

Eindrapport Onderzoeksopdracht

AMINAL / Afdeling Bos en Groen/ 9/ 1996

01/10/96-31/11/98

**Onderzoek naar de invloed van selectieve
bejaging en dispersie op de genetische structuur
van populaties van het ree in Vlaanderen**

Nathalie Van Moeffaert
Promotor Ron Verhagen
Onderzoeksgroep Evolutionaire Biologie
Universiteit Antwerpen-RUCA
Januari 1999

Eindrapport Onderzoeksopdracht

AMINAL / Afdeling Bos en Groen/ 9/ 1996

01/10/96-31/11/98

**Onderzoek naar de invloed van selectieve
bejaging en dispersie op de genetische structuur
van populaties van het ree in Vlaanderen**

**Nathalie Van Moeffaert
Promotor Ron Verhagen
Onderzoeksgroep Evolutionaire Biologie
Universiteit Antwerpen-RUCA
Januari 1999**

Dankwoord

Dit rapport zou nooit tot een goed einde zijn gekomen zonder de hulp en medewerking van vele mensen van zowel binnen de universiteit als binnen de jagerij.

De samenwerking met de jagerij liep van begin af aan heel vlot. We startten het onderzoek in nauwe samenwerking met een kleine 20 jachtgroepen. Na reeds een klein jaar werken, kregen we vragen van andere WBE's om ook bij het onderzoek aan te sluiten. Het werd een unieke en vruchtbare relatie die hopelijk in de toekomst mag blijven bestaan ! Dank aan alle jagers die formulieren invulden en organen verzamelden. Dank in het bijzonder aan die mensen die het geheel coördineerden en de stalen bijeenbrachten, dankzij hen werd het aangenaam werken !

Het merken en zenderen van reeën was niet mogelijk geweest zonder de hulp van meer dan 100 mensen die vele dagen samen met ons bosjes en heide uitkamen , greppels in en over sprongen, van in de vroegste uurtjes tot 's avonds laat.

Werner Plompen en Jim Casaer zijn zeer nauw betrokken geweest bij het veldwerk en het verwerken van de gegevens. Heel erg bedankt !

Wij hopen dat het ree beheer in Vlaanderen dank zij het rapport snel verder tot ontwikkeling zal komen. Dit voor het ree zelf, als voor iedereen die door de dieren geboeid is.

Nathalie Van Moeffaert
Ron Verhagen

Inhoudstafel

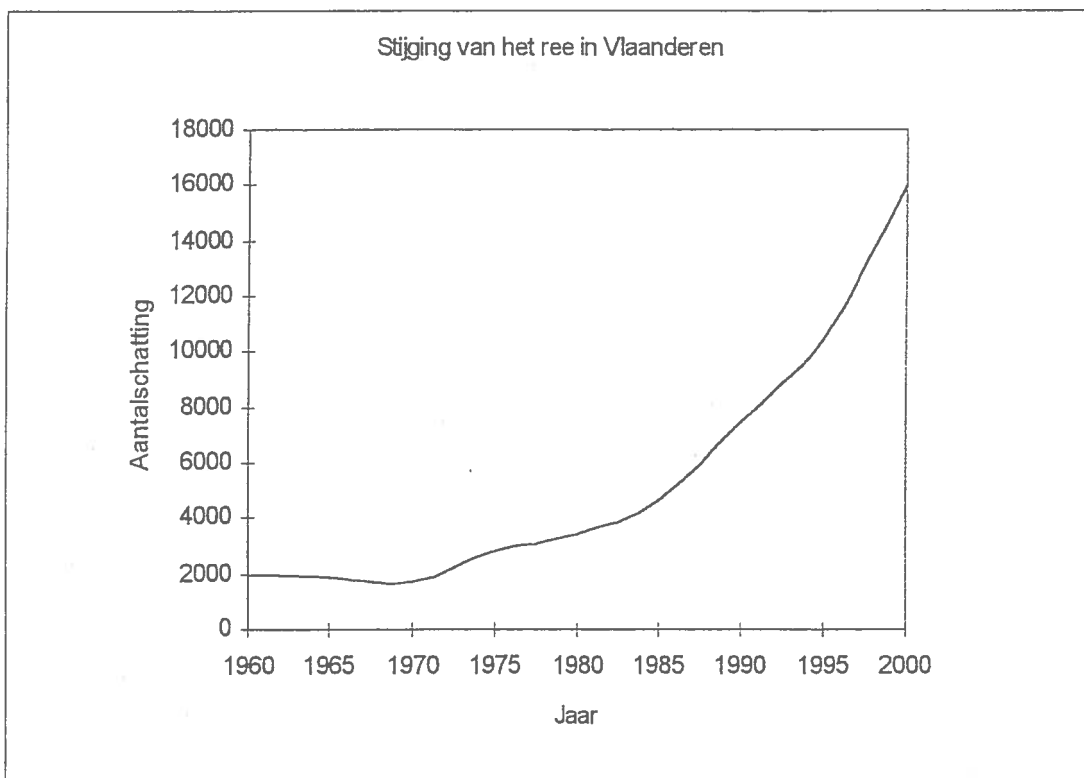
Deel I: Ree beheer in Vlaanderen	-1-
1.1 Inleiding	-1-
1.2 Oorzaken van de stijging	-2-
1.3 Gevolgen van de toenemende reewildstand	-2-
1.4 Evolutie van de reewildjacht in Vlaanderen	-3-
1.5 Inhoud van de onderzoeksopdracht	-4-
Deel II: Het afschotplan, de basis voor ree beheer in Vlaanderen	-5-
2.1 Inleiding	-5-
2.2 Selectie van de gegevens	-5-
2.3 Analyse van reetellingen	-6-
2.3.1 Aantal kitsen per geit	-7-
2.3.2 Vergelijking opgegeven stand versus berekende stand	-8-
2.4 Afschot	-10-
2.4.1 Ideaal afschot volgens het onderzoeksrapport van Wauters (1995)	-10-
2.4.2 Het Beschermingsplan voor het reewild van 1995 versus nu: de voorspellingen	-11-
2.4.3 Het huidig afschotregime	-12-
2.4.4 Het toepassen van een dynamisch simulatiemodel	-14-
2.5 Bespreking	-16-
2.5.1 Tellingen	-16-
2.5.2 Afschot	-16-
Deel III: Konditie-parameters van het ree in Vlaanderen	-18-
3.1 Inleiding	-18-
3.2 Materiaal en methode	-18-
3.3 Leeggewichten	-21-
3.3.1 Gemiddelde leeggewichten van de WBE's	-21-
3.3.2 Invloed van dichtheid en habitatfragmentatie op de leeggewichten	-22-
3.3.3 Niervet-index	-25-
3.4 Onderkaakmetingen	-27-
3.4.1 Materiaal en methodes	-27-
3.4.2 Resultaten	-27-
Korrelaties tussen onderkaakmetingen, leeggewichten en niervet-indices	
Gemiddelde onderkaakmetingen van de WBE's	
Onderkaakmetingen en milieu-parameters	
3.5 Voortplanting	-28-
3.5.1 Materiaal en methoden	-28-
3.5.2 Resultaten	-28-
Aantal embryo's en gele lichaampjes per vrouwelijk dier	
Leeftijd van drachtige wijfjes	
Embryo's, gele lichaampjes, konditie- en milieu-parameters	
Het verschil gele lichaampjes - embryo's	
3.6 Parasitaire infestatie	-30-
3.6.1 Inleiding	-30-
3.6.2 Materiaal en methoden	-30-
3.6.3 Resultaten	-30-
Voorkomen van parasieten	
Parasitaire infestatie, konditie- en milieu-parameters	
3.7 Bespreking	-32-
Dichtheid, fragmentatie en leeggewichten	-32-
Habitat en leeggewichten	-33-
Niervet-index	-33-
Onderkaaklengtes	-33-

Voortplantingskarakteristieken	-33-
Het verschil gele lichaampjes - embryo's	-34-
Parasieten	-34-
Deel IV: Mobiliteit van het ree in Vlaanderen	-35-
4.1 Inleiding	-35-
4.2 Valwild	-36-
4.2.1 Materiaal en methoden	-36-
4.2.2 Resultaten	-36-
Doodsoorzaken en vindplaats	
Periodes met valwild	
Frekwentie van valwild	
Sex-ratio en leeftijd van valwild	
4.3 Home ranges en dispersie van reeën	-40-
4.3.1 Inleiding	-40-
4.3.2 Studiegebied	-40-
4.3.3 Telemetrisch lokaliseren van volwassen reeën	-41-
Home range	
Mobiliteit	
4.3.4 Merken van kitsen	-43-
4.3.5 Telemetrisch volgen van kitsen	-44-
De kitsen	
De zomer home ranges en mobiliteit	
4.4 Bespreking	-49-
Verkeersslachtoffers en dispersie	-49-
Home range en bewegingen	-50-
Merken en zenderen van kitsen	-51-
Deel V: Genetische variatie van het ree in Vlaanderen	-52-
5.1 Inleiding	-52-
5.2 Genetische variatie van het ree in Europa	-53-
5.3 Genetische variatie van het ree in Vlaanderen	-53-
5.3.1 Proteïne elektroforese	-53-
5.3.2 Morfometrische analyse van de schedel	-55-
5.4. Bespreking	-56-
Deel VI Samenvatting en algemeen besluit	-57-

DEEL I: REE BEHEER IN VLAANDEREN

1.1 Inleiding

Vóór 1950 was het ree eerder zeldzaam in Vlaanderen. Het kwam waarschijnlijk enkel voor in de provincies Antwerpen, Limburg en Vlaams-Brabant. Vanaf 1950 kwam er een geleidelijke toename. In 1960 begonnen de diensten van AMINAL Afdeling Bos en Groen aantal- en afschot-gegevens te verzamelen. De populatie van reeën in Vlaanderen werd toen geschat op ongeveer 1900 dieren. Vanaf dan stelde men een snelle toename van het aantal getelde dieren vast, gaande van ongeveer 3000 in 1975 tot 14 000 in 1998. Deze gegevens van AMINAL geven het aantal reeën weer in bejaagbare gebieden. Voor de niet-bejaagde gebieden zijn weinig gegevens voorhanden. Het is waarschijnlijk dat bovenstaande cijfers een benaderende (of te lage) schatting zijn van de werkelijke aantallen.



Figuur 1: Stijging van het ree in Vlaanderen sinds 1960

Naast een stijging van de aantallen, vond ook een toename van het ree in de ruimte plaats. Het ree verspreidde zich vanuit grote boscomplexen waar het oorspronkelijk vertoefde, naar kleinere en dikwijls gefragmenteerde bosgebieden. Deze gedragsaanpassing heeft een enorme stijging teweeg gebracht in de oppervlakte dat aldus geschikt werd voor reeën. Zo werden begin jaren zeventig opnieuw reeën in Oost- en West-Vlaanderen gesignaleerd. Deze uitbreiding veroorzaakte een toenemende interesse in de ree-jacht.

1.2 Oorzaken van de stijging

De stijging van het aantal reeën is niet een exclusief Vlaams fenomeen. Sinds een aantal decennia zijn de ree-aantallen over heel Europa sterk gestegen (Danilkin & Hewison 1996, Andersen et al. 1998). Het ree is qua habitatkeuze een plastische soort die voorkomt in een breed spectrum van habitattypen en klimaatzones, gaande van het mediterrane tot het Scandinavisch gebied en het weet zelfs gebruik te maken van sterk gecultiveerde landschappen (Linnell et al. 1998, Hewison et al. 1998a).

Voor Vlaanderen kunnen we een aantal specifieke factoren naar voren schuiven die zeker hebben bijgedragen tot de sterke stijging:

- de uitbreiding van geschikt habitat. Het ree prefereert overgangshabitats, zijnde open bos met rijke ondergroei, bosranden, wildakkers enz. (Kurt 1991, Gill 1994, Linnell et al. 1998). Daarin wordt voedsel geselecteerd van hoge kwaliteit (Duncan et al. 1998). In voorheen arme gronden zorgde intensieve bemesting voor een rijkere plantengroei zodat ook deze gebieden aantrekkelijker werden voor de soort;
- het versnipperde landschap, de veranderde landbouwgewoontes en reconversie van landbouwgebieden in natuur zorgden tevens voor een uitbreiding van geschikt habitat in Vlaanderen;
- de verandering van de jachtwetgeving in 1971 die alleen nog de jacht met de kogel toeliet, en de inkorting van het jachtseizoen zorgden voor een kleiner afschot. Bovendien werd de jacht op de ree in Limburg tijdelijk verboden (de Crombrugge & Wauters 1990).

+ geen driftpaard
+ mens ≠ vijandbeeld

Al deze factoren hadden waarschijnlijk een stelselmatige stijging van de ree-aantallen tot gevolg.

1.3 Gevolgen van de toenemende reewildstand

Grote veranderingen in de populatiedensiteit van een soort maken meestal aanpassingen van de wetgeving en/of het beheer noodzakelijk. In het geval van het ree wordt duidelijk dat de hogere stand en de bredere verspreiding een aantal problemen met zich meebrengt die we hier kort opsommen:

- een toenemend aantal verkeersslachtoffers; → Motorwagens, v. j. 400
- schade aan aanplantingen bij particulieren en in land- en bosbouw;
- een groter risico op overdracht van bepaalde ziekten naar mens en vee.

Deze problemen worden onderkend en men tracht hiervoor oplossingen te vinden. Vermits het ree een bejaagbare soort is, is het voor de hand liggend dat de jachtwetgeving zal worden aangepast om de stand zo optimaal mogelijk te houden.

1.4 Evolutie van de reewildjacht in Vlaanderen

De basis van de huidige jachtwetgeving werd gelegd met de wet van 1882 die uitging van volgende basisprincipes:

- het jachtrecht maakt deel uit van het eigendomsrecht;
- om regelmatig te jagen moet men voldoen aan vier hoofdvoorwaarden:
 - houder zijn van het jachtrecht of de toelating hebben bekomen van de houder;
 - in het bezit zijn van een geldig jachtverlof;
 - de jachttijden eerbiedigen;
 - de door het gebruik geoorloofde jachtmiddelen aanwenden.

Sinds het van kracht worden van deze wet van 1882 is zowel op bestuurlijk als op privé vlak een ganse organisatie gegroeid. Op bestuurlijk vlak werd de uitvoering en controle, bij Koninklijk Besluit van 20/10/1895, toevertrouwd aan het bestuur van Waters en Bossen (Ministerie van Landbouw). Dit bestuur hield zich voornamelijk bezig met de verpachting en het beheer van de jacht in staatsbossen en bevaarbare waterlopen. In 1908 werd de Hoge Jachtraad opgericht die de Minister van Landbouw moest adviseren. De meeste van de 30 leden van deze raad waren jagers. Op privé vlak was er één overkoepelende vereniging (St. Hubertus) die de belangen van ongeveer 1/3 van de houders met een jachtverlof groepeerde. De grootte van de jachtgebieden liepen toen uiteen van 1ha (minimum voor waterwild) tot 8000ha. Voor de jacht met het geweer moest de aaneengesloten oppervlakte van een jachtgebied toen minimum 25ha bedragen. Het is waarschijnlijk dat in die periode de zogenaamde 'kantjesjagerij' weinig mogelijkheden gaf aan de ontwikkeling van reepopulaties en dat deze zich enkel bevonden op grote, meestal afgesloten, jachtrevieren.

Pas na de oorlogsjaren kwam hierin stilaan verandering. Toen begon ook de periode van de ruilverkavelingen en meer intensieve landbouw. Meer en meer werden kleine landbouwbedrijven omgevormd tot grootschalige. De boer werd een bedrijfsleider die geen tijd meer had om laat in de avond met zijn geweer nog eens zijn land af te lopen. Sociale veranderingen brachten tevens mee dat mensen meer tijd kregen en de natuur introkken. Dit bracht meer en meer conflicten mee tussen de jagerij en de burger. Het besef dat natuur kostbaar was, begon sterk te groeien in de jaren 60 en dit heeft in belangrijke mate een invloed gehad op de jagerij in het algemeen en de jachtwetgeving in het bijzonder.

Het beleid trachtte vanaf de jaren zeventig een meer planmatig en gecoördineerd beheer mogelijk te maken door:

- de minimale oppervlakte voor jachtrevieren te verhogen;
- de invoering van het theoretische jachtexamen (1978) en van het praktische (1995);
- het opleggen van een afschotplan voor reewild in 1989;
- het invoeren van het principe van de wildbeheerseenheden in 1991.

Voor een meer verantwoord reewildbeheer was de principiële invoering van de wildbeheerseenheden (WBE's), die minimum een oppervlakte van 1000ha moeten omvatten, een grote stap vooruit. Op 8/12/1998 keurde de Vlaamse regering de oprichting van de WBE's goed. Hierdoor wordt de Vlaamse regering gemachtigd de voorwaarden te bepalen, en eventueel met een subsidie te stimuleren, om afzonderlijke jachtterreinen vrijwillig tot grotere wildbeheerseenheden samen te voegen.

Het is de hoop van de Vlaamse regering dat aldus de meeste jagers zich zullen verenigen in grootschalige eenheden met daaraan gekoppeld een meer planmatig beheer van de ingesloten gebieden. WBE's kunnen zo een bijdrage leveren aan gebied- en soortgericht natuurbehoud.

Indien de wildbeheerseenheden optimaal gaan functioneren en aan planmatig wildbeheer gaan doen, vormen zij het instrument bij uitstek om de aantallen van wildsoorten binnen gestelde limieten te houden.

1.5 Inhoud van de onderzoeksopdracht

Goed wild/fauna-beheer streeft ernaar om het aantal dieren in een populatie alsook de kwaliteit (conditie/gezondheid) van de individuen zo optimaal mogelijk te houden. Uit beschikbare afschotgegevens blijkt dat er belangrijke kwaliteitsverschillen, bepaald op basis van gewicht, gewei en niervet, worden waargenomen tussen dikwijls zeer nabijgelegen jachtgebieden. Deze kwaliteitsverschillen kunnen vaak in verband gebracht worden met densiteit en habitatkwaliteit.

De snelle verspreiding van het ree in Vlaanderen gedurende de laatste decennia vanuit een gering aantal populaties, kan een invloed hebben gehad op de genetische variabiliteit van de door dispersie ontstane nieuwe founder-populaties. Indien dispersie tussen dergelijke nieuwe en meestal kleine, gefragmenteerde populaties gering is, kan door het optreden van stochastische processen de genetische variabiliteit nog verder afnemen en kan inteelt een effect gaan spelen op de kwaliteit van de dieren. Indien er daarbij ook nog selectief afschot voorkomt, kan dit proces versneld worden.

Om het beleid op reewild te optimaliseren en de kwaliteit van de bejaagbare populaties zo hoog mogelijk te houden, is het belangrijk om een inzicht te hebben in de genetische structuur van de populaties en in de processen die deze genetische structuur beïnvloeden. Algemeen wordt aangenomen dat dispersie van individuen (allelen) het belangrijkste proces is dat de vermindering van genetische variabiliteit tegengaat.

Om een juiste interpretatie te maken van de gegevens over de genetische structuur is het noodzakelijk om ook andere factoren, waarvan geweten is dat ze van invloed kunnen zijn op de kwaliteit van de dieren/populaties (o.a. densiteit, habitatype, parasieten), in de analyse te betrekken. Deze worden dan ook eerst besproken voor de onderzochte populaties.

DEEL II: HET AFSCHOTPLAN, DE BASIS VOOR REE BEHEER IN VLAANDEREN

2.1 Inleiding

Tot op heden wordt in Vlaanderen enkel aan reewildbeheer gedaan door de jagerij. De huidige jachtwetgeving bepaalt dat voor elk jachtrevier een afschotplan wordt opgesteld (decreet van 24/07/1991). De basis van het afschotplan is een schatting van het aantal dieren aanwezig in het gebied op het einde van de winter (15 maart) en dit per categorie (bokken, geiten en kitsen). Op basis van de schattingen wordt dan door de ambtenaren van Bos en Groen bepaald hoeveel dieren er per categorie maximaal mogen worden afgeschoten gedurende de periodes dat de jacht geopend is. **Deze schattingen vormen de basis voor het reewildbeheer op dit moment.**

Gezien het belang van de opgegeven aantallen voor het uiteindelijke beheer/afschot, dienen we ons in eerste instantie af te vragen hoe betrouwbaar deze schattingen zijn. Vermits er geen richtlijnen zijn voor het uitvoeren van tellingen, mogen we verwachten dat de resultaten sterk afhankelijk zijn van de gebruikte methode en de plaatselijke omstandigheden (bv. aaneengesloten bosbestand versus bos fragmenten). Cruciale punten voor het bekomen van betrouwbare telgegevens zijn:

- welke telmethode geeft de beste resultaten in welk habitat;
- op welk tijdstip wordt de stand het best bepaald;
- welke is de minimumoppervlakte van het te tellen gebied.

Over deze punten is er nog veel discussie en ontbreken duidelijke richtlijnen. We zullen in de volgende paragrafen een analyse maken van een beperkte set van afschotplannen en de bruikbaarheid voor het reewild beheer ervan nagaan.

2.2 Selectie van de gegevens

Enkel in de Provincies Antwerpen, Limburg en Vlaams-Brabant worden afschotplannen ingediend. We beperkten ons dus tot deze provincies om afschotgegevens nader te bestuderen. De manier waarop de gegevens voor de verschillende provincies worden bijgehouden, varieert echter. Enkel bij AMINAL Antwerpen werden ze systematisch in elektronische bestanden opgeslagen (het lag buiten het kader van dit onderzoek om slecht-beheerde afschotgegevens toegankelijker te maken), vandaar dat we ons voor de gedetailleerde analyses hebben beperkt tot deze provincie.

Uitgaande van de afschotplannen van verschillende jaren is het mogelijk om enerzijds na te gaan in hoeverre de opgegeven aantallen realistische schattingen zijn en anderzijds te onderzoeken hoe de populatie(s) evolueren in de tijd en hoe het beheer (afschot) eventueel dient te worden aangepast.

2.3 Analyse van reetellingen

Veranderingen in populatiegrootte zijn te wijten aan veranderingen in geboorte-snelheid, sterfte-snelheid, immigratie- en emigratie-snelheid of een combinatie van deze. Dit zijn de belangrijkste demografische parameters om de dynamiek van een populatie te beschrijven. De verandering in populatiegrootte in een bepaald tijdsinterval kan eenvoudig beschreven worden aan de hand van volgende algebraïsche vergelijking;

$$N_{t+1} = N_t + B - D + I - E \quad (B, D, I, E \text{ aantal dieren geboren, gestorven, geïmmi- en geëmigreerd tussen interval } t \text{ en } t+1)$$

Hoewel eenvoudig, is het zelden mogelijk om deze parameters voor eender welke diersoort afzonderlijk te bepalen. Problemen die zich hierbij meestal voordoen zijn:

- het is zelden mogelijk om een volledige populatie te bestuderen en moet men zich beperken tot de studie van een deel van de populatie (bv. insecten op één blad, reeën in één bos, kievieten in een weilandcomplex). Cruciale punten zijn dan de representativiteit van de sample (grootte) en de geschiktheid van het studiegebied;
- vrijwel alle soorten doorlopen verschillende stadia in hun levenscyclus (bv. kits, smalree, adult) en voor elk stadium zijn de parameters verschillend;
- de demografische parameters variëren in de tijd (bv. seizoensgebonden voortplanting versus continue voortplanting). De variabiliteit van de parameters is bepalend voor de frequentie van sample-name. In het geval van het ree is er slechts één voortplantingsperiode per jaar;
- elk van de parameters is onderhevig aan biotische en abiotische factoren zoals voedselaanbod, predatie, klimatologische factoren, densiteit, competitie enz.. Vermits deze zelf variabel zijn in de tijd, zal hun invloed niet constant zijn.

Wat ook de doelstelling is van het beheer van populaties, men moet inzicht hebben in de variabiliteit van de demografische parameters, door welke factoren ze worden beïnvloed en wat het effect is van manipulatie van één parameter (bv. door afschot) op de andere.

