

Terreingebruik van hoefdieren op de Imbosch in het Nationaal Park Veluwezoom

P.B. Worm

"It is often difficult to distinguish between casual and objective observation, or what is mere speculation" (Staines 1974)

IBN-rapport 344

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)
Wageningen

ISSN: 0928-6888
1998

910232

INHOUD

DANKWOORD	5
WOORD VOORAF	7
SAMENVATTING	9
1 INLEIDING	11
2 MATERIAAL EN METHODE	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Analyse van de gegevens	15
2.2.1 Fenologische perioden	15
2.2.2 Ecotopenindeling	16
2.2.3 Bepalen ecotoopvoorkeur	17
2.2.4 Bepalen voorkeur overige terreinkenmerken	18
2.2.5 Bepalen ecotoop- en niche-overlap	19
3 RESULTATEN	20
3.1 Inleiding	20
3.2 Ecotoopvoorkeur van Schotse Hooglanders	20
3.3 Ecotoopvoorkeur van edelherten	22
3.4 Ecotoopvoorkeur van reeën	23
3.5 Ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen	25
3.6 Ecotoopvoorkeur van damherten	26
3.7 Jaarrond ecotoopvoorkeur van de waargenomen hoefdieren	27
3.8 Overige sturende factoren	29
3.8.1 Inleiding	29
3.8.2 Aanwezigheid van water	30
3.8.3 Rustgebied	32
3.8.4 Aanwezigheid van wildweiden en/of -akkers	34
3.8.5 Invloed menselijke verstoring	35
3.8.6 Invloed klimaat	37
4 DISCUSSIE	43
4.1 Methodiek	43
4.1.1 Methode-keuze	43
4.1.2 Effectiviteit transectmethode	44

4.1.3	Waarneembaarheid van hoefdieren in verschillende ecotooptypen	47
4.1.4	Tijdstip van waarnemen	47
4.2	Resultaten	48
4.2.1	Ecotoopvoorkeur	48
4.2.2	Dichtheid en invloed van dieren	52
4.2.3	Indexberekeningen	53
4.2.4	Overige sturende factoren op terreingebruik	54
4.3	Aanbevelingen	56
	LITERATUUR	57
	BIJLAGEN	63

DANKWOORD

In de periode juli 1996 tot en met juli 1997 zijn in het kader van het project "Patroonontwikkeling en patchdynamiek in boslandschappen" waarnemingen verricht aan edelherten, reeën, wilde zwijnen, damherten en Schotse Hooglandrunderen. Deze waarnemingen zijn verricht op de Imbosch, gelegen in het Nationaal Park Veluwezoom. De Vereniging Natuurmonumenten heeft toestemming verleend voor dit onderzoek op haar terrein. Ik wil Loek Kuiters en Geert Groot Bruinderink bedanken voor het gegeven dat ze bij het starten van dit onderzoek aan mij gedacht hebben en het veldwerk en onderhavige rapportage hebben laten uitvoeren. Vooral dankzij de nodige sturing van hun kant heeft dit rapport haar huidige invulling gekregen. Ook een woord van dank aan Dennis Lammertsma die steeds bereid is geweest het afleggen van de transecten over te nemen als dat voor mij niet goed mogelijk was. Door deze aanvulling konden vrijwel alle geplande transect-data ook daadwerkelijk benut worden. Dennis wil ik tevens bedanken voor zijn hulp bij de data-analyse. Verder een woord van dank aan iedereen die ik niet genoemd heb, maar wel op een of andere manier aan het verloop en/of de inhoud van dit onderzoek hebben bijgedragen.

WOORD VOORAF

Hoefdieren zijn in het boslandschap een belangrijke, dynamiek verhogende, factor wat betreft de spontane bosontwikkeling. Door vraat aan vooral struik- en boomsoorten wordt de successie plaatselijk vertraagd of gestuurd in een richting van pionierbos.

Terreinbeheerders zijn geïnteresseerd in de vraag wat op de lange termijn, bijvoorbeeld 50 tot 100 jaar, de effecten zijn van begrazing op de verdere ontwikkeling van het bos- en heidelandschap. Met de kennis die de afgelopen jaren in het Nationaal Bosbegrazingsonderzoek is ontwikkeld, kunnen we ons hiervan inmiddels een aardig beeld vormen. Echter, het soortspecifieke terreingebruik is hierbij nog een onzekere factor. Het maakt bijvoorbeeld veel uit of hoefdieren bij voorkeur grazen op open vlaktes zoals verlaten cultuurgronden of heidevelden, of dat ze hun voedsel juist in het bos vergaren.

Inzicht in het terreingebruik van hoefdieren en de factoren die hierbij sturend werken, zoals het voedselaanbod maar ook de aanwezigheid van drinkplaatsen, dekking en recreanten, is derhalve van belang bij het doen van lange-termijnvoorspellingen over de invloed van begrazing op de vegetatiedynamiek en de patroonontwikkeling in het boslandschap.

In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van een onderzoek naar het terreingebruik van edelhert, ree, damhert, wild zwijn en Schots Hooglandrund op de Imbosch, een gebied van ruim 2.500 ha dat onderdeel uitmaakt van het Nationaal Park Veluwezoom. Het onderzoek vond plaats in het kader van het project 'Patroonontwikkeling en patchdynamiek in boslandschappen' (financiering met stimuleringsgelden van het Bosbeleidsplan), waarin ruimtelijke scenario's worden ontwikkeld ten aanzien van bos- en landschapsontwikkeling.

A.T. Kuiters
Afdeling Dierecologie

SAMENVATTING

In het kader van het project "Patroonontwikkeling en patchdynamiek in boslandschappen" (Kuiters et al. 1995) is besloten om gegevens over terreingebruik door hoefdieren op de Veluwe te verzamelen in aanvulling op reeds aanwezige, maar veelal beperkte, datasets. Gekozen is voor de lijntransectmethode. Deze transecten doorsnijden het studiegebied van de Imbosch op de Zuidoost-Veluwe zodanig dat de meeste "typische" Veluwse ecotootypen bemonsterd worden. Daarnaast is geprobeerd de verhouding tussen de ecotootypen zoals die bemonsterd worden representatief te laten zijn voor een groter gebied.

Van Schotse Hooglandrunderen, edelherten en reeën kon in een jaar tijd een aanzienlijk aantal waarnemingen verricht worden (respectievelijk 255, 319 en 225 waarnemingen). Terreingebruikgegevens van wild zwijn en damhert bleken lastiger te verzamelen (respectievelijk 48 en 19 observaties). Het beperkte aantal waarnemingen met betrekking tot het wilde zwijn is terug te voeren op het overwegend nachttactief zijn van dit dier en de voorkeur voor gesloten bosvakken die vanaf de transecten niet of nauwelijks doorkijkbaar zijn. Het geringe aantal waarnemingen aan damherten is het gevolg van een zeer lage dichtheid aan deze dieren op de Zuidoost-Veluwe (ongeveer 15 stuks). Alle dieren zijn veel in "grove den" waargenomen, ongeveer overeenkomstig het oppervlakte-aandeel van dit ecotootype. Verschillen in terreingebruik tussen de soorten treden wel op, maar zijn vaak gering. Verondersteld wordt dat van reeën het beste beeld van het terreingebruik verkregen is. Voor de edelherten is het terreingebruik vastgelegd in een periode dat de dieren vooral uitreden en op trek gaan naar de foerageerlocaties, waardoor het waargenomen terreingebruik niet als representatief voor de hele dag beschouwd mag worden.

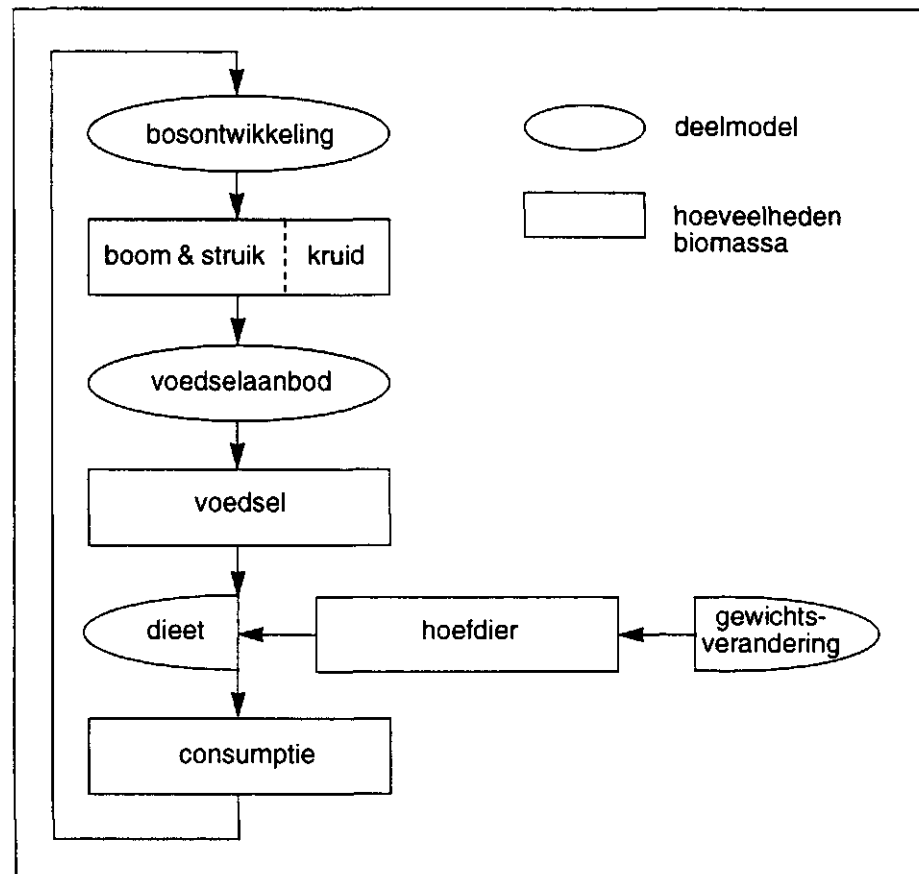
Op basis van dit onderzoek kan geconcludeerd worden dat naast het voedselaanbod, dat niet wat soortensamenstelling betreft maar vooral in abundantie van de verschillende voedselplanten varieert tussen de verschillende ecotootypen, een aantal andere factoren het terreingebruik mede sturen. Deze factoren zijn "aanwezigheid van water", "jacht" en "klimaat". Een relatie tussen "recreatiedruk" en terreingebruik kon niet aangetoond worden. Ten aanzien van de invloed van "predatie" kan ook geen uitspraak gedaan worden in verband met het ontbreken van grote predatoren als lynx en wolf. De genoemde factoren staan niet op zichzelf maar zijn vaak onderling gerelateerd. In de rapportage zijn daarom de aanpak en resultaten vergeleken met overige terreingebruik-studies en relevante modellen.

1 INLEIDING

In het kader van het project "Patroonontwikkeling en patchdynamiek in boslandschappen" (Kuiters et al. 1995) is een deelproject "Opstellen van beslisregels en ontwikkelen van een module voor het ruimtegebruik van hoefdieren in bos-/heidelandchap" geformuleerd. Uit het inmiddels afgeronde Nationaal Bosbegrazingsonderzoek (Van Wieren et al. 1997) is duidelijk geworden wat de grote hoefdieren eten; de dieetkeuze. Voor dit onderzoek is de nadruk gelegd op het aangeven waar de betreffende dieren dat dieet vergaren; het terreingebruik door dieren, mede uitgedrukt in voor- of afkeur van een bepaald ecotooptype. Het deelproject "Terreingebruik" bestond uit het bijeen brengen van literatuur- en veldgegevens over het terreingebruik van hoefdieren als bouwstenen voor een model dat bosontwikkeling in relatie tot begrazing beschrijft.

Voor de te verzamelen veldgegevens zijn deels reeds bestaande datasets gebruikt, bijvoorbeeld uit het door het IBN uitgevoerde conditie- en draagkrachtonderzoek op het zuidelijke Kroondomein. Daarnaast zijn datasets door derden aangeleverd (bijvoorbeeld door de Vereniging Natuurmonumenten) en zijn aanvullende gegevens verzameld. Deze rapportage behandelt de analyse en de discussie omtrent de speciaal voor het deelproject "Terreingebruik" verzamelde veldgegevens. Deze data betreft terreingebruikgegevens van Schotse Hooglanders, edelherten, reeën, damherten en wilde zwijnen op de Imbosch, gelegen in het Nationaal Park Veluwezoom op de Zuidoost Veluwe. Aangezien ten aanzien van de Hooglandrunders, edelherten en reeën de meeste gegevens verzameld zijn, richt dit rapport zich bij de bespreking van de resultaten vooral op deze diersoorten.

Het in modellen "vangen" van genoemde patronen en processen die het terreingebruik beschrijven lijkt tegemoet te komen aan een maatschappelijke behoefte gezien het diverse aantal modelstudies omtrent grote hoefdieren dat in de literatuur beschreven is. Een aantal van deze modellen hebben een populatiedynamische insteek (o.a. Bobek 1977; Groot Bruinderink & Hazebroek 1995b), andere modellen proberen het terreingebruik te voorspellen (o.a. Spitz & Janeau 1990; Wallis de Vries 1996; Kie 1996; Boroski et al. 1996) en weer andere modellen proberen de vegetatieontwikkeling onder invloed van aanwezigheid van bepaalde hoefdiersoorten te voorspellen (Thalen et al. 1987). Recent voorbeeld van dit laatste type model is het FORGRA-model (FORest GRAzing) dat in het kader van het Nationaal Bosbegrazingsonderzoek (Jorritsma et al. 1997) ontwikkeld is (figuur 1.1). Met FORGRA wordt het effect van bosbegrazing in de tijd beschreven. Met behulp van de gegevens uit dit onderzoek wordt een ruimtelijk model ontwikkeld: FORSPACE, hetgeen staat voor FORest dynamics of SPATIally Changing Environments (Kramer in voorbereiding).



Figuur 1.1 Schematisch overzicht van het bosbegrazingsmodel FORGRA (Van Wieren et al. 1997).

Voor FORSPACE is als uitgangspunt gesteld dat voedselaanbod de primaire factor is die het terreingebruik van herbivore zoogdieren stuurt. Dit onderzoek heeft daardoor als insteek dat de "optimal foraging"-theorie de verklarende factor voor het terreingebruik van herbivore hoefdieren is. De in het verleden veel aangegrepen "traditional foraging theory" (Pyke et al. 1977) bleek onvoldoende te zijn om terreingebruik en/of voedselselectie door herbivoren te verklaren (Lundberg & Astrom 1988). Ook de wat recentere "forage abundance"-hypothese en "selective quality"-hypothese (Weckerly 1994) zijn onvoldoende gebleken om terreingebruik goed te beschrijven of te verklaren. De "forage abundance"-hypothese houdt in dat de mate van voorkomen van voedselplanten de selectiviteit van evenhoevigen bepaalt. Deze hypothese gaat dus uit van kwantitatief aanbod en heeft daardoor een ander uitgangspunt dan de "selective quality"-hypothese. Deze hypothese houdt in dat de kwaliteit van voedselplanten de selectiviteit van evenhoevigen bepaalt. Herten bleken hun voedselstrategie sterker overeenkomstig de kwaliteitshypothese dan de kwantiteitshypothese aan te passen (Weckerly 1994). Echter, de hypothese kon nog steeds niet de verandering in selectiviteit tussen de verschillende voedselplanten verklaren. De kwantiteitshypothese is mogelijk toepasbaar in gevallen waarin de kwaliteit van voedselplanten niet onderscheidend is of indien een tekort

aan voedsel(planten) bestaat; de kwaliteitshypothese gaat met name op in perioden dat sprake is van voldoende voedselaanbod.

De "optimal foraging theory" (o.a. Van Wieren 1996; Parker et al. 1996; Wallis de Vries 1996; Lundberg & Astrom 1990) gaat uit van het principe dat dieren hun voedselzoekactiviteiten afstemmen op enerzijds de energie die het kost om voedsel te bemachtigen en anderzijds op de energie die bepaalde planten/vegetatietypen opleveren. De foraging-efficiëntie is dan ook het quotiënt van opneembare verteerbare energie en de energie die nodig is om voedsel te vergaren. Door selectief te fourageren benut een herbivoor de heterogeniteit van het terrein optimaal om het best haalbare dieet te vergaren (Wallis de Vries et al. 1994).

Om de "optimal-foraging"-theorie te toetsen heeft Van Wieren (1996) voornamelijk gekeken naar de energie-inhoud van het dieet. Parker et al. (1996) richtten zich zowel op de energie die geïnvesteerd werd voor voedselopname als op de energie-opname op basis van verteerbaarheid van de droge stof en een metabolische energie-factor per plantensoort. Van Wieren (1996) vond dat in de zomer een energie-opname plaatsvindt die ongeveer 4 keer groter is dan in de winter bij een extra energie-inspanning die slechts 1,2 keer groter was in de zomer. De toename in het lichaamsgewicht verliep vrijwel parallel aan de opname van verteerbare energie. Van Wieren (1996) concludeerde hieruit dat de voedselzoek-efficiëntie in de zomer voornamelijk beïnvloed wordt door de energie-inhoud van planten. Dit ondersteunt de hypothese dat energie-opname de meest bepalende variabele is in de energie-balans van evenhoevigen. De variatie in voedselzoek-efficiëntie in de winter wordt echter sterker beïnvloed door de variatie in energie-investeringen (voedselplanten zoeken) dan door variatie in opname! Met andere woorden, edelherten zijn in de winter minder kieskeurig wat de voedselplanten betreft maar proberen vooral de te investeren energie zo laag mogelijk te houden: weinig bewegen, niet snel bewegen, geen grote afstanden afleggen. Schoener (1971) en Hixom (1982) beschreven al het door Van Wieren (1996) en Kie (1996) gemaakte onderscheid in "tijd-minimaliseerders" en "energie-maximaliseerders". Kie (1996) stelt dat herten zich gedragen als tijd-minimaliseerders indien het voedselaanbod voldoende is, onder andere om het predatierisico te minimaliseren. Herten gedragen zich echter als energie-maximaliseerders indien de voedselomstandigheden slecht zijn en eten slechts zolang bij elke minuut extra voedselzoektijd netto energiewinst geboekt kan worden. Door Van Wieren (1996) kon gemiddeld 61% van de dieetsamenstelling verklaard worden door de veronderstelde maximalisatie (pony's: 52%; edelherten: 72%). Dat het dieet niet volledig verklaard kan worden door energie-maximalisatie is waarschijnlijk te wijten aan enerzijds de onderzoeksmethode en anderzijds de dynamische omgeving waarin dieren moeten leven waardoor optimalisatie van het eigen dieet niet volledig mogelijk is. Ook Parker et al. (1996) onderkennen deze optimalisatieproblemen.

Voor vee konden door Wallis de Vries & Schippers (1994) beslisregels voor terreingebruik opgesteld op basis van de beschikbaarheid en kwaliteit van voedsel. Zij stelden hierbij als voorwaarde dat andere bepalende factoren (predatie, water, beschutting) uitgeschakeld worden. Indien predatoren

ontbreken kunnen lichaamsgewicht en reproductie-succes dichtheidsafhankelijk worden. Dit is dan het resultaat van competitie om beperkte voedselbronnen (Groot Bruinderink & Hazebroek 1995b). Competitie kan echter alleen bewezen worden indien een verschuiving in ecologische niches optreedt, volgend op een introductie of verwijdering van een soort (Loft et al. 1991).

Uit voorgaande blijkt dat de "optimal-foraging"-theorie tot nog toe terreingebruik het best verklaard. Ook wanneer een aantal factoren constant of niet van invloed verondersteld worden (Wallis de Vries 1996), terwijl wel onderkend wordt dat deze factoren van invloed kunnen zijn op dieetkeuze en daarmee op terreingebruik. Het aantal factoren dat het terreingebruik bepaalt is talrijk. Uit een uitgebreide studie van Clutton-Brock et al. (1982) blijkt dat factoren als dichtheid, klimaat, vegetatiesamenstelling en -verandering en leeftijden van dieren allemaal meespelen. Een groot aantal van deze factoren en processen zijn dermate complex dat nog geen volledig inzicht bestaat in het verloop ervan. Extra complicerend is het tijdsaspect: bepaalde processen of patronen treden niet gedurende het gehele jaar op maar vertonen temporele cycli (bijvoorbeeld de bronst, het opbouwen van het bastgewei en het krijgen van kalveren). Het onderscheiden van fenologische perioden kan dit probleem deels ondervangen. Ook Coughenour (1991) stelt dat modellen aandacht dienen te schenken aan niet-voedselzoekinvloeden op verspreiding van herbivoren, zoals de topografie en lokale variatie in het klimaat. Oftewel: die factoren die een suboptimale verspreiding van herbivoren bewerkstelligen zouden in een modelbenadering van het terreingebruik eigenlijk meegenomen worden. Voor een goed model is zowel de invloed op kleine schaal (patchy begrazing) als die op grote schaal (seizoensveranderingen in vegetatie en migratie) van belang. De ruimtelijke component van begrazing wordt nog steeds weinig/niet in modellen meegenomen (Coughenour 1991). Wat alle theoriën gemeen hebben is dat ze in essentie op interactievormen tussen dier en plant en tussen dieren onderling berusten (Saarenmaa et al. 1988). In zijn algemeenheid kan gesteld worden dat de kwaliteit en beschikbaarheid van voedselplanten snel en niet-synchroon kunnen veranderen over het gehele begraasde terrein. Hierdoor ontstaat een fluctuerend netwerk van begraasde patches (Kohlmann & Risenhoover 1993). Volgens Wallis de Vries (1994) is deze patch-selectie weliswaar een goede maat voor de maximalisatie van voedselopname door dieren, maar factoren als af te leggen afstanden spelen ook een grote rol bij de uiteindelijke keuze van voedselplanten.

Uit voorgaande blijkt de relevantie van deze rapportage: onderbouwen of andere factoren, naast het voedselaanbod, eveneens een wezenlijke invloed op het terreingebruik hebben. In de discussie wordt de rol van het voedselaanbod en de overige gevonden sturingsvariabelen geconfronteerd met literatuurgegevens.

2 MATERIAAL EN METHODE

2.1 Inleiding

Gegevens over het terreingebruik door hoefdieren op de Veluwe zijn verzameld in aanvulling op reeds aanwezige, maar veelal met een beperkt aantal waarnemingen gevulde, datasets. In overleg met de Vereniging Natuurmonumenten is besloten om de in 1994 door Worm (1994) gebruikte transecten op de Imbosch te gebruiken als basis voor dit onderzoek. De Imbosch is gelegen in het Nationaal Park Veluwezoom op de Zuidoost Veluwe en is eigendom van de Vereniging Natuurmonumenten. Verschil met de transecten uit het onderzoek van 1994 is dat de beide transecten, 1 op de oostelijke en 1 op de westelijke Imbosch, in lengte uitgebreid zijn. Dit was mogelijk doordat de waarnemingen nu verricht zijn vanuit een terreinwagen in plaats van lopend. Beide transecten zijn gedurende een heel jaar eenmaal per week afgelegd, in de periode juli 1996 tot en met juli 1997. Per waarneming van een hoefdier zijn soort, geslacht, aantal, tijdstip, vaknummer, gedrag en afstand vastgelegd. In bijlage 1 is een kaart met het studiegebied en de ligging van de beide transecten opgenomen.

Gezien de doelstelling van het onderzoek, namelijk aangeven gedurende welke periode in een jaar welke hoefdiersoort voor- of afkeur heeft voor een bepaald ecotooptype, zijn indirecte waarnemingsmethoden zoals het tellen van prenten of keutels minder geschikt omdat daarmee nauwelijks inzichtelijk wordt gemaakt welke ecotootypen actief bezocht worden en welk gedrag in deze ecotootypen vertoont wordt (grazen, snoeien, liggen, lopen etcetera). De gevolgde methodiek, gebaseerd op directe zichtwaarnemingen langs transecten die met een vaste regelmaat afgelegd worden, werd het meest geschikt geacht.

