



Vlaanderen
is wetenschap



Instandhoudingsdoelstellingen bekeken vanuit habitattypische soorten

Verkenning van een kwantitatief en ruimtelijk
expliciet toetsingskader

Dries Adriaens, Joachim Mergeay

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Dries Adriaens, Joachim Mergeay
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Reviewers:

Thomas Defoort, Bernard Van Elegem

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

dries.adriaens@inbo.be

Wijze van citeren:

Adriaens D., Mergeay J. (2020). Instandhoudingsdoelstellingen bekeken vanuit habitattypische soorten. Verkenning van een kwantitatief en ruimtelijk expliciet toetsingskader. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (30). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.18465418

D/2020/3241/220

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (30)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Blauwe knoop (Vilda / Yves Adams)

INSTANDHOUDINGSDOELSTELLINGEN BEKEKEN
VANUIT HABITATTYPISCHE SOORTEN

Verkenning van een kwantitatief en ruimtelijk expliciet toetsingskader

Dries Adriaens en Joachim Mergeay

doi.org/10.21436/inbor.18465418

Dankwoord/Voorwoord

Dit rapport maakt deel uit van een reeks rapporten die invulling geven aan de evaluatie van de gewestelijke en gebiedsspecifieke instandhoudingsdoelstellingen (resp. G- en S-IHD). Die evaluatie is voorzien op het einde van elke 6-jarige cyclus van het Vlaams Natura 2000-programma. Het Natura 2000-programma bepaalt de strategie en tussendoelen waarmee de IHD gradueel gerealiseerd worden op het terrein. De huidige reeks rapporten maakt deel uit van de evaluatie voor de periode 2016-2020. De IHD geven het ambitieniveau aan waarmee Vlaanderen invulling wil geven aan de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn (resp. 92/43/EEG en 79/409/EEG) die via doelen en maatregelen de bescherming van soorten en gebieden in de Europese lidstaten beogen. Als deel van de Europese biodiversiteitsstrategie dienen alle IHD tegen 2050 in de praktijk gerealiseerd te worden zodat alle Europees te beschermen soorten en habitattypen in een zgn. gunstige staat van instandhouding verkeren.

Thomas Defoort en Bernard Van Elegem van het Agentschap voor Natuur en Bos hebben met hun commentaren op de eerste versie van het rapport bijgedragen tot het huidige resultaat. Carine Wils en Dirk Maes van het INBO zorgde respectievelijk voor de nodige ondersteuning bij de ruimtelijke analyses en het modelmatig in kaart brengen van het leefgebied van soorten. Natuurpunt Studie leverde verspreidingsgegevens aan van het portaal waarnemingen.be.



Samenvatting

In dit deelrapport over de evaluatie van de G-IHD verkennen we een methodologie om te kijken of de realisatie van de IHD volstaat voor het bereiken van de regionaal gunstige staat van instandhouding van de habitattypische soorten, dan wel of er in functie van die soorten nood is aan extra leefgebied – extra oppervlakte aan Europees te beschermen habitattypen en Vlaams belangrijke biotopen – om de regionaal gunstige staat van instandhouding van de habitattypen te garanderen. De duurzame instandhouding van de habitattypische soorten is hiervoor immers een noodzakelijke voorwaarde. De methodologie gebruikt genetische criteria om deze duurzame instandhouding af te toetsen (effectieve populatiegrootte, N_e). Deze genetische criteria werden recent ontwikkeld ter onderbouwing van minimale populatiegroottes voor het behoud van genetische variatie op lange termijn, en dus een duurzame instandhouding van soorten. De hier voorgestelde methodologie werkt verder ruimtelijk expliciet en vraagt behoorlijk wat kennis over de ecologie en verspreiding van een soort. Daarom is de uitwerking beperkt tot 5 habitattypische soorten waarvoor deze kennis wel beschikbaar is of afgeleid werd uit literatuur of bestaand of lopend onderzoek en die typisch zijn voor habitattypen in een ongunstige staat van instandhouding en/of met negatieve trends in de rapportage in het kader van art. 17 van de Habitatrictlijn.

Op basis van de analyseresultaten voor de vijf voorbeeldsoorten blijkt dat voor drie soorten (heikikker, rugstreeppad en kommavlinder) de huidige metapopulaties *potentieel* duurzaam zijn als we veronderstellen dat de dispersieafstand realistisch is, alle habitatvlekken – hoe klein ook – bronpopulaties kunnen ondersteunen en als we abstractie maken van barrièrewerking door infrastructuur of landgebruik. En dit zowel op basis van de huidige als de toekomstige verspreiding aan biotopen. Voor de overige twee soorten (blauwe knoop en adder) blijkt er nog nood te zijn aan extra oppervlakte leefgebied om de bestaande populaties duurzaam te behouden, zelfs na invulling van de gewestelijke instandhoudingsdoelen (G-IHD) die in hoofdzaak ingevuld worden via uitbreidings- en omvormingsdoelen in de speciale beschermingszones (S-IHD). De juiste verdeling aan biotopen dient gebiedsspecifiek ingevuld te worden als een combinatie van oppervlakte-uitbreiding of verbinding van bestaande oppervlakte aan potentieel geschikte biotopen.

Voor de betrokken soorten blijft het echter zeer moeilijk om eenduidig te bepalen uit welke biotopen die extra benodigde oppervlakte dan moet bestaan. Zelfs habitattypische soorten, hoewel ze als typisch zijn aangeduid voor een welbepaald Europees beschermd habitatype, zijn vrijwel nooit uitsluitend afhankelijk van dit ene type biotoop, maar zijn voor hun volledige levenscyclus steeds aangewezen op meerdere biotopen. Het is dan ook moeilijk om de benodigde oppervlakte aan extra leefgebied te vertalen naar een concrete extra oppervlakte van het habitatype waarvoor de soort als typisch geldt. Desondanks blijven de habitattypische soorten een belangrijke graadmeter van de kwaliteit/robuustheid van de Europees te beschermen habitattypen en verdienen daarom meer aandacht bij het biodiversiteitsbeleid. De hier voorgestelde methodiek geeft alvast een handvat tot een werkwijze om concreet mee aan de slag te gaan.

Het feit dat we nu slechts voor een handvol soorten de voorgestelde methodiek daadwerkelijk uitgewerkt hebben, maakt het – samen met de onderliggende veronderstellingen – onmogelijk om in te schatten hoe groot de nood is aan extra oppervlakte leefgebied, al dan niet in de vorm van specifieke habitattypen. Niettemin maakt de ruimtelijk expliciete aanpak die we hier hanteren het mogelijk om een vrij concreet beeld te krijgen per soort van waar de noden zich eventueel stellen en hoe groot ze zijn, eens de vereiste soortafhankelijke informatie beschikbaar is. Die informatie is momenteel mede gestoeld op theoretische, genetische criteria die vrij generiek toegepast worden over soorten en groepen van soorten heen. Onderzoek naar de

werkelijke genetische toestand van (meta)populaties ter staving van deze criteria is nog erg schaars, maar zal op termijn toelaten de generieke criteria te verfijnen zodat de duurzaamheid van de huidige en toekomstige metapopulaties nog fijner in beeld gebracht kan worden.



English abstract

This report is part of an exercise to evaluate the conservation goals (CG) of the Flemish region in Belgium. The CG were developed to fulfill the requirements of the European Habitats and Birds directives, i.e. to protect species and habitat types of community interest and designate areas to achieve this for the long term. The quantitative and qualitative CG have to be reached by translating them into conservation measures that can be taken in the field. Finally, this must lead to the so called favourable conservation status of the species and habitat types by 2050.

Every six years, as foreseen in the Natura 2000 programme, the conservation goals have to be evaluated, and new intermediary targets are set for the next six year cycle. The evaluation of the CG for the 2016-2020 period explicitly considers the following questions:

- Are the CG climate robust? Could knowledge about climate change effects alter the actual CG?
- Does the inclusion of the concept of so called typical species (typical for a particular habitat type), a criterion not considered when the CG were initially determined, alter the actual CG?
- Does the results of the past reporting period for the Habitats and Birds directives (2013-2018) push the actual CG to be altered?
- Does insights from the recent spatial modeling of the habitat of species, both actual and future, urge to alter actual CG?
- Is there any new scientific evidence or insight in general that could alter the actual CG?

In this report we tackle the second question by integrating genetic principles with spatial information on the actual and future configuration of the habitat of typical species, in overlay with actual presence data. For a set of five species we explore a way to make a spatially explicit and quantitative analysis of their habitat, both now and after the CG are set. Using information on maximal distance among habitat patches and area requirements for sustainable metapopulation sizes, derived from genetic theory (effective and census population size), we were able to evaluate if species can actually thrive after implementation of the CG, or if the current CG are to be complemented with additional area of habitat types or other biotopes needed for their long-term survival. Long term survival of its typical species is a prerequisite for habitat types to reach favourable conservation status.

The results of our analysis indicate that for 3 of the 5 species considered actual populations are embedded within potentially sustainable metapopulations, given the assumptions that dispersal distances are realistic (potential barriers not included) and all interconnected habitat patches –no matter how small- are supposed to sustain source populations. For the other two species, a clear view is given on which actual populations need more habitat by either extending existing or future (CG) areas, or establishing effective connection among these areas.

Given the lack of information on both ecology and presence of many typical species, and the fact that the possible lack of habitat cannot straightforwardly be translated into a surface area of exclusively the habitat type the species is typical for, we cannot make a quantitative evaluation of the CG of every habitat type here. Nevertheless, typical species remain important indicators for the quality and robustness of habitat types and therefore definitely earn more attention within biodiversity conservation policy. Our methodology offers at least a handle to integrate them in a quantitative and spatially explicit way.

| | | |
|---------|--|----|
| 5.1.4.3 | Totale effectieve populatiegrootte (N_{e1000}) in Vlaanderen | 40 |
| 5.1.4.4 | Benodigde extra oppervlakte leefgebied voor ontoereikende metapopulaties 41 | |
| 6 | Discussie | 43 |
| 6.1 | Evaluatie van de toestand van de geselecteerde soorten volgens de methodiek..... | 43 |
| 6.2 | Knelpunten van de methodiek | 43 |
| 6.2.1 | Leefgebied versus habitatype | 43 |
| 6.2.2 | Genetische criteria alleen garanderen nog geen duurzame toestand..... | 44 |
| 6.2.3 | Ecologische kennisvereisten..... | 44 |
| 6.2.4 | Ruimtelijke resolutie van habitatypes en habitatkwaliteit | 45 |
| 6.2.5 | Modelbeperkingen en interpretatie | 46 |
| 7 | Conclusie | 47 |
| | Referenties | 49 |



Lijst van figuren

- Figuur 1 Schematisch overzicht van de werkwijze om de toestand van habitattypische soorten te evalueren, en de toestand van het overeenkomstige habitat te evalueren. 19
- Figuur 2 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor rugstreeppad volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief. 26
- Figuur 3 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van rugstreeppad volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). 27
- Figuur 4 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor heikikker volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief. 28
- Figuur 5 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van heikikker volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). 29
- Figuur 6 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor adder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief. 30
- Figuur 7 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van adder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk;

NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

31

Figuur 8 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor kommavlinder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.

32

Figuur 9 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van kommavlinder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

33

Figuur 10 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor blauwe knoop volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.

34

Figuur 11 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van blauwe knoop volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

35

Figuur 12 Aandeel clusters mét actuele aanwezigheid van elke soort die al dan niet voldoen aan de minimumoppervlakte voor een duurzame lokale populatie (Lokaal) dan wel metapopulatie (Netwerk), en dit zowel in het actuele (BWK) als het toekomstige (NDL) scenario voor de ruimtelijke spreiding van geschikte biotopen. Clusters op basis van lokale fusieafstand (FusieAfst in Tabel 1) worden afgetoetst aan de minimumoppervlakte voor een sleutelpopulatie (OppSleutelPop; Tabel 1), clusters op basis van de netwerkaafstand (NetwAfst in Tabel 1) aan de minimumoppervlakte voor een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}; Tabel 1).

37

Figuur 13 Aandeel naar oppervlakte van de clusters mét actuele aanwezigheid van elke soort die al dan niet voldoen aan de minimumoppervlakte voor een duurzame lokale populatie (Lokaal; lokale fusieafstand) dan wel metapopulatie (Netwerk; netwerkaafstand), en dit zowel in het



actuele (BWK) als het toekomstige (NDL) scenario voor de ruimtelijke spreiding van geschikte biotopen. Clusters op basis van lokale fusieafstand worden afgetoetst aan de minimumoppervlakte voor een sleutelpopulatie (OppSleutelPop; Tabel 1), clusters op basis van de netwerkaafstand aan de minimumoppervlakte voor een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}; Tabel 1).



Lijst van tabellen

- Tabel 1 . Parameters per soort om de minimale configuratie van duurzame metapopulaties te bepalen.
N_c: adulte populatiegrootte. Dens: densiteit in gunstig beheerd stabiel leefgebied. OppN_{e95}: oppervlakte vereist om te voldoen aan N_{e95}. OppSleutelPop: oppervlakte vereist voor een sleutelpopulatie (sensu Broekmeyer & Steingröver 2001). OppLokPop: oppervlakte vereist voor een lokale populatie (sensu Maes et al. 2016, 2017). FusieAfst: fusie-afstand. NetwAfst: netwerkaafstand. 23
- Tabel 2 Absolute aantallen (Clus_cnt) en oppervlakte (Clus_opp) van de clusters mét actuele aanwezigheid, voor de combinaties van inputlaag voor de verspreiding van de biotopen (Bron: BWK = BWK/Habitatkaart; NDL = BWK + Natuurdoelenlaag + Zoekzone fase 1; zie 5.1.2.4), gebruikte fusieafstand (Fusie: L = lokale fusie-afstand; N = netwerkaafstand) en het al dan niet voldoen van de clusters aan de minimumoppervlakte voor een sleutelpopulatie (SleutelPop) en metapopulatie (MetaPop). Clus_cnt% en Clus_opp% geven het relatief aandeel naar aantal en oppervlakte ten opzichte van het resp. totaal per combinatie van Bron en Fusie (Clus_cnt_tot en Clus_Opp_tot). 39
- Tabel 3 Overzicht van de totale potentiële effectieve populatiegrootte (N_{e_tot}) zoals afgeleid uit de oppervlakte van de clusters met reeds duurzame metapopulaties waarin de soort actueel aanwezig is (en dat in de toekomst verondersteld te blijven), i.e. clusters op basis van de netwerkaafstand en waarvan de oppervlakte minstens voldoet aan de minimumoppervlakte voor N_{e95} (OppN_{e95} uit Tabel 1). De N_{e_tot} werd zowel op basis van de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) verspreiding van de geschikte biotopen berekend (Bron). Ook het aantal clusters dat aan de basis ligt van de N_{e_tot} wordt vermeld, net als de minimaal vereiste effectieve populatiegrootte voor een duurzame metapopulatie (N_{e95}). 41
- Tabel 4 Overzicht van het tekort aan oppervlakte leefgebied (Tekort N_{e95}) om de actueel bezette metapopulaties die nog niet voldoen aan de minimumoppervlakte voor een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}) uit te laten groeien tot duurzame metapopulaties. Dit tekort werd berekend zowel op basis van de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) verspreiding van de geschikte biotopen (Bron). Ook het aantal clusters dat nog niet voldoet aan OppN_{e95} wordt vermeld. 42

1 INLEIDING EN DOELSTELLING

De gewestelijke natuurdoelen (Gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen, G-IHD) bepalen wat er nodig is in Vlaanderen om Europees te beschermen soorten en plantengemeenschappen (habitattypen) op een duurzame manier te behouden, ofte in een gunstige staat van instandhouding te brengen of te houden.

Bij het opstellen van de G-IHD werd hiervoor teruggegrepen naar een historische referentietoestand (areaal, oppervlakte, populatiegrootte) of minstens een bevestiging van van de huidige toestand, die vervolgens gekoppeld werd aan minimale oppervlakte, populatiegrootte- en kwaliteitsvereisten van resp. habitattypen en soorten in de speciale beschermingszones (SBZ) verspreid over Vlaanderen, de zgn. gebied specifieke instandhoudingsdoelstellingen (S-IHD).

Voor elk van de habitattypen in Vlaanderen werd een set van soorten aangeduid die een sterke affiniteit vertonen voor het habitatype: de zgn. habitattypische soorten. Die soorten genieten niet noodzakelijk een Europese of Vlaamse bescherming, zoals de Europees te beschermen soorten zelf, maar ze vormen een essentiële component van het habitatype, dat wel van het Europese beschermingsstatuut geniet.

Een belangrijk criterium bij de beoordeling van de staat van instandhouding van een habitatype is de kwaliteit van de zgn. structuren en functies. En hierin weegt de toestand van de habitattypische soorten sterk door: een habitatype kan maar in een gunstige staat van instandhouding zijn indien de habitattypische soorten zelf op Vlaamse schaal duurzame populaties vormen. De minimale oppervlaktevereiste voor een habitatype worden veelal ingegeven door een inschatting van de oppervlaktenuden van de soorten die er deel van uitmaken.