De praktijk wijst uit dat in het geval van zoogdieren (nocturne, voor de mens verborgen levenswijze) dit een uitermate moeilijke opgave is. Elke diergroep kent specifieke problemen bij het verzamelen van de basisgegevens. Voor muizen, die eenvoudig te vangen zijn en individueel gemerkt worden, valt dit nog mee. Voor grotere zoogdieren (bv. ree, vos) is dit veel moeilijker. Hulpmiddelen bij het beschrijven van de dynamiek van populaties zijn life-tables (statische en cohort) of dynamisch modelleren. **Voldoende basisgegevens over de verschillende parameters en hun variatie zijn steeds essentieel om deze hulpmiddelen te kunnen toepassen.**

In het geval van het ree zijn een aantal basisgegevens redelijk goed gekend zoals bv. de worpgrootte in functie van de leeftijd of de geslachtverhouding van de jongen. Andere echter zijn veel moeilijker te bepalen. Dit is het geval voor de mortaliteit. Het aantal dieren dat uit de populatie verdwijnt over de periode van een jaar is de som van het aantal dieren dat werkelijk sterft (door predatie, verkeer, ziekten, ouderdom, afschot) en het aantal dieren dat uit de populatie emigreert. Meestal is het enkel mogelijk om een idee te krijgen van het afschot en het aantal verkeersslachtoffers.

Indien we met voorgaande beperkingen rekening houden, kunnen we toch uitgaande van biologische basisgegevens de betrouwbaarheid van opgegeven aantallen van de tellingen toetsen en hun bruikbaarheid bepalen. We geven hierna een aantal voorbeelden.

2.3.1 Aantal kitsen per geit

Theoretisch kunnen we het aantal kitsen berekenen dat jaarlijks geboren wordt en aanwezig is op het einde van de winter. Houden we rekening met de mortaliteit van de kitsen gedurende de eerste 9 maanden (25%) dan verwachten we dat een volwassen geit op het einde van de winter gemiddeld 1.4 kitsen heeft en een smalree 0.7 (Danilkin & Hewison 1996). Verder veronderstellen we dat de populatie tijdens de voortplantingsperiode bestaat uit ongeveer 70% volwassen geiten en 30% smalreeën (zie verder).

Dit wil zeggen dat het gemiddeld aantal kitsen per reproducerende geit aanwezig in de populatie op het einde van de winter ongeveer gelijk moet zijn aan: $0.7 \cdot 1.4 + 0.3 \cdot 0.7 = 1.19$.

Aan de hand van de opgegeven cijfers voor de periode 1992-1998 werd dit berekend voor de drie provincies. Volgende tabel geeft een overzicht van de uitkomsten:

Jaar	Limburg	Antwerpen	Vl.-Brabant
1 maart 1993	0.95	0.86	0.80
1 maart 1994	0.96	0.89	0.78
1 maart 1995	1.10	0.93	0.78
1 maart 1996	1.08	0.97	0.82
1 maart 1997	1.44	0.98	0.90
1 maart 1998	1.51	0.95	0.95

Uit de tabel blijkt dat er grote verschillen zouden bestaan tussen de worpgrootte van de geiten en/of sterfte van de kitsen in de reepopulaties van de drie provincies. Variatie in potentiële worpgrootte tussen de provincies werd echter niet waargenomen (berekend aan de hand van aantal embryo's per geit, verder besproken in Deel III). Het verschil tussen de provincies zou daarom voornamelijk te wijten zijn aan een sterk verschillende mortaliteit van de kitsen. Hoewel er belangrijke jaarlijkse verschillen kunnen optreden in de overleving van kitsen gedurende de eerste 9 maanden, vooral te wijten aan weersomstandigheden, verwachten we niet dat er binnen een zelfde jaar grote verschillen voorkomen tussen provincies. We mogen daarom aannemen dat de opgegeven telgegevens sterk afwijken van de reële situatie. Bovendien,

*hiet
constant.*

als deze gegevens juist moesten zijn, dan zouden we in de provincies Antwerpen en Vlaams-Brabant geen aangroei van de reestand verwachten.

2.3.2 Vergelijking opgegeven stand versus berekende stand

Voor de Provincie Antwerpen was het mogelijk een gedetailleerde analyse te maken van de opgegeven reestand. Van 1992 tot 1998 steeg het aantal reeën van 2763 naar 5212 (bijna een verdubbeling), het totaal oppervlak bejaagd terrein steeg van 31.816 ha naar 64.477 ha (meer dan een verdubbeling). We selecteerden 42 jagers, verspreid over de hele provincie, die over de periode 1992-1998 in een vast jachtrevier jaagden. De totale oppervlakte waarop werd gejaagd gedurende deze periode was constant en bedroeg 12 000 ha. Volgens hun tellingen varieerde het aantal reeën tussen 1015 en 1151 stuks. Hieruit zou men kunnen besluiten dat de toename van het aantal reeën in Antwerpen gedurende de laatste 7 jaar eerder het gevolg is van een toename van de bejaagbare oppervlakte dan wel van de werkelijke aantallen.

We trachtten vervolgens een vergelijking te maken tussen verwachte en opgegeven aantallen in dezelfde jachtrevieren. Voor elk jaar wordt de verwachte stand berekend uitgaande van de opgegeven stand van het jaar daarvoor. Hiervoor wordt aangenomen dat:

- er in de categorie bok en geit 10% valwild is op jaarbasis, voor smalreeën bedraagt dit 15%;
- er een gelijke verdeling is van de sexen bij de jongen;
- adulte geiten 1.4 jongen grootbrengen en smalreeën 0.7. Hierbij wordt de mortaliteit van de kitsen gedurende de eerste 9 levensmaanden maanden mee in rekening gebracht. Deze mortaliteit is echter van jaar tot jaar variabel maar dit kan met de huidige gegevens niet worden berekend;
- er werd geen rekening gehouden met dispersie omdat we er vanuit gaan dat immigratie en emigratie mekaar compenseren (Vincent et al. 1995).

De tabel op p.9 toont de verwachte en opgegeven reewildstand en het verschil, alsook het gerealiseerde afschot en % afschot per verwachte stand.

De opgegeven totale standen lagen significant lager dan de verwachte standen (Wilcoxon Matched Pairs $Z=2.023$, $N=5$, $p=0.043$). Voor de adulte bokken en geiten liggen de verwachte aantallen redelijk dicht bij opgegeven stand (met uitzondering van 1996). Er is echter een systematisch veel lagere schatting van het aantal kitsen. Voor deze categorie worden de aantallen met 19 tot 60% onderschat. Tenslotte merken we op dat voor elk jaar de verwachte stand steeds werd berekend uitgaande van de opgegeven stand van het jaar daarvoor en er dus geen rekening werd gehouden met de eerder gemaakte onderschattingen.

Tabel 2.1 *Verskil tussen berekende en opgegeven stand voor de periode 1992-1998 voor 12.000ha jachtgebied in de provincie Antwerpen.*

JAAR	GEIT	BOK	KITS	TOTAAL
opgegeven stand 1 maart 1992	391	296	328	1015
gerealiseerd afschot	50	61	74	185
valwild	39	30	49	102
Berekeningswijze:				
stand na afschot en valwild	302	205	205	
			103♀+102♂	
adult	302	205	-	
smalree	103	102		
<i>verwachte stand</i>	405	307	501	1213
			(302*1.4+ 103*0.7)	
opgegeven stand 1 maart 1993	436	324	324	1084
%verschil tussen verwacht en opgegeven	+7%	+5%	-55%	-12%
gerealiseerd afschot	57	87	83	227
%afschot/verwachte stand	14%	28%	17%	19%
<i>verwachte stand</i>	420	301	520	1241
opgegeven stand 1 maart 1994	440	330	331	1101
%verschil tussen verwacht en opgegeven	+5%	+9%	-57%	-13%
gerealiseerd afschot	48	74	77	199
%afschot/verwachte stand	11%	25%	15%	16%
<i>verwachte stand</i>	450	325	558	1333
opgegeven stand 1 maart 1995	418	315	353	1086
%verschil tussen verwacht en opgegeven	-8%	-3%	-58%	-23%
gerealiseerd afschot	43	88	48	179
%afschot/verwachte stand	10%	27%	9%	13%
<i>verwachte stand</i>	509	371	589	1469
opgegeven stand 1 maart 1996	390	324	369	1083
%verschil tussen verwacht en opgegeven	-30%	-15%	-60%	-36%
gerealiseerd afschot	44	92	66	202
%afschot/verwachte stand	9%	25%	11%	14%
<i>verwachte stand</i>	434	326	462	1222
opgegeven stand 1 maart 1997	410	355	389	1154
%verschil tussen verwacht en opgegeven	-6%	+8%	-19%	-6%
gerealiseerd afschot	41	75	62	178
%afschot/verwachte stand	9%	23%	13%	15%
<i>verwachte stand 1998</i>	462	379	553	1394

2.4 Afschot

Het beheer van populaties kan gericht zijn op één van de volgende doelstellingen:

- de populatie doen toenemen, bv. bedreigde soorten
- de populatie laten afnemen, bv. bestrijding van schadelijke soorten
- oogsten ('harvesting') met continue opbrengst, bv. jacht
- niet ingrijpen, dit is het geval voor de meeste diersoorten

Onafgezien van de doelstelling die men wil realiseren, moeten volgende 3 vragen worden gesteld:

- **Wat is het gewenste einddoel ?** - waardeoordeel
Dit wordt meestal bepaald door sociale en/of economische motieven, bv;
 - schade aan gewassen en infrastructuur
 - volksgezondheid
 - jacht, visvangst
- **Welke beheersoptie is het meest aangewezen ?** - technisch/wetenschappelijk
Afschot, contraceptie e.a.
- **Welke acties moeten/kunnen worden ondernomen ?** - technisch/wetenschappelijk
Tellingen, bepalen periode van afschot en aantal.

Belangrijk is dat elke beheersdoelstelling wordt getoetst op zijn haalbaarheid en dat de voor- en nadelen van het gewenste doel worden afgewogen. Het beheer van reewild beoogt het behouden van een densiteit waarbij de dieren in optimale conditie zijn en schade aan gewassen en aanplantingen wordt vermeden. Het middel om dit te bereiken is dat jaarlijks een bepaald percentage van het aantal aanwezige individuen in de populatie wordt afgeschoten. Hoeveel en welke dieren moeten worden afgeschoten, vormt de basis van het wildbeheersplan. Criteria voor een biologisch verantwoord afschotplan voor reewild werden in opdracht van de Vlaamse Gemeenschap (AMINAL) voor het eerst uitgewerkt door Dr.L. Wauters (1995).

2.4.1 Ideaal afschot volgens het onderzoeksrapport van Wauters (1995)

In het rapport van Wauters (1995) werden volgens een eenvoudig lineair model ideale afschotpercentages berekend. De volgende richtcijfers voor afschot werden daarbij voorgesteld (% van aantal getelde dieren):

	goed reproducerende populatie	minder goed reproducerende populatie
geiten	25%	25%
bokken	30%	30%
kitsen	40%	30%

Gebaseerd op de afschotcijfers van AMINAL vonden we voor de jachtseizoenen 1995-1998 volgende gerealiseerde afschotten \bar{x} voor gans Vlaanderen (% van aantal getelde dieren):

	1995-1996	1996-1997	1997-1998
geiten	11%	12%	11%
bokken	24%	19%	21%
kitsen	15%	18%	16%

De gerealiseerde afschotcijfers liggen dus systematisch ver onder de ideale. Vooral bij de geiten en kitsen is er te weinig afschot. De eerstgenoemde groep is wel de reproducerende categorie die instaat voor de groei van de populatie.

2.4.2 Het Beschermingsplan voor het reewild van 1995 versus nu: de voorspellingen

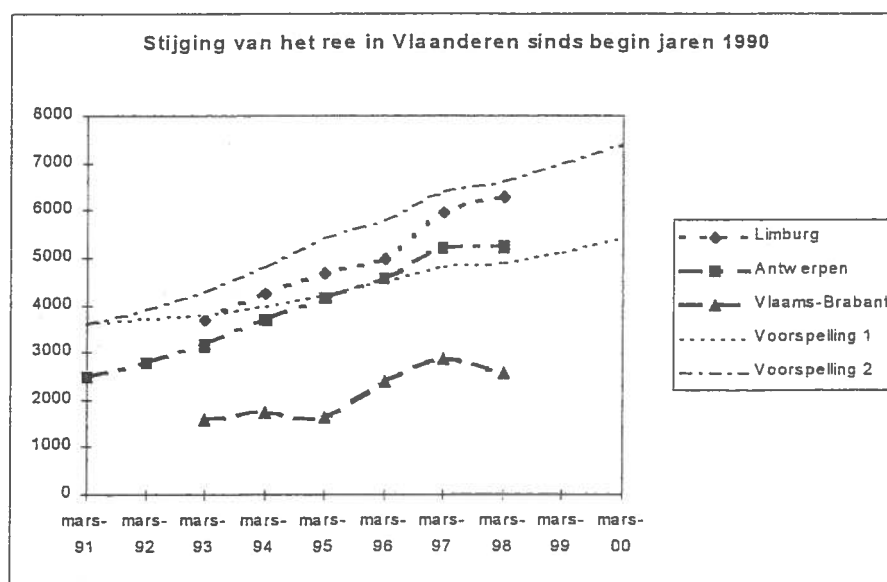
Een ander aspect dat door Dr Luc Wauters aan bod werd gebracht in zijn beschermingsplan, was aan de hand van de afschot-modellen voorspellingen te doen van de groei van ree-populaties. Hierbij werden een aantal afschot-regimes gesimuleerd. Wij bespreken twee voorspellingen gedaan voor de Provincie Antwerpen (Figuur 2.1):

Voorspelling 1: stijging door toedoen van het gemiddeld afschot gehanteerd door de Antwerpse jagers tijdens de periode 1991-1993, verhoogd met 10% valwild in iedere groep:

20% geiten, 29% bokken en 27% kitsen

Voorspelling 2: stijging door toedoen van afschot toegestaan door AMINAL Antwerpen in de periode 1991-1993:

15% geiten, 25% bokken en 25% kitsen



Figuur 2.1: Stijging van het ree in Vlaanderen gebaseerd op cijfers van AMINAL en populatie-modellen van Dr Luc Wauters

In de modellen van Dr Luc Wauters werden de aantal-schattingen herberekend om rekening te houden met reeën in niet-bejaagde gebieden. Wij hebben dit niet gedaan omdat de aantallen doorgegeven aan AMINAL variëren in betrouwbaarheid. Vandaar dat het aanvancijfer in de Provincie Antwerpen in de voorspellingen in 1991 hoger ligt dan het cijfer afkomstig van AMINAL voor datzelfde jaar.

Niettegenstaande dat in Voorspelling 1 rekening werd gehouden met relatief laag afschot gecompenseerd met valwild, en dat het aanvancijfer hoger was, is de voorspelde grootte van de Antwerpse ree-populatie in 1998 uiteindelijk toch lager dan de cijfers van AMINAL aangeven. Voorspelling 2, met een lage vrijgave (of afschot) komt dan ook beter overeen met de 'werkelijke' aantallenstijging in Antwerpen. Daarenboven zien we dat de daaropvolgende jaren de vrijgave van afschot door AMINAL Antwerpen verhoogt, en dat de lage vrijgave van afschot in 1991-1993 goed overeenkomt met het gemiddeld gerealiseerde afschot in Antwerpen vanaf 1995, verhoogd met 10% valwild (voor meer gegevens over valwild-cijfers, zie Deel IV):

	toegestaan afschot in 1991-1993	gemiddelde gerealiseerd afschot in 1995-1998	gecorrigeerd met 10% valwild
geiten	15%	8%	18%
bokken	25%	19%	29%
kitsen	25%	14%	24%

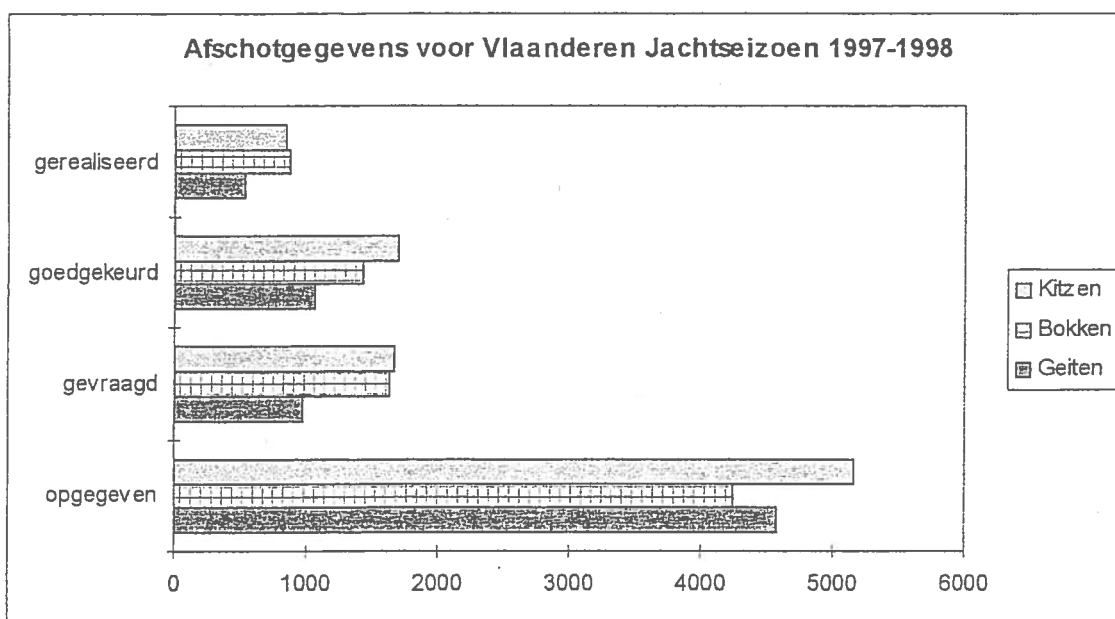
Uit het voorgaande leren we dat het huidige reebeheer de populatie niet kan stabiliseren. De stijging van het aantal reeën in Vlaanderen vanaf 1990 is mogelijk te wijten aan onderschatting van de populatie in combinatie met een te laag gerealiseerd afschot; zonder valwild zou de populatie waarschijnlijk nog sneller gestegen zijn.

2.4.3. Het huidig afschotregime

Sinds het *Beschermingsplan voor het reewild* van Wauters (1995) werd rekening gehouden met de ideale afschotplannen voor het toekennen van afschot. De richtcijfers voor ideaal afschot die in dit plan vermeld zijn, zijn 25% van het getelde aantal geiten, 30% van de bokken en 30-40% van de kitsen, afhankelijk van de aangroei van de populatie (zie boven). Behalve het feit dat de aantallen onderschat worden, wijkt het afschotregime sterk af van de ideale afschotplannen. Onderstaande tabel geeft de afschotcijfers voor Vlaanderen voor de jachtseizoenen 1997-1998:

	Geiten	Bokken	Kitsen	Totaal
opgegeven aantallen	4574	4232	5164	13970
gevraagd afschot (% gevraagd/opgegeven)	970 (21%)	1632 (39%)	1660 (32%)	4262 (30%)
toegestaan afschot (% toegestaan/opgegeven)	1066 (23%)	1422 (34%)	1697 (33%)	4185 (30%)
gerealiseerd afschot (% afschot/opgegeven)	525 (11%)	869 (21%)	846 (16%)	2240 (16%)
(% gerealiseerd/gevraagd)	(54%)	(53%)	(51%)	(53%)

Enerzijds zien we dat, niettegenstaande minder bokken worden geteld dan geiten, bijna dubbel zoveel afschot op bokken wordt gevraagd dan op geiten. Het toegestane afschot voor 1997-1998 komt goed overeen met het ideale voor alle categorieën (toch worden er proportioneel meer bokken toegekend). Wat het gerealiseerde afschot betreft, zien we dat die ver onder het ideale ligt. De bokken worden het meest afgeschoten en benaderen best het ideale richtcijfer van Wauters (10% eronder), de geiten en kitsen het minst. Bij deze laatste twee categorieën wordt zelfs minder dan de helft van het toegestane afschot gerealiseerd. Bij alle categorieën zien we dat de helft van het gevraagde afschot niet wordt gerealiseerd. Hetzelfde fenomeen zagen we voor de jachtseizoenen 1995-1996 en 1996-1997. Figuur 2.2 geeft de afschotgegevens weer:



Figuur 2.2: Aantallen reeën, gevraagd, goedgekeurd en gerealiseerd afschot in Vlaanderen voor jachtseizoen 1997-1998

Volgende tabel geeft de afschotcijfers van 1997-1998 weer van de drie provincies afzonderlijk:

	geiten			bokken			kitsen		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Vl.Brabant	22%	22%	10%	37%	32%	18%	31%	33%	13%
Antwerpen	18%	18%	9%	39%	38%	16%	34%	29%	13%
Limburg	24%	30%	15%	39%	34%	25%	31%	36%	20%

(1: gevraagd afschot, 2: toegestaan afschot, 3: gerealiseerd afschot)

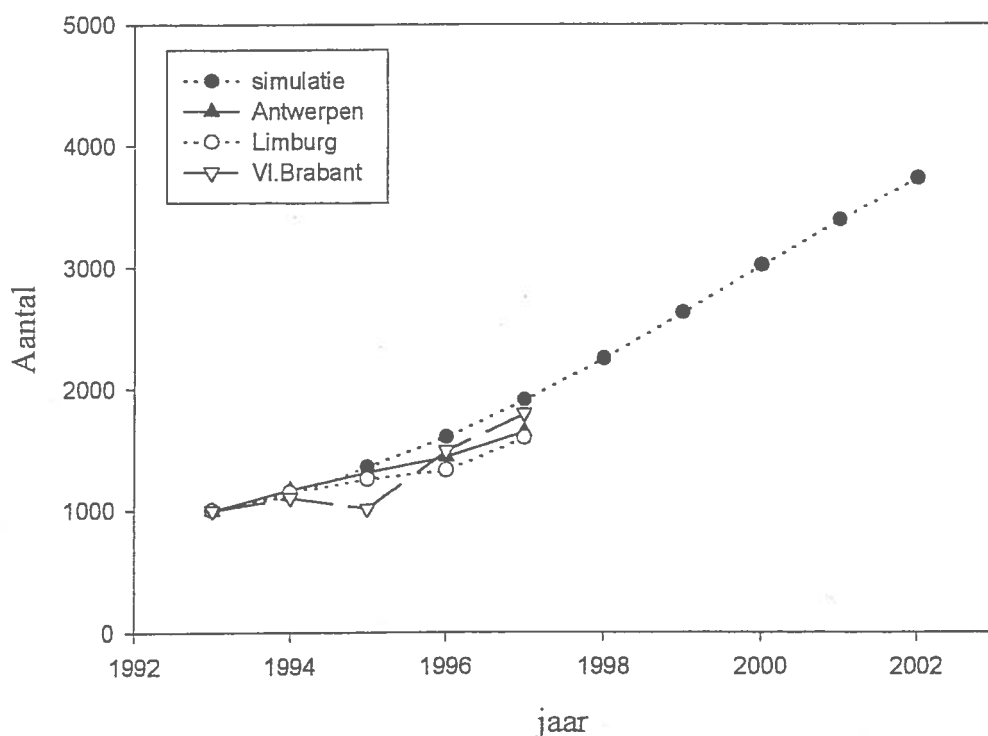
De Provincie Limburg scoort best: binnen alle categorieën van reeën vragen ze meest afschot aan, krijgen meest toegestaan en realiseren meest. De Provincies Antwerpen en Vlaams-Brabant scoren vooral binnen de klasse van de geiten veel lager. Dit deed zich voor bij alle jachtseizoenen waarvan gegevens beschikbaar waren. Deze verschillen in afschot-regimes over de drie provincies hebben weinig

effect op de toename van het ree: zoals in Figuur 2.1 te zien was, stijgt het aantal reeën in de drie provincies met ongeveer gelijke tred.

