

Model for Nature Policy - MNP

Automatisering validatie, automatisering draagkrachten, rekenmethode van de randvoorwaarden binnen MNP en gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

G.W.W. Wamelink, L. Biersteker, H.D. Roelofsen, R. Jochem,
J.G.M. van der Gref, B. de Knecht en R.J.H.G. Henkens

| WOt-technical report 233



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH



Model for Nature Policy - MNP

Dit WOt-technical report is gemaakt conform het Kwaliteitsmanagementsysteem (KMS) van de unit Wettelijke Onderzoekstaken (WOT) Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen University & Research.

WOT Natuur & Milieu voert wettelijke onderzoekstaken uit op het beleidsterrein natuur en milieu. Deze taken worden uitgevoerd om een wettelijke verantwoordelijkheid van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) te ondersteunen. WOT Natuur & Milieu zorgt voor rapportages en data voor (inter)nationale verplichtingen op het gebied van agromilieau, biodiversiteit en bodeminformatie, en werkt mee aan producten van het Planbureau voor de Leefomgeving zoals de Balans van de Leefomgeving.

Disclaimer WOt-publicaties

De reeks 'WOt-technical reports' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor WOT Natuur & Milieu hebben uitgevoerd.

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). Het PBL is een inhoudelijk onafhankelijk onderzoeksinstituut op het gebied van milieu, natuur en ruimte, zoals gewaarborgd in de Aanwijzingen voor de Planbureaus, Staatscourant 3200, 21 februari 2012.

Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Natuurverkenning, Balans van de Leefomgeving en andere thematische verkenningen.

Het onderzoek is gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV).

Model for Nature Policy - MNP

Automatisering validatie, automatisering draagkrachten, rekenmethode van de randvoorwaarden binnen MNP, gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Wieger Wamelink, Levi Biersteker, Hans Roelofsen, Rene Jochem, Janien van der Gref, Bart de Knecht en René Henkens

Wageningen Environmental Research

BAPS-projectnummer WOT-04-011-037.12

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, december 2022

WOT-technical report 233

ISSN 2352-2739

DOI [10.18174/585013](https://doi.org/10.18174/585013)

Wamelink G.W.W., L. Biersteker, H.D. Roelofsen, R. Jochem, J.G.M. van der Gref, B. de Knecht en R.J.H.G. Henkens (2022). *Model for Nature Policy - MNP; Automatisering validatie, automatisering draagkrachten, rekenmethode van de randvoorwaarden binnen MNP en gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse*. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-technical report 233.

Het Model for Nature Policy (MNP, MetaNatuurPlanner) wordt door o.a. het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) gebruikt voor modelsimulaties om het duurzaam voorkomen van soorten in Nederland en de staat van instandhouding van plant- en diersoorten in Nederland te schatten. De berekende indicator wordt beschouwd als proxy voor het doelbereik van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Het model speelt een rol bij verschillende CLO-indicatoren en wordt standaard ingezet voor de Balans van de Leefomgeving en de Natuurverkenning. Het MNP wordt daarom voortdurend verder ontwikkeld om tegemoet te kunnen komen aan nieuwe beleidsvragen en wetenschappelijke eisen. Deze rapportage beschrijft vier technische ontwikkelingen, te weten: Automatisering validatie, Automatisering berekening draagkrachten, Rekenmethoden van de abiotische randvoorwaarden binnen MNP en de Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse.

Trefwoorden: Metanatuurplanner, Model for Nature Policy, MNP, validatie, draagkrachten, gevoeligheidsanalyse, onzekerheidsanalyse

Model for Nature Policy – MNP: Automation of validation, automation of carrying capacities, calculation method for the boundary conditions within MNP and sensitivity and uncertainty analysis.

The Model for Nature Policy (MNP, MetaNatuurPlanner) is used by the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL) and others for model simulations to estimate long-term persistence of species and the conservation status of plant and animal species in the Netherlands. The calculated indicator is considered to be a proxy for the degree of achievement of the objectives of the Birds and Habitats Directives. The model is used for calculating a number of Environmental Data Compendium (CLO) indicators and is routinely used for the Assessment of the Dutch Living Environment and the National Nature Outlook. The MNP is therefore constantly being further developed to keep up with new questions from policymakers and scientific requirements. This report describes four technical developments: automation of validation, automation of carrying capacities, calculation method for the abiotic boundary conditions within the MNP and the uncertainty and sensitivity analysis.

Foto omslag: Eddy Teenstra

© 2022 **Wageningen Environmental Research**
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 01 00; e-mail: wieger.wamelink@wur.nl

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (unit binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research),
Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 54 71, info.wnm@wur.nl, www.wur.nl/wotnatuurenmilieu.

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/585013> of op www.wur.nl/wotnatuurenmilieu. WOT Natuur & Milieu verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

WOT Natuur & Milieu aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

In dit meerjarige project wordt gewerkt aan de borging en verdere ontwikkeling van het MNP (Model for Nature Policy; MetaNatuurplanner), zodat het op actuele kennisvragen van het PBL kan aansluiten en de geldende kwaliteitstandaard (van Status A) behoudt. Het MNP is ontwikkeld om in beeld te brengen wat de verwachte biodiversiteitseffecten zijn van voorgenomen beleidsmaatregelen in combinatie met autonome ontwikkelingen in milieu, water, ruimte en klimaat en van toekomstige ontwikkelingen op de biodiversiteit; daarmee kan het model in verkennende studies van het PBL gebruikt worden om de bijdrage van voorgenomen maatregelen aan beleidsdoelstellingen voor biodiversiteit in te schatten. Het MNP is onderdeel van het kerninstrumentarium van het PBL en dient relevante vragen te kunnen beantwoorden op een wetenschappelijke en robuuste wijze. Met deze publicatie is een aantal belangrijke stappen gezet in de technische ontwikkeling van het model, waardoor toepassing in PBL-producten sneller verloopt.

Ik wil alle auteurs bedanken voor het werken aan en schrijven van dit rapport.

Arjen van Hinsberg, programmaleider Kennisbasis van de sector Natuur en Landelijk Gebied van het Planbureau voor de Leefomgeving

Inhoud

Samenvatting	9
Summary	13
1 Inleiding	15
1.1 Model for Nature Policy (MNP)	15
2 Automatisering validatie	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Methode	17
2.2.1 Data	18
2.2.2 Statistische overeenkomst modeluitkomsten en verspreiding	18
2.2.3 Beslisboom	19
2.2.4 Software	19
2.3 Discussie	24
2.4 Aanbevelingen en conclusies	26
3 Automatisering draagkrachtbepaling van soorten voor beheertypen	27
3.1 Inleiding	27
3.1.1 Plantensoorten	27
3.1.2 Vogels en vlinders	28
3.2 Ontwikkelingen 2021	28
3.3 Aanbevelingen	30
3.4 Conclusie	30
4 Rekenmethode van de randvoorwaarden binnen MNP	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Methode	32
4.3 Modelruns met het MNP	33
4.4 Resultaten	34
4.5 Discussie	39
4.6 Conclusies	40
5 Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse	41
5.1 MNP-toepassingen en onzekerheid	41
5.2 MNP-resultaten: soort- en ecosysteemgericht	41
5.3 Invoer en parameters van het MNP	43
5.3.1 Bronnen van onzekerheid	43
5.4 Onzekerheidsanalyse	43
5.4.1 Methode	43
5.4.2 Resultaten	44
5.4.3 Interpretatie	44
5.5 Gevoeligheidsanalyse	45
5.5.1 Methode	45
5.5.2 Resultaten	45
5.5.3 Interpretatie en aanbevelingen	46
5.6 Discussie	47
Literatuur	49
Verantwoording	51

Bijlage 1	Beoordelingsverschillen validatie handmatig versus automatisch	52
Bijlage 2	Aanvullende functionaliteit module	55
Bijlage 3	MNP Proces- en parameter-overzicht	57

Samenvatting

Het Model for Nature Policy (MNP, MetaNatuurPlanner) wordt door o.a. het Planbureau (PBL) voor de Leefomgeving gebruikt voor modelsimulaties om het duurzaam voorkomen van plant- en diersoorten in Nederland te schatten. De berekende indicator wordt beschouwd als proxy voor het doelbereik van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Het model speelt een rol bij verschillende CLO-indicatoren en wordt standaard ingezet voor de Balans van de Leefomgeving en de Natuurverkenning. Het MNP wordt daarom voortdurend verder ontwikkeld om tegemoet te kunnen komen aan nieuwe beleidsvragen en wetenschappelijke eisen. Deze rapportage beschrijft vier van die ontwikkelingen, te weten:

- Automatisering van de validatie van voorspelling per soort;
- Automatisering van draagkrachten van soorten per beheertype;
- Rekenmethode voor habitatgeschiktheid op basis van combinatie van parameters;
- Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse.

Automatisering validatie voorspelling per soort

Het is van belang dat het MNP zo goed mogelijk wordt gekalibreerd, getest en gevalideerd. Voorheen vond de validatie van de MNP-modeluitkomst van de individuele soortverspreiding handmatig plaats door verschillende soorten-experts. Daarbij werden modeluitkomsten visueel vergeleken met verspreidingskaarten op basis van velddata. Per soort werd een oordeel gegeven of een soort goed, voldoende goed of onvoldoende goed door het MNP-model voorspeld kon worden (d.w.z. de model-output komt (voldoende) goed of onvoldoende goed overeen met de verspreidingsdata). Alleen soorten met een voldoende- of goed-model zijn opgenomen in de uiteindelijke soortselectie van het MNP. Deze handmatige validatie was daarmee een vrij subjectieve analyse en vanwege het grote aantal soorten bovendien een tijdrovende stap. Er is onderzocht of deze stap kon worden geautomatiseerd, gebruikmakend van de NDFF (Nederlandse Databank Flora en Fauna), met als doel om het wetenschappelijke niveau (reproduceerbaarheid) en de efficiëntie van de validatie te verhogen.

Statistische methoden zijn gebruikt om MNP-modeluitkomsten en de werkelijke actuele verspreiding van soorten volgens de NDFF (Nederlandse Databank Flora en Fauna) te beschrijven en met elkaar te vergelijken. Vervolgens is onderzocht of met behulp van grenswaarden aan de statistiek, de soortmodellen in lijn met de handmatige validatie konden worden beoordeeld als (voldoende) goed. Deze grenswaarden zijn opgesteld op basis van de handmatige validatie.

Grote winst blijkt de efficiëntie na automatisering, omdat de validatie in plaats van dagen dan nog slechts enkele minuten duurt. Er zijn wat dat betreft geen barrières meer om de soortenlijst uit te breiden en validaties te herhalen.

Het percentage soorten dat door automatische validatie hetzelfde is beoordeeld als na handmatige validatie, is 89% voor vaatplanten, 81% voor vlinders en 78% voor vogels. Vooral voor vaatplanten blijken de handmatige en automatische validatie goed overeen te komen. Waarschijnlijk omdat deze soortgroepen minder mobiel zijn en daarmee meer zijn gebonden aan standplaatsfactoren. De mobielere vogels daarentegen worden ook geobserveerd op locaties die ongeschikt zijn als habitat, wat leidt tot onzekerheid in de verspreidingsdata. Een expert kan hiermee rekening houden bij de handmatige validatie, een model vooralsnog niet.

Het totaal aantal soorten met een (voldoende) goed-model is door automatische validatie wat lager dan door handmatige validatie. Op basis van de handmatige validatie bleek 60% (n=281) van de 468 soorten een goed model te hebben, terwijl dat resultaat bij de automatische validatie met 54% (n=252) wat geringer was. Hetzelfde geldt voor de subgroep van typische VHR-soorten met respectievelijk 146 en 117 soorten met een goed model. Van de 281 en 146 soorten met een goed model na handmatige validatie blijkt respectievelijk 71% en 64% overeen te komen met de soortenlijst na automatische validatie. Wanneer we vervolgens in een testrun met MNP simuleren welk percentage van de typische VHR-soorten duurzaam kan voorkomen in Nederland, blijkt dat 55% te zijn na handmatige validatie en 61% na automatische validatie.

Met name zeer zeldzame soorten blijken niet aan de criteria van automatische validatie te voldoen. Deze soorten zijn vaak ook niet duurzaam. Doordat deze nu niet meegenomen worden, valt het percentage van de automatische validatie hoger uit.

De conclusie is dat automatische validatie goed mogelijk is en dat de classificatie van (voldoende) of onvoldoende goed kan worden benaderd met de ruimtelijke statistiek. Vanwege de afwijkingen in modelresultaten tussen de handmatige en automatisch validatie wordt een extra controle aangeraden voor de soorten waar de resultaten verschillen. Er zijn namelijk redenen om een soort toch als (voldoende) goed te beoordelen indien een soort bijvoorbeeld vanwege beperkingen in dispersiecapaciteit moeilijk geschikte gebieden kan vinden. Hierdoor wordt greep gehouden op het validatieproces. Daarnaast moet bedacht worden dat de validatie nog steeds gebeurt op het verspreidingspatroon en niet op de eigenlijke modeluitkomst: de populatieomvang op locaties van voorkomen.

Automatisering draagkrachten van soorten per beheertype

Tot nu toe werden draagkrachten van beheertypen voor afzonderlijke soorten door experts ingeschat op een schaal van 0-1, waarbij deze meestal op 0 of 1 werd gezet (geschikt/ongeschikt). Dat geeft een overschatting van de draagkrachten. Dat bleek ook door de draagkrachten te berekenen op basis van werkelijke verspreidingsgegevens. Voor plantensoorten is hiervoor een andere methode gevolgd dan voor vogels en vlinders. Voor de plantensoorten is gebruikgemaakt van het voorkomen van soorten binnen goed ontwikkelde (een hoge *completeness* van vegetatietypen) vegetatietypen volgens de systematiek van de vegetatie van Nederland. Voor de vlinders en vogels is gebruikgemaakt van de NDFF-data, waarbij op basis van de best ontwikkelde vegetaties de draagkracht is berekend. De draagkrachten zijn getest, maar moeten nog verder worden getest.

Rekenmethoden habitatgeschiktheid op basis van combinatie van parameters

Het MNP doet uitspraken over het duurzaam voorkomen van soorten op basis van de ruimtelijke samenhang van beheertypen en de abiotische parameters stikstofdepositie (N-dep), gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) en zuurgraad van de bodem (pH). Het aantal parameters dient te worden uitgebreid, met name om het effect van klimaatverandering mee te kunnen nemen. Deze uitbreiding kan echter tot problemen leiden.

Tot op heden worden per soort de parameter-randvoorwaarden multiplicatief meegenomen. Voor elke parameter leidt dat tot een kans op voorkomen op een plek van 0, 0.1, 0.5 of 1. Vervolgens worden de afzonderlijke kansen op voorkomen met elkaar vermenigvuldigd tot een eindwaarde, ofwel de uiteindelijke kans op voorkomen in het grid.

Het probleem is echter dat extra parameters zullen leiden tot meer vermenigvuldigingen en daarmee tot steeds kleinere kansen op voorkomen, en daarmee mogelijk een onderschatting geeft. Wetenschappelijk zijn er kanttekeningen te plaatsen bij deze methode. Onderzocht is wat de invloed is van een andere berekeningswijze volgens de theorie van Grime (1977) en de theorieën van Liebig (1855) en Tilman (1988). Kort gezegd leveren volgens Grime alle parameters een bijdrage, terwijl Tilman en Liebig ervan uitgaan dat één parameter uiteindelijk limiterend en daarmee bepalend is. De soort die daar het best mee om kan gaan, komt voor op die plek.

Uit analyse blijkt dat de fractie soorten met een goed model nauwelijks verschilt voor de verschillende theorieën, met name voor vogels en vlinders. Voor planten is er wel een verschil tussen mét en zonder temperatuur, waarbij mét temperatuur een hogere fractie soorten met een 'goed model' geeft (d.w.z. het MNP-modeloutput komt goed overeen met de verspreidingsdata in het veld). Dezelfde fractie wordt bereikt met de stikstofdepositievariant, waarbij het minimum van stikstofdepositie en bodem-pH wordt gebruikt voor de berekening. Als alle soortgroepen worden samengenomen, leidt de huidige vermenigvuldigingsmethode, inclusief temperatuur, tot de hoogste fractie soorten met een goed model.

De analyseresultaten wijzen erop dat de theorieën van Liebig en Tilman minder toepasbaar zijn en dat er meer overeenkomst is tussen modeluitkomsten en data met de theorie van Grime, namelijk dat alle parameters een bijdrage leveren. Er is op dit ogenblik dan ook geen reden om de huidige berekeningswijze in het MNP aan te passen.

Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse

Voor MNP is een gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Het berekende MNP-resultaat o.b.v. de onzekerheidsanalyse is een fractie duurzame soorten van $0,497 \pm 0,059$. Dit is het resultaat van de onderliggende standaard MNP-run van 0,527 (op basis van 146 doorgerekende soorten, waarvan er 77 duurzaam zijn). De standaardmodelrun modelwaarde ligt binnen de onzekerheid van de onzekerheidsanalyse, maar is hoger dan het gemiddelde van bijbehorende onzekerheidsanalyses. Gemiddeld genomen is de modeluitkomst het gevoeligst voor de parameters voor 'key_area' en rond de pH.

Summary

The Model for Nature Policy (MNP, MetaNatuurPlanner) is used by the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL) and others for model simulations to estimate long-term persistence of plant and animal species in the Netherlands. The calculated indicator is considered to be a proxy for the degree of achievement of the objectives of the Birds and Habitats Directives. The model is used for calculating a number of Environmental Data Compendium (CLO) indicators and is routinely used for the Assessment of the Dutch Living Environment and the National Nature Outlook. The MNP is therefore constantly being further developed to keep up with new questions from policymakers and scientific requirements. This report describes four of those developments:

- automation of the validation of predictions per species;
- automation of carrying capacities of species per management type;
- calculation method for habitat suitability based on a combination of parameters;
- uncertainty and sensitivity analysis.

Automation of the validation of predictions per species

It is important that the MNP is calibrated, tested and validated as well as possible. Previously, the validation of the MNP model outcomes for individual species distribution was done manually by various species experts. Model outcomes were visually compared with distribution maps compiled from field data. A judgement was made for each species on whether the MNP model prediction was good, adequate or inadequate (i.e. the model output was a good, adequate or inadequate match with the distribution data). All species with an adequate or good model outcome were included in the final species selection for the MNP. This manual validation was a fairly subjective analysis and the large number of species meant it was a time-consuming step in the process. The possibility of automating this step, using the NDFF (Dutch National Database of Flora and Fauna), was investigated as a way of raising the scientific quality (reproducibility) and efficiency of the validation process.

Statistical methods were used to describe the MNP model outcomes and the actual distribution of species as recorded in the NDFF and compare the two. The species models were then compared with the manual validation, using threshold values to statistics, to determine whether the match could be evaluated as good or adequate. These boundary values were derived from the manual validation.

The automation delivered a major efficiency gain, because the validation took just a few minutes rather than a number of days. In that respect there are no longer any barriers to expanding the species list and repeating the validations.

The percentage of species that received the same assessment using automatic validation and manual validation is 89% for vascular plants, 81% for butterflies and 78% for birds. The similarities between the manual and automatic validations were particularly good for the vascular plants, probably because these species groups are less mobile and are therefore more dependent on site factors. The more mobile birds, on the other hand, were also observed in locations unsuitable as habitat, which led to uncertainties in the distribution data. Experts can take this into account in manual validations, but the model cannot do that yet.

The total number of species with a good or adequate model following automatic validation is somewhat lower than following manual validation. The manual validation resulted in 60% (n=281) of the 468 species having a good model, while automatic validation gave a lower percentage, at 54% (n=252). The same was true for the subgroup of typical species listed in the Birds and Habitats Directives, at 146 and 117 species with a good model. Of the 281 and 146 species with a good model following manual validation, 71% and 64% were the same as those following automatic validation. When we then simulate in a test run with MNP what percentage of the typical VHR species can occur sustainably in the Netherlands, this appears to be 55% after manual validation and 61% after automatic validation. The very rare species in particular did not meet the criteria for automatic validation, and are often also unlikely to be sustainable. As they are not included in the automatic validation, the resulting percentage is higher.

The conclusion is that automatic validation is perfectly possible and that the classification of adequate or inadequate can be approximated by spatial statistical methods. Given the discrepancies in the model results between the manual and automatic validations, it is advisable to introduce an additional check for the species with different results. There may be reasons to assess a species as good or adequate if, for example, it has difficulty in finding suitable areas of habitat because it has a restricted dispersal capacity. This would allow control to be maintained over the validation process. In addition, it should be remembered that validation is still based on the distribution pattern and not on the actual model outcome: the population size in the locations where it is found.

Automation of carrying capacities of species per management type

Until now carrying capacities of management types for individual species were estimated by experts on a scale from 0 to 1, which they usually scored either 0 or 1 (suitable/unsuitable). This gives an overestimation of carrying capacities, which was confirmed by calculating carrying capacities from actual distribution data. A different method was used for plant species than for birds and butterflies. For plant species use was made of the presence of species within well-developed vegetation types (high completeness) according to the vegetation classification system used in the Netherlands. For birds and butterflies NDDF data were used to calculate carrying capacity based on the best developed vegetations. The carrying capacities have been tested, but further testing is still needed.

Calculation method for habitat suitability based on a combination of parameters

The MNP makes statements about the persistence of species based on the connectivity of management types and the abiotic parameters nitrogen deposition (N-dep), average spring groundwater level (gvg) and soil acidity (pH). The number of parameters should be increased, in particular to take the effects of climate change into account. However, an increase in the number of parameters could also lead to problems. Until now the boundary conditions parameter for each species used in the calculations has been multiplicative. For each parameter that meant there was a probability of occurrence at each site of 0, 0.1, 0.5 or 1. The individual probabilities of occurrence were then multiplied to produce a final value, i.e. the final probability of occurrence in the grid.

The problem is that additional parameters will lead to more multiplications and therefore to an increasingly lower probability of occurrence, which may lead to underestimates. There are scientific reservations about this method. The influence of using other calculation methods based on the theory of Grime (1977) and on the theories of Liebig (1855) and Tilman (1988) has been studied. To put it briefly, according to Grime all parameters make a contribution, whereas Tilman and Liebig assume that ultimately a single parameter is the limiting factor and is therefore decisive; the species that is best adapted to this parameter occupies the site.

Analysis shows that the group of species with a good model is more or less the same for each of the theories, particularly among the birds and butterflies. For plants there is a difference between calculations with and without temperature, the with temperature calculation giving a larger number of species with a 'good model' (i.e. the MNP model output gives a good match with the distribution based on field data). The same group species is obtained with the nitrogen deposition variant, using the minimum nitrogen deposition and soil pH for the calculation. When all species groups are taken together, the current multiplication method, including temperature, gives the highest number of species with a good model.

The results of the analysis indicate that the theories of Liebig and Tilman are less applicable and that the theory of Grime gives greater agreement between model outcomes and data, namely that all parameters make a contribution. At the moment there is therefore no reason to change the current MNP calculation method.

Uncertainty and sensitivity analysis

A sensitivity and uncertainty analysis was performed on the MNP. The calculated MNP result based on the uncertainty analysis is a group of sustainable species of 0.497 ± 0.059 . This is the result of the underlying standard MNP run of 0.527 (based on 146 calculated species, of which 77 are sustainable). The model value of the standard model run lies within the uncertainty obtained in the uncertainty analysis, but is higher than the average of the associated uncertainty analyses. On average, the model outcome is most sensitive to the parameters for 'key_area' and around the pH.

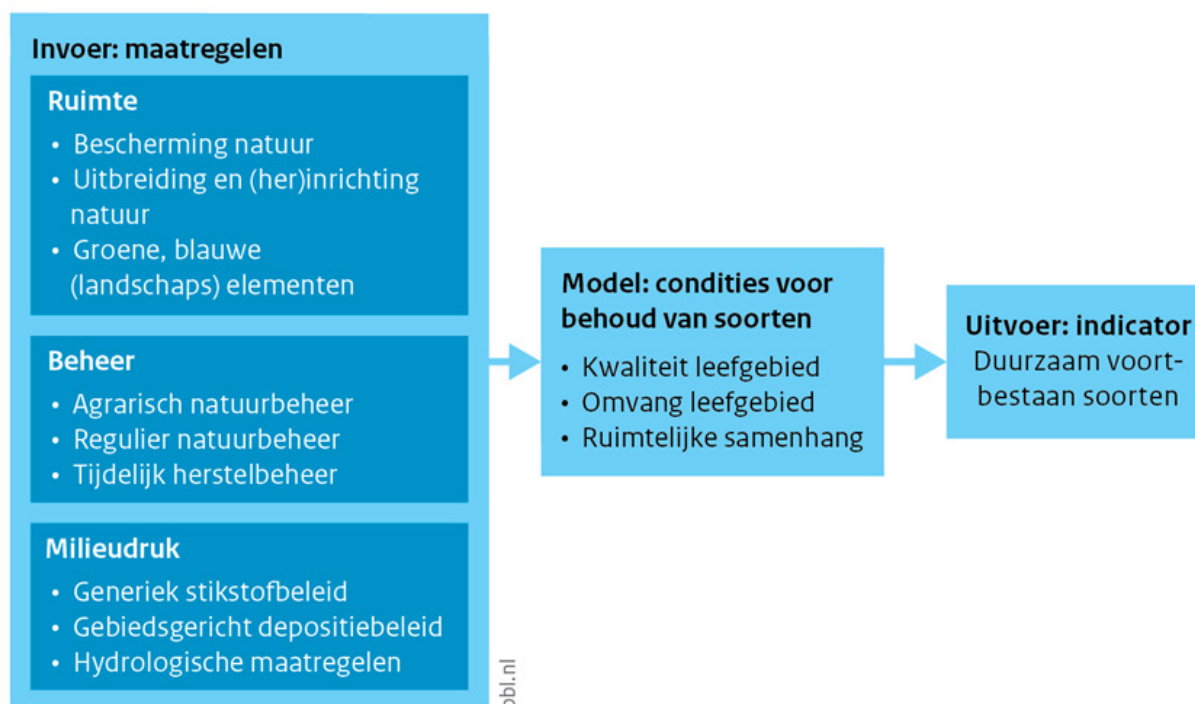
1 Inleiding

1.1 Model for Nature Policy (MNP)

Het Model for Nature Policy (MNP ofwel Model for Nature Policy) is een integrerend model dat de gevoeligheid van plant- en diersoorten voor veranderingen in omvang en kwaliteit van leefgebied (door type beheer, milieu- en watercondities) in beeld brengt. Het is ontwikkeld om op nationale of regionale schaal de effecten van beleid en beheeringrepen op de biodiversiteit te bepalen (Figuur 1.1). Het model berekent of er voldoende grote aaneengesloten gebieden met een goede kwaliteit in het landschap aanwezig zijn, zodat soorten die in het natuurbeleid worden beschermd potentieel duurzaam voor kunnen komen. Er wordt niet beoordeeld of soorten daadwerkelijk voorkomen.

Het model legt relaties tussen de milieu-, water- en ruimtecondities en de duurzame instandhouding van de biodiversiteit en wordt gebruikt voor zowel signalering, beleidsevaluatie als (nationale) verkenningen. Resultaten worden geaggregeerd tot indicatoren die aansluiten op het Nederlandse en Europese beleid.

Het MNP is ontwikkeld door Wageningen Environmental Research (WENR) en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) en is ontstaan uit eerdere modellen: Natuurplanner en onderdelen daarvan zoals LARCH, MOVE, PROPS, VlinderMove en SMART, aangevuld met empirische relaties. De methodische achtergrond en de kwaliteitsstatus zijn beschreven in Pouwels et al. (2016a, 2016b, 2017).



