



Vlaanderen
is wetenschap

Meetnet Agrarische Soorten: van lokale pilootstudie tot een Vlaams monitoring instrument

Steekproefdesign voor de monitoring van agrarische fauna in Vlaanderen

Ward Langeroot, Hans Van Calster, Nicolas Van Overmeeren, Johannes Jansen

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Ward Langeroot , Hans Van Calster , Nicolas Van Overmeeren , Johannes Jansen 

Reviewers:

Peter Van Gossum 

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

INBO Brussel

Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88, 1000 Brussel

vlaanderen.be/inbo

e-mail:

johannes.jansen@inbo.be

Wijze van citeren:

Langeroot, W., et. al. (2025). Meetnet Agrarische Soorten: van lokale pilootstudie tot een Vlaams monitoring instrument. Steekproefdesign voor de monitoring van agrarische fauna in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (30). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: 10.21436/inbor.126766638

D/2025/3241/194

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (30)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Gele kwikstaart (*Motacilla flava*). (© Johannes Jansen)



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

MEETNET AGRARISCHE SOORTEN: VAN LOKALE
PILOOTSTUDIE TOT EEN VLAAMS MONITORING
INSTRUMENT

**Steekproefdesign voor de monitoring van agrarische
fauna in Vlaanderen**

Ward Langeroot, Hans Van Calster, Nicolas Van Overmeeren, Johannes Jansen

Dankwoord

Deze studie is tot stand gekomen dankzij een samenwerkingsovereenkomst tussen de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), het Agentschap Natuur en Bos (ANB), het Agentschap Landbouw en Zeevisserij (ALZ) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). We willen deze instanties bedanken voor de steun, de middelen en de expertise. In het bijzonder willen we de VLM en ALZ bedanken voor het aanbrengen van PDPO-steun (Europees Landbouwfonds voor Plattelandsontwikkeling). De samenwerkingsovereenkomst werd opgestart in januari 2022.

De eerste stappen die tot deze pilootstudie hebben geleid werden enkele jaren geleden gezet, in het kader van 'Plan Kiekendief'. Deze uitvoering van het soortenbeschermingsprogramma voor de Grauwe kiekendief in Vlaanderen had onder andere tot doel om de voedselbeschikbaarheid van deze soort in kaart te brengen en op te volgen. Grauwe kiekendief jaagt vooral op muizen en akkervogels. Daarvoor werd binnen de perimeter van dit plan een akkervogelmeetnet uitgerold. Onze dank gaat uit naar de drijvende krachten achter dit plan: ANB en VLM, alsook de partnerorganisaties Regionaal Landschap Zuid-Hageland, Werkgroep Grauwe Gors en Kenniscentrum Akkervogels Grauwe Kiekendief. In het bijzonder gaat onze dank uit naar de vrijwilligers die sinds 2017 tellingen uitvoeren en zoekwerk verrichten, om zowel Grauwe kiekendieven als hun prooi op te volgen. Deze groep vrijwilligers is langzaam maar zeker gegroeid, en kon verder betrokken worden in de onderzoeksgebieden die voor deze pilootstudie uitgekozen waren.

De aanbeveling in het soortenbeschermingsprogramma akkervogels stelde de noodzaak van monitoring terecht aan de kaak. We willen hierbij iedereen bedanken die aan het opmaken van dit programma heeft meegewerkt. De goedkeuring van het SBP akkervogels in december 2021 gaf aanleiding tot het opstarten van deze samenwerkingsovereenkomst.

Veel ervaring en kennis haalden we bij onze noorderburen, waar de gekozen methodiek zijn oorsprong kent. De samenwerking met onze Nederlandse collega's van zowel Kenniscentrum akkervogels Grauwe Kiekkendief als SOVON verliep heel joviaal. We konden flexibel raad en daad krijgen, hartelijk dank daarvoor.

Als we een aantal personen van de organisaties hierboven met naam willen noemen, dan zijn zij de belangrijkste: Koen Devos, Myriam Dumortier, Peter Van Gossum, Karolien Michiel, Ben Koks, Popko Wiersma en Freek Verdonckt. Zij zijn allen sleutelfiguren geweest om deze pilootstudie tot stand te brengen. We danken ook Dirk Zoetebier en Bernice Goffin graag met naam voor de effectieve uitrol ervan.

Uiteraard willen we alle leden van de stuurgroep en collega's bedanken die hebben meegewerkt, advies hebben gegeven of voor opbouwende kritiek en bijsturing hebben gezorgd. Voor de afwerking van dit eindrapport willen we Koen Devos, Glenn Vermeersch en Thomas Scheppers bedanken voor het nalezen van specifieke hoofdstukken. Bedankt opnieuw aan de stuurgroepleden Karolien Michiel, Dirk Van Gijseghe en Floris Verhaeghe om opmerkingen te geven op de draft versie. We bedanken in het bijzonder Peter Van Gossum en Jef Melckebeke voor het integraal en kritisch reviewen van het volledige eindrapport.

Tot slot bedanken we u als lezer, voor uw interesse in dit rapport, dat hopelijk verklarend en inspirerend kan werken.



Europees Landbouwfonds
voor Plattelandsontwikkeling:
Europa investeert
in zijn platteland



Samenvatting

Dit rapport beschrijft de uitwerking van het Meetnet Agrarische Soorten (MAS) in twee pilootgebieden, als opstap voor een uitrol over heel Vlaanderen. Het hoofddoel van het MAS is om een verfijnder en betrouwbaarder inzicht te bieden in de toestand van vogels in landbouwgebieden, inclusief regionale verschillen, en om inzicht te krijgen in de oorzaken van waargenomen trends en de effectiviteit van soortbeschermingsmaatregelen. Dit is cruciaal, aangezien de biodiversiteit in Vlaamse landbouwgebieden onder grote druk staat, o.a. als gevolg van intensieve landbouw, met boerenlandvogels als belangrijke indicatorsoorten die veelal achteruitgaan. De Boerenlandvogelindex is weliswaar een sleutelindicator die in Europese en Vlaamse regelgeving is opgenomen, maar bestaande monitoringprojecten volstaan niet om alle monitoringsbehoeften in Vlaanderen volledig te dekken. Historische en lopende monitoringprojecten en -initiatieven bleken een waardevolle referentie en leverden vele bruikbare geleerde lessen. Enkele langlopende monitoringsprojecten beschouwen we als basis om op verder te werken. Voor opvolging van de toestand van de boerenlandvogelindex over het hele Vlaamse gewest kunnen we terugvallen op het meetnet Algemene Broedvogels Vlaanderen, maar de effectiviteit van het beleid kunnen we er niet mee volgen. Er is een dringende behoefte aan meer gedetailleerde trendgegevens en inzicht in de effectiviteit van genomen maatregelen, hiervoor blijkt het MAS een geschikt meetnet.

De MAS-pilootstudie van 2022-2023 richtte zich op het snijvlak tussen beleidsmonitoring (macroniveau) en beheermonitoring (mesoniveau). Deze studie bouwde voort op eerdere MAS-tellingen die sinds 2017 plaatsvonden in het kader van 'Plan Kiekendief'. De twee pilootgebieden waren de Oostelijke leemstreek en De Moeren. Het steekproefkader werd afgebakend door de landbouwstreken van België te kruisen met de omtrek van Vlaanderen. Niet-landbouwgebruiken, zoals parken, woongebieden, militaire zones, industriegebieden en begraafplaatsen, werden uitgesloten op basis van OpenStreetMap-gegevens om de focus op agrarisch gebied te waarborgen. Telpunten werden langs openbare wegen en paden geplaatst, en in De Moeren ook langs waterwegen. De VITO 2019-landgebruikskaart werd gebruikt om te garanderen dat telpunten zich in gebieden met voldoende landbouwareaal bevonden. Het volledige onderzoeksgebied, zowel De Moeren als de Oostelijke leemstreek, werd onderverdeeld in twee keer twee verschillende deelgebieden, in vier strata dus. Deze stratificatie gebeurde op basis van soortenbeschermingsprogramma-gebieden (SBP-gebieden, binnen versus buiten SBP) en de openheid van het landschap (open landschap (OL) versus half-open landschap (HOL)). Het project maakte gebruik van ruimtelijk gebalanceerde en gestratificeerde steekproeftrekking om een goede spreiding en representatie van landschapselementen te garanderen. Zowel vrijwilligers als professionele tellers werden ingezet voor het veldwerk, waarbij de vrijwilligers een sleutelrol speelden in kostenefficiëntie.

De analyse van de beschikbare MAS-gegevens leverde belangrijke inzichten op, met name uit de casestudie van de Veldleeuwerik (*Alauda arvensis*). Omdat van deze soort veel data voorhanden zijn, konden verschillende statistische methodes getest worden waaronder (1) dichtheidsschattingen met correctie voor detectiekans, (2) spatiale modellen en (3) correlatieve model met verklarende variabelen. Uit de dichtheidsschattingen, die met behulp van *distance sampling* werden uitgevoerd, bleek de Veldleeuwerik een hogere dichtheid te hebben binnen SBP-gebieden dan daarbuiten. We benadrukken echter dat dit een correlatief verband is en geen causaliteit impliceert, aangezien SBP-gebieden vaak al gunstig waren voor akkervogels voordat maatregelen werden genomen. Het bevestigt dat de afbakening nog actueel is, en er in de meest kansrijke gebieden ingezet wordt met maatregelen, daar waar nog de hoogste dichtheden van Veldleeuwerik voorkomen. We tonen ook aan dat regionale verschillen detecteerbaar zijn met MAS, waarbij binnen SBP-gebied ongeveer drie keer zo veel broedparen Veldleeuwerik berekend worden per 100 hectare in de Oostelijke leemstreek dan in De Moeren. De analyses in functie van verklarende variabelen leverde verwachte resultaten op. De openheid van het landschap op grotere schaal (1000 m) bleek een significant positief effect te hebben op de Veldleeuwerikpopulatie, terwijl elementen zoals bomen, hagen en bosranden een negatief effect hadden. De resultaten wijzen erop dat de meeste geteste analyses kunnen

Naast vogels werd ook onderzocht in hoeverre het MAS bruikbaar is voor de monitoring van de Haas (*Lepus europaeus*). Andere zoogdieren werden tijdens het pilootproject nauwelijks waargenomen. Voor de Haas bestaan in Vlaanderen momenteel geen andere gebiedsdekkende monitoringsprogramma's naast de voorjaarsstellingen en afschotgegevens van de wildbeheereenheden. De MAS-gegevens zouden dus een waardevolle aanvulling kunnen bieden. Uit de analyses bleek echter dat de Haas in de laatste telperiode minder frequent wordt waargenomen, vermoedelijk door een verminderde zichtbaarheid als gevolg van hogere vegetatie. Daarnaast blijken dichtheidsschattingen op basis van *distance sampling* de werkelijke populatiedichtheid te onderschatten, o.a. door beperkte zichtbaarheid en het feit dat tellingen niet bij valavond of nacht plaatsvinden. Absolute populatieschattingen worden daarom als onbetrouwbaar beschouwd. Toch maken de gegevens het mogelijk om relatieve trends in de tijd op te volgen.

Op basis van de bevindingen doet het rapport verschillende aanbevelingen voor de toekomst van het MAS. Het ontwerp van het meetnet wordt als geschikt beschouwd voor het verkrijgen van inzicht in densiteiten, regionale verschillen en het bevestigen van kerngebieden voor akkervogels. Voor het detecteren van betekenisvolle trends en het evalueren van de effectiviteit van beleid is langetermijnmonitoring van minimaal vijf jaar essentieel. Het MAS-netwerk werd op basis van deze pilootstudie geleidelijk uitgebreid over alle landbouwstreken in Vlaanderen, voortbouwend op de lessen met betrekking tot locatiekeuze en zichtbaarheid. Nieuwe aanpassingen omvatten strengere exclusiecriteria voor bepaalde landgebruiken en verbeterde berekeningen van zichtbaarheid vanuit het telpunt (cumulatieve zichtbaarheidsindex). De studie maakt gebruik van een Before-After Control-Impact (BACI) design, wat cruciaal is voor het betrouwbaar evalueren van de effectiviteit van soortbeschermingsmaatregelen door controlegebieden te betrekken. De data-analyse en steekproeftrekking zijn volledig reproduceerbaar gemaakt met behulp van R-packages en versiebeheer via GitHub. Toekomstige analyses moeten dieper ingaan op individuele waarnemingen om subtielere patronen te ontdekken en deze direct te koppelen aan specifieke beheeracties. Het bieden van voldoende ondersteuning aan vrijwilligers, inclusief training, opvolging en communicatie, is van vitaal belang voor de datakwaliteit en het langetermijnsucces van het monitoringnetwerk, met een realistisch streefdoel van 20 % vrijwilligersdeelname dat kan groeien naar 40 %, aangevuld met professionele tellers. Bij de inzet van betaalde tellers, is een mix aanbevolen van jaarrond betaald personeel met seizoenskrachten. Een klein team jaarrond personeel is nodig om continuïteit in analyses, outputs en vrijwilligerswerking te voorzien. Tijdens het broedseizoen is de inzet van tijdelijke werknemers, jobstudenten en freelancers een uitgelezen manier om kosten-efficiënt te werken, met daarbij kwaliteitswaarborging door selectie, opleiding en datacontrole.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

1. Zet het Meetnet Agrarische Soorten (MAS) uit over heel Vlaanderen

Deze pilootstudie toont aan dat een Meetnet Agrarische Soorten (MAS), uitgerold over heel Vlaanderen, een geschikte en noodzakelijke methode is voor beleidsmonitoring van akkervogels. Bestaande langlopende monitoringprojecten zoals ABV en BBV volstaan momenteel niet om alle monitoringsbehoeften in Vlaanderen te dekken. Er is een behoefte aan een verfijnder en betrouwbaarder beeld van de toestand van vogels in het landbouwgebied, inclusief het detecteren van regionale verschillen.

2. Combineer bestaande toestandmonitoring met jaarlijkse beleidsevaluatie

Die toestand moet langdurig frequent gemonitord worden, om de effectiviteit van het beleid te kunnen evalueren en bijsturen (Visser & Kleyheeg, 2025). We bevelen aan om de toestandmonitoring (ABV en BBV) verder te zetten en gelijktijdig aan te vullen met een jaarlijkse beleidsevaluatie via MAS, zodat gerichte en tijdige bijsturing mogelijk wordt.

3. Onderzoek op perceelsniveau waar maatregelen effectief zijn

Tot vandaag is het onvoldoende duidelijk welke ingrepen effectief leiden tot herstel van akkervogelpopulaties. Er zijn wel 'recepten' geformuleerd, bestaande uit een combinatie van acties (zoals nestbescherming) en maatregelen (zoals beheerovereenkomsten, ecoregelingen en maai- en onderhoudsbeheer). Vooralsnog hebben die recepten de Vlaamse boerenlandvogeltrend nog niet positief gekeerd, zo blijkt uit de indicator broedvogels van weiden en akkers (Onkelinx *et al.*, 2025). Verdere analyse op beheer- en perceelsniveau is nodig om te achterhalen waar deze recepten wel of niet werken, en welke factoren daarvoor bepalend zijn.

4. Investeer in het menselijk kapitaal van vrijwilligers en burgerwetenschappers

Het opgebouwde menselijk kapitaal, in de vorm van goed opgeleide vrijwilligers en werkrachten, is een cruciale troef om kostenefficiënte monitoring en onderzoek in landbouwgebieden verder te zetten. We adviseren om deze groep burgerwetenschappers het hele jaar door te blijven betrekken, met voldoende professionele ondersteuning, zodat hun betrokkenheid en jaarlijkse inzet behouden blijft.

5. Voorzie een langetermijnplanning en begeleiding voor het vrijwilligersnetwerk

Dit netwerk is gebaat met een langetermijnplanning (minstens vijf jaar vooruit) en met continuïteit in de begeleiding.

6. Zorg voor continuïteit in beheersmaatregelen

Ook voor beheersmaatregelen (zoals beheerovereenkomsten) is continuïteit essentieel. We raden aan om deze maatregelen op lange termijn en onder vergelijkbare voorwaarden verder te zetten. Dat werkt tevens een duurzame verankering in het landschap en op bedrijfsniveau in de hand. Dit vergemakkelijkt niet alleen onderzoek en evaluatie, maar komt ook ten goede aan zowel akkervogels als de landbouwers die eraan meewerken.

English abstract

This report outlines the development of the “Meetnet Agrarische Soorten” (MAS) pilot in two regions, as a stepping stone toward full-scale implementation across Flanders. The primary goal of MAS is to provide a more refined and reliable understanding of the state of farmland birds, including regional differences, and to gain insights into the causes of observed trends and the effectiveness of conservation measures. This is essential, as biodiversity in Flemish agricultural areas is under significant pressure, particularly due to intensive farming practices. Farmland birds, which are key indicator species, are generally in decline. Although the Farmland Bird Index is a key indicator in European and Flemish regulations, existing monitoring efforts do not fully meet all data needs in Flanders. Historical and ongoing initiatives offer valuable lessons and serve as a foundation for future work. While the broader status of farmland birds can be followed through the general breeding bird monitoring network (ABV), it does not allow evaluation of policy effectiveness. There is therefore a pressing need for more detailed trend data and a better understanding of the effects of conservation actions — a need that MAS is well placed to address.

The MAS pilot study (2022-2023) focused on bridging policy-level monitoring (macro-level) and management-level monitoring (meso-level). It built upon previous MAS surveys conducted since 2017 within the framework of ‘Plan Kiekindief’ (Harrier Plan). The two pilot areas were the Eastern Loam Region (“Oostelijke leemstreek”) and “De Moeren”. The sampling framework was defined by intersecting the agricultural regions of Belgium with the outline of Flanders. Non-agricultural land uses (e.g., parks, residential areas, military zones, industrial sites, cemeteries) were excluded using OpenStreetMap data to ensure a focus on agricultural land. Survey points were placed along public roads and paths, and in De Moeren also along waterways. The VITO 2019 land use map was used to ensure sufficient agricultural coverage at each point. Each study area was divided into four strata, based on whether it fell inside or outside a Species Protection Programme (SBP) area and whether it was an open or semi-open landscape. A spatially balanced and stratified sampling approach ensured representative coverage of landscape elements. Both volunteers and professional surveyors contributed to the fieldwork, with volunteers playing a key role in ensuring cost-efficiency.

The MAS data analysis provided valuable insights, particularly through a case study of the Eurasian skylark (*Alauda arvensis*), a species with sufficient data for testing multiple statistical methods: (1) density estimates corrected for detectability (distance sampling), (2) spatial models, and (3) models using explanatory variables. The analyses showed that Skylark density was higher inside SBP areas compared to outside, though this is a correlational finding, not causal, as SBP areas were often already favourable for farmland birds prior to targeted conservation efforts. The results confirmed the relevance of the current delineation of SBP areas, which continue to host the highest Skylark densities. Regional differences were detectable: for example, within SBP zones, the Eastern Loam Region had about three times more Skylark breeding pairs per 100 hectares than De Moeren. Explanatory variable analyses produced expected results: landscape openness at a larger scale (1000 m radius) had a significant positive effect on Skylark abundance, while trees, hedges, and forest edges had negative effects. Most analytical approaches tested proved feasible for use with MAS data and provided useful ecological insights. The analyses demonstrated that MAS data are suitable for evaluating policy effectiveness and for understanding drivers of population trends. A minimum study area of about 5000 ha (roughly the size of De Moeren) is recommended, with sufficient survey points within subareas to ensure enough statistical power.

In addition to birds, the MAS pilot study also explored the potential of the system to monitor European hare (*Lepus europaeus*). Other mammal species were rarely observed during the pilot study. Currently, there are no alternative large-scale monitoring methods for hares in Flanders, except for spring surveys and hunting statistics. MAS data could therefore provide a valuable complement. However, analyses showed that hares were observed less frequently during the final survey period, likely due to reduced visibility

caused by taller vegetation. Moreover, density estimates based on distance sampling tend to underestimate true population densities, partly due to limited visibility and the fact that MAS surveys do not take place at dusk, when hare activity peaks. As a result, absolute population estimates are considered unreliable. Nevertheless, MAS data can still be used to track relative trends over time.

The study benefited from an existing pool of experienced volunteers, who largely continued their involvement in the pilot areas, supplemented by new participants. In both pilot areas this group was continued almost entirely and supplemented with a few new volunteers. We were able to show them the value of the new sample, in which both existing counting locations were continued and new locations were included. In the Eastern Loam Region, the proportion of volunteer-surveyed points grew slightly to about 20 %. In “De Moeren”, all surveys were conducted by volunteers, with some sites resurveyed by professionals to assess consistency. A key finding was that volunteers consistently reported fewer observations and species than professionals surveying the same sites, regardless of volunteer experience or the use of breeding codes. This underscores the importance of continuous volunteer training, support, and communication.

The report makes several recommendations for the future of MAS. The current sampling design is suitable for monitoring densities, regional differences, and the identification of core farmland bird areas. Long-term monitoring (minimum five years) is essential to detect meaningful trends and evaluate conservation effectiveness. The MAS network was gradually expanded across all agricultural regions in Flanders based on this pilot study, building on the lessons learned regarding location choice and visibility. New adjustments include stricter exclusion criteria for certain land uses and improved calculations of visibility from the counting location (cumulative visibility index). The study applies a Before-After Control-Impact (BACI) design, which is critical for robustly assessing the impact of conservation measures by comparing intervention areas to control sites. The data collection, sampling design, and analyses are fully reproducible using R and version-controlled code on GitHub. Future analyses should increasingly focus on individual observations to detect more subtle patterns and directly link them to specific management actions. Supporting volunteers remains essential for maintaining data quality and ensuring long-term success. A realistic initial target of 20% volunteer participation is proposed, with potential growth to 40%, complemented by professional surveyors. For paid surveyors, a mix of year-round staff and seasonal workers (including students and freelancers) is recommended to balance continuity, quality assurance, and cost-efficiency.

Inhoudsopgave

Dankwoord	1
Samenvatting	2
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	4
English abstract	5
Inhoudsopgave	7
1 Inleiding	8
2 Historie en lopende vogelmeetnetten in Vlaanderen	10
2.1 Bestaande algemene en bijzondere meetnetten	10
2.2 Regionale initiatieven rond akkervogels	11
3 Ontwerp inzameling pilootgegevens 2022 - 2023	12
3.1 Informatiebehoefte-analyse	12
3.2 Plan van aanpak	13
3.3 Ontwerp van de gegevensinzameling	14
3.4 Reproduceerbaarheid en traceerbaarheid	22
3.5 Vrijwilligerswerking	22
4 Analyse beschikbare MAS-gegevens	23
4.1 Data exploratie MAS-tellingen	23
4.2 Vergelijking van gepaarde tellingen tussen vrijwilligers en professionele tellers	36
4.3 Berekening verklarende variabelen	39
4.4 Case studie: de Veldleeuwerik	53
5 Ontwerp meetnet voor akkervogels Vlaanderen	82
5.1 Wat hebben we geleerd uit het pilootmeetnet?	82
5.2 Uitbreiding van het akkervogelmeetnet voor Vlaanderen	83
5.3 Reproduceerbaarheid en traceerbaarheid	87
5.4 Vrijwilligerswerking	87
6 Discussie	89
6.1 Organisatorische en praktische aspecten van het MAS-telprotocol	89
6.2 Methodologische afwegingen	89
6.3 Beleidsmonitoring	90
6.4 Beheermonitoring	91
6.5 Monitoring en analyse van de Haas	92
7 Conclusie	93
Referenties	94
A Bijlagen	99
A.1 Traceerbaarheid van de steekproefkaders en steekproeven besproken in dit rapport	99
A.2 Uitleg specifieke en Engelstalige termen bij statistische analyses	100
A.3 Resultaten van species change indices o.b.v. densiteiten	103
A.4 Samenvattende statistieken verklarende variabelen De Moeren en Oostelijke leemstreek 2022-2023	104
A.5 Extra figuren trends verklarende variabelen Oostelijke leemstreek 2022-2023	105
A.6 Aanvullende kaarten uitrol MAS Vlaanderen	109

1 INLEIDING

De biodiversiteit in landbouwgebieden staat onder grote druk, ook in Vlaanderen. Onze landbouw is vaak zeer intensief en gericht op hoge opbrengsten. Akkervogels zijn een goede indicator voor de biodiversiteit in het agrarisch gebied. Het zijn soorten die voorkomen in landbouwgebieden, waarbij de meeste van hen tijdens de broedperiode afhankelijk zijn van akkers en/of akkerranden voor nestgelegenheid, voedsel en dekking. Enkele soorten gebonden aan kleinschalige landbouw zijn sinds 2000 als broedvogel uit Vlaanderen verdwenen (Vermeersch *et al.*, 2004), zoals Ortolaan (*Emberiza hortulana*) en Paapje (*Saxicola rubetra*) (op een sporadisch niet-jaarlijks broedgeval na). Akker- en weidevogelsoorten, zoals Veldleeuwerik (*Alauda arvensis*), Grauwe gors (*Emberiza calandra*), Kievit (*Vanellus vanellus*), Grutto (*Limosa limosa*) en Patrijs (*Perdix perdix*), die 20 jaar geleden nog algemeen en talrijk voorkwamen hebben het tegenwoordig erg moeilijk; ze zijn sterk in aantal en verspreiding afgenomen. Om deze redenen krijgt deze groep soorten beleidsaandacht, bijvoorbeeld via soortenbeschermingsprogramma's voor akkervogels en weidevogels, en door het invoeren van diverse maatregelen in landbouwgebieden.

De boerenlandvogelindex (farmland bird index, FBI) is een belangrijke indicator, waarbij de gegevens van een set aan broedvogelsoorten gerelateerd aan het agrarisch gebied internationaal opgevolgd worden. Deze indicator is ook opgenomen in de Europese Natuurherstelverordening en in de Europese Verordening inzake milieu-economische rekeningen van 27 november 2024. Een index op basis van een deel van deze soorten, twaalf om precies te zijn, wordt in Vlaanderen berekend op basis van ABV tellingen, als de indicator "trend broedvogels van akkers en weiden" (<https://www.vlaanderen.be/inbo/indicatoren/trend-broedvogels-van-weiden-en-akkers>, Onkelinx *et al.*, 2025). Het is ook een Vlaamse Openbare Statistiek (VOS).

Huidige monitoringsprojecten en -initiatieven (zie Hoofdstuk 2) bieden een waardevolle basis, maar volstaan niet om alle monitoringsbehoeften in Vlaanderen volledig te dekken. Er is dringend behoefte aan een verfijnder en betrouwbaarder beeld van de toestand van vogels in het landbouwgebied, inclusief van de regionale verschillen. Zo zijn in het soortenbeschermingsprogramma voor akkervogels (Agentschap voor Natuur en Bos, 2021a) concrete strategische doelen bepaald, waaronder de vereiste grootte van bronpopulaties en streefcijfers voor dichtheden van doelsoorten onder dit programma. Volgende broeddensiteiten (aantal broedparen/100 ha) worden vooropgesteld voor een leefgebied met hoge leefgebiedkwaliteit: 12,5 bij Geelgors (*Emberiza citrinella*), 15 bij Veldleeuwerik, 10 bij Grauwe gors en 4 bij Patrijs. Om deze aantallen te bepalen en op te volgen ontbrak vooralsnog een monitoringsplan en de benodigde gegevens die daarmee verzameld worden. Daarnaast is het essentieel om beter inzicht te krijgen in de factoren die trends beïnvloeden en de mate waarin genomen maatregelen daadwerkelijk effect sorteren. In de Europese Natuurherstelverordening zijn voor de boerenlandvogelindex concrete, te bereiken doelen vooropgesteld tegen 2030 en 2050. Diezelfde Europese Natuurherstelverordening verplicht een beleidsmonitoring om na te gaan of de genomen herstelmaatregelen doeltreffend zijn. Momenteel beschikken we over onvoldoende verklarende inzichten welke kritische succesfactoren voorhanden zijn in Vlaamse context die kunnen helpen om het beleid beter te sturen om die doelen te bereiken.

Om de ecologische toestand van vogels en Haas (*Lepus europaeus*) in het Vlaamse landbouwgebied beter te begrijpen en te monitoren, werd dit project gestart als een pilootinitiatief dat gericht is op het versterken van bestaande monitoringprogramma's. Het doel is om meer gedetailleerde trendgegevens te verkrijgen, inzicht te verwerven in de oorzaken van waargenomen trends en de effectiviteit van zowel bestaande als geplande maatregelen te evalueren.

vlaanderen.be/inbo 10.21436/inbor.126766638 Pagina 9 van 110

2 HISTORIE EN LOPENDE VOGELMEETNETTEN IN VLAANDEREN

Het langlopend monitoren van de toestand en trend van vogels in landbouwgebied is van groot belang om inzicht te verkrijgen in de impact van landbouwpraktijken op de vogelpopulaties. Verschillende initiatieven daarrond zijn al genomen of nog lopend in Vlaanderen. De meest relevante projecten zijn de tellingen van 'Algemene Broedvogels Vlaanderen' (ABV), 'Bijzondere Broedvogels Vlaanderen' (BBV) en vogelatlas tellingen. Dit hoofdstuk beschouwt de meerwaarde en de complementariteit van die meetnetten in relatie tot het nieuw op te starten Meetnet Agrarische Soorten (MAS), met bijzondere aandacht voor hun focus, schaal, methodiek en mogelijkheden tot bijsturing van beleid.

2.1 BESTAANDE ALGEMENE EN BIJZONDERE MEETNETTEN

Voor broedvogels vormen de volgende initiatieven de kern:

Het ABV-project richt zich op het detecteren van trends van meer algemene soorten (Onkelinx *et al.*, 2025). Het meetnet bestaat uit 1200 kilometerhokken verspreid over Vlaanderen en gelegen in diverse landschapstypes. De doelstelling is om minimaal 900 van deze hokken via punttellingen op te volgen tijdens een driejaarlijkse cyclus (300 per jaar). De opvolging gebeurt sinds 2007. Elk hok wordt drie keer tijdens het broedseizoen geïnventariseerd, waarbij elk van zes telpunten telkens 5 minuten wordt geteld. De coördinatie ligt bij het INBO, dat ook de analyses en rapportering verzorgt, terwijl Natuurpunt het vrijwilligersnetwerk aanstuurt. De voorbije 3-4 jaren was de vrijwilligersbijdrage onvoldoende om het doel van 300 hokken per jaar te halen. O.a. het erg intensieve terreinwerk voor de vogelatlas steunde immers grotendeels op dezelfde pool van tellers. Nu het telwerk voor die atlas voorbij is, wordt getracht de inzet voor ABV opnieuw aan te wakkeren. In 2025 lijken we uit te komen op de beoogde 300 getelde hokken, grotendeels op vrijwillige basis maar daar bovenop aangevuld door professionele inzet door INBO. Wetenschappelijk significante trends voor Vlaanderen werden de voorbije jaren berekend voor een 80-tal soorten waaronder Veldleeuwerik en Gele kwikstaart (*Motacilla flava*).

Het BBV-project brengt territoria van (zeer) schaarse broedvogels in kaart. Het gaat om zeldzame soorten zoals Bruine kiekendief (*Circus aeruginosus*) en Grauwe gors. Die soorten zijn zo zeldzaam, of komen zo geconcentreerd voor, dat ze jaarlijks in geheel Vlaanderen dienen geïnventariseerd te worden om een wetenschappelijk verantwoorde analyse van de resultaten mogelijk te maken. Hierdoor zijn de resultaten over het algemeen goed vergelijkbaar tussen gebieden en tussen jaren. Het project loopt sinds 1994 en de inventarisatie gebeurt jaarlijks. De volledigheid van de tellingen varieert afhankelijk van de soort, regio, verspreiding, broedgedrag en de beschikbaarheid van tellers. Daarnaast wordt sinds 1994 een steekproefmethode gehanteerd, waarbij een beperkt aantal gebieden wordt geteld om de ontwikkeling van zeldzame en minder algemene broedvogels te volgen.

De Vlaamse Vogelatlas 2020-2024 heeft vooral als doel de verspreiding van broed- en wintervogels in kaart te brengen, naast het maken van nieuwe populatieschattingen sinds de vorige atlas (2000-2002) (Vermeersch *et al.*, 2004). Hierbij worden punttellingen in geselecteerde km-hokken uitgevoerd, het zogenaamde ‘gouden grid’.

Bij deze projecten is de rolverdeling gelijkaardig: het INBO coördineert de rapportering aan regionale, nationale en internationale instanties, terwijl Natuurpunt het vrijwilligersnetwerk organiseert en de steekproefhokken verdeelt.

3 ONTWERP INZAMELING PILOOTGEGEVENS 2022 - 2023

3.1 INFORMATIEBEHOEFTE-ANALYSE

De vermelde projecten die we hebben besproken in Hoofdstuk 2 volstaan niet om aan alle monitoringsnoden in Vlaanderen te voldoen. Er is zowel een behoefte aan een meer verfijnd en betrouwbaar beeld van de toestand van vogels in het landbouwgebied in Vlaanderen (inclusief detectie van regionale verschillen), als aan een beter inzicht in de oorzaken van de huidige trends en de effectiviteit van maatregelen om negatieve trends om te keren.

De monitoringsnoden kunnen we definiëren op drie schaalniveaus:

1. **Beleidsmonitoring** (*macroniveau*) gaat over soorten of ruimere agrobiodiversiteit in het *landbouwgebied in Vlaanderen* en focust op een breed spectrum aan soorten (bv. vogels, insecten ...) en aangepaste landbouwpraktijken. De nadruk ligt op de impact van het beleid (landbouw- en natuurbeleid) op lange termijn trends in het landbouwgebied. De resulterende rapportering en de daaruit afgeleide aanbevelingen zijn bruikbaar in een lange termijn beleidsplanning, over meerdere regeer- en GLB-programmaperiodes heen. Beleidsmonitoring overstijgt het evalueren van één instrument zoals beheerovereenkomsten maar kan wel een belangrijk toetsingskader vormen.
2. **Beheermonitoring** (*mesoniveau*) heeft als doel na te gaan of de uitgevoerde beheermaatregelen op *gebiedsniveau* het gewenste vooropgestelde ecologische resultaat (effectiviteit) opleveren. Beheermonitoring wordt bij voorkeur uitgevoerd in prioritaire gebieden met hoge dichtheid aan maatregelen en in aanliggende controlegebieden met een gelijkaardig potentieel maar zonder maatregelen. Hierbij worden op een voldoende fijn schaalniveau naast verschillende ecologische parameters (doelsoorten) (= responsvariabelen) ook voldoende gebiedskarakteristieken (bv. teelten, perceelgroottes, permanente landschappelijke infrastructuur – onverharde wegen, houtkanten ...) (= verklarende variabelen) meegenomen die het (verklarende) zeggenschap van de verzamelde ecologische data kunnen verhogen. Rapportering en aanbevelingen laten toe om op middellange termijn maatregelen bij te sturen, naar een volgende regeer- en GLB-programmaperiode toe.
3. **Aanvullend verklarend onderzoek** (*microniveau*). Op basis van de resultaten van beleids- en beheermonitoring is het vaak aangewezen om aanvullend monitoring van bepaalde beheerindicatoren op microniveau of meer diepgaand soortspecifiek onderzoek uit te voeren. Dat is nodig om een beter inzicht te verkrijgen in de factoren die de waargenomen trends kunnen verklaren of om de ecologische validatie te doen van specifieke nieuwe of aangepaste maatregelen. Onder andere de SWOT-analyse van het soortenbeschermingsprogramma (SBP) akkervogels ([Agentschap voor Natuur en Bos, 2021a](#)) onderschrijft deze noodzaak. Verschillende sleutelactoren werken hiervoor nauw samen waardoor binnen de uitvoeringstermijn van een instrument feedback mogelijk is naar de landbouwer en op middellange termijn een onderbouwde bijsturing (evidence-based) van bepaalde maatregelen mogelijk wordt.

3.2 PLAN VAN AANPAK

Met deze aanpak beantwoorden we dus zowel de informatienoden voor beleidsmonitoring als de beheermonitoring op mesoniveau, althans wanneer uitgerold naar Vlaanderen. Een belangrijke doelstelling van het pilootproject is dan ook de haalbaarheid en opschaalbaarheid van deze monitoring in te schatten zodat in de toekomst meer inzicht wordt verkregen in (1) meer betrouwbare toestand en trend schattingen voor Vlaanderen, (2) regionale verschillen in toestand en trend, en (3) de effectiviteit van de geleverde inspanningen in zijn geheel (inclusief beheerovereenkomsten, soortenbeschermingsprogramma's, conditonaliteiten, (pre-)ecoregelingen, agromilieuklimaatmaatregelen, niet-productieve investeringen via het Vlaams landbouwinvesteringsfonds ...).

Onze aanpak laat toe om een deel van de bestaande tellocaties te behouden. Binnen het pilootproject werd dit in de eerste plaats toegepast op de reeds bestaande tellocaties van het MAS. Eventueel kan het principe dat we hiervoor gebruikt hebben, worden toegepast op ABV telhokken (met daarbinnen tellocaties), mits we de vergelijkbaarheid kunnen waarborgen (zie Hoofdstuk 6).

In Sectie 3.3 volgt een meer technische bespreking van de aanpak.

3.3 ONTWERP VAN DE GEGEVENSINZAMELING

We overlopen volgende stappen:

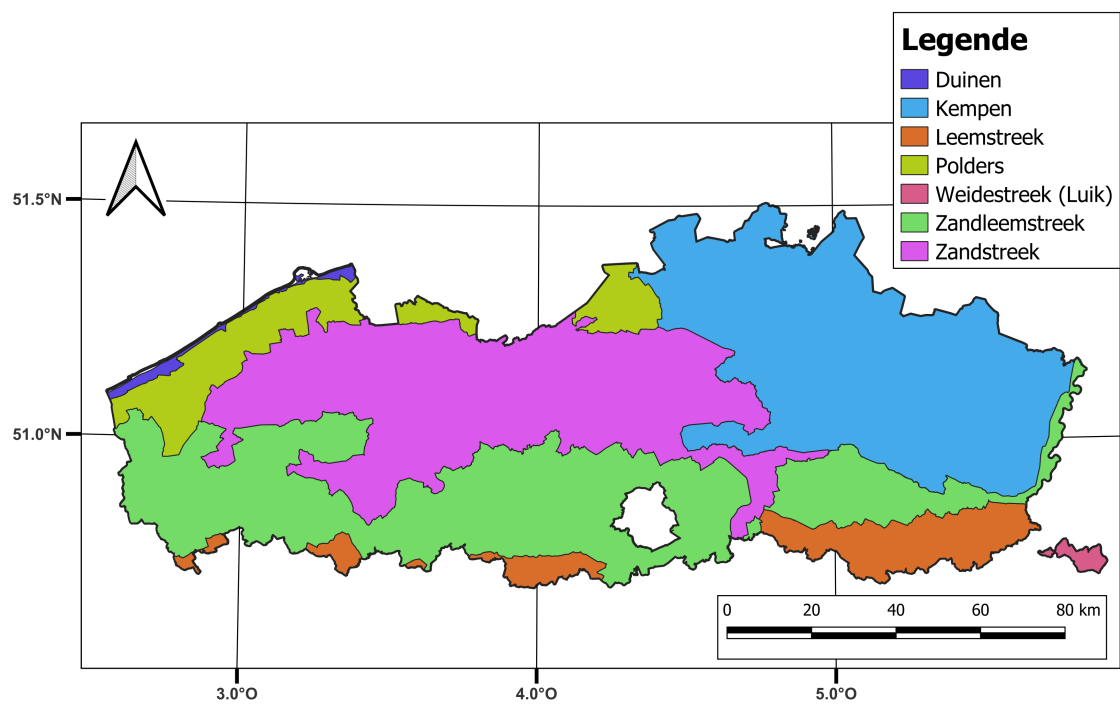
- Afbakening van het steekproefkader
- Stratificatie
- Steekproefgrootte en allocatie van de totale steekproefgrootte over de strata
- De steekproeftrekking
- Overlap met bestaande telpunten

3.3.1 Afbakening steekproefkader

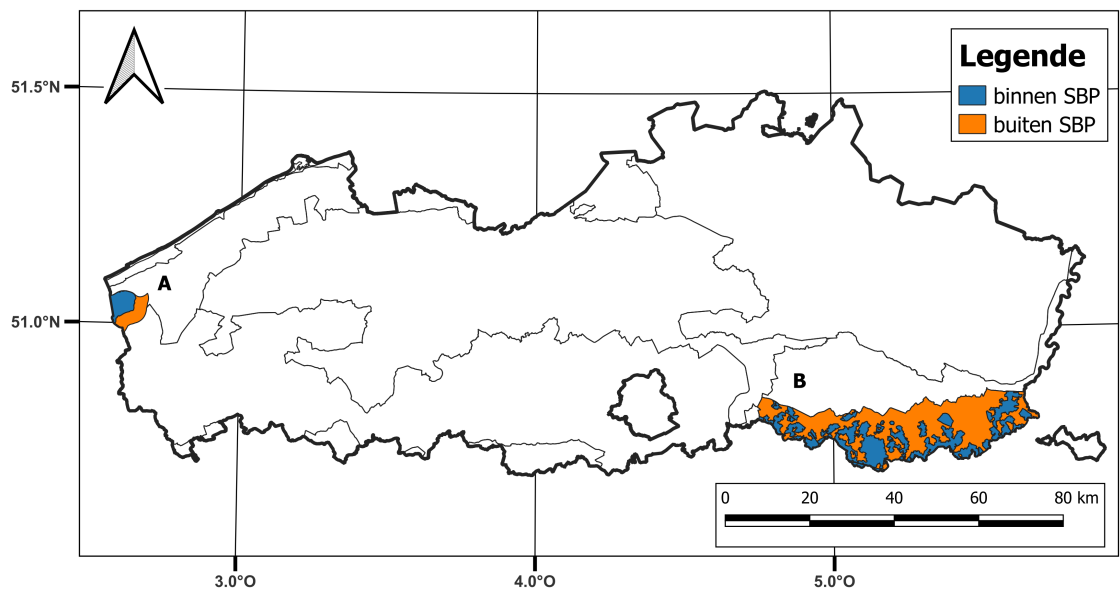
Een steekproefkader heeft de bedoeling om de statistische doelpopulatie die we willen onderzoeken zo goed mogelijk te benaderen. Een steekproefkader kan bijvoorbeeld een lijst zijn (bv. alle landbouwbedrijven in Vlaanderen) of het kan een ruimtelijke afbakening zijn (bv. de omtrek van Vlaanderen). In het geval van het MAS pilootproject maken we een lijst aan van potentiële telpuntlocaties.

