



UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
in der Helmholtz-Gemeinschaft



UFZ-Bericht 01/2005

Beiträge zur
Vegetationsökologie der Trockengebiete
und Desertifikation

Basic and Applied Dryland Research

Mark Weste

RS

Christian Wissel (Hrsg.)

05

348 MA

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Department Ökologische Systemanalyse

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



00409612

ISSN 0948-9452

UFZ Bericht 01 2005

Basic and Applied Dryland Research 1 (2005)
Mitteilungen des Arbeitskreises Wüstenökologie
der Gesellschaft für Ökologie

Beiträge zur Vegetationsökologie der Trockengebiete und Desertifikation

Herausgeber:

Maik Veste* & Christian Wissel

Archiv

**UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH**
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Department Ökologische Systemanalyse

* Arbeitskreis Wüstenökologie
der Gesellschaft für Ökologie (GFÖ)
www.wuestenoekologie.de

Inhalt / Contents

Analysis of vegetation patterns in the Sahel in relation to grazing intensity J. MÜLLER, K. KÖNIG.....	1-15
Fernerkundungsgestützten Vegetationskartierung im Rahmen des BIOTA-Southern Africa-Projekts T. BECKER, M. VOGEL, B. HÖRSCH, C. SCHULTZ, M. STROHBACH, R. HANATSCHKE.....	17-40
Räumliche Vegetationsmuster in ariden Gebieten Südmarokkos Klassifizierung zugrundeliegender Mechanismen M. STAUDINGER, M. FINCKH.....	41-53
Räumliche Variabilität der pflanzlichen Wasserversorgung an Trockenstandorten in Südmarokko M. VESTE, M. STAUDINGER.....	55-64
Vegetation entlang eines geo-ökologischen Gradienten im Sinai -Negev-Sandfeld (nordwestlicher Negev, Israel) M. VESTE, K. EGGERT, S.-W. BRECKLE, T. LITTMANN.....	65-81
Pedogenetic differentiation in the South-Yemen Highland D. PIETSCH.....	83-86
Biodiversity Observatories. A new standardised monitoring tool for biodiversity studies U. SCHMIEDEL, N. JÜRGENS.....	87-91
Mobility – a strategy for the prevention of desertification and for the coping with its Consequence. F. IBRAHIM.....	93-105
Desertifikationsforschung – in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft H. G. MENSCHING.....	107-111
Which comes first: Desertification or Desertation ? - the chicken and egg theory – M. AKHTAR-SCHUSTER.....	113-119
Stellenwert der Ökologie in der Regierungspolitik der nordafrikanischen Staaten H. MATTES.....	121-128
Einfluß der Fruchtstrukturen auf die Samenausbreitung bei Aizoaceae P. PAROLIN.....	129-134

Editorial

Trockengebiete bedecken mehr als 40% der Erdoberfläche. Charakteristisch für diese Gebiete sind geringe Niederschläge, hohe Verdunstung, hohe Temperaturen und eine geringe Vegetationsbedeckung. In diesen extremen Lebensräumen hat sich eine trotzdem eine hohe Biodiversität entwickelt. Auch der Mensch hat sich mit seiner Lebensweise an diese Umweltbedingungen angepasst. Aber die fortschreitende Desertifikation dieser Lebensräume hat vieler Orts katastrophale Auswirkungen auf die Biodiversität und die Lebensgrundlage des Menschen. Ein ökologisches Verständnis der Prozesse und Mechanismen ist die Grundlage für den Erhalt der Biodiversität und die Entwicklung einer nachhaltigen Nutzung in diesen Trockengebieten.

Der ARBEITSKREIS WÜSTENÖKOLOGIE in der GESELLSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE (GFÖ) ist ein interdisziplinäres Forum für die Präsentation und wissenschaftliche Diskussion von aktuellen Ergebnissen, methodischen Ansätzen und zukünftigen Forschungszielen der ökologischen Grundlagenforschung sowie für angewandte Forschung.

Im vorliegenden Band werden schwerpunktmäßig Ergebnisse zur Vegetationsökologie der Trockengebiete und zur Desertifikationsproblematik aus dem Arbeitskreis vorgestellt.

Die Herausgeber
Arbeitskreis Wüstenökologie
der Gesellschaft für Ökologie
www.wuestenoekologie.de

Analysis of vegetation patterns in the Sahel in relation to grazing intensity

JONAS MÜLLER^{1,*}, KONSTANTIN KÖNIG²

¹ Goethe-University Frankfurt, Botanical Institute, P.O. Box 11 19 32, D – 60054 Frankfurt, Germany

² Goethe-University Frankfurt, Institute of Physical Geography, P.O. Box 11 19 32, D – 60054 Frankfurt, Germany

* corresponding author: University of Freiburg, Department of Geobotany, Schänzlestr. 1, 79104 Freiburg

Summary

Grazing, mainly with cattle, is one of the most prominent habitat factors in Sahelian ecosystems. In the Northern part of Burkina Faso the current vegetation is examined. Parallel to it, two methods on two scale levels are applied to quantify grazing pressure by the example of the dune of Yomboli, a landscape unit representative for the region: in the field cattle faeces are counted, and on aerial photographs cattle paths are mapped within a raster grid. Additionally, on the aerial photographs groups of woody plants are classified. From out of 10 woody plant layer communities only two occur on the dune of Yomboli, these are poor in species. There are no correlations between the measures of grazing and the examined vegetation parameters. Possible explications for this result are discussed. The dune of Yomboli is already heavily degraded, a grazing gradient which could be reflected by the vegetation does no longer exist. Finally it is advised to include a third scale level with satellite images as well as to survey the land-use history of the dune.

Introduction

The Sahelian zone of Burkina Faso is strongly affected by land degradation¹ (LINDQVIST & TENGBERG 1993, STROOSNIJDER 1994, *Rasmussen* 1999). A high population growth in the region since the second half of the 20th century had far-reaching consequences for the settlement behaviour as well as for the land-use. This period of deep structural modifications in the society took place at the same time as phases of successive years in which the precipitations were not sufficient; since the 1970s the precipitation values decline.

This led in combination with overgrazing to the initialisation and acceleration of land degradation (cf. ALBERT et al. 2002), i.e. a strong loss of the availability of natural resources, which again had consequences for the agropastoral societies. In the wider region vegetation changes are in the meantime described e.g. the modification of woody plant densities, decrease of woody plants, lacking regeneration, decline of phytodiversity, disappearing of perennial species in favour of species with short life cycle, increase of short-living and

¹ We follow the definition of Johnson & Lewis (1995: 2): "There is a general agreement concerning two critical aspects of land degradation. First there must be a substantial decrease in the biological productivity of a land system, and, second this decrease is the result of processes resulting from human activities rather than natural events. "

inedible species (GROUZIS 1988, ANHUF et al. 1990, CLAUDE et al. 1991, FORD 1992, LINDQVIST & TENGBERG 1993, GANABA & GUINKO 1995 & 1998). On the other hand an intense bush encroachment with *Acacia raddiana* (LYKKE et al. 1999, ALBERT et al. 2002) can be observed.

The various landscape units (pediplains (*glacis*), alluvions of the rivers (*bas-fonds*), temporary lakes (*mares*) and dune ridges) are linked with the geomorphology as well as with certain land-use patterns (REENBERG & PAARUP LAURSEN 1997). For example, millet is only cultivated on the sandy soils of the dunes. The use-land type, which affects all landscape units, is cattle grazing. The Sahel is the "*domaine par excellence*" for pastoralism; and in such a way all authors stress the prominent influence that grazing has on Sahelian ecosystems (LE HOUEROU 1989, BREMAN & DE RIDDER 1991). Approximately 2.5 millions heads of cattle do not only consume an average about 50% of the annual aboveground herb-layer-biomass in the Sahel (AYANTUNDE et al. 1999), they compact also the soil, and the soil nutrients diminish (HIERNAUX et al. 1999), on the other hand it is observed that some nutrients are accumulated (TURNER 1998a).

The grazing pressure depends on the migration behaviour of the herds (TURNER 1998a). Within one grazing zone, it is not uniformly but irregularly (patchy) distributed, especially around the water holes it is much higher than further away ("pionosphere gradient", ANDREW 1988). TURNER (1998a & b) showed a differentiation of species combination, biomass and vegetation cover with increasing distance from the edge of the water in Mali. The nutrient availability is negatively correlated with the distance from the edge of the water, this is due to the grazing animals. Often the distance from the water is used as a direct measure for grazing pressure; however, the actual grazing pressure depends on the behaviour of the animals and the response of the plants to it.

Within the basic question of the research on degradation, the question about the proportion of natural and anthropogenic factors to land degradation (among others MENSCHING 1986), we follow by the example of a dune ridge the question, how the vegetation structure differs in areas which are used differently intensive. It is interesting, how the vegetation composition changes with different land-use pressure. The emphasis is put on the examination of grazing as the main influencing factor: which influence does grazing have? And which methods are suitable to quantify grazing pressure?

Study area and methods

Burkina Faso is a landlocked country in Western Africa; the Southern regions belong to the Sudanian zone, the Northern part of the country belongs to the Sahelian zone. There, the

rainy season in the summer lasts approximately three months, the precipitation regime is characterised by a high variability. The mean annual precipitation between 1958 and 1996 reached about 400 mm.

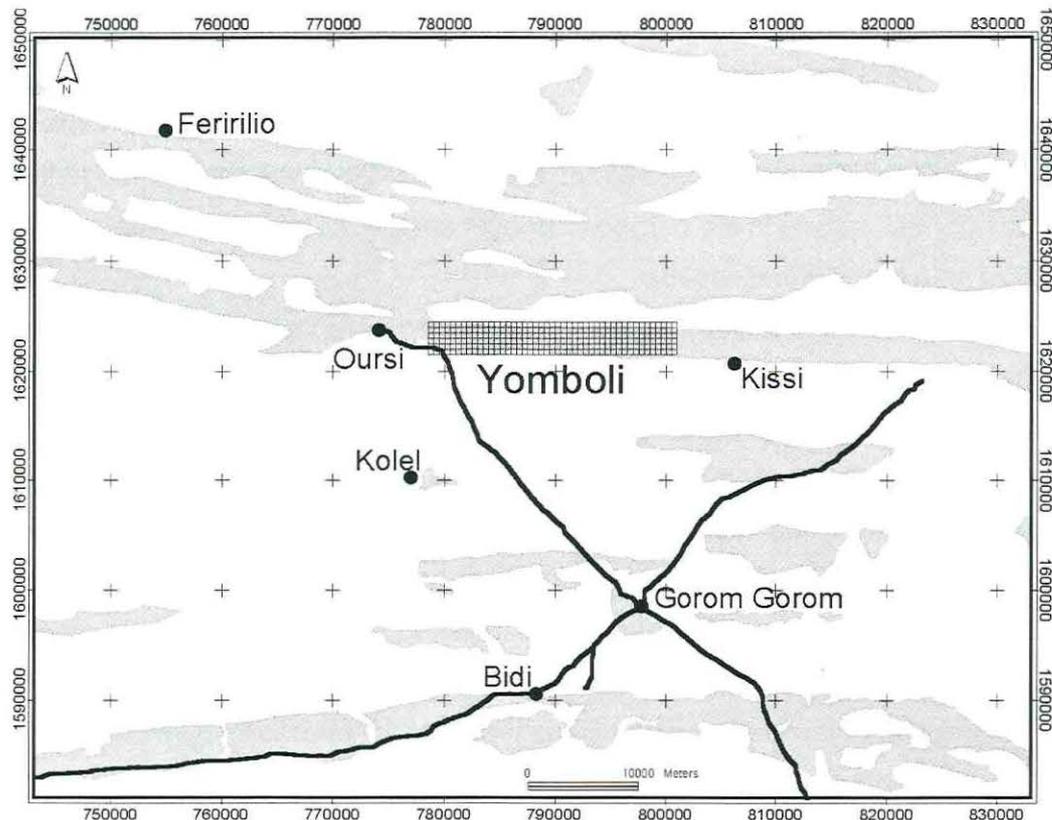


Fig. 1: schematic cart of the study area in northern Burkina Faso Dunes are colored in light grey, roads in black. Map projection is Universal Transverse Mercator, datum wgs84, card zone number 30.

Dune ridges from the later Pleistocene consisting of aeolic sands represent a particularly important part of the Sahelian landscape. Therefore, the analyses took place on such a dune system which is typical for the region, the dune of Yomboli (Fig. 1).

There are different possibilities to quantify grazing pressure. Unfortunately there are no exact cattle countings or governmental statistics from our study area (if at all, only rough estimations, e.g. CLAUDE et al. 1991). Single countings would only be snapshots, which would not at all meet the high variability and therefore would have to be executed repeatedly on a larger scale at a very high cost; interviews with herdsman do not lead to reliable results, since the ownership structure is masked. An indirect, but very exact method is to count browsing damages, they however have the disadvantage, that they are very work intensive and limited spatially (BERGMEIER 1998).

In our approach two independent methods are used on two scales, on the one hand the mapping of cattle paths from conventional aerial photographs, on the other hand the counting

of cattle faeces in the study area. We build our approach on the assumption that the total length of all cattle paths respectively the number of cattle faeces within a defined area a relative, quantitative measure for grazing pressure.

To describe the current vegetation of dune ridges of the region, phytosociological relevés were made and classified according to the Braun-Blanquet approach (school of Zurich-Montpellier, DIERSCHKE 1994). The species of the woody plant layer and those of the herbaceous layer were separately registered. The minimal area was determined to lay down the plot sizes (for the relevés in the herbaceous layer usually 12 m², for the woody plant layer uniformly 900 m² (HAHN-HADJALI 1998).

On dune ridges of the region, 160 relevés of the woody plant layer as well as 232 relevés from the herbaceous layer were collected between July 1999 and October 2001. From these relevés, 10 (woody plant layer) and 52 (herbaceous layer) are located at the dune of Yomboli. Additionally, 74 species' lists of the herbaceous layer were collected on a plot size of 12m² a time. The sampling design and the plot sizes were selected in such a way that the plant communities and the species inventory of the dune of Yomboli were documented as completely as possible. Dune areas which are used as millet fields were in most cases excluded from the analysis of the herbaceous vegetation (s. in addition ATAHOLO 2001). For a detailed description of the plant communities mentioned in the following see MÜLLER (2002, in prep.). All other investigations of vegetation and soil, which were executed in the study area, are not further presented here.

The counting of cattle faeces were done on the top of the dune of Yomboli on two parallel transects of 5,5 and 12,5 km lengths, running west east after the end of the rainy season 2001. On the transects a total of 170 10 to 10 m² large counting plots in a regular distance of 100 meters were marked, in which all cattle faeces were counted (RIETKERK et al. 2000). The degree of decomposition of the cattle faeces remained unconsidered. The faeces of other animals (camels, donkeys, sheep, goats) which differ distinctly from those of the cattle were not considered.

For the analysis of the vegetation structure on a larger scale aerial photographs in the scale 1:50000 from February 1995 were scanned with a resolution of 800dpi. With the resulting dissolution of 2x2m² the substantial features of the picture (woody plant cover and length of cattle paths) can be distinguished. The scanned aerial photographs were submitted to a contrast correction. Aerial photographs have been geometrically corrected on the only existing topographical map in the scale 1:200000 (IGN 1960). For the improvement of the

coverage of neighbouring aerial photographs in the overlapping area of the pictures (60%) additional measuring points were taken for a relative rectification.

The classification of the woody plants was made by a threshold value classification. This is possible, since at the time of the flight the herbaceous layer was dried up (MADSEN et al. 1999). In order to minimize zonal effects and exposure differences, each aerial photograph was pre-stratified into brighter and darker areas. This enabled a threshold value classification which was adapted to the light conditions. The cattle paths, which are well recognizable in the aerial photographs, were digitalised in a geographical information system. Thereby the thickness of the cattle paths remained unconsidered. Along the cut areas of neighbouring aerial photographs the line process was averaged.

In order to enable a surface-related analysis, a digital grid (grid size 500x500 m²) was created in a geographical information system and laid over the classified dune segments (Fig. 1). The resulting grid cell units of 25ha served as the standard for comparison of the further investigations. In each grid cell the sum of lengths of cattle paths (in the following text: cattle paths), the woody plant cover and the mean number of species of the relevés of the herbaceous layer were calculated. The cattle paths and the mean number of species were transformed into five frequency classes. In each grid cell, the mean value of five single countings of cattle faeces was calculated. The resulting mean value was also transformed into five frequency classes. Linear regression analyses were used to test for significant relations between the different parameters.

Results

In tab. 1 ten woody plant layer-communities are presented, which can be found on dune ridges of the region. These woody plant layer-communities can be distinguished in relation to human influence. Two large blocks can be differentiated, i.e. a first block with the communities 1 to 5, characterised by e.g. *Guiera senegalensis*, *Boscia senegalensis*, *Boscia angustifolia*, and a second block with the communities 6 to 10, first of all characterised by *Combretum glutinosum*.

On the dune of Yomboli there are only two communities belonging to the right block of the constancy table, the *Leptadenia pyrotechnica*-community (No. 6) and the *Acacia raddiana*-community (No. 10). *Combretum glutinosum* is a dune species with a relatively wide coenological amplitude, but which has its emphasis in the communities that are more heavily influenced by humans. Within the block of *Combretum glutinosum*, there is the *Leptadenia pyrotechnica*-community (No. 6). This is a community poor in species which indicates degradation. It has only relatively small cover values and can be found in dune areas with a

stronger secondary relief, at places where morphological processes took place or take place. The *Acacia raddiana*-community (No. 10) is community practically without dune species, some tree species like for example *Acacia raddiana* and *Balanites aegyptiaca*, which can be found normally on the glaxis, gain importance.

Tab. 1: Constancy table of woody plant layer-communities on dune ridges, n=160

unit no.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
number of relevés	8	13	6	18	6	29	33	11	17	18
mean cover [%]	44,4	31,2	14,3	52,1	65,8	10,0	21,0	9,3	11,6	13,3
mean number of species	4,4	5,1	4,5	7,7	8,2	2,5	4,4	5,6	2,5	3,7
sum of abundance	34,9	23,1	9,7	48,1	38,5	9,6	21,0	21,5	9,0	13,1
evenness J_s	39,0	53,5	45,8	68,9	64,0	58,1	62,2	76,6	48,5	52,9
Simpson's index D	0,6	0,5	0,6	0,3	0,2	0,6	0,5	0,3	0,6	0,5
<i>Guiera senegalensis</i>	V	IV	III	V	III	I	I	V	.	.
<i>Boscia senegalensis</i>	III	III	IV	V	II	I
<i>Cadaba farinosa</i>	II	II	III	II	.	I	I	.	.	I
<i>Boscia angustifolia</i>	II	I	II	III	I
<i>Acacia laeta</i>	I	V	.	II
<i>Euphorbia balsamifera</i>	.	.	V	I	.	.	.	I	.	.
<i>Pterocarpus lucens</i>	.	.	.	IV	II
<i>Grewia bicolor</i>	I	.	.	III
<i>Maerua crassifolia</i>	.	.	III	III
<i>Acacia pennata</i>	.	.	.	II
<i>Combretum micranthum</i>	.	.	I	IV	V	.	I	.	.	.
<i>Acacia ataxantha</i>	I	.	.	.	V	.	I	.	.	.
<i>Anogeissus leiocarpus</i>	V	I
<i>Feretia apodanthera</i>	IV
<i>Combretum aculeatum</i>	II	II	.	.	IV	.	I	I	.	I
<i>Ziziphus mucronata</i>	II	I
<i>Combretum glutinosum</i>	II	III	.	I	I	III	III	IV	V	.
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	.	I	.	.	.	V	I	.	.	.
<i>Acacia albida</i>	.	I	.	.	.	I	IV	V	.	I
<i>Piliostigma reticulatum</i>	.	I	.	I	III	.	III	III	.	I
<i>Bauhinia rufescens</i>	II	I	.	I	I	I	III	I	.	II
<i>Acacia raddiana</i>	III	II	.	I	I	II	III	I	III	IV
<i>Balanites aegyptiaca</i>	II	II	.	I	II	II	IV	III	IV	V
<i>Leptadenia hastata</i>	.	III	.	II	I	I	II	III	.	I
<i>Ziziphus mauritiana</i>	I	I	.	I	III	I	I	II	.	II
<i>Calotropis procera</i>	.	.	II	II	.	I	I	I	II	I
<i>Commiphora africana</i>	.	II	II	II
<i>Acacia seyal</i>	.	I	I	.	.	I
<i>Acacia senegal</i>	I	I	.	.	I
<i>Acacia nilotica</i>	I	.	.	I	.	.	I	.	.	I

Depending upon size of the woody plants, the vegetation of the dune of Yomboli can be named a tree or a shrub savanna. The stand of the woody plants is quite open, their regeneration is weak. Several communities of the herbaceous layer are associated with the communities of the woody plant layer. The communities of the herbaceous layer fluctuate from year to year depending upon the climatic situation. In this paper they are not presented in detail.

The communities in the left part of the constancy table are relatively rich in species, they achieve relatively high cover values up to 65 %, but they do not occur on the dune of Yomboli. It concerns relatively non-influenced dune areas away from frequented grazing zones and mares, e.g. several dune ridges north of Yomboli.

The cross-linking between botanical field data and data from aerial photos is realized by the grid-based analysis (fig. 2).

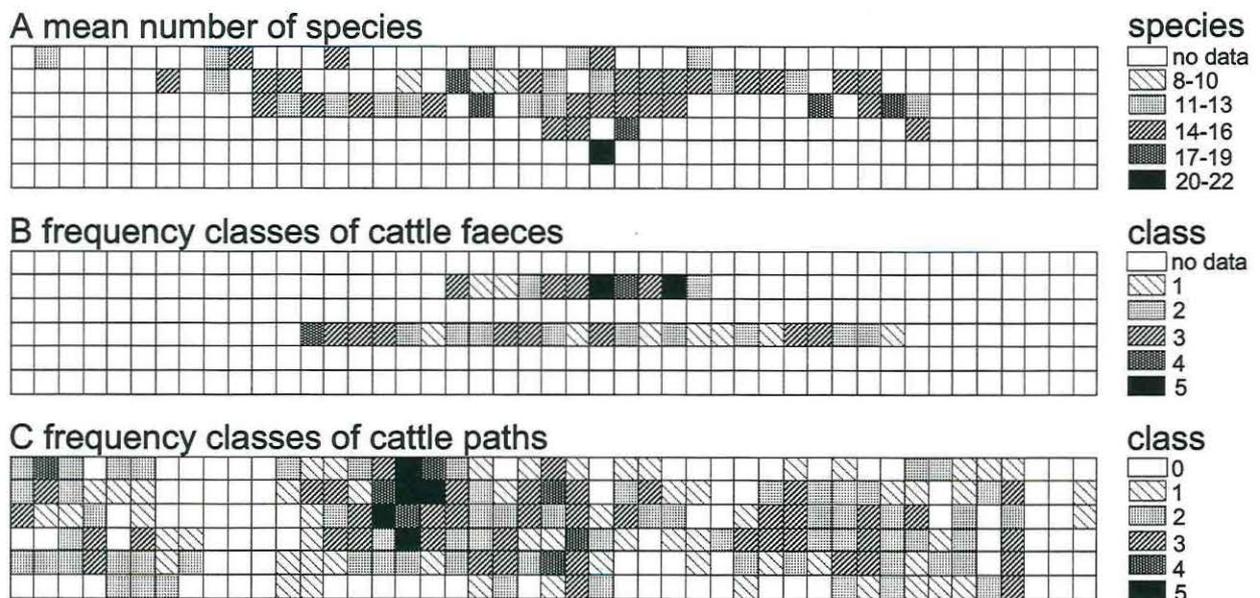


Fig. 2: Parameters based on the digital grid.

a) mean number of species (based on 52 relevés and 74 species' lists): class 1: 8-10, class 2: 11-13, class 3: 14-16, class 4: 17-19, class 5: 20-22.

Frequency distribution of mean number of species in grid cells (n=54): class 1: 1, class 2: 9, class 3: 32, class 4: 10, class 5: 2.

b) mean number of cattle faeces: class 1: 14,2-19,7, class 2: >19,7-25,2, class 3: >25,2-30,6, class 4: >30,6-36,1, class 5: >36,1-41,6. Frequency distribution of cattle faeces classes in grid cells (n=36), class 1: 8, class 2: 11, class 3: 13, class 4: 2, class 5: 2.

c) cattle paths [m]: class 1: 36,1-495,4, class 2: >495,4-967,8, class 3: >967,8-1440,2, class 4: >1440,2-1912,6, class 5: >1912,6-2385,0.

Frequency distribution of cattle paths classes in grid cells (n=178): class 1: 60, class 2: 65, class 3: 41, class 4: 7, class 5: 5.

Fig. 2a shows the spatial arrangement of the mean number of species. The minimum value is 8, the maximum value is 21. Die mean number of species cell grid is 14,1 (SD \pm 2,21. n

(total) = 126, n (cell grids) = 54), class 3 with 14-16 species can be found most frequently. The habitat factors which determine the pattern do not become visible on this scale.

The two transects of the cattle faeces counting are presented in fig. 2b. The frequency of the classes is regular distributed. There is no distinct spatial pattern. Only at the northern edge of the dune ridge a relatively high grazing pressure can be assumed.

Fig. 2c shows the spatial distribution of cattle paths in the study area. There are cattle paths in 178 out of 270 grid cells. We could not map cattle paths on those grid cells which are not coloured. The mean value is 732,2 m (SD \pm 476.06), the maximum value is 2385 m. The highest frequency class, that means those dune areas with the highest grazing pressure, is concentrated on the top of the dune north of the mare. In these dune segment we observe a concentration of paths leading to watering places. Up to this there is no other local concentration of frequency classes, thus the grazing pressure within the grid is regularly distributed. Within the grid a total of 49940 groups of woody plants were classified. They cover 187,4 hectares. Typically the woody plants on the dune of Yomboli grow as single trees or shrubs or small groups of trees or shrubs. This result is supported by the medium sizes of groups of woody plants of only 37.5 m².

In fig. 3a the cattle paths are plotted against mean the number of species in the relevés. There is no correlation between the parameters ($r^2=0.030$, $p = 0.208$). In fig. 3b the cover of woody plants is plotted against the mean number of cattle faeces. No correlation ($r^2=0.044$, $p = 0.220$) exists here either.

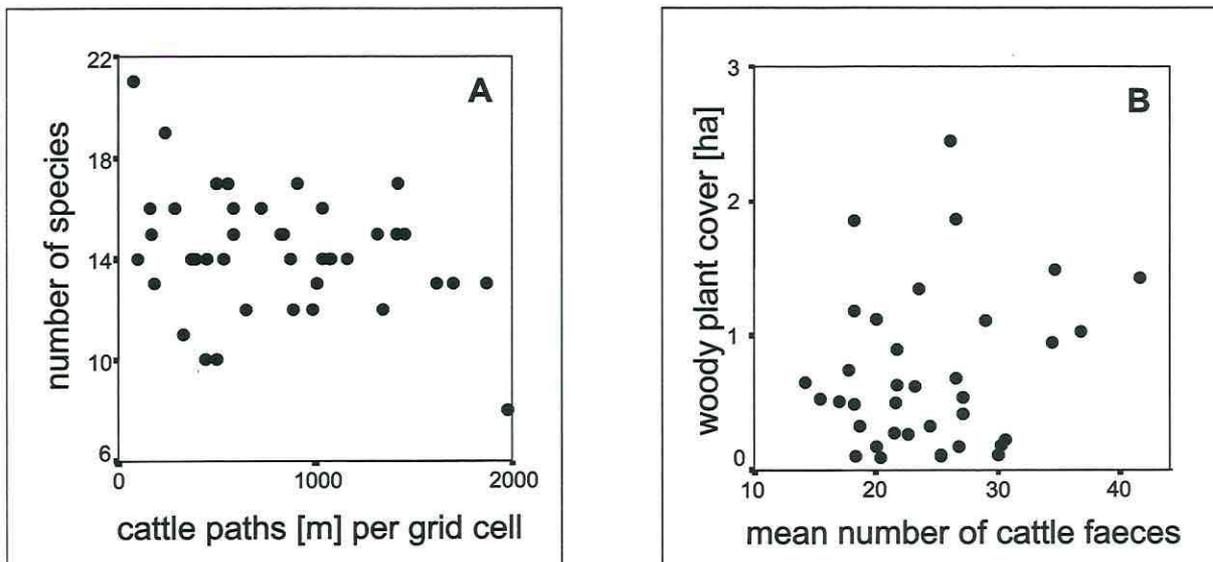


Fig. 3: scatter plots of mean number of species against cattle paths [m] (A), $r^2=0,030$, $p=0,208$ and woody plant cover against mean number of cattle faeces per cell grid (B), $r^2=0,044$, $p=0,220$

In all relevés annual species predominate (tab. 2a). This applies to all frequency classes. The proportion of perennial species in the relevés in relation to cattle paths remains constant in all frequency classes.

cattle path class per grid cell	relevés		quotient (p)/(a)
	annuals (a)	perennials (p)	
1	299	9	0,03
2	269	6	0,02
3	340	4	0,01
4	190	5	0,03
5	82	5	0,06

Tab. 2: Number of annual and perennial species in the phytosociological relevés in relation to grazing intensity, n = 1209.

cattle path class per grid cell	response to grazing after Hiernaux (1998)				
	1	2	3	4	5
1	10	10	6	9	10
2	9	10	7	10	10
3	12	12	5	12	12
4	6	6	5	6	6
5	4	3	3	4	4

Tab. 3: Plant species in the phytosociological relevés which are fostered by grazing or sensitive to grazing. 1: sensitive to any grazing, 2: sensitive to heavy grazing only, 3: tolerant to grazing resp. indifferent, 4: fostered by grazing at moderate intensity only, 5: fostered by grazing at any intensity, n = 191.

The relation of species which are promoted by grazing to those which are sensitive to grazing (HIERNAUX 1998), remains constant in all five frequency classes (Tab. 3). There is no correlation between the cattle paths and the number or total surface area of the woody plants groups.

Discussion

The results of the vegetation ecological parts correspond with other results from the Sahelian region. The vegetation types are relatively poor in species, in the herbaceous layer annual species predominate, perennial species do not play an important role (Le Houerou 1980, Lindskog & Tengberg 1994). The heavily utilised dune of Yomboli is already in a stage of degradation which is relatively far advanced. It is quite possible that parts of the current vegetation still remain as leftovers from reactions to former conditions. For example, *Leptadenia pyrotechnica* grows in areas where morphological processes take place or took

place (ALBERT et al. 2002). Such open areas which are exposed to wind erosion exist also on the top of the dune of Yomboli. They can revegetate. RASMUSSEN (1999) observes a recovery of the vegetation cover in some heavily degraded dune areas around Oursi since the end of the 80's of the last century. The question, to what extent the current vegetation reflects current influences, can thus only be answered, if today's relationships are known. There are various results concerning the influence of grazing. As examples, TURNER (1998a & b) and VAN ROOYEN et al. (1994) are mentioned here. TURNER (1998a & b) showed the influence of cattle on the availability of nutrients, species composition, biomass and vegetation cover; VAN ROOYEN et al. (1994) did not find a relationship between the distance of a water hole and species composition in a study in Southern Africa, however the grazing intensity influenced the species composition in shrub savannas, too. The two presented methods to quantify the grazing pressure enable a spatial analysis on two different scales. The approach of counting cattle faeces and the basic assumption behind has already been used once with success in the South of Burkina Faso (RIETKERK et al. 2000). In this study the relationship between soil and vegetation patchiness and other parameters like biomass, and grazing impact were studied. In our study, cattle faeces counting was for the first time conducted in the Sahel. But no correlation between the number of cattle faeces and the studied vegetation parameters was found. This very exact, but spatially limited method was supplemented by an analysis of cattle paths. This is the first time that cattle paths were used to quantify grazing pressure. One important advantage of cattle paths is that they integrate over time; on the other hand it is not known, how long a cattle path that is no longer used and does no longer correspond to the current grazing pressure remains visible. Also there is few known, how fast and according to what grazing intensity a cattle path develop. Against expectation there is no correlation between the number of species and the cattle paths. It is just speculation, whether the quality of the species, i.e. the species composition, shifts compared with former times even if the number of species remains constant, like it is shown from a Sahelian region in Niger (HIERNAUX 1998).

It was not expected neither, that the proportion between annual and perennial species remains constant in the relevés in relation to cattle paths. HIERNAUX (1998) realized grazing experiments with three different grazing intensities. He found that many species were tolerant to grazing or even promoted by grazing, one third of the species in his plots however were sensitive to grazing. Under exclosure from grazing new niches develop, the diversity increases. Diversity declines to a small degree if grazing pressure is high. Some few species are fostered, since an adaptation to grazing could have already been developed since a long time.

Also in this study the proportion of species that are fostered by grazing to those that are sensitive to grazing remains constant. The herbaceous species are adapted to grazing, that

means that on a lower level a new equilibrium between species that are fostered by grazing to those that are sensitive to grazing could have developed. To describe the effects of grazing pressure, the number of species is - as the only parameter - not suitable.

Models to estimate grazing pressure in an area are not possible, since the motivation of a herdsman where to stay for how long and where to move can not be described mathematically. STROOSNIJDER (1996) tried to modelize the influence of grazing on run-off coefficients and aboveground biomass production. To do this he used as a measure for grazing the reduction of the vegetation cover. This approach is not suitable, since the reduction of the vegetation cover is not sufficient; further consequences of grazing like changes of species composition and shifts in competition conditions remain unconsidered.

Concerning the woody plant layer, the results show that there is no correlation between the cattle paths and the number or the total area of the groups of woody plants. It is possible that the cattle paths are not a suitable parameter of grazing pressure, because it does not show the grazing regime correctly. The behaviour of the cattle must also be considered (MILLEVILLE 1992). Former observations show e.g. that everywhere where the cattle walk, they graze. On pasture movings they graze more or less in the whole area, while on paths leading to watering places the animals normally walk behind each other and graze during their way back. More ethnobotanical interviews and the company of pasture movings could clarify when the cattle walk behind each other and when in the surface, when they defaecate, how long they stay in certain areas, how much and which plant species they graze, if there are certain, preferred grazing patterns. Another explication can be that the woody plant cover does not allow statements about grazing at the moment, because cattle get only the minor part of their fodder from woody plants (about 20 %), however the regeneration of the woody plants is prevented (this is shown by the ground data), that means if the adult trees die off, the woody plant cover will diminish. In this context it is necessary to conduct detailed regeneration studies.

A grazing gradient in the narrower sense does no longer exist on the dune of Yomboli. So small-scale and temporally changing differences, which are recorded with the presented methods, are no longer reflected by the vegetation. This problem can be solved if additional dune ridges where the grazing pressure is lower are added into the analysis, and if these dunes are then compared with the dune of Yomboli.

Conclusion

On the local scale on the dune of Yomboli the vegetation patterns cannot be set in relationship to the suggested methods to quantify grazing pressure. Therefore the two-scale

approach is to be completed by a third scale. REENBERG & FOG (1995) consider it necessary to follow a multi-scale approach to analyse ecological relationships between vegetation and degradation, too.

Satellite images are suitable for this, because they depict landscape patterns and land-use pattern on a suprarregional scale. So the investigations can be expanded beyond the dune of Yomboli into other dune ridges as well as other landscape units (glacis etc.).

Is it also very important for the explanation of species composition to know something about the grazing history (TURNER 1999). So the spatial scale is to be completed by a temporal depth with older aerial photographs and interviews with the population.

Acknowledgement

The financial support for the research by the DFG (Special Research Programm SFB 268, project E2) and the BMBF (BIOTA research programm, project W11) is deeply acknowledged. We thank Katharina Niederndorfer for the rectification of the aerial photographs and the classification of the parameters. Irene Marzolff prepared the grid cells and assisted in the spatial analysis. Amadou Hassane was a committed assistant in the field.

References

- ANDREW MH (1988) Grazing Impact in Relation to Livestock Watering Points. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 336-339.
- ANHUF D, GRUNERT J, KOCH E (1990) Veränderungen der realen Bodenbedeckung im Sahel der Republik Niger (Regionen Tahoua und Niamey) zwischen 1955 und 1975. *Erdkunde* 44: 195-209.
- ALBERT K-D, MÜLLER J, MARZOLFF I, RIES JB (2002): Aktuelle Landdegradation in der Sahelzone (Burkina Faso). In: Abschlussbuch des SFB 268 „Westafrikanische Savanne“ (in prep). Wiley, Benzheim.
- ATAHOLO M (2001) Pflanzensoziologische Untersuchungen der Segetalvegetation in der Sudanzone Westafrikas. Diss. Univ. Frankfurt.
- AYANTUNDE AA, HIERNAUX P, FERNÁNDEZ-RIVERA S, VAN KEULEN H, UDO, HMJ (1999) Selective grazing by cattle on spatially and seasonally heterogeneous rangeland in Sahel. *Journal of Arid Environments* 42 : 261-279.
- BERGMEIER E (1998): Combined effects of fire and grazing on phrygana vegetation - a case study in SW Crete (Greece). *Ecologia mediterranea* 23 (3/4): 1-10.
- BREMAN H, DE RIDDER N (1991) Manuel sur les pâturages des pays sahéliens. Éditions Karthala, Paris Wageningen.

- CLAUDE J, GROUZIS M, MILLEVILLE P (1991) Un espace sahélien. La Mare d'Oursi. Burkina Faso. Éditions de l'ORSTOM, Paris.
- DIERSCHKE H (1994) Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- FORD RE (1992) Humans and the Sahelian Environment. National Geographic Research & Exploration 8 (4): 460-475.
- GANABA S & GUINKO S (1995) Etat actuel et dynamique du peuplement ligneux de la région de la Mare d'Oursi (Burkina Faso). Zustand und Dynamik des Gehölzbestandes in der Umgebung des Mare d'Oursi (Burkina Faso). Etudes sur la flore et la végétation du Burkina Faso et des pays avoisinants 2: 3 – 14.
- GANABA S & GUINKO S (1998) Structure et dynamique du peuplement ligneux de la région de la Mare d'Oursi (Burkina Faso). AAU Reports 39: 193-201.
- GROUZIS M (1988) structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso). Collection Etudes et Thèses. Éditions de l'ORSTOM, Paris.
- HAHN-HADJALI K (1998) Les groupements végétaux des savanes du sud-est du Burkina Faso (Afrique de l'ouest). Pflanzensoziologische Studien der sudanischen Savannen im Südosten Burkina Fasos (Westafrika). Etudes sur la flore et la végétation du Burkina Faso et des pays avoisinants 3 : 3-79.
- HIERNAUX P (1998) Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel. Plant Ecology 138: 191-202.
- HIERNAUX P, BIELDERS CL, VALENTIN C, BATIONO A, FERNÁNDES-RIVERA S (1999) Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. Journal of Arid Environments 41: 231-245.
- IGN (1960) Carte de l'Afrique de l'ouest au 1:200 000, feuille ND-30-XVIII (Dori). Paris, Dakar.
- JOHNSON DL & LEWIS, LA (1995): Land Degradation. Creation and Destruction. Blackwell, Cambridge, Oxford.
- LE HOUÉROU HN (1980) The Rangelands of the Sahel. Journal of Range Management 33 (1): 41-46.
- LE HOUÉROU HN (1989) The Grazing Land Ecosystems of the African Sahel. Ecological Studies 75. Springer, Berlin Heidelberg.
- LINDQVIST S, TENGBERG A (1993) New evidence of desertification from case studies in northern Burkina Faso. Geografiska Annaler, Series A Physical Geography 75 (3): 127-135.
- LINDSKOG P, TENGBERG A (1994) Land Degradation, Natural Resources and Local Knowledge in the Sahel Zone of Burkina Faso. GeoJournal 33 (4): 365-375.

- LYKKE AM, FOG B, MADSON JE (1999) Woody vegetation changes in the Sahel of Burkina Faso assessed by means of local knowledge, aerial photos, and botanical investigations. *Geografisk Tidsskrift, Special Issue*, 2: 57-68.
- MADSEN JE, LIND M, FOG B (1999) Accuracy of aerial photos for recognizing trees in West African cultural landscapes. *Geografisk Tidsskrift Special Issue 2*: 139-149.
- MENSCHING HG (1986): Desertification in Europe? A critical comment with examples from Mediterranean Europe. – In: Fantechi R & Margaris NS (eds) *Desertification in Europe. Proceedings of the Information Symposium in the EEC Programme on Climatology, held in Mytilene, Greece, 15-18 April 1984*. Reidel, Dordrecht, Boston, Lancaster, pp 3-8.
- MILLEVILLE P (1992) Conditions sahéliennes et déplacements des troupeaux bovines. In: Le Floc'h É, Grouzis M, Cornet A, Bille J-C (eds) *L'aridité. Une contrainte au développement. Caractérisation. Réponses biologiques. Stratégies des sociétés*. Éditions de l'ORSTOM, Paris, pp 539-554.
- MÜLLER J (2002, in prep) Aktuelle Vegetation im burkinischen Sahel.
- RASMUSSEN K (1999) Land degradation in the Sahel-Sudan: the conceptual basis. *Geografisk Tidsskrift Special Issue 2*: 151 – 159.
- REENBERG A, FOG B (1995) The Spatial Pattern and Dynamics of a Sahelian Agro-ecosystem. *Land Use Systems Analysis Combining Household Survey with Georelated Information. GeoJournal* 37 (4): 489-499.
- REENBERG A, PAARUP-LAURSEN B (1997) Determinants for Land Use Strategies in a Sahelian Agro-ecosystem - Anthropological and Ecological Geographical Aspects of Natural Resource Management. *Agricultural Systems* 53: 209-229.
- RIETKERK M, KETNER P, BURGER J, HOORENS B, OLFF H (2000) Multiscale soil and vegetation patchiness along a gradient of herbivore impact in a semi-arid grazing system in West Africa. *Plant Ecology* 148: 207-224.
- STROOSNIJDER L (1994) Population Density, Carrying Capacity and Agricultural Production Technology in the Sahel. *AAU Reports* 32: 3-23.
- STROOSNIJDER L (1996) Modelling the effect of grazing on infiltration, runoff and primary production in the Sahel. *Ecological Modelling* 92: 79-88.
- Turner MD (1998a) Long-term effects of daily grazing orbits on nutrient availability in Sahelian West Africa: I. Gradients in the chemical composition of rangeland soils and vegetation. *Journal of Biogeography* 25: 669-682.
- TURNER MD (1998b) Long-term effects of daily grazing orbits on nutrient availability in Sahelian West Africa: II. Effects of a phosphorus gradient on spatial patterns of annual grassland production. *Journal of Biogeography* 25: 683-694.

- TURNER MD (1999) Spatial and temporal scaling of grazing impact on the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. *Journal of Arid Environments* 41: 277-307.
- VAN ROOYEN N, BREDEKAMP GJ, THERON GK, BOTHMA, JP DU, LE RICHE EAN (1994) Vegetational gradients around artificial watering points in the Kalahari Gemsbok National Park. *Journal of Arid Environments* 26: 349-361.

Fernerkundungsgestützten Vegetationskartierung im Rahmen des BIOTA-Southern Africa-Projekts

THORSTEN BECKER^{1,*}, MELANIE VOGEL², BIANCA HÖRSCH², CHRISTOPH SCHULTZ², MARIANNE STROHBACH³, RALF HANATSCHEK²

¹ Biozentrum Klein-Flottbek und Botanischer Garten, Universität Hamburg,
Ohnhorststr. 18, 22609 Hamburg

² Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum,
Köln-Porz, ³ P.O.Box 1669, Swakopmund, Namibia

* corresponding author: thorsten_becker@web.de

Abstract

Vegetation mapping is one important method employed to describe and analyse large-scale patterns of floristic diversity. In its aim order to produce a vegetation map for a large part of western Southern Africa, the BIOTA-Southern-Africa-Project offers the opportunity for a joint venture between remote sensing specialists and vegetation ecologists. The methodical approaches of both disciplines are described and results of the BIOTA-Southern-Africa-Mapping Project are presented.

Zusammenfassung

Vegetationskartierungen stellen eine Methode dar, um großräumige floristische Diversitätsmuster zu beschreiben und zu analysieren. Mit dem Ziel, eine Vegetationskarte für Teile des westlichen Südlichen Afrika zu erstellen, bietet das BIOTA-Southern Africa-Projekt die Möglichkeit der interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen Fernerkundungs-Fachleuten und Vegetationsökologen. Die methodischen Ansätze beider Disziplinen werden beschrieben und Ergebnisse des BIOTA-Southern-Africa-Kartierprojekts vorgestellt.

