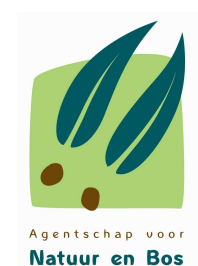


Studie ter voorbereiding van het monitoren van de reewild- populatiegrootte in Zoniën

Overzicht van bestaande methoden en hun
toepasbaarheid in Zoniën

Jim Casaer & Céline Malengreaux

INBO.R.2008.26



Samenvatting

Dit rapport geeft een overzicht van de mogelijke methoden die gebruikt kunnen worden om de grootte van reewildpopulaties te monitoren. Van de verschillende mogelijke methoden worden de voor- en nadelen weergegeven en de mogelijke toepassing ervan in het Zoniënwoud beschreven.

De methoden worden opgedeeld in functie van de mogelijke doeleinden waarvoor ze gebruikt kunnen worden. Er wordt een verschil gemaakt tussen methoden die gebruikt kunnen worden om de populatieschommelingen mee op te volgen, 'indexmethoden', en methoden die toelaten de absolute reewilddichtheid – of het aantal dieren - te bepalen, 'absolute methoden'.

Voor wat betreft de indexmethoden, worden de praktische en organisatorische aspecten voor het opstarten van kilometertellingen beschreven. Ook wordt aangegeven hoe de verzamelde gegevens verwerkt moeten worden om betrouwbare resultaten te bekomen.

Voor de absolute methoden wordt een selectie voorgesteld van twee methoden – 'distance sampling' en tellingen van uitwerpselen (keutelhoopjes). De randvoorwaarden en technische aspecten van deze methoden worden toegelicht.

Dit rapport is de Nederlandstalige versie van een rapport dat door de vzw Wildlife & Man samen met het INBO, werd opgemaakt in opdracht van het Brussels Instituut voor Milieubeheer.

De Nederlandstalige versie werd door het INBO uitgewerkt in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos.

English abstract

This report gives an overview of the existing methods to assess the size of roe deer populations and/or to monitor changes in roe deer population densities. For each of the existing methods the advantages and disadvantages are described and the applicability of the method in 'Zoniën' (forest complex south of Brussels (Belgium)) is assessed.

The existing methods can be subdivided into two groups: methods that only provide a tool to detect changes in population densities or changes in the numbers of animals present, - the so called index methods - and methods providing the possibility to assess the 'absolute' population density.

For one of the index methods, being the use of a kilometre index, the practical aspects and possible pitfalls are described in more detail. Furthermore, we explain how the collected data should be treated in order to get reliable results.

Regarding the 'absolute' methods, two possible methods - distance sampling and pellet group counts - are highlighted. Both the technical aspects as the required conditions allowing their application are explained.

This report is the Dutch translation of a French report written by Wildlife & Man vzw, in collaboration with INBO, which was ordered by the 'Brussels Instituut voor Milieubeheer' (BIM) - Brussels authorities.

The Dutch translation was conducted by INBO and financed by the 'Agentschap voor Natuur en Bos' (Flemish authorities).

Inhoud

Samenvatting	3
English abstract	4
1 Inleiding	7
2 De bestaande methoden voor het monitoren van reewildaantallen	9
2.1 Algemene problemen bij het tellen van reeën	9
2.2 De bestaande methoden voor het monitoren van de grootte van reewildpopulaties	10
2.2.1 Kilometerindex; te voet uitgevoerd, bij zonsopgang of zonsondergang.....	11
2.2.2 Trajecttelling vanuit de wagen bij schemering	11
2.2.3 Trajecttelling vanuit de wagen met schijnwerpers.....	11
2.2.4 Gemiddelde groeps grootte	12
2.2.5 Inventariseren van aanwezigheidsindicaties	12
2.2.6 Analyse van de afschotstatistieken	13
2.2.7 Analyse van geleverde jachtinspanning ('effort').....	13
2.2.8 Bersen in verschillende 'telsectoren'	13
2.2.9 Druktelling in verschillende 'telsectoren'.....	14
2.2.10 Gemeenschappelijke aanzit.....	14
2.2.11 Drijftelling	14
2.2.12 Transecttelling ('strip counts').....	15
2.2.13 Inventariseren van visuele waarnemingen en/of auditieve signalen.....	15
2.2.14 Vangst, markeer, hervangst-methode (CMR)	16
2.2.15 Distance Sampling.....	16
2.2.16 Tellen van de keutelhoopjes , uitwerpselen (pellet counts)	17
2.3 De keuze van een methode voor het bepalen of opvolgen van de populatiegrootte bij reewild	17
2.3.1 Doel van het monitoren van populaties	17
2.3.2 Accuraatheid en precisie.....	18
2.3.3 Waarnemingskans	19
2.3.4 Steekproef.....	19
2.3.5 Het gebruik van indexen.....	20
2.3.6 Conclusies	20
3 Kilometertellingen als indexmethode	22
3.1 Keuze van de methode.....	22
3.2 Algemeen principe.....	22
3.3 Tijdstip van de tellingen, periode van het jaar & aantal herhalingen.....	22
3.4 Lengte, situering en aantal teltrajecten.	23
3.5 De waarnemers.....	24
3.6 Benodigd materiaal.....	24
3.7 Verwerken van de data	24
3.8 Verwerkingsprogramma	25
4 Methoden voor het inschatten van het absoluut aantal reeën in Zoniën. .	26
4.1 Verantwoording van de keuze van de weerhouden methoden.....	26
4.2 Distance sampling	26
4.2.1 Basisprincipe van de methode.....	26
4.2.2 Toepassing in Zoniën	28
4.3 Tellingen aan de hand van keutelhoopjes (pellet counts)	28

4.3.1	Definitie van een keutelhoopje ('pellet group').....	28
4.3.2	'Faecal standing crop counts' (FSC).....	28
4.3.2.1	'Faecal standing crop plot counts'.....	28
4.3.2.2	'Faecal standing crop strip transect counts'.....	29
4.3.3	'Faecal accumulation rate' (FAR).....	29
4.3.4	'Faecal standing crop line transect counts' (verwerking van keutelhooppjes aan de hand van distance sampling).	30
4.3.5	Afbraaksnelheid of decompositiesnelheid van keutels bij reewild.....	31
4.3.6	Defecatiefrequentie (snelheid) bij reewild.....	31
4.3.7	Voor- en nadelen van FAR en FSC.....	31
4.4	Vergelijken van de verschillende methoden die toelaten het absoluut aantal reeën in Zoniën te schatten.....	33
5	Literatuurlijst.....	34
6	Bijlage: Opnameformulier voor kilometertelling.....	38
	Lijst van figuren.....	39
	Lijst van tabellen.....	40

1 Inleiding

Reewild (*Capreolus capreolus*) was tot zeer recent – voor de aanwezigheid van de enkele everzwijnen – de grootste vrijlevende wildsoort in het Zoniënwoud. De soort komt in heel het massief voor, zij het in sterk variërende densiteiten.

De actuele densiteit in Zoniën wordt geschat op ongeveer 5 dieren per 100 ha. De totale populatie zou op deze manier, voor het volledige complex – domeinbos verdeeld over de drie regio's, de Koninklijke Schenking en de privé domeinen samen – om en bij de 250 dieren omvatten.

Gezien de problemen bij vroegere pogingen tot 'restocking' van de aanwezige populatie, het geïsoleerde karakter van bepaalde delen van het complex en de huidige inspanningen rond het ontsnipperen van het complex, is het wenselijk een betrouwbare methode uit te werken om de evolutie van de reewildstand in de verschillende deelmassieven in de toekomst te kunnen monitoren.

De vroegere – en lokaal nog voorkomende – bestandsopbouw van het Zoniënwoud resulteert in een eerder beperkte draagkracht voor reeën. Optimaal voor ree zijn immers gebieden gekenmerkt door veel overgangen tussen verschillende bestandstypes, een rijke ondervegetatie en rust. Het Zoniënwoud wordt – of werd – juist gekenmerkt door grote, gelijkjarige, beukenbestanden met weinig ondervegetatie of nevenetages.

Ook andere elementen worden geregeld aangehaald als verklaring voor de eerder lage densiteit van reewild in Zoniën. Hun werkelijke impact kan momenteel niet goed ingeschat worden:

- Aanvallen door loslopende honden (die op zich zelden voorkomen maar op korte tijd tot grote verliezen kunnen leiden).
- De verstoring door recreanten; fietsers en wandelaars die, al dan niet vergezeld van hun al dan niet aangelijnde hond, niet enkel op de paden wandelen.
- De sterke versnippering van het massief door de aanwezigheid van snelwegen, spoorwegen en andere infrastructuurwerken, die slechts in beperkte mate over te steken zijn door reewild.

De mate waarin de populatie reewild van het Zoniënwoud geïsoleerd is van andere populaties uit de omgeving en de impact van deze mogelijke isolatie voor de populatie in een massief zoals Zoniën, is momenteel niet gekend.

De reewildpopulatie in Zoniën is niet in gevaar, maar ze blijft kwetsbaar vanwege de dwingende omstandigheden van dit randstedelijke bos (druk van het publiek, wegen ...)(zie boven).

Omwille van bovenstaande overwegingen werd aan de vzw Wildlife & Man, in samenwerking met het INBO, de opdracht gegeven een methode voor te stellen om de reewildstand in de verschillende delen van het boscomplex te monitoren.

De opdracht beoogt de organisatie en uitvoering van een inventarisering van reeën in het Zoniënwoud – in de meest ruime opvatting (domeinbos over de drie gewesten, Koninklijke Schenking, ermee verbonden private parken en grote domeinen) – zodat er;

- een preciezer beeld verkregen wordt van het niveau van de populatie.
- tendensen van deze populatie door de tijd heen kunnen aangestipt worden.

Het verzamelen van de gegevens op het terrein zal worden uitgevoerd door het personeel van de bosdiensten die het massief beheren.

Gezien de hoeveelheid aan mogelijke methoden die hiervoor zouden kunnen gebruikt worden, geeft hoofdstuk 2 een algemeen overzicht van de bestaande methoden, hun voor- en nadelen en de toepasbaarheid ervan in functie van verschillende doelstellingen en mogelijke uitgangstoestanden.

In hoofdstuk 3 wordt in detail ingegaan op het gebruik van kilometertellingen als indexmethode. De praktische uitwerking ervan voor een gebied zoals Zoniën wordt in dit hoofdstuk toegelicht. Tot slot geven we aan hoe de verzamelde gegevens verwerkt moeten worden, om de jaarlijkse kilometerindex te berekenen en de cijfers te vergelijken tussen opeenvolgende jaren.

In hoofdstuk 4 geven we meer uitleg bij twee mogelijke methoden die zouden toelaten een absolute 'reewildstand' te berekenen voor het Zoniënwoud, namelijk 'distance sampling' en het inventariseren van uitwerpselen (keutelhoopjes). De verschillende varianten van deze laatste methode worden verder bekeken.

De uiteindelijke beslissing over *het a/* dan niet opstarten van één van deze methoden en de keuze welke van deze methoden gebruikt zou worden, laten we over aan de beheerders van het gebied. De in hoofdstuk 4 aangebrachte elementen moeten de basis vormen voor een goed onderbouwde keuze.

2 De bestaande methoden voor het monitoren van reewildaantallen

2.1 Algemene problemen bij het tellen van reeën

Er bestaan talrijke methoden aan de hand waarvan de grootte van reewildpopulaties ingeschat en opgevolgd kunnen worden. De meeste hiervan vergen echter de inzet van een groot aantal mensen en dit veelal zonder zeer betrouwbaar te zijn. Het meeste bekende voorbeeld is de ervaring van Andersen (1953); doel was het uitroeien van een lokale geïsoleerde populatie waarvan de grootte geschat werd op 70 dieren. Uiteindelijk werden er 213 dieren geschoten alvorens het gebied 'leeg' was.

Deze en andere ervaringen hebben beheerders ertoe aangezet zich te richten op het gebruik van 'indexmethoden'. Deze methoden zijn meestal minder zwaar voor wat betreft hun uitvoering en laten toe de veranderingen in de populatiegrootte op een betrouwbare manier op te volgen. Een voorwaarde om indexen op een betrouwbare manier toe te passen voor het opvolgen van veranderingen in populatiegrootte is dat de 'monitoringsprotocols' strikt opgevolgd worden.

In dit hoofdstuk stellen we de verschillende bestaande methoden voor en geven aan of het 'index' methoden zijn, methoden die toelaten de absolute aantallen in te schatten, of methoden die en als indexmethode én als absolute methode beschouwd of toegepast kunnen worden.

Voor de verschillende methoden geven we de voor- en de nadelen aan. Tot slot bespreken we de verschillende aspecten die belangrijk zijn bij de keuze van een monitoringsmethode.

2.2 De bestaande methoden voor het monitoren van de grootte van reewildpopulaties

De onderstaande tabel geeft een overzicht van de actueel of in het verleden toegepaste methoden met bijhorende bibliografische referenties.

