

## Advies over de verspreiding en minimum leefbare populatieaantallen voor damhert in Vlaanderen

Adviesnummer:	<b><u>INBO.A.3403</u></b>
Datum advisering:	<b>15 februari 2016</b>
Auteur(s):	<b>Jim Casaer, Frank Huysentruyt, Jan Vercammen, Sander Devisscher</b>
Contact:	<b>Niko Boone (<a href="mailto:niko.boone@inbo.be">niko.boone@inbo.be</a>)</b>
Kenmerk aanvraag:	<b>ANB-INBO-BEL-2016-03</b>
Geadresseerden:	<b>Agentschap voor Natuur en Bos Cel Fauna en Flora Beleid T.a.v. Bert Verbist Koning Albert II-laan 20 bus 8 1000 Brussel  <a href="mailto:bert.verbist@lne.vlaanderen.be">bert.verbist@lne.vlaanderen.be</a></b>
Cc:	<b>Agentschap voor Natuur en Bos Joris Janssens (<a href="mailto:joris.janssens@lne.vlaanderen.be">joris.janssens@lne.vlaanderen.be</a>)</b>

## Aanleiding

---

Voor de opmaak van een beleids- en beheersvisie voor het damhert is informatie nodig over de aanwezigheid van de soort in Vlaanderen.

## Vraag

---

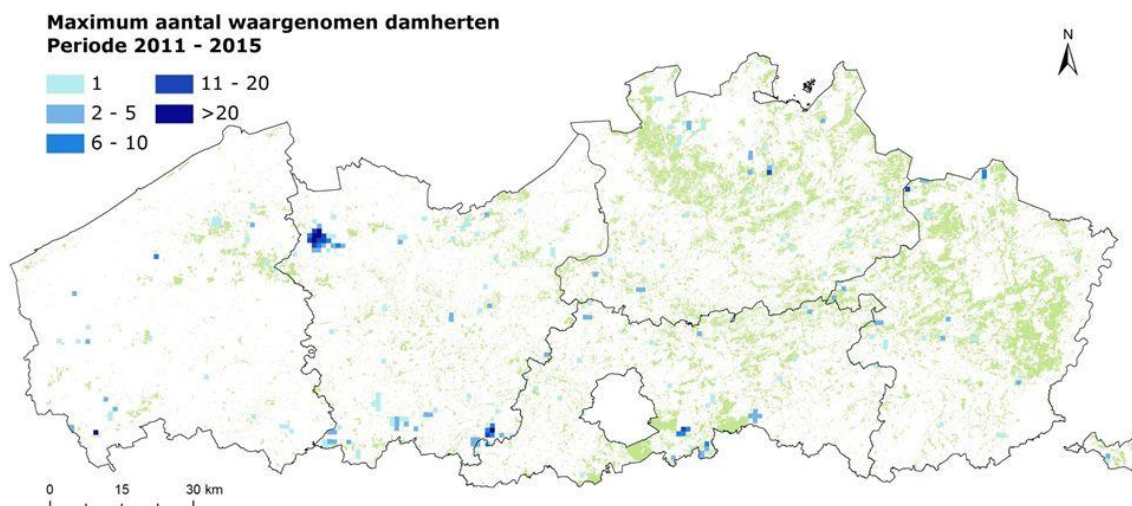
1. Wat is de actuele verspreiding van damhert in Vlaanderen?
2. Wat is de minimale omvang van een leefbare populatie damherten in Vlaanderen?
3. Geef een geografische afbakening van de actuele leefbare populaties in Vlaanderen in functie van toekomstig beheer.

