

**JASJA  
DEKKER**  
*dierecoloog*

## **POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND**

Jasja Dekker, Bob van den Brink & Luuk Boerema



In opdracht van:

**Bij**  
12

Werkt voor provincies

JASJA DEKKER DIERECOLOGIE  
[WWW.JASJADEKKER.NL](http://WWW.JASJADEKKER.NL)

## **POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND**

**Een modelmatige studie hoe de binnen Nederland voorkomende wolvenpopulatie zich kán gaan ontwikkelen. Inclusief een ecologisch-juridische analyse hoe de Nederlandse populatie in relatie staat met de ons omringende landen**

### **OPGESTELD DOOR**

Dr. Ir. Jasja Dekker  
Bob van den Brink, Msc.  
Mr. Drs. Luuk Boerema

### **OPDRACHTGEVER**

BIJ12

### **PROJECTNUMMER**

2024.02

### **STATUS**

Definitief

### **PLAATS, DATUM**

Arnhem, 14 juni 2024

### **AANTAL PAGINA'S**

85 pagina's

### **FOTO OMSLAG**

© Bob van den Brink

### **TE CITEREN ALS**

Dekker, J, Brink, D.B. van den, en Boerema, L., 2024. Populatieontwikkeling en verspreiding van de wolf in Nederland, een modelmatige studie hoe de binnen Nederland voorkomende wolvenpopulaties zich kan ontwikkelen, inclusief een ecologisch-juridische analyse hoe de Nederlandse populatie in relatie staat met de ons omringende landen. Jasja Dekker Dierecologie B.V, Arnhem.

Niets uit deze rapportage mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van BIJ 12 en de auteurs.  
De gepresenteerde modellen zijn het intellectuele eigendom van Jasja Dekker.

Disclaimer: de inhoud van dit document is met uiterste zorg samengesteld. Desondanks wordt de informatie in dit document aangeboden zonder enige garantie of waarborg ten aanzien van haar deugdelijkheid en geschiktheid voor een bepaald doel of anderszins. Jasja Dekker Dierecologie B.V. sluit alle aansprakelijkheid uit voor enigertei directe of indirecte schade, van welke aard dan ook, die voortvloeit uit of in enig opzicht verband houdt met het gebruik van dit document.

## INHOUDSOPGAVE

<b>1</b>	<b>INLEIDING.....</b>	<b>4</b>
1.1	Doel .....	4
1.2	Verantwoording .....	4
1.3	Gegevensbronnen .....	5
<b>2</b>	<b>ONTWIKKELING EN VERSPREIDING BINNEN EUROPA EN NEDERLAND.....</b>	<b>8</b>
2.1	Ontwikkeling Europese wolvenpopulaties .....	8
2.2	De Centraal-Europese (CE) wolvenpopulatie vanaf 2022-2023 .....	9
2.3	Herkomst van Nederlandse wolven(sub)populatie .....	14
2.4	Wolven in Nederland in 2015-2023 in vogelvlucht .....	15
<b>3</b>	<b>POPULATIEOMVANG EN TOEKOMSTPERSPECTIEF.....</b>	<b>20</b>
3.1	Algemene aanpak .....	20
3.2	Eerdere populatiemodellen.....	20
3.3	Populatiemodel Nederland .....	27
3.4	Bepaling parameters .....	31
3.5	Modelvarianten .....	36
3.6	Resultaten .....	38
3.7	Discussie en aanbevelingen.....	45
<b>4</b>	<b>VERSPREIDING EN TOEKOMSTPERSPECTIEF .....</b>	<b>48</b>
4.1	Algemene aanpak.....	48
4.2	Werkwijze.....	49
4.3	Resultaten .....	52
4.4	Discussie en aanbevelingen.....	56
<b>5</b>	<b>AANDACHTSPUNTEN VOOR BELEID EN PLANONTWIKKELING.....</b>	<b>58</b>
5.1	Adviesvragen .....	58
5.2	Aandachtspunten voor afstemming op populatie-niveau.....	64

6	DEFINITIES.....	75
	BIJLAGE 1. FORMULERING MODEL .....	77
	BIJLAGE 2. RESULTATEN MODELVARIANTEN .....	78
	BIJLAGE 3. DETAILS OCCUPANCY MODELLING.....	81
	BIJLAGE 4. COCHRANE'S 11 REGELS (EN CAVEATS) VOOR MODELLEREN VOOR NATUURBEHEER.....	85

## 1 INLEIDING

Door BIJ12 is aan het consortium Jasja Dekker, Bob van den Brink en Luuk Boerema gevraagd een onderzoek uit te voeren naar de populatieontwikkeling van de wolf in Nederland. Inclusief een beoordeling van de relatie met de binnen Europa te onderscheiden wolvenpopulaties.

Meer specifiek richt de vraag zich om een analyse uit te voeren naar de mogelijke toekomstige ontwikkeling en (verdere) verspreiding van de wolf in Nederland. Met gebruikmaking van de door BIJ12 verzamelde gegevens.

De wolven die in Nederland voorkomen zijn onderdeel van een grotere populatie (de Centraal-Europese populatie) die inmiddels een verspreidingsgebied hebben die zich uitstrekt over Polen, Tsjechië, Duitsland, Denemarken, België en zelfs Oostenrijk. Daarom blijft het van belang dat met deze analyse de relatie met de gehele populatie niet uit het oog wordt verloren.

### 1.1 DOEL

Het doel van het onderzoek is dat er inzicht kan worden verkregen in:

1. De huidige en toekomstige ontwikkeling van de wolvenpopulatie in Nederland en de factoren die hierop van invloed kunnen zijn (populatie en toekomstperspectief);
2. De huidige en toekomstige ontwikkeling van de verspreiding van de wolf in Nederland en de factoren die hierop van invloed kunnen zijn (verspreiding en toekomstperspectief);
3. De samenhang tussen de in Nederland voorkomende wolven(sub)populatie met de binnen Europa te onderscheiden wolvenpopulaties én de schaal waarop deze gedefinieerd kan worden (samenhang van de populatie).

#### **Beoogd resultaat**

##### *Ad. 1 Ontwikkeling van de Nederlandse wolvenpopulatie*

In beeld brengen van de ontwikkeling van de Nederlandse wolvenpopulatie (subpopulatie) en de factoren die hierop van invloed zijn. Dit met gebruikmaking van de informatie die sinds 2015 middels monitoring door BIJ12 is verzameld.

Hieraan gekoppeld een literatuuronderzoek én een voorstel hoe een modelmatige benadering inzicht kan geven hoe de Nederlandse (sub)populatie zich de komende jaren zou *kunnen* gaan ontwikkelen.

##### *Ad. 2 Ontwikkeling van de verspreiding van de wolf in Nederland*

Op basis van bekende data over waarnemingen en voorkomen inzicht verkrijgen in factoren die van invloed kunnen zijn op huidige en toekomstige verspreiding van de wolf in Nederland.

##### *Ad. 3 Samenhang tussen de Nederlandse en Europese wolvenpopulatie(s)*

Inzicht geven over wat bekend is over de (genetische) samenhang van de in Nederland voorkomende wolven in relatie tot de Centraal-Europese wolvenpopulatie. En – als daar aanleiding toe lijkt te zijn – inzicht geven welke relatie er is met andere te onderscheiden wolvenpopulaties binnen Europa.

### 1.2 VERANTWOORDING

Dit rapport is opgesteld door Jasja Dekker, Bob van den Brink en Luuk Boerema.

Voor dit rapport heeft Jasja Dekker het voortouw genomen in de analyse van de huidige verspreiding en prognoses voor de toekomstige populatie- en verspreidingsontwikkelingen. Bob van den Brink heeft de hoofdstukken 2 en 5 geschreven waarin de ontwikkeling en samenhang

van de te onderscheiden wolvenpopulaties binnen Europa is uitgewerkt en hoe vanuit Europees perspectief wordt gekeken naar verspreidingsgebied, leefgebied en draagkracht, alsmede grensoverschrijdende monitoring en planvorming. Luuk Boerema heeft de paragraaf geschreven over de wijze waarop de Staat van Instandhouding dient te worden bepaald vanuit het oogpunt van de jurisprudentie en juridische uitleg van de Habitatrichtlijn.

Wij danken de opdrachtgever BIJ12 en twee ecologen van provincies Utrecht en Gelderland voor hun nuttige en kritische opmerkingen op de conceptversie van dit rapport. Ook danken wij BIJ12 en het Nationale Park de Hoge Veluwe voor het delen en het mogen gebruiken van de bij hen bekende data en informatie over de wolf.

Het gebruik van een modelmatige benadering (populatie-dynamisch model) en de uitkomsten daarvan zijn niet meer dan indicatief. Hoe meer parameters in het model worden meegenomen, hoe meer de 'voorspelling van' de uitkomsten dichterbij de werkelijkheid komen. Maar omwille van de (be)grijpbaarheid van het model en ook omdat lang niet voor alle parameters voldoende kwalitatief beschikbare data voorhanden is, moet worden ingezien dat het model ook echt een model is van de werkelijkheid en nooit de werkelijkheid en de eventueel onvoorspelbare factoren volledig kan benaderen. In dit rapport wordt zoveel mogelijk uitleg gegeven hoe de toepassing van dit model, maar ook andere beschikbare modellen moeten worden geduïd.

Belangrijk is dat aan de uitkomsten, zoals weergegeven in dit rapport, geen 'harde' conclusies moeten worden verbonden en dat de lezers beseffen dat het hier gaat om een uitwerking van een aantal mogelijke Varianten, waarbij de resultaten een bepaalde bandbreedte aangeven over hoe de populatie en de verspreiding zal 'kunnen' verlopen. Om deze redenen hebben wij (de auteurs) ervoor gekozen geen conclusies aan dit rapport te verbinden, maar vooral in te zetten op uitleg en een discussieparagraaf.

#### *Separaat 'leesbare samenvatting'*

Wij (de auteurs) beseffen dat de inhoud van onderhavig rapport behoorlijk technisch is en dat van de lezer wel een zekere kennis wordt verwacht over het gebruik van een populatie-dynamisch model en hoe de resultaten moeten worden geïnterpreteerd.

Daarnaast vereist het lezen van dit rapport de nodige voorkennis over de geschiedenis hoe de wolf Nederland opnieuw heeft weten te bereiken. Maar ook kennis van de Habitatrichtlijn in relatie tot het bepalen van de Staat van Instandhouding (SvI). Er zijn veel uitleg- en gidsdocumenten over de (werking en duiding van de) Habitatrichtlijn en de wijze van rapportage door lidstaten aan de Europese Unie waarnaar in dit rapport wordt verwezen. Daarnaast is er de nodige jurisprudentie die gevolgen kunnen hebben op de wijze waarop bepaalde onderwerpen moeten worden uitgelegd of toegepast. Dit is voor niet iedereen makkelijk te interpreteren. Omwille van bovenstaande kiezen wij er voor om, separaat aan dit rapport, een aparte - leesbare - samenvatting te schrijven.

### 1.3 GEGEVENSBRONNEN

Er zijn in de afgelopen 10 jaar veel waarnemingen van wolven gedaan en gedeeld. Veel (beeld)waarnemingen zijn gedeeld via de pers, sociale media maar ook op niet openbare wijze, zoals besloten Whats app groepen. Een deel van deze gedeelde 'waarnemingen' blijkt bij nadere beschouwing niet uit Nederland te komen, maar bijvoorbeeld uit Spanje of Scandinavië. Sommige beelden en waarnemingen betreffen geen wolven maar honden of hondachtigen. Niet alle wolvenwaarnemingen worden gedeeld met bijvoorbeeld BIJ12 of het Wolvenmeldpunt. Er is, kortom binnen de maatschappelijke discussies veel verwarring en onduidelijkheid over voorkomen en verspreiding van wolven in Nederland.

Bij het opstellen van dit rapport is alleen gebruik gemaakt van gevalideerde C1 en C2 waarnemingen volgens SCALP criteria<sup>1</sup>. Daarbij gaat het om zichtwaarnemingen, wolvenuitwerpselen en prooi resten uit de passieve monitoring, of door het wolvenmeldpunt uitgevoerde, actieve monitoring en schademeldingen. Bij wolven uitwerpselen, prooi resten en schademeldingen is in veel gevallen op basis van DNA-analyse door Wageningen Environmental Research (WENR) bepaald of het al dan niet om wolf ging. Van de genetisch vastgestelde individuen is ook, wanneer bekend, aangeleverd waar deze individuen zijn geboren. Tot slot is door BIJ12 bijgehouden hoeveel wolven per jaar per roedel minimaal geboren zijn. Deze data zijn op 10 april 2024 aan ons geleverd voor gebruik voor deze rapportage. Daarnaast hebben wij op 24 mei 2024 van het Nationale Park De Hoge Veluwe gedetailleerde informatie ontvangen over de op het park voorkomende roedel. Deze data zijn meegenomen in onze modelstudie.

Verder zijn voor de analyses gegevens gebruikt over worpgrootte en overleving van wolven in andere landen. Ook is data over landgebruik, bosdekking, voorkomen van andere soorten, bevolkingsdichtheid, et cetera gebruikt. Deze bronnen worden per onderdeel bij de beschrijving van de analysemethoden besproken of aangehaald.

#### *Literatuurstudie*

Voor dit onderzoek is een uitgebreide literatuurstudie uitgevoerd. Uit deze literatuurstudie volgt o.a. dat er vanuit verschillende invalshoeken naar bepaalde vraagstukken gekeken wordt. Voor dit rapport beschouwen wij allereerst de voorgeschiedenis en de discussies omtrent de eventuele verlaging van het beschermingsregime wolf als bekend. Hierover is al veel in de media verschenen. Wij volstaan met de verwijzing naar het in 2022 door Zwitserland ingediende voorstel om de wolf van bijlage II (strikt beschermde soort) van het Verdrag van Bern te halen en te verplaatsen naar bijlage III (beschermde soort). Over de resolutie van het Europees parlement van 24 November 2022<sup>2</sup> én de reactie van de Europese Commissie daarop wordt verwezen naar de website van de Europese Commissie.

Naar aanleiding van de discussies en resolutie over de mogelijke verlaging van de beschermingsstatus van de wolf zijn een tweetal rapporten gepubliceerd:

Het eerste rapport ‘*Assessment of the conservation status of the Wolf (Canis lupus) in Europe*’ Boitani et al. (2022)<sup>3</sup> dateert van 2 september 2022. Dit rapport bevatte eind 2022 de meest actuele informatie over wolvenaantallen, trends en belangrijkste bedreigingen en instandhoudingsmaatregelen op land-, populatie- en pan-Europees niveau.

Het tweede rapport betreft een analyse – in opdracht van de Europese Commissie - naar alle beschikbare wetenschappelijke en inhoudelijke kennis omtrent de wolf. Eind 2023 is het rapport ‘*The situation of the wolf (Canis lupus) in the European Union – An In-depth Analysis*’ Blanco J.C. & Sundseth K. (2023)<sup>4</sup> verschenen. In dit rapport wordt een overzicht gegeven over

---

<sup>1</sup> SCALP staat voor ‘Status and Conservation of the Alpine Lynx Population’. Dit is een systematische aanpak die in 1995 in eerste instantie is ontwikkeld om de status van de lynx in de Alpen te onderzoeken, maar inmiddels wordt gebruikt voor het (landsgrens overschrijdend) monitoren van alle grote carnivoren binnen Europa. Het gaat uit van indeling van informatie in drie categorieën of scores: Categorie 1 (harde bewijzen), C2 (bevestigde waarneming), C3 (onbevestigde waarneming) en F (Verkeerde waarneming). Nadere info is te vinden in Klees, D., Van Leeuwen, J. & Van Norren, E., 2019. Monitoringsplan Wolf. Bij12, Utrecht.

<sup>2</sup> Resolutie van het Europees Parlement van 24 november 2022 over de bescherming van de veehouderij en grote carnivoren in Europa (2022/2952(RSP))

<sup>3</sup> [https://lciepub.nina.no/pdf/638036032684557257\\_LCIE%20CoE%20Wolf%20status%20report%202022.pdf](https://lciepub.nina.no/pdf/638036032684557257_LCIE%20CoE%20Wolf%20status%20report%202022.pdf)

<sup>4</sup> Blanco, J.C. & Sundseth, K., 2023. The situation of the wolf (*Canis lupus*) in the European Union – An In-depth Analysis. A report of the N2K Group for DG Environment, European Commission.

wat op dat moment bekend was over de omvang, groei en verspreiding van de (negen) in Europa te onderscheiden wolvenpopulaties.

Voor de literatuurstudie is het voornoemde rapport gebruikt als startpunt voor het verkrijgen van inzicht over de relatie tussen de in Nederland voorkomende wolven of (deel)populatie en de verschillende in Europa te onderscheiden populaties. Daar waar relevant, is ook teruggevallen op het in 2022 gepubliceerde 'Assessment of the conservation status of the Wolf (*Canis lupus*) in Europe' en andere – veelal in Europees verband – opgestelde rapporten, gidsdocumenten en aanbevelingen.

#### *Aanbevelingen en aandachtspunten*

Hoofdstuk 5 bevat een aantal aanbevelingen die voortvloeien uit de modelstudie zoals deze in de hoofdstukken 2 tot en met 4 is uitgewerkt.

Een afsluitend hoofdstuk bij dit rapport bevat vervolgens nog een beantwoording van een aantal aanvullend door opdrachtgever gestelde vragen.

Daarnaast zijn uit de literatuurstudie een aantal aandachtspunten naar voren gekomen. Deze laatste hebben met name betrekking op het gegeven dat de Nederlandse wolven niet los gezien kunnen worden van de Centraal Europese populatie en de noodzaak voor het bepalen van de Staat van Instandhouding voor die gehele populatie. Zowel voor monitoring, dataverzameling, modelleringen alsook planvorming zal grensoverschrijdende aanpak en afstemming nodig zijn.



## 2 ONTWIKKELING EN VERSPREIDING BINNEN EUROPA EN NEDERLAND

### 2.1 ONTWIKKELING EUROPESE WOLVENPOPULATIES

De volgende 'Europese' wolvenpopulaties worden onderscheiden:

- 1) Scandinavische populatie
- 2) Karelische populatie
- 3) Baltische populatie
- 4) Centraal Europese populatie
- 5) Karpatische populatie
- 6) Dinarisch-Balkanese populatie
- 7) Alpenpopulatie
- 8) Italiaanse populatie
- 9) Noordwestelijk Iberische populatie

De in sommige rapporten of verslagen vermelde 'tiende' Europese wolvenpopulatie met de naam 'Sierra Morena' wordt als uitgestorven beschouwd. Daarom wordt deze niet benoemd.

De Italiaanse en de Alpenpopulatie vertonen al langere tijd een aansluiting met elkaar en komt inmiddels ook voor in Frankrijk. Veelal worden deze 'gegroepeerde' populaties nu regelmatig in één term vastgelegd, namelijk de Italiaans-Franse-Alpen populatie. Zie ook <https://www.lifewolfalps.eu>.

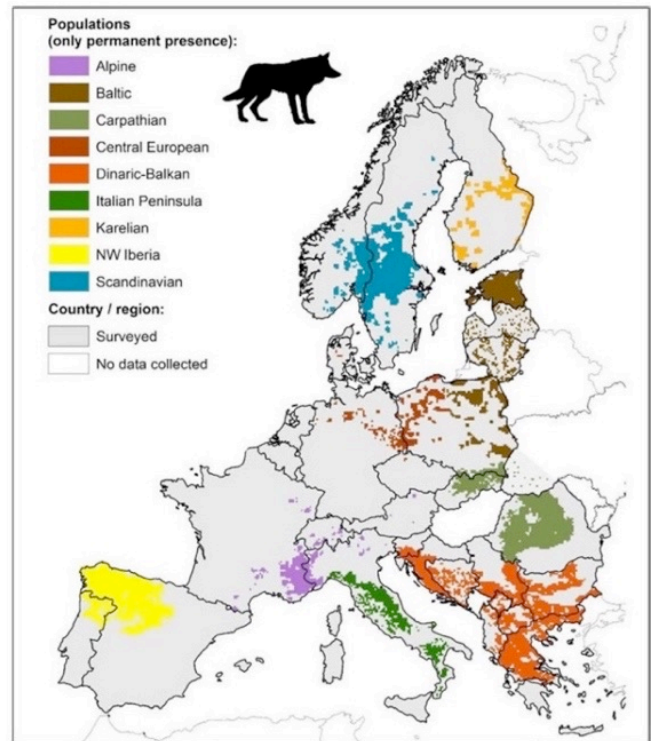
Op Europees niveau wordt de wolvenpopulatie gemonitord via verschillende kanalen. Allereerst wordt verwezen naar de Rode lijst bepaling zoals deze door de IUCN wordt toegepast. De laatste publicatie over de status van de wolf op de IUCN-website dateert van 2018. In die publicatie wordt aangegeven dat voor de wolf binnen Europa de status 'Least Concern' kan gelden.

De status van de gehele wolvenpopulatie binnen Geografisch Europa (uitgezonderd Rusland) werd rond 2018 door het IUCN nog geschat op ca. 17.000 wolven, waarvan 13.000 tot 14.000 wolven zich binnen de lidstaten van de EU zouden bevinden.

In deze publicatie<sup>5</sup> wordt ook een samenvattende beschrijving gegeven van de negen te onderscheiden subpopulaties binnen Europa.

Uit het rapport van Blanco J.C. & Sundseth K. (2023) volgt dat de wolvenpopulaties in de afgelopen jaren aanzienlijk zijn toegenomen. Binnen de EU zijn er anno 2023 meer dan 20.000 wolven, waarbij over het algemeen de populaties groeien. In 23 lidstaten is er inmiddels sprake van voortplantende roedels. Het verspreidingsgebied van de wolf breidt zich binnen de EU steeds verder uit.

Overall conclusie uit dit rapport is dat anno 2023 in 24 van de EU-lidstaten wolven voorkomen. Dat wil zeggen alle lidstaten behalve Ierland, Cyprus en Malta.



Figuur 2.1 figuur verspreiding Europese wolvenpopulaties (bron: Wolf populations in Europe as of 2016 (Boitani 2018))

<sup>5</sup> Boitani, L., 2018. *Canis lupus* (Europe assessment) (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T3746A144226239. Accessed on 07 June 2024.

In alle 24 lidstaten, behalve Luxemburg, zijn in 2023 roedels gedetecteerd. In de hele EU komen op basis van de aangeleverde informatie in 2023 in totaal ongeveer 20.300 wolven voor. Dit getal ligt iets hoger dan de geschatte 19.400 wolven in 2022 (Boitani et al. 2022) en aanzienlijk hoger dan de 11.193 wolven die in 2012 werden geschat (Boitani et al. 2015).

Overigens vermelden zowel de schattingen van het IUCN als de hiervoor aangehaalde rapporten niet of de gepresenteerde getallen enkel volwassen dieren betreft of ook de jaarlingen en/of welpen.

## 2.2 DE CENTRAAL-EUROPESE (CE) WOLVENPOPULATIE VANAF 2022-2023

De in Nederland voorkomende wolven worden als onderdeel beschouwd van de Centraal Europese wolvenpopulatie. Zie hiervoor paragraaf 2.2.3.

### 2.2.1 Aantallen en verspreiding over lidstaten

Blanco & Sundseth (2023) geven een overzicht in de verzamelde data per lidstaat. Een eerste overzicht betreft de resultaten van de laatste artikel 17 rapportage (situatie over de periode 2013-2018) in tabel 2.2.1. van hun rapport. Wanneer we uit deze tabel *enkel de landen uitlichten waarbinnen de CE-wolvenpopulatie voorkomt* dan blijft onderstaand overzicht over.

Tabel 2.1 *Lidstaten met wolven (aantallen) uit de CE-populatie (2018)*

MEMBER STATES	Number of wolves	Trend
Austria	29-36	+
Belgium	4-6	Not reported
Czech Republic	5-80	+
Germany	152-166	+
Luxembourg	1-2	+
Poland	1190-2582	+

Uit Tabel 2.2.1. Blanco JC & Sundseth K (2023) 'Number of wolves and trend in EU Member States according to the last Art. 17 reporting (2013-2018). + increasing; = stable'.

In tabel 2.4.1 van het rapport van Blanco and Sunseth (202) zien we, wanneer we opnieuw enkel de landen uitlichten waar de CE-wolvenpopulatie voorkomt, een ander overzicht.

Tabel 2.2 Lidstaten met wolven (aantallen) uit de CE-populatie (2022)

Member state	Packs/pairs	N. of wolves	Year	Trend
Austria	7 packs	58 wolves genotyped and at least 70-80 estimated	2022	Increasing
Belgium	4 packs	[28]*	Sept 2023	Increasing
Czech Republic	29 wolf territories	120-150	March 2023	Increasing
Denmark	2 packs, 4 pairs	30 wolves in spring 2023 + 14 pups born in 2023	Nov. 2023	Increasing
Germany	184 packs, 47 pairs, 22 territorial individuals	[1404]*	2022/2023	Increasing
Luxembourg		0-2	2023	Increasing
Netherlands	9 packs with 39 pups	[63]*	Sept 2023	Increasing
Poland		1886	2021	Increasing

Uit tabel 2.4.1. Blanco JC & Sundseth K (2023). Wolf population in the EU member states/ Het symbool \* in de tabel duidt op een schatting van de schrijvers waarbij een vermenigvuldiging van het aantal gemelde roedels met een geschat aantal van 7 welpen per roedel is vermenigvuldigd (9x7).

*Opmerking bij bovenstaande tabellen: de wijze van rapporteren verschilt per lidstaat aanzienlijk. Sommige landen rapporteren het aantal roedels of roedels en paren. Andere landen lijken enkel schattingen te geven van totaal aantallen individuen. Ook is niet overal duidelijk of welpen of zwerfende wolven zijn meegenomen. In enkele gevallen wordt wel aangegeven dat welpen zijn meegeteld en bijvoorbeeld ook dat in de aantallen juist géén rekening is gehouden met aanwezige zwerfende wolven.*

Voor deze literatuurstudie gaat het nu te ver om conclusies te formuleren of (op)tellingen te maken. Bovenstaande tabellen zijn in die zin ook risicovol om conclusies aan te verbinden. Zie bovenstaande opmerking. Eenduidig gebruik van getallen is ook vanuit praktisch oogpunt lastig omdat van sommige lidstaten enkel aantallen wolven worden benoemd, maar weer in andere landen het aantal bekende roedels of territoria (soms wel met vermelding van aantallen welpen, soms enkel met een aanname van het bij deze roedels aanwezige aantal welpen). In Oostenrijk komen bijvoorbeeld wolven uit de Centraal-Europese populatie voor alsook wolven uit de Alpiene populatie. Hoe de (geografische en getalsmatige) verdeling is kan uit bovenstaande data niet worden afgeleid. Eenzelfde mogelijk conflict betreft de situatie in Tsjechië. In dit land worden zowel wolven aangetroffen uit de Karpatische populatie (oosten van het land) alsook uit de Centraal-Europese populatie aan de noordgrens met Duitsland/Polen. Ook worden grensoverschrijdende territoria vastgesteld tussen zowel Polen als Duitsland. Niet zeker is of hier sprake is van dubbeltellingen. Zie voor de uitgewerkte overzichten per populatie respectievelijk lidstaten Boitani et al. (2022).

#### Voortschrijdende kennis over de ontwikkelingen CE-populatie

De kennisontwikkeling rond het voorkomen en aantallen wolven in zowel Nederland als de andere lidstaten staat niet stil. Het blijft dan ook zinvol om bij elke volgende stap niet terug te vallen op hiervoor genoemde getallen.

Voor Nederland geeft bijvoorbeeld de voortgangsrapportage van BIJ12 van 13 mei 2024<sup>6</sup> nieuwe kennis weer over de activiteit van de wolf in Nederland over de periode van 21 oktober 2023 tot en met 15 februari 2024. In totaal zijn in deze periode 51 verschillende wolven in Nederland

<sup>6</sup> <https://publicaties.bij12.nl/voortgangsrapportage-wolf-13-mei-2024/>

aangetoond met DNA. Daarvan zijn 26 wolven voor het eerst in Nederland aangetroffen. De meeste daarvan zijn nakomelingen (van bekende roedels) die voor het eerst geïdentificeerd zijn. De overige wolven zijn al eerder in Nederland aangetoond met DNA. Dit zijn gevestigde wolven of zwervende wolven zonder vaste territoria.

Voor Duitsland geeft het Duitse ‘Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf’ (DBBW)<sup>7</sup> voor het Duitse deel van de CE-populatie jaarlijks updates over aantallen wolven, territoria en roedels.<sup>8</sup> Hieruit volgt onder andere dat over het monitoringsjaar 2022/2023 minstens 1.339 wolvenindividuen zijn vastgesteld. Zie voor meer informatie de website van het DBBW.

Een relatief recente schatting uit Denemarken door het Deens Milieu Agentschap (Miljøstyrelsen) in juni 2023 stelt dat in 2022 30 wolven binnen Denemarken voorkwamen, waarvan 16 dieren volwassen waren en 13 welpen. Uit onderzoek volgt dat in Denemarken de ecologische draagkracht weleens tot zes keer hoger ligt dan het huidige aanwezig aantal paren of roedels. Voor deze studie gaan we hier niet verder op in. Wel kan het interessant zijn om bij het maken van grensoverschrijdende afspraken en planvorming (zie paragrafen 5.2.3 en 5.2.4) ook afstemming te zoeken met de Deense aanpak en beoordeling.

## 2.2.2 Habitatsgeschiktheidsstudie en draagkracht van leefgebieden

In 2024 is door Wageningen Environmental Research (WENR) een studie uitgevoerd naar de habitatsgeschiktheid voor de wolf binnen Nederland.<sup>9</sup> Deze analyse is uitgevoerd op basis van data afkomstig van wolven in Duitsland en het in Duitsland gehanteerde model (Planillo et al., 2023). In het WENR-rapport is het potentiële verspreidingsgebied van de wolf in Nederland in kaart gebracht. Deze informatie wordt ook gebruikt in de modelmatige uitwerking van de te verwachten ontwikkeling van de wolvenpopulatie en verspreiding daarvan binnen Nederland. Deze modelstudie van WENR maakt een inschatting van de geschiktheid van gebieden voor permanente vestiging van wolven. Wolven op dispersie kunnen echter overal opduiken en zich daar kortere of langere tijd ophouden. Het kan daarbij ook gebieden betreffen die ongeschikt zijn als permanent leefgebied, zoals stedelijk gebied.

De analyse door WENR richt zich grotendeels op het bepalen van de ecologische draagkracht van de aanwezige habitats/potentiële leefgebieden. De studie gaat niet heel diep in op de ook wenselijke afweging naar de maatschappelijke draagkracht van een gebied. In dit verband kan onder andere worden verwezen naar Boitani, Salvatori & Linnell (2008), Trouwborst, Boitani & Linnell (2017)<sup>10</sup> en het Guidance document (2022).<sup>11</sup> Trouwborst et al. (2017) plaatsen een aantal kanttekeningen bij de benadering om via het bepalen van de (ecologische) draagkracht van een gebied, te bepalen hoeveel wolven of roedels daar kunnen voorkomen. Juist omdat het lastig is om voor grote carnivoren als de wolf een draagkracht te bepalen in ‘door de mens gedomineerde landschappen’. Voor grote predatoren geldt dat de draagkracht zwaar wordt beïnvloed door de aanwezigheid van zowel in het wild levende prooien alsook aanwezige gedomesticeerde prooien. De vraag is dan ook of bij het bepalen van de draagkracht ook niet de

---

<sup>7</sup> <https://www.dbb-wolf.de/home>

<sup>8</sup> Wölfe in Deutschland. Statusbericht 2022/23, november 2023 DBBW

<sup>9</sup> Biersteker, L., A. Planillo, D.R. Lammertsma, T. van der Sluis, F. Knauer, S. Kramer-Schadt, E.A. van der Grift, M. Van Eupen, & H.A.H. Jansman, 2024. Habitatsgeschiktheid voor de wolf in Nederland; Een modelanalyse. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3350. 38 blz.; 7 fig.; 2 tab.; 63 ref.

<sup>10</sup> Trouwborst, A., Boitani, L & Linnell, J.D.C., 2017. Interpreting ‘favourable conservation status’ for large carnivores in Europe: how many are needed and how many are wanted? *Biodiversity and Conservation* 26:37–61, DOI 10.1007/s10531-016-1238-z

<sup>11</sup> Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 2021

aanwezige gedomesticeerde prooi-soorten moeten worden betrokken. Wanneer dit niet gebeurt bestaat het risico dat schattingen van een draagkracht van een (leef)gebied tot een onderschatting leiden van mogelijk te herbergen aantallen wolven in dit gebied.

Boitani, Salvatori & Linnell (2008) gaan hier dieper op in en dragen een aantal argumenten aan om niet alleen te kijken naar de ecologische draagkracht van een leefgebied van wolven, maar zeker ook de maatschappelijke draagkracht mee te wegen. In de Europese context, waar weinig of geen natuur echt wilde natuur is, raden zij aan om een pragmatische houding aan te nemen ten aanzien van het stellen van doelen. En daar waar de kwestie van ecologische functionaliteit van een gebied aan de orde komt, het verstandig kan zijn om de draagkracht en de te verwachten aantallen dieren of roedels enigszins naar beneden bij te stellen om mogelijke mens-wolf conflicten te voorkomen.

Met betrekking tot de habitatkwaliteit geven zij aan dat grote carnivoren relatief tolerant zijn ten opzichte van mensen en hun activiteits- en landgebruikspatronen. Soorten als de wolf stellen enkele basisvereisten op het gebied van prooi dichtheid, geschikte voortplantingslocaties en dekking, maar passen zich vrij makkelijk aan. Ook voor wat betreft prooien zal rekening moeten worden gehouden met beschikbare andere – niet natuurlijke – prooi-soorten zoals gedomesticeerde dieren. Een belangrijke factor binnen de bepaling van de draagkracht is ook de invloed van de transportinfrastructuur. Zowel als bron van sterfte, maar ook als potentiële barrière bij verplaatsing en verspreiding van individuen.

De dichtheid van een populatie in een leefgebied is niet alleen een samenhang van ecologische factoren, maar ook de invloed van mensen en het potentieel mens-wolf conflict bepaalt de maatschappelijke draagkracht van een gebied. Zo beoordeeld zal de maatschappelijke draagkracht waarschijnlijk lager zijn dan de ecologische. Daarom mag het maximaliseren van de in een gebied te behalen aantallen roedels niet automatisch als een doel worden beschouwd zonder hierbij ook de maatschappelijke draagkracht in ogenschouw te nemen.

Jansman et al. (2021)<sup>12</sup> verwijst naar een Duitse draagkrachtstudie waarin gemeld wordt dat wolven dermate generalisten zijn dat ze in vele typen landschappen wel een plek zouden kunnen vinden (verwijzing naar Kramer-Schadt et al. (2020)). Ook Biersteker et al. (2024)<sup>13</sup> geven aan dat het mogelijk is dat wolven ook in andere typen landschap (waaronder open agrarisch landschap) kunnen overleven. Maar dat hier nog te weinig specifieke kennis aanwezig is voor de Nederlandse situatie. Dit betekent ook dat de uitkomsten van onze studie niet moet worden beschouwd als een absolute voorspelling van het aantal te verwachten roedels in Nederland. Vanuit deze perceptie wordt in hoofdstuk 3 en 4 ook gebruik gemaakt van de uit deze studie volgende minimale en maximale te verwachten aantallen roedels.

### **2.2.3 Genetische eenheid**

Voor de Centraal Europese populatie wordt vooralsnog uitgegaan dat deze genetisch voldoende te onderscheiden is van de andere populaties. Szewczyk et al. (2021)<sup>14</sup> zien een mogelijk (geografisch) verband tussen de Baltische populatie en de CE-populatie.

---

<sup>12</sup> Jansman, H.A.H., J. Mergeay, E.A. van der Grift, G.A. de Groot, D.R. Lammertsma, K. Van Den Berge, F.G.W.A. Ottburg, J. Gouwy, R. Schuiling, T. van der Veken & C. Nowak, 2021. De wolf terug in Nederland; Een factfinding study. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3107. 162 blz.; 22 fig.; 3 tab.; 315 ref.

<sup>13</sup> Biersteker, L., A. Planillo, D.R. Lammertsma, T. van der Sluis, F. Knauer, S. Kramer-Schadt, E.A. van der Grift, M. Van Eupen, & H.A.H. Jansman, 2024. Habitatgeschiktheid voor de wolf in Nederland; Een modelanalyse. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3350. 38 blz.; 7 fig.; 2 tab.; 63 ref.

<sup>14</sup> Szewczyk, Maciej, Nowak, Carsten, Hulva, Pavel, Mergeay, Joachim, Stronen, Astrid V., et al. 2021; Genetic support for the current discrete conservation unit of the Central European wolf population; *Wildlife Biology*, 2021(2), Nordic Board for Wildlife Research

Echter genetisch blijkt de uitwisseling tussen de populaties nog te beperkt en zijn er ook pragmatische redenen om de beide populaties en eventueel beheer van elkaar gescheiden te houden. Zie voor dit laatste de paragrafen 5.2.3 en 5.2.4 over grensoverschrijdende monitoring en planvorming.

