

## Advies betreffende de grofwildpopulatie in het Drongengoed (Maldegem & Knesselare)

Nummer:	<b>INBO.A.2012.116</b>
Datum advisering:	<b>5 oktober 2012</b>
Auteur(s):	<b>Frank Huysentruyt, Jan Vercammen en Jim Casaer</b>
Contact:	<b>Lode De Beck (<a href="mailto:lode.debeck@inbo.be">lode.debeck@inbo.be</a>)</b>
Kenmerk aanvraag:	<b>e-mail van 21 augustus 2012</b>
Geadresseerden:	<b>Agentschap voor Natuur en Bos Provinciale Dienst Oost-Vlaanderen</b>  <b>T.a.v. Wouter Mewis Gebr. Van Eyckstraat 2-6 9000 Gent</b>  <b><a href="mailto:jacht.ovl.anb@vlaanderen.be">jacht.ovl.anb@vlaanderen.be</a></b>
Cc:	<b>Agentschap voor Natuur en Bos Provinciale Dienst Oost-Vlaanderen</b>  <b>t.a.v. Dries Desloover <a href="mailto:dries.desloover@lne.vlaanderen.be">dries.desloover@lne.vlaanderen.be</a></b>  <b>Centrale Dienst Carl De Schepper (<a href="mailto:carl.deschepper@inbo.be">carl.deschepper@inbo.be</a>)</b>

## AANLEIDING

Het Agentschap voor Natuur en Bos werkt momenteel aan het opstellen van een uitgebreid bosbeheerplan voor het Drongengoed te Knesselare en Maldegem. Het opnemen van een beheervisie grofwild is nodig voor dit bosbeheerplan, gelet op de reeds aanwezige populaties ree en damhert.

## VRAAGSTELLING

- Voldoet dit gebied aan de eisen voor het herbergen van een populatie reewild? Wat zijn bijkomende vereisten (Waar kan het ANB in het Drongengoed best rustzones instellen, hoe groot moeten die zijn en hoe moeten die er habitatsgewijs uitzien)?
- Voldoet dit gebied aan de eisen voor het herbergen van een populatie damwild? Wat zijn bijkomende vereisten (Waar kan het ANB in het Drongengoed best rustzones instellen, hoe groot moeten die zijn en hoe moeten die er habitatsgewijs uitzien)?
- Hebben de populaties van reewild en damwild (wat betreft terreinbeheer en IHD's) een relevante invloed op elkaar? Zoja, bestaat er een optimale onderlinge verhouding damhert/ree? Zoja, welke?
- Welke criteria zijn voor dit gebied meest zinvol om te bepalen welke mate van populatiebeheer nodig is voor reewild? (bv. Tendensen in populatiegrootte, significante toename verkeersslachtoffers, significante groei van populatie, mogelijke conflicten met de IHD's voor het gebied (zie hiervoor onderaan aanvulling IHD), e.d.)
- Welke criteria zijn voor dit gebied meest zinvol om te bepalen welke mate van populatiebeheer nodig is voor damwild? (bv. Tendensen in populatiegrootte, significante toename verkeersslachtoffers, significante groei van populatie, mogelijke conflicten met de IHD's voor het gebied (zie hiervoor onderaan aanvulling IHD), e.d.)
- Welke zijn de andere soorten waarmee we rekening moeten houden in het kader van het populatiebeheer van ree en damwild, en wat is om die reden hun aanvaardbare populatiegrootte?
- Welke zijn de andere soorten waarmee we rekening moeten houden in het kader van de IHD's, en wat is om die reden hun aanvaardbare populatiegrootte?

