



Vlaanderen
is wetenschap

Adaptief grofwildbeheer in het Drongengoed

Cyclus 1: 2023-2025

Martijn Bollen, Lynn Pallemmaerts, Emilie Gelaude, Sander Devisscher,
Jan Vercammen, Niko Boone, Jim Casaer

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Martijn Bollen , Lynn Pallemmaerts , Emilie Gelaude , Sander Devisscher , Jan Vercammen ,
Niko Boone , Jim Casaer 

Reviewers:

Frank Huysentruyt 

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

Vestiging:

INBO Brussel, Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel, België
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

jim.casaer@inbo.be

Wijze van citeren:

Bollen, M., Pallemmaerts, L., Gelaude, E., Devisscher, S., Vercammen, J., Boone, N. & Casaer, J. (2026). Adaptief grofwildbeheer in het Drongengoed. Cyclus 1: 2023-2025. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (39). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: [10.21436/inbor.149016545](https://doi.org/10.21436/inbor.149016545)

D/2026/3241/192

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (39)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Vercammen Jonas

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van en in

samenwerking met:

Agentschap Natuur en Bos

<https://natuurenbos.be/aanpak-wildbeheer-drongengoed>

<https://natuurenbos.be>

**AGENTSCHAP
NATUUR & BOS**



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

ADAPTIEF GROFWILDBEHEER IN HET DRONGENGOED

Cyclus 1: 2023-2025

Martijn Bollen, Lynn Pallemmaerts, Emilie Gelaude, Sander Devisscher, Jan Vercammen, Niko Boone, Jim Casaer

10.21436/inbor.149016545
SWO-ANB-INBO-2022-063

Dankwoord/Voorwoord

Voor zover we weten, vormt dit rapport de eerste keer dat een “monitoringsrapport” echt als stap van een gestructureerd besluitvormingsproces wordt opgemaakt. Het gestructureerde besluitvormingsproces startte met een adviesvraag van ANB in maart 2020. Samen met ANB werd de beslissing genomen dit niet gewoon als een adviesvraag te beantwoorden vanuit INBO, maar samen met de lokale stakeholders de weg van een gestructureerd besluitvormingsproces in te slaan. In de herfst van 2021 resulteerde dit proces in een rapport dat ecologische gegevens, beheerdoelstellingen, mogelijke maatregelen, kennislacunes en de mogelijke beheerkeuzes samenbracht.

In het voorjaar van 2023 startte de eerste jachtperiode. Voorliggend rapport geeft de beheerinspanningen en resultaten weer van de eerste driejarencyclus.

Dit rapport kon alleen maar tot stand komen dankzij de samenwerking met heel wat mensen op het terrein en achter de schermen. We willen graag Klaar Meulebrouck en Patrick Engels van het ANB bedanken voor de bereidheid om mee hun schouders onder dit proces te zetten en voor het gestelde vertrouwen. Ook boswachter Hans Vansteenbrugge bedanken we voor alle hulp op het terrein gedurende de voorbereiding en deze eerste driejarencyclus, net als boswachter Jan Deruyter, die in de voetsporen van Hans de rol van lokaal aanspreekpunt voor ons overneemt.

Daarnaast bedanken we de drie omliggende wildbeheereenheden – WBE Drie Koningen, WBE Kampel en WBE Langs de Hoge Kale – voor de samenwerking rond het uitwisselen van afschotgegevens en de medewerking aan het cameravalnetwerk. Ook dank aan Natuurpunt en Defensie voor de toegang tot terreinen en de samenwerking en openheid in het kader van het gestructureerde besluitvormingsproces. Grote dank gaat ook uit naar alle vrijwilligers die meedraaien in het cameravalnetwerk voor het maandelijks verwisselen van SD-kaartjes en batterijen, het uploaden en annoteren van foto's, en voor hun deelname aan de tellingen doorheen het jaar.

Tot slot willen we ook graag Frank Huysentruyt van het INBO bedanken voor het nalezen van dit rapport. Zijn opmerkingen hebben geholpen om de tekst verder te verduidelijken.

Samenvatting

Het grofwildbeheer op ree (*Capreolus capreolus*) en damhert (*Dama dama*) in het Drongengoed is gebaseerd op de principes van gestructureerde besluitvorming en adaptief impactbeheer. Samen met het Agentschap voor Natuur en Bos en de lokale stakeholders werden de beheerdoelstellingen en -maatregelen voor het grofwildbeheer in en rond het gebied vastgelegd in 2021. In 2023 werd de eerste driejarencyclus effectief geïmplementeerd op het terrein.

De **belangrijkste doelen** van het adaptief impact beheer in deze eerste cyclus zijn:

1. verminderen van de populatiedichtheid van ree en damhert om natuurlijke bosverjonging, zonder het afspannen van percelen, te ondersteunen
2. schade aan omliggende boomkwekerijen voorkomen
3. aanrijdingen met ree en damhert verminderen op wegen in en rond het Drongengoed
4. de zichtbaarheid van ree en damhert te vrijwaren om bezoekers de kans te geven deze dieren waar te nemen
5. een gezonde toestand van beide populaties behouden: goede conditie – vergelijkbaar met rest van Oost-Vlaanderen

Om deze doelen te behalen werd het volgende **beheer uitgevoerd**:

Populatiebeheer op basis van een intervaljacht in het voorjaar, en dit enkel in de voor het publiek niet toegankelijke delen van het boscomplex, inclusief het militair terrein. In de delen van Natuurpunt (Maldegemveld) vond in deze eerste beheercyclus geen jacht plaats.

Naast bejaging werden er preventieve maatregelen genomen tegen wildschade door het plaatsen van reebloks en rasters rondom percelen met verjonging. Ook buiten het Drongengoedcomplex werden verschillende percelen afgespannen om vraat door ree of damhart te vermijden. ANB en de betrokken gemeentebesturen verstrekten informatie voor het brede publiek over de uitgevoerde maatregelen.

De **resultaten van de geleverde beheerinspanningen** werden opgevolgd aan de hand van jachtdagboekjes, kilometertellingen in het voorjaar, een driejaarlijkse inventarisatie van de druk door ree en damhart op de bosverjonging in het gebied, wandelingen door bezoekers om de zichtbaarheid van ree en damhart te evalueren, en een cameravalnetwerk om populatiedichtheid en het ruimtegebruik van beide soorten te bepalen.

In de eerste beheercyclus werden er in het gebied zelf in 2023, 2024 en 2025 respectievelijk **36, 30 en 27 damherten** en **24, 43 en 19 reeën geschoten**. In diezelfde periode werden in de omliggende wildbeheereenheden respectievelijk 42, 94 en 89 damherten, en 286, 439 en 408 reeën geschoten. Belangrijk hierbij is dat twee van de drie omliggende wildbeheereenheden zeer groot zijn, en er dus ook afschot ver van het Drongengoed mee opgenomen is in deze WBE-afschotcijfers.

De **resultaten van de monitoring tonen aan** dat de populatie damherten stabiel blijft. Het was nochtans een beheerdoelstelling om de populatie damherten terug te brengen tot een lager niveau. De populatie reeën lijkt op basis van de reetellingen en de jachtdagboekjes af te nemen. Wanneer we de dichtheidsbepalingen aan de hand van cameravallen vergelijken met andere gebieden in Europa, met Zoniën, Meerdaalwoud of het Nationaal Park Hoge Kempen, zien we dat we in het Drongengoed een vrij tot zeer hoge densiteit aan reewild hebben, en dit ondanks

De kans om een ree waar te nemen voor wandelaars lijkt lichtjes af te nemen, voor damhert is er geen patroon waar te nemen. Er is geen enkele aanwijzing dat de dieren door de bejaging schuwer zijn geworden en daardoor een grotere afstand tot wandelaars behouden. Uit de fietstellingen, die echter een veel groter deel van het domein en zijn omgeving omsluiten, blijken er wel minder reeën waargenomen te worden doorheen de eerste beheercyclus.

Er werden twee metingen uitgevoerd van de druk op de vegetatie door ree en damhert. De eerste vond plaats voor de start van het project (2022), de tweede in 2025. De druk op de vegetatie lijkt in het algemeen, en voor loofboomsoorten in het bijzonder, te minderen. Dit zien we ook aan de toenemende aanwezigheid van braam en een afname van het aantal plots zonder houtige gewassen.

Lessen voor toekomstig grofwildbeheer

De resultaten tonen aan dat niet alle indicatoren dezelfde respons vertonen op de uitgevoerde beheermaatregelen. Terwijl de druk van ree en damhert op de vegetatie lijkt af te nemen en de eerste signalen van herstel van de natuurlijke bosverjonging zichtbaar worden, blijft de populatie damherten voorlopig stabiel en ligt de conditie van de reeënpopulatie nog steeds lager dan het provinciale gemiddelde. Deze verschillen benadrukken het belang van een geïntegreerde opvolging van meerdere indicatoren en van een meerjarige evaluatie van de effecten van het beheer.

Op basis van de resultaten van deze eerste beheercyclus besliste de stuurgroep om de beheerdoelstellingen ongewijzigd te laten en de beheerinspanningen tijdens de tweede beheercyclus verder op te schalen. De tweede cyclus zal moeten uitwijzen in welke mate deze verhoogde inspanning bijdraagt aan het realiseren van de vooropgestelde doelstellingen over bosverjonging, populatieconditie, schadepreventie en verkeersveiligheid.

Het traject in het Drongengoed illustreert daarnaast de meerwaarde van een aanpak waarbij beheerdoelstellingen, monitoring en besluitvorming expliciet met elkaar worden verbonden. De ervaringen uit dit traject kunnen dan ook waardevolle inzichten opleveren voor vergelijkbare grofwilddossiers elders in Vlaanderen.

Het Drongengoed vormt daarmee een praktijkvoorbeeld van hoe complexe grofwildvraagstukken via een transparant, participatief en wetenschappelijk onderbouwd besluitvormingsproces kunnen worden aangepakt.

English abstract

At the request of the Agency for Nature and Forests, a Structured Decision-Making (SDM) process was conducted with local stakeholders to define management for fallow and roe deer in and around the Drongengoed forest (East Flanders).

The **primary goals** (management objectives) are to:

1. Reduce densities of both roe deer and fallow deer to facilitate natural deciduous tree regeneration, ideally removing the need for protective fencing.
2. Mitigate damage to surrounding tree nurseries.
3. Reduce deer-vehicle collisions on internal and peripheral roads.
4. Maintain high sighting probabilities for hikers and cyclists, as wildlife observation is a major visitor draw.
5. Maintain good condition of both populations (compared to the rest of the province of East Flanders).

To reach these targets, the **following measures** were taken:

- High seat hunting: 175, 233 and 242 hunting sessions in 2023, 2024 and 2025 respectively. Concentrated in 2 weeks in 2023 and 3 weeks in 2024 and 2025 from January to March.
- Exclosures: Fenced plots were installed throughout the forest to protect woody vegetation from browsing.

Progress was tracked via hunting diaries, transect counts, triennial vegetation assessments, "visitor walks" to evaluate sighting ease, and a camera trap network to evaluate trends in population density and space use.

Harvest Data: Within the forest complex, fallow deer harvests for 2023, 2024, and 2025 were 36, 30, and 27, respectively. Roe deer harvests for the same period were 24, 43, and 19. On a broader regional scale, fallow deer totals reached 42, 94 and 89, while roe deer totals reached 286, 439, and 408 for 2023, 2024 and 2025.

Population and vegetation trends: While kilometric indices suggest that harvest levels halted fallow deer population growth and reduced roe deer observations, camera trap data (using the Random Encounter Model) suggests roe deer densities remain among the highest in Europe. Despite continued high browsing pressure, the second triennial assessment showed a slight decrease in the browsing index and fewer plots completely lacking woody plants.

The steering committee has **decided to maintain the current objectives and the interval hunting strategy (restricted to January–March)**. However, the **hunting area will be extended** to encompass the entire forest complex, including areas previously closed to hunting.

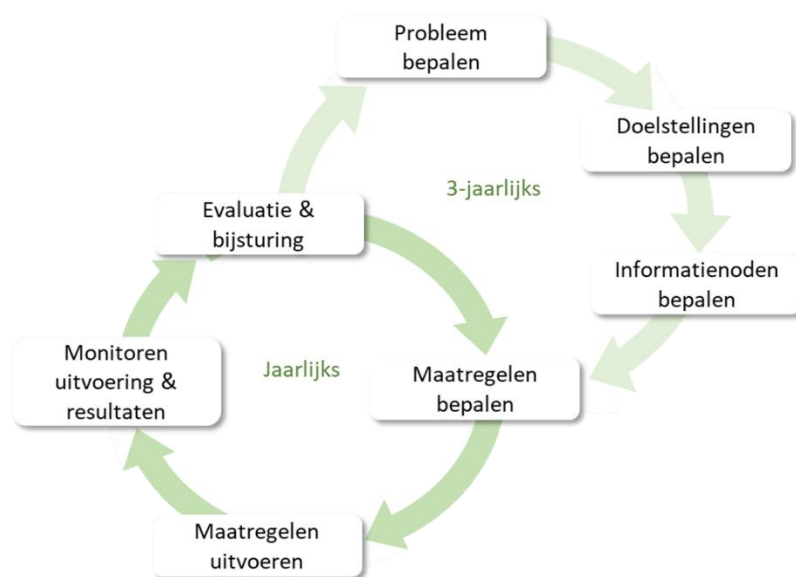
Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	2
Samenvatting	3
Lessen voor toekomstig grofwildbeheer	5
English abstract	6
1 Inleiding	10
1.1 Grofwildbeheer in Drongengoed	10
1.2 Beheerdoelstellingen	11
1.3 Begrippen in het kader van de gekozen jachtvorm	13
1.4 Indicatoren voor de opvolging van de doelstellingen	13
1.5 Benamingen van de deelgebieden	17
2 Beheerinspanningen	18
2.1 Jachtinspanning	18
2.1.1 Geleverde jachtinspanning op basis van de jachtdagboekjes	18
2.2 Plaatsen van rasters en reebloks	21
2.2.1 Aantal reebloks en afrasteringen binnen ANB-terreinen	21
2.2.2 Preventieve maatregelen buiten terreinen beheerd door ANB	21
2.2.3 Sensibilisatie	21
3 Directe resultaten van de beheerinspanningen	23
3.1 Afschot	23
3.1.1 Inleiding	23
3.1.2 Toekenningen	23
3.1.3 Gerealiseerd afschot	24
3.2 Populatietrends	30
3.2.1 Inleiding	30
3.2.2 Populatietrends op basis van de kilometerindex	30
3.2.2.1 Methodes	30
3.2.2.1.1 Te voet	30
3.2.2.1.2 Met de auto	31
3.2.2.2 Resultaten	32
3.2.3 Populatietrends op basis van cameravallen	35
3.2.3.1 Cameravalnetwerk	35
3.2.3.2 Methoden	38
3.2.3.2.1 Naïeve bezettingsgraad	38
3.2.3.2.2 Relatieve abundantie index	38
3.2.3.2.3 N-mixture model	39

1 INLEIDING

1.1 GROFWILDBEHEER IN DRONGENGOED

Zowel ree (*Capreolus capreolus*), als damhert (*Dama dama*) kunnen bij te grote populaties negatieve gevolgen hebben op hun directe omgeving. In het Drongengoed zijn onder andere verminderde bosverjonging, schade aan landbouwpercelen en -gewassen en verkeersveiligheid aandachtspunten. Om deze negatieve gevolgen zo goed mogelijk te beheersen en er tegelijkertijd voor te zorgen dat de dieren voldoende zichtbaar blijven voor bezoekers wordt er sinds 2023 in het Drongengoed een grofwildbeheer uitgevoerd dat gebaseerd is op de principes van gestructureerde besluitvorming en adaptief impact beheer (Casaer et al., 2021; Decker et al., 2014; Williams et al., 2009; Williams & Brown, 2016). INBO stelde voor om, net zoals voor het reewildbeheer elders in Vlaanderen, te werken met een cyclus van drie jaar. Gedurende deze drie jaar wordt het vooropgestelde beheer uitgevoerd. Jaarlijks evalueren we de beheeracties en sturen bij waar nodig. Na drie jaar bekijken we of aanpassingen aan de beheerdoelen of beheermaatregelen wenselijk zijn.



Figuur 1: Schematische voorstelling van de dubbele lus in het kader van adaptief impactbeheer.

1.2 BEHEERDOELSTELLINGEN

In een voorbereidend traject werden de doelstellingen voor het grofwildbeheer in Drongengoed, net als de uit te voeren beheermaatregelen, vastgelegd voor de eerste drie jaren. Dat gebeurde samen met alle betrokken belanghebbenden en op basis van het ProACT-principe (Casaer et al., 2021):

- Problem,
- Objectives,
- Alternatives,
- Consequences,
- Trade-offs.

Voor deze eerste cyclus werden elf doelstellingen vastgelegd. De eerste zeven zijn effectieve eind- of middelendoelstellingen voor het beheer de volgende jaren (Casaer & Huysentruyt, 2017).

1. Minimaliseren van schade aan naburige land- en bosbouw.
2. Minimaliseren van het aantal verkeersongelukken op de wegen in en rond het Drongengoedcomplex (N44, N461). Speciale aandacht gaat ook naar het vermijden van ongelukken met vliegtuigen op de landingsbaan.
3. Minimaliseren van de ongewenste impact op andere dier- en plantensoorten in het Drongengoed en aangrenzende natuurgebieden.
4. Minimaliseren van het risico op het verdwijnen van de lokale populaties van beide soorten.
5. Maximaliseren van de gewenste ecologische impact van ree en damhart op het gebied.
6. Maximaliseren van de mogelijkheid om reeën en damherten te observeren.
7. Minimaliseren van de kans op uitbreiding van de populatie damherten buiten het Drongengoedcomplex.

De volgende twee doelstellingen zijn eerder procesdoelstellingen en/of strategische doelstellingen. Die hebben te maken met de manier waarop het beslissingsproces gevoerd wordt en de hoe bijvoorbeeld een goed draagvlak voor het gevoerde beheer nagestreefd wordt (Casaer et al., 2021; Casaer & Huysentruyt, 2017).

8. Minimaliseren van de beheerkosten voor de terreinbeheerder.
9. Minimaliseren van de beheerkosten voor derden buiten het Drongengoed.

In functie van de procesdoelstelling van het maximaliseren van het draagvlak voor het gevoerde beheer, voegen we volgende twee doelstellingen toe.

10. Minimaliseren van onnodig dierenleed.
11. Maximaliseren van betrokkenheid en samenwerking met lokale belanghebbenden.

Hierbij werden volgende keuzes gemaakt:

- a) Het populatiebeheer vindt plaats onder vorm van intervaljacht. Die bestaat uit twee tot drie niet-opeenvolgende weken jacht, telkens afgewisseld met perioden zonder jacht. Op deze manier wordt getracht de verstoring door jacht zo laag mogelijk te houden (Reimoser, 1991).
- b) Jacht vindt alleen plaats in de maanden januari, februari en maart. De jacht vindt ook enkel in de ochtend en de avond plaats en niet doorheen de dag. Zo blijft mogelijke verstoring door jacht beperkt en is de overlap tussen jacht en andere recreatievormen

minimaal. De jacht vindt ook enkel in de ochtend en de avond plaats en niet doorheen de dag. Dit betekent wel dat mannelijke reeën niet bejaagd kunnen worden. De jachtwetgeving laat jacht op reebok immers alleen toe van 1 mei tot 15 september. Daarom stelde de begeleidingsgroep voor de omliggende WBE's toe te staan om af te wijken van de standaardvorken voor hun driejarenafschotplan voor ree (Huysentruyt & Casaer, 2012) en hogere afschotpercentages reebok aan te vragen.

- c) De bejaging gebeurt enkel via aanzitjacht vanuit hoogzitten. Dit zijn verhoogde constructies waarop de jagers kunnen schieten. Dit verhoogt de veiligheid omdat de kogel steeds naar beneden toe wordt geschoten en dus in de grond terechtkomt.
- d) De verpachting van de jacht gebeurt in de vorm van licenties of jachtlicenties. Meerdere personen verwerven zo tegelijkertijd een gedeeltelijk jachtrecht. Zij mogen dan in een specifieke periode en onder welbepaalde voorwaarden deelnemen aan de jachtactiviteiten (Casaer et al., 2021). De houder van een licentie noemen we in dit rapport een licentiehouder.
- e) Er wordt verder ingezet op preventieve maatregelen om de druk op de bosverjonging (natuurlijke zowel als kunstmatige) zo klein mogelijk te houden. Voorbeelden zijn het gebruik van reebloks in hout (Foto 1) en draadrasters.
- f) Ook buiten het Drongengoodbos zal er verder ingezet worden op preventieve maatregelen.



Foto 1: Voorbeeld van een reeblok in het Drongengood. Om jonge bomen te beschermen tegen vraat van reeën en damherten. © INBO

Directe resultaten van de beheerinspanningen (3)	Afschot (3.1)	Aantal geschoten dieren per soort/ leeftijd/ geslacht	Jachtdagboekjes + meldingsformulieren "Wild in Zicht" ² .	Aantal
	Populatietrends (3.2)	Kilometerindex	KI - wandelingen	Aantal waarnemingen per kilometer of aantal waargenomen dieren per kilometer
		Aantal waargenomen dieren per aanzituur	Jachtdagboekjes	Aantal per uur
		Duur tot eerste waarneming	Jachtdagboekjes	Minuten
Beheerdoelstellingen (4)	Zichtbaarheid van damherten en reeën voor het publiek (4.1)	Aantal waargenomen exemplaren/aantal waarnemingen per gewandelde kilometer	Breed publiek wandelingen	Aantal per km
	Conditie-indicatoren (4.2)	Onderkaaklengte van de kitsen	Geschoten dieren	mm

² “Wild in Zicht” is een online platform uitgegeven door Agentschap Natuur en Bos dat meldingen van zowel waarnemingen van dieren, als schade door dieren verzameld. Voor jachtrechthouders is er sinds januari 2025 een meldingsplicht van het afschot volgens artikel 47 van het Jachtvoorwaardebesluit van 25 april 2014. Afschotmeldingen lopen ofwel via papieren jachtdagboekjes, ofwel via “Wild in Zicht”.

		Leeggewichten van de kitsen	Geschoten dieren	10g
		% drachtige dieren	Geschoten dieren	Percentage
	Druk op de vegetatie door vraat (4.3)	<i>Browsing index</i> (vraatindex)	Veldopname	Percentage
		Percentage plots zonder houtige gewassen/ met verjonging van boomsoorten	Veldopname	Percentage
	Verkeersongevallen (4.4)	Aantal verkeersongevallen	Meldingen “Wild in Zicht”, “Wilder” en “Waarnemingen.be”	Aantal

1.5 BENAMINGEN VAN DE DEELGEBIEDEN

Naar analogie met Casaer et al. (2021) hanteren we de volgende deelgebieden:

- **Het Drongengoed:** terrein in eigendom van en/of beheerd door het ANB. Dit is inclusief de terreinen van Defensie waarvoor ANB het technisch beheer uitvoert.
- **Het Drongengoedcomplex:** het Drongengoed plus aangrenzende terreinen eigendom van Natuurpunt (NP).
- **Het Drongengoedbos:** Terreinen opgenomen in het uitgebreid en gezamenlijk bosbeheerplan Drongengoedbos (Opstaele & Berten, 2013)
- **Drongengoed en omgeving:** het Drongengoedcomplex plus delen van de omringende wildbeheereenheden (WBE's) (Driekoningen, Kampel, Langs de Hoge Kale).

2 BEHEERINSPANNINGEN

2.1 JACHTINSPANNING

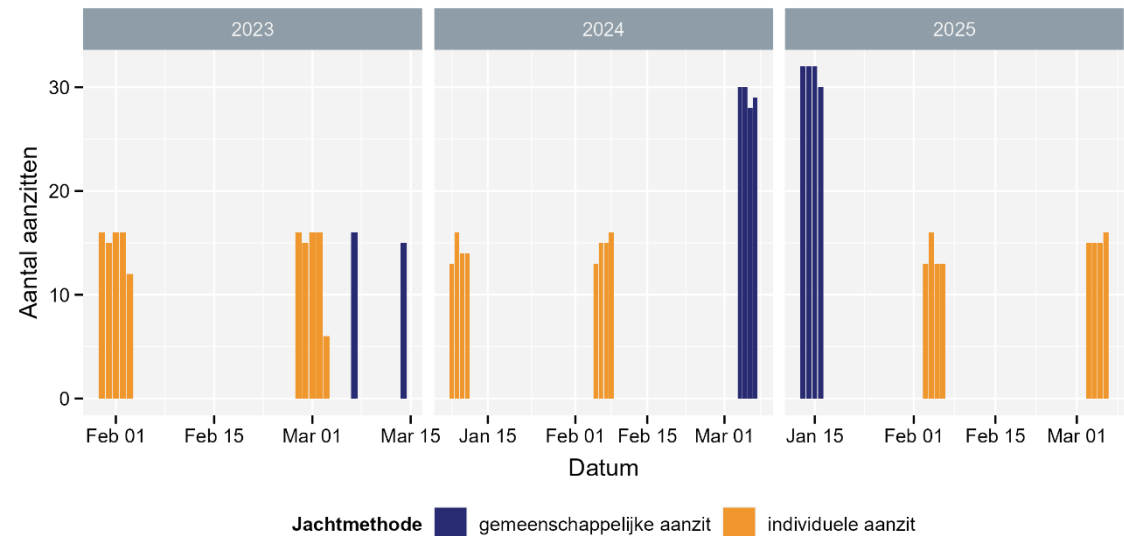
2.1.1 Geleverde jachtinspanning op basis van de jachtdagboekjes

De geleverde jachtinspanning vormt een belangrijke schakel in het kader van adaptief impactbeheer. Deze informatie is immers nodig om bij een evaluatie te kunnen kwantificeren of de geleverde inspanning al dan niet volstaat en, wanneer nodig, in te zetten op het verhogen van de inspanning of op het toepassen van een andere strategie.

De strategie zoals uitgevoerd in het Drongengoeud houdt in dat: het populatiebeheer plaatsvindt onder vorm van intervaljacht, bestaande uit twee tot drie niet-openvolgende weken jacht, telkens afgewisseld met perioden zonder jacht; Jacht alleen plaatsvindt in de maanden januari, februari en maart. De jacht vindt ook enkel in de ochtend en de avond plaats en niet doorheen de dag; De bejaging enkel gebeurt via aanzitjacht vanuit hoogzitten. Dit zijn verhoogde constructies van waarop de jagers kunnen schieten; De verpachting van de jacht gebeurt in de vorm van licenties of jachtlicenties. Meerdere personen verwerven zo tegelijkertijd een gedeeltelijk jachtrecht. Zij mogen dan in een specifieke periode en onder welbepaalde voorwaarden deelnemen aan de jachtactiviteiten (Casaer et al., 2021). De houder van een licentie noemen we in dit rapport een licentiehouder. Met de jachtrechthouder bedoelen we de persoon of organisatie die het jachtrecht heeft. Dit kan de terreineigenaar zijn, de overheid of een persoon of organisatie die het jachtrecht pacht van de terreineigenaar of overheid.

Om verschillende beheermethoden, -middelen en -strategieën met elkaar te kunnen vergelijken, en te evalueren welke externe factoren de efficiëntie van een methode mee bepalen, is er nood aan het gestandaardiseerd meten van de geleverde inspanning (Escobar-González et al., 2024). In tegenstelling tot bij de visserij, zijn er geen gestandaardiseerde definities voor jachtinspanning (Rist, 2008; Rist et al., 2010). Naar analogie met de visserij stellen we voor om voor jachtinspanning te kijken naar welke middelen en hoeveel mensen ingezet worden om de dieren te bejagen (Colomer et al., 2021; Vajas et al., 2020). In dit onderzoek gebruiken we daarvoor jachtdagboekjes. Jagers noteren daarin het start- en einduur van de aanzit, de waarnemingen (soort, aantal, uur) en eventueel afschot (zie Casaer et al. (2020) voor meer informatie). Internationaal worden naast individuele jachtdagboekjes ook interviews en rapporteringen op de schaal van een gezamenlijke jacht gebruikt om jachtinspanning in kaart te

brengen.

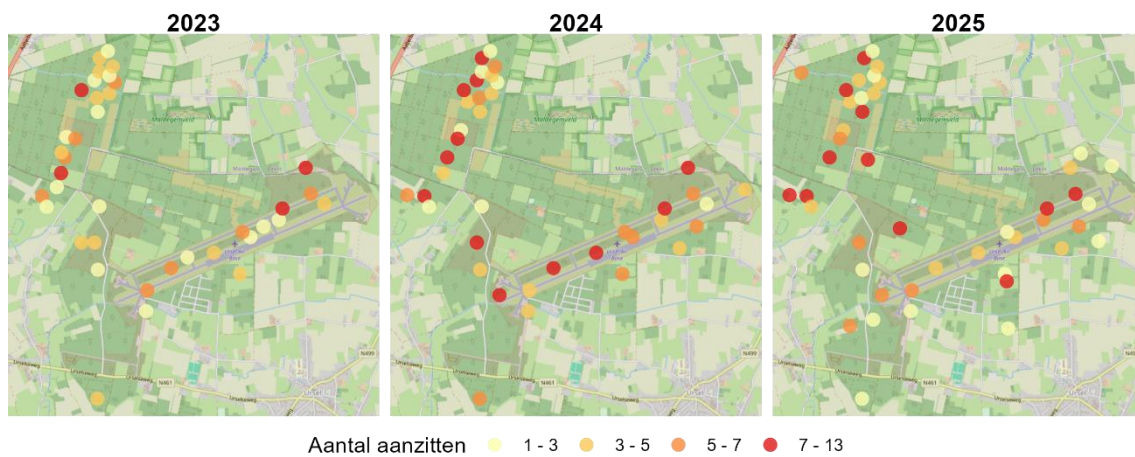


Figuur 2: Overzicht van de jachtinspanning sinds de start van het project in 2023. De blauwe balken zijn gemeenschappelijke aanzitten, de gele individuele aanzitten.

Wanneer we de jachtinspanning bekijken voor de periode 2023-2025, zien we dat het aantal aanzitten doorheen de jaren toenam. In 2023 waren er twee periodes van telkens een week (in januari en februari; van maandagochtend tot en met vrijdagochtend) waarin er telkens acht jagers in de ochtend en de avond konden aanzitten. In totaal waren er dus 16 licentiehouders: 8 in januari en 8 in februari. Na deze twee periodes werden in maart twee dagen met gemeenschappelijke aanzit voorzien (enkel in geval van onvoldoende afschot) waaraan alle 16 licentiehouders konden deelnemen.

In 2024 en 2025 werd het systeem veranderd. In plaats van twee werden drie weken voorzien: in januari, februari en maart. In 2024 konden in de derde week alle deelnemende licentiehouders (16) deelnemen aan de jachtactiviteit. Op vraag van de jagers werd het systeem in 2025 omgedraaid en konden alle jachtrechthouders (16) tijdens de eerste week deelnemen. De twee overige weken waren dan voorzien voor telkens de helft van de licentiehouders. In het geheel steeg het aantal aanzitten (en bijgevolg de totale jachtinspanning) van 175 aanzitten (2023), over 233 aanzitten (2024) naar 242 aanzitten (2025).

Figuur 3 illustreert de toename van de geleverde jachtinspanning (meer rode en oranje stippen in 2024 en 2025 tegenover 2023). Daarnaast zien we dat er bepaalde hoogzitten verplaatst zijn en dat er op enkele hoogzitten minder is aangezet dan in het eerste jaar.

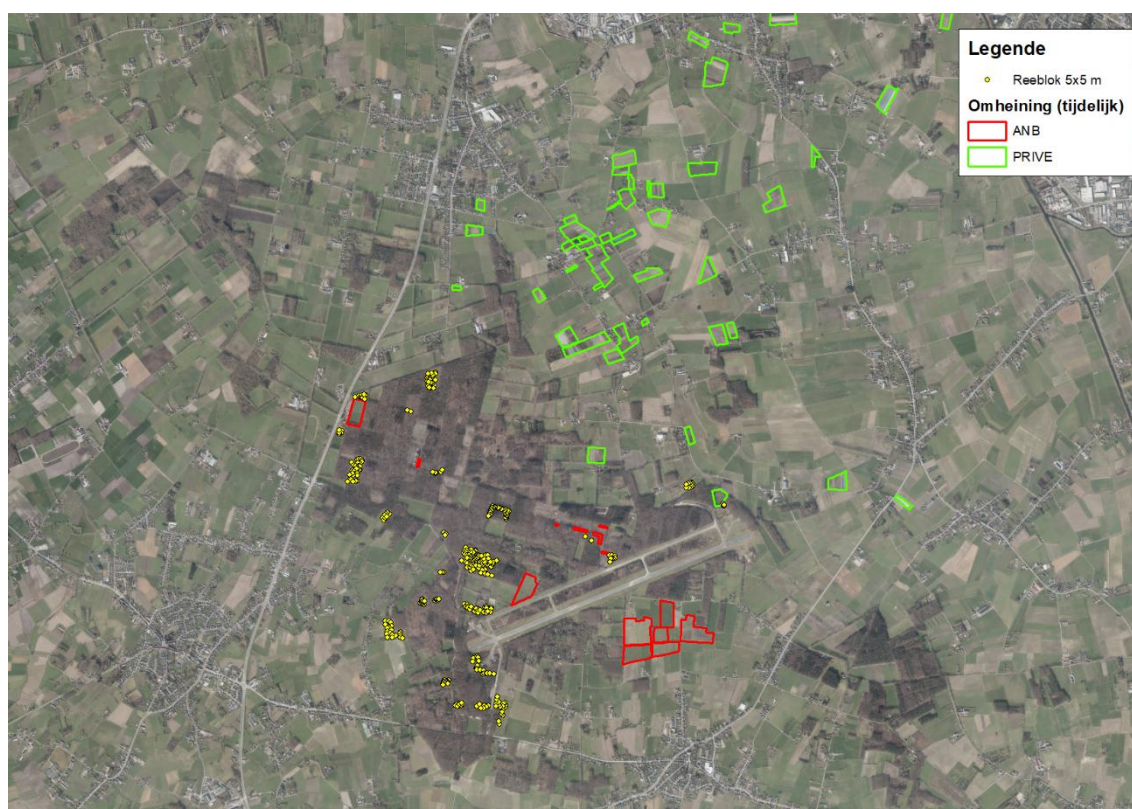


Figuur 3: Locaties van de hoogzitten en het aantal aanzitten per hoogzit per jaar.