Voor de afbakening van het steekproefkader, starten we met een intersectie van de landbouwstreken van België met de omtrek van Vlaanderen. Dit geeft ons een kaart van de landbouwstreken in Vlaanderen (Fig. 3.1). De meeste landbouwstreken zijn opgebouwd uit meerdere polygonen. Vervolgens beperken we dit daarom voor de Oostelijke leemstreek tot enkel de polygoon die overlapt met de perimeter van het soortenbeschermingsprogramma voor akkervogels. Dit geeft voldoende mogelijkheden om telpunten buiten deze SBP gebieden te kunnen selecteren (64 % van de oppervlakte ligt buiten SBP). De perimeter van SBP akkervogels is onderverdeeld in twee categorieën, namelijk (1) polygonen die als (prioritair) kerngebied beschouwd worden en (2) zoekzones. Die totale perimeter bepaalt waar soortenbeschermingsmaatregelen genomen mogen worden, waarbij de aanbeveling werd gevolgd om eerst en vooral in te zetten in kerngebied. Omdat er in de categorie zoekzone ook soortenbeschermingsmaatregelen werden genomen, zij het minder, hebben we deze integraal meegenomen in de perimeter die we als “binnen SBP” beschouwen. In het geval van De Moeren, is er direct vertrokken van een perimeter van de “binnenmoeren”, de centrale zone van De Moeren die bij ‘Plan Kiekendief’ al gebruikt werd door de MAS werking van dat gebied en die ons aangeleverd is. Deze perimeter waar veel kiekendief-maatregelen gerealiseerd waren, overlapt integraal met de perimeter van SBP akkervogels, maar die werd daar tot en met 2023 beschouwd als een zoekzone. Het is wel een gebied waar gelijkaardige inspanningen werden geleverd voor ‘Plan Kiekendief’ en we beschouwen het daarom als “SBP” gebied. Om voor De Moeren ook een controlegebied te hebben (buiten SBP), werd een buffer gelegd rond het noordoostelijke deel van De Moeren die in oppervlakte nagenoeg gelijk is aan het gedeelte binnen “SBP” (ten zuiden van De Moeren zitten we in Frankrijk en ten westen zitten we in duingebied). Deze perimeter ligt grotendeels binnen de polders landbouwtreek (een klein deel van de bufferzone ligt in de zandleemstreek), maar is slechts een klein deel van de volledige polders (Vlaamse Landmaatschappij, 2018, Fig. 3.2). De Oostelijke leemstreek omvat een zeer groot deel van de volledige leemstreek en is daarom te beschouwen als **de betere casus** van de twee pilootgebieden om dienst te doen als test voor de uitrol naar andere landbouwstreken in Vlaanderen.

We bekomen dus twee polygonen (één voor De Moeren en één voor de Oostelijke leemstreek). Beide bevatten zowel zones binnen als buiten SBP gebieden voor akkervogels. We moeten nu echter het steekproefkader verder verfijnen. In eerste instantie doen we dit door *exclusie* van een aantal landgebruiken op basis van OpenStreetMap (OSM) data (OpenStreetMap contributors, 2022) (Fig. 3.3A). OSM is een wereldwijd, open samenwerkingsproject waarin vrijwilligers geografische gegevens verzamelen en beschikbaar



Figuur 3.1: Landbouwstreken in Vlaanderen



Figuur 3.2: Perimeters van De Moeren (A) en de Oostelijke leemstreek (B), met aanduiding van het gebied binnen en buiten soortenbeschermingsprogramma's (SBP) en als achtergrond de landbouwstreken.

stellen. Deze vrij toegankelijke databron biedt een zeer gedetailleerde en actuele kaart van de wereld, die continu wordt bijgewerkt door een actieve gemeenschap van gebruikers. Hoewel de kwaliteit van OSM over het algemeen hoog is, kunnen er lokaal nog onvolkomenheden voorkomen. Zo kan de kaart op bepaalde plaatsen verouderd zijn of kunnen bijdragen van vrijwilligers leiden tot kleine classificatiefouten. Dankzij de open en dynamische aard van het project kunnen deze fouten echter relatief snel gesignaleerd en gecorrigeerd worden. OSM werd in Vlaanderen bijvoorbeeld gebruikt voor het opstellen van een open-ruimte-kaart voor Patrijs in functie van jachtreglementering (Onkelinx & Carmen, 2022).

De volgende landgebruiken sluiten we uit:

- parkgebieden
 - OSM definitie: `leisure = park`
 - OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:leisure%3Dpark>
- woongebieden
 - OSM definitie: `landuse = residential`
 - OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dresidential>
- militair gebieden
 - OSM definitie: `landuse = military`
 - OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dmilitary>
- industriegebieden
 - OSM definitie: `landuse = industrial`
 - OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dindustrial>
- begraafplaatsen
 - OSM definitie: `landuse = cemetery`
 - OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dcemetery>

MAS-tellingen gebeuren altijd vanaf een openbare weg of pad, er worden in principe nooit (landbouw)percelen betreden. We gebruiken daarom een extractie uit OpenStreetMap van alle wegentypes die in aanmerkingen komen (positieve selectie, dus autosnelwegen en dergelijke worden hier indirect uitgesloten) (Fig. 3.3B):

- OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Key:highway>
 - OSM definities:
 - * `highway = track`
 - * `highway = footway`
 - * `highway = path`
 - * `highway = cycleway`
 - * `highway = bridleway`
 - * `highway = tertiary`
 - * `highway = tertiary_link`
 - * `highway = unclassified`

In bovenstaande lijst wordt echter een extra regel toegepast om holle wegen uit te sluiten, omdat vanuit een holle weg de zichtbaarheid te beperkt is. Een holle weg wordt in OSM aangeduid als `cutting = yes|both|hollow_way` of als `historic = hollow_way` in combinatie met één van bovenstaande *key-value* paren.

In De Moeren is het padennetwerk weinig dens, maar het polderlandschap is er wel doorsneden door vele afwateringskanaaltjes. We voegden daarom ook de waterlopen toe (in principe moet er een vrije strook van minstens 1 m zijn langs elke waterloop):

- OSM Wiki: <https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Key:waterway>:
 - OSM definities:
 - * `waterway = river`
 - * `waterway = stream`

Voor de **allocatie** van deze steekproefgroottes over de verschillende strata, moeten we een afweging maken tussen de precisie per stratum en precisie voor het pilootgebied in zijn geheel. Voor het geheel zou een allocatie evenredig aan de oppervlakte van elk stratum wellicht de voorkeur hebben. Indien we echter ook geïnteresseerd zijn in uitspraken voor elk stratum apart en in onderlinge vergelijkingen tussen de strata, dan is een allocatie waarbij in elk stratum evenveel punten liggen meer aangewezen. Tussen deze twee scenario's zijn er veel tussenposities. In het algemeen kunnen we voor een kostenoptimale allocatie gebruik maken van een formule die stelt dat de allocatie recht evenredig is met de oppervlakte van een stratum en de variabiliteit in een stratum en omgekeerd evenredig is met de vierkantswortel van de kosten van het veldwerk in het stratum (Cochran, 1950). Voor het pilootproject hebben we ervoor gekozen om evenveel telpunten te hebben binnen als buiten SBP zones. Daarnaast alloceren we (voor de Oostelijke Leemstreek) het aantal telpunten proportioneel aan de oppervlakte aan OL en HOL.

In de praktijk werd er een veelvoud van het vooropgestelde aantal telpunten getrokken met behulp van een algoritme voor ruimtelijk gebalanceerde en gestratificeerde **steekproeftrekking** (Grafström *et al.*, 2011). De methode liet toe om per stratum zowel ruimtelijk een goede spreiding te hebben van de telpunten (hiermee wordt in de mate van het mogelijke vermeden dat telcirkels met elkaar overlappen) als een goede afspiegeling van de verdeling van de oppervlakte-aandelen aan soortbeschermingsmaatregelen in de statistische subpopulatie van het stratum. Een ander voordeel van deze methode is dat elk getrokken telpunt een volgnummer krijgt, wat van belang was bij het nagaan van overlap met bestaande telpunten (zie 3.3.4) en bij de manuele controle (3.3.5). Indien een punt uitvalt, kan dit vervangen worden door het eerstvolgende uit de reeks dat nog niet toegewezen werd. De methode garandeert dat deze nieuwe set ruimtelijk goed gespreid is en een aselechte steekproef is. Ondanks de ruimtelijke spreiding, was er, omwille van hoge densiteit aan telpunten, soms toch nog overlap tussen telpunten. In die gevallen werd enkel het overlappende telpunt met laagste volgnummer weerhouden (Fig. 3.4).

Deze geselecteerde telpunten werden zowel in 2022 als in 2023 geteld in het kader van het MAS piloot-project. Voor de steekproef over Vlaanderen is het best mogelijk dat een ander temporeel design nodig is zoals een “rotating panel design” of een “augmented panel design”.

Er werd een poging ondernomen om telpunten met slechte zichtbaarheid te verwijderen door enkel voor de getrokken telpunten een zichtbaarheidsindex te berekenen (Brinkmann & Labib, 2022). In deze fase werden telpunten niet automatisch verwijderd op basis van de zichtbaarheidsindex. De reden hiervoor was dat er nog vrij veel situaties zijn waar de zichtbaarheidsindex laag was, terwijl de terreinsituatie toch een goede zichtbaarheid toelaat. De reden voor zulke “vals positieven” zijn:

- bomenrijen waar je door kan kijken
- holle weg waar je mits je even op de kant klimt wel voldoende zichtbaarheid hebt
- punten langs “waterwegen” liggen dieper in het landschap, terwijl je uiteraard niet in het water gaat staan maar op de oever er langs

In een latere fase hebben we deze pijnpunten van een zichtbaarheidsanalyse vanaf één punt verbeterd door een cumulatieve zichtbaarheid te berekenen vanaf meerdere posities binnen een ruimere zone (van 25 m) rond het telpunt (zone bewegingsvrijheid van de waarnemer) (zie 5.2.1).

3.4 REPRODUCEERBAARHEID EN TRACEERBAARHEID

De steekproeftrekking werd gedaan met R (R Core Team, 2023) in RStudio (Posit team, 2023) via de **targets** “pipeline tool” package (Landau, 2021a). Deze laatste is een computationele workflow die analyses uitvoert op een efficiënte en reproduceerbare manier. Via de **renv** package (Ushey & Wickham, 2023) werd een reproduceerbare omgeving gecreëerd die bijhield welke versies van R en welke (versies van) verschillende packages werden gebruikt in het project. Alle code werd beheerd onder versiecontrole met Git op een online GitHub repository (Langeriaert & Van Calster, 2024). Dit houdt in dat niet enkel de code zelf, maar ook alle wijzigingen in de code doorheen de tijd daar kunnen geraadpleegd worden. De toestand van de GitHub repository op het moment van de steekproeftrekking voor de pilootstudie kan geraadpleegd worden via de volgende commit hash:

7d0cdbc83765719876fbf0954082873d992f33de

(1) Het steekproefkader, (2) de steekproef en (3) de finale steekproef na manuele controle (de punten die effectief werden bezocht in het veld) werden ook in de GitHub repository opgeslagen als TSV-bestanden via de **git2rdata** package (Onkelinx, 2022) in de folder *data/processed*. Deze staan bijgevolg onder versiebeheer. De hashes van de finale bestanden zijn te vinden in Bijlage A.1.

Een overzicht van alle databestanden is gegeven in Eves Down *et al.* (2025).

3.5 VRIJWILLIGERSWERKING

De inzet van vrijwilligers is een veelgebruikte troef bij vogeltellingen, en een krachtig middel om de kosten-efficiëntie van een monitoringsproject te verhogen. Uit de poule van het MAS-meetnet dat reeds opgestart was in beide pilootgebieden, konden we de meeste vrijwilligers verder motiveren om deel te nemen aan tellingen voor dit nieuwe meetnet. Dat is een voordeel dat niet overal gegarandeerd is, en het gaat niet zomaar. Vrijwilligers betrek je best nauw en jaarrond. Daar kruipt aanzienlijk veel training, opvolging, communicatie en feedback in. Om die reden kozen we ervoor om daar voldoende werktijd voor te voorzien. We anticipeerden op de aantrekkelijkheid van de tellingen, waarbij het voor vrijwilligers vooral loont om te gaan tellen in gebieden waar nog veel vogels te zien zijn, en waar veel maatregelen genomen worden om ze te beschermen. Tellingen in controlegebieden achtten we minder aantrekkelijk. Daar werd geopteerd om, waar nodig, tellingen uit te voeren door betaalde werkkrachten. Dat aandeel aan betaalde werkkrachten kan instaan voor een continuïteit, waarbij meetpunten jaarlijks geteld worden, en eventueel flexibel ingesprongen kan worden bij het wegvallen of opgeven van vrijwilligerswerk. We gingen na of de motivatie en ervaring van tellers, al dan niet betaald, een impact heeft op de kwaliteit van de tellingen. Daarbij werd gelet op het volgen van de methodiek, alsook het aandeel individuen dat werd herkend of genoteerd.

4 ANALYSE BESCHIKBARE MAS-GEGEVENS

Alle analyses werden gedaan met R ([R Core Team, 2023](#)) in RStudio ([Posit team, 2023](#)). Via de **renv** package ([Ushey & Wickham, 2023](#)) werd een reproduceerbare omgeving gecreëerd die bijhield welke versies van R en welke (versies van) verschillende packages werden gebruikt. Alle code werd beheerd onder versiecontrole met Git op een online GitHub repository ([Langerlaert & Van Calster, 2024](#)).

Voor dit rapport maakten we zowel gebruik van frequentistische als Bayesiaanse statistische methodes voor de gegevensanalyses. We gebruiken telkens een $\alpha = 5\%$ significantieniveau voor statistische besluitvorming. De frequentistische statistiek concentreert zich op het afleiden van conclusies over een populatie op basis van herhaalde steekproeven en maakt gebruik van klassieke methoden zoals het berekenen van betrouwbaarheidsintervallen, p-waardes enzovoort. Bayesiaanse statistiek maakt gebruik van de Bayesiaanse waarschijnlijkheidstheorie, waarbij initiële informatie (a priori kennis) wordt gecombineerd met gegevens om de waarschijnlijkheid van hypothesen bij te werken (a-posterioriverdeling van parameters). Hierbij bekomen we geen betrouwbaarheidsintervallen maar zgn. geloofwaardigheidsintervallen. Het gebruik van beide statistische methodes heeft geen invloed op de interpretatie van de resultaten, maar zorgt er wel voor dat nieuwe termen worden geïntroduceerd, zoals a-priorikans, *Markov chain Monte Carlo* en a-posterioriverdeling. Dit zijn termen waarmee de lezer mogelijk niet bekend of waarvoor geen eenvoudige vertaling naar het Nederlands voorhanden is. Deze worden samengevat in Bijlage A.2. Engelstalige termen worden in cursief aangeduid.

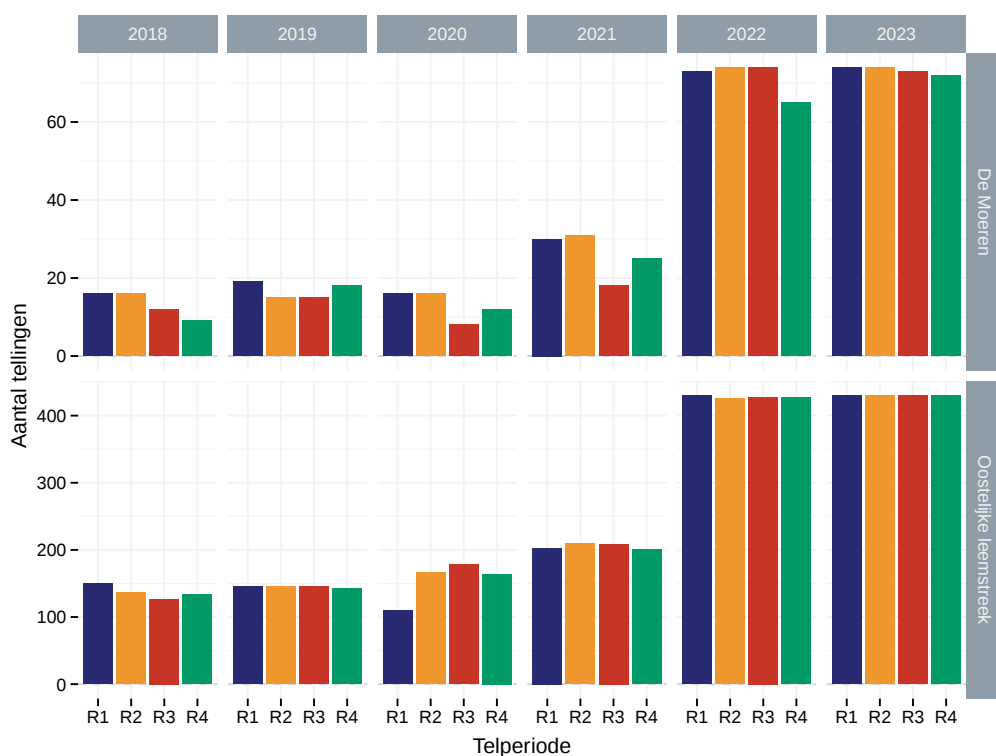
4.1 DATA EXPLORATIE MAS-TELLINGEN

4.1.1 Enkele cijfers

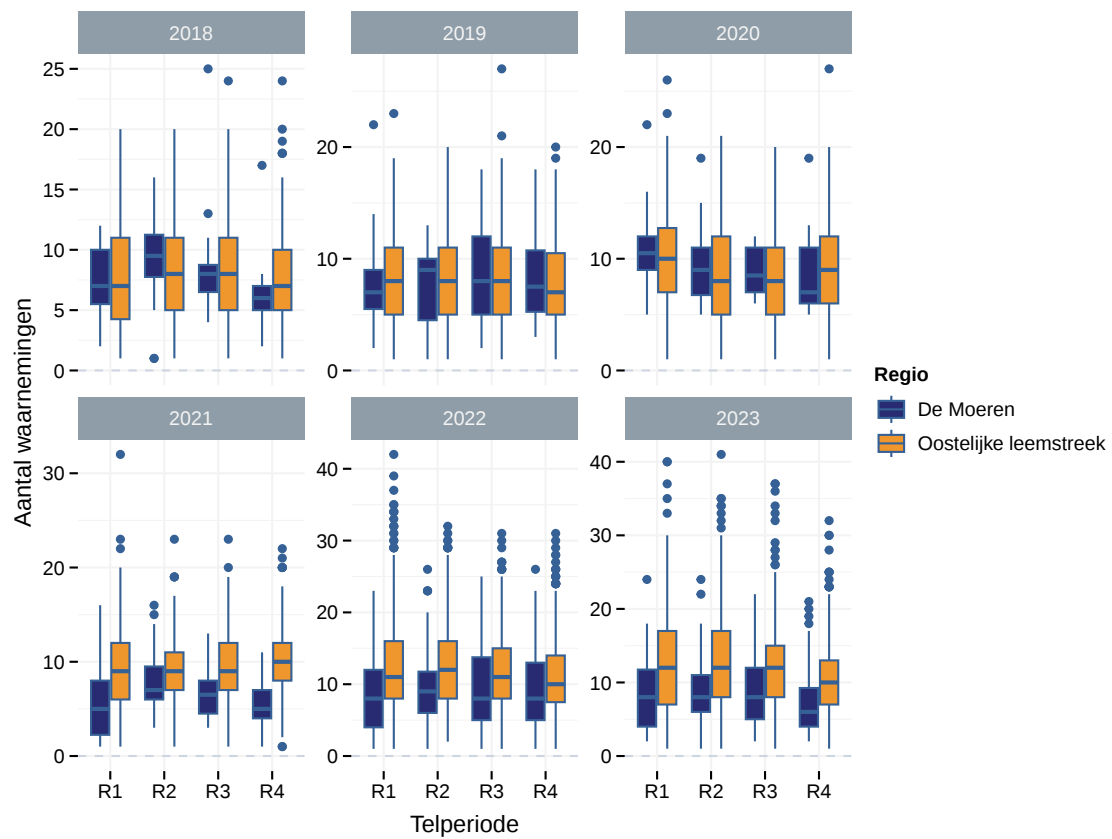
De volgende resultaten betreffen vogels. Zoogdieren worden besproken in Sectie 4.1.4. Zoals besproken in Sectie 3.3.4, zijn een aantal van deze punten hergebruikt bij de steekproeftrekking voor deze pilootstudie. Verder zijn er sinds de pilootstudie (sinds 2022) veel telpunten bijgekomen in De Moeren en de Oostelijke leemstreek (Tabel 4.1). De meeste telpunten werden vier maal per jaar bezocht (Fig. 4.1). Figuren 4.2 en 4.3 geven een meer gedetailleerd beeld van de verdelingen van respectievelijk het aantal waarnemingen en soorten per jaar.

Tabel 4.1: Samenvattende tabel aantallen binnen het pilootmeetnet. Aantal waarnemingen en soorten betreffen vogels.

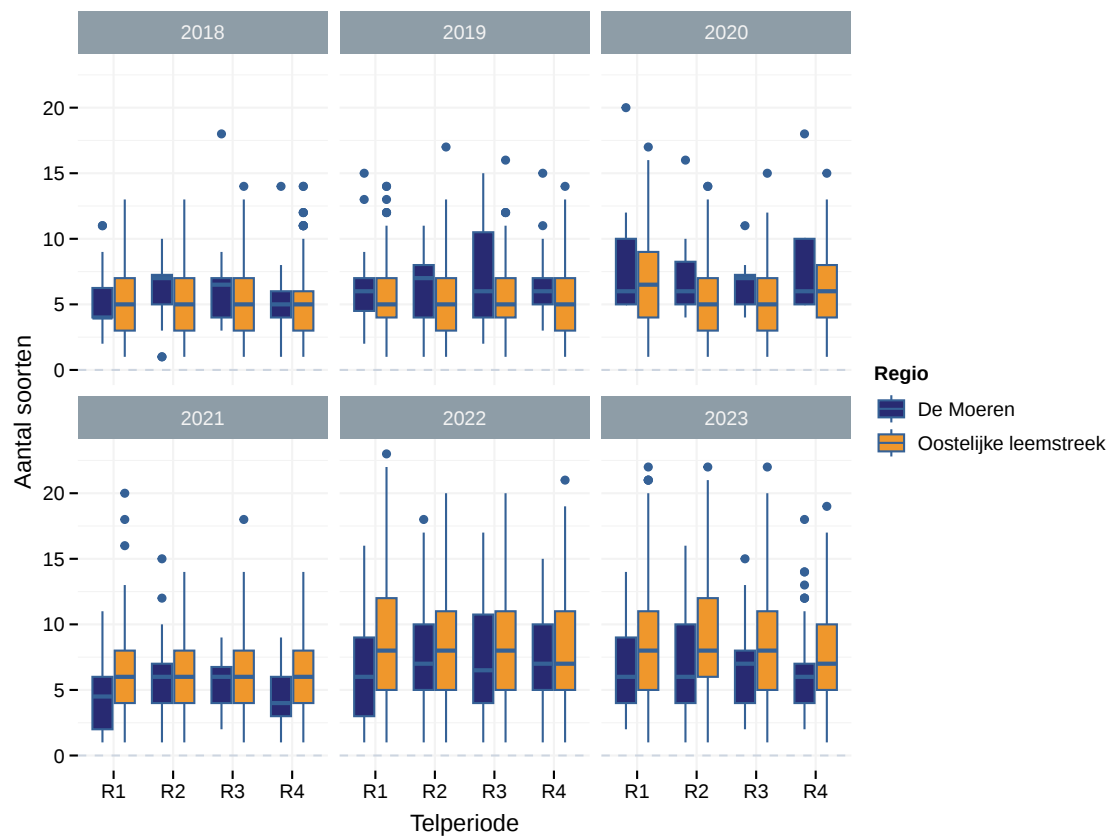
regio	jaar	aantal telpunten	aantal waarnemingen	aantal soorten
De Moeren	2018	16	431	50
De Moeren	2019	19	543	62
De Moeren	2020	16	502	64
De Moeren	2021	31	676	65
De Moeren	2022	74	2716	85
De Moeren	2023	74	2450	92
Oostelijke leemstreek	2018	153	4406	85
Oostelijke leemstreek	2019	157	4710	91
Oostelijke leemstreek	2020	179	5616	82
Oostelijke leemstreek	2021	212	7836	89
Oostelijke leemstreek	2022	430	20969	105
Oostelijke leemstreek	2023	431	21008	112



Figuur 4.1: Aantal tellingen per jaar in elke regio voor alle telperiodes. R1: 01/04–20/04, R2: 21/04–10/05, R3: 11/05–10/06, R4: 21/06–15/07.



Figuur 4.2: Verdeling van het aantal waarnemingen van vogels in een telcirkel per jaar, telperiode en regio.



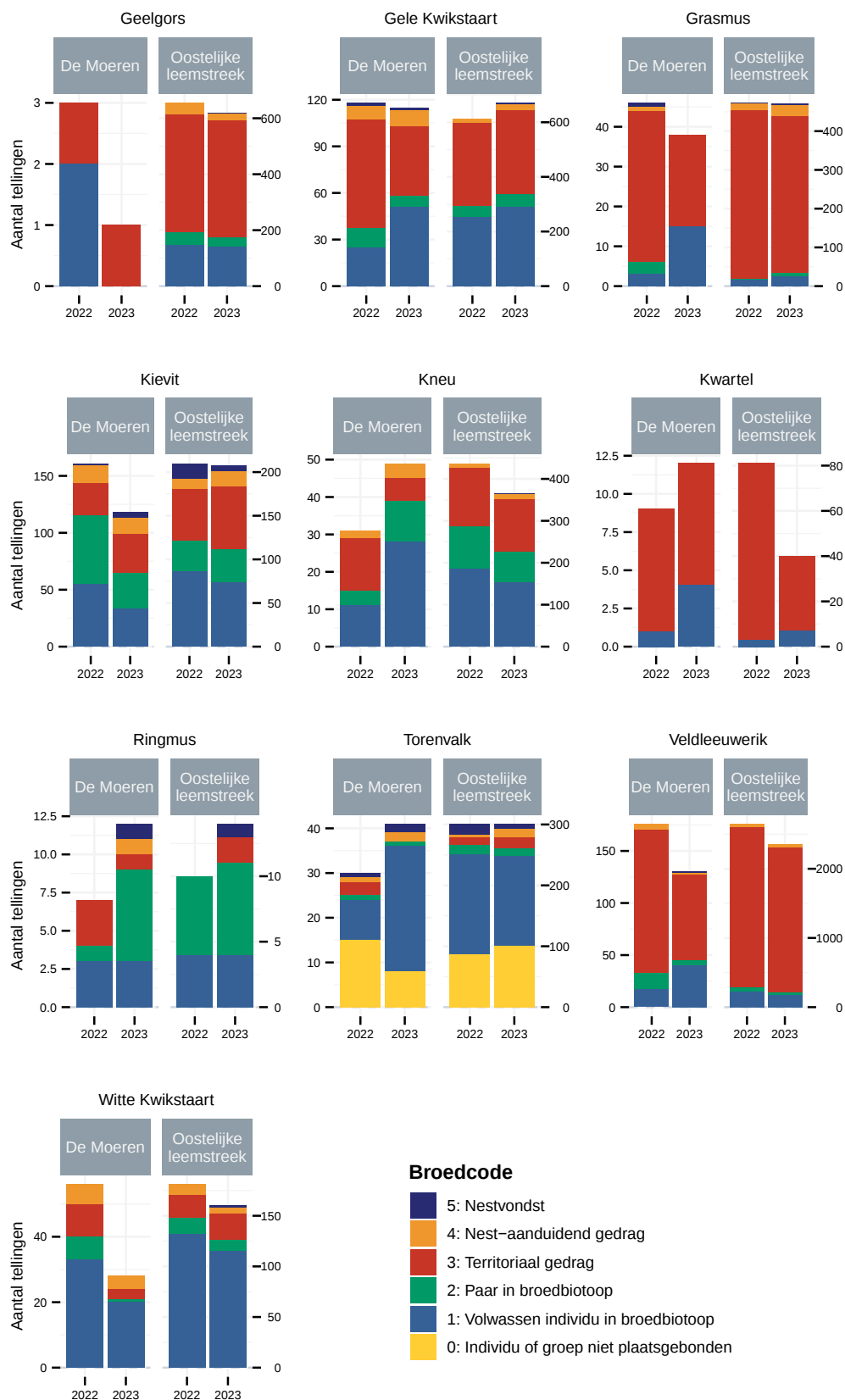
Figuur 4.3: Verdeling van het aantal vogelsoorten in een telcirkel per jaar, telperiode en regio.

4.1.2 Broedcodes

Het gebruik van broedcodes bij elke waarneming geeft het voordeel dat we uitspraken kunnen doen in termen van aantal broedgevallen door toevallige waarnemingen van een soort (bv. een overvliegend individu) uit te sluiten (= broedcode nul) (Roodbergen *et al.*, 2011). Op basis van observatie wordt door de waarnemer een inschatting gemaakt hoe “broedverdacht” een vogel daar op het moment van de telling is. Hoe hoger de broedcode, hoe groter de aanwijzingen dat een koppel daar broedt. De MAS-methodiek werkt met een vereenvoudigde broedcodelijst van zes codes:

- broedcode 0: individu of groep buiten broedhabitat
- broedcode 1: volwassen individu in broedbiotoop
- broedcode 2: paar in broedbiotoop
- broedcode 3: territoriaal gedrag (zang, balts, dreigen)
- broedcode 4: nest-aanduidend gedrag (alarm, nestbouw, waarschijnlijke broedplaats)
- broedcode 5: nest (met eieren of jongen)

We rekenen enkel de oppervlakte binnen de MAS telcirkel als broedbiotoop. Een vogel kan dus enkel een broedcode >0 meekrijgen als er binnen de telcirkel geschikt broedbiotoop is. We beschouwen tien doelsoorten: Geelgors, Gele kwikstaart, Grasmus (*Sylvia communis*), Kievit, Kneu (*Linaria cannabina*), Kwartel (*Coturnix coturnix*), Ringmus (*Passer montanus*), Torenvalk (*Falco tinnunculus*), Veldleeuwerik en Witte kwikstaart (*Motacilla alba*). Als we kijken naar de data van 2022-2023, zien we dat de rapportage van broedcodes sterk kan verschillen van soort tot soort (Fig. 4.4). Zo worden Veldleeuwerik en Geelgors overwegend als territoriaal, met broedcode 3, ingevoerd; deze soorten worden dan ook makkelijk en vooral al zingend gehoord. Ringmus gaat vooral als paar in broedbiotoop de databank in, de soort heeft geen makkelijk herkenbare zang en het getjilp wordt vaak gehoord als een roep. Witte kwikstaart wordt meestal als volwassen individu in broedbiotoop waargenomen, die wordt dan ook vaak gezien in de buurt van erven en zingt weinig. Roofvogels, zoals de Torenvalk, hebben meestal geen duidelijke nestgelegenheid binnen de telcirkel, maar komen geregeld van buitenaf jagen. Roofvogels worden vaak, terecht, ingevoerd met een broedcode nul. Deze combinatie nemen we wel mee in de analyses om de predatiedruk mee in rekening te brengen.



Figuur 4.4: Aantal tellingen per broedcode per doelsoort voor 2022-2023. De linker y-as toont het aantal tellingen in De Moeren en de rechter y-as het aantal in de Oostelijke leemstreek.

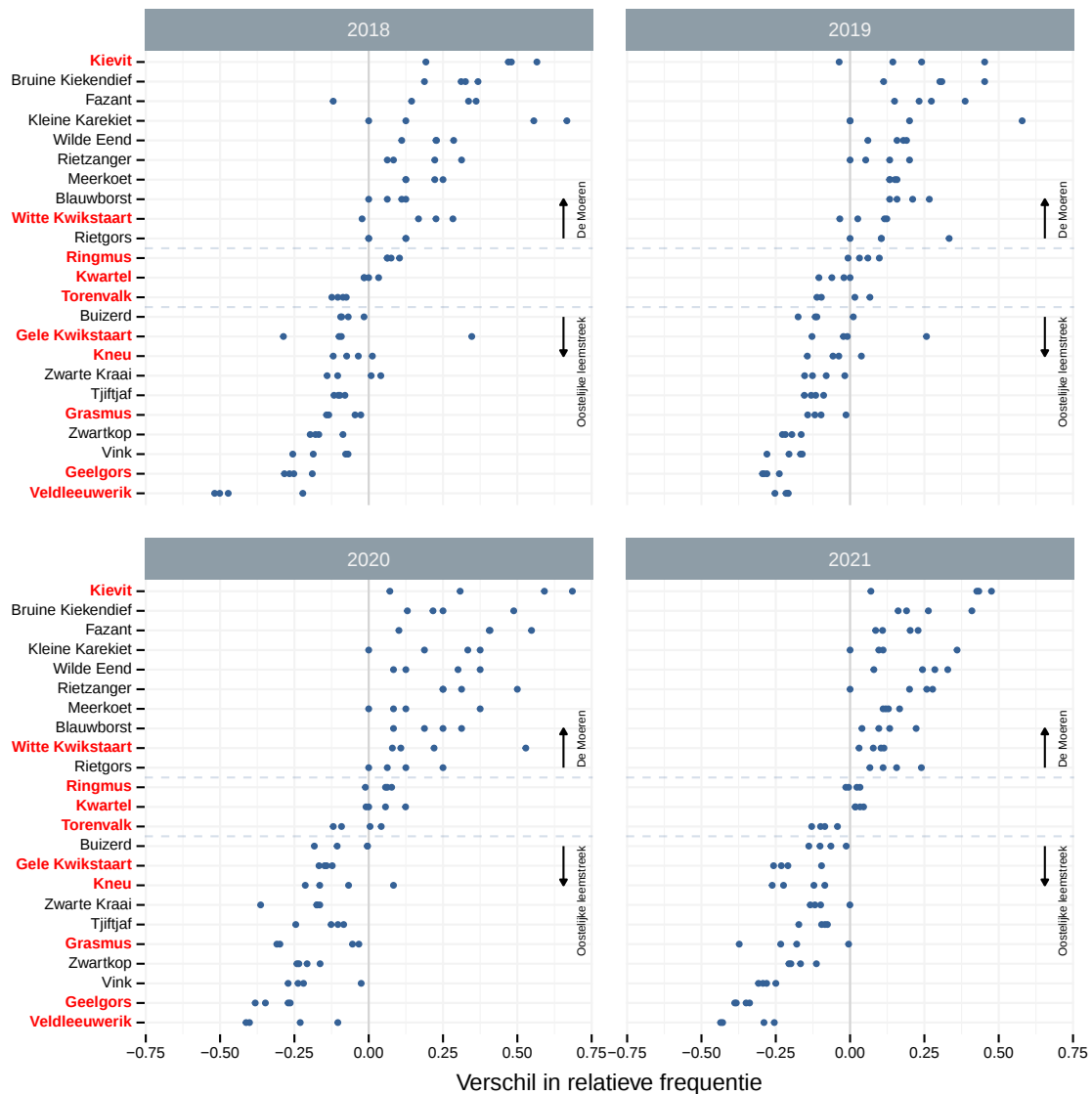
4.1.3 Relatieve frequenties

Voor elke soort kunnen we de relatieve frequentie (P) berekenen als de proportie telpunten waarin de soort aanwezig is per telperiode, jaar en regio. Een relatieve frequentie van 0,5 wil dus zeggen dat de soort in 50 % van de telpunten gezien is.

$$P = \sum_{i=1}^N I(n_i > 0) / N$$

Waarbij N het totaal aantal telpunten is in een bepaalde telperiode, jaar en regio en n_i het aantal individuen van de beschouwde soort waargenomen aan telpunt i . $I(\cdot)$ is de indicatorfunctie die 1 geeft als $n_i > 0$ en 0 anderszins. We selecteerden enkel waarnemingen met broedcode groter dan nul. Voor roofvogels hielden we geen rekening met broedcode, omdat we voor deze soorten meer algemeen geïnteresseerd zijn in predatiedruk op de akkervogels.

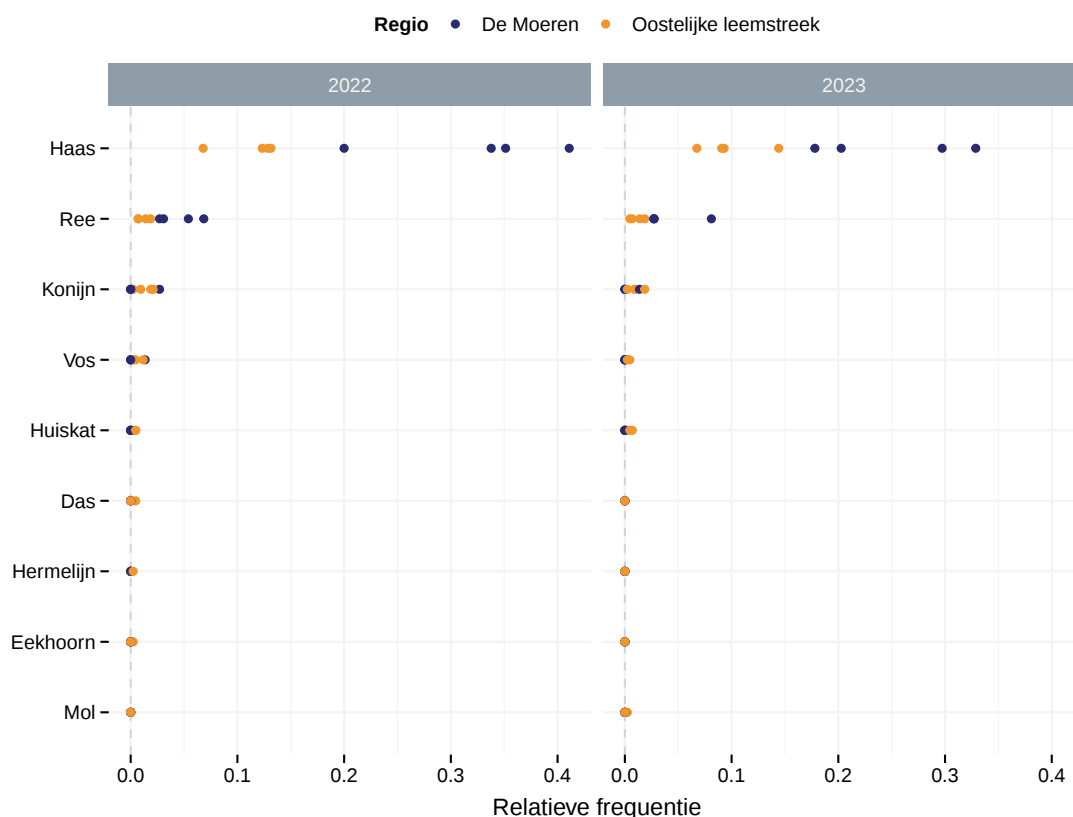
Figuur 4.5 toont de relatieve frequenties van de 20 meest frequente soorten tussen 2018-2021 (gemiddeld per telperiode, jaar en regio). Tijdens het pilootproject (2022-2023) zien we andere soorten naar voren komen en ook lagere frequenties (Fig. 4.6). Dit is omdat we het controlegebied hadden toegevoegd (buiten soortenbeschermingsprogramma (SBP)) waar minder vogels voorkomen. Het is bovendien duidelijk dat bepaalde soorten algemener zijn in de ene of de andere regio. Als we het verschil in relatieve frequentie tussen De Moeren en de Oostelijke leemstreek nemen, zien we om welke soorten het gaat (Fig. 4.7, 4.8). In De Moeren werden soorten frequenter gezien die meer en talrijker in de kustpolders voorkomen. De blauwe dooradering van water met rietkragen zorgen in De Moeren voor een hogere verhouding aan telpunten met soorten zoals Kievit, Bruine kiekendief, Blauwborst (*Luscinia svecica*), Rietzanger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Wilde eend (*Anas platyrhynchos*), Kleine karekiet (*Acrocephalus scirpaceus*) enzovoort. Een bijkomende verklaring van de soortensamenstelling is dat De Moeren bijna volledig als open landschap gecategoriseerd wordt, en er bijna geen halfopen landschap te vinden is. Hierdoor ontbreken de typerende vogelsoorten voor halfopen landschap in het grootste deel van die telpunten. In de Oostelijke leemstreek zien we dan weer soorten van meer halfopen landschap en kleine landschapselementen zoals Grasmus, Zwartkop (*Sylvia atricapilla*), Geelgors, Vink (*Fringilla coelebs*) enzovoort. Ook binnen specifieke strata is er voor sommige soorten een groot verschil in frequentie (Fig. 4.9). Zo zien we voor Veldleeuwerik duidelijke verschillen. In De Moeren komt Veldleeuwerik duidelijk in meer telcirkels voor binnen SBP-gebied dan buiten SBP-gebied. Ook in de Oostelijke leemstreek is dat het geval. Uiteraard blijft Veldleeuwerik daar hoger in frequentie in open landschap versus halfopen landschap, gezien de soort een uitgesproken voorkeur heeft voor meer open landschap. Ook in halfopen landschap wordt veldleeuwerik gezien, ook binnen dat specifieke stratum is er een duidelijk verschil, waarbij we veldleeuwerik frequenter zien voorkomen binnen SBP-gebied dan buiten.