1. Einleitung

Bedingt durch die große landschaftliche und klimatischen Vielfalt sowie einen langen Zeitraum stabiler klimatischer Bedingungen, stellt der südafrikanische Sub-Kontinent im weltweiten Vergleich ein Zentrum biologischen Artenreichtums dar (MUTKE et al. 2001). Dies gilt im besonderen Maße für seine floristische Diversität sowie die Vielfalt an Vegetationstypen. Wichtige Grundlage moderner Strategien zum Schutze der Artenvielfalt – insbesondere in den von intensiveren anthropogen bedingten Nutzungen geprägten Räumen – stellt zunächst die genaue Erfassung von Diversitätsmustern und der sie determinierenden Faktoren dar. Eine besondere Bedeutung kommt dabei im Hinblick auf die floristische Diversität auf einer übergeordneten Ebene der Erfassung von Vegetationstypen in Form von Vegetationskarten zu.

Flächendeckende Vegetationskarten mit einem detaillierten Informationsgehalt hinsichtlich der komplexen Vegetationsverhältnisse liegen für den im Rahmen des BIOTA-Southern Africa-Projekts bearbeiteten Bereich – zumindest großräumig – nicht vor. Als Grund dafür ist möglicherweise die Komplexität und die Größe des südafrikanischen Sub-Kontinents zu sehen. So beschränken sich z.B. die von GIESS (1971) und ACOCKS (1988) vorgelegten Arbeiten auf eine eher breit gefasste Beschreibung großräumig verbreiteter Vegetationstypen. Auf diese Arbeiten aufbauend haben u.a. BECKER 2001, SCHMIEDEL & JÜRGENS 1999, TAYLOR 1984 sowie VOLK & LEIPPERT 1971 detailliertere Kartierungen vorgelegt. Diese Arbeiten weisen aber deutliche Beschränkungen hinsichtlich der Größe des bearbeiteten Raumes auf.

Für den Biodiversitätsansatz des BIOTA-Southern Africa-Projekts, in dessen Mittelpunkt die transektororientierte Erfassung der Artenvielfalt Südafrikas und Namibias steht, ist jedoch – bei begrenzten personellen und zeitlichen Ressourcen - eine großflächige und detaillierte Kartierung der Vegetation erforderlich. Diese Zielsetzung soll im Rahmen des Projektes durch den interdisziplinären Einsatz von vegetationskundlichen und fernerkundlichen Verfahren umgesetzt werden. Dabei stellt der Übertrag vegetationskundlicher Auswertungen auf den Raum abdeckende Satellitenszenen eine wesentliche Grundlage dar.

Die Auswertung von Landsat-Szenen im Rahmen von Vegetationskartierungen ist bereits an anderen Orten erfolgreich durchgeführt worden (z. B. WANG et al. 2001, KNICK et al. 1997). Vor dem Hintergrund der besonderen Gegebenheiten eines mit Ausnahme der Kap-Halbinsel ariden/hyperariden bis semi-ariden Gebietes wie es das BIOTA-Southern-Africa-Transekt darstellt, soll innerhalb von BIOTA eine Methodik entwickelt werden, die die detaillierten vegetationskundlichen Arbeitsverfahren mit dem großräumigeren fernerkundlichen Ansatz kombiniert.

Im vorliegenden Bericht zum Stand der Vegetationskartierung innerhalb des BIOTA-Southern Africa-Transekts sollen die verschiedenen Arbeitsschritte des BIOTA-Kartier-Ansatzes sowie einige Ergebnisse der bisher erstellten fernerkundlichen und phytosoziologischen Klassifikationen vorgestellt werden. Daneben werden die Ansprüche der beteiligten Disziplinen in diesem integrativen Projekt beleuchtet.

2. Der Untersuchungsraum

Der Untersuchungsraum des BIOTA-Southern Africa-Projekts hat seinen Schwerpunkt in Namibia und im Westen der Republik Südafrika in Bereichen, in denen eine sehr gleichmäßige Abfolge zonaler Landschaftseinheiten die Möglichkeit zur Gradientanalyse bietet und Extrapolationen den Vergleich von Forschungsergebnissen zur Biodiversität gestatten. Mit Hilfe einer Reihe von in ihrem Design standardisierten Biodiversitäts-Observatorien (vgl. SCHMIEDEL & JÜRGENS, dieser Band), welche in das BIOTA-Southern

Africa-Transpekt eingebettet sind, werden die übergeordneten Biome des Subkontinents in einem multi-disziplinären Ansatz erfasst.

Dabei erstreckt sich der Untersuchungsraum von der humiden, von Winterregen dominierten Kap-Region Süd-Afrikas über die Sukkulente-Karoo mit ihren sehr geringen Winterregen. Nach Norden umfasst das Kartiergebiet die ariden Gebiete des nördlichen Richtersveldes und der Fish River-Region, in denen sich der Übergang vom Winter- zum Sommerregengebiet vollzieht. Weiter nach Norden verlaufend durchquert das Transekt dem Gradienten zunehmender sommerlicher Niederschläge folgend bis zum Kavango im Norden Namibias durch Savannen geprägte Landschaften. Ein Abzweig des BIOTA-Southern-Africa-Transekts führt zusätzlich von der Region um Okahandja aus westlich in den ariden bis hyperariden Raum der Zentralen Namib, wo es bei Swakopmund die Atlantikküste erreicht.

Phytogeografisch betrachtet, erstreckt sich der Untersuchungsraum über Teile der Florenreiche der Capensis und der Palaeotropis. Dabei lässt sich die Capensis phytogeographisch in die Untereinheiten der Kap-Region bzw. der Sukkulente-Karoo unterteilen. Nördlich anschließend folgen die phytogeographischen Untereinheiten der Nama-Karoo sowie der Sudano-Sambesischen Region als Teile der Palaeotropis (vgl. JÜRGENS 1998, WERGER & COETZEE 1978).

Die unterschiedlichen Ausprägungen der Klimaelemente stellen im Bereich des BIOTA-Southern-Africa-Transekts neben dem menschlichen Wirken in Form von extensiver Weidewirtschaft die wichtigsten Faktoren für die Etablierung unterschiedlicher Vegetations- und Diversitätsmuster dar.

Hervorzuheben ist dabei der Wechsel von der Winterregenregion zu dem durch sommerliche Niederschläge charakterisierten Raum. Die Grenze zwischen beiden Niederschlagsregimen verläuft vom Südwesten Namibias durch das nordöstliche Namaqualand bis in die südliche Kap-Region (vgl. JÜRGENS 1991, 1997).

Wesentlich von diesen klimatischen Bedingungen abhängig, gestaltet sich auch die Abfolge verschiedener zonaler Bodentypen im vorliegenden Untersuchungsgebiet. Bei durchschnittlichen Jahresniederschlägen von ca. 800 mm, wie sie im Norden des Untersuchungsgebietes vorliegen, befindet man sich in der Zone der Luvisole und Cambisole. Mit dem Rückgang der Niederschläge auf unter 500 mm beginnt die Zone der Yermosole und Xerosole (Wiese 1997). Diese Böden zeichnen sich durch eine nur spärlich entwickelte Vegetationsdecke und folglich durch einen nur geringen Gehalt an organischer Substanz aus. Verwitterung findet fast nur physikalisch statt, was eine geringe Mächtigkeit der Böden und eine nur schwache Profildifferenzierung zur Folge hat. Oberflächennah nehmen Kalkkrusten weite Flächen ein und in abflusslosen Pfannen liegen Senken mit Gips- oder Salzkrusten vor (Van der Merwe 1983). In den sommertrockenen Gebieten des Kaplandes treten im Gegensatz zum restlichen Untersuchungsgebiet dann vermehrt

humusarme, rötliche Böden mit mäßiger Versauerung oder sekundärer Kalkanreicherung auf (Dregne 1976). Abweichend von den beschriebenen zonalen Bodentypen treten jedoch auch Böden auf, deren Genese nicht so sehr den klimatischen Bedingungen unterliegt, sondern vom Ausgangsgestein, dem Relieftyp und vom Zeitfaktor bestimmt wird. Hierzu sind insbesondere Fluvisole, Vertisole sowie tropische Podsole und Lithosole zu zählen (WIESE 1997).

3. Methoden

3.1 Vegetationskundlicher Ansatz

Aus der Gesamtgröße des zu kartierenden Transektstreifens von ca. 110.000 qm sowie seiner starken klimatischen, geomorphologischen und pedologischen Heterogenität wird deutlich, dass zur Kartierung der Vegetationseinheiten des Untersuchungsraumes ein an diese Bedingungen angepasstes Verfahren zu entwickeln war. Während in anderen Projekten mit ähnlichem Projektziel eher deskriptive Verfahren genutzt werden und wurden, kommt im Rahmen des BIOTA-Projektes neben der Erfassung und Analyse großräumig vertretener Vegetationseinheiten auch der Dokumentation kleinräumiger Vegetationsmuster – und damit kleinräumiger Diversitätsmuster – eine große Bedeutung zu. Die Erfassung dieser Muster erfolgt im Rahmen des BIOTA-Süd-Projektes durch den Einsatz der BRAUN-BLANQUET-Methode (BRAUN-BLANQUET 1964). Diese – bislang vor allem in Mitteleuropa weit verbreitete Methode – beruht auf dem Prinzip, auf einer zuvor in ihrer Form und Größe festgelegten Fläche in einer kombinierten Schätzung die Abundanz (Individuenzahl) und Dominanz (Deckungsgrad) für jede in der Aufnahmefläche vorkommende Art zu erfassen. Kommt eine Art in mehr als einer Schicht (Kraut-, Strauch- oder Baumschicht) vor, so wird die Artmächtigkeit für jede Schicht getrennt geschätzt. Für die betreffenden Arten können sich dadurch über 100 % liegende Artmächtigkeiten ergeben. Die so dokumentierte Fläche (Vegetationsaufnahme) soll ein repräsentativer Ausschnitt eines am Standort vertretenen Vegetationstyps sein und stellt die Grundlage für den Aufbau eines pflanzensoziologischen Ordnungssystems für das Untersuchungsgebiet dar. Vor dem Hintergrund der Erfordernisse diversitätsvergleichender Analyseansätze wurde auf eine variable Größenfestlegung der Vegetationsaufnahmen, z.B. durch Minimum-Areal-Kurven, verzichtet. Die innerhalb des Transektstreifens erfassten Vegetationsaufnahmen haben eine einheitliche Flächengröße von 20 x 50 m. Die Bearbeitung nach Ähnlichkeitskriterien erfolgt mit unterschiedlichen Verfahren, wie z.B. Cluster-Analysen sowie kombinierten Cluster- und Ordinations-Analysen.

Zu den im Rahmen des Projekts erfassten Aufnahmeflächen wurden Standortangaben wie Längen- und Breitengrad (per GPS), Exposition, Hangneigung, Reliefsituation des

Standortes (z.B. Ebene, Fußhang, Mittelhang) ebenso notiert wie erkennbare Überprägungen des Bodens und der Vegetation durch anthropogene Einflussfaktoren wie Entbuschungsmaßnahmen, Einschlag und Beweidung (vgl. zur Methode GILLISON & BREWER 1985, WARD et al. 1993). Unterschiedliche Substratbedingungen können auch kleinräumig zum Auftreten unterschiedlicher Vegetationseinheiten führen. Dies trifft insbesondere auf aride und semi-aride Gebiete zu, wo den physikalischen Eigenschaften des Substrats (Porenvolumen, Korngrößenspektrum) eine besondere Bedeutung für die Wasserversorgung der Pflanzen zukommt. Aus diesem Grunde wird zu jeder der Vegetationsaufnahmen ein Bodenprofil erstellt und in Abhängigkeit von den Substratgegebenheiten eine bis mehrere Bodenproben gezogen.

Die Auswahl der für den fernerkundlichen Ansatz wesentlichen Trainingsgebiete wurde durch unüberwacht klassifizierte Landsat 7-Satellitenbilder unterstützt.

3.1.1 Probleme des vegetationskundlichen Ansatzes

Durch die für Trockengebiete typische hohe Variabilität der durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge, haben nicht ausdauernde (ephemeren) Arten in weiten Transektabschnitten einen großen Anteil an der Vegetation. Ephemere Arten sind für ihre Etablierung auf bestimmte Umweltbedingungen angewiesen, die gerade in ariden/semi-ariden Räumen nicht regelmäßig gegeben sind. So können sich je nach Ausprägung von variablen Umweltfaktoren, wie z.B. der Niederschläge, in zwei aufeinanderfolgenden Jahren stark unterschiedliche Aspekte der Vegetation ergeben. Diese, aus pflanzensoziologisch-methodischer Sicht problematische interannuelle Vegetationsdynamik trifft im Grunde auf alle ephemeren Arten des Gebietes zu (zur Problematik vgl. u.a. WERGER 1974, FRANKENBERG 1986, MÜLLER-HOHENSTEIN 1986).

Als Konsequenz dieser Bedingungen sollte sich eine Vegetationsgliederung in ariden/semi-ariden Gebieten in der Hauptsache auf die Gruppe der ausdauernden Arten stützen, wenngleich hierbei das vegetationsökologische Problem der Kohortenbildung nicht unbeachtet bleiben sollte. Zu erwähnen ist auch der die Vegetation oft nachhaltig überprägende Einfluss der weidewirtschaftlichen Nutzung eines Gebietes. Zur Erklärung der rezent beobachtbaren Vegetationsverhältnisse sind multitemporale fernerkundliche Daten sowie Informationen der Landnutzer von großer Bedeutung.

3.2 Fernerkundlicher Ansatz

Die im Gelände durch die Botaniker erhobenen vegetationskundlichen Aufnahmen wurden in ein hybrides Geoinformationssystem eingebracht. Mit Hilfe der GPS-Messungen wurden

zunächst die Polygonflächen der Aufnahme-Plots im Satellitenbild visualisiert. Qualitativ gingen zunächst die Aufnahme-Nr. und die Vegetationseinheit in das Informationssystem ein. Da aufgrund der sehr unterschiedlichen Bedeckungsgrade im semi-ariden Raum gleiche Vegetationstypen häufig durch unterschiedliche spektrale Eigenschaften charakterisiert sind, wurden - soweit verfügbar - pro Vegetationseinheit mehrere Trainingsgebiete für die Klassifikation angelegt. Als Basis für eine räumliche Kartierung bzw. Extrapolation der botanischen Punktdaten in die Fläche dient jeweils eine Satellitenszene des Landsat 7 ETM+-Sensors, der mit einer Pixelgröße von 30 m x 30 m eine im Vergleich zur Gesamtgröße des Transekts hohe räumliche Auflösung bietet. Es wurden Szenen gewählt, die kurz nach Ende der Regenzeit in der jeweiligen Region entstanden sind, folglich also die Vegetation in ihrem phänologischen Optimum abbilden.

Basierend auf der GPS-Lokalisierung wurden in das Geoinformationssystem spektrale Signaturen für alle aufgenommenen und phytosoziologisch definierten Vegetationseinheiten integriert. Nach der Analyse der spektralen Trennbarkeit der Signaturen und iterativer Überarbeitung wurde eine überwachte Klassifikation mit dem Mahalanobis- bzw. Maximum-Likelihood-Klassifikator durchgeführt. Auf diese Weise wurden die Punktdaten und damit die Information über räumliches Vorkommen verschiedener Vegetationstypen anhand ihrer spektralen Eigenschaften in die Fläche extrapoliert. Bei einer geeigneten Anzahl an Validierungspunkten, die zusätzlich durch die Botaniker im Gelände aufgenommen wurden, wurde das Resultat einer statistischen Überprüfung der Klassifikationsgenauigkeit nach gängiger Methodik unterzogen (siehe FOODY 2002). Um neben der rein statistischen Überprüfung anhand des „Accuracy Assessment“ eine weitere Validierung vorzunehmen, wurden die flächendeckenden Vegetationskarten bei der nächsten Geländekampagne durch die Vegetationskundler vor Ort überprüft. Gegebenenfalls auftretende Fehler wurden vermerkt und der Prozess von Trainingsgebietseingabe bis zur Klassifikation neu kalibriert und bis zur Validierung iteriert (Abb. 1).

Zudem ergaben sich z.T. Schwierigkeiten bei der genauen Geo-Referenzierung von Vegetationsaufnahmen im Satellitenbild, wenn die Aufnahmefläche von weniger als 2 GPS-Punkten belegt war und damit der Rotationswinkel der Fläche im Vergleich zum Eckpunkt nicht bekannt war. Auch innerhalb physiognomisch einheitlicher Vegetationseinheiten kann es in Abhängigkeit vom Deckungsgrad zu einem uneinheitlichen Sensorsignal kommen, in dem das Bodensignal eine mehr oder weniger große Rolle spielt.

Ein weiteres Erschwernis für die Klassifikation kann der Einfluss der Atmosphäre durch Wolken, Nebel und Dunst auf das Sensorsignal sein. Dieser wurde mit Hilfe der Atmosphären-Korrektur begegnet (z.B. CAHALAN et al. 2001). In stark reliefiertem Gelände

führen darüber hinaus unterschiedliche Beleuchtungszustände zu Fehlern in der Klassifikation (DYMOND & SHEPERD 1999). Durch getrennte Trainingsgebiete an Sonn- und Schatthängen wurden diese vermieden.

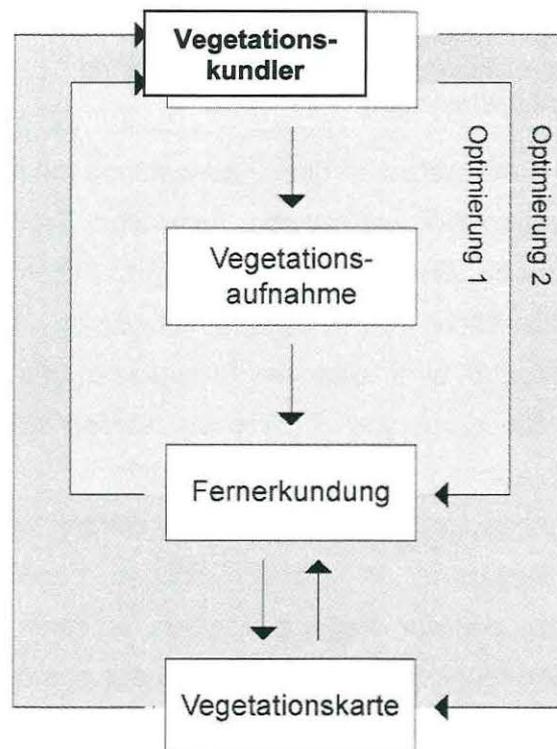


Abb. 1: Essentielle Abläufe zur Optimierung des Kartierergebnisses

4. Ergebnisse

4.1 Überblick

Für Gebiete, in denen eine ausreichend große Anzahl an Vegetationsaufnahmen vorlag, konnten bereits plausible Vegetationskarten erzeugt werden.

Hierzu zählen das Richtersveld, die Knersvlakte, sowie die Regionen zwischen Windhoek und Rehoboth bzw. zwischen Windhoek und Otavi.

4.2 Vegetationskartierung entlang des BIOTA-Southern-Africa-Transekts – zwei Beispiele

Als Beispiele für die Transektkartierung werden im folgenden die vorläufigen Ergebnisse aus zwei Regionen Namibias vorgestellt.

4.2.1 Beispiel 1: Kartiergebiet in der Region Omatako/Evero (16° 49' E, 21° 07' S)

Durchschnittlicher Jahresniederschlag: 350 bis 450 mm
mittleres jährliches Wasserdefizit: -2800 bis -2600 mm
Landschaftsform: Kalk-Hochfläche mit einzelnen Bergrücken, nach Osten Einfluss von Kalaharisanden
Höhe über Meeresspiegel: 1500 bis 1800 m
Bodentypen (stark generalisiert): Lithosole
Vegetationstyp nach Giess (1971): Thornbush Savanna
Bearbeitung: Marianne Strohbach

Kennzeichnend für dieses Kartiergebiet ist eine Plateaufläche mit häufig flach anstehendem Kalkgestein, die durch zahlreiche wannenartig geformten Trockenflüsse (Omuramben) gegliedert ist. Häufig weisen die Omuramben ein sandiges Substrat auf, das auch dort die Landschaft prägt, wo die Kalkfläche von – häufig tiefgründigen – Kalaharisanden überweht wurde. Morphologisch prägend sind einzelne Bergrücken, die als azonale Standorte zunächst jedoch nicht in die Kartierung einbezogen worden sind. Das gesamte Gebiet umfasst sowohl Farmen als auch kommunale Weidegebiete.

Die im Kartiergebiet erfassten Vegetationsaufnahmen wurden mittels einer TWINSPAN-Analyse vorsortiert und insgesamt 54 unterschiedlichen Vegetationstypen zugeordnet. Dominiert wird das Arbeitsgebiet von Vegetationstypen, in denen *Acacia*-Arten durchweg hohe Deckungsgrade erreichen (vgl. Foto 2). Während auf grundwasserfernen Standorten eine *Acacia spp.*-Dornbusch-Savanne prägend ist, deren Strauchschicht deutlich von *Acacia*-Arten dominiert wird, treten auf besser wasserversorgten Standorten mit *Boscia albitrunca* und *Dichrostachys cinerea* weitere, die Strauchschicht prägende Arten hinzu. In dieser Gemischten Baum-Strauchsavanne werden mit bis zu 4 m etwas größere Wuchshöhen erreicht als in der *Acacia spp.*-Dornbusch-Savanne.

Kennzeichnend für die *Acacia spp.*-Dornbusch-Savanne sind die bis 3 m aufwachsenden *Acacia*-Sträucher sowie eine stark ausgeprägte Grasschicht, in der vor allem *Aristida adscensionis*, *Stipagrostis uniplumis* und *Enneapogon cenchroides* hohe Deckungsgrade erreichen können. Auch der Halbstrauch *Monechma genistifolium* ist hier sehr typisch, wobei sein zunehmendes Vorkommen kann als Anzeichen trockener werdenden edaphischen Bedingungen gewertet werden kann. Bei einer mittleren Gesamtdeckung von 70 % liegen die Artenzahlen dieses Vegetationstyps zwischen 35 und 45.

Die Gemischte Baum-Strauchsavanne ist im Hinblick auf ihren Flächenanteil vor allem zwischen Okahandja und Omatako der prägende Savannentyp. Häufig durch eine geringe Änderung der geländemorphologischen Bedingungen determiniert, weisen die *Acacia spp.*-Dornbusch-Savanne und die Gemischte Baum-Strauchsavanne jedoch eine kleinräumig eng verzahnte Verbreitung auf (vgl. Abb. 2). Bei einem insgesamt recht ähnlichen Artenspektrum erreichen die Artenzahl und die Gesamtdeckung in der Gemischte Baum-Strauchsavanne

insgesamt etwas höhere Werte als in der *Acacia* spp.-Dornbusch-Savanne, wobei auch hier die *Poaceae* (u.a. *Aristida adscensionis*, *A. congesta*, *Stipagrostis uniplumis* und *Enneapogon cenchroides*) die die Krautschicht prägende Familie sind.

Einen ähnlich großen Flächenanteil wie die *Acacia*-dominierten Savannentypen nimmt die für Erosionsflächen über Kalk und die saisonalen Pfannen typische Vegetation ein. Zwar tritt auch hier *Acacia* spp. noch mit z.T. hohem Deckungsgrad auf, doch haben Chamaephyten (vor allem *Leucosphaera bainesii*, *Lycium eonii*) eine insgesamt größere Bedeutung. Auffällig ist, dass die die *Acacia* spp.-Dornbusch-Savanne und die Gemischte Baum-Strauchsavanne prägenden perennierenden Grasarten zugunsten von annualen *Poaceae* (vor allem *Eragrostis porosa*, *E. cylindriflora* und *Chloris virgata*) deutlich in den Hintergrund treten. Dies kann als deutlicher Hinweis auf die an diesen Standorten anthropogen (Beweidungseinfluss) oder natürlich bedingten häufigen Störungen aufgefasst werden.

Zusammenfassung

Bedingt durch die geringe morphologische und pedologische Heterogenität des Arbeitsgebietes weist die Vegetation nur eine geringe Anzahl von Haupttypen auf, in denen allgemein *Acacia*-Arten aspektbildend sind. So unterscheiden sich die Hauptsavannentypen i.d.R. weniger durch charakteristische Artenkombinationen, als vielmehr durch strukturelle Unterschiede, die auf die Wasserversorgung steuernde Standortfaktoren wie Reliefsituation und Substrat zurückzuführen sind. Von der die Erosionsflächen über flach anstehendem Kalkgestein prägenden Vegetation abgesehen, zeigen die übrigen Vegetationstypen daher häufig ein kleinräumig verzahntes Muster.

Auf Kalaharisanden sowie auf tiefgründigeren Geländeerhebungen treten regelmäßig *Acacia erioloba* und *Terminalia sericea* auffällig in Erscheinung. Gemeinsam sind diese beiden Arten charakteristisch für die Kameldorn-Savanne, die in Namibia großflächig in den stärker durch Kalaharisande geprägten östlichen Landesteilen verbreitet ist. Insbesondere die *Poaceae* tragen zur hohen mittleren Gesamtdeckung dieses Savannentyps bei (78 %). Als häufigste Art der Grasschicht erreicht *Stipagrostis uniplumis* Deckungsgrade von bis zu 50 %. Wenn auch *Acacia erioloba* häufig aspektbildend auftritt und für diese Vegetationseinheit neben *Terminalia sericea* als Charakterart aufgefasst werden kann, zeigt das übrige Artenspektrum der Kameldornsavanne eine starke Übereinstimmung mit dem der zuvor besprochenen Savannentypen.

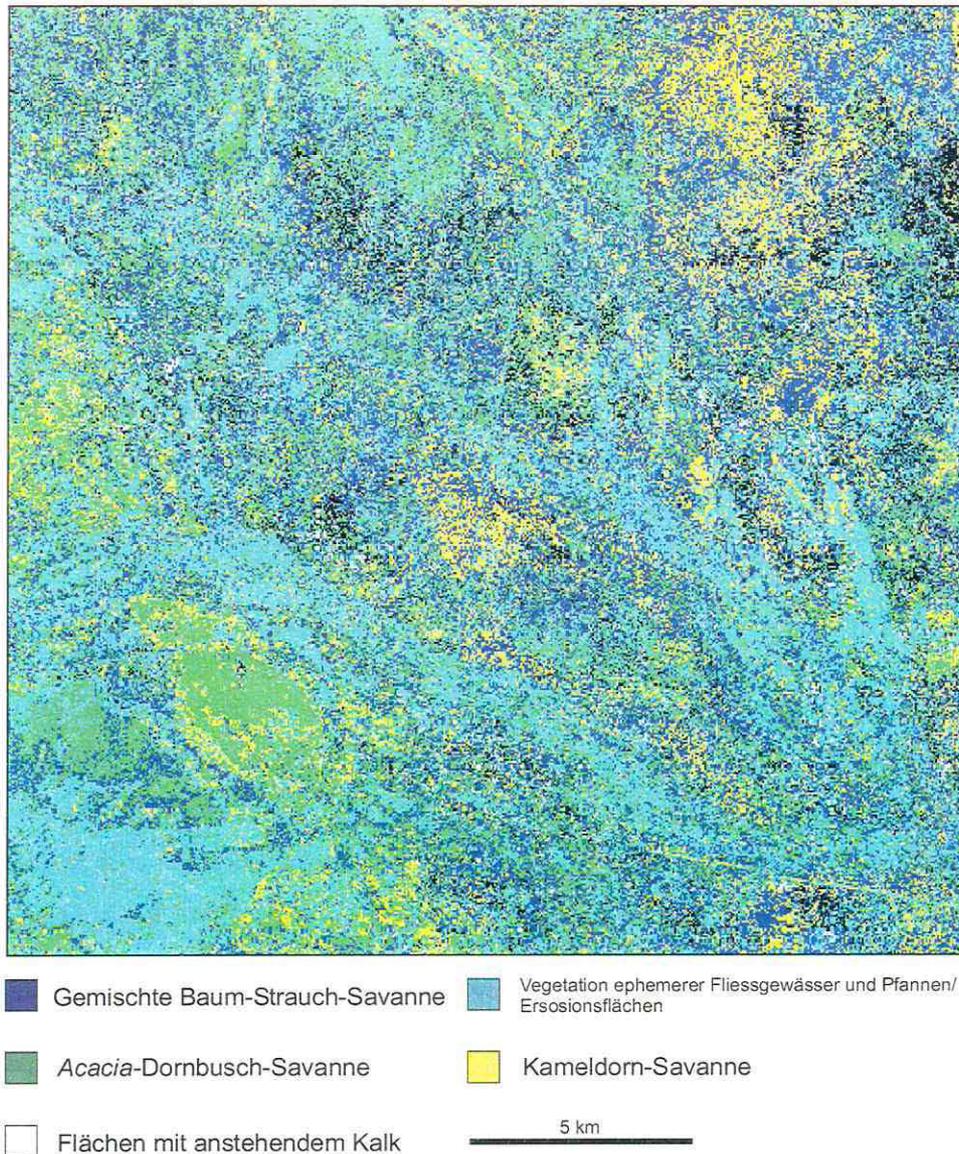


Abb. 2: Ausschnitt aus dem Kartiergebiet Omatako/Evero mit Hauptvegetationseinheiten

Mit einem relativ geringen Flächenanteil ist im Arbeitsgebiet auch die *Lonchocarpus nelsii*-Savanne vertreten. Gekennzeichnet wird dieser Baum-Savannentyp durch die bis zu 5 m aufwachsenden breitblättrigen Arten *Lonchocarpus nelsii* und *Peltophorum africanum* sowie die mit hoher Stetigkeit auftretende *Fabaceae Albizia anthelmintica*. Sowohl in Hinblick auf die mittlere Artenzahl als auch bezüglich der mittleren Gesamtdeckung werden in diesem Savannentyp mit 47 bzw. 84 % die höchsten Werte innerhalb des Kartiergebietes erreicht. Insbesondere die Baumschicht weist eine hohe Diversität auf. So wachsen neben den bereits erwähnten Arten *Acacia erioloba*, *A. reficiens*, *A. tortilis*, *Combretum imberbe* und

Boscia albitrunca in dieses Stratum auf. Als wichtigste Arten der Strauchschicht sind *Acacia reficiens*, *Dichrostachys cinerea* und *Grewia flava* zu nennen. Die Krautschicht wird vor allem durch *Poaceae* wie *Aristida congesta*, *Eragrostis porosa* und *Eragrostis trichophora* geprägt.

4.2.2 Beispiel 2: Transektabschnitt zwischen Rehoboth und Keetmannshoop

Koordinaten: 17° 05' E, 23° 20' S

Durchschnittlicher Jahresniederschlag: 300 - 350 (Rehoboth) bis 150 - 200 mm (Keetmannshoop)

mittleres jährliches Wasserdefizit: -3000 bis -2800 mm (Rehoboth); -3800 bis -3400 (Keetmannshoop)

Landschaftsformen: Windhoek Bergland, Etendeka-Bergland, Schichtstufenlandschaft des Weißrandes und des Schwarzrandes

Höhe über Meeresspiegel: 900 bis 1500 m

Bodentypen (stark generalisiert): Lithosole

Vegetationstypen nach Giess (1971): Gemischte Baum- und Strauchsavanne,

Kurzstrauchsavanne

Bearbeitung: Thorsten Becker

Allgemeine Beschreibung des Kartiergebietes

Das bearbeitete Transekt erstreckt sich über eine Länge von ca. 400 km von Rehoboth nach Keetmannshoop. Wie für das gesamte Biota-Süd-Transekt wurde auch für diesen Abschnitt eine Breite von ca. 40 km festgelegt. Daraus ergibt sich für diesen Abschnitt eine Gesamtfläche von ca. 160000 km². Die entlang des Transekts vorliegenden Vegetationstypen werden großräumig durch den von Norden nach Süden verlaufenden Gradienten abnehmender regenzeitlicher Niederschläge bzw. weiterer damit verbundener klimatischer Gradienten (z.B. Abnahme der Regenzeitdauer, Zunahme der interannuellen Niederschlagsvariabilität) determiniert. Meso- und mikroskalig gewinnen die Eigenschaften der verschiedenen Landschaftsräume z.B. über unterschiedliche Relieftypen und das Vorliegen unterschiedlicher Substrate sowie unterschiedlicher Nutzungssysteme und -intensitäten an Einfluss auf die Ausprägung der Vegetation. So wird der Raum um Rehoboth noch durch das stark reliefierte Windhoek Bergland geprägt. Südlich von Rehoboth wird dieses Bergland von einem reliefärmeren Landschaftstyp abgelöst, für den großräumig ausgeprägte Beckenlagen und Rumpfflächen typisch sind. In diesem Bereich, wie auch weiter südlich, werden die Standorte z.T. von den eingewehten Kalahari-Sanden geprägt, die hier im Arbeitsgebiet ihre westliche Verbreitungsgrenze haben. Etwa ab Kalkrand gewinnen im östlichen Bereich des Kartiergebietes die tertiären Kalahari-Kalke einen starken Einfluss auf die standörtlichen Gegebenheiten. Dieser Einfluss bleibt auch südlich von Mariental zumindest für den östlichen Teil des Transekts erhalten. Der westliche Teil wird hier stärker durch vulkanisches Gestein und Verwitterungsmaterial des Schwarzrandes geprägt. Diese großräumige Gliederung lässt sich bis Tses nachvollziehen. In diesem Raum weicht die Stufe des Weißrandes (Kalahari-Kalke) weiter nach Osten zurück. Der standortprägende

Einfluss der tertiären Kalke steht in dem nach Süden anschließenden Raum nur noch lokal im Vordergrund. Insgesamt ist der südlich von Rehoboth liegende, vom Transekt abgedeckte Raum, wesentlich reliefärmer als das Windhoeker Bergland.

Das gesamte Arbeitsgebiet unterliegt einer extensiven weidewirtschaftlichen Nutzung. Grob lassen sich dabei zwei Systeme unterscheiden: In dem von Windhoek bis Mariental reichenden Transektabschnitt überwiegt die Nutzung des Raumes durch 'kommerzielle, weiße Farmen', deren Viehbestand von Rindern dominiert wird. Das südlich anschließende Farmgebiet wird überwiegend von Schwarzen bewirtschaftet. Der Viehbestand weist häufig einen höheren Anteil an Ziegen und Schafen auf. Etwa bei Asab wird das Farmland bis nördlich von Keetmannshoop großräumig von kommunalem Weideland abgelöst.

Die von GIESS (1971) für ganz Namibia vorgenommene Gliederung der Vegetation ordnet das Untersuchungsgebiet drei Einheiten zu. Der Raum um Rehoboth wird danach von einer 'Berg-Savanne' geprägt, die südlich von einer 'Kurzstrauch-Savanne' abgelöst wird. Wie bereits erwähnt, wird der östliche Teil des Arbeitsgebietes südlich von Rehoboth z.T. von Kalahari-Sanden geprägt. Derartige Standorte tragen nach GIESS eine 'Kameldornbaum-Savanne'. Mit dem Ziel, eine detaillierte Gliederung der Vegetation vornehmen zu können, wurden in dem Gebiet zwischen Rehoboth und Keetmannshoop während der Regenzeit 2002 (März – Mai) 236 Vegetationsaufnahmen erfasst (166 Arten).

Vegetationsstruktur

Infolge der starken landschaftlichen Heterogenität, die sich in einer hohen Vielfalt unterschiedlicher Standorte ausdrückt, wird das Kartiergebiet Rehoboth – Keetmannshoop von einer Vielzahl strukturell unterschiedlicher Vegetationstypen geprägt. So herrschen z.B. im gesamten Gebiet auf tiefgründigen Sandstandorten durch Gräser dominierte Vegetationstypen vor, wohingegen auf flachgründigen Standorten über Kalk Chamaephyten-Fluren aspektbildend sind.

Insgesamt sind für das Kartiergebiet Rehoboth – Keetmannshoop Vegetationstypen vorherrschend, die bei den durchschnittlichen regenzeitlichen Niederschlägen des Jahres 2002 eine Gesamtdeckung bis 40 % aufweisen. Während im Kartiergebiet Rehoboth – Keetmannshoop lediglich neun Vegetationsaufnahmen eine Gesamtdeckung von mehr als 80 % aufweisen, stellt diese Gruppe (Gesamtdeckung > 80%) im Kartiergebiet Omatako/Evero den Hauptteil der Vegetationsaufnahmen. Dies macht deutlich, dass beide Kartiergebiete vor dem Hintergrund eines deutlich ausgeprägten Niederschlagsgradienten von stark unterschiedlichen Vegetationstypen geprägt werden (vgl. Abb. 3).

Wie Abb. 4 (A) zeigt, sind Gräser mit einem Anteil von 45 % im Hinblick auf die Abundanz die dominierende Lebensformgruppe innerhalb der durch die Vegetationsaufnahmen dokumentierten Vegetationseinheiten im Kartiergebiet Rehoboth – Keetmannshoop. Als

hochstete Art kann dabei *Stipagrostis hirtigluma* aufgefasst werden, die in 66 % der Vegetationsaufnahmen vertreten ist (vgl. Abb. 5). Gleichzeitig weist diese Art sehr deutlich den höchsten Wert der summierten Deckungsgrade auf (vgl. Abb. 6).

Während krautige Arten, Phanerophyten und Chamaephyten mit 17 bzw. 18 % vertreten sind, haben geophytische Arten im Kartiergebiet Rehoboth – Keetmannshoop nur eine untergeordnete Bedeutung. Wie Abb. 4 (B) deutlich macht, sind die Gräser auch im Hinblick auf den Gruppenwert die dominierende Lebensform (33 %). Es zeigt sich auch, dass fakultativ annuelle bzw. perennierende Grasarten bzw. Grasarten wie auch die perennierenden Gräser im Vergleich zu annualen Grasarten bezüglich des Gruppenwertes eine untergeordnete Rolle spielen. So zählen die annualen Arten *Enneapogon desvauxii*, *Stipagrostis uniplumis*, *S. anomala* und *Schmidtia kalahariensis* sowohl zu den zehn

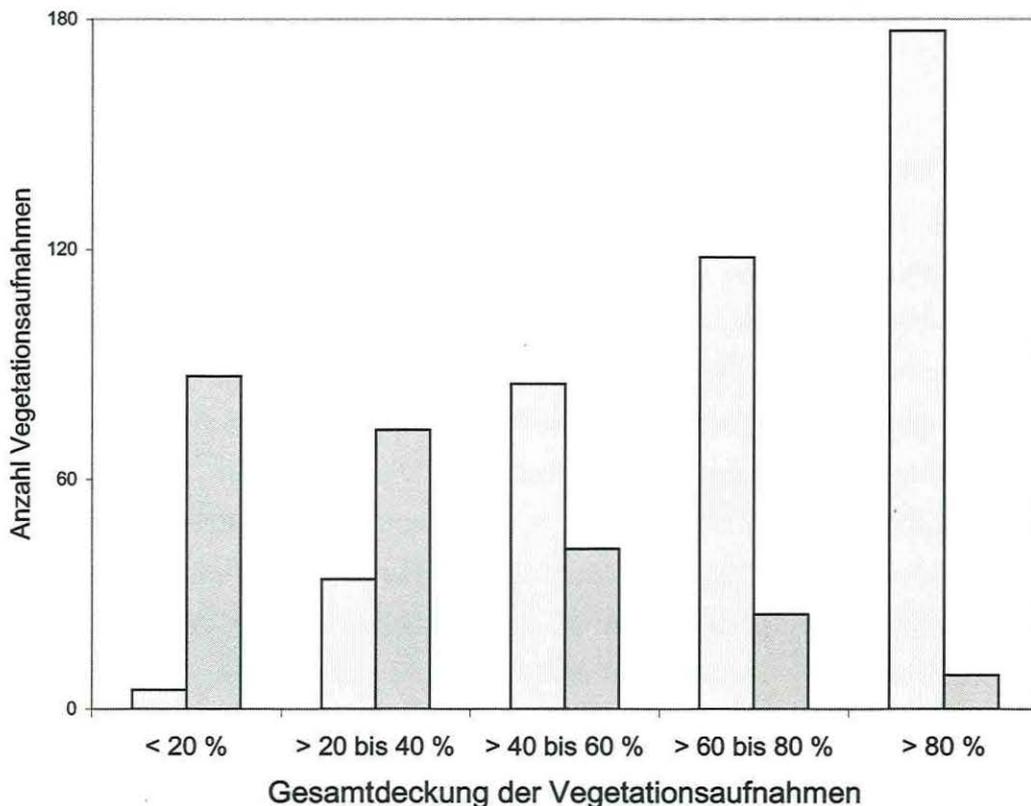


Abb. 3: Gesamtdeckungen der Vegetationsaufnahmen in den Kartiergebieten Omatako/Evero (punktiert) und Rehoboth – Keetmannshoop (grau) häufigsten Arten als auch zu den zehn Arten mit den höchsten summierten Deckungsgraden des Arbeitsgebietes (vgl. Abb. 5 und Abb. 6).

Dicoma capensis ist mit einer Stetigkeit von 45 % bei gleichzeitig höchstem summierten Deckungsgrad (41) die dominierende krautige Art.

Catophractes alexandri und *Rhigozum trichotomum* stellen gleichrangig die bedeutendsten phanerophytischen Arten des Kartiergebietes dar. Während auch *Lycium prunus-spinosum*

eine relativ hohe Stetigkeit aufweist, treten die *Acacia*-Arten im Vergleich zum Kartiergebiet Omatako/Evero deutlich in den Hintergrund. Als häufigste Vertreter dieser Gattung sind *Acacia mellifera* und *Acacia nebrownii* zu nennen.

Als wichtigste Vertreter der Chamaephyten sind *Aptosimum spinescens*, *A. lineare* und *Calicorema capitata* zu nennen, die bei vergleichsweise hohen Stetigkeitswerten auch hohe Deckungsgrade erreichen können.

Vegetationseinheiten

Den insgesamt 236 im Gebiet erfassten Vegetationsaufnahmen konnten auf der feinsten Gliederungsebene 53 Einheiten zugeordnet werden. Da die Bearbeitung des Gebietes noch nicht abgeschlossen ist, sollen hier jedoch lediglich übergeordnete, das Gebiet großräumig charakterisierende Einheiten besprochen werden (vgl. Tab. 1).

Einheit A

Belegt durch 34 Vegetationsaufnahmen lässt sich ein Vegetationstyp abgrenzen, der durch das hochstete Auftreten von *Eragrostis cylindriflora*, *Schmidtia kalahariensis* und *Gisekia africana* gekennzeichnet ist. Mit einer Stetigkeit von 44 % hat auch *Aizoanthemum galenioides* ihren Verbreitungsschwerpunkt in dieser Einheit. Verbreitet ist dieser Vegetationstyp vor allem im Townland von Rehoboth, wo die Landschaft durch Altbestände von *Acacia erioloba* mit zwischengeschalteten grasreichen Flächen häufig parkartigen Charakter aufweist. Insbesondere *Schmidtia kalahariensis* und *Stipagrostis hirtigluma* können Deckungsgrade bis 90 bzw. 70 % erreichen. Daraus erklärt sich auch – bei im Vergleich zu den anderen Einheiten durchschnittlicher mittlerer Artenzahl – die insgesamt höchste mittlere Gesamtdeckung innerhalb der hier beschriebenen Vegetationseinheiten (71 %). Weitere Arten mit hoher Stetigkeit sind *Rhigozum trichotomum*, *Catophractes alexandri* und *Lycium prunus-spinosa* (Foto 3). Kennzeichnend für diesen Vegetationstyp sind tiefgründige Substrate, die bei geringem Carbonatgehalt häufig einen relativ hohen Tonanteil aufweisen. Dies weist auf eine relativ gute Wasserversorgung der Standorte und damit einher gehend auf eine relativ starke chemische Verwitterung hin.