## AANGEPASTE VRAAGSTELLING

Omwille van de grote tijdsinvestering die met het beantwoorden van al deze vragen gepaard gaat vond in aanvulling op de schriftelijke vraag een correspondentie via e-mail plaats. Daarin werden de vragen verengd tot volgende twee vragen (correspondentie 13/09/2012 van Dries Desloover):

- Welke criteria zijn voor dit gebied meest zinvol om te bepalen welke mate van populatiebeheer nodig is voor **reewild**? (bv. Tendensen in populatiegrootte, significante toename verkeersslachtoffers, significante groei van populatie, mogelijke conflicten met de IHD's voor het gebied (zie hiervoor onderaan aanvulling IHD), e.d.)
- Welke criteria zijn voor dit gebied meest zinvol om te bepalen welke mate van populatiebeheer nodig is voor **damwild**? (bv. Tendensen in populatiegrootte, significante toename verkeersslachtoffers, significante groei van populatie, mogelijke conflicten met de IHD's voor het gebied (zie hiervoor onderaan aanvulling IHD), e.d.)

## 1. Algemene inleiding

Om het populatiebeheer van hertachtigen af te stemmen op specifieke gebiedsgebonden doelstellingen is het nodig drie afzonderlijke elementen op te volgen. In eerste instantie moet de populatie van de hertachtigen zelf worden opgevolgd zodat veranderingen in de populatiegrootte (en eventueel samenstellingen) gekend zijn. Daarnaast moet de wisselwerking tussen de dieren en hun habitat gekend zijn om na te gaan hoe de verhouding is tussen de aanwezige populatie hertachtigen en de draagkracht van het gebied. In laatste instantie moeten ook de specifieke gebiedsdoelstellingen zelf worden opgevolgd. Op deze manier kan, wanneer bepaalde doelstellingen niet worden gehaald, de link met de populatie-evoluties van de verschillende hertachtigen worden gelegd en kan, indien nodig, het beheer ervan correct worden aangepast.

Aan de basis van de huidige beheervisie van de overheid voor ree ligt een wetenschappelijke studie afgerond in 1995 (Wauters, 1995). Op basis hiervan werden de volgende drie beheerdoelstellingen voor het reewild beheer in Vlaanderen vastgelegd

1. Het reewildbeheer moet resulteren in duurzame en gezonde reewildpopulaties (voortbestaan is gegarandeerd op lange termijn, minimale leefbare populaties in goede conditie)
2. Er is geen onaanvaardbare schade aan land- of bosbouw.
3. Er is geen onaanvaardbare schade door verkeersongelukken.

Deze doelstellingen resulteren samen in de noodzaak om de drie hoger vermelde aspecten van de monitoring toe te passen; zowel veranderingen in de grootte van de reewildpopulaties als de conditie van de populatie en de druk op land- of bosbouw of verkeersschade dienen opgevolgd te worden.

Ook Morellet *et al.* (2007) geven dit drieluik van monitoringsaspecten aan in het kader van reewildbeheer. Ze beschrijven twee indicatoren om de grootte van de reewildpopulaties mee op te volgen met name de kilometerindex en groepsgrootte. Daarnaast worden een viertal bio-indicatoren met betrekking tot de conditie van de dieren beschreven: lichaamsgewicht, onderkaaklengte, achterpootlengte en fecunditeit (Morellet *et al.*, 2007). Vaak wordt daar ook nog niervetindex aan toegevoegd (Riney, 1955). Deze bio-indicatoren laten toe de verhouding (of veranderingen erin) tussen de aanwezige reewildpopulatie en de ecologische draagkracht van het gebied op te volgen. Tot slot stelt Morellet *et al.* (2007) de *browsing index* voor als methode voor het opvolgen van de druk van de hertachtigen op hun omgeving.