Hoe groot een vlek van een bepaald habitatype minstens hoort te zijn, is tot op heden slechts in beperkte mate gebaseerd op duidelijke meetbare en empirisch of theoretisch onderbouwde eigenschappen van de habitattypische soorten. Dit komt onder andere omdat elke soort andere eisen stelt aan zijn leefgebied (kwaliteit, structuur, grootte, verbondenheid, enz. van de habitatvlekken). Bovendien zijn zeer weinig soorten exclusief gebonden aan een welbepaald habitatype.

In dit rapport verkennen we een ruimtelijk expliciete methodologie om te bepalen of een habitattypische soort een duurzame instandhouding kent. Die toestand is immers een vereiste voor een gunstige staat van instandhouding van het habitatype waarvoor de soort typisch is. De methodologie vertrekt van een combinatie van enerzijds theoretisch principes en anderzijds empirische gegevens. Een analyse van de resultaten moet toelaten een inschatting te geven van de eventuele extra nood aan leefgebiedoppervlakte bovenop wat reeds in de instandhoudingsdoelen is voorzien.

We illustreren de methodologie aan de hand van gevalsstudies voor een handvol habitattypische soorten van open habitattypen waarvoor we over voldoende gedetailleerde gegevens beschikken.



2 HABITATTYPISCHE SOORTEN

Habitattypische soorten geven invulling aan het concept van een habitatype: ze vormen een min of meer herkenbare associatie van organismen die vaak samen voorkomen in een bepaalde abiotische context. De belangrijkste criteria om opgenomen te worden als habitattypische soort worden bepaald door hun indicatorwaarde binnen het habitatype en de eenvoud van inventarisatie.

De indicatorwaarde wordt bepaald door hoe sterk ze geassocieerd zijn met het habitatype wat betreft hun voortplanting (exclusief: circa 100% associatie in Vlaanderen; karakteristiek: >50% associatie). Voorts worden bepaalde soorten ook als habitattypisch beschouwd wanneer ze in de meeste van de gebieden met het betreffende habitatype aanwezig zijn, maar minder uitgesproken gebonden zijn aan het habitatype. Deze “constant aanwezige soorten” zijn een indicator van een goede abiotische toestand en/of een goede biotische structuur van het habitatype. Ze geven een indicatie van bv. de bodemeigenschappen of hydrologie, de minimumoppervlakte, de horizontale en verticale vegetatiestructuur (al of niet temporeel van aard) of de trofische niveaus.

We spreken van een gunstige staat van instandhouding van een habitatype wanneer de populaties van de (habitat)typische soorten duurzaam/gunstig zijn. Dit heeft betrekking op 1) levensvatbaarheid van de populaties op lange termijn, 2) het behoud van het areaal van de soort en 3) beschikbaarheid van leefgebied voor die soort, vereist om duurzame populaties op te bouwen of te behouden (De Knijf & Paelinckx 2013). De beoordeling van de staat van instandhouding van een habitatype gebeurt op regionale schaal, waarbij bovenstaande criteria in rekening worden genomen.

Het (imminente) uitsterven (Rode-lijstcategorie uitgestorven of met uitsterven bedreigd) van een typerende typische soort als gevolg van niet toereikende maatregelen leidt tot een beoordeling van het habitatype als *zeer ongunstig* (Evans & Arvela 2011). Verder geven De Knijf & Paelinckx (2013) ook aan dat wanneer minstens een kwart van de typische soorten een duidelijke achteruitgang vertoont gedurende de afgelopen 12 jaar, de beoordeling zeer ongunstig luidt. Een habitatype scoort *matig ongunstig* als minimaal 10% van de typische soorten een duidelijke achteruitgang vertoont gedurende de laatste 12 jaar. In alle andere gevallen scoort het habitatype gunstig voor het luik structuren en functies. Om de mate van achteruitgang te beoordelen, wordt gebruik gemaakt van de Rode-lijststatus (De Knijf & Paelinckx 2013). Een soort gaat achteruit als ze behoort tot een van de volgende categorieën: met uitsterven bedreigd, bedreigd of kwetsbaar. Deze werkwijze is ook toegepast in de laatste rapportage over de staat van instandhouding van de Europese te beschermen habitattypen (Paelinckx et al. 2019).

In de hieronder voorgestelde methodiek trachten we de duurzaamheid van de (meta)populatie(s) van habitattypische soorten te beoordelen aan de hand van een ruimtelijk expliciete evaluatie van de grootte en configuratie van het leefgebied van een soort. De evaluatiecriteria zijn gebaseerd op populatiegenetische principes en slaan vooral op de volgende aspecten van de staat van instandhouding: levensvatbaarheid (via behoud van genetische diversiteit) en grootte van het vereiste leefgebied. De minimale grootte van het leefgebied vormt de vertaling van de effectieve (genetische) populatiegrootte. Voor de hier uitgevoerde analyses beperken we ons tot goede indicatorsoorten van open habitattypes, waarvoor we bovendien ook directe of indirecte relaties tussen de (effectieve) populatiegrootte en de grootte van beschikbaar leefgebied kunnen leggen.

//

In die zin reikt de voorgestelde methodologie een complementaire manier aan om de toestand van een habitattypische soort te beoordelen, aanvullend op wat de Rode-lijststatus indiceert.



3 GENETICA EN DUURZAME INSTANDHOUDING

3.1.1 Algemeen

In conservatiegenetica (de tak van natuurbehoudsonderzoek dat zich toespitst op genetische aspecten van biodiversiteit) is reeds lange tijd een algemeen theoretisch kader aanvaard dat bepaalt hoe groot populaties moeten zijn om voldoende genetische diversiteit te bewaren om op een duurzame wijze voort te kunnen bestaan (Franklin 1980, Soulé 1980, Franklin & Frankham 1988, Frankham et al. 2014). Dit is essentieel om het hoofd te bieden aan problemen als inteelt (nageslacht van te nauw verwante individuen) en het behoud van het potentieel om zich aan te passen aan nieuwe omstandigheden (evolutionair potentieel). Dit principe is gestoeld op het gegeven dat in elke populatie door toeval genetische diversiteit verloren gaat, en door mutaties nieuwe diversiteit ontstaat. In het geval er sprake is van verbonden deelpopulaties die samen een metapopulatie vormen, kan ook migratie tussen deelpopulaties ervoor zorgen dat de kleine populaties zich genetisch gedragen als een veel grotere populatie.

Het toevallige verlies van genetische diversiteit (genetische drift) is omgekeerd evenredig met de (genetische) populatiegrootte. Kleine populaties verliezen sneller genetische diversiteit dan grote populaties. Omdat de mutatiesnelheid constant is, kan men een minimale populatiegrootte bepalen waaronder de verwachte genetische diversiteit te laag is om voldoende evolutionair potentieel te behouden (Frankham et al. 2014). Om de nog aanwezige genetische diversiteit in populaties te behouden, mogen populaties dus niet kleiner zijn dan deze drempelwaarde. De wetenschappelijke consensus is dat de genetische populatiegrootte (verder effectieve populatiegrootte¹, N_e , genoemd), hiervoor minstens duizend moet zijn (Frankham et al. 2014). De effectieve populatiegrootte is doorgaans ongeveer tien maal kleiner dan het aantal volwassen individuen in een populatie (Frankham 1995). We kunnen dus stellen dat de populatie van een soort doorgaans minstens tienduizend volwassen individuen moet tellen om te spreken van een gunstige, duurzame populatie op vlak van behoud van genetische diversiteit.

Mergeay (2012, 2013) werkte dit principe verder uit, waarbij niet enkel met de totale grootte van de populatie van een soort rekening wordt gehouden, maar waarbij ook de lokale en regionale structuur van deelpopulaties en metapopulaties in rekening wordt gebracht. Deze principes zijn verder geïntegreerd in de criteria voor de Lokale Staat van Instandhouding (LSVI) voor de bijlage II en IV soorten van de Habitatrichtlijn (Mergeay & Vanden Broeck, 2020). Concreet zijn er drie ruimtelijke niveau's waarop we behoud van genetische diversiteit beoordelen om de toestand van een soort in Vlaanderen te beoordelen:

- 1) De totale populatie van een soort in Vlaanderen, met als criterium $N_e > 1000$ (N_{e1000}). Een soort kan in Vlaanderen bestaan uit meerdere metapopulaties, die niet duidelijk met elkaar in verbinding staan. Voor soorten die duidelijk een populatiestructuur heb-

¹ De effectieve grootte van een populatie is geen echt telbaar aantal individuen, maar is een maat die aangeeft (in equivalenten van een theoretische ideale populatie) hoe snel de populatie genetische diversiteit verliest. Dit verschilt van de telbare populatiegrootte (census grootte) omdat niet elk individu even sterk bijdraagt aan voortplanting. Sommige individuen dragen veel sterker bij dan anderen, waardoor de verhouding tussen de effectieve en de census grootte al gauw (gemiddeld genomen over soorten) een factor tien verschilt. Voor meer informatie over de relatie tussen de effectieve en census grootte verwijzen we naar Mergeay (2012; Nederlandstalig), of naar de gespecialiseerde vakliteratuur (Frankham et al. 2010)

ben op Europese schaal (bv. grote zoogdieren als otter, lynx, wolf, of de meeste vogelsoorten) wordt dit criterium op Europese schaal toegepast.

- 2) De grootte van een metapopulatie, waarbij een metapopulatie minstens gedurende 100 jaar 95% van de genetische diversiteit (heterozygositeit) behoudt. Dit criterium noemen we N_{e95} . Een metapopulatie bestaat dan uit verschillende deelpopulaties die regelmatig met elkaar in verbinding staan.
- 3) De grootte van deelpopulaties is op zich niet rechtstreeks genetisch bepaald, maar wel hoe regelmatig er uitwisseling is tussen deelpopulaties: gemiddeld genomen moet er minstens één genetische uitwisseling per deelpopulatie plaatsvinden ($Nm > 1$, met N de grootte van de populatie en m de fractie die migreert). Dit garandeert dat een deelpopulatie minstens 80% van de genetische diversiteit van de metapopulatie omvat. Dit criterium bepaalt onrechtstreeks welke afstanden er maximaal tussen leefgebieden van een soort mogen voorkomen om als verbonden beschouwd te kunnen worden, in afwezigheid van harde barrières (bv. autoweg, kanaal, spoorweg, ...).

Indien we het gemiddelde habitatgebruik van een individu van een soort kennen, of we kennen de typische dichtheden van individuen van die soort in gunstig leefgebied, kunnen we bepalen hoeveel leefgebied de soort minstens nodig heeft in Vlaanderen (N_{e1000}) en hoeveel leefgebied een metapopulatie nodig heeft (N_{e95}). Dit is bijvoorbeeld toegepast op de amfibieën en reptielen van bijlages II en IV van de Habitatrichtlijn (Mergeay 2013, Mergeay & Van Hove 2013).

Dit principe passen we hier ook toe op een selectie van habitattypische soorten, om te bepalen hoeveel leefgebied er nodig is in geïsoleerde populaties (één deelpopulatie per metapopulatie) of op vlak van de metapopulatie.

De minimale grootte van een deelpopulatie, of het leefgebied ervan, is veel moeilijker empirisch te bepalen, omdat dit sterk afhangt van de ruimtelijke samenhang tussen deelpopulaties. We baseren ons hiervoor op literatuurgegevens en elders gepubliceerde richtlijnen (Broekmeyer & Steingröver 2001; Maes et al. 2016, 2017).

3.1.2 N_{e95} als centraal concept

De minimale grootte van een metapopulatie wordt gegeven door N_{e95} : de effectieve grootte van een metapopulatie waarbij het toevallige verlies van genetische diversiteit door genetische drift beperkt wordt tot 5% over een periode van 100 jaar. Dit is een algemeen aanvaard criterium in de conservatiegenetica (Allendorf & Ryman 2002, Allendorf et al. 2013). We kunnen aan de hand van populatiegenetische theorie bepalen hoe groot zo'n populatie dan is. Per generatie verliest een populatie met effectieve grootte N_e $1/(2N_e)$ van zijn heterozygositeit ("genetische diversiteit"). Na t generaties is de genetische diversiteit H_t die nog overschiet sinds het begin (H_0) gelijk aan $H_t = H_0(1 - 1/(2N_e))^t$. Deze vergelijking kunnen we approximatief oplossen voor N_e als volgt, waarbij $N_e = -t/(2 \ln(H_t/H_0))$. Stellen we H_t/H_0 gelijk aan 0.95, en laten we t overeenkomen met het aantal generaties op een periode van 100 jaar, dan kennen we N_{e95} . Omdat de generatieduur van soort tot soort verschilt, geeft dit een verschillende N_{e95} , afhankelijk van de gemiddelde generatieduur. We beschouwen de gemiddelde generatieduur, niet de minimale. De gemiddelde generatieduur komt overeen met de gemiddelde leeftijd van adulten. Dit vereist kennis over de jaarlijkse overleving van individuen. Zo heeft een soort die zich voor het eerst voortplant op een leeftijd van 2 jaar, en daarna een jaarlijkse overleving van



55% kent met een maximale levensduur van 6 jaar, een gemiddelde generatieduur van 2.95 jaar. Voor deze generatieduur is de $N_{e95}=330$.

3.1.3 Vertaling van N_e naar aantallen en oppervlaktes

Doorgaans meten we niet rechtstreeks de effectieve grootte van een populatie, tenzij we dit via een genetische studie schatten. De effectieve grootte van een populatie is geen echt telbaar aantal individuen, maar is een maat die aangeeft (in equivalenten van een theoretische ideale populatie) hoe snel de populatie genetische diversiteit verliest. Dit verschilt van de telbare populatiegrootte (census grootte) omdat niet elk individu even sterk bijdraagt aan voortplanting. Sommige individuen dragen veel sterker bij dan anderen, waardoor de verhouding tussen de effectieve en de census grootte al gauw (gemiddeld genomen over soorten) een factor tien verschilt. Voor meer informatie over de relatie tussen de effectieve en census grootte verwijzen we naar Mergeay (2012; Nederlandstalig), of naar de gespecialiseerde vakliteratuur (Frankham et al. 2010). Van den Broeck & Cox (2017) geven een overzicht van methodes om met genetische studies de effectieve grootte van populaties te schatten, met een reeks concrete voorbeelden.

Wanneer we het oppervlaktegebruik van een populatie kennen (de grootte van het leefgebied in een afgesloten populatie), kunnen we in principe het N_{e95} -criterium rechtstreeks (via de N_e) of onrechtstreeks (via de ratio N_e/N_c) vertalen naar het N_{e95} -areaal. Het N_{e95} -areaal geeft weer over hoeveel leefgebied (uitgedrukt als een combinatie van geschikte habitattypes) een metapopulatie dient te beschikken om als potentieel duurzaam te worden beschouwd volgens de genetische criteria (Tabel 1).

3.1.4 Oppervlakte van een deelpopulatie

De minimale oppervlakte van een deelpopulatie kent geen ondergrens die rechtstreeks door de effectieve populatiegrootte wordt bepaald: enkel de verbondenheid van deelpopulaties is een genetisch criterium. Dit vertaalt zich in wel in een afstand tussen deelpopulaties waarboven we deelpopulaties niet meer als verbonden kunnen beschouwen. Komt een habitatvlek voor op grotere afstand dan deze kritische dispersie-afstand, dan geldt de N_{e95} -oppervlakte als criterium voor de minimale grootte van die habitatvlek.

We gebruiken voorts als minimale oppervlakte van een deelpopulatie de criteria van Maes et al. (2016, 2017) en Broekmeyer & Steingröver (2001). Deze zijn gebaseerd op de modale dispersiecapaciteit voor elke soort.