2.2 Analyse van de gegevens

2.2.1 Fenologische perioden

Bij de analyse van de verzamelde data werd voor alle hoefdieren, met uitzondering van het wilde zwijn, een jaarindeling van vijf fenologische perioden gehanteerd. Deze indeling is gebaseerd op verschuivingen in het voedselaanbod en/of de seizoensritmiek (voortplanting, verzorgen van de jongen, aanleggen vetvoorraden). Voor wilde zwijnen is een indeling in drie fenologische perioden gehanteerd. In tabel 2.1 zijn deze fenologische perioden weergegeven.

Tabel 2.1 *Indeling van het jaar in fenologische perioden, gebaseerd op beschikbaarheid en kwaliteit van de belangrijkste voedselplanten (naar Groot Bruinderink et al. 1997).*

edelhert, ree, damhert en Hooglandrund

seizoen	periode	vegetatie
I	16/04 - 31/07	eiwitrijk gras, scheuten en blad van loofbomen, heide en bosbes
II	01/08 - 30/09	kwaliteit heide en bosbes neemt snel af; zomerscheuten van eik en berk
III	01/10 - 31/10	herfstgroei van gras en eventuele mast komt beschikbaar
IV	01/11 - 31/01	algehele teruggang in kwaliteit en kwantiteit van voedselplanten
V	01/02 - 15/04	voedselaanbod is op het laagste niveau

wild zwijn

seizoen	periode	vegetatie
I	16/09 - 31/12	maximale mastbeschikbaarheid; afname in kwaliteit van grassen en houtig materiaal
II	01/01 - 15/04	minder mast beschikbaar; kwaliteit bovengronds plantaardig materiaal is slecht
III	16/04 - 15/09	kwaliteit van bovengronds voedsel is maximaal; mastbeschikbaarheid aan het eind van deze periode

2.2.2 Ecotopenindeling

De verschillende vegetietypen in de bosvakken grenzend aan de transecten zijn ingedeeld naar ecotooptype. Het vertalen van vegetatiegegevens in verschillende gebieden naar ecotooptypen maakt verzamelde terreingebruikgegevens onderling vergelijkbaar, bovendien kunnen aan elk ecotooptype gegevens toegekend worden omtrent seizoensafhankelijk aanbod van (verteerbaar) voedsel en mineralen. Deze kennis is verzameld tijdens het Nationaal Bosbegrazingsonderzoek (Van Wieren et al 1997). In totaal zijn 8 verschillende ecotopen onderscheiden:

- 1: heide;
- 2: grasland (wildweide of ander cultuurgrasland);
- 3: voormalige cultuurgrond;
- 4: grove den;
- 5: overig naaldhout;
- 6: beuk;
- 7: eik;
- 8: kapvlakte.

In geval van gemengd bos is het ecotoop geduid naar de hoofdboomsoort in de kroonlaag. Voor de transecten op de Imbosch is bepaald wat de oppervlakten en de verdeling aan beschouwde ecotopen is. Uit tabel 2.2 is af te leiden hoe de ecotopenverdeling langs de Imbosch-transecten zich verhoudt tot die van andere gebieden op de zuid-Veluwe (bijvoorbeeld Plancken Wambuis, Hagenau en Onzalige Bos), op de midden-Veluwe (Kroon-domein) en de gehele Veluwe. De getallen voor de hele Veluwe zijn

afkomstig van Michiel Ronde (pers. med.). Bij de getallen voor de hele Veluwe moet opgemerkt worden dat geen gegevens over kapvlakten achterhaald konden worden en dat de 8% bij het ecotooptype "beuk" een overschatting is; deze 8% slaat op alle loofhout, behalve eik.

Tabel 2.2 Ecotoopverdeling over verschillende gebieden op de Veluwe en voor de Veluwe zelf. De cijfers voor de zuidelijke Veluwe zijn gebaseerd op een gewogen gemiddelde van de gegevens voor Planken Wambuis, Hagenau, Onzalige Bos en Imbosch.

ecotoop	opp in %								
	heide	grasland	cultuurgrond	grove den	overig naaldh.	beuk	eik	kapvlakte	totaal ha
hele Veluwe Zuidelijk	18	samen 16%		40	10	8	8	n.b.	98.000
Kroondomein Planken	35,6	0,8	0	19,2	9,2	15,9	17,6	1,7	1.052
Wambuis	41,1	6,3	2,4	32,7	5	1,3	10,5	0,8	1.733
Hagenau	0	0,9	0	60,2	11,9	21,9	3	2,1	570
Onzalige Bos	0	0	0,6	26,6	0	0,6	69,5	2,6	154
zuidelijke Veluwe (gew. gem.)	34,2	4,4	1,0	41,7	4,4	3,5	9,5	1,3	100
Imbosch rijden IBN	39,9	4,2	0,1	45	2,4	0,7	6,3	1,4	2.239
Imbosch	20,6	7	0	53,2	0,3	1,7	16,2	0,9	955

Uit tabel 2.2 is af te leiden dat de Imbosch-transecten ten opzichte van de gehele Imbosch, inclusief Rheder- en Worthrhederheide, de ecotopen "heide", "overig naaldhout" en "kapvlakte" in mindere mate bemonsteren en "grasland", "grove den", "beuk" en "eik" in hogere mate. De Imbosch is verder in die zin representatief dat alle genoemde ecotooptypen in meer of mindere mate voorkomen.

2.2.3 Bepalen ecotoopvoorkeur

Analoog aan Jacobs (1974) en Gordon (1989) is de voorkeur van de verschillende diersoorten voor ecotopen weergegeven met de selectie-index E:

$$E = \frac{(U_i - A_i)}{(U_i + A_i) - (2 \cdot U_i \cdot A_i)}$$

waarin:

U_i : relatieve aantal waarnemingen in ecotoop 'i' (in %, waarbij 1 = 100%);

A_i : relatieve oppervlak van ecotoop 'i' (in %, waarbij 1 = 100%)

E varieert tussen -1 en +1. Als $E = 0$ dan is er geen voorkeur; het relatief aantal waarnemingen is gelijk aan het relatieve oppervlak. Als $E < 0$, dan is sprake van een negatieve voorkeur: het relatief aantal waarnemingen is kleiner dan het relatieve oppervlak: de betreffende soort mijdt dit ecotoop in meer of mindere mate actief. Als $E > 0$, dan is sprake van een positieve selectie van een ecotoop.

Voor het beschrijven van de ecotoopvoorkeur op basis van de selectie-index is gekozen voor een klassificering zoals die ook gehanteerd is in de analyse van waarnemingsmethoden op terreinen van Natuurmonumenten (Groot Bruinderink 1996) en weergegeven is in tabel 2.3.

Tabel 2.3 Klassificering van de selectie-indexwaarden en bijbehorende aanduiding en betekenis (naar Groot Bruinderink 1996).

aanduiding	betekenis	range selectie-index E
--	sterk vermijdingsgedrag	van - 1.00 tot en met - 0.50
-	zwak vermijdingsgedrag	van - 0.49 tot en met - 0.10
0	neutraal	van - 0.09 tot en met +0.09
+	zwakke voorkeur	van +0.10 tot en met +0.49
++	sterke voorkeur	van +0.50 tot en met +1.00

Behalve de bepaling van de selectie-index volgens Jacobs (1974) om de ecotoopvoorkeur te beschrijven, is ook gebruik gemaakt van frequentiehistogrammen. In deze histogrammen is de verwachte waarnemingsfrequentie (%) uitgezet tegen de werkelijke waarnemingsfrequentie per ecotooptype en per fenologische periode. Op deze manier wordt snel inzicht verschaft in de mate waarin bepaalde ecotooptypen meer of minder waarnemingen van een soort hebben opgeleverd dan verwacht mocht worden. De verwachte waarnemingsfrequentie is hierbij gelijk gesteld aan het relatieve oppervlakte-aandeel van dat ecotooptype in het studiegebied. Met andere woorden: stel dat het aandeel beukenbos 40% van de totale oppervlakte is, dan mag verwacht worden dat, indien het type ecotoop niet bepalend is voor het terreingebruik en de dieren homogeen over het terrein verspreid voorkomen, ook 40% van de waarnemingen in dit ecotooptype gedaan zullen worden.

2.2.4 Bepalen voorkeur overige terreinkenmerken

Of andere factoren dan voedselaanbod het terreingebruik mede sturen kan bepaald worden door een voorkeurindex te berekenen. Deze voorkeurindex (V) lijkt op de index (E) volgens Jacobs doordat beide indices een oppervlaktecorrectie kennen, maar de wijze waarop deze correctie plaatsvindt is afwijkend: bij de Jacobsindex wordt de oppervlakte-correctie uitgevoerd door de verhouding van de oppervlakte van 1 ecotoop tot de gehele oppervlakte van het bemonsterde gebied te bepalen; bij de voorkeurindex wordt de verhouding tussen de oppervlakte van bosvakken met een bepaald kenmerk en de vakken zonder het betreffende kenmerk bepaald (dus niet ten opzichte van de totaal-oppervlakte).

De voorkeurindex V voor vakken met een kenmerk (bijvoorbeeld water) is dan:

$$V = \frac{\text{n.obs vakken met kenmerk}_i / \sum \text{opp. vakken met kenmerk}_i}{\text{n.obs vakken zonder kenmerk}_i / \sum \text{opp. vakken zonder kenmerk}_i}$$

De waarde van V is altijd ≥ 0 en zal schommelen rond de 1, waarbij $V = 1$ betekent dat er geen voor- of afkeur van dieren is voor vakken met dat bepaalde kenmerk, een $V < 1$ dat er een afkeur is en $V > 1$ dat een voorkeur bestaat.

2.2.5 Bepalen ecotoop- en niche-overlap

Op basis van de verzamelde gegevens omtrent ecotoopgebruik kan met behulp van een door Pianka (1973) beschreven formule de ecotoopoverlap tussen twee soorten berekend worden. Behalve een ecotoopoverlap is ook de dieetoverlap tussen soorten van belang. Deze dieetoverlap is vanuit het Bosbegrazingsonderzoek (Groot Bruinderink et al. 1997) reeds bekend. Het product van ecotoop- en dieetoverlap vormt de (gecombineerde) niche-overlap (naar Putman 1996). Een overlapwaarde van 0 betekent dat er geen overlap bestaat, een overlapwaarde van 1 geeft aan dat de overlap volledig is. Een niche-overlap van meer dan 50%, volgens sommige auteurs zelfs meer dan 54% (MacArthur & Levins 1967), is een indicatie voor het optreden van interspecifieke processen als concurrentie (Putman 1996).

De overlap volgens Pianka (1973) wordt als volgt berekend:

$$\alpha = \frac{\sum (P_{i,j} * P_{i,k})}{\sqrt{(\sum P_{i,j}^2) * (\sum P_{i,k}^2)}}$$

Waarin:

α = overlap (-), variërend tussen 0 en 1;

$P_{i,j}$ = relatieve waarnemingsfrequentie (%) van diersoort (j) in ecotooptype (i);

$P_{i,k}$ = relatieve waarnemingsfrequentie (%) van diersoort (k) in hetzelfde ecotooptype (i).

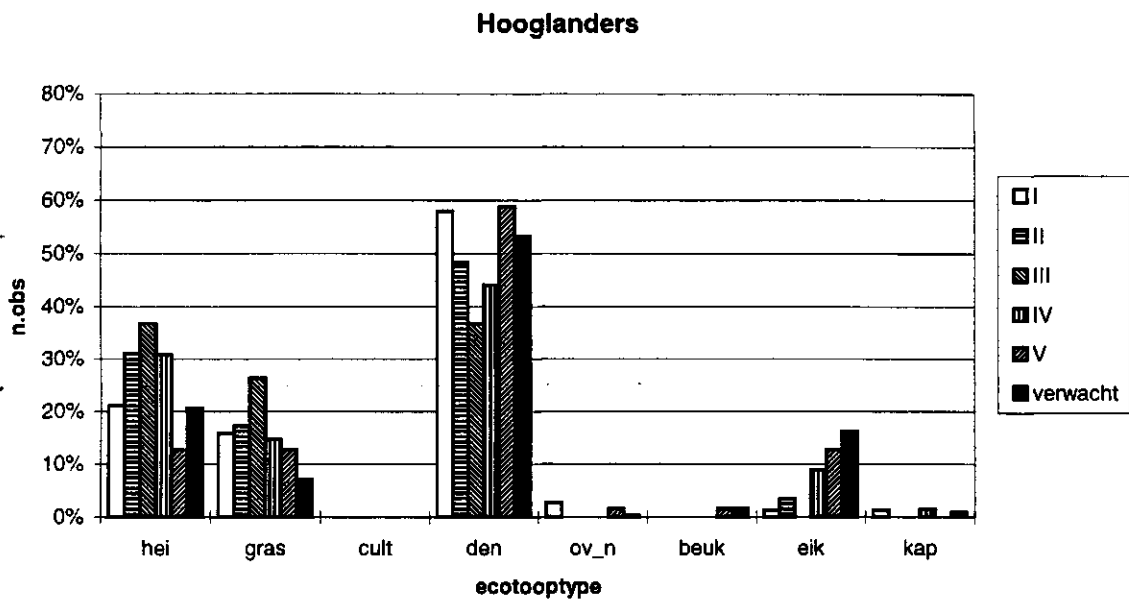
3 RESULTATEN

3.1 Inleiding

De gegevens op basis van transectwaarnemingen zijn allereerst vertaald in ecotoopvoorkeur. De ecotoopvoorkeur wordt in de paragrafen 3.2 tot en met 3.7 geduid in selectie-indexwaarden, frequentiehistogrammen en waargenomen dichtheden. Naast een beschrijving van het terreingebruik in termen van ecotoopvoorkeur, waarnemingsintensiteiten en dichtheden wordt in paragraaf 3.8 de mogelijke sturing van een aantal factoren, anders dan het voedselaanbod, op het terreingebruik in beeld gebracht.

3.2 Ecotoopvoorkeur van Schotse Hooglanders

In figuur 3.1 is de ecotoopvoorkeur van Schotse Hooglandrunderen uitgezet per fenologische periode. Uit de figuur is af te lezen dat ongeveer de helft van de waarnemingen gedaan zijn in "grove den", overeenkomstig de verwachting. De runderen selecteren "grasland" en "heide" in positieve zin gedurende een groot deel van het jaar. Voor "beuk" liggen de jaarrond waarnemingsaantallen lager dan verwacht. De runderen zijn in periode I en V in het ecotooptype "overig naaldhout" waargenomen en in de perioden I en IV op "kapvlaktes".



Figuur 3.1 Verdeling van de waarnemingen aan Schotse Hooglanders over de verschillende ecotopen in de 5 onderscheiden fenologische perioden. Hei = heide; gras = grasland; cult = (voormalig) cultuurgrond; den = grove den; ov_n = overig naaldhout; beuk = beuk; eik = eik; kap = kapvlakte. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.

Duidelijk komt uit tabel 3.1 naar voren dat de ecotopen "beuk" en "eik" jaar rond sterk gemeden worden. Het ecotoop "grasland" wordt het hele jaar door geprefereerd, evenals "heide" gedurende de tweede helft van het jaar. In de periode dat heide minder geprevaleerd wordt, blijkt een grotere voorkeur voor "grove den" te bestaan. De "kapvlakten" worden in periode I en IV positief geselecteerd. Duidelijk is dat ook jaarrond de loofhoutecotopen weinig tot niet geselecteerd worden.

Tabel 3.1 *Ecotoopvoorkeur van Schotse Hooglanders per fenologische periode op de Imbosch: - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/12; V: 1/1-15/4. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.*

ecotoop	I	II	III	IV	V	jaarrond
heide	0	+	+	+	-	0
grasland	+	+	++	+	+	+
grove den	+	-	-	-	+	0
overig naaldhout	++	--	--	--	++	++
beuk	--	--	--	--	-	--
eik	--	--	--	-	-	-
kapvlakte	+	--	--	+	--	0
n.obs	76	29	19	68	63	255

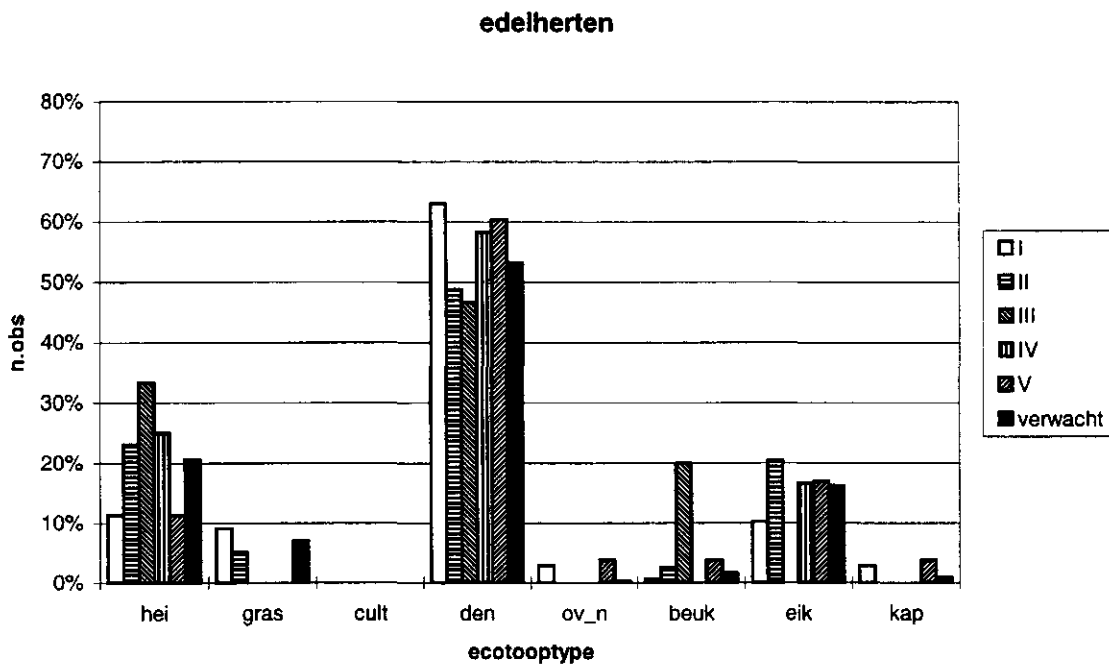
De gemiddelde dichtheid aan Schotse Hooglanders is het grootst in het ecotoop "grasland" in de perioden I en V (tabel 3.2). Jaarrond gezien worden in dit ecotooptype ook de hoogste aantallen runderen waargenomen, gevolgd door "heide", "grove den"/"naaldhout" en "eik". De dichtheden in "beuk" en "kapvlakte" zijn het kleinst.

Tabel 3.2 *De gemiddelde dichtheid (aantal/ha) aan Schotse Hooglanders in de onderscheiden ecotopen. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.*

Hooglanders ecotoop	opp (ha)	fenologische periode				
		I	II	III	IV	V
heide	197	0,92	0,57	0,22	0,12	0,85
grasland	67	1,51	0,70	0,52	0,39	1,79
grove den	508	0,72	0,20	0,06	0,24	0,44
overig naaldhout	3	1,33	0,00	0,00	0,00	0,33
beuk	16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
eik	155	0,01	0,01	0,00	0,28	0,41
kapvlakte	9	0,11	0,00	0,00	0,11	0,00

3.3 Ecotoopvoorkeur van edelherten

De verdeling van de waarnemingen aan edelherten over de onderscheiden ecotooptypen in figuur 3.2 geeft aan dat "heide" in de perioden II, III en IV (herfst en winter) positief geselecteerd wordt. De meeste waarnemingen worden in "grove den" gedaan, circa 55%. Het aantal waarnemingen in dit ecotooptype ligt in periode I, IV en V hoger dan verwacht. Het ecotoop "gras" wordt alleen in periode I en II geselecteerd, waarbij de waarnemingsintensiteit in de eerste periode groter is dan verwacht. De selectie op "beuk" is met name in oktober veel hoger dan verwacht, voor "eik" is dit in augustus en september het geval.



Figuur 3.2 Verdeling van de waarnemingen aan edelherten over de verschillende ecotopen in de 5 onderscheiden fenologische perioden. Hei = heide; gras = grasland; cult = (voormalig) cultuurgrond; den = grove den; ov_n = overig naaldhout; beuk = beuk; eik = eik; kap = kapvlakte. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.

Uit tabel 3.3 blijkt dat edelherten positief selecteren op het ecotooptype "kapvlakte" in de nawinter, lente en zomer. Het ecotooptype "beuk" wordt in het najaar, evenals "eik", en het begin van de winter geprefereerd. In oktober (periode III) wordt het ecotoop "heide" geselecteerd en worden "eik" en "kapvlakte" sterk gemeden.

Tabel 3.3 *Ecotoopvoorkeur van edelherten per fenologische periode op de Imbosch: - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.*

ecotoop	I	II	III	IV	V	jaarrond
heide	-	0	+	0	-	-
grasland	+	-	--	--	--	-
grove den	+	0	-	+	+	+
overig naaldbos	++	--	--	--	++	++
beuk	--	+	++	--	+	+
eik	-	+	--	0	0	-
kapvlakte	++	--	--	--	++	+
n.obs	176	39	15	36	53	319

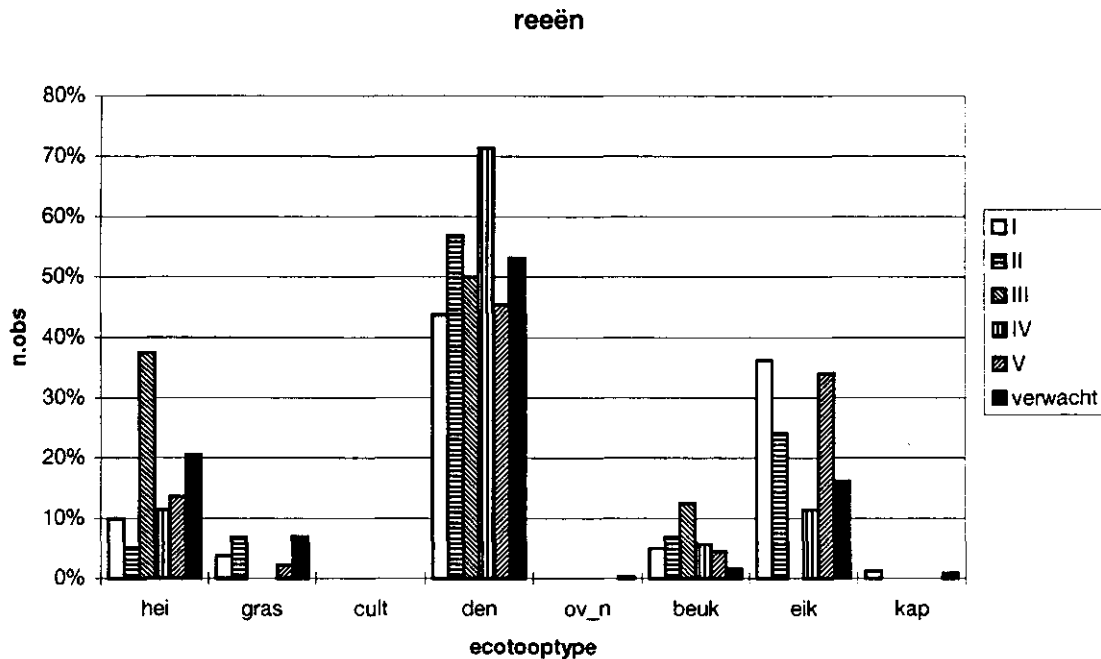
Edelherten worden vooral op "grasland" in hoge dichtheden waargenomen, met name in periode I (tabel 3.4). De hoogste dichtheid op "heide" en "grove den" blijkt vooral op te treden in periode I en V. De dichtheid op "kapvlakte" is ook hoog en bestaat bijna geheel uit waarnemingen in periode V.

