.
- Reijnen, R., R.J. Bijlsma, A.G.M. Schotman, H. Sierdsema en S.M.J. Wijdeven (2002). Natuurkwaliteit van bos in Nederland op basis van hogere planten, broedvogels en bosstructuur; uitwerking van de graadmeter Natuurwaarde van het Natuurplanbureau. Alterra rapportnr. 376, Alterra, Wageningen.
- Reijnen, R., A. Van Hinsberg, M. Van Esbroek, B. de Knecht, R. Pouwels en J. Wiertz (2007). Graadmeter voor nationale biodiversiteitsdoelen. Optimalisatie van de graadmeter Natuurwaarde aan de beschikbare meetnetten: Natuurwaarde 2.0. Wot rapport, Wageningen.
- Ridder, R.P. de, M.P. Dormans, N.L.M. Gilissen, W.J.M. Kok en M.C. Scherpenisse (1998). Vuistregels voor inrichting. *Praktijkervaringen met inrichtingsmaatregelen voor natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden*. Inclusief CD Natland. Dienst Landelijk Gebied, Utrecht.
- Roem, W.J. en F. Berendse (2000). Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation*, 92 (2): 151-161.
- Rossenaar, A.J.G.A., B. Ode en R. Beringen (2006). Natuurontwikkeling en flora langs de grote rivieren. *De Levende Natuur*, 107 (6): 237-242.
- RUG (2000). Verslag ontgrondingsenquête (inclusief DLG-enquête Natland). Intern verslag Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink en E.P.A.G. Schouwenberg (2005). Hotspots floristische biodiversiteit. WOT rapportnr. 9, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.
- Sanders, M.E., G.M. Dirkse en P.A. Slim (2005). Vegetatiekartering en monitoring van twee graslanden in de Lauwersmeer in 1998 & 2002. Alterra rapportnr. 1136, Alterra, Wageningen.
- SBB (2002). Catalogus Subdoeltypen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Schaminée, J.H.J. en A.J.M. Jansen (red. 1998). Wegen naar natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen ten behoeve van herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). Rapportnr. 26, IKC-Natuurbeheer, Wageningen. Schekkerman, H., W. Teunissen en E. Oosterveld (2005).
- Schaminée J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff 1995a. De vegetatie van Nederland. Deel 1. Inleiding tot de plantensociologie – grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

- Schaminée J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1995b. De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1998. De vegetatie van Nederland. Deel 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schekkerman, H., W. Teunissen en E. Oosterveld (2005). Resultaatonderzoek Nederland Gruttoland; broedsucces van Grutto's in beheermozaïeken in vergelijking met gangbaar agrarisch graslandgebruik. SOVON onderzoeksrapportnr. 2005/10, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen. A&W rapportnr. 783, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Schekkerman, H., W. Teunissen en E. Oosterveld (2006). Broedsucces van grutto's bij agrarisch mozaïekbeheer in Nederland Gruttoland. Alterra rapportnr. 1291, Alterra, Wageningen.
- Schoonderwoerd, H. en W.P. Daamen (1999). Houtoogst en bosontwikkeling in het Nederlandse bos: 1984-1997. Stichting Bosdata, Wageningen.
- Schoonderwoerd, H. en W.P. Daamen (2000). Kwantitatieve aspecten van bos en bosbeheer in Nederland: resultaten houtoogststatistiek 1995-1999. Stichting Bosdata, Wageningen.
- Schotman, A.G.M. en Th.C.P. Melman (2006). Haalbaarheidsstudie nieuw weidevogelgebied. Alterra rapportnr. 1336, Alterra, Wageningen.
- Sierdsema, H. (1995). Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SBB rapportnr. 1995-1, SOVON onderzoeksrapport 1995/04, SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.
- Sival, F.P., W.J. Chardon en M.M. van der Werff (2004). Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in relatie tot de beschikbaarheid van fosfaat: evaluatie van verschalingsmaatregelen. Alterra rapportnr. 952, Alterra, Wageningen.
- Slim, P.A. (1997). Vooronderzoek duindoornsterfte duingebied Oost Ameland. IBN rapportnr. 295, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen en H.B.M. Tomassen (2006). De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. Vakblad Natuur Bos Landschap, 3 (4): 5-11.
- Strien, A. van, en T. van der Meij (2005). Landelijke natuurmeetnetten van het NEM in 2005. Resultaten en ontwikkelingen. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.
- Strijbosch, H. (2001). Reptielen en begrazing. Themanummer begrazing, Vakblad natuurbeheer, 40 (4): 64-66.
- Stuijtzand, S., C. van Turnhout en H. Esselink (2004). Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging, en invloed van herstelbeheer op heidefauna. Expertisecentrum van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Wageningen.
- Stumpel, A.H.P. (2004). Reptiles and amphibians as targets for nature management. Alterra Scientific Contributions 13, Alterra, Wageningen.
- Stumpel, A.H.P. (2005). Heidebeheer moet anders voor reptielen! De Levende Natuur, 106 (5).
- Swaay, C.A.M. van, V. Mensing en M.F. Wallis de Vries (2006). Hotspots dagvlinder biodiversiteit. WOT werkdocumentnr. 31, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.
- Tamis, W. (2005). Changes in the flora of The Netherlands in the 20th century. Thesis Universiteit van Leiden.
- Teunissen, W., H. Schekkerman en F. Willems (2005). Predatie bij weidevogels. Op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand. Wageningen, Alterra, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Turnhout, Chr. van, W.B. Loos, R.P.B. Foppen en M.J.S.M. Reijnen (2006). Hotspots van biodiversiteit in Nederland op basis van broedvogelgegevens. WOT werkdocumentnr. 33, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.

- Teunissen, W. en L. Soldaat (2005). Indexen en trends van een aantal weidevogelsoorten uit het weidevogelmeetnet. Periode 1990-2004. SOVON-informatie 2005/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Til, M. van (2005). Evaluatie van de effecten van begrazing op het eiland van Rolvers; in de Amsterdamse Waterleidingduinen 1985-2002. Gemeente Waterleiding Amsterdam, Amsterdam.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers en J.G.M. Roelofs (2003). Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology*, 91: 357-370.
- Tongeren, O.F.R. van (2000). Programma ASSOCIA: Gebruikershandleiding en voorwaarden. Data -Analyse Ecologie, Wageningen.
- Tooren, B.F. van, H.J.W. Vermeulen, R.J.H. Douwes en H.L. Schimmel ten Kate (2004). Tien jaar na Plan Goudplevier. *De Levende Natuur*, 105 (2): 76-81.
- Tooren, B.F. van, en J. Krol (2005). Een groen strand op Ameland. *De Levende Natuur*, 106 (4): 156-158.
- Turnhout, Chr. van, W.B. Loos, R.P.B. Foppen en M.J.S.M. Reijnen (2006). Hotspots van biodiversiteit in Nederland op basis van broedvogelgegevens. WOT werkdocumentnr. 33, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.
- Veen, M.P. van, S. van Tol, M.L.P. van Esbroek, E. Noordijk, B. de Knecht en A. van Hinsberg (2005). Milieu-indicatoren op basis van Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004, Rapportnr. 718101003/2005, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Veer, R. van t, en M. Witteveldt (2002). Pitrusontwikkeling in enkele Noord-Hollandse weidevogelgraslanden. Stichting het Noord-Hollands Landschap, Castricum.
- Vera, F.W.M. (2001) Een parkachtig landschap in plaats van een gesloten bos. Themanummer begrazing, *Vakblad natuurbeheer*, 40 (4): 52-54.
- Verboom, B. (1998). The use of edge habitats by commuting and foraging bats. IBN Scientific Contributions 10, Proefschrift Universiteit Wageningen, Wageningen.
- Vos, C.C. en A.H.P. Stumpel (1996). Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology*, 11:203-214.
- Wassen, M.J., H. Olde Venterink, E.D. Lapshina en F. Tanneberger (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437: 547-550.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra en T. Westra (1994). Nederlandse ecologische Flora; wilde planten en hun relaties 5. IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée en L. van Duuren (2002). Atlas van plantengemeenschappen in Nederland. Deel 2, graslanden, zomen en droge heiden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Weeda, E.J. (2004). Boerendiversiteit voor biodiversiteit. Alterra rapportnr. 973, Alterra, Wageningen.
- Weeda, E.J., W.A. Ozing en G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis (2006). Diversiteit hoog houden. Bouwstenen voor een geïntegreerd natuurbeheer. Alterra rapportnr. 1418, Alterra, Wageningen.
- Weijden, L. van der, en A. Guldmond (2006). Wormenland en vlegjesland. Bemesting in relatie tot voedsel voor de grutto. CLM Onderzoek & Advies, Culemborg.
- Westhof, V. en M.F. van Oosten (1989). Veranderingen in vegetatie en landschap op de Waddeneilanden. *De Levende Natuur*, 90 (6): 210-214.
- Wiertz, J, M.E. Sanders (eds.) (2007). Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer; Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006. MNP-publicatienummer 500410002. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Willems, F., A. Breeuwer, R. Foppen, W. Teunissen, H. Schekkerman, P. Goedhart, D. Kleijn en F. Berendse (2004). Evaluatie Agrarisch Natuurbeheer: effecten op weidevogeldichtheden. SOVON onderzoekrapportnr. 2004/02, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

- 
- Winden, J. van der, R.M.G. Hut, P.W. Horssen en L.S.A. Anema (2003). Huidige omvang rietooft in Nederlandse moerassen en verbetering van rietbeheer voor moerasvogels. Rapportnr. 03-042, Bureau Waardenburg i.o.v. Vogelbescherming Nederland, Culemborg.
- Wymenga, E., R. Jalving en E. ter Stege (1996). Vegetatie en weidevogels in relatieluchtergebieden in Nederland; een tussentijdse analyse van de natuurwetenschappelijke resultaten van beheersovereenkomsten in Nederlandse relatieluchter gebieden. LBL-publicatie 89, A&W rapportnr. 127, Altenburg & Wymenga, Veenwoude/Dienst Landinrichting en Beheer landbouwgronden, Utrecht.
- Zee, F. van der, N. Bos en R. Haveman (2003). Natuur bij defensie in cijfers. Vakblad Natuurbeheer, 6: 104-109.
- Zee, F. van der, R. Verhoeven en L. Fliervoet (2005). De betekenis van de waterwinsector voor de natuur in Nederland. Een overzicht van de natuur bij waterwinbedrijven en een vergelijking van de verschillende waterwinbedrijven onderling. Rapportnr. 2005/002, Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.



## Bijlage 1 Resultaten vegetatiekwaliteit, vegetatieontwikkeling en vergrassing

### Onderdeel 1. Geselecteerde associaties per begroeiingstype

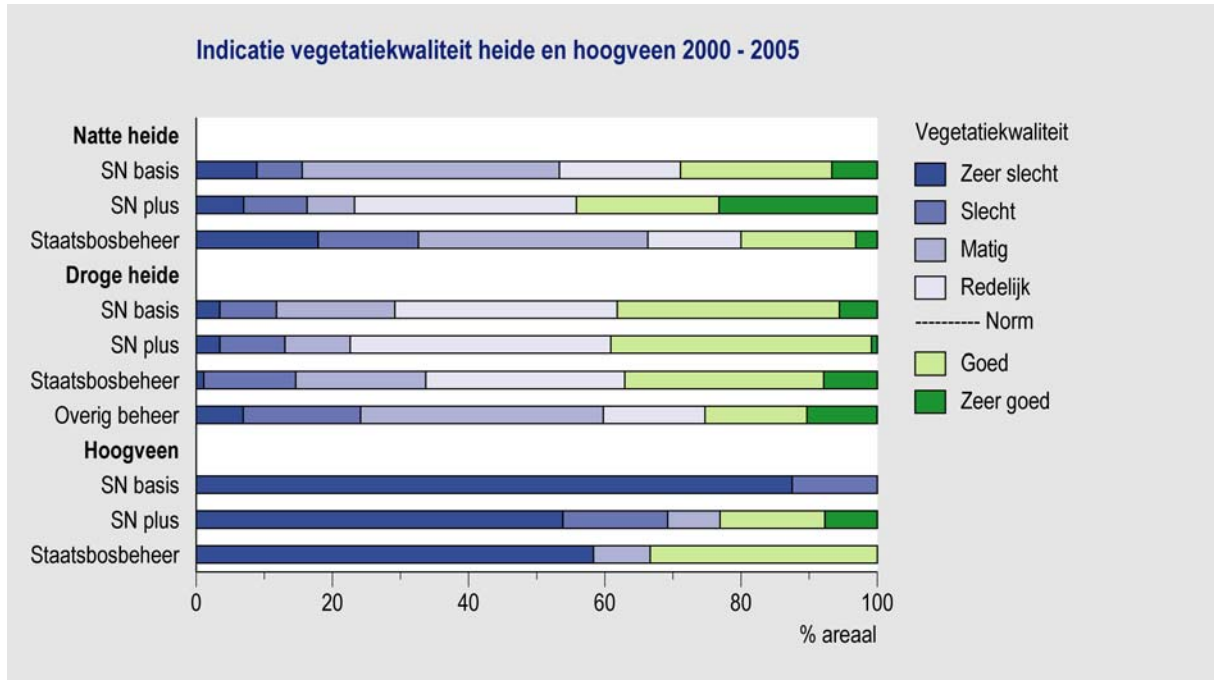
<i>Natuurtype/FGR</i>	<i>syntaxon</i>	<i>natuurdoeltype</i> (Bal et al, 1995)			
			Rivierengebied	16Ba02	ri-3.4
			Laagveengebied	12Ba01	lv-3.4
			Laagveengebied	16Ba01	lv-3.4
			Zeekleigebied	12Ba01	zk-3.5
			Zeekleigebied	16Ba01	zk-3.5
			Zeekleigebied	16Ba02	zk-3.5
			Duinen	12Ba01	du-3.5
			Duinen	16Ba01	du-3.5
			Afgesloten zeearmen	12Ba01	az-4.1
<b>Natte heide</b>					
Hoge zandgrond	09Aa03	hz-3.10			
Hoge zandgrond	11Aa01	hz-3.10			
Hoge zandgrond	11Aa02	hz-3.10			
Hoge zandgrond	19Aa02	hz-3.10			
Hoge zandgrond	28Aa01	hz-3.10			
Hoge zandgrond	28Aa04	hz-3.10			
Laagveen	11Ba02	lv-3.6			
Zeeklei	11Ba02	zk-3.7			
<b>Droge heide</b>					
Hoge zandgrond	20Aa01	hz-3.9			
Hoge zandgrond	20Aa02	hz-3.9			
Hoge zandgrond	19Aa01	hz-3.9			
Hoge zandgrond	14Aa01	hz-3.9			
<b>Dotterbloemhooiland</b>					
Hogere zandgrond	16Ab01	hz-3.7			
Hogere zandgrond	16Ab04	hz-3.7			
Hogere zandgrond	16Ab05	hz-3.7			
Hogere zandgrond	16Ab06	hz-3.7			
Heuvelland	16Ab01	hl-3.7			
Heuvelland	16Ab05	hl-3.7			
Heuvelland	16Ab06	hl-3.7			
Laagveen	16Ab01	lv-3.4			
Laagveen	16Ab02	lv-3.4			
Laagveen	16Ab03	lv-3.4			
Laagveen	16Ab04	lv-3.4			
Zeekleigebied	16Ab02	zk-3.5			
Zeekleigebied	16Ab04	zk-3.5			
Duingebied	16Ab02	du-3.5			
Duingebied	16Ab04	du-3.5			
Afgesloten zeearmen	16Ab04	az-4.1			
<b>Nat schraalland</b>					
Hoge zandgrond	09Aa03	hz-3.7			
Hoge zandgrond	09Ba02	hz-3.7			
Hoge zandgrond	16Aa01	hz-3.7			
Hoge zandgrond	19Aa02	hz-3.7			
Hoge zandgrond	28Aa01	hz-3.7			
Laagveengebied	09Aa03	lv-3.4			
Laagveengebied	16Aa01	lv-3.4			
Duinen	09Aa03	du-3.5			
Duinen	16Aa01	du-3.5			
Rivierengebied	09Aa03	ri-3.4			
Rivierengebied	09Ba05	ri-3.4			
<b>Nat uiterwaardehooiland</b>					
Hoge zandgrond	12Ba01	hz-3.7			
Hoge zandgrond	16Ba02	hz-3.7			
Rivierengebied	12Ba01	ri-3.4			
Rivierengebied	16Ba01	ri-3.4			
			<b>Kalkgrasland</b>		
			Heuvelland	13Aa01	hl-3.4
			Heuvelland	15Aa01	hl-3.4
			Heuvelland	17Aa01	hl-3.4
			Heuvelland	19Aa04	hl-3.4
			<b>Heischraal grassland</b>		
			Hogere zandgrond	14Ba01	hz-3.5
			Hogere zandgrond	14Bb01	hz-3.5
			Hogere zandgrond	19Aa01	hz-3.5
			Hogere zandgrond	19Aa03	hz-3.5
			Heuvelland	14Ba01	hl-3.5
			Heuvelland	14Bb01	hl-3.5
			<b>Zandverstuiving</b>		
			Hogere zandgrond	14Aa01	hz-3.8
			<b>Veenmosrietland, moerasheide</b>		
			Hoge zandgrond	09Aa02	hz-3.10
			Laagveen	09Aa02	lv-3.3
			Laagveen	09Aa03	lv-3.3
			Zeeklei	09Aa02	zk-3.4
			Zeeklei	09Aa03	zk-3.4
			<b>Trilveen</b>		
			Laagveen	09Ba01	lv-3.4
			<b>Levend hoogveen</b>		
			Hoge zandgrond	10Aa01	hz-3.10
			Hoge zandgrond	10Aa02	hz-3.10
			Hoge zandgrond	10Aa03	hz-3.10
			Hoge zandgrond	10Ab01	hz-3.10
			Hoge zandgrond	11Ba01	hz-3.10
			Hoge zandgrond	09Aa03	hz-3.10
			<b>Stroomdalgrasland</b>		
			Rivierengebied	14Bc01	ri-3.5
			Rivierengebied	14Bc02	ri-3.5
			Rivierengebied	16Bb01	ri-3.5
			Zeekleigebied	16Bb01	zk-3.6
			Zeekleigebied	14Bc02	zk-3.6
			Afgesloten zeearmen	16Bb01	az-3.5
			<b>Moeras</b>		

Heuvelland	32Aa1	hl-3.3	Laagveen	8Ba2	lv-3.3
Heuvelland	32Ba1	hl-3.3	Laagveen	8Bb1	lv-3.3
Heuvelland	8Aa3	hl-3.3	Laagveen	8Bb2	lv-3.3
Heuvelland	8Aa4	hl-3.3	Laagveen	8Bb3	lv-3.3
Heuvelland	8Bd2	hl-3.3	Laagveen	8Bb3	lv-3.3
Hoge zandgrond	8Bd2	hz-3.3	Laagveen	8Bb4	lv-3.3
Hoge zandgrond	29Aa1	hz-3.3	Laagveen	8Bb4	lv-3.3
Hoge zandgrond	29Aa2	hz-3.3	Laagveen	8Bc1	lv-3.3
Hoge zandgrond	29Aa4	hz-3.3	Laagveen	8Bc2	lv-3.3
Hoge zandgrond	32Aa1	hz-3.3	Laagveen	8Bc3	lv-3.3
Hoge zandgrond	8Aa1	hz-3.3	Laagveen	8Bc4	lv-3.3
Hoge zandgrond	8Aa3	hz-3.3	Laagveen	8Bd1	lv-3.3
Hoge zandgrond	8Aa4	hz-3.3	Laagveen	8Bd3	lv-3.3
Hoge zandgrond	8Ab1	hz-3.3	Zeekleigebied	8Bd2	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Ab2	hz-3.3	Zeekleigebied	16Ab3	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Ba1	hz-3.3	Zeekleigebied	29Aa2	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Ba2	hz-3.3	Zeekleigebied	32Aa1	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bb1	hz-3.3	Zeekleigebied	32Ba1	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bb4	hz-3.3	Zeekleigebied	32Ba2	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bb4	hz-3.3	Zeekleigebied	32Ba2	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bc1	hz-3.3	Zeekleigebied	8Aa1	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bc2	hz-3.3	Zeekleigebied	8Aa2	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bc3	hz-3.3	Zeekleigebied	8Aa3	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bc4	hz-3.3	Zeekleigebied	8Aa4	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bd1	hz-3.3	Zeekleigebied	8Ab1	zk-3.4
Hoge zandgrond	8Bd3	hz-3.3	Zeekleigebied	8Ab2	zk-3.4
Rivierengebied	29Aa1	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bb1	zk-3.4
Rivierengebied	29Aa2	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bb2	zk-3.4
Rivierengebied	29Aa3	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bb3	zk-3.4
Rivierengebied	29Aa3	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bb3	zk-3.4
Rivierengebied	29Aa4	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bb4	zk-3.4
Rivierengebied	32Aa1	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bb4	zk-3.4
Rivierengebied	32Ba1	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bc1	zk-3.4
Rivierengebied	32Ba2	ri-3.3	Zeekleigebied	8Bc2	zk-3.4
Rivierengebied	8Aa1	ri-3.3	Duingebied	8Bd2	du-3.4
Rivierengebied	8Aa2	ri-3.3	Duingebied	29Aa1	du-3.4
Rivierengebied	8Aa3	ri-3.3	Duingebied	29Aa4	du-3.4
Rivierengebied	8Ab1	ri-3.3	Duingebied	32Aa1	du-3.4
Rivierengebied	8Ab2	ri-3.3	Duingebied	8Aa1	du-3.4
Rivierengebied	8Ba1	ri-3.3	Duingebied	8Aa3	du-3.4
Rivierengebied	8Ba2	ri-3.3	Duingebied	8Aa4	du-3.4
Rivierengebied	8Bb1	ri-3.3	Duingebied	8Ab2	du-3.4
Rivierengebied	8Bb2	ri-3.3	Duingebied	8Ba2	du-3.4
Rivierengebied	8Bb3	ri-3.3	Duingebied	8Bb2	du-3.4
Rivierengebied	8Bb4	ri-3.3	Duingebied	8Bb3	du-3.4
Rivierengebied	8Bb4	ri-3.3	Duingebied	8Bb4	du-3.4
Rivierengebied	8Bc1	ri-3.3	Duingebied	8Bc1	du-3.4
Rivierengebied	8Bc2	ri-3.3	Duingebied	8Bc2	du-3.4
Rivierengebied	8Bc3	ri-3.3	Duingebied	8Bd1	du-3.4
Rivierengebied	8Bd2	ri-3.3	Duingebied	8Bd3	du-3.4
Rivierengebied	8Bd3	ri-3.3	Afgesloten zeearmen	8Bd2	az-3.4
Laagveen	8Bd2	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	29Aa1	az-3.4
Laagveen	16Ab3	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	32Ba2	az-3.4
Laagveen	29Aa1	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	32Ba2	az-3.4
Laagveen	29Aa2	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Aa2	az-3.4
Laagveen	32Aa1	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Aa3	az-3.4
Laagveen	32Ba2	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Aa4	az-3.4
Laagveen	8Aa1	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Ab1	az-3.4
Laagveen	8Aa3	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Ab2	az-3.4
Laagveen	8Ab1	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Ba2	az-3.4
Laagveen	8Ab2	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Bb1	az-3.4
Laagveen	8Ba1	lv-3.3	Afgesloten zeearmen	8Bb2	az-3.4

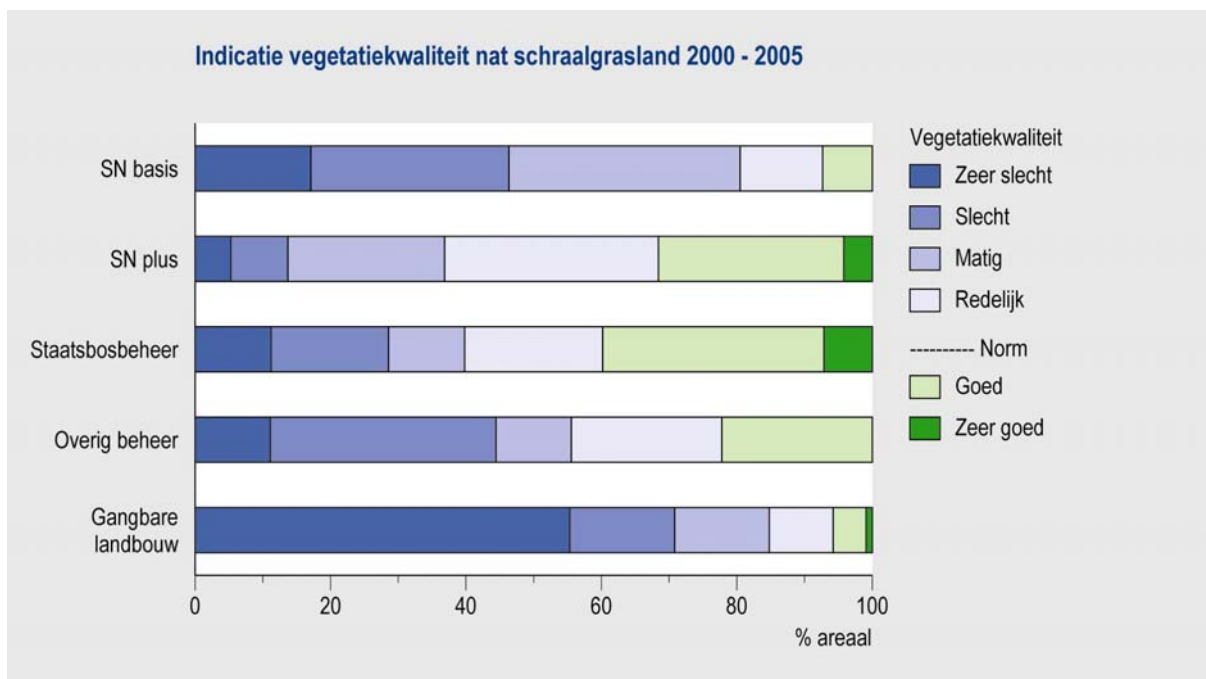
Afgesloten zeearmen	8Bb3	az-3.4	Afgesloten zeearmen	8Bc2	az-3.4
Afgesloten zeearmen	8Bb4	az-3.4	Afgesloten zeearmen	8RG2	az-3.4
Afgesloten zeearmen	8Bc1	az-3.4			

## Onderdeel 2. Indicatie vegetatiekwaliteit

Indicatie vegetatiekwaliteit natte heide, droge heide en hoogveen:

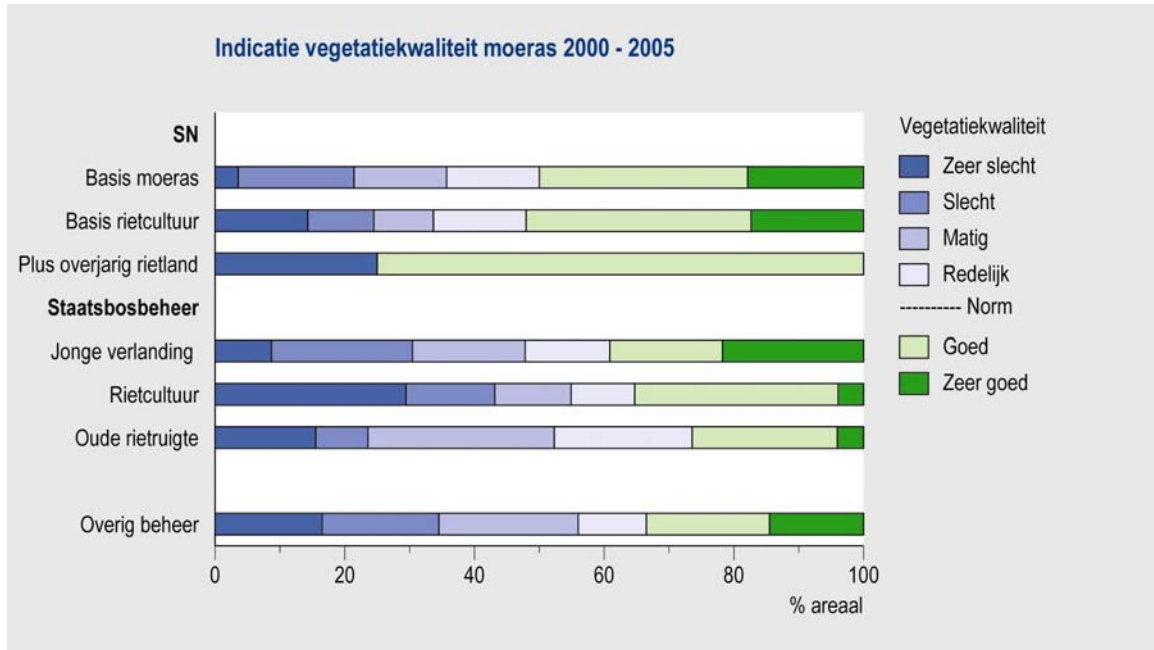


Indicatie vegetatiekwaliteit nat schraalgrasland:

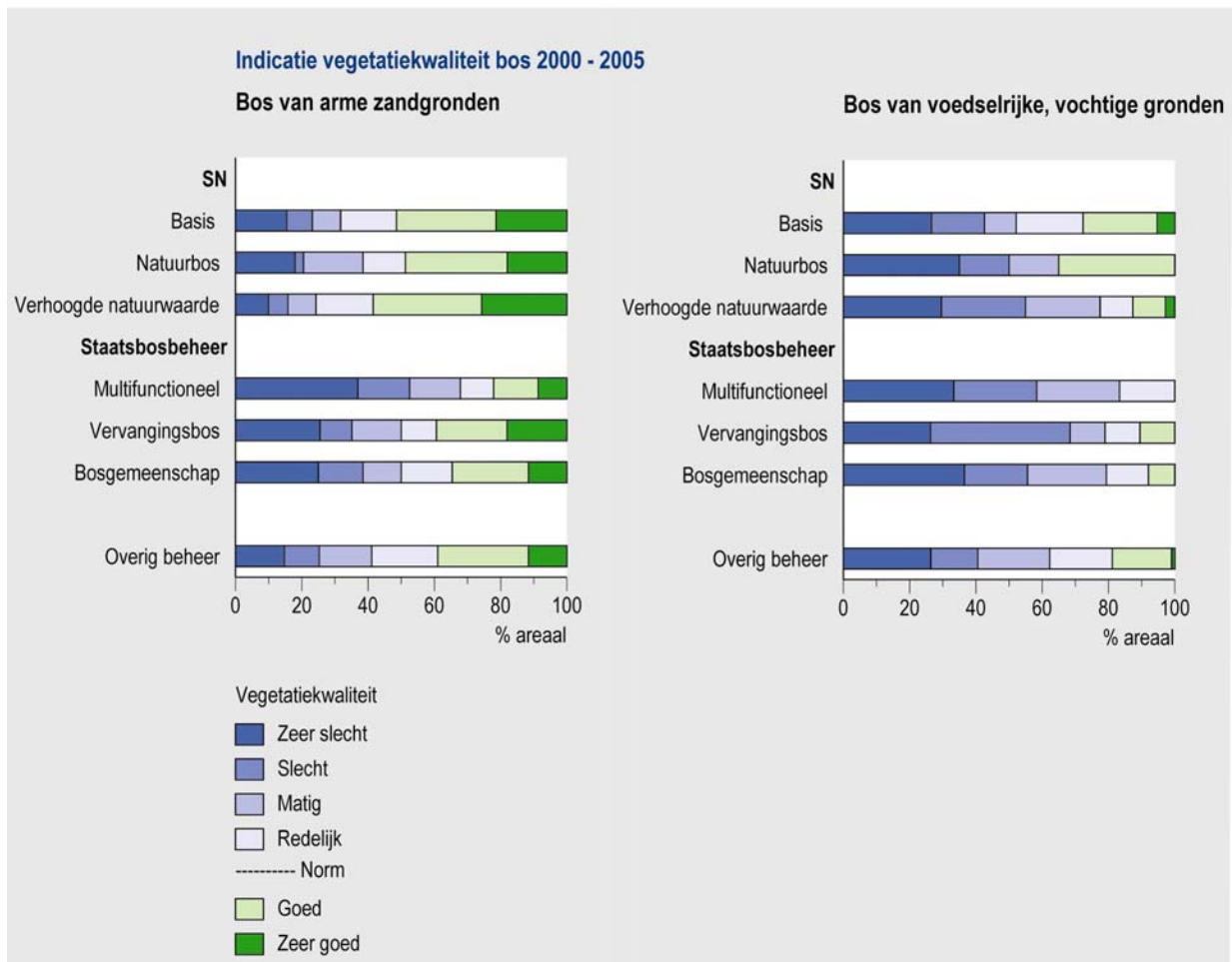




Indicatie vegetatiekwaliteit moeras:

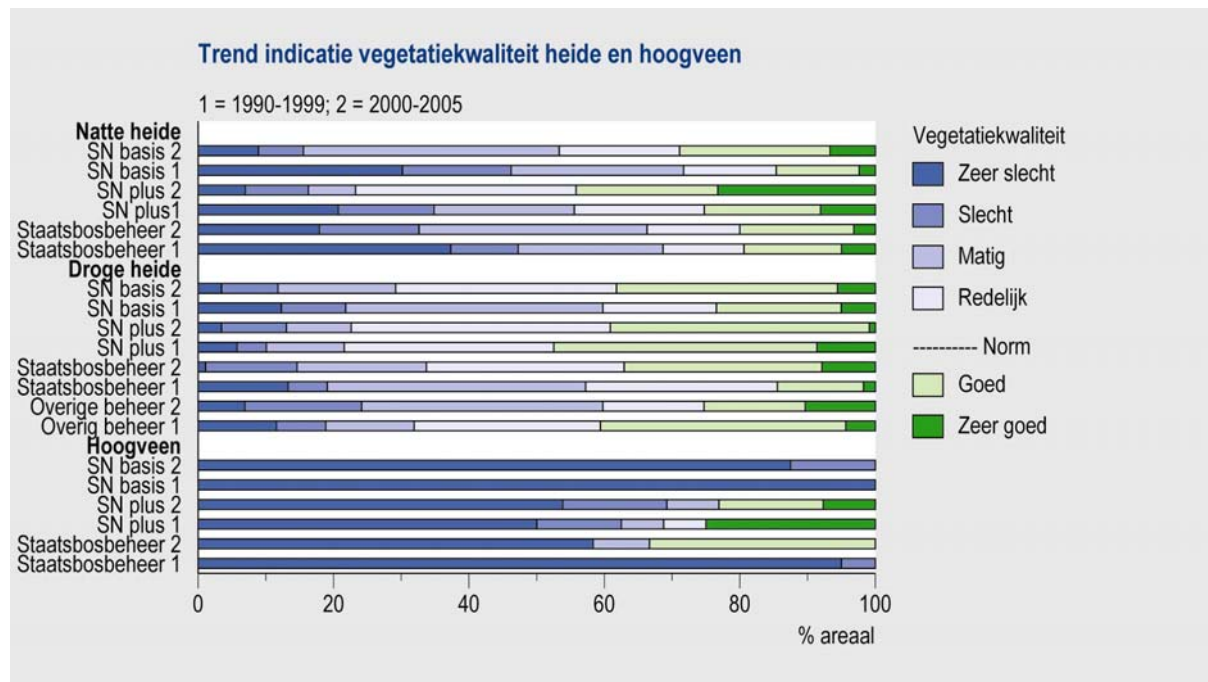


Indicatie vegetatiekwaliteit bossen van arme en rijke gronden:

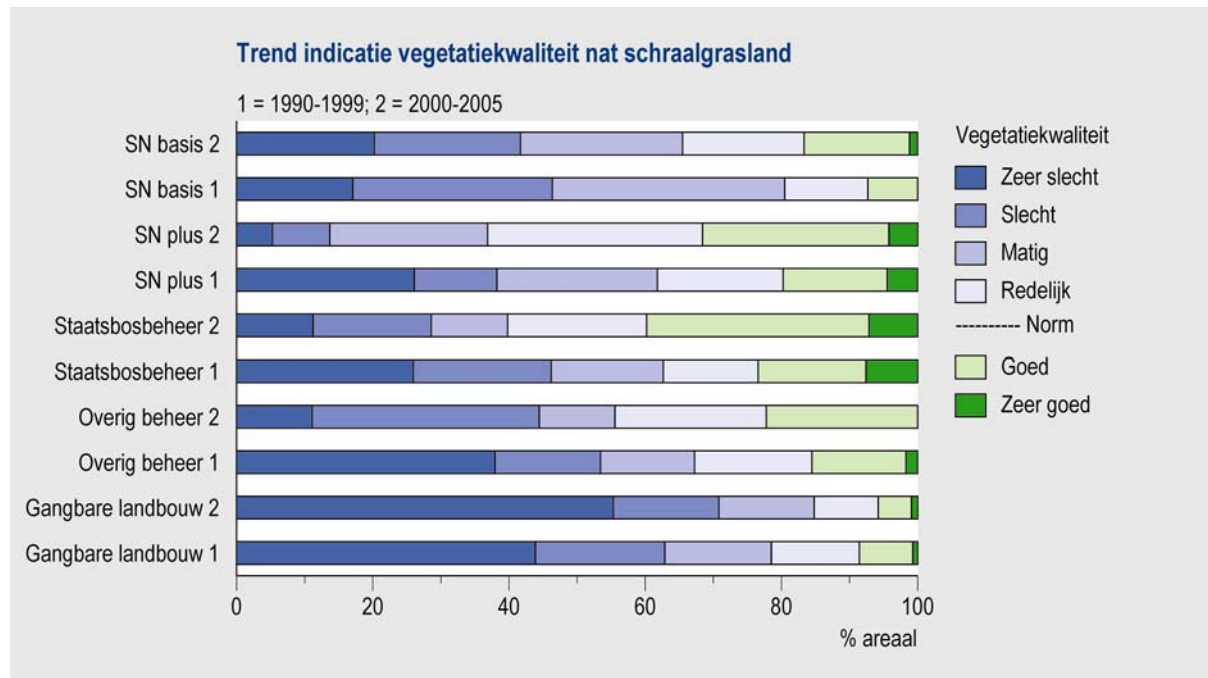


### Onderdeel 3. Trend incompleetheid in kwaliteitsklassen

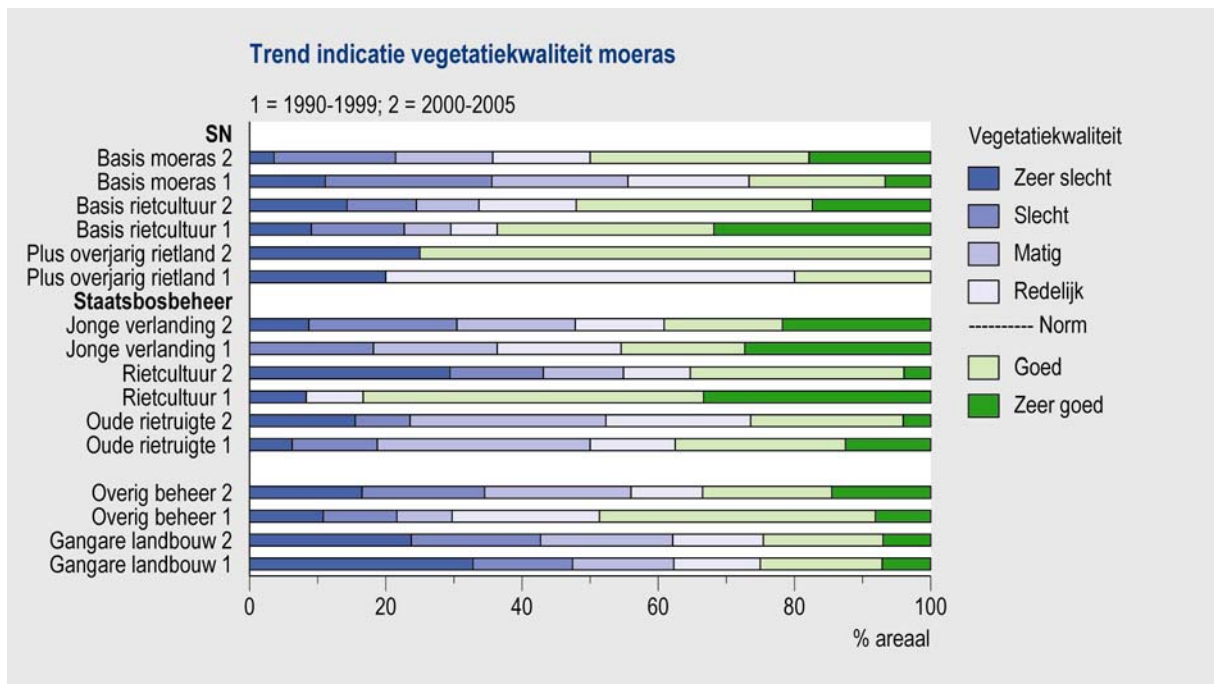
Trend vegetatiekwaliteit natte heide, droge heide en hoogveen:



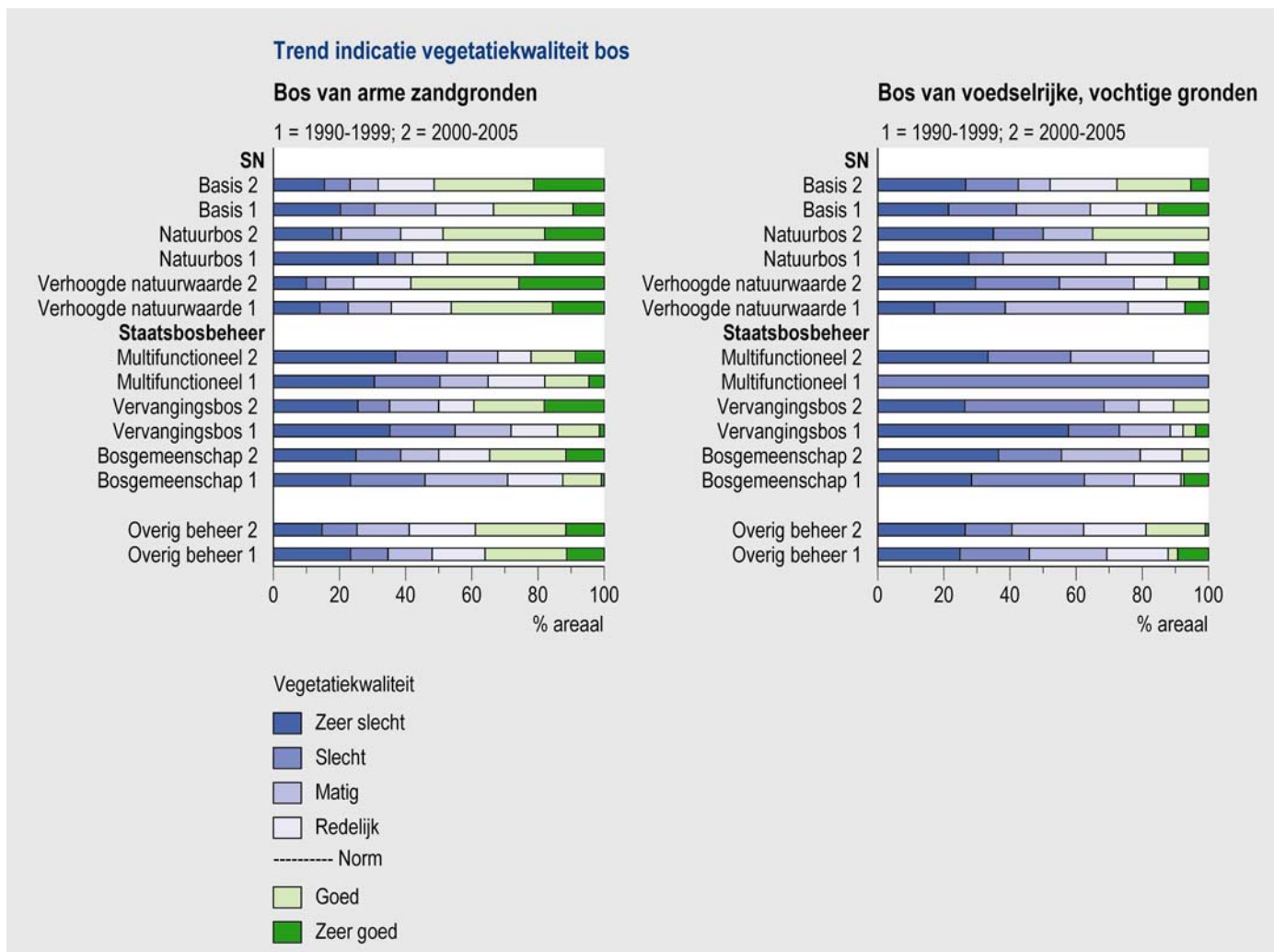
Trend vegetatiekwaliteit nat schraalgrasland:



### Trend vegetatiekwaliteit moeras

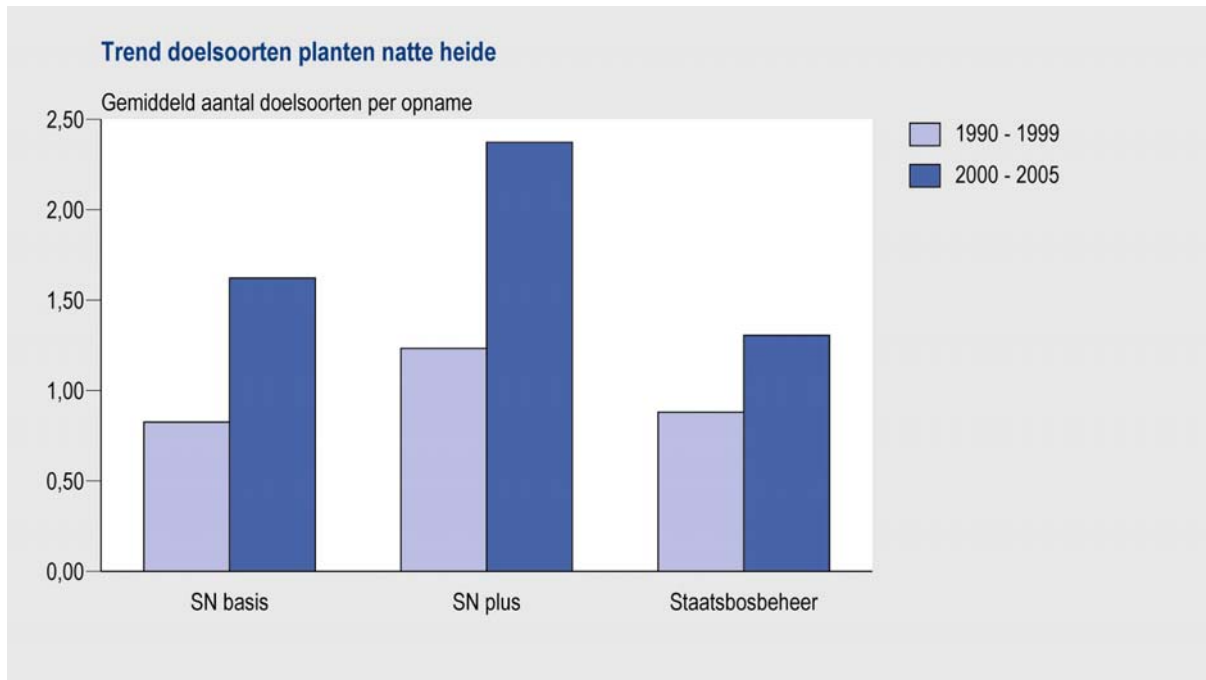


### Trend vegetatiekwaliteit bossen op arme en rijke gronden

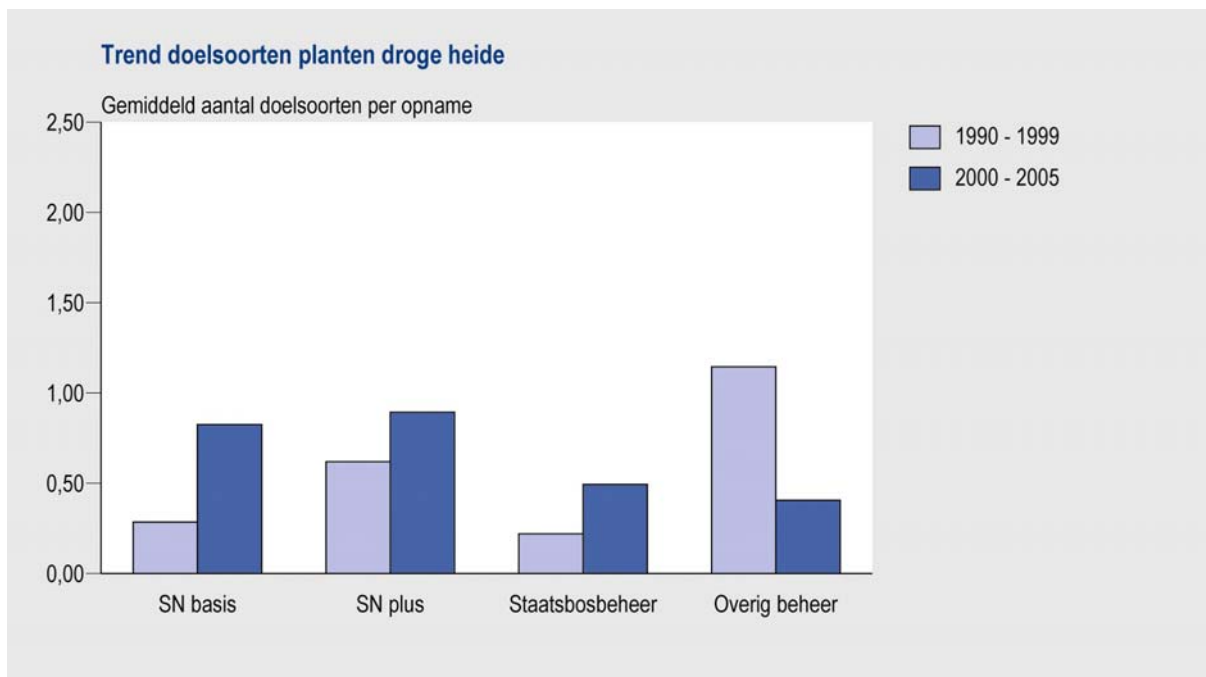


#### Onderdeel 4. Trend in aantal doelsoorten

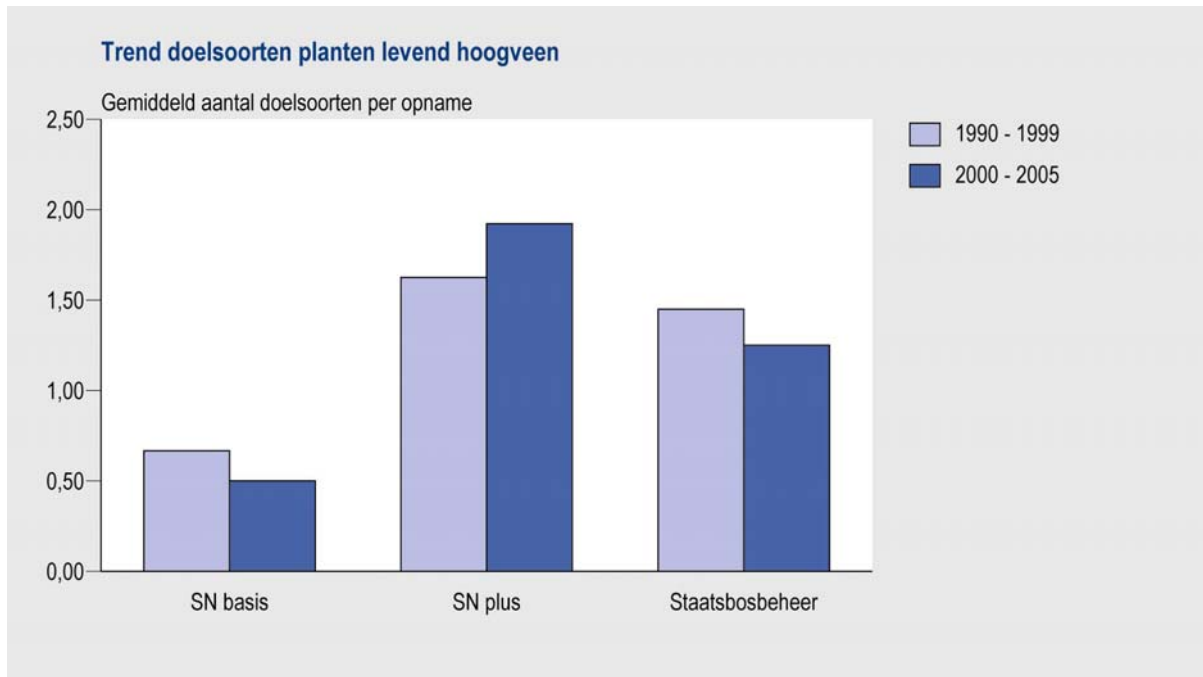
Trend aantal doelsoorten natte heide:



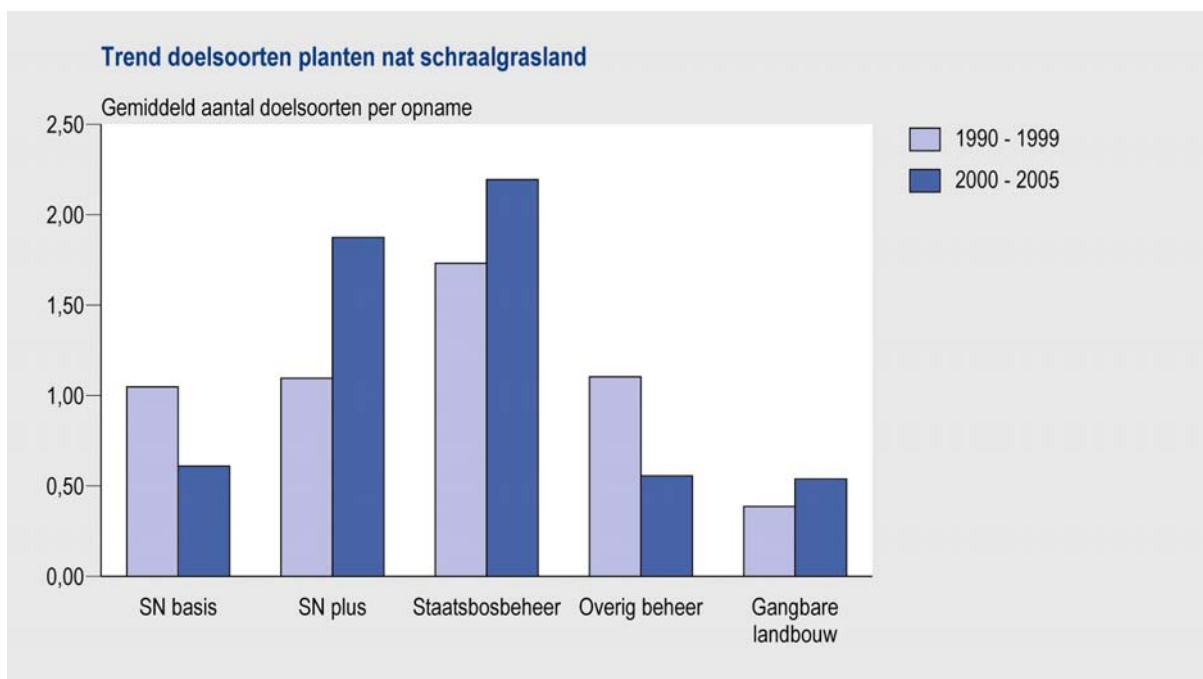
Trend aantal doelsoorten droge heide:



Trend aantal doelsoorten hoogveen:

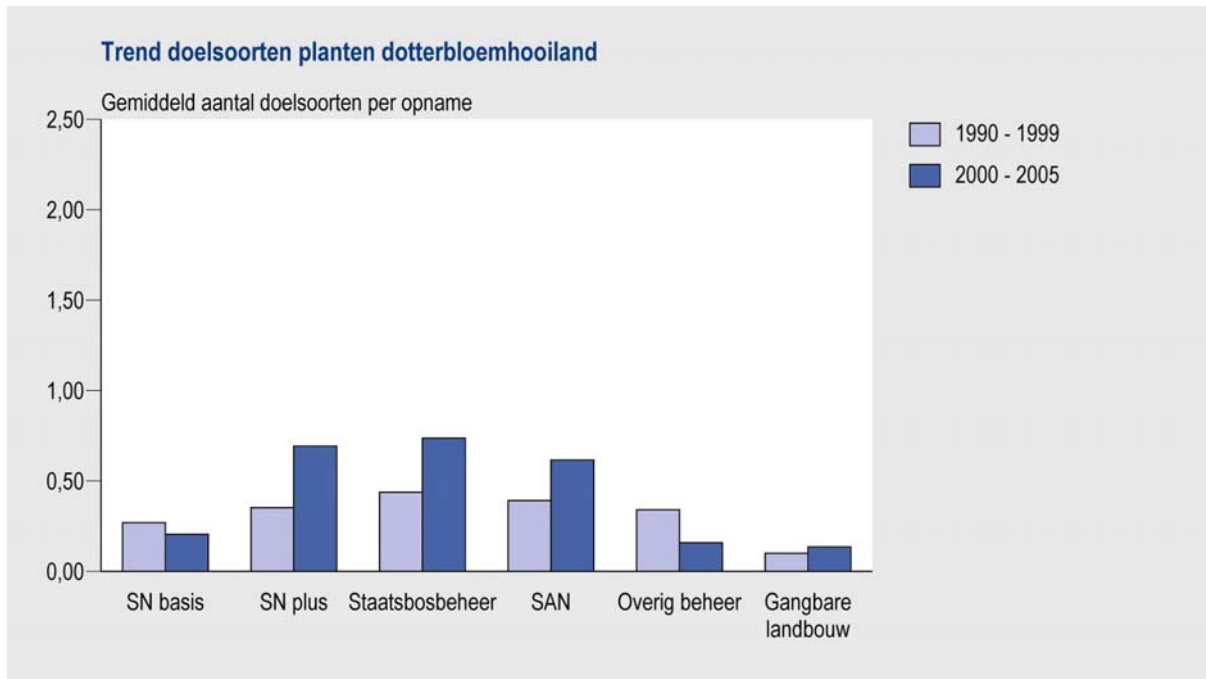


Trend aantal doelsoorten nat schraalgrasland:

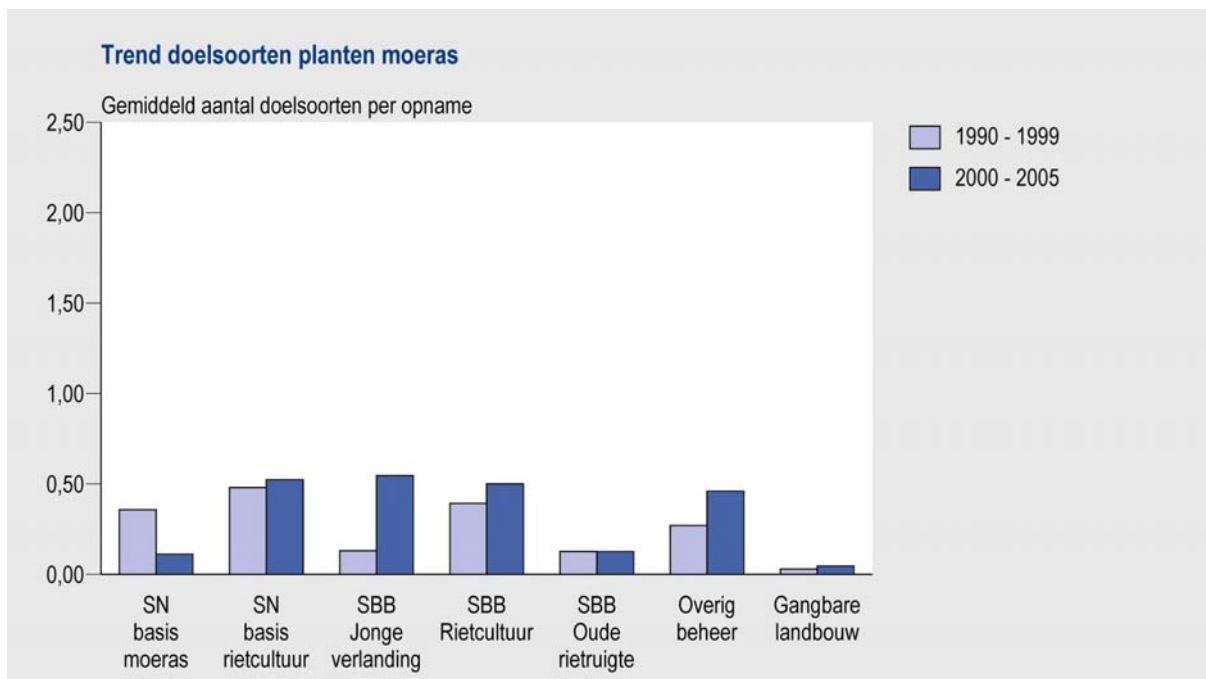


De trend in het aantal doel- en meetsoorten zijn niet representatief voor het gangbare agrarische gebied, omdat eerst de lokaties zijn geselecteerd waar het natuurdoeltype van kracht is. het zou betekenen dat het aantal soorten in de tweede periode minder is dan in de eerste periode: voor een goede vergelijking van de trend van het aantal doelsoorten zie hoofdstuk 9.

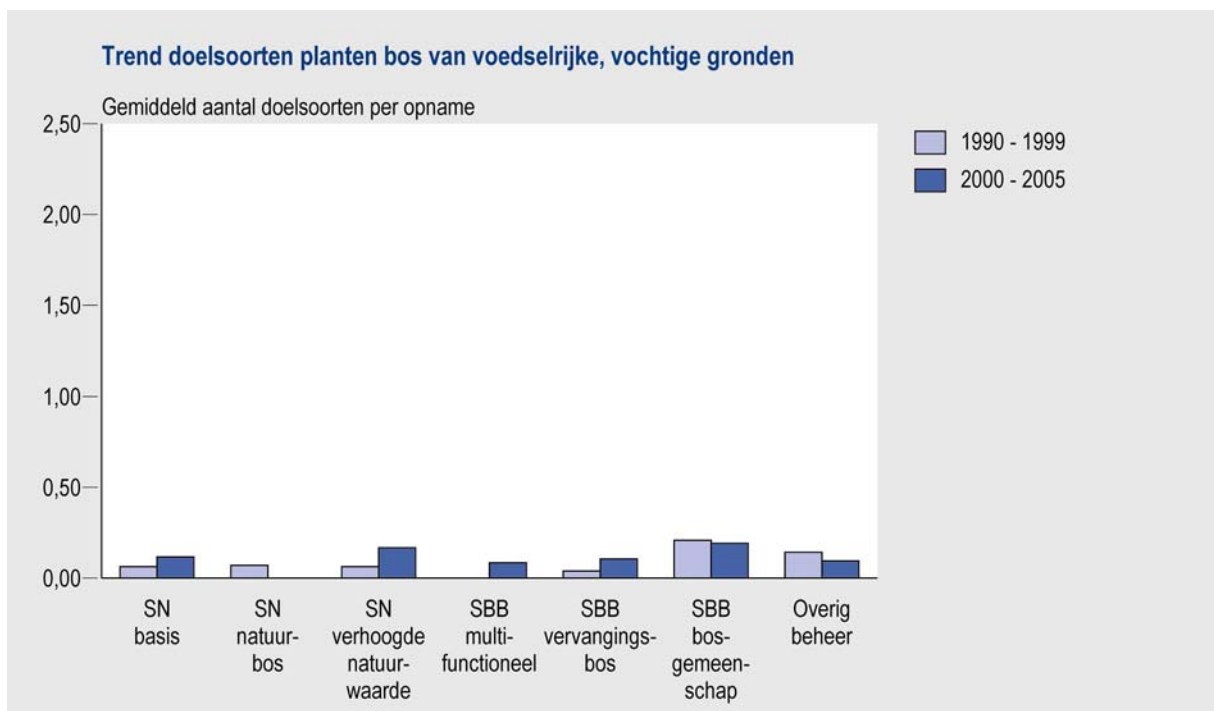
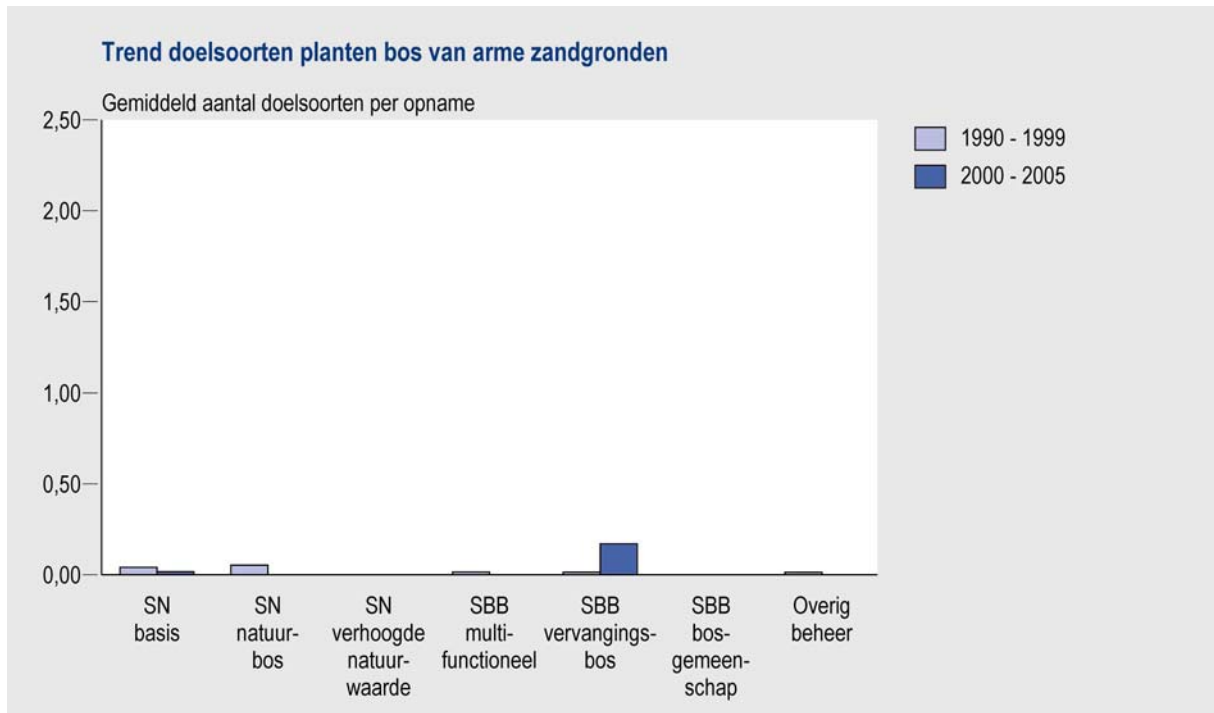
## Trend aantal doelsoorten nat dotterbloemhooiland:



## Trend aantal doelsoorten moeras:

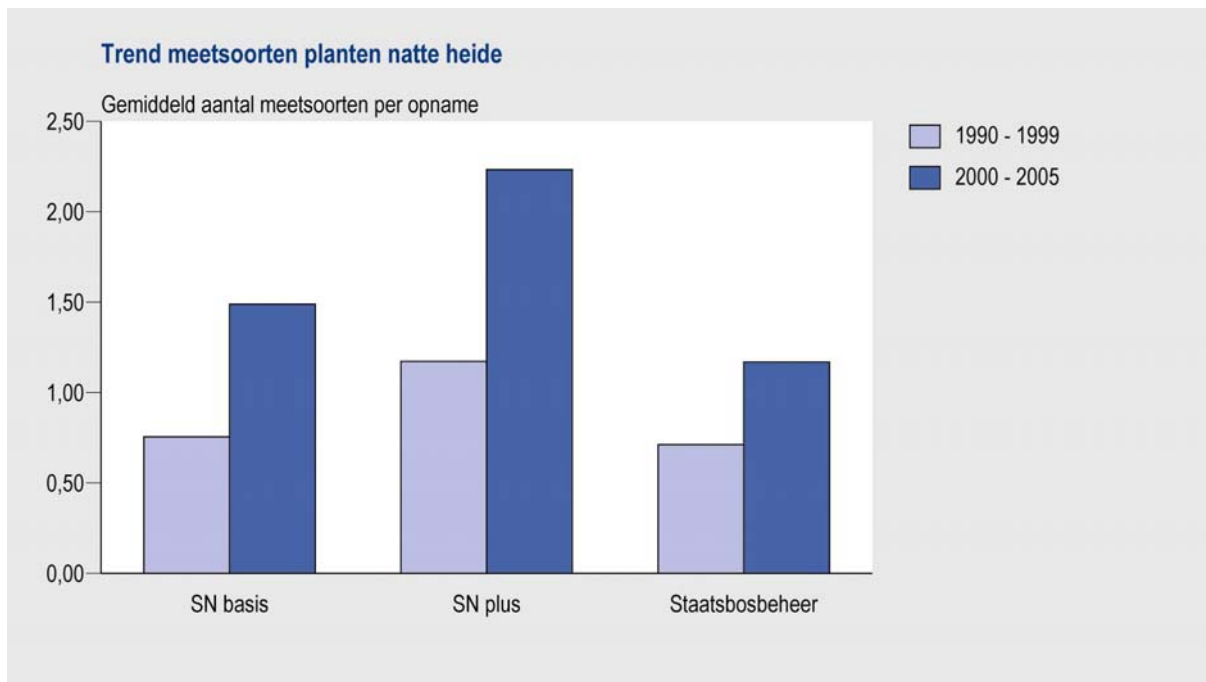


Trend aantal doelsoorten arme en rijke bossen:

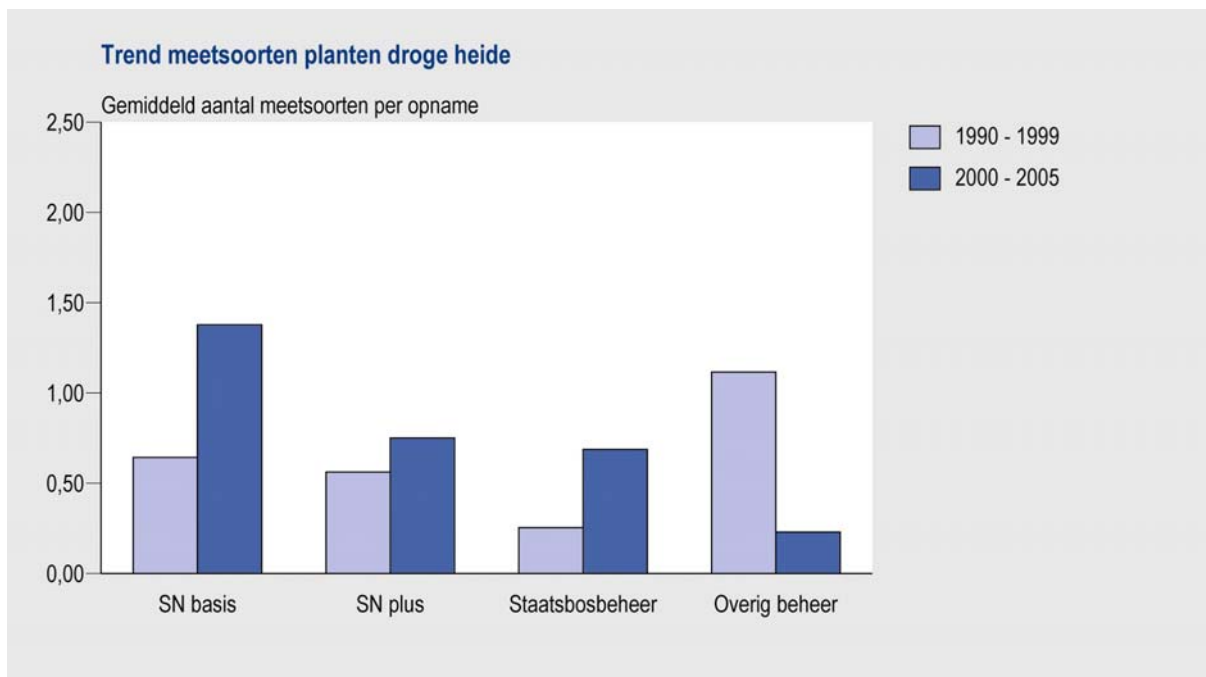


## Onderdeel 5. Trend in aantal meetsoorten

Trend aantal meetsoorten natte heide:

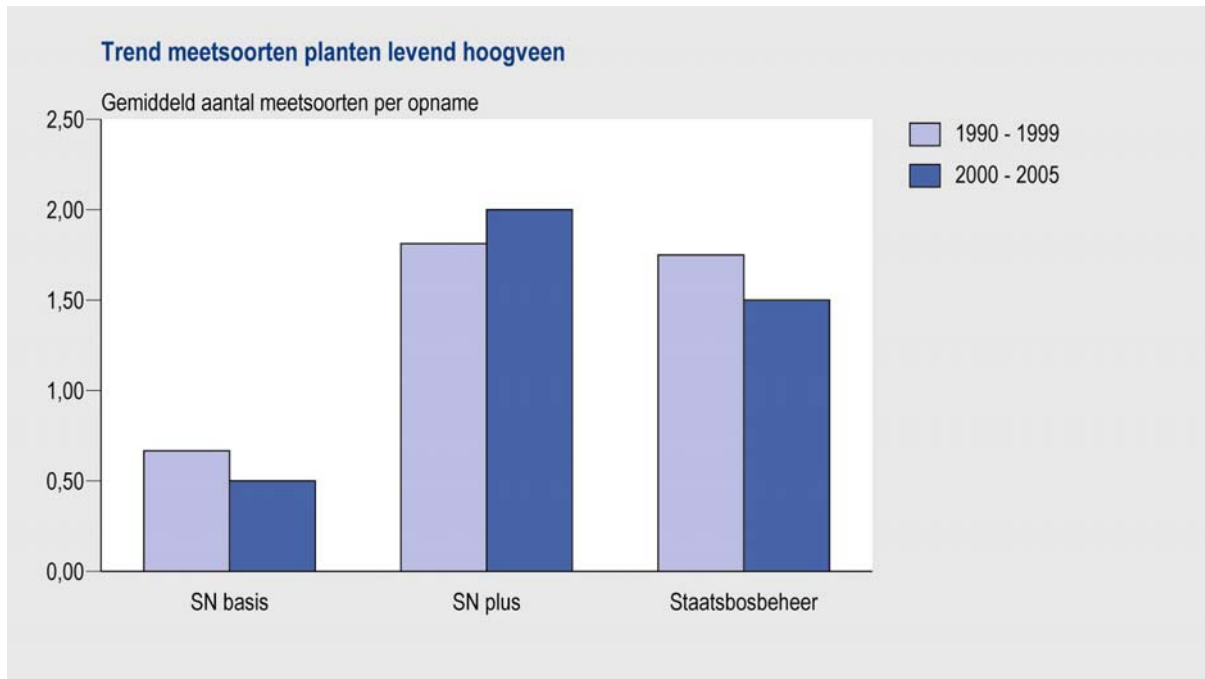


Trend aantal meetsoorten droge heide:

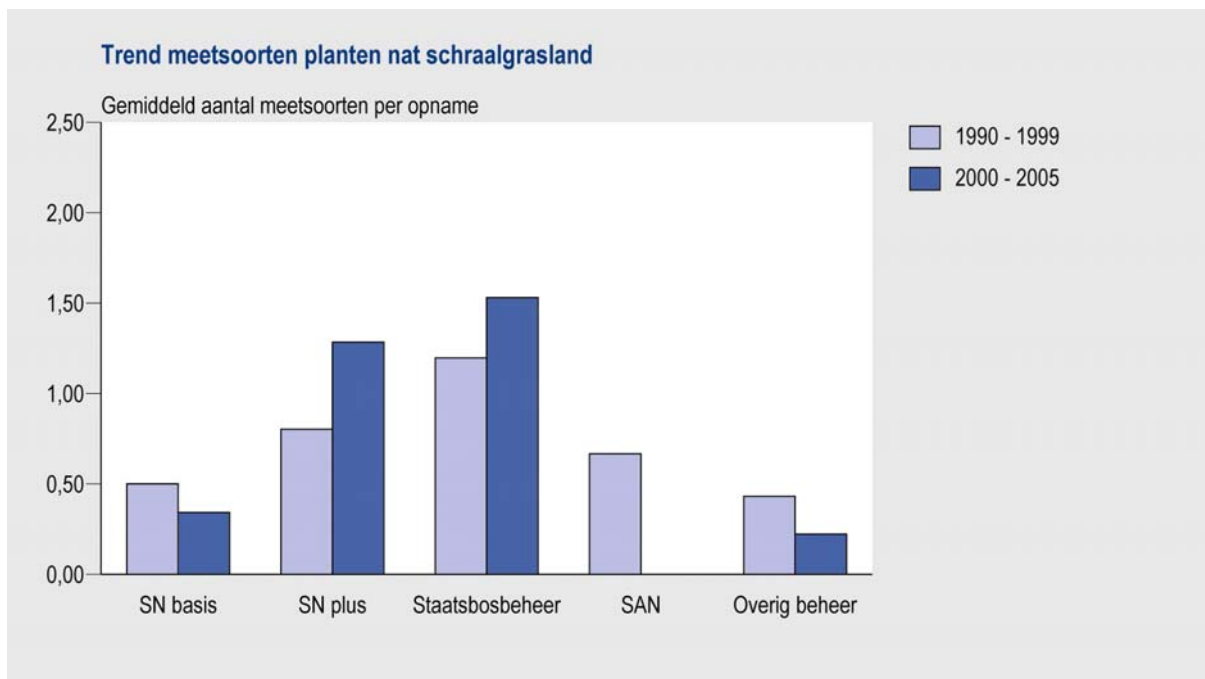




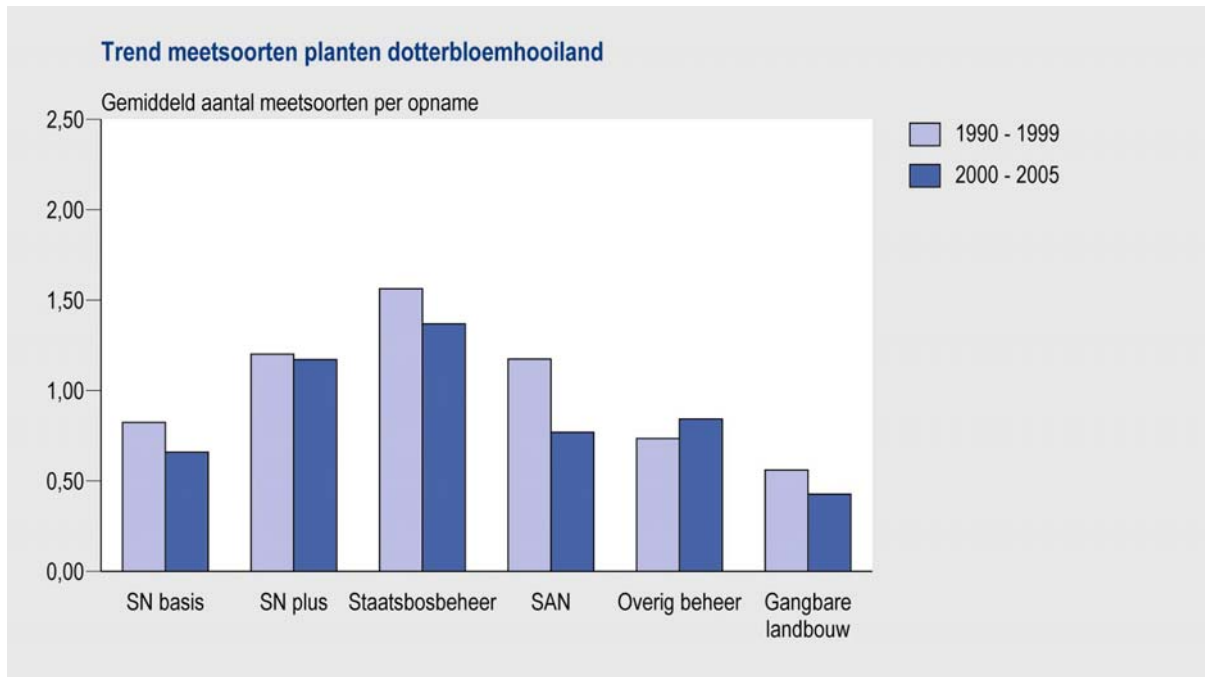
Trend aantal meetsoorten hoogveen:



Trend aantal meetsoorten nat schraalgrasland:

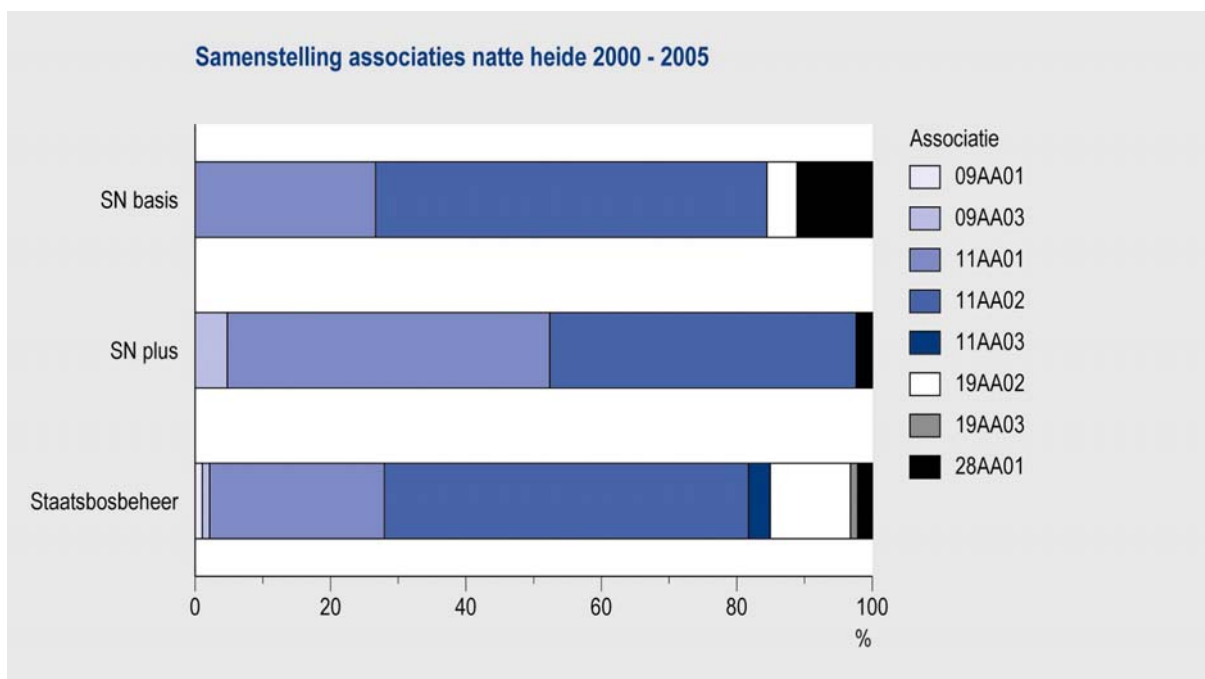


Trend aantal meetsoorten nat dotterbloemhooiland:

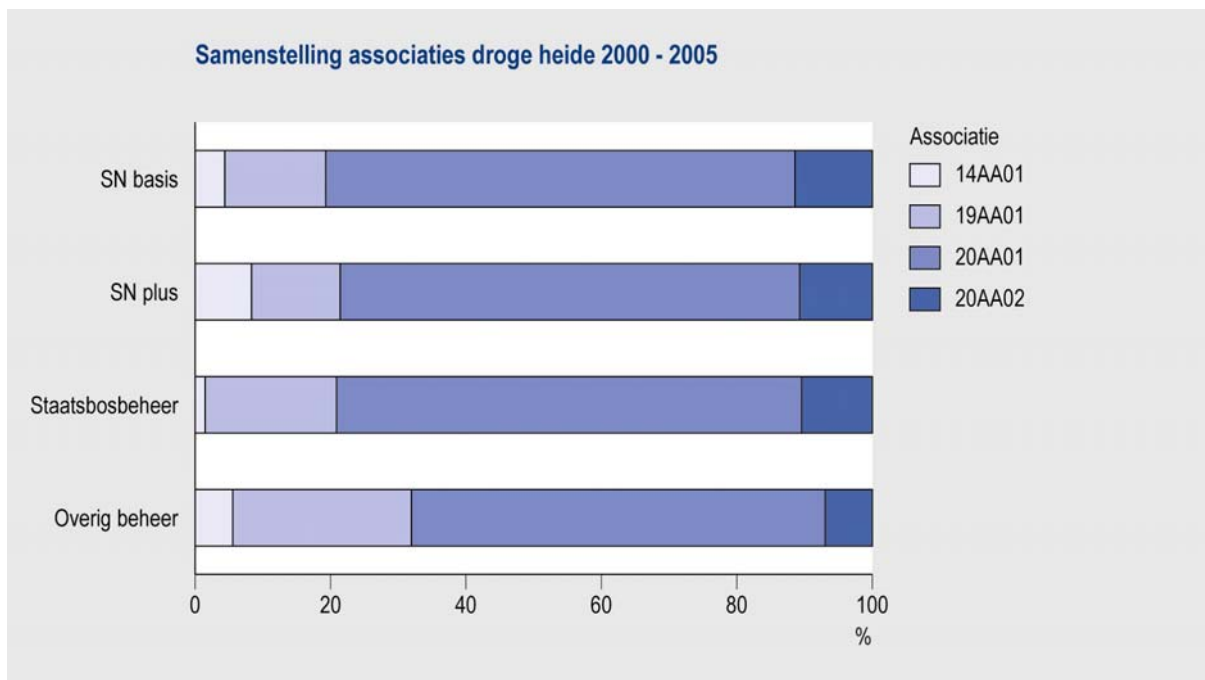


## Onderdeel 6. Samenstelling associaties sbb, pb basis, pb plus

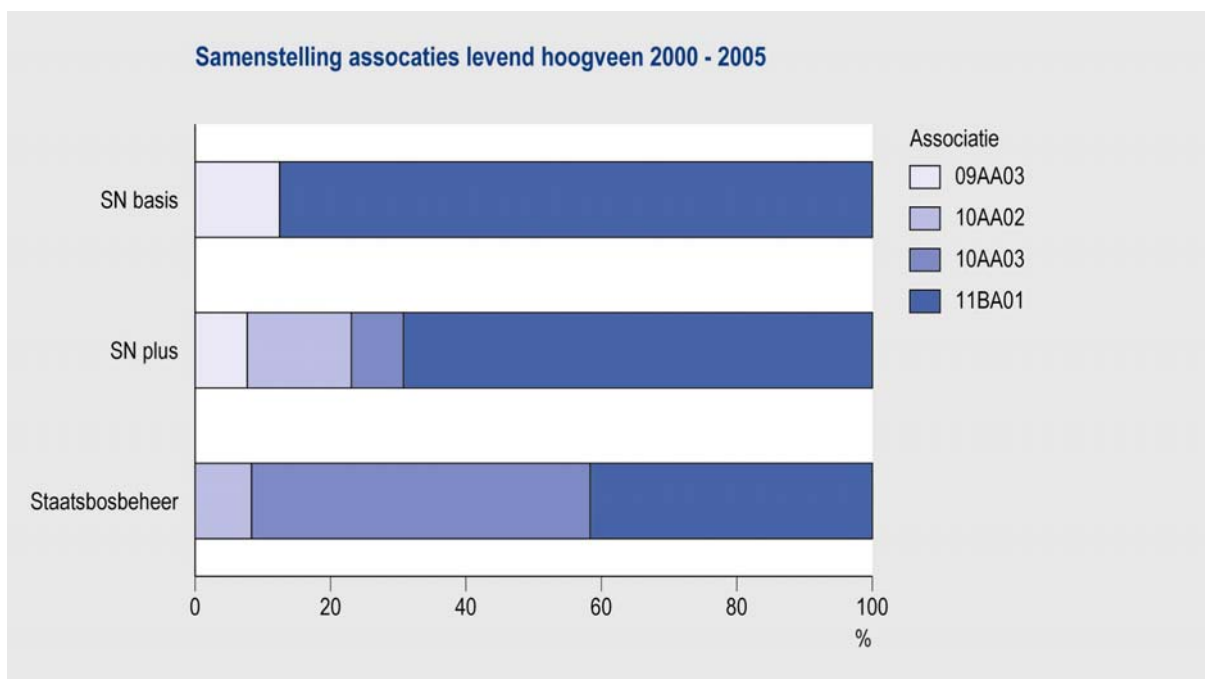
Verhouding associaties natte heide:



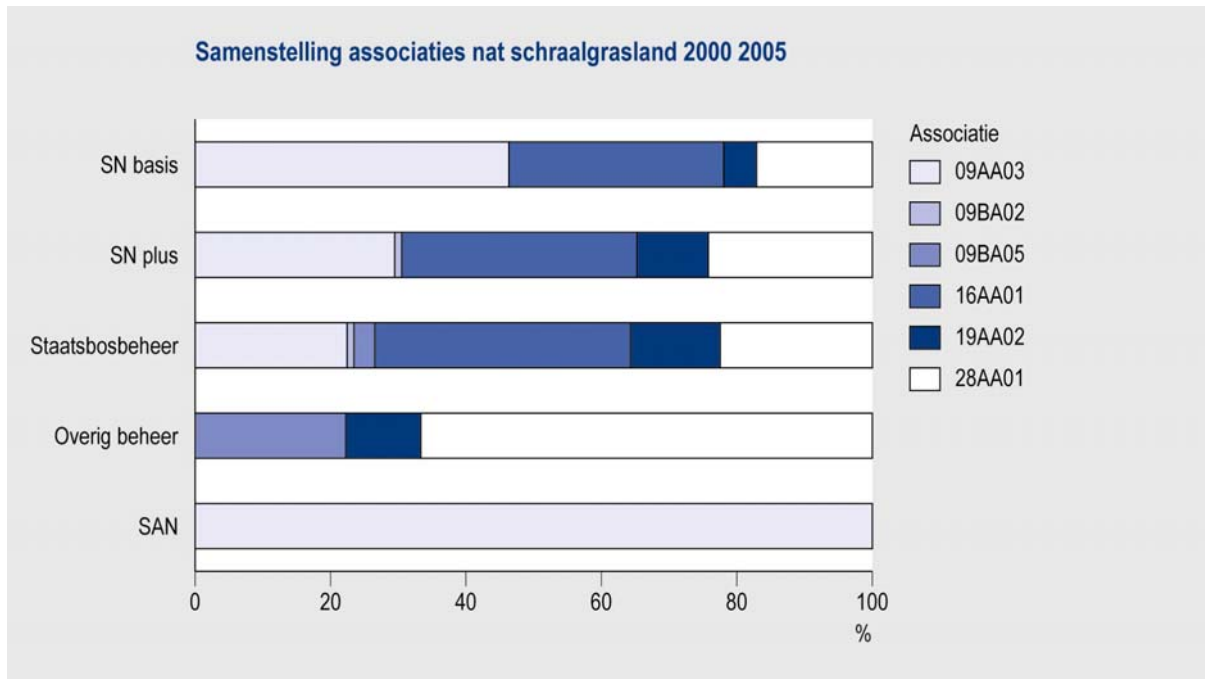
Verhouding associaties droge heide:



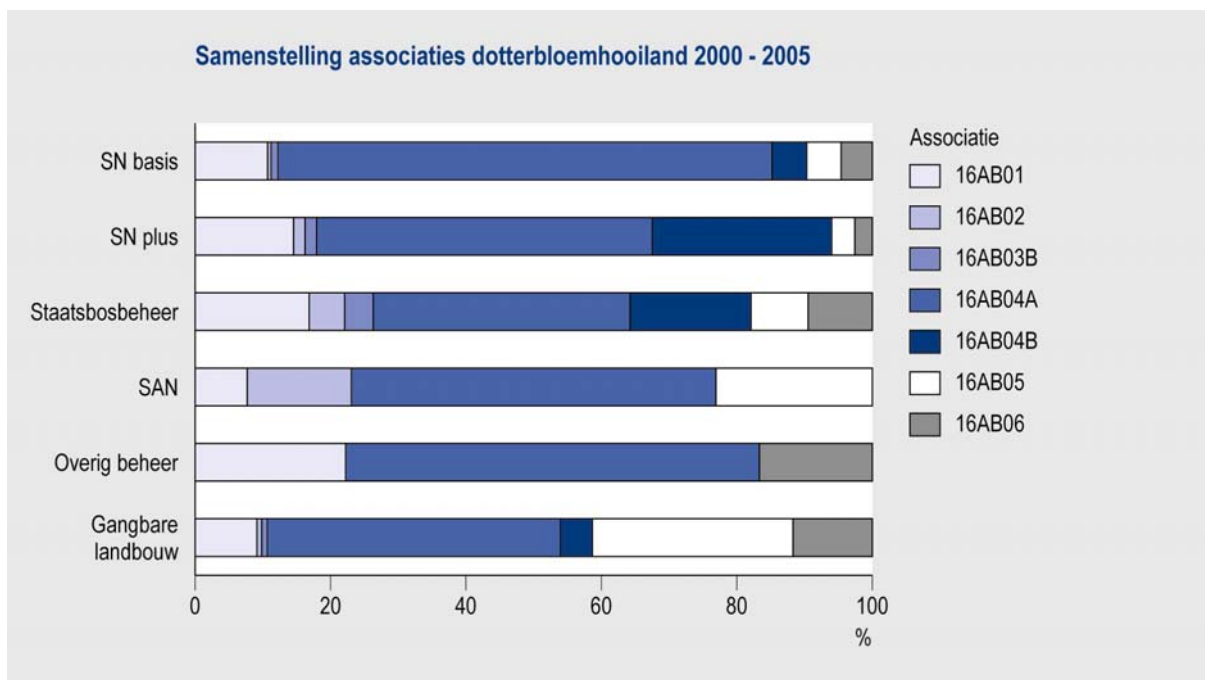
Verhouding associaties levend hoogveen:



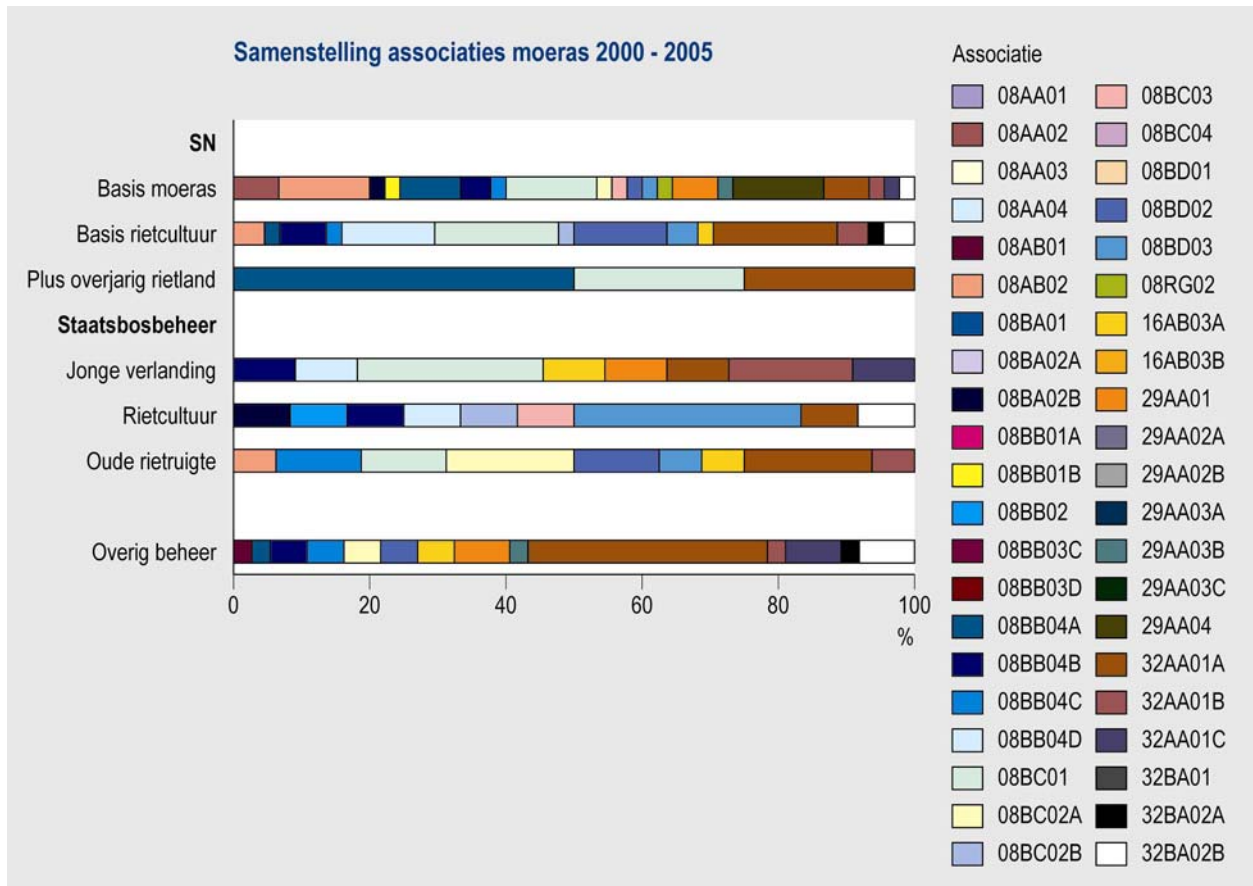
Verhouding associaties nat schraalgrasland:



Verhouding associaties dotterbloemhooiland:



Verhouding associaties moeras:



**Onderdeel 7. Aantal opnamen per type**

Aantal opnamen	
<b>Natte heide</b>	
SN-basis	45
SN-plus	43
SBB	95
<b>Droge heide</b>	
SN-basis	144
SN-plus	115
SBB	89
Overig beheer	87
<b>Hoogveen</b>	
SN-basis	8
SN-plus	13
SBB	12

<b>Nat schraalgrasland</b>	
SN-basis	84
SN-plus	157
SBB	171
Overig beheer	58
Gangbare landbouw	1648
<b>Moeras</b>	
SN-basis moeras	45
SN-basis rietcultuur	44
SN-plus overjarig rietland	4
SBB jonge verlanding	11
SBB oude rietruigte	16
Overig beheer	37
<b>Bossen op arme gronden</b>	
SN basis	492
SN natuurbos	39
SN verhoogde natuurwaarde	213
SBB multifunctioneel	52
SBB vervangingsbos	94
SBB bosgemeenschap	588
Overig beheer	
<b>Bossen op rijke gronden</b>	
SN basis	94
SN natuurbos	20
SN verhoogde natuurwaarde	41
SBB multifunctioneel	24
SBB vervangingsbos	19
SBB bosgemeenschap	63
Overig beheer	

## Bijlage 2 Evaluatie criteria bos

	Aantal plots met		Gemiddeld aantal soorten per plot		Aantal plots met				Aantal plots
	Dood hout		Vaapl.	Mossen	Doelsoort(en) aanwezig	Exoten in			Totaal
	>30cm	>15cm				booml aag	struiklaag	totaal	
SDT 3	8	53	19.30	5.85	13	42	40	61	120
SDT 4	7	38	16.82	5.45	2	45	37	54	91
428	10	31	18.89	5.39	5	16	17	27	56
429,430	.	.	19.00	7.25	1	0	1	1	4
426,427	65	217	17.80	5.95	16	193	204	282	480
SDT 13	29	188	17.50	5.55	11	362	238	432	539
409	68	283	16.93	5.90	29	511	412	627	815
SDT <> bos	5	36	18.90	4.53	4	25	22	40	91
pakket <> bos	2	9	21.88	4.46	3	4	5	8	26
Geen SDT/pakket	58	256	20.44	4.92	31	383	401	546	741
Group Total	252	1111	18.29	5.52	115	1581	1377	2078	2963

## Bijlage 3 Trends dagvlinders en broedvogels

Klassen die het CBS gebruikt om trends in te delen op basis van de uitkomsten van het programma TRIM. De zwarte stippen geven de trend weer (een trend van 0,95 wil zeggen een gemiddelde afname van 5% per jaar). De horizontale strepen geven het betrouwbaarheidsinterval (BI) weer (het betrouwbaarheidsinterval wordt berekend als de trend  $\pm$  2 s.e. (standaarfout)):

Beoordeling	Symbol	trend (overall slope uit TRIM)			Criteria (BI = betrouwbaarheidsinterval)	Omschrijving
		0,95	1,00	1,05		
<b>sterke toename</b> (strong increase)	++				ondergrens BI > 1,05	sign. >5% toename/jaar (verdubbeling in 15 jaar)
<b>matige toename</b> (moderate increase)	+				1,00 < ondergrens BI $\leq$ 1,05	sign. toename, maar niet zeker of deze > 5% / jaar is
<b>stabiel</b> (stable)	0				BI omvat 1,00 maar ondergrens BI $\geq$ 0,95 en bovengrens BI $\leq$ 1,05	geen significante aantalsverandering
<b>matige afname</b> (moderate decline)	-				0,95 $\leq$ bovengrens BI < 1,00	sign. afname, maar niet zeker of deze >5% / jaar is
<b>sterke afname</b> (steep decline)	--				bovengrens BI < 0,95	sign. >5% afname/jaar (halvering in 15 jaar)
<b>onzeker</b> (uncertain)	?				BI omvat 1,00 en ondergrens BI < 0,95 of bovengrens BI > 1,05	BI te groot voor betrouwbare trendclassificatie

### Grasland:

Tabel 1 Het aantal meet- en doelsoorten van planten is toegenomen bij SN-plus en Staatsbosbeheer. Bij basispakketten is de trend minder gunstig. Ook het soortenaantal broedvogels en dagvlinders vertoont niet altijd een positief beeld. (Bron: MNP, 2007)

		t rend 1990-1999		t rend 2000-2005	
		Staatsbosbeheer	SN	Staatsbosbeheer	SN
<b>Vlinders</b>	Meetsoorten	Stabiel	Afname	Stabiel	Afname
	Doelsoorten	Afname	Onzeker	Onzeker	Afname
<b>Vogels</b>	Meetsoorten	Toename	Onzeker	Onzeker	Onzeker
	Doelsoorten	Afname	Stabiel	Onzeker	Afname
<b>t rend 1990-2005</b>					
<b>Planten</b>		Staatsbosbeheer	Basis pakket	Plus pakket	
	Meetsoorten	Toename	Afname	Toename	
	Doelsoorten	Toename	Afname	Toename	
	Vegetatie	Toename	Toename	Toename	

### Moeras:

Tabel 2 De soortenaantallen moerasvogels veranderen niet veel. (Bron: MNP, 2007)

Vogels		Trend 1990-1999		Trend 2000-2005	
		Staatsbosbeheer	SN	Staatsbosbeheer	SN
	Meetsoorten	Stabiel	Toename	Stabiel	Onzeker
	Doelsoorten	Stabiel	Stabiel	Stabiel	Onzeker



## Heide:

Tabel 3. Het aantal soorten planten (meet- en doelsoorten) in heide neemt toe. Het aantal doelsoorten vlinders en vogels in SN-heideterreinen daalt echter sinds 2000. (Bron: MNP, 2007)

		t rend 1990-1999		t rend 2000-2005	
		Staatsbosbeheer	SN	Staatsbosbeheer	SN
Vlinders	Meetsoorten	Onzeker	Stabiel	Onzeker	Onzeker
	Doelsoorten	Onzeker	Stabiel	Onzeker	Afname
Vogels	Meetsoorten	Stabiel	Afname	Onzeker	Stabiel
	Doelsoorten	Stabiel	Afname	Onzeker	Afname
		t rend 1990-2005			
Planten		Staatsbosbeheer	Basis	Plus	
	Meetsoorten	Toename	Toename	Toename	
	Doelsoorten	Toename	Toename	Toename	
	Vegetatie	Toename	Toename	Toename	

## Bossen:

Tabel 4. Het aantal doelsoorten en structuurkenmerken in bossen vertoont de afgelopen circa 15 jaar een overwegend positieve trend. Alleen met vlinders lijkt het in Staatsbosbeheerbossen minder goed te gaan. (Bron: MNP, 2007)

		t rend 1990-1999		t rend 2000-2005	
		Staatsbosbeheer	SN	Staatsbosbeheer	SN
Structuur	Dood hout	Toename		Toename	
	Aandeel exoten	Stabiel		Onbekend	
Vlinders	Doelsoorten	Afname	Onzeker	Onzeker	Onzeker
Vogels	Doelsoorten	Stabiel	Toename	Stabiel	Stabiel
		t rend 1990-2005			
Planten		Staatsbosbeheer	SN		
	Doelsoorten	Toename		Toename	
	Vegetatie	Toename		Toename	

## Bijlage 4 Percentage weidevogels onder beheer

Aantal territoria per pakketonderdeel van de SAN en SN.

Pakket_cod	Opp	DHmax	DHgem	Nterr
1801	64176,6	203,1	5,6	3613,1
1802	3721,3	70,2	7,0	261,2
1803	1854,6	105,3	6,5	120,4
1804	820,5	86,0	7,0	57,6
1805	410,1	35,8	7,7	31,7
1806	1020,2	132,7	8,8	89,9
1807	618,4	93,6	6,0	37,4
1808	108,4	36,9	8,8	9,5
1809	113,4	32,0	9,3	10,6
1811	3,8	8,2	5,3	0,2
1812	36,0	30,2	5,3	1,9
1816	35,5	17,9	6,7	2,4
1817	6,9	11,4	5,2	0,4
1901	32476,1	140,4	9,6	3109,6
1902	1037,9	65,2	19,1	198,4
1903	927,7	65,4	11,3	104,4
1904	567,3	58,1	13,9	79,1
1905	355,1	140,4	11,8	41,9
1906	416,8	68,0	11,8	49,2
1907	323,6	68,0	9,5	30,9
1908	33,1	37,0	9,4	3,1
1909	62,5	46,3	11,5	7,2
1911	3,5	8,9	2,8	0,1
1912	6,4	26,5	9,3	0,6
1916	3,8	21,0	8,1	0,3
1917	20,1	34,2	9,5	1,9
2001	9882,2	153,9	14,6	1438,4
2002	1568,0	136,3	18,6	292,0
2003	540,4	63,4	16,8	90,6
2004	324,8	98,6	22,0	71,5
2005	184,5	45,3	16,3	30,1
2006	476,1	67,7	20,5	97,4
2007	88,6	64,4	21,8	19,3
2008	32,3	47,2	24,7	8,0
2009	22,7	37,4	17,1	3,9
2011	2,9	17,2	12,0	0,3
2012	13,1	40,8	13,0	1,7
2016	2,8	28,2	7,8	0,2
2017	33,8	48,8	23,2	7,8
2101	7332,2	233,5	17,8	1306,5
2102	2160,2	298,1	28,5	615,3
2103	269,2	100,7	31,6	85,2
2104	171,7	109,2	21,6	37,2
2105	298,6	92,8	24,6	73,5
2106	848,6	276,4	24,0	203,4
2107	358,5	374,4	34,0	121,9
2108	56,5	45,0	18,2	10,3
2109	58,3	43,9	17,8	10,4
2111	5,3	56,1	20,2	1,1

---

2112	23,7	44,4	17,9	4,2
2116	11,6	26,0	14,2	1,7
2117	10,0	18,4	9,5	1,0
3011	4487,6	44,2	2,4	108,8
3012	405,2	34,3	3,2	12,9
3013	978,4	19,1	2,3	22,9
3015	19,6	20,6	3,1	0,6
3016	783,1	78,9	2,5	19,5
3017	2578,7	29,2	0,4	11,5
3021	779,6	54,8	5,8	45,4
3022	99,1	19,3	4,3	4,2
3023	237,9	30,7	2,1	5,1
3025	7,0	14,2	11,8	0,8
3026	48,8	9,9	1,3	0,6
3027	256,8	9,2	0,7	1,8
3031	212,6	87,5	8,2	17,4
3032	49,5	85,5	8,4	4,2
3033	47,9	4,2	0,6	0,3
3035	2,2	0,0	0,0	0,0
3036	9,8	0,6	0,0	0,0
3037	82,8	0,9	0,0	0,0
3041	1746,9	85,5	7,9	137,8
3042	518,2	67,2	4,3	22,1
3043	936,9	62,1	8,0	75,2
3046	137,5	84,4	7,2	9,9
3047	491,5	11,7	0,4	2,1
3051	341,6	30,1	1,2	4,2
3052	438,8	22,9	2,2	9,5
3056	685,8	22,4	2,8	19,0
3057	44,8	3,2	0,4	0,2
3061	575,8	32,7	2,2	12,4
3062	195,1	28,8	2,2	4,3
3063	14,8	21,6	1,2	0,2
3066	346,4	21,5	1,6	5,4
3067	22,2	6,0	2,5	0,6
3101	564,0	48,3	2,5	14,2
3102	43,9	40,6	2,9	1,3
3103	423,1	19,9	1,9	8,1
3105	8,2	5,9	1,5	0,1
3106	105,4	14,8	1,8	1,9
3107	715,1	29,2	0,8	5,7
3108	485,4	87,1	8,9	43,1
3111	1698,1	276,4	15,2	258,7
3112	308,3	78,9	16,1	49,7
3113	180,3	56,5	9,2	16,6
3115	32,8	38,6	12,0	3,9
3116	59,7	86,8	16,2	9,7
3117	44,8	56,8	6,8	3,0
3121	1419,2	102,2	14,6	207,6
3122	495,8	59,2	13,2	65,3
3123	307,5	60,4	7,8	24,1
3125	17,6	28,5	10,4	1,8
3126	95,3	86,8	9,6	9,2
3127	36,5	10,5	3,4	1,2
3131	4436,9	477,7	16,6	735,0

---

3132	1435,3	103,9	11,1	159,2
3133	798,6	477,7	8,6	68,6
3135	42,6	168,4	34,6	14,7
3136	856,9	118,8	12,2	104,8
3137	403,8	58,8	6,4	26,0
3141	3581,9	407,5	13,4	478,7
3142	1165,2	189,0	10,7	124,8
3143	896,8	70,6	8,2	73,9
3145	38,7	73,6	13,8	5,3
3146	417,9	118,8	13,1	54,9
3147	175,4	29,2	1,8	3,1
3161	21,0	31,5	11,2	2,3
3165	33,4	78,9	19,3	6,5
3172	13,2	18,6	12,1	1,6
3173	1,6	8,5	4,8	0,1
3176	1,1	9,9	9,0	0,1
3177	2,0	6,2	5,8	0,1
3181	21523,6	203,1	11,0	2372,1
3182	4076,3	93,6	10,1	411,5
3183	1454,2	28,2	2,4	35,5
3186	304,1	31,2	10,6	32,2
3191	4461,7	66,5	19,6	874,1
3192	1768,3	64,4	16,2	286,1
3201	1793,1	153,9	20,2	361,3
3202	801,9	38,4	22,9	183,6
3211	4304,0	103,6	19,2	827,3
3212	166,4	29,1	7,7	12,7
3216	262,6	109,2	46,4	121,9
3260	701,0	4,6	0,1	0,5
3270	921,5	10,5	0,1	0,5
3280	375,4	17,3	0,1	0,5
3290	25,4	6,1	0,2	0,0
3310	8,6	1,8	0,3	0,0
3321	6,3	8,9	0,7	0,0
3331	10883,2	126,6	8,1	879,2
3332	2662,5	109,6	5,9	157,6
3333	7145,5	65,1	2,2	158,4
3340	38,1	0,0	0,0	0,0
3550	205,7	41,6	1,0	2,0
3600	611,6	18,1	0,3	2,1
3610	29,1	16,0	1,7	0,5
3638	20,1	62,8	11,7	2,4
3639	0,4	19,0	16,0	0,1
4010	11270,4	121,7	0,5	51,7
4020	2399,7	64,6	1,6	37,3
4030	2977,6	47,4	0,7	21,0
4040	34386,3	219,4	3,8	1298,7
4041	1466,6	7,9	0,8	11,9
4050	8964,2	19,3	0,0	1,4
4060	1601,0	42,1	1,1	18,2
4070	1014,4	13,5	0,0	0,3
4080	1418,6	15,8	0,1	1,2
4090	101577,8	97,2	0,0	44,4
4105	4152,7	50,9	0,6	24,9
4106	4293,4	42,2	2,7	115,5

4115	439,5	37,6	0,4	1,5
4125	299,1	3,8	0,0	0,0
4135	51,6	1,2	0,0	0,0
4145	70,9	5,8	0,0	0,0
4155	901,0	52,3	2,3	20,5
4165	691,3	100,0	1,4	9,3
4175	3092,5	407,5	7,2	222,3
4185	538,9	14,1	0,8	4,5
4186	119,6	10,1	1,4	1,7
4195	828,8	0,0	0,0	0,0
4205	6235,9	3,5	0,0	0,1
4215	2763,9	5,6	0,0	0,2
4225	781,4	2,4	0,0	0,1
4235	1455,2	105,3	17,4	253,2
4245	7010,0	454,1	24,7	1731,8
4255	167,8	38,7	31,2	52,4
4265	38707,4	10,3	0,0	1,6
4266	340,5	1,5	0,0	0,0
4267	297,9	18,7	0,1	0,2
4275	11592,8	32,3	0,0	2,5
4276	1376,0	3,0	0,0	-0,4
4277	13,6	4,2	0,5	0,1
4285	6751,4	15,7	0,0	0,4
4295	271,9	2,8	0,0	0,0
4296	748,1	26,7	0,3	2,5
4305	115,3	1,5	0,0	0,0
4550	54,8	18,4	0,7	0,4
4590	0,1	0,0	0,0	0,0
4600	73,0	18,4	0,3	0,2
4610	210,1	38,6	1,5	3,2
4638	5,5	62,5	12,8	0,7
4639	18,7	61,1	21,9	4,1

Aantal territoria per pakketonderdeel van SBB.

Spe_code_t	Opp	DHmax	DHgem	Nterr
1,1	1909,0	14,4	0,2	3,8
1,2	21,3	0,0	0,0	0,0
1,3	973,6	2,0	0,0	0,1
2,3	10818,4	12,9	0,2	18,7
2,4	5375,3	45,0	2,6	142,1
2,5	919,9	0,0	0,0	0,0
2,7	809,4	2,2	0,0	0,2
3,1	1431,3	7,8	0,0	0,3
3,1	2312,1	313,8	0,5	10,6
3,2	1409,8	71,9	0,1	1,9
3,3	4411,6	58,0	0,1	2,8
3,4	2402,1	22,9	0,0	0,5
3,5	96,7	0,9	0,0	0,0
3,6	875,2	4,6	0,0	0,0
3,7	238,6	0,6	0,0	0,0
3,8	1790,9	31,9	0,2	3,4
3,9	1178,0	23,1	0,1	1,0
4,1	198,8	47,1	1,2	2,4

---

4,2	322,4	18,7	0,2	0,6
4,3	4,8	0,0	0,0	0,0
4,4	277,9	0,7	0,0	0,0
4,5	10011,9	89,6	0,0	2,5
5,1	638,8	10,7	0,1	0,9
5,2	2202,1	2,8	0,0	0,1
5,3	244,3	17,1	0,1	0,2
5,4	4955,9	7,3	0,0	0,6
6,1	6825,2	27,9	0,1	9,8
6,2	432,9	41,5	0,2	0,8
6,3	5753,7	4,4	0,0	0,8
6,4	1778,8	0,6	0,0	0,0
6,5	5934,0	4,6	0,0	1,1
6,6	1420,3	11,7	0,2	3,0
7,1	1401,1	313,5	4,8	66,6
7,2	1420,2	99,2	3,9	55,7
7,3	28,7	79,1	6,6	1,9
8,1	426,8	84,6	3,6	15,2
8,2	1481,4	313,5	5,8	86,6
9,1	975,3	36,2	3,0	29,5
9,2	7771,8	313,8	6,4	498,4
9,3	35,9	0,0	0,0	0,0
9,4	455,6	117,2	11,7	53,2
9,5	1641,1	66,7	2,3	37,3
9,6	11831,3	90,4	2,7	316,3
10,1	5250,6	105,9	6,8	354,9
10,2	2562,3	374,4	40,3	1033,0
11,1	1739,4	210,3	1,8	31,9
11,2	413,8	13,1	0,3	1,4
11,3	65,9	9,4	0,0	0,0
12,1	2064,5	32,4	1,8	36,6
12,2	4467,3	62,5	3,4	152,4
12,4	152,9	0,0	0,0	0,0
12,5	1202,7	41,2	1,4	16,9
13,1	283,8	0,7	0,0	0,0
13,1	928,9	4,4	0,0	0,2
13,11	9718,9	21,7	0,0	2,9
13,12	716,4	27,1	0,3	2,4
13,13	316,6	20,6	0,8	2,6
13,14	617,4	18,8	0,4	2,5
13,15	2,2	8,8	4,4	0,1
13,2	9274,9	4,3	0,0	0,1
13,3	412,3	1,4	0,0	0,0
13,4	3794,5	9,3	0,0	-0,1
13,5	13692,6	4,8	0,0	0,0
13,6	6956,7	3,2	0,0	0,0
13,7	9717,1	6,8	0,0	0,0
13,8	1100,2	6,5	0,0	0,1
13,9	400,4	5,4	0,0	0,1
14,1	1256,9	210,3	1,4	17,3
15,1	6972,1	210,3	23,9	1667,6
15,2	1460,9	75,1	5,6	82,0
16,1	842,3	22,1	0,2	1,6
17,1	2039,5	313,5	2,8	57,1
18,1	1195,5	74,2	0,7	8,8

---

18,2	256,9	44,9	0,8	2,1
19,1	2,6	0,0	0,0	0,0
19,2	2558,7	101,8	1,9	49,5
20,1	56,5	36,7	0,9	0,5
20,1	86,0	34,3	0,9	0,8
20,2	5476,6	96,9	0,4	24,1
20,3	686,4	45,7	0,5	3,5
20,4	12,6	1,7	0,0	0,0
20,5	110,6	20,6	0,8	0,9
20,6	171,8	34,9	2,1	3,7
20,8	89,6	3,6	0,0	0,0
20,9	960,1	27,0	0,4	4,3
99,1	196,4	44,7	1,0	2,0
99,11	3052,9	78,4	0,4	12,4
99,12	789,3	51,4	0,3	2,0
99,2	50,5	26,1	1,8	0,9
99,3	665,6	184,7	1,6	10,8
99,4	671,5	184,7	0,2	1,5
99,5	313,5	12,3	0,9	2,9
99,6	18,8	40,8	4,9	0,9
99,7	6202,1	52,4	1,4	87,7
99,8	6607,7	32,0	0,6	37,4
99,9	6748,3	58,1	7,4	498,5

## Bijlage 5 Regressie coëfficiënten milieudrukfactoren

### Onderdeel 1. Univariante lineaire regressies.

Zie voor betekenis afkortingen: onderdeel 2.

#### Nat schraal grasland

##### Verdroging

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
G1	-1.462	0.082	-17.92	0.000
G2	-1.405	0.145	-9.67	0.000
G3	-0.523	0.148	-3.54	0.000
G4	-1.240	0.097	-12.75	0.000
G6	-1.237	0.168	-7.35	0.000

lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
G1	-1.362	0.341	-4.00	0.000
G2	0.780	0.856	0.91	0.362
G3	-1.783	0.730	-2.44	0.015
G4	-1.010	0.458	-2.21	0.027
G6	-1.792	1.018	-1.76	0.079

##### Vermesting

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
G1	-1.442	0.109	-13.27	0.000
G2	-0.894	0.221	-4.05	0.000
G3	-1.191	0.242	-4.92	0.000
G4	-1.188	0.132	-8.97	0.000
G6	-1.486	0.278	-5.35	0.000

lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
G1	-0.288	0.102	-2.82	0.005
G2	-0.604	0.262	-2.30	0.021
G3	0.385	0.194	1.99	0.047
G4	-0.283	0.154	-1.83	0.067
G6	0.030	0.285	0.11	0.915

##### Versnippering

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
G1	-2.2313	0.1074	-20.77	0.000
G2	-1.9658	0.2578	-7.62	0.000
G3	-0.9993	0.2296	-4.35	0.000
G4	-1.7746	0.1379	-12.87	0.000
G6	-1.3978	0.1914	-7.30	0.000

lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
G1	0.0183	0.0029	6.33	0.000
G2	0.0195	0.0067	2.90	0.004
G3	0.0047	0.0043	1.11	0.267
G4	0.0086	0.0027	3.22	0.001
G6	-0.0021	0.0052	-0.40	0.689



**Droge heide**

## Vermesting

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hd1	-0.961	0.137	-7.04	0.000
Hd2	-0.938	0.133	-7.04	0.000
Hd3	-0.996	0.137	-7.29	0.000
Hd4	-1.278	0.086	-14.84	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hd1	-0.270	0.124	-2.18	0.029
Hd2	-0.298	0.104	-2.88	0.004
Hd3	-0.255	0.107	-2.38	0.017
Hd4	-0.120	0.080	-1.50	0.134

## Versnippering

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hd1	-1.5225	0.1066	-14.28	0.000
Hd2	-1.7474	0.1014	-17.24	0.000
Hd3	-1.6116	0.1205	-13.38	0.000
Hd4	-1.1512	0.0840	-13.70	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hd1	0.0049	0.0018	2.76	0.006
Hd2	0.0071	0.0015	4.73	0.000
Hd3	0.0048	0.0018	2.71	0.007
Hd4	-0.0036	0.0012	-3.12	0.002

**Natte heide**

## Verdroging

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hn1	-1.194	0.119	-10.03	0.000
Hn2	-1.109	0.214	-5.19	0.000
Hn3	-1.318	0.104	-12.67	0.000
Hn4	-1.097	0.181	-6.07	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hn1	-0.108	0.180	-0.60	0.549
Hn2	-0.193	0.290	-0.66	0.506
Hn3	0.072	0.192	0.37	0.709
Hn4	-0.451	0.204	-2.22	0.027

## Vermesting

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hn1	-1.232	0.171	-7.21	0.000
Hn2	-1.144	0.149	-7.68	0.000
Hn3	-1.208	0.148	-8.16	0.000
Hn4	-1.283	0.205	-6.26	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hn1	-0.013	0.159	-0.08	0.937
Hn2	-0.146	0.185	-0.79	0.431
Hn3	-0.124	0.199	-0.62	0.532
Hn4	-0.227	0.271	-0.84	0.402

## Vernippering

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hn1	-1.9554	0.2241	-8.73	0.000
Hn2	-1.5877	0.2567	-6.19	0.000
Hn3	-1.6155	0.2007	-8.05	0.000
Hn4	-1.0079	0.3152	-3.20	0.001
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hn1	0.0188	0.0053	3.52	0.000
Hn2	0.0084	0.0058	1.46	0.145
Hn3	0.0079	0.0045	1.75	0.081
Hn4	-0.0101	0.0072	-1.40	0.163

**Hoogveen**

## Verdroging

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hv1	-1.571	0.252	-6.22	0.000
Hv3	-1.347	0.168	-8.00	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hv1	0.363	0.687	0.53	0.597
Hv3	0.814	0.485	1.68	0.093

## Vermesting

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hv1	-0.057	0.722	-0.08	0.937
Hv3	-0.253	0.351	-0.72	0.471
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hv1	-1.023	0.529	-1.94	0.053
Hv3	-0.501	0.204	-2.46	0.014

## Vernippering

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Hv1	-1.8098	0.4676	-3.87	0.000
Hv3	-1.2129	0.3488	-3.48	0.001
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Hv1	0.0069	0.0086	0.79	0.427
Hv3	0.0022	0.0070	0.32	0.751

**Moeras**

## Verdroging

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
M3	-0.332	0.103	-3.20	0.001
M5	-1.456	0.069	-20.97	0.000
M7	-1.515	0.121	-12.54	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
M3	-0.836	0.437	-1.91	0.056
M5	-0.035	0.368	-0.09	0.925
M7	-0.681	0.240	-2.83	0.005

## Vernippering

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
M3	-1.2552	0.1494	-8.40	0.000
M5	-1.7403	0.2175	-8.00	0.000
M7	-2.0703	0.1232	-16.81	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear

M3	0.0314	0.0044	7.20	0.000
M5	0.0041	0.0030	1.34	0.179
M7	0.0176	0.0042	4.19	0.000

## Bossen van rijke gronden

### Vermesting

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Br1	-0.703	0.497	-1.41	0.157
Br2	-1.229	0.116	-10.61	0.000
Br3	-0.851	0.121	-7.04	0.000
Br4	-0.665	0.355	-1.87	0.061
Br5	-1.214	0.233	-5.21	0.000
Br6	-0.981	0.343	-2.86	0.004
Br7	-1.008	0.205	-4.92	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Br1	-0.380	0.387	-0.98	0.327
Br2	-0.067	0.083	-0.81	0.420
Br3	-0.304	0.078	-3.87	0.000
Br4	-0.536	0.264	-2.03	0.042
Br5	0.313	0.200	1.56	0.118
Br6	-0.199	0.263	-0.76	0.449
Br7	-0.210	0.156	-1.34	0.180

### Versnippering

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Br1	-2.4821	0.4606	-5.39	0.000
Br2	-1.6653	0.0949	-17.55	0.000
Br3	-1.6768	0.1235	-13.57	0.000
Br4	-1.2747	0.1702	-7.49	0.000
Br5	-0.5166	0.1011	-5.11	0.000
Br6	-1.9911	0.4757	-4.19	0.000
Br7	-1.9608	0.1826	-10.74	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Br1	0.0170	0.0057	2.98	0.003
Br2	0.0059	0.0014	4.07	0.000
Br3	0.0059	0.0018	3.24	0.001
Br4	-0.0020	0.0029	-0.67	0.501
Br5	-0.0105	0.0024	-4.36	0.000
Br6	0.0097	0.0057	1.69	0.091
Br7	0.0103	0.0025	4.11	0.000

## Bossen van arme gronden

### Vermesting

lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Ba1	-1.344	0.283	-4.74	0.000
Ba2	-1.045	0.088	-11.90	0.000
Ba3	-0.962	0.064	-14.98	0.000
Ba4	-1.288	0.094	-13.73	0.000
Ba5	-0.697	0.152	-4.58	0.000
Ba6	-0.461	0.137	-3.37	0.001
Ba7	-0.879	0.073	-11.99	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear

---

Ba1	0.075	0.211	0.36	0.722
Ba2	-0.245	0.056	-4.36	0.000
Ba3	-0.257	0.040	-6.38	0.000
Ba4	-0.095	0.058	-1.65	0.100
Ba5	-0.502	0.114	-4.41	0.000
Ba6	-0.481	0.098	-4.88	0.000
Ba7	-0.360	0.052	-6.98	0.000
Versnippering				
lpakket	effIntercept	seIntercept	tIntercept	pIntercept
Ba1	-1.9678	0.1747	-11.26	0.000
Ba2	-1.7608	0.0719	-24.49	0.000
Ba3	-1.8737	0.0589	-31.81	0.000
Ba4	-2.1657	0.1226	-17.66	0.000
Ba5	-1.8936	0.1454	-13.02	0.000
Ba6	-1.1945	0.1349	-8.85	0.000
Ba7	-2.0198	0.0726	-27.80	0.000
lpakket	effLinear	seLinear	tLinear	pLinear
Ba1	0.0105	0.0021	4.94	0.000
Ba2	0.0052	0.0010	5.27	0.000
Ba3	0.0071	0.0007	9.54	0.000
Ba4	0.0104	0.0016	6.38	0.000
Ba5	0.0099	0.0022	4.50	0.000
Ba6	0.0011	0.0016	0.69	0.488
Ba7	0.0088	0.0009	9.79	0.000

**Onderdeel 2. Multivariate lineaire regressies stepwise.**

Voorspelling = percentages soorten ([gemiddeld aantal vlinders + vogels + planten in een kilometergrid]/[het landelijke maximum aantal soorten per grid])

Verdroging = (optimale GVG – huidige GVG)/100

Vermesting = (huidige depositie – kritische depositie)/1000

Ruimte = %key als percentage (kolom BC)

***Nat schraal grasland:***

voorspellingen onder het model pakket + verdroging + vermisting + ruimte

G1 = (half)-natuurlijk grasland (Basis pakket), met overeenkomstige natuurdoeltypen (nat schraalgrasland)

G2 = nat soortenrijk grasland (Plus pakket), met overeenkomstige natuurdoeltypen (nat schraalgrasland)

G3 = nat te schraallanden (SBB), met overeenkomstige natuurdoeltypen (nat schraalgrasland)

G4 = vochtig schraalgrasland (SBB), met overeenkomstige natuurdoeltypen (nat schraalgrasland)

G5 = grasland (zonder pakket of SBB-subdoeltype), met overeenkomstige natuurdoeltypen (nat schraalgrasland)

voorspelling als percentages							
			ruimte	0	30	60	90
pakket	verdroging	vermisting					
G1	0.0	0	15.5	20.7	27.2	34.8	
		1	12.2	18.1	25.9	35.7	
		2	9.6	15.8	24.8	36.6	
	0.4	0	10.8	14.7	19.8	26.0	
		1	8.4	12.7	18.8	26.8	
		2	6.6	11.0	17.8	27.6	
	0.8	0	7.4	10.2	14.0	18.8	
		1	5.7	8.8	13.2	19.5	
		2	4.4	7.5	12.5	20.1	
G2	0.0	0	22.3	28.7	36.1	44.2	
		1	10.2	19.4	33.8	52.1	
		2	4.3	12.6	31.7	59.9	
	0.4	0	15.9	21.0	27.1	34.3	
		1	7.0	13.7	25.2	41.7	
		2	2.9	8.7	23.4	49.6	
	0.8	0	11.1	14.9	19.7	25.6	
		1	4.7	9.5	18.2	32.1	

		2	1.9	5.9	16.8	39.3
G3	0.0	0	26.2	22.8	19.7	17.0
		1	21.8	30.3	40.3	51.2
		2	18.0	39.0	65.0	84.4
	0.4	0	19.0	16.3	14.0	11.9
		1	15.6	22.3	30.8	40.9
		2	12.7	29.6	55.0	78.0
	0.8	0	13.4	11.4	9.7	8.2
		1	10.8	15.9	22.7	31.4
		2	8.7	21.7	44.7	70.1
G4	0.0	0	14.6	25.2	39.8	56.5
		1	18.5	19.2	19.9	20.6
		2	23.1	14.3	8.5	4.9
	0.4	0	10.1	18.2	30.4	46.2
		1	13.0	13.5	14.1	14.6
		2	16.5	9.9	5.8	3.3
	0.8	0	6.9	12.8	22.3	36.1
		1	9.0	9.4	9.7	10.1
		2	11.6	6.8	3.9	2.2
G6	0.0	0	28.6	20.2	13.7	9.1
		1	20.7	22.0	23.3	24.7
		2	14.5	23.9	36.6	51.6
	0.4	0	20.9	14.3	9.5	6.2
		1	14.7	15.7	16.7	17.8
		2	10.1	17.1	27.6	41.3
	0.8	0	14.8	9.9	6.5	4.2
		1	10.2	10.9	11.7	12.5
		2	6.9	12.0	20.1	31.7

## Droge heide

voorspellingen onder het model pakket\*vermesting\*ruimte

Hd1 = droge heide (Plus pakket), met overeenkomstig natuurdoeltype (droge heide)

Hd2 = heide (Basis pakket), met overeenkomstig natuurdoeltype (droge heide)

Hd3 = droge open heide (SBB), met overeenkomstig natuurdoeltype (droge heide)

Hd4 = geen pakket of subdoeltype, wel natuurdoeltype (droge heide)

vermesting		0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5
pakket ruimte							
Hd1	0	12.4	11.4	10.5	9.7	8.9	8.2
	10	12.9	11.9	10.9	10.0	9.2	8.4

	20	13.4	12.3	11.3	10.4	9.5	8.7
	30	14.0	12.8	11.8	10.7	9.8	8.9
	40	14.5	13.3	12.2	11.1	10.1	9.2
	50	15.1	13.8	12.6	11.5	10.4	9.5
	60	15.7	14.4	13.1	11.9	10.8	9.7
	70	16.3	14.9	13.5	12.3	11.1	10.0
	80	16.9	15.4	14.0	12.7	11.4	10.3
	90	17.6	16.0	14.5	13.1	11.8	10.6
	100	18.2	16.6	15.0	13.5	12.1	10.9
Hd2	0	7.4	8.0	8.7	9.4	10.1	10.9
	10	8.3	8.8	9.2	9.7	10.2	10.7
	20	9.3	9.5	9.8	10.0	10.2	10.5
	30	10.4	10.4	10.3	10.3	10.3	10.3
	40	11.6	11.3	11.0	10.7	10.4	10.1
	50	12.8	12.2	11.6	11.0	10.4	9.9
	60	14.2	13.2	12.3	11.4	10.5	9.7
	70	15.7	14.3	12.9	11.7	10.6	9.5
	80	17.2	15.4	13.7	12.1	10.7	9.3
	90	18.8	16.5	14.4	12.5	10.7	9.2
	100	20.6	17.8	15.2	12.9	10.8	9.0
Hd3	0	11.7	10.9	10.2	9.5	8.9	8.3
	10	12.1	11.3	10.5	9.8	9.1	8.5
	20	12.6	11.7	10.9	10.1	9.4	8.7
	30	13.1	12.2	11.3	10.4	9.6	8.9
	40	13.7	12.6	11.7	10.7	9.9	9.1
	50	14.2	13.1	12.1	11.1	10.2	9.3
	60	14.7	13.6	12.5	11.4	10.4	9.5
	70	15.3	14.1	12.9	11.8	10.7	9.7
	80	15.9	14.5	13.3	12.1	11.0	10.0
	90	16.5	15.1	13.7	12.5	11.3	10.2
	100	17.1	15.6	14.2	12.8	11.6	10.5
Hd4	0	23.2	18.7	14.8	11.5	8.7	6.5
	10	21.4	17.6	14.3	11.4	9.0	7.0
	20	19.7	16.6	13.8	11.3	9.2	7.5
	30	18.0	15.5	13.3	11.3	9.5	8.0
	40	16.4	14.6	12.8	11.2	9.8	8.5
	50	15.0	13.6	12.4	11.2	10.1	9.1
	60	13.6	12.7	11.9	11.1	10.4	9.7
	70	12.3	11.9	11.5	11.1	10.7	10.3
	80	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0
	90	9.9	10.3	10.6	11.0	11.3	11.7
	100	8.9	9.5	10.2	10.9	11.7	12.4

**Natte heide**

voorspellingen onder het model pakket + vermisting + ruimte

Hn1 = heide (Basis pakket), met juiste (natte heide) natuurdoeltypen

Hn2 = Natte heide (Basis pakket), met juiste natuurdoeltypen

Hn3 = natte open heide (SBB), met juiste natuurdoeltypen

Hn4 = geen doel

		pred					
		0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5
	vermisting						
	pakket ruimte						
Hn1	0	7.2	5.2	3.7	2.6	1.8	1.3
	10	7.5	6.4	5.4	4.6	3.9	3.3
	20	7.8	7.8	7.9	8.0	8.0	8.1
	30	8.0	9.5	11.2	13.1	15.3	17.6
	40	8.3	11.5	15.5	20.3	25.7	31.2
	50	8.6	13.8	20.7	28.8	36.8	43.5
	60	8.9	16.3	26.5	37.2	45.6	51.0
	70	9.2	19.1	32.5	44.1	51.1	54.4
Hn2	0	8.8	9.3	9.9	10.4	11.0	11.6
	10	9.7	10.1	10.5	10.9	11.4	11.8
	20	10.5	10.8	11.1	11.4	11.7	12.0
	30	11.5	11.6	11.7	11.9	12.1	12.2
	40	12.4	12.4	12.4	12.4	12.4	12.4
	50	13.5	13.3	13.1	13.0	12.8	12.6
	60	14.6	14.2	13.9	13.5	13.2	12.8
	70	15.8	15.2	14.6	14.1	13.6	13.0
Hn3	0	6.5	9.1	12.6	17.0	22.0	27.6
	10	7.7	9.8	12.5	15.6	19.2	23.1
	20	9.0	10.6	12.3	14.3	16.5	18.8
	30	10.5	11.3	12.2	13.1	14.0	15.0
	40	12.3	12.2	12.1	12.0	11.9	11.8
	50	14.2	13.0	11.9	10.9	9.9	9.0
	60	16.3	13.9	11.8	9.9	8.3	6.9
	70	18.6	14.9	11.7	9.0	6.8	5.1
Hn4	0	23.2	19.4	15.9	12.8	10.1	8.0
	10	20.7	17.3	14.2	11.5	9.2	7.3
	20	18.3	15.3	12.6	10.3	8.3	6.7
	30	16.1	13.5	11.2	9.2	7.5	6.1
	40	14.0	11.8	9.9	8.2	6.8	5.6
	50	12.1	10.3	8.7	7.3	6.1	5.1



60	10.4	9.0	7.6	6.5	5.5	4.7
70	8.9	7.8	6.7	5.8	5.0	4.2

## Hoogveen

voorspellingen onder het model pakket + verdroging + pakket\*ruimte

Hv1 = hoogveen (Basis pakket), met overeenkomstig natuurdoeltype (natte heide & hoogveen)

Hv2 = hoogveen (Basis pakket), met overeenkomstig natuurdoeltype (natte heide & hoogveen)

Hv3 = hoogveen (SBB), met overeenkomstig natuurdoeltype (natte heide & hoogveen)

		pred				
		vermesting	1.0	1.5	2.0	2.5
pakket verdroging ruimte						
Hv1	0.0	20	5.2	7.0	9.4	12.2
		30	6.4	7.0	7.7	8.4
		40	7.8	7.0	6.3	5.6
		50	9.5	7.0	5.1	3.7
		60	11.4	7.0	4.1	2.4
	0.2	20	6.3	8.4	11.1	14.4
		30	7.7	8.4	9.2	10.0
		40	9.4	8.4	7.6	6.8
		50	11.3	8.4	6.2	4.5
		60	13.5	8.4	5.0	2.9
	0.4	20	7.6	10.1	13.1	16.8
		30	9.2	10.1	11.0	11.9
		40	11.1	10.1	9.1	8.1
		50	13.3	10.0	7.4	5.4
		60	15.8	10.0	6.1	3.5
0.6	20	9.1	12.0	15.4	19.4	
	30	11.0	11.9	12.9	14.0	
	40	13.2	11.9	10.8	9.7	
	50	15.6	11.9	8.9	6.5	
	60	18.3	11.9	7.3	4.3	
Hv3	0.0	20	9.0	11.8	15.2	19.1
		30	10.8	11.7	12.7	13.8
		40	12.9	11.7	10.6	9.6
		50	15.4	11.7	8.7	6.4
		60	18.1	11.7	7.2	4.2
	0.2	20	10.7	13.8	17.6	21.9

	30	12.8	13.8	14.9	16.1
	40	15.2	13.8	12.5	11.4
	50	17.8	13.8	10.4	7.7
	60	20.7	13.8	8.6	5.1
0.4	20	12.6	16.2	20.3	24.8
	30	15.0	16.2	17.4	18.7
	40	17.6	16.1	14.7	13.4
	50	20.5	16.1	12.4	9.3
	60	23.6	16.1	10.3	6.2
0.6	20	14.8	18.7	23.1	27.8
	30	17.4	18.7	20.0	21.4
	40	20.3	18.7	17.2	15.7
	50	23.4	18.7	14.5	11.0
	60	26.6	18.7	12.2	7.5

## Moeras

voorspellingen onder het model verdroging + ruimte\*ruimte

M1 = moeras (Basis pakket), met overeenkomstig natuurdoeltype (m.n. rietland en ruigte)

M2 = overjarig rietland, met overeenkomstig natuurdoeltype (m.n. rietland en ruigte)

M3 = rietcultuur, met overeenkomstig natuurdoeltype (m.n. rietland en ruigte)

M4 = jonge verlanding (SBB-subdoeltype), met overeenkomstig natuurdoeltype (m.n. rietland en ruigte)

M5 = moeras (SBB-subdoeltype), met overeenkomstig natuurdoeltype (m.n. rietland en ruigte)

M6 = oude rietruigten (SBB-subdoeltype), met overeenkomstig natuurdoeltype (m.n. rietland en ruigte)

M7 = moeras (zonder pakket of SBB-subdoeltype), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

		pred ALS PERCENTAGE				
verdroging		0.0	0.5	1.0	1.5	2.0
pakket ruimte						
M3	0	22.9	19.2	16.0	13.3	10.9
	10	28.9	24.6	20.7	17.3	14.4
	20	35.8	30.8	26.3	22.3	18.7
	30	43.2	37.9	32.9	28.2	23.9
	40	51.1	45.5	40.1	34.9	30.1
	50	58.8	53.4	47.8	42.4	37.1
	60	66.2	61.0	55.7	50.2	44.6
	70	72.8	68.2	63.2	57.9	52.5
	80	78.6	74.6	70.2	65.4	60.2

M5	0	17.0	14.1	11.6	9.5	7.8
	10	17.3	14.4	11.8	9.7	7.9
	20	17.7	14.7	12.1	9.9	8.1
	30	18.0	15.0	12.4	10.2	8.3
	40	18.4	15.3	12.6	10.4	8.5
	50	18.7	15.6	12.9	10.6	8.7
	60	19.1	15.9	13.2	10.8	8.9
	70	19.5	16.2	13.4	11.1	9.1
	80	19.8	16.6	13.7	11.3	9.3
M7	0	13.5	11.1	9.1	7.4	6.0
	10	15.2	12.6	10.3	8.5	6.9
	20	17.2	14.2	11.7	9.6	7.9
	30	19.3	16.1	13.3	10.9	9.0
	40	21.6	18.1	15.0	12.4	10.2
	50	24.1	20.3	16.9	14.0	11.6
	60	26.8	22.7	19.0	15.8	13.1
	70	29.6	25.2	21.3	17.8	14.8
	80	32.7	28.0	23.8	20.0	16.7

### Bossen van rijke gronden

voorspellingen onder het model pakket \*vermesting + pakket\*vermesting<sup>2</sup> + pakket\*ruimte

Br1 = natuurbos (Pluspakket), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

Br2 = bos met verhoogde natuurwaarde, met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

Br3 = bos (Basispakket), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

Br4 = multifunctionele bossen (verschillende wintereiken-beukenbossen van SBB), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

Br5 = verschillende bosgemeenschappen (o.a. loofbossen op lemige gronden), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

Br6 = bosvervangingsgemeenschap (overige natuurbossen), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

Br7 = bos (zonder pakket of SBB-subdoeltype), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op leemgrond)

		vermesting	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0
pakket		ruimte							
Br1	0	1	5	12	11	4	1	0	
	20	1	6	15	14	5	1	0	
	40	1	8	18	17	7	1	0	
	60	2	10	21	20	8	1	0	

---

	80	2	12	25	24	10	1	0
	100	2	14	30	29	12	2	0
Br2	0	9	15	20	19	14	8	3
	20	9	16	21	20	15	8	3
	40	10	17	22	21	16	9	3
	60	10	18	23	23	17	9	3
	80	11	19	24	24	18	10	4
	100	12	20	26	25	19	10	4
Br3	0	18	18	18	17	15	13	10
	20	20	20	19	18	16	14	11
	40	21	22	21	20	18	15	13
	60	23	23	23	21	19	17	14
	80	25	25	25	23	21	18	15
	100	27	27	27	25	23	20	16
Br4	0	37	29	23	19	15	12	10
	20	37	29	23	19	15	12	10
	40	37	29	23	19	15	12	10
	60	37	29	23	19	15	12	10
	80	37	29	23	19	15	12	10
	100	37	29	23	19	15	12	10
Br5	0	3	21	41	38	15	2	0
	20	3	18	36	34	13	1	0
	40	2	15	32	29	11	1	0
	60	2	12	27	25	9	1	0
	80	1	10	23	21	7	1	0
	100	1	8	20	18	6	1	0
Br6	0	9	12	13	14	12	10	8
	20	11	14	15	16	14	12	9
	40	13	16	18	18	17	14	10
	60	15	18	20	21	19	16	12
	80	17	21	23	24	22	18	14
	100	20	24	27	27	25	21	16
Br7	0	11	13	14	13	11	8	6
	20	13	15	16	15	13	10	7
	40	15	18	19	18	15	12	8
	60	18	21	22	21	18	14	9
	80	21	24	25	24	21	16	11
	100	24	28	29	27	24	19	13

## Bossen van arme gronden

voorspellingen onder het model pakket\*vermesting + pakket\*ruimte + vermesting\*ruimte

Ba1 = natuurbos (Pluspakket), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

Ba2 = bos met verhoogde natuurwaarde, met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

Ba3 = bos (Basispakket), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

Ba4 = multifunctionele bossen (verschillende grove den/eik/berken-bossen van SBB), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

Ba5 = verschillende bosgemeenschappen (loofbos op arm zand en loofbos en dennennbos), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

Ba6 = bosvervangingsgemeenschap (overige natuurbossen), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

Ba7 = bos (zonder pakket of SBB-subdoeltype), met overeenkomstige natuurdoeltypen (mn bos op arme zandgrond)

	vermesting	0	1	2	3	4
pakket	ruimte					
Ba1	0	4.2	4.8	5.5	6.3	7.2
	20	5.4	5.9	6.4	7.0	7.7
	40	6.8	7.1	7.5	7.8	8.2
	60	8.4	8.5	8.6	8.7	8.8
	80	10.4	10.1	9.9	9.6	9.3
	100	12.7	11.9	11.2	10.6	9.9
Ba2	0	7.1	6.4	5.8	5.2	4.7
	20	8.2	7.1	6.2	5.4	4.6
	40	9.3	7.9	6.6	5.5	4.5
	60	10.6	8.7	7.0	5.6	4.5
	80	12.0	9.5	7.5	5.7	4.4
	100	13.5	10.5	7.9	5.9	4.3
Ba3	0	6.0	5.8	5.6	5.4	5.3
	20	7.1	6.6	6.1	5.7	5.3
	40	8.3	7.5	6.7	6.0	5.3
	60	9.7	8.5	7.3	6.3	5.4
	80	11.3	9.5	7.9	6.6	5.4
	100	13.0	10.7	8.6	6.9	5.4
Ba4	0	4.1	4.2	4.4	4.5	4.7
	20	5.2	5.2	5.1	5.1	5.0
	40	6.6	6.3	6.0	5.7	5.4

---

	60	8.3	7.6	7.0	6.4	5.8
	80	10.3	9.1	8.1	7.1	6.2
	100	12.5	10.8	9.3	7.9	6.7
Ba5	0	7.8	5.6	4.0	2.8	1.9
	20	9.6	6.8	4.7	3.2	2.1
	40	11.8	8.2	5.5	3.6	2.3
	60	14.2	9.8	6.4	4.0	2.5
	80	16.8	11.5	7.4	4.5	2.7
	100	19.6	13.5	8.5	5.1	2.9
Ba6	0	12.1	9.1	6.6	4.7	3.3
	20	13.3	9.7	6.8	4.7	3.1
	40	14.6	10.4	7.0	4.6	3.0
	60	15.9	11.1	7.3	4.6	2.8
	80	17.3	11.8	7.5	4.6	2.7
	100	18.6	12.6	7.8	4.5	2.5
Ba7	0	6.2	5.4	4.6	3.9	3.4
	20	7.5	6.2	5.1	4.2	3.5
	40	8.9	7.2	5.8	4.6	3.6
	60	10.6	8.3	6.4	4.9	3.7
	80	12.4	9.5	7.1	5.2	3.8
	100	14.4	10.9	7.9	5.6	3.9

## Natuurbeheer kan effectiever

Momenteel staat voor natuurbeheer circa 120 miljoen euro per jaar op de begroting. Zijn de subsidieregelingen en de inspanningen van de overheid en de beheerders voldoende om de natuur van Nederland duurzaam te behouden?

In de natuurgebieden is de meestal al vrij hoge natuurkwaliteit de afgelopen jaren gemiddeld gezien verbeterd. Natuurbeheer is mede verantwoordelijk voor deze verbetering. Op meer dan de helft van het areaal van de natuurgebieden is de gewenste natuurkwaliteit echter nog niet gerealiseerd vooral door slechte milieukwaliteit of te kleine, geïsoleerd gelegen natuurgebieden. Natuurkwaliteit in het agrarisch gebied is nu relatief vrij beperkt. De weidevogelstand blijft gemiddeld genomen nog steeds achteruitgaan, niet alleen bij agrarisch natuurbeheer maar ook in natuurgebieden. De graslanden met het agrarisch natuurbeheer zijn bloemrijker, maar de uiteindelijk gewenste natuurkwaliteit komt nog niet of nauwelijks dichterbij. Realisatie is lastig omdat de vereiste milieucondities moeilijk te realiseren en soms strijdig zijn met de eisen die het landbouwkundig gebruik stelt. Natuurbeheer kan dus nog effectiever, met name bij betere milieu- en ruimtecondities.

Dit achtergronddocument hoort bij het rapport Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer (Wiertz en Sanders eds., 2007). In dit technische achtergronddocument worden de verschillende databronnen en methoden beschreven.