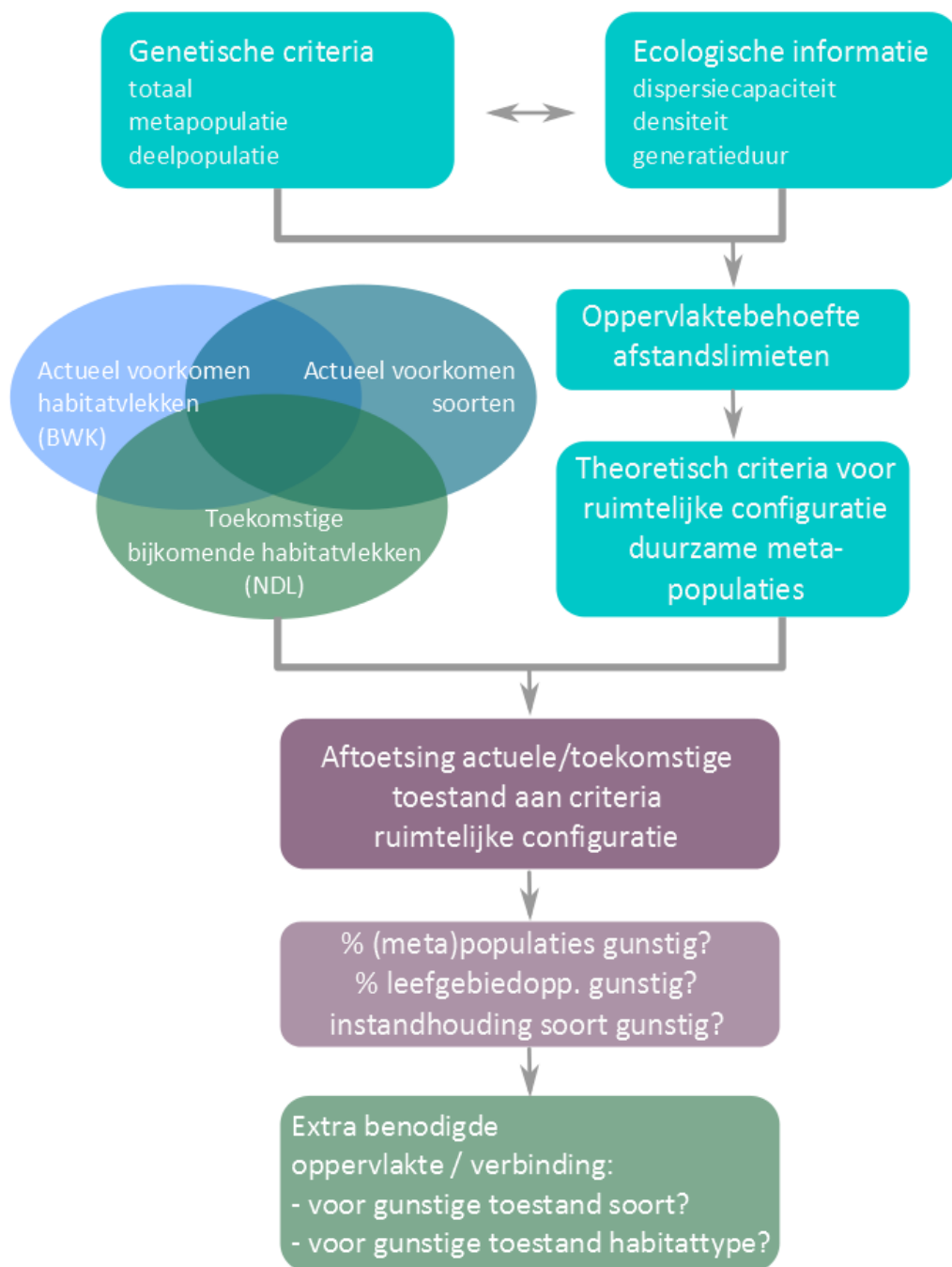


4 WERKWIJZE

Figuur 1 geeft een schematisch overzicht van de werkwijze, die hier verder wordt toegelicht:

- We maken gebruik van genetische en populatie-ecologische criteria om te bepalen hoe groot populaties moeten zijn om als duurzaam beschouwd te worden, en hoe dit zich vertaalt in oppervlaktebehoeftes (hoeveel leefgebied nodig?) en hoe verschillende habitatvlekken zich in het landschap moeten verhouden tot elkaar (maximale afstand).
- Vervolgens gebruiken we de actuele verspreiding van habitatvlekken om te bepalen waar er potentieel duurzame clusters van leefgebieden zijn die voldoen aan de genetische criteria (grootte, verbondenheid), en vergelijken we dit met de actuele verspreiding van de habitattypische soort.
- Dit laat ons toe om te bepalen
 - of er actueel voldoende leefgebied aanwezig is in de vorm van lokale populaties dan wel in metapopulatie-verband, om de actuele verspreiding in stand te houden,
 - welke aandeel van het actueel aantal deel-/metapopulaties voldoet aan de minimumvereisten naar oppervlakte, en welk aandeel dit inneemt in de totale oppervlakte aan actueel ingenomen leefgebied,
 - of de soort een potentieel gunstige actuele toestand heeft (N_{e1000}).
- We herhalen deze oefening, maar nu met de extra doelen die reeds voorzien voor dat habitatype in de toekomstkaart (NDL, zie 5.1.2.4). In welke mate verbetert dit de toestand van metapopulaties, en van de totale populatie van die soort in Vlaanderen?
- Finaal geven we aan welke extra oppervlakte aan leefgebied er evt. nog nodig is indien niet overal voldaan is aan de criteria.





Figuur 1 Schematisch overzicht van de werkwijze om de toestand van habitattypische soorten te evalueren, en de toestand van het overeenkomstige habitat te evalueren.

4.1 ASSUMPTIES EN BEPERKINGEN

Uiteraard is bovenstaande aanpak niet zaligmakend: ze gaat uit van een reeks vereenvoudigingen van de werkelijkheid, veronderstellingen die zeker niet altijd opgaan. Deze methode laat echter wel toe om concrete, wetenschappelijk onderbouwde richtlijnen voor de vereiste grootte en verbondenheid van populaties te geven, en te evalueren of de lat voor de G-IHD voldoende hoog ligt.

De methodiek is feitelijk een uitbreiding van de leefgebiedenbenadering van Maes et al. (2016, 2017), waaraan genetische criteria worden toegevoegd om te bepalen of potentiële leefgebieden ook als potentieel duurzaam kunnen beschouwd worden (op vlak van behoud van genetische diversiteit). Er zijn echter belangrijke hinderpalen en caveats om dit te gebruiken om de toestand van een habitatype te evalueren:

1. De uitbreiding van de leefgebiedenbenadering van Maes et al. (2016) is enkel nuttig voor soorten met een beperkte capaciteit tot verbreding. Voor soorten die moeiteloos tientallen kilometers afleggen (bv. vogels, vleermuizen, maar ook sommige insecten) is de minimale afstand tussen habitatvlekken doorgaans zodanig groot dat het bepalen van een metapopulatiegrootte amper relevantie heeft. Wel is het soms mogelijk om voor de totale populatie te bepalen of er voldoende leefgebied is in Vlaanderen, maar wanneer de totale populatie feitelijk op Europese schaal te beoordelen valt (zoals bv. bij de meeste vogels), is dat ook niet relevant meer.
2. De habitat van een soort, de combinatie van alle noodzakelijke parameters voor het voorkomen van een soort, is feitelijk een n-dimensionele ruimte die veel meer omvat dan enkel de aan- of afwezigheid van een (reeks van) vegetatietypes. Slechts weinig soorten zijn zeer sterk geassocieerd aan één habitatype; de meeste hebben nood aan veel meer dan enkel een bepaald type vegetatie. De leefgebiedenbenadering houdt daar al een beetje rekening mee door combinaties van habitatypes toe te laten, maar ook dan ontbreekt informatie, bv. omtrent structuur, biotische interacties die niet-compatibel zijn met het voorkomen van een soort (bv. aanwezigheid van vissen is niet-compatibel met de meeste soorten amfibieën).
3. Clusters van habitatypes die binnen een bepaalde afstand van elkaar liggen en herkend worden als potentieel leefgebied worden als potentieel geschikt voor duurzame metapopulaties beschouwd. Deze afstanden houden geen rekening met fysieke of gedragsmatige barrières in het landschap. Bijvoorbeeld voor rugstreeppad vormen zowel bossen als urbane gebieden sterke barrières voor verbreding, ook al liggen ze binnen de kritische afstand (Stevens et al. 2006; Cox et al. 2017).
4. Deze methode vereist minstens redelijke schattingen van densiteiten en van (effectieve) populatiegroottes. We maken bovendien extrapolaties tussen aantallen en effectieve groottes die gebaseerd zijn op het gemiddelde over een zeer wijd gamma van soorten (Frankham 1995), doorgaans bij gebrek aan betrouwbare data over de relatie tussen beide parameters voor die specifieke soort. Bovendien is de relatie N_e/N_c niet noodzakelijk een eigenschap van een soort, maar eerder van een populatie.

Uit bovenstaande beschouwingen moet dus blijken dat deze aanpak in de eerste plaats indicatief is, eerder dan een kant-en-klaar toe te passen harde maatstaf met duidelijke grenswaarden.

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

- Brondata voor densiteiten in kalkgrasland uit Verenigd Koninkrijk (Thomas & Jones 1993, Hill et al. 1996, Davies et al. 2005), die hier getransponeerd zijn naar duin en heide, wat daardoor waarschijnlijk een onderschatting geeft van de hier benodigde oppervlaktes.
- Rugstreepad
 - Habitattypisch voor 2190 (duinpannen): constant aanwezige indicator voor biotische structuur; 30-60 ha uitbreiding 2190 voorzien, plus 6 ha voor boomkikker; G-IHD (aantal SBZ's met relatief belang) d.d. 2009: 1 essentieel SBZ, 5 zeer belangrijke SBZ en 4 belangrijke SBZ (allen aangemeld); 54 % van aantal vindplaatsen binnen SBZH
 - S-IHD (aantal SBZ's met relatief belang) cfr aanwijzingsbesluiten: evt nog te checken
 - Brondata voor densiteiten uit Wit-Rusland (Drobenkov et al. 2005). Demografische data uit Verenigd Koninkrijk (Beebee et al. 1997).
 -
- Heikikker
 - Karakteristiek habitattypisch voor oligotrofe wateren (3110, 3130, 3160); resp 1-14, 44-57 en 20-45 ha uitbreiding
 - G-IHD (aantal SBZ's met relatief belang) d.d. 2009: 2 essentieel SBZ, 7 zeer belangrijke SBZ en 2 belangrijke SBZ (allen aangemeld); 96 % van aantal vindplaatsen binnen SBZH
 - S-IHD (aantal SBZ's met relatief belang) cfr aanwijzingsbesluiten: evt nog te checken
 - Brondata voor densiteiten en demografie uit Hongarije (Gyovai 1989) en Wit-Rusland (Drobenkov et al. 2005)

5.1.2.2 Genetische criteria

Voor rugstreepad en heikikker heeft Mergeay (2013) reeds de N_{e95} -criteria bepaald op basis van literatuurgegevens; deze werden voor heikikker aangepast om beter de gemiddelde generatieduur te bepalen aan de hand van demografische gegevens (Gyovai 1989).

Voor de overige soorten werd op basis van de verwachte generatieduur de N_{e95} bepaald conform de hoger vermelde genetische principes.

Tabel 1 geeft per soort een overzicht van zowel de generatieduur, de effectieve populatiegrootte N_{e95} , de overeenkomstige census populatiegrootte (N_c), en de densiteiten (Dens) die gebruikt werden om de vereiste minimum oppervlakte voor een metapopulatie ($OppN_{e95}$) te bepalen.



Tabel 1 . Parameters per soort om de minimale configuratie van duurzame metapopulaties te bepalen. N_c : adulte populatiegrootte. $Dens$: densiteit in gunstig beheerd stabiel leefgebied. $OppN_{e95}$: oppervlakte vereist om te voldoen aan N_{e95} . $OppSleutelPop$: oppervlakte vereist voor een sleutelpopulatie (sensu Broekmeyer & Steingröver 2001). $OppLokPop$: oppervlakte vereist voor een lokale populatie (sensu Maes et al. 2016, 2017). $FusieAfst$: fusie-afstand. $NetwAfst$: netwerkaafstand.

| Soort | Genera- tieduur | N_{e95} | N_c | $Dens$ | $OppN_{e95}$ | $OppSleu-telPop$ | $OppLok-Pop$ | $Fusie-Afst$ | $Net-wAfst$ |
|--------------|--------------------|-----------|-------|---------|--------------|------------------|--------------|--------------|-------------|
| | jaar | | #ind | #ind/ha | ha | ha | ha | m | m |
| Rugstreepad | 4 | 244 | 2440 | 11 | 220 | 50 | 10 | 1000 | 2000 |
| Heikikker | 3.3 | 295 | 2950 | 20 | 148 | 50 | 50 | 500 | 2000 |
| Adder | 7 | 139 | 1390 | 2 | 695 | 300 | 25 | 100 | 1000 |
| Kommavlinder | 1 | 975 | 9750 | 84 | 116 | 50 | 5 | 50 | 2000 |
| Blauwe knoop | 6.7 | 145 | 1450 | 130 | 10 | 5 | 1 | 100 | 500 |

5.1.2.3 Oppervlaktebehoefte en fusie-afstanden

De minimale oppervlakte voor een metapopulatie die voldoet aan het N_{e95} -criterium ($OppN_{e95}$) werd bepaald door de census populatiegrootte (N_c) die overeenstemt met het N_{e95} -criterium te delen door de gemiddeld verwachte densiteit. Voor rugstreepad werden de reeds bestaande waarden overgenomen (Lommaert et al. 2020), voor heikikker werden deze aangepast op basis van Gyovai (1989). Voor de blauwe knoop werden de minimale oppervlakten afgeleid uit eigen data en van der Meer et al. (2013), voor adder uit Bauwens et al. (2016), en voor kom-mavlinder uit Davies et al. (2005).

Om de oppervlakte aan habitatvlekken binnen een metapopulatie te bepalen worden alle vlekken samengeteld die op een onderlinge afstand liggen die kleiner is dan de *zgn. netwerkaafstand* ($NetwAfst$, Tabel 1). Die afstand is gebaseerd op het 90ste percentiel van de dispersiecurve van een soort die de spreiding geeft van waargenomen afstanden waarover individuen zich verplaatsen. Ligt een habitatvlek verder dan de netwerkaafstand, dan zal de geïsoleerde habitatvlek een eigen metapopulatie moeten vormen en voldoen aan de overeenkomstige oppervlakte om als duurzaam beschouwd te kunnen worden.

Habitatvlekken op een onderlinge afstand die kleiner is dan de *lokale fusie-afstand* ($FusieAfst$, Tabel 1) worden beschouwd als potentieel leefgebied voor een lokale populatie. Vaak wordt hiervoor de afstand genomen die overeenstemt met 1,5 maal de homerange (Pouwels et al. 2002). De waarden voor de lokale fusie-afstand in Tabel 1 stemmen overeen met de afstanden die Maes et al. (2016, 2017) gebruiken in de scripts voor de opmaak van de potentiële leefgebieden van de resp. soorten. Naast de minimale oppervlakte voor een metapopulatie wordt in Tabel 1 ook de oppervlakte voor een sleutelpopulatie vermeld (Broekmeyer & Steingröver 2001). Een sleutelpopulatie is een relatief grote populatie die levensvatbaar is onder de conditie dat er één immigrant per generatie is (Verboom et al. 2001). Ze dienen dus deel uit te maken van een metapopulatie. Daarbinnen oefenen ze omwille van de relatieve grootte wel een stabiliserende werking uit.

5.1.2.4 Verspreiding biotopen

Voor de actuele verspreiding van de biotopen wordt gebruik gemaakt van de BWK/Habitatkaart versie 2018 (afgekort als BWK).



Om de toekomstige verspreiding (horizon 2050) van de biotopen in Vlaanderen in kaart te brengen wordt een integratie gemaakt van de volgende informatielagen, in volgorde van afnemende prioriteit:

- de zogenaamde natuurdoelenlaag die een ruimtelijk expliciete plaatsing bevat van de te realiseren oppervlakte aan doelen van zowel habitattypen als regionaal belangrijke biotopen in het kader van de Habitat- en Vogelrichtlijn. Het gaat hier om doelstellingen die reeds vervat zitten in goedgekeurde of geplande natuurbeheerplannen of hieraan gelijkgestelde plannen (cfr. managementplannen i.k.v. S-IHD, ter uitvoering van de G-IHD). Vrijwel al deze doelen zullen gerealiseerd worden in de speciale beschermingszones in uitvoering van de Habitatrichtlijn (SBZ-H),
- de zoekzones uit fase 1² van het zoekzonemodel (laatste run, 2018) die de netto, nog resterende oppervlakte (zgn. openstaand saldo) aan doelen voor de habitattypen ruimtelijk toekennen met een modelresolutie van 1 ha binnen elk van de SBZ-H (Poelmans et al. 2018),
- de BWK/Habitatkaart versie 2018

De geïntegreerde kaart wordt in dit rapport verder vermeld als de toekomstkaart en afgekort weergegeven als NDL. De natuurdoelenlaag en de zoekzones fase 1 werden geïntegreerd aangeleverd door ANB op 12/02/2019. Open plekken in bos kleiner dan 3 ha kregen in deze laag het open biotooptype toegekend, en dus niet het bostype waarin ze ingebed liggen.

5.1.2.5 Biotoopkeuze

Om het potentieel leefgebied van een soort in kaart te brengen moet gekend zijn welke biotopen er deel van kunnen uitmaken. In dit rapport werd gebruik gemaakt van de lijst aan biotopen (zowel habitattypen, regionaal belangrijke biotopen als BWK-karteringseenheden) zoals gebruikt door Maes et al. (2016, 2017). Voor blauwe knoop werd verondersteld dat de habitatvlekken kunnen bestaan uit 6230, 6410, 7230 en 2190 (incl. eventuele subhabitattypen).