## 2. Monitoring van de populatiegroottes

In het Drongengoed komen zowel ree (*Capreolus capreolus*) als damhert (*Dama dama*) voor. Het is gekend dat tussen grotere hertachtigen (zoals edelhert (*Cervus elaphus*) en damhert) en ree sterke interspecifieke competitie kan heersen (Duncan *et al.*, 1998). Hoewel de dieetoverlap tussen ree enerzijds en dam- en edelherten anderzijds niet erg groot is, blijken vooral edelherten vaak reeën ruimtelijk weg te concurreren van de betere voedselplekken (Duncan *et al.*, 1998). Toch valt te verwachten dat door de brede dieetniche van damherten (variabele vreters) ook deze soort een competitief voordeel op een snoeiende soort zoals ree zal hebben (Hofmann, 1989). Daarnaast is ook al aangetoond dat damherten reeën actief en passief kunnen verdringen van voedselgronden (Ferretti *et al.*, 2008). Het valt daarom aan te bevelen om de verhoudingen tussen beide populaties mee op te volgen in het kader van het beheer.

## 2.1 Ree

Algemeen wordt de kilometerindex beschouwd als een uitstekende indicator voor het opvolgen van veranderingen in de grootte van reeënpopulaties (Vincent *et al.*, 1991). Het gebruik van kilometertellingen werd in het verleden gevalideerd als indexmethode. Deze validatie gebeurde door langdurig onderzoek aan populaties in gebieden waar de reële evoluties van de populatiegrootte gekend waren en gemanipuleerd konden worden (Ballon, 1999; Delorme, 1989, 2003; Vincent *et al.*, 1982, 1991, 1995). De indicator bewijst ook in Vlaanderen al geruime tijd zijn dienst en wordt ook door INBO binnen verschillende projecten toegepast, waaronder ook binnen een gebied waar delen van het Drongengoed toe behoren (Dillen, 2010).

De kilometerindex laat *niet* toe van de absolute grootte van de reeënpopulatie te bepalen maar wel van veranderingen in de populatiegrootte in de tijd mee te detecteren.

Het principe van de kilometertelling is vrij eenvoudig. Er worden reeën geteld op vooraf vastgelegde trajecten die te voet worden afgelegd. In Vlaanderen wordt in de periode tussen 15 maart en 15 april geteld (voor een motivering hierrond, zie Vercammen *et al.*, 2011). De tellingen vinden best 's morgens of 's avonds plaats en worden best zo goed mogelijk verspreid over de totale periode waarin de tellingen plaatsvinden. De te volgen trajecten worden zo over alle bestandstypen in het gebied verdeeld dat alle bestandstypes aan bod komen naar ratio van het voorkomen ervan in het gebied. De trajecten worden dus *niet* specifiek aangeduid in gebieden waar actueel de kans het hoogste is dieren te observeren. Dit zou immers de bruikbaarheid van de trajecten op langere termijn hypothekeren. Als stelregel wordt aangenomen dat er per 100 ha ongeveer 3 km traject aangeduid wordt en dat de trajecten maximaal 5 km lang zijn (Groupe Chevreuil, 1991). Voor een verdere uitleg rond de praktische organisatie van dergelijke tellingen wordt opnieuw verwezen naar Vercammen *et al.* (2011).

Per traject per dag kan een kilometerindex berekend worden. Deze wordt berekend door het aantal waargenomen reeën te delen door het totaal aantal afgelegde kilometers. Per serie of reeks bestaande uit alle trajecten geteld op een dag samen kan de kilometerindex voor die telling (of reeks) berekend worden. Deze is het gemiddelde over alle parcours die op die dag geteld worden. Tot slot kan, voor een bepaald jaar in een bepaald gebied, de kilometerindex berekend worden door het gemiddelde te nemen over alle tellingen (reeksen) heen.

Doordat de tellingen verschillende keren uitgevoerd worden (minimaal 4 keer binnen een beperkte periode), kan ook jaarlijks een betrouwbaarheidsinterval berekend worden. Dit is noodzakelijk om de kilometerindexen tussen de verschillende jaren op een statistisch verantwoorde manier te kunnen vergelijken. Het spreekt voor zich dat het verhogen van het aantal keren dat een volledige set van trajecten geteld wordt (m.a.w. het verhogen van het aantal reeksen), ertoe leidt dat het betrouwbaarheidsinterval kleiner wordt. Jaarlijks kan aan de hand van het betrouwbaarheidsinterval de ondergrens en de bovengrens voor de jaar-KI berekend worden. Het aantal tellingen (reeksen) dient best constant gehouden te worden tussen de jaren.

