

SWART, HERMANUS BERNARDUS

**PLANTEKOLOGIE EN HABITATBENUTTING VAN LETABA
RANCH, NOORDELIKE PROVINSIE**

MSc

UP

1996

**PLANTEKOLOGIE EN HABITATBENUTTING
VAN LETABA RANCH,
NOORDELIKE PROVINSIE**

deur

HERMANUS BERNARDUS SWART

Voorgelê ter vervulling van 'n
deel van die vereistes vir die graad

**MAGISTER SCIENTIAE
(Natuurlewebestuur)**

in die Sentrum vir Natuurlewebestuur
Fakulteit Biologiese en Landbouwetenskappe
Universiteit van Pretoria
Pretoria

Leier: Prof. dr. G.J. Bredenkamp

Medeleier: Prof. dr. N. van Rooyen

1995

DANKBETUIGINGS

Mnr. en Mev. I. Mac Fadyen en hulle seun Wayne wat Letaba Ranch tot my beskikking gestel het vir navorsing en my met gasvryheid ontvang en ondersteun het tydens my verblyf in die bosveld.

Professore G.J. Bredenkamp en N. van Rooyen van die Departement Plantkunde vir die verskaffing van 'n infrastruktuur aan die studie.

Mnr. B. Reilly vir hulp en inligting aangaande die studiegebied.

Die voormalige Gazankulu regering vir finansiële ondersteuning gedurende die studie.

Frik en Anri van der Walt vir hulp tydens die opskryf van my verhandeling.

Aan die persoon wat my rekenaar met my verhandeling daarop gesteel het. Mag my verhandeling jou tot groter insigte bring. Die ekstra twee jaar om dit oor te doen het my tot verdere verryking en dieper insigte gelei.

My ouers vir hulle morele ondersteuning en hulp deur al die jare.

**PLANTEKOLOGIE EN HABITATBENUTTING
VAN LETABA RANCH,
NOORDELIKE PROVINSIE**

deur

HERMANUS BERNARDUS SWART

Leier: Prof. dr. G.J. Bredenkamp

Medeleier: Prof. dr. N. van Rooyen

SENTRUM VIR NATUURLEWEBESTUUR

UNIVERSITEIT VAN PRETORIA

**MAGISTER SCIENTIAE
(Natuurlewebestuur)**

UITTREKSEL

'n Inventarisopname van die plantegroei en omgewingsfaktore van Letaba Ranch is uitgevoer. Drie plantgemeenskappe, vier subgemeenskappe en vyf variante is tydens die ondersoek onderskei en beskryf. Vyf bestuurseenhede is geïdentifiseer waarvolgens bestuursaanbevelings vir die studiegebied gemaak is.

Die veldtoestand van die bestuurseenhede in die gebied wissel van baie swak (10.42 %) tot baie goed (74.13 %). Die blaarvreter- en weikapasiteit is bepaal om te verseker dat die wildbelading nie die drakrag van die gebied oorskry nie. Daar is gevind dat Letaba Ranch 1 392 grootvee-eenhede (GVE) en 5 921.6 blaarvreter-eenhede (BVE) met gemak kan onderhou.

Die invloed van jong hervestigde olifante op die kruidstratum en houtagtige plante is ondersoek om te bepaal of die olifante as natuurlike ontbossers gebruik kan word. Daar is tot die slotsom gekom dat jong olifante nie op Letaba Ranch as 'n meganisme vir natuurlike ontbossing gebruik kan word nie.

**PLANT ECOLOGY AND HABITAT UTILIZATION
OF LETABA RANCH,
NORTHERN PROVINCE**

by
HERMANUS BERNARDUS SWART

Supervisor: Prof. dr. G.J. Bredenkamp

Co-supervisor: Prof. dr. N. van Rooyen

CENTRE FOR WILDLIFE MANAGEMENT

UNIVERSITY OF PRETORIA

**MAGISTER SCIENTIAE
(Wildlife Management)**

ABSTRACT

Ecological data on the vegetation and the environmental factors of Letaba Ranch were collected. Climate, edaphic and vegetation data were collected and analysed. Three plant communities, four sub-communities and five variants were identified. Five management units were identified on which proposals for the management of the study area were made.

The veld condition varied from very poor (10.42 %) to very good (74.13 %). The carrying capacity was determined to ensure that the game stocking rate was not too high. It was found that Letaba Ranch could easily maintain 1 392 large stock units (LSU) and 5 921.6 browse units (BU).

The influence that re-introduced juvenile elephants has had on the herb layer and woody plants was also investigated to determine whether juvenile elephants can be used as a natural means

to prevent bush encroachment. The recent study showed that juvenile elephants can not be used as a meganism to prevent bush encroachment on Letaba Ranch.

INHOUDSOPGAWE

DANKBETUIGINGS	I
UITTREKSEL	ii
ABSTRACT	iv
HOOFSTUK 1 : INLEIDING	1
HOOFSTUK 2 : DIE STUDIEGEBIED	3
2.1 Geografiese ligging en grootte	3
2.2 Grondgebruiksgeskiedenis	3
2.3 Klimaat	5
2.3.1 Inleiding	5
2.3.2 Temperatuur	5
2.3.3 Reënval	8
2.4 Topografie	8
2.5 Geologie	8
2.5.1 Murchison Groensteengordel	9
2.5.2 Graniet	9
2.5.2.1 Makutswi-gneis	9
2.5.2.2 Goudplaas-gneis	9
2.5.2.3 Lekkersmaakgraniet	10
2.5.2.4 Pompeygraniet	10
2.5.2.5 Die Sugam en Baderoukwe diapiriese tonaliet plutone	10
2.5.3 Diabaas	10
2.6 Pedologie	10
2.6.1 Inleiding	10
2.6.2 Grondtipes en geassosieerde litologie	11
2.6.3 Gronderosie	12
2.6.4 Samevatting	13
2.7 Beskikbaarheid van water en dreinerings	13
2.8 Veldtipes	13
2.9 Vorige beskrywings van plantgemeenskappe	13
2.10 Wild	14
HOOFSTUK 3 : DIE PLANTEGROEI VAN LETABA RANCH	16
3.1 Inleiding	16
3.2 Metodes	17
3.2.1 Inleiding	17
3.2.2 Fisionomies - fisiografiese eenhede	18
3.2.3 Die aantal, grootte en plasing van monsterpersele	19
3.2.4 Die Braun-Blanquet-metode	20
3.3 Resultate en bespreking	22
3.4 Onderskeiding van plantgemeenskappe en bestuurseenhede	29
3.4.1 Die <i>Combretum apiculatum</i> - bestuurseenheid	30
3.4.2 Die <i>Colophospermum mopane</i> - bestuureenheid	30

3.4.3	Die <i>Colophospermum mopane</i> - <i>Combretum apiculatum</i> -bestuurseenheid	30
3.4.4	Die <i>Acacia tortilis</i> - <i>Eragrostis lehmanniana</i> - bestuurseenheid	30
3.4.5	Die <i>Eragrostis rigidior</i> - <i>Tricholaena monachne</i> - bestuurseenheid	30
3.5	Algemene bespreking	31
HOOFSTUK 4 : STRUKTUURANALISE VAN DIE HOUTAGTIGE STRATUM OP LETABA RANCH		32
4.1	Inleiding	32
4.2	Metodes	33
4.3	Resultate en bespreking	35
4.3.1	Die <i>Colophospermum mopane</i> - bestuurseenheid	35
4.3.2	Die <i>Combretum apiculatum</i> - bestuurseenheid	38
4.3.3	Die <i>Colophospermum mopane</i> - <i>Combretum apiculatum</i> - bestuurseenheid	41
4.3.4	Die <i>Acacia tortilis</i> - <i>Eragrostis lehmanniana</i> - bestuurseenheid	41
4.3.5	Die <i>Eragrostis rigidior</i> - <i>Tricholaena monachne</i> -bestuurseenheid	44
4.4	Gevolgtrekking	44
HOOFSTUK 5 : KWANTITATIEWE BEPALING VAN DIE VELDTOESTAND VAN LETABA RANCH		48
5.1	Inleiding	48
5.2	Metodes	52
5.2.1	ISPD	52
5.2.2	EIM (Ekologiese Indeks Metode)	58
5.3	Resultate en bespreking	61
5.4	Gevolgtrekking	71
HOOFSTUK 6 : BEPALING VAN DIE WEIKAPASITEIT VAN DIE KRUIDLAAG EN DIE HOUTAGTIGE STRATUM OP LETABA RANCH		74
6.1	Inleiding	74
6.2	Beskikbare plantmateriaal van die kruidlaag	78
6.2.1	Metodes	78
6.2.2	Samestelling van 'n inferensiemodel vir Letaba Ranch	79
6.2.3	Resultate en bespreking	85
6.2.4	Berekening van totale GVE vir die studiegebied	86
6.3	Beskikbare plantmateriaal vir die houtagtige stratum	86
6.3.1	Metodes	86
6.3.2	Resultate en bespreking	91
6.3.3	Totale beskikbare BVE vir studiegebied	95
6.4	Wildbelading vir die studiegebied	95

HOOFSTUK 7 : DIE INVLOED VAN HERVESTIGDE OLIFANTE OP DIE PLANTEGROEI VAN LETABA RANCH 100

7.1	Inleiding	100
7.2	Metodes	102
7.2.1	Kruidstratum	102
7.2.2	Houtagtige stratum	105
7.3	Resultate en bespreking	107
7.3.1	Die kruidstratum	107
7.3.2	Die houtagtige stratum	111
7.3.2.1	Die <i>Combretum apiculatum</i> - bestuurseenheid	120
7.3.2.2	Die <i>Colophospermum mopane</i> - bestuurseenheid	126
7.3.2.3	Die <i>Colophospermum mopane</i> - <i>Combretum apiculatum</i> - bestuurseenheid	129
7.4	Gevolgtrekking	129

HOOFSTUK 8 : RIGLYNE VIR DIE BESTUUR VAN DIE NATUURLEWE OP LETABA RANCH 136

8.1	Inleiding	136
8.2	Algemene riglyne	136
8.2.1	Doelwitte	136
8.2.2	Voertuigpaaie	137
8.2.3	Watervoorsiening	137
8.2.4	Brandprogram	137
8.2.5	Veldtoestand	138
8.2.6	Weikapasiteit en blaarvreterkapasiteit	138
8.2.7	Bosverdigting	138
8.2.8	Wildbestuur	138
8.2.9	Siekte- en parasietbeheer	139
8.2.10	Monitering	139

OPSOMMING 140

SUMMARY 142

LITERATUURVERWYSINGS 144

BYLAE

1	'n Lys van die plantspesies wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is (Nomenklatuur volgens Arnold & De Wet 1993).	156
2	'n Lys van die soogdiere wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Smithers 1986].	161
3	'n Lys van die reptiele en amfibieë wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Pienaar (1970) & Patterson (1987)].	163
4	'n Lys van die visse wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Jubb (1987)].	163

5	'n Onderzoek na die moontlike bestaan van 'n beweidingsgradiënt vir die kruidlaag om 'n waterpunt op Letaba Ranch	166
---	---	-----

HOOFSTUK 1

INLEIDING

In breë terme is natuurlewebestuur 'n poging van die mens om op grond van vorige ondervinding, huidige kennis en toekomsvoorspellings, in 'n gegewe omgewing waar die netwerk van natuurlike sisteme se sekondêre produksie vir menslike benutting belangrik geag word, die natuurlike sisteme in kombinasie te laat funksioneer ten einde die grootste benutbare eindproduk oor die langtermyn te verkry (Pauw 1988).

Kennis van die ekologie van 'n gebied is 'n voorvereiste vir die effektiewe bewaring en bestuur daarvan. 'n Ekologiese studie sluit nie alleen 'n inventaris van alle abiotiese en biotiese komponente in nie, maar vereis ook dat die funksionering van die sisteem geïnterpreteer moet word. Omdat die meeste "natuurlike sisteme" as gevolg van die invloed van die mens, nie meer in alle opsigte as "natuurlik" beskou en bewaar kan word nie, moet daar op basis van die geïnterpreteerde ekologiese kennis, bestuursaanbevelings gemaak word wat trag om die balans in die sisteem te herstel. Die invloed van bestuursaanbevelings op die sisteem moet ook voortdurend gemonitor word om te bepaal of daar bevredigend in die doelstellings geslaag word. Doeltreffende moniteringstelsels berus ook op 'n inventaris van basiese abiotiese en biotiese komponente (Gertenbach 1987).

Moderne definisies van natuur- en omgewingsbewaring bevat deurgaans direkte of indirekte verwysings na regulasies wat sal sorg dat die mens se welvaart en kwaliteit sal verhoog deur die sogenaamde "rasionele" gebruik van natuurlike- en kulturele hulpbronne. Opsommend word natuur- en omgewingsbewaring tans beskou as 'n aksie wat deur die mens uitgevoer word tot voordeel van die mens (Schulze 1992).

Letaba Ranch is 'n relatief groot (35 500 ha) natuurreservaat wat ontwikkel is om die volgende doelwitte te bereik:

- i) om biotiese en genetiese diversiteit te behou en die verlies van spesies te voorkom;
- ii) om fasiliteite en geleenthede vir omgewingsopvoeding, navorsing en monitering van die effek van bestuursmaatreëls, daar te stel;
- iii) om ontspanningsgeleenthede te skep vir buitelandse besoekers; en
- iv) om inkomste te verdien deur die bewaring en benutting van wild.

Bogenoemde doelwitte kan slegs bereik word as 'n beleid van aanpassingsbestuur toegepas word. Met passiewe aanpassingsbestuur word algemene studies en vorige ondervindinge gebruik om 'n model voor te stel. Die foute wat gemaak word, lei tot nuwe kennis en word gebruik om die model te verbeter. Met aktiewe aanpassingsbestuur is die bestuursaksies daarop gerig om korttermyn opbrengste sowel as inligting vir langtermyn bestuur op te lewer. Volgens Walters & Hillborn (1978) is aanpassingsbestuur die mees geskikte bestuurstelsel vir sisteme met 'n hoë graad van natuurlike variasie.

Die doel van die studie was om die nodige agtergrondkennis in te samel, waarvolgens die bestaande bestuursmodel op Letaba Ranch opgegradeer kan word en op 'n meer wetenskaplike basis geplaas kan word. Die aspekte wat in hierdie studie ondersoek is, is die volgende:

- i) Die geografiese ligging, grondgebruiksgeskiedenis, klimaat, topografie, geologie en grond van die studiegebied.
- ii) Aspekte van habitatsbestuur, wat die floristiese samestelling van die gemeenskappe, struktuur van die houtagtige plantegroei, veldtoestand, beskikbaarheid van plantmateriaal in die kruidstratum en houtagtige stratum en die identifisering van bestuurseenhede insluit.
- iii) Aspekte van wildsbestuur, wat die wildbelading van die studiegebied en moontlike beweidingsgradiënte om waterpunte insluit.
- iv) Ondersoek na die moontlike invloed wat hervestigde olifante op beide die kruidstratum en die houtagtige plante van die gebied het.

Bewaringsdoelwitte moet voortdurend deur middel van monitering en navorsing herevalueer en aangepas word soos wat nuwe kennis aan die lig kom. Indien aanpassingsbestuur op bogenoemde wyse geskied, is die bestuur van bewaringsgebiede nie meer 'n doel opsigself nie, maar wel 'n middel tot 'n doel. Periodieke onafwendbare en onvoorspelbare drastiese klimaatsgebeure kan natuurlike sisteme in ongewenste rigtings stuur en daardeur die pogings van die natuurlewebestuurder verydel. Met 'n mate van ervaring, teoretiese kennis en aanvoeling behoort die "kundige" natuurlewebestuurder egter in staat te wees om tydens die periodes tussen drastiese klimaatsgebeure die natuurlike sisteme in kombinasie te laat funksioneer ter verkryging van die grootste benutbare eindproduk.

HOOFSTUK 2

DIE STUDIEGEBIED

2.1 Geografiese ligging en grootte

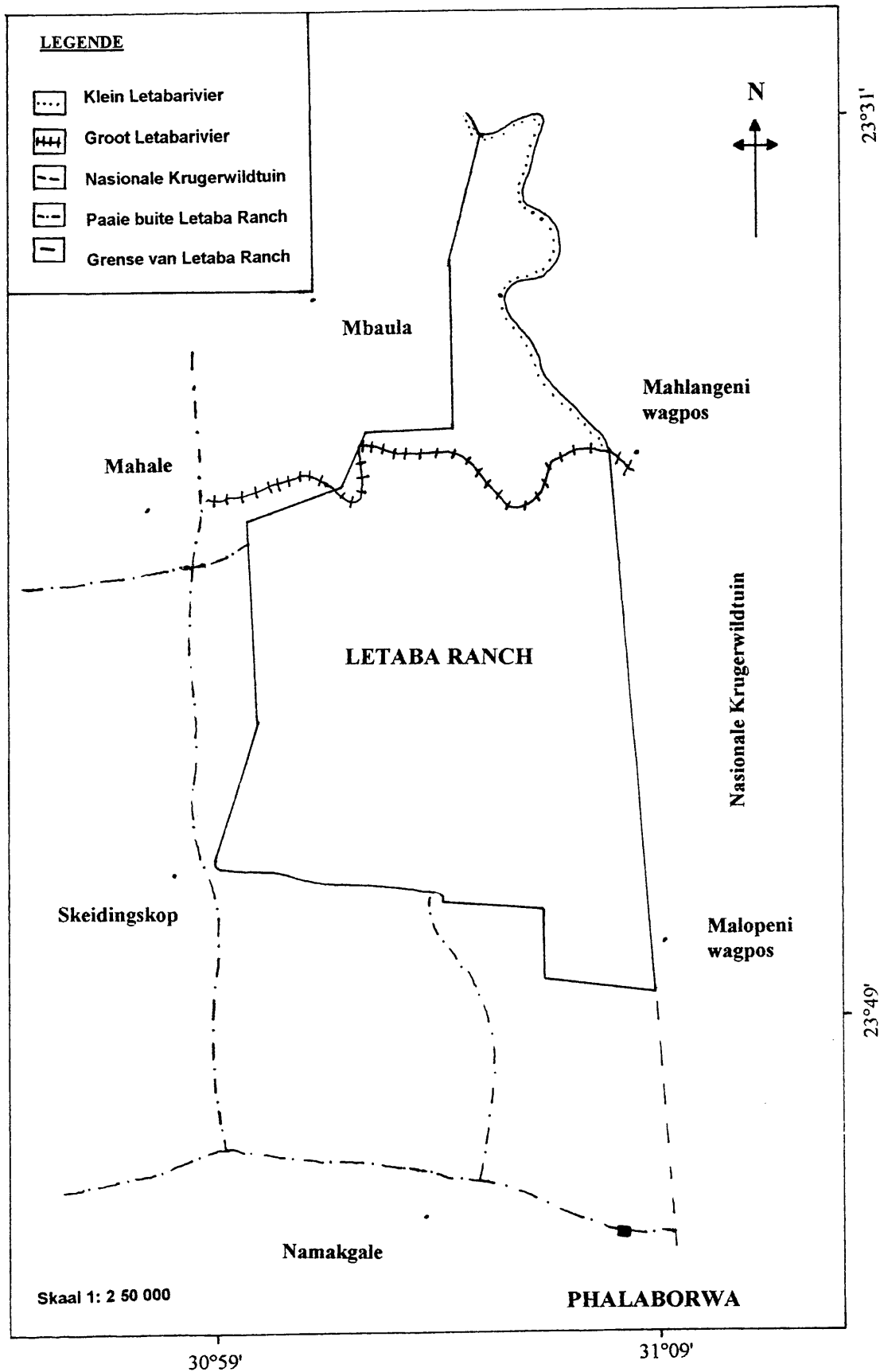
Letaba Ranch is tussen 23°31' en 23°49' suiderbreedte en 30°59' en 31°09' oosterlengte in die Noordelike Provinsie geleë (Figuur 1). Letaba Ranch beslaan 35 500 hektaar en was deel van die voormalige Gazankulu.

Die natuurreservaat grens in die ooste aan die Nasionale Krugerwildtuin. Die westelike grens van die natuurreservaat grens aan die Majeje-stam distrik, waar kleinskaalse landboupraktyke toegepas word. Makhuba, 'n gebied in die voormalige Gazankulu, vorm die noordwestelike grens. Die Groot Letabarivier vloei deur die natuurreservaat, terwyl die Klein Letabarivier deel van die grens met die Nasionale Krugerwildtuin vorm.

Die reservaat is saamgestel uit 'n aantal plase wat saamgevoeg is om as een natuurreservaat te funksioneer. Die area sluit die plase Leeuwkop, Baderoukwe, N'dole, Sable, Genoeg, Ophou, Letaba Ranch, 'n gedeelte van Mbaula Ranch, Mashet en Belasting in.

2.2 Grondgebruiksgeskiedenis

Letaba Ranch is sedert 1927 hoofsaaklik vir bees- en wildboerdery aangewend. Die eienaars van die grond het een maal per jaar die gebied besoek, hoofsaaklik om vakansie te hou. Daar is nie intensief deur hulle gejag nie. Die grond het 'n paar keer van eienaars en sindikate verwissel, totdat die gebied in die sestigerjare deur Rondalia ('n gewese toerisme organisasie - adres onbekend) oorgeneem is waartydens die natuurreservaat hoofsaaklik vir toerisme aangewend is. Aanvanklik was Letaba Ranch bekend as die Groot Letaba Wildreservaat. Daar was negentien ruskampe in die reservaat wat deur besoekers gebruik is. Die reservaat is later privaat oorgeneem en vir twee jaar bestuur, totdat dit in die vroeë 1980's deur die Suid-Afrikaanse regering oorgeneem is en aan die voormalige Gazankulu regering oorhandig is. Die oppervlakte van die reservaat is stelselmatig vanaf 1980 verdubbel tot die huidige 35 500 hektaar.



Figuur 1 Die geografiese ligging van Letaba Ranch, Noordelike Provinsie.

Die naam van die reservaat is in 1980 verander na Letaba Ranch. Letaba Ranch word as natuurreservaat en jagplaas bedryf en geld wat gegenereer word, word verkry vanaf oorsese jagters wat jaarliks voorgeskrewe hoeveelhede grootwild en kleinwild op 'n gekontroleerde wyse op die reservaat jag.

2.3 Klimaat

2.3.1 Inleiding

Volgens Watts (1971) word plantegroei deur vier omgewingsfaktore, wat as dryfkragte van die ekosisteem bekend staan, gereguleer. Die vier faktore is klimaat, fisiografie, grond en biotiese faktore. Volgens Schulze & McGee (1978) is klimaat normaalweg die belangrikste beheerende faktor aangesien plante direk of indirek van die atmosfeer afhanklik is vir sekere fundamentele stowwe vir die plant se suksesvolle groei en voortplanting. Die klimaat van 'n gebied kan beskou word as 'n wisselwerking tussen verskeie weerkundige faktore. Alhoewel die faktore afsonderlik bespreek word, is dit belangrik om in gedagte te hou dat dit die interaksie van alle omgewingsfaktore is wat die reaksie van die plant beïnvloed (Schulze 1992).

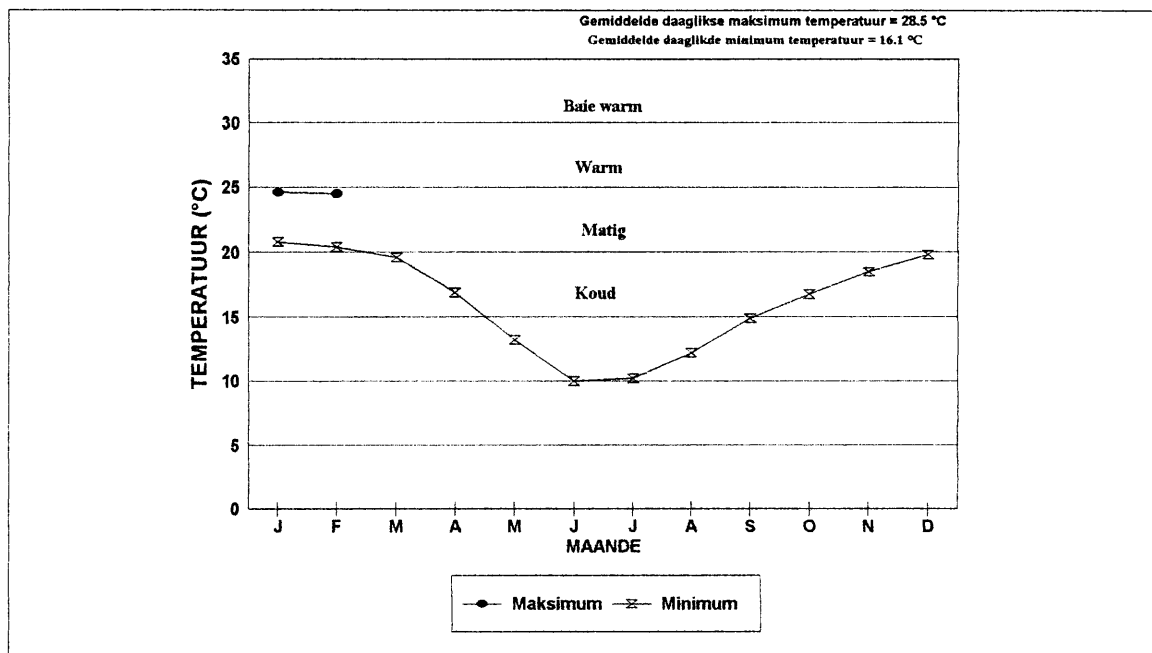
2.3.2 Temperatuur

Temperatuur het volgens Schulze & McGee (1978) 'n invloed op die waterabsorpsie, fotosintese, transpirasie, respirasie, saadontkieming en die groeitempo van plante.

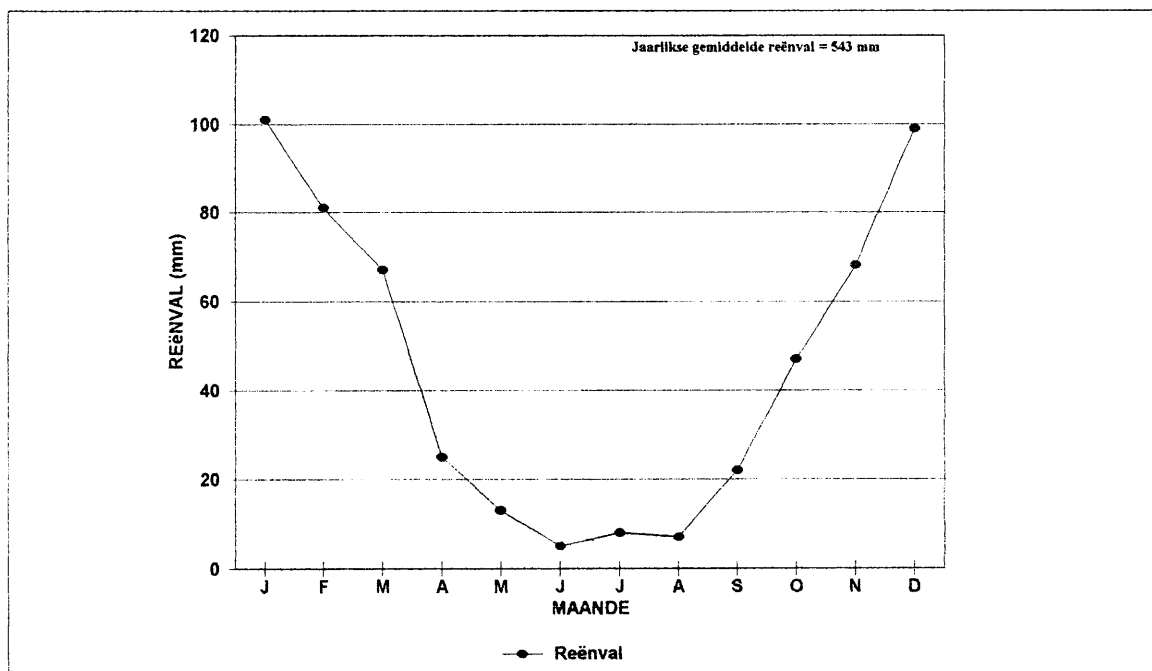
Die gemiddelde jaarlikse temperatuur is 22.3 °C (Figuur 2). Die studiegebied word gekenmerk deur matige winters met 'n gemiddelde daaglikse minimum temperatuur van 16.1 °C . Die gemiddelde daaglikse minimum temperatuur van 10.0 °C word in Junie ondervind.

Die gebied het 'n gemiddelde daaglikse maksimum temperatuur van 28.5 °C. Die studiegebied word gekenmerk deur warm somers met 'n gemiddelde daaglikse maksimum temperatuur van 31.8 °C in Januarie (Weerburo 1995).

Die gebied het 'n uiterste maksimum temperatuur van 43 °C en 'n uiterste minimum temperatuur van 2 °C.

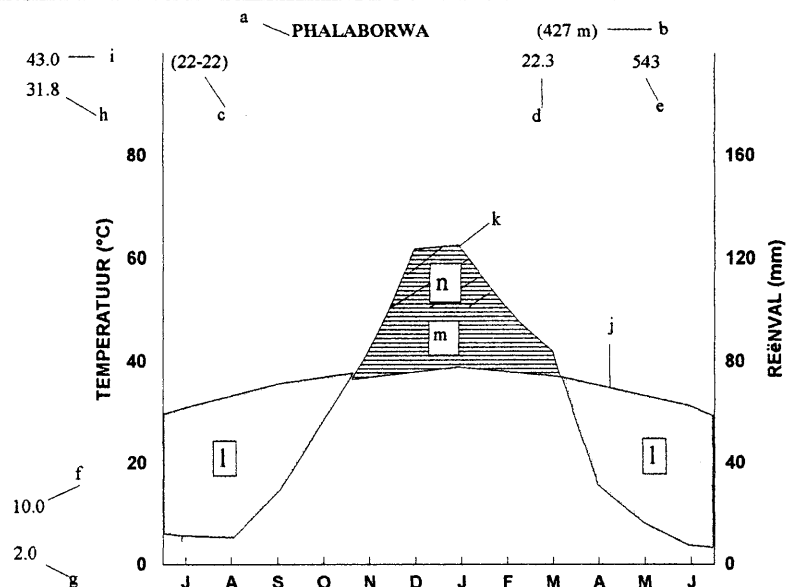


Figuur 2 Langtermyn (oor 22 jaar) daaglikse maksimum en minimum temperatuurgemiddeldes soos aangeteken by die Phalaborwa-weerstasie (427m), (0681266C7), 23°56' S en 31°09' O (Weerburo ongedateerd)*.



Figuur 3 Langtermyn (oor 22 jaar) gemiddelde maandelikse reënval soos aangeteken by die Phalaborwa-weerstasie (427m), (0681266C7), 23°56' S en 31°09' O (Weerburo ongedateerd)*.

* Weerburo, Departement van Omgewingsake en Toerisme, Privaatsak X097, Pretoria, 0001



VERKLARING

- a - Naam van stasie
- b - Hoogte bo seespieël
- c - Tydperk waaroor data van reënval en temperatuur strek
- d - Gemiddelde jaarlikse temperatuur (°C)
- e - Gemiddelde jaarlikse reënval (mm)
- f - Gemiddelde daaglikse minimum van koudste maand (°C)
- g - Uiterste minimum temperatuur (°C)
- h - Gemiddelde daaglikse maksimum van warmste maand (°C)
- i - Uiterste maksimum temperatuur (°C)
- j - Kromme van gemiddelde maandelikse temperatuur (1 eenheid = 10 °C)
- k - Kromme van gemiddelde maandelikse reënval (1 eenheid = 20 mm)
- l - Droë periode
- m - Nat periode
- n - Baie nat periode

Figuur 4

Klimadiagram volgens die konvensie van Walter & Lieth (1960) vir Letaba Ranch, Noordelike Provinsie. Temperatuur- en reënval gegewens volgens Weerburostatistiek vir Phalaborwa-weerstasie (427m) (0681266C7), 23°56' S en 31°09' O, (Weerburo 1995).

2.3.3 Reënval

As gevolg van die grootte van Letaba Ranch, varieër die reënval in die gebied van plek tot plek. Onvoldoende beskikbaarheid van water is dikwels 'n beperkende faktor in die ontwikkeling van 'n plant aangesien water noodsaaklik is vir die instandhouding van fisiologiese- en chemiese prosesse in die plant. Die grondwater waarvan plante afhanklik is, is afkomstig van neerslag in die vorm van reënval en in sekere gebiede van mis en sneeu (Schulze & McGee 1978). Die gemiddelde hoeveelheid reën wat die studiegebied ontvang is 543 mm per jaar (Figuur 3). Die hoof reënseisoen strek vanaf Oktober tot Maart en bereik 'n piek in Januarie wanneer 'n gemiddelde maksimum van 123 mm reën val. Die reënval is onbetroubaar en kom hoofsaaklik in die vorm van donderbuie, wat gewoonlik van korte duur is, voor. Daar kom geen neerslag in die vorm van hael, sneeu of mis in die studiegebied voor nie. 'n Klimaatopsomming in die vorm van 'n klimadiagram vir Letaba Ranch, word in Figuur 4 weergegee. Vanaf April tot Oktober word 'n droë periode aangetref waartydens die reënval drasties afneem. 'n Baie nat periode word vanaf Desember tot Februarie ondervind waartydens die gemiddelde reënval meer as 100 mm per maand is.

2.4 Topografie

Sowat 87.9 % van die oppervlakte van die studiegebied word deur 'n golwende landskap gekenmerk met hoogtes tussen 340 - 450 m bo seespieël (Figuur 5). Granietskoppies kom voor wat tot 450 m bo seespieël lê en 1.7 % van die studiegebied beslaan. Die res van die studiegebied bestaan uit waterbane en aanliggende gebiede wat hoogs erodeerbaar is .

2.5 Geologie

Vir die sinvolle ontwikkeling van 'n wildsplaa is dit belangrik dat die geologie van die gebied in ag geneem word wanneer die potensiaal van die gebied bepaal word. Geologiese- of moedergesteentes beïnvloed die geomorfologie, plantegroei, grondvorme en mineraalsamestellings van 'n gebied (Tainton 1981). Die gesteentes van die gebied kan in drie groepe verdeel word, soos uiteengesit in Figuur 6 (Ahrens 1991).

2.5.1 Die Murchison Groensteengordel

Die Murchison Groensteengordel het 'n oos-noordoostelike verspreiding en bestaan uit vulkaniese en sedimentêre gesteentes wat deur intrusiewe graniete omring word. Aan die oostelike kant verdeel die gordel in twee duidelik onderskeibare lineêre kenmerke. Die noordelike Letaba vertakking behou die noordoostelike neiging, maar die suidelike Bawa vertakking word van die Letaba vertakking geskei deur Baderoukwe-tonaliet (Ahrens 1991).

In die studiegebied bestaan die Gravelotte groep, wat deel is van die Murchison Groensteengordel uit vier Formasies, naamlik die Mac Kop, Weigel, Leydsdorp en Mulati Formasies. Die meta-sedimentêre eenheid (Mac Kop en Weigel Formasies) bestaan uit chloritiese skis, chloritiese kalk skis, kwartsitiese skis, kwartsiet, grouwak, chert, ysterformasies en metakwarsiet. Die ultramafiese eenheid (Leydsdorp en Mulati Formasies) bestaan hoofsaaklik uit ultramafiese- en mafiese metalawa en amfibole (Ahrens 1991).

2.5.2 Graniet

Die granietlae omring die oostelike gedeeltes van die Murchison Groensteengordel en is verantwoordelik vir die golwende eienskappe van die landskap en die veranderinge wat daarmee oor die eeue heen gepaard gegaan het (Ahrens 1991).

2.5.2.1 Makutswi-gneis

Die Makutswi-gneis bestaan uit 'n leukokratiese migmatiet en gebande gneis van granodioritiese en tonalitiese samestelling en kom in die suidelike gedeeltes van die studiegebied voor (Ahrens 1991).

2.5.2.2 Goudplaas-gneis

Die Goudplaas-gneis dagsoom in die noordelike gedeeltes van die Letaba Groensteengordel en sluit gneis, gebande gneis en migmatiet geassosieer met leukokratiese graniet in. Die kleur van die gneis wissel van donker tot ligte grys (Ahrens 1991).

2.5.2.3 Lekkersmaakgraniet

Die Lekkersmaakgraniet is 'n biotiet-muskoviet graniet van granodioritiese samestelling en batolitiese oorsprong en kom in die suidwestelike gedeeltes van die gebied voor (Ahrens 1991).

2.5.2.4 Pompeygraniet

Die Pompeygraniet kom in die suidelike gedeeltes van die studiegebied voor en bestaan uit biotietgraniet van granodioritiese samestelling en batolitiese oorsprong (Ahrens 1991).

2.5.2.5 Die Sugam en Baderoukwe diapietiese tonaliet plutone

Die plutone is die jongste gesteentes in die gebied en verteenwoordig verskeie kontak verwantskappe met die aanliggende Groensteenskis en ander gneis. Die Baderoukwe-graniet bestaan uit meer biotiet as die Sugamgneis. Die teenwoordigheid van die Baderoukwe-graniet is verantwoordelik vir die topografie van die gebied (Ahrens 1991).

2.5.3 Diabaas

In die noordoostelike en suidoostelike gedeeltes van die studiegebied kom diabaasgange voor wat ontstaan het in die Jurassiese tydperk. Die diabaas dring die graniet en Murchison Groensteengordel in hierdie gebied binne en kan van groot waarde wees vir die grondwaterbronne van die gebied (Ahrens 1991).

2.6 Pedologie

2.6.1 Inleiding

Die ontwikkeling van grondtipes is afhanklik van die litologie van die onderliggende rotsformasies, die topografie, die pedosisteem en die klimaatsones van die gebied (Ahrens 1991), asook biotiese aksies.

In semi-ariëde gebiede is daar gewoonlik 'n goeie korrelasie tussen geologiese formasies, die grondtipe en plantgemeenskappe (Coetzee 1971; Bredenkamp 1982; Gertenbach 1987; Venter

1990; Van Rooyen & Theron 1995). Die chemiese en fisiese kenmerke van grond beïnvloed ook die produktiwiteit en smaaklikheid van die plantegroei (Van Rooyen & Theron 1986; Venter 1990). Grondkenmerke speel 'n belangrike rol in die besluitnemingsproses oor die bestuur van 'n gebied, aangesien elke tipe grond uniek is in samestelling en verskillend reageer op klimaatsomstandighede (Schmidt 1992).

Grond is 'n mengsel van mineraal- en organiese materiale waarin water geberg word en waaruit voedingstowwe en water verskaf word wat noodsaaklik is vir die groei van plante (Barbour, Burk & Pitts 1987). Daar is in die verlede al heelwat studies onderneem om die verband tussen grond en die verspreiding van plantegroei-eenhede te bepaal. Bredenkamp, Theron & Van Vuuren (1983), Gertenbach (1987) en Fraser, Van Rooyen & Verster (1987) het bevind dat grondkenmerke 'n bepalende invloed op die verspreiding en struktuur van plantgemeenskappe het.

2.6.2 Grondtipes en geassosieerde litologie

Die pedologie van die studiegebied word in Figuur 7 aangetoon. Die grond in 'n klein gedeelte in die noordoostelike gedeelte van die studiegebied word geklassifiseer as 'n rooi apedale grond (Hutton grondvorm) met 'n goeie dreinerings- en swak logging. Die grond is tot 300 mm diep (Kyk A in Figuur 7). Die grond word onderlê deur die Goudplaasgneis terwyl 'n smal strook van die Murchison Groensteengordel ook aangetref word (Ahrens 1991).

In die noordelike en die noordwestelike gedeeltes van die studiegebied word Glenrosa en/of Mispah grondvorme (geklassifiseer volgens MacVicar *et al.* 1977) aangetref waar kalk skaars of afwesig is in die bogrond (Kyk B in Figuur 7). Die grond word onderlê deur biotietgneis en migmatiet van die Goudplaasgneis, tesame met 'n klein hoeveelheid jonger diabaasgange (Ahrens 1991).

Die grond in die sentrale gedeeltes van die reservaat wat deur die Baderoukwe-tonaliet onderlê word, is rooi tot geel apedale grond met 'n goeie dreinerings- en lae logingspotensiaal. Die grond het ook gewoonlik minder as 15 % klei (Kyk C in Figuur 7).

Die grond in die sentraal suidelike gedeeltes word gedomineer deur Glenrosa en/of Mispah grondvorme (Kyk D in Figuur 7). Die grond word onderlê deur grys biotietgneis van die Makutswi tipe, mafiese metalawa, amfibole, ultramafiese skis, chloritiese skis, kwartsiet, grouwak en metakwartsiet van die Bawa Groensteengordel (Ahrens 1991).

Van die grond in die suidelike gedeelte word ook geklassifiseer as Glenrosa en/of Mispah grondvorme, maar die geologiese oorsprong daarvan verskil. Die grond word onderlê deur muskoviet, graniet van die Lekkersmaakgraniet, grys biotietgneis en migmatiet van die Makutswi-gneis en 'n klein gedeelte van die Bawa Groensteengordel.

In die westelike gedeelte van die studiegebied is daar twee klein gebiede waar Glenrosa en/of Mispah grondvorme aangetref word (Kyk E in Figuur 7). Die grond word onderlê deur die Baderoukwe-graniet met 'n groot hoeveelheid kalk.

Ongedifferensieerde grond word ook op die westelike grens van die gebied aangetref (Kyk F in Figuur 7). Geen verklaring kon gegee word vir die ontwikkeling van die grond rondom 'n koppie in die westelike gebied nie (Kyk G in Figuur 7).

2.6.3 Gronderosie

Die grond in die studiegebied (Ahrens 1991) kan ten opsigte van erosie in vyf klasse verdeel word (Figuur 8).

- Klas 1: Geen oppervlak erosie kom voor nie. Dit beslaan 25.5 % van die studiegebied en kom op die rooi grond voor (Huttonvorm).
- Klas 2: Oppervlak erosie kom voor, in voetpaaie, in oorbeweide gebiede in die veld en naby waterpunte. Dit beslaan sowat 25.2 % van die studiegebied en kom voor op rooi/grys grond (Hutton en Glenrosa grondvorme).
- Klas 3: Klein tonnelerosie gebiede kom voor in steil gebiede en in gebiede waar die bogrondhorisonte ontbloot is. Sowat 47.9 % van die studiegebied word deur hierdie area's beslaan. 'n Kenmerkende grondvorm in hierdie gebied is die Mispah grondvorm.
- Klas 4: Die steil, rotsagtige dagsome of koppies word in hierdie klas gegroepeer. Dit beslaan 0.3 % van die studiegebied. Oppervlakerosie en klein erosie dongas word in die gebied aangetref (Mispah grondvorm).
- Klas 5: Erosie dongas word meestal gevind in dreineringsareas, maar mag ook in gebiede met 'n steil helling aangetref word. Dit beslaan sowat 1.4 %

van die gebied. Die dongas vorm in sanderige grys gronde waarop min plantegroei voorkom (Glenrosa en Valsrivier grondvorms).

2.6.4 Samevatting

'n Groot hoeveelheid grondtipes is vir die gebied beskryf. 'n Klein persentasie van die grond word verteenwoordig deur die vlak Mispah grondvorm (0-400 mm) en diep vrylik dreineerbare grond, byvoorbeeld die Hutton en Dundee grondvorms (250-1200 mm). Die meeste van die grond het 'n digte of ondeurdringbare onderliggende horison wat die dreinerings beperk, byvoorbeeld die Glenrosa, Estcourt en Valsrivier grondvorms. Hierdie grond is 200-900 mm diep, maar die teenwoordigheid van 'n beperkende horison beperk die grondvorms se effektiewe diepte. Die meeste van die grond het 'n klei-inhoud van minder as 20 %.

2.7 Besikbaarheid van water en dreinerings

Die Groot Letabarivier vloei van wes na oos deur die natuurreservaat. Die Klein Letabarivier vorm die noordoostelike grens van die reservaat. Die gebied is goed gedreineerd, hoewel die meeste van die riviere in die reservaat nie standhoudende water het nie. Natuurlike panne en kunsmatige waterpunte wat deur boorgate onderhou word, kom ook voor (Figuur 9).

2.8 Veldtipes

Twee veldtipes kom voor, naamlik die Mopanieveld en die Gemengde Bosveld (Acocks 1988). Die plantegroei word gedomineer deur *Colophospermum mopane* (mopanie) en *Combretum apiculatum* (rooibos).

2.9 Vorige beskrywings van die plantgemeenskappe

Pauw (1987) identifiseer drie plantgemeenskappe op Letaba Ranch, naamlik:

1. Die *Combretum apiculatum* - gemeenskap
2. Die gemengde *Combretum apiculatum* - *Colophospermum mopane* - gemeenskap
3. Die *Colophospermum mopane* - gemeenskap

2.10 Wild

In Bylae 2 - 4 word lyste van die soogdiere, visse, en reptiele wat op die reservaat aangetref word, voorsien.

Vanaf Augustus 1984 is daar elke jaar in Augustus 'n wildsensus op die natuurreservaat gehou. Data verkry vanuit verslae oor wildsensusse vanaf 1984 toon dat die hoogste wildgetalle in 1991 op die reservaat voorgekom het. Gedurende die tydperk is die grootste aantal wild per spesie ook aangeteken. Die teenwoordigheid van 'n goeie grasbedekking in die gebied was moontlik hiervoor verantwoordelik. Tydens die opname in 1993 was daar 'n dramatiese afname in die getalle van sekere wildsoorte op Letaba Ranch (Tabel 1). Dit kan waarskynlik aan die droogte van 1992 toegeskryf word.

Tabel 1 Wildgetalle op Letaba Ranch gedurende die wildsensusse in 1992 en 1993 (Reilly 1993).

	JAAR	
	1992	1993
DIERSOORT	WILDGETALLE	
Rooibok	2729	2023
Zebra	394	210
Buffel	391	361
Blouwildebees	381	189
Koedoe	224	172
Vlakovark	134	34
Waterbok	123	61
Kameelperd	76	73
Seekoei	40	38
Olifant	40	38
Swartwitpens	36	14
Witrenoster	7	7
Totale aantal GVE*	1238.60	937.45
Totale aantal BVE**	1440.84	1217.28
ha/GVE	28.66	37.87
ha/BVE	24.64	29.16

* GVE = 1 grootvee-eenheid (13.5 kg droë grasmateriaal per dag)

** BVE = 1 blaarvreter-eenheid (4.5 kg droë blaarmateriaal per dag)

HOOFSTUK 3

DIE PLANTEGROEI VAN LETABA RANCH

3.1 Inleiding

'n Ekosisteem word gedefinieer as identifiseerbare ekologiese eenhede wat die resultaat is van interaksies en onderlinge afhanklikheid binne en tussen biotiese gemeenskappe en hul abiotiese omgewings (Joubert 1986). Plantspesies vorm die belangrikste komponent van die biotiese gemeenskappe aangesien dit die primêre voedselbron van die dieregemeenskap is.

'n Versameling van verskillende spesies wat 'n georganiseerde ekologiese eenheid in 'n bepaalde gebied vorm, staan bekend as 'n gemeenskap. 'n Plantgemeenskap het hoofsaaklik drie kenmerke, naamlik floristiese, fisionomiese en habitatkenmerke. In die natuur is daar soms 'n skerp lyn wat die begin van een gemeenskap en die einde van 'n ander gemeenskap aandui. Daar is egter meesal 'n oorgangstrook waarin die toestande vir elk van die aangrensende gemeenskappe ongunstiger is as in die hoof verspreidingsgebied van die verskillende gemeenskappe. Die tipe oorgangstrook staan bekend as die ekotoon (Silvertown 1982).

Ongeag die doelwitte van natuurlewebestuur, is die natuurlewebestuurder gemoeid met biologiese produksie in terme van die plant- en diereproduksie wat in die gebied voorkom. Ten einde doeltreffende bestuur te kan uitoefen, is kennis van die biologiese produksieprosesse, wat funksioneel in 'n gebied is, noodsaaklik. Aangesien plantproduksie 'n voorvereiste is vir die oorlewing van diere, is 'n ondersoek na die plantegroei van Letaba Ranch dus van primêre belang.

Die omvang van die floristiese diversiteit van 'n reservaat, wat deur middel van 'n floristiese opname bepaal word, word benodig om tendense in plantsuksessie en veldtoestand te bepaal (Van Rooyen, Grunow & Theron 1986).

'n Plantsosiologiese klassifikasie van die plantegroei van 'n gebied lei tot die identifisering van plantgemeenskappe wat ook as bestuurseenhede kan dien. Plantgemeenskappe is eenhede met dieselfde spesiesamestelling en struktuur en dus ook dieselfde smaaklikheid en produksiepotensiaal (Van Rooyen & Theron 1986).

Die doel van die studie was om 'n volledige plantsosiologiese klassifikasie van die gebied te verkry en moontlike plantgemeenskappe te identifiseer. Die klem wat in die huidige studie op die beskrywing van die plantegroeistruktuur gelê was, was in ooreenstemming met die internasionale neiging by die toepassing van die Braun-Blanquetmetode (Westhoff 1967).

3.2 Metodes

3.2.1 Inleiding

Die klassifikasie-metodes wat vir die plantegroei van die studiegebied gebruik is, is die tabulêre klassifikasie met behulp van die Braun-Blanquet metode. Die Braun-Blanquet metode (Werger 1974; Westhoff & Van der Maarel 1978) is 'n doeltreffende standaardmetode tot plantegroei-klassifikasie. Die metode is al wyd in die grasveld, bosveld en laeveld van Suid Afrika toegepas (Werger 1973; Coetzee 1974; Bredenkamp & Theron 1976; Werger & Coetzee 1977; Van Rooyen 1978; Bredenkamp 1982; Coetzee 1982; Van Rooyen 1983; Van Rooyen 1984; Gertenbach 1987; Pauw 1988; Van Staden 1991) en word deur Scheepers (1983) vir die standaardisering van toekomstige plantsosiologiese studies aanbeveel.

Meervoudige analise is 'n versamelnaam vir 'n aantal wiskundige of statistiese tegnieke wat gebruik word om meervoudige (multidimensionele) data, soos byvoorbeeld plantegroeidata, te verwerk tot bruikbare, verstaanbare inligting. Plantgemeenskapsdata is meervoudig, want elke monster (relevé) bevat waardes van bedekking, digtheid, aantal spesies en omgewingsfaktore. Meervoudige analyses speel 'n belangrike rol in die studie van plantegroei ten opsigte van die volgende punte (Gauch 1982):

- 1) Dit is meestal kwantitatief, wat beteken dat die navorser eksplisiet moet wees in die formulering van die probleem en eenvormig en konsekwent te werk moet gaan tydens data-insameling en verwerking.
- 2) Die data wat ingesamel word, is meestal geskik vir rekenaarverwerking.
- 3) Data-insameling geskied oor die algemeen objektief, wat meebring dat die resultate van verskillende navorsers vergelykbaar en die opname herhaalbaar is.

- 4) Die meervoudige tegnieke lê die struktuur van die komplekse datastelle bloot sodat afleidings gemaak kan word oor die verwantskappe tussen die entiteite wat bestudeer word.
- 5) Maklike, objektiewe opsommings van lomp of groot datastelle word verskaf, wat die eenvoudige voorstelling en kommunikasie van resultate moontlik maak.

Klassifikasie is die groepering van relatief eenderse entiteite, dit wil sê relevés, op grond van hulle floristiese samestelling. Relevés wat in 'n groot mate 'n ooreenstemmende spesiesamestelling het, word in 'n klas geplaas en elke klas verteenwoordig 'n abstrakte plantgemeenskap. Deur klassifikasie kan tipes plantegroei of gemeenskappe met tipes habitat vergelyk word en hierdeur kan die landskap met sy plantegroei ekologies geïnterpreteer word. Dit kan lei tot die samestelling van 'n plantegroeikaart van 'n sekere gebied.

Die essensie van die Braun-Blanquet tegniek berus op sekere beginsels, naamlik:

- 1) Plantgemeenskappe of tipes word op grond van hulle floristiese samestelling geïdentifiseer. Die verwantskappe tussen sowel die plantgemeenskappe onderling as tussen die gemeenskappe en die habitat word die beste geïllustreer deur 'n volledige spesiesamestelling van 'n betrokke gebied.
- 2) Sommige spesies is meer sensitief betreffende habitat en klimaat en lewer 'n groter bydrae ten opsigte van bogenoemde verwantskappe. Hierdie sensitiewe spesies, ook bekend as indikatorspesies, word gebruik vir die klassifikasie van die plantgemeenskappe. Die spesies staan bekend as die diagnostiese spesies. Diagnostiese spesies is in 'n groot mate tot die relevés van 'n spesifieke plantgemeenskap beperk en karakteriseer dus die plantgemeenskap. Dié spesies kan ook as indikators dien vir die spesifieke habitat van daardie plantgemeenskap (Gauch 1982).

3.2.2 Fisionomies-fisiografiese eenhede

Die doel van die studie is om 'n volledige beeld van alle variasies in die plantegroei van 'n studiegebied te verkry. Ten einde hierdie doel te bereik is die studiegebied gestratifiseer deur homogene eenhede op grond van fisionomie en fisiografie te identifiseer (Sievers 1991).

Die studiegebied is aanvanklik intensief verken. Fisionomies-fisiografiese eenhede is onderskei en gekarteer deur swart-en-wit stereopare lugfoto's met 'n skaal van 1:50 000, onder 'n stereoskoop te ondersoek.

3.2.3. Die aantal, grootte en plasing van monsterpersele

Die aantal monsterpersele per opname word bepaal deur die skaal van die opname, die plantkundige variasie in die gebied en die mate van akkuraatheid wat beoog word (Werger 1973).

'n Ewekansig gestratifiseerde metode is gebruik om die geografiese posisies van 200 relevés op die lugfoto's te bepaal. Die relevés verteenwoordig 'n semi-intensiewe opname van die gebied en verteenwoordig een relevé per 177.5 hektaar. Waar voorafbepaalde posisies van monsterpersele nie aan die vereistes vir homogeniteit voldoen het nie, is die perseel subjektief verskuif om 'n meer verteenwoordigende monsterperseel te verkry. Dit is volgens Werger (1974) in ooreenstemming met die vereistes vir tradisionele Braun-Blanquet plantkundige opnames.

Die posisie van monsterpersele is alleen om een van die volgende redes verskuif:

- 1) Wanneer die monsterperseel in 'n gebied uitgeplaas is wat nie homogeen was wat plantegroei en omgewing betref nie.
- 2) Waar versteurings soos paaie en gruisgroewe voorgekom het.
- 3) Wanneer monsterpersele in oorgangsgebiede voorgekom het (Werger 1974).

Aangesien die relevés in 'n bepaalde fisionomies-fisiografiese eenheid groot genoeg moet wees om 'n verteenwoordigende monster van die floristiese samestelling van die plantspesies wat in die eenheid voorkom te verskaf, is van 'n relevégrootte van 200 m² (10 m x 20 m) gebruik gemaak. 'n Relevégrootte van 200 m² is volgens Van der Meulen (1979), Deall (1985), Sievers (1991) en Schulze (1992) voldoende vir Braun-Blanquet-opnames in alle savanne-plantegroeitipes.

Werger (1974) stel dit duidelik dat die vorm en grootte van 'n relevé geen invloed het op die effektiwiteit van 'n opname nie, solank die relevé net verteenwoordigend is van die plantegroei van die gebied. In gebiede wat nie deur savanne verteenwoordig word nie kan die grootte van die perseel bepaal word deur gebruik te maak van 'n spesie-oppervlakte kromme. Sodoende kan die minimale area vir elke monsterperseel bereken word.

3.2.4 Die Braun-Blanquetmetode

'n Volledige beskrywing van die Braun-Blanquetmetode van klassifikasie word gegee deur onder andere Werger (1974). Die analitiese fase behels die insameling van omgewingsdata, asook die saamstel van 'n spesielys vir elke monsterperseel. Die bedekking-getalsterktewaarde vir elke plantsoort van die kruidstratum en houtagtige stratum is aan die hand van die Braun-Blanquetskaal, soos deur Werger (1974) en Van Rooyen (1978) beskryf, geskat. Die Braun-Blanquetskaal wat gebruik is sien as volg daar uit:

- r - 'n Enkele individu met 'n kroonbedekking van minder as 1 %.
- + - 'n Groot aantal individue met 'n kroonbedekking van minder as 1 %.
- 1 - Enige aantal individue met 'n kroonbedekking van 1 - 5 %.
- 2 - Enige aantal individue met 'n kroonbedekking van meer as 5 % tot 25 % van die perseel.
- 3 - Enige aantal individue met 'n kroonbedekking van meer as 25 % tot 50 % van die perseel.
- 4 - Enige aantal individue met 'n kroonbedekking van meer as 50 % tot 75 % van die perseel.
- 5 - Enige aantal individue met 'n kroonbedekking van meer as 75 % van die perseel.

Omdat die laer bedekking-getalsterkteklasse meer krities is vir plantegroei-klassifikasie, is sommige klasse vir die doel van hierdie studie verdeel in navolging van Barkman, Moravec & Rauschert (1986). Dit kom daarop neer dat die bedekking-getalsterkteklas "2" soos volg onderverdeel word:

- 2A - Bedekking van meer as 5 % tot 12 % van die perseel onafhanklik van getalsterkte.
- 2B - Bedek meer as 12 % tot 25 % van die perseel onafhanklik van getalsterkte.

In 'n uitsonderlike geval (Relevé 17) is 'n plantspesie wat nie in die betrokke relevé voorgekom het nie, maar wel 'n integrale deel van die gemeenskap vorm, op die spesielys aangebring met 'n + (plus) bedekking-getalsterktewaarde.

Die omgewingsfaktore wat by elke perseel aangeteken is, was:

- 1) Persentasie klipbedekking en klipgrootte.
- 2) Mate van vertrapping (geen, matig of sterk).
- 3) Graad van oppervlakerosie (geen, matig of dongas).
- 4) Biotiese invloed (beweiding, brand, termiet beskadiging).
- 5) Hellingsposisie (vlakke, voethelling, middelhelling, skouer of kruin).
- 6) Aspek (Rigting ; gelyk, geleidelik, matig, steil of baie steil).
- 7) Geomorfologie (konveks of konkaf).

Die sintetiese fase behels die objektiewe rangskikking van die relevés en spesies op so 'n wyse dat binne 'n fitososiologiese tabel die relevés met 'n soortgelyke floristiese samestelling saamgegroepeer word, terwyl spesies wat dieselfde verspreiding het, saamgegroepeer word. Die rangskikking van die relevés is met behulp van die rekenaarprogram BBNEW* en TWINSpan (Hill 1979a) gedoen. TWINSpan (two-way indicator species analysis) is eerstens op die floristiese data toegepas om moontlike klasse van plantegroei te bepaal. Verfyning van die klassifikasie is toe gedoen met behulp van die BBNEW* rekenaarprogram. Die program maak voorsiening vir die groepering van relevés met dieselfde spesiesamestelling. Die binomiale naamgewing van die plantgemeenskappe is volgens Barkman *et al.* (1964), Edwards (1983) en Pauw (1988) gedoen. Die resultate van die analyses word voorgestel in 'n fitososiologiese tabel.

Die volgende riglyne is tydens die binomiale naamgewing van die plantgemeenskappe gevolg:

- Die eerste spesienaam is verkieslik dié van 'n diagnostiese spesie wat in die plantgemeenskap voorkom.
- Die tweede spesienaam is dié van 'n visueel opvallende of dominante spesie wat met 'n hoë konstantheid in die gemeenskap voorkom.

Die getrouheid van 'n plantspesie toon die graad waartoe 'n spesie tot 'n spesifieke plantgemeenskap beperk is, aan.

* BBNEW, Departement Plantkunde, Universiteit van Pretoria.

3.3 Resultate en bespreking

Die fitososiologiese klassifikasie van die plantegroei van Letaba Ranch word in Tabel 2 saamgevat.

Daar kan drie plantgemeenskappe in die studiegebied onderskei word, naamlik:

1. Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - ruie bossavanne

1.1 *Dalbergia melanoxylon* - *Eragrostis curvula* - subgemeenskap

1.1.1 *Aristida bipartita* - *Fingerhuthia africana* - variant

1.1.2 *Grewia flavescens* - *Grewia monticola* - variant

1.1.3 *Albizia harveyi* - *Maerua parvifolia* - variant

1.1.4 *Ximenia americana* - *Cyperus rupestris* - variant

1.1.5 *Lannea schweinfurthii* - *Dicoma tomentosa* - variant

1.2 *Microchloa caffra* - *Kyphocarpa angustifolia* - subgemeenskap

2. Die *Panicum maximum* - *Dactyloctenium giganteum* - rivieroewerbos

2.1 *Croton megalobotrys* - *Nuxia oppositifolia* - subgemeenskap

2.2 *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - subgemeenskap

3. Die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - oop grasveld

(Kyk Figure 10 - 13)

1. Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - ruie bossavanne

Hierdie plantgemeenskap kom verspreid oor die studiegebied voor (Figuur 14a). Dit strek vanaf die noorde tot in die suide van die studiegebied. Die gemeenskap beslaan sowat 34 650 ha of 97.5 % van die studiegebied en word deur 183 relevés verteenwoordig.

Habitat

Die gemeenskap kom in 'n gebied wat gedomineer word deur die Glenrosa en Mispah grondvorme voor. 'n Klein gedeelte van die gemeenskap kom ook op 'n rooi apedale grond, naamlik die Hutton-grondvorm voor. Die oppervlak konfigurasie van die gebied sien as volg daar uit:

- Rotsvrye gebiede beslaan 10.9 % van die gebied.
- 55.7 % van die gebied het groot klippe of rotse.
- 32.7 % van die gebied het dagsome of koppies teenwoordig.
- 0.7 % van die gebied het hewige mate van erosie ondergaan.

Die erosiepotensiaal van die gebied kan as volg opgesom word:

- | | |
|----------|----------|
| - Laag | - 25.2 % |
| - Medium | - 25.3 % |
| - Hoog | - 49.5 % |

Die topografie van die gebied kan as volg opgesom word:

- | | |
|----------------------|----------|
| - Plat, nie-golwend | - 87.9 % |
| - Koppies en heuwels | - 2.4 % |
| - Waterbane | - 9.7 % |

Plantegroei

Die plantegroei van die gemeenskap word gekenmerk deur die teenwoordigheid van diagnostiese spesies in spesiegroep F (Tabel 2). Dit sluit in die spesies *Combretum apiculatum*, *Colophospermum mopane*, *Cissus cornifolia*, *Commiphora mollis*, *Fimbristylis hispidula*, *Melinis repens*, *Schmidtia pappophoroides*, *Lansea discolor*, *Protasparagus africanus*, *Sclerocarya birrea*, *Digitaria eriantha*, *Bothriochloa radicans* en *Terminalia prunioides*. Spesies in spesiegroepe A, B, C, D en E (Tabel 2) word ook in hierdie gemeenskap aangetref. Die konstantheid van spesies word in hakies aangetoon.

Kruidstratum

Die belangrikste diagnostiese grasspesie wat in die gemeenskap voorkom, is *Microchloa caffra* met 'n konstantheidswaarde van 55 %. Ander diagnostiese grasspesies wat ook in die gemeenskap aangetref word, is *Schmidtia pappophoroides* (44 % konstantheid), *Melinis repens* (41 %), *Bothriochloa radicans* (39 %) en *Digitaria eriantha* (27 %). Die enigste belangrike diagnostiese nie-grasagtige kruide wat in die gemeenskap voorkom is *Fimbristylis hispidula* (45 %), *Tricliceras glanduliferum* (42 %) en *Kyphocarpa angustifolia* (39 %).

Ander kruidagtige spesies wat met redelike hoë konstantheid in die plantgemeenskap voorkom, is die spesies in spesiegroep K (Tabel 2). Dit sluit in die grasspesies *Tragus berteronianus* (93 % konstantheid), *Brachiaria deflexa* (86 %) en *Enneapogon cenchroides* (70 %). Die belangrikste nie-grasagtige kruid wat in dié spesiegroep voorkom, is *Sesamum alatum* (56 %).

Houtagtige stratum

Diagnostiese houtagtige spesies wat in die gemeenskap voorkom, is *Colophospermum mopane* (96 %konstantheid), *Combretum apiculatum* (90 %), *Commiphora mollis* (62 %), *Cissus cornifolia* (62 %), *Lannea discolor* (37 %), *Sclerocarya birrea* (24 %), *Terminalia prunioides* (23 %), *Acacia nigrescens* (42 %) en *Ziziphus mucronata* (13 %).

Ander houtagtige spesies (spesiegroep K in Tabel 2) wat met redelike hoë konstantheid in die gemeenskap verteenwoordig is, is *Grewia bicolor* (68 %), *Dichrostachys cinerea* (56 %), *Grewia hexamita* (30 %), *Commiphora glandulosa* (23 %) en *Ormocarpum trichocarpum* (12 %).

1.1 *Dalbergia melanoxylon* - *Eragrostis curvula* - subgemeenskap

Die subgemeenskap word deur 158 relevès verteenwoordig (Tabel 2). Diagnostiese spesies (spesiegroep E) wat in die subgemeenskap teenwoordig is, is *Senna absus*, *Dalbergia melanoxylon*, *Eragrostis curvula*, *Pogonarthria squarrosa*, *Aristida congesta*, *Dicoma tomentosa* en *Lannea schweinfurthii*. Ander spesies wat in die subgemeenskap teenwoordig is, is spesies in spesiegroep F en K (Tabel 2) .

1.1.1 *Aristida bipartita* - *Fingerhuthia africana* - variant

Die variant word deur 33 relevés verteenwoordig. Slegs vier diagnostiese spesies (spesiegroep A in Tabel 2) is in die variant teenwoordig. Die konstantheid van die spesies in die variant is ook nie beduidend nie. Verder is al vier die spesies grasagtige kruide, naamlik *Aristida bipartita* (70 %), *Hyparrhenia anamesa* (48 %), *Eragrostis superba* (24 %) en *Fingerhuthia africana* (24 %). Die relevés wat deur die variant verteenwoordig word, kom meestal op hoogliggende gebiede binne die studiegebied voor. Die monsterpersele was op klein koppies of heuwels uitgeplaas.

1.1.2 *Grewia flavescens* - *Grewia monticola* - variant

Die variant word deur 34 relevés verteenwoordig. Slegs vyf diagnostiese spesies (spesiegroep B in Tabel 2) is in die variant teenwoordig. Die konstantheid van die spesies in die variant is ook nie beduidend nie. Twee nie-grasagtige kruide, naamlik *Hirpicium bechuanense* (34 %) en *Xerophyta retinervis* (30 %) kom in die variant voor. Drie houtagtige spesies kom ook voor, naamlik *Grewia flavescens* (39 %), *Grewia monticola* (32 %) en *Ozoroa paniculosa* (24 %). Die relevés wat deur die variant verteenwoordig word, kom voor in gebiede waar klein (100 mm) tot medium (1 000 mm) grootte klippe of rotse teenwoordig is.

1.1.3 *Albizia harveyi* - *Maerua parvifolia* - variant

Die variant word deur 54 relevés verteenwoordig. Vyf diagnostiese spesies (spesiegroep C in Tabel 2) is in die variant teenwoordig, naamlik die houtagtige spesies *Albizia harveyi* (26 %) en *Maerua parvifolia* (50 %), die grasse *Chloris virgata* (24 %) en *Panicum coloratum* (24 %) en die ranker *Coccinia rehmannii* (20 %). Die variant kom wyd verspreid op redelike kipperige grond voor.

1.1.4 *Ximenia americana* - *Cyperus rupestris* - variant

Die variant bestaan uit 24 relevés. Vyf diagnostiese spesies (spesiegroep D in Tabel 2) is in die variant teenwoordig. Dit sluit in die houtagtige spesie *Ximenia americana* (29 %), die biesies *Mariscus congestus* (42 %) en *Cyperus rupestris* (34 %), *Crotalaria virgulata* (13 %), asook die gras *Aristida scabrivalvis* (8 %). Die relevés kom op versteurde gebiede binne die studiegebied voor.

1.1.5 *Lannea schweinfurthii* - *Dicoma tomentosa* - variant

Die variant word gekenmerk deur die afwesigheid van plantspesies in spesiegroepe A, B, C en D. Daar was 13 relevés in die variant teenwoordig. Spesies in spesiegroep E (Tabel 2) word in die variant aangetref. Dit sluit in die spesies *Senna absus* (46 %), *Dicoma tomentosa* (31 %), *Lannea schweinfurthii* (31 %), *Eragrostis curvula* (23 %), *Pogonarthria squarrosa* (23 %) en *Dalbergia melanoxylon* (15 %).

1.2 *Microchloa caffra* - *Kyphocarpa angustifolia* - subgemeenskap

Plantspesies in spesiegroep F (Tabel 2) kom in die subgemeenskap voor. Geen spesies van spesiegroep E word egter in die subgemeenskap aangetref nie. Die subgemeenskap word deur 25 relevés verteenwoordig. Spesies met die hoogste persentasie konstantheid in die subgemeenskap is die grasse *Aristida congesta* (88 %), *Microchloa caffra* (68 %) en *Melinis repens* (60 %). Die nie-grasagtige kruide *Cissus cornifolia* (80 %), *Cleome angustifolia* (72 %) en *Fimbristylis hispidula* (46 %) het ook hoë konstantheid in die subgemeenskap. Die houtagtige spesies wat met hoë konstantheid in die subgemeenskap voorkom, is *Combretum apiculatum* (100 %), *Colophospermum mopane* (92 %) en *Commiphora mollis* (60 %).

2. *Panicum maximum* - *Dactyloctenium giganteum* - rivieroewerbos

Die gemeenskap het 'n bepaalde verspreiding en beslaan slegs 320 hektaar of 0.9% van die oppervlakte van die studiegebied (Figuur 14a). Die gemeenskap sluit die rivierplantegroei en plantegroei op menslik versteurde gebiede in.

Habitat

Die gemeenskap word op die oewers van die Groot Letabarivier en Klein Letabarivier aangetref, asook op menslik versteurde gebiede binne die studiegebied.

Plantegroei

Die gemeenskap word verteenwoordig deur 14 relevés. Die gemeenskap word gekenmerk deur die aanwesigheid van spesiegroep I (Tabel 2). Die diagnostiese spesies wat in die plantgemeenskap teenwoordig is, is die grasse *Dactyloctenium giganteum* (93 %), *Panicum*

maximum (86 %), *Eragrostis racemosa* (86 %) en *Dactyloctenium aegyptium* (57 %), asook die nie-grasagtige kruid *Tribulus* sp. (71 %).

Ander spesies wat in die gemeenskap teenwoordig is, is plantspesies in spesiegroep K, naamlik die grasse *Tragus berteronianus* (86 %), *Urochloa mosambicensis* (71 %), *Brachiaria deflexa* (57 %), en *Enneapogon cenchroides* (29 %), die nie-grasagtige kruid *Limeum fenestratum* (71 %), *Sesamum alatum* (36 %) en *Cleome angustifolia* (29 %) en die houtagtige spesies *Dichrostachys cinerea* (50 %), *Grewia bicolor* (43 %), *Grewia hexamita* (29 %), *Commiphora glandulosa* (14 %) en *Ormocarpum trichocarpum* (7 %).

2.1 *Croton megalobotrys* - *Nuxia oppositifolia* - subgemeenskap

Dié subgemeenskap word hoofsaaklik aangetref op die oewers van die Groot Letabarivier (Figuur 14a). Die subgemeenskap beslaan 250 hektaar of 0.7 % van die studiegebied. Die subgemeenskap strek van wes na oos en verdeel die studiegebied in twee gedeeltes.

Habitat

Die subgemeenskap word gekenmerk deur die Dundee en Acacia grondvorme. Die gebied het op sommige plekke 'n steil helling as gevolg van die oewer van die rivier. Die gebied is op sommige plekke deur wild vertrap, wat tot erosie in die subgemeenskap gelei het. Afloopwater het ook tot geringe erosie in die subgemeenskap bygedra.

Plantegroei

Die subgemeenskap word gekenmerk deur die teenwoordigheid van spesiegroep H (Tabel 2) as diagnostiese spesies. Die diagnostiese spesies in die subgemeenskap sluit in *Croton megalobotrys* (100 %), *Sesbania sesban* (100 %), *Phragmites mauritianus* (100 %), *Bridelia cathartica* (100 %), *Nuxia oppositifolia* (100 %), *Acacia schweinfurthii* (100 %) en *Breonadia salicina* (100 %). Ander plantspesies wat in die subgemeenskap aangetref word, is spesies in spesiegroep I, naamlik *Panicum maximum* (80 %), *Dactyloctenium giganteum* (80 %), *Eragrostis racemosa* (80 %), *Dactyloctenium aegyptium* (60 %) en die nie-grasagtige kruid, *Tribulus* sp. (40%).

2.2 *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - subgemeenskap

Die subgemeenskap beslaan sowat 70 hektaar of 0.2 % van die studiegebied. Die subgemeenskap kom voor op menslik versteurde gebiede binne die studiegebied.

Habitat

Dié subgemeenskap kom voor in 'n gebied wat voorheen erg versteur is as gevolg van landboubedrywighede, soos akkerbou, natuurlike ontbossing en die bou van 'n aanloopbaan wat nie meer in gebruik is nie. Die grondvorm wat domineer is die Hutton vorm, wat natuurlik geskik is as 'n goeie landbougrond as gevolg van die maklike bewerkbaarheid daarvan. Die subgemeenskap kom as geïsoleerde gedeeltes binne in die studiegebied voor. Dié gedeeltes het 'n baie klein oppervlakte, tog is dit karteerbaar vir die doel van die studie. Die subgemeenskap kom voor in gebiede waar daar feitlik geen helling is nie. Die grond is oor die algemeen ook nie klipperig nie.

Plantegroei

Die subgemeenskap word deur nege relevès verteenwoordig (Tabel 2). Diagnostiese spesies (spesiegroep G) wat in die subgemeenskap teenwoordig is, is die grasspesies *Eragrostis lehmanniana* (89 %) en *Eragrostis racemosa* (89 %). Geen diagnostiese nie-grasagtige kruid kom in die subgemeenskap voor nie. Diagnostiese houtagtige spesies wat in die subgemeenskap teenwoordig is, is *Acacia tortilis* (100 %), *Peltophorum africanum* (89 %), *Maytenus heterophylla* (78 %), *Diospyros mesipiliformis* (78 %), *Combretum mossambicensis* (78 %), *Combretum imberbe* (67 %), en *Lonchocarpus capassa* (67 %). Ander plantspesies wat in die subgemeenskap aangetref word, is spesies in spesiegroep I, naamlik *Dactyloctenium giganteum* (100 %), *Panicum maximum* (89 %), *Eragrostis racemosa* (89 %), *Dactyloctenium aegyptium* (33 %) en die nie-grasagtige kruid *Tribulus* sp. (100 %).

3. *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - oop grasveld

Die plantgemeenskap beslaan 80 hektaar of 0.2 % van die oppervlakte van die studiegebied. Die gemeenskap word verteenwoordig deur drie verskillende stande wat verspreid in die studiegebied voorkom.

Habitat

Die gebied bestaan uit grond van die Hutton vorm. Die gebied is gelyk en min erosie het in die gebied plaasgevind.

Plantegroei

Opvallend van die gemeenskap is die afwesigheid van houtagtige spesies aangesien die gebied tot onlangs nog vir landboudoeleindes (landerye) aangewend was. Die gemeenskap word gekenmerk deur die aanwesigheid van spesiegroep J (Tabel 2). Die gemeenskap word gekenmerk deur vyf diagnostiese spesies, naamlik die grasse *Eragrostis rigidior* (100 %), *Tricholaena monachne* (100 %) en *Panicum deustum* (67 %), asook die nie-grasagtige kruide *Crotalaria podocarpa* (100 %) en *Hyperthelia bowkeriana* (100 %). Ander spesies wat in die gemeenskap teenwoordig is, is plantspesies in spesiegroep K (Tabel 2). Dit sluit net die spesies *Urochloa mosambicensis* (100 %), *Sesamum alatum* (100 %) en *Enneapogon cenchroides* (67 %) in.

3.4 Onderskeiding van plantgemeenskappe en bestuurseenhede

Volgens Pauw (1987) kan drie plantgemeenskappe, wat ook as bestuurseenhede geïdentifiseer is, op Letaba Ranch onderskei word. Huidige studies het egter aangetoon dat daar vyf moontlike plantgemeenskappe, wat ook as bestuurseenhede beskryf kan word, in die studiegebied voorkom (Figuur 15). As gevolg van die homogeniteit van die studiegebied kan die hoof plantgemeenskappe wat geïdentifiseer is, ook as bestuurseenhede beskryf word. 'n Bestuurseenheid is 'n homogene area of gebied wat doeltreffend bestuur kan word omdat die plantegroei van die eenheid redelik homogeen is en bestuur van die eenheid sodoende vergemaklik. Die vyf bestuurseenhede wat geïdentifiseer is kan as volg opgesom word:

1. Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
2. Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
3. Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
4. Die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid
5. Die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

3.4.1 Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Dié bestuurseenheid beslaan die hoërliggende gebiede tussen dreineringslyne op vlak en klipperige gronde. Dit beslaan 3 806 hektaar of 11 % van die studiegebied. Die gronde het 'n geel kleur, wat op 'n ystertekort dui (Pauw 1987).

3.4.2 Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Die bestuurseenheid beslaan 2 768 hektaar of 7.9 % van die studiegebied. Die plantegroei kom voor op alluviale gronde langs die dreineringslyne en op die vloedvlaktes (Pauw 1987).

3.4.3 Die *Combretum apiculatum* - *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Dié bestuurseenheid beslaan 28 026 hektaar of 80.7 % van die studiegebied en word gekenmerk deur 'n egalige, golwende landskap en die gemengde teenwoordigheid van *Colophospermum mopane* en *Combretum apiculatum* as dominante houtagtige plantspesies.

3.4.4 Die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

Dié bestuurseenheid beslaan sowat 70 hektaar of 0.2 % van die studiegebied. Die bestuurseenheid kom voor op menslik versteurde gebiede binne die studiegebied. Die teenwoordigheid van *Acacia tortilis* is kenmerkend van die bestuurseenheid.

3.4.5 Die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

Die bestuurseenheid beslaan 80 hektaar of 0.2 % van die studiegebied. Die bestuurseenheid word verteenwoordig deur drie afsonderlike stande wat in die studiegebied voorkom. Die afwesigheid van houtagtige plantspesies is 'n kenmerk van dié bestuurseenheid, wat 'n aanduiding is dat die bestuurseenheid nog tot onlangs vir landboubedrywighede (groente) aangewend is.

3.5 Algemene bespreking

Volgens die landskap klassifikasie van die Nasionale Krugerwildtuin deur Gertenbach (1987) behoort die plantegroei van Letaba Ranch in terme van twee landskappe, naamlik die *Colophospermum mopane* - savanna en die Letaba - oop bossavanne beskryf te word. Die huidige studie toon aan dat die spesiesamestelling en die struktuur van die houtagtiges van bogenoemde twee landskappe in die Nasionale Krugerwildtuin sodanig van dié van die studiegebied verskil dat afgelei kan word dat die twee landskappe nie net so van toepassing op Letaba Ranch gemaak kan word nie.

Hoewel die fisiese omgewing en gevolglik die plantegroei van die studiegebied baie homogeen is, is daar tydens die huidige studie verwag om 'n meer bruikbare klassifikasie van die studiegebied te verkry. Verskeie faktore kon daartoe gelei het dat daar nie 'n werklik bruikbare klassifikasie van die gebied verkry kon word nie. Een van die faktore wat in aanmerking geneem moet word, is die droogte wat in 1992 ondervind is. Dit was volgens reënvalsyfers vir 1992 (259 mm reën) een van die ernstigste droogtes wat die laaste 22 jaar in die gebied voorgekom het. Die moontlikheid bestaan dat die samestelling van die kruidlaag deur die droogte verander is. Die plantopnames wat tydens die huidige studie gedoen is, verskil ook van plantopnames wat in 1991 en 1993 deur onder andere Turner (1991) en Reilly (1993) ondersoek was. Monitering gedurende dié tydperk het aangetoon dat groot veranderinge plaasgevind het in die spesiesamestelling van die kruidlaag vanaf 1991 tot 1993. Verder kan die toename in die verdigting en teenwoordigheid van *Colophospermum mopane* (struikmopanie) in die studiegebied ook aanleiding gegee het tot 'n minder bruikbare klassifikasie van die studiegebied. 'n Geringe toename in dié spesie is al in 1987 deur monitering deur Pauw bespeur.

Sommige van die variasies in die plantegroei wat wel in die gebied voorkom, beslaan 'n baie klein oppervlakte, sodat dié gebiede nie op 'n 1:50 000 skaal gekarteer kon word nie. Die studiegebied het 'n redelike egalige golwende landskap. Bo-op die heuwels kom *Combretum apiculatum* algemeen voor, terwyl *Colophospermum mopane* weer meer algemeen in die waterbane voorkom. Die grootte van die heuwels en waterbane in die golwende landskap maak klassifisering op 'n 1:50 000 skaal basies onmoontlik.

Die metode van klassifikasie (PHYTOTAB), soos voorgestel deur Westfall, Dednam, Van Rooyen & Theron (1982), is ook op die data toegepas. As gevolg van die homogeniteit van die gebied was die klassifikasie onsuksesvol en kon geen plantgemeenskappe volgens dié metode positief onderskei word nie.

HOOFSTUK 4

STRUKTUURANALISE VAN DIE HOUTAGTIGE STRATUM OP LETABA RANCH

4.1. Inleiding

Volgens Kormondy (1984) is die eerste poging om plantegroei in terme van struktuur te differensieer, deur Raunkiaer in 1903 aangewend. Raunkiaer het aangeneem dat daar 'n verband bestaan tussen plantegroeistruktuur in die breë sin en die hoogte waarop die groeiknoppe van plante gedra word. Op basis hiervan is vyf lewensvorme geïdentifiseer, te wete terofiete, kriptofiete, hemikriptofiete, chamaefiete en fanerofiete (Kormondy 1984).

Later is daar ses hoof strukturele eienskappe geïdentifiseer, naamlik lewensvorm, hoogte, funksie, blaarvorm en -grootte, blaartekstuur en bedekking (Shimwell 1971). Dansereau (1957) definieer plantegroeistruktuur as die organisasie in ruimte van die individue wat 'n bepaalde stand vorm, met groeivorm, stratifikasie en bedekking as die primêre elemente van struktuur. Daar is later 'n onderskeid tussen die strukturele, fisionomiese en funksionele eienskappe van plantegroei getref (Gertenbach 1987).

Verskeie tegnieke bestaan vir die ontleding van die struktuur van die boom en struik komponente van 'n bosagtige plantegroei. Volgens McNeill, Kelly & Barnes (1977) is die punt-afstand - metode en kwadraat metode van analise suksesvol in vorige studies toegepas om die digtheid en spesiesamestelling van bome en struie te bepaal. Die kwadraat - metode van analise was meer akkuraat en doeltreffend as die punt- afstand metode vir gebruik in bosagtige plantegroei (McNeill *et al.* 1977).

Van der Meulen & Westfall (1979) het bevind dat, indien die hoogteklasse en bedekking van plantegroei akkuraat bepaal word, Dansereau se strukturele diagramme baie maklik gekonstrueer kan word. Die diagramme gee dan 'n aanduiding van die struktuur van 'n spesifieke perseel. Die strukture kan ook aangewend word in die interpretasie van plantegroei-eenhede wat op grond van spesiesamestelling onderskei is.

Coetzee, Gertenbach & Nel (1977) het struktuurveranderinge met behulp van die Variëerbare kwadrantperseel-tegniek op die plantegroei van 'n deel van die sentrale Nasionale Krugerwildtuin gemoniteer om te verklaar waarom groot getalle zebras en blouwildebeeste uit

die gebied verdwyn het. Hulle het getoon dat 'n toename in die aantal plante in die 0.5 m-1 m hoogteklasse voorgekom het wat sodoende groot habitatsveranderinge teweeggebring het.

'n Struktuuranalise van 'n gebied vorm, tesame met die floristiese samestelling van die gebied, die belangrikste komponent van 'n dier se habitat. Strukturele gegewens is ook normaalweg korreleerbaar met sigbaarheid en derhalwe 'n belangrike faktor in die habitat van 'n wild. Omdat die habitatsvereistes van wild aansienlik verskil en boonop deurslaggewend is sover dit hulle verspreiding betref, is beperkte strukturele gegewens gedurende die huidige studie versamel.

4.2. Metodes

Die Varieerbare kwadrantperseel-tegniek, soos beskryf deur Coetzee & Gertenbach (1977) en toegepas deur Van Rooyen, Theron & Grobbelaar (1981), is by 48 monsterpersele vir die beskrywing van die struktuur van die houtagtige plantegroei uitgevoer. Die metode maak voorsiening vir die bepaling van die kroonbedekking by verskillende hoogtevlakke, die totale geprojekteerde kroonbedekking en die digtheid van die houtagtige spesies.

Die oneweredige verspreiding van individue of lae digthede veroorsaak dat 'n groot kwadraat gebruik moet word. Eweredige verspreiding van plantegroei of hoë plantdigthede lei weer tot kleiner kwadrate. 'n Kwadraat word stelselmatig vergroot, totdat die hoogteklas wat bepaal moet word in al die kwarte voorkom (Coetzee 1982).

Tydens die uitvoering van die metode is die perseelgrootte afsonderlik vir elke hoogteklas by elke perseel bereken om by die digtheid en verspreiding van die houtagtige plante aan te pas. Die perseelgrootte is telkens bepaal deur elke monsterperseel in vier kwarte te verdeel. Die vier kwarte word gelyktydig in vyf meter intervalle vergroot totdat ten minste een houtagtige plant van die betrokke hoogteklas in elke kwadraat voorkom (Schulze 1992).

'n Tou is gebruik om 'n kruis te konstrueer, met vier arms van 25 meter elk. Die minimum grootte wat 'n kwadraat kan aanneem is 5 m X 5 m, en die maksimum grootte is 25 m X 25 m per kwadrant. Die maksimum kwadraatgrootte is dus 50 m X 50 m en die kwadraat word nie verder vergroot indien elke kwadraat nie 'n individu van die betrokke hoogteklas bevat nie. Die kwadraatgrootte vir die insameling van inligting aangaande die struktuur van houtagtiges kan dus 100 m² tot 2 500 m² wees. Die varieerbaarheid van die perseelgrootte kanselleer oor- of ondermontering van die houtagtige spesies uit (Coetzee 1982; Pauw 1988).

Vir elke houtagtige individu in elke kwadraat is die spesie geïdentifiseer en is die stam-groeivorm, stam-deursnee, kroondeursnee op verskillende hoogtes, asook die hoogte van die houtagtige individue bepaal.

Daar bestaan drie moontlike stam-groeivorms, naamlik:

- Boom (enkelstam)
- Struik (2 - 4 stamme)
- Bosserige struik (5 of meer stamme)

Die skatting van die kroondeursnee vind plaas in intervale wat met vreethoogtes van verskillende blaarvreters gekorreleer is. Die intervale wat gebruik is, is die volgende:

Hoogteklas Hoogtevlak

0.5 m	Van 0 m tot 0.75 m
1.0 m	Van > 0.75 m tot 1.5 m
2.0 m	Van > 1.5 m tot 2.5 m
3.0 m	Van > 2.5 m tot 3.5 m
4-5 m	Van > 3.5 m tot 5.0 m
> 5 m	> 5.0 m

Die totale geprojekteerde kroonbedekking is die kroondeursnee waar die kroon op sy wydste is in elke hoogtevlak. Die digtheid is bereken deur die aantal individue van elke spesie in elke hoogteklas, in elke perseel te bereken en word as individue per hektaar uitgedruk (Schulze 1992).

Die verwerking van struktuurdata wat tydens die Varieërbare kwadrantperseel-metode ingesamel is, is met 'n rekenaarprogram van die Departement Plantkunde, Universiteit van Pretoria, uitgevoer.

4.3 Resultate en bespreking

In die beskrywing van die struktuur van die houtagtige plantegroei op Letaba Ranch is daar gebruik gemaak van die verskillende bestuurseenhede waarna daar in Hoofstuk 3 verwys is.

4.3.1. Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Daar word 'n totale gemiddeld van 3 132 houtagtige plante per hektaar in die bestuurseenheid aangetref (Tabel 4). Die verspreiding van die struktuur van die houtagtige plantegroei van die bestuurseenheid word in Figuur 15 aangetoon. Die meeste houtagtige plante kom in die 0.5 m hoogteklaas voor (1 000 ind./ha), gevolg deur individue in die 1 m hoogteklaas (900 ind./ha) en die 2 m hoogteklaas (800 ind./ha). Besonder min individue kom in die 4-5 m hoogteklaas (16 ind./ha) en >5 m hoogteklaas (16 ind./ha) voor. Bothma (1995) voer aan dat die optimum aantal houtagtiges in mopanieveld nie 400 - 500 individue per hektaar behoort te oorskry nie. Hieruit word afgelei dat bosverdichting in die bestuurseenheid voorkom, hoofsaaklik weens die teenwoordigheid van struik van *Colophospermum mopane*.

Die persentasie kroonverspreiding (Tabel 3) is die hoogste in die 2 m hoogtevlak (33.0 %), die 1 m hoogtevlak (26.64 %) en die 0.5 m hoogtevlak (18.76 %). Die afwesigheid van groot *Colophospermum mopane* bome veroorsaak relatief lae persentasie kroonverspreidings in die 3 m (5.28 %), 4-5 m (1.92 %) en die >5 m (1.12 %) hoogtevlakke.

In die 0.5 m hoogtevlak kom 50 % van die plante as bome voor (Tabel 4), terwyl die ander 50 % as yl struik voorkom. Geen struik kom in dié hoogtevlak voor nie. In die res van die hoogtevlakke kom daar slegs in die 2 m hoogteklaas struik voor (100 ind./ha). As geheel in die bestuurseenheid kom 1 616 individue per hektaar as bome, 1 416 individue per hektaar as yl struik en 100 individue per hektaar as struik voor.

Die dominante houtagtige plantspesies in die bestuurseenheid word in Tabel 5 aangetoon. Die dominante houtagtige plantspesie in die bestuurseenheid is *Colophospermum mopane* (2 432 ind./ha). Dié spesie maak 77.7 % van die totale digtheid van die bestuurseenheid uit. Vir *Colophospermum mopane* kom die grootste persentasie kroonverspreiding in die 2 m hoogtevlak voor (24.84 %), terwyl die laagste verspreiding (1.12 %) in die >5 m hoogtevlak voorkom. Die res van die houtagtige plante in die bestuurseenheid het 'n gemiddelde persentasie teenwoordigheid van minder as 6.4 %. Die mees algemene spesies in die bestuurseenheid, *Colophospermum mopane* uitgesluit, is *Grewia hexamita* (200 ind./ha),

Tabel 3

Die gemiddelde persentasie kroonverspreiding vir elke hoogtevlak in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Hoogtevlak (m)	Totaal %	Gemiddelde persentasie kroonverspreiding								
		Groeivorm			Hoogteklas (m)					
		B	Y	S	>=5	4-5	3	2	1	0.5
>5	1.12	0	1.12	0	1.12	0	0	0	0	0
4-5	1.92	0.8	1.12	0	1.12	0.8	0	0	0	0
3	5.28	4.16	1.12	0	1.12	0.8	3.36	0	0	0
2	33	12.88	13.08	7.08	0.2	0.24	8.96	23.64	0	0
1	26.64	7.04	12.52	7.08	0.04	0	2.16	15.6	8.84	0
0.5	18.76	5.76	9.2	3.8	0.04	0	1.52	5.56	2.56	9.12

Tabel 4

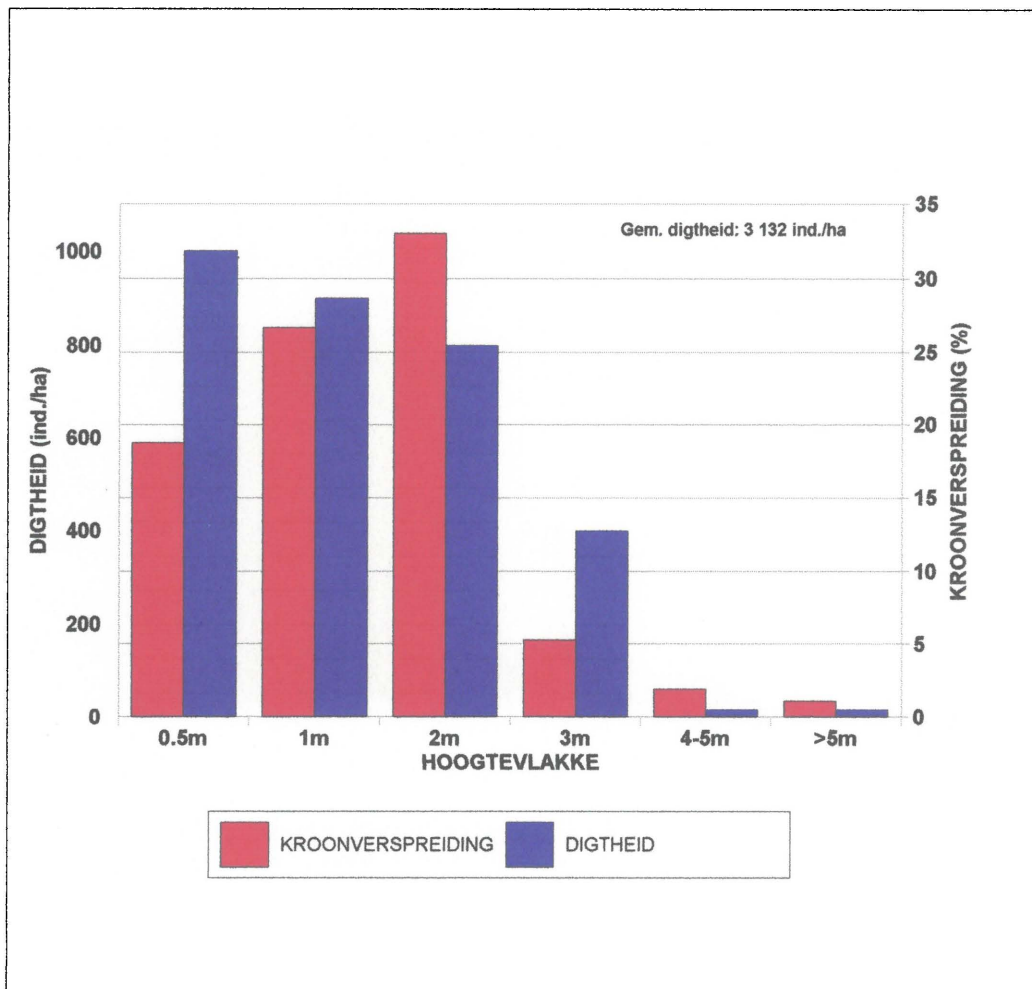
Die digtheid (ind. /ha) in totaal en per groeivorm van die houtagtige *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Hoogteklas (m)	Totaal (ind. /ha)	Groeivorm (ind. /ha)		
		B	Y	S
>5	16	0	16	0
4-5	16	16	0	0
3	400	400	0	0
2	800	300	400	100
1	900	400	500	0
0.5	1 000	500	500	0
	3 132	1 616	1 416	100

Tabel 5

Die persentasie kroonverspreiding en digtheid van die mees dominante houtagtige spesies in elke hoogtevlak in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Houtagtige spesie	Digtheid (ind/ha)	Totaal (%)	% Kroonverspreiding in hoogtevlakke					
			Hoogtevlak (m)					
			>5	4-5	3	2	1	0.5
<i>Colophospermum mopane</i>	2 432	63.88	1.12	1.92	5.28	24.84	17.28	13.44
<i>Grewia hexamita</i>	200	21.64	0	0	0	8.2	9.36	4.08
<i>Commiphora mollis</i>	100	0.2	0	0	0	0	0	0.2
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	100	0.44	0	0	0	0	0.04	0.4
<i>Albizia harveyi</i>	100	0.64	0	0	0	0	0	0.64



Figuur 15 Grafiese voorstelling van die gemiddelde digtheid (ind./ha) en gemiddelde persentasie kroonverspreiding van die houtagtige spesies in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid op Letaba Ranch.

Commiphora mollis (100 ind./ha), *Dalbergia melanoxylon* (100 ind./ha) en *Albizia harveyi* (100 ind./ha). *Grewia hexamita* lewer 'n groot bydrae tot die totale persentasie kroonbedekking in die 0.5 m (4.08 %), 1 m (9.36 %) en 2 m (8.2 %) hoogtevlakke.

4.3.2. Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Daar word 'n totale gemiddeld van 984 individue per hektaar in hierdie bestuurseenheid aangetref (Tabel 7). In Figuur 16 word aangetoon dat die meeste individue in die 0.5 m (429 ind./ha) hoogtevlak en die 1 m (240 ind./ha) hoogtevlak voorkom. Die 2 m (132 ind./ha), 3 m (111 ind./ha), 4-5 m (36 ind./ha) en >5 m (36 ind./ha) hoogtevlakke lewer minder individue per hektaar op. Die teenwoordigheid van die groot aantal individue in die 0.5 m en 1 m hoogtevlakke kan weer eens toegeskryf word aan die teenwoordigheid van struik van *Colophospermum mopane* in die bestuurseenheid.

In 'n histogramatiese voorstelling van die persentasie kroonverspreiding op verskillende hoogtevlakke (Figuur 16) word aangetoon dat die kroonverspreiding relatief laag is op die >5 m en 4-5 m hoogtevlakke. Die persentasie kroonverspreiding (Tabel 6) op die 0.5 m hoogtevlak (6.12 %) is hoër as wat verwag kan word vir hierdie bestuurseenheid. Dit kan toegeskryf word aan die teenwoordigheid van struikmopanie (*Colophospermum mopane*) op hierdie hoogtevlak. Bosverdigting deur die plantspesie vind dus plaas. Die hoogste persentasie kroonverspreiding kom voor in die 3 m (10.38 %), 2 m (13.77 %) en 1 m (12.66 %) hoogtevlakke. Dit kan toegeskryf word aan die bome (*Combretum apiculatum*) wat min of geen blaarmateriaal op die 0.5 m hoogtevlak lewer nie, maar 'n hoë persentasie kroonbedekking vanaf 1 m en hoër hoogtes het.

In die 0.5 m hoogtevlak (Tabel 7) kom 65 % van die individue as yl struik (279 ind./ha) voor, terwyl 35 % van die individue as bome (150 ind./ha) voorkom. Geen struik kom in dié hoogtevlak voor nie. As 'n geheel lewer die bestuurseenheid 58.5 % yl struik (576 ind./ha), 36 % bome (150 ind./ha) en 5.5 % struik (54 ind./ha) op.

Die dominante houtagtige spesie (Tabel 8) in die bestuureenheid is *Combretum apiculatum* (429 ind./ha) met 'n gemiddelde persentasie kroonverspreiding van 35.58 %, hoofsaaklik in die 1 m (6.99 %), 2 m (10.5 %) en 3 m (10.35 %) hoogtevlakke. *Colophospermum mopane* (318 ind./ha) kom ook in die bestuurseenheid voor, hoofsaaklik as struikmopanie in die 2 m (1.8 %), 1 m (2.43 %) en 0.5 m (2.34 %) hoogtevlakke. Ander dominante houtagtiges wat in die bestuurseenheid voorkom, is *Grewia bicolor* (75 ind./ha), *Ozoroa paniculosa* (36 ind./ha) en *Commiphora mollis* (36 ind./ha). Die bydrae van laasgenoemde spesies is hoofsaaklik in die 0.5 m tot 1 m hoogteklasse.

Tabel 6

Die gemiddelde persentasie kroonverspreiding vir elke hoogtevlak in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Hoogtevlak (m)	Totaal %	Gemiddelde persentasie kroonverspreiding								
		Groeivorm			Hoogteklas (m)					
		B	Y	S	>=5	4-5	3	2	1	0.5
>5	0.93	0	0.63	0	0.63	0	0	0	0	0
4-5	4.98	0	4.98	0	4.44	0.51	0	0	0	0
3	10.38	0.63	9.42	0.33	5.31	1.26	3.78	0	0	0
2	13.77	0.9	9.75	3.12	3.6	2.04	4.44	3.69	0	0
1	12.66	1.68	8.91	2.1	1.02	1.74	3.75	3.57	2.58	0
0.5	6.12	2.01	3.57	0.51	0.06	0.51	0.21	1.23	2.75	1.86

Tabel 7

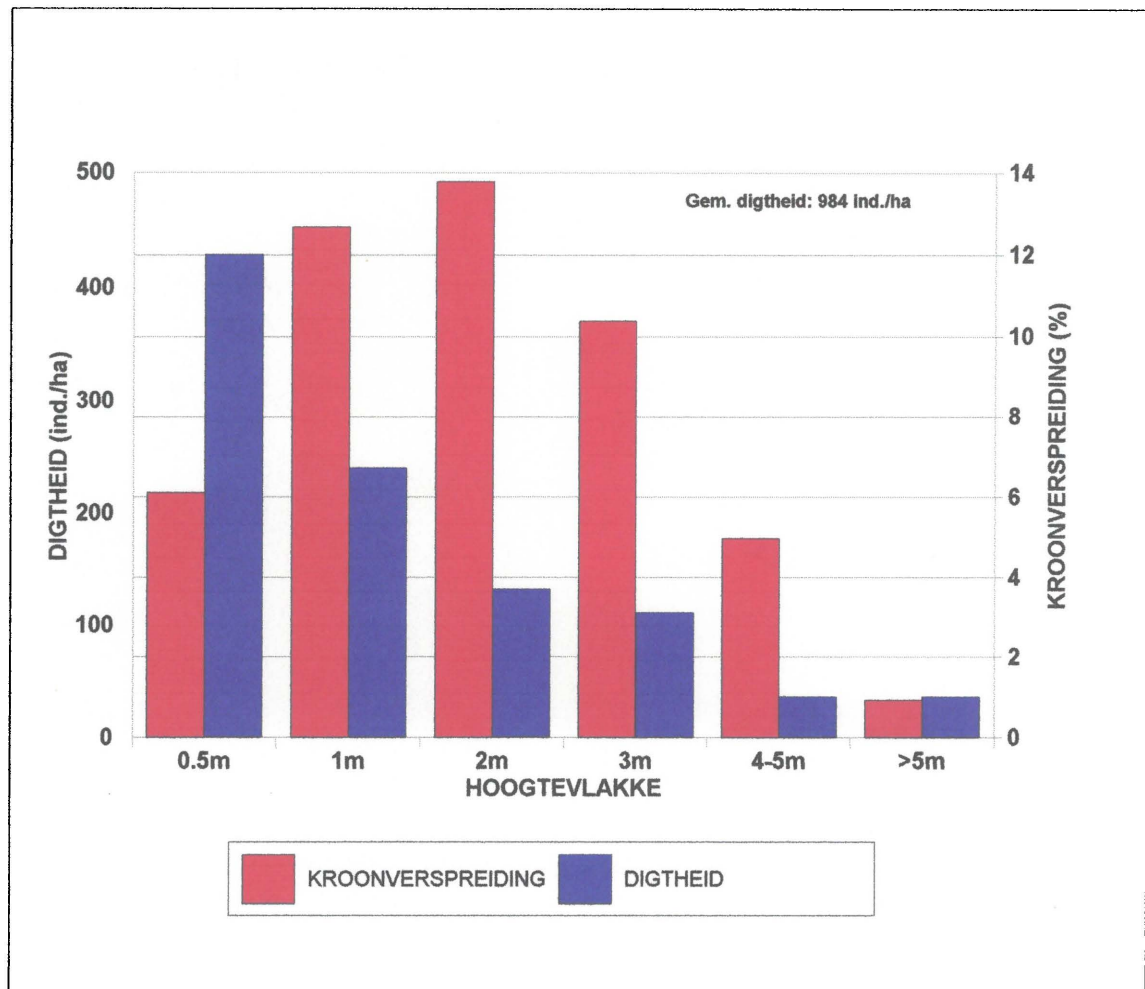
Die digtheid (ind. /ha) in totaal en per groeivorm van die houtagtige *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Hoogteklas (m)	Totaal (ind. /ha)	Groeivorm (ind. /ha)		
		B	Y	S
>5	36	0	36	0
4-5	36	0	36	0
3	111	36	57	18
2	132	39	75	18
1	240	129	93	18
0.5	429	150	279	0
	984	354	576	54

Tabel 8

Die persentasie kroonverspreiding en digtheid van die mees dominante houtagtige spesies in elke hoogtevlak in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Houtagtige spesie	Digtheid (ind/ha)	Totaal (%)	% Kroonverspreiding in hoogtevlakke					
			Hoogtevlak (m)					
			>5	4-5	3	2	1	0.5
<i>Combretum apiculatum</i>	429	35.58	0.63	4.95	10.35	10.5	6.99	2.16
<i>Colophospermum mopane</i>	318	6.57	0	0	0	1.8	2.43	2.34
<i>Grewia bicolor</i>	75	3.09	0	0	0	1.32	1.26	0.51
<i>Ozoroa paniculosa</i>	36	6.57	0	0	0	0	0.57	0.66
<i>Commiphora mollis</i>	36	0.12	0	0	0	0	0.03	0.09



Figuur 16 Grafiese voorstelling van die gemiddelde digtheid (ind./ha) en gemiddelde persentasie kroonverspreiding van die houtagtige spesies in die *Combretum apiculatum*- bestuurseenheid op Letaba Ranch.

4.3.3. Die *Combretum apiculatum* - *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

Die totale gemiddelde digtheid van die bestuurseenheid is 2 308 individue per hektaar (Tabel 10). Die grootste bydrae tot die digtheid van die houtagtige plantegroei in die bestuurseenheid (Figuur 17) word gelewer deur die 3 m (650 ind./ha), 2 m (500 ind./ha), 1 m (500 ind./ha) en 0.5 m (450 ind./ha) hoogtevlakke. Die bydrae deur die >5 m en 4-5 m hoogtevlakke is slegs 200 ind./ha en 8 ind./ha onderskeidelik.

Die 1 m (46.28 %), 2 m (51.38 %) en 3 m (27.94 %) hoogtevlakke lewer die grootste persentasie kroonverspreiding in die bestuurseenheid (Tabel 9). Dit kan toegeskryf word aan die teenwoordigheid van relatief groot *Combretum apiculatum* bome in die bestuurseenheid. Die enigste hoogtevlak waar die persentasie kroonverspreiding relatief laag is, is die >5 m hoogtevlak. Dit kan toegeskryf word aan die afwesigheid van groot bome in die bestuurseenheid. Die 0.5 m (25.74 %) hoogtevlak dra ook aansienlik by tot die persentasie kroonbedekking, hoofsaaklik weens die aanwesigheid van *Colophospermum mopane* in hierdie hoogtevlak.

In die 3 m hoogtevlak (Tabel 10) kom 31 % van die houtagtige plante as bome (200 ind./ha), 31 % van die houtagtige plante as yl struik (200 ind./ha) en 38 % van die plante as struik (250 ind./ha) voor. As geheel gesien kom daar 41.5 % bome (958 ind./ha), 36.8 % yl struik (850 ind./ha) en 21.7 % struik (500 ind./ha) voor.

Die houtagtige spesie met die hoogste digtheid (Tabel 11) in die bestuurseenheid is *Colophospermum mopane* (450 ind./ha), gevolg deur *Combretum apiculatum* (408 ind./ha). *Colophospermum mopane* lewer die grootste bydrae tot die persentasie kroonverspreiding in die 3 m (10.08 %) hoogtevlak. Ander houtagtige spesies wat ook 'n bydrae lewer is *Grewia mollis* (250 ind./ha) en *Lannea discolor* (200 ind./ha).

4.3.4. Die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

Die bestuurseenheid verteenwoordig die versteurde gebiede in die studiegebied. Dit was oorspronklik landerye. Die bestuurseenheid is in 'n vroeë stadium van suksessie, waar 'n toename in die houtagtiges in die bestuurseenheid voorkom. Die gemiddelde digtheid van houtagtige plante (Figuur 18) in die bestuurseenheid is 634 individue per hektaar (Tabel 13). Die hoogste digtheid van houtagtiges kom in die 0.5 m (330 ind./ha) hoogteklas voor.

Tabel 9

Die gemiddelde persentasie kroonverspreiding vir elke hoogtevlak in die
Colophospermum mopane - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Hoogtevlak (m)	Totaal %	Gemiddelde persentasie kroonverspreiding								
		Groeivorm			Hoogteklas (m)					
		B	Y	S	>=5	4-5	3	2	1	0.5
>5	3.24	3.24	0	0	3.24	0	0	0	0	0
4-5	10.84	10.84	0	0	10.7	0.14	0	0	0	0
3	27.94	13.4	5.9	8.64	11.1	0.4	16.44	0	0	0
2	51.38	12.3	12.74	26.32	5.8	0.3	32.36	12.92	0	0
1	46.28	4.62	9.3	32.34	1.06	0	24.82	13.34	7.04	0
0.5	25.74	2.64	4.32	18.74	0.44	0	13.22	5.3	3.38	3.4

Tabel 10

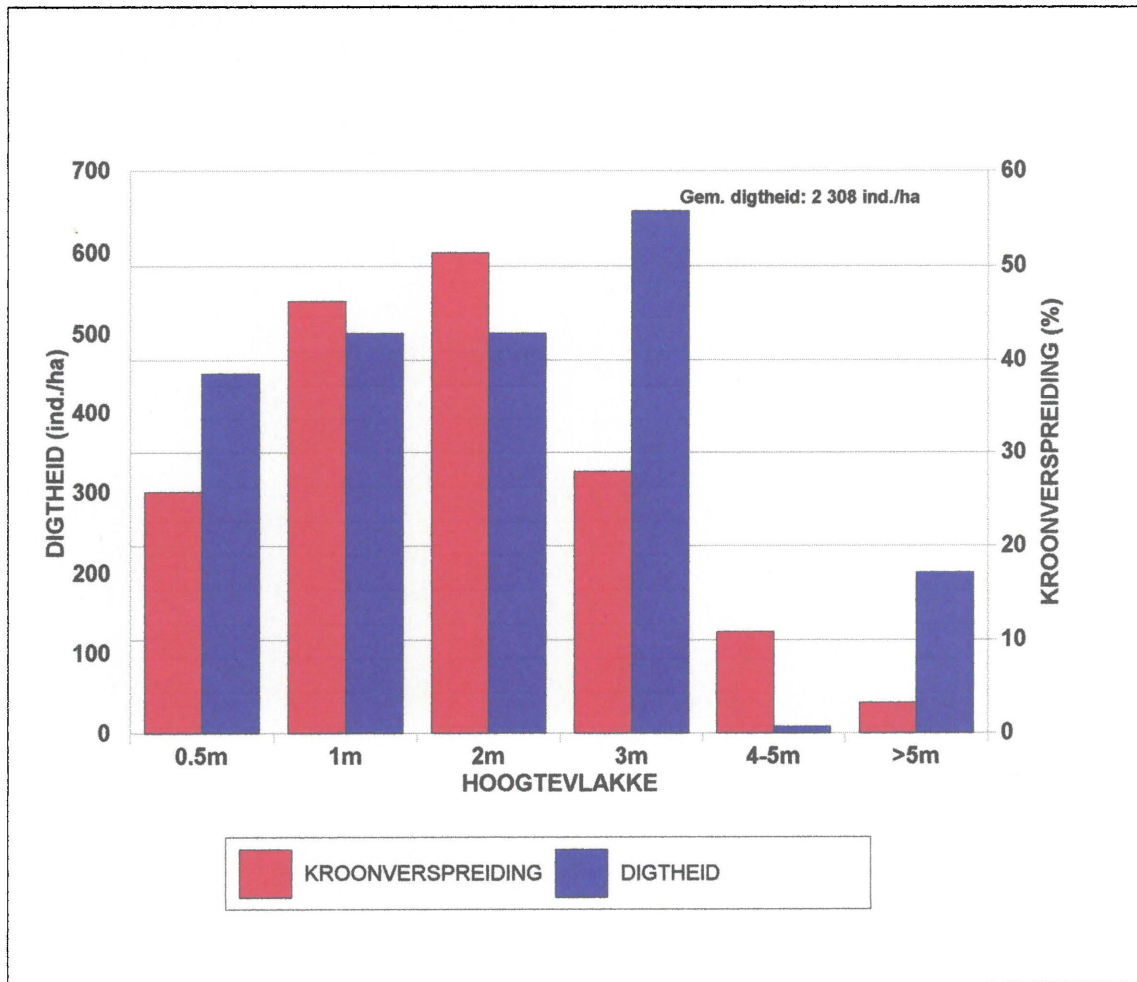
Die digtheid (ind. /ha) in totaal en per groeivorm van die houtagtige
Colophospermum mopane - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Hoogteklas (m)	Totaal (ind. /ha)	Groeivorm (ind. /ha)		
		B	Y	S
>5	200	200	0	0
4-5	8	8	0	0
3	650	200	200	250
2	500	150	150	200
1	500	150	350	0
0.5	450	250	150	50
	2308	958	850	500

Tabel 11

Die persentasie kroonverspreiding en digtheid van die mees dominante houtagtige
spesies in elke hoogtevlak in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* -
bestuurseenheid

Houtagtige spesie	Digtheid (ind/ha)	Totaal (%)	% Kroonverspreiding in hoogtevlakke					
			Hoogtevlak (m)					
			>5	4-5	3	2	1	0.5
<i>Combretum apiculatum</i>	408	22.92	0	0.14	5.74	13.54	3.04	0.46
<i>Colophospermum mopane</i>	450	31.8	2.36	9.14	10.08	4.56	3.68	1.98
<i>Lannea discolor</i>	200	8.72	0	0	2.3	3.6	2.14	0.68
<i>Ozoroa paniculosa</i>	200	19.44	0.88	1.58	1.58	5.8	5.4	4.2
<i>Commiphora mollis</i>	250	5.62	0	0	0	0	2.84	2.78



Figuur 17 Grafiese voorstelling van die gemiddelde digtheid (ind./ha) en gemiddelde persentasie kroonverspreiding van die houtagtige spesies in die spesies in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid op Letaba Ranch.

(Tabel 13). Die teenwoordigheid van groot *Acacia tortilis* bome dra ook by tot die aantal individue (176 ind./ha) in die 3 m hoogtevlak.

Volgens Tabel 12 dra die 2 m (20.54 %) en die 3 m (17.74 %) hoogtevlakke die meeste by tot die persentasie kroonverspreiding in die bestuurseenheid. Hoewel die meeste individue in die 0.5 m hoogtevlak voorkom (330 ind./ha), dra die hoogtevlak net 2.74 % by tot die persentasie kroonverspreiding. Dit kan toegeskryf word aan die groot hoeveelheid klein houtagtiges wat in die bestuurseenheid aanwesig is. Verdigting van die houtagtige stratum vind in die bestuurseenheid plaas. Baie min *Colophospermum mopane* of *Combretum apiculatum* saailinge of jong bome is in die bestuurseenheid opgemerk, wat aandui dat die bestuurseenheid in 'n redelike vroeë stadium van suksessie verkeer.

Tabel 13 toon dat daar in die 0.5 m (330 ind./ha) hoogtevlak 53.3 % (176 ind./ha) houtagtige plante as bome voorkom, terwyl 46.7 % (154 ind./ha) van die houtagtiges as yl struike voorkom. Geen struike kom in dié hoogtevlak voor nie. In die 3 m (176 ind./ha) hoogtevlak, kom 62.5 % (110 ind./ha) van die houtagtiges as bome voor, terwyl 37.5 % (66 ind./ha) van die houtagtiges as yl struike voorkom. Geen struike kom in dié hoogtevlak voor nie. Vir die bestuurseenheid as geheel is 56.1 % (356 ind./ha) van die houtagtiges bome, 42.5 % (270 ind./ha) van die houtagtiges yl struike en slegs 1.4 % (9 ind./ha) van die houtagtiges struike.

Acacia tortilis (Tabel 14) is die dominante houtagtige spesie in die bestuurseenheid (190 ind./ha), gevolg deur *Combretum mossambicensis* (170 ind./ha), *Dichrostachys cinerea* (162 ind./ha) en *Maytenus senegalensis* (66 ind./ha). *Acacia tortilis* lewer die grootste bydrae tot die persentasie kroonverspreiding in die 3 m (15.64 %) en 2 m (18.2 %) hoogtevlakke, terwyl die ander houtagtige spesies baie min bydra tot die persentasie kroonverspreiding in enige hoogtevlak.

4.3.5. Die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

Geen houtagtige plante kom in die bestuurseenheid voor nie. Dit kan toegeskryf word aan onlangse landboupraktyke (landerye) wat in die gebied toegepas is.

4.4. Gevolgtrekking

Turner (1991) het tydens monitering (1989) van die houtagtige plantegroei op Letaba Ranch bevind dat daar gemiddeld 567 individue per hektaar in die groter as 2 m hoogtevlak voorgekom het, terwyl 750 individue per hektaar in die kleiner as 2 m, maar groter as 0.6 m

Tabel 12

Die gemiddelde persentasie kroonverspreiding vir elke hoogtevlak in die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

Hoogtevlak (m)	Totaal %	Gemiddelde persentasie kroonverspreiding								
		Groeivorm			Hoogteklas (m)					
		B	Y	S	>=5	4-5	3	2	1	0.5
>5	0.62	0.06	0	0.56	0.62	0	0	0	0	0
4-5	3.7	3.14	0	0.56	2.14	1.58	0	0	0	0
3	17.74	10.08	6.08	1.58	3.14	1.58	13.02	0	0	0
2	20.54	12.32	5.96	2.26	3.26	0.56	16.34	0.36	0	0
1	6.6	3.24	1.96	1	1	0	4.68	0.3	0.62	0
0.5	2.74	0.9	1.82	0.02	0.02	0	0.2	0	0.58	1.96

Tabel 13

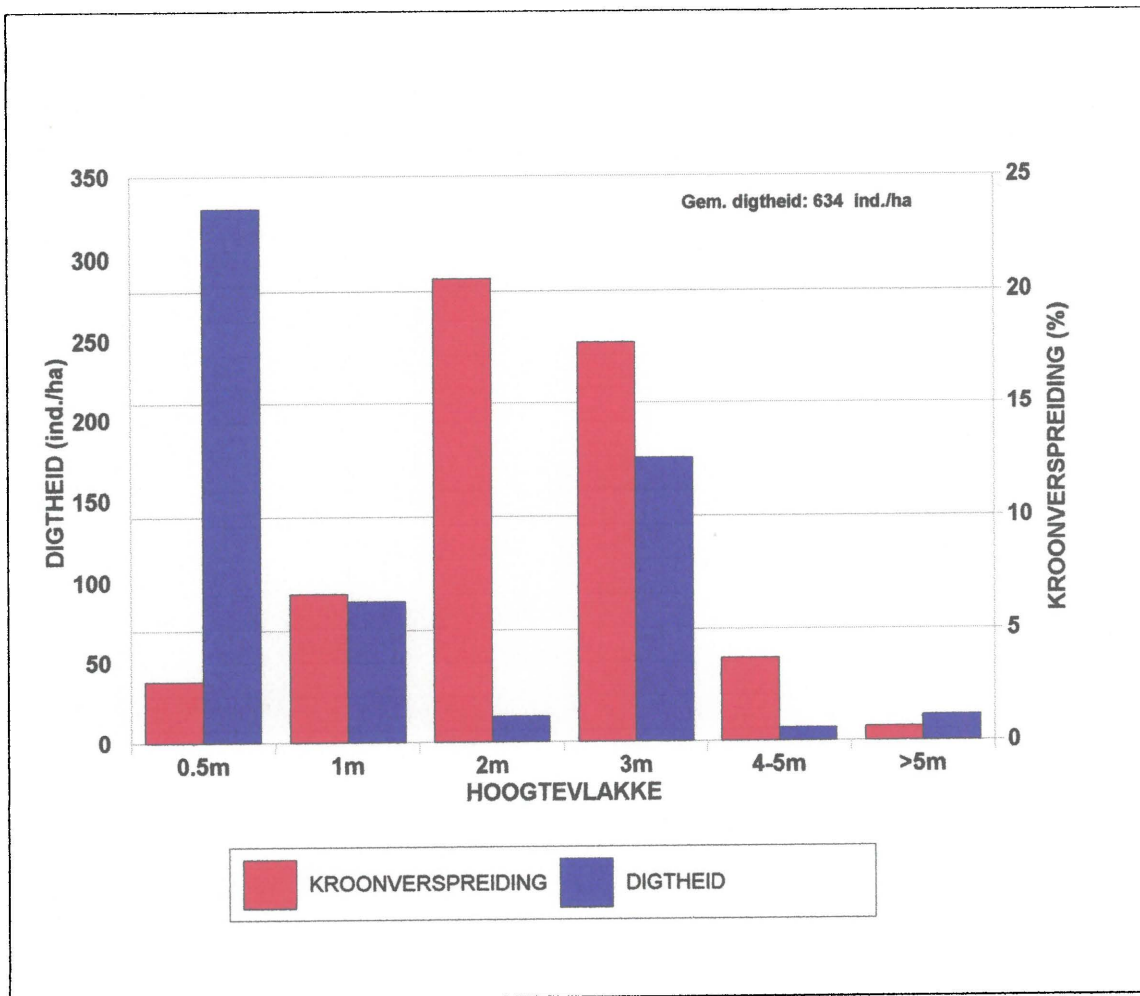
Die digtheid (ind. /ha) in totaal en per groeivorm van die houtagtige *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

Hoogteklas (m)	Totaal (ind. /ha)	Groeivorm (ind. /ha)		
		B	Y	S
>5	16	8	0	8
4-5	8	8	0	0
3	176	110	66	0
2	16	16	0	0
1	88	38	50	0
0.5	330	176	154	0
	634	356	270	8

Tabel 14

Die persentasie kroonverspreiding en digtheid van die mees dominante houtagtige spesies in elke hoogtevlak in die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

Houtagtige spesie	Digtheid (ind/ha)	Totaal (%)	% Kroonverspreiding in hoogtevlakke					
			Hoogtevlak (m)					
			>5	4-5	3	2	1	0.5
<i>Acacia tortilis</i>	190	43.96	0.62	3.72	15.64	18.2	5.1	0.68
<i>Dichrostachys cinerea</i>	162	6.64	0	0	2.12	2.32	1.38	0.82
<i>Combretum mossambicense</i>	170	1.08	0	0	0	0	0.1	0.98
<i>Maytenus senegalensis</i>	66	0.12	0	0	0	0	0	0.12



Figuur 18 Grafiese voorstelling van die gemiddelde digtheid (ind./ha) en gemiddelde persentasie kroonverspreiding van die houtagtige spesies in die spesies in die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid op Letaba Ranch.

hoogtevlak voorgekom het. Huidige studies het aangetoon dat nie een van die bestuurseenhede se digtheid van die houtagtige stratum korreleer met dié van Turner (1991) nie. Verskeie redes kan hiervoor aangevoer word. Turner (1991) het in gebreke gebly om enige houtagtige plante kleiner as 0.6 m te monitor. Die huidige studie het aangetoon dat bosverdigting juis in die 0.5 m hoogtevlak voorkom. Weglating van die 0.5 m hoogtevlak in die vorige moniteringsaksies het in gebreke gebly om die probleem van verdigting van die houtagtige stratum op Letaba Ranch aan te spreek. Daar word aanbeveel dat dié hoogtevlak wel tydens die monitering in ag geneem word.

Verder sal dit in die toekoms belangrik wees dat die bestaan van verskillende bestuurseenhede in ag geneem word tydens die monitering van die houtagtige stratum op Letaba Ranch, aangesien die struktuur van die houtagtige komponent van die plantegroei in elke bestuurseenheid aansienlik verskil. Bredenkamp & Theron (1985) het data van die Manyeleti-wildtuin getoets met die strukturele klassifikasiestelsel van Coetzee (1983). Kriteria wat gebruik is, is kroonbedekking per hoogteklaas, met die toevoeging van 'n laer hoogteklaas (0.5m). Daar is gevind dat dié toevoeging baie suksesvol was. Die relatiewe lae kroonbedekkingswaardes in die 0.5 - 3m hoogteklaas gelei het tot 'n beklemtoning van die kroonbedekking in die laer hoogteklaas relatief tot die kroonbedekking in die hoër hoogteklaas. Daar is ook gevind dat 'n klassifikasie, gebaseer op data vir digtheid per hoogteklaas, die teenwoordigheid van die laer hoogteklaas oorbeklemtoon het.

Die struktuur van die houtagtige komponent van die plantegroei op Letaba Ranch se geskiktheid vir wild word in Hoofstuk 6 volledig bespreek.

HOOFSTUK 5

KWANTITATIEWE BEPALING VAN DIE VELDTOESTAND VAN LETABA RANCH

5.1 Inleiding

Die term veldtoestand word gedefinieer as die toestand van die veld in terme van die ekologiese status, weerstand teen gronddegradasie en die potensiaal tot fitomassa produksie vir veeproduksie (Willis & Trollope 1987), of as die toestand van plantegroei in terme van langtermyn voerproduksie en weerstand teen gronderosie (Trollope, Trollope, & Bosch 1990). Tainton (1988) som die term veldtoestand op as die aspek wat gebruik word om die welstand van die veld in 'n spesifieke gebied te beskryf.

Volgens Trollope (1990a) en Trollope, Potgieter & Zambatis (1989) verwys die veldtoestand van 'n gebied na die toestand van die plantegroei in verhouding tot 'n spesifieke funksionele eienskap. Op Letaba Ranch is die funksionele eienskap wat ter sprake is, die potensiaal van die veld om grasproduksie te bevorder om sodoende erosie teen te werk en gevolglik wild in die geval van droogte 'n beter kans op oorlewing te bied.

Verskillende tegnieke bestaan tans vir die bepaling van veldtoestand in suidelike Afrika. Foran, Tainton & Booysen (1978) het die kwantitatiewe klimaksmetode ontwikkel, wat deur Tainton, Edwards & Mentis (1980) gewysig is vir die bepaling van die veldtoestand in drie grasveldtipes in Natal. Ander metodes vir die bepaling van veldtoestand bestaan ook. Dit sluit in die smaaklikheidsmetode van Barnes, Rethman, Beukes & Kotze (1984), die multivariante-ontledingsmetode (Mentis 1983) en die sleutelspesiemetode wat deur Willis & Trollope (1987) ontwikkel is en ook in die Nasionale Krugerwildtuin deur Trollope (1990a) toegepas is.

Die verskillende tegnieke is deur Hurt & Bosch (1991) op die vuurklimaks- en klimaatklimaksgrasveld van suidelike Afrika geëvalueer ten einde veldtoestandsindekse te bereken. Hierdie indekse is vervolgens gebruik om die verskillende metodes met mekaar te vergelyk ten opsigte van hul sensitiwiteit, indeksinterpretasie en effektiwiteit. Hurt & Bosch (1991) het bevind dat die geweegde sleutelspesiemetode van Willis & Trollope (1987) en die degradasie-gradientmetode (ISPD) van Bosch & Gauch (1991) die beste indekse vir die bepaling van veldtoestand verskaf.

In sommige gevalle kan 'n metode benodig word om te onderskei tussen plantegroei-veranderinge as gevolg van verkeerde weidingsbestuurspraktyke of as gevolg van veranderinge wat teweeg gebring word deur veranderinge in reënval en vuur. Hierdie metode is meer kompleks as ander metodes wat beskryf is omdat dit die veranderinge in die kruidlaag in ag neem wat deur die houtstratum veroorsaak word (Friedel & Blackmore 1988).

Tekortkominge by sommige van hierdie metodes is ook gerapporteer (Mentis 1980; Tainton 1988; Hardy & Hurt 1989). Om aan objektiwiteit te voldoen, word daar gebruik gemaak van meerveranderlike analitiese prosedures, soos voorgestel deur Bosch & Gauch (1991). Mentis (1981) het die akkuraatheid, presisie, herhaalbaarheid, snelheid en ekonomiese aspekte en die toerusting wat deur sekere tegnieke benodig word om die basale bedekking en veldtoestand te bepaal, getoets. Die resultate wat verkry is, het groot variasie tussen die metodes onderling en tussen persone onderling getoon.

Toenemende druk vir beter bewaring en verbetering van weiveld benodig 'n goeie begrip van die aard en produksie potensiaal van 'n weiveld sisteem. Ewe belangrik is die belangrikheid van 'n effektiewe, vinnige en akkurate metode om die beskikbare kennis aan die eindverbruiker weer te gee (Bosch & Gauch 1991). Met bogenoemde in gedagte is daar 'n nuwe stelsel ontwerp om nuwe en bestaande data as basis te gebruik vir veldtoestandsbepaling. Verskillende rekenaartegnologie is gebruik om 'n gebruikersvriendelike en geïntegreerde pakket daar te stel vir direkte gebruik vir die bepaling van, onder andere veldtoestand (Bosch & Gauch 1991). Die pakket staan bekend as ISPD (Integrated System for Plant Dynamics). Die degradasiëgradient-metode kan of op 'n kwantitatiewe of op 'n kwalitatiewe wyse in ISPD toegepas word (Bosch, Kellner & Scheepers 1989; Bosch & Kellner 1991).

In die ISPD model word degradasiegradiënte op 'n kwalitatiewe wyse gedefinieer met behulp van bestaande kennis van die degradasieprosesse in 'n gebied. 'n Voorbeeld van so 'n degradasiegradient op 'n skaal vanaf 0 (ernstig oorbenut in die langtermyn) tot 100 (onderbenut) word in Figuur 19 weergegee (Steenekamp 1993). Die degradasiemodel dien as basis vir 'n veldtoestandbepaling.

Die posisie van 'n bepaalde spesiesamestelling / plantegroei-eenheid op hierdie gradiënt is 'n aanduiding van die toestand van die betrokke eenheid (Steenekamp 1993). Die volgende formule van Hill (1979a) word as basis gebruik vir die berekening van die posisie van 'n plantegroei-eenheid op die degradasiegradient:

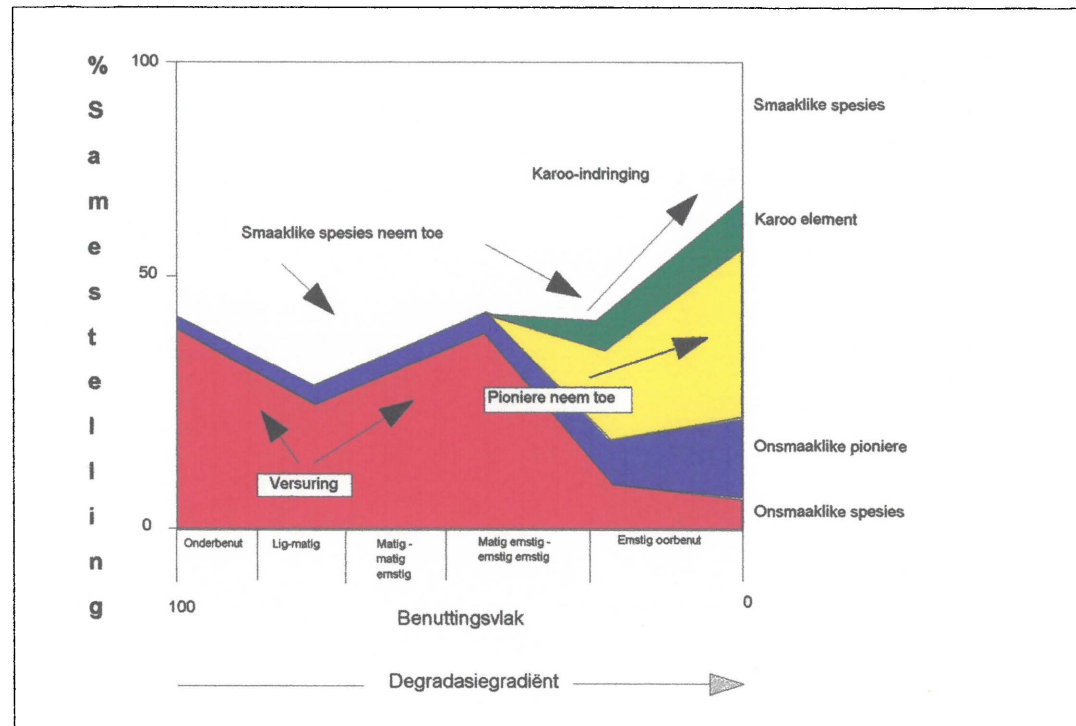
$$x = (\sum Y_i * A_i) / \sum A_i$$

waar:

- x die posisie van die nuwe perseel op die degradasiegradiënt is;
- A_i die werklike voorkomswaarde van die spesie in die nuwe perseel is; en
- Y_i die spesievektor is wat uit ordenings met behulp van kwantitatiewe data verkry word (Steenekamp 1993).

Wanneer hierdie kwantitatief bepaalde spesievektore nie beskikbaar is nie (met ander woorde in gebiede waar geen kwantitatiewe data bestaan nie), word daar van kwalitatiewe ekologiese statuswaardes gebruik gemaak. Die ekologiese statuswaardes van 'n spesie word geneem as daardie posisie tussen 0 en 100 op die degradasiegradiënt waar die verwagte voorkoms van die spesie die hoogste sal wees (Steenekamp 1993).

Volgens Novellie (1990) en Wentzel *et al.* (1991) sal alle herbivoor spesies nie bevoordeel word deur veld in 'n "goeie" toestand nie, aangesien verskillende herbivoor spesies veld wat in verskillende stadiums van ontwikkeling is, benut. Volgens Wentzel *et al.* (1991) is die doel van die bepaling van veldtoestand om te verhoed dat die voortbestaan van enige herbivoor spesie bedreig word deurdat oorbenutte gedeeltes te groot word en die ontblote oppervlaktes tot versnelde gronderosie sal lei.



Figuur 19 'n Voorbeeld van 'n beskrywende degradasie-model in ISPD (Steenekamp 1993).

5.2 Metodes

Die veldtoestandbepaling op Letaba Ranch is in Maart 1993 uitgevoer. Daar is 'n totaal van 42 persele geïdentifiseer wat al die bestuurseenhede verteenwoordig. Daar is gebruik gemaak van die lyninterseptegniek, soos beskryf deur Barbour *et al.* (1987). 'n Lyn van 200 meter lank is gespan. Die lyn was elke 1 meter gemerk. 'n Totaal van 200 punte is vir elke perseel gebruik.

Indien geen plante reg onder die punt (elke 1 m) voorgekom het nie, is die naaste plant tot op 30 sentimeter vanaf die punt geneem. Indien geen plant binne die afstand voorgekom het nie, is die punt aangeteken as "kaal grond" en is dit as 'n pseudo-spesie in ISPD ingelees.

Die verdeling van die 42 persele in verskeie bestuurseenhede het as volg daar uit gesien:

- 1) Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid : 6 persele
- 2) Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid : 5 persele
- 3) Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid : 19 persele
- 4) Die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid: 8 persele
- 5) Die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid : 4 persele

5.2.1 ISPD

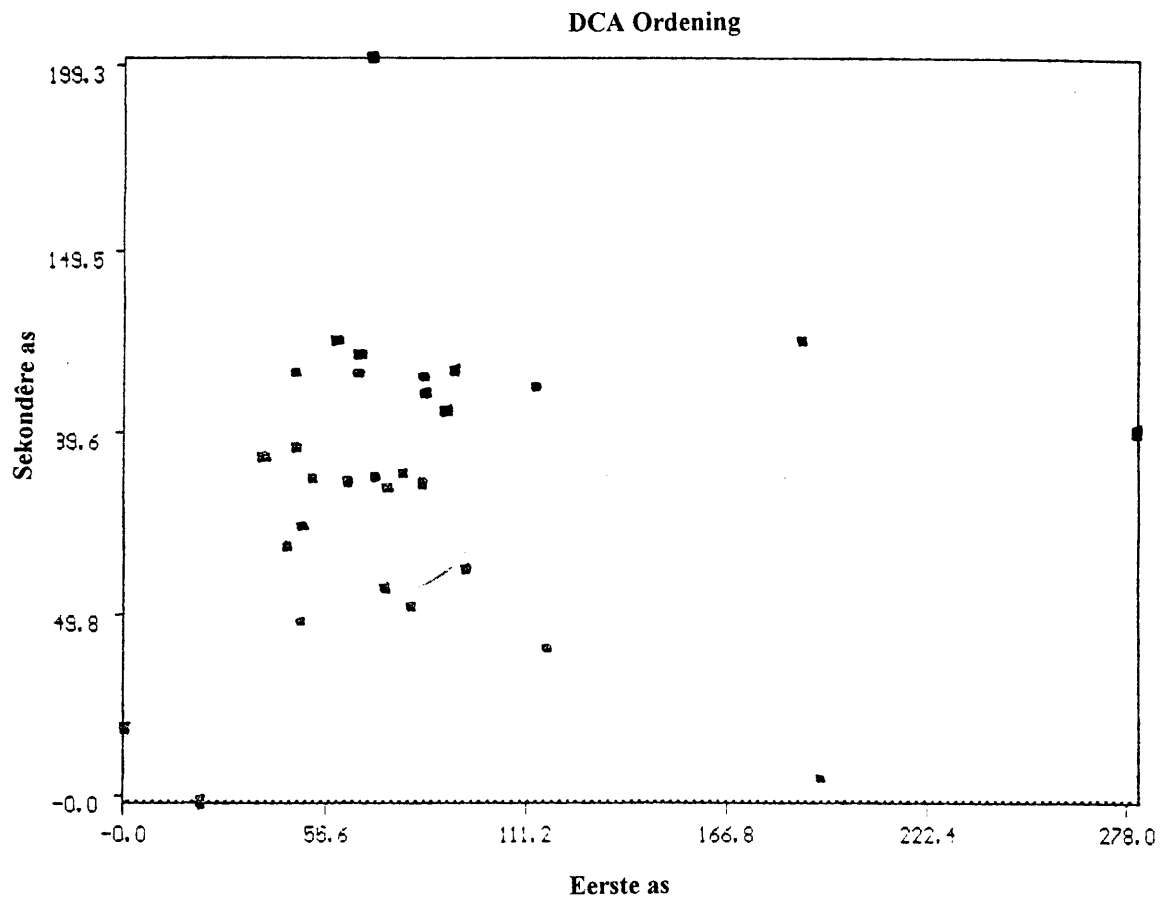
Die data wat so ingesamel is, is met behulp van die rekenaarprogram ISPD geanaliseer. Die ISPD pakket maak nie voorsiening vir veranderinge in die uitdruk opsie van grafika binne die pakket nie. Om dié rede is van die figure wat in die hoofstuk sal volg in Engels uitgedruk. Nadat die data georden is, is die hoof datastel deur ISPD in twee datastelle verdeel. Die data van die eerste datastel, naamlik die persele van die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid, *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid en die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid, is georden deur van die DECORANA (Gauch 1982) opsie gebruik te maak. DECORANA is die naam van 'n rekenaar program wat die algoritme vir DCA implimenteer. 'n Bykomende voordeel van hierdie program is dat die lengte van die gradiënte in 'n standaard eenheid, naamlik SD gegee word. Die numeriese waardes op ordeningsasse van verskillende studies is dus vergelykbaar. Terselfdertyd word 'n aanduiding van die beta-diversiteit van die datastel verkry. Lang ordeningsasse dui op heterogene data en kort asse op homogene data. Die data is met behulp van die DCA - ordeningstegniek georden. Omdat DCA nie aan distorsies onderworpe is nie, kan min of meer lineêre gradiënte verwag word, selfs by taamlik heterogene datastelle. Die resultate van die DCA-ordening word in Figuur 20

weergegee. Twee definitiewe uitskieters (op grond van spesiesamestelling) is geïdentifiseer, naamlik perseel 28 en perseel 3. Die uitskieters is uit die datastel verwyder om sodoende 'n beter verspreiding van persele tydens die ordening te verkry. Volgens Gauch (1982) is ordening 'n proses wat baie gevoelig is vir die teenwoordigheid van uitskieters. Uitskieters veroorsaak dat onderlinge verwantskappe tussen die res van die data versteek word. Die resultate van die daaropvolgende DCA-ordening word in Figuur 21 weergegee.

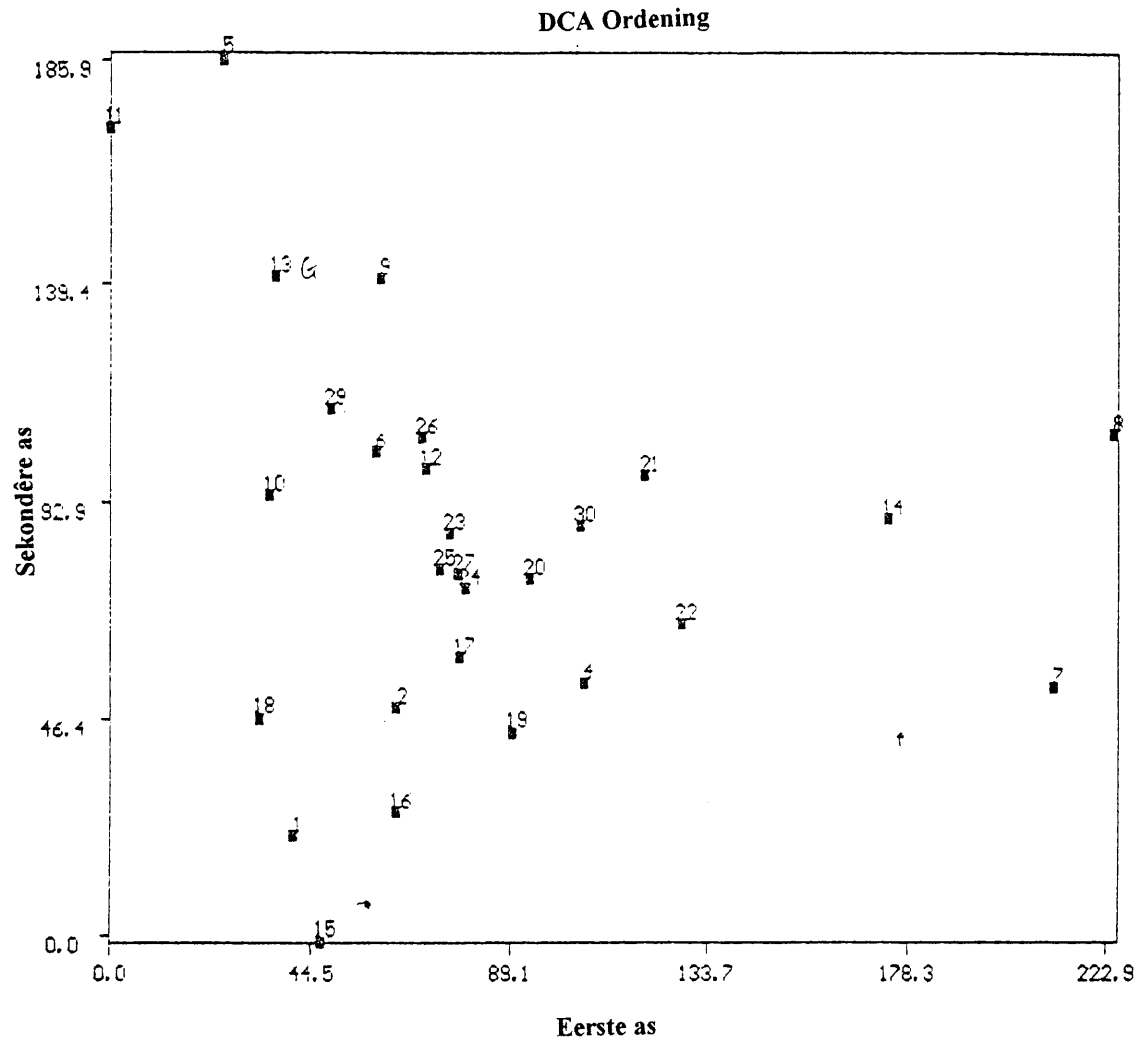
Wanneer daar na die verspreiding van persele in die ordening gelet (Figuur 21) word, kan daar afleidings in verband met die datastel gemaak word. Die opvallendste verskynsel wat in die datastel voorkom, is die teenwoordigheid van 'n wig-effek. Dit dui daarop dat die belang van die tweede as, wissel na gelang van die posisie van persele op die eerste as. Dit beteken dat die tweede ordenings-as ook 'n baie belangrike rol speel in die verspreiding van persele in die ordening. Die ideaal is dan om die datastel te verdeel sodat albei gradiënte na vore kan kom. In die geval van die data in Figuur 21 kon geen habitatdata spesifiek aan enige van die asse toegeskryf word nie. Om die datastel te verdeel sou die akkuraatheid van die data verminder, aangesien die datastel subjektief verdeel sou moes word. Daar is dus besluit om die datastel nie te verdeel nie.

Die geordende data, soos in Figuur 21 aangetoon word, is gebruik om 'n degradasiegradiënt te konstrueer deur gebruik te maak van die DMOC ("**D**egradation **M**odel **C**onstruction") opsie in ISPD. Die datastel is weer georden met behulp van gesentreerde hoofkomponente analise (PCA). Die resultaat van 'n PCA ordening is ordeningswaardes vir die entiteite wat georden word, sowel as 'n eievektor vir die komponente. Die komponent met die hoogste waarde in die eievektor oefen die grootste invloed uit op die entiteite. Die resultate van die gesentreerde hoofkomponent analise word in Figuur 22 weergegee. Drie uitskieters kom in die datastel voor, naamlik persele 7, 8 en 14. Die persele is uit die datastel verwyder en die gesentreerde hoofkomponent analise is weer op die datastel uitgevoer. Die resultate van die ordening word in Figuur 23 weergegee. Om die persele van "goed" aan die linkerkant tot "swak" aan die regterkant op die eerste as of degradasiegradiënt te plaas, is twee toetspersele ondersoek, naamlik perseel 5 en perseel 25. Daar is gevind dat perseel 25 die meeste degradasie ondergaan het, en sodoende is die polariteit van die ordening omgeswaai, soos wat in Figuur 24 weergegee word.

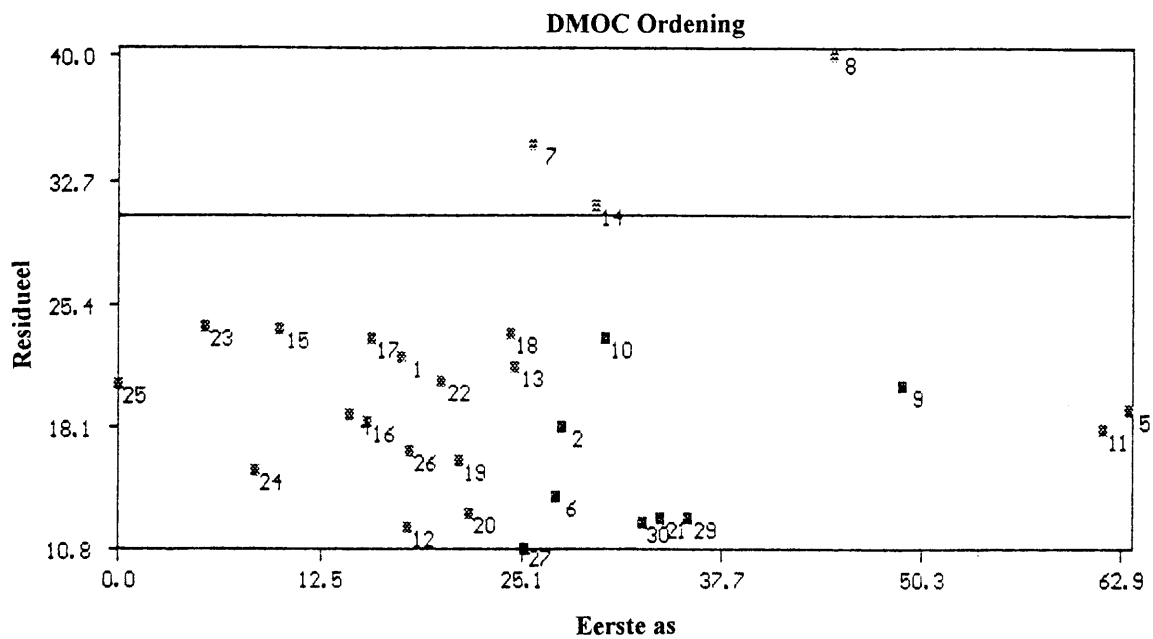
Nadat die data van die datastel georden is, is die veldtoestand van die verskillende persele bepaal. Die veldtoestand van die betrokke perseel hang af van die posisie van die perseel op die gradiënt wat verkry is tydens die ordening van die persele in die studiegebied. 'n Voorbeeld van die veldtoestand van perseel 1 word in Figuur 25 weergegee.



Figuur 20 DCA ordening met behulp van die DECORANA (Hill 1979a) ordeningstegniek.

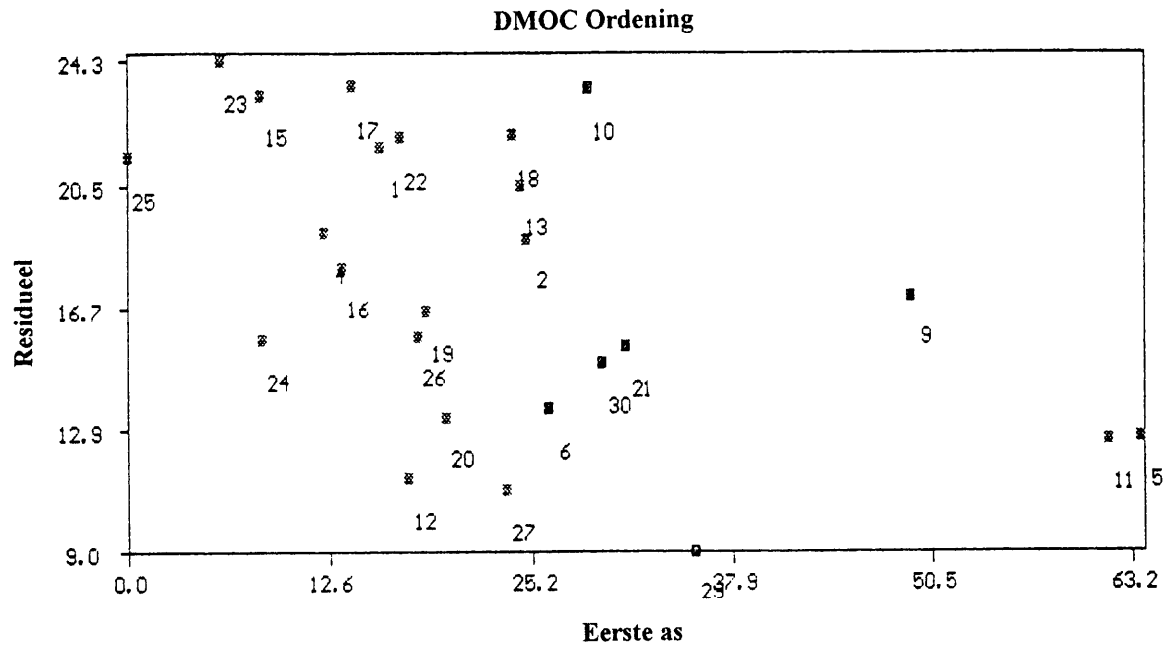


Figuur 21 DCA ordening met behulp van die DECORANA (Hill 1979a) ordeningstegniek (Uitskieters verwyder).



Figuur 22 Ordening van data met die opsie DMOC (Degradation MOdel Construction) gesentreerd in die ISPD* (Integrated System for Plant Dymanics) pakket.

* PU vir CHO
 Departement Plant -en Bodemwetenskappe
 Potchefstroom
 2520



Figuur 23 Ordening van data met die opsie DMOC (Degradation M_Odel C_Onstruction) gesentreerd in die ISPD* (Integrated System for Plant Dymanics) pakket (Uitskieters verwyder).

Die eerste as verteenwoordig die mate van benutting. Die veldtoestand van die perseel en die euklidiese afstand vanaf die eerste as word ook in die figuur weergegee. Die euklidiese afstand vanaf die eerste as is 'n aanduiding van die geskiktheid van die degradasiëgradiënt as basis vir toestandbepaling van 'n spesifieke perseel. Indien die euklidiese afstand vanaf die eerste as meer is as die helfte van die afstand van die eerste as, kan aanvaar word dat die degradasiëgradiënt nie geskik is vir die betrokke perseel nie (Bosch & Gauch 1991).

Vir die tweede datastel, naamlik die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid en die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid, is dieselfde prosedure gevolg wat vir die eerste datastel gevolg is. Geen uitskieters het in die datastel voorgekom nie. Nadat die data georden is, is die veldtoestand van die twaalf persele bereken.

5.2.2 EIM (Ekologiese Indeks Metode)

Die veldtoestand van die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid, *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid en die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid is ook bepaal deur die kruidagtige spesies in vier ekologiese statusgroepe te klassifiseer, soos deur Vorster (1982) voorgestel, naamlik:

- Afnemers: Afnemers is spesies wat dominant is in veld wat in 'n goeie toestand verkeer en wat afneem indien die veld oorbenut word.
- Toenemers 2a: Dit is spesies wat skaars is in veld wat in goeie toestand verkeer en neem toe indien die veld tot 'n geringe mate oorbenut word.
- Toenemers 2b: Dit is spesies wat skaars is in veld wat in 'n goeie toestand is, maar neem toe indien die veld matig oorbenut word.
- Toenemers 2c: Dit is spesies wat skaars is in goeie veld en neem toe indien die veld swaar oorbenut word.
- Indringers: Dit is plante wat uitheems is aan 'n gegewe plantgemeenskap, of plante wat aggressief toeneem in 'n plantgemeenskap indien die veld in 'n baie swak toestand is (verdigting).

Daar het geen indringerplante en Toenemer 1 plante in enige van die monsterpersele voorgekom nie, en hierdie ekologiese statusgroepe is uit die veldtoestandbepaling weggelaat. Vorster (1982) se klassifikasie bevat nie Toenemer 1 (toenemers onder onderbenutting) en Toenemers 3 (toenemers onder selektiewe beweiding) nie. Dit is in teenstelling met Foran *et al.* (1978) en Tainton *et al.* (1980) wat algemeen in die Natalse vuur- en beweidingssubklimaks grasvelde gebruik word. Aangesien Vorster (1982) se klassifikasie vir gebiede met 'n semi-ariëde klimaat ontwikkel is, is dit moontlik dat die proses van agteruitgang in die dorre Noordoos-Transvaalse bosveld eerder met dié in die Karoogebiede, as dié in die Natalse grasvelde ooreenstem, en is daar gevolglik voorkeur aan die ekologiese groepe van Vorster (1982) gegee.

Aangesien dieselfde plantspesie verskillend reageer op beweiding en omgewingsgradiënte in verskillende ekologiese gebiede, bestaan daar geen universele klassifikasie vir plantspesies in ekologiese groepe nie (Mentis 1984; Bosch & Janse van Rensburg 1987; Steenekamp 1993).

In die afwesigheid van 'n ekologiese status klassifikasie wat spesifiek vir die studiegebied ontwikkel is, is die kruidspesies geklassifiseer op grond van Snyman (1989) se klassifikasie vir die Mopanieveld, asook volgens die klassifikasie soos toegepas deur Van Oudtshoorn (1991) en Schulze (1992).

Die kruidspesies is in die verskillende ekologiese groepe geklassifiseer soos hieronder weergegee:

<u>EKOLOGIESE KLAS (STATUS)</u>	<u>SPESE</u>
Afnemers	<i>Digitaria eriantha</i> <i>Heteropogon contortus</i> <i>Schmidtia pappophoroides</i> <i>Sporobolus fimbriatus</i>
Toenemers 2A	<i>Brachiaria deflexa</i> <i>Dactyloctenium giganteum</i> <i>Hyparrhenia anamesa</i> <i>Stipagrostis uniplumis</i>
Toenemers 2B	<i>Bothriochloa radicans</i> <i>Enneapogon cenchroides</i> <i>Eragrostis racemosa</i> <i>Eragrostis rigidior</i> <i>Eragrostis curvula</i> <i>Melinis repens</i> <i>Tricholaena monachne</i> Nie-grasagtige kruide
Toenemers 2C	<i>Aristida adscensionis</i> <i>Aristida bipartita</i> <i>Aristida congesta</i> <i>Chloris virgata</i> <i>Eragrostis gummiflua</i> <i>Microchloa caffra</i> <i>Perotis patens</i> <i>Pogonarthria squarrosa</i> <i>Trichoneura grandiglumis</i> <i>Tragus berteronianus</i> <i>Urochloa mosambicensis</i>

Vorster (1982) stel voor dat aan elke ekologiese groep 'n relatiewe indeks waarde gegee word. Die relatiewe indeks waarde, soos gebruik deur Friedel & Blackmore (1988), Pauw (1988) en Schulze (1992) is as volg:

Afnemers	= 10
Toenemers 2A	= 7
Toenemers 2B	= 4
Toenemers 2C	= 1
"Mis"	= -1

Die nie-grasagtige kruide is in ooreenstemming met onder andere Foran *et al.* (1978), Pauw (1988), Trollope *et al.* (1989) en Schulze (1992) as Toenemers 2B geklassifiseer.

Die relatiewe indeks waarde is vir elke perseel met die persentasie voorkoms van spesies binne in die perseel vermenigvuldig. 'n Teoretiese maksimum van 1000 kan behaal word indien alle spesies Afnemers is (Pauw 1988). Die veldtoestand telling is ook as 'n persentasie van die teoretiese maksimum (1000) uitgedruk om vergelykings tussen die huidige veldtoestande van die verskillende persele te kan tref. Die gemiddelde veldtoestand van elke plantgemeenskap is ook bepaal. Die veldtoestandskaal wat gebruik is vir die bepaling van die veldtoestand by die ekologiese klassifikasie-metode, is die volgende:

<u>Veldtoestand telling</u>	<u>Veldtoestand</u>
700 (70 %) - 1000 (100 %)	Baie goed
600 (60 %) -< 700 (70 %)	Goed
500 (50 %) -< 600 (60 %)	Redelik
400 (40 %) -< 500 (50 %)	Redelik swak
300 (30 %) -< 400 (40 %)	Swak
< 300 (30 %)	Baie swak

5.3 Resultate en bespreking

In Hoofstuk 3 is aangetoon dat die gebied redelik homogeen is wat plantegroei samestelling betref. Om effektiewe degradasië gradiënte in ISPD te konstrueer, word 'n groot aantal persele nodig. Aangesien sommige van die bestuurseenhede baie klein is, is dit onprakties om degradasië gradiënte vir elke bestuurseenheid te konstrueer. Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid, *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid en die *Colophospermum*

mopane - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid se persele is gesamentlik georden om 'n beter degradasiegradiënt te skep. Hoewel die gemiddelde veldtoestandswaarde vir elke bestuurseenheid later in hierdie hoofstuk afsonderlik bespreek gaan word, word die veldtoestandswaardes vir dié bestuurseenhede eers gesamentlik bespreek, sodat resultate van ander metodes van veldtoestandsbepalings daarmee vergelyk kan word.

Die resultate vir die bepaling van die veldtoestand met behulp van ISPD vir die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid, *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid en die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (Datastel 1) word in Tabel 15 weergegee. Die gemiddelde veldtoestandswaarde vir die bestuurseenhede is 37.29 %, met 'n gemiddelde residuele waarde van 17.49 %. Die veldtoestand kan as goed beskryf word. Toetspersele op die beweidingsgradiënt se spesiesamestellings is ondersoek om te bepaal watter persele se veldtoestand as goed en watter persele se veldtoestand as swak beskryf kan word.

Die veldtoestandsbepaling deur middel van ekologiese klassifikasie van kruidspesies word in Tabel 16 weergegee. Daar kan gesien word dat die veldtoestand van die drie bestuurseenhede volgens dié metode wissel van redelik swak tot baie swak. Die gemiddelde persentasie veldtoestandswaarde vir die drie bestuurseenhede was 33.9 %, wat as swak beskryf kan word.

Die groot verskil in die toestand van die veld tussen die twee verskillende metodes wat op die data toegepas is, het duidelik getoon dat een van die metodes nie geskik is vir die bepaling van veldtoestand van die gebied nie. Meer kennis oor die toestand van die veld is derhalwe by kundiges in die gebied ingewin, naamlik by:

Mr. I. Mac Fadyen - Parkhoof
Letaba Ranch
Posbus 49
Phalaborwa

Mnr. D. Roux - Posbus 12
Gravelotte

Dr. S. van Rensburg - Departement Landbou
Giyani

Tabel 15

Veldtoestandswaardes en residuele waardes van verskillende relevés in die studiegebied volgens ISPD (Integrated System for Plant Dynamics).

PERSEELNOMMER	VELDTOESTAND %	VELDTOESTAND	RESIDUELE WAARDE %
1	24.76	Redelik	21.72
2	39.16	Goed	18.08
4	19.37	Swak	19.07
5	100	Baie goed	12.63
6	41.42	Goed	13.53
9	77.38	Baie goed	17.08
10	45.37	Goed	23.47
11	96.87	Baie goed	12.54
12	27.67	Redelik	11.34
13	38.67	Goed	20.53
15	13.14	Swak	23.31
16	21.15	Redelik	17.99
17	22.13	Redelik	23.58
18	37.85	Goed	22.67
19	29.3	Redelik	16.58
20	31.35	Goed	13.27
21	48.97	Goed	15.45
22	26.83	Redelik	21.97
23	9.16	Baie swak	24.36
24	13.27	Swak	15.73
25	0	Baie swak	21.38
26	28.57	Redelik	15.82
27	37.25	Goed	10.97
29	55.89	Goed	9.09
30	46.75	Goed	14.97
Gemiddelde %	37.29	Goed	17.49

Tabel 16

Veldtoestandswaardes volgens die ekologiese indeks-metode van spesies (Vorster 1982) vir persele in die studiegebied

	Perseelnommer								
	1	2	4	5	6	9	10	11	12
	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling
Afnemers	20	0	70	10	0	0	0	0	0
Toenemers 2a	31.5	70	42	336	108.5	276.5	91	287	84
Toenemers 2b	212	182	188	130	133	92	130	124	216
Toenemers 2c	40.5	44.5	40	18.5	50	37.5	54.5	28	34
% van teoretiese* maksimum	30.4	29.65	34	49.45	29.15	40.6	27.55	43.9	33.4
Toestand (teoreties)	Swak	Baie swak	Swak	Redelik swak	Baie swak	Redelik swak	Baie swak	Redelik swak	Swak
% van hipotetiese** maksimum	43.4	42.3	48.5	70.6	41.6	58	39.4	62.7	47.7
Toestand (hipoteties)	Redelik	Redelik	Redelik	Abnormaal	Redelik	Goed	Redelik swak	Baie goed	Redelik

*Teoretiese maksimum = 'n waarde van 1000

**Hipotetiese maksimum = 'n waarde van 700

***Telling = veldtoestandtelling

Tabel 16 vervolg

	Perseelnommer								
	13	15	16	17	18	19	20	21	22
	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling
Afnemers	0	20	10	0	30	0	20	30	60
Toenemers 2a	119	7	28	49	133	35	63	126	14
Toenemers 2b	212	250	228	168	240	184	164	124	128
Toenemers 2c	30	32	38	51	18	49	48	48	60
% van teoretiese* maksimum	36.1	31.9	30.4	258	42.1	26.8	29.5	32.8	26.2
Toestand (teoreties)	Swak	Swak	Swak	Baie swak	Redelik swak	Baie swak	Baie swak	Swak	Baie swak
% van hipotetiese** maksimum	52.4	42.3	43.4	38.2	60.1	38.3	42.1	46.9	37.4
Toestand (hipoteties)	Goed	Redelik	Redelik	Redelik swak	Baie goed	Redelik swak	Redelik	Redelik	Redelik swak

*Teoretiese maksimum = 'n waarde van 1000

**Hipotetiese maksimum = 'n waarde van 700

***Telling = veldtoestandtelling

Tabel 16 vervolg

	Perseelnommer						
	23	24	25	26	27	29	30
	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling	Telling
Afnemers	0	10	0	0	105	0	70
Toenemers 2a	56	63	7	105	101.5	182	98
Toenemers 2b	240	204	250	212	190	136	184
Toenemers 2c	32	39	34	32	27.5	40	33
% van teoretiese* maksimum	32.8	31.6	30.1	34.9	42.4	35.6	38.5
Toestand (teoreties)	Swak	Swak	Swak	Swak	Swak	Swak	Swak
% van hipotetiese** maksimum	46.9	45.1	43	49.9	60.6	51.1	55
Toestand (hipoteties)	Redelik	Redelik	Redelik	Redelik	Baie goed	Goed	Goed

*Teoretiese maksimum = 'n waarde van 1000

**Hipotetiese maksimum = 'n waarde van 700

***Telling = veldtoestandtelling

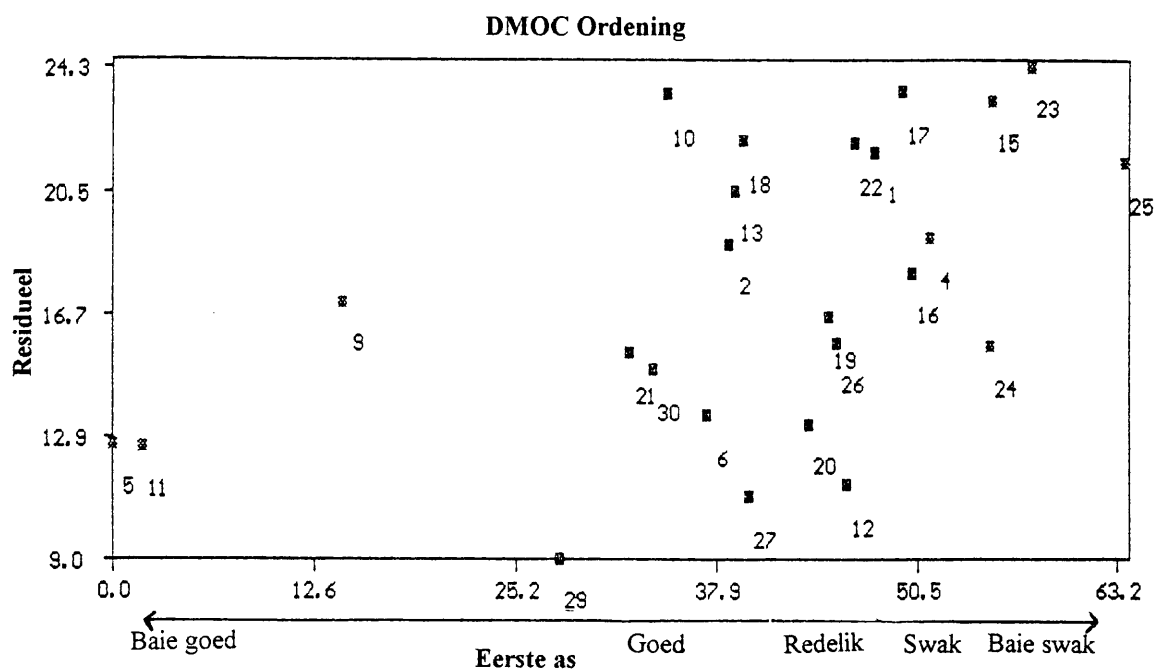
Die resultate van die twee metodes is deur bogenoemde persone en myself bespreek. Daar is eenparig tot 'n vergelyk gekom dat die metode waarin ISPD gebruik is, 'n meer realistiese weergawe van die toestand van die omgewing gegee het.

Daar is toe gepoog om die tekortkominge, soos in die metode deur Vorster (1982) voorgestel, te identifiseer en indien nodig, die metode aan te pas om 'n meer realistiese weergawe van die veldtoestand van die gebied te gee.

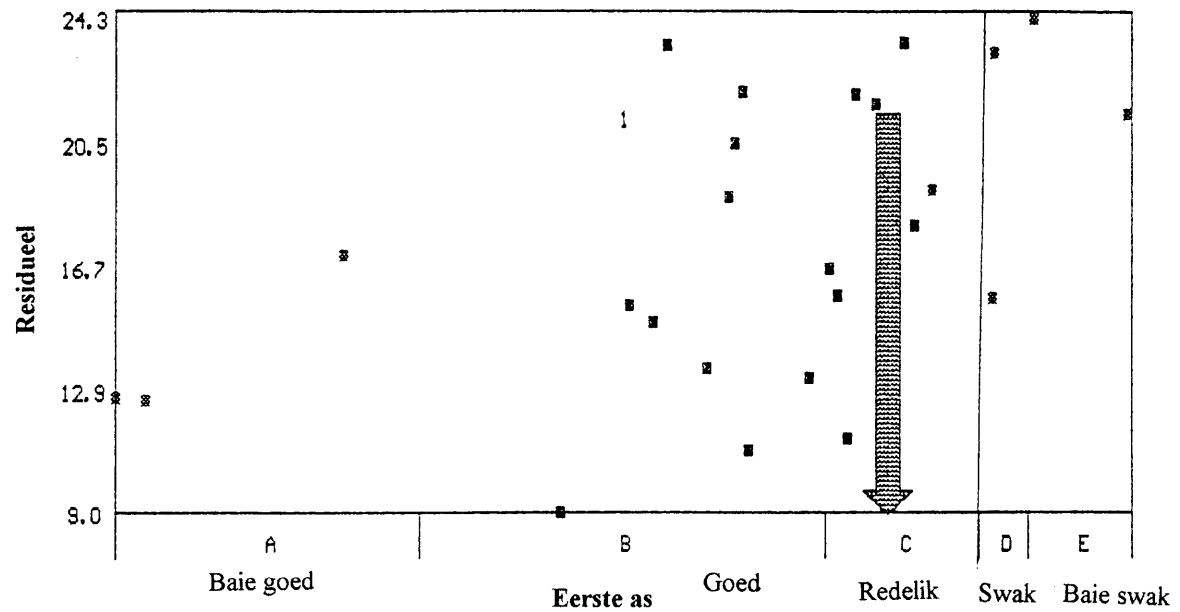
Vorster (1982), Friedel & Blackmore (1988), Pauw (1988) en Schulze (1992) neem aan dat die teoretiese maksimum van enige perseel 1 000 moet wees. Indien daar in ag geneem word dat die reënval en temperatuur van verskillende gebiede verskil, kan algemeen aanvaar word dat die plantegroei van die verskillende gebiede ook verskil. Daar kan ook algemeen aanvaar word dat hoe hoër die reënval in 'n gebied, hoe groter die kans dat Afnemers meer algemeen teenwoordig sal wees in die gebied. Aangesien die gemiddelde reënval van die studiegebied 543 mm per jaar is, kan aanvaar word dat die hoeveelheid afnemerspesies in die gebied ook minder sal wees. Die optimum vir 'n gebied met 'n reënval van byvoorbeeld 700 mm per jaar sal dus baie meer wees as die optimum in 'n gebied met 'n gemiddelde jaarlikse reënval van 543 mm per jaar. Aangesien Letaba Ranch se gemiddelde reënval 543 mm per jaar is, kan aanvaar word dat die optimum van 1 000 wat deur bogenoemde persone as teoretiese maksimum voorgestel word, nie haalbaar onder normale omstandighede is nie. Indien 'n perseel in die huidige studiegebied bestaan uit 100 % Toenemers 2a spesies, is die teoretiese maksimum dus 700. Aanpassing van die resultate in Tabel 16 tot 'n hipotetiese maksimum van 700 veroorsaak dat die veldtoestand van die verskillende persele verander soos in Tabel 16 voorgestel. Die veldtoestandtelling is behaal deur die teoretiese maksimum van elke perseel te deel deur die hipotetiese maksimum van 700 en die antwoord dan met 'n 1 000 te vermenigvuldig. Hierdie hipotetiese maksimum kan as hipotetiese veldverwysingsperseel dien, aangesien geen veldverwysingsperseel bepaal is vir Letaba Ranch of die omgewing nie.

Die veldtoestand persentasie wat in ISPD gebruik word en die persentasie van die hipotetiese maksimum wat vir elke perseel bepaal is, is nie volgens dieselfde skaalindeling gedoen nie. Om daarvoor te kompenseer is die gemiddelde veldtoestandwaarde van die persele in die drie bestuurseenhede bepaal. Die gemiddelde hipotetiese waarde is ook vir drie bestuurseenhede verkry. Die gemiddelde veldtoestandswaardes vir die twee tegnieke was as volg:

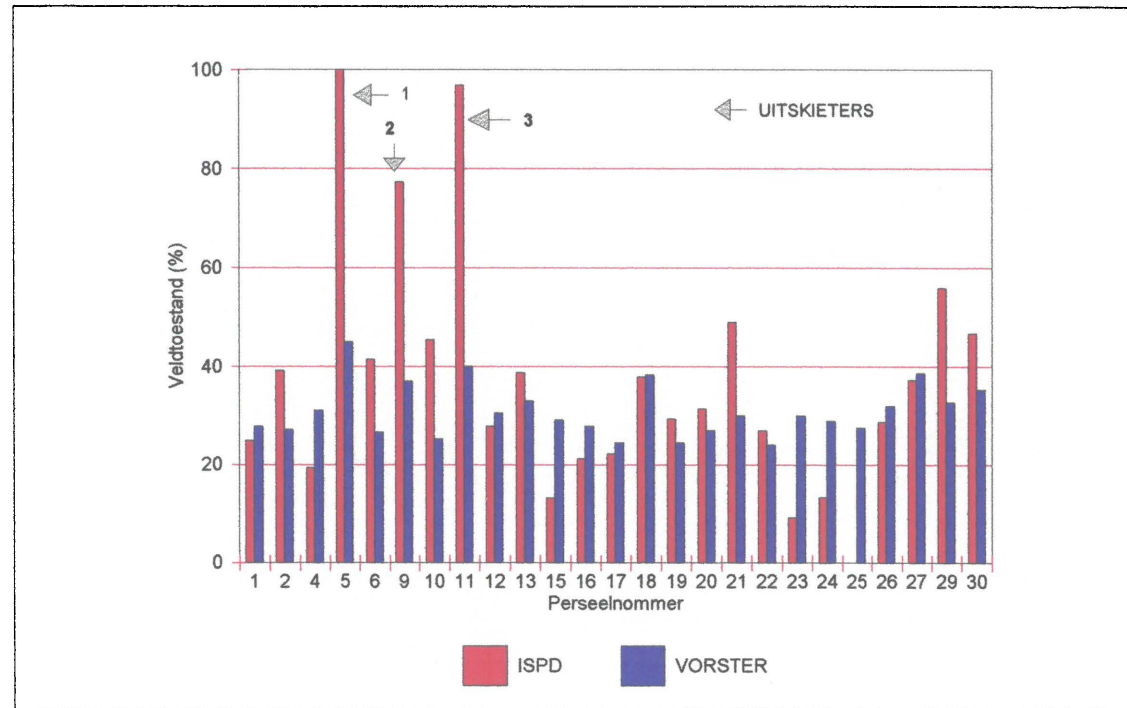
- ISPD: 37.2 %
- Vorster (1982): 33.9 %



Figuur 24 Ordening van data met die opsie DMOC (Degradation Model Construction) gesentreerd in die ISPD* (Integrated System for Plant Dynamics) pakket (Polariteit omgeswaai).



Figuur 25 Voorbeeld van die veldtoestand van perseel 1 wat met behulp van ISPD bepaal is.



Figuur 26 Grafiese vergelyking tussen die veldtoestandswaardes wat verkry is deur gebruik te maak van ISPD en die ekologiese indeksmetode van Vorster (1982).

Om die resultate grafies te kon voorstel en te vergelyk is al die veldtoestandwaardes van die metode van Vorster (1982) met die faktor $37.2 / 33.9$ (1.097) verklein. Die resultate van laasgenoemde word in Figuur 26 weergegee. Wanneer laasgenoemde resultate vergelyk word, kan aanvaar word dat daar 'n baie goeie korrelasie tussen die veldtoestandbepalings van die twee tegnieke bestaan. Opvallend in Figuur 26 is die aanwesigheid van drie persele waar die tegnieke se veldtoestandtellings grootliks verskil. Uit Figuur 24 kan die rede vir die scenario gesien afgelei word. Die DMOC gesentreerde ordening was goed, maar die drie persele (persele 5, 9 en 11) kon as uitskieters uit die datastel verwyder word.

Nie net vergelyk die twee metodes goed met mekaar nie; probleme in een van die metodes word deur 'n ander metode uitgewys. ISPD het die mees betroubare weergawe gegee van die veldtoestand, waarna die metode soos deur Vorster (1982) voorgestel, aangepas is. Nadat die metode aangepas is, het dié metode weer drie persele as probleem persele in die ISPD model geïdentifiseer. Die drie persele moes as uitskieters uit die datastel verwyder word. By nadere ondersoek kon daar 'n verklaring gegee word vir die verskille wat voorgekom het.

Daar word voorgestel dat die volgende veldtoestandskaal gebruik word vir Letaba Ranch (Aanpassing van beide metodes wat gebruik is):

<u>Veldtoestandtelling</u>	<u>Veldtoestand</u>
700 - 1000	Bo-normaal goed
600 -< 700	Baie goed
500 -< 600	Goed
400 -< 500	Redelik
300 -< 400	Redelik swak
< 300	Baie swak

Daar word aanbeveel dat ISPD of die metode van Vorster (1982), soos aangepas, gevolg word in die bepaling van die veldtoestand op Letaba Ranch, asook ander dele van die Noordelike Provinsie.

5.4. Gevolgtrekking

Die veldtoestand van die studiegebied is bepaal sodat 'n beter begrip verkry kon word van die welstand van die veld. Die welstand (toestand) van die veld het beter lig gewerp op die

Tabel 17

Die gemiddelde persentasie veldtoestand vir die verskillende bestuurseenhede volgens ISPD (Integrated System for Plant Dynamics).

Bestuurseenheid	Gem. veldtoestand (%)	Gem. residuele waarde (%)	Veldtoestand Beskrywing
* 1	60.82	17.13	Goed
* 2	10.42	22.03	Baie swak
* 3	37.17	18.08	Goed
* 4	68.64	9.21	Goed
* 5	74.13	8.21	Baie goed

* 1 = *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

* 2 = *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

* 3 = *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

* 4 = *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

* 5 = *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

potensiaal van die gebied om fitomassa te produseer. Die voortbestaan van wild hang direk van die beskikbaarheid van fitomassa in terme van grasproduksie en blaarproduksie. Met die voorafgaande inligting bekend kon die dierebelading van die gebied suksesvol bepaal word om die voortbestaan van enige herbivore, selfs tydens droogtes, te verseker.

Wanneer die terme baie swak, swak, redelik, goed of baie goed in die gevolgtrekking gebruik word, word verwys na die terminologie soos bo uiteengesit om die veldtoestandswaarde van persele of bestuurseenhede te beskryf.

Volgens Tabel 17 is die bestuurseenheid met die mees ideale veldtoestand die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid (74.13 %). Die veldtoestand van dié bestuurseenheid is baie goed. Die residuele waarde van die bestuurseenheid (8.21 %) is ook laag, wat aandui dat die bestuurseenheid goed ingepas het in die degradasiemodel van ISPD. Die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid het 'n gemiddelde veldtoestandswaarde van 68.64 %, wat as goed beskryf kan word. Die residuele waarde van die bestuurseenheid is ook baie laag. Die bestuurseenheid met die swakste veldtoestandswaarde in die studiegebied is die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid (10.42 %). Die veldtoestandswaarde van die bestuurseenheid kan as baie swak beskryf word. Die aanwesigheid van struik van *Colophospermum mopane* veroorsaak 'n afname in die hoeveelheid plante in die kruidlaag, asook 'n afname in redelik smaaklike gras. Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid se veldtoestand kan as goed (60.82 %) beskryf word. Die bestuurseenheid se veldtoestand kan verbeter word deur bosverdigting van *Colophospermum mopane* in die bestuurseenheid te beheer. Hoewel die veldtoestand van die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid as goed beskryf kan word, het die teenwoordigheid van 'n groot aantal *Colophospermum mopane* individue (bosverdigting) in dié bestuurseenheid tot gevolg dat die gemiddelde veldtoestandspersentasie (37.17 %) veel laer is as dié van die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid. Deur die aantal *Colophospermum mopane* individue in die bestuurseenheid te beperk, kan die veldtoestand van die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid nog baie verbeter word.

Dit is baie belangrik om in gedagte te hou dat ISPD persele in 'n bestaande degradasi gradiënt vir 'n relatiewe homogene area plaas. Die veldtoestandswaardes van datastel 1 en datastel 2, soos voorheen in die hoofstuk uiteengesit, kan dus nie met mekaar vergelyk word nie, aangesien dit twee verskillende relatiewe homogene area's is. Die veldtoestandspersentasie van elke perseel word uitgedruk ten opsigte van die betrokke perseel se posisie op die degradasi gradiënt in elke relatiewe homogene area.

HOOFSTUK 6

BEPALING VAN DIE WEIKAPASITEIT VAN DIE KRUIDLAAG EN DIE HOUTAGTIGE STRATUM OP LETABA RANCH

6.1 Inleiding

Trollope *et al.* (1990) definieer weikapasiteit as die biomassa (lewende massa) van vee of wild wat op 'n oppervlakte kan leef en oorleef sonder om veldagteruitgang te veroorsaak. Weikapasiteit word ook uitgedruk as die hoeveelheid hektaar veld wat een vee-eenheid (ha/VE) kan onderhou (Booyesen 1967). Volgens Barnes *et al.* (1984) het spesiesamestelling 'n groot invloed op weikapasiteit. Danckwerts (1982a) beskryf weikapasiteit as die produktiwiteit van die beweibare deel van 'n plantegroei-eenheid en is die aantal diere-eenhede wat behou kan word per eenheid oppervlakte ten einde maksimale diereproduksie per betrokke eenheid inset te bereik, maar wat nie lei tot gronderosie en plantegroei-veranderinge waardeur die potensiaal van die plantegroei ten opsigte diereproduksie verlaag word nie. Dit word normaalweg uitgedruk in terme van die weiseisoen.

Die term drakrag is vir die eerste keer in 1922 gebruik, maar sedertdien was daar verskillende wyses waarop dit aangewend was en het dit ook verskillende betekenisse gehad (Dhondt 1988). Die drakrag van 'n gebied verwys na die potensiaal van 'n gebied om vee te onderhou deur beweiding en/of struikbenutting en/of voerproduksie oor 'n onbepaalde tydperk sonder dat die ekosisteem as geheel agteruitgaan (Trollope, Trollope & Bosch 1990). Volgens Tainton (1981) berus die filosofie van veldbestuur in Suid Afrika daarop dat goeie veld deur die manipulerings van dierebelading bestuur kan word. Die uitdrukkingseenheid van drakrag is dierebelading. Dit sluit in die meting van die aantal vee-eenhede per eenheid oppervlakte land (Snyman 1989).

Die drakrag van 'n gebied is nie net 'n funksie van die produktiwiteit van die plantegroei nie, maar dit is ook 'n funksie van die samestelling van wildtrope en die verspreiding van die trope, vertrapping, die verspreiding van waterpunte, dieregedrag en algemene bestuurspraktyke wat toegepas word (Meissner 1982; Bothma 1989; Trollope *et al.* 1990). Drakrag is 'n onder andere 'n habitatskenmerk en dit is die getal diere wat oor die langtermyn op 'n gegewe habitat voorkom sonder nadelige invloede op die dier of habitat (Bothma 1986; Bothma 1995).

Die jaarlikse reënval bepaal die produktiwiteit en drakrag van die veld. Drakrag bly dus nie konstant nie, maar is 'n dinamiese konsep wat verander soos die reënval fluktueer (Snyman 1991). Reënval is die bepalende faktor van drakrag, maar verkeerde bestuurspraktyke en veldvertrapping en oorbeweiding het ook 'n belangrike invloed op die kwaliteit van die veld (Snyman 1991).

Volgens Snyman (1991) verwys die landboukundige drakrag van 'n gebied na die aantal grootvee-eenhede(GVE) wat per hektaar landbougrond (natuurlike en/of aangeplante weiding) aangehou kan word. 'n Grootvee-eenheid word gedefinieer as die ekwivalent van een bees van 450 kg wat gras as voedselbron benut. Om verskeie redes is landboukundige drakrag van beperkte waarde vir die berekening van dierebelading vir natuurreservate en wildsplase. Landboukundige drakrag word hoofsaaklik deur die produktiwiteit van die hoof voedselbron van mak vee, naamlik die graslaag bepaal (Sievers 1991). Aangesien wild met verskillende voedingstrategieë, naamlik gras-, blaar- en gemengde vreters ter sprake is, behoort daar tussen hierdie voedselbronne en geassosieerde diergroepe onderskei te word (Snyman 1991). Aspekte soos die hanteerbaarheid van mak vee en die toepassing van wisselbeweiding word in berekening gebring by die bepaling van landboukundige drakrag. Op wildsplase kan wisselbeweiding nie toegepas word nie. Die drakrag van wildplase sal dus oor die algemeen laer wees as die landboukundige drakrag (Sievers 1991). Bewaring van die habitat kan deur 'n kampstelsel toegepas word. In die geval van wildplase is dit moeilik haalbaar, aangesien wild vrylik in die reservaat of wildsplas rondbeweeg. Habitatvoorkeure en voorkeur vir sekere voedselsoorte bestaan ook (Sievers 1991). Landboukundige drakrag maak nie voorsiening vir die gelyktydige benutting deur 'n verskeidenheid wildsoorte nie. Aspekte soos kompetisie, kompenserende hergroei en verdedigingsmeganismes van plante kom ook ter sprake (Pauw 1988). Die faktore wat vir die bepaling van drakrag en dierebelading van wild in 'n natuurreservaat in ag geneem word, is die gemiddelde jaarlikse reënval, heersende veldtoestand, wildgetalle, die beskikbare habitattipes, voedselbenutting deur wildsoorte, die habitatsvoorkeure van wild, die beskikbare voedselbronne en bestuurdoelwitte (Pauw 1988).

Naas grassoorte speel inheemse voerbome en -struik waarskynlik 'n belangriker rol in die voeding van herbivore as wat algemeen besef word. Die belangrikste waarde van voerbome en -struik is dat proteïene, vitamien en 'n gereelde produksie van minerale elemente, wat in gras ontbreek, gedurende die droë en/of koue seisoene aan wild voorsien word (Steenekamp 1993).

Volgens Tainton (1988) is benutbare blaarproduksie van houtagtige spesies per hektaar aansienlik laer as die produksie van die graskomponent, maar dit is meer uniform beskikbaar

as gras in savanneplantegroei-areas. Die produksie van voerbome en -struik word meestal oorskat wat verder lei tot onoordeelkundige bestuur (Steenekamp 1993).

Volgens Aucamp (1979) word die blaarvreterkapasiteit van wild deur ses faktore beïnvloed, naamlik :

- Die digtheid van die houtagtige plante.
- Die hoeveelheid blaarmateriaal wat binne bereikbare hoogtes is vir die wild.
- Die spesiesamestelling van die houtagtige plantegroei.
- Die smaaklikheid van die houtagtige spesies.
- Die verteerbaarheid van die houtagtige spesies.
- Die groeipotensiaal van die houtagtige spesies.

Letaba Ranch is, soos reeds genoem, in die Noordelike Provinsie geleë. Twee duidelik onderskeibare voedselbronne, naamlik 'n graskomponent en 'n houtagtige komponent, kom in die gebied voor. Hierdie voedselbronne het verskillende produktiwiteite en word verskillend deur grasvreters, blaarvreters en gemengde vreters benut (Schulze 1992). Aangesien twee afsonderlike voedselbronne en herbivoorspesies met verskillende voedselvoorkeure betrokke is by drakragbepalings, word die bepaling van die weikapasiteit in twee stappe uitgevoer.

Volgens Sievers (1991) speel sekere faktore 'n belangrike rol by die bepaling van gras- en blaarvreterbelading:

- Metaboliese massa van wildsoorte
- Daaglikse voedselinname van een GVE of BVE
- Voedselverliese tydens die droë periode
- Voedingstrategie van die wildsoorte

Metaboliese massa

Die amptelike gedefinieerde grootvee-eenheid (GVE) is ekwivalent aan 'n dier met 'n massa van 450 kg en massatoename van 0.5 kg per dag op weiding met 'n gemiddelde verteerbaarheids-energie van 55 % en daardeur 75 MJ metaboliseerbare energie per dag verbruik (Meissner 1982).

Snyman (1989) beveel aan dat die konsep blaarvreter-eenheid (BVE) as eenheidsmaatstaf van blaarvreterbelading gebruik word, aangesien dit spesifiek voorsiening maak vir blaarvreters as voedingsklas. Een blaarvreter-eenheid (BVE) word gedefinieer as die ekwivalent van een

volwasse koedoe koei wat 140 kg weeg en wat blare van bome en struik as voedselbron benut (Snyman 1989). Volgens Snyman (1989) is die uitdrukking van blaarvreterbelading in BVE wat berus op die basis van energieverbruik beter as beramings gebaseer op biomassa, omdat dit vir die nie-lineêre verwantskap tussen liggaamsmassa en energieverbruik voorsiening maak.

Daaglikse voedselinname

Die voedselbehoefte van een grootvee-eenheid (GVE) kan per definisie bereken word deurdat een GVE 75 MJ metaboliseerbare energie per dag benodig (Meissner 1982). Die massa droë grasmateriaal wat 1 GVE per dag inneem beloop sowat 10 kg (Jankowitz & Van Rensburg 1985); 13.5 kg (Van Wyk 1988) tot 16 kg (Steenekamp 1993). Sievers (1991) beveel aan dat die waarde van 13.5 kg per dag vir grasvreters gebruik word aangesien dit oorbelading sal uitskakel. Steenekamp (1993) beveel aan dat die konsep van kleinvee-eenhede (KVE) ook in aanmerking geneem kan word. Daar word aanvaar dat een kleinvee-eenheid die ewivalent van 2 kg droë grasmateriaal per dag benut. Volgens Sievers (1991) benodig een volwasse koedoe koei 4.5 kg droë blaarmateriaal per dag. Aangesien een volwasse koedoe koei een blaarvreter-eenheid (BVE) verteenwoordig, benodig een BVE 4.5 kg droë blaarmateriaal per dag (Sievers 1991).

Daar is tydens die huidige studie gebruik gemaak van daaglikse innamewaardes van 2kg droë grasmateriaal per KVE per dag, 13.5 kg droë grasmateriaal per GVE per dag en 4.5 kg droë blaarmateriaal per BVE per dag. Hoewel die rekenaarpakket ISPD voorsiening maak vir die berekening van die aantal KVE/ha, is daar slegs van GVE/ha gebruik gemaak tydens die huidige studie. Steenbokke, Grysbokke, en Klipspringers se getalle kan baie moeilik geskat word en is nie tydens die studie in aanmerking geneem nie.

Voedselverliese

Gedurende die droë seisoen vind daar 'n verlies van gras plaas, wat aan ander faktore as verbruik deur herbivore toegeskryf kan word (Sievers 1991). Volgens Tainton (1981) gaan minstens 20 % van die grasmateriaal in Suid-Afrikaanse veld en weidings verlore gedurende hierdie periode. Van die gras en kruide word ook deur insekte benut, en 'n hoeveelheid word deur diere vertrap. Die fisieke beperkings van blaar- en gemengde vreters laat hulle net toe om blaarmateriaal tot op sekere hoogtes te benut (Dayton 1978). Die maksimum waarde mag wissel na gelang van die grootte van die dier, maar is gewoonlik 5.5 m vir kameelperde, 2.5 m vir koedoes en 1.5 m vir rooibokke (Dayton 1978). Volgens Du Toit (1990) bestaan daar 'n

duidelike verskil ten opsigte van gemiddelde weihoogtes van kameelperde (± 2.7 m), koedoes (± 0.85 m), rooibokke (± 0.3 m) en steenbokke (± 0.2 m).

In die verlede is min navorsing gedoen om verlies aan plantmateriaal as gevolg van benutting deur insekte te kwantifiseer. Die grasdraertermiet (*Hodotermes mossambicus* (Hagen)) is volgens Gouse (1992) die belangrikste insekplaag in die droër dele van suidelike Afrika. Hewitt, Van der Westhuizen, Van der Linde & Mitchell (1990) toon aan dat die hoeveelheid plantmateriaal wat deur termiete verwyder kan word na beraming wissel van 1 500 kg droë materiaal per hektaar per jaar in dele van Natal tot tussen 7 kg en 200 kg droë materiaal per hektaar per jaar in ander dele van die land.

Die huidige studie is uitgevoer sodat 'n wetenskaplik korrekte metode getoets kon word om die drakragte van die studiegebied bepaal en die weikapasiteit vir verskillende reënvalsiklusse vir die studiegebied voor te stel.

6.2 Beskikbare plantmateriaal van die kruidlaag

6.2.1 Metodes

Data wat gebruik is vir die bepaling van die veldtoestand (Hoofstuk 5), is gebruik om die weidingskapasiteit van die gebied te bepaal. Die weidingskapasiteit van die kruidlaag is met behulp van die rekenaarpakket ISPD bepaal. Die rekenaar-pakket (ISPD) maak voorsiening vir die konstruksie van 'n inferensiemodel vir enige betrokke area. 'n Kundigheidstelsel benadering, in kombinasie met produksie-simulasiemodelle word gebruik om 'n weidingskapasiteitmodel te konstrueer in die databasis van ISPD deur die "weidingsdata"-pad te volg (Bosch, Gauch, Booysen, Gouws, Nel, Stols & Van Zyl 1992). Hierdie kundigheidstelsel stel die gebruiker in staat om sy eie hiërargiese inferensiemodel te konstrueer, aangesien die bepaling van weidingskapasiteit verskil ten opsigte van verskillende homogene weidingsgebiede of diereproduksiesisteme (Steenekamp 1993).

'n Hiërargiese inferensiemodel verwys na 'n opeenvolgende en omvattende struktuur waarin 'n antwoord op een vlak in die model verkry word vanaf 'n kombinasie van berekeninge of parameters van 'n laer vlak in die inferensiemodel (Stols, Booysen & Bosch 1992). Beide wiskundige berekenings, asook heuristiese beredenering word hiervoor gebruik. Die kundigheidstelsel is in staat om beide boolean antwoorde en numeriese antwoorde in die berekeningsproses te hanteer. 'n Numeriese antwoord bestaan uit 'n syferwaarde, terwyl 'n boolean antwoord na 'n logiese antwoord (bv. Ja of Nee) verwys (Steenekamp 1993).

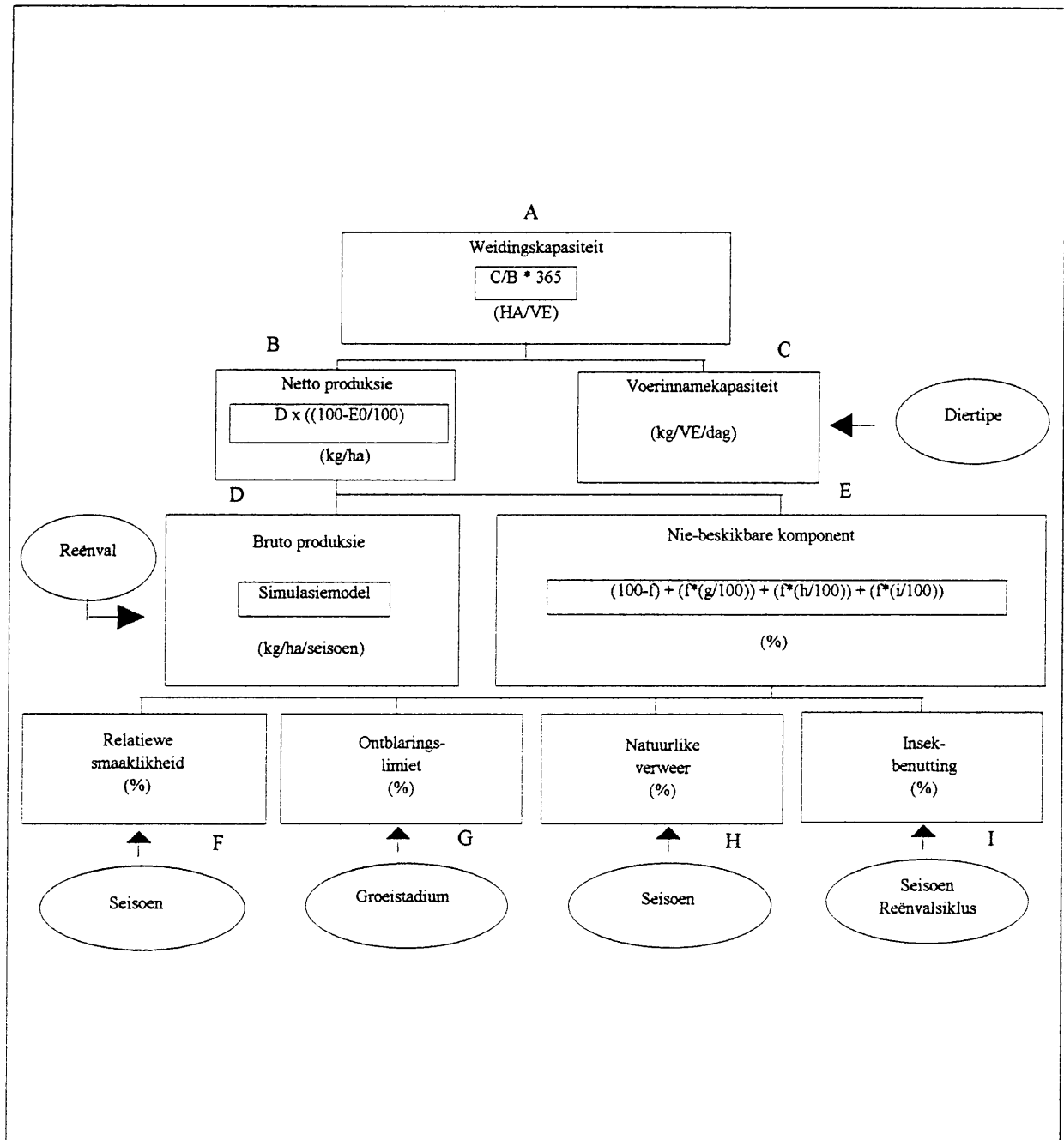
'n Inferensiemodel bestaan uit entiteite bekend as nodes wat in 'n "boomstruktuur" georganiseer is en waarin alle data, formules, ensovoorts, gestoor word. Die finale doel, in hierdie geval die weidingskapasiteit, is altyd die boonste punt van die boom. Verder word verskillende nodes met betrekking tot funksie en posisie in die inferensiemodel onderskei. Dit word in tweehoof groepe verdeel, naamlik eksterne nodes en vraagnodes (Steenekamp 1993).

Eksterne nodes verkry 'n antwoord vanaf 'n eksterne model, soos byvoorbeeld 'n produksie-simulasiemodel. Vraagnodes verkry 'n antwoord vanaf die databasis of vanaf die gebruiker tydens uitvoering of oplossing van die model. Die model neem die vraagtipes in ag wanneer data onttrek word tydens uitvoering van die berekenings in die inferensiemodel. Indien dit 'n databasis tipe vraag is, word die antwoord uit die databasis onttrek en indien dit 'n verloop tyd vraag is, word die antwoord vanaf die gebruiker verkry tydens die model-oplossingsproses (Steenekamp 1993).

Die verwantskap tussen twee of meer nodes om 'n antwoord te produseer aan 'n node op 'n hoër vlak in die inferensiemodel word beskryf deur 'n formule in die boonste node waar die antwoord geproduseer moet word. Parameters, wat die waardes van 'n node in die inferensiemodel kan beïnvloed, kan ook gespesifiseer word. So byvoorbeeld kan die smaaklikheid van 'n spesie beïnvloed word deur die groeistadium waarin die plant verkeer en kan smaaklikheid dus 'n funksie gemaak word van die vegetatiewe stadium, blomstadium, saadstadium of dormante stadium (Steenekamp 1993).

6.2.2 Samestelling van 'n inferensiemodel vir Letaba Ranch

ISPD beskik oor die vermoë om die weidingskapasiteit van beide die kruidstratum en die houtagtige stratum te bepaal. Daar is egter besluit om slegs gebruik te maak van ISPD in die bepaling van die weidingskapasiteit van die kruidstratum, aangesien die bruto produksie van die blaarkomponent deur middel van die blaarkwantifiserings-model van Smit (1989a; 1989b) gedoen word. Dié model is nie direk aanpasbaar in ISPD nie, en die model kan dus nie soos 'n produksiesimulasiemodel in die kundigheidstelsel hanteer word nie. Die inferensiemodel vir die bepaling van die weikapasiteit van die kruidlaag van die studiegebied word in Figuur 27 aangetoon.



Figuur 27 Voorstelling van die inferensiemodel wat vir die bepaling van die weikapasiteit op Letaba Ranch gebruik is.

Verklaring van die inferensiemodel:

NETTO GRASPRODUKSIE

Weidingskapasiteit (ha/GVE of ha/KVE)

Node A

Die weidingskapasiteit word bereken deur waardes vanaf node B en C te verkry en die data te verwerk in 'n wiskundige vergelyking.

Netto produksie (kg/ha)

Node B

Die netto grasproduksie is geneem as die fraksie van die brutoproduksie wat beskikbaar was vir wild.

Bruto produksie (kg/ha)

Node D

Die bruto grasproduksie word deur middel van 'n produksie-simulasiemodel bereken. Die nie-beskikbare komponent (Node E), naamlik relatiewe smaaklikheid (Node F), insekbenutting (Node I), natuurlike verweer (Node H) en die ontblaringslimiet (Node G) word in die berekenings in aanmerking geneem.

Nie-beskikbare komponent

Node E

Die nie-beskikbare komponent verwys na die fraksie van die bruto produksie wat nie aan weidende wild beskikbaar en aanvaarbaar is nie. Dié komponent bestaan uit vier komponente, naamlik relatiewe smaaklikheid, insekbenutting, natuurlike verweer en die ontblaringslimiet van die grasspesie (Steenekamp 1993).

Relatiewe smaaklikheid (%)

Node F

Heady (1964) en Scott (1988) definieer smaaklikheid as die faktore of kondisies wat 'n selektiewe reaksie by diere stimuleer. Hierdie begrip is moeilik omgrensbaar omdat 'n groot aantal faktore tot 'n mindere of meerdere mate 'n geïntegreerde bydrae lewer om smaaklikheid te bepaal. Smaaklikheid kan dus as 'n relatiewe begrip beskou word. In die model word relatiewe smaaklikheid as 'n funksie van seisoen beskou en twee seisoene word onderskei, naamlik somer en winter. Al die grasspesies se relatiewe smaaklikheid word vir beide die seisoene bepaal en in die databasis ingevoer. Die waardes wat in die databasis ingevoer is, word in Tabel 18 aangetoon.

Insekbenuutting (%)

Node I

Insekte benut 'n sekere persentasie van die plantmateriaal. Die nodetipe is 'n verlooptydvraag aan die verbruiker. Die waarde word deur die gebruiker ingevoer, waar 0 % 'n aanduiding is van geen insekaktiwiteit nie en 100 % 'n aanduiding is dat alle plantmateriaal deur insekte verwyder word (Steenekamp 1993). Twee seisoenale stadiums word onderskei, naamlik somer en winter, asook twee reënvalsiklusse naamlik 'n nat siklus of 'n droë siklus. Daar is vir die doel van die studie aangeneem dat sowat 1 % van die grasproduksie deur insekte benut word.

Natuurlike verweer (%)

Node H

Gedurende die fenologiese ontwikkeling van 'n plant gaan 'n sekere fraksie plantmateriaal verlore deur 'n proses van natuurlike verweer en afsterwing. Hierdie hoeveelheid plantmateriaal wat nie aan die weidende wild beskikbaar is nie, word as 'n persentasie as inferensie-invoer in die databasis ingevoer, waar 0 % 'n aanduiding is van geen plantmateriaal verweer nie en 100 % 'n aanduiding is dat alle plantmateriaal deur natuurlike verweer verlore gaan. Die nodetipe is 'n databasisvraag (Steenekamp 1993). Die waardes wat vir die doel van die studie gebruik was, is 2 % verweer in die somer met 'n 50 % sekerheidswaarde, en 8 % verweer in die winter met 'n 50 % sekerheidswaarde.

Tabel 18

Waardes vir elke spesie in die kruidlaag wat in die simulasiemodel in ISPD gebruik is (Steenekamp 1993).

SPESIENAAM	PRODUKSIEKLASWAARDES		RELATIEWE SMAAKLIKHEID				ONTBLARINGSGLIMIETWAARDES			
	WAARDE	SEKERHEID	SOMER		WINTER		GROEISTADIUM		DORMANTE STADIUM	
			WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID
<i>Aristida adscensionis</i>	3	0.7	20	80	1	50	30	70	5	70
<i>Aristida bipartita</i>	5	0.4	30	80	10	50	30	70	15	70
<i>Aristida congesta</i>	5	0.9	20	80	1	50	30	70	15	70
<i>Aristida meridionalis</i>	3	0.8	10	80	1	50	30	70	15	70
<i>Aristida scabrivalvis</i>	3	0.6	1	80	1	50	30	70	15	70
Kaal grond	5	0.1	0	99	0	99	30	70	0	99
<i>Bothriochloa insculpta</i>	1	0.2	20	80	1	50	30	70	15	70
<i>Bothriochloa radicans</i>	1	0.1	20	80	1	50	30	70	15	70
<i>Brachiaria deflexa</i>	5	0.6	50	80	30	50	30	70	15	70
<i>Cenchrus ciliaris</i>	3	1	90	80	80	50	30	70	15	70
<i>Chloris virgata</i>	3	0.3	50	80	30	50	30	70	15	70
<i>Cymbopogon plurinodis</i>	1	0.6	20	80	10	50	30	70	15	70
<i>Cynodon dactylon</i>	5	0.5	60	80	40	50	30	70	15	70
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	3	0.2	80	80	70	50	30	70	15	70
<i>Dactyloctenium giganteum</i>	3	0.2	80	80	70	50	30	70	15	70
<i>Digitaria eriantha</i>	1	0.4	95	80	70	50	30	70	15	70
<i>Enneapogon cenchroides</i>	3	0.3	50	80	30	50	30	70	15	70
<i>Enneapogon scoparius</i>	3	0.3	50	80	30	50	30	70	15	70
<i>Eragrostis curvula</i>	3	0.7	60	80	50	50	30	70	15	70
<i>Eragrostis gummiiflua</i>	3	0.7	40	80	20	50	30	70	15	70
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	3	0.4	70	80	60	50	30	70	15	70
<i>Eragrostis racemosa</i>	5	1	50	80	40	50	30	70	15	70
<i>Eragrostis rigidior</i>	3	0.8	40	80	30	50	30	70	15	70
<i>Eragrostis superba</i>	3	0.6	80	80	70	50	30	70	15	70
<i>Fingerhuthia africana</i>	3	0.2	50	80	40	50	30	70	15	70

Tabel 18 vervolg

SPESIENAAM	PRODUKSIEKLASWAARDES		RELATIEWE SMAAKLIKHEID				ONTBLARINGSLIMIETWAARDES			
			SOMER		WINTER		GROEISTADIUM		DORMANTE STADIUM	
	WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID	WAARDE	SEKERHEID
<i>Heteropogon contortus</i>	3	1	70	80	50	50	30	70	15	70
<i>Hyparrhenia hirta</i>	1	0.5	50	80	30	50	30	70	15	70
<i>Melinis repens</i>	3	0.2	40	80	10	50	30	70	5	70
<i>Microchloa caffa</i>	5	0.3	40	80	20	50	30	70	15	70
<i>Panicum coloratum</i>	3	1	90	80	60	50	30	70	15	70
<i>Panicum maximum</i>	1	0.3	95	80	85	50	30	70	15	70
<i>Perotis patens</i>	5	0.6	10	80	1	50	30	70	15	70
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	3	0.2	10	80	1	50	30	70	15	70
<i>Schmidtia pappophoroides</i>	3	0.5	85	80	70	50	30	70	15	70
Nie-grasagtige kruide	3	1	60	50	35	50	30	70	50	50
<i>Sporobolus fimbriatus</i>	1	0.2	50	80	40	50	30	70	15	70
<i>Themeda triandra</i>	3	1	90	80	70	50	30	70	15	70
<i>Tragus berteronianus</i>	5	0.4	5	80	1	50	30	70	5	70
<i>Tricholaena monachne</i>	3	0.4	60	80	40	50	30	70	15	70
<i>Trichoneura grandiglumis</i>	5	0.8	20	80	10	50	30	70	15	70
<i>Urochloa mosambicensis</i>	3	0.5	90	80	70	50	30	70	15	70

Ontblaringslimiet (%)

Node N

Die ontblaringslimiet van 'n grasplant dui op die mate waartoe 'n grasplant ontblaar kan word sodat optimale hergroei natuurlik kan plaasvind. Die ontblaringslimiet van elke spesie word as 'n persentasie as inferensie-invoer in die databasis ingevoer. Die ontblaringslimiet is 'n funksie van twee fenologiese stadiums, naamlik gedurende aktiewe groei en in 'n dormante stadium. Die waardes wat vir die doel van die studie gebruik is, word in Tabel 18 aangetoon.

6.2.3. Resultate en bespreking

Die resultate van die bepaling van die weidingskapasiteit van die vyf bestuurseenhede word in Tabel 19 aangetoon. Die weidingskapasiteit van die studiegebied is vir drie verskillende reënvalhoeveelhede bepaal (350 mm/jaar; 450 mm/jaar; 550 mm/jaar). Die laagste drakrag van die studiegebied sal in die winter wees, met 'n gemiddelde reënval van 350 mm per jaar. Die hoogste drakrag in die studiegebied sal wees in die dormante stadium van plantspesies in die somer (550 mm reën per jaar). In Tabel 19 word ook aangetoon dat die weidingskapasiteit in die groeiseisoen laer is as in die dormante seisoen. Die rede hiervoor is die perke van die ontblaringslimiete wat in die simulasiemodel in ISPD ingebou is. In die groeiseisoen word die kruidlaag beskerm teen oorbeweidings, sodat genoeg saadproduksie aan die einde van die groeiseisoen sal voorkom om die saadbank aan te vul. Sodra die saad ryp is, beland dit op die grondoppervlak. Die res van die plantmateriaal is dan as weiding beskikbaar.

Die weikapasiteit is die hoogste vir die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid. Dit kan toegeskryf word aan die afwesigheid van bome in die bestuurseenheid, wat lei tot hoër grasproduksie van die kruidlaag. Die bestuurseenheid met die laagste weidingskapasiteit is die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid. Die teenwoordigheid van *Colophospermum mopane* struik kan moontlik hiervoor verantwoordelik wees, aangesien die grasproduksie van die bestuurseenheid hierdeur verswak word en lei tot 'n verlaging in die weikapasiteit van die bestuurseenheid. Tabel 19 toon duidelik aan dat reënval 'n groot rol speel in die weikapasiteit van die studiegebied. 'n Toename in die totale reënval gedurende 'n tydperk verhoog die weikapasiteit van 'n gebied.

6.2.4. Berekening van totale GVE vir die studiegebied

Volgens Tabel 20 is die beskikbare weiding in die winter (die beperkende seisoen) voldoende om grasvreters tot die ekwivalent van 1 392 GVE, vir een jaar te onderhou. As gevolg van die grootte van die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid, dra dié bestuurseenheid die meeste by tot die totale grootvee-eenhede in die studiegebied (1 078 GVE/jaar). Die bydrae van die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid (5 GVE/jaar) en die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid (10 GVE/jaar) tot die weidingskapasiteit is minimaal. Die rede hiervoor kan toegeskryf word aan die grootte van die twee bestuurseenhede. Die bestuurseenhede is egter baie belangrik uit 'n bestuursoogpunt, aangesien daar waargeneem is dat veral witrenosters en swartwitpense redelik algemeen in dié gebiede wei.

6.3. Beskikbare plantmateriaal vir die houtagtige stratum

6.3.1. Metodes

Vir die kwantitatiewe beskrywing van die houtagtige plantegroei van die gebied is daar gebruik gemaak van die benadering van Smit (1989a & b). Die data van die houtagtige plante is met die rekenaarpakket BECVOL (Biomass Estimates for Canopy VOLUME) verwerk.

Verskeie strukturele klassifikasiesisteme bestaan vir houtagtige plante. Die plante is beskryf as bome, struie of bosserige struie. Aangesien hier 'n kwantitatiewe benadering gevolg is, is alle houtagtige plante in hierdie studie as bome beskou. Bome in 'n gebied hou verskeie ekologiese implikasies in. Vanuit 'n landboukundige oogpunt is die volgende drie aspekte die belangrikste:

- Kompetisie met die kruidlaag vir vog
- Voedselbron vir blaarvreters
- Skepping van subhabitate vir gewensde grasse (Smit 1989a).

Beskikbare blaarmateriaal verwys na blare, jong tak-materiaal, bas, blomme en botsels binne 'n bereikbare hoogte (Smit 1989a). Boomgemeenskappe word gewoonlik beskryf in terme van die digtheid daarvan. Die biomassa van die bome kan egter nie met sekerheid gekwantifiseer word nie. Teague, Trollope & Aucamp (1981) het faktore ingebring wat kompenseer vir verskille in boomhoogte. Een boomekwivalent (TE) word gedefinieer as 'n *Acacia karroo* boom met 'n

Tabel 19

Die weidingskapasiteit van die kruidlaag op Letaba Ranch vir drie verskillende reënvalgemiddeldes

		WEIDINGSKAPASITEIT							
		Somer				Winter			
REëNVAL (mm /jaar)	Bestuurseenheid	Groei (ha/KVE***)	Groei (ha/GVE**)	Dormant (ha/KVE***)	Dormant (ha/GVE**)	Groei (ha/KVE***)	Groei (ha/GVE**)	Dormant (ha/KVE***)	Dormant (ha/GVE**)
350	1*	2.73	16.41	2.31	13.84	3.86	23.17	3.25	19.52
350	2*	3.70	22.17	3.17	19.01	4.35	26.08	3.73	22.35
350	3*	3.83	22.95	3.18	19.07	5.06	30.35	4.20	25.20
350	4*	2.05	12.32	1.80	10.83	2.62	15.75	2.21	13.24
350	5*	1.25	7.46	1.09	6.55	1.59	9.53	1.34	8.01

		WEIDINGSKAPASITEIT							
		Somer				Winter			
REëNVAL (mm /jaar)	Bestuurseenheid	Groei (ha/KVE***)	Groei (ha/GVE**)	Dormant (ha/KVE***)	Dormant (ha/GVE**)	Groei (ha/KVE***)	Groei (ha/GVE**)	Dormant (ha/KVE***)	Dormant (ha/GVE**)
450	1*	2.38	14.25	2.00	12.02	3.36	20.15	2.83	16.97
450	2*	3.24	19.43	2.80	16.79	3.79	25.22	3.27	16.65
450	3*	3.28	19.66	2.72	16.34	4.34	26.01	3.60	21.59
450	4*	1.76	10.55	1.55	9.27	2.25	13.48	1.89	11.34
450	5*	1.06	6.39	0.94	5.61	1.36	8.16	1.14	6.86

		WEIDINGSKAPASITEIT							
		Somer				Winter			
REëNVAL (mm /jaar)	Bestuurseenheid	Groei (ha/KVE***)	Groei (ha/GVE**)	Dormant (ha/KVE***)	Dormant (ha/GVE**)	Groei (ha/KVE***)	Groei (ha/GVE**)	Dormant (ha/KVE***)	Dormant (ha/GVE**)
550	1*	2.15	12.89	1.81	10.86	3.04	18.23	2.56	15.35
550	2*	2.89	17.33	2.50	14.98	3.38	20.25	2.92	17.52
550	3*	2.95	17.70	2.45	14.71	3.90	23.43	3.24	19.45
550	4*	1.57	9.42	1.38	8.28	2.01	12.04	1.69	10.12
550	5*	0.95	5.70	0.84	5.01	1.22	7.28	1.02	6.13

*1: *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*2: *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

*3: *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*4: *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

*5: *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

** GVE = grootvee-eenheid

***KVE = kleinvee-eenheid

Tabel 20

Die totale hoeveelheid GVE wat elke bestuurseenheid in die winter (beperkende seisoen) met 'n gemiddelde jaarlikse reënval van 350 mm per jaar kan onderhou.

Bestuurseenheid	Weidingskapasiteit (ha/GVE**)	Grootte (ha)	Totale GVE** (GVE**/ grootte)
*1	20.15	3806	189
*2	25.22	2768	110
*3	26.01	28026	1078
*4	13.48	70	5
*5	8.16	80	10
TOTAAL		34750	1392

*1: *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*2: *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

*3: *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*4: *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

*5: *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid

**GVE = grootvee-eenheid

hoogte van 1.5 m. 'n Boom met hoogte van 4.5 m sal dus 3 TE verteenwoordig. Die gebruik van TE in heterogene boomgemeenskappe is nie geskik nie, omdat daar nie voorsiening gemaak word vir struktuurverskille tussen bome nie.

Teague *et al.* (1981) definieer ook 'n blaareenheid (BU) as 'n *Acacia karroo* boom met 'n hoogte van 1.5 m. Die verskil tussen BU en TE is dat alle onsmaklike spesies uitgesluit word in die bepaling van BU, sowel as die spesies met die laagste blaarmateriaal laer as 1.5 m vanaf die oppervlak (Smit 1989a).

Smit (1989a) stel die volgende drie kwantitatiewe beskrywingseenhede voor:

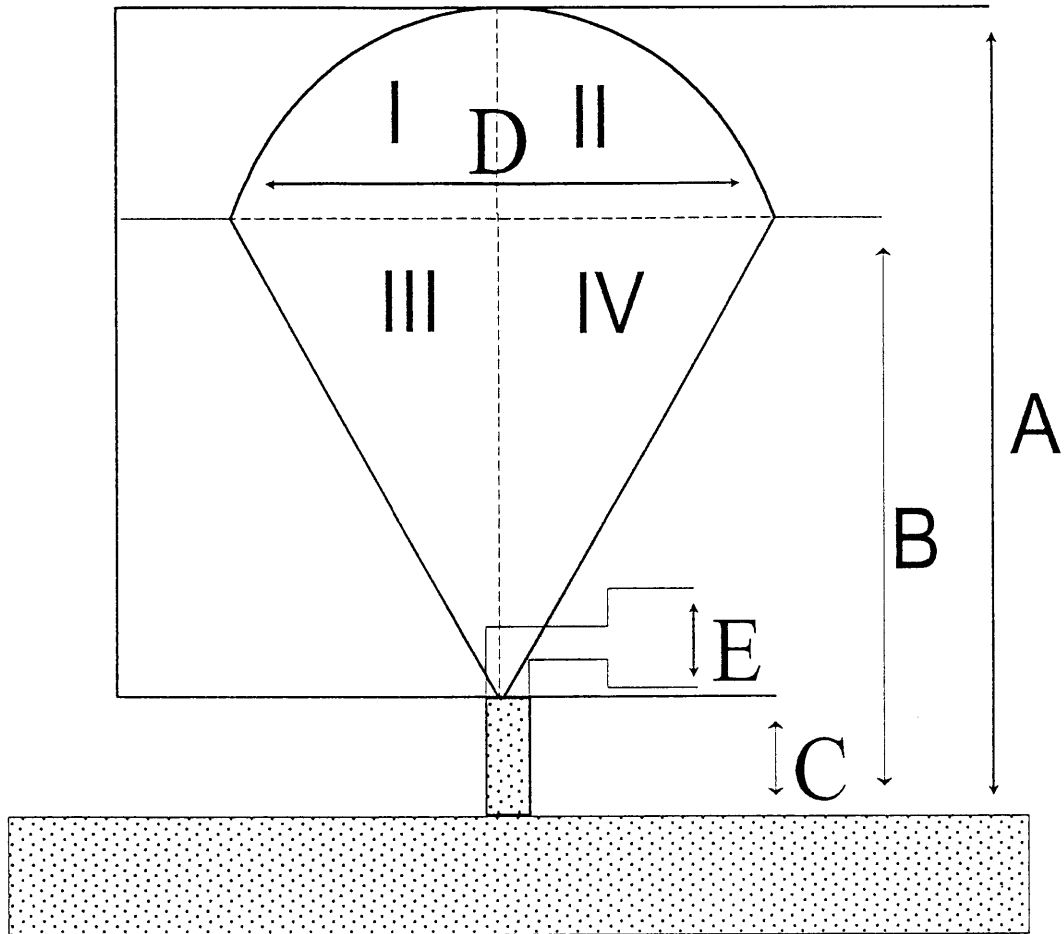
- Evapotranspirasie Boomekwivalent (ETTE) - dit word gedefinieer as die blaarvolume gelykstaande aan 'n 1.5 *Acacia karroo* boom.
- Blaarvreter Boomekwivalent (BTE) - dit word gedefinieer as die droë blaarmassa van 'n 1.5 m enkelstammige *Acacia karroo* boom.
- Kroonverspreiding Subhabitat Indeks (CSI) - dit word gedefinieer as die kroonverspreidings-area van die bome in 'n transek waaronder *Panicum maximum* moontlik mag voorkom. Dit word uitgedruk as persentasie van die totale transek-oppervlakte.

Die bepaling van ETTE en BTE hang af van die verwantskap tussen die ruimtelike volume van 'n boom en die boom se werklike blaarvolume en ware blaarmassa.

Die beskrywing van 'n ideale boom dien as basis vir die berekening van die ruimtelike volume van enige boom, ongeag van die boom se vorm of grootte. 'n Ideale boom is 'n boom met een stam, waarvan die kroon 'n koepelvorm aanneem en die basis 'n kegelvorm het (Figuur 28).

Die kroon van die boom word in vier segmente opgedeel. Die volgende kriteria is tydens veldwerk genoteer (Figuur 28):

- Boomhoogte (A)
- Hoogte van maksimum kroondeursnee (B)
- Hoogte van eerste blare of potensiële blaardraende stamme (C)
- Maksimum kroondeursnee (D)
- Maksimum basisdeursnee van plantmateriaal op hoogte C (E)



Figuur 28 Voorstelling van 'n "ideale" boom, soos voorgestel deur Smit (1989a).

Kyk teks vir verklaring van simbole

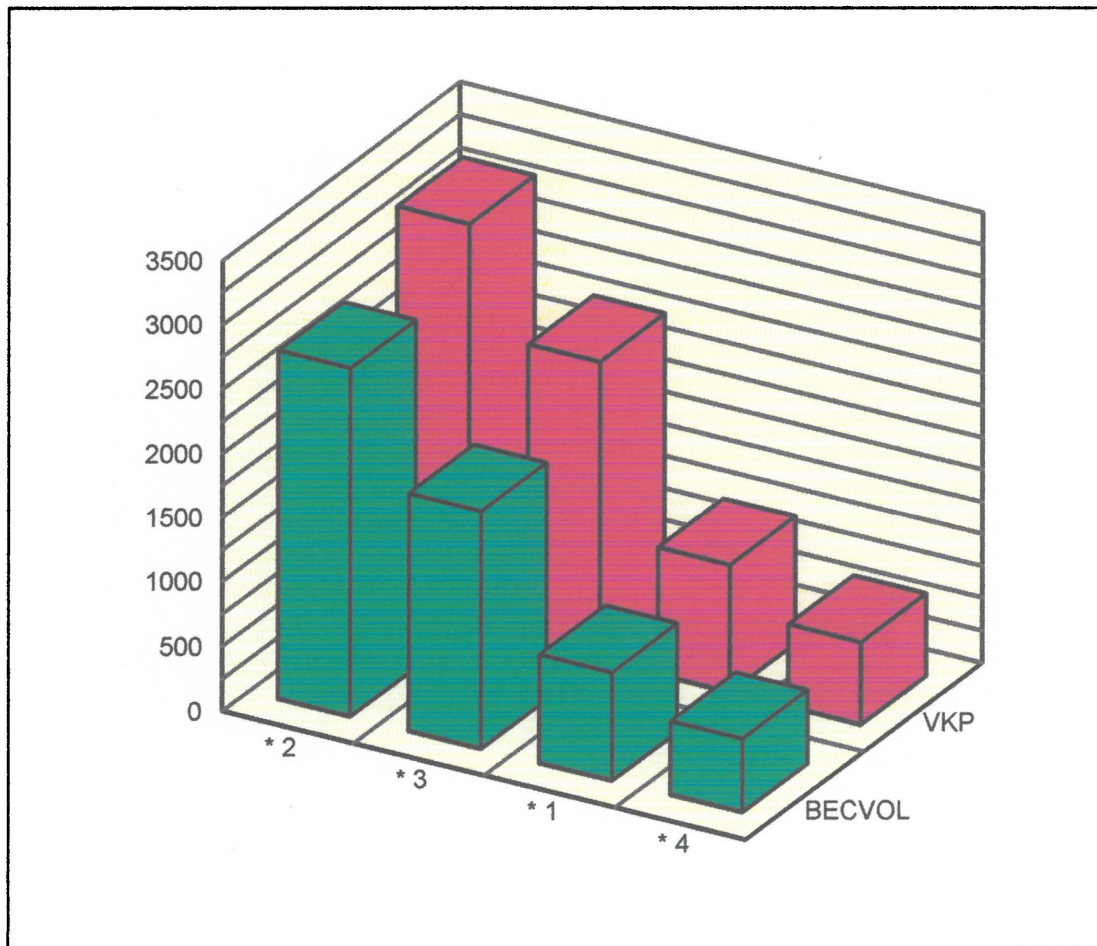
'n Totaal van 30 persele is in die opname gebruik. Die persele was verteenwoordigend van al die bestuurseenhede. Die perseelgrootte was 100 m X 4 m. Alle houtagtige plante in die perseel is genoteer op grond van bogenoemde punte. Die boomhoogte is geneem as die hoogte van die hoofkroon van die boom. Alle klein stamme wat vanuit die kroon groei is geïgnoreer. As die kroon van die boom elipties (horisontaal) was, is die maksimum kroondeursnee geneem as die gemiddeld van die twee mates van die kroon reghoekig tot mekaar. Alle mates wat geneem is, is gedoen op lewendige plantmateriaal. Waar die hoogte van bome of kroondeursnee nie gemeet kon word nie, is dit geskat.

6.3.2. Resultate en bespreking

'n Vergelyking tussen die digtheidsbepalings van die houtagtige plante in elke bestuurseenheid word in Figuur 29 aangetoon. Die metode van Smit (1989a & b) (BECVOL) lewer telkens minder bome per hektaar op as die Variëerbare Kwadrantperseel-metode. Die verskil is egter klein en kan aanvaar word dat die metode van Smit (1989a) en die Variëerbare Kwadrantperseel-metode goed met mekaar vergelyk. Volgens die metode van Smit (1989a) lewer die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid die meeste houtagtige plante per hektaar op (2 700 ind./ha), gevolg deur die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (1 939 ind./ha). Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid lewer aansienlik minder houtagtige plante as die vorige twee bestuurseenhede op (838 ind./ha). Die versteurde *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* bestuurseenheid lewer die minste houtagtige plante op (575 ind./ha).

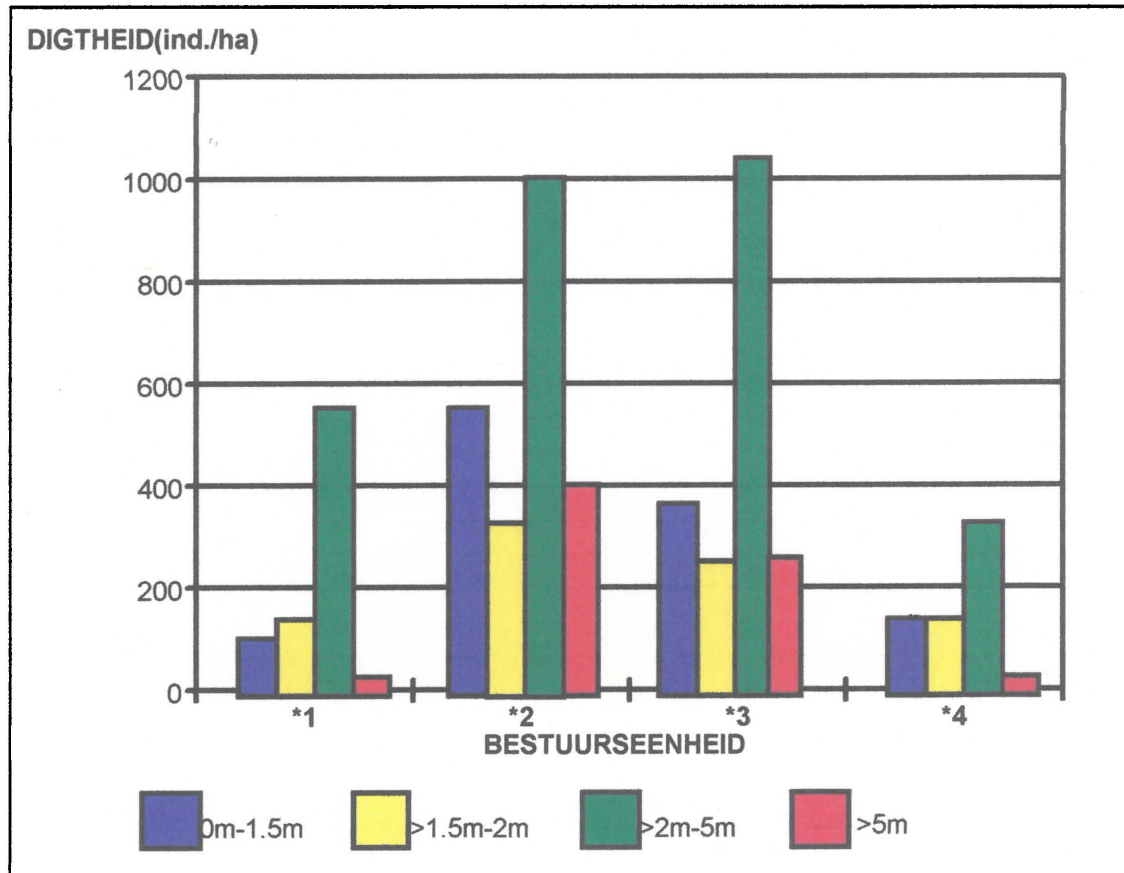
Figuur 30 dui die hoeveelheid blaarmassa aan vir elke bestuurseenheid in elke hoogtevlak. Die >2 m - 5 m hoogtevlak lewer die grootste bydrae tot die totale blaarmassa in al die bestuurseenhede. Die >5 m hoogtevlak lewer slegs in die *Colophospermum mopane* - en *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenhede 'n groot bydrae. Aangesien blaarmateriaal in dié hoogteklaas slegs deur kameelperde benut kan word, sal die blaarmassa in dié hoogteklaas nie in berekening geneem word tydens die bepaling van die wildbelading vir kleiner wild in die studiegebied nie.

Die totale blaarmassa en blaarmassa op verskillende hoogtes van die verskillende bestuurseenhede word in Tabel 21 aangetoon. Die blaarmassa word kumulatief vir elke hoogtevlak voorgestel. Die metode maak voorsiening vir die bepaling van die totale aantal blaarmassa per hektaar, asook die blaarmassa per hektaar vir verskillende weihoogtes.



- *1: *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 *2: *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 *3: *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 *4: *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid
 ** VKP = Variëerbare Kwadrantperseel-metode
 ** BECVOL = "Biomass Estimates for Canopy VOLUME"

Figuur 29 Grafiese voorstelling van die gemiddelde digtheid (ind./ha) van die houtagtige plantegroei vir 4 bestuurseenhede op Letaba Ranch, soos bepaal deur BECVOL en VKP.



- *1: *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 *2: *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 *3: *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 *4: *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

Figuur 30 Grafiese voorstelling van die digtheid (ind./ha) van die houtagtige plante in elke hoogtevlak vir 4 bestuurseenhede op Letaba Ranch.

Tabel 21

Die totale blaarmassa en blaarmassa op verskillende weihoogtes vir die bestuurseenhede in die studiegebied met houtagtige plante.

Bestuurseenheid	Blaarmassa					Digtheid (ind./ha)	Digtheid (ind./ha)
	Totaal (kg/ha)	0 m - 1.5 m (kg/ha)	>1.5 m - 2 m (kg/ha)	>2 m - 5 m (kg/ha)	>5 m (kg/ha)	BECVOL	VKP
*1	1 184.55	110.56	265.51	789.78	18.70	838	984
*2	3 701.4	542.54	873.56	1881.40	403.90	2700	3132
*3	2 941.28	381.68	640.45	1660.78	258.37	1839	2309
*4	1 072.75	144.00	283.25	627.00	18.50	575	634

*1: *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*2: *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

*3: *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*4: *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

BECVOL = "Biomass Estimates for Canopy **VOL**ume"

VKP = Variëerbare Kwadrantperseel-metode

Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid lewer die hoogste blaarmassa per hektaar op (3 701.4 kg/ha). Die *Eragrostis rigidior* - *Tricholaena monachne* - bestuurseenheid lewer geen bydrae tot die totale blaarmassa nie, aangesien geen houtagtiges in die bestuurseenheid voorkom nie. Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid lewer 2 941.28 kg blaarmassa per hektaar op. As gevolg van die min houtagtige individue in die *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid, is die totale blaarmassa per hektaar van die bestuurseenheid redelik laag (1 072.75 kg/ha).

6.3.3. Totale beskikbare BVE (blaarvreter-eenhede) vir die studiegebied

Die totale aantal beskikbare BVE vir die studiegebied word in Tabel 22 aangetoon. Daar is deur persoonlike medeling (Prof. N. van Rooyen) aangeneem dat slegs 10 % van die totale blaarmassa (Tabel 21) vir blaarvreters deur die jaar beskikbaar is [$BVE = ((\text{Blaarmassa}/10) \times \text{grootte van bestuurseenheid}) / (4.5 \times 365)$]. Die meeste blaarvreter-eenhede kom in die >2 m - 5 m hoogtevlak voor. Dié hoogtevlak het egter beperkings wat betref die wildsoorte wat daarop kan wei. Die 0 m -1.5 m hoogtevlak lewer 'n totaal van 768.9 BVE vir die 34 670 hektaar op, terwyl die >1.5 m-2 m hoogtevlak 1 302.7 BVE vir die studiegebied oplewer. Hierdie twee hoogtevlakke word deur die meeste wildsoorte benut, en speel 'n belangrike rol in die bepaling van die weikapasiteit van die wildsoorte wat blare benut.

6.4 Wildbelading vir die studiegebied

Tabel 23 toon 'n lys van die huidige wildsoorte en hulle getalle in die studiegebied aan, asook die tipe vreterklas waaraan elke wildsoort behoort. Huidige wildgetalle en die ekwivalent van die getalle per spesie in terme van GVE (Tabel 23) toon aan dat 1 388 GVE tans op Letaba Ranch aangetref word. Volgens Tabel 20 is die weikapasiteit van Letaba Ranch 1 392 GVE gedurende 'n droë reënseisoen (350 mm reën / jaar) voldoende om huidige wildgetalle op Letaba Ranch te onderhou. Met inagneming dat die gemiddelde jaarlikse reënval van die gebied 543 mm reën per jaar is, sal meer wild (GVE) in die studiegebied aangehou kan word in 'n normale jaar. Indien die wildgetalle gehou word op die getalle in Tabel 23, sal die veldtoestand en weidingskapasiteit van die gebied aansienlik verbeter in 'n normale of bo normale jaar.

'n Ander benadering word ook deur Snyman (1989) voorgestel. 'n Belading van 10 BVE/100 ha kan met veiligheid in gemiddelde reënvaljare gehandhaaf word (Snyman 1989). Die totale aantal wild, uitgedruk in blaarvreter-eenhede wat tans in die studiegebied voorkom, is 1 811

Tabel 22

Die totale aantal beskikbare blaarvreter-eenhede (BVE) vir elke hoogtevlak in vier bestuurseenhede op Letaba Ranch.

Bestuurseenheid	Grootte (ha)	Blaarvreter-eenhede (BVE)				
		0 m - 1.5 m	>1.5 m - 2 m	>2 m - 5 m	>5 m	Totaal
*1	3 806	25.6	61.5	183	4.3	274.4
*2	2 768	91.4	147.2	317.1	68.1	623.8
*3	28 026	651.3	1092.8	2 833.8	440.9	5 018.8
*4	70	0.6	1.2	2.7	0.1	4.6
Totaal	34 670	768.9	1 302.7	3 336.6	513.4	5 921.6

*1: *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*2: *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

*3: *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

*4: *Acacia tortilis* - *Eragrostis lehmanniana* - bestuurseenheid

Tabel 23

Huidige wildgetalle en die ekwivalent van die getalle per spesie in terme van GVE en BVE bereken.

TIPE VRETER	DIERSOORT	EKWIVALENT		GETALLE	AANTAL	
		GVE	BVE		GVE	BVE
Selektiewe beweiers	Blouwildebees	0.22***	-	350	77	-
	Swartwitpens	0.31***	-	80	25	-
	Flakvark	0.19***	-	100	19	-
Nie-selektiewe grasvreter	Zebra	0.65***	-	400	260	-
	Buffel	1.00*	-	450	450	-
	Seekoei	2.22*	-	40	89	-
	Witrenoster	2.5***	-	20	50	-
	Waterbok	0.375***	-	200	75	-
Gemengde vreter	Njala	0.05***	0.49**	100	5	49
	Rooibok	0.07***	0.2**	3 000	210	600
	Olifant	3.19****	9.56****	40	128	382
Blaarvreter	Koedoe	-	1.00**	400	-	400
	Kameelperd	-	3.8**	100	-	380
Totaal					1388	1811

* - Volgens Schulze (1992)

** - Volgens Snyman (1989)

*** - Volgens Meissner et al.(1983)

**** - Volgens Guy (1975)

BVE = blaarvreter-eenheid

GVE = grootvee-eenheid

BVE (Tabel 23), wat volgens Snyman (1989) sowat 18 110 hektaar sal benodig. Die studiegebied (35 500ha) sal dus volgens Snyman (1989) kan voorsien in die behoeftes van die wild, aangesien 2 071.6 BVE beskikbaar is in die 0 m - 2 m hoogtevlak (Tabel 22) alleen.

Wat getalle betref, is rooibokke, njala's en koedoes die belangrikste wildsoorte wat blare op Letaba Ranch benut. Rooibokke en njala's benut die houtagtige plante in die 0 m - 1.5 m hoogteklas. Om die huidige rooibokgetalle en njalagetalle te handhaaf, behoort onderskeidelik 600 BVE en 49 BVE (Tabel 23) vir die twee wildsoorte beskikbaar te wees. Die totale BVE vir die 0 m - 1.5 m hoogteklas is 768.9 BVE (Tabel 22). Dié spesies behoort dus geen probleem te ondervind betreffende voeding op die houtagtige plante op Letaba Ranch nie. Koedoes benut ook die 0 m - 1.5 m hoogteklas, sowel as die > 1.5 m - 2 m hoogteklas en behoort nie voedingstekorte in die somer te ondervind nie. In die winter sal daar genoeg blare van die bome afval om die getal koedoes in die reservaat te onderhou.

'n Totaal van 380 BVE word deur die huidige getal kameelperde per jaar benut (Tabel 23). Daar is egter 3 336.6 BVE in die >2m - 5 m beskikbaar. Verder het kameelperde geen ander wildsoort waarmee dit kompeteer vir kos nie. Die hoeveelheid kameelperde in die studiegebied kan dus aansienlik vermeerder word. Aangesien die olifante in die studiegebied in 'n groot kamp aangehou word, sal ook hulle geen kompetisie vir blaarmateriaal onder normale omstandighede ondervind nie. Die invloed van die olifante op die plantegroei word in Hoofstuk 7 bespreek. Die afwesigheid van 'n beweidingslyn aan die houtagtige plante in die gebied bevestig ook dat die hoeveelheid blaarmateriaal in die studiegebied voldoende is vir die hoeveelheid wild in die reservaat.

Daar is tydens die studie opgemerk dat die verspreiding van waterpunte in die studiegebied bydra tot die swak weikapasiteit in gedeeltes van die bestuurseenhede. Vertrapping deur wild lei tot 'n afname in die hoeveelheid plantmateriaal wat vir die wild beskikbaar is. 'n Verdere studie sal geloods moet word om te bepaal of daar genoeg waterpunte in die gebied voorkom. Daar word sterk aanbeveel dat waterpunte in die noord-oostelike gedeeltes van die studiegebied aangebring moet word. Geen waterpunte kom tans in dié gebied voor nie. Wild kom vanaf die aangrensende Nasionale Krugerwildtuin en wei in dié gebiede. Aangesien geen water in die gebied voorkom nie, beweeg die wild gedurende die dag terug na die Nasionale Krugerwildtuin, wat lei tot vertrapping van die gebied en gevolglik 'n verswakking in die veldtoestand en weikapasiteit van die gebied.

Die verswakking van die veld langs die Groot Letaba rivier kan toegeskryf word aan die groot hoeveelheid wild wat kompeteer vir grasmateriaal in die gebied. Groot hoeveelhede rooibokke en waterbokke, asook buffels, seekoeie, njala's en bosbokke kom in dié gebied voor. Daar

word aanbeveel dat die hoeveelheid waterbokke, wat hoofsaaklik in die vertrapte gedeeltes langs die Groot Letabarivier wei, aansienlik verminder moet word. Die getalle van die waterbokke behoort nie 150 te oorskry nie. Dit sal meebring dat die toestand van die veld langs die Groot Letabarivier aansienlik sal verbeter.

Letaba Ranch se oostelike grens is aanliggend met Die Nasionale Krugerwildtuin. Die heining is in 'n baie swak toestand en wild beweeg vrylik tussen die wildtuin en Letaba Ranch. Dit veroorsaak dat die wildgetalle op Letaba Ranch moeilik beheerbaar is. Die verhouding in persentasie verspreiding tussen verskillende vretertipes, die tipe diere se getalverhoudings en diersoorte wat op Letaba Ranch voorkom, is dus feitlik onkontroleerbaar. Spesifieke aanbevelings betreffende die bogenoemde sal dus nie vir die langtermyn beplanning van die reservaat gemaak kan word nie. Korttermyn beplanning deur die bestuur van die reservaat sal van kardinale belang wees, hoewel bestuursaanbevelings in hierdie verhandeling van onskatbare waarde mag wees in die besluitnemingsproses van Letaba Ranch.

HOOFSTUK 7

DIE INVLOED VAN HERVESTIGDE OLIFANTE OP DIE PLANTEGROEI VAN LETABA RANCH

7.1 Inleiding

Die afname in die getal olifante (*Loxodonta africana*) in Afrika die laaste dekade het kommer laat wek in baie geleedere. In Suid-Afrika is dit nie die geval nie. In 1920 het die olifantbevolking 'n laagtepunt in Suid-Afrika bereik met 120 olifante (Hall-Martin 1980). Olifantpopulasies was gedurende hierdie tydperk net by vier lokaliteite in die land teenwoordig, naamlik by Knysna, Port Elizabeth (Addo), Sihangwane (Tembe) en in die Oos Transvaal (Nasionale Krugerwildtuin na 1926). Sederdien het die getalle en verspreiding van olifantpopulasies toegeneem as gevolg van die bestuurs- en bewaringsvernuif van die Nasionale Parkeraad. Vanaf 1979 tot 1991 is nuwe olifantpopulasies in gebiede gevestig waar olifante histories voorgekom het. Sowat 388 jong olifante, hoofsaaklik vanaf die Nasionale Krugerwildtuin, is gedurende die uitdunningsprogramme in die Wildtuin gevang en hervestig (Hall-Martin 1992). Hiervan het Letaba Ranch 33 ontvang, waarvan twee kort na hulle aankoms gevrek het. In 1991 was daar 33 gebiede of reservate in Suid-Afrika waar olifante voorgekom het. Sowat 93 % van die hervestigde olifante het oorleef en is daar sodoende stabiele olifantpopulasies gevestig (Hall-Martin 1992).

Die hervestiging van jong olifante in gebiede waar hulle voorheen voorgekom het, het sekere vrae laat ontstaan. Die meeste van die olifante word in wildwerend omheinde reservate en private plase hervestig en het 'n beperkte gebied waarin hulle kan rondbeweeg. Die moontlikheid bestaan dat die olifante die grensdrade van die plase of reservate mag breek en grootskaalse skade aan naburige plase mag aanrig. As gevolg van die skade wat aan die grensdrade aangerig word, mag ander diere soos leeus die area verlaat en opsigself skade aanrig (Wills 1981). Die hervestigde olifante mag ook moontlik die reservaat se plantegroei tot so 'n mate beskadig dat die plantegroei nie weer sal kan herstel nie (Brooks 1979).

Die invloed van olifantbenutting op 'n boom of struik hang af van die tipe skade, die vermoë van die boom om te herstel, die rol wat die boom speel in die spesifieke plantgemeenskap asook die onderlinge verhouding tussen laasgenoemde en ander ekosisteemkomponente (Coetzee, Engelbrecht, Joubert & Retief 1979). Baie faktore is dus betrokke by die evaluering van olifantskade aan 'n bepaalde boomspesie in 'n spesifieke gebied (Engelbrecht 1979).

Daar word geskat dat 'n volwasse olifantkoei 150 kilogram en 'n volwasse olifantbul 170 kilogram vars plantmateriaal per dag inneem (Guy 1976). Vorige skattings (45 kg - 300 kg) oor die daaglikse voedselverbruik deur olifante was gebaseer op die hoeveelheid voedsel wat in dooie olifante, wat uitgedun was, se mae voorgekom het, of deur die voedingspatrone van mak olifante (Laws, Parker & Johnstone 1970).

Daar is gevind dat die voedingspatrone van olifante van verskillende lokaliteite verskil. Wyatt & Eltringham (1974) het die tempo van voeding van olifante in Uganda bestudeer. Guy (1976) het gevind dat olifante van die Sengwa area in Zimbabwe 'n laer voedingstempo as die Uganda olifante het. Die voedingstyd van die Sengwa olifante was ook korter. Dit kan toegeskryf word aan verskille wat bestaan tussen die kwaliteit van die weiding wat in die verskillende lokaliteite beskikbaar was. Dit kan moontlik ook aan fisiologiese- en gedragsverskille tussen die twee olifantpopulasies toegeskryf word (Guy 1976).

Volgens Hall-Martin (1992) wissel die drakrag van veld vir olifante in Suid-Afrika vanaf 0.01 tot 1.84 olifante.km⁻². In die somerreënval gebiede van Suid-Afrika is die drakrag ongeveer 0.35 olifante.km⁻². Vir die Nasionale Krugerwildtuin wissel die waarde tussen 0.28 en 0.42 olifante.km⁻².

Volgens Buss & Brooks (1961) bestaan olifante van oos en sentraal Afrika se diëet uit sowat 88 % gras. Anderson & Walker (1974) het egter gevind dat olifante in Zimbabwe en Suid Afrika 50 % gras en 50 % houtagtige komponent benut. Van Wyk & Fairall (1969) het dieselfde resultate vir die Nasionale Krugerwildtuin genoteer.

Wing & Buss (1970) en Wills (1981) het gevind dat olifante 'n voorkeur het vir sekere plantspesies, terwyl hulle 'n duidelike afkeur het vir ander plantspesies. Guy (1976) en Wills (1981) het ook gevind dat olifante sekere plantspesies benut in verhouding met die frekwensie van die spesie. Die rede vir plantspesievoorkeure is nog onduidelik. Analises van die proteïen-inhoud van blare van sekere spesies toon geen verskille tussen geselekteerde en ongeselekteerde spesies nie (Watson 1982). Volgens Watson (1982) mag die minerale samestelling van sekere spesies verantwoordelik wees vir dié voorkeure by olifante.

In 1987 het Letaba Ranch 23 jong olifante van die Nasionale Krugerwildtuin ontvang, waarvan 2 kort daarna gevrek het. Die oorblywende olifante is aanvanklik in bomas gehuisves om hulle gewoond te maak aan die omgewing en aan die elektriese heining. Die olifante is na ongeveer 'n jaar in 'n kamp van ongeveer 1 000 hektaar vrygelaat. In 1989 het Letaba Ranch 'n verdere 10 olifante ontvang. Die olifante is vir ses maande in bomas gehou en toe vrygelaat. In 1991 is die kamp waarin die olifante gehuisves is, vergroot na ongeveer 3 800 hektaar. Vier van die

olifante het sederdien gevrek. Die trop bestaan tans uit 27 olifante waarvan die ouderdom wissel van 12 tot 14 jaar.

Die doel van hierdie studie was om die invloed wat die olifante op die plantegroei het, te ondersoek. Daar moes ook vasgestel word of die kamp waarin die olifante gehuisves word, die belading van die olifante sou kon dra.

7.2 Metodes

7.2.1 Kruidstratum

Binne in die olifantkamp is dertig persele (hierna genoem monsterpersele) uitgeplaas sodat elkeen van die moontlike bestuurseenhede wat in die gebied voorgekom het en in Hoofstuk 3 bespreek is, verteenwoordig was (Figuur 14). In die aangrensende gebied (buite die olifantkamp) is ook dertig persele in dieselfde bestuurseenhede uitgelê (hierna genoem die kontrole-persele). Daar is gebruik gemaak van 'n lyninterseptegniek, soos voorgestel deur Barbour *et al.* (1987). 'n Tou van 200 meter is elke een meter gemerk. Die tou is in elke perseel in 'n reguit lyn uitgelê. Die spesie direk onder elke punt is geïdentifiseer en aangeteken. Indien geen spesie reg onder die punt voorgekom het nie, is die naaste spesie in 'n straal van 30 sentimeter rondom die punt aangeteken. As geen spesie in dié area voorgekom het nie, is die spesie as "kaal grond" aangeteken.

Vorster (1982) se klassifikasie bevat nie Toenemer 1 (toenemers onder onderbenutting) en Toenemers 3 (toenemers onder selektiewe beweiding) nie. Dit is in teenstelling met Foran *et al.* (1978) en Tainton *et al.* (1980) waar Toenemer 1 spesies algemeen in die Natalse vuur- en beweidingssubklimaks grasvelde voorkom. Aangesien Vorster (1982) se klassifikasie vir gebiede met 'n semi-ariëde klimaat ontwikkel is, is dit moontlik dat die proses van agteruitgang in die dorre Noordoos-Transvaalse bosveld eerder met dié in die Karoogebiede, as dié in die Natalse grasvelde ooreenstem, en is daar gevolglik voorkeur aan die ekologiese groepe van Vorster (1982) gegee. Aangesien geen Toenemer 1 spesies in die studiegebied voorgekom het nie, is die spesies in elke perseel in vier ekologiese groepe verdeel, soos dit deur Vorster (1982) voorgestel is, naamlik Afnemers, Toenemer 2A, Toenemer 2B, Toenemer 2C. Daar is egter een groep toegevoeg om voorsiening te maak vir punte waar geen spesies voorgekom het nie, naamlik "kaal grond". Die hoeveelheid van elke kruidagtige spesie wat in elke ekologiese klas voorgekom het, is vir beide die kontrole-persele en monsterpersele met mekaar vergelyk.

- Afnemers: Afnemers is spesies wat dominant is in veld wat in 'n goeie toestand verkeer en wat afneem indien die veld oorbenut word of onderbenut word.
- Toenemer 2A: Hierdie spesies is skaars in veld wat in 'n goeie toestand is en neem toe indien die veld tot 'n geringe mate oorbenut word.
- Toenemer 2B: Dit is spesies wat skaars is in veld wat in 'n goeie toestand is, maar neem toe indien die veld matig oorbenut word.
- Toenemer 2C: Dit is spesies wat skaars is in goeie veld en neem toe indien die veld swaar oorbenut word.
- Kaal grond B: Punte tydens die opnames waar geen plantspesie onder 'n punt op die lyn voorgekom het nie.

Verskillende plantspesies reageer verskillend op beweiding en omgewingsgradiënte in verskillende ekologiese gebiede. Daar bestaan dus geen universele klassifikasie van plantspesies in ekologiese groepe nie (Mentis 1984; Bosch & Janse van Rensburg 1987; Steenekamp 1993). As gevolg van die afwesigheid van 'n plantspesieklassifikasie wat spesifiek vir Letaba Ranch ontwikkel is, is die kruidspesies op grond van Pauw (1988) se klassifikasie vir die Noordwes-Transvaalse bosveld, Snyman (1989) se klassifikasie vir die Mopanieveld, Steenekamp (1993) se klassifikasie vir die Oostelike Gemengde Bosveld en die klassifikasie van Van Oudtshoorn (1991) in die verskillende ekologiese groepe soos volg geklassifiseer:

EKOLOGIESE KLAS (STATUS)

SPEISIE

Afnemers

Heteropogon contortus
Brachiaria deflexa
Tricholaena monache
Schmidtia pappophoroides
Eragrostis racemosa
Digitaria eriantha
Panicum maximum
Hyparrhenia anamesa

Toenemer 2A

Sporobolus fimbriatus
Sporobolus nitens
Eragrostis gummiiflua
Eragrostis superba
Stipagrostis uniplumis
Eragrostis lehmanniana
Fingerhuthia africana

Toenemer 2B

Microchloa caffra
Enneapogon cenchroides
Aristida bipartita
Melinis repens
Bothriochloa radicans
Urochloa mosambicensis
Pogonarthria squarrosa
Chloris virgata
Dactyloctenium giganteum
Eragrostis curvula
Cynodon dactylon
Trichoneura grandiglumis
Nie-grasagtige kruide

Toenemer 2C

Aristida congesta
Tragus berteronianus

7.2.2 Houtagtige stratum

Dieselfde 30 monsterpersele en 30 kontrole-persele wat in die geval van die kruidstratum gebruik is, is in die opnames van die houtagtige stratum gebruik. Die metode wat gebruik is om te bepaal wat die invloed van die olifante op die houtagtige stratum was, is gebaseer op die metodes van Van Wyk & Fairall (1969) en Engelbrecht (1979).

Verskeie transekte van 100 m X 5 m is binne sowel as buite die olifantkamp uitgeplaas. Alle houtagtige plante van een meter en hoër is genoteer. Geen houtagtige plante < 1 m is genoteer nie, aangesien dié hoogteklas die werlike invloed van die olifante op die houtagtige plante in die studiegebied sou verbloem. Baie houtagtige plante < 0.3 m kom in die studiegebied voor. Daar is ook tydens die verkenning van die gebied opgemerk dat feitlik geen plante < 1 m deur die olifante benut is nie.

Om geldige vergelykings tussen transekte te verseker, was daar gebruik gemaak van die volgende kriteria:

Houtagtige plante is by die transek ingesluit indien ten minste die helfte van die gewortelde stam binne die transek geval het. Die spesies van die houtagtige stratum is geïdentifiseer en die hoogte daarvan bepaal. Die plante is in een van die volgende hoogteklasse geklassifiseer: 1 m - 2 m; > 2 m - 3 m; > 3 m - 4 m; > 4 m - 5 m; > 5 m - 6 m en > 6 m. Die aantal houtagtiges vir elke transek is omgeskakel na plante per hektaar, wat 'n aanduiding was van die digtheid van die plante (Anderson & Walker 1974).

Die mate van beskadiging van die houtagtige plantegroei, gebaseer op 'n lys wat ontwerp is vir olifante (Thomson 1975) en wat aangepas is vir die doel van die studie, is in tien kategorieë ingedeel en onderverdeel as volg:

- (1) Onbeskadigde boom.
- (2) Minder as 50 % van die omtrek van die boom se bas is verwyder.
- (3) 50 % tot <100 % van die omtrek van die boom se bas is verwyder.
- (4) Boom is geringbas.
- (5) Takke van die boom is verwyder:
 - a) 10 - 25 %
 - b) > 25 - 50 %
 - c) > 50 - 75 %
 - d) > 75 - 100 %

- (6) Takke van die boom is gebreek:
- a) 10 - 25 %
 - b) > 25 - 50 %
 - c) > 50 - 75 %
 - d) > 75 - 100 %
- (7) Boom is basaal afgebreek
- a) Die boom is dood.
 - b) Die boom lewe.
- (8) Boom is ontwortel :
- a) Die boom is dood.
 - b) Die boom lewe.
- (9) Onbekende dood: Beskadiging as gevolg van droogte, vuur, ouderdom, siekte en skade as gevolg van ander wild.
- (10) Die boom is omgestoot:
- a) Die boom lewe.
 - b) Die boom is dood.

7.3 Resultate en bespreking

7.3.1. Die kruidstratum

'n Uiteensetting van die verskillende kruidspesies se verdeling in ekologiese klasse word in Tabel 24 weergegee. Toenemer 2B spesies domineer die kruidlaag in al drie die bestuurseenhede. Die aantal Afnemers in die bestuurseenhede verskil ook nie betekenisvol van mekaar nie ($P \geq 0.01$). Geen kaal gronde het in enige monsterperseel voorgekom nie. In die kontrole-persele het daar kaal kolle in twee bestuurseenhede voorgekom. Die aantal Toenemer 2C spesies in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (Figuur 31) is laer as die aantal Toenemer 2C spesies in die *Colophospermum mopane* -bestuurseenheid (Figuur 32) en die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (Figuur 33). Dit kan toegeskryf word aan die groter hoeveelheid Toenemer 2B spesies wat in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid voorgekom het. Daar was ook geen noemenswaardige verskille tussen die monsterpersele en die kontrole-persele gewees nie ($P \geq 0.01$).

'n Vergelyking tussen die hoeveelheid Afnemerspesies wat in elke bestuurseenheid binne die monsterpersele en kontrolepersele voorgekom het, word in Figuur 34 geïllustreer. Die aantal Afnemerspesies was in al drie die bestuurseenhede hoër in die kontrole-persele as in die monsterpersele. Die verskille is nie betekenisvol nie ($P \geq 0.01$). Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid het die hoogste frekwensie Afnemers gehad in beide die monsterpersele (12.7 %) en kontrolepersele (13.3 %), gevolg deur die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid (11.8 % en 12.7 %) en die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (11.2 % en 12.1 %).

Volgens Figuur 34 is die persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2A spesies in al die bestuurseenhede se monsterpersele én die kontrole-persele baie laag. Die persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2A spesies in die kontrole-persele was telkens hoër as dié van die monsterpersele. Die verskille was egter nie betekenisvol nie ($P \geq 0.01$). Aangesien die invloed van die Toenemer 2A spesies baie klein is op die voeding van die olifante, as gevolg van die spesies se lae gemiddelde persentasie teenwoordigheid in die verskillende bestuurseenhede, sal die invloed van die Toenemer 2A spesies nie verder bespreek word nie.

In Figuur 34 word die gemiddelde persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2B spesies aangetoon. In die geval van die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid was die persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2B spesies laer in die kontrole-persele (63.7 %) as in die

Tabel 24

Die ekologiese klasse van die kruidstratum in beide die monsterpersele en die kontrole-persele en die gemiddelde persentasie teenwoordigheid van die spesies in die verskillende bestuurseenhede.

EKOLOGIESE KLAS	Monsterpersele			Kontrole-persele		
	1*	2*	3*	1*	2*	3*
	Teenwoordigheid (%)			Teenwoordigheid (%)		
A	12.7	11.8	11.2	13.3	12.7	12.1
2A	0.4	0.9	0.8	0.7	1.3	1.2
2B	64.3	63.8	74.7	63.7	63.9	72.9
2C	22.6	23.6	13.5	22.3	22.1	13.7
Kaal grond	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2

1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum*-bestuurseenheid

Tabel 25

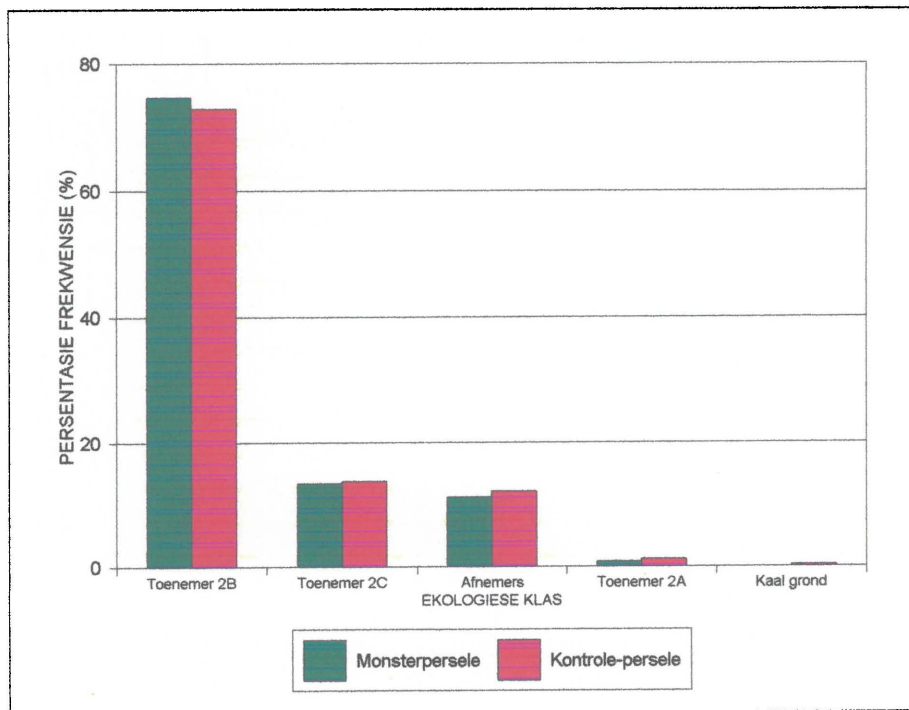
Die wyse van benutting van die houtagtige plante in die verskeie bestuurseenhede uitgedruk as persentasie van die totale aantal bome benut en as individue per hektaar.

Bestuurseenheid	Gemiddelde digtheid (ind./ha)	Wyse van benutting					
		Geen benutting		Houtagtiges benut		Dooie houtagtiges	
		(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%
*1	1137	600	52.77	397	34.92	140	12.31
*2	1716	630	36.71	817	47.61	269	15.68
*3	1408	584	41.48	590	41.90	234	16.62

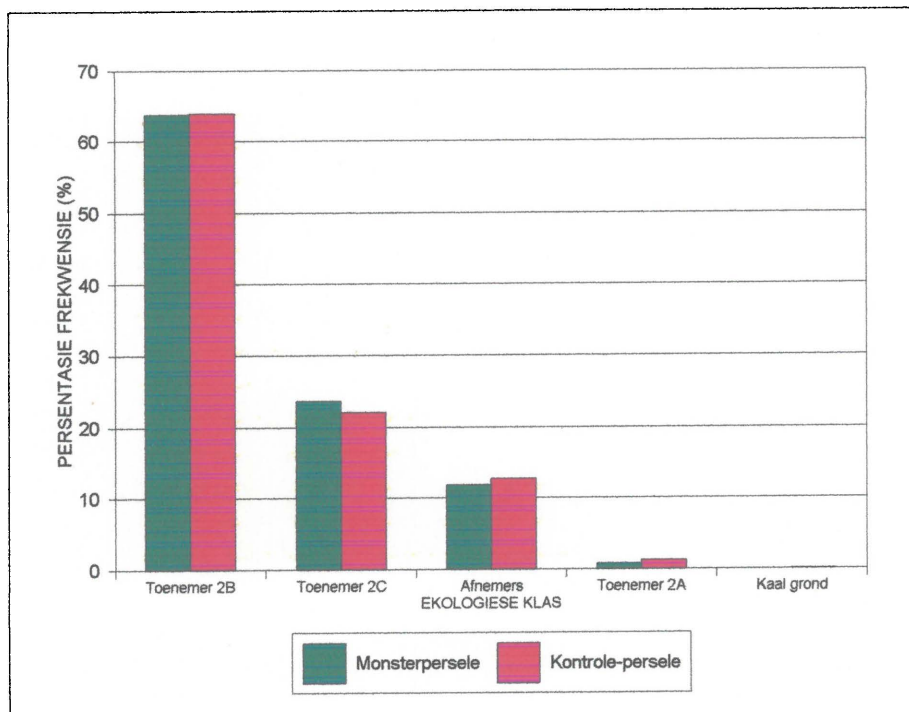
1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

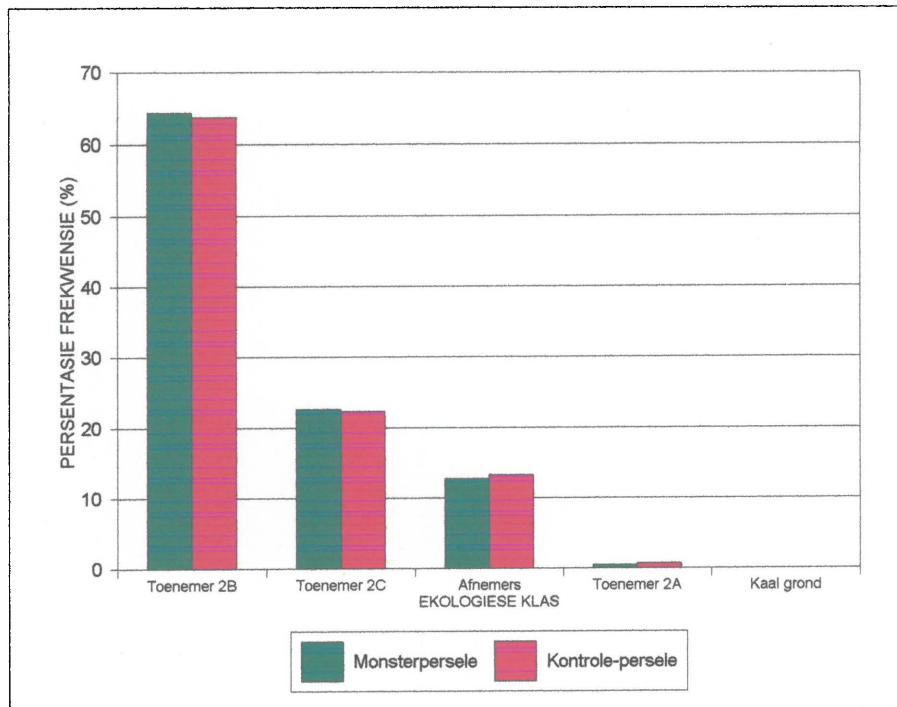
3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum*-bestuurseenheid



Figuur 31 Die persentasie frekwensie van plantspesies binne die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid.



Figuur 32 Die persentasie frekwensie van plantspesies binne die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid.



Figuur 33 Die persentasie frekwensie van plantspesies binne die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid.

apiculatum - bestuurseenheid (72.9 % en 74.9 %). In die geval van die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid was die gemiddelde persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2B spesies dieselfde in die monsterpersele (63.8 %) as in die kontrole-persele (63.8 %).

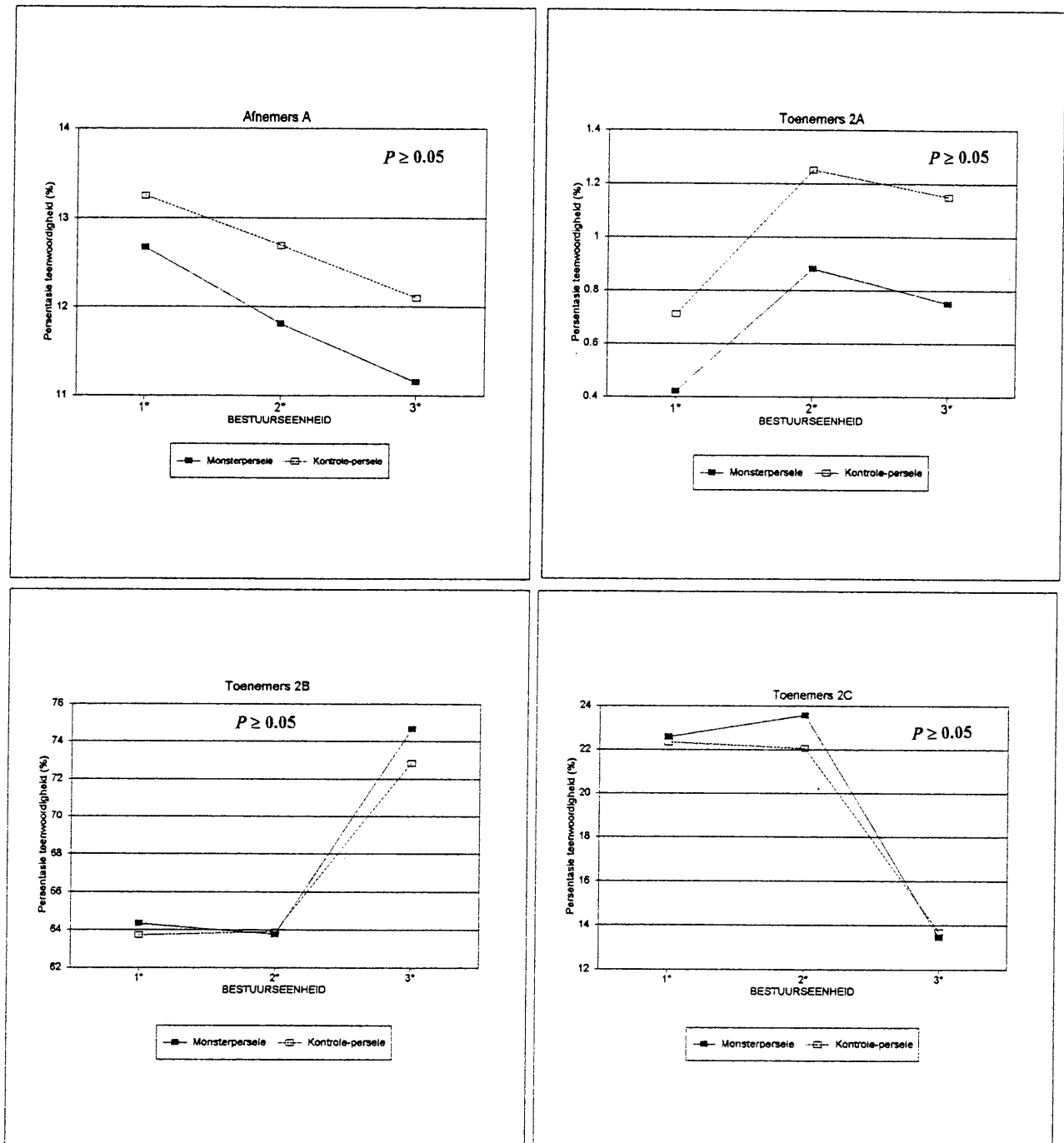
Die gemiddelde persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2C spesies in elke bestuurseenheid in beide die monsterpersele en die kontrole-persele word ook in Figuur 34 weergegee. Die gemiddelde persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2C spesies in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid was aansienlik laer as die gemiddelde persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2C spesies in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid en die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid ($P \leq 0.05$). Dit geld vir sowel die monsterpersele as die kontrole-persele.

Aangesien geen kaal kolle in die monsterpersele voorgekom het nie, en baie min kaal kolle (< 0.2 %) in die kontrolepersele voorgekom het, sal die invloed van kaalkolle nie tydens die studie in aanmerking geneem word nie.

7.3.2. Die houtagtige stratum

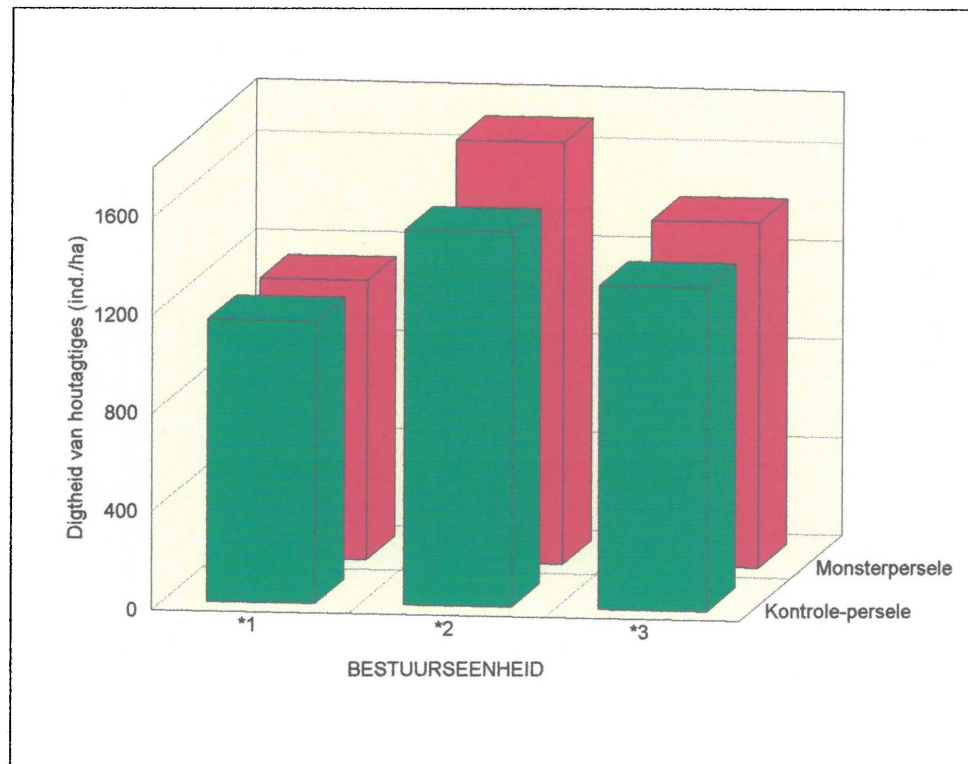
Tydens die bespreking word daar telkens na persentasies (%) verwys. Die persentasies word uitgedruk in terme van die totale persentasie teenwoordigheid van die houtagtige plante in die betrokke bestuurseenheid.

Die gemiddelde digtheid van alle houtagtige plante van die drie verskillende bestuurseenhede word in Figuur 35 aangetoon. In die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid het daar die laagste gemiddelde digtheid van houtagtige spesiesvoorgekom. Die gemiddelde digtheid van die houtagtige spesies van die kontrole-persele (1 146 ind./ha) en die monsterpersele (1 137 ind./ha) het nie betekenisvol van mekaar verskil nie ($P \geq 0.05$). In die geval van die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid was daar in die monsterpersele 1 716 individue per hektaar teenwoordig, terwyl daar in die kontrole-persele 1 526 individue per hektaar voorgekom het. Dié gemiddelde digthede van houtagtige plante het betekenisvol van mekaar verskil ($P \leq 0.05$). In die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid was daar 1 316 individue per hektaar in die kontrole-persele teenwoordig, terwyl 1 408 individue per hektaar in die monsterpersele voorgekom het. Die gemiddelde digthede van die houtagtige plante in dié bestuurseenheid het ook nie betekenisvol van mekaar verskil nie ($P \geq 0.05$).



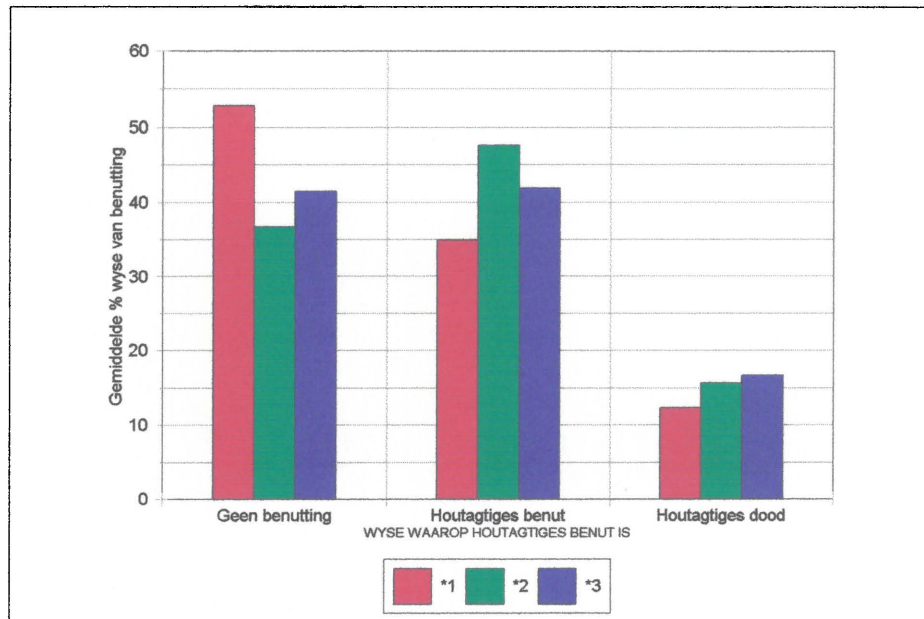
1* Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 2* Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 3* Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Figuur 34 Die persentasie teenwoordigheid van verskeie ekologiese groepe in die verskillende bestuurseenhede.



- 1* Combretum apiculatum - bestuurseenheid
 2* Colophospermum mopane - bestuurseenheid
 3* Colophospermum mopane - Combretum apiculatum - bestuurseenheid

Figuur 35 Die gemiddelde digtheid van alle houtagtige plante van die kontrole-persele en die monsterpersele vir die verskillende bestuurseenhede.



- 1* *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 2* *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 3* *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Figuur 36 Die gemiddelde persentasie houtagtige plante wat in die monsterpersele voorgekom het en die wyse waarop dit deur die jong olifante in die verskeie bestuurseenhede benut is.

'n Uiteensetting van die totale gemiddelde digtheid van die benutte houtagtige plante (deur olifante) van die monsterpersele in die drie verskillende bestuurseenhede word in Tabel 25 gegee. Volgens Figuur 36 het die minste benutting van houtagtige plante in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid voorgekom (52.77 %). Dit is aansienlik minder as die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid waar 36.71 % van die totale aantal houtagtiges nie benut was nie. In die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid was 41.48 % van die houtagtiges nie benut nie.

Volgens Figuur 36 het die meeste benutting van houtagtiges in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid voorgekom (47.61 %). In die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid is 34.92 % van die houtagtiges benut, teenoor die 41.9 % in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid.

Volgens Tabel 26 het die mortaliteit van houtagtige plante in die monsterpersele van al drie die bestuurseenhede nie betekenisvol van mekaar verskil nie ($P \geq 0.05$). Die laagste gemiddelde persentasie mortaliteitssyfer van houtagtige plante het in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid voorgekom (12.31 %). In die opdeling van die aantal dooie houtagtiges in elke bestuurseenheid is daar onderskei tussen dooie plante as gevolg van olifante, of dooie plante as gevolg van ander redes. Olifante was deurgans in al drie die bestuurseenhede verantwoordelik vir die dood van tussen drie en vier persent van die houtagtiges in die bestuurseenhede. Ander oorsake van dood, soos byvoorbeeld droogte, was verantwoordelik vir die dood van 8 % tot 12% van die totale aantal houtagtiges in elke bestuurseenheid (Figuur 37).

Die mortaliteitssyfer van houtagtige plante in die kontrole-persele as gevolg van ander oorsake (dood deur olifante onmoontlik) uitgedruk as persentasie van die totale aantal dooie houtagtiges word in Tabel 27 weergegee. Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid het die hoogste gemiddelde persentasie dooie houtagtiges gehad. Die gemiddelde persentasie mortaliteitssyfer van die kontrole-persele korreleer vir elke bestuurseenheid baie goed met die waardes wat verkry is vir die monsterpersele. Die verskille wat verkry was tussen waardes van die monsterpersele en kontrole-persele vir elke bestuurseenheid was nie betekenisvol verskillend nie ($P \geq 0.05$).

Vir elke bestuurseenheid is die houtagtiges opgedeel in tien kategorieë (Tabel 28). Volgens Tabel 28 kan sekere voedingspatrone van die jong hervestigde olifante op Letaba Ranch afgelei word. Baie min van die houtagtige plante in die gebied is geringbas. Die meeste van die bome wat ontbas was, het minder as 50 % van die omtrek van hulle bas verloor. Die

Tabel 26

Mortaliteitssyfers van houtagtige plante in die monsterpersele as gevolg van olifante en ander oorsake uitgedruk as persentasie van die totale aantal dooie houtagtiges en as individue per hektaar.

Bestuurseenheid	Digtheid (ind./ha) vir alle houtagtiges	Rede vir dooie houtagtiges				Totale aantal dooie houtagtiges	
		Olifante		Ander oorsake			
		(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%
*1	1137	45	3.96	95	8.36	140	12.31
*2	1716	61	3.55	208	12.12	269	15.67
*3	1408	64	4.55	170	12.07	234	16.62

1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Tabel 27

Mortaliteitssyfers van houtagtige plante in die kontrole-persele as gevolg van ander oorsake uitgedruk as persentasie van die totale aantal dooie houtagtiges en as individue per hektaar.

Bestuurseenheid	Totale aantal bome (ind./ha)	Onbeskadigde bome (ind./ha)	Dooie houtagtiges	
			(ind./ha)	%
*1	1146	1048	98	8.51
*2	1526	1356	170	11.14
*3	1316	1190	126	9.57

1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

bestuurseenheid waarin hierdie klas die hoogste gemiddelde persentasie voorkoms gehad het, was die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid (2.51 %).

Geen houtagtiges in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid is geringbas nie. Die gemiddelde persentasie houtagtiges geringbas in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid (0.17 %) en die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (0.14 %) het nie betekenisvol van mekaar verskil nie ($P \geq 0.05$). Vir al drie die bestuurseenhede was die gemiddelde persentasie houtagtiges wat 50 % tot <100 % van hulle bas verloor het ook baie laag (< 0.3 %).

Uit Tabel 28 blyk dit duidelik dat jong olifante daarvan hou om die takke van jong bome te breek en dan te verwyder. Die meeste van die houtagtiges in die drie bestuurseenhede waarvan die takke verwyder is, het 10 % tot 25 % van hulle takke verloor. Olifante toon 'n duidelike voorkeur vir die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid. In dié bestuurseenheid het 21.56 % van die houtagtiges 10 % tot 25 % van hulle takke verloor. In die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid is 11.7 % van die houtagtige plante op so 'n wyse benut dat 10 % tot 25 % van die plante se takke verwyder is. Vir die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid was die waarde van dié klas 18.47 %. Min van die houtagtige plante in die studiegebied het > 75 % tot 100 % van hulle takke verloor deurdat olifante dit verwyder het (Tabel 28).

Die olifante was ook verantwoordelik vir takbeskadiging van houtagtige plante in die gebied. Die takke is nie deur die olifante verwyder nie. Die meeste van die houtagtige plante het 10 % tot 25 % takbeskadiging ondergaan weens die breek van takke (Tabel 28). Min gebreekte takke het in klas 6B, 6C en 6D voorgekom (<3 %). Klas 7 van Tabel 28 toon die hoeveelheid houtagtige plante aan wat basaal afgebreek is. Van die houtagtiges wat basaal afgebreek is, het nog gelewe (Klas 7B). Die gemiddelde persentasie van Klas 7B was byna dieselfde vir al drie die bestuurseenhede.

Van die houtagtiges wat onwortel is (Klas 8), het ook oorlewe. Hergroei van die plante het voorgekom, wat aangetoon het dat, hoewel olifante bome onwortel, die bome wel die vermoë besit om weer te groei. Dit was veral in die geval van *Combretum apiculatum* en *Colophospermum mopane* waar hergroei waargeneem is. Van die houtagtiges wat in die studiegebied omgestoot is, het ook oorlewe. Tydens die studie is waargeneem dat *Combretum apiculatum* omgestoot word, maar dat die plante nie tydens die proses onwortel word of basaal afbreek nie. Dit veroorsaak dat die plante daarna nog oorlewe.

Tabel 28

Olifantbeskadiging opgedeel in verskillende klasse vir die monsterpersele van die bestuurseenhede en uitgedruk as deel van totale aantal houtagtiges (ind./ha) en as persentasie van die totale getal houtagtiges teenwoordig.

Bestuurseenheid	Aantal houtagtiges (ind./ha) in elke klas																	
	1	2	3	4	5A	5B	5C	5D	6A	6B	6C	6D	7A	7B	8A	8B	9	10
*1	600	12	3	0	133	18	40	5	62	12	22	2	12	15	33	35	95	38
*2	630	43	3	3	370	73	93	8	110	35	50	8	28	0	33	3	208	18
*3	584	12	2	2	260	12	60	4	134	18	24	0	22	16	42	18	170	28

Bestuurseenheid	Gemiddelde persentasie houtagtige plante in elke klas																	
	1	2	3	4	5A	5B	5C	5D	6A	6B	6C	6D	7A	7B	8A	8B	9	10
*1	52.77	1.06	0.26	0.00	11.70	1.58	3.52	0.44	5.45	1.06	1.93	0.18	1.06	1.32	2.90	3.08	8.36	3.34
*2	36.71	2.51	0.17	0.17	21.56	4.25	5.42	0.47	6.41	2.04	2.91	0.47	1.63	0.00	1.92	0.17	12.12	1.05
*3	41.48	0.85	0.14	0.14	18.47	0.85	4.26	0.28	9.52	1.28	1.70	0.00	1.56	1.14	2.98	1.28	12.07	1.99

1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

(1) Onbeskadigde boom.

(2) Minder as 50 % van die omtrek van die boom se bas is verwyder.

(3) 50 % tot <100 % van die omtrek van die boom se bas is verwyder.

(4) Boom is geringbas.

(5) Takke van die boom is verwyder a) 10 - 25 %

b) > 25 - 50 %

c) > 50 - 75 %

d) > 75 - 100 %

(6) Takke van die boom is gebreek: a) 10 - 25 %

b) > 25 - 50 %

c) > 50 - 75 %

d) > 75 - 100 %

(7) Boom is basaal afgebreek: a) Die boom is dood.

b) Die boom lewe.

(8) Boom is ontwortel : a) Die boom is dood.

b) Die boom lewe.

(9) Onbekende dood:

Beskadiging as gevolg van droogte, vuur, ouderdom, siekte en ander wild

(10) Die boom is omgestoot:

a) Die boom lewe.

b) Die boom is dood.

Tabel 29

Die totale getal houtagtige plante in elke hoogtevlak van die monsterpersele in die verskillende bestuurseenhede .

Bestuurseenheid	Totale aantal houtagtiges	Hoogtevlak											
		1 m - 2 m		2 m - 3 m		3 m - 4 m		4 m - 5 m		5 m - 6 m		> 6 m	
		Totale aantal houtagtiges (digtheid) in elke hoogtevlak											
	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	
*1	1137	420	36.94	260	22.87	263	23.13	137	12.05	30	2.64	27	2.37
*2	1716	950	55.36	482	28.09	136	7.93	91	5.3	22	1.28	35	2.04
*3	1408	710	50.43	325	23.08	185	13.14	99	7.03	49	3.48	40	2.84

1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Tabel 30

Die totale getal houtagtige plante in elke hoogtevlak van die kontrole-persele in die verskillende bestuurseenhede .

Bestuurseenheid	Totale aantal houtagtiges	Hoogtevlak											
		1 m - 2 m		2 m - 3 m		3 m - 4 m		4 m - 5 m		5 m - 6 m		> 6 m	
	(ind./ha)	Totale aantal houtagtiges (digtheid) in elke hoogtevlak											
		(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%
*1	1146	332	28.97	280	24.43	277	24.17	157	13.8	53	4.62	47	4.1
*2	1526	625	40.96	485	31.78	185	12.12	118	7.73	63	4.13	50	3.28
*3	1316	488	37.08	334	25.38	224	17.02	132	10.03	82	6.23	56	4.26

1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

In Tabel 29 word die totale aantal houtagtiges in elke hoogtevlak van die monsterpersele aangetoon. In al drie die bestuurseenhede het die meeste houtagtiges in die 1 m - 2 m hoogtevlak voorgekom. Die kroonverspreiding van die houtagtiges word ook duidelik deur Tabel 29 aangetoon. Hoewel die meeste houtagtiges in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid in die 1 m - 2 m hoogtevlak voorgekom het (36.94 %), was die verspreiding van houtagtiges in dié bestuurseenheid meer eweredig verspreid oor die verskillende hoogtevlakke. Die meeste van die houtagtiges in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid was laer as 3 m gewees.

Uit Tabel 30 kan die totale getal houtagtige plante in elke hoogtevlak van die kontrole-persele in die verskillende bestuurseenhede afgelei word. Daar was 'n meer eweredige verspreiding van houtagtiges oor die verskillende hoogtevlakke gewees. Dit was veral die 1 m - 2 m hoogtevlak wat minder houtagtiges as die monsterpersele gehad het. Dié verskille was vir al drie die bestuurseenhede betekenisvol ($P \leq 0.05$). Die gemiddelde digtheid van die houtagtiges in die >6 m hoogtevlak (3.28 % - 4.26 %) in die kontrole-persele was ook hoër as die gemiddelde digtheid in die monsterpersele (2.04 % - 2.84 %). Dié digthede het betekenisvol van mekaar verskil ($P \leq 0.05$). Daar kan aangeneem word dat die bome oor die algemeen groter is in die kontrole-persele. Die olifante het dus 'n groot rol gespeel in die sin dat hulle struktuurveranderinge van die houtagtiges in die monsterpersele bewerkstellig het.

'n Uiteensetting van die hoogtevlakke van die houtagtiges wat deur die olifante benut was, word in Tabel 31 weergegee. In die geval van die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid is meer as 50 % van die houtagtiges laer as 3 m beskadig. Geen houtagtiges hoër as 6 m is beskadig nie. Dit kan moontlik aan die grootte van die jong olifante toegeskryf word. In die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid het meer as 59.23 % van die beskadigde bome in die 1 m - 2 m hoogtevlak voorgekom, terwyl 47.4 % van die beskadigde houtagtiges in die 1 m - 2 m hoogtevlak voorgekom het by die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid (Figuur 38).

7.3.2.1 Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Van die gemiddelde totale persentasie dooie houtagtiges in dié bestuurseenheid (12.31 %), was die jong hervestigde olifante vir slegs 32.1 % van die gemiddelde persentasie dooie bome verantwoordelik (Figuur 37). Die res van die dooie houtagtiges (67.9 %) was dood as gevolg van ander oorsake, hoofsaaklik droogte.

Die 13 houtagtige spesies met die hoogste gemiddelde digtheid in die bestuurseenheid, word in Tabel 32 aangetoon. Die spesie met die hoogste gemiddelde digtheid was *Combretum*

Tabel 31

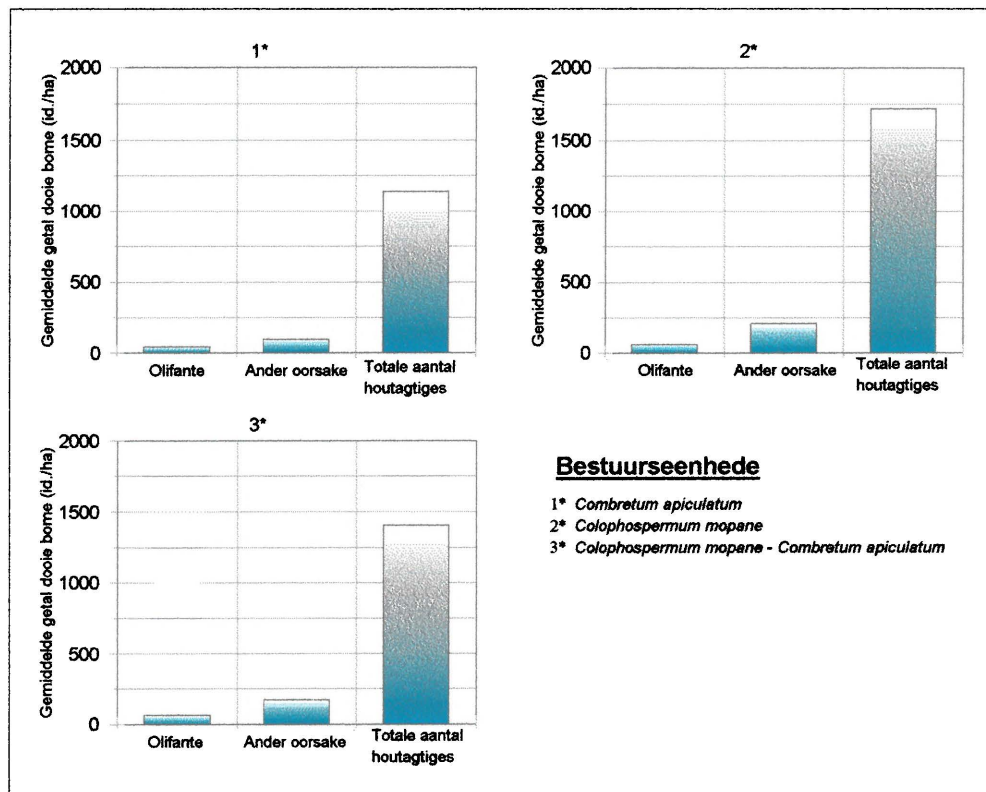
Die gemiddelde persentasie en totale getal houtagtige plante in elke hoogtevlak van die monsterpersele in die verskillende bestuurseenhede wat deur die jong olifante beskadig is.

Bestuurseenheid	Totale aantal houtagtiges	Hoogtevlak											
		1 m - 2 m		2 m - 3 m		3 m - 4 m		4 m - 5 m		5 m - 6 m		> 6 m	
		Totale aantal houtagtiges (digtheid) in elke hoogtevlak deur olifante beskadig											
	(ind./ha)	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%	(ind./ha)	%
*1	442	156	35.3	111	25.11	86	19.46	68	15.38	21	4.75	0	0
*2	878	520	59.23	229	26.08	63	7.18	52	5.92	14	1.59	0	0
*3	654	310	47.4	176	26.91	76	11.61	58	8.88	34	5.2	0	0

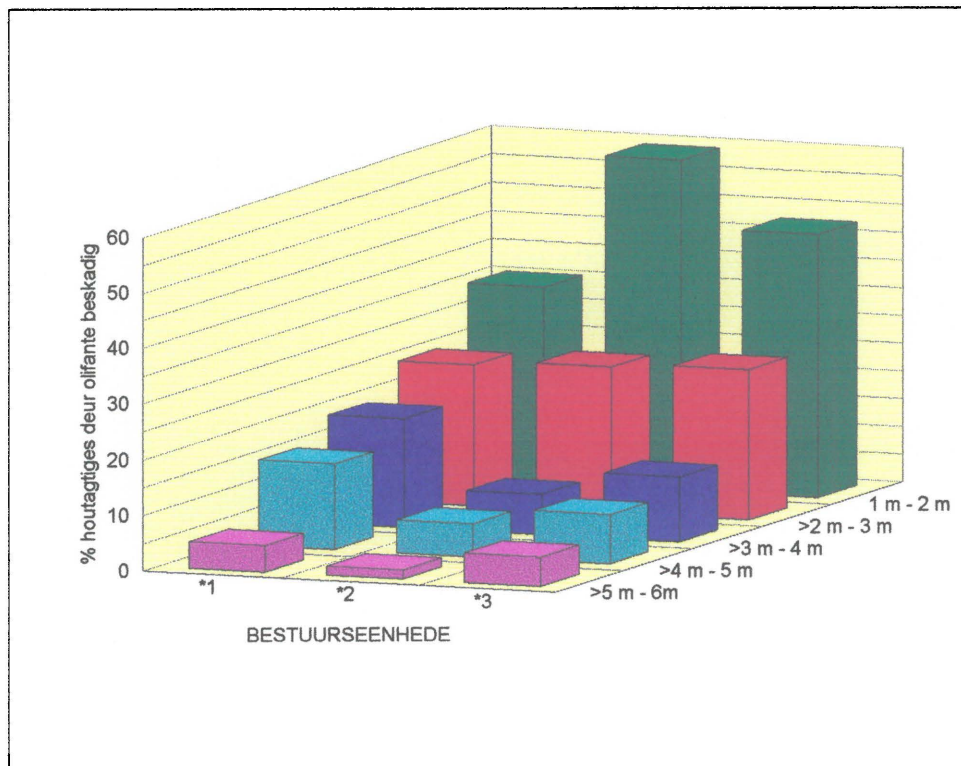
1* = Die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

2* = Die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid

3* = Die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid



Figuur 37 Die mortaliteitssyfer (ind./ha) in terme van totale aantal dooie houtagtiges en totale aantal houtagtiges in die monsterpersele van die verskillende bestuurseenhede.



- 1* *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 2* *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 3* *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Figuur 38 Die gemiddelde persentasie houtagtige plante in elke hoogtevlak in die monsterpersele wat deur die olifante benut is uitgedruk as persentasie van die totale getal houtagtiges in elke hoogtevlak in die monsterpersele.

Tabel 32

Die digtheid van die belangrikste houtagtige spesies in die *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid en die wyse waarop die houtagtiges in die bestuurseenheid benut is.

	Digtheid			
	Totale getal van spesifieke spesie (ind./ha)	Houtagtiges onbenut (ind./ha)	Houtagtiges benut (ind./ha)	Houtagtiges dood (ind./ha)
<i>Colophospermum mopane</i>	354	150	197	7
<i>Combretum apiculatum</i>	392	281	109	2
<i>Dichrostachys cinerea</i>	85	3	12	70
<i>Lannea discolor</i>	63	10	53	0
<i>Lannea schweinfurthii</i>	47	30	17	0
<i>Grewia hexamita</i>	37	22	15	0
<i>Commiphora mollis</i>	36	33	3	0
<i>Grewia bicolor</i>	27	17	10	0
<i>Acacia nigrescens</i>	25	12	8	5
<i>Terminalia prunioides</i>	7	0	0	7
<i>Ormocarpum trichocarpum</i>	4	2	0	2
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	4	2	0	2
<i>Combretum imberbe</i>	2	2	0	0

	Wyse van benutting van 'n spesifieke spesie		
	Houtagtige onbenut (%)	Houtagtige benut (%)	Houtagtige dood (%)
<i>Colophospermum mopane</i>	42.37	55.65	1.98
<i>Combretum apiculatum</i>	71.68	27.81	0.51
<i>Dichrostachys cinerea</i>	3.53	14.12	82.35
<i>Lannea discolor</i>	15.87	84.13	0.00
<i>Lannea schweinfurthii</i>	63.83	36.17	0.00
<i>Grewia hexamita</i>	59.46	40.54	0.00
<i>Commiphora mollis</i>	91.67	8.33	0.00
<i>Grewia bicolor</i>	62.96	37.04	0.00
<i>Acacia nigrescens</i>	48.00	32.00	20.00
<i>Terminalia prunioides</i>	0.00	0.00	100.00
<i>Ormocarpum trichocarpum</i>	50.00	0.00	50.00
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	50.00	0.00	50.00
<i>Combretum imberbe</i>	100.00	0.00	0.00

apiculatum (392 ind./ha)(Figuur 39). *Colophospermum mopane* (354 ind./ha) was ook volop, hoofsaaklik as struikmopanie. Spesies met die hoogste gemiddelde persentasie mortaliteitssyfer in die bestuurseenheid was *Terminalia prunioides* (100 %), *Dichrostachys cinerea* (82.35 %), *Ormocarpum trichocarpum* (50 %), *Dalbergia melanoxylon* (50 %) en *Acacia nigrescens* (20 %).

Die houtagtige spesies met die hoogste persentasie benutting was *Lannea discolor* (84.13 %), *Colophospermum mopane* (55.65 %), *Grewia hexamita* (40.54 %), *Grewia bicolor* (37.04 %), *Lannea stuhlmanni* (36.17 %) en *Acacia nigrescens* (32.00 %). *Combretum imberbe* was glad nie deur die olifante in hierdie bestuurseenheid benut nie.

7.3.2.2 DIE COLOPHOSPERMUM MOPANE - BESTUURSEENHEID

Van die gemiddelde persentasie dooie bome in die bestuurseenheid was die jong olifante slegs verantwoordelik vir die dood van 22.7 % van die bome (Figuur 37). Die ander dooie houtagtiges (77.3 %) het weens ander redes gevrek.

Die 13 dominante plantspesies in die bestuurseenheid word in Tabel 33 weergegee. Die houtagtige spesie met die hoogste voorkoms (Figuur 40) was *Colophospermum mopane* (1 223 ind./ha). Dié plante het hoofsaaklik as struikmopanie in die bestuurseenheid voorgekom. Sommige van die ander houtagtige spesies wat ook in die bestuurseenheid voorgekom het, was *Dalbergia melanoxylon* (106 ind./ha), *Dichrostachys cinerea* (73 ind./ha) en *Combretum apiculatum* (61 ind./ha).

Die houtagtige spesies met die hoogste mortaliteit (Tabel 33) in die bestuurseenheid was *Dalbergia melanoxylon* (87.74 %), *Dichrostachys cinerea* (68.49 %), *Acacia nigrescens* (65.22 %), *Combretum imberbe* (57.69 %) en *Terminalia prunioides* (16.67 %).

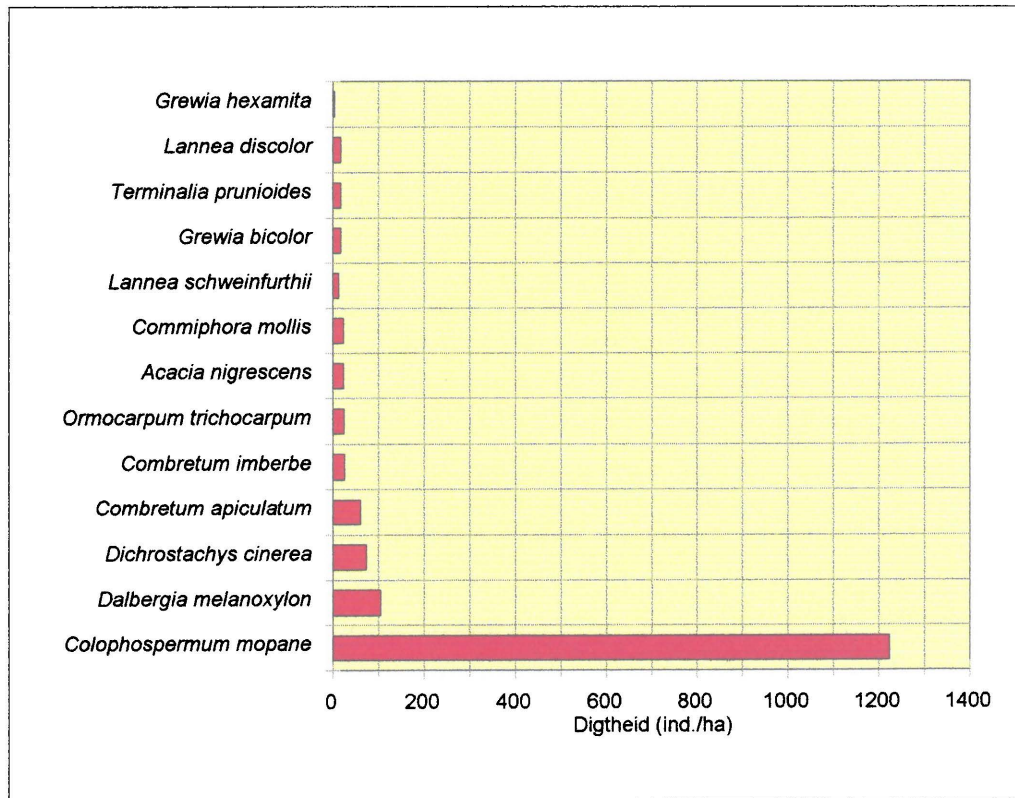
Die spesies met die hoogste gemiddelde persentasie benutting, is *Lannea discolor* (100 %), *Grewia hexamita* (100 %), *Ormocarpum trichocarpum* (75 %), *Grewia bicolor* (72.22 %), *Colophospermum mopane* (59.28 %) en *Terminalia prunioides* (55.56 %).

Tabel 33

Die digtheid van die belangrikste houtagtige spesies in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid en die wyse waarop die houtagtiges in die bestuurseenheid benut is.

	Digtheid			
	Totale getal van spesifieke spesie (ind./ha)	Houtagtiges onbenut (ind./ha)	Houtagtiges benut (ind./ha)	Houtagtiges dood (ind./ha)
<i>Colophospermum mopane</i>	1223	490	725	8
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	106	0	13	93
<i>Dichrostachys cinerea</i>	73	10	13	50
<i>Combretum apiculatum</i>	61	38	20	3
<i>Combretum imberbe</i>	26	3	8	15
<i>Ormocarpum trichocarpum</i>	24	3	18	3
<i>Acacia nigrescens</i>	23	5	3	15
<i>Commiphora mollis</i>	23	18	5	0
<i>Lannea schweinfurthii</i>	13	8	5	0
<i>Grewia bicolor</i>	18	5	13	0
<i>Terminalia prunioides</i>	18	5	10	3
<i>Lannea discolor</i>	18	0	18	0
<i>Grewia hexamita</i>	3	0	3	0

	Wyse van benutting van 'n spesifieke spesie		
	Houtagtige onbenut (%)	Houtagtige benut (%)	Houtagtige dood (%)
<i>Colophospermum mopane</i>	40.07	59.28	0.65
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	0.00	12.26	87.74
<i>Dichrostachys cinerea</i>	13.70	17.81	68.49
<i>Combretum apiculatum</i>	62.30	32.79	4.92
<i>Combretum imberbe</i>	11.54	30.77	57.69
<i>Ormocarpum trichocarpum</i>	12.50	75.00	12.50
<i>Acacia nigrescens</i>	21.74	13.04	65.22
<i>Commiphora mollis</i>	78.26	21.74	0.00
<i>Lannea schweinfurthii</i>	61.54	38.46	0.00
<i>Grewia bicolor</i>	27.78	72.22	0.00
<i>Terminalia prunioides</i>	27.78	55.56	16.67
<i>Lannea discolor</i>	0.00	100.00	0.00
<i>Grewia hexamita</i>	0.00	100.00	0.00



Figuur 40 Die houtagtige spesies met die hoogste digtheid (ind./ha) wat in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid voorgekom het.

7.3.2.3 DIE COLOPHOSPERMUM MOPANE - COMBRETUM APICULATUM - BESTUURSEENHEID

Van die gemiddelde persentasie dooie bome in die bestuurseenheid (Figuur 37) was die olifante verantwoordelik vir 27.4 % van die mortaliteitssyfer. Die oorblywende 72.6 % van die dooie houtagtiges kan aan ander oorsake, soos byvoorbeeld droogte toegeskryf word.

Die spesie met die hoogste gemiddelde digtheid in die bestuurseenheid (Tabel 34) was *Colophospermum mopane* (698 ind./ha). Ander spesies wat ook 'n relatiewe hoë digthede in die bestuurseenheid gehad het (Figuur 41), was *Combretum apiculatum* (296 ind./ha), *Dichrostachys cinerea* (110 ind./ha) en *Dalbergia melanoxylon* (78 ind./ha). Houtagtige spesies met die hoogste gemiddelde persentasie mortaliteit (Tabel 34) in die bestuurseenheid was *Combretum imberbe* (100 %), *Dichrostachys cinerea* (74.55 %), *Dalbergia melanoxylon* (61.54 %), *Acacia nigrescens* (25 %) en *Ormocarpum trichocarpum* (23.08 %).

Grewia hexamita was die houtagtige spesie wat die hoogste gemiddelde persentasie benutting gehad het (100.00 %). Ander spesies wat ook goed benut was, is *Lannea discolor* (90.00 %), *Terminalia prunioides* (83.33 %), *Colophospermum mopane* (58.74 %), *Ormocarpum trichocarpum* (53.85 %), *Grewia bicolor* (50 %) en *Commiphora mollis* (42.86 %).

7.4 Gevolgtrekking

Die miskonsepsie bestaan by baie wildboere wat beplan om jong olifante te hervestig dat die jong olifante in staat sal wees om bosverdigting te bekamp. Verskeie faktore speel 'n rol in hierdie verband. Die belangrikste faktore wat egter 'n rol speel in die voedingsgewoontes van jong hervestigde olifante, is die plantegroeitipe, plantegroei-struktuur, en die grootte van die dominante voedselplantspesies waar die olifante hervestig word. Die plantegroeitipe hang weer direk af van die klimaat van die gebied. Ander faktore wat ook 'n rol speel in die voedingspatrone van jong olifante, is veldbestuur, aantal waterpunte in die loopgebied, ander wild in die gebied en ouderdom en geslag van die olifante wat hervestig word.

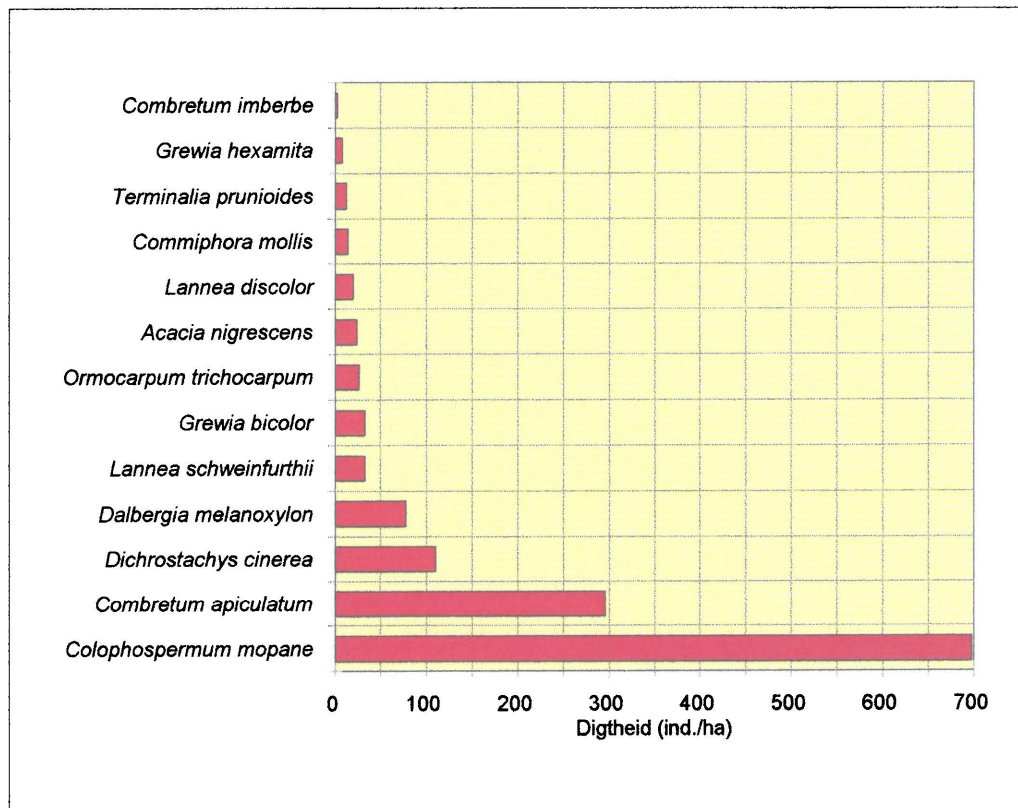
Guy (1976) en Wills (1981) het met navorsing gevind dat olifante baie plantspesie-spesifiek is. Sekere plantspesies, wat in relatiewe hoë frekwensies voorgekom het in die studiegebied, is glad nie benut nie. Guy (1976) het ook bevind dat plantspesies wat in een area van 'n gebied goed benut word in 'n ander plantegroeitipe glad nie benut word nie. Dieselfde resultate is ook

Tabel 34

Die digtheid van die belangrikste houtagtige spesies in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid en die wyse waarop die houtagtiges in die bestuurseenheid benut is.

	Digtheid			
	Totale getal van spesifieke spesie (ind./ha)	Houtagtiges onbenut (ind./ha)	Houtagtiges benut (ind./ha)	Houtagtiges dood (ind./ha)
<i>Colophospermum mopane</i>	698	278	410	10
<i>Combretum apiculatum</i>	296	196	96	4
<i>Dichrostachys cinerea</i>	110	6	22	82
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	78	10	20	48
<i>Lannea schweinfurthii</i>	32	16	14	2
<i>Grewia bicolor</i>	32	16	16	0
<i>Ormocarpum trichocarpum</i>	26	6	14	6
<i>Acacia nigrescens</i>	24	10	8	6
<i>Lannea discolor</i>	20	2	18	0
<i>Commiphora mollis</i>	14	8	6	0
<i>Terminalia prunioides</i>	12	2	10	0
<i>Grewia hexamita</i>	8	0	8	0
<i>Combretum imberbe</i>	2	0	0	2

	Wyse van benutting van 'n spesifieke spesie		
	Houtagtige onbenut (%)	Houtagtige benut (%)	Houtagtige dood (%)
<i>Colophospermum mopane</i>	39.83	58.74	1.43
<i>Combretum apiculatum</i>	66.22	32.43	1.35
<i>Dichrostachys cinerea</i>	5.45	20.00	74.55
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	12.82	25.64	61.54
<i>Lannea schweinfurthii</i>	50.00	43.75	6.25
<i>Grewia bicolor</i>	50.00	50.00	0.00
<i>Ormocarpum trichocarpum</i>	23.08	53.85	23.08
<i>Acacia nigrescens</i>	41.67	33.33	25.00
<i>Lannea discolor</i>	10.00	90.00	0.00
<i>Commiphora mollis</i>	57.14	42.86	0.00
<i>Terminalia prunioides</i>	16.67	83.33	0.00
<i>Grewia hexamita</i>	0.00	100.00	0.00
<i>Combretum imberbe</i>	0.00	0.00	100.00



Figuur 41 Die houtagtige spesies met die hoogste digtheid (ind./ha) wat in die *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* bestuurseenheid voorgekom het.

tydens die huidige studie gevind. Sekere houtagtige spesies, soos *Acacia nigrescens* is baie goed benut.

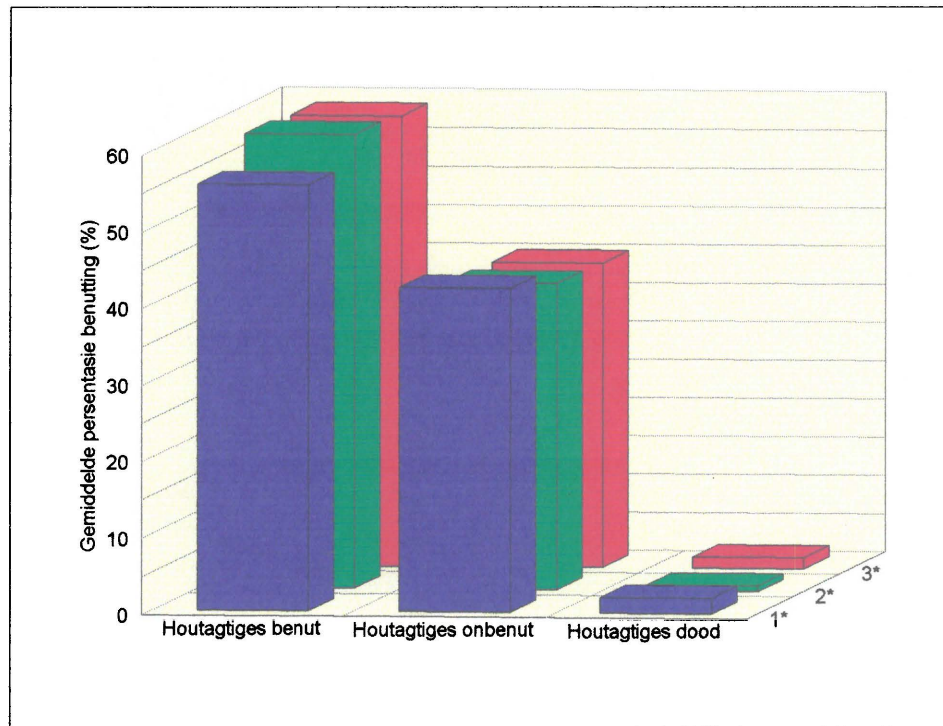
Wills (1981) het bevind dat olifante in Hluhluwe (Kwazulu-Natal) 50 % gras benut. Die ander 50 % was opgemaak uit houtagtige plante wat in die studiegebied voorgekom het. Dieselfde resultate is verkry vir die Nasionale Krugerwildtuin (Van Wyk & Fairall 1969). Dit was met die huidige studies onmoontlik om die verhouding tussen gras en houtagtige plante wat benut is, te bepaal. Die studie het wel bewys dat daar baie geen betekenisvolle verskille voorgekom het tussen die kruidstratum van die monsterpersele en die kontrole-persele nie. Die abnormale hoë reënval (768 mm reën/jaar) van die seisoen waarin die navorsing gedoen is mag moontlik dié resultate beïnvloed het.

Daar is ook tydens die huidige studie gevind dat die hervestigde olifante groot struktuurveranderinge in veral die 1 m - 2 m hoogtevlakke veroorsaak het. Dit was die geval vir al drie die bestuurseenhede wat in die studiegebied voorgekom het. Dit korreleer goed met die bevindings van Guy (1976). Guy (1976) het gevind dat 81.7 % van die totale getal houtagtige plante wat deur olifante benut word, in die <2 m vlak voorkom. Weens die verdigting van *Colophospermum mopane* in die studiegebied, kon die houtagtige plante <1 m nie tydens die huidige studie in aanmerking geneem word nie, aangesien dit die werklike invloed van die olifante op die houtagtiges, soos in die inleiding verduidelik is, sou verdoesel.

Die oorspronklike doel vir die hervestiging van jong olifante op Letaba Ranch was om die probleem van bosverdigting aan te spreek. As daar in ag geneem word dat die grootste gedeelte van die gebied waar die studie onderneem is agt jaar lank deur die olifante benut is, is die gemiddelde persentasie mortaliteitssyfer van die plante van ongeveer 4 % baie laag. Tydens die huidige studie is daar gevind dat daar in die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid meer houtagtige plante per hektaar in die monsterpersele voorgekom het as in die kontrole-persele. Verskeie moontlike redes mag hiervoor aangevoer word. *Colophospermum mopane* plante beskik oor die vermoë om vinnig te herstel na olifantbeskadiging. Heruitloop van die plant vind plaas vanaf die adventiefknoppe op die plant se wortels en ondergrondse stingels. Dit veroorsaak dat sommige van die plante 'n meerstammige groeiwyse ontwikkel wat tot verdigting van die houtagtige plante in die gebied kan lei.

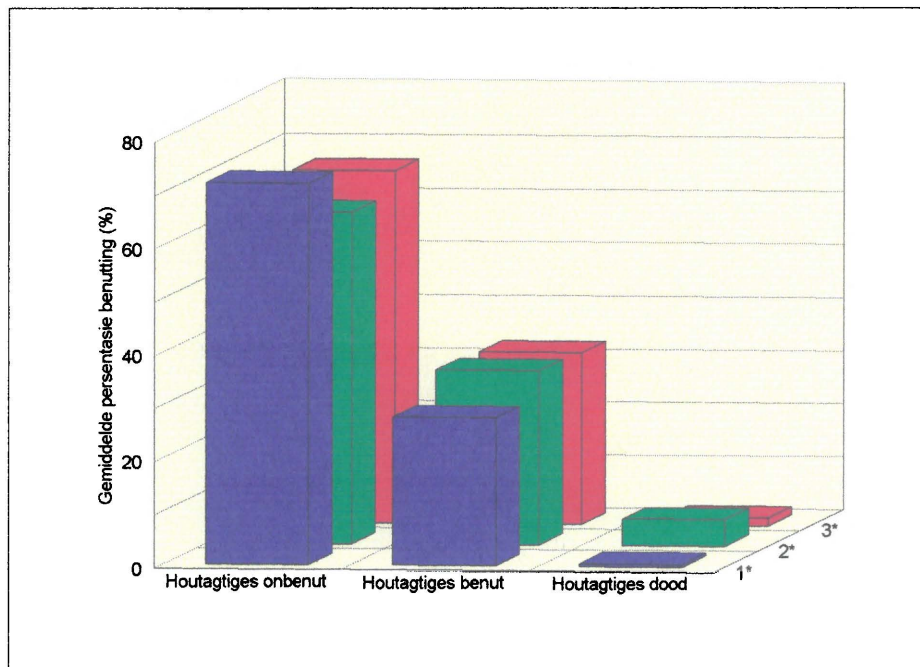
Die twee dominante houtagtiges in die studiegebied was *Colophospermum mopane* en *Combretum apiculatum*. Volgens Figuur 42 was *Colophospermum mopane* goed benut in al drie die bestuurseenhede. Die mortaliteit was ook in al drie die bestuurseenhede baie laag. Jong hervestigde olifante kan dus nie effektief aangewend word as ontbossers op Letaba

Ranch nie. Dit mag in 'n ander studiegebied anders wees. Volgens Figuur 43 was *Combretum apiculatum* nie baie goed benut nie. Die jong olifante op Letaba Ranch het 'n groter voorkeur gehad vir *Colophospermum mopane* as vir *Combretum apiculatum*.



- 1* *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 2* *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 3* *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Figuur 42 Gemiddelde persentasie benutting van *Colophospermum mopane* in die verskillende bestuurseenhede.



1* *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid
 2* *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid
 3* *Colophospermum mopane* - *Combretum apiculatum* - bestuurseenheid

Figuur 43 Gemiddelde persentasie benutting van *Combretum apiculatum* in die verskillende bestuurseenhede.

HOOFSTUK 8

RIGLYNE VIR DIE BESTUUR VAN DIE NATUURLEWE OP LETABA RANCH

8.1. Inleiding

Alle grond in enige land moet beskou word as 'n nasionale bate en behoort so aangewend te word dat dit vir die land as blywende bate die hoogste waarde sal behou. Kennis van 'n gebied moet sodanig wees dat dit enige voornemende gebruiker in staat sal stel om te besluit oor die langtermyn, optimale benuttingsmoontlikheid daarvan. Een van die belangrikste strewes in die beplanningsfase van 'n natuurreservaat is om die optimale benutting van die grond en plantegroei as 'n natuurlike hulpbron te verseker.

8.2. Algemene riglyne

8.2.1. Doelwitte

Die bestuur van 'n reservaat moet altyd doelgerig plaasvind sodat alle aksies gesinkroniseerd op dieselfde einddoel afstuur. As daar nie doelwitte bestaan waarteen suksesse gemeet kan word nie, volg dit logies dat die sukses van bestuur nie bepaal kan word nie. Die bestuursdoelwitte moet duidelik deur die bestuurder uitgespel word. Daar moet aan bewaringsprioriteite soos die behoud van genetiese diversiteit voldoen word alvorens die winsfaktor die bestuurbesluite beïnvloed.

Vir 'n bewaringsgerigte bestuursplan, met die inagneming van winsgewendheid in die studiegebied, word die volgende bestuursdoelwitte voorgestel:

- Die behoud en verbetering van die bodem en die natuurlike hulpbronne.
- Monitering om besluitneming in 'n aanpassingsbestuursopset te ondersteun.
- Optimale produksie van trofeegehalte diere wat gejag kan word vir finansiële ondersteuning.
- Die bekamping van bosverdigting.
- Die verbetering van die stelsel en fisiese toestand van die paaie.
- Veldverbetering op versteurde gebiede binne die reservaat.
- Siektebeheer en uitdunning van wild wanneer nodig.
- Publieke opvoeding en ontspanning.

Die primêre doel van 'n bestuursplan vir Letaba Ranch is die bewaring van alle komponente van die Laeveld ekosisteem en hulle dinamiese interverwantskappe. Waar dit nodig blyk te wees om prosesse om te keer wat 'n versteuring in die ewewig van die gebied teweegbring, word wetenskaplike kennis en bestuurskennis ingespan om die ewewig te herstel.

8.2.2. Voertuigpaaie

Die bestaande paaie in die studiegebied kan as toereikend vir die doel van trofeejag beskou word. Uit 'n bewaringsoogpunt bestaan daar ongerymdhede wat die padstelsel betref. Die paaie is in 'n baie swak toestand, terwyl ander paaie weer waterafloop bevorder. Die paaie is nie opgebou nie en weens wegskraping is die oppervlak daarvan laer as die omringende veld. Swaar reëns maak die paaie onbegaanbaar. Die bou van laagwaterbruë in die spruite word sterk aanbeveel.

8.2.3. Watervoorsiening

'n Verbetering op die huidige stelsel behoort oorweeg te word. Groot gebiede in die noordelike en noordoostelike gedeeltes van die reservaat het nie genoegsame suipings vir die wild nie. Daar behoort meer suipings aangelê te word. Die visuele voorkoms van die bestaande suipings behoort ook verbeter te word. Bestaande suipings behoort in stand gehou te word en wildlekke moet uitgeplaas word. Dit is tesame met 'n behoorlike brandprogram 'n effektiewe metode om wisselweiding toe te pas. Sodoende kan wild na ander dele van die reservaat gelok word. Meer intensiewe navorsing behoort gedoen te word om te bepaal of daar beweidingsgradiënte rondom waterpunte voorkom. Indien sulke navorsing aantoon dat daar wel gradiënte bestaan, moet die waterpunte in die gebied tydelik gesluit word indien dit moontlik is.

8.2.4. Brandprogram

Daar bestaan tans geen gekontroleerde brandprogram vir die reservaat nie. Daar word voorgestel dat 'n behoorlike brandprogram vir die reservaat ontwikkel word. Dit sal die probleem van bosverdigting tot 'n mate help beperk. Die brandprogram moet as 'n spesifieke bestuursmaatreël onder sekere omstandighede gebruik word. 'n Voorbeeld is bosbeheer in sekere dele van die reservaat in hoë reënvaljare wanneer daar baie gras is.

8.2.5. Veldtoestand

Die toestand van die veld op Letaba Ranch kan oor die algemeen as goed beskryf word. Die handhawing van die drakrag van die reservaat en korrekte veldbestuur sal bydra tot veld in 'n beter toestand. Indien die probleem met bosverdigting opgelos kan word, sal daar 'n radikale verbetering in die toestand van die veld wees.

8.2.6. Weikapasiteit en blaarvreterkapasiteit

Die wildgetalle wat in Hoofstuk 6 aanbeveel is, behoort gehandhaaf te word. Sodoende sal daar selfs ten tye van droogte, tesame met 'n effektiewe uitdunprogram, genoeg weiding beskikbaar wees vir die wild op Letaba Ranch. Faktore soos die jaarlikse neerslag, veldtoestand, wildgetalle, voedselbenutting deur die wildsoorte, voorkeur van wild vir sekere habitate, die beskikbaarheid van blaarmateriaal vir blaarvreters, bestuursdoelwitte en wildsosiologiese faktore sal 'n groot rol speel in die bepaling van die weikapasiteit en blaarvreterkapasiteit van die gebied.

8.2.7. Bosverdigting

Bosverdigting kan weens verskeie redes, soos die invloed van blaarvreters(olifante), interboomkompetisie, 'n gesonde grasbedekking, asook die voorkoms van veldbrande en droogtes, beperk word. Van al die beperkende faktore op bosverdigting is dit net veldbrand, die handhawing van 'n gesonde grasbedekking en beheer deur blaarvreters wat in 'n mate as bestuursmaatreëls gebruik kan word. Biologiese, chemiese en meganiese metodes waarmee bosverdigting beheer kan word, sal weens die grootte van die studiegebied en die aantal houtagtiges in die gebied onprakties en finansieël onregverdigbaar wees.

8.2.8. Wildbestuur

Weens die aangrensende Nasionale Krugerwildtuin is dit moeilik om die wildgetalle op Letaba Ranch te beheer. Dit skep veral in droogtetye 'n groot probleem. Jaarlikse wildtellings word sterk aanbeveel sodat die wild jaarliks uitgedun kan word indien dit nodig blyk te wees. Die gebiede langs die Groot Letabarivier en die Klein Letabarivier is hoogs kwesbaar vir oorbeweiding. Wildgetalle langs die riviere behoort laag gehou te word deur gereeld daar te jag of die wild uit te dun.

8.2.9. Siekte- en parasietbeheer

Siektes en parasiete hou 'n bedreiging in vir enige reservaat aangesien dit potensieel mortaliteite en 'n verlaging van produksie sowel binne die reservaat as in die gebiede rondom kan veroorsaak. Van tyd tot tyd mag siektes in die aangrensende Nasionale Krugerwildtuin uitbreek. Wildsoorte wat dit ekonomies regverdig moet ingeënt word teen sulke siektes. Die immunisering van wild kan baie duur en moeisaam wees. Gespesialiseerde kennis oor die uitbreek van siektes en/of parasiete word daarom benodig om dit vroegtydig te stop of te voorkom. Daar bestaan tans geen effektiewe beheermaatreëls vir bek- en klouseer nie. Sulke beheermaatreëls behoort behoorlik uitgevoer te word.

8.2.10. Monitering

Beide die kruidlaag en die houtagtige startum op Letaba Ranch moet tweejaarliks gemonitor word. Tendense of veranderinge in die struktuur of samestelling van die plantegroei kan sodoende vasgestel word. Die nodige bestuursmaatreëls kan dan ingestel of toegepas word om die veranderinge, indien dit nodig blyk te wees, toe te pas. Die plantegroei in die olifantkamp behoort ook tweejaarliks gemonitor te word. Sodoende kan die invloed van die jong olifante op die plantegroei vasgestel word soos wat die olifante ouer word. Die voedingspatrone van die olifante kan ook deur monitering vasgestel word. Sodoende kan daar bepaal word wanneer die grootte van die kamp vergroot moet word.

**PLANTEKOLOGIE EN HABITATBENUTTING
VAN LETABA RANCH,
NOORDELIKE PROVINSIE**

deur

HERMANUS BERNARDUS SWART

Leier: Prof. dr.G.J. Bredenkamp

Medeleier: Prof. dr. N. van Rooyen

Sentrum vir Natuurlewebestuur

Universiteit van Pretoria

MAGISTER SCIENTIAE

(Natuurlewebestuur)

OPSOMMING

'n Onderzoek na die fisiese eienskappe van die studiegebied en sekere aspekte van habitatsbestuur en wildbestuur is tydens die studie onderneem.

Bestaande kennis oor die grond, klimaat en die geologie is ondersoek. Die grond van die reservaat bestaan hoofsaaklik uit sandgronde en vlak klipperige grond. Geen positiewe verband tussen die verspreiding van die verskillende grondvorme en die verspreiding van die plantgemeenskappe kon getoon word nie.

Die plantegroei van die studiegebied is geklassifiseer en in 'n hiërargiese, plantsosiologiese stelsel ingedeel deur gebruik te maak van die Braun-Blanquetmetode. Die gegewens van 200 relevés is in drie plantgemeenskappe, vier subgemeenskappe en vyf variante ingedeel wat elk beskryf is in terme van plantegroeisamestelling.

Die studiegebied is op grond van spesiesamestelling in vyf bestuurseenhede ingedeel. Die plantegroeistruktuur is aan die hand van kroonbedekking per hoogtevlak ontleed deur gebruik te maak van twee tegnieke, naamlik die BECVOL-metode en die Variëerbare Kwadrantperseel-metode.

Die heersende veldtoestande in die bestuurseenhede is in terme van persentasie samestelling van die kruidlaag ondersoek en geïnterpreteer. Twee metodes (EMI en ISPD) van ontleding is met mekaar vergelyk. Die veldtoestand van die studiegebied wissel van baie swak tot goed.

Die drakrag van die reservaat is bepaal deur die hoeveelheid beskikbare plantmateriaal in die kruidstratum en die houtagtige stratum te bepaal. Die wildbelading vir die reservaat is bereken na aanleiding van die beskikbare habitat, beskikbare grasmateriaal, beskikbare blaarmateriaal, metaboliese massa en voedingsstrategieë van die verskillende wildsoorte.

Daar is tydens die studie gevind dat die spesiesamestelling van die kruidlaag van die monsterpersele binne die kamp waarin die olifante voorkom nie betekenisvol ($P \geq 0.01$) van die kontrole-persele buite die kamp verskil nie. Die olifante het 'n rol gespeel in struktuurveranderinge wat in die houtagtige stratum van die gebied plaasgevind het. Die grootste invloed was in die 1m - 2m en 2m - 3m hoogtevlakke.

**PLANT ECOLOGY AND HABITAT UTILIZATION
OF LETABA RANCH,
NORTHERN PROVINCE**

by

HERMANUS BERNARDUS SWART

Supervisor: Prof. dr.G.J. Bredenkamp

Co-supervisor: Prof. dr. N. van Rooyen

Centre for Wildlife Management

University of Pretoria

MAGISTER SCIENTIAE

(Wildlife Management)

SUMMARY

An investigation of the physical characteristics of the study area and certain aspects of habitat and wildlife management was attempted during the current study.

Existing knowledge regarding soil, climate and geology was collected. The soils of the reserve are mainly sandy and shallow rocky soils. No positive relationship between the distribution of the different soil types and the plant communities could be found.

The vegetation was classified and divided into a hierarchical plantsociological system by means of the Braun-Blanquet method. The data analysis of 200 relevés resulted in the recognition of three plant communities, four sub-communities and five variants, of which was described in terms of vegetation composition.

The study area was divided into five management units according to species composition. The vegetation structure of each unit was determined and described as the canopy cover per height class. Two methods (BECVOL and the Variable Quadrantplot-method) were used and compared.

The current veld condition of the management units was investigated and interpreted in terms of the percentage composition of the herbaceous layer. Two methods of analysis were

compared and evaluated (EIM and ISPD). The veld condition of the study area varies from very poor to good.

The carrying capacity was determined by the amount of available plantmaterial in both the herb layer and woody layer. The game stocking rate for the study area was calculated according to the available habitat, grass material, leaf material, metabolic mass and feeding strategies of the different types of game.

During the study it was found that there is not a significant difference in the species composition of the herbaceous layer between the sample plots and the control plots outside the camp ($P \geq 0.01$). The elephants did however play a major role in the changes that occurred in the structure of the woody layer. The influence was mainly in the >1m - 2m and >2m - 3m classes.

LITERATUURVERWYSINGS

- ACOCKS, J.P.H. 1988. Veld Types of South Africa. Mem. Bot. Surv. S. Afr. 57: 1-146.
- AHRENS, J. 1991. Soil Association Study of Letaba Ranch. Ongepubliseerde verslag. Gazankulu regering, Giyani.
- ANDERSON, G.D. & WALKER, B.H. 1974. Vegetation composition and elephant damage in the Sengwa Wildlife Research Area, Rhodesia. J. South. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 4(1): 1- 14.
- ARNOLD, T.H. & DE WET, B.C. 1993. Plants of southern Africa. Names and distribution. Mem. Bot. Surv. S. Afr. 62
- AUCAMP, A.J. 1979. Die produksiepotensiaal van die Valleibosveld as weiding vir Boer- en Angorabokke. D.Sc. (Agric) -proefskrif. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- BARBOUR, M.G., BURK, J.H. & PITTS, W.D. 1987. Terrestrial Plant Ecology. Second edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., California.
- BARKMAN, J.J., MORAVEC, J. & RAUSCHERT, S. 1986. Code of phytosociological nomenclature. Vegetatio 67: 145-195.
- BARNES, D.J., RETHMAN, N.F.G., BEUKES, B.H. & KOTZE, G.D. 1984. Veld composition in relation to grazing capacity. J. Grassl. Soc. Sth. Afr. 1: 16-19.
- BOOYSEN, P. DE V. 1967. Grazing and grazing management terminology in southern Africa. Proc. Grassld Soc. sth. Afr. 2: 45-57.
- BOSCH, O.J.H. & GAUCH, H.G. 1991. The use of degradation gradients for the assessment and ecological interpretation of range condition. Tyds. Weidingsv. Suid. Afr. 8(4): 138-146.
- BOSCH, O.J.H., GAUCH, H.G., BOOYSEN, J., GOUWS, G.A., NEL, M.W., STOLS, S.H.E. & VAN ZYL, E. 1992. User's Guide : Integrated System for Plant Dynamics. PU for CHE, Potchefstroom.

- BOSCH, O.J.H. & JANSE VAN RENSBURG, F.P. 1987. Ecological status of species on grazing gradients on the shallow soils of the western Grassland Biome in South Africa. J. Grassl. Soc. Sth. Afr. 4: 143-147.
- BOSCH, O.J.H. & KELLNER, K. 1991. The use of a degradation gradient for the ecological interpretation of condition assessments in the western Grassland Biome of southern Africa. J. Arid. Environs. 21: 21-29.
- BOSCH, O.J.H., KELLNER, K. & SCHEEPERS, S.H.E. 1989. Degradation gradient models and their use in determining the condition of southern African grasslands. In: Proceedings of the XVI International Grassland Congress. Desroches, R., (Ed.) Nice, France: The French Grassland Society. pp. 1643-1644.
- BOTHMA, J. DU P. (red.). 1986. Wildplaasbestuur. J.L. van Schaik. Pretoria.
- BOTHMA, J. DU P. 1989. Important ecological principles. In: Game Ranch Management. J. du P. Bothma (ed.) . pp. 6-10. J.L. Van Schaik, Pretoria.
- BOTHMA, J DU P.(red.). 1995. Wildplaasbestuur. J.L. van Schaik. Pretoria.
- BREDENKAMP, G.J. 1982. 'n Plantekologiese studie van die Manyeleti-wildtuin. D.Sc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- BREDENKAMP, G.J. & THERON, G.K. 1976. Vegetation units for management of the grasslands of the Suikerbosrand Nature Reserve. S. Afr. J. Wildl. Res. 6: 113-122.
- BREDENKAMP, G.J. & THERON, G.K. 1985. A quantitative approach to the structural analysis and classification of the vegetation of the Manyeleti Game Reserve. S.-Afr. Tydskr. Plantk. 51(1): 45-54.
- BREDENKAMP, G.J., THERON, G.K. & VAN VUUREN, D.R.J. 1983. Ecological interpretation of plant communities by classification and ordination of quantitative soil characteristics. Bothalia 14: 691-699.
- BROOKS, P.M. 1979. Management plan for the reintroduction of elephant into the Central Complex. In: Natal Parks Board Report No. 42.

- BUSS, I.O. & BROOKS, A.C. 1961. Observations on number, mortality and reproduction of elephants in Uganda. Arusha: CCTA/IUCN Symposium.
- COETZEE, B.J. 1974. A phytosociological classification of the Jack Scott Nature Reserve. Bothalia 11: 329-347.
- COETZEE, B.J. 1982. Phytosociology, vegetation structure and landscapes of the central district, Kruger National Park. D.Sc. thesis. University of Pretoria, Pretoria.
- COETZEE, B.J. 1983. Phytosociology, vegetation structure and landscapes of the central district, Kruger National Park, South Africa. *Dissertationes Botanicae* 69: 1-456.
- COETZEE, J.J. 1971. Die Landboupotensiaal van die Noordwes Transvaalse Soetbosveld. D.Sc. (Agric)-proefskrif, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- COETZEE, B.J., ENGELBRECHT, A.H., JOUBERT, S.C.J. & RETIEF, P.F. 1979. Elephant impact on Sclerocarya caffra trees in Acacia nigrescens Tropical Plains Thornveld of the Kruger National Park, South Africa. Koedoe 22: 39-60.
- COETZEE, B.J. & GERTENBACH, W.P.D. 1977. Technique for describing woody vegetation composition and structure in inventory type classification, ordination and animal habitat surveys. Koedoe 20: 67-75.
- COETZEE, B.J., GERTENBACH, W.P.D. & NEL, P.J. 1977. Korttermyn plantegroeistruktuurveranderings op basalt in die Sentrale distrik, Nasionale Krugerwildtuin. Koedoe 20: 53-65.
- DANCKWERTS, J.E. 1982. The grazing capacity of sweetveld: 1. A technique to record grazing capacity. Proc. Grassld Soc. sth. Afr. 17: 90-93.
- DANSEREAU, P. 1957. Biogeography, an ecological perspective. Ronald, New York.
- DAYTON, B.R. 1978. Standing crops of dominant Combretum-species at three browsing levels in the Kruger National Park. Koedoe 21: 67-76.
- DEALL, G.B. 1985. A plant-ecological study of the eastern Transvaal escarpment in the Sabie area. M.Sc-dissertation, University of Pretoria, Pretoria.

- DHONDT, A.A. 1988. Carrying Capacity: a confusing concept. Acta Ecologica 9(4): 337-346.
- DU TOIT, J.T. 1990. Feeding-height stratification among African browsing ruminants. Afr. J. of Ec. 28: 55-61.
- EDWARDS, D. 1983. A broad-scale structural classification of vegetation for practical purposes. Bothalia 14: 705-712
- ENGELBRECHT, A.H. 1979. Olifantinvloed op Acacia nigrescens - bome in 'n gedeelte van die Punda Milia-Sandveld van die Nasionale Krugerwildtuin. Koedoe 22: 29-37.
- FORAN, B.D., TANTON, N.M. & BOOYSEN, P. DE V. 1978. The development of a method for assessing veld condition in three grassveld types in Natal. Proc. Grassld Soc. sth. Afr. 13: 27-33.
- FRASER, S.W., VAN ROOYEN, T.H. & VERSTER, E. 1987. Soil/plant relationships in the Central Kruger National Park. Koedoe 30: 19-34.
- FRIEDEL, M.H. & BLACKMORE, A.C. 1988. The development of veld assessment in the Northern Transvaal Savanne. I. Red Turfveld. J. Grassl. Soc. South. Afr. 5: 26-37.
- GAUCH, H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press.
- GERTENBACH, W.P.D. 1987. 'n Ekologiese studie van die suidelikste mopanieveld in die Nasionale Krugerwildtuin. D.Sc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- GOUSE, H.H. 1992. Slaan termiete in die herfs. Die Landbouweekblad 747: 20-21.
- GUY, P.R. 1976. The feeding behaviour of elephant (Loxodonta africana) in the Sengwa area, Rhodesia. S. Afr. J. Wildl. Res. 6(1): 55-63.
- HALL-MARTIN, A. 1980. Elephant survivors. Oryx 15(4): 355-362.
- HALL-MARTIN, A. 1992. Distribution and status of the African elephant Loxodonta africana in South Africa, 1652-1992. Koedoe 35(1): 65-88.

- HARDY, M.B. & HURT, C.R. 1989. An evaluation of veld condition assessment techniques in Highland Sourveld. J. Grassl. Soc. South. Afr. 6(2): 51-58.
- HEADY, H.F. 1964. Palability of herbage and animal preference. J. of Rng. Mng. 17: 76-82.
- HEWITT, P.H., VAN DER WESTHUIZEN, M.C., VAN DER LINDE, T.C. DE K. & MITCHELL, J. 1990. The dry matter, energy and nitrogen budget of the harvester termite *Hodotermes mossambicus* (Hagen). S. Afr. J. Science 86:30-34.
- HILL, M.O. 1979a. TWINSpan - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca.
- HILL, M.O. 1979b. DECORANA. - a FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York.
- HURT, C.R. & BOSCH, O.J.H. 1991. A comparison of some range conditions assessment techniques used in southern African grasslands. J. Grassl. Soc. South. Afr. 6: 109-113.
- JANKOWITZ, W.J. & VAN RENSBURG, W.L.J. 1985. Die basale bedekking en die weibare opbrengs van die sleutelgrasse en die dravermoë van die kruidstratum van die plantgemeenskappe van die Waterberg Platopark. Madoqua 14(3): 305-313.
- JOUBERT, S.C.J. 1986. Management and research in relation to ecosystems of the Kruger National Park. Koedoe 29: 157-163.
- JUBB, R.A. 1987. Freshwater Fishes of Southern Africa. AA Balkema. Cape Town.
- KORMONDY, E.J. 1984. Concepts of ecology. Prentice-Hall, New Jersey.
- LAWS, R.M., PARKER, I.S.C. & JOHNSTONE, R.C.B. 1970. Elephants and habitats in North Bunyoro, Uganda. E. Afr. Wildl. J. 8: 163-180.
- MACVICAR, C.N., DE VILLIERS, J.M., LOXTON, R.F., VERSTER, E., LAMBRECHTS, J.J.N., MERRYWEATHER, F.R., LE ROUX, J., VAN ROOYEN, T.H. & HARMSE, H.J. von M. 1977. Grondklassifikasie: 'n Binomiese sisteem vir Sui-Afrika. Departement Landbou-Tegniese Dienste, Pretoria, p. 1-150.

- McNEILL, L., KELLY, R.D. & BARNES, D.L. 1977. The use of Quadrat and Plotless methods in the analysis of the tree and shrub component of woodland vegetation. Proc. Grassld. Soc. Sth. Afr. 12: 109-113.
- MEISSNER, H.H. 1982. Theory and application of a method to calculate forage intake of wild southern African ungulates for purposes of estimating carrying capacity. S. Afr. J. Wildl. Res. 12(2): 41-47.
- MEISSNER, H.H., HOFMEYR, H.S., VAN RENSBURG, W.J.J. & PIENAAR, J.P. 1983. Klassifikasie van vee vir sinvolle beraming van vervangingswaardes in terme van 'n biologies gedefinieerde grootvee-eenheid. Bladskrif C3. Departement van Landbou, Pretoria.
- MENTIS, M.T. 1980. Towards a Scientific Management of Terrestrial Ecosystems. S. Afr. J. Sci. 76: 536-540.
- MENTIS, M.T. 1983. Evaluation of the wheelpoint and stepping methods of veld condition assessment. Proc. Grassld. Soc. Sth. Afr. 16: 89-94.
- MENTIS, M.T. 1981. Towards objective veld condition assessment. Proc. Grassld. Soc. sth. Afr. 18: 77-80.
- MENTIS, M.T. 1984. Monitoring in South African grasslands. South African Nasional Scientific Programmes Report No. 91. CSIR, Pretoria.
- NOVELLE, P. 1990. Habitat use by indigenous grazing ungulates in relation to sward structure and veld condition. J. Grassl. Soc. South. Afr. 7(1): 16-23.
- O'CONNER, T.G. 1985. A synthesis of field experiments concerning the grass layer in the savanna regions of southern Africa. SANSP Report 114, CSIR, Pretoria.
- PATTERSON, R. 1987. Reptiele van Suider - Afrika. Struik. Kaapstad.
- PAUW, J.C. 1987. The vegetation of Letaba Ranch. Ongepubliseerde verslag.
- PAUW, J.C. 1988. Riglyne vir die bestuur van die natuurlewe in die bosveldgemeenskap van die Atherstone Natuurreservaat in die Noordwes-Transvaal. M.Sc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria, Pretoria.

- PIENAAR, U DE V. 1970. Die paddas van die Nasionale Krugerwildtuin: 'n gids tot 'n groep gewerwelde diere wat bekend staan as amfibieë. Pretoria. Nasionale Parkeraad van SA.
- REILLY, B. 1993. A study of the grass layer at Letaba Ranch. Unpublished Report.
- SCHEEPERS, J.C. 1983. Progress with vegetation studies in South Africa.
Bothalia 14: 683-690
- SCHMIDT, A.G. 1989. Guidelines for the management of some game ranches in the mixed bushveld communities of the North-western Transvaal, with special reference to the Rhino Ranch. M.Sc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- SCHULZE, E. 1992. Riglyne vir Natuurlewebestuur op die Imberbe Game Lodge in die Noordwes-transvaal. M.Sc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- SCHULZE, R.E. & MCGEE, O.S. 1978. Climatic indices and classifications in relation to the biogeography of southern Africa. In: Biogeography and ecology of southern Africa. M.J.A. Werger (Ed.) D.R.W. Junk Publishers, The Hague.
- SCOTT, J.D. 1988. The selection of pasture species. In: Veld and pasture management in South Africa. Tainton, N.M., (Ed.) Pietermaritzburg : Shuter & Shooter. p. 155-172.
- SHIMWELL, D.W. 1971. Description and classification of vegetation. London: Sidgwick & Jacson.
- SIEVERS, J. 1991. An ecological study of the Oanob Dam Nature Reserve, Namibia. M.Sc.-dissertation, University of Pretoria, Pretoria.
- SILVERTOWN, J.W. 1982. Introduction to plant population ecology. London: Longman.
- SMIT, G.N. 1989a. Quantitative description of woody plant communities: Part 1. An approach. J. Grassl. Soc. South. Afr. 6(4): 186-191.
- SMIT, G.N. 1989b. Quantitative description of woody plant communities: Part 2. Computerized calculation procedures. J. Grassl. Soc. South. Afr. 6(4): 192-194.

- SMITHERS, R.H.N. 1986. Land mammals of Southern Africa. MacMillan Publishers. Cape Town.
- SNYMAN, D.D. 1989. Verwantskap tussen veldtoestand, reënval en dierebelading in die Mopanieveld. M.Sc. (Agric.)-verhandeling. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- SNYMAN, D.D. 1991. Carrying capacity norms for game ranches in the Mopani Veld, north of the Soutpansberg. V & R Printing Works (Pty) Ltd, Pretoria.
- STEENEKAMP, S.J. 1993. Die konstruksie en evaluering van 'n ekologiese spesiedatabasis vir die gebruik in weidingsbestuur in die Klimaat Klimaksgrasveld en oostelike Gemengde Bosveld van Suid-Afrika. M.Sc.-verhandeling. PU vir CHO, Potchefstroom.
- STEYN, A.G.W., SMIT, C.F. & DU TOIT, S.H.C. 1982. Moderne statistiek vir die praktyk. Tweede uitgawe. J.L. van Schaik, Pretoria.
- STOLS, S.H.E., BOOYSEN, J. & BOSCH, O.J.H. 1992. An integrated System for Plant Dynamics (ISPD) : Development of a customised Expert System for natural resource management. In: The 3rd southern African conference on expert systems. Pretoria : KR Litho.
- TAINTON, N.M. 1981. Veld and pasture management in South Africa. Shuter & Shooter Ltd, Pietermaritzburg.
- TAINTON, N.M. 1988. A consideration of veld condition techniques for commercial livestock production in South Africa. J. Grassl. Soc. South. Afr. 5(2): 76-79.
- TAINTON, N.M., EDWARDS, P.J. & MENTIS, M.T. 1980. A revised method for assessing veld condition. Proc. Grassld. Soc. sth. Afr. 15: 37-42.
- TEAGUE, W.R., TROLLOPE, W.S.W. & AUCAMP, A.J. 1981. Veld management in the semi-arid bush-grass communities of the eastern Cape. Proc. Grassld. Soc. sth. Afr. 6(4): 230-235.
- THOMSON, P.J. 1975. The role of elephants, fire and other agents in the decline of *Brachystegia* woodland. J. S. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 5: 11-18.

- TROLLOPE, W.S.W. 1990. Development of a technique for assessing veld condition in the Kruger National Park using key grass species. T. Weidv. S. Afr. 7(1): 46-51.
- TROLLOPE, W.S.W. 1990a. Veld management with specific reference to game ranching in the grassland and savanna areas of South Africa. Koedoe 33(2): 77-86.
- TROLLOPE, W.S.W., POTGIETER, A.L.F. & ZAMBATIS, N. 1989. Assessing veld condition in the Kruger National Park using key grass species. Koedoe 32: 67-93.
- TROLLOPE, W.S.W., TROLLOPE, L.A. & BOSCH, O.J.H. 1990. Veld and pasture management terminology in southern Africa. J. Grassl. Soc. South. Afr. 7(1): 52-61.
- THRASH, I., NEL, P.J., THERON, G.K. & BOTHMA, J. DU P. 1991. The impact of the provision of water for game on the basal cover of the herbaceous vegetation around a dam in the Kruger National Park. Koedoe 34(2): 121-130.
- TURNER, W. 1991. A study of the grass layer at Letaba Ranch. Unpublished Report.
- VAN DER MEULEN, F. 1979. Plant sociology of the western Transvaal Bushveld, South Africa. A syntaxonomic and synecological study. Vaduz, Cramer.
- VAN DER MEULEN, F. & WESTFALL, R.H. 1979. A vegetation map of the western Transvaal Bushveld. Bothalia 12: 731-735.
- VAN OUDTSHOORN, F. 1991. Gids tot grasse van Suid-Afrika. Arcadia, Pretoria.
- VAN ROOYEN, N. 1978. 'n Ekologiese studie van die plantgemeenskappe van die Punda Milia - Pafuri - Wambiyagebied in die Nasionale Krugerwildtuin. M.Sc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- VAN ROOYEN, N. 1983. Die plantegroei van die Roodeplaatdam Natuurreserveaat II. Die plantgemeenskappe. S. J. Bot. 2: 115-125.
- VAN ROOYEN, N. 1984. 'n Fenologiese studie van die plantegroei van die Roodeplaatdam-natuurreserveaat. D.Sc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria, Pretoria.

- VAN ROOYEN, N., BEZUIDENHOUT, D., THERON, G.K. & BOTHMA, J. DU P. 1990. Monitoring of the vegetation around artificial watering points (windmills) in the Kalahari Gemsbok National Park. Koedoe 33(1): 63-88.
- VAN ROOYEN, N., GRUNOW, J.O. & THERON, G.K. 1986. Weiveldbestuur. In: Wildplaasbestuur. J du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik, Pretoria.
- VAN ROOYEN, N. & THERON, G.K. 1986. Habitatsontleding. In: Wildsplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.) p 68-72. J.L. van Schaik. Pretoria.
- VAN ROOYEN, N. & THERON, G.K. 1995. Habitatsontleding. In: Wildsplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.) p 38-44. J.L. van Schaik. Pretoria.
- VAN ROOYEN, N., THERON, G.K. & GROBBELAAR, N. 1981. A floristic description and structural analysis of the plant communities of the Punda Milia-Pafuri-Wambya area in the Kruger National Park, Republic of South Africa: 1 The hygrophilous communities, J. S. Afr. Bot. 47: 213-246.
- VAN STADEN, J.J. 1991. 'n Fitososiologiese studie van die Steenbokpan omgewing, noordwes Transvaal. M.Sc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- VAN WYK, P. & FAIRALL, N. 1969. The influence of the African elephant on the vegetation of the Kruger National Park. Koedoe 12: 57-89.
- VENTER, F.J. 1990. A classification of land for management planning in the Kruger National Park. Ph.D.-thesis. Universiteit van Suid-Afrika, Pretoria.
- VORSTER, M. 1982. The development of the ecological index method for assessing veld condition in the Karoo. Proc. Grassld. Soc. sth. Afr. 17: 84-89.
- WALTER, H. & LIETH, H. 1960. Klimadiagramm - Weltatlas. Jena: Fischer.
- WALTERS, C.J. & HIILBORN, R. 1978. Ecological optimization and adaptive management. Ann. Rev. Ecol. Sys. 9: 157-188.
- WATSON, J. 1982. Plant mineral element levels and food selection by translocated juvenile elephants. Verslag ongepubliseerd. Universiteit van Natal, Durban. Durban.

- WATTS, D. 1971. Principles of biogeography. McGraw-Hill, London.
- WEERBURO. Ongedateerd. Klimaat van Suid-Afrika. Klimaatstatistieke tot 1990. WB. 40, Departement van Toerisme en Omgewingssake, Pretoria.
- WEIR, J.S. 1971. The effect of creating additional water supplies in a Central African National Park. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- WENTZEL, J.J., BOTHMA, J.DU P. & VAN ROOYEN, N. 1991. Characteristics of the herbaceous layer in preferred grazing areas of six herbivore species in the southeastern Kruger National Park. Koedoe 34(1): 51-59.
- WERGER, M.J.A. 1973. An account of the plant communities of Tussen-die-Riviere Game Farm, Orange Free State. Bothalia 1: 165-170.
- WERGER, M.J.A. 1974. On concepts and techniques applied in the Zurich-Montpellier method of vegetation Survey. Bothalia 11: 309-323.
- WERGER, M.J.A. & COETZEE, B.J. 1977. A phytosociological and phytogeographical study of Augrabies Falls National Park, Republic of South Africa. Koedoe 20: 11-51.
- WESTHOFF, V. 1967. Problems and use of structure in the classification of vegetation. Acta bot. neerl. 15: 495-511.
- WESTFALL, R.H., DEDNAM, G., VAN ROOYEN, N. & THERON, G.K. 1982. PHYTOTAB- A program package for Braun - Blanquet tables. Vegetatio 49: 35 - 37.
- WESTHOFF, V. & VAN DER MAAREL, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Classification of plant communities. R. H. Whittaker (ed.). Dr. W. Junk bv. Publishers: The Hague.
- WILLS, A.J. 1981. Movement patterns and food selection in young translocated elephants immediately after release. Ongepubliseerde verslag. Universiteit van Natal, Durban. Durban.
- WILLIS, M.J. & TROLLOPE, W.S.W. 1987. Use of key grass species for assessing veld condition in the Eastern Cape. Proc. Grassld. Soc. sth. Afr. 4: 113-115.

WING, L.D. & BUSS, I.O. 1970. Elephants and forests. Wild. Mng. (19): p. 92.

WYAT, J.R. & ELTRINGHAM, S.K. 1974. The daily activity of the elephant in the Rwenzori National Park, Uganda. E. Afr. Wildl. J. 12: 279-289.

YOUNG, E. 1970. Water as faktor in die ekologie van wild in die Nasionale Krugerwildtuin. D.Sc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria, Pretoria.

Bylae 1 'n Lys van die plantspesies wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Arnold & De Wet (1993)].

GRASAGTIGE KRUIDSPESIES

Acrachne racemosa
Aristida meridionalis
Aristida adscensionis
Aristida bipartita
Aristida canescens
Aristida congesta
Aristida scabrivalvis
Bothriochloa insculpta
Bothriochloa radicans
Brachiaria deflexa
Cenchrus ciliaris
Chloris virgata
Cymbopogon plurinodis
Cynodon dactylon
Dactyloctenium aegyptium
Dactyloctenium giganteum
Digitaria eriantha
Enneapogon cenchroides
Enneapogon scoparius
Eragrostis rigidior
Eragrostis curvula
Eragrostis gummiflua
Eragrostis lehmanniana
Eragrostis racemosa
Eragrostis rotifer
Eragrostis superba
Fingerhuthia africana
Heteropogon contortus
Hyparrhenia anamesa
Hyperthelia dissoluta
Melinis repens
Microchloa caffra

Panicum coloratum
Panicum deustum
Panicum maximum
Perotis patens
Phragmites mauritianus
Pogonarthria squarrosa
Schmidtia pappophoroides
Setaria sphacelata
Sorghum versicolor
Sporobolus panicoides
Stipagrostis uniplumis
Themeda triandra
Tragus berteronianus
Tricholaena monachne
Trichoneura grandiglumis
Urochloa mosambicensis

NIE-GRASAGTIGE KRUIDSPESIES EN BIESIES

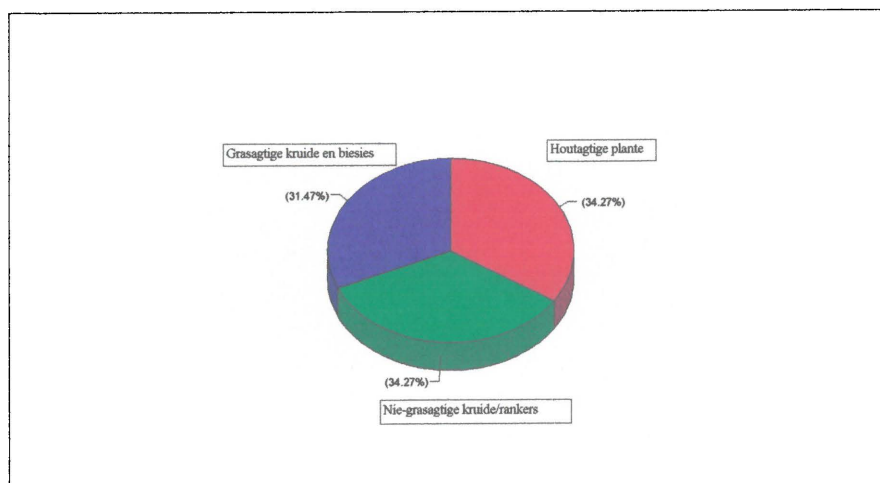
Acalypha petiolaris
Acanthospermum hispidum
Amaranthus spinosus
Bidens biternata
Blepharis subvolubilis
Cardiospermum corindum
Chenopodium album
Circium vulgare
Cleome angustifolia
Coccinia rehmannii
Commelina forskaolii
Conyza attenuata
Corallocarpus triangularis
Corchorus trilocularis
Crotalaria podocarpa
Crotalaria virgulata
Cyperus rupestris
Decorsea schlechteri
Dicoma tomentosa

Emilia transvaalensis
Fimbristylis hispidula
Heliotropium ciliata
Hemizygia eliottii
Hirpicium bechuanense
Hypertelis bowkeriana
Jatropha spicata
Justicia protracta
Kohautia caespitosa
Kyphocarpa angustifolia
Launaea intybacea
Leucas sexdentata
Limeum fenestratum
Lophiocarpus polystachyus
Mariscus congestus
Mollugo nudicaulis
Phyllanthus burchellii
Phyllanthus maderaspatensis
Portulaca oleracea
Senna absus
Senna biensis
Sesamum alatum
Sida ovata
Solanum panduriforme
Thunbergia neglecta
Tribulus sp.
Tricliceras glanduliferum
Waltheria indica

HOUTAGTIGE SPESIES

Acacia exuvialis
Acacia gerrardii
Acacia nigrescens ✓
Acacia nilotica
Acacia schweinfurthii
Acacia tortilis ✓
Albizia harveyi
Albizia petersiana subsp. *petersiana*
Breonadia salicina
Bridelia cathartica
Cassia abbreviata ✓
Cassine transvaalensis ✓
Cissus cornifolia
Colophospermum mopane ✓
Combretum apiculatum
Combretum hereroense
Combretum imberbe
Combretum mossambicense
Commiphora glandulosa ✓
Commiphora mollis ✓
Cordia caffra
Croton megalobotrys
Dalbergia melanoxylon
Euclea divinorum
Euclea undulata
Ficus abutilifolia
Ficus sycomorus ✓
Gardenia volkensii ✓
Grewia bicolor
Grewia flavescens
Grewia hexamita ✓
Grewia monticola ✓
Kirkia acuminata ✓
Lannea discolor
Lannea schweinfurthii
Lonchocarpus capassa ✓

Maytenus heterophylla ✓
Maytenus senegalensis
Mundulea sericea
Nuxia oppositifolia
Ormocarpum trichocarpum
Ozoroa paniculosa
Pappea capensis
Peltophorum africanum
Protasparagus africanus ✓
Pterocarpus angolensis
Rhigozum spinosum
Rhoicissus revoilii
Sclerocarya birrea subsp. *africana* ✓
Spirostachys africana
Sterculia rogersii ✓
Strychnos madagascariensis
Terminalia prunioides ✓
Terminalia sericea ✓
Turraea obtusifolia
Vangueria infausta
Ximenia americana
Ximenia caffra
Ziziphus mucronata ✓



Figuur 44 Die verdeling van die plantspesies op Letaba Ranch.

Bylae 2 'n Lys van die soogdiere wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Smithers (1986)].