2.2 PLAATSEN VAN RASTERS EN REEBLOKS

2.2.1 Aantal reebloks en afrasteringen binnen ANB-terreinen

In het Drongengoedbos werden op verschillende plaatsen reebloks geplaatst. Dit zijn clusters van aangeplante bomen waarrond een houten afrastering gemaakt wordt. De grootte van een reeblok bedraagt ongeveer 5 op 5 meter. Op andere plaatsen werden grotere zones omheind met houten afrasteringen – gelijkaardig aan de reebloks – of met metalen draadafsluitingen (zie Figuur 4).



Figuur 4: Overzicht van de rasters en reebloks om bosverjonging te beschermen tegen vraat van reeën en damherten: gele bollen = reeblok (enkel in het Drongengoedbos), rode omlijning = raster (enkel op terreinen beheerd door ANB), groene omlijning = raster (enkel op privéterrein).

2.2.2 Preventieve maatregelen buiten terreinen beheerd door ANB

Ook buiten het Drongengoedbos worden percelen afgespannen, veelal met metalen draadafspanningen. Het gaat hierbij vooral over percelen voor het opkweken van bomen. Op Figuur 4 zijn deze percelen in het groen aangegeven.

2.2.3 Sensibilisatie

Het Agentschap Natuur en Bos en omliggende gemeenten publiceerden op hun website een tekst over de aanpak van het wildbeheer in Drongengoed (<https://natuurenbos.be/aanpak-wildbeheer-drongengoed>). Aan de hand van interactieve linken wordt in deze tekst ook achtergrondinformatie toegankelijk over de wildtellingen, het wetenschappelijk achtergronddocument en het faunabeheerplan.

Beheerinspanningen

In de loop van de eerste beheercyclus (2023 – 2025) steeg de inzet voor het verwezenlijken van het afschot. Het aantal aanzitperiodes werd verhoogd van 2 naar 3 en in een van de drie aanzitweken werd er aangezet met alle licentiehouders. Op dat moment zaten dus 16 in plaats van 8 jagers tegelijk aan in het gebied.

Zowel in als rond het Drongengoed werd bosverjonging en boomkwekerijen beschermd met reebloks of afrasteringen.

Via de website van ANB zowel als van de betrokken gemeenten kon het breed publiek info vinden over het grofwildbeheer in het Drongengoed

3 DIRECTE RESULTATEN VAN DE BEHEERINSPANNINGEN

3.1 AFSCHOT

3.1.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 bespraken we de beheerinspanningen geleverd in het Drongengoed gedurende de periode 2022 tot en met 2025. Een direct resultaat van deze inspanningen is het gerealiseerde afschot.

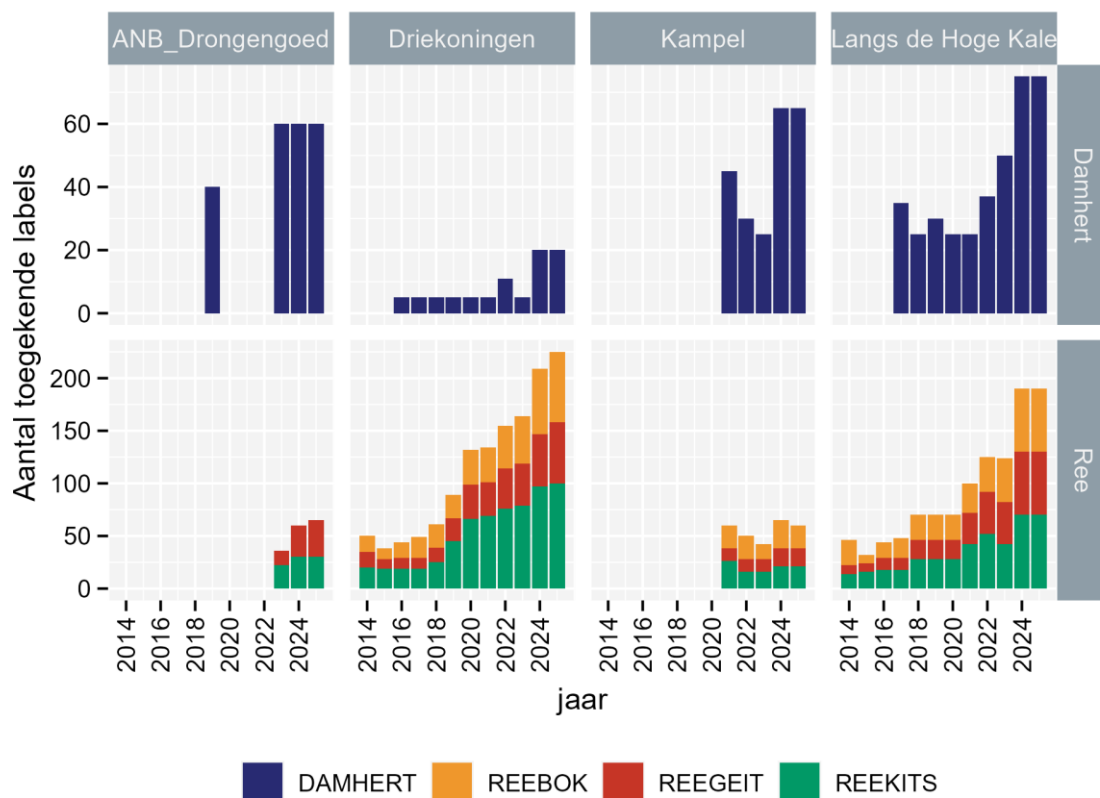
Tot en met de aanvang van dit project vond er geen jacht plaats op de ANB-gebieden in het Drongengoed. De enige uitzondering hierop was één enkele drukjacht op damherten in 2019. Tijdens deze drukjacht werden 19 damherten geschoten.

Sinds 2023 wordt in het Drongengoed gejaagd volgens het principe van licentiejaagt. Geïnteresseerde jagers kunnen een licentie kopen om op ree en damhert te jagen. Het aantal licenties is beperkt tot 16. Sinds 2024 vindt de jacht plaats tijdens drie weken: één in januari, één in februari en één in maart. In 2023 werd gedurende twee weken gejaagd: één week in januari en één week in februari. Hierbij wordt het principe van de “intervaljaagt” gevolgd: periodes van jacht worden gespreid zodat in de periodes daartussen de rust in de gebieden kan terugkeren (Reimoser, 1991). Dit type jacht zorgt ervoor dat de dieren niet te schuchter worden en dat het aantal waarnemingen tijdens opeenvolgende jachtperiodes niet afneemt. Bovendien wordt op die manier de jachtefficiëntie in elke periode gemaximaliseerd.

In de omliggende WBE's kan er gewone jacht, bijzonder jacht en/of bestrijding plaatsvinden gedurende de volledige perioden vastgelegd in de wet. In het Drongengood vindt jacht enkel plaats in de periode januari - maart. Omdat de openingsperiode voor de jacht op reebok buiten deze periode plaatsvindt, kan reebok in het gebied zelf niet bejaagd worden. Daarom mogen de omliggende WBE's een hoger afschot van reebok aanvragen dan normaal toegestaan wordt op basis van de afspraken rond de standaardvorken van hun driejarenafschotplan.

3.1.2 Toekenningen

Afschot van grofwild kan enkel mits toestemming van ANB. Jachtrechthouders vragen afschot aan en het ANB kent al dan niet een aantal labels toe. Elk label laat afschot van één dier toe en is voor ree verder gedifferentieerd naar geslacht en leeftijd. In de omgeving rond het Drongengoed vindt afschot van ree plaats sinds 2014 in de WBE's 'Langs de Hoge Kale' en 'Driekoningen'. In 2021 vroeg ook WBE 'Kampel' een afschotplan aan om reewild te kunnen bejagen. Op ANB-gebied wordt ree bejaagd sinds 2023 (Figuur 5).



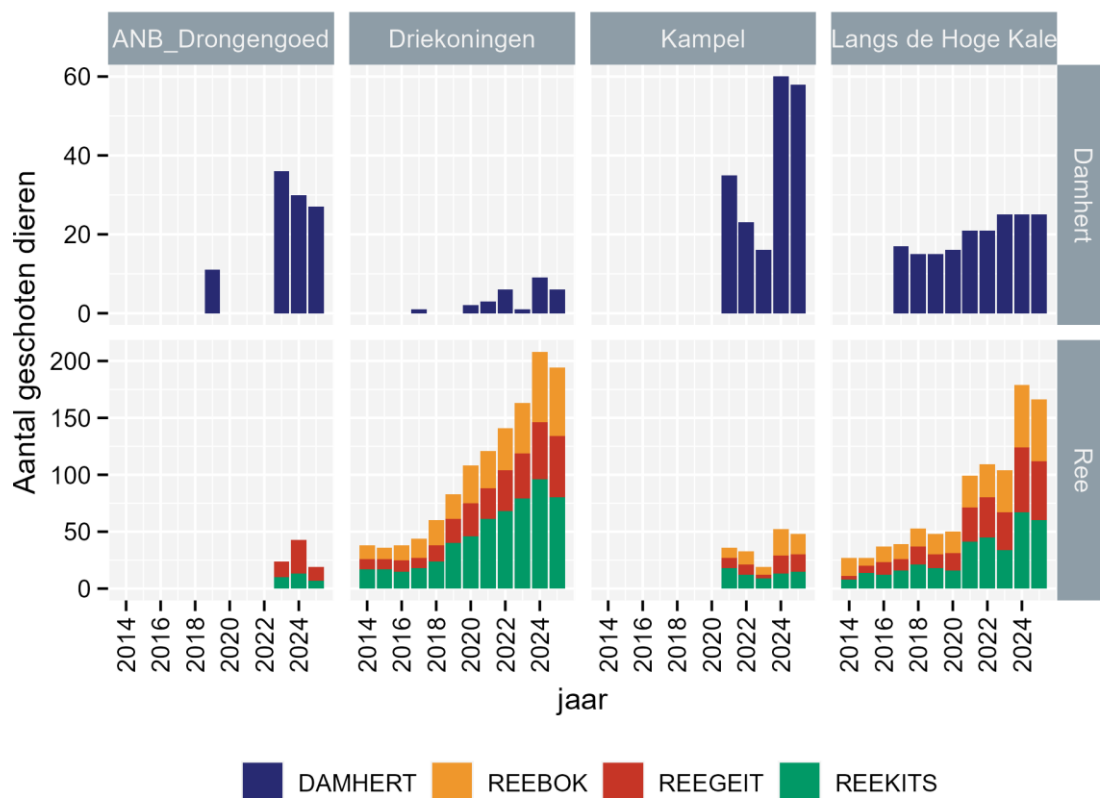
Figuur 5: Aantal toegekende labels voor de licentiejacht in het Drongengoed en voor de omliggende WBE's.

Damhertlabels werden in de omgeving pas toegekend vanaf 2016, en dit voor de WBE 'Driekoningen'. In 2017 volgde WBE 'Langs De Hoge Kale' en in 2021 WBE 'Kampel'. Voor de ANB-gebieden werden er labels toegekend in 2019 en vanaf 2023 (Figuur 5).

Toekenningen voor afschot van ree gebeuren driejaarlijks in het kader van het driejarenafschotplan dat de WBE's moeten aanvragen. Het aantal toegekende labels kan dus driejaarlijks verhoogd of verlaagd worden. Dat gebeurt op basis van de realisatie van het afschot in de voorbije periode van drie jaar.

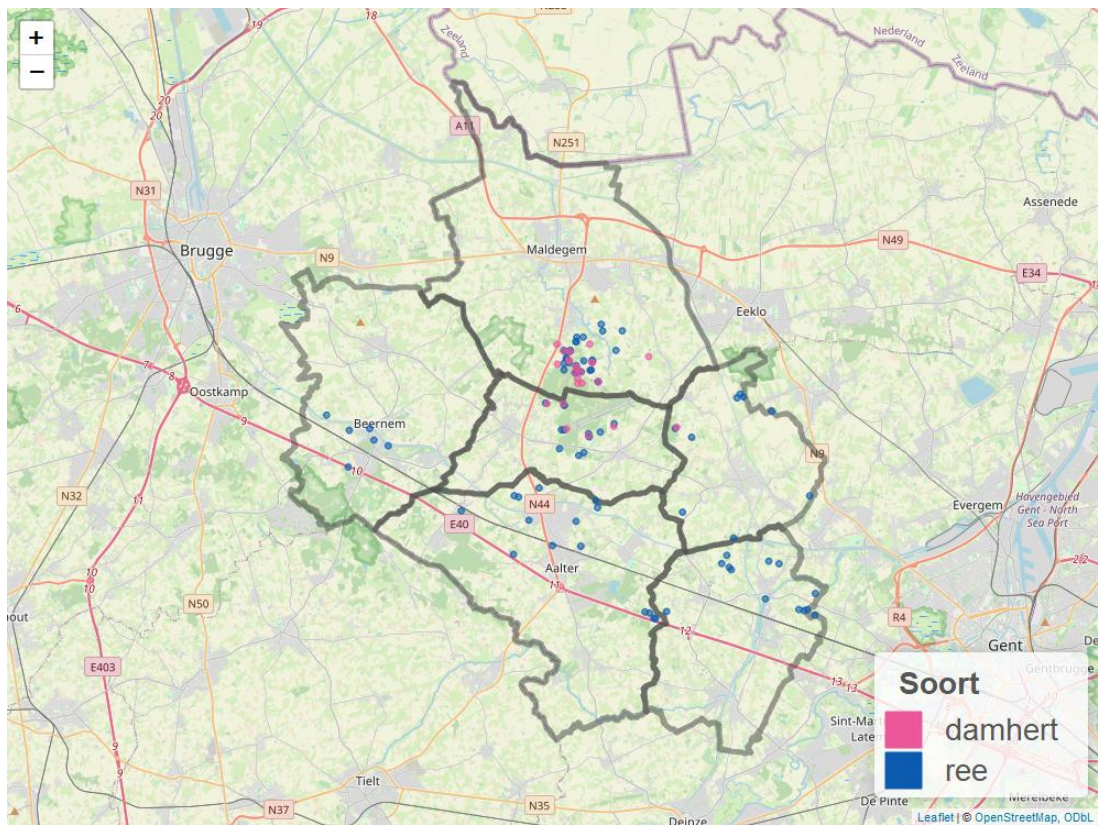
3.1.3 Gerealiseerd afschot

Figuur 6 toont het gerealiseerde afschot voor de verschillende labeltypes.

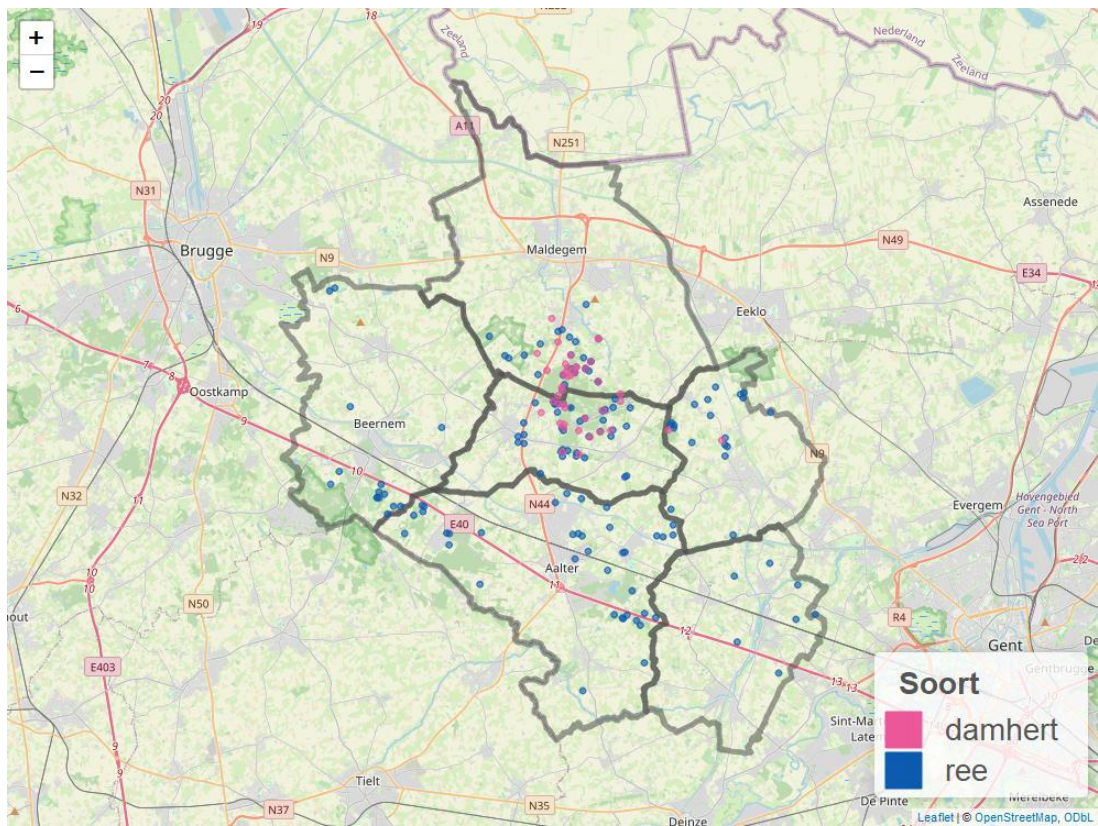


Figuur 6: Gerealiseerd afschot tijdens de licentiejaht in het Drongengoed en in de omliggende WBE's 'Driekoningen', 'Kampel' en 'Langs de Hoge Kale'.

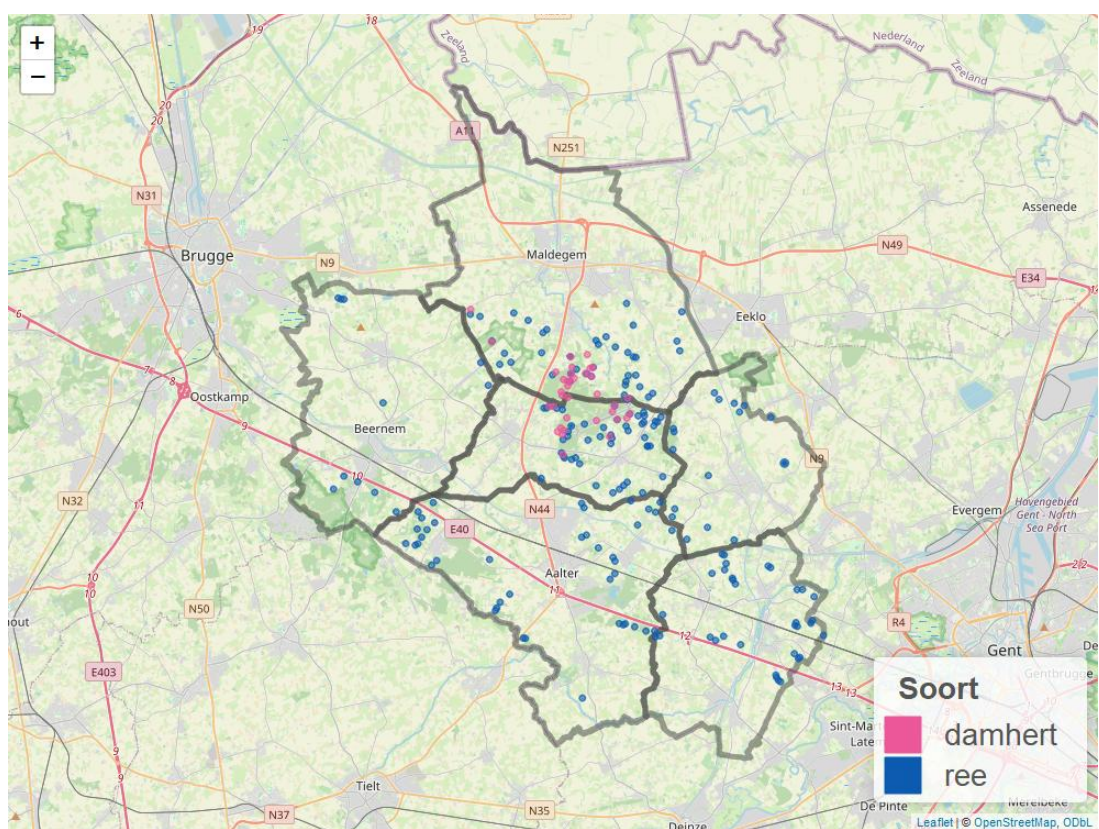
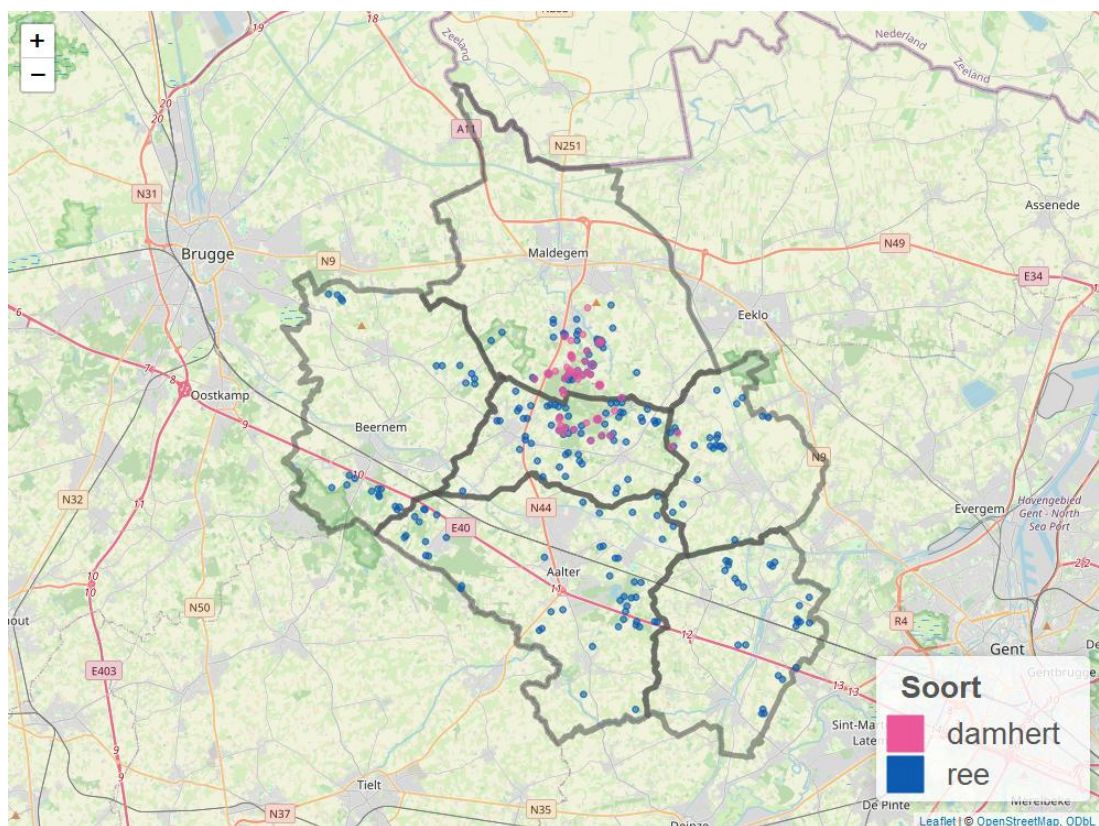
De verschillende afschotlocaties (dit zijn de plaatsen waar dieren effectief geschoten zijn) voor beide soorten zijn, voor de jaren 2019, 2023, 2024 en 2025 terug te vinden in Figuur 7, Figuur 8, Figuur 9 en Figuur 10, respectievelijk. Dat zijn de jaren waar afschot plaatsvond in het Drongengoed.



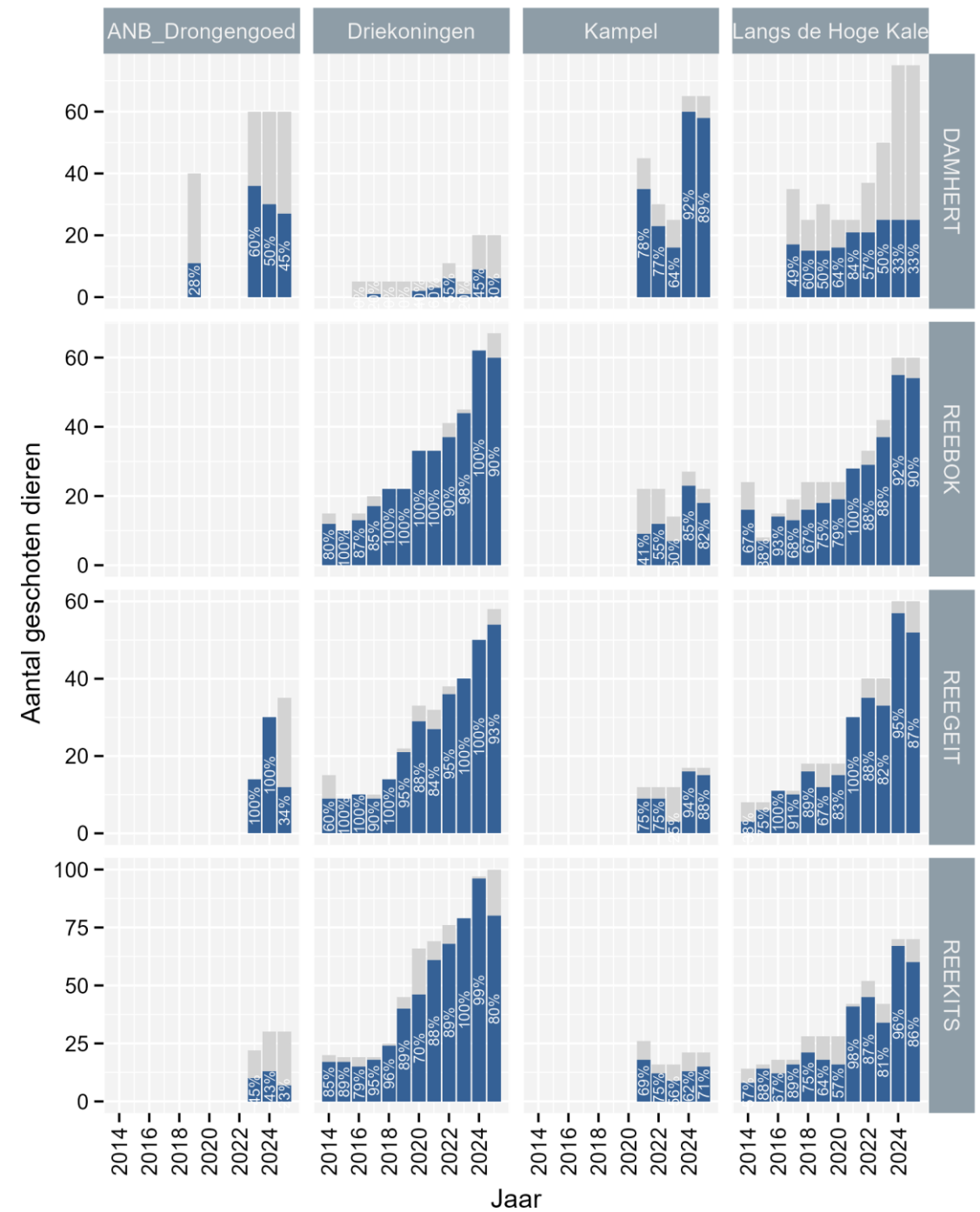
Figuur 7: Afschotlocaties voor ree en damhert in het Drongengoed en omgeving in 2019.



Figuur 8: Afschotlocaties voor ree en damhert in het Drongengoed en omgeving in 2023.



Figuur 11 toont per labeltype de realisatiegraad per jaar. Over het algemeen liggen de realisatiegraden voor de verschillende labeltypes hoog, met enkele uitzonderingen voor damherten en reekitsen.



Figuur 11: Realisatiegraad van het afschot in de ANB-gebieden en de omliggende WBE's 'Driekoningen', 'Kampel' en 'Langs de Hoge Kale'. De grijze balken tonen het aantal toekenningen; de blauwe balken tonen het gerealiseerde afschot.

Afschot

In de eerste beheercyclus werden in het Drongengoedbos in 2023, 2024 en 2025 respectievelijk 36, 30 en 27 damherten geschoten. In de omliggende wildbeheereenheden waren dat er respectievelijk 42, 94, 89.

Voor reewild bedroeg het afschot in het Drongengoedbos respectievelijk 24, 43, 19 en in de omliggende wildbeheereenheden 286, 439, 408.

Afschot

In de eerste beheercyclus werden in het Drongengoedbos in 2023, 2024 en 2025 respectievelijk 36, 30 en 27 damherten geschoten. In de omliggende wildbeheereenheden waren dat er respectievelijk 42, 94, 89.

Voor reewild bedroeg het afschot in het Drongengoedbos respectievelijk 24, 43, 19 en in de omliggende wildbeheereenheden 286, 439, 408.

Afschot

In de eerste beheercyclus werden in het Drongengoedbos in 2023, 2024 en 2025 respectievelijk 36, 30 en 27 damherten geschoten. In de omliggende wildbeheereenheden waren dat er respectievelijk 42, 94, 89.

Voor reewild bedroeg het afschot in het Drongengoedbos respectievelijk 24, 43, 19 en in de omliggende wildbeheereenheden 286, 439, 408.

3.2 POPULATIETRENDS

3.2.1 Inleiding

Bejaging kan een directe impact hebben op de dichtheden van damherten en reeën, de populatiesamenstelling en de geografische verspreiding van de dieren. Elk van die gevolgen kan op zijn beurt weer een impact hebben op het realiseren van de andere doelstellingen die aan de basis liggen van het voorgestelde grofwildbeheer. Uitoefening van de jacht, net als de veranderingen in aantallen reeën en damherten, kan daarnaast ook veranderingen in het gedrag en de verspreiding van andere diersoorten met zich meebrengen.

Het is daarom van belang om de populatietrends van de bejaagde populaties nauwkeurig op te volgen. Er zijn verschillende, wetenschappelijk gevalideerde methoden voorhanden om zulke populatietrends op te volgen.

In dit project werd zowel voor ree als damhert gebruik gemaakt van:

1. De kilometerindex (KI). De KI is een wetenschappelijk gevalideerde methode die met relatief weinig inzet van mensen (vrijwilligers) toelaat om veranderingen in populatieaantallen op te volgen. De methode werd gevalideerd voor ree (Casaer & Malengreaux, 2008; Morellet et al., 2007; Pallemarts et al., 2025), maar niet voor damhert.
2. Jachtdagboekjes. In het Drongengoed verzamelt het INBO sinds 2023 heel wat jachtgegevens in 'jachtdagboekjes'. Na correctie voor de geleverde inspanningen – hier dus het aantal uren aanzit – kan de grootte van het afschot (en het aantal waarnemingen) per uur als proxy voor populatieveranderingen gehanteerd worden (Van Deelen & Etter, 2003).
3. Cameravallen. Cameravallen hebben als voordeel dat ze ononderbroken werken. Ze vergen weinig onderhoud en verstoren het natuurlijk gedrag van de dieren niet of slechts zeer beperkt. Dit maakt ze een veelzijdig en (kosten)efficiënt hulpmiddel bij het bestuderen van populatietrends (Wearn & Glover-Kapfer, 2017). Bovendien zijn er verschillende statistische methoden voorhanden om populatietrends te bepalen op basis van cameravaldata (Bollen et al., 2025).

Door de populatietrends die bekomen werden via de drie verschillende methoden met elkaar te vergelijken, kunnen we algemene trends afleiden voor ree en damhert in het gebied.

3.2.2 Populatietrends op basis van de kilometerindex

3.2.2.1 Methodes

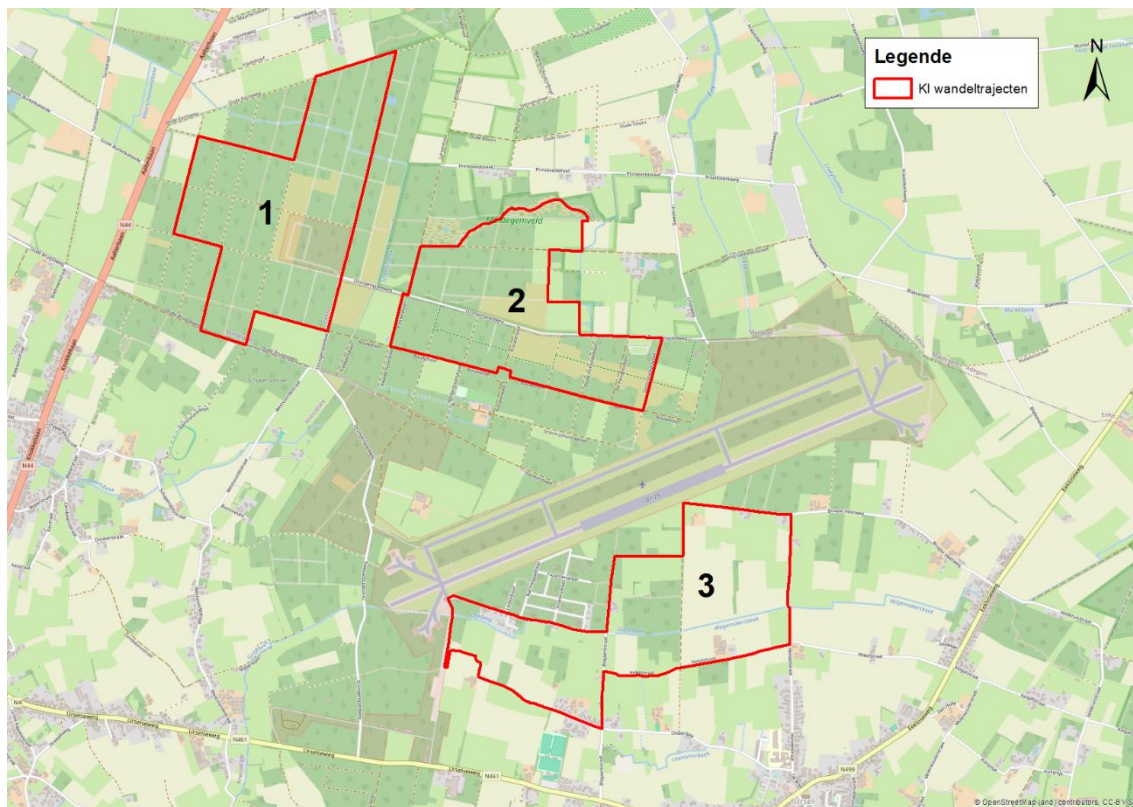
Alle gegevens werden geanalyseerd in R (R Core Team, 2025).