Tabel 3.4 *De gemiddelde dichtheid (aantal/ha) aan edelherten in de onderscheiden ecotopen. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.*

ecotoop	opp (ha)	fenologische periode				
		I	II	III	IV	V
heide	197	0,35	0,24	0,06	0,15	0,27
grasland	67	1,40	0,24	0,00	0,00	0,00
grove den	508	0,59	0,05	0,03	0,08	0,31
overig naalddhout	3	4,33	0,00	0,00	0,00	4,00
beuk	16	0,13	0,06	0,25	0,00	0,38
eik	155	0,42	0,08	0,00	0,10	0,24
kapvlakte	9	1,22	0,00	0,00	0,00	0,22

3.4 Ecotoopvoorkeur van reeën

Op de Imbosch is een duidelijke jaarrond voorkeur van reeën voor "beuk" vast te stellen (figuur 3.3). Dit blijkt ook uit tabel 3.3. Ook "eik" wordt grotendeels van het jaar positief geselecteerd (periodes I, II en V). Het aantal waarnemingen in het ecotoop "heide" is jaarrond, op periode III na, minder dan verwacht. Slechts in 1 periode (I) zijn waarnemingen op "kapvlakte" gedaan. Het ecotoop "grove den" wordt in de periodes II en IV meer geselecteerd dan verwacht.



Figuur 3.3 Verdeling van de waarnemingen aan reeën over de verschillende ecotopen in de 5 onderscheiden fenologische perioden. Hei = heide; gras = grasland; cult = (voormalig) cultuurgrond; den = grove den; ov_n = overig naaldhout; beuk = beuk; ; eik = eik; kap = kapvlakte. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.

De resultaten zoals weergegeven in figuur 3.3 onderbouwen de indexwaardering in tabel 3.5 in hoge mate: uit beide presentatievormen van de gegevens kan geconcludeerd worden dat de geobserveerde reeën positief selecteren op de aanwezige ecotopen die bestaan uit loofbomen ("beuk" en in mindere mate "eik"). De waarnemingsintensiteit op "kapvlakte" in periode I is in relatie tot de oppervlakte van dit ecotoop dermate hoog dat volgens de Jacobs-index dit ecotooptype actief geselecteerd wordt.

Tabel 3.5 Ecotoopvoorkeur van reeën per fenologische periode op de Imbosch: - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	I	II	III	IV	V	jaarrond
heide	-	--	+	-	-	-
grasland	-	0	--	--	--	-
grove den	-	0	0	+	-	-
overig naaldhout	--	--	--	--	--	--
beuk	++	++	++	++	+	++
eik	+	+	--	-	+	+
kapvlakte	+	--	--	--	--	-
n.obs	80	58	8	35	44	225

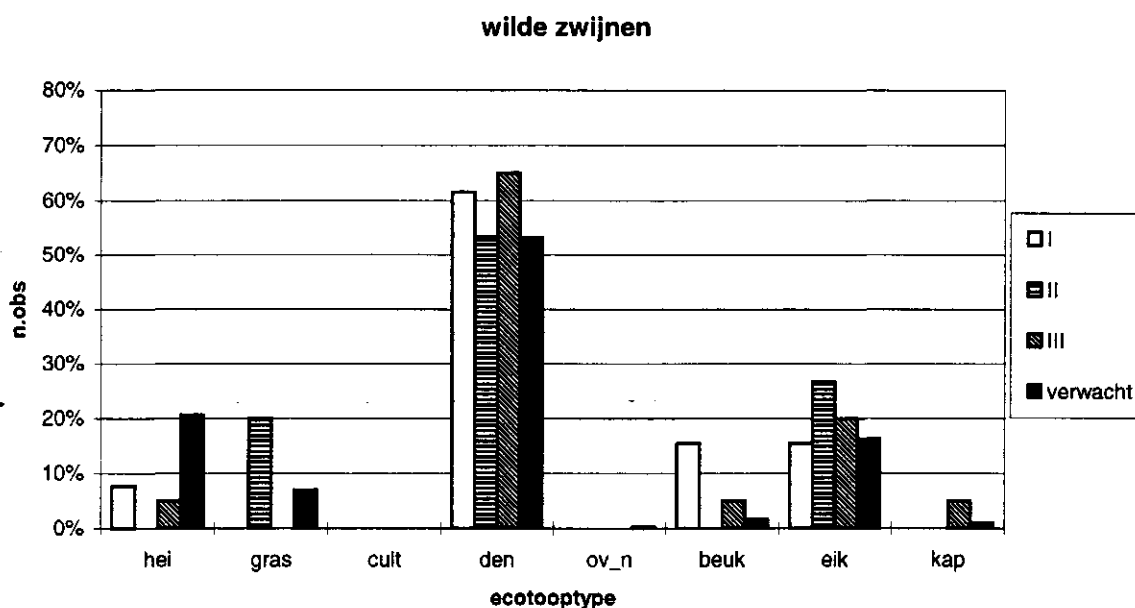
Reeën bereiken niet de hoogste dichtheden in het ecotooptype "grasland" zoals het geval is bij Schotse Hooglanders en edelherten, maar vooral in het ecotooptype "beuk", gevolgd door "eik" en "grove den". De dichtheden in "kapvlakte", "heide" en "gras" zijn ongeveer even hoog.

Tabel 3.6 De gemiddelde dichtheid (n.dieren/ha/ecotooptype) aan reeën in de onderscheiden ecotopen. Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.

reeën ecotoop	opp (ha)	fenologische periode				
		I	II	III	IV	V
heide	197	0,05	0,02	0,02	0,01	0,06
grasland	67	0,06	0,06	0,00	0,00	0,01
grove den	508	0,06	0,05	0,00	0,02	0,07
overig naaldhout	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
beuk	16	0,25	0,25	0,06	0,06	0,38
eik	155	0,15	0,26	0,00	0,01	0,13
kapvlakte	9	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00

3.5 Ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen

Figuur 3.4 illustreert dat in "grove den" jaarrond meer dan of in ieder geval volgens verwachting wilde zwijnen waargenomen worden (circa 55%).



Figuur 3.4 Verdeling van de waarnemingen aan wilde zwijnen over de verschillende ecotopen in de 5 onderscheiden fenologische perioden. Hei = heide; gras = grasland; cult = (voormalig) cultuurgrond; den = grove den; ov_n = overig naaldhout; beuk = beuk; eik = eik; kap = kapvlakte. Periode I: 16/9-31/12; II: 1/1-15/4; III: 16/4-15/9.

In periode II worden in "grove den" wat minder zwijnen waargenomen, evenals in de ecotopen "heide" en "beuk". In diezelfde periode nemen de waarnemingen juist toe in de ecotopen "grasland" en "eik", in beide ecotopen zelfs tot een waarnemingsintensiteit die hoger ligt dan de verwachte. Alleen in periode III worden waarnemingen in "kapvlakte" gedaan en dan met een intensiteit hoger dan verwacht mocht worden op basis van relatieve oppervlakte.

Uit tabel 3.7 blijkt dat het totaal aantal waarnemingen aan wilde zwijnen op de Imbosch gering is. Ter aanvulling hierop zal in de discussie ingegaan worden op de voor dit doel opnieuw geanalyseerde telemetrie-gegevens van De Haas (1995) en de zichtwaarnemingen van Achterberg (1990). Uit de jaarrond Imboschgegevens blijkt vooral in de tweede helft van het jaar een voorkeur bij wilde zwijnen te bestaan voor "beuk". Ecotoop "kapvlakte" wordt in de lente en zomer geselecteerd. Jaarrond wordt "eik" geselecteerd. Ook het ecotooptype "grove den" lijkt positief geselecteerd te worden.

Tabel 3.7 Ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen per fenologische op de Imbosch: - = licht negatief; - - = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Periode I: 16/9-31/12; II: 1/1-15/4; III: 16/4-15/9. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	I	II	III	jaarrond
heide	--	--	--	--
grasland	--	++	--	0
grove den	+	0	+	+
overig naaidhout	--	--	--	--
beuk	++	--	++	++
eik	0	+	+	+
kapvlakte	--	--	++	+
n.obs	13	15	20	48

Vanwege het geringe aantal waarnemingen zijn geen dichtheden per ecotooptype bepaald.

3.6 Ecotoopvoorkeur van damherten

Er zijn weinig waarnemingen van damherten. Toch zal in dit hoofdstuk kort bij het terreingebruik door deze diersoort worden stilgestaan. In de discussie wordt uitgebreider op de (literatuur)gegevens omtrent het terreingebruik door deze diersoort ingegaan.

Tijdens de transecttellingen in 1994 (Worm 1994) werden al incidenteel damherten waargenomen. Naar verwachting zijn deze dieren afkomstig van het Deelerwoud. Tijdens het rijden van de transecten voor dit onderzoek werden vaker damherten waargenomen. Uiteindelijk kon in deze periode (medio 1996 - medio 1997) een totaal van 4 volwassen mannelijke

dambokken, 1 damspitser en 6 damhindes/smaldieren en later ook 1 damkalf aangesproken worden. In de zomer van 1997 zijn 2 damkalfjes gezien (Heekelaar, pers. med.) waarmee het aantal damherten dat op de Imbosch en/of directe omgeving voorkomt in ieder geval 13 stuks bedraagt. In de herfst van 1997 zijn 3 volwassen mannelijke damherten op Hof te Dieren waargenomen (Holtslag, pers.med.).

Tabel 3.8 Jaarrond ecotoopvoorkeur van damherten: - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

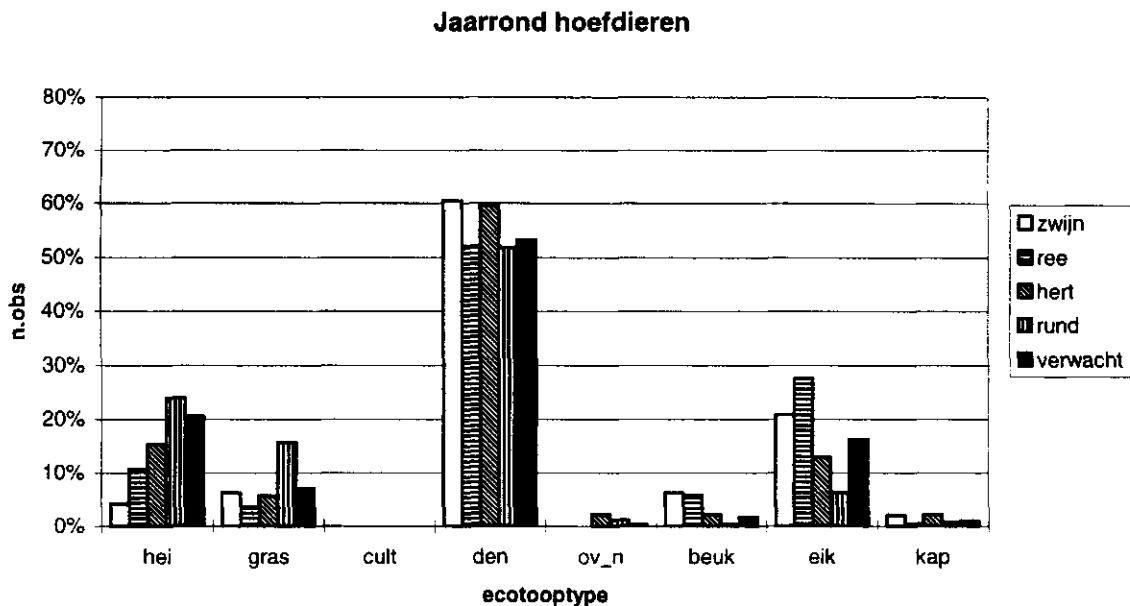
ecotoop	jaarrond
heide	--
grasland	--
grove den	+
overig naaldhout	--
beuk	++
eik	+
kapvlakte	--
n.obs	19

Uit de geringe gegevens, zoals weergegeven in tabel 3.8, lijkt een positieve selectie van het ecotooptype "grove den", "beuk" en "eik" door het damhert. De ecotopen "heide", "grasland" en "kapvlakte" worden sterk gemeden.

3.7 Jaarrond ecotoopvoorkeur van de waargenomen hoefdieren

Figuur 3.5 geeft de jaarrond gemiddelde waarnemingsintensiteit in de onderscheiden ecotooptypen door de hoefdiersoorten wild zwijn, ree, edelhert en Hooglandrund. Hieruit blijkt dat het aantal waarnemingen aan zwijnen in het ecotoop "heide" duidelijk minder is dan verwacht mag worden op basis van de relatieve oppervlakte van dat ecotooptype. In de ecotopen "grove den", "beuk" en "eik" worden duidelijk meer waarnemingen gedaan dan verwacht. Hetzelfde beeld gaat grotendeels op voor het ree. Ook het beeld voor het edelhert is vergelijkbaar, zij het dat "eik" minder geselecteerd wordt dan verwacht. Voor het Schotse Hooglandrund ligt de verdeling van de waarnemingen duidelijk anders vergeleken met de andere beschouwde hoefdieren: de dieren worden in de ecotopen "heide" en "grasland" duidelijk vaker waargenomen dan verwacht.

Met behulp van de formules volgens Pianka (1973) is, analoog aan Putman (1996), de ecotoopoverlap, de dieetoverlap en het product hiervan, de niche-overlap, te berekenen (tabel 3.9). De ecotoopoverlap is berekend voor Hooglandrund, edelhert en ree. Voor damhert en wild zwijn zijn het aantal waarnemingen te gering.



Figuur 3.5 Verdeling van de jaarrond waarnemingsintensiteiten aan wilde zwijnen, reeën, edelherten en Schotse Hooglandrunderen over de verschillende ecotopen. Hei = heide; gras = grasland; cult = (voormalig) cultuurgrond; den = grove den; ov_n = overig naaldhout; beuk = beuk; eik = eik; kap = kapvlakte.

Uit tabel 3.9 is af te lezen dat de ecotoopoverlap tussen rund en ree over het algemeen kleiner is dan tussen rund en edelhert en tussen edelhert en ree. In periode III wordt de maximale overlapwaarde berekend (0,99) voor edelhert en ree. De kleinste overlap treedt op in periode I tussen rund en ree (0,77).

Voor edelherten en reeën is op basis van aanwezige gegevens over het dieetoverlap volgens Pianka (1973) de gecombineerde niche-overlap te berekenen (tabel 3.10). Ten aanzien van het dieetoverlap tussen Hooglandrund en edelhert en tussen Hooglandrund en ree zijn nog geen gegevens voorhanden. De gegevens over het dieetoverlap tussen ree en edelhert zijn verkregen uit dieetgegevens van edelherten op de Kroondomeinen in de periode 1970-1978 (Van de Veen 1979) en in de periode 1987-1993 op de boswachterijen Hoog Soeren Zuid en Ugchelen-Hoenderloo (Groot Bruinderink & Hazebroek 1995a). Het dieet van het ree is gebaseerd op gegevens van de genoemde boswachterijen in de periode 1987-1993 (Hazebroek & Groot Bruinderink 1995).

Tabel 3.9 Ecotoopoverlap tussen Hooglandrunderen, edelherten en ree volgens Pianka (1973). Periode I: 16/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4.

periode	diersoort	rund	edelhert
I	rund	*	
	edelhert	0,97	*
	ree	0,77	0,86
II	rund	*	
	edelhert	0,93	*
	ree	0,83	0,95
III	rund	*	
	edelhert	0,83	*
	ree	0,87	0,99
IV	rund	*	
	edelhert	0,94	*
	ree	0,87	0,96
V	rund	*	
	edelhert	0,97	*
	ree	0,90	0,93
jaarrond	rund	*	
	edelhert	0,96	*
	ree	0,89	0,96

Tabel 3.10 Dieet-, ecotoop- en nicheoverlap van edelhert en ree volgens de methode van Pianka (1973). De niche-overlap is het product van de dieet- en ecotoopoverlap.

periode	I	II	III	IV	V
dieetoverlap	0.60	0.58	n.b.	0.59	0.66
ecotoopoverlap	0.86	0.95	0.99	0.96	0.93
niche-overlap	0.52	0.55	n.b.	0.56	0.61

Uit tabel 4.10 blijkt dat de niche-overlap in alle seizoenen rond de kritische waarde van 0,50 - 0,54 ligt. Alleen in periode V (de nawinter) treedt een overlap > 0,54 op.

3.8 Overige sturende factoren

3.8.1 Inleiding

In het vorige is met name ingegaan op de voorkeur of vermindering van de hoefdiersoorten voor de onderscheiden ecotooptypen. In deze paragraaf wordt nagegaan of, behalve de kwaliteit en/of kwantiteit van aanwezige

voedselplanten in een ecotooptype, andere terreinkenmerken sturend zijn op het terreingebruik. Naast voedselaanbod zijn, zonder direct een compleet overzicht te willen geven, een aantal factoren denkbaar die het terreingebruik, jaarrond of periodiek, mede kunnen sturen (Van Beek & Litjens 1989; Berris & Schelvis 1986; Hoogeveen 1987; Clutton-Brock et al. 1982, 1987; Jeppesen 1987; Staines 1974; Abaigar et al. 1994; Groot Bruinderink 1977, 1997; Spitz & Janeau 1990):

- wel of niet rust(gebied) zijn;
- afstand tot parkeerplaatsen (recreatiedruk);
- dichtheid van het padenstelsel (recreatiedruk);
- afworpstangen zoeken in het vroege voorjaar;
- (afstand tot) dekking;
- aanwezigheid van water in een (bos)vak;
- aanwezigheid wildweiden/-akkers in een (bos)vak;
- het wel of niet tot reservaatgebied behoren van een (bos)vak (geen actief bos- en faunabeheer);
- open of gesloten zijn van terreindelen.

In de volgende paragrafen is aandacht besteed aan de aanwezigheid van water, de aanwezigheid van wildweiden en/ of -akkers, het karakter van ecotooptypen (open/gesloten), het wel of niet rustgebied zijn van terreindelen (bosvakken) en uiteindelijk het klimaat. De factor "predatie" is vanwege het vermeende effect op gedrag en terreingebruik van dieren belangrijk (Groot Bruinderink 1997), maar vanwege het ontbreken van een grote predator zoals de lynx of de wolf kon hier geen onderzoek naar gedaan worden.

3.8.2 Aanwezigheid van water

De aanwezigheid van water is voor de meeste hoefdieren erg belangrijk om te voorzien in een zekere vochtbehoefte en om te kunnen zoelen in verband met huidparasieten (teken, luizen). Het ree vormt hierop een uitzondering (Von Raesfeld et al. 1978). Vermoed wordt dat het ree voldoende heeft aan het vocht in het voedsel en in de ochtend hierop aanwezige dauw. De dagelijkse voedselbehoefte van reeën bedraagt ongeveer 4 kg, hetgeen overeenkomt met 0,8 kg droge stof en ongeveer 3,2 liter vocht (80%). Ook de mogelijke aantrekkingskracht van water op het ree in verband met zoelen gaat niet of nauwelijks op (Von Raesfeld et al. 1978).

In het onderzoek is onderscheid gemaakt in vakken die wel (+) en die geen (-) watervoorziening kennen. Bij een watervoorziening kan gedacht worden aan een historische watervoorziening zoals de door herders gegraven Hessengat en Koegaten of een recent vanuit het terreinbeheer aangelegde watervoorziening in de vorm van een waterpartij met een afdichting van beton/bitumenmat of natuurlijk materiaal (leem/klei). Bij enkele van deze recent aangelegde waterpartijen is een pomp, soms met vlotterinstallatie, aanwezig waardoor een permanente watervoorziening gegarandeerd is (Zwarte Bergen, Noordhoek). In bijlage 2 is een kaart met de watervoorzieningen in het studiegebied opgenomen. De totale oppervlakte van de bosvakken waarin watervoorzieningen gelegen zijn, bedraagt 251 ha en bedraagt daarmee ongeveer ¼ deel van het totale transectgebied (955 ha).

Uit tabel 3.11 blijkt voor edelherten een verhouding van waarnemingen in wel/geen vakken met water van 1/5, hetgeen lager ligt dan verwacht mocht worden op basis van de verhouding vakken zonder en met water (1/4). De waarnemingen voor Schotse Hooglanders liggen duidelijk hoger dan verwacht mocht worden.

Tabel 3.11 *Relatieve verdeling van de waarnemingen aan Schotse Hooglanders en edelherten over vakken met (+) en zonder (-) watervoorziening.*

maand	Schotse Hooglanders		edelherten	
	% wel (+)	%niet (-)	% wel (+)	%niet (-)
jan	71	29	17	83
feb	22	78	30	70
mrt	64	36	7	93
apr	58	42	25	75
mei	52	48	9	91
jun	78	22	21	79
jul	79	21	18	82
aug	75	25	26	74
sep	65	35	8	92
okt	58	42	30	70
nov	76	24	23	77
dec	46	54	8	92
jaarrond	60	40	17	83
n.obs	153	104	106	506

Het verwachte percentage waarnemingen van dieren in vakken met water, gebaseerd op de relatieve oppervlakte van de vakken met water in het studiegebied, bedraagt 26%. De Hooglanders zitten hier, op februari na, duidelijk boven. Edelherten zitten gemiddeld onder dit verwachte percentage, maar worden in enkele maanden meer (februari, oktober) of als verwacht (april, augustus, november) in vakken met water waargenomen.

De voorkeur voor (vakken met) water is ook bepaald aan de hand van de in hoofdstuk 2 beschreven voorkeurindex V. Uit tabel 3.12 blijkt een zeer sterke voorkeur voor water door Schotse Hooglanders. De voorkeur voor vakken met water lijkt niet voor edelherten op te gaan op basis van de gebruikte gegevens, alleen in oktober en februari is op basis van de index een (lichte) voorkeur voor vakken met water te zien.

Tabel 3.12 De voorkeurindex V voor vakken met (+) en zonder (-) watervoorziening, voor edelherten en Schotse Hooglanders. $V = 1$: geen voor- of afkeur; $V < 1$: afkeur; $V > 1$: voorkeur.

maand	V_water edelherten	V_water Schotse Hooglanders
jan	0,6	7,0
feb	1,2	0,8
mrt	0,2	4,9
apr	0,9	3,9
mei	0,3	3,0
jun	0,8	9,8
jul	0,6	10,5
aug	1,0	8,4
sep	0,3	5,1
okt	1,2	3,9
nov	0,8	9,0
dec	0,3	2,4
jaarrond	0,6	4,1

3.8.3 Rustgebied

Met een rustgebied wordt in dit verband de bosvakken bedoeld die officieel als rustgebied aangemerkt en in het terrein te herkennen zijn aan de bebording. In bijlage 2 is een kaart opgenomen waarop de rustgebieden in het studiegebied zijn aangegeven. Het wel of niet rustgebied is voor edelherten lange tijd een belangrijk terreinkenmerk geweest (o.a. Worm 1994; Van Wieren 1991). Met name in de periode dat in de rustgebieden ook bijgevoerd werd, hetgeen voor de terreinen in eigendom van de Vereniging Natuurmonumenten op de Zuidoost-Veluwe tot ongeveer 5 jaar geleden het geval was, bleek een duidelijk verband tussen het aantal edelherten in een gebied en het wel of niet rustgebied zijn (o.a. Berris & Schelvis 1986; Van Beek & Litjens 1989). De laatste jaren is het bijvoeren in het studiegebied gereduceerd tot nul en zijn tevens de bosvakken buiten de rustgebieden vergroot door het extensiveren van het padenstelsel (Worm 1994; Worm en Van Wieren 1996). Hierdoor lijkt het voorheen expliciete onderscheid tussen wel of geen rustgebied minder aan de orde. In deze paragraaf wordt aangegeven of deze voorkeur inderdaad minder sterk geworden is. Voor Schotse Hooglanders (niet schuw) en reeën (territoriumgebonden) speelt deze afhankelijkheid van rustgebieden naar verwachting in veel mindere mate. Voor wilde zwijnen zijn te weinig waarnemingen voorhanden.

De transecten met aanliggende vakken beslaan in totaal 336 ha rustgebied en 619 ha niet-rustgebied. Indien de status "rustgebied" geen invloed zou hebben op de terreinvoorkeur, zou dus naar verwachting 28% van de waarnemingen in de rustgebieden gedaan moeten worden.