## 2.2 Damhert

De kilometerindex zoals hierboven beschreven is ook gevalideerd voor het gebruik bij damherten (Vincent *et al.*, 1996), maar sindsdien zijn geen publicaties gekend die de methode voor de soort ook hebben toegepast. Wel is voor grotere hertachtigen, zoals damhert maar ook edelhert, een variant op deze telling beschikbaar. Hierbij wordt niet overdag maar 's nachts geteld met behulp van een zoeklamp. De trajecten worden ook niet te voet maar met de wagen afgelegd, waardoor meer en langere trajecten kunnen worden afgewerkt. Door het vergelijken van deze 'spotlight-counts' met populatieschattingen op basis van vangst- hervangst bleek er dat er wel een sterke

invloed op de betrouwbaarheid is ten gevolge van weersomstandigheden (vb. regen) maar dat na correctie hiervoor deze methode goede resultaten opleverde voor het opvolgen van veranderingen in de populatiegrootte van edelhert. Net zoals bij de kilometerindex voor reeën laat de methode niet toe om de absolute populatiegrootte te bepalen maar wel van veranderingen in populatiegrootte tussen de jaren op te volgen. Uit de testen (Garel *et al.*, 2010) bleek dat het aantal getelde *groepen* een betere index vormde voor veranderingen in de populatiegrootte dan het aantal getelde *dieren*.

### 3. Monitoring van verhouding tussen de aanwezige populatie hertachtigen en de ecologische draagkracht van het gebied

#### 3.1 Conditie van de populaties

Wanneer de populatie hertachtigen in een gebied stijgt in relatie tot de draagkracht van het gebied (voedselaanbod, dekking, rustgebieden ...) of de draagkracht afneemt door veranderingen in het biotoop resulteert dit in effecten op de lichaamsconditie en performantie van de aanwezige populaties. Dit zorgt ervoor dat ook een aantal indicatoren, die op de dieren zelf kunnen worden gemeten, kunnen helpen bij het opvolgen van de **verhouding** tussen de populatie hertachtigen en hun omgeving. Morellet *et al.* (2007) definieerde hiervoor een set van indicatoren bruikbaar binnen een reewildbeheer, maar al deze indicatoren zijn ook beschreven en gevalideerd voor het gebruik bij andere hertensoorten.

De indicatoren die kunnen worden opgevolgd zijn de volgende:

- Het **lichaamsgewicht** van hertachtigen wordt al jarenlang gebruikt als een indicator voor de gezondheidstoestand van individuele dieren (Mitchell *et al.*, 1976; Clutton-Brock, 1991 in Kjellander *et al.*, 2006). Zwaardere individuen binnen een hertenpopulatie hebben in de regel betere overlevingskansen en planten zich meer en sneller voort, waardoor het *gemiddeld gewicht* van een populatie een maat kan vormen voor de algemene conditie waarin die populatie zich bevindt (Gaillard *et al.*, 1996; Toïgo *et al.*, 2006). Deze indicator wordt in de regel opgevolgd door het ontweid gewicht van geschoten dieren te meten. Om leeftijdseffecten te vermijden kan dit het best worden beperkt tot enkel de reekitsen en damhertkalveren. Deze leeftijdscategorie blijkt ook het meest gevoelig te zijn voor veranderingen in de verhouding tussen de aanwezige populatie en de draagkracht van het gebied en werd gevalideerd als bruikbare biodindicator (Kjellander *et al.*, 2006).
- De hoeveelheid vet in en rond verschillende lichaamsdelen en organen wordt traditioneel gebruikt als een indicator van de lichaamsconditie bij vertebraten (Nieminen & Laitinen 1986; Holand, 1992). Bij hoefdieren is gebleken dat de **hoeveelheid vet die rond de nieren** wordt opgeslagen een goede indicator voor de totale vetreserve is (Riney, 1955; Nieminen & Laitinen, 1986). Hiervoor wordt bij afgeschoten dieren het niergewicht met omliggend vet in verhouding tot het met het niergewicht zonder omliggend vet opgevolgd.
- De voortplanting bij een aantal soorten hoefdieren uit gematigde zones vertoont een hoge mate van flexibiliteit als respons op de sterk veranderende omgevingen waarin ze leven (Ferguson *et al.*, 2000). Dit leidt ertoe dat het reproductiesucces vaak kan worden gebruikt om de algemene conditie of performantie van de populatie van deze hoefdieren te beschrijven. Hiervoor worden traditioneel twee verschillende parameters gebruikt: de **fecunditeit** (aantal jongen/vrouwelijk dier) en het **aandeel voortplantende dieren per jaar en per leeftijdsklasse** (Gaillard, 1988).