5.1.2.6 Verspreiding soorten

De verspreiding van alle habitattypische soorten werd opgevraagd bij waarnemingen.be (Data-vraag 212). Op basis van deze verspreidingsgegevens is het mogelijk om na te gaan in welke habitatvlekken een soort al dan niet aanwezig is. Alle waarnemingen na 2010 worden, althans voor de geselecteerde soorten, verondersteld de huidige verspreiding weer te geven.

5.1.3 Werkwijze aftoetsing

5.1.3.1 Ruimtelijke afbakening habitatvlekken

Voor de blauwe knoop, kommavliinder en adder werden alle potentieel geschikte habitatvlekken geselecteerd uit enerzijds de BWK/Habitatkaart ("BWK"; actuele toestand) en anderzijds de toekomstkaart ("NDL"; toekomstige toestand ter uitvoering van G-IHD).

Voor de heikikker en de rugstreeppad werd gebruik gemaakt van de scripts van Maes et al. (2016) ter afbakening van de potentiële habitatvlekken vanwege de complexere interactie van land- en waterbiotopen vooraleer te kunnen spreken van geschikt leefgebied. De habitatvlek-

² Het zoekzonemodel werkt steeds in 2 fases. In fase 1 wordt voor elk habitatype de overeenstemmende oppervlakte van het openstaand saldo geplaatst. In fase 2 worden de zoekzones aangevuld met de benodigde bijkomende oppervlaktes conform de berekeningswijze uit het Instandhoudingsbesluit (zie art. 9, §2). Meer informatie in Poelmans et al. (2018).

ken werden eveneens afgebakend zowel op basis van de BWK/Habitatkaart als op basis van de toekomstkaart.

5.1.3.2 Clustering op basis van fusieafstanden

Vervolgens werden de geselecteerde habitatvlekken samengenomen tot clusters op basis van enerzijds de fusie-afstand (“Lokaal”) en anderzijds de netwerkafstand (“Netwerk”). Binnen de clusters in elk van de vier scenario’s – combinatie afstand (netwerk- vs lokale fusie-afstand) en biotopenkaart (BWK vs NDL) – werd dan de oppervlakte van de habitatvlekken bepaald.

5.1.3.3 Spreiding naar oppervlakte van clusters met habitatvlekken

Op basis van de ruimtelijk afgebakende habitatvlekken en de onderscheiden clusters waartoe ze behoren, kan de spreiding in grootte van zowel de lokale populaties (lokale fusie-afstand) als de metapopulaties (netwerkafstand) bepaald worden.

Door de verspreidingsgegevens van de soorten te combineren met de habitatvlekken binnen de clusters kan bovendien het onderscheid gemaakt worden tussen bezette en onbezette habitatvlekken en clusters. De veronderstelling wordt gemaakt dat de soorten aanwezig blijven in de toekomst op die plaatsen waar ze ook actueel aanwezig zijn.

5.1.3.4 Toetsing oppervlaktebehoefte

De oppervlakte van de habitatvlekken die gelegen zijn op een onderlinge afstand kleiner dan de netwerkafstand of lokale fusie-afstand werd getoetst aan de minimaal vereiste oppervlakte voor resp. een metapopulatie ($OppN_{e95}$) of een sleutelpopulatie ($OppSleutelPop$).

5.1.4 Resultaten

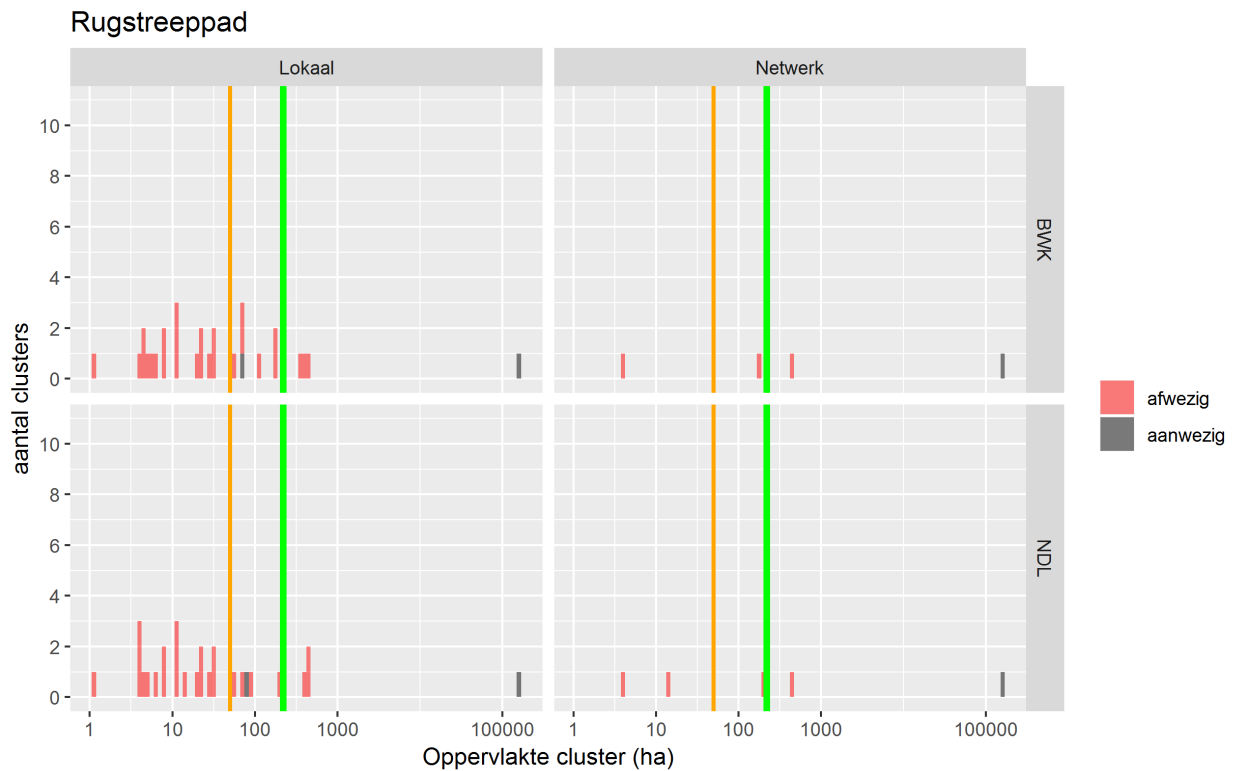
5.1.4.1 Spreiding naar oppervlakte van clusters met habitatvlekken

5.1.4.1.1 Rugstreeppad

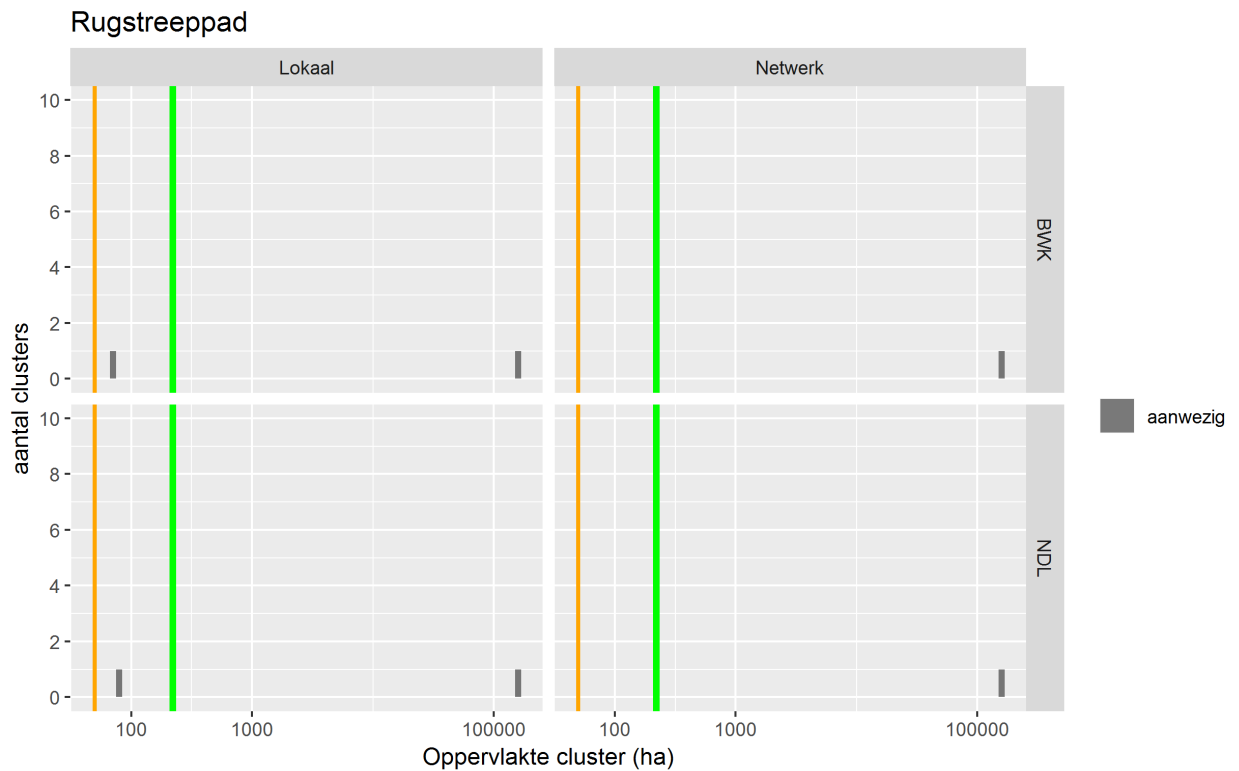
De vrij grote fusieafstanden (1 en 2 km voor resp. lokale fusie-afstand en netwerkafstand) die gelden voor de rugstreeppad zorgt in combinatie met het vrij brede palet aan geschikte biotopen voor een vrij beperkt aantal, weliswaar grote clusters. Op basis van de lokale fusie-afstand valt in de actuele toestand (BWK) de oppervlakte van 18 van de 29 clusters nog onder de minimale vereiste oppervlakte van een sleutelpopulatie (50 ha; oranje verticale lijn). In het toekomstscenario (NDL) gaat het – zeer vergelijkbaar – om 19 van de 28 clusters die niet voldoen. Bij netwerkafstand valt het aantal clusters terug tot 4 (BWK) en 5 (NDL), waarvan resp. de helft of meer dan de helft onder de minimumgrens voor oppervlakte valt (220 ha; groene verticale lijn).

Binnen de clusters met actuele aanwezigheid voldoet de oppervlakte van de clusters wel steeds aan de minimumgrenzen. Het aantal clusters met aanwezigheid is beperkt tot 2 en zelfs 1 enkele cluster op basis van resp. de lokale fusie- en de netwerkafstand.

Samengevat verschillen de resultaten dus nauwelijks tussen het actueel scenario (BWK) en het toekomstscenario (NDL), althans wat betreft het aantal clusters.



Figuur 2 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor rugstreepad volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.

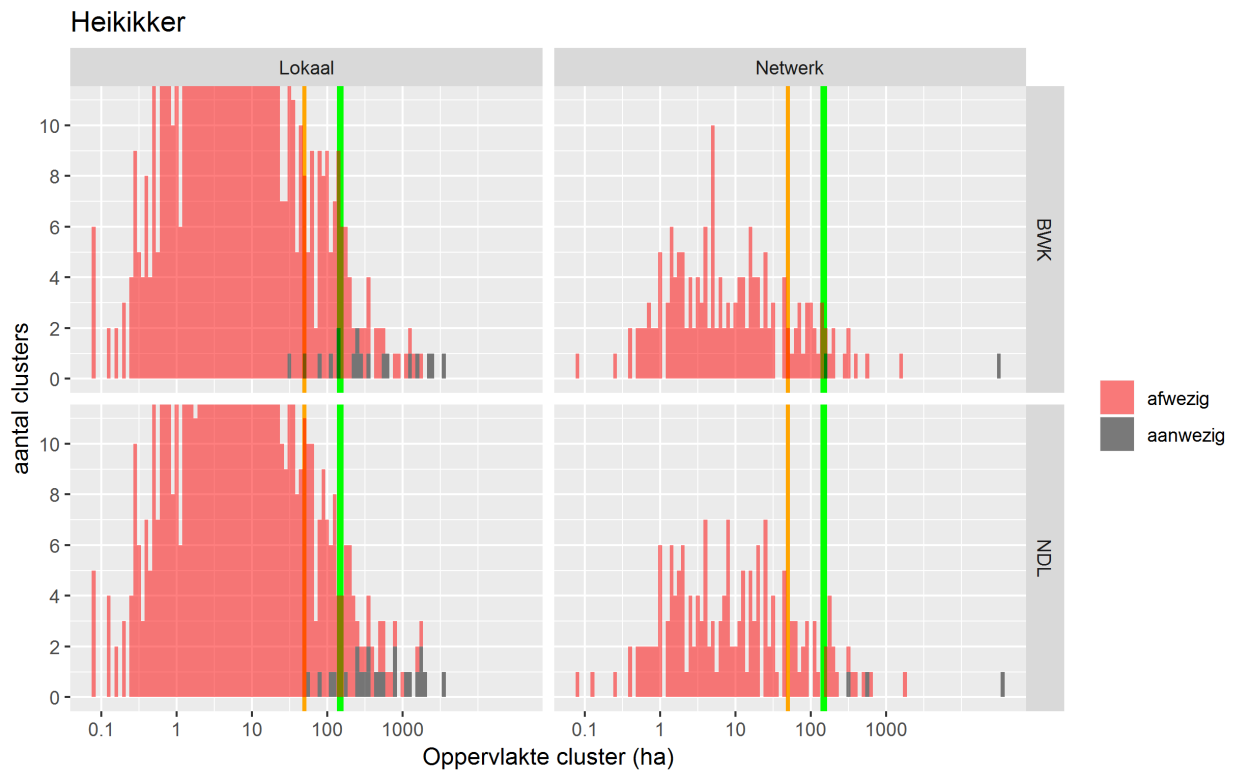


Figuur 3 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van rugstreepad volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

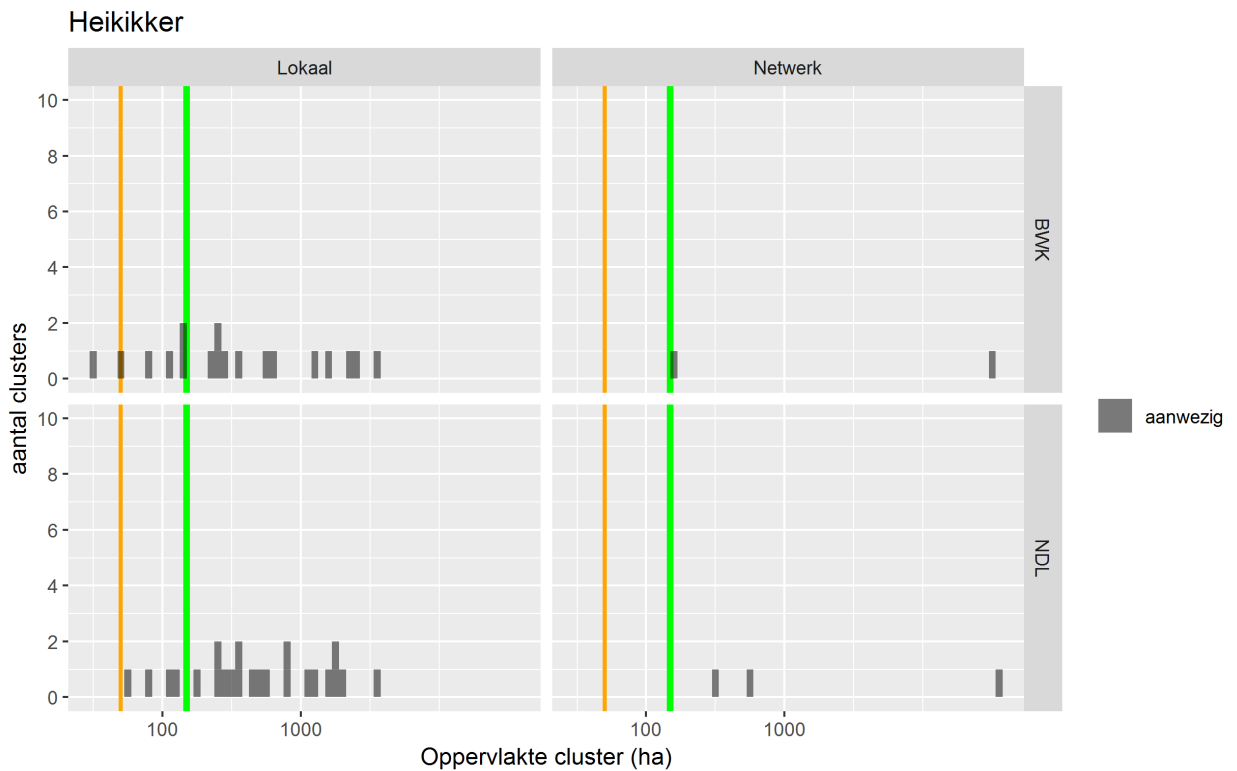
5.1.4.1.2 Heikikker

Als de netwerkaafstand (2 km) gehanteerd wordt i.p.v. de lokale fusie-afstand (500 m), dan daalt het aantal onderscheiden ruimtelijke clusters van 793 naar 167 en van 796 naar 168 in resp. het actueel (BWK) en het toekomstscenario (NDL). Analoog stijgt het relatief aantal clusters dat niet voldoet aan de minimumoppervlakte (50 en 148 ha voor resp. sleutel- en metapopulatie; resp. oranje en groene verticale lijn) lichtjes van 86 naar 93, en van 84 naar 89 % in de resp. scenario's.