Figuur 1.1 Wageningen Environmental Research en het Planbureau voor de Leefomgeving¹ hebben het Model for Nature Policy (Model for Nature Policy, MNP) ontwikkeld om op nationale of regionale schaal de effecten van beleid en beheeringrepen op de biodiversiteit te bepalen.

¹ <https://www.pbl.nl/modellen/meta-natuurplanner-model-for-nature-policy-mnp>.

Het MNP is gebruikt in diverse projecten, zoals:

1. Natuurverkenning 2010-2040 (Dammers et al., 2013; De Knecht et al., 2011);
2. Herijking EHS (Bredenoord et al., 2011), Evaluatie Natuurakkoord, Evaluatie Natuurpact;
3. Doorrekening verkiezingsprogramma's;
4. Meerjarenprogramma Ontsnippering (Sijtsma et al., 2018);
5. Lerende evaluatie Natuurpact (Van der Hoek et al., 2017; PBL en WUR, 2017);
6. Evaluatie PAS (Folkert et al., 2014);
7. Toepassingen op provinciaal niveau, zoals herijking (Wamelink et al., 2013, 2014; Pouwels et al., 2007, 2010, 2012; Van der Grift et al., 2012) en hoger doelbereik (Verweij et al., 2017; Wamelink et al., 2018);
8. Indicatoren in het Compendium voor de Leefomgeving (CLO; bijv. CBS et al., 2017a,b).

Dit rapport beschrijft een aantal verbeteringen aan het MNP en de onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse die voor het MNP is uitgevoerd.

2 Automatisering validatie

2.1 Inleiding

Het Model for Nature Policy (MNP, MetaNatuurPlanner) wordt door o.a. het Planbureau (PBL) voor de Leefomgeving gebruikt voor modelsimulaties om het duurzaam voorkomen van soorten in Nederland en de staat van instandhouding van soorten te schatten. Het model wordt standaard ingezet voor de Balansen van de Leefomgeving en ook vaak toegepast voor de Natuurverkenningen. Daarnaast speelt het MNP een rol bij verschillende CLO-indicatoren. Het is daarom van belang dat het model zo goed mogelijk wordt gekalibreerd, getest en gevalideerd. Deze validatie vond voorheen altijd handmatig plaats door een soortexpert; de zogenaamde plausibiliteitstest.

Om vast te stellen of het MNP goede voorspellingen deed, werden de modeluitkomsten visueel vergeleken met waarnemingen uit het veld. Daarbij werden kaarten met potentiële populaties (als output van het MNP) visueel vergeleken met verspreidingskaarten van de huidige situatie. De verspreidingsgegevens van planten kwamen van Floron², voor vlinders van de Vlinderstichting³ en voor vogels van Sovon⁴ en de NDFF.⁵ Vanwege het huidige al grote aantal soorten (N=468) planten, vogels en vlinders is dat een tijdrovende, vrij subjectieve en daarmee weinig wetenschappelijke analyse; het is een expertinschatting. Bovendien zullen er nog extra soorten aan de lijst worden toegevoegd, waardoor meer tijd nodig is voor een plausibiliteitstest.

Om bovenstaande knelpunten op te lossen en de validatie te verbeteren, herhaalbaar te maken en wetenschappelijker te maken, is onderzocht of soortmodellen geautomatiseerd te beoordelen zijn, in lijn met de experts. Er is onderzocht of via machine learning een automatische validatie tot dezelfde resultaten kan leiden als bij de experts. Hierbij zijn de modelresultaten van het MNP vergeleken met landsdekkende waarnemingen van soorten via een statistische methode. Er worden hiervoor nog steeds dezelfde data voor de validatie gebruikt, de gegevens van de eerdergenoemde PGO's. Een belangrijk nevensdoel is om te onderzoeken of met behulp van automatische validatie het aantal soorten dat mee kan worden genomen in de berekening van het MNP (nu 281) hoger zou kunnen worden.

In dit onderzoek is gepoogd om de experts na te bootsen. Dit is gedaan om twee redenen:

1. De experts nemen meer in ogenschouw dan alleen de overeenkomst tussen velddata en modeluitkomst. Het ruimtelijke aspect is daarbij belangrijk. Wordt er wellicht niet goed voorspeld voor een grid maar wel voor het gebied waar het grid onderdeel van is, dan is door de oogharen heen bekeken de landelijke verspreiding van een soort toch goed.
2. We willen een niet te groot verschil creëren tussen de oude en de nieuwe validatiemethode. In principe is het mogelijk om een methode te ontwikkelen die geheel losstaat van de expertinschatting, maar dat zou kunnen leiden tot heel andere en wellicht onbegrepen resultaten. Later zou dit wel kunnen worden onderzocht.

2.2 Methode

Er zijn statistische methoden gebruikt om modeluitkomsten en de verspreiding volgens de NDFF te beschrijven en met elkaar te vergelijken. Hiertoe zijn ruimtelijke en kwantitatieve aspecten van de data apart beschreven en is onderzocht of met behulp van grenswaarden aan de statistiek, soortmodellen in lijn met de experts beoordeeld kunnen worden. Hieronder worden de gevolgde stappen besproken.

² <https://www.verspreidingsatlas.nl>

³ <https://www.vlinderstichting.nl>

⁴ <https://stats.sovon.nl/>

⁵ <https://www.ndff.nl/>

2.2.1 Data

Het MNP maakt gebruik van ruimtelijke data in de vorm van grids. Voor een grid wordt een waarde uitgerekend, bijvoorbeeld de geschiktheid van het grid voor een soort op basis van de abiotische randvoorwaarden. Het MNP bepaalt uiteindelijk de populatiegrootte van een soort aan de hand van de habitatkwaliteit en de mate van versnippering van het landschap voor de soort. Het model kijkt daarbij of gridcellen tot hetzelfde leefgebied kunnen behoren van een soortpopulatie op basis van de afstand die een soort kan afleggen. Als stukken leefgebied verder uit elkaar liggen dan de afstand die een soort redelijkerwijs kan overbruggen, dan worden ze tot aparte populaties gerekend. Vervolgens wordt de draagkracht van een aaneengesloten gebied van een populatie berekend op basis van de kwaliteit van het gebied, welke berekend wordt aan de hand van de lokale milieudruk. Een lagere kwaliteit dan optimaal habitat betekent hierbij dat de uiteindelijk bruikbare oppervlakte van een populatie afneemt. Het oppervlak neemt weliswaar niet daadwerkelijk af, maar het geschikte oppervlak wordt hier gebruikt als een maat voor de combinatie van oppervlakte en kwaliteit. Feitelijk neemt de geschiktheid van het gebied af en daarmee de draagkracht van het gebied voor de soort. Uiteindelijk wordt de populatiewaarde berekend door de oppervlakte van de populatie te delen door de sleutelgebied-grootte – het minimale oppervlak dat een soort nodig heeft van goede kwaliteit om een duurzame populatie te vormen – van de soort (Formule [1], Pouwels et al., 2016).

$$\text{populatiewaarde} = \frac{\text{oppervlakte gemodelleerde populatie}}{\text{oppervlakte van een sleutelpopulatie}} \quad [1]$$

Het MNP kan de sleutelpopulatie grids per soort aggregeren naar een uurhok (5*5 km). In deze output staat in tabelvorm per uurhok in Nederland de grootte van de grootste populatie (in aantal keer sleutelpopulatie), de grootte van de kleinste populatie (in aantal keer sleutelpopulatie), de som van alle sleutelpopulaties en het aantal cellen met een sleutelpopulatie die voor de soort in het uurhok voorspeld wordt. Deze waarde kan vergeleken worden met velddata; de validatie.

Voor de validatie is de huidige verspreiding van de soorten uit de NDFF-database (opgevraagd via SQL, maart 2021) – het aantal waarnemingen in het uurhok – gebruikt. Voor de vaatplanten zijn waarnemingen tussen 2000 en 2020 gebruikt en voor de dagvlinders en vogels waarnemingen tussen 2010 en 2020. Op deze manier worden twee datasets per soort verkregen, één gebaseerd op MNP-berekeningen en één gebaseerd op veldwaarnemingen, verspreidingskaarten, die met elkaar vergeleken kunnen worden.

2.2.2 Statistische overeenkomst modeluitkomsten en verspreiding

De door MNP berekende waarde en de in het veld gevonden waarde voor een soort kunnen met elkaar worden vergeleken. De vergelijking vindt plaats op uurhok-niveau. De vraag is of de berekening uit MNP overeenkomt met de veldgegevens. Er zijn dan vier mogelijkheden: (1) MNP voorspelt de aanwezigheid van de soort voor een grid en die is ook daadwerkelijk aanwezig in het veld, (2) MNP voorspelt de soort, maar hij komt niet voor in het veld, (3) MNP voorspelt de soort niet, maar hij komt wel voor in het veld en (4) MNP voorspelt de soort niet en hij komt ook niet voor in het veld. Daarnaast kan er naar de voorspelde en in het veld gevonden populatiegrootte gekeken worden. De correctheid van de voorspellingen door MNP is gekwantificeerd met behulp van statistische technieken.

De ruimtelijke overeenkomst is getoetst door middel van de F-Score (f1). De f1 beschrijft de effectiviteit van een model door aan te geven of het op de juiste plaatsen aan- of afwezigheid van een soort voorspelt (formule 2-4). De *precision* uit formule 2 geeft de precisie weer. De *recall* uit formule 3 geeft de compleetheid weer. Beide worden vervolgens gecombineerd tot de f1 (formule 4).

$$\text{precision} = \frac{\text{true positives}}{\text{true positives} + \text{false positives}} \quad [2]$$

$$\text{recall} = \frac{\text{true positives}}{\text{true positives} + \text{false negatives}} \quad [3]$$

$$f1 = 2 * \left(\frac{\text{precision} * \text{recall}}{\text{precision} + \text{recall}} \right) \quad [4]$$

Daarbij wordt de mate van ruimtelijke over- of onderschatting in beeld gebracht met de zogenaamde 'hokkenratio' (formule 5).

$$\text{hokkenratio} = \frac{\text{hokken voorspelling}}{\text{hokken validatie}} \quad [5]$$

Een hokkenratio van boven de 1 betekent dat het model de verspreiding van de soort overschat, terwijl een waarde onder de 1 betekent dat de verspreiding wordt onderschat. Een waarde van 1 duidt erop dat het model qua oppervlakte precies genoeg habitat voorspelt. Dit hoeft echter niet te betekenen dat het model de hokken op de juiste plek schat.

De kwantitatieve overeenkomst tussen modelvoorspelling en velddata is getoetst met Spearman's Rank Correlation (Rho). Deze correlatiecoëfficiënt geeft de overeenkomst van de monotone relatie tussen twee variabelen en is zeer robuust tegenover uitschieters, welke veel in onze datasets voorkomen. De kwantitatieve overeenkomst tussen modeluitkomsten en validatiedata is berekend op basis van de grootste populatie in het uurhok.

De statistische mate van overeenkomst is vervolgens vergeleken met het expertoordeel. Daarnaast zijn de gemiddelde waarden van de coëfficiënten tussen de MNP -uitkomsten van 2019 en 2020 met elkaar vergeleken.

2.2.3 Beslisboom

Er is handmatig een beslisboom opgesteld waarmee soortmodellen aan de hand van de statistieken kunnen worden geclassificeerd (voor een voorbeeld zie Figuur 2.3). Voor de opzet (structuur) van de beslisboom zijn de resultaten van de statistische parameters tussen de categorieën goed en slecht visueel vergeleken. Op basis van die vergelijking zijn verschillende opzetten getest van de beslisboom, waarna de best presterende boom geselecteerd is. Dit is gedaan op basis van het percentage van de classificaties die hetzelfde waren als die van de expert tijdens de handmatige validatie van 2021 (*success rate*) en de f1-score van de beslisboom (niet te verwarren met de f1 van de ruimtelijke overeenkomst). Voor enkele goed presterende bomen is een tweede classificatiestap onderzocht, door middel van visuele vergelijking van de verdelingen van de statistieken tussen de categorieën.

In de beslisboom wordt gewerkt met grenswaarden. Op basis van de grenswaarde wordt beslist of voor de betreffende statistische parameter de uitkomst goed of slecht is. De grenswaarden van de beslisboom zijn tot stand gekomen door middel van optimalisatie; de grenswaarden in de beslisboom (zie Tabel 2.1 en ook Bijlage 2) zijn afzonderlijk stapsgewijs (met 0,1) verhoogd van 0,1 tot 1 en vastgesteld op de waarde waarbij de meeste soortmodellen beoordeeld worden in lijn met de expert.

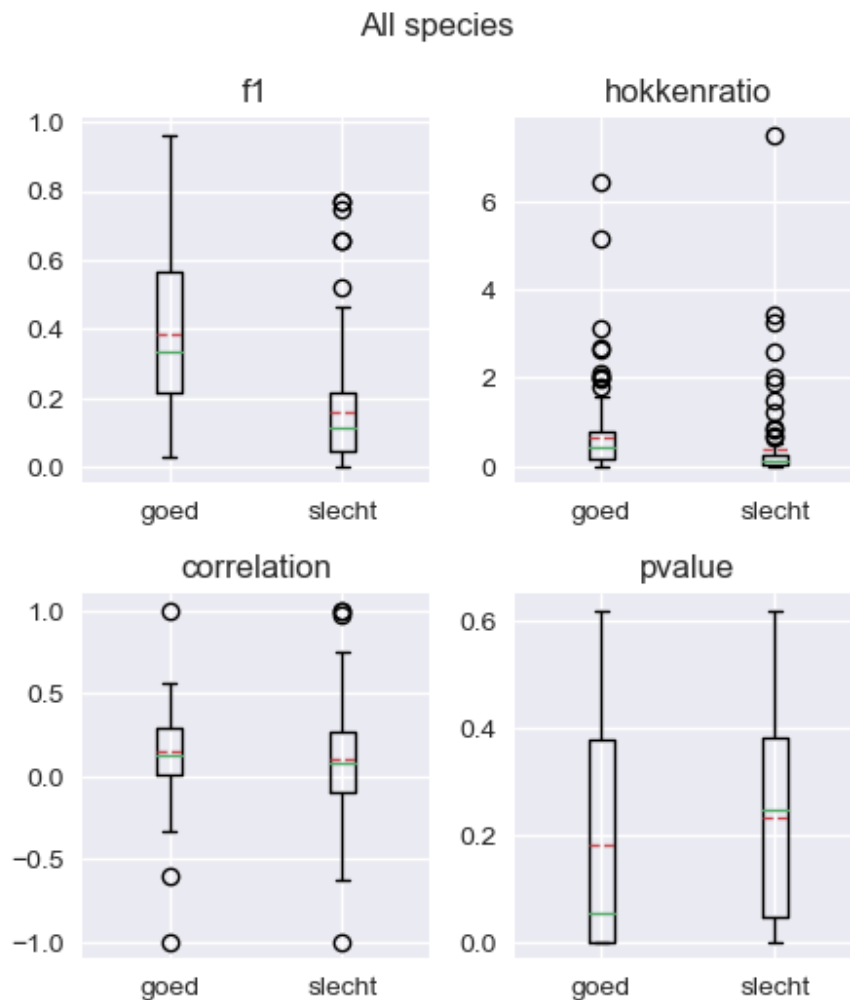
De benodigde rekentijd om een automatische validatie uit te voeren, op basis van de best presterende beslisboom, is vastgesteld door middel van de *time package* van Python.

2.2.4 Software

Het proces van statistische vergelijking, classificatie en visualisatie is geautomatiseerd in een externe module voor MNP. De module is geschreven in Python versie 3.8.6 De broncode en gebruikershandleiding zijn beschikbaar.⁷

⁶ <https://www.python.org/>, versie 3.8.

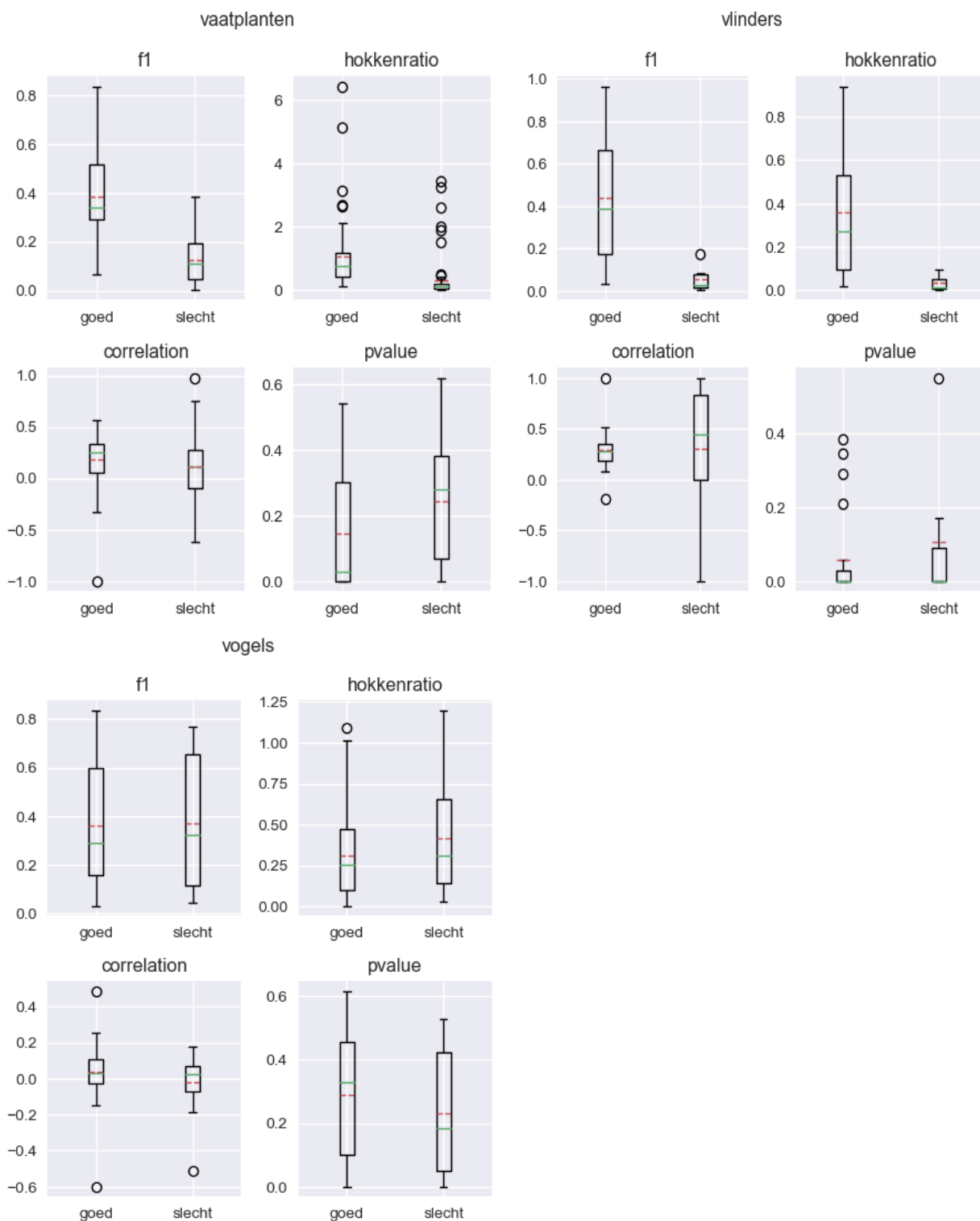
⁷ https://git.wageningenur.nl/levi.biersteker/mnp_automatic_validation



Figuur 2.1 De $f1$, $hokkenratio$, correlatiecoëfficiënt (Rho) en p -waarde per categorie voor alle soorten. Rode stippellijnen zijn gemiddelden, de groene lijn is het tweede kwartiel. Whiskers zijn maximaal anderhalf maal de interkwartielafstand (afstand tussen eerste en derde kwartiel). De cirkels zijn outliers.

Het hart van de module is de 'Validator class' die door de gebruiker wordt aangemaakt en vervolgens kan worden aangestuurd om verscheidene taken ten behoeve van validatie te vervullen.

Er zijn duidelijke verschillen aanwezig voor de statistieken tussen de door de experts als goed of slecht beoordeelde soortmodellen. Voor de ruimtelijke statistiek ($f1$) zijn de verschillen tussen de categorieën het grootst. De meeste soortmodellen die als slecht beoordeeld zijn, hebben een $f1$ -waarde onder 0,2. De verdelingen van de kwantitatieve statistiek (correlation en $pvalue$) overlappen grotendeels tussen de categorieën.



Figuur 2.2 Verdelingen van $f1$, hokkenratio, correlatiecoëfficiënt Rho en p -waarde voor de categorieën goed en slecht per soortgroep. Bij de vogels is een aantal uitschieters met een zeer hoge hokkenratio weggelaten om de figuur beter leesbaar te maken. Rode stippellijnen zijn gemiddelden, de groene lijn is het tweede kwartiel. Whiskers zijn maximaal anderhalf maal de interkwartielafstand (afstand tussen eerste en derde kwartiel). De cirkels zijn outliers.

De resultaten verschillen tussen de drie soortgroepen binnen MNP (Figuur 2.2). Bij vaatplanten is er een uitgesproken verschil in de $f1$ en hokkenratio's tussen goed en slecht. Het grootste verschil is te zien bij de hokkenratio welke voor de meeste als slecht beoordeelde soortmodellen onder de 0,2 ligt. De dagvlinders laten het eenduidigste beeld zien, waarbij vrijwel alle als slecht beoordeelde soortmodellen en slechts enkele als goed beoordeelde soortmodellen een hokkenratio of $f1$ onder de 0,1 hebben. Bij de vogels overlappen de

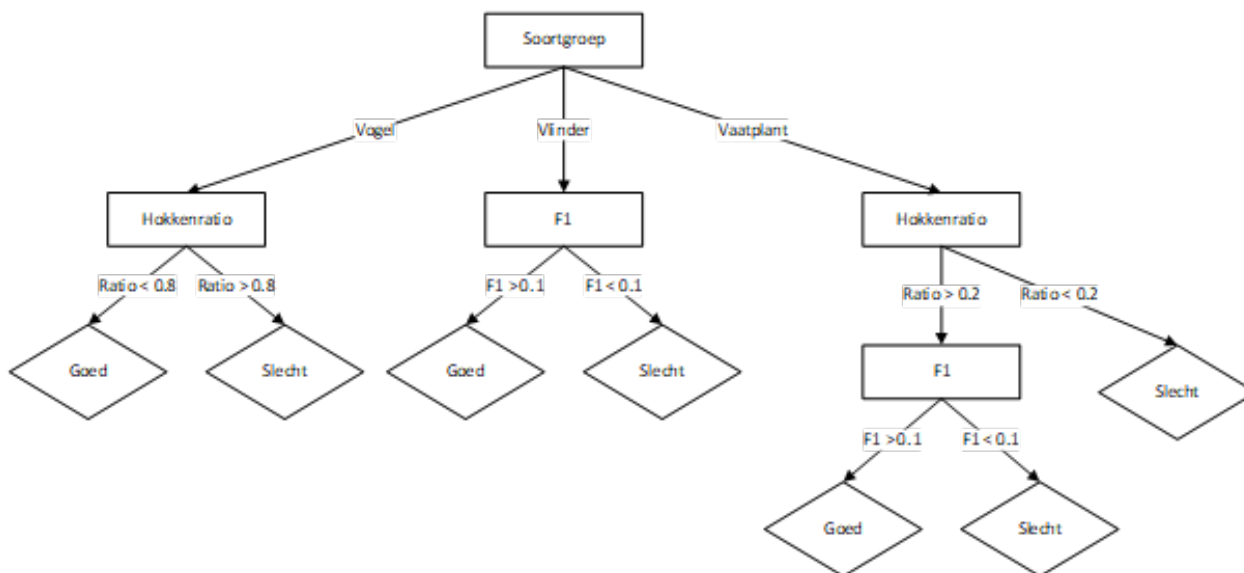
verdelingen vrijwel volledig. Het grootste verschil zit bij deze soortgroep in de verdelingen van hokkenratio. Daarnaast is bij de vogels een verschil te zien tussen de gemiddelden van de p-waarden tussen goed en slecht. Alleen bij de vaatplanten zijn na de eerste classificatiestap nog bruikbare verschillen (verschillen welke de classificatie mogelijk konden verbeteren) in de statistieken tussen de categorieën waargenomen; door de expert als slecht beoordeelde soortmodellen met een hokkenratio van boven de 0,2 hadden vaak een f1-score van minder dan 0,1.

Uit bovenstaande verschillen in statistiek zijn beslisbomen gemaakt, waarbij de duidelijkste verschillen in statistiek gebruikt worden om soortmodellen in te delen in de categorieën goed en slecht. De prestaties van de verschillende beslisbomen zijn beoordeeld op basis van success rate en f-score (Tabel 2.1). Aanvankelijk zijn er beslisbomen geprobeerd die voor elke soortgroep hetzelfde waren. Vervolgens is naar aanleiding van het geobserveerde verschil in de verschillen tussen de waarden voor goed en slecht voor de verscheidene soortgroepen gekeken naar beslisbomen met als eerste stap een uitsplitsing op soortgroep. De prestaties waren in dit geval beter dan wanneer er geen onderscheid gemaakt werd tussen soortgroepen. De best presterende beslisboom is uitsluitend gebaseerd op hokkenratio en f1, en is voor 85% beoordeeld in lijn met de expert. Voor de soortgroepen apart is er een duidelijk verschil tussen de vogels en de vlinders en vaatplanten. Het verschil in aandeel soortmodellen dat door de automatische versus handmatige validatie als goed wordt beoordeeld, is 91% versus 75% voor vogels, 64% versus 77% voor dagvlinders en 57% versus 51% voor de vaatplanten (Figuur 2.4). Het percentage soortmodellen dat door de experts en de automatische validatie hetzelfde wordt beoordeeld is 81% voor vlinders, 89% voor vaatplanten en 78% voor vogels. Ter vergelijking zijn ook de waarden voor de statistische parameters met de geselecteerde beslisboom doorgerekend, voor de aanname dat alle modellen goed zijn en alle modellen fout zijn. Success rate en precision liggen voor elke beslisboom hoger dan alle goed en slecht. De recall (die voor elk model goed uiteraard 1,0 is en voor elk model slecht 0,0) benadert voor een aantal de ideale 1,0. De F1 is voor elk model goed, lager dan voor de beslisboomtypen.

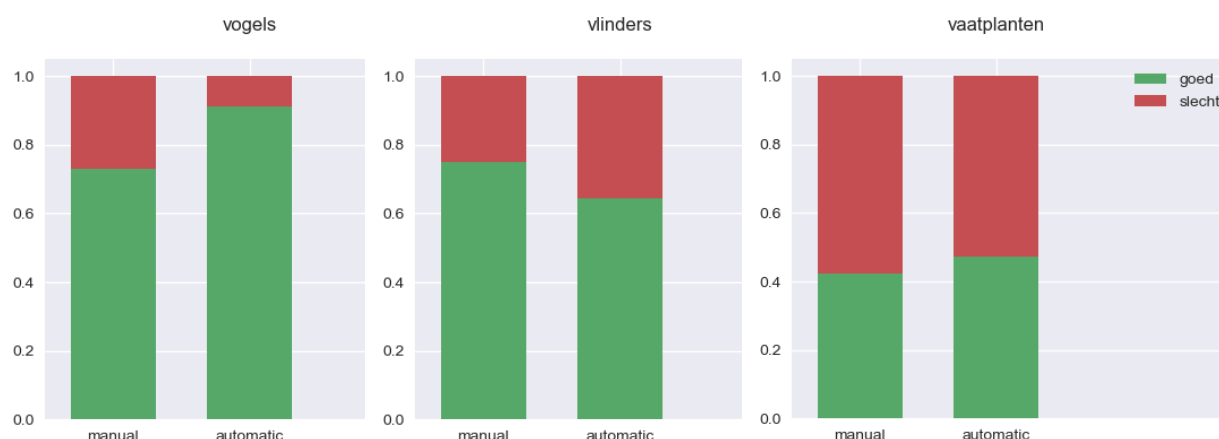
Omdat de verschillen tussen de categorieën bij de vogels kleiner zijn en er geen classificatiecriteria zichtbaar zijn, is ook besloten om een beslisboom te testen waarbij de p-waarde gebruikt wordt. Dit criterium presteert minder goed dan de beoordeling op basis van hokkenratio.