- Ook de **lengte van de onderkaak en achtervoet** worden vaak gebruikt als bio-indicator bij ree. Voor de relatie tussen onderkaaklengte en de omgeving bestaat ook een validatie voor damhert (Nugent & Frampton, 1994). Voor de achtervoetlengte daarentegen is deze relatie niet gevalideerd voor gebruik bij damherten. Toch blijkt vooral de lengte van de onderkaak bij reeën jonger dan 1 jaar, zowel een indicator voor de individuele conditie van het ree, als een indicator die voor de verhouding tussen de populatie en de omgeving (Hewison *et al.*, 1996 *in* ONC, 1996).

### 3.2 Impact op habitat

Voor het bepalen van de impact die populaties hertachtigen op hun habitat uitoefenen stelt Morellet *et al.* (2001), de zogenaamde *browsing index* voor. Hierbij wordt binnen een groot aantal vaste locaties (plots) jaarlijks de aanwezigheid van houtige planten bereikbaar voor hertachtigen vastgesteld, met daarbij het aandeel van die plots waarbinnen planten zijn aangevreten. Daarbij kan dan de evolutie van het aandeel plots binnen een perceel met aangevreten planten worden opgevolgd. Door de herhaling van vaste plots binnen een perceel, gecombineerd met een aantal percelen kan telkens ook de fout op die waarde worden berekend, wat toelaat de trends doorheen de jaren statistisch te analyseren (zie hiervoor Morellet *et al.*, 2001).

De *browsing index* heeft als voordeel dat ze voor de verschillende hertensoorten simultaan kan worden opgevolgd. Dit heeft in dit geval wel tegelijk als nadeel dat de effecten voor beide soorten afzonderlijk niet te onderscheiden zijn.

Een alternatieve methode bestaat uit het gebruik van sets van paren van referentievlakken waarbij bij elk paar één vlak (6\*6 meter) uitgerasterd wordt en het andere niet (zie Reimoser & Suchant, 1992, figuur 1). Hierdoor kan de impact van de herbivoren gedifferentieerd worden van andere factoren die een impact hebben op de bosverjonging of de ontwikkeling van de kruid- en struiklaag in de onderetage van het bos. Een differentiatie tussen de verschillende herbivoren kan hierbij echter niet gemaakt worden. Dit probleem kan worden opgelost door het toepassen van een opstelling waarbij naast de niet ingerasterde referentievlakken, één vlak zodanig afgerasterd wordt dat het niet toegankelijk is voor edelhert of damhert – maar wel voor ree door kleine toegangspoortjes, en een tweede dat noch voor ree, noch voor de grotere hertachtigen toegankelijk (Corvol, 2001).