Het aantal clusters met aanwezigheid van de soort bedraagt 18 voor de BWK en 23 voor de NDL, bij lokale fusie-afstand. Wordt de netwerkaafstand gehanteerd, dan valt het aantal clusters terug op 2 en resp. 3. Alle clusters bij netwerkaafstand voldoen aan de minimumoppervlakte voor een metapopulatie. Bij lokale fusie-afstand is er enkel op basis van de BWK nog slechts één cluster die niet voldoet aan de minimumoppervlakte.



Figuur 4 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor heikikker volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.



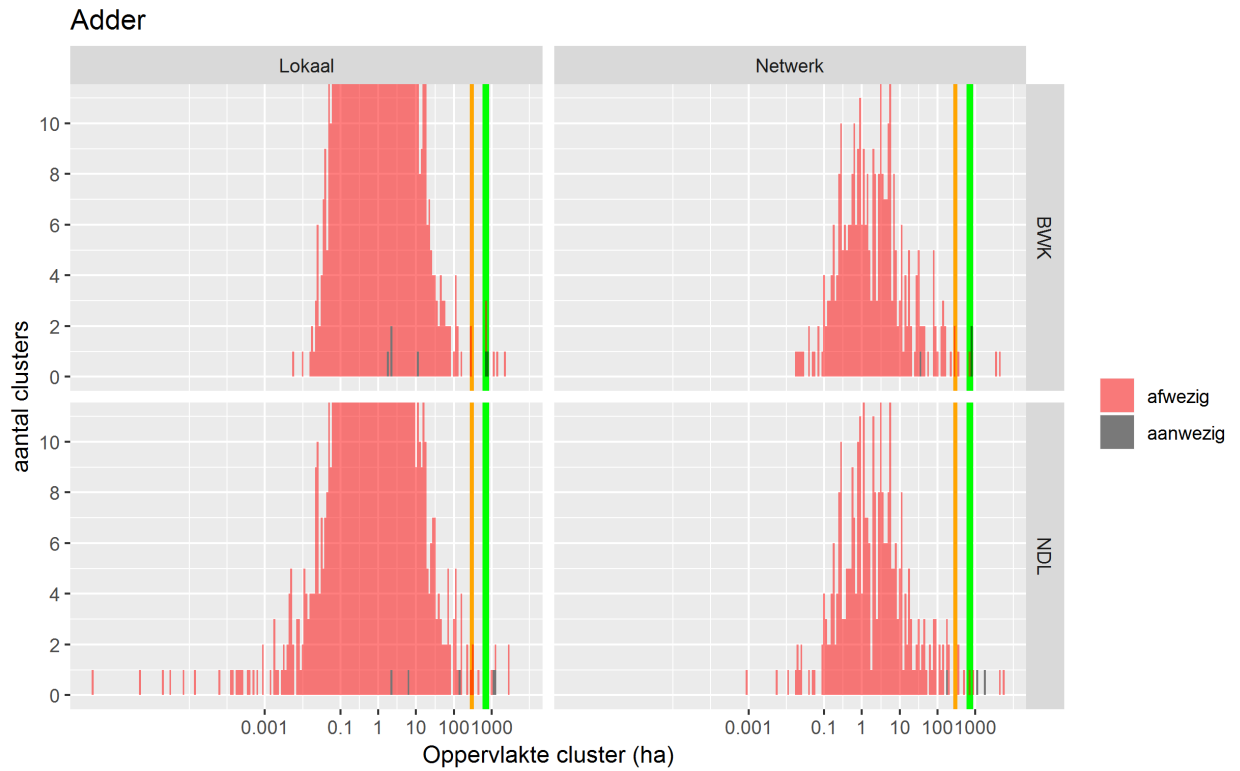
Figuur 5 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van heikikker volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

5.1.4.1.3 Adder

Als de netwerkaafstand (1 km) gehanteerd wordt i.p.v. de lokale fusie-afstand (100 m), dan daalt het aantal onderscheiden ruimtelijke clusters van 1962 naar 335 en van 1865 naar 335 in resp. het actueel (BWK) en het toekomstscenario (NDL). Het aantal clusters dat niet voldoet aan de minimumoppervlakte (300 en 695 ha voor resp. sleutel- en metapopulatie; resp. oranje en groene verticale lijn) bedraagt ongeveer 99 % in elk scenario (combinatie fusie-afstand en biotopenkaart).

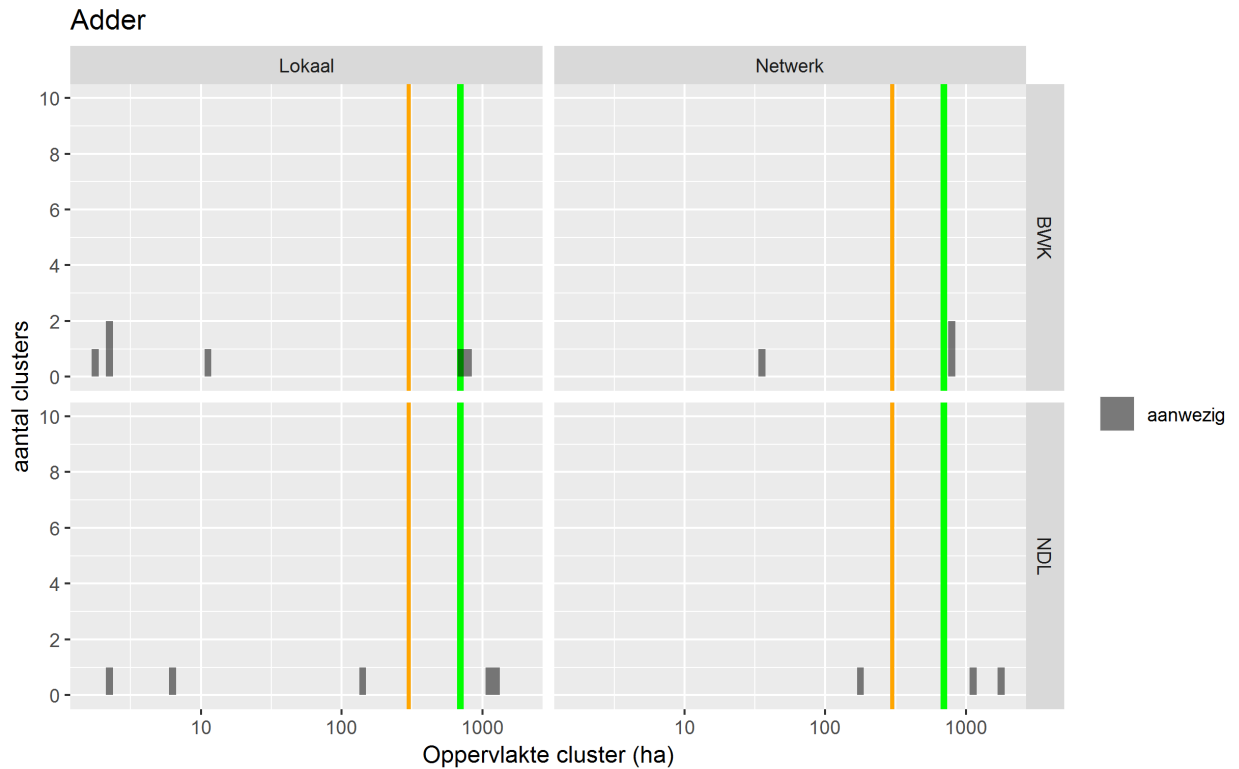
Het aantal clusters met aanwezigheid van de soort bedraagt 6 voor de BWK en 5 voor de NDL, bij lokale fusie-afstand. Wordt de netwerkaafstand gehanteerd, dan valt het aantal clusters terug tot 3 in beide gevallen. Van die 3 clusters is er telkens één die niet voldoet aan de minimumoppervlakte voor een metapopulatie, hoewel de oppervlakte van die cluster toeneemt bij uitwerking van de instandhoudingsdoelen (NDL) van 36 naar 173 ha.





Figuur 6 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor adder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.





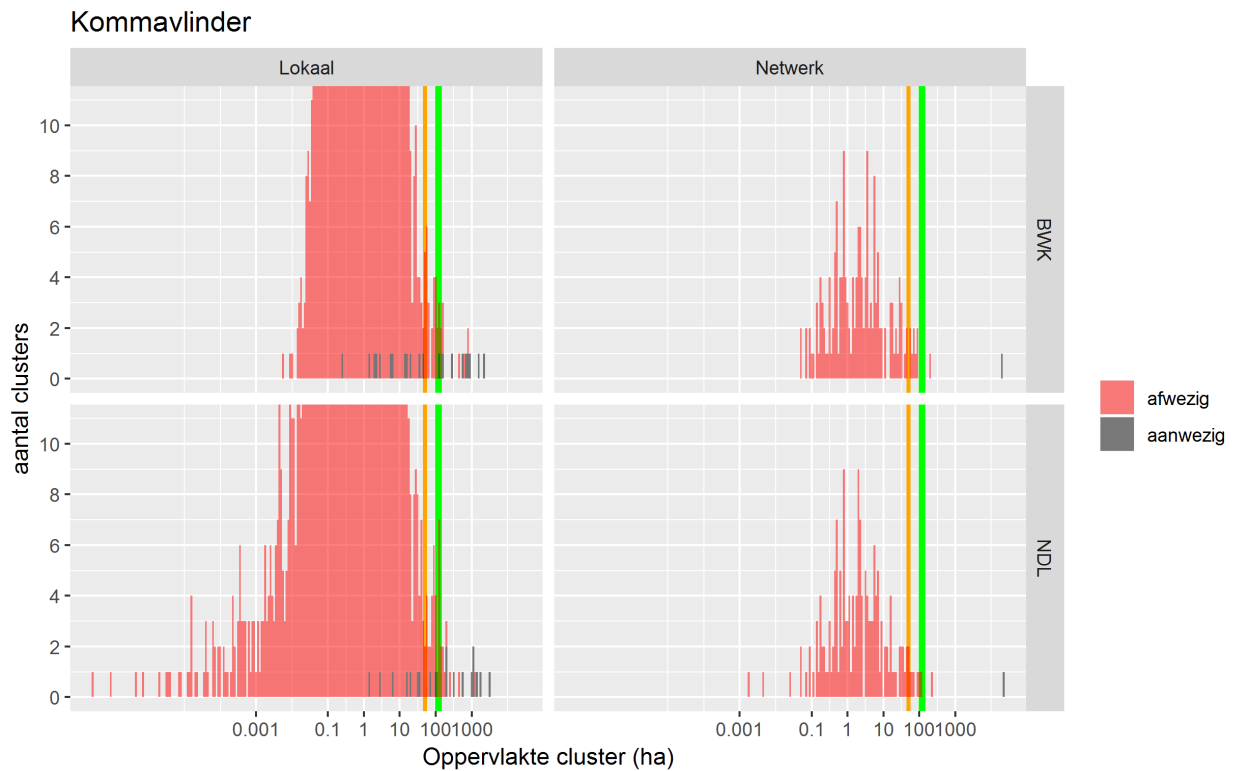
Figuur 7 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van adder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

5.1.4.1.4 Kommavlinder

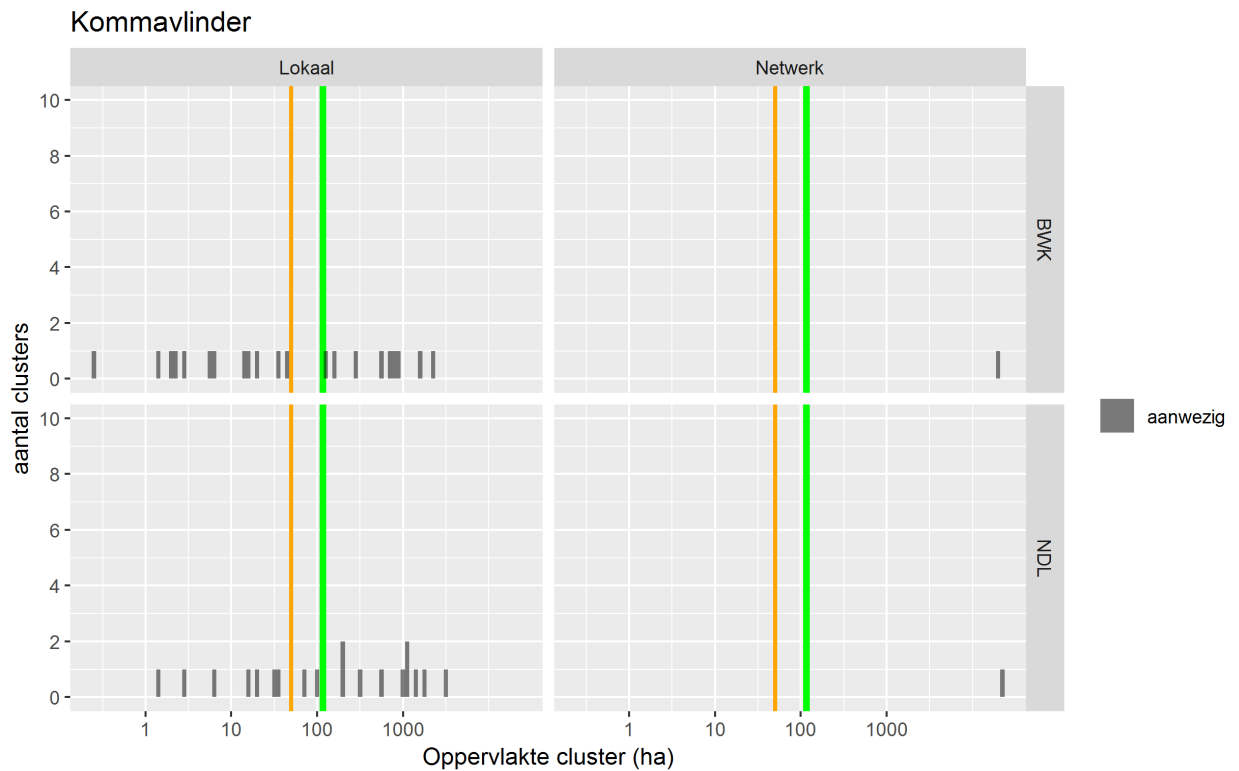
Als de netwerkaafstand (2 km) gehanteerd wordt i.p.v. de lokale fusie-afstand (50 m), dan daalt het aantal onderscheiden ruimtelijke clusters van 5208 naar 170 en van 1865 naar 335 in resp. het actueel (BWK) en het toekomstscenario (NDL). Het aantal clusters dat niet voldoet aan de minimumoppervlakte (50 en 116 ha voor resp. sleutel- en metapopulatie; resp. oranje en groene verticale lijn) bedraagt ongeveer 99 % bij elk scenario (combinatie fusie-afstand en biotopenkaart).

Het aantal clusters met aanwezigheid van de soort bedraagt 18 voor de BWK en 17 voor de NDL, bij lokale fusie-afstand. Hiervan voldoet 61 % niet aan de minimumoppervlakte van 50 ha op basis van de actuele toestand. In het toekomstscenario daalt dit aandeel naar 35 %. Wordt de netwerkaafstand gehanteerd, dan blijft er telkens nog slechts één enkele cluster over voor heel Vlaanderen, die steeds voldoet aan de minimumoppervlakte voor een metapopulatie.





Figuur 8 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor kommavlinder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.