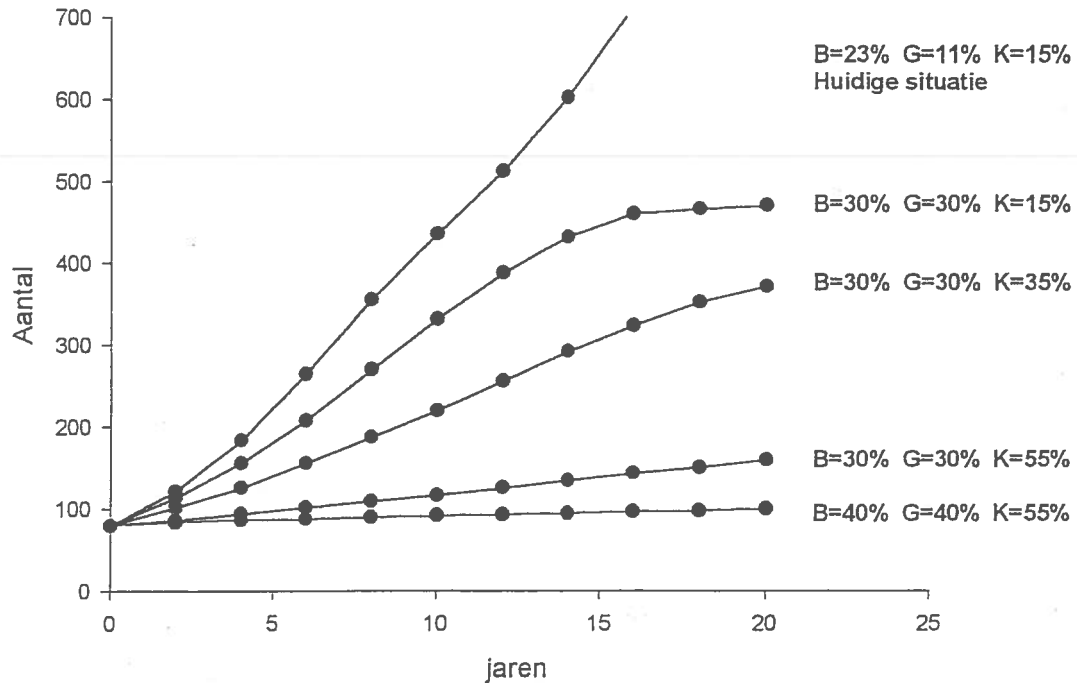
2.4.4 Het toepassen van een dynamisch simulatiemodel

In zijn rapport gebruikte Wauters een lineair model waarbij de groottes van de verschillende populatieparameters een constante zijn. In natuurlijke omstandigheden zijn dergelijke parameters zelden constant maar variabel en afhankelijk van biotische en abiotische factoren. Zo zal bv. het reproductief succes verminderen als de densiteit toeneemt. Om hiermee rekening te houden, werd het dynamische model software pakket STELLA gebruikt. Dit laatste laat tevens toe om het effect van verschillende afschotregimes op de evolutie van de densiteit te simuleren. De parameters die voor toepassing van het model gebruikt werden, zijn opgenomen in bijlage B1.

In onderstaande figuur werd de evolutie van de reedensiteit in Vlaanderen gesimuleerd voor de periode 1993 tot en met 2002 vertrekkend van een initiëel aantal dieren van 1000 stuks. Voor het afschot werden de percentages gebruikt die werden gerealiseerd voor de verschillende sexen en leeftijdsklassen gedurende 1993-1998. Ter vergelijking werden de getelde aantallen in de drie provincies ook opgenomen (herberekend naar ook 1000 individuen in 1993). Hieruit blijkt dat de aantallen in de drie provincies eenzelfde aangroei kennen en zeer goed de simulatie volgen.



We mogen daarom aannemen dat de gebruikte parameters goed de realiteit benaderen. Dit laat ons toe om verschillende afschotregimes te berekenen en hun effect op de evolutie van de aantallen op langere termijn te simuleren. Deze simulatie wordt hieronder weergegeven.



Evolutie reestand bij verschillend afschot

Valwild B= 5% G= 10% S= 15% K= 25%
Geboortfractie per sex daalt met densiteit

Uit deze simulaties blijkt dat men pas vanaf een afschot van 40% van de geiten en bokken en 55% van de kitsen een stabiele populatie krijgt. In de praktijk betekent dit dat er ongeveer drie maal meer dieren moeten worden afgeschoten dan nu het geval is.

2.5 Bespreking

2.5.1 Tellingen.

Uit de vorige paragrafen blijkt duidelijk dat de reeschattingen onbetrouwbaar zijn en dat vrijwel zonder uitzondering de aantallen worden onderschat. Onderschatting van de ree-populaties is een veel voorkomend probleem. Uit studies in het buitenland bleek dat een ree-populatie vaak minstens 25% hoger ligt dan geschat (Kurt 1991). In Denemarken werden door twee onafhankelijke instanties reetellingen gedaan in een gebied van 10 000ha. De populatie werd op 70 reeën geschat. Vervolgens werden in datzelfde gebied 214 reeën afgeschoten, ofwel drie maal zoveel reeën als geschat (Andersen 1953, geciteerd door Kurt 1991). Analyse van gegevens uit Vlaanderen leert dat het vooral de groep van de kitsen is die sterk in aantal wordt onderschat.

De wetgeving voorziet dat voor het te bepalen afschot de stand van 15 maart wordt opgegeven. In die periode vormen de dieren sprongen waarvan de grootte varieert van gebied tot gebied. Dikwijls vertoeven deze sprongen zich op andere plaatsen dan tijdens de lente en zomerperiode en weerspiegelen dus niet de juiste aantallen aanwezig in een bepaald gebied. Tellingen gebeuren dus best niet in de periode dat de dieren in sprongen leven, maar bij voorkeur in de vroege winter.

Uitgaande van de stand van 15 maart wordt het afschot bepaald voor bokken in de periode 15 mei t.e.m. 15 september datzelfde jaar en voor geiten en kalveren het jaar nadien. Voor bokken is deze regel aanvaardbaar, voor geiten en kalveren is deze echter niet verantwoord. Er wordt geen rekening gehouden met de aanwas van dieren en sterke jaarsafhankelijke factoren zoals klimaat, ziekten of toename/afname van het aantal reproducerende geiten.

Beide problemen kunnen worden opgelost door het moment van de tellingen te vervroegen naar de periode november-december en dat op basis hiervan het afschot wordt bepaald voor alle groepen voor het volgende kalenderjaar. Deze aanbeveling werd ook reeds in het rapport van Dr. Wauters (1995) naar voor gebracht.

2.5.2 Afschot.

De recente stijging van de aantallen de laatste jaren en de nog voorziene verdere toename wijzen erop dat het huidige afschotregime de reepopulaties niet kan stabilizeren. We nemen aan dat het ree als soort in Vlaanderen nog in volle expansie is. Indien men de aantallen op een bepaald niveau wil houden, moeten er duidelijke beleidsopties worden genomen. Hoewel er niet echt sprake is van selectief afschot, worden er proportioneel toch meer bokken geschoten dan kitsen en geiten. Dit onevenwicht in afschot heeft op zich meestal geen al te grote gevolgen op de populatiestructuur. Meer gevolgen heeft het lage percentage dieren dat uiteindelijk wordt afgeschoten dat meestal niet meer dan de helft bedraagt van wat werd aangevraagd. Het toegestane afschot is gebaseerd op de aanbevelingen van het rapport Wauters. De percentages die hierin worden gehanteerd, liggen echter al aan de lage kant om de aantallen op een zelfde

niveau te houden. Meer aangewezen is om jaarlijks ongeveer 40% van de adulten af te schieten en ongeveer 50% van de kitsen.

Voor bokken moet dit mogelijk zijn binnen de voorziene afschotperiode van 5 maanden. Voor geiten en kitsen is de afschotperiode van 2 maanden te kort om dit te praktisch verwezenlijken. Tijdens de voorziene afschotperiode van 15 januari tot 15 maart wordt het pas laat licht en veel dieren zijn dan reeds in dekking mede door de menselijke activiteit (verkeer, landbouw) die rond het moment van licht worden al volop aan de gang is.

Vergelijken we de afschotperiodes van Vlaanderen met deze van andere landen (uit Stubbe 1997), dan valt direkt op dat de lengte van de afschotperiode voor geiten en kitsen in andere landen meestal veel langer is en ook vroeger begint. Dit is voor Vlaanderen zeker aan te bevelen. Een bijkomend voordeel van het vervroegen van de afschotperiode is dat naar gewicht toe men kwalitatief betere dieren krijgt en dat het vlees direct kan verkocht worden tijdens het wildseizoen.

Land	kits	geit	bok
Groot-Brittannië		1/11-28/2	1/4-31/10
Italië		1/5-15/12	1/5-30/10
Duitsland	1/9-28/2	1/9-31/1	16/5-15/10
Zwitserland		15/9-15/11	15/9-15/11
Oostenrijk		1/8-31/12	16/5-31/10
Zweden		1/10-30/11	15/8-30/11
Denemarken		1/10-31/12	16/5-15/7 11/10-31/12
Luxemburg	15/10-30/11	15/10-30/11	1/6-15/7
Nederland	1/1-31/3	1/1-31/3	1/9-30/9
Noorwegen	1/10-23/12	1/10-23/12	1/10-23/12
Vlaanderen	15/1-15/3	15/1-15/3	15/6-15/9
Wallonië	10/10-30/11	10/10-30/11	10/10-30/11
Roemenië		1/6-28/2	15/5-31/10
Polen	1/10-31/1	1/10-31/1	11/5-31/10
Hongarije		1/9-15/2	1/5-15/10
Bulgarije		1/10-31/10	1/6-31/10

DEEL III: KONDITIE-PARAMETERS VAN HET REE IN VLAANDEREN

3.1 Inleiding

Uit deel II bleek dat de aantallen bij de meeste tellingen worden onderschat. Het is aannemelijk te veronderstellen dat er in Vlaanderen gebieden zijn met een hoge, normale en lage densiteit van reeën. Uit literatuurgegevens blijkt dat te hoge densiteiten een invloed hebben op de individuen wat zich meestal uit in lagere gewichten, meer valwild, geringere voortplanting e.a.. Het is mogelijk, om uitgaande van een aantal konditie-parameters van afgeschoten dieren, een idee te krijgen van de 'gezondheidstoestand' van de populatie. Deze gegevens kunnen dan gebruikt worden om het beheer (afschot) van de betreffende populatie aan te passen. *Bio-indicatoren* werden in deze context in het buitenland reeds veelvuldig gebruikt. De voor reewild geschikte bio-indicatoren kunnen in drie categoriën worden opgedeeld:

- direkte observaties van de populatie zoals tellingen, kilometer-indices en grootte van de groepen;
- analyse van afschotgegevens zoals gemiddelde van leeggewichten, niervet-indices, onderkaaklengtes, vruchtbaarheid, graad van parasitering;
- indirecte waarnemingen zoals invloed op de natuurlijke bosverjonging of wildschade.

Elk van de categoriën heeft een eigen doel en de keuze van de gebruikte indicatoren hangt dus af van wat je wilt weten over de reepopulatie. In dit deel behandelen we bio-indicatoren van de tweede categorie.

3.2 Materiaal en methode

Gegevens van afgeschoten dieren werden gebruikt om een vergelijking te maken van de konditie van reeën tussen gebieden. Aangezien het verzamelen van de gegevens voor dit projekt over een relatief korte tijdsperiode gebeurde, bestudeerden we niet de variatie van de konditie van het ree in de tijd. We trachtten vooral het belang en de gebruiksvriendelijkheid van deze bio-indicatoren aan te tonen voor het evalueren van reepopulaties en het gebruik ervan voor het opstellen van reebeheersplannen in de toekomst. Het is hierbij belangrijk op te merken dat meerdere jaren van gegevens verzamelen nodig zal zijn om tot konklusies te kunnen komen over de kwaliteit van de lokale populaties.

Eind 1996 deden we een oproep aan alle WBE's in Vlaanderen om mee te werken aan het projekt en de hiervoor nodige gegevens te verzamelen. Van de 163 gekontakteerde WBE's waren er 21 die toestemden om mee te werken. Een aantal hadden reeds meegewerkt aan het reewild-onderzoek van Luc Wauters, maar een groot deel deed voor de eerste keer mee aan wetenschappelijk onderzoek. Figuur 3.1 op de volgende pagina geeft de spreiding van de meewerkende WBE's weer. Hoewel in Oost- en West-Vlaanderen reeën voorkomen, is het afschot daar nog verwaarloosbaar.

21
163

Naast reetellingen, afschotcijfers en habitatgegevens werden de WBE's gevraagd om voor een aantal geschoten dieren een afschotformulier in te vullen (Bijlage B2) en bepaalde organen in te vriezen: hart, lever, nier, long, baarmoeder en eierstokken, alsook onderkaken en indien mogelijk de hele kop. In totaal werden gegevens van 666 dieren verzameld, verdeeld over volgende WBE's:

	Naam van de WBE: gemeentes
1	De Beneden-Marck: Hoogstraten, Meer, Meerle, Minderhout, Meerseldreef
2	Groot Brecht
3	Schijnvallei: Schilde, Malle, Zoersel
4	De Vart: Arendonk, Oud-Turnhout, Turnhout, Mol, Ravels
5	De AA: Ravels, Weelde, Poppel
6	Netebroek-Balen
7	Hamont-Achel
8	Zandhaas: Hechtel-Eksel
9	Zwarte Beek: Leopoldsburg, Beringen, Houthalen-Helchteren
10	Tessenderlo
11	Averbode
12	Walenbos: Tielt-Winge
13	Tussen Vaart en Molenbeek: Herent
14	Meerdael: Bierbeek, Oud-Heverlee, Boutersen
15	Bocholt
16	Molenbeersel
17	Kinrooi
18	Hoge Kempen: As-Niel, Maaseik, Meeuwen, Guitrode, Dilsen, Opglabbeek, Opitter
19	Grote Beek: Beringen, Ham, Beverlo, Kwaadmechelen
20	Willekesberg: Lummen
21	Velpendal: Lubbeek, Tienen, Linter, Getbets, Halen, Bekkevoort

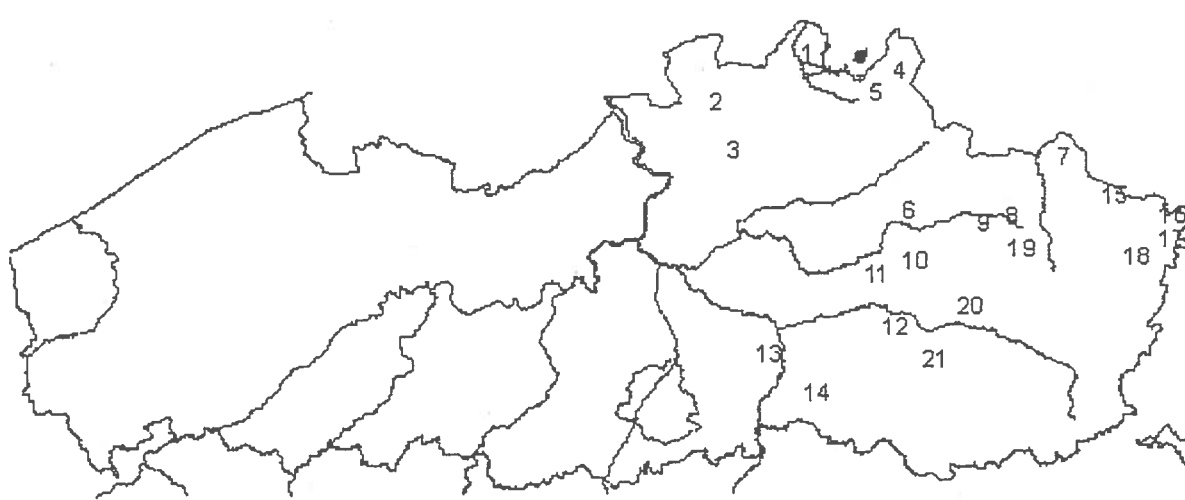


Fig. 3.1 Geografische ligging van de WBE's die materiaal verzamelden
(De nummers op de kaart komen overeen met deze in de tabel hierboven)

Voor de periode 1997-1998 werden in alle WBE's gegevens verzameld over vier jachtseizoenen: geiten/kitsen in februari-maart 1997 en 1998, en bokken mei-september 1997 en 1998. De gegevens van de twee jaren werden voor de meeste analyses gepooled. Voor een aantal WBE's zijn aanvullende gegevens van 1996 gebruikt voor bepaalde analyses. Leeggewichten (ontweiddé dieren met kop en pels gewogen tot 0.5kg nauwkeurig) en niervet-indices (0=geen, 1=weinig, 2=veel vet rond de nieren) zijn gebruikt om de algemene konditie te bepalen van de vier ree-klassen.

Uit de tabel 3.1 blijkt dat er slechts voor een deel van de WBE's voldoende materiaal aanwezig was om statistisch verantwoordé vergelijkingen te maken. Om die reden werden gegevens gegroepeerd in een aantal functionele klassen gebaseerd op dichtheid, graad van habitatfragmentatie en volgens geslacht en leeftijd van de dieren. Wegens de heterogeniteit van de habitatgegevens (vele WBE's hadden een arbitraire manier om het habitat te beschrijven en de resultaten waren zeer tegenstrijdig), hebben we deze niet verwerkt in het verslag van de analyses.

Densiteitklassen

Aan de hand van de telgegevens werden de WBE's in drie dichtheidsklassen verdeeld (voor een aantal WBE's waren details per jachtrevier bekend, die dan als aparte groepen werden beschouwd):

- dichtheid 1: dichtheid ≤ 15 stuks/100ha bebossing
- dichtheid 2: $15 < \text{dichtheid} \leq 30$ stuks/100ha bebossing
- dichtheid 3: dichtheid > 30 stuks/100ha bebossing

Fragmentatieklassen

Aan de hand van de Bodemgebruiksk kaart van Vlaanderen en stafkaarten werden de WBE's onderverdeeld volgens graad van fragmentatie; twee personen groepeerden onafhankelijk dezelfde WBE's in:

- fragmentatie 1: jachtrevieren maken deel uit van grote boscomplexen
- fragmentatie 2: jachtrevieren lagen in versnipperd landschap

Reeklassen

Aan de hand van de tanden van de onderkaken en/of leeftijdschattingen van de jagers werden vijf ree-classes opgesteld:

- geiten: vrouwelijke reeën geschoten vanaf hun derde levensjaar
- bokken: mannelijke reeën geschoten vanaf hun tweede levensjaar
- kitsen: geitjes en bokjes jonger dan 1 jaar, geschoten in februari-maart
- smalreeën: vrouwelijke reeën geschoten in hun tweede levensjaar
- jaarlingen: bokjes in hun tweede levensjaar, geschoten in mei-september

Er kwamen zeer weinig gegevens van jaarlingen binnen zodat deze klasse meestal niet mee werd verwerkt in de analyses.

3.3 Leeggewichten

3.3.1 Gemiddelde leeggewichten van de WBE's

We vergeleken de leeggewichten van de verschillende reeklassen tussen de WBE's (tab. 3.1). Indien er voor een bepaalde klasse slechts één individu werd geschoten in een WBE, werd deze niet opgenomen in de berekeningen. Zoals verwacht, waren er verschillen in leeggewichten tussen de WBE's. Deze bleken statistisch hoog significant voor kitsen, smalreeën en bokken, maar echter niet voor geiten.

Tab. 3.1 Gemiddelde gewichten voor de 4 reeklassen in de verschillende WBE's

WBE	kits	smalree	geit	bok
De AA	12.4 (7)	16.0 (2)	16.5 (2)	-
Hoge Kempen Deel 1	12.3 (23)	16.1 (14)	15.9 (21)	17.5 (4)
Deel 2	12.1 (11)	13.5 (2)	16.5 (11)	-
Averbode	10.0 (7)	14.5 (2)	14.7 (3)	-
Bocholt	11.7 (12)	-	18.8 (5)	20.6 (5)
Schijnvallei	13.9 (17)	14.3 (3)	17.7 (10)	17.1(15)
Grote Beek	11.1 (4)	-	-	-
Hamont-Achel	-	14.2 (5)	-	14.4 (9)
Kinrooi	11.1 (23)	17.0 (4)	15.3 (15)	-
Molenbeersel	11.3 (12)	10.5 (2)	15.0 (8)	-
Meerdael	11.1 (37)	-	15.4 (25)	16.0 (6)
Netebroek-Balen	11.6 (69)	15.2 (11)	16.0 (32)	17.2(39)
Tessenderlo	11.8 (17)	14.7 (3)	15.7 (6)	15.7 (6)
De Vart	11.5 (6)	14.0 (2)	17.7 (3)	17.3 (6)
Velpendal	-	16.0 (2)	-	19.2 (4)
Tussen Vaart en Molenbeek	14.5 (2)	-	18.0 (2)	-
Walenbos	10.0 (17)	12.6 (9)	16.1 (10)	14.7 (6)
Willekesberg	13.1 (12)	17.4 (14)	16.0 (8)	20.3 (6)
Zwarte Beek	9.5 (8)	15.8 (12)	16.3 (19)	-
Zandhaas	13.2 (6)	-	17.5 (2)	14.8 (4)
Totaal gemiddelde	11.6 (290)	15.3 (91)	16.1 (182)	17.0kg(111)
Minimum leeggewicht	6.0 kg	9.0kg	10.0kg	11.0kg
Maximum leeggewicht	20.0 kg	22.0kg	24.0kg	25.0kg
One-way Anova	$F_{17,272}=3.523$ $p<0.0000$	$F_{17,73}=2.795$ $p<0.0012$	$F_{16,165}=1.240$ $p=0.243$	$F_{17,272}=3.523$ $p<0.0009$

Verschillen tussen WBE's zijn in de meeste gevallen dezelfde voor alle reeklassen. Dit blijkt duidelijk wanneer we de afschotgegevens van WBE's met voldoende aantallen onderlingen vergelijken zoals bv. Walenbos en Willekesberg. Bij laatstgenoemde liggen de gemiddelde leeggewichten van kitsen, smalreeën en bokken steeds ongeveer 30% hoger in vergelijking met deze van Walenbos. Zelfs op korte geografische afstand kunnen de verschillen aanzienlijk zijn. Dit kan wijzen ofwel op duidelijk kwalitatieve verschillen tussen populaties ofwel op een verschil in de selectie van dieren voor afschot.

3.3.2 Invloed van densiteit en habitatfragmentatie op de leeggewichten

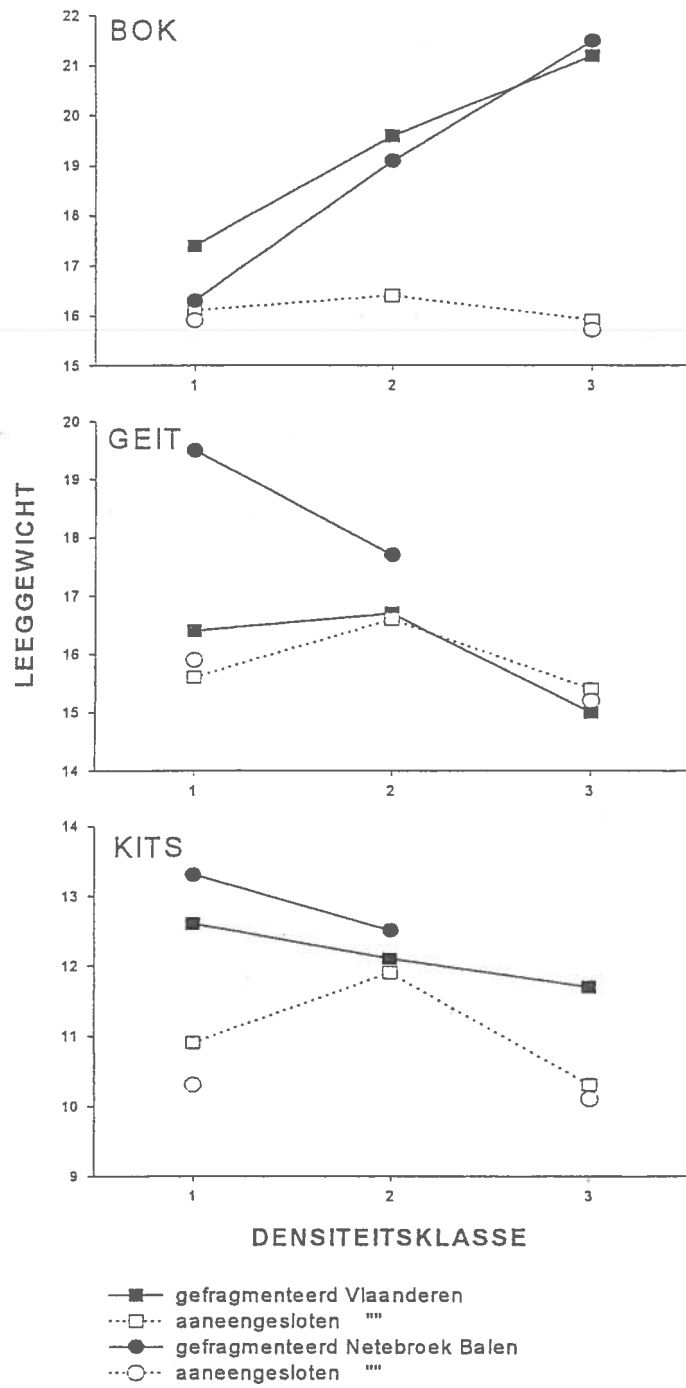
We kozen WBE Netebroek-Balen voor een gedetailleerde studie vanwege het groot aantal gegevens die voorhanden waren en we gingen na in hoeverre de gevonden resultaten ook opgaan voor andere WBE's in Vlaanderen waarvoor representatieve aantallen aanwezig waren.