Ook voor de in Nederland voorkomende wolven geldt met voldoende zekerheid dat deze afkomstig zijn of deel uitmaken van de Centraal Europese wolvenpopulatie. Een recent onderzoek in opdracht van de provincie Gelderland op 11 dood gevonden wolven toonde aan dat deze wolven inderdaad afkomstig zijn of deel uitmaken van de Centraal Europese wolvenpopulatie.<sup>15</sup> In dit onderzoek wordt ook een indicatie gegeven dat de Centraal Europese wolvenpopulatie een relatie (lijkt te) hebben met de Baltische populatie.

#### **CEWolf Consortium<sup>16</sup>**

Binnen het CEWolf consortium werken 8 landen samen in het bemonsteren en verzamelen van informatie over de wolven in deze landen. De samenwerkende landen zijn Polen, Duitsland, Oostenrijk, Tsjechië, Denemarken, Nederland, België en Luxemburg. Doel is om middels gestandaardiseerde genetische monitoring een eenduidige dataverzameling te borgen die gebruikt kan worden voor rapportage en informatie over de in het wild voorkomende (individuele) wolven binnen de 8 landen. En met name uiteraard over de binnen deze landen voorkomende Centraal-Europese wolvenpopulatie.

*‘De CE-wolven vertonen een duidelijke genetische samenstelling op basis van microsatellieten en mitochondriale haplotypefrequenties die verschillen van de Baltische bronpopulatie. Hoewel er af en toe sprake is van vermenging met nabijgelegen wolvenpopulaties, heeft de Centraal-Europese populatie tot nu toe zijn genetische uniekheid behouden (Szewczyk et al. 2019)’.*

De verwachting bestaat dat er op termijn uitwisseling zal gaan optreden tussen de Centraal Europese populatie en de groeiende Italiaans-Franse-Alpen populatie.

#### Doorsnijding van de CE-wolvenpopulatie

Door Boitani et al. (2022) worden zorgen uitgesproken over mogelijke barrières die de samenhang van de populatie kan verstoren. Verwezen wordt naar de bouw van een werend hek tussen Polen en Duitsland om de verspreiding van Afrikaanse varkenspest tegen te gaan. Inmiddels blijkt dat wolven deze barrière redelijk eenvoudig kunnen overbruggen en in die zin nog geen sprake is van een harde afsnijding binnen de CE-populatie. Wel lijkt het erop dat er geen grensoverschrijdende territoria meer voorkomen.

Zie over de samenstelling van de CE-populatie ook Szewczyk et al. (2021)<sup>17</sup> en ook de informatie die te vinden is via het Project CEWolf.<sup>18</sup>

---

<sup>15</sup> Stronen, A. V., Konec, M., Boljte, B., Skrbinšek, T. 2024. *Single nucleotide polymorphism (SNP) analyses of canid samples from the Netherlands*. Report – Order number: 4017554 from Sep. 28th, 2023, from Provincie Gelderland, Nederland. Ljubljana. DivjaLabs Ltd.

<sup>16</sup> [https://www.senckenberg.de/en/institutes/senckenberg-research-institute-natural-history-museum-frankfurt/division-river-ecology-and-conservation/cewolf-consortium/#content-0003\\_1](https://www.senckenberg.de/en/institutes/senckenberg-research-institute-natural-history-museum-frankfurt/division-river-ecology-and-conservation/cewolf-consortium/#content-0003_1)

<sup>17</sup> Szewczyk, Maciej, Nowak, Carsten, Hulva, Pavel, Mergeay, Joachim, Stronen, Astrid V., et al. 2021; Genetic support for the current discrete conservation unit of the Central European wolf population; *Wildlife Biology*, 2021(2), Nordic Board for Wildlife Research

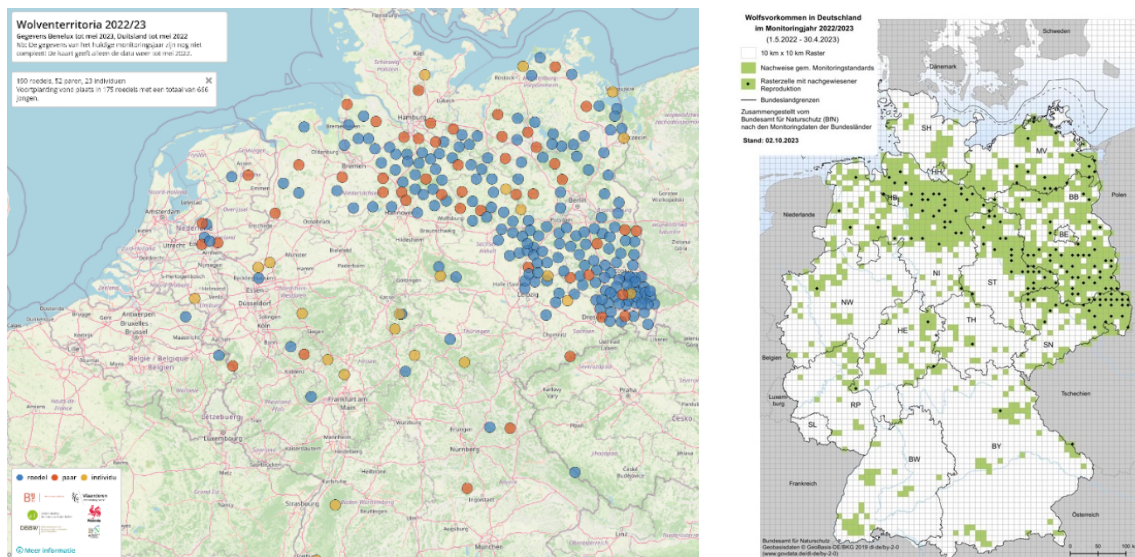
<sup>18</sup> [https://www.senckenberg.de/en/institutes/senckenberg-research-institute-natural-history-museum-frankfurt/division-river-ecology-and-conservation/cewolf-consortium/#content-0003\\_3](https://www.senckenberg.de/en/institutes/senckenberg-research-institute-natural-history-museum-frankfurt/division-river-ecology-and-conservation/cewolf-consortium/#content-0003_3)

## 2.3 HERKOMST VAN NEDERLANDSE WOLVEN(SUB)POPULATIE

Om de identiteit en herkomst van wolven in Nederland te bepalen wordt gebruik gemaakt van genetisch onderzoek. Hiervoor wordt materiaal verzameld waarvan de verwachting bestaat dat dit DNA van wolven bevat. Dit betreft uitwerpselen, doodvondsten en DNA-uitstrijkjes (*swabs*) van bijtewonden van (vermoedelijk) wolf bij wilde- of landbouwhuisdieren. Op basis van de uitgevoerde onderzoeken via het consortium CE-Wolf, maar ook bijvoorbeeld Szweczyk et al. (2021)<sup>19</sup> kan met voldoende overtuiging worden vastgesteld dat de in Nederland voorkomende en gevestigde wolven afkomstig zijn uit de Centraal-Europese wolvenpopulatie.

Jansman et al. 2021<sup>20</sup> geven een overzicht van de resultaten van DNA-profielen van 34 in Nederland voorkomende wolven (tot en met april 2021), waarvan er twee individuen een afwijkend DNA-profiel bleken te hebben afkomstig van de Italiaans-Franse Alpen populatie. In de gegevens tot en met 2023 (bron data: BIJ12, levering 10-4-2024) hebben tot dan 3 van de 90 individuele wolven haplotype HW22 en zijn daarmee afkomstig vanuit de Italiaans-Franse-Alpen populatie. Twee van deze dieren werden in 2020 voor het eerst vastgesteld en 1 dier voor het eerst in 2021. Zie ook de recente voortgangsrapportage van BIJ12 d.d. 13 mei 2024.<sup>21</sup>

Zonder dieper op de resultaten van de uitgevoerde onderzoeken en rapportages in te gaan staat vast dat de in Nederland voorkomende wolven onderdeel zijn van de Centraal Europese wolvenpopulatie en dat de incidentele contacten met andere wolvenpopulaties nog geen gevolgen heeft voor de genetische uniekheid van de Centraal-Europese populatie.



Figuur 2.2 Overzicht verspreiding wolven in Duitsland en aangrenzend Nederland (Bron kaartmateriaal DBBW en BIJ12)

Of de wolven in Nederland en België moeten worden beschouwd als een subpopulatie of als een populatiesegment van een grensoverschrijdende subpopulatie (met onderlinge samenhang

<sup>19</sup> Szweczyk, Maciej, Nowak, Carsten, Hulva, Pavel, Mergeay, Joachim, Stronen, Astrid V., et al. 2021; Genetic support for the current discrete conservation unit of the Central European wolf population; *Wildlife Biology*, 2021(2), Nordic Board for Wildlife Research

<sup>20</sup> Jansman, H.A.H., J. Mergeay, E.A. van der Grift, G.A. de Groot, D.R. Lammertsma, K. van den Berge, F.G.W.A. Ottburg, J. Gouwy, R. Schuiling, T. van der Keken & C. Nowak, 2021. *De terugkeer van de wolf in Nederland; Een 'factfinding study'*. Wageningen, Wageningen Environmental Research,

<sup>21</sup> <https://www.bij12.nl/actueel/dna-onderzoek-toont-51-wolven-aan-in-nederland/>

en uitwisseling) zou nog beter moeten worden bepaald. Het is goed mogelijk dat de wolven die zich nu ophouden in de regio die zich uitstrekt over de aan Nederland grenzende Duitse bondsstaten ‘Nedersaksen en Noordrijn-Westfalen’ en België – gezien de waargenomen grensoverschrijdende connecties en zelfs territoria - tezamen moeten worden beschouwd als een subpopulatie van de Centraal-Europese populatie (zie voor het onderscheid tussen subpopulatie en populatiesegment: Linnell, Salvatori & Boitani (2008)).

## 2.4 WOLVEN IN NEDERLAND IN 2015-2023 IN VOGELVLUCHT

Hieronder wordt in hoofdlijnen de ontwikkeling van de wolf in Nederland geschetst. Het overzicht is gebaseerd op Jaarrapporten van wolven in Nederland en de voortgangsrapportages van BIJ12 ([www.bij12.nl](http://www.bij12.nl)) met de daaronder gelegen gegevens van waarnemingen en schademeldingen die worden beheerd door BIJ12.

Door de nachtelijke leefwijze en (in veel gevallen) de schuwheid van de wolf wordt deze visueel waarschijnlijk vaak ‘over het hoofd gezien’. Het is belangrijk om te beseffen dat het aantal waarnemingen, aantal met DNA geïdentificeerde individuen en het aantal op cameravallen waargenomen nakomelingen uiteindelijk een minimum aangeven en dat er vrijwel zeker een aantal wolven in Nederland voorkomen die tot nu toe nog volledig ‘onder de radar’ zijn gebleven. We spreken voor wat betreft de daadwerkelijke zekere waarnemingen dan ook van een minimum number alive.

### 2.4.1 Aantal waarnemingen en aantal vastgestelde individuen.

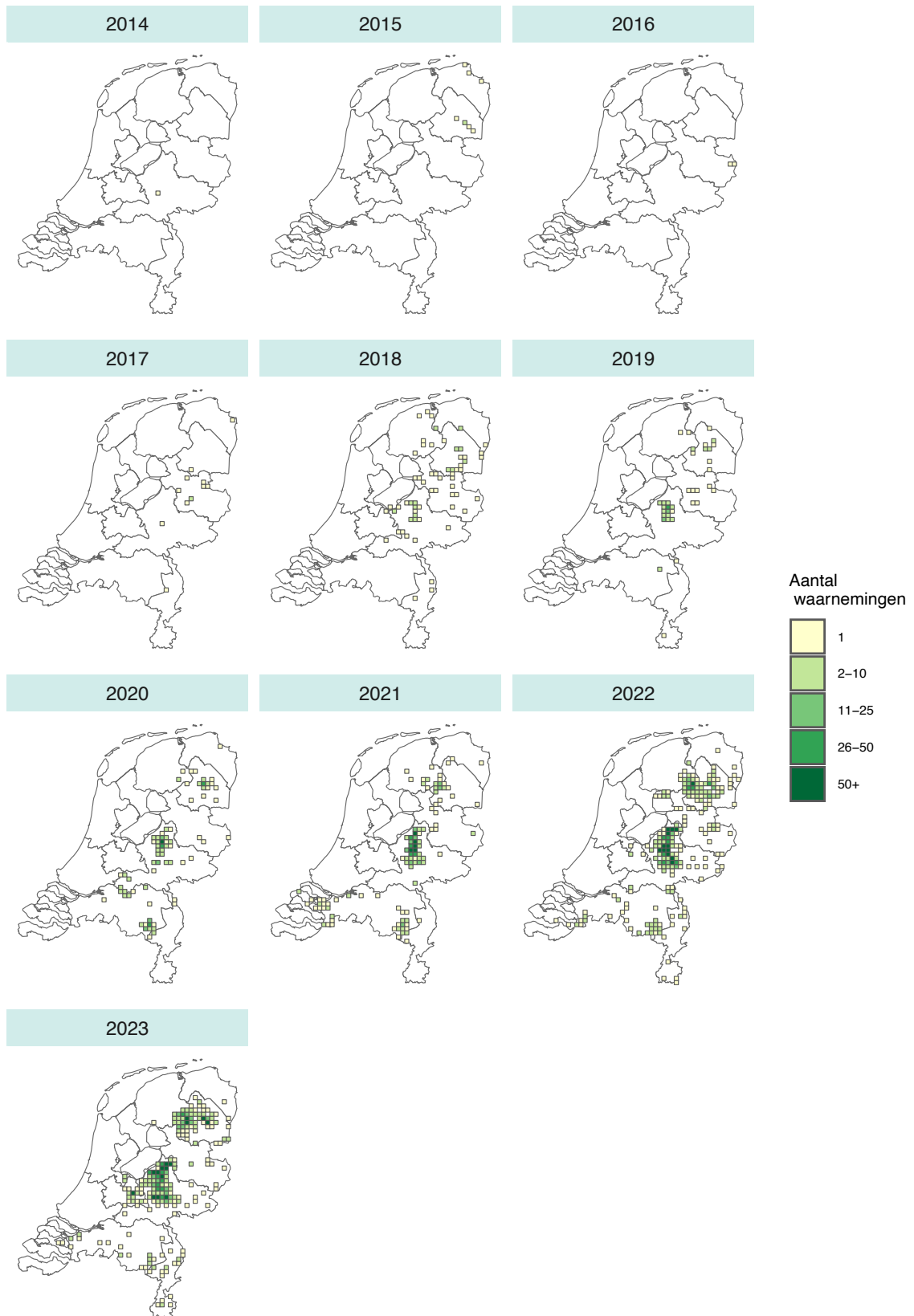
Na de eerste gevalideerde waarneming van de wolf in 2015 neemt het aantal waarnemingen van het met genetische monitoring geïdentificeerde individuele wolven toe (figuur 2.3, tabel 2.3). Ook het aantal 5x5 kilometerhokken (hierna: km-hokken) met tenminste 1 waarneming neemt gestaag toe. In 2023 is in 201 5x5 kmhokken een wolf waargenomen. In totaal telt Nederland 1672 5x5 uurhokken (inclusief de Waddeneilanden, exclusief de twee 5x5 km-hokken rond Rottumerplaat en Rottumeroog. Het gaat daarbij om zowel C1 als C2 gevalideerde waarnemingen.

De gegevens laten de laatste jaren een clustering zien op de Veluwe en in Noordwest Drenthe. Hier zijn intussen ook meerdere roedels gevestigd.

*Tabel 2.3. Basisgegevens over de verspreiding en populatieomvang van wolven in Nederland. Bron gegevens: BIJ12, aangeleverd op 10-4-2024.*

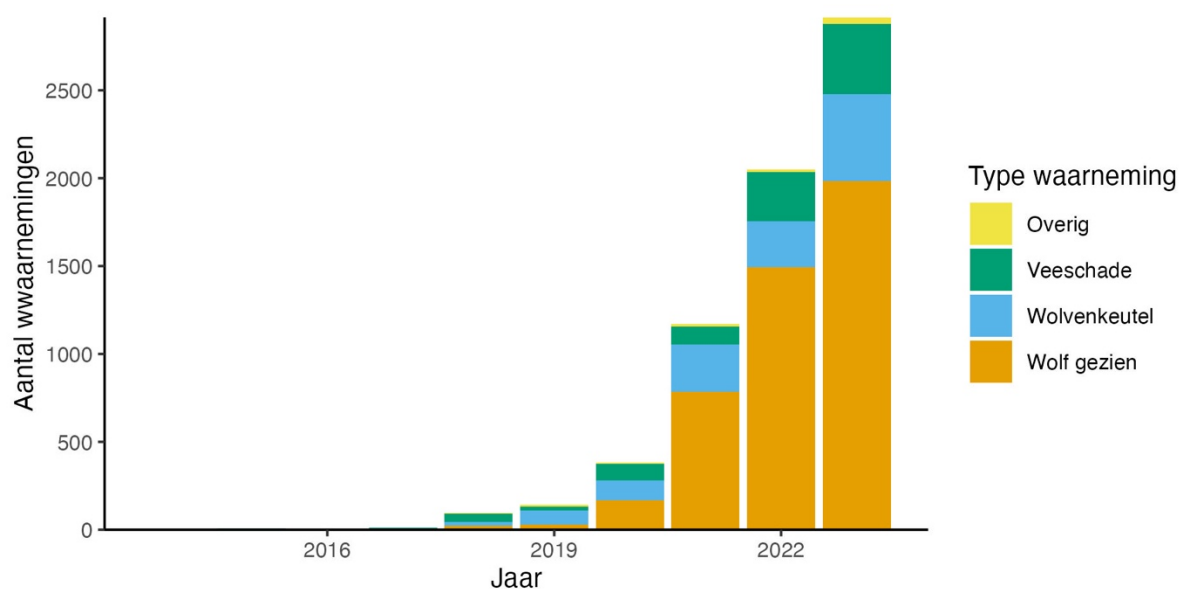
Jaar	Aantal 5x5 km-hokken met tenminste 1 waarneming	Aantal in dat jaar met DNA geïdentificeerde individuen	Aantal territoria met voortplanting	Aantal waargenomen welpen	Aantal dood gevonden wolven
2014	1	-	-	-	-
2015	7	1	-	-	-
2016	2	1	-	-	-
2017	11	3	-	-	2
2018	62	10	-	-	-
2019	36	8	1	4	-
2020	72	12	1	6	1
2021	102	22	1	5	4
2022	208	45	4	16	6
2023	201	66	7	39	16





Figuur 2.3. Verdeling van gevalideerde waarnemingen van wolven in Nederland, per jaar en geaggregeerd naar 5x5 km-hokken. Nederland telt 1672 5x5 km-hokken. Bron gegevens: BIJ12, geleverd 10-4-2024.

De waarnemingen zijn op te delen in directe waarnemingen van wolven (al dan niet met cameraval), sporen en met DNA bevestigde wolven op basis van genetische analyse van uitwerpselen en resten van wilde prooien en gehouden dieren (figuur 2.2). De categorie 'Overig' omvat gevalideerde prenten, prooiresten van wilde dieren, Daarbij worden in dit rapport elke schademeldingen als 1 waarneming gezien, ook als het om meerdere aangevallen dieren ging. Als uit genetische analyse naar voren komt dat bij die aanval meer dan 1 wolf betrokken was, is de waarneming opgesplitst naar waarnemingen van deze wolven.



*Figuur 2.4. Aantal waarnemingen per jaar en per type waarneming. Veeschade: met genetische analyse bevestigde schadegevallen aan gehouden dieren door een wolf.*

Het absolute aantal waarnemingen, en het aantal 5x5 kilometerhokken waarin die waarnemingen zijn gedaan namen over de periode 2015-2023 toe (tabel 2.3).

Van DNA-monsters worden ook met een aantal genetische markers individubepalingen gedaan. Daaruit komt naar voren dat er tot en met 2023 115 verschillende individuen zijn vastgesteld. Het aantal geïdentificeerde individuen binnen het jaar neemt ook gestaag toe. In 2015 en 2016 was dit nog één individu, in 2023 zijn er met DNA 66 verschillende individuele wolven geïdentificeerd. Dat zijn zowel individuen die in eerdere jaren zijn waargenomen, als voor het eerst geïdentificeerde individuen.

Dankzij genetische screening door WENR kan een beeld gevormd worden van het minimum aantal immigrerende wolven in de periode 2014-2023 (Tabel 2.4). Onder de individuele wolven die op basis van genotyping geïdentificeerd konden worden, waren er 44 individuen waarvan bekend is dat ze in België of Duitsland geboren zijn. In een aantal jaar is maar 1 'nieuwe' wolf vastgesteld, maar bijvoorbeeld in 2022 zijn 13 verschillende wolven voor het eerst in Nederland vastgesteld. In de periode 2015-2023 gaat het dan per jaar om gemiddeld 4.89 buitenlandse wolven die voor het eerst in Nederland zijn (Q25%: 3, mediaan: 4, Q75%: 6).

Tabel 2.4 Het aantal voor het eerst in Nederlandse vastgestelde wolven, die zijn geboren in Duitsland of België, per jaar. Bron gegevens: BIJ12, geleverd 10-4-2024.

Jaar	Aantal
2015	1
2016	1
2017	3
2018	7
2019	4
2020	3
2021	6
2022	13
2023	6

#### 2.4.2 Roedels en voortplanting

In 2018 werd het eerste wolventerritorium in Nederland vastgesteld. In dit jaar is ook gestart met actieve monitoring met cameravallen en zoeken van sporen en wolvenuitwerpselen<sup>22</sup>.

In 2019 zijn in dit eerste gevestigde roedel 'Noord-Veluwe' 4 welpen geboren. Drie jaar lang blijft dit ook de enige voortplantende roedel in Nederland, met 6 welpen in 2020 en 5 welpen in 2021.

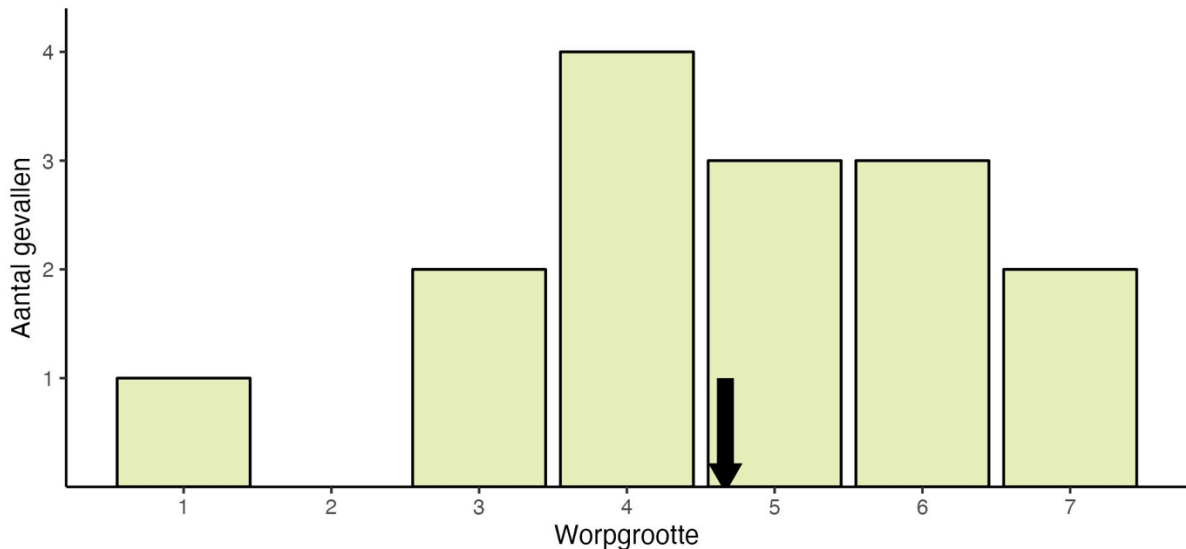
In 2022 zijn er in Nederland 4 roedels bekend. Drie op de Veluwe, en 1 roedel in Zuidwest Drenthe. Er zijn in 2022 in deze roedels samen ten minste 16 welpen geboren.

In 2023 is er een tweede roedel gevestigd in Drenthe, en is het aantal roedels op de Veluwe gegroeid naar 7. In totaal zijn in dit jaar minstens 39 welpen geboren.

Tijdens de jaren met voorplanting (2018-2023) varieerde de worpgrootte (het aantal vastgestelde jongen) per roedel van 3 tot 7 (figuur 2.5). Gemiddeld was de worpgrootte 4.7. Belangrijke kanttekening daarbij is dat de worpgroottes niet direct na worp worden geteld aan de hand van bijvoorbeeld opsporen van holen en/of directe observatie dan wel vangen en tellen, maar door observaties vanaf het moment dat de welpen met de roedel mee op pad gaan, aangevuld met genetisch onderzoek. De eerste sterfte van welpen kan dan al hebben plaatsgevonden. De hiervoor benoemde worpgroottes zijn daarom waarschijnlijk onderschattingen.

---

<sup>22</sup> Lelieveld, G., Klees & D.J.C., 2020. Wolven op de Veluwe. Aanpak actieve monitoring 2019-2020. Rapport 2019.15. Zoogdiervereniging, Nijmegen.



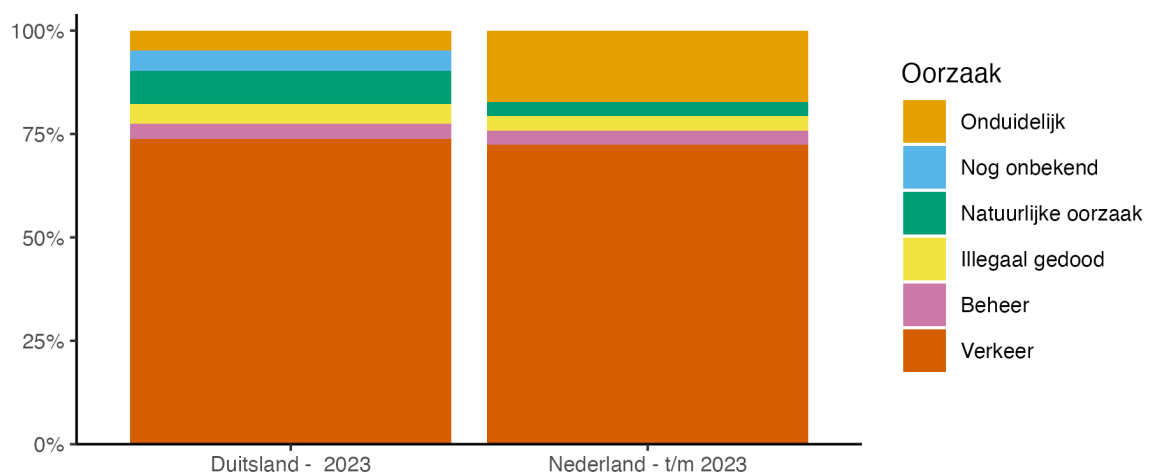
Bron gegevens: BIJ12.

Figuur 2.5. Minimale worpgrootte van wolven in Nederland. De zwarte pijl geeft de gemiddelde worpgrootte aan.

### 2.4.3 Doodvondsten

In de periode 2014-2023 zijn er 29 dode wolven gevonden. Vier daarvan zijn geboren in Duitsland, 6 in België, en 12 in Nederland. Van 7 dieren is de herkomst (nog) onbekend.

Van de 29 dood gevonden wolven zijn er 3 gestorven door aanrijding door een trein, 18 door aanrijdingen met een auto en 1 vermoedelijke door aanrijding met een auto. Eén dier is doodgeschoten na een probleemsituatie. Eén dier stierf een natuurlijke dood, en één dier is vermoedelijk gedood door soortgenoten. Van twee dieren is de doodsoorzaak niet meer te achterhalen. Tot slot is één dier gestorven door een illegale doding, en van één dier is niet volledig duidelijk geworden of hier al dan niet sprake is geweest van een illegale doding. Wanneer we de Nederlandse sterfteoorzaken van dood gevonden wolven over de periode 2015-2023 vergelijken met die in Duitsland over het jaar 2023, komen de sterfteoorzaken in Nederland en Duitsland goed met elkaar overeen, waarbij het verkeer een overgroot groot aandeel heeft (figuur 2.6).



Figuur 2.6. Sterfteoorzaken van wolven in Duitsland in 2023 (n=164) en in Nederland tot en met 2023. Bron gegevens Duitsland: Abfrage der DBBW-Datenbank am 21.04.2024 um 08:04:15. Bron gegevens Nederland: BIJ12.

### 3 POPULATIEOMVANG EN TOEKOMSTPERSPECTIEF

#### 3.1 ALGEMENE AANPAK

Bij het doen van voorspellingen over populatieontwikkelingen wordt uitgegaan van bepaalde uitgangspunten, ecologische principes en aannames. Dat maakt voorspellingen soms moeilijk te plaatsen. Het opstellen van een populatiemodel maakt dergelijke voorspellingen objectief. Het dwingt de opsteller de uitgangspunten, mechanismen en aannames expliciet te maken en vraagt om 'harde' gegevens om tot een goede voorspelling te komen. En het maakt het mogelijk de berekende resultaten te toetsen aan velddata (tellingen of verspreidingsgegevens) die niet gebruikt zijn voor de voorspelling. Een populatiemodel zorgt daarmee voor transparante en herhaalbare voorspellingen, die kunnen aangescherpt en verbeterd worden als er meer informatie over de ecologie van de betreffende populatie beschikbaar komt. Zoals in de inleiding van het rapport wordt aangegeven zijn de uitkomsten uit een dergelijke modelberekening nooit absoluut, maar geven een bandbreedte aan waarbinnen een populatie zich *kán* gaan ontwikkelen.

Daarom is voor de voorspelling van de ontwikkeling van de wolvenpopulatie in Nederland gebruik gemaakt van een wiskundig populatiemodel. Het model is aangepast aan de populatie-ecologie van wolven. Het model is zoveel mogelijk geparametriseerd met velddata uit Nederland of Europa. Als leidende principes hielden we aan:

- het doel van deze populatiemodellen is het krijgen van inzichten in de populatiedynamiek om op te helpen bij beleidskeuzes, niet het produceren van precieze of absolute antwoorden.
- de modellen worden zo transparant mogelijk gepresenteerd
- er is gestreefd naar een zo transparante en eenvoudig mogelijk model, dat toch de essenties van populatiedynamiek van wolven beschrijft.

Een populatiemodel op basis van ecologische processen kan ook gebruikt worden om van populaties een prognose op basis van toekomstige ontwikkelingen en beheervarianten te berekenen: Bijvoorbeeld wat gebeurt er met de wolvenpopulatie in Nederland als er meer wolven uit Duitsland hiernaartoe migreren. Of wat zien we gebeuren met de populatiegroei als het aantal verkeersslachtoffers toeneemt.

#### 3.2 EERDERE POPULATIEMODELLEN

Er zijn in de afgelopen 30 jaar een flink aantal modellen voor wolven opgesteld en gepubliceerd. Een aantal studies richtten zich daarbij op het bepalen van habitatgeschiktheid of een ecologische maximum van het aantal wolven, en worden hier niet nader besproken<sup>23</sup>.

Er zijn 15 modellen gevonden (tabel 3.1) die opgesteld zijn om in een afgebakende regio of gebied voorspellingen van de populatiedynamiek te doen, om zo de levensvatbaarheid van een

---

<sup>23</sup> Potiek, G., Wameling, WW, Jochem, R., Van Langevelde, F., 2012. Potential for Grey wolf *Canis lupus* in the Netherlands. Effects of habitat fragmentation and climate change on the carrying capacity. Alterra, Wageningen UR, Wageningen.;

Biersteker, L., Planillo, A., Lammertsma, D.R., 2024. Habitatgeschiktheid voor de wolf in Nederland. WERN, Wageningen.;

Fechter, D., Storch, I., 2014. How Many Wolves (*Canis lupus*) Fit into Germany? The Role of Assumptions in Predictive Rule-Based Habitat Models for Habitat Generalists. PLoS ONE 9, e101798.;

Kramer-Schadt, S., Wenzler, M., Gras, P., Knauer, F., 2020. Habitatmodellierung und Abschätzung der potenziellen Anzahl von Wolfsterritorien in Deutschland, 556th ed. Bundesamt für Naturschutz, Duitsland.

populatie in te schatten of gevolgen van beheersscenario's te toetsen. Een uitzondering hierop is de modelstudie van Bauduin et al. (2008)<sup>24</sup>. Het doel van die modeleerstudie was het begrijpen van de complexe sociaal gedrag tussen wolven en roedels. Daarom is dit model veel complexer: er zijn veel meer sociale interacties gemodelleerd, die in de andere modellen veelal sterk vereenvoudigd zijn.

In de onderstaande paragrafen worden van deze modellen de gekozen modelleervorm, programmeeromgeving, opname van dichtheidsafhankelijkheid of populatielimitering, wijze van parametriseren en wijze van valideren besproken.

### 3.2.1 Typen modellen

Het merendeel van de modellen voor wolvenpopulaties zijn varianten waarbij een populatie wordt ingedeeld in groepen (stadia, stages). Deze vorm doet recht aan het belang van leeftijdsgroepen en stadia voor de dynamiek van wolvenpopulaties. De benadering verschilt daarbij subtiel: het gaat om *age/stage structured models* (Caswell, 2002) of *individual based models*. Kort gezegd worden bij die eerste benadering de dieren geaggregeerd in stadia. Bij de tweede aanpak zijn individuen onderscheiden, die worden gevolgd terwijl ze in hun leven, volgens door het model gestelde regels, van de ene in de andere leeftijd en/of stadium overgaan.

Beide benaderingen hebben hun voordelen en nadelen. Age-stage structured models bieden een geaggregeerd en vereenvoudigd beeld van populatiedynamiek, waardoor ze gemakkelijker wiskundig te analyseren zijn. Ze kunnen worden geparаметriseerd met een aantal basale (maar niet altijd bekende) demografische gegevens over sterfte, geboorte, en migratie. Individual based models geven een meer gedetailleerd en genuanceerd begrip van populatiedynamiek, waarbij rekening wordt gehouden met individuele variatie en complexe interacties. Dit betekent wel dat ze meer rekenkracht vereisen, en vooral meer gedetailleerde gegevens.

---

<sup>24</sup> Bauduin, S., Grente, O., Santostasi, N.L., Ciucci, P., Duchamp, C., Gimenez, O., 2020. Haight R.G., Mladenoff D.J., Wydeven A.P. (2008) Modeling Disjunct Gray Wolf Populations in Semi-Wild Landscapes. Conservation Biology 12, 879-888

Tabel 3.1 Overzicht van 15 modellen van de populatiedynamiek van wolven.

Doel: PVA: population viability analysis (levensvatbaarheidsanalyse); beheer: testen beheerscenario

?: niet expliciet gerapporteerd.

Bron	Doel	Gebied	Type	Limitatie populatie?	Implementatie	Bron worp grootte	Bron jaarlijkse overleving	Bron dispersie	Gevalideerd?	Opmerkingen
Haight & Mech, 1997	bepaling effect van sterilisatie op populatie	Wisconsin, VS	stage-structured model	Limiet aan territoria	?	VS: Fuller 1989, Mech 1995	zelf gekozen	zelf gekozen; naar Gese & Mech 1991	Nee	
Haight et al, 1998	bepalen effect van beschermde gebieden op levensvatbaarheid	Wisconsin & Minnesota VS	stage-structured model	Limiet aan territoria	?	VS: Fuller 1989, Mech 1995	zelf gekozen	zelf gekozen; naar Gese & Mech 1991	Nee	variant op Haight & Mech, 1997.
Ebenhard, 2000	PVA	Zweden	age structured models	Maximum aantal individuen: mortaliteit neemt toe als drempel bereikt	VORTEX	?	?	?	Nee	Verwijst naar Zweedstalig rapport met meer details (?)
Jensen & Miller, 2001	Bepalen effect van wolf op white-tailed deer	VS	age structured model / Lotka-Volterra	Maximum aantal individuen + dichtheid herten	?	VS: Mech, 1970	VS: Mech, 1970	n.v.t.	Nee	
Miller et al, 2002	Voorspellen toekomstige populatieontwikkeling	Michigan, VS	age structured model	Maximum aantal dieren	?	VS (Pimlott et al. 1969)	VS: Mech, 1970	n.v.t.	aan wintertellingen	dispersie niet separaat gemodelleerd
Cochrane et al. 2003	Beheersscenario's	Wisconsin, Minnesota VS	stage-structured model	Limiet aan territoria	FORTAN Visual Basic	VS (Fuller 1989)	?	Haight & Mech, 1997	groeisnelheden vergeleken met populaties VS	
Chapron et al, 2003	Beheersscenario's	westelijke Alpen	age-stage structured model	Limiet aan territoria	?	VS: Mech, 1970	VS: Mech, 1970; Fuller, 1989	Haight & Mech, 1997 (niet geciteerd)	groeisnelheden vergeleken met populaties VS	
Nilsson, 2003	PVA Effect van jacht op wolf	Scandinavië	age structured model	?	VORTEX	Scandinavië: Angerbjörn et al., 1999; Johnson & Eberhart, 1996	VS: Mech, 1977; Fuller, 1989; Peterson et al. 1984	?	Nee	
Patterson & Murray, 2008	PVA Test van eerdere PV	Canada, Algonquin	age structured model	Maximum aantal individuen	?	VS: eigen data	Keith, 1983; Fuller et al. 2003	n.v.t.	Ja, met tellingen	

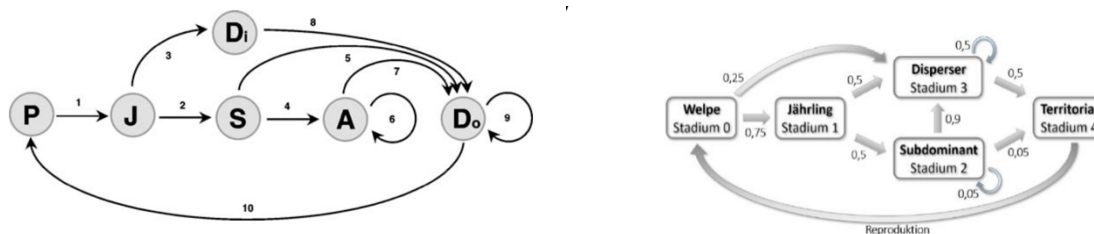
Bron	Doel	Gebied	Type	Limitatie populatie?	Implementatie	Bron worpgrrootte	Bron jaarlijkse overleving	Bron dispersie	Gevalideerd?	Opmerkingen
Bull et al, 2009	Bepalen effectiviteit beheer	Zweden-Noorwegen	Individual based model	Maximum aantal individuen: mortaliteit neemt toe	statistiek-omgeving R	VS: Mech 1970 Zweden: Nilsson, 2003	VS: Mech 1970 Zweden: Nilsson, 2003	Gese & Mech, 1991	Ja, maar door vergelijking met een dataset uit Yellowstone	
Marucco & McIntire, 2010	voorspellen toename en verspreiding	westelijke Alpen	Spatially explicit individual based model	Limiet aan territoria	SELES	eigen data	eigen data	eigen data	aan groei, populatieomvang en sterfte-historie	Mortaliteit is inclusief dispersie uit het studiegebied
Chapron, 2012 A	MVA/PVA	Scandinavië	Exponentiele groei	Geen	statistiek-omgeving R	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	Nee	Model op basis van (groeisnelheid) van de populatie
B	MVA/PVA	Scandinavië	Integrated hierarchical Bayesian state-space models	Geen	statistiek-omgeving R	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	Nee	Model op basis van groeisnelheid van de populatie
C	MVA/PVA	Scandinavië	Individual based model	Geen	programmeertaal C	?	?	Wabakken, (schr.med.)	Vergeleken met groei	
Bruford, 2015	PVA Bepalen van effecten van immigratie	Scandinavië	Individual based model	Maximaal aantal individuen/ territoria	VORTEX	Nilsson, 2003	Nilsson,2003	?	Nee	
Merli et al, 2023	PVA	Toscane	Individual based model	Maximaal aantal individuen	VORTEX	eigen velddata	eigen velddata	n.v.t.?	vergeleken met populatie volgens monitoring	
Hatlauf et al., 2024	PVA	Duitsland	stage-structured model/ individual based model	Maximum aantal individuen: random removal. Kramer-Schadt et al. 2020.	VORTEX	Wit-Rusland: Sidorovich et al., 2007	Alpen: Marucco et al., 2009 Scandinavië: Nilsson 2004 VS: Cubaynes e al 2003.	Haight & Mech 1997, Chapron et al. 2016.	Nee	Auteurs brengen zelf stage structure aan binnen VORTEX.
Miller, 2024	PVA	Scandinavië	Individual based model	Maximum aantal individuen: random removal	VORTEX	Bruford, 2015	Bruford, 2015 en genetische monitoring	Scenario's naar Bruford 2015 en genetische monitoring	vergeleken met populatie volgens monitoring	



*In tabel 3.1 besproken modellen:*

1. Haight R.G., Mech L.D., 1997. **Computer simulation of vasectomy for wolf control.** The Journal of Wildlife Management 61: 1023-1031.
2. Haight, R.G., Mladenoff, D.J., Wydeven, A.P., 1998. **Modeling Disjunct Gray Wolf Populations in Semi-Wild Landscapes.** Conservation Biology 12(4): 879–888.
3. Ebenhard, T., 2000. **Population viability analyses in endangered species management: The wolf, otter, and peregrine falcon in Sweden.** Ecological Bulletins 48, 143-163.
4. Jensen, A.L., Miller, D.H., 2001. **Age structured matrix predation model for the dynamics of wolf and deer populations.** Ecological Modelling 141, 299–305.
5. Miller, D.H., Jensen, A.L., Hammill, J.H., 2002. **Density dependent matrix model for gray wolf population projection.** Ecological Modelling 151: 271–278.
6. Cochrane J.F., Haight R.G., Starfield A.M., 2003. **Modeling for Endangered Species Recovery: Gray Wolves in the Western Great Lakes Region.** In: Cochrane, J.F. (red.). Ecological Modeling for Resource Management. Springer-Verlag: 23-45.
7. Chapron, G., Legendre, S., Ferrière, R., Clobert, J., Haight, R.G., 2003. **Conservation and control strategies for the wolf (*Canis lupus*) in western Europe based on demographic models.** Comptes Rendus Biologies 326: 575–587.
8. Nilsson T., 2003. **Integrating effects of hunting policy, catastrophic events, and inbreeding depression, in PVA simulation: the Scandinavian wolf population as an example.** Biological Conservation 115: 227-239.
9. Patterson B.R. & Murray D.L., 2008. **Flawed population viability analysis can result in misleading population assessment: A case study for wolves in Algonquin park, Canada.** Biological Conservation 141: 669-680.
10. Bull J., Nilsen E.B., Mysterud A., Milner-Gulland E.J., 2009. **Survival on the Border: A Population Model to Evaluate Management Options for Norway's Wolves *Canis lupus*.** Wildlife Biology 15: 412-424.
11. Marucco F., McIntire E.J.B., 2010. **Predicting spatio-temporal recolonization of large carnivore populations and livestock depredation risk: wolves in the Italian Alps.** Wolf recolonization in the Alps 47: 789-798.
12. Bruford, W.M., 2015. **Additional Population Viability Analysis of the Scandinavian Wolf Population.** Naturvårdsverket, Stockholm.
13. Merli, E., Mattioli, L., Bassi, E., Bongio, P., Berzi, D., Ciuti, F., Luccarini, S., Morimando, F., Viviani, V., Caniglia, R., Galaverni, M., Fabbri, E., Scandura, M., Apollonio, M., 2023. **Estimating Wolf Population Size and Dynamics by Field Monitoring and Demographic Models: Implications for Management and Conservation.** Animals 13: 1735.
14. Hatlauf, J., Kunz, F., Griesberger, P., Sachser, F., Hackländer, K., 2024. **A stage-based life cycle implementation for individual-based population viability analyses of grey wolves (*Canis lupus*) in Europe.** Ecological Modelling 491: 110700.
15. Miller, P.S., 2024. **A Demographic and Genetic Analysis of Minimum Viable Population Size to Inform the Population Reference Value for Wolves in Sweden.** IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group.

In de structuur van de wolvenpopulatie onderscheiden de meeste auteurs een structuur van roedels en dispergerende dieren. De roedels bestaan ten minste uit welpen, jaarlingen, dispergerende en dominante wolven (figuur 3.1). Het doel van de meeste modelstudies was het voorspellen van de toekomstige populatieontwikkelingen voor een levensvatbaarheidsanalyse (PVA), of het vergelijken van beheerscenario's.



Figuur 3.1. Populatiestructuren gebruikt in de populatiemodellen van Chapron et al. (2003) en Hatlauf et al. (2024).

### 3.2.2 Implementatie

Modellen zijn opgesteld in een programmeeromgeving (R, Fortran, Visual Basic, et cetera) of met een 'dedicated' applicatie voor het modelleren van populaties. In één geval werd applicatie SELES<sup>25</sup> gebruikt. De recentere modelstudies zijn veelal gedaan in het Population Viability Analyse softwarepakket VORTEX<sup>26</sup>. Dit is vooral aantrekkelijk voor gebruikers die weinig ervaring hebben met het opstellen van een model in een (statistische) programmeertaal als R, Python, MatLab, etc.

Uit Chapron et al. (2012) en Hatlauf et al. (2024) komt naar voren dat VORTEX door die laagdrempeligheid ook minder flexibiliteit biedt. Zo moesten Hatlauf et al. (2024) de stadia zelf implementeren en konden daardoor de ingebouwde functionaliteit om beheer of catastrofes (uitbraak van een ziekte) te simuleren niet meer gebruiken. Chapron et al. (2012) kiezen dan ook voor een eigen model en schrijven over gebruik van VORTEX of andere bestaande pakketten voor PVA's het volgende:

*'The generality of canned software precludes the tuning to specific questions. This is particularly important when modelling population for which a social unit – the pack – is the functional unit of the population. Because incorporating social structure cannot be properly done with these generic models, their usefulness to model social canid population dynamics is problematic (Heinsohn 1992) and would deliver speculative results.'*

### 3.2.3 Parametrisatie

De meeste modellen gebruikten voor worpgrootte de reviews van Mech (1970<sup>27</sup>, 1995) en Fuller (1989)<sup>28</sup>, maar een aantal studies die betrekking hebben op Scandinavië beschikten over eigen gegevens.

<sup>25</sup> Fall, A. & Fall, J., 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling* 141: 1-18.

<sup>26</sup> Lacy, R.C., Pollak, J.P., Miller, P.S., & Amos, A. (2023). Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 11.0. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA. <https://www.cpsg.org/our-approach/science-based-tools/vortex>

<sup>27</sup> Mech, L.D., 1970. The wolf. The ecology and behavior of an endangered species. Minneapolis: University of Minnesota Press.

<sup>28</sup> Fuller, T.K., 1989. Population dynamics of wolves in northcentral Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 1-41.

De waarden voor overleving zijn in de regel ontleend aan een artikel over de populatie in de VS (Mech, 1970). Voor Scandinavië wordt gebruik gemaakt van de waarden van Nilsson (2003). Die ontleende de waarden echter ook van 3 studies uit de VS.

De parameters waarover de meeste onzekerheid is, zijn die voor de dispersie en eventuele migratie. De auteurs kiezen daarbij een waarde of gebruiken gegevens van Gese & Mech (1991)<sup>29</sup>. Dit is studie naar dispersie onder wolven tijdens de jaren 1970 en 1980 in Minnesota, VS. Deze parameters worden soms aan de hand van een 'guestimate' benadering aangepast om de parameters aan te passen aan het eigen studiegebied.

Immigratie werd, als in het model opgenomen (o.a. Bull et al, 2009) gebaseerd op expert judgement, en soms op genetische monitoring (Miller et al., 2024).

### 3.2.4 Dichtheidsafhankelijke processen en draagkracht

Dertien van de 15 bronnen bevat een vorm van populatiebeperking. In 8 gevallen gaat het dan om een drempelwaarde in de populatie (threshold). Als de populatie daarboven komt, worden of individuen gewist (VORTEX) of neemt de sterfte verhoudingsgewijs toe. Vijf modelstudies hebben een maximum aantal bezette territoria als limitatie. Als deze bezet zijn trekken dispergerende dieren weg.

### 3.2.5 Validatie

De resultaten van modellen worden in 9 van de 15 studies niet gevalideerd. Bij een aantal studies worden de daadwerkelijke populatiegroei van de populatie in het studiegebied, of een referentiepopulatie vergeleken met de groeisnelheid in het model. Een positieve uitzondering zijn Marucco & McIntire (2010). Zij gebruikten voor de parametrisatie velddata, en gebruikten 3 niet voor het model gebruikte velddata-sets om de voorspellingen en mechanismen in het model te valideren.

### 3.2.6 Conclusies

Voor de parametrisatie van de modellen zijn, door gebrek aan betrouwbare lokale velddata worden voor modelstudies, vaak gegevens uit een beperkt aantal bronnen uit de VS gebruikt. Dat geldt met name voor dispersie en vestigingskansen. Deze zijn op enkele uitzonderingen na, gebaseerd op 1 bron (Gese & Mech, 1991). Validatie van het model gebeurt in een deel van de gevallen.

Patterson & Murray (2008) benadrukken de noodzaak om modellen van wolvenpopulaties, als die gebruikt worden ter ondersteuning van beheer- en beleidskeuzes, op te stellen met adequate data en de juiste methodiek, aannames en analyse. Cochrane et al. (2003) onderschrijven dit en geven een lijst van 11 'regels' bij het beheer-ondersteunend modelleren (zie Bijlage 4). Advies is om bij verdere ontwikkeling van modellen voor de Nederlandse of Centraal-Europese wolvenpopulaties deze regels als leidraad te nemen.

### 3.2.7 Modelleerstrategie

Op basis van de bovenstaande verkenning van bestaande wolvenmodellen is voor deze studie de keuze gemaakt om voor de prognose van de Nederlandse wolvenpopulatie een stage-structured populatiemodel op te stellen, met dichtheidsafhankelijke effecten in de vorm van

---

<sup>29</sup> Gese, E.M. & Mech, L.D. 1991: Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in North-Eastern Minnesota, 1969-1989. - Canadian Journal of Zoology 69: 2946-2955.

een maximum aantal roedels (territoria). Het model wordt afgebakend tot wolven in Nederland, met constante migratie-*rate* van en naar België en Duitsland.

Parameters worden, indien mogelijk, uit Nederlandse of Duitse velddata afgeleid. Waar dit niet mogelijk blijkt worden, net als veel van de hier besproken modellen, gegevens gebruikt uit zo veel mogelijk vergelijkbare populaties. Voor onzekere parameters worden modelvarianten (scenario's) doorgerekend. Daarmee kan worden bepaald hoeveel invloed de (onzekere) parameter heeft op de voorspellingen. Dit kan worden gezien als een gevoeligheidsanalyse-'light'.

De voorspellingen over de eerste 10 jaren van de simulatie worden vergeleken met de door BIJ12 verzamelde gegevens over roedels, populatieomvang en aantal welpen in Nederland in 2014-2023, ter validatie of de resultaten van het model aansluiten bij wat er in het veld is waargenomen.

Het model wordt als losstaande applicatie in statistiekomgeving R geprogrammeerd.

### 3.3 POPULATIEMODEL NEDERLAND

#### 3.3.1 Modelstructuur

Het model waarmee de populatieontwikkeling van wolven is voorspeld, is net als veel van de andere populatiemodellen een 'leeftijden/stadium gestructureerd populatiemodel' (*state-age structured model*). De term Leslie-matrix model wordt ook wel gebruikt. Deze modelvorm wordt gebruikt voor het modeleren van populaties van soorten waarbij levensstadia van belang zijn. Bijvoorbeeld omdat dieren van verschillende leeftijd verschillen in overlevingskans of deelname aan voortplanting. Sinds het eerste gebruik in 1954 door Leslie, (1954)<sup>30</sup> is de methode uitgebreid om een veelvoud van ecologische mechanismen te kunnen beschrijven (Caswell, (2001))<sup>31</sup> en het parametriseren en modelleren in 1 proces te brengen (Schaub & Kéry, 2022)<sup>32</sup> en er zijn dan ook duizenden soorten gemodelleerd op deze manier<sup>33</sup>.

#### KADER: Wolvenpopulaties in populatie dynamisch perspectief

De wolf is een soort met een complexe sociale structuur en -gedrag (Mech & Boitani, 2003). In bijna alle populatiemodellen wordt de populatie sterk versimpeld. Bij het schrijven van populatiemodellen wordt zulk gedrag teruggebracht tot 'vital rates': geboorte, sterfte, emigratie en immigratie.

Daarnaast zijn de volgende zaken van belang:

- de wolvenpopulatie bestaat uit roedels en zwervende wolven.
- de roedels bestaan uit 1 dominant paar, en hun nakomelingen: welpen, jaarlingen en volwassen subdominante wolven
- een wolf die zwerft is een wolf die de roedel verliet, of een wolf die uit het buitenland komt
- wolven verdwijnen door sterfte of emigratie.

Dit is een versimpeling van de werkgelijkheid: soms zal er toch een welp voor de 1e verjaardag al gaan zwerven, roedels kunnen fuseren of splitsen, welpen kunnen geadopteerd worden, etc. Dit soort gedrag is expliciet niet opgenomen in het model, maar wordt 'uitgemiddeld'.

<sup>30</sup> Leslie, P.H., 1945. The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33(3): 183–212.

<sup>31</sup> Caswell, H., 2001. *Matrix population models. Construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland.

<sup>32</sup> Schaub, M & Kéry, M., 2022. *Integrated population models. Theory and ecological applications with R and JAGS*. Academic Press, Londen.

<sup>33</sup> Zie database <https://compadre-db.org/>

## POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND

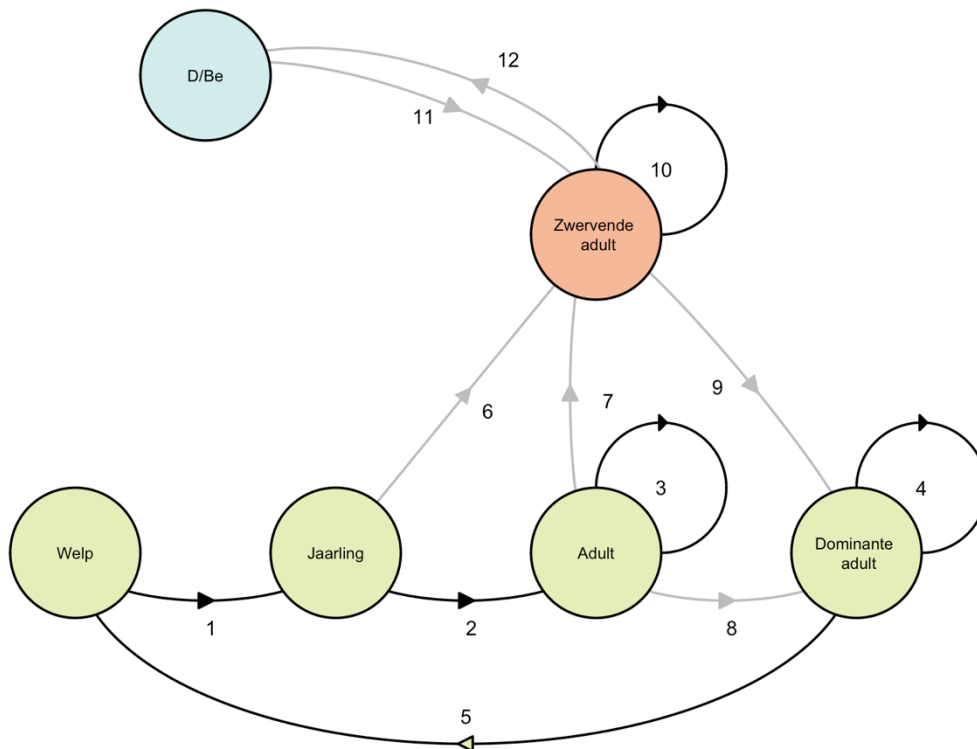
Het model gaat uit van rekenstappen van 1 jaar. Binnen dat jaar gaan er dieren dood, worden welpen geboren, en gaan dieren over van het ene stadium naar het andere. Het aandeel welpen die het jaar overleven worden jaarlingen, jaarlingen die overleven en niet bij de roedel blijven verplaatsen naar stadium 'dispergerende wolven', etc. Dominante wolven blijven dit, maar de jaarlijkse sterfte wordt wel verrekend.

Elke overgang behalve de geboorte bestaat dus uit de jaarlijkse overleving (*survival*), soms in combinatie met een overgangsaandeel (*transition*). Zo is het aantal jaarlingen dat in jaar T+1 de roedel verlaat en dispergerende adulten wordt, het aantal jaarlingen in het vorige jaar T, dat het jaar overleefde x het aandeel dat vertrekt:

het aantal jaarlingen  $N(t)_{\text{jaarling}}$  x overlevingskans  $s_{\text{jaarling}}$  x verlatingsaandeel  $k_{\text{verlaatroedel}}$ .

Het aandeel jaarlingen dat in de roedel blijft als adulte wolf is dan  $N(t)_{\text{jaarling}} \times s_{\text{jaarling}} \times (1 - k_{\text{verlaatroedel}})$ .

Onder het figuur van het model is voor elk van de stadia de jaarlijkse rekenstap uitgeschreven in woorden. In bijlage 1 worden deze berekeningen uitgeschreven als wiskundige vergelijkingen. De bepaling van de parameters zelf wordt besproken in de volgende paragraaf.



*Figuur 3.2. Structuur van het populatiemodel van wolven in Nederland. Groen: roedel. Nummers bij de overgangen verwijzen naar de volgende processen:*

*De overgangprocessen tussen de stadia in de wolvenpopulatie zijn de volgende:*

- 1) Aandeel van welpen dat het jaar overleeft tot jaarling.*
- 2) Aandeel van jaarlingen dat het jaar overleeft tot adult en bij roedel blijft.*
- 3) Aandeel van adulte subdominante wolven dat overleeft en bij de roedel blijft.*
- 4) Aandeel van dominante adulte wolven dat het jaar overleeft.*
- 5) Geboortes: aantal geworpen jongen per dominant vrouwtje*
- 6) Aandeel jaarlingen dat het jaar overleeft tot adult en roedel verlaat.*
- 7) Aandeel van subdominante adulten dat het jaar overleeft tot adult en roedel verlaat.*
- 8) Aandeel van adulte subdominante wolven dat een jaar overleeft en dominant wordt.*
- 9) Aandeel van 'zwervende' adulte wolven dat een jaar overleeft en zich vestigt als dominante wolf.*
- 10) Aandeel van zwervende adulte wolven dat het jaar overleeft en zich niet weet te vestigen.*
- 11) Aantal jaarlijkse immigrerende wolven.*
- 12) Aandeel jaarlijks emigrerende wolven.*

### Dichtheidsafhankelijke processen

Wolvenpopulaties groeien niet onbeperkt. Als de dichtheden hoog worden gaat zogenoemde 'negatieve dichtheidsafhankelijkheid' een rol spelen (*negative density dependence*).

Voorbeelden van zulke processen in de natuur zijn uitputting van voedselbronnen wat kan leiden tot slechtere conditie, wat weer verminderde voortplanting of verhoogde sterfte tot gevolg kan hebben.

Bij wolven zijn meerdere van zulke processen beschreven. Ten eerste zijn territoria van wolven vrij consistent en aangepast aan voedselaanbod. Bij hogere dichtheden 'dikken' de roedels niet in. Langzaam maar zeker zal al het geschikte habitat bezet raken, en zullen zwervende wolven zich niet meer kunnen vestigen. Dit heeft tot gevolg dat het aantal territoria, en dus ook het (gemiddelde) aantal voortplantende wolven stabiel blijft en de populatie niet meer groeit.

Een tweede mechanisme van dichtheidsafhankelijke van deze territorialiteit is een directe verhoogde sterfte door territoriumconflicten tussen roedels of tussen een roedel en een zwervende wolf bij hoge dichtheden. Zie Smith et al., (2020) en Mech & Boitani (2002).

Een derde dichtheidsafhankelijk proces is wanneer er bij hogere dichtheden ook een verhoogde sterfte onder zwervende wolven is, doordat deze uit territoria worden verdreven of gedood worden door soortgenoten, maar ook een hogere kans lopen om te sterven voor andere oorzaken zoals verkeer

Sidorovich et al. (2007) beschrijven een afname in worpgrootte in bij toenemende dichtheid aan wolven: van 7.7 welpen bij lage dichtheden tot 4.8 welpen bij hoge dichtheden.

In Noord-Amerika is een relatie beschreven tussen het aantal hoefdieren en de worpgrootte (Fuller et al., 2003). Voor dit model gaan we er van uit dat de dichtheid aan prooien niet verandert over de 30 jaar die het model simuleert. Een relatie van voortplanting of sterfte met prooidichtheid is dus niet opgenomen in het model.

Deze beperking in de groei van de populatie, via een maximum aantal roedels, afname van aantal worpen en/of maximum populatieomvang kan op verschillende manieren in een model worden verwerkt (zie figuur 3.2).

In het default model is het eerste hierboven beschreven proces opgenomen: de vestigingskans van zwervende wolven (transitie 9 in het populatiemodel Figuur 3.2) hangt af van het aantal dominante wolven. Als die een maximum aantal dominante wolven  $K$  nadert, neemt de vestigingskans gestaag af tot nul. De maximale aantallen en de details over de implementatie zijn beschreven in paragraaf 3.4.5.

De twee andere dichtheidsafhankelijke processen zijn elk apart toegevoegd in twee alternatieve Varianten (zie paragraaf 3.5).

Het verloop van de populatieontwikkeling in het model is dan als volgt:

In jaar 1 is de eerste 'zwervende' wolf in Nederland aangekomen.

Jaarlijks immigreert een aantal dieren tot adulte dispergerende dieren (overgang 11 in fig. 3.2).

Een deel van die dieren vormt op termijn een roedel van dominante adulten (overgang 8).

Bij de volgende tijdsstap krijgen de overlevende dominante adulten welpen (overgang 5).

Daarvan overleeft een aantal tot jaarling (overgang 1), deze verlaten de roedel om zich te voegen bij de dispergerende dieren (overgang 6) of blijven nog als adult (overgang 2), tot die zich ook vestigen (overgang 8) of zich bij het dispergerende stadium voegen (overgang 7).

Bij elke stap (elk jaar) spelen al deze processen zich af. De vestiging van roedels (overgang 8 en 9) neemt af tot 0 naarmate het maximum aantal mogelijke roedels benaderd wordt.

Het model is zo opgesteld dat het een weergave geeft van de situatie *nét* na geboorte van de welpen, begin mei. Op dit moment is de populatie op haar maximale omvang met welpen van circa een maand oud en in het 1e levensjaar. Jaarlingen zijn dan net met hun 2e levensjaar begonnen. Adulten zijn in hun 3e levensjaar of ouder.

### 3.3.2 Implementatie en uitvoering

Eerdere modeleerstudies zijn gedaan in softwarepakket Vortex. Bij deze studie is ervoor gekozen om zelf te programmeren: dit biedt meer flexibiliteit en vermijdt een aantal door Vortex ingebouwde gestelde beperkingen.

Het populatiemodel is geïmplementeerd in de statistiekomgeving R (versie 4.4; R Core Team (2024). *\_R: A Language and Environment for Statistical Computing\_*. R Foundation for Statistical Computing, Wenen, Oostenrijk. <https://www.R-project.org/>.)

Omdat er een aantal kansfactoren in het model is ingebouwd (worpgrootte en immigratie, zie 3.4.1 en 3.4.5), is het resultaat van elke simulatie net subtiel verschillend. Daarom zijn, zoals gebruikelijk bij populatiemodellen met een stochastisch element, Monte Carlo simulaties gedaan. Dit houdt in dat met het model de 30 jaar populatieontwikkeling 10.000 maal is doorgerekend. De populatieontwikkeling van deze 10.000 simulaties worden grafisch weergegeven als mediaan + standaarddeviatie. Daarnaast worden de gemiddelde groeisnelheid +standaarddeviatie en de totale populatieomvang, en aantal wolven per stadium, de roedelgrootte en het aantal roedels dat het model voorspelt na 30 jaar ontwikkeling weergegeven.

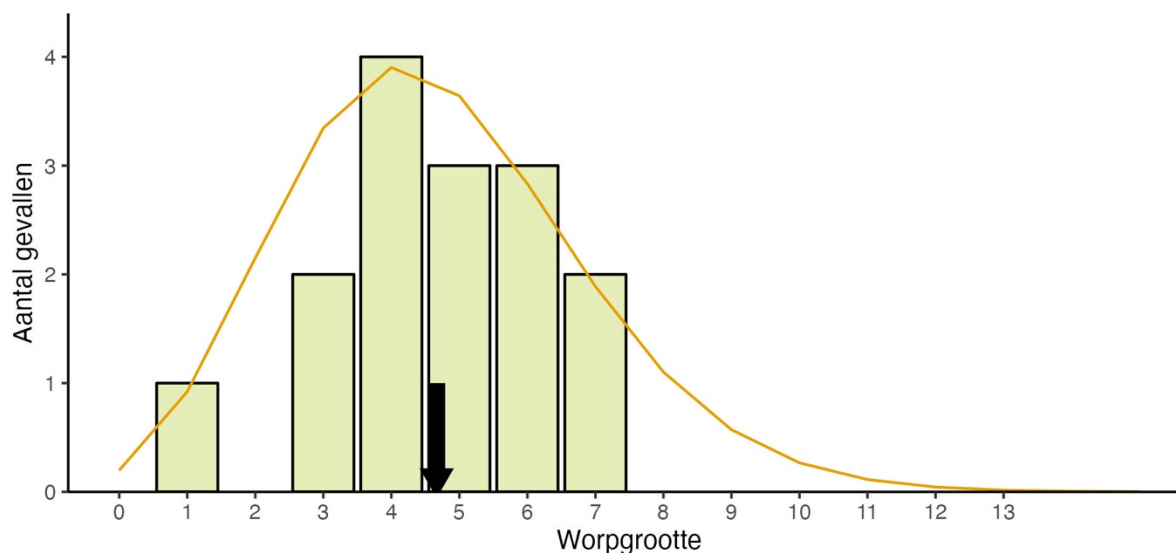
## 3.4 BEPALING PARAMETERS

### 3.4.1 Worpgrootte

Voor de worpgrootte gebruiken we in eerste instantie de Nederlandse gegevens. De verdeling van worpgrottes zoals bepaald aan de hand van camerabeelden en genetische monitoring is weergegeven in de onderstaande figuur. Gemiddeld was de worpgrootte 4.7, maar zoals in de figuur te zien is varieerde deze van 1-7 welpen. Deze variatie in worpen in jaren en roedels is ook in het model verwerkt.

Bij deze verdeling van worpen past een Poisson-verdeling met  $\mu = 4.7$ , zoals afgebeeld in de figuur. Bij elke tijdsstap wordt voor elk dominant vrouwtje dat het jaar overleeft (zie 3.3.1) uit deze verdeling een worpgrootte getrokken. De som van al die worpen is het aantal welpen en dus de aanwas van dat jaar.





Figuur 3.3. Frequentieverdeling van de worpen van wolvenroedels in Nederland tot en met 2023. De pijl geeft de gemiddelde worpgrootte van 4.7 aan. De oranje lijn is een Poissonverdeling met  $\mu = 4.7$ . Bron gegevens: BIJ12, Nationaal Park de Hoge Veluwe.

Er is in Nederland geen onderzoek is naar de worpgrootte direct na de geboorte. De welpen worden vaak pas voor het eerst waargenomen als ze het hol uit zijn en met de roedel mee gaan en zo op cameravallen worden vastgelegd. Daarom kan de worpgrootte van 4.7 een onderschatting zijn en is naast het default model met worpgrootte 4.7 ook een variant doorgerekend (zie paragraaf 3.5) met een gemiddelde worpgrootte van 6, zoals deze wordt beschreven in Noord-Amerika<sup>34</sup> en Wit-Rusland<sup>35</sup>. Overigens rapporteert Merli et al. (2023) ook, op basis van indirecte methoden lagere worpgrootte, van 3.81 welpen ( $\pm 1.97$ , range van 1-7 welpen).

In het model is uitgegaan van 1 worp per jaar per roedel Fuller et al. (2003).

### 3.4.2 Mortaliteit

Welk aandeel van de dieren jaarlijks sterft of overleeft is één van de kernprocessen van populatiedynamiek. In wiskundige modellen wordt de jaarlijkse overleving gebruikt, uitgedrukt als een fractie. Bij een mortaliteit van 0.3 sterft jaarlijks gemiddeld 30% van de dieren. De jaarlijkse overleving is dan 0.7: 70% van de dieren overleeft. Voor het model is de jaarlijkse overleving ontleend aan de literatuur. Er zijn geen gepubliceerde waarden voor jaarlijkse overleving voor Nederland of Nederland-Duitsland-België. Er is gepoogd op basis van de data uit de genetische monitoring van Nederlandse wolven jaarlijkse overleving te berekenen, maar voor de stadia dominante volwassenen, volwassenen, jaarlingen en wolven waren ten tijde van dit onderzoek nog onvoldoende lange grensoverschrijdende tijdreeksen beschikbaar (zie 4.7 Discussie). Daarom is gebruik gemaakt van jaarlijkse overlevingscijfers uit de literatuur. Daarbij is zo veel als mogelijk gebruik gemaakt van uit velddata afgeleide overlevingsdata uit Europa en uit vergelijkbare ecosystemen (tabel 3.2).

<sup>34</sup> Fuller, T.K., L.D. Mech & J.F. Cochrane, 2003. Wolf population dynamics. In: L.D. Mech & L. Boitani (red.). *Wolves. Behaviour, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, Verenigde Staten.

<sup>35</sup> Sidorovich, V.E., Stolyarov, V.P., Vorobei, N.N., Ivanova, N.V., Jedrzejewska, B., 2007. Litter size, sex ratio, and age structure of gray wolves, *Canis lupus*, in relation to population fluctuations. *Canadian Journal of Zoology* 85(2): 295-300.

Op basis van waarden uit Europese literatuur gebruiken we in het default model voor welpen een jaarlijkse overleving van 0.58 (Merli et al. (2023)<sup>36</sup>. Sidorovich & Rotenko (2019)<sup>37</sup> noemen een veel hogere sterfte, met slechts 27% tot 4% overleving. Oorzaak van deze hoge sterfte is predatie door lynx, iets wat in Nederland nog niet speelt, aangezien de lynx Nederland (nog) niet heeft bereikt.

Voor jaarlingen, adulten in roedels is de jaarlijkse overleving van 0.82 gebruikt, Blanco en Cortes, (2007)<sup>38</sup>; Marucco et al, (2024)<sup>39</sup>; iets hoger dan Merli et al. (2023). Voor zwervende dieren is een jaarlijkse overleving van 0.51 genomen. Dit is een gemiddelde overleving zoals vastgesteld door Sunde et al. (2021)<sup>40</sup> in Jutland en het noorden van Duitsland en lager dan de sterfte onder zwervende wolven in noordwest Spanje, Blanco & Cortes, (2007). Het landschap en infrastructuur respectievelijk de verkeersintensiteit in Jutland en het noorden van Duitsland zijn enigszins vergelijkbaar met oost-Nederland. Sunde et al. (2021) maken in hun artikel niet expliciet onderscheid tussen zwervende en territoriale wolven, maar het lijkt in deze studie voornamelijk om migrerende en dispergerende wolven te gaan.

Tabel 3.2. Jaarlijkse overleving per leeftijd/stadia van wolven in Europa op basis van veldonderzoek. In de meeste studies wordt 1 getal gegeven voor alle dieren boven de 1 jaar oud.

Bron	Regio	Welp	Jaartling	Adult	Dominant	Zwervend
Blanco & Cortes (2007)	Spanje, agrarisch	-		0.82		0.56
Marucco et al., (2024)	Westelijke Alpen	0.24		0.82		-
Merli et al., (2023)	Toscane	0.58		0.80		-
Sunde et al., (2021)	Denemarken	-	-	0.48 - 0.54		

### 3.4.3 Dispersie

Wolven verlaten vanaf ongeveer 10 maanden de roedel (Fuller et al, 2003), en de dispersie gaat door tot volwassenheid. In sommige situaties blijven ook volwassen nakomelingen bij de roedel. Het aandeel van dieren dat per stadium de roedel verlaat is voor het merendeel overgenomen uit Haight & Mech (1997). Zij ontleenden dit aan een uitgebreide literatuurstudie, die hoofdzakelijk gebaseerd is op Noord-Amerikaanse populaties. In afwijking van dat onderzoek is bij dit model de dispersiekans van de welpen voor het default-model op 0 gesteld. Volgens Fuller et al. (2003) is de dispersie tot het eerste levensjaar namelijk minimaal. De dispersie of 'transitiewaarden' naar het stadium 'zwervende wolf' zijn als volgt:

<sup>36</sup> Merli, E., Mattioli, L., Bassi, E., Bonghi, P., Berzi, D., Ciuti, F., Luccarini, S., Morimando, F., Viviani, V., Caniglia, R., Galaverni, M., Fabbri, E., Scandura, M., Apollonio, M., 2023. Estimating Wolf Population Size and Dynamics by Field Monitoring and Demographic Models: Implications for Management and Conservation. *Animals* 13: 1735. <https://doi.org/10.3390/ani13111735>

<sup>37</sup> Sidorovich, V., Rotenko, I., 2019. Reproduction biology in grey wolves *Canis lupus* in Belarus: Common beliefs versus reality. Eigen uitgave.

<sup>38</sup> Blanco, J.C., Cortés, Y., 2007. Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology* 273: 114–124.

<sup>39</sup> Marucco, F., Pletscher, D.H., Boitani, L., Schwartz, M.K., Pilgrim, K.L., Lebreton, J., 2009. Wolf survival and population trend using non-invasive capture–recapture techniques in the Western Alps. *Journal of Applied Ecology* 46: 1003–1010.

<sup>40</sup> Sunde, P., Collet, S., Nowak, C., Thomsen, P.F., Hansen, M.M., Schulz, B., Matzen, J., Michler, F., Vedel-Smith, C., Olsen, K., 2021. Where have all the young wolves gone? Traffic and cryptic mortality create a wolf population sink in Denmark and northernmost Germany. *Conservation Letters* 14: e12812.

- alle welpen, die het jaar overleven, blijven bij de roedel
- van de jaarlingen, die het jaar overleven, verlaat de helft de roedel
- van de adulten die het jaar overleven, verlaat 90% de roedel, en vestigt 5% zich als dominante wolf (zie ook paragraaf 3.4.4.).

### 3.4.4 Draagkracht: maximum aantal roedels

Waar in Nederland kunnen wolven een geschikt leefgebied vinden? En wat zal voor deze leefgebieden de minimale of maximale draagkracht zijn voor een bepaald aantal wolven (in deze beoordeeld op aantallen roedels)?

Hiervoor kan worden verwezen naar het recent verschenen rapport van Wageningen Environmental Research waarin verslag wordt gedaan van een studie naar de habitatgeschiktheid voor de wolf binnen Nederland van Biersteker et al. (2024).

In dat rapport wordt aan de hand van een aantal – hoofdzakelijke natuurlijke parameters - bepaald welke delen van Nederland (potentieel of inmiddels al daadwerkelijk ingenomen) zijn te beschouwen als optimaal geschikt of suboptimaal geschikt natuurlijke leefgebied of habitat voor wolven. De analyse is gedaan op basis van beschikbare kennis over het habitatgebruik van wolven in Duitsland. Het voorbeeld van Duitsland weegt het onderdeel voedselbeschikbaarheid echter niet mee. Dit is voor Nederland wel meegewogen, maar enkel de beschikbaarheid van wilde hoefdieren en enkele andere soorten zoals haas en bever.

Belangrijke parameters in deze studie zijn de bekende data over natuurlijk voorhanden zijnde voedselbronnen (beschikbaarheid van wilde hoefdieren) en wat nu bekend is over door wolven geprefereerd leefgebied (natuurgebieden met circa 40-50% bosbedekking waar voldoende rust kan worden gevonden met daarnaast prooien. Hoe meer wegen in het gebied, hoe minder aantrekkelijk het is voor wolven. Met name variabelen als bosoppervlakte, de aanwezigheid van prooidieren (wild levende hoefdieren, maar ook bevers en hazen) en de mate van menselijke invloed (in de vorm intensiteit van menselijke activiteiten waaronder wegendichtheid spelen een rol in het bepalen van de geschiktheid van een wolvenleefgebied.

Op basis van deze habitatgeschiktheidsanalyse wordt een voorspelling gedaan –onder voorbehouden – welke delen van Nederland in de ( nabije) toekomst nog door wolven kunnen worden ge(her)koloniseerd en wat minimaal tot maximaal mag worden beschouwd als (toekomstig én huidig) leefgebieden voor de wolf binnen Nederland. Dit inclusief een schatting hoeveel roedels in deze situatie minimaal dan wel maximaal in Nederland zouden kunnen vestigen binnen de (sub)optimale leefgebieden (zie ook paragraaf 2.2.2).

Voor het default-model is van de opgegeven range van maximum aantal roedels uit LARCH-SCAN habitatanalyse van Biersteker et al. (2024) het midden genomen: deze range van 23-59 geeft een middewaarde van 40 roedels. In 2 Varianten wordt ook een variant van respectievelijk de laagste waarde van 23 roedels en hoogste waarde van 59 roedels gebruikt.

Het is belangrijk te beseffen dat naast het aantal dieren in de roedel in het model ook zwervende wolven worden onderscheiden, die niet bijdragen aan dit maximum, en dus bij het maximum aantal roedels worden opgeteld tot de totale populatieomvang.

### 3.4.5 Vestiging

Een deel van de zwervende wolven en subdominante wolven weten zich te vestigen en een eigen roedel te vormen. De waarde voor dit aandeel is voor het model overgenomen uit Haight & Mech (1997)<sup>41</sup> en wordt ingevoerd als 50% van de (bekende) zwervende adulte wolven.

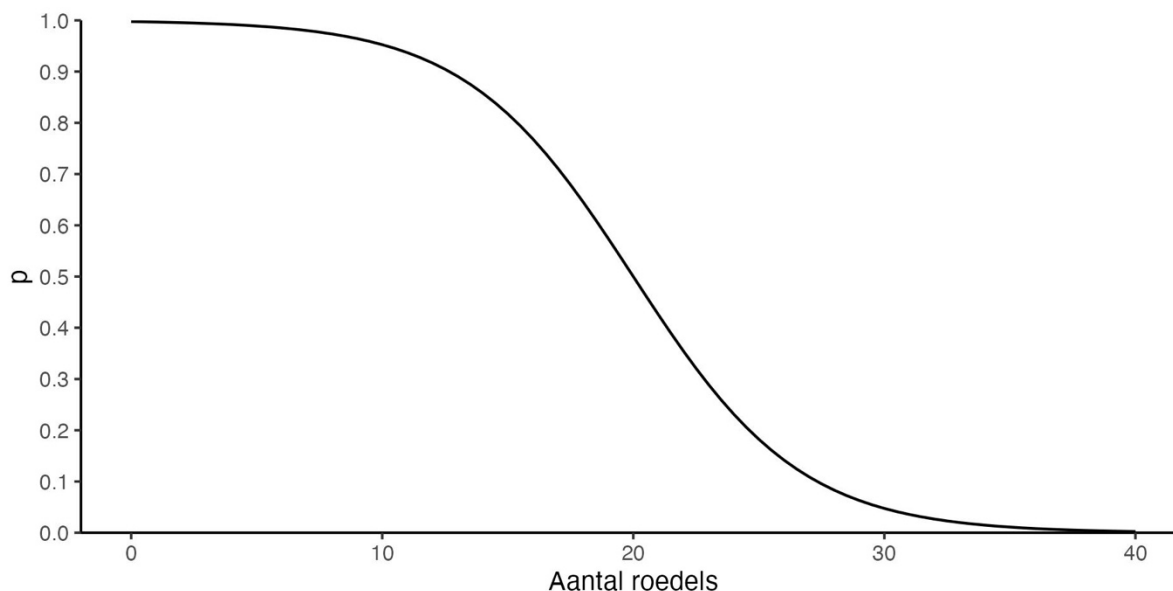
---

<sup>41</sup> Haight, R.G. & Mech, L.D., 1997. Computer Simulation of Vasectomy for Wolf Control. The Journal of Wildlife Management 61, 1023. <https://doi.org/10.2307/3802099>

Dit aandeel is echter in werkelijkheid niet constant. Naarmate de populatie groeit vestigen zich steeds meer wolven en wordt het voor wolven geschikte habitat steeds meer gevuld, tot op zeker moment het maximum aantal roedels is bereikt en de kans op nieuwvestiging 0 zal zijn.

Dit is in het model verwerkt door de vestigingskans  $k$  te vermenigvuldigen met een 'verzadigingsfunctie' (figuur 3.4) die daalt tot 0 als functie van het aantal roedels.

Bij aanvang is de vestigingskans dan  $50\% \times 1$ , als het aantal roedels maximaal is deze  $50\% \times 0$ : geen kans op vestiging.



Figuur 3.4. De kans op vestiging neemt af naarmate er meer territoria bezet raken. Hier afgebeeld is een voorbeeld met draagkracht van maximaal 40 roedels.

### 3.4.6 Migratie

Wolven in Nederland leven niet in een vacuüm. Sterker nog, de eerste in Nederland gevestigde wolven zijn afkomstig uit Duitsland. Daarnaast zijn er sinds 2014 met behulp van DNA zwerfende wolven gedetecteerd die in Duitsland en België geboren zijn (zie paragraaf 3.4.1). Pas relatief recent wordt dit aangevuld met wolven die in Nederlandse roedels zijn geboren. Een deel van deze wolven sterft in Nederland, maar een deel wordt via de genetische monitoring ook weer in België of Duitsland waargenomen.

Op basis van het aantal voor het eerst waargenomen wolven per jaar wordt een immigratie van gemiddeld 4.89 dieren per jaar in het model verwerkt. Net als bij de worpgrootte is immigratie geïmplementeerd als stochastisch proces: sommige jaren meer dan dit gemiddelde, sommige jaren minder. Dit is gedaan door in elk jaar van de simulatie een getal te trekken uit een Poisson-verdeling met een gemiddelde van 4.89.

Daarnaast vertrekt een deel van de wolven weer uit Nederland. Momenteel is van deze emigratie geen aantal of aandeel beschikbaar, maar op basis van anekdotische gegevens is in dit model gewerkt met een vast *aandeel* van 10% van de berekende zwerfende adulten die Nederland verlaat.

### 3.5 MODELVARIANTEN

Nu het default model is opgesteld, kunnen er varianten worden doorgerekend. Dat is gedaan met twee doelen:

- Verkennen van effecten van verschillende mechanismen en parameters op de populatieontwikkeling. Over sommige mechanismen is nog geen wetenschappelijke consensus. Sommige parameters zijn voor de (Centraal) Europese populatie nog onzeker of geheel onbekend,
- Verkennen van effecten van ontwikkelingen in buurlanden en ingrepen. Het is voor te stellen dat ontwikkelingen in buurlanden in het door wolven bezette gebied meer immigratie veroorzaakt of landschappelijke veranderingen of beleid resulteert in hogere sterfte. We verkennen daarin een aantal mogelijke ontwikkelingen.

We beginnen met het default model. Die is naar beste weten en kennis geparametriseerd. In dit basismodel is er als begrenzing een maximum aantal roedels voor Nederland aangenomen, afgeleid uit het onderzoek van Biersteker et al. (2024). De vestigingskans neemt af tot nul als het aantal roedels groeit. Voor elke variant is het basismodel enigszins aangepast. Varianten 3 tot en met 12 zijn aanpassingen in 1 of meerdere parameters: bijvoorbeeld een worpgrootte van gemiddeld 6 welpen per dominante wolvin in plaats van 4.7. Varianten 1 en 2 zijn fundamenteeler van aard: hierbij is de worpgrootte respectievelijk de sterfte afhankelijk gemaakt van de populatieomvang.

In totaal zijn er 13 varianten onderzocht. We vergelijken hieronder een aantal varianten die fundamenteel verschillen van het default model in opzet of uitkomst.

#### Dichtheidsafhankelijkheid

##### 1. Dichtheidsafhankelijke worpgrootte

In deze modelvariant neemt ook de worpgrootte af bij hogere dichtheden, zoals geschetst door Sidorovich et al. (2007). In dit modelvariant is dit mechanisme verwerkt: bij lage dichtheden is de worpgrootte 4.5: de worpgrootte van de afgelopen jaren in Nederland. Deze neemt lineair af tot 2.5 als het aantal roedels de maximale draagkracht bereikt. Dit naast de afname van vestigingskans met toenemende dichtheid.

##### 2. Dichtheidsafhankelijke mortaliteit

Smith et al. (2020)<sup>42</sup> geeft aan bij toename van de dichtheid sterfte stijgt door toename in het aantal conflicten tussen roedels onderling en tussen roedels en met zwervende dieren. In dit modelvariant neemt de jaarlijkse overleving van zwervende wolven, adulten en dominante adulten flink af met het aantal roedels, tot een maximum van 30% meer jaarlijkse sterfte bij het maximum aantal roedels.

#### Worpgrootte

##### 3. Grotere worpen

De vastgestelde minimale worpgrootte bij Nederlandse roedels is 4.7. Deze waarde is gebruikt in het default model.

In Oost-Europa en Noord-Amerika wordt een worpgrootte van 6 welpen direct na de

---

<sup>42</sup> Smith, D.W., D.R. Stahler & D.R. MacNulty, 2020. Yellowstone Wolves Science and Discovery in the World's First National Park. University of Chicago Press, Chicago, Verenigde Staten.

geboorte gemeten (zie paragrafen 2.4.2 en 4.4.1).

In dit modelvariant is de worpgrootte is 6 jongen per dominante wolvin in plaats van 4.7.

### **Draagkracht:**

4. Hoger maximum aantal roedels: 59 roedels.
5. Lager aantal roedels: 23 roedels.

Bij deze twee varianten wordt het effect verkend van verhogen en verlagen van het maximum aantal roedels dat in Nederland kan leven. We nemen daarbij de uitersten van de range die is berekend door Biersteker et al. (2024) van 23 en 59 roedels.

### **Migratie:**

6. 2x aantal gemeten migrerende dieren per jaar
7. 2x zoveel immigratie als emigratie.
8. geen migratie.

Bij deze drie varianten worden de effecten migratie op de populatiedynamiek verkend. Daarbij wordt de migratie 2x zo hoog genomen als het default model, wordt een modelvariant doorgerekend waarbij er 2x zoveel immigratie is als in het default model terwijl de emigratie gelijk blijft en wordt bepaald wat het effect is van geen migratie.

### **Mortaliteit:**

9. Hoger dan geschat bij alle groepen.
10. Hoger dan geschat bij zwervende wolven: 10% meer sterfte.

Met deze twee varianten wordt bepaald welk effect de overleving heeft op de populatieomvang. In modelvariant 9 hebben alle leeftijdsgroepen een 10% hogere sterfte (lagere jaarlijkse overleving) dan het default model. In modelvariant 10 is bij alleen zwervende wolven de sterfte 10% hoger (en dus de jaarlijkse overleving lager) dan in het default model.

### **Verlaten van roedels:**

11. Aandeel dat de roedel verlaat roedels is hoger dan nu geschat.  
In deze variant wordt verkend hoe de populatieontwikkeling reageert als meer wolven de roedel verlaten: 75% van de jaarlingen en alle adulten.

### **Vestiging**

12. Aandeel vestiging is lager dan nu geschat.
13. Aandeel vestiging is hoger dan nu geschat  
In deze modelvarianten wordt verkend hoe de populatiedynamiek is als het aandeel van de zwervende wolven dat zich vestigt lager (25%) of hoger (90%) is dan de 50% in het default model. Deze kans wordt nog steeds dichtheidsafhankelijk gemaakt en neemt af tot 0 als het aantal territorium een maximum draagkracht bereikt heeft.

De parameters voor alle hiervoor beschreven varianten zijn samengevat in de onderstaande tabel 3.4.

Tabel 3.4. Overzicht van de parameters van het default model en 13 varianten. Allen gewijzigde parameters ten opzichte van het default model zijn weergegeven. DD: density dependent, zie beschrijving modelvariant.

Modelvariant	Jaarlijkse overleving						Transitie						Max roedels
	worpgrootte	welp	jaarling	adult subdominant	adult dominant	zwervende adult	jaarling > zwervend	adult > zwervend	adult > dominant	zwervend > gevestigd	Immigratie / jaar	Emigratie /jaar	
Default	4.7	.58	.82	.82	.82	.51	.5	.9	.05	.5	4.89	10%	40
1. Worpgrootte dichtheidsafhankelijk	DD												
2. Mortaliteit dichtheidsafhankelijk				DD	DD	DD							
3. Grotere worpen	6.0												
4. Maximum draagkracht (WERN 2024)													56
5. Minimum draagkracht (WENR 2024)													23
6. 2x aantal migratie											9.78	20%	
7. 2x zoveel immigratie											9.78	10%	
8. geen migratie											0	0	
9. Overleving lager		.48	.72	.72	.72	.41							
10. Overleving zwerfers lager						.41							
11. Verlaten roedels hoger							.75	.96					
12. Vestigingskans lager										.25			
13. Vestigingskans hoger										0.9			

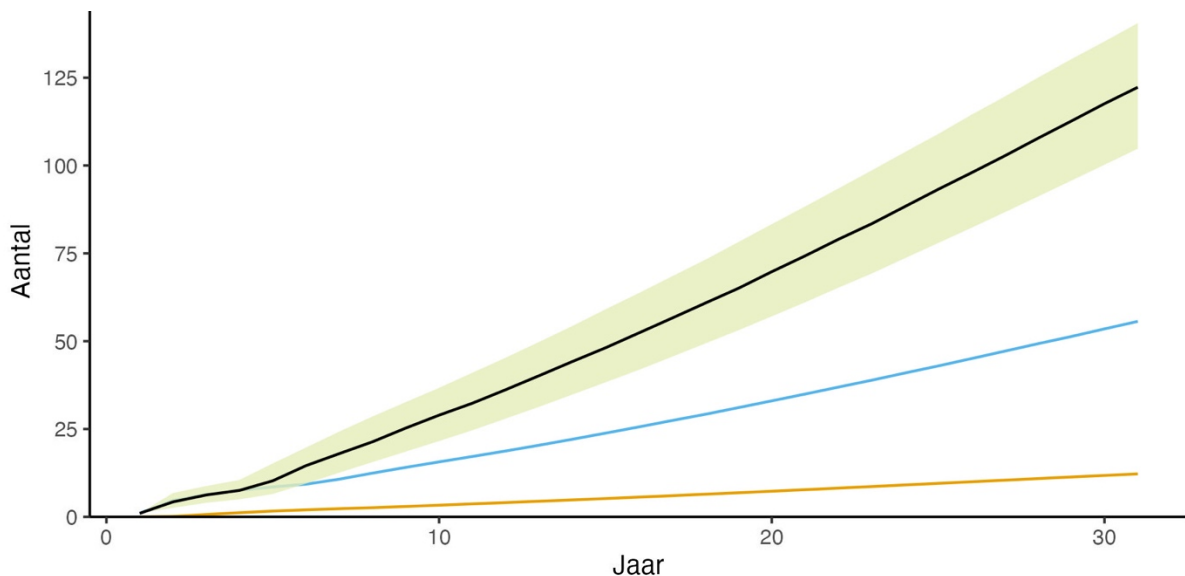
### 3.6 RESULTATEN

#### 3.6.1 Default model

Het default model voor de wolvenpopulatie in Nederland is zo goed mogelijk geparametriseerd voor sterfte en geboorte voor de Nederlandse situatie. Het model staat geen ongebreidelde groei toe: het aantal roedels dat zich kan vestigen in Nederland is beperkt. Er is uitwisseling met het buitenland: jaarlijks voegen zich nieuwe wolven bij de groep dispergerende dieren, en jaarlijks vertrekt een aandeel van deze dispergerende dieren naar het buitenland. De immigratie en geboorte wordt berekend als een kans proces, omdat ook in het veld de geboortes en immigratie varieert rond een gemiddelde.

Het model toont een gestage groei over de 30 jaren die gesimuleerd worden (figuur 3.5). Na 30 jaar zijn er 122 wolven, waarvan er 21 zwervende wolven zijn. Voor het overige zijn er 43 welpen, 24 jaarlingen, 10 subdominante en 24 dominante volwassen wolven, in 12 roedels.

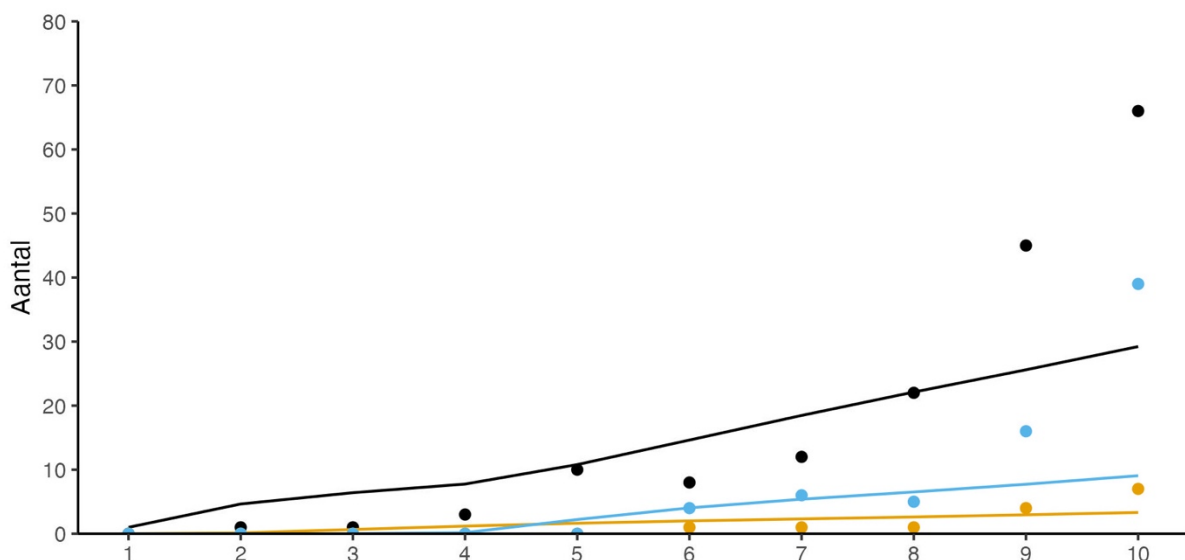
## POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND



Figuur 3.5. Ontwikkeling van de populatie wolven in Nederland volgens default model. Groen: gemiddelde populatie +/- standaarddeviatie. Blauw: aantal volwassen wolven. Oranje: aantal roedels.

Het model start in jaar 0 met 1 wolf. Dit is vergelijkbaar met het jaar 2014 in Nederland, waarin er 1 wolf is waargenomen. Na 10 jaar voorspelt het model 29 wolven en 3 roedels met 9 welpen (figuur 3.6). In 2023 zijn er echter in Nederland (waarschijnlijk) 66 wolven aanwezig, 7 roedels en 39 welpen geboren.

Het is duidelijk dat de snelle groei die in Nederland in 2023 is ingezet, niet wordt voorspeld door het default model.



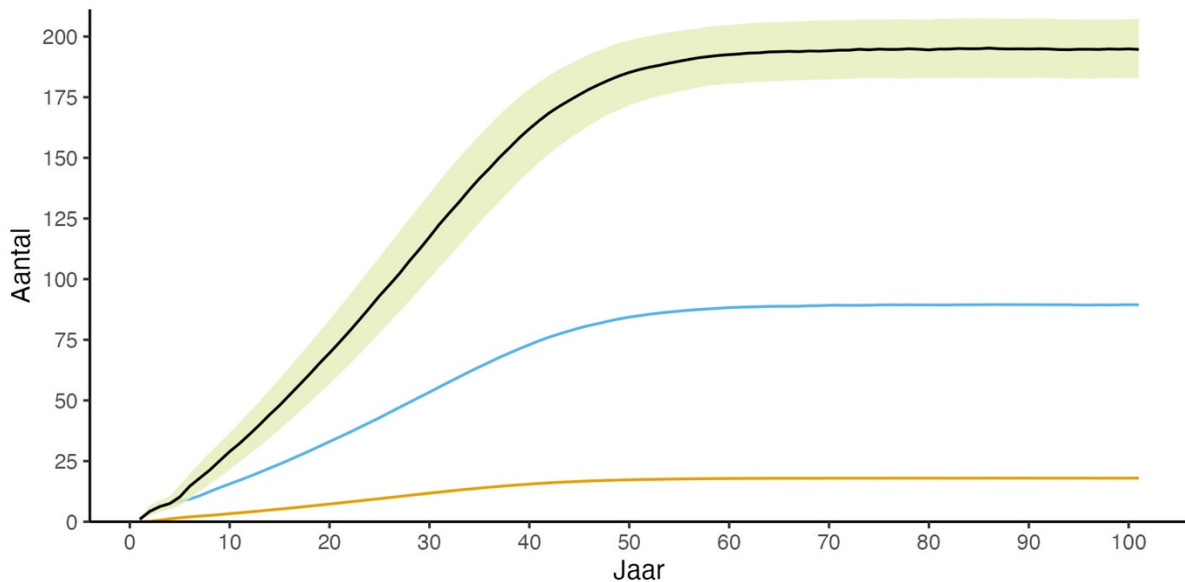
Figuur 3.6. Ontwikkeling van de populatie wolven in Nederland volgens veldgegevens (punten) en volgens het default model. Zwart: populatieomvang. Blauw: aantal welpen. Oranje: aantal roedels.

De dichtheidsafhankelijke processen (vestigingskans neemt af naarmate de draagkracht wordt bereikt) spelen niet binnen de 30 simulatiejaren van het default model. Deze processen gaan pas werken als het model 100 jaar simuleert. Het aantal roedels stabiliseert dan, maar het



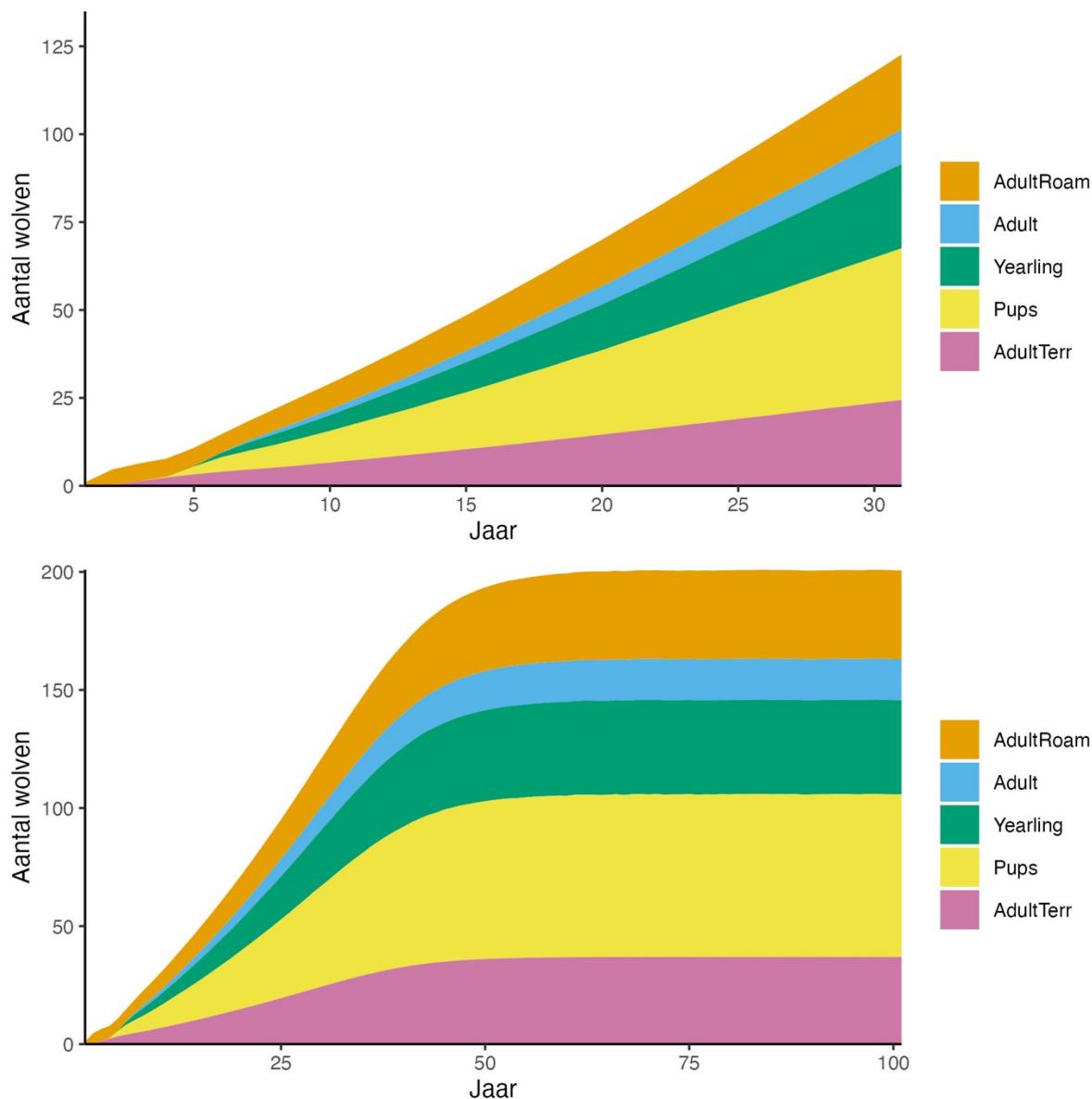
## POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND

aantal dispergerende wolven groeit nog lang door. Deze kunnen zich niet vestigen maar nemen door voortplanting en immigratie nog een tijd toe, tot geboorte en immigratie enerzijds en sterfte en emigratie anderzijds in balans komen (figuur 3.7).



*Figuur 3.7. Ontwikkeling van de populatie wolven in Nederland volgens het modelvariant 'standaard' over 100 jaar simulatiejaren. Groen: gemiddelde populatie +/- standaarddeviatie. Blauw: aantal volwassen wolven. Oranje: aantal roedels.*

De populatie bestaat uit welpen, jaarlingen, adulten en dominante adulten. Daarnaast is er een flink aantal zwervende wolven aanwezig (figuur 3.8). Het aandeel dispergerende wolven blijft in de eerste dertig jaar in het default-model nog beperkt.



Figuur 3.8. Ontwikkeling van de populatie wolven in Nederland volgens het default model na 30 jaar (boven) en 100 jaar (onder). Kleuren staan voor de stadia.

### 3.6.2 Varianten

Veranderingen van parameters volgens de verschillende varianten hadden in een aantal gevallen nauwelijks, en in een aantal gevallen een flinke invloed op de groei van de populatie, de populatieomvang en het aantal roedels (tabel 3.5).

In de volgende paragrafen bespreken we een aantal varianten, die de uiteindelijke populatieomvang na 30 jaar flink verschilden van het default model: de varianten met grotere worpen, de modelvariant met verschil in mortaliteit, en de modelvariant met een hogere vestigingskans.

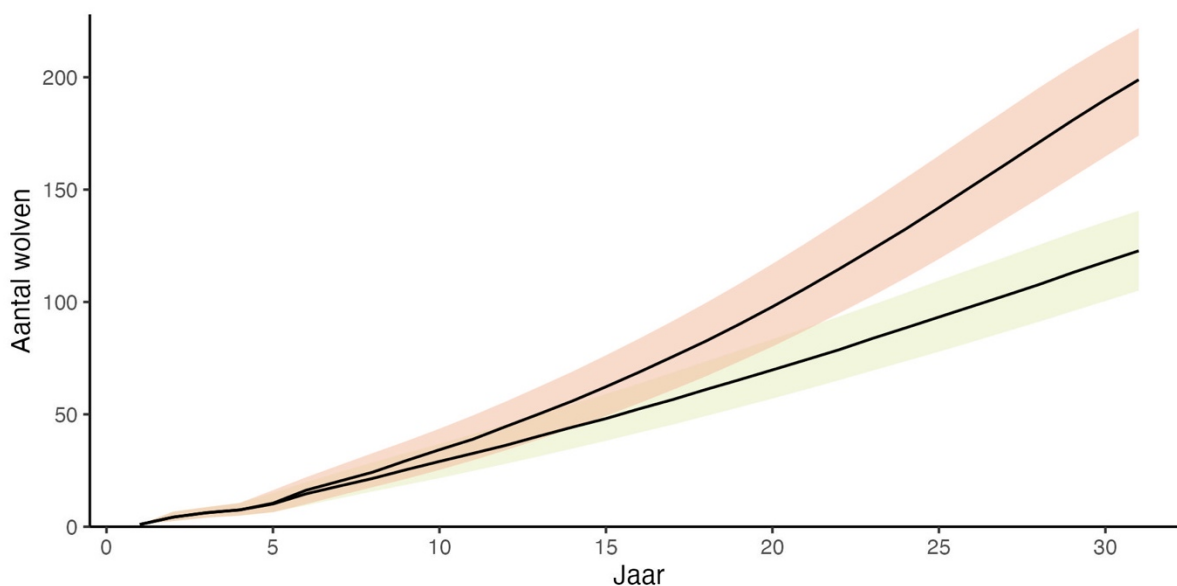
De overige varianten zijn besproken in Bijlage 2.

Tabel 3.5. Samenstelling van de wolvenpopulatie op jaar 30 van de simulatie van de verschillende modelvarianten.

Modelvariant	Populatieomvang	Welpen	Jaarlingen	Subdominante adulte	Dominante adulten	Zwervende adulten	Aantal roedels	Roedelgrootte
Default	122	43	24	10	24	21	12	8
1. Worpgrootte dichtheidsafhankelijk	106	36	20	8	23	23	12	8
2. Mortaliteit dichtheidsafhankelijk	63	21	12	5	13	13	6	8
3. Grotere worpen	198	74	41	17	32	34	16	10
4. Maximum draagkracht	126	45	25	10	25	21	13	8
5. Minimum draagkracht	104	35	20	8	20	20	10	8
6. 2x aantal migratie	175	61	35	15	33	32	17	9
7. 2x zoveel immigratie	209	70	40	17	38	44	19	9
8. Geen migratie	0	0	0	0	0	0	0	2
9. Overleving lager	19	5	2	1	5	6	2	6
10. Overleving zwerver lager	69	23	13	5	14	13	7	8
11. Verlatingskans roedels hoger	112	41	23	4	23	20	12	8
12. Vestigingskans lager	43	13	7	3	8	12	4	8
13. Vestigingskans hoger	252	84	49	21	45	52	23	9

### Worpgrootte

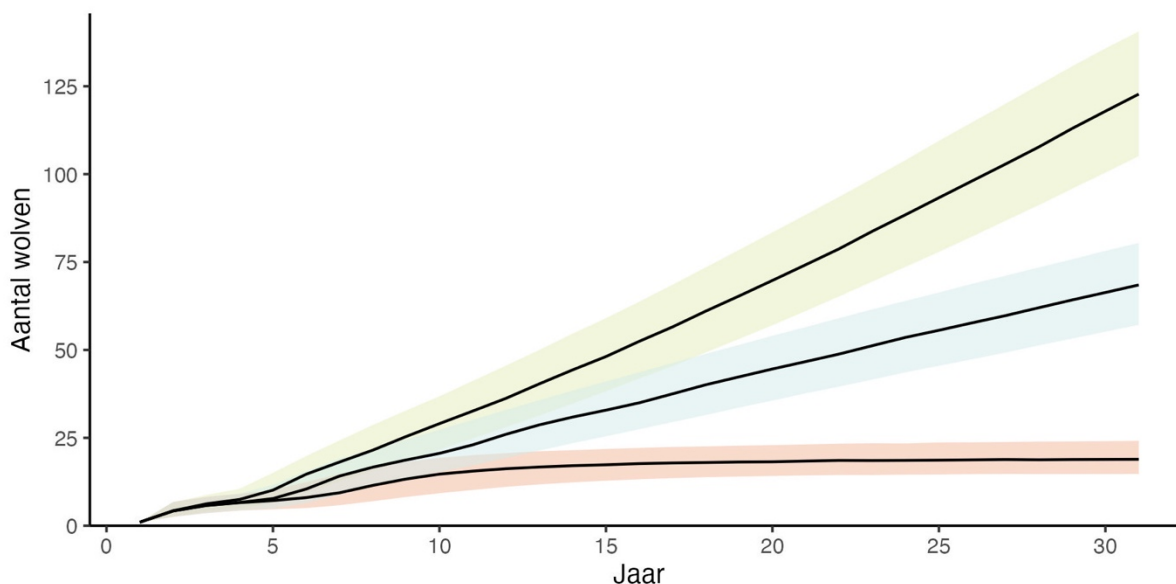
In de ondergaande figuur 3.9 is modelvariant 3 en het default model weergegeven. Een grotere worp (6 i.p.v. 4.7) zorgt voor een bijna twee keer zo grote populatie na 30 jaar.



Figuur 3.9. Omvang van de wolvenpopulatie (en standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 30 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model, rood: modelvariant 3: grotere worpen.

### Sterfte

Bij twee varianten is de mortaliteit gewijzigd. In modelvariant 9 sterft er jaarlijks bij alle stadia en leeftijden 10% meer. Bij dit modelvariant neemt de populatie nauwelijks toe, en daalt na 30 jaar de omvang zelfs enigszins. In modelvariant 10 is er 10% meer jaarlijkse sterfte dan in het default model bij alleen zwervende wolven. Dit heeft langzamer groeiende populatie als resultaat (figuur 3.10).

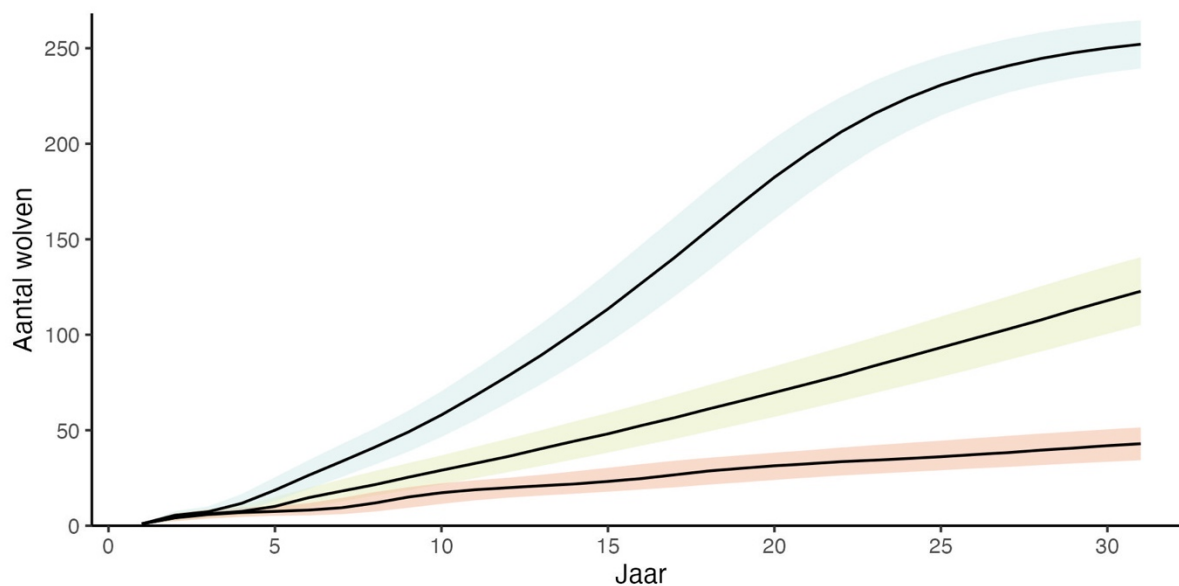


Figuur 3.10. Omvang van de wolvenpopulatie (en standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 30 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model, rood: modelvariant 9: er is bij alle leeftijden en stadia 10% meer sterfte. Blauw: modelvariant 10: er is 10% meer sterfte onder dispergerende wolven.

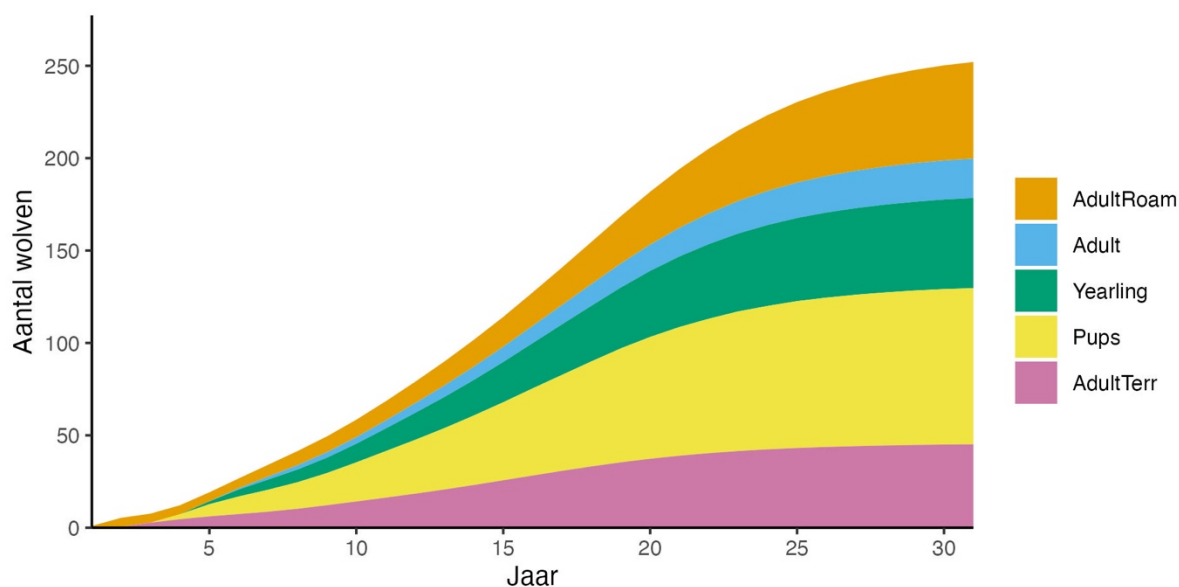
### Vestigingskans

Tot slot zijn twee varianten van de wolvenpopulatie doorgerekend waarbij het aandeel van de zwervende wolven die een roedel kan vormen 25% en 90% was, in plaats van de 50% bij het default model. Het had zeker bij een hogere vestigingskans een behoorlijke grote invloed op de groeisnelheid van de populatie (figuur 3.11) en het aantal wolven dat zich in jaar 30 in Nederland bevindt. Een lagere vestigingskans zorgt voor een kleine, stabiele populatie. Een hoge vestigingskans zorgt voor een steeds snellere groei en een veel grotere populatie na 30 jaar. De samenstelling van de wolvenpopulatie is ook hier weer roedels, die bestaan uit welpen, jaarlingen, subdominante en dominante volwassen wolven, plus een aantal zwervende wolven (figuur 3.12). De voorspelde ontwikkeling van de aantallen wolven, aantal roedels en aantal welpen sluit beter aan bij de velddata dan de voorspelde ontwikkeling volgens het default model.

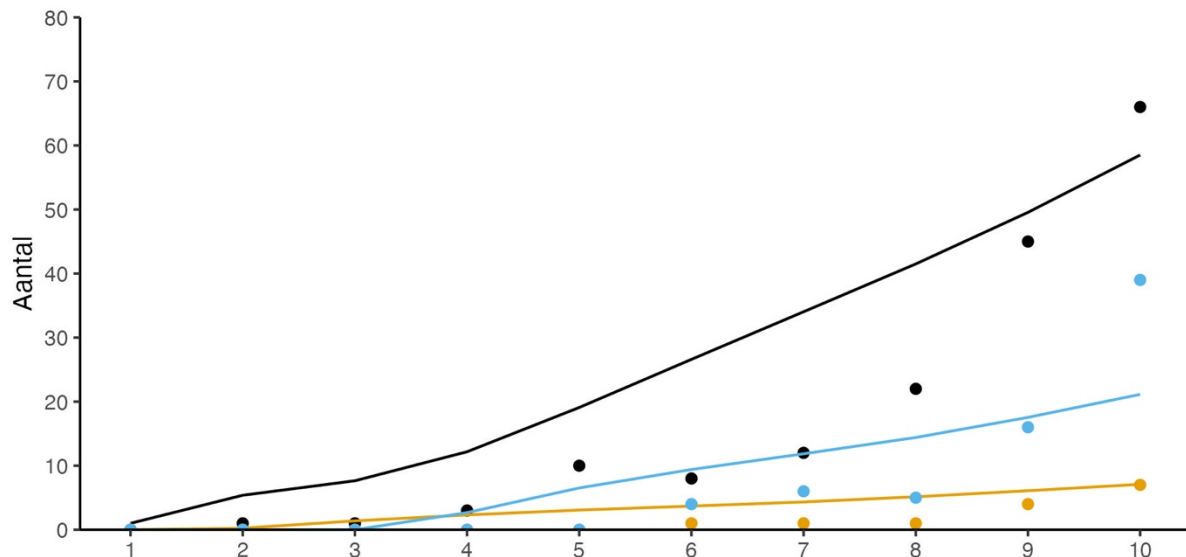
## POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND



Figuur 3.11. Omvang van de wolvenpopulatie (en standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 30 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model, rood: modelvariant 12: initieel kan 25% van de zwervende wolven per jaar een territorium te vestigen. Blauw: modelvariant 13: initieel kan 90% van de zwervende wolven per jaar een territorium vestigen. Bij alle varianten neemt, naarmate het aantal roedels het maximum aantal benaderd, neemt dit vestiging af tot 0%.



Figuur 3.12. Ontwikkeling van de populatie wolven in Nederland volgens de variant waarbij initieel 90% van de zwervende wolven per jaar een territorium kan vestigen. Naarmate het aantal roedels het maximum aantal benaderd, neemt dit aandeel af tot 0%.



Figuur 3.13. Ontwikkeling van de populatie wolven in Nederland volgens veldgegevens (punten) en volgens modelvariant 13: vestigingskans 90% i.p.v. 50% (lijnen). Zwart: aantal wolven, Blauw: aantal welpen, en oranje: aantal roedels. Modeljaar 1 is gelijkgesteld aan de velddata van 2014, etc.

### 3.7 DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

#### 3.7.1 Conclusies modelvoorspellingen

Het default model met de gebruikte parameters voor de groei van de wolvenpopulatie van de afgelopen 10 jaar onderschat het aantal territoria, aantal welpen en de omvang van de populatie. De populatie groeit in werkelijkheid sneller. Dit is waarschijnlijk te wijten aan één of meerdere niet bij de Centraal-Europese wolven passende parameters. Een deel van de parameters is afkomstig uit onderzoek in Noord-Amerika of de Alpen en soms uit populaties die een lange stabiele omvang kennen. Mogelijk zijn deze niet representatief voor het daadwerkelijke territorium gebruik, omvang reproductie, reproducerende adulten of aanwezigheid van wolven binnen de huidig bekende (type) leefgebieden in Nederland. Door varianten van het model te maken met andere waarden voor de parameters die onzeker zijn, is er inzicht verkregen in de effecten van die onzekerheden op de voorspellingen van populatieomvang.

Het model, een aantal inzichten in de verwachte ontwikkeling van de wolvenpopulatie:

- In geen van de varianten sterft de Nederlandse populatie uit. Dit komt mede omdat er een regelmatige influx is van dieren uit het nabije buitenland. De maximale draagkracht wordt niet in alle varianten bereikt, maar wel in de modelvariant met hoge vestigingskans.
- In alle varianten ontstaat een wolvenpopulatie die bestaat uit gevestigde roedels en zwerfende dieren. De roedels bestaan uit welpen, jaarlingen en dominante en subdominante adulten. De groep zwerfende wolven wordt gevormd door dieren die uit het buitenland naar Nederland immigreren en uit dieren die in Nederland zijn geboren. Het model gaat er van uit dat een deel van die wolven Nederland op een gegeven moment verlaat.

Als het default model over 100 jaar wordt berekend, ontstaat de bekende S-curve: langzame start, snelle groei, en als de draagkracht wordt bereikt een afvlakking: de populatie is dan stabiel.

De groei van de populatie is in de meeste varianten zo beperkt dat de populatie deze afvlakking niet bereikt. Vaak wordt het maximum aantal roedels wel bereikt, maar is het aantal zwerfende wolven in de populatie nog aan het groeien. Alleen in de variant waarbij de omvang van vestiging initieel hoger ligt dan het default model bereikt de populatie binnen 30 jaar een stabiele omvang.

In het default model is een vestigingskans opgenomen van 50%. Deze kans is afkomstig uit een Noord-Amerikaanse studie en wordt in vrijwel alle populatiemodellen gebruikt (zie paragraaf 3.2). Deze waarde lijkt echter voor de Nederlandse situatie niet op te gaan en voor dit model te laag te zijn.

De variant waarbij de vestigingskans initieel hoger is dan het default model bereikt de populatie binnen 30 jaar een stabiele omvang. De populatieontwikkelingen die dit model voorspelt over de eerste 10 jaar, passen goed bij de aantallen wolven, roedels en aantal welpen dat in de afgelopen 10 jaar daadwerkelijk in Nederland is waargenomen.

Aanbeveling is daarom om voor toekomstige modelleersessies van een hogere vestigingskans uit te gaan, zolang er geen velddata zijn over het aandeel zwerfende wolven dat zich per jaar weet te vestigen voor West-Europa.

### **3.7.2 Aanbeveling: verbeteren model met nieuw opgedane kennis**

Naarmate wolven zich langer ophouden in Nederland, zal de hoeveelheid data over vestiging, voortplanting en sterfte toenemen. Met de juiste dataverzameling en analyses komt er dus meer lokale kennis. Daarbij is het advies om speciaal de analyses uit te breiden naar het verkrijgen van goede inschattingen over de worpgrootte, emigratie (zie aanbeveling 3.7.4), vestigingskans en de relatie met dichtheid.

De populatievoorspelling zal daarmee steeds meer op lokale gegevens en steeds minder op informatie van (Oost)Europese of zelfs Noord-Amerikaanse wolvenpopulaties gebaseerd zijn. Dat is belangrijk, omdat wolven in Nederland in een nieuw type landschap (leefgebied) terecht komen en er andere processen zullen ontstaan dan die we kennen van het (verspreidings-) gedrag uit vroegere tijden of over wolven in minder antropogene landschappen<sup>43</sup>.

Het is dan mogelijk van beleids- en beheersscenario's de effecten op de populatiedynamiek te voorspellen. Het is van belang om daarbij steeds de doelen van de modelstudie, de beleids- en beheervragen, in het oog te blijven houden. Cochrane geeft 11 regels voor effectieve omgang met modellen in natuurbeheer (Bijlage 4).

De belangrijkste parameters en mogelijke analyses worden hieronder kort besproken.

### **3.7.3 Worp-grootte**

Mogelijk is de gebruikte worp-grootte onderschat. Deze is voor Nederland afgeleid van cameravalbeelden (zie paragraaf 2.4.2 Roedels en voortplanting). Welpen komen meestal pas een paar maanden na de geboorte in beeld. Als de worp-grootte onderschat wordt, omdat er al

---

<sup>43</sup> Kuyper, D.P.J., Diserens, T.A., Say-Sallaz, E., Kasper, K., Szafrńska, P.A., Szewczyk, M., Stępnik, K.M., Churski, M., 2024. Wolves recolonize novel ecosystems leading to novel interactions. *Journal of Applied Ecology* 1365-2664.

sterfte heeft plaatsgevonden voordat de welpen in beeld komen, wordt een deel van de sterfte die in een jaar optreedt in het model dubbel verrekend, met een geringe groei tot gevolg. De modelvoorspellingen volgens de modelvariant met een grotere worpgrootte past dan ook beter bij de populatieontwikkeling zoals die gemeten is.

### 3.7.4 Migratie

De immigratie is nu afgeleid uit de genetische monitoring in Nederland, en de emigratie is geschat aan de hand van anekdotische gegevens (zie paragraaf 3.4.6). Daarnaast is immigratie opgenomen als een stochastisch proces rond een vast gemiddelde. Oftewel, de immigratie neemt niet toe als de Duitse of Belgische populaties groeien, en neemt niet af als Nederland 'vol' raakt. Het is echter een belangrijke factor: veranderingen in deze parameters hebben een groot effect op de voorspelde populatieontwikkeling (zie bijlage 2).

### 3.7.5 Jaarlijkse overleving, dispersie en vestigingskans

Voor het model is gebruik gemaakt van jaarlijkse overlevingscijfers per leeftijd/stadium uit de literatuur. Idealiter waren hiervoor overlevingscijfers van in Nederland voorkomende welpen, jaarlingen, adulte zwervende wolven en subdominante en dominante adulte wolven in de roedel gebruikt. Maar deze zijn (nog) niet voor al deze stadia bekend.

Overleving kan worden berekend uit de resultaten van de genetische monitoring. Die monitoring kan gezien worden als een merk-terugvang dataset, vergelijkbaar met geringde vogels die regelmatig worden teruggevangen. Voor zulke gegevens zijn goede statistische methoden ontwikkeld voor de bepaling van jaarlijkse overleving én de kans van overgang van bijvoorbeeld zwervende naar gevestigde wolf, of over dispergerende dan wel bij de roedel blijvende jaarlingen<sup>44</sup>. Daarbij wordt rekening gehouden met de kans dat een dier niet wordt waargenomen of niet wordt gevonden nadat het gestorven is.

Voor dergelijke analyses is wel per stadium/leeftijd een representatieve en voldoende grote steekproef nodig. Met name voor overlevingsbepaling van welpen en jaarlingen en vooral van gevestigde dieren. Hiervan zijn voor een betrouwbare steekproef nu nog onvoldoende lange datareeksen beschikbaar.

### 3.7.6 Aanbeveling: buurlanden als populaties

In de huidige versie van het model zijn buurlanden een statische eenheid: er komen wolven vanuit het buitenland naar Nederland en er verdwijnen wolven die naar het buitenland 'emigreren'. Dit is een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Om meer recht te doen aan de werkelijke dynamiek van wolven in West-Europa zouden ook bijvoorbeeld België en Duitsland gemodelleerd kunnen worden. Er worden dan 3 deelmodellen opgesteld, voor elk land 1, met elk hun eigen karakteristieke voortplanting en overleving, die wolven kunnen uitwisselen.

Als alternatief kan het model worden geparametriseerd voor de gehele Centraal-Europese populatie of bijvoorbeeld voor het deel van de populatie dat nu voorkomt in Duitsland, Nederland en België.

---

<sup>44</sup> Cooch, E.G. & White, G.C., 2023. Program MARK - A Gentle Introduction.  
<http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>



## 4 VERSPREIDING EN TOEKOMSTPERSPECTIEF

### 4.1 ALGEMENE AANPAK

De meest eenvoudige, en een heel gebruikelijke manier om verspreidingsbeelden van soorten te maken is het simpelweg plotten van gedane waarnemingen op een kaart. Vaak gebeurt dat geaggregeerd, d.w.z. niet op exacte coördinaten, maar opgeschaald tot een raster van bijvoorbeeld blokjes van 1x1 kilometer of 5x5 kilometer. Als het waarnemingsproces perfect zou zijn, zou dit de verspreiding van de wolf in Nederland weergeven. Het waarnemingsproces, het proces waarin de aanwezigheid van een diersoort tot een waarneming komt, is echter zelden perfect. Daarom noemt men een kaart met waarnemingen de ‘naïeve verspreiding’ (*naive occupancy*).

Er zijn een aantal redenen waarom het waarnemingsproces zelden perfect is. Ten eerste laat een dier niet altijd sporen achter, en wordt het niet altijd gezien. Dat geldt nog sterker voor nacht actieve of beheerde diersoorten. Ten tweede kan het zijn dat een waarneming niet gemeld wordt. Ten derde kan het zijn dat niet overal waarnemers (kunnen) komen. In een gebied dat moeilijk toegankelijk is zal actief geïnventariseerd moeten worden. Al met al onderscheiden we vier uitkomsten van het observatieproces. Twee liggen er voor de hand: een dier is aanwezig en wordt waargenomen (positieve waarneming) of een dier is niet aanwezig en wordt niet waargenomen. Dan is er de mogelijkheid dat een dier aanwezig is, maar niet wordt waargenomen. Tot slot kan het zelfs zijn dat een soort niet aanwezig, maar wel wordt waargenomen: een vals positieve waarneming. Die laatste situatie lijkt misschien vreemd, maar kan voorkomen, wanneer de soort (of sporen) voor een andere soort wordt aangezien. Denk bijvoorbeeld aan een zwartkopmeeuw, die door een beginnende vogelaar wordt gedetermineerd als een kokmeeuw. Of, dichter bij het onderwerp van dit rapport, een hond die wordt aangezien voor een wolf.

Voor een goede omgang met de laatste situatie hanteert BJ12 net als veel anderen landen een validatieproces. Daarbij krijgen waarnemingen een score van betrouwbaarheid op basis van vastgelegde regels: de SCALP-methodiek.<sup>45</sup> In het opstellen van het verspreidingsbeeld worden alleen waarnemingen met een SCALP categorie C1 en C2 opgenomen. Zie ook paragraaf 1.3.

Voor de omgang met de andere drie situaties (niet melden, niet (goed) kunnen tellen en het niet achterlaten van sporen) is een specifieke statistische methodiek ontwikkeld: occupancy modelling<sup>46</sup>.

Door rekening te houden met de trefkans (de kans dat een soort wordt waargenomen) wordt met deze methode het naïeve verspreidingsbeeld omgezet naar het waarschijnlijke verspreidingsbeeld: ‘de kans op voorkomen (occupancy)’.

Daarbij kunnen ook de relatie tussen allerlei ander factoren op de kans op voorkomen én de kans op waarnemen worden bepaald. Denk dan aan bijvoorbeeld het effect van percentage bos op het voorkomen, en het aantal bewoners in het gebied op de kans dat een soort wordt gezien. Met die relatie kan ook worden ingeschat wat de verspreiding is (of zal worden) op locaties die niet zijn geïnventariseerd, of die tot op heden nog buiten het daadwerkelijke verspreidingsgebied liggen.

---

<sup>45</sup> Wolf Alpine Group, 2022. The integrated monitoring of the wolf alpine population over 6 countries. Report for LIFE WolfAlps EU project LIFE18 NAT/IT/000972, Action A5.

<sup>46</sup> McKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J. Andrew, Pollock, K.H., Baily, L.L., Hines, J.E., 2017. Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence., Second edition. Academic Press, London, UK.

De hierboven geschetste methode is in dit rapport gebruikt om de huidige verspreiding en de (potentiële) toekomstige verspreiding in te schatten. In de onderstaande paragrafen is eerst verder ingegaan op de gebruikte gegevens en de gebruikte rekenmethode. De precieze programmatuur, berekeningen en details over de resultaten worden weergegeven in bijlage 3. Vervolgens wordt het naïeve verspreidingsbeeld gepresenteerd. De kans op waarnemen, de kans op voorkomen én de factoren die daarop invloed hebben zijn berekend. De uitkomsten zijn vervolgens gebruikt om naast het naïeve verspreidingsbeeld ook de verspreiding in het huidige gebied van voorkomen, alsmede de potentiële verspreiding te voorspellen.

### 4.2 WERKWIJZE

#### 4.2.1 Gebruikte gegevens

Bij het opstellen van deze analyse is alleen gebruik gemaakt van gevalideerde C1 en C2 waarnemingen volgens SCALP criteria<sup>47</sup>. Daarbij gaat het om zichtwaarnemingen, wolvenuitwerpselen en prooi resten uit de passieve, of door het Wolvenmeldpunt uitgevoerde, actieve monitoring en schademeldingen. Bij wolven uitwerpselen, prooi resten en schademeldingen is in veel gevallen op basis van DNA-analyse door WENR bepaald of het al dan niet om wolf ging.

Voor de interpretatie van trefkans en voorkomen, en het opstellen van een verwachting van het ware verspreidingsbeeld is ruimtelijke data gebruikt over:

- bevolkingsdichtheid.
- aandeel bos en heide.
- het aantal gehouden schapen.

Voor gegevens van de bevolkingsdichtheid is gebruik gemaakt van de CBS-gegevens op 500 x 500 meter gridcellen. (<https://www.cbs.nl/nl-nl/dossier/nederland-regionaal/geografische-data/kaart-van-500-meter-bij-500-meter-met-statistieken>)

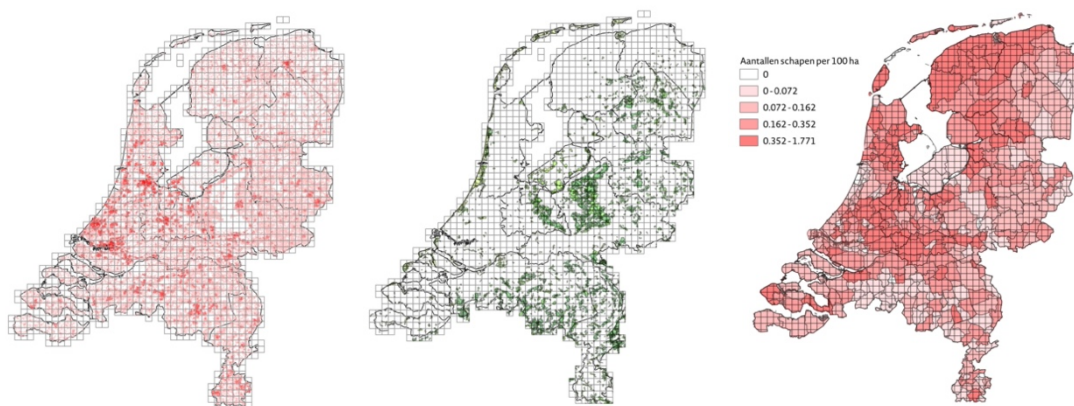
Deze zijn omgerekend naar het aantal bewoners per 5x5 km-hok.

Voor de oppervlakte bos per 5x5 km-hok is gebruik gemaakt van de CORINE dataset (<https://doi.org/10.2909/960998c1-1870-4e82-8051-6485205ebbac>)

Omdat er op moment van de analyse alleen data over het aantal gehouden schapen per gemeente beschikbaar was (<https://opendata.cbs.nl/statline/>), moest er een extra bewerking worden uitgevoerd om deze data terug te brengen naar 5x5 km-hokken. Als een 5x5 km-hok twee gemeenten bevatte, is het aantal schapen gemiddeld naar oppervlakte. In figuur 4.1. zijn deze brongegevens als kaartbeelden opgenomen.

---

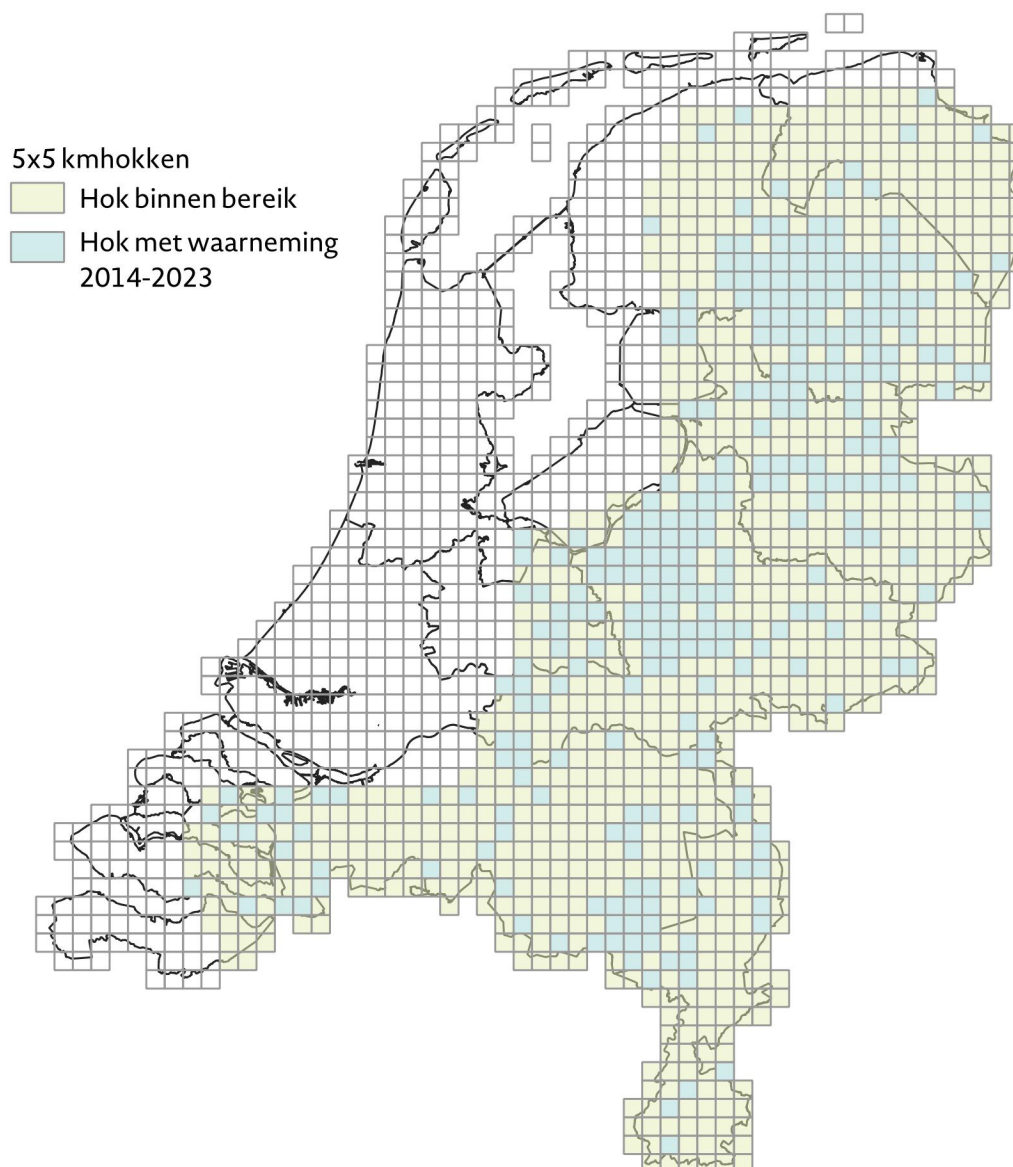
<sup>47</sup> SCALP staat voor 'Status and Conservation of the Alpine Lynx Population'. Dit is een systematische aanpak die in 1995 in eerste instantie is ontwikkeld om de status van de lynx in de Alpen te onderzoeken, maar inmiddels wordt gebruikt voor het (landsgrens overschrijdend) monitoren van alle grote carnivoren binnen Europa. Het gaat uit van indeling van informatie in drie categorieën of score's: Categorie 1 (harde bewijzen), C2 (bevestigde waarneming), C3 (onbevestigde waarneming) en F (Verkeerde waarneming). Nadere info is te vinden in Klees, D., Van Leeuwen, J. & Van Norren, E., 2019. Monitoringsplan Wolf. Bij12, Utrecht.



Figuur 4.1. Bevolkingsdichtheid, bos en aantal gehouden schapen.

Bij de meeste occupancy studies is het studiegebied duidelijk afgebakend: er is een gebied van interesse waar, zover mogelijk, actief geïnventariseerd wordt. In het geval van de wolf bepaalt het waarnemend publiek, de aangetroffen schade en dus de wolf zelf het gebied dat geïnventariseerd wordt. Toch moet voor de analyse een studiegebied worden afgebakend. Als heel Nederland in de analyse betrokken zou worden, is de verhouding tussen 5x5 km-hokken zonder waarnemingen en met waarnemingen ongelijk. Dat zou tot gevolg hebben dat ook landschapstypen (en bevolkingsdichtheden) worden meegenomen in de analyse die de wolf niet heeft kunnen kiezen, simpelweg omdat ze nog te ver lagen. Illustratief zijn daarbij wellicht de Waddeneilanden. In theorie zijn die bereikbaar, maar het is niet waarschijnlijk dat de wolf deze in de periode 2014-2023 heeft kunnen bereiken.

Om toch enigszins een objectieve keuze voor het studiegebied te maken, zijn bij de trefkansanalyse niet alleen de 5x5 km-hokken betrokken waar ooit een wolf is gezien, maar ook de daartussen liggende hokken (figuur 4.2). Door dit studiegebied te kiezen wordt de trefkans en occupancy alleen berekend voor 5x5 km-hokken waar de wolf met enige zekerheid aanwezig had kunnen zijn. Die zijn gekozen door rond de wolvenwaarnemingen uit de periode 2014-2023, een 100% minimum convex polygoon te tekenen. Dit is aangevuld met de 5x5 km-hokken die tussen deze polygoon en de oostelijke en zuidelijke landsgrens liggen.



*Figuur 4.2. Naïeve occupancy in de periode 2014-2023: 5x5 km-hokken met waarnemingen van wolven, en de hokken die het studiegebied uitmaken.*

#### **4.2.2 Implementatie**

Om meer kennis op te doen van de trefkans en de ware verspreiding van wolven in Nederland zijn twee analyses uitgevoerd; een analyse van trefkans en verspreiding over de jaren 2014-2023 en een analyse van trefkans en verspreiding én de voorspelling van de verspreiding in 2023.

De eerste analyse is een analyse van de occupancy en trefkans over de jaren 2014-2023. Daarvoor zijn de waarnemingen samengevat: per 5x5 km-hokken en per maand is bepaald of er tenminste 1 zeker waarneming van een wolf is gedaan, of niet. De meetlocaties zijn dus de hokken, de meetrondes zijn de maanden binnen elk jaar. Vervolgens is hiervan de occupancy en trefkans berekend via occupancy modellering, waarbij een Bayesian benadering gebruikt is. Voordelen van deze benadering is dat op voorhand beschikbare informatie gebruikt kan worden

en de implementatie snel en flexibel is,<sup>48</sup>. Daarbij wordt aangenomen dat de trefkans over de jaren gelijk blijft.

Occupancy en trefkans zijn daarbij als volgt gemodelleerd:

- de occupancy is een functie  $z_i$ , die de vorm heeft van een Bernoulli functie met kansparameter  $\psi$ , waarbij op volgende jaren de kans op bezet blijven  $\phi$  is, en de kans op bezetting van een niet-ingegenomen hok  $\gamma$  is.
- het waarnemingsproces is een functie  $y$  die de vorm heeft van Binomiale kansverdeling met kansparameters  $p^*z_i$  en  $n$ .

Bij deze eerste occupancy-analyse van wolven in Nederland nemen we voor de occupancy  $\psi$ , de persistentiekans  $\phi$  en kolonisatiekans  $\gamma$ , trefkans  $p$  als minimaal informatieve prior een Beta-kansverdeling met gemiddelde en spreiding 1.

Er is daarbij vanuit gegaan dat occupancy en trefkans binnen het jaar niet veranderen maar de bezetting tussen de jaren door kolonisatieprocessen wel -kunnen- veranderen. Het gaat dus om een dynamisch occupancy-model, waarmee we inzicht krijgen in veranderingen in de verspreiding van de wolf in Nederland terwijl er rekening wordt gehouden dat dieren gemist worden.

Bij de tweede analyse worden maanden als meetronden beschouwd en de hokken als monitoringslocaties. De occupancy en trefkans worden beschouwd als constanten over het hele jaar. In deze analyse worden de aantallen inwoners, dekking van bos en heide en de aantallen gehouden schapen betrokken als covarianten voor de occupancy. Daartoe worden deze geschaald naar een verdeling met gemiddelde 0 en spreiding 1, met behulp van de functie `standardize` uit R-library `wiqid`. Daarnaast zijn er gepoogd modellen op te stellen met indeling van aantal schapen en bevolkingsdichtheid in discrete klassen ('veel of weinig bevolking', 'veel of weinig schapen'). De occupancy  $\psi$  wordt dan statistisch gemodelleerd als functie van inwoners, bos, bos en heide en aantallen schapen in elk 5x5 kmhok  $i$ :

$$\text{logit}(\psi_i) = B_0 + B_{\text{inwoners}} \text{Inwoners}_i + B_{\text{bos}} \text{Bos}_i + B_{\text{schapen}} \text{Schapen}_i$$

Als er een sterke relatie wordt gevonden tussen deze factoren en de occupancy, kan vervolgens op basis van inwoners, bos en aantal schapen een verwachtingskaart van voorkomen worden opgesteld.

Er zijn bij het uitvoeren van de analyses zowel informatieve als niet-informatieve prior voor de covarianten een uniforme verdeling van -5 tot 5 gebruikt.

De twee analyse zijn uitgevoerd met R en JAGS, via R packages 'jagsgui'.

## 4.3 RESULTATEN

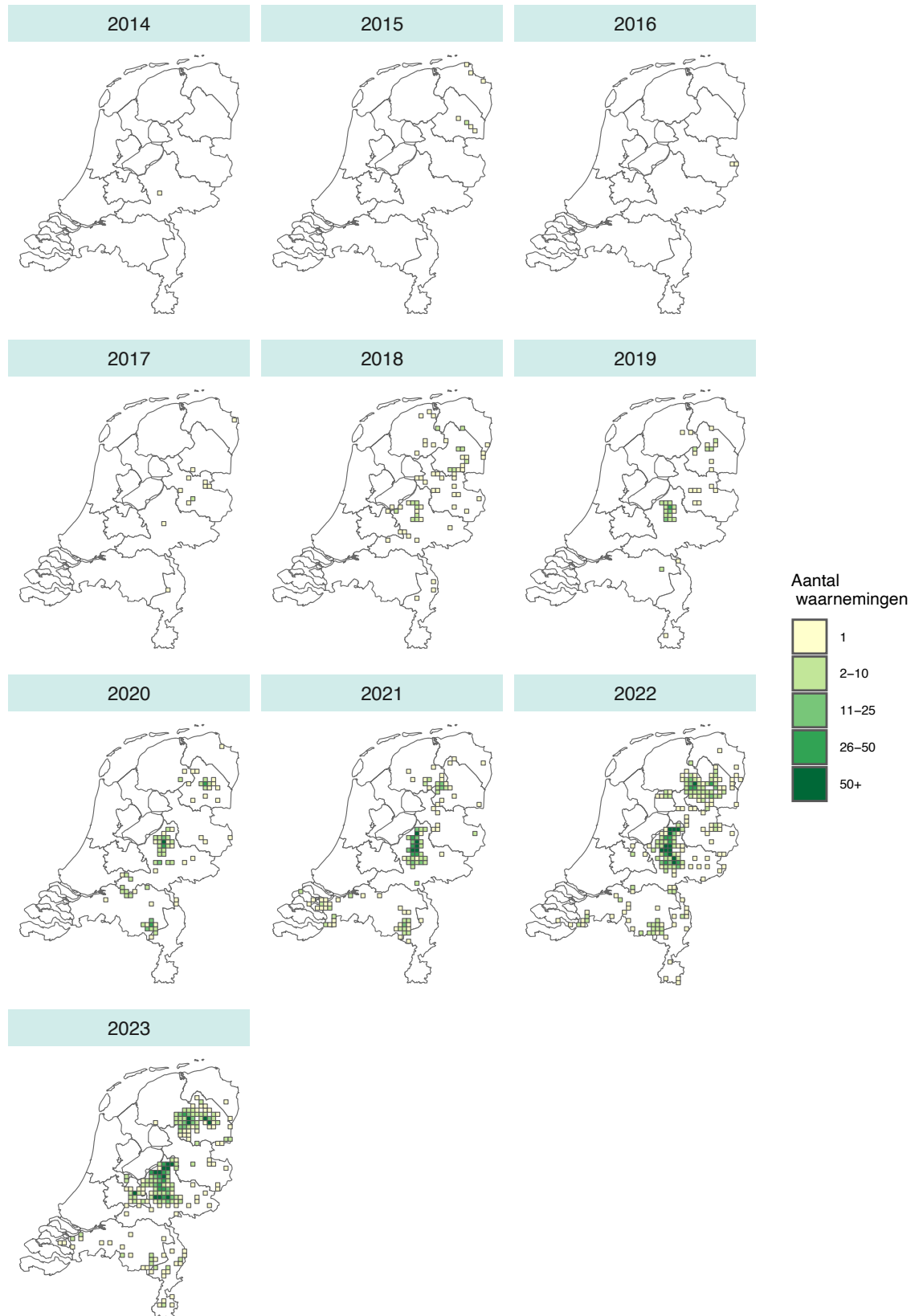
### 4.3.1 'Naïeve verspreiding'

Zoals beschreven in hoofdstuk 3 neemt na de eerste waarneming van een wolf in 2014 het aantal waarnemingen en de verspreiding in die waarnemingen gestaag toe. Figuren 4.2 en 4.3 tonen nogmaals de 5x5 km-hokken waarin in 2014-2023 tenminste eenmaal een betrouwbare waarneming van een wolf is vastgesteld.

---

<sup>48</sup> Schaub, M & M. Kéry, 2022. Integrated population models. Theory and ecological applications with R and Jags. Academic Press, Londen.

# POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND



*Figuur 4.3 Naïeve occupancy per jaar: hokken waarin tenminste 1 gevalideerde C1 of C2 waarneming van een wolf gedaan is.*

### 4.3.2 Occupancy in de periode 2014-2023

Bij deze analyse worden op basis van de waarnemingen per maand de occupancy, trefkans, de kans dat een soort op een locatie blijft en de kans dat een lege locatie bezet raakt. Daarmee wordt het aantal locaties met daadwerkelijke aanwezigheid van wolven per jaar geschat over de jaren 2014-2023. In deze analyse zijn locaties weer de 5x5 kmhokken.

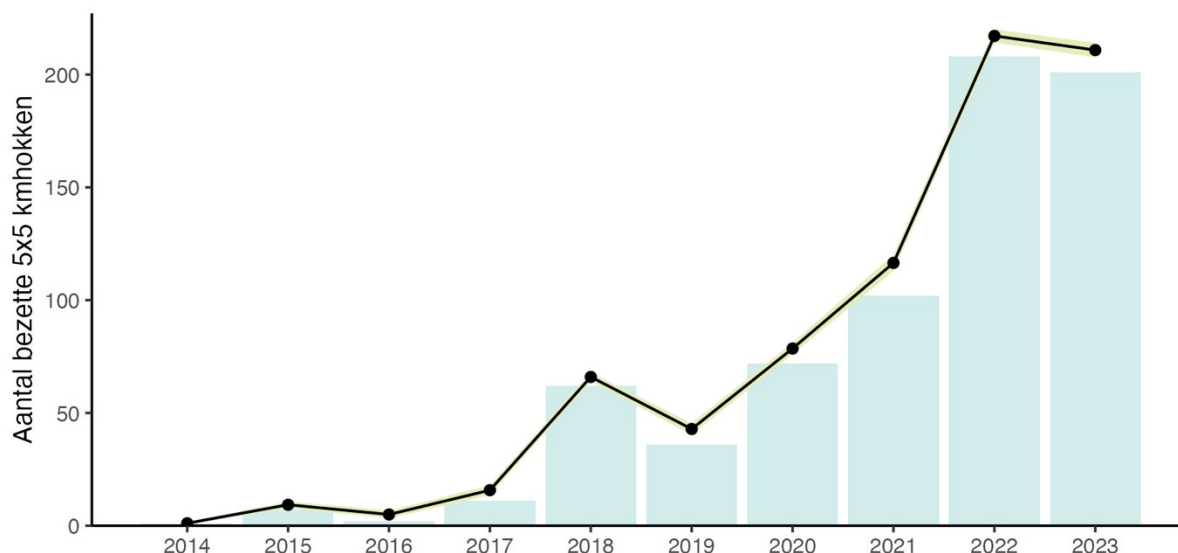
Het eerste occupancy-model schat op basis van de waarnemingen de occupancy in jaar 2014 in als 0.002 (2%). Persistentiekans  $B$  is geschat als  $0.5 \pm 0.03$  en de koloniatiekans  $\gamma = 0.5 \pm 0.0$ . Zie bijlage 3: Resultaten van model met constante  $\psi$  en  $p$  voor details.

Het aantal bezette hokken neemt toe en is in alle jaren iets hoger dan het aantal hokken waarin wolven daadwerkelijk gezien zijn (tabel 4.1, figuur 4.4). Dat wijst erop dat er ook elk jaar enkele 5x5 hokken zijn waar de wolf aanwezig is, maar niet waargenomen wordt. De trefkans per bezoek (maand) is geschat op  $\psi = 0.2 \pm 0.005$ .

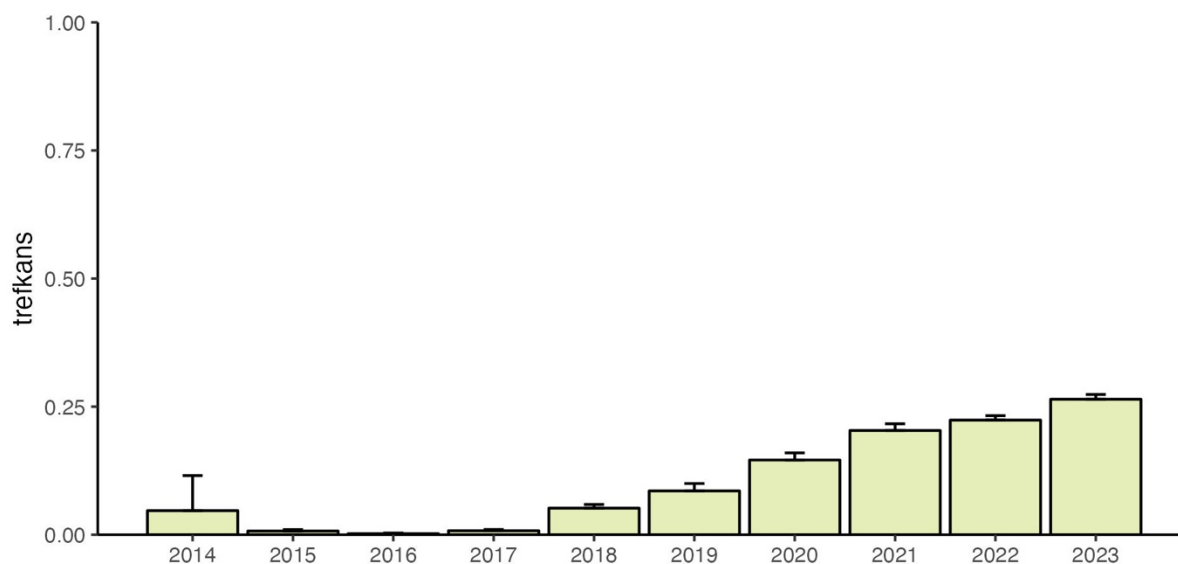
*Tabel 4.1. Aantal 5x5 kmhokken In Nederland met tenminste 1 waarneming van een wolf, en het aantal bezette 5x5 kmhokken volgens de occupancy analyse. Brongegevens: BIJ12, aangeleverd op 10-4-2024.*

Jaar	Aantal 5x5 km hokken met tenminste 1 waarneming	Aantal daadwerkelijk bezette 5x5 kmhokken volgens occupancy-model
2014	1	$1.0 \pm 0.0$
2015	7	$9.3 \pm 1.5$
2016	2	$5.0 \pm 1.7$
2017	11	$15.7 \pm 2.1$
2018	62	$66.0 \pm 1.9$
2019	36	$42.9 \pm 2.6$
2020	72	$78.6 \pm 2.5$
2021	102	$116.5 \pm 3.6$
2022	208	$217.1 \pm 2.9$
2023	201	$210.8 \pm 3.2$

Als tweede verkenning is met deze dataset een model opgesteld waarbij de trefkans per jaar kan verschillen. De verwachting van de occupancy sluit bij deze variant veel minder aan bij de naïeve occupancy (zie bijlage 3). Dit model geeft wel aan dat de trefkans toeneemt, met name vanaf 2018 (figuur 4.5): de kans dat als een wolf aanwezig is, deze ook wordt waargenomen nam in de periode 2014-2023 toe. Zie Bijlage 3: Resultaten van model met constante  $\psi$  en variabele  $p$  voor details.



Figuur 4.4 Naïve occupancy (blauwe balken: aantal 5x5 km-hokken met tenminste 1 wolvenwaarneming in dat jaar) en prognose van de occupancy + sd van wolven in Nederland (lijn).



Figuur 4.5 Trefkans per bezoek (maand) is geschat per jaar, met een occupancy-model met tussen jaren variabele trefkans  $p$ .

### 4.3.3 Occupancy 2023 en verklarende factoren

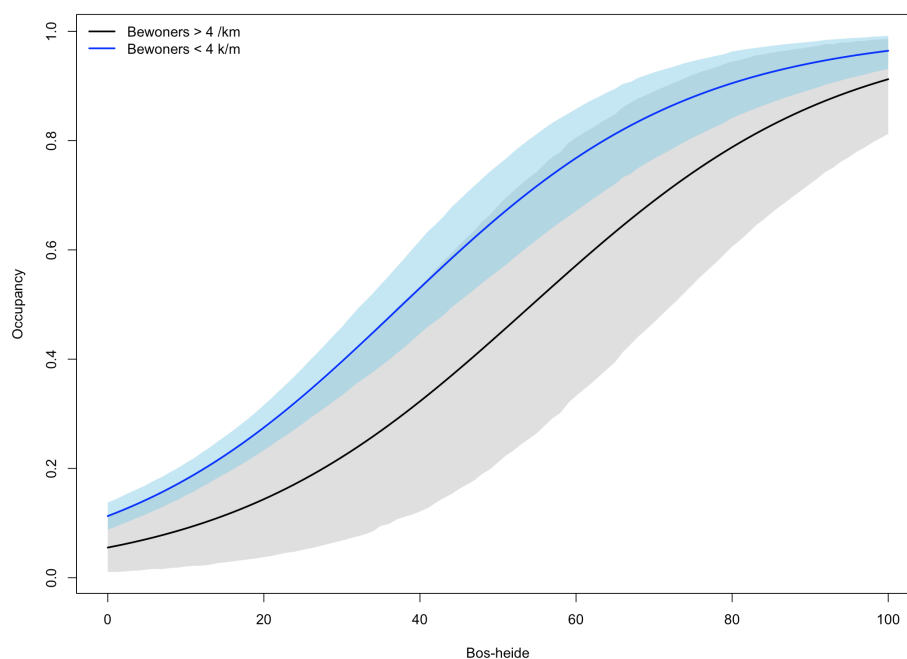
Vervolgens is er een occupancy-model gemaakt waarbij drie eigenschappen van elk 5x5 km-hok mee is genomen als verklarende factor bij het voorkomen. Het gaat daarbij om bevolkingsdichtheid, aandeel bos, en aantal gehouden schapen (zie paragraaf 4.2.1)

Het occupancy-model voor 2023 zonder cofactoren heeft met niet-informatieve priors moeite met het goed voorspellen van de occupancy. Daarom is bij de statistische analyse extra informatie gegeven: een 'informatieve prior' voor de occupancy van een Betaverdeling met



$\alpha=0.2$  en  $\beta=1$ . Daarmee berekent het model toch een vrij precieze  $\psi = 0.19 \pm 0.01$ . De trefkans is ingeschat als  $0.26 \pm 0.01$ . Het aantal bezette 5x5 km-hokken in 2023 is geschat op  $N = 206.4$ .

Het occupancy-model waarbij het effect van bevolkingsdichtheid, aandeel bos en dichtheid van schapen wordt gebruikt om het voorkomen van wolven te verklaren levert inschattingen op met grote onzekerheidsmarges. Ook een model met alleen aandeel bos en schapen of alleen bos geeft grote onzekerheidsmarges: een trefkans van  $p = 0.143 \pm 0.090$  en een  $\psi = 0.54 \pm 2.273$ . Daarbij is er bij meer bosbedekking een hogere occupancy (figuur 4.6). In principe kan op basis hiervan een kaart van potentiële verspreiding worden berekend, maar deze analyse op een beperkt aantal omgevingsfactoren voegt weinig informatie toe aan de bestaande habitatsgeschiktheidskaarten (zie discussie).



Figuur 4.6 De relatie tussen occupancy van wolven in een 5x5 km-hok (y-as) en aandeel bos bij hoge en lage dichtheden bewoners.

#### 4.4 DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

Bij deze analyses is op basis van de landseigen data voor het eerst het effect van trefkans en landschapskarakteristieken op het verspreidingsbeeld van wolven in Nederland geanalyseerd. Eerdere verwachtingen van verspreiding en habitat gingen uit van ecologische relaties die zijn gebaseerd op onderzoek uit Duitsland of Noord-Amerika. Gebruik maken van de daadwerkelijke waarnemingen van wolven in Nederland is daarop een waardevolle uitbreiding omdat wolven in nieuwe landschappen onverwacht gedrag of ecologische relaties kunnen vertonen (Trouwborst et al., 2017; Kuijper et al., 2024)<sup>49</sup>.

<sup>49</sup> Kuijper, D.P.J., Diserens, T.A., Say-Sallaz, E., Kasper, K., Szafrńska, P.A., Szewczyk, M., Stępnik, K.M., Churski, M., 2024. Wolves recolonize novel ecosystems leading to novel interactions. *Journal of Applied Ecology* 1365-2664.14602.

Het model suggereert dat er iets meer 5x5 km-hokken bezet zijn dan het aantal waarin wolven zijn waargenomen. Het gaat daarbij om enkele atlasblokken per jaar. Dat betekent dat het verspreidingsgebied, gebaseerd op de huidige combinatie van het verzamelen van diverse waarnemingsbronnen (directe waarnemingen/cameravallen, registratie en validatie van schademeldingen) en de overige monitoring (keutels, prenten) goed in beeld komt.

Het effect op voorkomen van de data voor bevolkingsdichtheid, aandeel bos, en aantal schapen in een 5x5 km-hok leverde onzekere voorspellingen op. Daarvoor zijn een aantal, elkaar niet per se uitsluitende verklaringen mogelijk:

- De gebruikte verklarende data zijn onvoldoende precies: Zo zijn dichtheden schapen afgeleid van een grover aggregatieniveau dan 5x5 km-hokken.
- Er kon geen gebruik worden gemaakt van andere factoren, zoals dichtheid van wegennet, aantallen reeën, wilde zwijnen en edel- of damherten (zie discussie).
- Het kan zijn dat de (zwerfende) wolven niet kiezen voor gebieden met veel bos en weinig bevolking, maar andere keuzes (moeten) maken.

De trefkansanalyse die hier is gedaan, moet gezien worden als een eerste verkenning van de mogelijkheden die zo'n analyse biedt. Daarbij vormden de beschikbaarheid van gegevens over dichtheden prooidieren (buiten gehouden schapen, herten, wilde zwijnen en reeën) een beperking. De analyses beperkten zich daardoor voor nu tot relatief eenvoudige modellering met een beperkt aantal factoren die een effect kunnen hebben op voorkomen of detectie.

Er zijn een aantal verfijningen mogelijk, die meer inzicht zullen geven in het waarnemingsproces van wolvenmonitoring. Waar van toepassingen zijn de Engelse namen van de variant van het statistische model gegeven.

- Meer verklarende factoren opnemen, modellen vergelijken en de best verklarende modellen gebruiken voor het project van huidige en potentiële verspreiding. Bij de huidige analyse zijn verklarende factoren overgenomen die veel worden gebruikt: aandeel bos en bevolkingsdichtheid. Vaak wordt ook wegendichtheid genoemd. Maar mogelijk zijn in Nederland andere habitats net zo geschikt. Daarnaast zou het waardevol zijn om ook de dichtheden van niet gehouden hoefdieren (ree, edelhert, damhert, wild zwijn) als verklarende factoren mee te nemen. Van deze soorten zijn echter geen landsdekkende datasets van dichtheden direct beschikbaar. Met name reeën zijn notoir moeilijk te tellen.
- Een beeld van de mogelijke verspreiding op basis van Nederlandse waarnemingen zou een meerwaarde bieden, naast de huidige habitatgeschiktheidsanalyses die uitgaan van Duitse gegevens.
- het is mogelijk ook het effect van waarnemingsmethode (directe waarneming, genetische sampling van prooirsten) op de trefkans te bepalen met '(multi-scale) multi-method occupancy modelling'. Hierbij horen ook dichtheden van schapen: in gebieden waar geen schapen worden gehouden is de kans op genetische detectie op prooirsten van schapen immers per definitie 0).
- de trefkans kan variëren binnen het jaar: wellicht zijn wolven beter zichtbaar in de zomer, of worden er direct nadat wolven het roedel verlaten meer dieren gevonden. Of zijn prenten beter zichtbaar in maanden met sneeuw. Met een modelbenadering met 'occupancy with survey covariates' kan het effect van maand of seizoen op de trefkans bepaald worden.
- ook bij een eventueel vervolg van deze occupancy analyses wordt aanbevolen te werken met de regels van Cochrane voor het modelleren voor natuurbeleid (Bijlage 4).

## 5 AANDACHTSPUNTEN VOOR BELEID EN PLANONTWIKKELING

Zoals in de inleiding van dit rapport al is aangegeven zijn uit de literatuurstudie een aantal onderwerpen naar voren gekomen die wellicht van belang kunnen zijn voor beleidsmakers en opstellers van een nieuw Nederlands wolvenplan.

Daarnaast zijn door de opdrachtgever – naast de hoofdvragen – een aantal aanvullende vragen gesteld met het verzoek hierover een advies te geven.

In dit hoofdstuk behandelen wij deze vragen en een aantal uit de literatuurstudie volgende aandachtspunten die, naar ons oordeel relevant zouden kunnen zijn voor beleidsontwikkeling.

### 5.1 ADVIESVRAGEN

#### 5.1.1 Beïnvloedingsfactoren groei en verspreiding wolvenpopulaties in Europa en voor Nederland

Vraag:

Welke factoren kunnen van invloed zijn op huidige en toekomstige verspreiding van de wolf in Nederland?

Deze vraag sluit aan bij punt 11 van de al eerder in het rapport behandelde resolutie van 24 november 2022 van het Europees Parlement.<sup>50</sup> In deze resolutie worden de Commissie en de lidstaten verzocht *‘een degelijke en volledige beoordeling te maken van alle relevante bedreigingen en druk op de grote carnivoren (in dezen de wolf) en zijn habitat op Europees niveau en in elke lidstaat, hetzij door natuurlijke oorzaken, hetzij door menselijk handelen. En roept de lidstaten en de Commissie op de prioritaire verbindingzones voor populaties van grote carnivoren in kaart te brengen en de belangrijkste ecologische corridors, verspreidingsbarrières, weggedeelten met een hoge mortaliteit en andere belangrijke landschapskenmerken die verband houden met de versnipperde verspreiding van grote carnivoren, te identificeren, teneinde de versnippering van habitats te voorkomen’*.

Hoewel de populatieontwikkelingen binnen Europa op een enkel land na een positieve trend vertonen, worden vanuit verschillende experts, instituten en auteurs bedreigingen geconstateerd die de aandacht moeten blijven krijgen. Zeker in relatie tot het streven naar een Gunstige Staat van Instandhouding van de 9 wolvenpopulaties in Europa.

In 2015 publiceerde het Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE), Boitani et al. (2015) een rapport waarin de belangrijkste bedreigingen van de negen Europese wolvenpopulaties werden beschreven. De belangrijkste geïdentificeerde bedreigingen waren ‘lage acceptatie, verlies van leefgebieden, vervolging, hybridisatie met honden, slecht management en sterfte door ongelukken’.

In 2022 voerde het LCIE (Boitani et al. 2022) een verdere beoordeling uit van de bedreigingen voor wolven in geografisch Europa. Wederom op basis van het oordeel van gekwalificeerde deskundigen.

Uit deze beoordeling kwamen het ‘wegverkeer’, ‘illegale dodingen’ en ‘verstoring door aan toerisme gerelateerde activiteiten’ naar voren als meest gemelde bedreigingsfactoren. Gevolgd door factoren als woningbouw, industriële ontwikkeling en bosbouw. Boitani et al. (2022) geven daarbij aan dat de invloed van de waargenomen bedreigingsfactoren per plaats, lokale

---

<sup>50</sup> Resolutie van het Europees Parlement van 24 november 2022 over de bescherming van de veehouderij en grote carnivoren in Europa (2022/2952(RSP))

omstandigheden en ook per land en de mate van bevolkingsdichtheid, intensiteit van infrastructuur en gebruik daarvan sterk kunnen verschillen. Een Europa-brede ranking van bedreiging of drukfactoren zegt in die zin weinig over de lokale situaties of de situatie per lidstaat. Ook de wijze waarop de wolf in elk land wordt beschermd laat verschillen zien in de risico's voor de aanwezige wolvenpopulaties door niet-natuurlijke sterfte.

In Boitani et al. (2022) worden vervolgens een aantal belangrijke druk of risicofactoren onderkend en uitgewerkt. Deze factoren worden hieronder (in orde van impact op Europees niveau van hoog naar laag) weergegeven:

- Infrastructuur, wegen en spoorwegen (transportation – Roads & Railroads)
- Illegale doding/predatorcontrol (Hunting – persecution/control)
- Verstoring door recreatie (Disturbance -recreational activities)
- Ruimtelijke ontwikkelingen – toerisme en recreatiegebieden (Development – Tourism & recreational activities);
- Veeteelt (Agriculture – livestock farming & ranching)
- Ruimtelijke ontwikkelingen, huizenbouw en verstedelijking (Development – housing & urban areas);
- Houtkap (grote schaal) (Logging – unintentional effects: large scale);
- Ruimtelijke ontwikkelingen, commerciële en industriële gebieden (Development - Commercial & Industrial areas)
- Ontwikkelingen rond herbruikbare energie (Energy & Mining – renewable energy)
- Klimaatveranderingen veranderingen in habitats en gebieden (Climate change – Habitat shifting & alteration)
- Agrarisch; akkerbouw (Agricultural: annual & perennial non-timber crops)
- (benuttings)jacht (Hunting – intentional use)
- Beheer van prooidieren (Biosafety measures; Culling of game species)
- Mijnbouw (Energy & Mining - Mining & Quarrying)
- Biosafety maatregelen (bijv. vermindering verspreiding varkenspest door hekken) (Biosafety measures – Fencing)
- Agrarische ontwikkelingen – aanplant monocultures voor o.a. energieopwekking (Agriculture – wood & pulp plantations)
- Olie en gaswinning (Energy & Mining – Oil & Gas Drilling)

Hoewel alle door Boitani bestudeerde onderzoeken en rapportages concluderen dat mensen direct of indirect de belangrijkste oorzaak zijn van de wolvensterfte in Europa, zijn de doodsoorzaken en met name de ranking daarvan vaak afhankelijk van de gebruikte onderzoeks- of rapportagemethode. Voor meer informatie wordt verwezen naar het betreffende rapport.<sup>51</sup>

### Hybridisatie

In bovenstaand overzicht komt hybridisatie niet voor. Maar ook hond-wolf hybridisatie wordt gezien als een bedreiging van de wolvenpopulaties. Hybridisatie kan wolvenpopulaties op verschillende manieren beïnvloeden, waarvan de meeste negatief zijn. De wolf-hond hybridisatie kan de introductie van niet-adaptieve genen in de wilde wolvenpopulatie veroorzaken en dat kan weer de genetische identiteit, de ecologie, morfologie, het gedrag en de aanpassingen van wolven veranderen. De verstoring van de genetische integriteit kan het

---

<sup>51</sup> Assessment of the conservation status of the Wolf (*Canis lupus*) in Europe for the 42nd meeting of the Standing Committee of the Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, Strasbourg, 2 September 2022 - 28 November - 2 December 2022, Large Carnivore Initiative for Europe with assistance of the Instituto Ecologia Applicata, Roma T-PVS/Inf (2022)45

verdwijnen van allelen veroorzaken, waardoor de fitheid afneemt of zelfs uiteindelijk het voortbestaan van de soort kan bedreigen.

Overigens zijn binnen Nederland nog geen aanduidingen dat hybridisatie aan de orde is. In opdracht van de Provincie Gelderland<sup>52</sup> is een genotype analyse is uitgevoerd op 11 dood aangetroffen wolven. Uit dit onderzoek volgde dat er in de onderzochte wolven geen sprake was van hybridisatie, in ieder geval van 9 wolven. Bij 2 wolven konden geen harde conclusies getrokken worden i.v.m. zeer slechte kwaliteit van de monsters door ontbinding van het weefsel.

### Bedreigingen en drukfactoren voor de wolf in Nederland

Onder bedreigingen worden vooral factoren verstaan die op korte termijn een belangrijke invloed kunnen hebben op de overleving van de wolven in Nederland. Bedreigingen kunnen mogelijk worden weggenomen door het treffen van maatregelen.

#### Bedreigingen:

- Sterfte door verkeer;
- Illegale dodingen;
- Fragmentatie of inkrimping bestaand verspreidings- of leefgebied door (aanleg van) wegen- en spoorwegnet en mogelijk andere harde en voor wolven niet of slecht overbrugbare barrières;
- Verstoringen door recreatieve activiteiten en recreatiegebieden;
- Inkrimping bestaand verspreidings- of leefgebied door ruimtelijke ontwikkelingen in de vorm van grootschalige woningbouw/urbanisatie/industriële ontwikkelingen/ veranderingen grondgebruik Et cetera.;
- Hond-wolf hybridisatie.

Drukfactoren zijn de factoren die voor een deel niet beïnvloedbaar zijn (denk aan klimaatverandering) of die op zichzelf beschouwd niet op korte termijn een groot effect hoeven te hebben op de populatieontwikkeling of verspreiding. Ook planmatig beheer van de populatie valt hieronder.

#### Drukfactoren:

- Degradatie van habitat/biotoopkwaliteit en afname geschikt habitat door (natuur)beheermaatregelen of veranderingen in het landgebruik;
- Degradatie van habitatkwaliteit door klimaatveranderingen;
- Beheersafschot of individueel afschot probleemwolf;
- Beperkingen in het landelijk gebied door plaatsingen van hekwerken, o.a. ten behoeve van biosecurity, bescherming van bijvoorbeeld grootschalige zonneparken, grootschalige afscherming van vee of andere prooidieren tegen predatie.

### **5.1.2 Beoordeling Staat van Instandhouding binnen Biogeografische regio's**

Vraag:

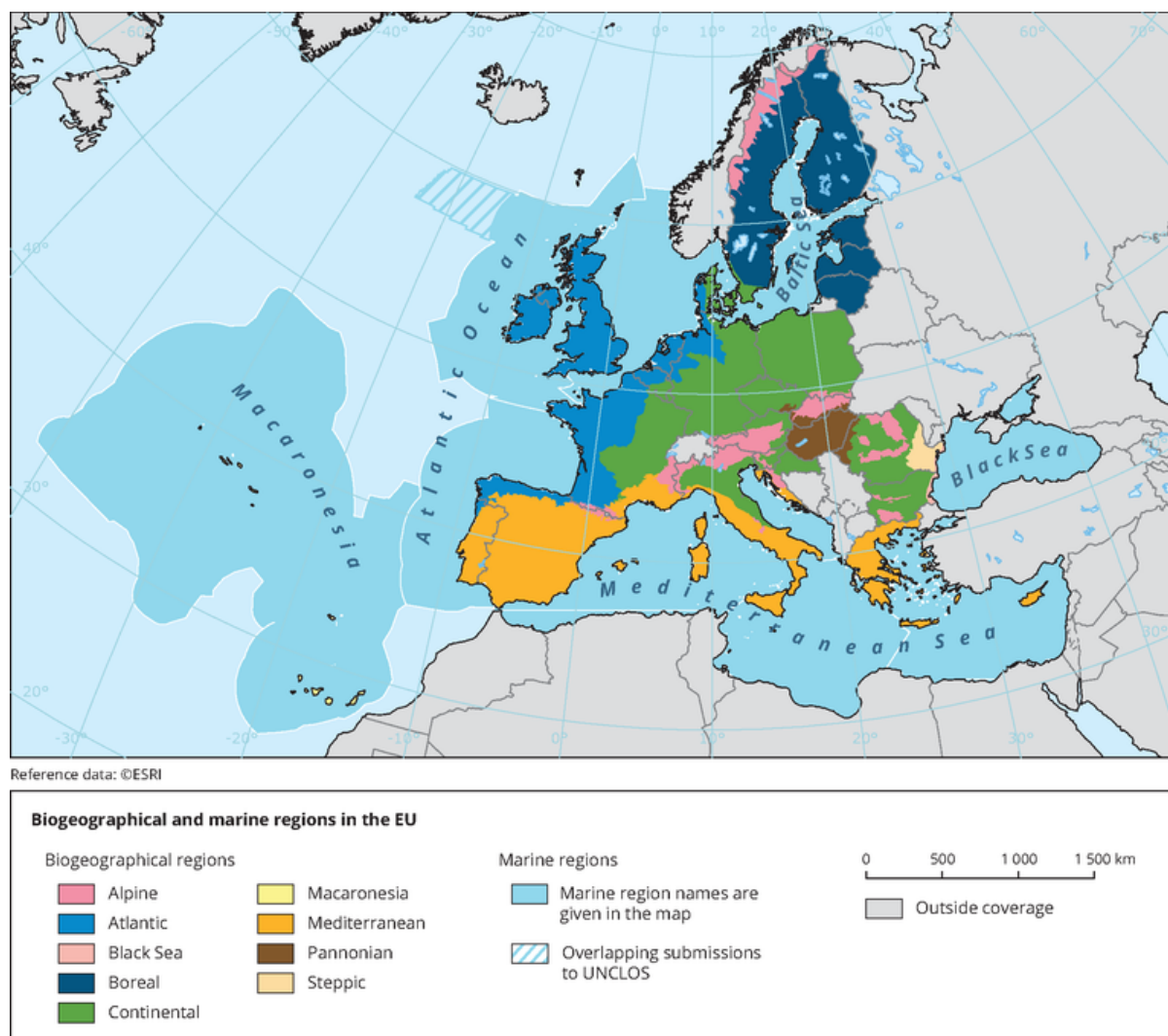
Kan een richtinggevend oordeel worden gegeven of het bepalen van een Gunstige Staat van Instandhouding, enkel op basis van het voorkomen van wolven binnen een bepaalde biogeografische regio, zinvol is?

---

<sup>52</sup> Stronen, A. V., Konec, M., Boljta, B., Skrbinšek, T. 2024. *Single nucleotide polymorphism (SNP) analyses of canid samples from the Netherlands*. Report – Order number: 4017554 from Sep. 28th, 2023, from Provincie Gelderland, Nederland. Ljubljana. DivjaLabs Ltd.

## POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND

Lidstaten moeten om de zes jaar op grond van artikel 17 van de Habitatrichtlijn (HR) rapport uitbrengen over de status en de trends van soorten en habitattypen in het betreffende land. De laatste rapportages hadden betrekking op de periode 2013-2018. Begin 2025 zullen de lidstaten rapport moeten uitbrengen over de periode 2019-2024. Meer informatie is te vinden op [https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats\\_art17](https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17). Op basis van de ingediende rapportages wordt door de Europese Commissie een overall rapport gemaakt van de Staat van de Natuur in Europa.<sup>53</sup>



Figuur 5.3 Overzicht indeling Biogeografische regio's binnen Europa. Nederland is geheel gelegen binnen de Atlantisch Biogeografische regio.

NB. In bovenstaande kaart is de UK nog wel opgenomen als onderdeel van de EU.

Op grond van de nationale rapportages van de lidstaten bundelt het Europees Milieuagentschap de gegevens en maakt een beoordeling van de staat van instandhouding per biogeografische regio in de EU. Daarna wordt een oordeel geveld over de conclusies die kunnen worden getrokken over de ontwikkeling van de Staat van Instandhouding van beschermde soorten binnen de negen biogeografische regio's van de EU. Het beoordelen van soorten op het niveau van biogeografische regio's is een noodzakelijke stap om de Staat van Instandhouding te beoordelen op grond van artikel 17 van de Habitatrichtlijn en Resolutie nr. 8 (2012) van de

<sup>53</sup> <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020>

Conventie van Bern. Dit vormt tevens de basis voor de beoordeling van de toereikendheid van het Natura 2000-netwerk.

Nu blijkt de ruime verspreiding en het vaak over de grenzen van de biogeografische regio's liggende verspreidingsgebied van de verschillende wolvenpopulaties tot beperkingen te leiden in de praktische bruikbaarheid van de beoordelingen.

Boitani et al. (2022)<sup>54</sup> stellen vast dat deze vorm van beoordeling van de Staat van Instandhouding voor soorten respectievelijk populaties weinig toegevoegde waarde heeft. Hiervoor zijn een aantal oorzaken:

- Ten eerste vormen de Biogeografische regio's soms geen aaneengesloten gebied waar populatiedynamiek en source-sink-dynamiek (bijvoorbeeld verspreiding) op natuurlijke wijze kunnen optreden. De biogeografische regio van de Alpen bestaat bijvoorbeeld uit ten minste tien verschillende en geïsoleerde landgebieden die zich uitstrekken van de Pyreneeën tot de Rhodopen.
- Ten tweede zijn de biologie en het beheer van wolven in een bepaalde biogeografische regio het resultaat van zeer uiteenlopende factoren elk met zijn eigen patroon op een bepaald gebied. Dit maakt de toepassing van de Rode Lijst-criteria theoretisch mogelijk, maar zinloos vanuit biologisch en natuurbehoudsperspectief.
- Ten derde worden de grenzen van de biogeografische regio's ontworpen op basis van andere criteria dan de biologie van middelgrote/grote zoogdieren, met als gevolg dat de grenzen vaak dwars door de actuele verspreidings- of leefgebieden van populaties lopen.
- Ten slotte is het aantal en de status van wolven die in elk Europees land bijdragen aan verschillende biogeografische regio's moeilijk in te schatten en vaak beperkt tot een paar individuen met hoge onzekerheidsmarges.

Ook uit de resolutie van het Europees Parlement van 24 november 2022 onder de overweging 'h' blijkt deze problematiek: *'overwegende dat de meeste populaties van grote carnivoren in Europa grensoverschrijdend zijn; overwegende dat individuele populaties grote geografische verspreidingsgebieden kunnen bestrijken in verschillende landen, zowel binnen als buiten de EU, hetgeen leidt tot situaties waarin dezelfde populatie in één regio kan worden beschouwd als in een gunstige staat van instandhouding, terwijl zij in een aangrenzende regio kan worden aangemerkt als strikt te beschermen'*.

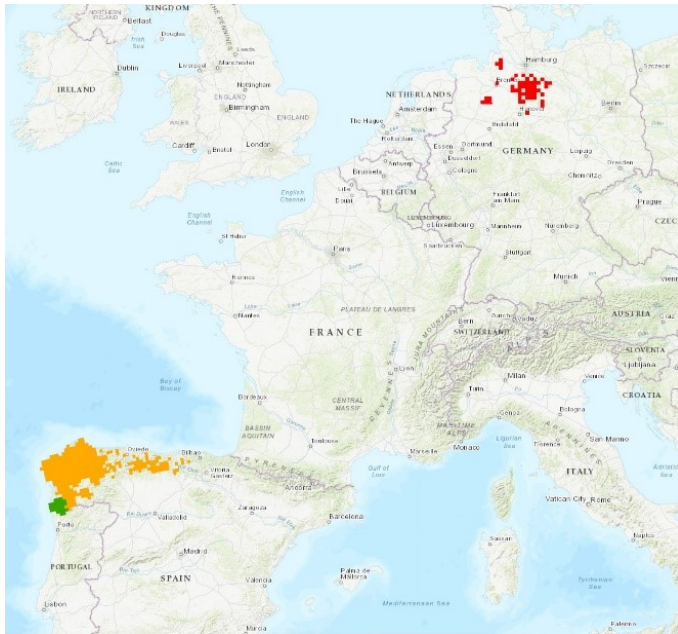
Voor de Atlantische biogeografische regio worden deze belemmeringen goed zichtbaar in onderstaand kaartbeeld op basis van de rapportages over 2013-2018. Zie ook de Species assessments at EU biogeographical level.<sup>55</sup> In de Atlantische biogeografische regio hebben we te maken met bijdragen van Spanje, Portugal, Frankrijk, België, Nederland en Duitsland. Op het kaartbeeld (waar helaas de precieze grenzen van de biogeografische regio's ontbreken) is te zien dat voor de Atlantische regio vooral een bijdrage wordt geleverd door de NW-Iberische wolvenpopulatie. In het Noorden komt slechts een beperkt deel van de Centraal-Europese wolvenpopulatie in beeld waarbij het verband met de gehele Centraal-Europese populatie buiten beeld blijft. Beide populaties kennen daarbij tot op heden geen enkele verbinding met elkaar.

---

<sup>54</sup> Boitani et al, Assessment of the conservation status of the Wolf (*Canis lupus*) in Europe for the 42nd meeting of the Standing Committee of the Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, Strasbourg, 2 September 2022 - 28 November - 2 December 2022, Large Carnivore Initiative for Europe with assistance of the Instituto Ecologia Applicata, Roma T-PVS/Inf (2022)45

<sup>55</sup> <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/species/summary/?period=5&group=Mammals&subject=Canis+lupus&region=AT>  
L

## POPULATIEONTWIKKELING EN VERSPREIDING VAN DE WOLF IN NEDERLAND



Figuur 5.4 kaartbeeld voorkomen wolven binnen de Atlantische Biogeografische regio (t/m 2018) Bron: <https://maps.eea.europa.eu/EEAViewer/>

Voor de beoordeling van een Staat van Instandhouding geldt dat volgens de Habitatrictlijn de status van een soort als ‘gunstig’ wordt beschouwd wanneer inter alia, de soort ‘zichzelf op lange termijn handhaaft als een levensvatbaar onderdeel van zijn natuurlijke habitat’ en ‘er op lange termijn een voldoende groot leefgebied zal blijven om de populaties ervan in stand te houden’. Deze afweging kan dan ook in de meeste situaties, en zeker in relatie tot het voorkomen van de wolf binnen de Atlantische regio, niet plaatsvinden omdat een belangrijk deel van de natuurlijk habitat of verspreidingsgebied van de betreffende wolvenpopulatie buiten deze regio ligt.

Voor de beoordeling van de Staat van Instandhouding en met name daar waar zicht moet worden verkregen op de ontwikkelingen van een te onderscheiden wolvenpopulatie, al dan niet om te kunnen bepalen of derogatie nodig of mogelijk is, is een toets aan de hand van de Staat van Instandhouding per biogeografische regio niet zinvol. Uiteindelijk zal een beoordeling moeten plaatsvinden op populatieniveau, ook wanneer er sprake is van een grensoverschrijdende (of biogeografische regio-overschrijdende) wolvenpopulatie.



## 5.2 AANDACHTSPUNTEN VOOR AFSTEMMING OP POPULATIE-NIVEAU

Het bepalen en berekenen van de populatieomvang en het bepalen van de ‘Gunstige Staat van Instandhouding’ van de wolf enkel op Nederlands niveau heeft ecologisch gezien weinig waarde. Zeker als op enig moment moet worden besloten over een derogatie van de verbodsbepalingen uit de Habitatrichtlijn. In het voorgaande is hierover al het een en ander beschreven.

De volgende paragrafen geven enig zicht op eventuele knelpunten, of liever wellicht ‘actiepunten’ voor vervolgstappen.

Het is raadzaam om ook de in de voetnoten aangehaalde documenten te bestuderen, daar hieronder ‘slechts’ de grote lijnen kunnen worden weergegeven.

De paragrafen 5.2.1 en 5.2.2. wordt dieper ingegaan op het hoe en wat van het bepalen van de Gunstige Staat van Instandhouding van de wolf. In paragraaf 5.2.3 wordt een beschrijving gegeven van de, op Europees niveau, geconstateerde verschillen in monitoringsmethoden en dataverzameling. De laatste paragraaf – 5.2.4 – gaat in op de noodzaak om te komen tot een internationaal wolvenplan dat zo mogelijk het gehele verspreidingsgebied van de Centraal-Europese wolvenpopulatie zal moeten omvatten.

### 5.2.1 Het verband tussen gunstige staat van instandhouding en de levensvatbaarheid van populaties

De richtlijnen die uitleg geven over hoe de Staat van Instandhouding kan worden bepaald geven aan dat deze gebaseerd moet zijn op de ‘Gunstige Referentiewaarden of Favourable Reference Values’ (Hierna: FRVs). Voor deze studie gaat het te ver om deze methodiek hiertoe te lichten. Er zijn hiervoor verschillende richtlijnen of uitlegdocumenten verschenen. In het bronnenoverzicht zijn hier een aantal van vermeld. Eerste uitwerking is te vinden in het al in 2011 verschenen document ‘Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive, Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012 (2011)<sup>56</sup>. Ook het meest recente Gidsdocument verwijst voor een belangrijk deel naar dit rapport uit 2011.<sup>57</sup> In dit document wordt ook het potentiële verband aangegeven tussen het begrip ‘minimaal levensvatbare populatieomvang’ (MVP) en een gunstige referentiepopulatie of Favourable Reference Population (FRP). Het document (p19) stelt dat ‘concepten om de MVP te schatten worden gebruikt om het risico op uitsterven te beoordelen’. In dit verband gaat het om de laagst toelaatbare populatieomvang. MVP ligt per definitie – en in de praktijk - lager dan het populatieniveau dat moet worden beschouwd als ‘Gunstige Staat van Instandhouding’. Met andere woorden: Een populatie zal, wil ze zich binnen het gunstige referentiebereik bevinden, op zijn minst groter moeten zijn dan een MVP. De Habitatrichtlijn streeft ernaar om populaties op een niveau te houden (of te krijgen) die aanzienlijk groter is dan alleen nodig is om uitsterven te voorkomen. De richtlijn uit 2011 suggereert verder dat het ook nuttig kan zijn om de omvang van de populatie te schatten ‘op basis van een volledig en optimale bezetting van het potentiële verspreidingsgebied’ wat in veel gevallen veel groter kan zijn dan een MVP.

Linnell, Salvatori & Boitani (2008) concluderen ook dat een Gunstige Staat van Instandhouding van een populatie qua aantallen groter zal moeten zijn dan een MVP en potentieel maximaal moet passen (een ‘optimale dichtheid’) in de aanwezige draagkracht van het binnen het – op basis van expert judgement - bepaalde verspreidingsgebied.

<sup>56</sup> <https://circabc.europa.eu/sd/a/2c12cea2-f827-4bdb-bb56-3731c9fd8b40/Art17-Guidelines-final.pdf>

<sup>57</sup> guidelines on concepts and definitions article 17 of directive 92/43/eec reporting period 2019–2024.

Uit deze literatuurstudie volgt dat de negen - binnen Europa - te onderscheiden wolvenpopulaties elk afzonderlijk moeten worden beoordeeld op het al dan niet bereiken van het niveau van Gunstige Staat van Instandhouding.

Daarnaast volgt uit de literatuurstudie dat de staat van instandhouding van de binnen de EU te onderscheiden wolvenpopulaties in de meeste gevallen (nog) niet 'gunstig' is, maar dat ook nog veel kennis ontbreekt over de draagkracht van het natuurlijk verspreidingsgebied van de te onderscheiden (sub)populaties.

Er zitten ook aanzienlijke verschillen in hoe lidstaten uitleg geven aan de doelen en restricties van de Habitatrichtlijn en ook op welke wijze de binnen de eigen landsgrenzen voorkomende delen van populaties worden gemonitord. Hierdoor is bij landsgrensoverschrijdende wolvenpopulaties het op dit moment nog moeilijk zicht te krijgen op een goede aantalsinschatting en soms zelfs verspreiding van deze populatie en nog minder in de samenstelling (geslachten/leeftijd) van deze populatie.

Strikte bescherming van wolven houdt ook in dat – zo lang de Gunstige Staat van Instandhouding niet is bereikt of dat er onvoldoende zekerheid kan worden gegeven over de feitelijke situatie voor wat betreft omvang en verspreiding – in elk geval geen derogaties mogelijk zijn voor daadwerkelijk terugbrengen in aantallen van populaties.

### **5.2.2 Bepaling Gunstige Staat van Instandhouding vanuit juridisch perspectief**

Hieronder wordt ingegaan op de wijze waarop de Habitatrichtlijn in dit verband wordt geïnterpreteerd respectievelijk uitgelegd door de Europese Commissie, het Europese Hof van Justitie (verder: HvJ EU) en – voor zover relevant - de Advocaten-generaal bij dit Hof (AG).

Het is van belang te onderkennen dat het bepalen van de (Gunstige) Staat van Instandhouding van een populatie vanuit ecologisch perspectief kan verschillen ten opzichte van de beoordeling van deze Staat van Instandhouding ter onderbouwing van (juridische) besluitvorming.

#### *1. Bepalen van de staat van instandhouding van een soort conform de Habitatrichtlijn*

Art. 16 Habitatrichtlijn stelt als voorwaarde voor het kunnen afwijken van de verboden zoals genoemd in art. 12 e.v. dat de afwijking 'geen afbreuk doet aan het streven de populaties van de betrokken soort in hun natuurlijke verspreidingsgebied in een Gunstige Staat van Instandhouding te laten voortbestaan'.

De 'Staat van Instandhouding' van een soort wordt volgens de definities van de Habitatrichtlijn als 'gunstig' beschouwd wanneer:

- uit populatie dynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven, en
- het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden, en
- er een voldoende groot habitat (leefgebied) bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden;

Het is hier van belang eerst in te gaan op de wijze waarop de Staat van Instandhouding van een soort moet worden bepaald. Voor de praktijk is het begrip 'Gunstige Staat van Instandhouding' in de rapportagerichtlijnen voor habitatrichtlijnsoorten ten behoeve van de

rapportageverplichting van de lidstaten onder artikel 17 Habitatrichtlijn uitgewerkt in vier parameters:

- verspreidingsgebied,
- populatie,
- leefgebied (oppervlakte van habitat, geschiktheid van habitat voor soorten, structuur en functies van habitats) en
- toekomstperspectief.<sup>58</sup>

In de richtlijnen voor rapportage ingevolge art. 17 Habitatrichtlijn is ook opgenomen hoe lidstaten moeten omgaan met nieuw gearriveerde soorten.<sup>2</sup>Het gaat dan om soorten die aangewezen zijn op Bijlage IV bij de Habitatrichtlijn en recentelijk, in de afgelopen 12 jaar, zijn gesignaleerd als gevolg van de dynamiek van hun natuurlijke verspreidingsgebied. Deze soorten moeten verplicht worden vermeld in de zes jaarlijkse rapportage.

### *2. Het ‘behouden of herstellen’ van de ‘Gunstige Staat van Instandhouding’ binnen het Europese recht*

Het behouden, of herstellen van een Gunstige staat van Instandhouding is de hoofddoelstelling van de Habitatrichtlijn. De richtlijn bevat geen termijn waarbinnen een Gunstige Staat van Instandhouding voor soorten moet zijn gerealiseerd. Wel brengt het zogenaamde beginsel van loyale samenwerking (artikel 4, derde lid, Europees Werkingsverdrag) met zich dat de lidstaten ernaar moeten streven om dit resultaat - gezien de ecologische mogelijkheden en de sociaaleconomische consequenties - zo spoedig als redelijkerwijs mogelijk te bereiken.

### *3. Opgave tot herstel in een gunstige staat*

Als een strikt beschermde soort als de wolf niet in een Gunstige Staat van Instandhouding is, dan moet ze in die staat worden gebracht. Dat is de opgave die de Habitatrichtlijn Nederland als lidstaat oplegt en die als zodanig wordt erkend door het HvJ EU. Deze benadering is ten aanzien van het beheer van de wolf bevestigd door het arrest van het HvJ EU van 10 oktober 2019. Om aan de vereisten van art. 16 Habitatrichtlijn te voldoen, ‘moeten de lidstaten niet alleen een alomvattend wetgevingskader vaststellen, maar ook concrete en specifieke beschermingsmaatregelen uitvoeren. Evenzo veronderstelt het systeem van strikte bescherming de vaststelling van samenhangende en gecoördineerde maatregelen van preventieve aard.’<sup>59</sup>

### *4. Het beoordelen van het effect op de Staat van Instandhouding: op welk schaalniveau*

Art. 16 Habitatrichtlijn stelt als voorwaarde voor het kunnen afwijken van de verboden, zoals genoemd in art. 12 e.v., dat de afwijking ‘geen afbreuk doet aan het streven de populaties van de betrokken soort in hun natuurlijke verspreidingsgebied in een Gunstige Staat van Instandhouding te laten voortbestaan’.

Daarbij is de vraag onder andere wat ‘de populaties in hun natuurlijk verspreidingsgebied’ betekent. Voor het antwoord daarop is mede van belang art. 9 Verdrag van Bern, waarin is bepaald dat afwijkingen van de verbodsbepalingen uit art. 4 e.v. van dat verdrag slechts mogen indien de afwijkingen onder andere ‘geen aantasting met zich meebrengen van het voortbestaan van de desbetreffende populatie’. Een ‘populatie in zijn natuurlijk verspreidingsgebied’ dient ruim te worden

---

<sup>58</sup> DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels. Pp 188

<sup>59</sup> HvJ EU van 10 oktober 2019 (Finse wolven-arrest II), C-674/17, ECLI:EU:C:2019:851.

uitgelegd. Dit omvat de geografische ruimte waar de betrokken soort zich van nature ophoudt of verspreidt, ook als dat door de mens bewoonde gebieden betreft.<sup>60</sup>

### 5. De toestand in de Lidstaat

De lidstaat is verantwoordelijk voor het nakomen van richtlijnverplichtingen. Binnen een lidstaat mag, onder strikte voorwaarden, worden besloten tot het geven van toestemming om af te wijken van de strikte bescherming die de Habitatrichtlijn voorschrijft. Het is daarom niet onlogisch dat op het niveau van de lidstaat moet worden bepaald dat sprake moet zijn van een ‘Gunstige Staat van Instandhouding’ van de betreffende strikt beschermde, zich binnen de lidstaat bevindende, soort. Of dat op het niveau van een populatie of op het niveau van een subpopulatie moet, of kan zijn, wordt hierna beschreven.

In zijn conclusie over de zaak C601/22 Umweltverband WWF Österreich (ECLI:EU:C: 2024:62) over het bejagen van een wolf in Oostenrijk heeft AG ČAPETA een uiteenzetting opgenomen over zijn uitleg van het arrest Finse Wolven (II) van 10 februari 2019.

Daaruit leidt de AG af dat de conclusie inzake de gunstige staat niet bereikt kan worden zonder deze op het nationale grondgebied vast te stellen. Met andere woorden, de gunstige staat moet hoe dan ook in de eerste plaats op het nationale niveau bestaan. Wanneer er sprake is van een gunstige staat op nationaal niveau, kan een ongunstige staat op het grotere, grensoverschrijdende niveau nog steeds afdoen aan de mogelijkheid van het toestaan van een afwijkingsmaatregel. Evenwel kan, volgens de AG – omgekeerd – de ongunstige nationale staat niet worden gecompenseerd door de gunstige staat op het grensoverschrijdende niveau.

Indien een andere redenatie dan die van de AG zou worden gevolgd, zou een ongunstige staat van instandhouding van de wolf in Nederland straffeloos kunnen voortbestaan, als de omringende landen maar hun best doen die staat ‘gunstig’ te houden. Dit zou afbreuk doen aan het al genoemde beginsel van loyale samenwerking (artikel 4, derde lid, Europees Verdragsverdrag).

Ook de Europese Commissie is blijkbaar dit oordeel toegedaan. De Commissie wijst op het belang van de nationale rapportages op grond van artikel 17 Habitatrichtlijn. Het nationale niveau is, volgens de Commissie, het enige niveau waarop de lidstaten over betrouwbare gegevens beschikken. Vanuit het nationale perspectief en oordeel kan breder worden gekeken naar de overige effecten op de bredere populatie.

In nationale rechtspraak over de beoordeling van het effect van een inbreuk op de bescherming van soorten is de lijn van de rechtspraak dat het effect op de staat van instandhouding ‘van klein naar groot’ moet worden beoordeeld: Het effect op de Staat van Instandhouding moet in de eerste plaats op het lokale, dan het regionale en vervolgens nationale niveau worden beoordeeld.<sup>5</sup> Voor de wolf ligt het voor de hand om vervolgens de situatie op een breder niveau te beoordelen, gezien de kenmerken van de soort en zijn uitgebreide leefgebied.

### 6. Nederland: te klein voor Gunstige Staat van Instandhouding van een wolvenpopulatie?

Trouwborst, Boitani en Linnell haalden in hun artikel ‘Interpreting ‘favourable conservation status’ for large carnivores in Europe: how many are needed and how many are wanted?’ al aan, dat enkel een beoordeling van de binnen Nederland voorkomende wolven(sub)populatie niet

---

<sup>60</sup> Boerema, L., Freriks, A.A. & Brink, D.B. van den, M.Sc.(2021): De juridische bescherming van de wolf in Nederland en in een aantal andere Europese landen; een juridisch onderzoek ter ondersteuning van het opstellen van Nederlands wolvenbeleid in het licht van de uitvoering van de natuurwetgeving, Boerema & Van den Brink B.V., Houwerzijl/Element Advocaten, Best.

haalbaar kan zijn: ‘Als we kijken naar het scenario van lynxen of wolven in de Benelux-landen is het bijna onmogelijk voor te stellen dat deze landen genoeg habitat of ruimte hebben om voldoende individuen te herbergen om een Gunstige Staat van Instandhouding te bereiken (of tenminste niet als ‘gunstig’ inderdaad op enigerlei wijze verbonden is aan absolute normen in verband met de levensvatbaarheid van populaties).’<sup>61</sup>

Ook uit het IPO-wolvenplan (2019)<sup>61</sup> blijkt: ‘Voor de wolf is relevant dat Nederland te klein is om ook op de langere termijn een populatie wolven te huisvesten die op zichzelf groot genoeg is om een Gunstige Staat van Instandhouding te bereiken. Dit gegeven is al geruime tijd geleden door de Europese Commissie onderkend waarbij is aanbevolen dat lidstaten tot gezamenlijke beschermings- en beheerplannen komen op het niveau van grensoverschrijdende subpopulaties. Voor Nederland gaat het hier om de Centraal-Europese populatie (Pools-Duitse wolven met inmiddels ook dieren in Denemarken en België).

De Guidelines van de EU voor het beheer van grote carnivoren erkennen dat binnen de meeste lidstaten zelf geen gunstige staat van instandhouding kan worden bereikt. In de woorden van de Europese Commissie is het moeilijk, zo niet onmogelijk, voor één lidstaat om zijn grote carnivoren conform de eisen van de Habitatrichtlijn te beheren en te beschermen zonder gecoördineerde acties met de buurlanden.<sup>62</sup>

In het rapport ‘De juridische bescherming van de wolf in Nederland en in een aantal andere Europese landen’ (Boerema, Freriks & Van den Brink 2021) concluderen de auteurs dat voor wolvenbeheer op grond van de richtlijnen uit een grensoverschrijdend beschermings- en beheerplan moet blijken wat onder een Gunstige Staat van Instandhouding van de betrokken populatie wordt verstaan, en wordt aangegeven welke maatregelen door elk deelnemend land moeten worden ondernomen om deze staat van instandhouding te bereiken of te behouden. Met betrekking tot sterfte in de populatie, met inbegrip van afwijkingen van de strikte bescherming, moet in het grensoverschrijdend beschermings- en beheerplan de invloed van de sterfte op populatieniveau worden vastgesteld. De effecten van sterfte moeten worden uitgewisseld tussen alle landen die de populatie delen, en de gevolgen ervan voor de staat van instandhouding moet worden geëvalueerd. Op die manier worden de effecten van de cumulatieve sterfte op de populatie gemonitord.

Bij het ontbreken van een dergelijk internationaal wolvenplan rust op Nederland de verplichting om zelf te beoordelen en vast te stellen welk aandeel zij behoort te hebben in het bijdragen aan het behoud en herstel van de populatie wolven van in ieder geval de Centraal-Europese populatie, zodat aannemelijk is dat door Nederland een voldoende bijdrage wordt geleverd aan het bereiken of het behoud van een Gunstige Staat van Instandhouding van deze populatie.

### *7. Noodzaak tot grensoverschrijdende afstemming blijft*

Als Nederland onvoldoende potentie heeft om volledig te kunnen voldoen aan de eisen voor het bereiken van een Gunstige Staat van Instandhouding van de wolf dan zal ze, in overleg met de andere bij het behoud en beheer van de populatie betrokken lidstaten moeten bepalen voor welke subpopulaties, of mogelijk zelfs populatiesegmenten van de Centraal-Europese populatie, de wolf een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt.

---

<sup>61</sup> Interprovinciaal wolvenplan, 2019, paragraaf 4.2.

<sup>62</sup> Linnell J., V. Salvatori & L. Boitani (2007). Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Final draft May 2007.

Het doden van een wolf is juridisch problematisch, indien op nationaal niveau niet is vastgesteld wat de staat van instandhouding van de soort is. Een afwijking (derogatie) kan immers slechts worden toegestaan als vaststaat dat de inbreuk 'geen afbreuk doet aan het streven de populaties van de betrokken soort in hun natuurlijke verspreidingsgebied in een gunstige staat van instandhouding te laten voortbestaan'.

Hieruit volgt, dat naast de afweging die mogelijk op nationaal niveau plaatsvindt over het effect op de inbreuk van de Nederlandse subpopulatie, ook steeds zal moeten worden beoordeeld in welke mate de inbreuk verenigbaar is met het streven de populatie, waarvan de subpopulatie een ondeelbaar onderdeel is, in een gunstige staat te behouden. De effecten van sterfte moeten immers worden uitgewisseld tussen alle landen die de populatie delen.

Hierbij speelt ook dat het HvJ van de EU heeft benadrukt dat een afwijking op grond van artikel 16, lid 1 Habitatrichtlijn gebaseerd moet zijn op criteria die waarborgen dat de dynamiek en de sociale stabiliteit van de desbetreffende soort op lange termijn behouden blijven. De cumulatieve demografische en geografische effecten van alle afwijkingen op de betrokken populatie moeten daarom naar behoren worden beoordeeld, in combinatie met elke andere natuurlijke of door de mens veroorzaakte sterfte.<sup>63</sup>

### *8. Beoordeling van het effect op de Staat van Instandhouding bij voornemen tot doden*

Voor het afwijken van de bescherming van art. 16 Habitatrichtlijn geldt dat het doden van wolven de meest vergaande optie van beheer vormt, die derhalve als inbreuk op de bescherming van de individuele wolf het meest uitgebreid moet worden gemotiveerd, zo volgt ook uit zowel Europeesrechtelijke als nationaalrechtelijke jurisprudentie. Om toestemming te kunnen verlenen voor een inbreuk op de verbodsbepalingen zal moeten worden onderbouwd dat er geen andere bevredigende oplossingen zijn om tegemoet te komen aan het doel van de ingreep. Art. 16, eerste lid Habitatrichtlijn vereist dat het bevoegd gezag nauwkeurig en toereikend motiveert dat er geen alternatieve maatregel bestaat waarmee de nagestreefde doelstelling op een bevredigende manier kan worden bereikt.<sup>64</sup>

### *Derogatie voor doden bij 'ongunstige staat'*

Nu zowel een internationaal beschermings- en beheerplan voor de wolf, waarin afstemming plaatsvindt over grensoverschrijdende zorg voor de populatie, als een nationaal beeld over de staat van instandhouding van de Nederlandse subpopulatie ontbreken, moet het er voor worden gehouden dat de wolf in Nederland in een ongunstige Staat van Instandhouding is. Zo lang het bewijs voor een gunstige staat van de Nederlandse subpopulatie niet is geleverd, moet worden uitgegaan van het voorzorgprincipe. Dit volgt ook uit jurisprudentie van het HvJ EU. Dat betekent dat doden moet worden gemotiveerd als een zeer uitzonderlijke situatie, die niet op andere wijze kan worden opgelost.

In een arrest over de Finse wolvenjacht uit 2007 heeft het Hof overwogen dat het toestaan van uitzonderingen op de verbodsbepalingen in geval van een ongunstige Staat van Instandhouding van een soort bij wijze van uitzondering mogelijk is wanneer naar behoren is vastgesteld dat zij de ongunstige Staat van Instandhouding van deze populaties niet kunnen verslechteren of niet kunnen verhinderen dat deze in een Gunstige Staat van Instandhouding worden hersteld. Het Hof wees erop dat niet kan worden uitgesloten dat het doden van een beperkt aantal dieren geen invloed heeft op het doel van art. 16, eerste lid Habitatrichtlijn, de wolvenpopulatie in haar

---

<sup>63</sup> Zie: HvJEU 10 oktober 2019 (Finse wolven-arrest II), C-674/17, ECLI:EU:C:2019:851, punten 57 tot en met 61.

<sup>64</sup> HvJEU 10 oktober 2019 (Finse wolven-arrest II), C-674/17, ECLI:EU:C:2019:851, punt 47 en ABRvS 21 april 2021 (gedragscode stroomversnelling) ECLI:NL: RVS:2021:853.

natuurlijke verspreidingsgebied in een Gunstige Staat van Instandhouding te laten voortbestaan. Een dergelijke afwijking zou in dat geval neutraal zijn voor de betrokken soort.<sup>65</sup>

In recentere jurisprudentie scherpt het Hof dit oordeel aan en wijst er op dat er weliswaar een mogelijkheid is om afwijkingen toe te staan in geval van een ongunstige Staat van Instandhouding, maar dat deze afwijkingen slechts in uitzonderlijke omstandigheden mogen worden toegestaan en dat een dergelijke toekenning ook moet worden beoordeeld in het licht van het voorzorgsbeginsel.<sup>13</sup> AG Saugmandsgaard stelt daaromtrent dat het voorzorgsbeginsel inhoudt dat de lidstaat een afwijking niet mag toestaan of uitvoeren indien het onderzoek van de best beschikbare wetenschappelijke gegevens een substantiële onzekerheid laat bestaan over de vraag of deze afwijking al dan niet afbreuk zal doen aan het streven de populaties van de betrokken soort in een Gunstige Staat van Instandhouding te behouden of te herstellen.<sup>66</sup>

Ook onder de omstandigheid van aannahme van een ‘ongunstige staat’ moet een besluit tot derogatie voor het doden, zo volgt uit de Finse Wolvenzaak (II), de impact van een afwijking worden beoordeeld op het niveau van het grondgebied van een plaatselijke (sub)populatie, teneinde vast te stellen wat het effect is op de Staat van Instandhouding van de betrokken populatie op ‘grotere schaal’. Het is derhalve nodig om eerst de impact van het doden van een wolf op de plaatselijke populatie te beoordelen. Hierbij is het van belang dat de betrokken wolf in voldoende mate kan worden geïdentificeerd om zijn rol in ‘groter verband’ te kunnen duiden (bijvoorbeeld diens mogelijk unieke genetische bijdrage aan behoud van de populatie,). Als het doden van een wolf leidt tot een effect op de (lokale) staat van instandhouding, dan hoort van ingrijpen te worden afgezien.

### *Derogatie voor doden bij ‘gunstige staat’*

Als de wolf nationaal onbetwist in een Gunstige Staat van Instandhouding verkeert dan zou mogelijk sneller tot een positief oordeel over doden kunnen worden gekomen. Het verlies van de wolf zou op nationale schaal immers geen verschil maken, maar kan dat nog wel op lokaal niveau. Dat kan individueel worden beoordeeld. Ook moet nog een beoordeling plaatsvinden op het niveau van de grensoverschrijdende populatie. Indien uit de best beschikbare wetenschappelijke gegevens zou kunnen worden afgeleid dat de voorgestelde maatregel de Staat van Instandhouding van de subpopulatie in een naburig land of in het algemeen kan verslechteren, mogen deze gegevens niet worden genegeerd, maar moet dit in beginsel alsnog leiden tot een weigering.<sup>15</sup> Deze laatste internationale afstemming zou mogelijk kunnen vervallen als het eerder aangehaalde internationale management (grensoverschrijdend beschermings- en beheerplan) van de Centraal-Europese populatie beter vorm zou worden gegeven. Zie hiervoor ook paragraaf 5.2.4.

### **5.2.3 Monitoring/datacollectie**

Zowel in de rapporten van Boitani et al. (2022) als in Blanco, J.C. & Sundseth, K. (2023) wordt aangegeven dat de verzamelde informatie en data (aangeleverd vanuit de verschillende lidstaten) soms moeilijk met elkaar zijn te vergelijken en dat dit een onzekerheid met zich meebrengt.

*‘Wolf monitoring is challenging because of low population densities and elusive behaviour. Within the EU, estimates of wolf numbers and their precision vary greatly across different countries, making it difficult to obtain a clear overall picture and compare numbers.*

---

<sup>65</sup> HvJ 14 juni 2007 (Finse wolven-arrest I), C-342/05, ECLI:EU:C:2007:341

<sup>66</sup> Conclusie AG Saugmandsgaard (Finse wolven II) 8 mei 2019, C-674/17, ECLI:EU:C:2019:394.

*Reliable data on population size and trends and other important variables is an essential requirement for objective, science-based decisions. This is emphasised in the European Parliament resolution which deplored the lack of harmonised wolf monitoring’.*

Bovenstaande geeft ook meer inhoud aan de waarneming in het rapport van Blanco & Sundseth (2023), paragraaf 2.2:

*‘This is emphasised in the European Parliament resolution which deplored the lack of harmonised wolf monitoring. It called on the Commission to ensure that Member States use appropriate monitoring methods for each of the different large carnivore species to allow for the compilation of high-quality, comparable, and standardised data for an effective assessment of population levels.*

*In their report on wolf status in geographic Europe, Boitani et al. (2022) also highlighted that estimates of wolf numbers and their precision vary greatly across different countries, making it difficult to compare numbers. While most countries estimate the number of individuals, several countries estimate instead reproductive units (i.e., packs and pairs) and use conversion factors to translate it to numbers of individuals.*

*Et cetera’*

Bovenstaande betreft algemene conclusies over alle lidstaten. Dit wil niet zeggen dat de monitoring of datacollectie in Nederland of Duitsland niet voldoet. Echter, naar aanleiding van een resolutie van het Europees Parlement in 2022 zal dit op Europees breed niveau meer aandacht gaan krijgen.

Een korte scan tijdens de literatuurstudie levert bijvoorbeeld op dat voor Vlaanderen het Instituut voor Natuur en Bos onderzoek (INBO) de monitoring van wolven binnen Vlaanderen uitvoert conform Reinhardt et al. (2015)<sup>67</sup>.

Voor Duitsland daarentegen wordt op de website van het DBBW<sup>68</sup> verwezen naar een tweetal andere documenten (BFN Skripten) op grond waarvan monitoring in Duitsland zou plaatsvinden.<sup>69 70</sup>

Voor Nederland wordt in het huidig Interprovinciaal Wolvenplan aangegeven dat de monitoring gebaseerd is op Reinhardt et al. (2015).<sup>71</sup> In het – eveneens in 2019 opgestelde – monitoringsplan wolf (datum 13 november 2019) wordt ook verwezen naar de Duits-Poolse monitoringsstandaard, waarbij in een bijlage wordt toegelicht op welke punten van deze standaard is afgeweken. In de literatuuropgave van het Nederlandse monitoringsplan wordt verwezen naar het BfN skripten 413 en is geen verwijzing te vinden naar BfN Skripten 398 (Reinhardt et al. 2015, Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland).

Deze literatuurstudie is niet bedoeld om de inhoud van de verschillende monitoringplannen of standaarden met elkaar te vergelijken. Mogelijk is er hier en daar sprake van een verschrijving of een onjuiste bronvermelding. Mochten er per land toch afwijkingen bestaan in de wijze van monitoring óf gebruik van monitoringsstandaards, is met name de resolutie van het Europees Parlement een signaal om in elk geval voor de Centraal-Europese wolvenpopulatie op

---

<sup>67</sup> Ilka Reinhardt, Gesa Kluth, Sabina Nowak, Robert W. Mystajek; 2015, Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland, BfN-Skripten 398

<sup>68</sup> <https://www.dbb-wolf.de/wolf-management//monitoring-standards>

<sup>69</sup> Petra Kaczensky, Gesa Kluth, Felix Knauer, Georg Rauer, Ilka Reinhardt, Ulrich Wotschikowsky (2009) Monitoring von Großraubtieren in Deutschland, Projektteam „Grundlagen für Managementkonzepte für die Rückkehr von Großraubtieren – Rahmenplan Wolf“, BfN – Skripten 251

<sup>70</sup> Ilka Reinhardt, Petra Kaczensky, Felix Knauer, Ditwsky Georg Rauer, Gesa Kluth, Sybille Wöfl mar Huckschlag und Ulrich Wotschiko; (2015), Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland, BfN-Skripten 413

<sup>71</sup> Ilka Reinhardt, Gesa Kluth, Sabina Nowak, Robert W. Mystajek; 2015, Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland, BfN-Skripten 398



grensoverschrijdend niveau afstemming te zoeken over een vergelijkbare monitoringssystematiek.

Het guidance document<sup>72</sup> over Monitoring:

*‘Het monitoren van grote populaties carnivoren is van cruciaal belang om nauwkeurige informatie te verstrekken, om inzicht te krijgen in de populatiedynamiek die nodig is om hun voortbestaan te garanderen, om beheers praktijken aan te passen aan veranderende situaties en om de verplichtingen uit hoofde van de Habitatrichtlijn na te komen. Het is bovendien een zeer veeleisende activiteit, aangezien dit over een groot geografisch gebied moet plaatsvinden. Vaak over internationale grenzen heen et cetera’.*

Daarmee verwijst het Guidance document tevens naar de noodzaak om voor de wolf (grensoverschrijdende) beschermings- en beheerplannen op te stellen voor de (borging van) de instandhouding en het eventueel beheer van de wolf. Zonder eerst op monitoring gebaseerde en best beschikbare informatie te beschikken over de daadwerkelijke omvang, trends van, én alle relevante dreigingen en gevaren voor de betreffende wolvenpopulatie (lokaal én op populatieniveau), kan een dergelijk plan (of plannen) niet leiden tot uitvoering van een eventuele derogatie.

Zie ook de noodzaak daarvoor die volgt uit de adviezen van Boitani, Rheinart en Linnell. Ook de laatste jurisprudentie van het Europese hof nopen tot een verbeteringsslag. Tevens kan worden verwezen naar punt 3 van de resolutie van 24 november 2022 van het Europees Parlement *‘Verzoekt de Commissie de vooruitgang bij het bereiken van de gunstige staat van instandhouding van soorten te blijven beoordelen op basis van wetenschappelijk bewijs, teneinde de gebiedsomvang en het populatieniveau van grote carnivoren naar behoren te beoordelen en te monitoren, met inbegrip van de effecten ervan op de natuur en de biodiversiteit; benadrukt dat rekening moet worden gehouden met de hoge grensoverschrijdende mobiliteit van soorten, aangezien de staat van instandhouding van verschillende populaties van dezelfde soort kan verschillen per regio; verzoekt de Commissie en de lidstaten de grensoverschrijdende samenwerking verder te intensiveren en benadrukt dat de monitoring moet worden gecoördineerd aan de hand van een geharmoniseerde methode, waarbij in voorkomend geval rekening wordt gehouden met transnationale populaties en (bio-)geografische regio’s’.*

Om goed zicht te krijgen in de daadwerkelijke omvang en verspreiding van de Centraal-Europese populatie en daarmee ook tot een eenduidige bepaling van de (gunstige) staat van instandhouding lijkt het er op dat de afstemming tussen de lidstaten Polen, Duitsland, Denemarken, Nederland, België en wellicht ook Tsjechië en Oostenrijk zal moeten verbeteren én dat er tot een op een eenduidige én ook onderling controleerbare manier monitoring en tellingen van de wolven over het gehele verspreidingsgebied van de Centraal- Europese populatie moet worden gekomen.

#### **5.2.4 Grensoverschrijdende monitoring & planvorming**

Voor deze paragraaf wordt allereerst een citaat uit 2008 aangehaald: *‘Considering the fragmented legal landscape and the transboundary nature of most wolf populations, transboundary cooperation at the population level has become a leading paradigm for large carnivore conservation both under the Bern Convention and the Habitats Directive’* (Linnell et al. 2008).

In 2008 kon nog niet worden voorzien hoe snel de wolvenpopulaties zich in de jaren daarna wisten uit te breiden en nu in steeds ruimer verspreidingsgebied voorkomen.