## Toelichting

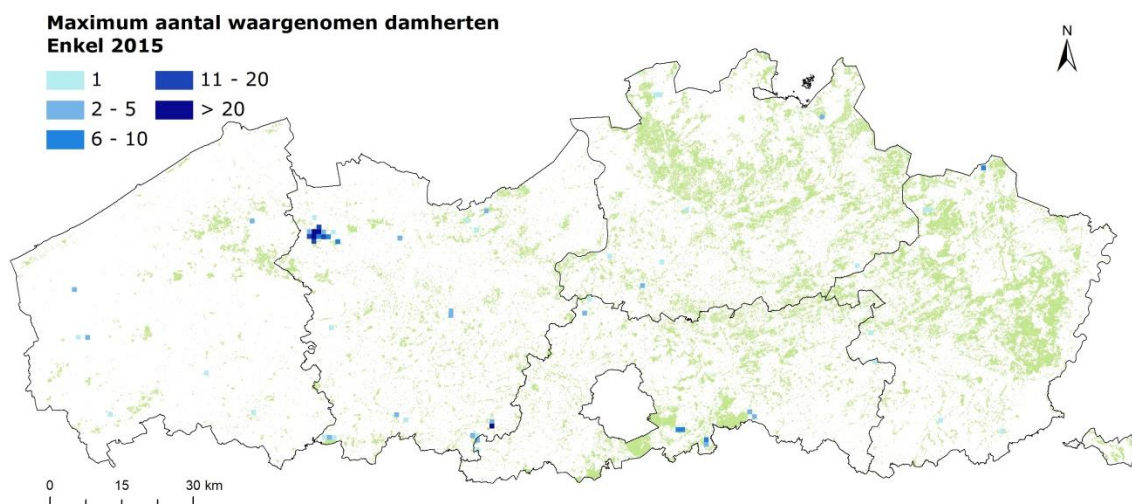
---

### 1 Wat is de actuele verspreiding van damhert in Vlaanderen?

Begin 2015 werd door het INBO een overzicht gegeven van de verspreiding van damhert voor de periode 1999 – 2014 op basis van de toen beschikbare gegevens uit waarnemingen.be (Casaer *et al.*, 2015a). Deze informatie werd nu aangevuld met de gegevens van waarnemingen.be gemeld tussen 1/1/2015 en 1/1/2016. Figuur 1 en Figuur 2 geven een overzicht van alle waarnemingen uit waarnemingen.be voor respectievelijk de jaren 2011 tot en met 2015, en voor het jaar 2015. Uit beide figuren komt het Drongengoed en omgeving (Maldegem, Knesselare) naar voor als een gebied met een concentratie aan waarnemingen van damherten in Vlaanderen. Ook in het zuiden van de provincie Oost-Vlaanderen komen enkele plaatsen voor met meer waarnemingen van damhert dan in de rest van Vlaanderen.

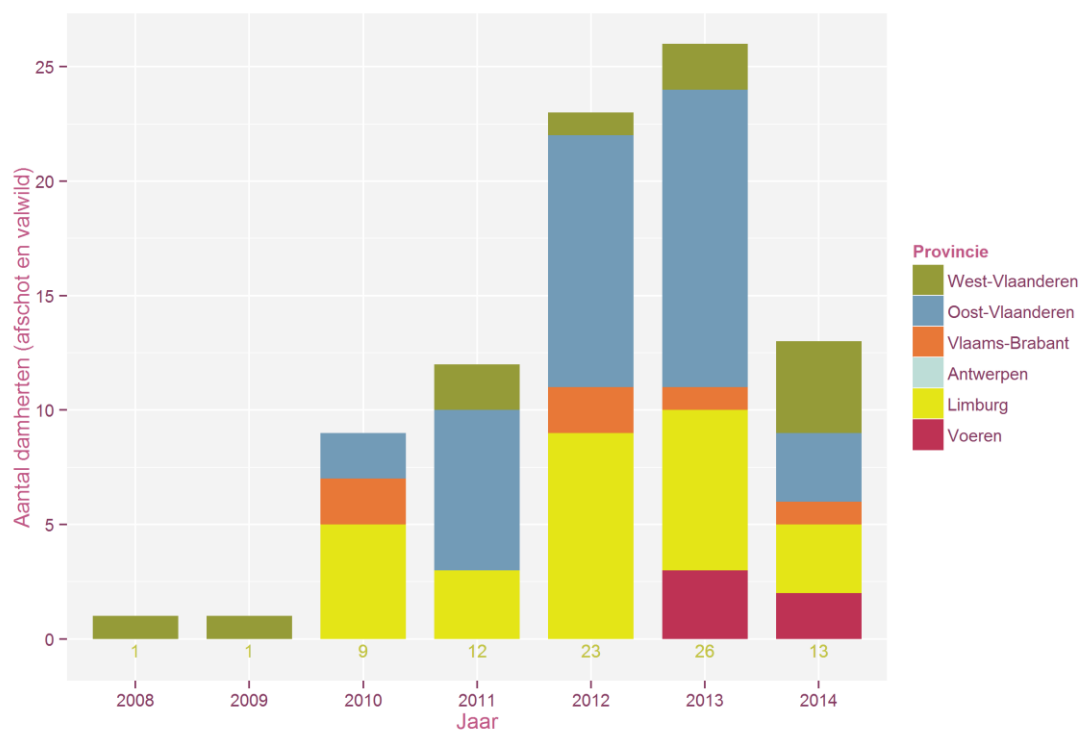


Figuur 1: Overzicht van alle waarnemingen van damhert uit waarnemingen.be voor de jaren 2011 tot en met 2015. (Bron: Waarnemingen.be)