Einheit B

Vor allem durch das hochfrequente Auftreten von *Boscia albitrunca*, *Eragrostis nindensis* und *Kleinia longiflora* lässt sich der durch 18 Vegetationsaufnahmen belegte Vegetationstyp B klar von den anderen Einheiten abgrenzen. Aspektbildend treten in der Krautschicht häufig *Stipagrostis hirtigluma* und *Eragrostis nindensis* in Erscheinung, während die Strauchschicht von *Rhigozum trichotomum*, *Catophractes alexandri* und *Lycium prunus-spinosa* dominiert

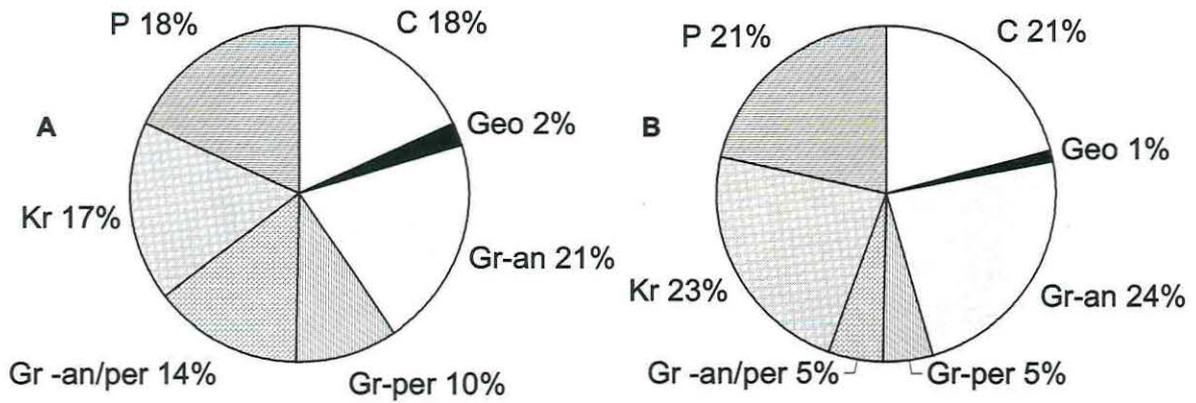


Abb. 4: (A) der Abundanz (B) Deckungsgrad der Lebensformgruppen im Kartiergebiet Rehoboth – Keetmanshoop (C = Chamaephyten, Geo = Geophyten, Gr-an = annuelle Gräser, Gr-per = perennierende Gräser, Gr-an/per = fakultativ perennierende/annuelle Gräser, Kr = krautige Arten, P = Phanerophyten)

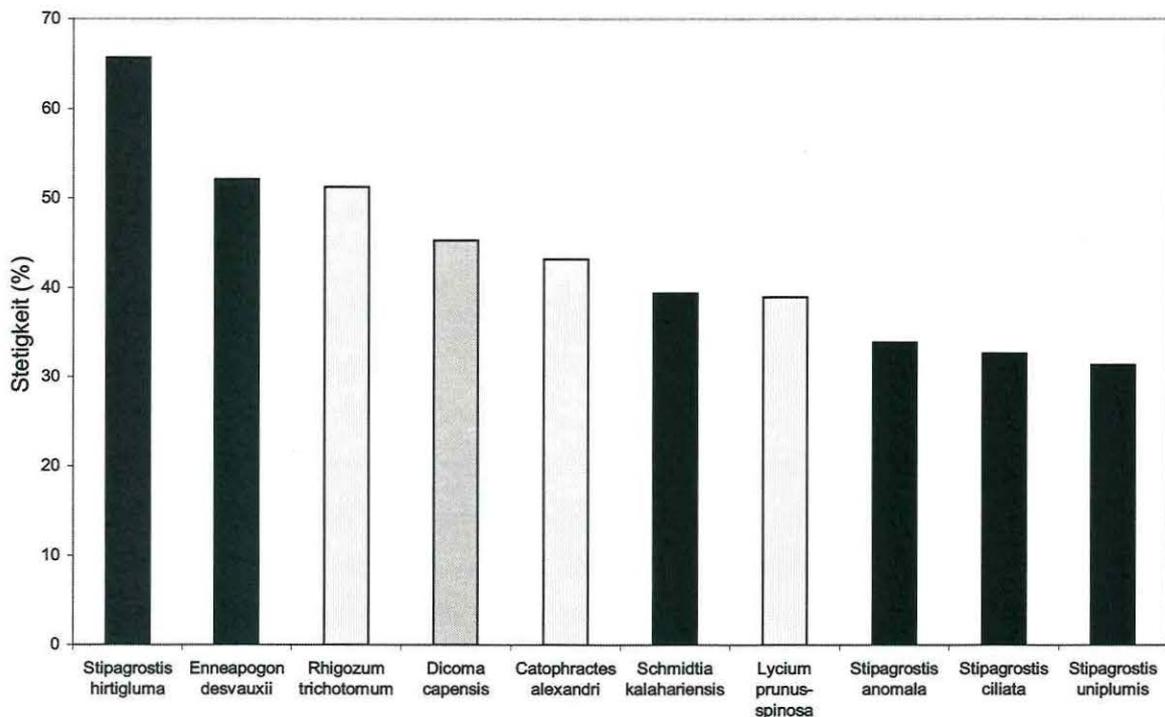


Abb. 5: Die zehn häufigsten Arten im Kartiergebiet Rehoboth – Keetmanshoop (schwarz: Gräser, punktiert: Phanerophyten, schraffiert: krautige Arten)

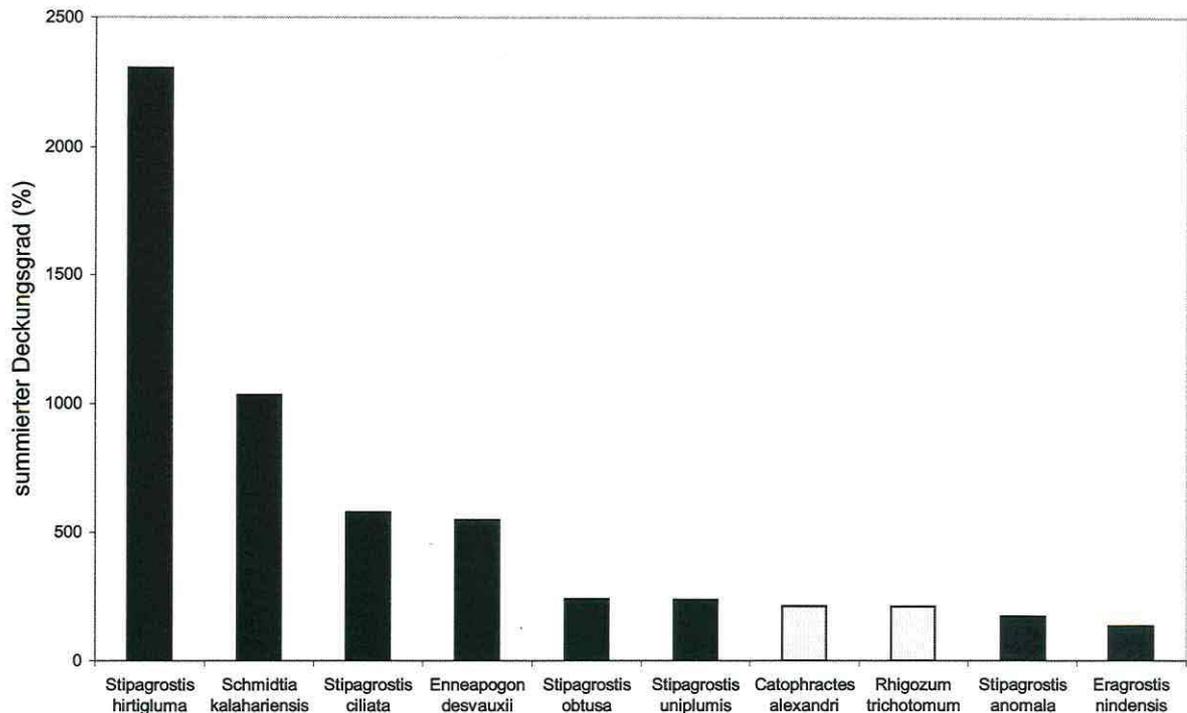


Abb. 6: Die zehn Arten im Kartiergebiet Rehoboth - Keetmanshoop mit den höchsten summierten Deckungsgraden (schwarz: Gräser, punktiert: Phanerophyten)

wird. Bei einer relativ hohen durchschnittlichen Artenzahl bleibt die Gesamtdeckung innerhalb der Einheit B jedoch vergleichsweise gering. Verbreitet ist die Einheit vor allem im Farmgebiet südwestlich von Rehoboth sowie auf dem nördlich bzw. nordwestlich an Tsumis angrenzenden Farmgebiet, wobei die für diese Einheit charakteristischen mittel- bis flachgründigen Substrate häufig durch einen hohen Skelettanteil gekennzeichnet sind.

Einheit C

Im Vergleich zu den anderen hier diskutierten Einheiten weist Einheit C mit einem Wert von 22 die höchste durchschnittliche Artenzahl auf. Prägend tritt dieser artenreiche Vegetationstyp auf z.T. sehr flachgründigen, skelett- und carbonatreichen Standorten im Raum Tsumis auf (Foto 1). Diagnostisch wichtige Arten sind vor allem *Indigofera auricoma* sowie die chamaephytischen Arten *Hermannia affinis*, *Eriocephalus aspalatoides* und *Aizoon schellenbergii*. Auffälliges Merkmal dieser Einheit ist der hohe Anteil an Chamaephyten, die hier neben den bereits erwähnten Arten u.a. durch *Aptosimum albomarginatum*, *Hierpicium gazinoides* und *Leucosphaera bainesii* vertreten sind. Weiteres physiognomisches Merkmal dieser Einheit ist das nahezu völlige Fehlen einer Strauchschicht sowie eine geringe Bedeutung von Grasarten. So zeigt auch *Catophractes alexandri* als einziger Vertreter der Phanerophyten durchweg niedrige Wuchshöhen. *Stipagrostis hirtigluma* und *S. ciliata* weisen als wichtigste Vertreter der *Poaceae* überwiegend geringe Deckungsgrade auf.

Foto 1: Die
chamaephytenreiche
Einheit C bei Tsumis
(März 2002)

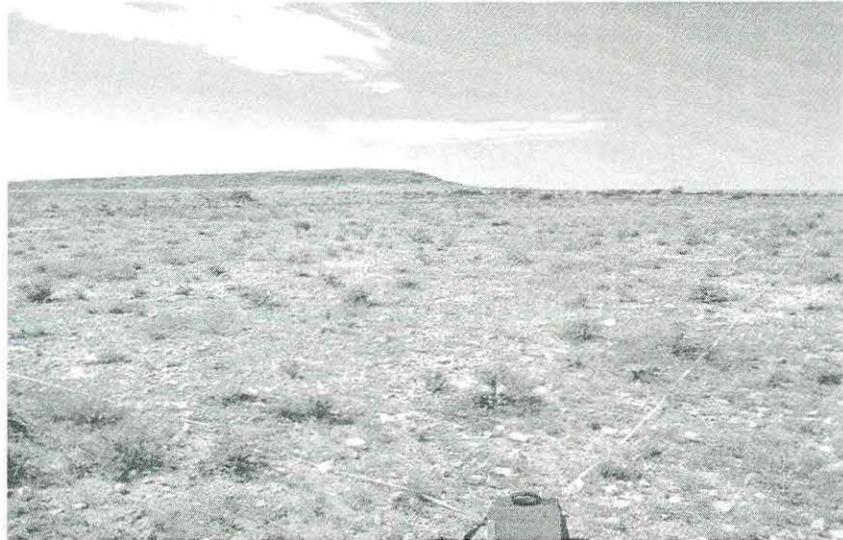


Foto 2: Typischer Aspekt
der mosaikartigen
Vegetation aus
Gemischter Baum-
Strauchsavanne,
Kameldorn-Savanne und
Acacia-ssp.-Savanne in
der Omatako-Region

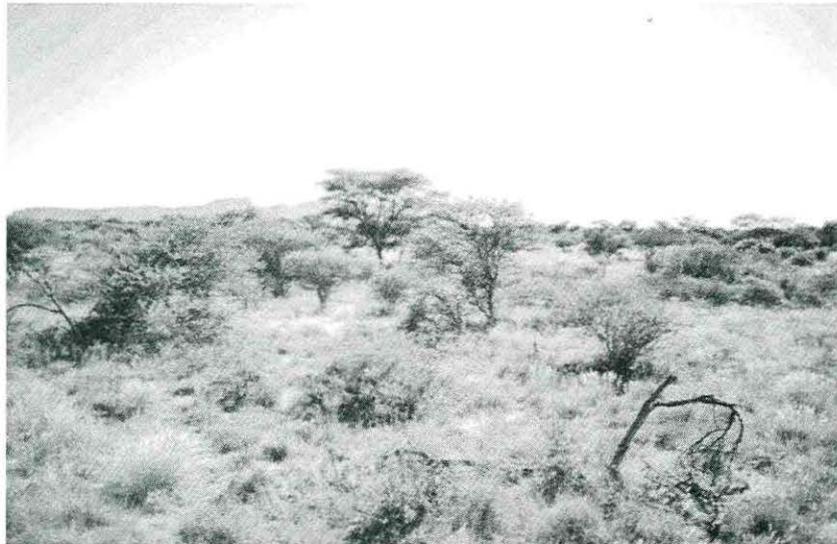


Foto 3: In Einheit A kann
Catophractes alexandri
aspektbildend in die
Strauchschicht
aufwachsen (April 2002)

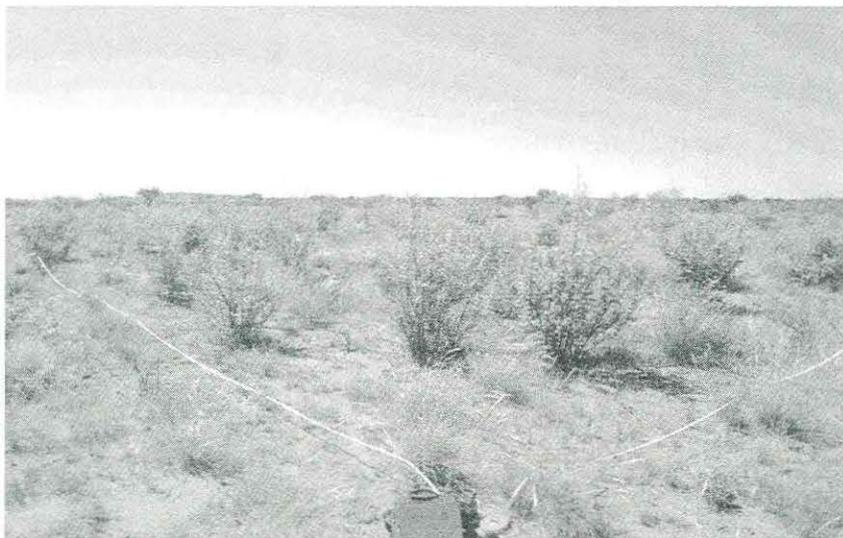


Foto 4: Einheit E im Bereich des Hardap Dam Ressort (April 2002)



Foto 5: Die artenarme Einheit L im Communal Land von Berseba (April 2002)



Einheit D

Mit durchschnittlich 10 Arten zählt dieser vor allem in Hanglagen verbreitete Vegetationstyp zu den artenarmen Vegetationseinheiten des Kartiergebietes Rehoboth/Keetmanshoop. Als diagnostisch relevante Arten sind *Acacia senegal subsp. rostrata* und *Commiphora pyracanthoides* zu nennen. Beide Arten erreichen jedoch nur geringe Deckungsgrade. Aspektbildend kann dagegen *Stipagrostis hirtigluma* mit bis zu 60 % Deckung auftreten. Die Standorte sind insgesamt durch einen fehlenden oder nur schwach ausgebildeten Feinmaterialhorizont geprägt. So wird das Substrat von grobem Verwitterungsschutt geprägt, dass das häufig in geringer Tiefe anstehende Ausgangsgestein überlagert.

Tab. 1: Synoptische Tabelle der Haupt-Vegetationseinheiten im Kartiergebiet Rehoboth/Keetmannshoop

I = Stetigkeit >0 bis 20 %; II = Stetigkeit >20 bis 40 %; III = Stetigkeit > 40 bis 60 %,
 IV = Stetigkeit > 60 bis 80 %; V = Stetigkeit > 80 bis 100 %

Einheit	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Ø Artenzahl	16	19	22	10	11	15	16	15	9	12	10	7
Ø Deckung (%)	71	35	37	38	11	24	36	28	39	45	7	11
<i>Xerocladis viridiramis</i>	I	III
<i>Zygophyllum simplex</i>	.	.	III	.	I	II	I	I	.	.	II	III
<i>Zygophyllum suffruticosum</i>	III	III	.	V	.
<i>Monsonia spec.</i>	.	I	.	I	.	.	.	I	.	I	IV	.
<i>Indigastrium burkeanum</i>	I	.	III	I	.	I
<i>Tribulus cristatus</i>	.	.	V	I	I	II	I	IV	III	II	II	.
<i>Limeum argute-carinatum</i>	I	I	I	.	.	.	I	V	I	II	I	I
<i>Enneapogon cenchroides</i>	.	I	.	I	I	.	.	III	I	.	II	.
<i>Aptosimum spinescens</i>	.	.	.	I	I	III	IV	I	II	.	III	II
<i>Leucosphaera bainesii</i>	I	.	V	.	I	.	IV
<i>Enteplocamia aristulata</i>	I	.	.	I	I	I	III	I
<i>Calicorema capitata</i>	I	.	.	.	I	V	.	.	I	.	III	I
<i>Euphorbia damarana</i>	III
<i>Anthephora schinzii</i>	I	.	.	I	.	III	I
<i>Stipagrostis uniplumis</i>	.	.	.	II	V	III	IV	.	.	I	.	III
<i>Stipagrostis anomala</i>	.	.	.	I	IV	V	II	I	II	III	III	II
<i>Monsonia umbellata</i>	I	I	.	.	IV
<i>Acacia senegal ssp. rostrata</i>	.	I	.	III	I
<i>Commiphora pyracanthoides</i>	.	.	.	II	I	I	.	.	.	I	I	.
<i>Monechma genistifolium</i>	.	.	III	.	II	II	.	.
<i>Indigofera auricomma</i>	I	.	V
<i>Eriocephalus aspalatoides</i>	I	.	V	.	.	I
<i>Hermannia affinis</i>	I	II	V	I	.	I	I	.
<i>Aizoon schellenbergii</i>	I	I	V	.	.	.	II	.	I	I	I	I
<i>Aptosimum lineare</i>	I	V	.	I	I	I	IV	I	I	.	III	I
<i>Boscia albitrunca</i>	I	IV	.	II	I	.	.	III	I	III	.	.
<i>Eragrostis nindensis</i>	.	IV	I	.	.	.	I
<i>Kleinia longiflora</i>	I	IV	I	.	.	I
<i>Eragrostis cylindriflora</i>	IV	II	I	.	.	.	I	.	.	I	.	.
<i>Schmidtia kalahariensis</i>	IV	III	II	II	I	III	II	III	II	V	.	I
<i>Gisekia africana</i>	IV	I	I	I	.	.	.	I	I	.	.	I
<i>Aizoanthemum galenioides</i>	III	I	I	I	I	.	.	II	I	.	I	.

Einheit E

Bei einer geringen durchschnittlichen Gesamtdeckung weist dieser vor allem durch das Auftreten der annuellen Art *Monsonia umbellata* gekennzeichnete Vegetationstyp auch eine relativ geringe Artenzahl auf. Als diagnostisch wichtige Arten sind neben *Monsonia umbellata* *Stipagrostis uniplumis* und *S. anomala* zu erwähnen, die zwar auch in anderen Einheiten auftreten können, in Einheit E aber z.T. aspektbildend in Erscheinung treten. Die durch 28 Vegetationsaufnahmen dokumentierte Einheit hat ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb des Kartiergebietes im Bereich des Hardap Dam Ressort, wo Erhebungen aus Etendeka-Basalt und Sandstein die Landschaft prägen (Foto 4).

Einheit F

Diese mit 17 Vegetationsaufnahmen dokumentierte Einheit hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Kartiergebietes bei 17°50' E und 25°18' S, wo sie die Hanglagen der aus Sandstein und Kalkgestein aufgebauten Höhenzüge prägt. Deutlich abgegrenzt wird die Einheit durch das höchstete Auftreten der chamaephytischen Art *Calicorema capitata*. Weitere diagnostisch wichtige Arten sind *Euphorbia damarana* und die *Poaceae Anthephora schinzii*. Bei insgesamt geringer Gesamtdeckung der Vegetationsaufnahmen ist *Stipagrostis hirtigluma* mit einer Artmächtigkeit bis zu 45 % die aspektbildende Art.

Einheit G

Typisches Verbreitungsgebiet dieser durch das gemeinsame Auftreten von *Aptosimum spinescens*, *Leucosphaera bainesii* und *Enteplocamia aristulata* gekennzeichneten Einheit, sind die von den tertiären Kalahari-Kalken aufgebauten Karstflächen des Weißrandes. Die Standorte sind gekennzeichnet durch flachgründige, feinmaterial- und carbonatreiche Substrate, die als autochthone Verwitterungsdecken dem Anstehenden aufliegen. Ähnlich wie bei Einheit C fällt der hohe Anteil chamephytischer Arten auf, zu denen auch *Salsola* spp. und verschiedene *Hermannia*-Arten zählen. Die Vegetation der dieses Karstgebiet prägenden Dolinen hebt sich deutlich von der Vegetation der Karstfläche ab. Auf dem wesentlich tiefgründigeren, sandigen Substrat der Dolinen etablieren sich regelmäßig phanerophytenreiche Vegetationstypen, die durch *Lycium prunus-spinosa*, *Catophractes alexandri* und *Rhigozum trichotomum* dominiert werden.

Einheit H

Eine nicht sehr klar abgegrenzte Gruppe stellt Einheit H dar, die von den anderen Einheiten vorwiegend durch das Auftreten einiger gering stetiger Arten abzugrenzen ist, die in den übrigen Einheiten nicht vertreten sind. Dazu zählt z.B. die im Kartiergebiet lediglich auf

blockreichen Standorten vorkommende stammsukkulente Art *Aloe dichotoma* sowie *Ficus sycomorus*. Insgesamt muss das Bild dieser Einheit durch weitere Kartierarbeit noch abgerundet werden.

Einheit I

Die durch das stete Auftreten der annuellen Art *Indigastrium burkeanum* abgegrenzte Einheit zeigt innerhalb des Kartiergebietes Rehoboth/Keetmanshoop ein relativ großes Verbreitungsgebiet (23°35' S bis 23°41' S). Bei einer mit 9 Arten relativ geringen durchschnittlichen Artenzahl, zeigt die Einheit eine vergleichsweise hohe Gesamtdeckung. Dies ist vor allem auf *Stipagrostis ciliata* und *S. hirtigluma* zurückzuführen, die Artmächtigkeiten bis 50 % erreichen können. Typischer Standort dieser Einheit sind tiefgründige und feinmaterialreiche Ebenenstandorte, die insgesamt nur unter schwachen Beweidungseinfluss stehen. Weitere prägende Arten der Einheit sind *Zygophyllum suffruticosum* (vor allem im südl. Verbreitungsgebiet) sowie *Rhigozum trichotomum*.

Einheit J

Ohne dass diese Einheit diagnostisch wichtige Arten aufweist, lässt sie sich durch die klare Dominanz und die hohe Artenzahl an *Poaceae* von den anderen Einheiten abgrenzen. Zu dieser Gruppe zählen vor allem die auch hohe Artmächtigkeiten aufweisenden Arten *Schmidtia kalahariensis*, *Stipagrostis hirtigluma* und *Stipagrostis ciliata*. Ähnlich wie bei Einheit I etabliert sich Einheit J auf Ebenenstandorten, die nur einem schwachen Beweidungseinfluss unterliegen. Im Gegensatz aber zu Einheit I sind für Einheit J Standorte typisch, auf denen sich über Basalt als Ausgangsgestein flachgründigere Substrate mit relativ hohem Grusanteil entwickelt haben. Ihren Verbreitungsschwerpunkt hat diese Einheit, die in der Strauchschicht von *Boscia albitrunca* und *Lycium prunus-spinosa* geprägt wird, bei 24°11' S und 17°32' E.

Einheit K

Bei insgesamt sehr geringen Artenzahlen weist dieser Vegetationstyp die geringsten Gesamtdeckungen innerhalb des Kartiergebietes auf. Kennzeichnende Arten sind *Zygophyllum suffruticosum* und *Monsonia spec.*, die aber auch nur geringe Artmächtigkeiten erreichen. Abgesehen von der hier auch nur niedrige Wuchshöhen erreichenden phanerophytischen Art *Rhigozum trichotomum* ist eine Strauchschicht nicht ausgebildet. Grund hierfür ist u.U. das sehr flachgründige, grusreiche Substrat über Sandstein, das die Standorte dieser Einheit prägt.

Einheit L

Die mit 34 Vegetationsaufnahmen belegte Einheit L weist mit durchschnittlich 7 Arten den geringsten Wert aller Einheiten auf. Mit durchschnittlich 11 % ist auch die Gesamtdeckung innerhalb dieser Einheit sehr gering. Großräumig und landschaftsprägend tritt die Einheit vor allem in der dem Weißrand westlich vorgelagerten Fläche und im Bereich südwestlich des Brukkaros auf (Berseba Communal Land, Foto 5). Die überwiegend flachgündigen Substrate sind meist feinmaterial- und grusreich. Auffällig ist ein häufig ausgebildeter schaumbodenartiger, CaSO₄-reicher Horizont in ca. 15-25 cm Tiefe, der neben dem starken Beweidungseinfluss möglicherweise Hauptursache für die geringen Deckungswerte innerhalb der Einheit ist. Diagnostisch wichtige Arten sind *Xerocladis viridiramis* und *Zygophyllum simplex*, die jedoch wie die überproportional stark vertretenen *Poaceae*-Arten meist nur geringe Artmächtigkeiten erreichen. Wichtigste Arten der nur schwach ausgeprägten Strauchschicht sind *Acacia mellifera* und *Rhigozum trichotomum*.

5. Schlussbetrachtung

Die bisherigen Ergebnisse haben gezeigt, dass die Kartierung des BIOTA-Southern-Africa-Transekts unter Einbeziehung vegetationskundlicher und fernerkundlicher Verfahren zielführend umgesetzt werden kann. So konnten für einige der Arbeitsgebiete bereits vorläufige Vegetationskarten entworfen werden. Es zeigt sich aber auch, dass entsprechend der besonderen Gegebenheiten in ariden/semi-ariden Gebieten mit ihrer hohen interannuellen Niederschlagsvariabilität eine weitaus höhere Zahl von Vegetationsaufnahmen erforderlich ist, um flächendeckende Vegetationskarten mit zufriedenstellendem inhaltlichen Detaillierungsgrad vorlegen zu können. Daneben stellen aride/semi-aride Regionen besondere Anforderungen im Hinblick auf die Anwendung adäquater vegetationskundlicher und fernerkundlicher Methoden. Diesem iterativen Prozess ist in Zukunft in erhöhtem Maße Beachtung zu schenken.

6. Danksagung

Die Autoren bedanken sich beim Bundesministerium für Bildung und Forschung (bmb+f) für die finanzielle Unterstützung der Forschungsarbeiten im Rahmen des BIOTA-Southern-Africa-Projekts. Den Partnerorganisationen im Südlichen Afrika gilt unser Dank für die Unterstützung und gute die Zusammenarbeit. Frau Susanne Schmidt gebührt Dank für ihre Mitarbeit im Kartiergebiet Rehoboth – Keetmannshoop März-Mai 2002.

7. Literatur

- ACOCKS, J. P. H. (1988): Veld Types of South Africa. - *Memoirs of the Botanical Survey of South Africa* 57.
- BECKER, T. (2001): Muster der Vegetation und ihre Determinanten in einem desertifikationsgefährdeten Raum im Nordwesten Namibias (Kaokoland). – Diss. Bot. Inst. Univ. Köln, <http://www.ub.uni-koeln.de/ediss/archiv/2001/11w1133.pdf>.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - Springer Verlag, Wien, New York, 865 S.
- DREGNE, H.E. (1976): Soils of arid regions. *Development and Soil Science* 6. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam, Oxford, New York.
- DYMOND, J. R. & J. D. SHEPHERD (1999): Correction of the topographic effect in remote sensing." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 37(5): 2618-2620.
- FOODY, G. M. (2002): Status of land cover classification accuracy assessment. - *Remote Sensing of Environment* 80(1): 185-201.
- FRANKENBERG, P. (1986): Erfassung geoökologischer Gradienten am Nord- und Südrand der Sahara bzw. des Sahel. - *Geomethodica* 11: 27-78.
- GIESS, W. (1971): A preliminary Vegetation Map of Namibia. - *Dinteria* 4.
- GILLISON, A.N. & BREWER, K.R.W. (1985): The use of gradient directed transects or gradsects in natural resource surveys. - *Journal of Environment Management* 20: 103-127.
- KNICK, S. T., ROTENBERRY, J.T., ZARRIELLO, T.J. (1997): Supervised Classification of Landsat TM Imagery in a Semi-Arid Rangeland by nonparametric Discriminant Analysis. - *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 63(1): 79-86.
- MUTKE, J., G. KIER, BRAUN, G., SCHULTZ, C. & BARTHLOTT, W. (2001): Patterns of African vascular plant diversity - a GIS based analysis. In: *Systematics and Geography of Plants*. Bd. 71: 1125 - 1136.
- JÜRGENS, N. (1991): A new approach in the Namib region. I. Phytogeographic subdivision. *Vegetatio* 97: 21-38.
- JÜRGENS, N. (1997): Floristic biodiversity and history of African arid regions. *Biodiversity and Conservation* 6: 495-514.
- JÜRGENS, N. (1998): Aspects of botanical biodiversity in southern african arid regions – an outline of concepts and results. In: Barthlott W. und M. Winiger (Hrsg.): *Biodiversity – A challenge für development research and policy*: Springer, Heidelberg: 53 – 69.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (1986): Methodische Probleme vegetationskundlichen Arbeitens in semi-ariden Räumen am Beispiel des Nordjemens. - *Geomethodica* 11: 109-143.

- SCHMIEDEL, U. & JÜRGENS, N. (1999): Community structure on unusual habitat islands: quartz-fields in the Succulent Karoo, South Africa. - *Plant Ecology* 142: 57-69.
- SCHMIEDEL, U. & JÜRGENS, N. (2005): Biodiversity Observatories. A new standardised monitoring tool for biodiversity studies, this volume.
- TAYLOR, H. C. (1984): A vegetation survey of the Cape of Good Hope Nature Reserve. II. Descriptive account. - *Bothalia* 15(1 & 2): 259-291.
- VAN DER MERWE, E. (Hrsg.) (1983): National Atlas of South West Africa (Namibia).
- VOLK, O. H. & LEIPPERT, H. (1971): Vegetationsverhältnisse im Windhoeker Bergland, Südwestafrika. - *Journal S.W.A. Wissenschaftliche Gesellschaft XXV*: 5-44.
- WALTER, H. & BRECKLE, S.W. (1999): Vegetation und Klimazonen – Grundriß der globalen Ökologie. Ulmer, Stuttgart, 544 S.
- WANG, G., GERTNER, G., XIAO, X., WENTE, S. & ANDERSON, A.B. (2001). - Appropriate Plot Size and Spatial Resolution for Mapping Multiple Vegetation Types. - *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 67(5): 575-584.
- WARD, D., OLSVIG-WHITTAKER, L. & LAWES, M. (1993): Vegetation-environment relationships in a Negev Desert erosion cirque. - *Journal of Arid Environments* 4: 83-94.
- WERGER, M.J.A. (1974): On concepts and techniques applied in the Zürich-Montpellier method of vegetation survey. - *Bothalia* 11(3): 309-323.
- WERGER, M.J.A. & COETZEE, B.J. (1978): The Sudano-Zambeian Region. - In: WERGER, M.J.A. [Hrsg.]: Biogeography and ecology of southern Africa. - Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague, S. 301-461.
- WIESE, B. (1997): Afrika: Ressourcen, Wirtschaft, Entwicklung. Teubner Studienbücher der Geographie – Regional, Bd.1, Stuttgart.

Räumliche Vegetationsmuster in ariden Gebieten Südmarokkos - Klassifizierung zugrundeliegender Mechanismen

MARKUS STAUDINGER , MANFRED FINCKH

Universität Hamburg, Biozentrum Klein-Flottbek und Botanischer Garten,
Ohnhorststraße 18, D-22609 Hamburg

Zusammenfassung

Räumliche Vegetationsmuster unterscheiden sich in ihrer ökologischen Interpretationsmöglichkeit. Anhand von Beispielen aus dem südlichen Marokko werden biotische und abiotische Mechanismen der Musterbildung diskutiert. Beobachtbare Muster werden in abnehmender ökologischer Interpretierbarkeit in räumlich-, raumzeitlich- und zufalls-bedingte untergliedert. Ein besonderes Augenmerk wird auf die Grundlagen der Koexistenz als Erklärungsmöglichkeit beobachtbarer Vegetationsmuster gelegt. Dies erscheint für eine angestrebte Modellierung von Vegetationsveränderungen durch sich ändernde Umweltbedingungen oder aufgrund eines veränderten Nutzungsdruckes auf die Vegetation im südlichen Marokko als notwendige Voraussetzung.

Abstract

Spatial patterns differ in their ecological interpretability. Biotic and abiotic mechanisms that could generate these patterns are discussed. Patterns are classified in spatial, spatio-temporal, and chance-dependent, due to their decreasing ecological interpretability. A special focus is laid upon a pattern analysis in congruence with coexistence theory, regarding the requirements for the persistence of plant species diversity under competitive conditions. To know at least something about the genesis and the underlying mechanisms of observable vegetation patterns is an essential basis for modelling vegetation changes and dynamics due to changing environments or land-use.

1. Einleitung

Im Rahmen des „Integrativen Management-Projektes für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika“ (IMPETUS) werden die Regelfunktionen der Vegetation für den Gebietswasserhaushalt des Draa-Einzugsgebietes in Südmarokko untersucht (IMPETUS 1999). Raumbezogene Modellierungen auf unterschiedlichen Skalen der für den Gebietswasserhaushalt relevanten Parameter sind ein definiertes Ziel dieses Projektes. Makroskalige Arbeiten zur Erstellung einer Vegetationskarte sind an anderer Stelle detaillierter beschrieben worden (FINCKH & STAUDINGER 2002), sodaß sich dieser Beitrag auf die meso- und mikroskalige Ebene beschränken lässt. Als Mesoskala werden

Testflächen von ungefähr einem Quadratkilometer Ausdehnung bezeichnet, die in zehn unterschiedlichen Ökosystemen eingerichtet wurden. Von Nord nach Süd folgen sie sowohl einem Ariditäts- ($50\text{-}220\text{ mm a}^{-1}$), als auch einem Höhengradienten ($500\text{ m} - 3.200\text{ m}$). Großklimatisch ist das Untersuchungsgebiet zusätzlich auch durch den Übergang eines Winterregenregimes im Norden zu einem bimodalen Frühjahrs- und Herbstregenregime im Süden geprägt (LE HOUÉROU 1995). Auf den einzelnen Testsites wurden Weideausschlussflächen von rund 1200 m^2 errichtet. Dauerbeobachtungsflächen (DB-Flächen) mit jeweils 100 m^2 , auf der Basis eines 0.25 m^2 Rasters, befinden sich sowohl innerhalb, als auch außerhalb der eingezäunten Flächen, um den Einfluß der Beweidung auf Biomasseproduktion und Populationsdynamik direkt bestimmen zu können. Insgesamt wurden 35 DB-Flächen zur Erfassung der Vegetationsdynamik des jeweiligen Ökosystems angelegt. Die in den DB-Flächen erhobenen Daten umfassen Biomassezuwachs pro Individuum, Keimungsereignisse, Keimlingsetablierung, sowie Blüh- und Fruchtfolgen der einzelnen Arten. Als Beitrag zu den ökologischen Profilen der Vegetationseinheiten wird auch eine Strategieberücksichtigung der dominanten Arten bezüglich mechanischer (Fraß, Tritt, Bodenbewegung, Sandschliff, etc.) und klimatischer Adaptationen soweit als möglich durchgeführt. Durch die starken ökologischen Gradienten innerhalb des Untersuchungsgebietes steht zu erwarten, daß sich die funktionellen und kompetitiven Beziehungen zwischen den Arten entlang dieser Gradienten ändern und andere Koexistenzbedingungen generieren.

2. Analyse von Mustern

Basis der Musteranalyse sind einerseits die Auszählungen der DB-Flächen, andererseits höhenmodellbasierte Artverteilungen auf Individuenbasis (Abb.1). Im zeitlichen Verlauf können aus diesen Ausgangsmustern Veränderungen abgeleitet und Rückschlüsse auf die zugrundeliegenden Koexistenz- und Konkurrenzbedingungen gezogen werden. Diese Musteranalyse ist vor allem eine Frage nach der funktionalen Organisation der Vegetationseinheiten, nach dem Grad der Zufallsabhängigkeit der räumlich beobachtbaren Muster bzw. deren (räumlich)-ökologischer Determiniertheit. Schließlich mündet diese Analyse in die Frage ob Artabundanzen über die unterschiedliche Diasporenproduktion der einzelnen Arten oder über die räumliche Heterogenität aufgrund von Nischenpräferenzen der Arten gesteuert werden. Die Beschreibung der Vegetationsdynamik erfordert also eine kombinierte Analyse der räumlichen und zeitlichen Dimensionen, d.h. die Identifizierung, Beschreibung und Abgrenzung der standörtlich oder durch Nutzung bedingten räumlichen Muster, sowie die Analyse ihrer jeweiligen zeitlichen Dynamik, sowohl jahreszeitlich als auch in bezug auf langfristige Veränderungsprozesse. Des weiteren stellt sich die Frage, ob der

gewählte Betrachtungsmaßstab die ökologisch relevanten Mechanismen adäquat abbilden kann? So könnte einerseits die Mikroskala zu fein auflösend, die Mesoskala für manche Prozesse allerdings zu grob auflösend sein. Eine Betrachtung der räumlichen Muster über die Skalen hinweg scheint also notwendig, um dies einschätzen zu können.

Die mesoskalige Artverteilung wird durch parallele Transekte im Abstand von etwa 5 m auf Individuenbasis mit einem differentiellen GPS (Trimble Pathfinder pro XRS mit Omnistar Korrektursignal) bestimmt (Abb.2). Die DB-Flächen werden auf Rasterbasis ausgezählt.

3.1 Räumlich-strukturell bedingte Muster

3.1.1 Besiedlungsfähigkeit des Substrates

Die Besiedelbarkeit des Substrates ergibt die einfachst zu interpretierenden räumlichen Muster. Bestimmende Faktoren sind direkt wirkende abiotische Konditionen, wie Wasserverfügbarkeit, Temperatur oder Durchwurzelbarkeit der Bodenaufgabe. Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes wäre hier etwa die, durch die Wasserverfügbarkeit bedingte, Verteilung von *Acacia tortilis* ssp. *raddiana* auf Wadis und Tiefenlinien zu nennen. Konkurrenz ist bei der Genese dieses Artverteilungsmusters nicht beteiligt, da die fundamentale Nische (HUTCHINSON 1957) der Art die untere physiologische Grenze erreicht. Biotische Interaktionen, wie sie während der Etablierung von Akazien innerhalb der besser wasserversorgten Wadis anzunehmen wären, stellen eine nachgeschaltete, kompetitive Ebene dar und führen zur räumlichen Aufteilung verschiedener Arten durch Einnischung an Ressourcen- oder Regulatorgradienten.

3.1.2 Artverteilung an räumlichen Gradienten aufgrund von Nischenpräferenzen

Eine Gliederung von Arten in Nischen, kann als Nutzung unterschiedlicher Ressourcenpools aufgefasst werden (z.B. WHITTAKER et al. 1973), die sowohl historisch-evolutiv als auch aktuell-kompetitiv bedingt sein kann. Kompetitiv bedingte Muster an räumlichen Gradienten können dann nicht beobachtet werden, wenn:

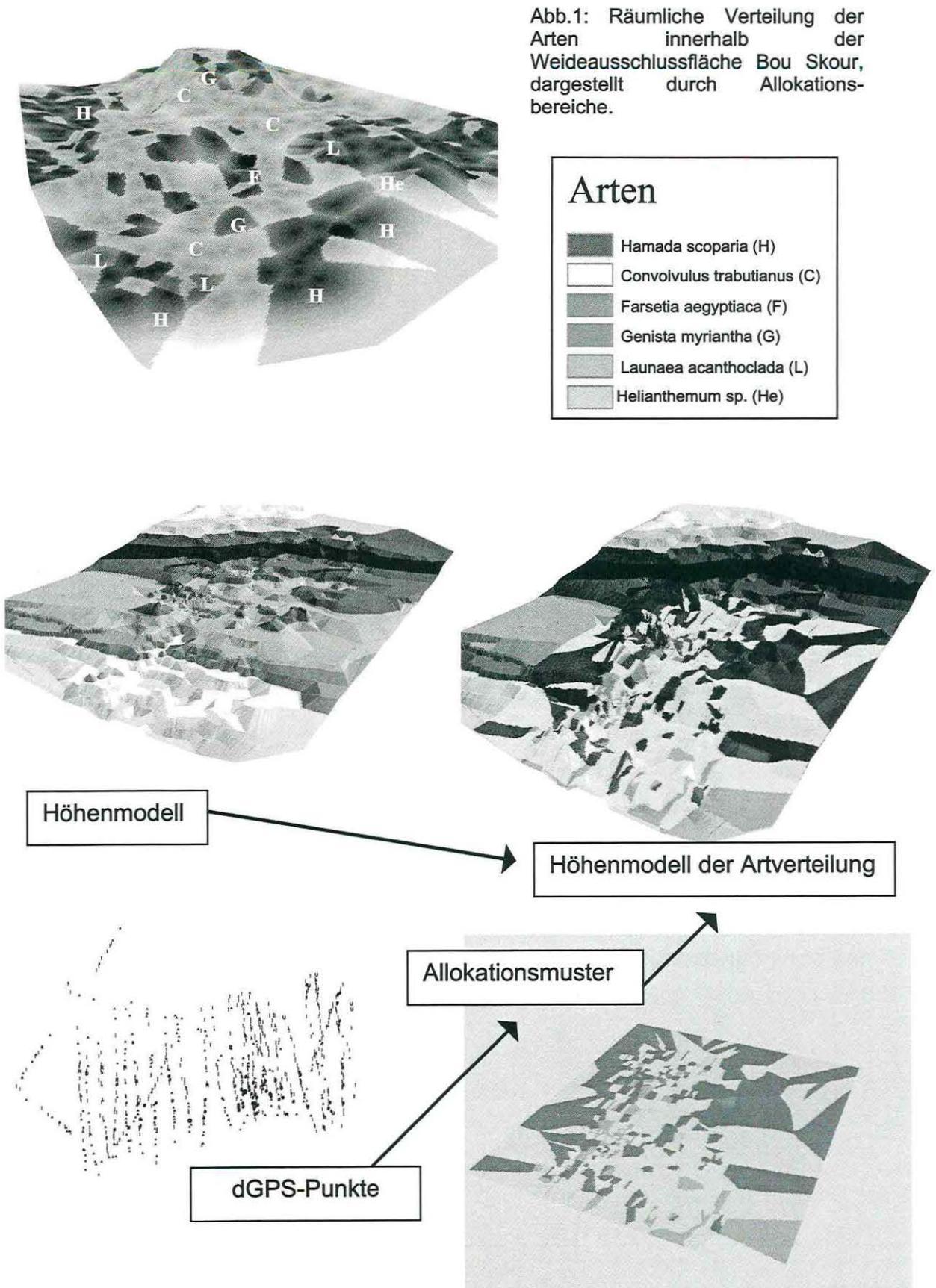


Abb.1: Räumliche Verteilung der Arten innerhalb der Weideausschlussfläche Bou Skour, dargestellt durch Allokationsbereiche.

Abb.2: Schema der Erstellung höhenmodellbasierter Artverteilungsmuster eines Kleincatchments (Testsite Bou Skour)

1. Die Zeit für Konkurrenzausschluß nicht ausreicht.
2. Die Umweltbedingungen keine ausreichende zeitliche Konstanz besitzen, sodaß sich die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Arten umkehren können.
3. Ressourcen nicht limitierend auf das Populationswachstum der Arten wirken.
4. Kein direkter räumlicher Kontakt zwischen den Arten und daher kein gemeinsamer Ressourcenanspruch gegeben ist.
5. Die Möglichkeit dauernder Re-Immigration kompetitiv unterlegener Arten in frei besiedelbare Flächen besteht.

Konkurrenz kann also durch eine Reihe von Einflussfaktoren als strukturierendes Element in Vegetationsmustern akzentuiert oder abgeschwächt werden und die beobachtbaren Muster werden durch eine größere Zufallsabhängigkeit ökologisch schwieriger zu interpretieren.

Auf der Meso- und Mikroskala repräsentieren Ausprägungen kleinräumiger Boden- oder klimatischer Unterschiede die Habitatvielfalt. So sind etwa „safe-sites“ für Keimung und Etablierung in ariden Gebieten häufig mikrotopographisch-strukturell bedingt und auf der Mikroebene der Dauerbeobachtungsflächen abbildbar. Es sei etwa auf FOWLER (1988) hingewiesen, die bessere Keimbedingungen in der Nähe größerer Steine, aufgrund höherer Bodenfeuchtigkeit durch Beschattung und Tauabfluß feststellte. Ob es bei diesen Regenerationsnischen artspezifische Unterschiede gibt, oder ob sie für alle vorkommenden Arten lediglich Strukturen günstigerer Bedingungen darstellen, kann erst durch die Auswertung der DB-Flächen entschieden werden.