Tabel 1 Overzicht van de bestaande methoden voor het monitoren van de grootte van reewildpopulaties

Naam van de methode	Index methode / absolute methode	Bibliografische referenties
Kilometerindex ; te voet uitgevoerd, bij zonsopgang of zonsondergang	Index	Ballon 1999 ; Delorme 1989, 2003 ; Groupe Chevreuil 1991 ; Vincent et Bideau 1982, Vincent et al. 1991, 1996
Trajecttelling vanuit de wagen bij schemering	Index / absoluut	Boscardin 1999 ; réunion Groupe Chevreuil 2007
Trajecttelling vanuit de wagen met schijnwerpers	Index / absoluut	Mayle et al. 1999 ; Van Laere et al. 1999
Gemiddelde groeps grootte	Index	Ballon 1999 ; Vincent et al. 1995
Inventariseren van aanwezigheidsindicaties	Index	Albaret et al. 1991 ; McIntosh et al. 1995 ; Mayle et al., 1999, 2000 ; Putin & Albaret 1999
Analyse van de afschotstatistieken	Index / absoluut	Gaillard et al. 1996 ; Hewison et al. 1996 ; Groupe Chevreuil 1989 ; Mayle et al. 1999 ; McIntosh et al. 1995 ; Toïgo et al. 2006
Analyse van geleverde jachtinspanning (effort)	Index	McIntosh et al. 1995
Bersen in verschillende 'telsectoren'	Absoluut	Boscardin 1999 ; Mayle et al. 1999 ; Van Laere et al. 1999
Druktelling in verschillende 'telsectoren'	Absoluut	Boscardin 1999 ; Mayle et al. 1999
Gemeenschappelijke aanzit	Absoluut	Focardi et al. 2005 ; Mayle et al. 1999
Drijftelling	Absoluut	Mayle et al. 1999 ; Boscardin 1999
Transecttelling (<i>strip counts</i>)	Absoluut	Vincent et al. 1996
Inventariseren van visuele waarnemen en/of auditieve signalen	Absoluut	Reby et al. 1998, 2000 ; Rossi et al., 2002
Vangst, markeer, hervangstmethode (CMR)	Referentiemethode	Boscardin 1999 ; Gaillard et al. 1986 ; Mayle et al. 1999 ; Seber 1982 ; Vincent et al. 1991
<i>Distance Sampling</i>	Absoluut	Borchers et al 2002 ; Buckland et al 2001 ; Focardi et al. 2005, 2002a, 2002b ; Gill et al 1997 ; Marques & Buckland 2003 ; Mayle et al 1999 ; Smart et al. 2004 ; Ward et al. 2004
Tellen van 'keutelhoopjes' (<i>pellet counts</i>)	Absoluut	Campbell et al. 2004 ; Hemami et al., 2005 ; Laing et al. 2003 ; McIntosh et al. 1995 ; Marques et al. 2001 ; Mayle et al. 1999, 2000 ; Smart et al. 2004
Verwerking van getelde 'hoopjes' uitwerpselen aan de hand van <i>distance sampling</i>	Absoluut	Marques et al. 2001, Mayle et al. 1999

2.2.1 Kilometerindex; te voet uitgevoerd, bij zonsopgang of zonsondergang

Bij het toepassen van deze methode wordt het gebied opgedeeld in sectoren van 200 tot 300 hectaren. Per sector wordt een teltraject aangeduid. Dit traject wordt aan het einde van de winter, begin van de lente (tussen januari en eind april) verschillende keren te voet afgelegd. Deze wandeling neemt ongeveer twee uur in beslag en wordt bij zonsopgang of zonsondergang uitgevoerd (Ballon 1999). De kilometerindex (KI) is het aantal waargenomen reeën gedeeld door het aantal afgelegde kilometers.

Deze methode wordt momenteel in Frankrijk beschouwd als dé referentie methode voor het monitoren van veranderingen in populatiegroottes bij reewild. De methode werd door middel van langlopend onderzoek bij populaties, waarvan de grootte gekend was, gevalideerd (Delorme 2003 ; Vincent *et al.* 1991).

In hoofdstuk 3 wordt in detail ingegaan op deze methode.

2.2.2 Trajecttelling vanuit de wagen bij schemering

Deze methode wordt vooral toegepast in open landschappen. Het te monitoren gebied wordt opgedeeld in deelgebieden van 1000 tot 2000 ha. Per deelgebied wordt een teltraject aangeduid. Als streefcijfer stelt Boscardin (1999) ongeveer 20 km per 1000 ha te tellen gebied voor. Elke telploeg bestaat uit minimaal twee personen en de tellingen worden simultaan uitgevoerd over de volledige set van trajecten (Boscardin 1999).

De trajecten worden meestal op het einde van de namiddag uitgevoerd en dit in de maand februari. Op dit moment bereiken de groepen reeën veelal hun maximale grootte en is de waarnemingskans maximaal (Boscardin 1999). De tellingen worden zo vaak mogelijk herhaald en de verzamelde gegevens kunnen op verschillende manieren verwerkt worden.

- Men gebruikt voor elk jaar de resultaten van de telling waarbij het meeste reeën waargenomen werden. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat dit cijfer dicht ligt bij het werkelijk aantal aanwezige dieren in het gebied. Een goede zichtbaarheid in het gebied, en voldoende dekking van het gebied door de aangeduide kilometers zijn hier een vereiste.
- Men berekent het gemiddelde van het aantal waargenomen dieren en het bijhorende betrouwbaarheidsinterval.
- Men berekent een kilometerindex (aantal waargenomen reeën gedeeld door het aantal gereden kilometers) en het bijhorende betrouwbaarheidsinterval (Boscardin 1999). Deze laatste indexmethode werd recent gevalideerd in proefgebieden in Frankrijk (mondelinge mededeling gedurende de bijeenkomst van de 'Groupe Chevreuil' in 2007).

2.2.3 Trajecttelling vanuit de wagen met schijnwerpers

Het basisprincipe van deze methode is hetzelfde als bij bovenstaande methode. Alleen worden de tellingen nu niet vóór maar na het vallen van de nacht uitgevoerd. Meestal vindt de telling plaats gedurende de 2 tot 3 uren na het invallen van de duisternis. De tellingen worden best uitgevoerd door een ploeg van vier mensen zodat twee personen de schijnwerpers kunnen hanteren, één persoon notities kan maken en de vierde persoon de wagen bestuurt. De rijsnelheid ligt tussen de 10 en de 15 km per uur. Bij de meeste toepassingen in Frankrijk werden de waarnemingen omgezet naar kilometerindexen en vergeleken met de resultaten van vangst-markeer-hervangst schattingen (CMR); er werd geen enkele correlatie gevonden tussen de evolutie van de populatiegrootte berekend aan de hand van CMR en de resultaten van de tellingen vanuit de wagen gedurende de nacht met behulp van schijnwerpers (Van Laere *et al.* 1999).

De methode is wel vlot toepasbaar, de uitvoering vergt een relatief beperkt aantal mensen en er zijn geen grote materiaalkosten aan verbonden. Ze kan echter alleen uitgevoerd worden in gebieden met een relatief goede zichtbaarheid die daarenboven voorzien zijn van een goed uitgebouwd netwerk van berijdbare (veld)wegen (Mayle *et al.* 1999). De bovenvermelde bevindingen (Van Laere *et al.* 1999) laten twijfels bestaan over de betrouwbaarheid van de resultaten van deze methode. Verder validatieonderzoek is nodig alvorens deze methode grootschalig toegepast mag worden.

2.2.4 Gemiddelde groepsgrootte

Gedurende de wintermaanden vormen reeën groepjes van 3 à 4 individuen, de zogenaamde 'reesprongen'. In het boscomplex van Dourdan (Frankrijk) werden, gedurende de perioden met hoge populatiedensiteiten, groepen van meer dan vijf dieren waargenomen.

De groepsgrootte werd voorgesteld als mogelijke index om de evolutie in populatiegrootte op te volgen (Vincent *et al.* 1995). Deze methode werd tot nu toe enkel in deze ene specifieke situatie uitgetest en nog niet verder gevalideerd (Ballon *et al.* 1999).

2.2.5 Inventariseren van aanwezigheidsindicaties

Het inventariseren van veegsporen, schraapsporen, uitwerpselen (keutelhoopjes), sporen en wissels werd gedurende meerdere jaren intensief uitgevoerd in een boscomplex in Frankrijk (Albaret *et al.* 1991). De aanvankelijk kleine reewildpopulatie in dit boscomplex kende in diezelfde periode een sterke toename. De inventarisaties werden jaarlijks uitgevoerd op dezelfde, twee meter brede stroken. De stroken waren homogeen verdeeld over het volledige studiegebied en de inventarisaties vonden plaats in de maand april. De ruwe data werden omgezet naar een kilometerindex (aantal aanwezigheidsindicaties per afgelegde kilometer).

De resultaten toonden het bestaan aan van een correlatie tussen elk van de mogelijke aanwezigheidsindicatoren en de grootte van de aanwezige reewildpopulaties. Wel zijn er duidelijke verschillen in de relatie tussen de verschillende mogelijke indicaties en het aantal aanwezige reeën. Putin en Albaret (1999) pasten deze methode toe in een tweede onderzoeksgebied en verkregen hier zeer bevredigende resultaten.

McIntosh *et al.* (1995) voerden een vijf jaar durend project uit om de effecten van een sterke verhoging van de jachtdruk te analyseren. De populatie werd in deze periode gereduceerd van 12 naar 3 reeën per 100 hectaren bos. Zij constateerden dat in deze periode het aantal waargenomen hoopjes uitwerpselen (pellet groups) op een evenredige manier afnam.

In gebieden waar de aanwezigheid van sneeuw een jaarlijks terugkerende zekerheid vormt, kunnen sporen in de sneeuw gehanteerd worden als middel om de reewilddensiteit in te schatten. Dzieciolowski (1976) vergeleek het aantal sporen van reeën die een gebied 'in gaan' met deze van dieren die het gebied 'uitgaan'.

Aan de basis voor deze berekeningsmethode ligt de veronderstelling dat de reeën dezelfde wegen steeds terug gebruiken en de sporen te onderscheiden zijn. Vermits dit echter niet het geval is wordt deze methode beter als een indexmethode beschouwd (Pucek *et al.* 1975). Reimoser (1986) maakten gebruik van sporen in de sneeuw om de relatieve aanwezigheid van reewild (gebruik) in een gebied te onderzoeken.

Ook in gebieden waar de ondergrond van die aard is dat recente sporen duidelijk onderscheiden kunnen worden, geeft mogelijkheden voor het gebruik van aantallen 'sporen' als indexmethode (Mayle *et al.* 1999). Het gebruik van zandbedden die regelmatig 'leeg' gemaakt worden vormt een mogelijk alternatief voor deze methode.

Tot slot vonden Mayle *et al.* (2000) een sterk significante relatie tussen het aantal sporen (wissels) in een gebied en het aantal hoopjes keutels (pellet groups). Deze relatie was het sterkst in gebieden waar het ree als enigste aanwezige hoefdiersoort voorkwam.

2.2.6 Analyse van de afschotstatistieken

De schommelingen in de afschotstatistieken (aantal geschoten dieren per 100 ha bosgebied) kunnen een reflectie vormen van de veranderingen in de grootte van de aanwezige reewildpopulatie. Een belangrijke randvoorwaarde is dat er geen sterke of plotse veranderingen in de jachtdruk plaatsvinden.

In regio's of gebieden waar een afschotplan in voege is, en het aantal jaarlijks te schieten reeën bepaald wordt in overleg met verschillende betrokken actoren (boseigenaars, overheid, natuurbewegingen, landbouw) kunnen andere aspecten – dan het aantal aanwezige reeën – bepalend zijn voor de grootte van het jaarlijks afschot. Hierbij kan gedacht worden aan het vermijden van schade aan bosregeneratie, vermindering van de verstorendheid door jacht, ... In dit geval vormt het jaarlijkse afschot dus niet noodzakelijk een reflectie van het aantal aanwezige reeën.

De onderkaken van de geschoten reeën laten toe de leeftijdsklasse van de geschoten dieren te bepalen. Aan de hand van 'cohortanalyses' kan zo –à posteriori – de grootte van de reewildpopulatie voor een specifiek jaar bepaald worden. Dit vereist wel dat alle dieren geboren in dat jaar reeds gestorven zijn en opgenomen in de analyse. Met andere woorden, dergelijke analyses kunnen slechts met vertraging van een aantal jaren gebeuren (minimaal vijf tot zeven jaar). De beperkte nauwkeurigheid van de leeftijdsbepaling aan de hand van de onderkaken bij reewild vormt een probleem voor het betrouwbaar toepassen van deze methode.

2.2.7 Analyse van geleverde jachtinspanning ('effort')

Verschiedende aspecten van het uitoefenen van de bejaging van reewild kunnen gebruikt worden als maat voor de aanwezigheid van reeën in een gebied. Voorbeeld hiervan zijn onder andere het aantal uren aanzit per geschoten ree of het aantal waargenomen reeën per uur aanzit (Reimoser 1986).

McIntosh *et al.* (1995) noteerden in de loop van hun project (zie hoger) een toenemend aantal uren aanzit (jacht) nodig per geschoten ree, bij afnemende aantallen waargenomen keutelhoopjes (pellet groups) en afnemende aantallen waargenomen reeën per uur aanzit.

2.2.8 Bersen in verschillende 'telsectoren'

Voor deze methode wordt het gebied opgedeeld in sectoren die in grootte variëren tussen 80 en 100 ha. Deze sectoren worden allemaal simultaan geteld door tellers die hun sector te voet doorkruisen en het aantal waargenomen dieren, de plaats en het uur waar de reeën waargenomen worden noteren. De tellingen worden uitgevoerd in het voorjaar, voor het ontluiken van de vegetatie. De tellingen vinden gedurende 2 à 3 uur plaats rond zonsopgang of zonsondergang. Het aantal reeën in het volledige gebied wordt bepaald als het aantal waargenomen reeën min het aantal mogelijke dubbeltellingen (op basis van de plaats en het uur van waarneming) (Boscardin 1999).

Alhoewel sommigen (Boscardin 1999) deze methode omschrijven als slechts beperkt in nodige mankracht, is dit sterk gerelateerd met de grootte van het op te volgen gebied. De waarnemers moeten daarenboven zeer competente mensen zijn vermits de methode veronderstelt dat, om dubbeltellingen zo goed mogelijk uit te sluiten, de dieren individueel geïdentificeerd kunnen worden. Het identificeren van reeën aan de hand van uiterlijke kenmerken, wanneer de dieren niet gemarkeerde zijn, is echter zeer moeilijk, zo niet onmogelijk. Wanneer naast een schatting

van de populatiegrootte ook een betrouwbaarheidsinterval gewenst is, dient de volledige operatie verschillende keren na elkaar uitgevoerd te worden.