### 1.4 Gebiedspecifieke doelstellingen

Voor het opvolgen van de gebiedspecifieke doelstellingen in het kader van de IHD's worden het best indicatoren opgesteld die rechtstreeks de gebiedsdoelstellingen opvolgen. Zo valt het aan te bevelen de toestand van de gebiedspecifieke IHD-habitats voor het Drongengoed op te volgen, naast een specifieke monitoring voor doelsoorten (fauna) voor het gebied. Eventuele negatieve veranderingen in de toestand van deze doelsoorten en habitats kunnen daarbij onderzocht worden op hun relatie tot veranderingen van de populatietoestand van de hertachtigen in het gebied. Zij het dat ook hier een differentiatie tussen impact van de hertachtigen op deze doelsoorten versus impact van andere biotische of abiotische factoren in veel gevallen niet eenvoudig zou kunnen zijn. Om hier een correct antwoord op te kunnen geven zou ook hier een proefopzet met exclusies oplossingen kunnen bieden. Belangrijk hierbij is ook de aanvangssituatie in de proefvlakken mee op te nemen.

## CONCLUSIE

Om het populatiebeheer van hertachtigen af te stemmen op specifieke gebiedsgebonden doelstellingen is het nodig drie afzonderlijke elementen op te volgen. In eerste instantie

moeten de veranderingen in de populatiegrootte worden opgevolgd. Daarnaast moet de verhoudingen (en de veranderingen erin) tussen de aanwezige populaties en de draagkracht van het gebied worden opgevolgd. In laatste instantie moeten ook de specifieke gebiedsdoelstellingen zelf worden opgevolgd.

Voor het opvolgen van de populatiegroottes van beide soorten (ree en damhert) is het aan te bevelen enkel gevalideerde methodes als indicator te hanteren. Zo zijn kilometertellingen voor beide soorten geschikt, maar is een aanvulling met nachtelijke tellingen (van groepen en individuele dieren) voor damhert zeker ook aan te raden.

Ook voor het opvolgen van de relaties tussen de populatiegroottes en de draagkracht van het gebied worden best enkel gevalideerde methodes gebruikt. Hiervoor zijn lichaamsgewicht, niervetgehalte, reproductiesucces en onderkaaklengte voor beide soorten geschikt. Elk van deze indicatoren impliceert wel dat per tijdseenheid (vb. jaar) voldoende dieren kunnen worden bemonsterd. In de praktijk is dit enkel mogelijk wanneer reeds voor elk van beide soorten een voldoende groot afschot wordt gerealiseerd in het gebied zelf of de onmiddellijke omgeving daarvan.

Voor het opvolgen van gebiedspecifieke habitatdoelstellingen wordt bij voorkeur gewerkt met proefvlakken en exclusures, waarin, naast de uitgangssituatie ook de evolutie in functie van de veranderende populatiedichtheden wordt opgevolgd.

## REFERENTIES

Ballon P. (1999). Indicateurs de la relation population – environnement pour le suivi des populations de chevreuils en milieu forestier de plaine. Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse, 244:22-29.

Corvol A. (2001). Le sapin, enjeux anciens, enjeux actuels. Paris, l'Harmattan. 391pp.

Delorme D. (1989). L'effet observateur : une source de biais lors de l'application de l'indice kilométrique d'abondance (I.K.A.) pour le dénombrement de chevreuils (*Capreolus capreolus*). Gibier Faune Sauvage, 6:309-314.

Delorme D. (2003). Gestion moderne du Chevreuil : de la validation à l'application des bio-indicateurs. Forêt wallonne, 63:39-44.

Dillen A. (2010). Grofwildtellingen in het Drongengoed en omgeving. 13 pp.

Duncan P., Tixier H., Hofmann R.R. & Lechner-Doll M. (1998). Feeding strategies and the physiology of digestion in roe deer. In: Andersen R., Duncan P. & J.D.C. Linnell. The European roe deer: the biology of success. Scandinavian University Press, Oslo. p. 91-1146.

Ferguson S.H., Bisset A.R. & Messier F. (2000). The influences of density on growth and reproduction in moose *Alces alces*. Wildlife Biology, 6:31-39.

Ferretti F., Sforzi A. & Lovari, S. (2008). Intolerance amongst deer species at feeding: roe deer are uneasy banqueters. Behavioural Processes, 78:487-491.