Figuur 9 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van kommmavlinder volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

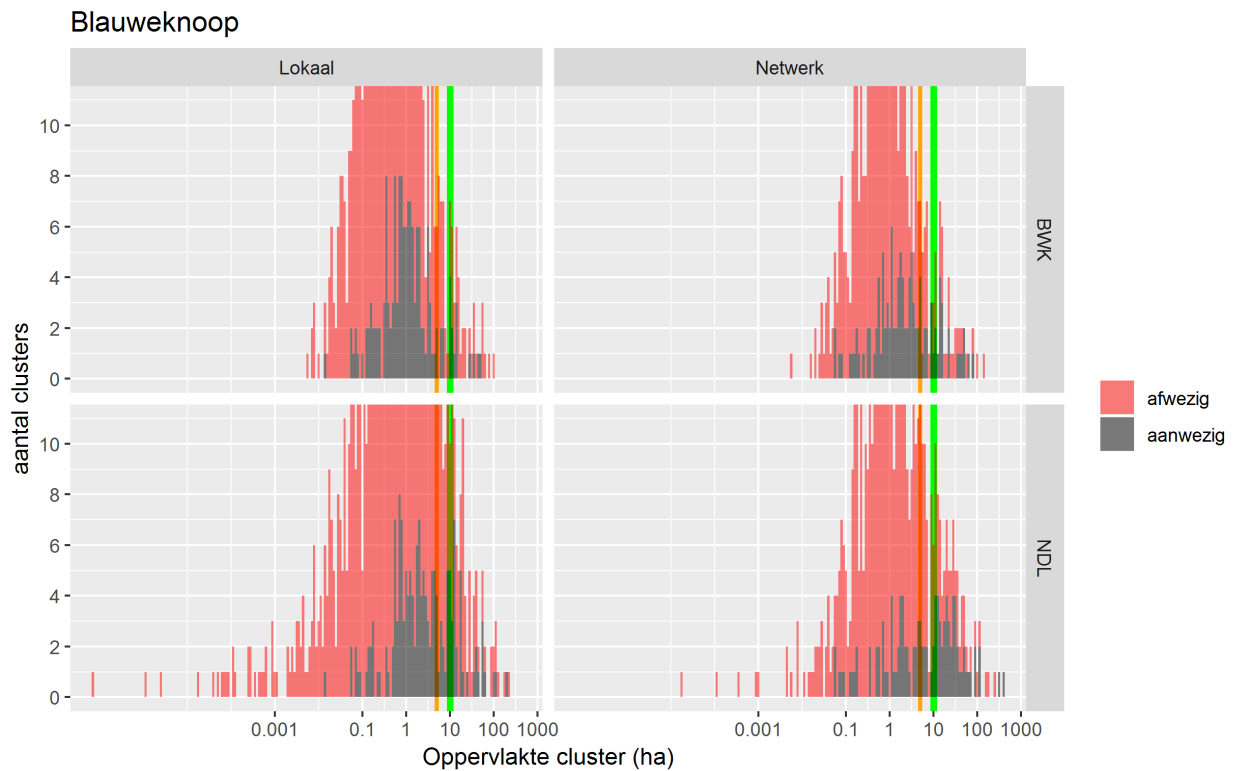
5.1.4.1.5 Blauwe knoop

In vergelijking met de overige soorten geeft het histogram met de clusteroppervlakten voor blauwe knoop een afwijkend beeld. De clusters met actuele aanwezigheid van de soort (grijze balkjes) zijn vrij gelijkmatig verspreid over het volledige bereik aan clusteroppervlakten. Bij de overige soorten zijn de clusters met aanwezigheid steevast relatief groter en bevinden ze zich veelal in de hogere helft van het bereik. De actueel bezette leefgebieden van de andere soorten zijn m.a.w. steeds relatief groter dan de gemiddelde cluster met geschikte leefgebieden. Dat patroon is niet aanwezig bij blauwe knoop.

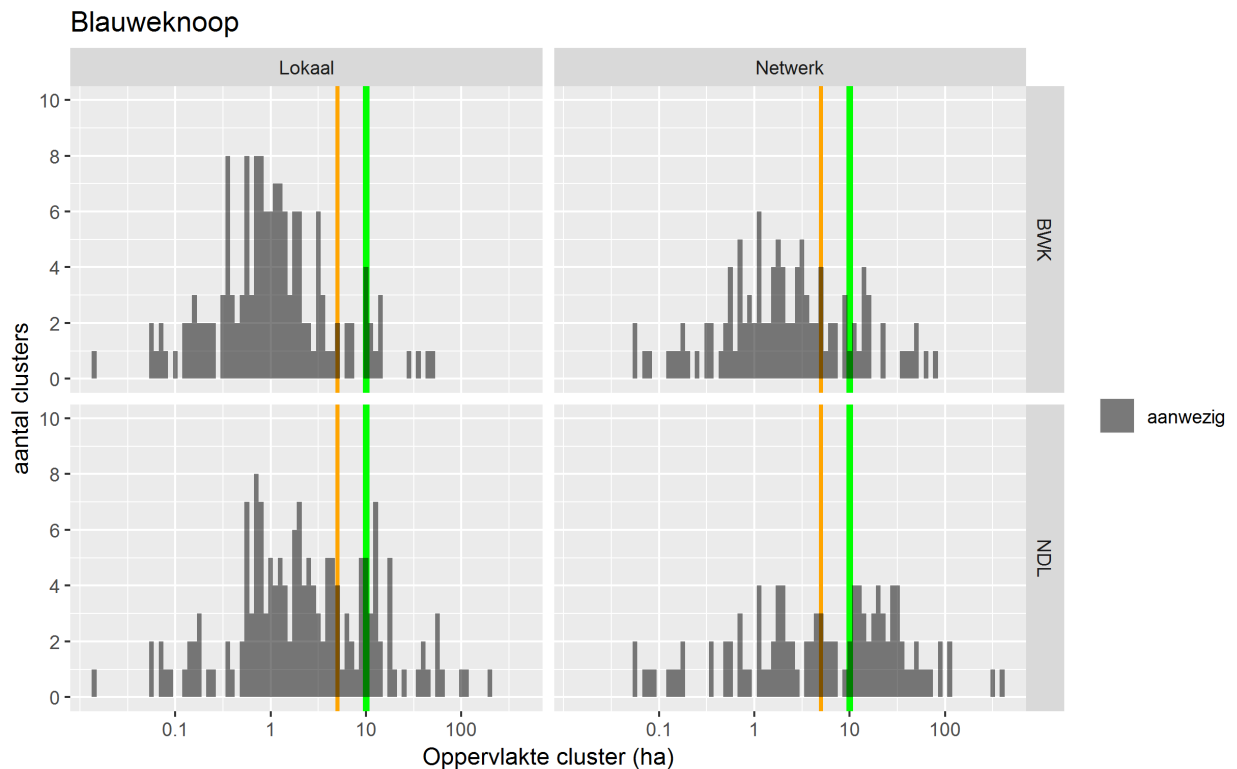
Bijgevolg ligt het aandeel clusters waar de soort momenteel aanwezig is (grijze balkjes) en die een ontoereikende oppervlakte hebben (5 en 10 ha voor resp. sleutel- en metapopulatie; resp. oranje en groene verticale lijn) ook heel wat hoger: 87 en 70 % op basis van resp. BWK en NDL bij lokale fusie-afstand (100 m), op een totaal aantal clusters met aanwezigheid van resp. 152 en 162. Bij netwerkafstand (500 m) daalt dit aandeel tot 73 en 47 % van de in totaal 110 en 109 clusters met aanwezigheid.

Het aandeel clusters met actuele aanwezigheid binnen het totaal aantal clusters schommelt rond de 15 %. Bij lokale fusie-afstand worden er op basis van resp. BWK en NDL 992 en 1271 clusters onderscheiden. Bij netwerkafstand gaat het resp. nog om 562 en 611 clusters.





Figuur 10 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters voor blauwe knoop volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkaafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1). De zwarte balkjes duiden de clusters aan met actuele aanwezigheid van de soort. Aantallen zijn cumulatief.



Figuur 11 Verdeling van het aantal leefgebiedclusters met actuele aanwezigheid van blauwe knoop volgens oppervlakteklasse. Er wordt onderscheid gemaakt tussen clusters afgebakend op basis van de lokale fusie-afstand (Lokaal; FusieAfst in Tabel 1) en de netwerkafstand (Netwerk; NetwAfst in Tabel 1). De verdeling werd berekend op basis van zowel de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) oppervlakte en spreiding van geschikte biotopen voor de soort. De oranje en groene verticale lijnen geven de vereiste minimumoppervlakte voor resp. een sleutelpopulatie (OppSleutelPop, Tabel 1) en een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}, Tabel 1).

5.1.4.2 Aandeel in oppervlakte en aantal van clusters mét actuele aanwezigheid

Hierboven werd reeds per soort een analyse gemaakt van het aantal clusters die al dan niet voldoen aan de minimumvereisten aan oppervlakte voor een lokale populatie of een metapopulatie. Die informatie wordt in onderstaande figuren (Figuur 12) nogmaals samengevat en aangevuld met het aandeel in de totale oppervlakte aan habitatvlekken in Vlaanderen voor de verschillende soorten (Figuur 13). De basisgegevens voor beide figuren is opgenomen in Tabel 2). In de figuren wordt onder “Lokaal” het aandeel weergegeven van de clusters op basis van de lokale fusie-afstand en na aftoesting aan de minimale sleutelpopulatiegrootte (OppSleutelPop in Tabel 1). Onder “Netwerk” staat het aandeel van de clusters op basis van de netwerkafstand na aftoetsing aan de metapopulatiegrootte (OppN_{e95} in Tabel 1).

De variatie in het aandeel dat voldoet aan elk van de oppervlaktecriteria is groter als gekeken wordt naar het aantal clusters (Figuur 12) dan naar de oppervlakte (Figuur 13). De oppervlakte van kleine tot zeer kleine clusters verbleekt immers vaak ten aanzien van de grote tot zeer grote clusters, terwijl ze in aantal wel een belangrijk aandeel vertegenwoordigen.

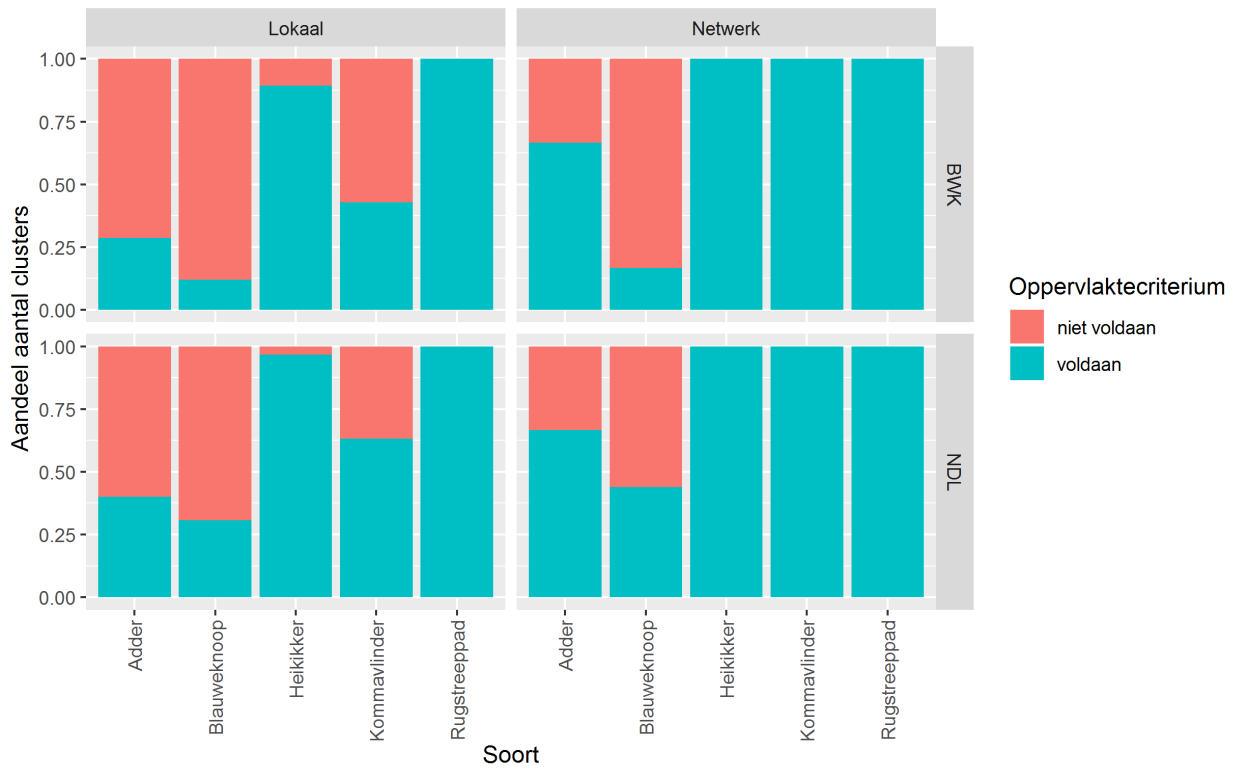
Voor adder en blauwe knoop, en in minder mate ook voor de kommavlinder, valt op dat er een groot aantal (te) kleine clusters met actueel leefgebied is dat onder de drempelwaarde voor een gunstige toestand blijft. Wordt dat aantal clusters uitgedrukt in oppervlakte, dan blijft dat beeld enkel nog voor blauwe knoop overeind, en ook veel minder uitgesproken omdat enkele



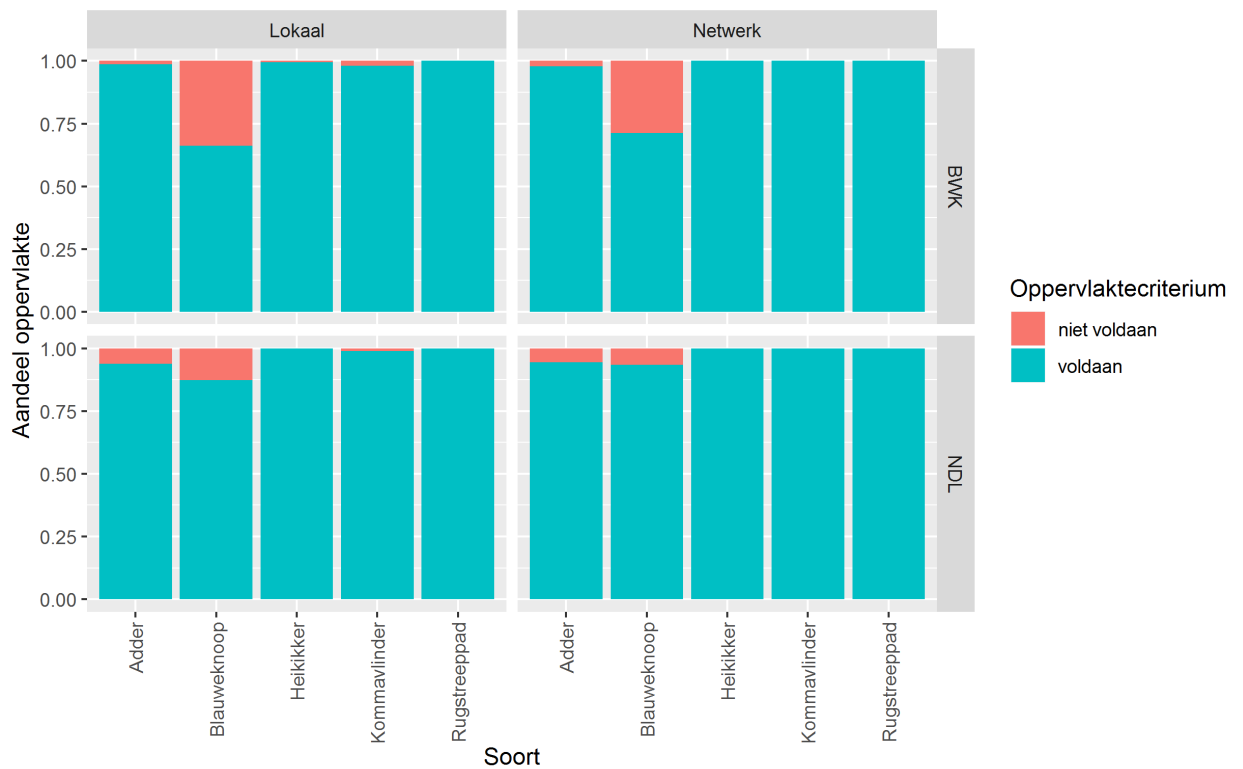
zeer grote clusters de overhand halen. Voor heikikker en rugstreeppad zijn de clusters inherent groter, deels omdat het spectrum aan geschikte biotopen groter is, maar ook vanwege de grotere afstanden (lokale fusie- en netwerk-) die de soorten geacht worden te kunnen overbruggen, waardoor de clusters verder reiken.