De KI wordt berekend als $KI = \frac{N}{L}$ met N het totaal aantal getelde individuen en L de totale lengte (in km) van het afgelegde traject., Voor meer uitleg zie (Casaer & Malengreux, 2008).

3.2.2.1.1 Te voet

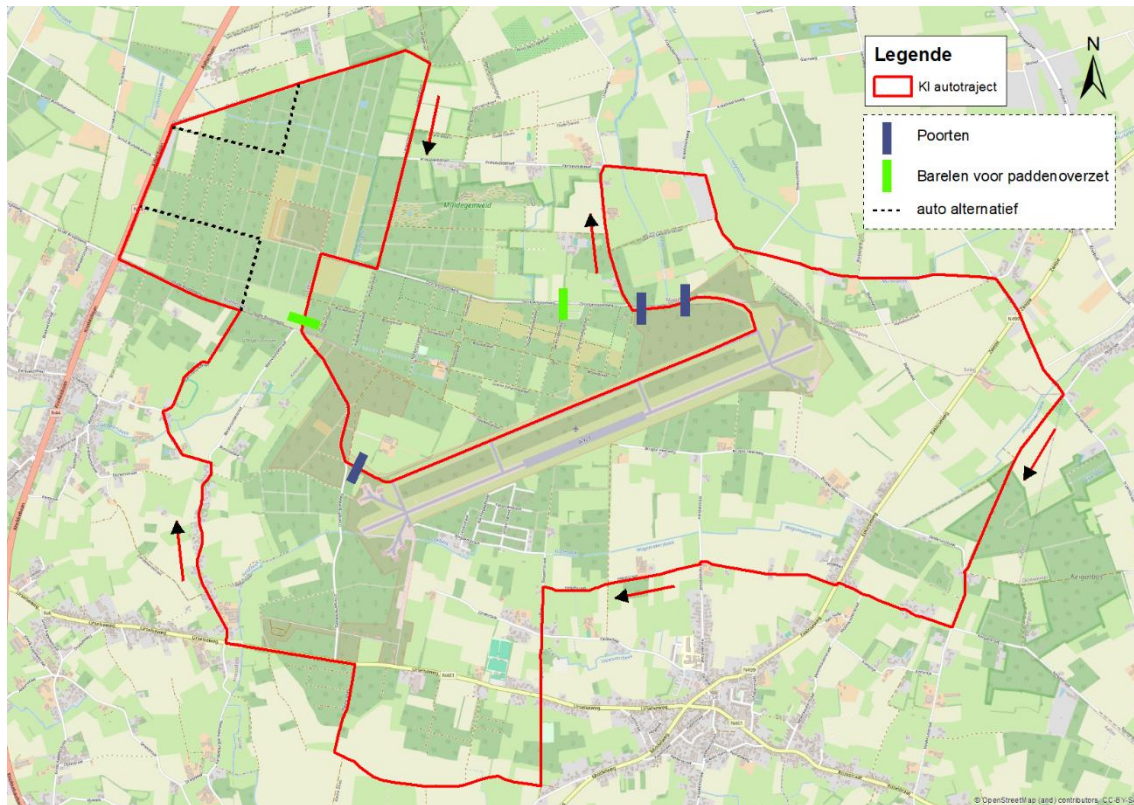
In 2010 werden drie trajecten uitgewerkt van respectievelijk 4,9 km, 4,7 km en 5,6 km (Figuur 12). Samen omvatten ze het Drongengoedcomplex (Figuur 12). Deze trajecten worden elk jaar,

Tijdens een telling noteert de teller elke waargenomen (groep van) ree of damhert. Indien mogelijk worden geslacht en leeftijd van de waargenomen dieren geïdentificeerd. Bij elke waarneming wordt de afstand tussen de waarnemer en de waargenomen dieren gemeten met een laser-afstandsmeter.



3.2.2.1.2 Met de auto

De methode van nachtelijke autotellingen is enkel gevalideerd voor edelhert (*Cervus elaphus*; ONCFS (2015)), niet voor damhert. Voor ree is de autotelling gevalideerd, maar enkel rond zonsopgang en -ondergang, niet voor nachtelijke tellingen zoals die hier plaatsvinden (ONCFS, 2015).



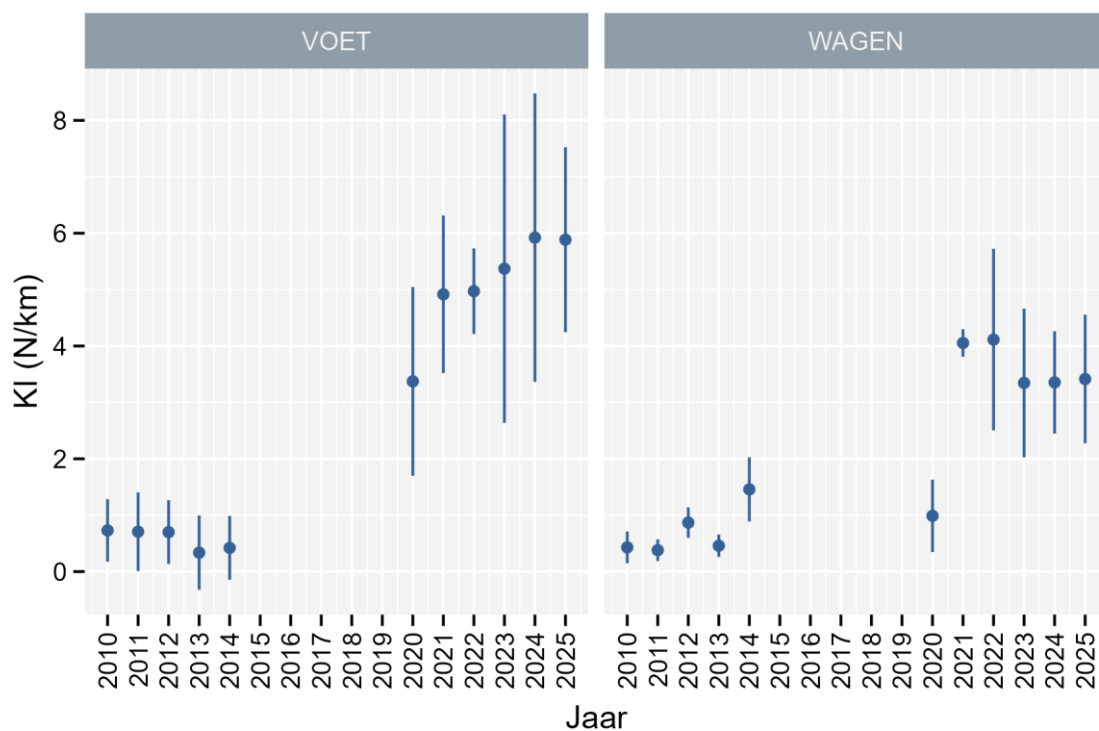
Figuur 13: Ligging van het autotraject in het Drongengoed en omgeving.

3.2.2.2 Resultaten

Damhert

Figuur 14 toont de evolutie van de KI voor het damhert. We zien een grote stijging van de gemiddelde jaarlijkse KI in de periode 2020-2025 ten opzichte van de periode 2010-2014. Waar in het verleden KI's te voet waarden onder 2 damherten per gelopen kilometer lieten optekenen, zien we sinds 2019 waarden boven 4. In 2024 en 2025 naderden de waarden zelfs 6 dieren per kilometer (Figuur 14). Het betrouwbaarheidsinterval (verticale lijnen) is voor de laatste jaren wel veel groter dan in de periode 2010-2014.

Bij de autotellingen merken we eenzelfde toename in de globale KI, alhoewel die iets lager ligt dan bij de KI-waardes te voet (Figuur 14). Ook hier is sprake van een grote sprong tussen 2020 en 2021.

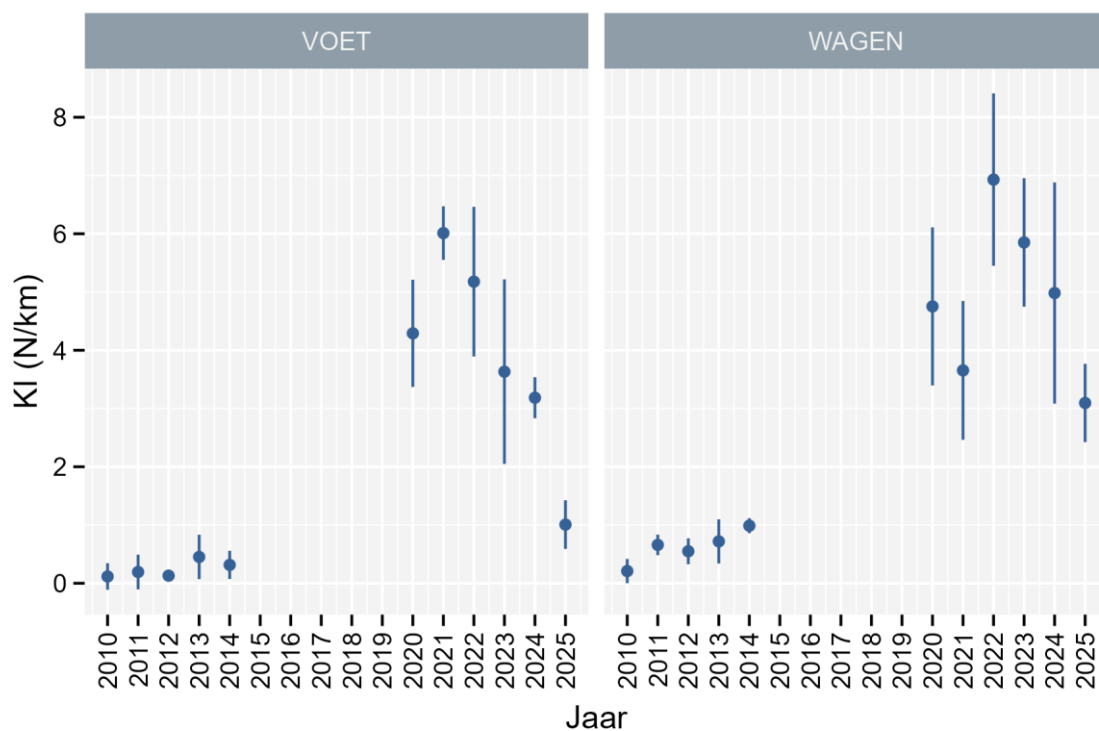


Figuur 14: Evolutie van de KI voor damhert in het Drongengoed en omgeving sinds het begin van de tellingen. De verticale lijnen tonen 95% betrouwbaarheidsintervallen, berekend op basis van de vier jaarlijks uitgevoerde tellingen.

Ree

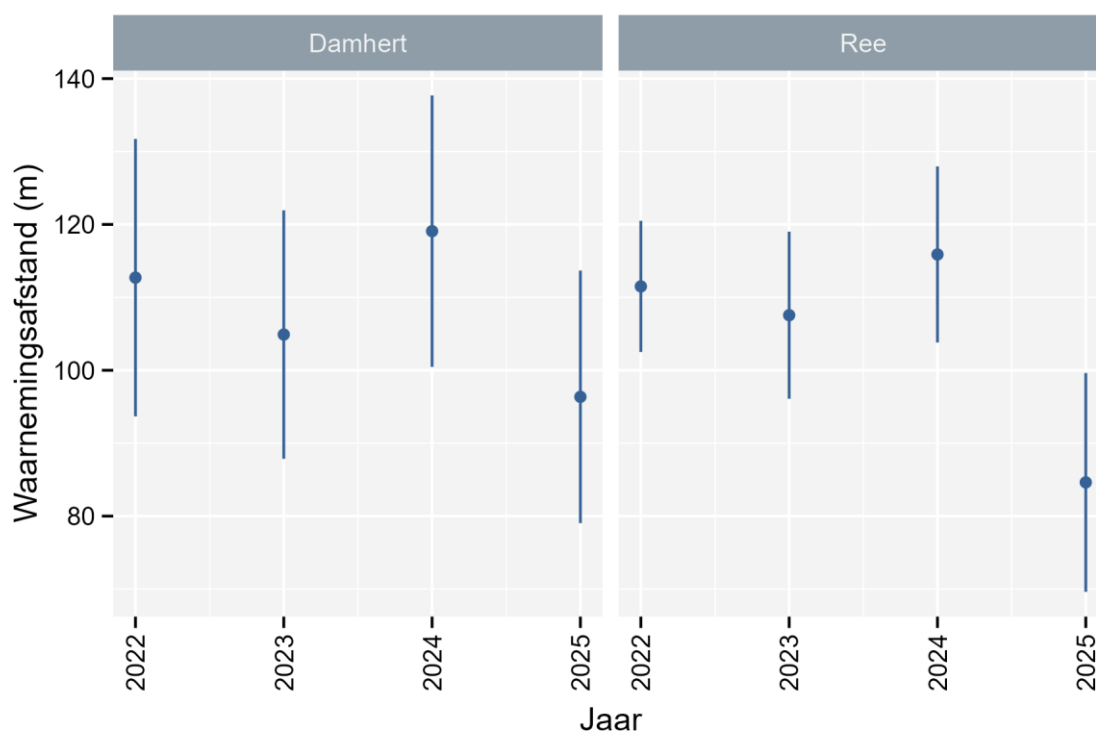
Voor de reeën merken we een grote toename in de KI te voet tussen de periodes 2010-2014 en 2020-2025 (Figuur 15). De piek lijkt bereikt te zijn in 2021. Sindsdien is er sprake van een daling. In 2025 daalde de KI te voet sterk ten opzichte van het jaar ervoor en bereikte bijna terug het niveau van 2010-2014.

De KI voor de autotellingen vertoont een gelijkaardige trend, alhoewel de daling in 2025 minder uitgesproken is (Figuur 15).



Figuur 15: Evolutie van de KI voor ree in het Drongengoed en omgeving sinds het begin van de tellingen. De verticale lijnen tonen 95% betrouwbaarheidsintervallen, berekend op basis van de vier jaarlijks uitgevoerde tellingen.

Figuur 16 toont de verandering van de gemiddelde waarnemingsafstand, gemeten tijdens de tellingen te voet. We zien in 2025 een daling van de gemiddelde waarnemingsafstand voor beide soorten.



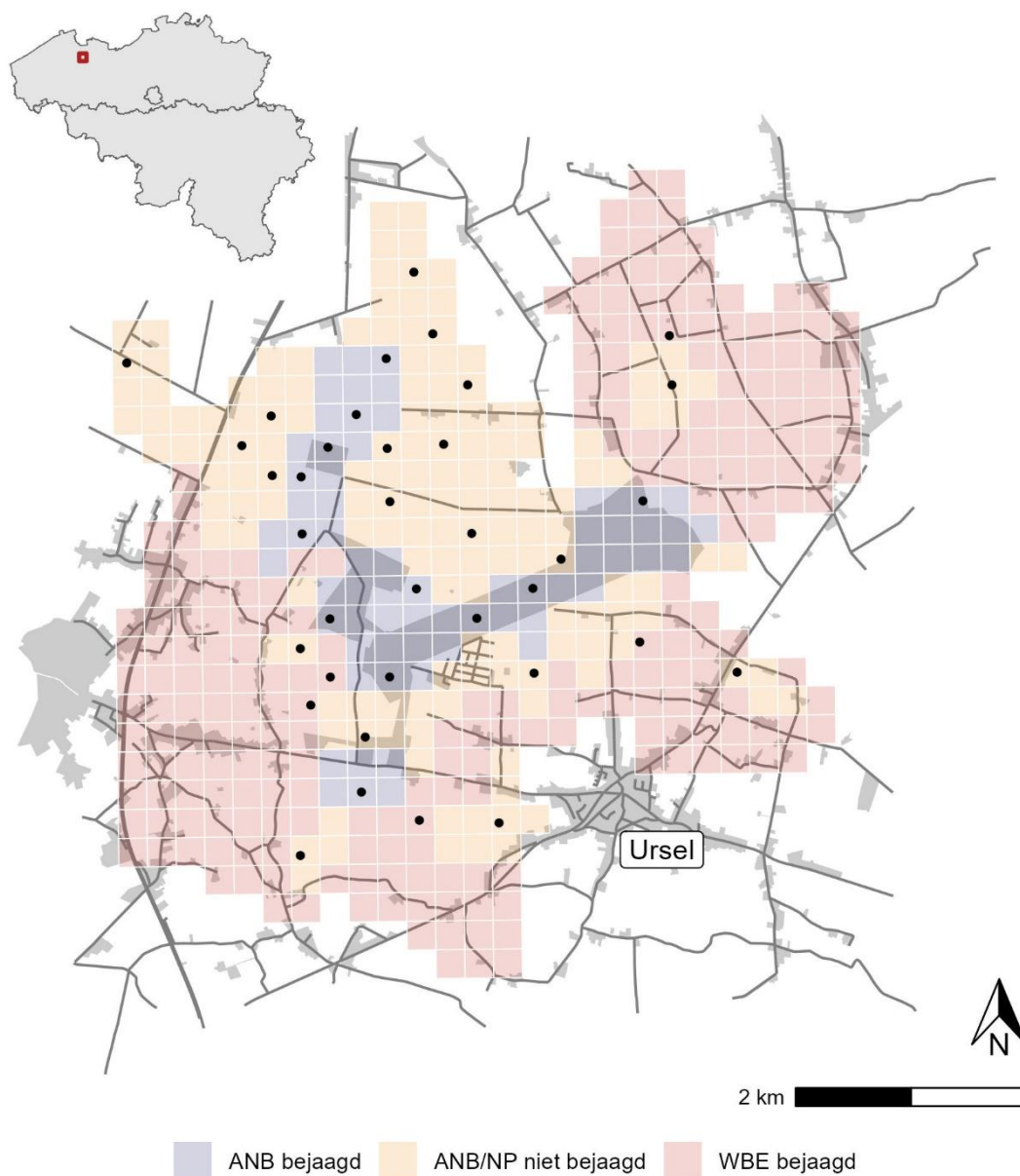
Figuur 16: Waarnemingsafstanden voor damhert en ree gemeten tijdens de grofwildtellingen te voet in het Drongengoedcomplex. De verticale lijnen tonen 95% betrouwbaarheidsintervallen, berekend op basis van de vier jaarlijks uitgevoerde tellingen.

3.2.3 Populatietrends op basis van cameravallen

3.2.3.1 Cameravalnetwerk

Sinds september 2022 zet het INBO, in samenwerking met ANB en lokale vrijwilligers, cameravallen in voor het opvolgen van de populaties ree en damhert in het Drongengoedcomplex.

De locaties van de cameravallen werden bepaald door willekeurig 36 cellen te selecteren uit een steekproefgrid (250m x 250m) (Figuur 17). Er werd wel voor gezorgd dat gelijke aantallen camera's zich bevonden in het bejaagde en het niet-bejaagde deel van het Drongengoodcomplex en in de omliggende WBE-terreinen. In elke geselecteerde cel werd in september 2022 een camera gemonteerd, zo dicht mogelijk bij het centrum van de cel. Doorheen dit rapport zullen we 'steekproefgrid' gebruiken voor de verzameling van alle cellen in het steekproefgrid, en 'cel' als we spreken over één cel uit dit steekproefgrid. De plaatsing van de cameravallen gebeurde steeds door een vrijwilliger samen met een INBO-medewerker. Op die manier werd iedere vrijwilliger correct geïnformeerd over de manier waarop een cameraval moet worden geplaatst. De cameravallen richtten we steeds naar het noorden, en hangen waterpas op 50 cm boven het maaiveld (gemeten tot onderkant camera). Takken en bladeren die te dicht bij de camera hangen, worden verwijderd. Voor de opstelling in het Drongengoodcomplex gebruiken we geen lokstoffen om dieren voor de camera te krijgen. Op die manier vermijden we interferentie met het jaarlijks fluctuerende voedselaanbod in het studiegebied. Voor dit onderzoek maakten we gebruik van HyperFire 2 camera's van het merk Reconyx (Figuur 18).



Figuur 17: Steekproefgrid gebruikt voor de plaatsing van cameravallen in het Drongengoedcomplex: deelgebied bejaagd door ANB (blauw), deelgebied bejaagd door de WBE (rood) en het niet-bejaagde deelgebied, (geel) dat bestaat uit gronden beheerd door ANB of Natuurpunt (NP). Iedere cel meet 250 m x 250 m. De zwarte bollen zijn de locaties waar de camera's in 2022 geplaatst werden. Donkergrijs = het wegennet, lichtgrijs = bebouwing. Het kaartje linksboven toont de locatie van het studiegebied binnen België.

Tabel 3: Aantal waarnemingen per jaargang en per deelgebied in het Drongengoedcomplex in de periode van 21-09-2022 tot en met 31-12-2025. Een waarneming kan bestaan uit één of meerdere dieren.

	2022	2023	2024	2025	Totaal
ANB bejaagd	2172	6083	4532	6115	18902
ANB/NP niet bejaagd	2924	9180	7323	7816	27243
WBE bejaagd	1195	4867	4183	4962	15207
Totaal	6291	20130	16038	18893	61352

3.2.3.2 Methoden

Er bestaat een brede waaier aan methodes voor de verwerking van cameravalgegevens (zie Bollen *et al.* (2025)).

In dit rapport bepalen we populatietrends van ree en damhert op basis van cameravalgegevens aan de hand van vier methoden:

1. De naïeve bezettingsgraad of *naive occupancy*,
2. De relatieve abundantie index of *relative abundance index* (RAI),
3. De abundantie aan de hand van het N-mixture model (NMM),
4. De populatiedichtheid aan de hand van het Random Encounter Model (REM).

Daarvan zijn er twee niet-modelgebaseerd (1, 2) en twee modelgebaseerd (3, 4). De niet-modelgebaseerde methoden zijn zogenaamde ‘naïeve’ methoden. Dat wil zeggen dat ze niet corrigeren voor imperfecte detectie. Niet alle dieren die aanwezig zijn in de cel waar de camera geplaatst is, worden immers gefotografeerd. Dit fenomeen noemt men imperfecte detectie, aangezien de waarnemer (in dit geval een camera) niet in staat is om alle dieren te detecteren. Bijgevolg kunnen de naïeve bezettingsgraad en de RAI een vertekend beeld geven van het aantal dieren en de geografische verspreiding ervan. Het is daarom van belang deze methoden steeds te vergelijken en te valideren met modelgebaseerde methoden. Deze proberen door een schatting te maken van de detectiekans of door het inschatten van de effectieve detectiezone, te corrigeren voor imperfecte detectie. De detectiekans is de waarschijnlijkheid dat een dier dat aanwezig is ook effectief wordt waargenomen. De effectieve detectiezone is de oppervlakte voor de camera waarbinnen dieren effectief gedetecteerd worden.

Alle analyses voor trendbepalingen gebeuren in R (R Core Team, 2025), gebruik makend van de packages *camtrapdp* (Desmet *et al.*, 2024), *camtraptor* (Oldoni *et al.*, 2024) en *camtrapDensity* (Rowcliffe, 2025) en *unmarked* (Fiske & Chandler, 2011).

3.2.3.2.1 Naïeve bezettingsgraad

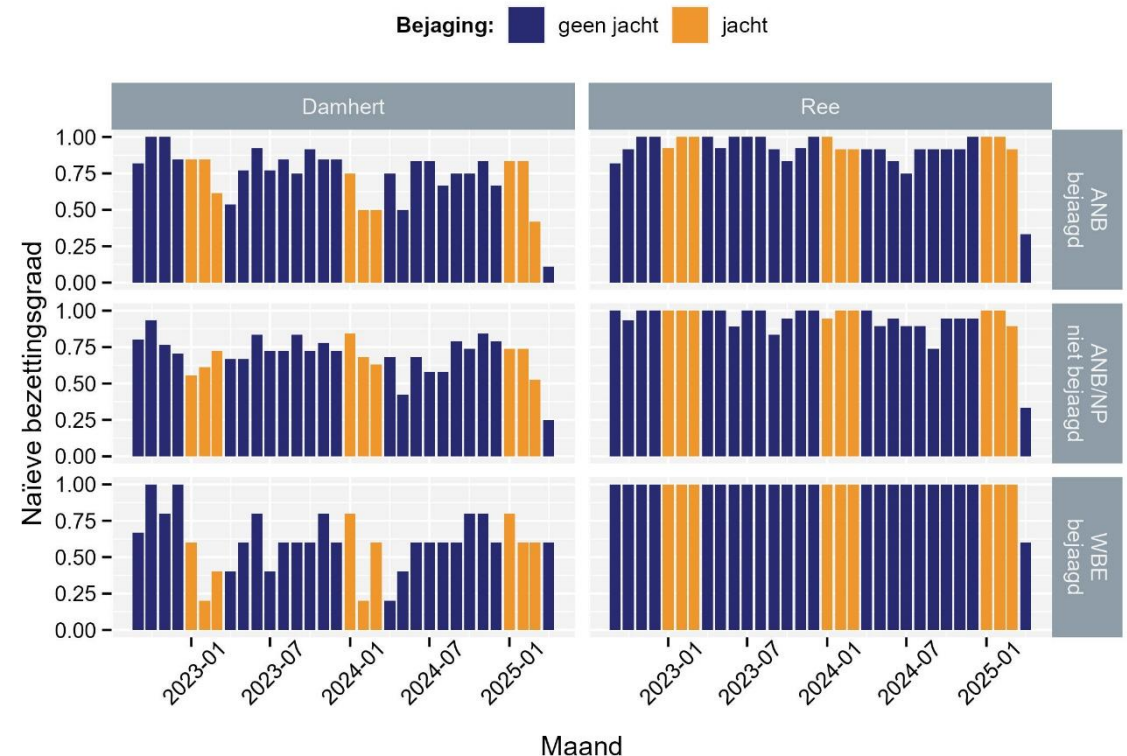
De naïeve bezettingsgraad wordt berekend door het aantal cameralocaties met minstens 1 waarneming van de opgevolgde soort, te delen door het totaal aantal cameralocaties waar op dat moment camera’s stonden. Het geeft dus het percentage cameralocaties weer waar een bepaalde soort werd waargenomen gedurende een bepaalde periode.

3.2.3.2.2 Relatieve abundantie index

De RAI wordt berekend door het aantal waarnemingen van een bepaalde diersoort te delen door de vangstinspanning (het aantal dagen dat de camera actief was). Dit kan per camera (# waarnemingen voor die camera/ vangstinspanning camera), of voor alle camera’s samen (som

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

Gedurende de jachtperiode daalt de naïeve bezettingsgraad van damhert licht, behalve tijdens de jachtperiode van 2023. Toen nam de bezettingsgraad toe in het niet-bejaagde deelgebied. De vermindering in naïeve bezettingsgraad in het bejaagde gebied, wordt blijkbaar niet gecompenseerd buiten dit gebied. Er lijkt dus op basis van de cameravallen geen duidelijke aanwijzing te zijn van een verplaatsing van de dieren als gevolg van verstoring door jacht. Waar de damherten dan wél waren en of ze al dan niet schuwer en daardoor minder zichtbaar waren door de jacht, is aan de hand van deze parameter op dit moment niet te bepalen. Een mogelijke, en verder te onderzoeken, verklaring is de gebruikte tijdschaal. Die moet mogelijk fijner zijn.



Figuur 19: De naïeve bezettingsgraad (*naive occupancy*) voor ree en damhert in de deelgebieden van Drongengoed en omgeving voor de periode september 2022 tot en met april 2025. De naïeve bezettingsgraad ligt tussen 0 (= op geen enkele cameralocatie een waarneming) en 1 (op elke cameralocatie minstens 1 waarneming). Periodes waarin jacht plaats vindt zijn aangeduid in het oranje, periodes zonder jacht in het blauw.

3.2.3.3.2 Relatieve Abundantie Index (RAI)

Voor ree bedraagt de gemiddelde RAI per maand:

- 37,5 voor het ANB bejaagde gebied,
- 37,8 voor het ANB/NP niet-bejaagde gebied,
- 73,9 voor het WBE bejaagde gebied.

Rond deze gemiddelden zien we duidelijk schommelingen van maand tot maand (Figuur 20). De piek in de RAI situeert zich jaarlijks rond de maanden december-januari.

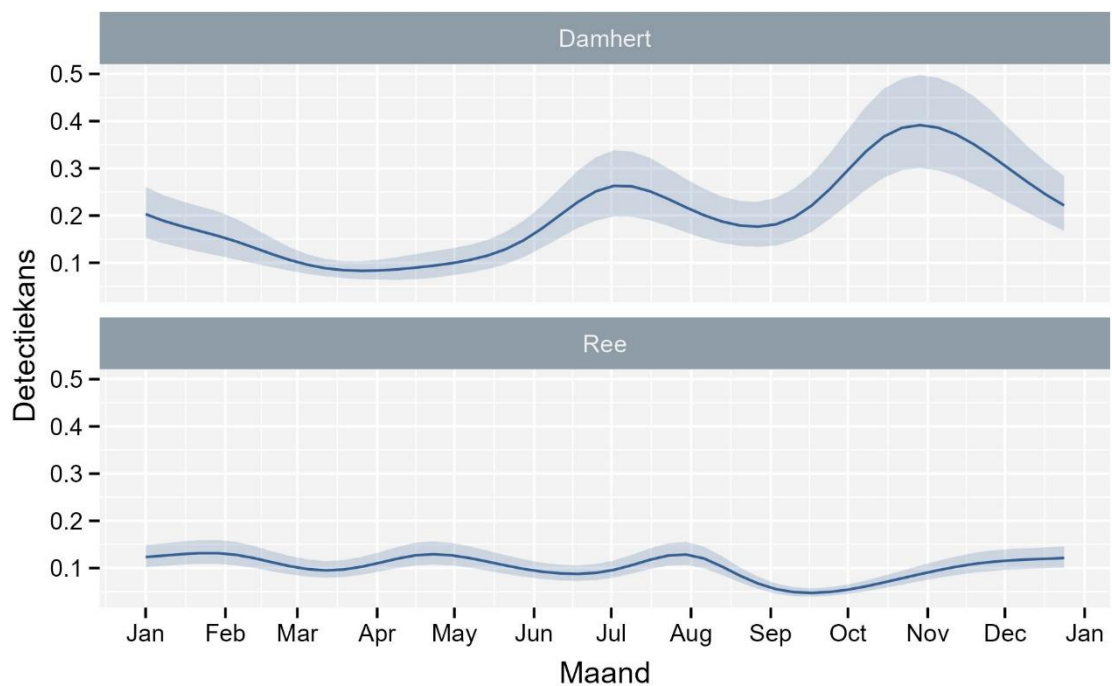
Over de drie deelgebieden heen bedraagt de gemiddelde RAI van ree 46,9 gedurende de jachtperiode (januari-maart) en 40,9 buiten de jachtperiode (april-december).

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

Voor damhert ligt de RAI voor ieder deelgebied lager dan die van ree. De gemiddelde RAI van damhert per maand bedraagt:

- Schommelingen rond deze gemiddelden zijn nog sterker dan die bij ree (Figuur 20). Opgelet: we tonen hier de RAI gebaseerd op het aantal waarnemingen. Een waarneming kan bestaan uit één of meerdere dieren. In de door de WBE bejaagde gebieden is de RAI, en naar alle waarschijnlijkheid het aantal dieren, een stuk lager dan voor ree.

In tegenstelling tot ree, ligt de RAI voor damhert dus beduidend lager in de jachtperiode dan daarbuiten. Verder daalt de RAI van damhert gedurende de jachtperiode in alle deelgebieden. Belangrijk: de waargenomen daling in de RAI van damhert lijkt deel uit te maken van seizoensgebonden schommelingen in de activiteit en/of detecteerbaarheid van damhert. Om die reden voeren we in 3.2.3.3.3 een uitgebreidere trendanalyse uit. Bovendien vormen damherten meestal groepen (roedels) van vijf of meer dieren, wat de waargenomen schommelingen mogelijks versterkt.