Tabel 3.13 Verdeling van de waarnemingen aan edelherten over vakken die wel en die niet de officiële status "rustgebied" hebben. n.b. = niet bepaald; n.a. = niet aangesproken.

		man	vr+juv	gemengd	n.a.	som
niet rustgebied	n.obs	114	76	15	7	212
	% obs	54	36	7	3	100
	n.ind	427	293	n.b.	14	734
	% ind	60	40	n.b.	2	100
wel rustgebied	n.obs	45	38	17	7	107
	%	42	36	16	7	100
	n.ind	241	167	n.b.	17	425
	% ind	57	39	n.b.	4	100

Uit tabel 4.13 blijkt dat in rustgebieden verhoudingsgewijs meer gemengde groepen en minder mannelijke groepen waargenomen worden. De verhouding tussen het aantal waarnemingen buiten en in de rustgebieden bedraagt $212/107=2/1$. Buiten de rustgebieden is de gemiddelde groeps-grootte 3,5 (734/212), binnen de rustgebieden is dit 4,0 (425/107). Wat het aantal observaties in rustgebieden ten opzichte van het verwachte aantal observaties betreft, blijkt dat er eigenlijk geen verschil waargenomen is: 28% werd verwacht, 30% bedraagt het aantal observaties in de rustgebieden. Ook voor het totaal aantal waargenomen individuen treedt eigenlijk geen afwijking op: 27% geobserveerd versus 28% verwacht.

In tabel 3.14 is de voorkeurindex voor rustgebieden berekend voor edelherten. Uit de tabel blijkt dat de gemengde en niet-aangesproken groepen een voorkeur voor officiële rustgebieden lijken te hebben. Indien de voorkeurindex berekend wordt op basis van alle waarnemingen, ongeacht geslacht, dan blijkt een lichte afkeur tot geen voor- of afkeur voor rustgebieden.

Tabel 3.14 De voorkeurindex V voor officiële rustgebieden door edelherten per geslacht en totaal. $V = 1$: geen voor- of afkeur; $V < 1$: afkeur; $V > 1$: voorkeur.

geslacht	$V_{\text{rustgebied}}$
man	0,7
vr+juv	0,9
gemengd	2,1
n.a.	1,8
totaal	0,9

3.8.4 Aanwezigheid van wildweiden en/of -akkers

In deze paragraaf is gekeken of een voorkeur van de hoefdieren bestaat voor de vakken die wildweide of -akker zijn. Een aantal wildweiden/-akkers zijn vanaf de transecten te observeren (Land van Daan, Noordhoekweide), maar een aantal zijn in dichte bosvakken ingebed (bijvoorbeeld de wildweide Nieuwe Aanleg). Om de voorkeur voor dit soort voorzieningen te bepalen is naar het verschil tussen het ecotoop "grasland" ten opzichte van de overige ecotopen gekeken vanuit de verwachting dat "grasland" een hoge abundantie aan hoog-verteerbare plantensoorten kent en daardoor aantrekkelijk is voor herbivore zoogdieren.

Tabel 3.15 Verdeling van de waarnemingen aan edelherten over het ecotoop "grasland" enerzijds en de overige ecotopen anderzijds. n.a. = niet aangesproken.

		man	vr+juv	n.a.	gemengd
grasland	som ind.	429	288	28	131
	n. obs	115	93	13	26
	% obs	47	38	5	11
overige ecotopen	som ind.	51	40	1	18
	n. obs	8	6	1	3
	% obs	44	33	6	17

Uit tabel 3.15 blijkt dat er nauwelijks verschil is tussen verdeling van de geslachten over de twee categorieën van ecotopen. Wel wordt een verschil in gemiddelde groeps groottes waargenomen (tabel 3.16): duidelijk grotere gemiddelde en maximale groeps groottes in het "open" ecotooptype "grasland" ten opzichte van de overige meer gesloten ecotooptypen.

Tabel 3.16 Groeps grootteverdeling van edelherten over het ecotoop "grasland" ten opzichte van de overige ecotopen.

		geslacht	n.groepen	n.ind	gem. groeps grootte	max. groeps grootte
grasland	man		11	57	5,2	27
	vr + juv		9	52	5,8	13
	n.a.		1	1	1,0	1
overige ecotopen	man		141	485	3,4	25
	vr + juv		119	361	3,0	13
	n.a.		14	30	2,1	4

Voor wilde zwijnen wordt wel een duidelijk andere verdeling van de geslachten van de waargenomen groepen over de 2 categorieën van ecotooptypen waargenomen: de mannelijke dieren zijn uitsluitend in het ecotooptype "grasland" waargenomen. Ook leert de tabel dat waarnemingen

aan wilde zwijnen, ongeacht het geslacht, vooral in "grasland" waargenomen worden (tabel 3.17).

Tabel 3.17 Verdeling van de waarnemingen aan wilde zwijnen over het ecotoop "grasland" enerzijds en de overige ecotopen. n.a. = niet aangesproken.

		man	vr+juv	n.a.	gemengd	som	gem. groepsgrootte
grasland	som ind.	67	103	50	11	231	
	n. obs	63	64	30	2	159	1,5
	% obs	40	40	19	1	100	
overige ecotopen	som ind.	0	3	1	0	4	
	n. obs	0	2	1	0	3	1,3
	% obs	0	67	33	0	100	

Schotse Hooglandrunderen worden, evenals de zwijnen, vooral in "grasland" waargenomen ten opzichte van de overige ecotooptypen (1536 versus 305 waarnemingen). Relatief gezien worden in de overige ecotopen vooral mannelijke dieren gezien (tabel 3.18).

Tabel 3.18 Verdeling van de waarnemingen aan Schotse Hooglanders over het ecotoop "grasland" enerzijds en de overige ecotopen anderzijds. n.a. = niet aangesproken.

		man	vr+juv	n.a.	gemengd	som	gem. groepsgrootte
grasland	som ind.	98	24	1356	58	1536	
	n. obs	56	9	122	11	198	7,8
	% obs	28	5	62	6	100	
overige ecotopen	som ind.	19	0	266	20	305	
	n. obs	13	0	21	4	38	8,0
	% obs	34	0	55	11	100	

3.8.5 Invloed menselijke verstoring

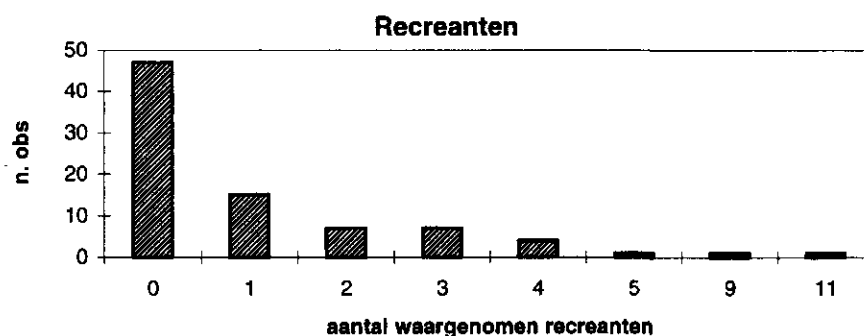
Tijdens het afleggen van de transecten werd bij het waarnemen van jachtgebonden activiteiten (rijden jagers door terrein, horen van schoten) en van recreanten (fietsers en wandelaars) dit vastgelegd op het veldformulier. Gekeken is of op deze indirecte wijze de invloed van jacht en recreatie in beeld te brengen is (tabellen 3.19 en 3.20). Ook de aanwezigheid van de onderzoeker kan leiden tot verstoringsgedrag en beïnvloedt daarmee mogelijk het terreingebruik, hierop wordt in de discussie nader ingegaan.

Tabel 3.19 Het (gemiddeld) aantal waargenomen dieren bij het afleggen van de transecten met of zonder waargenomen jachtactiviteiten.

	diersoort	n.data	n.dieren	gemiddeld	sd
wel jacht:	edelhert	13	35	2,7	1,8
	ree	12	43	3,6	2,4
	wild zwijn	7	9	1,3	0,6
	damhert	1	1	1,0	geen
geen jacht:	edelhert	70	284	4,1	3,3
	ree	68	182	2,7	2,7
	wild zwijn	26	39	1,5	0,8
	damhert	16	19	1,2	0,5

Volgens tabel 3.19 lijkt een relatie tussen wel of geen jachtactiviteiten en het gemiddeld aantal waarnemingen van zowel de bejaagde (edelhert en wild zwijn) als niet bejaagde soorten (ree en damhert) te bestaan. Voor alle soorten geldt dat gemiddeld minder dieren gezien worden indien jachtactiviteiten geregistreerd werden.

Naast jachtactiviteiten zijn ook de waargenomen aantallen recreanten vastgelegd, met uitzondering van fietsers op de fietspaden. In de meeste gevallen werden geen recreanten waargenomen (figuur 3.6).



Figuur 3.6 Het totaal aantal recreanten en de waargenomen frequentie van de betreffende aantallen.

In tabel 3.20 zijn de waargenomen recreanten en de waargenomen aantallen edelherten tegen elkaar uitgezet. Uit deze tabel valt geen effect van recreanten op de aantallen waargenomen dieren af te leiden.

Tabel 3.20 De waargenomen recreatiedruk (in aantallen personen) en het (gemiddeld) aantal waargenomen edelherten.

n.recreanten	0	1	2	3	4	5	9	11
n.obs	47	15	7	7	4	1	1	1
n.herten	151	77	25	27	25	8	5	1
n.herten/obs	3,2	5,1	3,6	3,9	6,3	8,0	5,0	1,0

3.8.6 Invloed klimaat

Neerslag en waarnemingen/terreingebruik

Tijdens het afleggen van de 99 transecten werd 79 maal geen "neerslag", 16 maal "regen", 3 maal "hagel" en 1 maal "sneeuw" geregistreerd.

Uit tabel 3.21 blijkt dat de verhouding tussen de aantallen keren dat een neerslagtype waargenomen werd en de verdeling van de Hooglanderwaarnemingen over deze neerslagtypen met elkaar overeenkomen.

Tabel 3.21 Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan Hooglanders. Tussen "()" het relatief aantal waarnemingen.

Hooglanders (totaal 255 waarnemingen)	neerslagtype							
	geen		regen		hagel/sneeuw		som	
n.obs Hooglanders	195	(76)	49	(19)	11	(5)	255	(100)
n.obs neerslagtype	79	(80)	16	(16)	4	(4)	99	(100)

Als we de waarnemingen per neerslagtype groeperen naar "open" of "dicht" zijn van de ecotooptypen (tabel 3.22), dan blijkt steeds de meeste waarnemingen in de gesloten ecotooptypen gedaan worden; dit verschil is echter het kleinst indien geen neerslag van betekenis valt.

Tabel 3.22 Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan Hooglanders, uitgesplitst naar ecotooptype en naar structuur van de ecotopen (open, gesloten).

Hooglanders relatief, d.w.z. verdeling over elk neerslagtype = 100%

ecotoop	neerslagtype		
	geen	regen	hagel/sneeuw
heide	25,1	22,4	9,3
grasland	17,9	6,3	18,6
cultuurgrond	0,0	0,0	0,0
kapvlakte	1,0	0,0	0,0
som open	44,1	28,6	27,9
grove den	47,7	65,1	62,8
overig naaldbos	1,6	0,0	0,0
beuk	0,0	2,1	0,0
eik	6,7	4,2	9,3
som gesloten	55,9	71,4	72,1
n.obs neerslagtype	79	16	4

De verdeling van de waarnemingen van edelherten lijkt evenredig met het aantal keren dat een bepaald neerslagvorm is gescoord (tabel 3.23).

Tabel 3.23 *Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan edelherten. Tussen "()" het relatief aantal waarnemingen.*

	edelherten (totaal 319 waarnemingen)									
	neerslagtype									
	geen		regen		hagel		sneeuw		som	
n.obs	265	(83)	42	(13)	10	(3)	2	(1)	319	(100)
n.obs neerslagtype	79	(80)	16	(16)	3	(3)	1	(1)	99	(100)

Bij edelherten zien we in lichte mate het omgekeerde van hetgeen bij Schotse Hooglanders is waargenomen: het relatief aantal waarnemingen in de open ecotooptypen neemt bij edelherten bij regen juist toe ten opzichte van geen neerslag (tabel 3.24). Bij Hooglanders zagen we dat dan juist het relatief aantal waarnemingen in de gesloten ecotooptypen toeneemt (tabel 3.22).

Tabel 3.24 *Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan edelherten, uitgesplitst naar ecotooptype en naar structuur van de ecotopen (open, gesloten).*

edelherten relatief, d.w.z. verdeling over elk neerslagtype = 100%

ecotoop	neerslagtype			
	geen	regen	hagel	sneeuw
heide	14,7	14,3	30,0	50,0
grasland	5,7	7,1	0,0	0,0
cultuurgrond	0,0	0,0	0,0	0,0
kapvlakte	1,9	4,8	0,0	0,0
som open	22,3	26,2	30,0	50,0
grove den	60,8	52,4	60,0	50,0
overig naaldbos	2,6	0,0	0,0	0,0
beuk	1,9	4,8	0,0	0,0
eik	12,5	16,7	10,0	0,0
som gesloten	77,7	73,8	70,0	50,0
n.obs neerslagtype	79	16	3	1

De verhouding tussen de reeënwaarnemingen en neerslagwaarnemingen komt ook met elkaar overeen (tabel 3.25), net als bij de edelherten en de Schotse Hooglanders.

Tabel 3.25 *Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan reeën. Tussen "()" het relatief aantal waarnemingen.*

	reeën (totaal 225 waarnemingen)							
	neerslagtype							
	geen		regen		hagel		som	
n.obs	178	(79)	43	(19)	4	(2)	225	(100)
n.obs neerslagtype	79	(80)	16	(16)	4	(4)	99	(100)

In het geval van regen treedt bij reeën hetzelfde verschijnsel op als gesignaleerd bij edelherten: het relatief aantal waarnemingen in open terreindeelten neemt toe.

Tabel 3.26 *Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan reeën, uitgesplitst naar ecotooptype en naar structuur van de ecotopen (open, gesloten).*

reeën relatief, d.w.z. verdeling over elk neerslagtype = 100%

ecotoop	neerslagtype		
	geen	regen	hagel
heide	10,1	14,0	0,0
grasland	2,8	7,0	0,0
cultuurgrond	0,0	0,0	0,0
kapvlakte	0,6	0,0	0,0
som open	13,5	20,9	0,0
grove den	55,1	41,9	25,0
overig naaldbos	0,0	0,0	0,0
beuk	5,6	7,0	0,0
eik	25,8	30,2	75,0
som gesloten	86,5	79,1	100,0
n.obs neerslagtype	79	16	4

Voor wilde zwijnen is geen onderscheid gemaakt in aantal waarnemingen per ecotooptype, maar is direct gesommeerd voor de open en gesloten typen (tabel 3.27). Uit deze tabel blijkt een voorkeur van de wilde zwijnen voor de gesloten ecotooptypen, ongeacht de neerslagvorm. Bij regen en hagel worden zelfs helemaal geen waarnemingen meer in open terreindeelten gedaan.

Tabel 3.27 Het waargenomen neerslagtype en het aantal observaties aan zwijnen, uitgesplitst naar structuur van de ecotopen (open, gesloten). Tussen "()" het relatief aantal waarnemingen.

zwijn relatief, d.w.z. elk neerslagtype = 100%

	neerslagtype			totaal
	geen	regen	hagel	
som open	14,0	0,0	0,0	
som dicht	86,0	100,0	100,0	
n.obs	43	3	2	48
n.obs neerslagtype	(90)	(6)	(4)	(100)
	79	16	4	99
	(80)	(16)	(4)	(100)

Windsterkte en waarnemingen/terreingebruik

Tijdens het afleggen van de 99 transecten was de waarnemingssituatie zodanig dat 70 maal zachte wind en 29 maal krachtige wind geregistreerd werd.

Tabel 3.28 Het aantal observaties aan Hooglanders per windsterkte, gerangschikt naar ecotooptype en structuur van de ecotopen (open, gesloten). Tussen "()" het relatief aantal waarnemingen.

Hooglanders relatief, d.w.z. verdeling over elke windsterkte = 100%

ecotoop	windsterkte	
	zacht (1+2)	hard (3+4)
heide	30,0	23,4
grasland	17,4	8,3
voormalig cultuurgrond	0,0	0,0
kapvlakte	2,0	1,4
som open (%)	49,4	33,1
grove den	45,3	54,9
overig naaldhout	1,0	0,0
beuk	0,0	1,4
eik	4,3	10,6
som gesloten (%)	50,6	66,9
n.obs Hooglanders	175	80
n.obs windkracht	70	29

Uit bovenstaande tabel blijkt bij een geringe windsterkte geen verschil in voorkeur van Hooglanders tussen de als open of gesloten gekarakteriseerde ecotooptypen. Bij een sterke wind worden meer waarnemingen in de gesloten ecotopen gedaan, hetgeen er op duidt dat de Schotse Hooglanders dan toch meer beschutting opzoeken. Het totaal aantal observaties komt overeen met het aantal malen dat een zachte windsterkte genoteerd werd (70 van de 99 keer, van het totaal aantal transectwaarnemingen) en een krachtige windsterkte (29 van de 99 keer).

Tabel 3.29 Het aantal observaties aan edelherten per windsterkte, gerangschikt naar ecotooptype en structuur van de ecotopen (open, gesloten).

edelherten relatief, d.w.z. verdeling over elke windsterkte = 100%

ecotoop	windsterkte	
	zacht (1+2)	hard (3+4)
heide	12,7	8,6
grasland	9,7	2,2
voormalig cultuurgrond	0,0	0,0
kapvlakte	2,7	0,0
som open (%)	25,1	10,9
grove den	59,4	68,2
overig naaldhout	1,1	3,8
beuk	1,6	1,1
eik	12,9	16,0
som gesloten (%)	74,9	89,1
som open + gesloten (%)	100	100
n.obs edelherten	236	83
n.obs windkracht	70	29

Bij edelherten zien we, net als bij de Hooglanders, een verschuiving naar waarnemingen in gesloten vakken bij sterkere wind optreden (tabel 3.29). Verschil met de Hooglanders is echter dat er altijd al meer waarnemingen van edelherten in de gesloten ecotopen gedaan werden, gaande van 75% bij zachte wind tot bijna 90% bij harde wind.

Tabel 3.30 Het aantal observaties aan reeën per windsterkte, gerangschikt naar ecotooptype en structuur van de ecotopen (open, gesloten).

reeën relatief, d.w.z. verdeling over elke windsterkte = 100%

ecotoop	windsterkte	
	zacht (1+2)	hard (3+4)
heide	10,5	14,3
grasland	3,4	5,2
voormalig cultuurgrond	0,0	0,0
kapvlakte	0,4	0,0
som open (%)	14,3	19,5
grove den	46,4	53,3
overig naaldhout	0,0	0,0
beuk	5,0	6,7
eik	34,4	20,5
som gesloten (%)	85,7	80,5
n.obs reeën	148	77
n.obs windkracht	70	29

Bij reeën is het verschil tussen harde en zachte windsterkten minder duidelijk dan bij Hooglanders en edelherten (tabel 3.30).

Windrichting en waarnemingen/terreingebruik

Veelal treden edelherten tegen de wind in uit de dekking om het voorliggende terrein in ieder geval te kunnen beoordelen op mogelijke menselijke aanwezigheid (Berris & Schelvis 1986; Bützler 1986). Volgens faunabeheerders heeft de windrichting dan ook invloed op de verspreiding en het trekgedrag van edelherten in het terrein, hetgeen ook wordt bevestigd door de studies van Clutton-Brock et al. (1982). De waarnemingen aan edelherten zijn uitgezet tegen de waargenomen windrichting. Uit tabel 3.31 blijkt dat in het geval van oosten- en zuidoostenwind relatief meer waarnemingen gedaan zijn dan het relatief aantal keren dat deze windrichting gescoord is (n.obs windrichting is 99, bijna 100%). In het geval van zuiden- en zuidwestenwind werden relatief minder dieren waargenomen.

Tabel 3.31 Het aantal observaties aan edelherten per windrichting, gerangschikt naar ecotooptype.

edelherten (totaal 319 waarnemingen)

ecotoop	windrichting									som (%)
	N	NO	O	ZO	Z	ZW	W	NW	onbekend	
heide	0,9	1,3	1,9	2,8	0,6	4,4	1,9	1,6	0,0	15,4
grasland	0,9	0,3	1,6	0,3	0,6	0,3	0,3	1,3	0,0	5,6
voormalig cultuurgrond	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grove den	2,8	1,3	12,5	5,0	2,2	9,7	16,3	5,3	4,4	59,6
overig naaldhout	0,3	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,9	0,3	0,0	2,2
beuk	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6	1,3	0,0	0,0	2,2
eik	0,6	0,6	3,1	0,6	0,3	2,2	4,1	0,6	0,6	12,9
kapvlakte	0,3	0,0	0,9	0,0	0,0	0,3	0,6	0,0	0,0	2,2
som (%)	6,0	3,7	20,4	9,1	3,8	17,5	25,4	9,1	5,0	100,0
n.obs windrichting	2	5	17	6	7	25	26	7	4	99

4 DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

4.1 Discussie methodiek

4.1.1 Methodekeuze

Een aantal verschillende onderzoeksmethoden kunnen onderscheiden worden om het terreingebruik van hoefdieren te achterhalen (Groot Bruinderink & Van Wieren 1990). Deze methoden zijn in hoofdlijn in te delen op vegetatiegegevens gebaseerde (indirect) en op faunagegegevens gebaseerde methodieken (direct of indirect). De keuze voor een methodiek is allereerst afhankelijk van het doel van het onderzoek en vervolgens van terreinkenmerken (vegetatietypen), in te zetten uren en materiaal (kostenaspect). Bij deze studie is gekozen voor de lijntransectmethode. Voordeel van deze methode is dat naast gegevens over terreingebruik ook gegevens over gedrag en vluchtafstanden verkregen worden, in tegenstelling tot waarnemingsmethoden op afstand, zoals telemetrie. Een nadeel is dat deze tijdsintensief en afhankelijk van de waarnemer is. Daarnaast speelt de verstoringgevoeligheid van de methode een rol: jaarrond werd in 66% van de waarnemingen bij edelherten alert- of vluchtgedrag waargenomen. Voor reeën, wilde zwijnen en damherten lag dit percentage op respectievelijk 59, 40 en 55%. Voorgaande impliceert dat in ruwweg 50% van de waarnemingen verstoring optreedt. Ook speelt de doorzichtbaarheid van vakken en daarmee de evenwichtigheid van bemonstering van de verschillende ecotooptypen een rol bij deze wijze van gegevens verzamelen, waarbij het gebruik van gesloten vegetaties wordt onderschat.

De geschiktheid van de transectmethode om terreingebruik van hoefdieren vast te stellen wordt onder andere door Putman (1990) en Prins & Bokdam (1990) besproken. Reimoser & Gossow (1996) en Mann & Putman (1989) pasten de transectmethode toe. Reimoser & Gossow (1996) geven aan dat de geschiktheid van de transectmethode voor reeën- en hertenobservaties afhangt van de mate waarin dieren reageren op veranderingen in hun omgeving. Herten reageren gevoeliger dan reeën op verstoringen (jacht en toerisme), habitatveranderingen en -vernietiging dan op veranderingen in voedselbronnen. De transectmethode, die ook verstorend werkt als gevolg van de aanwezigheid van de onderzoeker (Worm 1994; Putman 1990; Prins & Bokdam 1990), lijkt hierdoor minder geschikt voor edelherten dan voor reeën. Reimoser & Gossow (1996) geven aan dat reeën als selectieve browsers solisten zijn, hetgeen het sterkst waar te nemen is in bossen. Door de sterke territoriumgebondenheid wordt een transectbemonstering waarbij biotopen en bosstructuren bemonsterd worden op de aanwezigheid van reeën als doeltreffend aangemerkt.

Naast het beïnvloedingseffect van de lijntransectmethode op het gedrag en terreingebruik van dieren, zijn ook ten aanzien van de methodiek zelf enkele kanttekeningen te plaatsen. Putman (1990) geeft aan dat observaties langs lijntransecten onderhevig zijn aan een hoge toevalsfactor en dat deze factor geminimaliseerd kan worden door de onderscheiden vegetatie-

typen in dezelfde verhouding als aanwezig in het hele studiegebied te bemonsteren, door te corrigeren voor de "inkijkbaarheid" van de verschillende vegetatietypen en door het verzamelen van de waarnemingen met een vaste regelmaat langs een vast transect. In voorliggend onderzoek is rekening gehouden met de bemonsteringsoppervlakte van de verschillende ecotooptypen. Ook de gegevens zijn regelmatig verzameld: wekelijks op dezelfde dagen en in dezelfde tijdsperiode ten opzichte van zonsopgang. Bij de uitwerking van de gegevens is echter niet gecorrigeerd voor de doorijkbaarheid van vegetatietypen. Bij een correctie voor doorijkbaarheid zijn gegevens over alleen het vegetatietype onvoldoende omdat leeftijd van de opstand en de ondergroei (bochtige smele, bosbes of opslag van houtige soorten) de doorijkbaarheid mede bepalen (zie ook 4.1.3).

De indeling in een achttal ecotooptypen is mogelijk te grof. Een indicatie hiervoor wordt gevonden in een onderzoek dat door Gill et al. (1995) beschreven is. Zij vonden namelijk dat reeën voorkeur hebben voor nog niet dichtbegroeide habitats. Het gebruik van volledig ontwikkelde opstanden hing af van de mate van aanwezigheid van ondergroei. Indien ondergroei inderdaad een sleutelfactor is voor de terreinvoorkeur, voldoet de in dit onderzoek gehanteerde indeling in ecotooptypen niet omdat in deze indeling geen informatie over de ondergroei opgenomen is. De ecotoopindeling zou in dat geval uitgebreid moeten worden met een aantal subtypen per hoofdtype. Bijvoorbeeld: "grove dennenbos met ondergroei van voornamelijk berken" en "grove dennenbos met een ondergroei van voornamelijk blauwe en rode bosbes". Het aantal waarnemingen speelt een rol bij de keuze voor het aantal te onderscheiden ecotooptypen: indien veel typen onderscheiden worden is het mogelijk de verschillen in terreingebruik tussen de soorten beter te beschrijven maar tevens ontstaat het gevaar dat het aantal waarnemingen per type dermate gering wordt dat aan de uitkomsten geen conclusies meer verbonden kunnen worden. Het onderscheiden van sub-ecotooptypen waarin meer informatie over beschutting (leeftijd, stamtaal) en voedselaanbod (ondergroei) gegeven wordt, zal naar verwachting beter inzicht geven in het terreingebruik van dieren. Volgens Mann & Putman (1989) zijn "beschutting" en "voedselaanbod" zelfs de belangrijkste terreingebruikbepalende factoren, ongeacht de ecotoopsamenstelling van een gebied.

4.1.2 Effectiviteit transectmethode

Het uitdrukken van het waarnemingen in een aantal "kentallen" geeft inzicht in de effectiviteit van het lijntransectonderzoek. Zo geeft bijvoorbeeld het scoringspercentage van een diersoort ten aanzien van het totaal aantal keer dat de transecten afgelegd zijn aan, wat de frequentie is dat een van de hoefdiersoorten waargenomen is bij het afleggen van het transect. Daarnaast geeft het gemiddeld aantal waarnemingen van een diersoort per afgelegd transect aan hoeveel dieren gemiddeld waargenomen zijn. Deze kentallen zijn in tabel 4.1 per fenologische periode weergegeven waarbij voor het wilde zwijn voor de vergelijkbaarheid eveneens 5 fenologische perioden onderscheiden zijn.

Tabel 4.1 De effectiviteit van de gebruikte lijntransecten, per fenologische periode, uitgedrukt in een aantal kentallen. *n.transect* = het aantal maal dat de transecten afgelegd zijn; *A* = aantal keren dat hierbij de betreffende diersoort is waargenomen; $A\% = A/(n.transect)$; *B* = het totaal aantal waarnemingen van een diersoort; B/A = gemiddeld aantal waarnemingen per afgelegd transect waarbij de betreffende soort waargenomen is; periode I: 15/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4;

periode	n.transect	kental	rund	edelhert	ree	wild zwijn	damhert
I	28	A (%)	24 (85,7)	27 (96,4)	24 (85,7)	12 (42,9)	6 (21,4)
II	15	A (%)	14 (93,3)	13 (86,7)	15 (100,0)	5 (33,3)	2 (13,3)
III	9	A (%)	9 (100,0)	7 (77,8)	4 (44,4)	0 (0,0)	0 (0,0)
IV	27	A (%)	25 (92,6)	18 (66,7)	18 (66,7)	9 (33,3)	5 (18,5)
V	20	A (%)	17 (85,0)	18 (90,0)	18 (90,0)	6 (30,0)	2 (10,0)
I	28	B (B/A)	76 (3,2)	176 (6,5)	80 (3,3)	17 (1,4)	8 (1,3)
II	15	B (B/A)	29 (2,1)	39 (3,0)	58 (3,9)	8 (1,6)	2 (1,0)
III	9	B (B/A)	19 (2,1)	15 (2,1)	7 (1,8)	0 (-)	0 (-)
IV	27	B (B/A)	68 (2,7)	36 (2,0)	35 (1,9)	13 (1,4)	6 (1,2)
V	20	B (B/A)	63 (3,7)	53 (2,9)	44 (2,4)	10 (1,7)	2 (1,0)

De getallen uit tabel 4.1 zijn gebaseerd op de beide transecten met een totale lengte van 16,43 km (oost: 7,54 km; west: 8,89 km). Om bovenstaande tabel te kunnen vergelijken met andere transectonderzoeken zijn de waarnemingen teruggerekend naar observaties per km afgelegd transect (tabel 4.2).

Tabel 4.2 Aantal observaties per km transect per diersoort per fenologische periode en jaarrond; periode I: 15/4-31/7; II: 1/8-30/9; III: 1/10-31/10; IV: 1/11-31/1; V: 1/2-15/4; km's: het aantal afgelegde kilometers transect.

aantal observaties per km transect						
periode	km's	rund	edelhert	ree	wild zwijn	damhert
I	230,16	0,33	0,76	0,35	0,07	0,03
II	123,3	0,24	0,32	0,47	0,06	0,02
III	73,98	0,26	0,20	0,09	0,00	0,00
IV	221,94	0,31	0,16	0,16	0,06	0,03
V	164,4	0,38	0,32	0,27	0,06	0,01
jaarrond	813,78	0,31	0,39	0,28	0,06	0,02

Effectiviteit transectonderzoek ten aanzien van damherten en wilde zwijnen

Uit tabel 4.1 blijkt dat de laagste waarnemingsefficiëntie ($A\%$) zich voordoet bij wilde zwijnen en damherten. Voor de damherten is de lage dichtheid aan dieren (ongeveer 15 stuks op de Imbosch en omgeving) een aanmerkelijke oorzaak. Voor het wilde zwijn, dat in hogere dichtheden voorkomt dan het damhert, is waarschijnlijk de schuwe levenswijze (overwegend

nachtactief) en de voorkeur voor gesloten vegetatietypen (jonge grove den-nenopstanden) de reden dat deze diersoort slechts sporadisch wordt waargenomen. Alleen in de winter en vroege voorjaar van '96/'97 (periodes IV, V en I) werd de zichtbaarheid vergroot doordat de wilde zwijnen, als gevolg van (in periode IV en V) een bevroren bodem en afwezigheid van mast, overgingen op een dieet dat voornamelijk uit breedbladige grassen bestond. De dieren werden toen veel in het ecotoop "grasland" waargenomen, hetgeen de zichtbaarheid vergrootte. Deze zichtbaarheid werd versterkt door het feit dat de dieren nauwelijks meer vluchtgedrag vertoonden ten opzichte van de onderzoeker, waarschijnlijk met als doel zo min mogelijk energie te verspillen.

Effectiviteit transectonderzoek voor Schotse Hooglanders

Schotse Hooglanders werden vrijwel altijd waargenomen; de laagste waarnemingscore bedroeg 85% in periode V (nawinter). In periode III (oktober) werden elke keer 1 of meerdere runderen gezien. Dat de hoogste waarnemingspercentages niet overeen hoeven te komen met het hoogste gemiddeld aantal waargenomen dieren per afgelegd transect, blijkt duidelijk bij de runderen: in periode III werd in alle afgelegde transecten wel een waarneming aan het rund gedaan, in periode V werden gemiddeld de meeste runderen gezien: 3,7 tegenover 2,1 gemiddeld in periode III. Ook periode I kent een relatief lage efficiëntie ($A\% = 85,7\%$) maar heeft toch nog een gemiddelde van 3,2 dieren per afgelegd transect.

Effectiviteit transectonderzoek voor edelherten

De effectiviteit ten aanzien van edelhertwaarnemingen was, net als bij de Schotse Hooglanders, vrij hoog; de laagste waarnemingscore bedroeg 66,7% in periode IV (winter). Dit had waarschijnlijk te maken met het feit dat de dieren in deze periode minder actief zijn doordat ze zo zuinig mogelijk met hun energie omgaan (o.a. Van de Veen 1979). Daarnaast hebben de dieren net de bronstperiode en een periode met hoge jachtdruk achter de rug waardoor een wat meer teruggetrokken bestaan ontstaat. In periode I (voorjaar, begin zomer) is de waarnemingsefficiëntie het hoogst: $A\% = 96,2$. Dit laatste zal alles te maken hebben met de relatieve rust in het terrein, gecombineerd met een in kwalitatieve en kwantitatieve zin ruim voorradig voedselaanbod. De bastijd (gevoelige geweien: opzoeken van open bos) en de geboorte van de kalfjes verhogen de zichtbaarheid van het edelhert mede. Het hoogste waarnemingspercentage kwam overeen met het hoogste gemiddeld aantal waargenomen dieren per afgelegd transect: in periode I werd in bijna alle afgelegde transecten wel een waarneming aan het edelhert gedaan, in dezelfde periode werden gemiddeld ook de meeste edelherten gezien: 6,5.

Effectiviteit transectonderzoek voor reeën

De effectiviteit ten aanzien van reeënwaarnemingen kende de grootste variatie van alle bekeken hoefdiersoorten: van 100 tot 44%. De hoogste efficiëntie werd gehaald in periode II (augustus/september): deze dieren blijven dus, in tegenstelling tot bijvoorbeeld edelherten, na hun voorplantingsperiode wel goed zichtbaar. De laagste waarnemingscore bedroeg 44,4% in periode III (oktober). Dit kan te maken hebben met de bronsttijd van de edelherten. Het hoogste waarnemingspercentage kwam, net als bij

de edelherten, overeen met het hoogste gemiddeld aantal waargenomen dieren per afgelegd transect: in periode II werd in alle afgelegde transecten wel een waarneming aan het ree gedaan, in dezelfde periode werden gemiddeld ook de meeste reeën gezien: 3,9.

4.1.3 Waarneembaarheid van hoefdieren in verschillende ecotooptypen

De transecten zijn zo gekozen dat ze zoveel mogelijk ecotooptypen bemonsteren in een verhouding die representatief is voor een groter gebied. Echter, de ecotooptypen "heide" en "grove den" zijn wellicht niet in de juiste verhouding bemonsterd: indien het transect langs een heidevak loopt is de gehele oppervlakte van het vak meegeteld, terwijl in de praktijk dit hele vak niet overzien kan worden en dus een kleinere oppervlakte "heide" werkelijk bemonsterd wordt. Dat het type "grove den" in de oppervlakteverhouding wellicht te hoog ligt heeft met de doorkijkbaarheid van deze vakken te maken. Vaak zijn dit dichte dekkingsvakken die nauwelijks ingekeken kunnen worden. De verwachting is dat dieren juist in deze dekkingsvakken frequent en gedurende een lange periode van de dag voorkomen (Hoogeveen 1987; Worm 1994), maar dat met het afleggen van de transecten de mate van gebruik van deze vakken onvoldoende blijkt. Ook reliëf bepaalt de waarnemingsmogelijkheden. De oostelijke Imbosch is redelijk geaccidenteerd (zandruigen), hetgeen de waarnemer belemmert bij het observeren.

4.1.4 Tijdstip van waarnemen

Alle waarnemingen zijn in dezelfde periode van de dag gedaan. Uit het onderzoek van Worm (1994) op de Imbosch bleken de meeste waarnemingen gedaan te worden in de periode van een half uur voor tot een half uur na zonsondergang. Aangezien het lastig is directe waarnemingen te doen aan wilde herbivoren is optimalisatie van de periode waarin waarnemingen gedaan kunnen worden verdedigbaar om voldoende gegevens te kunnen verzamelen. Deze werkwijze leidt er toe dat het waargenomen gedrag en de terreinvoorkeur van dieren specifiek voor de betreffende periode van de dag geldt en wellicht gedurende andere perioden van de dag anders is. Een tweede gevolg van de beperkte observatieperiode is dat dieren overdag weinig (zichtbaar) actief zijn waardoor het gevonden terreingebruik mogelijk te hoog ingeschat is ten aanzien van de open terreindelen en te laag voor de dichte terreindelen/ecotopen. Hoogeveen (1987) geeft bijvoorbeeld aan dat op basis van keuteltellingen in een deel van de Imbosch juist geconcludeerd mag worden dat edelherten zich vooral ophouden in de gesloten terreindelen. Dat echter het bepalen van het terreingebruik op basis van keuteltellingen ook niet altijd een zuiver beeld geeft is volgens Van Wieren (1988) het gevolg van het gegeven dat edelherten hun voedsel vooral buiten de dichte dekkingen vergaren en in deze dekkingen vooral rusten en herkauwen (en daar dus de meeste keutels aangetroffen worden). Het tellen van keutels lijkt dan juist tot een onderschatting van het terreingebruik in de open delen te leiden.

De veronderstelling is dat het waargenomen terreingebruik van reeën redelijk representatief is voor de gehele dag, mede als gevolg van de territori-

umgebondenheid van deze diersoort. Voor edelherten is de veronderstelling dat de dieren vooral uittredend en op trek naar foerageergebieden waargenomen zijn. Hierdoor zijn veel dieren in ecotooptypen die mogelijk alleen gepasseerd worden op weg naar een ander gedeelte van het terrein, waarbij het tussenliggende terrein er mogelijk niet zoveel toe doet wat eco-toopsamenstelling betreft. Het gevonden terreingebruik van edelherten moet daarom eerder als specifiek voor het bemonsterde tijdvak dan als representatief voor de gehele dag beschouwd worden.

4.2 Discussie resultaten

De tabellen waarnaar in de volgende paragrafen verwezen wordt zijn opgenomen in de voorgaande hoofdstukken en in bijlage 3.

4.2.1 Ecotoopvoorkeur

Ecotoopvoorkeur Schotse Hooglanders

Door Groot Bruinderink (1996) is de ecotoopvoorkeur van Hooglanders op basis van gegevens van de Vereniging Natuurmonumenten (NM) beschreven. Als deze gegevens (bijlage 3, tabel 4.2) vergeleken worden met die zoals in dit onderzoek gevonden (tabel 3.1), dan vallen de volgende zaken op:

- de voorkeur voor het ecotoop "grasland" is in beide studies duidelijk, alleen in het geval van dit onderzoek is de gevonden voorkeur minder sterk;
- de NM-waarnemingen hebben geen gegevens over het ecotoop "kapvakte" opgeleverd, terwijl uit de in dit rapport beschreven resultaten blijkt dat kapvlaktes periodiek geprefereerd worden;
- de gevonden, periodieke, voorkeur voor het ecotoop "eik" in de NM-gegevens kon in dit onderzoek niet bevestigd worden;

Reden voor de afwijkende bevindingen kan zijn dat de NM-gegevens gebaseerd zijn op een enkele merkkoe, terwijl in dit onderzoek in principe alle aanwezige runderen zijn betrokken.

Ecotoopvoorkeur edelherten

Vergelijken we de ecotoopvoorkeur volgens dit onderzoek (tabel 3.3) met de indexwaarden zoals die gebaseerd zijn op de waarnemingen van Worm (1994) (bijlage 3, tabel 4.3), dan treden ondanks de bemonstering van hetzelfde studiegebied toch verschillen op in ecotoopvoorkeur. De reden hiervoor is voor een belangrijk deel gelegen in het beperkte aantal waarnemingen voor alle diersoorten in de dataset van 1994. Als gevolg hiervan worden de uitkomsten gevoelig voor "toevalligheden". Overeenkomst is de preferentie voor de ecotooptypen "kapvakte" en "beuk". Tegenstrijdig is de uitkomst voor "heide": volgens tabel 4.3 (bijlage 3) wordt dit ecotooptype positief geselecteerd, in dit onderzoek wordt "heide" juist licht gemeden. Dit heeft mogelijk te maken met het feit dat voor dit onderzoek de transecten uitgebreid zijn met een deel van de Rheder- en Worthrhederheide.

Voor het Kroondomein is de ecotoopvoorkeur door edelherten ook vastgelegd door de gegevens van Achterberg (1990) opnieuw te analyseren (bijlage 3, tabel 4.4). Uit deze analyse bleek een jaarrond voorkeur te bestaan voor "grasland", hetgeen zowel in dit onderzoek als volgens de gegevens van Worm (1994) niet expliciet vastgesteld kon worden. De positieve selectie van "beuk" op de Imbosch blijkt ook niet uit de Kroondomeingegevens. Een mogelijke verklaring voor de verschillen is gelegen in de jaarlijkse verschillen in aanbod van mast in de vorm van beukenootjes.

Het ecotooptype "grasland" wordt volgens de NM-gegevens door edelherten positief geselecteerd (bijlage 3, tabel 4.5), hetgeen ook uit tabel 4.4 (bijlage 3) maar niet uit voorliggend onderzoek (tabel 3.3) afgeleid kon worden. Duidelijk is wederom de positieve selectie van het ecotoop "kapvlakte" en tevens van "grove den".

Uit alle gepresenteerde gegevens (tabellen 3.3, 4.4 en 4.5) valt op te maken dat de voorkeur voor een bepaald ecotooptype varieert van jaar tot jaar. Het aantal ecotooptypen waar voorkeur voor bestaat verschilt ook per periode. Deze variatie kan worden verklaard uit de mate waarin edelherten in staat zijn zich aan te passen aan veranderende voedselomstandigheden (kwalitatief en kwantitatief). Edelherten prefereren niet-houtige soorten, maar indien het voedselaanbod sterk afneemt stelt het edelhert kwantiteit boven kwaliteit (Van de Veen 1979). Ook Groot Bruinderink & Hazebroek (1995a) stellen dat edelherten intermediate feeders zijn die zich sterk aan kunnen passen aan veranderingen in voedselaanbod/-beschikbaarheid. Bochtige smele, blauwe bosbes en struikhei zijn prioritaire voedselsoorten voor edelherten op de Veluwe. Blad van loofhout, met name eik, wilde lijsterbes en zachte berk wordt graag gegeten. De voorkeur voor "eik" vinden we inderdaad terug in de ecotoopvoorkeur (bijlage 3, tabellen 4.4 en 4.5). De voorkeur voor "heide" vinden we slechts periodiek terug (tabel 3.3) of in zijn geheel niet (bijlage 3, tabellen 4.4 en 4.5). Dit geeft aan dat het dieet per terrein varieert of dat ecotoopvoorkeur en dieetkeuze slecht onderling te vertalen zijn. Volgens Langvatn & Hanley (1993) bestaat er echter wel een sterke relatie tussen terreingebruik en dieet. Zij stellen dat de keuze van voedselplaatsen van groot belang is voor herkauwende planteneters doordat ze 70 tot 96% van hun tijd doorbrengen met voedsel zoeken en de overige tijd grotendeels gebruiken om te herkauwen. Bij algemene toegankelijkheid in een terrein bestaat bij herten een voorkeur voor de lichte en zwaarbegraasde terreindelen.

Ecotoopvoorkeur reeën

Uit diverse onderzoeken (Hazebroek & Groot Bruinderink 1995; Gerard et al. 1995; Von Raesfeld et al. 1978) blijkt dat het ree aangewezen is op licht verteerbaar voedsel. Door het eten van veel licht verteerbaar (eiwitrijk) voedsel, met een voorkeur voor dicotylen in plaats van grassen, betekent dit dat de dieren intensief moeten blijven "browsen" (Kuiters et al. 1996). Het ree op de Veluwe haalt in de zomer het voedsel voornamelijk uit het bos; eik en lijsterbes zijn hierbij favoriet (Hazebroek & Groot Bruinderink 1995). De voorkeur voor "eik" vinden we ook terug in voorliggend onderzoek, maar kan niet gerelateerd worden aan de aanwezigheid van jonge eikjes die door reeën gesnoeid kunnen worden. Eikenverjonging vindt

namelijk niet in bestaande eikenopstanden plaats maar vooral in opstanden met grove den (Kuiters et al. 1997). Het verschil tussen de in voorliggend rapport gepresenteerde gegevens en Worm (1994) is dat "heide" gemeden wordt, maar volgens Worm (1994) niet. Uit Worm (1994) blijkt ook een sterke voorkeur voor "kapvlakte" die echter slechts periodiek blijkt te zijn volgens de gegevens in voorliggend onderzoek (tabel 3.3).

In het Kroondomein is een voorkeur voor "gras" en "kapvlakte" gevonden (bijlage 3, tabel 4.7). De voorkeur voor "gras" is, evenals bij edelherten, niet voor reeën op de Imbosch gevonden in dit onderzoek, maar wel volgens Worm (1994).

Uit bijlage 3 (tabel 4.7) blijkt wederom dat reeën periodiek "grove den" prefereren, maar nooit "overig naaldbos". Aulak & Babinska-Werka (1990) geven aan dat reeën voorkeur hebben voor gemengde bosopstanden die meer dekking en een grotere variatie aan voedsel bieden dan de gemengde naaldbossen. De oudere bosopstanden worden geprefereerd: voor gemengde naaldbossen betekent dit een leeftijd van 41 - 60 jaar en voor gemengde bossen 61 - 80 jaar. In de jongste gemengde naaldopstanden (1 - 20 jr) werden de laagste dichtheden aangetroffen.

Uit de NM-gegevens blijkt een voorkeur voor "grove den" (bijlage 3, tabel 4.8). Opmerkelijk is dat binnen één leefgebied toch duidelijke verschillen op kunnen treden: "eik" en "kapvlakte" worden zeer positief geselecteerd volgens de NM-gegevens op de Imbosch, maar juist zeer sterk gemeden in het Onzalige Bos.

In Engeland is de ontwikkeling van reedichtheden als gevolg van bosontwikkeling gevolgd (Gill et al. 1996). Uit dit onderzoek bleek dat reeën hogere dichtheden bereiken in open boscomplexen of jongere bosopstanden en dat bij successie van een bos de reedichtheid toeneemt in een periode van 4 - 13 jaar na aanplant. Na deze periode neemt de dichtheid weer af als gevolg van bossuccessie. De afname in het voorkomen van braam als belangrijkste voedselplant bleek groter dan de afname in reedichtheid. Dit impliceert dat de reeën hun dieet en wellicht ook hun terreinvoorkeur aan kunnen passen. Het voldoende open zijn van een gebied is dus belangrijk voor reeën. Dit blijkt ook uit een studie van Gerard et al. (1995) die vond dat een toenemende openheid van het terrein tot grotere groepen leidt. De open ecotooptypen "kapvlakte" en "grasland" worden volgens de tabellen 4.6 en 4.7 in bijlage 3 inderdaad actief geselecteerd. Gill et al. (1996) stellen dat de reactie van reeën op bossuccessie/-verandering onvoldoende te beschrijven is aan de hand van dichtheidscijfers alleen. Veranderingen in aanwezigheid en/of zichtbaarheid treden ook op, evenals dieetveranderingen, terreingebruik en samenstelling van de bodemvegetatie. De dichtheden reageren met een zekere vertraging op veranderingen in voedselaanbod/successie.