Bij experimenteel onderzoek in het onderzoeksreservaat van Chizé (Frankrijk) bleek deze methode 'te verzadigen' bij een niveau van 15 reeën per 100 ha. Boven deze grens leek de methode niet in staat de schommeling in de populatiegrootte op te volgen. De verklaring hiervoor is dat vanaf dergelijke densiteiten het voor de waarnemers onmogelijk wordt de verschillende dieren binnen hun sector te onderscheiden (Van Laere *et al.* 1999).

Deze methode werd in Zoniën toegepast in het kader van een vroeger onderzoek naar de grootte van de reewildpopulatie (Toussaint 2001).

2.2.9 Druktelling in verschillende 'telsectoren'

Deze methode lijkt sterk op de hierboven beschreven methode. Bij deze methode worden er echter waarnemers op wegen en dreven rondom de telsectoren geplaatst. De rol van de personen die doorheen het gebied wandelen is nu van de dieren in beweging te brengen (cfr. drukjacht). De tellingen gebeuren door de waarnemers rondom de telsectoren.

Een randvoorwaarde voor deze methode is de aanwezigheid van voldoende wegen en dreven in het gebied die het mogelijk maken de dieren te observeren wanneer ze deze wegen of dreven oversteken. De methode kent veel succes in gebieden waar de reedensiteit hoog wordt ingeschat (tussen 10 en 25 reeën per 100 ha) (Boscardin 1999, Mayle *et al.* 1999).

2.2.10 Gemeenschappelijke aanzit

Deze methode bestaat erin dat alle waarnemers zich op vaste plaatsen bevinden en gedurende een vooraf bepaalde periode simultaan reeën observeren (Mayle *et al.* 1999).

De tellingen vinden meestal plaats gedurende 2 uur rond zonsopgang of zonsondergang. Deze methode wordt of werd momenteel in Vlaanderen op verschillende plaatsen toegepast (Casaer & Bogataj 2001).

2.2.11 Drijftelling

De methode vertrekt van het basisprincipe de dieren te verplichten zich te verplaatsen. Een drijverslinie beweegt zich door de te tellen gebieden. De dieren die de drijverslinie kruisen worden geteld. Om dubbeltellingen te vermijden telt iedereen enkel de dieren die rechts (of links) van de hem (haar) de drijverslinie doorbreken. Waarnemers aan de grenzen van het te tellen gebied noteren het aantal dieren die het gebied verlaten zonder de drijverslinie te doorbreken.

De afstand tussen de drijver-waarnemers mag niet te groot worden. Het visueel contact tussen elke drijver-waarnemer en zijn rechter- en linkerbuur moet steeds gewaarborgd blijven. In functie van het terrein bedraagt deze afstand tussen de 25 en de 40 meter. De drijver-waarnemers moeten steeds zo goed mogelijk op een rechte lijn blijven en tegen een gelijk tempo doorheen de bospercelen gaan. Een goede coördinatie van de drijverslinie is een vereiste voor het bekomen van nauwkeurige resultaten.

Omwille van logistieke redenen en het grote aantal mensen vereist om deze methode over een volledig boscomplex toe te passen, wordt ze dikwijls toegepast op deelgebieden (steekproefsectoren) binnen het boscomplex.

De methode wordt in Frankrijk toegepast in de maand april (Boscardin 1999), gedurende de dag. Op deze manier wordt getracht zo veel mogelijk dieren in de telzones aan te treffen gedurende hun 'rustperiodes'. Met andere woorden, de periodes van de dag die bekend staan

voor een verhoogde activiteit van de reeën (zonsopgang – zonsondergang), worden, in tegenstelling tot bij veel van de vorige methoden, vermeden. Wanneer het totale gebied geteld wordt, kan volgens Boscardin (1999) ook reeds vroeger op het seizoen geteld worden, namelijk vanaf februari.

In Meerdaalwoud (Vlaanderen) wordt reeds gedurende een tiental jaren, om de twee jaar, een telling volgens deze telmethode uitgevoerd in de maand december. Tussen 15 januari en 15 maart wordt gejaagd op reewild in Vlaanderen en men probeert tellingen steeds buiten de periode van de jacht te laten vallen.

Het aantal reeën in de telsectoren wordt bepaald als het aantal reeën die men de telzone heeft zien verlaten, zonder de drijverslinie te kruisen – naar voor of langs de zijkant – plus het aantal dieren die de drijverslinie gekruist hebben.

Vermits de methode zeer veel mankracht vergt, is het uitvoeren van herhalingen meestal niet mogelijk. De methode levert bijgevolg wel een schatting maar meestal zonder betrouwbaarheidsinterval. De resultaten van de methode als schatting van het absoluut aantal aanwezige dieren kunnen in vraag gesteld worden vermits het niet evident is alle dieren ertoe aan te zetten zicht te bewegen, zelfs indien honden gebruikt worden (Mayle *et al.* 1999, eigen ervaringen). Een minimale populatiegrootte kan aan de hand van deze methode wel betrouwbaar ingeschat worden. Vergelijkingen tussen verschillende jaren zijn moeilijk omdat het percentage niet-waargenomen reeën niet kan ingeschat worden, en kan verschillen tussen de jaren.

2.2.12 Transecttelling ('strip counts')

De transecttellingen geven het aantal reeën weer die zich bevinden in een strook (geteld gebied) met een vaste (of gemiddelde) breedte 'w'. De densiteit wordt berekend als het aantal getelde reeën gedeeld door de geïnventariseerde oppervlakte. Deze laatste is gelijk aan 2 keer w vermenigvuldigd met de totale lengte van de geïnventariseerde strook (of stroken) (Borchers *et al.* 2002).

Deze methode werd toegepast door Vincent *et al.* (1996), zij het niet voor ree maar voor damwild. De breedte van de geïnventariseerde strook werd bepaald met behulp van een tweede waarnemer. Elke 100 meter van het transect werd de afstand gemeten waarop een bruin paneel van 40 cm hoog en 1 meter breed nog zichtbaar was van op het teltransect. Deze afstand werd beschouwd als de maximale afstand waarop een damhert zichtbaar zou zijn. Het gemiddelde van al deze afstanden werd gebruikt als 'w', de breedte van de geïnventariseerde strook. De resultaten van Vincent *et al.* (1996), in een populatie van gekende grootte, toonden aan dat deze methode een onderschatting van de reële densiteit geeft. Dit kan verklaard worden door de aanwezigheid van niet waargenomen dieren (reeën) in de geïnventariseerde strook.

2.2.13 Inventariseren van visuele waarnemingen en/of auditieve signalen

Deze methode berekent de reewildedensiteit op basis van het waarnemen van reeën in combinatie met het inventariseren van het 'geblaf' van reeën (Reby *et al.* 1998, 2000). Tot nu toe werd de methode slechts gedocumenteerd voor één boscomplex in Frankrijk.

De waarnemingen werden uitgevoerd gedurende trajectwandelingen in de winter, bij zonsondergang of zonsopgang. De trajecten werden aangeduid op bestaande wegen en dreven, maar ook in de bestanden zelf (aanduiding via merktekens). De resultaten werden vergeleken met de resultaten van CMR in het gebied en lijkten zeer gelijklopend.

Dit zijn echter, zoals hoger gezegd, slechts preliminaire resultaten vanuit één onderzoeksgebied. Bijkomend onderzoek naar de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van deze methode zou moeten uitgevoerd worden.

2.2.14 Vangst, markeer, hervangst-methode (CMR)

Deze klassieke wetenschappelijke methode bestaat uit minimaal twee fases. In een eerste fase worden reeën gevangen (door middel van verticale vangnetten of het gebruik van inloopkooien) en uitgerust met zenders of merktekens die de individuele herkenning van de dieren toelaten. In een tweede fase worden de dieren 'hervangen'. Dit kan gebeuren door de dieren effectief een tweede keer te vangen of door het noteren van het aantal waargenomen dieren en het percentage hiervan dat voorzien is van merktekens.

Vertrekkend van de veronderstelling dat de waarnemingskans even groot is voor gemarkeerde dieren als voor niet gemarkeerde dieren, kan op basis van het totaal aantal gemarkeerde dieren, het aantal gevangen reeën en het aantal gevangen reeën voorzien van merktekens, de grootte van de totale populatie berekend worden (Gaillard *et al.* 1986, Mayle *et al.* 1999, Vincent *et al.* 1991, Seber 1982).

Deze methode is een absolute methode vermits ze toelaat het aantal aanwezige reeën te berekenen. De methode laat ook toe een betrouwbaarheidsinterval voor deze schatting te berekenen. De methode wordt in wetenschappelijke onderzoeken omtrent de populatiedynamica van reewild veel gebruikt (zie o.a. Kjellander 2000).

In verschillende Franse onderzoeksgebieden (Trois-Fontaine, Dourdan, Chize) wordt ze gehanteerd als de referentiemethode waarmee de resultaten van andere inventarisatiemethoden vergeleken worden.

De methode vergt een grote inspanning voor wat betreft personeel, tijd en materiaal (markering). Om betrouwbare resultaten te verkrijgen moet een hoog percentage van de aanwezige populatie (tot 75%) gemarkeerd zijn (Cederlund *et al.* 1998). De meest betrouwbare resultaten worden daarenboven bekomen in geografisch gesloten populaties (Gaillard *et al.* 1986, Mayle *et al.* 1999, Vincent *et al.* 1991, Seber 1982).

2.2.15 Distance Sampling

'Distance sampling' is een methode die de laatste jaren aan belang toeneemt voor het inventariseren en monitoren van populaties in het algemeen (Williams *et al.* 2001, Lancia *et al.* 2005, Borchers *et al.* 2002).

Voor wat betreft het inschatten van de populatiegrootte bij reewild of het bepalen van de reewilddensiteit in een gebied wordt ze beschouwd als één van de meest betrouwbare en nauwkeurige methoden (na CMR), op voorwaarde dat het 'protocol' nauwgezet toegepast wordt en de randvoorwaarden voor het toepassen van de methode gerespecteerd zijn (zie verder 4.2). De methode werd met succes toegepast voor reewild in zeer verschillende biotopen (Focardi *et al.* 2002a, 2002b, 2005, Smart *et al.* 2004, Ward *et al.* 2004).

Het grootste voordeel van deze methode is dat ze toelaat de 'waarnemingskans' of 'het percentage niet-waargenomen reeën' in te schatten en zo een correctie in vergelijking tot schattingen via transecttellingen mogelijk maakt.

Dit percentage kan berekend worden op basis van de verdeling van de afstanden tussen de waarnemer en de waargenomen reeën (zie 4.2). Deze methode laat toe van het absoluut aantal reeën in een gebied in te schatten – of de absolute reewilddensiteit – met het bijhorende betrouwbaarheidsinterval.

Meer informatie over deze methode, de voor- en de nadelen ervan en de randvoorwaarden voor een correcte toepassing wordt gegeven in hoofdstuk 4.2.

2.2.16 Tellen van de keutelhoopjes , uitwerpselen (pellet counts)

Verskillende methoden bestaan die vertrekken van het aantal 'hoopjes' uitwerpselen die men inventariseert in een gebied. De basisprincipes van deze methoden zijn gelijklopend.

Het basisgegeven voor elk van de verschillende varianten van deze methode is het aantal hoopjes reekeutels die in steekproefvlakken gevonden worden. Deze steekproefvlakken kunnen stroken zijn of vierkantige opnameplotjes. De reewilddensiteit wordt berekend aan de hand van vooraf te bepalen parameters zoals de afbraaksnelheid van de keutels en de defecatiesnelheid (aantal ontlastingen per dag) van reeën (Mayle *et al.* 1999).

De verschillen in verwerking en toepassing van de mogelijke methoden die vertrekken van het aantal hoopjes uitwerpselen en de voor- en nadelen ervan worden in hoofdstuk vier in detail beschreven.

2.3 De keuze van een methode voor het bepalen of opvolgen van de populatiegrootte bij reewild

2.3.1 Doel van het monitoren van populaties

De eerste en eventueel belangrijkste vraag die men zich moet stellen alvorens de methode te kiezen die gebruikt zal worden om de populatiegrootte in te schatten of de populatie mee op te volgen, is het bepalen van het doel (de reden) waarom de populatie opgevolgd moet worden.

Yoccoz *et al.* (2001) onderscheiden twee mogelijke doeleinden;

- Het opvolgen van een populatie in het kader van wetenschappelijk onderzoek, bij voorkeur in combinatie met een experimentele opzet en verschillende populatiemanipulaties.
- Het opvolgen van een populatie in het kader van het beheer ervan.

In het eerst geval worden de populaties opgevolgd om vooraf bepaalde hypothesen te testen. In het tweede geval worden eerst beheerbeslissingen genomen in functie van de beheerdoelstellingen en wordt vervolgens de populatie opgevolgd om de effecten van het beheer na te gaan. Hierbij wordt veelal de situatie voor en na de beheermaatregel vergeleken.

In het kader van het beheer van wildsoorten wordt de laatste jaren steeds meer gebruik gemaakt van een mengvorm tussen de twee bovenbeschreven mogelijkheden. Deze werkwijze staat gekend als 'adaptive management' (Walters *et al.* 1986, Nichols *et al.* 1995). Op basis van de actuele kennis van de populatiegrootte, de populatiedynamica van een soort en de kennis over de interacties met andere soorten en habitats, worden eerst hypothesen geformuleerd over de gevolgen van de mogelijke verschillende beheermaatregelen. De uitvoer van één of meerdere beheermaatregelen, in combinatie met een rigoureuze monitoring van de gevolgen ervan, laat toe de verschillende hypothesen te bevestigen of te ontkrachten. Dit leidt, op zijn beurt, tot een betere kennis van de soort, van de populatiedynamica van de soort en over het beheer ervan.

Voor het beheer van reewild stelt Guibert (1999) voor deze filosofie toe te passen door middel van een drie-jaren afschotplan. Het verwezenlijkt afschot en de resultaten ervan worden hierbij, *à posteriori*, geanalyseerd en dienen als basis voor het vastleggen van het afschot voor de volgende drie jaar. In Vlaanderen wordt de toepasbaarheid en haalbaarheid van een dergelijk systeem actueel getest in 8 wildbeheereenheden (Casaer 2006).

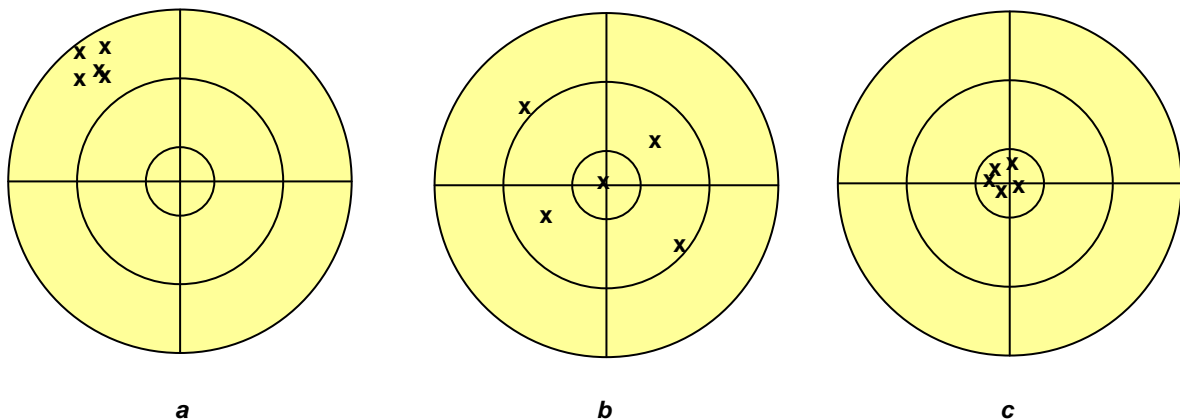
Door deze werkwijze wordt het effectieve beheer van populaties telkens ook een vorm van een grootschalig experiment. Deze manier van werken dringt zich binnen het onderzoeksdomein van wildecologie en wildbeheer op. In de meeste gevallen is het immers ondenkbaar om experimenten uit voeren, puur in het kader van wetenschappelijk onderzoek, op de schaal van een populatie of op een schaal die latere extrapolatie van de resultaten naar het beheer van populaties toelaat.

2.3.2 Accuraatheid en precisie

Een tweede belangrijk element bij de keuze van een methode is het vereiste niveau van 'betrouwbaarheid' of 'nauwkeurigheid' die aan de bekomen resultaten kan toegekend worden. De monitoringsmethode is des te correcter in de mate dat het resultaten van de monitoring op een betrouwbare en herhaalbare methode de werkelijke, niet gekende, gezochte waarde benaderen. In ons geval het werkelijk aantal reeën in een bepaald gebied.

De 'nauwkeurigheid' van een methode hangt hoofdzakelijk af van twee aspecten.

- De accuraatheid van de methode; in welke mate benadert het gemiddelde van de herhaalde metingen de werkelijk gezochte waarde (accuracy in het Engels).
- De precisie van de methode; in welke mate leveren herhaalde metingen steeds gelijkaardige resultaten op (precision in het Engels). Een precieze methode levert metingen op met een kleine onderlinge spreiding. Het betrouwbaarheidsinterval op het bekomen resultaat is zeer klein.



Figuur 1 a. Een precieze maar niet accurate methode; b. een accurate maar niet precieze methode; c. een methode die zowel accuraat als precies is (= een zeer 'betrouwbare' methode) (naar Mayle *et al.* 1999), het centrum van de 'schietplaat' stelt de niet gekende, werkelijke waarde van het in te schatten kenmerk (vb. populatiegrootte) voor.

In de werkelijkheid komt er bij de keuze van de methode ook nog het aspect van de beschikbare tijd, menskracht en financiële middelen bij. De keuze van de methode is veelal een evenwichtsoefening tussen de beschikbare mensen en middelen en de noodzakelijke, of nagestreefde accuraatheid en precisie van de resultaten.

Wanneer de monitoring tot doel heeft het absoluut aantal dieren in een gebied in het schatten, is dit zinloos indien dit resultaat niet vergezeld is van een inschatting van de precisie van de resultaten (betrouwbaarheidsinterval).

Vermits de werkelijke populatiegrootte in de vrije wildbaan meestal zo goed als onmogelijk te achterhalen is, kan de accuraatheid van de methode niet afgeleid worden uit de, voor een specifiek gebied, verzamelde gegevens. Om de accuraatheid van een methode te kennen, kan men terugvallen op literatuurgegevens omtrent onderzoek waarvan de focus de validatie van een of meerdere methodes is. In andere gevallen (CMR, distance sampling) ligt de

verantwoording van de accuraatheid in de theoretische concepten die de basis vormen van de methode.

De precisie (in te schatten aan de hand van het betrouwbaarheidsinterval of variatiecoëfficiënt) is een noodzakelijk vereiste indien men de resultaten van verschillende opeenvolgende jaren met elkaar wilt kunnen vergelijken. De precisie kan bepaald worden door de metingen (tellingen) binnen een zelfde jaar (periode) verschillende keren te herhalen. Het betrouwbaarheidsinterval wordt daarenboven beïnvloed door het aantal herhalingen.

2.3.3 Waarnemingskans

De waarnemingskans van een soort is vermoedelijk een van de meest specifieke aspecten van methoden voor het bepalen en/of opvolgen van populatiegroottes (aantallen dieren in een gebied) (Yoccoz *et al.* 2001, Williams *et al.* 2002). Dit aspect wordt nog pertinenter wanneer het handelt over soorten die leven in bosgebieden, zoals het reewild (Gill *et al.* 1997, Gaillard *et al.* 1993). De waarnemingskans wordt hier gedefinieerd als de waarschijnlijkheid een dier, dat aanwezig is, ook effectief waar te nemen. De waarnemingskans kan variëren tussen nul en één. Wanneer de waarnemingskans gelijk is aan één worden alle aanwezige dieren steeds waargenomen.

Het bepalen van het absoluut aantal hoefdieren in een bosgebied, de populatiegrootte of de dichtheid ervan, vereist steeds het inschatten van de waarnemingskans, of van het percentage niet-waargenomen dieren t.o.v. het totaal aantal aanwezige dieren. Verschillende methoden werden ontwikkeld om tegemoet te komen aan dit probleem. De mogelijke oplossingen worden hieronder en op andere plaatsen in het rapport beschreven.

Vangst, markeer, hervangst – methoden (CMR) laten toe aan de hand van de kennis van het aantal gemarkeerde dieren in de totale populatie en het aantal gemarkeerde dieren in de hervangst (al dan niet effectief vangen of waarnemen) het percentage waargenomen dieren in te schatten. Aan de hand van deze parameter kan de grootte van de totale populatie in het gebied ingeschat worden. Het gebruik van zenders (GPS of VHF), om het totaal aantal gemarkeerde dieren in de telzone mee te bepalen en vervolgens te vergelijken met het aantal waargenomen dieren uitgerust met zenders, kan beschouwd worden als een toepassing van CMR (Hewison *et al.* 2007).

Alle methoden gebaseerd op het principe van 'distance sampling' gebruiken de verdeling van de loodrechte afstanden, tussen het waarnemingstraject en de waargenomen dieren, om de 'waarnemingskans', in functie van de afstand tot het waarnemingstraject, te bepalen (Buckland *et al.* 2001). In boscsystemen maakt deze methode het mogelijk een correctiefactor te berekenen in functie van de lokaal sterk verschillende waarnemingskansen. Deze grote variatie in waarnemingskans in bosgebieden is het gevolg van variaties in ondervegetatie (verjonging, struiken, bramen, ...). Aan de hand van de bekomen correctiefactor (waarnemingskans) kan vervolgens, vertrekkend van het effectief aantal waargenomen reeën, de populatiedichtheid in het gebied berekend worden.

Indirecte methoden zoals het inventariseren van keutelhoopjes (Smart *et al.* 2004), sporen of wissels (Mayle *et al.* 2000) of auditieve signalen (blaffen van reeën) (Reby *et al.* 1998, 2000) vermijden door hun indirecte benadering het probleem van de waarnemingskans. Ze worden daarentegen geconfronteerd met de vraag naar de relatie tussen het aantal geïnventariseerde elementen en het aantal reeën in de populatie.

2.3.4 Steekproef

Populaties hoefdieren strekken zich in het algemeen uit over zeer grote gebieden, en het beheer ervan dient, om optimaal te zijn, te gebeuren op deze populatieschaal. De monitoring op deze

schaal uitvoeren, op een accurate en precieze manier, vergt veelal meer menskracht en middelen dan, in het kader van het beheer van deze populaties, ter beschikking gesteld kunnen worden (Reby *et al.* 1998). Hierdoor wordt men meestal verplicht gebruik te maken van steekproefgebieden.

De keuze van de te tellen zones of gebieden (trajecten, bosbestanden ..) vormt een bijkomend typische bron van fouten bij de schatting van de populatiegroottes. Voor wat betreft reewild wordt de keuze van deze steekproefvlakken bemoeilijkt door de zeer heterogene spreiding van de reeën in functie van de lokale beschikbaarheid van elementen zoals voedsel en dekking en de veranderingen in zowel het aanbod als de noden aan deze elementen doorheen het jaar.

Alhoewel er zeer veel – toch zeker in theorie – statistische oplossingen bestaan voor de problemen gerelateerd aan de keuze van steekproefvlakken, zijn velen hiervan niet of nauwelijks toepasbaar bij het inschatten van de grootte van een reewildpopulatie (vb. random sampling).

2.3.5 *Het gebruik van indexen*

Omwille van al de hoger vermelde problemen hebben verschillende onderzoeksteams de laatste decennia veel tijd geïnvesteerd in de ontwikkeling en het testen van de betrouwbaarheid en toepasbaarheid van 'indexen' als instrument voor het beheer van hoefdierpopulaties in het algemeen en reewildpopulaties meer specifiek (Vincent *et al.* 1991, 1992, 1996; Mayle *et al.* 2000).

Daarnaast zijn er een aantal methoden die in het verleden beschouwd werden als 'absolute methoden' maar die beter als 'index' kunnen gehanteerd worden (drijf- en druktellingen, gemeenschappelijke aanzit, ...). Deze methoden worden niet langer beschouwd als een poging tot het inschatten van de totale populatie maar wel als een manier om, met een vast tijdsinterval en op een gestandaardiseerde manier, een index voor de populatiegrootte te verkrijgen.

De bruikbaarheid van een index hangt sterk af van de relatie tussen de index en het werkelijk aantal aanwezige dieren. Deze relatie moet op zich niet lineaire zijn, noch constant, alhoewel dit wel te verkiezen is. Een sterke correlatie tussen de index en het aantal reeën in het gebied is echter wel een voorwaarde voor een goede index. Vincent *et al.* (1986) toonde bijvoorbeeld aan dat de kilometerindex (2.2.2) een goed instrument is om de veranderingen in de grootte van een populatie reeën in de tijd op te volgen, ondanks het feit dat de relatie tussen deze index en het aantal reeën in het gebied niet lineair is.

De jaarlijkse jachtstatistieken kunnen beschouwd worden als een index voor de grootte van de in het gebied aanwezige reewildpopulatie. Een randvoorwaarde hierbij is dat er geen te grote veranderingen plaatsvinden in de jachtdruk (geleverde inspanningen) noch in de afschottoekenning in gebieden waar een afschotplan geldt.

2.3.6 *Conclusies*

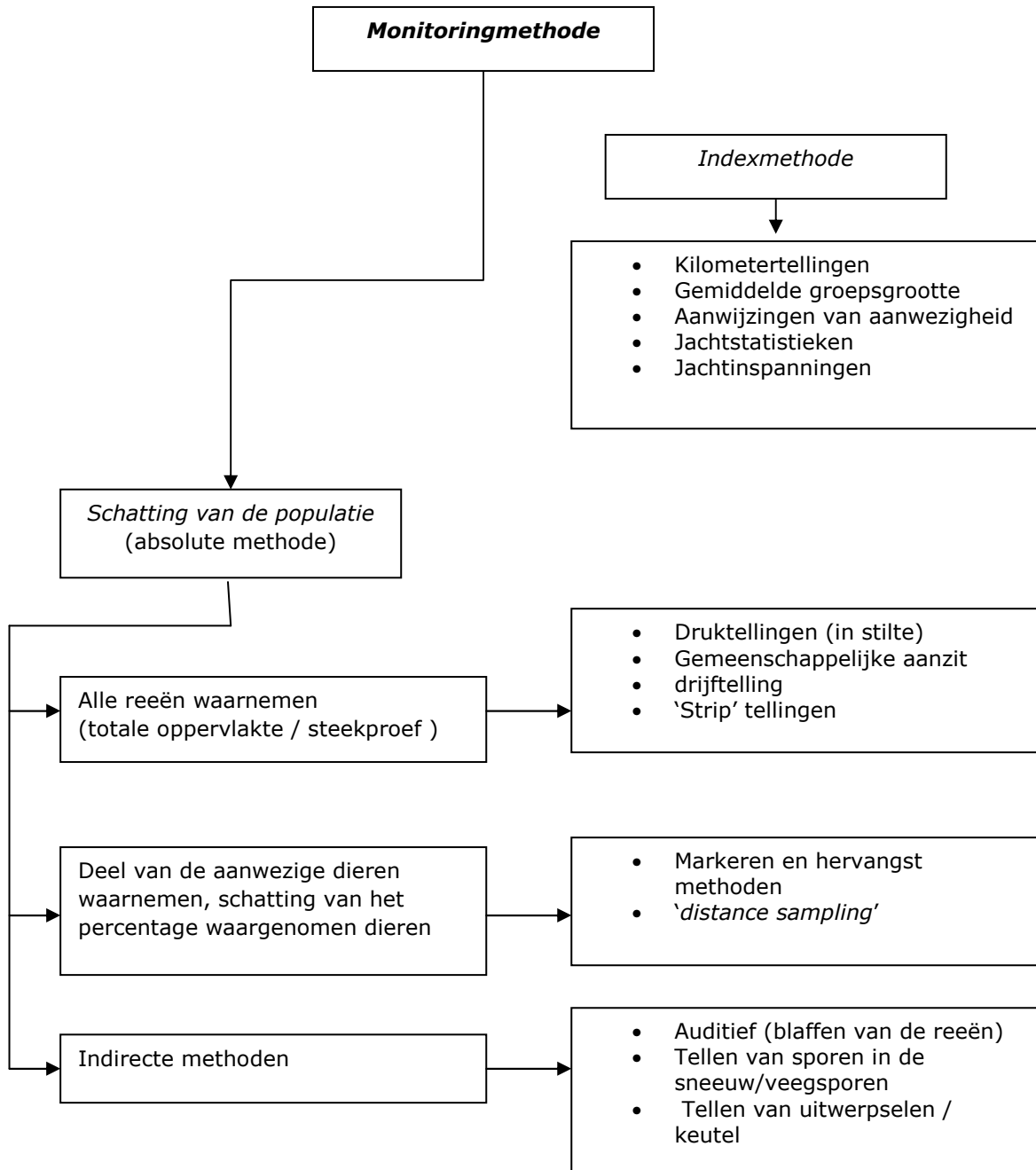
Aan de hand van het onderstaand schema (figuur 2) is het mogelijk om, in functie van de doelstelling van de monitoring, de beschikbare financiële middelen en de lokale omstandigheden, een keuze te maken tussen de verschillende mogelijke methoden.

Wij stellen de volgende 'criteria' of 'vragen' voor die belangrijk zijn om de methoden te kunnen evalueren en vergelijken.

- Laat de methode toe de precisie van het resultaat in te schatten ?

- Is de methode gevalideerd voor reeën of is er een theoretische basis die de accuraatheid van de methode onderbouwt ?
- Is de methode toepasbaar / haalbaar in het specifieke gebied waar de monitoring dient uitgevoerd te worden ?

Daarnaast dient men bij elke methode die tot doel heeft de absolute grootte van de populatie in te schatten na te gaan of de methode toelaat de waarnemingskans of het percentage 'niet-waargenomen dieren' in te schatten.



Figuur 2. Overzicht van de mogelijke methoden en hun toepassing (naar Mills 2007, Mayle *et al.* 1999)

3 Kilometertellingen als indexmethode

3.1 Keuze van de methode

Voor wat betreft de toepassing van een indexmethode die toepasbaar is in Zonien, wordt het gebruik van de kilometerindex voorgesteld.

Tot nu toe is vooral het gebruik van kilometertellingen effectief 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, 1996). Daarenboven wordt de methode actueel reeds op enkele plaatsen in België gebruikt voor het monitoren van reewildpopulaties.

3.2 Algemeen principe

Het principe van de kilometertelling is vrij eenvoudig. Gedurende de wintermaanden worden vooraf vastgelegde trajecten te voet afgelegd. Aan de hand van een standaard opnameformulier wordt bij elke waarneming van reeën de volgende gegevens genoteerd (zie ook bijlage):

- hoeveel dieren gezien werden
- of het jonge of oude dieren zijn
- of het mannelijke of vrouwelijke dieren zijn
- het moment van de waarneming
- de plaats van de waarneming (op kaart aangeduid)

Het aantal getelde dieren wordt zowel beïnvloed door het aantal in het gebied aanwezige dieren als door de waarnemingskans.

De waarnemingskans wordt, op zijn beurt, niet alleen beïnvloed door de aanwezige vegetatie in het gebied (aanwezigheid van dekking (Casaer 2003)), maar ook door de interne verdeling van de reeën in het gebied. Om geen vertekend beeld te verkrijgen na verloop van tijd worden de te volgen trajecten op een willekeurige manier over alle bestandstypen die in het gebied voorkomen verdeeld.

Aan de hand van een kilometerindex wordt niet geprobeerd om een beeld te krijgen van het totaal aantal reeën, maar enkel van de evolutie in het aantal reeën in een bepaald gebied. De interpretatie van de kilometertellingen zijn alleen zinvol na verloop van een aantal jaren. Als instrument bij het beheer van reewildpopulaties is het daarom te verkiezen niet jaarlijks maar pas om de drie jaar (of langer) de resultaten van de kilometerindex te gebruiken om het beheer bij te sturen (zie 2.3.1).

3.3 Tijdstip van de tellingen, periode van het jaar & aantal herhalingen

Volgens de Groupe Chevreuil (1991) – een Frans samenwerkingsverband tussen onderzoeksgroepen die zich bezig houden met onderzoek naar het beheer van reewild – blijkt de meest optimale periode voor het uitvoeren van de kilometertelling tussen 1 januari en 31 maart te liggen. Gedurende deze periode

- is de zichtbaarheid in het bos maximaal vermits de struiklaag nog zonder bladeren staat
- bevinden de reeën zich in groep, zijn nog niet territoriaal en hebben beide geslachten een even grote kans om gezien te worden.

Dit laatste wordt echter gedeeltelijk tegengesproken door Elleberg (1974) die als enige periode, waarin de waarnemingskans voor beide geslachten gelijk geschat wordt, tussen september en november aangeeft (Ellenberg 1974).

Verder wordt door de 'Groupe Chevreuil' aangegeven dat de tellingen best 's morgens of 's avonds plaatsvinden en best zo goed mogelijk verspreid worden over de totale periode waarin de tellingen plaatsvinden.

Omwille van het **jachtseizoen op geiten en kitsen** in Vlaanderen (15/01 – 15/03) werd er reeds enkele jaren geleden voorgesteld de periode voor de kilometertellingen in Vlaanderen twee maanden naar achter te verschuiven (maart – mei). Hierdoor starten de tellingen onmiddellijk na het beëindigen van de jacht op geiten en kitsen (15/03) en lopen tot 15/05. Indien men zich beperkt tot vier tellingen kunnen de tellingen onmiddellijk na 15 maart starten en plaatsvinden in de vier of vijf daaropvolgende weken. In Wallonië vinden de kilometertellingen plaats vanaf eind februari.

Uit eerdere testen (Casaer nt. gepubl) blijkt dat er geen verschil waar te nemen is tussen trends op basis van tellingen uitgevoerd tussen januari en maart en deze op basis van tellingen uitgevoerd tussen 15 maart en 15 mei. Deze observaties maken het verantwoord dezelfde tellingmethode te hanteren als in Frankrijk maar de periode twee maanden te verschuiven, zonder nieuw validatieonderzoek uit te voeren met populaties waarvan de absolute grootte gekend is.

Voor Zoniën wordt voorgesteld het eerste jaar (2008) de tellingen te starten na 15 maart. Omwille van het voorbereidende werk zal het onmogelijk zijn de tellingen voor deze datum te laten starten in 2008. Voor de daaropvolgende jaren wordt voorgesteld de tellingen eventueel reeds vroeger te laten starten, vanaf de 15de januari, met een frequentie van 1 telling per week.

3.4 Lengte, situering en aantal teltrajecten.

De verdeling van de trajecten over het volledige gebied moet garanderen dat alle soorten bestanden en delen van het boscomplex bemonsterd worden (zie 3.2).

Het aantal na te streven kilometers traject per oppervlakte-eenheid situeert zich rond 1 traject van ongeveer 5 à 7 km per 200 ha. Als stelregel wordt aangenomen dat er per 100 ha ongeveer 3 km traject aangeduid wordt en dat de trajecten maximaal 5 km lang zijn. Op deze manier kan elke teller in ongeveer anderhalf tot twee uur zijn traject uitvoeren. Minder dan 1 parcours per 200 ha levert onbetrouwbare resultaten op (Groupe Chevreuil 1991).

Op basis van deze randvoorwaarden komen we voor het massief van Zoniën op een totaal van 25 teltrajecten van ongeveer 5 km lang, voor het geheel van om en bij de 5000 ha. Het streefdoel van 3 km per 100 ha wordt dan echter niet gehaald (2,5 km per 100 ha wel).

Anderzijds stelt de Groupe Chevreuil (1991) dat wanneer de tellingen simultaan gebeuren over heel het boscomplex, de teltrajecten voldoende ver van elkaar gesitueerd moeten zijn om dubbeltellingen te vermijden (opgejaagde dieren die van het ene teltraject naar het andere lopen).

Voor Zoniën zullen de concrete teltrajecten samen met de deskundigen van de verschillende bosbeherende diensten uitgewerkt worden. Deze trajecten zullen lussen zijn en uitgewerkt worden op basis van bestaande elementen (wegen, dreven, exploitatiewegen, ...). Het kruisen van teltrajecten dient zeker vermeden te worden. Er zal naar gestreefd moeten worden de ondergrens van 3 km per 100 ha te bereiken, maar dit zonder dat de teltrajecten zich te dicht bij elkaar bevinden.

3.5 De waarnemers

In het geval men in grote gebieden, zoals Zoniën, nastreeft alle trajecten simultaan te tellen, moeten er minimaal evenveel waarnemers als trajecten zijn.

Idealiter zou elke waarnemer zijn traject(en) op voorhand verkend moeten kunnen hebben.

Een mogelijk probleem is het effect van de waarnemers op het aantal waargenomen reeën omwille van de waarnemingscapaciteiten. Delorme (1989) toonde aan dat het aantal waargenomen reeën beïnvloed wordt door de waarnemingscapaciteiten (o.a. bepaald door de ervaring) van de waarnemers. Daarom wordt aangeraden zoveel mogelijk dezelfde waarnemers te gebruiken gedurende de volledige duur van het monitoringsproject of de opvolging van de populatiegrootte in het kader van het beheer van een reewildpopulatie, of anders de waarnemers ad random toe te kennen aan de verschillende trajecten bij elk van de bezoeken.

Voor de opvolging in Zoniën zijn er twee mogelijke scenario's denkbaar:

Dezelfde persoon voert alle jaren, alle tellingen voor een welbepaald traject uit. In dit geval moet er een garantie bestaan dat deze persoon elk jaar op alle teldata van dat jaar beschikbaar zal zijn en dit gedurende meerdere jaren.

Er wordt gebruik gemaakt van een 'roulatiesysteem' waarbij de waarnemers telkens een ander traject tellen. Omwille van praktische en logistieke redenen (o.a. verkeersproblematiek) stellen we voor dat kleine groepen (5 trajecten) gemaakt worden en aan de waarnemers telkens één van deze vijf trajecten toegekend wordt. Op deze manier kent elke teller na één jaar ook alle trajecten die hij of zij dient uit te voeren.

3.6 Benodigd materiaal

Elke waarnemer dient voorzien te zijn van een uurwerk, een verrekijker en iets om te schrijven (bij voorkeur potlood). Daarnaast krijgt elke waarnemer een opnameformulier (zie bijlage) met op de achterzijde een kopij van de topografische kaart waarop het te volgen teltraject is aangeduid. Dit traject dient steeds nauwgezet gevolgd te worden (Group Chevreuil 1991).

Bij elke waarneming van een ree of groep van reeën (= bij elk contact) wordt een volgnummer genoteerd voor de waarneming. Dit nummer wordt op de juiste plaats op de kaart aangebracht. Het aantal dieren - opgedeeld naar bok, geit, kits, onbepaald - wordt genoteerd, alsook het uur van de waarneming. De opdeling naar leeftijd- en geslachtklasse is op zich voor het berekenen van de kilometerindex niet noodzakelijk, maar laat bijkomende analyses toe.

3.7 Verwerken van de data

Klassiek wordt er een set van 'trajecten' vastgelegd die samen een totaal beeld van het gebied geven. Zo'n totaal beeld krijgt in de Franse literatuur de naam 'Serie'. Wij gebruiken hiervoor de term 'reeks'.

Per traject kan een kilometerindex berekend worden. Deze wordt berekend door het aantal waargenomen reeën te delen door het totaal aantal afgelegde kilometers.

$$KI_{nm} = \frac{\text{Totaal aantal waargenomen reeën op traject } i \text{ bij telling } x}{\text{Totaal aantal kilometers van traject } i}$$

Per serie of reeks bestaande uit alle trajecten samen kan de kilometerindex voor die telling (of reeks) berekend worden. Deze is het gemiddelde over alle parcours die op die dag geteld worden.

$$KIr_m = \frac{\text{Som van KIp's van de uitgevoerde trajecten}}{\text{aantal uitgevoerde trajecten (n)}}$$

Tot slot kan de kilometerindex berekend worden, voor een bepaald jaar in een bepaald gebied, door het gemiddelde te nemen over alle tellingen (reeksen) heen.

$$KI_{jaar} = \frac{\text{Som van alle KIr's}}{\text{totaal aantal uitgevoerde reeksen (tellingen) (= m)}}$$

Tabel 2 Schematische weergave van berekeningswijze voor jaarlijkse kilometerindex

Traject nr.	Reeks (serie) 1	Reeks 2	Reeks 3	Reeks 4	Aantal reeksen (=m)
1					
2					
3					
4					
5					
Aantal trajecten (=n)	<i>KIr1</i>	<i>KIr2</i>	<i>KIr3</i>	<i>KIr4</i>	<i>KIjaar</i>

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 (= m)), ertoe leidt dat het betrouwbaarheidsinterval kleiner wordt. Om het effect van het aantal tellingen op de betrouwbaarheid na te gaan zullen in 2008 acht tellingen uitgevoerd worden. Op basis van de resultaten van deze acht tellingen kan vervolgens een inschatting gemaakt worden van de grootte van de foutmarge in functie van het aantal uitgevoerde tellingen.

Jaarlijks kan aan de hand van het betrouwbaarheidsinterval de ondergrens en de bovengrens voor de jaar-KI berekend worden.

Grote verschillen in kilometerindexen tussen de verschillende trajecten kunnen het resultaat zijn van verschillen in reewilddensiteiten, maar ook van verschillen in waarnemingskansen tussen de verschillende deelgebieden in het boscomplex.

3.8 Verwerkingsprogramma

Een programma voor het verwerken van de gegevens van de herhaalde tellingen werd ontwikkeld door leden van de Group Chevreuil (Dej 1998). Een recentere versie werd ontwikkeld en werd voorgesteld gedurende de bijkomst van de Groupe Chevreuil in 2007. Deze versie zal, vermoedelijke, weldra ook ter beschikking staan van andere onderzoeksgroepen en beheerders. Op het INBO werd een eigen databank gemaakt voor het verwerken van de gegevens van de kilometertellingen.

4 Methoden voor het inschatten van het absoluut aantal reeën in Zoniën.

4.1 Verantwoording van de keuze van de weerhouden methoden

Op basis van de criteria aangehaald op het einde van hoofdstuk 2 kunnen een aantal methoden geëlimineerd worden;

- Methoden die niet gevalideerd werden voor reewild
- Methoden die wel een schatting van de populatiegrootte geven maar zonder betrouwbaarheidsinterval en/of zonder toe te laten de waarnemingskans in te schatten.

Trajecttellingen per wagen, met of zonder schijnwerpers, analyses van afschotstatistieken, drijf- en druktellingen, gemeenschappelijke aanzit en transecttellingen worden hierdoor uitgesloten, net zoals het inventariseren van visuele of auditieve indicaties.

Van de overblijvende methoden lijkt vangst, markeer, hervangst (CMR) weinig realistisch als methoden voor Zoniën, gezien de grote verkeersproblematiek in het gebied (kans op aanrijdingen van opgejaagd wild) en vermits tweederde van de populatie voorzien zou moeten worden van herkenbare merktekens.

Enkel '*distance sampling*' en het tellen van uitwerpselen blijven over als mogelijke methoden voor het inschatten van het totaal aantal reeën in Zoniën.

4.2 Distance sampling

4.2.1 Basisprincipe van de methode

Distance sampling is gebaseerd op de noodzaak om tegemoet te komen aan het bepalen van de waarnemingskans (percentage niet-geobserveerde dieren) (zie 2.3.6).

Klassiek berekenen andere methoden de absolute densiteit als het totaal aantal waargenomen dieren (reeën) gedeeld door de geïnventariseerde oppervlakte (drijf- en druktellingen, transecttellingen, gemeenschappelijke aanzit).

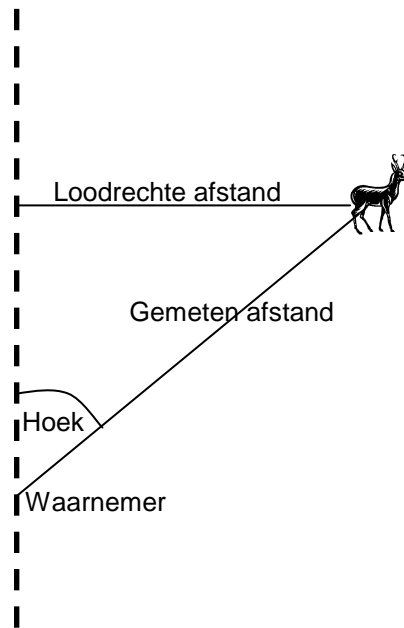
De populatiegrootte is niets anders dan de bekomen densiteit, vermenigvuldigd met de oppervlakte van het *totale gebied*. Hierbij wordt verondersteld dat alle dieren die aanwezig zijn in het geïnventariseerde gebied ook effectief waargenomen worden. Deze veronderstelling is in veel gevallen niet correct, wat leidt tot een onderschatting van de werkelijke densiteit en dus van de werkelijke populatiegrootte. Daarnaast wordt op deze manier geen aandacht geschonken aan mogelijke dubbeltellingen, en gaat men ervan uit dat de geïnventariseerde gebieden representatief zijn voor heel het gebied waarover men uitspraken wenst te doen.

De basisveronderstelling bij '*distance sampling*' is dat de waarnemingskans afneemt in functie van de afstand tussen het dier en de waarnemer (Buckland *et al.* 2001).

Voor reewild werd dit effectief aangetoond in de meeste projecten waarbij *distance sampling* gegevens verzameld werden (Focardi *et al.* 2002, 2005; Ward *et al.* 2004).

Voor elk waargenomen ree (of groepje van reeën) wordt de loodrechte afstand tussen het dier en het waarnemingstraject berekend. Dit kan rechtstreeks gebeuren, indien het ree zich

loodrecht t.o.v. de waarnemer en het waarnemingstraject bevindt, of door middel van het meten van de afstand tussen de waarnemer en het waargenomen ree, en de hoek tussen deze gemeten lijn en het waarnemingstraject (zie figuur 3).



Figuur 3: Berekeningsmethode voor het berekenen van de loodrechte afstand tussen het waargenomen ree en het waarnemingstraject (in het geval het dier zich niet loodrecht t.o.v. de waarnemer en het traject bevindt).

De dichtheid kan vervolgens berekend worden aan de hand van het programma 'DISTANCE'. Dit programma kan gratis van het internet gehaald worden (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>). De input voor het berekening van de dichtheid aan de hand van dit programma zijn het aantal waargenomen reeën en de loodrechte afstanden van de waargenomen dieren tot aan het waarnemingstraject.

Vier regels (randvoorwaarden) moeten steeds gerespecteerd worden indien men tot goede resultaten wil komen (accuraat en precies).

- Alle dieren die zich op het waarnemingstraject bevinden worden waargenomen
- De reeën worden waargenomen alvorens zich te verplaatsen – ten gevolge van de verstoring door de waarnemer – of de verplaatsingen van de reeën zijn aleatoir (random) ten opzichte van de positie van de waarnemer (teller)
- De afstanden worden correct gemeten
- De verschillende waarnemingen van dieren zijn onafhankelijk van elkaar

Gedurende de laatste decennia is het gebruik van thermische camera's voor het toepassen van distance sampling bij wilde hoefdieren steeds frequenter geworden (Gill *et al.* 1997, Mayle *et al.* 1999). De belangrijkste redenen hiervoor zijn dat de reeën zich minder verstoppen gedurende de nacht dan overdag en dat het aantal waargenomen reeën (dus ook het percentage van de totaal aanwezige populatie) hoger ligt bij het gebruik van thermische camera's in vergelijking tot het gebruik van schijnwerpers gedurende de nacht (Focardi *et al.* 2001).

Bij haalbaarheidstesten in Groot-Brittannië werd aangetoond dat, wanneer gebruik gemaakt wordt van thermische camera's vanop bestaande wegen, de meeste reeën zich niet hadden verplaatst alvorens gezien te worden (Ward *et al.* 2004).

4.2.2 Toepassing in Zoniën

De aanwezigheid van tal van verharde of semi-verharde wegen in Zoniën, die daarenboven meestal recht van aard zijn, creëert ideale omstandigheden voor het toepassen van deze absolute methode. De afwezigheid van een ondervegetatie in bepaalde bestanden van het complex verhoogt de zichtbaarheid en de waarnemingskans in deze percelen. De methode geeft daarenboven een oplossing voor het probleem van de sterk wisselende waarnemingskansen ten gevolge van het al dan niet aanwezig zijn van verjongingsgroepen - of onderetages - in de oude beukenbestanden.

Deze methode werd echter tot nu toe nog niet toegepast in België voor reewild en de kosten van het aankopen van een thermische camera zijn niet verwaarloosbaar (http://www.flirthermography.com/belgium_french/cameras/all_cameras.asp). Daarom is het wenselijk een voorbereidende studie of pilootproject uit te voeren, alvorens de beslissing te nemen deze methode al dan niet toe te passen in Zoniën als methode voor het inschatten van de absolute grootte van de reewildpopulatie.

Gedurende deze pilootstudie zal niet alleen de haalbaarheid, maar ook het aantal herhalingen nodig voor het behalen van een bepaalde precisie bepaald kunnen worden. Dit aantal zal afhangen van het aantal waargenomen dieren per telling en het bekomen betrouwbaarheidsinterval (zie 2.3.2). Daarenboven zou deze pilootstudie ook toelaten de meerwaarde van het gebruik van een thermische camera in vergelijking tot het gebruik van schijnwerpers in de specifieke situatie van Zoniën te analyseren (vgl. Focardi *et al.* 2001).

4.3 Tellingen aan de hand van keutelhoopjes (pellet counts)

Er bestaan verschillende methoden die vertrekken van het inventariseren van het aantal hoopjes keutels op het terrein. De verschillende methoden worden hieronder verder besproken.

4.3.1 Definitie van een keutelhoopje ('pellet group')

Per definitie (Mayle *et al.* 2000) bestaat een keutelhoopje uit minimaal 6 keutels (18 volgens Campbell *et al.* 2004), die beschouwd kunnen worden als het resultaat van dezelfde defecatie (ontlasting). In sommige gevallen, wanneer verschillende kleine hoopjes gevonden worden, kan een subjectieve inschatting nodig zijn. Dit laatste kan immers soms het resultaat zijn van het feit dat het ree zich ontlaste terwijl het zich verplaatste, wat resulteert in een sleep (reeks) van opeenvolgende keutels (McIntosh *et al.* 1995).

4.3.2 'Faecal standing crop counts' (FSC)

4.3.2.1 'Faecal standing crop **plot** counts'

Deze methode vereist het bepalen van de decompositiesnelheid (afbraaksnelheid) van de keutels (zie 2.2.16). Vermits de decompositiesnelheid afhankelijk kan zijn van het habitatype dient er als eerste stap een goede kartering gemaakt te worden van de habitatypes die in het gebied voorkomen en moet de decompositiesnelheid voor elk van deze habitatypes bepaald worden.

De steekproefvlakken worden vervolgens aangeduid in het volledige studiegebied en moeten best proportioneel met het aandeel van elk habitatype over de verschillende habitatypes verdeeld worden. Het aantal steekproefvlakken en hun grootte hangen af van de nagestreefde precisie en van de beschikbare middelen. Een oppervlakte van 7 op 7 meter wordt aangeraden indien het terreinwerk moet gebeuren door één persoon (Mayle *et al.* 1999).

Alle steekproefvlakken worden gescreend op de aanwezigheid van keutelhoopjes. Indien verschillende soorten hertachtigen in het gebied voorkomen, moet voor elke keutelhoopje de soort genoteerd worden. Wanneer het niet mogelijk is de soort te determineren waarvan de keutels afkomstig zijn, wordt als soort 'onbepaald' genoteerd.

De keutelhoopjes die zich juist op de rand van de steekproefvlakjes bevinden worden afwisselend wel en niet opgenomen (Mayle *et al.* 1999, 2000).

De reewilddensiteit wordt berekend (aantal reeën per ha), voor elk habitatype, in functie van het aantal gevonden keutelhoopjes, de habitatspecifieke afbraaksnelheid en een soortspecifieke defecatiesnelheid (aantal keutelhoopjes per dag of uur)(zie 4.3.6).

$$D = \frac{\text{gemiddeld aantal keutelhoopjes per ha}}{\text{decompositiesnelheid (in dagen)} * \text{defecatiesnelheid (per dag)}}$$

De totale reewildstand en het bijhorend betrouwbaarheidsinterval kunnen berekend worden op basis van de habitatspecifieke densiteiten en de oppervlakte van elk habitatype in het op te volgen gebied.

Mayle *et al.* (1999) raden aan deze methode toe te passen in gebieden waar de reewilddensiteit matig hoog (tussen 10 en 30 reeën per 100 ha) wordt geschat.

4.3.2.2 'Faecal standing crop **strip transect** counts'

In plaats van gebruik te maken van vierkante steekproefvlakken, wordt bij deze methode gebruik gemaakt van een te inventariseren strook met een breedte van 1 meter. De totale lengte hangt af van de vereiste precisie. Het aantal trajecten is functie van de totale lengte van de te inventariseren stroken en de lengte van de individuele stroken (Mayle *et al.* 1999).

Na het gebied te hebben opgedeeld in de verschillende habitatypen (zie 4.3.2.1), worden de transecten op kaart aangeduid. De ligging van de transecten moet garanderen dat de verschillende habitatypen proportioneel met hun aanwezigheid bemonsterd worden. De transecten mogen geen wegen, perceelsgrenzen of beken volgen, noch parallel hiermee aangeduid worden. Deze voorzorgsmaatregel moet ervoor zorgen dat de resultaten van de inventarisatie niet beïnvloed worden door effecten van het habitatgebruik door de reeën ten gevolge van de aanwezigheid van deze landschapkarakteristieken. Indien een bepaald habitatype enkel langsheen beken of rivieren voorkomt, moeten de transecten loodrecht op de aanwezige ecologische gradiënt aangeduid worden.

De inventarisatie gebeurt aan de hand van een kompas (om de richting van het transect te behouden) en een 1 meter brede stok om de juiste breedte van de te inventariseren strook te kennen. Het gebruik van een kompas is noodzakelijk om te vermijden dat men afwijkt van het transect in de richting van plaatsen waar meer keutelhoopjes gevonden worden, of waar de kans om keutelhoopjes te vinden vermoedelijk hoger is (Mayle *et al.* 1999,2000).

De densiteit per habitatype en de totale aanwezige populatie worden berekend zoals beschreven in 4.3.2.1. Mayle *et al.*(1999) raden deze werkwijze aan bij lagere populatiedensiteiten dan voor 4.3.2.1.

4.3.3 'Faecal accumulation rate' (FAR)

Net zoals bij de vorige toepassingen moet het gebied eerst in de verschillende habitatypen ingedeeld worden en worden deze op kaart aangeduid. De steekproefvlakken worden over het volledige te monitoren gebied verspreid en in proportie tot het voorkomen van de verschillende habitatypen verdeeld (Mayle *et al.* 1999, McIntosh *et al.* 1995).

De grootte van de proefvlakken is vergelijkbaar met deze van FSC (4.3.2.1) en kan tot 10 op 10 meter gaan indien de terreininventarisaties uitgevoerd worden door teams van twee personen. In tegenstelling tot bij de voorgaande methoden moeten de steekproefvlakken bij deze toepassing op het terrein duidelijk gematerialiseerd worden vermits twee bezoeken aan elk steekproefvlak noodzakelijk zijn (zie hieronder). De grootte en het aantal van de steekproefvlakken wordt mee gekozen in functie van de nagestreefde precisie.

Het risico om in proefvlakken met een sterke vegetatieontwikkeling keutelhoopjes niet te vinden, kan echter nooit volledig uitgesloten worden. De resultaten van het toepassen van methoden gebaseerd op keutelhoopjes zijn daarom vermoedelijk altijd een onderschatting van de werkelijke densiteiten (McIntosh *et al.* 1995).

Bij een eerste inventarisatie van de proefvlakken worden deze zeer nauwkeurig gescreend en worden alle keutelhoopjes geteld en vervolgens verwijderd. De meeste efficiënte methode is om de proefvlakken hiervoor op te delen in subvlakjes van 1 vierkante meter. Het aantal getelde keutelhoopjes bij deze eerste inventarisatie kan verwerkt worden zoals aangegeven in 4.3.2.1. (FSC).

Bepaalde keutelhoopjes kan men laten liggen om de afbraaksnelheid mee te bepalen (decompositiesnelheid). Ideaal is het per habitatype minimaal 6 keutelhoopjes te laten liggen om de afbraaksnelheid mee te bepalen (Mayle *et al.* 1999). De keutelhoopjes die voor dit doel in de steekproefvlakken blijven liggen worden duidelijk aangeduid. Ze mogen bij de tweede inventarisatie niet mee geteld worden.

Een tweede inventarisatie gebeurt na verloop van tijd en het aantal keutelhoopjes die zich op de steekproefvlakken bevinden wordt opnieuw geteld. Vermits de vlakken vrij werden gemaakt, gaat het hier over de geaccumuleerde hoeveelheid keutelhoopjes sinds het eerste bezoek.

De densiteit (D) kan bekerend worden voor elk habitatype aan de hand van onderstaande formule (Mayle *et al.* 1999).

$$D = \frac{\text{Gemiddeld aantal keutelhoopjes per hectare}}{\text{tijd tussen de twee inventarisaties (in dagen) * defecatiesnelheid (aantal per dag)}}$$

Mayle *et al.* (1999) raden deze werkwijze aan voor gebieden met een veronderstelde hoge reewilddensiteit (> 30 dieren per 100 ha).

4.3.4 'Faecal standing crop **line transect counts**' (verwerking van keutelhoopjes aan de hand van distance sampling).

Het grote verschil tussen deze methode en de vorige, is dat het niet meer noodzakelijk is om alle keutelhoopjes te vinden.

Net zoals bij het waarnemen van reeën (zie 4.2.) wordt er gebruik gemaakt van 'distance sampling' om op basis van de gevonden hoopjes en hun afstand tot het waarnemingstraject, een 'waarnemingskansfunctie' af te leiden. Deze laat toe een correctiefactor te berekenen. Hierdoor wordt het mogelijk te corrigeren voor de 'niet-gevonden' keutelhoopjes. Marques *et al.* (2001) inventariseerden bijvoorbeeld een strook van 2 meter en gebruikten de gegevens van de gevonden hoopjes uit deze strook om de waarschijnlijkheid een keutelhoopje te ontdekken binnen deze twee meterzone te berekenen. Op basis van deze informatie berekenden ze vervolgens per habitatype de densiteit aan keutelhoopjes. Het gebruik van het softwareprogramma 'Distance' vergemakkelijkt deze berekeningen.

Het te monitoren gebied moet eerst opgedeeld worden in de verschillende habitattypen en random trajecten worden aangeduid. Op het terrein wordt het beginpunt van het transect aangeduid en met een kompas wordt de te volgen richting bepaald. Voor elk waargenomen keutelhoopje wordt de loodrechte afstand tot aan de waarnemingslijn (transect) opgemeten (Marques *et al.* 2001, Mayle *et al.* 1999). Omwille van het belang van de exacte afstand (zie voorwaarden distance sampling) moet de transectlijn best aan de hand van een touw gematerialiseerd worden of gebeuren de inventarisaties best in een team van twee personen. Een van beide personen blijft hierbij steeds het transect volgen.

De uiteindelijke berekening van de populatiegrootte gebeurt aan de hand van de berekeningswijze van de FSC. In plaats van het aantal gevonden keutelhoopjes, vertrekt de berekening nu echter van de keuteldensiteit, die aan de hand van de 'distance sampling' berekeningen verkregen wordt.

4.3.5 *Afbraaksnelheid of decompositiesnelheid van keutels bij reewild*

Volgens bepaalde auteurs is de afbraaksnelheid onafhankelijk van het habitatype en het moment van het jaar (Hemami *et al.* 2005). Anderen daarentegen toonden aan dat de afbraaksnelheid van de keutels afhankelijk is van het seizoen, het habitatype, de actuele weersomstandigheden en mogelijke andere factoren –vb. bodem - (Laing *et al.* 2003, Welch *et al.* 1990, Ratcliffe & Mayle 1992).

Mitchell *et al.* (1985) stelden in hun studie vast dat in relatief arme habitats (vochtige bodems, zure grond en weinig invertebratenactiviteit) de keutels tot zes maand na de ontlasting nog aanwezig waren. In open habitats en zeker in gebieden waar het warm is en veelvuldig regent, zal de afbraak van de keutels sneller verlopen. Mayle *et al.* (1999) geven een overzicht van mogelijke afbraaksnelheden in functie van verschillende habitatypes. Indien voor een specifiek gebied of habitatype nog geen afbraaksnelheden gekend zijn, stellen Mayle *et al.* (1999) voor om een periode van twee tot drie maanden te gebruiken als waarde.

Om FAR toe te passen moet de periode tussen de twee inventarisaties zo goed mogelijk afgestemd zijn op de veronderstelde afbraaksnelheid, wil men een onderschatting van de reewildensiteit tegengaan. Het gebruik van de indicatieve waarden van Mayle *et al.* (1999) kan hierbij misleidend zijn. Zo vonden Hemami & Dolman (2005) duidelijk hogere afbraaksnelheden. Bij het afstemmen van het tijdsinterval tussen de twee inventarisaties, voor FAR, op de door Mayle *et al.* (1999) voorgestelde afbraaksnelheden, zou dit geleid hebben tot het verlies van keutelhoopjes ten gevolge van een volledige decompositie. Deze resultaten geven het belang aan van een pilootstudie waarbij de afbraaksnelheid voor een specifiek gebied, en seizoen, en de in het gebied voorkomende habitattypen onderzocht wordt (Laing *et al.* 2003).

4.3.6 *Defecatiefrequentie (snelheid) bij reewild*

Het aantal keutelhoopjes per ree per dag (defecatiesnelheid of frequentie) vormt een tweede parameter die voor het toepassen van FSC en FAR vereist is.

Volgens Mitchell *et al.* (1985) bedraagt deze defecatiefrequentie (ontlasting) in arme gebieden ongeveer 17 keutelhoopjes per dag, in rijkere gebieden 23. Uiteindelijk hanteerden ze in hun studie het gemiddelde van 20 hoopjes per dag.

4.3.7 *Voor- en nadelen van FAR en FSC*

Uit een literatuuroverzicht van Campbell *et al.* (2004) blijkt dat in Groot-Brittannië in de meeste projecten en/of monitoring van de populatiegroottes van reewild, gekozen wordt voor FSC boven FAR. Voor deze keuze worden zelden argumenten aangegeven.

FSC technieken vereisen naast de defecatiesnelheid ook een juiste schatting van de afbraaksnelheid van de uitwerpselen (Laing *et al.* 2003).

Algemeen wordt aanvaard dat FAR technieken minder gebiased zijn (accrater zijn), maar dat FSC als methode preciezer is. Per plot dient ongeveer 1,6 tot 1,9 keer zoveel tijd gerekend te worden voor het toepassen van FAR in vergelijking tot FSC. Volgens Campbell (2004) is voor het beheer in individuele gebieden tot 20.000 ha FAR aan te raden, vermits het kostefficiënter is, voor wat betreft de algemene precisie, en minder vertekende resultaten oplevert.

Marques *et al.* (2001) beweert dat FAR accurater is als methode dan FSC, wat de omgekeerde stelling is van de bovenstaande (Smart *et al.* 2004, Campbell *et al.* 2004, Mayle *et al.* 1999).

Bij lagere densiteiten kan de oorzaak van de beperktere precisie van FAR volgens sommigen (Ratcliff 1987, Buckland, 1992) gevonden worden in het feit dat er in veel plots 'nullen' kunnen voorkomen, wat resulteert in grotere betrouwbaarheidsintervallen.

Beide methoden vergen in ieder geval dat de hoopjes keutels gezocht worden in een groot aantal steekproefvlakken en vergen daardoor veel tijd (mensdagen).

Een alternatieve benadering van het probleem is het verwerken van de data aan de hand van de principes van distance sampling. Deze methode is – vanuit theoretisch perspectief – accurater en is zeker kostefficiënter vermits de noodzaak om alle keutelhoopjes te vinden vervalft. Alhoewel de methode dus duidelijk bepaalde voordelen heeft, vergt ze het verzamelen van extra informatie op het terrein, namelijk de afstand van de keutelhoopjes tot het transect, en een extra tussenstap in de verwerking (zie 4.3.3).

De onderstaande tabel geeft een overzicht van de verschillende voor- en nadelen van de methoden gebaseerd op het inventariseren van het aantal hoopjes keutels.

Tabel 3 Overzicht van de verschillende voor- en nadelen van de methoden gebaseerd op het inventariseren van het aantal hoopjes keutels.

Parameter	FSC		FAR		Verwerking via <i>distance sampling</i>	
Accuraatheid	Onenigheid tussen auteurs	?	Onenigheid tussen auteurs	?	Theoretisch beter in gebieden met sterke vegetatie of wisselende kansen de keutels te vinden	?/ +
Aantal terreinbezoeken	Slechts 1 vereist	+	Twee bezoeken nodig	–	1 terreinbezoek is voldoende	+
Uitrusting	Lage kost	+	Materialisatie van proefvlakken	–	Lage kosten	+
Bekomen van resultaten	Onmiddellijk resultaat	+	Minimaal tijd tussen twee terreinbezoeken nodig	–	Resultaat onmiddellijk, maar moeilijkere verwerking	–
Verwerking van data	Eenvoudige verwerking	+	Eenvoudige verwerking	+	Nood aan het gebruik van een computerprogramma en kennis van basisprincipes van <i>distance sampling</i>	–
Mogelijke oorzaken voor vertekening of fouten in resultaten, t.g.v. benodigde hulpparameters	* accuraatheid van inschatting van afbraaksnelheid * defecatiesnelheid (frequentie)	–	* enkel foutieve inschatting van defecatiesnelheid (frequentie)	+	* meting van afstanden tot transect * inschatting van afbraaksnelheid van uitwerpselen * inschatting van defecatiesnelheid	–

4.4 Vergelijken van de verschillende methoden die toelaten het absoluut aantal reeën in Zoniën te schatten

Voor wat betreft de accuraatheid en de precisie van de verschillende methoden geven Smart *et al.* (2004) aan dat FSC methode de meest accurate resultaten geeft maar dat distance sampling, wanneer gebruik wordt gemaakt van thermische camera's, een hogere precisie haalt en een grotere statistische 'power' heeft. FAR wordt gekenmerkt door een lagere statistische power dan distance sampling of FSC en door een lagere precisie. De accuraatheid van FAR is te vergelijken met die van distance sampling.

De methoden die zich baseren op keutelhoopjes hebben het nadeel dat er een inschatting moet gemaakt worden van de afbraaksnelheid. Het gebruik van waarden uit de literatuur kan hier aanleiding geven tot verkeerde resultaten. Ook de defecatiesnelheid speelt een rol in de berekening van de populatiegrootte aan de hand van deze methoden en vormt in werkelijk een onbekende die zelfs via pilootstudies niet eenvoudig te achterhalen is.

Het toepassen van distance sampling, door middel van thermische camera's, vergt een grote financiële startinvestering. De precisie van de methode is een functie van het aantal reeën die geobserveerd worden. Op zijn beurt hangt dit af van het aantal reeën die in een gebied aanwezig zijn en van de waarnemingskansen in een specifiek gebied. In Zoniën wordt de reedensiteit eerder laag ingeschat, de zichtbaarheid en de eruit voortvloeiende waarnemingskansen worden daarentegen eerder hoog ingeschat.

Algemeen is het te verkiezen dat de mogelijke methoden – distance sampling en de verschillende verwerkingsmogelijkheden van het tellen van keutelhoopjes – in een pilootstudie uitgetest worden in Zoniën. Deze studie moet toelaten de efficiëntie en de kosten verbonden aan de toepasbare methoden te analyseren. Een objectieve keuze van de meest ideale methode voor Zoniën wordt op deze manier mogelijk.

5 Literatuurlijst

- ALBARET, M., PEROUX, R., GAILLARD, J.M. et LARTIGES, A. (1991). Les relevés d'indices de présence comme indicateur des variations d'effectifs chez le chevreuil (*Capreolus capreolus*). *Gibier Faune Sauvage*, 8, 231-250
- ANDERSEN, J. (1953). Analysis of a Danish Roe deer population. *Danish Revue of Game Biology*, 2, 127-155
- 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
- BORCHERS, D.L., BUCKLAND, S.T. and ZUCCHINI, W. (2002). *Estimating Animal Abundance, Closed Populations*. Springer Verlag, London, 312 pp
- BOSCARDIN, Y. (1999). Les méthodes de dénombrement des populations de chevreuils. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244, 17-21
- BUCKLAND, S.T. (1992). Review of deer count methodology. Unpublish report to the Scottish Office
- BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L.M., BORCHERS, D.L. and THOMAS, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling, Estimating abundance of biological populations*. Oxford. University Press, 432 pp
- CAMPBELL, D., SWANSON, G. M., AND SALES, J. (2004). Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of Applied Ecology*, 41, 1185-1196
- CASAER, J. & BOGATAJ, T. (2001). Reewilddensiteiten in 't couthof (West-Vlaanderen). Rapporten van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer - sectie wildbeheer, 2001(002). Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer: Geraardsbergen : Belgium. 14 pp
- CASAER, J. (2003). Analysing roe deer habitat selection; methodological problems and possible solutions. K.U.Leuven. *Dissertationes de agricultura* (nr : 550), 195 pp
- CASAER, J. (2006). Gebruik van bio-indicatoren voor beheer van reewild. *Jaarboek INBO*, 60-61
- CEDERLUND, G., BERGQVIST, J., KJELLANDER, P., GILL, R., GAILLARD, J.M., BOISAUBERT, B., BALLON, P. & DUNCAN, P. (1998). Managing roe deer and their impact on the environment in ANDERSEN, R., DUNCAN, P. & LINNELL, J. (Eds) *The European Roe Deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo
- DEJ, F. (1998). Le logiciel « indice kilométrique » pour le suivi des populations de chevreuils. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244, 38-40
- 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

- DZIECIOLOWSKI, R. (1976). Estimation ungulate numbers in a forest by tracks counts. *Acta Theriologica*, 21, 217-222
- ELLENBERG, H. 1974. Beitrage zur Ökologie des Rehes. Dissertation. Christian Albrechts Univ. Kiel
- FOCARDI, S., DE MARINIS, A.M., RIZZOOTTO, M. AND PYUCCI A. (2001). Comparative Evaluation of Thermal Imaging and Spotlighting to Survey Wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 133-139
- FOCARDI, S., ISOTTI, R., PELLICIONI, E. R., AND IANNUZZO, D. (2002a). The use of distance sampling and mark-resight to estimate the local density of wildlife populations. *Environmetrics*, 13, 177-186
- FOCARDI, S., ISOTTI, R., AND TINELLI, A. (2002B). Line transect estimates of ungulate populations in a Mediterranean forest. *Journal of Wildlife Management*, 66, 48-58
- FOCARDI, S., MONTANARO, P., ISOTTI, R., RONCHI, F., SCACCO, M., AND CALMANTI, R. (2005). Distance sampling effectively monitored a declining population of Italian roe deer *Capreolus capreolus italicus*. *Oryx*, 39, 421-428
- GAILLARD, J.M., BOISAUBERT, B., BOUTIN, J.M. ET CLOBERT, J. (1986). L'estimation d'effectifs à partir de capture-marquage-recapture : application au chevreuil (*Capreolus capreolus*). *Gibier Faune Sauvage*, 3, 143-158
- GILL, R. M. A., THOMAS, M. L., AND STOCKER, D. (1997). The use of portable thermal imaging for estimating deer population density in forest habitats. *Journal of Applied Ecology*, 34, 1273-1286
- GRUPE CHEVREUIL (1989). La masse corporelle : un bioindicateur possible pour le suivi des populations de chevreuils. *Gibier Faune Sauvage*, 6, 57-68
- GRUPE 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
- GUIBERT, B. (1999). Les conséquences des derniers acquis de la recherche sur la gestion future du chevreuil. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244, 120-125
- HEMAMI, M.R. AND DOLMAN, P.M. (2005). The disappearance of muntjac (*Muntiacus reevesi*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) pellet-groups in a pine forest of lowland England. *European Journal of Wildlife Research*, 51, 19-24
- HEMAMI, M.R., WATKINSON, A.R. AND DOLMAN, P.M. (2005). Population densities and habitat associations of introduced muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* in a lowland pine forest. *Forest Ecology and Management*, 215, 224-238
- HEWISON, A. J. M., ANGIBAULT, J. M., CARGNELUTTI, B., COULON, A., RAMES, J. L., SERRANO, E., VERHEYDEN, H., AND MORELLET, N. (2007). Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study. *Wildlife Biology*, 13, 313-320
- KJELLANDER, P. (2000). Density Dependence in Roe Deer Population Dynamics. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria* 154. Swedisch University of Agricultural Sciences.

- LAING, S. E., BUCKLAND, S. T., BURN, R. W., LAMBIE, D., AND AMPHLETT, A. (2003). Dung and nest surveys: estimating decay rates. *Journal of Applied Ecology*, 40, 1102-1111
- LANCIA, R.A, KENDALL, W.L., POLLOCK, K.H. AND NICHOLS, J.D. (2005). Estimating the number of animals in wildlife populations, in (eds) Braun, C.E. *Techniques for Wildlife Investigations and Management*. The Wildlife Society, Maryland, USA, 106-146
- MARQUES, F. F. C. AND BUCKLAND, S. T. (2003). Incorporating covariates into standard line transect analyses. *Biometrics*, 59, 924-935
- MARQUES, F. F. C., BUCKLAND, S. T., GOFFIN, D., DIXON, C.E., BORCHERS, D.L., MAYLE, B.A. AND PEACE, A.J. (2001). Estimating deer abundance from line transect surveys of dung : sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 38, 349-363
- MAYLE, B.A., PEACE, A.J., GILL, R.M.A. (1999). How many deer ? Forestry Commission, 96 pp
- MAYLE, B.A., PUTMAN, R. J., AND WYLLIE, I. (2000). The use of trackway counts to establish an index of deer presence. *Mammal Review*, 30, 233-237
- MCINTOSH, R., BURLTON, F.W.E. AND MCREDDIE, G. (1995). Monitoring the density of a roe deer *Capreolus capreolus* population subjected to heavy hunting pressure. *Forest Ecology and Management*, 79, 99-106
- MILLS, L. S. (2007). *Conservation of Wildlife Populations, Demography, Genetics and Management*. (Blackwell Publishing: Oxford.)
- MITCHELL, B., ROWE, J.J., RATCLIFFE, P.R. AND HINGE, M. (1985). Defaecation frequency in roe deer (*Capreolus capreolus*) in relation to the accumulation of faecal deposits. *J. Zool. London*, 207, 1-7
- NICHOLS, J.D. *et al.* (1995). Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 26, 177-199
- PUCEK, Z., BOBEK, B., LABUDSKI, L., MILKOWSKI, L., MOROW, K. AND TOMEK, A. (1975). Estimates of density and numbers of ungulates. *Polish Ecological Studies*, 1, 121-135 in MAYLE *et al* (1999)
- PUTIN, E. *et al*/BARET, M. (1999). Le chevreuil dans le Forez : gestion par la méthode des relevés d'indices de présence. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244, 54-59
- RACTLIFFE, P.R. (1987). The management of red deer in the commercial forests of Scotland related to population dynamics and habitat changes. PhD Thesis. University of London, London, UK
- RACTLIFFE, P.R. AND MAYLE, B.A. (1992). Roe deer biology and management. *Forestry Commission Bull.*, n°105, HMSO, London, 28 pp
- REBY, D., CARGNELUTTI, B., HEWISON, A.J.M., ANGIBAULT, J.M. et VINCENT, J.P. (2000). Peut-on estimer la taille d'une population de chevreuils en combinant relevés visuels et auditifs. Premiers résultats d'une étude pionnière. *Bulletin Technique de l'ONF*, 30, 45-50
- REBY, D., HEWISON, A. J. M., CARGNELUTTI, B., ANGIBAULT, J. M., AND VINCENT, J. P. (1998). Use of vocalizations to estimate population size of roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 62, 1342-1348

- REIMOSER, F. (1986). Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. VWGÖ – wien, Dissertation Universität für Bodenkultur Wien 28. PP 319
- ROSSI, I., MAURI, L., LAFICARA, S. AND APOLLONIO, M. (2002). Barking in Roe Deer (*Capreolus capreolus*) : Seasonal trends and possible functions. *Hystrix*, 13, 13-18
- SEBER, G.A.F. (1982). The estimation of animal abundance and related parameters, 2nd edition. Macmillan Publ. Co., Inc., New York, N.Y., 654 pp
- SMART, J. C. R., WARD, A. I., AND WHITE, P. C. L. (2004). Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review*, 34, 99-114
- TOUSSAINT, A.C. (2001). Rapport de la convention : suivi des populations de chevreuils en Forêt de Soignes (partie Bruxelles-Capitale) et propositions de mesures de gestion, 49 pp
- VAN LAERE, G., MAILLARD, D., BOUTIN, J.M. ET DELORME, D. (1999). Le suivi des populations de chevreuils : des méthodes traditionnelles d'estimation aux indicateurs population-environnement. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 244, 46-47
- VINCENT, J. P. AND BIDEAU, E. (1982). Note About the Visibility Index Determination - Utilization for Roe Deer Census. *Acta Oecologica-Oecologia Applicata*, 3, 257-262
- VINCENT, J. P. AND BIDEAU, E. (1992). Conséquences d'une modification importante de la densité sur une population de chevreuils forestiers, *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 169, 30-33
- VINCENT, J. P., BIDEAU, E., HEWISON, A. J. M., AND 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., GAILLARD, J. M., AND BIDEAU, E. (1991). Kilometric Index As Biological Indicator for Monitoring Forest Roe Deer Populations. *Acta Theriologica*, 36, 315-328
- VINCENT, J. P., HEWISON, A. J. M., ANGIBAULT, J. M., AND CARGNELUTTI, B. (1996). Testing density estimators on a fallow deer population of known size. *Journal of Wildlife Management*, 60, 18-28
- WALTERS, C.J., AND GREEN, R. (1997). Valuation of experimental management options for ecological systems. *Journal of Wildlife Management*, 61, 987-1006
- WARD, A. I., WHITE, P. C. L., AND CRITCHLEY, C. H. (2004). Roe deer *Capreolus capreolus* behaviour affects density estimates from distance sampling surveys. *Mammal Review*, 34, 315-319
- WELCH, D., STAINES, B.W., CATT, D.C. AND SCOTT, D. (1990). Habitat used by red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer in a scottish Sitka Spruce plantation. *J. Zool. London*, 221, 453-476
- WILLIAMS, B.K., NICHOLS, J.D. AND CONROY, M.J. (2001). Analysis and Management of Animal Populations, Academic Press, New York
- YOCOZ, N. G., NICHOLS, J. D., AND BOULINIER, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 446-453

6 Bijlage: Opnameformulier voor kilometertelling

OPNAMEFORMULIER REEWILDINVENTARISATIE							
Datum:...../...../.....				WBE:.....			
Waarnemer: Adres+ ☎:			Vaste postnr:		Traject nr. : Afstand:		
Vertrekuur: <input style="width: 80px;" type="text"/>		Totale duur: <input style="width: 80px;" type="text"/>		Einduur: <input style="width: 80px;" type="text"/>		Totale afstand: (*) <input style="width: 80px;" type="text"/>	
Weersomstandigheden:							
Temp: <input style="width: 60px;" type="text"/> °C		Geen		Matig		Sterk	
Neerslag (sneeuw/ regen/ hagel) :		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
Wind :		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
Mist :		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
Bewolking :		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
Observaties:							
Wnnr.	Uur	Bokken	Geiten	Kitsen (M/V)	Onbep.	Tot.	Opmerking
		Bokken	Geiten	Kitsen (M/V)	Onbep	Totaal	
Kilometerindex = totaal/totale afstand =							
<i>(*) indien verschillende parcours samengenomen zijn, de afstanden apart vermelden</i>							

Lijst van figuren

Figuur 1 a. Een precieze maar niet accurate methode; b. een accurate maar niet precieze methode; c. een methode die zowel accuraat als precies is (= een zeer 'betrouwbare' methode) (naar Mayle <i>et al.</i> 1999), het centrum van de 'schiet-schijf' stelt de niet gekend, werkelijke waarde van het in te schatten kenmerk (vb. populatiegrootte) voor.	18
Figuur 2 Overzicht van de mogelijke methoden en hun toepassing (naar Mills 2007, Mayle <i>et al.</i> 1999).....	21
Figuur 3: Berekeningsmethode voor het berekenen van de loodrechte afstand tussen het waargenomen ree en het waarnemingstraject (in het geval het dier zich niet loodrecht t.o.v de waarnemer en het traject bevindt).	27

Lijst van tabellen

Tabel 1	Overzicht van de bestaande methoden voor het monitoren van de grootte van reewildpopulaties	10
Tabel 2	Schematische weergave van berekeningswijze voor jaarlijkse kilometerindex	25
Tabel 3	Overzicht van de verschillende voor- en nadelen van de methoden gebaseerd op het inventariseren van het aantal hoopjes keutels.	32