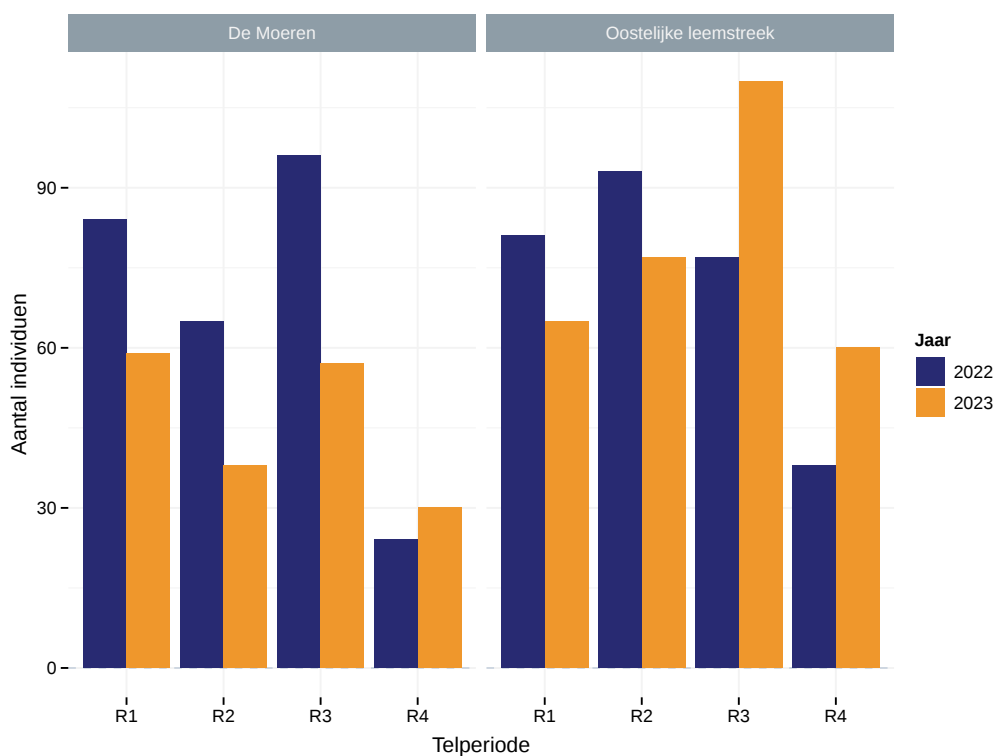
Figuur 4.7: Verschil in relatieve frequentie tussen De Moeren en de Oostelijke leemstreek van 2018-2021. Top 10 meer algemene soorten in De Moeren van boven naar onder, top 10 meer algemene soorten in de Oostelijke leemstreek van onder naar boven (gemiddeld over telperiode en jaar) en doelsoorten (in vet rood, tussen stippellijn indien niet in top 10 van een regio). Elke punt is een verschil in relatieve frequentie in een bepaalde telperiode en jaar tussen De Moeren en de Oostelijke leemstreek.

4.1.4 Zoogdieren

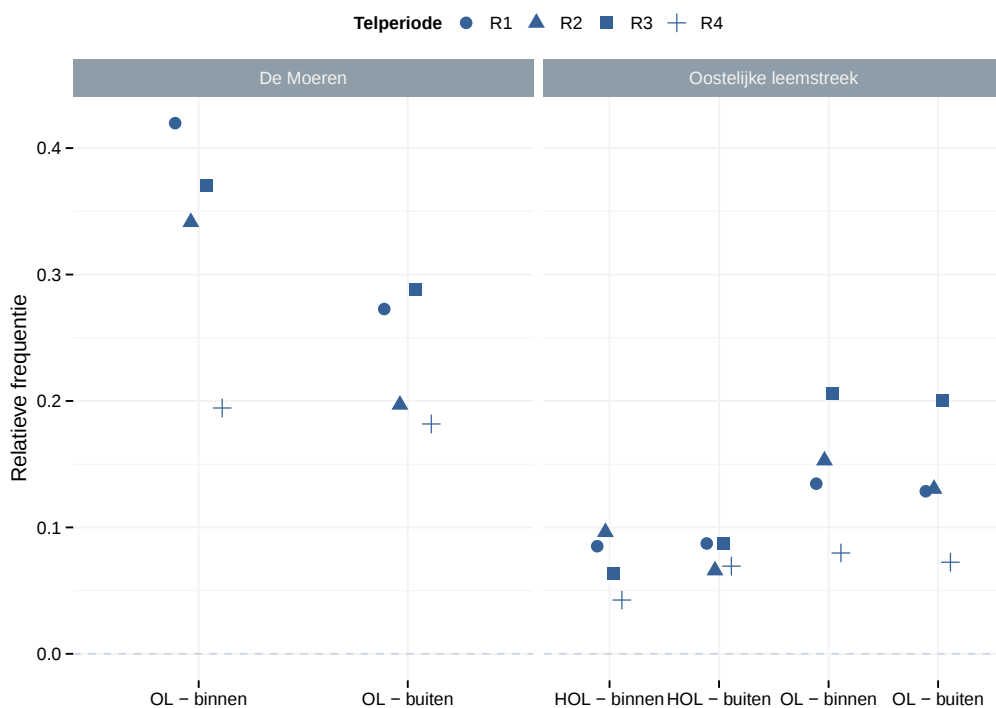
We hebben onderzocht of het MAS-protocol ook gebruikt kan worden om zoogdieren te monitoren. Zoogdieren kunnen eenvoudig meegeteld worden tijdens de vogeltelling zonder veel extra moeite, door een uitbreiding van de soortenlijst worden zoogdieren op eenzelfde manier ingevoerd als vogels. Voor zoogdieren is het opgeven van een broedcode uiteraard niet relevant, die wordt standaard als broedcode 0 genoteerd. We zien uit de waarnemingen tijdens het pilootproject dat er, buiten Haas, niet veel zoogdieren worden gezien tijdens de tellingen (Fig. 4.10). Zoogdiersoorten zoals Ree (*Capreolus capreolus*), Konijn (*Oryctolagus cuniculus*), Vos (*Vulpes vulpes*) en Huiskat (*Felis silvestris catus*) worden wel af en toe gemeld, maar met de beperkte frequentie waarmee ze gemeld worden, kunnen we geen toestand berekenen. Mogelijk zijn waarnemingen van (dagactieve) Vos en Huiskat een factor die we kunnen meenemen in het analyseren van het voorkomen van akkervogels. De hiervoor vermelde lijst zoogdiersoorten komt buiten het landbouwgebied talrijker voor, en de MAS cijfers geven ons geen bruikbare data waarmee relevante densiteiten berekend zouden kunnen worden. Haas is wel een zoogdiersoort waar het zinvol blijkt om data in te zamelen. Zo zien we duidelijke verschillen tussen de twee pilootgebieden. Haas was sterker aanwezig in De Moeren dan de Oostelijke leemstreek (Fig. 4.10). Haas wordt minder geteld in de laatste telperiode (Fig. 4.11), en wordt tijdens MAS tellingen het meest frequent gezien in het open landschap (Fig. 4.12). Dat kunnen we verklaren doordat Haas enkel visueel kan worden waargenomen als het zicht zo open mogelijk is vanop een telpunt, en als de vegetatie en het gewas nog laag staat. Dat laatste is vooral in het begin van het seizoen het geval.



Figuur 4.10: Relatieve frequentie van de zoogdieren gezien tijdens het pilootproject (geordend volgens gemiddelde over telperiode, jaar en regio). Elke punt is een relatieve frequentie in een bepaalde telperiode, jaar en regio.



Figuur 4.11: Aantal individuen van Haas gezien tijdens het MAS pilootproject.

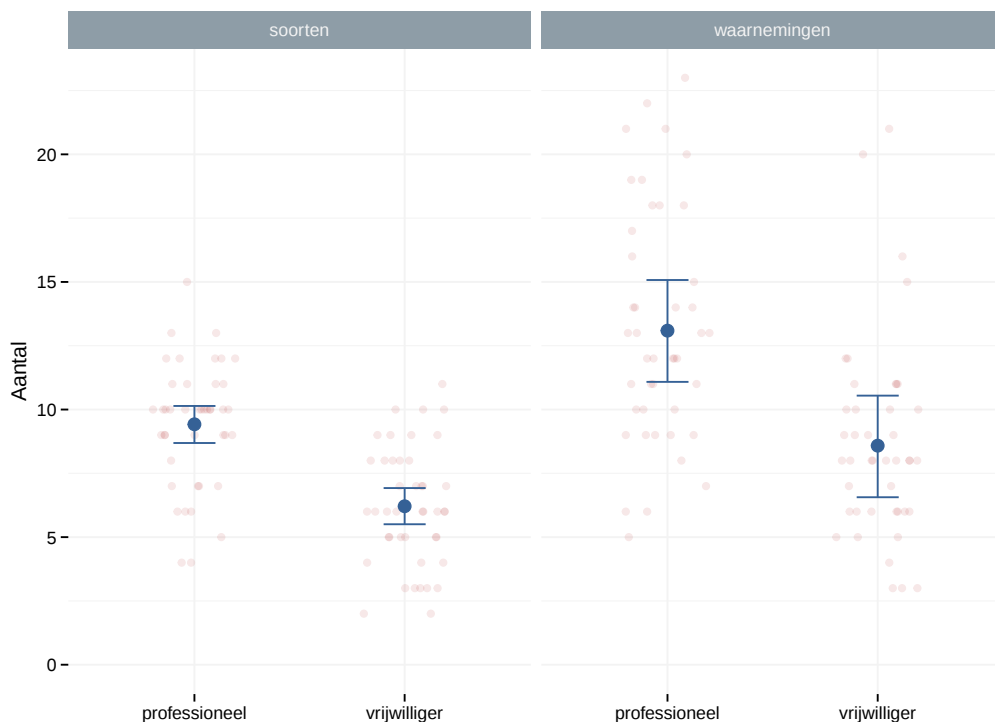


Figuur 4.12: Relatieve frequentie van de Haas in verschillende strata van 2022-2023. HOL: halfopen landschap, OL: open landschap, binnen: binnen soortenbeschermingsprogramma (SBP), buiten: buiten SBP.

$$g(\mathbf{E}(Y_{ijk})) = \beta_0 + \beta_1 X_{status,i} + \beta_2 X_{broedcode,i} + \beta_3 X_{status,i} \times X_{broedcode,i} + b_{0,j} + b_{0,j:k}$$

4.2.3 Resultaten en discussie

Onze primaire interesse ging uit naar een verschil tussen professionele teller en vrijwilligers voor soorten met broedcode groter dan nul. We zagen dat vrijwilligers een significant minder aantal waarnemingen (95 % GI: -5,94 tot -3,04) en soorten (95 % GI: -4,22 tot -2,20) meldden dan de professionele teller (Fig. 4.13). Verdere exploratie maakte duidelijk dat dit verschil in aantal soorten gelijkaardig is voor broedcode nul en broedcode groter dan nul (95 % GI: -0,21 tot 0,25). Model fit was niet ideaal en in werkelijkheid verwachten we zelfs dat het verschil in aantal soorten met broedcode 0 nog lager ligt voor vrijwilligers in vergelijking met het verschil bij broedcode groter dan 0 omdat het aantal nultellingen door het model onderschat werd. We hebben dus zeker geen bewijs dat er compensatie zou zijn bij de vrijwilligers waarbij ze wel meer soorten zouden noteren met broedcode nul, maar minder met broedcode groter dan nul. Voor het aantal waarnemingen konden we hetzelfde besluiten (95 % GI: -0,2 tot 0,24).

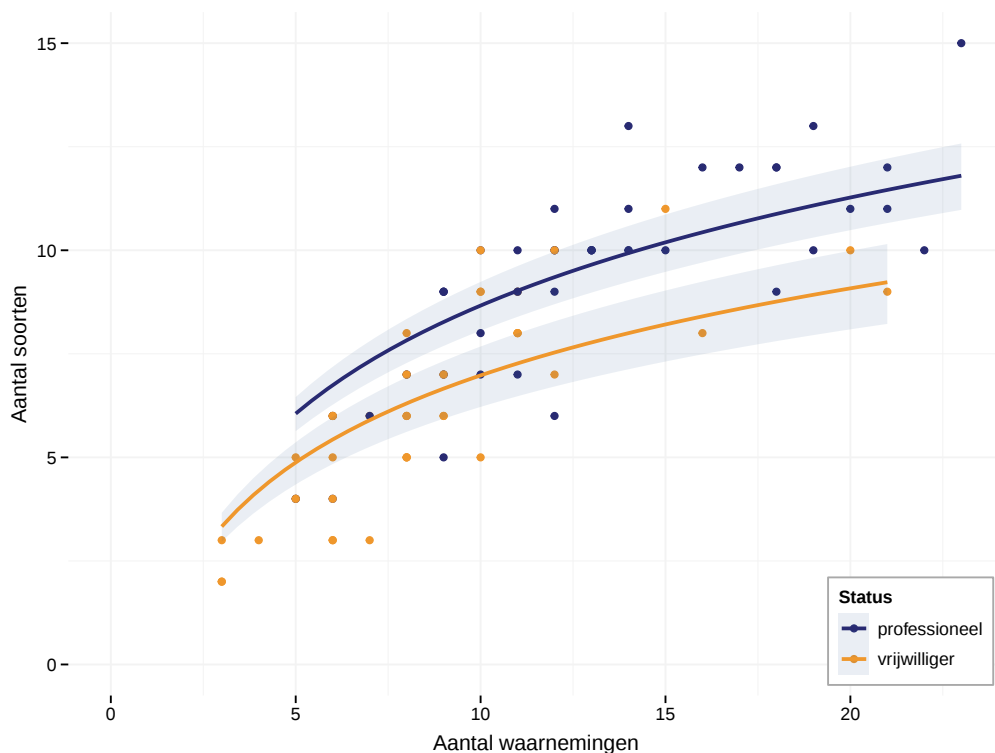


Figuur 4.13: Verschil in aantal soorten en waarnemingen van vogels met broedcode groter dan nul tussen vrijwilligers en professionele tellers met aanduiding van het posterior gemiddelde en 95 % geloofwaardigheidsinterval.

Ook vonden we dat er geen significant verschil was in het aantal soorten (data broedcode > 0) tussen beginnende en ervaren vrijwilligers (95 % GI: -1,86 tot 1,13). Voor het aantal waarnemingen konden we hetzelfde besluiten (95 % GI: -1,09 tot 3,73).

We moeten opmerken dat deze resultaten gebaseerd zijn op modellen die niet altijd een goede weerspiegeling waren van de data. De responsdata waren aantallen en dus positief en discreet van aard. Desondanks kozen we vaak voor modellen met een Normale verdeling. Dit gaf eenvoudig interpreteerbare resultaten en was ook niet problematisch omdat de aantallen vaak hoog genoeg lagen (en er dus geen negatieve waarden zouden voorspeld worden door het model). In verschillende gevallen werden de resultaten van de Poisson en Negatief binomiale modellen vergeleken met het Normale model. Na omrekenen gaven deze modellen gelijkaardige resultaten. Bovendien waren we telkens geïnteresseerd in specifieke hypothesen. Hoewel precieze geloofwaardigheidsintervallen van de verschillende modellen wel verschilden, gaven ze telkens een eenduidig antwoord op onze vragen. Deze waren steeds in lijn met de data exploratie.

Ten slotte kozen we het aantal soorten en het aantal waarnemingen als maten om te achterhalen of tellingen van vrijwilligers en de professionele teller gelijkaardige resultaten opleverden. Dit zijn geen onafhankelijke maten. Zoals verwacht toonden we aan dat deze log-lineair verwant zijn aan elkaar. Hoe meer waarnemingen, hoe meer soorten. Naarmate het aantal waarnemingen een bepaalde grootte overschrijdt, vlakkt het aantal soorten af. Ook hier zagen we een verschil tussen professionele en vrijwillige tellers met over de totale range van aantal waarnemingen een lager aantal soorten gezien door vrijwillige tellers (95 % GI: -1,2 tot -0,28) (Fig. 4.14).



Figuur 4.14: Verband tussen het aantal soorten en aantal waarnemingen van vogels met broedcode groter dan nul (posterior gemiddelde en 95 % geloofwaardigheidsinterval).

We kunnen concluderen dat het effect van teller status belangrijk kan zijn bij het verder analyseren van de data.

4.3 BEREKENING VERKLARENDE VARIABLEN

Binnen deze studie hebben we verschillende verklarende variabelen verzameld die potentieel van belang zijn voor akkervogels. We onderscheiden primaire, secundaire en tertiaire variabelen. Primaire variabelen zijn variabelen die binnen het kader van de pilootstudie de hoogste interesse hebben om te weten wat het effect is op het aantal of de aanwezigheid van bepaalde akkervogels. Deze variabelen zijn sterk gelinkt aan beleid. Secundaire variabelen zijn variabelen die mogelijk belangrijk zijn voor akkervogels, maar die vooral nodig zijn om modellen vollediger te maken. Ze zijn minder de focus van bepaalde, specifieke onderzoeksvragen. Deze variabelen zijn sterk gelinkt aan het voorkomen van soorten. Tertiaire variabelen zijn structurele variabelen die eerder dienen om te corrigeren voor het monitoringsprotocol in tijd en ruimte bijvoorbeeld via random effects in mixed models. Deze variabelen zijn sterk gelinkt aan het studiedesign. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 4.4.

4.3.1 Primaire variabelen

1. Oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen

Het aandeel oppervlakte aan beheerovereenkomsten (soortbeschermingsmaatregelen) binnen de telcirkels per jaar. De kaartlaag voor de beheerovereenkomsten werd aangevraagd via de Vlaamse Landmaatschappij (VLM, versie 2022) en is niet openlijk beschikbaar.

2. Oppervlakte-aandeel erosiebeheer en bufferstroken

Het aandeel oppervlakte aan beheerovereenkomsten (erosiebeheer en bufferstroken) binnen de telcirkels per jaar. Dit is dezelfde kaartlaag als bij de soortbeschermingsmaatregelen maar een andere filter die toegepast wordt (kolom bh_doe1).

3. Oppervlakte-aandeel hoofdteelten

206 aparte hoofdteelten werden gegroepeerd in 20 gewasgroepen (Tabel 4.2). Het aandeel oppervlakte van elke gewasgroep binnen de telcirkels werd berekend per jaar. We verwijderden de polygonen die tot de beheerovereenkomstenlaag (zie hierboven) behoren. Indien twee polygonen met verschillende teelten overlapt in de kaartlaag, telde die oppervlakte voor elke teelt maar voor 50 % mee. De kaartlaag van de landbouwgebruikspcelen is vrij verkrijgbaar via Agentschap Landbouw & Zeevisserij (2023). De gebruikte kaart voor 2023 was nog niet definitief (extractie 26-06-2023: dit is de voorlopige toestand van de pcelen op die datum).

4. Oppervlakte-aandeel hoofdteelten jaar ervoor

Zelfde als het vorige puntje, maar dan telkens de proportie hoofdteelten die het jaar ervoor aanwezig waren volgens de landbouwgebruikspcelenkaart.

5. Effectief aantal hoofdteelten

Het effectief aantal verschillende hoofdteelten (gewasgroepen) binnen een telcirkel is het aantal gewasgroepen indien elke gewasgroep eenzelfde oppervlakte zou hebben binnen de telcirkel. Dit kan berekend worden door het exponent van de Shannon index H' te nemen per telcirkel t , met

$$H'(t) = - \sum_{i=1}^{C(t)} (p_i(t) * \ln[p_i(t)])$$

Met $p_i(t)$ de proportie van teelt i ($i = 1, \dots, C(t)$) in telcirkel t zoals berekend hierboven. We herschaalden deze proporties wel zodat de ze opsomden tot 1 per telcirkel per jaar.

6. Absoluut aantal hoofdteelten

Het aantal verschillende hoofdteelten (gewasgroepen) binnen een telcirkel.

7. Evenness aan hoofdteelten

We delen het effectief aantal hoofdteelten (als alle proporties gelijk zouden zijn) door het absoluut aantal hoofdteelten. Deze maat is 1 als alle hoofdteelten binnen de telcirkel in eenzelfde proportie voorkomen.

8. Oppervlakte-aandeel voorteelten

46 aparte voorteelten werden gegroepeerd in 13 gewasgroepen (Tabel 4.3). Het aandeel oppervlakte van elke gewasgroep binnen de telcirkels werd berekend per jaar zoals we ook met de hoofdteelten deden. De voorteelten bevinden zich in dezelfde kaarten als de hoofdteelten.

Tabel 4.2: Samenvattende tabel groepering hoofdteelten (gescheiden via puntkomma) in gewasgroepen.

gewasgroep	hoofddeelten
Aardappelen	Aardappelen (gecertificeerd pootgoed); Aardappelen (geplande oogst vanaf 1/9); Aardappelen (geplande oogst voor 1/9); Aardappelen (hoeveepootgoed); Aardappelen (niet-vroege); Aardappelen (pootgoed); Aardappelen (primeur, rooi voor 20/6); Aardappelen (vroege, rooi na 19/6)
Andere	Aardbeien; Aardbeiplanten; Andere bedekking; Andere eenjarige fruitteelten; Andere oliehoudende zaden; Andere voedergewassen; Braambessen; Frambozen; Jongplanten voor de sierteelt; Miscanthus; Niet nader omschreven gewas - kleine landbouwer; Rode bessen; Snijbloemen andere dan rozen < 5 jaar; Snijbloemen andere dan rozen >= 5 jaar; Soedangras; Stekelbessen; Tagetes (Afrikaantje); Tuin met hoogstam
Andere graangewassen	Andere granen (bv. Mengkoren); Brouwergerst
Bieten	Suikerbieten; Voederbieten
Braakland	Braakliggend land met onderhoud; Braakliggend land zonder minimale activiteit; Braakliggend land zonder onderhoud; Niet ingezaaid akkerland
Grasland	Begraasde niet-landbouwgrond; Begraasde niet-landbouwgrond met overeenkomst; Graskruiden mengsel; Grasland; Graszoden; Natuurlijk grasland met minimumactiviteit; Natuurlijk grasland met onderhoud; Natuurlijk grasland zonder minimumactiviteit; Natuurlijk grasland zonder onderhoud; Weiland met niet-oogstbare bomen (> 100 bomen per ha); Weiland met niet-oogstbare bomen (> 200 bomen per ha); Weiland met oogstbare hoogstam bomen (> 100 bomen/ha); Weiland met oogstbare hoogstam bomen (> 200 bomen/ha); Zaaizaad grassen
Groenbemester	Andere niet-vlinderbloemige groenbedekker; Andere vlinderbloemige groenbedekker; Bladrammenas; Eenjarige klaver; Eenjarige luzerne; Gele mosterd; Grasklaver; Grasluzerne; Japanse haver; Meerjarige klaver; Meerjarige luzerne; Mengsel van gras en vlinderbloemigen (andere dan grasklaver of g; Mengsel van gras en vlinderbloemigen (andere dan grasklaver of grasluzerne); Mengsel van gras en vlinderbloemigen (andere dan grasklaver); Mengsel van niet-vlinderbloemige groenbedekkers; Mengsel van vlinderbloemigen; Mengteelt maïs en vlinderbloemige teelt; Phacelia; Rode klaver; Voederkool (bladkool)
Groententeelt	Ajuinen (niet vroege) - vers; Ajuinen (niet-vroege) - industrie; Ajuinen (vroege) - industrie; Ajuinen (vroege) - vers; Andere groenten - industrie; Andere groenten - vers; Andere kolen - industrie; Andere kruiden - industrie; Andere kruiden - vers; Andere meerjarige kruiden - industrie; Andere niet-houtachtige sierplanten; Asperges - vers; Basilicum - industrie; Bloemkool - industrie; Bloemkool - vers; Butternotpompoeenen - vers; Kervel - industrie; Knolselder - industrie; Pastinaak - industrie; Permacultuur; Peterselie - industrie; Pompoenen - industrie; Pompoenen - vers; Prei - industrie; Rabarber - industrie; Rabarber - vers; Rode kool - industrie; Rode kool - vers; Rotatiecultuur van groentegewassen (vb pluktuin); Spinazie - industrie; Spruitkolen - vers; Spruitkool - industrie; Spruitkool - vers; Witloof (voor het loof) - industrie; Witloof (voor het loof) - vers; Witloofwortel; Witte kool - industrie; Witte kool - vers; Zoete aardappel
Houtachtige gewassen	Andere bebossing; Bebossing (korte omlooptijd); Bebossing loofbomen-ecologisch; Bebossing met contract voor 2008; Bomen in groep; Bomenrijen; Boomkweek - andere; Boomkweek - bos- en haagplanten; Boomkweek - sierplanten; Houtkanten en houtwallen <= 10 m breed; Kerstbomen; Niet-bloeiende heesters; Sierbomen en -struiken
Landbouwinfrastructuur	Andere gebouw; Andere stallen en gebouwen; Champignons (loods); Gebouw i.k.v. verbreding; Hoofdgebouwen; Loods (bv. voor machines, opslag,?); Loods (bv. voor machines, opslag,\\u0085); Loods (bv. voor machines, opslag,...); Niet nader omschreven gebouw; Onverharde landingsbaan of veiligheidszones op vliegvelden; Stal; Woonhuis
Maïs	Korrelmaïs; Silomaïs
Meerjarige fruitteelt	Andere meerjarige fruitteelten; Boomkweek - fruitweek; Boomkweek - fruitplanten; Druiven; Meerjarige fruitteelten (appel); Meerjarige fruitteelten (peer); Meerjarige fruitteelten (pruim); Meerjarige fruitteelten (zoete kers, hoogstam); Meerjarige fruitteelten (zoete kers, laagstam); Meerjarige fruitteelten (zure kers); Meerjarige fruitteelten hoogstam (appel); Walnoten; Wijnstokken
Peulvruchten	Drooggeogoste Phaseolus bonen (voor menselijke consumptie); Drooggeogoste erwten (voor menselijke consumptie); Erwten (andere dan droog geogost) - industrie; Erwten (andere dan droog geogost) - vers; Flageolets (voor de boon) - industrie; Flageolets (voor de boon) - vers; Snijbonen - industrie; Sojabonen; Stamslabonen - industrie; Stamslabonen/sperziebonen - industrie; Stamslabonen/sperziebonen - vers; Tuin- en veldbonen (Vicia faba) - industrie; Tuin- en veldbonen (Vicia faba) - vers; Tuin- en veldbonen (niet voor menselijke consumptie); Voedererwten (niet voor menselijke consumptie); Voedererwten (zomerteelt) - niet menselijke consumptie; Winterveldbonen - niet menselijke consumptie; Zomerveldbonen - niet menselijke consumptie
Vergroening	Bloemenmengsel; Bloemenmengsel voor EAG Braak; Braakliggend land met minimale activiteit met EAG; Braakliggend land met minimale activiteit zonder EAG; Faunamengsel
Vlas en hennep	Andere hennep dan vezelhennep (niet voor menselijke consumptie); Oliv vlas (geen vezelvlas); Vezelhennep (bestemd voor vezelproductie); Vezelvlas (bestemd voor vezelproductie); Wintervlas (vezelproductie en industriële toepassingen); Zaaizaad wintervlas
Water	Poelen <= 0,1 ha
Wintergranen	Mengteelt andere granen en vlinderbloemige (bv. erwten en gerst); Mengteelt andere wintergranen en winterteelt vlinderbloemige; Mengteelt wintertarwe of tritcale en vlinderbloemige; Mengteelt wintertarwe of tritcale en winterteelt vlinderbloemige; Snijrogge; Triticale; Wintergerst; Winterhaver; Winterkoolzaad; Winterrogge; Wintertarwe; Zaaizaad graangewassen; Zaaizaad wintertarwe of tritcale
Wortelgewassen	Cichorei (inuline); Cichorei (koffiesurrogaat); Wortel (niet-vroege) (consumptie) - industrie; Wortel (niet-vroege) (consumptie) - vers; Wortel (vroege) (consumptie) - industrie; Wortel (vroege) (consumptie) - vers
Zaden	Zaaizaad olie- en vezelhoudende planten; Zomerraapzaad; Zonnebloempitten
Zomergranen	Mengteelt zomergranen en zomerteelt vlinderbloemige; Quinoa; Sorghum; Spelt; Zomergerst; Zomerhaver; Zomertarwe

Tabel 4.3: Samenvattende tabel groepering voorteelten (gescheiden via puntkomma) in gewasgroepen.

gewasgroep	voorteelten
Aardappelen	Aardappelen (geplande oogst vanaf 1/9); Aardappelen (niet-vroege)
Afwezig	NA
Andere	Aardbeien; Andere voedergewassen; Faunamengsel
Bieten	Suikerbieten; Voederbieten
Braakland	Braakliggend land met onderhoud; Braakliggend land zonder minimale activiteit; Braakliggend land zonder onderhoud; Niet ingezaaid akkerland
Grasland	Graskruiden mengsel; Grasland
Groenbemester	Andere niet-vlinderbloemige groenbedekker; Andere vlinderbloemige groenbedekker; Bladrammenas; Gele mosterd; Grasklaver; Japanse haver; Meerjarige klaver; Mengsel met 1 of meer vlinderbloemige groenbedekkers; Mengsel van niet-vlinderbloemige groenbedekkers; Phacelia
Groententeelt	Ajuinen (niet vroege) - vers; Bloemkool - industrie; Spinazie - industrie; Spinazie - vers
Meerjarige fruitteelt	Boomkweek - fruitweek; Meerjarige fruitteelten (appel); Meerjarige fruitteelten (peer); Meerjarige fruitteelten (zure kers); Meerjarige fruitteelten hoogstam (appel)
Peulvruchten	Erwten (andere dan droog geoogst) - industrie
Vlas en hennep	Vezelvlas (bestemd voor vezelproductie)
Wintergranen	Mengteelt andere wintergranen en winterteelt vlinderbloemige; Mengteelt wintertarwe of tritcale en vlinderbloemige; Snijrogge; Wintergerst; Winterkoolzaad; Winterrogge; Wintertarwe
Wortelgewassen	Cichorei (inuline); Voederrapen; Wortel (vroege) (consumptie) - industrie; Wortel (vroege) (consumptie) - vers

4.3.2 Secundaire variabelen

1. Regio

De regio's van het pilootmeetnet (De Moeren en Oostelijke leemstreek).

2. Openheid landschap

In Sectie 3.3.2 werd reeds uitgelegd hoe per telpunt de openheid van het landschap werd berekend op schaal van 300 m. Daarna werd deze continue variabele opgedeeld in verschillende klassen (OL: open landschap, HOL: halfopen landschap).

Naast deze categorische variabele berekenden we de openheid van het landschap als continue variabele op een schaal van 1000 m. Deze schaal zou meer relevant zijn voor akkervogels (Klaassen *et al.*, 2022) en een continue variabele bevat meer informatie voor gedetailleerdere statistische analyses en het identificeren van subtiele patronen in de data.

3. Soortenbeschermingsprogramma

Categorische variabele binnen of buiten soortenbeschermingsprogramma akkervogels (SBP) (Vlaamse Landmaatschappij, 2018).

4. Status teller

Analyses van telpunten die zowel door vrijwilligers als professionele teller zijn geteld, gaven duidelijk aan dat vrijwilligers een significant lager aantal waarnemingen en soorten zien dan een professionele teller (Sectie 4.2). Voor elk telpunt hebben we dus nagegaan of er geteld is door een professionele teller of een vrijwilliger.

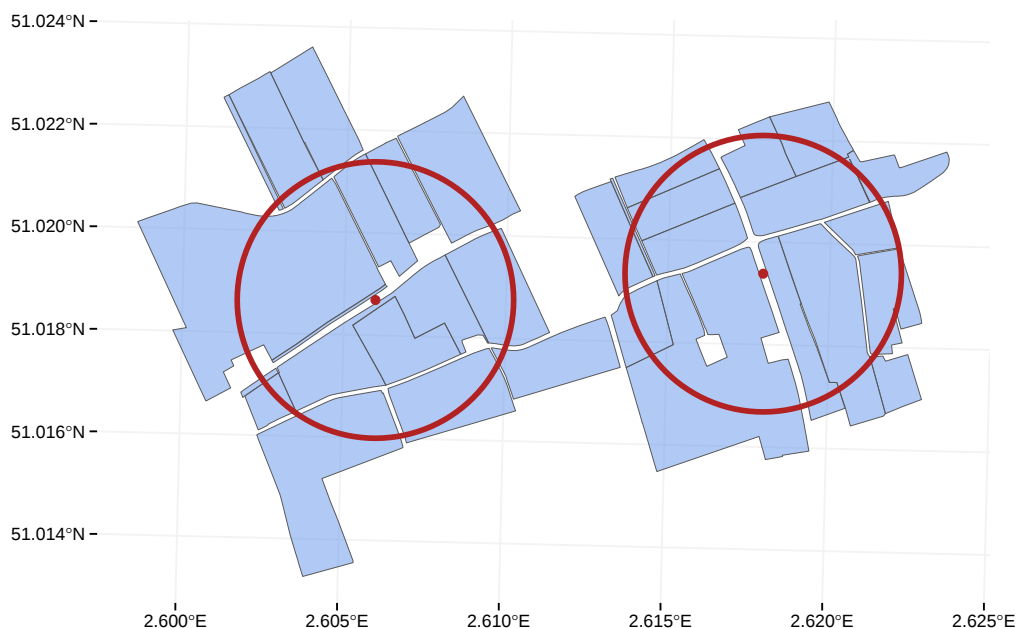
5. Oppervlakte-aandeel houtige kleine landschapselementen

Het aandeel oppervlakte van elke subklasse houtige kleine landschapselementen binnen de telcirkels werd berekend via houtige landschapselementen op of aangrenzend aan landbouwgebruikspercelen in Vlaanderen (onderzoek 2017 op basis van gegevens 2015). De kaartlaag is vrij verkrijgbaar via Agentschap Landbouw & Zeevisserij (2022). De verschillende subklassen zijn: (1) bomengroep, (2) bomenrij, (3) boom, (4) bosrand, (5) haag, (6) houtkant.

6. Perceelsgrootte (mediaan, IQR en robuuste CV)

Mediaan, interkwartielafstand (IQR) en robuuste variatiecoëfficiënt (CV) van groottes van percelen die overlappen met telcirkels (Fig. 4.15). De robuuste CV is de IQR gedeeld door de mediaan. Een perceel is de combinatie van aaneenliggende landbouwgebruikspercelen met dezelfde hoofdteelt. We gebruikten hiervoor dus opnieuw de kaartlaag van landbouwgebruikspercelen.

////////////////////////////////////



Figuur 4.15: Voor de berekeningen m.b.t. perceelsgroottes, selecteerden we overlappende percelen voor alle telcirkels. In tegenstelling tot berekeningen gerelateerd aan oppervlakte-aandelen namen we dus geen strikte intersectie. Hier een voorbeeld van de percelen gerelateerd aan telpunten DM_386.7 en DM_44.45.

7. Inertie soortbeschermingsmaatregelen

Gewogen gemiddelde van jaar sinds implementatie soortbeschermingsmaatregelen per telcirkel.

- Geen beheerovereenkomst: 0
- Wel beheerovereenkomst: Gewogen (oppervlakte beheerovereenkomst) gemiddelde van
 - 1: start beheerovereenkomst in zelfde jaar als telling
 - 2: start beheerovereenkomst 1 jaar vóór telling
 - 3: start beheerovereenkomst 2 jaar vóór telling
 - ...

We categoriseren de gemiddeldes door af te ronden naar een geheel getal. De informatie is aanwezig in de kaartlaag van de beheerovereenkomsten.

8. Inertie erosiebeheer en bufferstroken

Gewogen gemiddelde van jaar sinds implementatie erosiebeheer en bufferstroken per telcirkel zoals bij inertie soortbeschermingsmaatregelen.

9. Aantal predatoren

Aantal predatoren gezien tijdens telling. Als predatoren beschouwen we roofvogels (Blauwe kiekendief (*Circus cyaneus*), Boomvalk (*Falco subbuteo*), Bosuil (*Strix aluco*), Bruine kiekendief, Buizerd (*Buteo buteo*), Grauwe kiekendief, Havik (*Accipiter gentilis*), Ransuil (*Asio otus*), Rode wouw (*Milvus milvus*), Slechtvalk (*Falco peregrinus*), Smelleken (*Falco columbarius*), Sperwer (*Accipiter nisus*), Steenuil (*Athene noctua*), Steppekiekendief (*Circus macrourus*), Torenvalk, Vale gier (*Gyps fulvus*), Velduil (*Asio flammeus*), Wespendief (*Pernis apivorus*), Zwarte wouw (*Milvus migrans*)) en kraaiachtigen (Ekster (*Pica pica*), Gaai (*Garrulus glandarius*), Kauw (*Coloeus monedula*), Raaf (*Corvus corax*), Roek (*Corvus frugilegus*), Zwarte kraai (*Corvus corone*)). We beschouwden zowel een variabele voor het aantal individuen als het aantal soorten. Deze variabelen worden dus berekend op basis van de data van de tellingen zelf.

We berekenden een maat voor de oppervlakte van nabije natuurgebieden waarbij we gebieden dichtbij meer gewicht geven dan gebieden veraf, en grotere gebieden meer gewicht geven dan kleine binnen een straal van 3 km (Moilanen & Nieminen, 2002).

The map displays the distribution of 1000 randomly generated points across Belgium and its neighboring areas. The points are categorized by region: Vlaanderen (green), Nederland (orange), Frankrijk (blue), and Wallonië (red). A red circle highlights a cluster of points in the northwest, near the French border. Major cities and regions are labeled, including The Hague, Rotterdam, Utrecht, Antwerp, Brussels, and Luxembourg.