Aardvark	<i>Orycteropus afer</i>
Aardwolf	<i>Proteles cristatus</i>
Afrikaanse siwet ✓	<i>Civettictis civetta</i>
Blou-aap ✓	<i>Cercofuthecus aethiops</i>
Blouwildebees ✓	<i>Connochaetes taurinus</i>
Bobbejaan	<i>Papio ursinus</i>
Bosbok ✓	<i>Tragelaphus scriptus</i>
Bosvark ✓	<i>Potamochoerus porcus</i>
Buffel	<i>Syncerus caffer</i>
Burchell's sebra ✓	<i>Equus burchellii</i>
Dikstert-nagapie	<i>Otolemur crassicaudatus</i>
Dwergmuishond ✓	<i>Helogale parvula</i>
Eland	<i>Taurotragus oryx</i>
Gebande muishond	<i>Mungos mungo</i>
Gevlekte hyena	<i>Crocuta crocuta</i>
Gewone duiker	<i>Sylvicapra grimmia</i>
Ietermagô	<i>Manis temminckii</i>
Jagluiperd	<i>Acinonyx jubatus</i>
Kameelperd	<i>Giraffa camelopardalis</i>
Kleinkolmuskeljaatkat	<i>Genetta genetta</i>
Klipdassie	<i>Procavia capensis</i>
Klipspringer	<i>Oreotragus oreotragus</i>
Koedoe	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>
Kolhaas	<i>Lepus saxatilis</i>
Krimpvark	<i>Atelerix frontalis</i>
Leeu	<i>Panthera leo</i>
Luiperd	<i>Panthera pardus</i>
Nagapie	<i>Galago moholi</i>
Njala	<i>Tragelaphus angasii</i>
Olifant	<i>Loxodonta africana</i>
Ratel	<i>Mellivora capensis</i>
Rietbok	<i>Redunca arundinum</i>
Rooijakkals ✓	<i>Canis mesomelas</i>
Rooikat	<i>Felis caracal</i>
Seekoei	<i>Hippopotamus amphibius</i>

Sharpe grysbok	<i>Raphicerus sharpei</i>
Springhaas	<i>Pedetes capensis</i>
Steenbok ✓	<i>Raphicerus campestris</i>
Swartkwasmuishond ✓	<i>Galerella sanguinea</i>
Swartwitpens	<i>Hippotragus niger</i>
Tierboskat	<i>Felis serval</i>
Vaalboskat	<i>Felis lybica</i>
Vlakvark ✓	<i>Phacochoerus aethiopicus</i>
Waterbok ✓	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>
Wildehond	<i>Lycaon pictus</i>
Witrenoster	<i>Ceratotherium simum</i>
Witrugjakkals	<i>Canis adustus</i>
Ystervark ✓	<i>Hystrix africaeaustralis</i>

Bylae 3 'n Lys van die reptiele en amfibië wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie, geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Pienaar (1970) & Patterson (1987)].

REPTIELE

Akkedis ✓	<i>Mabuya varia varia</i>
Basslang	<i>Hemirhagerhis nototoenia</i>
Bergskilpad ✓	<i>Geochelone pardalis babcocki</i>
Bibronse Diktoongeitjie	<i>Pachydactylus bibronii</i>
Boomkoggelmander	<i>Agama atricollis</i>
Boomslang ✓	<i>Dispholidus typus typus</i>
Bosveldkapel	<i>Naja haje annulifera</i>
Bruin waterslang	<i>Lycodonomorphus rufulus</i>
Erdslang	<i>Leptotyphlops conjunctus incognitus</i>
Gespikkelde Bosslang	<i>Philothamnus semivariatus semivariatus</i>
Gestreepte Skaapsteker ✓	<i>Psammophyla tritaeniatus</i>
Gewone akkedis	<i>Mabuya quenquetaeniata margaritifer</i>
Gewone dwerggeitjie	<i>Lygodactylus capensis</i>
Gewone eiervreter	<i>Dasypeltis scabra</i>
Gewone luislang ✓	<i>Python sebae</i>
Gewone skanierdopskilpad	<i>Kinixys belliana belliana</i>
Gewone Tierslang	<i>Telescopus semiannulatus</i>
Gewone verkleurmannetjie ✓	<i>Chamaeleo dilepis dilepis</i>
Graafneusslang	<i>Prosymna ambigua stuhlmanni</i>
Graafneusslang	<i>Prosymna bivittata</i>
Groenslang	<i>Philothamnus hoplogaster</i>
Grofskub-Pantserakkedis	<i>Gerrhosaurus major major</i>
Kaapse wolfslang	<i>Lycophidion capense capense</i>
Langstert akkedis	<i>Mabuya striata striata</i>
Lebombo-skildslang	<i>Aspidelaps scutatus intermedius</i>
Mosambiek-spoegkobra	<i>Naja mossambica mossambica</i>
Nylkrokodil	<i>Crocodylus niloticus</i>
Olyfgrasslang	<i>Psammophis phillipsii</i>
Platakkedis	<i>Platysaurus intermedius intermedius</i>
Pofadder	<i>Bitis arietans arietans</i>
Reuse- Pootlose skink	<i>Acontias plumbeus</i>
Reuse-Pantserakkedis	<i>Gerrhosaurus validus validus</i>
Rooilipslang	<i>Crotaphopeltis hotamboeia</i>

Schlegel se erdslang	<i>Typhlops schlegelii</i>
Skanierdop-waterskilpad	<i>Pelosios sinuatus</i>
Stekel-koggelmander	<i>Agama aculeata armata</i>
Swartkop-mierslang	<i>Aparallactus capensis</i>
Swartmamba	<i>Dendroaspis polylepis</i>
Takslang	<i>Thelotornis capensis capensis</i>
Tropiese of huisgeitjie	<i>Hemidactylus mabouia</i>
Tweetoon-skink	<i>Scelotes bidigittatus</i>
Veldlikkewaan	<i>Varanus exanthematicus albigularis</i>
Waterlikkewaan	<i>Varanus niloticus niloticus</i>

AMFIBIë

Breëband-graspadda	<i>Ptychadena mossambica</i>
Brulpadda	<i>Pyxicephalus adspersus</i>
Geelpens-platanna	<i>Xenopus muelleri</i>
Gestreepte Sandpadda	<i>Tomopterna delalandei cryptotis</i>
Gestreepte skurwepadda	<i>Bufo pusillus</i>
Gewone Blaasop- of reënpadda	<i>Breviceps mossambicus adspersus</i>
Gewone Gras- of Rivierpadda	<i>Rana angolensis</i>
Groot Grys Boompadda	<i>Chiromantis xerampelina</i>
Modderpaddatjie	<i>Phrynobatrachus natalensis</i>
Noordelike Gevlekte Skurwepadda	<i>Bufo garmani</i>
Prag-riet-paddatjie	<i>Hyperolius viridiflavus</i>
Rooirug-graspadda	<i>Ptychadena superciliaris</i>
Rooirug-sandpadda	<i>Tomopterna marmoratus</i>
Rooirug-skurwepadda	<i>Bufo carens</i>
Sierlike Graspadda	<i>Hildebrandtia ornata ornata</i>
Silwerbruin-vleipadda	<i>Kassina senegalensis</i>

**Bylae 4 'n Lys van die visse wat op Letaba Ranch, Noordelike Provinsie,
geïdentifiseer is [Nomenklatuur volgens Jubb (1987)].**

VARSWATERVISSE

Baber	<i>Clarias gariepinus</i>
Blou kurper	<i>Sarotherodon mossambicus</i>
Breëstreep chilliemientjie	<i>Barbus annectens</i>
Driekol geelvis	<i>Barbus trimaculatus</i>
Dwerg-tiervis	<i>Micralestes acutidens</i>
Geelbont paling	<i>Anguilla marmorata</i>
Grootskub geelvis	<i>Barbus marequensis</i>
Hamilton se chilliemientjie	<i>Barbus afrohamiltoni</i>
Langbaard chilliemientjie	<i>Barbus unitaeniatus</i>
Langvin paling	<i>Anguilla mossambica</i>
Loodvis	<i>Labeo molybdinus</i>
Makriel	<i>Eutropius depressirostris</i>
Moddervis	<i>Labeo rubropunctatus</i>
Onderbek	<i>Labeo ruddi</i>
Onderbekkie	<i>Labeo cylindricus</i>
Ooskus chilliemientjie	<i>Barbus toppini</i>
Riviersardien	<i>Engraulicypris brevianalis</i>
Rooibors kurper	<i>Tilapia rendalli siverstrae</i>
Rooineus onderbek	<i>Labeo rosae</i>
Tiervis	<i>Hydrocynus vittatus</i>
Tweekol-tiervis	<i>Alestes umberi</i>

Bylae 5 'N ONDERSOEK NA DIE MOONTLIKE BESTAAN VAN 'N BEWEIDINGS-GRADIËNT VIR DIE KRUIDLAAG OM 'N WATERPUNT OP LETABA RANCH.

Inleiding

Gedurende die droë seisoene konsentreer wild rondom waterpunte, wat lei tot oorbeweiding van die kruidlaag rondom die waterpunte (Young 1970; Weir 1971). Oorbeweiding van die kruidlaag veroorsaak 'n afname in die basale bedekking en verandering in die spesiesamestelling van die kruidlaag en gevolglik is minder plantmateriaal vir beweiding beskikbaar (O'Conner 1985).

Thrash, Nel, Theron & Bothma (1991) het gevind dat duidelike patrone in die verandering in basale bedekking vir die meeste kruidspesies langs 'n gradiënt direk rondom 'n dam voorgekom het. Beweidingsdruk mag moontlik so 'n gradiënt teweegbring. Van Rooyen, Bezuidenhout, Theron & Bothma (1990) het ook gevind dat daar wel gradiënte rondom kunsmatige waterpunte bestaan wat veranderinge in basale bedekking van sekere spesies teweeg gebring het soos wat daar vanaf die waterpunt weg beweeg is.

Volgens Thrash *et al.* (1991) is daar wel 'n verwantskap tussen afstand vanaf 'n waterpunt (dam) en die relatiewe basale bedekking van die kruidspesies. Hulle het gevind dat die voorsiening van water deur die dam wat bestudeer is 'n negatiewe impak op die basale bedekking en persentasie teenwoordigheid van die kruidlaag gehad het.

Verskeie faktore het 'n invloed op die resultate wat verkry kan word. Die belangrikste hiervan is reënval. Die studie is uitgevoer in 'n nat reënvalsiklus met 'n abnormale hoë reënval die seisoen wat die studies voorafgegaan het.

Die doel van studie was om te bepaal of daar enige beweidingsgradiënte rondom waterpunte op Letaba Ranch voorgekom het. Die teenwoordigheid of afwesigheid van beweidingsgradiënte kan belangrike bestuursbesluite tot gevolg hê vir die studiegebied. Kennis betreffende die voorafgaande sou daartoe kon lei dat wild met behulp van 'n wisselweidingsstelsel vanaf oorbeweide gebiede in een deel van die reservaat na ander dele van die reservaat gelok kan word. Die verspreiding van kunsmatige waterpunte oor die studiegebied sal ook kan bydra om die probleem van oorbeweiding in spesifieke gebiede op te los.

Metode

Die studie is naby die Baderoukwe dam op Letaba Ranch uitgevoer. Die dam is standhoudend deur die jaar en een van die grootste op Letaba Ranch. 'n Totaal van 28 opnames is rondom die dam gedoen. Sewe opnames is elk in 'n noordelike, suidelike, oostelike en westelike windrigting vanaf die dam uitgevoer. Tydens die studie is die lyninterseptegniek, soos voorgestel deur Barbour *et al.* (1987) gebruik. 'n Tou van 100 m lank is gebruik om 100 punt opnames van die transekte te doen. Die tou was elke meter gemerk.

Die spesie reg onder elke merk is aangeteken. Indien geen spesie onder die merk voorgekom het nie, is die naaste spesie tot 30 sentimeter daarvandaan geneem. Indien geen spesie voorgekom het nie, is dit as "kaal grond" aangeteken.

Die opnames is gedoen vanaf die dam en vir elke opname in elke windrigting is daar verder vanaf die dam wegbeweeg. Tydens elke relevé is die opname horisontaal in die rigting van die transek gedoen om voorsiening te maak vir die kort afstande tussen relevés naby die waterpunt. Die afstande vanaf die dam in elke rigting was as volg:

- 1) 50 m
- 2) 100 m
- 3) 200 m
- 4) 400 m
- 5) 600 m
- 6) 900 m
- 7) 1 500 m

Die afstand kon nie vergroot word nie aangesien ander suipings die resultate van die studie sou beïnvloed.

Die plantspesies van die kruidlaag is in vier kategorieë verdeel soos voorgestel deur Vorster (1982). Die kategorieë was Afnemers, Toenemers 2A, Toenemers 2B, en Toenemers 2C. Die persentasie basale bedekking kon nie bepaal word nie aangesien te min punte in elke relevé gedoen is. Die data is as volg verwerk:

% teenwoordigheid = (Aantal kere wat 'n spesie naaste aan die punt was / Totale aantal punte per opname) X 100

Resultate en bespreking:

i) Noordelike transek

Die resultate vir die noordelike transek word in Tabele 35 & 36 weergegee. Naby die waterpunte (Figuur 45) was die frekwensie van *Urochloa mosambicensis* (29.00 %) opvallend. Ander spesies wat naby die water voorgekom het (50 m) was nie-grasagtige kruide (19.00 %), *Brachiaria deflexa* (13.00 %) en *Aristida meridionalis* (11.00 %). Daar was 'n merkwaardige toename in die aantal nie-grasagtige kruide weg vanaf die water. Die nie-grasagtige kruide en *Eragrostis rigidior* het 'n frekwensie van 100 % in elke opnameperseel van die noordelike transek tot 1 500 m vanaf die waterpunt gehad.

Die Toenemer 2B spesies was deurgans dominant tydens die opnames (Figuur 46). Die laagste persentasie teenwoordigheid van Toenemer 2B spesies was by die punt naaste aan die water (67.00 %). Die meeste Afemer spesies het naby die waterpunt voorgekom (25.00 %). Toenemer 2A spesies het slegs by die naaste en die verste punte vanaf die water voorgekom.

In Figuur 46 word die spesieverspreiding op die transek aangedui. Die opnamepersele naaste aan die water (50 m) en verste van die water (1 500 m) toon die hoogste spesiediversiteit aan (12 spesies). Die spesiediversiteit vir die ander persele is laer en redelik konstant. Die teenwoordigheid van *Microchloa caffra* 1 500 m vanaf die waterpunt kan toegeskryf word aan die plantgemeenskap wat teenwoordig was waar die opname gedoen is. Bosverdigting deur *Colophospermum mopane* (struikmopanie) het tot gevolg dat daar 'n verhoging in die digtheid van *Microchloa caffra* plante was wat in die gebied voorgekom het.

ii) Suidelike transek

Die resultate vir die suidelike transek word in Tabele 36 & 37 weergegee. Die mees dominante spesies langs die transek was die nie-grasagtige kruide en *Tragus berteronianus*. Volgens Figuur 47 het die totale persentasie teenwoordigheid van die nie-grasagtige kruide aanvanklik toegeneem weg vanaf die eerste waterpunt, maar toe konstant gebly. *Dactyloctenium giganteum* het ook net by die perseel naaste aan die water voorgekom. Die afwesigheid van *Tragus berteronianus* 600 m vanaf die waterpunt kan toegeskryf word aan die teenwoordigheid van *Combretum apiculatum* en 'n afwesigheid van *Colophospermum mopane* in die gebied. Daar is reeds in vorige besprekings van die kruidlaag beskryf dat die *Combretum apiculatum* -

Tabel 35

Die persentasie teenwoordigheid van grasagtige spesies langs die noordelike transek vanaf 'n waterpunt op Letaba Ranch.

		AFSTAND VANAF DIE WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
SPESESAMESTELLING	AFKORTING	% TEENWOORDIGHEID						
<i>Aristida congesta</i>	A.CON		2	3		1		2
<i>Aristida meridionalis</i>	A.MERI	11		1		2	1	2
<i>Bothriochloa radicans</i>	B.RAD	4			4	3	2	
<i>Brachiaria deflexa</i>	B.DEF	13			2	2		5
<i>Digitaria eriantha</i>	D.ERI	3						1
<i>Enneapogon cenchroides</i>	E.CEN	2	1					
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	E.LEH	1						1
<i>Eragrostis rigidior</i>	E.RIG	2	1	5	17	3	1	3
<i>Eragrostis superba</i>	E.SUP	1						
<i>Melinis repens</i>	M.REP						1	
<i>Microchloa caffra</i>	M.CAF		2	7			3	29
Nie-grasagtige kruide	FORB	19	62	51	53	72	59	44
<i>Panicum maximum</i>	P.MAX	9			1	4		3
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	P.SQU		19	28	1	2	32	5
<i>Sporobolus fimbriatus</i>	S.FIM	6						
<i>Tragus berteronianus</i>	T.BER		6	5	16	10		1
<i>Tricholaena monachne</i>	T.MON		2					
<i>Trichoneura grandiglumis</i>	T.GRA						1	
<i>Urochloa mosambicensis</i>	U.MOS	29	5		6	1		4
TOTAAL		100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Tabel 36

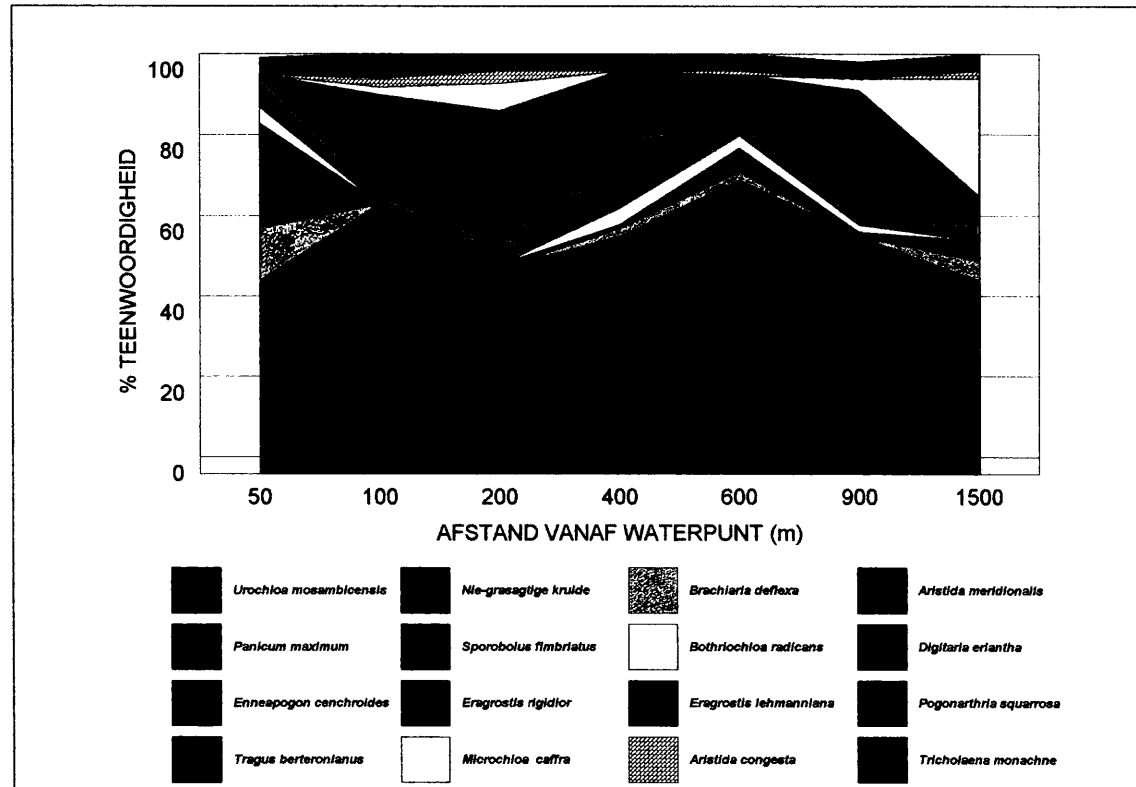
Die persentasie teenwoordigheid van die ekologiese klasse vir die verskillende transekte rondom 'n waterpunt op Letaba Ranch.

		Noordelike transek						
		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
EKOLOGIESE KLAS		% TEENWOORDIGHEID						
Toenemers 2A		8						1
Toenemers 2B		67	90	92	81	83	100	87
Toenemers 2C			8	8	16	11		3
Afnemers		25	2		3	6		9

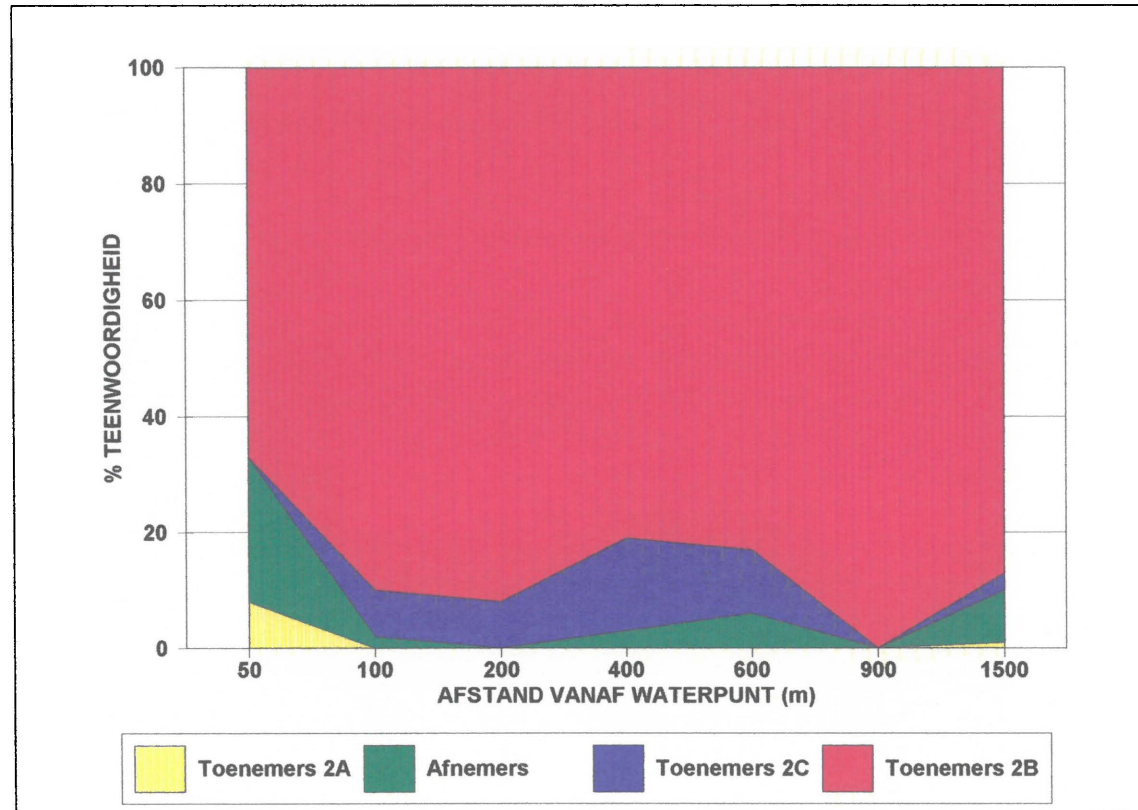
		Suidelike transek						
		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
EKOLOGIESE KLAS		% TEENWOORDIGHEID						
Toenemers 2A		21		4	1	1		
Toenemers 2B		28	49	55	66	96	89	64
Toenemers 2C		44	47	36	32	2	11	32
Afnemers		7	4	5	1	1		4

		Oostelike transek						
		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
EKOLOGIESE KLAS		% TEENWOORDIGHEID						
Toenemers 2A						1		
Toenemers 2B		52	69	83	68	71	78	79
Toenemers 2C		41	31	17	29	23	21	7
Afnemers		7			3	5	1	14

		Westelike transek						
		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
EKOLOGIESE KLAS		% TEENWOORDIGHEID						
Toenemers 2A		10	4					
Toenemers 2B		64	92	60	92	98	94	93
Toenemers 2C		3	3					4
Afnemers		23	1	40	8	2	6	3



Figuur 45 Die sestien grasagtige spesies langs die noordelike transek met die hoogste persentasie voorkoms.

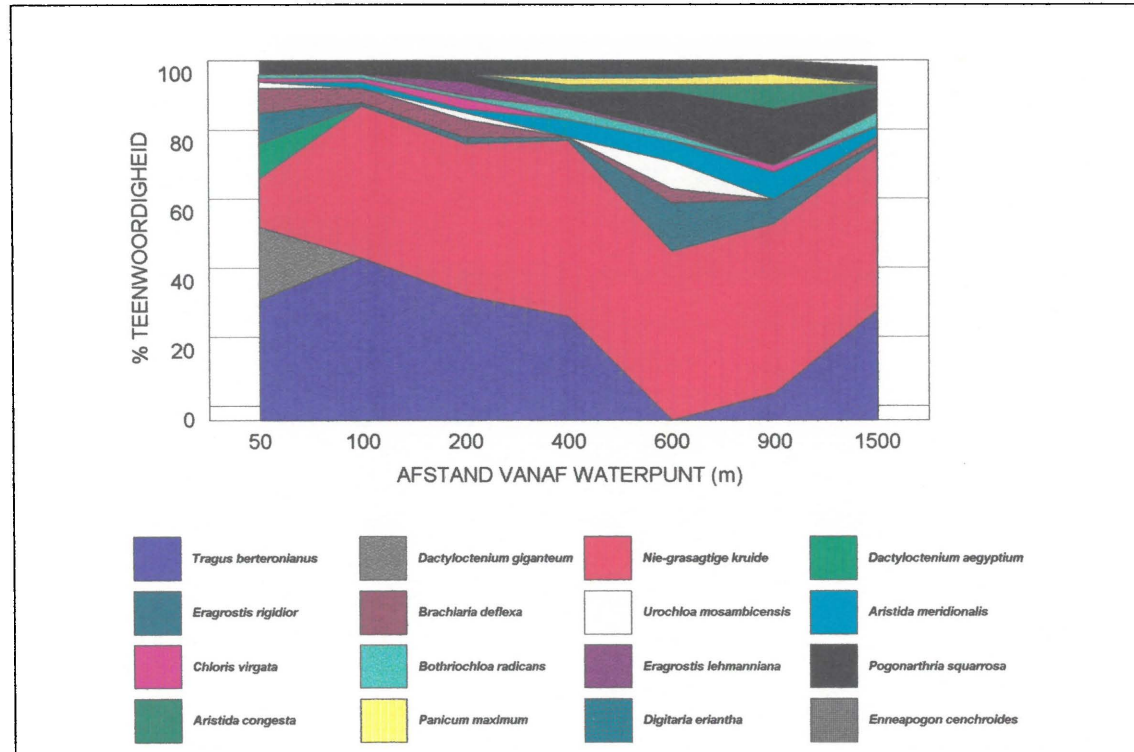


Figuur 46 Die kruidlaag langs die noordelike transek opgedeel in ekologiese klasse.

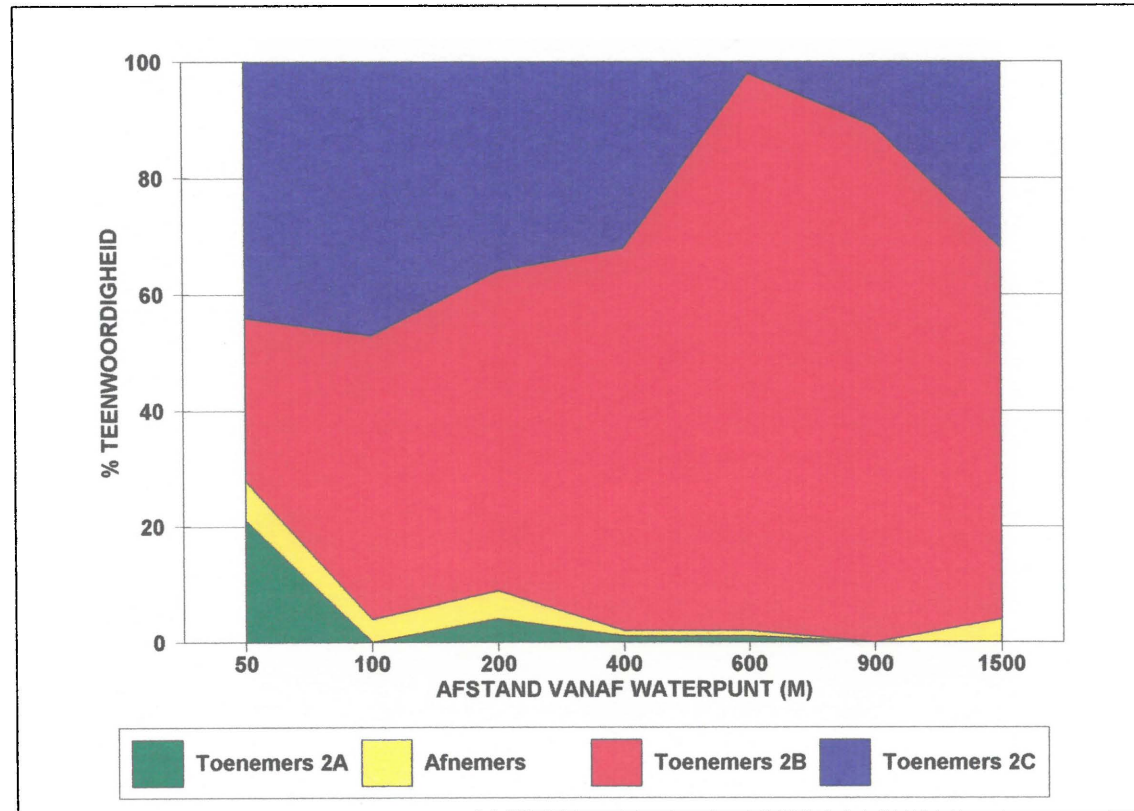
Tabel 37

Die persentasie teenwoordigheid van grasagtige spesies langs die suidelike transek vanaf 'n waterpunt op Letaba Ranch.

		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
SPESIESAMESTELLING	AFKORTING	% TEENWOORDIGHEID						
<i>Aristida congesta</i>	A.CON				2	2	3	
<i>Aristida meridionalis</i>	A.MERI		2	1	5	6	8	3
<i>Bothriochloa radicans</i>	B.RAD	1	1	1	3	2		4
<i>Brachiaria deflexa</i>	B.DEF	7	4	5		4		2
<i>Chloris virgata</i>	C.VIR	1	1	3			2	
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	D.AEG	10						
<i>Dactyloctenium giganteum</i>	D.GIG	21						
<i>Digitaria eriantha</i>	D.ERI							1
<i>Enneapogon cenchroides</i>	E.CEN							1
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	E.LEH			4	1	1		
<i>Eragrostis rigidior</i>	E.RIG	9	1	2	1	14	7	1
<i>Hyparrhenia anamesa</i>	H.ANA							1
<i>Microchloa caffra</i>	M.CAF				2	2	7	1
Nie-grasagtige kruide	FORB	14	44	44	51	49	49	47
<i>Panicum maximum</i>	P.MAX				1	1		
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	P.SQU			2	4	11	16	7
<i>Tragus berteronianus</i>	T.BER	35	47	36	30		8	32
<i>Urochloa mosambicensis</i>	U.MOS	2		2		8		
TOTAAL		100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00



Figuur 47 Die sestien grasagtige spesies langs die suidelike transek met die hoogste persentasie voorkoms.



Figuur 48 Die kruidlaag langs die suidelike transek opgedeel in ekologiese klasse.

bestuurseenheid en die *Colophospermum mopane* - bestuurseenheid verskillende grasspesiesamestellings het.

By die punt naaste aan die dam was daar meer Toenemer 2A spesies teenwoordig as in die res van die relevés op die transek (Figuur 48). Die persentasie teenwoordigheid van die Toenemer 2B spesies was ook laer naby die dam, met 'n maksimum teenwoordigheid 600 m vanaf die dam, waar die teenwoordigheid van *Combretum apiculatum* as houtagtige plant gedomineer het. Daar was ook 'n geleidelike afname in die persentasie teenwoordigheid van Toenemer 2C spesies langs die transek. Die persentasie teenwoordigheid van die Afnemers het deurgaans redelik konstant gebly.

iii) Oostelike transek

Volgens Tabelle 36 & 38 was die nie-grasagtige kruide en *Tragus berteronianus* die dominante spesies in die kruidlaag. Aanvanklik was die persentasie teenwoordigheid van die nie-grasagtige kruide laer (29.00 %) as die persentasie teenwoordigheid van *Tragus berteronianus* (41.00 %) naby aan die dam, maar die teenwoordigheid van die nie-grasagtige kruide het toegeneem en redelik konstant gebly. Die persentasie teenwoordigheid van *Tragus berteronianus* het afgeneem en ook konstant gebly. Volgens Figuur 49 was daar 'n toename in die persentasie teenwoordigheid van *Microchloa caffra* plante 1 500 m vanaf die waterpunt.

Volgens Figuur 50 is die afwesigheid van Toenemer 2A spesies in bykans al die relevés langs die transek opmerklik. Die persentasie teenwoordigheid van die Afnemer spesies (Tabel 36) op die transek was ook laag. Die Toenemer 2B spesies het gedomineer oor die hele transek. Daar was 'n geleidelike afname in die persentasie teenwoordigheid van Toenemer 2C spesies vanaf die waterpunt tot by 1 500 m vanaf die waterpunt.

iv) Westelike gradiënt

Anders as by die vorige drie transekte, het die relevés van die westelike transek hoofsaaklik voorgekom in 'n gebied wat deur die houtagtige *Combretum apiculatum* gedomineer word. Die relevé naaste aan die dam is gedomineer deur *Colophospermum mopane*.

Volgens Figuur 51 was daar groot variasies in die persentasie teenwoordigheid van sekere spesies. Die skerp styging in die persentasie teenwoordigheid van *Tragus berteronianus*

Tabel 38

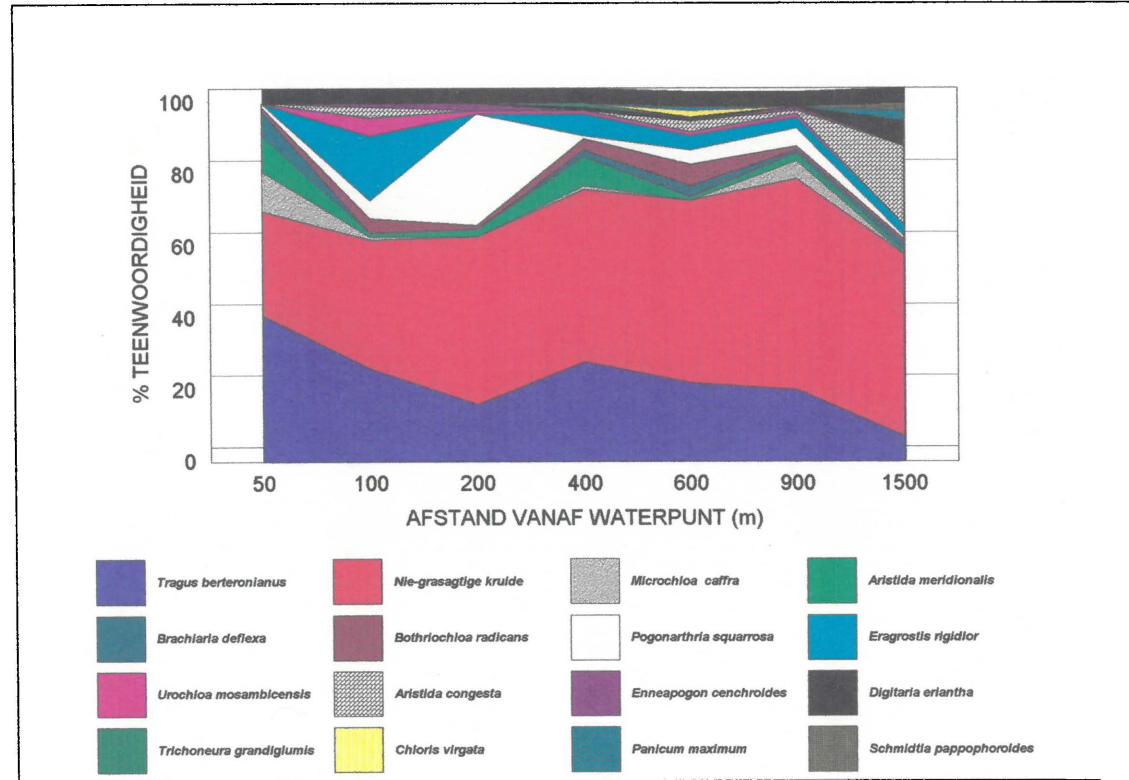
Die persentasie teenwoordigheid van grasagtige spesies langs die oostelike transek vanaf 'n waterpunt op Letaba Ranch.

		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
SPESESAMESTELLING	AFKORTING	% TEENWOORDIGHEID						
<i>Aristida congesta</i>	A.CON		5	1	1	1	1	
<i>Aristida meridionalis</i>	A.MERI	10	1	2	8	1	2	1
<i>Bothriochloa radicans</i>	B.RAD	1	4	1	3	6	1	1
<i>Brachiaria deflexa</i>	B.DEF	7			2	3	1	2
<i>Chloris virgata</i>	C.VIR					2		
<i>Cynodon dactylon</i>	C.DAC					1		
<i>Digitaria eriantha</i>	D.ERI				1	1		7
<i>Enneapogon cenchroides</i>	E.CEN		1	2			1	
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	E.LEH						1	
<i>Eragrostis rigidior</i>	E.RIG		18		6	4	3	3
<i>Microchloa caffra</i>	M.CAF	11	1		1		5	
Nie-grasagtige kruide	FORB	29	36	47	48	51	59	51
<i>Panicum maximum</i>	P.MAX					1		3
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	P.SQU	1	5	31	1	4	5	1
<i>Schmidtia pappophoroides</i>	S.PAP							2
<i>Tragus berteronianus</i>	T.BER	41	26	16	28	22	20	7
<i>Trichoneura grandiglumis</i>	T.GRA				1			
<i>Urochloa mosambicensis</i>	U.MOS		3			3	1	22
TOTAAL		100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

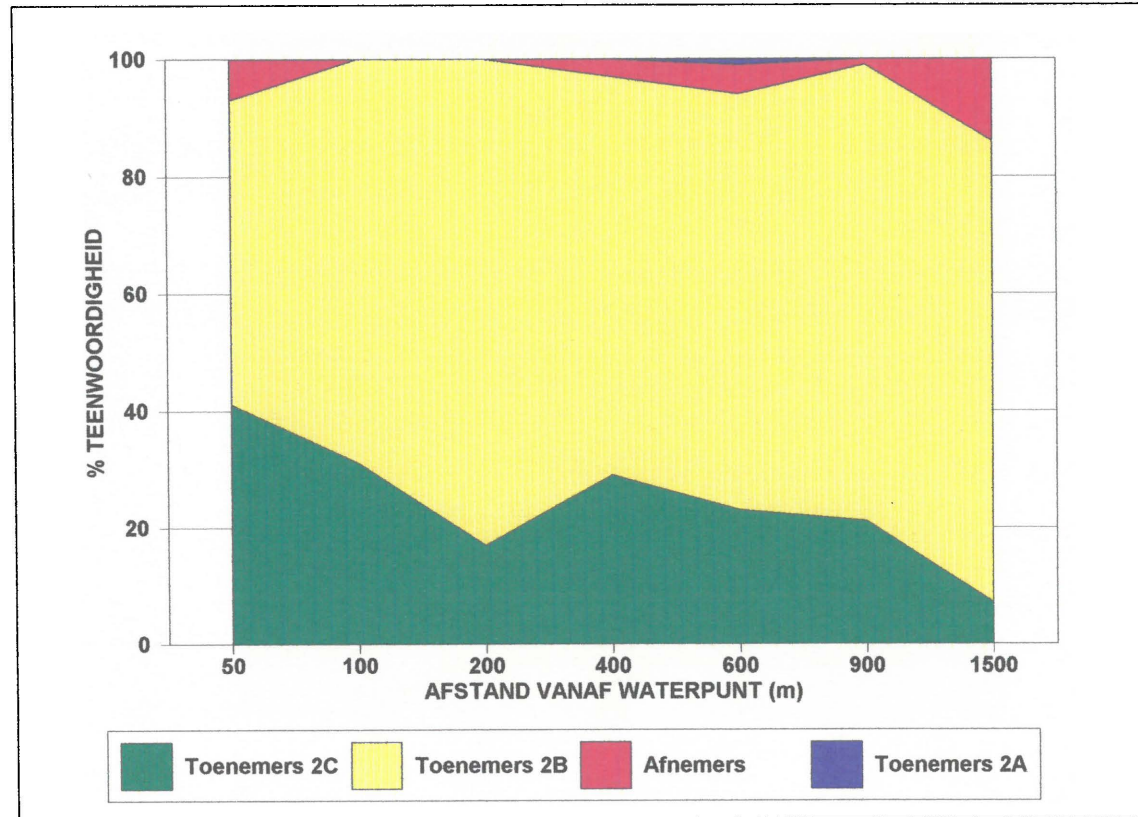
Tabel 39

Die persentasie teenwoordigheid van grasagtige spesies langs die westelike transek vanaf 'n waterpunt op Letaba Ranch.

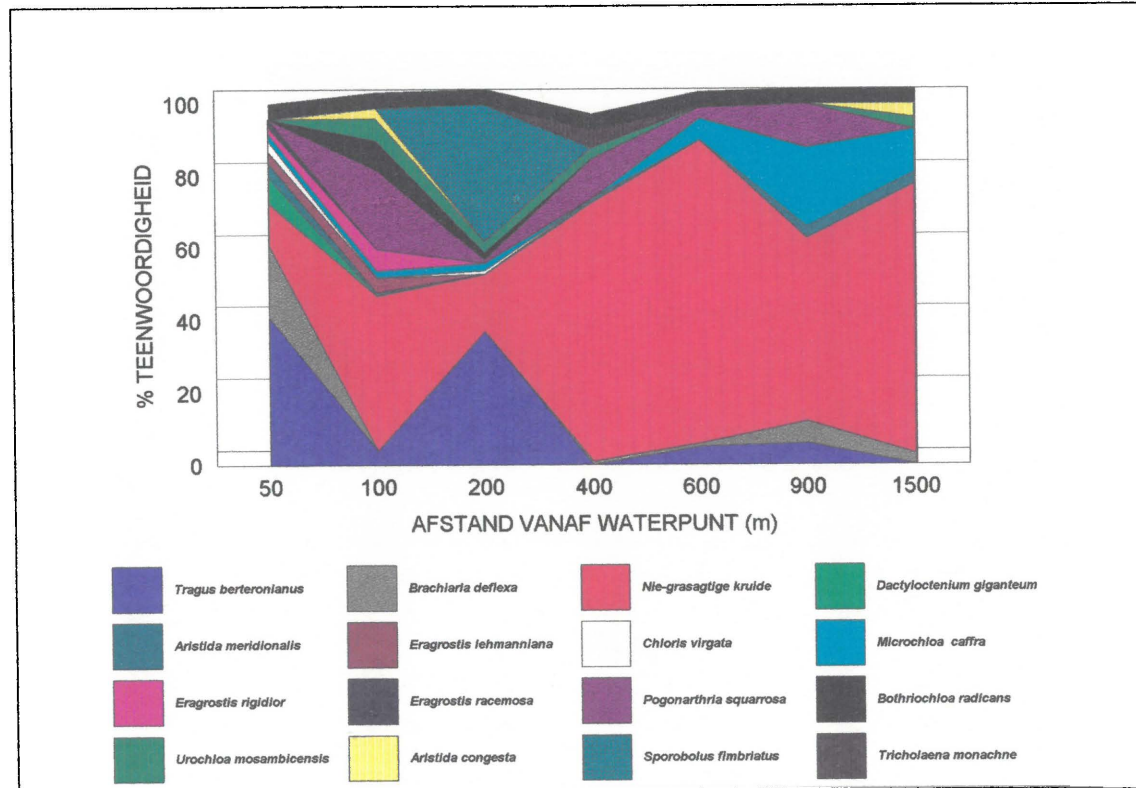
		AFSTAND VANAF WATERPUNT (m)						
		50	100	200	400	600	900	1500
SPESESAMESTELLING	AFKORTING	% TEENWOORDIGHEID						
<i>Aristida congesta</i>	A.CON		3					4
<i>Aristida meridionalis</i>	A.MERI	4	1		1		3	3
<i>Bothriochloa radicans</i>	B.RAD		8	2				
<i>Brachiaria deflexa</i>	B.DEF	20			1	1	6	3
<i>Chloris virgata</i>	C.VIR	3		1				
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	D.AEG	3						
<i>Dactyloctenium giganteum</i>	D.GIG	7						
<i>Digitaria eriantha</i>	D.ERI				2	1		
<i>Enneapogon cenchroides</i>	E.CEN				1			
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	E.LEH	3	4					
<i>Eragrostis racemosa</i>	E.RAC	2						
<i>Eragrostis rigidior</i>	E.RIG	2	6					
<i>Hyparrhenia anamesa</i>	H.ANA		1					
<i>Melinis repens</i>	M.REP				2			
<i>Microchloa caffra</i>	M.CAF	2	2	2		6	22	12
Nie-grasagtige kruide	FORB	12	43	16	72	84	51	75
<i>Panicum maximum</i>	P.MAX				2			
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	P.SQU		22	1	11	3	12	
<i>Schmidtia pappophoroides</i>	S.PAP	1						
<i>Sporobolus fimbriatus</i>	S.FIM			38				
<i>Tragus berteronianus</i>	T.BER	41	4	37		5	6	
<i>Tricholaena monachne</i>	T.MON				5			
<i>Urochloa mosambicensis</i>	U.MOS		6	3	3			3
TOTAAL		100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00



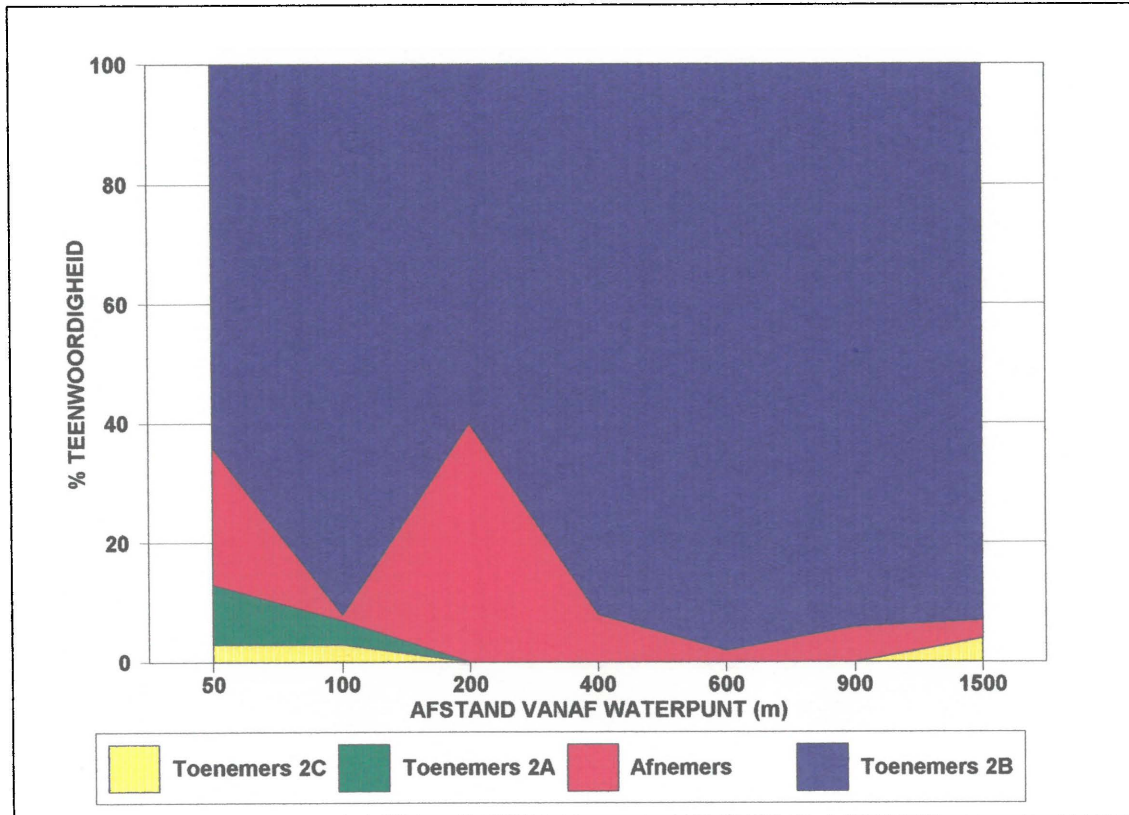
Figuur 49 Die sestion grasagtige spesies langs die oostelike transek met die hoogste persentasie voorkoms.



Figuur 50 Die kruidlaag langs die oostelike transek opgedeel in ekologiese klasse.



Figuur 51 Die sestien grasagtige spesies langs die westelike transek met die hoogste persentasie voorkoms.



Figuur 52 Die kruidlaag langs die westelike transek opgedeel in ekologiese klasse.

(Tabel 39) 200 m vanaf die dam kan toegeskryf word aan die afwesigheid van houtagtige plante in die gebied. Die persentasie teenwoordigheid van die nie-grasagtige kruide het toegeneem vanaf die dam tot by die verste punt vanaf die dam (Tabel 36).

Volgens Figuur 51 was die Toenemer 2B spesies dominant langs die transek. Die persentasie teenwoordigheid van die Afnemers het toegeneem waar daar nie-houtagtige plante voorgekom het nie. Die Toenemer 2A spesies het slegs naby die dam voorgekom en later op die transek heeltemal verdwyn.

Gevolgtrekking

Hoewel sekere spesies van die kruidstratum wel 'n afname of toename in die persentasie teenwoordigheid getoon het met afstand vanaf die waterpunt, is die resultate wat verkry is nie duidelik genoeg nie. Dit geld ook vir die ekologiese klasse wat gebruik is om die verskillende spesies in te deel.

Verskeie faktore mag die resultate wat verkry is, beïnvloed het. As gevolg van relatief baie waterpunte, hetsy kunsmatig of standhoudende damme in die gebied, kon daar nie genoeg relevés in elke windrigting uitgeplaas word nie. Die invloed van die verskillende waterpunte sou 'n wanbeeld van die werklikheid weerspieël. As gevolg van die hoë reënval die vorige seisoen was water volop en was daar nie baie wild wat van die betrokke suiping gebruik gemaak het nie. Die abnormale hoë reënval het ook veroorsaak dat pionierspesies, veral kruide, in groot getalle op Letaba Ranch voorgekom het.

Daar is reeds in die hoofstuk oor veldtoestand melding gemaak dat die tipe plantgemeenskap wat ter sprake is by opnames op Letaba Ranch 'n baie groot invloed uitoefen op die persentasie teenwoordigheid van plantspesies en spesieverskeidenheid van die betrokke gebied. Moontlike beweidingsgradiënte vanaf waterpunte sal slegs geïdentifiseer kan word deur voorgesette moniteringsaksies. Dit is baie moeilik om op grond van een seisoen se resultate konstruktiewe afleidings te maak en te bespiegel of daar wel beweidingsgradiënte om die Baderoukwe dam bestaan.

Tydens die huidige studie was die metode wat gebruik is om die basale bedekking van die persele te bepaal nie voldoende nie. Daar is te min punte (100) per perseel tydens die studie gebruik. Die gebruik van meer punte is wesenlik, maar word bemoeilik deur die skielike veranderinge in die plantgemeenskappe op Letaba Ranch. Om dié rede is daar nie in die verwerking van die resultate van basale bedekking gebruik gemaak nie. Die meeste van die

spesies wat voorgekom het was nie-grasagtige kruide gewees. Die deursnee van die kruide is so klein dat selfs 'n fout van 1 mm groot verskille in die basale bedekking van die persele sou veroorsaak. Sulke foute sou veroorsaak dat die data wat verkry is, nie wetenskaplik korrek sou wees nie.