Ecotoopvoorkeur wilde zwijnen

Tijdens het transectonderzoek op de Imbosch konden slechts een beperkt aantal gegevens ten aanzien van de ecotoopvoorkeur door wilde zwijnen verzameld worden. Als redenen hiervoor kunnen de overwegende sche-

mer- en nachtactiviteit van het dier genoemd worden en de sterke voorkeur voor de meer gesloten terreindelen (Briedermann 1990). De voorkeur voor dichte terreingedeelten is typisch voor vrouwelijke zwijnen (Spitz & Janeau 1995). Ook het onderzoek van Abaigar et al. (1990) naar het terreingebruik op basis van indirecte gegevens (keutels en sporen) gaf aan dat wilde zwijnen sterk de voorkeur geven aan dichte vegetatietypen. Het terreingebruik en verspreiding van wilde zwijnen wordt met name gedomineerd door het zoeken naar een maximaal veilige rustplaats (Spitz & Janeau 1990; 1984). Zeugen komen vaker dan keilers terug op een rustplaats die ook de vorige dag gebruikt is (80% van de zeugen versus 11,5% van de keilers). Rustplaatsen liggen voornamelijk in bosvakken. Spitz & Janeau (1995) vonden bovendien dat zeugen met biggen onzekere habitats vermijden en dat zowel zeugen met biggen als subadulte mannetjes habitats op basis van voedselrijkdom selecteren.

De gehanteerde ecotopenindeling geeft slechts gedeeltelijk inzicht in de mate van geslotenheid van de ecootypen: dat "grasland" en "heide" opener zijn dan bijvoorbeeld "grove den" en "overig naaldhout" is duidelijk. Echter, het verschil in geslotenheid binnen een onderscheiden ecotooptype is niet gemaakt, terwijl bijvoorbeeld "grove den" zowel op holle grove dennenbossen met een hoge doorkijkbaarheid betrekking heeft als op jonge, dichte, grove dennenopstanden.

Ook in het Kroondomein is een voorkeur van wilde zwijnen voor "grove den" vastgesteld, alleen niet middels transectonderzoek maar op basis van telemetrisch onderzoek (De Haas 1995). Volgens De Haas (1995) brengen wilde zwijnen de meeste tijd door in bosopstanden, weinig tijd op heiden/kapvlakten en nauwelijks tot geen tijd op wildweiden. Dit is wellicht afhankelijk van het aanbod aan mast en de ligging van de wildweiden (op de heide of in het bos dicht bij de dichte dekkingsvakken). Duidelijk blijkt uit de gegevens van dit onderzoek dat in een situatie met een afwezigheid aan mast in combinatie met een bevroren bodem de zwijnen overschakelen op een dieet bestaande uit bovengrondse plantendelen, zoals breedbladige grassen. Het gevolg was dat de zwijnen in de winter juist vooral op het ecotooptype "grasland" waargenomen werden (tabel 3.7). De ecotoopvoorkeur door zwijnen wordt door De Haas (1995) als volgt beschreven: in voorjaar en zomer voorkeur voor naaldhout en gemengde opstanden met naaldhout en potentieel mastdragende boomsoorten. Een jaarrond voorkeur voor de loofbossen kon echter in dit onderzoek niet vastgesteld worden. In het voorjaar vond De Haas (1995) een sterke voorkeur voor vakken met ondergroei van bochtige smele en in de zomer voor vakken met blauwe bosbes. Bij mast (vanaf half augustus) zijn wilde zwijnen vooral in mastdragende opstanden te vinden, zowel van Amerikaanse als zomer- en wintereik en beuk. Opstanden zonder dekking worden gemeden, behalve indien mast aanwezig is.

Als de telemetriegegevens verder met de zichtwaarnemingsgegevens vergeleken worden, ontstaat een beeld van de verschillen die een andere wijze van waarnemen binnen hetzelfde terrein oplevert ten aanzien van terreinvoorkeur: tabel 4.10 in bijlage 3 geeft de telemetrisch vastgestelde terreinvoorkeur, tabel 4.11 de voorkeur gebaseerd op zichtwaarnemingen.

Het blijkt in beide gevallen dat "heide" inderdaad niet positief geselecteerd wordt. Beide methoden geven een voorkeur aan voor "gras" en "grove den". Voor "overig naaldhout", "beuk", "eik" en "kapvlakte" worden afwijkende (tegengestelde) voorkeuren vastgesteld. Deze verschillen kunnen het gevolg zijn van een per dataset verschillende waarnemingsmethode, maar in deze studie is ook al gebleken dat herhaald waarnemen in de tijd doorgaans tot andere resultaten leidt (het terreingebruik varieert van jaar tot jaar).

De NM-gegevens ten aanzien van wilde zwijnen zijn in verband met het geringe aantal zichtwaarnemingen vertaald in een ecotoopvoorkeur voor de gehele periode (september 1995 - juli 1996). Uit de beperkte gegevens van tabel 4.12 in bijlage 3 lijkt een voorkeur voor "beuk" en "kapvlakte". Tevens wordt op de Imbosch een voorkeur voor "eik" gevonden, maar niet in het Onzalige Bos.

Ecotoopvoorkeur damherten

Het totaal aantal waarnemingen aan damherten is gering, zodat aan de uitkomsten nauwelijks conclusies verbonden kunnen worden. Aanleiding om toch de nodige aandacht aan het damhert te besteden is gelegen in het feit dat het damhert sinds enige jaren op de Rode Lijst van bedreigde diersoorten is opgenomen (Hollander & Van Reemst 1994) en vanuit die optiek extra aandacht vraagt. Daarnaast speelt mee dat een van de conclusies uit het Bosbegrazingsonderzoek (Van Wieren et al. 1997) is dat de functie van het damhert in bos-ecosystemen tot nog toe eigenlijk onderbelicht is gebleven. Het damhert als "intermediate feeder" (Prins 1987; Kuiters et al. 1996) kan, net als het edelhert, een positieve rol spelen in de (ontwikkeling van) Nederlandse natuur.

Een opvallende uitkomst uit Batcheler (1960) was dat reeën vooral in jonge bossen vertoefden, edelherten in bossen van gemiddelde ouderdom en dat damherten zich bij voorkeur in oudere bossen ophielden. Damherten zijn in natuurlijke omstandigheden karakteristiek voor oudere boslandschappen. Ook al zullen damherten naaldbossen koloniseren, hun voorkeur gaat uit naar loofbossen met een goed ontwikkelde kruid- en struiklaag. De bossen hoeven niet per sé erg groot te zijn omdat ze met name voor beschutting gebruikt worden. Damherten zijn bij voorkeur grazers in plaats van browsers. In het New Forest werd loofbos actief geselecteerd in februari-april en augustus-oktober. Het bosgebruik bleef hoog in de winter in het geval van een goed mastjaar. Bij minder of geen mast werden meer open terreinen geselecteerd. De ecotopen grasland, droge heide en veen werden sterk gemedend. Loof-, naaldbos en open plekken in het terrein worden het meest bezocht, waarbij de voorkeur voor naaldbos of loofbos per maand varieerde. Open loofbos heeft veruit de voorkeur boven gesloten loofbos. Voor naaldbos is dit verschil minder duidelijk. Grasland wordt vooral in de lente en de zomer geprefereerd (Putman 1996).

4.2.2 Dichtheid en invloed van dieren

De dichtheid aan dieren bepaalt de invloed die de verschillende hoefdier-soorten hebben op de onderscheiden ecotopen. Deze invloed zou aange-

duid kunnen worden als de "impact" van diersoorten. De impact zou gedefinieerd kunnen worden als: het totaal aantal grazende en snoeiende dieren per ecotooptype per periode, gecorrigeerd voor de totale oppervlakte van het betreffende ecotooptype. Volgens deze definitie is de "impact" dus een dichtheidsmaat. In dit onderzoek werd voor een groot deel "alert" en "vlucht" als gedrag waargenomen. Met andere woorden: het gedrag werd onder niet-ideale omstandigheden vastgelegd. Onbekend is hoeveel dieren, voordat overgegaan werd op het gedrag "vlucht" of "alert", een vorm van actieve beïnvloeding van de vegetatie (snoeien/grazen) vertoonden. De schuwheid van de hoefdiersoorten ree, edelhert, damhert en wild zwijn is echter ook nog eens seizoensafhankelijk. Deze seizoensafhankelijke schuwheid resulteert in een periode-afhankelijke zichtbaarheid van de dieren doordat ze enerzijds hun activiteiten sterk verleggen naar de avond, nacht en vroege ochtend en anderzijds doordat grote vluchtafstanden gehanteerd worden (Worm 1994; Worm & Van Wieren 1996). De schuwheid van de dieren werkt op deze wijze door in de gevonden gedrags- en ecotoopgebruikgegevens. Vanwege het grote aandeel waargenomen verstoringsgedrag ($\pm 50\%$ of meer van de waarnemingen) is de "impact" volgens de gestelde definitie niet te bepalen.

4.2.3 Indexberekeningen

Voorkeurindex

De voorkeursindex is bepaald ten aanzien van vakken met watervoorziening en vakken die officieel als "rustgebied" aangemerkt zijn. Aan de in 1994 ingestelde "reservaatgebieden" is echter geen aandacht besteed. De bedoelde "reservaatgebieden", niet te verwarren met de bosreservaten, zijn delen van het terrein waar zo min mogelijk beheer (jacht- en bosbeheer) gepleegd wordt. Gezien de veranderde voorkeur van de hoefdieren voor de officiële rustgebieden is het mogelijk dat juist de reservaatgebieden van invloed zijn op het terreingebruik.

Jacobs-index

De Jacobsindex is duidelijk gevoelig voor ecotopen die in een zeer geringe oppervlakte voorkomen, resulterend in hoge waarden. Bij een enkele (incidentele) waarneming in een marginaal voorkomend ecotoop wordt door de bijbehorende indexwaarde een erg hoge selectiviteit van dieren voor dat ecotoop gesuggereerd. Voorbeeld is het ecotooptype "overig naaldhout". Wellicht moet een (relatieve) ondergrens voor de oppervlakte van een te onderscheiden ecotooptype ingesteld worden. Bij het ecotooptype "overig naaldhout" speelt ook nog mee dat de vakken die als zodanig aangemerkt zijn, veelal veranderd zijn in "kapvlakte" na exotenverwijdering.

Ecotoop- en niche-overlap

Met behulp van de formule van Pianka (1973) is de overlap in ecotoopgebruik berekend. De hoge waarden zijn mogelijk het gevolg van het onderscheiden van een beperkt aantal ecotooptypen waarbij enkele van deze ecotooptypen, zoals "grove den", dominant zijn. Het is bekend dat edelherten en gedomesticeerde dieren, zoals runderen, elkaar beïnvloeden (o.a. Loft et al. 1991; Clarke et al. 1995). Loft et al. (1991) vonden dat begrazing door runderen significante effecten heeft op de habitatselectie bij de

herten. Daarnaast bleek een reductie aan voedsel en dekking als gevolg van de aanwezigheid door runderen tot een minder grote selectiviteit bij de herten te leiden. Dit effect was sterker naarmate het seizoen vorderde. Gordon (1988) keek naar de invloed van vee op edelherten, in het bijzonder naar facilitatie-effecten in het graasgedrag van edelherten door runderen en de invloed daarvan op het voorkomen van edelherten. Begrazing van pijpestro-vegetaties door runderen leidde er toe dat herten meer tijd doorbrachten op in de voorgaande winter begraasde delen dan op terreindelen waar het vee niet kon komen. Daarnaast werd sinds de introductie van runderen een toename in de verhouding kalf:hinde in de begraasde terreindelen geconstateerd, in tegenstelling tot de niet-begraasde terreindelen. Conclusies uit het facilitatie-onderzoek waren dat winterbegrazing door vee de graas mogelijkheden van pijpestro-vegetaties voor edelherten vergroot door toename in kwantiteit en beschikbaarheid van groene delen in het voorjaar.

Ondanks dat in dit onderzoek een hoge ecotoopoverlap tussen rund en edelhert berekend is, betekent dit niet dat de dieren ook in dezelfde vakken voorkomen. Dit wordt bevestigd door Hoogeveen (1987) en Van Wieren (1988) die de onderlinge beïnvloeding van edelhert en rund onderzochten in een gebied dat hoofdzakelijk bestaat uit het ecotoop "grove den". Duide-lijk werd dat de beide soorten, ondanks de voorkeur voor hetzelfde eco- toop, toch andere delen van dat ecotoop kozen. De structuur van het eco- tooptype (open, gesloten) bleek erg belangrijk te zijn.

Ook tussen reeën en runderen blijken nauwe relaties te bestaan. Voor reeën in de Oostvaardersplassen bleek de aanwezigheid van runderen een sterk (negatief) bepalende factor te zijn (Cornelissen & Vulink 1996). Ook in het New Forest werd een negatief verband gevonden tussen het aantal runderen en pony's enerzijds en het aantal reeën anderzijds (Putman & Sharma 1987).

Ondanks dat op basis van het beperkte aantal waarnemingen aan damher- ten geen ecotoop-overlap berekend kon worden is vanuit de literatuur een overlap in dieet en niche tussen reeën en damherten wel te verwachten. In het New Forest werd tussen reeën en damherten jaarrond een niche-over- lap > 35% gevonden met een maximum in de winter (86%). De overlap met pony's bleek geringer. De overlap tussen damherten en sikaherten is erg groot, namelijk 78% (Putman 1996). Kuiters et al. (1996) vonden voor twee duingebieden in Nederland een voedseloverlap tussen reeën en damher- ten van gemiddeld 82% op jaarbasis. De overlap bleek met name in de win- termaanden groot te zijn.

4.2.4 Overige sturende factoren op terreingebruik

Water

Uit de resultaten van het veldonderzoek blijkt voor edelherten een verhou- ding van waarnemingen in wel/geen vakken met water van 1:5. Uit het loop- bestand van de Imbosch (Worm 1994) bleek deze verhouding anders te liggen namelijk wel:geen=1:1,5. Een voorkeur voor vakken met water lijkt niet voor edelherten op te gaan op basis van de gebruikte gegevens, alleen

in oktober en februari is op basis van de index een (lichte) voorkeur voor vakken met water te zien (paragraaf 3.8.2). Aangezien volgens een aantal publicaties (o.a. Bützler 1986) de aanwezigheid van water het terreingebruik wel beïnvloedt, is het denkbaar dat de berekende voorkeurindex een onderschatting geeft van het effect van water op het terreingebruik door edelherten. Het is mogelijk dat de aanwezige watervoorzieningen, als gevolg van het aan of dicht bij openbare paden gelegen zijn, erg verstoringgevoelig zijn. Dit leidt ertoe dat dieren voordat ze waargenomen worden reeds verstoord waren en verder van de watervoorzieningen af waargenomen zijn. Een andere mogelijkheid is dat dieren vanwege de verstoringgevoeligheid van de watervoorzieningen pas in het donker gebruik maken van het aanwezige water om zo ongestoord te kunnen drinken en/of zoelen.

De gevonden sterke voorkeur voor water door Schotse Hooglanders is wel in overeenstemming met andere onderzoeken, zoals de door Feije (1997) gevonden indexwaarden per fenologische periode. Feije (1997) berekende uit de NM-gegevens een $V = 2,44$ voor periode I (16/4 - 31/7), $V = 2,66$ voor periode II (1/8 - 30/9), $V = 1,41$ voor periode III (1/10 - 31/10), $V = 2,47$ voor periode IV (1/11 - 31/12) en $V = 3,41$ voor periode V (1/1 - 15/4).

Rustgebieden

De verhouding tussen het aantal waarnemingen buiten en in de rustgebieden bedraagt $212/107=2/1$. Ook is gebleken dat in rustgebieden verhoudingsgewijs meer gemengde groepen en minder mannelijke groepen waargenomen worden. Buiten de rustgebieden is de gemiddelde groeps grootte 3,5 (734/212), binnen de rustgebieden is dit 4,0 (425/107). Dit is anders dan voorheen op de Imbosch gevonden werd (o.a. Berris & Schelvis 1986; Worm 1994). De conclusie die hieraan verbonden kan worden is dat het als gevolg van toenemende rust en grotere bosvakken eigenlijk niet meer uitmaakt dat vakken officieel aangeduid zijn als rustgebieden. Dit komt tot uitdrukking in een gemiddelde waarde van de voorkeurindex voor rustgebieden van 0,9 (lichte afkeur) in dit onderzoek en 1,6 (sterke voorkeur) volgens de gegevens van Worm (1994). Hierbij is uitgegaan van 336 ha rustgebied en 619 ha niet-rustgebied; voor Worm (1994) is uitgegaan van 255 ha rustgebied en 483 ha niet-rustgebied.

Klimaat

Bij edelherten zien we in lichte mate het omgekeerde van hetgeen bij Schotse Hooglanders is waargenomen: het aantal waarnemingen in de open ecotootypen neemt bij edelherten bij regen toe ten opzichte van geen neerslag. Bij Hooglanders zagen we dat dan juist het aantal waarnemingen in de gesloten ecotootypen toeneemt. Het is mogelijk dat deze toename bij edelherten te verklaren is vanuit een afname in verstoring door recreanten bij minder goed weer. Ook Staines (1974) en Clutton-Brock et al. (1987) geven aan dat het klimaat van invloed is op het terreingebruik van herten. Clutton-Brock et al. (1987) vonden zelfs een sekse-afhankelijke invloed van het klimaat op het terreingebruik: verschillen in verspreiding tussen herten en hinds bleken niet alleen terug te voeren op kwaliteitsverschillen in de vegetatie maar ook op het verschijnsel dat mannelijke dieren meer bleken voor te komen in gebieden die blootgesteld waren aan wind en

verstoring door mensen. Staines (1974) noemt als specifieke klimaatfactoren wind, temperatuur, zon (expositie) en neerslag, in het bijzonder sneeuw.

Jacht en recreatie

Jacht- en recreatie-activiteiten kunnen bijdragen aan de verstoring in het terrein en daarmee invloed uitoefenen op het terreingebruik van dieren (Georgii 1980; Herbold et al. 1992, 1994; Pollard & Littlejohn 1994; McIntosh et al. 1995; Linnel & Anderson 1995). Voor jacht kon met de verzamelde gegevens wel een relatie gelegd worden met waarnemingsaantallen, zelfs voor de niet-bejaagde soorten. Dit impliceert dat jacht ook het terreingebruik van niet bejaagde soorten beïnvloedt. Tussen recreatie en waargenomen aantallen dieren kon geen relatie vastgesteld worden. Toch mag aangenomen worden dat recreatie ook invloed zal uitoefenen op de zichtbaarheid en het terreingebruik van de betreffende diersoorten. Dit blijkt uit gegevens van Georgii (1980) die verschillende vormen van verstoring introduceerde en de reactie van edelherten hierop vastlegde. Ook de gegevens van Worm (1994) geven aan dat de dieren ten opzichte van wandelaars een afstandafhankelijk vluchtgedrag vertonen en dus ook door deze categorie van recreanten verstoord worden.

4.3 Aanbevelingen

Opzet database

In de ontwikkelde Oracle-database kan maar één vorm van gedrag, eventueel wel met een aanduiding van het aantal vluchtende dieren, per observatie ingevoerd worden. Het verdient de voorkeur dat meerdere gedragsvormen per observatie ingevoerd kunnen worden, zo mogelijk zelfs met het aantal waargenomen dieren per gedragsvorm: bijvoorbeeld 3 drinken, 2 lopen, 1 zittend herkauwen.

De in het databestand opgenomen tijd- en datumveld zijn geen echte tijd- en datumvelden maar tekstvelden. Dit leidt tot problemen met op tijd- en datumvolgorde zetten (datum) van waarnemingen en met het bepalen van de eerste waarnemingstijd ten opzichte van zonsondergang. Het tijdstip van zonsondergang kan ook niet ingevoerd worden, waardoor een nabewerking op de gegevens moet plaatsvinden. Het verdient de aanbeveling om bij de opzet van een database rekening te houden met het soort informatie (tekst, getal, datum, tijd) dat opgeslagen moet worden.

Lijntransectmethode

Voor edelherten en wilde zwijnen zou de lijntransectmethode tot een meer optimale gegevensverzameling kunnen leiden door behalve de meest kansrijke dagdelen (avond en ochtend) ook 's nachts de transecten af te leggen en te observeren met een restlicht- of nachtkijker (infrarood). Op deze wijze kan een indruk verkregen worden van de mate waarin de dieren schemer- en nachtactief zijn en in hoeverre het terreingebruik in avond en nacht van elkaar verschillen. Het bepalen van het terreingebruik overdag op basis van directe zichtwaarnemingen zal vanwege het zich ophouden in de meer gesloten terreindelen moeilijk blijven.