Gaillard J.M. (1988). Contribution a la dynamique des populations de grands mammiferes: l'exemple du chevreuil (*Capreolus capreolus*). These présentée pour l'obtention du diplôme de doctorat. Université Claude-Bernard, Lyon. 320pp.



Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Van Laere G. & Boisaubert B. (1996). Body Mass of Roe Deer Fawns during Winter in 2 Contrasting Populations. *The Journal of Wildlife Management*, 60:29-36.

Garel M., Bonenfant C., Hamann J.L., Klein F. & Gaillard J.M. (2010). Are abundance indices derived from spotlight counts reliable to monitor red deer *Cervus elaphus* populations? *Wildlife Biology*, 16:77-84.

Groupe chevreuil (1991). Méthodes de suivi des populations de chevreuils en forêt de plaine : exemple : l'Indice Kilométrique (I.K.). Supplément au Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse, 157, Fiche n°70, 4 pp.

Hofmann R.R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78 :443-457.

Holand Ø. (1992). Fat indices versus ingesta-free body fat in European roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 56:241-245.

Kjellander P., Gaillard J.M. & Hewison A.J.M. (2006). Density-dependent responses of fawn cohort body mass in two contrasting roe deer populations. *Oecologia*, 146:521-530.

Mitchell B., McCowan D. & Nicholson I.A. (1976). Annual cycles of body weight and condition in Scottish Red deer, *Cervus elaphus*. *Journal of Zoology*, 180:107-127.

Morellet N., Champely S., Gaillard J.M., Ballon P. & Boscardin Y. (2001). The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 29:1243-1252.

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

Nieminen M. & Laitinen M. (1986). Bone marrow and kidney fat as indicators of condition in reindeer. *Rangifer*, special issue 1:219-226.

Nugent G. & Frampton C. (1994). Microgeographic and temporal variation in mandible size within a New Zealand fallow deer (*Dama dama*) population. *Journal of Applied Ecology*, 31:253-262.

ONC (Office National de la Chasse) (1996). Fiche technique n°90. Les bio-indicateurs: futurs outils de gestion des populations de chevreuils? Supplément au bulletin mensuel de l'office national de la chasse n°209.

Reimoser F. & Suchant R. (1992). Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 163:27-31.

Riney T. (1955). Evaluating condition of free-ranging red deer (*Cervus elaphus*), with special reference to New Zealand. *New Zealand Journal of Science and Technology*, 36:429-463.

Toïgo C., Gaillard J.M., Van Laere G., Hewison M. & Morellet N. (2006). How does environmental variation influence body mass, body size, and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29:301-308.

Vercammen J., Huysentruyt F. & Casaer J. (2011). Reewildtellingen: Overzicht van de resultaten uit de verschillende gebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en



Bosonderzoek, INBO.R.2011.45. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 45 pp.

Vincent J.P. & Bideau E. (1982). Note About the Visibility Index Determination - Utilization for Roe Deer Census. *Acta Oecologica-Oecologia Applicata*, 3:257-262.

Vincent J.P., Gaillard J.M. & Bideau E. (1991). Kilometric Index As Biological Indicator for Monitoring Forest Roe Deer Populations. *Acta Theriologica*, 36:315-328.

Vincent J.P., Bideau E., Hewison A.J.M. & Angibault J.M. (1995). The Influence of Increasing Density on Body-Weight, Kid Production, Home-Range and Winter Grouping in Roe Deer (*Capreolus-Capreolus*). *Journal of Zoology*, 236:371-382.

Vincent J.P., Hewison A.J.M., Angibault J.M. & Cargnelutti B. (1996). Testing density estimators on a fallow deer population of known size. *Journal of Wildlife Management*, 60:18-28.

Wauters L. (1995). Beschermingsplan voor het reewild. Criteria voor een biologisch verantwoord afschotplan voor reewild in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport. Onderzoeksopdracht BNO/NB/1994/nr.5

## **BIJLAGEN**

Geen bijlagen