Tabel 2.1 Prestatie van de verschillende beslisbomen. Het type geeft aan welk criterium er aan soorten is gesteld om als goed beoordeeld te worden. Wanneer het om een specifiek criterium voor een soortgroep gaat, zijn de criteria voor de andere soortgroepen zoals in de uiteindelijke beslisboom (Figuur 2.3).

Beslisboom type	Success rate	Precision	Recall	f1
Uiteindelijk (Figuur 2.3)	0.85	0.83	0.92	0.87
Alle soortgroepen $f1 > 0.2$	0.75	0.79	0.76	0.78
Vogels $p < 0.2$	0.75	0.82	0.7	0.76
Vogels alles goed	0.81	0.81	0.88	0.84
Vlinders hokkenratio > 0.1	0.85	0.83	0.91	0.87
Vaatplanten hokkenratio > 0.2	0.8	0.8	0.87	0.83
Elk model goed	0.56	0.56	1.0	0.72
Elk model slecht	0.43	0.0	0.0	0.0



Figuur 2.3 De best presterende beslisboom. Eerst wordt gekeken naar de soortgroep om vervolgens te beoordelen op ruimtelijke statistiek. Alleen de beoordeling van vaatplanten gebeurt in twee stappen.



Figuur 2.4 Het aandeel soorten dat door de expert of via automatische validatie als goed of slecht wordt beoordeeld. Voor de vaatplanten en vogels is beoordeling via de beslisboom minder conservatief dan door de experts, in tegenstelling tot de dagvlinders.

In 2016 is een handmatige validatie van 468 soorten uitgevoerd. De automatische validatie is ter controle en vergelijking toegepast op een MNP-run met dezelfde soorten en inputdata. Tabel 2.2 geeft de belangrijkste verschillen weer. Grote winst zit in de efficiëntie door de automatisering van de validatie (op basis van de best presterende beslisboom); in plaats van dagen duurt het slechts enkele minuten. Er zijn daardoor geen barrières meer om de soortenlijst uit te breiden en validaties te herhalen, zoals bij modelaanpassingen of her-parametrisaties. Het gaat er echter vooral ook om of de resultaten na automatische validatie kwalitatief vergelijkbaar zijn met de handmatige validatie. Hoeveel soorten scoren een goed model (d.w.z. worden goed gemodelleerd door MNP), zijn dat dezelfde soorten en kunnen zij duurzame populaties vormen in Nederland?

Op basis van de handmatige validatie bleek 60% (n=281) van de 468 soorten een goed model te hebben, terwijl dat resultaat bij de automatische validatie met 54% (n=252) wat lager is. Hetzelfde geldt voor de subgroep van typische VHR-soorten met respectievelijk 146 en 117 soorten met een goed model.

Van de 281 en 146 soorten met een goed model na handmatige validatie, blijkt respectievelijk 71% en 64% overeen te komen met de soortenlijst na automatische validatie. Er zijn dus soorten met een goed model afgevallen, maar er zijn ook soorten met een goed model bijgekomen. De resultaten laten zien dat 135 soorten anders worden beoordeeld door de automatische dan door de handmatige validatie (Bijlage 1).

Van de totaal 160 soorten vaatplanten met een goed model na handmatige validatie vallen er na automatische validatie 43 af (27%) en komen er 44 bij. Voor de 89 soorten broedvogels vallen er 26 af (29%) en komen er 8 bij. Voor de 32 soorten dagvlinders vallen er 13 af (41%) en komt er 1 bij.

Wanneer er specifiek gekeken wordt naar de 146 typische VHR-soorten, dan vallen er 52 af (14 vogels, 11 vlinders en 27 vaatplanten) en komen er 23 bij (1 vogel en 22 vaatplanten). Als vervolgens met MNP gesimuleerd wordt welk percentage van de goed gemodelleerde soorten duurzaam kan voorkomen in Nederland, dan blijkt dat 57% van alle soorten en 61% van alleen de typische VHR-soorten duurzaam kan voorkomen. De automatische validatie van de typische VHR-soorten levert daarmee een 6% hoger duurzaamheidspercentage op dan de 55% na handmatige validatie (Pouwels & Henkens, 2020).

Tabel 2.2 Verschillen tussen de handmatige validatie (2016) en de automatische validatie (2021) van 468 soorten vaatplanten, broedvogels en dagvlinders.

	Validatie	
	Handmatig	Automatisch
Gemodelleerde soorten totaal	468	468
Duur van de validatie van 468 soorten	Vele dagen	3 minuten
Goed gemodelleerde soorten	281	252
Goed gemodelleerd typische VHR-soorten	146	117
Duurzaam voorkomen van goed gemodelleerde typische VHR-soorten	55%	61%

2.3 Discussie

De beste classificaties (d.w.z. het meest overeenkomend met die van de experts) worden bereikt met de ruimtelijke statistiek. Er is in kwantitatief opzicht weinig verschil tussen goed of slecht beoordeelde soortmodellen. Wat ook opviel bij de handmatige validatie, is dat de experts vooral naar verspreiding en minder naar de dichtheid kijken bij het beoordelen van soortmodellen. De automatische validatie werkt goed en is bruikbaar om de validatie door de experts te vervangen. Hiermee kan veel tijd worden bespaard en vooral ook doorlooptijd. Wel wordt aangeraden om naast de validatie altijd steekproefsgewijs een aantal soorten waarover veel bekend is, door experts te laten blijven beoordelen. Hierdoor wordt greep gehouden op het validatieproces.

Voor dagvlinders en vaatplanten is het expertoordeel goed te benaderen met statistiek. Bij zowel de vaatplanten als de dagvlinders is met name de zeer sterke onderschatting door MNP een factor voor de als slecht beoordeelde soortmodellen. De classificatie op basis van de ruimtelijke statistiek (f_1) presteert bij de dagvlinders hetzelfde (recall 0,92 vs. 0,91). Bij vogels wordt doorgaans het grootste gedeelte door de expert als goed beoordeeld. Het enige ruimtelijke criterium dat beter presteerde dan alle soorten als goed beoordelen, was een hokkenratio kleiner dan 0,8 als goed beoordelen. Dit betekent dat er van een soortmodel wordt verlangd dat het de verspreiding van de soort op zijn minst lichtelijk onderschat om als goed te kunnen worden beoordeeld. Het perfecte model zou een hokkenratio van 1 moeten hebben. Echter is dit voor de huidige toepassing geen bezwaar, aangezien het de benadering van de expertoordelen betreft en niet het objectief vaststellen of soortmodellen goed zijn. Voor het objectief bepalen of een soortmodel goed of slecht is, zou op basis van de hier ontwikkelde methode extra onderzoek kunnen worden uitgevoerd.

Een van de statistische beoordelingsparameters is de hokkenratio. Het geeft aan of de verspreiding van een soort wordt onder- of overschat. Het is belangrijk om te beseffen dat dit geen informatie geeft over de accuraatheid van de voorspelling op een plek; het zegt eigenlijk alleen iets op landelijke schaal over de gehele populatiegrootte. Als de hokkenratio 1 is, en dus perfect de omvang van de populatie schat, kan het toch nog betekenen dat per hok gezien alle voorspellingen fout zijn. Als er bijvoorbeeld tien populaties worden voorspeld en ook in het veld gevonden zijn dan klopt de hokkenratio, maar de tien hokken kunnen op geheel verschillende plekken liggen. Dit is o.a. van belang als het MNP wordt gebruikt om specifiek op gridniveau uitspraken te doen. Dit soort uitspraken kunnen niet worden gevalideerd met de hokkenratio.

Standplaatsfactoren hebben een directe invloed op het voorkomen van plantensoorten en ook vlinders, omdat deze via hun directe afhankelijkheid van waardplanten sterk zijn verbonden met standplaatsfactoren binnen het MNP. Die afhankelijkheid van de standplaats zorgt er mogelijk voor dat de overeenkomst tussen modeluitkomsten en observaties zich statistisch beter laat beschrijven. Vogels zijn mobieler dan planten en vlinders, waardoor ze mogelijk geobserveerd worden op plekken waar ze slechts op doortocht zijn en wat niet per se habitat hoeft te zijn. Dit introduceert onzekerheid in de verspreidingsdata, wat het toetsen van modeluitkomsten aan deze waarnemingen negatief beïnvloedt. Daarnaast kunnen vogels gebruikmaken van verschillende vegetatietypen voor verschillende doeleinden, bijvoorbeeld broeden, foerageren en rusten. Ook dit is lastiger te modelleren volgens de MNP-methode en ook dit kan ervoor zorgen dat de resultaten voor de vogels minder zijn.

Er zijn verschillen tussen de handmatige validatie uit 2016 en de automatische validatie op dezelfde modeloutput. Dit wordt bij de vogels voornamelijk verklaard door het ontbreken van validatiedata. Validator kan daardoor geen beoordeling maken, waardoor deze soorten afvallen. Bij de andere soortgroepen is dit echter niet het geval. Hier speelt vermoedelijk dat de experts hun ecologische kennis inzetten bij het beoordelen van de soortmodellen. Zij beoordelen niet alleen op basis van overeenkomst tussen uitkomsten en observaties. Deze expertinschatting kan daardoor lastiger door het model te leren zijn.

Wat verder bij de vogels opvalt en wat een verklaring kan zijn voor de geobserveerde verschillen, is dat de expert de kwaliteit van de gebruikte validatiedata ook meeneemt in de beoordeling. Dit kan nog niet in een automatische validatie. Hierdoor kan de overeenkomst van het model met de verspreidingsdata weliswaar hoog zijn, maar kan dit ook gebaseerd zijn op verouderde validatiedata. De expert zou dat dan op basis van zijn/haar kennis hebben beoordeeld als een 'slechte' modeloutput. Dit vertaalt zich in het hogere percentage van als goed geclassificeerde soorten door Validator en illustreert hoe de effectiviteit van de automatische validatie wordt beïnvloed door de kwaliteit van de gebruikte validatiedata. Dit zou wellicht op te lossen zijn door het jaar van waarneming mee te nemen in het model en ook de waarnemers in te delen in categorieën, bijvoorbeeld in amateur en expert.

Het doel van het huidige onderzoek moet steeds in het achterhoofd gehouden worden bij het interpreteren van de resultaten. Een model met een f1-score (ruimtelijke overeenkomst tussen model en veld) van 0,2 wordt doorgaans als een slecht presterend model gezien, terwijl we met de automatische validatie een dergelijke vaatplant- of vlindermodel als goed beoordelen. Het doel is hier echter expliciet niet om zo objectief mogelijk de juistheid van een ruimtelijk model te bepalen, maar om door middel van statistiek ruimtelijke modellen te beoordelen zoals een expert dat zou doen; een wezenlijk verschil. In de toekomst zou gekozen kunnen worden om wel het eerste van deze twee doelen na te streven. De praktische implementatie hiervan is, door de beslisboom in Validator aan te passen, eenvoudig te bewerkstelligen. Echter veel lastiger is het stellen van zinnige criteria aan de overeenkomst met verspreidingsdata: met welke statistiek is een model goed genoeg? De overeenkomst tussen expertbeoordelingen en de automatische validatie neemt bij het classificeren volgens de dan gekozen criteria hoogstwaarschijnlijk af. Er zal dan wellicht gekozen moeten worden om expertoordelen achterwege te laten en volledig te valideren op basis van statistiek. De expert zou dan nog ter controle een beperkte selectie van soorten kunnen controleren en ingezet kunnen worden voor soorten waarvoor te weinig data beschikbaar zijn (zoals de Blauwborst).

Lage beschikbaarheid van observatiedata speelt voornamelijk bij zeldzame of moeilijk determineerbare soorten. Of en hoe dit zich vertaalt in een verschil tussen hoe deze soorten worden beoordeeld in een handmatige versus een automatische validatie, is nog onduidelijk. Dit zal in het vervolgtraject onderzocht moeten worden.

We kunnen concluderen dat de automatische validatie een zeer snelle en effectieve manier is voor het evalueren van wijzigingen aan MNP, voor zowel wijzigingen in de parameters als in het model zelf. De benodigde tijd van een automatische validatie staat in geen verhouding met de tijd die nodig is voor een handmatige validatie. Het automatisch valideren van 468 soortmodellen kost slechts 3 minuten (182 seconden). De visuele validatie van een dergelijk aantal door een expert neemt doorgaans meerdere dagen met een grotere doorlooptijd in beslag. Belangrijk hierbij is echter dat Validator beoordeelt zonder ecologische kennis en puur op basis van ruimtelijke overeenkomst. Daarbij worden mobiele soorten zoals vogels (en wellicht in de toekomst zoogdieren) op het moment nog iets minder in lijn met de expert

beoordeeld. Overigens zou in de toekomst wellicht gekozen kunnen worden om planten en vlinders statistisch te valideren en daarnaast de soortgroepen of soorten die bekend problematisch zijn, of waarvan bekend is dat ze anders worden beoordeeld door Validator, door de expert te laten uitvoeren. Ook blijft relevant om op te merken dat de validatie vooralsnog niet gedaan kan worden op de eigenlijke modeluitkomst, namelijk de populatieomvang die op een locatie van voorkomen. Informatie daarvoor ontbreekt in landelijk beschikbare datasets.

2.4 Aanbevelingen en conclusies

- Automatische validatie met de best presterende beslisboom kan in gebruik genomen worden om MNP-soorten automatisch te valideren.
- Het is aan te bevelen om een expert steekproefsgewijs een controle van de automatische validatie te laten uitvoeren.
- Het verschil tussen de validatiemethoden voor zeldzame en algemene soorten dient te worden onderzocht.
- Problematische soortengroepen, nu vooral vogels, verdienen extra aandacht en controle door een expert is gewenst.
- Verdere methoden van het beschrijven van de statistische overeenkomst tussen soortmodellen en velddata dienen onderzocht te worden.
- Een validatie waarbij niet geprobeerd wordt om de experts 'na te bouwen' maar waarbij afspraken gemaakt worden bij welke statistiek een model goed genoeg gevonden wordt (ofwel het loslaten van de expertoordelen), moet onderzocht/besproken worden. Onderzoek wat daarvan het effect is op de eindparameter van het MNP – het percentage soorten dat duurzaam kan voorkomen in Nederland – dient daarbij te worden meegenomen.

3 Automatisering draagkrachtbepaling van soorten voor beheertypen

3.1 Inleiding

In het MNP wordt gerekend met draagkrachten van een beheertype voor een soort. Het geeft de mate van geschiktheid van het vegetatietype voor de soort, bij optimale omstandigheden. De draagkracht wordt per soort-beheertypetcombinatie gegeven en varieert in principe van 0-1. In de praktijk werden er drie draagkrachten gehanteerd: 0,1, 0,5 en 1. Bijna alle soorten hadden een draagkracht gekregen van 1. Hierdoor was de draagkracht nauwelijks onderscheidend tussen soort-beheertypetcombinaties. Vegetatietype doet er echter wel toe; ook onder ideale omstandigheden zijn sommige vegetaties geschikter voor een soort dan andere. Uiteraard is dit van invloed op het berekenen van het aantal ru (reproductive units) en dus populatiegrootte in het MNP. Om de draagkrachten beter te kunnen schatten, is in dit onderzoek gebruikgemaakt van velddata om de draagkrachten per soort-beheertype uit te rekenen.

In 2020 is al gewerkt aan het automatiseren van de draagkrachten. Hierover is gerapporteerd in de interne rapportage van 2020 (Henkens et al., 2020). Destijds zijn methoden ontwikkeld om de draagkracht van soort X ten opzichte van beheertype Y te bepalen, gebaseerd op soortwaarnemingen en databases. Hiermee werd een alternatief gecreëerd voor de tot nu toe courante draagkrachten⁸ die gebaseerd zijn op expert judgement. Voor planten enerzijds en vogels & vlinders anderzijds zijn nu verschillende methoden ontwikkeld om draagkrachten te schatten. Het verschil wordt veroorzaakt door de databeschikbaarheid en de kwaliteit van de data. Voor plantensoorten zijn gegevens uit Synbiosys beschikbaar waar het gaat om soorten in vegetatietypen die goed gecontroleerd zijn en waar alleen de goed ontwikkelde (optimale) vegetatietypen gebruikt worden. Voor vogels en vlinders komen de data uit citizen science en is het lastig om te bepalen wat de best ontwikkelde vegetatietypen zijn voor de soorten.

3.1.1 Plantensoorten

De plantenmethode is gebaseerd op vegetatieopnames van de Vegetatie van Nederland (Schaminee et al., 1995). Elke opname is met het programma Associa (van Tongeren, 2008) toegekend aan een Associatie. Via een vertaling van associatie naar beheertype is elke opname vervolgens gekoppeld aan een beheertype. Elke soort kent een *Trouw*- en *Frequentie*-graad ten opzichte van de relevante Associaties (of Beheertypen). Daaruit volgt de draagkracht volgens vergelijking 1:

$$DK_{X,Y} = \frac{\max(Frequentie_{X,Y,q}, Trouw_{X,Y,q})}{100} \times A \quad (1)$$

DK =	Draagkracht
X =	plantensoort
Y =	Beheertype
Frequentie =	gemiddelde ($f(X,A_1) \dots f(X, A_n)$) waar f = Frequentie van X in Associaties A1...An behorende tot beheertype Y en waarbij $f \geq q$
Trouw =	gemiddelde ($t(X,A_1) \dots t(X, A_n)$) waar t = Trouw van X in Associaties A1...An behorende tot beheertype Y en waarbij $t \geq q$
A =	vrije parameterwaarde
q =	drempelwaarde voor Frequentie en Trouw van soort X ten opzichte van een Associatie

Ten slotte geldt dat $DK_{X,Y}$ gelimiteerd is tussen maximaal 1 en minimaal een zelf te bepalen drempelwaarde (vergelijking 2):

$$1 \geq DK_{X,Y} \geq th \quad (2)$$

th = drempelwaarde (*threshold*) voor DK

⁸ w:\PROJECTS\qmar\MNP-SNL-ParameterSet\Parameters_v06_2019_12_09\03_MNP_versie6_par_density_factors_BT2019_v2.csv

3.1.2 Vogels en vlinders

De draagkracht van vogels & vlinders wordt bepaald door soortwaarnemingen te relateren aan een Beheertype. Hiervoor worden enerzijds NDFF-soortwaarnemingen⁹ gebruikt en anderzijds een SNL Beheertypenkaart.

De methoden voor planten en vogels & vlinders zijn vastgelegd in twee online python git repositories^{10,11} en eind 2020 zijn er voorlopige draagkrachtlijsten geproduceerd volgens deze methoden. De methoden leverden geen kant-en-klare en direct bruikbare draagkrachten op. Voor 23 vogels, 3 vlinders en 28 planten boden de brondata onvoldoende data voor draagkrachtbepaling. De plantendraagkrachtvergelijking kent subjectieve parameters die nog niet vastgezet waren. De vogel & vlinder-draagkrachten werden meerdere malen uitgedraaid met verschillende drempelwaarden voor het aantal NDFF-waarnemingen in een uurhok. Deze werden vervolgens – handmatig – beoordeeld.

Beide methoden zijn beperkt in de Beheertypen waarvoor zij theoretisch draagkrachten kunnen genereren. Voor planten kunnen alleen draagkrachten worden geschat voor beheertypen die gekoppeld zijn aan een Associatie. Voor vogels & vlinders kan dit alleen voor de beheertypen in de ingevoerde beheertypenkaart. Eind 2020 was nog niet vastgesteld of met de toen gebruikte lijsten/kaarten in alle gewenste beheertypen voorzien werd.

3.2 Ontwikkelingen 2021

Verbeterde python module voor planten-draagkracht

De Python-code voor de plantenmethode is herschreven.¹² Ten eerste om de methode en code begrijpelijker te maken, ten tweede om een CMD-interface toe te voegen en ten derde om een uitgebreide rapportage te genereren naast de MNP-draagkrachtentabel. De CMD-interface ziet er als volgt uit:

For a list of Species (X1, X2...Xn) and a list of Beheertypen (BT1, BT2...BTn), calculate draagkracht for each X-BT combination as:

```
dk(X,BT) = max(th_dk, min(((max(F,T)/100) * A), 1))
```

where:

F = mean(f(X,A1)... f(X, An)) where f = Frequentie of X in Associaties A1...An that are related to BT.

T = mean(t(X,A1)... t(X, An)) where t = Trouw of X in Associaties A1...An that are related to BT.

type "test" for trial run with default values and sample data.

type "full" and provide positional and optional arguments below otherwise.

positional arguments:

A	parameter, usually between 1-5
th_dk	overall threshold for draagkracht, usually 0.1
th_f	threshold for f(X, Ax), usually 5
th_t	threshold for t(X, Ax), usually 5
sp_src	CSV list of plant species formatted Species_code, Local_name, Scientific name
bt_src	CSV list of Beheertypen with at least column Land_type_code formatted NXX.YY.ZZ or NXX.YY

optional arguments:

-h, --help show this help message and exit

De module produceert twee bestanden:

- 03PlantDensityFactors<datum en tijd>.csv → tabel met draagkrachten met kolommen en naamgeving compatibel met MNP.
- 03PlantDensityFactors<datum en tijd>.txt → rapportage.

⁹ <https://www.ndff.nl/>

¹⁰ https://git.wur.nl/roelo008/mnp-utilities/-/blob/master/sample/dk2_plant.py

¹¹ https://git.wur.nl/roelo008/mnp-utilities/-/blob/master/sample/dk_vogel_vlinder_tab.py

¹² https://git.wur.nl/roelo008/mnp-utilities/-/blob/master/sample/dk2_plant.py

De rapportage bevat onder andere de volgende informatie:

1. gebruikersnaam van diegene die het programma heeft gedraaid;
2. datum en tijdstip waarop het programma is gedraaid;
3. draagkrachtformule met alle parameters zoals opgegeven door de gebruiker;
4. locatie en bestandsnaam van de input soortenlijst;
5. *idem* voor input beheertypenlijst;
6. *idem* voor database met Trouw-/Frequentiegraad;
7. *idem* voor referentielijst van plant associaties en doorvertaling naar beheertypen;
8. *idem* voor referentielijst met alle mogelijke beheertypen;
9. *idem* voor courante MNP-draagkrachten;
10. Aantal:
 - a. soorten gevraagd;
 - b. plantensoorten gevraagd;
 - c. beheertypen gevraagd;
 - d. potentiële draagkrachtencombinaties als aantal planten x aantal beheertypen;
 - e. soort beheertypecombinaties die niet voorkomen in de data;
 - f. *idem* die wel voorkomen in de data;
 - g. als f waarbij drempelwaarde q de gestelde drempelwaarde haalt;
 - h. nieuwe soort-beheertypecombinaties ten opzichte van courant;
 - i. verdwenen soort-beheertypecombinaties ten opzichte van courant;
 - j. behouden soort-beheertypecombinaties ten opzichte van courant;
 - k. soort-beheertypecombinaties die nooit voorkomen.

Testen voor parameter A

Er zijn plant-draagkrachten gegenereerd voor verschillende waarden van parameter A (zie vergelijking 1): 0.5, 1, 2, 3, 4 en 5. De overige parameters waren:

- drempelwaarde voor draagkracht: 0.1 (parameter t_h in vergelijking 2);
- drempelwaarde voor frequentie (parameter q in vergelijking 1): 5;
- drempelwaarde voor trouw (parameter q in vergelijking 1): 5.

Voor elk van de vijf draagkrachtensets, plus de standaard draagkrachten set¹³, is MNP (versie 6.1.2.481) gedraaid en zijn de uitkomsten automatisch gevalideerd met de automatische MNP-validatiemodule (MNP werd gedraaid voor alleen de plantensoorten en gebaseerd op de NVK-Huidig beheertypenkaart). Het aantal goed/slecht gemodelleerde plantensoorten werd onderling vergeleken.



Figuur 3.1 Aantal goed/slecht gemodelleerde plantensoorten bij gebruik van automatisch gegenereerde plant-draagkrachten. Horizontale as: parameterwaarde A in vergelijking (1). Verticale as: fractie goed/slecht gemodelleerde plantensoorten volgens de automatische validatie procedure.

¹³ w:\PROJECTS\QMAR\MNP-SNL-ParameterSet\Parameters_v06_2019_12_09\03_MNP_versie6_par_density_factors_BT2019_v2.csv

De resultaten laten zien dat wanneer bij de automatische draagkrachtberekening A op 1 gesteld wordt, wat neerkomt op geen corrigerende factor, het hoogste percentage (63%) goed gemodelleerde soorten behaald wordt (Figuur 3.1). Het percentage goed gemodelleerde soorten is bij A=1 ook aanmerkelijk hoger dan de draagkrachten gebaseerd op expertoordelen (63% vs. 56%). Hierbij dient opgemerkt te worden dat het totaal aantal soorten waarvoor het MNP habitat berekent, bij expert draagkrachten wel hoger is (264 vs. 261), maar dat het aantal goed gemodelleerde soorten bij A=1 weer hoger is dan bij expertoordelen (164 vs. 147). Daarom is besloten om voortaan bij de berekening van draagkrachten A op 1 te stellen. Hiermee is deze (eerste) stap van de objectivering van de draagkrachten voor plantensoorten voor het MNP afgerond.

Vogels & vlinders

De Python-code voor vogels & vlinders draagkracht zou idealiter opgeschoond en uitgebreid moeten worden gelijk de planten Python-code, zodat vogels & vlinders-draagkrachtberekeningen ook vergezeld gaan van een metadata-rapport. Dit moet nog worden uitgevoerd.

3.3 Aanbevelingen

Uit het onderzoek komen de volgende aanbevelingen naar voren:

1. Sommige vogels, vlinders en planten krijgen geen draagkracht bij de automatische methode, omdat de databases onvoldoende datapunten bieden om voor deze soorten draagkracht te berekenen. Het gaat hier om zeer zeldzame soorten. Hier is nog geen oplossing voor geïmplementeerd (voor deze soorten zou de expert judgement draagkracht kunnen worden overgenomen) en is nadere ontwikkeling van de methode nodig.
2. De plantenmethode is beperkt tot die beheertypen die momenteel zijn gekoppeld aan Associaties waarmee het kan werken. Alle Beheertypen die SNL in de toekomst zal toevoegen aan het repertoire, alsmede nieuwe neergeschaalde beheertypen, zullen handmatig gekoppeld moeten worden aan een Associatie.
3. De vogels & vlinders-methode is flexibel richting beheertypen, omdat deze zich baseert op een beheertypenkaart. Hier geldt echter voor dat de beheertypenkaart jaarlijks wordt bijgewerkt. Er kan voor gekozen worden om de vogels & vlinders-draagkrachten jaarlijks bij te werken met de nieuwe beheertypenkaart.
4. Het is nog niet onderzocht of en hoe automatisch bepaalde draagkrachten invloed hebben op het aandeel duurzaam voorkomende soorten. Dit zou getest moeten worden.

3.4 Conclusie

Met de Python-code, de beschikbare databases en de analyse van de automatische validatie liggen alle ingrediënten op tafel om automatisch draagkrachten te genereren voor soorten die worden opgenomen in het MNP of wanneer er een update is van de gegevens waarop de draagkrachten zijn gebaseerd. De automatisch gegenereerde draagkrachten dienen nog wel gevalideerd te worden. De methode is geschikt om als standaard te worden gebruikt binnen het MNP.

Er is niet vastgesteld of vogels & vlinder-draagkrachten volgens de automatische methode een verbeterd resultaat geven ten opzichte van de courante expert judgement draagkrachten. Een check met de automatische validatie moet uitwijzen of de automatische methode beter of slechter presteert dan expert judgement.

De automatische draagkrachtbepaling kent in principe draagkrachten toe voor elke soort-beheertypescombinatie waar de databases dat toelaten. Hierdoor ontstaan er nieuwe soorten-beheertypescombinaties ten opzichte van de SNL-soortenlijsten. Dit verandert het referentiegetal in de *keypop_fraction*-kaart die MNP-standaard genereert, waardoor deze kaarten niet langer vergelijkbaar zijn met eerdere versies van deze kaart.

4 Rekenmethode van de randvoorwaarden binnen MNP

4.1 Inleiding

Het Model for Nature Policy (MNP) wordt o.a. ingezet voor de Balansen voor de leefomgeving en Natuurverkenningen voor het PBL. Het model doet uitspraken over het duurzaam voorkomen van soorten (planten, vlinders en vogels) op landelijke en regionale schaal. Het MNP doet dit op basis van de ruimtelijke samenhang van beheertypen en abiotische parameters. Standaard gaat het om de parameters stikstofdepositie, gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) en zuurgraad van de bodem (pH). Recentelijk is daar het effect van temperatuur bij gekomen om de effecten van klimaatverandering mee te kunnen nemen. In de toekomst zouden daar de effecten van de gemiddelde hoogste (ghg) en gemiddeld laagste grondwaterstand (glg) alsook het effect van droogtestress, zuurstofstress en vochtgehalte in de bodem bij kunnen komen.

De effecten van de randvoorwaarden worden in het MNP nu multiplicatief meegenomen. Elke randvoorwaarde van een soort wordt vergeleken met de situatie in het grid, waarna er een kans op voorkomen wordt toegekend (1,0; 0,5; 0,1 of 0). Deze kansen worden met elkaar vermenigvuldigd. Probleem hierbij is dat het toevoegen van meer randvoorwaarden zal leiden tot steeds kleinere kansen. Omdat in het model een kans kleiner dan 0,1 wordt beschouwd als een plek waar de soort niet kan voorkomen, kan dit tot een onderschatting leiden van het voorkomen van een soort. Een eenvoudig rekenvoorbeeld laat dit zien. Bij drie kansen van 0,5 wordt de kans $0,5 \cdot 0,5 \cdot 0,5 = 0,125$ en dus kan de soort nog wel voorkomen. Als nu het effect van temperatuur wordt toegevoegd, ook met een kans van 0,5, dan wordt de totale kans 0,0625 en kan de soort dus niet meer voorkomen. De vraag is of dit terecht is; immers, de afzonderlijke kansen zijn niet laag. De vraag is of het effect van de afzonderlijke factoren wel multiplicatief is.

Binnen de ecologie zijn er grofweg twee stromingen over hoe abiotiek inwerkt op het voorkomen van plantensoorten. De eerste stroming gaat ervan uit dat er verschillende factoren zijn die alle inwerken op het al dan niet voorkomen van plantensoorten. Deze zijn weer te geven in de befaamde driehoek van Grime (1977), waarbij competitie, stress en ruderaal (CSR) bepalen waar een plant kan voorkomen. Alle plantensoorten zijn dan ook in die driehoek te plaatsen. Voor MNP zou dit betekenen dat alle factoren opgenomen moeten worden en dat alle factoren in verschillende mate effect uitoefenen, inclusief hun interacties. Om dit eenvoudiger te maken, zou met behulp van een multivariate analyse kunnen worden bepaald wat de bepalendste factoren zijn en die zouden voor een soortgroep of per soort kunnen worden opgenomen en gemodelleerd. In het MNP is het nu zo dat per soortgroep bepalende factoren, pH, gvg, stikstofdepositie en temperatuur zijn opgenomen. Dit model leidt ook tot een soort van multiplicatief model, waarbij alle factoren meedoen, zoals nu geïmplementeerd in het MNP.

De tweede stroming, gebaseerd op de theorie van Tilman (1988), gaat ervan uit dat op een bepaalde plek een factor uiteindelijk het meest limiterend is en dat de soort die daar het beste mee om kan gaan, voorkomt op die plek. In bredere zin zou kunnen worden gesteld dat een soort die het best past bij een factor daar voorkomt. Rekentechnisch is dit eenvoudiger dan het model volgens Grime. Alleen de beperkende factor hoeft slechts in ogenschouw te worden genomen en daaraan dient voor de soort een kans te worden gekoppeld. Probleem is welke factor dit dan is en die te identificeren per plek, in ons geval een grid. Praktisch is dit systeem lastig te implementeren in een model, maar deeloplossingen zijn wel mogelijk. Tilman's theorie zou kunnen worden beschouwd als een voortzetting van het werk van Liebig (1855), die de wet van het minimum opstelde. Hij stelde al dat de groei van een plant wordt beperkt door de zeldzaamste voedingsstof die een plant nodig heeft.

Op basis van beide theorieën is een aantal rekenmethoden opgesteld en vervolgens doorgerekend. Vervolgens is het effect van de verschillende rekenmethoden getoetst.

4.2 Methode

De berekening van de draagkracht op basis van abiotische parameters binnen het MNP vindt nu plaats via formule [1], welke recent is uitgebreid met het effect van temperatuur [formule 2]. Het gaat hier om een multiplicatieve berekening die tot steeds lagere waarden kan leiden na toevoeging van extra parameters, omdat het om kansen gaat die steeds tussen 0 en maximaal 1 liggen. Naast de abiotische parameters wordt ook nog een draagkracht van de vegetatie meegenomen in de berekening, deze draagkracht is vegetatietype-specifiek.

Hieronder worden de geteste formules gegeven en beschreven, met voor alle formules:

P: kans op voorkomen van een soort;

Qlt: draagkracht vegetatietype (Quality landscape type);

P-N: kans op basis van de stikstofdepositie voor een soort;

P-gvg: kans op voorkomen op basis van de gvg voor een soort;

P-pH: kans op basis van pH voor een soort;

P-T: kans op voorkomen op basis van de gemiddelde jaartemperatuur per soort.

$$P=Qlt*P-N*P-gvg*P-pH \quad [1]$$

$$P= Qlt*P-N*P-gvg*P-pH*P-T \quad [2]$$

De simpelste oplossing is terugvallen op het principe van Liebig (1855), de beperkendste factor bepaalt, en die kans wordt gebruikt (formule [3]). Een alternatief hiervoor is het maximum nemen van alle kansen, maar dit zal tot een overschatting leiden van de kans en is ook ecologisch geen plausible oplossing. Deze is daarom ook niet meegenomen in de test.

$$P=\text{Min}(Qlt, P-N, P-gvg, P-pH, P-T) \quad [3]$$

Een andere simpele variant is dat je het minimum neemt van alle abiotische parameters en die vermenigvuldigt met de draagkracht van de vegetatie voor de soort (formule [4]). Het is een variant op formule [3]. Deze variant neemt alle abiotische parameters samen. Ecologisch is daar wat voor te zeggen en vooral om dit los te koppelen van de draagkracht, omdat het hier om een onvergelykbare variabele gaat die ook onafhankelijk is van de abiotische parameters die wel onderlinge afhankelijkheden hebben. Dit zou als een ecologisch logischere berekeningswijze kunnen worden gezien dan formule [3], waar het minimum van alle parameters bepalend is.

$$P=Qlt*\text{Min}(P-N, P-gvg, P-pH, P-T) \quad [4]$$

Om het aantal factoren in de formule te beperken, kan ook onderzocht worden of bepaalde bij elkaar passende randvoorwaarden samengenomen kunnen worden. Ook daarop is een aantal varianten mogelijk. De eerste is om de effecten van de bodem samen te nemen door daar de minimumwaarde van te nemen en deze te gebruiken bij de vermenigvuldiging (formule [5]). Deze zou later kunnen worden uitgebreid met de effecten van de gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand of bijvoorbeeld het effect van droogtestress of zuurstofstress. Dit heeft ook een ecologisch voordeel: alle grondwaterstanden, en ook parameters als droogtestress en zuurstofstress, gaan over in ieder geval deels vergelijkbare ecologische effecten en zijn ook niet geheel onafhankelijk van elkaar. Ze allemaal als onafhankelijke waarden meenemen, kan tot een overschatting van het effect leiden. Het samennemen van parameters die nauw verweven zijn, kan ook logisch zijn als er interactie tussen de parameters wordt verwacht, zoals tussen gvg en pH of depositie en pH. Een betere optie is uiteraard door de interactie als term toe te voegen, maar de interactie moet dan wel geschat (kunnen) worden en het voegt een extra term toe aan de formule.

$$P=Qlt*P-N* P-T*\text{Min}(P-gvg, P-pH) \quad [5]$$

Een tweede variant is om het effect van de parameters, beïnvloed door klimaatverandering, samen te nemen en daar de minimumwaarde van te gebruiken. Het gaat dan om de gvg en de gemiddelde jaartemperatuur die beide beïnvloed worden door het klimaat (formule [6]).

$$P = Q_{lt} * P - N * P - pH * \text{Min}(P - T, P - gvg) \quad [6]$$

De derde variant is het effect van stikstofdepositie. Hier worden het minimum van de depositie en de zuurgraad van de bodem genomen (formule [7]). De zuurgraad van de bodem wordt in Nederland grotendeels bepaald door het gevoerde beheer en het verzurende effect van stikstofdepositie.

$$P = Q_{lt} * P - gvg * P - T * \text{Min}(P - N, P - pH) \quad [7]$$

Een andere type variant is om het gemiddelde te nemen. Formule [8] geeft de variant waarbij het gemiddelde van alle parameters wordt genomen. Dit zou betekenen dat alle parameters op gelijke wijze bijdragen aan het voorkomen van soorten en lijkt ecologisch het meest op de theorie van Grime. Het is echter de vraag of dit reëel is en of het hier niet meer om een rekenkundige optie gaat. Het is echter goed om ook deze variant te testen. Formule [9] geeft de variant waarbij het gemiddelde van abiotische parameters wordt vermenigvuldigd met de draagkracht van het vegetatietype. Hier wordt dus aangesloten bij de ideeën achter formule [4] om abiotiek en draagkracht te scheiden en formule 8 om het gemiddelde te nemen.

$$P = (Q_{lt} + P - N + P - gvg + P - pH + P - T) / 5 \quad [8]$$

$$P = Q_{lt} * ((P - N + P - gvg + P - pH + P - T) / 4) \quad [9]$$

Er zijn ook nog andere varianten denkbaar dan de hier beschreven, waarbij het minimum van verschillende groepen parameters worden vermenigvuldigd (bij de huidige modelversie gaat het om maximaal twee groepen). Dit is echter model-technisch niet mogelijk zonder aanpassingen aan het rekenhart van het MNP. Dat is in deze fase daarom nog niet onderzocht. Mogelijke groepen zijn dan klimaatverandering, stikstofdepositie en bodem.

4.3 Modelruns met het MNP

Het MNP¹⁴ is gerund voor alle varianten van de formule voor planten, vogels en vlinders. Hiervoor is de uitgebreide set van soorten van 392 gebruikt, met draagkrachten gebaseerd op de automatische draagkrachtbepaling. Voor de planten is nog met de versie gerekend waarbij de draagkracht met een factor 2 was vermenigvuldigd. Dit is later gecorrigeerd naar 1 (feitelijk dus geen vermenigvuldigingsfactor meer). Deze verandering kon echter nog niet worden meegenomen in dit onderzoek. Het heeft een beperkt effect op de resultaten. De 392 soorten zijn een subset van de totaal 468 soorten in het MNP met een model en de soorten met een goed model volgens de automatische validatie.

Voor formule 1 is de MNP-variant zonder het effect van temperatuur gerund, voor alle andere varianten die mét het effect van temperatuur. Als invoer is de neergeschaalde beheertypenkaart (versie 20210326-123909) gebruikt en de standaard temperatuurkaart voor de huidige situatie (knmi_1981-2010_avg_yearly_T10c_aqw_v01). Als parameterwaarden zijn de draagkrachten voor de soorten gebruikt, zoals afgeleid op basis van velddata en beschikbaar op 2-11-2020. Voor stikstofdepositie (stikstofdepositie_huidig_rivm_20190521time153900), gvg (gvg_huidig_20190521time154000) en pH (ph_huidig_date20190607time1545) zijn de invoerkaarten voor de huidige situatie gebruikt.

De resultaten worden voor planten, vogels en vlinders apart weergegeven. Met behulp van de automatische validatieprocedure (zie hoofdstuk 2) is onderzocht wat het effect van de verschillende berekeningsvarianten is op de fractie soorten dat een goed model geeft en de andere parameters die gebruikt worden bij de automatische validatie.

De effecten zijn ook doorgerekend voor het percentage soorten dat duurzaam kan voorkomen op basis van alle soorten en alleen soorten met een goed model. Dit maakt een vergelijking mogelijk met de standaard modelversie (formule 1) voor de eindparameter van het MNP.

¹⁴ MNP-bètaversie 07, parameters vRj_LB_WW_HR_2020_11_15

4.4 Resultaten

Voor het beoordelen van de modelvarianten is gebruikgemaakt van de automatische validatiemethode die gebruikmaakt van een aantal parameters. Deze worden kort besproken in Box 1 en veel uitgebreider in de beschrijving van de automatische validatiemethode in hoofdstuk 2. Hieronder worden de resultaten besproken voor de berekeningsmethoden.

De fractie soorten met een goed en dus bruikbaar model binnen het MNP varieert nauwelijks tussen de verschillende berekeningsvarianten per soortgroep (Figuur 4.1). Het grootste verschil is te vinden voor de vlinders tussen berekeningsmethode 1 (zonder temperatuur) en alle andere varianten, waarbij alle andere varianten hoger scoren en dus beter. Dit komt vooral omdat twee soorten vlinders niet doorgerekend kunnen worden als de temperatuur in het model zit en dit twee soorten met een slecht model zijn. Het aantal soorten vlinders met een goed model blijft gelijk (21). Voor de vogels zit er wat meer variatie tussen de verschillende berekeningsmethoden, maar de verschillen zijn heel klein en dan gaat het om maximaal twee soorten die als goed of als slecht worden gekwalificeerd. Ook voor de plantensoorten zijn de verschillen voor de verschillende berekeningswijzen niet heel groot, maar wel wat groter dan voor beide andere soortgroepen. Het meenemen van de temperatuur in de berekening (formule [1] versus [2]) levert wel een behoorlijk verschil op, met een hogere fractie voor de berekening inclusief temperatuur. Voor de berekening op basis van de minimale waarde voor alle parameters (formule [3]) wordt de laagste fractie berekend en die is meer dan 10% lager dan volgens methode 2. De andere methoden zitten wat hoger en methode 7 (formule [7], de depositievariant, met het minimum van Ndep en pH) is gelijk aan methode 2. Wanneer alle soortgroepen samen worden genomen, leidt methode 2 – alles vermenigvuldigen inclusief de temperatuur – tot de hoogste fractie soorten met een goed model. Het is daarom aan te raden het MNP door te rekenen inclusief temperatuur.

De achterliggende parameters voor het bepalen van een goed of slecht model laten meer variatie zien dan voor de fractie soorten. Voor vogels (Figuur 4.2) zijn verschillen te zien voor de valse positieven, goede geschatte afwezigheid (negatieven; de nullen), de recall en de p-waarde. De valse positieven, een foute voorspelling en de goede negatieven zijn in lijn met elkaar, vooral methode 3 (minimumwaarde voor alles) en 4 (minimumwaarde voor alle abiotische parameters) scoren slecht. Methode 2 (vermenigvuldiging inclusief temperatuur) scoort het best. Voor de recall scoren methode 3 en 4 ook het slechtst en methode 2 het best. Voor de p-waarde scoort niet methode 2, maar methode 4 het best. Dat is opvallend, omdat methode 4 voor de andere parameters nergens heel goed scoort t.o.v. de andere methoden.

Voor de vlinders (Figuur 4.3) vallen dezelfde parameterwaarden op als voor de vogels, maar er zijn ook verschillen. Methode 2 scoort op sommige vlakken duidelijk beter dan methode 1, maar andere methoden scoren soms beter. Het is dan ook moeilijk om een methode te selecteren die het beste presteert.

Voor vaatplanten (Figuur 4.4) is het beeld weer anders dan voor de vogels en vlinders. Methode 2 lijkt hier en daar wel beter te werken, maar minder duidelijk dan voor de vogels. De recall is juist voor methode 3 hoog, maar de p-value is voor deze methode het laagst. Er is vooral weer verschil tussen de methoden voor valse positieven, goede negatieven en recall.

Formule 8 en 9, met gemiddelden, zijn niet verder uitgewerkt, omdat het modelaanpassingen vergt. De basisberekeningen zijn wel uitgevoerd. Dit levert voor formule [8] (gemiddelde waarde over alle parameters) een fractie goede modellen op van 0,37 en voor formule [9] (gemiddelde over alle abiotische parameters) ook 0,37. Er lijkt geen verschil te zijn tussen beide methoden, dat zou nader kunnen worden uitgezocht. Beide zijn lager dan alle andere methoden en daarom niet interessant om verder uit te werken.

Box 1 Verklaring van de parameters gebruikt bij de validatie

DVN = De Vegetatie van Nederland

NDFF = Nationale Databank Flora en Fauna

PRECISION

$\text{Precision} = (\text{true positives}) / (\text{true positives} + \text{false positives})$

Getal tussen 0 en 1

Hoger is beter

Een hoge waarde duidt op veel goede voorspellingen van positieven, dwz het model voorspelt dat een soort voorkomt die dan ook daadwerkelijk aanwezig is in het veld. Dit ten opzichte van de fout voorspelde positieven; wel voorspeld, maar niet aanwezig in het veld.

RECALL

$\text{Recall} = (\text{true positives}) / (\text{true positives} + \text{false negatives})$

Getal tussen 0 en 1

Hoger is beter

Een lage recall duidt op veel false negatives en dus een incomplete voorspelling.

Een hoge recall duidt erop dat door het MNP weinig plekken 'vergeten' worden.

F1-SCORE

$\text{F1} = 2 * ((\text{precision} * \text{recall}) / (\text{precision} + \text{recall}))$

Getal tussen 0 en 1

Hoger is beter

De F1 toetst de ruimtelijke overeenkomst. De f1 beschrijft de effectiviteit van een model door aan te geven of het op de juiste plaatsen zowel aan- of afwezigheid van een soort goed voorspelt.

De precision is de hierboven genoemde Precision en de recall de hierboven genoemde Recall.

SPEARMAN'S RHO

Getal tussen -1 en 1

Hoe dicht bij 1 hoe beter

1 duidt op een zeer sterke correlatie, met een monotoon stijgende functie; dus hogere x betekent hogere y. Een getal van 1 zou betekenen dat het kwantitatieve aspect van MNP perfect is (voor de huidige correlatie met arbitrair gekozen klassen van maximale grote van key pop en aantal waarnemingen in de NDFF of DVN per uurhok).

-1 duidt eveneens op een zeer sterke correlatie, welk verband echter monotoon dalend is.

0 duidt op geen correlatie tussen max key pop en aantal waarnemingen in de NDFF of DVN.

SPEARMAN P-VALUE

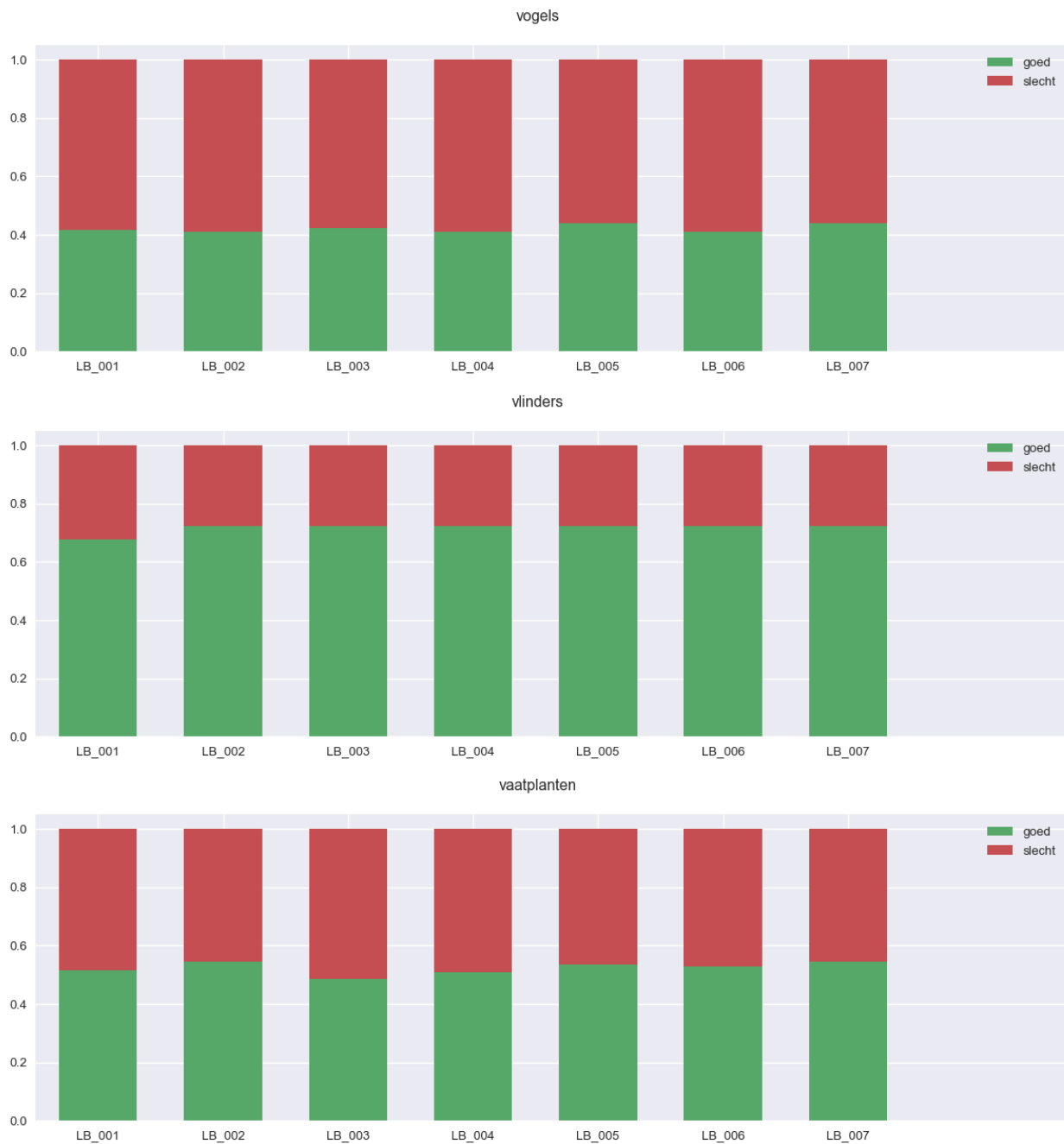
p-Waarde voor een hypothese test waarvan de nulhypothese is dat twee datasets ongecorrleerd zijn; in dit geval zijn de datasets max key value en aantal waarnemingen in de NDFF of DVN. Volgens de dominante conventie duidt een p-waarde van onder de 0.05 tot verworping van de nulhypothese en dus op een significante correlatie.

Het effect van de berekeningsmethode op de fractie duurzame soorten voorspeld met het MNP is groter dan bij de validatie (Tabel 4.1). Dit verschil is het grootst wanneer ook soorten met een slecht model worden meegenomen, maar is ook voor de soorten met een goed model redelijk groot en varieert van 0,46 (methode 2) tot 0,65 (methode 3). Methode 8 en 9 zijn nog veel hoger met respectievelijk 0,86 en 0,72. Dit geeft aan dat de keuze van de methode een groot effect kan hebben op het uiteindelijke percentage duurzame soorten. Dit kan echter niet als criterium worden gebruikt om de beste methode te kiezen.

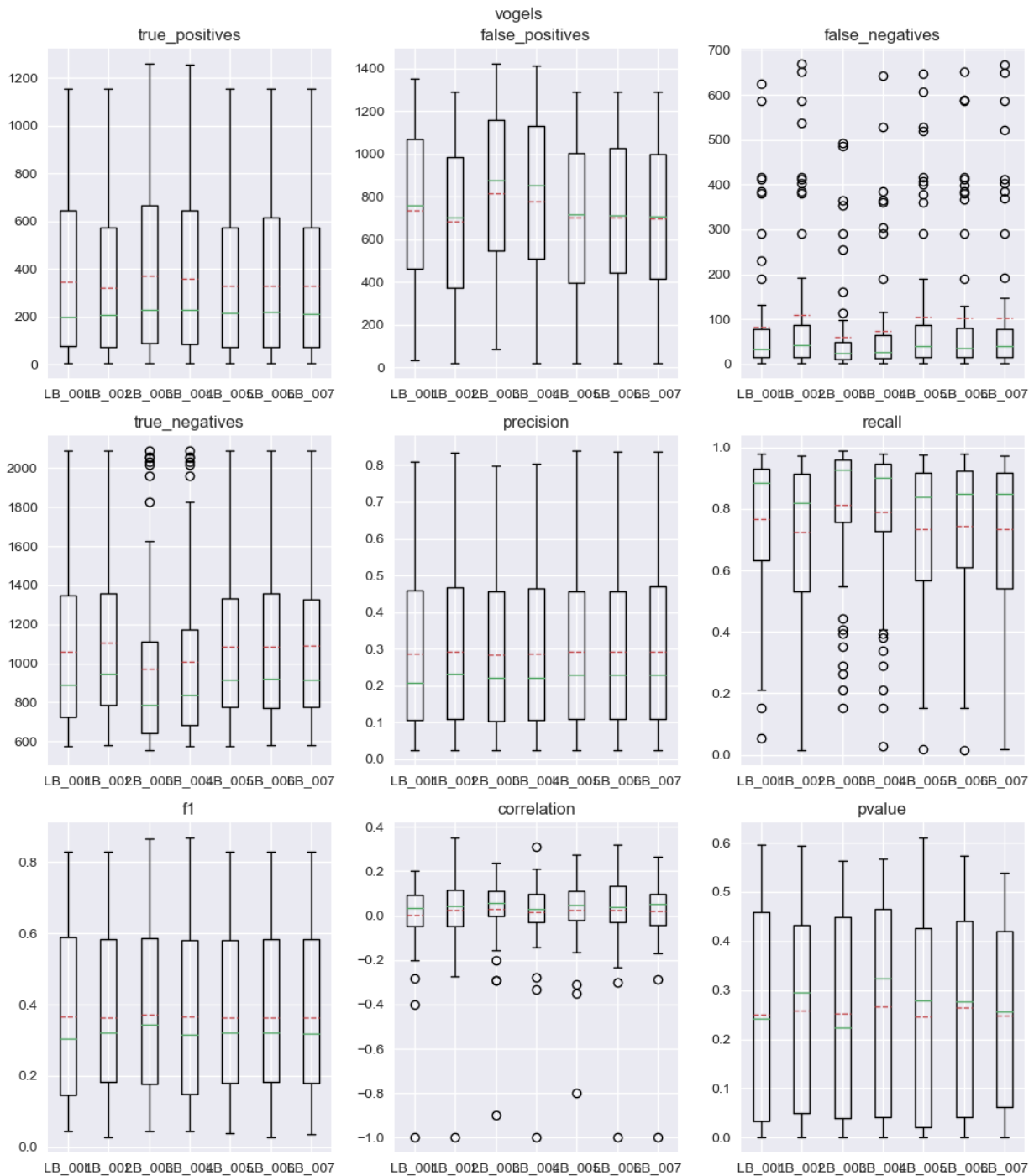
Als alle soorten worden meegenomen, liggen de percentages overal lager en dat is ook volgens verwachting; immers, de slecht scorende modellen worden dan ook meegenomen. De verwachting is dat de voorspellende waarde van die soorten slecht is en dat dat ook tot uiting komt in het eindresultaat.

Tabel 4.1 Percentage duurzame soorten voor alle soorten en alleen de soorten met een goed model.

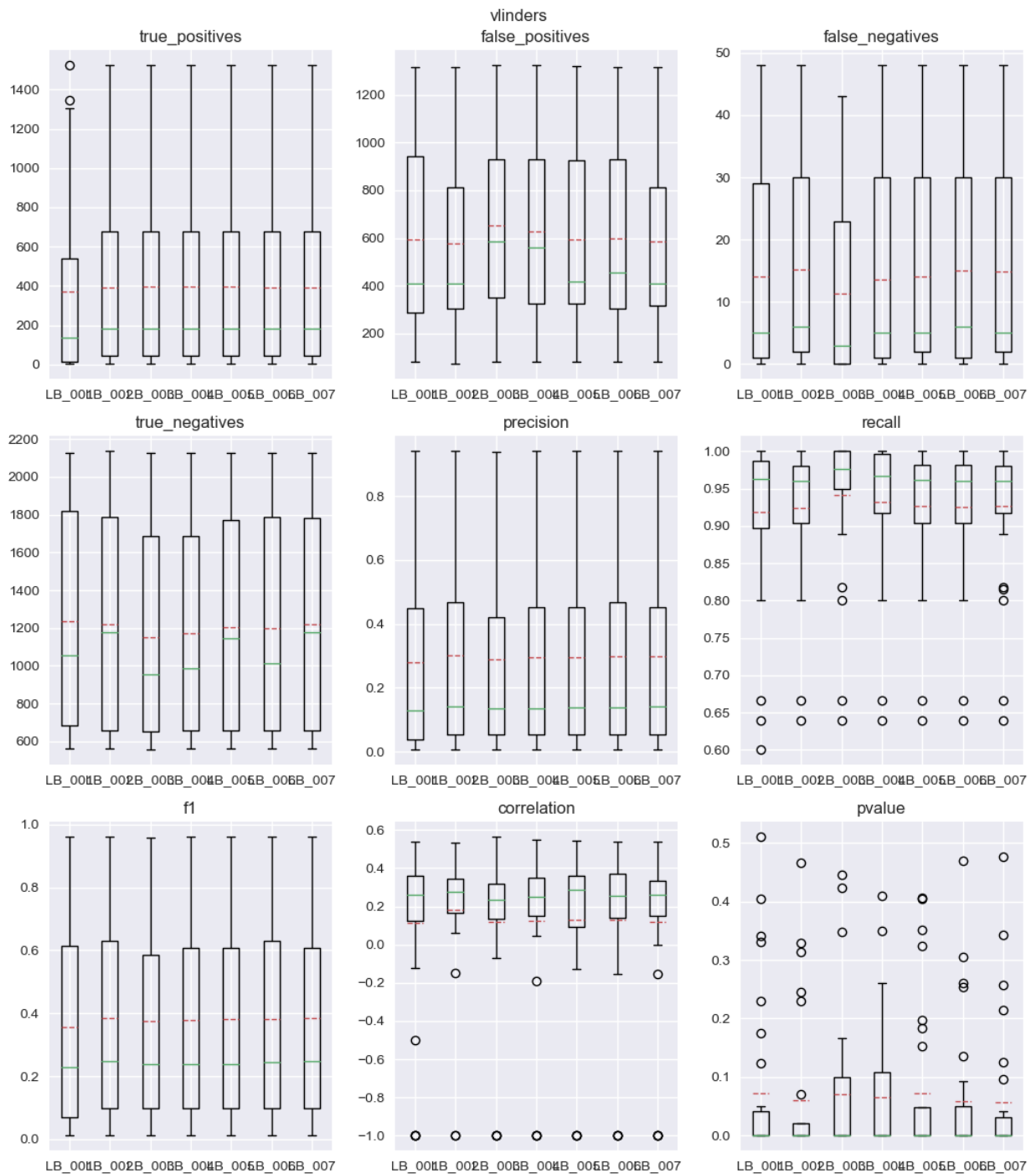
Methode	LB_001	LB_002	LB_003	LB_004	LB_005	LB_006	LB_007	AVG_008	AVG_009
Alle soorten	0.41	0.29	0.46	0.39	0.33	0.33	0.33	0.82	0.70
Alleen goed model	0.52	0.46	0.65	0.58	0.49	0.51	0.49	0.86	0.72



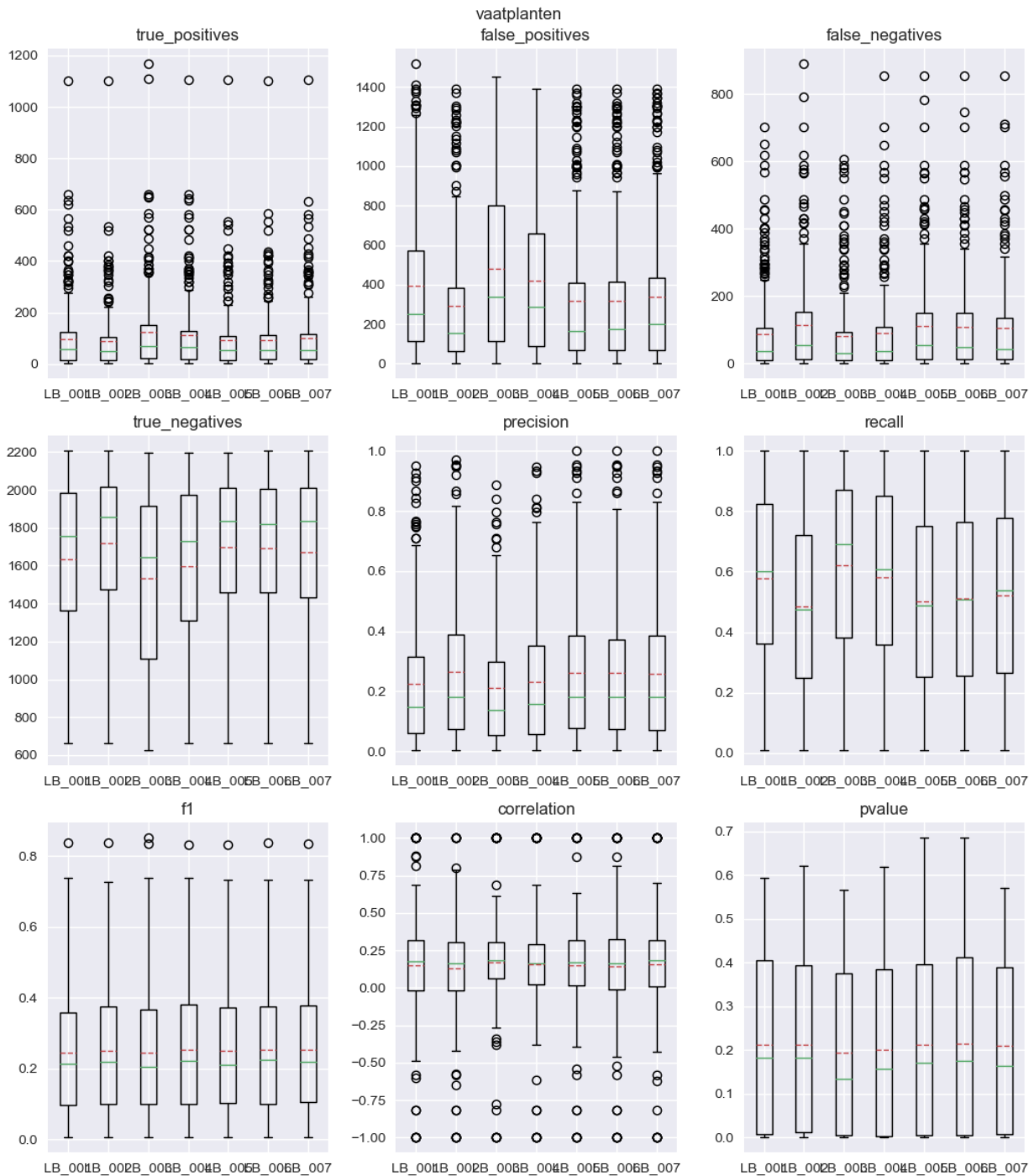
Figuur 4.1 Fractie soorten met een goed model op basis van de zeven geteste berekeningsvarianten voor het MNP: boven voor vogels, midden voor vlinders en onder voor planten. De nummers komen overeen met de nummers van de verschillende formules.



Figuur 4.2 Validatieparameters voor zeven verschillende berekeningsmethoden met het MNP voor vogels. De nummers komen overeen met de nummers van de verschillende formules. Gegeven worden boxplots met in het groen de mediaan, in rood het gemiddelde, de box geeft het 25^e tot 75^e percentiel, de lijnen geven 1,5 maal het 25^e of 75^e percentiel en de rondjes de outliers. Voor uitleg over de parameters zie Box 1.



Figuur 4.3 Validatieparameters voor zeven verschillende berekeningsmethoden met het MNP voor vlinders. De nummers komen overeen met de nummers van de verschillende formules. Voor uitleg over de parameters zie Box 1.



Figuur 4.4 Validatieparameters voor zeven verschillende berekeningsmethoden met het MNP voor vaatplanten. De nummers komen overeen met de nummers van de verschillende formules. Voor uitleg over de parameters zie Box 1.

4.5 Discussie

De verschillen tussen de geteste methoden is voor het aantal soorten dat een goed model krijgt klein. Er is wel een verschil aanwezig en op basis daarvan lijkt methode 2 de beste, dat is feitelijk de huidige methode inclusief het temperatuureffect. Het is positief dat het effect van temperatuur bijdraagt aan een hogere fractie soorten met een goed model. Echter de verwachting was dat een van de nieuwe methoden om de totale draagkracht te berekenen tot een beter resultaat zou leiden en dat is niet het geval. Dit kan komen

doordat het aantal parameters nog beperkt is. Met meer worden de kansen kleiner en zouden de effecten groter kunnen zijn.

De parameterwaarden die gebruikt worden voor de validatie zijn deels in staat om verschillen tussen de methoden aan te geven. Vooral 'valse positieven', 'goede negatieven' en 'recall' en in mindere mate 'p-waarde' en 'precision' geven verschillende waarden te zien. Er is echter wel wat verschil tussen de soortgroepen vogels, vlinders en planten. Als er naar een beperkte set van parameters wordt gekeken om het oordeel op te baseren, zou deze soortgroep specifiek gemaakt moeten worden.

De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de draagkrachten voor plantensoorten per beheertype die nog een factor 2 te hoog waren. Dit geeft een overschatting van de draagkracht en dit is waarschijnlijk terug te vinden in de resultaten, vooral in een overschatting van de valse positieven, omdat het model dan een overschatting doet van de aanwezigheid van de plantensoorten. Dit betekent dat de resultaten over het algemeen beter worden met lagere draagkrachten. Daarnaast betekent het ook dat dit de grootste invloed zal hebben op de methode waarbij de draagkracht een relatief hoge bijdrage levert aan het eindresultaat. De verwachting is echter dat het totaalbeeld hierdoor niet wezenlijk zal veranderen.

Al met al zijn de effecten van de verschillende berekeningsmethoden gering en lijkt er op basis van validatiegegevens geen reden om op dit ogenblik af te wijken van de huidige methode, multiplicatief inclusief temperatuur. Dit kan anders zijn als er meer parameterwaarden worden toegevoegd of als de parameterwaarden zelf veranderen.

De berekening van het percentage soorten dat duurzaam kan voorkomen, wordt wel behoorlijk beïnvloed door de berekeningswijze. Dit kan uiteraard niet worden gebruikt als criterium voor de te gebruiken keuze, want er is geen goed of slecht in dezen, dat moet uit de validatie komen (zie hoofdstuk 2). Het is echter wel goed om in beeld te hebben wat het effect is. De voorlopig te verkiezen methode 2 geeft het laagste percentage duurzame soorten (46%).

4.6 Conclusies

De fractie soorten met een goed model verschilt nauwelijks voor de verschillende methoden om het MNP door te rekenen, met name voor vogels en vlinders. Voor planten is er wel een verschil tussen mét en zonder temperatuur, waarbij mét temperatuur een hogere fractie soorten met een goed model geeft. Dezelfde fractie wordt bereikt met de stikstofdepositievariant, waarbij het minimum van stikstofdepositie en bodem-pH wordt gebruikt voor de berekening.

Als alle soortgroepen worden samengenomen, leidt de huidige vermenigvuldigingsmethode inclusief temperatuur tot de hoogste fractie soorten met een goed model. Dit in tegenstelling tot onze hypothese dat dit bij een toenemend aantal modelparameters zou leiden tot een slechtere voorspelling.

De meeste variatie tussen de methoden is voornamelijk te vinden voor de parameters valse positieven, goede negatieven en recall en in mindere mate p-waarde en precision.

Er is geen test gedaan wat de verschillende methoden voor effect hebben op het percentage duurzame soorten. Dat zou in een later stadium wel gedaan moeten worden.

De berekening van het percentage soorten dat duurzaam kan voorkomen, wordt beïnvloed door de berekeningswijze. De aanbevolen methode 2, vermenigvuldigen van alle modelparameters inclusief temperatuur, geeft het laagste percentage duurzaam beschermde soorten, 46%.

Onze resultaten wijzen erop dat het principe van Liebig (1855) en ook de theorieën van Tilman (1988) minder goede vergelijkingen opleveren met de verspreidingsdata en dat er meer overeenkomst is met de theorie van Grime (1977), namelijk dat alle parameters een bijdrage leveren.

Er is op dit ogenblik geen reden om de berekeningswijze in het MNP aan te passen.

5 Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse

5.1 MNP-toepassingen en onzekerheid

MNP-uitkomsten worden met name gebruikt in het Nederlandse natuurbeleid. Ze geven inzicht in de effecten van fysieke ingrepen in natuurstypen en milieucondities op het duurzaam voortbestaan van soorten en de kwaliteit van ecosystemen. Toepassingsgebieden zijn bijvoorbeeld VHR- en stikstofbeleid. Gezien de maatschappelijke relevantie van deze toepassingen is het belangrijk inzicht te geven in de onzekerheden in de uitkomsten van MNP-berekeningen. Een gevoeligheidsanalyse geeft inzicht in het belang van afzonderlijke parameters of parametergroepen. Op basis van de resultaten kan worden besloten sommige parameters in sommige gevallen niet te gebruiken, omdat ze geen wezenlijke invloed uitoefenen op het eindresultaat en er kan worden gekozen welke (de invloedrijkste) parameters beter geschat moeten worden dan andere. In dit hoofdstuk gaan we hierop in.

Voor de bepaling van onzekerheden worden aan de hand van de typen MNP-resultaten (§ 5.2) en de belangrijkste invoer- en parameters (§ 5.3) achtereenvolgens besproken: de onzekerheidsanalyse (§ 5.4), een gevoeligheidsanalyse (§ 5.5), de discussie (§ 5.6) en de doorwerking van deze uitkomsten in MNP-toepassingen (§ 5.7).

5.2 MNP-resultaten: soort- en ecosysteemgericht

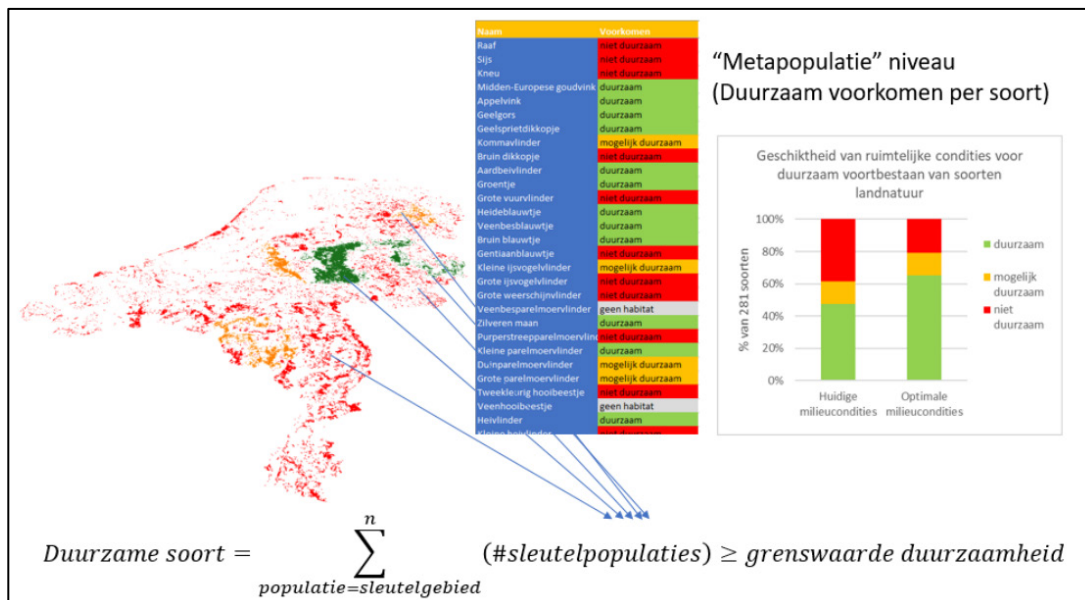
Met het MNP worden uitspraken gedaan over biodiversiteit in het terrestrische natuurareaal. Het MNP berekent hiervoor twee indicatoren:

1. Indicator duurzaam voortbestaan van plant- en diersoorten, ook: soortduurzaamheid;
2. Indicator kwaliteit van ecosystemen, ook: ecosysteemkwaliteit.

Soortduurzaamheid

Deze eerste (soortgerichte) indicator bepaalt per plek (gridcel) het percentage duurzaam voorkomende soorten op die plek ten opzichte van het aantal soorten dat op die plek voor kan komen, gegeven het natuurstype (Figuur 5.1). 'Duurzaam voorkomend' betekent dat de soort in genoeg gebieden met minimaal één norm-key voorkomt en dat de soort duurzaam kan voortbestaan in alle doorgerekende gebieden gezamenlijk. Een norm-key is daarbij een sleutelgebied waarvoor voor soorten met kleine oppervlaktebehoefte gecorrigeerd is.

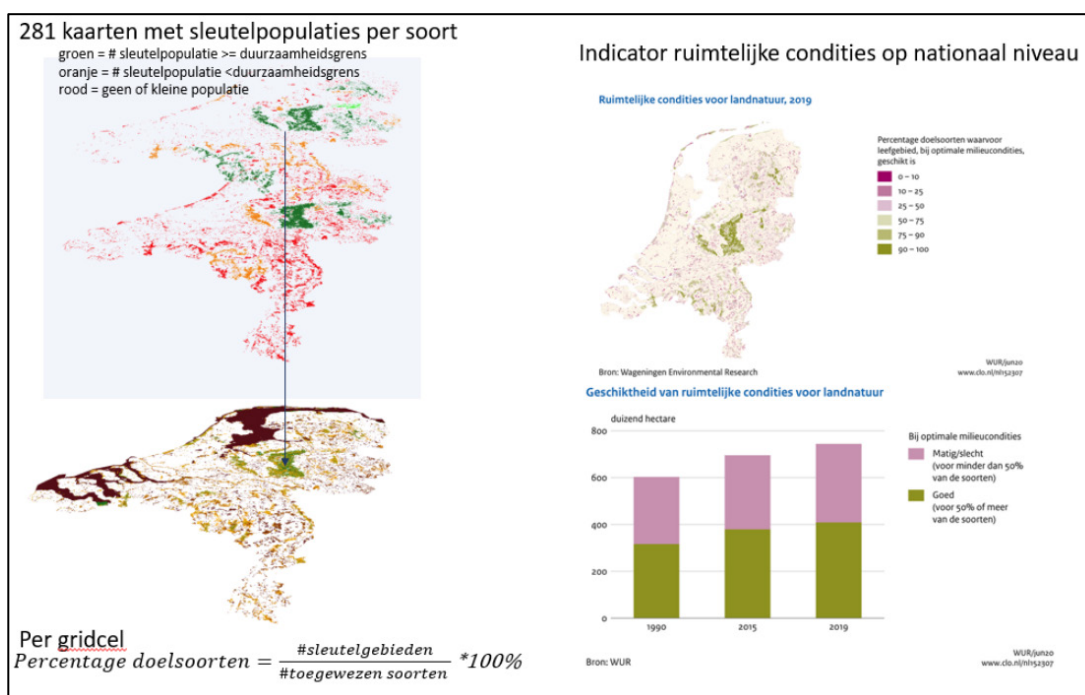
Duurzaam voorkomen is als volgt gedefinieerd: de kans op uitsterven van de soort is kleiner dan 5% in 100 jaar. De uitkomsten worden weergegeven als 'percentage duurzame soorten'. De berekening is gebaseerd op 146 soorten (planten, vogels en vlinders), alle typische soorten. Het MNP kan daarnaast ook berekeningen doen voor een grotere groep soorten. Die worden hier buiten beschouwing gelaten. Het MNP bestaat uit twee stappen: een deel waarin standplaatsfactoren het voorkomen van soorten bepalen en vervolgens een deel waarin de ruimtelijke samenhang wordt bepaald. Deze twee bepalen het aantal sleutelpopulaties, vervolgens de norm-keys en dan het percentage soorten dat duurzaam kan voorkomen.



Figuur 5.1 Berekening en toepassing van de soortindicator 'Aandeel soorten met geschikte ruimtelijke condities' op landelijk niveau. De tussencategorie 'mogelijk duurzaam' wordt niet meer gebruikt, deze wordt gecombineerd met de categorie 'niet-duurzaam' (Sanders et al., 2022).

Ecosysteemkwaliteit

De tweede (ecosysteemgerichte) indicator geeft de ruimtelijke condities weer van ecosystemen bij gegeven milieucondities. Weergave kan als kaart en als tabel. In de kaart wordt weergegeven het percentage soorten met een sleutelgebied in dat ecosysteem t.o.v. het totaal aantal soorten toegekend aan dat ecosysteem. In de tabel wordt weergegeven de hoeveelheid natuurareaal (% of ha) waarin de condities zodanig zijn dat het gebied kan functioneren als een leefgebied voor alle daartoe behorende doelsoorten. De ecosysteemindicator rekent met sleutelgebieden zonder correctie voor soorten met kleine oppervlaktebehoefte, omdat de ecosysteemindicator alleen een uitspraak doet over de condities ter plekke en niet over de risico's op metapopulatie-niveau. De uitkomsten van de ecosysteemgerichte indicator worden gezamenlijk weergegeven als 'geschiktheid ruimtelijke condities'.



Figuur 5.2 Berekening en toepassing van de ecosysteemindicator 'Geschiktheid ruimtelijke condities' op landelijk niveau (naar Sanders et al., 2022).

In dit hoofdstuk beschrijven we de onzekerheidsanalyse die is uitgevoerd voor de soortduurzaamheidsberekening. De analyse voor de ecosysteembenadering is eveneens interessant om uit te voeren, maar dat heeft in dit onderzoek niet plaatsgevonden.

5.3 Invoer en parameters van het MNP

5.3.1 Bronnen van onzekerheid

Onzekerheden in resultaten van modeltoepassingen kennen meerdere bronnen, te weten:

- Onzekerheid in het rekenmodel: bij MNP de type berekening en factoren in de berekeningen;
- Onzekerheid in invoervariabelen: bij MNP met name de soortenset en soortparameters;
- Onzekerheid in externe invoer: bij MNP de invoerkaarten.

Onzekerheden in het invoermodel

Schattingen van onzekerheden in invoervariabelen en rekenvariabelen zijn uitgebreid beschreven in Bijlage 3. Onzekerheid in MNP-berekeningswijze (bijvoorbeeld de HSI-formule) en invoerkaarten is nu niet meegenomen.

In de volgende analyses is gebruikgemaakt van:

- MNP-versie 4.0 (6.0.2.381);
- Soorten: de 146 soortenset (Pouwels, 2017) met data (Parameters_v05_2019_06_12);
- HSI-factoren: BT, Ndep, GVG en pH;
- BT-kaart versie: BT_huidig_20190612;
- Ndep-kaart versie: stikstofdepositie_huidig_rivm_20190521time153900;
- GVG-kaart versie: gvg_huidig_20190521time154000;
- pH-kaart versie: ph_huidig_date20190607time154.

5.4 Onzekerheidsanalyse

5.4.1 Methode

De onzekerheidsanalyse heeft als doel om de onzekerheid in de modeluitkomsten te schatten, gegeven de onzekerheden in de schattingen van de verschillende modelparameters. Hiervoor wordt MNP 1000 keer gedraaid, met steeds verschillende waarden voor de parameters. De spreiding van de modeluitkomsten over deze runs geeft een schatting van de onzekerheid in de MNP-uitkomsten.

De aanpak voor deze onzekerheidsanalyse is:

1. De onzekerheden in de bovengenoemde parameterwaarden bepalen;
2. Samples trekken voor 1000 runs, via een Latin Hypercube-design met 10 bins;
3. MNP 1000 keer draaien, met deze selectie aan parameterwaarden;
4. Uitkomsten verwerken in onzekerheid en gevoeligheid.

Voor de trekking van samples uit de parameter ruimte wordt voor iedere modelparameter in de analyse een waarschijnlijkheidsverdeling bepaald. Deze waarschijnlijkheidsverdeling geeft de onzekerheid in de schatting van de parameter weer. De gebruikte verdelingen zijn gegeven bij de beschrijving van iedere parameter in Bijlage 3. Er wordt aangenomen dat de modelparameters onderling onafhankelijk zijn, op de response voor de klassegrenzen na. Deze afhankelijkheid wordt besproken in Van der Hoek et al. (2017).

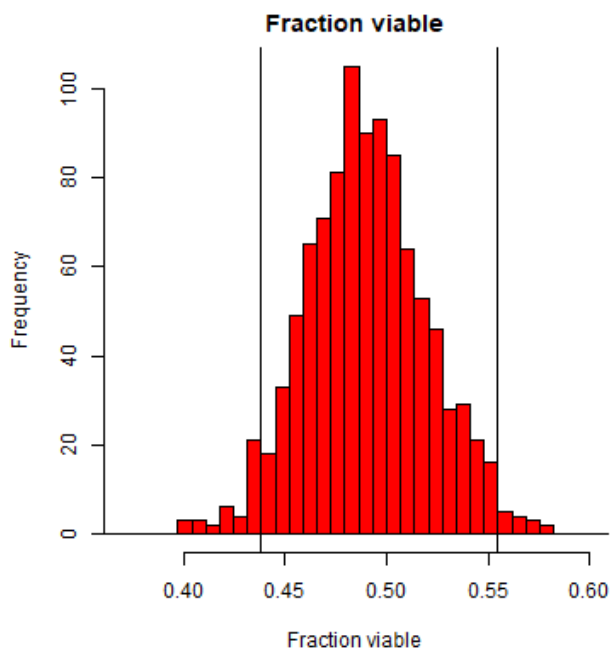
Hierbij worden alle parameters apart getrokken per soort en habitat. De verwachting is dat hiermee een realistisch beeld wordt verkregen van de gevoeligheid van deze parameters, en de onzekerheid van de modelvoorspellingen. Alleen het aantal norm-keys voor bepaling van duurzaamheid wordt niet per soort gevarieerd vanwege ontbrekende data, maar per soortgroep. Indirect wordt hieraan tegemoetgekomen door soortspecifieke variatie van de grootte van een sleutelpopulatie.

Gegeven het grote aantal modelparameters dat gevarieerd wordt, worden 1000 runs gedraaid, en zijn dus 1000 parametersets nodig om een goede schatting van de onzekerheid in de modeluitkomsten te kunnen maken.

Om de parameterruimte van het model zo efficiënt mogelijk te scannen, wordt gebruikgemaakt van een replicated Latin Hypercube-design (Pleming & Manteufel 2004). Dit houdt in dat een aantal Latin Hypercube-samples wordt getrokken uit de parameterruimte. Deze samples zijn onderling onafhankelijk. Het voordeel van dit design ten opzichte van een volledig willekeurige trekking is dat de dekking van de parameterruimte meestal gelijkmatiger is. Hierbij worden meerdere kleine Latin Hypercube-samples getrokken.

5.4.2 Resultaten

Figuur 5.3 toont de resultaten van de onzekerheidsanalyse. Van de getrokken parametersets ligt 95% binnen het aangegeven betrouwbaarheidsinterval van 0,438 tot 0,555 voor de fractie duurzame soorten. Het MNP-resultaat wordt op basis van het histogram bepaald als het gemiddelde van de output van de 1000 getrokken parameter-settings gegeven de MNP-run, en bedraagt 0,497. Het MNP-resultaat van deze run is daarmee $49,7\% \pm 5,9$.



Figuur 5.3 Histogram van de fractie duurzame soorten. De verticale lijnen geven een 95%-betrouwbaarheidsinterval aan. Het histogram is gebaseerd op de output van 1000 onafhankelijk getrokken parameter-settings van het model.

5.4.3 Interpretatie

Onzekerheidsanalyse soortparameters

De uitgevoerde onzekerheidsanalyse resulteert in een MNP-resultaat van $49,7\% \pm 5,9$. Deze resultaten zijn gebaseerd op de opgegeven MNP-parameters en hun verwachte range en verdeling. Het direct berekende MNP-resultaat van de run is 52,7%. Dit resultaat valt binnen het 95%-betrouwbaarheidsinterval uit de onzekerheidsanalyse. Dit geeft aan dat de parameterwaarden in de directe run tot de mogelijkheid behoren, maar een relatief lage kans op voorkomen hebben. De 52,7% doelbereikwaarde kan daarom als uitkomst gehandhaafd blijven en hoeft niet te worden herzien. Wel is de schatting van 52,7% dus aan de hoge kant en is de kans op overschatting van het doelbereik in Nederland, zij het beperkt, aanwezig. Onder de aanname dat de parameters, hun range en verdeling goed zijn ingeschat, mogen de uitkomsten van de onzekerheidsanalyse als betrouwbaarder worden ingeschat dan de uitkomsten van één specifieke MNP-run.

De waarschijnlijkste MNP-uitkomst bij deze invoer en parameters is dus $49,7\% \pm 5,9$. Voor nieuwe scenario's dient de onzekerheid opnieuw te worden berekend.

Aanvullingen voor de onzekerheidsanalyse

De onzekerheidsanalyse kan verder uitgewerkt worden op de volgende punten:

1. Type trekking: het is te overwegen om ook voor de overige parameters de waarden per soort te trekken;
2. Schatting parameteronzekerheid en verdeling: de onzekerheden van de parameters zijn ruim genomen;
3. Onzekerheid in de invoerkaarten: elke MNP-run wordt uitgevoerd op conditiekaarten voor gvg, pH en Ndep. De onzekerheden in deze invoerkaarten werken uiteraard ook door in de onzekerheid van MNP-resultaten.

Naar verwachting leiden punt 1 en 2 tot een verkleining van de modelonzekerheid. Punt 3, mee-analyseren van onzekerheid in de invoerkaarten, leidt naar verwachting tot een vergroting van de onzekerheid. Bij de ontwikkeling van scenario's speelt deze kaartonzekerheid ook een grote rol.

5.5 Gevoeligheidsanalyse

5.5.1 Methode

De gevoeligheidsanalyse heeft als doel om te identificeren welke parameters het meest bijdragen aan de uitkomsten in de modelvoorspellingen. De gevoeligheidsanalyse is gebaseerd op dezelfde data die voor de onzekerheidsanalyse zijn gebruikt. Hierbij is het ook mogelijk om door middel van een bootstrap-methode onzekerheden te berekenen bij de schatting van de gevoeligheidsindices. Dit is ook mogelijk bij volledig willekeurige sampling, maar niet bij een trekking bestaande uit één grote Latin Hypercube.

Het is niet mogelijk om de gevoeligheid van de parameters te berekenen op het MNP-resultaat soortduurzaamheid (fraction viable species). Hiervoor is het aantal parameters veel te groot, omdat de meeste parameters apart per soort worden getrokken. Daarom is de analyse apart voor iedere soort uitgevoerd. Als uitkomst beschouwen we of de soort duurzaam voorkomt. De berekende gevoeligheden zijn gebaseerd op de Kolmogorov-Smirnov-statistiek; een lage waarde hiervan betekent dat de parameter invloedrijk is. Een hoge waarde betekent dat de parameter een klein effect heeft op de uitkomst.

De uitkomst van een analyse voor één soort is 'duurzaamheid', een discrete variabele. Voorheen was de uitkomst geaggregeerd over alle soorten, en daarmee '% duurzaamheid'. Hierbij paste een lineaire regressie voor de bepaling van de gevoeligheid. Daarvoor is nu een volgende methode in de plaats gekomen.

Ten eerste zijn alle 1000 samplesets uit de voorbereiding van de onzekerheidsanalyse verdeeld in twee groepen. De eerste groep bestaat uit de samplesets met 'viability_class' < 3 (niet duurzaam), de tweede groep uit de samplesets met 'viability_class' = 3 (duurzaam). Dit geeft voor elke modelparameter en voor elke soort een aantal parameterwaarden die of in de groep duurzaam of in de groep niet-duurzaam valt.

Ten tweede wordt een Kolmogorov-Smirnov-test gebruikt om te verifiëren of voor een parameter de waarden van beide groepen een vergelijkbare parameterverdeling hebben. Als een parameter weinig effect heeft op de duurzaamheid, dan wordt verwacht dat er weinig verschil te zien is tussen de parameterwaarden uit beide groepen. Als de parameter daarentegen veel invloed heeft, dan wordt verwacht dat de waarden tussen de groepen verschillen. Daarmee kan de p-waarde van de Kolmogorov-Smirnov-test gebruikt worden als een maat voor de gevoeligheid van de betreffende parameter. Hierbij corresponderen lage p-waarden met invloedrijke parameters en hoge p-waarden met parameters met onbelangrijke parameters voor variatie in de uitkomst.

5.5.2 Resultaten

Tabel 5.1 toont de gemiddelde gevoeligheid per parameter, de p-waarde zoals hierboven beschreven. Hierbij is het gemiddelde berekend over alle soorten. De uitkomsten laten zien dat gemiddeld genomen de parameters 'key_area', 'pH_L20', 'pH_L80', 'pH_H80', 'pH_H20' invloedrijk zijn. Hierbij dient echter te

worden opgemerkt dat de gevoeligheden per soort sterk uiteenlopen. Dus, een parameter die gemiddeld genomen invloedrijk is, kan voor sommige soorten onbelangrijk zijn. Parameters die gemiddeld genomen weinig invloed hebben, kunnen voor specifieke soorten juist heel belangrijk zijn. Daarom is het interessant om dit ook per soort te onderzoeken. Dat kan ook, deels, door een eenvoudiger uit te voeren multivariate analyse.

Tabel 5.1 Gevoeligheid per parameter, gemiddeld over alle soorten. Lage waarden komen overeen met invloedrijke parameters (waarden kleiner dan 0,2 zijn grijs gearceerd). De gevoeligheden zijn gebaseerd op de output van 1000 onafhankelijk getrokken parameter-settings van het model.

Parametergroep	Parameter	Omschrijving	Gevoeligheid
Bodemparameter	gv_g_L20	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand beneden de onderste grenswaarde voor het 99 ^e percentiel	0,28941
	gv_g_L80	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand binnen de onderste grenswaarde voor het 99 ^e en 95 ^e percentiel	0,312615
	gv_g_H80	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand voor de bovenste grenswaarde binnen het 99 ^e en 95 ^e percentiel	0,264857
	gv_g_H20	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand voor de bovenste grenswaarde voor het 99 ^e percentiel	0,186187
	gv_g_ST020	Habitat suitability index	0,493939
	gv_g_ST080	Habitat suitability index	0,226192
	gv_g_ST100	Habitat suitability index	0,427376
	pH_L20	pH beneden de lage grenswaarde van het 99 ^e percentiel	0,104106
	pH_L80	pH tussen de grenswaarde voor de lage grenswaarde van het 95 ^e percentiel en 99 ^e percentiel	0,099911
	pH_H80	pH tussen de grenswaarde voor de hoge grenswaarde van het 95 ^e percentiel en 99 ^e percentiel	0,108621
	pH_H20	pH boven de hoge grenswaarde van het 99 ^e percentiel	0,090109
	pH_ST020		0,525429
	pH_ST080		0,158730
	pH_ST100		0,401085
Stikstofdepositie	ndep_H20	Stikstofdepositie boven de hoge grenswaarde van het 99 ^e percentiel	0,123949
	ndep_H80	Stikstofdepositie tussen de hoge grenswaarden van het 95 ^e en 99 ^e percentiel	0,136857
	ndep_ST020		0,495638
	ndep_ST080		0,252159
	ndep_ST100		0,423925
Populatie	small_locpop	Sleutelpopulatiegrens in oppervlakte waaronder de soort tot een kleine populatiesoort behoort	0,514818
	s_locpop_slope	De deel factor voor de norm-key	0,516914
	Viable_limit	Som norm-keys waarboven de soort als duurzaam beschouwd wordt	0,524711
	nonviable_limit	De grenswaarde die bepaalt of er een duurzame (viable) populatie is	0,200056
Oppervlakte	key_area	Oppervlakte sleutelgebied	0,070662
Connectiviteit	local_dist	Cluster afstand van populaties	0,398170
vegetatiekwaliteit	land_type_quality	Habitat suitability index SNL type	0,363273
	min_hab_qual	Ondergrens van habitatkwaliteit die meedoet in de berekening	0,543489

5.5.3 Interpretatie en aanbevelingen

Zoals hierboven aangegeven, zijn gemiddeld genomen de parameters 'key_area', 'pH_L20', 'pH_L80', 'pH_H80', 'pH_H20' het invloedrijkst. Het minst invloedrijk zijn 'min_hab_qual', 'pH_ST020', 'Viable_limit', 's_locpop_slope' en 'small_locpop'. In alle gevallen geldt dat de gevoeligheden per soort sterk uiteenlopen; dat dient verder uitgezocht te worden. Mogelijk kan hiermee aangegeven worden of er parameters zijn die zo

ongevoelig zijn dat ze niet relevant zijn om in het model te variëren en, andersom, of er parameters zijn die zo gevoelig zijn dat de invoer daarvan meer precisie vraagt.

5.6 Discussie

Op basis van de onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse is het nu mogelijk om een onzekerheid te geven bij het percentage duurzaam voorkomen van soorten in Nederland. Dit percentage is wel gekoppeld aan deze uitkomst, elke andere uitkomst kan leiden tot een andere onzekerheid, maar de ordegrrootte zal naar verwachting niet heel erg veranderen. De onzekerheid kan bijvoorbeeld voor scenarioanalyses worden gebruikt om in te kunnen schatten of de verschillende uitkomsten van de scenario's wel wezenlijk van elkaar verschillen. De onzekerheidsanalyse geeft aan voor welke parameters het model het gevoeligst is en dat kan weer helpen om te bepalen voor welke parameters het belangrijk is ze nauwkeuriger te schatten. Ook geeft het inzicht in of sommige parameters tamelijk onbelangrijk zijn en mogelijk zelfs geschrapt kunnen worden. De analyse is echter gedaan voor 146 soorten samen. Voor individuele soorten kunnen andere parameters van belang zijn. Voordat tot het schrappen van parameters uit het model wordt overgegaan, zullen ook analyses per soort moeten worden uitgevoerd.

Het berekende MNP-resultaat o.b.v. de onzekerheidsanalyse is een fractie duurzame soorten van $0,497 \pm 0,059$. Dit is lager dan het resultaat van de onderliggende MNP-run van 0,527 (op basis van 146 doorgerekende soorten, waarvan er 77 duurzaam zijn). Het duurzaam voorkomen van soorten van de MNP-run ligt ruim binnen het betrouwbaarheidsinterval en kan dus gebruikt worden, al wordt aangeraden om, als bij een run ook een onzekerheidsanalyse wordt uitgevoerd, het resultaat daarvan te gebruiken.

Bovenstaande analyse is uitgevoerd op basis van een HSI met Ndep, GVG en pH en een beheertypenkaart zonder landschapselementen. Aanbevolen wordt de analyse te herhalen voor de andere gangbare analyses. Daarnaast kan de robuustheid vergroot worden door:

- De soortensamenstelling mee te nemen in de analyses;
- Het model met klimaat te draaien;
- De beheertypenkaart met landschapselementen te draaien.

In de analyses is nog geen rekening gehouden met de onzekerheid in de invoerkaarten. Het is noodzakelijk dat dit in een volgende stap alsnog gebeurt. Dit ook om een goede inschatting te kunnen geven van het schaalniveau waarop de MNP-uitspraken, ook gegeven de kaartinvoer, gebruikt kunnen worden. Onzekerheden in de invoerkaarten meenemen is lastiger dan parameters, maar niet onmogelijk. De onzekerheid in de pH-kaart en gvg-kaart zijn in beeld gebracht (Wamelink et al., 2019). Onzekerheid in een vegetatietypenkaart is deels geschat door Wamelink et al. (2015), waarbij zij in het veld hebben onderzocht of het op de kaart aangegeven type daadwerkelijk voorkwam.

Er zou ook een analyse moeten worden uitgevoerd voor een ecosysteembenadering binnen het MNP. Dit is o.a. noodzakelijk voor de VHR-stikstofmodellering en ook om de uitspraken op regionale schaal te onderbouwen. Dit sluit ook aan op de ruimtelijke onzekerheden zoals hierboven aangegeven bij de invoerkaarten.

Er zit een grote mate van variatie in duurzaamheidsverschuivingen per soort. Een grote groep verandert nooit van duurzaamheid, terwijl een subgroep sterk varieert. Dit kan van belang zijn bij toekomstige analyses waarin dus niet alle soorten meegenomen hoeven worden. Het roept echter ook de vraag op of de soorten die nooit veranderen wel goed gemodelleerd worden en hoe het komt dat ze nooit variëren; nader onderzoek hiernaar wordt aanbevolen. Zoals het nu in het model is, is er dus een basispercentage duurzame soorten, ongeacht welke kwaliteit er wordt gemodelleerd.

Onzekerheden meegeven rond modeluitkomsten is altijd relevant. Een analyse hiervoor doen, is relevant op het moment dat invoertype, parameter- en variabelenwaarden en/of rekenmethoden in de analyse veranderen. Concreet betekent dit dat een nieuwe gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse gewenst is:

1. Bij elke run met nieuwe invoerkaarten;
2. Bij wijzigingen in soortdata;
3. Bij wijzigingen in modeldata en modelberekeningen (bijvoorbeeld wel of niet meenemen van klimaat, landschapselementen of wijzigingen in de berekening van deze onderdelen of de HSI-berekening).

Geadviseerd wordt om in een volgend stadium te kijken welke mate van detail in resultaten nodig is voor beleidsvorming rond deze toepassingen, en hoe dit overeenkomt met de onzekerheid van MNP-uitkomsten en de onzekerheid in de invoerkaarten.

Literatuur

- Bredenoord, H., van Hinsberg, A., de Knecht, B., Leneman, H., Gaaff, A., Pouwels, R., & Schmidt, A. M., 2011. Herijking van de Ecologische Hoofdstructuur: quickscan van varianten. (PBL-publicatie / Planbureau voor de Leefomgeving; No. nr. 500414007). Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving. 56 blz.
- CBS, PBL, RIVM, WUR, 2017a. Modelberekening doelbereik Vogel- en Habitatrichtlijn in 2027 en bijdragen provincies (indicator 1606, versie 01, 7 december 2017). www.clo.nl. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Den Haag; PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag; RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; en Wageningen University & Research, Wageningen.
- CBS, PBL, RIVM, WUR, 2017b. Toestand ruimtelijke en milieucondities landnatuur provincies, 2015 (indicator 1607, versie 01, 7 december 2017). www.clo.nl. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Den Haag; PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag; RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; en Wageningen University & Research, Wageningen.
- Dammers, E. et al., 2013. Natuurverkenning 2010-2040. Achtergrondrapport, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving. 190 blz.
- De Knecht, B., M. van Eupen, A. van Hinsberg, R. Pouwels, M.S.J.M. Reijnen, S. de Vries, W.G.M. van der Bilt & S. van Tol, 2011. Ecologische en recreatieve beoordeling van toekomstscenario's voor natuur op het land. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 269. 63 blz.
- Folkert, Rob, Arnouts, Rikke, Backes, Chris, van Dam, Jan, van der Hoek, Dirk-Jan & Marian van Schijndel, 2014. Beoordeling programmatische Aanpak Stikstof. De verwachte effecten voor natuur en vergunningverlening, Den Haag: PBL. 98 blz.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169-1194.
- Hendriks, A. Jan, Bart J. C. Willers, H. J. Rob Lenders and Rob S. E. W. Leuven, 2009. Towards a coherent allometric framework for individual home ranges, key population patches and geographic ranges.
- Kostas, Alexandridis, Pijanowski, Bryan C., 2013. "Spatially-Explicit Bayesian Information Entropy Metrics for Calibrating Landscape Transformation Models." *Entropy* 15, no. 7: 2480-2509.
- Liebig, von J., 1855. Principles of agricultural chemistry with special reference to the late researches made in England. In Pomeroy LR (ed.), *Cycles of essential elements. Benchmark papers in Ecology*, vol. 1: 11-28. London: Dowden, Hutchinson, and Ross.
- PBL en WUR, 2017. Lerende evaluatie van het Natuurpact. Naar nieuwe verbindingen tussen natuur, beleid en samenleving, Den Haag: PBL. 160 blz.
- Pouwels, Rogier en Henkens, René, 2020. Naar een hoger doelbereik van de Vogel- en Habitatrichtlijn in Nederland: Een analyse van de resterende opgave na 2027 voor het bereiken van een gunstige staat van instandhouding van alle habitattypen en VHR-soorten. Wageningen: Wageningen Environmental Research (Rapport / Wageningen Environmental Research 2989) – 75p.
- Pouwels, R., R. Reijnen., H. van Dobben, H. Kuipers, 2007. Ecologische analyse van de EHS begrenzing in Noord-Brabant. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1471. 33 blz.
- Pouwels, R., J. Verboom, H. Kuipers & R.M.A. Wegman, 2010. Herijking EHS Noord-Holland; een toets vanuit het perspectief van ruimtelijke samenhang. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2011. 39 blz.
- Pouwels, R., M. van Eupen, E.A. van der Grift, B. de Knecht en R. Wegman, 2012. Toets herijking EHS Overijssel. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2333. 44 blz.
- Pouwels et al, 2016a. MetaNatuurplanner v2.0; Status A.
- Pouwels, R., W. Van der Bilt, A. Van Hinsberg, B. De Knecht, R. Reijnen, J. Verboom en L. Jones-Walters, 2016b. Assessing biodiversity change in scenario studies: introducing a decision support tool for analysing the impact of nature policy. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.
- Pouwels, R., Wamelink, G. W. W., van Adrichem, M. H. C., Jochem, R., Wegman, R. M. A., & de Knecht, B., 2017. MetaNatuurplanner v4.0 - Status A: Toepassing voor Evaluatie Natuurpact. (WOT-technical report; No. 110). Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. <https://doi.org/10.18174/429587>: 92p.

-
- Sijtsma, F., van der Veen, E., van Hinsberg, A., Pouwels, R., Wymenga, E., Krijn, M., ... Kisjes, K., 2018. Analyse van kosten en baten van het Meerjarenprogramma Ontsnippering (MJPO). 156 blz.
- Tilman, D. 1988. Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities. Princeton Monographs, Princeton.
- Van der Grift, E.A., R. Pouwels, B. de Knecht, G.W.W. Wamelink, M. van Eupen, F.G.W.A. Ottburg, A. Griffioen en R.M.A. Wegman, 2012. Toets herijking EHS Gelderland. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2332. 72 blz.
- Van der Hoek, D-J., M. Smit, S. van Broekhoven, A. van Hinsberg, P. Giesen, H. Bredenoord, R. Pouwels, B. de Knecht, F. van Gaalen, A. de Blaeij, S. Mylius & R. Folkert, 2017. Potentiële Borging MNP, data en indicatoren bestaand natuurbeleid (Borging MNP) bijdrage van provinciaal natuurbeleid aan Europese biodiversiteitdoelen. Achtergrondrapport bij lerende evaluatie Natuurpact, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam and P. Luttikhuisen, 2001: Introducing the key patch approach for ecological networks with persistent populations: an example for marshland birds. Biological conservation 100 (1), pp. 89-101.
- Verweij, P.J.F.M., J.Y. Frissel, R. Jochem & R. Pouwels, 2017. Onderbouwing locaties en additionele maatregelen ten behoeve van Natuurbeleid Gelderland. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2847. 78blz.
- Wamelink, G.W.W., R. Pouwels, R.M.A. Wegman, M.H.C. van Adrichem en M. van Eupen, 2013. Effecten van het aanpassen van de EHS in de provincie Limburg. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2417. 64 blz.
- Wamelink, Wieger, Pouwels, Rogier, Van Eupen, Michiel en Edgar van der Grift, 2014. Herijking van de EHS voor drie verschillende provincies. Blad Natuur en Landschap; themanummer Nationaal Natuurnetwerk, juni 2014. p24-26.
- Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem, H.A.M. Meeuwsen, J.Y. Frissel, I. Woltjer, B. de Knecht & R. Pouwels, 2018. Effect van kleine landschapselementen en buitenlandse natuur op het duurzaam voorkomen van soorten in de provincie Limburg; Doorrekening met het MNP. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2912. 60 blz.
- Wamelink, Wieger GW, Walvoort, DJJ, Sanders, ME, et al. Prediction of soil pH patterns in nature areas on a national scale. Appl. Veg. Sci. 2019; 22: 189– 199. <https://doi.org/10.1111/avsc.12423>.
- Wamelink, Wieger, Ruut Wegman, Rini Schuiling & Inez Woltjer, 2015. Validatie van de vegetatiestructuurkaart. Interne notitie. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.
- Wellmann, J. F. 2013. "Information Theory for Correlation Analysis and Estimation of Uncertainty Reduction in Maps and Models." *Entropy* 15, no. 4: 1464-1485.

Verantwoording

WOT-technical report: 233

BAPS-projectnummer: WOT-04-011-037.12

Dit project werd begeleid door intern contactpersoon Bart de Knecht, WENR (Wageningen Environmental Research) en extern contactpersoon Arjen van Hinsberg, PBL (Planbureau voor de Leefomgeving). De werkwijze werd afgestemd met Rogier Pouwels van de WOT (Wettelijke onderzoekstaken).

De auteurs bedanken allen voor hun bijdrage aan het tot stand komen van deze rapportage.

Akkoord Extern contactpersoon

functie: Programmaleider Kennisbasis van de sector Natuur en Landelijk Gebied van het PBL

naam: Arjen van Hinsberg

datum: 19-12-2022

Akkoord Intern contactpersoon

naam: Rogier Pouwels

datum: 12-01-2023

Bijlage 1 Beoordelingsverschillen validatie handmatig versus automatisch

Overzicht van soorten die anders beoordeeld worden door de handmatige versus de automatische validatie. De waarde 1 betekent dat de soort door de betreffende validatiemethode als goed is beoordeeld. Daarnaast wordt voor elke soort aangegeven of het een typische soort is.

SOORTCODE	NAAM	HANDMATIG		AUTOMATISCH	
		GOED	TYPISCH	GOED	TYPISCH
S02000120	Geoorde fuut	1	1	0	0
S02001890	Pijlstaart	0	0	1	0
S02003320	Korhoen	1	0	0	0
S02003700	Kwartel	0	0	1	1
S02004330	Kraanvogel	1	0	0	0
S02004500	Scholekster	1	0	0	0
S02004590	Griel	1	0	0	0
S02004690	Kleine plevier	1	0	0	0
S02005190	Watersnip	1	1	0	0
S02005410	Wulp	1	1	0	0
S02005750	Zwartkopmeeuw	0	0	1	0
S02007780	Nachtzwaluw	1	0	0	0
S02008310	IJsvogel	1	0	0	0
S02008480	Draaihals	1	0	0	0
S02009740	Boomleeuwerik	1	1	0	0
S02009760	Veldleeuwerik	1	1	0	0
S02009810	Oeverzwaluw	0	0	1	0
S02010050	Duinpieper	1	1	0	0
S02010110	Graspieper	1	1	0	0
S02010171	Gele kwikstaart	0	0	1	0
S02010190	Grote gele kwikstaart	0	0	1	0
S02011060	Blauwborst	1	1	0	0
S02011220	Gekraagde roodstaart	1	0	0	0
S02011390	Roodborsttapuit	1	1	0	0
S02011460	Tapuit	1	1	0	0
S02012000	Zanglijster	1	0	0	0
S02012360	Sprinkhaanzanger	1	1	0	0
S02012590	Spotvogel	1	0	0	0
S02013640	Baardman	0	0	1	0
S02015150	Grauwe klauwier	1	0	0	0
S02015200	Klapekster	1	1	0	0
S02016634	Kleine barmsijs	0	0	1	0
S02017100	Midden-Europese goudvink	1	1	0	0
S02018570	Geelgors	1	1	0	0
S06000002	Bont dikkopje	0	0	1	0
S06000008	Bruin dikkopje	1	1	0	0
S06000012	Aardbeivlinder	1	1	0	0
S06000051	Veenbesblauwtje	1	1	0	0
S06000062	Donker pimperlblauwtje	1	0	0	0
S06000065	Grote ijsvogelvlinder	1	1	0	0
S06000076	Veenbesparelmoervlinder	1	1	0	0
S06000077	Zilveren maan	1	1	0	0
S06000080	Purperstreepparelmoervlinder	1	1	0	0
S06000084	Grote parelmoervlinder	1	1	0	0
S06000088	Veldparelmoervlinder	1	0	0	0

SOORTCODE	NAAM	HANDMATIG		AUTOMATISCH	
		GOED	TYPISCH	GOED	TYPISCH
S06000097	Tweekleurig hooibeestje	1	1	0	0
S06000099	Veenhooibeestje	1	1	0	0
S06000107	Kleine heivlinder	1	1	0	0
S09000008	Christoffelkruid	1	1	0	0
S09000039	Knolvossenstaart	1	1	0	0
S09000051	Hondskruid	0	0	1	1
S09000053	Teer guichelheil	1	1	0	0
S09000067	Slofhak	0	0	1	0
S09000072	Akkerleeuwenbek	0	0	1	0
S09000175	Stijf struisriet	1	0	0	0
S09000217	Knotssegge	1	1	0	0
S09000230	Heidezegge	1	1	0	0
S09000247	Bleke zegge	0	0	1	0
S09000275	Laksteeltje	0	0	1	1
S09000284	Grote centaurie	1	1	0	0
S09000289	Bleek bosvogeltje	1	1	0	0
S09000324	Draadgentiaan	1	1	0	0
S09000337	Galigaan	1	0	0	0
S09000356	Zweedse kornoelje	1	0	0	0
S09000360	Riempjes	0	0	1	0
S09000379	Klein warkruid	0	0	1	1
S09000392	Rood peperboompje	1	1	0	0
S09000404	Steenanjer	0	0	1	1
S09000416	Lange zonnedauw	1	1	0	0
S09000417	Kleine zonnedauw	0	0	1	1
S09000430	Kruipende moerasweegbree	0	0	1	1
S09000471	Bonte paardenstaart	1	1	0	0
S09000477	Slank wollegras	1	1	0	0
S09000478	Breed wollegras	1	0	0	0
S09000491	Amandelwolfsmelk	1	1	0	0
S09000496	Moeraswolfsmelk	1	1	0	0
S09000566	Kruisbladgentiaan	1	1	0	0
S09000575	Bermooievaarsbek	0	0	1	1
S09000588	Bosdroogbloem	0	0	1	0
S09000595	Gesteelde zoutmelde	1	1	0	0
S09000597	Veenmosorchis	1	1	0	0
S09000633	Heelbeen	1	0	0	0
S09000637	Veldgerst	0	0	1	0
S09000643	Canadees hertshooi	1	0	0	0
S09000659	Grondster	0	0	1	0
S09000668	Kleine biesvaren	1	1	0	0
S09000691	Jeneverbes	0	0	1	0
S09000710	Naakte lathyrus	1	0	0	0
S09000734	Zomerklokje	0	0	1	1
S09000748	Groenknolorchis	1	1	0	0
S09000749	Kleine keverorchis	1	0	0	0
S09000750	Grote keverorchis	0	0	1	0
S09000754	Waterlobelia	1	1	0	0
S09000764	Waterlepeltje	1	0	0	0
S09000771	Grote veldbies	0	0	1	1
S09000776	Kleine wolfsklauw	1	1	0	0
S09000857	Borstelgras	0	0	1	1
S09000858	Beenbreek	0	0	1	1
S09000881	Vliegenorchis	1	1	0	0
S09000884	Vleeskleurige orchis	0	0	1	1
S09000886	Brede orchis	0	0	1	0
S09000891	Purperorchis	1	1	0	0

SOORTCODE	NAAM	HANDMATIG		AUTOMATISCH	
		GOED	TYPISCH	GOED	TYPISCH
S09000921	Parnassia	0	0	1	1
S09000928	Karwijvarkenskervel	0	0	1	1
S09000937	Dubbelkelk	0	0	1	0
S09000951	Bergnachtorchis	1	0	0	0
S09000979	Stijve naaldvaren	0	0	1	1
S09001011	Aardbeiganzerik	1	1	0	0
S09001015	Gulden sleutelbloem	0	0	1	0
S09001016	Stengelloze sleutelbloem	0	0	1	0
S09001033	Klein wintergroen	0	0	1	1
S09001042	Akkerboterbloem	1	0	0	0
S09001068	Witte snavelbies	0	0	1	1
S09001069	Bruine snavelbies	0	0	1	1
S09001138	Heelkruid	1	1	0	0
S09001141	Kleine steentijm	0	0	1	1
S09001143	Borstelkrans	0	0	1	0
S09001144	Knolsteenbreek	0	0	1	0
S09001158	Rode bies	1	1	0	0
S09001162	Driekantige bies	1	0	0	0
S09001180	Tripmadam	0	0	1	1
S09001198	Blauw walstro	0	0	1	0
S09001205	Oorsilene	1	1	0	0
S09001222	Echte guldenroede	0	0	1	0
S09001228	Drijvende egelskop	0	0	1	1
S09001263	Oranjegele paardenbloem	1	0	0	0
S09001309	Onderaardse klaver	1	0	0	0
S09001319	Gaspeldoorn	0	0	1	0
S09001323	Plat blaasjeskruid	1	0	0	0
S09001324	Klein blaasjeskruid	0	0	1	0
S09001386	Donkersporig bosviooltje	0	0	1	1
S09001460	Spindotterbloem	0	0	1	0
S09001616	Gevlekte orchis	0	0	1	0
S09002316	Stijve ogentroost	1	0	0	0
S09002417	Muurhavikskruid	0	0	1	0

Bijlage 2 Aanvullende functionaliteit module

MNP-runs kunnen met de module direct met elkaar vergeleken worden om veranderingen in gemodelleerde habitatoppervlakten en groottes van sleutelpopulaties inzichtelijk te maken, bijvoorbeeld de gemiddelde verandering per soortgroep.

Voorbeeldtoepassing van de vergelijkingsfunctie

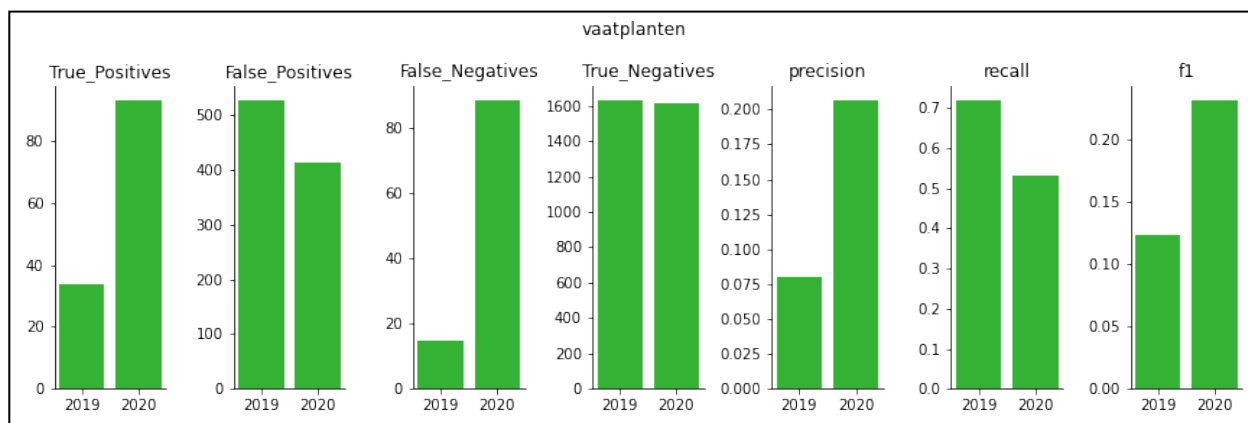
Ook de effecten van aanpassingen van het model kunnen met de validatiemodule in kaart worden gebracht. Zo zijn er twee methoden om het belang van een beheertype voor een soort (draagkracht) te bepalen: op basis van expert judgement of op basis van metingen. Zo kan bijvoorbeeld een toename in de gemiddelde f1-score (zie Tabel 2.1 hfst. 2; een hogere f1-score is een betere score, de f1 loopt van 0-1) duiden op een verbetering in de ruimtelijke component van het model. De resultaten voor de vergelijking van de modeluitkomsten van MNP uit 2019 en 2020 zijn voor de vaatplanten weergegeven in de figuren B2.1 en B2.2. De resultaten laten zien dat de nieuwe draagkrachten bij de vaatplanten een verhoging van de f1 tot gevolg hebben, duidend op een verbetering van de ruimtelijke match van de voorspellingen voor deze soortgroep als de draagkrachten gebaseerd op metingen ('2020') vergeleken worden met de draagkrachten gebaseerd op expert judgement ('2019'). Er is te zien dat de precisie van de voorspelling zeer significant is toegenomen, ten koste van een iets lagere recall (mate van compleetheid). Het MNP voorspelt dus minder op plekken waar geen observaties zijn, maar 'vergeet' dus ook meer plekken waar wel observaties zijn. De uitleg van de andere statistieken staan in Tabel B2.1.

Tabel B2.1 Uitleg van true en false positives en negatives. Groen is goed, rood is slecht.

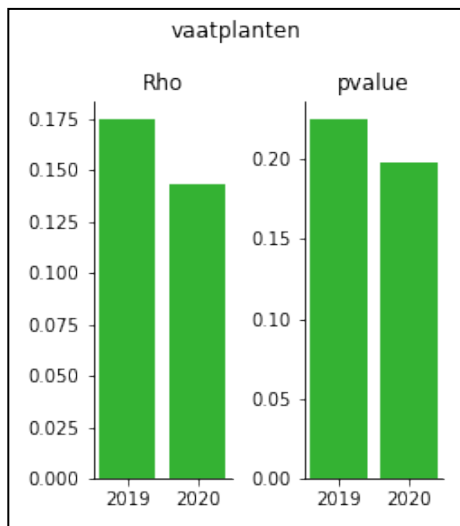
	Observatie	Geen observatie
MNP voorspelt populatie	True positive	False positive
MNP voorspelt geen populatie	False negative	True negative

Ook zijn er tussen deze twee sets draagkrachten verschillen in de sleutelpopulaties die door het MNP gemodelleerd worden; een afname in gemodelleerde oppervlaktes en populatiegroottes met de draagkrachten van 2020 tegenover die van 2019 (Figuur B2.3).

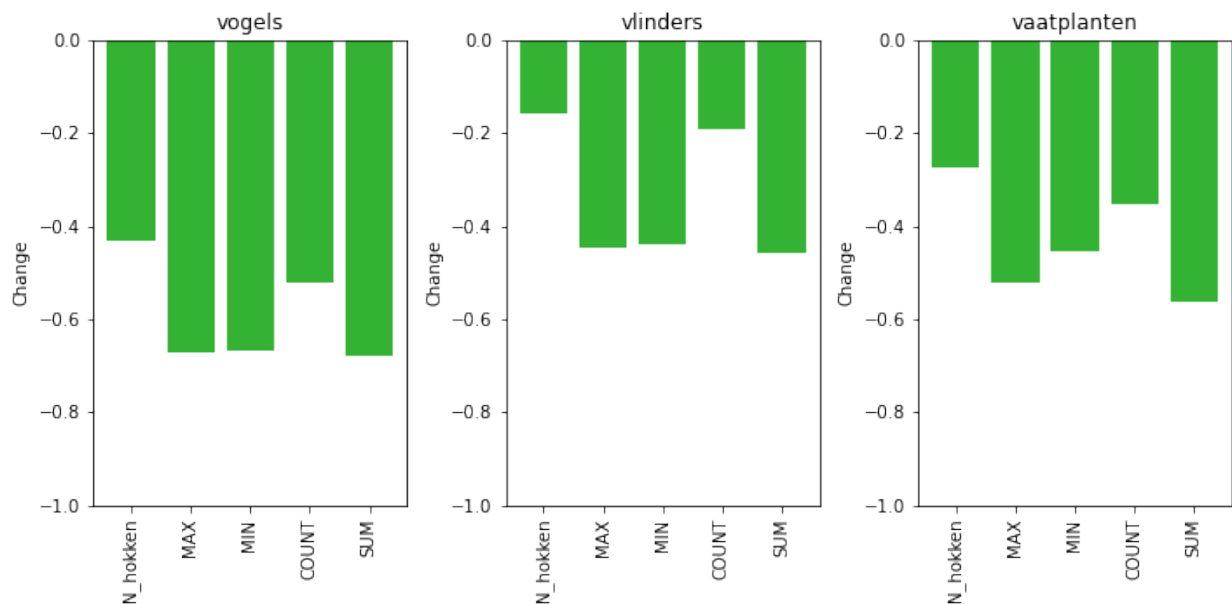
We zien dus dat de gemodelleerde habitat groter is met de draagkrachten van 2019 dan de set van 2020. Daarbij komt dat de precisie en de f1 hoger zijn geworden, terwijl de compleetheid is afgenomen. Dit duidt erop dat de set van 2020 conservatiever is en dat deze conservatievere set tot een betere ruimtelijke samenhang leidt. Het is ook een aanwijzing dat er met de set van 2019 ruimtelijk overschat wordt, de conservatievere set geeft immers een betere ruimtelijke match.



Figuur B2.1 Vergelijking in kwaliteit ruimtelijke component van MNP tussen 2019 (draagkrachten gebaseerd op expert judgement) en 2020 (draagkracht gebaseerd op metingen).



Figuur B2.2 Vergelijking in kwaliteit van de kwantitatieve component van MNP tussen 2019 (draagkrachten gebaseerd op expert judgement) en 2020 (draagkracht gebaseerd op metingen).

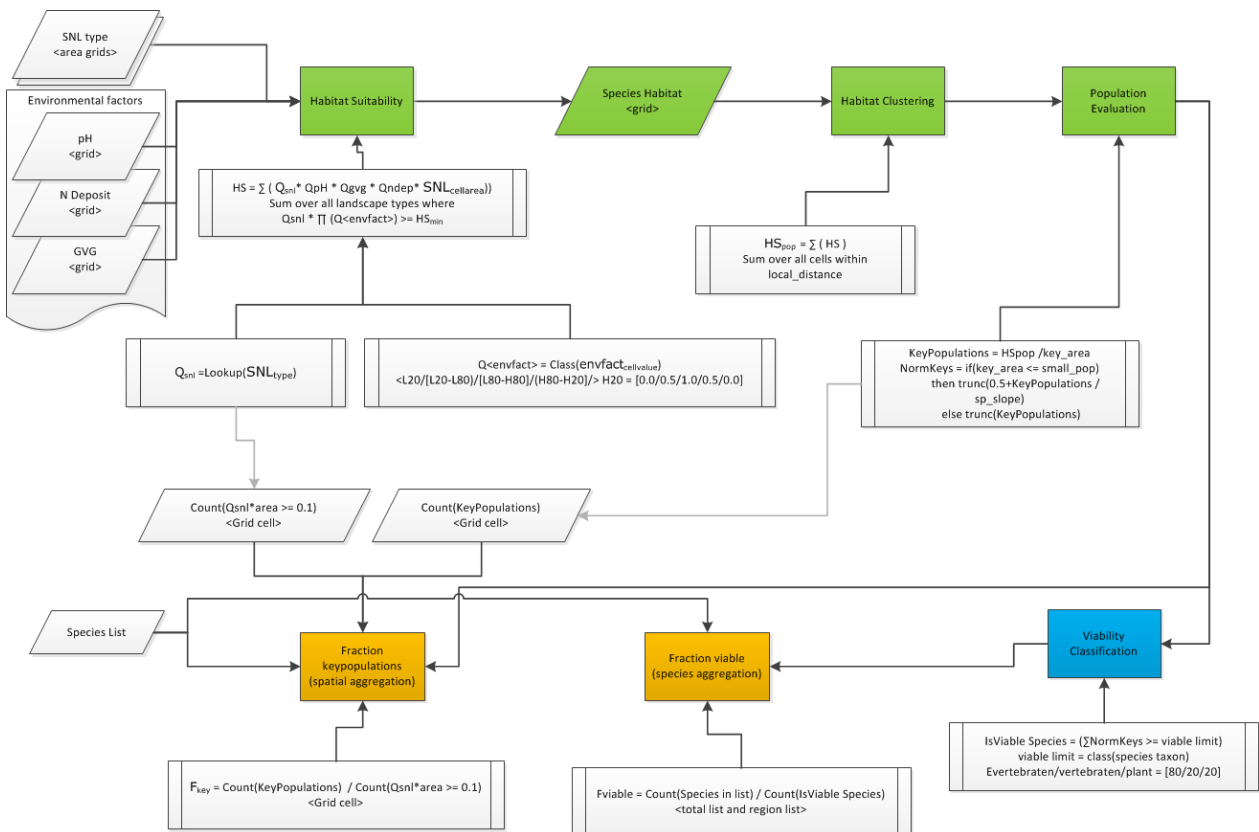


Figuur B2.3 Effecten van aanpassing van de methode voor 2019 (draagkrachten gebaseerd op expert judgement) en 2020 (draagkracht gebaseerd op metingen) op de uitkomsten van MNP. We zien hier dat de verandering voor elke soortgroep een lager gemodelleerd oppervlakte (N_hokken en COUNT) tot gevolg heeft, alsook kleinere maximale en minimale sleutelpopulaties en totale populaties (MAX, MIN, SUM).

Bijlage 3 MNP Proces- en parameter-overzicht

B3.1 Procedures

Figuur B3.1 geeft een conceptueel overzicht van de MNP-procedures. In het technische ontwerp zijn de procedures fijner opgedeeld.



Figuur B3.1 Conceptueel Procedure overzicht MNP, in groen de procedures die uitgevoerd worden voor elke soort individueel, van HSI-model op celniveau tot evaluatie op populatieniveau. De procedure, aangegeven in blauw, sommeert een soort over heel Nederland en berekent de duurzaamheid van de soort. In geel de aggregerende procedures aangegeven, dit zijn de in de Evaluatie van het Natuurpact gepubliceerde aantal duurzame soorten en de fractie sleutelgebieden-kaart. De grijze boxen geven een snelle schets van de gebruikte algoritmen, invoer en tussen resultaten.

B3.2 Parameters en ruimtelijke data

De parameters en ruimtelijke data zijn in de volgende paragrafen op volgorde van verwerking benoemd.

B3.2.1 Neergeschaalde SNL kaart, type, oppervlakte en soortdichtheid

Het eerste gedeelte van de Habitat Suitability-berekening bestaat uit de oppervlakte in de beheertypekaart (Neergeschaalde SNL) en een soortafhankelijke dichtheid voor dat specifieke type.

De onderstaande vergelijking heeft alleen effect op de ruimtelijke MNP-uitvoer.

- `a.LAND_TYPE_QUALITY >= " + String(FMinimalHabitatQuality)`

(Zie ook minimale habitatkwaliteit.)

Beheertypekaart

De Neergeschaalde SNL kaart bestaat uit 86 afzonderlijke rasterbestanden. Elk type heeft zijn eigen bestand waarin voor elke 25×25 m cel de oppervlakte van het specifieke type is opgeslagen. Dit betekent dat de data uit een kleine 28 miljoen (27.660.504) cellen met een oppervlaktewaarde bestaan. Deze zijn verdeeld over een kleine 25 miljoen (24.771.860) unieke cellen. Een unieke cel kan dus toegewezen worden aan meerdere Beheertypen.

De binaire rasterbestanden zijn gecomprimeerd in een zipbestand, zodat de 50 GB aan data aanzienlijk teruggebracht wordt.

De onzekerheid die hier speelt, kan opgedeeld worden in de onzekerheid rond grenzen (check onder meer Wellmann, 2013) en de toekenning aan type (check onder meer Kostas 2013).

Wamelink heeft aan de hand van een beperkte validatie (alleen voor typen in de omgeving van Wageningen) de onzekerheid ingeschat op 10%. Dit is de ruime onzekerheid, inclusief door kap veranderde vegetatietypen.

Op dit moment ligt er geen voorstel om deze waarde mee te nemen in de gevoeligheids- en/of onzekerheidsanalyse. Op dit moment zien we geen methode die statistisch realistisch en technisch haalbaar is. Methodisch gezien zou je de grenzen van de type moeten variëren. Een gedeelte van het probleem kan worden opgelost door de klassegrenzen in onderstaande dichtheidstabel (Tabel B3.1) ruimer te nemen. Daarnaast is de verwachting dat de onzekerheid klein (10% volgens Wamelink) is in vergelijking met de drukfactorkaarten.

Tabel B3.1 Dichtheidswaarden.

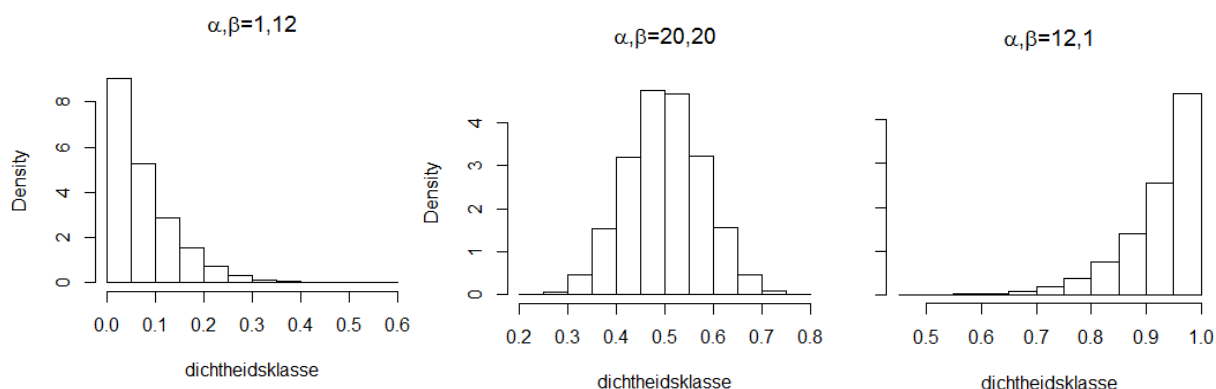
Huidige waarde	Type verdeling	Parameters bij verdeling
1	β	$\alpha = 12, \beta = 1$
0.5	β	$\alpha = 20, \beta = 20$
0.1	β	$\alpha = 1, \beta = 12$

Dichtheid

Iedere begroeiingstype/soort combinatie is ingedeeld in een dichtheidsklasse. We onderscheiden optimaal (1), suboptimaal (0.5), marginaal (0.1) en geen habitat (0). Soorten kunnen aan een of meerdere begroeiingstypes gekoppeld zijn, met elk een eigen dichtheid.

Voor de onzekerheidsanalyse wordt een β -verdeling gebruikt. Deze verdeling is begrensd tussen 0 en 1. De parameters voor de verdeling verschillen per dichtheidsklasse en zijn gegeven in Tabel B3.2. Histogrammen van de verdelingen zijn gegeven in Figuur B3.2. Bij deze aanname voor de onzekerheidsanalyse wordt ervan

uitgegaan dat er geen beheertypen zijn die nu een kwaliteit 0 hebben en eigenlijk een lage kwaliteit gehad zouden moeten hebben.



Figuur B3.2 Histogrammen.

Tabel B3.2 Verdeling van de dichtheidswaarde over de soort/beheertype-combinaties (Gr146 is de huidige parameterset met typische soorten, Gr 468 is de initiële data set en Gr 281 de soorten lijst met matig of goed gekalibreerde soorten).

Dichtheid	Gr468	Gr281	Gr146
0.1	95	75	26
0.5	366	275	91
1	2724	1786	905
Totaal	3185	2136	1022

B3.2.2 Drukfactorkaarten, klassegrenzen en kwaliteit

Het tweede gedeelte van de Habitat Suitability-berekening bestaat uit de drie drukfactoren gvg, pH en stikstofdepositie. De onzekerheid van de drukfactoren valt uiteen in drie delen, te weten het ruimtelijke beeld van de drukfactor (gridbestand), de klasse-indeling van de drukfactor (L20/L80/H80/H20) en de behorende kwaliteit bij een specifieke klasse (response20/80/100).

De onderstaande vergelijking heeft invloed op zowel de ruimtelijke MNP-uitkomsten als de MNP-uitkomst voor het aantal duurzame soorten. Het gaat hier namelijk om de habitatkwaliteit die via de LARCH-methode omgerekend wordt tot sleutelpopulatiegrootte.

- `area.LAND_TYPE_QUALITY * factorlist->Strings[i].FACTOR` (voor gvg, pH en stikstofdepositie) = `qa.AREA_FACTOR >= String(FMinimalHabitatQuality)`

(Zie ook minimale habitatkwaliteit.)

Drukfactorkaarten

Elk type drukfactor heeft zijn eigen bestand waarin voor elke 25×25 m cel de waarde van de drukfactor is opgeslagen. Het model slaat alleen de drukfactorwaarde op voor de cellen waarvoor ook een beheertype bekend is. Dit betekent dat voor elke drukfactor een kleine 25 miljoen (24.771.860) celwaarden zijn opgeslagen. Dit betreft 0.5 gigabyte aan data per typen.

Voor alle drie de factoren zijn voor de ruimtelijke data de standaard-errors berekend. Het probleem is dat we deze standaarderror niet direct op de celwaarde kunnen loslaten. De variatie in deze kaarten is ruimtelijk gecorreleerd. We zouden het op een systematische manier kunnen aanpakken als we de methode gebruiken

waarmee de kaart tot stand gekomen is en daar in de parameters variëren. Deze methode is echter technisch moeilijk haalbaar.

Voor de gvg- en pH-kaart zijn de waarden gekoppeld met de beheertypekaart. Misschien is het mogelijk om aan een gesloten vlakken beheertype tegelijk te variëren.

Misschien moeten we de mogelijkheden van ArcGIS Geostatistical Analyst verkennen. ArcGIS Geostatistical Analyst is een tool waarmee we lokale variabiliteit en clusters kunnen ontdekken (voronoi map). De ruimtelijke correlatie binnen en tussen datasets visualiseren (semivariogram/Cross-Covariantie wolken) en misschien meerdere realisaties te genereren. Dit biedt een basis voor schattingen met betrekking tot onzekerheid.

Op dit moment ligt er nog geen voorstel voor het meenemen van de drukfactorkaarten in de onzekerheidsanalyse. Dit betekent dat Dennis voor gvg en pH de onzekerheid moet simuleren en dat kost aardig wat computertijd. Daarnaast ligt in de stikstofdepositiekaart en parameters de grootste onzekerheid en die kaart komt via het RIVM.

Uit overleg met het RIVM bleek dat de onzekerheid wel kan oplopen tot 70%, afhankelijk van het onderliggende landgebruik.

Tabel B3.3 *Onzekerheid in drukfactorkaarten.*

Type	Min.	Max.	distribution	s.e.	Eenheid
pH _{cellvalue}	2.5	9	normaal		-
GVG _{cellvalue}	-50	100	normaal		cm-mv
NDep _{cellvalue}	0	100	bèta, rechts asymptotisch	30%	kg/ha/j

Tabel B3.4 *Onzekerheid in drukfactor parameters.*

Type	Min.	Max.	distribution	s.e.	Eenheid
L ₂₀ /L ₈₀ /H ₈₀ /H ₂₀ GVG	-30	70	normaal	2.301	cm-mv
L ₂₀ /L ₈₀ /H ₈₀ /H ₂₀ pH	3	8	normaal	0.371	-
H ₈₀ /H ₂₀ Ndep	0	70	normaal	30%	kg/ha/j

Klasse-indeling drukfactoren

Elke soort is voor elk van de drukfactoren op een specifieke manier gevoelig. De parameterruimte die deze gevoeligheid beschrijft, bestaat uit vier klassegrenzen: L₂₀/L₈₀/H₈₀/H₂₀. De standaarderror voor de drie drukfactoren is bekend voor het optimum. Hoe zich dat verhoudt tot de klassegrenzen voor suboptimaal en marginaal is niet bekend.

Voor de trekking van de parameterwaarden voor deze drukfactoren moet rekening worden gehouden met de afhankelijkheid tussen de factoren. De trekking moet voldoen aan de conditie: L₂₀ < L₈₀ < H₈₀ < H₂₀. Daarnaast zijn de factoren sterk gecorreleerd. Bij de trekking wordt de laagste factor getrokken volgens de verdeling in Tabel B3.4. Voor de trekking van de overige factoren wordt dezelfde afwijking van de standaardwaarde gebruikt als voor de laagste grens, met een kleinere willekeurige afwijking. Deze afwijking is getrokken volgens een lognormale verdeling. Na transformatie heeft deze verdeling een gemiddelde gelijk aan 0, en standaardafwijking gelijk aan 0.5 voor gvg, 0.1 voor pH, en 0.05 keer de standaardwaarde voor Ndep.

Kwaliteit voor de verschillende klassen

De klasse-indeling voor de drukfactoren wordt vertaald tot drie kwaliteiten, te weten 1, 0.5 en 0. Deze drie kwaliteiten zijn voor alle drukfactoren hetzelfde (dit is de technische implementatie in het model).

Voor de onzekerheidsanalyse kunnen we analoog aan de dichtheid de klassegrenzen gebruiken en trekken uit een bètaverdeling. Deze verdeling is begrensd tussen 0 en 1. In onderstaande Tabel B3.5 zijn de klassegrenzen en de gebruikte parameters weergegeven.

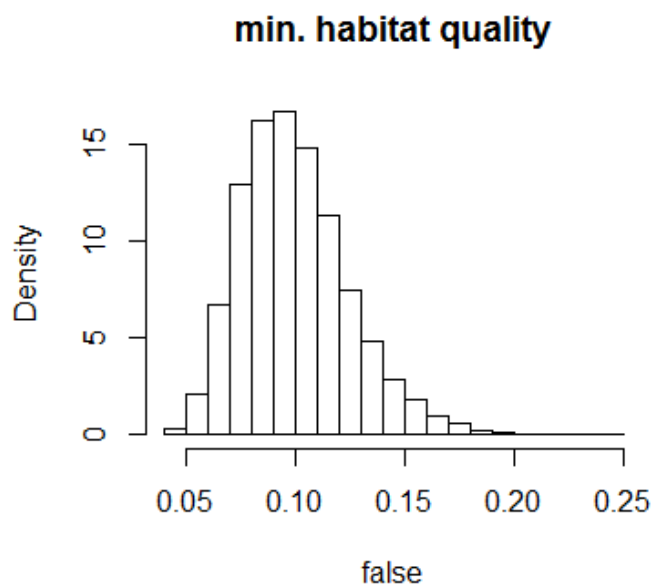
Tabel B3.5 Drukfactorkwaliteiten.

Huidige waarde	α	β
1	10	0.4
0.5	5	5
0.0	0.05	20

Minimale habitatkwaliteit

Deze parameter vormt de ondergrens voor de cellen die worden meegenomen nadat men de habitatkwaliteit berekend heeft.

Voor de onzekerheidsanalyse is het voorstel om een lognormale verdeling met gemiddelde 0.1 (= de huidige parameterwaarde) en standaarddeviatie 0.025 te gebruiken. Deze verdeling is weergegeven in Figuur B3.3.

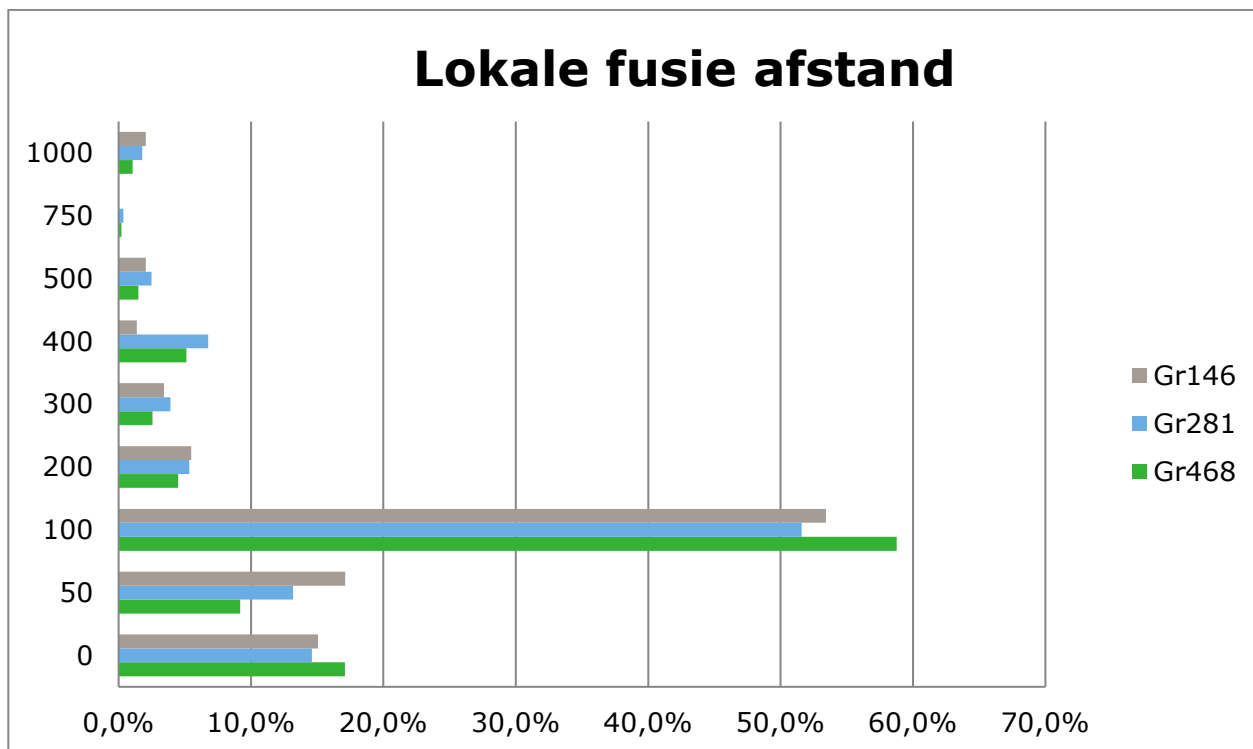


Figuur B3.3 Waarschijnlijkheidsverdeling voor de minimale habitatkwaliteit.

B3.2.3 Lokale fusie afstand

Elke individuele soort heeft zijn eigen lokale fusieafstand die bepaalt op welke afstand habitatcellen nog tot dezelfde populatie behoren. Deze afstand is afgeleid van kennis over de dagelijkse bewegingen van soorten. In de literatuur worden deze getallen als homerange vermeld. Bij lokale populaties wordt ervan uitgegaan dat dieren regelmatig contact met elkaar kunnen maken. Voor de lokale fusieafstand wordt de homerange met een factor van 1.5 vermenigvuldigd. Deze factor is gebaseerd op het oordeel van deskundigen (Houweling, 1999).

Het betreft hier dus een tabel met 146 waarden. Voor de toekenning van de lokale fusieafstand is echter gebruikgemaakt van een klasse-indeling waarbij soorten toegekend zijn aan een specifieke afstand. In onderstaande Figuur B3.4 is een histogram waarbij de verdeling over de verschillende lokale fusieafstanden is weergegeven.



Figuur B3.4 Verdeling van de soorten over de verschillende gebruikte lokale fusieafstanden. (Gr 146 is de huidige parameterset met typische soorten, Gr 468 is de initiële data set met 468 soorten en Gr 281 de soortenlijst met matig of goed gekalibreerde soorten).

Houweling (1999) benoemt twee relevante soorten: de Rietzanger en Dwergstern. Voor de Rietzanger wordt in de gevoeligheidsanalyse daar de minimale waarde 150, de maximale waarde 400 en de gemiddelde waarde 200 gebruikt. Voor de Dwergstern komen de lokale fusieafstanden niet overeen met de nu gebruikte lokale fusieafstanden, respectievelijk 25.000, 75.000 en 50.000, waar het MNP-model 300 gebruikt.

Voor de onzekerheidsanalyse zullen we gebruikmaken van β -verdelingen. De parameters behorend bij deze verdelingen zijn per klasse gegeven in Tabel B3.6. Deze parameterwaarden zijn zo gekozen dat het gemiddelde van de klassegrens overeenkomt met de huidige waarde van deze grens, en dat de spreiding ruim is.

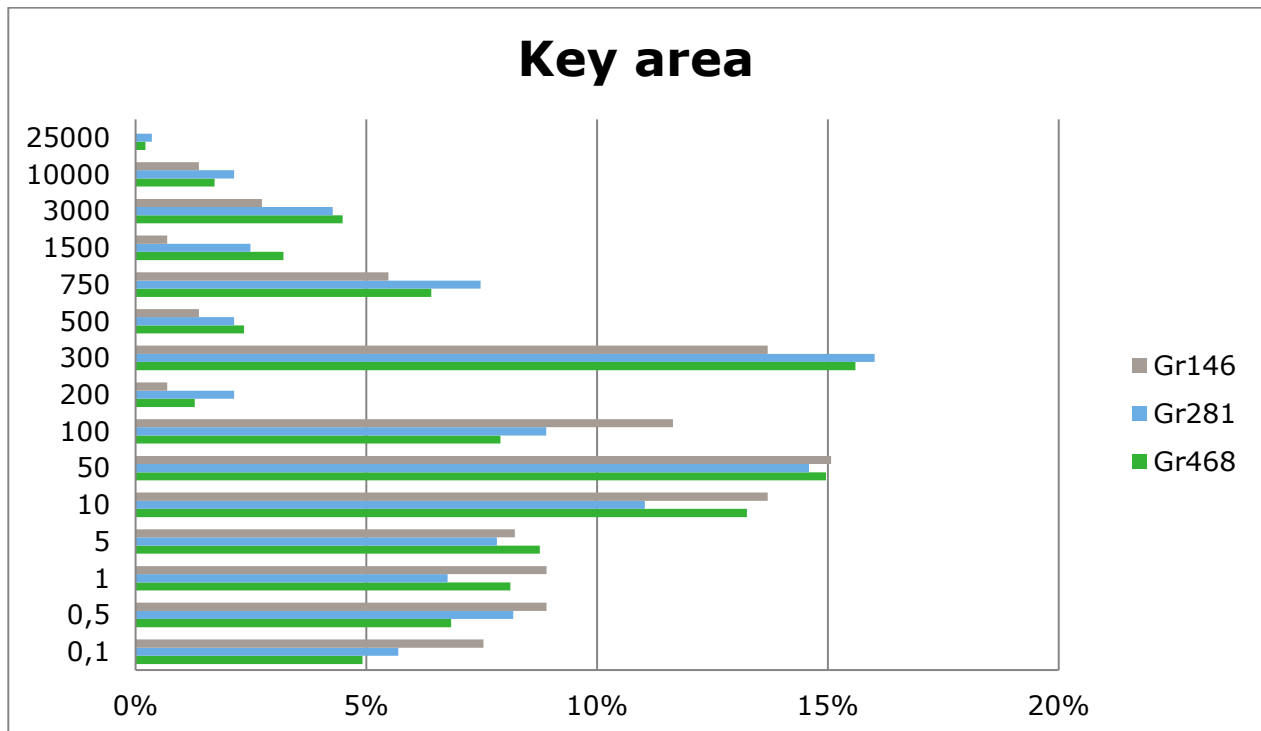
Tabel B3.6 Lokale fusieafstanden, bèta-verdeling.

Huidige waarde	Ondergrens	Bovengrens	α	β
0	0	50	0.1	6
50	0	100	1	1
100	50	200	1/3	5/3
200	100	300	1	1
300	200	400	1	1
400	300	500	1	1
500	400	750	5	10/7
750	500	1000	1	1
1000	750	1400	5/13	40/13

Bovenstaand voorstel is gebaseerd op het feit dat de soorten ingedeeld zijn in min of meer afgeronde afstand-klasse. Willen we een meer soortgerichte aanpak van de onzekerheid, dan zouden we gebruik kunnen maken van Hendriks et al. (2009), waarbij we de tabel moeten converteren naar voor MNP conforme parameters.

B3.2.4 Oppervlakte sleutelgebied

Elke soort is ingedeeld in een oppervlaktebehoefte voor een sleutelgebied. Deze sleutelgebied-oppervlakte is bepaald aan de hand van de optimale dichtheid en het benodigde aantal reproductieve eenheden voor een sleutelpopulatie. Het betreft hier dus een tabel met 146 waarden. Voor de toekenning van de sleutelgebiedgrootte, is gebruikgemaakt van een klasse-indeling waarbij soorten toegekend zijn aan een specifieke oppervlakte. In onderstaande Figuur 3.5 is een histogram weergegeven waarbij de verdeling over de verschillende oppervlakten voor een sleutelgebied is opgenomen.



Figuur B3.5 Verdeling van de soorten over de verschillende oppervlaktebehoefte (in hectares) voor een sleutelgebied. (Gr 146 is de huidige parameterset met typische soorten, Gr 468 is de initiële data set met 468 soorten en Gr 281 de soorten lijst met matig of goed gekalibreerde soorten).

Voor de onzekerheidsanalyse wordt uitgegaan van een β -verdeling op basis van de klassegrenzen. Dat zou leiden tot onderstaande tabel.

Tabel B3.7 Sleutelgebied oppervlakte (hectare), bètaverdeling.

Huidige waarde	Ondergrens	Bovengrens	α	β
0.1	0.01	0.5	1	4
0.5	0.1	1	20/9	25/9
1	0.5	5	5/9	40/9
5	1	10	20/9	25/9
10	5	50	5/9	40/9
50	10	100	20/9	25/9
100	50	200	15/9	30/9
200	100	300	0	1
300	200	500	15/9	30/9
500	300	750	20/9	25/9
750	500	1500	5/4	15/4
1500	750	3000	15/9	30/9
3000	1500	10000	15/17	70/17
10000	3000	25000	35/22	75/22

Op basis van Verboom (2001) zouden we ook kunnen kiezen voor ruimere grenzen. In Tabel B3.8 hieronder is de sleutelgebied-norm voor vijf soorten opgenomen in reproductieve eenheden. Als we kijken naar de drie soorten die naast een gemiddelde hoeveelheid reproductieve eenheid zowel een boven- als ondergrens hebben en dat omrekenen naar een factor, dan zien we dat deze in sommige gevallen hoger of lager uitvalt dan de range weergegeven in bovenstaande Tabel B3.7.

Tabel B3.8 Sleutelgebied grote reproductieve eenheden gebaseerd op Verboom (2001, Tabel 4). In de laatste twee kolommen is de fractie onzekerheid berekend ten opzichte van het gemiddelde.

	reproductive units	Uncertainty range		difference		fraction	
		min	max	min	max	min	max
medium bird	25	0	9999				
birds	32	0	9999				
birds	25	16	62	9	37	0.36	1.48
birds	18	15	25	3	7	0.17	0.39
birds	12	8	28	4	16	0.33	1.33
					average	0.29	1.07

Tabel B3.9 Sleutelgebied oppervlakte (hectare) indeling op basis van de gemiddelde fracties onzekerheid gevonden in Verboom (2001) (bèta-verdeling).

Huidige waarde	Ondergrens (0.3)	Bovengrens (1.1)
0.1	0.07	0.21
0.5	0.35	1.05
1	0.7	2.1
5	3.5	10.5
10	7	21
50	35	105
100	70	210
200	140	420
300	210	630
500	350	1050
750	525	1575
1500	1050	3150
3000	2100	6300
10000	7000	21000

Hendriks (2009) schrijft dat als de normen gebaseerd zijn op allometrische correlaties, deze voor sleutelgebieden nogal zwak is, met name voor vogels:

"Allometric correlations for the minimum key patch area were weak. The intercepts indicated that carnivores require more space than equally sized herbivores, while homeotherms occupy larger areas than heterotherms. Observed slopes and intercepts were often near model estimations, but important deviations from the average level were noted as well, especially for birds. Although variability was substantial in some cases, allometric approaches can contribute considerably to understanding and protecting area requirements of species" (Hendriks 2009).

B3.2.5 Landelijke normering duurzaamheid

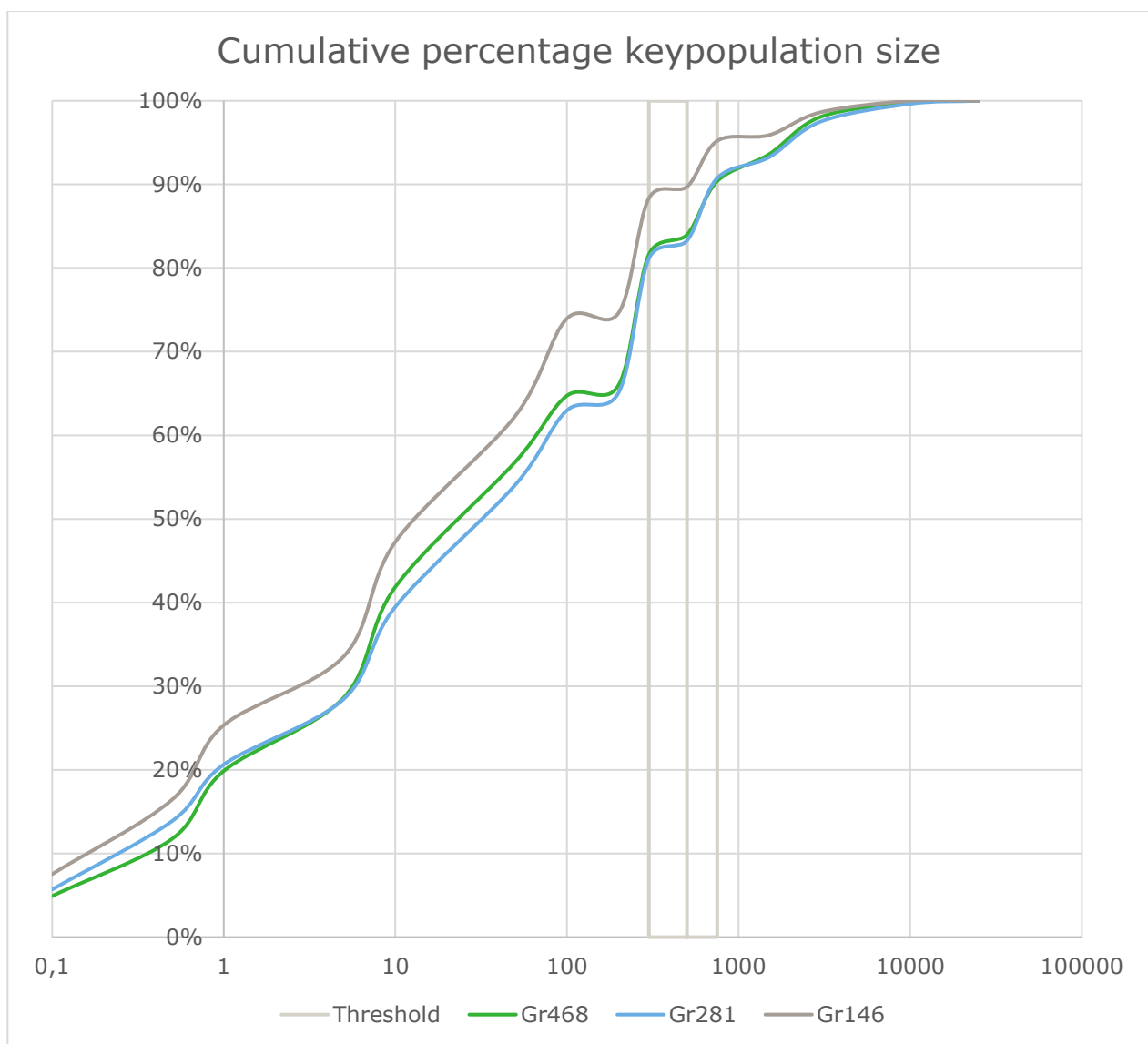
Deze is gebaseerd op twee indelingen: in een eerste stap wordt het aantal sleutelpopulaties omgezet in een norm-sleutelpopulatie waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen kleine en grote sleutelpopulatie-oppervlaktebehoeften. In een tweede stap worden alle genormeerde sleutelpopulaties voor heel Nederland opgeteld en vergeleken met een duurzaamheidsnorm. Deze duurzaamheidsnormen zijn gebaseerd op een taxonomische indeling.

Kleine sleutelgebied-normdeler

Op basis van de kleine sleutelgebied-norm worden de soorten opgedeeld in twee groepen. Met de huidige parameterwaarde betreft het hier soorten die een sleutelgebiedgrootte hebben kleiner of groter dan 500 ha. Voor soorten met een grotere oppervlaktebehoefte wordt het aantal keer dat de sleutelpopulatie-norm wordt bereikt, afgerond naar beneden tot een integer getal. Voor de soorten onder de norm wordt het aantal keer dat de sleutelpopulatie norm wordt bereikt, gedeeld door 2 en afgerond tot een integer getal.

Uitgaande van de keypopulation grootteverdeling in de soortenlijst valt 90% van de soorten binnen de kleine sleutelgebied-norm.

Dit betekent dus dat voor 90% van de soorten de kleine sleutelgebied-normdeler van toepassing is. Voor de onzekerheidsanalyse wordt de kleine sleutelgebied-norm, de 500 ha, getrokken uit een lognormale verdeling met gemiddelde 500 en standaardafwijking 200.



Figuur B3.6 Cumulatief percentage van de grootte van de sleutelpopulatie.

Voor de kleine sleutelgebied-normdeler, die nu standaard op 2 staat, wordt gebruikgemaakt van een β -verdeling met als ondergrens 1 (anders is het effect minder dan voor de soorten die geen last van milieustochasticiteit hebben) en bovengrens 5. De parameters voor de verdeling ($\alpha = 4.4375$, $\beta = 13.3125$) geven na herschaling tussen de gegeven ondergrens en bovengrens een verdeling die lijkt op een normaalverdeling met gemiddelde 0.1 en standaarddeviatie 0.4.

Duurzaamheidsgrenzen

De soorten zijn onder te verdelen in drie taxonomische groepen, te weten evertebraten, vertebraten en hogere planten.

Voor de onzekerheidsanalyse zullen we gebruikmaken van een bètaverdeling met de klassegrenzen zoals die te vinden zijn in onderstaande Tabel B3.10.

Tabel B3.10 Duurzaamheidswaarden en boven- en ondergrens onzekerheidsanalyse.

	Huidige waarde niet duurzaam	Huidige waarde duurzaam	Ondergrens niet duurzaam	Ondergrens duurzaam	Bovengrens niet duurzaam	Bovengrens duurzaam	α , niet duurzaam	β , niet duurzaam	α , duurzaam	β , duurzaam
Evertebraten	20	80	10	20	80	120	5/7	30/7	3	2
Vertebraten	5	20	2.5	5	20	30	5/7	30/7	3	2
Hogere planten	5	20	2.5	5	20	30	5/7	30/7	3	2

B3.2.6 Samenstelling soortenlijst

De soortenlijst is samengesteld uit 146 soorten. Deze soorten zijn gekozen op basis van twee criteria: ze zijn onderdeel van de lijst Typische soorten en kwamen uit de kalibratiestap als matig tot goed gekalibreerde soorten.

Voor de onzekerheidsanalyse zou een bootstrap toegepast kunnen worden met een trekking van 90% van de soortenlijst. Dit heeft op dit moment geen prioriteit, omdat deze resultaten bewaard blijven na elke sessie. De onzekerheid in de soortenlijst en de onzekerheid voor individuele soorten kan daarom achteraf nog berekend worden, zonder dat er nieuwe MNP-sessies gedraaid moeten worden.

Recent verschenen WOt-technical reports

213	During, R., R.I. van Dam, J.L.M. Donders, J.Y. Frissel, K. van Assche (2022). <i>Veerkracht in de relatie mens-natuur; De cursus omgaan met tegenslag gaat morgenavond wederom niet door (Herman Finkers)</i>	226	Commissie Deskundigen Meststoffenwet (2022). <i>Advies Mestverwerkingspercentages 2022 & Verkenning 'contouren toekomstig mestbeleid'.</i>
214	Sanders, M.E., G.W.W. Wamelink, R. Jochem, H.A.M. Meeuwssen, D.J.J. Walvoort, R.M.A. Wegman, H.D. Roelofsen, R.J.H.G. Henkens (2022). <i>Milieu-condities en ruimtelijke samenhang natuurgebieden; Technische achtergronden indicatoren digitale Balans van de Leefomgeving 2020.</i>	227	Kramer, H. & S. Los (2022). <i>Basiskaart Natuur 2021; Een landsdekkend basisbestand voor de terrestrische natuur in Nederland.</i>
215	Chouchane H., A. Jellema, N.B.P. Polman, P.C. Roebeling (2022). <i>Scoping study on the ability of circular economy to enhance biodiversity; Identifying knowledge gaps and research questions.</i>	228	Ehlert, P.A.I., L. Veenemans, H.J. Smit, P.A.C. Suyker, K. Dallinga, H.H.J. Walthaus, P.H.J. Goorhuis, W.M.J.A. Duret en O. Oenema (2022). <i>Verkenning van mogelijke wijzigingen in de Meststoffenwet door implementatie van verordening (EU) nr. 2019/1009; Opties voor nationale bepalingen voor vrij handelsverkeer.</i>
216	Bakker, G. (2022). <i>Hydrofysische gegevens van de bodem; Uitbreiding gegevens in 2021 en overdracht naar de Basisregistratie Ondergrond.</i>	229	Groot, G.A., J. Bovenschen, M. Laar, N. Villing, D.R. Lammertsma & H.A.H. Jansman (2022). <i>Status van de Nederlandse otterpopulatie: genetische variatie, mortaliteit en infrastructurele knelpunten in 2021.</i>
217	Arets, E.J.M.M., S.A. van Baren, H. Kramer, J.P. Lesschen & M.J. Schelhaas (2022). <i>Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands; Methodological background, update 2022.</i>	230	Braakhekke, M. C., D. van Kraalingen, A. Tiktak, F. van den Berg, J.J.T.I. Boesten (2022). <i>FOCUSPEARL version 5.5.5 - technical description of the database.</i>
218	Schalkwijk, L. van, M.J.L. Kik, A. Gröne & L.L. IJsseldijk (2022). <i>Postmortaal onderzoek van bruinvissen (Phocoena phocoena) uit Nederlandse wateren, 2021; Biologische gegevens, gezondheidsstatus en doodsoorzaken.</i>	231	Kruijne, R., D. van Kraalingen and J.A. te Roller (2022). <i>User manual for the Groundwater Atlas for pesticides version 2022.</i>
219	Ehlert, P.A.I., R.P.J.J. Rietra, P.F.A.M. Römkens, L. Timmermans & L. Veenemans (2022). <i>Effect-beoordeling van invoering van Verordening EU/2019/1009 op de aanvoer van zware metalen in Nederland.</i>	232	Kramer, H. & J. Clement (2022). <i>Basiskaart Natuur 2017; Een landsdekkend basisbestand voor de terrestrische natuur in Nederland.</i>
220	Faber M. & M.H.M.M. Montforts (2022). <i>Organic contaminants in fertilising products and components materials.</i>	233	Wamelink G.W.W., L. Biersteker, H.D. Roelofsen, R. Jochem, J.G.M. van der Graft, B. de Knecht en R.J.H.G. Henkens (2022). <i>Model for Nature Policy - MNP; Automatisering validatie, automatisering draagkrachten, rekenmethode van de randvoorwaarden binnen MNP en gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse.</i>
221	Boonstra F.G. en R. Folkert (red.) (2022). <i>Methode-ontwikkeling kosteneffectiviteit natuurbeleid; Lessen voor de Lerende Evaluatie Natuurfact.</i>	234	Thouément, H.A.A, W.H.J. Beltman, M.C. Braakhekke (2022). <i>Manual for the TOXSWA SedDis Tool v1; Testing segmentation of the sediment layer in TOXSWA.</i>
222	Meeuwssen, H.A.M. & G.W.W. Wamelink (2022). <i>Neerschaling beheertypenkaarten; Methode zoals gebruikt bij ex-anteanalyse Natuurfact.</i>	235	Glorius, S.T. & A. Meijboom (2022). <i>Ontwikkeling van enkele droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee; periode 1995 tot en met 2021.</i>
223	Os, J. van, en J. Kros (2022). <i>Geografische Informatie Agrarische Bedrijven 2019; Documentatie van het GIAB 2019-bestand.</i>	236	Knecht, B. de, L. Biersteker, M. van Eupen, J.G.M. van der Graft, A.H. Heidema, R. Koopman, R. Jochem, M.E. Lof, H.M. Mulder, P. van Rijn, H.D. Roelofsen, S. de Vries, I. Woltjer (2022). <i>Natural Capital Model.</i>
224	Bruggen, C. van, A. Bannink, A. Bleeker, D.W. Bussink, C.M. Groenestein, J.F.M. Huijsmans, J. Kros, L.A. Lagerwerf, H.H. Luesink, M.B.H. Ros, M.W. van Schijndel, G.L. Velthof en T. van der Zee (2022). <i>Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2020.</i>	238	Arets, E.J.M.M., S.A. van Baren, C.M.J. Hendriks, H. Kramer, J.P. Lesschen & M.J. Schelhaas (2023). <i>Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands. Methodological background, update 2023.</i>
225	Schaminée, J.H.J. & N.M. van Rooijen (2022). <i>Het heft in eigen hand; Een verkenning naar wettelijke verplichtingen voor het behoud van botanische biodiversiteit in ons land die voortkomen uit internationale verdragen.</i>		



Thema Periodieke Verkenning Natuurbeleid

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 54 71
E info.wnm@wur.nl
wur.nl/wotnatuurenmilieu

ISSN 2352-2739

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