3.1.3 Positive Interaktionen

Positive Interaktionen können direkt oder indirekt wirken: Besitzen gemeinsam vorkommende Arten einen direkten positiven Einfluß auf die gegenseitigen Wachstums- oder Reproduktionsraten, spricht man von direkter Interaktion (z.B. DE ANGELIS et al. 1986). Hierbei sinkt die interspezifische Konkurrenz unter die Werte der intraspezifischen und ein Konkurrenzausschluß kann nicht mehr stattfinden (PALMER 1994). Durch eine indirekte oder unspezifische Förderung profitiert lediglich *eine* Art oder eine Gruppe von Arten eines funktionellen Typs von kleinräumigen biotischen Modifizierungen der Umweltgegebenheiten durch andere Arten. Arten, die aufgrund ihrer Größe oder speziellen Wuchsform die Potenz besitzen eine von ihnen abhängige ökologische Struktur zu schaffen, können durch Bereitstellung bestimmter Konditionen andere Arten passiv an sich binden. Solche Arten stellen Strukturbildner oder "*keystone species*" dar. Solche indirekten Förderungen spielen in ariden Gebieten eine bedeutende Rolle und können in dreierlei Ausprägung beobachtet werden. Erstens, als Abmilderung der mikroklimatischen Extreme, zweitens als Bereitstellung

eines Tritt- und Beweidungsschutzes, und drittens als Nährstoffanreicherung aufgrund Stickstoff fixierender Symbionten vor allem von Leguminosen (vgl. VESTE et al. 2003, RUSSOW et al. 2004). Mikroklimatische Veränderungen ergeben sich vor allem durch Beschattung und Erhöhung der Luftfeuchte gegenüber den Umgebungsbedingungen, was vor allem im Keimlingsstadium von Bedeutung sein kann (vgl. etwa SUZÁN et al. 1996). Auftretende Muster wären dann durch die biogenen Nischen solcher „nurse plants“ erklärbar.

Beweidungsschutz ergibt sich, wenn Arten die keine oder eine nur geringe Weideresistenz aufweisen, von der direkten Umgebung dorniger Pflanzen profitieren (ATSATT & O'DOWD 1976, MCAULIFFE 1984, HAY 1986). Im Untersuchungsgebiet seien hier vor allem Polstergäste wie *Lactuca riviersii* oder *Campanula mairei* in den Igelpolsterheiden des Hohen Atlas zu nennen. Aber auch Jungpflanzen der Igelpolster *Astragalus ibrahimianus*, *Bupleurum spinosum*, *Cytisus balansae*, *Erinacea anthyllis*, *Alyssum spinosum*, oder *Vella mairei* kommen nicht selten im Schutz von Adultpflanzen einer jeweils anderen Art auf und bilden teilweise sehr verworrene Muster die mit der abiotischen Nischenstruktur kaum in Einklang zu bringen sind. Ob diese Aggregationen allerdings rein auf einen Beweidungsschutz zurückzuführen sind oder ob auch mikroklimatische Einflüsse eine Rolle spielen, bedarf noch eingehender Untersuchungen (vergleiche auch HAGER 1984).

Als dritte Möglichkeit indirekter Förderungen kommen in Ökosystemen mit niedrigen Populationswachstumsraten, infolge von Trockenheit oder Nährstoffarmut, N-fixierende Bakterien von Leguminosen in Frage (RUSSOW et al. 2002, VESTE et al. 2003). Die ersten Bodenanalysen aus dem Untersuchungsgebiet deuten in einigen Proben auf einen Stickstoffmangel hin (CHAFFIK pers.Mitt.). Ob dieser aber zumindest zeitweilig die Wasserverfügbarkeit als limitierenden Faktor übertrifft, bleibt vorerst noch dahingestellt. Ökosysteme in denen Leguminosen zahlreicher vorkommen, wie etwa die Bestände von *Genista scorpius ssp.myriantha* oder *Adenocarpus bacquei* sollten bei einem positiven Einfluß tendenziell artenreicher sein als leguminosenärmere vergleichbarer Standorte, da die Wachstumsbedingungen für andere Arten verbessert würden und man sich in den untersuchten Vegetationseinheiten noch im linken aufsteigenden Teil der Produktivitäts-Diversitätskurve befinden würde. Gleiches gilt für die ausgedehnten Bereiche mit lockerem Akazienbewuchs von *Acacia raddeana ssp.tortilis* und *Acacia ehrenbergiana*. Auch die Frage, ob die Fabaceen-Igelpolster *Erinacea anthyllis*, *Cytisus balansae* und *Astragalus ibrahimianus* andere Arten aufgrund einer besseren Stickstoffversorgung anziehen oder nicht, und sozusagen als Matrix für andere Arten dienen, muß noch mit einem fundierteren Datenmaterial ausgewertet werden, könnte aber interessante Einsichten in die Funktion dieser Ökosysteme liefern.

3.2 Raum-zeitlich bedingte Muster

Umweltbedingungen können nicht nur in räumlich- struktureller Hinsicht variieren, sondern auch einem zeitlichen Gradienten folgen (z.B. GRUBB 1977, HUSTON 1979, SHMIDA & ELLNER 1984, AARSSSEN 1992). Diese Abfolge von Nischen entlang einer Zeitachse kann zyklisch oder gerichtet sein. Gerichtete Nischenabfolgen finden sich im einfachsten Fall in Sukzessionen, zyklische in sogenannten Mosaikzyklen einander periodisch ablösender Dominanzen (WATT 1947, REMMERT 1990). Kurzfristige, saisonal bedingte Rhythmen, führen zu Bedingungen wie sie HUTCHINSON (1948, 1961) in seinem „*Paradox of Plankton*“ beschreibt, welche für pflanzliche Organismen allerdings überwiegend bei Therophyten eine bedeutendere Rolle spielen und hier nicht behandelt werden. Die Schwierigkeit der räumlichen Interpretation von Vegetationsmustern an denen fluktuierende Nischen beteiligt sind, besteht darin, daß die zeitliche Aufeinanderfolge dieser Nischen eine starke Überlagerung der Artenkombinationen mit sich bringen kann („*temporal mass effect*“- im Sinne von SHMIDA & WHITTAKER 1981). Ausgereifte Muster können also kaum sichtbar werden, lediglich unscharfe Übergänge in der Artverteilung wären dann zu beobachten, die über die Autökologie der einzelnen Arten kaum Auskunft geben.

Die schon angesprochenen Aggregationen in den Igelpolsterheiden des Hohen Atlas, in denen mehrere Arten teilweise eng ineinander verwachsen, gemeinsame Kugelpolster bilden, könnten Muster sein, denen Mosaikzyklen zugrunde liegen (eventuell verstärkt durch Beweidungseinflüsse). Betrachtet man etwa das Muster der Artverteilung einer DB-Fläche in den Igelpolsterheiden des Hohen Atlas (Abb. 3,4) so zeigt sich eine zusammengedrückte Vegetation von zwischen- und durcheinander wachsenden Individuen. Das Muster scheint zufällig aggregiert und relativ diffus auf die einzelnen Arten verteilt zu sein. Durch die Beobachtung der Vegetationsdynamik in den DB-Flächen und vor allem von Etablierungsvorgängen erhoffen wir uns klärende Einsichten, in die Hintergründe dieser Aggregationen und ob diese Muster primär einen Beweidungseffekt abbilden, oder einen „natürlichen“ Zustand darstellen, in dem sich Jungpflanzen im Schutz von Polstern gleich welcher Art entwickeln und diese später überwachsen. Auch die Bedeutung interspezifischer Konkurrenz auf die Vegetationsstrukturen stellt sich etwa bei Betrachtung von Abb. 5.

3.3 Zufallsbedingte Muster

Zufallsbedingte Muster entstehen unabhängig von der räumlichen Ressourcendisponibilität eines Standortes. Somit spiegelt die Artverteilung die Ressourcenangebot des Nischenraumes nicht wider. Solche Muster können dann entstehen, wenn die *carrying capacity* des Lebensraumes durch die einzelnen Populationen nicht erreicht wird, oder noch nicht erreicht worden ist, also keine Limitierung von Ressourcen besteht. Die Gründe für solche unlimitierten Zustände können mannigfach sein, lassen sich aber auf

Dichtereduktionen der einzelnen Populationen einerseits, und auf eine sehr langsame Populationsdynamik andererseits verallgemeinern. Beides verhindert bzw. verlangsamt den Konkurrenzausschluß, wodurch selbst die Koexistenz von nischengleichen und funktionell analogen Arten ermöglicht wird und räumlich interpretierbare Muster nicht zur Ausbildung kommen. Einfachstes Beispiel für Dichtereduktion ist etwa eine starke Störungsdynamik, die die räumliche Heterogenität in ihrer Bedeutung für die Artverteilung übertrifft (z.B.: GRIME 1973 , LEVIN & PAINE 1974, CONNELL 1978, HUSTON 1979).

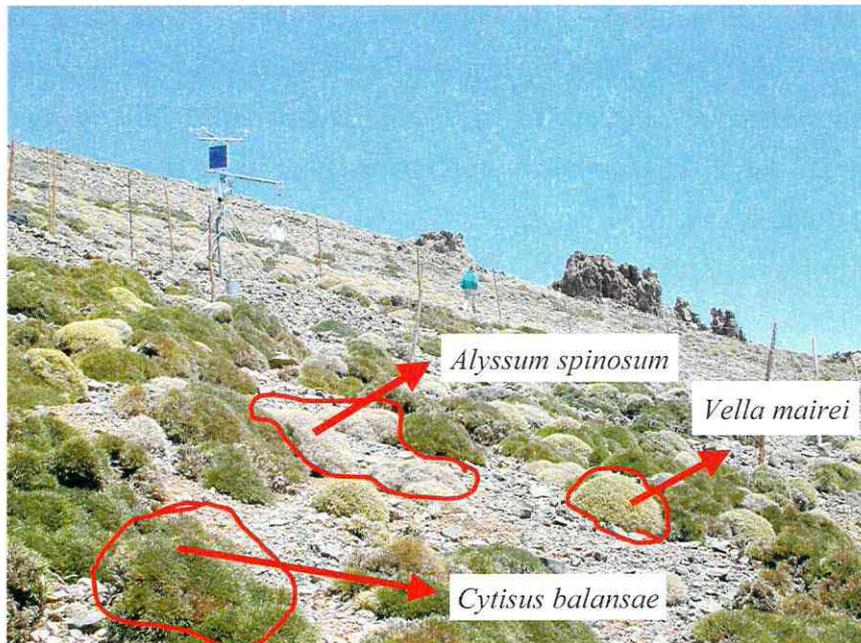


Abb.3: Igelpolsterheiden des Hohen Atlas: Links Ausschnitt der Testsite Tichki auf 3200 m

Artverteilung

- *Alyssum spinosum*
- *Bupleurum spinosum*
- *Cytisus balansae*
- *Erinacea anthyllis*
- *Iberis sp.*
- *Vella mairei*

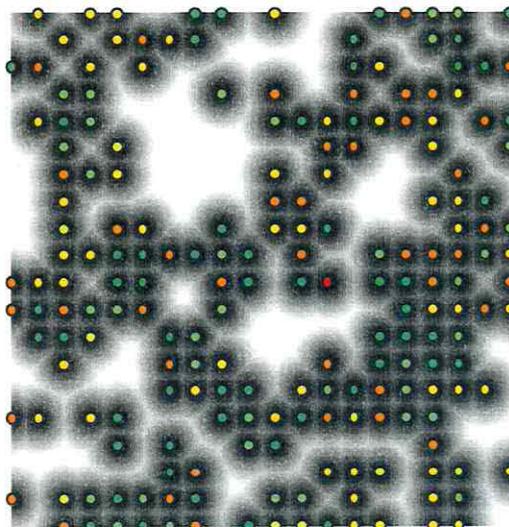


Abb. 4: Artverteilungsmuster der nördlicher gelegenen Testsite Tizi-n-Toundsa auf 3000 m, dargestellt im 0.25m²-Raster einer Dauerbeobachtungsfläche.

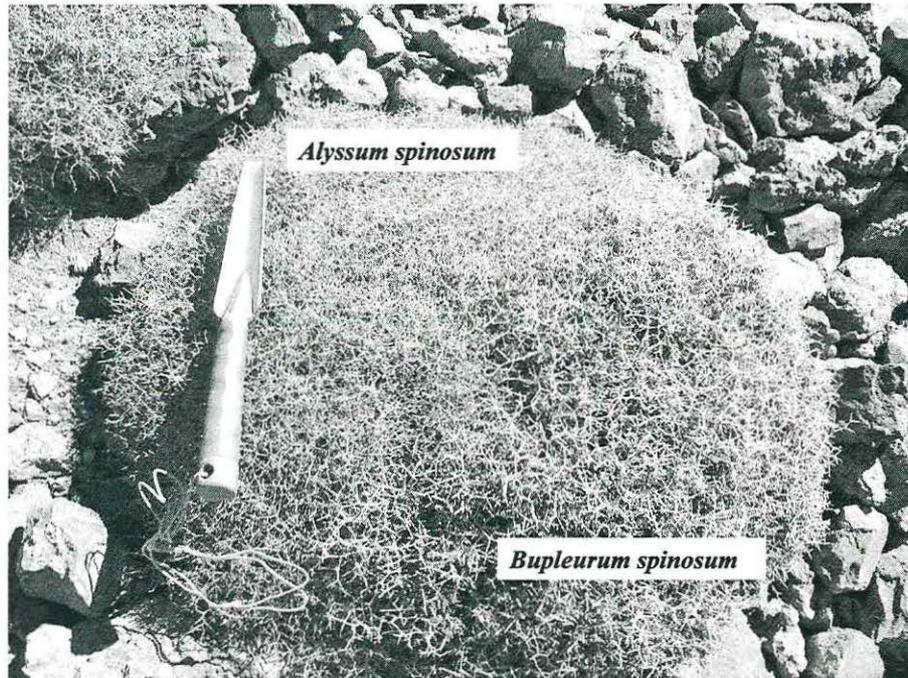


Abb.4: Beispiel eines Igelpolsters im Hohen Atlas, der aus zwei Arten (*Alyssum spinosum* und *Bupleurum spinosum*) gebildet wird.

Durch die Reduktion von Biomasse werden im Zuge von Störungen Besiedlungsmöglichkeiten geschaffen, die von Individuen anderer Arten wahrgenommen werden können, die entweder frei werdende Ressourcen besonders schnell umsetzen oder freien Raum besonders schnell besiedeln können (vgl. HUTCHINSON 1953, PIANKA 1970). Allgemein gesprochen fördern häufige Störungen relativ kurzlebige Arten mit schnellem Wachstum, großer Diasporenproduktion, weiter Diasporenausbreitung und großer Diasporenbank (z.B. STEARNS 1977 oder die von FINCKH & DEIL 1989 dargestellte „Therophytisierung“ in marokkanischen Zederwäldern).

Stellen Bestandeslücken frei besiedelbare Flächen dar, existieren also keine artspezifischen Regenerationsnischen, so daß für alle vergesellschafteten, oder einer Gilde zugehörigen Arten die gleichen Möglichkeiten der Besiedlung bestehen, so werden die synökologischen Unterschiede zwischen den Arten als räumliches Muster ebenfalls nicht erkennbar. FOWLER (1988) konnte etwa zeigen, daß Clusterungen von Arten in ariden Grasländern auf die Existenz kleiner Mulden zurückzuführen sind, in denen Diasporen zusammengeschwemmt oder vom Wind verfrachtet wurden, ohne daß artspezifische Unterschiede in den Keimungsansprüchen existieren würden. Durch die gleichen Möglichkeiten der Besiedlung entsteht zwischen den vergesellschafteten Arten eine "Lotterie" um den Lebensraum, da die ökologische Qualität der besiedelten Fläche vom Zufall und der Effizienz der Diasporendisposition abhängig ist (SALE 1977 beschrieb dieses Phänomen anhand der

Territorialbildung von Korallenfischen). Dadurch ist es nicht unwahrscheinlich, daß innerhalb des untersuchten Gebietes eine Hierarchie der Konkurrenzstärke zwischen Individuen verschiedener Arten zu beobachten ist, die allerdings auf stochastische Phänomene der Besiedlung ökologischer Gunstsituationen zurückzuführen ist und nicht auf eine generell größere Konkurrenzstärke einer Art unter den speziellen Umgebungsbedingungen (FAGERSTRÖM 1988). Die Hierarchie der Konkurrenzkraft ist in einem durch Erstbesiedlung geprägten Ökosystem daher größtenteils artunabhängig und durch den Zufall der Besiedlung bestimmt (CHESSON & WARNER 1981). Dieses "*Lottery establishment*" kann auf lokaler Ebene zu einer Koexistenz von verschiedenen Arten bei identischer ökologischer Nischenstruktur führen. Das beobachtbare Muster der Artenverteilung stellt schließlich eine Erstbesiedlungsmuster von lokal verschiedenartig dominierten, ökologisch aber identischen Standorten dar.

4. Ausblick und weiterführende Arbeiten im IMPETUS-Projekt

Da die DB-Flächen vor allem zur Bestimmung des Biomassenzuwachses unter Weideausschluß, sowie zur Erhebung grundlegender populationsdynamischer Parameter, wie Diasporenproduktion, Diasporenausbreitung und Keimlingsökologie angelegt wurden, wird die Datensammlung in diesem Bereich die Hauptaufgabe der nächsten Geländekampagne (Frühjahr 2002) sein. Mit der Auswertung dieser Daten soll das Funktionsgefüge zwischen den dominierenden Arten der jeweiligen Vegetation beschrieben werden, welches in weiterer Folge die Formulierung von Eingangsparametern in vegetationsökologische Modellierungen liefern soll. In bezug auf die Fragestellungen des Gesamtprojektes (IMPETUS 1999), sollen hierzu Aussagen über die potentielle Dichte der Vegetation, also der Biomasseproduktion in weiterem Sinne, gemacht werden, da dieser Parameter auf die Steuergrößen des regionalen Gebietswasserhaushaltes wie Infiltration, Oberflächenabfluß und Evapotranspiration direkt wirkt bzw. auch mesoklimatische Faktoren auf Landschaftsebene, wie Beeinflussung von Albedo und Oberflächentemperatur, entscheidend mitgestaltet.

Die Analyse der raum-zeitlichen Dynamik der Vegetation unter unterschiedlichen Nutzungsregimen stellt sich als grundlegende Voraussetzung dar, um definierte Veränderungsszenarien wie die Einflüsse von Klima- und Landnutzungswandel auf den Gebietswasserhaushalt zu simulieren.

Die in den Dauerbeobachtungsflächen aufgenommenen vegetationsdynamischen Daten sollen zu einem Modell der Vegetationsentwicklung auf kleinräumigem Maßstab führen. So können etwa jährliche Zuwachsraten und Biomasseproduktion, Blüh- und Fruchtfräquenzen, Keimung und Keimlingsetablierung der einzelnen Arten in Simulationsmodellen auf der Basis eines zellularen Automaten verrechnet werden. Die Muster die über diese Simulationen

generiert werden, sollen schließlich Hilfestellungen für die Interpretation der in der realen Vegetation vorkommenden Muster geben.

5. Danksagung

Die vorgestellten Untersuchungen werden vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) unter der Fördernummer 07 GWK 02, sowie vom Ministerium für Erziehung, Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen unter der Fördernummer 514-21 200 200 gefördert.

6. Literatur

- AARSSSEN, L.W. 1992: Causes and consequences of variation in competitive ability in plant communities. - *J.Veg.Sci.*, 3: 165-174.
- ATSATT, P.R. & J. O'DOWD 1976: Plant defense guilds: many plants are functionally interdependent with respect to their herbivores. - *Science*, 193:24-29.
- CHESSON, P.L. & R.R. WARNER 1981: Environmental variability promotes coexistence in lottery competitive systems. - *American Naturalist*, 117:923-943.
- CONNELL, J.H. 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. - *Science*, 199:1302-1310.
- DE ANGELIS, D.L., POST, W.M. & TRAVIS, C.C. 1986 : Positive feedback in natural systems. - Springer Verlag, New York
- FAGERSTRÖM, T. 1988: Lotteries in communities of sessile organisms. - *TREE*, 3:303-306.
- FINCKH, M. & DEIL, U. 1989: Approches de l'étude de la dégradation de forêts du Jbel Bougriy (Moyen Atlas Central). in: *Revue Géographique du Maroc* 13, Nouvelle Série 1. Rabat.
- FINCKH, M. & STAUDINGER, M. 2002: Mikro- und makroskalige Ansätze zu einer Vegetationsgliederung des Draa-Einzugsgebietes (Südmarokko) - *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft*, Hannover, 81-92.
- FOWLER, N. 1988: What is a safe site?: neighbour, litter, germination date, and patch effects. - *Ecology*, 69: 947-961.
- GRIME, J.P. 1973: Competitive exclusion in herbaceous vegetation. - *Nature* 242, 344-347.
- GRUBB, P.J. 1977: The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. - *Biological Reviews*, Cambridge, 52: 107-145.
- HAGER, JOHANNES 1984: Pflanzenökologische Untersuchungen in den subalpinen Dornpolsterfluren Kretas. Diss. Univ. Bielefeld (Diss. Bot. 89) 196pp.

- HAY, M.E. 1986: Associational plant defenses and the maintenance of species diversity: turning competitors into accomplices. - *American Naturalist*, 128: 617-641.
- HUSTON, M.A. 1979: A general hypothesis of species diversity. - *American Naturalist*, 113:81-101.
- HUSTON, M.A., DE ANGELIS, D.L. & POST, W.M. 1988: New computer models unify ecological theory. - *BioScience* 38, 682-691.
- HUTCHINSON, G.E. 1948: Circular causal systems in ecology. - *Ann.N.Y.Acad. Sci.*, 50:221-246.
- HUTCHINSON, G.E. 1953: The concept of pattern in ecology. - *Proc.Acad.Nat.Sci.Phila.*, 105:1-12.
- HUTCHINSON, G.E. 1957: Concluding remarks. - *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- HUTCHINSON, G.E. 1961: The paradox of the plankton.. - *American Naturalist*, 95: 137-145.
- IMPETUS 1999: Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika: Fallstudien für ausgewählte Flusseinzugsgebiete in unterschiedlichen Klimazonen. - Projektantrag des BMBF. Universität zu Köln/Universität Bonn.
- LE HOUEROU, H. 1995: Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique. – *Diversité biologique, développement durable et désertisation - Options méditerranéennes Serie B : Etudes et recherches* 10. CIHEAM, Montpellier.
- LEVIN, S.A. & PAINE, R.T. 1974: Disturbance, patch formation and community structure. - *Proc.Natl.Acad.Sci.USA*, 71: 2744-2747.
- MCAULIFFE, J.R. 1984: Sahuaro-nurse tree associations in the Sonoran Desert: competitive effects of sahuaros. - *Oecologia*, 64: 319-321.
- PALMER, M.W. 1994: Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. - *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica, Cesk. Akad., Praha*, 29: 511-530.
- PIANKA, E.R. 1970: On r- and K-selection.. - *American Naturalist*, 104:592-597.
- RAVEN, P.H. 1973: The Evolution of Mediterranean Floras. - In: *Mediterranean Type Ecosystems: Origin and Structure* (eds. F. di Castri & H.A. Mooney), *Ecological Studies* 7, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, pp. 211-224.
- REMMERT, H. 1990: Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme: Eine Übersicht. - *Berichte der Nordeutschen Naturschutzakademie*, 3:110-117.
- RUSSOW, R., VESTE, M. & LITTMANN, T. (2004): Using the natural ¹⁵N-abundance to assess the major nitrogen inputs into the sand dune area of the north-western Negev Desert (Israel), *Isotopes in Environmental and Health Studies.*, in press
- SALE, P.F. 1977: Maintenance of high diversity of coral reef fish communities. - *American Naturalist*, 111:337-359.

- SHMIDA, A. & WHITTAKER, R.H. 1981: Pattern and biological microsite effects in two shrub communities, Southern California. - *Ecology*, 62:234-251.
- SHMIDA, S. & ELLNER, S.P. 1984: Coexistence of plant species with similar niches. - *Vegetatio*, 58:29-55.
- STEARNS, S.C. 1977: The evolution of life history traits: a critique of the theory and a review of the data. - *Ann.Rev.Ecol.Syst.*, 8: 145-171.
- SUZÁN, H., NABLAN, G.P. & PATTEN, D.T. 1996: The importance of *Olneya tesota* as a nurse plants in the Sonoran Desert. - *J.Veg.Sci.*, 7: 635-644.
- VESTE, M., RUSSOW, R. & LITTMANN, T. (2003): Nitrogen input in desert ecosystems – results from variations of natural ¹⁵N-abundance, 8. Jahrestagung GFÖ-Arbeitskreis Ökophysiologie, April 2003, Stuttgart-Hohenheim, Abstract.
- WATT, A.S. 1947: Pattern and process in the plant community. - *J.Ecol.*, 35: 1-22.
- WHITTAKER, R.H., LEVIN, S.A. & ROOT, R.P. 1973: Niche, habitat and ecotope. - *American Naturalist*, 107: 321-338.

Räumliche Variabilität der pflanzlichen Wasserversorgung an Trockenstandorten in Südmarokko

Maik Veste^{1,2}, Markus Staudinger¹

¹ Universität Hamburg, Biozentrum Klein-Flottbek und Botanischer Garten, Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg

² corresponding author: Universität Bonn, Nees-Institut für Biodiversität der Pflanzen, Meckenheimer Allee 170, 53115 Bonn, maik.veste@t-online.de

Zusammenfassung

Die räumliche Variabilität der Wasserversorgung der Vegetation wurden in einer *Artemisia herba-alba* Steppe und in einem Wadisystem mit vorherrschender *Acacia tortilis* in Südmarokko untersucht. Eine deutliche Heterogenität der Wasserpotentiale konnte in dem Wadisystem bei El Miyit nachgewiesen werden. Die gemessenen Wasserpotentiale wurden in Klassen eingeteilt, die als Grundlage für eine räumliche Differenzierung der Wasserversorgung in dem Untersuchungsgebiet dienen.

1. Einleitung

In Südmarokko sind entlang des Klima- und Höhengradienten vom Hohen Atlas bis zum Saharavorland verschiedene Vegetationseinheiten ausgebildet. In den mittleren Lagen des Hohen Atlas von 1600m – 2300m sind *Artemisia herba-alba*-Steppen großräumig ausgebildet, die eine strukturell relativ gleichmäßige Vegetationsverteilung aufweisen. Halbsträucher wie *Artemisia herba-alba*, *A. mesatlantica*, *Teucrium mideltense* und *Adenocarpus bacquei* dominieren den Bestand.

Mit der Abnahme der Niederschläge nach Süden hin wird die Vegetation zunehmend kontrahierter, bis sie schließlich auf einzelne Wadisysteme beschränkt wird. Im Gebiet von El Miyit, knapp südlich Zagora werden diese sandreichen Wadis vornehmlich von *Acacia tortilis* ssp. *raddiana*, *Anvillea radiata*, *Convolvulus trabutianus*, *Gaillonia reboudiana*, *Panicum turgidum*, *Retama raetam*, und *Ziziphus lotus* aufgebaut. Über die, in diesen Einheiten auftretenden räumlichen Muster der Vegetation vgl. STAUDINGER & FINCKH (2003). Neben der Niederschlagsmenge sind in Trockengebieten auch aber auch die hydrologischen Bodeneigenschaften für Wasserverfügbarkeit und Vegetationsverteilung von Bedeutung. Eine verringerte Infiltration des Niederschlages führt zu erhöhten Oberflächenabflüssen und damit zu einer deutlichen Umverteilung des Wassers im Ökosystem. Dies kann lokal zu einer besseren Wasserversorgung der Pflanzen führen. So haben langjährige Untersuchungen im zentralen Negev-Hochland bei einem jährlichen Niederschlag von 97 mm ergeben, daßs Oberflächenabflüsse von den oberen Felshängen zu einem zusätzlichen Wasserzufluß im unteren Hangbereich von 200 – 300 mm führen (YAIR & SHAHACK 1987, YAIR 2001) und so Biomasse und Produktivität der Vegetation steigern (TENBERGEN 1991). Diese kleinräumigen

Unterschiede in der pflanzlichen Wasserversorgung lassen sich mit Hilfe des Wasserpotentials der Pflanzen nachweisen (VESTE & BRECKLE 2003). Für die Wasseraufnahme müssen die Pflanzen negativere Wasserpotentiale aufbauen als der Boden, wobei die Grösse des Wasserpotentialgradienten auch von den Bodeneigenschaften beeinflusst wird (EHLERS 1996). Bei den hier vorgestellten Untersuchungen im Rahmen des IMPETUS (Integratives Management Projekt für einen tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika)- Projektes (IMPETUS 1999) wurde die kleinräumige Variabilität der Wasserversorgung erfasst und in Beziehung zur Ausbildung der Vegetationsmuster gestellt.

2. Material und Methode

2.1 Standorte

Die Messungen wurden in Südmarokko im Mai 2002 auf zwei ökologisch unterschiedlichen und geographisch getrennten Standorten durchgeführt (Abb. 1). Bei der nördlichen, im Hohen Atlas auf 1900m gelegenen, Fläche von Taoujgalt handelt es sich um eine *Artemisia herba-alba* Steppe in einem quartär verfüllten Hochtal (Abb. 2a). Geologisch liegt die Fläche auf basenreichen, rezenten Schottern über pliozänen Konglomeraten. Die südlich gelegenen Untersuchungsfläche ist eine saharo-arabische Akaziensteppe im Becken von El Miyit nahe Zagora auf 800m Seehöhe (Abb. 2b). El Miyit liegt in den quartären Wadi-Schottern einer Tiefebene mit E-fallenden Schiefen, die vom Bani-Quarzit umrahmt wird. Die Quarzite sind stark geklüftet und enthalten Kalkstein-Einschaltungen, so daß auch in diesem Caliche-Bildung vorhanden ist. Die Ebene ist deutlich terrassiert, wobei Felsterrassen mit nur geringmächtiger Kiesbedeckung überwiegen. Die rezente Oueds sind durch mächtige Quartärablagerungen gekennzeichnet, die als lokale Porengrundwasserleiter von Bedeutung sind. Als Grundwasserstauer fungieren blaue, z.T. grünlich verwitternde Schiefer des Ordoviziums.

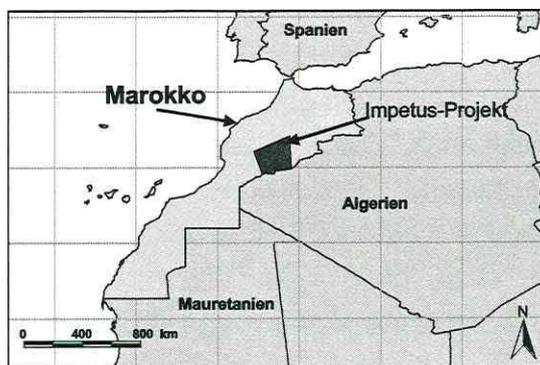


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen im südlichen Marokko.

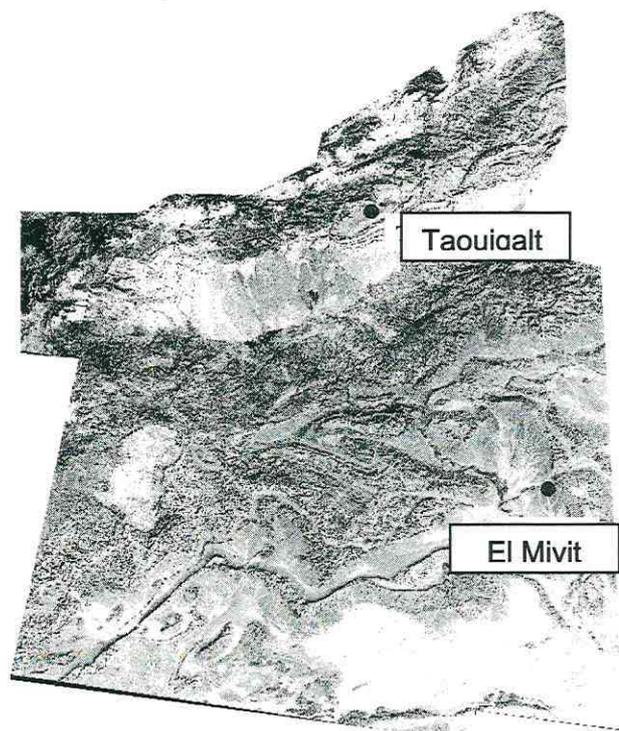




Abb.2: Kontrahierte Vegetation mit *Retama raetam*, *Acacia tortilis* und *Ziziphus lotus* im Wadi El Miyit (A,B) und *Artemisia herba-alba* Steppe in Taoujgalt (C)

2.2 Pflanzen

a) Taoujgalt:

- *Artemisia herba-alba*: (Asteraceae - Anthemideae). Weit verbreitete Art der Sektion Seriphidium in den irano-turanischen Beifußsteppen. Von den Pyrenäen über Nordafrika bis in den zentralen Iran vorkommend.
- *Teucrium mideltense*: Im Hohen Atlas und den nach Osten anschließenden Hochplateaus endemische Kleinart aus der Verwandtschaftsgruppe von *Teucrium polium*.

b) El Miyit:

- *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* (Leguminosae – Mimosoideae): *Acacia tortilis* ist die dominierende Baumart des südlichen Marokko. Bei der Subspezies *raddiana* handelt es sich um die baumförmige Unterart mit deutlich ausgebildetem Stamm, die vom Nahen Osten und Nordafrika bis ins tropische östliche Afrika verbreitet ist.
- *Retama raetam* (Leguminosae – Genisteae): Die Gattung *Retama* ist mit 4 Arten in Nordafrika und im östlichen Mittelmeerraum verbreitet. *R. raetam* ist eine typische Art saharo-arabischer Wadi-Vegetation von Nordafrika bis zur arabischen Halbinsel.
- *Whitania adpressa* (Solanaceae): *Whitania* ist eine kleine Gattung strauchiger Nachtschattengewächse mit 10 Arten im Mittelmeerraum, Ost- und Südafrika und Südamerika. *W.adpressa* ist endemisch in den ariden Gebieten des westlichen Nordafrika.
- *Ziziphus lotus* (Rhamnaceae): Mediterran-sudanische Art, die von Spanien bis ins südl. Anatolien und zur arabischen Halbinsel verbreitet ist.

2.2 Messung des Wasserpotentials

Das morgendliche Wasserpotential (Ψ_{pd}) wurde mit einer Scholander-Druckbombe (Soil Moisture Santa Barbara, USA; VON WILLERT et al. 1995) gemessen. Zur Minderung der Transpirationsverluste wurden die abgeschnittenen Zweige in Aluminium-Folie verpackt. Als Untersuchungsobjekte wurden in Taoujgalt *Artemisia herba-alba* (n=26), *Teucrium mideltense* (n=23) und in El Myit: *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* (n=30), *Retama raetam* (n = 39), *Ziziphus lotus* (n=8) und *Withannia adpressa* (n=3) ausgewählt. Die Messungen wurden im Mai 2002 nach der Regenzeit durchgeführt. Die Niederschlagsmenge bis zu den Messungen betrug in Taoujgalt 160,2 mm und in El Myit 48,2 mm (Tab. 1).

Tab. 1: Niederschläge (mm) 2001/02 in Taoujgalt und El Myit (IMPETUS 2002).

Monat	Taoujgalt	El Myit
Oktober		5,0
November	4,0	1,4
Dezember	33,8	4,8
Januar	0,6	0,0
Februar	27,8	0,0
März	26,1	10,0
April	48,2	23,6
Mai	19,7 ¹	3,4 ²
Summe	160,2	48,2
Letzte Regenereignisse		
1. April		17,8
11. April		4,6
30. April		1,2
6. Mai	16,1	3,4
9. Mai	3,5	

¹ bis 15. Mai 2002, ² bis 7. Mai 2002

3. Ergebnisse

Das morgendliche Wasserpotential von *Artemisia herba-alba* betrug im Mittel $-1,15 \pm 0,17$ MPa und bei *Teucrium mideltense* $-0,95 \pm 0,20$ MPa. Innerhalb des Schwemmfächers konnte bei den untersuchten Pflanzen kein räumlicher Unterschied des Wasserpotentials festgestellt werden, während es bei den Pflanzen auf dem gegenüberliegenden Hang niedriger lag (Abb. 3).

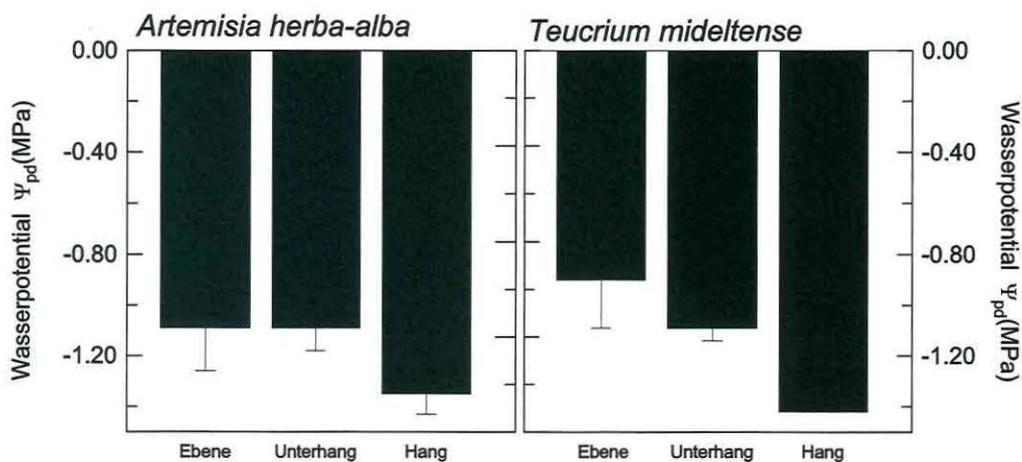


Abb. 3: Morgendliches Wasserpotential von *Artemisia herba-alba* und *Teucrium mideltense* in Toujkalt.

In El Myit betrug das mittlere morgendliche Wasserpotential von *Acacia tortilis* $-0,65 \pm 0,19$ MPa, von *Retama raetam* $-0,78 \pm 0,22$ MPa, von *Withannia adpressa* $-0,70 \pm 0,05$ MPa und *Ziziphus lotus* $-0,75 \pm 0,11$ MPa.

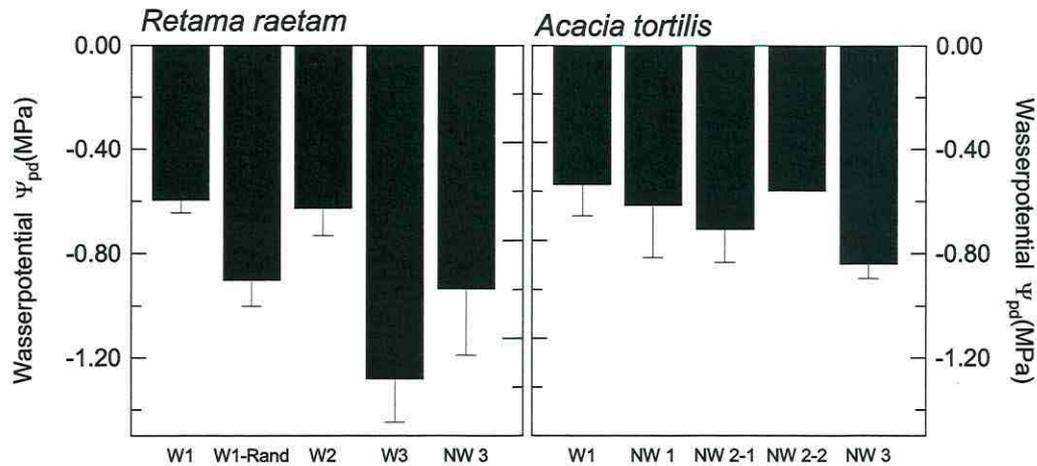


Abb. 4: Morgendliche Wasserpotential (Ψ_{pd}) von *Retama raetam* und *Acacia tortilis* ssp. *raddiana* in verschiedenen Abschnitten des Wadis. Hauptwadi: W1, W2, Nebenwadis NW1-NW3

Im Haupt-Wadi lag das Wasserpotential von *Retama* und *Acacia* deutlich höher als in den Neben-Wadis (Abb. 4). Schon am erhöhten Wadi-Rand war ein deutlich niedrigeres Wasserpotential *Retama* festzustellen. Diese Potentialdifferenz verstärkte sich zu den topographisch höher gelegenen Wadiabschnitten (W3, NW3).

Die gemessenen Wasserpotentiale der untersuchten Arten wurden in Klasse eingeteilt (Abb. 5), die die Grundlage für die räumliche Differenzierung bezüglich der pflanzlichen Wasserversorgung des Untersuchungsgebietes darstellen (Abb. 6). Die Absinken des Wasserpotentials ist mit einer schlechteren Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen verbunden.

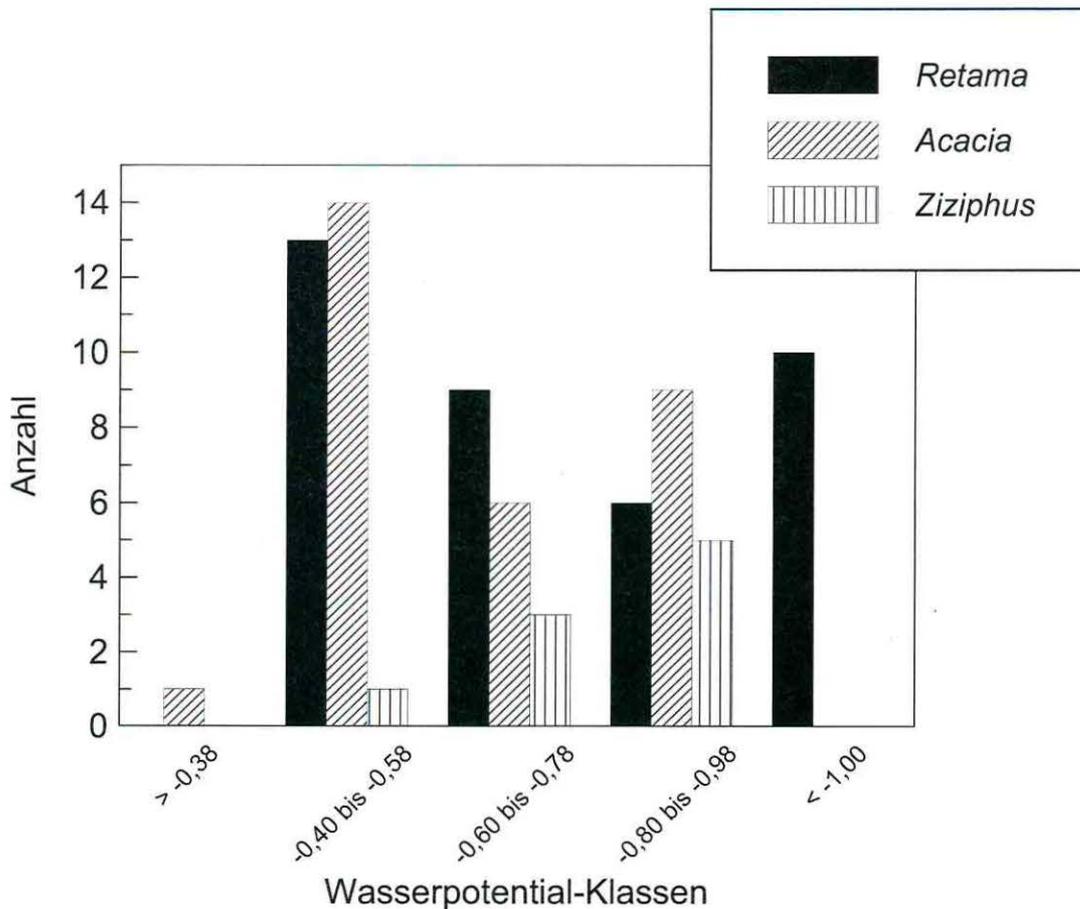


Abb.5: Verteilung der Wasserpotentiale von *Acacia tortilis*, *Retama raetam* und *Ziziphus lotus* in El Myit.

Die Wasserversorgung der Phanerogamen ist im Hauptwadi optimal (Wasserpotentiale > -0.58 MPa) und nimmt in den Nebenwadis ab (Abb. 6). In den höher gelegenen Abschnitten des Wadis (W3) ist die Wasserverfügbarkeit deutlich angespannt (Wasserpotentiale < -1.0 MPa). In diesen Abschnitten kommt ausschließlich *Retama raetam* vor. Die höchsten Dichten von *Acacia tortilis* ist in den unteren Bereichen des Hauptwadis zu finden, wo zugleich die bessere Wasserverfügbarkeit gewährleistet ist.