Voor heikikker, rugstreeppad en kommavlinder voldoen alle actueel bezette metapopulaties in theorie aan de minimumoppervlakte, weliswaar in de veronderstelling dat habitatvlekken binnen de netwerkaafstand effectief verbonden zijn. Voor deze soorten valt dus geen winst meer te boeken door uitbreiding in clusteroppervlakte, althans niet volgens de hier gehanteerde methode. Voor de adder en blauwe knoop is er wel nog nood aan uitbreiding van de bestaande, bezette metapopulaties om een meer duurzame toestand te bereiken (zie verder voor berekening). Uit de vergelijking van de aandelen tussen de actuele toestand (BWK) en de toekomstige toestand na invulling van de instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD/S-IHD) blijkt alvast dat een groter aandeel van de clusters voldoet aan de minimumvereisten naar oppervlakte bij uitvoering van de voorgenomen instandhoudingsdoelstellingen. Zo verlaagt het aandeel clusters dat kleiner is dan de minimale metapopulatiegrootte van 83 naar 55 % voor blauwe knoop (91 naar 60 clusters), of uitgedrukt naar aandeel in de oppervlakte, van 27 naar 7 % (205 naar 146 ha). Voor de adder blijft er één metapopulatie ontoereikend, ook met de voorgenomen instandhoudingsdoelen. De oppervlakte van de metapopulatie stijgt weliswaar van 36 naar 173 ha, maar blijft daarmee nog ruimschoots onder de drempelwaarde van 695 ha. Voor zowel de adder als de blauwe knoop blijft er dus nog een tekort aan geschikt leefgebied bestaan om het actueel voorkomen veilig te stellen naar de toekomst.





Figuur 12 Aandeel clusters mét actuele aanwezigheid van elke soort die al dan niet voldoen aan de minimumoppervlakte voor een duurzame lokale populatie (Lokaal) dan wel metapopulatie (Netwerk), en dit zowel in het actuele (BWK) als het toekomstige (NDL) scenario voor de ruimtelijke spreiding van geschikte biotopen. Clusters op basis van lokale fusieafstand (FusieAfst in Tabel 1) worden afgetoetst aan de minimumoppervlakte voor een sleutelpopulatie (OppSleutelPop; Tabel 1), clusters op basis van de netwerkaafstand (NetwAfst in Tabel 1) aan de minimumoppervlakte voor een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}; Tabel 1).



Figuur 13 Aandeel naar oppervlakte van de clusters mét actuele aanwezigheid van elke soort die al dan niet voldoen aan de minimumoppervlakte voor een duurzame lokale populatie (Lokaal; lokale fusieafstand) dan wel metapopulatie (Netwerk; netwerkaafstand), en dit zowel in het actuele (BWK) als het toekomstige (NDL) scenario voor de ruimtelijke spreiding van geschikte biotopen. Clusters op basis van lokale fusieafstand worden afgetoetst aan de minimumoppervlakte voor een sleutelpopulatie (OppSleutelPop; Tabel 1), clusters op basis van de netwerkaafstand aan de minimumoppervlakte voor een duurzame metapopulatie (OppN_{e95}; Tabel 1).

Tabel 2 Absolute aantallen (Clus_cnt) en oppervlakte (Clus_opp) van de clusters mét actuele aanwezigheid, voor de combinaties van inputlaag voor de verspreiding van de biotopen (Bron: BWK = BWK/Habitatkaart; NDL = BWK + Natuurdoelenlaag + Zoekzone fase 1; zie 5.1.2.4), gebruikte fusieafstand (Fusie: L = lokale fusie-afstand; N = netwerkafstand) en het al dan niet voldoen van de clusters aan de minimumoppervlakte voor een sleutelpopulatie (SleutelPop) en metapopulatie (MetaPop). Clus_cnt% en Clus_opp% geven het relatief aandeel naar aantal en oppervlakte ten opzichte van het resp. totaal per combinatie van Bron en Fusie (Clus_cnt_tot en Clus_Opp_tot).

| Soort | Bron | Fusie | SleutelPop | MetaPop | Clus_opp | Clus_cnt | Clus_opp% | Clus_cnt% | Clus_Opp_tot | Clus_cnt_tot |
|--------------|------|-------|------------|---------|----------|----------|-----------|-----------|--------------|--------------|
| | | | 0/1 | 0/1 | ha | | % | % | ha | |
| Adder | BWK | L | 0 | 0 | 17 | 4 | 1 | 67 | 1559 | 6 |
| | BWK | L | 1 | 1 | 1542 | 2 | 99 | 33 | 1559 | 6 |
| | BWK | N | 0 | 0 | 36 | 1 | 2 | 33 | 1649 | 3 |
| | BWK | N | 1 | 1 | 1613 | 2 | 98 | 67 | 1649 | 3 |
| | NDL | L | 0 | 0 | 157 | 3 | 6 | 60 | 2561 | 5 |
| | NDL | L | 1 | 1 | 2404 | 2 | 94 | 40 | 2561 | 5 |
| | NDL | N | 0 | 0 | 173 | 1 | 6 | 33 | 3081 | 3 |
| | NDL | N | 1 | 1 | 2908 | 2 | 94 | 67 | 3081 | 3 |
| Blauwe knoop | BWK | L | 0 | 0 | 148 | 133 | 32 | 88 | 456 | 152 |
| | BWK | L | 1 | 0 | 52 | 7 | 11 | 5 | 456 | 152 |
| | BWK | L | 1 | 1 | 257 | 12 | 56 | 8 | 456 | 152 |
| | BWK | N | 0 | 0 | 126 | 80 | 17 | 73 | 750 | 110 |
| | BWK | N | 1 | 0 | 79 | 11 | 11 | 10 | 750 | 110 |
| | BWK | N | 1 | 1 | 546 | 19 | 73 | 17 | 750 | 110 |
| | NDL | L | 0 | 0 | 170 | 112 | 12 | 69 | 1397 | 162 |
| | NDL | L | 1 | 0 | 126 | 17 | 9 | 10 | 1397 | 162 |
| | NDL | L | 1 | 1 | 1101 | 33 | 79 | 20 | 1397 | 162 |
| | NDL | N | 0 | 0 | 84 | 51 | 4 | 47 | 2354 | 109 |
| | NDL | N | 1 | 0 | 62 | 9 | 3 | 8 | 2354 | 109 |
| | NDL | N | 1 | 1 | 2208 | 49 | 94 | 45 | 2354 | 109 |
| Heikikker | BWK | L | 0 | 0 | 83 | 2 | 1 | 11 | 14414 | 18 |
| | BWK | L | 1 | 0 | 463 | 4 | 3 | 22 | 14414 | 18 |
| | BWK | L | 1 | 1 | 13867 | 12 | 96 | 67 | 14414 | 18 |
| | BWK | N | 1 | 1 | 33474 | 2 | 100 | 100 | 33474 | 2 |



| Soort | Bron | Fusie | SleutelPop | MetaPop | Clus_opp | Clus_cnt | Clus_opp% | Clus_cnt% | Clus_Opp_tot | Clus_cnt_tot |
|------------------------|------|-------|------------|---------|----------|----------|-----------|-----------|--------------|--------------|
| | | | 0/1 | 0/1 | ha | | % | % | ha | |
| | NDL | L | 1 | 0 | 371 | 4 | 2 | 17 | 18743 | 23 |
| | NDL | L | 1 | 1 | 18372 | 19 | 98 | 83 | 18743 | 23 |
| | NDL | N | 1 | 1 | 36452 | 3 | 100 | 100 | 36452 | 3 |
| Kommavlin- der | BWK | L | 0 | 0 | 134 | 11 | 2 | 61 | 7179 | 18 |
| | BWK | L | 1 | 1 | 7045 | 7 | 98 | 39 | 7179 | 18 |
| | BWK | N | 1 | 1 | 18920 | 1 | 100 | 100 | 18920 | 1 |
| | NDL | L | 0 | 0 | 99 | 6 | 1 | 35 | 10883 | 17 |
| | NDL | L | 1 | 0 | 168 | 2 | 2 | 12 | 10883 | 17 |
| | NDL | L | 1 | 1 | 10616 | 9 | 98 | 53 | 10883 | 17 |
| | NDL | N | 1 | 1 | 23208 | 1 | 100 | 100 | 23208 | 1 |
| Rug- streep- pad | BWK | L | 1 | 0 | 71 | 1 | 0 | 50 | 162453 | 2 |
| | BWK | L | 1 | 1 | 162382 | 1 | 100 | 50 | 162453 | 2 |
| | BWK | N | 1 | 1 | 163911 | 1 | 100 | 100 | 163911 | 1 |
| | NDL | L | 1 | 0 | 76 | 1 | 0 | 50 | 165241 | 2 |
| | NDL | L | 1 | 1 | 165165 | 1 | 100 | 50 | 165241 | 2 |
| | NDL | N | 1 | 1 | 166497 | 1 | 100 | 100 | 166497 | 1 |

5.1.4.3 Totale effectieve populatiegrootte (N_{e1000}) in Vlaanderen

In voorgaande is de aftoetsing gemaakt of de verschillende (al dan niet actueel bezette) clusters van geschikte biotopen elk op zich groot genoeg zijn voor een duurzame metapopulatie, uitgaande van het genetisch criterium N_{e95} en de daarvan afgeleide minimale oppervlaktevereisten. Zoals hoger besproken, vereist een gunstige staat van instandhouding op Vlaams niveau, of bij uitbreiding het biogeografische niveau, echter ook een minimale effectieve populatiegrootte (N_e). Op basis van de huidige kennis wordt hieraan een minimale grootte van 1000 toegekend.

Om dit criterium te evalueren kan op basis van de oppervlakte *van de (naar oppervlakte) gunstige én actueel bezette metapopulaties* een inschatting gemaakt worden van de effectieve populatiegrootte in Vlaanderen, al dan niet verdeeld over meerdere metapopulaties. Door de oppervlakte aan geschikt leefgebied in een gunstige metapopulatie te delen door de minimaal vereiste oppervlakte voor een gunstige metapopulatie, en daarna te vermenigvuldigen met de overeenkomstige N_{e95} , is het mogelijk om voor elke gunstige metapopulatie de theoretisch overeenkomstige N_e te bepalen. De som van de N_e over de verschillende gunstige metapopulaties kan dan afgetoetst worden aan de vooropgestelde waarde van 1000 op Vlaams niveau.

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

Uit deze analyse (Tabel 3) blijkt dat van de voorbeeldsoorten enkel voor adder de huidige totale N_e voor gans Vlaanderen onder het richtcijfer van 1000 blijft. Het dient wel opgemerkt dat bovenstaande toetswijze een zeer eenzijdige en theoretische benadering is. Het is immers mogelijk dat heel wat actuele populaties net geen deel uitmaken van een duurzame metapopulatie, en de totale N_e slechts gerealiseerd wordt door één enkele of een zeer beperkt aantal metapopulaties, mogelijks met niet altijd de beste combinatie van biotopen of althans een eenzijdig palet aan biotopen. Het verdient – naast uiteraard het behoud van de bestaande, reeds voldoende grote metapopulaties – daarom de voorkeur om ook de niet duurzame populaties zoveel mogelijk te versterken (zie volgend punt).

Tabel 3 Overzicht van de totale potentiële effectieve populatiegrootte (N_{e_tot}) zoals afgeleid uit de oppervlakte van de clusters met reeds duurzame metapopulaties waarin de soort actueel aanwezig is (en dat in de toekomst verondersteld te blijven), i.e. clusters op basis van de netwerkafstand en waarvan de oppervlakte minstens voldoet aan de minimumoppervlakte voor N_{e95} (Opp N_{e95} uit Tabel 1). De N_{e_tot} werd zowel op basis van de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) verspreiding van de geschikte biotopen berekend (Bron). Ook het aantal clusters dat aan de basis ligt van de N_{e_tot} wordt vermeld, net als de minimaal vereiste effectieve populatiegrootte voor een duurzame metapopulatie (N_{e95}).

| Soort | Bron | N_{e95} | N_{e_tot} | Aantal clusters |
|--------------|------|-----------|--------------|-----------------|
| Adder | BWK | 139 | 323 | 2 |
| | NDL | 139 | 582 | 2 |
| Blauwe knoop | BWK | 145 | 7913 | 19 |
| | NDL | 145 | 32821 | 50 |
| Heikikker | BWK | 295 | 66722 | 2 |
| | NDL | 295 | 72659 | 3 |
| Kommavlinder | BWK | 975 | 159027 | 1 |
| | NDL | 975 | 195065 | 1 |
| Rugstreeppad | BWK | 244 | 181792 | 1 |
| | NDL | 244 | 184661 | 1 |

5.1.4.4 Benodigde extra oppervlakte leefgebied voor ontoereikende metapopulaties

Voor de metapopulaties (clusters met habitatvlekken op minder dan de netwerkafstand) die niet voldoen aan de oppervlakenorm (Opp N_{e95} , Tabel 1) is het mogelijk om het tekort aan oppervlakte van geschikte habitatvlekken te berekenen (Tekort N_{e95} , Tabel 4). Voor elke metapopulatie wordt hiervoor het verschil berekend tussen de oppervlakenorm en de oppervlakte aan geschikte habitatvlekken; dat laatste op basis van zowel de BWK als de NDL.

Tabel 4 Overzicht van het tekort aan oppervlakte leefgebied (Tekort N_{e95}) om de actueel bezette metapopulaties die nog niet voldoen aan de minimumoppervlakte voor een duurzame metapopulatie ($OppN_{e95}$) uit te laten groeien tot duurzame metapopulaties. Dit tekort werd berekend zowel op basis van de actuele (BWK) als de toekomstige (NDL) verspreiding van de geschikte biotopen (Bron). Ook het aantal clusters dat nog niet voldoet aan $OppN_{e95}$ wordt vermeld.

| Soort | Bron | $OppN_{e95}$ ha | Tekort N_{e95} ha | Aantal clusters |
|--------------|------|--------------------|------------------------|-----------------|
| Adder | BWK | 695 | 659 | 1 |
| | NDL | 695 | 522 | 1 |
| Blauwe knoop | BWK | 10 | 740 | 96 |
| | NDL | 10 | 480 | 64 |

Zowel voor heikikker, rugstreeppad als kormavvlinder zijn er voor al de actuele populaties in theorie voldoende habitatvlekken aanwezig om duurzame metapopulaties te vormen. Voor deze soorten is er strikt genomen dus geen extra leefgebied meer nodig voor een duurzame instandhouding, tenminste indien er voldaan is aan de assumpties van het gebruikte model (zie 4.1). We gaan in de discussie verder in op de beperkingen van dit model. Voor de adder is er nog een extra oppervlakte van meer dan 500 ha nodig om 1 van de 3 actuele metapopulaties duurzaam in stand te kunnen houden in een metapopulatie van minstens 695 ha. Voor de blauwe knoop is meer verspreid binnen het huidige areaal nog versterking nodig om de huidige populaties die nog niet aan de oppervlakenorm voldoen, uit te laten groeien tot mogelijk duurzame metapopulaties.

De vraag stelt zich hier dan om welke biotopen (habitattypen, rbb's, andere) het moet gaan. Slechts zeer weinig soorten zijn immers exclusief gebonden aan één enkel habitatype. Zelfs voor adder, die exclusief habitattypisch is voor natte heide (4010) zou een deel van de uitbreiding ook in de vorm van andere biotopen gerealiseerd kunnen worden (4030, 2310, KLE's). Ook voor blauwe knoop is overleving in meerdere typen biotopen mogelijk (6230, 6410, 2190, 7230).

6 DISCUSSIE

In dit rapport hebben we getracht om een methodiek op punt te stellen om de duurzaamheid van habitattypische soorten te evalueren, met als doel na te gaan of er nood is aan uitbreiding van Europees te beschermen habitattypes. Hiervoor hebben we voor een handvol habitattypische soorten de duurzaamheid van hun actueel voorkomen geëvalueerd, zowel op basis van het actuele als van het toekomstbeeld van de verspreiding aan geschikte biotopen. Om de duurzaamheid te beoordelen hebben we gebruik gemaakt van soortspecifieke informatie over biotoopvoorkeur, verspreidingspotentieel en oppervlaktebehoefte. Het verspreidingspotentieel geeft aan hoe ver beschikte biotopen/habitatvlekken van elkaar mogen liggen om nog tot eenzelfde lokale populatie dan wel tot een metapopulatie te kunnen behoren. Voor de bepaling van de oppervlaktebehoefte van een duurzame metapopulatie kunnen we terugvallen op het genetische criterium N_{e95} , waarmee theoretische effectieve populatiegroottes en overeenkomstige censuspopulatiegroottes afgeleid kunnen worden voor elke soort. Met die informatie over maximale afstanden tussen en minimale oppervlakte van geschikte biotopen is het mogelijk om een ruimtelijke analyse te maken van waar metapopulaties potentieel aanwezig zijn die al dan niet groot genoeg zijn om een soort duurzaam in stand te houden. In combinatie met recente verspreidingsgegevens kan dan verder gefocust worden op de huidige (meta)populaties, en kan een analyse gemaakt worden van het aantal duurzame metapopulaties enerzijds, en anderzijds het aantal metapopulaties waar nood is aan een versterking van leefgebied door uitbreiding (extra oppervlakte of verbinding van habitatvlekken).