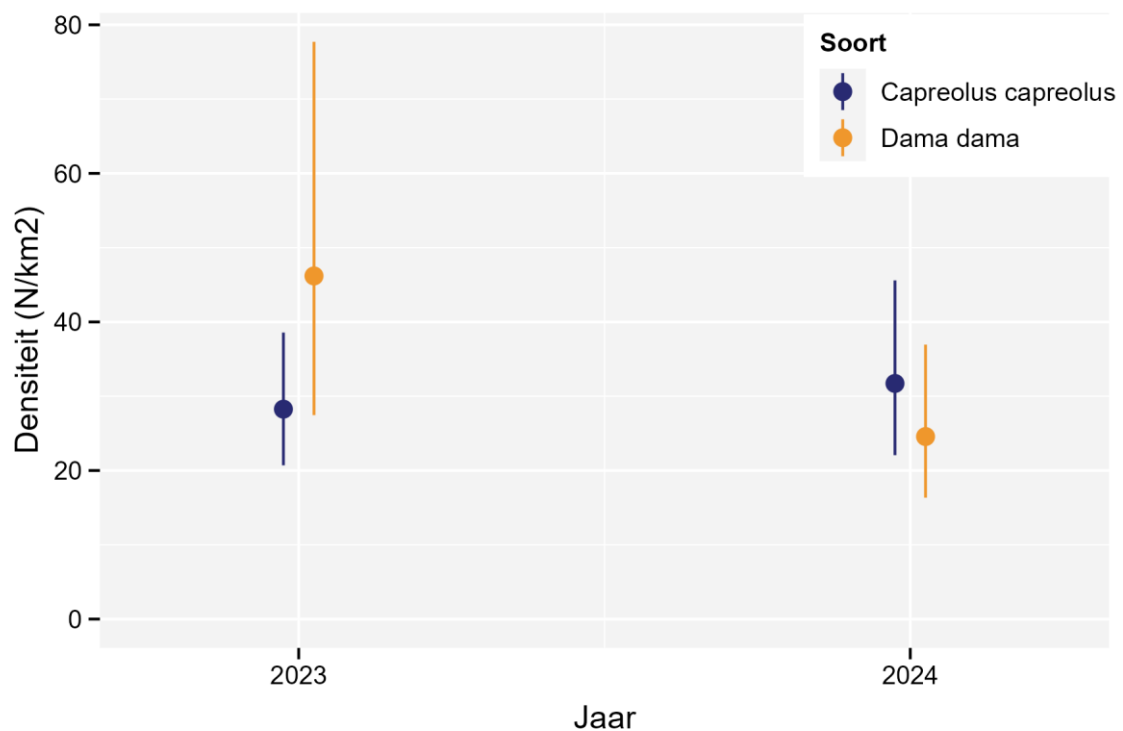


Figuur 21: De detectiekans van damhert en ree in functie van de maand van het jaar in het Drongengoed en omgeving. De donkere lijn is het gemiddelde, de lichtblauwe zone het 95% betrouwbaarheidsinterval.

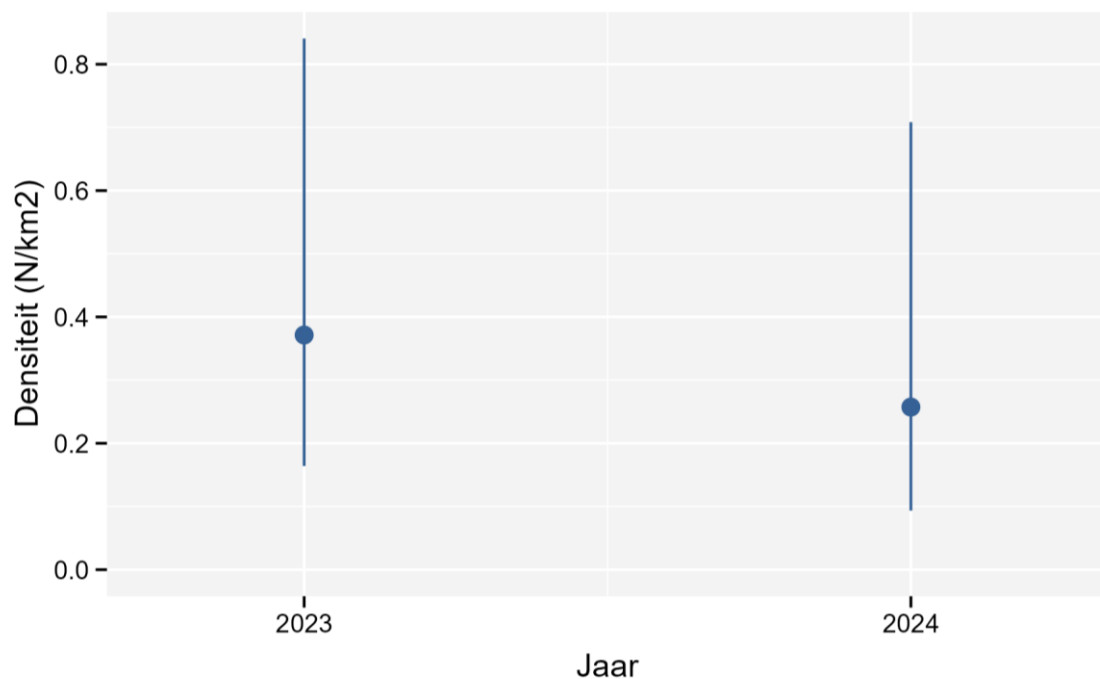
De gemiddelde abundantie voor damhert en ree in het Drongengoed en omgeving bedraagt respectievelijk 3,2 en 7,76 (Figuur 22). Hieruit kunnen we met volgende relatie $\psi = 1 - e^{-\lambda}$ (met λ = de gemiddelde abundantie) de gemiddelde *occupancy* of bezettingsgraad berekenen (ψ). Voor beide soorten bedraagt die nagenoeg 1.

N-mixture modellen zijn helaas niet in staat om absolute aantallen precies te schatten (voor de meeste nauwkeurige bepaling van aantallen, wordt er best gebruik gemaakt van *Capture-Recapture* (Borchers & Efford, 2008; Efford & Fewster, 2013) studies). Daarom focussen we op de relatieve verschillen in abundantie. Dit wil zeggen verschillen in abundantie van jaar tot jaar of tussen de soorten.

De abundantie van damhert blijft doorheen de jaren relatief stabiel. Van 2023 naar 2024 daalt de abundantie van damhert met 20%, om dan lichtjes (+2,5%) te stijgen tussen 2024 en 2025. Voor ree is er eveneens een afname (-18%) in de abundantie tussen 2023 en 2024. Van 2024 naar 2025 stijgt de abundantie van ree met 28%.



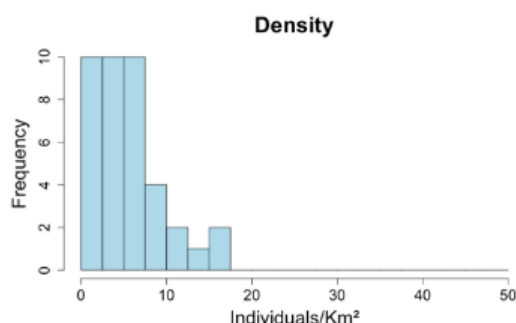
Figuur 23: Berekende dichtheden van ree en damhert in het Drongengoed en omgeving in 2023 en 2024 op basis van REM. De verticale lijnen tonen het 95% betrouwbaarheidsinterval.



Figuur 24: Dichtheid van vos in het Drongengoed en omgeving in 2023 en 2024 op basis van REM. De verticale lijnen tonen het 95% betrouwbaarheidsinterval.

Voor vos waren er geen specifieke beheerdoelen opgenomen en vindt er intern ook geen beheer plaats. *Vulpes vulpes* wordt in de REM analyses eerder meegenomen uit interesse, omdat het

Voor vos bestaan geen beheerdoelen in het Drongengoedcomplex. De soort wordt er ook niet bejaagd. We nemen in de REM analyses vos mee omdat het in dit gebied de enige natuurlijke predator is van reeën, meer bepaald van de reekitsen (Jarnemo & Liberg, 2005; Panzacchi et al., 2009).



Figuur 26: Verdeling van de densiteitsbepalingen a.d.h.v. het REM voor ree in 39 studiegbeiden in 21 Europese landen in 2024. Grafiek afkomstig uit ENETWILD-consortium (2025).

De berekende dichtheid van damherten ligt in Drongengoed en omgeving hoog: > 25 dieren per km² voor beide jaren (Figuur 23). Er is weinig literatuur voorhanden om de REM-resultaten mee te vergelijken. De enige studie die we vonden betreft een populatie damherten in Italië (Marcon et al., 2020). Daar bedroeg de dichtheid meer dan 400 dieren per km². Bij dit resultaat horen wel kanttekeningen: het betrof een volledig gesloten (i.e. omheinde) populatie die met slechts negen camera's werd opgevolgd, weliswaar binnen een gebied van 20 ha (ter vergelijking in Drongengoed en omgeving gebruiken we 36 camera's om een gebied van ruim 2000 ha op te volgen). We kunnen dan ook moeilijk enige vergelijking met onze resultaten stand laten houden. Een andere studie uit Italië vond aan de hand van nachtelijk thermische *distance sampling* een densiteit van 30 tot 46 dieren per km² (Focardi et al., 2013). Ondanks de gelijkenissen tussen beide Italiaanse studies (nl. beide afgesloten studiegebieden), liggen de resultaten uit Drongengoed en omgeving dichter bij de resultaten van (Focardi et al., 2013) dan die van

(Marcon et al., 2020), ongeacht het feit dat het gebruikte model van Marcon *et al.* (2020) hetzelfde is als het model gebruikt in dit rapport.

3.2.4 Populatietrends op basis van jachtdagboekjes

3.2.4.1 Methoden

Gedurende de studieperiode hielden de licentiehouders gegevens bij in jachtdagboekjes. Bij elke aanzit vulden ze het start- en einduur van de aanzit in, de gebruikte hoogzit, informatie per waarneming (nl. uur van aankomst, aantal, leeftijd en geslacht van de waargenomen reeën of damherten). Als er raak geschoten werd, werd ook het labelnummer genoteerd. Wanneer er fout geschoten werd, werd dit aangeduid door het vakje naast de “M” aan te duiden. Het gebruik van de jachtdagboekjes laat op deze manier toe om zicht te krijgen op de geleverde inspanning, de jachtselectiviteit en de jachtefficiëntie. Figuur 27 toont een voorbeeld van een ingevulde pagina uit een jachtdagboekje.

Voorbeeld

☒ Individuele aanzit	☐ Gezamenlijke aanzit	☐ Drukjacht	☐ Bersen
Datum: <u>21/02/17</u>	Hoogzitr: <u>5</u>	Neerslag: ☐ ja ☒ neen	
Startuur: <u>16:25</u>	Aankorrelen: ☒ ja ☐ neen	Wind: ☒ ja ☐ neen	
Einduur: <u>21:00</u>	Bijlichten: ☐ ja ☒ neen	Mist: ☐ ja ☒ neen	
	Nachtkijker: ☐ ja ☒ neen	Sneeuw: ☐ ja ☒ neen	

Damhert								
Wnnr.	Uur aankomst	Damhert	Damhinde	Kalf	Onbep.	Totaal	Opmerking	
1	<u>17:30</u>	1 ☒ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	1	Jong hert	
2	<u>18:10</u>	☐ R ☐ M	5 ☐ R ☐ M	3 ☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	8		
3	<u>20:40</u>	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	1 ☐ R ☐ M	1		
4	___ : ___	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M			
5	___ : ___	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M			
Totaal:		1	5	3	1	10		

Afshot labelnr(s): 000352

Ree							
Wnnr.	Uur aankomst	Bok	Geit	Kits m/v/o	Onbep.	Totaal	Opmerking
1	17:36	1 ☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	1	Zesender
2	17:51	☐ R ☐ M	1 ☐ R ☐ M	2 m v ☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	3	
3	18:20	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	1 m ☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	1	
4	18:36	☐ R ☐ M	1 ☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	1	
5	__ : __	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M		
6	__ : __	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M	☐ R ☐ M		
Totaal:		1 ☐ R ☐ M	2 ☐ R ☐ M	3 ☐ R ☐ M	0 ☐ R ☐ M	6	
Afschot labeln(s): <i>Geitkits 008360 - Bokkits 008361</i>							
Algemene opmerkingen: <i>Twee wandelaars met hond om 19u30</i>							

Figuur 27: Voorbeeldpagina uit de jachtdagboekjes voor een individuele aanzit. In dit voorbeeld werden tijdens de aanzit meerdere damherten waargenomen, waarvan er op één raak werd geschoten. Er werden meerdere reeën waargenomen, waarvan op twee kitsen raak werd geschoten. Wnnr. =nummer van de waarneming nummer, R ☒ =raak geschoten, M ☒ = misgeschoten.

Uit die informatie kan je heel wat indicatoren opvolgen die een beeld geven over de evolutie van de jachtinspanning, het gerealiseerde afschot, maar ook over de toestand en evolutie van een populatie. Indicatoren die we afleiden zijn:

1. Aantal aanzitten per jaar (3.2.4.2.1)
2. Aantal waargenomen dieren per aanzittuur (3.2.4.2.2)
3. Verstreken tijd tot soortwaarneming (3.2.4.2.3)
4. Inspanning per waargenomen dier (3.2.4.2.4)
5. Inspanning per geschoten dier (3.2.4.2.5)

Zoals eerder vermeld, kunnen deze indicatoren inzicht bieden in de evolutie van de populatiegrootte. Je kan aannemen dat het aantal waargenomen dieren per aanzituur (3.2.4.2.2) recht evenredig is met de populatiegrootte. De tijd tot de eerste waarneming van een dier (3.2.4.2.3), de inspanning per waargenomen dier (3.2.4.2.4) en de inspanning per geschoten dier (3.2.4.2.5) zijn omgekeerd evenredig met de populatiegrootte. Recht evenredig wil zeggen dat als de indicator stijgt, de populatiegrootte ook stijgt. Omgekeerd evenredig wil zeggen dat als de indicator stijgt, de populatiegrootte daalt.

Om een beeld te kunnen vormen van de trend in de populatiegrootte, werden deze indicatoren vergeleken via lineaire regressiemodellen.

Voor trends in de tijd (3.2.4.2.6), wordt het model weergegeven door:

$$Indicator_{it} = \beta_0 + \beta_1 Jaar_t + \varepsilon_{it}$$

$$\varepsilon_{it} \sim N(0, \sigma^2).$$

Voor trends in de tijd en ruimte (3.2.4.2.7), wordt het model weergegeven door:

$$Indicator_{it} = \beta_0 + \beta_1 Jaar_t + u_i Jaar_t + \varepsilon_{it}$$

$$\begin{pmatrix} u_i \\ \varepsilon_{it} \end{pmatrix} \sim N\left(0, \begin{bmatrix} \sigma_u^2 & 0 \\ 0 & \sigma_\varepsilon^2 \end{bmatrix}\right).$$

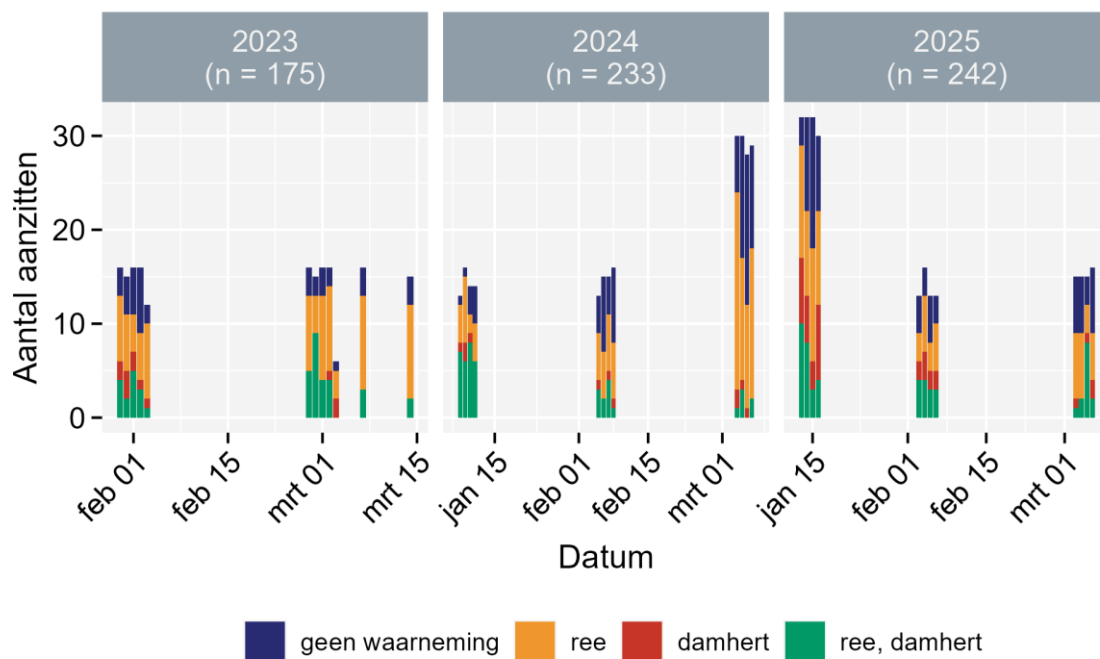
Met β_0 het intercept, β_1 de *slope* of richtingscoëfficiënt van het jaar-effect, u_i de *random slopes* per hoogzit $i = 1, 2, \dots, N$, en σ^2 de residuele variantie per hoogzit en jaar $t = 1, 2, \dots, T$.

Let op: indicatoren met een omgekeerd evenredig verband met de populatiegrootte werden eerst geïnverteerd ('1/indicator' of 'indicator⁻¹'), alvorens de trend te schatten. Trends en hun richtingscoëfficiënt verkregen uit de onverwerkte (niet-geïnverteerde) gegevens zijn weergegeven in Bijlage C.

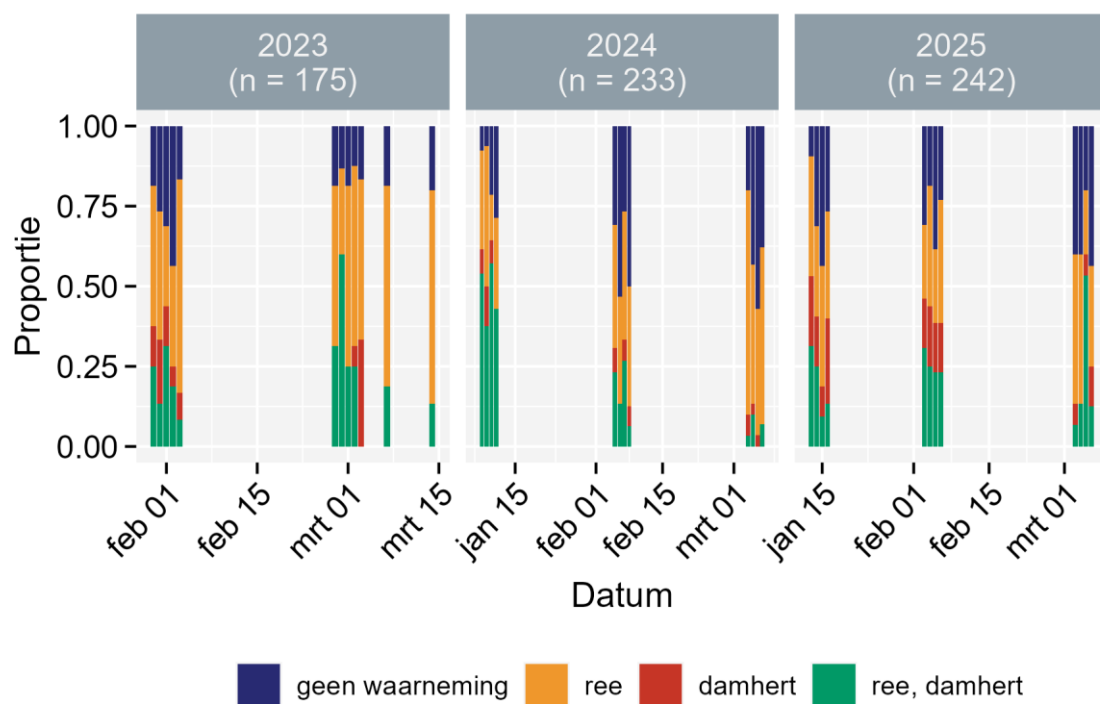
3.2.4.2 Resultaten

3.2.4.2.1 Aantal aanzitten per jaar

Figuur 28 geeft een overzicht van het aantal aanzitten zonder waarneming van ree of damhert ('geen waarneming'), met enkel waarneming van ree, met enkel waarneming van damhert of met waarneming van beide soorten. Een beter beeld van de verandering in de proportie van het aantal aanzitten met een bepaalde waarnemingscategorie ('geen waarneming', 'ree', 'damhert', 'ree, damhert') wordt weergegeven in Figuur 29. De figuur laat duidelijk zien dat in 2024 er na de eerste jachtweek nog weinig damherten werden waargenomen. In 2025 is dit minder het geval en zien we ook in week 2 en week 3 terug meer aanzitten waarin damherten waargenomen worden.



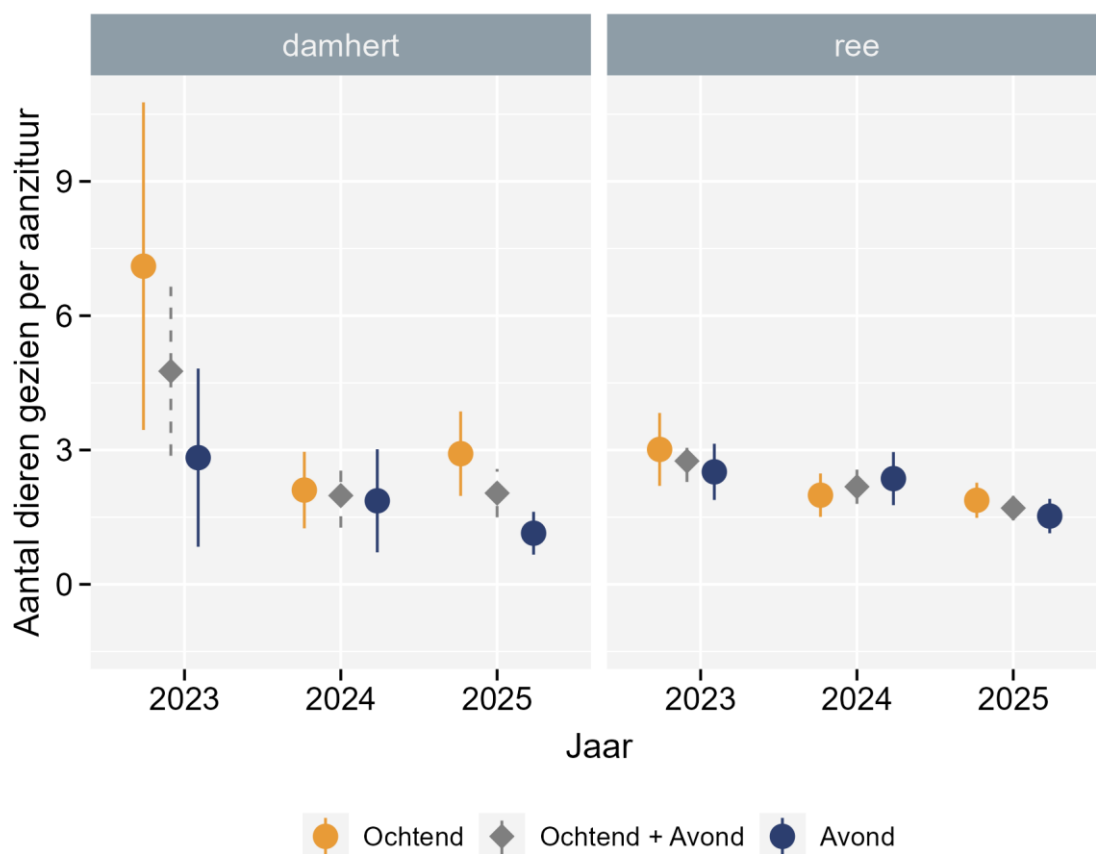
Figuur 28: Aantal aanzitten zonder waarneming van ree of damhert (blauw), met waarneming van ree (geel), damhert (rood) of beiden (groen).



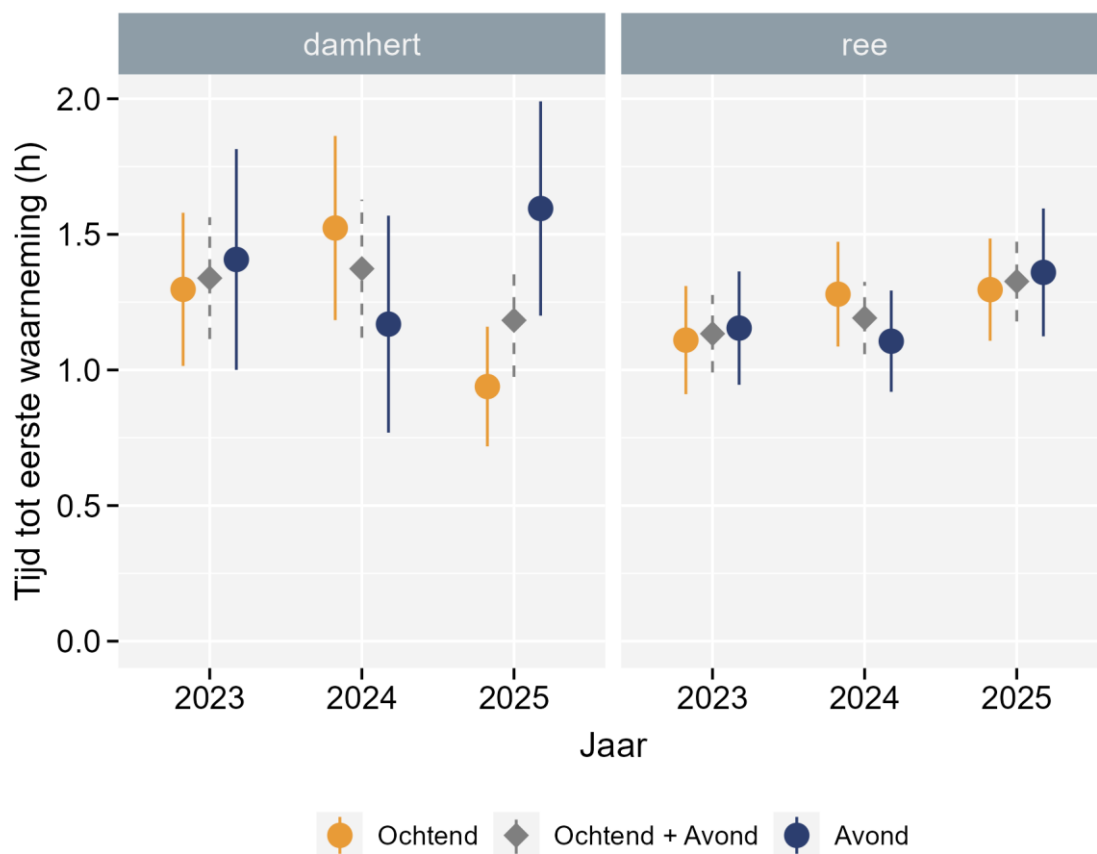
Figuur 29: Aandeel van de aanzitten zonder waarneming van ree of damhert (blauw), met waarneming van ree (geel), damhert (rood) of beide (groen).

3.2.4.2.2 Aantal waargenomen dieren per aanzituur

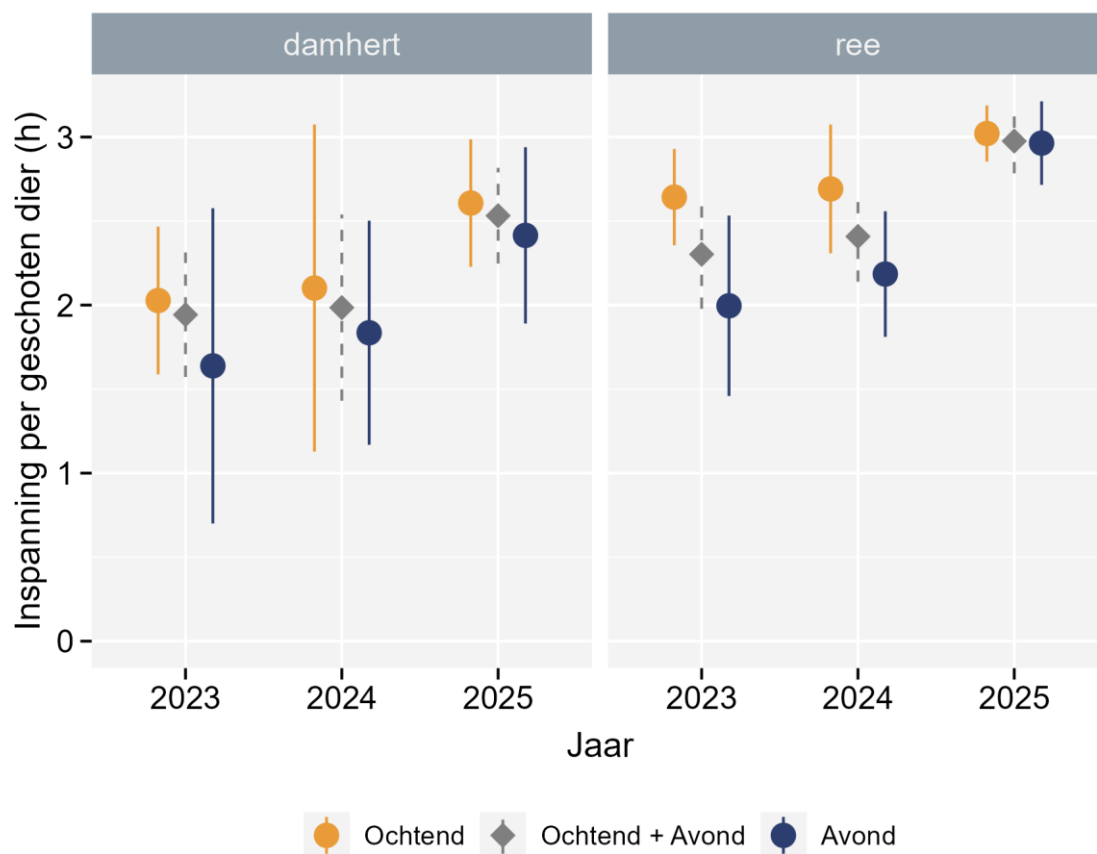
Figuur 30 toont het aantal waargenomen dieren per aanzituur. Tussen 2023 en 2025 daalt dat aantal voor zowel ree als damhert. Verder zijn er verschillen in het aantal waargenomen dieren tussen een ochtendaanzit en een avondaanzit. Voor damhert zijn deze verschillen groter dan voor ree. Er worden vooral in 2023 en 2025 aanzienlijk meer damherten waargenomen in de ochtend dan in de avond. Voor damhert is de terugval in aantal waargenomen dieren per uur na het eerste jachtjaar (2023) duidelijk sterker dan voor ree.



Figuur 30: geeft voor elke hoogzit een overzicht van het totaal aantal waargenomen damherten/reeën per aanzituur in de periode 2023 - 2025. Evolutie van het aantal waargenomen dieren per aanzituur in functie van het tijdstip waarop de aanzit plaatsvindt (ochtend, avond of ochtend + avond samen). De bollen en verticale lijnen tonen respectievelijk de gemiddelden en de 95% betrouwbaarheidsintervallen.

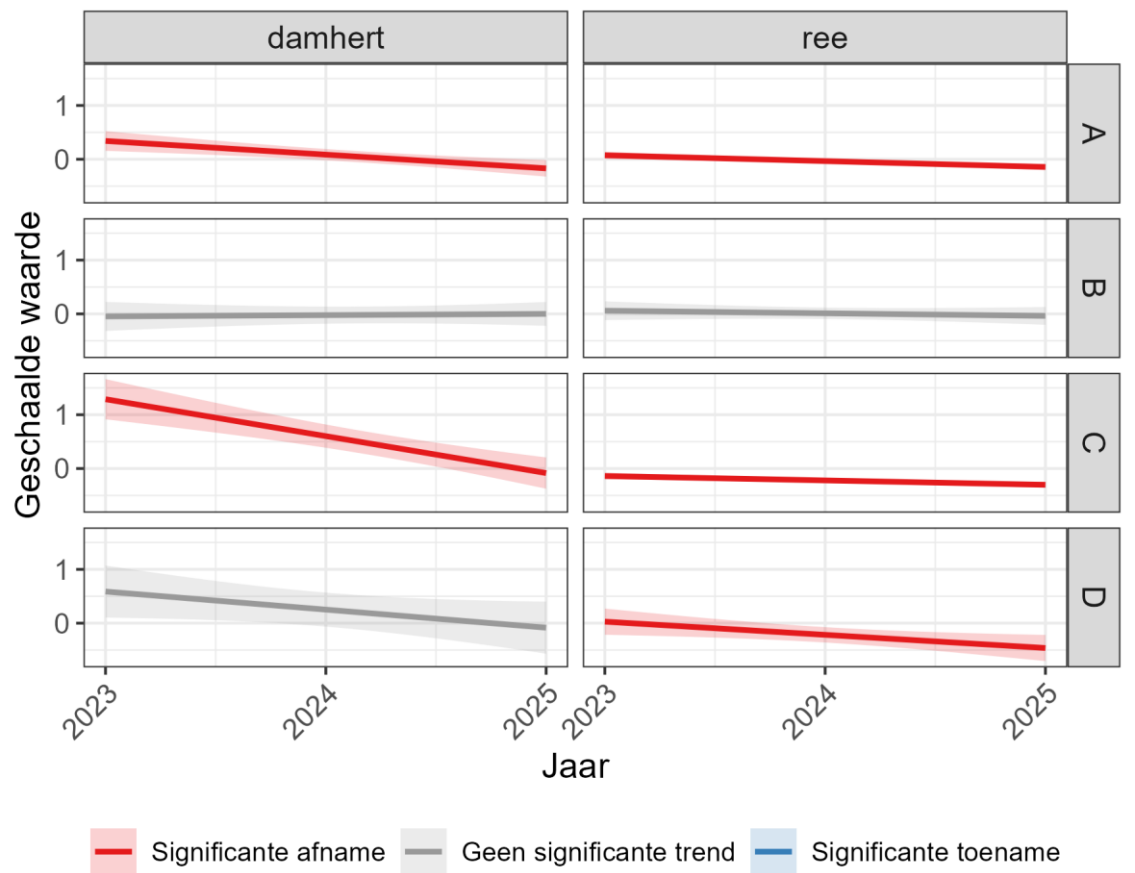


Figuur 32: Evolutie van de tijd (in uren) tot de eerste waarneming van een ree of damhert tijdens een aanzit in de periode 2023-2025. De tijd is berekend per ochtendaanzit, avondaanzit en per aanzit ongeacht of die 's ochtends of 's avonds plaatsvond. De bollen en verticale lijnen tonen respectievelijk de gemiddelden en 95% betrouwbaarheidsintervallen.

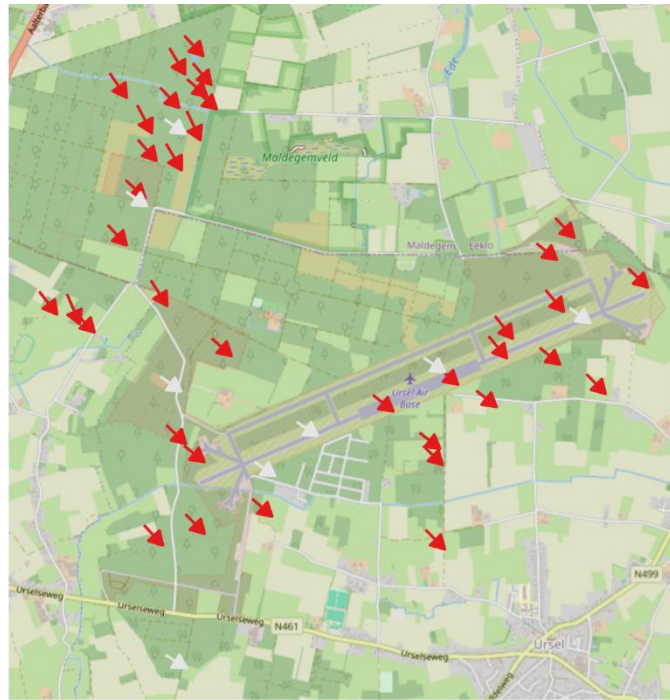


Figuur 36: Evolutie van het aantal uur (inspanning) dat nodig was om een ree of damhert te schieten in de periode 2023-2025. De tijd is berekend per ochtendaanzit, avondaanzit en per aanzit ongeacht of die 's ochtends of 's avonds plaatsvond. De bollen en verticale lijnen tonen respectievelijk de gemiddelden en 95% betrouwbaarheidsintervallen.

maar niet significant. De daling is echter bij ree over het algemeen wel kleiner dan bij damhert (Figuur 39).



Figuur 38: Trends voor de populatiegrootte gebaseerd op de indicatoren afgeleid uit de jachtdagboekjes voor de periode 2023-2025. **A:** het aantal waarnemingen per uur, **B:** (tijd tot de eerste waarneming van de soort)⁻¹, **C:** (aantal uren aanzit per waargenomen dier)⁻¹, en **D:** (aantal uren aanzit per geschoten dier)⁻¹. De donkere lijn is het gemiddelde, de lichtere gekleurde zone errond het 95% betrouwbaarheidsinterval.



→ Significante afname → Geen significante trend → Significante toename

Figuur 40: Trend per hoogzit van het aantal waarnemingen van damhert per aanzit gebaseerd op de jachtdagboekjes voor de periode 2023-2025. rood = significante afname, blauw = significante toename en wit = niet significante trend. De helling van de pijlen komt overeen met de absolute mate van afname of toename.

3.2.5 Discussie

Op basis van de verschillende kilometerindexen is er voor beide soorten duidelijk sprake van een toename in de gemiddelde KI wanneer we de periode 2010-2014 vergelijken met 2020-2025. Dat geldt voor zowel voor de tellingen te voet als de tellingen met de auto. Deze trend zette zich de eerste jaren na de hervatting van de grofwildtellingen in 2020, verder voor zowel ree, als damhert.

Vanaf 2022 lijkt die opwaartse trend voor damhert af te vlakken, zeker wat betreft de tellingen per auto (Figuur 14). Dit kan wijzen op het succesvol afremmen van de populatiegroei door de jachtinspanning.

De reepopulatie vertoont vanaf 2021 een consistente afname in zowel de tellingen te voet als de tellingen met de auto (Figuur 15). Deze afname kan het gevolg zijn van de sterke populatiegroei tussen 2014 en 2021. Die sterke groei, in combinatie met de hoge dichtheden aan damherten, overschreed mogelijk de draagkracht van het gebied, waardoor de populatie vroeg of laat moest krimpen. De geobserveerde daling kan het gevolg zijn van de combinatie van de jacht binnen het Drongengoed, waar tot 2023 geen jacht op ree toegelaten was, met de bejaging in de omliggende WBE's. In deze laatste nam de laatste jaren het reeafschot (Figuur 6) toe. Een andere mogelijkheid is dat de toenemende competitie met de groeiende populatie damhert vanaf 2021 leidde tot een krimpende ree populatie, eventueel in combinatie met de effecten van jacht.

De N-mixture resultaten van 2022 tot en met 2025 lijken de recente stagnatie van de populatie damhert en de afname van de populatie ree in het Drongengoed en omgeving grotendeels te

ondersteunen (Figuur 22). De abundantie van damhert ligt in 2025 nauwelijks 5% lager dan in 2022, terwijl de abundantie voor ree in diezelfde periode daalde met 37%

De verschillende indicatoren (waargenomen dieren per aanzituur, tijd tot de eerste waarneming, aantal uren per waargenomen dier, aantal uren per geschoten dier) op basis van de jachtdagboekjes wijzen duidelijk in de richting van een veranderende verhouding tussen de geleverde inspanningen en het aantal waargenomen of geschoten dieren: er is steeds meer inspanning nodig om een dier te schieten of waar te nemen. Dit kan zowel wijzen op een daling van de populaties, als op een veranderd gedrag van de dieren als reactie op de bejaging.

Populatietrends ree en damhert

De trends van beide soorten werden met een aantal parameters opgevolgd.

Kilometertellingen te voet en met de wagen lijken te wijzen op een stabilisatie van de damhertenpopulatie – na een lange periode van stijging – en op een afname van het aantal reeën.

Cameravalmonitoring lijkt eveneens te wijzen op een stabilisatie van de damhertenpopulatie en een afname van het aantal reeën. De interpretatie van de resultaten van de dichtheidsbepalingen is nog niet duidelijk. De foutenmarges op de berekende dichtheden zijn nog te groot om een interpretatie toe te laten. Daarvoor is een langere tijdreeks nodig dan de twee jaren waarvoor de data beschikbaar zijn (een REM-analyse voor 2025 moet nog worden uitgevoerd).

Gegevens uit de jachtdagboekjes tonen een significante toename in het nodige aantal uren om bij aanzit een ree of damhert waar te nemen, en daarmee samenhangend ook een significante afname van het aantal waargenomen dieren per aanzituur (voor beide soorten). Wel is het effect groter bij damhert dan bij ree. Voor ree zien we ook dat het aantal uren aanzit per geschoten dier significant toeneemt. Deze waarnemingen kunnen ook wijzen op een afname van het aantal reeën en damherten. Er zijn geen duidelijke verschillen in trends waar te nemen tussen de verschillende hoogzitten.

Samenvattend lijken de verschillende parameters er samen op te wijzen dat de **sterke toename van de populatie damherten een halt toegeroepen is**, maar van een afname is nog geen sprake. Voor **ree** lijken de resultaten wel te wijzen in de richting van een **afname van de populatie**.

De analyses geven **geen duidelijke aanwijzingen** dat de reeën en damherten zich in periodes met jacht **tijdelijk zouden verplaatsen naar gebieden zonder jacht**. Een meer gedetailleerde analyse (fijnere opdeling in de tijd) lijkt wel aangewezen om hier in de toekomst betere uitspraken over te doen.

4 BEHALEN VAN DE EINDBEHEERDOELSTELLINGEN

4.1 ZICHTBAARHEID VAN DAMHERTEN EN REEËN VOOR HET GROTE PUBLIEK

4.1.1 Inleiding

Een van de doelstellingen van het adaptief grofwildbeheer in Drongengoed is om de zichtbaarheid van ree en damhert voor het grote publiek te behouden (Casaer et al., 2021). Deze dieren vormen namelijk een toeristische trekpleister.

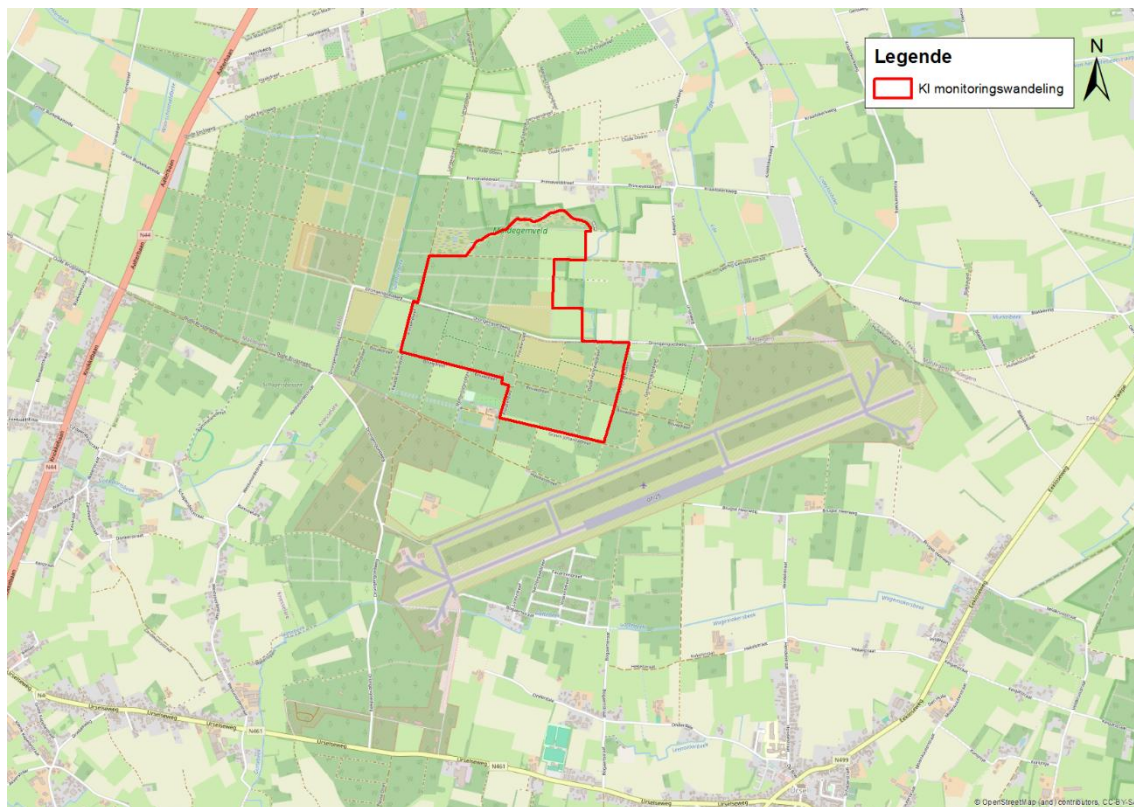
Binnen dit project werden twee monitoringsmethodes opgesteld om na te gaan of en hoe de zichtbaarheid van ree en damhert voor het grote publiek verandert.

4.1.2 Methoden

4.1.2.1 Monitoringwandeling

De monitoringwandeling startte in 2022 en is vergelijkbaar met de KI-tellingen (zie hoofdstuk 3.2). Het gaat om één traject dat wordt afgelegd door vrijwilligers en waarbij alle waargenomen dieren worden geteld.

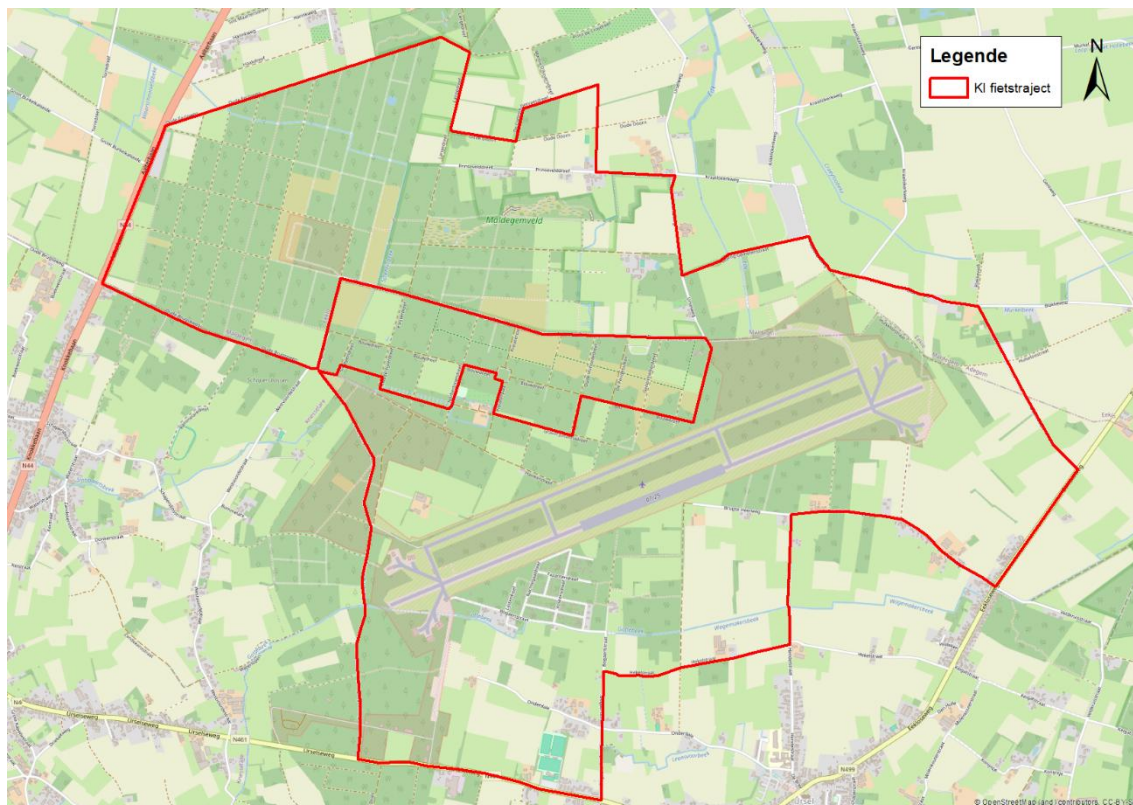
Een verschil met de KI-tellingen is dat dit traject wordt gelopen op een moment dat ook het grote publiek gaat wandelen: tussen 10 en 16 uur. Dus niet rond zonsopgang of zonsondergang. In tegenstelling tot de KI-trajecten (zie hoofdstuk 3.2) gaat dit traject ook alleen door voor het publiek opengestelde delen van het Drongengoedcomplex (zie Figuur 41). Het vermijdt de rustzones en het militair domein. Het traject is 4,4 km lang. Dit traject kan doorheen het jaar gelopen worden. In tegenstelling tot de KI-tellingen gebeurt dit zowel in de zomermaanden als in de wintermaanden. Omwille van de statistische verwerking werd vastgelegd om de monitoringwandeling minstens 8 keer per halfjaar (lente/zomer) en herfst/winter) uit te voeren. Waarnemingsafstanden worden opgemeten met een laserafstandsmeter.



Figuur 41: Monitoringwandeling in het Drongengoedcomplex.

4.1.2.2 Fietstellingen

Aangezien er historisch (sinds 2014) ook al fietstellingen uitgevoerd werden in het Drongengoed en omgeving, en omdat fietsers ook een groot deel van de jaarlijkse bezoekers uitmaken, werd beslist ook een fietstraject mee op te nemen in deze monitoring (22,4 km; zie Figuur 42). Dit traject kan op elk moment van het jaar en de dag worden afgelegd. Alle dieren die langs het traject worden waargenomen, worden genoteerd. Waarnemingsafstanden worden hier niet opgemeten. Data van 2014 tot en met 2022 zijn afkomstig van Dillen *et al.* (2022).



Figuur 42: Traject van de fietstelling in het Drongengoed en omgeving.

4.1.3 Resultaten

4.1.3.1 Monitoringwandeling

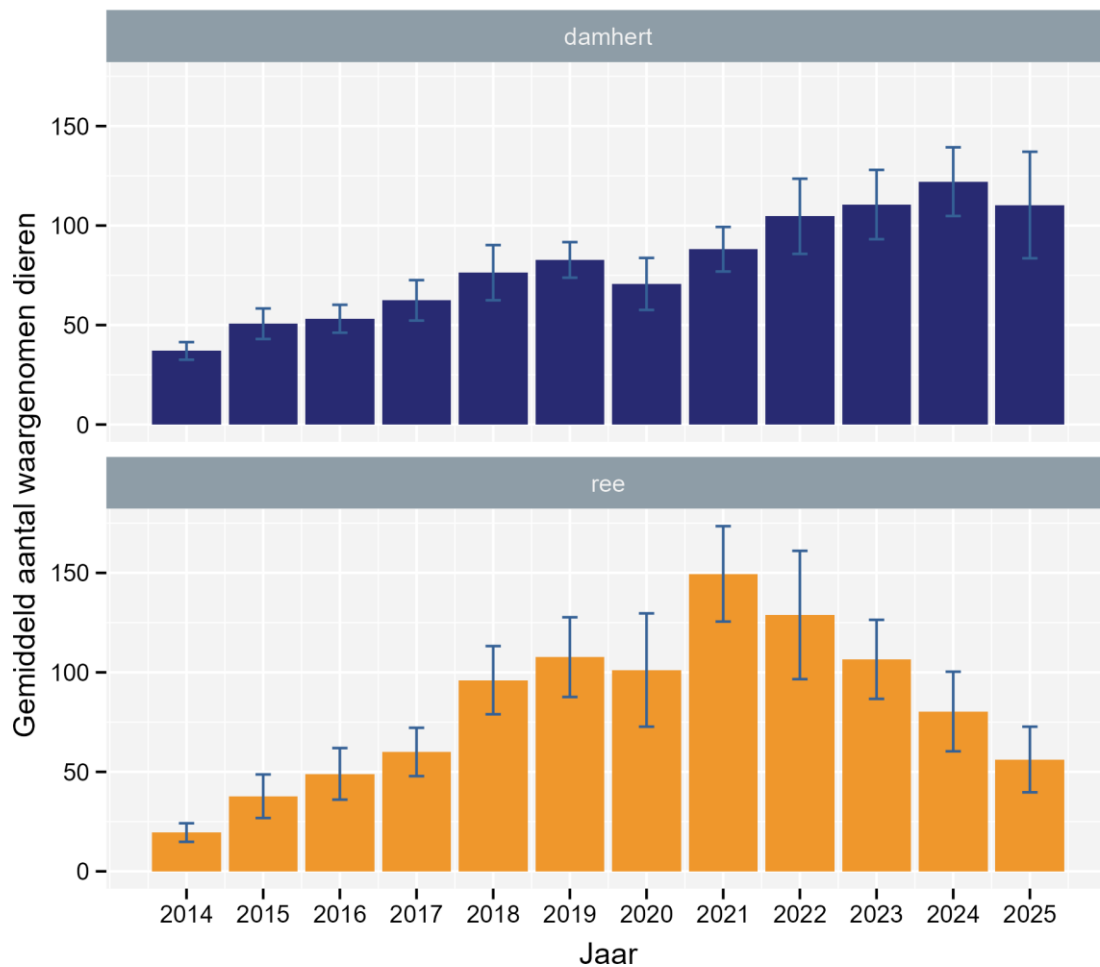
Sinds het begin van de monitoringwandelingen in 2022 vertoont de KI voor de damherten geen specifieke trend (zie Figuur 43). Het jaarlijks aantal waargenomen damherten per kilometer lijkt te schommelen, maar de betrouwbaarheidsintervallen tussen de jaren overlappen met elkaar. Voor reeën is er in 2025 sprake van een lichte daling ten opzichte van de jaren ervoor, maar deze is niet significant (Figuur 43).

Kijken we naar de waarnemingsafstanden (Figuur 44) dan zien we dat de dieren niet schuwer worden en verder weg zouden blijven van de waarnemers.

Het overzicht van de dag-KI's van de monitoringwandelingen voor het breed publiek zijn terug te vinden in Bijlage 3.

4.1.3.2 Fietstellingen

Figuur 45 toont het gemiddeld aantal reeën en damherten dat per jaar is waargenomen tijdens de fietstellingen. Voor damherten zien we een gestage toename tussen 2014 en 2024; voor reeën was er sprake van een toename tussen 2014 en 2021, om dan een daling in te zetten (Figuur 45).



Figuur 45: Gemiddeld aantal dieren waargenomen tijdens de fietstellingen in het Drongengoed en omgeving sinds 2014. De verticale lijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval weer.

Waarnemingskans voor het breed publiek

Een van de beheerdoelstellingen is dat bezoekers van het Drongengoed de mogelijkheid blijven hebben om ree en damhert waar te nemen.

Op basis van de monitoringwandeling voor het brede publiek lijkt er voor ree een licht dalende, maar niet significante, trend waar te nemen sinds 2023, voor damhert variëren de waargenomen aantallen sterk binnen en tussen de jaren.

De afstand waarop de dieren waargenomen worden verschilt weinig in de periode 2022-2025.

Er zijn geen aanwijzingen op basis van de monitoringwandeling dat de reeën en damherten in de periode 2023-2025 minder zichtbaar of schuwer worden door de intervaljacht in het gebied.

De fietstellingen houden het midden tussen een telprotocol om uitspraken te doen over de populatie en een manier om te kijken wat het effect van de intervaljacht op de zichtbaarheid van ree en damhert voor het brede publiek.

Voor de damherten is het beeld hetzelfde als voor de andere tellingen.

Voor de reeën komt het beeld overeen met de populatietrend op basis van de kilometertellingen te voet of met de wagen, en zien we een afname sinds 2022/2023.

De fietstellingen tonen een duidelijke toename van het aantal damherten tussen 2014 en 2024 (Figuur 45). De monitoringwandelingen voor het breed publiek startten in 2022. Die methode vertoont voor de periode 2022-2024 een redelijk stabiele trend (Figuur 43), samen met een onveranderde waarnemingsafstand (Figuur 44). De overlap in betrouwbaarheidsintervallen is voor beide methoden echter van dien aard dat harde uitspraken niet mogelijk zijn.

De fietstellingen beslaan echter een veel ruimer gebied dan de monitoringwandelingen voor het breed publiek. Beide zijn dus niet zomaar met elkaar vergelijkbaar. De fietstellingen zijn minder goed gestandaardiseerd dan de breed-publiek-wandelingen.

4.2 BEHOUD VAN EEN GEZONDE POPULATIE REE EN DAMHERT

4.2.1 Inleiding

Bio-indicatoren zijn een kost- en tijdefficiënte manier om dierenpopulaties en hun verhouding ten opzichte van de draagkracht van hun omgeving doorheen de jaren op te volgen (Maublanc et al., 2016; Morellet et al., 2007). Zowel een wijziging van de draagkracht van een gebied als veranderingen in het aantal dieren hebben invloed op die bio-indicatoren.

Een deel van de bio-indicatoren zijn “conditie-indicatoren”. Die geven een beeld van de fysieke conditie van de individuele dieren in de opgevolgde populaties. Voor reeën zijn een aantal conditie-indicatoren bekend en gevalideerd, zoals:

- Het leeggewicht van kitsen,
- De onderkaaklengte van kitsen,
- Het aantal gele lichamen bij reegeten

(Blant & Gaillard, 2004; Maublanc et al., 2016; Morellet et al., 2007; Toïgo et al., 2006).

Gevalideerde indicatoren wil zeggen dat aangetoond werd dat deze indicatoren veranderen als de verhouding tussen de dichtheid aan reeën en de draagkracht van het gebied wijzigt. Deze conditie-indicatoren worden in Vlaanderen al gebruikt voor het opvolgen van reepopulaties in functie van de driejaren-afschotplannen (Huysentruyt & Casaer, 2012). Het leeggewicht en de onderkaaklengte van kitsen neemt af eens een reepopulatie de ecologische draagkracht van een gebied benadert, dan wel overschreden heeft. Wanneer de dichtheid afneemt relatief ten opzichte van de draagkracht van het gebied, of de draagkracht van een gebied toeneemt, zien we de leeggewichten en onderkaaklengte van de kitsen toenemen. Een gelijkaardig proces treedt op voor de reproductie-indicatoren. Hoe lager de populatiedichtheid is ten opzichte van de maximale ecologische draagkracht van een gebied, hoe hoger de reproductie van de populatie.

Voor damherten zijn er tot nu toe nog geen gevalideerde conditie-indicatoren voor het opvolgen van de fysieke conditie gekend.

De vruchtbaarheid of fertiliteit (uitgedrukt in het aantal nakomelingen per vrouwelijk dier) geeft behalve inzicht in de fysieke conditie, ook een beeld van de populatiedynamische toestand van een geobserveerde populatie. Om een beeld te krijgen van de voortplanting van de populatie in Drongengoed, gebruiken we ook een nieuwe maat op basis van de cameravaldata naar analogie met Chitwood et al. (2022).

4.2.2 Methoden

4.2.2.1 Onderkaken

De jachtreglementering in Vlaanderen bepaalt dat van elk geschoten stuk grofwild, de onderkaak bijgehouden moet worden voor controle en/of wetenschappelijk onderzoek. Voor Drongengoed zijn hierover afspraken gemaakt tussen het INBO, ANB en de omliggende wildbeheereenheden. Het INBO verzamelt jaarlijks de onderkaken voor verder onderzoek in het labo.

Van ree worden enkel de geit- en kitsonderkaken ingezameld. Die worden gebruikt om de leeftijd van de geschoten dieren te bepalen (Hewison et al., 1999). De leeftijd is noodzakelijk bij het bepalen van de conditie-indicatoren. Een van die indicatoren is het gemiddeld kitsgewicht.

Onderkaken van reebok zamelen we voor dit project niet in. In het kader van de licentiejacht worden geen bokken geschoten. In de omringende WBE's gebeurt dat wel, maar voor de wetenschappelijke opvolging in dit project zijn de onderkaken van bokken niet relevant.

4.2.2.2 Reproductieve organen

De eierstokken worden opengesneden en zowel follikels als gele lichamen worden geïdentificeerd en geteld. De baarmoeders worden gecontroleerd op de aanwezigheid van embryo's of foetussen. Indien aanwezig, worden deze opgemeten. We bepalen het geslacht, het gewicht en de lengte van het embryo of de foetus.

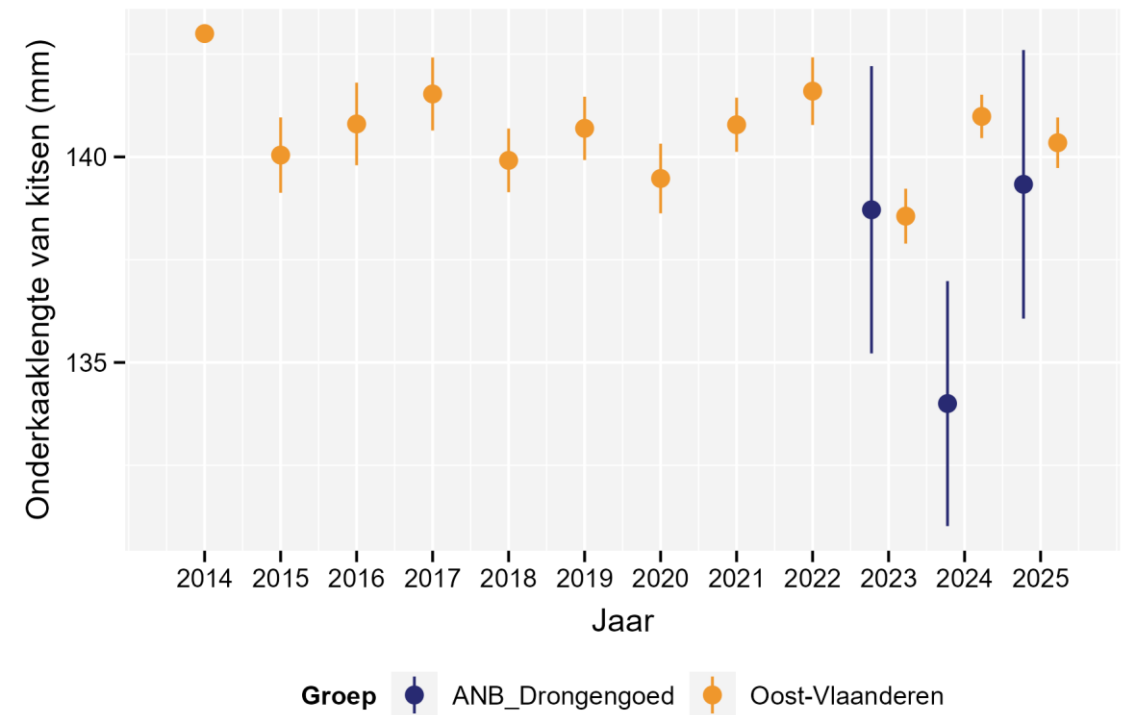
Voor het beantwoorden van deze vraag selecteerden we uit de beelden van de cameravallen de reewaarnemingen voor de periode 1 mei tot 30 september. Deze maanden komen overeen met de geboortepiek van reeën en de daaropvolgende periode waarin de kitsen op foto zeer duidelijk te onderscheiden zijn van andere reeën.

Het onderscheid tussen kitsen, geiten en bokken maakt het mogelijk om voor elke groep een RAI te berekenen en deze met elkaar te vergelijken. Een gelijkaardige methode werd al gebruikt bij het bestuderen van de voortplanting van everzwijn (*Sus scrofa*) in Vlaanderen (De Clercq, 2022). Met deze methode kan zowel de verhouding kits/geit, als kits/niet-kits (i.e. alle reeën, inclusief bokken en onbekende dieren) bepaald worden. De bepaling van de verhouding kits/niet-kits varieert lichtjes van de methodologie van Chitwood et al. (2017). Die bepaalden enkel de kits/geit ratio op basis van het aantal kits-foto's en het aantal geit-foto's.

Door de resultaten uit de verschillende studiegebieden in Vlaanderen met elkaar te vergelijken kunnen we onderzoeken of er, op basis van de cameravalbeelden, sprake is van een lagere voortplanting van de reeën in het Drongengoedbos. De data zijn op dit moment nog niet geanalyseerd voor het Drongengoed en zullen mee opgenomen worden bij de eerstvolgende rapportage.

Pagina 71 van 119

Vergelijken we de onderkaaklengtes afkomstig van de licentiejacht met deze van reekitsen geschoten in Oost-Vlaanderen (exclusief de drie omliggende WBE's), dan zien we dat de gemiddelden van de licentiejacht aan de lage kant liggen. De foutenmarges voor beide groepen overlappen. De grotere foutenmarges voor de licentiejacht zijn te wijten aan de kleine steekproef: 7, 10 en 6 reekitsen geschoten in respectievelijk 2023, 2024 en 2025. De steekproef voor Oost-Vlaanderen is heel wat groter: van 95 in 2014 tot 502 in 2025.

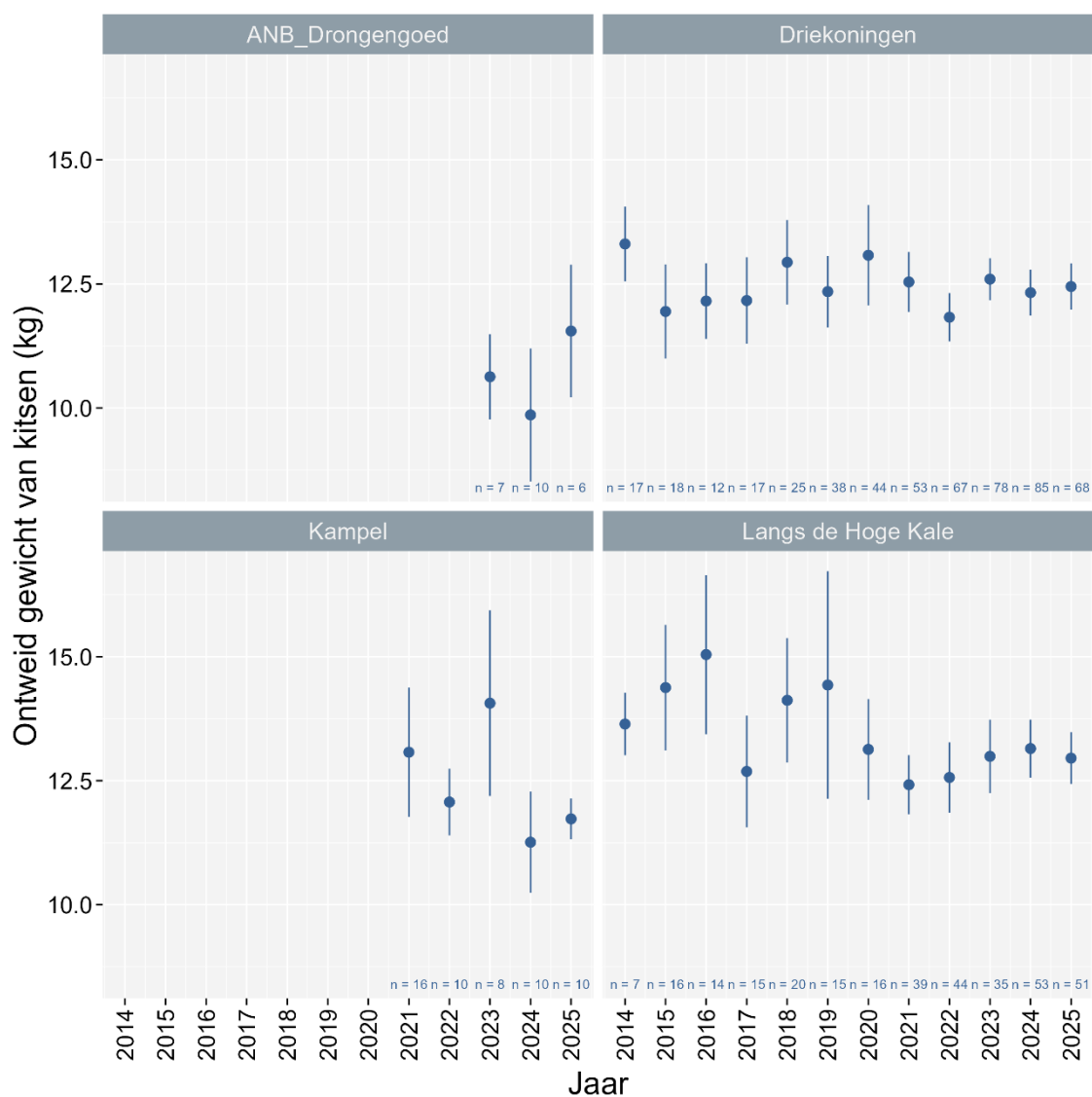


Figuur 47: Onderkaaklengte van geschoten reekitsen in Oost-Vlaanderen (excl. de drie omringende WBE's) (geel) en van de ree geschoten in het kader van de licentiejacht. De bollen tonen de gemiddelde onderkaaklengte, de verticale lijnen de 95% betrouwbaarheidsintervallen.