Beschouw telpunt i met J natuurgebieden met oppervlakte A_j ($j = 1, \dots, J$) binnen een straal van 3 km. We hielden geen rekening met eventuele invloeden van natuurgebieden op grotere afstanden.

$$w_{ij} = f(d_{ij})$$

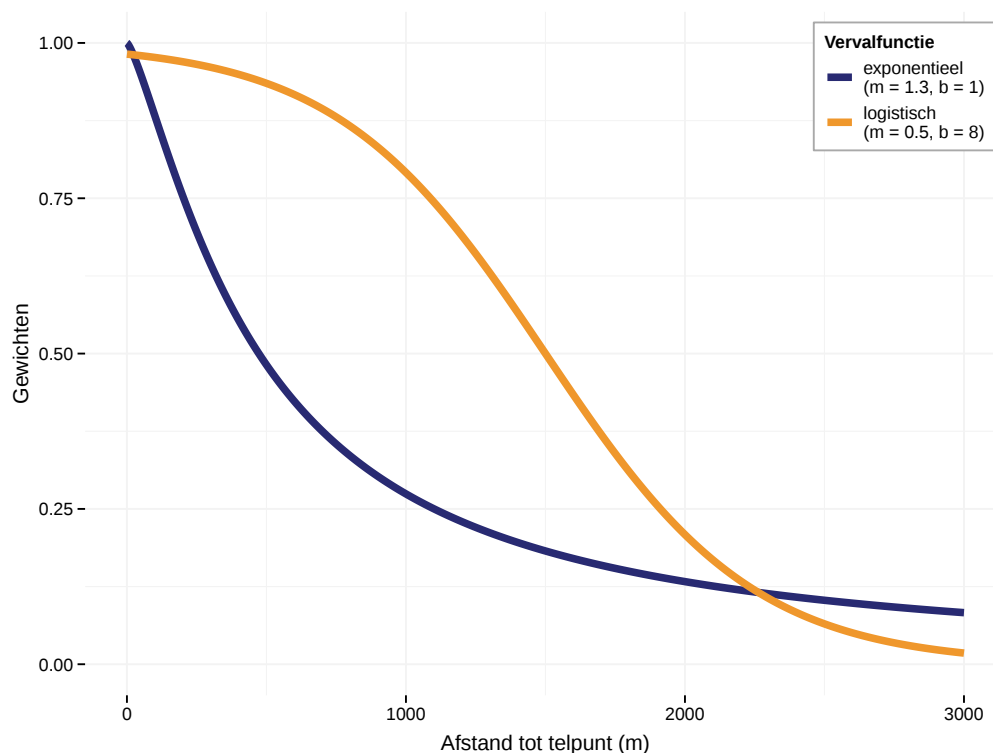
We beschouwden twee verschillende vervalfuncties (Fig. 4.17).

1. Logistische vervalfunctie

$$f(x) = \frac{1}{1 + \exp(b(x - m))}$$

2. Exponentiële vervalfunctie

$$f(x) = \frac{1}{1 + bx^m}$$



Figuur 4.17: Voorbeeld van een logistische en exponentiële vervalfunctie over 3 km.

We besloten de exponentiële vervalfunctie te gebruiken met parameters $b = 1$ en $m = 1.3$. Daarna berekenen we de variabele voor telpunt i via de gewogen som van de oppervlaktes natuurgebieden $\sum_{j=1}^J w_{ij} A_j$.

4.3.3 Tertiaire variabelen

Enkele triviale variabelen gerelateerd aan het monitoringsprotocol in tijd en ruimte.

1. X- en Y-coördinaten
2. Telperiode
3. Jaar
4. Telpunt id

4.3.4 Exploratie en conclusies

We voerden univariate en bivariate data exploratie uit van de variabelen beschreven hierboven. Univariate exploratie gebeurde per regio en indien van toepassing ook nog per jaar en/of telperiode aan de hand van histogrammen, barplots en boxplots. Voor bivariate relaties tussen de variabelen, berekenen we Pearson en Spearman correlaties en maken we scatterplots tussen continue variabelen, boxplots om continue met categorische variabelen te vergelijken en tabellen om categorische variabelen te vergelijken. Alle uitspraken voor de variabelen van de hoofdteelten gelden ook voor de variabelen van de hoofdteelten van het jaar ervoor.

4.3.5 Univariate exploratie

Na de univariate exploratie bleek dat er van de hoofdteelten een aantal variabelen zijn met bijna geen data (geen/weinig oppervlakte binnen telcirkels). We maakten de volgende beslissingen voor deze variabelen:

- `andere_hfdt1t`: uitsluiten, dit zijn allicht heel zeldzame teelten waarvan we geen invloed verwachten
- `braakland_hfdt1t`: uitsluiten, dit kan belangrijk zijn, maar is allicht ook aanwezig in de laag van beheerovereenkomsten
- `houtachtige_gewassen_hfdt1t`: uitsluiten, belangrijkste houtachtige gewassen zijn aanwezig in `meerjarige_fruittelt_hfdt1t` en allicht soms ook in bepaalde variabelen van de kleine landschapselementen
- `water_hfdt1t`: uitsluiten, vermoedelijk niet van belang en bijna niet aanwezig
- `andere_graangewassen_hfdt1t` en `zomergranen_hfdt1t`: belangrijk voor vogels (behouden), we tellen ze samen op onder `zomergranen_hfdt1t2`
- `zaden_hfdt1t`: belangrijk voor vogels (behouden), in enkele telcirkels wel grote oppervlaktes aanwezig

Voor de voorteelten is er bijna geen data. We behielden voor de bivariate exploratie enkel de proportie afwezige voorteelt.

4.3.6 Bivariate exploratie

Zowel de Pearson als Spearman correlatiematrices toonden gelijkaardige patronen (Fig. 4.18). De Spearman correlatie gaf gelijkaardige resultaten, maar alle correlaties waren sterker. De Pearson correlatie tussen twee variabelen is een waarde tussen -1 en +1. Een correlatie rond 0 duidt op lineaire onafhankelijkheid. Een sterk positieve correlatie zien we wanneer variabelen een sterk positief lineair verband vertonen en een sterk negatieve correlatie zien we wanneer ze een sterk negatief lineair verband vertonen. De Spearman correlatie tussen twee variabelen zal hoog zijn wanneer waarnemingen een vergelijkbare (of identieke) rangorde hebben tussen de twee variabelen, en laag wanneer waarnemingen een ongelijke (of volledig tegengestelde) rangorde hebben tussen de twee variabelen.

De openheidsvariabele was negatief gecorreleerd met de variabelen van de kleine landschapselementen. Dit is logisch aangezien bomen, hagen etc. het landschap minder open maken. Zo zagen we een negatieve correlatie met fruitteelten omwille van dezelfde reden. Een positieve correlatie zagen we dan weer met afwezigheid van voorteelten en groottes van percelen. Dan zal het landschap inderdaad meer open zijn. We zagen wel dat de verbanden niet altijd lineair zijn.

De mediaan en interkwartielafstand van perceelsgroottes waren sterk gecorreleerd. De gewasdiversiteit (Shannon en absolute aantal gewassen) was op dezelfde laag van de perceelsgroottes gebaseerd en we zien een sterke negatieve correlatie, maar niet met de variatiecoëfficiënt. De evenness maat is gecorreleerd met de gewasdiversiteitsmaten. Alle uitspraken voor `..hfdt1t` gelden ook voor `..hfdt1t_pre` (hoofdteelt jaar ervoor). Hun overeenkomstige correlaties zijn hier niet van belang. Proportie hagen en meerjarige fruitteelt

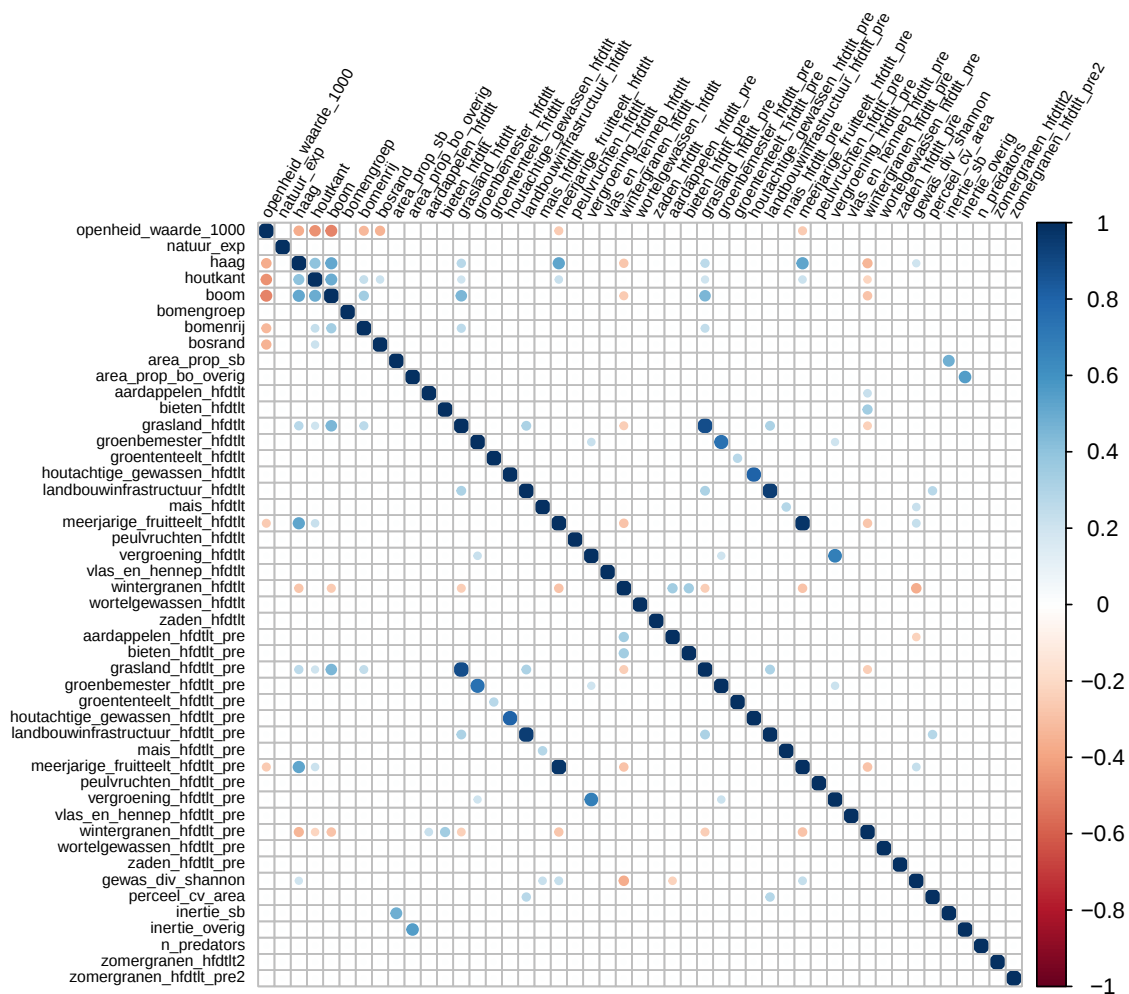
We kunnen verschillende conclusies maken. Alle uitspraken voor `..hfdtlt` gelden ook voor `..hfdtlt_pre`:

- De nieuwe Pearson correlatiematrix is gevisualiseerd in Figuur 4.19. Een PCA toonde gelijkaardige resultaten.

Ten slotte waren we nog geïnteresseerd in het verband tussen binnen en buiten sbp en het oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen. We zien een groter aandeel soortbeschermingsmaatregelen binnen sbp dan buiten sbp (Fig. 4.20). Ook zien we een verschillende trend over de jaren. Om deze beter te begrijpen, bekeken we de oppervlakte aan soortbeschermingsmaatregelen binnen de volledige perimeter van de pilootstudie over de jaren (Fig. 4.21). We zien voor elk stratum een duidelijke toename tot 2022 en dan een lichte afname naar 2023. Dit houdt in dat we de correlatie tussen het aantal/de aanwezigheid van bepaalde akkervogels en soortbeschermingsmaatregelen zowel via de categorische variabele sbp (binnen of buiten SBP) als via de continue variabele `area_prop_sb` (oppervlakte soortbeschermingsmaatregelen) kunnen nagaan. Resultaten o.b.v. de eerste variabele zullen eenvoudiger te interpreteren zijn, terwijl de tweede variabele meer informatie kan bevatten. Dat neemt niet weg dat de tweede variabele kan gecategoriseerd worden indien gewenst.

Tabel 4.4: Samenvattende tabel van alle verklarende variabelen beschouwd in de pilootstudie. De kolom 'selectie' geeft aan of de variabele door de selectie is geraakt tijdens data exploratie (zie tekst). (vervolg)

categorie	variabele	naam	eenheid	selectie
primaïr	oppervlakte hoofdteelt meerjarige fruitteelt	meerjarige_fruitteelt_hfdtlt	proportie	X
primaïr	oppervlakte hoofdteelt vergroening	vergroening_hfdtlt	proportie	X
primaïr	oppervlakte hoofdteelt groenbemester	groenbemester_hfdtlt	proportie	X
primaïr	oppervlakte hoofdteelt zomergranen	zomergranen_hfdtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte hoofdteelt houtachtige gewassen	houtachtige_gewassen_hfdtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte hoofdteelt water	water_hfdtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte hoofdteelt braakland	braakland_hfdtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte hoofdteelt andere graangewassen	andere_graangewassen_hfdtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte hoofdteelt zomergranen	zomergranen_hfdtlt2	proportie	X
primaïr	oppervlakte hoofdteelt zaden	zaden_hfdtlt	proportie	X
primaïr	effectief aantal oppervlakte hoofdteelten	gewas_div_shannon	continu	X
primaïr	absoluut aantal oppervlakte hoofdteelten	gewas_div_n	aantal	
primaïr	evenness gewasdiversiteit	gewas_evenness	fractie	
primaïr	oppervlakte voorteelt afwezig	afwezig_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt grasland	grasland_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt groenbemester	groenbemester_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt wintergranen	wintergranen_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt groententeelt	groententeelt_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt aardappelen	aardappelen_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt peulvruchten	peulvruchten_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt bieten	bieten_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt wortelgewassen	wortelgewassen_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt braakland	braakland_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt meerjarige fruitteelt	meerjarige_fruitteelt_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt vlas en hennep	vlas_en_hennep_vrtlt	proportie	
primaïr	oppervlakte voorteelt andere	andere_vrtlt	proportie	
secundair	regio	regio	categorisch	X
secundair	openheid landschap klasse (300 m)	openheid_klasse_300	categorisch	X
secundair	openheid landschap waarde (1000 m)	openheid_waarde_1000	continu	X
secundair	soortbeschermingsplan	sbp	categorisch	X
secundair	status teller	status_teller	categorisch	X
secundair	oppervlakte haag	haag	proportie	X
secundair	oppervlakte houtkant	houtkant	proportie	X
secundair	oppervlakte boom	boom	proportie	X
secundair	oppervlakte bomengroep	bomengroep	proportie	X
secundair	oppervlakte bomenrij	bomenrij	proportie	X
secundair	oppervlakte bosrand	bosrand	proportie	X
secundair	centrale waarde perceelsgroottes	perceel_median_area	m²	
secundair	variabiliteit perceelsgroottes	perceel_iqr_area	m²	
secundair	variatiecoëfficiënt perceelsgroottes	perceel_cv_area	fractie	X
secundair	inertie soortbeschermingsmaatregelen	inertie_sb	aantal	X
secundair	inertie erosiebeheer en bufferstroken	inertie_overig	aantal	X
secundair	aantal predatoren	n_predators	aantal	X
secundair	aantal soorten predatoren	n_predators_spec	aantal	
secundair	aanwezigheid natuurgebieden	natuur_exp	km²	X
tertiaïr	X-coördinaat Lambert 72	x_plot	m	X
tertiaïr	Y-coördinaat Lambert 72	y_plot	m	X
tertiaïr	telperiode	periode_in_jaar	categorisch	X
tertiaïr	jaar	jaar	jaar	X
tertiaïr	telpunt id	plotid	categorisch	X



Figuur 4.19: Pearson correlatiematrix tussen continue variabelen die overbleven na univariate en bivariate data exploratie. We visualiseren enkel correlaties sterker of gelijk aan 0,2 in absolute waarde.

4.4 CASE STUDIE: DE VELDLEEUWERIK

In dit rapport presenteren we een case studie van de analyses en resultaten met betrekking tot de Veldleeuw-
werik. Het voornaamste doel is om een overzicht te geven van de mogelijke analyses die we kunnen doen op
de MAS-data. De Veldleeuw-
werik is een handige testsoort, omdat veel data voorhanden zijn waardoor ver-
schillende methodieken onder verschillende scenario's konden worden uitgetest. De analyses besproken in
deze sectie zijn in de meeste gevallen ook reeds uitgevoerd voor andere soorten. In een toekomstig rapport,
gewijd aan bredere analyses en resultaten van het MAS onder het Meetnet Biodiversiteit in Agrarisch
Gebied (MBAG), zullen de bevindingen voor deze andere soorten worden besproken.

4.4.1 Abundanties en detectiekans

Er zijn verschillende manieren om het aantal dieren in een populatie (= abundantie) te schatten. In de
praktijk is het quasi nooit mogelijk om elk individu te tellen. Dieren zijn constant in beweging en interageren
op allerlei manieren met elkaar en hun omgeving. Afhankelijk van de eigenschappen van een soort en
de omgeving kan de detectiekans van een soort verschillen. Een idee over de detectiekans van een
soort is bijgevolg van belang om een schatting van de volledige populatie te maken vanuit de steekproef.
Een bekende techniek om abundanties te schatten is capture-recapture. Hierbij zit de informatie over
de detectiekans in de vangstgeschiedenis van verschillende individuen. Een andere techniek is distance
sampling. Hierbij zit informatie over detecteerbaarheid vervat in de detectieafstanden. Het onderliggende
idee van beide benaderingen is dat, als we de detectiekans kunnen schatten voor de individuen die we
detecteren, we ook kunnen schatten hoeveel er niet opgemerkt werden. Op basis van die schatting van
detectiekans, kunnen we de waargenomen tellingen corrigeren voor individuen die op de bemonsterde
telpunten zijn gemist. Het voordeel van distance sampling ten opzichte van capture-recapture is dat het
niet vereist is dat individuen worden gemarkeerd en opnieuw worden gevangen/waargenomen in de loop
van de tijd. Bovendien kan slechts een enkele steekproef van de populatie voldoende zijn (Buckland *et al.*,
2001, 2015).

4.4.1.1 Inleiding tot distance sampling

Distance sampling is een techniek om de abundantie en/of densiteit van biologische populaties te schatten
op basis van een steekproef uit de populatie. Wanneer we het over distance sampling hebben in dit rapport,
spreken we eigenlijk over “conventional distance sampling” (CDS). In CDS worden de data gebundeld voor
het schatten van de detectiekans. Dit is in tegenstelling tot “hierarchical distance sampling” (HDS), waarbij
de focus ligt op lokale populatiegroottes van de steekprofeenheden door het maken van expliciete mo-
dellen die de variatie in populatiegrootte tussen steekprofeenheden verklaren (Kéry & Royle, 2016). HDS
wordt hier verder niet besproken. De belangrijkste aannames van de CDS-methode zijn (Buckland *et al.*,
2001, hfdst. 2):

1. Dieren zijn uniform verdeeld over de ruimte (*steekproefdesign*)
(= random plaatsing van steekprofeenheden t.o.v. verdeling dieren)
2. Detectiekans is een functie van afstand en is gelijk aan 1 op afstand 0 (*model*)
3. Individuen worden gedetecteerd op hun oorspronkelijke locatie (*model*)
4. Afstanden worden foutloos gemeten (*model*)

Distance sampling is erg populair bij het tellen van vogels met behulp van punttransecten (Buckland *et al.*, 2001; Roodbergen *et al.*, 2011; Rosenstock *et al.*, 2002). Een punttransect is een cirkelvormige plot
met radius w waar een waarnemer vanuit een centraal punt de radiale afstand r_i meet tot elk van de
gedetecteerde individuen $i = 1, \dots, n$ met n het totaal aantal waarnemingen (Fig. 4.22A). w wordt ook wel
de afknotafstand genoemd.

$$p = \int_0^w \frac{2r}{w^2} g(r; \theta) dr$$

p is dus de oppervlakte onder de detectiecurve. Figuur 4.22B toont een fictief voorbeeld van een histogram met afstanden van 0 tot 300 meter ($w = 300$). Hoe groter de afstand, hoe minder waarnemingen en dus lager de detectiekans. Moest het aantal waarnemingen niet afnemen over de afstand, zouden de afstanden uniform verdeeld zijn zoals de rode box. Alles zou gezien zijn en de detectiekans op elke afstand is gelijk aan 1. De blauwe curve is een half-normale detectiecurve gefit op de data. De oppervlakte onder de curve binnen de box is de gemiddelde detectiekans p (de geschatte fractie dieren die gezien zijn). De oppervlakte boven de curve binnen de box is de geschatte fractie dieren die gemist zijn. Als we de gemiddelde detectiekans weten, kunnen we dus eenvoudig berekenen hoeveel dieren we verwachten als we uitgaan van een uniforme verdeling van dieren over de telcirkel (zie verder). We controleren er dus voor dat het moeilijker is om dieren te detecteren op grotere afstand, terwijl we ervan uitgaan dat er in werkelijkheid evenveel zitten op grotere als op kleinere afstanden.

Figuur 4.22: Methodologie distance sampling. **A.** Punttransect met radius w en observatie i op afstand r . **B.** Histogram en detectiecurve gefit op 1000 gesimuleerde datapunten uit de half-normale verdeling met parameter $\sigma = 120$ en afknotafstand 300 m. De oppervlakte onder de curve binnen de rode box is de gemiddelde detectiekans p .

$$g(r, \mathbf{z}; \boldsymbol{\theta}) = \exp\left(-\frac{r^2}{2\sigma(\mathbf{z})^2}\right)$$

en de hazard-rate sleutelfunctie

$$g(r, \mathbf{z}; \boldsymbol{\theta}) = 1 - \exp\left(\left(-\frac{r}{\sigma(\mathbf{z})}\right)^{-b}\right)$$

waarbij de scale parameter in beide gevallen gelijk is aan

$$\sigma(\mathbf{z}) = \exp\left(\beta_0 + \sum_{j=1}^J \beta_j z_j\right)$$

De hazard-rate key function heeft naast de scale parameter ook nog de shape parameter b .

Wanneer we de detectiecurve gefit hebben, hebben we dus een idee van de detectiekans; en deze kan verschillend zijn afhankelijk van bepaalde covariaten. We kunnen daarna de densiteiten berekenen voor bepaalde strata binnen de studieregio (bv. apart voor De Moeren en de Oostelijke leemstreek). Beschouw $A(s)$ de totale oppervlakte van stratum s tot waar we de abundantieschatting willen extrapoleren en $a(s)$ het gesampelde gebied.

$$a(s) = \pi w^2 T$$

Met T het aantal telpunten (n_p) vermenigvuldigd met het aantal bezoeken (effort). Dan is de geschatte abundantie in het gesampelde gebied voor elk stratum s :

$$\hat{N}_C(s) = \sum_{i=1}^n \frac{c_i(s)}{\hat{p}(\mathbf{z}_i)}$$

Met $c_i(s)$ de clustergrootte in stratum s voor waarneming i .

Meestal is $c_i(s) = 1$, maar soms bestaat een waarneming uit meerdere individuen die gezien waren op dezelfde afstand op hetzelfde moment. De geschatte abundantie in het gesampelde gebied kan dan worden opgeschaald naar de totale oppervlakte van het stratum via:

$$\hat{N}(s) = \frac{A(s)}{a(s)} \hat{N}_C(s)$$

De geschatte densiteit in stratum s is dan $\hat{N}(s)/A(s)$. De abundanties kunnen ook opgeteld worden voor een totale schatting $\hat{N}_C$. Een maat voor de gemiddelde detectiekans $\hat{P}_a$ is dan:

$$\hat{P}_a = \frac{n}{\hat{N}_C}$$

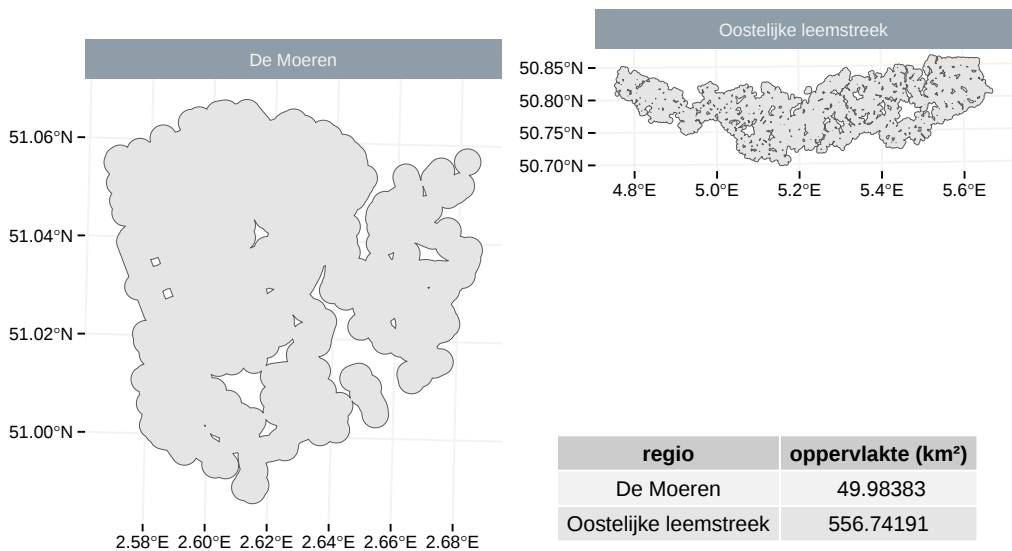
De onzekerheid op de abundantie- en densiteitsschattingen komt van twee origines (Miller *et al.*, 2019):

1. Detectiefunctie: Onzekerheid in parameterschattingen ($\boldsymbol{\theta}$)
2. Trefkans: Bemonsteringsvariabiliteit als gevolg van verschillen in het aantal waarnemingen per telcirkel

4.4.1.2 Materiaal en methoden densiteitsschattingen

We voerden de distance sampling analyses uit met behulp van de **Distance** package (Miller *et al.*, 2019; Miller, 2022) in R. We schatten (1) densiteiten per jaar (2018-2023) per regio (De Moeren, Oostelijke leemstreek) en (2) densiteiten per stratum (OL, HOL en binnen en buiten sbp) per regio binnen de pilootstudie (2022-2023). We beschouwen enkel waarnemingen van Veldleeuwerik met broedcode groter dan nul en houden rekening met het broedseizoen van de soort. Alle vier de verschillende telperiodes vallen binnen het broedseizoen van de soort (1 april - 15 juli) zodat we de data van alle telperiodes binnen het jaar konden gebruiken.

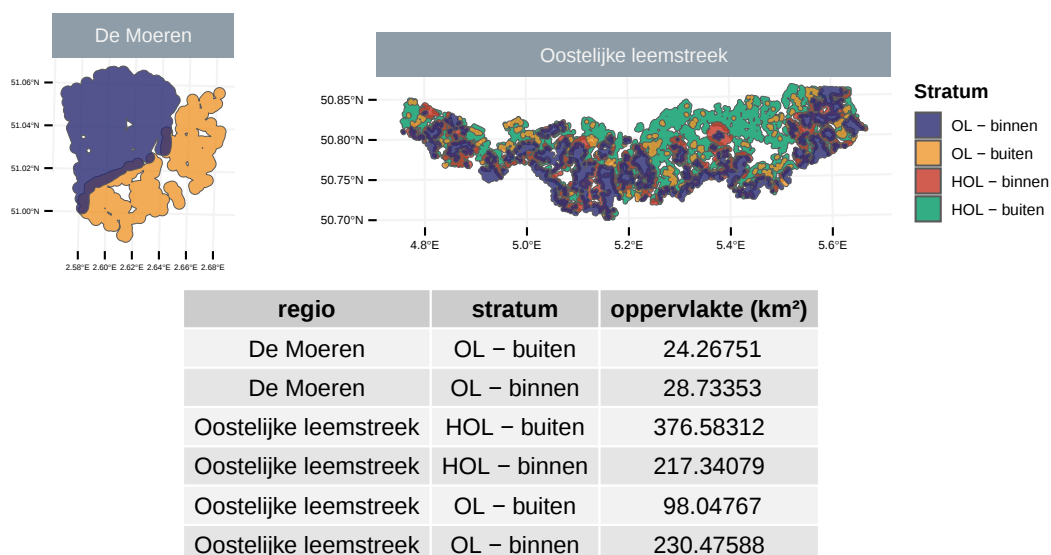
Voor (1) beschouwden we alle telpunten van 2018-2021 en voegden enkel telpunten van 2022 en 2023 toe als ze minstens eenmaal geteld waren in een van de voorgaande jaren. Om abundanties te schatten, moesten we de oppervlakte van de regio's berekenen voor extrapolatie. We trokken daarvoor een buffer van 300 m rond alle potentiële telpunten uit het steekproefkader: OL in De Moeren, en OL en HOL in de Oostelijke leemstreek (Fig. 4.23). Voor de formulatie van de detectiefunctie beschouwden we half-normal en hazard-rate sleutelfuncties die we lieten afhangen van covariaten regio en jaar.



Figuur 4.23: Oppervlaktes per regio voor berekening densiteiten per jaar per regio.

Voor (2) beschouwden we enkel de tellingen binnen het pilootproject (alle telpunten van 2022-2023). We trokken daarvoor een buffer van 300 m rond het steekproefkader, deze keer opgesplitst per stratum (Fig. 4.24). Voor de formulatie van de detectiefunctie beschouwden we half-normal en hazard-rate sleutelfuncties die we lieten afhangen van covariaten regio, openheid (HOL of OL) en sbp (binnen of buiten sbp). Analyses werden voor 2022 en 2023 apart gedaan. Dit was puur omwille van tijdsoverwegingen, maar dit kan ook in eenzelfde analyse worden gedaan (zoals we in (1) doen). Het gevolg is dat de detectiekansen dus zeker zullen verschillen tussen de jaren ook al beschouwden we jaar niet als covariant in de detectiefunctie.

We fitten voor (1) en (2) modellen zonder covariaten, met alle combinaties van covariaten en beschouwen ook tweewegsinteracties tussen de covariaten. De interactie regio met openheid kon niet gefit worden omdat HOL niet in De Moeren voorkomt. In de modellen zonder covariaten kunnen aanpassingstermen toegevoegd worden om een betere fit te krijgen tussen de curve en de data. Om te hoge flexibiliteit van



Figuur 4.24: Oppervlaktes per regio voor berekening densiteiten per stratum per regio.

dergelijke detectiefunctiemodellen te beperken, bijvoorbeeld aangeraden in aanwezigheid van overdispersie (Buckland *et al.*, 2015), beperkten we het aantal aanpassingstermen tot maximaal 2. De `ds()` functie van de **Distance** package voegt zelf aanpassingstermen toe aan de sleutelfunctie om de fit te verbeteren tot er geen verbetering meer in AIC is.

We vergeleken voor (1) en (2) de AIC van de verschillende modellen. Als het verschil tussen AIC's kleiner is dan 2, kiezen we het eenvoudigste van deze modellen (model met minste parameters). Modellen met vergelijkbare AIC's hebben vergelijkbare geschatte detectiekansen, dus in de praktijk is er weinig verschil in de keuze tussen deze modellen (Miller *et al.*, 2019).

Om te controleren of onze finale modellen voor (1) en (2) goed pasten bij de data (= “goodness of fit”) maakten we een Q-Q plot waarbij de cumulatieve distributiefunctie van de gefitte detectiefunctie (CDF) wordt vergeleken met de distributie van de data (EDF). We voerden de Cramér-von Mises test uit. Deze kwantificeert de informatie van de Q-Q plot door te testen of punten van de EDF en CDF uit dezelfde verdeling komen (Buckland *et al.*, 2015; Miller *et al.*, 2019). Finaal bekeken we de kansdichtheidsfunctieplots. Indien het finale model niet goed paste bij de data (slechte “goodness of fit”), werd dit model opnieuw gefit waarbij de afstanden gegroepeerd werden in intervallen van 50 m.

Densiteitsschattingen werden omgezet naar aantallen per 100 ha. De onzekerheid op de densiteitsschattingen werd berekend m.b.v. de standaard opties in de `ds()` functie. Zie Miller *et al.* (2019) en verwijzingen daarin voor meer informatie over de precieze berekeningen. Als onzekerheid op de resultaten tonen we telkens 95 % betrouwbaarheidsintervallen. Dit zijn log-normale betrouwbaarheidsintervallen geconstrueerd met behulp van een Satterthwaite-benadering voor de vrijheidsgraden (Buckland *et al.*, 2001, p. 77).

Onder de assumptie dat het logaritme van de densiteitsschattingen normaal verdeeld zijn, kunnen we ook betrouwbaarheidsintervallen opstellen voor de vergelijking tussen densiteitsschattingen in twee strata. Beschouw bijvoorbeeld (1) een schatting in stratum 1 $\hat{D}_1$ met standaardfout $\hat{se}(\hat{D}_1)$ en (2) $\hat{D}_r$ de schatting in referentiestratum r met standaardfout $\hat{se}(\hat{D}_r)$. Om het verschil tussen de eerste densiteit met de referentie te kwantificeren, kunnen we een zgn. *species change index* (*SCI*) definiëren ($\log()$ is telkens het natuurlijk logaritme). Stel

$$\begin{aligned}\hat{D}_v &= \log(\hat{D}_1) - \log(\hat{D}_r) \\ &= \log\left(\frac{\hat{D}_1}{\hat{D}_r}\right)\end{aligned}$$

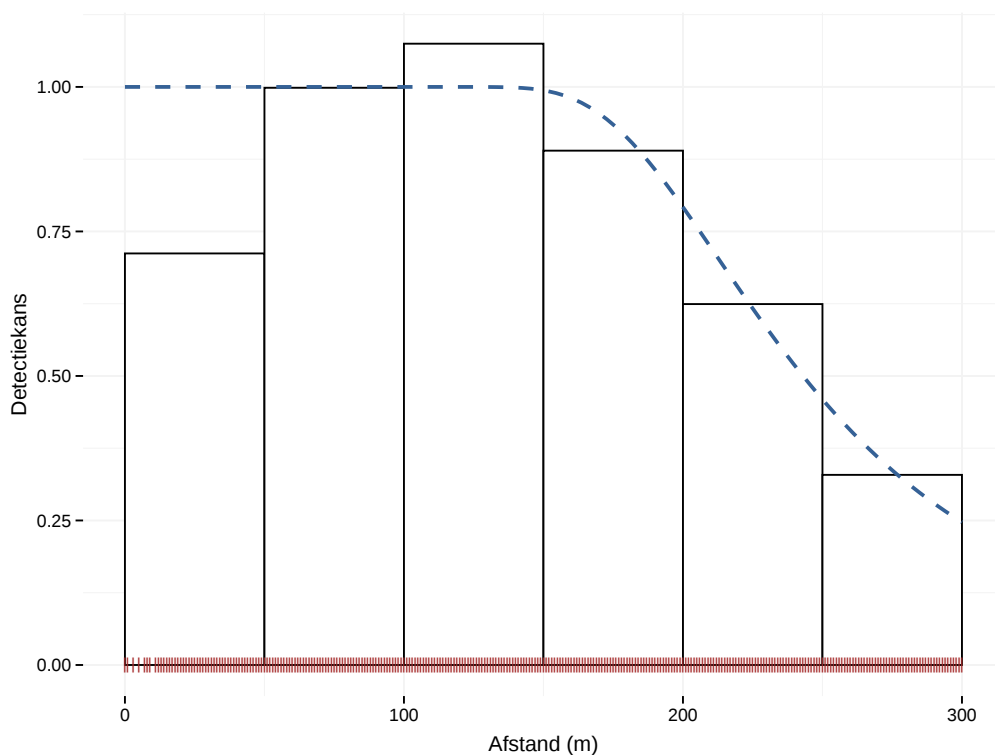
4.4.1.3 Resultaten densiteitsschattingen

4.4.1.3.1 Per jaar per regio

Het Hazard-rate model waarbij de detectiekans afhankelijk is van regio en jaar scoorde het best. De detectiekansen zijn dus verschillend per regio en jaar (Tabel 4.5). De gemiddelde detectiekans $\hat{P}_a$ is gelijk aan 0.682 met standaardfout 0.00843. Omwille van de slechtere “goodness of fit” werd dit model opnieuw gefit waarbij de afstanden gegroepeerd werden in intervallen van 50 m. De fit was dan beter maar nog altijd niet ideaal. Dit is ook te zien wanneer we de gemiddelde detectiecurve op de data plotten (Fig. 4.25).

Tabel 4.5: Detectiekans per regio en jaar voor Veldleeuwerik.

regio	jaar	detectiekans	standaardfout
De Moeren	2018	0.833	0.038
De Moeren	2019	0.728	0.042
De Moeren	2020	0.785	0.040
De Moeren	2021	0.771	0.039
De Moeren	2022	0.778	0.040
De Moeren	2023	0.767	0.042
Oostelijke leemstreek	2018	0.739	0.019
Oostelijke leemstreek	2019	0.629	0.019
Oostelijke leemstreek	2020	0.687	0.017
Oostelijke leemstreek	2021	0.672	0.015
Oostelijke leemstreek	2022	0.679	0.019
Oostelijke leemstreek	2023	0.668	0.020



Figuur 4.25: Gemiddelde detectiecurve geplot over de data. De verticale streepjes op de x-as geven de locaties van de ruwe data aan.

Rekening houdend met de detectiekans, verkrijgen we via de formules besproken in de vorige sectie de abundantieschattingen in Tabel 4.6. Door te delen door de oppervlaktes van elk stratum (regio, jaar) krijgen we de densiteitsschattingen in Tabel 4.7 (Fig. 4.26).

Tabel 4.6: Abundantieschattingen per regio en jaar voor Veldleeuwerik. Q2.5 is de ondergrens van het 95 % betrouwbaarheidsinterval en Q97.5 de bovengrens.

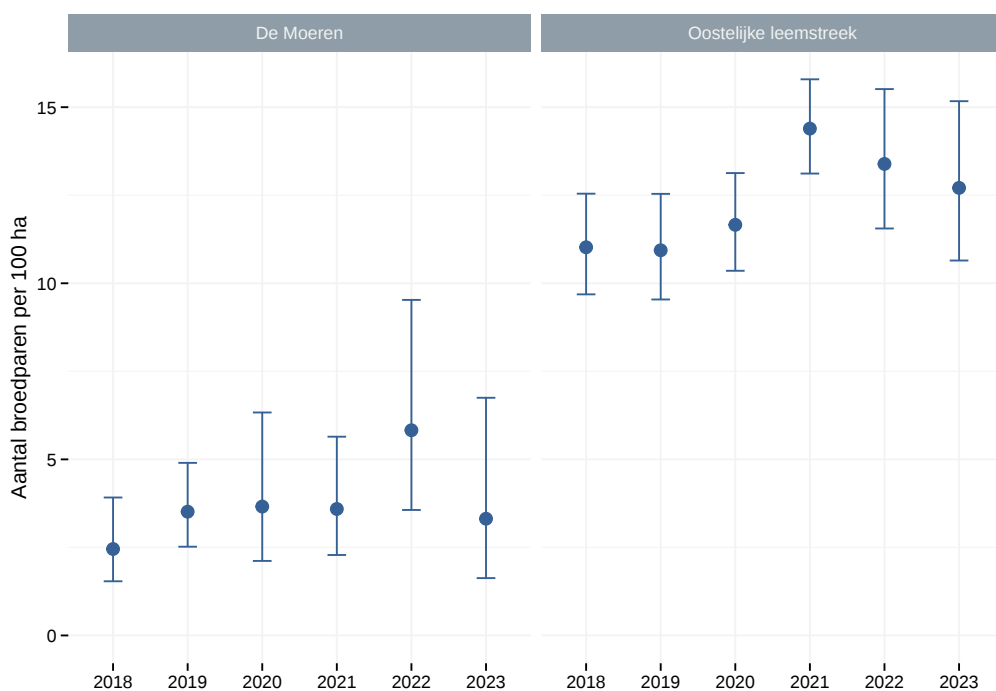
regio	jaar	abundantie	standaardfout	Q2.5	Q97.5
De Moeren	2018	122.7	27.4	76.9	195.8
De Moeren	2019	175.6	28.5	125.9	245.0
De Moeren	2020	182.9	48.1	105.7	316.4
De Moeren	2021	179.5	40.4	114.2	282.1
De Moeren	2022	291.2	68.7	178.1	476.2
De Moeren	2023	165.7	57.1	81.4	337.3
Oostelijke leemstreek	2018	6136.6	403.0	5392.3	6983.7
Oostelijke leemstreek	2019	6089.2	422.9	5311.4	6980.9
Oostelijke leemstreek	2020	6491.4	391.7	5764.9	7309.6
Oostelijke leemstreek	2021	8012.5	378.4	7302.1	8791.9
Oostelijke leemstreek	2022	7454.6	556.8	6433.7	8637.3
Oostelijke leemstreek	2023	7075.5	635.6	5927.3	8446.2

Tabel 4.7: Densiteitsschattingen per 100 ha per regio en jaar voor Veldleeuwrik.

regio	jaar	densiteit	standaardfout	Q2.5	Q97.5
De Moeren	2018	2.45	0.55	1.54	3.92
De Moeren	2019	3.51	0.57	2.52	4.90
De Moeren	2020	3.66	0.96	2.12	6.33
De Moeren	2021	3.59	0.81	2.28	5.64
De Moeren	2022	5.83	1.37	3.56	9.53
De Moeren	2023	3.31	1.14	1.63	6.75
Oostelijke leemstreek	2018	11.02	0.72	9.69	12.54
Oostelijke leemstreek	2019	10.94	0.76	9.54	12.54
Oostelijke leemstreek	2020	11.66	0.70	10.35	13.13
Oostelijke leemstreek	2021	14.39	0.68	13.12	15.79
Oostelijke leemstreek	2022	13.39	1.00	11.56	15.51
Oostelijke leemstreek	2023	12.71	1.14	10.65	15.17

4.4.1.3.2 Per stratum binnen pilootstudie

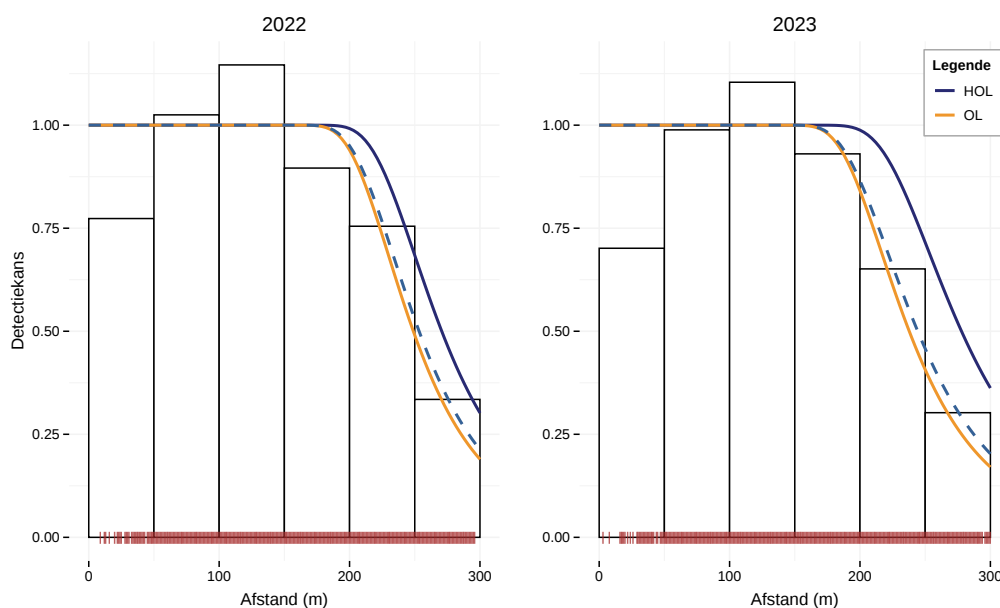
Het Hazard-rate model waarbij de detectiekans afhankelijk is van openheid scoorde het best voor zowel het model met data van 2022 als van 2023. De detectiekansen zijn dus verschillend per openheidsklasse HOL en OL (Tabel 4.8). De gemiddelde detectiekans $\hat{P}_a$ is gelijk aan 0.715, 0.731 met standaardfout 0.01246 voor 2022 en 0.691 met standaardfout 0.01399. Omwille van de slechtere “goodness of fit” werd dit model opnieuw gefit waarbij de afstanden gegroepeerd werden in intervallen van 50 m. De fit was dan beter maar nog altijd niet ideaal. Dit is ook te zien wanneer we de gemiddelde detectiecurve op de data plotten (Fig. 4.27).