De effecten van densiteit en graad van fragmentatie op de leeggewichten werden onderzocht voor de verschillende reeklassen met behulp van een hiërarchische Two-Way Anova. De resultaten werden samengevat in onderstaande tabel.

	Netebroek-Balen	Vlaanderen
Grootte sample	139	522
1. Bok		
Effect fragmentatie	$F_{1,38}=10.45, p=0.003$	$F_{1,95}=21.90, p=0.000$
Effect densiteit	$F_{2,38}= 1.56, p=0.225$	$F_{2,95}= 0.30, p=0.741$
Interactie frag*dens	$F_{1,38}= 6.14, p=0.018$	$F_{1,95}= 2.46, p=0.091$
2. Geit		
Effect fragmentatie	$F_{1,31}= 3.04, p=0.093$	$F_{1,131}= 0.32, p=0.569$
Effect densiteit	$F_{2,31}= 2.91, p=0.072$	$F_{2,131}= 3.06, p=0.050$
Interactie frag*dens	$F_{1,31}= 0.00, p=0.978$	$F_{1,131}= 0.46, p=0.631$
3. Kits		
Effect fragmentatie	$F_{1,68}=26.51, p=0.000$	$F_{1,232}=13.77, p=0.000$
Effect densiteit	$F_{2,68}= 0.95, p=0.393$	$F_{2,232}= 6.20, p=0.002$
Interactie frag*dens	$F_{1,68}= 0.52, p=0.472$	$F_{1,232}= 2.49, p=0.085$

p-waarde in vet is significant

De verschillende effecten blijken duidelijk uit figuur 3.2 op de volgende pagina waar de gemiddelde leeggewichten voor de drie onderscheiden reeklassen worden uitgezet volgens densiteit en het al of niet gefragmenteerd zijn van het gebied.



Figuur 3.2 Invloed van densiteit en habitatfragmentatie op de leeggewichten van reeën afkomstig uit de WBE Netebroek-Balen en de andere onderzochte WBE's in Vlaanderen

Uit de analyse kunnen we volgende besluiten trekken:

- de resultaten die we vonden voor het effect van densiteit en graad van fragmentatie op de leeggewichten in Netebroek-Balen is vergelijkbaar met de resultaten van de andere WBE's in Vlaanderen. Dit is belangrijk omdat hieruit blijkt dat deze invloeden universeel zijn en niet afhangen van lokale omstandigheden;
- effecten van densiteit en fragmentatie zijn verschillend voor de drie onderscheiden reeklassen (bok, geit en kits);
- de graad van fragmentatie heeft een duidelijk significant effect op de leeggewichten bij bokken en kitsen in die zin dat de gewichten steeds hoger zijn in gefragmenteerde gebieden. Bij geiten liggen de gewichten in gefragmenteerde gebieden meestal hoger dan in grote bosgebieden maar de verschillen zijn niet significant;
- densiteit blijkt veel minder van invloed te zijn dan werd verwacht. Algemeen kunnen we stellen dat in grote bosgebieden er weinig of geen effecten zijn van densiteit op de gewichten. In gefragmenteerde is er een positief effect van densiteit op leeggewichten bij bokken maar een negatief effect bij geiten en kitsen.

Bij de interpretatie van de resultaten moeten we ermee rekening houden dat voor kitsen en geiten de leeggewichten worden bepaald op het einde van de winterperiode, dus na een periode van voedselschaarste, en voor bokken in de zomer wanneer het voedselaanbod optimaal is. In periodes van voedselschaarste zullen densiteitseffecten veel zwaarder doorwegen op de konditie van de dieren dan in periodes dat er voldoende voedsel aanwezig is. Dit kan het verschil in effect van densiteit op de leeggewichten van bokken enerzijds en geiten en kitsen anderzijds verklaren.

Voor de WBE Netebroek-Balen konden nog een aantal andere relaties worden onderzocht. We kunnen deze bevindingen echter niet veralgemenen voor gans Vlaanderen omdat daarvoor onvoldoende gegevens voorhanden waren. We vatten die hier kort samen:

- in de Most-groep is meer dennebos en minder dichte, rijke bosvegetatie dan in de Nete-groep. In dennebos met minder dichte begroeing zijn de leeggewichten lager. Met Spearman-Rank korrelaties vonden we volgende resultaten: de leeggewichten van kitsen en bokken waren negatief gekorreleerd met het percentage dennebos (resp. $p < 0.00006$, $N=68$, $R=-0.4878$, $t(N-2)=-4.3003$ en $p < 0.004$, $N=40$, $R=-0.4468$, $t(N-2)=-3.079$). Voor de geiten vonden we een gelijkaardige trend. Het percentage gemengd bos was positief gekorreleerd met het leeggewicht van de kitsen ($p < 0.004$, $N=68$, $R=0.3456$, $t(N-2)=2.992$); voor de geiten en bokken vonden we dezelfde trend. Voor broekbossen en stukken met dichte vegetatie vonden we enkel een positieve korrelatie met het leeggewicht van de bokken ($p < 0.05$, $N=40$, $R=0.321$, $t(N-2)=2.09$).

- Tenslotte vergeleken we de gemiddelde leeggewichten (in kg) van de Most- en Nete-groep tussen drie jaren, zoals weergegeven in onderstaande tabel:

Jachtrevier	densiteit	kitsen	geiten	bokken	
Most-groep	1996	3	9.96 (12)	13.50 (7)	14.25 (2)
	1997	3	9.93 (15)	16.06 (8)	15.94 (9)
	1998	2	10.25 (6)	16.50 (2)	16.00 (6)
Nete-groep	1996	2	15.72 (9)	20.10 (5)	17.33 (3)
	1997	2	11.62 (13)	14.60 (5)	19.37 (4)
	1998	2	11.77 (13)	15.40 (5)	16.83 (9)

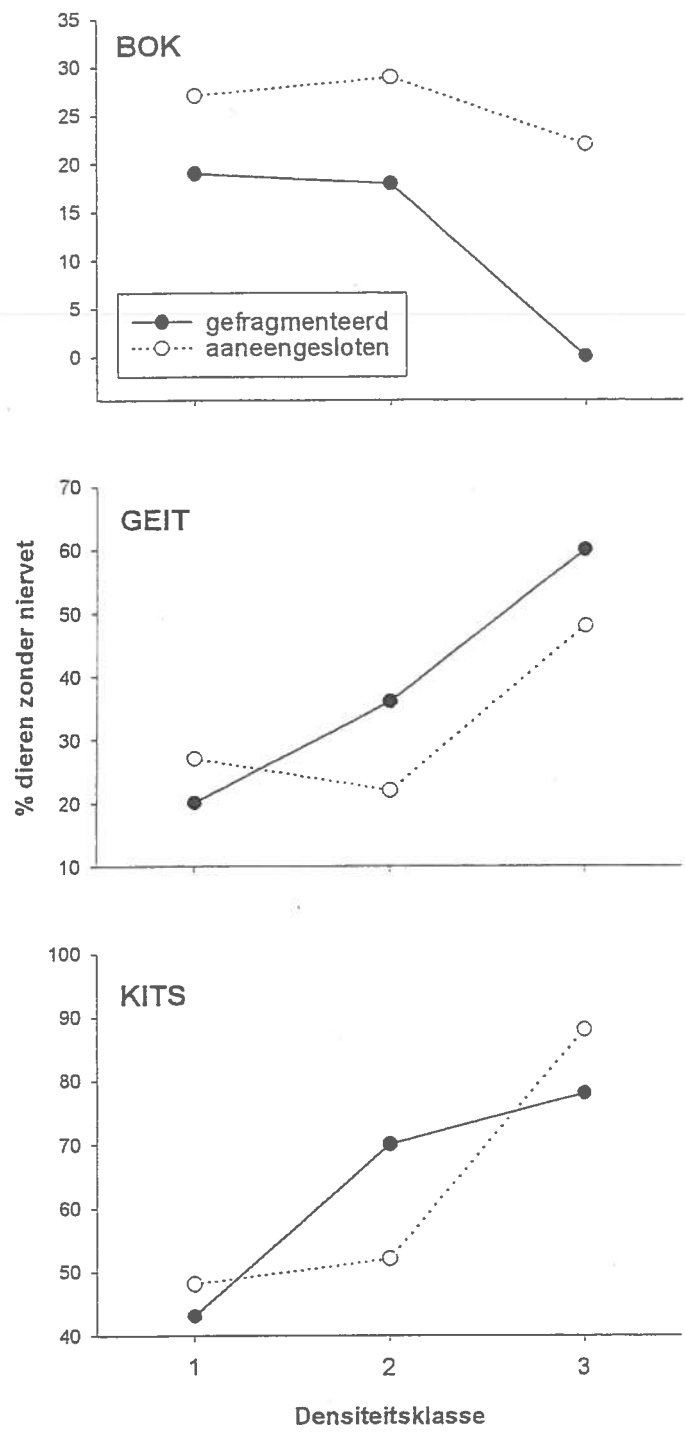
In de Most-groep vonden we voor geen enkele reeklasse verschillen in leeggewicht tussen de jaren (maar merk wel op dat deze leeggewichten veel lager liggen dan in de Nete-groep); in de Nete-groep vonden we een achteruitgang in leeggewicht bij kitsen en geiten (resp. ANOVA $F(2,32)=16.34$, $p=0.00001$ en $F(2,12)=6.46$, $p=0.01$). Als we naar de evolutie van ree-densiteiten in de twee gebieden keken, vonden we een daling van de densiteiten in de Most, en een stijging van de densiteiten in de Nete die echter net niet groot genoeg was om in 1998 in densiteitsklasse 3 terecht te komen.

3.3.3 Niervet-index

Voor alle reeklassen werd er een positief verband gevonden tussen niervet-index en leeggewichten: dieren met zwaardere leeggewichten hadden meer niervet (ANOVA's kitsen $F(2,238)=11.09$, $p=0.00002$; voor jaarlingen $F(2,29)=12.89$, $p<0.0001$; geiten $F(2,154)=9.25$, $p<0.0002$; bokken $F(2,99)=9.52$, $p<0.0002$).

Vermits niervet sterk gekorreleerd is met de leeggewichten van de dieren, vinden we gelijkaardige effecten terug van densiteit en graad van habitatfragmentatie als bij de leeggewichten voor de verschillende reeklassen. In figuur 3.3 (p.27) wordt het percentage dieren afgebeeld zonder niervet in de verschillende omstandigheden. Ook hier vertonen de bokken een ander patroon dan geiten en kitsen. Bij geiten en vooral kitsen neemt het aantal dieren zonder niervet duidelijk toe naarmate densiteiten hoger worden, wat niet het geval is bij de bokken. Mogelijk speelt het verschil in afschotperiode ook hier een belangrijke rol.

Het effect van fragmentatie is enkel uitgesproken bij bokken. In aaneengesloten bosgebieden zijn ongeacht de densiteit steeds meer dieren zonder niervet dan in gefragmenteerde gebieden.



Figuur 3.3 Percentage reeën zonder niervet bij verschillende densiteiten en fragmentatie

3.4 Onderkaakmetingen

Onderkaken worden als een waardevolle aanvulling beschouwd op leeggewichten omdat deze stoppen met groeien na het tweede levensjaar, terwijl leeggewichten blijven fluktuëren. Dit betekent dat ze de omstandigheden zoals densiteiten en voedselaanbod weerspiegelen uit de tijd waarin het ree opgroeide. Hewison (1993) vond grotere verschillen in onderkaaklengtes tussen cohortes in één gebied dan tussen cohortes uit verschillende gebieden (een cohorte is een groep dieren van dezelfde leeftijdsklasse). De onderkaak kan dus dienen om de levensomstandigheden en de kwaliteit van het ree in het verleden te volgen.

3.4.1 Materiaal en methodes

Van alle beschikbare onderkaken van kitsen en reegeiten werd lengte en diastema-hoogte opgemeten met een schuifpasser tot 0.001 cm nauwkeurig. Deze metingen werden gebruikt als maat voor de grootte van een ree. Wegens de onbetrouwbaarheid van de metingen van de schouderhoogte (de maten werden door een groot aantal mensen opgenomen en de variatie was te groot om als betrouwbaar te beschouwen) werden deze niet in de analyses verwerkt.

3.4.2 Resultaten

Korrelaties tussen onderkaakmetingen, leeggewichten en niervet-indices

Bij de kitsen en geiten werd een positieve korrelatie gevonden tussen onderkaaklengte en diastema-hoogte (resp. $R=0.53$, $N=66$, $p=0.000$ en $R=0.28$, $N=124$, $p=0.002$); tussen onderkaaklengte en leeggewicht (resp. $R=0.73$, $N=66$, $p=0.000$ en $R=0.47$, $N=123$, $p=0.000$) en tussen diastema-hoogte en leeggewicht (resp. $R=0.48$, $N=67$, $p=0.000$ en $R=0.23$, $N=125$, $p=0.009$). Dus, bij dieren met zwaardere leeggewichten waren de onderkaken langer en de diastema's hoger. Er werden geen verbanden gevonden tussen niervet-index en onderkaakmetingen, wat te verwachten is vermits niervet seizoenaal sterk varieert.

Gemiddelde onderkaakmetingen van de WBE's

Bij de kitsen werden verschillen in onderkaaklengtes tussen de WBE's gevonden (ANOVA, $F(13,52)=3.10$, $p=0.002$). De kitsen van WBE Willekesberg hadden de langste onderkaken, van WBE Averbode de kortste. Voor diastema-hoogte werden net geen verschillen gevonden ($p=0.06$). Bij de geiten werden geen verschillen gevonden.

Onderkaakmetingen en milieu-parameters

Bij de kitsen was er een verband tussen densiteit en lengte van de onderkaken: bij lagere densiteiten waren de onderkaken langer (ANOVA, $F(2,62)=3.93$, $p=0.02$), maar er was geen verband met de hoogte van het diastema; in meer gefragmenteerde gebieden waren de onderkaken langer (ANOVA, $F(1,68)=6.16$, $p=0.02$), maar de diastema's net niet hoger ($p=0.07$). Habitatklassen hadden geen invloed op de onderkaakmetingen. Bij de geiten werd geen enkel verband gevonden.

3.5 Voortplanting

Voortplantingskarakteristieken zijn een goede maat voor de fitness van de individuen in een bepaald gebied. Belangrijke parameters om dit te bepalen zijn:

- maturatiesnelheid
- percentage van de dieren zwanger per leeftijdsklasse
- aantal embryo's en/of gele lichaampjes per geit
- aantal vrouwelijke nakomelingen per geit dat zelf jongen voortbrengt (reproductief succes)

Hoewel de laatste parameter het meest geschikt is om vergelijkingen te maken tussen gebieden en om de invloed van externe factoren te onderzoeken, is deze in het geval van het ree meestal niet te bepalen. De eerste drie parameters kunnen wel bepaald worden met behulp van afschotgegevens.

3.5.1 Materiaal en methoden

Samen met de ingevulde formulieren en verzamelde organen werden de meewerkende jagers gevraagd om de baarmoeders met embryo's en ovaria bij te houden. Het aantal embryo's en gele lichaampjes per vrouwelijk dier werd geteld en in verband gebracht met leeggewicht, densiteit en fragmentatiegraad.

3.5.2 Resultaten

Aantal embryo's en gele lichaampjes per vrouwelijk dier

Kitsen worden hoogst zelden zwanger, smalreeën en geiten zijn bijna alle drachtig (resp. 89.8 en 85.7%). Het gemiddeld aantal embryo's per drachtige smalree en geit was respectievelijk 1.84 en 1.85 en het gemiddeld aantal gele lichaampjes 1.94 en 2.36. Onderstaande tabel geeft een overzicht van het aantal kitsen en geiten met 0,1,2 of 3 embryo's en gele lichaampjes:

		kitsen		smalree		geit	
		N	%	N	%	N	%
Aantal embryo's	0	41	95.3	5	10.2	13	14.3
	1	-	-	11	22.4	20	22.0
	2	2	4.7	29	59.2	50	54.9
	3	-	-	4	8.2	8	8.8
Gemid./drachtig ♀				1.84		1.85	
Aantal gele lichaampjes	0	11	91.7	-	-	1	4.3
	1	-	-	3	9.7	-	-
	2	-	-	27	87.1	14	60.9
	3	1	8.3	1	3.2	8	34.8
Gemid./drachtig ♀				1.94		2.36	

Leeftijd van drachtige wijfjes

Aan de hand van tandlijtage-patronen schatten we de leeftijd van de reeën waarvan de onderkaken en baarmoeder ter beschikking waren. Er leek geen relatie te zijn tussen leeftijd en het gemiddelde aantal embryo's, noch tussen leeftijd en leeggewicht:

Leeftijd in jaar	gem. aantal embryo's per geit; gem. leeggewicht in kg (aantal geiten)
2 (smalreeën)	1.7; 16.83 (3)
3-4	1.6; 16.59 (15)
5-7	1.7; 16.78 (10)
>8	1.7; 16.00 (12)

Embryo's, gele lichaampjes, konditie- en milieu-parameters

Bij de geiten produceerden zwaardere dieren meer embryo's (resp. ANOVA $F(3,142)=5.067$, $p=0.002$). Volgende tabel geeft de gemiddelde leeggewichten (in kg):

Aantal embryo's	gem. leeggewicht geiten
0	14.69 (13)
1	15.77 (23)
2	16.36 (58)
3	17.04 (8)

Geiten met niervet hadden gemiddeld meer embryo's dan deze zonder niervet (2x2-kontingentie-tabel $\chi^2=16.68$, $p=0.0000$). Een gelijkaardig resultaat werd gevonden voor het aantal gele lichaampjes: een zwaardere geit had meer gele lichaampjes dan een lichtere (ANOVA $F(3,56)=6.159$, $p=0.001$).

In analogie met leeggewichten zochten we naar verbanden tussen aantal embryo's en densiteiten en aantal embryo's en fragmentatie. Geen enkel was significant.

Het verschil gele lichaampjes - embryo's

Op een gegevensset van 78 dieren waarvan eierstokken en embryo's voorhanden waren, was bij 68% geen verschil tussen aantal embryo's en gele lichaampjes; bij 5% waren één of twee embryo's meer, 21% had één geel lichaampje meer, 6% twee gele lichaampjes. Er werd geen verband gevonden tussen minder embryo's dan gele lichaampjes en leeggewichten, densiteiten of fragmentatie.

3.6 Parasitaire infestatie

3.6.1 Inleiding

In wilde populaties zijn praktisch alle reeën geïnfecteerd met endoparasieten die typisch zijn voor de meeste wilde en gedomestikeerde hoefdieren (Van Borgsteede et al. 1990, Danilkin & Hewison 1996). Naast endoparasieten fungeren zij ook als gastheer voor verschillende soorten ectoparasieten waarbij teken van het geslacht *Ixodes* de belangrijkste zijn.

Gezonde dieren ondervinden meestal weinig nadelige gevolgen van deze. Echter, bij hoge aantallen werken de parasieten synergetisch en zwakken reeën zodanig af dat ze dodelijk worden (ONC 1995). Vooral bij hoge densiteiten, of concentraties rond voederplaatsen worden de risico's groter (Stubbe 1997).

In verschillende gebieden in Vlaanderen werden de laatste jaren verhoogde aantallen sterftes door ziektes vastgesteld. In deze studie was het niet de bedoeling om deze ziektes of hun effecten op de populaties te gaan onderzoeken. Wel hebben we aan de hand van het beschikbaar materiaal naar eventuele symptomen gezocht.

3.6.2 Materiaal en methoden

De longen en lever werden onderzocht naar sporen van leverbot, kleine en grote longworm, de meest schadelijke parasieten bij het ree. Op de afschotformulieren werd gevraagd om melding te maken van het aantal keelhorzels en of er tijdens de ontweiding eventueel afwijkingen op te merken waren.

3.6.3 Resultaten

Voorkomen van parasieten

Volgende tabel geeft aan hoeveel infecties werden gevonden in de onderzochte levers en longen per reeklasse:

	lever		long	
	geïnfecteerd	onderzocht	geïnfecteerd	onderzocht
Kitsen	18 (14%)	129	53 (42%)	125
Geiten	2 (2%)	107	39 (36%)	107
Bokken	16 (35%)	45	15 (36%)	41
Totaal	36 (13%)	281	107 (39%)	273

Opvallend is dat vooral de bokken aandoeningen hadden aan de lever, en de geiten praktisch niet. Voor de longaandoeningen waren vooral de kitsen het slachtoffer (zie ook volgende paragraaf), maar lagen de

percenten bij bokken en geiten ook hoog. Er was net geen relatie tussen long- en leveraandoeningen (2x2-tabel $p=0.07$).

Er werd slechts één keer een duidelijk spoor van leverbot in de lever gevonden en bij één dier werd een leverbot tussen de ingewanden gevonden. Andere afwijkingen waren abcessen (3) en necrose (28). Bij drie dieren werd grote longworm gevonden in de bronchi (deze parasiet komt normaal voor in de luchtpijpen, maar deze werden meestal niet bewaard voor dit onderzoek). Deze dieren waren tegelijk ook besmet met keelhorzels en bacteriële infecties. Het waren alle drie uitgemergelde dieren die als valwild werden gevonden en volledig ter beschikking werden gesteld van het onderzoek. In de longen zelf werden infecties van kleine longworm, maar ook ontstekingen van andere oorzaak gevonden (abcessen, necrose). Bij 13% van de onderzochte longen waren dit reeds ernstige symptomen zoals bruine of zwarte verharde cysten.

Zowat in alle WBE's werd melding gemaakt van keelhorzels. Andere parasieten waren spoelwormen in en tussen de ingewanden, teken, schurft en luisvliegen. Bij zowat 6% van de 500 reeën waarvan een formulier werd ingevuld, werd melding gemaakt van slechte beharing, zijnde kale plekken, scheurwonden of huiduitslag. De aanwezigheid van parasieten kwam niet meer of minder voor in bepaalde WBE's.

Parasitaire infestatie, konditie- en milieu-parameters

Bij de kitsen werd een trend gevonden voor lagere leeggewichten bij de aanwezigheid van longinfecties (ANOVA $F(1,44)=3.82$, $p=0.057$). Bij de overige reeklassen waren geen effecten van parasieten te vinden. Er werd geen verband gevonden tussen densiteit, fragmentatie en parasitaire infestatie.

3.7 Bespreking

Densiteit, fragmentatie en leeggewichten

De dikwijls opvallende verschillen in leeggewichten tussen WBE's (zie tabel 3.1, p.22) kunnen het gevolg zijn van een groot aantal factoren (verschil in densiteit, voedselaanbod, graad van verstoring of parasitering, pollutanten), en/of kunnen te wijten zijn aan genetische verschillen tussen populaties. De verschillen kunnen echter ook een weerspiegeling zijn van de jachtfilosofie van de jagers in de verschillende WBE's: wildbeheerders trachten de slechte stukken wild af te schieten, trofee-jagers gaan voor de beste stukken.

Analyse van de leeggewichten in relatie tot densiteit en graad van fragmentatie toonde duidelijk aan dat dieren die leven in gefragmenteerde gebieden hogere gewichten hebben dan dieren uit grote aanéengesloten bosgebieden. Effecten van densiteit zijn enkel uitgesproken bij de kitsen waar er een negatieve invloed wordt gevonden op de leeggewichten tijdens de winterperiode. Veel studies uit het buitenland vonden gelijkaardige resultaten (Hanks 1981, Ellenberg 1985, Vincent et al. 1995, Putman et al. 1996, Danilkin & Hewison 1996). Hanks (1981) schreef dit toe aan het feit dat een populatie die aan densiteitstress wordt blootgesteld een hiërarchische respons vertoont: jonge dieren zijn eerst het slachtoffer en worden lichter door een vermindering van het voedselaanbod.