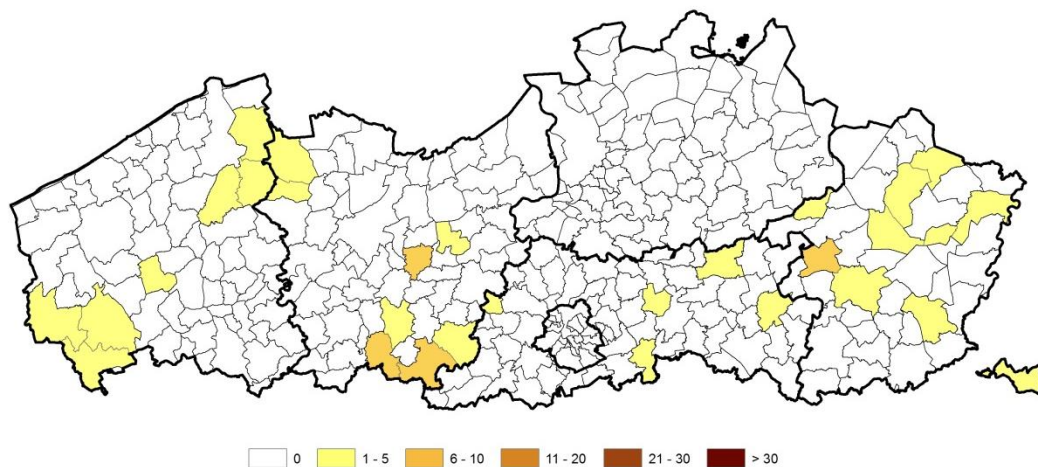
Figuur 2: Waarnemingen van damhert uit waarnemingen.be voor het jaar 2015. (Bron: Waarnemingen.be – INBODATAVR-122)

Een tweede bron van informatie zijn de aanvragen van afschotplannen, bestrijdingsmeldingen, het gerapporteerd afschot (via meldingsformulieren) en als valwild gerapporteerde damherten. Het aantal aanvragen van afschotplannen en meldingen van bestrijding stegen tussen 2008 en 2012 van 5 naar 35 (Scheppers *et al.*, 2013). Omdat deze aanvragen na 2012 niet meer systematisch verwerkt werden door het INBO, worden ze in dit advies niet verder besproken. Het aantal geschoten of als valwild gerapporteerde damherten steeg tussen 2008 en 2013 van 1 naar 26 (Figuur 3). In 2014 halveerde dat aantal (Huysentruyt *et al.*, 2015). Cijfers voor 2015 zijn nog niet beschikbaar.



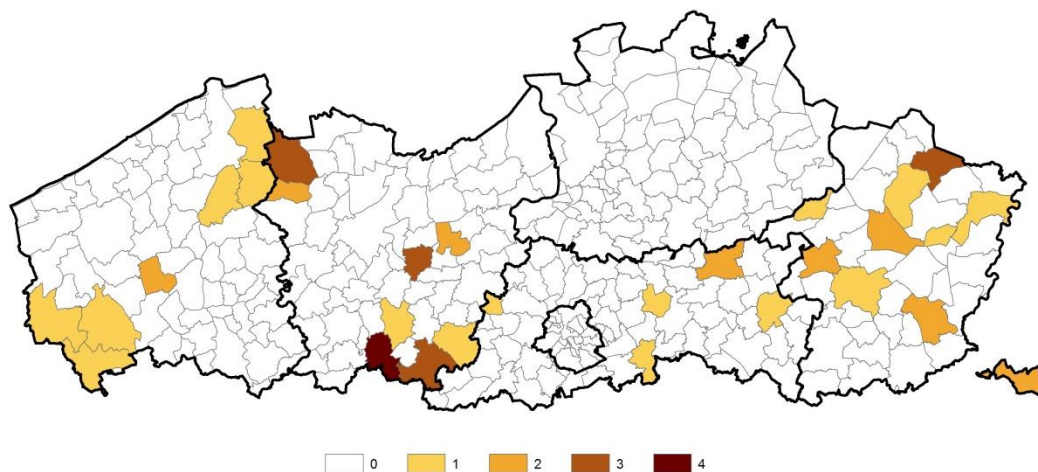
Figuur 3: Aantal geschoten of als valwild gerapporteerde damherten in Vlaanderen voor de periode 2008 tot en met 2014. (Bron: Huysentruyt *et al.*, 2015)

De geografische verdeling van het afschot over de gemeenten voor de periode 2010 tot en met 2014 toont een kern van afschot in het zuiden van de provincie Oost-Vlaanderen, met name in de gemeenten Geraardsbergen en Brakel. Gelijkaardige aantallen (6 – 10) afschot en/of valwild zijn gemeld in Wetteren en Lummen (zie Figuur 4).



Figuur 4: Totaal gerapporteerd afschot of als valwild gerapporteerde damherten per gemeente voor de periode 2010 tot en met 2014.

Het aantal jaren dat er dieren geschoten worden in een bepaalde gemeente, geeft een beeld van hoe lang en/of hoe constant de aanwezigheid van de damherten in die gemeente is. Voor de periode 2010 tot en met 2014 zien we dan hetzelfde patroon terugkeren als voor het totaal afschot (zie Figuur 5), maar springt nu ook de noordelijke grensstreek van de provincies Oost- en West-Vlaanderen en het noorden van de provincie Limburg in het oog. Zowel de aantallen als de geografische spreiding van aanvragen voor afschotplannen, bestrijdingsmeldingen en afschotmeldingen zijn niet alleen afhankelijk van de aanwezigheid van damherten in het wild maar ook van de keuze van de WBE of jachtgroep om de aanwezige dieren te bejagen of te bestrijden. Dit laatste kan op zijn beurt beïnvloed worden door het eventueel optreden van schadeproblemen of vrees voor verkeersongelukken.



Figuur 5: Aantal jaren dat er afschot of valwild van damherten gemeld werd per gemeente voor de periode 2010 tot en met 2014.

De bovenstaande resultaten bevestigen de conclusies uit het vorige advies (Casaer *et al.*, 2015a). Actueel is er in en rond het Drongengoed (Maldegem, Knesselare) een populatie damherten aanwezig. Daarnaast zijn er een aantal plaatsen waar sinds 2010 bijna permanent enkele dieren aanwezig zijn (Zandbergen (Geitebos), Kluisbergen, regio Michelbeke-Brakel (Zwalmvallei), Berlare (Berlarebroek), regio Huldenberg-Overijse-

Loonbeek en een aantal gemeenten in Limburg). Verder zijn er verspreid in Vlaanderen een aantal gemeenten waar sporadisch een damhert waargenomen en/of geschoten wordt. Welke invloed de aanwezigheid van damherten in gevangenschap (professionele kwekerijen of particulier gehouden dieren) heeft op de geografische spreiding van damherten in het wild ten gevolge van ontsnappingen, is actueel niet gekend. Hiertoe zou een overlay gemaakt moeten worden tussen de geobserveerde geografische spreiding van damhert in het wild en de locaties waar damherten in gevangenschap voorkomen.

## 2 Wat is de minimale omvang van een leefbare populatie damherten in Vlaanderen?

### 2.1 Definitie

De vraag naar de minimale omvang voor een duurzame, leefbare populatie is een steeds terugkerende vraag in het natuurbehoud. Het vormt dan ook het onderwerp van heel wat wetenschappelijke studies en beleidsinstrumenten (bv. IUCN classificatie (Mace *et al.*, 2008)). Vaak worden de bekomen waarden ook gehanteerd voor het berekenen van minimale arealen – al dan niet in landschapsnetwerken – die nodig zijn voor het behoud van soorten (Pe'er *et al.*, 2014; Groot Bruinderink *et al.*, 2003).

De veelal gehanteerde definitie is '**de minimale populatiegrootte waarbij de kans dat de populatie uitsterft binnen een periode van 100 jaar, kleiner is dan 5%**'. In deze algemene definitie heeft de 'populatiegrootte' betrekking op het aantal dieren (individuen in de populatie). Er kunnen verschillende manieren gebruikt worden om dit te berekenen, gaande van algemene principes en theorieën, genetische berekeningen, experimenten en Population Viability Analysis (PVA) (zie Stuyck *et al.*, 2012). Het zijn verschillende benaderingen of werkwijzen, de ene complexer of eenvoudiger dan de andere, die meer of minder onzekerheden proberen te integreren in het model. De berekeningswijzen focussen zich op verschillende achterliggende mechanismen die een rol kunnen spelen bij het uitsterven van een populatie. Voorbeelden van die mechanismen zijn jaarlijkse schommelingen in populatieparameters zoals geboortes en sterftes (demografische stochasticiteit), veranderingen in het leefmilieu (milieustochasticiteit) en genetische processen. De resultaten van de verschillende benaderingswijzen lopen dan ook sterk uit elkaar. De keuze voor een bepaalde methode hangt af van de mate waarin een auteur vindt dat bepaalde aspecten voor de soort en de context waarbinnen de vraag gesteld wordt relevant zijn en in hoeverre er gegevens beschikbaar zijn om die methode toe te passen.

### 2.2 Mogelijke benaderingen

#### 2.2.1 Effectieve populatiegrootte die het behoud van genetische variatie garandeert

Als maat voor duurzame populaties pleit Mergeay (2012), in het kader van het behoud van Europese beschermde soorten, voor het gebruik van de effectieve populatiegrootte ( $N_e$ )<sup>1</sup> die garandeert dat 95% van de genetische variatie in een populatie behouden wordt over een periode van 100 jaar ( $N_{e95}$ ). In theorie behoudt de populatie dan, genetisch gezien, de mogelijkheid om zich aan te passen aan veranderende omstandigheden.

Om de  $N_{e95}$  te berekenen, wordt de generatieduur van een populatie gebruikt (zie Bijlage 1). De berekening van de generatieduur van een soort vergt kennis over de leeftijd waarop de dieren voor het eerst reproduceren (bij damhert vanaf het tweede levensjaar), over de

---

<sup>1</sup> De effectieve populatiegrootte ( $N_e$ ) is het aantal dieren in een populatie dat effectief aan de voortplanting deelneemt. Het aanwezige aantal dieren in de populatie wordt de censuspopulatie genoemd ( $N_c$ ). In de praktijk komt de censuspopulatie vaak overeen met het aantal dieren berekend op basis van tellingen.

reproductie en over de gemiddelde levensduur van de dieren. Dit laatste wordt in populaties die bejaagd worden sterk beïnvloed door het afschotregime. Wanneer we een generatieduur van 4 tot 7 jaar zouden hanteren, resulteert dit in een  $N_{e95}$  tussen 244 en 139 dieren die deelnemen aan de reproductie binnen de populatie. In functie van het beheer van een populatie moet de  $N_{e95}$  omgezet worden naar een aanwezige populatiegrootte op het terrein. Als verhouding tussen het aantal aanwezige individuen in de populatie ( $N_c$ ) en de effectieve populatiegrootte ( $N_e$ ) worden waarden gehanteerd tussen 3 en 10 (Mergeay, 2012; Mills, 2007). Voor de damhertenpopulaties in Vlaanderen is er actueel geen goed beeld van de reële generatietijd, noch van de correcte verhouding tussen  $N_c/N_e$ , die bij damhert bijkomend beïnvloed wordt door sociale structuur van de soort.

## 2.2.2 Population Viability Analysis

Een Population Viability Analysis (PVA) kan als richtinggevend vergelijkend instrument gebruikt worden of voor de berekening van de overlevingskans van een concrete populatie in een specifieke situatie met specifieke kenmerken. Het is een berekeningswijze die de mogelijkheid biedt om verschillende elementen, zoals demografische stochasticiteit, milieustochasticiteit, interactie met de leefomgeving (impact op vegetaties) en genetica, al dan niet, in rekening te brengen. De voorwaarde voor het zinvol uitvoeren van een PVA is wel dat de nodige gegevens beschikbaar zijn.

Een PVA kan dus op heel wat manieren uitgevoerd en aangewend worden (zie Fryxell *et al.*, 2014). Een van de mogelijke toepassingen is dat je een range van vertrekpopulaties neemt (bv. 50 tot 500 individuen), een populatiemodel (exponentieel, logistisch ...) kiest en verschillende waarden voor de populatiegroei ( $r$ ) en de variantie hierop, in rekening brengt. De PVA maakt dan voor alle mogelijke combinaties bijvoorbeeld 1000 simulaties van de te verwachten populatieontwikkeling over 100 jaar. Je bekijkt vervolgens per combinatie in hoeveel gevallen de populatie verdwijnt binnen de termijn van 100 jaar. Je berekent zo dus de kans op uitsterven binnen 100 jaar. De startwaarde van het aantal dieren waarbij de populatie 95% kans maakt om 100 jaar te blijven bestaan, vormt de waarde van de MVP (minimal viable population).

In een onderzoek naar de populatie damherten in Deelerwoud (Nederland), stond het INBO in voor de analyse van de populatiegegevens (Huysentruyt & Casaer, 2015). Tien jaar na het beëindigen van de bejaging bleek de populatie er nog steeds een exponentieel groeipatroon te volgen. De jaarlijkse  $r$ -waarde (populatiegroei) fluctueerde rond 0,13 ( $\pm 0,02$ ). Deze  $r$ -waarde is het resultaat van de processen die in het Deelerwoud gespeeld hebben. Welke dat waren, is niet bekend. Demografische stochasticiteit speelde zeker een rol, maar mogelijk ook genetische aspecten en milieuveranderingen.

Met dergelijke beperkte gegevens kan enkel een eenvoudige PVA uitgevoerd worden. Voor een populatie damherten met die  $r$ -waarde geeft de PVA aan dat zelfs bij de hele lage aantallen de populatie nooit uitsterft. Dat komt omdat de  $r$ -waarden nooit negatief zijn. Hierbij wordt echter geen rekening gehouden met mogelijke negatieve effecten door genetische processen, noch met de populatiestructuur of met de mogelijke impact op het gebied zelf. In een door afschot beheerde populatie wordt de groei in hoge mate door de beheerders gestuurd en kan de waarde van  $r$  dus ook sterk beïnvloed worden door het verhogen of verlagen van het afschot. Het maken van een meer complexe PVA, die rekening houdt met meerdere mogelijke elementen en onzekerheden, is binnen het tijdsbestek van dit advies niet mogelijk.

## 2.2.3 LARCH-model

Alterra ontwikkelde het LARCH-model voor het inschatten van de leefbaarheid van populaties en het uittekenen van duurzame ecologische netwerken in Nederland en Europa. Dat model werd onder andere toegepast op edelhert en wild zwijn (Groot Bruinderink *et al.*, 2000; 2003; 2011). Het maakt gebruik van de begrippen Reproductieve Eenheid, Sleutelpopulatie en Minimum Leefbare Populatie (MVP). Deze laatste wordt gedefinieerd als een geïsoleerde populatie die op zichzelf leefbaar is en waarvan de uitstervingskans kleiner is dan 5% in 100 jaar. Voor grote(re) zoogdieren gaan de auteurs ervan uit dat demografische stochasticiteit en milieustochasticiteit een rol spelen bij zeer kleine populaties (minder dan 50 individuen)

(Groot Bruinderink *et al.*, 2000). Op basis van simulatiestudies en theoretische beschouwingen wordt voor LARCH een MVP van grote zoogdieren gelijkgesteld aan 60 reproducerende eenheden. Dat aantal leunt nauw aan bij de effectieve populatiegrootte ( $N_e$ ) van 50 dieren die in het verleden naar voren werd geschoven als minimale waarde om op korte termijn het verlies van fitness ten gevolge van inteelt tegen te gaan. Op basis van een aantal aannames wordt deze MVP dan omgezet naar een censuspopulatie ( $N_c$ ) van 150 individuen (Groot Bruinderink *et al.*, 2000). Deze waarden werden ook gehanteerd bij de analyse van de kansen voor grote hoefdieren in het Kempenbroek in de grensstreek van Nederlands en Belgisch Limburg (Kurstjens *et al.*, 2003).

## 2.3 Onzekerheden

Uit bovenstaande blijkt dat de bepaling van een minimaal leefbare populatie sterk kan variëren afhankelijk van de berekeningswijze en dat er een aantal 'onzekerheden' zijn waar een beslissingsnemer rekening mee moet houden. De onzekerheden bij de keuze voor een berekeningsmethode en over de mogelijke gevolgen in de praktijk, hebben o.a. te maken met (Gregory *et al.*, 2012; Runge *et al.*, 2013, Conroy & Peterson, 2013):

- modelonzekerheden (in hoever zijn de modellen voldoende fijn om de situatie volledig te vatten?);
- onzekerheden over de natuurlijke variaties in milieuomstandigheden (hoe gaat de natuur de volgende jaren wijzigen?);
- kennislacunes over noodzakelijke parameters;
- een mogelijk tekort aan informatie over de concrete terreinsituatie;
- de mate van toepasbaarheid van meer generieke modellen voor een specifieke situatie.

Hoe omgegaan wordt met deze onzekerheden, wordt in hoge mate bepaald door de houding van de beslissingsnemer tegenover het risico dat een populatie binnen 100 jaar uitsterft. Een beleidsbeslissing kan uitgaan van een heel voorzichtige of een minder voorzichtige benadering. Belangrijk hierbij is de context waarbinnen gewerkt wordt en de afweging van hoe erg men de gevolgen in ene of andere richting vindt. Zo kan de manier waarop met dit risico omgegaan wordt, verschillen wanneer de beleidsbeslissing betrekking heeft op een zeer zeldzame dan wel een veel voorkomende soort.

De wetenschap kan een aantal objectieve feiten en informatie aanleveren die het beleid toelaten om haar keuze van omgaan met de gekende onzekerheden te onderbouwen. Die elementen laten evenwel niet toe om een 'wetenschappelijk correctere' keuze te maken. De keuze houdt immers steeds een afweging van verschillende elementen in, wat op zich een waardenkeuze impliceert. Wat het damhert betreft, kan volgende informatie bijdragen aan de onderbouwing van een beleidsbeslissing:

- Uit de resultaten van het onderzoek in het Deelerwoud (Huysentruyt & Casaer, 2015) blijkt dat een populatie damherten waarvan het aantal exemplaren onder de draagkracht van het gebied wordt gehouden, of er door omstandigheden onder terechtkomt, snel terug kan toenemen in aantallen wanneer de oorzaak ervan (bv. afschot) wegvalt. Dat is niet bij alle diersoorten het geval. In welke mate genetische processen dit negatief zouden kunnen beïnvloeden, is moeilijk in te schatten.

- Damherten kunnen schade toebrengen aan landbouwteelten en aan bosbouw. Zoals bij alle grotere zoogdieren kan de soort ook een risico inhouden voor de verkeersveiligheid.

- Damherten kunnen zowel een positieve als een negatieve impact hebben op de natuurlijke vegetatie en op het voorkomen van andere soorten in een gebied.

- Het damhert is geen bedreigde diersoort in Europa. Op de IUCN-Rode Lijst voor Europa staat de soort vermeld als 'Least Concern' (<http://www.iucnredlist.org/details/42188/0>).

- Bij damhert is herintroductie of bijplaatsen van nieuwe dieren een optie in het geval van lokaal verlies van genetische variatie of bij afname van het aantal dieren in een lokale populatie.

- Het damhert behoort in Vlaanderen tot het jachtwild. Dat is ook het geval in Wallonië, Duitsland, Frankrijk, Luxemburg en Groot-Brittannië. In elk van deze regio's en landen steeg het afschot over de laatste jaren of bleef het stabiel. In Nederland is de soort niet bejaagbaar, maar zijn wel ontheffingen mogelijk om de populaties te reguleren (voor een totaal overzicht zie Casaer *et al.* (2015a)).

- In Vlaanderen en veel Europese landen wordt het damhert beschouwd als een exoot. De soort staat evenwel niet op de Europese ontwerprijst van invasieve exoten die zorgwekkend zijn voor de Europese Unie en waarvan de vestiging en verspreiding tegengegaan moet worden.

### **3 Geografische afbakening van de actuele leefbare populaties in Vlaanderen in functie van toekomstig beheer**

In deel 2 beschreven we verschillende theoretische benaderingen voor het bepalen van de populatiegrootte voor een 'leefbare populatie'.

Voor het uitvoeren van een zinvolle Population Viability Analysis ontbreken noodzakelijke gegevens. Bovendien biedt het kader van een advies onvoldoende tijd voor het uitvoeren van dergelijke analyse.

De methode voor het bepalen van een effectieve populatiegrootte die het behoud van 95% genetische variatie garandeert, sluit aan bij een beleidsbeslissing in functie van het behoud van een zeldzame soort. Volgens deze methode zou in een leefbare populatie damherten 139-244 dieren moeten deelnemen aan de voortplanting (=  $N_{e95}$ ) opdat 95% van de genetische variatie behouden blijft over een periode van 100 jaar. In de praktijk zou het aanwezige aantal dieren in de populatie dan een veelvoud daarvan moeten zijn. Indien beleidsmatig voor deze benadering van MVP gekozen wordt is actueel geen enkele in Vlaanderen voorkomende populatie voldoende groot om aan deze voorwaarde te voldoen.

De definitie van MVP binnen het LARCH-model bepaalt de minimum populatiegrootte nodig voor het overleven van een lokale, geïsoleerde populatie. Volgens dit model bedraagt de richtwaarde voor een leefbare geïsoleerde populatie hertachtigen minimaal 60 reproducerende eenheden (RE) of een censuspopulatie ( $N_c$ ) van 150 individuen. Uit de beschikbare gegevens blijkt dat actueel enkel de populatie in en rond het Drongengoed deze aantallen benadert, reeds bereikt heeft of eventueel zelfs al overschreden heeft.

De hier aangehaalde aantallen houden geen rekening met de draagkracht van het gebied, de mogelijke effecten van de aanwezige populatie op zijn leefgebied, eventuele negatieve impact op omliggende gebieden en/of andere doelstellingen van deze gebieden.

Voor het bepalen van de leefbaarheid van de actueel aanwezige populaties hebben we niet onderzocht of de plaatsen waar nu kleinere kernen voorkomen, voldoende ruimte/potentie bieden voor het ontwikkelen van dergelijke populaties.

### **4 Opmerking**

Indien gekozen wordt voor een actief beheer van damhertpopulaties op bepaalde plaatsen in Vlaanderen, is het wenselijk de populatietrend op te volgen (gestandaardiseerde telling), de genetische kenmerken van de populatie te onderzoeken en de impact op natuurbehoudsdoelstellingen in het gebied zelf en/of overlast op omliggende gebieden in kaart te brengen. Enkel op die manier is het mogelijk om op een wetenschappelijk onderbouwde manier het beheer bij te sturen.



## Conclusie

---

1. Actueel is er in en rond het Drongengoed (Maldegem, Knesselare) een populatie damherten aanwezig. Daarnaast zijn er een aantal plaatsen waar sinds 2010 bijna permanent enkele dieren aanwezig zijn: Zandbergen (Geitebos), Kluisbergen, regio Michelbeke-Brakel (Zwalmvallei), Berlare (Berlarebroek), regio Huldenberg-Overijse-Loonbeek en een aantal gemeenten in Limburg. Verder zijn er verspreid in Vlaanderen een aantal gemeenten waar sporadisch een damhert waargenomen en/of geschoten wordt.
2. Er bestaan verschillende methodes om de minimale omvang van een leefbare populatie damherten te bepalen.

Door het ontbreken van noodzakelijk gegevens is het uitvoeren van een zinvolle Population Viability Analysis niet mogelijk binnen het tijdsbestek van een advies.

De methode voor het bepalen van een effectieve populatiegrootte die het behoud van 95% genetische variatie garandeert, sluit eerder aan bij een beleidsbeslissing in functie van het behoud van een zeldzame soort. Volgens deze methode zou in een leefbare populatie damherten 139-244 dieren moeten deelnemen aan de voortplanting (= Ne95) opdat 95% van de genetische variatie behouden blijft over een periode van 100 jaar. In de praktijk zou het aanwezige aantal dieren in de populatie dan een veelvoud daarvan moeten zijn.

De definitie van MVP binnen het LARCH-model bepaalt de minimum populatiegrootte nodig voor het overleven van een lokale, geïsoleerde populatie. Volgens dit model bedraagt de richtwaarde voor een leefbare geïsoleerde populatie minimaal 60 reproducterende eenheden (RE) of een censuspopulatie (Nc) van 150 individuen.

De hier aangehaalde aantallen houden geen rekening met de draagkracht van het gebied, de mogelijke effecten van de aanwezige populatie op zijn leefgebied, eventuele negatieve impact op omliggende gebieden en/of andere doelstellingen van deze gebieden.

Uit bovenstaande blijkt dat de bepaling van een minimaal leefbare populatie sterk kan variëren afhankelijk van de berekeningswijze en dat er een aantal 'onzekerheden' zijn waar een beslissingsnemer rekening mee moet houden. De uiteindelijke gehanteerde benadering en omgang met deze onzekerheden impliceert een beleidskeuze in functie van de concrete vraagstelling (soort, specifieke situatie, andere afwegingen).

3. Op basis van de methode voor het bepalen van een effectieve populatiegrootte die het behoud van 95% genetische variatie garandeert, is actueel geen enkele in Vlaanderen voorkomende populatie voldoende groot. Op basis van de in het LARCH-model gehanteerde definitie voldoet actueel enkel de populatie in en rond het Drongengoed aan de minimale grootte voor een MVP.

Voor het bepalen van de leefbaarheid van de actueel aanwezige populaties hebben we niet onderzocht of de plaatsen waar nu kleinere kernen voorkomen, voldoende ruimte/potentie bieden voor het ontwikkelen van dergelijke populaties.

## Referenties

---

- Casaer, J., Adriaens, T. & Huysentruyt, F. 2015a. Advies over de verspreiding en de impact van het damhert in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. 95, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Casaer J., Huysentruyt F., Vercammen J. 2015b. Advies over het organiseren van grofwildtellingen in het Drongengoed (Oost-Vlaanderen).
- Conover M. R. 2001. Effect of hunting and trapping on wildlife damage. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 521-532.
- Conroy M. J. & J. T. Peterson. 2013. *Decision Making in Natural Resource Management. A structured Adaptive Approach*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Fryxell J.M., Sinclair A.R.E., Caughley G. 2014. *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. Wiley. Blackwell.
- Gregory R., Failing L., Harstone M., Long G., McDaniels T., Ohlson D. 2012. *Structured Decision Making. A practical Guide to Environmental Management Choices*. Wiley-Blackwell.
- Groot Bruinderink G., Van Der Sluis T., Lammertsma D., Opdam P., Pouwels R. 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conservation Biology*, 17(2), pp 549-557.
- Groot Bruinerink G., Mammertsma D.R., Pouwels R., 2000. De geschiktheid van natuurgebieden in Noord-Brabant en Limburg als leefgebied voor edelhert en wild zwijn. Wageningen Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 086.
- Groot Bruinderink, G., Lammertsma, D.R., Pouwels, R., van Eupen, M. Spek, G.J., Oord, J.G. 2011. Wilde zwijnen in Limburg. Wat zijn de consequenties van meer leefgebieden voor wilde zwijnen in Limburg? Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2207.
- Huysentruyt F. & Casaer J. 2015, Experiment Deelerwoud: evaluatie verzamelde gegevens 2001-2014 ter voorbereiding van het evaluatierapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.R.2015.9092053, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Huysentruyt F., Scheppers T., Neukermans A., Vercammen J., Verschaffel E. & Casaer J. 2015, Grofwildjacht in Vlaanderen: cijfers en statistieken 2014. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.M.2015.10841465, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Kurstjens G., Van Braeckel A. & Peters B. 2003, Kansen voor grote hoefdieren in het Kempenbroek en omgeving. Instituut voor Natuurbehoud.
- Mace G.M., Collar N.J., Gaston K.J., Hilton-Taylor, Akcakaya H.R., Leader-Williams N., Milner-Gulland E.J., Stuart S.N. 2008. Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology*, 22, 1424-1442.
- Mergeay J. 2012, Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. 141, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Mills S. L. 2007. *Conservation of Wildlife Populations. Demography, Genetics and Management*. Blackwell Publishing.
- Pe'er G., Tsianou M. A., Franz K. W., Matsinos Y. G., Mazaris A. D., Storch D., Kopsova L., Verboom J., Bague M., Stevens V. M., Henle K. 2014. Toward better application of minimum area requirements in conservation planning. *Biological Conservation*, 170(92-102).

Runge M. C., Grand J.B., Michell M.S. 2013. Structured Decision Making. Page 342 in Krausman P.R. & Cain J.W., editors. Wildlife Management & Conservation. The John Hopkins University Press.

Scheppers T., Huysentruyt F., Neukermans A., Vercammen J., Verschaffel E. & Casaer J. 2013, Grofwildjacht in Vlaanderen: cijfers en statistieken over de periode 2002 - 2012. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.R.2013.30, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Stuyck J., Casaer J. & Mergeay J. 2012, Advies betreffende een duurzame populatiegrootte van bever (*Castor fiber*). Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. 147, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

## Bijlage 1: effectieve populatiegroottes die overeenkomen met Ne95 voor organismen met verschillende generatieduur (Mergeay, 2012)

---

De effectieve populatiegrootte die minimaal vereist is om 95% van de genetische diversiteit (GD) te behouden over 100 jaar ( $N_{e95}$ ) en de effectieve populatiegrootte waarbij allelen met een frequentie groter dan 0,5% gemiddeld genomen behouden worden. Bij kleine  $N_e$  is het compenserend effect van mutaties voor genetische drift verwaarloosbaar. Naarmate de  $N_e$  dichter komt bij 500 worden mutaties belangrijker en kan  $N_e = 500$  als de ondergrens worden beschouwd, eerder dan de aangegeven getallen (enkel van toepassing bij organismen met generatieduur < 2 jaar).

<b>Generatieduur (jaar)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>
Aantal generaties per 100 jaar	100	50	33	25	20	17	14	13	11	10
$N_e$ nodig voor behoud van 95% GD over 100 jaar	975	487	325	244	195	162	139	122	108	97
$N_e$ die overeenkomt met verlies allel 0.5% over 100 jaar	939	469	313	235	188	156	134	117	104	94