6.1 EVALUATIE VAN DE TOESTAND VAN DE GESELECTEERDE SOORTEN VOLGENS DE METHODIEK

Na selectie volgens een aantal criteria werd de hier voorgestelde methodiek concreet uitgewerkt voor 5 soorten: rugstreepad, heikikker, adder, kommvlinder en blauwe knoop. Op basis van de resultaten kan besloten worden dat voor de rugstreepad, de heikikker en de kommvlinder de huidige metapopulaties (dus met actuele aanwezigheid) voldoen aan de minimale oppervlakte voor een duurzame instandhouding. Met de gehanteerde netwerkafstand fuseren alle huidige habitatvlekken (BWK) tot één enkele metapopulatie (rugstreepad, kommvlinder), of een handvol metapopulaties (heikikker). Dat blijft zo als gekeken wordt naar het toekomstbeeld voor de verspreiding van de biotopen (NDL). Voor de adder blijkt één van de huidige metapopulaties noch in de huidige toestand (BWK), noch na invulling van de instandhoudingsdoelen (NDL) de minimumnorm te halen. Bij de blauwe knoop zijn er heel wat meer metapopulaties die niet voldoen aan de ondergrens naar oppervlakte, met weliswaar een gunstiger beeld in het toekomstscenario. Maar zelfs na invulling van de instandhoudingsdoelen ontbreekt het nog aan iets minder dan 500 ha geschikte biotopen om een 60-tal populaties in een duurzame toestand te krijgen. De verschillende voorbeeldsoorten geven dus alvast wel een gedifferentieerd beeld over de mogelijke uitkomsten.

6.2 KNELPUNTEN VAN DE METHODIEK

6.2.1 **Leefgebied versus habitatype**

Ook al gaat het hier om habitattypische soorten, het blijft heikel om de nood aan extra oppervlakte (zoals dus bij de adder en blauwe knoop het geval is) uit te drukken in termen van habitattypen. Slechts zeer weinig van de habitattypische soorten zijn immers voor hun ganse le-



venscyclus of een deel daarvan, afhankelijk van slechts één enkel habitatype. Het merendeel is er slechts deels op aangewezen, of het habitatype is inwisselbaar met andere biotooptypen, al dan niet habitatwaardig. Dat maakt het zeer moeilijk om op basis van de resultaten van bovenstaande analyse concrete extra doelloppervlakten, bovenop wat voorzien wordt in het toekomstscenario (NDL), naar voren te schuiven voor de habitattypen waarvoor de betrokken soorten typisch zijn. Het extra leefgebied kan immers ook gerealiseerd worden in combinatie met andere habitattypen of door combinaties van andere biotopen.

Het blijft dus moeilijk om zelfs het leefgebied van de zgn. habitattypische soorten te koppelen aan één enkel habitatype en de soorten zo als middel te gebruiken om een eventuele extra nood aan oppervlakte aan Europees – en bij uitbreiding Vlaams – belangrijke biotopen aan te duiden.

Met bovenstaande analyse kunnen we dus enkel vaststellen dat voor sommige soorten de voorziene doelloppervlakten aan Europees (habitattypen) en Vlaams (regionaal belangrijke biotopen e.a.) belangrijke biotopen niet volstaan om de soorten die typisch zijn voor bepaalde habitattypen duurzaam in stand te houden. Hierdoor bestaat de kans dat hun voortbestaan bedreigd wordt en hun rode lijst status overeenkomstig (verder) verslechtert in de toekomst. Dat kan zich dan vertalen in een ongunstige staat van instandhouding van de habitattypen waarvoor de soorten typisch zijn, conform de beoordelingsmethodiek ter evaluatie van de staat van instandhouding van de habitattypen (zie punt 2). De hier voorgestelde methodiek geeft m.a.w. een instrument om pro-actief habitattypische soorten op te sporen die misschien nog niet op de rode lijst staan, maar waarvoor wel te verwachten is dat ze een achteruitgang zullen vertonen op basis van een analyse van de duurzaamheid van de huidige (meta)populaties. Voor die soorten kan het leefgebied dan gericht versterkt worden.

6.2.2 Genetische criteria alleen garanderen nog geen duurzame toestand

De hier gebruikte genetische criteria werden initieel ontwikkeld om minimale doelen voor behoud van genetische diversiteit op lokale en regionale schaal te behouden, en zijn feitelijk complementair aan andere ecologische criteria voor een duurzame instandhouding. De genetische criteria geven wel een duidelijk onderbouwd theoretisch kader, dat op tal van soorten kan toegepast worden. Maar het geeft geenszins een volledig beeld van de duurzame staat van instandhouding van soorten en hun populaties. Ze vormen eerder een absolute ondergrens: voldoet een metapopulatie niet aan deze criteria, dan kan er van een duurzame instandhouding sowieso geen sprake zijn.

6.2.3 Ecologische kennisvereisten

De hier voorgestelde methodiek veronderstelt wel dat heel wat informatie beschikbaar is voor elk van de te analyseren soorten. Voor de bepaling van de N_{e95} is het eerst en vooral nodig de *generatieduur* te kennen. Om op basis van de N_{e95} de minimaal benodigde oppervlakte aan leefgebied binnen een metapopulatie af te leiden, is vervolgens ook een inschatting van de *densiteit* aan individuen binnen het leefgebied noodzakelijk. Die kan, net als de generatieduur, bepaald worden via demografisch onderzoek van bestaande populaties, of op basis van literatuuronderzoek. De eigenlijke, ruimtelijke analyse ter bepaling van de grootte van de leefgebieden in lokale dan wel metapopulaties heeft uiteraard niet enkel nood aan een betrouwbare bron die de *verspreiding van de biotopen* afdoende weergeeft en aan een duidelijk zicht op de *biotoopkeuze en vereiste -configuratie* van elke soort, maar ook aan een maat voor de *dispersiecapaciteit* van een soort. Welke maximale afstand kan overbrugd worden om lokale populaties toch nog tot eenzelfde metapopulatie te rekenen. Idealiter wordt de netwerfafstand bepaald aan de hand van een percentielwaarde van een dispersiecurve die opgesteld is op basis van empirisch onderzoek. Tenslotte moet ook de *huidige verspreiding* gekend zijn om het ef-



fectief bezette leefgebied binnen metapopulaties te toetsen aan de minimaal vereiste oppervlakte voor een duurzame toestand. Heel wat informatie dus die nodig is vooraleer de duurzaamheid van een soort afgetoetst kan worden. Voor heel wat soorten ontbreekt die kennis volledig of althans ten dele.

6.2.4 Ruimtelijke resolutie van habitattypes en habitatkwaliteit

In dit rapport werd als bron voor de afbakening van de geschikte habitatvlekken enerzijds de BWK/Habitatkaart (BWK) gebruikt die de toestand in 2018 weerspiegelt: het huidig scenario. Daarnaast werd ook de toekomstkaart gebruikt die een integratie is van voorgaande laag met zowel de natuurdoelenlaag (NDL), die ANB beheert en een ruimtelijk expliciete weergave is van de doelen voor de biotopen die vooropgesteld worden in goedgekeurde beheerplannen, als de netto doelen die nog bijkomend als zoekzone aangeduid werden via het zoekzonemodel. En dat met als planhorizon het jaar 2050: het toekomstig scenario. Deze toekomstkaart geeft aldus het gewenste eindresultaat bij uitvoering van de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD). De natuurdoelen concentreren zich binnen de speciale beschermingszones (SBZ), maar zijn ook in beperkte mate ingetekend buiten deze zones. De zoekzones liggen dan weer uitsluitend binnen de SBZ-H. De doelen voor de boshabitattypen buiten de SBZ zijn evenwel nog niet ingetekend. Binnen de wel reeds ingetekende bosdoelen kregen in het kader van deze oefening de open plekken kleiner dan 3 ha het open habitatype toegewezen. Het dient ook opgemerkt dat de oppervlakte aan geschikte habitatvlekken zoals afgeleid van de BWK en de NDL, een maximale inschatting is van de reële oppervlakte. Veel van de ingetekende polygonen zijn immers maar voor een deel geschikt, terwijl nu wel de volledige oppervlakte van elke polygoon meegerekend wordt. Het is in dat geval immers onmogelijk te weten waar binnen de polygoon het deel met geschikte habitatvlekken gelegen is, terwijl die ruimtelijke ligging net cruciaal is voor de analyse. Een soortspecifieke indicatie van de kwaliteit van de (toekomstige) biotopen die deel kunnen uitmaken van het leefgebied ontbreekt evenzeer.

De vergelijking van de oppervlakte aan geschikte habitatvlekken en het aandeel ervan dat deel uitmaakt van een duurzame, actueel bezette metapopulatie kan aldus vergeleken worden tussen het huidig en het toekomstig scenario. Op die manier is het mogelijk de evaluatie te maken op basis van wat er actueel aan leefgebied voorhanden is, te kijken hoe dit evolueert in het toekomstig scenario, en of met de geplande doelstellingen aan biotoopuitbreiding de habitattypische soorten uiteindelijk voldoende leefgebied toebedeeld krijgen om via een reeks duurzame metapopulaties in stand gehouden te kunnen worden, cfr. het genetisch criterium voor de totale (Vlaamse) populatie ($N_e > 1000$).

De sterkte van de hier voorgestelde evaluatiemethodiek is dat ze een stap verder gaat dan louter de berekening van de oppervlakte aan geschikt leefgebied, en de vergelijking ervan tussen het huidig en het toekomstig scenario. Die laatste analyse maakt deel uit van een andere deelvraag van de huidige opdracht ter evaluatie van de G-IHD en werd uitgevoerd voor een andere, veel uitgebreidere set aan soorten (vnl. Habitat- en Vogelrichtlijnsoorten, Vlaams prioritaire soorten, en de zgn. weidevogels; Maes et al. 2019). De gemodelleerde leefgebieden geven enkel de oppervlakte aan geschikte habitatvlekken weer die voldoet aan de minimumoppervlakte voor een *lokaal* voorkomen van de soort. Aldus wordt er niet enkel abstractie gemaakt van het actueel voorkomen van de soorten, maar ook van de overkoepelende *metapopulatiestructuur* die nodig is voor een duurzame instandhouding op lange termijn. Dat laatste vormt net de focus van de methodiek die hier voorgesteld wordt: kijken welke potentiële leefgebieden actueel bezet zijn en onderdeel uitmaken van een potentieel duurzame metapopulatie op basis van een minimumgrens naar oppervlakte leefgebied binnen elke potentiële metapopulatie.



6.2.5 Modelbeperkingen en interpretatie

Het dient opgemerkt dat met de hier geschetste methodiek *potentiële* lokale populaties en metapopulaties worden onderscheiden. Een belangrijke kanttekening is inderdaad dat er nu abstractie gemaakt wordt van mogelijke factoren die het leefgebied kunnen versnipperen (barrières voor dispersie). Barrières kunnen immers leiden tot een opdeling van leefgebieden in kleinere entiteiten waardoor (meta)populaties opgesplitst raken, functioneel uit elkaar vallen en ook niet langer voldoen aan de minimale oppervlaktenormen. Het inbouwen van barrières in een leefgebiedsanalyse is echter complex en werd daarom in de huidige oefening buiten beschouwing gelaten. Bovendien gaat de vraagstelling ook over wat er *potentieel* mogelijk is met de oppervlakte aan en configuratie van leefgebied met de invulling van de (gewestelijke) instandhoudingsdoelstellingen.

Een ander knelpunt in de methodiek, is dat we alle kleine habitatvlekken als potentiële stapstenen in het landschap beschouwen. In werkelijkheid zijn kleine stukken leefgebied zelden bronnen van verdere dispersie (bronpopulaties), en nemen ze netto veel meer individuen op dan dat er uit het gebied vertrekken (afvoerpopulaties, 'sinks') (Dias, 1996). Ze dragen op die manier niet bij tot de nodige connectiviteit binnen metapopulaties, terwijl we ze wel als dussdanig beschouwen in het model. De fusie-afstanden en netwerkaafstanden die we gehanteerd hebben houden geen rekening met de grootte van de habitatvlekken, en of deze wel degelijk bronpopulaties vormen of kunnen vormen, dan wel of ze uitsluitend potentiële (want vaak niet eens bezette) afvoerpopulaties vormen. Met de huidige methodiek overschatten we dus waarschijnlijk de connectiviteit van gebieden in het landschap voor alle soorten matig tot sterk. Dit zouden we ten dele kunnen remediëren door enkel habitatvlekken van een minimale grootte – waarboven ze te beschouwen zijn als potentiële bronpopulaties – mee op te nemen binnen de analyses van de connectiviteit.

De huidige evaluatie van deze vijf soorten geeft dan ook eerder een maximum-scenario weer van wat er potentieel als duurzame metapopulaties kan voorkomen binnen de huidige (BWK) en een toekomstige (NDL) ruimtelijke context, eerder dan een werkelijke evaluatie te vormen van de duurzaamheid van de metapopulaties. In realiteit kan de duurzaamheid dus lager uitvallen dan uit de huidige analyse blijkt. Daarnaast levert de methodiek ook weinig meerwaarde voor zeer mobiele soorten waarvoor al het leefgebied binnen Vlaanderen deel uitmaakt van één enkele populatie, of een metapopulatie, die zich tot ver buiten de grenzen van Vlaanderen uitstrekt.



schaars, maar zal op termijn toelaten de generieke criteria te verfijnen zodat de duurzaamheid van de huidige en toekomstige metapopulaties nog fijner in beeld gebracht kan worden.



Referenties

- Allendorf, F. W., G. Luikart, en S. Aitken. 2013. Conservation and the genetics of populations. Wiley-Blackwell.
- Allendorf, F. W., en N. Ryman. 2002. The role of genetics in population viability analysis. Pages 50-85 in S. R. Beissinger and D. R. McCullough, editors. Population Viability Analysis. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Bauwens, D., K. Claus, B. Hoeymans, en T. De Swert. 2016. Populatiestudies en behoud van adders: jonge dieren en habitats buiten de heide verdienen meer aandacht. *Natuur.Focus* **15**:59-66.
- Beebee, T., J. Denton, en S. Wroot. 1997. The Natterjack Toad Conservation Handbook (Species Recovery Programme). English Nature.
- Broekmeyer, M. E. A., en E. G. Steingröver. 2001. "Handboek robuuste verbindingen : [ecologische randvoorwaarden]". Wageningen: Alterra. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/316161>.
- Cox, K., J. Maes, H. Van Calster, en J. Mergeay. 2017. Effect of the landscape matrix on gene flow in a coastal amphibian metapopulation. *Conservation Genetics* **18**:1359-1375.
- Davies, Z. G., R. J. Wilson, T. M. Brereton, en C. D. Thomas. 2005. The re-expansion and improving status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain: a metapopulation success story. *Biological Conservation* **124**:189-198.
- De Knijf, G., en D. Paelinckx. 2013. Typische faunasoorten van de verschillende Natura 2000 habitattypes, in functie van de beoordeling van de staat van instandhouding op niveau Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.3063. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Dias, P. C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution* **11**:326-330.
- Drobenkov, S. M., R. V. Novitsky, L. V. Kosova, K. K. Ryzhevich, en M. M. Pikulik. 2005. The Amphibians of Belarus. Penssoft Publishers, Sofia - Moscow.
- Evans, D., en M. Arvela. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012
- Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* **66**:95-107.
- Frankham, R., J. D. Balloux, en D. A. Briscoe. 2010. Introduction to Conservation Genetics. 2 edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frankham, R., C. J. A. Bradshaw, en B. W. Brook. 2014. Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* **170**:56-63.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pages 135-149 in M. E. Soulé and B. A. Wilcox, editors. Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Franklin, I. R., en R. Frankham. 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* **1**:69-70.

van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Poelmans, L., M. Van der Meulen, K. Vermeiren, E. Verachtert, G. Engelen, D. Adriaens, M.-A. Vandenaabeele, V. Goethals, J. Bot, M. Vandegehuchte. 2018. Afbakening Zoekzones. Technische beschrijving. Vlaamse Instelling Technologisch Onderzoek (VITO). 2017/RMA/R/1255. Studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos.
- Pouwels, R., R. Jochem, M. J. S. M. Reijnen, S. R. Hensen, en J. G. M. van der Gref. 2002. "LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen". Alterra-rapport 492. Wageningen: Alterra. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/316758>.
- Soulé, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Pages 151-169 in M. E. Soulé and B. A. Wilcox, editors. Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Stevens, V. M., C. Verkenne, S. Vandewoestijne, R. A. Wesselingh, en M. Baguette. 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology* **15**:2333-2344.
- Thomas, C. D., en T. M. Jones. 1993. Partial recovery of a Skipper Butterfly (*Hesperia comma*) from Population Refuges: Lessons for Conservation in a Fragmented Landscape. *Journal of Animal Ecology* **62**:472-481.
- Van den Broeck, A., en K. Cox. 2017. Innovatieve methodes voor natuurbeheer: moleculair genetische technieken voor soortenbescherming en -beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (46). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- van der Meer, S., J. P. Dahlgren, M. Mildén, en J. Ehrlén. 2014. Differential effects of abandonment on the demography of the grassland perennial *Succisa pratensis*. *Population Ecology* **56**:151-160