Voor de geiten vonden we geen significante verschillen in leeggewichten tussen de WBE's en ook waren de effecten van habitatfragmentatie en densiteit op de leeggewichten niet significant. Dit is verwonderlijk, omdat wijfjes die zich voortplanten een zeer grote energiebehoefte hebben. Minder gunstige omstandigheden (bv. hoge densiteiten, minder voedsel, koud weer) kunnen zich snel uiten in een verminderde konditie en hogere mortaliteit. Het feit dat dit niet werd waargenomen bij de geiten kan een aanwijzing zijn dat de aantallen in de populaties nog beneden de draagkracht van het milieu liggen. Deze veronderstelling wordt nog versterkt door het feit dat er geen verschil werd gevonden in voortplantingskarakteristieken tussen de verschillende populaties.

Eerder verrassend was de positieve invloed van habitatfragmentatie op de 'konditie' van de dieren. Eén van de redenen die werd vooropgesteld voor de sterke stijging van het aantal reeën over heel Europa zou de globale verandering zijn in de vegetatie. Door overbemesting in agrarische milieus hebben op vele plaatsen voedselrijke planten armere vegetaties verdrongen (Ellenberg 1985). In kleinere bossen zijn deze effecten veel groter door de relatief grotere randzones. Dit betekent dat de draagkapaciteit voor reeën vooral in de kleinere bossen vooruit is gegaan. Bij dezelfde densiteiten kunnen dus de gewichten in gefragmenteerde gebieden hoger liggen dan in grote boscomplexen. Tegengestelde resultaten werden gevonden in een studie door Klein & Strandgaard (1972). Zij vonden zwaardere dieren in grote boscomplexen met matige reedensiteiten. We weten echter niet of de vegetatiesamenstelling in die studie te vergelijken is met deze in Vlaanderen.

Habitat en leeggewichten

Het effect van habitattype op de leeggewichten kon slechts in een paar gevallen worden onderzocht. Dit is voornamelijk te wijten aan het feit dat de gegevens over habitatsamenstelling van de jachtrevieren die ons ter beschikking werden gesteld niet bruikbaar bleken. We zijn wel van mening dat een goede kennis van de habitatstructuur en vegetatiesamenstelling belangrijk zijn naar wildbeheer toe en dat deze gegevens op een gestandariseerde manier zouden moeten worden verzameld.

Niervet-index

We vonden voor alle reeklassen een positief verband tussen niervet-index en leeggewicht, dus zwaardere individuen hadden meer niervet dan lichtere. We vonden gelijkaardige trends terug voor de effecten van dichtheid en fragmentatie als voor de leeggewichten. Sterke seizoensveranderingen in de hoeveelheid niervet maakt interpretatie echter moeilijk en we beschouwen deze parameter als minder geschikt voor vergelijkende studies.

In andere studies bleek dat vetreserves bij reeën naast een seizoensafhankelijkheid, ook afhankelijk waren van weersomstandigheden en voedselaanbod (Holand 1991, Hewison et al. 1996). Deze laatste auteurs raadden aan om niervet-index als bio-indicator met voorzichtigheid te gebruiken en meer belang te hechten aan leeggewicht. Holand (1992) stelde voor om verschillende vet-indices in combinatie met beenmergvet en andere lichaamsvetten te gebruiken, maar dit is op het veld niet zo praktisch.

Onderkaaklengtes

Onderkaaklengtes en leeggewichten zijn sterk aan elkaar gekorreleerd, en de resultaten van de onderkaakmetingen lopen parallel met die van de leeggewichten.

Voortplantingskarakteristieken

Bij geiten en kitsen waren 13% en 95% van de dieren niet reproductief. Deze cijfers komen goed overeen met gegevens uit de literatuur: van 0-14% van de geiten, tot zelfs 30% in sommige populaties (Hewison 1993, Danilkin & Hewison 1996), en tot 90% van de kitsen (Hewison 1996). Danilkin & Hewison (1996) verzamelden uit verschillende delen van Europa gemiddelden van gele lichaampjes en embryo's en vonden van 1.8 - 2.5 gele lichaampjes per geit en van 1.6 - 2.3 embryo's per geit.

De worpgrootte blijkt niet afhankelijk te zijn van de leeftijd van de geiten. Algemeen vonden we wel een zwakke doch significante positieve relatie tussen worpgrootte en lichaamsgewicht. In de literatuur werden gelijkaardige resultaten gevonden, maar spreekt men van een piekvruchtbaarheid van de reegeit op een leeftijd van 4-5 jaar (Danilkin & Hewison 1996, Hewison 1996).

Opmerkelijk is de vaststelling dat het percentage drachtige smalreeën en adulte geiten gelijk bleek (resp. 89.8% en 85.7%) alsook het gemiddeld aantal embryo's (resp. 1.84 en 1.85). Indien densiteiten in populaties te hoog worden of voedsel schaars dan wordt algemeen waargenomen dat de voortplantingsintensiteit afneemt en dit het sterkst bij de jonge dieren. Indien densiteiten in Vlaanderen te hoog zijn, zouden we een kleiner percentage drachtige smalreeën verwachten en een kleinere worpgrootte. Dit is echter niet het geval, wat er weer op wijst dat densiteiten in het algemeen nog niet de draagkracht van het milieu hebben overschreden.

Bij reeën is het verschil tussen aantal gele lichaampjes en embryo's het gevolg van het falen van eicellen om zich in te planten in de baarmoeder, of door resorptie van één of meerdere embryo's gedurende de zwangerschap (Danilkin & Hewison 1996). In een gezonde populatie gebeurt dit niet meer dan bij 1-4% van de geiten, in sommige populaties echter tot 20-30% (Hewison 1993, Danilkin & Hewison 1996). Deze gefaalde implantatie of resorptie kunnen ontstaan door min of meer actieve regulatie door het moederdier om naar gelang haar konditie meer mannelijke of vrouwelijke embryo's te produceren. Zo zou ze haar potentieel reproductief succes met een minimum aan extra energie kunnen verhogen. Het percentage verschil tussen aantal gele lichaampjes en embryo's voor Vlaanderen ligt hoog, namelijk 17%, en kan wijzen op effecten van het milieu op de reproductie van de geit. Hoge concentraties van zware metalen in bodem en vegetatie kan een negatieve invloed hebben op de ontwikkeling van de embryo's. Preliminare analyses van Cadmium, Kwik en Lood in onderzochte weefsels tonen zeer grote verschillen in concentratie van deze stoffen aan bij dieren afkomstig uit verschillende gebieden in Vlaanderen. Dit dient verder onderzocht te worden.

Parasieten

Parasieten onder het reewild zijn alom vertegenwoordigd en zorgen plaatselijk voor slechtere konditie bij individuen. De rol van parasitisme op de populatiedynamiek is echter onvoldoende onderzocht (Danilkin & Hewison 1996). Een parasiterings-index als bio-indicator is ongeschikt wegens de omslachtigheid bij het zoeken naar symptomen.

Vele infecties veroorzaken een kwaliteitsvermindering van het wildbraad, en in sommige gevallen bestaat ook gevaar voor de mens (Geisel 1995). Bij hoge besmettingsgraad van de organen van een ree of bij plotse massale sterftes in een bepaald gebied, is het aangeraden om post-mortaal onderzoek te laten uitvoeren door een geschikt laboratorium. Voederplaatsen zijn af te raden wegens de hogere kans op besmetting en transmissie van parasieten. Medicatie (bv. via likstenen) is sterk af te raden wegens de opbouwende immuniteit van de parasieten bij veelvuldige of te lange blootstelling.

DEEL IV: MOBILITEIT VAN HET REE IN VLAANDEREN

4.1 Inleiding

Reeën hebben zich nooit gespecialiseerd in één bepaald biotooptype maar worden aangetroffen in een breed spectrum aan landschapstypen. Dit breed spectrum aan biotopen impliceert niet dat het generalisten zijn maar wijst eerder op een groot aanpassingsvermogen. Leefgebieden moeten echter aan een aantal minimum eisen voldoen zoals voldoende voedsel, dekkingsmogelijkheden en geringe verstoring. De vele cultuurtechnische veranderingen in het landschap en de toenemende fragmentatie van biotopen hebben weinig invloed gehad op de verspreiding van deze soort en blijkbaar voelen ze zich bijzonder goed thuis in deze steeds veranderende omgeving.

Binnen een bepaald leefgebied zijn reeën erg plaatstrouw. De grootte van het leefgebied varieert sterk volgens o.a. het voedselaanbod, de afstand tussen rustplaatsen en voedselplaatsen, het seizoen en varieert van enkele tientallen hectaren tot meer dan 1000ha (veldreeën). Ook de mobiliteit van de dieren binnen hun leefgebied kent belangrijke seizoenale variaties. Gedurende de winterperiode, wanneer de dieren zich verenigen in sprongen, zijn de afgelegde afstanden het grootst. Voor het werpen van de jongen en tijdens de daaropvolgende paartijd is de mobiliteit geringer, zijn ze solitair en worden territoria afgebakend. Door deze seizoenale veranderingen in mobiliteit kan ook de densiteit in een bepaald gebied gedurende het jaar sterk variëren. In gebieden waar de densiteit tijdens de lente en zomer tussen de 15 en 20 dieren per 100ha bedraagt, kan dat in de winterperiode makkelijk oplopen tot 60 à 70 dieren per 100ha (dit heeft uiteraard belangrijke implicaties voor de reetellingen). In andere gebieden kan juist het omgekeerde gebeuren.

Ondanks het feit dat reeën (eens dat ze zich gevestigd hebben) zeer plaatstrouw zijn, is dispersie van individuen toch een belangrijk proces. Volgens de meeste onderzoeken is dispersie het meest intens vlak voor en in het begin dat de territoriale periode aanbreekt (april tot september) en ook afhankelijk van de lokale densiteit op dat moment. Vooral eerste- en tweede-jaars dieren zouden in die periode gedwongen worden te disperseren. Oudere dieren zouden veel minder of zelfs niet disperseren. In hoeverre dispersers zich elders succesvol kunnen vestigen, hangt af van veel factoren waaronder afstand tot andere geschikte gebieden (graad van isolatie), barrières, densiteit in andere gebieden, conditie van de dispersers enz..

Door de uitgesproken fragmentatie van biotopen in Vlaanderen mogen we ervan uitgaan dat dit zeker van invloed is op de mobiliteit van het ree in het algemeen. In hoeverre fragmentatie ook een invloed heeft op dispersie van individuen en bijgevolg ook op de uitwisseling van individuen (genen) tussen populaties, is onbekend. Gezien echter het feit dat het verspreidingsgebied in omvang sterk is toegenomen, kunnen we ervan uitgaan dat dispersie frequent voorkomt.

Dispersie van individuen is een belangrijk proces omdat het ervoor zorgt dat onbezette gebieden worden gekoloniseerd en dat er uitwisseling is van genetisch materiaal tussen populaties. Het is echter een proces dat in de praktijk bijzonder moeilijk te onderzoeken is en bijgevolg ook slecht kwantificeerbaar. Om dispersie te onderzoeken zou men een groot aantal juveniele dieren individueel moeten kunnen merken en

nagaan waar de dieren zich uiteindelijk vestigen en zich voortplanten. Dit vereist op zijn minst een onderzoeksperiode van 4 jaar, wat buiten de mogelijkheden van deze opdracht valt. We hebben daarom getracht om via indirecte methoden een beeld te krijgen van de mobiliteit van het ree in het algemeen en aanwijzingen te vinden van dispersie bij deze dieren.

In essentie kunnen bewegingen opgedeeld worden in twee categorieën:

- bewegingen van individuen in een populatie die behoren tot het normale activiteitspatroon, zoals verplaatsingen tussen de rust- en voederplaatsen, afstanden die de dieren afleggen binnen hun normale leefgebied (home range) en seizoensale veranderingen in de bewegingen;
- dispersiebewegingen die we definiëren als het definitief verlaten van de home range

Voor dit onderzoek maken we gebruik van gegevens over verkeerslachtoffers wat vooral een beeld geeft over de seizoensale veranderingen in bewegingen en beperkte informatie over dispersie en het volgen van individueel gemerkte en gezenderde dieren.

4.2 Valwild

In 1997 probeerden we in samenwerking met de WBE's zoveel mogelijk gegevens te verzamelen van valwild. Met valwild bedoelen we vondsten van dode reeën met een oorzaak verschillend van legaal afschot. Hiervan is een groot percentage te wijten aan verkeersongevallen, die onder andere aangeven waar en wanneer reeën mobiel zijn. Aan de hand van de resultaten kunnen aanbevelingen worden opgesteld om valwild te beperken en de verkeersveiligheid te verbeteren in risicogebieden, in periodes en op tijdstippen waar de problemen zich het meest voordoen.

4.2.1 Materiaal en methoden

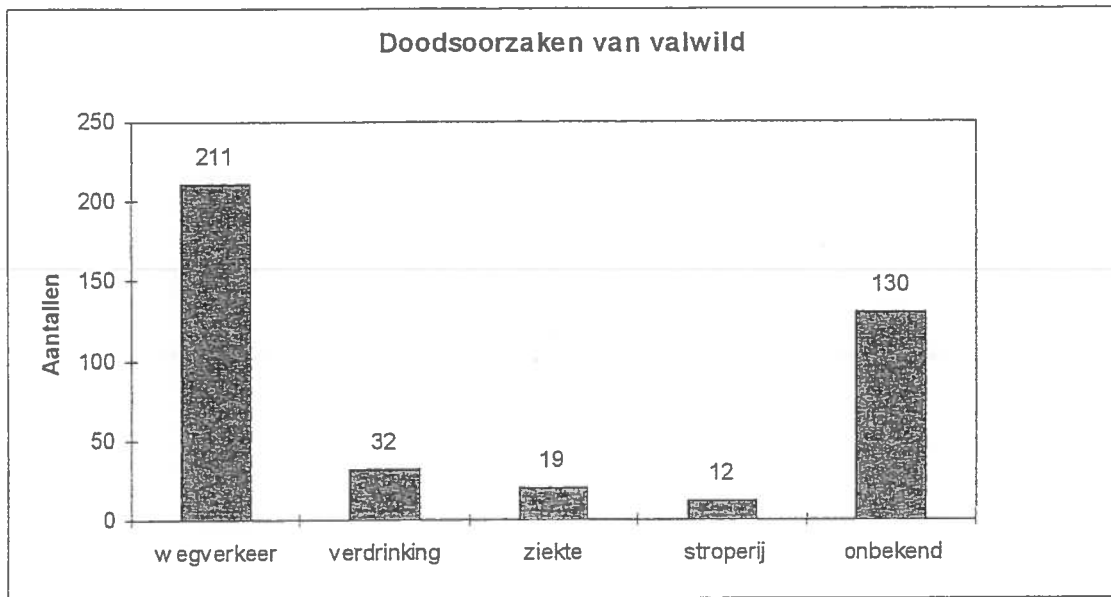
WBE's werden verzocht valwildformulieren in te vullen en op te sturen (zie bijlage 36). De verzamelde gegevens zijn afkomstig uit heel Vlaanderen, maar werden het meest nauwkeurig opgegeven door volgende WBE's: De Vart, De Schijnvallei, De Zwarte Beek, Netebroek-Balen, Velpendal, Willekesberg en Het Groot Schietveld van Brasschaat. We probeerden zoveel mogelijk de datum en plaats van sterfte, leeftijd, geslacht en doodsoorzaak te bepalen. Van een groot aantal gegevens echter ontbreekt een deel van deze informatie.

4.2.2 Resultaten

Doodsoorzaken en vindplaats

We onderscheidden vijf categorieën van doodsoorzaken: wegverkeer, verdrinking, ziekte, stroperij en onbekend. Dikwijls was het onmogelijk om te achterhalen wat de juiste doodsoorzaak was van een gevonden dier, meestal omdat het reeds in een verregaande staat van ontbinding verkeerde.

In figuur 4.1 wordt een overzicht gegeven van de verschillende doodsoorzaken van 404 aangetroffen dieren.



Figuur 4.1 Overzicht van doodsoorzaken van valwild

Enkel van wegverkeer, verdrinking (verder samengebracht onder de noemer verkeer) en onbekend zijn de aantallen groot genoeg om verder te bespreken. De aantallen ten gevolge van stroperij en ziektes zijn waarschijnlijk zeer onvolledig omdat deze dieren veel moeilijker gevonden worden dan bv. verkeersslachtoffers die meestal in de onmiddellijke nabijheid van de weg liggen. In de categorie onbekend zit waarschijnlijk nog een belangrijke fractie verkeersslachtoffers.

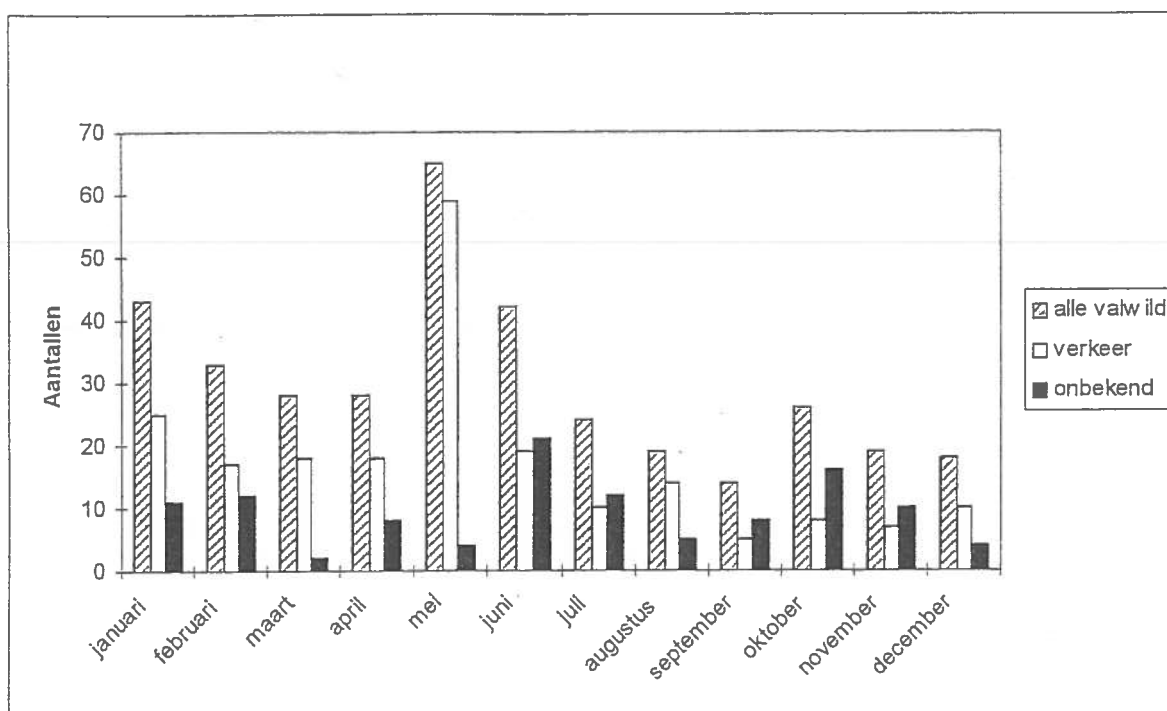
In een beperkt aantal formulieren werd de plaats van vondst vermeld (71). Volgende tabel geeft de resultaten:

midden in bos	27%
kanaal door bos	24%
weg tussen bos	23%
autostrade	11%
afsluiting	7%
doodgemaaid	6%
spaarbekken	1%
trein	1%

Langs verkeerswegen in het algemeen werd 58% van het valwild gevonden; daarin zorgden wegen en kanalen in bosgebieden voor 47% van de gevallen.

Periodes met valwild

In figuur 4.2 wordt de seizoensale variatie van valwild in grafiek gebracht.



Figuur 4.2 Seizoensale variatie valwild voor 1997-1998

De maanden januari, mei en juni vertonen een significant hogere frekwentie aan valwild dan verwacht, september en december een lagere ($\chi^2=73.36$, $df=11$, $P<0.000000$). De verkeersongevallen veroorzaakten meer valwild dan random verwacht in mei, minder dan verwacht in september, oktober en november ($\chi^2=29.31$, $df=11$, $P<0.000000$). Vondsten van valwild met onbekende doodsoorzaak waren er minder in maart, en meer in juni en oktober ($\chi^2=35.20$, $df=11$, $P<0.0002$).

Wanneer we de maanden per twee groepeerden, vonden we voor juveniele en adulte reeën licht verschillende periodes voor valwild door verkeersongevallen of door onbekende doodsoorzaak. Bij de juvenielen vielen de hoogste aantallen verkeersslachtoffers in mei-juni, terwijl dit bij de adulten minder uitgesproken was. Hierbij moet worden opgemerkt dat de juvenielen in die periode van het jaar eigenlijk reeds jaarlingen zijn die misschien als adult valwild werden opgegeven, zodat de juveniele piek eigenlijk nog groter is (tabel 4.1). Bij de onbekende doodsoorzaken vielen de meeste juvenielen in de winter, en weerom is dit bij de adulten minder uitgesproken. Verschillen tussen de geslachten waren er niet.

Tabel 4.1 Seizoensale verdeling van valwild t.g.v. van verkeer en onbekend volgens leeftijd

Verkeer	jan-feb	ma-apr	mei-jun	jul-aug	sept-okt	nov-dec
juвениелен (20)	15%	5%	65%	5%	5%	5%
adulten (93)	18%	21%	39%	11%	4%	6%

Onbekend	jan-feb	ma-apr	mei-jun	jul-aug	sept-okt	nov-dec
juвениелен (25)	44%	12%	24%	4%	8%	8%
adulten (34)	21%	21%	12%	15%	12%	21%

De veel hogere piek aan verkeerslachtoffers bij juveniele dieren in mei-juni komt overeen met de hypothese dat in die periode dispersie van deze leeftijdskategorie het meest intens is.

Frekwentie van valwild

Van een aantal WBE's werden voor de jaren 1996 en/of 1997 alle gekend valwild doorgegeven. Volgende tabel geeft de resultaten weer van de frekwentie valwild uitgedrukt als percent van getelde levende dieren op 1 maart, alsook de ree-densiteit in het gebied en de graad van fragmentatie (zie Deel III voor de methodes):

WBE	valwild	ree-densiteit	fragmentatie-graad
De Vart	7%	2	1
De Schijnvallei	16%	2	2
Velpendal	14%	1	2
Willekesberg	12.5%	1	2
Zwarte Beek	6%	2	1

Er werd geen verband gevonden tussen frekwentie van valwild en ree-densiteit, wel tussen frekwentie van valwild en fragmentatie van het gebied (2×2 -tabel: $\chi^2=49.96$, $P=0.0000$). Zoals verwacht is het percentage valwild in gefragmenteerde gebieden aanzienlijk hoger dan in grote boscomplexen.

Sex-ratio en leeftijd van valwild

Om na te gaan of een bepaalde klasse meer onderhevig is aan een bepaalde doodsoorzaak, gingen we voor de categorie verkeer en overige doodsoorzaken na in hoeverre de waargenomen aantallen per geslacht en leeftijdsklasse afweken van de verwachte waarden waarbij er vanuitgegaan werd dat elke categorie een gelijke kans heeft om aan een bepaalde doodsoorzaak te sterven. Verwachte waarden werden berekend uitgaande van de opgegeven stand voor Vlaanderen voor 1997-1998 (bok: 4232, geit: 4574, kits: 5164). In totaal beschikten we over 184 stuks valwild met voldoende informatie over geslacht, leeftijd en doodsoorzaak;

	verkeer		overige oorzaken	
	waargenomen	verwacht	waargenomen	verwacht
bokkits	11	23.3	7	10.7
geitkits	9	23.3	10	10.7
bok	49	38.2	14	17.6
geit	57	41.2	27	19.0
	$\chi^2=24.4; df=3; p=0.000021$		$\chi^2=5.4; df=3; p=0.142$	

Adulte dieren sterven significant meer t.g.v. verkeer dan kitsen. Er is echter geen verschil tussen de geslachten. Voor de overige oorzaken is er geen verschil tussen leeftijden of geslachten.