Figuur 4.26: Densiteitsschattingen per 100 ha met 95 % betrouwbaarheidsintervallen per jaar per regio.

Tabel 4.8: Detectiekans per openheidsklasse en jaar voor Veldleeuwerik.

openheid	jaar	detectiekans	standaardfout
HOL	2022	0.805	0.028
OL	2022	0.718	0.013
HOL	2023	0.823	0.032
OL	2023	0.670	0.015



Figuur 4.27: Gemiddelde detectiecurve (stippellijn) geplot over de data voor model van elk jaar. Ter vergelijking zijn de detectiecurves per openheidsklasse ook aangegeven.

Rekening houdend met de detectiekans, verkrijgen we via de formules besproken in de vorige sectie de abundantieschattingen in Tabel 4.9. Door te delen door de oppervlaktes van elk stratum (regio, jaar) krijgen we de densiteitsschattingen in Tabel 4.10 (Fig. 4.28).

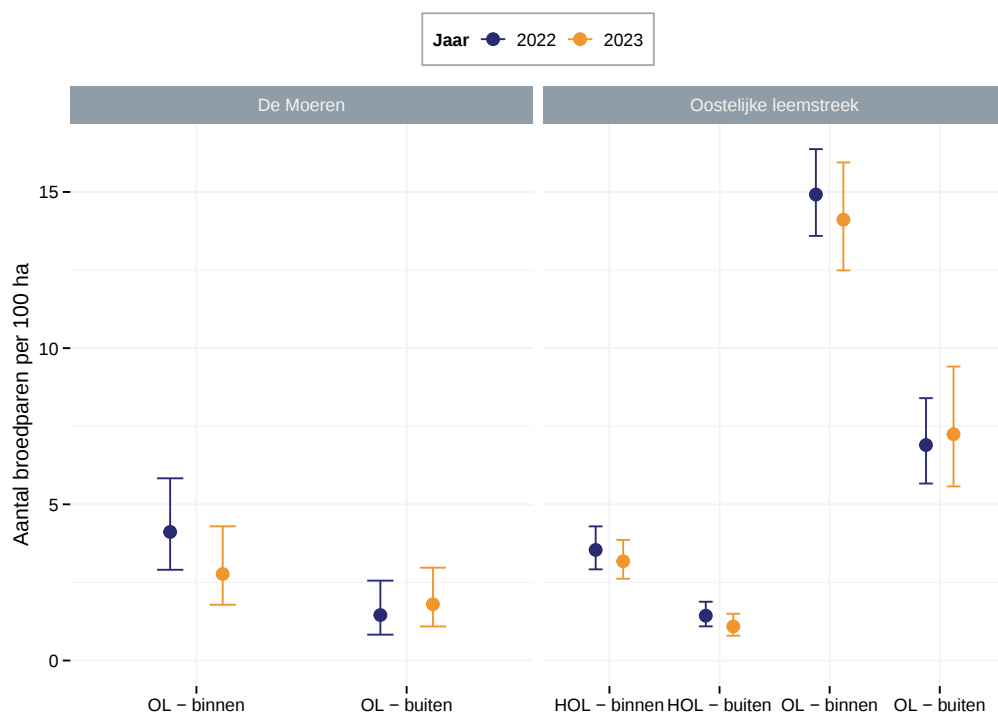
Tabel 4.9: Abundantieschattingen per stratum voor Veldleeuwerik.

regio	jaar	openheid	sbp	abundantie	standaardfout	Q2.5	Q97.5
De Moeren	2022	OL	binnen	118.3	20.6	83.5	167.6
De Moeren	2022	OL	buiten	35.3	10.0	20.1	62.1
De Moeren	2023	OL	binnen	79.6	17.5	51.3	123.4
De Moeren	2023	OL	buiten	43.7	10.9	26.5	72.1
Oostelijke leemstreek	2022	HOL	binnen	769.5	75.2	634.4	933.3
Oostelijke leemstreek	2022	HOL	buiten	540.4	74.5	412.1	708.7
Oostelijke leemstreek	2022	OL	binnen	3438.3	162.4	3133.0	3773.3
Oostelijke leemstreek	2022	OL	buiten	676.4	65.8	555.6	823.5
Oostelijke leemstreek	2023	HOL	binnen	691.0	68.1	568.9	839.2
Oostelijke leemstreek	2023	HOL	buiten	410.7	66.2	299.3	563.6
Oostelijke leemstreek	2023	OL	binnen	3252.5	201.7	2878.5	3675.1
Oostelijke leemstreek	2023	OL	buiten	710.1	92.1	546.5	922.7

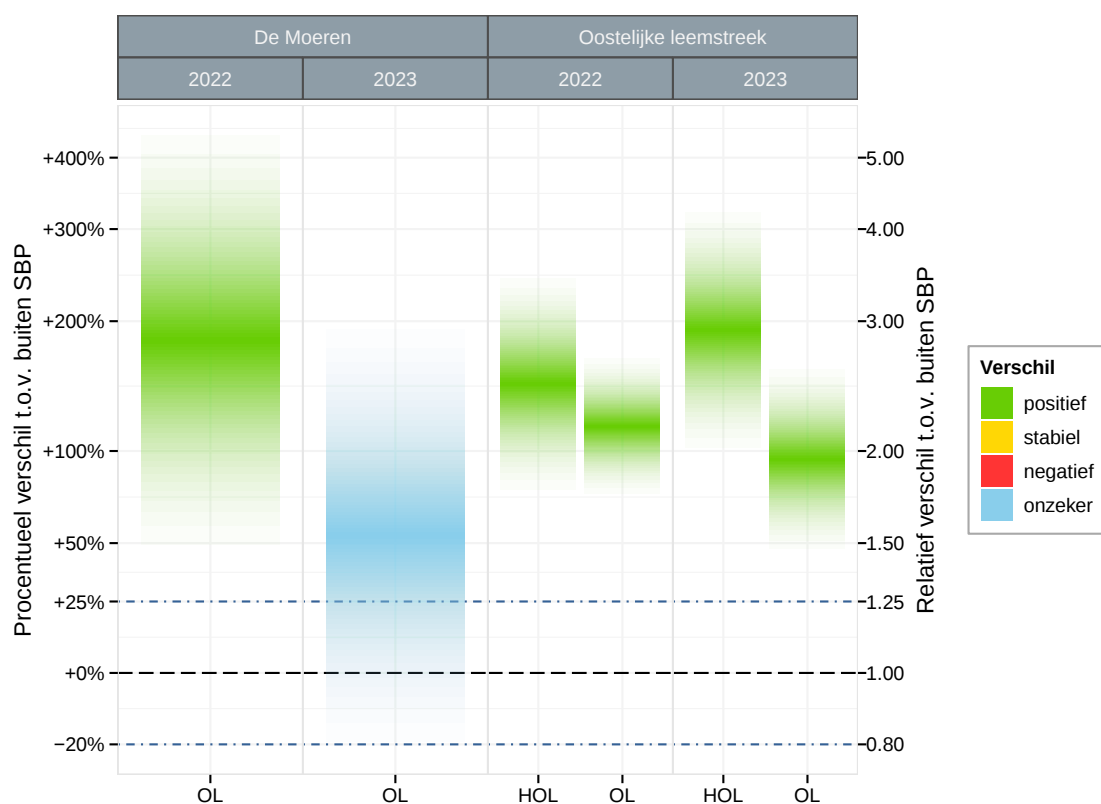
Tabel 4.10: Densiteitsschattingen per 100 ha per stratum voor Veldleeuwerik.

regio	jaar	openheid	sbp	densiteit	standaardfout	Q2.5	Q97.5
De Moeren	2022	OL	binnen	4.12	0.72	2.91	5.83
De Moeren	2022	OL	buiten	1.46	0.41	0.83	2.56
De Moeren	2023	OL	binnen	2.77	0.61	1.79	4.30
De Moeren	2023	OL	buiten	1.80	0.45	1.09	2.97
Oostelijke leemstreek	2022	HOL	binnen	3.54	0.35	2.92	4.29
Oostelijke leemstreek	2022	HOL	buiten	1.44	0.20	1.09	1.88
Oostelijke leemstreek	2022	OL	binnen	14.92	0.70	13.59	16.37
Oostelijke leemstreek	2022	OL	buiten	6.90	0.67	5.67	8.40
Oostelijke leemstreek	2023	HOL	binnen	3.18	0.31	2.62	3.86
Oostelijke leemstreek	2023	HOL	buiten	1.09	0.18	0.79	1.50
Oostelijke leemstreek	2023	OL	binnen	14.11	0.88	12.49	15.95
Oostelijke leemstreek	2023	OL	buiten	7.24	0.94	5.57	9.41

We vergelijken de densiteiten binnen het soortenbeschermingsprogramma (SBP) met densiteiten buiten het SBP aan de hand van *species change indices* (SCIs) in elke regio per jaar per openheidsklasse (Fig. 4.29, zie ook Bijlage A.3 (Tabel A.1)). We zien telkens een positief verschil, behalve in 2023 in De Moeren waar we een onzekere trend hebben o.w.v. het brede interval. De positieve verschillen houden in dat er binnen het SBP een significant hogere densiteit broedparen aanwezig is van de Veldleeuwerik dan buiten het SBP. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit niet impliceert dat SBP's een positief effect op densiteit van Veldleeuwerik hebben. De SBP's zijn namelijk vastgelegd in gebieden waar er op voorhand al geweten was dat veel akkervogels voorkwamen en/of het een geschikte omgeving was voor deze dieren. Deze resultaten geven dus een correlatief verband maar impliceren geen causaliteit.



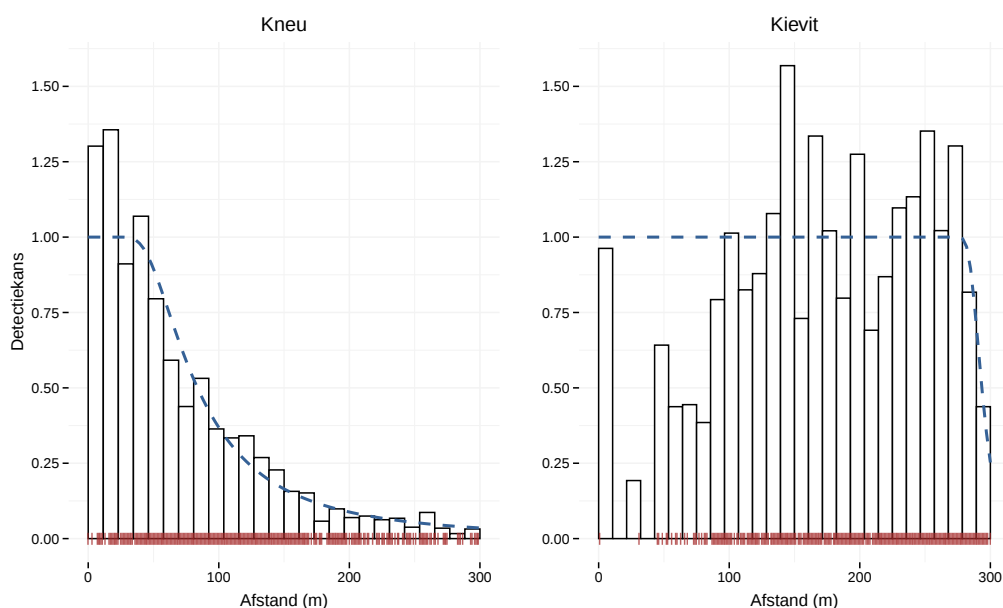
Figuur 4.28: Densiteitsschattingen per 100 ha met 95 % betrouwbaarheidsintervallen per stratum.



Figuur 4.29: Betrouwbaarheidsintervallen ($\alpha = 0.05$) van *species change indices* (SCIs) binnen t.o.v. buiten soortenbeschermingsprogramma per regio, jaar en openheidsklasse.

4.4.1.4 Discussie densiteitsschattingen

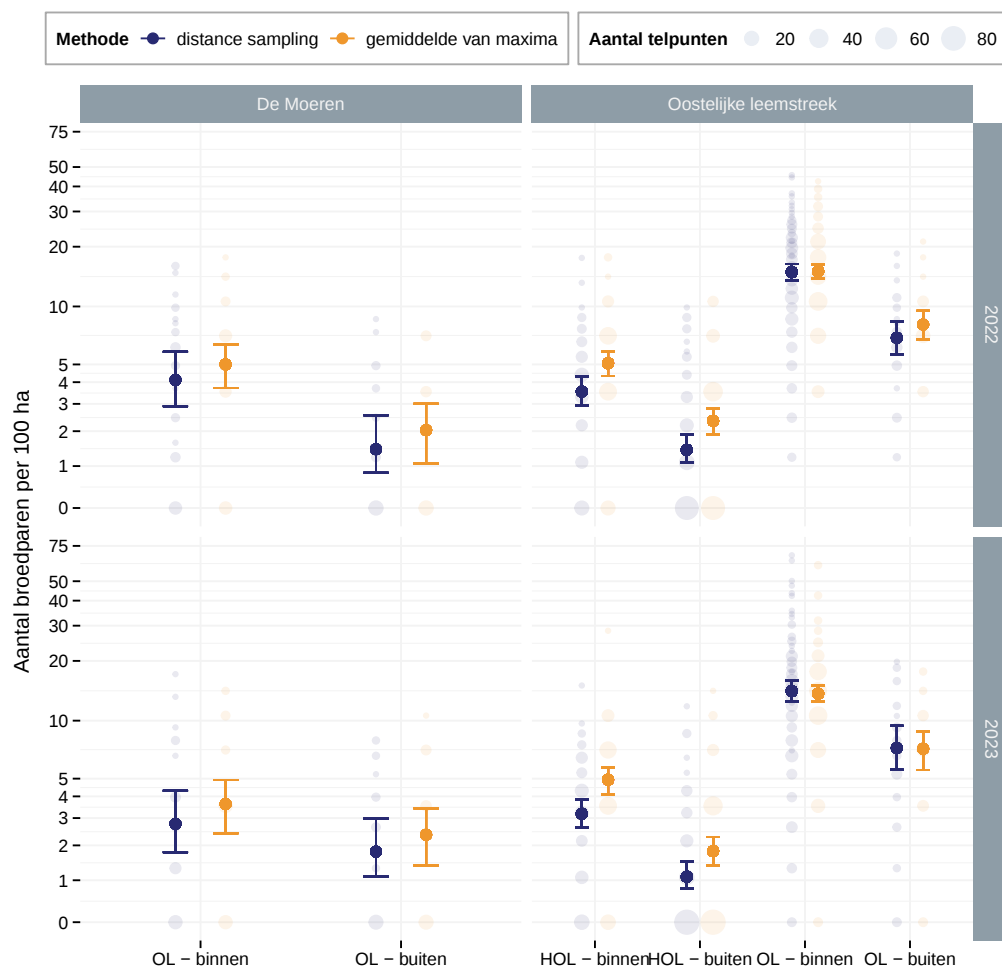
Distance sampling is een statistische methode die over het algemeen goed werkt in combinatie met het MAS-protocol om densiteiten te schatten. Echter, we zagen wel dat de fit niet helemaal goed was voor de Veldleeuwerik. Een aanname van het model is namelijk dat de detectiekans afneemt over de afstand (zie assumpties Sectie 4.4.1.1). Roodbergen *et al.* (2011) hadden voor de Veldleeuwerik gelijkaardige problemen om een passende detectiecurve te fitten. Zij stellen dat dit kan worden veroorzaakt doordat vogels zich verplaatsen als reactie op de waarnemer of het afronden van afstanden door waarnemers. Dit laatste is bij ons zeker niet het geval doordat waarnemers een punt aanduiden op de kaart via een app en niet manueel een afstand invoeren. Het probleem ligt dus waarschijnlijk in het gedrag van de soort. Veldleeuweriken vliegen gemakkelijk op bij verstoring waardoor we minder waarnemingen zien op kleinere afstanden en dan weer een groter aantal zien rond ca. 75-100 m. Bovendien is de soort nog gemakkelijk te horen op grotere afstand zonder exact de locatie te weten. Hierdoor zien we opnieuw een stijging rond 250 m. Roodbergen *et al.* (2011) fitten daarom voor deze soort een detectiecurve m.b.v. afstandsintervallen. Wij groepeerden de afstanden per 50 m. Hoewel de fit er visueel beter uitzag, waren de densiteitsschattingen en hun onzekerheid quasi identiek aan de eerdere resultaten zonder groepering (resultaten niet getoond). De toepasbaarheid van de methodiek zal dus sterk verschillen van soort tot soort. Dit zien we bijvoorbeeld ook als we Kneu en Kievit vergelijken (Fig. 4.30), waarbij deze laatste een soort is die meestal op grotere afstanden wordt gezien o.w.v. het gedrag van de soort. Dit wil niet zeggen dat we deze resultaten niet kunnen gebruiken. Voor probleemgevallen zal de detectiefunctie niet dalen in het begin en de detectiekans zal dicht bij één liggen. Dit zorgt ervoor dat de schatting van de densiteit nog altijd kan gebruikt worden als minimumschatting waarbij de gecorrigeerde aantallen zeer dicht tegen de effectief getelde aantallen zullen liggen.



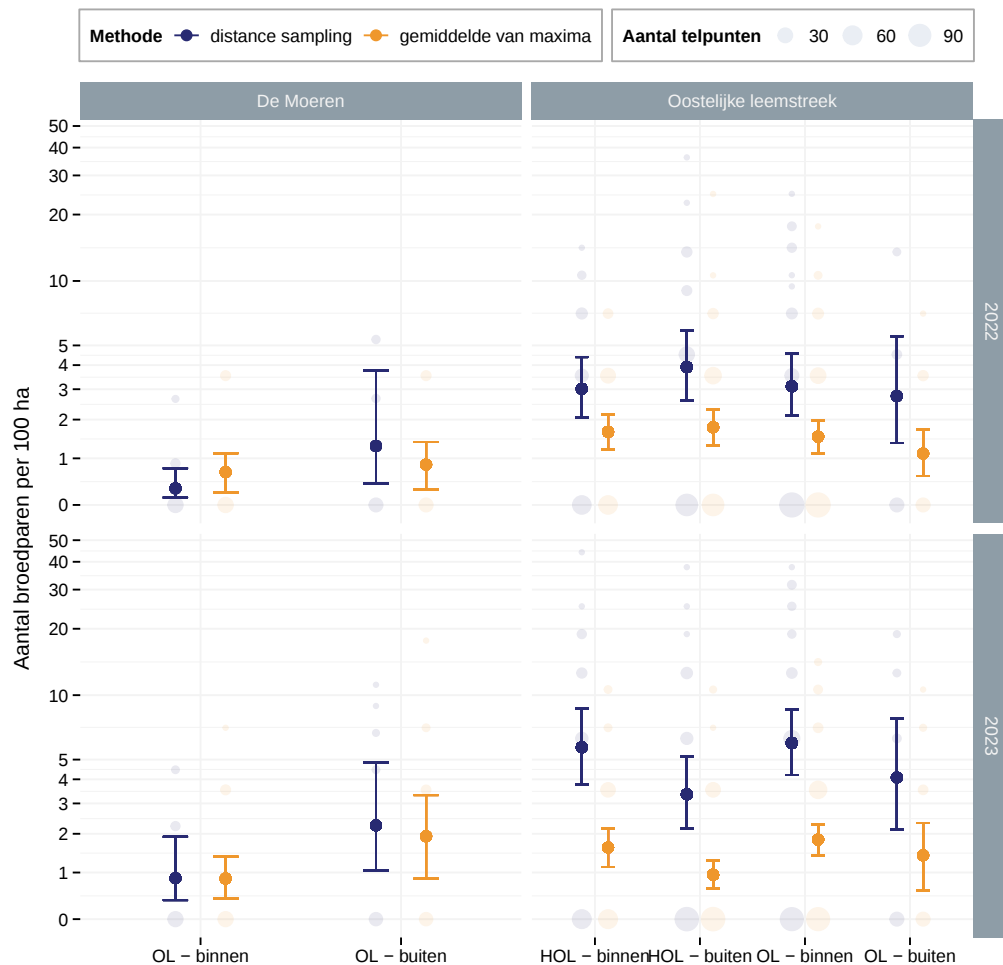
Figuur 4.30: Vergelijking van de fit van de gemiddelde detectiecurve op de data tussen Kneu en Kievit.

Het is ook mogelijk om densiteiten te berekenen o.b.v. het maximum aantal broedparen over de telperiodes heen per telpunt per jaar. Dit kan dan omgerekend worden naar densiteiten per stratum door het gemiddelde nemen per stratum en daarna te delen door de oppervlakte van een telcirkel. Via bootstrapping kan een betrouwbaarheidsinterval bekomen worden. De maxima komen voor Veldleeuwerik goed overeen met de resultaten van distance sampling (Fig. 4.31). Wiersma & Hakkert (2021) gebruikten de maxima om densiteiten van akkervogels in te schatten. Ze stellen dat dit minimumschattingen zijn omdat ze niet voor onvolledige trefkans hebben gecorrigeerd. Echter, wij zien hier dat deze methode niet per se lagere resultaten bekomt dan via distance sampling. De maxima-methode zal lagere schattingen bekomen als de detectiekans van de soort lager is omdat er dan een sterkere correctie optreedt bij distance sampling die

niet zal gebeuren bij de maxima-methode (bijvoorbeeld bij Kneu $\hat{P}_a = 0.19$, Fig. 4.32), maar dit is niet per se het geval voor soorten met een hogere detectiekans (bijvoorbeeld bij Fazant (*Phasianus colchicus*) $\hat{P}_a = 0.79$, Fig. 4.33). Bovendien wordt er bij distance sampling meer gewicht gegeven aan lage aantallen omdat alle data worden meegenomen in de analyse (gemiddeld aantal per telpunt per jaar via effort T) terwijl via de maxima-methode veel lage waarden worden weggefilterd (maximum aantal per telpunt per jaar). Het verschil tussen beide methodes zal dus afhankelijk zijn van soort tot soort omwille van een combinatie van de detectiekans en zeldzaamheid van een soort (en mogelijk nog andere factoren die hier niet zijn beschouwd). Zoals in de vorige paragraaf vermeld, kan distance sampling als een minimumschatting genomen worden bij hoge detectiekansen, maar deze is mogelijk te strikt in vergelijking met de maxima-methode in ecologische context. Als er 3 broedgevallen gezien zijn in telperiodes 1, 2 en 3, maar 0 in periode 4, dan kan dit laatste puur per toeval zijn. Het is namelijk niet zo dat een nultelling in bijvoorbeeld de laatste ronde enigszins iets zegt over het aantal broedparen, die kunnen er wel geweest zijn, maar op dat moment stilgevallen (zingen/balzen gebeurt enkel in de territoriumfase en eileg; als ze met jongen zitten of al uitgevlogen zijn, dan wordt er niet mee/veel minder gezongen). Het zou dus logischer zijn om te besluiten dat er in die telcirkel effectief 3 broedgevallen zijn (maxima methode) en niet 2.25 (gemiddelde). Een meer diepgaande analyse tussen beide methodes van meerdere soorten met verschillende detectiekansen zou interessant kunnen zijn, maar dit valt buiten het doel van dit rapport.



Figuur 4.31: Vergelijking van twee methodes om densiteiten te schatten (Veldleeuwerik). De data bij distance sampling zijn gemiddelde densiteiten over telperiodes heen per telpunt gecorrigeerd voor de detectiekans van de soort in dat stratum. De data bij 'gemiddelde van maxima' zijn maxima per telpunt. De puntschattingen en betrouwbaarheidsintervallen zijn bekomen via bootstrapping ($B = 1000$). Voor betere visualisatie hebben we een pseudo-log-transformatie langs de y-as gedaan.



Figuur 4.32: Vergelijking van twee methodes om densiteiten te schatten voor Kneu.

In **Distance** deden we aan zgn. “conventional distance sampling” (CDS) waarbij de afstanden werden gebundeld voor alle ruimtelijke locaties (i.c. telpunten) om de parameter(s) van de detectiefunctie te schatten, bijvoorbeeld voor de half-normale functie. Dit werd gebruikt om een schatting van de densiteit te verkrijgen, en vervolgens werd de variantie gebaseerd op de variantie van de “encounter rate”, die wel enige informatie uit de telpunten gebruikt. Bij CDS wordt er van uitgegaan dat dieren uniform worden verdeeld met betrekking tot transecten/telpunten en vereisen dus gerandomiseerde plaatsing van transecten/punten tijdens het steekproefdesign. Hierbij worden factoren die de abundantie tussen plots beïnvloeden verwaarloosd. Het is relevant om te overwegen dat er meer geavanceerde benaderingen en alternatieven beschikbaar zijn voor het verbeteren van onze schattingsmethoden en/of deze te koppelen aan vervolganalyses. In plaats van gegevens te bundelen zoals bij CDS, biedt “hierarchical distance sampling” (HDS) een expliciet model voor de variatie van de lokale populatiegrootte N_i (de abundantie voor telpunt i). Dit zijn parametrisch modellen om variatie in abundantie tussen telpunten te beschrijven. Hierbij kunnen we expliciete modellen bouwen voor distance sampling data die verantwoordelijk zijn voor variatie in abundantie (of lokale densiteit) tussen steekproefeenheden (telpunten), waardoor inferentie over factoren die ruimtelijke invloed hebben op variatie in abundantie wordt vergemakkelijkt alsook expliciete spatiale predicties over abundantie (Hedley & Buckland, 2004; Kéry & Royle, 2016; Royle *et al.*, 2004). Een andere benadering is het gebruik van density surface modeling (DSM), waarbij ruimtelijke informatie wordt geïntegreerd om de dichtheid van akkervogels over het gehele studiegebied te voorspellen. Dit stelt ons in staat om ruimtelijke patronen in de dichtheid beter te begrijpen en kan resulteren in meer nauwkeurige schattingen, vooral in gebieden waar conventionele methoden tekortschieten (Miller *et al.*,

1. Densiteitsschattingen via CDS
2. Modelleren o.b.v. densiteitsschattingen
 - a. Testen van hypothesen via *change indices*
 - b. Modelleren van aantallen via *generalized linear mixed models (GLMMs)*
 - Detectiekans als offset in model
 - Onzekerheid van detectiekans moet meegenomen worden in model

Waarbij $f()$ de standaard *smoothing function* is van de $s()$ functie van de **mgcv** package (= *thin plate regression spline*) (Wood, 2003, 2017) en x_j, y_j resp. de X- en Y-coördinaten van telpunt j . offset is gelijk aan de detectiekans vermenigvuldigd met een factor om het aantal individuen per telcirkel om te zetten naar aantal individuen per 100 ha. Zo krijgen we een model voor het gemiddeld aantal broedparen per 100 ha waarbij we corrigeren voor detectiekans.

Dit model werd gefit met de **brms** package. We bemonsterden de a-posterioriverdelingen voor de modellen met drie *Markov chain Monte Carlo* (MCMC) ketens, die elk 2500 iteraties draaiden, waarvan de eerste 500 werden verwijderd als *burn-in*. We onderzochten MCMC-convergentie door visuele beoordeling van trace-plots en posterior densiteiten. We onderzochten ook de *potential scale reduction factors* voor elke scalaire parameter in het model. Ze lagen allemaal dicht bij 1, zoals vereist. De model fit werd bevestigd op basis van *posterior predictive check* (PPC) waarbij we de geobserveerde uitkomst vergeleken met gesimuleerde datasets van de *posterior predictive distribution*.

Ter visualisatie maakten we een raster met cellen van dezelfde oppervlakte als de telcirkels en leggen deze over het steekproefkader in de Oostelijke leemstreek (= telpunten steekproefkader met buffer van 300 m, Figuur 4.23). Voor de centroide van elke grid cell maakten we een predictie o.b.v. het model. We rapporteren de posterior mediaan als maat voor het centrale tendens voor de densiteit aan broedvogels Veldleeuwerik per rastercel en 95 % geloofwaardigheidsinterval als maat voor onzekerheid.

4.4.2.3 Resultaten densiteitskaart

Uit de densiteitsschattingen via distance sampling (Sectie 4.4.1.3.2) over verschillende strata werd reeds duidelijk dat de densiteit broedparen Veldleeuwerik significant groter is binnen het soortenbeschermingsprogramma (SBP). Dit vertaalt zich ook op ruimtelijke schaal in de bekomen densiteitskaart waarbij we vooral in het zuiden en het oosten van de Oostelijke leemstreek hogere densiteiten zien (Fig. 4.34, vergelijk met Fign 3.2, 4.24). In de gebieden met hogere densiteiten is de onzekerheid dan ook het grootst. Dit is eigen aan de Poisson verdeling waarbij het gemiddelde en de variantie gelijk zijn. De relatieve foutenmarge (halve breedte van het 95 % geloofwaardigheidsinterval gedeeld door de geschatte densiteit (= mediaan)) is onafhankelijk van de gemiddelde schatting en toont een hogere onzekerheid aan de periferie, zoals verwacht (Fig. 4.35).

4.4.2.4 Discussie densiteitskaart

We gebruikten een tweefasenaanpak om een model te creëren waarmee we de dichtheidsschattingen konden extrapoleren naar een groter studiegebied, nl. het steekproefkader in de Oostelijke leemstreek. De eerste fase is het schatten van de detectiekans door het fitten van een detectiecurve (Sectie 4.4.1.3.2). De tweede fase is de ruimtelijke modellering via een soepele *smoothing function*. Tweefasemodellen hebben het nadeel dat de onzekerheid van de detectiefunctie en de ruimtelijke modellen op de juiste manier gecombineerd moeten worden (Miller *et al.*, 2013). Wij hebben hier de onzekerheid van het detectieproces genegeerd wat te smalle geloofwaardigheidsintervallen kan opleveren voor schattingen van de densiteit. Bovendien zijn we voorlopig niet dieper ingegaan op de keuze voor de smoothing function $f()$. Ook hier kunnen verschillende afwegingen gemaakt worden (Wood, 2017). In dit stadium van de pilootstudie was het niet mogelijk dieper in te gaan op deze tekortkomingen. Bij de uitbreiding van een MAS voor heel Vlaanderen, zal deze methode verder op punt gesteld worden.

Indien we subgebieden willen afbakenen, bijvoorbeeld om interessante kernzones te identificeren, kunnen we gridcellen clusteren en daarna de predictie van de cluster vergelijken met een vooraf afgesproken waarde (bv., Is het aantal broedparen per 100 ha significant meer dan 10?). Hierbij moeten we een methode vinden waarbij we op correcte wijze de onzekerheid berekenen op clusterniveau (Wadoux & Heuvelink, 2023). Een eerste mogelijkheid is om een variogram op te stellen o.b.v. de fitted values om een idee te krijgen van spatiale autocorrelatie. Deze info kan dan gebruikt worden om de onzekerheid op clusterniveau te bepalen. Een tweede mogelijkheid is om andere methodes en R packages te bekijken die dergelijke berekeningen integraal uitvoeren. Deze mogelijkheden zullen in een later stadium onderzocht moeten worden.

4.4.3 **Modellering in functie van verklarende variabelen**

4.4.3.1 Inleiding modellering

De resultaten van distance sampling gaven al een beeld van het verschil binnen versus buiten soortenbeschermingsprogramma (SBP). We hadden ook een continue variabele die het oppervlakte soortbeschermingsmaatregelen in elke telcirkel aangeeft. Deze variabele kan meer informatie bevatten waardoor correlatieve analyses in deze context interessant konden zijn. Ook kunnen we binnen dit kader relaties met andere variabelen onderzoeken die we in Sectie 4.3 besproken hebben.

4.4.3.2 Materiaal en methoden modellering

We selecteerden de data van 2022-2023 van Veldleeuwerik met broedcode groter dan nul. Dit omdat we vermoedden dat de meer beperkte data van voor het pilootproject mogelijke effecten/trends zou vertroebelen in deze context. Om de analyses eenvoudiger te maken zetten we de aantallen om naar het maximum aantal per telcirkel per jaar over de telperiodes heen. Twee variabelen werden gemeten op tellingsniveau: (1) van variabele `n_predators` nemen we het gemiddelde aantal per telcirkel per jaar en (2) van variabele `status_teller` nemen we de status van de teller die in een bepaald jaar het meest frequent een bepaald telpunt heeft bezocht (in het zeldzame geval dat verschillende tellers hetzelfde telpunt in hetzelfde jaar tijdens verschillende telperiodes bezocht hadden).

We beschouwden alle geselecteerde primaire en secundaire variabelen beschreven in Hoofdstuk 4.3 (Tabel 4.4, behalve `openheid_klasse_300` omdat deze als continue variabele op 1000 m informatiever leek (`openheid_waarde_1000`) en `sbp` omwille van de sterke correlatie met de variabele van interesse (`area_prop_sb`) (Fig. 4.20). Om de interpretatie van de resultaten te vereenvoudigen besloten we de continue variabele `area_prop_sb` op te delen volgens de agri-environment schemes (AES) classificatie besproken in Sharps *et al.* (2023) (Tabel 4.11). Deze nieuwe categorische variabele is `area_prop_sb_cat`. Ten slotte voegden we de tertiaire variabele `jaar` toe als factorvariabele (`jaar.f`). We centreerden en schaalden alle continue variabelen door het gemiddelde af te trekken en te delen door de standaarddeviatie.

Tabel 4.11: Classificatie oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen binnen telcirkel.

beleid	area_prop_sb
nul	0
laag	<0.04
middellaag	0.04-0.07
middelhoog	0.07-0.1
hoog	>0.1

Analyses werden voor beide regio's apart gedaan via Bayesiaanse modellen met de **brms** package. Selectie van variabelen werd gedaan via *projection predictive variable selection* methode (PPVS) (Catalina et al., 2022; McLatchie et al., 2023; Piironen et al., 2020; Piironen & Vehtari, 2017). Het doel van PPVS is het vinden van een zo klein mogelijke subset van kandidaat-variabelen met een voorspellende kracht die zo dicht mogelijk ligt bij die van het referentiemodel. Als referentiemodel specificerden we voor elke regio een Poisson model met alle variabelen in kwestie en is het best presterende model (in termen van voorspellende prestaties) dat we tot onze beschikking hebben. Voor de regressiecoëfficiënten (β -parameters) gebruikten we de R2-D2 *shrinkage prior* (Yanchenko et al., 2021; Zhang et al., 2016). Voor het intercept gebruikten we de standaard (niet-informatieve) a-prioriverdelingen van **brms**. De R2-D2 prior specificeert een verdeling voor de determinatiecoëfficiënt R^2 en induceert dan een a-prioriverdeling voor de individuele β 's. Het idee achter *shrinkage priors* is om de geschatte parameters van een model naar een centrale waarde te trekken of ze naar nul te laten krimpen. Deze regularisatie moedigt zo simpelere modellen aan en kunnen dus gebruikt worden in variabeleselectie. Voor de hyperparameters gebruiken we 0,5 voor het gemiddelde van de Beta prior op R^2 , 2 voor de precisie van de Beta prior en 1 voor de concentratievector van de Dirichlet prior op de variantie decompositieparameter (lagere waardes betekenen een sterkere shrinkage). Deze werden bepaald o.b.v. exploratieve analyses en bijlage B in McLatchie et al. (2023).

We bemonsterden de a-posterioriverdelingen voor de modellen met drie *Markov chain Monte Carlo (MCMC)* ketens, die elk 8000 iteraties draaiden, waarvan de eerste 2000 werden verwijderd als *burn-in*. De ketens werden verdund met een factor 3 zodat 2000 *posterior samples* per keten overbleven en dus 6000 *posterior samples* in totaal. We onderzochten *MCMC*-convergentie door visuele beoordeling van traceplots en posterior densiteiten. We onderzochten ook de *potential scale reduction factors* voor elke scalaire parameter in het model. Ze lagen allemaal dicht bij 1, zoals vereist. De model fit werd bevestigd op basis van *posterior predictive check (PPC)* waarbij we de geobserveerde uitkomst vergeleken met gesimuleerde datasets van de *posterior predictive distribution*.

Na het fitten van de referentiemodellen voor elke regio werd *PPVS* toegepast met de **projpred** package (Piironen *et al.*, 2023). Hierin worden twee fases onderscheiden:

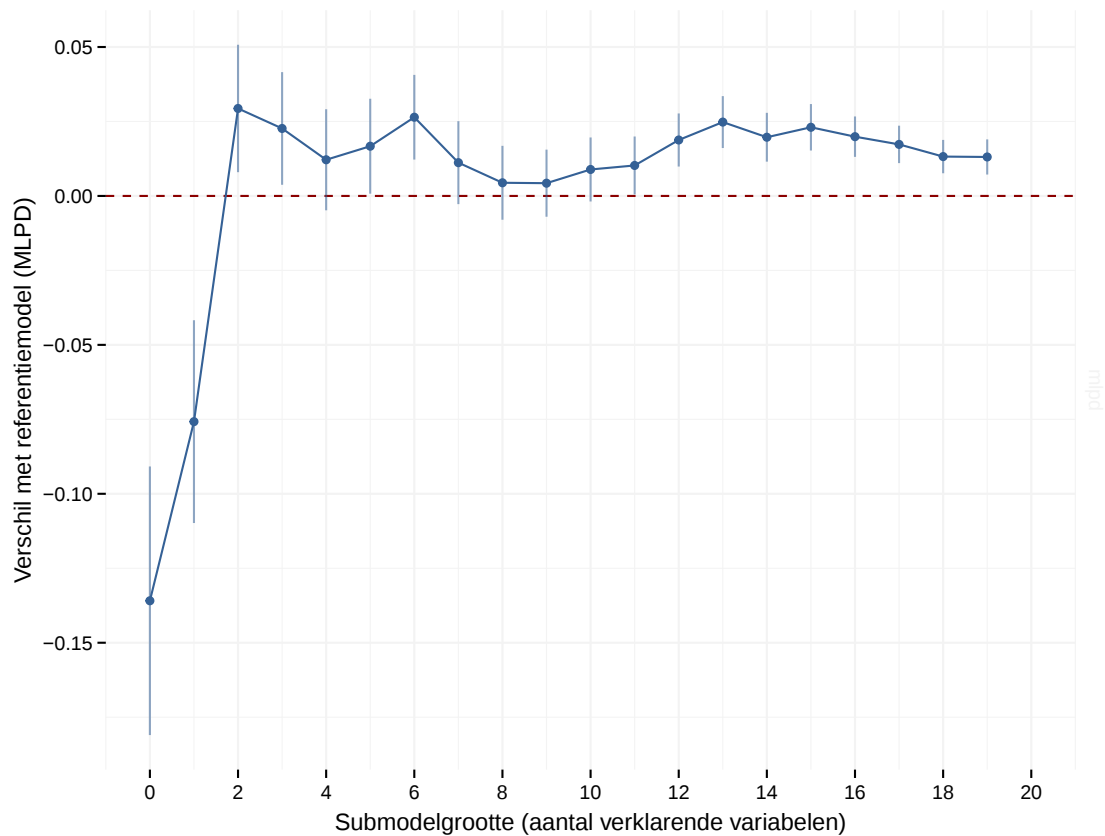
1. Zoekfase
De rangschikking van de verklarende variabelen, nl. de kleinste mogelijke subset van kandidaat-variabelen voor elk aantal variabelen, werd bepaald via forward search. Hierbij werd gespecificeerd dat de categorische variabele voor het oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen zeker in het finale model moest aanwezig zijn (altijd rang 1). Maximale submodelgrootte werd ingesteld op 19 variabelen.
2. Evaluatiefase
Berekening van voorspellende prestaties van de steeds complexer wordende submodellen langs de ranglijst van verklarende variabelen via *leave-one-out cross-validation* voor De Moeren en *5-fold cross-validation* voor de Oostelijke leemstreek. Voorspellende prestaties werden gekwantificeerd als *mean log predictive density (MLPD)*. Dit is de *expected log (pointwise) predictive density (ELPD)* gedeeld door het aantal observaties.

Selectie van het aantal variabelen werd visueel gedaan door de *MLPD* te plotten als verschil met het referentiemodel in functie van submodelgrootte. Als de *MLPD* niet meer toeneemt met het aantal variabelen, dan voegen die extra variabelen geen voorspellende waarde meer toe aan het model en zullen ze niet geselecteerd worden. Ook bekeken we de variabiliteit in de rangschikking van de verklarende variabelen aan de hand van de (cumulatieve) ranking proporties. De ranking proportie van variabele x bij submodelgrootte j is de proportie van *cross-validation folds* die variabele x hebben op positie j van hun rangschikking van de verklarende variabelen. De cumulatieve ranking proporties worden opgeteld naarmate submodelgrootte toeneemt. Een cumulatieve ranking proportie voor variabele x van 90 % bij ≤ 5 ($= j$) wil bijvoorbeeld zeggen dat x in 90 % van de *cross-validation folds* een ranking kleiner of gelijk aan 5 heeft.

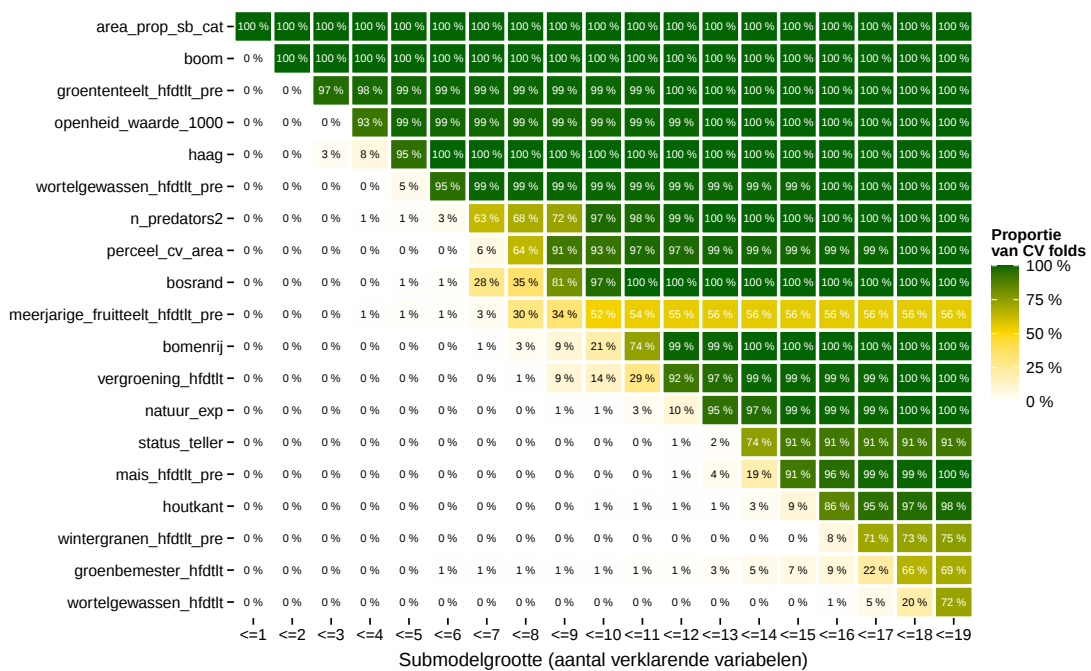
Finale modellen werden met de geselecteerde variabelen opnieuw gefit via **brms**. We fitten zowel een Poisson als zero-inflated Poisson model. Beide modellen werden vergeleken visueel via *PPCs* en o.b.v. het verschil in *ELPD* berekend via *5-fold cross-validation*. Voor de nabewerking en visualisatie van de resultaten hebben we gebruik gemaakt van de functionaliteiten uit de **tidybayes** package (Kay, 2023). We rapporteren steeds de posterior mediaan van $\exp(\beta_j) - 1$ als maat voor het centrale tendens van variabele x_j , en de standaard deviatie (= standaardfout) en 95 % geloofwaardigheidsinterval als maat voor onze zekerheid. Samenvattende statistieken van de verklarende variabelen zijn gegeven in Bijlage A.4. Aangezien we geen interacties beschouwen, zijn de trends gelijk voor alle categorieën van categorische variabelen. We definieerden een positief verschil als de ondergrens van het 95 % geloofwaardigheidsinterval groter is dan nul, een negatief verschil als de bovengrens kleiner is dan nul, een stabiel (geen) verschil als het geloofwaardigheidsinterval nul bevat maar binnen de referentiewaarden valt (tussen toename van 25 % en afname van 20 %) en een onzeker verschil als het geloofwaardigheidsinterval nul en ten minste een van de referentiewaarden bevat (Onkelinx, 2023).

4.4.3.3 Resultaten modellering De Moeren

De voorspellende kracht van het model voor De Moeren bereikte reeds een maximum bij twee variabelen (Fig. 4.36). Naast de vaste *area_prop_sb_cat* hebben we nog de variabele *boom* die in 100 % van de *cross-validation folds* aanwezig was (Fig. 4.37). Samenvattende statistieken van de parameters zijn gegeven in Tabel 4.12. De referentiegroep is nulbeleid (= geen oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen aanwezig). We zien enkel significant meer broedparen in telcirkels met hoogbeleid (gemiddeld gezien 119 % meer). Voor de andere categorieën is de onzekerheid te groot (Fig. 4.38). Dit komt omdat er voor sommige categorieën weinig data is. We kunnen de categorieën laag- en middellaagbeleid aggregeren tot laagbeleid via een gewogen gemiddelde waarbij de gewichten afhankelijk zijn van het aantal data per groep. Dit doen we ook voor hoogbeleid. We zien een onzeker verschil in aantal broedparen voor laagbeleid en een positief verschil voor hoogbeleid met nulbeleid (gemiddeld gezien 109 % meer; Fig. 4.39). Verder zien we een significant negatief effect van de proportie bomen binnen de telcirkels (Fig. 4.40).



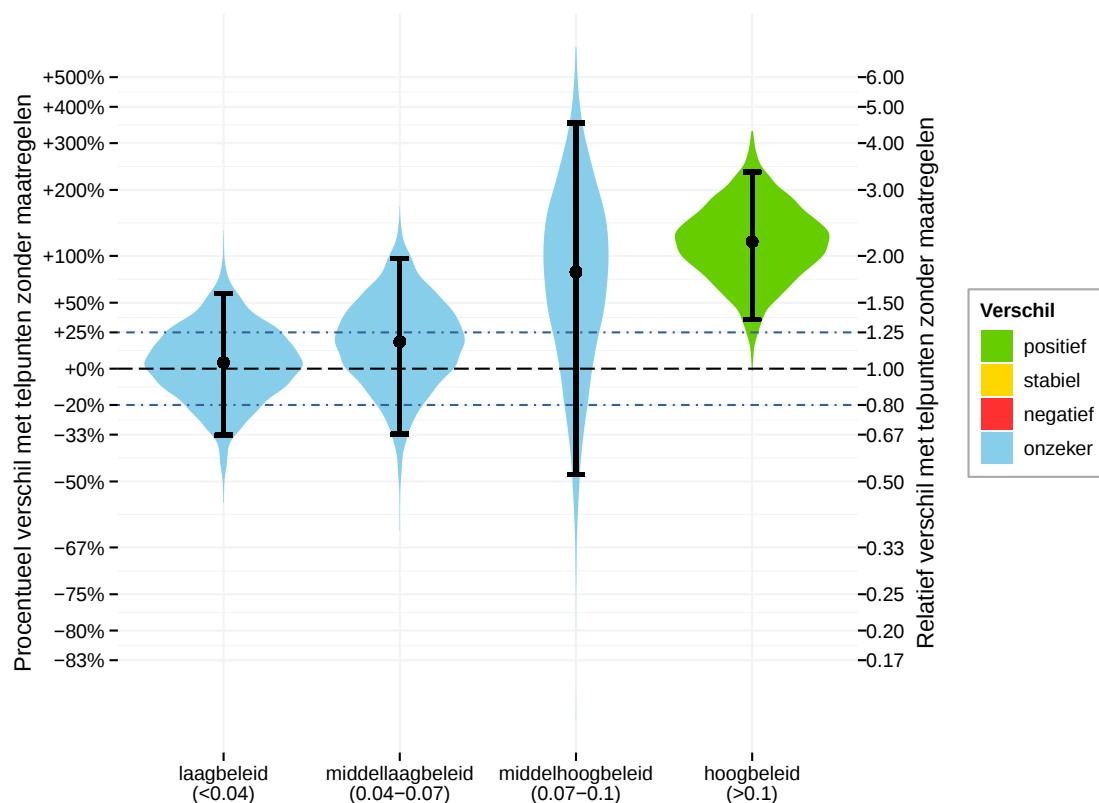
Figuur 4.36: Verschil in *MLPD* met referentiemodel (rode stippellijn) voor verschillende submodelgroottes voor het model van De Moeren.



Figuur 4.37: Cumulatieve ranking proportie van de eerste 19 variabelen voor het model van De Moeren.

Pagina 74 van 110
10.21436/inbor.126766638
vlaanderen.be/inbo

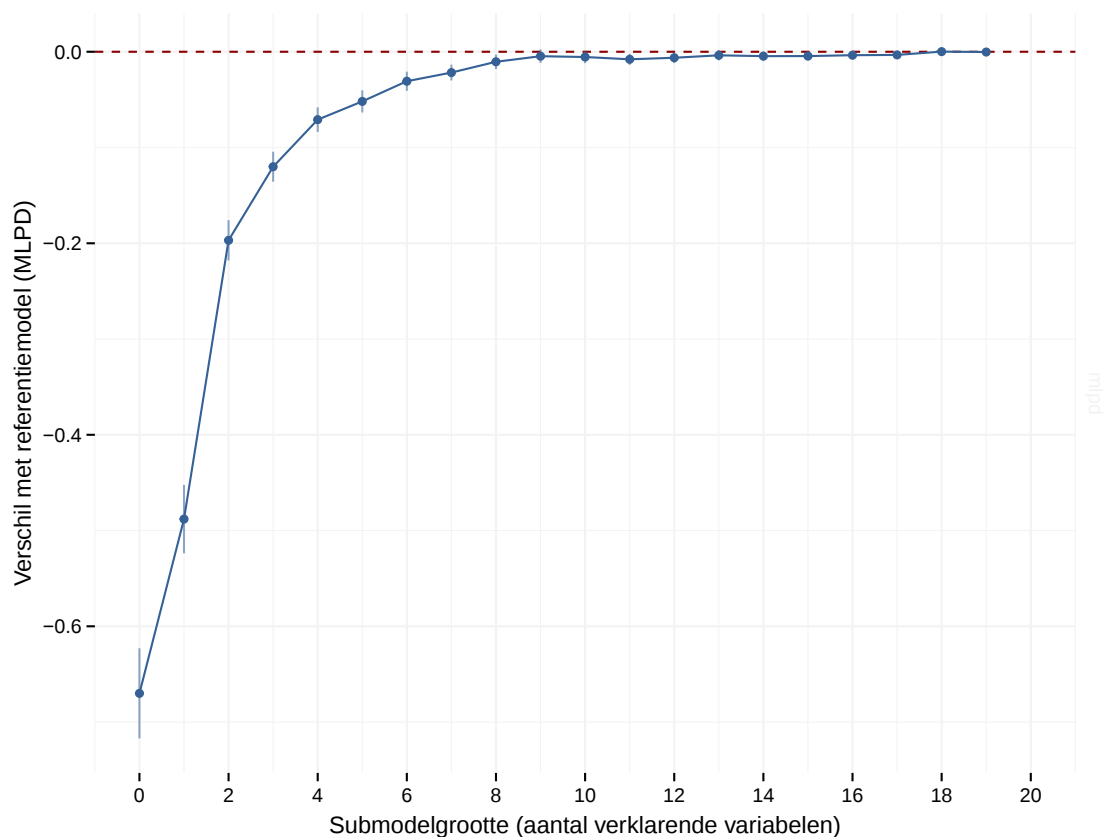
variabele	mediaan	standaardfout	Q2.5	Q97.5	verschil
Model					
laagbeleid	0.032	0.242	-0.344	0.592	onzeker
middellaagbeleid	0.173	0.331	-0.324	0.966	onzeker
middelhoogbeleid	0.810	1.046	-0.468	3.565	onzeker
hoogbeleid	1.186	0.514	0.362	2.372	positief
boom	-0.481	0.065	-0.597	-0.348	negatief
Geaggregeerd					
laagbeleid	0.088	0.218	-0.269	0.599	onzeker
hoogbeleid	1.085	0.479	0.319	2.211	positief



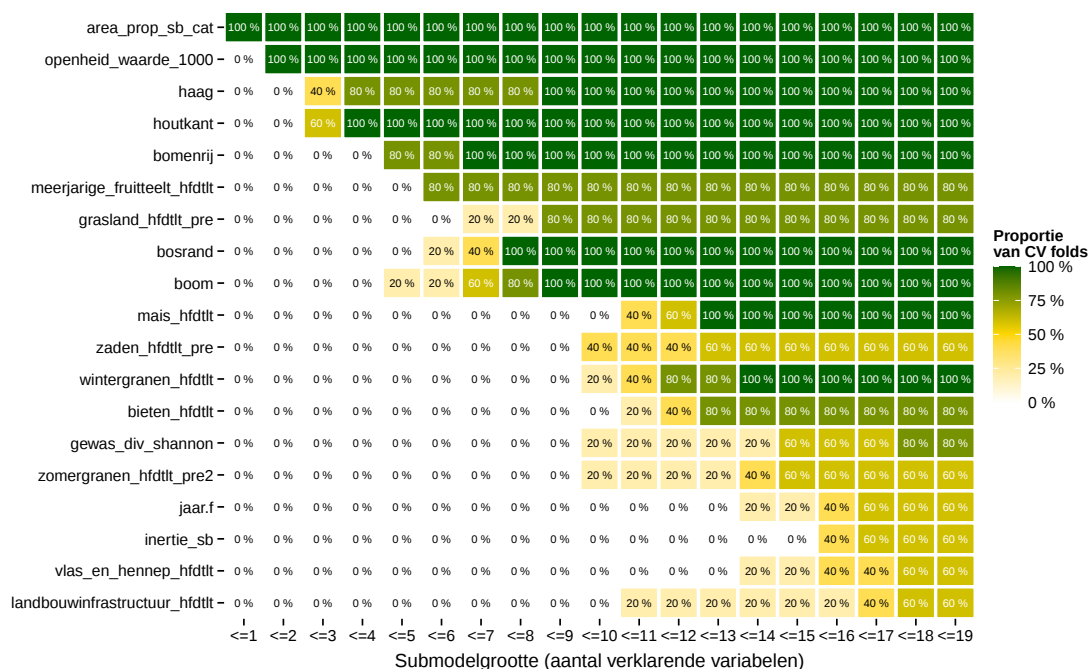
Figuur 4.38: A-posterioriverdelingen van het verschil in maximum aantal broedparen per telcirkel met nulbeleid (= geen oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen aanwezig) voor het model van De Moeren. Het punt geeft de posterior mediaan aan en het interval het 95 % geloofwaardigheidsinterval.

4.4.3.4 Resultaten modellering Oostelijke leemstreek

De voorspellende kracht van het model voor de Oostelijke leemstreek neemt niet meer toe na negen variabelen (Fig. 4.41). Naast de vaste `area_prop_sb_cat` hebben we nog de variabelen `openheid_waarde_1000`, `haag`, `houtkant`, `bomenrij`, `bosrand` en `boom` die in 100 % van de *cross-validation folds* aanwezig waren bij deze submodelgrootte en `meerjarige_fruittelteelt_hfdtlt` en `grasland_hfdtlt_pre` in 80 % (Fig. 4.42). Samenvattende statistieken van de parameters zijn gegeven in Tabel 4.13. De referentiegroep is nulbeleid (= geen oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen aanwezig). We zien significant meer broedparen in telcirkels met laag-, middelhoog- en hoogbeleid (resp. gemiddeld 16 %, 49 % en 43 % meer). Voor middellaagbeleid is de onzekerheid te groot (Fig. 4.43). Wanneer we de categorieën aggregeren zien we een positief verschil in aantal broedparen voor laagbeleid en hoogbeleid met nulbeleid (Fig. 4.44). Verder zien we een significant positief effect van de openheid van het landschap op 1000 m schaal (Fig. 4.45) en negatieve effecten van de andere continue variabelen (Bijlage A.5).



Figuur 4.41: Verschil in *MLPD* met referentiemodel (rode stippellijn) voor verschillende submodelgroottes voor het model van de Oostelijke leemstreek.



Figuur 4.42: Cumulatieve ranking proportie van de eerste 19 variabelen voor het model van de Oostelijke leemstreek.

Tabel 4.13: Samenvattende statistieken van de a-posteriori verdelingen van de parameters in het finale model van de Oostelijke leemstreek ($\exp(\beta) - 1$). De referentiegroep is nulbeleid (= geen oppervlakte-aandeel soortbeschermingsmaatregelen aanwezig). Q2.5 is de ondergrens van het 95 % geloofwaardigheidsinterval en Q97.5 de bovengrens.

variabele	mediaan	standaardfout	Q2.5	Q97.5	verschil
Model					
laagbeleid	0.155	0.070	0.025	0.300	positief
middellaagbeleid	0.090	0.094	-0.080	0.288	onzeker
middelhoogbeleid	0.489	0.136	0.241	0.775	positief
hoogbeleid	0.434	0.097	0.258	0.639	positief
openheid_waarde_1000	0.371	0.049	0.278	0.470	positief
grasland_hfdtlt_pre	-0.078	0.035	-0.146	-0.008	negatief
bosrand	-0.146	0.031	-0.208	-0.087	negatief
haag	-0.148	0.039	-0.220	-0.069	negatief
boom	-0.164	0.045	-0.248	-0.074	negatief
bomenrij	-0.188	0.041	-0.267	-0.107	negatief
meerjarige_fruitteelt_hfdtlt	-0.213	0.030	-0.270	-0.154	negatief
houtkant	-0.218	0.031	-0.277	-0.157	negatief
Geaggregeerd					
laagbeleid	0.137	0.064	0.016	0.267	positief
hoogbeleid	0.453	0.091	0.276	0.637	positief

zou allicht beter kunnen verklaren waarom we een afname zien van het maximum aantal broedparen met het oppervlakte-aandeel hoofdteelt grasland van het jaar ervoor.

Uit de resultaten blijkt dat PPVS een werkbare methode is om relevante variabelen te selecteren. Het grootste nadeel is dat deze methode veel rekentijd vraagt, maar met de juiste instellingen, is het mogelijk dit te beperken (voornamelijk het gebruik van *5-fold cross-validation* i.p.v. *leave-one-out cross-validation* en het standaardiseren van de data). De grootste verbeteringen die hier van toepassing zijn, zijn eerder gerelateerd aan de aggregatie van de data. In deze analyses gebruikten we het maximum aantal broedvogels per telcirkel per jaar als responsvariabele. Dit wil zeggen dat we geen rekening houden met de telperiodes, noch de exacte locatie waar een individu is waargenomen binnen de telcirkel. We zijn er dan ook van overtuigd dat verdere analyses nog meer uit de data kan halen. Enerzijds kunnen variabelen, zoals de aanwezigheid van hoofdteelten, veranderen over het jaar heen, wat de inclusie van tellingen per telperiode interessant maakt. Anderzijds kunnen we aan elke specifiek observatie variabelen hangen. Zo kan een vogel in een bepaald perceel met een bepaalde hoofdteelt worden geobserveerd waarbij er zich ook andere percelen met andere teelten in de telcirkel bevinden. Nu aggregeren we de informatie van al die percelen op telcirkelniveau waarbij we deze informatie koppelen aan die observatie, zonder de exacte locatie van de observatie zelf te bekijken. Minder aggregeren betekent meer data waardoor we meer subtiële verbanden kunnen waarnemen. Dit moet echter in evenwicht zijn met de complexiteit van de modellen en de tijd die nodig is om deze te fitten.

5 ONTWERP MEETNET VOOR AKKERVOGELS VLAANDEREN

5.1 WAT HEBBEN WE GELEERD UIT HET PILOOTMEETNET?

5.1.1 In het veld

Ondanks de inspanningen om tijdens de steekproeftrekking al zoveel mogelijk rekening te houden met mogelijke problemen tijdens de effectieve tellingen in het veld (Hoofdstuk 3), werden nog 163 problematische telpunten gesignaleerd die werden vervangen door een reservepunt. Hierbij werden opmerkingen in het attributenveld van de kaartlaag genoteerd (3.3.5). Deze werden met “regular expressions” geanalyseerd en gecategoriseerd in vijf categorieën (Tabel 5.1). Zo kregen we een algemeen overzicht van waar de belangrijkste problemen zich nog bevonden. Bij een deel van de punten is er te veel overlap met andere telcirkels. We zien vooral problemen met de zichtbaarheid omdat de punten nog vallen in bossen, boomgaarden, holle wegen etc., hoewel er niet altijd info is waarom zichtbaarheid slecht is. Een belangrijk aandeel plots is ontoegankelijk omdat het te dicht bij een grote baan ligt, op privéterrein, langs water etc. Er zijn zeven punten waarbij geen info aanwezig is. In Sectie 5.2 leggen we uit hoe we hiermee rekening hebben gehouden voor de uitbreiding van het MAS-meetnet in Vlaanderen.

Tabel 5.1: Overzicht van problematische telpunten in het pilootmeetnet gecategoriseerd m.b.v. "regular expressions".

categorie	patroon	aantal telpunten	aantal per categorie
obstructie zichtbaarheid	bomen	4	50
obstructie zichtbaarheid	boomgaard	9	50
obstructie zichtbaarheid	bos	7	50
obstructie zichtbaarheid	haag	2	50
obstructie zichtbaarheid	holle weg	16	50
obstructie zichtbaarheid	houtkant	1	50
obstructie zichtbaarheid	in put	1	50
obstructie zichtbaarheid	ingesloten	6	50
obstructie zichtbaarheid	talud	4	50
ontoegankelijk	(on)bereikbaar	4	50
ontoegankelijk	(on)toegankelijk	15	50
ontoegankelijk	E40	3	50
ontoegankelijk	TGV	1	50
ontoegankelijk	beek	6	50
ontoegankelijk	brug	1	50
ontoegankelijk	drukke baan	2	50
ontoegankelijk	fietspad	1	50
ontoegankelijk	grote baan	1	50
ontoegankelijk	langs water	3	50
ontoegankelijk	pad	1	50

Tabel 5.1: Overzicht van problematische telpunten in het pilootmeetnet gecategoriseerd m.b.v. "regular expressions". (vervolg)

categorie	patroon	aantal telpunten	aantal per categorie
ontoegankelijk	privé	8	50
ontoegankelijk	serres	1	50
ontoegankelijk	snelweg	1	50
ontoegankelijk	spoor	1	50
ontoegankelijk	vliegbasis	1	50
overlap	bufferstrook	1	33
overlap	overlap	32	33
zichtbaarheid	visibiliteit	2	23
zichtbaarheid	zicht	15	23
zichtbaarheid	zichtbaar	3	23
zichtbaarheid	zichtbaarheid	3	23
rest	[restgroep/geen info]	7	7

5.1.2 Tijdens de analyses

In Sectie 4.2 toonden we aan dat vrijwilligers een significant minder aantal soorten en waarnemingen ingeven dan een professionele teller die op dezelfde locatie in dezelfde telperiode ging hertellen. We vonden geen bewijs dat dit verschil anders was tussen data met broedcode 0 en broedcode > 0, noch afhankelijk van de ervaring van de vrijwilligers (beginnende versus ervaren vrijwilligers). We moeten onderkennen dat dit slechts een beperkte analyse was en deze resultaten niet indicatief zijn voor het volledige pilootproject. In De Moeren werden tien telpunten in vier telperiodes en één telpunt in drie telperiodes van zeven vrijwilligers dubbelgeteld door een professionele teller. Dit neemt niet weg dat deze resultaten een nuttige indicatie zijn en aantonen dat er moet blijven worden ingezet op doorlopende enthousiasmering en training van vrijwilligers bijvoorbeeld via gezamenlijke excursies en studiedagen. Dit wordt verder besproken in Sectie 5.4.

Wanneer we de data meer in detail gingen analyseren, bleek duidelijk dat deze pilootstudie een rijke bron van data is. Enkele analysemogelijkheden werden in het vorige hoofdstuk geduid via een case studie voor de Veldleeuwerik (4.4). Dit is echter het topje van de ijsberg. Een discussie van de verderzetting en uitbreiding van mogelijke statistische analyses wordt in het volgende hoofdstuk beschreven (Hoofdstuk 6). Een belangrijke beperking was het aantal data in De Moeren. Zelfs voor een algemene soort als Veldleeuwerik zagen we relatief grote onzekerheid op parameterschattingen en voor minder algemene soorten convergerden modellen moeilijk of verkregen we onbetrouwbare resultaten. Aangezien de MAS-uitbreiding naar Vlaanderen op macro-schaal gebeurt (zie verder), verwachten we hier geen problemen. Wel kan het interessant zijn om tijdens latere analyses in te zoomen op kleinere deel(kern)gebieden binnen bepaalde landbouwstroken (meso-schaal). Daarbij stellen we voor dat een gebied ter grootte van De Moeren als minimumschaal wordt gehanteerd (of afgerond ten minste 5.000 ha). Naast een minimum oppervlakte moet gewaarborgd worden dat het subgebied genoeg telpunten bevat, want deze zullen de kracht van statistische analyses bepalen.

5.2 UITBREIDING VAN HET AKKERVOGELMEETNET VOOR VLAANDEREN

Het idee is opgevat om het MAS-metnet gradueel uit te breiden over de verschillende landbouwstroken in Vlaanderen (Hoofdstuk 3, Fig. 3.1). In 2023 zijn we reeds gestart met uitrol naar de Westelijke leemstreek en de zandleemstreek.

5.2.1 Aanpassingen ten opzichte van het pilootmeetnet

In deze sectie geven we aan welke aanpassingen we deden aan de methodiek van het pilootmeetnet (zie 3.3) voor de leemstreek en de zandleemstreek en later voor de andere landbouwstreken in Vlaanderen. We duiden enkel wijzigingen aan. We herhalen geen stappen als die ongewijzigd bleven. Zie Bijlage A.6 (Fig. A.1) voor de visualisatie van de methodiek (cf. Fig. 3.3 in Sectie 3.3).

1. Selectie openheid landschap
Expliciete selectie van HOL en OL in het begin van de **targets** pipeline. Dit werd voordien pas in een later stadium gedaan.
2. Exclusie van bepaalde landgebruiken
Op basis van de problemen gesignaleerd tijdens terreinbezoeken, sluiten we meer landgebruiken uit dan voordien (Tabel 5.2). Deze vooral om zoveel mogelijk een goede bereikbaarheid en zichtbaarheid te voorzien. Langs autosnelwegen liggen vaak parallelle paden; zelfs langs beide kanten van de snelweg. Dit kan in de steekproef tot gevolg hebben dat er met een hogere waarschijnlijkheid een punt wordt geselecteerd vlakbij een snelweg, omdat er veel van zulke punten zijn. Enerzijds is dat een realiteit van het terrein die een invloed heeft op de waarnemingen (bv. vaak kraaiachtigen en Buizerd langs snelwegen) en vrij zeker ook op de detecteerbaarheid van vogels (geluidsoverlast en beperkte zichtbaarheid). Daarom hebben we een extra exclusie criterium in acht genomen door een zone van 100 m buffer rond autosnelwegen en invoegstroken en afritten van autosnelwegen uit te sluiten. Op die manier gaan er nog steeds punten zijn waarvan de telcirkels het effect van snelwegen omvatten, maar sluiten we punten die te dicht tegen snelwegen liggen uit. Een recentere versie van de OpenStreetMap data werd gedownload op 16-03-2023.

Tabel 5.2: Exclusie van landgebruiken meetnet leemstreek en zandleemstreek.

landgebruik	OSM definitie	OSM wiki
woongebied	landuse = residential	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dresidential
militair terrein	landuse = military	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dmilitary
industriegebied	landuse = industrial	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dindustrial
begraafplaats	landuse = cemetery	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dcemetery
spoorwegemplacement, spoorwegbedding	landuse = railway	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Drailway
commercieel	landuse = commercial	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dcommercial
boeren erf	landuse = farmyard	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:landuse%3Dfarmyard
park	leisure = park	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:leisure%3Dpark
vliegveld	aeroway = aerodrome	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:aeroway%3Daerodrome
autosnelweg	highway = motorway	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:highway%3Dmotorway
invoegstroken en afritten van autosnelwegen	highway = motorway_link	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:highway%3Dmotorway_link

3. Bepalen geldige plaatsen waar telling kan uitgevoerd worden
- We beperken omwille van de bereikbaarheid de plaatsen waarlangs tellingen kunnen uitgevoerd worden (Tabel 5.3). We gaan o.a. niet langer langs waterwegen telpunten leggen (bv. grachten, beken). Holle wegen worden wel behouden omdat deze een belangrijk onderdeel uitmaken van het agrarisch landschap. Indien de zichtbaarheid toch te laag is in een holle weg, wordt die er via de visibiliteitsberekening later nog uitgefilterd (zie verder).

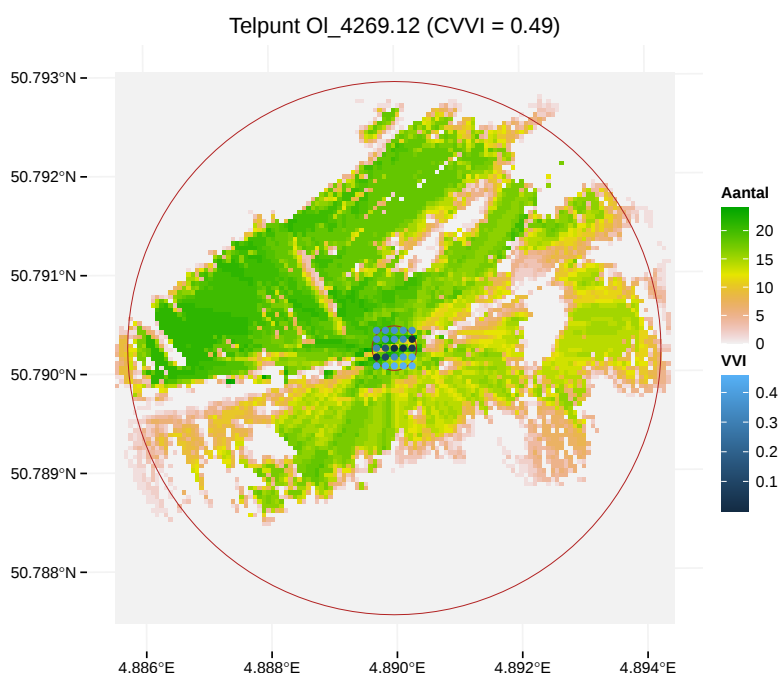
Tabel 5.3: Selectie routes waarlangs telpunten gelegd kunnen worden.

wegen	OSM definitie	OSM wiki
veldwegen en boswegen	highway = track	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:highway%3Dtrack
tertiare wegen	highway = tertiary	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:highway%3Dtertiary
afslagen tertiare wegen	highway = tertiary_link	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:highway%3Dtertiary_link
lokale wegen	highway = unclassified	https://wiki.openstreetmap.org/wiki/Tag:highway%3Dunclassified

4. Exclusie van potentiële telpunten op basis van zichtbaarheid

We berekenden zichtbaarheid als de cumulatieve zichtbaarheidsindex (CVVI: cumulative viewshed visibility index) waarbij de waarnemer een bewegingsvrijheid heeft van 25 m rondom het telpunt (Fig. 5.1). De zichtbaarheidsindex wordt berekend vanaf een set van locaties die 10 m van elkaar liggen in deze zone van bewegingsvrijheid en geeft de proportie aan van zichtbare rastercellen (resolutie 5 m) in de telcirkel met straal 300 m. De cumulatieve zichtbaarheidsindex is dan de proportie die zichtbaar is vanuit minstens één locatie binnen de zone van bewegingsvrijheid. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het DSM (digitaal oppervlakte model - DHMV II Vlaanderen, Agentschap Digitaal Vlaanderen (2014a)) en het DTM (digitaal terrein model, Agentschap Digitaal Vlaanderen (2014b)) op 5 m resolutie. De code is op basis van de functie `vvi_from_sf()` in de GVI package v1.1 (Brinkmann & Labib, 2022).

In de **targets** pipeline werd gebruik gemaakt van batching per 200 telpunten om rekentijd in te perken (`tar_group_size()` functie van **tarchetypes** package (Landau, 2021b)). We verwijderden telpunten waar de CVVI kleiner is dan 0.10.



Figuur 5.1: Voorbeeld van CVVI berekening o.b.v. DSM en DTM.

5. Binnen of buiten gebieden met soortenbeschermingsprogramma

Enkel het soortenbeschermingsprogramma gebied voor akkervogels gebruiken bleek te beperkt, want ook in gelijkaardige landbouwgerelateerde SBP's wordt actief ingezet op gelijkaardige maatregelen als voor akkervogels. Die werden door de VLM gebundeld tot de zogenoemde beheergebieden. In die SBP-gebieden werd bijvoorbeeld een aanzienlijk areaal aan beheerovereenkomsten gesloten, die een effect kunnen hebben op akkervogels. Daarom verruimen we het stratum "binnen SBP" met alle landbouwgerelateerde soortenbeschermingsprogramma gebieden. We nemen kerngebieden en zoekzones samen als onderzoeksgebied en alles hierbuiten beschouwen we als controle. Voor het nieuwe SBP gebied combineren we meerdere SBP lagen:

- nieuwe perimeter SBP akkervogels (Jansen *et al.*, 2022)
- SBP Grauwe kiekendief
 - oude perimeter van in gebruik van 2018 t/m 2022 (Vandegehuchte *et al.*, 2015)
 - nieuwe (door INBO voorgestelde) perimeter (Spanoghe, 2022)
- SBP Bruine kiekendief, SBP Zomertortel en SBP Hamster (Agentschap voor Natuur en Bos, 2020)

1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 125, 126, 127, 128, 129, 130, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 145, 146, 147, 148, 149, 150, 151, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 201, 202, 203, 204, 205, 206, 207, 208, 209, 210, 211, 212, 213, 214, 215, 216, 217, 218, 219, 220, 221, 222, 223, 224, 225, 226, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 234, 235, 236, 237, 238, 239, 240, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 248, 249, 250, 251, 252, 253, 254, 255, 256, 257, 258, 259, 260, 261, 262, 263, 264, 265, 266, 267, 268, 269, 270, 271, 272, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290, 291, 292, 293, 294, 295, 296, 297, 298, 299, 300, 301, 302, 303, 304, 305, 306, 307, 308, 309, 310, 311, 312, 313, 314, 315, 316, 317, 318, 319, 320, 321, 322, 323, 324, 325, 326, 327, 328, 329, 330, 331, 332, 333, 334, 335, 336, 337, 338, 339, 340, 341, 342, 343, 344, 345, 346, 347, 348, 349, 350, 351, 352, 353, 354, 355, 356, 357, 358, 359, 360, 361, 362, 363, 364, 365, 366, 367, 368, 369, 370, 371, 372, 373, 374, 375, 376, 377, 378, 379, 380, 381, 382, 383, 384, 385, 386, 387, 388, 389, 390, 391, 392, 393, 394, 395, 396, 397, 398, 399, 400, 401, 402, 403, 404, 405, 406, 407, 408, 409, 410, 411, 412, 413, 414, 415, 416, 417, 418, 419, 420, 421, 422, 423, 424, 425, 426, 427, 428, 429, 430, 431, 432, 433, 434, 435, 436, 437, 438, 439, 440, 441, 442, 443, 444, 445, 446, 447, 448, 449, 450, 451, 452, 453, 454, 455, 456, 457, 458, 459, 460, 461, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 468, 469, 470, 471, 472, 473, 474, 475, 476, 477, 478, 479, 480, 481, 482, 483, 484, 485, 486, 487, 488, 489, 490, 491, 492, 493, 494, 495, 496, 497, 498, 499, 500, 501, 502, 503, 504, 505, 506, 507, 508, 509, 510, 511, 512, 513, 514, 515, 516, 517, 518, 519, 520, 521, 522, 523, 524, 525, 526, 527, 528, 529, 530, 531, 532, 533, 534, 535, 536, 537, 538, 539, 540, 541, 542, 543, 544, 545, 546, 547, 548, 549, 550, 551, 552, 553, 554, 555, 556, 557, 558, 559, 560, 561, 562, 563, 564, 565, 566, 567, 568, 569, 570, 571, 572, 573, 574, 575, 576, 577, 578, 579, 580, 581, 582, 583, 584, 585, 586, 587, 588, 589, 590, 591, 592, 593, 594, 595, 596, 597, 598, 599, 600, 601, 602, 603, 604, 605, 606, 607, 608, 609, 610, 611, 612, 613, 614, 615, 616, 617, 618, 619, 620, 621, 622, 623, 624, 625, 626, 627, 628, 629, 630, 631, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 638, 639, 640, 641, 642, 643, 644, 645, 646, 647, 648, 649, 650, 651, 652, 653, 654, 655, 656, 657, 658, 659, 660, 661, 662, 663, 664, 665, 666, 667, 668, 669, 670, 671, 672, 673, 674, 675, 676, 677, 678, 679, 680, 681, 682, 683, 684, 685, 686, 687, 688, 689, 690, 691, 692, 693, 694, 695, 696, 697, 698, 699, 700, 701, 702, 703, 704, 705, 706, 707, 708, 709, 710, 711, 712, 713, 714, 715, 716, 717, 718, 719, 720, 721, 722, 723, 724, 725, 726, 727, 728, 729, 730, 731, 732, 733, 734, 735, 736, 737, 738, 739, 740, 741, 742, 743, 744, 745, 746, 747, 748, 749, 750, 751, 752, 753, 754, 755, 756, 757, 758, 759, 760, 761, 762, 763, 764, 765, 766, 767, 768, 769, 770, 771, 772, 773, 774, 775, 776, 777, 778, 779, 780, 781, 782, 783, 784, 785, 786, 787, 788, 789, 790, 791, 792, 793, 794, 795, 796, 797, 798, 799, 800, 801, 802, 803, 804, 805, 806, 807, 808, 809, 810, 811, 812, 813, 814, 815, 816, 817, 818, 819, 820, 821, 822, 823, 824, 825, 826, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 833, 834, 835, 836, 837, 838, 839, 840, 84

Naast de stratificatie, berekenen we tevens het oppervlakte-aandeel aan noord-oostwaartse wind.

Omdat we nu met veel grotere schieders werken, merkten we op dat een maximale toelating niet

voor elk stratum (OL binnen SBP, OL buiten SBP, HOL binnen SBP, HOL buiten SBP) evenveel punten. Zo zorgen we ervoor dat we ook in zeldzamere strata genoeg data zullen verzamelen, waardoor we uitspraken kunnen doen voor elk stratum apart en we onderlinge de strata kunnen vergelijken. Hier tegenover staat wel dat, indien we uitspraken willen doen op hogere niveaus (bv. landbouwregio), we hiermee moeten rekening houden in de analyses door gewichten toe te kennen proportioneel aan de oppervlakte aan OL en HOL.

8. Uitdunnen van steekproef

Om te veel overlap van telpunten te voorkomen binnen eenzelfde stratum, is voor elk punt binnen hetzelfde stratum nagegaan of een punt met grotere sample_order op minder dan 600 m afstand ligt. Als dit het geval is, wordt het punt met de lagere sample_order weerhouden.

9. Overlap bestaande telpunten

Overlap met bestaande telpunten werd geautomatiseerd. Zo kan optimaal gebruik worden gemaakt van data van telpunten die al meerdere jaren voordien zijn geteld. We vervangen bijgevolg alle telpunten uit de nieuwe steekproef door reeds bestaande punten indien ze voor minstens 50 % overlappen en ze tot hetzelfde stratum behoren. Indien er meerdere bestaande punten overlappen, nemen we het bestaande punt dat het meest overlapt. Omdat we nu een nieuwe laag van SBP gebruiken ten opzichte van de pilootstudie, is dit stratum opnieuw berekend voor de bestaande punten.

10. Incorporatie versiecontrole in pipeline

Automatisatie versiecontrole van het steekproefkader en de steekproef door een functie toe te voegen op het einde van de targets pipeline (zie 5.3).

5.2.2 Steekproeftrekking (zand)leemstreek

Als uiteindelijke steekproef trokken we voor de leemstreek en de zandleemstreek de eerste 50 telpunten (`sample_order`) per stratum (eerste set) en ook de volgende 50 punten per stratum voor als er een punt niet zou kunnen geteld worden in het veld (reserve set). Voor de leemstreek geven we enkel de punten mee die niet tot de Oostelijke leemstreek behoren. Zo selecteren we dus enkel nieuwe punten voor de Westelijk leemstreek; we behouden alle punten van de Oostelijke leemstreek van het pilootproject.

5.3 REPRODUCEERBAARHEID EN TRACEERBAARHEID

De toestand van de GitHub repository op het moment van de steekproeftrekking voor de (zand)leemstreek kan geraadpleegd worden via de volgende commit hash:

bafe6a6164dde186f309d1aacbcbff0ccde21735

Omwille van de automatisatie van de versiecontrolestap van het steekproefkader en de steekproef, zijn deze in de online GitHub repository ([Langeriaert & Van Calster, 2024](#)) te vinden onder een ander folder (zie Bijlage A.1). De finale steekproef na manuele controle (de punten die effectief werden bezocht in het veld) zijn wel nog te vinden in de folder *data/processed* zoals bij het pilootmeetnet (Sectie 3.4). De hashes van de finale bestanden zijn te vinden in Bijlage A.1. Bij de uitrol naar alle landbouwgebieden in Vlaanderen zullen we voor elk gebied bestanden centraal beschikbaar stellen via Zenodo (<https://zenodo.org/>). Dit zal zorgen dat deze bestanden nog beter traceerbaar zijn en het volledige meetnet aan een enkele DOI kan worden gelinkt ([Eves Down et al., 2025](#)).

5.4 VRIJWILLIGERSWERKING

De hobby om vogels te kijken is waarschijnlijk nog nooit zo populair geweest. Het aantal mensen die vogels kijkt en/of fotografeert groeit, ook in Vlaanderen, als we het aantal vogelwaarnemers in waarnemingen.be (<https://waarnemingen.be/>) als referentie gebruiken. De stap voor deze burgerwetenschappers om mee te helpen met een monitoring of telproject is groot, en gaat niet vanzelf. Het tellen van vogels (en zoogdieren)

Uit de ervaring opgedaan tijdens het pilootproject bleek dat vrijwilligers via de tellingen in de eerste plaats een bijdrage willen leveren aan de bescherming van akkervogels. Ze voelen zich extra gestimuleerd in gebieden waar veel maatregelen worden genomen en als ze voldoende geïnformeerd worden over wat hun gegevens opleveren. Ook bleek dat groepsgevoel, gezamenlijke activiteiten (regionaal) en communicatie van groot belang zijn. Daarom werd in de loop van het pilootproject door INBO voorzien in vormingsactiviteiten, zoals het jaarlijks opfrissen van de methodiek, het bespreken van broedcodes, identificatie van soorten op zicht en op geluid. Dit deden we zowel als webinar online als met trainingdagen in het veld. Het lijkt een meerwaarde te zijn als de vrijwilligers jaarrond met het thema geactiveerd blijven, waarbij samen met vrijwilligersorganisaties ook buiten het broedseizoen activiteiten en tellingen voorzien worden in het buitengebied. Sprekende voorbeelden daarvan zijn het opzetten van slaaplaatstellingen van kiekendieven, braakballen pluizen, seizoensbijeenkomsten met informatiedoorstroom van analyses, excursies rond het thema wintervoedsel etc. Op die manier zijn we er in geslaagd om continuïteit te voorzien in het aantal vaste vrijwillige tellers die jaarlijks opnieuw willen deelnemen, alsook een lichte groei te bewerkstelligen in het aantal nieuwe vrijwilligers die telpunten opnemen. Bij een uitrol in nieuwe regio's is het onrealistisch om meteen van het ene jaar op het andere jaar te verwachten dat een aanzienlijk aandeel telpunten wordt opgenomen door lokale vrijwilligers.

Het waarborgen van de kwaliteit van de tellingen is een belangrijk aandachtspunt, zowel bij professionele tellers, als bij vrijwilligers. Voor het professionele luik worden best strenge selectiecriteria toegepast bij het aanwerven van werkkrachten of bij het aanschrijven

6 DISCUSSIE

In dit onderdeel bespreken we de belangrijkste leer- en aandachtspunten die voortkwamen uit de analyse en uitvoering van het pilootproject. We brengen hierbij een onderscheid aan tussen organisatorische en praktische aspecten, methodologische afwegingen en de implicaties voor beleids- en beheermonitoring.

6.1 ORGANISATORISCHE EN PRAKTISCHE ASPECTEN VAN HET MAS-TELPROTOCOL

6.1.1 Instructies voor waarnemers: positionering en zichtbaarheid

Bij de uitvoering van het MAS-meetnet bleek de inschatting van de zichtbaarheid een belangrijk aandachtspunt. Het is noodzakelijk om duidelijke instructies te formuleren rond de positionering van waarnemers. Het telpunt verplaatsen naar een plek met beter zicht werd verboden, omdat dit het random karakter van de steekproeftrekking zou ondermijnen. Wel werd flexibiliteit toegestaan in de exacte plaatsing van de waarnemer. Die mag zich binnen een bewegingsruimte van 25 meter rond het telpunt positioneren, met als doel de zichtbaarheid binnen de telcirkel te optimaliseren.

Het is essentieel dat de afstanden tot waargenomen vogels zo exact mogelijk worden ingeschat. Tellen vanaf andere locaties dan het officiële telpunt is niet toegestaan, omdat dit de betrouwbaarheid van afstandsmetingen en detectiecurves aantast. De invloed van de aanwezigheid van de waarnemer in het midden van de telcirkel zou ook niet correct worden meegenomen.

6.1.2 Communicatie en opleiding van waarnemers

De aangepaste richtlijnen en praktische instructies zijn op verschillende manieren gecommuniceerd: via nieuwsbrieven, webinars, trainingsdagen en toelichtingen bij analyses. Jaarlijkse herhaling van deze communicatie is noodzakelijk om de kwaliteit van de tellingen te blijven waarborgen.

Daarnaast bleek uit een beperkte vergelijkende studie dat er significante verschillen zijn tussen de prestaties van vrijwilligers en professionelen. Dit mag echter niet leiden tot polarisatie of het onderwaarden van vrijwilligers. Het onderstreept vooral de nood aan blijvende aandacht voor opleiding en kwaliteitsborging. Voor minder ervaren waarnemers kan het nuttig zijn om een inlooperperiode te voorzien, waarin ze samen met een ervaren teller op pad gaan.

6.2 METHODOLOGISCHE AFWEGINGEN

6.2.1 Vergelijking MAS en ABV

Het MAS-telprotocol verschilt op meerdere vlakken van het telprotocol van de Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV) (Vermeersch *et al.*, 2018). Bij het MAS duurt een telling 10 minuten en zijn er vier telperiodes per jaar. Bij de ABV zijn dat respectievelijk 5 minuten en drie periodes. Bovendien maakt de ABV gebruik van een genest design met zes telpunten per kilometerhok, waarbij de waarnemer de plaatsing van de telpunten mag aanpassen zonder strikte richtlijnen.

Om de bruikbaarheid van beide meetnetten optimaal te benutten, stellen we voor om het MAS en de ABV minstens vijf jaar parallel te laten lopen. Zo kunnen we tijdreeksen vergelijken en blijven we profiteren van de grotere dekking en lagere kostprijs van de ABV.

De stratificatie van telpunten verschilt tussen MAS en ABV. Bij de ABV gebeurt de stratificatie op basis van de Biologische Waarderingskaart (minstens 80 % landbouwgebied) ([Onkelinx et al., 2025](#)). Het MAS hanteert een engere definitie van landbouwgebied, met een meer gedetailleerde stratificatie (zie Secties [3.3.1](#) en [5.2.1](#)).

6.3 BELEIDSMONITORING

Voor dit pilootproject hebben we gebruik kunnen maken van al in het verleden (periode 2018 - 2021) uitgevoerde MAS-tellingen. De MAS-tellingen van deze bestaande meetpunten (die grotendeels gecontinueerd werden in 2022 en 2023 in kader van het pilootproject) leren ons bijvoorbeeld dat, voor soorten zoals de Veldleeuwerik, wanneer we een lineaire trend veronderstellen tussen 2018 en 2023 (resultaten niet getoond), er een significante toename is van de densiteit met jaarlijks 0.63 ± 0.29 per 100 ha in de Oostelijke leemstreek. Dit komt overeen met een stijging van een densiteit van 11 naar 14 broedvogels per 100 ha over de zesjarige periode. De relatieve foutenmarge (halve breedte van het 95 % geloofwaardigheidsinterval gedeeld door de geschatte densiteit) op de jaarlijkse densiteitsschattingen in de Oostelijke leemstreek liggen voor Veldleeuwerik tussen 9 % en 18 %. Deze cijfers geven vertrouwen dat er op een zesjarige periode voldoende statistische kracht zal zijn om ecologisch relevante trends (en verschillen in trends tussen strata) te detecteren. We moeten er echter wel over waken dat de steekproefgrootte per stratum voldoende groot blijft. Zo leren we bijvoorbeeld uit de cijfers van de Moeren dat de relatieve foutenmarge op de lineaire trend en toestandschattingen van Veldleeuwerik respectievelijk $\times 2$ en $\times 4$ is in vergelijking met de Oostelijke leemstreek.

Doordat er geen tellingen uit controlegebieden zijn voor de periode 2018 - 2021, kunnen we bijvoorbeeld niet weten of de significante toename van de densiteit aan Veldleeuweriken een effect is van de toename aan SBP maatregelen of een algemene verbetering van de populaties die zich elders in het landbouwgebied ook afspeelt. Hierdoor weten we niet wat de algemene gemiddelde toestand en trend is van soorten in (bijvoorbeeld) de volledige leemstreek (ongeacht welke beschermingsmaatregelen genomen worden). Door ook in vergelijkbare situaties buiten SBP zones te tellen en de tellocaties via een kanssteekproef te selecteren die representatief is binnen elk van de beschouwde strata, kunnen we beide euvels oplossen.

We zullen dan in staat zijn om bijvoorbeeld de trend binnen en buiten SBP gebied met elkaar te vergelijken. We zullen de haalbaarheid van (o.b.v. trend) en het halen van (o.b.v. toestand) streefdoelen voor de populatiedensiteit van soorten kunnen aftoetsen. Ook kunnen we, door te wegen voor de oppervlakte van elk stratum (bijvoorbeeld open landschap binnen SBP in de leemstreek), toestand- en trendschattingen bekomen die representatief zijn voor een volledige landbouwstreek (en op termijn dus voor alle landbouwgebied in Vlaanderen).

6.3.2 Opzet van het toekomstig meetnet

Elk van bovenvermelde beperkingen zullen we op termijn kunnen wegwerken en een deel van de beperkingen hebben we binnen het pilootproject al aangepakt. In het meetnet dat we hebben opgezet voor deze pilootstudie zijn controlegebieden toegevoegd die vergelijkbaar zijn met de SBP zones (dezelfde landbouwstreek, dezelfde mate van openheid van het landschap). De uitbreiding hiervan naar de andere landbouwstreken, zal toelaten om zowel per landbouwstreek als voor heel Vlaanderen uitspraken te doen over effecten van het beleid (waarbij een opsplitsing kan gemaakt worden in de mate van uptake van beleid). In 2023 konden we al starten met deze uitrol naar de volledige leemstreek en zandleemstreek. In 2024 kwamen de overige landbouwstreken aan bod, waarbij over heel Vlaanderen MAS meetpunten werden uitgestrooid, in het kader van het Meetnet Biodiversiteit in Agrarisch Gebied (MBAG).

Dankzij deze opzet kunnen we in de toekomst de trends binnen en buiten SBP-gebieden vergelijken en trends en toestanden representatief inschatten voor volledige landbouwstreken en heel Vlaanderen.

6.3.3 Mogelijkheid tot multisoortenindices

Voor een beleidsmonitoring op macroniveau is het waardevol om – naast resultaten voor individuele soorten – ook uitspraken te doen over groepen van soorten, bijvoorbeeld alle doelsoorten van het SBP akkervogels. Dit kan bijvoorbeeld door een multisoortenindex te berekenen, analoog met hoe dit gedaan wordt voor de ABV monitoring, die de relatieve wijziging weergeeft van een jaar met een referentiejaar op niveau Vlaanderen (= *multi species change index*). Met de MAS data kunnen we dit principe toepassen per landbouwstreek en binnen versus buiten SBP zones.

6.4 BEHEERMONITORING

6.4.1 Gedetailleerde effectinschatting van beheermaatregelen

Beheermonitoring vereist een fijnmazigere analyse dan beleidsmonitoring. Wanneer we als doel hebben om na te gaan of de uitgevoerde beheermaatregelen het gewenste vooropgestelde ecologische resultaat (effectiviteit) opleveren, dienen we een stap verder te gaan dan een loutere vergelijking van telpunten binnen en buiten SBP. Per telcirkel kunnen we exact bepalen welke oppervlakte aan maatregelen er genomen zijn en wanneer. Dit kunnen we zowel doen voor de maatregelen die worden genomen in kader van een SBP als voor de landbouwbedrijfsvoering (bijvoorbeeld oppervlakte-aandeel van een bepaald type hoofdteelt). Ook andere karakteristieken zoals (variatie in) perceelgroottes, kleine landschapselement ...) nemen we mee als verklarende variabelen in onze modellen.

Dit laat toe om te onderzoeken welke factoren het meest gunstig zijn voor akkervogeldensiteiten en om effecten van specifieke maatregelen beter in te schatten, rekening houdend met andere omgevingskenmerken.

6.4.2 Verdere modelontwikkeling en datapotentieel

Binnen dit pilootproject werden reeds eerste modellen gefit, maar er liggen verdere kansen om gedetailleerdere analyses uit te voeren. In plaats van te werken met geaggregeerde gegevens per telcirkel en per jaar, kunnen we vertrekken van individuele waarnemingen gekoppeld aan de locatie binnen de telcirkel en het tijdstip.

Dit kan helpen om fijnmazige patronen te detecteren, zoals voorkeursplekken van soorten nabij specifieke beheermaatregelen of teelten. Zulke analyses vereisen verdere ontwikkeling en konden binnen het tijdsbestek van dit project niet uitgevoerd worden, maar ze bieden in de toekomst mogelijkheden om de effectiviteit van maatregelen nog nauwkeuriger in te schatten. Bovendien kunnen deze analyses signalen opleveren voor aanvullend, verklarend onderzoek (*microniveau*). Dit type van onderzoek zal typisch heel gericht gaan kijken op een kleine schaal gedurende één of maximaal enkele jaren in functie van specifieke kennisbiaten.

6.5 MONITORING EN ANALYSE VAN DE HAAS

Het MAS-project beoogt een beter inzicht te verkrijgen in de ecologische toestand van zowel vogels als de Haas in het Vlaamse landbouwgebied. Andere zoogdieren bleken tijdens het pilootproject nauwelijks waargenomen te zijn. Tijdens het veldwerk werd door de waarnemers geregistreerd of zij tijdens hun bezoek al dan niet zoogdieren hebben geteld. Dit maakt het mogelijk om in de analyses een onderscheid te maken tussen structurele afwezigheid en afwezigheid als gevolg van niet waarnemen. Het gebruik van broedcodes, die relevant zijn voor vogels, is voor de zoogdieren niet van toepassing. In deze sectie worden de belangrijkste bevindingen met betrekking tot de Haas toegelicht. Voor Haas is er in Vlaanderen voorlopig geen alternatieve telmethode buiten de voorjaarsstellingen en afschotgegevens van de jagers. De vraag is dus of het MAS hier een nuttige bijdrage aan kan leveren.

Voor Haas is er in Vlaanderen geen gebiedsdekkend monitoringsprogramma buiten de voorjaarsstellingen en de afschotgegevens van de wildebeheereenheden (Scheppers, 2025; Scheppers & Casaer, 2008). Hoewel er voor Haas gestandaardiseerde telmethoden beschikbaar zijn (bv. Huysentruyt *et al.*, 2016; Petersen *et al.*, 2023b), is er geen gestandaardiseerd telprotocol vastgelegd voor het uitvoeren van de tellingen van de wildebeheereenheden. Door het ontbreken van een standaardmethode is de accuraatheid en de precisie van de schatting van de voorjaarsstand ongekend, hetgeen de bruikbaarheid van deze gegevens voor het opvolgen van de Vlaamse trend in de voorjaarsstand bemoeilijkt (Scheppers & Casaer, 2008). De vraag is dus of het MAS een alternatieve trendbepaling in de voorjaarsstand op Vlaams niveau kan aanleveren.

Analyse van de beschikbare MAS-gegevens van het pilootproject toont aan dat de Haas minder frequent wordt waargenomen tijdens de vierde (laatste) telperiode. Een plausibele verklaring hiervoor is dat de soort in deze periode minder zichtbaar is vanwege de hogere vegetatiestructuur. Het verdient dan ook aanbeveling om deze periode uit te sluiten van verdere analyses met betrekking tot de Haas.

Densiteitsschattingen op basis van *distance sampling* uitgevoerd gedurende de dag zullen de werkelijke populatiedichtheid van de Haas onderschatten. Dit kan worden toegeschreven aan het feit dat de Haas actiever is bij valavond en 's nachts (Holley, 2001; Homolka, 1986; Pépin & Cargnelutti, 1994), wanneer er geen MAS-tellingen plaatsvinden. Dit wordt ondersteund door het onderzoek van Bedson *et al.* (2021), die drie telmethodes vergeleken om populaties van de Sneeuwhaas (*Lepus timidus*) te schatten via *distance sampling*: visuele dagsurveys, nachtelijke thermografie en cameravallen. De auteurs concluderen dat dagsurveys de werkelijke populatiegrootte onderschatten doordat ze de nachtelijke activiteit niet capteren, en dus slechts een beperkt beeld geven van de soort. Daarnaast wordt in onze analyses aangenomen dat de volledige telcirkel waarneembaar is, terwijl visuele barrières in het landschap (zoals vegetatie en reliëf) in werkelijkheid het zicht kunnen beperken en de werkelijk getelde oppervlakte dus kleiner is. Het zou daarom nuttig zijn om te corrigeren voor de oppervlakte van de telcirkel die effectief zichtbaar is voor de teller. Echter, *distance sampling* zal nog steeds maar gedeeltelijk corrigeren via de detectiekans, wat onvoldoende is om de beperkingen van de MAS-telling op te vangen. Dit versterkt de systematische onderschatting van de populatiegrootte.

Hoewel de gegevens van de Haas op vergelijkbare wijze kunnen worden geanalyseerd als die van akkervogels, is het essentieel om de resultaten met de nodige voorzichtigheid te interpreteren, gezien de specifieke detectieproblemen en ecologische kenmerken van deze soort. We besluiten daarom dat de MAS-gegevens voor de Haas niet gebruikt mogen worden om densiteiten of populatiegroottes in te schatten. Wel bieden de gegevens potentieel om relatieve populatietrends in tijd op te volgen.

7 CONCLUSIE

Deze pilootstudie bevestigt dat het Meetnet Agrarische Soorten (MAS) in zijn huidige opzet een robuust en toekomstgericht instrument is voor beleids- en beheermonitoring van akkervogels in Vlaanderen. Door een goed onderbouwde steekproeftrekking, stratificatie en het gebruik van een Before-After Control-Impact (BACI) design, biedt het MAS de mogelijkheid om populatietrends en verschillen in ruimte en tijd op een wetenschappelijk onderbouwde manier te detecteren en evalueren.

De analyses van Veldleeuwerikgegevens tonen aan dat het MAS toelaat om betekenisvolle ecologische patronen te detecteren, zoals regionale verschillen in populatiedichtheid en associaties met landschapskenmerken. De pilot heeft ook de meerwaarde aangetoond van controlegebieden buiten SBP-zones en de noodzaak van statistische representativiteit binnen elk stratum. Deze elementen zijn essentieel om het effect van maatregelen betrouwbaar te kunnen evalueren, wat met oudere datasets niet mogelijk was.

Hoewel de huidige resultaten indicatief zijn, onderstrepen ze vooral het belang van langdurige monitoring. Een meetnet als MAS moet minstens vijf jaar operationeel zijn om robuuste uitspraken te kunnen doen over trends en de effectiviteit van maatregelen. Deze continuïteit is nodig om beleidsdoelstellingen te evalueren en gericht bij te sturen. Daarnaast toont de studie aan dat het MAS ook potentieel heeft voor beheermonitoring op microniveau, mits verdere ontwikkeling van analysemethoden op het niveau van individuele waarnemingen en beheerpercelen. Dit biedt unieke kansen om specifiek na te gaan welke maatregelen het meest effectief zijn en in welke context.

Voor de monitoring van Haas blijkt het MAS minder geschikt voor absolute populatieschattingen, maar het kan wel dienen voor het opvolgen van relatieve trends in de tijd. De beperkingen rond zichtbaarheid en activiteitspatroon van deze soort vragen echter om soortspecifieke aanpassingen of aanvullend onderzoek.

De succesvolle betrokkenheid van vrijwilligers bevestigt het belang van blijvende training, begeleiding en communicatie. Een gemengd model van vrijwilligers en professionals biedt het meeste perspectief voor kostenefficiënte en kwalitatieve monitoring op lange termijn.

Samengevat biedt het MAS een schaalbaar, reproduceerbaar en beleidsrelevant kader dat kan bijdragen aan het verbeteren van het biodiversiteitsbeleid in landbouwgebieden. Mits blijvende investering in methodologie, menselijk kapitaal en langetermijnplanning, heeft dit meetnet het potentieel om uit te groeien tot een centrale pijler voor de opvolging van akkervogelpopulaties en de evaluatie van landbouwmaatregelen in Vlaanderen.

Referenties

- Agentschap Digitaal Vlaanderen (2014a). Digitaal Hoogtemodel Vlaanderen II, DSM, raster, 5 m. https://download.vlaanderen.be/product/936-digitaal_hoogtemodel_vlaanderen_ii_dsm_raster_5_m.
- Agentschap Digitaal Vlaanderen (2014b). Digitaal Hoogtemodel Vlaanderen II, DTM, raster, 5 m. https://download.vlaanderen.be/product/938-digitaal_hoogtemodel_vlaanderen_ii_dtm_raster_5_m.
- Agentschap Landbouw & Zeevisserij (2022). Open geodata: kaart landschapselementen. <https://landbouwcijfers.vlaanderen.be/open-geodata-kaart-landschapselementen>.
- Agentschap Landbouw & Zeevisserij (2023). Open geodata: landbouwgebruikspercelen. <https://landbouwcijfers.vlaanderen.be/open-geodata-landbouwgebruikspercelen>.
- Agentschap voor Natuur en Bos (2020). SoortenBeschermingsProgramma's. <https://www.vlaanderen.be/datavindplaats/catalogus/soortenbeschermingsprogrammas>.
- Agentschap voor Natuur en Bos (2021a). Achtergrondrapport bij het soortenbeschermingsprogramma voor de akkervogels. Nr. MB 20/12/2021. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel.
- Agentschap voor Natuur en Bos (2021b). Natuurbeheerplannen. <https://www.vlaanderen.be/datavindplaats/catalogus/natuurbeheerplannen>.
- Bedson C.P., Thomas L., Wheeler P.M., Reid N., Harris W.E., Lloyd H., Mallon D. & Preziosi R. (2021). Estimating density of mountain hares using distance sampling: A comparison of daylight visual surveys, night-time thermal imaging and camera traps. *Wildlife Biology* 2021: wlb.00802. <https://doi.org/10.2981/wlb.00802>.
- Brinkmann S.T. & Labib S.M. (2022). GVI: R package for computing VGVI for Spatial Raster. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7057132>.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. & Thomas L. (2001). Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford university press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>.
- Buckland S.T., Rexstad E.A., Marques T.A. & Oedekoven C.S. (2015). Distance sampling: methods and applications. Vol. 431. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19219-2>.
- Bürkner P.-C. (2017). brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software* 80 (1): 1–28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>.
- Bürkner P.-C. (2018). Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. *The R Journal* 10 (1): 395–411. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-017>.
- Bürkner P.-C. (2021). Bayesian Item Response Modeling in R with brms and Stan. *Journal of Statistical Software* 100 (5): 1–54. <https://doi.org/10.18637/jss.v100.i05>.
- Catalina A., Bürkner P.-C. & Vehtari A. (2022). Projection Predictive Inference for Generalized Linear and Additive Multilevel Models. In: Camps-Valls G., Ruiz F.J.R. & Valera I. (eds.). *Proceedings of The 25th International Conference on Artificial Intelligence and Statistics, Proceedings of Machine Learning Research*, Vol. 151. PMLR, p. 4446–4461. <https://proceedings.mlr.press/v151/catalina22a.html>.
- Cochran W.G. (1950). The comparison of percentages in matched samples. *Biometrika* 37 (3/4): 256–266. <https://doi.org/10.1093/biomet/37.3-4.256>.
- De Bruyn L., Devos K., Van Den Berge K., Vermeersch G. & T'jollyn F. (2019). Effecten van beheerovereenkomsten op populaties van landbouwwogels in Vlaanderen. Nr. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (26). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.16108611>.
- Devos K. & Vermeersch G. (2023). Vogelnieuws: ornithologische nieuwsbrief van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) 36. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel.
- Dochy O. (2021). Resultaten van de Frans-Belgische inventarisatie van plattelandsvogels in 2013 en 2019. Provincie West-Vlaanderen, Brugge. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.18313.16481>.

- Dochy O. & Hens M. (2005). Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden. Beschermingsmaatregelen voor akkervogels. Nr. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud (IN.R.2005.01). Brussel, i.s.m. het provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge. <https://www.vlaanderen.be/publicaties/van-de-stakkers-van-de-akkers-naar-de-helden-van-de-velden-beschermingsmaatregelen-voor-akkervogels>.
- Evens R., Willems T., Crevecoeur J., Neyens T. & Beenaerts N. (2022). Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen (broedplaats, voedsel en broedsucces). Nr. Onderzoeks- en monitoringsrapport. Centrum voor Milieukunde - Universiteit Hasselt, Diepenbeek.
- Eves Down M.-R., Langeroot W. & Jansen J. (2025). DMP voor het Meetnet Agrarische Soorten (MAS): Steekproefkader en daar voorbij. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, België. <https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/dmp-voor-het-meetnet-agrarische-soorten-mas-steekproefkader-en-daar-voorbij>.
- Fiske I. & Chandler R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software* 43 (10): 1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H.S., Dunson D.B., Vehtari A. & Rubin D.B. (2013). Bayesian data analysis. 3de ed. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/b16018>.
- Gelman A. & Rubin D.B. (1992). Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical Science* 7 (4): 457–472. <https://doi.org/10.1214/ss/1177011136>.
- Grafström A., Lundström N.L.P. & Schelin L. (2011). Spatially Balanced Sampling through the Pivotal Method. *Biometrics* 68 (2): 514–520. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2011.01699.x>.
- Hedley S.L. & Buckland S.T. (2004). Spatial models for line transect sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9 (2): 181–199. <https://doi.org/10.1198/1085711043578>.
- Holley A.J.F. (2001). The daily activity period of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Mammalian Biology* 66 (6): 357–364.
- Homolka M. (1986). Daily activity pattern of the European hare (*Lepus europaeus*). *Folia zoologica* 35 (1): 33–42.
- Huysentruyt F., Scheppers T., Verschelde P., Onkelinx T. & Casaer J. (2016). Analyse van de bruikbaarheid van lijntellingen bij het opvolgen van lokale hazenpopulaties. Nr. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016 (INBO.R.2016.11508261). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Interprovinciaal Overleg (2023). Dataset: Natuurnetwerk Nederland (NNN) - Provincies (INSPIRE geharmoniseerd). <https://www.pdok.nl/introductie/-/article/natuurnetwerk-nederland-nnn->.
- Jansen J., Erens R. & Devos K. (2022). Advies over de ontwerpkaarten ‘meest kansrijke gebieden voor akkervogels in Vlaanderen’ in het kader van het Soortbeschermingsprogramma Akkervogels. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://www.vlaanderen.be/inbo/en-GB/publications/advies-over-de-ontwerpkaarten-meest-kansrijke-gebieden-voor-akkervogels-in-vlaanderen-in-het-kader-van-het-soortbeschermingsprogramma-akkervogels>.
- Kay M. (2023). tidybayes: Tidy Data and Geoms for Bayesian Models. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1308151>.
- Kellner K.F., Smith A.D., Royle J.A., Kéry M., Belant J.L. & Chandler R.B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 14 (6): 1408–1415. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14123>.
- Kéry M. & Royle J.A. (2016). Modeling Abundance Using Hierarchical Distance Sampling. In: Kéry M. & Royle J.A. (eds.). *Applied Hierarchical Modeling in Ecology*. Elsevier, p. 393–461. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801378-6.00008-4>.
- Klaassen R., Schulting M., Sirks A., Kleyheeg E. & Wiersma P. (2022). Evaluatie van de effecten van het agrarisch natuurbeheer op voorkomen en trends van akkervogels in de provincie Groningen 2015 - 2020. Nr. GKA-rapport (2022-01). Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels, Scheemda.
- Landau W.M. (2021b). tarchetypes: Archetypes for Targets. <https://github.com/ropensci/tarchetypes>.
- Landau W.M. (2021a). The targets R package: a dynamic Make-like function-oriented pipeline toolkit for reproducibility and high-performance computing. *Journal of Open Source Software* 6 (57): 2959. <https://doi.org/10.21105/joss.02959>.
- Langeroot W. & Van Calster H. (2024). MAS-pilootproject. <https://github.com/inbo/mas-piloot>.

- Posit team (2023). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA, United States. <http://www.posit.co/>.
- R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Roodbergen M., Scharenburg K. van, Soldaat L., Teunissen W., Koks B. & Leeuwen M. van (2011). Achtergronddocument Meetnet Agrarische Soorten (MAS). Nr. SOVON Onderzoeksrapport (2011/08). SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Rosenstock S.S., Anderson D.R., Giesen K.M., Leukering T. & Carter M.F. (2002). Landbird Counting Techniques: Current Practices and an Alternative. *The Auk* 119 (1): 46–53. <https://doi.org/10.1093/auk/119.1.46>.
- Royle J.A., Dawson D.K. & Bates S. (2004). Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85 (6): 1591–1597. <https://doi.org/10.1890/03-3127>.
- Scheppers T. (2025). Afschotstatistieken 2024. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://www.vlaanderen.be/inbo/trends-in-afschotstatistieken-en-schattingen-van-de-voorjaarspopulatie/>.
- Scheppers T. & Casaer J. (2008). Wildbeheereenheden Statistieken - Rapportering en verwerking over de periode 1998 - 2007. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 9, Brussel.
- Service public de Wallonie (SPW) (2017). Réseau Natura 2000 en vigueur - Série. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/80a837d8-2c0b-4f77-b5d5-824e9780a4ae.html>.
- Service public de Wallonie (SPW) (2020). Conservation de la nature - Série. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/435c454c-0d4b-41cf-a136-a1aba134d9ac.html>.
- Sharps E., Hawkes R.W., Bladon A.J., Buckingham D.L., Border J., Morris A.J., Grice P.V. & Peach W.J. (2023). Reversing declines in farmland birds: How much agri-environment provision is needed at farm and landscape scales? *Journal of Applied Ecology* 60 (4): 568–580. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14338>.
- Spanoghe G. (2022). Advies over de uitbreiding van de kerngebieden en de aanpassing van de prioritaire maatregelenzones voor de grauwe kiekendief in de Moeren en Midden-Limburg. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/advies-over-de-uitbreiding-van-de-kerngebieden-en-de-aanpassing-van-de-prioritaire-maatregelenzones-voor-de-grauwe-kiekendief-in-de-moeren-en-midden-limburg>.
- Stan Development Team (2023). RStan: the R interface to Stan. <https://mc-stan.org/>.
- Ushey K. & Wickham H. (2023). renv: Project Environments. <https://CRAN.R-project.org/package=renv>.
- Vandegehuchte M., Van Hoydonck G., Goemaere K., Lewylle I., Lambrechts J. & Heylen O. (2015). Soortenbeschermingsprogramma voor de grauwe kiekendief. Agentschap voor Natuur en Bos. <https://www.vlaanderen.be/publicaties/soortenbeschermingsprogramma-voor-grauwe-kiekendief-circus-pygargus-in-vlaanderen>.
- Vandewaerde H. & Justaert K. (2020). Plan kiekendief. Naar een landschap met kiekendieven in Vlaanderen. Regionaal Landschap Zuid-Hageland vzw, Tienen.
- Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.
- Vermeersch G., Ledegen H. & Feys S. (2018). Methodehandleiding bij het project Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV). Nr. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (93). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.15674942>.
- Visser T. & Kleyheeg E. (2025). Ecologische evaluatie Agrarisch Natuur en Landschapsbeheer. Nr. 3156. Wageningen Environmental Research, Wageningen. <https://doi.org/10.18174/689914>.
- Vlaamse Landmaatschappij (2018). Beheergebieden akkervogelsoorten, Toestand 11/8/2017. <https://www.vlaanderen.be/datavindplaats/catalogus/beheergebieden-akkervogelsoorten-toestand-11-8-2017>.
- Wadoux A.M.J.-C. & Heuvelink G.B.M. (2023). Uncertainty of spatial averages and totals of natural resource maps. *Methods in Ecology and Evolution* 14 (5): 1320–1332. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.14106>.
- Wiersma P. & Hakkert J. (2021). Trends van vogels van het agrarisch gebied van Flevoland in 2011-2021. Nr. GKA-Rapport (2021-17). Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels, Scheemda.

- Wiersma P., Jansen J., Erens R., Vansteelandt W. & Postma M. (2021). Voedselsituatie voor de grauwe kiekendief en het effect van beheermaatregelen in de oostelijke Leemstreek, 2017-2020. Nr. GKA-Rapport 2021-03. Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels en Werkgroep Grauwe Gors vzw, Scheemda (NL) en Riemst (BE).
- Wood S.N. (2003). Thin-plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 65 (1): 95–114. <https://doi.org/10.1111/1467-9868.00374>.
- Wood S.N. (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. 2de ed. Chapman; Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>.
- Yanchenko E., Bondell H.D. & Reich B.J. (2021). The R2D2 Prior for Generalized Linear Mixed Models. arXiv. <https://doi.org/10.48550/ARXIV.2111.10718>.
- Zhang Y.D., Naughton B.P., Bondell H.D. & Reich B.J. (2016). Bayesian Regression Using a Prior on the Model Fit: The R2-D2 Shrinkage Prior. arXiv. <https://doi.org/10.48550/ARXIV.1609.00046>.
- ZNIEFF de type 1 – Métropole (2023). <https://inpn-inspire.mnhn.fr/catalogue/srv/api/records/f30dd410-9c72-47f5-a384-96603ddc703e>.

A BIJLAGEN

A.1 TRACEERBAARHEID VAN DE STEEKPROEFKADERS EN STEEKPROEVEN BESPROKEN IN DIT RAPPORT

De steekproefkaders en steekproeven staan als *TSV*-bestanden onder versiecontrole in de GitHub repository. De combinatie van data en metadata hashes kunnen de datasets op unieke manier identificeren (en dus bijvoorbeeld onderscheiden van oudere versies). Deze hashes worden berekend wanneer de bestanden worden opgeslagen en weggeschreven met `git2rdata::write_vc()` functie. De hashes van data (`data_hash`) en metadata (`hash`) staan in het bijhorende *YML*-bestand. De onderstaande tabel geeft de hashes van de finale datasets. Het steekproefkader en de steekproef voor de zandleemstreek en de leemstreek zitten in hetzelfde bestand, maar niet de finale steekproef. Steekproef finaal is de steekproef na manuele controle en zijn dus de telpunten waar effectief tellingen werden verricht.

meetnet	dataset	type hash	hash	bestand
piloot	steekproefkader	data	2d4919f9e647f493cf6db8330d8b599817844c50	data/processed/steekproefkader_piloot.tsv
piloot	steekproefkader	metadata	0902a46e71c8fea68f120bc656f62bf07c4b148b	data/processed/steekproefkader_piloot.yml
piloot	steekproef	data	7c9476fab3502eb6472063cf7435104032ba6445	data/processed/steekproef_piloot.tsv
piloot	steekproef	metadata	9421896d02f7cf2519c807c16f3347bbf67d7ae7	data/processed/steekproef_piloot.yml
piloot	steekproef finaal	data	b0c32a62866e236201d57f56f3902b59871acfd4	data/processed/steekproef_piloot_avimap.tsv
piloot	steekproef finaal	metadata	63d3ff7875416637bc34b83ecc5dedc9ce33ba83	data/processed/steekproef_piloot_avimap.yml
(zand)leemstreek	steekproefkader	data	46336c6a31711fb46baaa799875b9d4cdadd4117	src/targets/mas_steekproef_zavelberg/output/steekproefkader.tsv
(zand)leemstreek	steekproefkader	metadata	481216163d567179c533d358e0964df4f949a25	src/targets/mas_steekproef_zavelberg/output/steekproefkader.yml
(zand)leemstreek	steekproef	data	25bec42554f5ee5d37b2fa6d7739aacbb74abe0f	src/targets/mas_steekproef_zavelberg/output/steekproef.tsv
(zand)leemstreek	steekproef	metadata	153a72f46c886f06944a1de0b020d1e140c25838	src/targets/mas_steekproef_zavelberg/output/steekproef.yml
zandleemstreek	steekproef finaal	data	aa5b9b9212844896ac5f21c777046b5f282b0baa	data/processed/steekproef_zandleemstreek_avimap.tsv
zandleemstreek	steekproef finaal	metadata	49c216e00f2eb720828024700a71e4dd32df22b9	data/processed/steekproef_zandleemstreek_avimap.yml
leemstreek	steekproef finaal	data	c6fafd4063e289e8e7615f97e6d2d6c9af6411b5	data/processed/steekproef_leemstreek_avimap.tsv
leemstreek	steekproef finaal	metadata	49c216e00f2eb720828024700a71e4dd32df22b9	data/processed/steekproef_leemstreek_avimap.yml

A.2 UITLEG SPECIFIEKE EN ENGELSTALIGE TERMEN BIJ STATISTISCHE ANALYSES

Het gebruik van zowel frequentistische als Bayesiaanse statistische methodes introduceert verschillende termen waarmee de lezer mogelijks niet bekend is. Deze termen, en termen waarvoor geen eenvoudige vertaling naar het Nederlands voorhanden is, worden hier samengevat.

generalized linear mixed model (GLMM)

Een statistisch model dat wordt gebruikt om de relatie tussen een afhankelijke variabele en één of meer onafhankelijke variabelen te bestuderen, waarbij het model rekening houdt met zowel vaste effecten als willekeurige effecten. Ze stellen onderzoekers in staat om de invloed van verschillende variabelen op een responsvariabele te onderzoeken, rekening houdend met de variabiliteit tussen individuele onderwerpen of groepen. Het is een krachtig instrument voor het modelleren van complexe gegevensstructuren waarin herhaalde metingen, clustering of hiërarchische structuur aanwezig is.

smoothing function

Een functie met als doel om soepele patronen in de gegevens te modelleren. Dit is vooral handig wanneer de relatie tussen een predictorvariabele en de responsvariabele complexe en niet-lineaire patronen vertoont. Het doel is om de vorm van de relatie uit de gegevens af te leiden, waardoor het model flexibeler wordt en beter in staat is om complexe patronen te vatten. In het geval van de `s()` functie in de **mgcv** package, wordt standaard een **thin plate regression spline** gebruikt als standaard smoothing functie. Dit is een soort flexibele curve die zich kan aanpassen aan de patronen in de data zonder dat expliciet wordt gespecificeerd hoe deze curve eruit moet zien.

a-prioriverdeling [EN: prior (distribution)]

De kansverdeling die we toekennen aan een parameter vóórdat we de gegevens analyseren. We spreken van een **niet-informatieve a-prioriverdeling** indien de keuze van deze verdeling een minimale invloed uitoefent op de **a-posterioriverdeling** (zie verder). Een **shrinkage prior** is een informatieve a-prioriverdeling die een vorm van regularisatie of inkrimping naar een centrale waarde, meestal nul, omvat.

a-posterioriverdeling [EN: posterior (distribution)]

De kansverdeling van een parameter nadat we nieuwe gegevens hebben waargenomen en deze hebben gecombineerd met onze **a-prioriverdeling** (zie hierboven). We spreken van **posterior mediaan, gemiddelde, standaard deviatie ...** als we de mediaan, gemiddelde, standaard deviatie ... van de **a-posterioriverdeling** berekenen. Een enkele waarde van de a-posterioriverdeling heet een **posterior sample** of een monster uit de **a-posterioriverdeling**. De **posterior densiteit** is een grafiek die voor elke sample-waarde de densiteit of de **a-posteriorikans** weergeeft.

Markov chain Monte Carlo (MCMC)

Een numerieke methode die wordt gebruikt om steekproeven (**posterior samples**, zie hierboven) te genereren die representatief zijn voor de gezamenlijke **a-posteriori** verdeling van de te schatten modelparameters (de **a-posterioriverdeling**, zie hierboven). **Ketens** zijn verschillende parallelle paden of sequenties waarlangs het algoritme evolueert. Meerdere ketens kunnen worden gestart om de convergentie van het algoritme te controleren. Elke stap in de MCMC-methode wordt een **iteratie** genoemd. De **burn-in** periode verwijst naar het begin van de **MCMC-keten** waarin de keten wordt gestabiliseerd. De **posterior samples** genomen tijdens de **burn-in** worden verwijderd omdat ze niet representatief zijn voor de uiteindelijke verdeling. De waarde van elk monster uit de **a-posterioriverdeling** in functie van de iteratie wordt gevisualiseerd in een zgn. **traceplot**. Om de autocorrelatie tussen opeenvolgende **posterior samples** te verminderen kan een **verduunningsfactor** (EN: thinning factor) worden toegepast. Dit betekent dat niet alle gegenereerde samples worden behouden, maar dat er slechts af en toe een sample wordt opgenomen over alle **iteraties**.

Ook Gelman-Rubin statistiek. Een maatstaf die wordt gebruikt om de convergentie van meerdere parallelle ketens in een **MCMC** (zie hierboven) te beoordelen. Een waarde van 1 suggereert dat de **ketens** (zie hierboven) goed zijn geconvergeerd, terwijl waarden groter dan 1 aangeven dat er mogelijk nog sprake is van divergentie.

Een techniek binnen de Bayesiaanse statistiek om de adequaatheid van een model te evalueren, nadat een model is gefit aan de beschikbare gegevens en de **a-posterioriverdeling** is verkregen. Er worden synthetische datasets gegenereerd (= **posterior predictive distribution**) op basis van de geschatte **a-posterioriverdeling** van de parameters in het model. Deze synthetische datasets representeren wat we zouden verwachten te zien als de Bayesiaanse modellering correct is. Vervolgens worden deze synthetische datasets vergeleken met de werkelijke observaties.

De techniek zoekt de subset van kandidaat-variabelen met een voorspellende kracht die zo dicht mogelijk ligt bij die van een referentiemodel. Met als doel de meest relevante variabelen te selecteren.

Een statistische techniek die wordt gebruikt om de prestaties van een voorspellend model te evalueren en tegelijkertijd overfitting te verminderen. Het doel is om inzicht te krijgen in hoe goed het model zal presteren op nieuwe, ongeziene gegevens. Het basisidee van cross-validation is om de beschikbare dataset op te splitsen in twee (of meer) subsets: een trainingsset en een testset. Het model wordt vervolgens getraind op de trainingsset en geëvalueerd op de testset. Deze procedure wordt herhaald door verschillende combinaties van trainings- en testsets te gebruiken, en de prestaties worden gemiddeld over deze herhalingen. Een maat om de voorspellende prestaties van verschillende modellen te vergelijken is de **expected log pointwise predictive density** of de **mean log predictive density (MLPD)**. Deze laatste is de **ELPD** gedeeld door het aantal observaties.

1. **K -fold cross-validation:** De dataset wordt in K gelijke delen verdeeld. Het model wordt K keer getraind en geëvalueerd, waarbij telkens een andere deel als testset wordt gebruikt en de overige delen als trainingsset.
2. **leave-one-out cross-validation:** Elke observatie wordt één voor één als testset gebruikt, en het model wordt getraind op de overige observaties. Dit proces wordt herhaald totdat elke observatie als testset is gebruikt.

Een geloofwaardigheidsinterval wordt gebruikt in de context van Bayesiaanse statistiek om de onzekerheid rondom een geschatte parameter te kwantificeren. Het representeert een interval waarbinnen we geloven dat een parameter met een bepaalde waarschijnlijkheid valt, gegeven de geobserveerde gegevens en de **a-priorikennis** (zie hierboven). Het geloofwaardigheidsinterval wordt bepaald door de **a-posterioriverdeling** van de parameter (zie hierboven) en geeft de waarschijnlijkheidsmassa aan tussen twee grenzen. In dit rapport gebruiken we de 2.5 en 97.5 % quantielen zodat we telkens 95 % gelijkstaartige geloofwaardigheidsintervallen bekomen (EN: 95 % equal tail credible intervals).

In de context van frequentistische statistiek spreken we van een **betrouwbaarheidsinterval** (EN: confidence interval) om de onzekerheid van een parameter weer te geven. Dit interval is gebaseerd op herhaalde steekproeven en heeft betrekking op de mate van vertrouwen die we hebben dat het interval de ware waarde van de parameter bevat. In frequentistische statistiek wordt aangenomen dat de parameter een vaste waarde heeft, maar we kennen het interval niet. Een 95 % **betrouwbaarheidsinterval** betekent dat als we herhaalde steekproeven zouden trekken en voor elk van hen een **betrouwbaarheidsinterval** zouden berekenen, ongeveer 95 % van deze intervallen de ware waarde van de parameter zou bevatten.

species change index (SCI)

Een trend of effect van een soort (= **species index, SI**) voor een bepaalde periode/stratum ten opzichte van een andere periode/stratum die als referentie beschouwd wordt. Op dezelfde manier is een **multi-species change index (MSCI)** een gemiddelde voor meerdere soorten (= **multi-species index, MSI**) voor een bepaalde periode/stratum ten opzichte van een periode/stratum die als referentie dienst doet. Zie ook Bijlage A.3.

A.3 RESULTATEN VAN SPECIES CHANGE INDICES O.B.V. DENSITEITEN

In Sectie 4.4.1.2 beschreven we hoe we op basis van densiteitsschattingen via distance sampling *species change indices* (SCIs) en bijhorende betrouwbaarheidsintervallen konden berekenen. Beschouw bijvoorbeeld (1) een schatting in stratum 1 $\hat{D}_1$ met standaardfout $\hat{se}(\hat{D}_1)$ en (2) $\hat{D}_r$ de schatting in referentiestratum r met standaardfout $\hat{se}(\hat{D}_r)$.

$$SCI = \exp(\hat{D}_v) - 1$$

met

$$\hat{D}_v = \log(\hat{D}_1) - \log(\hat{D}_r)$$

De volgende tabellen geven meer uitgebreide resultaten van deze berekeningen. De kolom `log_diff` bevat waarden van $\hat{D}_v$ en `log_diff_se` de standaardfout $\hat{se}(\hat{D}_v)$. `sci` bevat de *SCI* waarden waarbij `sci_lcl` en `sci_ucl` resp. de onder- en bovengrens het 95 % betrouwbaarheidsinterval aangeven. We definieerden (kolom `verschil`) een positief verschil in densiteit met de referentie als de ondergrens van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de *SCI* groter is dan nul, een negatief verschil als de bovengrens kleiner is dan nul, een stabiel (geen) verschil als het betrouwbaarheidsinterval nul bevat maar binnen de referentiewaarden valt (tussen toename van 25 % en afname van 20 %) en een onzeker verschil als het betrouwbaarheidsinterval nul en ten minste een van de referentiewaarden bevat.

Tabel A.1: Resultaten van species change indices (SCI's) binnen t.o.v. buiten soortenbeschermingsprogramma per regio, jaar en openheidsklasse.

regio	jaar	openheid	log_diff	log_diff_se	sci	sci_lcl	sci_ucl	verschil
De Moeren	2022	OL	1.03935	0.32616	1.82739	0.49197	4.35811	positief
De Moeren	2023	OL	0.43062	0.32836	0.53821	-0.19180	1.92761	onzeker
Oostelijke leemstreek	2022	HOL	0.90303	0.16838	1.46707	0.77362	2.43166	positief
Oostelijke leemstreek	2022	OL	0.77124	0.10792	1.16246	0.75018	1.67185	positief
Oostelijke leemstreek	2023	HOL	1.06994	0.18796	1.91520	1.01685	3.21368	positief
Oostelijke leemstreek	2023	OL	0.66707	0.14325	0.94852	0.47154	1.58010	positief

A.4 SAMENVATTENDE STATISTIEKEN VERKLARENDE VARIABELEN DE MOEREN EN OOSTELIJKE LEEMSTREEK 2022-2023

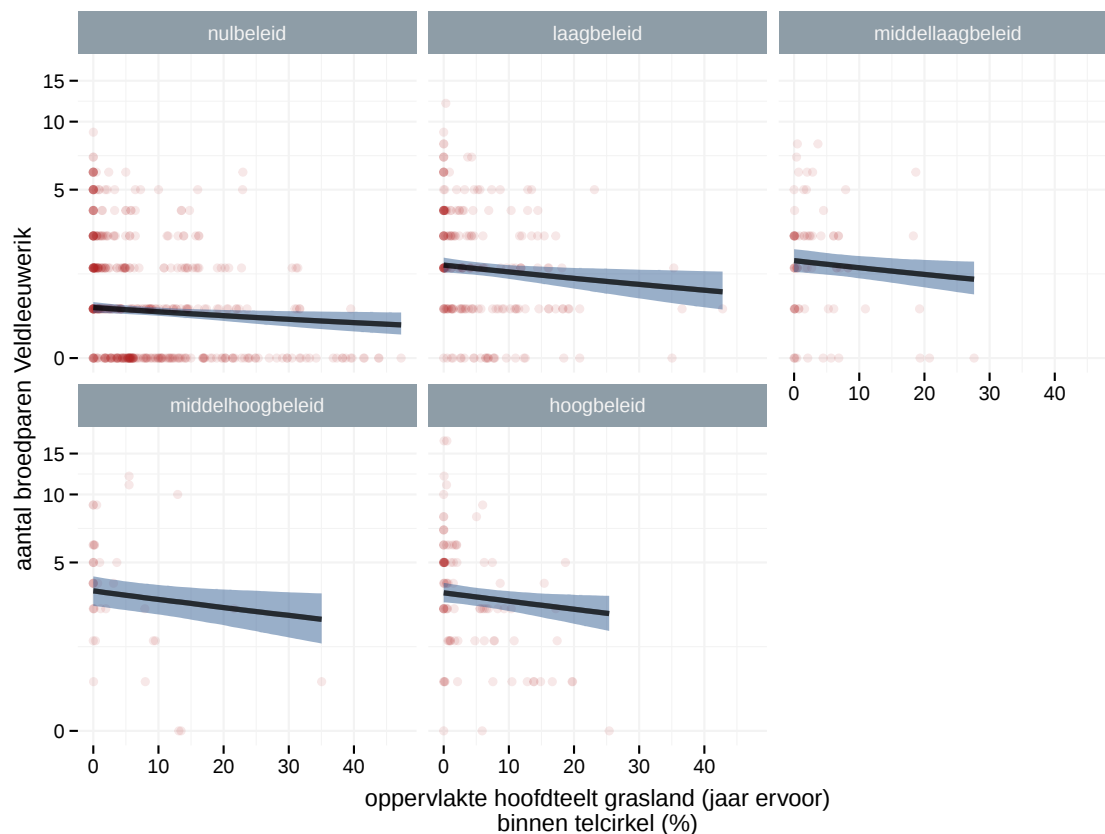
Enkele samenvattende statistieken van de verklarende variabelen voor de correlatieve modellen van de Veldleeuwerik in De Moeren en Oostelijke leemstreek van 2022-2023. Oppervlaktevariabelen zijn proporties tussen nul en een. “sd” staat voor standaarddeviatie, “Q25” voor het 25 % kwantiel en “Q75” voor het 75 % kwantiel.

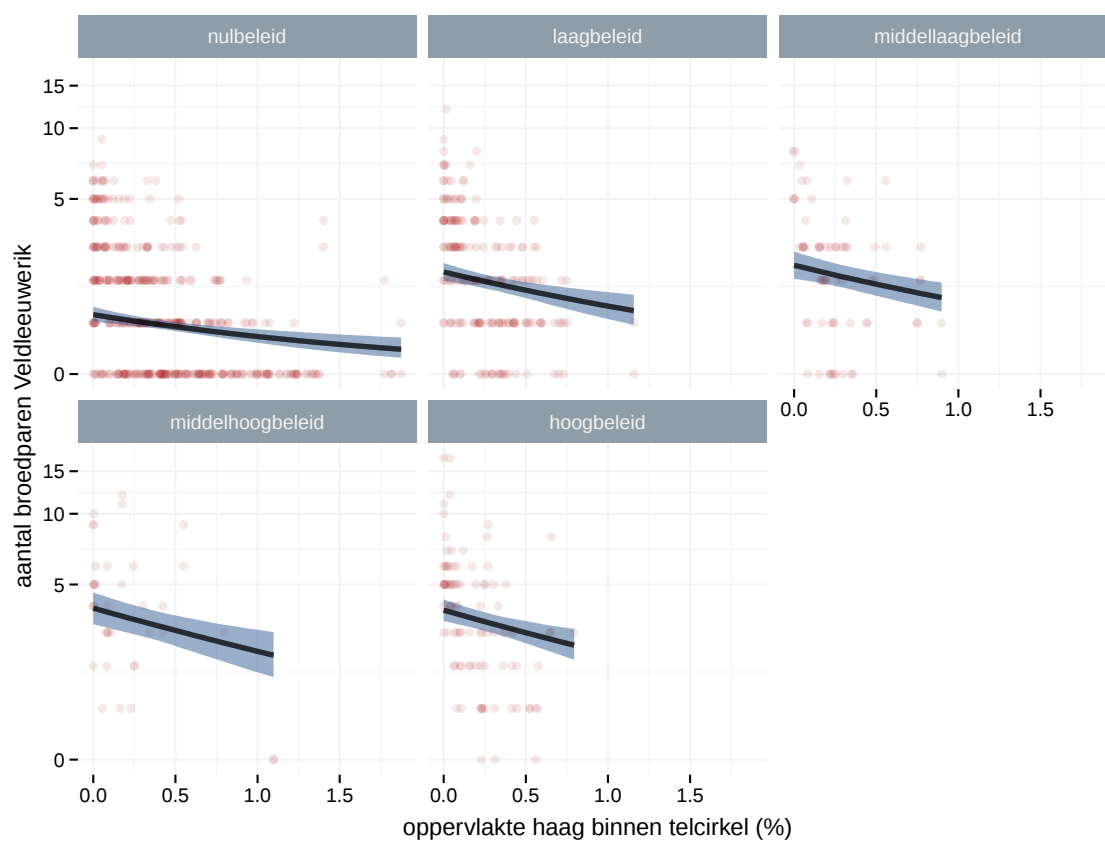
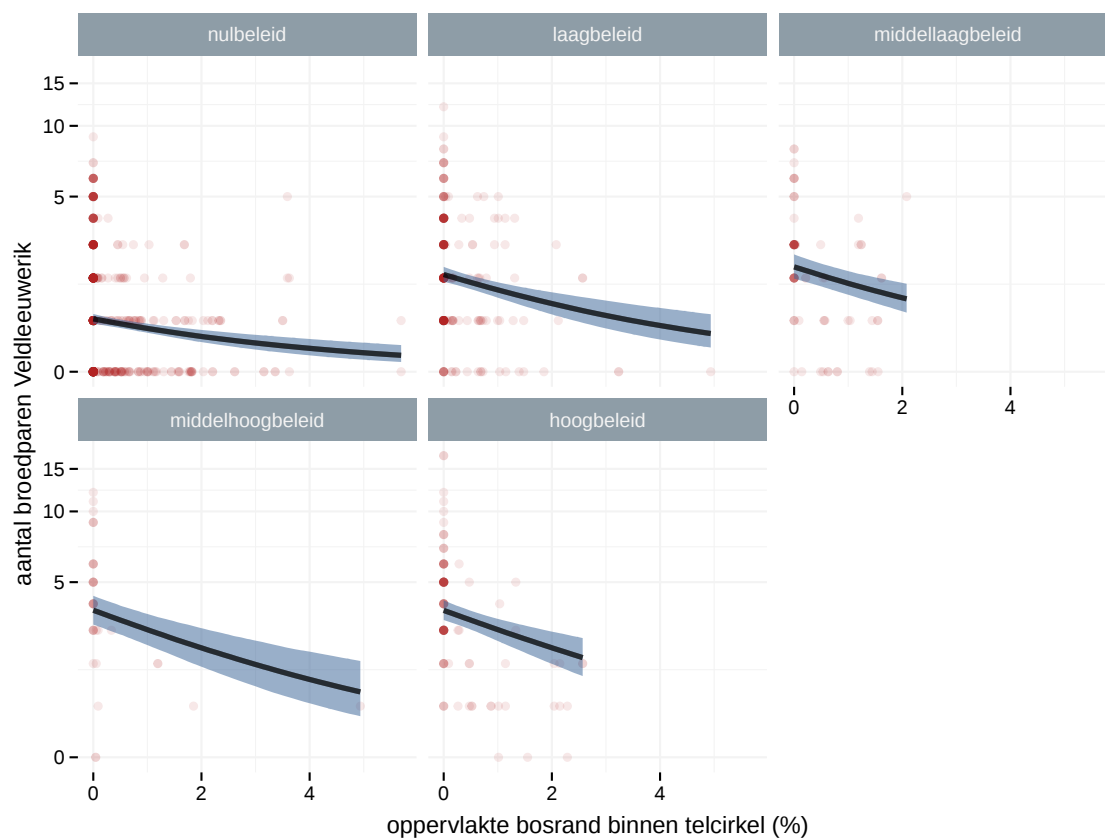
variabele	naam	regio	gemiddelde	sd	mediaan	Q25	Q75
oppervlakte boom	boom	De Moeren	0.00089	0.00076	0.00074	0.00001	0.00276
openheid landschap waarde (1000 m)	openheid_waarde_1000	Oostelijke leemstreek	1.45306	0.05271	1.46038	1.33524	1.53785
oppervlakte hoofdteelt grasland jaar ervoor	grasland_hfdtlt_pre	Oostelijke leemstreek	0.06625	0.08614	0.03400	0.00000	0.31773
oppervlakte bosrand	bosrand	Oostelijke leemstreek	0.00361	0.00746	0.00000	0.00000	0.02450
oppervlakte haag	haag	Oostelijke leemstreek	0.00338	0.00327	0.00254	0.00000	0.01224
oppervlakte boom	boom	Oostelijke leemstreek	0.00183	0.00214	0.00111	0.00000	0.00707
oppervlakte bomenrij	bomenrij	Oostelijke leemstreek	0.00491	0.00939	0.00141	0.00000	0.02778
oppervlakte hoofdteelt meerjarige fruitteelt	meerjarige_fruitteelt_hfdtlt	Oostelijke leemstreek	0.10003	0.14867	0.01821	0.00000	0.51801
oppervlakte houtkant	houtkant	Oostelijke leemstreek	0.01499	0.01458	0.01128	0.00000	0.05267

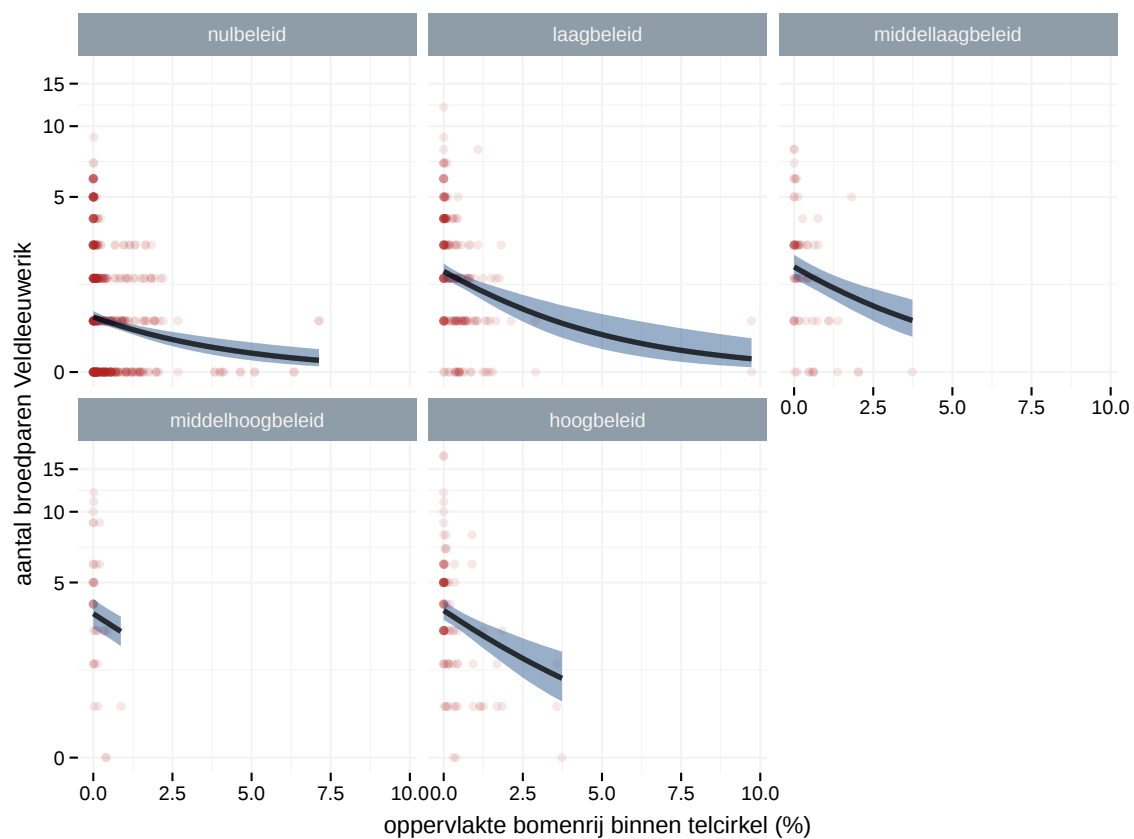
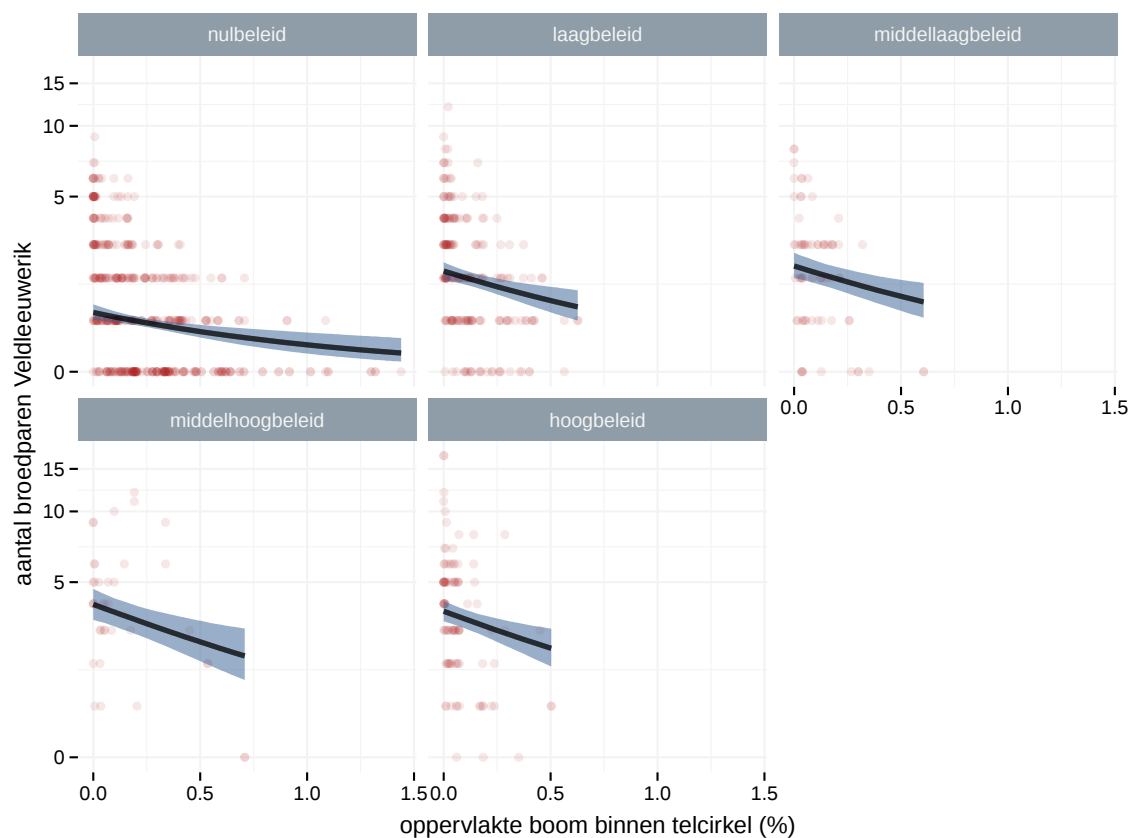
A.5 EXTRA FIGUREN TRENDS VERKLARENDE VARIABLEN

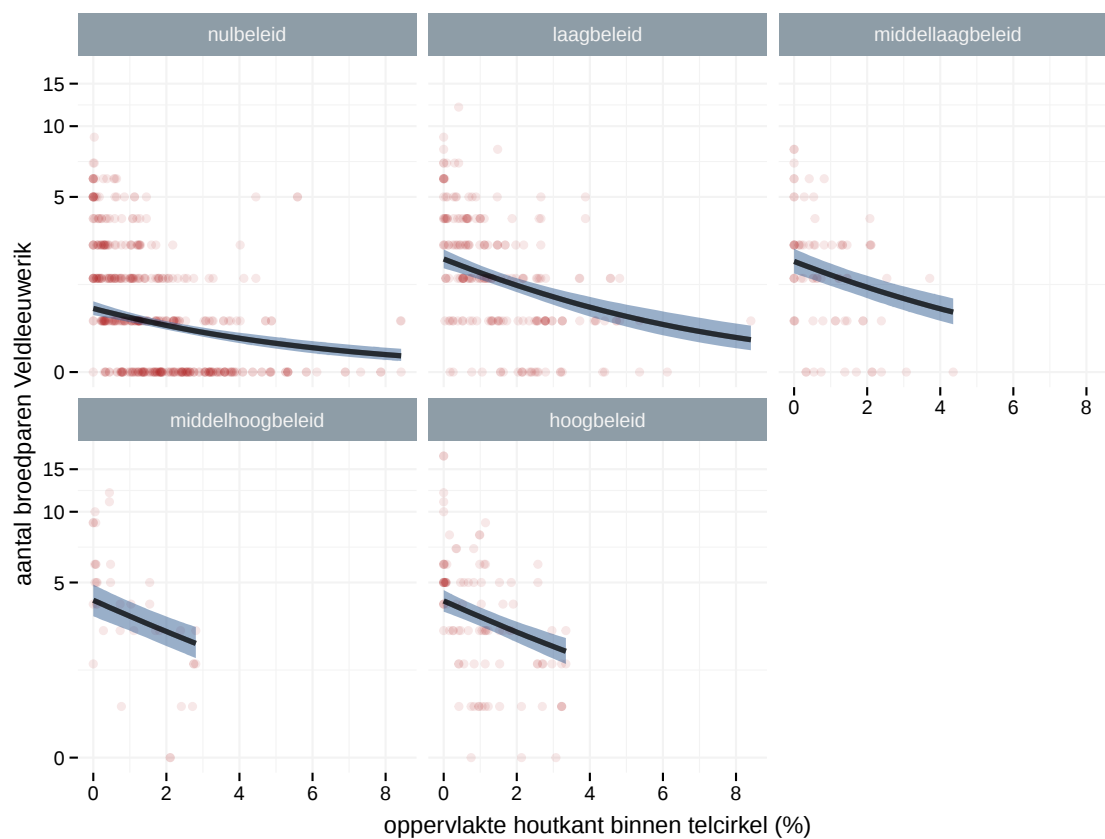
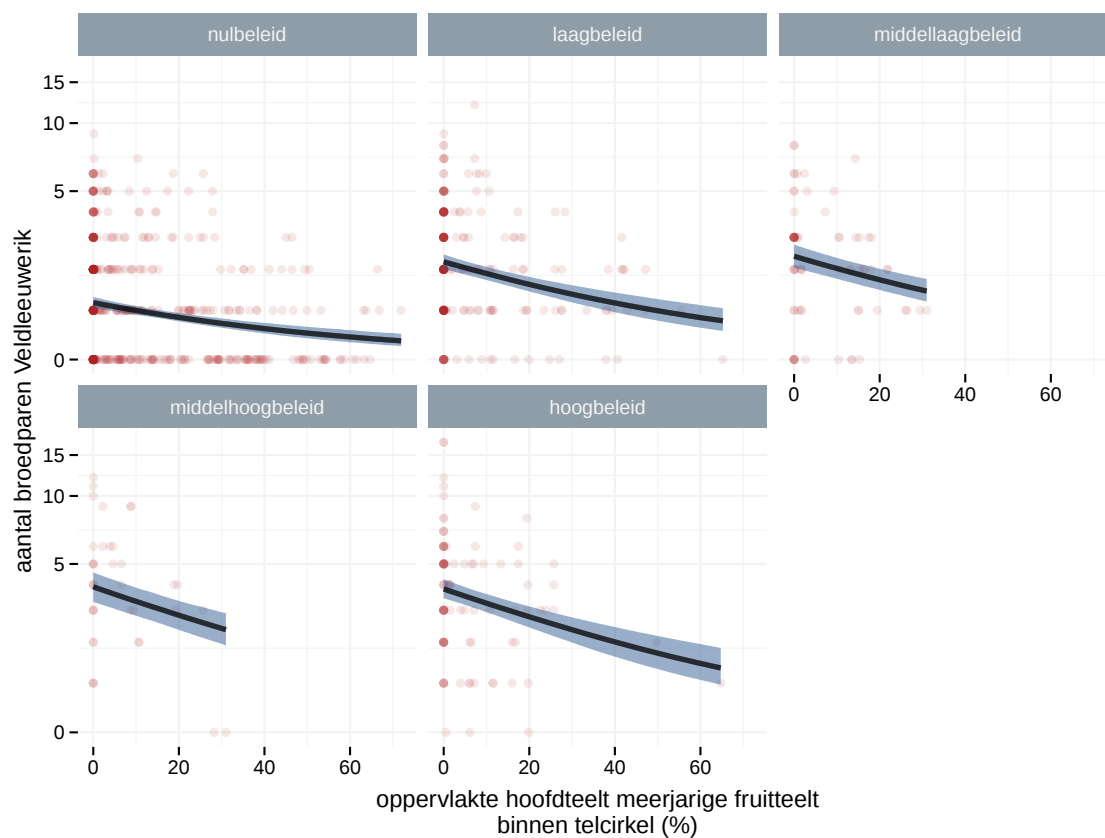
OOSTELIJKE LEEMSTREEK 2022-2023

Extra figuren van de trends van de verklarende voor het correlatieve model van de Veldleeuwerik in de Oostelijke leemstreek van 2022-2023. De overige variabelen zijn telkens constant gehouden op hun gemiddelde per categorie. De zwarte lijn is de posterior mediaan en de onzekerheidsband toont het 95 % geloofwaardigheidsinterval. Voor betere visualisatie hebben we een pseudo-log-transformatie langs de y-as gedaan.

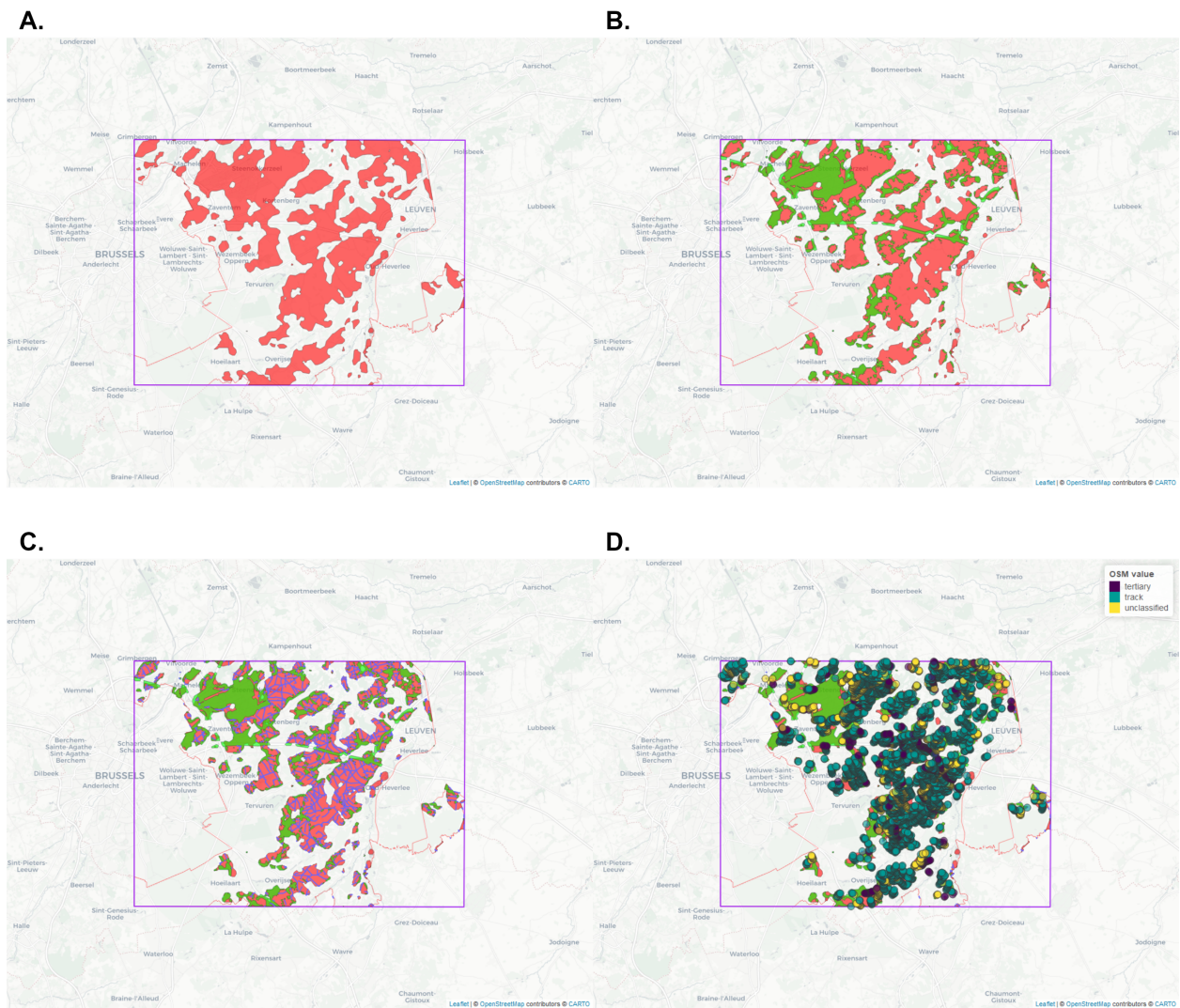




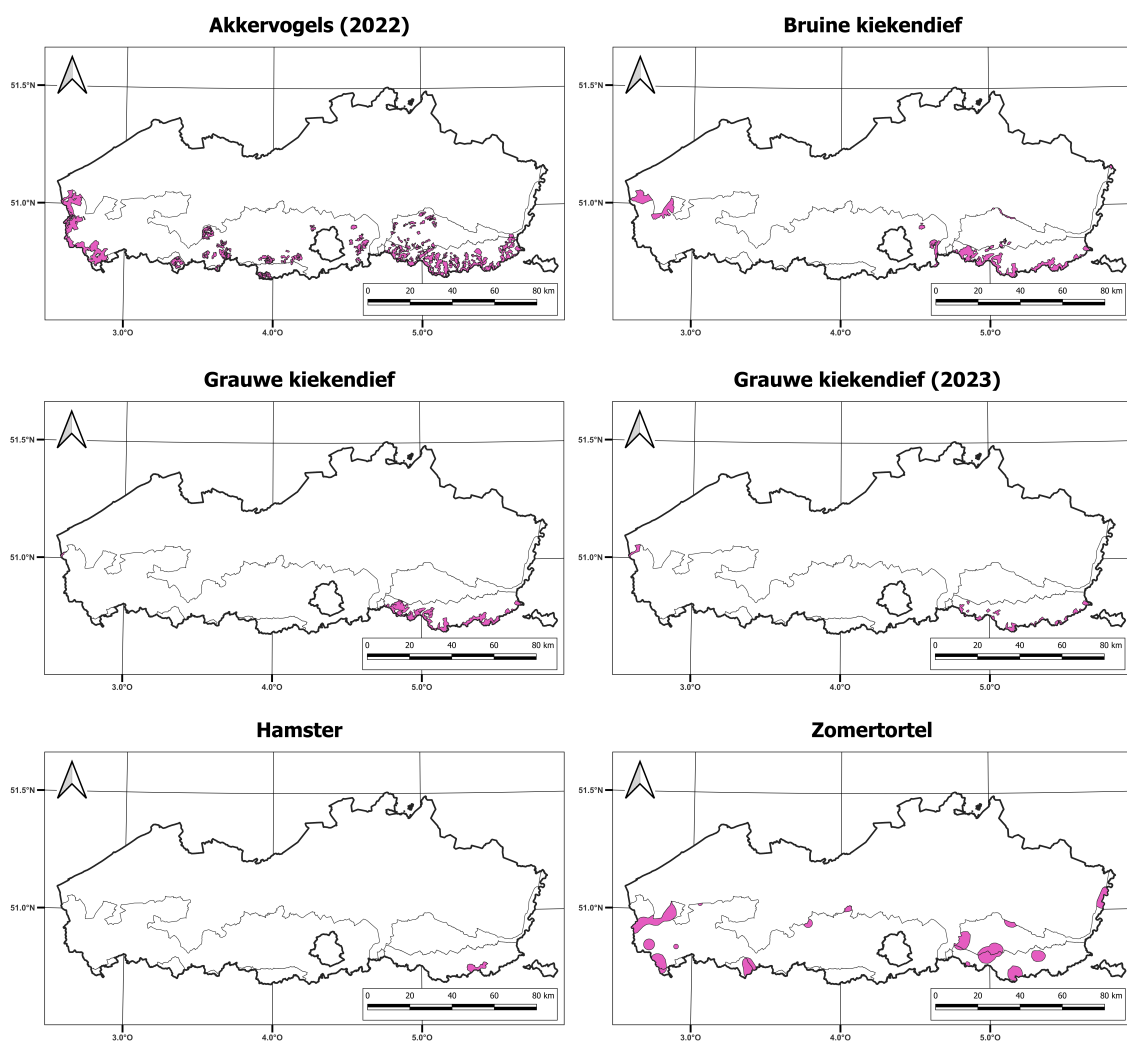




A.6 AANVULLENDE KAARTEN UITROL MAS VLAANDEREN



Figuur A.1: Methodiek voor de afbakening van het steekproefkader voor de uitrol van MAS Vlaanderen, gevisualiseerd voor een kleine oppervlakte in de zandleemstreek ($x_{min} = 150000$, $x_{max} = 177000$, $y_{min} = 160000$, $y_{max} = 180000$). **A.** Selectie van open en halfopen landschap binnen de perimeter (rood). **B.** Exclusie van landgebruiken op basis van OpenStreetMap data (groen). **C.** Selectie van paden en wegen (blauw). **D.** Omvorming van weggennetwerk tot puntennetwerk.



Figuur A.2: Gebruikte kaarten van soortenbeschermingsprogramma's in de leemstreek en de zandleemstreek.