---

<sup>72</sup> EU Commission Notice; Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 2021

Na het advies van Linnell et al. (2008) volgt in 2015 het door het Large Carnivore Initiative het document Key actions for Large Carnivore populations in Europe (Boitani et al. 2015).<sup>73</sup>

Voor de wolf worden in dit document een aantal actiepunten beschreven:

Actie 1: Ontwikkel een systeem van gestandaardiseerde telling en monitoring van de wolvenpopulatie(s);

*Ontwikkel een gestandaardiseerde aanpak voor het onderzoeken, tellen en monitoren van de verspreiding, aantallen, demografie en genetische status van wolven, gebaseerd op gedeelde protocollen om grensoverschrijdende informatie samen te voegen en de inspanningen te optimaliseren.*

Actie 2: Ontwikkel Grensoverschrijdende samenwerking en beschermings- en beheerplan op populatieniveau;

*Het ontwikkelen van effectieve samenwerking en grensoverschrijdend beheer van wolvenpopulaties.*

*Bijna alle wolvenpopulaties worden gedeeld door verschillende lidstaten en veel wolvenroedels hebben grensoverschrijdende territoria. Beheersbeslissingen die niet gebaseerd zijn op een aanpak op populatieniveau kunnen de voortgang richting nationale populatiedoelen en het bereiken van de gunstige staat van instandhouding van de soort belemmeren. Deze problemen kunnen alleen worden onderkend en opgelost binnen het grensoverschrijdende samenwerkingskader et cetera'.*

Over de wijze waarop Boitani invulling geeft de benoemde acties en het vormgeven een overkoepelend (grensoverschrijdend) beschermings- en beheerplan wordt naar het document zelf verwezen.

Boerema, Freriks & Van den Brink (2021) gaan ook uitgebreid in op de noodzaak om te komen tot een grensoverschrijdend beschermings- en beheerplan. *'Volgens de Europese Commissie zou de beste aanpak voor de autoriteiten van de lidstaten erin bestaan de maatregelen op de juiste schaal te combineren, met gebruikmaking van alle beschikbare instrumenten en financieringsbronnen, in het kader van een omvattend en consistent instandhoudings- en beheersplan voor wolven. In een dergelijk plan (idealiter een grensoverschrijdend plan tussen de lidstaten met dezelfde wolvenpopulatie) zouden alle relevante bedreigingen, conflicten, kansen en behoeften met betrekking tot de wolf in de betrokken lidstaat aan bod komen. Een dergelijk plan zou het best kunnen garanderen dat een gunstige staat van instandhouding voor de wolf in zijn hele verspreidingsgebied wordt bereikt en gehandhaafd, en tegelijkertijd, binnen de door de richtlijn gestelde grenzen, de nodige flexibiliteit bij het beheer bieden en de acceptatie van de wolf door het publiek (de zogenaamde 'maatschappelijke draagkracht') handhaven of verbeteren.*

*Een passend en alomvattend instandhoudings- en beheersplan voor de wolf kan een goed algemeen kader bieden voor de toepassing van alle nodige instrumenten en maatregelen, met inbegrip van het mogelijke gebruik van afwijkingen. Wanneer dergelijke plannen naar behoren worden uitgevoerd, met aantoonbare resultaten inzake het bevorderen van de gunstige staat van instandhouding, biedt art. 16 Habitatrichtlijn de mogelijkheid tot de nodige flexibiliteit door het gebruik van afwijkingen'.*

---

<sup>73</sup> Boitani, I. et al., 2015. Key actions for Large Carnivore populations in Europe (2015). Instituto Ecologia Applicata, Rome under contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B3 'Support to the European Commission's policy on large carnivores under the Habitat Directive - Phase Two', with contributions from the Large Carnivore Initiative for Europe (SSC/IUCN).

In 2022 wordt door het Europees Parlement middels de resolutie van 24 november 2022 een redelijk urgente oproep gedaan om stappen te maken om de grensoverschrijdende wolvenpopulaties beter te monitoren en ook te komen tot concrete *beschermings- en beheerplannen*:

–punt 3 – een verzoek aan de Commissie; *‘omdat rekening moet worden gehouden met de hoge grensoverschrijdende mobiliteit van soorten (waaronder de wolf; red), aangezien de staat van instandhouding van verschillende populaties van dezelfde soort kan verschillen per regio; verzoekt de Commissie en de lidstaten de grensoverschrijdende samenwerking verder te intensiveren’* en

–punt 16 – een verzoek aan de lidstaten om *‘uitgebreide actieplannen voor soorten of instandhoudings- en/of beheerplannen op te stellen en uit te voeren, voor zover er nog geen plannen bestaan, rekening houdend met menselijke dichtheid, landschapsstructuren, veestapel, staat van instandhouding, andere relevante menselijke activiteiten en populaties van wilde hoefdieren’*.

Tot slot kan nog verwezen worden naar de aanbevelingen zoals deze zijn terug te vinden in het Guidance document.<sup>74</sup> Waarin benadrukt dat wordt dat eventuele derogaties om in te grijpen in de wolvenpopulaties enkel kansrijk zijn als door middel van eenduidige en betrouwbare monitoring een hoge mate van zekerheid bestaat over de aanwezige staat van instandhouding op alle niveaus (populatie niveau in totaal, dus over de landsgrenzen heen beoordeeld, maar ook op lokaal niveau te weten binnen de lidstaat zelf).

Ook de guideline voor rapportage onder artikel 17 van de habitatrichtlijn voor de periode 2019-2024<sup>75</sup> suggereert dat voor het bepalen van de gunstige referentiewaarden – ter bepaling van de Gunstige Staat van Instandhouding voor een soort als de wolf, gericht moet zijn op de hele populatie, wat samenwerking inhoudt tussen lidstaten die dezelfde populatie delen.

### **Naar een internationaal beschermings- en beheerplan voor de Centraal-Europese Wolvenpopulatie.**

Op initiatief van Nederland zijn in 2024 gesprekken gestart met contacten in de omringende lidstaten. Met het doel om te komen tot een internationaal wolvenplan voor Noordwest-Europa. De landen waarmee de gesprekken zijn gevoerd zijn niet allemaal de landen waar zich het verspreidingsgebied van de Centraal-Europese wolvenpopulatie over uitstrekt.

Meer informatie is er (bij de schrijvers van dit rapport) tot op heden niet beschikbaar over de inhoud van de gesprekken, doel, planning of de beoogde inhoud.

Wanneer inderdaad stappen worden gezet om tot een grensoverschrijdend beschermings- en beheerplan voor de Centraal-Europese wolvenpopulatie te komen wordt aangeraden om bij het opstellen hiervan in elk geval kennis te nemen van de format die door Linnell, Salvatori & Boitani (2008) in de bijlage van hun rapport is opgenomen.<sup>76</sup>

---

<sup>74</sup> EU Commission Notice; Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 2021

<sup>75</sup> Guidelines on concepts and definitions article 17 of directive 92/43/EEC reporting period 2019–2024

<sup>76</sup> Appendix 1. Template for a transboundary management plan from the Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores in Europe (Linnell et al. 2008)

## 6 DEFINITIES

**Bezetting:** Aanwezigheid van een wolf in een verzameling bemonsteringslocaties in een onderzoeksgebied. Deze wordt uitgedrukt als een fractie, waarbij 1 een volledige bezetting is, en 0 een totale afwezigheid. In Engelstalige ecologisch/statistische literatuur wordt dit ‘occupancy’ genoemd.

**Gevestigde wolf:** Hiervan hanteert BIJ12 de volgende definitie. Van een gevestigde wolf is sprake als deze minimaal 6 maanden in dezelfde regio of hetzelfde gebied via DNA aantoonbaar aanwezig is en/of paarvorming heeft plaatsgevonden.

**Jaarling:** Een wolf in het tweede levensjaar.

**Metapopulatie:** De term ‘metapopulatie’ verwijst naar het geheel van individuen met een grotendeels vergelijkbare genetische structuur op grote schaal. De verdeling van de metapopulatie kan ruimtelijk discontinu zijn, maar er moet voldoende (potentiële) verbinding in ruimte en tijd zijn om de verspreiding en onderlinge genetische uitwisseling binnen de (delen van) de metapopulatie mogelijk te maken. Dit kan op het niveau van enkele individuen per generatie liggen.

**Migratie:** het verplaatsen uit Nederland (emigratie) of naar Nederland (immigratie) door een wolf

**Minimaal levensvatbare Populatieomvang (Minimal Viable Population):** Minimale levensvatbare populatieomvang (Minimum Viable Population of ‘MVP’) is een ondergrens voor de populatie zodat deze in het wild kan overleven. MVP verwijst naar de kleinst mogelijke omvang waarbij een biologische populatie kan bestaan zonder met uitsterven bedreigd te worden door natuurrampen of demografische, ecologische of genetische stochasticiteit. MVP ligt per definitie – en in de praktijk – lager dan het populatieniveau dat moet worden beschouwd als ‘Gunstige Staat van Instandhouding’. Met andere woorden: Een populatie zal, wil ze zich binnen het gunstige referentiebereik bevinden, op zijn minst groter moeten zijn dan een MVP.

**Occupancy model:** Bij een occupancy model (bezettingsmodel) wordt op basis van herhaalde bezoeken of meerdere seizoenen de aanwezigheid van een soort berekend, waarbij rekening wordt gehouden met de trefkans (detection probability).

**Populatie:** Door het Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE)<sup>77</sup> wordt het begrip ‘populatie’ als volgt uitgelegd: ‘een populatie kan worden beschouwd als ‘een geneste hiërarchie van entiteiten, waarbij het behoud van genetische diversiteit van belang is om deze soort op de lange termijn te kunnen laten voortbestaan’. Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE)<sup>78</sup>. Binnen Europa worden tot op heden 9 wolvenpopulaties onderscheiden.

**Populatiesegment:** Binnen een subpopulatie kan er ook sprake zijn van een op nog kleinere schaal te onderscheiden ruimtelijke eenheden of clusters. Als voorbeeld wordt door Reinhardt et al.2013<sup>79</sup> de wolven in het gebied Lausitz (de regio in het noordoosten van Sachsen en

---

<sup>79</sup> Ilka Reinhardt, Gesa Kluth, Sabina Nowak, Robert W. Mysłajek; 2015, Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland, BfN-Skripten 398

zuidoost Brandenburg) beschouwd als zo'n 'populatie segment' van de Centraal Europese populatie.

**Roedel:** Zodra een wolvenpaar in een jaar of in voorgaande jaren welpen heeft gehad spreken we van een roedel.

**Subpopulatie:** Binnen een metapopulatie kunnen er een aantal 'subpopulaties' bestaan. Het gaat dan om een groep van individuen binnen een redelijk continue verspreiding waarbinnen de individuen onderling met een grotere frequentie interacteren, zodat de demografie van de groep voornamelijk wordt beïnvloed door geboorte- en sterftcijfers in plaats van door de immigratie van dieren van buiten (van naburige subpopulaties binnen de metapopulatie).

**Trefkans:** De kans dat een soort of individu die in een onderzoekslocatie aanwezig is, daadwerkelijk wordt aangetroffen. Engels: detection probability.

**Welp:** Een wolf in het eerste levensjaar.

**Wolvenpaar:** Een wolvenpaar bestaat uit een wolvin en een wolf waarvan bevestigd is dat ze samen optrekken.

**Zwerper of Zwervende wolf:** een wolf die zich niet gevestigd heeft.

BIJLAGE 1. FORMULERING MODEL

Het gebruikte model is een Leslie-matrix-model. Deze kunnen worden opgeschreven als een matrix, of als een reeks wiskundige vergelijkingen. Het model ziet er in die laatste vorm uit als een reeks variabelen  $N$  die staat voor het aantal individuen in elke leeftijds-stadiumgroep op jaar  $t$ . De vergelijkingen geven de berekening voor het volgende jaar weer. Daarbij zijn de volgende parameters gebruikt:

$N_x(T)$  - het aantal individuen in stadium  $x$  op een peilmoment in jaar  $T$ .

$b$  - worpgrootte

$s$  - jaarlijkse overleving

$t$  - transitie: aandeel van de leeftijd-stadium groep die overgaat naar de andere groep.

$K$  - maximum aantal roedels

$imm$  - gemiddeld aantal immigrerende wolven.

$emm$  - aandeel van zwervende wolven dat emigreert.

$p$  - een functie van het aantal dominante wolven die verandert van 1 naar 0. Deze wordt gebruikt om de kans op vestiging als dominante wolf door zwervende of volwassen wolven afhankelijk te maken van het aantal 'gevolde' territoria.:

$$p = 1 - \left( \frac{1}{1 + e^{-\left(\frac{6}{K}\right)(N_{adults.dom}[T] - K)}} \right)$$

$$N_{welp}(T+1) = \text{Poisson}(N_{dominant}(T) * s_{dominant} * b) / 2$$

$$N_{jaarling}(T+1) = N_{welp}(T) * s_{welp}$$

$$N_{adult}(T+1) = N_{jaarling}(T) * s_{jaarling} * (1 - t_{jaarling-zwervend}) + N_{adult}(T) * s_{adult} * (1 - t_{adult-dominant} * p - t_{adult-zwervend})$$

$$N_{dominante\ adult}(T+1) = N_{dominante\ adult}(T) * s_{dominante\ adult} + N_{adult}(T) * s_{adult} * t_{adult-dominant} * p + N_{zwervende\ adult}(T) * s_{zwervende\ adult} * t_{zwervend-dominant} * p$$

$$N_{zwervende\ adult}(T+1) = N_{jaarling}(T) * s_{jaarling} * t_{jaarling-zwervend} + N_{adult}(T) * s_{adult} * t_{adult-zwervend} + N_{zwervende\ adult}(T) * s_{zwervende\ adult} * (1 - t_{zwervend-dominant} * p) + \text{Poisson}(imm) - \text{Poisson}(N_{zwervende\ adult}(T) * emi)$$

## BIJLAGE 2. RESULTATEN MODELVARIANTEN

Bij de parametrisatie van het populatiemodel zijn 13 varianten opgesteld, met verschillende parameters uit de literatuur. De belangrijkste varianten zijn besproken in het rapport (hoofdstuk 3). De overige varianten worden hier, per thema, besproken.

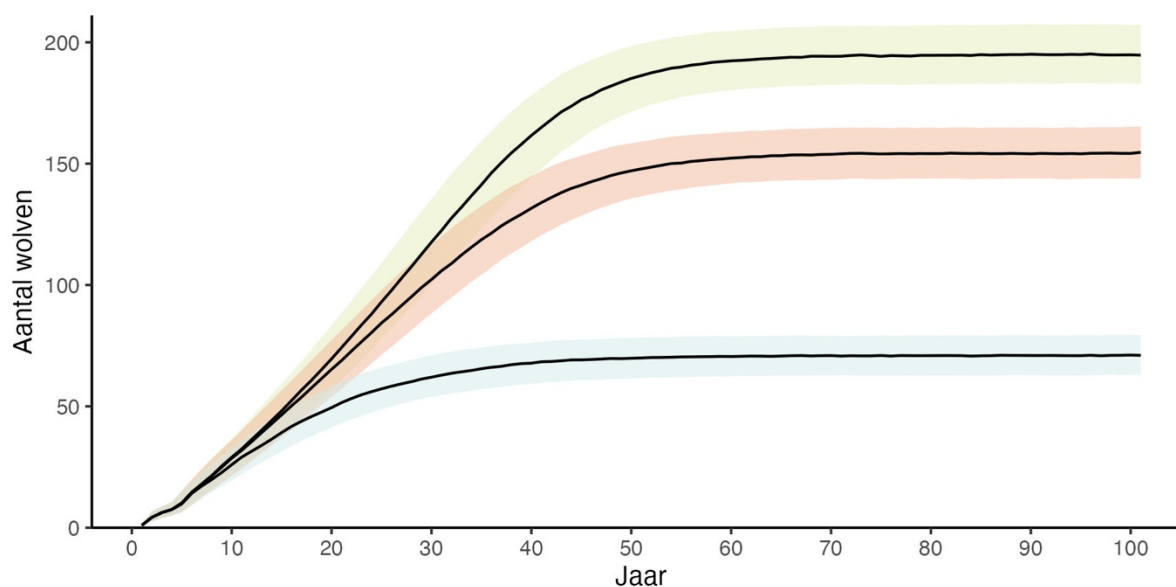
**Dichtheidsafhankelijke worpgrootte en sterfte**

De draagkracht hadden nog weinig invloed in deze fase van de populatieontwikkeling. Deze processen spelen pas bij hogere dichtheid, en zijn wel goed te zien als het model 100 jaar populatieontwikkeling voorspeld.

Bij modelvariant 2 is de worpgrootte bij aanvang 4.5 welpen per dominante wolvin. Deze worpgrootte neemt lineair af tot 2.5 welpen, als het maximum aantal territoria (40 territoria) is bereikt. Tijdens de looptijd van de simulatie, 30 jaar, wordt dat maximum niet gehaald: de worpgrootte is bij aanvang 4.7, en bij jaar 30 ongeveer 4.1. De worpgrootte blijft dus in die 30 jaar relatief hoog, en de groei is maar iets lager dan het default model.

Bij modelvariant 3 neemt de sterfte toe naarmate de populatiedichtheid toeneemt. Dit begint in het model effect te hebben na ongeveer 20 jaren: dan vlakt de groei van de populatie af.

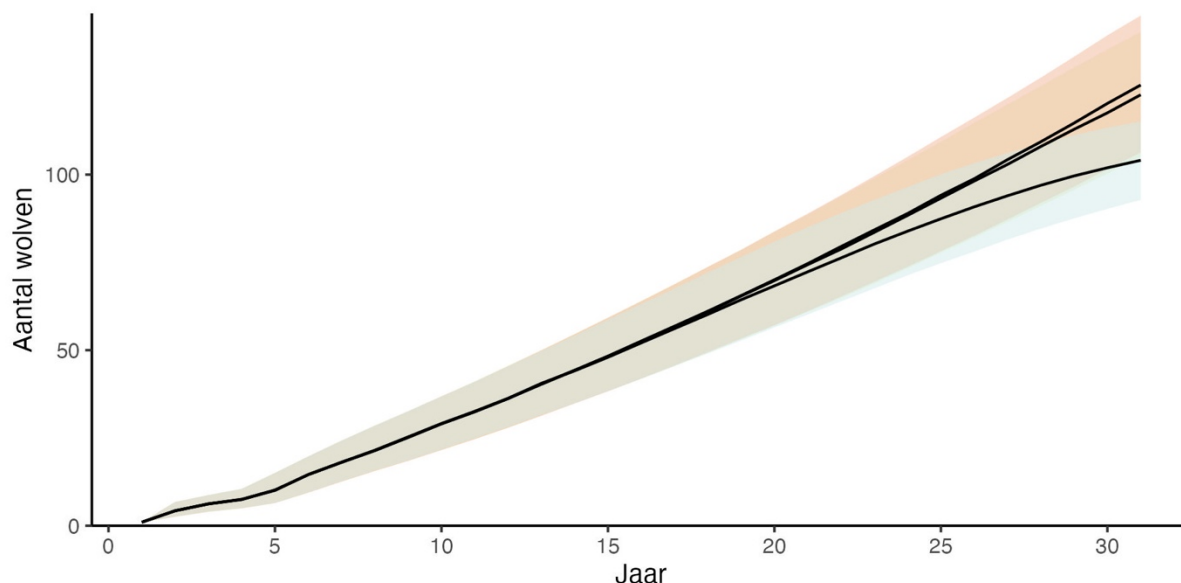
Na 100 jaar zorgt de extra sterfte en lagere worpgrootte voor stabiele evenwichten bij kleinere populatieomvang (figuur B2-1).



Figuur B-2.1. Omvang van de wolvenpopulatie (en standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 100 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model, rood: modelvariant 1: worpgrootte neemt af met dichtheid, blauw: modelvariant 2: overleving van volwassenen neemt af met dichtheid.

**Draagkracht**

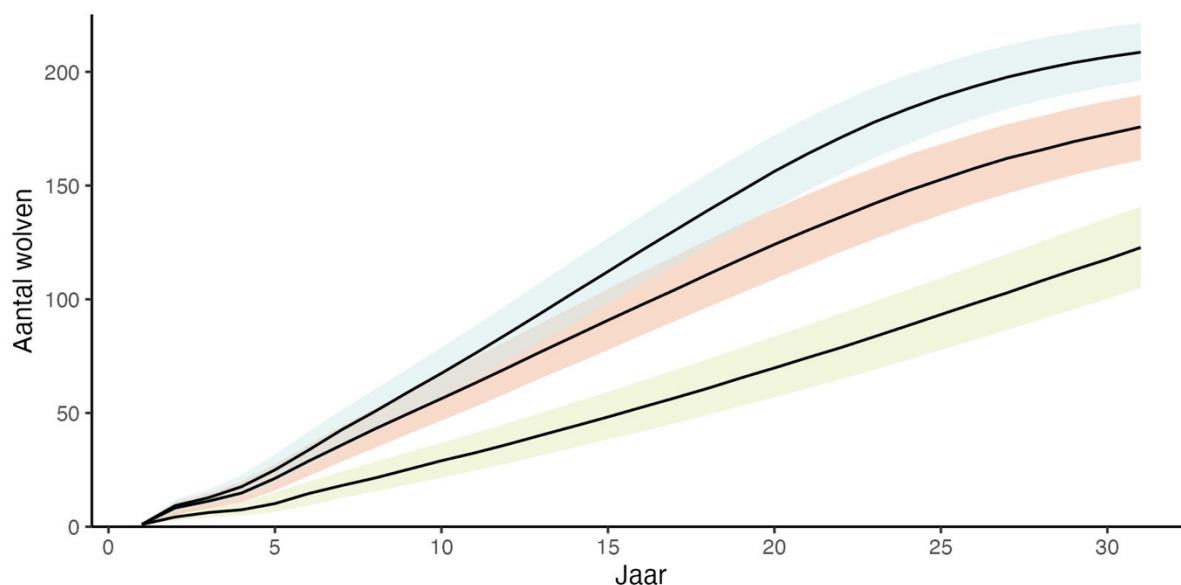
Door de langzame groei in eerste 30 jaar is er nog geen groot effect te zien van de draagkracht (het maximale aantal roedels) op de ontwikkeling (figuur B-2.2). De vestigingskans neemt pas sterk af als de populatie groter is, en de voorspellingen van de 3 varianten van het model verschillen daardoor nauwelijks: daarom zijn de verschillende kleuren van de standaarddeviaties in de figuur nauwelijks zijn te onderscheiden.



Figuur B-2.2. Omvang van de wolvenpopulatie (en standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 30 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model, rood: modelvariant 4: maximaal 56 roedels in Nederland, blauw: modelvariant 5: maximaal 23 roedels in Nederland. De varianten overlappen zodat de 3 kleuren niet zichtbaar zijn.

### Migratie

Meer immigratie en meer emigratie zorgt beiden voor een sneller groeiende populatie. Als het aantal immigrerende wolven per jaar dubbel zo hoog is, zorgt voor een sneller groeiende populatie (figuur B-2.3): er zijn meer wolven die zich kunnen vestigen, en zodra dat gebeurt is ook meer aanwas, omdat er meer roedels zijn die voor welpen zorgen. Na 30 jaar bereiken deze twee varianten al de afvlakkende fase in de S-vormige groeicurve.



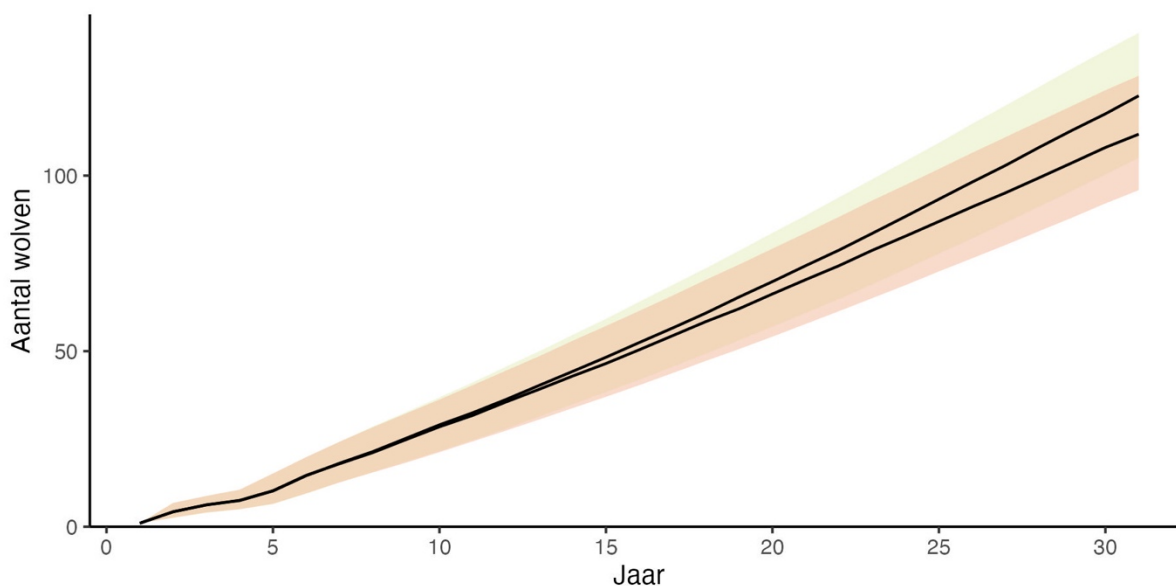
Figuur B-2.3. Omvang van de wolvenpopulatie (en in kleur de standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 30 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model. Rood: modelvariant 6: tweemaal zo veel immigratie en emigratie dan het default model. Blauw: modelvariant 7: tweemaal zoveel immigratie als het default model, emigratie blijft 10% van dispergerende wolven.



Modelvariant 8 is een modelvariant waarbij, na de eerste wolf in jaar 1, de populatie niet meer aangevuld wordt door dieren uit Duitsland en België. In dit modelvariant sterft deze wolf na enkele jaren en is er geen aanwas door voortplanting of immigratie: de 'populatie' van 1 wolf sterft uit.

### Verlaten van roedels

Modelvariant 11 voorziet in een hoger aandeel dieren dat jaarlijks de roedel verlaat. Dit zorgt voor een (iets) minder sterke groei van de populatie (figuur B-2.5).



*Figuur B-2.4. Omvang van de wolvenpopulatie (en standaarddeviaties) van 10.000 simulaties van 30 jaar populatieontwikkeling. Groen: default model, rood: modelvariant 11: dieren verlaten sneller de roedel.*

Voor grensoverschrijdende monitoring en planvorming is een goed beeld van de omvang en effecten van de migratieparameters van belang. Omdat op dit moment geen goede informatie was over het aantal of aandeel van wolven die emigreren, is deze variant opgenomen in de bijlage.

## BIJLAGE 3. DETAILS OCCUPANCY MODELLING

In deze bijlagen wordt een overzicht gegeven van de opgestelde occupancy-analyse. Eerst voor de volledige periode 2014-2023. Daarna volgt de analyse waarbij ook omgevingsfactoren zijn betrokken.

## DYNAMIC OCCUPANCY 2014-2023

**Resultaten van model met constante psi en p:**

JAGS output for model 'dynocc0.jags', generated by jagsUI.  
 Estimates based on 10 chains of 10000 iterations,  
 adaptation = 1000 iterations (sufficient),  
 burn-in = 0 iterations and thin rate = 1,  
 yielding 100000 total samples from the joint posterior.

	mean	sd	2.5%	50%	97.5%	overlap0	f	Rhat	n.eff
psi1	0.002	0.001	0.000	0.002	0.005	FALSE	1	1	88962
phi	0.507	0.025	0.459	0.507	0.556	FALSE	1	1	52717
gamma	0.054	0.002	0.049	0.054	0.059	FALSE	1	1	100000
p	0.201	0.005	0.192	0.201	0.210	FALSE	1	1	29647
N[1]	1.085	0.298	1.000	1.000	2.000	FALSE	1	1	100000
N[2]	9.303	1.533	7.000	9.000	13.000	FALSE	1	1	100000
N[3]	4.980	1.736	2.000	5.000	9.000	FALSE	1	1	84752
N[4]	15.752	2.163	12.000	16.000	20.000	FALSE	1	1	82381
N[5]	65.964	1.928	63.000	66.000	70.000	FALSE	1	1	100000
N[6]	42.874	2.557	38.000	43.000	48.000	FALSE	1	1	97810
N[7]	78.554	2.490	74.000	78.000	84.000	FALSE	1	1	47794
N[8]	116.507	3.646	110.000	116.000	124.000	FALSE	1	1	100000
N[9]	217.131	2.909	212.000	217.000	223.000	FALSE	1	1	86371
N[10]	210.854	3.219	205.000	211.000	218.000	FALSE	1	1	51427

Successful convergence based on Rhat values (all < 1.1).  
 Rhat is the potential scale reduction factor (at convergence, Rhat=1).  
 For each parameter, n.eff is a crude measure of effective sample size.

Overlap0 checks if 0 falls in the parameter's 95% credible interval.  
 f is the proportion of the posterior with the same sign as the mean.  
 i.e., our confidence that the parameter is positive or negative.

**Resultaten van model met constante psi en variabele p**

JAGS output for model 'dynocc.pt.jags', generated by jagsUI.  
 Estimates based on 10 chains of 10000 iterations,  
 adaptation = 1000 iterations (sufficient),  
 burn-in = 0 iterations and thin rate = 1,  
 yielding 100000 total samples from the joint posterior.

	mean	sd	2.5%	50%	97.5%	overlap0	f	Rhat	n.eff
psi1	0.025	0.048	0.001	0.008	0.165	FALSE	1	1.071	233
phi	0.469	0.023	0.425	0.469	0.515	FALSE	1	1.000	15054
gamma	0.083	0.004	0.075	0.083	0.092	FALSE	1	1.001	8358
p[1]	0.047	0.068	0.000	0.017	0.252	FALSE	1	1.008	947
p[2]	0.007	0.003	0.003	0.007	0.014	FALSE	1	1.003	2125
p[3]	0.002	0.001	0.000	0.002	0.005	FALSE	1	1.000	16548
p[4]	0.008	0.002	0.004	0.008	0.013	FALSE	1	1.000	14243
p[5]	0.052	0.007	0.039	0.051	0.067	FALSE	1	1.000	12103
p[6]	0.086	0.014	0.061	0.084	0.117	FALSE	1	1.001	7003
p[7]	0.146	0.014	0.120	0.146	0.174	FALSE	1	1.000	24820
p[8]	0.203	0.013	0.178	0.203	0.230	FALSE	1	1.000	44321
p[9]	0.224	0.009	0.207	0.224	0.241	FALSE	1	1.000	25233
p[10]	0.264	0.009	0.246	0.264	0.283	FALSE	1	1.000	56218
N[1]	26.048	50.703	1.000	7.000	173.000	FALSE	1	1.072	232
N[2]	96.167	21.672	70.000	92.000	154.000	FALSE	1	1.050	277
N[3]	121.939	13.724	98.000	121.000	151.000	FALSE	1	1.012	725
N[4]	128.993	12.025	106.000	129.000	153.000	FALSE	1	1.002	2499
N[5]	122.793	10.068	104.000	123.000	143.000	FALSE	1	1.001	6768
N[6]	81.032	10.333	62.000	81.000	102.000	FALSE	1	1.001	7004
N[7]	90.454	5.489	81.000	90.000	102.000	FALSE	1	1.000	21132
N[8]	115.073	4.238	108.000	115.000	124.000	FALSE	1	1.000	64228
N[9]	214.482	2.619	210.000	214.000	220.000	FALSE	1	1.000	80905
N[10]	205.061	2.095	202.000	205.000	210.000	FALSE	1	1.000	51369

Successful convergence based on Rhat values (all < 1.1).

Rhat is the potential scale reduction factor (at convergence, Rhat=1).

For each parameter, n.eff is a crude measure of effective sample size. overlap0 checks if 0 falls in the parameter's 95% credible interval.

f is the proportion of the posterior with the same sign as the mean.

i.e., our confidence that the parameter is positive or negative.

SINGLE SEASON OCCUPANCY 2023

**Occupancy model 2023 zonder cofactoren**

JAGS output for model 'Occ2023.jags', generated by jagsUI.  
 Estimates based on 10 chains of 10000 iterations,  
 adaptation = 100 iterations (sufficient),  
 burn-in = 0 iterations and thin rate = 1,  
 yielding 100000 total samples from the joint posterior.

	mean	sd	2.5%	50%	97.5%	overlap0	f	Rhat	n.eff
p	0.262	0.009	0.244	0.262	0.281	FALSE	1	1	99804
psi	0.191	0.012	0.167	0.190	0.215	FALSE	1	1	100000
N	206.449	2.517	202.000	206.000	212.000	FALSE	1	1	100000

Successful convergence based on Rhat values (all < 1.1).  
 Rhat is the potential scale reduction factor (at convergence, Rhat=1).  
 For each parameter, n.eff is a crude measure of effective sample size.

overlap0 checks if 0 falls in the parameter's 95% credible interval.  
 f is the proportion of the posterior with the same sign as the mean.  
 i.e., our confidence that the parameter is positive or negative.

**Occupancy model 2023 met cofactoren bos, en bewonersdichtheid als discrete factor**

JAGS output for model 'bewCatbos.jags', generated by jagsUI.  
 Estimates based on 10 chains of 10000 iterations,  
 adaptation = 100 iterations (sufficient),  
 burn-in = 0 iterations and thin rate = 1,  
 yielding 100000 total samples from the joint posterior.  
 MCMC ran for 1.392 minutes at time 2024-06-05 21:50:41.

The object has 4 nodes with 10000 draws for each of 10 chains.  
 l95 and u95 are the limits of a 95% Highest Density Credible Interval.  
 Rhat is the estimated potential scale reduction factor:  
 largest is 1.00; NONE are greater than 1.10.  
 MCEpc is the Monte Carlo standard error as a percentage of the posterior  
 SD:  
 largest is 0.5%; NONE are greater than 5%.

	mean	sd	median	l95	u95	Rhat	MCEpc
p	0.269	0.010	0.269	0.251	0.288	0.999	0.439
psi0[1]	0.158	0.022	0.157	0.116	0.204	1.001	0.491
psi0[2]	0.185	0.016	0.184	0.153	0.216	1.000	0.427
bbos	0.971	0.090	0.969	0.796	1.150	1.001	0.462

**Occupancy model 2023 met cofactoren bos, en dichtheid van schapen als discrete factor**

JAGS output for model 'schCatbos.jags', generated by jagsUI.  
 Estimates based on 10 chains of 10000 iterations,  
 adaptation = 100 iterations (sufficient),  
 burn-in = 0 iterations and thin rate = 1,  
 yielding 100000 total samples from the joint posterior.  
 MCMC ran for 1.378 minutes at time 2024-06-05 22:49:12.

	mean	sd	2.5%	50%	97.5%	overlap0	f	Rhat	n.eff
p	0.151	0.008	0.135	0.151	0.168	FALSE	1	1	88117
psi0[1]	0.193	0.020	0.155	0.192	0.234	FALSE	1	1	43034
psi0[2]	0.218	0.025	0.171	0.218	0.270	FALSE	1	1	30565
bbos	1.033	0.106	0.835	1.030	1.251	FALSE	1	1	48270

Successful convergence based on Rhat values (all < 1.1).  
 Rhat is the potential scale reduction factor (at convergence, Rhat=1).  
 For each parameter, n.eff is a crude measure of effective sample size.

overlap0 checks if 0 falls in the parameter's 95% credible interval.  
 f is the proportion of the posterior with the same sign as the mean.  
 i.e., our confidence that the parameter is positive or negative.

## BIJLAGE 4. COCHRANE'S 11 REGELS (EN CAVEATS) VOOR MODELLEREN VOOR NATUURBEHEER

**Heuristics of pragmatic modeling to support management planning.** Bron: Cochrane, 2003. Ecological Modeling for Resource Management. Springer Verlag, New York.

Rules	Caveats
1. Work as a team with modelers, biologists, and managers	Requires full commitment and good communication skills. Continually reaffirm common understanding of objectives and methods
2. The problem must be well defined <i>first</i>	Begin from a system or big-picture perspective rather than from the components
3. The purpose of pragmatic modeling is to gain insights and improve management decisions, not to produce precise predictions or absolute answers	Stochastic modeling is well suited to strategic planning (such as setting priorities for regional endangered-species recovery) but is not a panacea for site- and case- specific risk assessments under high uncertainty.
4. The project and models must be flexible and adaptable	Be able to change directions (including redirecting funding)
5. Use rapid prototyping and iterative modeling with reevaluation of objectives and process	Rapid turnover of preliminary results to management engages managers in the project and promotes continual focus on modeling relevance and iterative refinement of the objectives and approach. Be willing to throw out models that are not working and start over
6 Models must be transparent or easily understood and manipulated	Be careful in using others' models.
7. Avoid filing models with extraneous details; err toward simplicity and transparency	Details or variations can always be added if they become important to the objectives.
8. Balance what is clearly known with what must be hypothesized	Avoid concentrating on what is already known while ignoring elements that are relevant to the objectives but poorly understood
9. Choose the model scale carefully to be, build more than one model at different scales	Generally, scales cannot be blended, if need match objectives
10. If a simple model does not meet the work consider using a suite of models (each with a well-defined objective)	All-purpose or comprehensive models do not work. Modeling experiments built around scenarios can reduce complexity while exploring a wide range of conditions and parameter values
11. Sensitivity analysis is essential	Be explicit about the assumptions and guesses that inevitably must be made to develop a model (virtual world) representation of the real world. Sensitivity analysis tests these assumptions and provides essential perspective