4.3 Home ranges en dispersie van reeën

4.3.1 Inleiding

Methoden om de mobiliteit van reeën te bestuderen, zijn radio-telemetrie om home ranges te bepalen en merken van jonge dieren om dispersie-afstanden te kennen. In deze studie definiëren we de home range naar Danilkin & Hewison (1996) en White & Garrot (1990) als het gebied dat een dier voor een bepaalde tijdsduur voor normale levensbehoeften. Deze behoeften zijn seizoensafhankelijk; de winter en zomer home range van een dier kan dus verschillen. Met dispersie bedoelen we het definitief verlaten door een dier van het oorspronkelijke gebied om een andere gebied te bezetten (Delany 1977).

4.3.2 Studieggebied

3 verschill. gebieden?
(contour!)

We kozen het Militair Domein Groot Schietveld te Brecht-Wuustwezel als studieterrain. Het gebied is ongeveer 2000 ha groot. Het geheel wordt doorsneden door drie wegen: twee verbindingswegen die beperkt toegankelijk zijn voor het publiek, en de grote baan die Brecht en Wuustwezel verbindt. Verder heeft het kleinere banen en zandwegen voor militaire doeleinden, en brandwegen over het hele oppervlak. Een groot deel daarvan is gedurende natte tijden slechts toegankelijk met terreinwagens. Het omvat verschillende biotopen, gaande van vennen, moerassen, heide, berke- en dennebossen in het grootste deel ten westen van de baan Brecht-Wuustwezel, en ten oosten daarvan in mindere mate heide en berkebos, afgewisseld met broekbossen, hooilanden, wildakkers en houtkanten. Militaire activiteit blijft meestal beperkt tot de daguren, en dit vooral in het westelijke deel, maar heeft schijnbaar weinig invloed op het gedrag van de reeën. In het westelijke deel van het Groot Schietveld schatten we de reedensiteit minder dan 15 stuks per 100 ha, in het oostelijk deel is de densiteit hoger, tot 30 stuks per 100ha.

Niettegenstaande het domein niet toegankelijk is voor het publiek, heeft de recreatiedruk, vooral in het weekend en de zomer, invloed op de zichtbaarheid van de dieren. In het deel ten oosten van de baan Brecht-Wuustwezel wordt gejaagd op kleinwild en in beperkte mate op reeën (afschot in 1997-1998 2 geiten, 4 bokken en 3 kitsen). Rond het Schietveld wordt het ree bejaagd door verschillende WBE's. Op de aanpalende landbouwgebieden zijn vooral veeveelt en maisteelt belangrijk met afwisselend kleine bosjes en verwilderde percelen.

4.3.3 Telemetrisch lokaliseren van volwassen reeën

Om adulte dieren te merken en uit te rusten met zenders gebruikten we dezelfde vangmethode als deze die in Frankrijk wordt gebruikt door l'Office National de la Chasse. Aan de hand van vertikaal opgestelde netten worden opgedreven dieren gevangen en in kisten geplaatst. Gevangen dieren worden gemerkt, gezenderd en terug losgelaten. Eén volwassen geit werd gevangen en gezenderd. De gebruikte zender is van het type TXS-3 met activiteitsmeter van Televilt International, Ab, Stora, Sweden (1995), met een frequentie tussen 151.000 en 152.000 Mhz.

document
om 5

Om de lokatie van het dier te bepalen werd een RX 900 en/of RX 89 10 ontvanger van Televilt gebruikt. In de zomermaanden werd ze dagelijks gelokaliseerd. De lokaties werden aangebracht op een kaart die in sekties werd onderverdeeld, overeenkomend met de verschillende habitatfragmenten. De volgende sekties werden onderscheiden (figuur 4.3, pag. 42):

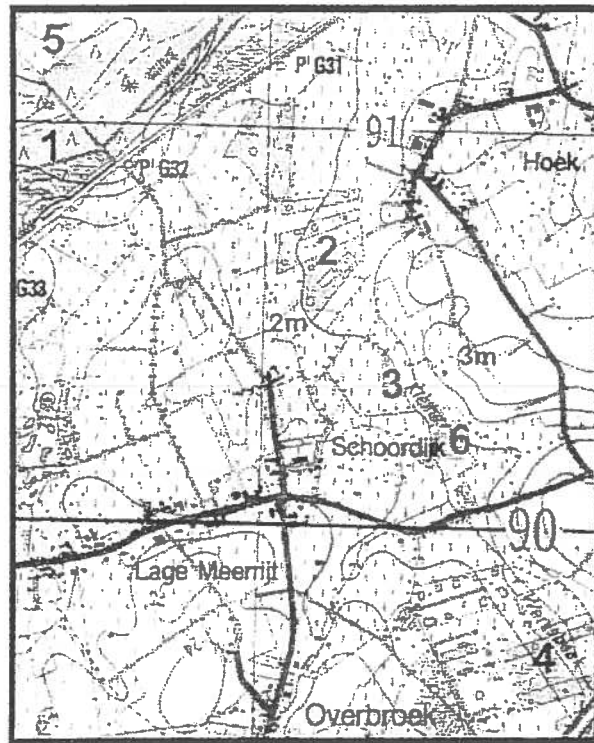
- 1= dennenbos op het Schietveld (plaats van vangst)
- 2= gemengd bos buiten de rand van het Schietveld
- 3= verwilderde weide met jonge boomaanplantingen
- 4= kleinere loofbosjes buiten het Schietveld
- 5= binnen de bossingel van het Schietveld
- 6= verwilderde weide
- 2m en 3m= mais nabij één van de sekties

Home range

Gedurende anderhalf jaar werd in totaal 155 dagen getelemetreerd (tot eind september 1998). In 1997 (vanaf eind maart toen ze werd gevangen tot eind november) werd de geit minstens één maal per week gelokaliseerd. Gedurende de periode half juli tot half september dagelijks.

We krijgen volgend beeld van de home range:

Sektie	Alle lokaliserings in 1997	Eén lokaliserings per week gedurende 1997	66 zomerlokaliserings in 1997
1	5	5	
2	53	16	20
3	19	3	12
4	1		
5	5	2	3
6	10	2	
2m	13	4	12
3m	18	2	18



Figuur 4.3 Verspreiding van bovenvermelde sekties, aangeduid met nummers van 1-6

Niettegenstaande het feit dat de ree geit gevangen werd op het Schietveld, verbleef ze grotendeels van haar tijd toch in de gebieden er buiten. Sektie 2, ofwel het bos grenzend aan het Schietveld is jaarrond duidelijk haar kerngebied van activiteit (47% van de tijd bij wekelijks telemetreren). In de zomer zien we echter dat de home range noemenswaardig uitbreidde naar de gebieden rond haar normale activiteitscentrum. Sektie 3 werd veelvuldig gebruikt, en van zodra de mais hoog genoeg stond, werd dit tijdelijk biotoop nog meer gebruikt. Sektie 2 werd dan slechts 31% van de dagen gebruikt, de mais rond Sektie 2 18%, en alle maïs in het gebied 46% van de dagen. In volgend tabel zien we hoe de grootte van de home range varieert naargelang meer of minder sekties worden bijeengevoegd.

Sektie 2 (kerngebied)	12 ha
Sektie 2 + 3	13 ha
Sektie 2 + 3 + 2m + 3m	31 ha

Wat het zomerverblijf van drie dagen op het Schietveld betreft (Sektie 5), kunnen we het volgende opmerken. Twee jaar op een rij vertrok de ree geit op dezelfde dag (10 augustus 1997 en 10 augustus 1998) weg uit haar kerngebied naar het centrum van het Militair Domein. In 1997 werd ze in vogelvlucht tot 5500 meter ver van Sektie 2 aangetroffen, in 1998 4500 meter. Na een escapade van drie dagen werd ze telkens terug in Sektie 2 of 3 aangetroffen. Begin augustus komt overeen met de piek in het voortplantingsseizoen van het ree. Wij vermoeden dan ook dat de geit op zoek ging naar een geschikte bok op het Schietveld. Telemetrie-waarnemingen uit het buitenland wijzen op hetzelfde fenomeen

(Linnell, pers. comm. in Noorwegen, Vincent, pers. comm. in Frankrijk). Wegens de eenmaligheid van deze verplaatsing werd het niet meegerekend tot de home range van het dier (in overeenkomst met de bevindingen in White & Garrot 1990).

Mobiliteit

In volgende tabel illustreren we hoe frekwent het ree zich in de zomer in 56 opeenvolgende dagen (de verplaatsing naar het Schietveld uitsluitend) al dan niet verplaatste tussen twee sekties (0=niet verplaatsen, 1=korte verplaatsing van mais naar aansluitende sekte, 2=verplaatsing tussen twee sekties):

0	23 (41%)
1	19 (34%)
2	14 (25%)

We zien dat het ree in de zomer voornamelijk standvastig bleef binnen een sekte, of kleine verplaatsingen maakte naar de mais en terug. Grote verplaatsingen tussen sekties kwamen minder voor.

We analyseerden daarna of het al dan niet verplaatsen op een bepaalde dag een effect had op de activiteit de dag nadien. Als het ree op dag 1 bijvoorbeeld een grote verplaatsing ondernam, kan dit de kans op nog eens een grote verplaatsing op dag 2 verkleinen. In dezelfde zin kan het ree op een bepaalde dag in dezelfde sekte blijven omdat het de dag voordien al een grote verplaatsing gedaan had. Onder de 49 sekwenties van twee opeenvolgende dagen kwam geen enkele sekwentie abnormaal meer of minder dan verwacht voor (verwachtte random kans voor elk van de negen theoretisch mogelijke sekwenties werd berekend als het produkt van de kansen van iedere verplaatsingskategorie afzonderlijk).

4.3.4 Merken van kitsen

Het merken van voldoende kitsen is de enige betrouwbare methode om op langere termijn iets te weten te komen over dispersie bij deze soort.

In 1997 en 1998 werden vanaf begin mei tot eind juni zwangere geiten en pasgeworpen kitsen opgespoord of in het oog gehouden. Dit gebeurde voornamelijk door rond te rijden met de auto (vanuit de auto worden reeën minder verstoord, en zijn ze gemakkelijker te observeren dan te voet) en typische werpplaatsen in het oog te houden. In hun eerste levensweken hebben jonge kitsen de reflex om te liggen bij verstoring. Op die manier kunnen ze gemakkelijk worden geormerkt (of gezenderd). De oormerken zijn dezelfde als deze gebruikt bij het merken van schapen: plastieken driehoekjes met een volgnummer en het telefoonnummer van het RUCA. Deze worden met een speciale tang in één van de oren genepen.

Er werd twee jaren gemerkt: in 1997 met gele oormerken, in 1998 met oranje. De nummers zelf zijn slechts van dichtbij af te lezen, de kleur is gemakkelijk van ver te herkennen. Voor terugmeldingen rekenden we vooral op eigen observatie en vondst van valwild of afschot.

Er werden in totaal 16 kitsen in 1997 en 12 in 1998 gemerkt. In 1997 waren er minstens 17 kitsen, in 1998 minstens 10 die niet konden worden gemerkt omdat ze reeds te snel liepen om nog benaderd te kunnen worden. Over een oppervlakte van ongeveer 1700 ha van het Groot Schietveld waarin werd gezocht, werd dus in totaal de aanwezigheid van minstens 33 kitsen in 1997 en 22 in 1998 waargenomen. Het totale aantal ligt ongetwijfeld hoger gezien enkel werd gezocht vanop berijdbare wegen.

Gedurende hun eerste levensjaar werden de gemerkte dieren meestal geobserveerd binnen de 500 meter van de plaats waar ze waren geormerkt. Twee dieren werden geobserveerd verderaf. In de late winter werd een geormerkte kits opgemerkt door arbeiders van Bos en Groen in het staatsdomein De Mick. Dit bos ligt buiten het Schietveld, op ongeveer 7000 meter in vogelvlucht van de oorspronkelijke merkplaats. Het is onduidelijk langs welke weg het dier, samen met een geit (waarschijnlijk de moeder) er is terechtgekomen. Via groene dekking kan het slechts langs gefragmenteerde bosjes buiten het Groot Schietveld in De Mick zijn terechtgekomen. Een tweede geormerkte kits werd in dezelfde periode meerdere keren waargenomen op een plaats op het Groot Schietveld zo'n 1500-2000 meter in vogelvlucht van de oorspronkelijke merkplaats.

In het late voorjaar, na het opbreken van de geit-kits banden van het jaar voordien, werden verschillende geormerkte dieren geobserveerd in gezelschap van andere jonge reeën (ze zijn intussen jaarling geworden). Van een aantal van die dieren kenden we de exakte vindplaats (gezien ze ook gezenderd waren en individueel te herkennen; zie verder), en vonden we ze soms niet ver buiten hun zomer home range. Een geormerkte bokje werd een paar keer tot 700 meter buiten zijn zomer home range aangetroffen.

Voor de aanvang van deze onderzoeksoopdracht werden in hetzelfde gebied reeds 11 kitsen gemerkt in 1995 en 1996. Een gemerkte geit werd gemeld als verkeersslachtoffer op de Brechtse baan op 28 maart 1997. Het dier was toen 22 maanden oud en werd overreden op een afstand van 9km van de merkplaats.

Quin

4.3.5 Telemetrisch volgen van kitsen

Tegelijkertijd met het merken van kitsen, werden dieren die groot genoeg waren, gezenderd met een TXH-2 reekits-zender (Televilt International Ab, Stora, Sweden). Deze zender is voorzien van een uitrekbare halsband en aktiviteitsensor, en heeft normaal een levensduur van ongeveer twee jaar. De dieren die te klein waren, werden in 1998 met een kleine muis-zender voorzien die op het oormerk werd geplakt. Vanzodra de dieren groot genoeg waren, kregen ze een grotere zender om.

Vanaf begin juli tot eind september werden de dieren elke dag gelokaliseerd. Daarna slechts één maal per week. De exakte posities van de kitsen werden bepaald met de GPS GeoExplorer II en in een GIS-bestand opgeslagen.

De kitsen

In 1997 werden 8, in 1998 11 kitsen gezenderd en opgevolgd. Daarvan stierven in 1997 4 kitsen rond hun eerste levensmaand, in 1998 7, zodat in beide jaren elk 4 dieren volledig konden worden gevolgd. Bovendien begaven de zenders in 1997 het vroegtijdig (vermoedelijk waren de batterijen uitgeput) en werd in oktober 1998 gestopt met telemetren vanwege het schrijven van het rapport. In tabel 4.2 staat een overzicht van alle gezenderde dieren en tot hoelang ze werden opgevolgd (.drie cijfers zijn de laatste drie cijfers van de frekwentie van de gebruikte zenders).

Tabel 4.2 Details van de gezenderde kitsen in 1997 en 1998

kits	datum van vangst	opgevolgd tot	opmerking
.154	4 juni 1997	oktober 1997	zender begaf
.204	6 juni 1997	8 juli 1997	gepredeerd
.195	10 juni 1997	17 juni 1997	gepredeerd
.135	11 juni 1997	oktober 1997	zender begaf
.145	15 juni 1997	25 juni 1997	doodsoorzaak onbekend
.215	15 juni 1997	27 juni 1997	doodsoorzaak onbekend
.175	18 juni 1997	oktober 1997	zender begaf
.065	20 juni 1997	september 1997	zender begaf
.384	30 mei 1998	6 juni 1998	doodsoorzaak onbekend
.375	2 juni 1998	9 juni 1998	gepredeerd
.274	7 juni 1998	3 juli 1998	gepredeerd
.344	7 juni 1998	oktober 1998	stopzetting wegens rapport
.90	8 juni 1998	10 juni 1998	doodsoorzaak onbekend
.265	9 juni 1998	oktober 1998	stopzetting wegens rapport
.214	9 juni 1998	3 juli 1998	gepredeerd
.325	10 juni 1998	oktober 1998	stopzetting wegens rapport
.304	15 juni 1998	oktober 1998	stopzetting wegens rapport
.294	21 juni 1998	26 juni 1998	gepredeerd
.394	8 juli 1998	10 juli 1998	doodsoorzaak onbekend

Zes van de 11 gestorven kitsen hadden als doodsoorzaak predatie. In 1997 was dit 50% van het totaal aantal gestorven dieren, in 1998 57%. In de meeste van de gevallen was de predator vos: de restanten van de kitsen waren vaak verstoep, ofwel was de plaats waar de zender samen met stoffelijke resten van de kits was gevonden, gemerkt met uitwerpselen van vos. Van één dier werd enkel de zender teruggevonden. Op het studieterrein zijn een aantal belopen vosseburchten; de restanten van gepredeerde kitsen werden vaak in de buurt van zo een burcht teruggevonden (tussen de 150 en 400 meter van gekende vosseburchten voor 4 van de 6 gevallen; 2 kitsen van dezelfde geit werden gedood in een stuk waar niet naar vos was gezocht).

Vijf van de 11 gestorven kitsen hadden een onbekende doodsoorzaak. Alle gestorven dieren werden gevonden in een periode met veel neerslag, waardoor onderkoeling en/of ondervoeding niet uit te sluiten was. Van een aantal dieren werd een post-mortem onderzoek verricht. Bij .90 (een kits met een kleine zender om verstoring te minimaliseren) bleken geen melkresten meer in de maag aanwezig te zijn, en de doodsoorzaak lijkt dus ondervoeding. Dit dier werd in slechte toestand (doornat en piepend) gevonden in een periode van zware regenval. Twee dagen later werd het op dezelfde plaats dood aangetroffen. Hetzelfde geldt voor .394. Gezien de lange tijdsduur tussen het zenderen en sterven bij de overige kitsen (min 7 dagen), werd verstoting door de moeder uitgesloten.

De zomer home ranges en mobiliteit

Van de 8 overgebleven kitsen werd tijdens de zomer van hun eerste levensjaar gedurende 77 dagen in 1997 en 83 in 1998 elke dag één positie bepaald, vanaf begin juli tot half september. De resultaten zijn te zien in figuur 4.4 op pag. 47.

De onderstaande tabel geeft een omschrijving van het habitat waarin de kitsen vertoefden. Hieruit blijkt dat er geen bepaalde voorkeur is voor een habitattypen maar dat dit vooral bepaald wordt door de plaats waar de geit heeft geworpen.

kits	habitat
.154	gedeelte hei en hooiland, gedeelte berkebos met grassige ondergroei en houtkanten
.135	gedeelte hei, gedeelte berkebos met grassige ondergroei, gedeelte mais
.175	gedeelte gemengd bos met ondergroei, gedeelte wildakker en hooiland
.065	overwegend hooiland met houtkanten
.344	overwegend hei met percelen berkebomen
.265	gedeelte dennebos met varens, gedeelte berkebos met grassige ondergroei
.325	overwegend dennebos
.304	overwegend hei met verspreide berkebomen

Volgende tabel geeft een overzicht van de home ranges (in hectaren, geschat aan de hand van de minimum convex polygoon methode (White & Garrott 1990), alsook de kortste, langste en de gemiddelde afgelegde afstanden per dag (in meter):

kits	home range	kortste afstand	langste afstand	gemiddelde afstand
.154	18.8 ha	10 m	517 m	197 m
.135	31.8 ha	9 m	685 m	204 m
.175	11.3 ha	1 m	375 m	131 m
.065	11.4 ha	0 m	585 m	157 m
.344	47.6 ha	8 m	931 m	287 m
.265	24.0 ha	16 m	502 m	183 m
.325	44.1 ha	2 m	1155 m	242 m
.304	75.2 ha	19 m	1361 m	468 m



Figuur 4.4 Posities van de 8 kitsen (aangeduid met hun resp. radio-frekwenties) gedurende 77-83 opeenvolgende dagen, en de voornaamste wegen en habitatovergangen van het Groot Schietveld.

Bij drie kitsen (.154, .175 en .065) die in het oostelijk deel van het Groot Schietveld werden getelemetreerd, grensden de home ranges aan elkaar. Figuur 4.5 hieronder toont de drie home ranges (resp. ■, ▲ en ●) met de polygonen zoals berekend in Casaer et al. (1999). We zien dat de buitenste polygonen van de home ranges elkaar kruisen, maar dat de 'kerngebieden' (hier gedefiniëerd als de zones met de grootste dichtheid aan polygonen) goed gescheiden blijven. Bij .154 zien we twee kerngebieden: de tweede ontstond na het afmaaien van een hooiland dat deel uitmaakte van het oorspronkelijke kerngebied van de kits.

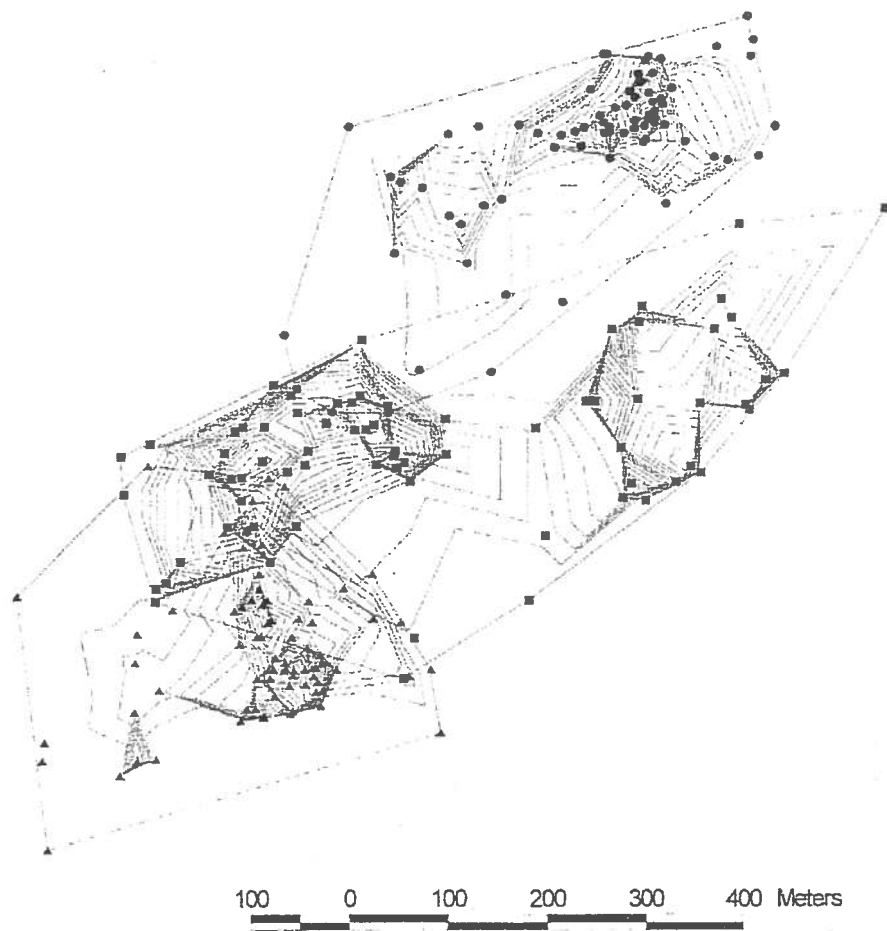


Fig. 4.5 Home ranges en aktiviteitscentra van de kitsen met zender .154 (■), .175 (▲) en .065 (●)

4.4 Bespreking

Verkeersslachtoffers en dispersie

Verkeer was de grootste oorzaak van valwild (60%), maar we moeten er rekening mee houden dat waarschijnlijk een groot deel van het valwild nooit wordt gevonden omdat het op weinig bezochte plaatsen ligt en snel vergaat.

In een studie op verkeersslachtoffers van wild in Europa vonden Bruinderink & Hazebroek (1996) de grootste piek met reeën in mei en in iets mindere mate in juni. Onze gegevens komen hiermee overeen. Na opsplitsing van de aantallen per leeftijdskategorie blijkt dat vooral jonge dieren verantwoordelijk zijn voor de sterke stijging van het aantal verkeersslachtoffers in die maanden. In andere periodes is het aantal verkeersslachtoffers bij de kitsen merkbaar lager dan bij de adulten. Dit gegeven is een sterk argument voor de hypothese die stelt dat vóór de adulte geiten hun jongen gaan werpen in de maand mei en juni, ze hun jongen van het jaar voordien verdrijven uit hun leefgebied. Ook worden bokken in die periode territoriaal en zullen ze de neiging hebben om jonge dieren te verdrijven. Dispersie zou daarom in die periode het meest intens zijn en de opstoot van het waargenomen aantal verkeersslachtoffers verklaren.