LITERATUUR

- Abaigar, T., G. del Barrio & J.R. Vericad 1994. Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in a mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. *Mammalia* 58: 201-210.
- Achterberg, C. 1990. Zichtwaarneming en telemetrie aan edelhert, ree en wild zwijn in een gebied waar niet wordt bijgevoerd. Doctoraalverslag Rijksuniversiteit Utrecht, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 97 p.
- Aulak, W. & J. Babinska-Werka 1990. Preference of different habitats and age classes of forest by roe deer. *Acta Theriologica* 35: 289-298.
- Batcheler, C.L. 1960. A study of the relations between roe, red and fallow deer. *Journal of Animal Ecology* 29: 375-384.
- Beek, J.G., van & B.E.J. Litjens 1989. Geef de Veluwe edelherten en wilde zwijnen de ruimte. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 61: 114-121.
- Berris, L. & J. Schelvis 1986. Terreingebruik van het edelhert op de Imbosch. Observaties in het gebied van de bosbegrazingsproef met Hooglandrunderen. Rijksuniversiteit Utrecht. 37p.
- Bobek, B. 1977. Summer food as the factor limiting roe deer population size. *Nature* 268: 47-49.
- Boroski, B.B., R.H. Barrett, I.C. Timossi & J.G. Kie, 1996. Modelling habitat suitability for black-tailed deer (*Odocoileus hemionus columbianus*) in heterogeneous landscapes? *Forest Ecology and Management* 88: 157-166.
- Briedermann, L. 1990. Schwarzwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin. 540p.
- Bützler, W. 1986. Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege. Derde druk, BLV Verlagsgesellschaft mbH, München. 256 p.
- Clarke, J.L., D. Welch & I.J. Gordon 1995. The influence of vegetation pattern on the grazing of heather moorland by red deer and sheep. I: The location of animals of grass/heather mosaics. *Journal of Applied Ecology* 32: 166-176.
- Clutton-Brock, T.H., F.E. Guinness & S.D. Albon 1982. Red deer. Behavior and ecology of two sexes. *Wildlife Behavior and Ecology Series*, University of Chicago. 378 p.
- Clutton-Brock, T.H., G.R. Iason & F.E. Guinness 1987. Sexual segregation and density-related changes in habitat use in male and female Red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of Zoology*, London 211: 275-289.
- Cornelissen, P. & J.T. Vulink 1996. Edelherten en reeën in de Oostvaardersplassen: demografie, terreingebruik en dieet. *Flevobericht* 397, Directoraat Generaal Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied. 48 p.
- Coughenour, M.B. 1991. Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching, and native ungulate ecosystems. *Journal of Range Management* 44: 530-542.
- Dubas, J.W. & W. Jezierski 1989. Effekten der jagdlichen Auslese beim männlichen Rotwild. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 35: 192-197.
- Feije, R. 1997. Gedrag van runderen en pony's op de Imbosch en het Planken Wambuis. Hogeschool van Amsterdam, Instituut voor Bos- en Natuurbeheer, Arnhem. 27 p.
- Georgii, B. 1980. Einflüsse menschlicher Störungen auf Standortwahl und Aktivitätsmuster weiblicher Rothirsche (*Cervus elaphus* L.). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Band VIII Freising-Weißenstephan*, 1979: 163-168.
-

- Gerard, J.F., Y. Le Pendu, M.L. Maublanc, J.P. Vincent, M.L. Poulle & C. Cibien 1995. Large group formation in European roe deer: an adaptive feature? *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 50: 391-399.
- Gill, R.M.A., A.L. Johnson, A. Francis, K. Hiscocks & A.J. Peace 1996. Changes in roe deer (*capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management* 88: 31-41.
- Gordon, I.J. 1988. Facilitation of red deer grazing by cattle and its impact on red deer performance. *Journal of Applied Ecology* 25: 1-10.
- Gordon, I.J. 1989. Vegetation community selection by ungulates on the isle of Rhum II. *Journal of Applied Ecology* 26: 53-64.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1977. Maaginhoudonderzoek van het Wilde Zwijn (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) op de Veluwe. *Lutra* 19: 73-85.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1996. Terreengebruik door Pony's, runderen, Edelherten, Reeën en Wilde zwijnen in enkele Veluwe bos- en heidegebieden van de Vereniging Natuurmonumenten. Instituut voor Bos- en Natuurbeheer, rapport 252, Arnhem. 55 p.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1997. De veluwe niet Lynx laten liggen: een beschouwing omtrent de wenselijkheid van herintroductie van de Lynx (*Lynx lynx*) op de veluwe. Nederlandse Commissie voor de Internationale Natuurbescherming, mededelingen No. 31.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek 1995a. Ingestion and diet composition of red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Netherlands from 1954 till 1992. *Mammalia* 59: 187-195.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek 1995b. Modelling carrying capacity of wild boar (*Sus scrofa scrofa*) in a forest/heathland ecosystem. *Wildlife Biology* 1: 81-87.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & S.E. van Wieren (eds.) 1990. Methods for the study of large mammals in forest ecosystems. Proceedings workshop, Research Institute for Nature Management, Arnhem.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., S.E. van Wieren, E. Hazebroek, M.H. Den Boer, F.I.M. Maaskamp, W. Lamers, P.A. Slim & C.B. de Jong 1997. De ecologie van hoefdieren. In: S.E. Van Wieren, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters (red.), *Hoefdieren in het boslandschap*. Backhuys Publishers; 31-70.
- Haas, De, A.G., 1995. Habitatbenutting en activiteit van Wilde zwijnen in een Veluws leefgebied. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, intern rapport, Arnhem.
- Hazebroek, E. & G.W.T.A. Groot Bruinderink 1995. Het voedsel van de Ree (*Capreolus capreolus*) op de Veluwe zandgronden vroeger en nu. *Lutra* 38: 41-49.
- Herbold, H., F. Suchentrunk, S. Wagner & R. Willing 1992. Einfluß anthropogener Störreize auf die Herzfrequenz von Rotwild (*Cervus elaphus*) und Rehwild (*Capreolus capreolus*). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 38: 145-159.
- Herbold, H., F. Suchentrunk & S. Wagner 1994. Gehege-experimente zur Wirkung anthropogener Störreize auf Herzfrequenz und Verhalten von Rot- und Rehwild. *Artenschutzreport* 4: 51-56.
- Hixom, M.A. 1982. Energy maximizers and time minimizers: theory and reality. *The American Naturalist* 119: 596-599.
- Hoekstra, A. 1994. The influence of the quality of the habitat on sexual selection in red deer: a comparison between Rhum (Scotland) and Jaegersborg deerpark (Denmark). Student report, University of Groningen.

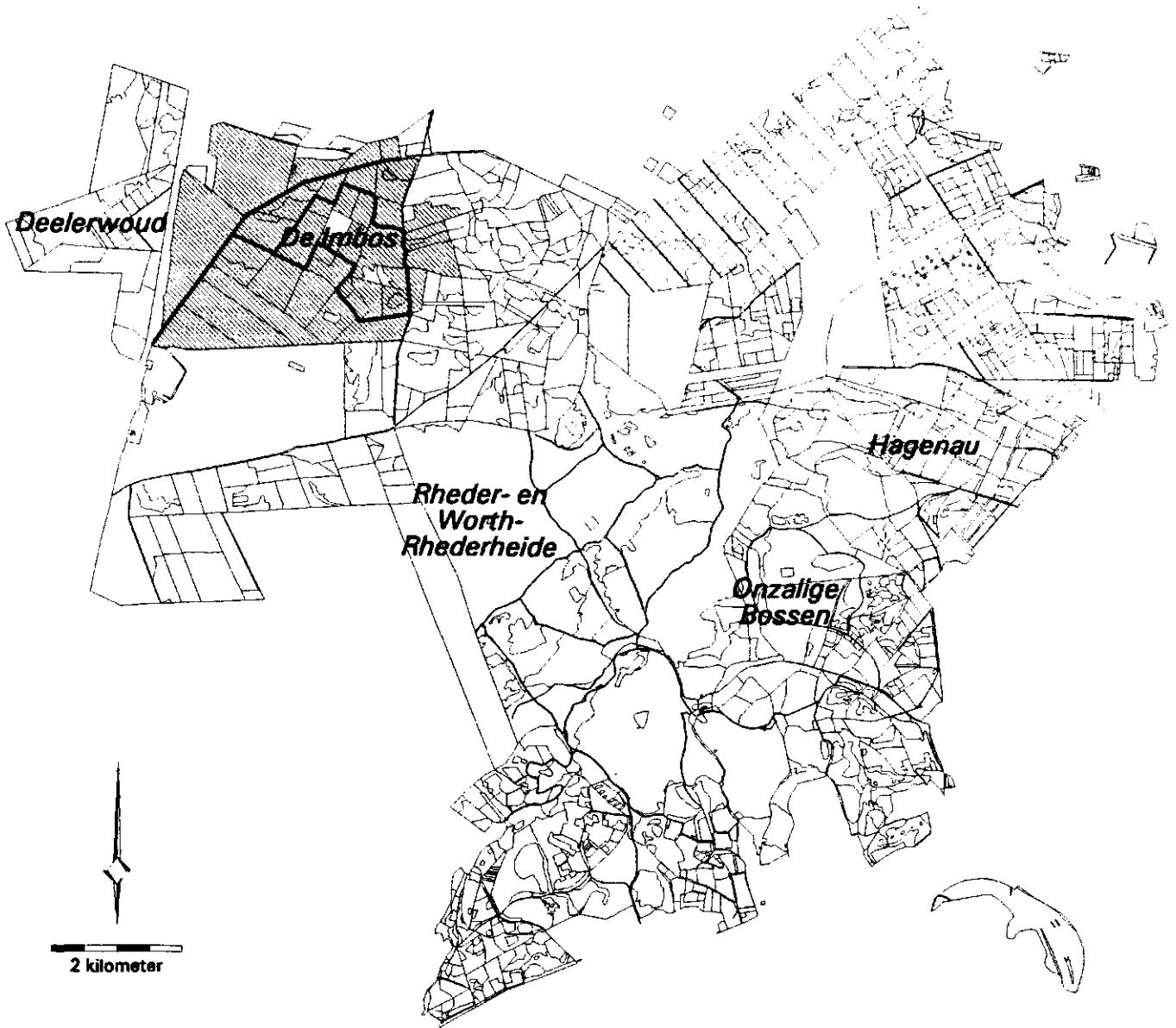
- Hollander, H. & P. Van der Reest 1994. Rode Lijst van bedreigde zoogdieren in Nederland. Vereniging voor Zoogdierkunde & Zoogdierbescherming, Mededeling 15, Utrecht. 96 p.
- Hoogeveen, Y. 1987. Zoölogische aspecten van natuurtechnische begrazing. Ecologische interacties tussen Schotse Hooglanders en edelherten op de Veluwe. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, intern rapport 87/16, Arnhem. 36 p.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's selectivity index. *Oecologia* 14: 413-417.
- Jeppesen, J.L. 1987. Seasonal variation in group size, and sex and age composition in a Danish red deer (*Cervus elaphus*) population under heavy hunting pressure. *Danish Review of Game Biology* 1: 1-18.
- Jeppesen, J.L. 1990. Home Range and movements of free-ranging roe deer (*Capreolus capreolus*) at Kalø. *Danish Review of Game Biology* 14: 4-14.
- Kie, J.G. 1996. The effects of cattle grazing on optimal foraging in mule deer (*Odocoileus hemionus*). *Forest Ecology and Management* 88: 131-138.
- Kohlmann, S.G. & K.L. Risenhoover 1993. Spatial and behavioral response of white tailed deer to forage depletion. *Canadian Journal of Zoölogy* 72: 506-512.
- Kramer, C. in voorbereiding. FORSPACE: FORest dynamics of SPAtially Changing Environments. Model Description. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Kuiters, A.T., G.W.T.A. Groot Bruinderink & C.B. de Jong 1996. De dieetkeus van damhert, ree en enkele andere herbivoren in de duinen van Zuid-Kennemerland. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, rapport 226, Wageningen.
- Kuiters, A.T., H.G.J.M. Koop & G.M.J. Mohren 1995. Projectvoorstel: Patroonontwikkeling en patch-dynamiek in boslandschappen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Kuiters, A.T., P.A. Slim & A.F.M. van Hees 1997. Spontane bosverjonging en hoefdieren. In: S.E. Van Wieren, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters (red.), Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys Publishers; 99-127.
- Langvatn, R. & T.A. Hanley 1993. Feeding-patch choice by red deer in relation to foraging efficiency. *Oecologia* 95: 164-170.
- Linnel, J.D.C & R. Anderson 1995. Site tenacity in roe deer: short-term effects of logging. *Wildlife Society Bulletin* 23: 31-35.
- Loft, E.R., J.W. Menke & J.G. Kie 1991. Habitat shifts by mule deer: the influence of cattle grazing. *Journal of Wildlife Management* 55: 16-26.
- Lundberg, P. & M. Åström 1988. Low nutritive quality as a defence against optimally foraging herbivores. *The American Naturalist* 135: 547-562.
- Lundberg, P. & M. Åström 1990. Functional response of optimally foraging herbivores. *Journal of Theoretical Biology* 144: 367-377.
- MacArthur, R. & R. Levins 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. In: *The American Naturalist* 101: 377-385.
- Mann, J.C.E. & R.J. Putman 1989. Patterns of habitat use and activity in British populations of Sika deer of contrasting environments. *Acta Theriologica* 5: 83-96.
- McIntosh, R., F.W.E. Burlton & G. McReddie 1995. Monitoring the density of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population subjected to heavy hunting pressure. *Forest Ecology and Management* 79: 99-106.
- Parker, K.L., M.P. Gillingham, T.A. Hanley & C. Robbins 1996. Foraging efficiency: energy expenditure versus energy gain in free-ranging black-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology* 74: 442-450.
-

- Pianka, E.R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-77.
- Pollard, J.C. & R.P. Littlejohn 1994. Consistency in avoidance of humans by individual red deer. *Applied Animal Behaviour Science* 45: 301-308.
- Prins, R. 1987. Het Damhert. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, intern rapport, Arnhem. 38 p.
- Prins, H.T.H. & J. Bokdam 1990. Habitat use of wild ungulates: discussion. In: Groot Bruinderink, G.W.T.A. & S.E. van Wieren (eds): *Methods for the study of large mammals in forest ecosystems*, Research Institute for Nature Management: 36-43.
- Putman, R.J. 1990. Patterns of habitat use: an examination of the available methods. In: Groot Bruinderink, G.W.T.A. & S.E. van Wieren (eds): *Methods for the study of large mammals in forest ecosystems*, Research Institute for Nature Management: 22-32.
- Putman, R.J. 1996. Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies. Chapman & Hall, *Wildlife Ecology and Behaviour Series*, No 3, London. 131 p.
- Putman, R.J., & S.K. Sharma 1987. Long term changes in New Forest deer populations and correlated environmental change. *Mammal Population Studies* 58: 167-179.
- Pye, G.H., H.R. Pulliam & E.L. Charnov 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *The Quarterly Review of Biology* 52: 137-154.
- Raesfeld, Von, F., A.H. Neuhaus, K. Schaig 1978. *Das Rehwild: Naturgeschichte, Hege und Jagd*. Achtste Druk, Paul Parey, Hamburg.
- Reimoser, F. & H. Gossow 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* 88: 107-119.
- Saarenmaa, H., N.D. Stone, J.M. Packard, W.E. Grant, M.E. Makela & R.N. Coulson 1988. An artificial intelligence modelling approach to simulating animal/habitat interactions. *Ecological Modelling* 44: 125-141.
- Spitz, F. & G. Janeau 1990. Spatial strategies: an attempt to classify daily movements of wild boar. *Acta Theriologica* 35: 129-149.
- Spitz, F. & G. Janeau 1995. Daily selection of habitat in wild boar (*Sus scrofa*). *Journal of Zoology*, London 237: 423-434.
- Staines, B.W. 1974. A review of factors affecting deer dispersion and their relevance to management. *Mammal Review* 3: 79-91.
- Thalen, D.C.P., H. Poorter, L.A.P. Lotz & P. Oosterveld 1987. Modelling the structural changes in vegetation under different grazing regimes. In: Van Andel, J. et al. (eds.), *Disturbance in grasslands*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Thompson Hobbs, N. & T.A. Hanley 1990. Habitat evaluation: do use/availability data reflect carrying capacity? *Journal of Wildlife Management* 54: 515-522.
- Veen, H.E., Van de 1979. Voedselselectie en terreingebruik door het edelhert (*Cervus elaphus* L.). Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen. 263 p.
- Wahlström, L.K. & P. Kjellander 1995. Ideal free distribution and natal dispersal in female roe deer. *Oecologia* 103: 302-308.
- Wallis de Vries, M.F.W. 1994. Foraging in a landscape mosaic: diet selection and performance of free-ranging cattle in heathland and riverine grassland. Proefschrift, Landbouwniversiteit Wageningen.
-

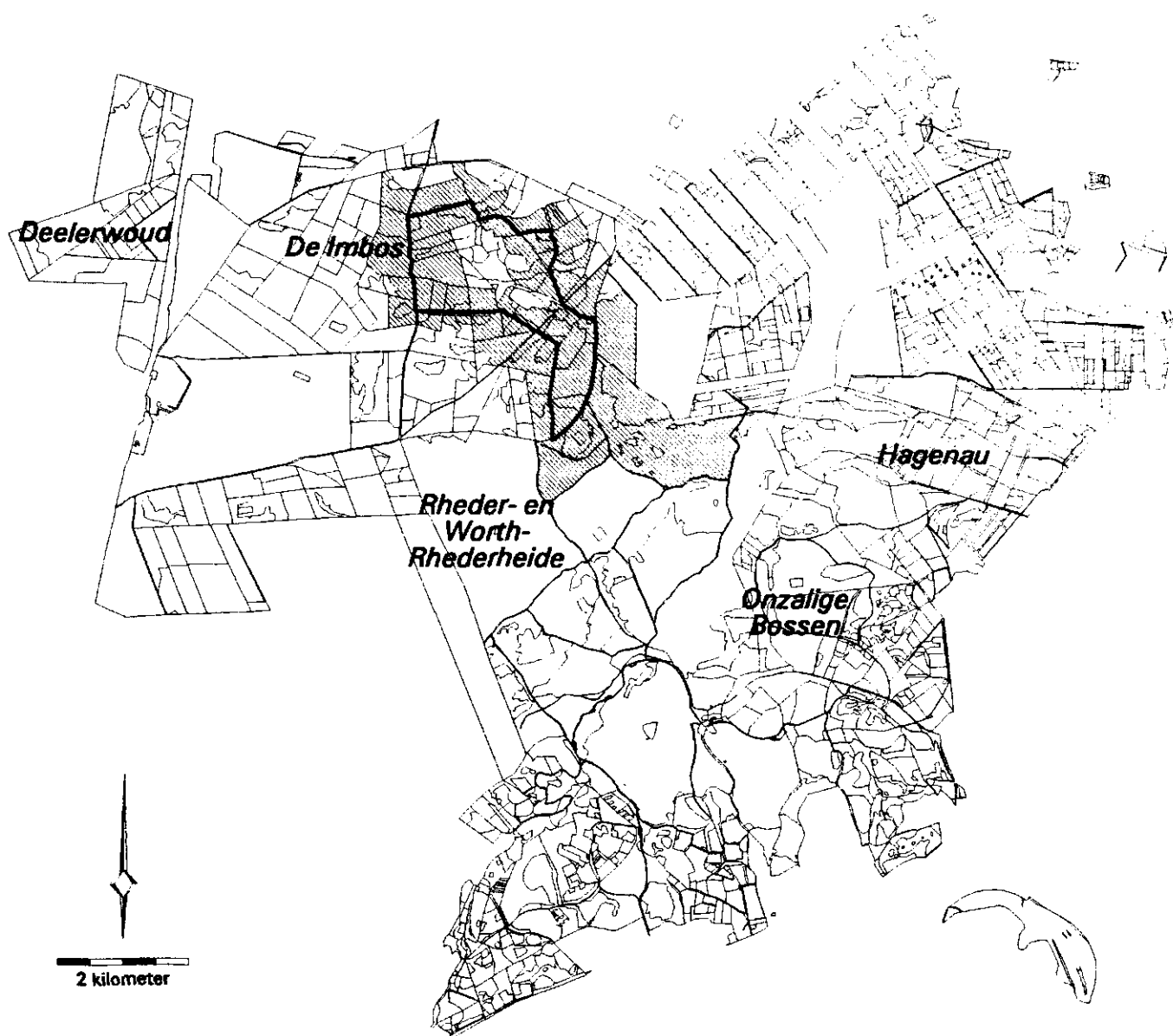
- Wallis de Vries, M.F.W. & P. Schippers 1994. Foraging in a landscape mosaic: selection for energy and minerals in free-ranging cattle. *Oecologia* 100: 107-117.
- Wallis de Vries, M.F.W. 1996. Effects of resource distribution patterns on ungulate foraging behaviour: a modelling approach. *Forest Ecology and Management* 88: 167-177.
- Weckerly, F.W. 1994. Selective feeding by black-tailed deer: forage quality or abundance? *Journal of Mammalogy* 75: 905-913.
- Wieren, S.E., Van 1988. Runderen in het bos. Begrazingsproef met Schotse Hooglanders in het natuurgebied de Imbosch. Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM), rapport 88/3, Amsterdam. 84 p.
- Wieren, S.E., Van 1996. Do large herbivores select a diet that maximizes short-term energy intake rate? *Forest Ecology and Management* 88: 149-156.
- Wieren, S.E., Van, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.W. Jorritsma & A.T. Kuiters (red.) 1997. Hoefdieren in het Boslandschap. Backhuys Publishers, Leiden. 224 p.
- Worm, P.B. 1994. Terreingebruik en verspreiding van het edelhert (*Cervus elaphus*) op de Zuidoost Veluwe, in het bijzonder op de Imbosch. Landbouwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer, Doctoraalverslag 3156.
- Worm, P.B. & S.E. Van Wieren 1996. Reactie van edelherten op veranderend beheer van de Vereniging Natuurmonumenten. *De Levende Natuur* 100: 27-32.
-

BIJLAGEN

Bijlage 1a. Overzicht studiegebied en transecten

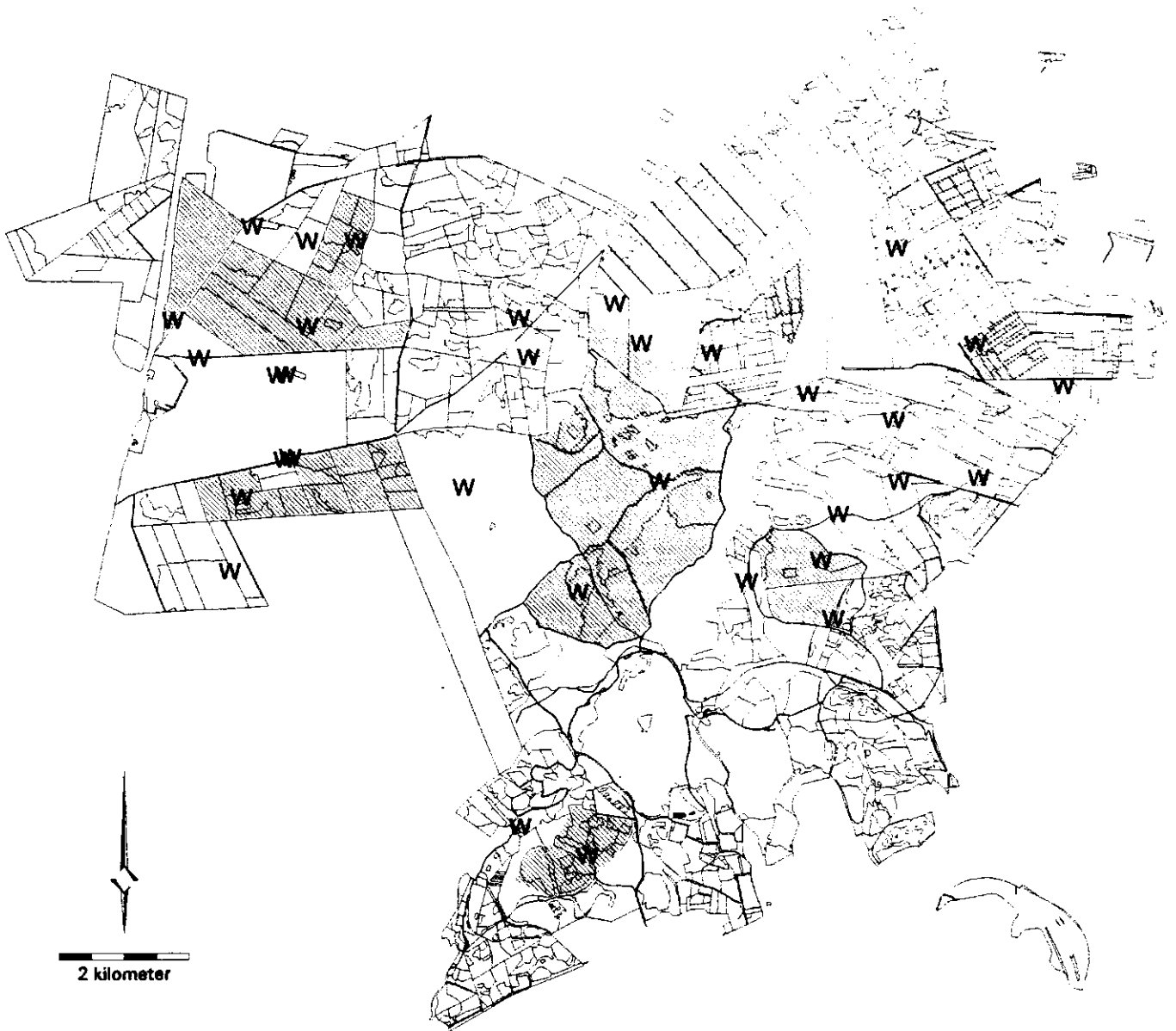


IMBOS autoroute West (IBN-DLO)

Bijlage 1b. Overzicht studiegebied en transecten

IMBOS autoroute Oost (IBN-DLO)

Bijlage 2. Rustgebieden en watervoorzieningen in het onderzoeksgebied



Veluwezoom & Deelerwoud

Bijlage 3. Tabellen met terreingebruikgegevens uit andere onderzoeken

Tabel 4.2 *Ecotoopvoorkeur van Schotse Hooglanders op basis van de gegevens van NM op de Imbosch (periode augustus 1991 tot en met juli 1996): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.*

ecotoop	JAN	FEB	MRT	APR	MEI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC	JAAR
heide	0	+	0	0	0	0	-	+	+	0	+	+	0
grasland	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
cultuurgronden	-	++	0	++	++	++	++	--	++	++	++	++	++
grove den	-	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
overig naalddhout	--	--	--	--	--	--	-	-	+	--	--	-	-
eik	+	-	-	-	--	--	+	--	--	--	--	-	-
n.obs	987	1022	1151	1666	1568	1790	1723	1676	1263	1099	1077	947	15969

Tabel 4.3 *Ecotoopvoorkeur van edelherten op de Imbosch in de periode juni tot en met november 1994 (naar Worm 1994): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust. n.b. = niet bepaald.*

ecotoop	Worm (1994)
heide	++
grasland	--
grove den	n.b.
overig naalddhout	-
beuk	+
eik	-
kapvlakte	++
n.obs	56

Tabel 4.4 *Ecotoopvoorkeur van edelherten op basis van de zichtwaarnemingen in het Kroondomein (naar Achterberg 1990): - = licht negatief; - - = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.*

ecotoop	JAN-FEB	MRT-APR	MEI-JUN	JUL-AUG	SEP-OKT	NOV-DEC	JAAR
heide	--	-	--	--	-	--	--
gras	--	+	++	++	+	++	++
grove den	+	+	-	+	+	+	+
overig naaldhout	-	+	+	--	--	0	0
beuk	++	+	-	+	0	--	0
eik	0	0	++	++	+	+	+
kapvlakte	--	0	++	--	--	++	+
n.obs	18	58	56	20	78	20	250

Tabel 4.5 *Jaarrond ecotoopvoorkeur van edelherten op basis van de NM-gegevens in de periode september 1995 tot en met juli 1996: - = licht negatief; - - = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief; n.b. = niet bepaald (te weinig waarnemingen), n.a. = ecotooptype is niet aanwezig. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.*

ecotoop	Hagenau, rijden	Onzalige Bos, lopen	Imbosch, rijden	Imbosch, lopen
heide	n.a.	n.a.	-	--
grasland	++	n.a.	n.a.	++
grove den	0	+	+	+
overig naaldhout	--	n.a.	n.a.	++
beuk	0	n.a.	--	n.b.
eik	0	--	++	+
kapvlakte	++	++	+	n.b.
n.obs	31	9	21	8

Tabel 4.6 *Ecotoopvoorkeur van reeën op de Imbosch in de periode juni tot en met november 1994 (naar Worm 1994): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust. n.b. = niet bepaald.*

ecotoop	Worm (1994)
heide	+
grasland	+
grove den	n.b.
overig naaldhout	-
beuk	--
eik	+
kapvlakte	++
n.obs	41

Tabel 4.7 *Ecotoopvoorkeur van reeën op basis van de zichtwaarnemingen in het Kroondomein (naar Achterberg 1990): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.*

ecotoop	JAN-FEB	MRT-APR	MEI-JUN	JUL-AUG	SEP-OKT	NOV-DEC	JAAR
heide	+	+	-	-	+	+	0
gras	--	++	++	++	--	++	++
grove den	+	-	-	+	+	+	0
overig naaldhout	--	--	--	--	--	--	--
beuk	--	0	-	-	-	--	-
eik	-	0	+	+	-	--	0
kapvlakte	--	+	++	+	+	+	+
n.obs	39	136	113	65	65	46	464

Tabel 4.8 Jaarrond ecotoopvoorkeur van reeën op basis van de NM-gegevens in de periode september 1995 tot en met juli 1996: - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief; n.a. = ecotooptype is niet aanwezig. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	Hagenau, rijden	Onzalige Bos, lopen	Imbosch, rijden	Imbosch, lopen
heide	n.a.	n.a.	--	--
grasland	++	n.a.	n.a.	++
grove den	0	++	+	0
overig naaldhout	-	n.a.	n.a.	++
beuk	0	n.a.	++	n.a.
eik	0	--	++	0
kapvlakte	+	--	++	n.a.
n.obs	63	11	47	30

Tabel 4.8 Ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen op de Imbosch in de periode juni tot en met november 1994 (naar Worm 1994): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. n.b. = niet bepaald (te weinig waarnemingen). Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	Worm (1994)
heide	-
grasland	-
grove den	n.b.
overig naaldhout	-
beuk	++
eik	+
kapvlakte	--
n.obs	12

Tabel 4.10 Ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen op basis van telemetriegegevens uit het Kroondomein-onderzoek (naar De Haas 1995): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	JAN	FEB	MRT	APR	MEI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	JAAR
heide	0	0	--	--	--	--	--	--	--	--	-
gras	++	--	--	--	--	--	--	--	--	--	+
grove den	+	++	+	++	+	++	++	++	+	++	++
overig naaldhout	--	--	++	++	+	+	+	0	-	--	0
beuk	--	--	+	--	-	--	--	-	-	+	--
eik	-	--	--	--	-	0	-	+	++	+	-
kapvlakte	-	++	--	-	++	--	+	-	-	-	+
n.obs	512	404	8	132	135	199	170	164	156	35	1915

Tabel 4.11 Ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen op basis van zichtwaarnemingen uit het Kroondomein-onderzoek (naar Achterberg 1990): - = licht negatief; -- = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n.obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	JAN-FEB	MRT-APR	MEI-JUN	JUL-AUG	SEP-OKT	NOV-DEC	JAAR
heide	-	--	--	--	--	--	--
gras	--	++	++	++	++	++	++
grove den	+	0	+	+	+	++	+
overig naaldhout	--	0	--	0	-	-	-
beuk	-	++	++	+	-	+	+
eik	0	+	+	0	++	--	+
kapvlakte	--	-	-	+	+	--	0
n.obs	15	77	155	77	104	18	446

Tabel 4.12 Jaarrond ecotoopvoorkeur van wilde zwijnen op basis van de NM-gegevens voor de periode september 1995 tot en met juli 1996: - = licht negatief; - - = zeer negatief; 0 = indifferent; + = licht positief; ++ = zeer positief; n.a. = ecotooptype is niet aanwezig. Onderaan de tabel is aangegeven op welk aantal waarnemingen (n. obs) de ecotoopvoorkeur berust.

ecotoop	Hagenau, rijden	Imbosch, rijden
heide	n.a.	- -
grasland	- -	n.a.
grove den	-	-
overig naaldhout	- -	n.a.
beuk	++	++
eik	- -	++
kapvlakte	++	++
n.obs	11	9

Het bestellen van IBN-rapporten

IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op gironummer 94 85 40 of banknummer 53.91.05.988 van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen.

Vermeld op de overschrijving het nummer van het gewenste IBN-rapport (en naam en afleveradres als die afwijken van de naam en adres op de overschrijving).

Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller anders niet op onze bijschrijving komt. Het bestelde kan dan niet worden toegezonden.

Onderstaande lijst vermeldt alleen de rapporten die in 1997 en 1998 zijn verschenen. Een volledige lijst is op aanvraag gratis verkrijgbaar.

- 255 G.W.W. Wamelink, H.F. van Dobben, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz 1997. Maaigevoeligheid van de Nederlandse flora; aanvulling van de door Briemle & Ellenberg (1994) geschatte indicatiegetallen. 55 p. f 41,50
- 256 G.J. Nabuurs, K. Kramer & G.M.J. Mohren 1997. Effecten van klimaatverandering op het Nederlandse bos en bosbeheer. 55 p. f 48,-
- 257 M.E.A. Broekmeyer & A.P.P.M. Clerkx 1997. Vegetatie en bosstructuur van het bosresevaat De Zwarte Bulten. 77 p. f 45,-
- 258 W.K.R.E. van Wingerden, F.A. Bink, D.A. Jonkers, F.J.J. Niewold & A.L.J. Wijnhoven 1997. Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie. II. De effecten van begrazing. 128 p. f 51,50
- 259 J. Verboom, P.C. Luttikhuisen & J.T.R. Kalkhoven 1997. Minimuma-realen voor dieren in duurzamepopulatiernetwerken. 49 p. f 31,50
- 260 P.A.M. Visschedijk 1997. Kaarten recreatiegebieden compensatiebeginsel. 72 p. f 41,50
- 261 G.M. Dirkse 1997. Vegetatiekartering van de Schinveldse bossen en de Brunsummerheide in 1996. 100 p. f 47,50
- 262 P.J.M. Bergers 1997. Versnippering door railinfrastructuur; een verkennende studie. 68 p. f 40,-
- 263 T. Schavemaker, N. Brink, J.W.M. Langeveld, E. Murriss, J. Nieuwenhuis & K. Vos 1997. Onderzoek naar de plaats van het groene vakgebied binnen de gemeentelijke organisatie. 35 p. f 31,50
- 264 A.H.J. Segeren & P.A.M. Visschedijk 1997. Het recreatief gebruik van SBB-terreinen in de regio Brabant-West. 79 p. f 40,-
- 265 J. van Asten, A. Augustijn-van Buren, B.J. Galjaard, D.A. van der Heij, C. Jochemsen, H.D. van der Kamp & J. van Reijendam 1997. Groencompensatie in de gemeenten; startnotitie. 31 p. f 31,50

- 266 M.E. Sanders, A.M. Schmidt, A.J. Griffioen & G. van Wirdum 1997. Kartering van de vegetatiestructuur van de Weerribben. 78 p. f 57,-
- 267 H. Koop, L.J. van Os & A.P.P.M. Clerkx 1997. Start monitoring omvormingsbeheer Staphorst. 55 p. f 42,-
- 268 N.H. Edelenbosch & R.A.M. Schrijver 1997. Ex-ante-evaluatie van bosuitbreiding door agrariërs; de haalbaarheid van het bebossingsbeleid op landbouwbedrijven. 125 p. f 50,-
- 269 H.J.M. Goverde, J. Wisserhof, E.K. Dijkstra & R.A.M. Tilmans 1997. Bestuurlijke Evaluatie Strategische Groenprojecten Natuurontwikkeling. 118 p. f 50,-
- 270 J. van den Burg 1997. Groei en groeiplaats van de Grove den en de Corsicaanse den in Nederland. 91 p. f 40,-
- 271 J.K. van Raffe, P.J.W. Hinssen, N.W.J. Borsboom & H.G. Six Dijkstra 1997. Instrumentarium bosbedrijfsvoering; een onderzoek naar de beschikbaarheid van en de behoefte aan computerprogrammatuur ter ondersteuning van de bedrijfsvoering van Nederlandse bosbedrijven. 71 p. Supplement. 56 p. Deze twee delen zijn niet afzonderlijk te bestellen. f 50,-
- 272 J.B. den Ouden, M.E.A. Broekmeyer & H.G.J.M. Koop 1997. A-locatie bossen in Overijssel; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relicten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Overijssel. 229 p. f 70,-
- 273 J. van den Burg 1997. Groei en groeiplaats van Japanse lariks, *Abies grandis* en *Tsuga heterophylla* in Nederland. 68 p. f 40,-
- 274 D.M. Pronk, T.A. de Boer & H.W.J. Boerwinkel 1997. Aantrekkingskracht van parken op stadsniveau. 129 p. f 53,-
- 275 K.S. Dijkema, N.M.J.A. Dankers, G.J.M. Wintermans, J.C.A.M. Bervaes & D.C. van der Werf 1997. Compensatie voor gaswinning in het grensgebied met de Waddenzee: visie op een rol voor natuurontwikkeling. 55 p. f 41,50
- 276 K.S. Dijkema, N.M.J.A. Dankers, G.J.M. Wintermans, J.C.A.M. Bervaes & D.C. van der Werf 1997. Bodemdaling en waterhuishouding in Groningen: visie op een grotere rol voor natuurontwikkeling. 41 p. f 31,50
- 277 F.J.J. Niewold 1997. De fauna van het Dwingelderveld: recente ontwikkelingen en een faunabeheerplan. 98 p. f 40,-
- 278 C.L.M. Spinnewijn & T.A. de Boer 1997. 'Water trekt'; een kwalitatief onderzoek naar gebruik en beleving van het water in de Waterwijk in Almere. 75 p. f 50,-
- 279 A.P.P.M. Clerkx & M.E.A. Broekmeyer 1997. Bosdynamiek in Noordhout; tien jaar monitoring van een Wintereiken-Beukenbos. 95 p. f 50,-
- 280 J.K. van Raffe 1997. Handleiding Tactic; een computerprogramma voor de tactische bosbedrijfsplanning. 46 p. f 30,-
- 281 P.A. Slim & H.F. van Dobben 1997. De baten van vegetatiebeheer. 59 p. f 41,50
- 282 J.C.A.M. Bervaes, D.M. Pronk & T.A. de Boer 1997. Recreatie in de Dordwijkzone. 115 p. f 51,50
- 283 I.M. Bouwma & A.F.M. Olsthoorn 1997. Weerstandshogende maatregelen in bossen. 67 p. f 40,-

- 284 I.M. Bouwma & A.F.M. Olsthoorn (red.) 1997. Trends in het ecologisch functioneren van bossen. 77 p. f 45,-
- 285 C.B. Bussink, E.A.P. Wieman & A.F.M. Olsthoorn 1997. Verwachting en knelpunten van kleinschalig bosbeheer; een enquête onder bos-eigenaren en bosbeheerders. 144 p. f 51,50
- 286 J. van den Burg 1997. Groei en groeiplaats van de fijnspar en de Sitkaspar in Nederland. 79 p. f 41,50
- 287 J.G. de Molenaar, D.A. Jonkers & R.J.H.G. Henkens 1997. Wegverlichting en natuur; I. Een literatuurstudie naar de werking en effecten van licht en verlichting op de natuur. 293 p. f 70,-
- 288 A.P.P.M. Clerkx, M.E.A. Broekmeyer & P.J. Szabo 1997. Bosstructuur en vegetatie van het bosreservaat Drieduin 1. 55 p. f 43,-
- 289 W.C. Ma, H. Siepel & J.H. Faber 1997. Onderzoek naar mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebratenfauna. 79 p. f 42,-
- 290 P. Filius 1997. Institutioneel draagvlak voor natuur. 87 p. f 49,-
- 291 W. Kuindersma, G.J. Zweegman & J.P.P. Hinssen 1997. Van beleidsprestaties naar oorzaken; natuurbeleid is mensenwerk. 185 p. f 61,50
- 292 H. Schekkerman 1997. Graslandbeheer en groeimogelijkheden voor weidevogelkuikens. 92 p. f 40,-
- 293 J.W.M. Langeveld, S.P. Tjallingii & L. Bus 1997. Stroomland; Netwerken van verkeer en water als dragers voor ruimtelijke ontwikkeling. 99 p. f 50,-
- 294 R. Pouwels 1997. Effecten van habitatverarming op het broedsucces van insectenetende vogels: het stoelpotenmodel. 53 p. f 40,-
- 295 P.A. Slim 1997. Vooronderzoek duindoornsterfte duingebied Oost-Ameland. 61 p. f 41,50
- 296 P.J. Szabo 1997. De bosstructuur en samenstelling van bosreservaat Meerdijk 1991 (Flevoland); luchtfoto's en steekproefcirkels. 60 p. f 40,-
- 297 G.F.C. van Leiden 1997. Openstelling en toegankelijkheid van het agrarisch gebied. 108 p. f 53,-
- 298 G. van Wirdum & V. Joosten 1997. De proef 'Grondwater als bron' in De Weerribben; Basisrapport over de periode 1989-1995. 145 p. f 56,-
- 299 J.B. den Ouden & M.E.A. Broekmeyer 1997. A-locatie bossen in Utrecht; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relicten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Utrecht. 83 p. f 40,-
- 300 J.B. den Ouden 1997. A-locatie bossen in Drenthe; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relicten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Drenthe. 101 p. f 50,-
- 301 M.E.A. Broekmeyer & J.B. den Ouden 1997. A-locatie bossen in Noord-Holland; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relicten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Noord-Holland. 85 p. f 40,-
- 302 A. Brenninkmeijer & E.W.M. Stienen 1997. Migratie van de grote stern *Sterna sandvicensis* in Denemarken en Nederland. 57 p. f 40,-

- 303 J. van den Burg 1997. Groei en groeiplaats van de beuk in Nederland. 60 p. f 40,-
- 304 C.J. Grashof 1997. Verbindingszones en algemene natuurwaarden in het middengebied van de Achterhoek; een verkenning van enkele scenario's 57 p. f 48,-
- 305 A.P.P.M. Clerkx, M.E.A. Broekmeyer & P.J. Szabo 1997. Bosstructuur en vegetatie van het bosreservaat Drieduin 2. 64 p. f 47,-
- 306 J.F. Jonkhof (red.) 1997. Landschapspark De Graven; ecologisch onderzoek voor een geïntegreerde ontwikkelingsvisie. 123 p. f 65,-
- 307 P.A. Slim 1997. Vooronderzoek meidoornsterfte duingebied Oost-Ameland. 25 p. f 31,50
- 308 M.H.A. van den Ham, E. Hoogendam, C.L.M. Spinnewijn & R.H.M. Peltzer 1997. Bos zonder slagbomen; een kwalitatief onderzoek naar de openstelling en toegankelijkheid van bos. 114 p. f 50,-
- 309 J. van den Burg 1997. Groei en groeiplaats van de Zwarte els en van de Witte els in Nederland. 57 p. f 40,-
- 310 J. van den Burg 1997. Groei en groeiplaats van de zomereik, de winter-eik en de Amerikaanse eik in Nederland. 104 p. f 40,-
- 311 A. Oosterbaan, C.A. van den Berg & A.F.M. Olsthoorn 1997. Ontwikkelingen in mengverhouding en groei van enkele gemengde beplantingen. 40 p. f 31,50
- 312 G.W.W. Wamelink, C.J.F. ter Braak & H.F. van Dobben 1997. De Nederlandse natuur in 2020: schatting van de potentiële natuurwaarde in drie scenario's. 79 p. f 48,-
- 313 C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1997. Natuurlijke verjonging van grove den (*Pinus sylvestris*); zaadval en de invloed van grondbewerking, afrasteren en een scherm op de opkomst en ontwikkeling van zaailingen. 38 p. f 31,50
- 314 P.J. Szabo 1997. De bosstructuur en bossamenstelling van bosreservaat Lheebroek bij Dwingeloo in 1988; luchtfoto's en steekproefcirkels. 57 p. f 40,-
- 315 A.H. Prins 1997. Natuurwaarden van het populierenbos ten noordoosten van het Van Tuyll sportpark in Zoetermeer. 25 p. f 30,-
- 316 G.W.T.A. Groot Bruinderink, H.G.J.M. Koop, A.T. Kuiters & D.R. Lammermsma 1997. Herstel van het ecosysteem Veluwe-IJsseluitwaarden; gevolgen voor bosontwikkeling, edelherten en wilde zwijnen. 27 p. f 34,-
- 317 E.P.A.G. Schouwenberg & G. van Wirdum 1997. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben; monitoring van kraggenvenen in de periode 1991-1996. 172 p. f 61,50
- 320 L.G. Moraai 1997. Eikenprachtkever, *Agrilus biguttatus*, en eikensterfte: een literatuurstudie over aantastingen, levenswijze en verspreiding. 24 p. f 30,-
- 321 H.F. van Dobben, M.J.M.R. Vocks, I.M. Bouwma, G.W.W. Wamelink & V. Joosten 1997. Eerste opname van de ondergroei in het Meetnet-Bosvitaliteit. 29 p. f 31,50,-
- 322 W. Kuindersma & G.J. Zweegman 1997. Grondverwerving voor natuur: het rijk van provincies?; de provinciale oriëntaties op grondverwerving voor bosuitbreiding in de Randstad, natuurontwikkelingen reservaatvorming. 89 p. f 41,50

- 323 R.P.B. Foppen & W. Nieuwenhuizen 1997. Probleemanalyse ten behoeve van het soortbeschermingsplan hazelmuis *Muscardinus avellanarius*. 70 p. f 40,-
- 324 J.K. van Raffe, R.A.M. Schrijver, N.H. Edelenbosch, P.J.W. Hinssen, J. Hekman & H. Verbeek 1997. Informatieplan Databank Gemeentelijk Groenbeheer. 53 p. f 41,50
- 325 P.A. Slim, H.F. van Dobben & R.M.A. Wegman 1997. Maatregelen voor vernatting in de landgoederen Smalenbroek en Groot Brunink. 47 p. f 42,-
- 326 W.E. van Duin, K.S. Dijkema & J. Zegers 1998. Veranderingen in bodemhoogte (opslibbing, erosie en inklink) in de Peazemerlannen. 101 p. f 55,-
- 328 R.J. Bijlsma, J.T.R. Kalkhoven & H.G.J.M. Koop 1997. Natuurboszones; een procedure voor aanwijzing. 30 p. f 31,50
- 329 C.A. van der Kooij 1997. Abiotiek in oude elzenbroekbossen; een beschrijving van gradiënten in bodemprofiel en waterkwaliteit in de Oude Kooi en de Otterskooi. 103 p. f 54,50-
- 330 H. Koop 1997. Pilotstudie A-lokaties; beschrijving van 10 (complexen van) A-lokaties en diagnosemethode voor mate van natuurlijkheid 92 p. f 40,-
- 331 H. Schekkerman, A.J. Beintema & L.M.J. van den Bergh 1997. Mobiliteit van grutto's in de ruime jas. 33 p. f 30,-
- 333 A. Oosterbaan, J.P. Peeters & C.A. van den Berg 1997. De historie van een beukenopstand bij Garderen. 23 p. f 30,-
- 334 H.J. Hekhuis, M.N. van Wijk & C.J.M. van Vliet 1997. Effectiviteit regeling Functiebeloning Bos en Natuurterreinen; een stap op weg naar realisatie van het Bosbeleidsplan. 161 p. f 61,50
- 336 J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1997. Wegverlichting en natuur; haalbaarheidsstudie aanvullend onderzoek. 106 p. f 41,50
- 337 I.M. Bouwma, A.P.P.M. Clerkx & P.J. Szabo 1998. Bosstructuur en vegetatie van het bosreservaat Drieduin 3. 57 p. f 47,50
- 338 P.A.M. Visschedijk & A.H.J. Segeren 1998. Ontwerp monitoringmodel recreatie SGP Schouwen. 34 p. f 31,50
- 339 G.W.T.A. Groot Bruinderink, D.R. Lammertsma & E. Hazebroek 1998. Zelfredzaamheid van edelherten en wilde zwijnen op de Veluwe. 44 p. f 31,50
- 340 J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1998. Birkhoven-Bokkeduinen; bouwstenen voor de toekomstige ontwikkeling van een Amersfoorts bosgebied. 121 p. f 51,50
- 341 F.A. Bink, A.J. Beintema, H. Esselink, J. Graveland, H. Siepel & A.H.P. Stumpel 1998. Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen; preadvies fauna. 191 p. f 60,-
- 342 H.J. Hekhuis, A. Oosterbaan, M.N. van Wijk & C.A. van den Berg 1998. Voorbeeldbedrijven geïntegreerd bosbeheer Gelderland: I Start en opzet van voorbeeldbedrijven, II Beschrijving van de beheervarianten per voorbeeldbedrijf. 107 p. f 50,-
- 344 P.B. Worm 1998. Terreingebruik van hoefdieren op de Imbosch in het Nationaal Park Veluwezoom. 73 p. f 41,50
- 345 J.G. de Molenaar 1998. Een verkennende beschouwing over grondhoudingen, natuurbeelden en natuurvisies in relatie tot draagvlak voor natuur. 111 p. f 55,-

- 346 J. van den Burg 1998. Groei en groeiplaats van de populier en de esp in Nederland; Resultaten van 35 jaar onderzoek. 261 p. f 71,50
- 347 J. Graveland 1998. Beheersvisie Zwarte Meer. 67 p. f 40,-
- 348 J. van den Burg 1998. Groeiplateiseisen van enkele loofboomsoorten: Tamme kastanje, noot, boskers, robinia en bergesdoorn. Een verkenning. 82 p. f 40,-
- 349 J.K. van Raffe, F.T.J. Hoksbergen, A.A.J.M. Leenaars, A.H. Schaafsma & C.M. van Schagen 1998. Houtoogst bij kleinschalig bosbeheer. 105 p. f 50,-
- 351 C.A. van der Kooij, K.W. van Dort, R. Kwak, A. H.F Stortelder & R.W. de Waal 1998. Vernatting Randmeerbossen Flevoland; Mogelijkheden, referenties, voorbeeldprojecten en sleutelfactoren. 83 p. f 47,50