4.2.3.1.2 Leeggewicht van kitsen

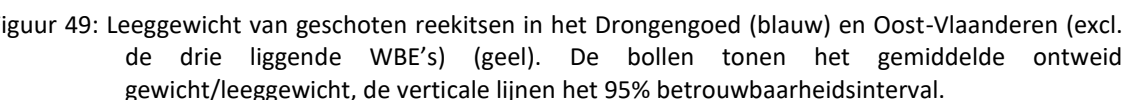
Het aantal geschoten reekitsen voor het Drongengoed en de omliggende WBE's is terug te vinden in Bijlage 10.

Figuur 48 toont de trend van de leeggewichten van de reekitsen, geschoten in het Drongengoed en de omliggende WBE's. Dezelfde figuur, onder de vorm van een boxplot, is terug te vinden in Bijlage 13. Voor het Drongengoed zien we nog geen verandering in de periode van de licentiejacht (2023-2025). Bij de omliggende WBE's bleef het leeggewicht relatief stabiel in de periode 2014-2025.



Figuur 48: Leeggewicht van de geschoten reekitsen in het Drongengoed en de omliggende WBE's in de periode 2014-2025. De bollen tonen het gemiddelde leeggewicht/ontweid gewicht, de verticale lijnen de 95% betrouwbaarheidsintervallen.

Vergelijken we de leeggewichten afkomstig van de licentiejaacht met die van reekitsen geschoten in Oost-Vlaanderen (exclusief de drie omliggende WBE's), dan zien we dat de reekitsen in het Drongengoed significant minder wegen dan de rest van de Oost-Vlaamse kitsen (Figuur 49). Dezelfde figuur, onder de vorm van een boxplot, is terug te vinden in Bijlage 10.

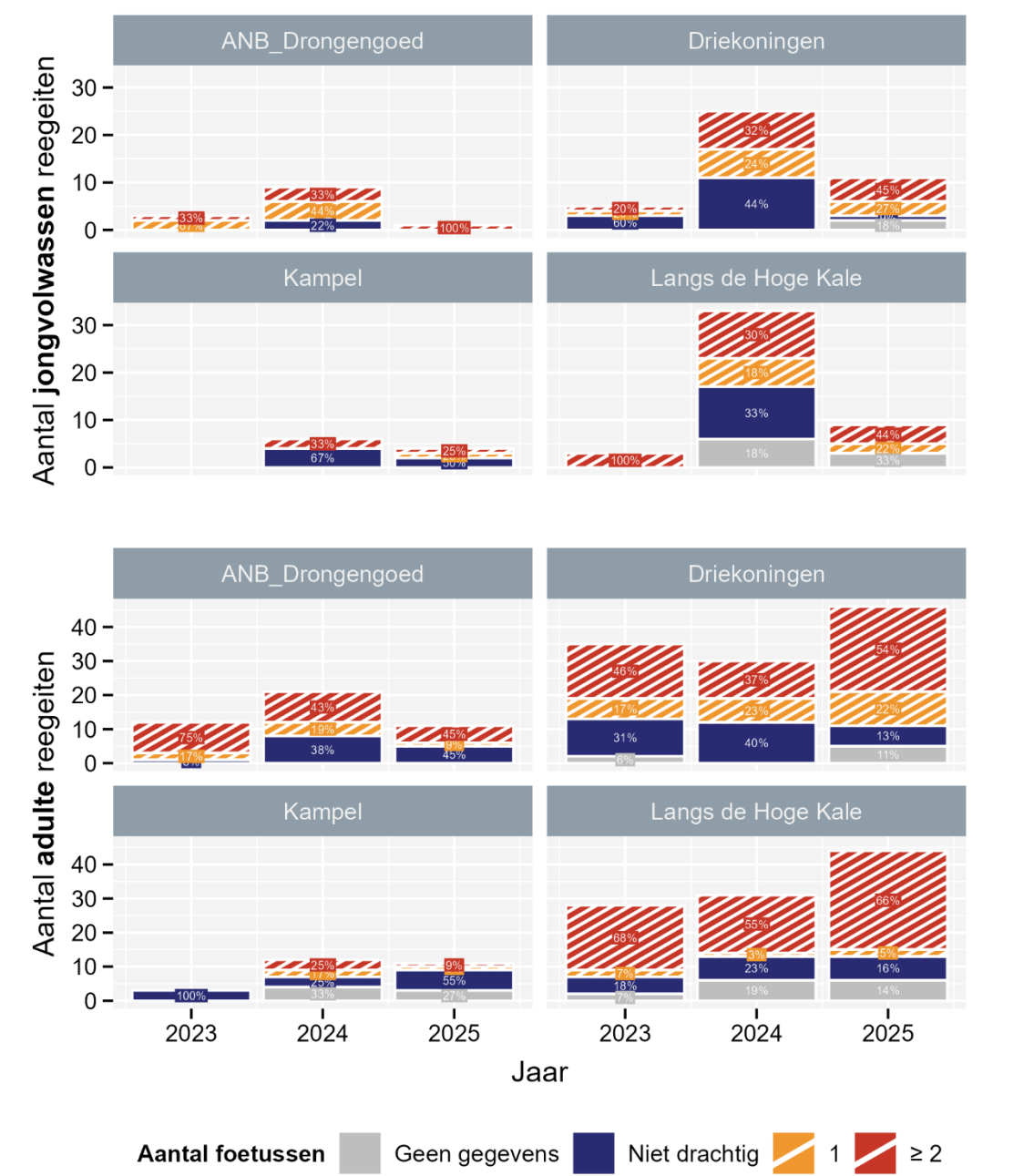


Tijdens de licentiejacht werd de meerderheid van de reebaarmoeders en eierstokken ingezameld (zie Tabel 5). In het eerste jaar waren hierover nog geen goede afspraken gemaakt. Daardoor bedraagt het aandeel in 2023 minder dan 50 %. Sindsdien ligt de inzamelingsgraad consistent hoog ($\geq 75\%$).

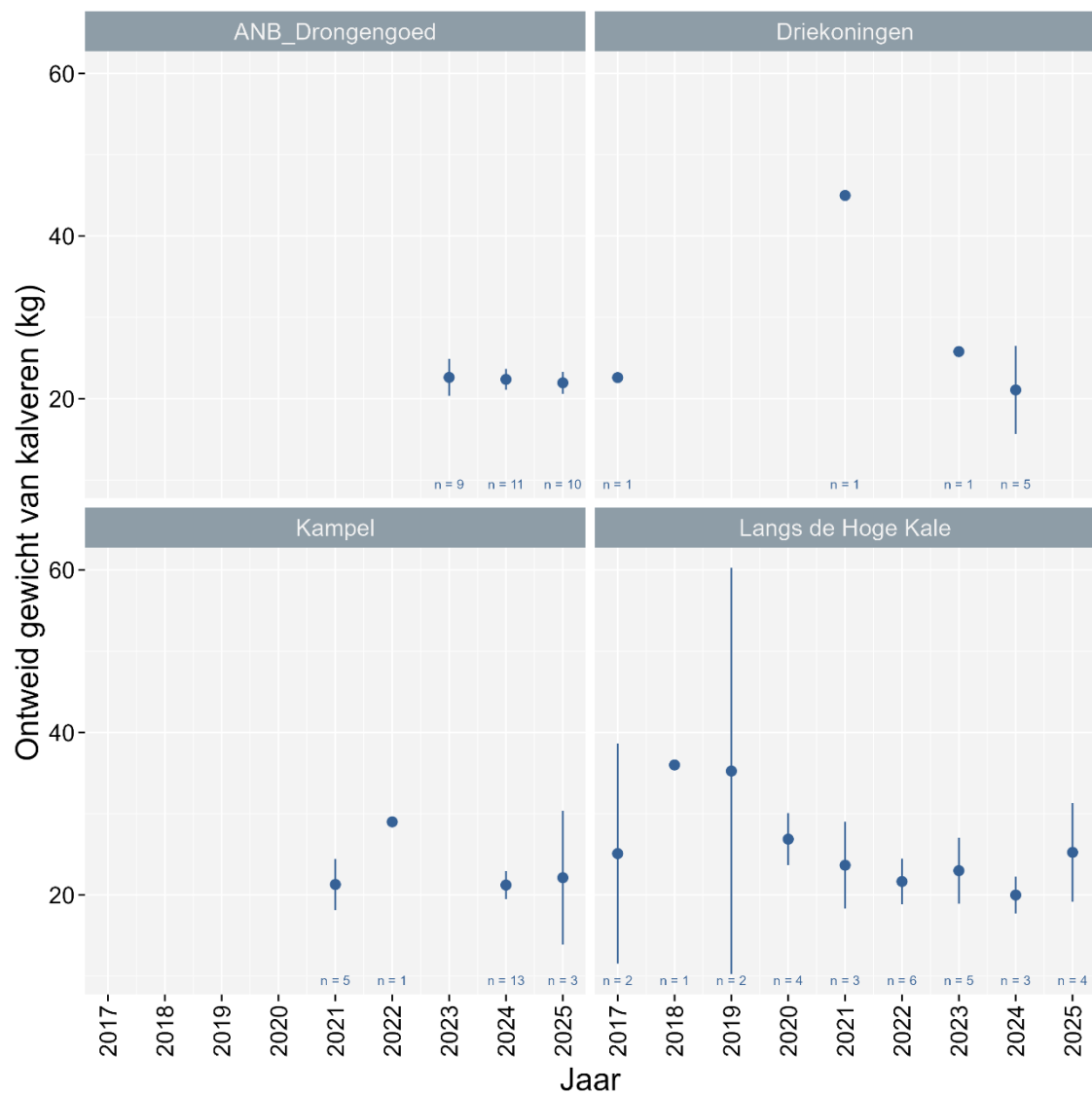
Tabel 5: Aantal geschoten vrouwelijke reeën tijdens de licentiejacht en het aantal ingezamelde reproductieve organen.

Op basis hiervan zien we dat een meerderheid van zowel jongvolwassenen, als volwassenen (adulte) reegeiten in het Drongengoed drachtig is bij afschot (Figuur 50). Tussen 2023 en 2025 is er wel een afname in het aantal adulte reegeiten met 2 of meer foetussen: van 75% naar 45%.

meeste adulte reegeiten bij afschot drachtig zijn. Het aandeel dieren dat grotere worpgroottes vertoont is hoger bij de adulte dieren in vergelijking tot de jongvolwassen (12 – 24 maanden) (Figuur 50).



Figuur 50: Aantal foetussen per vrouwelijke ree (reegeit) per leeftijdscategorie op basis van het gemelde aantal foetussen van dieren geschoten in het Drongengoed (ANB_Drongengoed) en de omliggende WBE's (Driekoningen, Kampel en Langs de Hoge Kale).



Figuur 52: Ontweid gewicht van de geschoten damhartkalveren in het Drongengoed en omgeving in de periode 2017-2025. De bollen tonen het gemiddeld ontweid gewicht/leeggewicht, de verticale lijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval weer.

Als we de damhartkalveren uit het Drongengoed vergelijken met de kalveren geschoten in Oost-Vlaanderen (excl. de omliggende WBE's), dan zien we weinig verschil (Figuur 53).

te kunnen interpreteren. Het grote aantal dieren met 2 embryo's doet wel vragen rijzen bij de juistheid van de gegevens. In de natuur komt dit normaal zelden voor.



Figuur 54: Aantal foetussen per vrouwelijk damhert (damhinde) per leeftijdscategorie op basis van het gemelde aantal foetussen voor het Drongengoed (ANB_Drongengoed) en de omliggende WBE's (Driekoningen, Kampel en Langs de Hoge Kale).

4.2.4 Discussie

4.2.4.1 Ree

De onderkaaklengte van de reekitsen bleef tijdens de eerste drie jaar van de licentiejaacht stabiel (Figuur 46). Een belangrijke kanttekening is wel dat het aantal geschoten reekitsen in het Drongengoed zeer klein was (≤ 10 per jaar). Dit zorgt voor grote foutenmarges, waardoor de werkelijke waarde voor deze conditie-indicator beperkt is. Wat we momenteel wel kunnen stellen is dat de onderkaaklengte van de reekitsen in het gebied van de licentiejaacht in lijn ligt met het bereik van de omliggende WBE's (Figuur 46) en de rest van Oost-Vlaanderen (Figuur 47).

Ook voor het leeggewicht van de reekitsen stelt zich het probleem van het beperkt aantal data. Dat resulteert ook hier in grote foutenmarges. Conclusies moeten dus met nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden. De gewichten van de reekitsen, geschoten in het kader van de licentiejaht, liggen wat aan de lage kant in vergelijking met die in de omliggende WBE's (Figuur 48) en beduidend lager dan in de rest van Oost-Vlaanderen (Figuur 49). Dit kan wijzen op een hogere reewildstand in relatie tot de draagkracht van het gebied, dan in de rest van de provincie. Dat zien we echter niet terug in de onderkaaklengte van de reekitsen. Dit is op zich een opmerkelijke waarneming gezien de onderkaaklengte en gewichten van reekitsen normaal sterk gecorreleerd zijn. Verder onderzoek en extra aandacht voor de correcte meting en rapportage van de onderkaken zowel als de meting van de leeggewichten van de geschoten dieren is hier dus zeker aangewezen.

Bij de jongvolwassenen en geiten tonen de conditie-indicatoren enkele afwijkingen ten opzichte van wat uit de literatuur verwacht kan worden. Dit geldt vooral voor het percentage drachtige reegeiten en hun worpgrootte (Figuur 50). Een groter percentage dan verwacht blijkt niet drachtig op het ogenblik van afschot, en de drachtige dieren dragen vaker één dan twee foetussen. Dit kan opnieuw wijzen op een hoger reebestand in het Drongengoe, in relatie tot de draagkracht van het gebied. Dat uit zich immers in densiteitsgebonden effecten zoals een afname van de reproductie. Dat dit in het Drongengoe meer het geval is bij de geiten dan bij de jongvolwassenen, is verwonderlijk. Meestal zijn het de jongvolwassenen die niet deelnemen aan de reproductie wanneer het reebestand te groot wordt (Blant & Gaillard, 2004). De draagkracht van het gebied voor ree wordt logischerwijze sterk verlaagd door de aanwezigheid van de grote damhertpopulatie.

4.2.4.2 Damhert

Voor de damherten is het moeilijker om conclusies te trekken dan voor ree. Dat heeft twee redenen:

1. De kleine steekproefgrootte,
2. De afwezigheid van gevalideerde conditie-indicatoren.

Het gemiddeld leeggewicht van de geschoten kalveren ligt in lijn met dat van de omliggende WBE's (Figuur 52) en de rest van Oost-Vlaanderen (Figuur 53). Ook de resultaten op gebied van reproductie komen overeen (Figuur 54). De meeste jongvolwassen en hinden zijn drachtig op het moment van afschot en dit bijna exclusief met een worpgrootte van één. Dit is ook volledig in lijn met de normale reproductie die gemeld wordt in de literatuur.

4.2.4.3 Algemeen

Ree en damhert zijn langlevende soorten. Om een significante verandering in de populatiekenmerken en in de conditie van individuele dieren waar te nemen, is een periode van drie jaar te kort. We zullen data van meer jaren moeten afwachten vooraleer we uitspraken kunnen doen over de conditie van de populatie en het effect daarop van het uitgevoerde beheer.

Conditietoestand ree

Door het beperkte aantal geiten, jongvolwassen en kitsen dat geschoten wordt in het Drongengoed, moeten uitspraken over de conditie met de nodige voorzichtigheid gebeuren.

De leeggewichten en onderkaken van de reekitsen liggen lager dan in de rest van Oost-Vlaanderen. Waar de gemiddelde leeggewichten van de reekitsen in Oost-Vlaanderen hoger zijn dan in Limburg of Vlaams-Brabant, zien we dit niet in het Drongengoed.

Op basis van de nu beschikbare data zijn er aanwijzingen dat de populatie ree in het Drongengoed hoog is in vergelijking tot de draagkracht van het gebied. De draagkracht voor ree wordt in het gebied zeker verlaagd door de aanwezigheid van de grote populatie damherten. De tijdsreeks van drie jaar, in combinatie met de lage aantallen reeën die geschoten werden laat niet toe al duidelijke uitspraken te doen over de effecten van het gevoerde beheer.

Conditietoestand damhert

Voor damhert kunnen er weinig conclusies getrokken worden. Er zijn immers geen gevalideerde indicatoren voor damwild en het aantal verzamelde stalen is ook hier nog beperkt. Er zijn echter wel al gevalideerde indicatoren voor edelhert en op zich geven de verzamelde data-informatie over de reproductietoestand van de aanwezig damhertpopulatie in Oost-Vlaanderen.

4.3 DRUK OP DE VEGETATIE DOOR VRAAT

4.3.1 Inleiding

Een van de doelstellingen van het grofwildbeheer in Drongengoed is het verminderen van de graasdruk op de bosverjonging. Bosverjonging is daarnaast ook een bio-indicator van het bos-
hoefdieren ecosysteem (Maublanc et al., 2016; Michallet et al., 2015; Morellet et al., 2001; ONCFS, 2015). Door de aanwezigheid van zowel reeën als damherten is het potentieel voor
vraatschade groot. Reeën zijn selectieve *browsers* (i.e. knabbelaars) die de hoog-energieke
knoppen en loten van nieuwe aangroei verkiezen (Abbas et al., 2013; Chevrier et al., 2012; Illius
et al., 2002; Kay, 1993; Partl et al., 2002; Tixier & Duncan, 1996). Damherten zijn iets minder
selectief, maar zullen ook de jonge knoppen aanvreten (Esattore et al., 2022; Guy et al., 2024;
Kay, 1993; Moore et al., 2000). Afhankelijk van de dichtheid van beide soorten in het gebied,
kan vraat aanzienlijk zijn.

Om een zicht te krijgen op de vraat door hertachtigen in het Drongengoodbos, maken we gebruik van de vraatindex (*browsing index*; Morellet *et al.* (2001)). Deze index weerspiegelt de druk die herbivoren uitoefenen op de vegetatie.

4.3.2 Methoden

In 2022 werd er over het Drongengoed een raster van regelmatige punten (100 x 100 m) gelegd. Het raster is parallel aan de landingsbaan van het militair domein georiënteerd (zie Figuur 55 en Figuur 56). Het betreft 367 punten, telkens 100 meter van elkaar verwijderd. De punten werden systematisch en willekeurig gekozen, om zo een goede vertegenwoordiging van de vegetatie in het complex te hebben.

Elk punt werd in 2022 en 2025 bezocht. Sommige punten namen we niet op wegens geen bos of gelegen in een begrazingsblok, een reeblok of een raster. Op alle andere punten werden plots van 1 m² gelegd (Foto 2). Binnen deze plots werden alle houtachtige planten gedetermineerd en bekeken of ze al dan niet vraat vertoonden. Zie foto 3 voor een voorbeeld. Voor elke soort werden ook de maximale hoogte en het aantal of de bedekkingsgraad (voor moeilijk te tellen soorten zoals braam en kamperfoelie) bepaald.



Foto 2: Voorbeeld van een 1m² vraatplot in het Drongengoedbos in 2025. © INBO



Foto 3: Voorbeeld van vraat op hulst. © INBO

Op basis van de verzamelde data kan dan de vraatindex bepaald worden met volgende formule (ONCFS, 2015):

$$vraatindex = \frac{\text{aantal plots met houtige gewassen met vraat} + 1}{\text{aantal plots met houtige gewassen} + 2}$$

Deze formule kan ook toegepast worden per soort om de vraatdruk op die specifieke soort te bepalen (ONCFS, 2015).

Verder keken we ook naar de verbraming, m.a.w. het aantal plots waarop bramen voorkomen. Braam (*Rubus* spp.) valt bij hertachtigen in de smaak, zeker in de winter. Een toenemende verbraming kan wijzen op een vermindering van de druk op de bosverjonging.

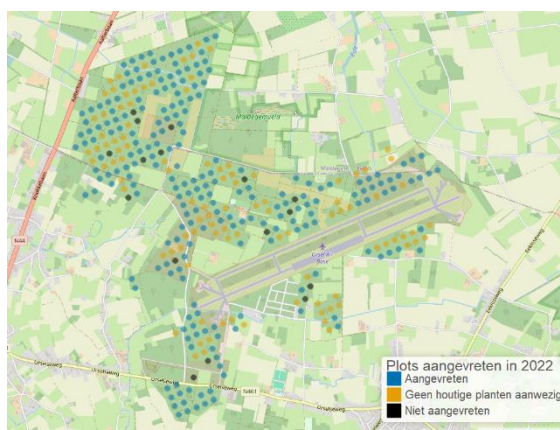
Bijkomende parameters die opgevolgd worden zijn het % plots waar geen houtige gewassen of verjonging van boomsoorten aanwezig is, de hoogte van de belangrijkste soorten en de soortenrijkdom (<https://appliice.shinyapps.io/AppliICE/>).

4.3.3 Resultaten

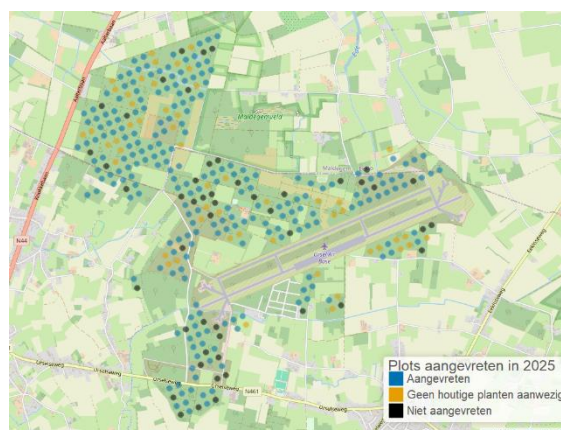
In 2022 inventariseerden we 335 (91,3%) van de 367 plots. In 2025 werden 322 plots opgenomen (87,7 %).

In 2022 troffen we op 217 locaties vraat aan (64,8 %; zie Figuur 55 en Figuur 57). 16 plots (4,8 %) waren niet aangevreten. In overige 102 plots (30,4 %) waren geen houtige planten aanwezig.

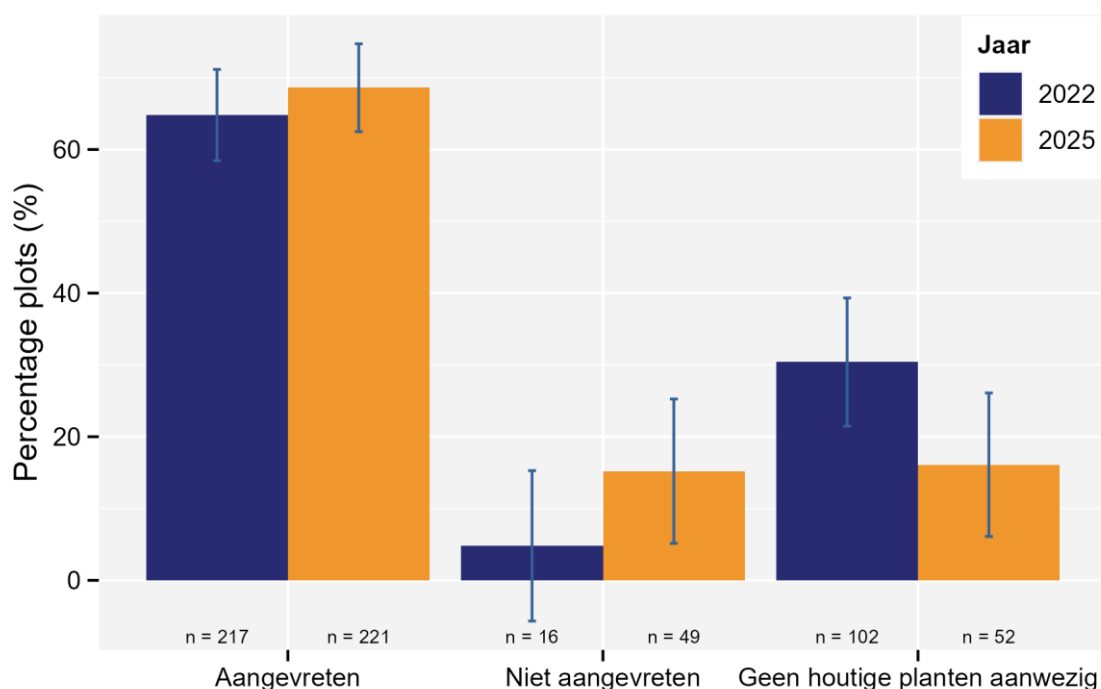
In 2025 troffen we op 221 locaties vraat aan (68,6 %, zie Figuur 56 en Figuur 57). 49 plots (15,2 %) waren niet aangevreten. Op de overige 52 plots (16,1 %) waren er geen houtige planten aanwezig.



Figuur 55: Overzicht van de plots met en zonder vraat of zonder houtige planten in 2022.

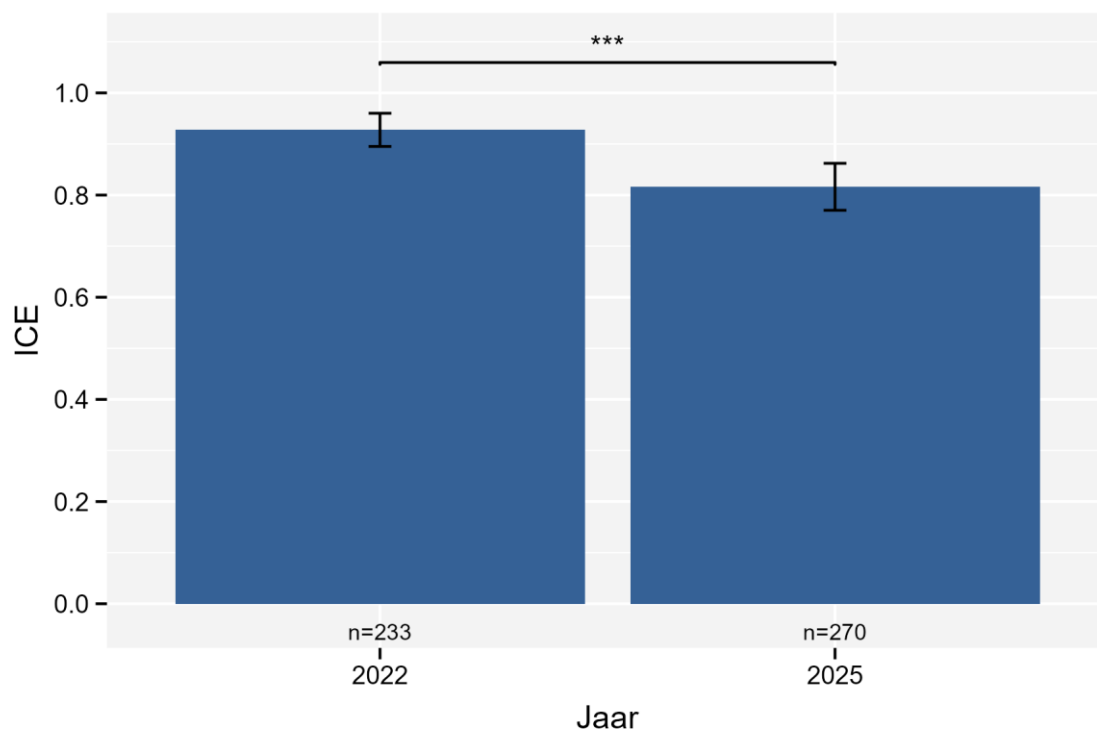


Figuur 56: Overzicht van de plots met en zonder vraat of zonder houtige planten in 2025.



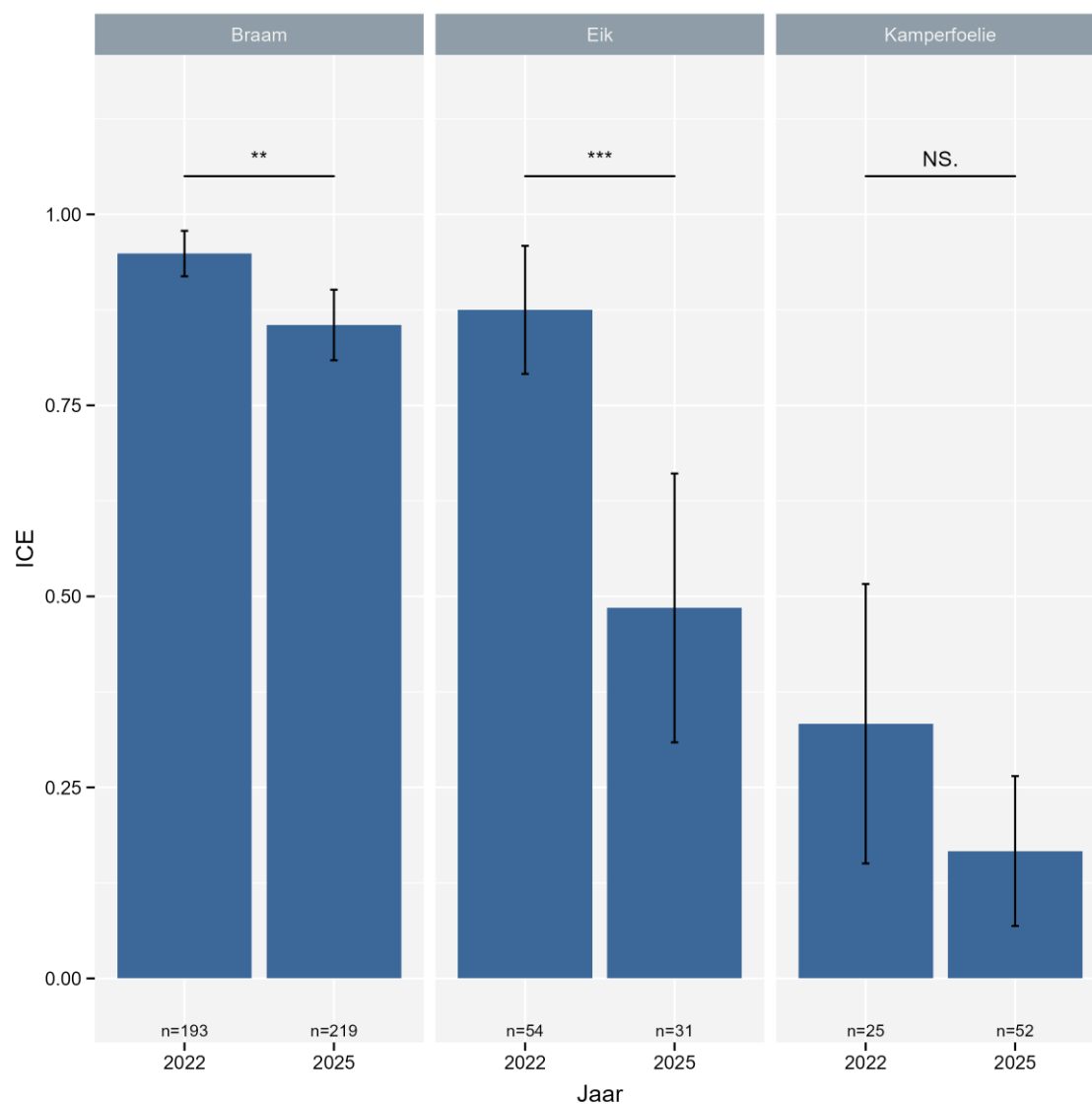
Figuur 57: Percentage plots al dan niet aangevreten of zonder houtige planten in het Drongengoed in 2022 en 2025. De verticale lijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen weer.

Figuur 58 toont de evolutie van de vraatindex tussen 2022 en 2025. De vraatindex daalde in die periode van 0,93 naar 0,82.



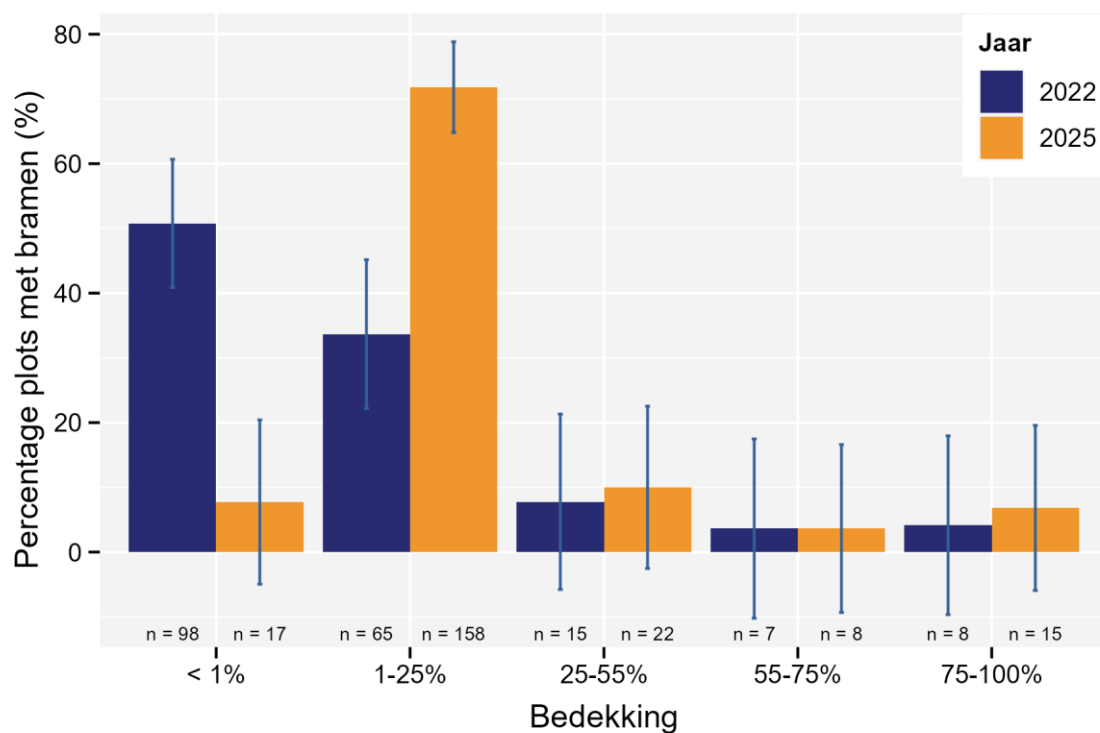
Figuur 58: Vraatindex in het Drongengoedbos in 2022 en 2025. De verticale lijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen weer. NS.: niet significant op 5% significantieniveau, p-waarde < 0.05 (*), p-waarde < 0.01 (**), p-waarde < 0.001 (***)

We berekenden de vraatindex ook apart voor naaldbomen, loofbomen en struiken (Figuur 59). Voor loofhout zien we een significante daling tussen de twee opnames (Figuur 59A). Voor naaldbomen nemen we een hogere vraatindex waar in 2025, maar dit verschil is niet significant. Dat kan deels verklaard wordt door het beperkt aantal plots met naaldhout (Figuur 59B). Voor het struikgewas nam de vraat tussen 2022 en 2025 af, alhoewel niet-significant (Figuur 59C).



Figuur 60: Vraatindex voor de drie meest voorkomende soorten in het Drongengoedbos in 2022 en 2025. De verticale lijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen weer.

Het aantal plots met een duidelijke aanwezigheid van braam nam tussen 2022 en 2025 sterk toe (=verbraming) (Figuur 61). Dit komt vooral door een significante daling in het aantal plots waar geen of minder dan 1% braam voorkomt, en toename voor van de plots waar tussen 1% en 25% bedekking van braam is. Voor de andere categorieën is er geen significantie verandering.



Figuur 61: Verbraming in het Drongengoedbos. De verticale lijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen weer.

De maximale hoogte van de bosverjonging in de plots veranderde weinig tussen 2022 en 2025. Het aandeel plots met planten die maximaal 30 cm hoogte bereiken, nam beperkt af. Het aandeel plots met planten tot 50 en 120 cm nam licht toe (Figuur 62). Beide veranderingen zijn niet-significant.



4.3.4 Discussie

De vraat op braam en eik, de twee meest voorkomende soorten in het gebied nam af tussen de twee vegetatieopnames (Figuur 60). Tegelijk zien we een verdere verbraming: het aantal plots met braam nam toe tussen 2022 en 2025 (Figuur 61). Reeën eten zeer graag bramen. Het is een belangrijke component van het reediët in de winter. De toename van braam wijst dus ook op een verlaging van de druk op de vegetatie. Dit laatste moet met de nodige voorzichtigheid besloten worden, vermits verbraming ook een gevolg kan zijn van andere factoren, waaronder een verhoogde stikstofdepositie.

De combinatie van:

- Een verlaagde vraatindex voor het hele gebied (Figuur 58),
- Een verlaagde vraatindex voor loofboomsoorten en struiken (Figuur 59A en C),
- Een verlaagde vraatindex voor de drie meest voorkomende soorten (Figuur 60),
- Een toename van het aantal plots met bramen,
- Hogere bedekkingsgraden van braam.

Wijst op een daling van de vraatdruk op de bosverjonging in het gebied tussen 2022 en 2025.

Ook de afname van het aandeel plots zonder houtige gewassen (Figuur 63) en de lichte toename van de hoogtecategorieën > 30 cm bij de bosverjonging en de struiklaag (Figuur 62) wijzen in die richting.

Druk op de bosverjonging en houtige gewassen door damhert en ree

In 2022, vlak voor de start van de eerste cyclus, en in 2025 werd de druk op de vegetatie gemeten aan de hand van een vraatindex.

Zowel de vraatindex voor alle soorten samen, als deze voor loofboomsoorten én voor elk van de drie meest voorkomende houtige gewassen (eik, braam, kamperfoelie) daalt tussen 2022 en 2025. We nemen ook meer plots waar met een hogere bedekkingsgraad door braam en het aandeel plots met planten tot 50 en 120 cm neemt licht toe. Bovendien daalt het percentage plots zonder houtige gewassen.

Dit alles wijst in de richting van een afname van de druk op de vegetatie tussen 2022 en 2025.

4.4 VERKEERSONGEVALLLEN

4.4.1 Inleiding

Aanrijdingen met wilde dieren wereldwijd een belangrijke uitdaging voor zowel natuurbeheer als verkeersveiligheid. In veel gevallen, leidt een toenemende of al hoge populatiedichtheid van wild in combinatie met een stijgende verkeersintensiteit tot een verhoogd risico op aanrijdingen. In de directe omgeving van het Drongengoed vereisen met name ree en damhert specifieke aandacht in de context van verkeersveiligheid. Het monitoren van deze incidenten is cruciaal voor het bepalen van risicovolle locaties en het ontwikkelen van duurzame oplossingen. In dit hoofdstuk, worden de beschikbare data van gemelde ongevallen met ree en damhert in het Drongengoed en omgeving gerapporteerd voor 2022-2025, om zodoende de omvang van dit knelpunt in kaart te brengen.

4.4.2 Methoden

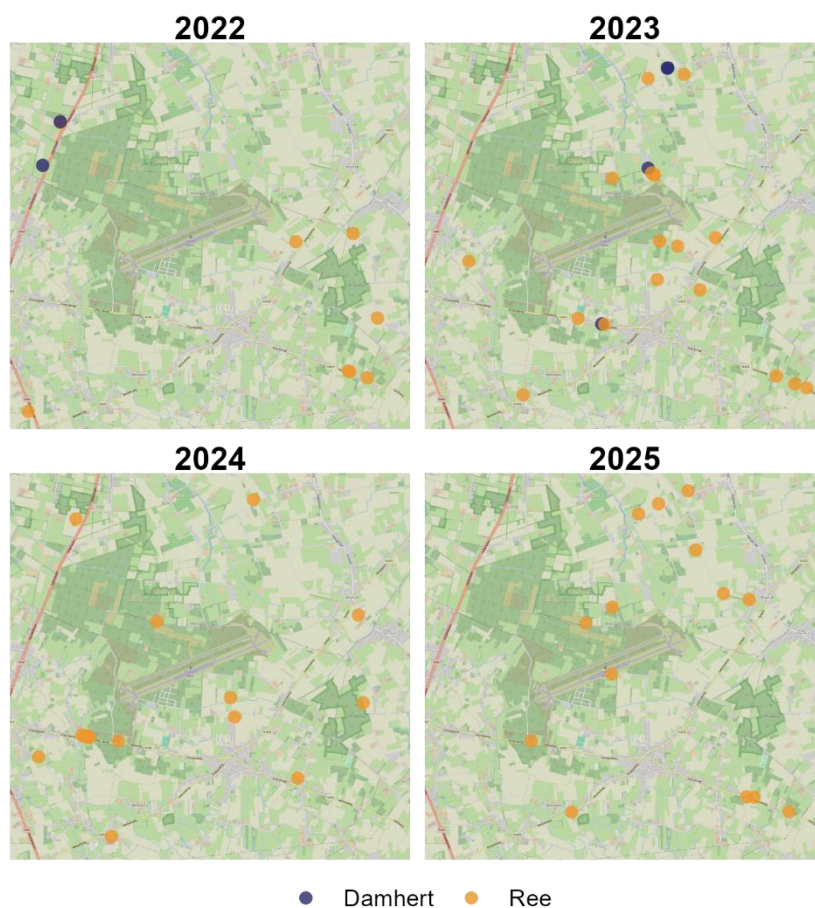
Meldingen van verkeersongevallen binnen een afstand van 2 km rond het Drongengoodbos werden verzameld aan de hand van drie verschillende meldpunten:

- [Wilder](#) (ontwikkeld door Hubertus Vereniging Vlaanderen),
- [Wild in Zicht](#) (ontwikkeld door Agentschap Natuur en Bos),
- [Waarnemingen.be](#) (ontwikkeld door Natuurpunt).

4.4.3 Resultaten

Tussen 2022 en 2025 vonden in totaal, op basis van de beschikbare cijfers, 6 verkeersongevallen plaats met damhert en 58 met ree (Figuur 64). De ongevallen met damhert gebeurden alle voor 2024, terwijl de ongevallen met ree verspreid zijn over de hele periode.

Het blijft een groot knelpunt dat systematische rapportering van verkeersongelukken met reeën of damherten ontbreekt. De nodige informatie is sterk beïnvloed door de bereidheid van individuele personen om schade te melden via één van de genoemde kanalen (zie 4.4.2).



Figuur 64: Puntlocaties van verkeersongevallen met damhert (blauw) en ree (oranje), die plaatsvonden niet verder dan 2 km rond het Drongengoedbos gedurende de jaren 2022 tot en met 2025. Let op: punten die te dicht bij elkaar liggen zijn visueel niet van elkaar te onderscheiden

5 CONCLUSIES

De onderstaande lijst geeft puntsgewijs de basisbevindingen weer van zowel de geleverde inspanningen als de resultaten ervan in relatie tot de doelstellingen die voor het beheer van damhert en ree in en rond het Drongengoed werden bepaald. Op basis hiervan werd het uitgevoerde beheer van deze eerste beheercyclus geëvalueerd.

- Gedurende de eerste driejarencyclus (2023 - 2025) van het nieuwe beheersysteem werd enkel gejaagd in de voor het publiek niet toegankelijke delen van het Drongengoedcomplex.
- De bejaging vond enkel in het voorjaar (januari tot maart) plaats en enkel op damhert en reekitsen en reegeiten.
- De bejaging vond plaats onder vorm van intervaljacht. Korte periodes (maximaal 5 dagen) met jacht wisselden af met meerdere weken zonder jacht. De jacht zelf gebeurde via aanzit (ochtend- en avondaanzit) door 8 tot 16 personen tegelijkertijd.
- Er werden preventieve maatregelen genomen tegen wildschade door het plaatsen van reebloks en rasters rondom percelen met verjonging. Ook buiten het Drongengoedcomplex werden percelen afgespannen om vraat door ree of damhert te vermijden.
- Het ANB en de betrokken gemeenten verstrekten voor het brede publiek info over de genomen maatregelen.
- Tijdens de eerste beheercyclus werden in het Drongengoedcomplex in 2023, 2024 en 2025 respectievelijk 36, 30 en 27 damherten, en 24, 43 en 19 reeën geschoten.
- In diezelfde periode werden in de omliggende wildbeheereenheden respectievelijk 42, 94 en 89 damherten, en 286, 439 en 408 reeën geschoten. Twee van de drie aangrenzende wildbeheereenheden zijn erg omvangrijk waardoor deze aantallen op een zeer groot gebied betrekking hebben.
- Om de resultaten van de geleverde beheerinspanningen op te volgen werden heel wat indicatoren vastgelegd en opgevolgd. Om veranderingen in de aantallen en verspreiding van damhert en ree op te volgen maken we gebruik van (kilometer)tellingen en cameravallen. De geleverde jachtinspanning kennen we door het gebruik van jachtdagboekjes door de jagers. Ook het aantal waargenomen dieren gedurende de jachtactiviteiten wordt zo gerapporteerd. Onderkaaklengtes, leeggewichten en reproductieparameters geven een beeld van de conditie van de populatie damherten en reeën. Aan de hand van een vraatindex wordt de druk op de bosverjonging en natuurlijke vegetatie gemeten en gemelde verkeersongelukken geven een aanwijzing over het risico op ongelukken met ree en damhert.
- De verschillende indicatoren samen geven aan dat:

- Op basis van deze bevindingen werd op de stuurgroep na het beëindigen van de eerste beheercyclus beslist:

Referenties

- Abbas, F., Picot, D., Merlet, J., Cargnelutti, B., Lourtet, B., Angibault, J.-M., Daufresne, T., Aulagnier, S., & Verheyden, H. (2013). A typical browser, the roe deer, may consume substantial quantities of grasses in open landscapes. *European Journal of Wildlife Research*, 59(1), 69-75. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0648-9>
- Blant, M., & Gaillard, J. M. (2004). Use of biometric body variables as indicators of roe deer (*Capreolus capreolus*) population density changes. *Game and Wildlife Science*, 21(1), 21-40.
- Bollen, M., Pallemmaerts, L., Rutten, A., & Casaer, J. (2025). *Cameravallen voor wildbeheer: Een praktische gids voor studieopzet, veldwerk en data-analyse*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.130153179>
- Borah, J., Sharma, T., Das, D., Rabha, N., Kakati, N., Basumatary, A., Ahmed, M. F., & Vattakaven, J. (2014). Abundance and density estimates for common leopard *Panthera pardus* and clouded leopard *Neofelis nebulosa* in Manas National Park, Assam, India. *Oryx*, 48(1), 149-155. <https://doi.org/10.1017/S0030605312000373>
- Borchers, D. L., & Efford, M. G. (2008). Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture Studies. *Biometrics*, 64(2), 377-385. JSTOR. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2007.00927.x>
- Casaer, J., Boone, N., Neukermans, A., Vercammen, J., Pallemmaerts, L., Adriaens, T., & Huysentruyt, F. (2021). *Basisrapport voor de wetenschappelijke onderbouwing van beheerkeuzes voor grofwild in het Drongengoed*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.39649791>
- Casaer, J., & Huysentruyt, F. (2017). *Beheer- en beleidsdoelen wildsoorten in Vlaanderen* (Rapporten van het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, p. 41). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Casaer, J., & Malengreaux, C. (2008). *Studie ter voorbereiding van het monitoren van de reewildpopulatiegrootte in Zoniën: INBO.R.2008.26* (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, p. 40). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Casaer, J., Rutten, A., Vercammen, J., Devisscher, S., Van der Aa, B., Neukermans, A., Van de Kerckhove, P., Vandekerckhove, K., & Huysentruyt, F. (2020). *Proefproject licentiejacht op reewild: Basisrapport van het proefproject rond de licentiejacht in het Gewestbos Ravels en Hoge Vijvers Arendonk*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.19108481>

foraging ecology of the fallow deer (*Dama dama*). *Mammalian Biology*, 102(2), 321-338.
<https://doi.org/10.1007/s42991-022-00250-6>

- Escobar-González, M., López-Martín, J.-M., Mentaberre, G., Valdeperes, M., Estruch, J., Tampach, S., Castillo-Contreras, R., Conejero, C., Roldán, J., Lavín, S., Serrano, E., & López-Olvera, J. R. (2024). Evaluating hunting and capture methods for urban wild boar population management. *Science of The Total Environment*, 940, 173463. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173463>
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1-23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Focardi, S., Franzetti, B., & Ronchi, F. (2013). Nocturnal distance sampling of a Mediterranean population of fallow deer is consistent with population projections. *Wildlife Research*, 40(6), 437-446. <https://doi.org/10.1071/WR12218>
- Gilbert, N. A., Clare, J. D., Stenglein, J. L., & Zuckerberg, B. (2020). Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13517>
- Guy, T. R., Kirkpatrick, J. B., Cunningham, C. X., Berry, T. E., Dawkins, K. L., Driessen, M. M., & Johnson, C. N. (2024). Diet of fallow deer suggests potential for invasion of novel habitats in Tasmania. *Wildlife Research*, 51(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1071/WR23124>
- Hewison, A. J. M., Vincent, J. P., Angibault, J. M., Delorme, D., Laere, G. V., & Gaillard, J. M. (1999). *Tests of estimation of age from tooth wear on roe deer of known age: Variation within and among populations*.
- Huysentruyt, F., & Casaer, J. (2012). *Driejarenafschotplan voor reewild: Het gebruik van bio-indicatoren en jachtgegevens voor de toekenning van het afschot bij ree*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- İlemin, Y. (2024). Estimation of mammalian wildlife density by REM method in a Mediterranean forest ecosystem (*Pinus brutia*) of Türkiye: How human footprint effects mammal community? *BMC Zoology*, 9(1), 22. <https://doi.org/10.1186/s40850-024-00213-z>
- Illius, A. W., Duncan, P., Richard, C., & Mesochina, P. (2002). Mechanisms of functional response and resource exploitation in browsing roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 723-734.
- Jarnemo, A., & Liberg, O. (2005). Red Fox Removal and Roe Deer Fawn Survival—A 14-Year Study. *The Journal of Wildlife Management*, 69(3), 1090-1098. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069%5B1090:RFRARD%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069%5B1090:RFRARD%5D2.0.CO;2)

- Karanth, K. U., Chundawat, R. S., Nichols, J. D., & Kumar, N. S. (2004). Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture–recapture sampling. *Animal Conservation*, 7(3), 285-290. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001477>
- Kay, S. (1993). Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England. *Biological Conservation*, 63(3), 217-222.
- Knape, J., Arlt, D., Barraquand, F., Berg, Å., Chevalier, M., Pärt, T., Ruete, A., & Žmihorski, M. (2018). Sensitivity of binomial N-mixture models to overdispersion: The importance of assessing model fit. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(10), 2102-2114. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13062>
- Link, W. A., Schofield, M. R., Barker, R. J., & Sauer, J. R. (2018). On the robustness of N-mixture models. *Ecology*, 99(7), 1547-1551. <https://doi.org/10.1002/ecy.2362>
- Marcon, A., Bongi, P., Battocchio, D., & Apollonio, M. (2020). REM: performance on a high-density fallow deer (*Dama dama*) population. *Mammal Research*, 65(4), 835-841.
- Maublanc, M.-L., Bideau, E., Launay, C., Monthuir, B., & Gerard, J.-F. (2016). Indicators of ecological change (IEC) as efficient tools for managing roe deer populations: A case study. *European Journal of Wildlife Research*, 62(2), 189-197.
- Michallet, J., Pellerin, M., Garel, M., Chevrier, T., Saïd, S., Saint-Andrieux, C., Hars, J., Rossie, S., Maillard, D., & Klein, F. (2015). *Vers une nouvelle gestion du grand gibier: Les indicateurs de changement écologique*. Office national de la chasse et de la Faune Sauvage.
- Moore, N. P., Hart, J. D., Kelly, P. F., & Langton, S. D. (2000). Browsing by fallow deer (*Dama dama*) in young broadleaved plantations: Seasonality, and the effects of previous browsing and bud eruption. *Forestry*, 73(5), 437-445.
- Morellet, N., Champely, S., Gaillard, J.-M., Ballon, P., & Boscardin, Y. (2001). The browsing index: New tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 1243-1252.
- Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A. M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., & Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change: New tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 634-643.
- Oldoni, D., Desmet, P., & Huybrechts, P. (2024). *camtraptor: Read, Explore and Visualize Camera Trap Data Packages*. <https://github.com/inbo/camtraptor>
- ONCFS. (2015). *Suivi des populations d'ongulés et de leurs habitats. Fiches techniques. Indicateurs de changement écologique (ICE)*.

Kay, S. (1993). Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England. *Biological Conservation*, 63(3), 217-222.

Knape, J., Arlt, D., Barraquand, F., Berg, Å., Chevalier, M., Pärt, T., Ruete, A., & Žmihorski, M. (2018). Sensitivity of binomial N-mixture models to overdispersion: The importance of assessing model fit. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(10), 2102-2114. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13062>

Link, W. A., Schofield, M. R., Barker, R. J., & Sauer, J. R. (2018). On the robustness of N-mixture models. *Ecology*, 99(7), 1547-1551. <https://doi.org/10.1002/ecy.2362>

Marcon, A., Bongi, P., Battocchio, D., & Apollonio, M. (2020). REM: performance on a high-density fallow deer (*Dama dama*) population. *Mammal Research*, 65(4), 835-841.

Maublanc, M.-L., Bideau, E., Launay, C., Monthuir, B., & Gerard, J.-F. (2016). Indicators of ecological change (IEC) as efficient tools for managing roe deer populations: A case study. *European Journal of Wildlife Research*, 62(2), 189-197.

Michallet, J., Pellerin, M., Garel, M., Chevrier, T., Saïd, S., Saint-Andrieux, C., Hars, J., Rossie, S., Maillard, D., & Klein, F. (2015). *Vers une nouvelle gestion du grand gibier: Les indicateurs de changement écologique*. Office national de la chasse et de la Faune Sauvage.

Moore, N. P., Hart, J. D., Kelly, P. F., & Langton, S. D. (2000). Browsing by fallow deer (*Dama dama*) in young broadleaved plantations: Seasonality, and the effects of previous browsing and bud eruption. *Forestry*, 73(5), 437-445.

Morellet, N., Champely, S., Gaillard, J.-M., Ballon, P., & Boscardin, Y. (2001). The browsing index: New tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 1243-1252.

Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A. M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., & Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change: New tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 634-643.

Oldoni, D., Desmet, P., & Huybrechts, P. (2024). *camtraptor: Read, Explore and Visualize Camera Trap Data Packages*. <https://github.com/inbo/camtraptor>

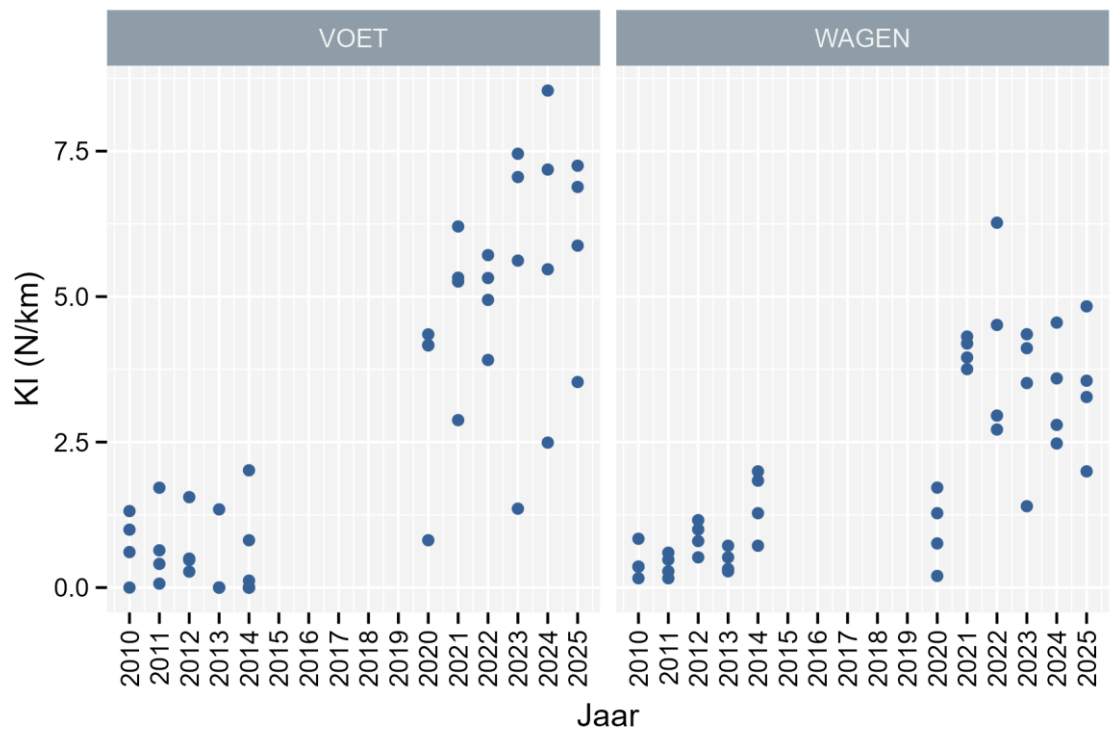
ONCFS. (2015). *Suivi des populations d'ongulés et de leurs habitats. Fiches techniques. Indicateurs de changement écologique (ICE)*.

- Opstaele, B., & Berten, D. (2013). *Uitgebreid en gezamenlijk bosbeheerplan met deel landschapsbeheerplan Drongengoedbos te Knesselare en Maldegem*.
- Pallemmaerts, L., Boone, N., Devisscher, S., Huysentruyt, F., Licoppe, A., Malengreaux, C., Vercammen, J., & Casaer, J. (2025). *Ondersteuningsproject bij de uitvoering van de reemonitoring in het Zoniënwoud. Jaarlijks rapport - Referentieperiode: 2008 - 2025*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.133052253>
- Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Odden, M., Odden, J., & Andersen, R. (2009). Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *Journal of Animal Ecology*, 78(6), 1124-1133. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01584.x>
- Partl, E., Szinovatz, V., Reimoser, F., & Schweiger-Adler, J. (2002). Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Forest Ecology and Management*, 159(1-2), 87-100.
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reimoser, F. (1991). Schwerpunktbejagung und Intervallbejagung. *Österreichs Weidwerk*, 35-38.
- Rist, J. (2008). *Bushmeat catch per unit effort in space and time: A monitoring tool for bushmeat hunting*. Division of Biology, Imperial College London.
- Rist, J., Milner-Gulland, E. j., Cowlshaw, G., & Rowcliffe, M. (2010). Hunter Reporting of Catch per Unit Effort as a Monitoring Tool in a Bushmeat-Harvesting System. *Conservation Biology*, 24(2), 489-499. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01470.x>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 1228-1236.
- Rowcliffe, M. (2025). *camtrapDensity: Density Estimation Functions for camtrapDP Data*. <https://github.com/MarcusRowcliffe/camtrapDensity>
- Royle, J. A. (2004). N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60(1), 108-115. (WOS:000220384400014). <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Tixier, H., & Duncan, P. (1996). Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue D'écologie*, 51(1), 3-17.
- Tobler, M. W., & Powell, G. V. N. (2013). Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*, 159, 109-118. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.009>

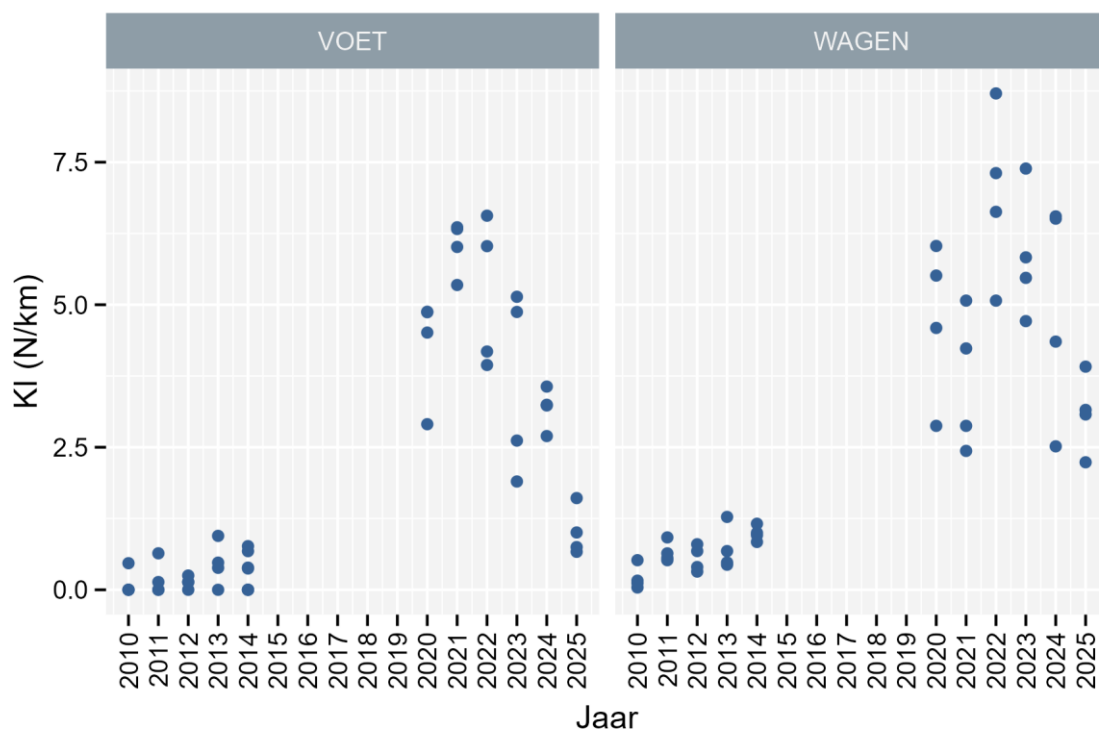
- Toïgo, C., Gaillard, J., Van Laere, G., Hewison, M., & Morellet, N. (2006). How does environmental variation influence body mass, body size, and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29(3), 301-308. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04394.x>
- Vajas, P., Calenge, C., Richard, E., Fattebert, J., Rousset, C., Saïd, S., & Baubet, E. (2020). Many, large and early: Hunting pressure on wild boar relates to simple metrics of hunting effort. *Science of the Total Environment*, 698, 134251.
- Van Deelen, T., & Etter, D. (2003). Effort and the Functional Response of Deer Hunters. *Human Dimensions of Wildlife*, 8(2), 097-108. <https://doi.org/10.1080/10871200304306>
- Wearn, O. R., & Glover-Kapfer, P. (2017). *Camera-trapping for conservation: A guide to best-practices* (WWF Conservation Technology Series 1(1)). WWF-UK.
- Williams, B. K., & Brown, E. D. (2016). Technical challenges in the application of adaptive management. *Biological Conservation*, 195, 255-263.
- Williams, B. K., Szaro, R. C., & Shapiro, C. D. (2009). *Adaptive management: The US Department of the Interior technical guide*. US Department of the Interior.

Bijlage

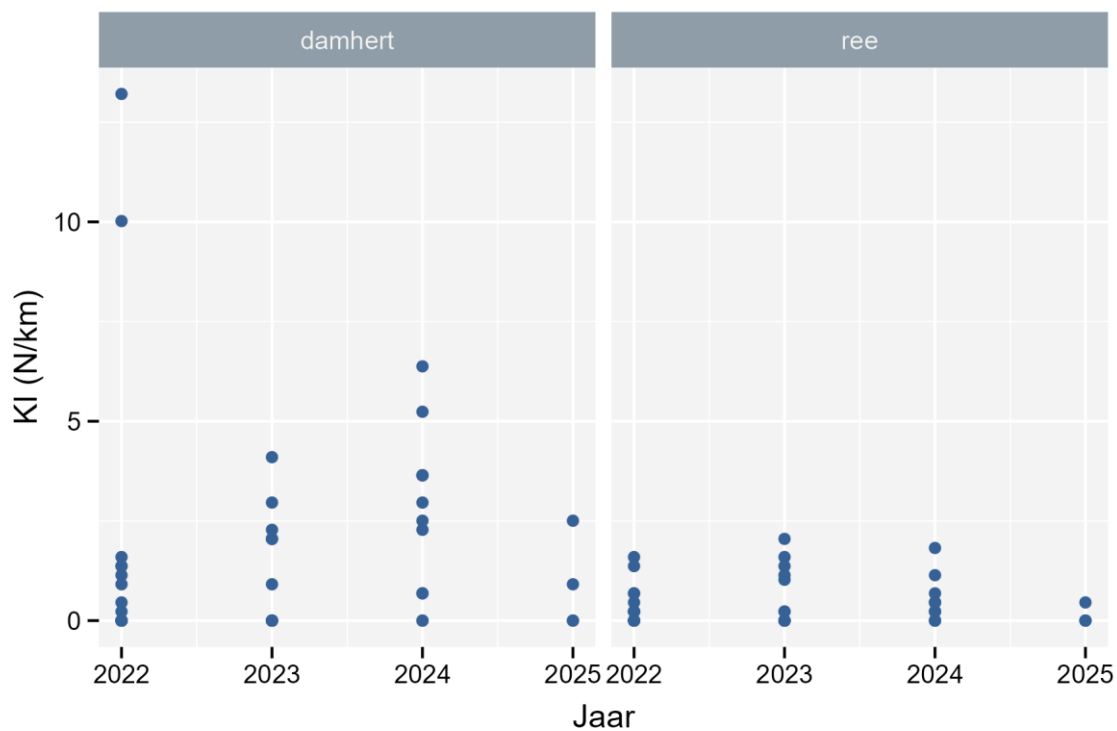
A. Bijkomende figuren kilometerindex



Bijlage 1: Overzicht van de dag-KI's voor damherten in het Drongengoedbos (te voet) en omgeving (met de wagen) sinds het begin van de tellingen.



Bijlage 2: Overzicht van de dag-KI's voor reeën in het Drongengoedbos (te voet) en omgeving (met de wagen) sinds het begin van de tellingen.



Bijlage 3: Overzicht van de dag-KI's voor damherten en reeën in het Drongengoedbos sinds het begin van de monitoringswandeling.

B. Methodiek Random Encounter Model

a. Camerakalibratie in het veld

De eerste stap betreft het kalibreren van de cameraval in het veld. Hierbij wordt gebruikt gemaakt van een kalibratiestok (zie Foto 4). Deze stok is uitgerust met (groepen) zwarte tape; elke groep komt overeen met een incrementele hoogte van 20 cm. Eén zwarte band komt overeen met 20 cm, twee zwarte banden komen overeen met 40 cm, enz. Op deze manier kan er visueel op de foto's bepaald worden welke hoogte van de stok zichtbaar is.

De kalibratiestok wordt vervolgens doorheen het detectieveld van de camera verplaatst. Idealiter zouden er per deployment minstens 15 à 20 unieke posities van de stok gefotografeerd moeten worden voor een goed verder verloop van de analyses. Als er sprake is van lokale reliëfverschillen (bv. bulten of greppels) of vegetatie vóór het camerabeeld, dan is het aangeraden om deze ook te kalibreren. De stok moet loodrecht met de grond gehouden worden (zie waterpas op Foto 4).

Specifiek veldwerk voor de REM werd ondernomen in september, oktober en november 2023 en 2024.



Foto 4: Voorbeeld van een kalibratiepositie, met behulp van een kalibratiestok, in het Drongengoedbos voor REM. © INBO

b. Camerakalibratie in Agouti

Wanneer de foto's elke maand in Agouti worden opgeladen, kunnen de reeksen waarop de kalibratiestokken te zien zijn geannoteerd worden als 'camera kalibratie' (zie *deployment calibration* op Foto 5). Per unieke stokpositie moeten er twee hoogtes op de foto aangeklikt

The screenshot displays the AGOUTI Dashboard interface. At the top, the 'AGOUTI Dashboard' title is visible. The left sidebar contains navigation icons for home, user, and various toolsets. The main video area shows a forest scene with a person measuring a tree trunk. The video player includes a timeline at the bottom and a status bar at the top of the video frame showing '2022-07-01 08:49:01 M 1/10' and '16°C'. The right sidebar contains the 'Deployment calibration' settings, which include fields for 'Top of stick' (1 height (m)), 'Bottom of stick' (0.2 height (m)), and 'Distance' (6/7). There are also toggle switches for 'Blank', 'Setup / pickup', 'Deployment calibration', and 'Unknown'. Red arrows point to the 'Top of stick' and 'Bottom of stick' settings.

c. Tracken van de studiesoorten

Enkele belangrijke opmerkingen bij het tracken zijn:

- #### d. Parameterschattungen (resultaten)

Bijlage 4: REM-parameters voor damhart in het Drongengoedbos en omgeving.

Parameter	2023	2024
Aantal observaties (n)	3938	3993
Trap rate (n/dag)	1,19 (0,65 – 1,87)	1,22 (0,77 – 1,69)
Detectieafstand r (m)	8,91 (8,59 – 9,23)	9,61 (9,29 – 9,92)
Detectiehoek θ (°)	40,22 (37,79 – 42,66)	39,99 (37,69 – 42,28)
Active speed (km/h)	0,48 (0,43 – 0,54)	0,65 (0,57 – 0,73)
Snelheid v (km/dag)	3,37 (2,93 – 3,81)	6,02 (5,16 – 6,87)
Activity level	0,29 (0,27 – 0,31)	0,39 (0,36 – 0,42)

Bijlage 5: REM-parameters voor ree in het Drongengoodbos en omgeving.

Parameter	2023	2024
Aantal observaties (n)	2365	3243
Trap rate (n/dag)	0,72 (0,52 – 0,92)	0,99 (0,67 – 1,35)
Detectieafstand r (m)	6,89 (6,58 - 7,07)	8,24 (8,00 – 8,48)
Detectiehoek θ (°)	39,91 (37,14 - 42,68)	39,87 (37,89 – 41,85)
Active speed (km/h)	0,50 (0,45 - 0,55)	0,49 (0,44 – 0,53)
Snelheid v (km/dag)	4,32 (3,75 - 4,90)	4,42 (3,87 – 4,96)
Activity level	0,36 (0,33 - 0,39)	0,38 (0,35 – 0,41)

Bijlage 6: REM-parameters voor vos in het Drongengoodbos en omgeving.

Parameter	2023	2024
Aantal observaties (n)	119	88
Trap rate (n/dag)	0,04 (0,01 – 0,06)	0,03 (0,01 – 0,05)
Detectieafstand r (m)	5,68 (4,86 – 6,51)	8,52 (7,04 – 9,99)
Detectiehoek θ (°)	36,80 (28,43 – 45,18)	30,04 (22,82 – 37,26)
Active speed (km/h)	1,93 (1,26 – 2,61)	2,22 (0,67 – 3,76)
Snelheid v (km/dag)	20,18 (11,16 – 29,20)	15,26 (3,58 – 26,94)
Activity level	0,44 (0,31 – 0,56)	0,29 (0,20 – 0,38)

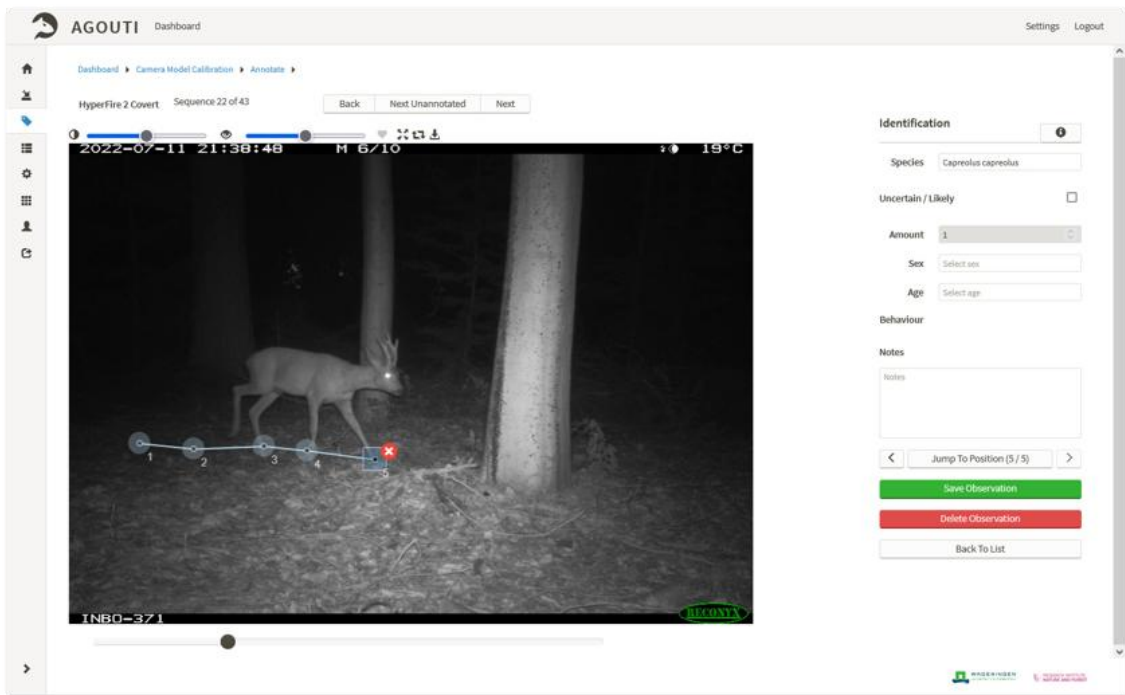
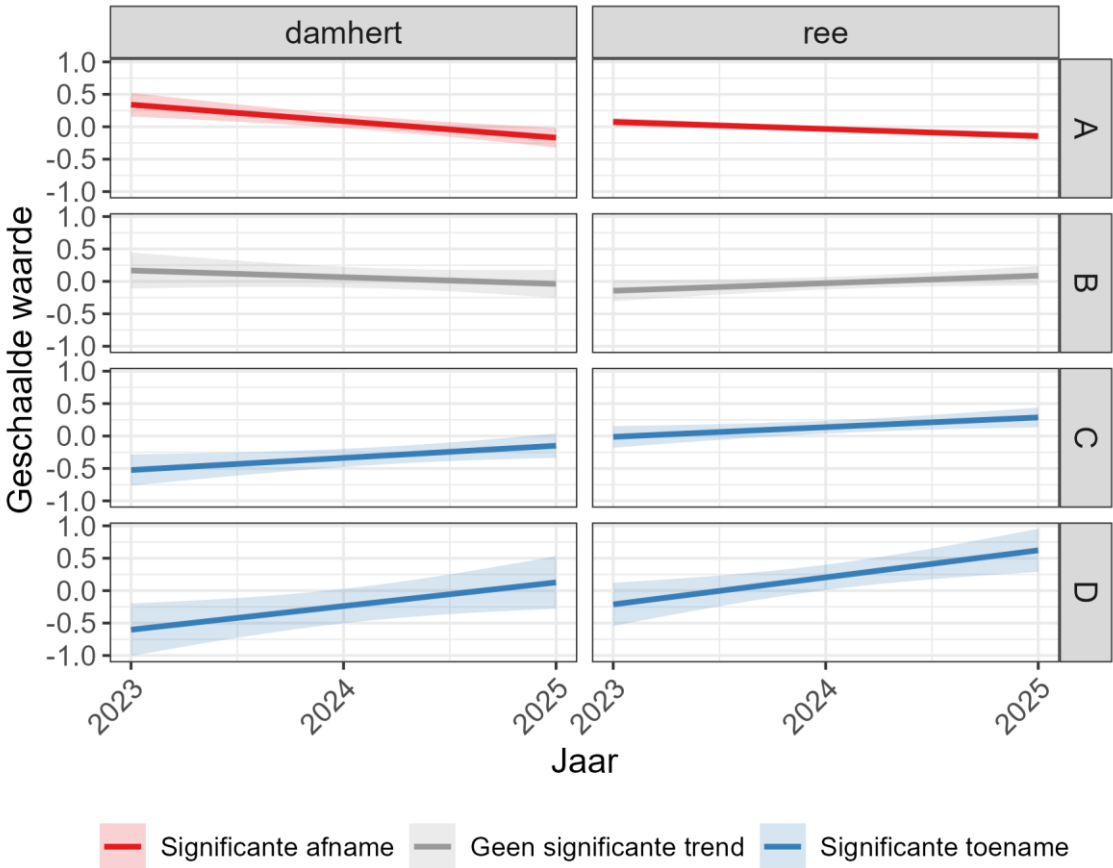


Foto 6: Voorbeeld van een getrackte reebok voor REM in Agouti.

c. Niet-geïnvverteerde trends gebaseerd op indicatoren
jachtdagboekjes

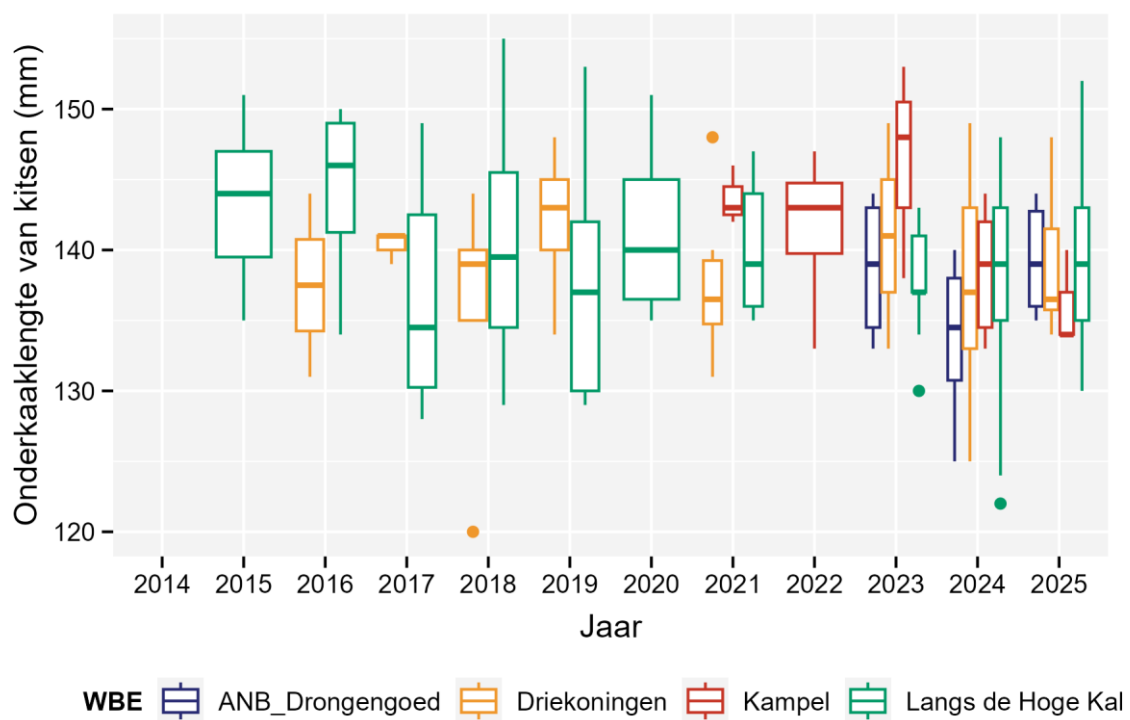


Bijlage 7: Trends voor de populatiegrootte gebaseerd op de indicatoren afgeleid uit de jachtdagboekjes voor de periode 2023-2025. **A:** het aantal waarnemingen per uur, **B:** tijd tot de eerste waarneming van de soort, **C:** aantal uren aanzit per waargenomen dier, en **D:** aantal uren aanzit per geschoten dier. De donkere lijn is het gemiddelde, de lichter gekleurde zone errond het 95% betrouwbaarheidsinterval.

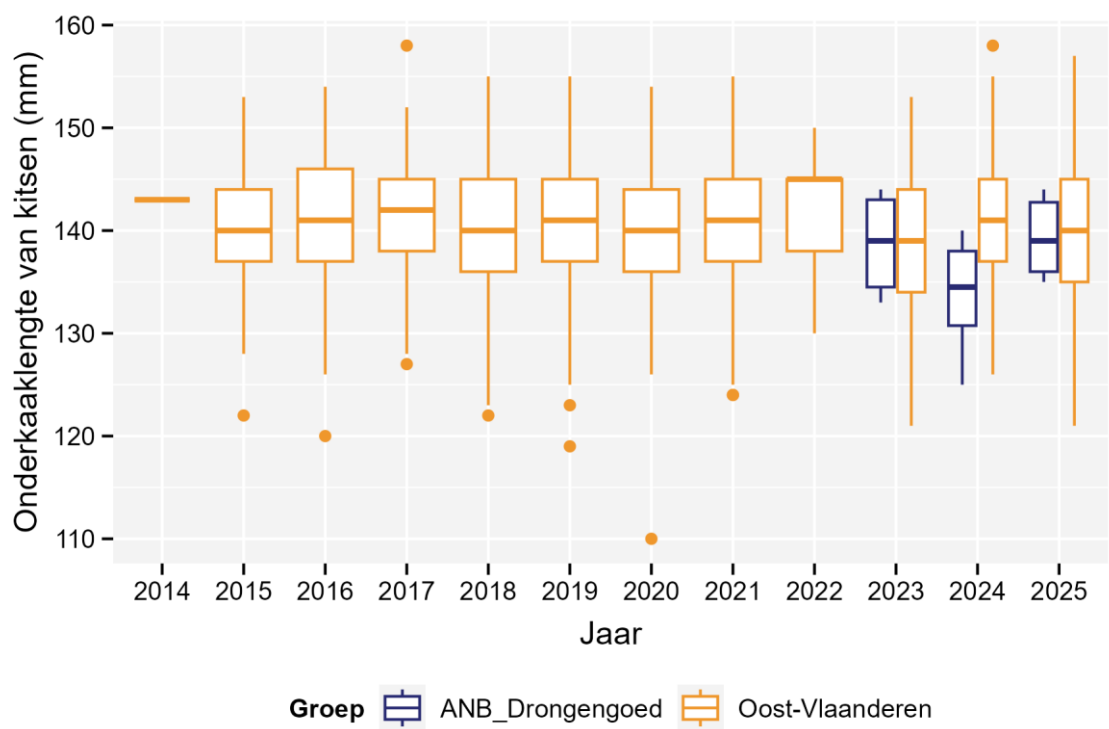
////////////////////////////////////

Bijlage 9: Aantal reekitsen geschoten in het Drongengoodbos en de omliggende WBE's en de graad van inzameling van de onderkaken.

	ANB_Drongengood		Driekoningen		Kampel		Langs de Hoge Kale	
	Geschoten	Ingezameld	Geschoten	Ingezameld	Geschoten	Ingezameld	Geschoten	Ingezameld
2014	n.v.t.	n.v.t.	17	0 (0%)	n.v.t.	n.v.t.	7	0 (0%)
2015	n.v.t.	n.v.t.	18	0 (0%)	n.v.t.	n.v.t.	16	11 (69%)
2016	n.v.t.	n.v.t.	12	9 (75%)	n.v.t.	n.v.t.	14	10 (71%)
2017	n.v.t.	n.v.t.	17	12 (71%)	n.v.t.	n.v.t.	15	6 (40%)
2018	n.v.t.	n.v.t.	25	17 (68%)	n.v.t.	n.v.t.	20	8 (40%)
2019	n.v.t.	n.v.t.	38	23 (61%)	n.v.t.	n.v.t.	15	8 (53%)
2020	n.v.t.	n.v.t.	44	4 (9%)	n.v.t.	n.v.t.	16	4 (25%)
2021	n.v.t.	n.v.t.	53	30 (57%)	16	3 (19%)	39	9 (23%)
2022	n.v.t.	n.v.t.	67	0 (0%)	10	4 (40%)	44	0 (0%)
2023	7	7 (100%)	78	2 (3%)	8	2 (25%)	35	10 (29%)
2024	10	10 (100%)	85	73 (86%)	10	6 (60%)	53	47 (89%)
2025	6	6 (100%)	68	51 (75%)	10	3 (30%)	51	45 (88%)



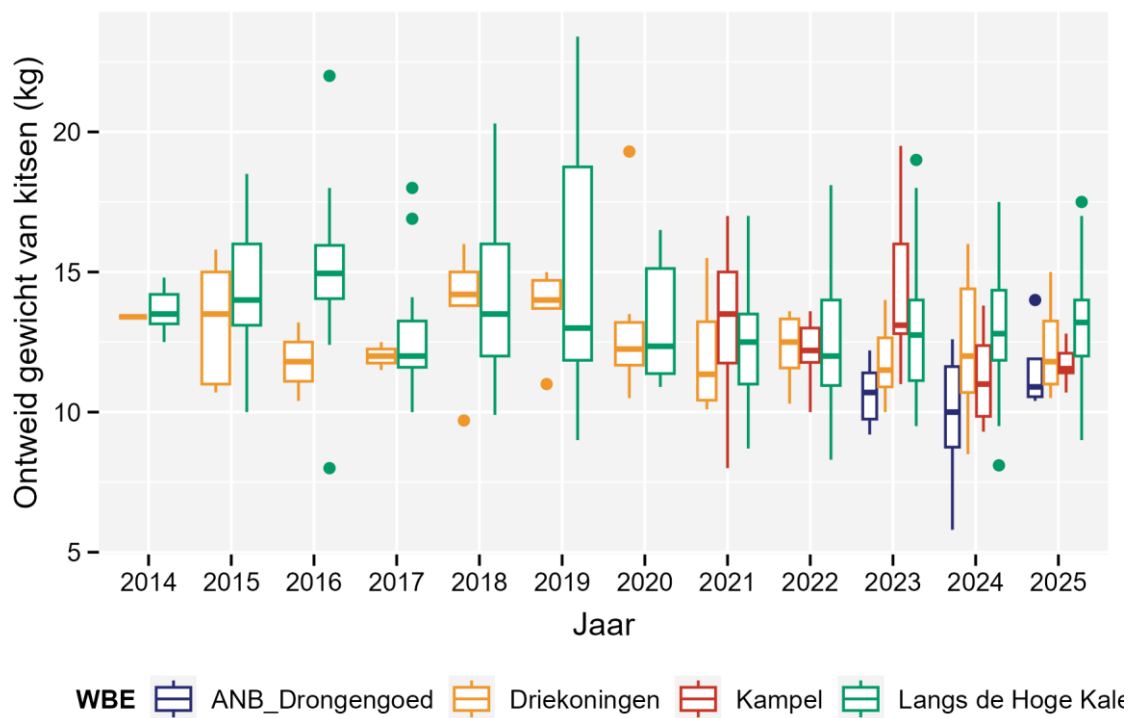
Bijlage 10: Verdeling van de onderkaaklengtes van reekitsen geschoten in Drongengoed en omgeving doorheen de jaren.



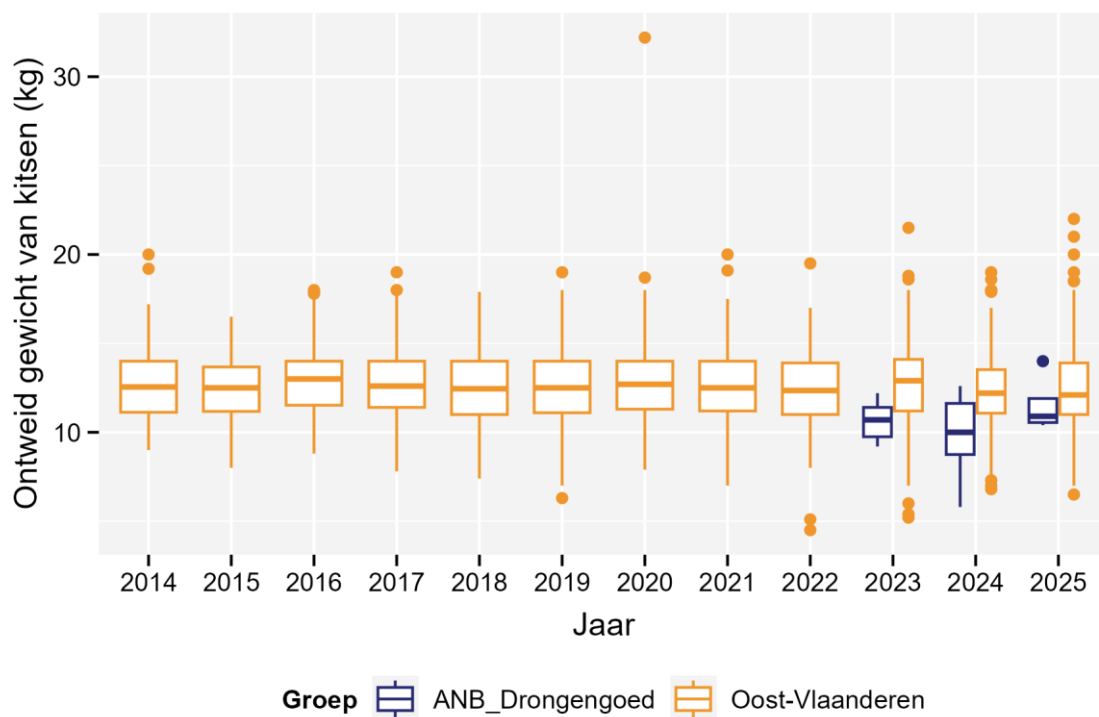
Bijlage 11: Onderkaaklengte van geschoten reekitsen in Oost-Vlaanderen (excl. de drie omringende WBE's) en de kitsen geschoten binnen het kader van de licentiejaht.

Bijlage 12: Aantal reekitsen geschoten in het Drongengoebos en de omliggende WBE's en de graad van inzameling van de ontweide gewichten.

	ANB_Drongengoed		Driekoningen		Kampel		Langs de Hoge Kale	
	Geschoten	Gewogen	Geschoten	Gewogen	Geschoten	Gewogen	Geschoten	Gewogen
2014	n.v.t.	n.v.t.	17	17 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	7	7 (100%)
2015	n.v.t.	n.v.t.	18	18 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	16	13 (81%)
2016	n.v.t.	n.v.t.	12	11 (92%)	n.v.t.	n.v.t.	14	14 (100%)
2017	n.v.t.	n.v.t.	17	17 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	15	15 (100%)
2018	n.v.t.	n.v.t.	25	25 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	20	19 (95%)
2019	n.v.t.	n.v.t.	38	38 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	15	14 (93%)
2020	n.v.t.	n.v.t.	44	44 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	16	16 (100%)
2021	n.v.t.	n.v.t.	53	53 (100%)	16	16 (100%)	39	37 (95%)
2022	n.v.t.	n.v.t.	67	67 (100%)	10	10 (100%)	44	43 (98%)
2023	7	7 (100%)	78	78 (100%)	8	8 (100%)	35	35 (100%)
2024	10	10 (100%)	85	85 (100%)	10	10 (100%)	53	48 (91%)
2025	6	4 (67%)	68	65 (96%)	10	10 (100%)	51	47 (92%)



Bijlage 13: Verdeling van het ontweide gewicht van reekitsen geschoten in Drongengoed en omgeving doorheen de jaren.



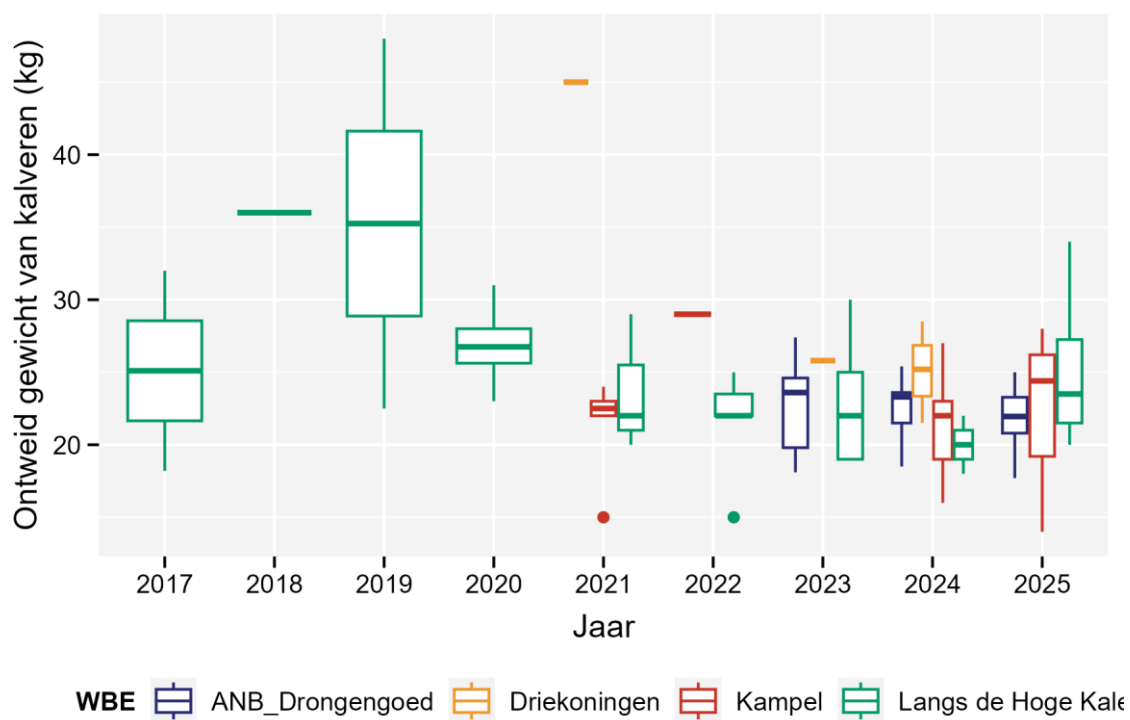
Bijlage 14: Ontweid gewicht van geschoten reekitsen in Oost-Vlaanderen (excl. de drie omringende WBE's) en de kitsen geschoten binnen het kader van de licentiejaht.

Bijlage 15: Aantal damherten (ongeacht leeftijd en geslacht) geschoten in het Drongengoebos en de omliggende WBE's en de graad van inzameling van de onderkaken.

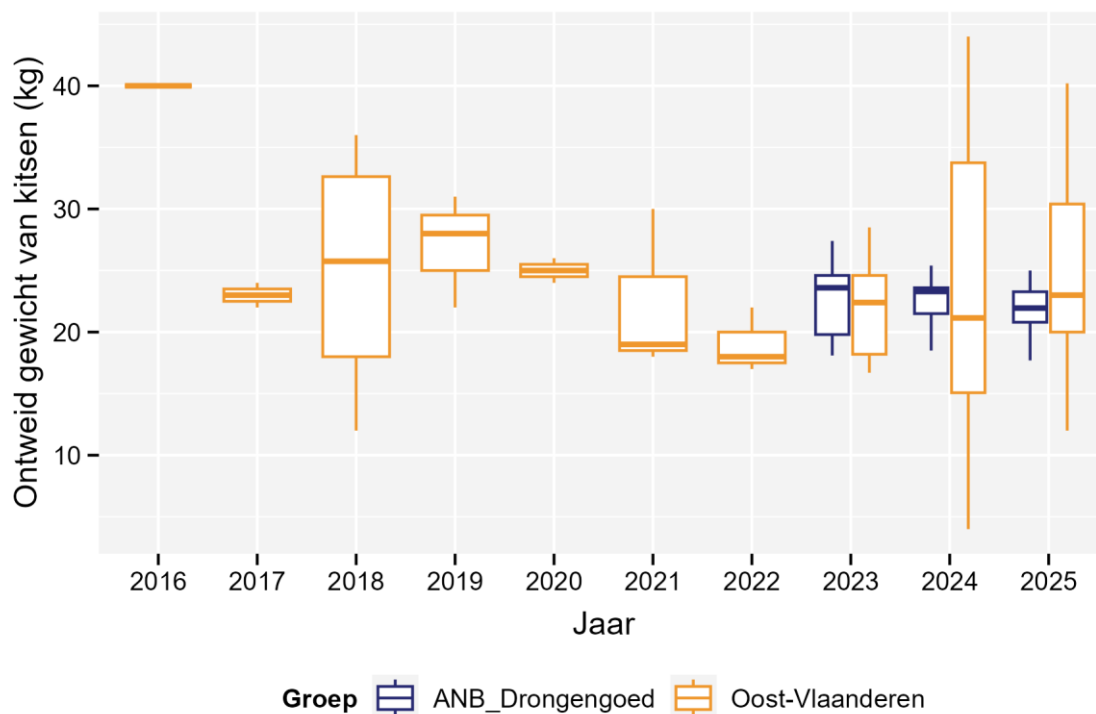
	ANB_Drongengoed		Driekoningen		Kampel		Langs de Hoge Kale	
	Geschoten	Ingezameld	Geschoten	Ingezameld	Geschoten	Ingezameld	Geschoten	Ingezameld
2016	n.v.t.	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
2017	n.v.t.	n.v.t.	1	0 (0%)	n.v.t.	n.v.t.	17	0 (0%)
2018	n.v.t.	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	15	0 (0%)
2019	11	0 (0%)	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	15	1 (7%)
2020	n.v.t.	n.v.t.	2	0 (0%)	n.v.t.	n.v.t.	16	0 (0%)
2021	n.v.t.	n.v.t.	3	0 (0%)	25	0 (0%)	21	0 (0%)
2022	n.v.t.	n.v.t.	6	0 (0%)	23	0 (0%)	21	0 (0%)
2023	36	36 (100%)	1	1 (100%)	16	0 (0%)	25	1 (4%)
2024	30	29 (97%)	9	4 (44%)	60	28 (47%)	25	1 (4%)
2025	27	26 (96%)	4	0 (0%)	2	0 (0%)	10	10 (100%)

Bijlage 16: Aantal geschoten damhertkalveren geschoten in het Drongengoodbos en de omliggende WBE's en de graad van inzameling van de ontweide gewichten.

	ANB_Drongengood		Driekoningen		Kampel		Langs de Hoge Kale	
	Geschoten	Gewogen	Geschoten	Gewogen	Geschoten	Gewogen	Geschoten	Gewogen
2016	n.v.t.	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
2017	n.v.t.	n.v.t.	1	1 (100%)	n.v.t.	n.v.t.	2	2 (100%)
2018	n.v.t.	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	1	1 (100%)
2019	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	2	2 (100%)
2020	n.v.t.	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	4	4 (100%)
2021	n.v.t.	n.v.t.	1	1 (100%)	5	5 (100%)	3	3 (100%)
2022	n.v.t.	n.v.t.	0	n.v.t.	1	1 (100%)	6	6 (100%)
2023	9	9 (100%)	1	1 (100%)	0	n.v.t.	5	5 (100%)
2024	11	11 (100%)	5	5 (100%)	13	13 (100%)	3	3 (100%)
2025	10	10 (100%)	0	n.v.t.	2	2 (100%)	4	4 (100%)

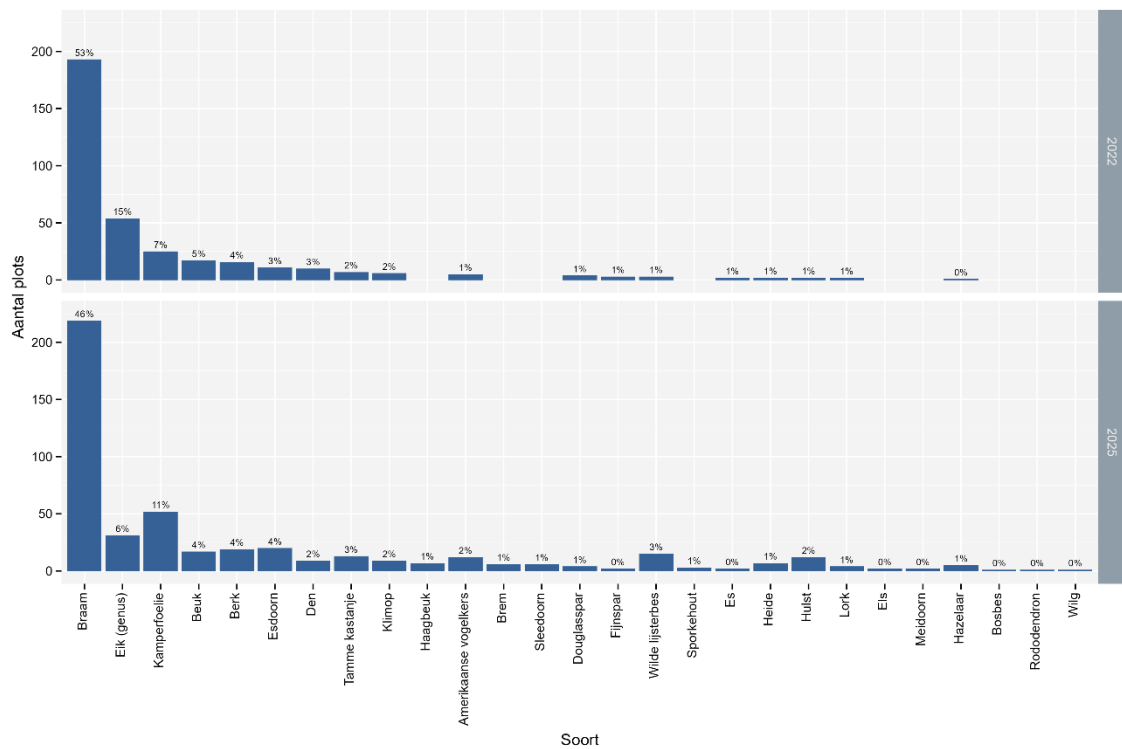


Bijlage 17: Verdeling van het ontweide gewicht van damhertkalveren geschoten in Drongengoed en omgeving doorheen de jaren.



Bijlage 18: Ontweide gewicht van geschoten damhertkalveren in Oost-Vlaanderen (excl. de drie omringende WBE's) en de kalveren geschoten binnen het kader van de licentiejacht.

E. Voorkomen van houtige planten in het Drongengoedbos



Bijlage 19: Voorkomen van de verschillende soorten houtige planten in Drongengoedbos. Enkel soorten die in meer dan 10 % van de plots werden waargenomen worden onderzocht op een soortspecifieke vraatindex.