Opvallend zijn de geringere aantallen valwild in de maanden september tot en met december en dit zowel voor verkeersslachtoffers als voor andere doodsoorzaken. Vermits deze periode samenvalt met de opening van de jacht op tal van wildsoorten, ontkracht dit gegeven wel de veronderstelling van Rodts et al. (1998) als zou de jacht een invloed hebben op het aantal verkeersongevallen met reeën.

Het percentage valwild in de verschillende gebieden verschilde sterk van elkaar (ofwel 6-7%, ofwel 12-16%). Die verschillen staan niet in verband met de densiteit van reeën in het gebied, maar wel met de graad van fragmentatie. De gebieden met het laagste percentage valwild zijn dus deze met de grootste aaneengesloten bossen; deze met het hoogste percentage valwild zijn versnipperde habitats doorsneden door drukke wegen. Hierdoor wordt waarschijnlijk meer valwild aangereden, maar ook meer gevonden.

Het gemiddelde percentage aan valwild in de populaties van de hierboven vermeldde gebieden is 10%. Hetzelfde cijfer werd door Wauters (1995) bekomen in zijn studie in Limburg. Deze 10% is zeker een onderschatting, maar we kunnen het voor Vlaanderen toch als een goede benadering gebruiken bij het opstellen of bespreken van beheersplannen die grote regio's (zoals provincies) bestrijken. Voor Europa vonden we in de literatuur 4% (Bruinderink & Hazebroek 1996), voor Zwitserland 8-27%, voor Duitsland 3-7% (Danilkin & Hewison 1996). Bij het opstellen van afschotplannen per jachtgebied is het aangeraden om naast densiteiten, habitat- en konditie-parameters, ook rekening te houden met het lokale percentage valwild, berekend aan de hand van recente vondsten en meldingen.

Aanrijdingen met wild vormen een alsmaar toeneemend probleem in Vlaanderen en gans Europa. Voor Europa spreekt men van een minimum van 507 000 botsingen met wild (vooral ree, edelhert, eland en everzwijn), 300 doden en 30.000 gewonden per jaar (Bruinderink & Hazebroek 1996). Sinds een aantal jaren steeg het aantal aangiftes van ree-ongevallen aanzienlijk bij het Gemeenschappelijk

Motorwaarborgfonds. Sinds 1997 is het fonds gestopt met het uitkeren van schadevergoedingen bij dergelijke ongevallen, wegens de vele 'misbruiken' die zouden gemaakt worden. Naast de veiligheid speelt (vooral in Europese landen met een grote jacht-traditie) het economisch aspect ook een rol. Men schat voor Duitsland een verlies van ongeveer 8 miljard Belgische frank door wildongevallen, of voor Europa van 35 miljard Belgische frank aan materiele schade (Bruinderink & Hazebroek 1996).

Home range en bewegingen van het volwassen ree

De opdeling van de home range van het getelemetreerde ree in gefragmenteerde biotopen (of sekties) werd gemotiveerd doordat reeën de neiging hebben om natuurlijke grenzen (bosranden, houtsingels enz.) te beschouwen als home range grenzen. Er bestaat daarenboven twijfel of reeëiten territoriaal zijn, omdat ze niet echt hun home range verdedigen tegen andere reeën (Vincent et al. 1995, Hewison et al. 1998b). We veronderstelden dus dat de verschillende biotoopfragmenten in hun geheel werden gebruikt, en het gecultiveerde land ertussen enkel om van het ene fragment naar het andere te trekken.

Hoewel we aan de hand van één gezenderde ree moeilijk waarnemingen kunnen veralgemenen, zijn ze toch in overeenstemming met deze uit andere studies (Kurt 1991, Danilkin & Hewison 1996, Hewison et al. 1998a). De home range grootte van het gezenderde ree komt overeen met wat reeds in de literatuur werd beschreven (zomer home range van reeëiten van 7-34 ha, met een gemiddelde van de 24.1 ha, Danilkin & Hewison 1996). De geit rond het Schietveld had geen problemen met zich te verplaatsen tussen verschillende biotoopfragmenten zelfs indien deze ver uitéén lagen met daartussen open weilanden. In een studie op geïntroduceerde reeën in 't Ename Bos werd de belangrijkheid van bosfragmenten (of 'stepping stones') aangehaald om de afstanden en richtingen waarin de dieren zich bewogen na introductie te verklaren (Casaer 1994). De verre escapade in de zomer naar het Schietveld toont aan dat een ree in staat is om op zeer korte tijd grote afstanden af te leggen.

Er bleek een seizoensgebonden preferentie te bestaan voor bepaalde sekties. Het Schietveld zelf werd voornamelijk aangedaan in de winter. In deze periode wisselde ze haar verblijf af tussen het Schietveld en de omliggende sekties. Dit zou er op kunnen wijzen dat bosfragmenten te weinig beschutting bieden wanneer de bladeren van de bomen zijn (sekties 2 en 3). De aanwezigheid van grote natuurgebieden waar de dieren kunnen ontsnappen aan verstoring lijkt dus belangrijk. De seizoensgebondenheid van het verblijven in bepaalde sekties lijkt afhankelijk te zijn van de plantengroei. Sektie 6, een verwilderde weide, wordt enkel in het voorjaar aangedaan wanneer het jonge gras een belangrijke bron van voedsel is. Dit is de periode van het jaar waarin reeën massaal de weides begrazen. In ons geval stond de geit meestal te grazen met twee of drie jongere dieren. Sektie 3, een kleine boomaanplanting met ongemaaid gras werd voornamelijk aangedaan in de zomer. In lang gras kunnen reeën zich gemakkelijk verschuilen, maar ook beschutting zoeken tegen ongunstige weersomstandigheden (Putman & Langbein 1990).

Deze waarnemingen kunnen mogelijk verklaren waarom deze soort zich zo goed weet aan te passen aan een gefragmenteerd landschap. Afhankelijk van het seizoen (en plantengroei) zullen de dieren gebieden opzoeken die op dat moment het meest ideaal zijn qua voedselaanbod en dekking. In aaneengesloten homogene bosgebieden ontbreekt meestal een dergelijke variabiliteit aan mogelijkheden. Bewegingen

tussen de verschillende preferentiële gebieden kunnen groot zijn. Door deze bewegingen worden contacten met individuen uit naburige populaties ook meer waarschijnlijk en vergroot de kans op uitwisseling van dieren tussen populaties.

Dispersie en home ranges van kitsen

Het merken van kitsen toonde aan dat jonge dieren aanzienlijke afstanden kunnen afleggen vanuit hun geboortegebied. De grootste waargenomen afstand in onze studie bedroeg minstens 9km en het dier had daarbij belangrijke barrières moeten oversteken. Een ander dier werd waargenomen op 7.5km van de oorspronkelijke merkplaats. In beide gevallen gebeurde de waarnemingen tegen het einde van de winter.

In het voorjaar van 1998 werden opmerkelijk minder reekitsen gevonden dan het jaar voordien. We vermoeden dat door het slechte weer heel wat kitsen door ondervoeding of onderkoeling vroegtijdig zijn gestorven. In 1998 werd bovendien een dode kits gevonden dat na autopsie geen specifieke doodsoorzaak leek te hebben. Gezien reegeiten een vrij stabiele home range hebben (Danilkin & Hewison 1996), verwachten we niet dat kitsen grote afstanden afleggen zolang ze bij hun moeder blijven. Vermits jonge reeën vaak in hun tweede of derde levensjaar disperseren (Wahlström & Liberg 1995), verwachten we pas bruikbare resultaten vanaf het voorjaar van 1999.

Uit dit onderzoek bleek dat de overleving van de gezenderde kitsen sterk kan schommelen van jaar tot jaar. Vooral in de eerste levensweken zijn ze gevoelig aan weersomstandigheden, zoals bleek in het voorjaar van 1998. Predatie door vos was een belangrijke doodsoorzaak (54%). Gelijkaardige resultaten (24-50% van telemetrisch gevolgde dieren) werden gevonden in andere studies (Liberg et al. 1993, Aanes & Andersen 1994, Linnell et al. 1995). Onze gepredeerde kitsen waren alle dieren die meestal in open terrein lagen, waarvan sommige frekvent vokaliseerden wanneer we in de buurt kwamen. Dit, samen met de hoge densiteit aan vos in het studiegebied maakte dat de predatiedruk op het Groot Schietveld waarschijnlijk hoger ligt dan normaal zou verwacht worden in de rest van Vlaanderen.

De home ranges van de kitsen variëerden van 11.3 tot 75.2 ha met een gemiddelde van 32.0 ha. De mobiliteit was groter bij de kitsen die een grotere home range hadden. Deze verschillen leken in relatie te staan tot het habitat. De kitsen die in de open stukken van het Schietveld zaten (met veel heide), hadden grotere home ranges, en legden langere afstanden af. De kitsen uit de stukken met overwegend dennebos vormden de tussengroep. Deze uit de meest gevarieerde habitats (met hooilanden, houtkanten en wildakkers) hadden de kleinste home ranges en verplaatsten zich over de kortste afstanden.

Zeven van de 19 kitsen werden gezenderd in stukken van hun home range waar ze later zelden nog werden teruggevonden. Dit staafde het vermoeden dat reegeiten zogenaamde 'kidding area's' hebben, speciale plaatsen waar ze hun jongen werpen. Van zodra de kitsen groot genoeg zijn, keren ze terug naar hun 'normale' gebied (dit zagen we reeds vanaf half juni).

DEEL V: GENETISCHE VARIATIE VAN HET REE IN VLAANDEREN

5.1 Inleiding

Een belangrijke doelstelling bij het beheer van populaties is het behoud van genetische variatie. Genetische variatie biedt organismen de mogelijkheid zich aan te passen aan de continu veranderende omgeving. De door de mens geïnduceerde veranderingen in de omgeving vormen een extra stress-factor voor natuurlijke populaties. Dit kan eventueel bijdragen tot een vermindering van de genetische variatie. Een veel besproken verandering in het natuurlijk milieu in Vlaanderen is de verregaande versnippering en zelfs het verdwijnen van natuurlijke biotopen. Afhankelijk van de biotoopgebondenheid van de soort in kwestie kan habitatfragmentatie oorzaak zijn van het afnemen van de effectieve populatie grootte en een toenemende graad van isolatie tussen naburige populaties. Dit op zijn beurt zal de kansen op extinctie doen toenemen en/of de genetische diversiteit doen afnemen.

Of deze effecten van versnippering ook van invloed zijn op het ree in Vlaanderen werd nog onvoldoende onderzocht en vormt één van de objectieven van deze studie. Indien fragmentatie van de voor het ree geschikte biotopen een invloed heeft op deze soort en populaties hierdoor van elkaar geïsoleerd worden dan verwachten we een lagere genetische variatie in kleine populaties en relatief grote verschillen tussen populaties. Deze effecten zouden zich op termijn ook kunnen uiten in een verminderde conditie van dieren in kleine populaties, geringer aanpassingsvermogen, fitness en afwijkende geweevorming en grootte (Hartl et al. 1995a, b). Deze effecten werden tot nog toe slechts bij enkele zoogdiersoorten aangetoond (voor een overzicht Mitton & Grant 1984).

Uit de gegevens besproken in voorgaande hoofdstukken kunnen we geen aanwijzingen vinden dat het ree hinder zou ondervinden van de gevolgen van habitatfragmentatie. Eerder het tegendeel schijnt het geval te zijn:

- de laatste 20 jaar kende Vlaanderen een sterke expansie van het ree zowel in aantal als in verspreiding. Vele voordien onbezette landschapselementen werden in de loop der jaren gekoloniseerd;
- individuen in gefragmenteerde gebieden hebben hogere lichaamsgewichten dan in grote bosgebieden, wat een aanwijzing is voor een betere conditie van de dieren;
- er werden geen verschillen gevonden in voortplantingskarakteristieken tussen dieren uit gefragmenteerde en niet-gefragmenteerde gebieden;
- dispersie van individuen gebeurt over relatief grote afstanden en vooral door dieren die nog reproductief actief moeten worden. Dit maakt regelmatige uitwisseling van individuen tussen zelfs geïsoleerde populaties zeer aannemelijk;
- de nog steeds stijgende aantallen zullen dispersie verder stimuleren en verdere aanpassing aan menselijke aanwezigheid in de hand werken.

We vermoeden dan ook dat de in Vlaanderen aanwezige reeën mogen beschouwd worden als één grote continue populatie waarbinnen de aanwezige variatie vooral zal bepaald door biotoopgebonden factoren (bv. voedselaanbod) en in veel mindere mate verschillen in genetische variatie.

5.2 Genetische variatie van het ree in Europa

Een veel gebruikte methode voor het bepalen genetische variatie in en tussen populaties is polyacrylamide gel elektroforese van eiwitten. Bij reeën wordt daarbij gebruik gemaakt van allozymes (Hartl & Reimoser 1988, Hartl et al. 1991, Wehner et al. 1991, Lorenzini et al. 1993, Hewison 1995, Lorenzini et al. 1996, Lorenzini et al. 1997). Het is belangrijk dat voldoende (>20) en de juiste loci worden gebruikt, en dat men de geschiedenis (m.b.t. introducties, kolonisaties, ed.) kent van de reepopulaties die men wilt bestuderen, wil men betrouwbare conclusies trekken. Aan de hand van deze methode vond men dat de genetische differentiatie tussen populaties uit verschillende delen van Europa laag is in vergelijking met andere diersoorten. Dendrogrammen op basis van genetische afstanden konden enkel voor grote geografische groeperingen verschillen aantonen tussen studiepopulaties (Hartl et al. 1991). Niettegenstaande de geringe differentiatie tussen populaties is het ree toch één van de meest genetisch gevarieerde hertensoorten (Hartl & Reimoser 1988). Dit werd verklaard aan de hand van de hypothese die zegt dat een primitieve soort (of generalist zoals het ree) genetisch meer gevarieerd is dan een specialist (zoals andere hertensoorten, Nevo 1984, geciteerd door Hartl & Reimoser 1988).

Een directere en meer gedetailleerde methode om genetische variatie tussen en binnen reepopulaties te onderzoeken, is aan de hand van mitochondriaal DNA. In tegenstelling tot allozymen, kon mitochondriaal DNA-variantie wel goede correlaties aantonen tussen de genetische structuur van de populaties en geografische gebieden (Von Volmer et al. 1995).

Tenslotte werd schedelmorfologie in tal van studies gebruikt voor het bestuderen van genetische relaties tussen reepopulaties (Markowski 1993, Lorenzini et al. 1996, Hewison 1993 en 1997, Aragon et al. 1998). Gezien schedels naast genetische factoren ook aan milieu-invloeden zoals densiteiten of voedselaanbod worden onderworpen, moeten de resultaten met voorzichtigheid worden behandeld. Hewison (1995) kon aan de hand van de lengte en de vorm van reeschedels verschillende reepopulaties in Groot-Brittannië onderscheiden, terwijl hij daar met allozyme-elektroforese niet in geslaagd was.

5.3 Genetische variatie van het ree in Vlaanderen

5.3.1 Proteïne elektroforese

Polyacrylamide gel elektroforese is een techniek die toelaat om eiwitten te scheiden op basis van hun moleculair gewicht en hun loopsnelheid in een elektrisch veld. Elk eiwit bezit een zekere lading, bepaald door de specifieke aminozuursamenstelling. Door de ladingsverschillen van eiwitten en hun verschillen in moleculair gewicht, migreren de eiwitten met verschillende snelheden door de gel waardoor ze zich na de elektroforese elk op een specifieke plaats in de gel zullen bevinden. Om de eiwitten te visualiseren wordt gebruik gemaakt van specifieke kleuringen zodat een bandenpatroon zichtbaar wordt. Uitgaande van dit bandenpatroon kan de genetische variatie worden bepaald.

In totaal werden 123 leverstalen en nierstalen genomen en homogenaten gemaakt voor elektroforese. Een deel van de stalen bleek niet vers genoeg om bruikbare banden na elektroforese te geven.

In totaal werden stalen van 64 individuen weerhouden waarvan de helft afkomstig was uit 2 fragmenteerde populaties en de andere helft uit grote bosgebieden. In totaal werden er 22 enzymloci onderzocht waarvan er 16 bruikbare kleuringen opleverden. Een overzicht van de verschillende onderzochte loci samen de resultaten uit andere studies wordt in onderstaande tabel gegeven.

geteste enzymen	Vlaanderen 1998	Hewison 1993	Hartl et al. 1991	Von Wehner et al. 1991	Lorenzini et al. 1993	Lorenzini et al. 1996	Lorenzini et al. 1997
ADH	geen result.			m	m	m	
AK	p	p	p		p	p	p
CK	m		m		m	m	m
DIA	p		p	p	m	m	m
ES	-		m	p	m	m	m
FUM	p				m	m	
G6PD	m	m			m		
GDH	m		m	m	m	m	m
GPI	p		p			m	p
HBDH	geen result.					m	
HK	p		p			p	
ICD	geen result.						
IDH	geen result.	m	p			m	m
LDH	m	m	p	m	m	m	m
MDH	m	m	p	p	m		
ME	p	m	p		p		
MPI	p	p	p		p	p	p
PEP	p		p		p	p	p
PGD	p		p		p	m	m
PGM	p		p		p	p	p
SOD	m	m	m		m	m	m

(p=polymorf eiwit, m=monomorf eiwit)

Het percentage polymorfe loci in Vlaanderen was vergelijkbaar met deze van populaties uit Duitsland en Oostenrijk (Hartl et al. 1991). We vonden geen verschil in het percentage polymorfe loci tussen de vier populaties in Vlaanderen.

De genetische analyses met behulp van allozyme-elektroforese laten geen verfijnde analyse toe omdat verschillen tussen populaties blijkbaar zeer gering zijn in Vlaanderen. Andere moleculaire technieken zoals analyse van mitochondriaal DNA zijn nodig om meer in detail genetische verschillen tussen populaties vast te stellen. Dergelijke analyses vielen echter buiten het bestek van dit onderzoek.

We kunnen besluiten dat er geen reden is om aan te nemen dat er aanzienlijke genetische verschillen bestaan tussen de onderzochte populaties noch dat er aanwijzingen zijn voor genetische verarming.

5.3.2 Morfometrische analyse van de schedel

Gezien de goede resultaten van de morfologische studie op Britse reeschedels en de relatief gelijkaardige voorgeschiedenis van de populaties (een recente expansie gekoppeld aan introducties uit Centraal-Europa) (Hewison 1995), deden we een gelijkaardige studie van de schedelmorfologie voor Vlaanderen. 64 schedels van volwassen geiten uit verschillende WBE's uit Vlaanderen werden opgemeten (16 maten per schedel) en verwerkt volgens de methode van Hewison (1995). De metingen werden onderworpen aan een Principale Componenten Analyse (PCA), met de eerste 3 PCA-assen die instonden voor resp. 49%, 11% en 8%, of een totaal van 68% van de heterogeniteit van de schedelmorfologie.

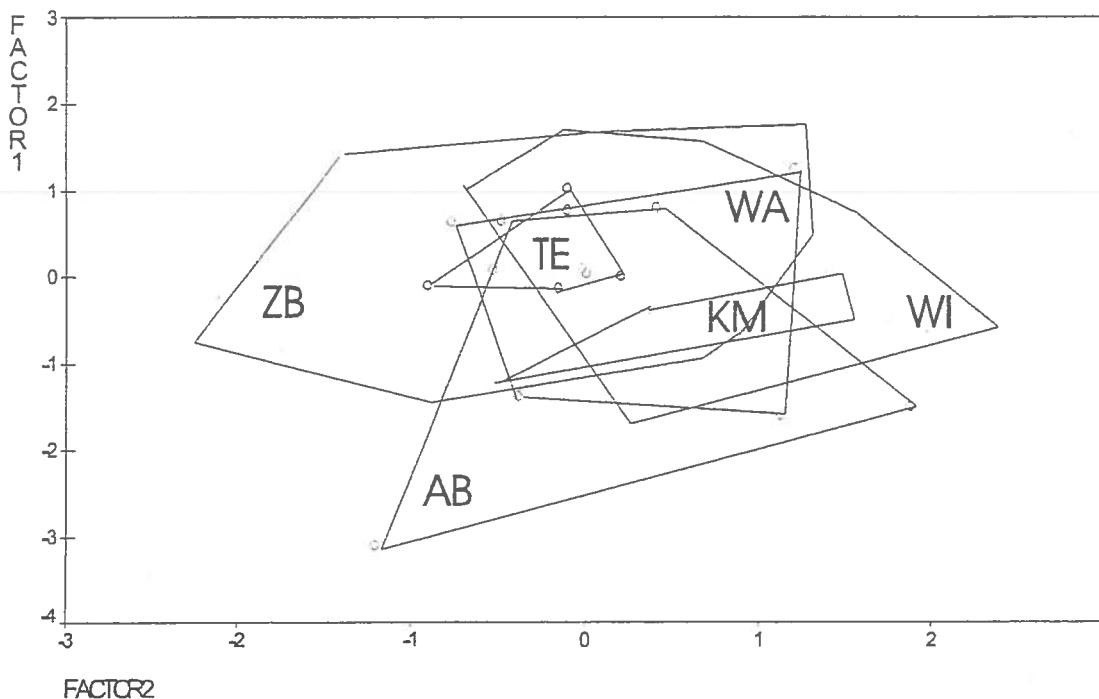
Een overzicht van de maten die werden genomen en de principale componenten voor elk van de drie assen wordt in volgende tabel weergegeven:

	PC 1	PC 2	PC 3
Condyllo-basale lengte	.900609	.180346	-.112722
Basilaire lengte	.938446	.175502	-.160105
Rostrum lengte	.898721	.250635	-.106464
Palatale lengte	.805791	.354722	-.101802
Frontale lengte	.824156	.218540	-.201528
Nasale lengte	.468903	.598602	.426346
Nasale breedte	.648863	-.121521	.086357
Maxillaire breedte	.621553	-.442476	.210170
Orbitale breedte	.773927	-.316168	.106992
Inter-orbitale breedte	.697625	-.394946	.349343
Hersenpan breedte	.485574	-.236325	.539357
Condylaire breedte	.539757	-.232864	.341596
Nasale diepte	.480370	-.407665	-.494369
Achterhoofd lengte I	.424541	-.518029	-.407150
Achterhoofd-lengte II	.741158	.213085	-.054293
Premaxillaire lengte	.669452	.109575	-.169134

PC 1 heeft overal hetzelfde teken, en laat vooral de maten die lengtes van de schedel voorstellen, doorwegen. Dit wijst erop dat PC 1 een lengte-vector is. PC 2 en PC 3 hebben verschillende tekens en beschrijven daarom eerder de vorm van de schedels.

Met one-way ANOVA's met de drie PC's werden geen relaties gevonden tussen WBE's of groepen van WBE's en de schedelmorfologie. Dit betekent dat aan de hand van schedelmorfologie er geen genetische verschillen tussen geografische gebieden waar te nemen waren. De grote overlap tussen de dieren van de verschillende WBE's blijkt uit onderstaande figuur.

Toch waren verschillen te zien tussen de schedels onderling ($PC\ 1_{min} = -3.07$, $PC\ 1_{max} = 1.93$, $Std\ Dev = 1$), zodat we verder zochten naar factoren die de lengte van de schedels bepaalden. Noch densiteit, fragmentatie of habitat verklaarden verschillen. Vervolgens testten we PC 1 met de leeftijd van de dieren: na onderverdeling van de schedels volgens tandslijtage 'geen', 'weinig' en 'veel' vonden we de



langste schedels in de klasse met veel tandslijtage (ANOVA $F(2,59) = 7.66$, $p = 0.001$). Dit kan betekenen dat de reeschedel blijft doorgroeien (wat in tegenstelling is met de literatuur), of dat vroeger de reeën grotere schedels hadden dan nu (de dieren met veel tandslijtage werden van 7-11 jaar geschat). De analyses per leeftijd afzonderlijk toonden geen relatie aan tussen geografische ligging en schedelmorfologie, en kon dus geen genetische verschillen aantonen.