4. Diskussion

Reliefbedingte Unterschiede bezüglich der standörtlichen Wasserversorgung konnten insbesondere für *Artemisia herba-alba* und *Teucrium mideltense* in Taoujgalt und *Acacia tortilis* und *Retama raetam* in El Miyit aufgezeigt werden. Im Haupt-Wadi laufen die größten Wassermengen aus der Umgebung zusammen, auch besteht hier zugleich die größte

Infiltration und der größte Wasserspeicher. Somit stellt das Haupt-Wadi in El Miyit aus hydrologischer Sicht einen Gunststandort für die Phanerophyten dar, was sich auch in den Wasserpotentialen widerspiegelt. *Acacia tortilis* besiedelt vornehmlich das Hauptwadi, wo eine langfristige Wasserversorgung gewährleistet ist.

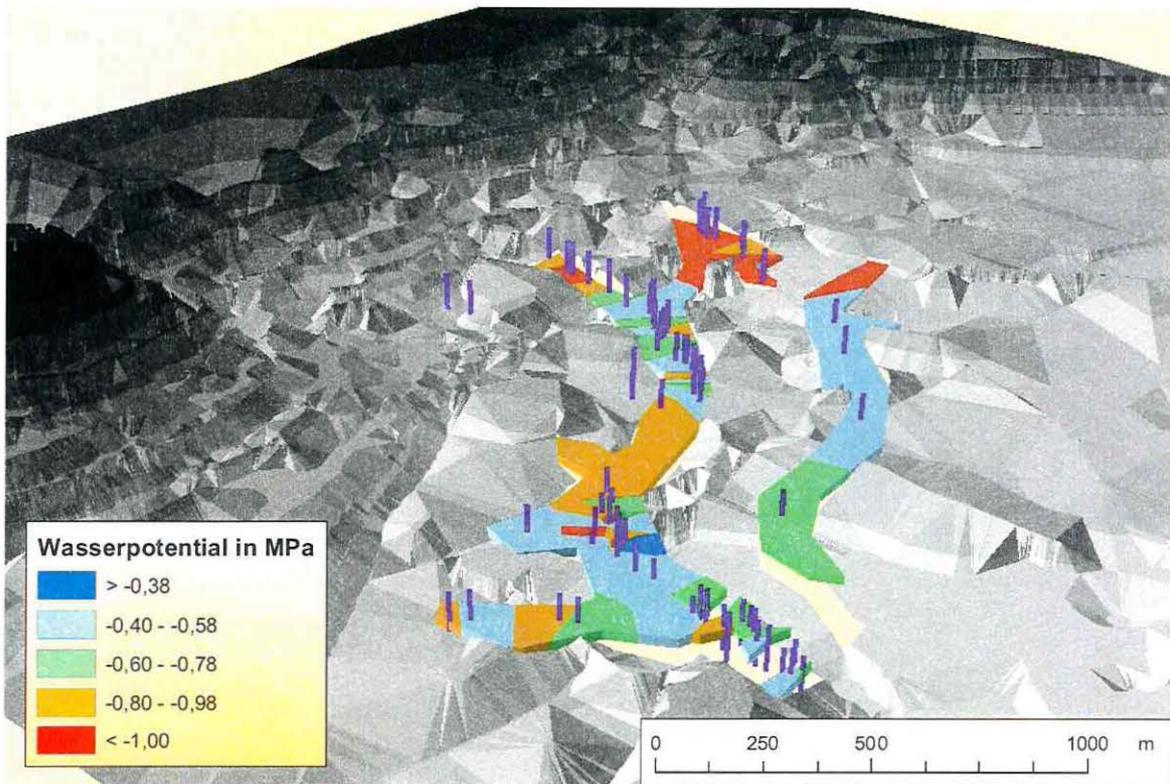


Abb. 6: Räumliche Klassifizierung der Wasserverfügbarkeit im Wadi El Miyit nach Wasserpotential-Klassen (vgl. Abb. 5).

Zwar ist über die maximale Wurzeltiefe dieser Art wenig bekannt; eine Grundwasseraufnahme aus mehr als 12 m Tiefe wurde für *Acacia* im nördlichen Negev nachgewiesen (ADAR et al. 1995). Auch *Retama raetam* hat ein oberflächennahes weit- und mit einer Pfahlwurzel tiefreichendes Wurzelsystem. Die Menge des verfügbaren Wassers ist der Hauptfaktor für die Besiedlung der Habitate. Trotz dieses Wurzelsystems ist die Pflanze an eine über das Jahr verfügbare Wasserressource gebunden. Auch im Negev-Hochland besiedelt *Retama raetam* wie *Acacia tortilis* ebenfalls die Gunststandorte in den Wadis, wo die Wasserversorgung auf Grund der Wasserspeicherung gedeckt werden kann (EVENARI et al. 1982, VESTE 2004). In den Wadis im Zentralen Negev-Hochland liegen die Wasserpotentiale von *Retama* zwischen -0,8 im April und -1,0 MPa im September (TENBERGEN 1991, VESTE & BRECKLE 2000). Die räumliche Unterscheidbarkeit bezüglich der Wasserversorgung dieser Habitate und des Wasserpotentials belegten auch weitere Untersuchungen von *Thymelaea hirsuta* im Zentralen Negev-Bergland (VESTE & BRECKLE

1996, 2000). Zwar konnte hier nach den Niederschlägen Ende März kein wesentlicher Unterschied bezüglich der Wasserversorgung zwischen den Habitaten festgestellt werden. Dagegen ist am Ende der Trockenzeit im September eine räumliche Variabilität der Wasserversorgung deutlich ausgeprägt. Messungen des Wasserpotentials zeigten für *Thymelaea hirsuta* in einem terrassierten Wadi eine signifikant bessere Wasserversorgung ($\Psi_{pd} = -1,2$ MPa) als für Pflanzen im oberhalb gelegenen Felswadi ($\Psi_{pd} = -2,4$ MPa) und am Hang ($\Psi_{pd} = -1,8$ MPa), wo die Wasserversorgung auf Grund der geringeren Infiltration und geringeren Bodenanteils für die Pflanzen angespannter ist. Die Wasserpotentiale von *Artemisia* und *Teucrium* sind deutlich negativer als der Phanerophyten in El Miyit. Die Bodenmächtigkeit und somit die Bodenwasserspeicher sind hier deutlicher geringer und beeinflussen so das morgendliche Wasserpotential.

Diese vergleichenden Untersuchungen des Wasserpotentials zeigen auch für das Untersuchungsgebiet in Südmarokko, dass es möglich ist die räumliche Variabilität der Wasserpotentials zu erfassen und in Beziehung zum Relief und den Bodeneigenschaften zu setzen.

5. Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des IMPETUS-Projektes vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, FKZ 07GWK02) sowie vom Ministerium für Erziehung, Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen (Projekt 14-21 200 200) gefördert. Für die Mithilfe bei der Datenaufnahme danken wir Frank Gresens (Bonn) und Jens Oldeland (Hamburg). Die LANDSAT-Aufnahme des Draa-Einzugsgebietes wurde von Michael Schmidt (Bonn) aufbereitet. Ein Großteil der GPS-Punkte die Grundlage für das digitale Höhenmodell sind wurden von Benedikt Weber (Bonn) aufgenommen.

6. Literatur

- ADAR, E., GEV, I., BERLINER, P., KNOL-PAZ, I. 1995: Water recharge and percolation in sand dune terrain, International Conference on geomorphic response of mediterranean and arid areas to climate change (GERTEC) - Field trip B. The Hebrew University of Jerusalem:1-12.
- EHLERS, W. 1996: Wasser in Boden und Pflanze, Ulmer Verlag, Stuttgart, 272 S.
- EVENARI, M., SHANAN, L. & TADMOR, W. 1982: The Negev – The challenge of a desert, Harvard University Press, Cambridge MA., 437 S.
- IMPETUS 1999: Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika: Fallstudien für ausgewählte Flusseinzugsgebiete in unterschiedlichen Klimazonen. - Projektantrag des BMBF. Universität zu Köln und Universität Bonn. S.
- IMPETUS 2002: Projektjahresbericht, Universität zu Köln und Universität Bonn

- STAUDINGER, M. & FINCKH, M. 2005: Räumliche Vegetationsmuster in ariden Gebieten Südmarokkos - Klassifizierung zugrundeliegender Mechanismen, UFZ-Berichte 01/2005, 41-53.
- TENBERGEN, B. 1991: Vergleichende Landschaftsökologische Untersuchungen im nördlichen Negev-Hochland von Israel, Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 12, 218 S.
- VESTE, M. 2004: Negev- und Sinai-Halbinsel. In: Walter, H. & Breckle, S.-W., Ökologie der Erde, Ökologie der tropischen und subtropischen Zonen, Band 2, Spektrum-Verlag, 629-659.
- VESTE, M. & BRECKLE, S.-W. 1996: Gaswechsel und Wasserpotential von *Thymelaea hirsuta* in verschiedenen Habitaten der Negev-Wüste, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25, 97-103.
- VESTE, M. & BRECKLE, S.-W. 2000: Die Negev – Pflanzenökologische und ökosystemare Betrachtungen, Geographische Rundschau 9/2000, 24-29.
- VESTE, M. & BRECKLE, S.-W. 2003: Ökophysiologie und Populationsökologie halophiler Arten in den Sanddünen von Nizzana (nordwestlicher Negev, Israel), Bielefelder Ökologie Beiträge 17.
- YAIR, A. 2001: Water-harvesting efficiency in arid and semiarid areas, In: Breckle, S.W., Veste, M. & Wucherer, W., Sustainable Land-Use in Deserts, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 289-302.
- YAIR, A. & SHACHAK, M. 1987: Studies in watershed ecology of an arid area. In: Berkofsky, L. & Wurtele, M.G. (eds). Progress in Desert Research, Cap. 10, Rowman & Littlefield, Totawa, New Jersey, 145-193.
- VON WILLERT, D.J., MATTYSEK, R. & HERPPICH, W.B. 1995: Experimentelle Pflanzenökologie – Grundlagen und Anwendungen, Thieme Stuttgart, 344 S.

Vegetation entlang eines geo-ökologischen Gradienten im Sinai-Negev-Sandfeld (nordwestlicher Negev, Israel)

MAIK VESTE ^{1,3}, KERSTIN EGGERT ¹, SIEGMAR-W. BRECKLE ¹, THOMAS LITTMANN ²

¹ Universität Bielefeld, Abteilung Ökologie, Postfach 100131, 33501 Bielefeld

² Martin-Luther Universität Halle, Institut für Geographie, Von-Seckendorff-Platz 4, 06099 Halle

³ Universität Bonn, Nees-Institut für Biodiversität der Pflanzen, Meckenheimer Allee 170, 53115 Bonn

1. Einleitung

Sanddünen bedecken den nördlichen Sinai und den nordwestlichen Negev. Im Negev sind im südlichen Teil Lineardünen mit einer ost-westlichen Ausdehnung charakteristisch, während sich im nördlichen Teil eine Kombination aus Linear- und brachanoiden Dünen entwickelt hat. Sehr wichtig für die Ökosystemstruktur ist auch eine Oberflächenkruste, die die obersten Millimeter der Sandoberfläche besiedelt und aus Cyanobakterien, Grünalgen, Flechten und Moosen gebildet wird (BELNAP & LANGE 2001). Diese biologische Kruste beeinflusst wesentlich die Ökosystemprozesse auf unterschiedliche Weise: (i) Stabilisierung der Oberfläche und Minderung der Winderosion, (ii) Änderung der hydrologischen Eigenschaften, (iii) Stickstofffixierung und (iv) Beeinflussung der Keimung und Etablierung (YAIR 1990, 2001, KADMON & LESCHNER 1995, PRASSE & BORNKAMM 2000, VESTE et al. 2001, VESTE 2002). Frühere Studien (EIG 1938, ORSHAN & ZOHARY 1962, DANIN 1978, 1983) haben die Vegetation als eine Assoziation aus *Stipagrostis scoparia* und *Artemisia monosperma* beschrieben. DANIN (1978) unterscheidet bereits insgesamt 8 Pflanzenassoziationen. Weitere vegetationskundliche Untersuchungen beschränkten sich im Wesentlichen auf die südlichen Sanddünen bei Nizzana, wo eine detaillierte Vegetationskarte erstellt wurde (TIELBÖRGER 1997) und entlang der Strasse von Nizzana nach Beer Sheva (DANIN 1996). Die Vegetation der Region wird auch maßgeblich von der Landnutzung beeinflusst. So hat eine intensive Beweidung durch Ziegen, Schafen und Kamele in den letzten Jahrzehnten auf der ägyptischen Seite zu einer Zerstörung der Vegetationsdecke und damit verbunden zu erhöhter Sandmobilität geführt, während die israelische Seite von 1948 bis 1967 und wieder seit 1982 weitgehend ungenutzt ist (OTTERMAN & WAISEL 1974, TSOAR et al 1995). Im Allgemeinen wird für die Trockengebiete angenommen, daß die Biomasse und somit der Deckungsgrad der Vegetation und deren Biodiversität von der Menge der jährlichen

Niederschläge gesteuert wird (SHMIDA 1985, KUTIEL & LAVEE 1999, BRECKLE 2000). Da die Negev-Sanddünen im Übergangsbereich vom semi-ariden Zonobiom III/IV zum ariden ZB IV liegen (VESTE 2004), nehmen die jährlichen Niederschläge von rund 170 mm am Nordrand auf 90 mm am südlichen Rand bei Nizzana ab (ATLAS OF ISRAEL 1985, LITTMANN & BERKOWICZ 2005). Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Vegetation und die biologische Kruste entlang des von Nord nach Süd bestehenden Niederschlagsgradienten erfasst.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsgebiete befinden sich im nordwestlichen Negev entlang der ägyptisch-israelischen Grenze (Abb. 1). Das Sinai-Negev-Sandfeld hat eine Ausdehnung von 10.000 km² und beginnt im Westen am Nildelta und reicht im Osten bis in den nordwestlichen Negev. Die Sande haben ein Alter von 10.000 – 12.000 Jahren (TSOAR & GOODFRIEND 1994). Der Niederschlag fällt vornehmlich in den Wintermonaten und sinkt vom semi-ariden Nordrand von etwa 170 mm auf 87 am ariden Südrand bei Nizzana ab (LITTMANN & BERKOWICZ 2005). Die Variabilität der Niederschläge in Nizzana liegt zwischen 30,1 und 141 mm. Die Distanz der Untersuchungsflächen zur Küste beträgt 16 km (Fläche 1, Yevul), 23 km (Fläche 2), 30 (Fläche 3) und 40 km (Fläche 4, Nizzana). Am nördlichen Standort 1 bei Yevul ist ein flaches Sandfeld. Am Standort 2 sind Lineardünen mit vollständig stabilisierten Kämmen vorherrschend (TSOAR, persönl. Mitteilung). Der mittlere Standort 3 dagegen weist überwiegend sogenannte „crescentic dunes“ auf, die außer auf den Kämmen weitgehend stabilisiert sind (TSOAR, persönl. Mitteilung). Diese Dünen sind eine Kombination aus Sichel- und Lineardünen. Am südlichen Standort 4 bei Nizzana sind es Lineardünen, deren Kämmen weitgehend mobil sind (ALLGAIER 1993, VESTE 1995). Für die Vergleichbarkeit der Vegetationsuntersuchungen wurden typische geomorphologische Einheiten definiert (Abb. 2, VESTE 1995). In den Dünen südlich des Wadi Nizzana sind in den Interdünen Playaflächen typisch, die aber für diese Vegetationsuntersuchungen nicht berücksichtigt wurden.

2.2 Klima und Oberflächeneigenschaften

Mikroklimatische Parameter wurden an jedem der 4 Standorte als 10 min Mittelwerte mit einem 2m Mast aufgezeichnet, der mit einem Campbell CRX10-datalogger (Campbell Scientific; Logan, Uah, USA) ausgestattet war. Der Niederschläge wurden mit einem automatischen 0,1mm Kippwaagen-Ombrometer (RM Young TE 525 MM-L) aufgezeichnet, der Tauniederschlag mittels eines neu entwickelten Verfahrens bestimmt. Um die Vergleichbarkeit der Messungen zu garantieren wurden alle Masten in den Interdünen aufgestellt. Die Reliefenergie als geomorphometrisches Mass für die denudativ und

hydrologisch prozessual wirksame Höhendifferenz innerhalb einer Bezugsfläche wurde berechnet als Kreuzprodukt-Differenz der 4 Eckpunkte eines 5 x 5 m-Rasters über die Gesamtfläche von 4 km² in der Umgebung der Untersuchungsstandorte.

Zu diesem Zweck wurde 1999 eine digitale Präzisionsvermessung der Standorte durchgeführt. Der Anteil der mobilen Sandflächen wurde aus der Auswertung von Luftbildern und Kartierungen am Standort ermittelt. Infiltrationsmessungen wurden in mehreren Feldversuchsreihen mit einem Doppelringinfiltrometer in den Interdünen durchgeführt (LITTMANN et al. 2000).

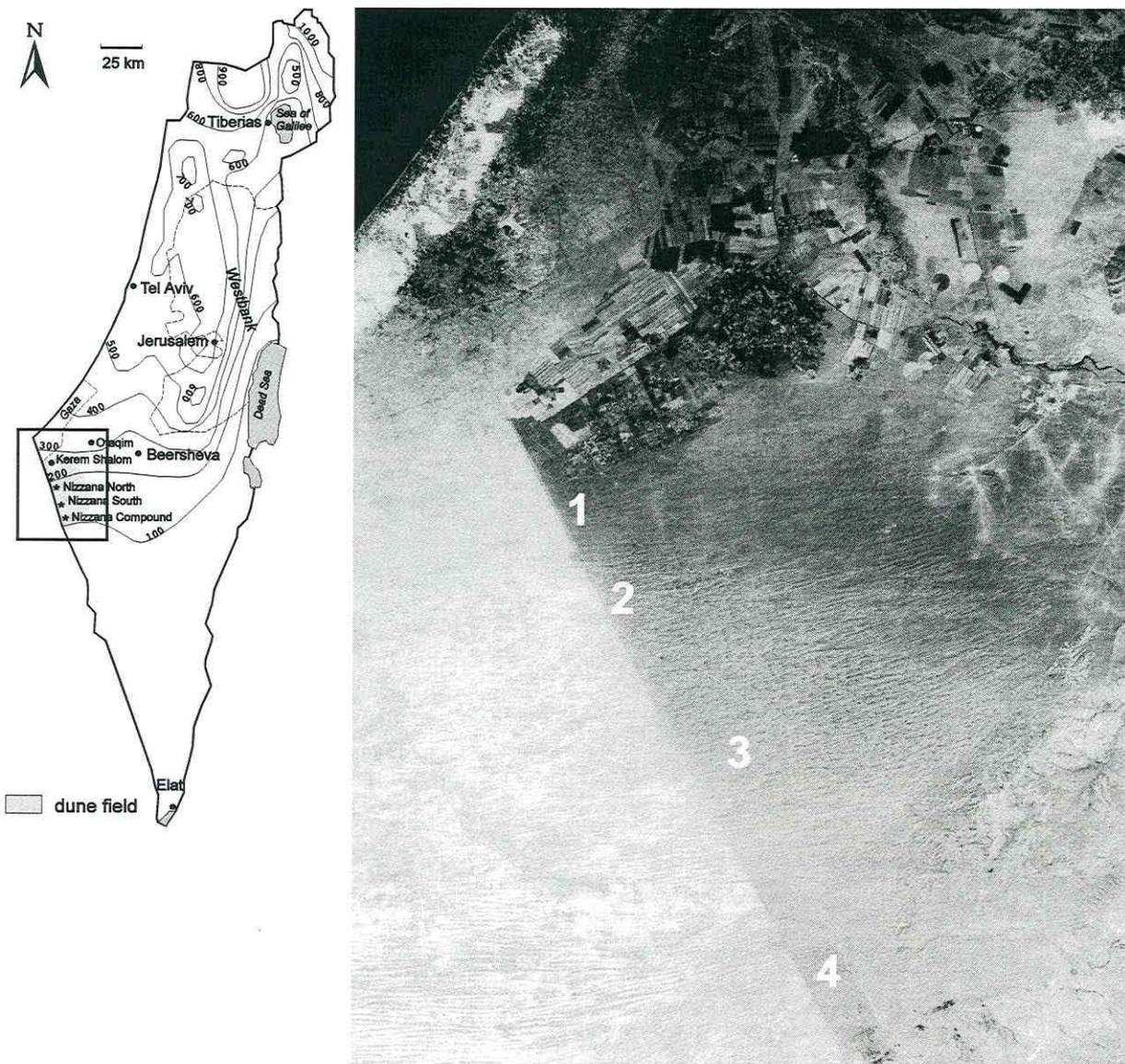
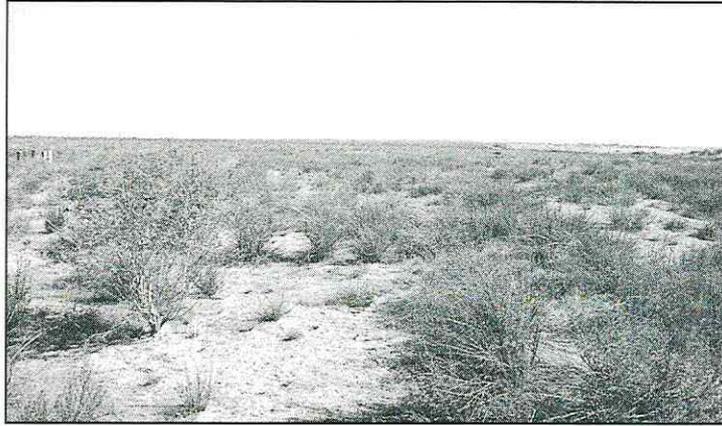
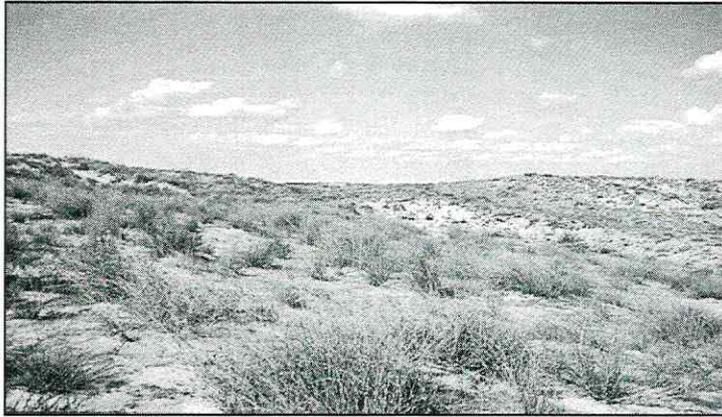


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen im nordwestlichen Negev. (Satellitenbild NASA)

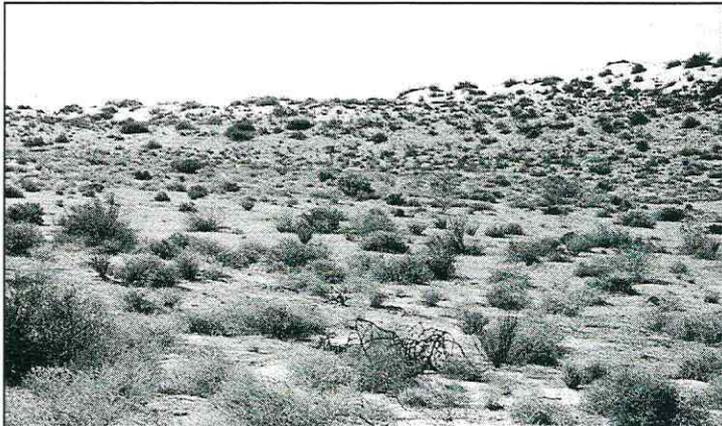
Standort 1: Yevul



Standort 2:



Standort 3



Standort 4: Nizzana



Abb. 2: Untersuchungsstandorte im nordwestlichen Negev

2.3 Vegetationsanalyse

Repräsentative Untersuchungsflächen sind entlang von drei parallelen Transekten an jedem der Untersuchungsstandorte errichtet worden, um die verschiedenen Ökotope entlang der geomorphologischen Catena abzudecken (Fig. 3). Am Standort Nizzana wurden die Playaflächen, die nur für die Sanddünen bei Nizzana südlich des Wadis Nizzana typisch sind, nicht berücksichtigt. In den meisten Fällen betrug die Grösse der Plots 5 x 5 m. Zusätzliche Flächen mit 10 x 10 m wurden zur Verifikation der kleineren Plots im Jahr 1999 errichtet. Bei diesen Untersuchungen konnte kein wesentlicher Einfluss der Plotgrösse festgestellt werden. Insgesamt wurden 126 Plots etabliert (1998: 94, 1999: 32). In jedem Plot wurden die perennen und anuellen Arten identifiziert und nach der Flora of Palestine (ZOHARY 1966, 1972, FEINBRUN-DOTHAN 1978, 1986, Nomenklatur nach FEINBRUN-DOTHAN & DANIN 1991) bestimmt. Zusätzlich wurden auch Arten ausserhalb der Vegetationsplots erfasst. Die Artenzusammensetzung, der prozentuale Deckungsgrad der Vegetation und der biologischen Kruste, sowie der Habitattyp wurden für jede Aufnahme aufgenommen. Für die statistische Analyse wurde zum Test der Normalverteilung der Kolmogorov-Smirnov-Test (K-S-Test) sowie für den Vergleich der prozentualen Deckungsgrade eine Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt.

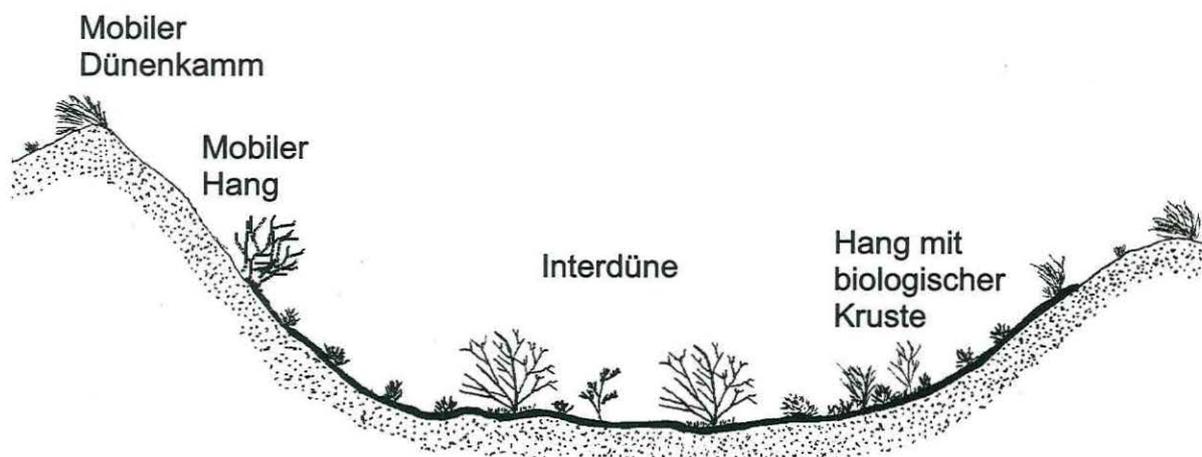


Abb. 3: Schematischer Dünenquerschnitt entlang der geomorphologischen Catena

3. Ergebnisse

3.1 Geo-ökologischer Gradient

Sowohl Regefall als auch Taufall nahmen mit zunehmender Distanz zum Mittelmeer ab (Abb. 4a). Der Untersuchungszeitraum 1997/98 war ein trockenes Jahr, wobei in den Sanddünen von Nizzana nur etwa 30% des langjährigen Mittels erreicht wurden. Die Reliefenergie (Abb. 4b), welche ein Maß für die Komplexität des Geländes ist, ist im flachen Sandfeld 0, steigt dann innerhalb des Dünengebietes nach Süden hin an. Am Standort 4 sind somit die grössten Höhenänderungen innerhalb des Relief zu finden. Auch der Flächenanteil der mobilen Sandflächen nimmt nach Süden hinzu und somit ebenfalls die Infiltrationsraten (LITTMANN et al. 2000).

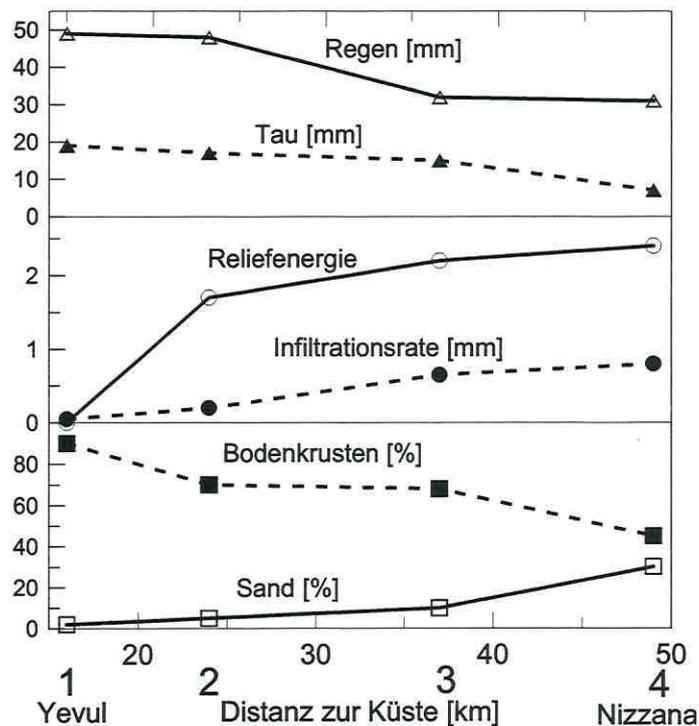


Abb. 4: Niederschlag (Regen und Taufall), Reliefenergie, Infiltrationsrate, Bodenkrusten und Sandbedeckung entlang des Nord-Süd-Gradienten

3.2 Deckungsgrad der Oberflächenkrusten

Oberflächenkrusten bedecken weite Teile der Negev-Sanddünen, wobei zwei Gruppen von Krusten zu unterscheiden sind: (i) die biologischen und (ii) die abiotischen Krusten. Deren Bedeckungsgrade variieren sowohl an den Untersuchungsstandorten als auch entlang des Gradienten (Abb. 4). Abiotische Krusten aus verfestigten Sanden sind typisch im flachen Dünenfeld am Standort 1, wo sie einen Flächenanteil von nahezu 70% haben. Hierbei

handelt es sich um Altdünenbereiche sowie zementierte Sande. In dem untersuchten Interdüental am Standort 4 beträgt ihr Flächenanteil 40%. Der restliche Teil sind biologische Krusten, die auch die Standorte 2 mit 92% und 3 mit 78% bedecken. Charakteristisch für diese Interdünen sind die bodenbedeckenden Cyano-Flechten wie *Collema* sowie die Bodenflechten *Squamaria lentigera*, *S. cartilaginea*, *Diploschistes diacapsis* und *Fulgensia fulgens*. Letzere ist auf den Standort 3 und dessen nähere Umgebung beschränkt, tritt aber hier zum Teil sehr grossflächig auf. Der Krustendeckungsgrad auf den Dünenkämmen ist an allen untersuchten Standorten signifikant niedriger als auf den Hängen und in der Interdüne, steigt allerdings von Süden nach Norden von 7% am Standort 4 auf über 52% am Standort 2 an. Am Standort 4 sind auch Bereiche der steileren Nordhänge mobil bzw. übersandet, während sie an den Standorten 2 und 3 fast vollständig mit einer biologischen Kruste stabilisiert sind.

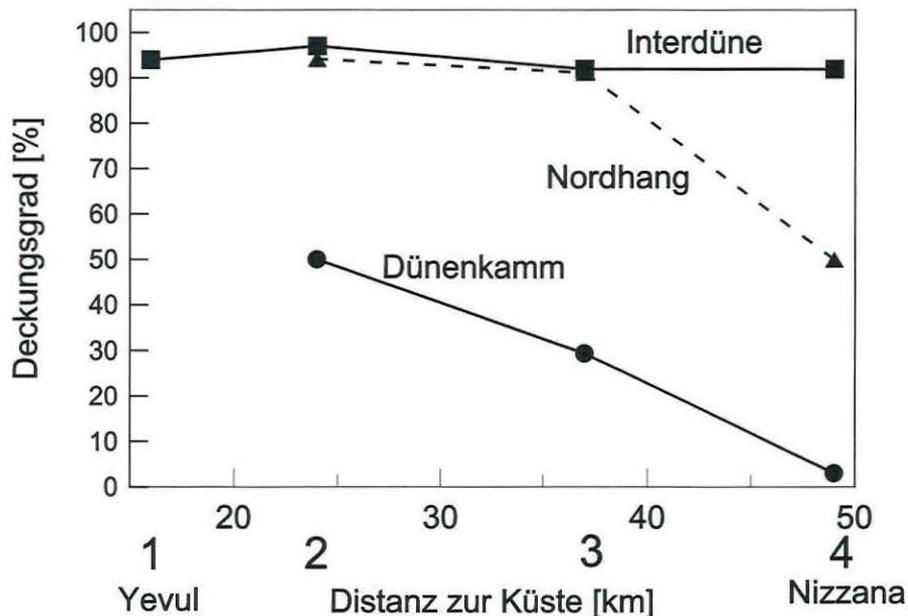


Abb. 5: Mittlerer Deckungsgrad der Biologischen Krusten in verschiedenen Habitaten entlang des Nord-Süd-Gradienten

3.3 Artenzusammensetzung

Auf allen Untersuchungsflächen konnten 90 Pflanzenarten identifiziert werden, die entlang des Gradienten wachsen (Appendix 1). Die identifizierten Arten gehören zu 27 Familien (in Klammern Artenzahl): Poaceae (15), Asteraceae (14), Fabaceae (11), Brassicaceae (5), Caryophyllaceae (5), Liliaceae (5), Boraginaceae (4), Chenopodiaceae (3), Cistaceae (3), Geraniaceae (3) sind die Familien, die durch eine hohe Artenzahl repräsentiert sind. Insgesamt 18 Familien sind nur durch ein oder zwei Arten vertreten: Amaryllidaceae (1),

Apiaceae (2), Convolvulaceae (1), Cyperaceae (1), Dipsacaceae (1), Lamiaceae (1), Neuradaceae (1), Orobanchaceae (1), Papaveraceae (2), Plantaginaceae (2), Polygenaceae (1), Ranunculaceae (1), Resedaceae (2), Rubiaceae (1), Scrophulariaceae (1), Solanaceae (1), Thymelaceae (1). Die meisten Arten sind Annuelle mit 64% (57 Arten), während die Mehrjährigen einen Anteil von 36% (33 Arten) haben. Die Artendiversität - kalkuliert als durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme­fläche - steigt von Norden nach Süden an (Abb. 3) und erreicht im mittleren Teil des Dünenfeldes am Standort 3 die höchste Diversität. Die geringste Artenzahl ist im flachen nördlichen Standort 1 bei Yevul zu finden. Die Perennen, die am häufigsten in den Untersuchungsflächen vorkamen sind: *Artemisia monosperma*, *Asthenatherum forsskalii*, *Atractylis carduus* und *Erodium crassifolium* (= *C. hirtum*).

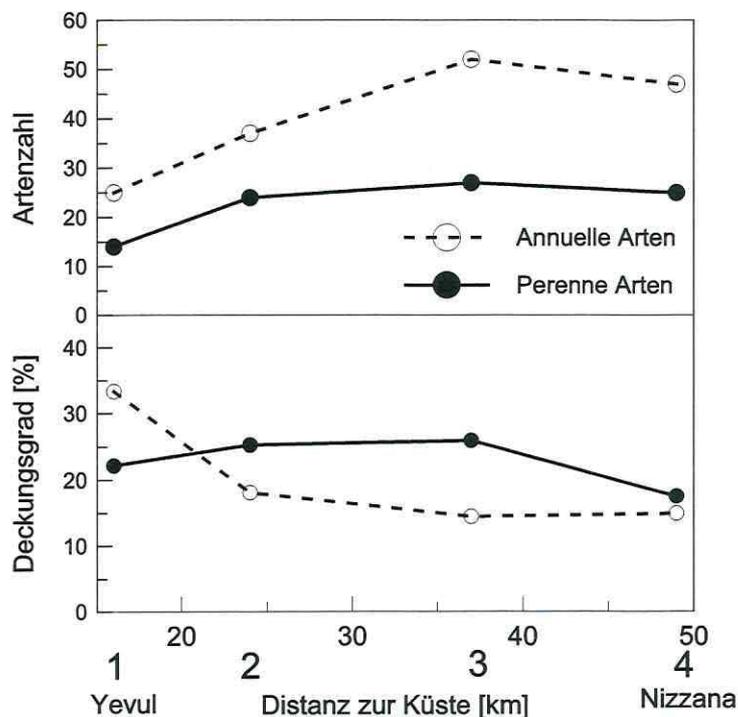


Abb. 6: Artenzahl und Deckungsgrad in den Untersuchungsgebieten

Nicht alle Arten sind entlang des Gradienten verbreitet (Appendix 1). Ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Sanddünen südlich des Wadis Nizzana haben vor allem *Anabasis articulata*, *Cornulaca monacantha* und *Stipagrostis scoparia*. *Cornulaca monacantha* ist dabei ausschließlich auf dieses Gebiet beschränkt und hat in den Sanddünen bei Nizzana ihren einzigen Standort in Israel. Hier ist sie in allen Dünenhabitaten vertreten und erreicht einen relativ hohen durchschnittlichen Deckungsgrad von 5%. Die stammsukkulente *Anabasis articulata* kommt am Standort 3 und 4 vor und besiedelt vor allem die Interdüne und die unteren stabilen Hänge. In Nizzana ist sie die dominante Art der Playafächen. Dagegen konnte das Horstgras *Panicum turgidum* an den Standorten 1, 3 und

4 nur vereinzelt festgestellt werden, zeigt aber eine ausgeprägte Dominanz am Standort 2 in allen Dünenhabitaten, wobei die höchsten Deckungsgrade in der Interdüne gefunden wurden. Charakteristisch für den Standort 3 ist eine hohe Zahl von Geophyten wie *Allium papilare*, *Iris mariae*, *Pancratium sickenbergerii*, *Urginea maritima*, *Urginea undulata* und *Tulpia stylosa*.

3.3 Vergleich der Dünenhabitats

Typisch für die Sanddünen ist eine mosaikförmige Verteilung der Vegetation in den verschiedenen geomorphologischen Habitats (Abb. 6). Die höchsten Deckungsgrade werden in den Interdünen erreicht, wobei lokal an den Dünenfüßen am Standort 4 sogar ein Deckungsgrad von bis zu 45% erreicht wurde. Eine signifikante Änderung der Deckungsgrade entlang des Gradienten konnte nur für die Dünenkämme festgestellt werden (Abb. 6a). Die Vegetationsdichte auf den Hängen und in der Interdüne unterscheiden sich nicht maßgeblich. Die Vegetationsdichte am Stand 1 bei Yevul ist zwar im Durchschnitt mit 22% geringer als in den Interdünen des anschließenden Dünenfeldes (26–30%), aber dieser Unterschied ist nicht signifikant. Allerdings wurde eine Zunahme der Standardabweichung von Nord nach Süd in den Interdünen festgestellt, was auf eine zunehmend heterogene Vegetationsverteilung hindeutet.

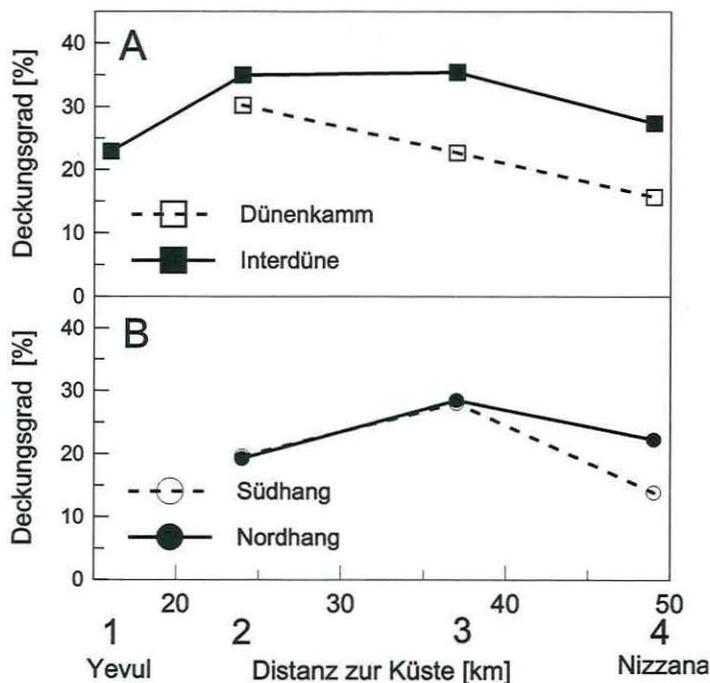


Abb. 7: Mittlerer Deckungsgrad der perennen Vegetation in verschiedenen Habitats entlang des Nord-Süd-Gradienten

Für verschiedene Arten wie *Artemisia monosperma* und *Retama raetam* konnte entlang des Gradienten auch eine Verschiebung der Präferenz bei der Besiedlung der verschiedenen geomorphologischen Dünenregionen festgestellt werden (Abb. 8). Das flache Sandfeld am Standort 1 wird von *Artemisia monosperma* mit Deckungsgraden von bis zu 25% dominiert. Am Standort 2 besiedelt sie zwar alle Ökotope, aber erreicht dort nur geringe Deckungsgrade. Auch in der Interdüne am Standort 3 liegt der Deckungsgrad von *A. monosperma* unter 2%. Hier bevorzugt sie eindeutig den Dünenkamm und die Hänge (Abb. 7b). Ein interessantes Verteilungsmuster zeigt auch der Rutenstrauch *Retama raetam*, der im Süden vor allem die Interdünen und vereinzelt die nordexponierten stabilen Hänge besiedelt, dagegen im Norden auf den stabilen Kämmen und Südhängen zu finden ist. Andere Zwergsträucher wie *Moltkiospis ciliata* und *Convolvulus lanata* zeigten keine wesentliche Änderung bei der Habitatpräferenz entlang des Gradienten.

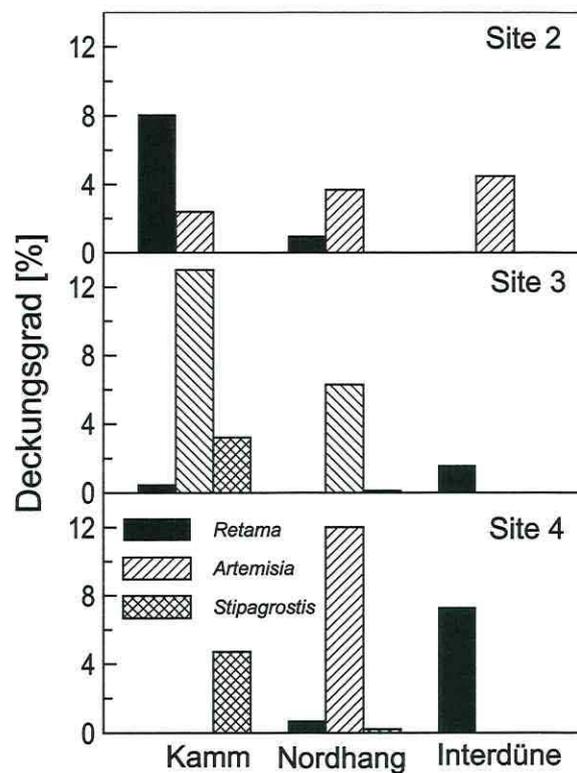


Abb. 8: Deckungsgrad von *Retama raetam*, *Artemisia monosperma* und *Stipagrostis ciliata* in verschiedenen Habitaten entlang des Nord-Süd-Gradienten (Site 4 = Nizzana)

4. Diskussion

Die einzelnen Standorte entlang des Transektes zeigten unterschiedliche Charakteristika bezüglich der Niederschlagsmenge, der Dünenmorphologie, der Stabilität der Sandes und der Vegetation. Der nördlichste Standort war zwar mit einem mittleren Jahresniederschlag von 170 mm der feuchteste der untersuchten Region, zeigte aber auch zugleich die geringste Artenzahl. Das flache Sandfeld am äußersten Rand des Sandfeldes bietet keine so große Vielfalt von Habitatstypen wie das eigentliche Dünensystem. Auch die starke Bodenverfestigung auf Grund der zementierten Sande erschwert sicherlich die Etablierung von Arten (PRASSE & BORNKAMM 2000). Mit der Zunahme der Geodiversität im Sanddünengebiet nimmt die Artenzahl deutlich zu. Vor allem die Sandmobilität bzw. -stabilität ist ein wesentlicher Faktor der die Vegetationszusammensetzung in dem Sanddünen beeinflusst. An die hohe Sandmobilität in den südlichen Dünen sind *Stipagrostis scoparia*, *Heliotropium digynum* und *Cornuclaca moncantha* angepasst (DANIN 1991, 1996). *Stipagrostis scoparia* benötigt sogar die Sandbewegung um zu überleben. Mit zunehmender Stabilisierung setzt eine Sukzession ein, in deren Verlauf alte *Stipagrostis scoparia*-Horste absterben, während *Artemisia monopserma* und *Moltkiopsis ciliata* zunehmen (DANIN 1996), die eine Freilegung des Wurzelsystems überleben können und typisch für semi-stabile Dünenbereiche sind. Dies trifft auch auf *Retama raetam* zu, dessen Wurzeln bis zu 2 m freigelegt sein können, der aber die stabilen Dünenbereiche bevorzugt. Somit mit ist die Änderung der Vegetationsdichte auf den Dünenkämmen auf der einen Seite auf die zunehmende Sandstabilität zurückzuführen.

Ursache für die den höheren Deckungsgrad der Perennen und Artenzahl in den nördlichen Dünen könnte zwar eine fortgeschrittene Sukzession auf Grund einer Nichtnutzung des Gebietes zwischen 1969 bis 1982 sein. Aber in den Interdünen am Standort 3 lassen sich Spuren von Feldern und Lagerplätzen finden, die auf eine entsprechende Landnutzung durch Beduinen hinweisen. Somit war in der Vergangenheit zwar ein deutlicher Einfluss der Landnutzung vorhanden, dürfte allerdings nicht ausschließlich zu der beobachtenden Differenzierung der Vegetation im Dünenfeld geführt haben. Bilder aus den siebziger Jahren zeigen eine drastische Zerstörung der Vegetationsdecke und Desertifikation am nördlichen Rand des Dünenfeldes (OTTERMAN & WAISEL 1974). In den südlichen Dünen bei Nizzana hat sich die Vegetationsdichte seit dem Einstellen der Beweidung im Jahr 1982 um 75% erhöht, wie Luftbildauswertungen zeigten (TSOAR et al. 1995). Informationen für das nördliche Gebiet fehlen allerdings zum derzeitigen Zeitpunkt. Auch die biologische Kruste kann sich innerhalb weniger Jahre regenerieren (VESTE et al. 2001). Obwohl keine Wachstumsraten für Bodenflechten in ariden Gebieten vorliegen, kann eine relativ schnelle Entwicklung innerhalb von einigen Jahren voraus gesetzt werden.

Der Deckungsgrad der Annuellen in dem Untersuchungsjahr nahm mit den Niederschlägen nach Süden deutlich ab und spiegelt so im wesentlichen die Niederschlagsverteilung wieder. Dabei ist bei der Analyse der Daten die räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschläge im Sanddünengebiet zu beachten. In Abhängigkeit von den Großwetterlagen können die Niederschläge in dem Gebiet so unterschiedlich fallen, dass sie nicht den langjährigen Niederschlagsgradienten widerspiegeln. Auch lagen die winterlichen Niederschläge in Nizzana 1997/98 mit 71,3 mm und vor allem 1998/99 mit 30,9 mm unter dem langjährigen Mittel von 87 mm (LITTMANN & BERKOWICZ 2005), was sicherlich den Deckungsgrad und die Artenzusammensetzung der Therophyten beeinflusst hat. Betrachtet man dagegen die Vegetationsdichte der Perennen in den stabilen Interdünen, so ist hier keine Abhängigkeit vom Niederschlagsgradienten zu finden. Die räumliche Verteilung und Verfügbarkeit der Wasserressource beeinflusst maßgeblich die Vegetation. Die Infiltrationsrate ist dabei ein wichtiger Faktor für die Wasserverfügbarkeit. Bereits geringe Lößauflagen verringern die Infiltration und fördern die Oberflächenabflüsse, während Sandauflagen die Infiltration erhöhen (YAIR & BRYAN 2000). Entlang des Gradienten läuft die Infiltrationsrate dem von Norden nach Süden abnehmenden Niederschlagsgradienten entgegen, so dass dies einen wichtigen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt haben könnte und so keine signifikante Änderung der Vegetationsdichte in der Interdüne festzustellen war. Neben der Sandstabilität spielen die hydrologischen Eigenschaften der Sanddünen eine wesentliche Rolle für die heterogene Vegetationsverteilung entlang des Gradienten. Insbesondere am Ende der Trockenzeit zeigte sich eine räumliche Differenzierung der Wasserversorgung für die Sträucher zwischen Düne und Interdüne in Nizzana. Langzeituntersuchungen des Wasserhaushalts von *Retama raetam* belegen dies. So wies das morgendliche Wasserpotential von *Retama raetam* am Dünenhang geringere Schwankungen zwischen der Regenzeit und dem Ende der Trockenperiode als in der Interdüne (VESTE & BRECKLE 1996, 2000). Mit Wurzeltiefen von bis zu 20 m kann *Retama* ein großes Bodenvolumen erschließen (ZOHARY & FAHN 1952) und auch Wasser nutzen, das in tieferen Schichten der Sanddüne infiltriert ist. In verschiedenen Dünensystemen kann beobachtet werden, dass bei ausreichender Stabilität Phanerophyten die Dünen besiedeln. Es muss davon ausgegangen werden, dass die optimalen hydrologischen Eigenschaften der Düne aufgrund tieferer Infiltration und von Lateralfüssen (YAIR et al. 1997) die Musterbildung der Vegetation wesentlich mitsteuern. Somit ist bei der Betrachtung der Vegetation entlang von Niederschlagsgradienten auf den verschiedenen Skalenebenen auch die Komplexität des meso-skaligen Niederschlagsregimes, der Landschaftswasserhaushalt und die Wasserumverteilung innerhalb des Ökosystems zu beachten.

Danksagung

Wir danken dem *Arid Ecosystem Research Center* an der Hebräischen Universität Jerusalem und namentlich Aaron Yair and Simon Berkowicz für die wissenschaftliche und logistische Unterstützung des Projektes. Dank an Anja Scheffer und Walter Wucherer für die Mithilfe bei der Vegetationserfassung. Die Untersuchungen wurden durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und dem Projektträger BEO finanziell unterstützt (Projekt 0339495A, Universität Bielefeld und 0339 635, Universität Halle).

Literatur

- ALLGAIER, A. 1993: Geomorphologische Untersuchungen an Längsdünen in der westlichen Negev, Israel. Magisterarbeit, Geographisches Institut, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule, Aachen.
- ATLAS OF ISRAEL 1985: 3rd Edition, Macmillan Publishing Company, New York.
- BELNAP, J., LANGE, O.L. 2001: Biological soil crusts: structure, function and management, Ecological Studies 150, Springer Publisher, Heidelberg-Berlin-New York, 501 p.
- BRECKLE, S.-W. 2000: Biodiversität von Wüsten und Halbwüsten, Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 12, Hannover 207-222.
- EBELING, D. 1996: Salzdynamik in Böden des Dünengebiets von Nizzana (Israel). Diplomarbeit, Geographisches Institut der Westf.-Wilhelms Universität, Münster
- EIG, A. 1938: On the phytogeographical subdivision of Palestine, Palestine J. Bot, Jer. Ser. 1, 4-12.
- DANIN, A 1978: Plant species diversity and plant succession in a sandy area in the northern Negev. Flora 167, 409-422.
- DANIN, A. 1983: Desert Vegetation of Israel and Sinai. Cana Publishing House, Jerusalem.
- DANIN, A. 1991: Plant adaptation in desert sand dunes. J. of Arid Environments 21, 193-212.
- DANIN A. 1996: Plants of Desert Dunes. Springer, Berlin- Heidelberg- New York.
- DANIN, A., BAR-OR, Y., DOR, I. & YISRAELI, T. 1989: The role of cyanobacteria in stabilization of sand dunes in southern Israel. Ecologia Mediterranea 15, 55-64.
- FEINBRUN-DOTHAN, N. 1978: Flora Palaestina. Vol. 3. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
- FEINBRUN-DOTHAN, N 1986: Flora Palaestina. Vol. 4. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
- FEINBRUN-DOTHAN, N , DANIN, A. 1991: Analytical Flora of Eretz Israel. Cana Publishing House, Jerusalem (in Hebräisch).

- KADMON R, LESCHNER H. 1995: Ecology of linear dunes: effects of surface stability on the distribution and abundance of annual plants. *Adv GeoEcolo* 28:125–143.
- KUTIEL, P., LAVEE, H. 1999: Effect of slope aspects on soil and vegetation properties along an aridity transect, Israel. *J. of Plant Sciences* 47, 169 – 178.
- LITTMANN, T., HERING, E, KOCH, S. 2000: What happens to Rainfall at the Desert Margin ? Water infiltration experiments in a sandy arid area, *Hallesches Jahrb. Geowiss* 22, 49-58.
- LITTMANN, T. & BERKOWICZ, S.M. 2005: The Regional Climatic Setting of the northern Negev, In: S.-W. Breckle, M. Veste & A. Yair (eds) *Arid Sand Dunes*, Springer, Berlin, Heidelberg, im Druck.
- PFISTERER, U., BLUME, H.-P., BEYER, L. 1996: Distribution pattern, genesis and classification of soils of an arid dune area in northern Negev. *Z. Pflanzenernährung Bodenk.* 159, 419-428.
- PRASSE, R. & BORNKAMM, R. 2000: Effect of microbiotic soil surface crusts on emergence of vascular plants. *Plant Ecology* 150, 65-78.
- ORSHAN, G & ZOHARY, D. 1962: Vegetation of the sand deserts in the western Negev of Israel, *Vegetatio* 11, 112-120.
- OTTERMAN, J., WAISEL, Y. 1974: Observation of Desertification in the Israeli ERTS-1 Program. XIV Convegno Internazionale Technico-Scientifico Sullo Spazio, Rom, March 1974, 199–205.
- SHMIDA, A. 1985: Biogeography of desert flora. *Ecosystems of the World*, Vol. 12A.
- Tsoar H, Møller JT 1986: The role of vegetation in the formation of linear sand dunes. In: Nickling WG (ed) *Aeolian geomorphology*. Allen & Unwin, Boston, 75–95
- TSOAR, H, GOODFRIEND, G.A. 1994: Chronology and palaeoenvironmental interpretation of Holocene aeolian sands at the inland edge of the Siani-Negev erg, *The Holocene* 4,3, 244-250.
- TSOAR, H., GOLDSCHMITH, V. SCHOENHAUS, S., CLARKE, K. & KARNELI, A. 1995: Reversed desertification on sand dunes along the Sinai/Negev border, In: Tchakerian, V.P. (ed.), *Desert Aeolian Processes*, Chapman & Hall, London, 251-267.
- TIELBÖRGER, K. 1997: The vegetation of linear desert dunes in the north-western Negev, Israel, *Flora* 92, 261-278.
- VESTE M. 1995: Structures of geomorphological and ecological units and ecosystem processes in the linear dune ecosystem near Nizzana/Negev. *Bielefelder Ökol Beitr* 8, 85–96.
- VESTE, M. 2002: Mikroorganismen stabilisieren Wüstendünen, *Naturwissenschaftliche Rundschau*, 612 – 613.

- VESTE, M. 2004: Sinai-Halbinsel und Negev-Wüste. In: Breckle, S.-W. (Hrsg.): Ökologie der Erde Band 2, Ökologie der Tropen und Subtropen. Spektrum-Verlag, Heidelberg, 629-649.
- VESTE, M, BRECKLE, S.-W. 1995: Xerohalophytes in a sandy desert ecosystem. In: Khan, M.A. & Ungar, I.A. (eds.) *Biology of Salt Tolerant Plants*, University of Karachi, Pakistan, 161-165.
- VESTE, M, BRECKLE, S.-W. 1996: Root growth and water uptake in a desert sand dune ecosystem. *Acta Phytogeogr. Suec.* 81, 59-64.
- VESTE M., BRECKLE S.-W. 2000: Negev – pflanzenökologische und ökosystemare Analysen. *Geogr Rundsch* 9, 24–29.
- VESTE, M., LITTMANN, T., SCHULTZ, A., EGGERT, K., SOMMER, C., BRECKLE, S-W 2000: Biomasseverteilung und deren räumliche Modellierung in Sanddünen der Negev-Wüste (Israel). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 30, 85.
- VESTE, M., LITTMANN, T., BRECKLE, S.-W, YAIR, A. 2001: The role of biological soil crusts on desert sand dunes of the north-western Negev (Israel). In: Breckle, S.-W., Veste, M. & Wucherer, W. (eds.): „Sustainable Land-Use in Deserts“, Springer Publisher, Heidelberg-Berlin-New York, 357-367.
- YAIR, A. 1990: Run-off generation in a sandy area – the Nizzana Sands, western Negev Israel. *Earth Surface Processes Landforms* 15, 597-609
- YAIR, A. 2001: Soil crusts and water redistribution in Israel. In: Belnap, J. & Lange, O.L. (eds.) *Biological soil crusts: structure, function and management*, Ecological Studies 150, Springer Publisher, Heidelberg-Berlin-New York, 304-314.
- YAIR, A., BRYAN, R. B. 2000: Hydrological response of desert margins to climate change: The effect of changing surface properties. In: McLaren & Kniveton (eds): *Linking climate change to land surface changes.*, Kluwer Academic Publishers, London, 49-64.
- YAIR, A., LAVEE, H., GREITSER, N. 1997: Spatial and temporal variability of water percolation and movement in a system of longitudinal dunes, western Negev, Israel, *Hydrological Processes* 11, 43-58.
- ZOHARY, M. 1966: *Flora Palaestina*. Vol. 1. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
- ZOHARY, M. 1972: *Flora Palaestina*. Vol. 2. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
- ZOHARY M., FAHN, A. 1952: Ecological studies on East Mediterranean dune plants, *Bull. Res. Counc. Isr. Sect. D I*, 38-53.

Appendix 1: Artenliste

Art	Lebensform	Standort(e) ⁺
<i>Allium pappilare</i>	G	3
<i>Anabasis articulata</i>	CH	3,4
<i>Argyrobolium uniflorum</i>	H	1,2,3
<i>Artemisia monosperma</i>	CH	1,2,3,4
<i>Asparagus stipularis</i>	G	1,2,3
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	T	1
<i>Asthenatherum forsskalii</i>	H	1,2,3,4
<i>Astragalus annularis</i>	T	1,2,3
<i>Astragalus caprinus</i>	H	1,2,3
<i>Astragalus trimestris</i>	T	2,3
<i>Atractylis carduus</i>	H	1,2,3,4
<i>Avena wiestii</i>	T	3
<i>Brassica tournefortii</i>	T	1,2,3,4
<i>Bromus spec. (u.a. fasciculatus)</i>	T	1,2,3,4
<i>Bupleurum semicompositum</i>	T	4
<i>Calligonum comosum</i>	P	3,4*
<i>Carduus getulus</i>	T	2,3,4
<i>Centaurea pallescens</i>	T	4
<i>Colchium ritcii</i>	G	4
<i>Convolvulus lanatus</i>	CH	2,3,4
<i>Cornulaca monocantha</i>	CH	4
<i>Crepis aspera</i>	T	2,3
<i>Crucianella membranacea</i>	T	2,3,4
<i>Ctenopsis pectinella</i>	T	2,3,4
<i>Cuscuta spec.</i>	Pa	1
<i>Cutandia dichotoma</i>	T	1,3,4
<i>Cyperus conglomeratus</i>	H	2,3,4
<i>Daucus litoralis</i>	T	2,3,4
<i>Delphinium peregrinum</i>	T	3
<i>Dipcadi erythraeum</i>	G	2,3
<i>Echinops polyceras</i>	H	2,3,4
<i>Echiochilon fruticosum</i>	CH	2,3,4
<i>Eremobium aegyptiacum</i>	T	3,4
<i>Erodium crassifolium (= hirtum)</i>	H	1,2,3,4
<i>Erodium spec. (deserti, lanciniatum)</i>	T	1,2,3,4
<i>Erucaria spec. (microcarpa, pinnata & rostrata)</i>	T	3,4
<i>Filago desertorum</i>	T	2,3,4
<i>Gymnocarpus decander</i>	CH	3,4
<i>Hedysarum spinosissimum</i>	T	1
<i>Helianthemum (kahircum, sessiliflorum & ventosum)</i>	CH	2,3,4
<i>Heliotropium digynum</i>	CH	2,3,4
<i>Hippocrepis areolata (= bicontorta)</i>	T	1,3,4
<i>Hippocrepis unisiliquosa</i>	T	1
<i>Hordeum spec. (u.a. marinum)</i>	T	3
<i>Hormuzskia aggregata</i>	T	2,3,4
<i>Hypocoum aegyptiacum</i>	T	4
<i>Iflora spicata</i>	T	1,2,3,4
<i>Launaea mucronata</i>	H	1,2,3,4
<i>Launaea tenuiloba</i>	T	1,2,3,4
<i>Linaria spec. (albifrons, haelava & tenuis)</i>	T	3,4
<i>Lobularia arabica</i>	T	2,3

Fortsetzung S. 81

Art	Lebensform	Standort(e) ⁺
<i>Lophochloa berythea</i>	T	1
<i>Lotus halophilus</i>	T	1,2,3,4
<i>Lycium schweinfurthii</i> (= <i>shawii</i>)	P	3,4
<i>Matthiola livida</i>	T	3,4
<i>Moltkiopsis ciliata</i>	CH	2,3,4
<i>Neurada procumbens</i>	T	1,2,3,4
<i>Nigella arvensis</i>	T	2,3
<i>Noaea mucronata</i>	CH	2,3,4
<i>Ononis serrata</i>	T	1,2,3,4
<i>Orobanche cernua</i>	Pa	1,2,3
<i>Pancratium sickenbergerii</i>	G	3,4
<i>Panicum turgidum</i>	CH	1, 2, 3*, 4
<i>Papaver humile</i>	T	3,4
<i>Paronychia palaestina</i>	T	1,2,3,4
<i>Phagnalon rupestre</i>	CH	1
<i>Phalaris minor</i>	T	1,2,3,4
<i>Picris asplenioides</i>	T	1,2,3,4
<i>Plantago spec. (albicans, ovata)</i>	H	2
<i>Plantago spec. (coronopus, cylindrica)</i>	T	2,3,4
<i>Polycarpon succulentum</i>	T	3,4
<i>Reicharda tingitana</i>	T	1,4
<i>Reseda arabica</i>	T	4
<i>Reseda decursiva</i>	T	3,4
<i>Retama raetam</i>	P	2,3,4
<i>Rumex pictus</i>	T	2,3,4
<i>Salvia lanigera</i>	H	4
<i>Scabiosa spec. (eremophila, porphyroneura)</i>	T	2,3,4
<i>Schismus arabicus</i>	T	4
<i>Senecio glaucus</i>	T	1,2,3,4
<i>Silene colorata</i>	T	1,3
<i>Silene villosa</i>	T	2,3,4
<i>Stipa capensis</i>	T	3
<i>Stipagrostis ciliata</i>	H	2
<i>Stipagrostis scoparia</i>	H	3,4
<i>Thymelaea hirsuta</i>	CH	1,3,4
<i>Trifolium tomentosum</i>	T	2,3
<i>Trigonella spec. (arabica, stellata)</i>	T	4
<i>Trisetaria spec. (glumacea, linearis)</i>	T	1,2,3,4
<i>Tulpia stylosa</i>	G	3*
<i>Urginea maritima</i>	G	3*
<i>Urgenia undulata</i>	G	3*
<i>Vulpia brevis</i>	T	1,2,3,4

* Standorte siehe Abb. 1,2; * ausserhalb der Aufnahmeflächen

CH: Chamaephyt
 G: Geophyt
 H: Hemikryptophyt
 P: Phanerophyt
 T: Therophyt
 Pa: Parasit

Pedogenetic differentiation in the South-Yemen Highland

DANA PIETSCH

Universität Marburg, Geographisches Institut
Deutschhausstrasse 10, 35037 Marburg

Introduction

The valuation of landscapes mainly used agriculturally seems useful in comparison of the natural environment, their resources and processes with those in the cultivated areas, that means processes are caused by Human Beings and their form of economy (for example rain-fed or irrigation). Important factors to define the geo-factors relief, substratum and soil in dependence on the processes weathering, erosion and accumulation are not only geomorphological and pedogenetical courses but agricultural methods and the grade of utilisation. The geomorphological processes them self are related to the relief intensity, the roughness factor again determine the overland flow (rainfall and irrigation water).

Relief and rock

The South-Yemen Highland is a cuesta landscape with rough slopes, Wadis carved out deeply in the rock and wide flat upland areas. Tertiary Basalt and some quarternary deposits build the underground near the surface. These rock formations represent important minerals as among other things plagioklas, augite and biotite.

In-situ-weathering of substrata

The whole Yemen except the coast is mainly characterised by insolation in the dry periods (9 month). Volcanic rocks (*trachyte and tholeiitic basalt, tuff*) and others like sedimentogenic rocks, conglomerates and breccias are source rocks for the pedogenesis- both physical and chemical. The insolation due to the high intensity of solar irradiation, temperature changes and a thin vegetation layer forcing the infiltration are reasons that the rocks are weathered both to transportable blocks, rubbles, sand and loess (mountain loess). The results are not only different grain sizes but a lot of minerals can secondary weather chemically (hydrolysis) what is significant for the nutrient content in the soils are cultivated.

Redeposition of the substratum

The weathered substrata are downslope transported due to denudative (dry periods) and fluvial (wet period) redeposition processes. The finer materials as sand, loess and clay can be transported further through the wind. They are eolian-accumulated substrata. This fine sediments are found in all soils, only the grain size distribution shows the difference between soils developed out of fluvial or denudative/eolian deposits. The fine sediments fixed in-between two stony layers are mostly not erodible. Sediments as loess are very erodible if the cultivated area is situated on the high slope or the surface is not cultivated.

The kind of redeposition- both denudative-gravitative and fluvial- is seen in the direction the rubble or boulder flint are ordered to the slope. A typical Regosol (FAO 1997) developed out of a pre-holocene Glaciterrace near the Wadi bottom shows vertical ordered rubbles. Fluvisols developed out of a pre-quaternary Waditerrace on the high slope has got horizontal ordered boulder flints where rounded during the fluvial transport in the tertiary. The holocene redeposited rubbles and boulder flints are mixed and not ordered in the actual-built flood-terrace is seen in the absence of discordant layers.

The composition of the substrata

All soils, natural (Regosol, Fluvisol) and anthropic (Anthrosol) have a schluffy, sandy and stony (40-80 %) component. The kind of rubbles and boulder flints give information about the way of redeposition. Sometimes it's not clear if the substrata, especially the rubbles, were transported denudative-gravitative, fluvial or both.

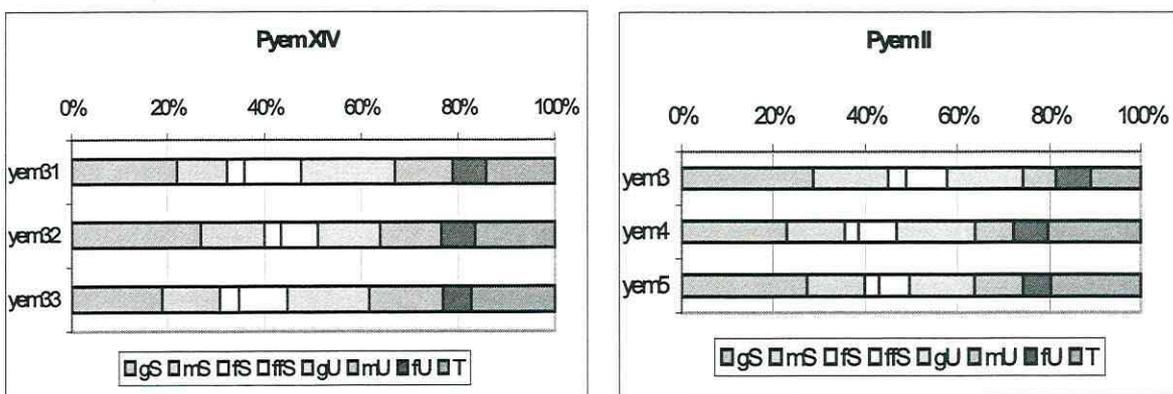


Abb.: 1/ 2: Granulometric composition (PIETSCH 2001)

Within the smaller grain sizes (sand, schluff and clay) the soil types of natural soils are in accordance to anthropic ones. Near the Wadi bottom situated Anthropic Regosols (Pyem IV) and synthetic accumulated Cumulic Anthrosols (Pyem II) on the high slope show the same granulometric composition (loamy sand or sandy loam). Main constituents are Sand (35-50%) or rather schluff (30-40%).

Pedogenetical differences

For the reason of a slight intensity of basalt-weathering the rates of natural pedogenesis are very little, humus horizons not well developed. Only the calcium carbonate content and the horizontal displacement of limestone differentiate uncultivated, more sandy and lime-rich soils (12 mg/kg) from cultivated, loamy and carbonate-poor soils (2 mg/kg).

Distinctions of pedogenesis are clearest seen in pedo-chemical analysis, showing that the method of agricultural techniques (rain-fed or irrigation) influence the chemical weathering in different meso-relief indivisibility (flat upland area, slope, Wadi bottom).

The soil development is mainly reflected in the both anion and cation nutrient contents. Anthrosols (Pyem V), Cumulic Anthrosols (Pyem VI) and Fluvic Anthrosols (Pyem IX) weather chemically on in relation to the agricultural technique the area is cultivated. Irrigated soils in the Wadi bottom (Pyem IX) show a higher nitrate- (40 mg/ kg), sulphate- (18 mg/kg) and chloride- (22 mg/kg) as well as sodium (75 mg/kg) and magnesium (18 mg/kg) content due to a more intensive chemical weathering of the Basalt rocks, exactly their minerals. The small contents of calcium carbonate (41 mg/kg) are results on the one hand due to increased withdrawal by fruit-trees, on the other hand due to a smaller solar irradiation because of permanent overshadowing of the cultivated area.

Summary

In spite of a substrata- and relief valid differentiation of natural and anthropic soils common grounds as soil type (Bodenart) and content of the substrata were established. This result allows to infer that areas uncultivated until now can be revealed as additional areas for cultivatable soils. Differentiation in the actual-recent pedogenesis depend on the specific agro-technical method in the respective meso-relief indivisibility.

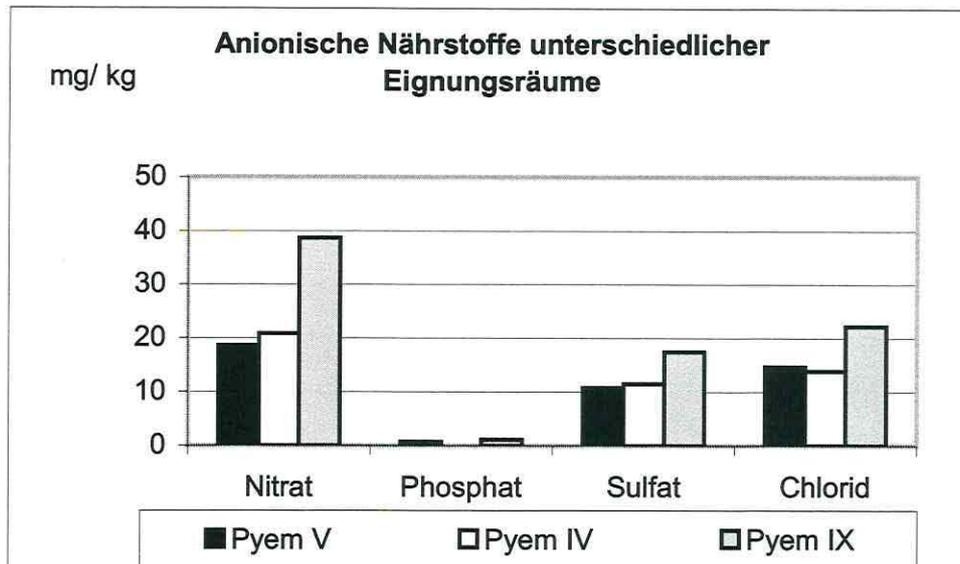


Fig. 3: Anion nutrients

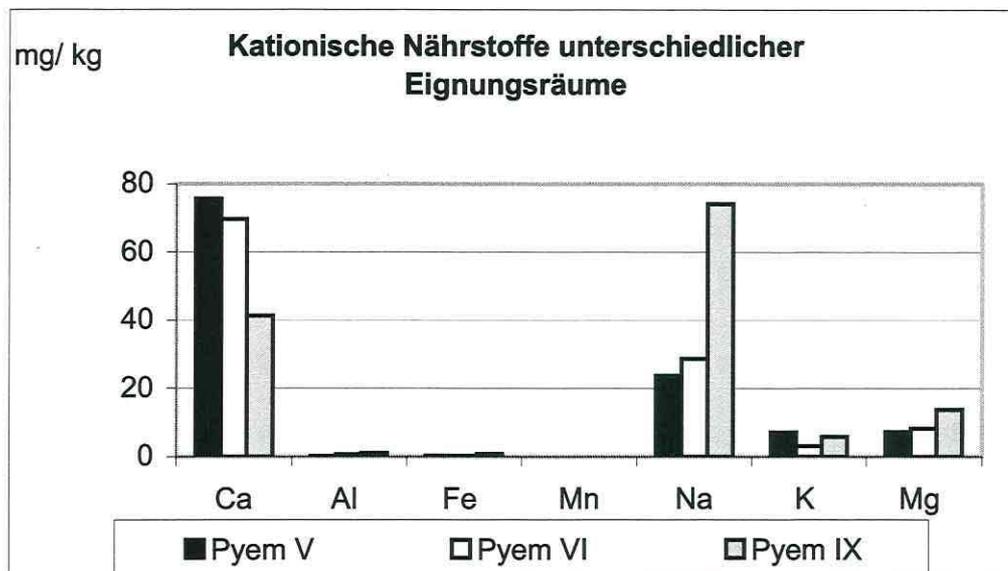


Abb. 4: Cation nutrients

Literature

FAO-Unesco (1997): Soil map of the world, Wageningen.

PIETSCH, D. (2001): Relief-, substrat- und pedogenetische Differenzierungen zur Bewertung agrarischer Eignungsräume im südjemenitischen Hochland, unveröff. Diplomarbeit.

Biodiversity Observatories.

A new standardised monitoring tool for biodiversity studies

UTE SCHMIEDEL, NORBERT JÜRGENS

Universität Hamburg, Biozentrum Klein-Flottbek und Botanischer Garten,
Ohnhorststraße 18, D-22609 Hamburg

Zusammenfassung:

Aufgrund der starken Heterogenität relevanter Aspekte und Fragestellungen in der Biodiversitätsforschung und der unterschiedlichen regionalen biotischen und abiotischen Bedingungen war Biodiversitätsforschung bisher sehr stark auf die Bearbeitung von lokalen Fallbeispielen fokussiert. Solche Fallbeispiele sind ohne Überprüfung nicht übertragbar oder gar generalisierbar. Sie erlauben also keine verallgemeinerbaren, extrapolierbaren Aussagen oder überregionalen Vergleiche. Solche Extrapolationen und überregionale Vergleiche sind aber unabdingbar, wenn der Erkenntnisgewinn aus der Biodiversitätsforschung Grundlage für politische Entscheidungen und für das regionale Biodiversitätsmanagement bilden soll.

Vor diesem Hintergrund wurde in BIOTA AFRICA, einem interdisziplinären Forschungsprojekt zum Wandel der Biodiversität im Wandel von menschlicher Nutzung und Klimawandel in Afrika, ein standardisiertes Forschungsinstrument entwickelt, die „Biodiversitäts-Observatorien“. An Stelle lokaler Fallstudien mit sehr begrenzter Aussagekraft sollen mit diesem Instrument (a) räumlich-explizite Aussagen und zugleich (b) quantifizierbare und modellierbare Daten für die wichtigsten zonal angeordneten Biome Afrika produziert werden, um eine Vernetzung mit räumlich-expliziten Disziplinen der *Global Change*-Forschung vorzubereiten.

Es wird das Design der Biodiversitäts-Observatorien und ihre Anwendung in der interdisziplinären Biodiversitätsforschung im Rahmen des BIOTA AFRICA Projektes vorgestellt.

Introduction:

Due to the strong heterogeneity of regional biotic and abiotic conditions and of the state of taxonomy as well as the broad spectrum of relevant issues, Biodiversity studies were strongly focussed on isolated case studies so far. Such case studies cannot be spatially and thematically extrapolated into other ecosystems. Such extrapolations are indispensable if the insight into ecosystem processes that promote and maintain biodiversity shall result in political and regional management decisions.

With this background, BIOTA AFRICA developed a standardised tool for biodiversity research, the *Biodiversity Observatories*. BIOTA AFRICA is an interdisciplinary research project on the change of biodiversity in the frame of human impact and global change in

different African biomes. By employing *Biodiversity Observatories* as a standardised research tool, spatial-explicit and quantified data will be gathered in the most important biomes of Africa which will allow numerical modelling and will finally linked up with the spatial-explicit data of the studies on the global climate change-research.

The design of the *Biodiversity Observatories* was based on the following considerations:

We are convinced that the introduction of standardisation, of comparative numerical measurements is a most important step in the development of biodiversity sciences. Such a standardised research tool should

- allow comparability of data sets in space and time
- facilitate interdisciplinary approaches and exchange of data
- allow extrapolation of data in space and time
- allow numerical modelling
- facilitate the formation of a continental or global network of biodiversity observatories
- allows comparison of local biodiversity in an ecosystem context in space and time.

Designing a standardised research tool for biodiversity studies

A precondition for comparative, numerical measurements is a standardised tool which is applicable for all disciplines of biodiversity research. They therefore should

- be easy to handle
- be acceptable for researchers in different parts of the world
- remain in the frame of frequently applied measures
- combine mass production of simple data with the restricted production of complex data
- allow sampling at various scales

In order achieve these goals, standards of *Biodiversity Observatories* had to meet the following criteria. They should

- be easy to handle
- be acceptable for researchers in different parts of the world
- remain in the frame of frequently applied measures
- combine mass production of simple data with the restricted production of complex data
- allow sampling at various scales (from the micro-scale to landscape scale)

To meet these goals, we consulted literature and colleagues to look for adequate and frequently applied standards. We learnt that among the many different standards which are used world wide, the majority adhere to the following paradigms:

- they use metric scale
- stick to rectangular shape for practical reasons
- use plot sizes based on the logarithmic scale, whereas the applied scale obviously depends on the subject or group of organism to be studies.

The design of BIOTA *Biodiversity Observatories*

The set up of the BIOTA Observatories integrates the criteria and paradigms above (Figure 1): They are 1 x 1 km in size and are subdivided into 100 hundred one hectare subplots. For each hectare investigated, sampling is conducted on different scales. Within the entire hectare an inventory of, for instance, seed plants is conducted and the majority of the mobile organism groups, most of the animals, are observed and sampled (Table 1). However, activities with stronger impact, like the installation of traps are only allowed in a restricted part of the hectare.

For observations on a smaller scale, 20 x 50 m- and 10 x 10 m-subplots are placed north of the centre of each hectare. For these subplots floristic inventories which are linked to cover values and abundance are conducted. Based on the observations of seed plants on different scales, species-area-curves are achieved. A smaller plot of 2 x 2 m has been demarcated for documentation on other scales like biological soil crusts, lichens etc. The profiles of the soil scientist as well as soil samples of the mycological subproject are located south of the centre of the hectare. Strict protocols of correct behaviour and clearly demarcated no-go areas guaranty the least disturbance possible within the *Biodiversity Observatories*. Each Biodiversity Observatory is accompanied by an automatic weather station.

Table 1. Scales and sampling.

Size [m]	Measures [m]	sampling (examples)
10 000	(100x100)	mobile organisms (mainly animals), seed plant inventory
1 000	(20 x 50)	seed plant inventory linked to cover values and abundance
100	(10 x 10)	seed plant inventory linked to cover values and abundance
4	(2 x 2)	soil crusts, lichens, algae

Since one major focus of BIOTA AFRICA is the influence of the human impact on biodiversity, *Biodiversity Observatories* are placed at neighbouring sites with similar abiotic conditions which are subject to different grazing pressures and land use systems (e.g., open access versus controlled rotational grazing and browsing). By employing this set-up, *Biodiversity Observatories* also allow to investigate the impact of different land use practises on biodiversity.

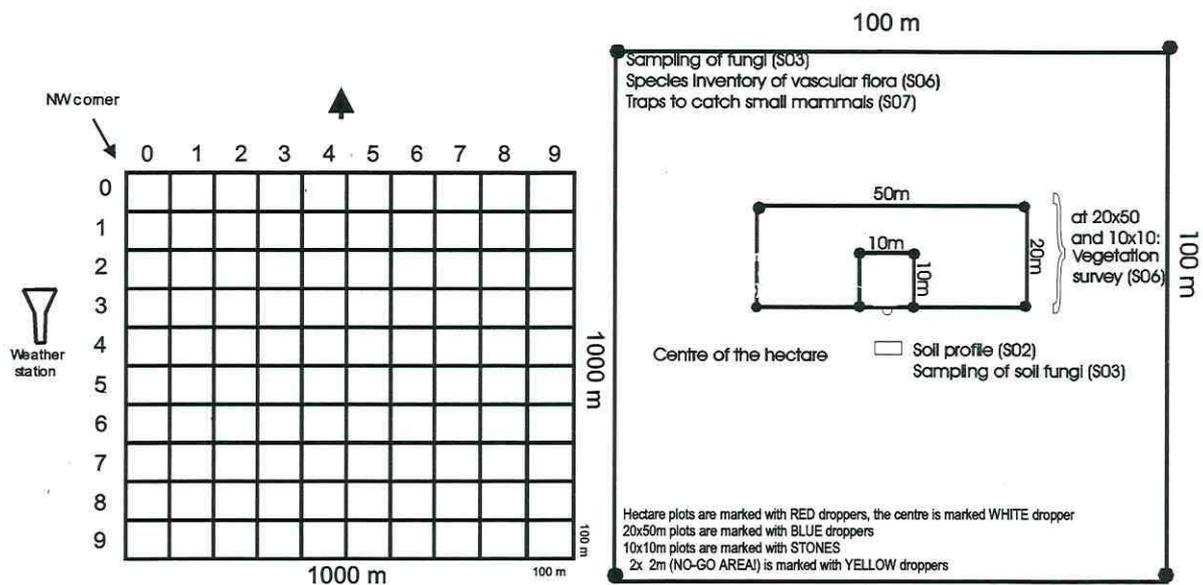


Fig. 1. Standardised design of the BIOTA *Biodiversity Observatories*

Geostatistical approach

Biodiversity Observatories which are 1 square kilometre in size are seldom entirely homogeneous. In most cases they cover more than one habitat. To sample such observatories representatively, the major habitat type of each hectare has to be classified and determined. This procedure plays an important role in the geostatistical approach of BIOTA AFRICA by which we ensure the maximum identity of all disciplines with respect to their choice of investigated hectares: By taking the existing beta-diversity (due to habitat diversity) into account, a ranking method was established which defines the priority list of the hectares to be analysed by all disciplines.

BIOTA Observatories in Southern Africa

Up to now, 29 *Biodiversity Observatories* have been set up along the transect. They represent all five biomes of the western part of southern Africa: Fynbos, Succulent Karoo, Nama Karoo, Savanna, and Desert.

The biotic and abiotic factors responsible for the variance in phytodiversity has been discussed by several scientists since long. By employing *Biodiversity Observatories* as an integrated research tool by which a large number of disciplines contribute to the understanding of the functional interaction of the different groups of organisms and the impact of abiotic factors:

- the impact of the water availability resulting from annual rainfall and evaporation
- the role of small scale pedodiversity
- the impact of soil degradation and soil crusts
- the interaction of fauna and flora (seed dispersal, pollination, small scale disturbance ...)
- the effects of historical and present land use practises
- the role of the occurrence of fungi, e.g. mycorrhiza

Summarising

BIOTA Observatories are a useful tool to ...

- analyse intra- and interregional data sets of different disciplines and approaches
- analyse the interdependence of organisms and abiotic factors and functional aspects by facilitating an interdisciplinary approach
- extrapolate the of data beyond the spatial and time limitation
- allow numerical modelling based on spatial explicit long-term data

Acknowledgements

We would like to thank the BMBF for sponsoring the BIOTA AFRICA project and our German and African partners for their valuable contributions to the development of the design of the new *Biodiversity Observatories*.

Mobility – a Strategy for the Prevention of Desertification and for the Coping with its Consequences

FOUAD IBRAHIM

University of Bayreuth
Department of Regional Geogrpahy of Africa
Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth, Germany

Abstract

Anthropogenic aspects of desertification have largely been neglected by researchers on drylands until today although the human community plays a central role in the desertification process. So far, the people have usually been seen in this process as either culprits or as victims or as both simultaneously. Only in few cases has the stress been laid on human society as an integral part of the process of degradation. Here, desertification is redefined as the degeneration of sustainable dryland production systems, which have developed as a result of centuries-long interactions between human societies and their natural environments.

Once desertification is redefined as a social problem, the solutions cannot be seen simply in such measures as protecting natural habitats, planting trees and constructing barbed-wire fences, but rather in efforts of protecting environmentally favourable indigenous social systems and changing environmentally adverse practices, not only of the directly affected people, but also of the wider global human community.

The social perspective of desertification is also of high relevance to the search for new indicators for surveying and monitoring desertification. So far, mainly physical and biological indicators have been used in assessing desertification impact. Social, economic and political indicators have, so far, not been sufficiently explored, since social processes are more difficult to gauge and to translate into figures, diagrams and maps than physical, biological and chemical processes.

Two case-studies from the Sudan and Kenya are shown and discussed in order to illustrate how indigenous resource management can counteract the processes of desertification. Hereby the high nomadic mobility proves to be the key solution for land degradation in marginal arid areas.

Introduction

In 1977, the UN World Conference on Desertification in Nairobi and the UN General Assembly passed a resolution to bring desertification to a standstill by the year 2000. Since then, however, the rate of land desertification has been growing steadily. Most measures, which have been taken to stop the process of desertification, especially in Africa, have failed. The reasons are varied. One major reason is the misunderstanding of the nature of desertification, which blurs the problem and renders its diagnosis rather difficult. The common notion is that desertification is mainly a physical and biological land degradation,

which can be stopped by technical intervention, such as conservation and afforestation measures. The social and economic aspects of the problem are often forgotten, or, at best, being paid lip-service to.

While fully acknowledging the significant role of the biophysical aspects in the process of desertification, the author should like to emphasize the vital role played by human communities, not only as a cause, but as an interacting factor in the process itself. Being aware of the growing ambiguity of the over-ridden term "desertification", the author is alternating its use with the phrase "land degradation in drylands".

In order to give the human dimension of desertification due consideration, we came to the following definition:

Desertification is the degeneration of sustainable dryland production systems, which have developed as a result of centuries-long interactions between human societies and their natural environments. (Ibrahim 1991b: 161)

With "production systems" both the primary production and the human-induced production is meant. In fact, both are interdependent, in most cases. The proposed definition of desertification is based on the assumptions that desertification is largely man-made and that, although it is an old phenomenon, it has reached alarming dimensions in the twentieth century.

The neglecting of the human dimension in research has made our knowledge of desertification fragmentary and insufficient, although there exists a rich literature on the biological, pedological, geomorphological and climatological aspects of this complex problem. For example, up till now we have no set of reliable and measurable human indicators of desertification, as we have in the above-mentioned other disciplines. The role of human beings in the process of desertification is usually reduced to the simplistic notion of their being both the cause and the victims of desertification.

This paper draws the attention to the way many indigenous communities in Africa conserve, protect and utilize their natural resources in a sustainable manner. At least, have they succeeded in handing over well-functioning ecosystems to the generations following them. Their indigenous strategies constitute traditional norms and behaviour patterns, which are more protective than remedial in nature. The most decisive traditional strategy of avoiding resource degradation in arid regions is the maintenance of a high degree of mobility.

Mobility

The most decisive traditional strategy of avoiding resource degradation in arid regions is the maintaining of a high degree of mobility. Mobility is the major asset of pastoralists who practise an opportunistic management of their highly variable fodder and water resources. "Opportunistic management involves seizing opportunities when and where they exist and is thus highly flexible and responsive" (Scoones 1996: 9). Efficient opportunism is defined by Sandford as "tracking feed supplies in time and space" (Sandford 1996: 175). Both Scoones and Sandford maintain that in the non-equilibrium ecosystems of arid lands uncertainty prevails. Planning in the conventional Western manner of linear thinking becomes almost impossible. In these uncertain environments, however, pastoralists have developed fine-tuned dynamic systems of resource management, which enable them to cope with the high rainfall variability and the sporadic and episodic occurrence of pasture. These "opportunistic or tracking strategies are environmentally benign and waste less feed" (Scoones 1996: 2).

In order to illustrate the key role of mobility as a strategy of environmentally adapted livelihood in African arid regions, two brief examples are presented here: one from western Sudan and the other from northern Kenya. The chosen examples share some essential characteristics: They are located in semi-desert regions of less than 200 mm of annual precipitation and show high rainfall variability in space and time. The communities living there are nomadic and semi-nomadic. It should be emphasized here that when we speak of pastoralists, we are not talking of a marginal economic group, but of groups which contribute about 35% to the total agricultural GDP of Africa (Winrock 1992).

Example 1: Mohammad from Labda - a farmer becoming mobile

(From an interview held with Mohammad and his second-eldest son on 6/11/1998)

Mohammad is a 65-year-old inhabitant of the small village of Labda, Abu Jira, some 25 km E of Mellit, N. Darfur, Sudan (cf. Fig. 1 and Fig. 2). The village lies in the northern Sahelian old stabilized dune belt within the *Acacia senegal* savannah, with about 200 mm of annual precipitation mean. The area has been exposed to degradation and morphodynamic reactivation since the late 1960s due to both climatic desiccation and overuse. Although Mohammad belongs to the Berti-Dagartu ethnic group whose members are considered to be traditional rain-fed millet cultivators, he has changed into an agro-pastoralist in order to cope with the drought conditions, which have been prevailing in his village area since 1968. Since that time, he has been on the move with his livestock, assisted by two of his sons, while his wife, his daughter and his daughter-in-law have remained settled in the village practising

millet farming during the rainy season (June - October) on an area of 6 ha which he had cleared long ago.

His rain-fed cultivation

The relatively good rains in 1998 were comparable with those of the good years of 1988 and 1994. Except for those years annual rainfall declined steadily here since 1968. It is a sign of a good year that the area sown is equal in size to the area weeded and later harvested. Mohammad expects to have a millet yield of 25 sacks (2,500 kg) with an average harvest of 430 kg/ha. He thinks that this year's yield would cover the family's millet requirements for the next 2 years. In 1997, his 6 ha yielded 15 sacks of millet which lasted only 8 months, because he gave a lot of it to the needy. In 1996, the millet yield was 12 sacks. In addition he harvested 4 sacks of watermelon seeds, which he sold for L.s. 60,000 (US-\$ 30), which are equal in value to 4 sacks of millet. Watermelons are usually planted in the same field as millet, but a little later, and are harvested 3 - 4 months after the millet. They will grow even if the rains are somewhat low and comparatively late. The melons are full of water and very nourishing for people and livestock. They thus play an important dietary role, especially in the dry season. One of the rich villagers has planted 25 ha of watermelons in an isolated waterless area in eastern Darfur to sustain his 200 sheep over the dry season. However, watermelons are mainly planted as a cash crop, the seeds of which are exported to Egypt, where they are roasted and eaten like nuts.

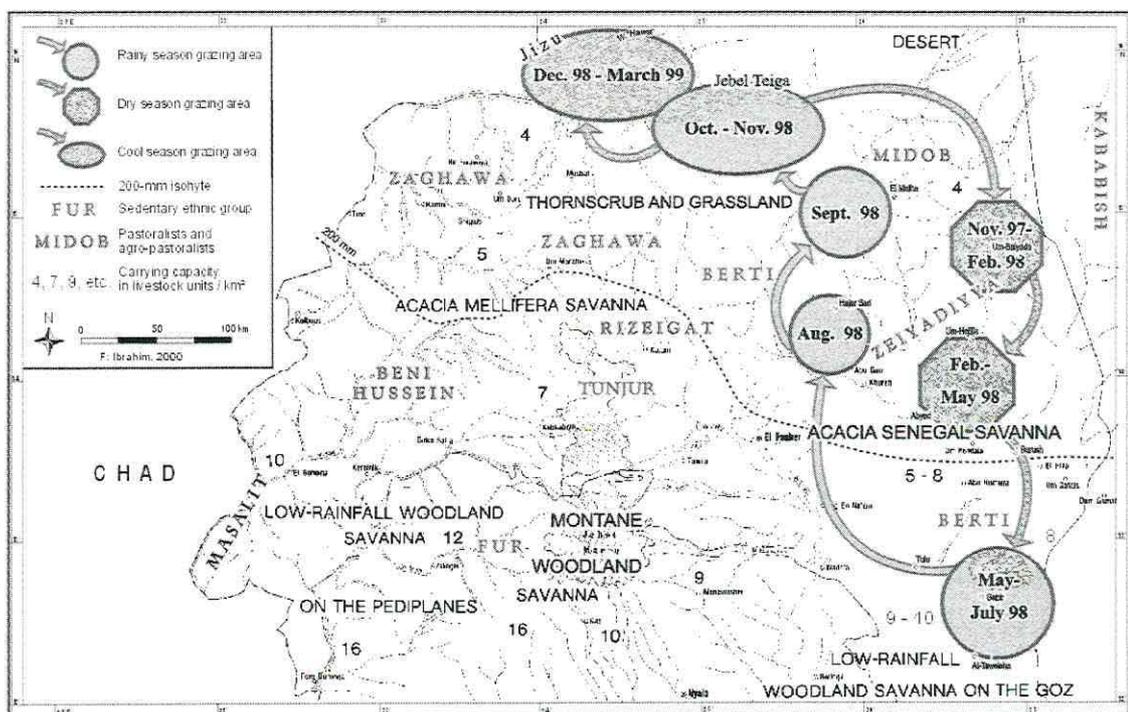


Fig. 1: Grazing route of the camels of the Berti of Labda, N. Darfur, Sudan.

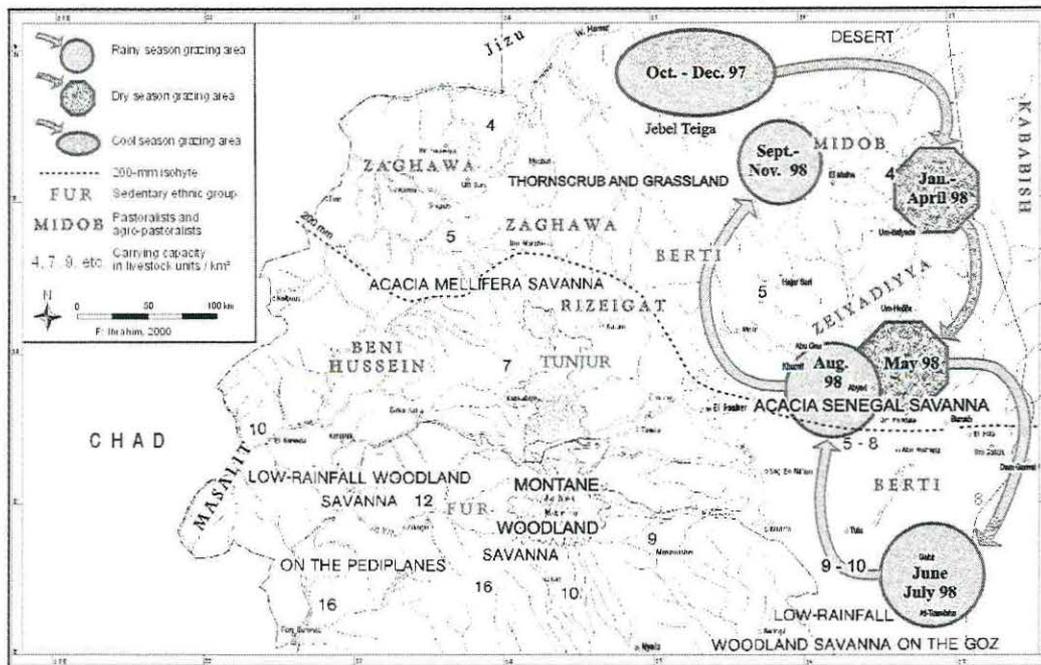


Fig. 2: Grazing route of the sheep of the berti of Labda, N. Darfur, Sudan

His livestock herding

Mohammad used to raise cattle and sell them. When drought had eliminated them in 1984, he shifted his specialization to sheep. Then, six years ago, in 1992, he could sell some sheep at a good price for export and buy camels. Now, together with two married sons (three households), they have herds of about 40 camels, 150 sheep and some goats (in the village). The change of the kind of livestock from cattle to sheep and then to camels is an indicator not only of the growing spatial mobility of Mohammad, but also of his high flexibility of thinking and of his ability to make friends with the pastoralists bordering the Berti land. Camel nomadism in western Sudan can only be practised by powerful ethnic groups, which are in a position to defend their camels and the herders by firearms if necessary. Mohammad maintains good reciprocal co-operation with the Berti, the Zeiyadiyya, the Midob and the Kababish, but not with the Zaghawa or the Rizeigat, "because they like fighting" (*nas mashakil*), as he says.

He himself is almost always on the move with the other livestock in far pastures now. When we meet him, he has just come to his home village a month ago to participate in harvesting millet. He has come from Jebel Teiga in Dar Midob in the northwest, where he let the grazing camels to the care of one of his sons and two hired herders under the protection of the Zeiyadiyya pastoralists there.

His camel grazing-route

His camel grazing-route (partly with the sheep) in the last 12 months was as follows (cf. Fig. 1):

- From November 1997 to February 1998 (dry winter season):
at Um-Baiyada in the N (Dar Midob / Dar Zeiyadiyya)
- From February to May 1998:
at Um-Hejlilja in the E (Dar Zeiyadiyya)
- From May to July 1998:
at Tulu and At-Taweisha in the SE (Dar Berti)
- August 1998:
moving northwards to Hagar Sari, for the rainy season was good and both water and pasture were abundant.
- September 1998:
at El Malha, Jebel Teiga (Dar Midob) in the N
- From October to November 1998:
on Jebel Teiga on their way to Wadi Hawar (Jizu area) in the NW.

Since the pastures are good there this year, he expects to stay up to four months. In the Jizu area, the best herbs for the camels are *khushein* (*Indigofera arenaria*, Papilionaceae) and *sa'daan* (*Neurada precumbens*, Rosaceae). There are no predators in the Jizu area. In 1997, the herders did not go there, because the rainy season was not good, but they went there in 1996.

After staying in Wadi Hawar, they will return going eastwards following the chain of boreholes and dam lakes (*hafirs*): El-Wakhayem, El-Harah, Jebel Isa, Um-Gozein, Um-Hejlilja. Then, in May, they will go southwards to At-Taweisha.

Usually the camels are watered every nine days, but in the hot season they drink more frequently. One camel drinks about 130 litres at a time for L.s. 450 (US-\$ 0.20).

The route covered over the past 12 months was more than 1,000 km.

It should be noted, however, that despite the general tendency of the Sahelian nomads to move northwards with the moving rain front in summer, and southwards in the dry season, they do not always follow the same grazing-routes. They sometimes even deviate from the usual seasonal movement pattern to adapt themselves to the continuously changing conditions. Mohammad, for instance, undertakes Jizu grazing only if the preceding rainy

season was a good one. The news about the conditions of pasture in that remote area spreads rapidly among the nomads of western Sudan.

Mohammad hires two boys to help him with the camel-herding. Their annual wages include a one-year-old sheep (*wad mukhat*) or a two-year-old sheep (*wad labun*), food, flour, tea, sugar and a new garment (*jallabiya*).

When they go to Wadi Hawar, they take with them soda (*atrun*: licking-salt) and sometimes cooking-salt. They give soda and salt to the animals with the water to increase their appetite for fodder.

His sheep grazing-route

The sheep are usually herded by Mohammad's son and four hired herders. They have three camels and a donkey to carry them, their provisions and licking-salt for the animals.

Their route over the past 12 months was as follows (cf. Fig. 2):

- October - December (beginning of the cool season) 1997:
at Jebel Teiga
- January - April (dry season) 1998:
at Donki (borehole) Mareiga
- May (hottest month of the year) 1998:
at Abyad
- June - July 1998 (rain):
at At-Taweisha
- August 1998 (rain):
at Abyad
- September-November 1998:
at El-Harah

In the dry season, sheep drink every three days, goats every two days. Mohammad gives the sheep 10-15 *rotl* (1 *rotl* = 435 g) of soda (*atrun*) to lick with water every three days.

His animal off-take

- The month before we visited him (October 1998), Mohammad had sold four one-year old sheep for a total of L.s. 150,000 (US-\$ 62) in Malha to buy soda for the animals and food for the herders.

- A year before he had sold a 5-year-old camel for L.s. 800,000 (US-\$ 385) to be able to cover the cash needs of his family and the costs of the herders.
- Animal loss in the previous 12 months:
 - Ten sheep and seven goats got lost at the beginning of the rainy season (*rashash*) in At-Taweisha.
 - Five sheep and ten goats died of *am mariir* (Haemorrhagic septicaemia, HS).
 - The infection came from El-Malha and Jebel Teiga. He tried to cure it with a mixture of 2 ounces of soda and 1 ounce of sugar dissolved in a mug of water, but it did not help. His son provided him with an HS vaccine.

Remarks concerning the ecological relevance of Mohammad's case

The vegetation surrounding the village of Labda is severely depleted. Up till the mid-1960s, the sandy soils of the old stabilized dune belt had an open *Acacia senegal* savannah as a vegetation cover. In the drought of 1972-73, there occurred a mass extinction of the gum-Arabic tree stock. Some regeneration took place in the late 1970s, but the severe drought of 1982-84 was even more destructive to the tree stock than the earlier one. On the other hand, the density of the grass and herb cover correlates largely with the rainfall amount. As a result of the relatively good rains of 1998, the sandy soils were covered with a closed grass and herb cover in November of that year. However, herders remarked that the more palatable *Aristida* spp. have to a great extent been replaced by *Cenchrus biflorus* and a variety of less palatable herbs.

The most degraded soils, however, are to be found in the arable areas surrounding the villages. Only in good years, which occur once every five years on the average, are these areas covered by a relatively dense stand of millet from August to October. Millet farmers usually clear their fields of trees, because these attract birds and locusts. All remaining trees in wadis and on hill pediments are used by the villagers for firewood and house and fence construction. Away from inhabited areas, the vegetation density increases gradually and finally reaches an optimum in the purely nomadic areas. Only immediately adjacent to wells and *hafirs* (water holes) is degradation apparent. But watering-points should be considered as areas necessarily sacrificed within the grazing-system.

Mohammad's case study was carried out by the author in 1998 within a long-term research in northern Darfur. Mohammad's economic situation is slightly above the average of that region. An average household plants about 5 ha of land and on an average possesses 20 TLU (1

Tropical Livestock Unit = one cow, which equals the value of 0.5 camel, 6 sheep or 12 goats in the Sudan; cf. Ibrahim 1984: 111; 1988: 221; 1991a: 187).

Example 2: Roba from North Horr - a pastoralist becoming sedentary

(From an interview held with Roba on 31/8/1999)

A field study was held by Britta Milimo (University of Bayreuth) and the author among the Gabbra of N. Kenya in August 1999. The general framework was a three-year study on local participation in a German-funded (Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit) sand dune fixation project in North Horr. The author interviewed 43 men and women of the Gabbra ethnic group as regards their pastoral economy and their environmental behaviour. The interviews were carried out by the help of a Gabbra interpreter. The example chosen in this paper represents the average household of the settled Gabbra of North Horr as regards their economic situation. Animal wealth is taken as a criterion.

Roba is a 27-year-old Gabbra-Alganna, living in the township of North Horr, N. Kenya, together with his wife, his mother, his younger brother and his sister. The severe drought of 1983-84 had caused the death of their loading-camels, which were indispensable for them to continue their mobile nomadic lifestyle. Thus, they were compelled to settle down in North Horr. There, Roba went to the primary school for eight years. As his father died rather early, Roba, being the first-born son, became the head of the family. He made several attempts to resume nomadic life, while leaving his family settled in North Horr. However, the steady decimation of his herds (cf. Table 1), compelled him to go back to sedentary life and seek other sources of livelihood. But, North Horr with its 5000 semi-nomadic inhabitants offers very few chances of earning a living. Thus, Roba had to sell animals from his small herd more frequently so as to be able to meet the basic needs of his family. His herd deteriorated from 72 TLU (Tropical Livestock Units) to 16 TLU in the time from 1978 to 1998 (cf. Table 1). Only a week before the interview, he had brought two of his goats from the *fora* (far pastures) to sell in North Horr. The price he got (800 K.Sh. = US-\$ 11) was just enough to buy 20 kg of maize, 2 kg of sugar and some tealeaves. This indicates a state of famine in North Horr, for nomads are compelled to sell livestock at extremely low prices in order to buy maize whose prices are soaring. For a goat, which would provide 10 kg of good meat, Roba got 400 K.Sh., which is the price of 16 kg of maize. This maize/meat ratio of 1:1.6 is a sure indicator of a famine situation in pastoral areas. For in "normal" times the ratio should be under 1:10, and in "good" times it should drop to about 1:20 (cf. Ibrahim, 1991a: 197). In good times, Roba would, for instance, be able to "exchange" a goat for 200 kg of maize instead of 16 kg only.

In order to get higher prices for his livestock, Roba sometimes takes them on the hoof to Marsabit, the district capital (190 km distance). In 1994, he even took 30 goats and sheep on a truck to Nairobi. There, he sold them for 20,000 K.Sh (US-\$ 400). But, he had to spend about 7,000 K.Sh.(US-\$ 140) on the livestock transport as well as pay for his own travelling expenses.

As Roba failed to find a job in North Horr, he decided in 1997 to join the National Youth Service College in Nairobi, which offers military-technical training. However, he had to give it up, because he fell ill and ultimately felt unfit for such a tough military training. Now, Roba finds himself in a dilemma: He is educated, but finds no work in town. He likes to follow the lifestyle of a pastoralist, but he has not enough animals to sustain himself and his family.

Roba still has a wealth of indigenous knowledge about his pastoral environment. Asked about plants useful for fodder, firewood and the construction of houses and bomas, he could easily mention the names and uses of 38 plant species, added to three of poisonous ones. Asked about indigenous medical and veterinary treatment methods, he could mention the medical plants for the treatment of 21 human and animal diseases. Roba knows the places of good pastures in the Hurri Hills, near Sibiloi National Park, and along Lake Turkana. He knows that North Horr offers only good drinkingwater, but no feed for the livestock, for the perimeter of the town is degraded owing to the high human and animal pressure. Those who lack camels, especially loading ones, have no means of practising a sound pastoral economy with a high nomadic mobility and flexibility. That is why he left his remaining livestock with members of the extended family living away from North Horr: 22 sheep and 12 goats are at Ileret, 7 cows at Allia Bay (Lake Turkana) and 2 camels in the northern perimeter of North Horr (cf. Fig. 3).

Comparison and results of the two case studies

- Originally Mohammad was a sedentary millet cultivator, while Roba was a full pastoralist living entirely on his livestock, always moving with his whole household from one place to another. When a persistent drought struck his area, Mohammad turned into a pastoralist. Roba and his family, on the other hand, settled in town, when a similar fate occurred to them.
- Mohammad's family practises labour distribution according to gender: The women of the household stay in one location and are economically active. They grow millet during the rainy season, thus contributing about 50 % to the family's subsistence.

On the contrary, since their settling down in town, the women in Roba's household have

not been able to contribute to the family's livelihood, as they did formerly.

- Mohammad changed the composition of his herds to cope with the drought conditions: He gave up cattle and changed for sheep and camels, which are more drought-resistant. Roba, on the other hand, made no changes in the composition of his livestock. He opted to place his cattle, camels and smallstock in different locations, where they are taken care of by different members of his extended family. The death of his loading-camels made him ultimately lose his mobility.
 - School education has become a priority to Roba's family. All young family members are sent to school. Due to the high living-costs and schooling-expenses in town, Roba has to sell animals often.
- Mohammad, on the other hand, has chosen to send only two of his children to school, and the remaining two he sent to the far pastures to herd his animals. Mohammad's family still mainly practise subsistence economy.
- Roba's herds have diminished drastically, while Mohammad's herds have been growing.

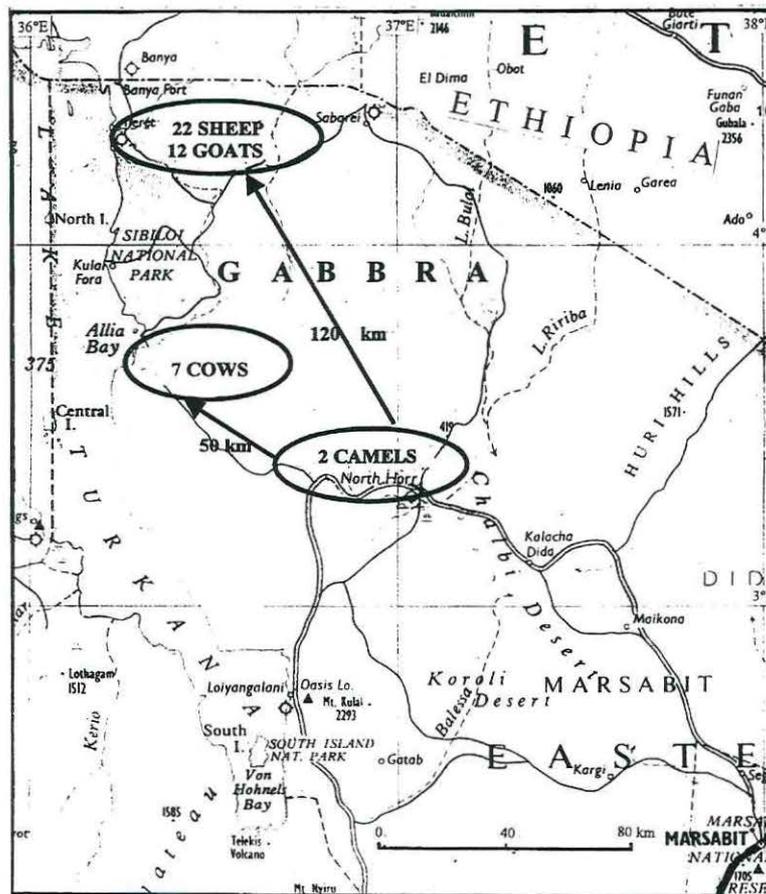


Fig. 3: The distribution of Roba's livestock in N. Kenya in August 1999

Tab. 1: Roba's livestock 1978 – 1998

Livestock	1978	1984	1998	Change 1978 – 1998
Male Camels	6	1	1	- 600 %
Female Camels	5	0	1	- 500 %
Cattle Bulls	9	7	3	- 300 %
Cows	24	15	4	- 600 %
Male Goats	8	3	4	- 200 %
Female Goats	31	20	8	- 400 %
Male Sheep	6	0	6	+/- 0 %
Female Sheep	19	2	16	- 19 %
Donkeys	0	0	0	+/- 0 %
Total in TLU	72.4	27.5	16.4	- 442 %

1 head of cattle (250 kg live weight) = 1 TLU (Tropical Livestock Unit), 1 camel = 3 TLU, 1 goat/sheep = 0.10 TLU (According to an oral information from Francis Chabari 1998, camels are rarely sold by the Gabbra, but 1 camel can be exchanged for 30-35 heads of smallstock.) Source: Field survey, F. Ibrahim, North Horr, August 1999

Conclusions

The examples of the two local actors of Sub-Saharan Africa described here, being representative of many of the inhabitants also of other arid regions, lead us to draw the following conclusions:

- In the arid zone pastoralism is economically more viable and socially more desirable than sedentary life.
- Sedentarization in arid regions is often connected with poverty.
- Mobility and flexible behaviour allow pastoralists to change the composition of their herds to cope with drought years.
- Nomadic environments are less degraded than settled areas.
- Desertification is not a major issue in pastoral areas.
- Development measures should aim at giving pastoralists a chance to stay mobile whenever they wish to and at making them have access to key grazing and watering areas in drought years.
- Restocking could be implemented as a means for enhancing the “nomadization” of pastoralists who have been compelled to settle down after the loss of their herds. Such a measure would not only make them economically self-dependent again, but

would also release the pressure on the ecological environment of the settlements and thus alleviate the severity of desertification.

References

- IBRAHIM F N (1984) Ecological Imbalance in the Republic of the Sudan, with Reference to Desertification in Darfur. Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten, Bd. 6, Bayreuth.
- IBRAHIM F N (1988) Viehhaltung bei den Hirsebauern der Sahelzone des Sudan - eine Überlebensstrategie. In: Die Erde, Bd. 119: 219-225.
- IBRAHIM F N (1991a) The Exchange Rates of Livestock and Grain and their Role in Enhancing Vulnerability to Famine in the Semiarid Zone of the Sudan. In: Bohle H G, Cannon T, Graeme H, Ibrahim F N (eds), Famine and Food Security in Africa and Asia. Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten, Bd. 15: 185-199, Bayreuth.
- IBRAHIM F N (1991b) Global denken - lokal handeln. Der Kampf gegen die Ausbreitung der Wüste. In: Stüben P E, Thurn V (ed): Wüsten Erde. Ökozid 7: 161-175. Giessen.
- IBRAHIM F N (1993) A Reassessment of the Human Dimension of Desertification. In: GeoJournal 31.1: 11-14.
- SCOONES I (ed) (1996) Living with uncertainty. London.
- SANDFORD S (1996) Improving the efficiency of opportunism: new directions in pastoral development. In: Scoones I (ed): Living with uncertainty: 174-182. London.
- WINROCK (1992): Assessment of Animal Agriculture in Sub-Saharan Africa. Winrock International, Morrilton.

Desertifikationsforschung – in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft

HORST GEORG MENSCHING

22159 Hamburg, Pulverhofsweg 46

Summary

Sustainable development in drylands is indispensable for mitigating the world-wide increase in desertified areas. The development of measures to combat desertification requires a multidisciplinary approach. Interdisciplinary research however has to be based on a clear understanding of the terminology 'desertification'. Currently, the expression 'desertification' (desertus facere – creating a desert) is often applied very generally, or sometimes even incorrectly, thus, giving rise to disagreements. It is the purpose of this paper to precisely define desertification and its processes as the outcome of severe over-exploitation of the natural resources in drylands.

Der vorliegende Beitrag ist eine Einführung in die Problematik der Desertifikation und ihrer Erforschung und Bekämpfung als ein weltweites Problem der Umweltzerstörung in den Trockengebieten der Erde. Da der Terminus „Desertifikation“ (desertus facere – zur Wüste machen) oft verallgemeinert und nicht in seiner Bedeutung korrekt benutzt wird, erscheint es notwendig, auch an dieser Stelle seine Verwendung in Wissenschaft und Praxis kritisch zu hinterfragen und seine wahre Bedeutung klarzustellen, zumal der Begriff heute fachübergreifend international verwendet wird.

Der Begriff „Desertifikation“ wurde international verbreitet – abgesehen von vereinzelter früherer Verwendung – auf und nach der U.N. Conference on desertification (UNCOD) in Nairobi 1977, die nach der Dürreperiode in der Sahelzone (1969 – 1973) 110 Länder zur ersten Desertifikationskonferenz der UNEP (UN Environmental Programme) zusammenführte.¹ Auf dieser Konferenz wurde die erste Definition für den dort erstellten „Plan of action combating desertification“ festgelegt, die dann auf der UN-Klimakonferenz in Rio 1992 noch erweitert wurde und jetzt so lautet:

„Desertification is land degradation in arid, semi-arid and dry subhumid areas – resulting from various factors, including climatic variations and human activities.“ Eindeutig muß der Begriff „Desertifikation“ auf eine vom Menschen ausgelöste Umweltschädigung in den

Trockengebieten der Erde begrenzt werden, die schließlich dort zu wüstenhaften ökologischen Situationen führen kann.

Dabei war es erforderlich, zunächst die anthropogenen Eingriffe in das Landnutzungssystem der Trockengebiete und ihre Folgen für das Ökosystem zu analysieren, um wirksame Bekämpfungsmaßnahmen gegen die Desertifikation einzuleiten. Daß solche Maßnahmen dann in erster Linie die Landnutzungsmethoden der dortigen Bevölkerung, der Sesshaften und der mobilen Tierhalter, betreffen mußten, ist klar. Es geht darum, das Landnutzungspotential der Trockengebiete zu erhalten und zwar durch eine „nachhaltige Entwicklung“ (sustainable development) und nicht durch Desertifikation zu schädigen oder gar zu zerstören. Es geht dabei um nachfolgende Desertifikationsschäden:

- Folgen für die Vegetation: Ausdünnung bis zur Vernichtung der Vegetationsdecke als Anfangsstadium.
- Pedologische Folgen: Bodenverhärtung bis zur Krustenbildung, die zur Verminderung der Regen-Infiltration und einer Zunahme der flächenhaften Bodenabspülung führt.
- Hydrologische Folgen: Verminderung des Bodenwassers, zunehmende Verdunstung im mikro- und mesoklimatischen Bereich.
- Morphodynamische Folgen: Verstärkte fluviale Erosion bis zur Gully- und Badlandbildung, verstärkte äolische Deflation (Sandtransport).
- Komplexe Folgen: Aridifizierung des Geo-Ökosystems und Verminderung der Regenerationsfähigkeit, damit Verminderung der örtlichen Ernährungsmöglichkeit der Bevölkerung in Desertifikationsgebieten.

Die vorgenannten Desertifikationsfolgen werden klimatisch noch verstärkt durch die, in den Trockengebieten häufig auftretenden Dürrezeiten.

Desertifikation – Folgen im Ökosystem:

Die hier sehr verkürzt genannten Folgen der Desertifikation wurden nach der UNCOD in vielen Ländern der Trockengebiete detailliert untersucht. Ihre Bekämpfung konzentrierte sich jedoch in den Folgejahren oft auf nur wenige Symptome, wobei Maßnahmen gegen die Erosionsfolgen oft im Vordergrund standen. Auch Programme in der Entwicklungshilfe konzentrierten sich oft darauf, ohne zu bedenken, daß die Erosion ein natürlicher Vorgang – auch ohne Desertifikation – besonders in semi-ariden Gebieten ist. Anthropogen ausgelöste

¹ Der Verfasser dieses Einführungsbeitrages nahm als wiss. Berater des BMZ an dieser Konferenz teil, zumal die Sahelzone zu seinem Forschungsgebiet gehörte.

Erosion kann jedoch nur im engen Zusammenhang mit den Landnutzungsmethoden im jeweiligen Desertifikationsgebiet untersucht und bekämpft werden.

Desertifikation tritt in den verschiedenen Zonen der Trockengebiete der Erde in graduell sehr unterschiedlichen Auswirkungen auf. Der Extremfall ist die Entstehung neuer (Ver-)Wüstungsgebiete, die dann irreversible Folgen aufweisen und schließlich zur „manmade-desert“ (ein international verwendeter Terminus) führen.

Für die Desertifikationsforschung ist es deshalb wichtig, die graduellen Unterschiede auch terminologisch zu erfassen. Leichte Eingriffe in das Ökosystem führen zunächst zur ‚Degradation‘, besonders der semi-ariden Pflanzenwelt mit den vorher genannten Folgen. Erst schwere Eingriffe führen zur Desertifikation und dies nur in den Trockengebieten (Steppen und Savannen). Da Degradation nicht auf diese Trockengebiete begrenzt ist, sondern ein ökologischer Vorgang in allen Klimazonen ist, kann der Begriff der Degradation nicht den Terminus „Desertifikation“ ersetzen, wie es in den letzten Jahren mehrfach vorgeschlagen wurde. Deshalb: Desertifikation ist eine schwerwiegende Form der Degradation in Trockengebieten, die wüstenähnliche Bedingungen entstehen läßt.

Desertifikation in den ariden/semi-ariden Klimazonen:

Die Trockenzonen der Erde haben sehr unterschiedliche Bedingungen für den Vorgang der Degradation bis Desertifikation. Diese sind sowohl klimatischer, pedologischer, hydrologischer und auch morphologischer Art. Sie müssen bei der Desertifikationsforschung sehr wohl beachtet werden. Dies bedeutet auch für die Bekämpfungsmaßnahmen unterschiedliche Strategien.

Insbesondere muß diese regionale Disparität bei den Gegenmaßnahmen im anthropogenen/soziologischen Bereich beachtet werden. Maßnahmen z.B. im mediterran-nordafrikanischen Desertifikationsgebiet, etwa im Maghreb, müssen völlig anders konzipiert sein als im patagonisch/argentinischen Raum. In beiden Räumen wurden Projekte der GTZ durchgeführt, die Maßnahmen gegen die Desertifikation umfaßten.

Diese Unterschiede betreffen auch die heute oft in den Vordergrund gestellte „Armutsbekämpfung“. Maßnahmen in trockenen Desertifikationsgebieten in Afrika oder Patagonien (mit großen Estancias) oder gar im zentralasiatischen-kontinentalen Degradationsräumen können nicht gleichermaßen mit „Armutsbekämpfung“ durchgeführt werden. Auch begüterte Farmer, die Feldbau betreiben oder Groß-Tierhalter sind,

verursachen Desertifikationsschäden großen Ausmaßes. Deshalb sollte für alle Gebiete und Regionen bei den Bekämpfungsmaßnahmen der gesamte Desertifikationskomplex im Zentrum der Maßnahmen stehen. „Armutsbekämpfung“ für sich allein bewirkt noch keine wirksame Bekämpfung der Desertifikation! Auch die Desertifikationsforschung sollte diese Umwelt- und Landnutzungsschädigung im komplexen Bereich Mensch/Umwelt zum Untersuchungskonzept machen – was leider selten geschieht!

Zukunftsaufgaben der Desertifikationsforschung vor allem im Bereich der Bekämpfungsmaßnahmen liegen – wie schon genannt – besonders in der Ergründung des komplexen Zusammenhanges zwischen anthropogenen (gesellschaftlich/soziologischen) Verursachern und den dabei entstehenden ökologisch/ökonomischen Folgeerscheinungen. Nur so können wirksame Bekämpfungsmaßnahmen eingeleitet werden. Die auch dort rasch wachsende Bevölkerungszahl erfordert den Erhalt als Lebensräume in den Trockengebieten.

Einige Stichworte seien hier zum Schluß genannt:

- übergeordnet ist die Erforschung der Verursacher-Gründe der Desertifikation auf Grund der sichtbaren Folgen im jeweiligen Ökosystem
- welche anthropogenen Eingriffe durch ökologisch nicht angepaßte Landnutzungsformen lösen die Desertifikationsprozesse aus?
- dies erfordert auch in den betroffenen Risikogebieten in Steppen und Savannen die Einführung von Planungsmaßnahmen, die wirtschaftlich in die nationale Gesamtplanung eingebunden sein sollten.
- in solchen Risikogebieten sollte die Landnutzung wieder den dortigen ökologischen Bedingungen angepaßt werden. Mögliche Dürren müssen eingeplant werden, sowohl in den Nutzungsmethoden als auch in der Wiedereinrichtung der lokalen Vorratswirtschaft.
- diese Maßnahmen müssen besonders auch für den weit verbreiteten Bereich der mobilen Tierhaltung gelten.
- überbevölkerte Risikogebiete sind besonders desertifikationsgefährdet.
- insgesamt erfordert die Desertifikationsbekämpfung eine anthropogene (und) geoökologische Gesamtplanung als eine nationale Aufgabe in den Ländern der Trockenzone.

References

- Biswas MR & AK 1980: Desertifikation: Associated Case Studies prepared for the UNCOD.
London
- BMZ & DSE 1986: Praktische Maßnahmen zur Bekämpfung der Desertifikation in Ländern des Sahel. Fachkolloquium Bonn 1986

- Mainguet, M. 1991: Desertifikation – Natural Background an Human Mismanagement. Springer, Berlin
- Mensching, H. & von Maydell et al. 1977: Desertifikation und Maßnahmen zu ihrer Bekämpfung. BMZ-Bericht zur Nairobi-Konferenz 1977 (Man.)
- Mensching, H.G. & Seuffert O. 2001: (Landschafts-)Degradation-Desertifikation: Erscheinungsformen, Entwicklung und Bekämpfung eines globalen Umweltsyndroms. Pet. Geogr. Mitteilungen, pp 6 – 15
- Mensching, H.G. 1990: Desertifikation – ein weltweites Problem der ökologischen Verwüstung in den Trockengebieten der Erde. WBG Darmstadt

Which comes first: Desertification or Desertation ? - the chicken and egg theory -

MARIAM AKHTAR-SCHUSTER

University of Hamburg, Biocenter and Botanical Garden
Ohnhorststrasse 18, 22609 Hamburg, Germany
E-mail: makhtar-schuster@botanik.uni-hamburg.de

Zusammenfassung

Für die nachhaltige Entwicklung des sahelischen Raumes ist es von immenser Bedeutung abzuschätzen, ob Desertifikation oder Desertation die Hauptursache für den Naturressourcenrückgang in dieser Ökozone ist. Feldforschungen aus dem östlichen Sahel belegen, dass der auffällige Rückgang natürlicher Ressourcen sowie Veränderungen in der Phytodiversität primär auf die intensive und unkontrollierte Ressourcennutzung zurückzuführen sind. Der Prozess der vom Menschen verursachten Land-Degradation wurde durch die jüngsten Dürren im Sahel erheblich beschleunigt.

1. The issue

During the recent years, a far too general application of the term desertification has triggered off controversial debates on whether the human exploitation of the natural dryland resources (vegetation and water) is capable of introducing 'desert-like' features into dryland ecosystems which, under undisturbed conditions would not be defined as desert areas (HELLDÈN 1994).

In many drylands, prolonged phases with sub-optimal rainfall support the idea that the decline in the biomass production, the loss in phytodiversity as well as soil erosion are only the outcome of a climatic desertation. The term desertification on the other hand stresses the point that the deterioration of natural resources and productive lands is the result of intense human pressure on the natural resources that exhausts the regeneration capacity.

Especially, in many African drylands, the deterioration of the natural resources has reduced the size of productive lands, proving to be disastrous for establishing or maintaining food security. Thus, understanding the mechanism for the downward spiral of natural resources availability is not a purely academic issue. In fact, its comprehension is of utmost priority for the development of feasible and innovative land use and resources policies.

2. The desertification phenomenon

Desertification can not be seen as an inevitable and ultimate consequence of human activities in drylands. Rather, it is the result of a serious vacuum in management regulations that should control the accessibility to the natural resources. In many drylands, the degeneration of autochthonous land tenure systems within a short time, and the open access to natural resources thereafter enforces the maximum utilisation (cf. also KIRK, 1996). This inhibits the sufficient restoration capacity, especially of the vegetation, before a renewed exploitation takes place.

Long-term field investigations on animal husbandry, morphodynamics, land degradation and desertification in the eastern Sahel reveal that desertification is the gradual outcome of uncontrolled exploitation intensities that regularly exceed the regeneration potential of the vegetation cover, soils or water resources (AKHTAR-SCHUSTER, 1995).

Initially, excessive utilisation leads to land degradation. The identification of prime and successive degradation indicators supports the assessment of the severity of the land degradation. This enables the documentation of different degradation stages that can start with a decline in phytodiversity, especially in low growing life forms, and an increasingly unbalanced age structure within the trees and shrub layer, due to declining rejuvenation rates. Finally, the overexploited system can end in the emergence of barren, i.e. desertified lands.

However, sometimes unpalatable species start prevailing in heavily grazed areas. Their low utilisation rate can often lead to the emergence of secondary, quite stable floristic compositions so that barren areas, hence desert-like features do not automatically have to emerge in frequently utilised areas. This should underline the fact that dryland degradation does not inevitably have to lead to desertification.

For instance, in the sahelian Butana Region of the Republic of the Sudan, a high amount of biomass was produced in heavily grazed areas, even during the rainy season of relatively dry years (such as in 1993, when rainfall only amounted to about 30% of the long-term mean). The grazing quality in the area had however declined considerably, due to the loss of palatable, and very important perennial dry season grazing plants. A classification of this ecosystem as intact, that would purely be based on the parameters: 1. sufficient soil

coverage, and 2. high biomass production, would have conveyed a totally distorted impression of the actual condition of this dryland pasture.

These field findings underline the fundamental importance of cross-checking any environmental information that is derived from remote sensing against field observations from the same area. The immigration of drought resistant plants into a severely exploited area signals the 'aridification' of a dryland ecosystem. This process indicates that the affected dryland ecosystem is drifting into a desertified stage. Simultaneously, the sizes of intact dryland habitats usually shrink. This slows down, or even prevents the natural restoration, thus leading to irreversible damages.

Although, the process of dryland degradation up to the final stage of desertification is a creeping destruction of a dryland ecosystem, it can have an immense impact on the socio-economic stability of the affected region.

3. The desertation matter

Desertation is the natural transformation of an extensive area into a desert, due to decreasing rainfall. On the other hand, high rainfall variability is a typical feature of dryland climates, leading to recurring drought events at unpredictable intervals. This makes it very difficult to assess, whether we are dealing with desertation, or whether a region is 'just' experiencing another drought phase.

Based on long-term instrumental rainfall records (1910 – 1993) from different meteorological stations from the Republic of the Sudan, calculations showed that the mean rainfall variability for the saharo-sahelian transition zone exceeds 45 %. In the sudano-sahelian transition belt, the mean rainfall variability is below 20 % (AKHTAR-SCHUSTER, 1995:15). Also, in drylands, rainfall is restricted to a few months. Mobility and flexibility are determinative traits of traditional pastoral systems in drylands, and are undoubtedly the consequence of an optimal ecological adjustment to these typical inter- and intra-annual fluctuations in the resources availability in drought prone areas.

Extremely dry phases that emerge irregularly, are capable of temporarily retarding, or even completely preventing the rejuvenation, especially of the frequently exploited resources. Thus according to KOOHAFKAN (1996), the complex amalgamation of the human and drought effects, leads to the extensive loss of plant cover due to overexploitation,

contributing to climate change. It can be assumed that desertation can be the consequence of extensive desertification, but that vice versa, the desertation process can also trigger and intensify the ecological effects of the severe resources exploitation, hence, accelerating desertification.

The rainfall data from the meteorological station at Khartoum show that during the seventies, eighties and nineties, the deviations (especially negative) from the long-term mean (1899 – 1998) have increased in the eastern Sahel (fig. 1). It is also interesting to note that in this time of declining rainfall, and a decrease in the number of days that experience precipitation, GERSTENGARBE and WERNER (AKHTAR-SCHUSTER et al, 2000:43) could prove a minimal prolongation of the rainy season (14.3 days in El Fasher, mean duration = 85.0 days, and 3.3 days in Kassala, mean duration = 100.2 days) in the eastern Sahel (Rep. of Sudan). In case this trend continues, it would mean that the rainy season is growing drier. In an area with growing livestock numbers (fig. 1), this could be disastrous for the regeneration capacity of grazing lands.

Although, recently precipitation in the north-eastern Republic of the Sudan has improved, the question still remains, whether these striking climatic anomalies could signal the beginning of a desertation of the highly exploited and degraded sahelian ecosystem ?

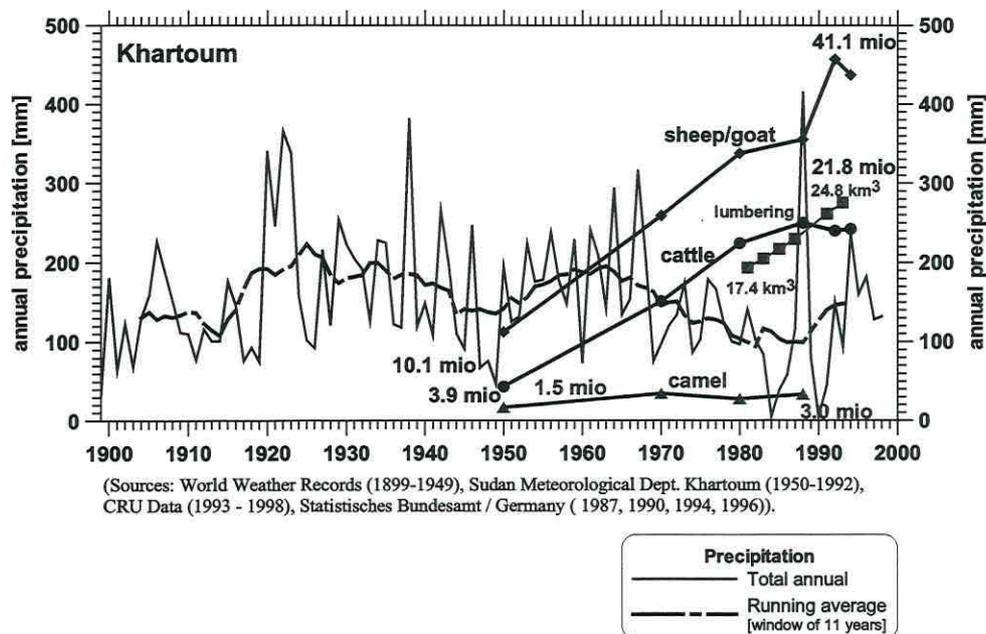


Fig. 1 Long-term rainfall structure in eastern Sahel (example: Khartoum meteorological station) with regard to livestock and lumbering development in the Rep. Sudan. (Calculation and compilation: M. Akhtar-Schuster, 2002)

4. Indicators of desertification and desertation

Although, desertification and desertation produce similar regressive features in the landscape, distinctions maybe possible to some degree, and are necessary in order to cope with the question, whether overexploitation is taking place in an area. This would necessitate the correction of the existing land use system(s), in order to restore, or attain reliable and cost-effective dryland food production systems. Principally rainfall triggered environmental transformations require a different approach.

Tab. 1: Some indicators of desertification and desertation (Compilation: M. Akhtar-Schuster, 2002)

Desertification indicators
Degradation intensity is correlated to the accessibility, and the spatial as well as temporal availability of water (cf. desertification rings, mosaic of neighbouring areas showing different stages of degradation).
Indicators of a decline in the natural resources show more homogeneous distribution patterns. Variations principally reflect the abiotic situation in the different geomorphic units.
The infiltration rates of rainfall can decline in severely degraded areas, leading to an enhanced surface run-off and increasing soil erosion, and a decline in the recharge of the groundwater.
Indicators of a decline in the natural resources show more homogeneous distribution patterns. Variations principally reflect the abiotic situation in the different geomorphic units.
The condition of the vegetation cover reflects the drought resistance of the different species. Drought tolerant species have a competitive advantage.
Overall decline in surface water and groundwater. Although exceptional rainfall can induce severe soil erosion; principally aeolian morphodynamics increase

5. Conclusion

The climate driven aridification of dryland ecosystems, and the principally human induced introduction of desert-like features to a dryland can emerge separately at first, but are then probably contingent upon one another, thus accelerating the pace of desolating formerly productive ecosystems that are located in arid, semi-arid and dry sub-humid areas. The following example should illustrate this process of amalgamation.

In the Sahel of the Republic of Sudan for instance, the very drought resistant annual grass *Urochloa trichopus* has advanced from the Saharo-Sahel towards the more humid southern Sahel. Its low grazing quality makes the *Urochloa* grass highly competitive in the newly invaded area (AKHTAR-SCHUSTER, 1995:62). So what is the cause of the *Urochloa* spreading extensively ? the long dry phase that prevailed in the eastern Africa in the eighties and nineties ? or is it the result of the introduction of the open grazing system that emerged due to the disintegration of the resource tenure institutions during the early seventies ?

Field surveys show that this annual grass has spread into the dry season grazing areas in the southern Sahel. Especially nomadic pastoralists direct their animals to these areas during the dry seasons or dry years. The more favourable rainfall in these southern areas, but also the recent mechanisation of land cultivation has however led to the expansion of the rainfed agriculture. As a result, the size of these immensely important pastures has shrunk. During the recent droughts, vast areas experienced no or only insufficient rainfall in most parts of the Sahel. Dispersed utilisation had to give way to an increasingly contracted exploitation of these remaining pastures in the direct vicinity of the cultivated lands. The low grazing quality as well as the quick germination even in drier years made the drought resistant *Urochloa* grass highly competitive in these heavily exploited and drought stricken pastures of the southern Sahel.

Untangling such human and climate impacts shows that currently, human activities are the principal agents of the declining resources, hence desertification. Recurrent lean years have aggravated the situation. Long-term field surveys from the drylands of northern Africa emphasise that currently, it is the marginalisation of mobile land use systems, the abolition of traditional resources control mechanisms and the introduction of open access systems that has reinforced the intensity and the spatial dimensions of dryland degradation and desertification. It should be considered, whether the definition of desertification (cf. contribution MENSCHING) - that was negotiated and adopted by the UN Conference on Environment and Development (UNCED), Rio de Janeiro, Brazil, in June 1992 - should be altered into '... including human activities and climatic variations'.

6. References

- AKHTAR-SCHUSTER, M. (1995): Degradationsprozesse und Desertifikation im semiariden randtropischen Gebiet der Butana / Rep. Sudan. Dissertation an der Georg-August-Universität zu Göttingen. - Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 105, 2 Volumes.
- AKHTAR-SCHUSTER, M., GERSTENGARBE, F.-W., KIRK, M., WERNER, P.C. (2000): Causes and Impacts of the Declining Resources in the Eastern Sahel. -In: Desertification Control Bulletin, Nr. 36: 42 - 49.
- HELLDÉN, U. (1994): Desertification – fact or fiction ? – In: Our Planet, vol. 6, no. 5.
- KIRK, M. (1996): On the Destruction of Autochthonous Land Tenure Systems: Cropping Livestock Keeping in the Butana / Sudan, in: OSS/ECA (eds.), Sub-regional Workshop on Land Tenure Issues in Natural Resource Management, Paris, pp. 162 – 177.
- KOOHAFKAN, A.P. (1996): Desertification, drought and their consequences. Sustainable Development Department (SD), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <http://www.fao.org/waicent/faoinfo/sustdev/EPdirect/EPan0005.htm>.

Stellenwert der Ökologie in der Regierungspolitik der nordafrikanischen Staaten

HANSPETER MATTES

Deutsches Orient-Institut,
Neuer Jungfernstieg 21, 20354 Hamburg
E-mail hmattes@doihh.de

Zusammenfassung

Obwohl die ökologischen Probleme in allen nordafrikanischen Staaten existieren, ist die Reaktion der Regierungen auf die umweltpolitischen Herausforderungen bislang extrem unterschiedlich ausgefallen. Mit Ausnahme Tunesiens, das bereits früh und parallel zur Förderung des Tourismus umweltpolitische Maßnahmen umgesetzt hat, haben die anderen nordafrikanischen Staaten zunächst gar keine oder nur zögerlich umweltpolitische Maßnahmen ergriffen. Je nach politischem Willen und administrativer Kontrolle haben die Staaten heute unterschiedliche Niveaus effektiver Umweltpolitik. Algerien und Ägypten haben die größten Defizite im Umweltsektor zu bewältigen und zeitlich ist Libyen jener Staat, der als letzter die Bekämpfung der Umweltprobleme ernsthaft in Angriff nahm.

1. Die ökologische Problemdiskussion

Alle nordafrikanischen Staaten von Mauretanien bis Ägypten haben wegen ihrer starken Prägung durch aride und semiaride Zonen sowie wegen der Konzentration der Bevölkerung (städtische Agglomerationen) und der industriellen Standorte im fruchtbaren Küstengürtel mit ähnlichen ökologischen und umweltpolitischen Problemlagen zu kämpfen. Die Umweltsituation kann in jedem der sechs nordafrikanischen Staaten durch folgende Prozesse charakterisiert werden:

- (1) „eine zunehmende Verknappung und Verschlechterung der Wasserressourcen,
- (2) eine zunehmende Bodendegradation infolge von Bodenerosionsprozessen, Versalzung, Desertifikation oder einer Kombination dieser Faktoren,
- (3) einen Rückgang der bewaldeten Flächen,
- (4) wachsende Luftverschmutzung in den Großstädten und in der Umgebung von industriellen Standorten sowie
- (5) zunehmende Verluste an Artenreichtum in Flora und Fauna sowie der natürlichen Lebensräume.“¹

¹ El-Khawad M H, Weidnitzer E: Umweltprobleme im Maghreb fünf Jahre nach der Konferenz von Rio und die Vorreiterrolle Tunesiens in der Region, in: Wuqûf 10-11, Hamburg 1997, S. 339.

Diese Umweltbelastungen und Degradationsprozesse bedrohen zwar nicht in jedem Staat mit gleicher Intensität Flora und Fauna, sind aber durchgängig existent und haben bereits Schäden verursacht, die El-Khawad/Weidnitzer und andere Experten als irreversibel einstufen. Zugleich ist die gegenwärtige demographische und sozioökonomische Lage nicht geeignet, Umkehrprozesse zu begünstigen. So gilt heute noch mehr als in den 1990er Jahren:

„Das hohe Bevölkerungswachstum und die ressourcenintensive ökonomische Entwicklung, die diese Degradationserscheinungen in hohem Maße verursachten, sind zugleich Faktoren, die die künftige Entwicklung entscheidend beeinflussen und im Sinne von Herausforderungen umweltpolitische Reaktionen dringend erfordern.“²

Dies trifft in Extremform für den Wasserbereich zu, wo Bevölkerungswachstum und gesteigener ökonomischer Bedarf (u.a. Industrie, Tourismus) zu drastisch sinkender Pro-Kopf-Verfügbarkeit führten; dies trifft aber auch für die weit hinter dem Bedarf und den Erfordernissen nachhinkende Abfall- und Abwasserwirtschaft zu. Genauso alarmierend sind jedoch die industriellen Umweltbelastungen (in Wasser, Erde und Luft) und die Bodendegradationsprozesse mit ihren hohen Verlusten an Ackerland (z.B. Tunesien jährlich 10.000 ha; Marokko jährlich 20-25.000 ha).³ Daraus ergaben/ergeben sich bestimmte Handlungszwänge, auf die von den Staatsführungen der nordafrikanischen Länder bisher in unterschiedlicher Art und Weise reagiert wurde.

2. Die Ökologie als Aufgabengebiet der Regierungspolitik: Länderbeispiele

Hinsichtlich der Frage, seit wann und mit welcher Intensität sich die nordafrikanischen Staaten institutionell-organisatorisch und gesetzgeberisch mit der sich verschärfenden Umweltsituation auseinandergesetzt haben, sind zwei internationale Konferenzen deutlich als Impulsgeber erkennbar. Es handelt sich zum einen um die von der UNO organisierte Welt-Umweltkonferenz von 1972 in Stockholm und zum anderen um die Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung von 1992 in Rio de Janeiro.

2.1. Marokko: Kontinuierlich wachsendes Umweltbewusstsein

In Marokko wurde noch 1972 unmittelbar nach der Konferenz von Stockholm erstmals eine eigene ministerielle Abteilung für Umweltschutz und Ressourcenbewahrung beim Wohnungsbauministerium eingerichtet. Dies begründete indes noch keine aktive Umweltpolitik in Marokko. Erst 1978 wurde im Dreijahresplan 1978-80 der Umweltschutz ansatzweise in die sozioökonomische Planung integriert und 1980 ein nationales

² Ebenda, S. 340.

³ Ein wichtiger Faktor für die Bodenerosion ist die zunehmende Entwaldung, zum einen durch Waldbrände, zum anderen durch unkontrollierte und oft kriminell motivierte Gewinnung von Feuer- und Nutzholz.

Konsultationsgremium geschaffen, der *Conseil national de l'environnement*. All diese Aktivitäten konnten nicht verhindern, dass sich die Umweltsituation in Marokko Anfang der 1980er Jahre sichtbar verschlechterte, so dass 1985 eine Reorganisation erfolgte. Umweltschutz kam zum Innenministerium. Zunächst als *Direction générale de l'urbanisme, de l'aménagement du territoire et de l'environnement*, ab 11.8.1992 im Zusammenhang mit der Konferenz von Rio de Janeiro wurde die *Direction générale* zum eigenen Unterstaatssekretariat für Umweltschutz aufgewertet.⁴

Aufgabe der Generaldirektion bzw. des Unterstaatssekretariats war es, Strategien und Maßnahmen

- (1) zum Schutz der Ressourcen, von Boden, Wasser und Luft zu entwickeln,
- (2) Maßnahmen zum Schutz speziell der hydraulischen Ressourcen zu entwerfen,
- (3) Pläne zur umweltschonenden Ausbeutung mineralischer Ressourcen aufzustellen und
- (4) ein Inventar der bedrohten Flora und Fauna zu erstellen.

Diese Maßnahmen waren punktuell, entbehrten einer einheitlichen gesetzlichen Grundlage und ließen Präventiv- und Aufklärungsaspekte weitgehend außer Acht. Erst seit Mitte der 1990er Jahre ist etwas mehr Bewegung in den Umweltschutz gekommen:

- 1995: Beginn der Ausarbeitung eines Umweltschutzgesetzes; verstärkte Kooperation mit ausländischen Einrichtungen im Umweltsektor, darunter aus der Bundesrepublik Deutschland die GTZ.
- 2000: Gründung der *Fondation Mohammed VI pour la protection de l'environnement* mit einem Aktionsplan 2001 zum Schutz der Strände.
- 2001: Die Einweihung der ersten marokkanischen pädagogischen Farm zur Umwelterziehung durch die *Association Ez-Zouhour* bei Rabat.
- Verstärkter Bau von Müllverarbeitungsanlagen, zuletzt im Oktober 2001 eine in Casablanca mit deutscher Hilfe.
- Beitritt der südmarokkanischen Oasen zum Internationalen Biosphärennetzwerk.

Trotz dieser positiven Teilmaßnahmen ist allerdings der Umweltschutz längst noch nicht regierungspolitisch adäquat eingestuft.

2.2. Algerien: Von der Ablehnung zur Befürwortung

Algerien wird in der Literatur häufig als umweltbewusstes Land gekennzeichnet, weil es mittels des seit den 1960er Jahren geplanten und Anfang der 1970er Jahren in Angriff genommenen „Grünen Gürtels“ zur Aufhaltung der Desertifikation angetreten sei. Daß diese Einschätzung so nicht stimmt, zeigt zum einen die Tatsache, dass der „Grüne Gürtel“ nicht

⁴ 1995 wurde das Unterstaatssekretariat zu einem Vollministerium aufgewertet.

umweltpolitisch motiviert war, sondern Teil der Agrarrevolution zur Erschließung von Agrarland war. Noch viel offensichtlicher und entlarvender war indes die Haltung Algeriens auf der Welt-Umweltkonferenz in Stockholm 1972, wo die algerische Delegation deutlich formulierte:

- oberste Priorität Algeriens sei die Entwicklung durch Industrialisierung und
- Umweltschutz gebe es nur dann, wenn dadurch Entwicklung nicht gefährdet werde und wenn noch Mittel dafür zur Verfügung stehen.

Das sozialistische Algerien kritisierte Umweltforderungen als Instrument der Industrieländer, Ländern wie Algerien die eigene industrielle Entwicklung zu erschweren und damit die Länder in Abhängigkeit zu halten. Die Folgen waren offensichtlich: Trotz teilweise bestehender Vorschriften u.a. aus der Kolonialzeit wie z.B. das Gesetz zur Verhinderung industrieller Verschmutzung von 1953 wurde de facto kein Umweltschutz betrieben.

Erst 1983 wurde unter Präsident Boumediennes Nachfolger Chadli Bendjedid den Überhand nehmenden negativen Auswirkungen des Industrialisierungsprozesses gegengesteuert:

- Es wurde u.a. ein Gesetz zur Regelung der Wasserwirtschaft (Juli 1983) und ein Umweltgesetz (Gesetz Nr. 83-03 vom 5.2.1983) verabschiedet,
- die *Agence nationale pour la protection de l'environnement* (ANPE) sowie
- 1984 eine Umweltarbeitseinheit innerhalb des Ministeriums für Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei gegründet.

Die unter dem Eindruck zunehmender Umweltprobleme stattfindende langsame Abkehr von der in Stockholm vertretenen Position führte dazu, dass nach der Konferenz in Rio de Janeiro 1992 in Algerien nicht nur das Umweltressort gestärkt und am 15.4.1994 zum einflussreichen Ministerium für Inneres/lokale Körperschaften/Umwelt/Verwaltungsreform transferiert wurde, sondern auch mehrere neue Gesetze und Verordnungen erlassen wurden. Dass ungeachtet dieser ersten Bemühungen im Umweltbereich angesichts der katastrophalen Zustände nach wie vor enormer Handlungsbedarf besteht, zeigen die permanenten Alarmmeldungen in der Presse.⁵

Insbesondere Vereinigungen wie die APEP (*Association nationale pour la protection de l'environnement et la lutte contre la pollution*) riefen deshalb 2000/2001 nach einem nationalen Umweltnotplan; im Juni 2001 wurde dann erstmals eine nationale Umweltdebatte geführt. Die Regierung selbst, die am 26.8.2000 das neue Ministerium für Umwelt und Regionalentwicklung schuf, reagierte auf diese Diskussion und die erhobenen Forderungen im August 2001 mit der Vorlage eines Berichts (*Etat et avenir de l'environnement*) und im Dezember 2001 mit der Verabschiedung eines Abfallbeseitigungsgesetzes. Weitere konkrete Folgen bleiben abzuwarten.

2.3. Tunesien: Der nordafrikanische Vorreiterstaat

Tunesien ist das nordafrikanische Land mit der längsten Tradition im Umweltbereich und das Land, in dem Umweltschutz am nachdrücklichsten in die Regierungspolitik eingeflossen ist und auch umgesetzt wurde. Eine Parallelität mit dem Ausbau des Tourismussektors seit den 1970er Jahren ist dabei nicht nur zufällig.

Bereits 1974 wurde die erste staatliche Umweltbehörde, die ONAS, geschaffen und diese 1988 auf der Basis von Gesetz Nr. 88/1988 zur einflussreichen *Agence nationale de la protection de l'environnement* (ANPE) umgewandelt. Die ANPE erhielt die auf mehrere Behörden verstreuten Kompetenzen für Umweltpolitik übertragen und war direkt dem Premierminister, ab Oktober 1991 dem neu geschaffenen Ministerium für Umwelt und Raumplanung unterstellt.⁶ Hauptaufgabe der ANPE war die Ausarbeitung von Studien zu Umweltproblemen und die Erarbeitung von Lösungskonzepten sowie die Sensibilisierung der Bevölkerung für die Umweltproblematik.

Ein weiterer wichtiger Schritt zur institutionellen Verankerung von Umweltpolitik in Tunesien erfolgte schließlich 1993 – ein Jahr nach der Konferenz von Rio de Janeiro – mit der Gründung einer *Nationalen Kommission für nachhaltige Entwicklung*. Vom Ministerium, der Kommission für nachhaltige Entwicklung und der Umweltbehörde ANPE werden zur Zeit sieben Umweltprogramme umgesetzt, die sich einzelnen wichtigen Aspekten des Umweltschutzes widmen:

- Das *Programme main bleue*. Es gehört zu den wichtigsten Programmen und dient dem Schutz der 1.300 km langen tunesischen Küste sowie der Meeresressourcen.
- Das *Programme main jaune*. Es dient primär der Bekämpfung von Desertifikationserscheinungen.
- Das 1993 lancierte *Programme nationale de gestion des déchets* (PRONAGDES) zur Abfallentsorgung.
- Ein spezielles Programm zur Abwasserentsorgung.
- Ein Ergänzungsprogramm zur Abwasserentsorgung mit dem Ziel, die industrielle Verschmutzung zu reduzieren.

Trotz bestehender Defizite in Teilbereichen ist Tunesien vor allem im regionalen Vergleich ein Staat mit vorbildlicher Umweltpolitik und sichtbaren Erfolgen.

2.4. Libyen: Nach langer Vernachlässigung Umweltschutz im Aufwind

In Libyen, wo insbesondere Bodenerosion, die Desertifikation, Grundwasserverschmutzung und Luftverschmutzung (über viele Jahre z. B. durch das Zementwerk in Khoms) eine

⁵ Vgl. z.B. El Moudjahid, Algier, 31.10.2001 zu den 5 Mio. t Abfall, „qui sont disséminés dans la nature sans aucune prise en charge“.

⁶ Dies war das erste Umweltministerium in einem arabischen Land.

umweltpolitische Belastung darstellen, wurde nach ersten umweltpolitischen Diskussionen ab 1976⁷ von der Allgemeinen Volkskonferenz 1982 ein *Gesetz zum Schutz der Umwelt* erlassen. Das in diesem Gesetz vorgesehene technische Zentrum für Umweltschutz, das Studien durchführen und Lösungsvorschläge für die anderen Behörden erstellen sollte, wurde allerdings erst mit Durchführungsverordnung 912 von 1984 begründet und nahm erst 1987 in bescheidenem Umfang seine Arbeit auf. Die Durchführungsverordnung, die das Umweltgesetz von 1982 im Detail regeln sollte, wurde mit 17jähriger Verspätung 1999 (Dekret Nr. 7) verabschiedet, was viel über den geringen Stellenwert der Umweltpolitik in Libyen aussagt.

Erst in den letzten Jahren hat sich eine Besserung ergeben, weil die akuten Probleme dringend eine Lösung erfordern. So gibt es seit 3.9.2001 erstmals ein *Sekretariat (Ministerium) für Ressourcen, Umwelt und Stadtplanung*. Ende Oktober 2001 fand in Anwesenheit von Revolutionsführer Qaddafi die erste nationale Umweltkonferenz statt. Die aus ganz Libyen angereisten Teilnehmer diskutierten über die unterschiedlichsten Umweltaspekte (Entwaldung; Bodenerosion; Luft- und Wasserverschmutzung usw.) und fassten zahlreiche Beschlüsse, die laut Zusicherung Qaddafis von den Basisvolkskonferenzen 2002 diskutiert und in Gesetzesvorschriften überführt werden sollen.⁸

2.5. Ägypten: Das Sorgenkind

Das besondere Ausmaß der Umweltverschmutzung in Ägypten führte zu einigen Sonderentwicklungen. Hierzu gehört der 1992 erstmals anlässlich der Konferenz von Rio de Janeiro vorgelegte *National report on environment and development in Egypt* (NREDE), der seither jährlich fortgeschrieben wird. In diesem ägyptischen Umweltbericht sind die brisanten Fakten der Umweltproblematik Ägyptens nachzulesen:

- „Seit zwanzig Jahren erfolgt ein jährlicher Verlust von 30.000 bis 50.000 feddan (12.600 bis 21.000 Hektar; 1 feddan = 0,42 Hektar) Ackerland durch Wachstum der Dörfer und Städte; die Ausweitung der landwirtschaftlichen Fläche in Wüstengebiete kann diesen Verlust nicht auffangen.
- Die Überkonzentration von Industrien (vor allem in Kairo, Helwan, Alexandria) führt dazu, daß Wohnviertel, Kanalisation und Teile des Nils mit industriellen Abfällen und Abgasen verseucht sind.

⁷ Ausgangspunkt war die schrumpfende landwirtschaftliche Nutzfläche vor allem im fruchtbaren Küstengürtel durch Hausbau. Revolutionsführer Qaddafi kritisierte diese Entwicklung und plädierte für den Schutz der Agrarfläche. Die Küstenzone als „wichtigster Nahrungsmittellieferant“ wurde durch Beschlüsse der Basisvolkskonferenzen vom Dezember 1978 zwar besonders geschützt, jedoch ohne konkrete Erfolge, da der fortgesetzte Missbrauch nicht strafrechtlich verfolgt wurde.

⁸ Vgl. BBC Global Monitoring, London, 30.10.2001 (Libyan leader praises experts at first national conference on environment).

- Wertvolles Wasser aus der landwirtschaftlichen Bewässerung fließt ins Meer ab, ohne daß eine Rückgewinnung versucht wird; gleichzeitig steigt mit dem Bevölkerungswachstum auch die Menge an ungeklärten Abwässern.
- Das gesamte Be- und Entwässerungssystem und der Nil selbst sind teilweise stark verschmutzt.
- Ständig wachsende Müllberge warten auf Recycling.
- Seltene Tier- und Pflanzenarten sind bedroht.
- Im Vergleich zur rapide wachsenden Bevölkerung wird zu wenig Aufmerksamkeit in die Erziehung und in die Informationsmedien zur Förderung des Umweltbewußtseins gesteckt.⁹

Zwar gibt es auch in Ägypten wie in den anderen Staaten Nordafrikas mit dem Umweltschutz befasste Gremien, doch behindert ausgeprägtes Kompetenzgerangel eine effiziente Arbeit. Die aus dem 1972 gegründeten und dem Kabinett unterstellten Umweltausschuss hervorgegangene *Egyptian Environmental Affairs Agency* (EEAA) sollte zwar sämtliche offiziellen Umweltaktivitäten in Ägypten koordinieren, Studien finanzieren und das *National programme for environmental research and studies* vorantreiben, doch in der Praxis konnte sich die EEAA nicht gegen einflussreichere Ministerien und deren wachstumsorientierte Interessen profilieren.

Dies änderte sich unter dem Druck der Problematik erst 1993, als zum einen der Minister für den öffentlichen Sektor zugleich Staatsminister für Verwaltungsaufgaben und Umwelt wurde, und zum anderen im gleichen Jahr ein neues, schärferes Umweltgesetz verabschiedet wurde. Wesentlichen, wenngleich nicht alleinigen Anteil an dieser Trendwende hatte die Zivilgesellschaft, nämlich die 1987 gegründete und 1990 zugelassene erste und bislang einzige „Grüne Umweltpartei“ in einem arabischen Land sowie die zahlreichen lokalen Umweltschutzorganisationen.¹⁰ Diese Organisationen entwickelten 1994 mit Unterstützung der Weltbank und in Kooperation mit dem Ministerium einen ersten *Environmental action plan*, der durchaus beträchtliche Investitionen in Umweltschutzmaßnahmen vorsieht, die dennoch nicht mehr sind als ein Tropfen auf den heißen Stein.

2.6 Bilanz

Die skizzierten Länderaspekte lassen in Anlehnung an die von El-Khawad/Weidnitzer bereits 1997 formulierten Schlussfolgerungen in leicht abgewandelter und angepasster Form die Feststellung zu, dass

⁹ Zitiert nach NREDE 1992, S. 25 f. in der Übersetzung von Vogg Ch: Ökologische Herausforderungen und politisches Engagement: Das Beispiel der ägyptischen Grünen Partei, in: Wuqûf 10-11, Hamburg 1997, S. 143-166.

¹⁰ Z.B. die *Development association Alexandria*; die *Tree lovers society*; die *Association for the protection of the environment* u.a.m.

- (1) die Umweltpolitik in den nordafrikanischen Staaten (mit Ausnahme Tunesiens) bis heute keinen prioritären politischen Stellenwert erlangt hat und infolgedessen nur begrenzte politische Durchsetzungsfähigkeit besitzt;
- (2) die gesetzlichen und administrativen Regelungen, die sich auf den Umweltbereich beziehen, immer noch lückenhaft sind;
- (3) der Umweltschutz in allen nordafrikanischen Staaten mit finanziellen Engpässen konfrontiert ist, die bislang nur durch externe Kapitalzuwendungen abgemildert werden konnten;
- (4) das Umweltbewusstsein von den politischen Verantwortlichen, aber auch von der Bevölkerung, noch relativ gering ausgeprägt ist und Sensibilisierungsmaßnahmen (wiederum mit Ausnahme Tunesiens/Umweltmaskottchen „Lahbib“) fehlen;
- (5) die institutionelle Verankerung von Umweltschutzaufgaben zu wenig zentralisiert ist und es daher zu administrativen Reibungsverlusten kommt;
- (6) die im Umweltschutz agierenden Vereinigungen zwar durchaus zahlreich sind, aber ihre soziale Basis schmal und ihr Einfluss auf die Politikgestaltung marginal ist.

Nationale Umweltpolitik ist und bleibt in den nordafrikanischen Staaten von daher ein sehr schwieriges Unterfangen.

3. Weiterführende Literatur

BERLAN- DARQUE M, KALAORA B (1993): La Méditerranée assassinée. Paris (Bd. 62-63/Peuples méditerranéens)

SWEARINGEN W D, BENCHERIFA A (1996): The North African Environment at Risk. Westview Press, Boulder (Col)

WATKINS E (1995): The Middle Eastern Environment. St Malo Press, Cambridge

Einfluß der Fruchtstrukturen auf die Samenausbreitung bei Aizoaceae

PIA PAROLIN

Universität Hamburg, Biozentrum Klein-Flottbek und Botanischer Garten
Ohnhorsstrasse 18, 22609 Hamburg

Abstract

The hydrochastic capsules of the Aizoaceae open when moistened and release a portion of the seeds in rain. The mechanism of seed expulsion varies within the group depending on differences in morphological and anatomical details of the inner construction of the capsules. The aim of the present study is to analyse the effectiveness of the various structures by removing different parts of the fruits. The distance of seed expulsion and the percentage of expelled and retained seeds are taken as parameters for the effectiveness of the structures. 52 species from 25 genera were exposed to water drops falling from a height of 175 cm. The mean distance of seed expulsion varied between 7 and 65 cm in the non-manipulated fruits. In 13 species, no seeds were expelled although several were present in the capsule. In no case, all seeds were expelled. With manipulations, i.e. removing of closing bodies, covering membranes and/or funicles, the mean distance of seed expulsion was reduced. The percentage of expelled seeds was higher in most cases in the manipulated fruits as compared to the non-manipulated fruits. The results of this study show that the distance of seed expulsion and seed retention were strongly affected by the manipulations, but the differences of sizes and consistencies of these structures in the different species do not seem to play a role as the differences in the distance and the percentage of expelled seeds showed similar trends in most species. Any kind of manipulation, no matter whether funicles, covering membranes, closing bodies or a combination of them were removed, led to a decrease of the effectiveness of the expulsion mechanism. But when the complex structures of the capsule are disturbed by manipulations, the optimization of the fruit construction and the efficiency of the mechanism for seed dispersal by water are decreased, as shown by the retention of less seeds. Release of only few seeds at once may confer advantages, for the presence of many seeds for subsequent rain events is an effective dispersal strategy in regions where erratic rains predominate and the same trigger (water) is used for dissemination and germination.

1. Einleitung

Die Samenausbreitung der über 2000 Arten von Mesembryanthemen / Aizoaceae (HERRE 1971, HARTMANN 2001), die in semi-ariden Gebieten vorkommen, erfolgt hauptsächlich über Ombrohydrochorie (IHLENFELDT 1983, HARTMANN 1988, GUTTERMAN 1990), d.h. die hydrochastischen Kapseln öffnen sich bei Regen und ein Teil der Samen wird ausgewaschen oder ausgespritzt. Der Bau der Fruchtkapseln ist sehr komplex, wodurch meistens ein hoher Grad an Antitelechorie erreicht wird, d.h. die Samen werden stark zurückgehalten (ZOHARY 1937, STOPP 1962). Die genaue Funktion der einzelnen Fruchtstrukturen ist jedoch noch nicht klar - in dieser Untersuchung wurden sie mit Hilfe von Manipulationen der Früchte untersucht. Die zentrale Frage war: Wie ändert sich die Effektivität der Fruchtkapseln, gemessen als Entfernung und Anteil der ausgespritzten Samen, wenn Manipulationen an den morphologischen Strukturen vorgenommen werden?

2. Methoden

An trockenen Früchten von 52 Arten aus 25 Gattungen der Aizoaceae aus Südafrika und Namibia wurden Entfernung und Anzahl ausgespülter bzw. in der Frucht verbliebener Samen experimentell ermittelt. Ebenso wurden diese Parameter an 13 Arten aus 10 Gattungen gemessen, an denen Verschlusskörper, Fächerdecken, Funiculi, Quelleisten und / oder Klappen entfernt wurden. Die Früchte wurden 15 Minuten lang mit Wasser benetzt. Aus einer Tropfvorrichtung fielen 100 Wassertropfen in 2 Minuten aus 175 cm Höhe auf die geöffnete Frucht, die 20 cm über dem Boden so befestigt war, daß ihre Oberfläche waagrecht stand. Die Entfernung und die Anzahl ausgespülter und in der Frucht verbliebener Samen wurden ermittelt.

3. Ergebnisse

Ohne Manipulation flogen im Mittel 5-86% der vorhandenen Samen 7-65 cm weit (Maximum 164 cm) (Tabelle 1). Bei 13 Arten wurden keine Samen ausgespült, obwohl viele vorhanden waren. Niemals wurden alle Samen ausgespült (maximale Anzahl vorhandener Samen: 226). In den manipulierten Früchten war die Entfernung der ausgespritzten Samen von der Frucht immer geringer als in den nicht-manipulierten Früchten, sie sank um bis zu 79.3% (Abbildung 1). Der Anteil ausgespülter Samen wurde durch die Manipulationen fast immer erhöht, unabhängig von der Art der Manipulation (Abbildung 2).

4. Diskussion

Diese Untersuchung zeigt, daß jegliche Art von Manipulation der Fruchtkapseln zu einer Verminderung ihrer Effektivität führt. Derselbe Auslöser (Wasser) dient der Samenausbreitung und der Keimung, eine sinnvolle Einrichtung bei semi-ariden Bedingungen (GUTTERMAN 1990, 1994). Die Samen müssen dann relativ weit aus der Frucht herausgespritzt werden, um die Konkurrenz mit der Mutterpflanzen gering zu halten. Gleichzeitig muß ein Teil der Samen zurückbehalten werden, um die erfolgreiche Ausbreitung bei weiteren Regenereignissen zu gewährleisten. Bei den verschiedenen Arten und Fruchtformen herrscht eine große morphologische Vielfalt, wobei die Konstruktionen ein Gleichgewicht gewährleisten müssen in der Anzahl ausgespritzter und zurückgehaltener Samen, bei gleichzeitigem möglichst weitem Ausspritzen der Samen. Obwohl dieser experimentelle Ansatz ein Artefakt ist, zeigt er doch, daß der Einfluß der Manipulationen – gleich welcher Form – immer negativ war und die Effektivität der Ausbreitung herabsetzte. Es erscheint verwunderlich, daß dieses erfolgreiche Ausbreitungssystem, das bei den Aizoaceae so ausgereift und in einer hohen Vielzahl von Variationen vorliegt, auf diese

Gruppe beschränkt ist und mit wenigen Ausnahmen in anderen ariden Gebieten der Erde außerhalb des südlichen Afrikas überhaupt keine Rolle spielt.

Tab 1: Nicht-manipulierte Früchte von 52 Arten, mit Entfernung und Anzahl der Samen nach Ausspritzen aus einer experimentellen Vorrichtung (Höhe 175 cm). Mittlere Entfernung der Samen von der Frucht, Standardfehler (se), Anzahl ausgespülter Samen, geringste (min) and höchste (max) Entfernung, Anteil ausgespülter an Gesamtzahl vorhandener Samen, und Anzahl experimentell getesteter Früchte.

Art	Mittlere Entfernung [cm]	se	Anzahl ausgespülter Samen	Min Entfernung [cm]	Max Entfernung [cm]	Anteil ausgespülter Samen	Anzahl getesteter Früchte
<i>Astridia sp. 32650</i>	65.0	-	1	65	65	11.1	1
<i>Nelia pillansii</i>	62.5	1	2	62	63	33.3	1
<i>Ruschia bipapillata</i>	61.3	6	3	55	72	30.0	2
<i>Drosanthemum schoenlandianum</i>	58.8	36	6	13	117	15.8	1
<i>Glottiphyllum regium</i>	57.9	30	7	7	164	6.9	3
<i>Glottiphyllum longum</i>	55.8	13	125	9	162	13.2	5
<i>Ebracteola wilmaniae</i>	49.1	25	15	11	124	9.4	1
<i>Glottiphyllum regium</i>	47.6	14	32	9	109	13.8	3
<i>Lampranthus sp. 14760</i>	45.0	25	14	7	98	70.0	1
<i>Astridia sp. 32635</i>	44.8	23	70	6	120	59.0	2
<i>Dracophilus dealbatus</i>	44.6	41	12	11	152	26.0	1
<i>Argyroderma fissum</i>	43.0	19	68	7	116	7.4	2
<i>Cephalophyllum spissum</i>	42.2	16	39	6	116	13.0	2
<i>Drosanthemum globosum</i>	42.0	37	4	3	79	57.1	1
<i>Drosanthemum sp. 9822</i>	42.0	24	6	25	75	10.0	1
<i>Mitrophyllum olivorum</i>	41.9	28	94	1	112	33.7	1
<i>Antimima sp. 20997</i>	41.2	31	43	2	114	56.0	1
<i>Bergeranthus scapiger</i>	41.0	26	3	20	70	8.3	1
<i>Gibbaeum sp.</i>	41.0	30	5	11	92	55.6	1
<i>Astridia sp. 32647</i>	39.2	23	38	7	106	22.4	1
<i>Hereroa sp. C6</i>	38.7	29	29	7	115	59.6	1
<i>Stoeberia frutescens</i>	38.3	21	3	24	63	4.8	1
<i>Hereroa sp. 25224</i>	36.9	21	60	2	110	37.5	1
<i>Trichodiadema sp.</i>	35.3	24	24	11	102	43.6	1
<i>Rhombophyllum dolabrifforme</i>	35.3	40	4	2	86	6.7	1
<i>Hereroa sp. 19580</i>	34.4	21	68	3	131	72.4	2
<i>Delosperma sp. 31866</i>	33.8	20	35	6	117	54.5	1
<i>Drosanthemum sp. 32859</i>	33.7	24	37	1	154	44.6	2

Tabelle 1: Fortsetzung

Art	Mittlere Entfernung [cm]	se	Anzahl ausgespülter Samen	Min Entfernung [cm]	Max Entfernung [cm]	Anteil ausgespülter Samen	Anzahl getesteter Früchte
<i>Delosperma abyssinicum</i>	31.7	18	43	5	64	86.0	1
<i>Lampranthus sp. 17206</i>	28.0	-	1	28	28	25.0	1
<i>Phyllobolus spiluliferus</i>	28.0	-	1	28	28	7.7	3
<i>Acrodon subulatus</i>	26.0	19	4	8	45	14.3	1
<i>Antimima sp. 6291</i>	21.2	17	6	2	48	5.1	1
<i>Antimima sp. 19083</i>	21.0	10	3	10	29	75.0	1
<i>Antimima sp. 9750</i>	19.5	14	6	9	45	13.0	1
<i>Antimima sg. antinus</i>	18.0	14	6	5	41	18.8	1
<i>Ruschia subsphaerica</i>	18.0	8	2	12	24	50.0	1
<i>Psilocaulon leptarthron</i>	15.5	5	4	5	24	20.0	3
<i>Drosanthemum hispidum</i>	7.0	-	1	7	7	20.0	2
<i>Antimima sp. 31559</i>			0			0.0	1
<i>Antimima sp. 7475</i>			0			0.0	1
<i>Antimima sp. 7796</i>			0			0.0	1
<i>Delosperma crassum</i>			0			0.0	1
<i>Drosanthemum schoenlandianum</i>			0			0.0	2
<i>Glottiphyllum difforme</i>			0			0.0	3
<i>Lampranthus otzenianus</i>			0			0.0	3
<i>Mesembryanthemum guerichianum</i>			0			0.0	3
<i>Peersia vanheerdi</i>			0			0.0	1
<i>Phyllobolus nitidus</i>			0			0.0	3
<i>Prenia pallens ssp. lancea</i>			0			0.0	2
<i>Ruschia brevibracteata</i>			0			0.0	2
<i>Ruschia sg. tumidula</i>			0			0.0	3

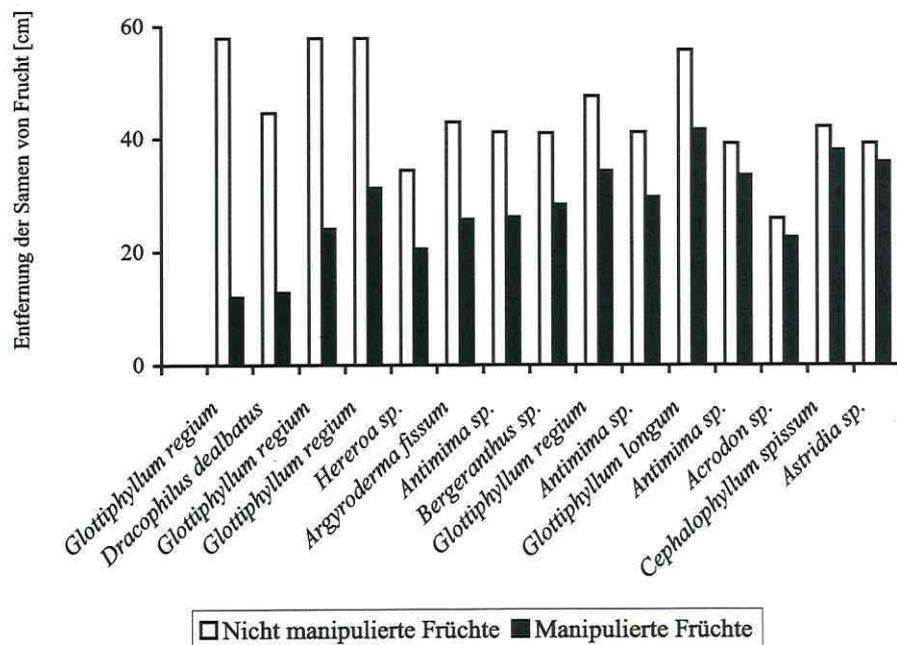


Abb. 1: Entfernung der Samen von nicht-manipulierten und manipulierten Früchten verschiedener Arten.

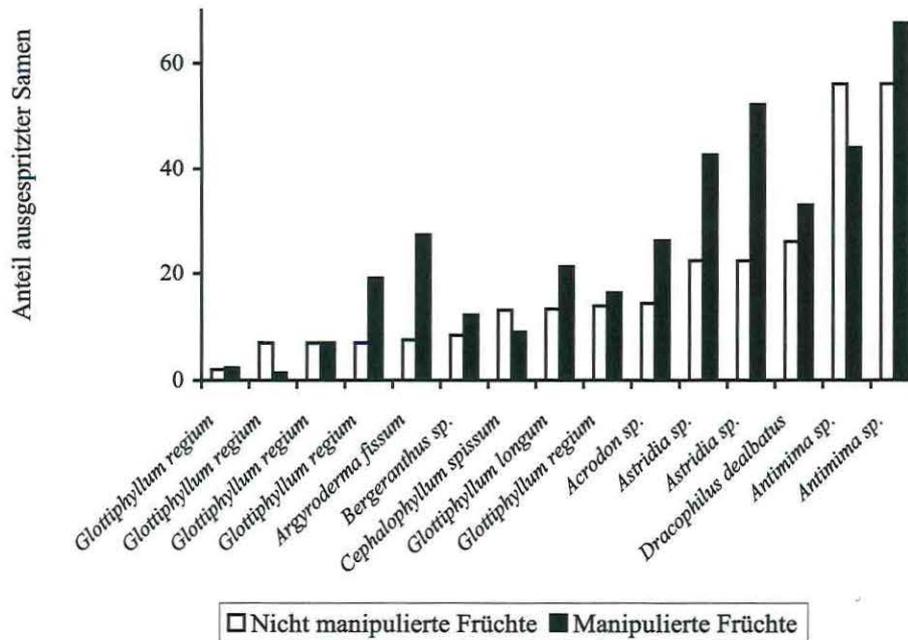


Abb. 2: Anteil ausgespritzter Samen bei nicht-manipulierten und manipulierten Früchten verschiedener Arten.

5. Danksagung

Ich möchte herzlich Heidrun E. K. Hartmann, Norbert Jürgens und Ute Schmiedel für Anregungen und Diskussionen zum Thema sowie für die Nutzung der Fruchtsammlungen danken. Tobias Huckfeldt und Sabrina Peterhänsel danke ich für ihre Hilfe beim mühseligen Samensuchen.

6. Literaturverzeichnis

- GUTTERMAN, Y. 1990: Seed dispersal by rain ombrohydrochory in some of the flowering desert plants in the deserts of Israel and the Sinai peninsula, Egypt. *Mitteilungen des Institutes für Allgemeine Botanik Hamburg* 23b, 841-852.
- GUTTERMAN, Y. 1994: Strategies of seed dispersal and germination in plants inhabiting deserts. *Botanical Review* 60, 373-425.
- HARTMANN, H. E. K. 1988: Fruit types in Mesembryanthema. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 63, 313-349.
- HARTMANN, H. E. K. 2001: Illustrated handbook of succulent plants: Aizoaceae A-E, F-Z. 2 Vol., Springer Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.

- HERRE, H. 1971: The genera of the Mesembryanthemaceae. Tafelberg-Uitgewers Beperk, Cape Town. 316 pp.
- IHLENFELDT, H.-D. 1983: Dispersal of Mesembryanthemaceae in arid habitats. Sonderband des Naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg 7, 381-390.
- STOPP, K. 1962 Antitelechore Einrichtungen bei den Gattungen *Sesamum*, *Rogeria*, und *Psilocalon*. Beiträge zur Biologie der Pflanzen 37, 63-76.
- ZOHARY, M. 1937: Die verbreitungsökologischen Verhältnisse der Pflanzen Palästinas. I. Die antitelechorischen Erscheinungen. Beiheft Botanisches Centralblatt (A) 56, 1-154.