5.4. Bespreking

De meeste studies uit verschillende delen van Europa vonden weinig genetische variatie bij het ree. Wanneer die wel gevonden werd, was dit enkel wanneer populaties geografisch ver uit elkaar lagen. Ook op de beperkte set weefselstalen vonden we geen aanwijzing voor verminderde genetische variatie in Vlaanderen. Morfometrisch onderzoek van de schedel wijst in dezelfde richting. Veranderingen in de landschapstructuur hebben blijkbaar geen negatieve gevolgen gehad op het ree. We kunnen besluiten dat de waargenomen variatie in conditie parameters, zoals leeggewicht en niervet, van het ree in Vlaanderen eerder bepaald worden door milieu-factoren dan wel door genetische factoren.

DEEL VI SAMENVATTING EN ALGEMEEN BESLUIT

De onderzoeksoopdracht had als objectieven onderzoek te verrichten naar de invloed van selectieve bejaging en dispersie op de genetische structuur van populaties van het ree in Vlaanderen. Deze opdracht was geïnspireerd op het feit dat uit beschikbare afschotgegevens er blijkbaar belangrijke kwaliteitsverschillen (gewicht, gewei, vetindex) werden waargenomen tussen jachtgebieden en dit zelfs op geringe geografische afstand. Dergelijke verschillen kunnen veroorzaakt worden door verschillen in biotische factoren tussen gebieden (bv. verschillen in densiteit, voedselaanbod, beheer) maar zouden ook te wijten kunnen zijn aan een verminderde genetische variatie ten gevolge van het ontbreken van gene-flow tussen populaties. Een vermindering van gene-flow kunnen we verwachten wanneer naburige populaties geïsoleerd geraken van elkaar en er geen uitwisseling van individuen voorkomt tussen dergelijke populaties. De voortschrijdende habitatfragmentatie zou dit proces in de hand kunnen werken. Verder is het mogelijk dat door selectief afschot de effectieve populatiegrootte van reeds geïsoleerde populaties verder wordt verkleind zodat dit een genetische verarming kan induceren.

In deze studie hebben we de vraagstelling vanuit twee verschillende invalshoeken benaderd. Enerzijds werd onderzocht in hoeverre fenotypische kenmerken zoals gewicht, voortplantingskarakteristieken en morfometrische kenmerken variabel zijn binnen en vooral tussen populaties, en in hoeverre dit in relatie kan gebracht worden met verschillen in bepaalde factoren zoals aanwezige densiteit, graad van fragmentatie en indien mogelijk habitatkwaliteit. Anderzijds werd met behulp van moleculaire technieken de genetische variabiliteit van een aantal populaties onderzocht. Voor deze aspecten konden we beschikken over materiaal en gegevens dat ons door verschillende WBE's ter beschikking werd gesteld.

Vermits dispersie een essentieel gegeven is bij elke vraagstelling over genetische variabiliteit van populaties, werd dit meer specifiek onderzocht met verschillende methoden.

Deze verschillende punten werden in de voorgaande delen uitvoerig behandeld en worden hieronder nog eens samengevat:

- er werden geen aanwijzingen gevonden dat de genetische variabiliteit van het ree in Vlaanderen afneemt. De waargenomen variatie van kenmerken tussen populaties kan grotendeels worden verklaard door verschillen in milieu-factoren;
- hoewel dikwijls wordt verondersteld dat habitatfragmentatie aanleiding geeft tot een grotere isolatie van populaties en daardoor verantwoordelijk zou zijn voor het initiëren van processen die de genetische variabiliteit doet verminderen, en een negatieve invloed kan hebben op de conditie van de dieren, gaat deze stelling voor het ree niet op;
- het ree weet voortreffelijk het gefragmenteerde landschap te gebruiken als leefgebied, en is in dergelijke gebieden eerder superieur voor een aantal kenmerken in vergelijking met reeën die vertoeven in grotere aaneengesloten bosgebieden;

- mobiliteit in het algemeen en dispersiecapaciteiten in het bijzonder zijn bij het ree groot, wat uitwisseling van individuen tussen populaties in de hand werkt;
- selectief afschot, indien het voorkomt, is van weinig of geen invloed, gezien slechts een fractie van de aanwezige dieren jaarlijks wordt afgeschoten. Lokaal kunnen er zich omstandigheden voordoen waar selectief afschot de effectieve populatie grootte tijdelijk kan reduceren, maar dit effect zal juist door dispersie worden tegen gegaan;
- in het algemeen mag de kwaliteit van het ree in Vlaanderen als goed worden beschouwd en dit mede omdat de densiteiten het saturatieniveau nog niet hebben bereikt. Lokale populaties kunnen voor een aantal kenmerken lager scoren dan het gemiddelde, wat dan meestal het gevolg is van plaatselijke omstandigheden die voor deze soort minder gunstig zijn.

Tenslotte zijn er bij het verwerken van de gegevens en het contact met de verschillende jagers een aantal tekortkomingen en problemen naar voor gekomen die we hier slechts kort bespreken en die mogelijk kunnen bijdragen tot een optimaler reewild beheer in Vlaanderen;

– Standariseren van de basisgegevens WBE's

Het recente besluit van de Vlaamse regering inzake de werking en erkenning van WBE's voorziet in een duidelijke structurering voor het verzamelen van wildtellingen en afschotgegevens. Er wordt tevens verondersteld dat de WBE's een gemotiveerd wilbeheersplan opstellen. Deze door de WBE's te verstrekken gegevens moeten het de administratie (Bos en Groen) mogelijk maken om het beleid van de WBE's te evalueren en eventueel bij te sturen. Bijkomend kunnen deze gegevens gebruikt worden door de diverse wetenschappelijke instellingen.

Zoals momenteel wordt voorgesteld, komen alle basisgegevens van de WBE's zelf, wat het voor derden vrijwel onmogelijk maakt om een juiste interpretatie hieraan te geven. Daarom is het nodig dat een instrument wordt gecreeërd die het mogelijk maakt om op eenvoudige wijze deze gegevens te toetsen. Tijdens deze opdracht werd met 25 WBE's nauw samengewerkt en konden we gebruik maken van hun gebiedsbeschrijvingen. In de praktijk bleek al snel dat deze vanuit verschillende invalshoeken waren opgesteld en dat bv. vegetatiebeschrijvingen en biotoopkarteringen niet vergelijkbaar waren. Dit maakt uiteraard evaluatie van beheersplannen bijzonder moeilijk zometoegankelijk.

Het is nochtans onze overtuiging dat men, uitgaande van enerzijds de areaalgrenzen van de WBE's en anderzijds van bestaande gegevens (databestanden zoals BWK's, boskartering, bodemgebruikskaart) het mogelijk is om gebruikmakende van GIS-systemen, een gestandaardiseerde en vergelijkbare (dit is zeer belangrijk) beschrijving te maken van elke WBE inzake aanwezige biotopen, kwetsbaarheid, landschapsstructuur enz. Met deze gegevens kan voor elke WBE een theoretisch optimale wilddruk voor elke soort worden opgemaakt (cfr. Verhagen & Somers 1997) en kan nagegaan worden of opgegeven wildtellingen en aangevraagde afschotcijfers realistisch zijn. Dit is een onmisbaar instrument naar het

beleid toe. Het lijkt ons niet langer verantwoord dat vanuit de diverse belangengroepen (natuur, jacht, landbouw enz.) elk eigen beleids- en beheersopties worden uitgestippeld, maar dat deze moeten worden gecoördineerd en van hogerhand gestuurd. Een pilootstudie die de mogelijkheid onderzoekt om gestandaardiseerde en vergelijkbare beschrijvingen van de gebieden van de WBE op te maken en hun bruikbaarheid naar wildbeheer toe uit te testen, is zeer wenselijk in dit stadium.

- Tellingen en afschot

Onnauwkeurige tellingen en te gering afschot vormen reeds lang een probleem. Tellingen zullen altijd een probleem blijven. Het toegekende afschot wordt bepaald door het beleid, de realisatie ervan door de jagers. We voorspellen nog ongeveer een verdubbeling van de aantallen van het ree in Vlaanderen de komende 10 jaar indien het huidige beheer wordt voortgezet. Indien dit niet wenselijk wordt geacht (beleids optie), dan moet het afschot drastisch verhogen (bok en geit 40%, kits 50%). Om dit mogelijk te maken moet de afschotperiode voor kits en geit worden verlengd tot 4 à 5 maanden en vroeger beginnen (bv. 15 november).

- Valwild

Verkeersslachtoffers maken een belangrijk deel uit van het valwild en vormen een groeiend probleem voor de verkeersveiligheid. Hoewel een aantal preventieve maatregelen zijn ontwikkeld, is hun efficiëntie nog een punt van discussie. Het zou bijzonder nuttig zijn indien wordt nagegaan in hoeverre landschapsstructuur en plaats van aanrijdingen met reeën kunnen aanleiding geven tot het opstellen van regionale preventieplannen.

- Zware metalen

Verhoogde concentraties van zware metalen in verschillende regio's van Vlaanderen zijn gekend. Hun effect op de volksgezondheid is minder onderzocht. In een pilootstudie waarbij nier- en beenstalen werden onderzocht van 200 reeën, varieerden de concentraties aan Cd met een faktor 100, Hg met een faktor 25. Maximum concentraties voor beide metalen overschreden de EC-norm met een faktor 10. Herbivoren zoals het ree zijn zeer goede bio-indicatoren voor monitor programma's, waarbij gezocht wordt naar accumulatie en contaminatie van potentiële gevaarlijke stoffen in het milieu. Tevens vertonen zij minder variabiliteit in respons in vergelijking met de mens, omdat ze een vast voedingspatroon hebben en enkel voedsel opnemen uit een beperkte regio. Verder onderzoek lijkt ook hier noodzakelijk.

Geciteerde literatuur

- Aanes R, Andersen R (1994) Red fox predation on roe deer: what do we know- and what should we know? Proceedings of the 2nd European Roe Deer Meeting, 5-8.
- Andersen NJ (1953) Analysis of a Danish Roe deer population. Danish Review of Game Biology, 2, 121-155.
- Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (1998) European Roe deer: The biology of success. Scandinavian University Press, in press.
- Aragon S, Braza F, San Jose C, Fandos P (1998) Variation in skull morphology of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Western and Central Europe. Journal of Mammalogy, 79(1), 131-140.
- Journal of Mammalogy, 79(1), 131-140.
- Bruinderink GWTA, Hazebroek E (1996) Ungulate traffic collisions in Europe. Conservation Biology, 40(4), 1059-1067.
- Casaer J (1994) Effekten van de reïntroductie van reeën (*Capreolus capreolus*) op de vegetatie en de natuurlijke verjonging in het bos 't Ename. Tussentijds verslag Onderzoeksopdracht BNO/BB/15/1994.
- Casaer J, Hermly M, Coppin P, Verhagen R (1999) Analyzing space patterns by Thiessen Polygon and triangulated irregular network interpolation: a non-parametric method for processing telemetric animal fixes. International Journal of Geographical Information Science, in press.
- Daniilkin A, Hewison AJM (1996) Behavioural ecology of Siberian and European Roe deer. Chapman & Hall, London, 277pp.
- de Crombrughe SA, Wauters LA (1990) De evolutie van het reewild en de reewildbejaging in Vlaanderen. Silva Belgica 97, 4, 29-35.
- Delany MJ (1977) Introduction: marking animals for research. In: Stonehouse B (ed.) Animal marking. The Macmillan Press LTD, 257pp.
- Duncan P, Tixier H, Hofmann RR, Lechner-Doll M (1998) Feeding strategies and the physiology of digestion in roe deer. In: Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (eds.) European Roe deer: The biology of success. Scandinavian University Press, in press.
- Ellenberg H (1985) Immisions- herb layer productivity- Roe deer population dynamics: an ecological perspective. In: XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Brussels, 1055-1061.
- Geisel C (1995) Wildkrankheiten. BLV Verlagsgesellschaft mbH, Munchen.
- Gill RMA (1994) The population dynamics of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) The Open University, Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy, 191pp.
- Hanks J (1981) Characterisation of population condition. In: Fowler CW, Smith TD (eds.) Dynamics of Large mammal populations. Wiley, New York, 47-72.
- Hartl GB, Apollonio M, Mattioli L (1995a) Genetic determination of cervid antlers in relation to their significance in social interactions. In: Hartl GB, Markowski J (eds.) Ecological genetics in mammals II. Acta Theriologica, Supplement 3, 199-205
- Hartl GB, Hewison AJM, Apollonio M, Kurt F, Wiehler J (1998) Genetics of European roe deer. In: Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (1998) European Roe deer: The biology of success. Scandinavian University Press, in press.
- Hartl GB, Klein F, Willing R, Apollonio M, Lang G (1995b) Allozymes and the genetics of antler

- development in red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of Zoology*, London, 237, 83-100.
- Hartl GB, Reimoser F (1988) Biochemical variation in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): are r-strategists among deer genetically less variable than K-strategists? *Heredity*, 60, 221-227.
- Hartl GB, Reimoser F, Willing R, Köller J (1991) Genetic variability and differentiation in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) of Central Europe. *Genetic, Selection, Evolution*, 23, 281-299.
- Hewison AJM (1993) The reproductive performance of roe deer in relation to environmental and genetic factors. Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy, Southampton University.
- Hewison AJM (1995) Isozyme variation in roe deer in relation to their population history in Britain. *Journal of Zoology*, London, 235, 279-288.
- Hewison AJM (1996) Variation in fecundity of roe deer in Britain, effects of age and body weight. *Acta Theriologica*, 41(2), 187-198.
- Hewison AJM (1997) Evidence for a genetic component of female fecundity in British roe deer from studies of cranial morphometrics. *Functional Ecology*, 11, 508-517.
- Hewison AJM, Angibault JM, Boutin J, Bideau E, Vincent JP, Sempéré A (1996) Annual variation in body composition of roe deer (*Capreolus capreolus*) in moderate environmental conditions. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 245-253.
- Hewison AJM, Vincent JP, Joachim J, Angibault JM, Cargnelutti B, Cibien C (1998a) The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. Submitted.
- Hewison AJM, Vincent JP, Reby D (1998b) Social organisation of European roe deer. In: Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (eds.) *European Roe deer: The biology of success*. Scandinavian University Press, in press.
- Holand Ø (1991) Seasonal variation in body composition of European roe deer. *Canadian Journal of Zoology*, 70, 502-504.
- Holand Ø (1992) Fat indices versus ingesta-free body fat in European roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 56 (2), 241-245.
- Klein DR, Strandgaard H (1972) Factors affecting growth and body size of roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 36, 64-79.
- Kurt F (1991) *Das Reh in der Kulturlandschaft*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 283pp.
- Liberg O, Johansson A, Lockowandt S, Wahlstrom LK (1993) Red fox predation as a dominant cause of neonatal mortality in roe deer fawns. *Swedish Hunting Association Conference*, Lund, Sweden, 12-13.
- Linnell JDC, Aanes R, Andersen R (1995) Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. *Wildlife Biology*, 1, 4, 209-223.
- Linnell JDC, Andersen R, Duncan P (1998) The European Roe deer: a portrait of a successful species. In: Andersen R, Duncan P, Linnell JDC (1998) *European Roe deer: The biology of success*. Scandinavian University Press, in press.
- Lorenzini R, Burrini L, Mazzoni della Stella R (1997) Biochemical genetic differentiation in some roe deer populations of Tuscany, central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 64, 239-244.
- Lorenzini R, Mattioli L, Rustioni M, Marianna Patalano (1996) Allozyme and craniometric variability in the roe deer (*Capreolus capreolus* L.) from Central Italy. *Zeitung für Säugetierkunde*, 61, 7-24.
- Lorenzini R, Patalano M, Apollonio M, Mazzarone V (1993) Genetic variability of roe deer *Capreolus*

- capreolus* in Italy: electroforetic survey on populations of different origin. *Acta Theriologica* 38, Supplement 2, 141-151.
- Markowski J (1993) Fluctuating asymmetry as an indicator for differentiation among roe deer *Capreolus capreolus* populations. In: Hartl GB, Markowski J (eds.) *Ecological genetics in mammals*. *Acta Theriologica*, 38, Supplement 2, 19-31.
- Mitton JB, Grant MC (1984) Associations among protein heterozygosity, growth rate and developmental homeostasis. *Ann. Rev. Ecol. & Syst.* 15, 479-499.
- Nevo E, Beiles A, Ben-Shlomo R (1984) The evolutionary significance of genetic diversity: ecological, demographic and life history correlates. In: Mani GS (ed.) *Evolutionary dynamics of genetic diversity*. *Lecture notes in Biomathematics*, Springer-Verlag, Berlin, 13-213.
- ONC (1995) *Pathologie du chevreuil*. *Supplément Bulletin Mensuel*, 205.
- Putman RJ, Langbein J (1990) Factors affecting performance of deer in parks. Report PECD7/2/65 Department of Environment.
- Putman RJ, Langbein J, Hewison AJM, Sharma SK (1996) Relative roles of density-dependent and density-independent factors in population dynamics of British deer. *Mammal review*, 26, 2/3, 81-101.
- Rodts J, Holsbeek L, Muyltermans S (1998) *Dieren onder onze wielen*. VUBPress, Brussel, 190pp.
- Stubbe (1997) *Rehwild*. Parey Buchverlag Berlin, 567pp.
- Van Borgsteede FHM, Jansen J, Van Nispen tot Pannerden HPM, Van den Burg WJP, Noorman N, Poutsma J, Kotter JF (1990) Untersuchungen über die Helminthen-Fauna beim Reh (*Capreolus capreolus* L.) in den Niederlanden. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften*, 36, 104-109.
- Verhagen R, Somers L (1997) *Geïntegreerd beheer Natuurpark La Garenne, Fauna en Wildbeheer*, 79pp.
- Vincent JP, Bideau E, Hewison AJM, Angibault JM (1995) The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology*, London, 236, 371-382.
- Von Volmer K, Hecht W, Herzog A, Faltings V (1995) Genetische Untersuchungen an rehen (*Capreolus Capreolus* L.) *Zeitschrift für Jagdwissenschaften*, 41, 241-247.
- Wahlström LK, Liberg O (1995) Patterns of dispersal and seasonal migration in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology*, London, 235, 455-467.
- Wauters LA (1995) *Beschermingsplan voor het reewild. Criteria voor een biologisch verantwoord afschotplan voor reewild in Vlaanderen*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, Brussel, 94pp.
- Wehner JV, Müller HP, Kierdorf H (1991) Untersuchungen zur genetischen Situation ausgewählter rheinischer Rehwild-Populationen unter besonderer Berücksichtigung isolationsbedingter Veränderungen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften*, 37, 40-48.
- White GC, Garrot RA (1990) *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, Inc. San Diego, 383pp.

Bijlage 1. Overzicht van de gebruikte parameters in het dynamisch simulatiemodel.

1. Gebruikte afkortingen en parameters.

* groepen in de populatie.

- bokken >2 jaar = adultm, beginwaarde=10
- geiten >2 jaar = adultw, beginwaarde=10
- smalree bok (1-2 jaar) = smalreem, beginwaarde=13
- smalree geit (1-2 jaar) = smalreew, beginwaarde=13
- kits bok (0-1 jaar) = juvm, beginwaarde = 17
- kits geit (0-1 jaar) = juvw, beginwaarde = 17

* parameters

afschot adulte bok = afam = .32	afschot adulte geit = afaw = .28
afschot smalree bok = afsm = .53	afschot smalree geit = afsw = .53
maturatie snelheid kitsen en smalree (elk 1 jaar) = maturatiesn2 = maturatiesnm = maturatiesnw	
valwild adulte bok = stfram = .05	valwild adulte geit = stfraw = .1
valwild kits bok = stfrjuvm = .25	valwild kits geit = stfrjuvw = .25
valwild smalree bok = stfrsmm = .14	valwild smalree geit = stfrsmw = .14

Het aantal jongen dat geboren wordt is verschillend voor smalreeën en adulte geiten en elk niet-lineair afhankelijk van de densiteit. Dit wordt in onderstaande functies weergegeven.

- geboortefractie per sex voor smalree = gebfrsm = GRAPH(adultw)
(0.00, 0.8), (5.00, 0.74), (10.0, 0.65), (15.0, 0.56), (20.0, 0.455), (25.0, 0.385), (30.0, 0.345), (35.0, 0.31), (40.0, 0.285), (45.0, 0.265), (50.0, 0.24)

- geboortefractie per sex voor adulte geit = gebfraw = GRAPH(adultw)
(0.00, 0.9), (5.00, 0.88), (10.0, 0.85), (15.0, 0.8), (20.0, 0.73), (25.0, 0.615), (30.0, 0.53), (35.0, 0.48), (40.0, 0.445), (45.0, 0.415), (50.0, 0.39)

2. Structuur van het model.

$adultm(t) = adultm(t - dt) + (maturatiem2 - stam - afsam) * dt$
INIT adultm = 10

$maturatiem2 = (smalreem - stsm - afssm) * maturatiesn2$
 $stam = adultm * stfram$

afsam = adultm*afam
adultw(t) = adultw(t - dt) + (maturatiew2 - staw - stafaw) * dt
INIT adultw = 10

maturatiew2 = (smalreew-stsw-stafsw)*maturatiesn2
staw = adultw*stfraw
stafaw = adultw*afaw
juvm(t) = juvm(t - dt) + (geboortesm - stjw - maturatiem) * dt
INIT juvm = 17

geboortesm = (adultw*gebfracw)+(smalreew*gebfrsm)
stjm = juvm*stfrjuvm
maturatiem = maturatiesnm*(juvm-stjm)
juvw(t) = juvw(t - dt) + (geboortesw - stjw - maturatiew) * dt
INIT juvw = 17

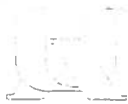
geboortesw = (adultw*gebfracw)+(smalreew*gebfrsm)
stjw = juvw*stfrjuvw
maturatiew = (juvw-stjw)*maturatiesnw
smalreem(t) = smalreem(t - dt) + (maturatiem - stsm - maturatiem2 - afssm) * dt
INIT smalreem = 13

maturatiem = maturatiesnm*(juvm-stjm)
stsm = smalreem*stfrsmm
maturatiem2 = (smalreem-stsm-afssm)*maturatiesn2
afssm = smalreem*afsm
smalreew(t) = smalreew(t - dt) + (maturatiew - stsw - maturatiew2 - stafsw) * dt
INIT smalreew = 13

maturatiew = (juvw-stjw)*maturatiesnw
stsw = smalreew*stfrsmw
maturatiew2 = (smalreew-stsw-stafsw)*maturatiesn2
stafsw = smalreew*afsw

Bijlage 2: Gegevensformulier voor afschot

Bijlage 3: Gegevensformulier voor valwild



Reewildonderzoek Vlaanderen

Gegevensformulier Ree nr.:

Datum: Plaats: Gemeente:

Afschot , door: Jachtrevier van:
Tijdstip afschot: Biotoop:

Verkeerslachtoffer Baan:
Andere doodsoorzaak, specificeer:

Geslacht: bok , geit Leeftijd: <1 jaar , >1 jaar

1. Volgewicht:..... kg Leeggewicht:..... kg
Schouderhoogte: linkscm, rechtscm
2. Gewei, aantal takken: links, rechts
Stangenlengte: linkscm, rechtscm
Pareling: zwak (<20%), matig (20-40%), sterk (>40%)
Kleur: licht, midden bruin, donker bruin
Bast: geveegd (0%), 10-90%, in bast
3. Haar: winterhaar, zomerhaar, ruivacht
aantal keelvlekken:
4. Konditieparameters: geen niervet, matig, nier volledig bedekt met vet
 aantal keelhorzels
- longen met vlekken, lever niet egaal roodbruin
 verwondingen, plaats en aard:
5. Staalname: onderkaken nier longen
 lever hart bloed
 ovaria en baarmoeder, aantal embryo's links... rechts
 maag vol, half, leeg

6. Opmerkingen:



Reewildonderzoek Vlaanderen



Gegevensformulier Ree-Ongevallen

Datum:

Aanrijding of vondst:

Tijdstip (bij aanrijding):

Schatting ouderdom van kadaver (bij vondst):

Plaatsbeschrijving:

Straat (eventueel dichtsbijzijnde huisnummer, links of rechts van de weg):

Gemeente:

Biotoop (omschrijving van beide kanten van de straat, vb: weg door bos, langs weide of akker, dicht bij woonkern):

Ree: Geslacht: bok 0, geit 0

Leeftijd: < 1 jaar 0, > 1 jaar 0

Bij aanrijding:

verwondingen:

schade aan de auto:

Opmerkingen: