

**Stickstoffhaushalt und Nitratauswaschung sandiger Böden der semiariden
Kalahari, Botswana**

Von der Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.

genehmigte Dissertation

von

Dipl. Geogr. Martin Rolf Schwiede
geboren am 18. 01. 1966 in Cuxhaven

2007

Referent: Prof. Dr. Jürgen Böttcher

Korreferent: Prof. Dr. Gerald Kuhnt

Tag der Promotion: 25. Januar 2007

Vorwort und Danksagung

Die genehmigte Dissertation entstand am Institut für Bodenkunde, der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover sowie dem Referat für Wasser- und Stoffhaushalt der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Für die Betreuung möchte ich mich herzlich bei Prof. Dr. Jürgen Böttcher und Dr. Wilhelmus H. M. Duijnisveld (BGR) bedanken. Ihre stetige Hilfsbereitschaft sowie unsere zahlreichen wissenschaftlichen Diskussionen, Ideen und Anregungen haben wesentlich zum Entstehen dieser Arbeit beigetragen.

Herrn Prof. Dr. G. Kuhnt danke ich für die spontane Bereitschaft zur Übernahme des Zweitgutachtens.

Die Studie ist Teil des bilateralen Forschungsprojektes "Investigation of the Processes Leading to Nitrate Enrichment in the Ntane-Sandstone Aquifer Serowe/Orapa", ein Abkommen über die Zusammenarbeit zwischen der BGR und dem Department of Geological Survey (DGS) Botswana. Das Projekt war in die regionale Forschungskoooperation „Nitrate in Groundwater in Semi-Arid Regions of Southern Africa“ eingebunden. Diese wurde vom Council for Scientific and Industrial Research (CSIR), Republik von Südafrika, und dem Ministry of Agriculture, Water and Rural Development (MAWRD), Namibia mitgetragen. Die Finanzierung des Projektes erfolgte durch die BGR.

Kurzfassung

Erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind für dicht besiedelte Gebiete allgemein bekannt und werden dort meist auf die Nitratauswaschung aus Ackerflächen zurückgeführt. Aber auch in semi-ariden Gebieten, mit geringer Bevölkerungsdichte und ohne landwirtschaftliche Düngung, sind außergewöhnliche Anreicherungen von Nitrat im Grundwasser beschrieben worden. So wurden in Grundwässern der Kalahariregion von Südafrika, Namibia und Botswana häufiger Konzentrationen von bis zu $500 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ festgestellt. Ohne Aufbereitung sind diese Wässer weder als Trinkwasser noch zur Viehtränke geeignet. Als Ursache für die Nitratkontamination in der fast unbesiedelten Kalahari, scheiden direkte anthropogene Einflüsse, wie z.B. Düngung oder Siedlungsabwässer, meist aus. Vielmehr sind Prozesse wichtig, die mit der natürlichen Vegetation und Fauna, wie der großen Verbreitung von symbiotisch stickstofffixierenden Akazienarten und Termiten sowie der Süßwasserpflanzen (engl.: pans) als abflusslose Senken in Verbindung stehen. Einfluss hat zudem die extensive Viehhaltung. Diese Faktoren führen zu relativ hohen Nitratgehalten in den Böden und entsprechender Nitratauswaschung ins Grundwasser. Beispielhaft für die Aquifere des Kalaharibeckens wurden im Ntane Sandstone Aquifer zwischen Serowe (Neublungsgebiet) und Orapa/Sua Pan (Grundwasserfreisetzung) in Botswana die Prozesse und die sie kontrollierenden Faktoren (Klima, Vegetation, Böden, chemische und physikalische Eigenschaften in der ungesättigten Zone) untersucht, die zur Anreicherung von Nitrat im Grundwasser führen. Das Verständnis der beteiligten Prozesse soll zu Maßnahmen für eine verbesserte Grundwasserqualität und -bewirtschaftung der begrenzten Süßwasserressourcen beitragen. Die Ergebnisse der Arbeit stützen sich dabei im Wesentlichen auf die Auswertung der Analysen von Probenmaterial von handgebohrten Bodenprofilen bis maximal 7 m und auf maschinell gebohrte Tiefenbohrungen bis maximal 65 m Bodentiefe. Das Mineralisierungspotential der im Arbeitsgebiet meist sandigen Böden (Arenosole), von Standorten unter naturnahen Bedingungen, ist mit $71 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als relativ hoch einzuschätzen und wird dabei durch den hohen Bedarf der Pflanzen zum großen Teil ausgeschöpft. Die mittlere Nitratkonzentration des Bodenwassers beträgt $93 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ im Bereich von 0 bis 90 cm Tiefe sowie $258 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ unterhalb des durchwurzelten Bodenbereiches, der bis in eine Tiefe von 12 m reichen kann. Bei der anhand der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode errechneten mittleren Sickerwasserrate von $1,67 \text{ mm a}^{-1}$ werden somit durchschnittlich $4,3 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei diesen naturnahen Arenosolstandorten ausgewaschen. Dabei kann von einem ausgeglichenen Stickstoffhaushalt ausgegangen werden, der rechnerisch auf einen geringfügig negativen Saldo von $-0,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bilanziert wurde. Unter einem dungkontaminierten Sammelplatz der Rinder (Kraal eines Cattle Posts) wurden im Durchschnitt $940 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ in der Bodenfeuchte (0 – 90 cm) erreicht. Die erhöhte Durchfeuchtung aufgrund eingetragenen Rinderurins bewirkt eine deutlich erhöhte Versickerungsrate von $26,5 \text{ mm a}^{-1}$, wobei unter dem Kraal von 0,5 ha jährlich eine Menge von 300 kg Nitrat-N (= $600 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) etwa 50 cm abwärts verlagert werden. Extrem hohe Nitrat- und Ammonium-Stickstoffkonzentrationen sind mit $11.000 \text{ mg (NO}_3\text{-N + NH}_4\text{-N) L}^{-1}$ im Bodenwasser von Termitenhügeln bestimmt worden. Dabei herrscht in Bezug auf die Ermittlung der Bedeutung von Nitratauswaschung unter Termitenhügeln sowie den vielen im Arbeitsgebiet verbreiteten kleinen Süßwasserpflanzen weiterer Forschungsbedarf. Im Hinblick auf hydrogeologische Aspekte lässt sich jedoch zusammenfassen, dass die heutige Nitratkontamination des tief anstehenden Grundwassers im wesentlichen auf historische Nitratinträge während der Existenz von Wildtierherden zurückzuführen ist, die inzwischen fast vollständig durch die Viehzucht verdrängt wurden.

Abstract

It is a matter of common knowledge, that the ground water of densely settled areas often show increased nitrate concentrations. Mostly this can be traced back to the nitrate leaching from soils under agricultural utilization. Nevertheless, extraordinary high amounts of nitrate in the ground water have been described equally for semi-arid areas with a low population density and without agricultural fertilization. Thus, concentrations of up to $500 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ have been frequently determined in the ground water of the Kalahari region of South Africa, Namibia and Botswana. Without any processing, this water neither is appropriate as drinking water, nor does it serve to water the cattle. Direct anthropogenic influences, such as fertilization or settlement sewage can be ruled out as reasons for the nitrate contamination in the almost unsettled Kalahari. The important processes here are rather those connected to the natural vegetation and fauna. Such processes are e.g. the widespread acacia species and termites which are able to fix nitrogen in symbiosis, as well as freshwater pans, which represent geomorphic depressions without surface draining. Besides that, the extensive cattle breeding has an influence here. These are the reasons leading to relatively high nitrate concentrations in the soils and corresponding nitrate leaching into the ground water. As an example of the aquifers of the Kalahari basin, in the Ntane Sandstone Aquifer between Serowe (recharge area) and Orapa/Sua Pan (discharge area) in Botswana, the processes and their controlling factors (climate, vegetation, soils, chemical and physical properties in the unsaturated zone) leading to the accumulation of nitrate in the ground water, were examined. The comprehension of the involved processes is meant to endorse measures which would help to improve the ground water quality and -processing of the limited freshwater resources. The results of this investigation are mainly based on the evaluation of sample analyses, taken from hand-augered soil profiles of up to 7 m., and from mechanical drill-rig profiles of up to 65 m depth. The potential of mineralization of the predominantly sandy soils (Arenosols) in the investigation area, of sites under semi-natural conditions, can be estimated as being relatively high, with $71 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. This potential is exhausted to a great extent due to the high need of the plants. The mean nitrate concentration of the soil water is $93 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ in the depth section of between 0 and 90 cm, as well as $258 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ below the max. rooting depth reaching down to 12 m. An average of $4,3 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ is leached at these semi-natural Arenosol-sites, when the mean seepage rate is $1,67 \text{ mm a}^{-1}$, as calculated with the chloride-mass-balance method. Here, a well-balanced budget of nitrogen can be assumed, with an insignificantly negative balance outcome, calculated of $-0,8 \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Under a dung-contaminated kraal (gathering-place of the cattle post) an average of $940 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ has been reached in the soil moisture (0 – 90 cm). The increased moisture penetration, due to infiltrated cattle urine, equally leads to a significantly higher seepage rate of $26,5 \text{ mm a}^{-1}$, where an amount of $300 \text{ kg nitrate-N (= } 600 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1})$ annually, is leached down about 50 cm under the kraal area of 0,5 ha. Extremely high nitrate concentrations of $11.000 \text{ mg (NO}_3\text{-N + NH}_4\text{-N) L}^{-1}$ have been determined in the soil water at the base of termite mounds. In this context, further investigation is required when it comes to determine the meaning of nitrate leaching under termite mounds, as well as the small freshwater pans, widely spread within the investigation area. With regard to hydrogeological aspects, it can be concluded that, up to the present day, the current nitrate contamination of the deep-lying ground water can be traced back to historical nitrate inputs during the existence of wildlife herds, which in the meantime have been driven out almost completely.

Schlagworte – Keywords

Deutsch: Nitrat, Kalahari, Arenosole

Englisch: nitrate, Kalahari, arenosols

Inhaltsverzeichnis

Vorwort und Danksagung	I
Kurzfassung	II
Abstract	III
Schlagworte – Keywords	IV
Inhaltsverzeichnis	V
Verzeichnis der Abbildungen	XI
Verzeichnis der Tabellen	XV
Kapitelzuordnung der Formeln und Gleichungen	XVII
Anhangverzeichnis	XVIII
Liste der Abkürzungen und Symbole	XIX
1 Einleitung	1
1.1 Veranlassung	1
1.2 Projektbeschreibung	1
1.3 Aufgaben und Ziele	2
2 Stand der Forschung	4
2.1 Nitrat im Trinkwasser und Aspekte der menschlichen Gesundheit	4
2.1.1 Nitrat-Grenzwerte und Krankheitsbild der Nitratvergiftung	4
2.1.2 Gesundheitliche Gefährdung durch Nitrat im südlichen Afrika	5
2.2 Viehsterben durch Nitrataufnahme	6
2.2.1 Veterinärmedizinische Aspekte	6
2.2.2 Bisher dokumentierte Einzelfälle	6
2.3 Nitrat im Grundwasser der Kalahari	7
2.4 Grundwasserneubildung im Bereich der Kalahari	9
2.5 Anreicherungen von Nitrat in Gebieten mit semiaridem Klima	10
2.6 Nitrat und Ammonium, mögliche Einträge und Umsetzungen Arbeitsgebiet	11
2.6.1 N-Deposition	11
2.6.2 Mineralischer Stickstoff aus dem Boden	12
2.6.3 Mineralisation von organischem Stickstoff im Boden	12
2.6.4 Nitrifikation	12
2.6.5 Denitrifikation	13
2.6.6 Fixiertes Ammonium	13
2.7 Potentielle Nitratquellen der Grundwassergefährdung	14
2.7.1 Natürliche Anreicherung im Boden	14
2.7.2 Stickstofffixierung durch Leguminosen	14

2.7.3	Termitenbauten als Quellen oder Senken von Stickstoff	14
2.7.4	Pfannen als Senken und Quellen von Stickstoff.....	15
2.7.5	Caliche-Krusten und lithogene Quellen	15
2.7.6	Direkte anthropogene Verunreinigung	16
2.7.7	Viehzucht und Dungkontamination.....	17
2.7.8	Bergbau, Diamantminen.....	18
2.7.9	Zusammenfassung potentieller und nicht in Frage kommender Nitratquellen.....	18
2.8	Der Stickstoffkreislauf in semiariden Gebieten	19
2.8.1	Vergleich mit landwirtschaftlichem Stickstoffkreislauf.....	19
2.8.2	Stickstoffkreislauf unter Akazienvegetation	20
2.8.3	Stickstoffflüsse im Arbeitsgebiet, Konzeptentwurf.....	20
3	Gebietsbeschreibung und geographischer Überblick	22
3.1	Botswana allgemein	22
3.2	Lage des Untersuchungsgebietes.....	22
3.3	Klima.....	24
3.3.1	Niederschläge	25
3.3.2	Lufttemperaturen	27
3.3.3	Relative Feuchte	28
3.3.4	Klimavariationen	29
3.4	Paläoklima	30
3.4.1	Klima im Holozän	30
3.4.2	Letztes Glazial des Pleistozän	32
3.5	Vegetation	34
3.6	Wildtiere und deren Verdrängung.....	37
3.7	Extensive Viehzucht.....	39
3.7.1	Rinderhaltung in Botswana	39
3.7.2	Cattle Post System.....	39
3.8	Böden	43
3.8.1	Arenosols.....	43
3.8.2	Calcisols, Vertisols, Solonchaks.....	43
3.9	Geologie	46
3.9.1	Geologische Entwicklungsgeschichte und Aufbau der Kalahari.....	46
3.9.2	Geologischer Aufbau im Arbeitsgebiet	46
3.9.3	Kalahari Beds	47
3.9.4	Calcrete und Silcrete.....	48
3.9.5	Calcrete und Silcrete in Verbindung mit Pfannen	49
3.10	Geomorphologie der Kalahari	50

3.10.1	Hochplateau.....	50
3.10.2	Escarpment.....	50
3.10.3	Trockentäler.....	50
3.10.4	Pfannen.....	51
3.11	Hydrogeologie.....	51
4	Methoden.....	54
4.1	Aufbau der Infrastruktur.....	54
4.2	Standortauswahl.....	54
4.3	Vegetationskartierung und Beprobung.....	55
4.4	Bodenbeprobung, Transekte und handgebohrte Bodenprofile bis 7 m Tiefe.....	56
4.5	Bodenbeprobung mit Drill-Rig, Tiefenprofile bis max. 65 m.....	56
4.5.1	Das Fahrzeug mit Bohrgerät.....	56
4.5.2	Hydraulisches Bohren.....	57
4.5.3	Percussion Drill mit Druckluft.....	58
4.6	Extraktion von Bodenproben im Camp.....	59
4.6.1	Kühlung der Proben.....	59
4.6.2	Schütteln des Boden-/Wassergemisches.....	59
4.6.3	Absetzen der Boden/Wasseremulsion.....	60
4.6.4	Filterung des Bodeneluates mit Überdruck.....	60
4.7	Nitrat-, Ammonium- und Chloridkonzentrationen in den Bodenextrakten.....	62
4.7.1	Photometrische Bestimmung von Nitrat, Ammonium und Chlorid mit FIA.....	62
4.7.2	IC-Bestimmung von Nitrat und Chlorid.....	62
4.7.3	ICP-OES-Bestimmungen von Ammonium und weiteren Stoffen.....	63
4.8	Gesamt-Kohlenstoff, -Stickstoff, -Schwefel in Boden und Pflanze.....	63
4.9	Inkubationsversuche zur Bestimmung von N-Mineralisationsraten.....	63
4.10	Phosphat in der Bodensubstanz.....	64
4.10.1	Fraktionierung von PO ₄	64
4.10.2	Analyse von PO ₄	64
4.11	Eisengehalte des Bodens.....	65
4.11.1	Oxalatlösliches Eisen (Fe _o):.....	65
4.11.2	Dithionitlösliches Eisen (Fe _d):.....	65
4.12	Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK _{eff}).....	65
4.13	Bestimmungen bodenphysikalischer Eigenschaften.....	66
4.13.1	Bodenfeuchte.....	66
4.13.2	Bestimmung der Verdünnung des Bodenwasserextraktes.....	66
4.13.3	Korngrößenverteilung (Textur).....	66
4.13.4	Lagerungsdichte (dB).....	67

4.13.5	Wasserspannungs- pF-Kurve bei Entwässerung	68
4.13.6	Infiltrationsversuche	68
4.14	Datenerhebung für Flächenbilanz und Nitratauswaschung	69
4.15	Bearbeitung der Satellitenbildszene und der Luftbilder	69
4.16	Untersuchungen zum Wasserhaushalt	70
4.16.1	Chlorid-Massen-Bilanz	70
4.16.2	Modellierung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit mit RETC	72
4.17	Recherche und Beschaffung von Informationsmaterial vor Ort	74
5	Ergebnisse	76
5.1	Niederschläge und Eintrag von Stickstoff und Chlorid	77
5.2	Vegetationsaufnahme und Kartierung	79
5.2.1	Ergebnisse der Voruntersuchungen	79
5.2.2	Übertragung von Vegetationseigenschaften auf Merkmale des Satellitenbildes	81
5.2.3	Stickstoffgehalte von Vegetationsbestandteilen	85
5.3	Übersichtskarten der Bodenprofile	86
5.4	Bodenansprachen	88
5.4.1	Profil 1, innerhalb des TSP-Geländes	88
5.4.2	Profil 2, neben der Mokongwa ITC-Station	92
5.5	Bodeneigenschaften der untersuchten Bodenprofile	95
5.5.1	Bodenfarbe	95
5.5.2	Organische Substanz und Stickstoffgehalt	97
5.5.3	Eisengehalte	99
5.5.4	Bleichung	100
5.5.5	pH-Werte	101
5.5.6	Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})	102
5.5.7	Textur	103
5.5.8	Lagerungsdichte	108
5.5.9	Wasserspannungs- (pF) Werte der Entwässerungskurven	112
5.5.10	Infiltrationsraten	114
5.6	Räumliche Verteilung von Nitrat- und Chloridgehalten im Boden	117
5.6.1	Bodenprofile der Voruntersuchungen	117
5.6.2	Bodenprofil-Transekte an Cattle Posts, einer Pfanne und Termitenhügeln	118
5.6.3	Ergebnisse der Drill-Rig-Bohrungen	133
5.7	Kleinräumige Varianz von Stoffgehalten und Bodeneigenschaften	138
5.7.1	Standörtliche Beschreibung der Test-Side-Profiles (TSP)	138
5.7.2	Variationen der Phosphat- und Nitratgehalte	139
5.7.3	Variationen der Textur:	142

5.7.4	Variationen der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})	142
5.8	Phosphatanreicherung als Beweidungsindex, sowie natürliche Ursachen	143
5.9	Hintergrund- und Kraalwerte der Nitratmengen in der Festsubstanz.....	149
5.9.1	Gemittelte Tiefenverteilung von Nitrat und Chlorid im Boden.....	149
5.9.2	Vergleich von Nitrat-Hintergrundgehalten.....	150
5.10	N- Mineralisationsraten der Inkubationsversuche.....	151
5.11	Bodenwasser und dessen Stoffkonzentrationen	156
5.11.1	Verteilung der Bodenfeuchten.....	156
5.11.2	Verteilung von Stoffkonzentrationen der Bodenlösungen	158
5.11.3	Vergleich der Wassergehaltsprofile und ihrer Lösungskonzentrationen.....	162
5.12	Hintergrund- und Kraalwerte der Nitrat- und Chloridkonzentrationen im Bodenwasser	162
5.13	Versickerung und Nitratauswaschung unter naturnahen Standorten.....	163
5.13.1	Chlorid-Massen-Bilanz (CMB) Berechnung der Versickerung	163
5.13.2	Retention Curve-(RETC-) Modellierung der ungesättigten Leitfähigkeit (K_u).....	170
5.14	Versickerung und Nitratauswaschung unter Pfannen.....	172
5.15	Versickerung und Nitratauswaschung unter Kraalen von Cattle Posts	173
5.15.1	Sickerwassergeschwindigkeit in $m a^{-1}$ unter Kraal.....	173
5.15.2	Sickerwassermenge unter Kraal	174
5.15.3	Nitratauswaschung unter Kraal	175
5.16	Nitrat- und Chloridkonzentrationen im Grundwasser	175
6	Diskussion	177
6.1	Der Stickstoff- und Nährstoffkreislauf in Savannenökosystemen	177
6.1.1	Beispiel 1: Stickstoffmengen einer Kurzgrasprairie (USA)	177
6.1.2	Beispiel 2: Saisonale Savanne Südamerikas	178
6.2	Stickstoffgehalte und -flüsse im Untersuchungsgebiet	180
6.2.1	Stickstoffbilanz.....	180
6.2.2	Abschätzung der N-Mineralisation der Böden im Arbeitsgebiet	181
6.2.3	Stickstoff und jährlicher Austausch in Vegetation	183
6.2.4	Stickstoffmengen in den Vegetationsbestandteilen	185
6.2.5	Biologische Stickstofffixierung.....	190
6.2.6	Stickstoffverfügbarkeit und Stickstoffbedarf der Vegetation.....	198
6.2.7	N-Eintrag durch Niederschläge	199
6.2.8	N-Verlust durch Auswaschung.....	199
6.2.9	N-Verlust durch Feuer.....	200
6.2.10	N-Verluste durch Rinderhaltung	202
6.2.11	Einfluss von Termiten auf den N-Kreislauf	213
6.2.12	Einfluss von Mistkäfern (Scarabaeoidea) auf den N-Kreislauf.....	216

7	Abschließende Bilanz.....	217
7.1	Stickstoffbilanz im Untersuchungsgebiet.....	217
7.2	Stickstoffkreislauf in einem Bodenkompartment der östlichen Kalahari.....	219
7.3	Stickstoffflüsse im Kraalbereich	221
7.4	Kritische Bewertung der N-Bilanz im Untersuchungsgebiet	222
7.5	Hydrogeologisch ermittelte Grundwasserneubildung	224
7.5.1	Umwelttracer und Grundwasserneubildung	224
7.5.2	Chloridkonzentrationen und Grundwasserneubildung	224
7.5.3	Altersunterschiede und Bicarbonattypen der Grundwässer.....	226
7.6	Nitrat- und Chlorid: Flächenhafte Verlagerung und Konzentrationen im Grundwasser.....	227
7.6.1	Konzentrationen im Sickerwasser	227
7.6.2	Versickerung und Grundwasserneubildung.....	228
7.6.3	Vergleich von Sickerwasser- mit Grundwasserkonzentrationen.....	229
7.6.4	Nitrat im Grundwasser und Einfluss der Viehzucht.....	229
8	Zusammenfassung.....	231
9	Ausblick und Schlussfolgerungen	235
9.1	Offene Fragen der Untersuchungen und mögliches weiteres Vorgehen	235
9.2	Umgang mit der Nitratproblematik	236
10	Literatur	238

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 2.1: Nitratkonzentrationen von Brunnenwasserproben im Arbeitsgebiet.....	8
Abb. 2.2: Der Stickstoffkreislauf des Bodens.	19
Abb. 2.3: Schema des Stickstoffkreislaufes unter Akazie.....	20
Abb. 2.4: Entwurf eines vereinfachten, möglichen Stickstoffkreislaufes des Arbeitsgebietes.	21
Abb. 3.1: Übersichtskarte Botswanas und die Lage des Untersuchungsgebietes.....	23
Abb. 3.2: Mittlere zonale Winde und Luftmassenflüsse.	24
Abb. 3.3: Monatliche Niederschlagsmengen.....	25
Abb. 3.4: Langjährig gemittelte monatliche Niederschlagsmengen.....	26
Abb. 3.5: Karte der mittleren Jahresniederschläge und ihre räumliche Verteilung in Botswana.....	27
Abb. 3.6: Tagesmittel der Lufttemperatur der Mokongwe ITC- Station.....	28
Abb. 3.7: Mittlere relative Luftfeuchte an der Mokongwe ITC- Station.....	29
Abb. 3.8: Gebietsweise gemittelte regionale Niederschlagsserien.....	29
Abb. 3.9: Eine 6 600- Jahre Ableitung aus Farbtondichte-Änderungen eines Stalagmiten.	31
Abb. 3.10: Rekonstruktionsschema von Klimabedingungen der letzten 150 000 Jahre.	33
Abb. 3.11: Vegetationsgesellschaften im Arbeitsgebiet der östlichen Kalahari.	35
Abb. 3.12: Pflanzengesellschaft aus Akazien-Dornbuschvegetation.	36
Abb. 3.13: Dieselmotor zum Betrieb einer Brunnenpumpe zur Förderung von Grundwasser.	40
Abb. 3.14: Zone I mit Cattle Post-Kraal der Rinder sowie der Viehtränke.....	41
Abb. 3.15: Perspektivisch geneigtes Luftbild des „offenen“ Einzugsbereiches.....	42
Abb. 3.16: Verteilung der Bodetypen im Untersuchungsgebiet.....	45
Abb. 3.17: Hydrogeologie als überhöhtes Längsprofil.....	52
Abb. 4.1: Fertigstellung der Arbeits- und Laborhütten im Camp	54
Abb. 4.2: Vegetationsprobenahme an einer Acacia Tortilis.....	55
Abb. 4.3: Fahrzeug mit Bohrgerät in Betrieb.	57
Abb. 4.4 A&B: Hydraulischer betriebener Bohrkopf.....	58
Abb. 4.5: Überkopfschüttler für ca.16 Proben in 1000 ml Weithalsflaschen.	60
Abb. 4.6: Filtrationsanlage mit Kühlvorrichtung für Bodenextrakte.	61
Abb. 4.7: Stechzylinder-Beprobung zur Bestimmung von Lagerungsdichte und pF-Werte.....	67
Abb. 4.8: Schematische Bodenprofile unter verschiedenen Bodenwasser-Flussbedingungen.	70
Abb. 5.1: Vegetationsgesellschaft mit dominierend Terminalia Sericea.	81
Abb. 5.2: Ausschnitt aus der Landsat TM Szene, Kanal 4.....	82
Abb. 5.3: Zentrum eines Cattle Post mit eingezäuntem Rinder-Kraal im Hintergrund.....	83
Abb. 5.4: Lineamente fossiler Lineardünen im Arbeitsgebiet bei Serowe.	84
Abb. 5.5: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes in seiner gesamten Ausdehnung.	86
Abb. 5.6: Östliches Untersuchungsgebiet bei Serowe.....	87

Abb. 5.7: Profil 1, Foto (A) und Skizze (B) des beispielhaften Arenosol-Bodenprofils (P1)	89
Abb. 5.8: Termitennester in der Wand von Profil 1 (P1).	90
Abb. 5.9: Profil 2 (P2), Foto (A) und Skizze (B) des beispielhaften Bodenprofils 2.	93
Abb. 5.10: Gemittelte C/N-Verhältnisse der Arenosole über die Profiltiefe.....	98
Abb. 5.11: Eisengehalte koreliert mit Bodenfarben des Bodens.	99
Abb. 5.12: Abhängigkeit zwischen pH-Werten und CaCO ₃ -Anteilen der Bodenproben.....	101
Abb. 5.13: Korngrößendreiecksdiagramm aller Bodenproben im Untersuchungsgebiet.	103
Abb. 5.14 A & B: Korngrößenverteilung über die Bodentiefe von zwei Arenosolprofilen.....	104
Abb. 5.15: Zunahme der Tonfraktion in Arenosolen mit zunehmender Bodentiefe.	105
Abb. 5.16: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Partikeln eines Arenosolprofils.	106
Abb. 5.17: Korngrößenverteilung von Bodenprofil DP und Elektronenmikroskop-Aufnahmen.....	107
Abb. 5.18: Bodentiefenprofil der Textur einer kleinen Pflanze.	108
Abb. 5.19: Bodensäulenauflasten zu entsprechenden Porenziffern (Arenosolprofil P1).	111
Abb. 5.20: Lagerungsdichte über die Tiefe kalkuliert.	112
Abb. 5.21: Angepasste potentielle Funktion der Werte von Diagramm A.....	112
Abb. 5.22: Wassergehalt gegen pF-Kurven der Profile von P1 und P2.	113
Abb. 5.23: Wasser- gegen Tongehalte bei pF 4,2 im Arenosol.....	114
Abb. 5.24: Saugspannungs- gegen Bodenfeuchtekurve von einem Arenosolprofil.	114
Abb. 5.25: Einfachring-Infiltrometertest auf einem Arenosolstandort.....	115
Abb. 5.26: Infiltrationsraten der Arenosolstandorte im Untersuchungsgebiet.	116
Abb. 5.27: Arenosolprofil am TSP-Standort, aufgegraben nach einem Infiltrationstest.....	116
Abb. 5.28: Gemittelte mineralische Stickstoffgehalte in der Bodenmasse der Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S50 – S45, S100.	120
Abb. 5.29: Gemittelte Chloridgehalte in Bodenmasse der Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S50 – S45, S100.	120
Abb. 5.30: Luftbild des Kraalbereichs von Ghosha Cattle Post.	121
Abb. 5.31: Eingezäunte Viehtränke des Cattle Post Ghosha.....	122
Abb. 5.32: Ghosha Cattle Post- Transekt; Veränderung der Nitrat- und Chloridkonzentrationen mit zunehmender Entfernung vom Kraalzentrum.	122
Abb. 5.33: Karte und Aufteilungsschema der Makhi Experimental Farm.	125
Abb. 5.34: Makhi Experimental Farm-Transekt; Veränderung der Nitrat- und Chloridkonzentrationen mit zunehmender Entfernung vom Kraalzentrum.	126
Abb. 5.35: Bodenprofilbohrungen in der Pflanze in der Nähe des Cattle Post Kraales der Serwe Pan Farm. 127	
Abb. 5.36: Serwe Pan Farm-Transekt; Veränderung der Konzentrationen der Nitrat- und Chloridwerte mit zunehmender Entfernung vom Zentrum der Pflanze.....	127
Abb. 5.37: Bodenprofil-Handbohrungen am Fuße eines Termitenhügels bei Letlhakane.	129

Abb. 5.38: Termitenhügel-Transekt, Veränderung der Konzentrationen der Nitrat- und Chloridwerte.	130
Abb. 5.39: Untersuchungsstandort der Akazie (<i>Acacia Senegalensis</i>).....	132
Abb. 5.40: <i>Acacia senegalensis</i> -Transekt; Veränderung der Konzentrationen der Nitrat- und Chloridwerte mit der Entfernung vom Stamm des Baumes.	132
Abb. 5.41: Drill-Rig-Tiefenprofile von DPD1, neben der Mokongwe-ITC-Station (A) und DPD7, innerhalb der Makhi Experimental Farm, 1,25 km vom Kraal entfernt (B).....	134
Abb. 5.42: Drill-Rig-Profil mit Dung kontaminierten Standorten. DPD11 (A) und DPD2 (B).....	135
Abb. 5.43: Naturnahe Vegetation der TSP-Versuchsfläche.	138
Abb. 5.44: Skizze des Grundrisses des Test Standortes.	139
Abb. 5.45: Mineralische N- und P-Gehalte der TSP-Profil.....	140
Abb. 5.46: Phosphat in Oberböden der DP-Transekte.	144
Abb. 5.47: Verteilung der Nitrat- und Chloridgehalte über die Bodentiefe von 14 Arenosolstandorten unter naturnahen Bedingungen.....	149
Abb. 5.48: Verteilung der Nitrat- und Chloridgehalte des Bodens über die Bodentiefe unter Nutzung als Kraal.	150
Abb. 5.49: Mittelwerte kumulativer N-Mineralisationsmengen in unterschiedlichen Bodentiefen der (semi-) naturnahen „S“-Profile	152
Abb. 5.50: Mittelwerte kumulativer N-Mineralisationsmengen in mg N kg ⁻¹ von aus jeweils gleicher Bodentiefe (0 – 30 cm) stammenden Bodenmaterial der „DP“-Profile.	153
Abb. 5.51: Kumulative N-Mineralisationsraten mit vom Dung kontaminierten Kraal der Makhi Experimental Farm (DP15) sowie der Pflanze der Serwe Pan Farm (DP7) aus unterschiedlichen Bodentiefen.	154
Abb. 5.52 A: Einzelne N-Mineralisationswerte von Arenosolproben verschiedener Tiefen nach 114 Tagen Inkubationsdauer	154
Abb. 5.52 B: Aus der Gleichung von „A“ abgeleitete kumulierte Werte des mineralisierbaren N über die zunehmende Bodentiefe.	155
Abb. 5.53: Gemittelte Werte der Bodenfeuchte von DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S50 – S55.....	156
Abb. 5.54: Gemittelte Bodenwassergehalte von den Tiefenabschnitten naturnaher Arenosole.....	157
Abb. 5.55: Gemittelte mineralische Stickstoffkonzentrationen im Boden- und Regenwasser von DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S.....	159
Abb. 5.56: Gemittelte Chloridkonzentrationen im Bodenwasser und im Regenwasser von DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S.....	159
Abb. 5.57: Jährliche Sickerwasserraten bei DP3 (A) sowie bei DPD3 (B).....	164
Abb. 5.58: Jährliche Sickerwasserraten bei DPD9 & DPD10 (A), sowie bei DPD7 (B).....	165
Abb. 5.59: Jährliche Sickerwasserraten* (in mm a ⁻¹) bei DPD1.....	165
Abb. 5.60: CMB-Methode: kumuliertes Alter des Sickerwassers über die Tiefe.	170

Abb. 5.61: Mokongwa Cattle Post Kraal (DPD11): Nitrat- und Chloridgehalte im Boden, in der Bodenfeuchte sowie die Bodenfeuchte.	174
Abb. 6.1: Informationsaustausch und Nährstoffflüsse des Savannenökosystems	179
Abb. 6.2: Tiefenprofil der Bodenfeuchte über eine Zeitspanne von 6 Jahren.	181
Abb. 6.3: ITC-Stationen: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte in unterschiedlichen Bodentiefen.....	182
Abb. 6.4: Kumulative Werte der Verteilung von Wurzelmasse mit zunehmender Bodentiefe.....	189
Abb. 6.5: Austausch der Wurzelmasse für breitenkreisspezifische Vegetationstypen.....	190
Abb. 6.6: Schematische Darstellung der Nitrogenase.	191
Abb. 6.7: Schema der wechselseitigen Abhängigkeit von Knöllchen und Pflanzen.	192
Abb. 6.8: NASA-Satellitenbild von Aerosol Rauchfahne über dem südlichen Afrika.	201
Abb. 6.9: Umsetzungen der Biomassen in der Kalahari während der Regenzeit.	205
Abb. 6.10: Umsetzungen der Biomassen in der Kalahari während der Trockenzeit.....	206
Abb. 6.11: Das Gleichgewichtsproblem vom C/N-Verhältnis im Verdauungssystem von Termiten.	215
Abb. 7.1: Schema des jährlichen Stickstoffkreislaufes unter einem Hektar Weideland.	219
Abb 7.2: Bilanzierung der N-Flüsse im repräsentativen Kraalbereich mit 0,5 ha Fläche.	221
Abb. 7.3 A & B: Fraktildiagramme der Verteilungen von Chloridkonzentrationen in Grundwasserproben von Cattle Post- und Produktionsbrunnen.	225
Abb. 7.4 A & B: Piper-Diagramme der chemischen Analysen von Brunnenwasser der Cattle Posts (A) und von Wasserproben der Produktionsbrunnen (B).	227

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1: Auszug aus den Nitrat- und Nitrit-Richtlinienwerten der WHO-Richtlinien.....	5
Tabelle 2.2: Überblick der von verschiedenen Autoren kalkulierten Grundwasserneubildungshöhen....	9
Tabelle 2.3: Potentielle und nicht in Frage kommende Nitratquellen.....	18
Tabelle 3.1: Koordinaten der äußersten Begrenzung des Arbeitsgebietes.....	23
Tabelle 3.2: Geschätzte Wildtier-Population in der Kalahari Desert.....	38
Tabelle 3.3: Allgemeine Beschreibung der Böden und ihre räumliche Verbreitung.....	44
Tabelle 5.1: Niederschlagsmengen und deren Gehalte an Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamt-N und Chlorid sowie Cl/N- Verhältnisse.....	78
Tabelle 5.2: Spektrale Bereiche des Satellitenbildes.....	80
Tabelle 5.3: Mittelwerte von Stickstoff-, Kohlenstoff- und Schwefelanteilen in Biomasse.....	85
Tabelle 5.4: Profil 1 (P1), Beschreibung in Anlehnung an die WRB.....	91
Tabelle 5.5: Durchwurzelung von Profil 1 (P1).....	92
Tabelle 5.6: Beschreibung von Boden profil 2 (P2).....	94
Tabelle 5.7: Durchwurzelung von Profil 2.....	95
Tabelle 5.8: Bodenfarbe ausgewählter Arenosolprofile.....	96
Tabelle 5.9: Naturnahe Arenosolstandorte: Anteile an organ. C & N und C/N Verhältnisse.....	97
Tabelle 5.10: Effektive Kationenaustauschkapazitäten (KAK_{eff}), pH-Werte und Tongehalte.....	102
Tabelle 5.11: Korngrößenklassen der Arenosole im Arbeitsgebiet.....	104
Tabelle 5.12: Tiefenzugeordnete Lagerungsdichten, Porenvolumen und Porenziffer.....	109
Tabelle 5.13: Lagerungsdichten und C_{org} -Anteile der verschiedenen Bodentypen Botswanas.....	109
Tabelle 5.14: Lagerungsdichten von Arenosolen und anderen Böden nahe Serowe.....	110
Tabelle 5.15: Mittelwerte von PO_4 und NO_3 -N Gehalten der TSP-Bodenprofile.....	140
Tabelle 5.16: Mittelwerte der Sand-, Schluff- und Tonfraktionen der TSP-Bodenproben.....	142
Tabelle 5.17: Werte der effektiven KAK, Ton- und C_{org} -Gehalte.....	143
Tabelle 5.18: Vergleich der Verteilungen von Phosphat mit mineralischem Stickstoff.....	145
Tabelle 5.19: Tiefenverteilung von mineralischem Stickstoff und von Phosphat des Kraales von Ghosha Cattle Post.....	147
Tabelle 5.20: Gemessene und abgeleitete Variablen zur Vorausberechnung von N- und P-Depositionsraten als Funktion aus der Dauer der Bomanutzung.....	147
Tabelle 5.21: Chlorid- und Nitratkonzentrationen in Brunnenwasserproben.....	175
Tabelle 6.1: N-Biomasse in der Vegetation einer amerikanischen Kurzgrasprairie.....	177
Tabelle 6.2: Jährlicher Stickstoffbedarf der Vegetation von 1 ha repräsentativen Gebietsausschnitt der östlichen Kalahari.....	198
Tabelle 6.3: Jährlich zur Verfügung stehender pflanzenverfügbarer Stickstoff.....	198
Tabelle 6.4: Anreicherung von Gesamt-N und N_{min} unter dem Kraal.....	208

Tabelle 6.5: Stickstoff- und Phosphorgehalte vom Kraal des Ghosha Cattle Post und Farmen im nördlichen Burkina Faso, Niger und dem nördlichen Nigeria.....	211
--	-----

Kapitelzuordnung der Formeln und Gleichungen

$\overline{P} * \overline{C}_p = \overline{R} * \overline{C}_s$ (4.1)	71
$\overline{R} = \overline{P} \frac{\overline{C}_p}{\overline{C}_s}$ (4.2)	72
$\overline{P}_{(Cl*a^{-1})} * t_{(a)} = S_{(Cl[\Delta d])}$ (4.3)	72
$t_{(a)} = \frac{S_{(Cl[\Delta d])}}{\overline{P}_{(Cl*a^{-1})}}$ (4.4)	72
$\theta_\psi = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha * \psi)^n]^m}$ (4.5)	73
$y = -0,1732x + 1,0552$ [n = 4 ; R ² = 0,8305] (5.1)	111
$y = 0,8879 + 0,4294 * x^{0,103945}$ [n = 154 ; R ² = 0,9992] (5.2)	112
$\Delta N_{[soil-storage]} = (N_{[rain]} + N_{[fix]}) - (N_{[leach]} + N_{[fire]} + N_{[cattle]}) + (\Delta N_{[veget-turn]})$ (6.1)	180
$Y = \beta^d$ (6.2)	188

Anhangsverzeichnis

A 1 – A 22	Diagramme der Tiefenverteilung von Nitrat, Ammonium, Chlorid und Bodenfeuchte von DP1 bis DP22.	252
A 23 – A 33	Diagramme der Tiefenverteilung von Nitrat, Chlorid, und Bodenfeuchte von DPD1 bis DPD12.	256
A 34	Tabelle aller Messdaten der Bodenuntersuchungen von “S”, “DP”, “DPD” und TSP-Bodenprofilen und deren Koordinaten.	258
A 35	Tabelle der C-, N-, S-Analysen der Vegetationsprobenahme.	278
A36	Beispiel eines Formblattes zur Vegetationsaufnahme.	284

Liste der Abkürzungen und Symbole

APRU	A nimal P roduction & R esearch U nit (Dept. of Agricultural Research, MoA, Gaborone)
BGR	B undesanstalt für G eowissenschaften und R ohstoffe, Hannover, Deutschland (Federal Institute for Geosciences and Natural Resources, Hanover, Germany)
CMB	C hloride M ass B alance (Methode zur Bestimmung von Sickerwasserfluss und –alter in der vadosen Zone sowie der Grundwasserneubildung im Aquifer mittels Chlorid als natürlicher Umwelttracer)
dB	ungestörte Lagerungsdichte, engl. bulk density (BD) , entspricht der Dichte des Gesamtvolumens einer Probe (ρ_B)
DGS	D epartment of G eological S urvey, Lobatse, Botswana
DM	D ry M atter, Trockengewicht der Phytomasse bzw. der pflanzlichen Biomasse
DP	D epth P rofile (Insgesamt 22 handgebohrte Bodenprofile in 2002 bis max. 5 m Bodentiefe)
DPD	D epth P rofile- D eep (Insgesamt 11 maschinell gebohrte Bodenprofile bis max. 65 m Bodentiefe im Jahr 2003)
DVI	D ifference V egetation I ndex
ETP	E vapotranspiration, Verdunstung der Vegetationsdecke und Bodenverdunstung
FAO	F ood and A gricultural O rganization of the United Nations
GRES	G roundwater R echarge and E valuation S tudy
ITC	I nternational Institute for Geo-Information Science and Earth Observation, Enschede, Niederlande
LSU	L ivestock U nit (Standardeinheit, bezogen auf ein Rind mit 400 kg Lebendgewicht)
MoA	M inistry of A griculture, Gaborone, Botswana
n	Anzahl der Stichproben aus einer Grundgesamtheit

P1, P2	Gegrabene Schauprofile der Bodenansprache (soil reference profiles)
RETC	R etention C urve Programme (Computerprogramm zur Berechnung von Saugspannungskurven sowie der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten)
s	Standardabweichung, Wurzel aus der Varianz (Statistik)
S	Soil Profile (handgegrabene und handgebohrte Bodenprofile in 2001)
SAFARI 2000	S outhern A frican R egional Science I nitiative
TBN	T otal B ody Nitrogen, ist der Gewichtsanteil des Stickstoffes eines lebenden Organismus.
Tg	T eragramm, 1 Tg = Masse von 10^{12} g bzw. 1 Mio. t (<i>tera = Billion, engl.: trillion</i>)
TSP	T est S ide P rofile (12 handgebohrte Bodenprofile zur Untersuchung der kleinräumigen Bodenheterogenität im Jahr 2003)
WRB	World Reference Base for Soil Resources
ε	Porenziffer, engl. void ratio
ρ_B	Dichte des Gesamtvolumens einer Probe, sie entspricht der Lagerungsdichte (dB) sowie der englischen bulk density (BD)
ρ_F	Dichte des Festsubstanz einer Bodenprobe, es wird allgemein von $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ ausgegangen

1 Einleitung

1.1 Veranlassung

Die gesundheitliche Beeinträchtigung durch erhöhte Nitratkonzentrationen im Trinkwasser stellt weltweit ein Problem dar. Auch in semiariden Gebieten mit oder ohne landwirtschaftlicher Nutzung sind hohe Nitratkonzentrationen in der ungesättigten Zone und im Grundwasser ein weitverbreitetes und oft festgestelltes Phänomen (EDMUNDS und GAYE, 1997, S.46).

So sind im Bereich des südlichen Afrika teilweise erhebliche Nitratkonzentrationen gemessen worden. In vielen Gebieten Südafrikas wird der dort zulässige medizinische Grenzwert für Trinkwasser¹, der weltweit auf nur $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ($= 11,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) (WHO, 2004) festgelegt ist, mit bis zu $500 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ um ein vielfaches überschritten. An einigen Orten werden Werte von über $1000 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ erreicht. Vergleichbare Nitratkonzentrationen treten auch in Grundwässern der Kalahari Botswanas und Namibias auf. So wurden im Brunnenwasser des westlichen Botswana, in der Nähe von Ghanzi, Werte von über $2000 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ gemessen (TREDOUX, ENGELBRECHT und TALMA, 2005).

Ohne Aufbereitung sind diese Wässer als Trinkwasser und zur Viehtränkung ungeeignet. Eine anthropogen bedingte Kontamination scheidet in vielen Fällen als Nitratquelle aus, da die Bevölkerungsdichte im Bereich der Kalahari mit etwa 0,2 bis 0,3 Einwohnern pro km^2 gering ist. Darüber hinaus ist landwirtschaftlicher Pflanzenbau nicht möglich oder wird nur im sehr kleinen Rahmen betrieben, so dass landwirtschaftliche Düngung als Nitratquelle nicht in Frage kommt (NRTC, 2001, S. 117).

Natürliche Prozesse, deren Parameter und Ablauf bisher nur ansatzweise bekannt sind, führen offenbar zur Nitratanreicherung im Grundwasser der Kalahari. Dies bestätigen Untersuchungen stabiler ^{15}N -Isotope des Nitrats von Grundwasserproben, die auf bodenbürtigen Nitrat-Stickstoff hinweisen (TREDOUX, 1993).

1.2 Projektbeschreibung

Beispielhaft für die Sandsteinaquifere des Kalaharibeckens wurden im Ntane-Sandsteinaquifer zwischen Serowe (Neubildungsgebiet) und Orapa/Makgadikgadi Pans (Entlastungsgebiet) in Botswana Untersuchungen durchgeführt². Der bodenkundliche Teil des Projektes³ diente dabei der Ermittlung

¹ In den medizinischen Wissenschaften, in der Hydrologie und in der Hydrogeologie wird die Nitratkonzentration meist als Nitrat ($\text{mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) angegeben, während in der Bodenkunde die Nitratkonzentrationen in Nitrat als Stickstoff ($\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$) ausgedrückt werden. Die Bezeichnung $\text{mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ findet in der Arbeit fast ausschließlich Verwendung. Der Umrechnungsfaktor von $\text{NO}_3\text{-N}$ - in NO_3 -Konzentrationen ist 4,43, und umgekehrt 0,226.

² Das Forschungsvorhaben „Ermittlung von Ursachen und Ausmaß der Nitratwaschung aus Böden ins Grundwasser im Projektgebiet Serowe/Orapa, Botswana“ ist eine Kooperation im Rahmen eines Forschungsabkom-

potentieller Nitratanreicherung im Boden, sowie der Erforschung der Verlagerung von Nitrat durch die vadose Zone bis ins Grundwasser des Ntane Sandstone Aquifers. Den hydrogeologischen Teil des Projektes behandelt die Dissertationsarbeit von STADLER (2005).

1.3 Aufgaben und Ziele

Das Hauptziel des Vorhabens ist die bodenkundliche Erforschung der Prozesse und die sie kontrollierenden Faktoren wie Klima, Vegetation, Böden und Eigenschaften der ungesättigten Zone, die zur Nitratanreicherung im Sicker- und Grundwasser des Ntane Sandstone Aquifers führen.

Wichtig zum Verständnis des Gleichgewichts der Pools an mineralischem Stickstoff im Boden ist deren Einbindung in den natürlichen N-Kreislauf des semiariden Savannenökosystems. Es wurde daher versucht, möglichst alle wichtigen Ein- und Austragswege, wie zum Beispiel N-Verluste durch Buschbrände, sowie Zwischenspeicher des Stickstoffes im Boden und in der Vegetation zu erfassen um eine Stickstoffbilanz zu ermöglichen.

Dabei war die Bildung von gegebenenfalls nitrathaltigem Sickerwasser und dessen Verlagerung bis in das Grundwasser ein wichtiger zu untersuchender Teilaspekt dieser Arbeit.

Im Hinblick auf die Aufgabenstellung sind folgende Untersuchungsschwerpunkte wichtig:

- Erfassung des Hintergrundwertes von (Nitrat-) Stickstoff in repräsentativen Böden und in dessen Bodenwässern unter naturnahen Bedingungen.
- Untersuchungen von potentiellen Nitratquellen bzw. von vermuteten Orten mit Nitratanreicherung im Boden. Dies sind im Wesentlichen die Kraale der zahlreichen Cattle Posts, Süßwasserpfannen, Termitenhügel und Akazienstandorte. Dabei erfolgt, anhand von umfangreichen Transektbohrungen mit Bodenbeprobungen, eine quantitative und qualitative Erfassung von Nitrat in Bezug auf das Bodenmaterial und das in diesem enthaltene Bodenwasser.
- Bestimmung des Mineralisierungspotentials in den für das Arbeitsgebiet repräsentativen Böden unter verschiedenen Bedingungen (naturnahe Arenosole, Pfannen- und Kraalbereich).
- Abschätzung der Versickerungs- und Grundwasserneubildungshöhen anhand der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode, die anhand von Messungen der Infiltrationsraten und bereits vorhandener Messdaten von Klimastationen aus dem Untersuchungsgebiet validiert werden.

mens zwischen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und dem Department of Geological Survey (DGS), Botswana. Es ist in das übergeordnete Kooperations-Projekt: „Erkundung der Prozesse der Nitratanreicherung in Aquiferen semiarider Gebiete des südlichen Afrikas“ der Staaten Südafrika, Namibia und Botswana eingebettet.

³ Betreuer des bodenkundlichen Teilprojektes: Prof. Dr. J. Böttcher, Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover. Koordinator: Dr. W.H.M. Duijnisveld, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover.

- Beschreibung des komplexen N- Haushalts unter besonderer Berücksichtigung von z.B. der Rolle der extensiven Viehzucht, der biologischen Stickstofffixierung, der Bedeutung von Buschbränden sowie der Nitratanreicherung und -auswaschung unter semiariden Verhältnissen in der Kalahariregion.
- Schaffung einer Beratungsgrundlage für Entscheidungsträger, die zur Verringerung bzw. Vermeidung der Nitratauswaschung aus den Böden im Untersuchungsgebiet beiträgt.

Parallel zur Erforschung des Bodens bzw. der vadosen Zone wurde die Hydrogeologie des Arbeitsgebietes, mit Schwerpunkt auf den Ntane Sandstone-Aquifer, im Rahmen der Dissertationsarbeit von Frau Susanne Stadler untersucht (STADLER, 2005).

2 Stand der Forschung

2.1 Nitrat im Trinkwasser und Aspekte der menschlichen Gesundheit

2.1.1 Nitrat-Grenzwerte und Krankheitsbild der Nitratvergiftung

Ein weltweit anerkannter Standard für Trinkwasser ist der WHO-Nitratgrenzwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (bzw. $11,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, Nitrat als Stickstoff) (Tabelle 2.1). Bei der Nahrungszubereitung steigt mit zunehmender Überschreitung dieses Wertes bei Säuglingen und Kleinkindern im ersten Lebensjahr die Gefahr, an akuter Methämoglobinämie zu erkranken. Die Synonyme „Blausucht“ oder „Blue-Baby-Syndrome“ beziehen sich auf das Symptom der bläulichen Verfärbung im Mundbereich, sowie an Händen und Füßen. Dabei wird im Magen von Kleinkindern Nitrat zu Nitrit reduziert, welches im Blutkreislauf das für den Sauerstofftransport notwendige Hämoglobin (Hb) in Methämoglobin (metHb) oxidiert. Dieses Methämoglobin ist nicht in der Lage, Sauerstoff im Körper zu transportieren (WHO, 2004). Bei Säuglingen und Kleinkindern liegt der normale metHb- im Vergleich zum Hb-Level bei 3 %. Bei 10 % metHb und mehr wird der reduzierte Sauerstofftransport zum klinisch feststellbaren Befund. Die so hervorgerufene Methämoglobinämie bewirkt zunächst Zyanose, das blaue Anlaufen der Haut, und führt in höheren Konzentrationen zu Asphyxie, dem Atemstillstand. Nur eine schnelle und korrekt durchgeführte Diagnose mit umgehender klinischer Behandlung, die eine Bluttransfusion einschließt, kann bei gravierender Methämoglobinämie den Erstickungstod verhindern. Das Hb von sehr kleinen Kindern ist anfälliger für die metHb-Bildung als das Hb von älteren Kindern und Erwachsenen, da noch ein hoher Anteil an fötalem Hb, welches leichter vom Nitrit oxidiert wird, im Blutkreislauf vorhanden ist und außerdem die metHb-Reduktase⁴ wenig entwickelt ist. Darüber hinaus wird aufgrund der niedrigen Azidität im Magen der Säuglinge in wesentlich höherem Maße Nitrat zu Nitrit reduziert (WHO, 2004). Besonders in Verbindung mit bakterieller, Diarrhøe verursachender Verunreinigung besteht für Kleinkinder schon bei weniger nitratbelastetem Trinkwasser die Gefahr einer höheren Anfälligkeit für Methämoglobinämie, einer verringerten Nährstoffaufnahme und eines allgemein schlechten Gesundheitszustand (AVERY, 1999). Neben der Methämoglobinämie kann es durch nitrathaltiges Trinkwasser auch zu einer Todgeburt oder einer spontanen Frühgeburt kommen (TREDoux, ENGELBRECHT und TALMA, 2005).

Erhöhte Nitratkonzentrationen in Trinkwasser und Nahrung haben nicht nur für Säuglinge und Kleinkinder gesundheitliche Folgen. So führen extrem hohe Nitratwerte, von mehreren tausend $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$, auch bei älteren Kindern und Erwachsenen zu Methämoglobinämie und Asphyxie. Darüber hinaus führen Langzeitbelastungen durch Aufnahme von nitrathaltigem Trinkwasser zu Wachstumsstörungen, einer erhöhten Infektionsanfälligkeit und dem Risiko einer Krebserkrankung durch die Bildung giftiger Nitrosamine im Körper (TERBLANCHE, 1991).

Tabelle 2.1: Auszug aus den Nitrat- und Nitrit-Richtlinienwerten der WHO-Richtlinien für Trinkwasserqualität. - Excerpt of nitrate and nitrite guideline values in World-Health-Organization Guidelines for Drinking-water Quality (after WHO, 2004, 12.94 Nitrate and nitrite, p.417-420)

Guideline value for nitrate (NO ₃)	- 50 mg L ⁻¹ to protect against methaemoglobinaemia in bottle-fed infants (short-term exposure)
Guideline value / Provisional guideline for nitrite (NO ₂)	- 3 mg L ⁻¹ for methaemoglobinaemia in infants (short-term exposure) - 0.2 mg L ⁻¹ (provisional) (long-term exposure) The guideline value for chronic effects of nitrite is considered provisional owing to uncertainty surrounding the relevance of the observed adverse health effects for humans and the susceptibility of humans compared with animals. The occurrence of nitrite in distribution as a consequence of chloramine use will be intermittent, and average exposures over time should not exceed the provisional guideline value.
Guideline value for combined nitrate plus nitrite (NO ₃ + NO ₂)	The sum of the ratios of the concentrations of each to its guideline value should not exceed 1.
Occurrence of NO ₃	In most countries, nitrate levels in drinking-water derived from surface water do not exceed 10 mg L ⁻¹ , although nitrate levels in well water often exceed 50 mg L ⁻¹ ; nitrite levels are normally lower, less than a few milligrams per liter.
Basis of guideline	- nitrate (bottle-fed infants): in epidemiological studies, derivation methaemoglobinaemia was not reported in infants in areas where drinking-water consistently contained less than 50 mg of nitrate per litre - nitrite (bottle-fed infants): nitrite is 10 times more potent than nitrate on a molar basis with respect to methaemoglobin formation - nitrite (long-term exposure): based on allocation to drinking-water of 10 % of JECFA ADI of 0.06 mg kg ⁻¹ of body weight per day, based on nitrite-induced morphological changes in the adrenals, heart and lungs in laboratory animal studies

2.1.2 Gesundheitliche Gefährdung durch Nitrat im südlichen Afrika

Über das Vorkommen von Methämoglobinämie gibt es im südlichen Afrika keine Statistiken, zahlreiche Einzelfälle werden jedoch beschrieben. Im ländlichen Raum kann von einer relativ hohen Dunkelziffer ausgegangen werden (TREDOUX, ENGELBRECHT und TALMA, 2005). Darüber hinaus sind die Einwohner des südlichen Afrika von einer hohen Aids-/HIV-Infektionsrate betroffen. Um die drohende Ansteckung von Säuglingen mit dem Aids-Virus zu vermeiden, wird zunehmend HIV-positiven Müttern empfohlen, das Stillen mit der Brust einzustellen und stattdessen ihre Kinder mit der Flasche zu ernähren. Während Muttermilch wenig Nitrat enthält, können in der Flaschenkost mit Trinkwasserzubereitung entsprechend hohe Konzentrationen erreicht werden. Somit steigt das Risiko, dass Säuglinge nitrathaltiges Trinkwasser aufnehmen (TREDOUX, G., zitiert in HOLTZHAUSEN, 2005), wenn kein kontrolliertes Mineralwasser aus Flaschenabfüllung verwendet wird.

⁴ Das Reduktase-Enzym bewirkt die Umwandlung von metHb in Hb.

2.2 Viehsterben durch Nitrataufnahme

2.2.1 Veterinärmedizinische Aspekte

Auch für Rinder und Wiederkäuer im Allgemeinen kann sich nitrathaltige Nahrung, wie aufgenommenes Pflanzenmaterial oder Tränkwasser, gesundheitlich nachteilig bis letal auswirken. Dabei sind Kälber und erwachsene Rinder gleichermaßen betroffen. Bei der Nitrat-Verträglichkeit spielt, im Gegensatz zum Menschen, das Alter keine besondere Rolle.

Im Normalfall wird im Verdauungssystem der Wiederkäuer das anfallende Nitrat übergangsweise zu Nitrit und anschließend in Ammonium verwandelt, woraus mikrobiell Proteine erzeugt werden. Allerdings erfolgt im Pansen die Reduktion in Nitrit viel schneller als die Reduktion von Nitrit in Ammonium. Somit steigt mit zunehmend erhöhter Nitrataufnahme die Gefahr, dass im Pansen gebildetes und angestautes Nitrit in die Blutbahn des Tieres gelangt (ALLISON, 2003).

Das Nitrit im Blut bewirkt nun, wie im menschlichen Organismus, dass Hämoglobin (Hb) in Methämoglobin (metHb) verwandelt wird, welches keinen Sauerstoff transportieren kann. Bei sehr hohen Nitritkonzentrationen im Blut, wenn der Hb-Spiegel bis auf ein Drittel des normalen Ausgangsgehaltes absinkt, führt dies zum Tode des Tieres.

Die Nitratvergiftung bei Rindern macht sich umgehend bemerkbar und kann so schnell zum Tode führen, dass die vorausgehenden Symptome oft nicht beobachtet werden. Dazu gehören zunächst eine anfängliche Schwächlichkeit, unsteter Gang sowie zunehmend schneller Puls. Zuletzt fallen die Tiere ins Koma und sterben begleitet von letzten Muskelreflexbewegungen. Bereits am Beginn der Krankheit verfärben sich die unpigmentierten Körperteile, wie das Augenweiß, Zunge und Lippen durch das metHb bläulich. Blut mit mindestens 10 % metHb nimmt eine schokoladenbraune Farbe an (ALLISON, 2003).

Erhöhte Aufnahme von Nitrat am „Grenzwert“ kann zu frühzeitigen Fehlgeburten, reduzierter Milchproduktion, Gewichtsverlust und Vitamin A-Mangel führen (DAVIDSON *et al.*, 1965).

2.2.2 Bisher dokumentierte Einzelfälle

Ein früher Bericht in der Literatur beschreibt den Verlust zweier Rinderherden im Jahre 1969 in Texas, USA, nachdem es außergewöhnlich stark geregnet hatte (KREITLER, 1975, zitiert in TREDoux, ENGELBRECHT und TALMA, 2005). KREITLER konnte anhand der ¹⁵N-Isotopenanalyse nachweisen, dass die Stickstoffquelle der Verunreinigung aus Rinderdung bestand.

Im südlichen Afrika gibt es über das Viehsterben aufgrund von Nitratvergiftung keine Statistiken, dafür sind Einzelfälle gut dokumentiert. In Namibia wird vom Sterben Hunderter Schafe und Rinder, wie auch in Texas nach starken Regenfällen, im Jahre 1974 berichtet.

Darüber hinaus gab es Fälle von Rindersterben durch nitratbelastetes Wasser im Jahre 1989, nahe Mafikeng, Südafrika und im Jahre 2001 nahe Thabazimbi, ebenfalls in Südafrika.

Ein besonders gravierender Vorfall dieser Art ereigneten sich im Jahre 2000 im Ghanzi-Karakubis-Gebiet in Botswana, wo zusammengenommen eine Anzahl von 356 Rindern an methHb, hervorgerufen durch Nitrat vergiftetes Tränkwasser, starben. Dies wurde durch eine eher zufällig durchgeführte Untersuchung durch Veterinärmediziner diagnostiziert. Bis zu dieser Vorfallsreihe wurden in Botswana die genauen Ursachen bei massenhaftem Viehsterben oft nicht erkannt, da Tierkadaver umgehend verbrannt und eingegraben wurden um die weitere Ausbreitung vermeintlich ansteckender Tierseuchen zu verhindern. Im Oktober 2000 ergaben anschließende Beprobungen von Grundwasser zweier benachbarter Rinderfarmen, auf denen insgesamt 200 Rinder starben, Werte von über 2000 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Auch dieser Vorfall ereignete sich nach der Regenzeit 1999/2000, in der die außergewöhnlich hohe Niederschlagsmenge von 1121 mm und davon allein im Februar 425 mm anfiel. In diesem Gebiet beträgt die jährliche Niederschlagsmenge im langjährigen Mittel nur etwa 430 mm. (TREDoux, ENGELBRECHT und TALMA, 2005).

2.3 Nitrat im Grundwasser der Kalahari

Im südlichen Afrika, wie auch in vielen Gebieten der Kalahari ist Nitrat endemisch im Grundwasser vorhanden (TREDoux, ENGELBRECHT und TALMA, 2005). Im Arbeitsgebiet im Central District, Botswana wird an vielen Trinkwasserbrunnen der kritische WHO-Grenzwert von 50 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ überschritten (Abb. 2.1). Im Arbeitsgebiet der östlichen Kalahari wurden im Brunnenfeld bei Serowe und im Besonderen im Gebiet bei Letlhakane und Orapa lebensbedrohliche Nitratkonzentrationen gemessen (VOGEL, MOKOKWE und SETLOBOKO, 2004).

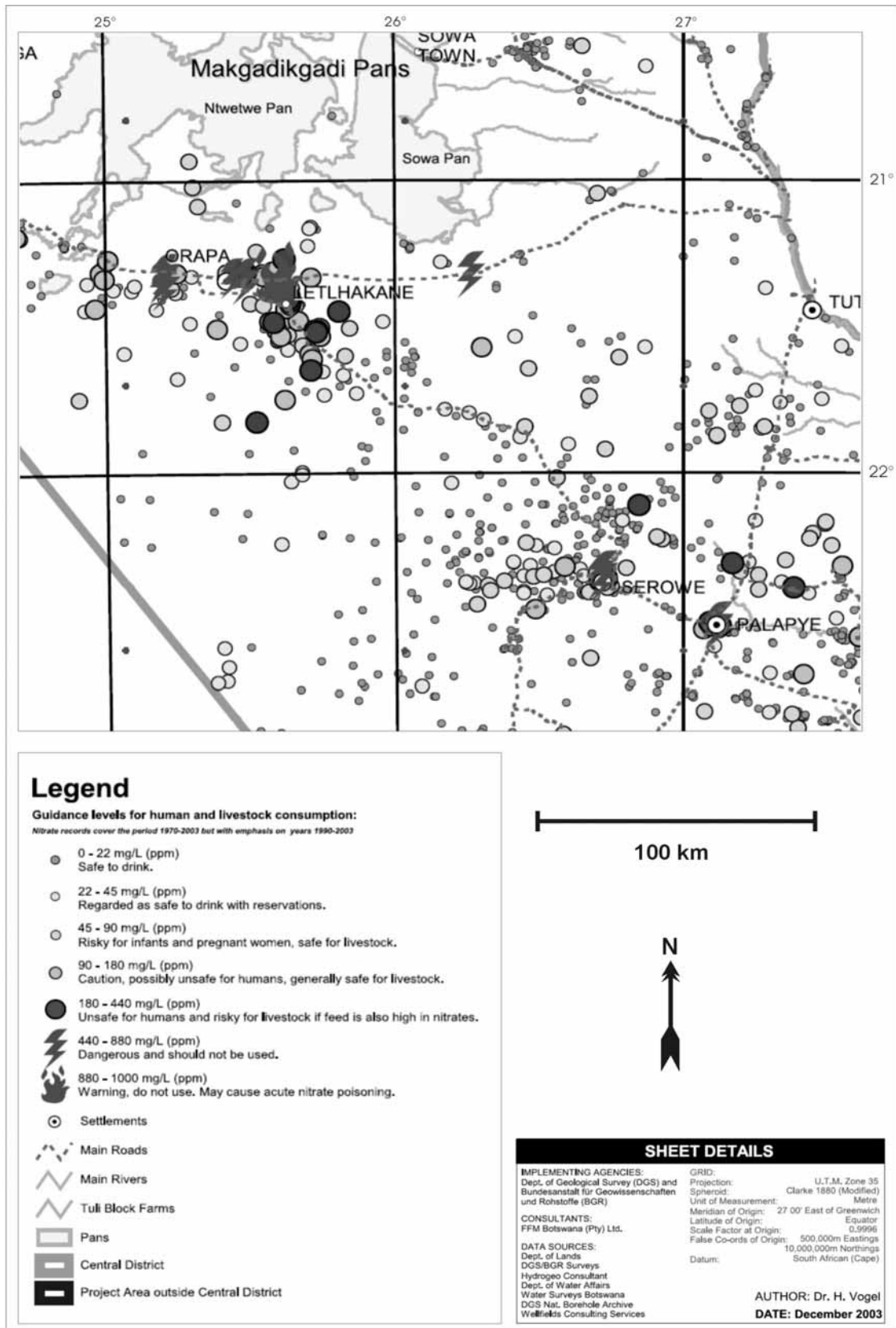


Abb. 2.1: Nitratkonzentrationen ($\text{NO}_3 \text{ mg L}^{-1}$) von Brunnenwasserproben, die im Bereich des Arbeitsgebietes (Central Kalahari District) entnommen wurden (verändert nach VOGEL, MOKOKWE und SETLOBOKO, 2004, Ausschnitt). - Nitrate concentrations ($\text{NO}_3 \text{ mg L}^{-1}$) of well water samples taken in the investigation area within Central Kalahari District (modified after VOGEL, MOKOKWE und SETLOBOKO, 2004, cut-out).

Auch in Proben von Brunnenwasser des Untersuchungsgebietes wurden flächendeckend im Rahmen der Grundwasseruntersuchung (STADLER, 2005) Überschreitungen des WHO-Nitratrichtwertes festgestellt (Kapitel 5.16).

2.4 Grundwasserneubildung im Bereich der Kalahari

Rezenter Recharge ist für das Gebiet der Kalahari in vielen Studien nachgewiesen worden. Eine Übersicht der mit verschiedenen Methoden bestimmten Grundwasserneubildungshöhen in der Nähe des eigenen Arbeitsgebietes findet sich in Tabelle 2.2 aus einer Studie von SELAOLO (1998).

Tabelle 2.2: Überblick der von verschiedenen Autoren kalkulierten Grundwasserneubildungshöhen von Aquiferen des Kalaharigebietes (SELAOLO, GIESKE und BEEKMAN, 1994). - Overview of recharge rates of aquifers of the Kalahari area from different authors, (abridgement, after Selaolo, 1998 p. 189-191).

<i>Aquifer</i>	<i>Location</i>	<i>Recharge</i> ($mm\ a^{-1}$)	<i>Source</i>	<i>Remarks</i>
Kalahari Group	Letlhakeng -Botlhapatlou (LB area) (eastern fringe)	<< 5	FOSTER <i>et al.</i> (1982)	Cl and ³ H profiles
		3 – 9	GIESKE 1992	Re-interpretation of Cl-profiles from Foster <i>et al.</i> (1982)
		4 - 13	GIESKE 1992	Re-interpretation of ³ H-profiles from Foster <i>et al.</i> (1982)
		14 – 22 9	GIESKE <i>et al.</i> (1995)	Cl-profile ³ H-profile
		1 – 10 5.5 – 13.6 1.4 – 3.3	SELAOLO (1998)	Cl-profiles ³ H-profiles ² δ-displacement method
Kalahari Group	Central Kalahari	0.6	BEEKMANN <i>et al.</i> (1996)	Cl-profiles
		3.8		³ H-profiles
		1.1		² δ-displacement method
Karoo/Kalahari	Kalahari (regional scale)	< 0.5	DE VRIES (1984)	Groundwater hydraulic model thru a regional transect
Ntane Sandstone	Serowe (eastern fringe)	11.7	SWEDISH GEOLOGICAL COMPANY (1988)	Cl mass balance groundwater model
Ntane Sandstone & Basalt	Palla road (eastern fringe)	4 – 8	WCS (1994)	Cl mass balance
		2.7 – 3.5	WCS (1994)	¹⁴ C exponential model groundwater model
		3 - 6	WCS (1994a)	

Die Bandbreite der insgesamt 15 für den Bereich der Kalahari kalkulierten Neubildungsraten ist sehr breit und reicht von unter $0,5 \text{ mm a}^{-1}$ bis zu 22 mm a^{-1} . Davon liegen 13 Schätzungen im Bereich zwischen 1 mm a^{-1} bis 15 mm a^{-1} .

Für den Bereich des Ntane Sandstone Aquifer bei Serowe, Eastern Fringe⁵ wird hierbei ein jährlicher Recharge von $11,7 \text{ mm a}^{-1}$ angegeben. Aufgrund dieses relativ hohen Wertes kann vermutet werden, dass, falls Nitratanreicherungen im Boden bzw. der Vadosen Zone vorkommen, dieses Nitrat bis in das Grundwasser ausgewaschen werden kann (vgl. Kapitel 5.13.1, Sickerwasserraten und Nitrat- auswaschung unter naturnahen Flächen der Kalahari). Westlich des Eastern Fringe befindet sich innerhalb des Rhino Sanctuary nahe der Serwe Pan ein Groundwater mound, weshalb dort mit erhöhter Neubildung oder einer geringeren Wasserleitfähigkeit des Aquifergesteins zu rechnen ist (Kapitel 3.11 und 5.14). Allgemein gilt für den N-tane Sandstone Aquifer, dass im Gebiet nahe Serowe Grundwasserneubildung stattfindet, wohingegen der Bereich um Letlhakane und die Makgadikgadi Salzpflanzen als Discharge-Gebiet anzusehen sind (KEIPEILE, 2004).

2.5 Anreicherungen von Nitrat in Gebieten mit semiaridem Klima

Über nitratangereicherte Grundwässer semiarider Gebiete gibt es zahlreiche Studien. Dabei werden sehr unterschiedliche Quellen und Senken von mineralischem Stickstoff genannt, die natürlichen Ursprungs sind oder anthropogen verursacht sein können. Im Folgenden werden einige Fallbeispiele erläutert.

- Im Norden Senegals sind hohe Konzentrationen im Grundwasser natürlich bedingt und Ursache aus der Anreicherung von Stickstoff durch natürliche sowie eingeführte Leguminosen-Vegetation in Verbindung mit aeroben Bedingungen. Nitrat verhält sich dabei in der ungesättigten Zone wie Chlorid als stabiler Tracer. Konzentrationen von $50 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ bis $100 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ wurden im Porenwasser quartärer Sande festgestellt. Messungen außergewöhnlicher Anreicherungen von Nitrat in Grundwässern ganz Nordafrikas lassen darüber hinaus vermuten, dass natürliche Prozesse in vielen semiariden Regionen eine wichtige Rolle spielen (EDMUNDS, 2003).
- Des Weiteren können bestimmte Termitenarten mit nitrathaltigem Grundwasser in Verbindung gebracht werden. In Venezuela sind Termitenhügel potentielle Sinks von mineralischem Stickstoff wie Nitrat und Ammonium (LOPEZ-HERNANDEZ, 2001). In Australien konnten

⁵ Der Eastern Fringe ist die östliche Geländeabbruchkante der Kalahari und wird im folgenden allgemein als Escarpment bezeichnet. Das Escarpment der Kalahari ist *nicht* zu verwechseln mit dem *Great Escarpment*, das den Südtel des afrikanischen Kontinents umgibt und zu dem die 500 km weiter südöstlich gelegenen Gebirgszüge der *Drakensbergs* gehören.

Termiten als Verursacher hoher Nitratkonzentrationen im Grundwasser ausfindig gemacht werden (BARNES, JACOBSON und SMITH, 1992; HARRINGTON, HERCZEG und COOK, 1999).

- Anthropogene Verunreinigungen, bedingt durch nicht abgedichtete Gruben von Plumpsklos in dichter besiedelten Gebieten Indiens und auch in Botswana, stellen neben bakterieller Verunreinigung eine Gefahr der Nitratbelastung des Grundwassers dar. (JACKS *et al.*, 1999; LAGERSTEDT, JACKS und SEFE, 1994; SKINNER und REED, 2000) .
- Caliche-Krusten wie in der sehr trockenen Atacamawüste in Nord-Chile (BOHLKE, ERICKSEN und REVESZ, 1997; ZEIL, 1964), den Wüstengebieten im Südwesten der USA (PHILLIPS, 1994; WALVOORD *et al.*, 2003; WALVOORD *et al.*, 2004) oder Nitrat-Akkumulationen unter der Oberfläche in Sedimenten der Negev-Wüste in Israel (ROSENTHAL *et al.*, 1987) werden nur in dauerhaft ariden Klimaten gebildet und erhalten (HANSON, 2003). Ein Wandel zu semi-aridem oder gar humidem Klima führt zu einer raschen Lösung und Auswaschung dieser Nitratakkumulationen (Kapitel 2.7.5).
- Eine mögliche Nitratauswaschung aus Rinderkraals in der Kalahari ist bislang noch nicht untersucht worden. In vergleichbaren ostafrikanischen Savannen ist jedoch eine erhebliche Anreicherung von mineralischem Stickstoff in eingezäunten Sammelplätzen von Rindern (Boma-Korrales) bekannt (AUGUSTINE, 2003), (Kapitel 5.8 und 6.2.10, Abschnitt: Verluste durch Ammoniakverflüchtigung). Des Weiteren übt die extensive Viehzucht einen Einfluss auf das empfindliche Savannen-Ökosystem hinsichtlich der Vegetationszusammensetzung aus. Durch die Überweidung weichen dabei die Grasflächen den Holzgewächsen und es kommt zu einer zunehmenden Verbuschung (RIETKERK, 1998).
- Die Nitratbelastung durch Viehzucht ist vor allem in Mitteleuropa ein gut untersuchtes Thema: So ist zum Beispiel Nitratauswaschung einer Rinderfarm in den Niederlanden festgestellt worden (HACK-TEN BROEKE, 2000, , 2001). Dies ist jedoch aufgrund der außer dem sandigen Boden völlig abweichenden Standortbedingungen, wie intensive Viehzucht, geringer Grundwasserflurabstand unter gemäßigt humidem Klima mit zusätzlicher Bewässerung, nur sehr eingeschränkt mit dem im Arbeitsgebiet der Kalahari vorherrschenden extensiven Viehzucht unter semiariden Bedingungen vergleichbar.

2.6 Nitrat und Ammonium, mögliche Einträge und Umsetzungen Arbeitsgebiet

2.6.1 N-Deposition

Aus der Atmosphäre wird Stickstoff fast ausschließlich in Form von NH_4 - und NO_3 -haltigen Niederschlägen in den Boden eingetragen. Die Bildung von NH_4 - und NO_3 erfolgt durch chemische Reaktion aus Stickoxiden (NO_x) (SANHUEZA, 1982). Diese NO_x (NO , NO_2) werden im hauptsächlich bei Gewit-

tern infolge der Energie von Blitzschlägen aus N₂ gebildet (BRASSEUR *et al.*, 1998; LEVINE *et al.*, 1984).

In Mitteleuropa beträgt die mittlere N-Deposition aus der Atmosphäre durchschnittlich ca. 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ während beispielsweise in den zentralen USA Werte von ca. 5 kg ha⁻¹ a⁻¹ erreicht werden (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, p. 272).

Werte der N-Deposition im südlichen Afrika sowie eigene Messungen der mineralischen Stickstoffgehalte des Niederschlagswassers im Untersuchungsgebiet werden in Kapitel 5 beschrieben.

2.6.2 Mineralischer Stickstoff aus dem Boden

Stabile ¹⁵N-Isotope des Nitrats im Grundwasser in westlichen Bereichen der Kalahari weisen auf Nitrat-Stickstoff hin, der im Boden mineralisiert wurde (TREDoux, 1993). So wird für gespanntes (engl.: arthesic) Palaeowasser der West Kalahari, +4 δ¹⁵N (‰) bis +9 δ¹⁵N (‰) angegeben, die eindeutig auf eine Bodenquelle des Nitrats schließen lassen. Dagegen wird für ungespanntes (engl.: phreatic) Wasser der Westkalahari Nitrat aus versickertem Tierdung als Quelle nachgewiesen (+9 δ¹⁵N (‰) bis über +15 δ¹⁵N (‰). In diesem Bereich ist jedoch der Grundwasser-Flurabstand mit nur einigen Metern um ein Vielfaches geringer als im eigenen Untersuchungsgebiet der östlichen Kalahari.

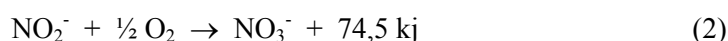
Im Vorfeld ist somit der Rinderdung als Gefahrenpotential für den Ntane-Aquifer westlich von Serowe als geringer einzustufen und eher von bodenbürtigem Nitrat als Eintragsquelle auszugehen.

2.6.3 Mineralisation von organischem Stickstoff im Boden

Voraussetzung für die Mobilisation von organisch gebundenem Stickstoff ist dessen Mineralisation. Diese sogenannte Ammonifizierung bezeichnet die Umwandlung organischer N-Verbindungen in Ammonium- (NH₄⁺)-Ionen. Die N-Mineralisierung ist bei 0°C gering und steigt bis ca. 50°C an. Hohe Temperaturen in feucht-heißen Klimaten bewirken hohe Mineralisationsraten und dadurch einen schnellen Abbau an organischer Substanz im Boden. Die N-Mineralisierung ist zwar von der Bodenfeuchte in weiten Bereichen unabhängig, sie steigt aber wenn auf trockene Phasen feuchte Phasen folgen (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, S.272 ff.).

2.6.4 Nitrifikation

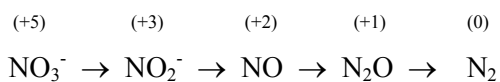
Das durch Mineralisation entstandene Ammonium wird unter aeroben Bedingungen mikrobiell in Nitrat (NO₃⁻) umgewandelt. Dieser als Nitrifikation bezeichnete Prozess findet über die Zwischenstufe Nitrit (NO₂⁻) durch die autotroph lebenden Bakterien *Nitrosomonas* (1. Stufe) und *Nitrobacter* (2. Stufe) statt:



(SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, S.274)

2.6.5 Denitrifikation

Denitrifikation ist die Reduktion von Nitrat und Nitrit zu Stickstoffoxiden (NO_x) und molekularem Stickstoff (N_2). Die Voraussetzung für Denitrifikation ist allerdings nur bei hoher Wassersättigung des Bodens (oberhalb 70 % bis 80 %) und somit erheblich eingeschränkter Durchlüftung des Bodens gegeben (SCHACHTSCHABEL et al., 1998, S.274). Dabei sind nur heterotrophe Bakterien wie z.B. *Pseudomonas* oder *Alcaligenes* dazu in der Lage, Nitrit- und Nitratsauerstoff anstelle von elementarem Sauerstoff als Elektronenakzeptor zu verwenden. Die stufenweise Reduktion des Nitrats über Nitrit zum gasförmigen Produkt läuft wie folgt ab:



(SCHACHTSCHABEL et al., 1998, S.274)

Diese anaeroben Bedingungen sind bei sandigen Böden in Kombination mit semiariden Klimaten nicht zu erwarten. Mineralischer Stickstoff liegt dort eher als Nitrat vor und ist aufgrund seiner hohen Löslichkeit ausschließlich im Bodenwasser vorhanden und damit gegebenenfalls auswaschungsgefährdet.

Anaerobe Bedingungen könnten bei den zur Regenzeit überstauten Süßwasser- und großen Salzwasserpflanzen, den hängenden Grundwasserkörpern (perched aquifers) in Verbindung mit Flussbettzementierungen oder sonstigen Wasser undurchlässigen geologischen Lagen, wie z.B. unverwitterten Calcretelagen, existieren.

2.6.6 Fixiertes Ammonium

Silikathaltige Böden enthalten meist fixiertes Ammonium (NH_4^+). Einerseits kann dieses aus dem Ausgangsgestein stammen und als natives NH_4^+ in den Mineralen fest fixiert sein. Das native NH_4^+ hat somit für die Ernährung von Pflanzen sowie für die NH_4^+ -Dynamik im Boden keine Bedeutung. Andererseits kann NH_4^+ in Tonmineralen mit hoher Ladung, wie Vermiculiten, Illiten oder Smectiten fixiert sein. Dieses frisch fixierte NH_4^+ ist in den aufweitbaren Randbereichen der permanent negativ geladenen Zwischenschichten gebunden. Es kann durch Absenkung des Gleichgewichtswertes der NH_4^+ -Konzentration der Bodenlösung, wie die NH_4^+ -Aufnahme durch Pflanzen oder durch fortschreitende Nitrifikation, freigesetzt werden. Während bei Tonböden sehr hohe Werte an frisch fixiertem NH_4^+ erreicht werden, fallen diese bei Sandböden gering aus (SCHACHTSCHABEL et al., 1998, S. 275). In den gut durchlüfteten Arenosolen der im Arbeitsgebiet hauptsächlich vorkommenden tiefgründigen fossilen Dünenande der Kalahari Beds (FAO, 1990b, , 1991; JOSHUA, 1991) sind Anteile an aus Schichtsilikaten gebildeten, aufweitbaren Tonmineralen, die frisch fixiertes Ammonium aufnehmen können, nicht zu erwarten. Hingegen kann fixiertes Ammonium in Pfannensedimenten eine Rolle spielen, da dort hohe Tongehalte zu erwarten sind.

2.7 Potentielle Nitratquellen der Grundwassergefährdung

2.7.1 Natürliche Anreicherung im Boden

Wie schon angesprochen, deutet die Zusammensetzung der Nitratisotopen des Grundwassers auf bodeneigene Prozesse als potentielle Nitratquellen hin (vgl. Kapitel 2.6.2). So könnten im Vergleich zur pflanzlichen Aufnahme höhere Mineralisationsraten (Kapitel 2.6.3) zur Anreicherung im Boden führen. Dieses würde durch die zusätzlich Stickstofffixierung, zu der die zahlreichen Leguminosengewächse in der Kalahari befähigt sind, begünstigt werden (Kapitel 2.7.2).

In Verbindung mit unregelmäßiger Niederschlagsverteilung und Starkregenereignissen, ist trotz hoher potentieller Evapotranspirationsraten und großem Grundwasserflurabstand, eine gewisse Sickerwasserbildung und Grundwasserneubildung unter naturnahen Bedingungen und bei sandigen Böden denkbar. Dieses wird ausführlich in Kapitel 5.13 erörtert.

2.7.2 Stickstofffixierung durch Leguminosen

Allgemein sind Leguminosengewächse mit in Wurzelknöllchen lebenden Rhizobien-Bakterien zur symbiotischen Luftstickstofffixierung befähigt (FERAL *et al.*, 2003; SCHOLES *et al.*, 2002; SCHULZE *et al.*, 1991; TEWS, 2003; VOGEL, 2002; ZZIWA, 2003).

Leguminosen, wie die zur Subfamilie der *Mimosoideae* gehörenden *Acacias* (WEBERLING und SCHWANTES, 2000), sind im südlichen Afrika und dabei besonders im Gebiet der Kalahari ubiquitär vorhanden. Somit ist neben der atmosphärischen N-Deposition, zusätzlich mit der Bindung atmosphärischen Stickstoffs durch N-Fixierung der Vegetation, als wichtiger Eintragsfaktor zu rechnen (vgl. Kapitel 6.2.5. und Kapitel 6.2.7).

2.7.3 Termitenbauten als Quellen oder Senken von Stickstoff

In tropischen Ökosystemen verändern Termiten in ihrem Einflussbereich sehr stark die bodenphysikalischen- und -chemischen Eigenschaften. Langfristig beeinflussen sie die Entwicklung von Bodenprofilen substantiell und können dabei Veränderungen bei den Gehalten an organischer Substanz und deren Qualität bewirken. Dabei bestehen für Termiten vielfältige Möglichkeiten, ihren C/N-Nährstoffhaushalt zu regulieren (Kapitel 6.2.11). Unter anderem sind viele Termitenarten in der Lage, in ihrem Verdauungssystem zusätzliche N-Anreicherung durch symbiotische Fixierung von Luftstickstoff (Kapitel 6.2.5) zu betreiben (LAVELLE und SPAIN, 2001).

Für australische Aquifere arider Gebiete werden für die Nitratkontamination von BARNES (1992) als Quellen hauptsächlich Termiten, aber auch Cyanobakterien in Bodenkrusten (BARNES, JACOBSON und SMITH, 1992; JACOBSON, 1993) angegeben, wobei bakterielle Stickstofffixierung die wesentliche Rolle spielt.

Eine Studie im westlichen Afrika zeigt auf, dass Termitenbauten einer für trockene Savannen typischen „soil-feeder“-Termitenart extrem hohe Ammonium- und Nitratanreicherungen aufweisen (NDIAYE *et al.*, 2004).

Die auch im Untersuchungsgebiet weit verbreiteten ober- und unterirdischen Bauten verschiedener Termitenarten stellen somit potentielle Nitrat-Eintragsquellen dar (Kapitel 6.2.5, Termitenbauten).

2.7.4 Pfannen als Senken und Quellen von Stickstoff

Die zahlreichen kleinen Süßwasserpfannen der Kalahari, können als morphologische Senken bei der Nitratauswaschung eine besondere Rolle spielen. In den Pfannen, in denen sich durch oberflächlichen Abfluss das Wasser aus Niederschlägen sammelt, wird mitgenommenes organisches Material angesammelt (N_{org} -Senke & N-Quelle). Zudem ist unter Pfannen mit verstärkter Sickerwasserbildung zu rechnen (vgl. Kapitel 5.14 & Kapitel 7.6).

2.7.5 Caliche-Krusten und lithogene Quellen

Caliche-Krusten⁶, können fossil im Boden arider Gebiete gebunden sein oder an Landoberflächen besonders trockener Wüsten auftreten. Der Ursprung und die Genese dieser nitrathaltigen Salzkrusten ist noch nicht wissenschaftlich eindeutig geklärt worden. So wird in einer diesbezüglichen Studie von (BOHLKE, ERICKSEN und REVESZ, 1997) festgestellt: “Natural surficial accumulations of nitrate-rich salts in the Atacama Desert, northern Chile, and in the Death Valley region of the Mojave Desert, southern California, are well known, but despite many geologic and geochemical studies, the origins of the nitrates have remained controversial.”. BOHLKE *et al.* (1997) können jedoch anhand von Daten stabiler Isotope die Hypothese stützen, dass zumindest einige nitratreiche Salzanreicherungen des “high grade-Caliche-Typs”, besonders in hyperariden Gebieten der Erde, aus atmosphärischer Deposition stammen. Für den Prozess dieser Anreicherung werden exemplarisch Zeitspannen im Bereich von 10^4 Jahren für die Death Valley-Region, California/Nevada und 10^7 Jahren für die Atacamawüste in Chile angegeben. In diesen relativ langen Zeitspannen mit hyperaridem Klima ist es dabei weder zu Bodenauswaschung noch zu biologischen Umsetzungen gekommen.

Dagegen wird im Bereich der Negev-Wüste Israels für die Bildung, Verlagerung und Deposition von Nitrat in tiefere Bodenschichten, der Klimawandel von humideren zu trocknen Bedingungen während des Pleistozän verantwortlich gemacht (ROSENTHAL *et al.*, 1987). Dabei wurde mit einsetzender Desertifikation das Nitrat aus oxydierter organischer Substanz des Bodens freigesetzt und in den darunter liegenden Sedimenten der Kreideformation (engl.: underlying cretaceous formations) angereichert. Das bis heute anhaltende, extrem trockene Wüstenklima verhindert hierbei die weitere Verlagerung der Nitratanreicherungen aus diesen Böden.

⁶ Caliche sollte begrifflich nicht mit den in der älteren Literatur fälschlicherweise oft damit in Zusammenhang gebrachten „Calcretes“ (vgl. Kapitel 3.9.4) verwechselt werden.

Auch für die Wüstengebiete Nordamerikas wird Vergleichbares zur Bildung und Auswaschung von „subsoil-“ Nitratakkumulationen beschrieben (WALVOORD et al., 2003). Ein anhaltend gleichbleibendes halbwüstenhaftes (engl.: xeric) Klima während des Holozäns führte durch eine anhaltend geringe Auswaschung zu Nitratakkumulationen im Unterboden. Dabei konnte bei einigen Standorten anhand von kontaminiertem Grundwasser nachgewiesen werden, dass die Nitratakkumulationen nach einer Änderung der Landnutzung oder einem Klimawandel bereits vollständig mobilisiert wurden.

Somit sind zumindest langfristig aride bis semiaride Bedingungen erforderlich, um Nitrat-Lagerstätten zu bilden und darüber hinaus anhaltend aride bis hyperaride Bedingungen notwendig, um die vollständige Auswaschung des Nitrats zu vermeiden.

Diese Voraussetzungen haben jedoch im Untersuchungsgebiet der Kalahari nicht existiert. Das gegenwärtige Klima ist semiarid und lässt eine relativ weitreichende Sickerwasser- und Grundwasserneubildung zu. Es ist darüber hinaus eher unwahrscheinlich, dass es, aufgrund der wechselhaften Paläoklimaverhältnisse in der Kalahari, überhaupt zur Bildung von Caliche-Krusten kommen konnte (vgl. Kapitel 3.3, Kapitel 3.3.4 and Kapitel 3.4). Vor allem für die Zeit des letzten Pleistozäns belegen die Existenz ehemaliger Süßwasserseen verbunden mit fossilen Flusssystemen, in Verbindung mit hohen Ständen des Grundwasserspiegels und der viel größeren Ausdehnung der heutigen Makgadikgadi-Salzpflanzen, die abwechselnd immer wieder trockenen und humiden Phasen im Bereich der heutigen Kalahari (Kapitel 3.4.2). Auch im anschließenden Holozän sind wesentlich humidere Zeitabschnitte als unter rezenten Bedingungen verzeichnet worden (Kapitel 3.4.1). Daher kann davon ausgegangen werden, dass selbst in der vor-pleistozänen Vergangenheit gebildete Nitratanreicherungen, wie fossile mögliche Caliche-Salzkrusten oder sonstige Nitratlagerstätten, bereits von der vollständigen Auswaschung betroffen und an der damaligen Grundwasserneubildung beteiligt sein müssten. Darüber hinaus würde das mit Nitrat angereicherte Grundwasser, in diesem Zeitraum bereits mit dem Grundwasserstrom in Richtung der großen Salzpflanzen, in denen erhebliche Verdunstung bzw. Discharge stattfindet, verlagert worden sein.

Für den Ntane Sandstone-Aquifer sind daher andere, nicht lithogene Nitratquellen anzunehmen.

2.7.6 Direkte anthropogene Verunreinigung

Plumpsklos (engl.: pit latrines), die üblicherweise keinen abgedichteten Tank für Klärschlamm besitzen, sind im südlichen Afrika und Indien als Verursacher der Nitrat- und Keimbelastung des Grundwassers bekannt: *“Nitrate pollution due to deep leaching from pit latrines has caused water supply wells in eastern Botswana to exceed health limits concerning nitrate. It was deduced from the estimated intake of salt and protein by the population that, as an average, about 10 percent of the human nitrogen excretion is leached to the groundwater. This fraction was also found in southern India, where on-the-ground excretion is customary.”* (LAGERSTEDT, JACKS und SEFE, 1994). Allerdings kommen die „Pit latrines“ als Kontaminationsquelle nur für dichter besiedelte Bereiche, nicht aber für das Untersuchungsgebiet der östlichen Kalahari in Frage. Die Bevölkerungsdichte im Zentral Kalahari

Distrikt betrug im Jahre 1991 statistisch, im Mittel 3,16 Einw./km² (NRTC, 2001, S.7)⁷. Davon lebt allerdings der Hauptteil der Bevölkerung weit östlich vom Escarpment („Abbruchkante“) des Kalahariplateaus, und davon wiederum die meisten Menschen in den größeren Städten wie Francistown und Selebi Pikwe. Im Gebiet der Kalahari ist die Bevölkerungsdichte wesentlich geringer. Einzig bewohnt sind die weit gestreuten Zentren der extensiv geführten Rinderfarmen „Cattle Posts“. Diese wurden meist in den 1970er Jahren gegründet und haben einen gesetzlich vorgeschriebenen Mindestabstand von 8 km zueinander und werden teilweise nur von einzelnen Familien oder wenigen Farmarbeitern bewohnt. Bei einer geschätzten mittleren Farmfläche von 42 km² bis 64 km² mit jeweils etwa 6 bis 10 Einwohnern würde dies einer Bevölkerungsdichte von nur etwa **0,1 – 0,25 (Einw./km²)** entsprechen. Hinzu kommen große Grundwasser-Flurabstände von mindestens 50 m im mittleren und südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Eine nachweisbare Nitratbelastung des Grundwassers kann dort somit nicht von menschlichen Fäkalien stammen.

Allerdings ist eine anthropogene Verunreinigung aus Plumpsklos im nordwestlichen Arbeitsgebiet im Siedlungsbereich von Letlhakane und Orapa möglich, wo sich hängende Aquifere befinden, die in karstartigen calccretehaltigen Flussbettzementierungen des Letlhakane-Rivers angelegt sind. Hier stellen die teilweise geringen Grundwasser-Flurabstände (engl.: perched aquifers/perched groundwater) in Kombination mit nicht abgedichteten Fäkaliengruben, bei relativ dichter Besiedlung, ein hohes Gefährdungspotential des Trinkwassers dar (STADLER, 2005). So wird in Letlhakane Tränkwasser aus handgegrabenen, nur wenigen Metern tiefen Brunnen (engl.: „hand dug wells“) im trockenen Flussbett des Letlhakane Rivers entnommen (KEIPEILE, 2004). Dieses enthält Nitratkonzentrationen, die meist über dem Botswana drinking water standard⁸ von 50 mg NO₃ L⁻¹, bzw. bei 11,3 NO₃-N L⁻¹ liegen. Der höchste gemessene Wert einer Probe aus einem Hand Dug Well beträgt 245 mg NO₃ L⁻¹, was 55 mg NO₃-N L⁻¹ entspricht (KEIPEILE, 2004, p.31).

2.7.7 Viehzucht und Dungkontamination

Die extensive Rinderhaltung ist sehr weit verbreitet in der östlichen Kalahari. Dabei wird allerdings den naturnahen Bereichen der Weidefläche als Ort der Nitrat-Verlagerung relativ wenig Bedeutung beigemessen: *“The nitrogen circulation in general in the savanna ecosystem is not appreciably affected in spite of a large livestock density. Overall nitrate leaching is in the order of 1.5 kg N/ha/y, ...”* (LAGERSTEDT, JACKS und SEFE, 1994). Allerdings kommt es zu erheblicher Dungkontamination in den zentralen Kraals und den Bereichen der dazugehörigen Wasserstellen (vgl. Kapitel 3.7). Durch zusätzliche Durchfeuchtung dieser „Hot spots“ mit Urin und dem Entfallen der Transpiration aufgrund fehlender Vegetation kann dort die Auswaschung von Nitrat eine wichtige Rolle spielen (vgl. Kapitel 5.15).

⁷ Zum Vergleich: in Deutschland lebten im Jahre 2000 etwa 230 Einw./km² (Datenreport, Statistisches Bundesamt 2002)

⁸ Der Botswana drinking water standard entspricht dem WHO-Richtwert

2.7.8 Bergbau, Diamantminen

Im Bereich der Diamantmine von Letlhakane hat deren Betrieb, besonders durch Leckagen im Bereich der aufgestauten Minen-Abwässer in „Slimes-“ und „Slurry Dams“, negative Einflüsse auf die Grundwasserqualität. Neben hohen Gehalten an Schwermetallen werden hier auch hohe Nitratkonzentrationen gemessen, die möglicher Weise aus Resten von Sprengstoff stammen (KEIPEILE, 2004, S. 31). Dieser wird in großen Mengen als Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) zum Sprengen (engl.: pit blasting) des diamanthaltigen Kimberlitegesteins benötigt. Ein Ring von Entwässerungsbrunnen um die Minengrube senkt den Grundwasserspiegel im Bereich der Grube um ca. 200 m ab und verhindert somit zumindest außerhalb die direkte Kontamination des Grundwassers mit ammoniumnitrathaltigem Sickerwasser.

2.7.9 Zusammenfassung potentieller und nicht in Frage kommender Nitratquellen

Die folgende Tabelle 2.3 enthält eine zusammenfassende Übersicht der in den vorigen Abschnitten genannten möglichen und die für das Arbeitsgebiet überwiegend auszuschließenden Nitratquellen. Die Untersuchungen konzentrieren sich somit auf die Faktoren der ersten Spalte.

Tabelle 2.3: Potentielle und nicht in Frage kommende Nitratquellen. - Potential and non-potential nitrate sources.

<i>Potential nitrate sources</i>	<i>Non-potential nitrate sources</i>
<p>Soil:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Isotopes composition of NO_3 in groundwater indicates to soil inert processes as a potential source. <p>Nitrogen fixation:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Leguminous vegetation, like acacias, is able to fix surplus nitrogen in root nodules. - Termites are able to fix nitrogen in their alimentary-system and termites are able to tap deep groundwater. <p>Cattle Farming:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Obvious dung accumulations and moistening occurs at kraals of cattle posts. <p>Pans:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Surface runoff and sub-surface runoff transports water with additional organic matter to center bottoms of pans. - Fractures in subsurface Calcrete layers may enhance downward flow of drain water. - Increased leaching due to the combination of confluence and downward transport in cracks and fissures. <p>Diamond mining:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Explosives for mining are ammonium-nitrates, which do not react completely during explosive combustion. - Sewage water of deficient sealed slurry dams contents nitrate. 	<p>Caliches:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Climatically and palaeo-climatically conditions have not been constant dry for the formation of caliche/nitrate crusts. - Recent semi-arid conditions would have been eroded the caliche accumulations completely. <p>Lithogen mineral nitrogen:</p> <ul style="list-style-type: none"> - There are no geological beds or subsurface layers recorded, except of not removable fixed ammonium in parent material, which could bear mineral nitrogen inside. <p>Pit latrines:</p> <ul style="list-style-type: none"> - There are only small human settlements in the eastern Kalahari area, exception is area of Letlhakane village

2.8 Der Stickstoffkreislauf in semiariden Gebieten

Zum besseren Verständnis der Herkunft und Bildung des Nitrat aus der Boden, das ins Grundwasser verlagert und dort angereichert wird, ist die Kenntnis des Stickstoffeinträge und -austräge, sowie der Stickstoffflüsse und -umsetzungen in Pedosphäre und Atmosphäre notwendig.

2.8.1 Vergleich mit landwirtschaftlichem Stickstoffkreislauf

Abb. 2.2 zeigt den landwirtschaftlichen Stickstoffkreislauf gemäßigt humider Breiten, der mit gewissen Einschränkungen, Änderungen und Ergänzungen auf die semiaride Savanne mit extensiver Weidewirtschaft übertragbar ist.

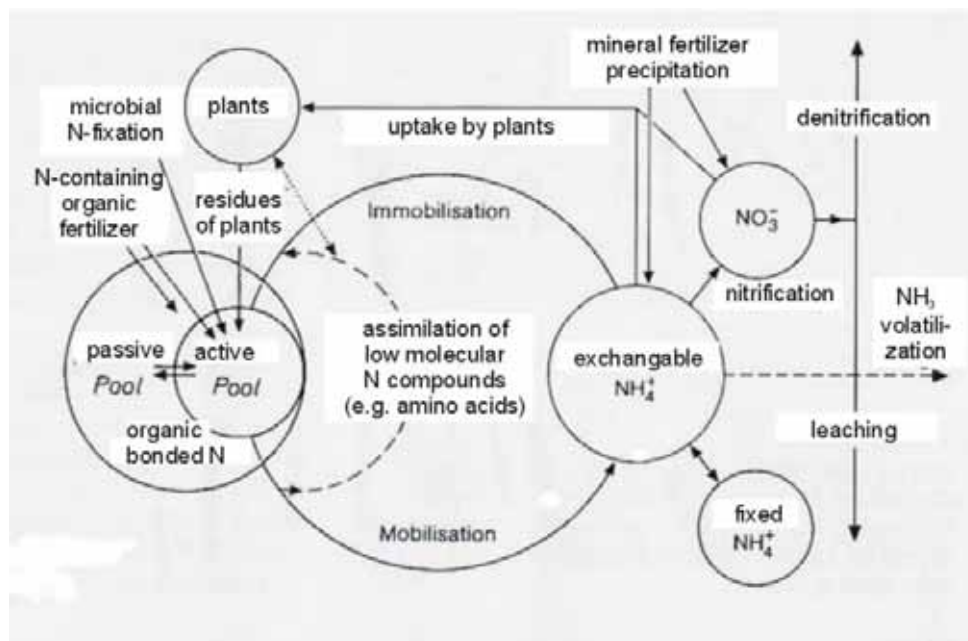


Abb. 2.2: Der Stickstoffkreislauf des Bodens. - Soil nitrogen cycle (nach SCHACHTSCHABEL et al., 1998).

- Statt der Entnahme des pflanzlichen Erntegutes erfolgt ein Abweiden von Gräsern und Laub durch Rinder.
- Statt Pflanzenrückständen aus der Ernte fällt Laub und Totholz der Savannenvegetation an.
- Eine Düngung, wenn auch im kleineren Umfang erfolgt über Ausscheidungen der Weidetiere, wobei Verluste durch Ammoniakverflüchtigung zu berücksichtigen sind.
- Austauschbares NH_4 spielt wahrscheinlich aufgrund tonarmer Arenosole der Kalahari eine untergeordnete Rolle. Ausnahmen können Calcisols und vertisolartige Sedimente in Pfannen darstellen.
- Denitrifikation ist zumindest bei den gut durchlüfteten Arenosolen sowie unter den semiariden Verhältnissen in der Kalahari nicht möglich, jedoch in mit Wasser aufgestauten Pfannen und Sammelpätzen der Rinder (Kraals) denkbar.

- N-Verluste sowie veränderte N-Mineralisationsraten durch häufig auftretende Buschbrände sind zu berücksichtigen.
- Stickstofffixierung wird aufgrund der Leguminosen wie zum Beispiel der weit verbreiteten Akazienspezies eine wesentliche Rolle im Arbeitsgebiet spielen.

2.8.2 Stickstoffkreislauf unter Akazienvegetation

Die in den N-Kreislauf eingebundene Stickstofffixierung von Akazien wird von ROBERTSON (1994) mit folgenden Schema in Abb. 2.3 verdeutlicht.

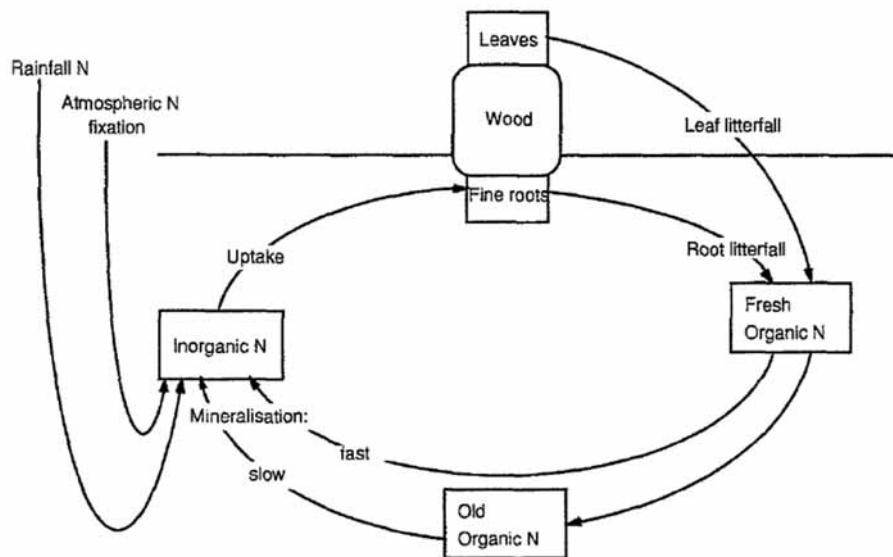


Abb. 2.3: Schema des Stickstoffkreislaufes unter Akazie. - Scheme of the nitrogen cycle under acacia (ROBERTSON, 1994).

2.8.3 Stickstoffflüsse im Arbeitsgebiet, Konzeptentwurf

Eine schematisch zusammenfassende Vorstellung vom N-Kreislauf im Arbeitsgebiet vermittelt Abb. 2.4. Mögliche Nitratquellen (vgl. Kapitel 2.7.9), die ein Grundwassergefährdungs-Potential darstellen werden bereits angedeutet. Die Betrachtung des N-Kreislaufes in Savannenökosystemen im Allgemeinen und im Arbeitsgebiet im Besonderen ist ein wichtiger Gegenstand der Ergebnisse und Diskussion dieser Arbeit. Hierzu befindet sich eine ausführliche Erörterung in Kapitel 6.1. und Kapitel 6.2.

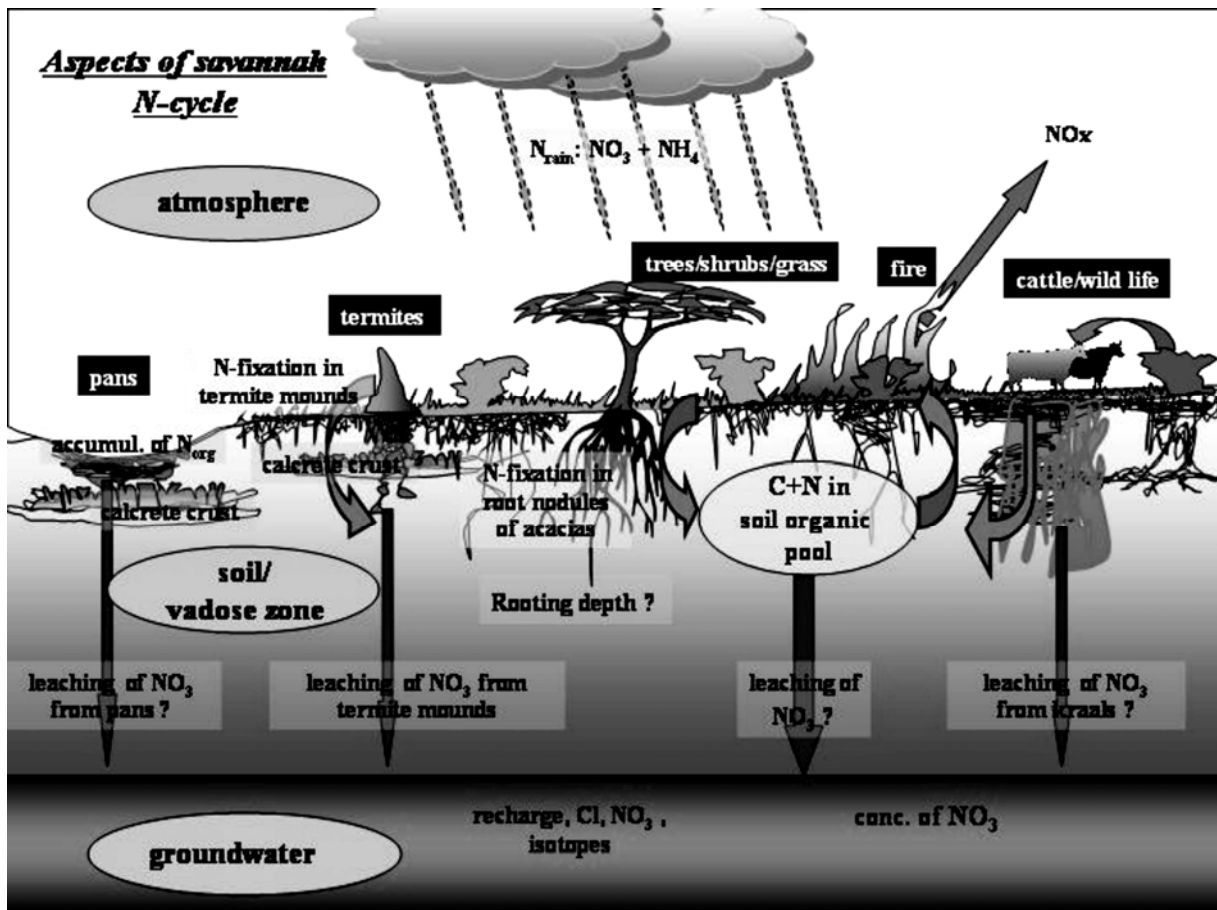


Abb. 2.4: Entwurf eines vereinfachten, möglichen Stickstoffkreislaufes des Arbeitsgebietes. - Outline of a simplified, possible N-cycle of the investigation area.

3 Gebietsbeschreibung und geographischer Überblick

3.1 Botswana allgemein

Die Republik Botswana (auch Botsuana) liegt als Binnenstaat im zentralen südlichen Afrika und ist mit 581.730 km² Fläche etwa der Flächengröße Frankreichs vergleichbar. Das Land liegt zwischen 17°30' und 28° südlicher Breite sowie zwischen 20° und 29° Länge östlich des Meridian von Greenwich. Mit 1.722.000 Einwohnern ist es bei 3,0 Einwohnern pro km² eines der am dünnsten besiedelten Länder der Welt. Städte und größere Siedlungen befinden sich hauptsächlich im fruchtbareren Ostteil des Landes. Die Hauptstadt Gaborone ist mit 186.000 Einwohnern größte Stadt des Landes, gefolgt von Francistown mit 83.000 Einwohnern (WELTALMANACH, 2005).

Den fast unbewohnten größten Teil des Landes bildet mit 80 % Flächenanteil die Kalahari, die sich bis in das südlich gelegene Südafrika und ins westliche Namibia erstreckt (Abb. 3.1).

Botswana ist klimatisch kontinental semiarid, die Luftfeuchtigkeit allgemein sehr gering. Die im Jahresmittel gemessenen Niederschläge steigen von Südwesten mit weniger als 250 mm nach Nordosten mit bis zu 650 mm an. Neben der räumlichen, ist auch die zeitliche Variation zwischen Feucht- und Trockenphasen stark ausgeprägt. 90 % der Niederschläge fallen in den Sommermonaten von November bis April. Im südlichen Afrika ist allgemein ein fast 20 Jahre währender Zyklus von abwechselnden Trocken- und Feuchtperioden zu beobachten (Kapitel 3.3.4).

Wirtschaftlich wird das Bruttosozialprodukt hauptsächlich durch die Gewinnung von Rohdiamanten im Gebiet von Orapa und Letlhakane erwirtschaftet. Daneben spielen Gold- und Kohleabbau eine Rolle, landwirtschaftlich ist die extensive Viehzucht mit mittlerweile 3,5 Mio. Rindern von großer Bedeutung (NRTC, 2001).

3.2 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Arbeitsgebiet befindet sich im Nordostbereich der Kalahari Botswanas zwischen den Orten Serowe (42.400 Einwohner) und Orapa (9.190 Einwohner), das etwa 25 km westlich von Letlhakane (18.137 Einwohner) liegt. Dabei reicht es bei einer länglichen Südost-/Nordwestausdehnung von ca. 200 km und ca. 70 km Breite vom Escarpment des Kalahariplateaus bis an den Nordrand der Sua Pan, die zu der östlichen der Makgadikgadi Salzpflanzen gehört (Abb. 3.1).



Abb. 3.1: Übersichtskarte Botswanas und die Lage des Untersuchungsgebietes (graues Oval).- Overview map of Botswana and the position of the investigation area (grey oval) (Lambert Conformal Conic Projection, U.S. Central Intelligence Agency).

Die räumliche Begrenzung des Arbeitsgebietes ist durch die Koordinaten in Tabelle 3.1 gegeben.

Tabelle 3.1: Koordinaten der äußersten Begrenzung des Arbeitsgebietes. - Coordinates of the outer boundary of the investigation area.

Outer boundary:	UTM, K 35	Latitude and longitude
Southeastern boundary	475.000, 7.515.000	22° 28' 16" S, 26° 45' 26" E
Northwestern boundary	325.000, 7.700.000	20° 47' 30" S, 25° 19' 7" E

3.3 Klima

Das Klima der Kalahari im Arbeitsgebiet zwischen Serowe und Orapa/Letlhakane ist tropisch semiarid bei ausgeprägter sommerlicher Regenzeit und trockenen Wintern. Die starke saisonale Variation der Niederschläge prägt das Klima stärker als die Temperaturunterschiede, so dass die Termini feuchte und trockene Jahreszeit zutreffender sind als Sommer und Winter.

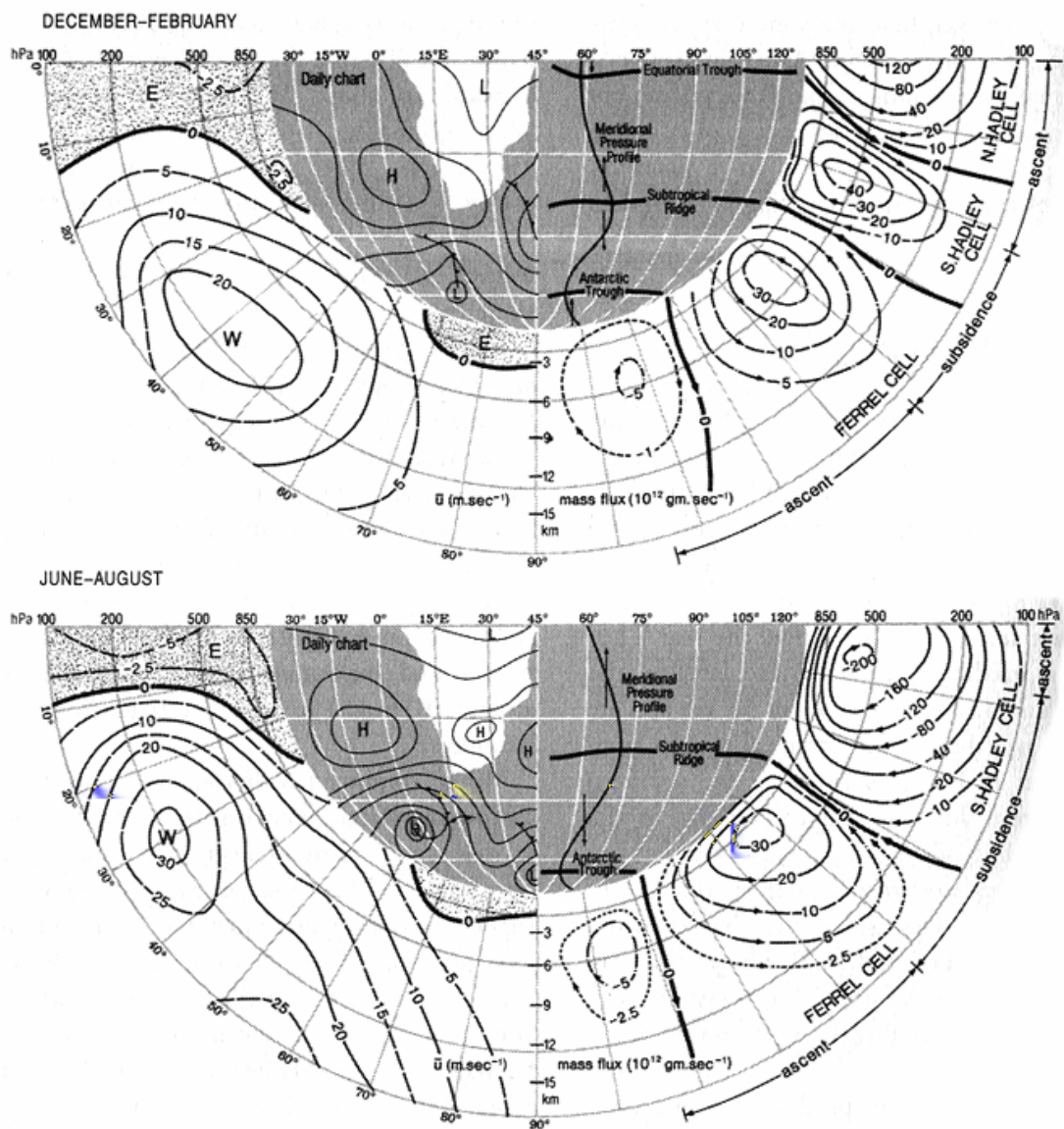


Abb. 3.2: Mittlere zonale Winde und Luftmassenflüsse von Dezember bis Februar sowie von Juni bis August und der südlichen Hemisphäre (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000, S. 160). - Mean December-February and June-August zonal wind and mass flux in the southern hemisphere (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000, p. 160)

Die Kalahari liegt im Einflussbereich des subtropischen Hochdruckrückens der südlichen Hemisphäre (Abb. 3.2). Dabei wirkt die Landmasse des südlichen Afrika wie ein sich nach Süden verjüngender meridionaler Finger, der besonders im Sommer eine Aufspaltung des Hochdruckgürtels bewirkt. Die jahreszeitliche Verlagerung der Komponenten der tropischen atmosphärischen Zirkulation, insbeson-

dere der Innertropischen Konvergenz Zone (ITCZ)⁹, hat dabei den wesentlichen Einfluss auf die Herausbildung der wichtigsten Luftmassenbewegungen an der Landoberfläche der Kalahari, wie dem Südatlantischen Luftstrom, dem eindringenden ostafrikanischen Monsun und den tropischen Ostwinden des Indischen Ozeans (THOMAS und SHAW, 1991).

3.3.1 Niederschläge

In einer Studie im Gebiet der Makhi Experimental Farm, ca. 40 km nordwestlich von Serowe, (MPHINYANE, 2001) wird der langjährige Niederschlag mit **451 mm** (1925 - 1998) angegeben. Diese Angabe deckt sich gut mit den Niederschlagsdaten der Polizeistation in Serowe, wobei dort das 30-jährige Jahresmittel mit 460 mm berechnet wird (Abb. 3.3).

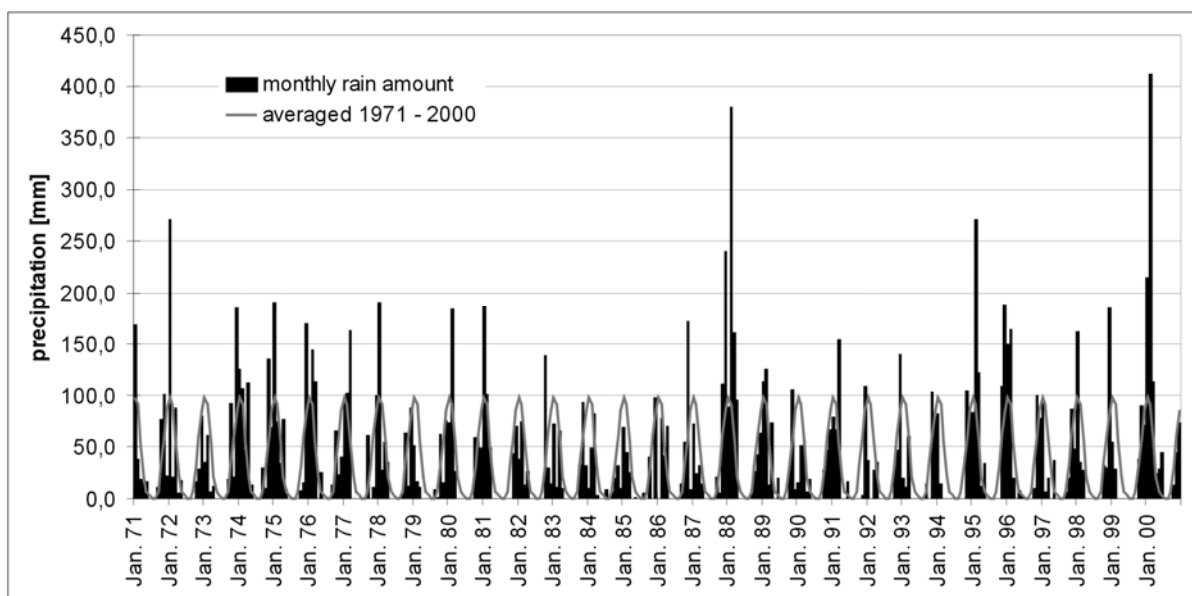


Abb. 3.3: Monatliche Niederschlagsmengen gemessen an der Polizeistation in Serowe von 1971 bis 2000; Die graue Linie ist das entsprechende langjährige Monatsmittel. - Monthly rainfall amounts measured at Serowe police station from 1971 to 2000; the gray line is the respective long-time monthly average.

Die zeitliche Niederschlagsverteilung ist dabei sowohl zwischen den Jahren wie auch innerhalb der einzelnen Monate im Bezug auf ihre durchschnittliche Normalverteilung stark schwankend. So kommt es durch Starkregenereignisse, die infolge starker Landmassen-/Lufterwärmung und damit verbundener labiler Schichtung und Konvektion entstehen, zu einer räumlich und zeitlich sehr unregelmäßigen Verteilung der Niederschläge. Im letzten Jahr der 30-jährigen Niederschlagsmessreihe wurde mit 970 mm die insgesamt höchste Jahresniederschlagsmenge erreicht. Allein 412 mm betrug dabei die Niederschlagsmenge im Monat Februar des Jahres 2000. Die geringsten Niederschläge fielen im

⁹ Die ITCZ, von engl. Intertropical Convergence Zone, teilweise auch als *Innertropical Convergence Zone* geschrieben, ist die äquatoriale Tiefdruckrinne zwischen den Passatgürteln und entsteht als Folge der Luftmassenkonvergenz der sich auflösenden Passatwinde, welche zur aufsteigenden Luftmassenbewegung mit Konvektion führt.

Jahr 1984 mit nur 223 mm Jahresmenge. Über die kurzfristigen Monats- und Jahresschwankungen hinaus existiert ein im Mittel etwa 18 Jahre dauernder quasiperiodischer Niederschlagszyklus in dem sich feuchte und trockene Phasen ablösen (vgl. Kapitel 3.3.4).

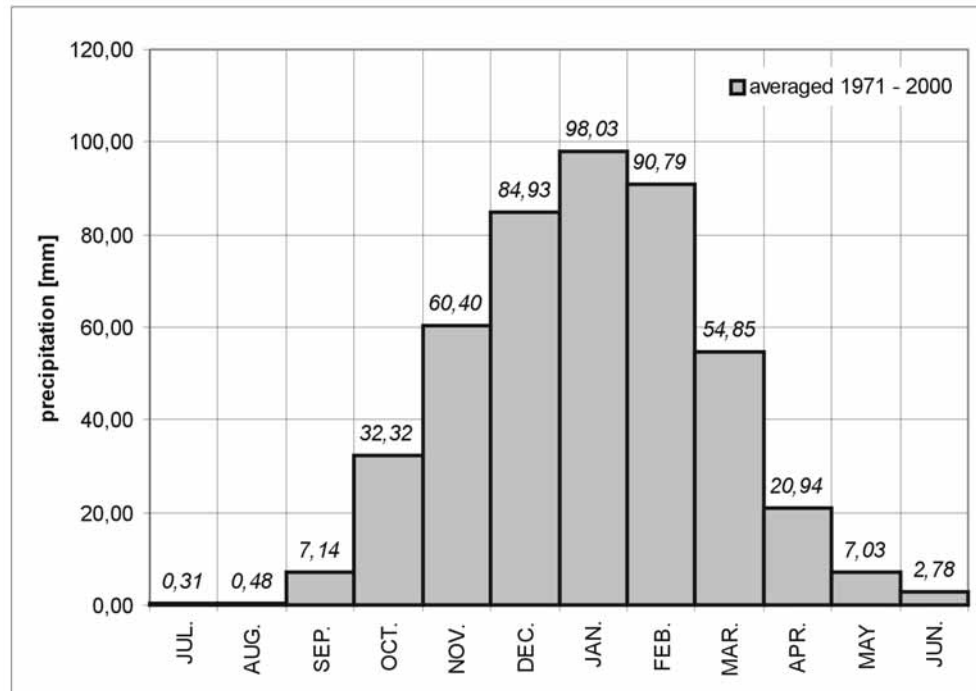


Abb. 3.4: Langjährig gemittelte monatliche Niederschlagsmengen eines hydrologischen Jahres, gemessen an der Serowe Polizeistation von 1971 bis 2000. - Longtime averaged monthly rainfall amounts of a hydrological year, measured at Serowe police station from 1971 to 2000.

Bezogen auf das hydrologische Jahr von Juli bis Juni ist der in der Mitte der Regenzeit gelegene Januar mit 98 mm der Monat mit den höchsten mittleren Niederschlägen (Abb. 3.4). Die trockenen Wintermonate Juni, Juli und August weisen nur sporadisch in einigen Jahren geringfügige Niederschläge auf. Dabei kann sich die Trockenzeit bis in den Dezember hinein verlängern, was im daraus folgenden Mangel an Grünfutter in Bezug auf die Rinderzucht fatale Folgen haben kann.

Die räumliche Niederschlagsverteilung des Arbeitsgebietes im Jahresmittel kann aus Abb. 3.5 entnommen werden. Wie schon anhand der langjährigen Niederschlagsreihen beschrieben, liegen bei Serowe die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen bei ca. 450 mm. Sie fallen in westliche Richtung des Arbeitsgebietes, bei Orapa auf Niederschlagsmengen von ca. 380 mm ab.

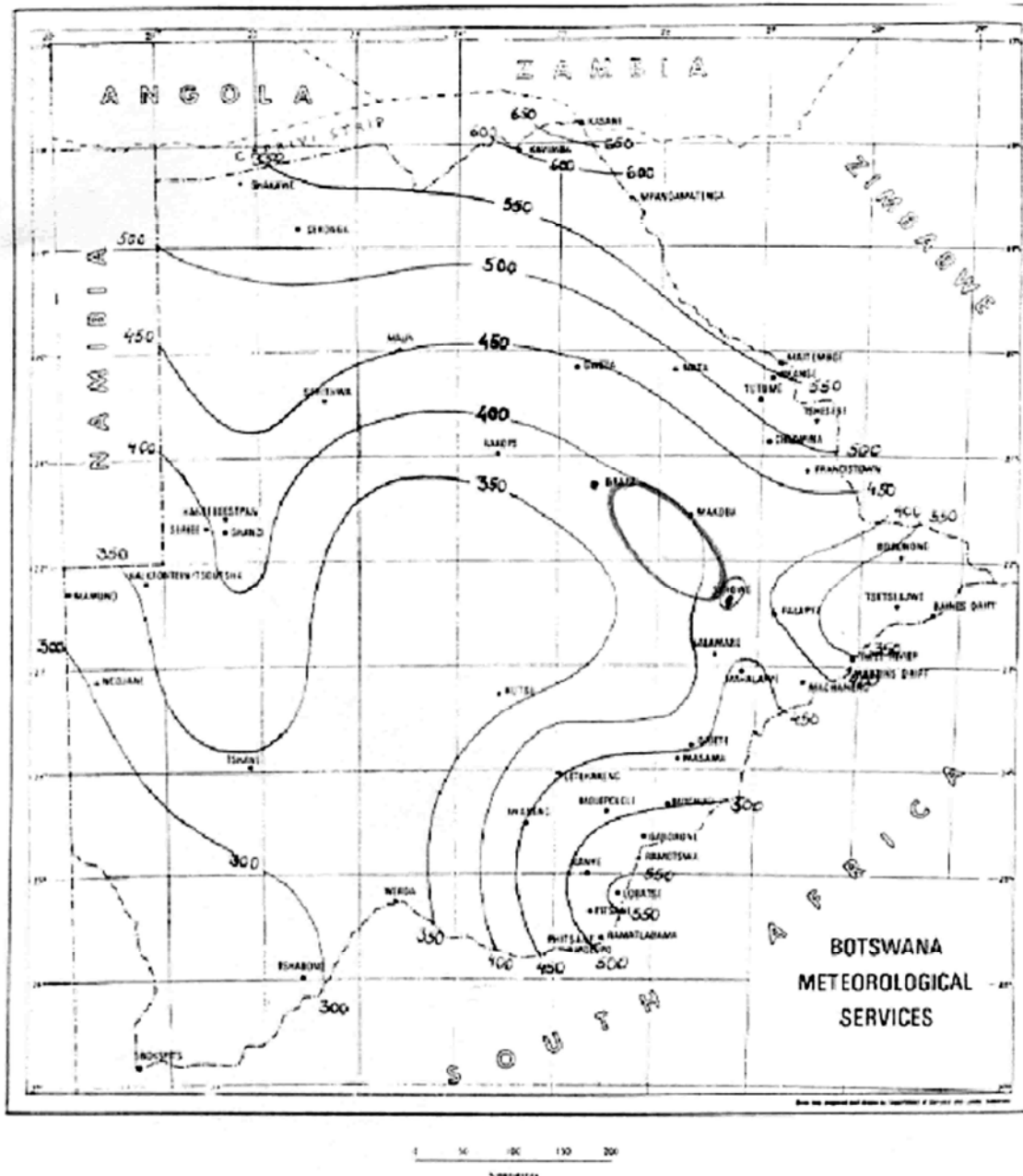


Abb. 3.5: Karte der mittleren Jahresniederschläge und ihre räumliche Verteilung in Botswana. - Botswana map of mean annual rainfall and precipitation distribution (BHALOTRA, 1987).

3.3.2 Lufttemperaturen

Allgemein sind in den Tropen die jahreszeitlich bedingten Temperaturunterschiede aufgrund des sich proportional im Verhältnis zu höheren Breiten weniger verändernden relativen Sonneneinstrahlungswinkels ausgeglichener. Die direkte Sonneneinstrahlung wird außerdem durch die Sommerniederschläge und damit einhergehende häufigere Wolkenbildung gemindert.

Allerdings ist das Klima der Kalahari aufgrund der zentralen Lage im südlichen Afrika kontinentaler und damit durch die geringere Wärmespeicherfähigkeit der Landmassen gegenüber den Ozeanen größerer Temperaturschwankung unterworfen. Außerdem befindet sich die Erde gegenwärtig in ihrer

elliptischen Umlaufbahn am 2. bis 3. Januar im Perihel, d.h. sie ist im Südhalbkugelsommer der Sonne am nächsten. In dieser Phase ist die Erde gegenüber dem Jahresmittel etwa 3,5 % erhöhter solarer Strahlung ausgesetzt (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000). Durch diesen Effekt werden also Winter und Sommer der Nordhalbkugel gemildert und der Südhalbkugel extremer, was dem Effekt ihrer unterschiedlichen Landmassenverteilung entgegenwirkt.

Die letzteren Faktoren verstärken die Jahresamplitude der Temperaturen in der Kalahari. An der Wetterstation von Serowe betragen die Maximum-Temperaturen 32°C im Sommermonat Dezember und 23°C im Juni bis Juli, die Minimum-Temperaturen 18 und 4°C respektive (MPHINYANE, 2001).

Der Temperaturverlauf im Arbeitsgebiet kann aus Abb. 3.6 entnommen werden.

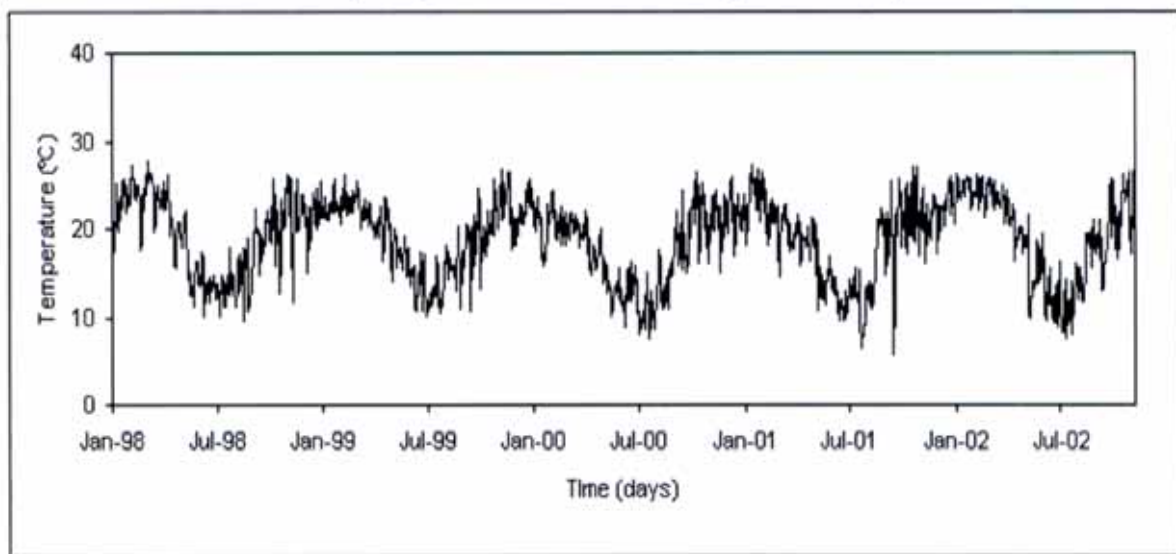


Abb. 3.6: Tagesmittel der Lufttemperatur der Mokongwe ITC- Station. - Daily average air temperatures in Mokongwe ITC- station (ZZIWA, 2003).

3.3.3 Relative Feuchte

Im Tagesverlauf wurden in Serowe morgens um 8:00 h die höchsten und nachmittags um 14:00 h die jeweils geringsten relativen Feuchten gemessen. In Abb. 3.7 sind die gemittelten relativen Feuchten, gemessen an der Mokongwe ITC Station in 2 m Höhe über dem Boden, von Januar 1998 bis November 2002 dargestellt (ZZIWA, 2003).

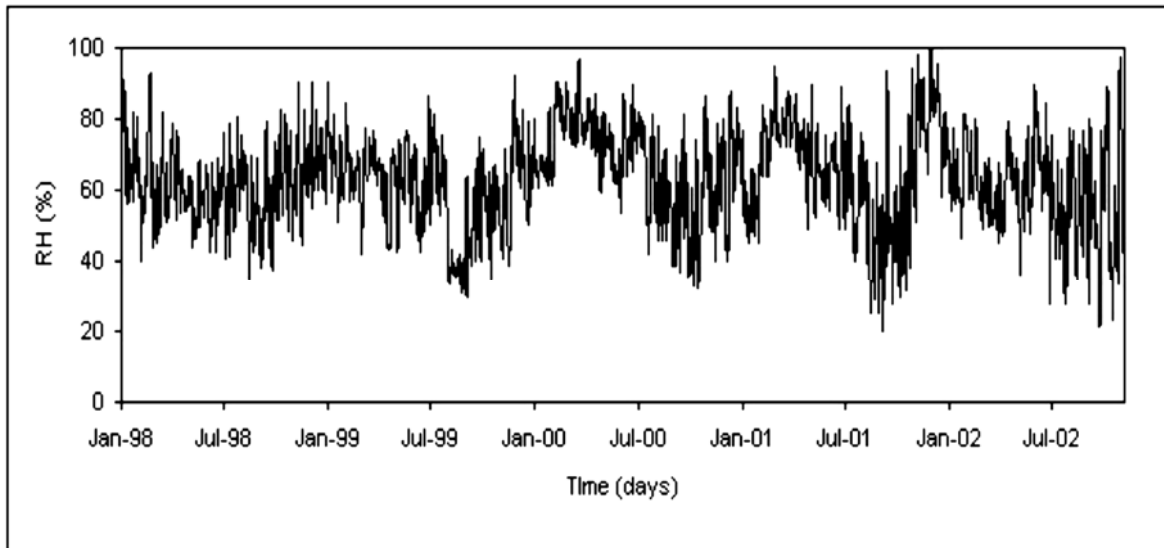


Abb. 3.7: Mittlere relative Luftfeuchte an der Mokongwe ITC- Station. - Average relative humidity at Mokongwe ITC- station (ZZIWA, 2003).

3.3.4 Klimavariationen

Temporale und räumliche Klimavariationen sind für das südliche Afrika typisch und für das letzte Jahrhundert dokumentiert. Während die meisten kurzfristigen Veränderungen eher zufällig verteilt zu sein scheinen, ist ein quasi 18 Jahre dauernder Zyklus aus Feucht- und Trockenperioden signifikant (Abb. 3.8).

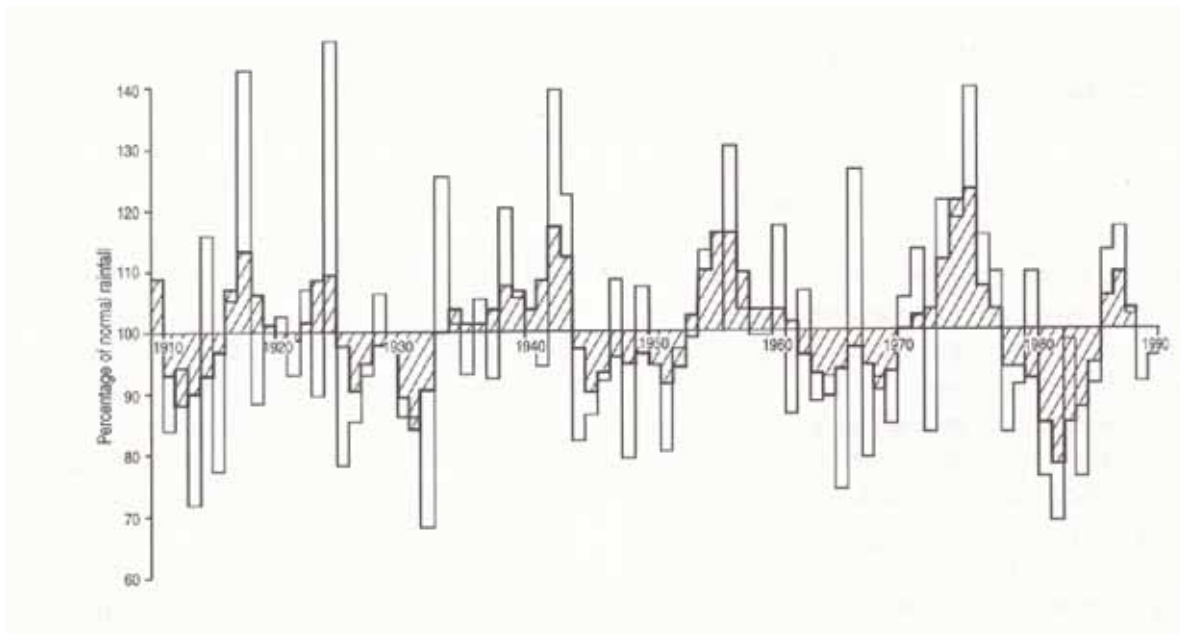


Abb. 3.8: Gebietsweise gemittelte regionale Niederschlagsserien für die Sommerregen-Region von Südafrika in der Periode von 1910 bis 1990. Die Werte der horizontalen Achse markieren das Jahr in welchem der Oktober – September Regenfall begann (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000). - An areally averaged rainfall series for the summer-rainfall region of South Africa for the period of 1910 – 1990. Dates on the horizontal axis give the year in which the October – September rainfall years began (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000).

Diese sind an die „El-Niño“ Southern Oszillation (ENSO) der südlichen Hemisphäre gekoppelt. Die ENSO wird durch atmosphärische Fluktuationen wie großräumige Schwingungen des Luftdruckes und daraus resultierende Luftmassen-Ausgleichsbewegungen zwischen südöstlichem pazifischen subtropischen Hoch und indonesischen äquatorialem Tief hervorgerufen. Darüber hinaus bestehen Wechselwirkungen mit dem Verlauf, der Stärke und den Oberflächentemperaturen bestimmter Ozeanströmungen (wie z.B. Humboldt-, Benguela- und Äquatorialströme). Bestimmte Regionen der Nordhalbkugel sind ebenfalls über sogenannte Teleconnections an die Oszillation der südlichen Hemisphäre gebunden.

Während der ENSO-Hochphase befinden sich die dominierenden Wolkenbänder über dem südlichen afrikanischen Kontinent, was dort allgemein höhere Niederschlagsraten bewirkt. Die Wolkenbänder rücken während der ENSO-Tiefphase über die Ostküste Richtung Madagaskar, wodurch in dieser Phase geringere Niederschläge auf dem Festland fallen. (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000).

3.4 Paläoklima

Hinsichtlich der erheblichen Grundwasser-Flurabstände im Arbeitsgebiet von 50 m bis 100 m sowie der teilweise als sehr gering anzunehmenden Versickerungsgeschwindigkeiten (vgl. Kapitel 5.13.1 Chlorid-Massen-Bilanz (CMB) Berechnung der Versickerung) ist es wichtig, die Grundwasserneubildungsbedingungen unter paläoklimatischen Aspekten zu berücksichtigen, da diese zum einen tiefere Bereiche der vadosen Zone noch prägen können und zum anderen die Grundwasserchemie, hinsichtlich humider Phasen, wesentlich mitbestimmen (HEATON, 1984).

So gab es während, aber auch nach der letzten Eiszeit humidere Phasen. Diese führten, zumindest während der Eiszeit zu einem wesentlichen Anstieg des Grundwasserspiegels des Ntane Sandstone Aquifers und zur Ausbildung von zahlreichen Flusssystemen mit Süßwasserseen. Die heutigen Makgadikgadi Pans besaßen als flächendeckende Süßwasserseen eine wesentlich größere Ausdehnung.

Paläoklimatische Veränderungen in der Kalahari lassen sich unter anderem durch ehemalige Strandterrassen von Seen, durch Süßwasser- und Pfannensedimente, anhand von Stratigraphien der Stalagmiten in Kaltfluthöhlen und durch fossile Dünenverläufe rekonstruieren.

3.4.1 Klima im Holozän

Ein Problem stellt die Rekonstruktion des Paläoklimas nach der letzten Eiszeit, also etwa der letzten 10.000 bis 12.000 Jahre dar. Der lückenloseste Nachweis ist wahrscheinlich durch die Analyse von 6.600 Jahre alten Stalagmiten aus der Kaltfluthöhle im Makapansgat Valley südwestlich von Pietersburg in Südafrika gegeben, die sich etwa 350 km südöstlich vom eigenen Untersuchungsgebiet befindet. Die einzelnen Wachstumsschichten der Tropfsteine können einzelnen Jahren zugeordnet werden und korrelieren dabei stark positiv mit den entsprechenden Jahresniederschlagsmengen (HOLMGREN *et al.*, 1999; TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000). Dabei ist das regionale Klima an der Graufärbung (greyness) der jährlichen Stalagmitenschichten ablesbar. Diese Chronologie korreliert abschnittsweise

gut mit dendro-chronologischen Folgen, d.h. mit Hilfe der Datierungsmethode von Jahrringmustern von Bäumen. Diese sind jedoch aufgrund von regional kleinräumigen Klimavariationen für den südafrikanischen Raum mit Unsicherheiten verbunden.

Die Abschätzung des zeitlichen Verlaufes in Bezug auf die Tendenz zu warmfeuchtem oder kalt-trockenem Klima im Bereich der Kaltlufthöhle im Makapansgattal ist in Abb. 3.9 dargestellt.

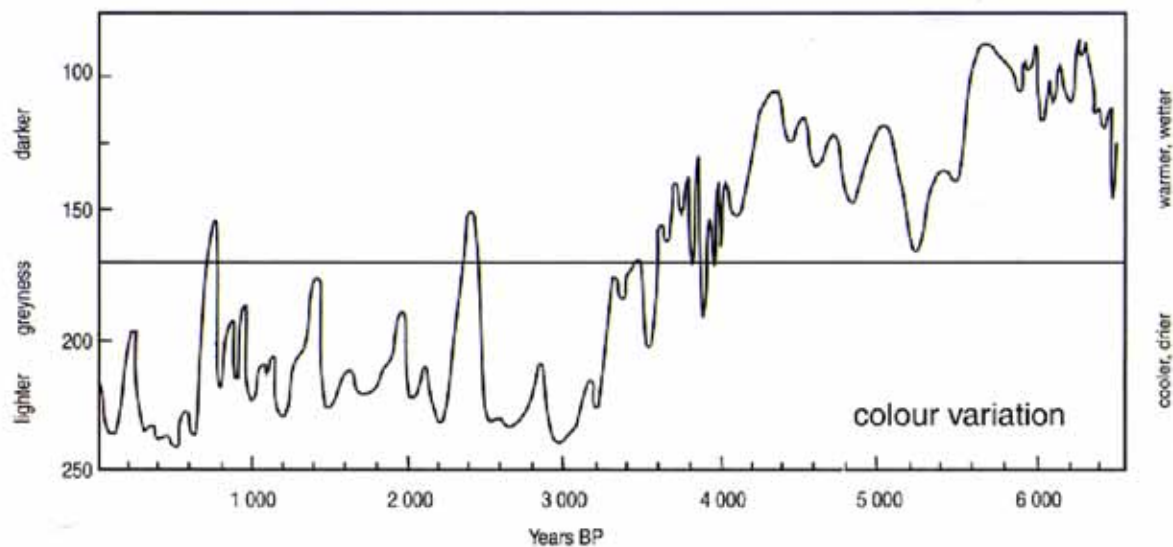


Abb. 3.9: Eine 6 600- Jahre Ableitung aus Farbtondichte- (Grauwerte-) Änderungen eines Stalagmiten aus der Kaltlufthöhle im Makapansgattal südwestlich von Pietersburg. Die Rohdaten wurden mit 5-fachem Binominalfilter gefiltert (Abbildung ohne Isotopendiagramme, nach TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000, p.316). - A 6 600-year report of color density (grey level) changes in a stalagmite taken from Cold Air Cave in the Makapansgat Valley south-west of Pietersburg. The raw data have been filtered with a 5-term binominal filter (figure without isotope diagrams, after TYSON and PRESTON-WHYTE, 2000, p.316).

Die Zeitspanne von vor 6.600 Jahren bis zur Gegenwart ist von rechts nach links folgend auf der horizontalen Achse dargestellt. Auf der vertikalen Achse sind die Grauwerte der Stalagmitenschichten nach unten hin heller und nach oben dunkler werdend dargestellt, was entsprechend kühl-trockeneren bzw. feuchtwärmeren Bedingungen zugeordnet wird.

Deutlich zu erkennen sind die allgemein warmfeuchteren Klimabedingungen bis zu einem Wechsel vor etwa 3.500 bis 4.000 Jahren zu einem bis heute allgemein deutlich kühleren und trockeneren Klima. Dabei gab es vor 2.600 Jahren einen deutlichen Peak der Erwärmung und bis etwa vor 700 Jahren immer wieder kürzere wärmere Phasen. Im Zeitraum von etwa 300 bis 700 Jahren vor Heute war das Klima etwas kühler und trockener als im Durchschnitt der letzten 3.500 Jahre. In diesem Zusammenhang treten verschiedene Oszillationsbandbreiten auf. Die 120-Jahr Oszillation deckt sich dabei gut mit südafrikanischen Baumringserien (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000).

Da im 350 km entfernten Arbeitsgebiet von einer ähnlichen grundlegenden Klimaveränderung vor 3.500 bis 4.000 Jahren ausgegangen wird, kann hier im Zeitraum bis vor dem Wechsel von wesentlich höheren Niederschlägen als unter rezenten Bedingungen ausgegangen werden. Aus hydrogeologischer

Sicht werden demnach vor der Klimaveränderung, trotz gleichzeitig höherer Temperaturen, mehr Vegetation und somit höherer Evapotranspiration, deutlich erhöhte Versickerungsraten existiert haben, die zu beachtlicher Grundwasserneubildung führten. Somit befand sich der Grundwasserspiegel der Kalaharilandoberfläche wesentlich näher als im heutigen Zustand. Möglicherweise zeugen die durchschnittlich wesentlich geringeren Salzgehalte des Grundwassers gegenüber den höheren Salzgehalten des rezenten Sickerwassers von humideren Neubildungsbedingungen des Grundwassers in der Vergangenheit (vgl. Kapitel 7.6).

3.4.2 Letztes Glazial des Pleistozän

Das Makgadikgadi Bassin, dessen rezente Sua Salzpflanze unmittelbar nördlich des Untersuchungsgebietes liegt, wies im Zeitraum des letzten Glazials mindestens zwei Phasen mit hohen Seewasserständen vor 32.000 und 27.000 Jahren auf, was anhand einer Diatomeenflora nachgewiesen werden konnte. Dagegen weisen die Carbonate von Terrassen-Calcreten des Boteti River-Zuflusses eine jüngere ^{14}C -datierte Pedogenese auf (SHAW *et al.*, 1997).

Anhand von Bohrkernen aus Pfannensedimenten der Labatse-Pan wurden die paläoklimatischen Bedingungen der südöstlichen Kalahari von vor rund 60.000 Jahren bis heute analysiert. Dabei wurde die jüngste Feuchtperiode auf 29.000 Jahre vor Heute datiert und ist charakterisiert durch eine geflutete Pflanze mit einer Schilfbedeckung und schwankenden Wasserständen (HOLMGREN und SHAW, 1996).

Im Bereich der Tsodilo Hills Inselberge, westlich vom Okavango Delta, wurden anhand von Mollusken und ebenfalls Diatomeenüberresten von ehemaligen Süßwassersedimenten die regionalen, pleistozänen Umweltbedingungen bestimmt. Darüber hinaus fanden an fixierten linearen Dünenresten, die in Nachbarschaft der Felshügel liegen, Altersbestimmungen statt. In der Studie wird aufgrund der Seestände mit feuchten Klimabedingungen vor 40.000 bis 32.000 Jahren und mit einer möglichen Austrocknung vor 22.000 bis 19.000 Jahren gerechnet. Für aridere Umweltbedingungen steht auch die lineare Dünenbildung, welche vereinzelt vor 36.000 bis 28.000 Jahren, aber nicht mehr nach dem letzten glazialen Maximum vor 21.000 bis 18.000 Jahren stattfand (THOMAS *et al.*, 2003a; THOMAS *et al.*, 2003b). Nach paläoklimatischen Rekonstruktionen betragen die Niederschläge zur Zeit des glazialen Maximums vor 21.000 bis 18.000 Jahren gegenüber heutigen Verhältnissen etwa nur 30 % bis 40 % und die durchschnittlichen Temperaturen betragen ca. 16°C bis 17°C (TYSON und PRESTON-WHYTE, 2000).

Fossile oder fixierte Dünenreste linearer Ausprägung finden sich praktisch im gesamten Bereich der Kalahari (THOMAS und SHAW, 1991). Die Mega Kalahari des südlichen Afrika reicht bis in weite Gebiete Angolas und Namibias hinein und war das weltweit größte quartäre Wüstenbecken.

Die ehemaligen linearen Dünenverläufe, die sich aufgrund unterschiedlicher Bodenverhältnisse in ENE bis WSW verlaufenden Vegetationsstrukturen des Satellitenbildes zeigen, sind auch im überwiegenden Flächenanteil des eigenen Arbeitsgebietes zwischen Serowe und Orapa vorhanden (vgl. Kapitel 5.2.2, Abb. 5.2 & Abb. 5.4).

In einer paläoklimatischen Studie im Nordosten der Kalahari fanden mittels optischer Quarzsandanalysen Datierungen statt, um eine Chronologie arider Intervalle mit linearer Dünenbildung zu bestimmen. So wurden Phasen äolischer Deposition während der letzten Interglazial- und Glazialstadien in Zeiträumen etwa von vor 115.000 bis 95.000 Jahren, von vor 46.000 bis 41.000 Jahren und von vor 26.000 bis 20.000 Jahren vor Heute bestimmt. Diese Abschnitte sind von zeitlichen Ablagerungslücken unterbrochen, die humideren Phasen zugeordnet werden (STOKES *et al.*, 1998).

Somit ergibt sich, zusammengesetzt aus oben geschilderten Untersuchungen, folgendes Gesamtbild des Ablaufes der paläoklimatischen Tendenzen für das Untersuchungsgebiet (Abb. 3.10).

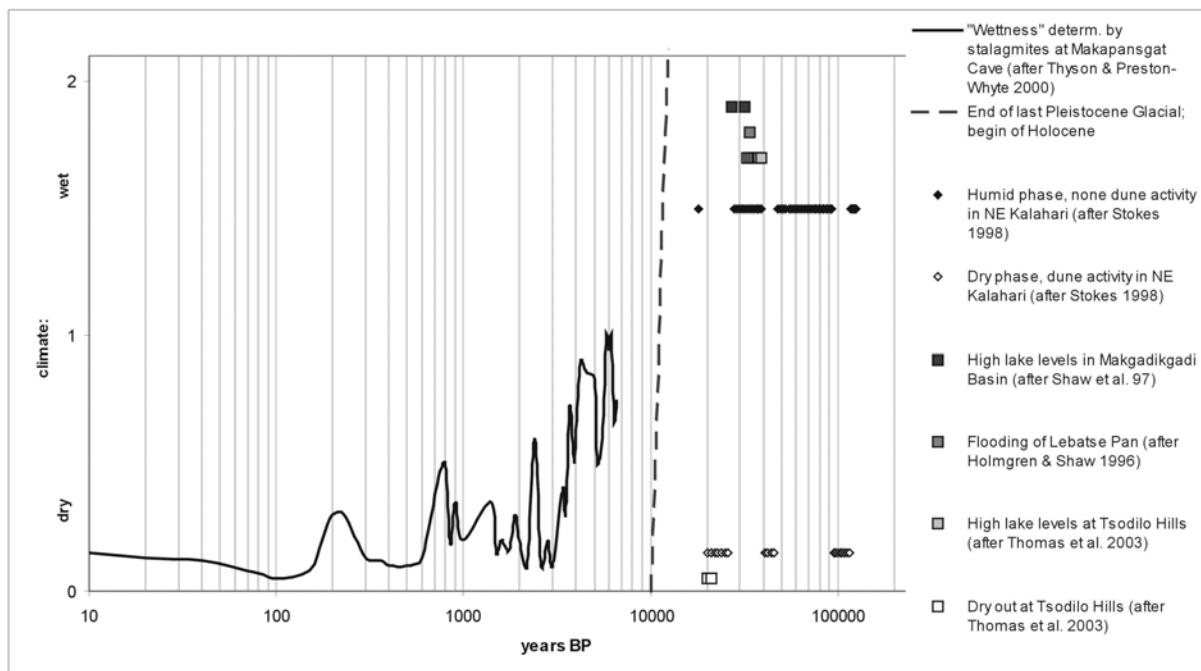


Abb. 3.10: Rekonstruktionsschema von Klimabedingungen der letzten 150 000 Jahre (x-Achse = logarithmische Zeitskala) anhand von verschiedenen Literaturquellen. Die y-Achse zeigt trockene (unten) bis feuchte (oben) Tendenzen der Klimakonditionen an. - Scheme of reconstruction of climate conditions of the last 150 000 yrs. (x-axis = log. time scale) by use of different literature sources. The y-axis shows dry (bottom) to wet (top) tendencies of palaeo-climate.

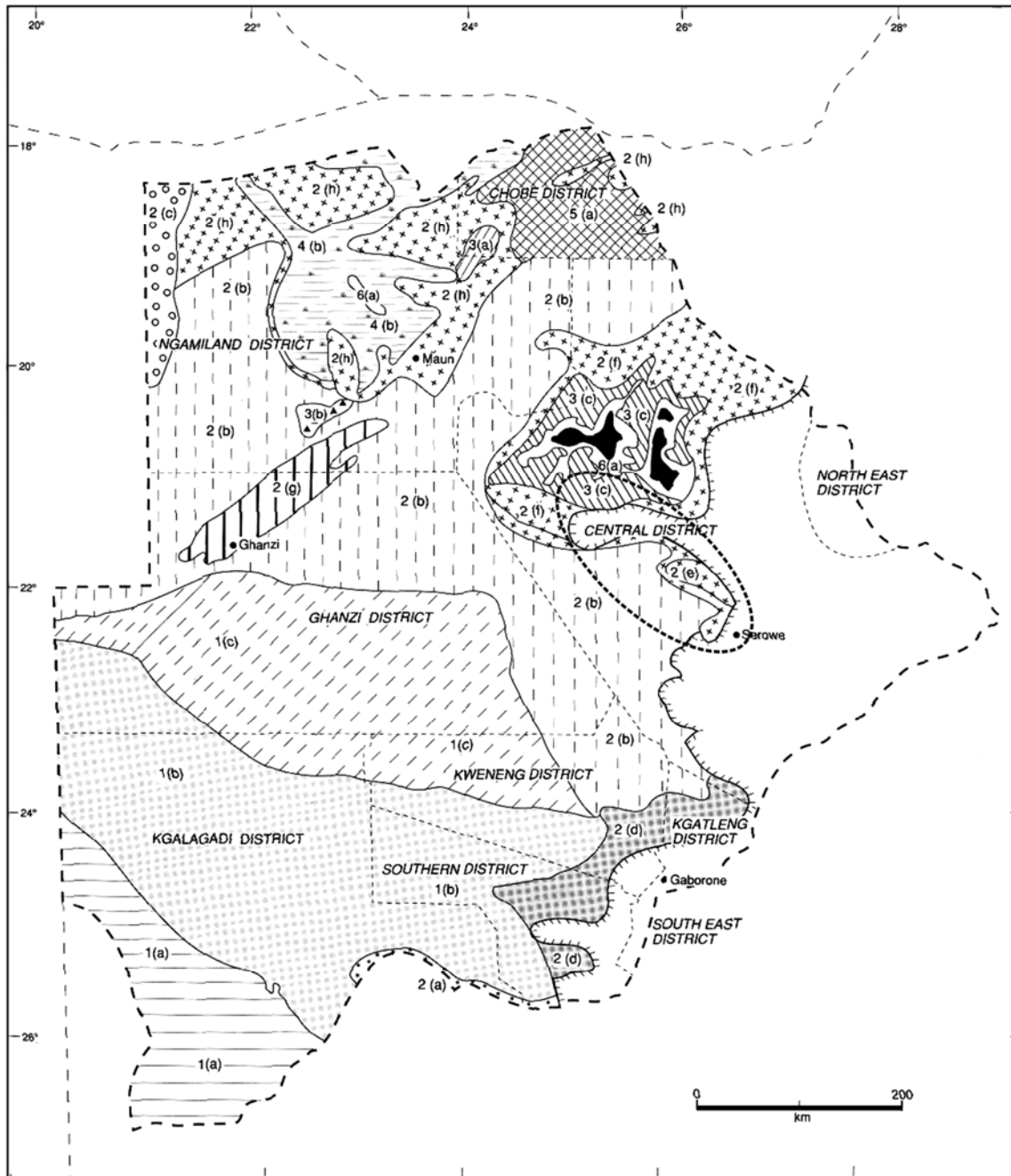
3.5 Vegetation

Die Kalahari besitzt trotz der relativen Nährstoffarmut und der geringen nutzbaren Feldkapazität ihrer meist sandigen Böden eine als Savanne relativ flächendeckend und gut entwickelte Vegetation (THOMAS und SHAW, 1991, S. 96). Die Savanne ist eine Grasslandformation der wechselfeuchten Tropen und ist im Central Kalahari District meist als Dornsavanne ausgeprägt. Durch die Verbreitung von Büschen und Bäumen ist das Grassland nicht dicht geschlossen. Die Gewächse sind durch ihren xerophilen Charakter, wie zum Beispiel den Verdunstungsschutz durch Verdickung der Rinden und Ausprägung feinfiedriger Blätter oder wasserspeichernde Wurzeln, an die viele Monate andauernden Trockenzeiten angepasst. Da die Gräser der Dornbuschsavanne im Vergleich zu feuchteren Savannenformen weniger verholzt und somit nährstoffreicher sind, existiert unter natürlichen Bedingungen eine höhere Wildtierdichte (HARMS *et al.*, 1992, S. 358).

Ein scheinbares Paradoxon der Savannenvegetation der Kalaharizone ist die relativ begrenzte Anzahl der unterschiedlichen dominanten Spezies, obwohl grade im kleinräumigen Gebietsmaßstab markante Unterschiede der Vegetation festzustellen sind. Der Grund liegt in den vielfältigen Kombinationen von Holz- und Kräutergewächsen. In der pflanzlichen Biozönose der Kalahari kommt daher den relativ unterschiedlich zusammengesetzten Vegetationsgesellschaften, gegenüber der absoluten Anzahl verschiedener Spezies, mehr Bedeutung zu (THOMAS und SHAW, 1991).

Nach Abb. 3.11 ist die Art der Vegetation im südöstlichen Arbeitsgebiet überwiegend als Baum- und Dornbuschsavanne der nördlichen Kalahari (Northern Kalahari Tree and Bush Savanna) einzustufen. Im Mittel- bis Westteil, etwa auf der Höhe Mashoro bis Orapa, und teilweise am Rand des Escarpments befindet sich ein Bereich an gemischter, *Mopane* dominierter Baum- und Buschsavanne (Mixed Mopane Bushveld). Im Randbereich der zu den Makgadikgadi Salzpflanzen gehörenden Sua Pan, die das nordwestliche Arbeitsgebiet begrenzt, herrscht Delta Grassland vor, das aus Salz tolerierenden Gräsern besteht und teilweise als Weideland dient. Unterstützt durch tiefgründige, leicht durchwurzelbare Sandböden in Kombination mit relativ hohen Niederschlägen, sind Wälder vorwiegend im Norden und Osten der Kalahari vorhanden (RINGROSE *et al.*, 2002).

Im Arbeitsgebiet sind am häufigsten die für die Dornbuschsavanne charakteristischen Bäume und Sträucher der Gattung *Acacia* vertreten. Die Stipeln (Nebenblätter) ihrer doppelt und paarig gefiederten Blätter sind häufig dornartig entwickelt. *Acacias* gehören zu der Unterfamilie der *Mimosoideae* und sind weltweit mit 750 Arten vertreten (WEBERLING UND SCHWANTES, 2000).



- | | |
|--|--|
| <p>1 SHRUB SAVANNA
 a. Arid Shrub Savanna
 b. Southern Kalahari Bush Savanna
 c. Central Kalahari Bush Savanna</p> <p>2 TREE SAVANNA
 a. Molopo Thornveld
 b. Northern Kalahari Tree and Bush Savanna
 c. Northwest Tree Savanna
 d. Arid Sweet Bushveld
 e. Mixed Mopane Bushveld
 f. Mixed Mopane Tree and Bush Savanna
 g. Ghanzi Bush Savanna
 h. Ngamiland Tree Savanna</p> | <p>3 GRASS SAVANNA
 a. Mababe Grassland
 b. Lake Ngami Savanna Grassland
 c. Delta Grassland
 d. Fringe Pan Grassland</p> <p>4 AQUATIC GRASSLAND
 a. Vlei Grassland
 b. Swamp Grassland</p> <p>5 DRY DECIDUOUS FOREST
 a. Chobe Forest</p> <p>6 RIPARIAN FOREST
 a. Okavango Fringe Forest</p> |
|--|--|

Abb. 3.11: Vegetationsgesellschaften im Arbeitsgebiet (ovale Markierung) der östlichen Kalahari Botswanas (Karte aus THOMAS und SHAW, 1991, S.100). – Vegetation communities of the investigation area (oval marking) in eastern part of Botswana Kalahari (map in THOMAS und SHAW, 1991, p.100).

Einige der im Arbeitsgebiet typischen, auf Sandböden bzw. den *Arenosolen* auftretenden Vegetationsgesellschaften dominanter Baum- und Buschspezies sind zum Beispiel:

- *Acacia Erioloba* (engl.: camelthorn) in Kombination mit *Grewia Flava* (engl.: brandybush, velvet raisin) und *Dichrostachys Cinerea* (engl.: Kalahari Christmas tree)
- *Acacia Luederitzii* (synonym: *Acacia Retinens*) in Kombination mit *Grewia Flava* und *Boscia Albitrunca* (engl.: shepherd's tree)
- *Terminalia Sericea* in Kombination mit *Grewia Retinervis* (engl.: Kalahari sand raisin), *Acacia Erubescens* (engl.: yellow bark acacia, blue thorn) und *Ochna Pulchra* (engl.: peeling plane)
- *Ochna Pulchra* in Kombination mit *Dichrostachys Cinerea* und *Grewia Retinervis*.
- *Grewia Flava* in Kombination mit *Acacia Hebeclada* (engl.: candle thorn), *A. Erioloba* und *A. Tortilis* (deutsch: Schirmakazie, engl.: umbrella thorn)

Auf tonhaltigeren Böden, oft mit Calcrete im Untergrund (*Petric Calcisols*), findet sich als dominanter Laubbaum meist *Colophospermum Mopane* (allg.: Mopane-Baum), in Kombination mit *Acacia Erubescens* oder *Ochna Pulchra*. Zum Thema Vegetation finden sich weiterleitende Informationen in Kapitel 5.2 und detaillierte Angaben zu Biomassen Nährstoffumsetzungen in Kapitel 6.2.3.



Abb. 3.12: Pflanzengesellschaft aus Akazien-Dornbuschvegetation - Plant community of acacia-thorn bush

3.6 Wildtiere und deren Verdrängung

Savannenbiome haben eine eigene Zooformation, die durch grassfressende, wiederkäuende Huftiere bestimmt ist. Die Tiergesellschaften der Savannen haben sich erst relativ spät im Tertiär entwickelt, wobei sie in Afrika, aufgrund der dortigen großen Ausdehnung des Grasslandes, am differenziertesten sind. Geographisch wichtige Tiere der Dornsavannen Afrikas sind zum Beispiel Gras und Kräuter verzehrende Zebras, Gnus, Elanantilopen, Breitmaulnashorn unter den großen Lauftieren, sowie Kudu, Oryxantilopen, Gazellen, Springböcke unter den kleineren Lauftieren. Auf Gras und Blätter ist der afrikanische Steppenelefant spezialisiert, während Giraffen sich ausschließlich von Blättern ernähren. Warzenschweine (engl. warthogs) bevorzugen Wurzeln und Kräuter, Strauße dagegen Pflanzensamen. An Raubtieren seien Löwen, Leoparden, Servale, Geparden (engl. cheetahs) und vor allem die zahlreich vorkommenden Hyänen erwähnt.

Geschichtliche Beeinflussung der Wildtierbestände

Eine zunehmende Beeinflussung der Umwelt der Kalahari durch Menschen begann schon während der späten Eisenzeit. Im neunzehnten Jahrhundert führte die Industrialisierung europäischer Länder unter anderem zu einem wachsenden Bedarf an natürlichen Produkten wie zum Beispiel Elfenbein und Fellen, die auch im größeren Umfang aus der Kalahariregion stammten. Gleichzeitig erfolgte eine Ausdehnung der extensiven Viehzucht in den Randbereichen der Kalahari. Während die Ausbeutung durch die Jagd und der Export in den Händen von Europäern lagen, wurden die Produktion und der Zwischenhandel des Rindfleisches eher von verschiedenen einheimischen ethnischen Gruppen betrieben.

Ab Mitte des 19. Jahrhunderts nahm der Einfluss auf die Tierbestände durch zunehmende Bejagung dramatische Formen an. Einen Einblick dazu geben die Verkaufszahlen geschossener Wildtiere eines Händlers aus Shoshong (etwa 70 km SSW von Serowe) aus dem Jahr 1865: Berechnet wurden 5.000 Elefanten, 3.000 Leoparden, 3.000 Löwen, 3.000 Straussen, 250.000 kleinere Pelztierarten und etwa 100.000 zur Fleischproduktion geeignete Wildtiere. Die Menge an verkaufter Elfenbeinproduktion eines Händlers bei Mpandamatenga lag in den Jahren von 1871 bis 1875 bei 10.000 kg bis 14.500 kg pro Jahr.

Die zunehmende Bejagung und der Druck durch Nahrungskonkurrenz hervorgerufen durch immer flächenhaftere Rinderzucht verdrängten mehr und mehr die ursprünglichen Weidetiere sowie deren natürliche Jäger. Hinzu kam das Verschwinden natürlicher Wasserstellen durch die teils anthropogen und teils klimatisch bedingte Austrocknung von Seen, wie zum Beispiel der Ngami Lake sowie der zahlreichen Quellen in Pfannen. Somit verschwanden zuerst die besonders wasserabhängigen Tiere wie Elefanten, Flusspferde und Nashörner. Die Verschlechterung der Graslandqualität, nicht zuletzt infolge weidender Rinder, hatte vor allem eine Verdrängung der großen Sable Antilope, der Roan Antilope, der Tsessebe Antilope (äußere Erscheinung ähnlich dem Hartebeest) sowie des Zebra zur Folge. Hierdurch konnten sich die weniger spezialisierten Pflanzenfresser wie Büffel, Kudu Antilope,

Impala Antilope, Springbok und wahrscheinlich auch der Gemsbok weiter ausbreiten. Zwischen den 1920er und 1970er Jahren wurde vom Auftreten großer Herden, bestehend aus Springboks, Wildebeests oder Hartebeests, berichtet, die manchmal bis zu mehrere Zehntausend Tiere umfassten. Eine große Anzahl dieser normaler Weise weit migrierenden Pflanzenfresser verendete, abgeschnitten von Futter- und Wasserstellen, an den Zäunen, die in den siebziger Jahren gegen die Ausbreitung von Rinderseuchen errichtet wurden (THOMAS und SHAW, 1991). Aufgrund der Umzäunung kommen selbst die Tiere des Central Kalahari Reservat, mit 52 800 km² Fläche größer als Dänemark, nicht ohne zusätzliche künstliche Wasserstellen aus.

Wildtierbestand nach Ausweitung der Viehzucht

Bis auf die Gebiete der Wildschutzreservate, sind besonders die großen Wildtiere, wie Elefanten, Giraffen, Nashörner, Zebras und größeren Antilopenarten durch die vor über drei Jahrzehnten forciert aufkommende Viehzucht (vgl. Kapitel 3.7.1) aus der Kalahari verdrängt worden. Trotz dieser einschneidenden Veränderungen der Lebensgrundlagen gibt es bis heute eine relativ große Anzahl wildlebender Tiere in der Kalahari (Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2: Geschätzte Wildtier-Population in der Kalahari Desert und mögliche jährliche Jagdrate bei nachhaltiger Nutzung. - Estimated wildlife populations in the Kalahari Desert and possible annual off-take at sustainable levels.

<i>Species</i>	<i>Population</i>	<i>Possible off-take</i>
Wildebeest	315.058	25.718
Hartebeest	293.462	26.918
Springbok	101.408	9.058
Zebra	100.295	10.029
Ostrich	92.286	5.693
Gemsbok	71.423	5.412
Eland	18.832	1.250
Duiker	6.594	
Kudu	6.429	484
Giraffe	4.406	170
Steenbok	2.122	
Warthog	878	

(Data from DHV Consulting Engineers, 1980, cited in THOMAS und SHAW, 1991)

Statistiken über die früheren Wildbestände oder genauere Abschusszahlen liegen nicht vor, so dass über deren ursprüngliche Populationsdichten, im Gegensatz zur relativ gut bekannten, heutigen Beweidungsdichte der Rinder, keine genauen Angaben erfolgen können. Dieser Umstand erschwert den Vergleich zwischen der ursprünglichen natürlichen Fauna im Vergleich zu der heutigen extensiven Viehzucht und deren Wirkungen auf das Savannenökosystem bzw. die unterschiedlichen Einflüsse auf

den N-Kreislauf. Einige signifikante durch Viehwirtschaft mitbewirkte Veränderungen, wie die Zunahme von Holzgewächsen bei gleichzeitigem Zurückgang der Gräser, werden in Kapitel 3.7 behandelt.

3.7 Extensive Viehzucht

3.7.1 Rinderhaltung in Botswana

In Botswana wird der größte Teil der Landesfläche (77%) zur Viehwirtschaft genutzt. Darüber hinaus machen Nationalparks und Wildschutz-Reservate weitere 17,5% der Landfläche aus. Seit den frühen 1970er Jahren wurden in Botswana im großen Maßstab Projekte vorangetrieben, um die Weideland-Ressourcen der Kalahari zu erschließen und nutzbar zu machen (THOMAS und SHAW, 1991). So wird seit dieser Zeit auch im östlichen Kalahari-Bereich des Central District, welches das Arbeitsgebiet mit abdeckt, flächendeckend extensive Rinderhaltung betrieben. Diese dient zur kommerziellen Erzeugung von Exportwaren wie Fleisch- und Lederprodukten, wobei die Milchviehwirtschaft praktisch nicht vertreten ist. Aufgrund des Wassermangels sowie der dafür unzureichenden Bodenqualität findet im Gebiet der Kalahari kein regulärer Anbau von Feldfrüchten statt und insgesamt spielt die Ackerbau in Botswana eine untergeordnete Rolle (BURGESS, 2005).

Voraussetzung für die Rinderzucht in der grundwasserfernen östlichen Kalahari ist die zuverlässige Versorgung der Tiere mit Tränkwasser, die mittels Tiefbrunnen gewährleistet wird. Somit konnte dauerhafte Weidewirtschaft in Gebieten eingeführt werden, die sonst höchstens saisonal, in Jahren mit ausreichenden Niederschlagsmengen als Weideland genutzt werden konnten. Um den Ntane-Sandstone-Aquifer mit 50 m bis 100 m Flurabstand zu erreichen, ist technisch aufwendiges Bohrgerät erforderlich (vgl. Kapitel 4.5). Die meistens von einem Dieselmotor betriebenen Tauchpumpen fördern das Grundwasser aus entsprechenden Tiefen empor (Abb. 3.13).

3.7.2 Cattle Post System

Im Arbeitsgebiet wird extensive Viehzucht überwiegend in offenen Rinderfarmen, die als Cattle Post bezeichnet werden, auf Tribal Land betrieben. Dabei ist, im Gegensatz zu den weniger verbreiteten Farmen auf Privatland (Ranch), das Weideland der Cattle Posts nicht durch Einzäunungen voneinander abgegrenzt. Im Zentrum eines Cattle Post befindet sich der Kraal, ein eingezäunter, etwa 0,5 ha umfassender Platz für die Rinder. Nur einige Meter neben dem Kraal befindet sich zumeist das dazugehörige Brunnen-Bohrloch mit Dieselmotor angetriebener Tauchpumpe. Daneben sind der Wasservorratstank und die Tränke der Rinder. Die angestellten Hirten und deren Familien oder die Angehörigen des Cattle Post-Besitzers wohnen in Hütten, die etwa 50 m bis 100 m vom Kraal entfernt sind. Die mittlere Fläche, bzw. der freie Einzugsbereich, eines Cattle Post im Arbeitsgebiet hat eine mittlere Ausdehnung von ca. 61 km² (6.100 ha), bedingt durch den gesetzlichen Mindestabstand von 8 km Brunnenabstand um Überweidung vorzubeugen (DURAIAPPAH und PERKINS, 1999; MPHINYANE,

2001). Der tatsächliche Einzugsbereich eines einzelnen Cattle Post wird durch die Anzahl und das Ernährungsverhalten der Rinder definiert und lässt sich somit nicht genau festlegen. Im Arbeitsgebiet erfolgt die Nutzung als Weideland annähernd flächendeckend. Im Vergleich mit anderen semiariden Gebieten ist die Kapazität der Beweidungsdichte im Ost- und Mittelteil des Arbeitsgebiets mit durchschnittlich 11 ha pro Livestock Unit (LSU)¹⁰ bei einem größeren Schwankungsbereich, als unterdurchschnittlich gering einzuschätzen (BURGESS, 2005; MOA, 2002b). Im Bereich bei Letlhakane/Orapa liegt die Beweidungsdichte mit 21 bis 26 LSU/ha noch deutlich darunter. Somit liegt im östlichen Teil des Arbeitsgebietes der Viehbestand bei durchschnittlich 550 LSU pro Cattle Post. Dabei wurden maximale Stückzahlen von 1500 Rindern (= 1000 LSU), und minimale Stückzahlen von 77 Rindern (= 58 LSU) auf Cattle Posts der östlichen Kalahari beobachtet (Duraiappah und Perkins, 1999). Aufgrund der eher spärlichen Vegetation, der Sommerregen in Verbindung mit langen Trockenzeiten, der wenig fruchtbaren Bodenverhältnisse sowie der durch Viehtritt leicht zu zerstörenden Grasnabe kommt es zumindest teilweise, vor allem in der Nähe von Kraalen und entlang der Cattle Tracks (Rinderpfade) zur Überweidung.



Abb. 3.13: Dieselmotor zum Betrieb einer Brunnen-Tauchpumpe zur Förderung von Grundwasser aus dem Ntane-Sandstone-Aquifer. - Diesel engine powering a submerged well pump, to deliver groundwater from the Ntane sandstone aquifer.

¹⁰ 1 LSU = 1 Livestock Unit entspricht einem ausgewachsenen Rind von 400 kg Lebendgewicht.



Abb. 3.14: Zone I mit Cattle Post-Kraal der Rinder (oberes Foto) sowie der Viehtränke (unteres Foto). Im Hintergrund sind jeweils die Wassertanks zu sehen. - Zone I, shown is the cattle post-kraal (top picture) as well as the watering trough (picture below). In the background are the water tanks.

Die Auswirkungen zeigen sich einerseits in der Abnahme von Flächen mit mehrjährigen Gräsern und Kräutern in Verbindung mit der überproportionalen Ausbreitung von Büschen (engl.: bush encroach-

ment), also der überproportionalen Zunahme von Holzgewächsen. Diese ist zum einen durch den Wegfall der Wasser Konkurrenz durch die Gräser (DOUGILL und COX, 1995; DOUGILL, THOMAS und HEATHWAITE, 1999; MARTIN *et al.*, 2003) bedingt und hängt zum anderen mit der Verteilung von Pflanzensamen wie z.B. der *Grewia Flava*-Büsche durch Rinder zusammen (TEWS, 2003). Andererseits kommt es in der unmittelbaren Nähe der zentralen Kraals und Wasserstellen zur völligen Degradation der Vegetation durch Viehtritt (engl.: trampling) (Abb. 3.14). Büsche und Gräser sind dort praktisch nicht vertreten, dafür kommen höhere Bäume vor, deren Blätter vom Vieh nicht erreichbar sind. Mit zunehmenden Beweidungsradius stellen sich von Zone I bis Zone IV (Abb. 3.15) naturnähere Verhältnisse der Vegetation ein.

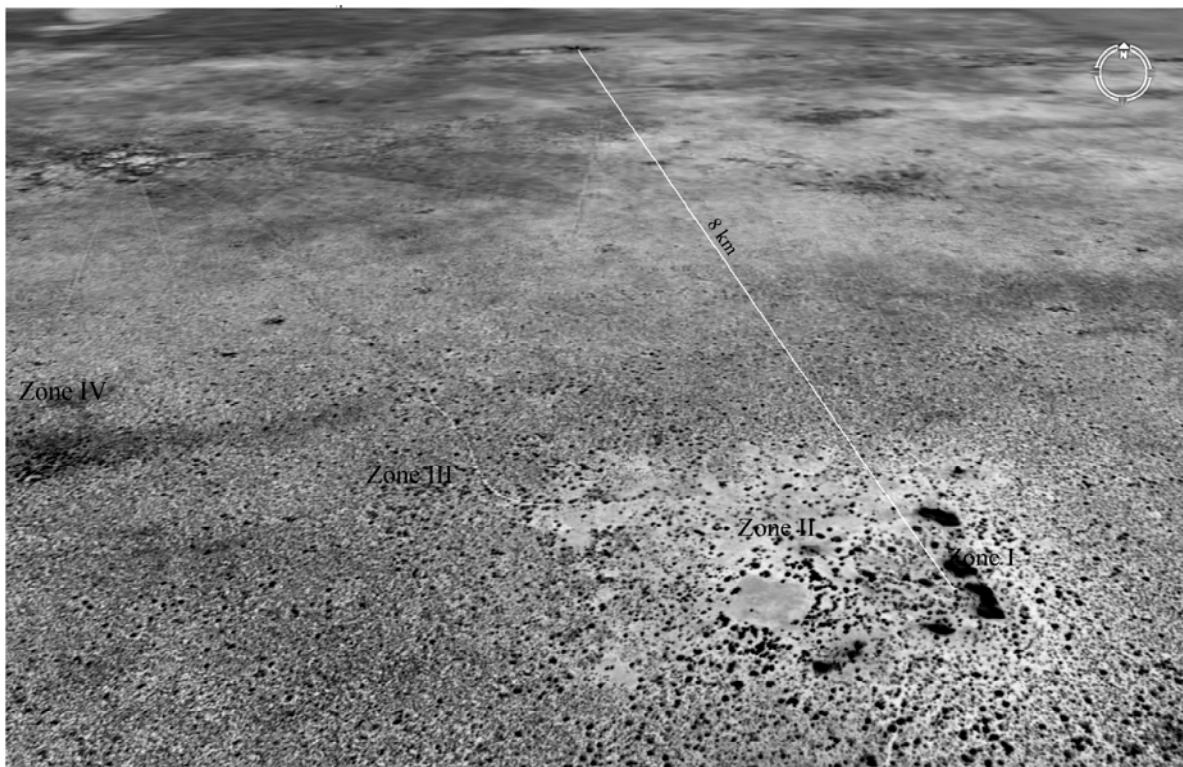


Abb. 3.15: Perspektivisch geneigtes Luftbild des „offenen“ Einzugsbereiches des Makhi 1 Cattle Post im Central Kalahari District (die benachbarte, eingezäunte Makhi Experimental Farm befindet sich im Bild oben links). Vom Kraal ausgehend sind Zonen unterschiedlicher Beweidungsintensität markiert. Zone I: eingezäunte Kraalgelände, Zone II: Bereich in unmittelbarer Kraalnähe mit Bäumen, jedoch ohne Büsche und Gräser infolge Trampling, Zone III: Bereich mit Beweidungsspuren, teilweise mit Verbuschung, Zone IV: Bereich mit naturnahem Erscheinungsbild. - Aerial view of inclined perspective of the catchment area of Makhi 1 cattle post in Kalahari Central District (which is in neighbourhood to the fenced Makhi Experimental Farm, top-left), with zones of different grazing intensity. Zone I: fenced kraal areas, zone II: kraal surrounding area with trees, but absence of bushes and grasses because of trampling, zone III: area of higher grazing influence, bush encroachment possible, zone IV: nature-near conditions of vegetation (internet source: aerial photograph of Google Earth).

3.8 Böden

3.8.1 Arenosols

In der Kalahariregion und somit im Arbeitsgebiet dominiert bei weitem der Bodentyp des *Arenosol*, einem schwach entwickelten sandigen Boden mit meist sehr mäßiger Horizontierung, oft regional unterschiedlichen Eisen- und aufgrund der hohen Verdunstungsraten oft hohen Salzgehalten. Die Bodenfarbe der Arenosole ist gelblich braun bis dunkel rot bei einer grobsandigen bis lehmigen Feinsandtextur (FAO, 1990a). Die auf den tiefgründigen ehemaligen Dünensanden der Kalahari Beds angelegten Arenosole haben meist sehr hohe Basis-Infiltrationsraten von durchschnittlich $33,0 \text{ cm h}^{-1}$ und besitzen somit gute Dräneigenschaften (vgl. Kapitel 5.5.10). Dabei können die Oberflächen-Abflussraten von Niederschlägen als minimal eingeschätzt werden. Aufgrund ihrer sandigen Textur ist ihre pflanzenverfügbare Feuchtigkeit sehr gering. Die Oberböden haben mit etwa 8 % dabei eine etwas höhere pflanzenverfügbare Feuchte als die tieferen Horizonte, die Werte von nur 3 % bis 6 % aufweisen. Am permanenten Welkepunkt (15 bar) beträgt die Bodenfeuchte oft weniger als 2 % (Joshua, 1991). Arenosole werden häufig von immergrünen Dornbusch- Akazien (Abb. 3.12) aber auch von nur während der Regenzeit Blätter tragenden *Terminalia Sericea* Laubbaumgesellschaften besiedelt. Bodenansprachen von zwei für das östliche Arbeitsgebiet typischen Arenosolprofilen und detaillierte Einzelheiten zu deren Bodeneigenschaften sind den Kapiteln 5.4.1, 5.4.2 und 5.5 zu entnehmen.

3.8.2 Calcisols, Vertisols, Solonchaks

Auf den verbreiteten *Calcrete/Silcretecrust*-Gesellschaften haben sich häufig lehmig, kalkreiche *Petric Calcisols* entwickelt, auf denen überwiegend Mopane Laubbaumbestände anzutreffen sind. Diese Böden mit graubrauner bis blassbrauner Bodenfarbe weisen eine feinsandig lehmige bis schluffig lehmige Textur auf und besitzen mäßig gute bis gute Dräneigenschaften (FAO, 1990a). Die Feinsandfraktion der Calcisols ist relativ hoch und variiert zwischen 30 % und 60 %, die Grobsand und Schlufffraktion folgen dabei keinem sichtbaren Trend in Bezug auf ihre Korngrößenzusammensetzung. Hohe Anteile an Kalziumcarbonat im Unterboden erhöhen die Porosität, ihre Basisinfiltrationsraten betragen zwischen 7 cm h^{-1} und 18 cm h^{-1} (Joshua, 1991).

In den zahlreichen kleinen Süßwasserpfannen befinden sich ebenfalls meist tonreiche und manchmal auch kalkhaltige *Vertisole* (vgl. Kapitel 3.10.3 & Kapitel 5.6.2, Abschnitt: Serwe Pan Farm).

Die großen Salzpflanzen sind von verschiedenen Arten von *Solonchaks* bedeckt. Die Böden, die aus den tief reichenden Sedimenten mit salzhaltigen Ausfällungen der Pfannen bestehen, sind sehr schlecht gedränt. Solonchaks weisen eine sehr dunkel graubraune bis grünlich graue Bodenfarbe auf. Entsprechend der Bildung ihres Ausgangsmaterials handelt es sich dabei um in relativ ruhigem Wasser abgelagerte Sedimente mit schluffigen Lehmen bis reinen Tonen (FAO, 1991). Im Randbereich der Pfannen wachsen auf Solonchaks viele Salzgräser, die teilweise als Weideland dienen (THOMAS und SHAW, 1991).

Die im Arbeitsgebiet vorhandenen Bodentypen und deren Verbreitung sind in Tabelle 3.3 dargestellt und Abb. 3.16 vermittelt eine geographische Übersicht.

Tabelle 3.3: Allgemeine Beschreibung der Böden und ihre räumliche Verbreitung im Untersuchungsgebiet. - General description of the soils and their geographical extension in the investigation area.

<i>Symbol</i>	<i>FAO-legend</i> <i>1988</i>	<i>General soil description</i>	<i>geographical extension in</i> <i>investigation area between</i> <i>Serowe and Orapa/Sua Pan</i>
ARo	Ferralic Arenosols	Deep to very deep, well to excessively drained, yellowish brown to dark red, coarse sands to loamy fine sands.	South of Letlhakane river and from the eastern fringe (Serowe) to Mashoro
CLp	Petric Calci-sols	Moderately deep, moderately well to well drained, grayish brown to pale brown, fine sandy loams to silt loams.	Mashoro to Orapa, north of Letlhakane river
CLplu	Luvi-Petric Calcisols	Moderately to deep, imperfectly to well drained, very dark grayish brown to dark reddish brown, coarse sandy loams to sandy clays.	20 km in the north of Letlhakane village and –mine, alongside road from Orapa to Francistown
SCg	Gleyic Solonchaks	Very deep, very poorly to poorly drained, very dark grayish brown to greenish gray, silt loams to clay, with sodic phase: SCgso with duri pan: SCgdu	Makgadikgadi salt pans: Sua Pan and Ntwetwe Pan

In der Kalahari zwischen Serowe und Orapa ist aufgrund von Wasser- und Nährstoffmangel eine ackerbauliche Landwirtschaft gewerblich nicht möglich. Somit wurden aus Mangel an wirtschaftlicher Notwendigkeit für diesen Bereich keine detaillierten bodenkundlichen Aufnahmen oder Kartierungen durchgeführt. Es wird daher im Verlauf der weiteren Arbeit überwiegend auf eigene Bodenuntersuchungen Bezug genommen (vgl. Kapitel 5.5).

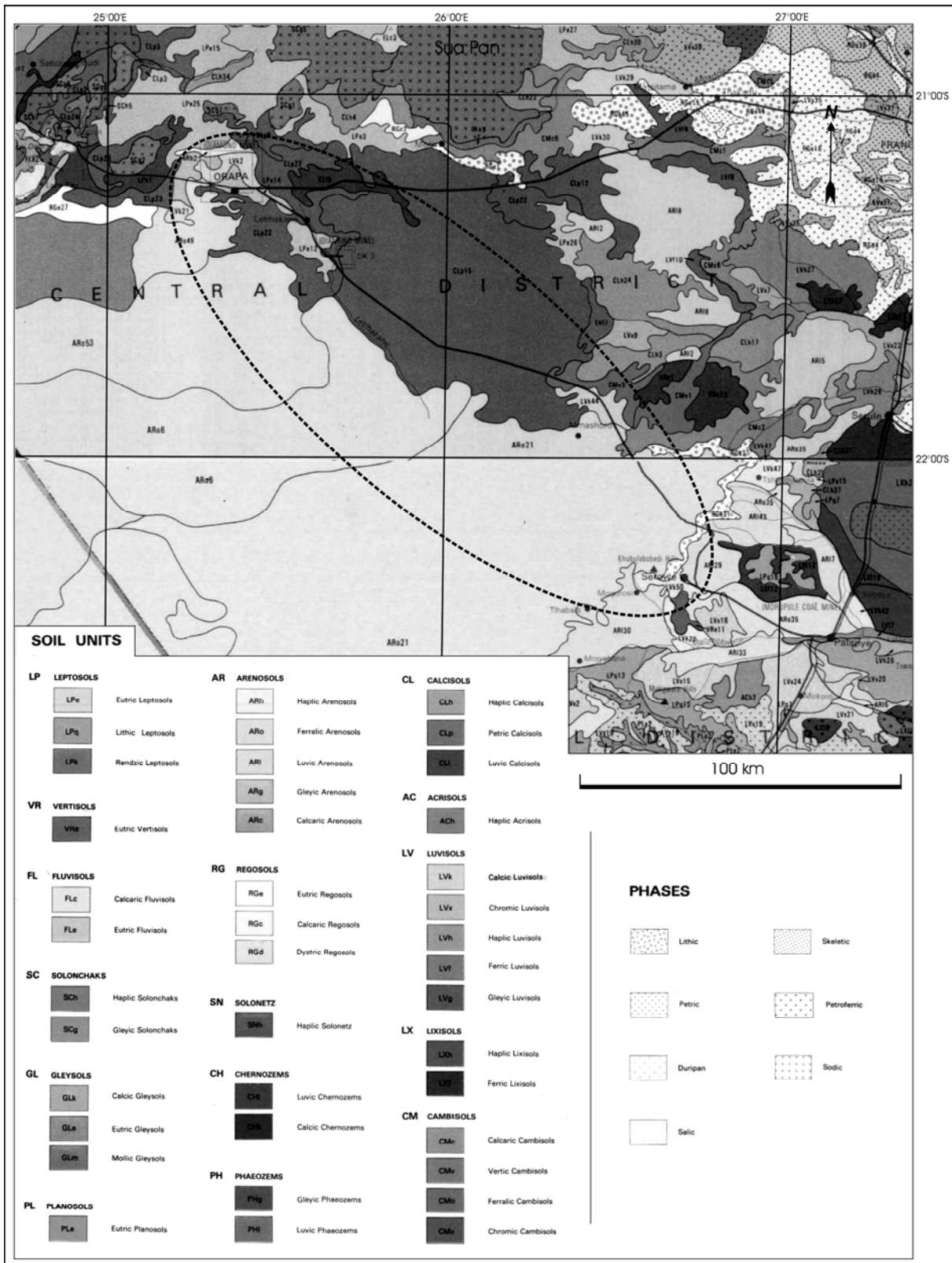


Abb. 3.16: Verteilung der Bodentypen im Untersuchungsgebiet, Ausschnitt aus der Bodenkarte von Botswana. - Distribution of soil classes of the investigation area, excerpt of Soil Map of Botswana (FERNANDO und DE ALWIS, 1990).

3.9 Geologie

3.9.1 Geologische Entwicklungsgeschichte und Aufbau der Kalahari

Die Entwicklung der Kalahari als geologische Einheit ist mit der Entstehung des Afrikanischen Kontinents und seiner Abspaltung vom Südkontinent Gondwana im Mesozoikum eng verbunden. An den Rändern des Kontinents kam es in Folge von Störungen und Grabenbildung zur thermalen Ausdehnung und Anhebung der Kruste. Dadurch entstanden am Kraton des südlichen Afrika, wie zum Beispiel im Bereich des heutigen Drakensberg-Gebirges im Osten oder der Namaqua Highlands im Westen, seitliche Aufwölbungen. In der Zeit nach dem Jura setzte im Bereich dieser angehobenen, exponierten Ränder Erosion ein. Das abgetragene Material wurde durch Flusssysteme, die zum Inneren des Kontinents sowie zu den der Küste vorgelagerten Becken hin entwässerten, verfrachtet. Somit kam es zur Sedimentation in den interkratonischen sowie den Küstenbecken. Der weitere Impuls der Anhebung der Ränder und Absenkung der zentralen Becken entstand durch den Ausgleich des isostatischen Ungleichgewichts in der Kruste und folgte somit einer sich selbst verstärkenden Eigendynamik.

Die Region der Mega-Kalahari ist somit ein abgesenktes Becken, bzw. eine Serie zusammenhängender Unterbecken, in dem seit dem Jura kontinentale Sedimente abgelagert wurden. Mit einer Fläche von über 2,5 Mio. km² stellt die Mega-Kalahari das größte Sandmeer oder „Erg“ der Erde dar und erstreckt sich über Gebiete von insgesamt neun Ländern, welche von Nord nach Süd sind: Gabun, Kongo, Zaire, Angola, Sambia, Namibia, Botswana, Simbabwe und Südafrika. (THOMAS und SHAW, 1991).

Der Geologische Aufbau im Arbeitsgebiet wird im Folgenden von den unteren bis zu den oberen Gesteinslagen erläutert.

3.9.2 Geologischer Aufbau im Arbeitsgebiet

Karoo Sequenz

Die Karoo Sequenz bezeichnet die bis vor dem Auseinanderbruch des Gondwanaland von Karbon bis Jura im Wechsel gebildeten Sediment und Vulkangesteine. Der zeitlichen Abfolge nach wurden die Dwyka Group, die Ecca Group, die Lebung Group und der Stormberg Lava übereinander abgelagert. Zwischen Ecca- und Lebung Group befinden sich teilweise die Tlhabala Formation, die den Beauford Series zuzuordnen ist.

Im Arbeitsgebiet befinden sich im Liegenden der jüngeren Kalahari Beds von oben nach unten der Stormberg Basalt, darunter die zur Lebung Formation gehörenden Ntane Sandstone- über der Mosolotsane-Formation (regional auch Mosolotsane Shales genannt), darunter die zur Beauford Serie gehörenden Tlhabala Mudstones (Abb. 3.17) (KEIPEILE, 2004; STADLER, 2005).

Tlhabala Formation

Die Tlhabala Formation besteht aus Tonsteinen (engl.: mudstones), Silt- und Sandsteinen der Beauford Group. Sie wird unterlagert von der Serowe Formation der Ecca Group und überlagert von der Mosolotsane Formation der Lebung Group.

Mosolotsane Formation

Unter fluviatilen Bedingungen abgelagert besteht die Mosolotsane Formation vorwiegend aus eingeschalteten rötlichen grob bis feinkörnigen Sandsteinen, Siltsteinen sowie Tonsteinen in Kreuzschichtung. Eine blasgraue bis grüne Bänderung oder Punktierung weisen auf Reduktionsvorgänge hin. Die Ablagerungsbedingungen haben eine lateral und vertikal sehr heterogene Lithogie der Mosolotsane Formation bewirkt.

Ntane Sandstone Formation

Die Ntane Formation besteht hauptsächlich aus massiven oder gut geschichteten Sandsteinen deren Ausgangsmaterial meist unter äolischen Bedingungen sedimentiert wurde. Die Ablagerung erfolgte unter fortschreitend semiariden, äolischen und fluviatilen Umweltbedingungen, mit teilweiser Bildung von Seen sowie alluvialen Überschwemmungen. Der rote bis blas cremefarbene Sandstein weist eine feine Körnung auf und ist unterschiedlich fest zementiert. Im Arbeitsgebiet weist der Ntane Sandstone Mächtigkeiten von 0 bis 130 m auf. Teilweise bildet der Ntane Sandstone geologische „Fenster“ im sonst ihm aufliegenden Stormbergbasalt.

Stormberg Lava Group

Die Stormberg Lava Group, auch als Stormberg Basalt bezeichnet, besteht aus einer sehr weitreichenden und oft sehr mächtigen Abfolge aus tholeiitischen, also olivinfreien, Flutbasalten. In der sedimentären Abfolge des Karoo bildet der Stormberg Basalt den Abschluss. Seine individuellen Flüsse erreichen mehrere Dekameter an Mächtigkeit und füllen die zuvor gebildeten morphologischen Senken des Paläoreliefs der Ntane Sandstone Formation aus. Die Farbe des Basaltes ist schwarz bis grünlich grau und kann in amygdaloidalen Zonen¹¹ rötlich braun in Erscheinung treten. Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Mächtigkeiten betragen 60 m bis 240 m. Im Arbeitsgebiet wird der Stormberg Basalt von den Kalahari Beds überlagert.

3.9.3 Kalahari Beds

Die Kalahari Beds bestehen hauptsächlich aus erodiertem Material der Karoo Sequenz und sind in den letzten 60 Mio. Jahren in verschiedenen Perioden akkumuliert worden. Sie bestehen aus horizontal gelagerten Schluffen und Tonen sowie äolischen unkonsolidierten Sanden, die als Kalahari Sands bezeichnet werden. Des Weiteren sind Lagen aus Sandstein mit lokal entwickelten Calcretes, Silcretes

¹¹ Amygdaloidal ist eine Texturform vulkanischen Gesteins, in der volatil entstandene Hohlräume oder Vesikel mit sekundären Mineralien gefüllt sind.

und Ferricretes verbreitet (KEIPEILE, 2004). Die Mächtigkeit der Kalahari Beds beträgt etwa 10 m bei Letlhakane und bis zu 60 m im Bereich westlich des Escarpments.

Kalahari Sands

Der größte Teil des Arbeitsgebietes zwischen Orapa und Serowe ist mit Kalahari Sands bedeckt. Diese bestehen zum größten Teil aus Quarzkörnern (> 90 %), und beigemenkten Ton- sowie Eisenmineralen (Kapitel 5.5.7.). Die Sande wurden äolisch, in Phasen arider Klimabedingungen, transportiert und abgelagert (Kapitel 3.4.2). In Satellitenbildern sind deutlich zusammenhängende Bereiche fossiler linearer Sanddünen anhand von Streifenmustern durch Unterschiede in der Vegetationsdichte, zu erkennen (Kapitel 5.2). Unter den Kalahari Sands befinden sich zum Teil Calcrete, die in Kombination mit Silcrete auftreten können (Kapitel 3.9.4).

3.9.4 Calcrete und Silcrete

Die im südlichen Afrika hauptsächlich auftretenden Calcrete (Kalkkrusten, engl.: calcretes) und Silcrete (Kieselkrusten, engl.: silcretes) zählen neben den im Arbeitsgebiet weniger vorkommenden Eisen-, Aluminium- und Gipskrusten zu den Duricrusts, die weltweit in ariden und semiariden Gebieten verbreitet sind. Calcrete können in den unterschiedlichsten Formen und Strukturen auftreten. Dabei weisen sie eine weite Variationsbreite von millimeterdünnen Häuten (engl.: cutans), die nur die Bodenoberfläche bedecken, über lockere Ca-Anreicherungs-horizonte in Unterböden und sinterartigen Ausfällungen bis hin zu über 10 m mächtigen harten Gesteinsschichten auf (MILNES, 1992; MILNES und THIRY, 1992).

Aufbau typischer Calcrete

- Typische Calcrete besitzen an ihrer Oberfläche eine 0,5 cm bis 5 cm mächtige lamellenartige Kruste millimeterdünner, horizontaler Kalzitlagen.
- Darunter folgt die 20 cm bis 80 cm mächtige Oberkruste, die als so genannte Hardpan 65 % bis 95 % Kalzitgehalt aufweist. Diese Hardpan ist je nach Ausgangssubstrat, z.B. beim Sand von nodulärer Struktur, wobei in den verkitteten Konkretionen unverfüllte Hohlräume auftreten können.
- Im Liegenden der Oberkruste befindet sich die 50 cm bis 150 cm mächtige Unterkruste mit geringerem CaCO₃-Gehalt von 25 % bis 65 %, deren schwach verbackene Nodule eine eher lockere Struktur aufweisen.
- Darunter findet sich die liegende Grundmasse, das „host sediment“ mit mehr oder weniger karbonatischen oder silikatischen Lockermassen wie äolischen oder fluviatilen Sanden, Schottern, Kiesen u.ä..

Klassifikation der Calcrete

Von NETTERBERG (1980) wurden auf Grundlage ihrer sekundären (chemischen) Struktur Calcretes und andere karbonatische Akkumulationen im Raum des südlichen Afrika beschrieben und klassifiziert:

Dabei wird im Feld unterschieden in „calcearous soils“, „calcified soils“, powder calcretes“, „glau-bular calcretes“, „cutans“, „pedotubles“, „honeycomb calcretes“, „hardpan calcretes“, „calcrete boulders“ und „calcrete cobbles“ (NETTERBERG, 1980).

Entstehung von Calcrete

Die Abläufe ihrer Genese sind im Einzelnen noch nicht eindeutig geklärt. Als Ursprungsmaterial im Kalaharibereich kommen kalkhaltige pleistozäne Lössanwehungen in Frage (BLÜMEL, 1991), dessen Carbonatanteil im Laufe der weiteren Entwicklung deszendiert, das bedeutet vertikal mit infiltrierendem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert und dort angereichert wurde. Die nötige deszendente Infiltration von saisonal hohen Sickerwasseranteilen erfolgt dabei synsedimentär oder setzt verzögert nach der Ablagerung der Kalkstäube ein. Es gibt Hinweise, dass die hierfür erforderlichen Klimabedingungen mit dem Vorhandensein der typischen Vegetation in Trockensavannen korrelieren (BLÜMEL, 1991).

Möglich sind auch kombinierte deszendente-laterale Transporte wie sie in der nördlichen Negev-Wüste auftreten. Dort weisen die Interdüal-Bereiche, im Gegensatz zu dem sandigen Material der Dünenkämme, kalkhaltige und salzige Anreicherungen auf, die als Playas bezeichnet werden (FELIX-HENNINGSEN und RUMMEL, 2002).

3.9.5 Calcrete und Silcrete in Verbindung mit Pfannen

Im Bereich der Kalahari sind Calcrete oft mit Silcreten vergesellschaftet und bilden eine wichtige Komponente der Kalahari Group Sedimente (NASH, MCLAREN und WEBB, 2004). Diese „Calcrete-Silcrete intergrade Duricrusts“, d.h. stufenweise verschaltete Mischformen dieser Hartkrusten und deren Genese wurden an Aufschlüssen der Kang Pan und am Tswaane Dry River Valey in der Central Kalahari eingehend untersucht (NASH, MCLAREN und WEBB, 2004). Demnach besteht die Kang Pan aus sehr hartem, kristallinem Calcrete, das nicht pedogenetischen Ursprungs ist und durch Chalzedon (mikrokristalliner Quarz) im erheblichen Ausmaß silifiziert wurde. Dagegen werden die silikatischen Duricrusts von Tswaane, einem Trockental-Zufluss des Okwa Valleys der Zentralen Kalahari, vom kryptokristallinen Siliziumzement dominiert. Auch sie gehen aus der Silifizierung von zuvor gebildeten, nicht pedogenetischen Calcreten hervor. Dieser Siliziumzement wurde später durch die Bildung von auflagernden Calcretes wiederum kalzifiziert und es entstanden Variationen von komplexen Silizium/Carbonatzementierungen.

Dabei weisen die Duricrusts von Kang Pan und Tswaane mit ihrem Gneis- Muttergestein signifikante Unterschiede in ihrer chemischen Signatur auf, so dass die Zementierungsbestandteile nicht lokaler

Herkunft sein können. Somit sollten die untersuchten Standorte auch immer in ihrem geomorphologischen Kontext untersucht werden (NASH, MCLAREN und WEBB, 2004).

Im Arbeitsgebiet treten Calcrete meist als harte, zementartige Krusten auf, die Mächtigkeiten von mehreren Metern erreichen können. Sie weisen teilweise erosive Erscheinungen auf und befinden sich in unterschiedlichen Bodentiefen. Besonders häufig befinden sich die Calcrete unter Sedimentdeckschichten von Süßwasserpflanzen, die hohe Anteile an organischer Substanz aufweisen (vgl. Kapitel 5.5.7, Abb. 5.18).

3.10 Geomorphologie der Kalahari

3.10.1 Hochplateau

Das Hochplateau der Kalahari (800 – 1300m ü.NN) ist morphologisch ein weit ausgehntes Sandbecken das als ehemalige Wüste durch dünenbildende Aktivitäten entstand und somit äolisch geformt wurde. So sind flächendeckend auf dem Kalahariplateau von Botswana bis Namibia fossile lineare Dünenstrukturen erhalten, die im Arbeitsgebiet hauptsächlich nur durch Vegetationsunterschiede auf Satelliten- oder Luftbildern zu erkennen sind (vgl. Kapitel 5.2). Diese generell von nordnordöstlicher in südsüdwestlicher Richtung verlaufenden Strukturen, sind nur in Nähe des Escarpments als flache Resterhebungen länglicher Wälle im Gelände wahrnehmbar.

Im Bereich des Arbeitsgebietes vom Escarpment bei Serowe bis zu den Makgadikgadi Salzpflanzen ist das Plateau in WNW- Richtung sehr flach geneigt. Mit einer Höhe von etwa 1.250 m.ü.NN im Bereich des Khama Rhino Sanctuary und einer Uferhöhe der Sua Pan von 970 m.ü.NN beträgt der Höhenunterschied etwa 280 m, was bei einer Distanz von 150 km einer mittleren Steigung von $0,107^\circ$ ($1,8\text{‰}$) entspricht.

3.10.2 Escarpment

Bei dem östlichen Escarpment bzw. dem Eastern Fringe der Kalahari handelt es sich um eine relativ durchgehend steile und felsige Geländeabbruchkante (engl.: escarpment), die das Kalahariplateau nach Osten hin begrenzt. Das durch rückschreitende Erosion gebildete Escarpment weist eine Höhendifferenz von 70 m bis 100 m zum tiefer liegenden Ostteil der Landesfläche Botswanas auf, welches zum Indischen Ozean hin entwässert. Die oberirdische Wasserscheide befindet sich somit am Rande des Kalahariplateau, in der Nähe der Abbruchkante des Escarpments.

3.10.3 Trockentäler

Aufgrund der erhöhten Reliefenergie sind Täler der zeitweilig Wasser führenden Flüsse besonders markant im Bereich des Eastern Fringe ausgeprägt, wo sie sich teilweise wie Torrente¹² tief in die

¹² Torrente führen als Sturzbäche aus Gebirgen semiarider Gebiete nur nach heftigen Regenfällen Wasser.

Abbruchkante des Escarpments einschneiden und einige Kilometer bis in das Kalahariplateau hineinreichen können. Ein Beispiel ist das im Oberlauf bei Ghosha Cattle Post noch sehr flach ausgeprägte Tal der Mojadinare Dry Rivers, der 8 km unterhalb im Bereich des Setekwane Camp bereits eine Einschneidung in die Felskante von ca. 50 Höhenmetern aufweist.

Dagegen besitzt der gelegentlich wasserführende Letlhakane River aufgrund seiner geringen Talneigung, die mit dem Kalahariplateau in Richtung Salzpflanzen verläuft, nur sehr geringe erosive Kräfte, die somit kaum eine Einschneidung bewirken können. Somit ist sein Verlauf im Wesentlichen nur anhand der etwas herauspräparierten flusswallartigen Flussbettzementierungen zu erkennen.

3.10.4 Pfannen

Kleinere leicht konkav geformte Pfannen deren Durchmesser nur 50 m bis 100 m Durchmesser beträgt und deren Wassereinzugsgebiet nur wenige Hektar beträgt sind überall im Arbeitsgebiet vorhanden. Im Rahmen des Projektes wurden die kleinen, zeitweise überfluteten Pfannen der Serwe Pan Farm untersucht (Kapitel 5.6.2), die sich etwa 20 km nordwestlich der eigentlichen größeren Serwe Pan, im östlichen Arbeitsgebiet befinden. Das Umland ist mit ca. 1,5 % Gefälle zu den Zentren der Pfannen hin geneigt und weist daher nur einen relativ geringen Höhenunterschied zum Pfannenboden auf. Unter den Pfannen befinden sich in ca. 150 cm Bodentiefe feste Krusten aus Calcrete (Kapitel 3.9.5).

Die Serwe Pfanne hat mit mehreren Quadratkilometern Wassereinzugsgebiet die größte Ausdehnung aller Süßwasserpflanzen im Arbeitsgebiet. Sie befindet sich im Wildschutzreservat des Khama Rhino Sanctuary, ca. 40 km nordwestlich von Serowe. Unter der Serwe Pan befindet sich eine lokal ausgeprägte, hügelartige Erhebung des Grundwasserspiegels¹³, die in diesem Bereich auf eine erhöhte rezente Grundwasserneubildung (engl.: recharge) schließen lässt (Kapitel 3.11).

3.11 Hydrogeologie

Das Trinkwasser im Untersuchungsgebiet wird überwiegend aus dem Ntane Sandstone Aquifer entnommen, der als die beständigste und zuverlässigste Grundwasserressource Botswanas angesehen wird (KEIPEILE, 2004). Der Grundwasserkörper erstreckt sich von der östlichen Kalahari Abdachung, dem Escarpment Fringe, bis zu den etwa 200 km weiter nordwestlich gelegenen Makgadikgadi Pans. In Tiefen von 30 m bis 100 m unter der Landoberfläche befindet sich der Grundwasserspiegel. Die primäre Porosität, des aus äolisch abgelagertem Ausgangsmaterial gebildeten Ntane Sandstone, ist durch intergranulare Porenräume gegeben. Für die sekundäre Porosität sind Risse und Klüfte verantwortlich. Der Ntane Sandstone befindet sich über der Mosolotsane Formation und wird zu großen Teilen vom Stormbergbasalt überlagert (Abb. 3.17), welche ebenfalls Grundwasser speichern können. Dabei weist der Ntane Sandstone höhere Wasserleitfähigkeiten gegenüber der Mosolotsane Formation und dem Stormbergbasalt auf, welche somit ein geringeres Potential zur Grundwassergewinnung be-

¹³ In englischer Fachliteratur als „groundwater mound“ bezeichnet

sitzen. Durch Verwerfungen und Basaltgänge ist der Aquifer des Ntane Sandstone in zahlreiche Compartments unterteilt, wodurch sehr unterschiedliches Fließverhalten bei teilweise gespanntem Grundwasser vorliegt (KEIPEILE, 2004; STADLER, 2005).

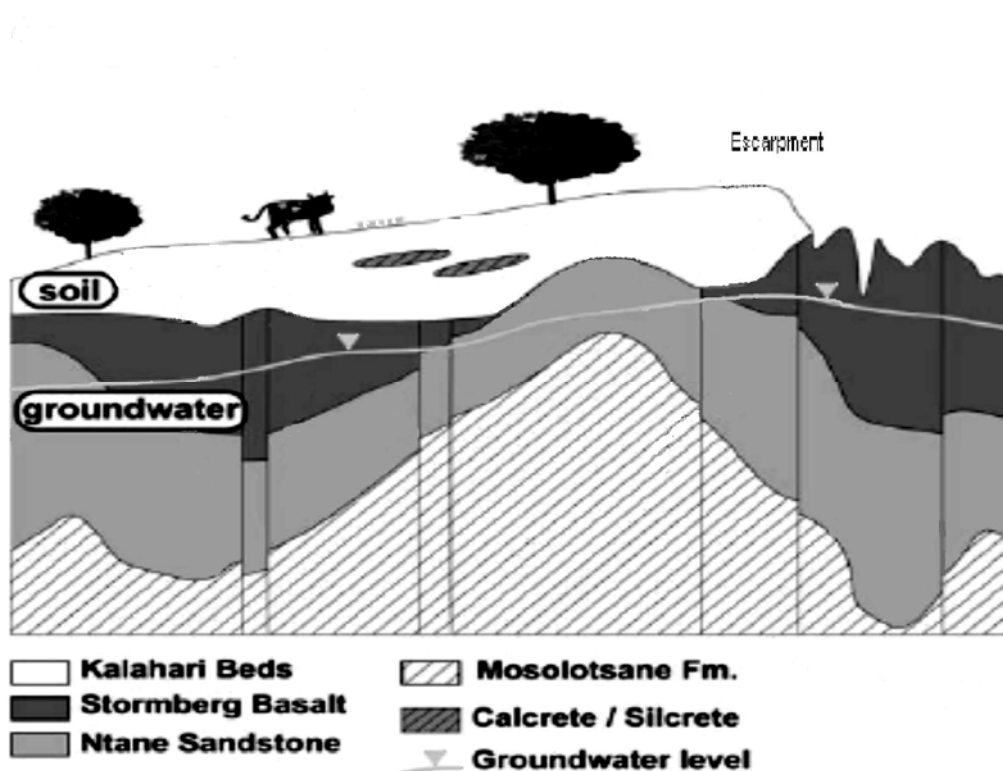


Abb. 3.17: Hydrogeologie als überhöhtes Längsprofil durch das östliche Untersuchungsgebiet (verändert nach STADLER, 2005). - Hydrogeology as exalted cross-sectional profile cutting the eastern part of the investigation area (modified after STADLER, 2005).

Aufgrund der höheren mittleren Jahresniederschläge am Ostrand von ca. 450 mm und der etwas geringeren im Nordwesten von 350 mm, sowie der leichten, gleichmäßigen Neigung des Ntane Aquifers ist die Region bei Serowe als Grundwasserneubildungsgebiet anzusehen. Der Grundwasser-Flurabstand beträgt hier bis zu 100 m, wobei sich der Grundwasserstrom in Richtung der großen Makgadikgadi Salzpflanzen bewegt. Nahe der Serwe Pan im Rhino Sanctuary¹⁴ bei Serowe befindet sich eine räumlich oval begrenzte Erhöhung des Grundwasserspiegels (engl.: groundwater mound) von ca. 10 km mal 20 km Durchmesser. Von diesem ca. 20 m gegenüber dem umgebenden Grundwasserkörper erhöhtem Groundwater mound ausgehend, finden zwei generelle Grundwasserbewegungen in Richtung WNW dem Kalahariplateau und in Richtung SE dem steil abfallenden Escarpment folgend statt (STADLER, 2005, p.121 ff.).

¹⁴ Die Serwe Pan im 1992 gegründeten Khama Rhino Sanctuary ist mit mehreren Quadratkilometern Wassereinzugsgebiet die größte Süßwasserpflanze des Untersuchungsgebietes.

Die Geländeoberfläche des Kalahariplateaus ist in nordwestlicher Richtung über eine Entfernung von ca. 150 km relativ gleichmäßig, und dabei stärker als der Grundwasserspiegel geneigt (vgl. Kapitel 3.10.1). Somit verringert sich der Flurabstand über Letlhakane bis zu der Sua Pan Salzpflanze erheblich. In letzterer tritt das Grundwasser bis an die Oberfläche, so dass Grundwasserverdunstung (engl. discharge) stattfindet.

Die vadosen Zone besteht hauptsächlich aus den unterschiedlich mächtigen Kalahari Beds, deren wesentlicher Teil der mit Duricrusts durchsetzten, äolischen Dünensande bis an die Landoberfläche reicht (vgl. Kapitel 3.9.3). Diese Sandlagen sind im Südosten des Untersuchungsgebietes bis zu 70 m mächtig und nehmen bis zu den Makgadikgadi Pans bis auf wenige Meter ab. Sie sind häufig durchsetzt mit unterschiedlich mächtigen Lagen so genannter Duricrusts, wie „Calcrete-“ und „Silcrete Crusts“, die durch Kalk oder Silizium verkrustete Schichten darstellen (Kapitel 3.9.4).

Eine detaillierte Beschreibung zu diesem Thema kann aus STADLER (2005) entnommen werden.

4 Methoden

4.1 Aufbau der Infrastruktur

Die Abgelegenheit des Arbeitgebietes in Kombination mit besonderen Erfordernissen der Probenbehandlung sowie die Lagerung der umfangreichen Feldausrüstung machten infrastrukturelle Maßnahmen baulicher Art erforderlich. Die zu errichtenden Gebäude im Camp waren eine wichtige Ausgangsbasis für die Planung und Durchführung von Feldexkursionen und um die notwendige Vorbehandlung von Bodenproben für Analysen durchführen zu können.

Der Aufbau eines Hüttenkomplexes und Einrichtung einer Arbeits- und Laborwerkstatt im Forschungscamp wurde bereits in der Anfangsphase, beim Arbeitsaufenthalt November/Dezember 2001 durchgeführt. Der Bau wurde zum großen Teil in eigener Arbeit errichtet und konnte zu Beginn des zweiten Arbeitsaufenthaltes von Juli bis September 2002 weitgehend abgeschlossen werden (Abb. 4.1).

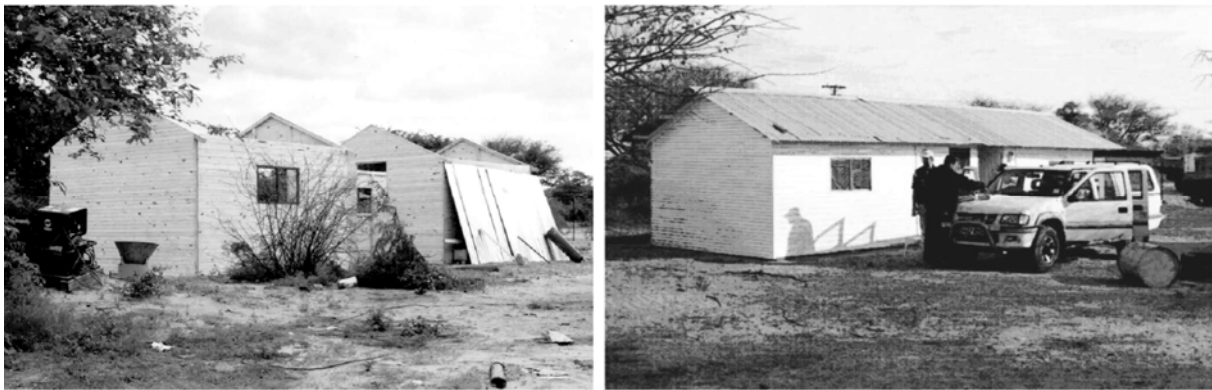


Abb. 4.1: Fertigstellung der Arbeits- und Laborhütten im Camp des "International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation", Enschede (ITC) & "Department of Geological Survey", Lobatse (DGS) bei Serowe. - Finishing of work and laboratory huts in the camp of "International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation", Enschede (ITC) & "Department of Geological Survey", Lobatse (DGS) near Serowe.

4.2 Standortauswahl

Für die Wahl repräsentativer Standorte für die Boden- und Vegetationsbeprobung waren zunächst umfangreiche Geländebefahrungen und -begehungen notwendig. Anhand von Literaturstudien wurden vorbereitend mögliche Nitratquellen bzw. Faktoren des Stickstoffhaushalts, wie zum Beispiel der Einfluss von Cattle Posts, Pfannen, Termiten, stickstofffixierender Pflanzen wie Akazien sowie der eventuelle Einfluss von Calcretekrusten (engl.: calcrete crusts) recherchiert (Kapitel 2.7). Die Wahl der Standorte fiel hauptsächlich auf den südöstlichen Bereich des Arbeitgebietes zwischen Serowe und

der Makhi Experimental Farm, da in diesem Bereich von einer relativ konstanten Grundwasserneubildungshöhe ausgegangen wird (Kapitel 3.11).

Nach den Voruntersuchungen wurden von den Orten potentieller Nitratanreicherungen ausgehend Transekte von Bodenprofilen angelegt (Kapitel 4.4).

4.3 Vegetationskartierung und Beprobung

Zur Untersuchung der Vegetation wurden hauptsächlich eigene Vegetationsbestimmungen und -kartierungen durchgeführt. Durch einen Vergleich mit der Infrarot Falschfarbendarstellung der Landsat TM Satellitenbildszene (Maßstab 1:100.000), die eine Vegetationsdifferenzierung (vgl. Abb. 5.2) zulassen, wurden repräsentative Standorte für die weiteren Untersuchungen definiert, an denen neben Vegetation auch Bodenparameter mit einfließen. Zur Orientierung im Gelände wurden neben topographischen Karten im Maßstab 1:100.000 (östlicher Rand des Arbeitsgebietes) und 1:250.000 (Mitte und westliches Arbeitsgebiet) das Satellitenbild selbst, Geo Positioning System (GPS), sowie einige von Mitte der achtziger Jahre stammende Luftbilder (Maßstab 1:50.000) herangezogen.

Die Vegetation ist hauptsächlich in der Regenzeit von März bis Juni 2004 beprobt worden. Dazu wurden an repräsentativen Standorten der Bodenprofile Pflanzenproben von drei bis vier dominanten Spezies genommen (Abb. 4.2), sowie die verschiedenen nicht näher spezifizierten Gräser eingesammelt.



Abb. 4.2: Vegetationsprobenahme an einer *Acacia Tortilis* (Schirmakazie, engl. Umbrella thorn). - Vegetation sampling of an *Acacia tortilis* (Umbrella thorn).

Um einen Eindruck über die Verteilung der Vegetation und ihrer Biomasse eines Standortes zu bekommen, wurden die prozentualen Bedeckungsanteile der einzelnen Spezies geschätzt und in ein Formblatt zur Vegetationserfassung eingetragen (Anhang, A36).

Parallel erfolgte eine fotografische Dokumentation des Vegetationszustandes.

Bei den einzelnen Bäumen, Sträuchern und Gräsern wurden jeweils einzelne Pflanzenteile wie Blätter und Äste gepflückt sowie Wurzelteile ausgegraben und das Frischgewicht der Proben von etwa 30 g

bis 70 g sofort mit Hilfe einer Feldwaage ausgewogen, bevor die Proben in Plastiktüten verpackt wurden.

Die Ofentrocknung bei 70°C mit anschließender Gewichtsbestimmung erfolgte im Department of Geological Survey (DGS), in Lobatse.

Die C-, N- und S-Analysen der gemahlene Vegetationsproben erfolgten im Institut für Bodenkunde der Universität Hannover am LECO-Analyser (Kapitel 4.8). Alle Analyseergebnisse der Stoffinhalte der Pflanzenproben beziehen sich auf das Trockengewicht ihrer Phytomassen (= pflanzliche Biomassen).

4.4 Bodenbeprobung, Transekte und handgebohrte Bodenprofile bis 7 m Tiefe

Die Böden wurden zunächst, wie bei der Vegetation, unter Verwendung von topographischen Karten, Satellitenbildern und GPS-Gerät kartiert und nach Auswahl repräsentativer Standorte nach folgenden Kriterien untersucht: Anhand umfangreicher Bodenbohrungen (Tiefenprofile) fanden Beprobungen statt, um im DGS-Labor in Lobatse Wassergehaltsbestimmungen, Chlorid-, Ammonium- und Nitratanalysen durchführen zu können. Die Profile wurden in Transekten, ausgehend von einer vermuteten Stelle mit erhöhten Nitratgehalten, wie zum Beispiel dem Kraal eines Cattle Post oder im kleineren Maßstab bei Termitenhügeln, radial verlaufend angelegt. Da um punktförmige Eintragsquellen mit einer exponentiellen Abnahme der Werte mit zunehmender Entfernung zu rechnen ist, wurden auch die Abstände zwischen den Bohrpunkten, mit abnehmenden Radius zum Cattle Post-Zentrum hin, kleiner gewählt.

Infiltrationsversuche einfacher Art fanden begleitend zu den Bodenprobeentnahmen statt, um das Versickerungsverhalten an den untersuchten Standorten besser einschätzen zu können.

Die Bodenprofile und die Art und Beschaffenheit der Vegetation wurden während der Geländearbeiten fotografisch dokumentiert.

Um die kleinräumige Varianz von Stoffgehalten und Bodeneigenschaften zu erfassen, wurde 15 km südlich von der Makhi Experimental Farm ein Versuchsstandort mit einem quadratischen Grundriss von 22 m Seitenlänge abgesteckt.

4.5 Bodenbeprobung mit Drill-Rig, Tiefenprofile bis max. 65 m

Im Oktober und November 2003 konnten Profilbohrungen mit schwerem Bohrgerät des DGS durchgeführt werden. Die meisten Bohrungen erfolgten bis zu einer Bohrtiefe von etwa 18 bis 25 m, die maximal erreichte Tiefe betrug 65 m.

4.5.1 Das Fahrzeug mit Bohrgerät

Die verwendete Drill-Rig ist ein auf einem dreiachsigen Lastkraftwagen montierter Bohrständer, der entweder hydraulisches oder mit Druckluft betriebenes Bohrgestänge aufnehmen kann. Zusätzlich

befinden sich auf dem LKW Antriebsaggregate für Hydraulik sowie ein leistungsstarker Luftkompressor mit groß dimensionierten Presslufttank (Abb. 4.3).



Abb. 4.3: Fahrzeug mit Bohrgerät in Betrieb. - Vehicle with drill rig in action.

Die Drill-Rig besteht im Wesentlichen aus einem ca. 10 m hohen Mast, an dem der Antriebskopf (top drive rotary) auf senkrecht angeordneten Schienen hydraulisch auf und herabgefahren werden kann (SELAOLO, 1998). Das so genannte DTH- (down the hole) Bohren erfolgte bei den Tiefenprofilen stufenweise, in 30 cm, 50 cm und 100 cm Tiefenabschnitten.

Vergleichbare Drill-Rigs werden auch zum Bau von Tiefbrunnen eingesetzt.

4.5.2 Hydraulisches Bohren

Beim Betrieb mit dem Schneckenbohrer erfolgt die Drehung des Bohrgestänges über den Top Drive Kopf, wie das Herauf- und Herabfahren, ebenfalls hydraulisch. Dabei besitzt der im Bohrkopf befindliche „Sampler“ (= Probensammler), ringförmig angeordnete Schneidezähne, die beim Bohren den Kern der Bodenprobe sauber ausschneiden¹⁵. Somit ist es möglich, ungestörte Bohrkern aus lockeren Sedimenten sowie aus weichen Gesteinsschichten zu gewinnen.

¹⁵ Das Material des Bohrkerns wird durch den Vortrieb in den etwa 80 cm langen Sampler gedrückt. Das daneben anfallende zerschnittene Lockermaterial wird durch ein Schneckengewinde außen am Bohrgestänge empor gefördert und verworfen. Der „Sampler“ mit fertigem Bohrkern, der sich aus dem Inneren des Bohrkopfes ausklinken lässt, kann aus dem vom Antrieb abgekoppelten Bohrgestänge an einem Stahlseil mit einer Winde nach oben gezogen und nach Probenentnahme wieder eingeführt, herabgelassen und wieder eingeklinkt werden. Somit muss das Bohrgerät während der Probeentnahme nicht jedes Mal aus dem Bohrloch entfernt werden.



A



B

Abb. 4.4 A&B: (A) Hydraulischer betriebener Bohrkopf mit innen liegenden Samplerbohrkern. (B) Entfernen von Bodenmaterial aus dem Sampler, der aus dem Bohrgestänge gezogen wurde. - (A) Hydraulic driven drill head with the core sampler inside; (B) Removal of soil material of the sampler, which has been pulled out of the drill poles.

Die so gewonnenen, relativ ungestörten Bodenproben eignen sich zur Wassergehaltsbestimmung und somit zu einer Berechnung der Stoffkonzentrationen im Bodenwasser wie z.B. von Nitrat-, Ammonium- und Chloridgehalten. Somit kann diese hydraulische Bohrvariante mit Sampler auch für die Durchführung der Chlorid-Massen-Bilanz- (CMB-) Methode verwendet werden (vgl. Kapitel 4.16.1 & 5.13.1). Am Übergang von weichen zu harten Gesteinsschichten kam es aufgrund von Erschütterungen und Vibrationen beim Herausziehen des Samplers zu Verlust von Probenmaterial, das wieder zurück in das Bohrloch fiel.

4.5.3 Percussion Drill mit Druckluft

Bei Erreichen härterer Gesteinsschichten wird auf mit Druckluft betriebenes Schlagbohrgestänge umgerüstet, da das feste Material nur mit dem Presslufthammer betriebenen Bohrkopf gewonnen werden kann (Abb. 4.3). Die benötigte Pressluft wird in einem leistungsfähigem Kompressor erzeugt und über das hohle Bohrgestänge zum Bohrkopf geleitet, wo der Druck der Luft dessen schlagartige Bewegun-

gen antreibt¹⁶. Das so herausgeschlagene Material wird wiederholt solange zertrümmert, bis die so entstehenden Gesteinchips eine Größe von ca. 1 cm Durchmesser haben. Der aus dem Bohrloch austretende Luftstrom bläst das zerkleinerte Material nach oben hin aus. Die in einer Wolke aus Staub herunterfallenden, zum Teil kontaminierten Probenfragmente (engl. chips) werden mit einer Schaufel oder dergleichen aufgefangen. Aus diesem Grunde sind die Proben mit mitgerissenem Material aus dem Bohrloch kontaminiert. Bei tieferen Bohrungen wurden daher die oberen Abschnitte bzw. Lockermaterialbereiche des Bohrloches mit einer Verrohrung (engl. casing) versehen.

Aus den oben genannten Gründen eignen sich diese Percussion Drill-Proben nicht für eine Wassergehaltsbestimmung, woraus resultiert, dass sich die Stoffkonzentrationen im Porenwasser nicht berechnen lassen.

4.6 Extraktion von Bodenproben im Camp

Die Behandlung und Analyse der im Untersuchungsgebiet gewonnenen Bodenproben erfolgte in zwei Teilschritten, wobei die Bodenproben im Camp bei Serowe unter Zugabe von destilliertem Wasser geschüttelt und extrahiert und die Extrakte filtriert wurden, um für die photometrische Analyse klare Lösungen zu erhalten. Nach der Extraktion im Camp wurden die Lösungen eingefroren. Später erfolgte die Analyse im 450 km entfernten DGS-Labor in Lobatse mit einem photometrischen Analysegerät (Kapitel 4.7.1).

Im Detail wurden die Arbeitsschritte folgendermaßen durchgeführt:

4.6.1 Kühlung der Proben

Um bakteriellen Umsetzungen von Nitrat und Ammonium vorzubeugen, wurden die Bodenproben während der Geländearbeiten und der Lagerung und Behandlung im Camp in Kühlboxen und -schränken kühl gehalten. Nach der Extrahierung vom Bodenmaterial wurde das gewonnene Bodenwasser tiefgefroren, um es über einen längeren Zeitraum bis zur Analyse im Labor lagern und vor Umwandlungsprozessen schützen zu können.

4.6.2 Schütteln des Boden-/Wassergemisches

Jeweils 200 g feldfeuchtes Bodenmaterial wurde mit 200 ml deionisiertem Wasser in eine 1000 ml PE Weithalsflasche gegeben und eine Stunde lang maschinell geschüttelt (Abb. 4.5). Der für das Projekt konstruierte Überkopfschüttler besteht hauptsächlich aus dem Innenleben einer gebrauchten Waschmaschine.

¹⁶ Der Schlagbohrkopf hat einen Durchmesser von ca. 20 cm und ist an seiner Frontseite mit gehärteten Stahlwarzen bestückt, die durch das schlagartige Vorwärtstreiben Gesteinsbrocken aus dem Anstehenden am Bohrloch herausbrechen.

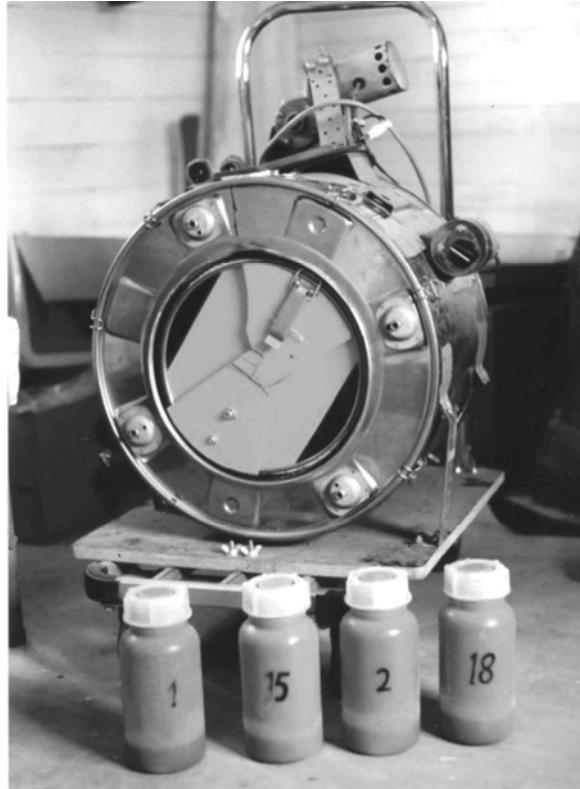


Abb. 4.5: Überkopfschüttler für ca.16 Proben in 1000 ml Weithalsflaschen. - Overhead shaker for 16 samples in 1000 ml wide neck bottles.

Beim Betrieb werden die Probenflaschen quer zur Drehachse in der Trommel angeordnet und zusammen mit tiefgekühlten Thermoelementen und Schaumstofffüllmaterial in der Trommel fixiert. Der gelbe Deckel sichert die Proben während des Schüttelns, das mit etwa 50 Umdrehungen pro Minute erfolgt.

Der korrigierte Verdünnungsfaktor, der sich aus dem zugegebenen deionisierten Wasser und dem Bodenwassergehalt ergibt, wird später über die ermittelte Bodenfeuchte berechnet (vgl. Kapitel 4.13.1).

Die Extraktion erfolgte deshalb in reinem Wasser, um nur die auswaschungsrelevanten, nicht jedoch die schwerer löslichen Stoffe des Bodens zu bestimmen.

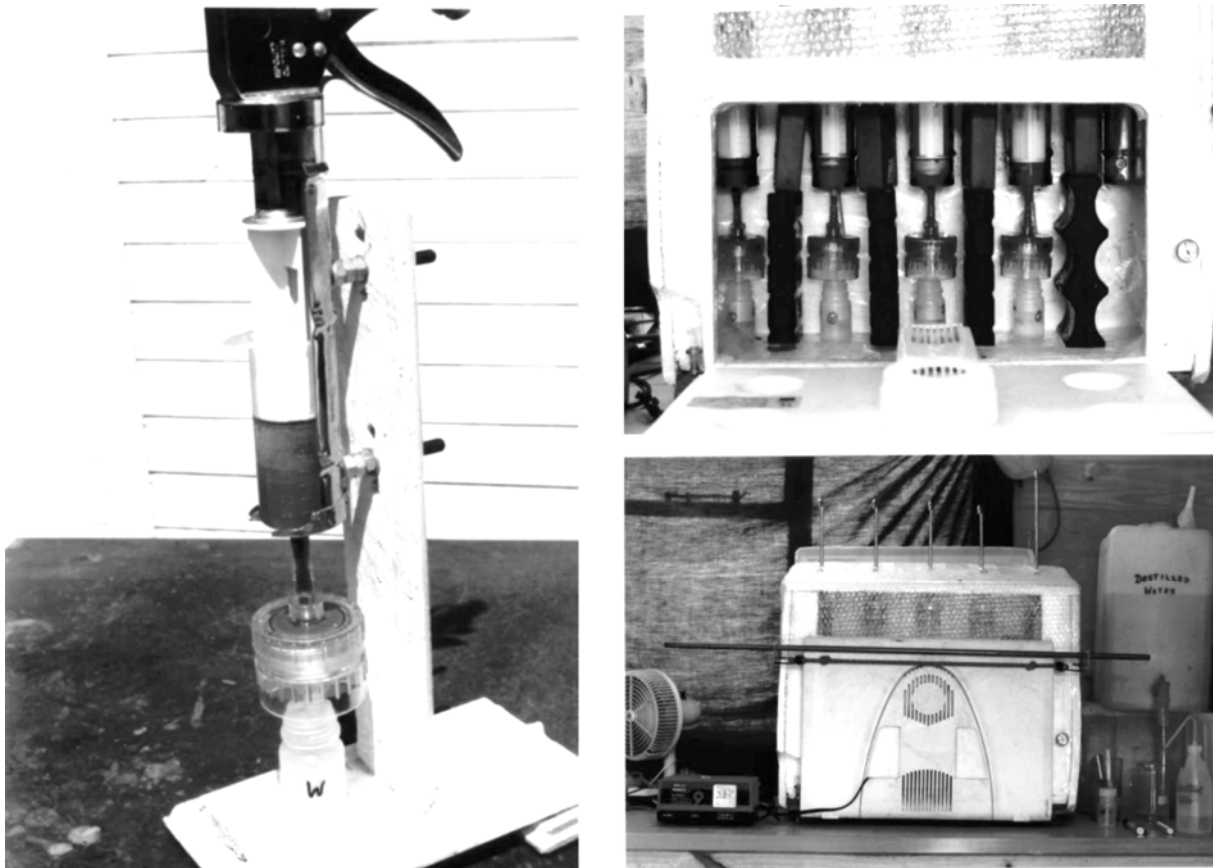
4.6.3 Absetzen der Boden/Wasseremulsion

Nach dem Schütteln wurden die Boden/Wassergemische in den PE-Weithalsflaschen über Nacht in den Kühlschrank des Laborcamps gestellt, um durch Sedimentation von Bodenpartikeln ein für die abschließende Filterung möglichst klares Bodenextrakt zu gewinnen. Proben, die zu kurze Absetzzeiten hatten, führten zu Verstopfung der Feinfilter. Um den Widerstand der sich zusetzenden Filter zu überwinden, wurde eine Anlage konstruiert, die mehrere Proben gleichzeitig mit Überdruck filtriert.

4.6.4 Filterung des Bodeneluates mit Überdruck

Für die Gewinnung klarer ungefärbter Bodenextrakte müssen die geschüttelten Proben einen 0,45 µm Cellulose-Acetat-Feinfilter passieren.

Da Unterdruck nicht ausreicht, um die meisten Proben zügig durch den Filter laufen zu lassen, wurde zu Beginn des Projektes für die Extraktion eine Auspressvorrichtung entworfen und konstruiert, mit der das Extrahieren von gleichzeitig bis zu 5 vorbehandelten Proben bei einem Überdruck von ca. 5 Atmosphären möglich (Abb. 4.6).



A

B

Abb. 4.6: Funktionsprinzip der Auspressvorrichtung zum Filtrieren der Bodenextrakte (A). Filtrationsanlage mit 12V Kühlvorrichtung und Kühlelementen (B). - Functional principle of the press out device of soil extracts (A). Filtration device combined with 12V cooler and ice bricks (B).

Dabei wurde, nach dem Absetzen der meisten Bodenpartikel, die überstehende klare bis trübe Lösung mit Hilfe einer stabilen medizinischen 100 ml PE Spritze, verbunden mit einem kurzen Stück Schlauch, abgesaugt und in eine der am Gerät installierten Kartuschenpressen eingespannt. Durch Handbedienung der Presse wurden die Lösungen durch die Feinfilter¹⁷ gepresst und in 50 ml PE Probefläschchen aufgefangen.

Da sich insbesondere bei den tonhaltigeren trüben Proben sehr schnell die Filter zusetzen, ergaben sich zum Teil sehr lange Filtrierzeiten von bis zu 12 Stunden, um ausreichend klare Probenflüssigkeiten

¹⁷ Bei dieser Versuchsanordnung befindet sich das Cellulose-Acetat-Filtermaterial auf einer Trägerplatte mit 4,5 cm Durchmesser, die wiederum in einem verschraubbaren, druckfesten Sartorius Polycarbonatgehäuse gelagert werden. Dieses Gehäuse wird auf die Spritze mit konischer Spitze aufgesteckt.

von mindestens 25 ml zu gewinnen. Somit wurde eine Kühlvorrichtung für die Extraktionsanlage entwickelt (Abb. 4.6 B). Für die Isolierung wurde das Gerät mit Styroporplatten und -formteilen hermetisch gekapselt. Die Kühlung wurde mittels der Klappe einer 12V Autokühlbox gewährleistet, deren Kühlaggregat mit einem 12 V Ladegerät dauerhaft betrieben werden kann. Durch Verwendung von zusätzlichen Kühlelementen konnte eine gleichmäßig niedrige Innentemperatur von 3°C bis 5°C selbst bei tropischen Außentemperaturen von 40°C gehalten werden.

4.7 Nitrat-, Ammonium- und Chloridkonzentrationen in den Bodenextrakten

4.7.1 Photometrische Bestimmung von Nitrat, Ammonium und Chlorid mit FIA

Im Rahmen der Labor Infrastruktur wurde für die NO₃⁻, NH₄⁻ und Cl⁻ Untersuchungen ein Flow Injection Analysers (FIA) der Firma Tecator[®], Modell 5020, eingesetzt. Dieses Gerät wurde im DGS Wasserlabor in Lobatse an einem dafür zur Verfügung gestellten Arbeitsplatz installiert. Diese Maßnahme war erforderlich, um den analysespezifisch konstanten Ansprüchen des dreijährigen Forschungsprojekts gerecht zu werden.

Für die Analysen kamen folgende Anleitungen zur Anwendung:

Nitratbestimmung (TECATOR, 1983a, , 1984b, 1984d)

Ammoniumbestimmung (TECATOR, 1984a, 1984c, 1984e)

Chloridbestimmung (TECATOR, 1983b)

Das Laborgerät arbeitet mit Reagenzien, die auf die zu bestimmenden spezifischen Inhaltsstoffe in der Probenlösung reagieren und deren Färbungsgrad photometrisch gemessen wird. Die Probenlösung wird in einen konstanten Trägerstrom einer Ammoniumchloridlösung (Nitratnachweis) oder in destilliertes Wasser (Ammonium und Chloridanalyse) über einen definierten Zeitraum (z.B. 10 oder 20 Sekunden) injiziert.

Bei der Nitratanalyse wird durch eine Cadmiumkatalysesäule das Nitrat zu Nitrit reduziert, welches, falls vorhanden, mitgemessen wird. Beim Nachweis von Ammonium passiert die Lösung eine Diffusionseinheit mit semipermeabler Membran, um mit der einfärbenden Flüssigkeit zu reagieren.

Für die photometrischen Messungen wird beim Nitrat ein 540 nm und beim Ammonium ein 490 nm-Filter zwischen Lichtquelle und Durchflusszelle verwendet. Um Schwankungen während längerer Messreihen auszugleichen, wird der FIA-Analyser nach etwa zehn Messungen nachgeiecht.

4.7.2 IC-Bestimmung von Nitrat und Chlorid

Zur Absicherung der Ergebnisse aus den FIA-Analysen fanden ionenchromatographische Messungen im Labor des Referats B4.26, der BGR nach ISO 10304-1 (1992) statt. Dabei wurden bei den meisten,

der bereits im DGS in Lobatse untersuchten Bodenwasserextrakten, nochmals die NO_3 und Cl-Gehalte gemessen. Darüber hinaus sind einige Bodenwasserextrakte erst bei der BGR gewonnen worden, die aus gemahlenden Gesteinsproben der Tiefenbohrungen stammen.

4.7.3 ICP-OES-Bestimmungen von Ammonium und weiteren Stoffen

Die optische Emissionsspektrometrie (OES) mit induktiv gekoppelten Plasma (ICP), wird als ICP-OES-Standardmethode bezeichnet. Die Vorschriften von 33 Elementen, die mit der ICP-OES- bestimmt werden finden sich in der ISO 11885 (1998), bzw. in der DIN 38 406.

Mit der ICP-OES-Methode wurden die eingeflogenen Bodenwasserextrakte im Wasserlabor der BGR in Hannover untersucht. Die untersuchten Elemente/Stoffe sind neben Ammonium (NH_4): K, Na, Mg, Ca, Fe, Mn, Al, BO_2 , Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Ni, Pb, Sc, SiO_2 , Sr, Ti, V, Zn.

4.8 Gesamt-Kohlenstoff, -Stickstoff, -Schwefel in Boden und Pflanze

Alle Gesamt-Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel- (CNS-) Analysen der Boden- und Pflanzenproben wurden im Institut für Bodenkunde der Universität Hannover am LECO[®] CNS-2000 Analyser durchgeführt. Dabei wird 2 g Probenmaterial unter Sauerstoffzufuhr in einer Keramikröhre bei hohen Temperaturen vollständig verbrannt. Die entstehenden Verbrennungsgase werden abgeleitet, wobei C und S in einer Infrarotdurchflussszelle - bzw. Stickstoff durch einen TCD (Thermal Conductivity Detector) bestimmt wird (LECO[®] CNS-2000, 2006).

4.9 Inkubationsversuche zur Bestimmung von N-Mineralisationsraten

Die Inkubationsversuche wurden im Institut für Bodenkunde der Universität Hannover durchgeführt. Durch die Versuche sind die N-Mineralisationsparameter für ausgewähltes Oberbodenmaterial unter optimierten Bedingungen ermittelt worden. Dabei wurde die Nitrat- und Ammoniumbildung aus kurz- und langfristig abbaubarem organischem Material erfasst und mittels kumulativer Kurven horizontweise dargestellt. An diesen Kurven sind dann exponentielle Mineralisationsgleichungen angepasst worden. Bei den Inkubationen wurden bei drei Wiederholungen jeweils 20 g des getrockneten Bodenmaterials wieder befeuchtet und in 50 ml Spritzen gefüllt. Die beiden Versuchsreihen sind bei einer konstanten Bebrütungstemperatur von 35°C über einen Zeitraum von maximal 114 Tagen und bei einer zweiten Versuchsreihe von maximal 265 Tagen durchgeführt worden. Über die Versuchsdauer ergeben sich kumulative Kurvenverläufe, die asymptotisch gegen einen Maximalwert streben. Entsprechend wurde in länger werdenden Zeitabständen (von anfangs 8 Tagen zunehmend bis ca. 50 Tagen) der jeweils neu gebildete mineralische Stickstoff mit 120 ml einer 0,02 M CaCl_2 -Lösung ausgewaschen und die Gehalte colorimetrisch analysiert. Weitere Details zur Durchführung und Auswertung der Inkubationsversuche können bei HEUMANN (2002; 2003) entnommen werden.

4.10 Phosphat in der Bodensubstanz

Die Untersuchung von Phosphatgehalten der Böden ist ebenfalls am Institut für Bodenkunde der Universität Hannover durchgeführt worden.

4.10.1 Fraktionierung von PO_4

Die Durchführung der Extraktion bzw. Fraktionierung erfolgte entsprechend der Fragestellung, ob relativ leicht verwitterbares Phosphat als Indikator für die Beweidungsintensität im Untersuchungsgebiet geeignet ist. Darüber hinaus erfolgte in Vorversuchen eine Anpassung der Analyse an die speziellen Eigenschaften der zu untersuchenden Arenosole.

Es wurden in einem zuvor bei 500°C geglühten und gewogenen Tiegel jeweils 5 g des luftgetrockneten und auf 2 mm gesiebten Bodens eingewogen und die organische Substanz über Nacht bei 500°C verglüht. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wird die Bodeneinwaage durch Auswägen bestimmt. Diese Probe überspült man quantitativ in einen Erlenmeyerkolben mit insgesamt 75 ml 1M H_2SO_4 und kocht sie mit einem Urglas abgedeckt zwei Stunden lang im siedenden Wasserbad. Nach dem Abkühlen lassen sich die Proben durch Umfüllen in Zentrifugalröhrchen und anschließendem Zentrifugieren zu einem klaren Extrakt verarbeiten.

4.10.2 Analyse von PO_4

1 ml Probenextrakt wurde in einem 25 ml Kolben pipettiert und diese Probe mit der „Blaumethode“ nach KURMIES (1971) angefärbt¹⁸. Die anschließende Messung erfolgte am Spektralphotometer.

Probleme und Anpassung der Fraktionierung

Bei der Durchführung nach dieser Beschreibung ließen sich die Proben aufgrund des niedrigen pH-Wertes mit der „Blaumethode“ nicht anfärben. Daher wurden die Aliquote mit der doppelten Menge an M NaOH neutralisiert.

Der zu untersuchende P-Gehalt der Botswanaböden soll als Maß für deren natürlichen Umsatz in Flora und Fauna bzw. der Beweidungsintensität dienen und nicht dem zusätzlichen Vorkommen im Ursprungsgestein. Daher wurde nach einer Konzentration der Schwefelsäure gesucht, die das aus biologischen Umsetzungen stammende Phosphat löst, aber lithogen gespeichertes Phosphat, wie zum Beispiel aus Apatit, nicht angreift. Um die geeignete Konzentration der Schwefelsäurelösung zu ermitteln, fanden zunächst an Böden mit unterschiedlichen Phosphatbindungen mit bekannten Gehalten Vorversuche statt. Diese Testböden stammen aus den Umland Hannovers, die mit den Botswana-Bodenproben eine vergleichbare Textur aufweisen. Bei einer Absenkung der Molarität des Extrakti-

¹⁸ Farbentwicklung durch Bildung von Molybdänblau unter Anwendung von Ascorbinsäure als Reduktionsmittel in Gegenwart von Antimonyl. Die Eichreihe wird wie folgt angesetzt: 0 ml, 5 ml, 10 ml und 20 ml einer 1 mg P L^{-1} Lösung werden mit 4 ml Mischlösung angefärbt.

onsmittels von 1 M auf 0,1 M (H_2SO_4) konnte hinsichtlich der Fraktionierung von Phosphaten das beste Ergebnis erzielt werden¹⁹.

Um die Schwefelsäurekonzentrationen bei allen Böden konstant zu halten, wurden bei kalkhaltigen Böden ihrem Carbonatgehalt entsprechend, zusätzlich geringe Mengen an 10 M H_2SO_4 zur Neutralisation zugefügt. Die Methodik der Fraktionierung wurde entsprechend der besonderen Eigenschaften der Arenosole im Arbeitsgebiet angepasst und daher nach KURMIES (1971) modifiziert.

4.11 Eisengehalte des Bodens

4.11.1 Oxalatlösliches Eisen (Fe_o):

Bei der Bestimmung durch saure Ammonium-Oxalat-Lösung als Komplexbildner, bei Dunkelheit, werden die leichter mobilisierbaren Eisenoxide erfasst²⁰ (BGR, 2000; SCHLICHTING, BLUME und STAHR, 1995, p. 147 ff.). Zu diesen, auch als aktive Fe-Oxide bezeichneten Formen, gehören die amorphen Eisenformen (u.a. Ferrihydrit, Feroxyhit) aber auch alle löslichen Eisenformen.

4.11.2 Dithionitlösliches Eisen (Fe_d):

Durch diese Methode wurden, außer Magnetit (Fe_3O_4) alle Eisenverbindungen, unabhängig von ihrer Löslichkeit bestimmt²¹. Die Lösung erfolgt dabei mit Na-Dithionit als starkes Reduktionsmittel (Natrium-Dithionit = NaS_2O_4). Dabei werden sowohl die gut kristallinen Eisenoxide, wie u.a. Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$), Hämatit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), Lepidokrokit ($\gamma\text{-FeOOH}$) und Maghemit ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) aber auch alle löslichen Eisenfraktionen erfasst (BGR, 2000; SCHLICHTING, BLUME und STAHR, 1995, 147 ff.).

4.12 Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist ein Maß für die austauschbaren Kationen im Boden. Durch den experimentellen Austausch der Kationen mit einer Neutralsalzlösung, wie zum Beispiel Barium-, Ammonium und Kalziumchlorid, wird die Anzahl der negativen Bindungsplätze von Kationen erfasst. Die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) bezieht sich auf die KAK bei neutralem pH-Wert des Bodens und bezeichnet die maximale Anzahl von negativen Bindungsplätzen.

¹⁹ Diese Anpassung wurde mittels der Ergebnisse aus Voruntersuchungen an sandigen Böden mit bekannten Phosphatfraktionen vorgenommen:

- 1.) Die Bodenproben der Kaiserrampe, südlich von Hannover, enthalten Apatite [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$]. 1 M H_2SO_4 löst diese stärker an als 0,1 M H_2SO_4 .
- 2.) Im Fuhrberger Sand im Norden Hannovers sind keine Apatite, sondern nur leicht lösliches P vorhanden. Abhängig von der Schwefelsäurekonzentration ist der Unterschied der gemessenen P-Gehalte gering.

²⁰ Oxalatlösl. Fe: 2 g Bodeneinwaage, mit 50 ml Oxalatlösg. 2 Std. Schütteln, Zentrifugieren, ggf. Verdünnen und Messen.

²¹ Dithionitlösl. Fe: 2 g Bodeneinwaage, zweimal mit Dithionitlösung extrahiert, auf 250 ml aufgefüllt, davon 1/10 verdünnt und gemessen.

Dagegen wird die Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) bei dem jeweils ursprünglich gemessenen pH-Wert der Bodenprobe durchgeführt.

Die KAK_{eff} der eigenen Bodenproben²² wurde in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) im Labor des Bodenkundereferates B4.26 (Bodenwasser, Stoffhaushalt) bestimmt. In Anlehnung an die DIN-ISO-11260 (2005) erfolgten an geschüttelten, kalkzerstörten Proben unter Verwendung von Bariumchlorid ($BaCl_2$) die NH_4^+ -, H^+ -, Calcium-, Magnesium-, Kalium-, Natrium-, Aluminium-, Eisen- und Mangan-Analysen sowie die parallelen pH-Wert-Bestimmungen.

4.13 Bestimmungen bodenphysikalischer Eigenschaften

4.13.1 Bodenfeuchte

Die Bestimmung der Bodenfeuchte wurde an Parallelbodenproben mittels Wägung und Trocknung im Trockenofen bei 75°C im DGS-Mineralogielabor durchgeführt. Die mit jeweils etwa 300 g eingewogenen Proben wurden dabei etwa fünf Tage im Ofen belassen und unmittelbar nach der Entnahme und Abkühlung erneut gewogen.

Neben der Stoffkonzentration im Bodenwasser wird anhand der Bodenfeuchte der genaue Verdünnungsfaktor des Bodeneluates vor der Extraktion ermittelt.

4.13.2 Bestimmung der Verdünnung des Bodenwasserextraktes

Der Verdünnungsfaktor des Eluatwassers, der aus der Zugabe von deionisiertem Wasser zur feldfeuchten Bodenprobe vor dem Schütteln herrührt, berechnet sich aus: (Menge der Zugabe an deionisiertem Wasser [in ml] + Bodenfeuchte der Probe [in ml]) / Bodenfeuchte der Probe [in ml].

4.13.3 Korngrößenverteilung (Textur)

Die Korngrößenanalysen wurden im Labor des Instituts für Bodenkunde im Sedimentationsverfahren mit Pipettierung vorgenommen. Dabei werden mit Hilfe einer Pipette Teilmengen der zu Beginn der Messung aufgeschüttelten Suspension aus dem Andreasenzylinder²³ entnommen (SCHLICHTING, BLUME und STAHR, 1995, p. 113).

Bei den carbonathaltigen Böden fanden vor den Bestimmungen der Korngrößen Kalkzerstörungen statt. Einzelne Horizonte wurden zusätzlich ohne Kalkzerstörung auf Korngrößen analysiert.

²² Die Bestimmungen der KAK_{eff} erfolgten an folgenden Bodenprofilen: DP5, DP8, DP13, DP15, DP16, DP22; TSP1-TSP12 (vgl. Kapitel 5.3).

²³Suspension und Pipettierung der Korngrößenbestimmung: Eingewogen werden jeweils 10 g Bodenprobenmaterial und mit destilliertem Wasser zu 400 ml Suspensionsvolumen im länglichen Andreasenzylinder aufgefüllt. Nach Aufschütteln der Suspension wird der Zylinder auf einer erschütterungsfreien Unterlage abgestellt. Mit einer arretierbaren Köhnpipette (hier 19,12 ml Volumen) werden jeweils in 5 cm, 4 cm, 4 cm und 2 cm Eintauchtiefe in bestimmten Zeitabständen die Teilmengen entnommen, getrocknet und ausgewogen.

4.13.4 Lagerungsdichte (dB)

Lagerungsdichten bis 105 cm Bodentiefe

Ungestörte Bodenmonolithe eines 100 ml umfassenden Stechzylinders werden zunächst zwecks zusätzlicher Bestimmung der Bodenfeuchte feldfeucht gewogen, 48 Stunden bei 105°C getrocknet und anschließend erneut gewogen (nach SCHLICHTING, BLUME und STAHR, 1995, S.97)..



Abb 4.7: Stechzylinder-Beprobung in 25 cm Tiefenschritten zur Bestimmung der ungestörten Lagerungsdichte und pF-Werte (jeweils 2 Wiederholungen). - Sampling of soil in cylinders to determine the undisturbed bulk density as well as pF-values, two repeats in depth steps of 25 cm.

Lagerungsdichten in mehr als 105 cm Bodentiefe

In Bodentiefen von mehr 105 cm wurden keine Stechzylinderproben entnommen. Für eine relativ genaue Abschätzung der Lagerungsdichten wurde eine bodenphysikalische Funktion angewendet. Diese wird mit Hilfe der Porenziffer²⁴-Auflastfunktion beschrieben (HARTGE, 2001). Dabei nimmt der relative Porenanteil mit der Tiefe ab und verhält sich dabei negativ linear zu der entsprechenden logarithmierten kumulierten Bodensäulenauflast. Die Steigung dieser Funktion kann aus den Werten der La-

²⁴ Die Porenziffer ($PZ = \varepsilon$), engl. void ratio, ist das Verhältnis aus dem Volumen der Poren (V_p) zum Feststoffvolumen (V_f): $PZ = \varepsilon = V_p / V_f$; oder in Bezug auf spezifische Dichten: $\varepsilon = \rho_F / \rho_B - 1$.

Dabei ist ρ_F = Dichte der Festsubstanz ($2,65 \text{ g cm}^{-3}$), ρ_B = Dichte der Gesamtvolumens, bzw. Lagerungsdichte (dB) einer Probe.

gerungsdichten aus den vier unterschiedlichen Bodentiefen errechnet werden. Über die Lagerungsdichten wird abschnittsweise von oben nach unten die entsprechende Bodensäulenauflast für die entsprechende Bodentiefe berechnet. In einem xy-Diagramm wird die logarithmierte Bodenauflast gegen die Porenziffer (engl. void ratio) aufgetragen die das Verhältnis Lagerungsdichte zu Festsubstanzdichte ausdrückt. Bei repräsentativen Werten ist ein linearer Verlauf gegeben und somit kann eine lineare Regression erfolgen.

Aus dem Integral der Bodensäulenauflast bis zu einem bestimmten Lagerungsdichtenwert (ρ_F) bzw. entsprechender Porenziffer lässt sich somit die entsprechende Bodentiefe ermitteln (HARTGE, 2001). Die Auflast steigt dabei potentiell mit zunehmender Bodentiefe. Rückwirkend lässt sich somit von einer bestimmten Bodentiefe über die entsprechende Auflast, auf die Porenziffer und somit auf die Lagerungsdichte eines bestimmten Tiefenabschnittes zurückrechnen (Kapitel 5.5.8).

Die Lagerungsdichten sind wichtig für die Modellierung der ungesättigten Leitfähigkeit in größeren Bodentiefen, die anhand empirisch bestimmter bodenphysikalischer Parameter berechnet werden (Kapitel 5.13.2.).

4.13.5 Wasserspannungs- pF-Kurve bei Entwässerung

Die Bestimmung der Wasserspannungskurven erfolgte anhand ungestörter Stechzylinderproben am Institut für Bodenkunde der Universität Hannover. Nach dem Anlegen von Stufen zunehmender Saugspannungen (engl. suction power) wurden Wassergehaltsbestimmungen durchgeführt, aus denen sich die pF-Entwässerungskurven ableiten. Dabei kam für die Wassergehalte bei pF 0, pF 1,0 und pF 1,8 das Sandbecken mit „hängender“ Wassersäule und für pF 2,5, pF 3,0 und pF 4,2 die Drucktopfmethode zur Anwendung. Alle Entwässerungsstufen erfolgten anhand ungestörter Proben aus Stechzylindern mit einem Volumen von 101,34 cm³, bei einem Innendurchmesser von 50,2 mm und einer Höhe von 51,2 mm. Nur pF 4,2 wurde an gestörten Teilmengen bestimmt (SCHLICHTING, BLUME und STAHR, 1995).

Bei der Bestimmung der Saugspannungskurven wurde teilweise zu kurz entwässert, um die Bodenprobe in einen Gleichgewichtszustand bei entsprechender Saugspannung zu bringen²⁵. Die Problembehandlung der zu kurzen Entwässerungszeiten bei pF 2,5 und pF 3,0 und damit verbundenen zu hohen Wassergehalten werden im späteren Kapitel 5.5.9, zu Ergebnissen der pF-Kurven behandelt.

4.13.6 Infiltrationsversuche

Die Messungen der Infiltrationsraten von Arenosolen erfolgten unter Verwendung eines einfachen, überstauten Ringinfiltrimeters. Dabei wurde das Infiltrimeter, ein Kunststoffring von etwa 20 cm Höhe und 25 cm Durchmesser, auf die ungestörte Bodenoberfläche aufgesetzt und vorsichtig wenige Zentimeter in den Boden eingedrückt. Ein Millimetermaß (Lineal) wird senkrecht im Infiltrimeter befestigt (vgl. Kapitel 5.5.10, Abb. 5.25). Anschließend erfolgte ein gleichmäßiges Befüllen, bis etwas

²⁵ Entwässerungszeiten: pF 1,0 = 8 Tage, pF 1,8 = 15 Tage, pF 2,5 = 5 Tage, pF 3,0 = 4 Tage.

unterhalb des oberen Randes, mit Leitungswasser. Unmittelbar nach dem Auffüllen wird die Veränderung des Wasserstandes am Lineal in Zeitintervallen von 30 Sekunden abgelesen. Das durch die Boden-Infiltration bedingte Absinken des Wasserspiegels über die Zeit wird als Steigung in mm sec^{-1} anhand einer linearen Regression ermittelt und ergibt, umgerechnet in mm h^{-1} (oder in cm pro Tag), die Infiltrationsrate. Nach der Messung wird der durchfeuchtete Boden aufgegraben und somit ein Querschnittprofil unter der Infiltrations-Oberfläche angelegt. Dadurch kann die Eindringtiefe des perkolierenden Wassers sowie der Anteil des lateralen Flusses für den Korrekturfaktor abgeschätzt werden (vgl. Kapitel 5.5.10, Abb. 5.27).

4.14 Datenerhebung für Flächenbilanz und Nitratauswaschung

Für die Flächenbilanzierung sind entsprechend umfangreich gesammelte Daten für repräsentative Gebietsausschnitte, wie etwa für die Systemmodellierung eines repräsentativen Bodenkompiments von naturnahem Weideland auf Arenosol oder den Kraalbereich eines Cattle Posts, zu wählen, um beispielsweise Aussagen über potentiell auswaschbare N-Mengen machen zu können. Die Chloridkonzentrationen der Bodenabschnitte werden in Relation zu den gemessenen Konzentrationen im gesammelten Niederschlagswasser gesetzt, um über deren erhöhte Werte das Verhältnis aus Niederschlag und Verdunstung errechnen zu können (Kapitel 5.13.1 & Kapitel 4.16.1).

Diese Werte dienen, zusammen mit Daten der Versickerungsraten aus Infiltrationsversuchen, der Berechnung der Nitratauswaschungsgefährdung (Kapitel 5.13, 5.14 und 5.15).

4.15 Bearbeitung der Satellitenbildszene und der Luftbilder

Für die fernerkundliche Bearbeitung wurde für das Projekt eine Landsat 7 TM Szene ausgewertet, die bis auf einen kleinen westlichen Abschnitt bei Orapa das gesamte Untersuchungsgebiet abdeckt (Ausschnitt daraus ist Abb. 5.2).

Dabei wurden markante, eindeutig identifizierbare Geländepunkte, zu denen GPS-Koordinaten im UTM-Gitterformat vorliegen, den entsprechenden Punkten auf dem Satellitenbild zugeordnet.

In vergleichbarer Weise wie bei dem Satellitenbild wird bei der Georeferenzierung auch mit eingescannten Luftbildern verfahren, die für einen westlichen und den mittleren Ausschnitt des Untersuchungsgebietes zur Verfügung stehen. Diese älteren, aus den Jahren 1985 bis 1987 stammenden Schwarzweißbilder im Maßstab 1 : 50.000, sind für eine Vegetationsuntersuchung weniger geeignet. Sie können aber, aufgrund der höheren Auflösung und der Möglichkeit einer stereoskopischen Betrachtung, die Reliefeigenschaften und Details wie zum Beispiel kleine Pfannen und Trockenflüsse viel besser erkennen lassen.

4.16 Untersuchungen zum Wasserhaushalt

4.16.1 Chlorid-Massen-Bilanz

Von ALLISON (1994) wird die Grundüberlegung der CMB-Methode wie folgt beschrieben: Chloride sind im Boden konservative, stabile Salze, die weder im Boden umgesetzt oder von Pflanzen aufgenommen, noch an die Atmosphäre abgegeben werden. Chlorideinträge an der Bodenoberfläche finden durch Regen und trockene Deposition statt. Am besten sind daher zur Bestimmung des Cl-Input Totalizer zu verwenden, die beide Einträge erfassen. Bei der Versickerung durch die Wurzelzone nehmen die meisten Pflanzen kaum Chlorid auf. Somit sollte bei einfachem Piston Flow die Cl-Konzentration im Sickerwasser durch Evapotranspiration bis zur maximalen Wurzeltiefe zunehmen, und von dort an im weiteren Tiefenverlauf konstant bleiben (siehe Abb. 4.8).

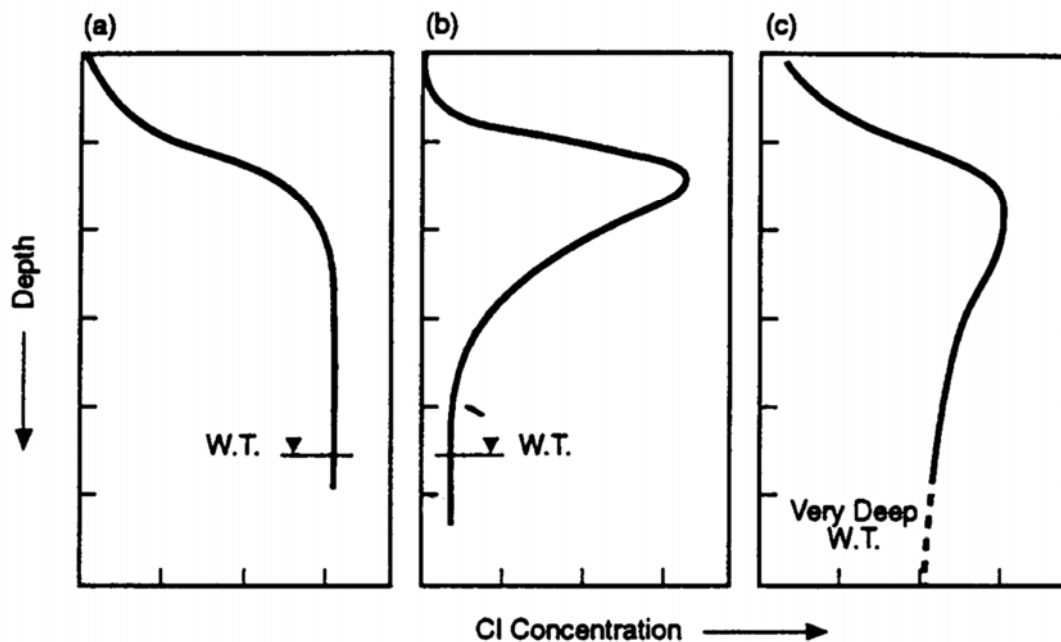


Abb. 4.8: Schematische Bodenprofile mit Chloridkonzentrationen unter verschiedenen Flussbedingungen des Bodenwassers: (a) Piston flow mit Aufnahme von Bodenwasser durch Wurzeln, (b) Aufnahme von Wasser durch Wurzeln aber mit entweder präferentiellem Fluss unterhalb der Wurzelzone oder diffusem Verlust von Cl zum Grundwasserspiegel, und (c) ein Profil, das Grundwasserneubildung unter paläoklimatischen Bedingungen widerspiegelt (ALLISON, GEE und TYLER, 1994). - Schematic depth profiles of the Cl concentration of soil water during different matrix flow conditions: (a) piston flow with extraction of water by roots, (b) extraction of water by roots; but either preferred flow of water through and below the root zone, or diffuse loss of Cl to the water Table (W.T.); and (c) a profile reflecting past (palaeo-) recharge conditions (ALLISON, GEE und TYLER, 1994).

Voraussetzungen zur Anwendbarkeit von CMB

Die CMB-Methode ist unkompliziert und erfordert Bodenprobenmaterial von trockenen Bohrungen, von Schlagbohrungen, oder Probenmaterial von gegrabenen Brunnen (engl.: dug wells). Aus den Proben werden Bodeneluatate gewonnen, an denen Cl-Bestimmungen erfolgen. Zudem finden an Parallel-

proben Bestimmungen der Bodenfeuchte statt, um die Cl-Konzentrationen der Bodenlösung berechnen zu können.

Für eine erfolgreiche Anwendung der CMB-Methode müssen dabei folgende Kriterien erfüllt sein:

- Es darf kein Oberflächenabfluss stattfinden und Niederschläge sind die einzige Eintragsquelle von Chlorid. Dabei müssen die Chlorideinträge zeitlich gut dokumentiert sein.
- Das Chlorid muss sich konservativ verhalten, es darf nicht vom Grundwasser beeinträchtigt werden und für den untersuchten Tiefenabschnitt der vadosen Zone müssen steady state-Verhältnisse gelten (EDMUNDS, 2003).
- Zudem dürfen keine humiden klimatischen Verhältnisse vorhanden sein, denn die CMB-Methode wird bei höheren Versickerungsraten zu ungenau (GEE *et al.*, 2005).

In einer australischen Studie fand ein Vergleich der Tracer Chloride, Tritium (^3H) und ^{36}Cl statt. Dabei wurden starke Abweichungen zwischen Chlorid-Massen-Bilanz und den Atombomben Tracern, deren Spuren sich noch innerhalb der Wurzelzone befanden, deutlich. Dieses wird damit begründet, dass die CMB-Methode erst unterhalb der Wurzelzone anwendbar ist (COOK *et al.*, 1994).

Allgemein sollten bei der CMB-Methode einige Fehlerquellen wie präferentielle Flüsse (vgl. Kapitel 4.16.1), oberflächlicher Abfluss und Unsicherheiten der Bestimmung des Chlorid-Eintrages beachtet werden. Dies wird in einer Studie von SCANLON (2000), die Methoden der Umwelttracer miteinander vergleicht, detailliert beschrieben. Somit sind die mit der CMB-Methode errechneten Werte nur unter bestimmten Bedingungen für die Versickerung oder die Grundwasserneubildung als solche übertragbar.

Die CMB-Methode sollte nur dort angewendet werden, wo Boden- und Geländeeigenschaften präferentielle Flüsse und Oberflächenabfluss weitgehend ausschließen. Im Untersuchungsgebiet kann dieses für die meisten Arenosolstandorte mit ihren relativ homogenen physikalischen Bodeneigenschaften in erster Näherung angenommen werden. Darüber hinaus sollten zuverlässige langjährige Mittelwerte der Chloridkonzentrationen im Regen und der Niederschlagsmengen für das Untersuchungsgebiet vorliegen.

Formeln der CMB-Methode

Unter steady-state Bedingungen, d.h. bei konstanten mittleren Niederschlägen P (von engl.: precipitation), Chloridkonzentrationen C_p im Niederschlag und Grundwasserneubildung R (von engl.: recharge), sollte der Fluss an Cl-Mengen gleich bleiben, was mit folgender Formel ausgedrückt wird:

$$\overline{P} * \overline{C_p} = \overline{R} * \overline{C_s} \quad (4.1)$$

mit:

C_p = Cl-Konzentration im Niederschlagswasser

C_s = Cl-Konzentration im Bodenwasser.

(ALLISON, GEE und TYLER, 1994)

Die Berechnung der Grundwasserneubildung erfolgt durch einfache Umstellung der Formel:

$$\overline{R} = \overline{P} \frac{\overline{C_p}}{\overline{C_s}} \quad (4.2)$$

Um dagegen die Dauer zu berechnen, die Sickerwasser braucht, um von der Bodenoberfläche bis in einen bestimmten Tiefenbereich vorzudringen, werden statt der Lösungskonzentrationen von P und R die jährliche mit Niederschlägen eingetragene Chloridmenge sowie die gespeicherte Chloridmenge des zu berechnenden Bodenausschnittes benötigt. Somit ergibt sich:

$$\overline{P_{(Cl*a^{-1})}} * t_{(a)} = S_{(Cl[\Delta d])} \quad (4.3)$$

dabei sind:

$\overline{P_{(Cl*a^{-1})}}$ die mittlere jährliche Chlorid Eintragsmenge mit Niederschlag (P = precipitation) und trockener Deposition pro Flächeneinheit (hier in ha),

$S_{(Cl[\Delta d])}$ die gemessene Chloridmenge in dem zu berechnenden Tiefensektor des Bodens pro Flächeneinheit,

$t_{(a)}$ die Zeit in Jahren die nötig ist, um bei gegebener Cl-Eintragsrate und unter steady-state Bedingungen in dem Tiefensektor die entsprechende Chloridmenge anzureichern.

Die Zeitdauer $t_{(a)}$ erhält man aus der Umstellung von (4.3):

$$t_{(a)} = \frac{S_{(Cl[\Delta d])}}{\overline{P_{(Cl*a^{-1})}}} \quad (4.4)$$

Anhand dieser Formeln wird deutlich, dass die CMB-Methode im Gegensatz zu physikalischen Modellen unkompliziert ist und nur relativ wenige Fehlerquellen besitzt.

4.16.2 Modellierung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit mit RETC

Neben der Chlorid-Massen-Bilanz Methode bietet das in HYDRUS enthaltene RETC- (**RETention Curve-**) Computerprogramm mit dem verknüpfbaren ROSETTA-Programm des US Salinity Laboratory, US Department of Agriculture, eine Möglichkeit zur Berechnung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit [K_u] (VAN GENUCHTEN, LEIJ und YATES, 1991). Für die Bereiche unterhalb der Wurzelzonen der untersuchten Profile wird aufgrund der großen Abstände zum Grundwasser von ausgeglichenen Bodenfeuchtwerten angenommen, dass über die Tiefe aufgrund ähnlicher Saugspannungen ausgeglichene Matrixpotentiale [Ψ_m] vorliegen. Auf das Bodenwasser sollte somit kein aufwärts- oder abwärtsgerichteter Gradient der Zunahme der Saugspannung wirken. Dagegen beschränkt sich der Einfluss im Wesentlichen auf die gravitative Kraft, so dass K_u bei diesem Ψ_m dem mittleren Sickerwasserfluss entspricht.

RETC-Computerprogramm

Das RETC-Computerprogramm basiert auf der Ableitung der Beziehung von Saugspannungen und Wassergehalt durch Pedotransferfunktionen, die aus Bodencharakteristiken wie z.B. der Bodenart bzw. Textur empirisch ermittelt wurden. Aus dem ermittelten Wassergehalt der Bodenprobe wird die entsprechende Saugspannung berechnet und anhand dieser wird anhand eines Leitfähigkeitsmodells der K_u - Wert abgeleitet. Für unterschiedliche Böden steht im RETC-Programm eine Reihe von kombinierbaren Anwendungsmöglichkeiten zur Verfügung. Nach Vergleich der eigenen Wasserspannungs- (pF-) Kurven (Kapitel 5.5.9, Abb. 5.22) mit RETC-Testmodellierungen, erwies sich für die im Arbeitsgebiet untersuchten Arenosole das im RETC-Programm zur Auswahl stehende Modell der Van Genuchten Variablen am besten geeignet:

$$\theta_\psi = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha * \psi)^n\right]^m} \quad (4.5)$$

mit:

- $\theta_\psi =$ der Wasserspannung ψ (hPa) zugeordnete Wassergehalt ($\text{cm}^3 * \text{cm}^{-3}$),
 $\theta_s =$ Wassergehalt bei Sättigung,
 $\theta_r =$ Residual- oder Restwassergehalt bei pF 4,2 (oder höher),
 $\alpha, n, m =$ empirische Parameter, ohne physikalische Bedeutung, die den s-förmigen Kurvenverlauf beschreiben.

Diese Modellvariante fand in der wählbaren Kombination mit dem Conductivity Model nach Mualem mit $[m = 1 - 1/n]$ Verwendung (VAN GENUCHTEN, LEIJ und YATES, 1991).

Lagerungsdichte

Des Weiteren wurden Werte der Lagerungsdichte als ein einzugebender Parameter für die Modellierung verwendet. Die in größeren Tiefen nicht bestimmte Lagerungsdichte, wurde über die Porenziffer-Auflastfunktion berechnet (Kapitel 4.13.4 & Kapitel 5.5.8). Die Lagerungsdichte ist essentiell für die Berechnung der Porengrößenanteile und damit für die RETC-Modellierung der hydraulischen (un-) gesättigten Leitfähigkeit.

Abhängigkeit des Residualwassergehaltes [θ_r] von den Toneigenschaften

Bei den Böden im Untersuchungsgebiet liegen die Bodenfeuchten oft nahe oberhalb des Residualwassergehaltes [θ_r] bzw. am permanenten Welkepunkt, welcher aufgrund der hohen Saugspannung pF4,2 nicht pflanzenverfügbar ist und praktisch keinem Transport in flüssiger Phase in der Bodenmatrix unterliegt. Somit ist unter diesen semiariden Bedingungen die genaue Bestimmung von θ_r im Hinblick auf die Ermittlung von K_u von besonderer Bedeutung. Dabei ist θ_r vor allem von den Tongehalten der Böden und darüber hinaus von der Toneigenschaft bezüglich der Wasserspeicherfähigkeit abhängig (vgl. Kapitel 5.5.9).

Die Saugspannungskurven der ungestörten Stechzylinderproben von den Bodenprofilen *P1* und *P2* weisen mit ihren pF-Werten auf eine geringere Wasserspeicherfähigkeit des in ihnen enthaltenen Tonnes und damit geringere θ_r -Werte in Arenosolen hin als durch das RETC Programm für die Speicherfähigkeit von quellfähigeren Tonen gemäßigter Breiten vorgegebenen wird (vgl. Kapitel 5.5.7). Mit der Standardvorgabe des Programms errechnen sich somit bei den gemessenen Wassergehalten unrealistisch hohe Saugspannungen, die in Bezug auf die Profile keinen Bodenwasserfluss mehr zuließen. Um jedoch den standortspezifischen Eigenschaften des Tones in den Arenosolen gerecht zu werden, wurden die Residualwassergehalte [θ_r], die anhand der Profile der eigenen Saugspannungskurven bei pF 4,2 (welche Saugspannung annähernd bei θ_r der Böden vorhanden ist) bestimmt wurden (siehe Kapitel 5.5.9, Wasserpannungs- (pF) Werte der Entwässerungskurven), über die entsprechenden Tongehalte abgeleitet und in RETC korrigiert eingegeben.

4.17 Recherche und Beschaffung von Informationsmaterial vor Ort

Während der Aufenthalte in Botswana ergaben sich bei Meetings mit fachkundigen Wissenschaftlern vom Ministry of Agriculture (MoA) interessante Aspekte, deren projektrelevante Informationen im Folgenden beschrieben werden. Gesprächspartner waren unter anderen Mr. Boago G. Moganane, Principal Soil Surveyor im MoA, Mr. Victor Tlhalerwa, Mr. Kwerepe (Dept. Of Range and Ecology, MoA) und Dr. Mphinyane, Leiter der Makhi Test Farm, die vom Department of Agricultural Research (APRU) betrieben wird.

Dem Autor wurden von Mr. Boago G. Moganane, Mr. Victor Tlhalerwa und Mr. Kwerepe folgende, bezüglich der Böden und Vegetation im Untersuchungsgebiet wichtige Beobachtungen mitgeteilt:

Die teilweise sehr feinen Sandböden (Arenosole) der Kalahari können mehr Bodenfeuchte enthalten als man allgemein zunächst erwartet. Angeblich bilden sich während der Regenzeit auf den Böden dünne Bodenkrusten, die Verdunstung verhindern und gleichzeitig den Oberflächenabfluss fördern.

Erodiertes Calcrete Material, angeweht als Staubdeposition und karbonatische Sande, machen die bleiche Farbe der Sande aus und erzeugen somit ihre hohen pH-Werte wobei die roten eisenoxydreichen Sande meist geringe Werte um pH 4,5 bis pH 6 aufweisen.

Im Rahmen des Botswana Ranging and Monitoring (Pilot-) Projekt des MoA, bei dem vor allem Satelliten- (Fernerkundungs-) Daten im Zusammenspiel mit 22 Testparzellen eine Rolle spielen, werden folgende Punkte untersucht:

- Informationen zum Vegetationszustand zur Erstellung von Karten: Diese Informationen fließen in den Difference Vegetation Index (DVI) ein.
- Das Erstellen saisonaler Karten der Beweidungsintensitäten bzw. Beweidungsdichten.
- Das Ausfindigmachen aktiver Buschfeuer.
- Bestimmung der Biomasse in Kombination mit Felddaten.
- Das Erfassen der Langzeit-Degradation und der sonstigen Veränderung der Vegetation.

Dabei werden Auswirkungen der extensiven Viehzucht in der Kalahari sichtbar. Durch die anziehende Wirkung von Tränken und Brunnen für die Rinder der Cattle Posts kommt es in diesen Bereichen zur Überweidung. Im östlichen Teil der Kalahari ist daher bereits ein Rückgang der Biomasse festzustellen, bei dem vor allem bereits die Gräser verschwunden sind.

Weitere Einflussfaktoren bezüglich der Vegetation sind Feuer, die Biomasse reduzieren, Termiten, die Biomasse in ihren Bauten in den Untergrund verfrachten in Verbindung mit deren Zersetzung sowie die Degradation der Vegetation in der Umgebung kleiner, natürlicher Pfannen.

Im Rahmen seiner Leitertätigkeit schrieb Dr. Mphinyane seine Dissertation unter anderem unter Einbezug der Makhi Testfarm als Untersuchungsgebiet auf der auch im Rahmen dieses Projekts ein Bodenprofil-Transpekt angelegt wurde (vgl. Kapitel 5.6.2). Dabei wurden Transekte durch die Testfarm und zwei weitere Farmen mit freier Beweidung angelegt, bei der die Gehalte an 5 Bodenelementen P, Mg, K, Ca und Na sowie pH-Werte und OC (von engl. organic content) anhand von Bodenproben bestimmt wurden. So konnte Mphinyane einen abnehmenden Gradient an einigen Bodennährstoffen von dem zentralen Brunnen ausgehend nachweisen der sich nach etwa 400 Metern stabilisierte (MPHINYANE, 2001).

5 Ergebnisse

Im Ergebnisteil werden alle gewonnenen Daten und Messergebnisse, die aus den Felduntersuchungen von Niederschlägen, Vegetation und Böden gewonnen wurden, in dieser Reihenfolge dargestellt, miteinander verglichen und in Bezug zu entsprechender Fachliteratur gesetzt.

Bei den Niederschlägen geht es dabei vor allem um die Darstellung der Analyseergebnisse eigener Regenproben und dem Vergleich mit Niederschlagsmessreihen anderer Autoren. In Verbindung mit langjährig gemessenen Gebietsniederschlägen werden somit die in Böden eingetragene Nitrat- und Chloridmengen kalkuliert.

In Bezug auf die Vegetation werden Pflanzengesellschaften beschrieben und in räumliche Beziehung zu den entsprechenden Bodeneigenschaften und sonstigen Standortbedingungen gesetzt. Die Ergebnisse der stofflichen Zusammensetzung von einzelnen untersuchten Pflanzenspezies, finden erst später, im Diskussionsteil in Bezug auf die Stickstoffflüsse im Untersuchungsgebiet, Eingang.

Im Hinblick auf die Böden geht es darum, zunächst die im Arbeitsgebiet vorkommenden Bodentypen zu beschreiben, deren Bodeneigenschaften darzustellen sowie den wichtigsten Bodentyp des Arenosol, anhand von Bodenprofilansprachen, vorzustellen.

Im anschließenden Hauptteil, der die eigentliche Nitratproblematik der Böden behandelt, werden die Ergebnisse der hand- und maschinell gebohrten Bodenprofile dargestellt. Dabei ist die hier dargestellte Ergebnisfindung, mit ihren aufeinander aufbauenden Schlussfolgerungen, an der tatsächlichen Abfolge, der einzelnen Untersuchungsschritte im Feld, orientiert.

Nach kurzer Erläuterung der Ergebnisse der Bodenvoruntersuchungen, werden darüber hinausgehend, anhand von Handbohrungen der Transekte, die Stoffgehalte des Bodens unter variierenden weidewirtschaftlichen Nutzungsintensitäten und verschiedener naturnaher Bedingungen erläutert. Dazu gehören insbesondere die Nitrat- ($\text{NO}_3\text{-N-}$) und Ammonium- ($\text{NH}_4\text{-N-}$) Gehalte, aber auch die Wassergehalte der Böden. Letztere dienen der Berechnung der ebenfalls dargestellten Stoffkonzentrationen der Bodenlösungen. Bei dem Vergleich von kontaminierten Standorten, wie Kraale, Pfannen und Termitenhügel, mit ihren umgebenden Flächen, werden die möglichen Ursachen der dortigen Nitratanreicherung ermittelt. Die anschließend dargestellten Ergebnisse maschineller Tiefenbohrungen zeigen den Verlauf der Nitrat- und Chloridkonzentrationen bis etwa 20 m Bodentiefe.

Hierauf folgen die Ergebnisse von untersuchten Test-Bodenprofilen, welche die Heterogenität der Bodeneigenschaften sowie die kleinräumige Variabilität der Nitrat- und Chloridgehalte zeigen. Sie dienen damit der Absicherung der Übertragbarkeit von den zuvor dargestellten Untersuchungsergebnissen der Standorte auf die umgebenden Flächen.

Anschließend werden zunächst die für naturnahen Bereiche des Arbeitsgebietes repräsentative Hintergrundwerte der Nitratgehalte des Bodens und des Bodenwassers gezeigt, um diese gegenüber den lokalisierten Orte mit außergewöhnlicher Nitrat- (und Ammonium-) und Chloridanreicherung in Beziehung setzen zu können.

Zum Abschluss des Ergebnisteiles wird die Bildung von nitrathaltigem Sickerwasser, ausgehend von den Untersuchungsergebnissen der maschinellen Tiefbohrungen, berechnet. Dabei erfolgt einerseits, die Berechnung von Sickerwasserraten unter den naturnahen Standortbedingungen, anhand der Chloridgehalte. Andererseits wird die Auswaschung von Nitrat unter Kraalen anhand des Bereiches der Tiefenverlagerung der kontaminierten Zone ermittelt.

5.1 Niederschläge und Eintrag von Stickstoff und Chlorid

In der Literatur finden sich Angaben über die Regenwasserchemie von Botswana und anderer afrikanischer Länder:

- Für Botswana sind aus dem Jahr 2000 Niederschlagsmesswerte von Totalizer Samplern²⁶ verfügbar. Die Mittelwerte von Nitrat-N- und Chloridkonzentrationen dieser landesweit gesammelten Proben betragen $0,77 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ ($n = 26$, $s = 0,7$), bzw. $2,07 \text{ mg Cl L}^{-1}$ ($n = 28$, $s = 2,1$)²⁷.
- Für Regenwasser in Ostbotswana werden $0,45 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (SELAOLO, GIESKE und BEEKMAN, 1994) genannt. Bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von 450 mm mit dieser Konzentration, würden etwa $2,0 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eingetragen werden. Die Ammoniumwerte wurden dabei allerdings nicht bestimmt. In der gleichen Studie wird von einem jährlichen Chlorideintrag von $2,0 \text{ kg Cl ha}^{-1}$ bis $5,5 \text{ kg Cl ha}^{-1}$ in Südost- bis Nordwest- Botswana ausgegangen.
- Im Senegal wurden mittlere Chloridkonzentrationen von $2,8 \text{ mg Cl L}^{-1}$ im Regenwasser bestimmt (Gaye und Edmunds, 1996).
- Für Kenia wurden Stickstoff-Einträge von $4,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ errechnet (Augustine, 2003).

Die Gesamtdeposition von Chlorid im Arbeitsgebiet unterliegt zeitlichen und räumlichen Schwankungen. Werden Karten mit entsprechenden Isolinien der Chloriddepositionen Botswanas herangezogen, so kann für den Bereich westlich von Serowe bis zur Makhi Experimental Farm etwa 4 bis $5 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die Zeitspanne von 1988 bis 1990 und etwa $6,0 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $6,5 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für 1990/91 angenommen werden (SELAOLO, 1998; SELAOLO, GIESKE und BEEKMAN, 1994).

Ähnliche Niederschlagskonzentrationen und Flächeneinträge wurden mit eigenen Messungen im Arbeitsgebiet bestimmt und für weitere Bilanzierungen verwendet: Aufgrund der verzögert eintretenden Regenzeit im Dezember wurden während des Arbeitsaufenthaltes 2002 insgesamt nur die Proben von zwei Niederschlagsereignissen gesammelt, während 9 Ereignisse im Oktober und November 2003 beprobt werden konnten. Die Proben wurden im Bereich des Setekwane Camps (UTM K35: 454630,

²⁶ Totalisatoren zum Sammeln der Gebietsniederschläge sowie der Festdeposition

²⁷ Dabei allerdings ohne Berücksichtigung von hohen Maximalwerte, die als „Ausreißer-“ Werte auf Verunreinigungen der Niederschlagssammler zurückgeführt werden. Unter Berücksichtigung dieser „Ausreißer“ werden $1,14 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ ($n = 28$, $s = 1,5$) und beim Chlorid $3,99 \text{ mg Cl L}^{-1}$ ($n = 31$, $s = 6,3$) erreicht. Datengrundlage 2002 von Obakeng, Projektleiter des DGS-ITC-Projektes, erhalten.

7527650), also in der südöstlichen niederschlagsreicheren Region des Arbeitsgebietes (etwa bis zu 400 mm a⁻¹) gesammelt. Der Regensammler befand sich in 175 cm über der Geländeoberfläche.

Tabelle 5.1: Niederschlagsmengen und deren Gehalte an Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamt-N und Chlorid sowie Cl/N- Verhältnisse, beprobt zu Beginn der Regenzeiten 2002 und 2003. - Amounts of precipitation and their contents of nitrate as N, ammonium as N, total N and chloride as well as Cl/N-ratios; sampled during the beginning of the rainy seasons 2002 and 2003.

<i>Date</i>	<i>Amount</i> (L m ⁻²)	<i>NO₃-N</i> (mg L ⁻¹)	<i>NH₄-N</i> (mg L ⁻¹)	<i>N-total</i> (mg L ⁻¹)	<i>Cl</i> (mg L ⁻¹)	<i>Cl/N</i> <i>Verhältnis</i>
05.12.02	1,5	0,49	0,78	1,27	4,76	3,75
07.12.02	2,8	0,59	0,60	1,19	1,33	1,11
20.10.03	29,0	0,20	0,17	0,37	0,60	1,62
21.10.03	14,5	0,22	0,58	0,80	0,30	0,38
26.10.03	4,0	1,23	1,00	2,23	2,30	1,03
05.11.03	2,5	0,75	0,69	1,44	3,00	2,08
12.11.03	5,0	0,83	0,73	1,56	2,60	1,67
13.11.03	1,0	1,15	1,44	2,59	---	---
21.11.03	6,0	0,67	1,14	1,81	3,60	1,99
28.11.03	---	0,51	0,29	0,80	2,40	3,00
28.11.03 (II)	---	0,43	0,29	0,72	0,90	1,25
<i>Average</i>	7,37	0,64	0,70	1,34	2,18	1,62
<i>Standard deriv.</i>	8,55 (116%)	0,32 (50%)	0,37 (53%)	0,64 (48%)	1,34 (61%)	1,03 (64%)

In Tabelle 5.1 sind die Einzel- und Mittelwerte der gemessenen NO₃-N-, NH₄-N-, gesamt N- und Chlorid-Konzentrationen, so wie das Chlorid zu Stickstoff Verhältnis im Regenwasser dargestellt.

Auffallend sind die relativ gleichen Anteile von Nitrat und Ammonium, die jeweils um einen vergleichbaren Mittelwert von ca. 0,7 mg N L⁻¹ streuen. Dabei sind deren Einzelwerte miteinander korreliert, was sich mit der linearen Einfachregression: $y = 0,891x + 0,1286$; $R^2 = 0,594$ (wobei $y = \text{NH}_4\text{-N}$; $x = \text{NO}_3\text{-N}$; [mg L⁻¹]) beschreiben lässt.

Ein weniger starker Zusammenhang lässt sich bei den Einzelwerten zwischen Chlorid und Stickstoff erkennen: $y = 0,2289x + 0,7199$; $R^2 = 0,3305$ (wobei $y = \text{N gesamt}$; $x = \text{Cl}$; [mg L⁻¹]). Im Mittel besteht ein Cl/N- Verhältnis von 1,62 bei einer gemittelten Chloridkonzentration von **2,18 mg L⁻¹**.

Wichtig für die Berechnung des N-Eintrags durch Regen pro Hektar ist der Gesamt N-Mittelwert von **1,34 mg (NO₃-N + NH₄-N) L⁻¹**.

Bei einer langjährigen (1925 – 1998) mittleren Niederschlagshöhe von 451 mm (MPHINYANE, 2001, S. 13) errechnen sich hieraus jährliche Mengen von **6,04 kg N ha⁻¹ a⁻¹** (N_[rain]) und **9,83 kg Cl ha⁻¹ a⁻¹**, die durch Niederschläge eingetragen werden.

Besonders der Eintrag von Stickstoff ist im Vergleich zu gemäßigt humiden Klimaregionen relativ gering. So werden z.B. für Mitteleuropa (Deutschland) im Mittel für Nitrat-N & Ammonium-N $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Chlorid $2 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $50 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Eintrag durch Freilandniederschlag angegeben (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, S. 241).

Bei den vorausgehenden Schätzungen ist zu beachten, dass den Berechnungen jeweils nur die eigenen Analysen von 10 Cl- bzw. 11 N-Niederschlagsproben zugrunde liegen, während die landesweit erfassten Cl- Daten von Obakeng (DGS-ITC) aufgrund der unterschiedlichen geographischen Lagen nicht mit einfließen. Ein Vergleich der Chloridkonzentration des Niederschlags mit den Lösungskonzentrationen im Bodenwasser der Tiefenprofile, die Hintergrundgehalte unter naturnahen Bedingungen aufweisen, findet in Kapitel 5.13.1, Chlorid-Massen-Bilanz (CMB) Berechnung der Versickerung, statt.

5.2 Vegetationsaufnahme und Kartierung

Eine Vegetationsbestimmung fand für einige Standorte im Osten des Untersuchungsgebietes, mit Schwerpunkten im Bereich des Khama Rhino Sanctuary und südlich der Makhi Experimental Farm (vgl. Kapitel 5.7) statt. Später wurden, begleitend zu den Bodenbeprobungen, Vegetationsproben gesammelt und analysiert.

5.2.1 Ergebnisse der Voruntersuchungen

Grundeinteilung der Vegetationstypen

Die Kalahari im Bereich des Untersuchungsgebietes ist zum überwiegenden Teil unterschiedlich dicht bewachsenes Busch- und Grassland. Folgende Haupttypen bzw. Vegetationsmuster wurden bei den vorläufigen Bestimmungen unterschieden:

- Buschsavanne mit Pflanzengesellschaften, in denen Laubbaumarten wie zum Beispiel *Mopane Tree* oder *Terminalia Sericea* (engl. silver terminalia, vgl. Abb. 5.1) dominieren.
- Dornbuschsavanne mit überwiegend Akazienarten oder *Dichrostachys Cinerea*.

Möglichkeiten zur Einschätzung der Vegetationsdichte

Des Weiteren wurden unterschiedliche Intensitäten im Bewuchs abgeschätzt:

- Die Geschlossenheit bzw. die Dichte des Busch-Waldbestandes
- Die Dichte einer Grasnabe oder ihr Vorhandensein überhaupt
- Bereiche mit Merkmalen starker Überweidung oder Degradation wie zum Beispiel in der Nähe von Cattle Posts (Viehtränken und Sammelplätze)

Satellitenbild

Anhand einer Satellitenbildszene, die bis auf den westlichen Abschnitt, von Letlhakane und Orapa, das gesamte Untersuchungsgebiet abdeckt, wurden einige „ground truth“ Überprüfungen vorgenommen

(siehe Abb. 5.2). Bei dem Satellitenbild handelt es sich um eine Landsat-7 Szene, deren Originalversion insgesamt durch 7 Kanäle unterschiedliche Spektralbereiche des sichtbaren und infraroten Lichts abdeckt (Tabelle 5.2). Das Aufnahmedatum des Satellitenbildes ist der 23. Mai 2000 und fällt somit in den zeitlichen Übergang von der Regen- in die Trockenzeit.

Tabelle 5.2: Spektrale Bereiche des Satellitenbildes. - Spectral sectors of the TM satellite image. - Thematic Mapper Spectral Bands. (LILLESAND und KIEFER, 2000)

<i>Band</i>	<i>Wavelength (μm)</i>	<i>Nominal Spectral Lo- cation</i>	<i>Principal Applications</i>
1	0.45 - 0.52	Blue	Designed for water body penetration, making it useful for coastal water mapping. Also useful for soil/vegetation discrimination, forest type mapping, and cultural feature identification.
2	0.52 - 0.60	Green	Designed to measure green reflectance peak of vegetation, for vegetation discrimination and vigor assessment. Also useful for cultural feature identification.
3	0.63 - 0.69	Red	Designed to sense in a chlorophyll absorption region, aiding in plant species differentiation. Also useful for cultural feature identification.
4	0.76 - 0.90	Near IR	Useful for determining vegetation types, vigor, and biomass content, for delineating water bodies, and for soil moisture discrimination.
5	1.55 - 1.75	Mid IR	Indicative of vegetation moisture content and soil moisture. Also useful for differentiation of snow from clouds.
6	10.4 - 12.5	Thermal IR	Useful in vegetation stress analysis, soil moisture discrimination, and thermal mapping applications.
7	2.08 - 2.35	Mid IR	Useful for discrimination of mineral and rock types. Also sensitive to vegetation moisture content.

Bei der Kartierung der Vegetation im Gelände dienten Ausschnitte der Satellitenbildszene in Falschfarbendarstellung des nahen Infrarots (Kanal 4) als Grundlage. Der Vorteil des infraroten gegenüber dem sichtbaren, grünen Licht, liegt in der Hervorhebung des aktiven Chlorophylls der Pflanzen, da im Infrarotbereich die Sonneneinstrahlung proportional zur aktuellen Photosyntheserate reflektiert wird. Die Satellitenbildszene wurde im Mai 2000 aufgenommen, also zum Beginn des Übergangs von der Regen- zur Trockenzeit. Die Wahl fiel auf diese Szene, da neben wolkenfreiem Himmel augenscheinlich die Unterschiede zwischen trockener (Falschfarbendarstellung in rot bis violett) und photosynthetisch aktiver (Falschfarbendarstellung in grün) Vegetation am deutlichsten hervortraten.



Abb. 5.1: Vegetationsgesellschaft mit dominierend Terminalia Sericea „engl. silver terminalia“ als größere und Ochna Pulchra als kleinere laubabwerfende Büsche. - Vegetation community with dominating Terminalia sericea (silver Terminalia) species as taller trees and Ochna pulchra as smaller deciduous bushes.

Geländeaufnahmen der Vegetation

Bei den Geländekartierungen wurde an ausgewählten Punkten die wirkliche Vegetation und Bodentypen in Relation zu den Satellitenbild-Ausschnitten gebracht. Die Aufnahme der Vegetation erfolgte dabei unter Zuhilfenahme von fotografisch illustrierten Fachlexika der Vegetation des südlichen Afrika (VAN WYK, VAN WYK und VAN WYK, 2000; VAN WYK, 2001) und Hilfe der Beratung durch Einheimische mit guter Pflanzenkenntnis. Dabei wurden mit Hilfe eines *Geo Positioning Satellite Systems (GPS)* die geodätischen Koordinaten auf wenige Meter genau bestimmt und mit Hilfe markanter Geländepunkte wie Wegkreuzungen, Straßen, Farmgrenzen, Pfannen etc. mit dem Satellitenbild abgeglichen.

5.2.2 Übertragung von Vegetationseigenschaften auf Merkmale des Satellitenbildes

Beim Abgleich besonders auffälliger Satellitenbild-Farbdifferenzen und Helligkeitsunterschiede ließen sich folgende Zusammenhänge feststellen:

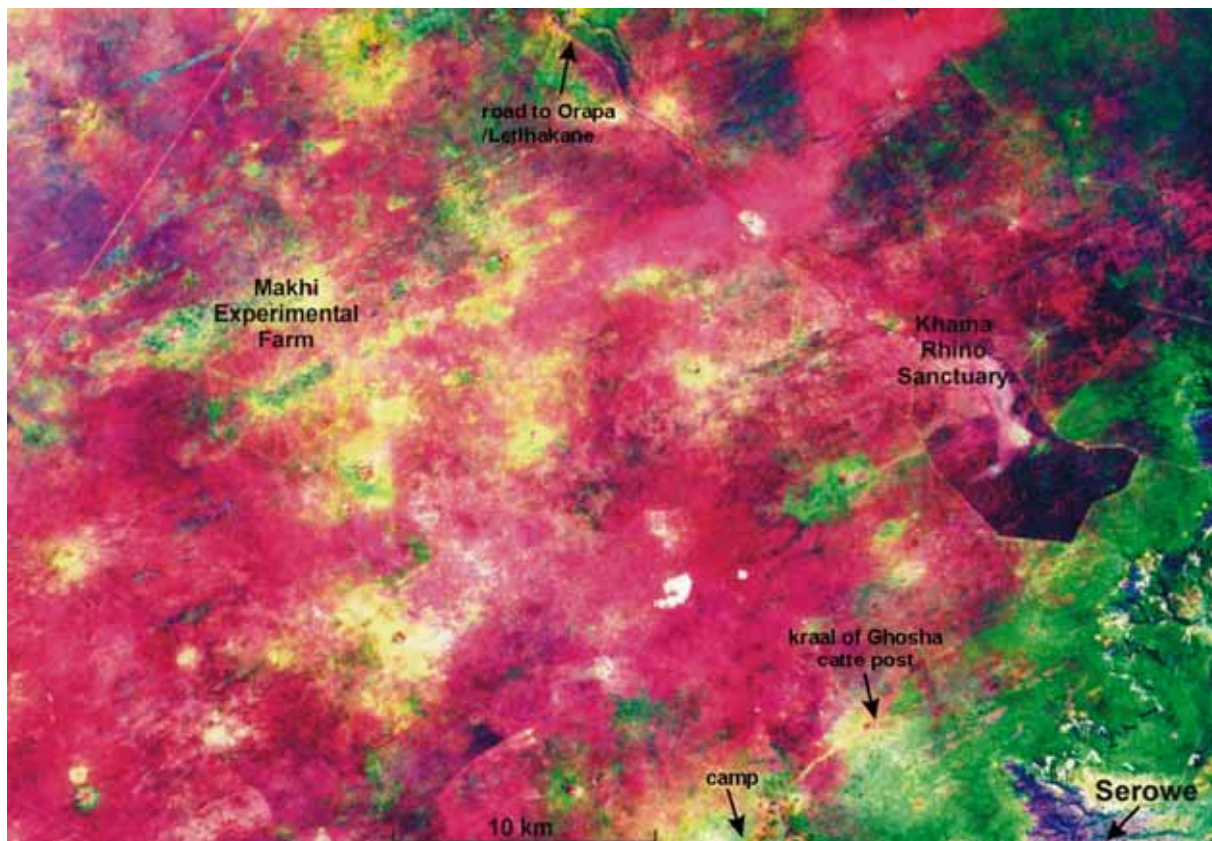


Abb. 5.2: Ausschnitt aus der Landsat TM Szene, Kanal 4, nahes Infrarot in Falschfarben. Der Ausschnitt zeigt den südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Die Straße ins nordwestliche Untersuchungsgebiet erscheint oben im Bild (Letlhakane ist ca. 200 km und Orapa ist ca. 230 km von Serowe entfernt); Rechts unten ist die Abbruchkante des Kalahariplateaus (Escarpment fringe) mit tief eingeschnittenen, trockenen Flusstälern zu erkennen. Die Zentren der Cattle Posts, um die Kraals herum, erscheinen meist als helle Bereiche (Überweidung). - Section of the Landsat TM Scene, Band 4, near infrared in pseudocolours. The section shows the southeastern part of the investigation area. The street to Letlhakane in the northwest of investigation area is shown on top (Letlhakane is ca. 200 km and Orapa is ca. 230 km from Serowe apart). Down to the right is situated the escarpment fringe with dry river canyons. Centers of cattle posts which surround the kraals appear as brighter areas and indicate the high degree of overgrazing.

Violette Areale

Hier treten vorwiegend Vegetationsgesellschaften auf, die von *Terminalia Sericea* und *Ochna Pulchra* (vgl. Abb. 5.19) dominiert werden. Diese bevorzugen den weit verbreiteten Bodentyp Arenosol (mittel- bis feinsandiger, tiefgründiger Boden) mit gelblicher Färbung und offensichtlich geringem Eisengehalt.

Grüne Areale

In diesen Bereichen befinden sich meist Vegetationsgesellschaften von *Terminalia Sericea* und *Dichrostachys Cinerea* sowie Akaziengesellschaften (Abb. 3.12), ebenfalls bevorzugt auf Arenosol aber mit rötlicher Bodenfarbe, was auf höhere Eisengehalte hindeutet (vgl. Kapitel 5.5.2).

Gelbliche Areale

Diese Gebiete sind weitgehend ohne Baum- und Buschbedeckung, und weisen keine oder nur eine spärliche Grassnabe auf. Es handelt sich hierbei um weitestgehend überweidetes und degradiertes Buschland im nahen Einzugsbereich von Cattle Posts (Abb. 5.3, vgl. auch Kapitel 3.7.2).



Abb. 5.3: Zentrum eines Cattle Post mit eingezäuntem Rinder-Kraal im Hintergrund, der sich neben Brunnen und Tränke befindet. - Center of a cattle post with kraal fencing in the background. This collecting point is next to the well and watering point of the cattle.

Helligkeit der Areale allgemein

Dieses Unterscheidungsmerkmal kann als Indikator für die Dichte der Grassnabe herangezogen werden. Je heller ein Gebiet erscheint, desto spärlicher ist die Grassnabe im Falle der weit verbreiteten Arenosole ausgeprägt. Dies lässt sich gut anhand des Khama Rhino Sanctuary erkennen (Abb. 5.2, Bildmitte rechts). Das Gebiet erscheint auf dem Satellitenbild eindeutig dunkler als das Umland. Dieser ausschließlich von Wildtieren bevölkerte, ca. 40 km² umfassende Naturpark wurde Mitte der Neunziger Jahre gegründet. Er weist eine viel intaktere durchgehende Bedeckung mit Gräsern auf, als das heller erscheinende angrenzende, extensiv genutzte Weideland, bei dem die Grassnabe deutlich ausgedünnter ist. Vom Wagendach oder Beobachtungstürmen im Bereich der Umzäunung aus war hier im Gegensatz zur Innenseite der bare Sandboden sichtbar. Dichteunterschiede zwischen Büschen und Bäumen sind in Bezug auf die Helligkeit zunächst kaum aufgefallen. Jedoch konnten sich einige Akazien und *Terminalia Sericea* Bäume wahrscheinlich aufgrund wegfallender Wasser- oder Nährstoffkonkurrenz durch Gräser besser entwickeln und höher wachsen als im Wildtiergehege. Alternativ besteht die Möglichkeit, dass durch die Beweidung selektiv eher Gräser und durch Wildtiere mehr Blätter der Gehölzpflanzen als Nahrungsgrundlage bevorzugt werden.

Bei hellgelben oder weißen Flecken, (Abb. 5.2), rund 10 km nördlich des Camp, handelt es sich meist um „Fahnen“ von Buschfeuern, die in weiter östlich gelegenen Teilen des Untersuchungsgebietes größere Ausmaße von bis zu 200 km² annehmen (vgl. Kapitel 6.2.9).

Streifenmuster

Als auffällig erweist sich ein im gesamten Kalaharibereich des Satellitenbildes deutlich sichtbares Streifenmuster, das von ENE nach WSW verläuft. Diese oft mehrere hundert Kilometer langen relativ geradlinig verlaufenden Lineamente spiegeln eine im Pleistozän gebildete und rezent weitgehend durch Erosion eingeebnete Longitudaldünen-Landschaft wider, die sich durch unterschiedliche Bewuchsintensitäten durchpaust (siehe 3.4.2, Paläoklima). Hierbei spielen wahrscheinlich höhere Ton- und Nährstoffgehalte durch Mitnahme in Oberflächenwasser und Anreicherung in den Interdünenbereichen eine Rolle, die hier zu stärkerem Bewuchs führen als im Bereich der Dünenkämme. Dabei ist auffällig, dass sich diese Strukturen im Übergangsbereich zu überweideten Bereichen, wie den Zentren von Cattle Posts, besonders hervorheben. Hier führt der zusätzliche Degradationsstress offensichtlich zu einer schärferen Trennung zwischen vegetationsfreien Dünen- und bewachsenen Interdünenbereichen. Trotz der deutlichen Ausprägung auf dem Satellitenbild ist diese Struktur bei Geländebegehungen nur sehr schwer auszumachen, da auch Reliefunterschiede kaum festzustellen sind.

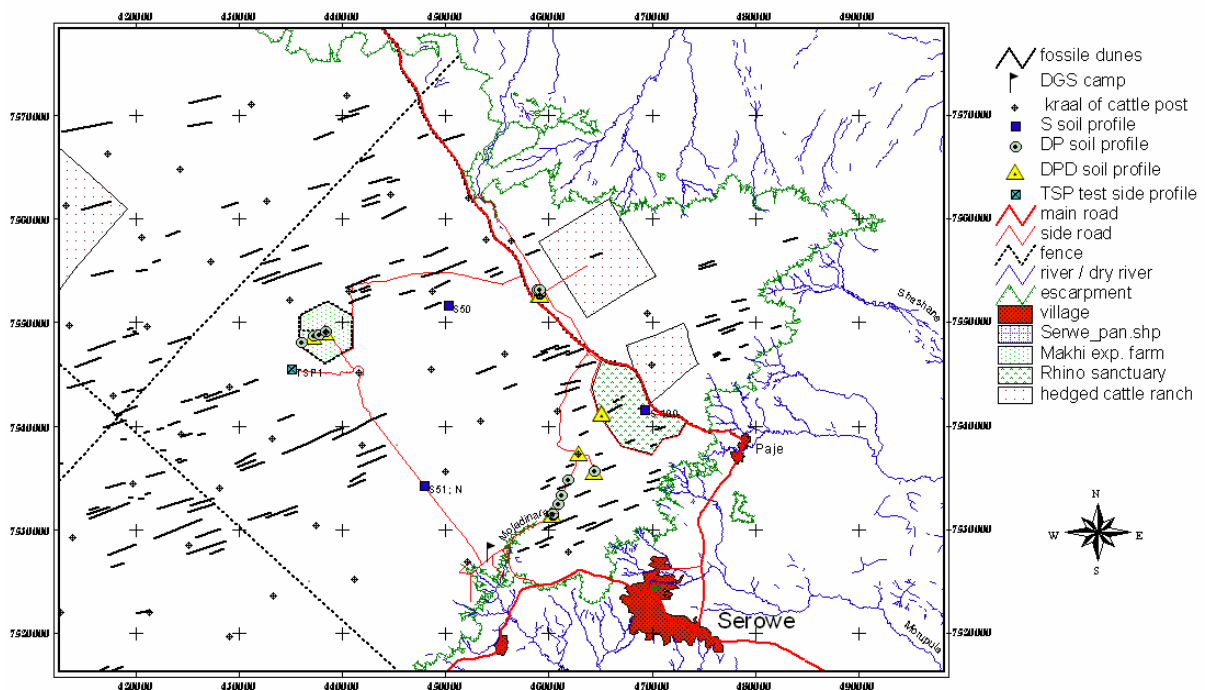


Abb. 5.4: Lineamente fossiler Lineardünen im Arbeitsgebiet bei Serowe (U.T.M. Zone 35 K). - Lineaments of fossile linear dunes in the investigation area near Serowe (U.T.M. Zone 35 K).

5.2.3 Stickstoffgehalte von Vegetationsbestandteilen

Im östlichen Untersuchungsgebiet zwischen Serowe und der Makhi Experimental Farm wurden an 18 Bodenprofilstandorten insgesamt 186 Vegetationsproben von 68 dominanten Spezies von Bäumen, Büschen und Gräser gesammelt, getrocknet, gewogen und ihre C-, N- und S-Anteile bestimmt. Außerdem wurde der Flächenanteil geschätzt, den die jeweiligen beprobten Pflanzen am Standort bedecken. Die anhand dieser Datengrundlage erfolgten Berechnungen zu den Umsetzungen der Stickstoffmengen in pflanzlichen Biomassen sowie eine Abschätzung der Stickstoff-Fixierung wird in Kapitel 6.2.4 und Kapitel 6.2.5 erläutert. Der vollständige Datensatz zur Vegetationsbeprobung und Analytik befindet sich im Anhang (A 35).

Von Ästen, Blättern, Gräsern und Wurzeln wurden einzelne Proben genommen. Dabei wurden folgende gemittelte Anteile an Stickstoff, Kohlenstoff und Schwefel bezogen auf ofengetrocknetes Pflanzenmaterial gemessen (Tabelle 5.3).

Tabelle 5.3: Mittelwerte und Standardabweichungen [s], bezogen auf Stickstoff-, Kohlenstoff- und Schwefelanteile in % ofentrockener Biomasse, sowie dem C/N-Verhältnis; Probenahme in Regenzeit von März bis April, 2003. - Averaged values and standard derivations [s] of nitrogen, carbon and sulphur in % of oven dry biomass, as well as the C/N-ratio; sampled during the rainy season from March to April in 2003.

<i>Element in weight % of dry mass</i>	<i>All</i>		<i>Branches (woody plants)</i>		<i>Leaves (green) (woody plants)</i>		<i>Roots (woody plants)</i>		<i>Grasses (green) (aboveground)</i>		<i>Grass roots</i>	
	MEAN	s	MEAN	s	MEAN	s	MEAN	s	MEAN	s	MEAN	s
% N	1,61	0,89	1,16	0,39	2,62	0,78	1,38	0,69	1,39	0,69	0,71	0,32
% C	45,9	5,2	47,2	1,4	48,7	1,9	45,2	2,4	44,6	2,4	32,8	11,8
% S	0,201	0,18	0,152	0,13	0,239	0,17	0,248	0,24	0,212	0,10	0,089	0,04
C/N	37,4	19,1	44,6	12,5	20,6	7,4	40,6	19,7	45,7	31,4	50,5	16,0
Number	186		55		50		55		13		13	

Aus der Tabelle 5.3 geht deutlich hervor, dass in den Blättern der Gehölze wie Bäume, Büsche und Sträucher mit 2,62 % N der höchste Stickstoffanteil gespeichert ist, nur etwa die Hälfte an N befindet sich in der Wurzelbiomasse mit 1,38 % N und 1,16 % N noch etwas weniger in den Ästen. Da die Kohlenstoffgehalte mit 45 % C bis 48 % C in allen Gehölzkomponenten sehr ähnlich ausfallen, spiegeln die C/N-Verhältnisse unmittelbar die Stickstoffgehalte wieder: Blätter besitzen ein Verhältnis von C/N 20,6, entsprechend Wurzeln C/N 40,6 und Äste C/N 44,6.

Bei den Gräsern findet sich insofern eine Parallele, dass sich in den oberirdischen Teilen mit 1,39 % N der doppelte Anteil als in den Gräserwurzeln mit 0,71 % N befindet. Insgesamt befindet sich anteilig in den Gräsern gegenüber dem Gehölzmaterial nur etwa die Hälfte an Stickstoff. An Kohlenstoff findet sich 44,6 % C in den Blättern der Gräser und 32,8 % C in den Wurzeln. Für das gleiche Gebiet

wird in der Literatur im Rahmen des ITC-Projektes ein Kohlenstoffgehalt von 43 % C, bezogen auf die trockene Biomasse der allgemein vorkommenden Vegetation, genannt (NAMAYANGA, 2002, S. 43).

Einen Mittelwert der N-Gehalte für die Gesamtvegetation zu bilden ist im Hinblick auf die N-Bilanzierung wenig sinnvoll, da die einzelnen Pflanzenorgane sehr unterschiedlichen jährlichen Austauschraten (vgl. Kapitel 6.2.3) unterliegen und somit nur einzelne Berechnungen von Ästen, Blättern, Gräsern und Wurzeln Sinn machen.

5.3 Übersichtskarten der Bodenprofile

Orapa bis Serowe, alle Standorte

Die Lage aller Standorte, an denen Bodenuntersuchungen erfolgten, ist aus folgender Übersichtskarte des Arbeitsgebietes (Abb. 5.5) zu ersehen.

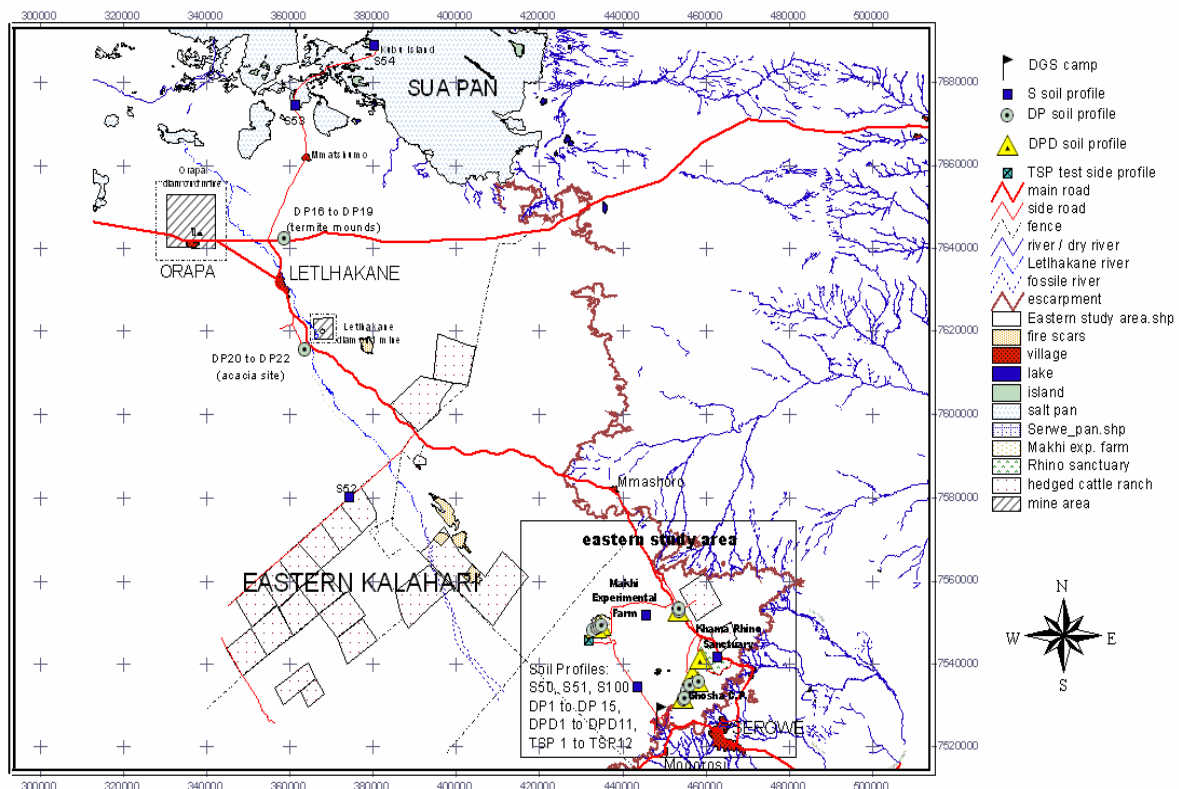


Abb. 5.5: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes in seiner gesamten Ausdehnung von Serowe bis Orapa, einschließlich der Standorte mit Bodenprofilen (U.T.M. Zone 35 K). - General map of the investigation area from Serowe to Orapa as a whole and positions of the soil profiles (U.T.M. Zone 35 K).

Serowe bis Makhi Experimental Farm, südöstliches Teilgebiet

Die folgende Lageskizze (Abb. 5.69 zeigt Lage und Verteilungen von Bodenprofilen im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Dabei finden sich die unterschiedlichen Feldkampagnen der Voruntersuchungen („S“), der Handbohrungen („DP“), meist in Form von Transekten, der Test Side Profile („TSP“) sowie der Drill-Rig Profile („DPD“). Die Bodenansprache von Profil 1 (P1) fand beim TSP test site profile und von Profil 2 (P2) bei GS-ITC-Station Mokongwa Cattle Post (DP11 und DPD1) statt.

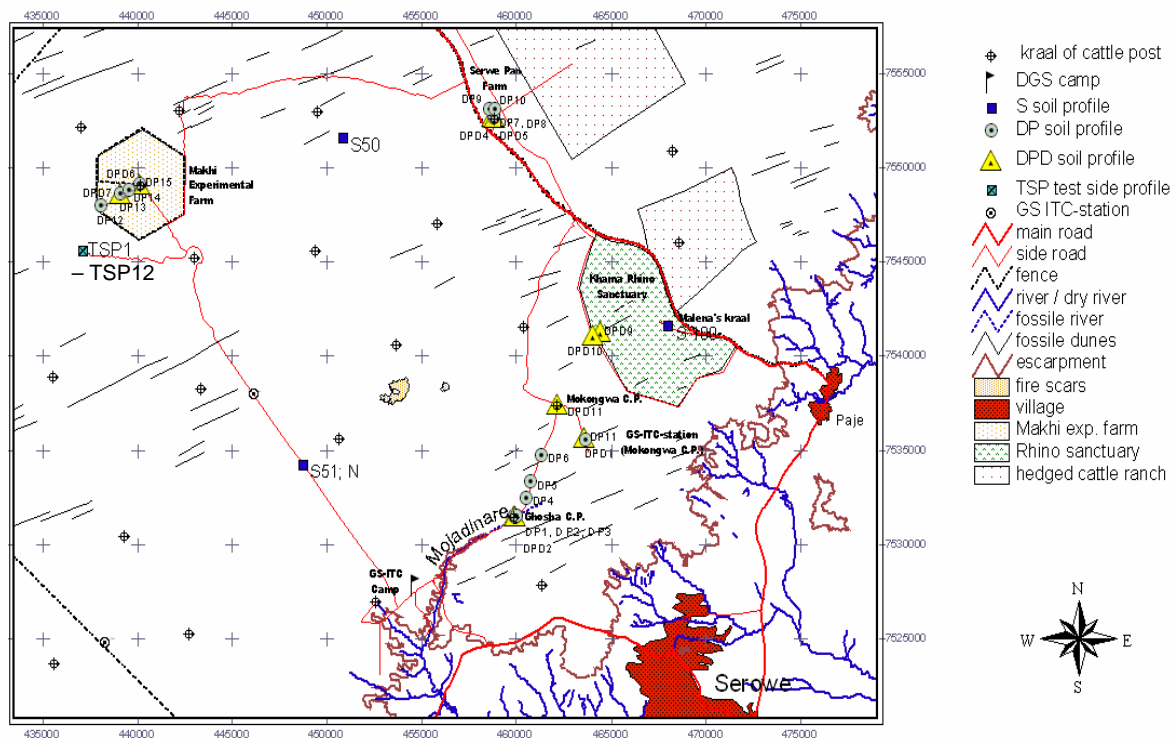


Abb. 5.6: Östliches Untersuchungsgebiet bei Serowe. Dargestellt sind die handgebohrten Bodenprofile der Voruntersuchungen (S50, S51, S100), die handgebohrten Transektprofile (DP1 – DP15), Profile des Test-Site-Feldes (TSP1 – TSP12), sowie die Drill-Rig-Profile (DPD1 – DPD11), (U.T.M. Zone 35 K). - Eastern investigation (study) area near Serowe. Shown are soil profiles of pre-examinations (S50, S51, S100), hand augered profiles of transects (DP1 – DP15), profiles of the test side plot (TSP1 – TSP12), as well as drill rig profiles (DPD1 – DPD11), (U.T.M. Zone 35 K).

5.4 Bodenansprachen

Im Folgenden werden zwei Arenosolprofile des Kalahariplateaus bei Serowe vorgestellt, wobei sich das erste Profil nahe der Makhi Experimental Farm, etwa 50 km westlich und das zweite Profil bei der Mokongwe ITC-Station, ca. 6 km westlich des Escarpments befindet (vgl. Abb. 5.6). Die beiden Bodenprofile sind in den tiefgründigen Arenosolen der feinsandigen Kalahari Beds angelegt. Auf den Flächen beider Profil-Standorte wird extensive Rinderzucht betrieben, die Vegetation bei Profil 1 befindet sich in einem Zustand, der augenscheinlich naturnäher ist als bei Profil 2.

5.4.1 Profil 1, innerhalb des TSP-Geländes

Bei dem aufgegrabenen Profil 1 (P1) handelt es sich um einen tiefgründig durchwurzelten **Ferralic Arenosol**²⁸ (FERNANDO und DE ALWIS, 1990)²⁹, gebildet in den äolisch abgelagerten Dünensanden der Kalahari Beds (Abb. 5.7).

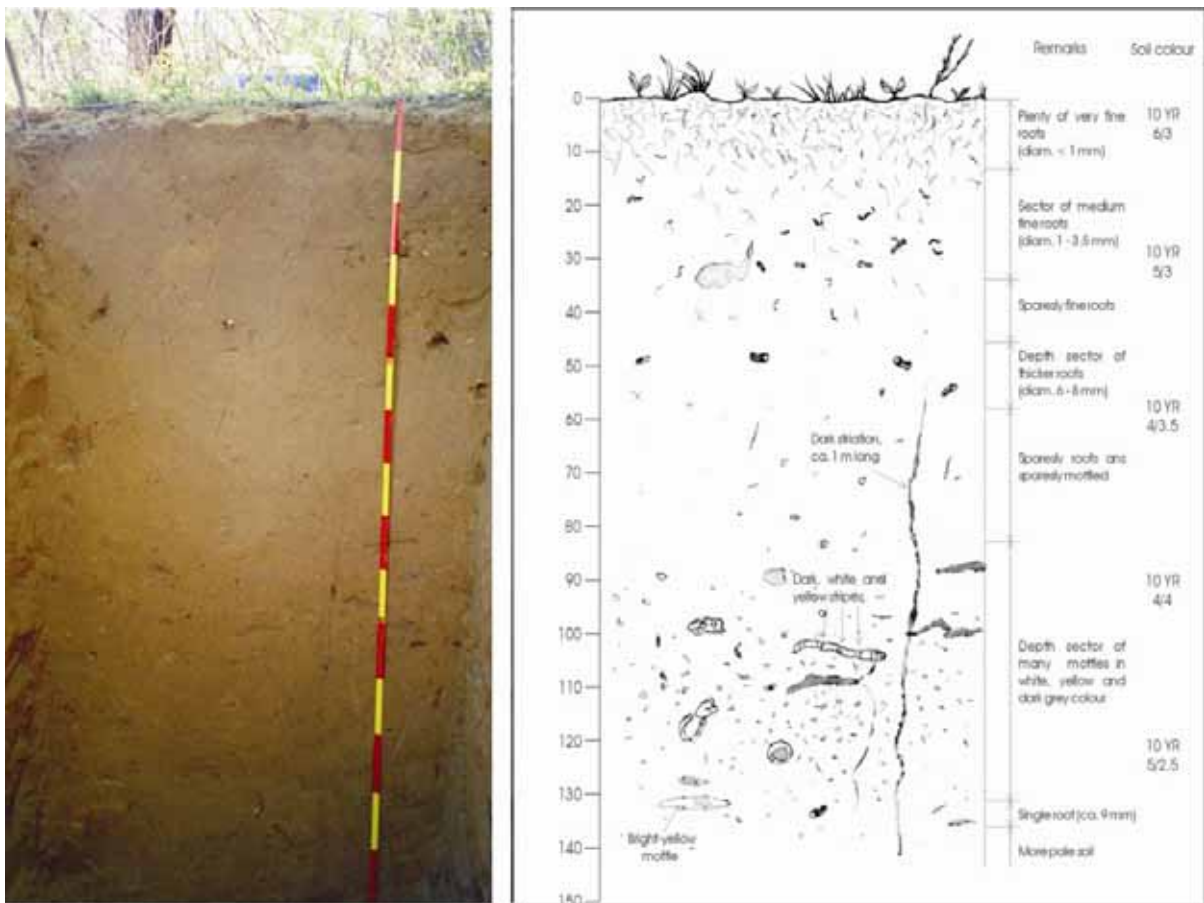
P1 befindet sich innerhalb des Test-Side-Profiles- (TSP-) Geländes (Kapitel 5.7) nahe der Makhi Experimental Farm, auf dem Untersuchungen zur kleinräumigen Varianz von Bodeneigenschaften und Nährstoffgehalten (Kapitel 5.7) sowie Infiltrationsversuche (Kapitel 5.5.10) stattfanden. Innerhalb der Profilwand wurden in unterschiedlichen Tiefen Stechzylinderproben zur Bestimmung der Saugspannungskurven (pF-Kurve) und der Lagerungsdichte (dB) entnommen (Kapitel 5.5.8 & Kapitel 5.5.9).

Dieser Standort liegt fernab von Cattle Posts und befahrbaren Wegen und wurde als besonders naturnäher Standort ausgewählt. Die Bodenoberfläche des Profils ist hier gegen Ende der Trockenzeit nur spärlich mit Gräsern und Kräutern mit ca. 10% bedeckt, in 1 m bis 1,5 m Abstand befinden sich die Stämme von Makhi Trees (botanisch: *Acacia Luderizii*). Die 1,60 m Tiefe und ca. 1 m breite Wand des Profils weist eine sehr homogene Struktur mit mittel- bis feinsandiger Textur über die gesamte Fläche auf (Abb. 5.7).

²⁸ Laut der *World Reference Base for Soil Resources* werden die Eigenschaften von „ferralic“ wie folgt beschrieben: „Ferralic properties (from Latin ferrum, iron, and alumen, alum) refer to mineral soil material that has a relatively low CEC. It also includes soil materials that fulfill the requirements of a *ferralic* horizon except texture.“ FAO, 2006. *World reference base for soil resources*. (World Soil Resources Reports, 103). *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy*.

Horizonteigenschaften von „ferralic“ sind: sandy loam oder feiner; < 10% X + Konkretationen; $KAK_{TON} < 16 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Schachtschabel et al., 1998, S.408). Es ist dabei zu beachten, dass für die Arenosole Botswanas die *ferralic*-Eigenschaften nicht allein maßgebend für die Einstufung als *Ferralic Arenosole* sind (FAO 1990a, S.5).

²⁹ *Ferralic Arenosol* ist der am weitesten verbreitete Bodentyp in der Kalahariregion Botswanas. Dieser ist auch im gesamten östlichen Arbeitsgebiet, vom Escarpment bis südlich vom Letlhakane River vertreten. Laut: ” Fernando, K. S. und de Alwis, K. A. M., 1990. *Soil Map of the Republic of Botswana*. In: D. J. F. Radeliffe (Editor), *Soil Mapping and Advisory Services Project, FAO/BOT/85/001. Ministry of Agriculture, P.Bag 003, Botswana, Gaborone*.



A

B

Abb. 5.7: Profil 1, Foto (A) und Skizze (B) des beispielhaften Arenosol-Bodenprofils (P1), das sich innerhalb des TSP-Feldes nahe der Makhi Experimental Farm befindet. - Profile 1, photo (A) and sketch (B) of an exemplary Arenosol show profile inside the TSP-plot near Makhi Experimental Farm.

Die Bodenfarbe (trocken) ist durchweg 10YR (MUNSELL, 1988) und ändert ihre Helligkeit abnehmend von Value 6 im Oberboden über Value 5 in ca. 30 cm Tiefe auf Value 4 in 50 cm bis 100 cm Tiefe. Unterhalb 110 cm ist wieder eine Aufhellung mit Value 5 festzustellen. Die Chroma (Farbintensität) ist über die gesamte Tiefe etwa Chroma 3 mit einem Maximum von Chroma 4 in ca. 90 cm Tiefe. Die obersten 45 cm des Profils weisen eine leichte Graufärbung auf, was wohl auf erhöhte Humusgehalte zurückzuführen ist. So beträgt der organische Gehalt an Kohlenstoff in den obersten 0 bis 30 cm 0,4 % C_{org} , und nimmt in den verbleibenden untersuchten Abschnitten von 30 cm bis 90 cm auf 0,2 % C_{org} ab. Das Profil besitzt keinen besonders ausgeprägten A-Horizont, der als *Ochric Horizon* bezeichnet würde.

Das Profil ist über seine gesamte Länge mit lebenden und abgestorbenen Wurzeln durchzogen und dunklere Flecken zeugen von ehemaligen Wurzelverläufen sowie Gängen von Bodenwühlern. Bei der Stechzylinderbeprobung in der Profilwand wurden außerdem in ca. 75 cm bis 95 cm Tiefe zwei kugelförmige Termitennester, mit lappenförmigen Innenaufbau, ausgegraben. Diese füllten zum Teil ihre

umgebenden kugelförmigen Hohlräume, mit ca. 11 cm bis 12 cm Durchmesser aus. Von den Hohlräumen der Nester geht eine Vielzahl millimeterdünner Gänge sternförmig aus.



Abb. 5.8: Termitennester in ca. 75 cm bis 95 cm Bodentiefe in der Wand von Profil 1 (P1). - Termitenests in a soil depth of approx. 75 cm to 95 cm of Profile 1 (P1).

Aus der Tabelle 5.4 ist die Typisierung und Standortbeschreibung nach der World Reference Base for Soil Resources (FAO, 1998) zu entnehmen.

Tabelle 5.4: Profil 1 (P1), Beschreibung in Anlehnung an die World Reference Base for Soil Resources. - Profile 1(P1), description according to the World Reference Base for Soil Resources.

Location of P1	inside TSP-plot, 5 km south of Makhi Experimental Farm
Coordinate	UTM, 35K, 0435025, 7545488
Elevation	1220 m
Date	20 Nov. 2003
Classification	<i>Ferralic Arenosol</i> (FAO, 1998)
Landform	sand plain
Topography	almost flat
Micro Topography	even
Surface characteristics	no sealing, no cracks, nil evidence of salt, slightly bleached sand on the surface
Land use	extensive grazing
Vegetation	seasonal savanna
Grass cover	10 % (bare soil 30 %)
Species	trees - <i>Acacia luederitzii</i> (dom.), <i>Boscia albitrunca</i> shrubs - <i>Grewia flava</i> , <i>Rhigozum brevispinosum</i>
Parent material	Aeolian sand (of dunes)
Surface stones	none
Rock outcrop	none
Geological unit	Kalahari Beds
Drainage	excessively drained
Moisture conditions	dry
Surface stones	none
Erosion	nil
Remarks	Profile (P1) is ca. 1 m from stamp of <i>Acacia luederitzii</i> apart. The surface above the profile is sparsely covered with grasses and forbs. Below of 50 cm depth Soil begins to be increasing harder. In 80 cm and 90 cm soil depth occur little termite nests in globated hollows of 11 cm and 12 cm diameter. Profile shows over the whole depth living and death roots. The primary soil color is yellowish brown (hue: 10YR). In depth sector of 80 –130 cm are predominant dark-gray, yellow and whitish mottles and spots, some of them are associated with activities of burrowing animals.
Samples	in 25 cm, 50 cm, 75 cm and 100 cm depth, undisturbed samples for bulk density and suction- (pF-) curves

Die Intensität und Art der Durchwurzelung des Bodenprofils P1 kann aus der Tabelle 5.5 entnommen werden. Bis ca. 50 cm Bodentiefe ist eine ausgeprägte Durchwurzelung mit Feinwurzeln gegeben. Dabei finden sich eine Vielzahl sehr feiner, miteinander verfilzte Wurzeln (engl.: tomentum) mit < 1 mm Durchmesser in den obersten 10 cm der Bodenschicht. Feinwurzeln von 1 bis 2 mm und mittlere

Wurzeln von 2 bis 3,5 mm Durchmesser, sind in bis etwa 45 cm Bodentiefe vertreten. Der Bereich um 50 cm Tiefe ist dominiert von stärkeren Wurzeln von 6 bis 8 mm Durchmesser. Eine lebende einzelne Wurzel von 9 mm Durchmesser ist im unteren Profilbereich in ca. 135 cm Tiefe vorhanden.

Der zuvor erwähnte, ausgeprägte Wurzelfilz der obersten 10 cm Bodentiefe, spricht für das Vorhandensein von Wurzelanlagen mehrjähriger Gräser (engl./bot.: perennial grasses). In Verbindung mit der Abgelegenheit des Standortes kann somit von einer besonders geringen Beweidungsdichte an diesem Standort ausgegangen werden, denn die mehrjährigen Gräser wären sonst durch das Niedertreten (engl.: trampling) der Weidetiere zugunsten der annuellen Gräser verdrängt worden.

Tabelle 5.5: Durchwurzelung von Profil 1 (P1). - Rooting and root penetration of profile 1 (P1).

<i>Profile depth</i> (cm)	<i>Number of roots</i> (per dm ²)	<i>Classification of</i> <i>rooting density</i>	<i>Kind of roots</i>
0 - 10	82	W6	Tomentum of very fine roots, < 1 mm
10 - 20	29	W5	High density of fine roots, 1 mm – 2 mm
20 – 30	22	W5	High density of fine roots, 1 mm – 2 mm and thicker roots, 2 mm – 3,5 mm
30 – 40	12	W5	Medium density of fine roots, 1 mm – 2 mm
40 – 50	21	W5	High density of fine roots, 1 mm – 2 mm and thicker roots, 6 mm – 8 mm
50 – 60	2	W3	Lower density of fine roots, 1 mm – 2 mm
60 - 70	2	W3	Lower density of fine roots, 1 mm – 2 mm
70 - 90	0	-	-

5.4.2 Profil 2, neben der Mokongwa ITC-Station

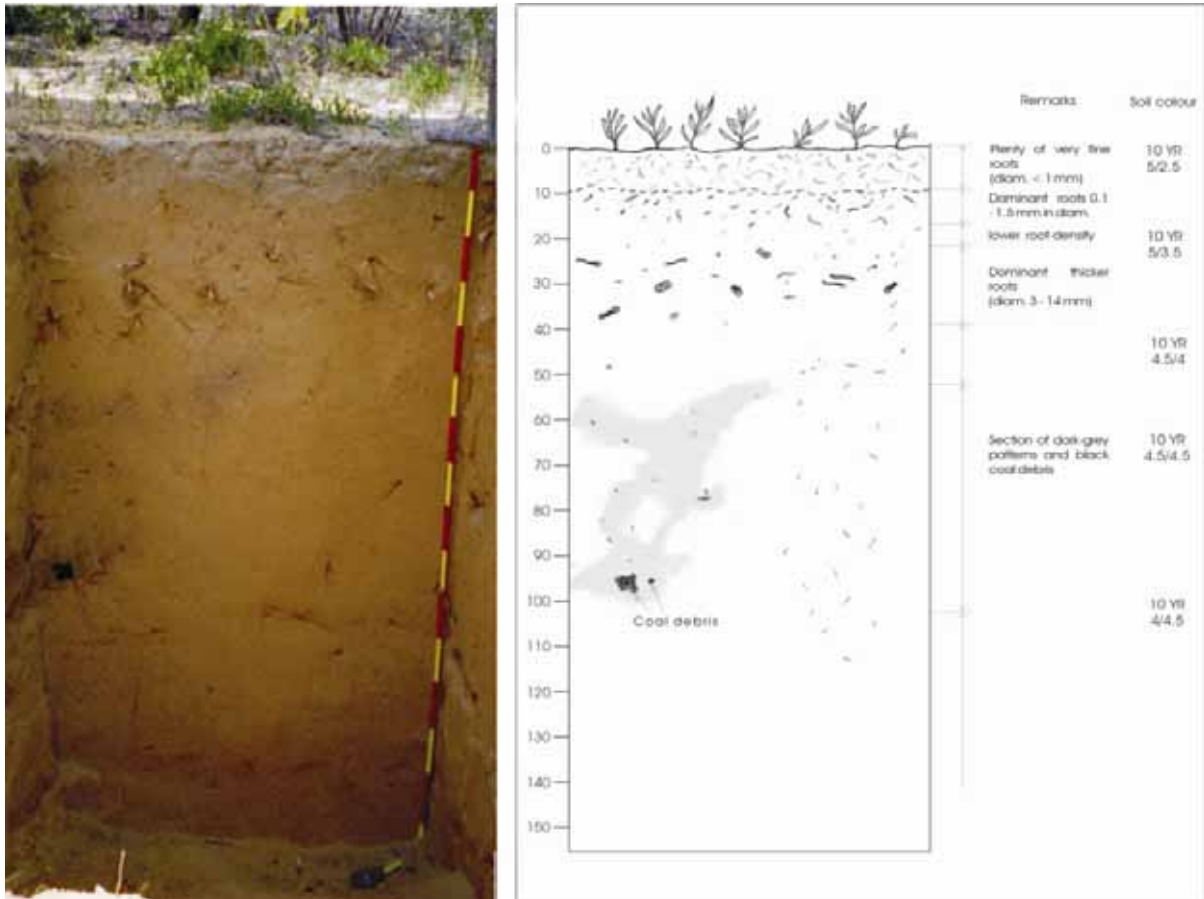
Das zweite aufgrabene Profil (P2) zeigt einen Ochric Ferralic Arenosol und befindet sich in unmittelbarer Nähe zu DP11, DPD1 und zur Mokongwa ITC-Station, ca. 30 km östlich von P1 (vgl. Abb. 5.6). Wie bei P1 wurden auch hier Stechzylinderproben zur Bestimmung von Saugspannungskurven (engl. suction curves) und der Lagerungsdichte (engl.: bulk density) entnommen.

Ein Netz aus Trampelpfaden der Rinder (engl.: cattle tracks) und Viehverbiss am Standort weisen auf eine relativ hohe Beweidungsdichte hin. Während der Probenahme, gegen Ende der Trockenzeit, macht die Grasbedeckung des umgebenden Terrains ungefähr 10 % aus. Die dominante Spezies ist *Ochna Pulchra* (engl. Peeling plane), welche hier strauchförmig vertreten ist. Andere buschförmige Spezies sind *Grewia Retinervis* und *Dichrostachys Cinerea*, sowie die hier meist verbreitete kleine Baumart *Terminalia Sericea* (engl.: Silver terminalia).

Wie bei P1 handelt es sich auch bei P2 um einen tiefgründigen Ferralic Arenosol, der darüber hinaus einen 8 cm bis 12 cm mächtigen und ausgeprägten Ochric-Horizont (= Bleichungs-Horizont) an seiner Oberfläche aufweist (Abb. 5.9).

In 90 cm bis 100 cm Profiltiefe befinden sich bis zu 7 cm im Durchmesser große Kohlestücke, die als fossile Relikte wahrscheinlich auf einen Buschbrand zurückzuführen sind.

Die Bodenfarbe von P2 weist mit 10YR (hue) über die gesamte Bodentiefe den gleichen Farbton wie P1 auf. Die Helligkeit beträgt bis in etwa 35 cm Bodentiefe value 5 und wird darunter zunehmend geringer (bis value 4 in 100 cm Bodentiefe). Dagegen erhöht sich die Farbintensität mit zunehmender Bodentiefe von chroma 2,5 (0–15 cm) bis 4,5 (in 75 cm Tiefe).



A

B

Abb. 5.9: Profil 2 (P2), Foto (A) und Skizze (B) des beispielhaften Bodenprofils 2, nahe der Mokongwa Klimastation. - Profile 2 (P2), photo (A) and sketch (B) of an exemplary Arenosol show profile 2 next to Mokongwa ITC-station.

Tabelle 5.6: Beschreibung von Boden profil 2 (P2). - Description of show profile 2 (P2) next to Mokongwa ITC-station.

Location of P2	next to fence of Mokongwa ITC-station and DP11
Coordinate	UTM, 35K, 0464660, 7535285
Elevation	1245 m
Date	21 Nov. 2003
Classification	<i>Ochric Ferralic Arenosol</i> (FAO, 1998)
Landform	sand plain
Topography	almost flat
Micro Topography	even
Surface characteristics	no sealing, no cracks, nil evidence of salt, bleached sand on the surface
Land use	extensive grazing
Vegetation	seasonal savanna
Grass cover	10 %
Species	trees – <i>Terminalia sericea</i> shrubs – <i>Ochna pulchra</i> (dom.), <i>Grewia retinervis</i> , <i>Dichrostachys cinerea</i>
Parent material	Aeolian sand (of dunes)
Surface stones	none
Rock outcrop	none
Geological unit	Kalahari Beds
Drainage	excessively drained
Moisture conditions	dry
Surface stones	none
Erosion	nil
Remarks	Many very fine roots in the 0 – 30 cm topsoil and in lower density evenly distributed over the whole profile below. The primary soil color is pale brown to yellowish brown (hue: 10YR), downwards a slight reddish component is becoming more intensive. In 95 cm depth were found several coal debris, the biggest one was of ca. 7 cm in diameter.
Samples	in 25 cm, 50 cm, 75 cm and 100 cm depth, undisturbed samples for bulk density and suction- (pF-) curves

In der folgenden Tabelle 5.7 ist die tiefgründige Durchwurzelung bis 80 cm zu ersehen, die gegenüber Profil 1 keinen so dichten Wurzelfilz in den obersten 10 cm aufweist. Wahrscheinlich sind hier perennierende (mehrjährige = engl.: perennial) durch annuelle Gräser ersetzt worden, die mit ihrer Wurzelanlage in der trockenen Jahreszeit absterben. Eine Ursache hierfür könnte wahrscheinlich die Zerstörung durch Trampling aufgrund der höheren Beweidungsdichte am diesem Standort von Profil 2, gegenüber dem abgelegeneren P1 sein.

Tabelle 5.7: Durchwurzelung von Profil 2. - Rooting and root penetration of profile 2.

<i>Profile depth (cm)</i>	<i>Number of roots (per dm²)</i>	<i>Classification of rooting density</i>	<i>Kind of roots</i>
0 - 10	31	W5	High density of very fine roots < 1 mm
10 - 20	22	W5	High density of very fine roots < 1 mm
20 - 30	25	W5	Many fine roots 1 - 2 mm
30 - 40	14	W5	Fine roots 1 - 2 mm and thicker roots 2 - 14 mm
40 - 50	6	W4	Fine roots 1 - 2 mm
50 - 60	1	W3	Fine roots 1 - 2 mm
60 - 70	2	W3	Fine roots 1 - 2 mm
70 - 80	1	W1	Sparsely fine roots

Das Verschwinden perennierender Gräser und deren Wurzelfilz fördert jedoch die Bodenerosion. Möglicherweise ist die Bildung des Ochric-Horizontes durch Auswehung von feinkörnigem organischem und eisenhaltigem Material begünstigt worden.

5.5 Bodeneigenschaften der untersuchten Bodenprofile

Für das Untersuchungsgebiet konnte nur auf wenig vorhandene Literatur der bodenphysikalischen Eigenschaften Bezug genommen werden, da sich bodenkundliche Untersuchungen meist auf ackerbau-lich genutzte Gebiete im östlichen Teil Botswanas, in wenigen Fällen auf die Gebiete mit extensiver Viehzucht auf dem grundwasserfernen Kalahariplateau beziehen.

Eine gute Vergleichsbasis mit selbst erhobenen Daten ist der Bericht von JOSHUA (1991), in dem die physikalischen Eigenschaften der Böden Botswanas im Allgemeinen beschrieben werden. In dieser Arbeit werden für die hauptsächlich verbreiteten Arenosole meist bodenphysikalische Untersuchungsergebnisse verwendet, die auf den eigenen, handgegrabenen und handgebohrten Profilen³⁰ basieren, welche im Folgenden ausführlich erläutert werden.

5.5.1 Bodenfarbe

In Tabelle 5.8 sind die Bodenfarben ausgewählter DP-Profil Arenosolstandorte, die sich farblich besonders voneinander abheben, dargestellt³¹. Auffällig bei den dargestellten Sandböden sind die unterschiedlich ausgeprägten Intensitäten der Gelb-, Braun- bis Rotfärbung, die Standort- sowie Profiltie-

³⁰ P1 & P2: Lagerungsdichten, pF-Wassergehaltskurven, Bodenfarben; DP-Profile: Textur, Bodenfarben; Infiltrationstests neben Bodenprofilen

fen-abhängig variieren kann. Dabei erstrecken sich die Munsell-Bodenfarben der untersuchten Arenosole von 2,5 Y (gelblicher Farbton) über 10YR (Gelbrot) bis 3,75YR (Rotbraun). Deutlich zu erkennen ist auch, dass sich die Helligkeit (value) sowie Farbintensität (chroma) bei Befeuchtung der zuvor trockenen Bodenproben um den Wert 0,5 bis 1,5 bzw. um den Wert 0,5 bis 2 vermindern. Der Farbton bleibt dagegen, unabhängig von der Feuchte, meistens gleich. Eine gegenüber dem Unterboden sichtbar ausgeprägtere Graufärbung des Oberbodens bis etwa 25 cm Tiefe ist auf einen höheren Anteil von kleineren Humuspartikeln zurückzuführen, wobei der Übergang eher fließend erscheint. Die wechselnden Intensitäten der Rotfärbung der Arenosole ist kleinräumig hauptsächlich an die verschiedenen hohe Eisengehalte gebunden. Im größeren Gebietsmaßstab sind sie zusätzlich auf die unterschiedlichen texturiellen Ausprägungen, wie die Oberflächenbedeckung der Sandkörner oder Aggregation der Eisenverbindungen im Boden, zurückzuführen (vgl. Kapitel 5.5.2).

Tabelle 5.8: Bodenfarbe ausgewählter Arenosolprofile. - Soil color of a selection of Arenosol profiles (classified after MUNSELL, 1988).

Soil profile	DP11		DP13		DP14	
	dry	wet	dry	wet	dry	wet
Soil depth						
In cm						
0 - 30	10 YR 5/4*	10 YR 4/3	7,5 YR 4/4	5 YR 3,5/3	7,5 YR 4,5/4	7,5 YR 3/3
30 - 60	10 YR 5/4	10 YR 4/3	5 YR 4,5/4	5 YR 3,5/3,5	5 YR 4,5/3,5	5 YR 3/3
60 - 90	10 YR 5/5	10 YR 4/3	5 YR 4,5/4,5	5 YR 3,5/4	5 YR 4/4	5 YR 3/3,5
90 - 120	10 YR 5/5	10 YR 4,5/3	5 YR 4,5/5	5 YR 4/4	5 YR 5/6**	5 YR 3/3,5**
120 - 150	10 YR 5/6	10 YR 4/4	5 YR 4,5/5	5 YR 3,5/4	5 YR 4,5/5**	5 YR 3/3,5**
150 - 200	10 YR 5/6	10 YR 4/4	5 YR 4,5/5	5 YR 3,5/4	5 YR 4,5/5	5 YR 3,5/3,5
200 - 250	10 YR 5/6	10 YR 4/5	7,5 YR 5/6	7,5 YR 4/5	7,5 YR 5/5	7,5 YR 4/4
250 - 300	10 YR 4,5/6	10 YR 4/5	10 YR 6/5	10 YR 5/4	2,5 Y 6,5/4	2,5 Y 4,5/3
300 - 350	10 YR 5,5/6	10 YR 4/5	10 YR 7/4	10 YR 5,5/3,5	2,5 Y 6,5/4	2,5 Y 4,5/3
350 - 400	10 YR 5,5/6	10 YR 4,5/5	10 YR 6/4	10 YR 5/3,5	2,5 Y 6,5/4	2,5 Y 5/3
400 - 450	10 YR 6/6	10 YR 4,5/5	10 YR 6/4	10 YR 5/3,5	2,5 Y 6/4	2,5 Y 5/3
450 - 500	10 YR 5,5/6	10 YR 4,5/5	10 YR 6/4	10 YR 5/3,5	1,5 Y 6/4	1,5 Y 5/3

**Die Bezeichnung ist wie folgendes Beispiel zu lesen: 10 YR = 10 yellowish-red (hue), 5/ = Helligkeit (value), /4 = Farbintensität (chroma), wobei 10 YR stärker gelb gefärbtes Rot bedeutet als z.B. 7,5 YR.*

***Bei DP14 ist der Tiefenbereich 90 cm bis 150 cm eine Mischprobe*

³¹ Dabei entspricht DP11 mit seiner Farbton 10YR dem nur wenige Meter entfernt gelegenen Profil P2 und dem weit entfernten P1, wobei diese Färbungen typisch für den größeren Anteil der (hier nicht gezeigten) Arenosolprofile sind.

5.5.2 Organische Substanz und Stickstoffgehalt

Eine Bestimmung der gespeicherten Mengen an organischem und mineralischem Stickstoff des Bodengesamtpools in Bezug auf die Fläche ist relativ zuverlässig durchführbar, da die benötigten Parameter wie die N-Gehalte der einzelnen Horizonte und deren entsprechende Lagerungsdichten geschätzt werden können. Zur besseren Vergleichbarkeit und um repräsentative Mittelwerte für das Untersuchungsgebiet zu erhalten, werden ausschließlich die Messdaten von Bodenprofilen der dominierenden Arenosole verwendet, die sich in ausreichender Entfernung zum Kraalbereich von Cattle Posts, außerhalb dem Einzugsbereich von Pfannen oder Termitenhügeln oder sonstigen Besonderheiten befinden. Die zur Berechnung erforderlichen, ungestörten Lagerungsdichten werden über die Formel der Bodentiepenfunktion (vgl. Kapitel 5.5.8) hergeleitet.

Tabelle 5.9 zeigt die Mittelwerte von Stickstoffgehalten und C/N-Verhältnissen verschiedener Tiefenprofilabschnitte, die aus jeweils 10 Profilen des südöstlichen Arbeitsgebietes zwischen Mmashoro und Serowe stammen.

Tabelle 5.9: Naturnahe Arenosolstandorte: Durchschnittliche Anteile an organischem C & N in trockenem Boden, kumulierte N-Masse pro Hektar über die Tiefe und C/N Verhältnisse in Arenosolen des südöstlichen Untersuchungsgebietes. - Natural-near Arenosol sites: Averaged organic C & N contents in % of dry soil, cumulative N mass in kg per ha with depth and C/N ratios of the depth sectors in Arenosols of the southeastern investigation area.

Soil depth [cm]	N_{org} [%]	Cumulative mass of N_{org} with soil depth [kg ha ⁻¹]	C_{org} [%]	C/N ratio
0 - 30	0,025	1087 (0 – 30 cm)	0,26	10,6 (n = 10, s = 1,6)
30 - 60	0,021	2030 (0 – 60 cm)	0,21	10,1 (n = 10, s = 1,3)
60 - 90	0,019	2909 (0 – 90 cm)	0,17	9,3 (n = 10, s = 3,0)
90 - 120	0,018	3768 (0 – 120 cm)	0,17	9,5 (n = 10, s = 1,8)
120 – 150	0,017	4568 (0 – 150 cm)	0,16	9,8 (n = 10, s = 2,9)
150 - 200	0,015	5746 (0 – 200 cm)	0,13	8,9 (n = 10, s = 3,5)
200 - 250	0,013	6773 (0 – 250 cm)	0,09	7,5 (n = 10, s = 2,6)
250 - 300	0,011	7698 (0 – 300 cm)	0,07	6,3 (n = 9, s = 1,71)
300 - 350	0,010	8533 (0 – 350 cm)	0,05	5,4 (n = 9, s = 1,46)
350 - 400	0,010	9375 (0 – 400 cm)	0,05	5,4 (n = 9, s = 1,99)
650 - 700	0,006	13046 (0 – 700cm)	0,05	8,3 (n = 1)

Bei den Mittelwerten der naturnahen Arenosole ist die proportional relativ gleichmäßige Abnahme der C_{org} - sowie der N_{org} -Gehalte mit zunehmender Tiefe deutlich zu erkennen. Dieses spiegelt sich auch in den relativ konstanten C/N-Verhältnissen um einen Mittelwert von **C/N 8,4** wider. Bei der Abbildung von 4 m bis 6,5 m sind nicht alle Werte, die zur Bildung dieses Mittelwertes beitragen, dargestellt. Die Standardabweichungen betragen bei 10 Wiederholungen von 0 m bis 5 m 12 % bis 35 %, wobei die Werte von über 5 m bis 7 m vom tiefer handgebohrten Profil DP3 stammen. Einschränkend ist zu bemerken, dass die C/N Verhältnisse ab einer Tiefe von 200 cm mit $C/N < 8$ unrealistisch niedrig sind.

Möglicherweise ist hierbei ein systematischer Messfehler bei den Stickstoffgehalten nahe der Nachweisgrenze eingetreten.

Bemerkenswert sind die relativ geringen Nährstoffgehalte der Böden an C_{org} und N_{org} , die mit zunehmender Bodentiefe relativ gleichmäßig, mit einem moderaten Gradienten bis in große Tiefe abnehmen. So ist in 7 m Tiefe immerhin noch ein Viertel des N_{org} -Gehaltes des Oberbodens vorhanden.

Die Schätzung für den naturnahen Hintergrundwert, der unter einem Hektar Weideland gespeicherten organischen Stickstoffmengen in Arenosolen, beträgt bei kumulativen Bodenprofilliefen im Oberboden (von 0 bis 30 cm) $1.090 \text{ kg } N_{org} \text{ ha}^{-1}$. Bis 90 cm Bodentiefe befinden sich $2.900 \text{ kg } N_{org} \text{ ha}^{-1}$ und bis 7 m $13.000 \text{ kg } N_{org} \text{ ha}^{-1}$ im Boden (siehe Tabelle 5.9). Dabei sind bei den meisten Standorten organischer Stickstoff und organischer Kohlenstoff bis in über drei bis vier Metern Profiltiefe nachweisbar.

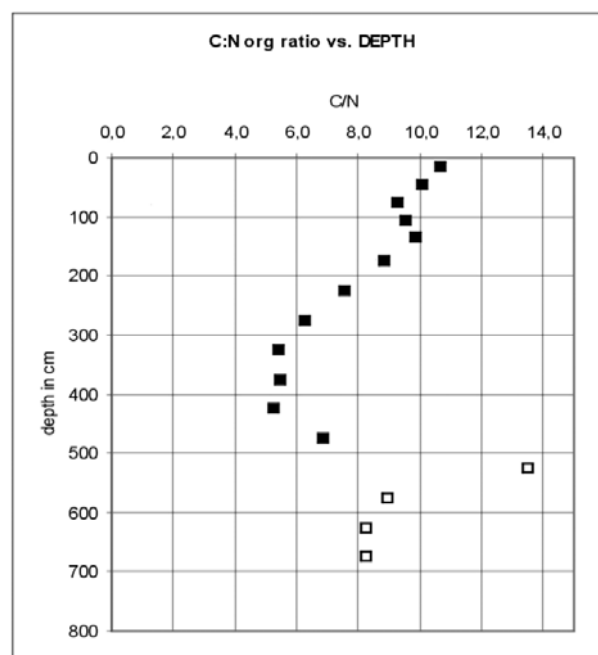


Abb. 5.10: Gemittelte C/N-Verhältnisse (N_{org} / C_{org}) der Arenosole über die Profiltiefe. - Averaged C/N-ratios (N_{org} / C_{org}) vs. profile depth of Arenosols.

Nicht für die ermittelten organischen Stickstoffgehalte, jedoch für organische Kohlenstoffgehalte gibt es vergleichbare und bestätigende Literaturangaben im Untersuchungsgebiet. Diese können bei Annahme ähnlicher C/N-Verhältnisse auch als Indikator für ähnliche Stickstoffgehalte dienen. So wird in der ITC-Studie für die Böden im Sandveld der Kalahari $16,96 \text{ t } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ Kohlenstoff von 0 bis 30 cm Tiefe angegeben (AYNEKULU, 2003, S. 57), während die eigene Messungen für diesen Tiefenbereich eine Menge von $11,6 \text{ t } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ betragen, was einen ca. 30 % geringeren Wert der organischen Kohlenstoffgehalte ergibt. Somit existiert in der Literatur zumindest bei den C_{org} -Gehalten eine vergleichbare Messgröße in Bezug auf die Bodennährstoffe im Arbeitsgebiet.

Für den N-Kreislauf bezüglich der Mobilisation und Immobilisation ist lediglich der wesentlich kleinere, mineralisierbare Teilpool des organisch gebundenen Gesamtpools des Stickstoffes im Boden entscheidend (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, S. 271). Hierbei spielen die jährlich etwa einmal ausge-

tauschten Feinwurzeln eine wichtige Rolle (vgl. Kapitel 6.2.3, Stickstoff in Wurzeln). Mit dem während einer Wachstumsperiode mobilisierbaren Teilpool sind die N-Aufnahme durch Pflanzen und die N- Auswaschung überschüssigen mineralisierten Stickstoffs in Verbindung zu setzen.

5.5.3 Eisengehalte

Davon ausgehend, dass Eisenoxyde die Rotfärbung bewirken, wurden die oxalat- und dithionitlöslichen Eisengehalte an Arenosol-Bodenproben bestimmt, deren Intensitäten ihrer Rotfärbung (vgl. Tabelle 5.8) möglichst über die Tiefe oder von Profil zu Profil variieren. Die beiden Arenosolprofile DP13 und DP14, die sich beide auf dem Makhi Experimental Farm Gelände befinden und einen Abstand von etwa 650 m zueinander haben, weisen bei den dithionitlöslichen Eisengehalten einen positiven Zusammenhang mit dem Grad der Rotfärbung³² auf (Abb. 5.11). Somit ist die Rotfärbung bei diesen Profilen auf den Eisengehalt der gut kristallinen Eisenoxyde, wie z.B. Hämatit, zurückzuführen.

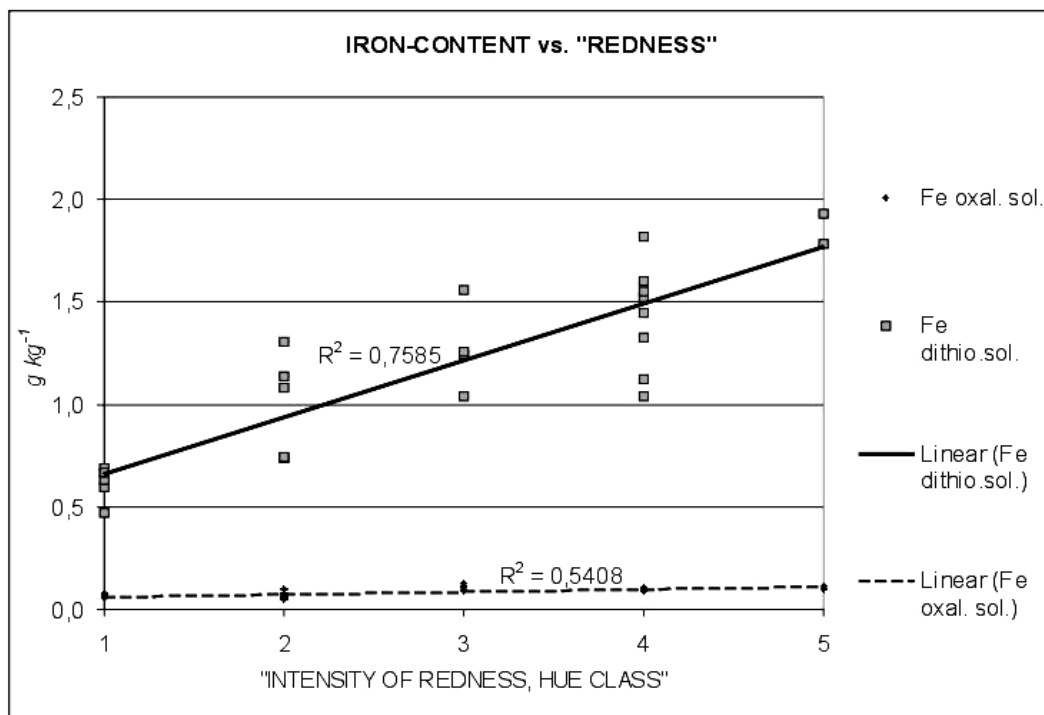


Abb. 5.11: Eisengehalte aus Tiefenabschnitten des Bodens, korreliert mit den entsprechenden Bodenfarben bzw. Der relativen Intensität der Rotfärbung (Klasse des MUNSELL-Farbtons); DP11: neben der Mokongwa ITC-Station; DP13 & DP14: innerhalb der Makhi Experimental Farm (ca. 45 km westlich von DP11). - Soil iron contents of sectors of soil profiles in correlation to the color of soil, respective intensity of redness (class of MUNSELL soil hue). DP11: next to Mokongwa ITC-station; DP13 & DP14: inside Makhi Experimental Farm (ca. 45 km west of DP11).

Das hierbei nicht in betracht gezogene, ca. 45 km weiter östlich gelegene Profil DP11, nahe der Mokongwe ITC-Station, weist dagegen trotz geringer Rotfärbung die höchsten dithionitlöslichen Eisen-

gehalte auf. Der Grund für diese Abweichung ist durch Betrachtung der Bodenproben bei 10-facher Vergrößerung zu erkennen. Deutlich besser ausgeprägt ist bei DP11 die Verbackung der Eisenoxyde zu rostroten Aggregaten in der Schlufffraktion, bei gleichzeitig eher geringerer oder fehlender Umantelung der an sich farblosen Quarzsandkörner. Bei den Makhi Experimental Farm-Profilen hingegen sind deutliche Rotverfärbungen an den Oberflächen der Sandkörner zu erkennen, jedoch keine einzelnen Aggregationen. Somit ist neben der Intensität der Rotfärbung auch die Verteilung bzw. das Verhältnis von Oberfläche zur Masse der eisenoxydhaltigen Partikel ein Kriterium zur Einschätzung der Eisengehalte der Arenosole. Bei den drei untersuchten Profilen ist insgesamt ist das Oxalat-Dithionit-Verhältnis³³ mit 0,06; $s = 0,03$ sehr weit, was auf eine geringe Verwitterungsintensität der Böden hinweist.

5.5.4 Bleichung

Ein deutlich ausgebleichener grauer Ochric A-Horizont von ca. 8 bis 12 cm Mächtigkeit ist bei dem Schauprofil, neben DP11 und nahe der ITC-Station, gegeben (Abb. 5.9). Bei den anderen untersuchten Profilen war die Graufärbung wesentlich geringer ausgeprägt oder nicht vorhanden (vgl. Kapitel 5.4.1 & Kapitel 5.4.2). Wie bereits in Kapitel 5.4.2 beschrieben, könnte die blasse Bodenfarbe auch von Erosion, durch Auswehung kleinerer gefärbter Bodenpartikel, infolge einer möglichen Überweidung herrühren.

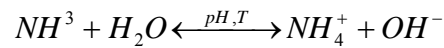
³² Klassen zunehmender Rotfärbung wurden wie folgt gebildet: Klasse 1 = HUE 2,5Y, Klasse 2 = 10YR, Klasse 3 = 7,5YR, Klasse 4 = 5YR, Klasse 5 = 3,75YR.

³³ Oxalat-Dithionit-Verhältnisse der Einzelproben: 0,08; $s = 0,02$ bei DP13; 14 und 0,02, $s = 0,007$ bei DP11.

5.5.5 pH-Werte

Unter naturnahen Bedingungen sind bei Arenosolböden pH-Werte zwischen pH 3,7 (DP10) und 7,9 (DP 14) gemessen worden. Das Diagramm (Abb. 5.12) zeigt die Beziehung zwischen pH-Wert und CaCO₃-Anteil. Bereits bei geringen Kalziumcarbonatanteilen nahe der Nachweisgrenze von 0,05 % wird mindestens ein pH von 7,1 erreicht. Dabei bewirken jedoch selbst sehr hohe CaCO₃-Anteile keine weitere merkliche Erhöhung der pH-Werte. Arenosole, bei denen über die Profiltiefe durchgängig kein Carbonat nachgewiesen wurde, weisen meist pH Werte zwischen pH 3,85 und pH 5,05 auf.

Eher unabhängig vom Kalkgehalt wurden unter Kraalen von Cattle Post die höchsten pH-Werte nachgewiesen. Diese bündeln sich bei DP1 und DP15 etwas unterhalb des Wertes von pH 8. Dabei bewirkt der aus dem Harnstoff-Abbau durch Urease stammende Ammoniak und seine anschließende in einer Gleichgewichtsreaktion stattfindende Umwandlung in Ammonium eine Anhebung des pH-Wertes, da hierbei Hydroxid-Ionen (OH⁻) entstehen.



(GROOT KOERKAMP *et al.*, 1998)

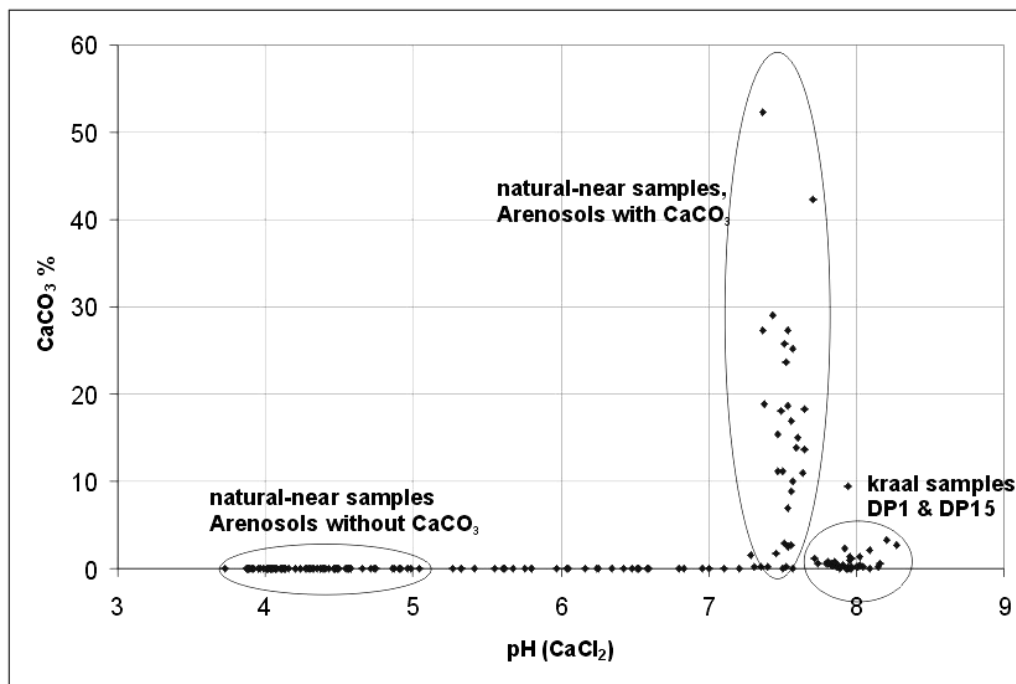


Abb. 5.12: Abhängigkeit zwischen pH-Werten und CaCO₃-Anteilen der Bodenproben von DP-Profilen.
- Dependency between pH-values and CaCO₃-contents of DP-profiles.

5.5.6 Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})

Die KAK_{eff} fällt bei den unterschiedlichen Standorten sehr verschieden aus (Tabelle 5.10). Bei den naturnahen Standorten mit Arenosolböden ist die KAK_{eff} mit 10 mmol_c kg⁻¹ bis maximal 44 mmol_c kg⁻¹ sehr gering (vgl. Kapitel 5.7.4). Dies kann auf die relativ geringen Ton- und Humusgehalte in Kombination mit niedrigen pH-Werten um pH 4,5 der Arenosole zurückgeführt werden. Die kleinräumige Varianz der Werte am Standort fällt dabei gering aus (vgl. Kapitel 5.7.4). Dungkontaminierte Standorte mit Arenosolböden weisen mit 50 mmol_c kg⁻¹ bis 89 mmol_c kg⁻¹ höhere KAK_{eff} auf. Die höchsten KAK_{eff} werden mit 199 mmol_c kg⁻¹ bis 387 mmol_c kg⁻¹ bei den wesentlich tonreicheren Standorten mit Petric Calcisols nahe Letlhakane erreicht.

Zum Vergleich seien einige Faustzahlen der KAK_{eff} von Böden anderer Klimate genannt:

- Parabraunerde unter Acker (Löß, Straubing, Mitteleuropa) = 140 mmol_c kg⁻¹
- Braunerde unter Wald (Löß/Bims, Vogelsberg, Mitteleuropa) = 120 mmol_c kg⁻¹
- Vertisol (Sudan) = 470 mmol_c kg⁻¹
- Oxisol (Brasilien) = 26 mmol_c kg⁻¹

(SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, S.101)

Tabelle 5.10: Effektive Kationenaustauschkapazitäten (KAK_{eff}), pH-Werte und Tongehalte von Bodenproben aus unterschiedlichen Profiltiefen ausgesuchter Standorte. - Effective Cation Exchange Capacities (CEC_{eff}), pH-values and clay contents of soil samples of different profile depths of selected sites.

Depth	0 – 30 cm			30 – 60 cm			60 – 90 cm			Soil group and environmental condition
	CEC _{eff} mmol _c kg ⁻¹	pH BaCl ₂	Clay weight %	CEC _{eff} mmol _c kg ⁻¹	pH BaCl ₂	Clay weight %	CEC _{eff} mmol _c kg ⁻¹	pH BaCl ₂	Clay weight %	
DP5	10	4,3	3,1	11	4,4	4,0	10	4,5	4,5	Ferralic Arenosol , Near-natural env.
DP13	24	4,7	4,4	26	4,5	4,8	28	4,6	5,4	Ferralic Arenosol , Near-natural env.
TSP 1-12	37	5,6	4,8	37	5,9	5,9	44	6,0	7,4	Ferralic Arenosol , Near-natural env.
DP8	64	5,5	5,7	71	5,6	9,3	89	6,6	10,7	Ferralic Arenosol , 160m f. pan center
DP15	57	5,6	4,2	50	5,9	5,2	58	6,0	7,4	Ferralic Arenosol , kraal direct
DP16	290	8,3	-	315	8,2	-	387	8,2	-	Petric Calcisol , termite mound
DP22	199	7,1	20,0	223	8,05	17,0	260	8,1	-	Petric Calcisol , Near-natural env.

5.5.7 Textur

Bei der Korngrößenverteilung aller untersuchten Profile und deren Tiefenabschnitte überwiegt mit 95 % die reine Sandfraktion, nach US-Soil Taxonomy entsprechend als „sand“ bezeichnet (Abb. 5.13). Einige Profilabschnitte liegen im Bereich „sandy loam“, wenige im Bereich „loam“ und nur vereinzelte im Bereich „silty loam“, „sandy clay“ oder „loam“.

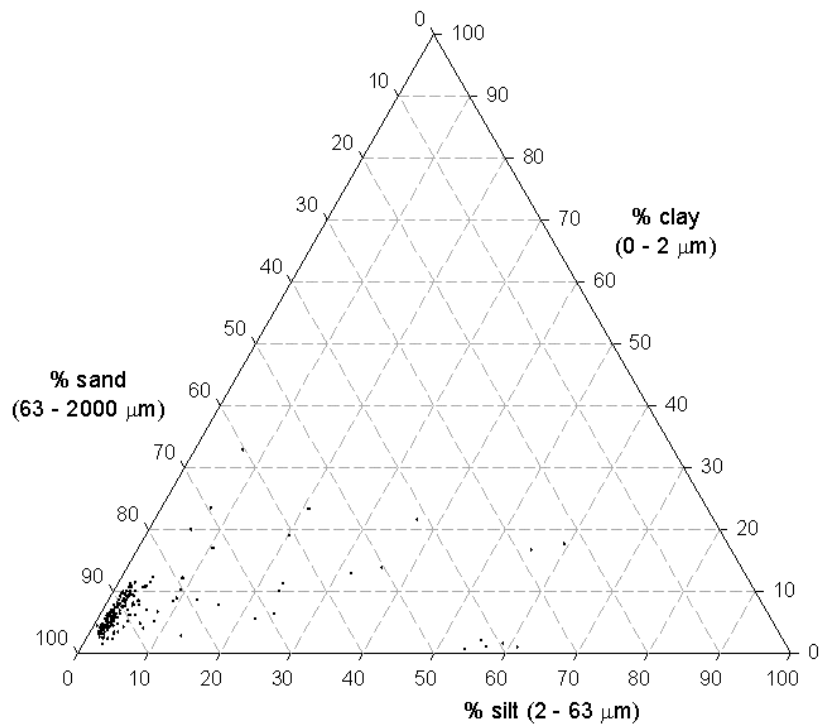


Abb. 5.13: Korngrößendreiecksdiagramm aller untersuchten Bodenproben im Untersuchungsgebiet. - Triangle diagram of texture of all analyzed soil samples in the investigation area.

Bei Betrachtung der einzelnen Profile (Abb. 5.14 to Abb. 5.18) wird deutlich, dass neben den reinen Arenosolen (Abb. 5.14) mit homogener Fein-/Mittelsandmatrix auch ton- und schluffhaltige Pfannensediment-Böden (Abb. 5.18) auftreten oder Arenosole mit zwischengeschalteten Duricrusts (vorwiegend angewitterte Calcrete-Schichten) und Schluffmaterial aus silikatischem Detritus von Diatomeen (Abb. 5.17). Im Folgenden werden exemplarisch repräsentative Einzelprofile erläutert.

Tiefgründige Arenosole

Die Korngrößenverteilung der im Untersuchungsgebiet ubiquitären Arenosole ist überwiegend sehr homogen, sowohl über die Fläche als auch auf das Tiefenprofil bezogen (siehe Abb. 5.14 A & B).

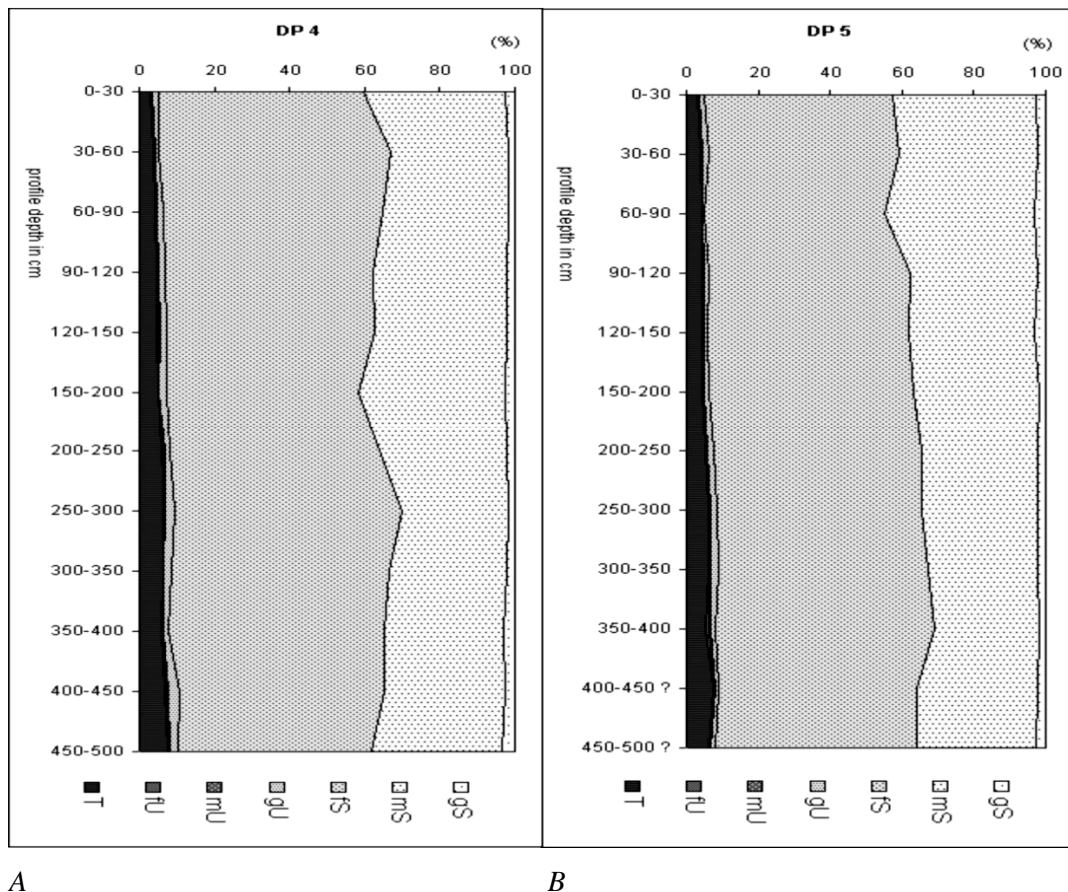


Abb. 5.14 A & B: Korngrößenverteilung über die Bodentiefe von zwei repräsentativen Arenosolprofilen. - Distribution of grain sizes vs. soil profile depth of two representative Arenosol profiles.

Zwischen den Profilen und deren Horizonten ist die Streuung der Körnungsanteile äußerst gering. So bündelt sich die Sandfraktion aller 133 Horizontabschnitte der untersuchten repräsentativen 15 Arenosol-Profile um den arithmetischen Mittelwert (\bar{x}) **91,07 %** (Gewichtsprozent), bei einer Standardabweichung von (s) = 2,81. Entsprechend verhalten sich Schluff: \bar{x} = **2,26 %**, s = 1,81 und Ton \bar{x} = **6,67%**, s = 5,35 (Tabelle 5.11). Dabei unterteilt sich die Sandfraktion in Feinsand, der mit einem Mittelwert von 53,3 % überwiegt, gefolgt vom Mittelsand 35,2 % und einem Restanteil Grobsand mit nur 2,5 %. (Abb. 5.14).

Tabelle 5.11: Arenosole im Arbeitsgebiet und deren gemittelten prozentualen Werte ihrer Korngrößenklassender, sowie die Werte und %-Anteile ihrer Standardabweichungen (s). - Average values in % of texture of Arenosols in the investigation area near Serowe, as well as absolute and %-values as their standard derivations (s).

fraction	sand	Silt (Schluff)	Clay (Ton)
Average [\bar{x}]	91,07 %	2,26 %	6,67 %
Stand.deriv. [s]	2,81 %	1,81 %	5,35 %
% of [s] from [\bar{x}]	3,1	80	80

Markant ist die allgemeine Tendenz des ansteigenden Tongehaltes mit der Tiefe, die sich durch die exponentielle Funktion: $y = 0,4464 * e^{0,8499x}$ (y = Profiltiefe in cm; x = Tongehalt in %) beschreiben lässt und sich dabei durch das hohe Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,955$ auszeichnet (Abb. 5.15). Diese Eigenschaft ist möglicherweise ablagerungsbedingt entstanden oder kann durch eine gleichmäßige und langfristig angelegte Tonverlagerung erklärt werden³⁴. Der Ermittlung der genauen Tongehalte kommt eine besondere Bedeutung in Bezug auf die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Bodenlösung unterhalb der Wurzelzone zu, die in Kapitel 5.13.2 (RETC) behandelt wird.

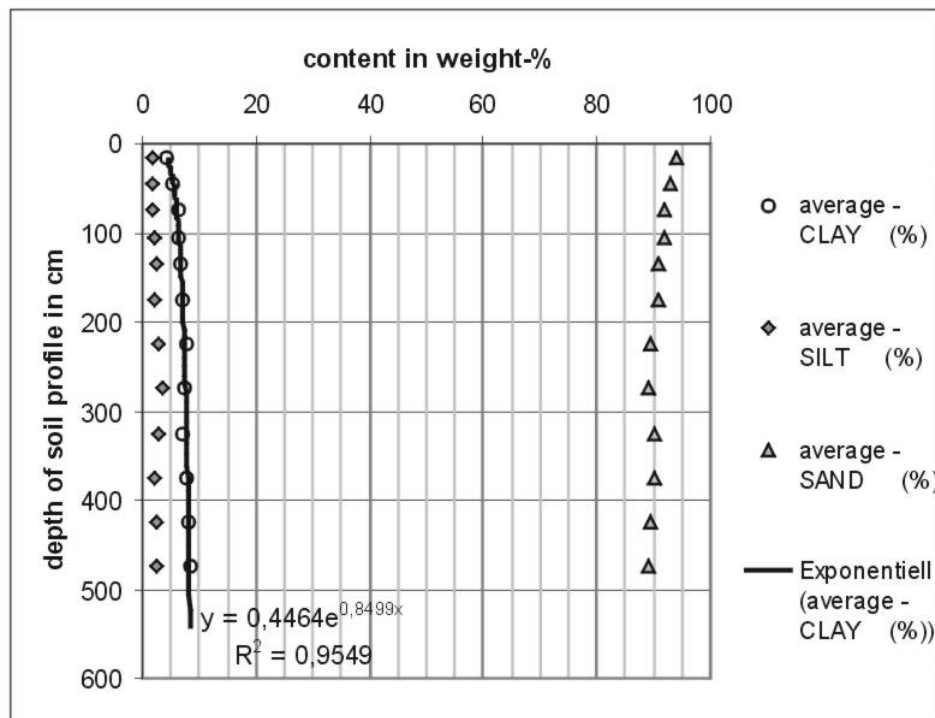


Abb. 5.15: Gemittelte Zunahme der Tonfraktion in Arenosolen (x-Achse) mit zunehmender Bodentiefe (y-Achse). - Increase of averaged clay contents of Arenosols (x-axis) by increasing soil depth (y-axis).

Der Korngrößenanteil kleiner $2\mu\text{m}$ liegt nicht stapelweise, in Form von Schichtsilikaten vor, sondern er umhüllt schuppenförmig die Oberflächen der kantengerundeten Partikel der Sand- und Schluff-Fraktion, wie unter dem Rasterelektronenmikroskop deutlich zu erkennen ist (Abb. 5.16). Die ausgeprägte Rundung der silikatischen Fein- und Mittelsandpartikel sowie die anhaftenden Feinpartikel sind Hinweise auf eine Abrasion der quarzhaltigen Dünensande durch weiten äolischen Transport durch Saltation und Reptation (soil creeping) (BULLARD, MCTAINSH und PUDMENZKY, 2002; BULLARD, MCTAINSH und PUDMENZKY, 2004). Daher ist bei diesen Partikeln $< 2\mu\text{m}$ ein hoher Anteil des staub-

³⁴ Mit dem pleistozänen Klimawandel sind die unter aridem Klima gebildeten Dünen zwar durch pflanzlichen Bewuchs fixiert, jedoch längerfristig erodiert und somit eingeebnet worden. Da hierdurch die ursprünglichen texturiellen Sortierungen (z.B. Phasen verstärkter Einwehung von Tonpartikeln und/oder Entstehung durch Abrasion) zerstört worden sein dürften, ist eine nach Einebnung der Dünen erfolgte Tonverlagerung als Ursache für den deutlichen Tiefengradienten wahrscheinlicher.

artigen Abriebes von Quarzteilchen vorhanden, dagegen der Anteil an verwitterten Schichtsilikaten, die durch ihre Quellfähigkeit Wasser speichern könnten, als eher gering einzuschätzen.

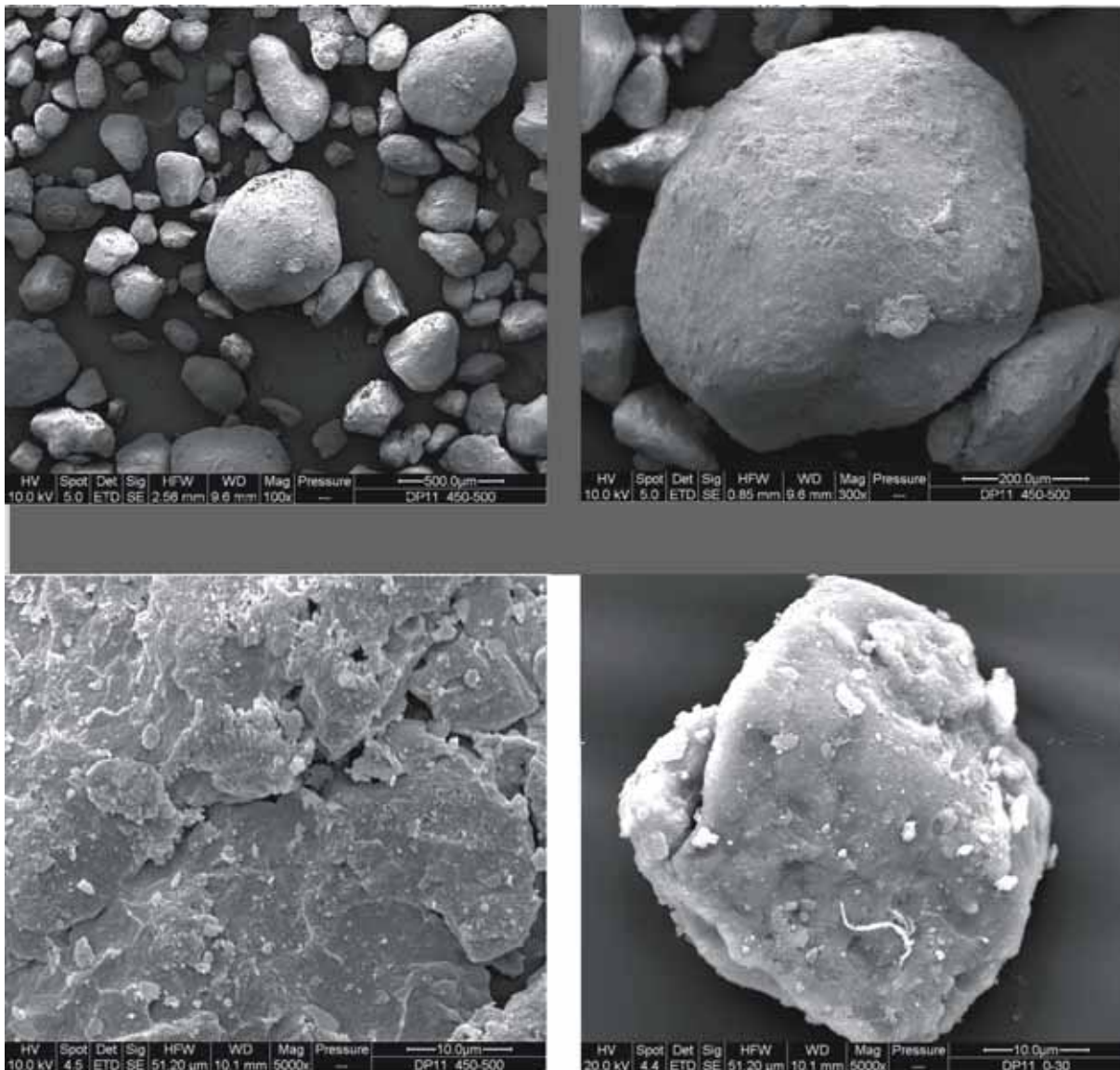


Abb. 5.16: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Partikeln eines Arenosolprofils mit zunehmenden Ausschnittvergrößerungen eines Sandkorns, bzw. unten rechts eines Schluffkorns. Typisch ist die Umhüllung der Sand- und Schluffkörner mit schuppenartigen Tonplättchen. - Exposures of scanning electron microscope of particles of an Arenosol profile with increasing zoomed in exposures of a sand grain, as well as a silt grain (down right). Typical is the scaly coating of the sand and the silt grains by clay.

Arenosole mit zwischengelagerten Schichten

Diese finden sich vermehrt in der Nähe von Pfannen oder Trockentälern oder Senken wie den fossilen Playas der Interdünenbereiche. Bis in eine Tiefe von 7 m (Abb. 5.17) reicht das Bodenprofil DP3 in der Nähe des Kraals des Cattle Posts von Ghosha. Bei dem in Kapitel 5.6.2 beschriebenen Standort, sind in diesem Bereich des oberen Trockentales schluffige, aschgraue Schichten eingeschaltet, die hauptsächlich aus silikathaltigem, zertrümmerten (engl. debris) Schalenmaterial von Süßwasser-Diatomeen

bestehen. Diese Schichten aus organischem Detritus sind die fossilen Gründe einstiger Flüsse und Seen und deuten auf paläoklimatisch humidere Phasen zur Zeit dieser stetig fließenden oder stehenden Gewässern hin (MEES, 2002; SHAW *et al.*, 1997; THOMAS *et al.*, 2003b) (vgl. Kapitel 3.4; Paläoklima).

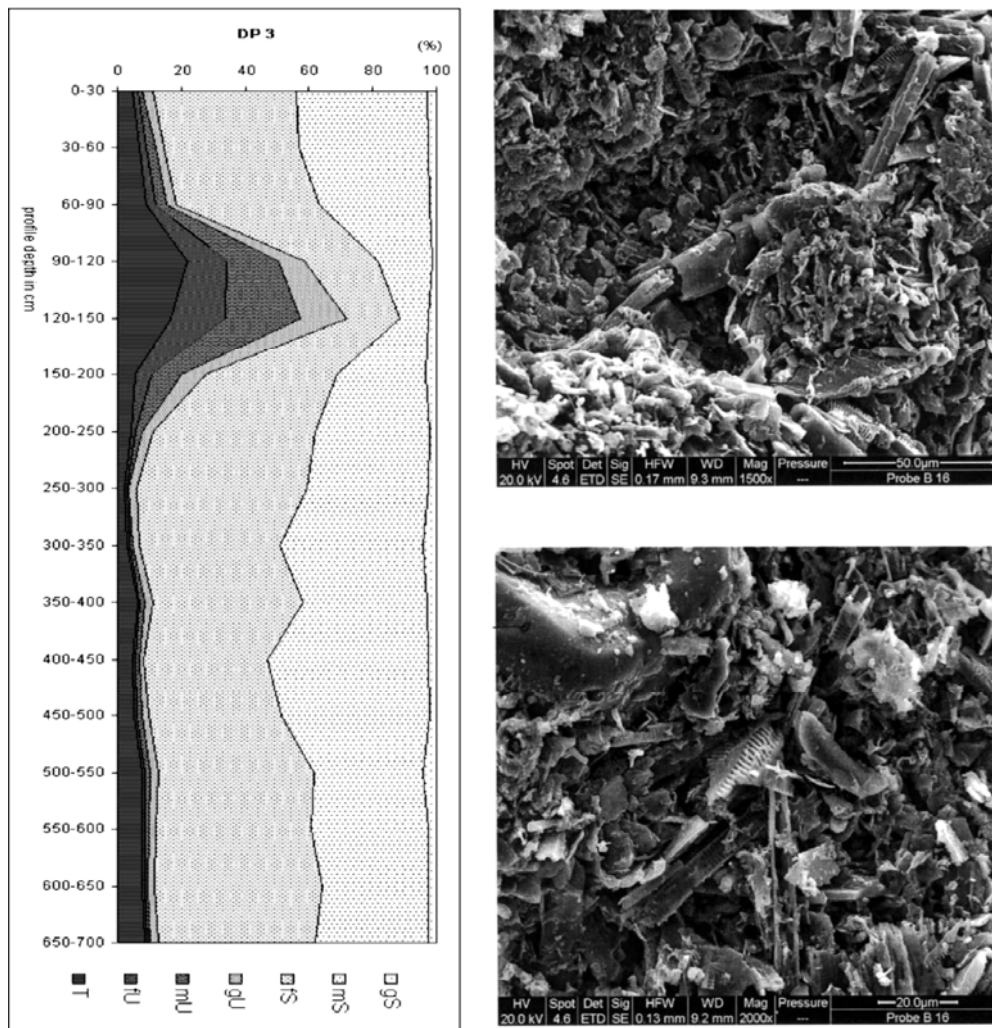


Abb. 5.17: Linke Seite: Korngrößenverteilung über die Tiefe von Bodenprofil DP3, ca. 100 m von der Kraal-Einzäunung vom Ghosha Cattle Post entfernt. Rechte Seite: Die beiden Elektronenmikroskop-Aufnahmen zeigen Skelett Detritus von Süßwasser-Diatomeen, deren Auftreten in etwa 120 cm bis 150 cm Bodentiefe mit dem hohen Schluffanteil korreliert ist. - Left side: Texture vs. depth of profile DP3, about 100 m apart from the kraal fencing of Ghosha cattle post. Right side: Both exposures of scanning electron microscope show the debris of diatom skeletons, which occur in 120 cm to 150 cm profile depth, and which are correlated with high silt content in the soil.

Böden der Pfannen

Die Böden der Pfannen weisen tiefenabhängig sehr unterschiedliche Korngrößenverteilungen auf. So steigt beim untersuchten Serwe Pan Profil (Körnungsanalyse mit Carbonatzerstörung) der Tongehalt zunächst mit zunehmender Tiefe von 23,5 % (0 cm – 30 cm) auf 32,8 % (30 cm – 60 cm) an, fällt danach auf 13,0 % (60 cm – 90 cm) um dann wieder auf 19 % (90 cm - < 110 cm) anzusteigen. Dabei hatte der hohe Carbonatgehalt von 42 % im Profilabschnitt 60 cm – 90 cm relativ wenig Einfluss auf

die Korngrößenverteilung, denn auch ohne Carbonatzerstörung liegt der Tongehalt bei etwa 13 %. Der Schluffanteil dieses Horizontes liegt mit 30 % ohne Carbonatzerstörung, um nur 2 % unter dem entsprechenden Anteil mit Carbonatzerstörung.

Somit ist die Korngrößenverteilung der kalkhaltigen Probe proportional zu der nicht kalkhaltigen Probe und trotz der chemisch unterschiedlichen Zusammensetzung gleich. Die Carbonat- und Nichtcarbonatpartikel liegen daher wahrscheinlich in ähnlichen Verteilungen ihrer Partikelgrößen vor. Für den darunter liegenden Horizont (90 cm - <110 cm) lag nicht genügend Probenmaterial vor, um eine Analyse ohne Kalkzerstörung vorzunehmen.

Eine tiefere Handbohrung konnte aufgrund einer harten Calcreteschicht nicht erfolgen.

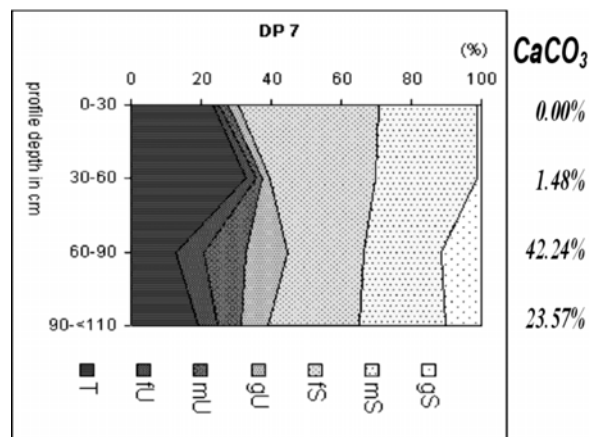


Abb. 5.18: Bodentiefenprofil der Textur einer kleinen Pfanne, Korngrößenanalyse mit Karbonatzerstörung, Kalkgehalte (CaCO₃) der Profilabschnitte sind in kursiver Schrift angegeben. - Soil depth profile of texture of small Pan, grain size analysis with carbon destruction, lime contents (CaCO₃) of profile sections are in written italic letters.

Insgesamt ist die Korngrößenverteilung der untersuchten Pfanne vertikal sehr heterogen. Es treten Profilabschnitte mit Kombinationen von hohen Anteilen an organischer Substanz, Carbonaten und Tonanteilen auf (vgl. Kapitel 5.6.2, Transekt einer Pfanne).

5.5.8 Lagerungsdichte

Lagerungsdichten bis 105 cm Bodentiefe

Die ungestörten Lagerungsdichten wurden, wie im Kapitel 4.13.4 des Methodenteils beschrieben, an Stechzylinderproben an insgesamt zwei Standorten der Bodenprofile P1 und P2 in 25 cm Tiefenabschnitten mit jeweils zwei Wiederholungen bis zu einem Meter Tiefe bestimmt. Die Untersuchungen wurden an reinen Sandböden vorgenommen und können somit gut mit bereits vorhandenen bodenphysikalischen Untersuchungen an Arenosolen (JOSHUA, 1991) verglichen werden (Tabelle 5.12 & Tabelle 5.13).

Die gute Übereinstimmung zwischen den eigenen Messungen mit Joshua ist vor allem bei Profil P1 gegeben. So sind bei P1 Lagerungsdichten von 1,46 g/cm³ (in 27,5 cm Bodentiefe) und 1,48 g/cm³ (in

52,5 cm Bodentiefe) (eigene Ergebnisse) gegenüber 1,49 g/cm³ „surface“ ca. 0 – 30 cm und 1,55 g/cm³ in Tiefe „sub surface“ ca. 30 - 60 cm von JOSHUA (1991) bestimmt worden.

Bei AYNEKULU (2003) werden die Lagerungsdichten verschiedener Arenosoltypen, allerdings nicht der Tiefe zugeordnet, dargestellt (Tabelle 5.14). Diese Dichten liegen im Mittel von n = 28 Stichproben mit **1,6 g/cm³** im Rahmen der selber gemessenen Werte der Profile bei etwa 100 cm Bodentiefe. Bei den Ferralic Arenosolen liegt die Dichte im Mittel mit **1,7 g/cm³** (n = 21) erwartungsgemäß noch etwas höher.

Tabelle 5.12: Tiefenzugeordnete Lagerungsdichten, Porenvolumen und Porenziffer (engl. void ratio) der zwei Arenosol-Bodenprofile des Kalahari Untersuchungsgebietes innerhalb des TSP-Standortes (P1) sowie neben der Mokongwe ITC-Station (P2). - Depth specific bulk densities, pore volumes and void ratios of the two Arenosol reference profiles in the Kalahari investigation area inside the TSP-site, near Makhi Experimental Farm (P1) as well as next to DPDI, at Mokongwe ITC-station (P2).

Ferralic Arenosol	Soil depth (cm)	Bulk density d _B , (g cm ⁻³)	Solid bulk dens. d _F , (g cm ⁻³)	Pore volume (vol. %)	Void ratio (ε)
P1	27,5	1,46	2,65	45,1	0,820
P1	52,5	1,48	2,65	44,0	0,785
P1	77,5	1,58	2,65	40,5	0,681
P1	102,5	1,61	2,65	39,2	0,646
P2	27,5	1,56	2,65	41,3	0,703
P2	52,5	1,54	2,65	42,0	0,725
P2	77,5	1,56	2,65	41,2	0,701
P2	102,5	1,57	2,65	40,6	0,685

Tabelle 5.13: Mittelwerte der Lagerungsdichten und C_{org}-Anteile der verschiedenen Bodentypen Botswanas. - Averages of bulk densities and organic carbon for the different soil groups in Botswana (after Joshua, 1991).

Major soil group	Soil depth (A* and B**)	Bulk density (g cm ⁻³)	Organic carbon (%)
Arenosol	A	1,49	0,20
	B	1,55	0,08
Luvisol-ferric	A	1,59	0,33
	B	1,54	0,21
Luvisol-light	A	1,45	0,66
	B	1,58	0,21
Luvisol-heavy	A	1,40	0,85
	B	1,50	0,37
Calcisol	A	1,60	0,43
	B	1,38	0,33
Vertisol	A	1,16	0,77
	B	0,80	1,05
Gleysol	A	1,09	4,22
	B	1,22	1,39

*A = „Oberboden“ ca. 0 – 30 cm, **B = „Unterboden“ ca. 30 cm – 60 cm. - *A = “surface” ca. 0 cm – 30 cm, **B = “sub-surface” ca. 30 cm – 60 cm.

Tabelle 5.14: Lagerungsdichten ohne Tiefenbezeichnung von Arenosolen und anderen Böden nahe Serowe. - Bulk densities without specification of depth of different Arenosols types as well as other soil groups near Serowe (AYNEKULU, 2003, p. 54).

<i>Arenosol subtypes and other soils</i>	<i>Number of samples (N)</i>	<i>Mean bulk density (g cm⁻³)</i>
Ferralic Arenosol	21	1,7
Orthic Arenosol	6	1,5
Eutric Arenosol	2	1,6
Arenosols total	29	1,6
Arenic Ferric Luvisol	3	1,5
Eutric Regosol	2	1,6
Calcic Cambisols	5	1,4
Chromic Calcic Luvisols	4	1,5
Pellic Vertisol	4	1,3
Total	*	1,5

**values to calculate average are partly listed only.*

Beim Vergleich der beiden eigenen Profile P1 und P2 (Tabelle 5.12) fällt auf, dass sich ihre Lagerungsdichtewerte über die Tiefe unterschiedlich verhalten. Bei Profil P1 nimmt die Lagerungsdichte mit zunehmender Tiefe von zunächst 1,46 g/cm³ in 27,5 cm Bodentiefe auf 1,61 g/cm³ in 102,5 cm Tiefe zu, was etwa 10 % der Zunahme gegenüber dem Ausgangswert über eine Bodensäulendifferenz von 75 cm entspricht. Dagegen ist bei Profil P2 keine signifikante Änderung der Lagerungsdichte um den Mittelwert von 1,56 g/cm³ über die Profiltiefe ersichtlich, abgesehen von leichten Dichteschwankungen um nicht mehr als 0,02 g/cm³.

Eine Erklärungsmöglichkeit dieser voneinander abweichenden Tendenz ihrer Tiefengradienten stellt mit hoher Wahrscheinlichkeit die unterschiedliche Beweidungsintensität der Untersuchungsstandorte dar, die durch Viehtritt Einfluss auf die Bodenverdichtung hat. Der Standort von Profil P1, das sich auf dem TSP Plot befindet und ohne Weganschluss mehr als 7 km von Kraal- Wasserstellen entfernt ist, ist nur sehr gering oder überhaupt nicht durch Beweidungsspuren gekennzeichnet. Dagegen zeugt das Umfeld von P2 nahe des Hauptweges von Mokongwa ITC-Station zum Mokongwa Cattle Post von einer intensiven Nutzung mit Viehverbiss an Büschen und Bäumen sowie kurz gehaltenen Gräsern und zahlreichen Cattle Tracks. Der hohe Flächendruck der Rinderhufe hat hier vermutlich zu einer Bodenverdichtung besonders im Oberbodenbereich geführt, der dem natürlichen Tiefengradienten der Zunahme der Lagerungsdichte entgegenwirkt und aufhebt. In diesem Zusammenhang wird noch untersucht, ob sich der Viehtritt auch wesentlich in Tiefen auswirkt, die mehr als 30 cm betragen, was der relativ hohe Wert in 52,5 cm Bodentiefe andeutete.

Lagerungsdichten unterhalb von 105 cm Bodentiefe

Im Verlauf der weiteren Auswertung und Modellrechnungen mit bodenphysikalischen Eigenschaften stellte sich heraus, dass der genauen Kenntnis der Lagerungsdichte in größeren Profiltiefen eine wichtige Rolle zufällt (Kapitel 4.16.2, RETC, Lagerungsdichte). Diese wird mit Hilfe der Porenziffer-Auflastfunktion kalkuliert. Wie im Methodenteil (Kapitel 4.13.4) beschrieben, lässt sich in einem Diagramm, anhand der (Lagerungsdichten abhängigen) Porenziffern und logarithmierter Werte, die Bodensäulenaflast entsprechender Tiefenabschnitte darstellen und eine lineare Regression durchführen (Abb. 5.19).

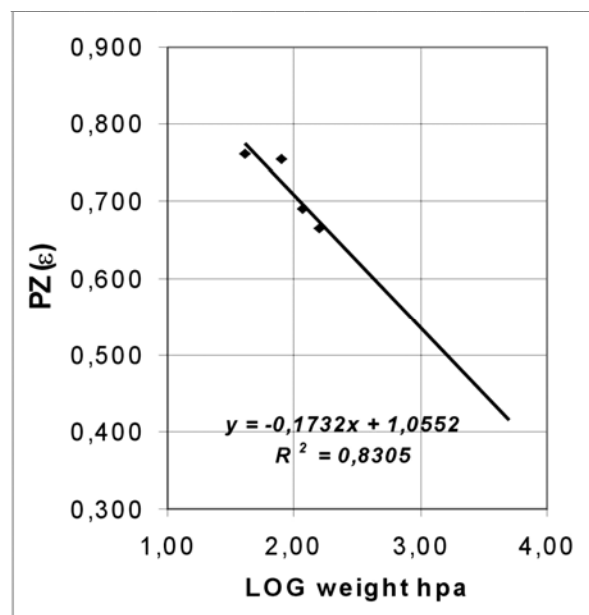


Abb. 5.19: Logarithmierte Werte der Bodensäulenaufasten ($hpa = g\ cm^{-2}$) zu entsprechenden Porenziffern $PZ(\varepsilon)$ von Arenosolprofil P1 und die angepasste lineare Funktion. - Logarithmic values of weights of overlying soil columns (in $hpa = g\ cm^{-2}$ with the corresponding values of void ratios $PZ(\varepsilon)$ of Arenosol profile P1, and the fitted linear function. (calculated after Hartge, 2001).

Die lineare Funktion der entsprechenden Regression ist:

$$y = -0,1732x + 1,0552 \quad [n = 4 ; R^2 = 0,8305] \quad (5.1)$$

Dabei sind:

y = Porenziffer (ε)

x = dekadisch logarithm. Wert der Bodenaflast in hpa (= $cm\ WS$ oder $g\ cm^2$).

Aus möglichst klein gewählten Bodensäulen-Auflastabschnitten (hier 154) lassen sich integrativ von oben nach unten die entsprechenden Bodentiefen ableiten, und somit die Lagerungsdichten in größeren Tiefen extrapolieren. Hierbei werden zunächst die Porenziffern der in kleinen Abständen zunehmenden logarithmierten Bodenaflasten mit Hilfe der linearen Funktion ($y = -0,1732x + 1,0552$, s.o.) berechnet. Aus den Porenziffern werden wiederum die entsprechenden, mit der Tiefe zunehmenden Lagerungsdichten der Auflasten berechnet. Aus diesen Lagerungsdichten sowie der jeweiligen Gewichte der Bodensäulenabschnitte lassen sich nun angenähert die jeweiligen Mächtigkeiten der Bodensäulen-

abschnitte kalkulieren. Durch aufsummieren dieser Mächtigkeiten der Bodensäulenabschnitte über die Tiefe können somit den Lagerungsdichten die entsprechenden Bodentiefen-Abschnitten zugeordnet werden. Aus den umgerechneten Werten (vgl. Diagramm von Abb. 5.20) lässt sich die Lagerungsdichte, angepasst als eine potentielle Funktion der Bodentiefe (Abb. 5.21), darstellen:

$$y = 0,8879 + 0,4294 * x^{0,103945} \quad [n = 154 ; R^2 = 0,9992] \quad (5.2)$$

Dabei sind:

y = Lagerungsdichte in g cm^{-3}

x = Bodentiefe in cm

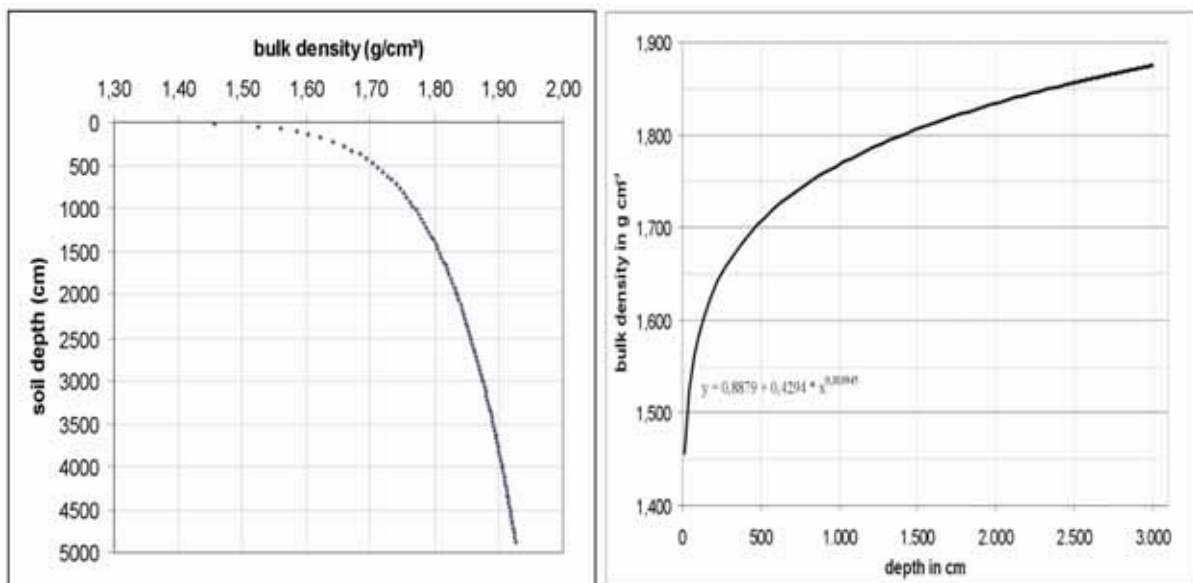


Abb. 5.20: (links) Lagerungsdichte über die Tiefe, kalkuliert mit der Funktion von Porenziffer und Bodensäulenauflast sowie der hierzu integrierten Bodentiefen (berechnet nach Hartge, 2001). - Bulk density versus depth, calculated by function of void ratio and overlying soil column weight as well as therefore integrated soil depths (calculated after Hartge, 2001).

Abb. 5.21: (rechts) Angepasste potentielle Funktion der Werte von Diagramm A (xy-Achsen vertauscht). - (right) Fitted potential function of the values of diagram A (xy-axis inverted).

Einschränkend ist anzumerken, dass sich die theoretisch berechnete Lagerungsdichten-Bodentiefenfunktion nur bei relativ gleichbleibender Textur anwenden lässt. Bei Substratänderungen z.B. durch eingeschaltete Calcrete- / Silcreteschichten oder fossile Süßwasserablagerungen (engl.: lacustrine sediments of diatoms) oder gar einen Wechsel im Geologischen Untergrund (Stormberg Basalt / Ntane Sandstone) kann eine solche Extrapolation nicht erfolgen.

5.5.9 Wasserpannungs- (pF) Werte der Entwässerungskurven

Aus den zwei handgegrabenen Arenosolprofilen bei den Test Side Profilen (TSP), 15 km südlich der Makhi Experimental Farm (P1) und bei Mokongwe ITC-Station nahe dem Escarpment (P2) wurden in jeweils 4 unterschiedlichen Tiefen (27,5 cm, 52,5 cm, 77,5 cm und 102,5 cm) parallele ungestörte

Stechzylinderproben entnommen. Die pF-Kurven weisen den typischen Verlauf für Sandböden auf (Abb. 5.22).

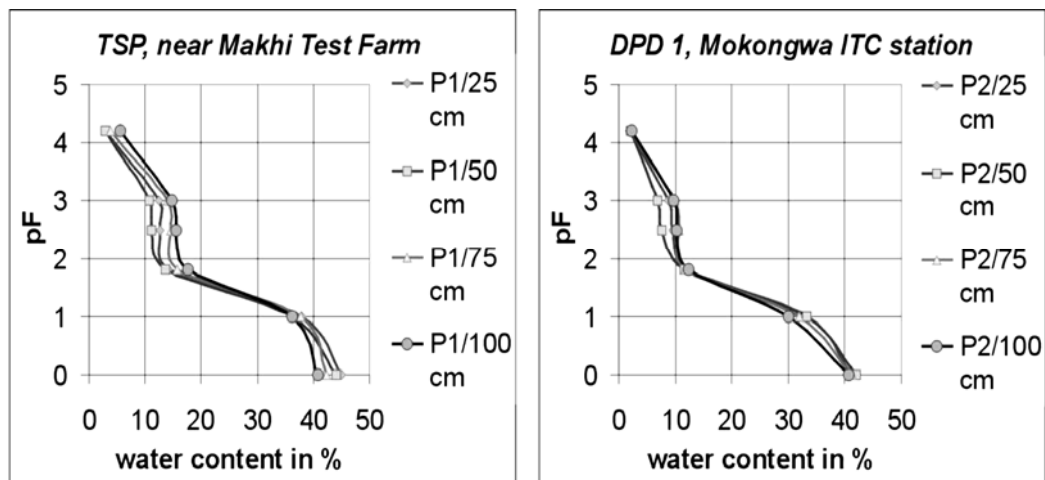


Abb. 5.22: Wassergehalt gegen pF-Kurven der Profile von TSP-Standort (P1) und Mokongwe ITC-Station (P2), Wassergehalte in Gewichtsprozent. - Water content vs. pF curves of profiles of TSP-location (P1) and Mokongwe ITC-station (P2), water content in percentage of weight (w/w).

Bei den angelegten Saugspannungen von pF 2,5 und pF 3,0 wurde mit respektive 5 Tagen bzw. 4 Tagen wahrscheinlich zu kurz entwässert. Nach bodenkundlicher Anleitung ist zwar nur eine Mindestdauer der Entwässerung von drei Tagen vorgesehen (SCHLICHTING, BLUME und STAHR, 1995, p.106), diese bezieht sich jedoch nicht auf reine Sandböden, die aufgrund der schlechten Wasserleitfähigkeit in diesem Saugspannungsbereich wesentlich langsamer entwässern als lehmhaltigere Böden. Somit kann davon ausgegangen werden, dass die gemessenen Werte von pF 2,5 und pF 3,0 oberhalb der zu erwartenden Wassergehalte liegen. Sie sollten daher nicht in weitere Berechnungen mit einfließen.

Wesentlich sind dagegen die, im Hinblick auf die in semiaridem Klima oft nahe des Permanenten Welkepunktes von pF 4,2 liegenden niedrigen Wassergehalte, die dem Residualwassergehalt nahekommen. Hierbei kommt der Wasserspeicherfähigkeit der quarzhaltigen Tonfraktion eine besondere Bedeutung zu (vgl. Kapitel 5.5.7). Die Wasserspeicherfunktion der Tonfraktion im Arenosol ergibt sich aus der linearen Regression von Wassergehalten bei pF 4,2. Bezogen auf die jeweiligen Tongehalte der Arenosol-Proben folgt daraus die Funktion $[\theta_r = (\text{Tonanteil} * 0,38 + 0,36) * \text{Lagerungsdichte}]$ (Abb. 5.23).

Allerdings sollte die Übertragung der Residualwassergehaltsfunktion von dem untersuchten Bodenprofil P2 auf die anderen untersuchten Böden mit kritischer Distanz betrachtet werden. Zum einen ist die Anzahl von nur acht Stichproben trotz guter Korrelation von $r = 0,94$ (Produktmoment-Korrelationskoeffizient) noch nicht ganz ausreichend, da exakte θ_r Werte angestrebt werden. Zum anderen können sich die spezifischen Wasserspeichereigenschaften des Tones räumlich von Standort zu Standort oder in größeren Bodentiefen ändern. Darüber hinaus decken die zugrunde gelegten Tongehalte von 4 – 5% von P2 nur einen kleinen Teil des Spektrums der modellierten Tiefenprofile ab, die Tonanteile von 2,3 – ca. 10% aufweisen.

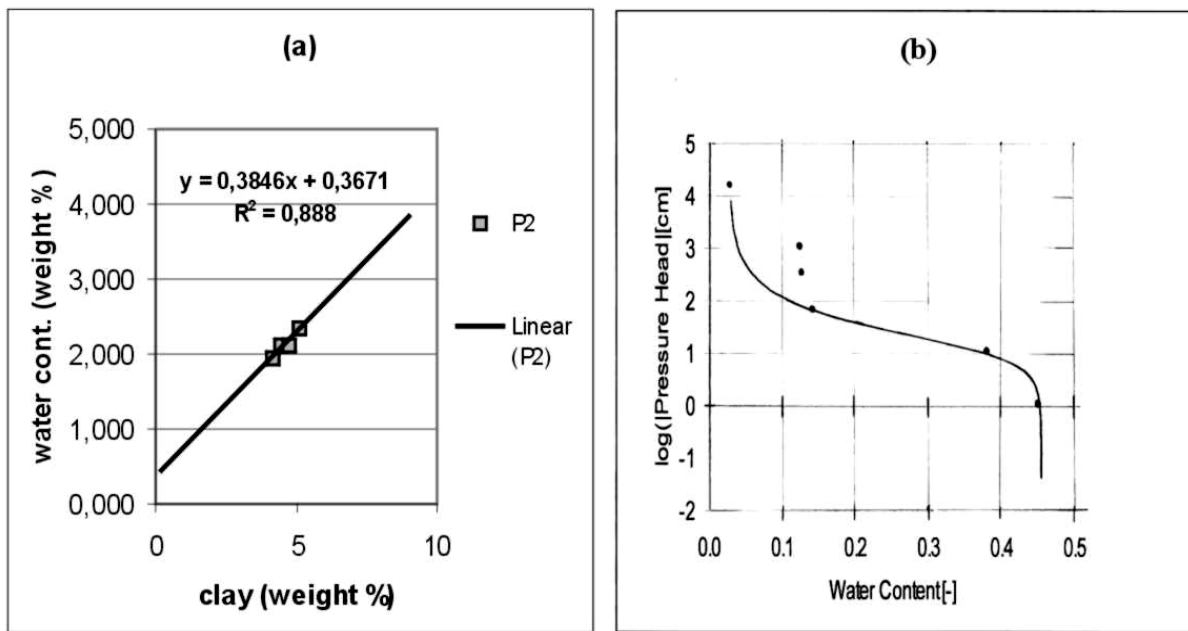


Abb. 5.23: (links) Wasser- gegen Tongehalte bei pF 4,2 im Arenosol, - (left) xy-diagram of water- vs. clay contents at pF 4,2 in Arenosol.

Abb. 5.24: (rechts) Saugspannungs- (pF-) gegen Bodenfeuchte- Kurve von einem repräsentativen Arenosolprofil der Kalahari im Bereich nahe Serowe. - (right) Logarithmic suction power- (pF-) vs. soil moisture- curves of a representative Arenosol profile of the Kalahari area near Serowe.

5.5.10 Infiltrationsraten

Eigene Messungen der Infiltrationsraten von Arenosolen wurden mit einem einfachen Ringinfiltrometer (Kapitel 4.13.6) an insgesamt 6 repräsentativen Standorten (Abb. 5.25) im Arbeitsgebiet durchgeführt. Die Untersuchungsstandorte zeichnen sich durch bemerkenswert ähnlich hohe Versickerungsraten und gleichförmig lineare Kurvenverläufe über die gesamte Versuchsdauer aus (Abb. 5.26).

Dabei liegen die linear abgeleiteten Infiltrationsraten bei den Messungen am TSP-Standort bei einer Messdauer von 210 Sekunden im Mittel bei **53,4 cm h⁻¹** (1282 cm d⁻¹) und sind somit um ein gutes Drittel höher als die Werte der FAO-Angabe. Für die Basis-Infiltrationsraten mit der Doppelring-Methode, werden nach FAO- Angaben (Joshua, 1991) für repräsentative Arenosole Botswanas Mittelwerte von 33,0 cm h⁻¹ (792 cm/day) genannt, die eine Spanne von 18,5 cm h⁻¹ bis 54,3 cm h⁻¹ besitzen³⁵. Dabei betrug die Zeit von Infiltrationsbeginn bis zum Erreichen der Basisrate im Mittel ca. eine Stunde ($x = 59$ min.).

Hierbei bleibt zu bedenken, dass es beim Einsatz unterschiedlicher Infiltrometertypen zu unterschiedlichen Infiltrationsraten kommen kann (REYNOLDS *et al.*, 2000). Dabei haben einfache Ringinfiltrome-

³⁵ Ein vergleichbares Ergebnis wird durch die Computermodellierung mit RETC/ROSETTA erreicht, die physikalische Bodeneigenschaften wie Textur und Lagerungsdichte mit einbezieht (vgl. Kapitel 4.16.2). Der durch

ter gegenüber den Doppelringinfiltrometern den Vorteil, nicht zuletzt aufgrund ihrer kleineren Querschnittsfläche weniger anfällig gegenüber dem Einfluss z.B. von Makroporen zu sein (REYNOLDS und ELRICK, 1990). Allerdings muss bei dieser einfachen Methode der Seiteneffekt bedacht werden, da sich neben dem gravitativ vertikalen Transport, ein lateraler Fluss einstellt (Abb. 5.27). Dieser Störeffekt, der zur Überschätzung der Infiltrationsrate führt, wird bei der Doppelringmethode vermieden. Außerdem konnte aufgrund des einfachen Versuchsaufbaus, mit überstautem, sinkendem Wasserspiegel, nicht über einen längeren Zeitraum als etwa 8 Minuten gemessen werden. Somit wurde die von der Saugspannung des Bodens unbeeinflusste, niedrigere Basisrate der Infiltration nicht vollständig erreicht.

Diese Effekte, vor allem unter Berücksichtigung des in Abb. 5.27 zu ersiehenden Seiteneffektes, erklären die im Vergleich zur FAO-Quelle, (FAO, 1991; JOSHUA, 1991), um ein Drittel höheren Infiltrationsraten der eigenen Untersuchungen. Daher wird die eigene gemessene Infiltrationsrate von $53,4 \text{ cm h}^{-1}$ um ein Drittel auf $35,6 \text{ cm h}^{-1}$ nach unten hin korrigiert.



Abb. 5.25: Einfachring-Infiltrometertest auf einem Arenosolstandort. Der absteigende Wasserspiegel wird mit einem Millimeterlineal in Zeitabständen von 30 Sekunden gemessen. - Test by a singlering-infiltrometer at an Arenosol site. The descending water level is measured by a ruler in time intervals of mm in 30 sec.

RETC/ROSETTA gewonnene K_s -Wert von $25,5 \text{ cm h}^{-1}$ ($612,5 \text{ cm/day}$) liegt $7,5 \text{ cm h}^{-1}$ unter dem FAO-Wert der Oberflächeninfiltration.

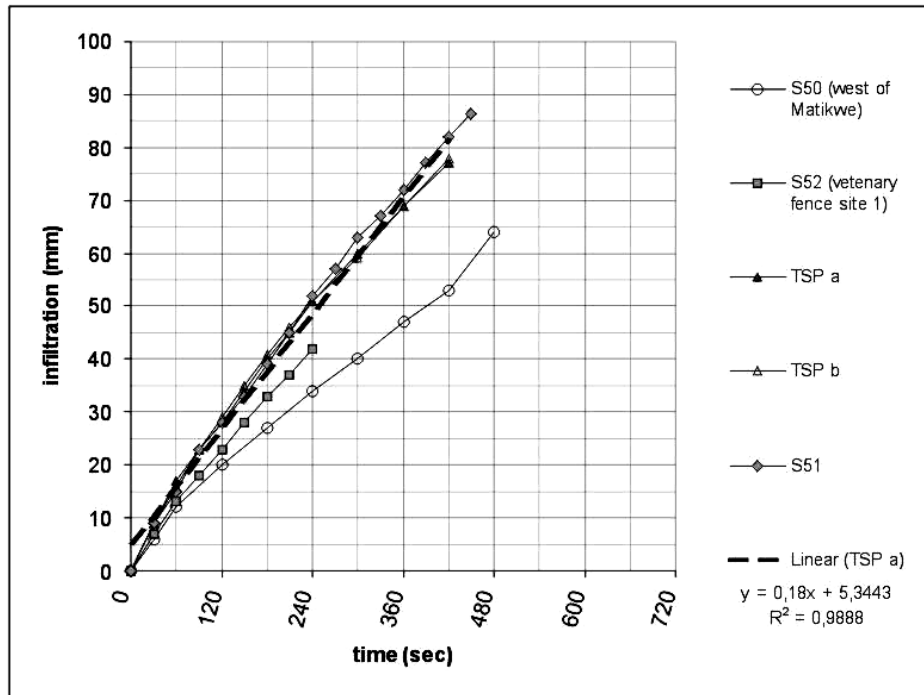


Abb. 5.26: Infiltrationsraten der Arenosolstandorte im Untersuchungsgebiet. Der sinkende Wasserspiegel des Ringinfiltrometers ist auf der y-Achse abgetragen während die verstrichene Zeit auf der x-Achse dargestellt ist. - Infiltration rates of the Arenosol sites in the investigation area. Descending level of the water table of the single ring infiltrometer is shown on the y-axis, the thereby passed time is shown on x-axis.

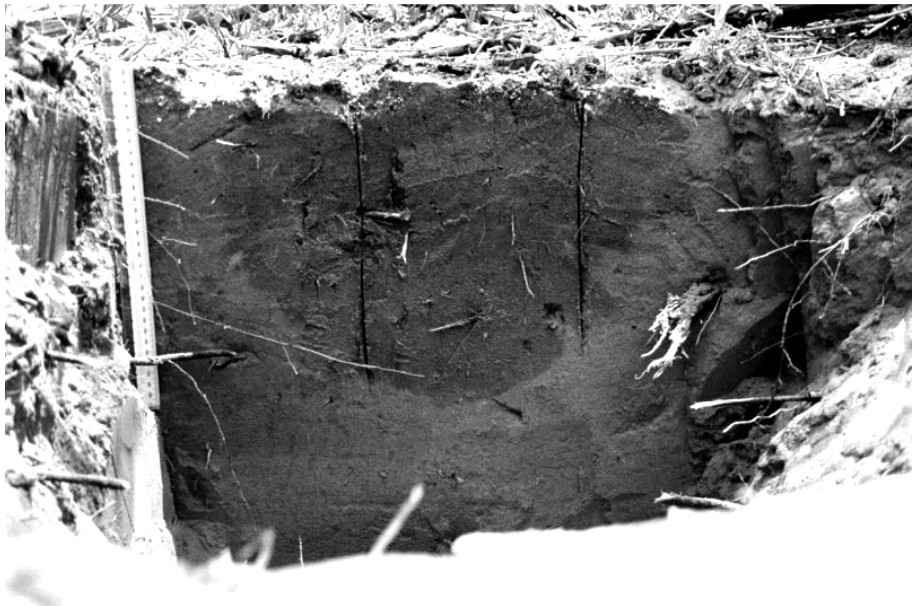


Abb. 5.27: Arenosolprofil am TSP-Standort, aufgedrungen nach einem Infiltrationstest, um die Befeuhtungsfront des durch die Bodenmatrix perkolierten Wassers zu ermitteln. Der vertikal unter dem Infiltrationsring befindliche Bereich ist durch Rillen markiert. - Arenosol profile at TSP- location, which is dug up after an infiltration test, to detect the wetting front of water, which percolated vertical and lateral through the soil matrix. The area of cross-section vertical below the infiltration ring is marked by carves in the profile.

5.6 Räumliche Verteilung von Nitrat- und Chloridgehalten im Boden

5.6.1 Bodenprofile der Voruntersuchungen

Im Rahmen erster Untersuchungen im Arbeitsgebiet wurden neben den Vegetationsaufnahmen einige Bodenprofile³⁶ im Bereich eines ehemaligen Kraals eines aufgegebenen Cattle Posts, sowie an zwei von Cattle Posts weit entfernten Orten mit relativ natürlichen Bedingungen angelegt und beprobt. Des Weiteren wurden zwei Bodenprofile im Randbereich der Sua Pan angelegt.

Cattle Post: Kraal im Vergleich zu naturnahen Bedingungen

Die Proben eines 5 m tiefen Bodenprofils („S100“), das im Bereich des 1993 aufgegebenen „Malema’s Kraal“³⁷ im Wildpark „Khama Rhino Sanctuary“ liegt, wiesen dabei gegenüber der Umgebung erhöhte Nitratwerte auf. Auch 10 Jahre nach der Aufgabe des Kraals liegen diese in Bezug auf trockenes Bodenmaterial bei $137 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ in der obersten Bodenschicht von 0 bis 30 cm. Der Durchschnittswert von 0 bis 500 cm beträgt $51 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$. Noch in 300 cm bis 400 cm Bodentiefe wird dabei ein Wert von $43 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ und in 400 cm bis 500 cm, ein Wert von immerhin noch $20 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ erreicht.

Bei zwei Profilen, die sich unter relativ naturnahen Bedingungen in einigen Kilometern Entfernung zu Kraalen befinden, wurden für dieses Savannenökosystem relativ hohe Durchschnittswerte von $0,15 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (S51, 0 – 300 cm) bzw. $1,4 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ und $0,3 \text{ mg NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ (S52, 0 – 60 cm)³⁸ in Bezug auf trockenes Bodenmaterial ermittelt. Dabei liegen die Werte im Oberboden (0 – 30 cm) mit $0,2 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ und $1,7 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ nur unwesentlich höher.

Somit besteht, wenn die oberen 30 cm Tiefenabschnitte der Profile miteinander verglichen werden, ein Anreicherungsfaktor des Kraals von 685 gegenüber S51 und von 81 gegenüber S 52, was mit der früheren Akkumulation von Dung und Urin der Rinder erklärt werden kann.

Bei den Chloridgehalten sind die Unterschiede zwischen Kraal und naturnahen Profilen noch gravierender. Mit $2.300 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ (0 – 30 cm) im Kraal gegenüber $0,5 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ bei S51 und $2,4 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ bei S52, betragen die Anreicherungsfaktoren beim Chlorid entsprechend 4.600 und 958.

Salzpfanne: Chlorid und Nitrat

Erwartungsgemäß sind im Bereich der Salzpfanne Sua Pan, welche als östliche zu den Makgadikgadi Pans gehört, die Salzkonzentrationen der tonigen Bodenprofile hoch. So liegen die Chloridwerte von S54, nahe Kubu Island bei $180.000 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ in der oberen ca. 3 mm bis 5 mm dünnen Bodenkruste,

³⁶ Die mit „S“ bezeichneten Bodenprofile der Voruntersuchungen wurden von Juli bis August 2002 erstellt.

³⁷ Das Cattle Post „Malena“ wurde mit der Gründung des Khama Rhino Sanctuary im Jahre 1993 aufgegeben.

³⁸ S52 war das einzige Bodenprofil, bei dem unter naturnahen Bedingungen auch Ammonium nachgewiesen wurde. Dies könnte auch auf bei den Proben der Voruntersuchungsreihe nicht vorhandene Kühlung zurückzuführen sein.

bei 132.000 mg Cl kg⁻¹ im Tiefenabschnitt 0,5 cm bis 5 cm und bei 33.000 mg Cl kg⁻¹ in 40 cm bis 50 cm Bodentiefe. Dies entspricht 18%, 13,2% und 3,3% (Gewichtsprozent) bezogen auf die trockene Bodenmasse. Die Sulfatanteile (SO₄) erreichen etwa 5 bis 8 Prozent der gemessenen Chlorid-Gewichtsanteile (respektive 15.000 mg SO₄ kg⁻¹, 11.000 mg SO₄ kg⁻¹, 1.800 mg SO₄ kg⁻¹). Die gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen sind im Vergleich relativ niedrig. Sie betragen, bezogen auf die Bodentiefen respektive 90 mg NO₃-N kg⁻¹, 53 mg NO₃-N kg⁻¹ und 20 mg NO₃-N kg⁻¹.

Das Bodenprofil im Randbereich der Pfanne (S53) weist ähnliche Salzgehalte auf, hierbei ist zu beachten, dass andere Bodentiefen beprobt wurden als bei S54. Im oberen Profilabschnitt von 0 cm bis 20 cm wurden 69.000 mg Cl kg⁻¹, 40 cm bis 50 cm 72.000 mg Cl kg⁻¹ gemessen. Die Sulfatwerte sind 4.400 mg SO₄ kg⁻¹ und 4.800 mg SO₄ kg⁻¹, die Nitrat-N-Werte entsprechend 56 mg NO₃-N kg⁻¹ und 421 mg NO₃-N kg⁻¹. Die im Verhältnis zu den Chlorid- und Sulfatgehalten relativ geringen Nitratgehalte könnten möglicherweise von Denitrifikation (Kapitel 2.6.5) im anaeroben Milieu der während der Regenzeit gefluteten Salzpfanne bewirkt worden sein. Der Frage, ob Denitrifikation in Salzpflanzen möglich ist, müsste in nachfolgenden Projekten nachgegangen werden.

Erkenntnisse aus den Voruntersuchungen und daraus folgende, weitere Vorgehensweise

Anhand von Stichproben sind zum Teil relativ hohe Nitratgehalte im Boden unter den als naturnah eingestuften Bedingungen nachgewiesen worden (vgl. Kapitel 5.6.1, Cattle Post: Kraal im Vergleich zu naturnahen Bedingungen). Darüber hinaus sind auf der Fläche eines ehemaligen Kraals sehr hohe Nitrat- und Chloridgehalte gemessen worden, die mit bis vor einem Jahrzehnt dort gehaltenen Rinder und deren Ausscheidungen in Verbindung stehen. Daher wurde beschlossen, als weitere Vorgehensweise innerhalb der Weideflächen der Cattle Posts, ausgehend von deren zentralen Kraalen Bodenprofil-Transekte über Standorte mit abnehmender Beweidungsintensität anzulegen. Bei einer möglichst hohen räumlichen Auflösung sollte dabei die horizontale und vertikale Verteilung, insbesondere der Nitrat-, Ammonium- und Chloridgehalte im Boden erfasst werden (Kapitel 5.6.2). Darüber hinaus sind bei allen, den Voruntersuchungen folgenden Beprobungen auch die Wassergehalte der Bodenproben bestimmt worden, um die Stoffkonzentrationen des Bodenwassers und des möglicher Weise anfallenden Sickerwassers berechnen zu können. In diesem Zusammenhang sind, im Hinblick auf die Bildung von nitrathaltigem Sickerwasser, die in einer dritten Untersuchungsreihe durchgeführten maschinellen Tiefbohrungen (Kapitel 5.6.3 und Kapitel 5.13) von Bedeutung.

5.6.2 Bodenprofil-Transekte an Cattle Posts, einer Pfanne und Termitenhügeln

Übersicht der Analyseergebnisse von Transektbohrungen, und Einzelbohrungen

In den folgenden Übersichten werden die Ergebnisse von Nitrat-N- (mit Ammonium-N-, falls im Boden vorhanden) (Abb. 5.28) sowie von Chloridanalysen (Abb. 5.29) aller handgebohrten Bodenprofile

(DP) und ihrer -Transekte³⁹ dargestellt und erläutert. Um einen Vergleich der tieferen mit den flacheren Profilen zu ermöglichen, werden bei allen Standorten nur die obersten 0 bis 90 cm Bodentiefen zur Bildung der Mittelwerte berücksichtigt. In den auf diese Gesamtübersicht folgenden Abschnitten der einzelnen Transekte werden dagegen die gesamten Bohrtiefen bis zu etwa 5 m zum Vergleich herangezogen.

Wie schon in Kapitel 5.6.1 erwähnt, wurden die Bodenprofile der Transekte radial ausgehend von Standorten mit vermuteter Akkumulation von Nitrat, wie Viehtränken von Cattle Posts sowie einer als Wasserstelle genutzten kleinen Pfanne, durch deren Einzugsbereiche angelegt. Dabei nimmt mit zunehmender Entfernung von den kontaminierten Zentren die Beweidungsintensität ab. Hinzu kommen Bodenprofile in Einzugsbereichen von Termitenhügeln und in unterschiedlichen Abständen zum Stamm einer Akazie. Dabei sind DP1 bis DP6 der Ghosha Cattle Post-, DP7 bis DP10 der Serwe Pan-, DP12 bis DP15 der Makhi Experimental Farm-, DP16 bis DP19 der Termitenhügel- und DP20 bis DP22 der Akazie-Transekt. DP11 bezeichnet die ITC-Mokongwa-Klimastation (Abb. 5.5 und Abb. 5.6).

Zum Vergleich sind die Werte der Voruntersuchungen (mit Anfangsbuchstabe S) einschließlich von Probenahmen aus der Sua Pan⁴⁰ (S53 & S54) dargestellt. Darüber hinaus sind auch die Nitrat- und Chloridgehalte von „TSP“-Profilen (TSP1 – TSP12) aufgenommen, die als Wiederholungen die kleinräumige Varianz unter naturnahen Bedingungen darstellen (vgl. Kapitel 5.7). Sie dienen der Einschätzung, wie repräsentativ die Transektbohrungen für ihre umgebenden Flächen sind.

Abb. 5.28 und Abb. 5.29 zeigen, dass an Standorten mit vorher erwarteter Kontamination, wie den Kraals, Pans und Termitenhügeln (dunkle Balken), tatsächlich signifikant hohe Gehalte an Nitrat- und meist auch an Chlorid, bezogen auf die Festsubstanz des Bodens vorliegen. Besonders hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ (+ $\text{NH}_4\text{-N}$)-Anreicherungsfaktoren werden im Falle der Kraale von Ghosha Cattle Post (DP1 & DP1a), dem aufgegebenen Malena's Kraal (S100, keine Bodenfeuchte bestimmt) und weniger hohe Akkumulationen beim Kraalsegment (Paddock) der Makhi Experimental Farm (DP15) erreicht. Am schwächsten ist die Anreicherung von $\text{NO}_3\text{-N}$ (+ $\text{NH}_4\text{-N}$) bei der Süßwasserpfanne der Serwe Pan Farm (DP7) ausgeprägt. Überdies ist dort keine signifikante Erhöhung von Chloridgehalten feststellbar. Herausragend dagegen ist die extrem hohe Anreicherung von mineralischem Stickstoff, gegenüber der relativ geringen Anreicherung von Chlorid in Termitenhügeln (DP16 & DP19).

³⁹ Die DP-Handbohrungen fanden im Rahmen der Hauptuntersuchungen von November bis Dezember 2002 statt.

⁴⁰ Sua Pan ist die östliche der Makgadikgadi Pans (große Salzpflanzen), die in Kapitel 3.11 als Grundwasserentlastungsgebiet (discharge area) des Untersuchungsgebietes beschrieben werden.

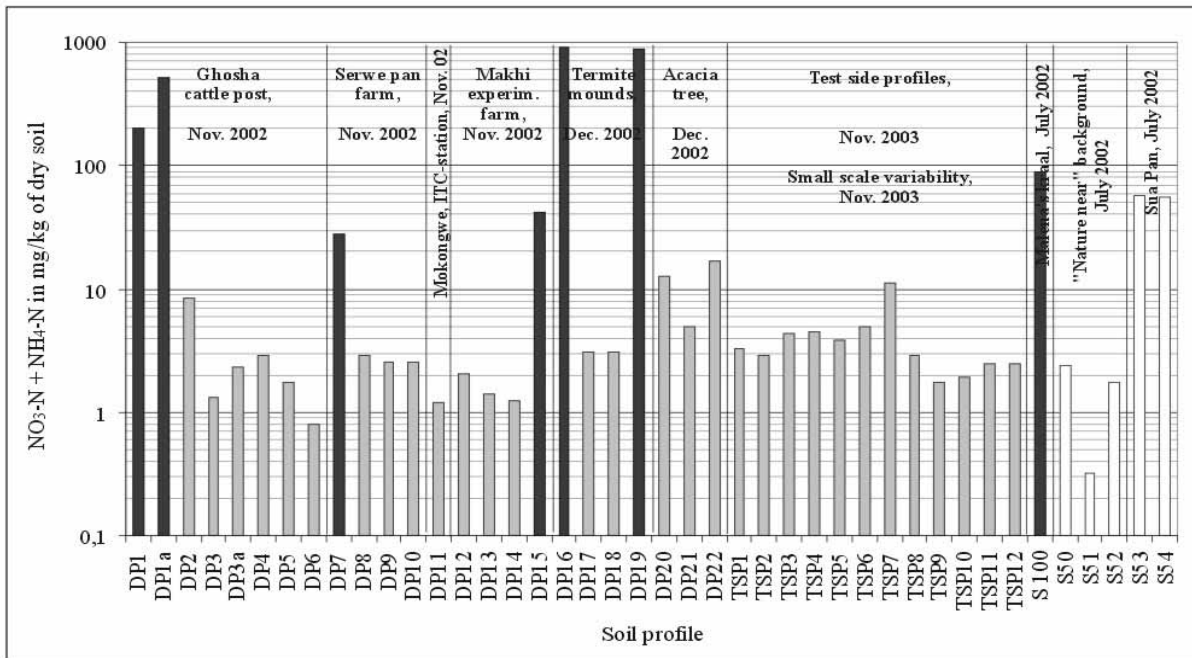


Abb. 5.28: Gemittelte mineralische Stickstoffgehalte ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ von 0 – 90 cm Bodentiefe) in der Bodenmasse der handgebohrten Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S50 – S45, S100. Alle Angaben sind in $\text{mg} (\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}) \text{kg}^{-1}$, die dunkelgrauen Balken markieren die zuvor vermuteten Standorte mit erhöhten Nitratwerten. - Averaged mineral nitrogen contents (of 0 to 90 cm soil depth) in soil of the hand-augered depth profiles DP1 - DP22, TSP1 – TSP 12 and S50 – S45, S100. Values as $\text{mg} (\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}) \text{kg}^{-1}$, dark-gray bars mark the presumed sites of high nitrate values.

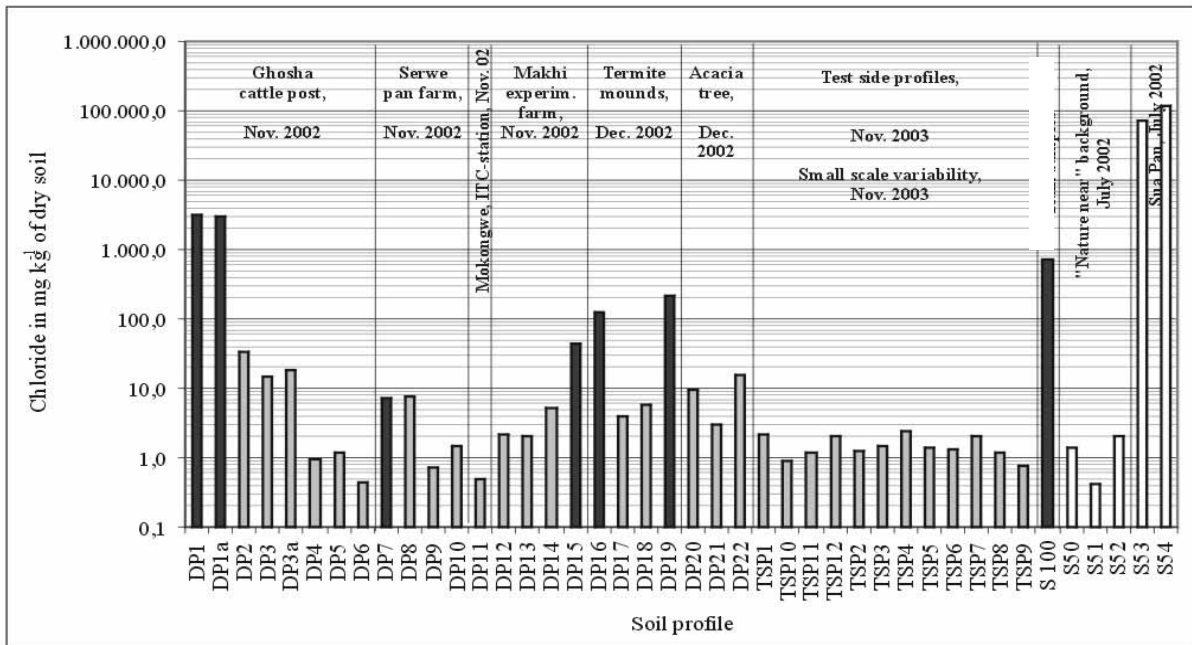


Abb. 5.29: Gemittelte Chloridgehalte (von 0 – 90 cm Bodentiefe) in Bodenmasse der handgebohrten Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S50 – S45, S100 (Malena's Kraal). Alle Angaben in mg Cl kg^{-1} , die dunkelgrauen Balken markieren die zuvor vermuteten Standorte mit erhöhten Nitratwerten. - Averaged mineral nitrogen contents (of 0 to 90 cm soil depth) in soil of the hand-augered depth profiles DP1 - DP22, TSP1 – TSP 12 and S50 – S45, S100 (Malena's kraal). Values as mg Cl kg^{-1} , dark-gray bars mark the presumed sites of high nitrate values.

Ghoshra Cattle Post

Das Cattle Post Ghoshra befindet sich im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes, etwa 7 km nord-östlich vom Camp des Geological Survey entfernt (vgl. Kapitel 3.7). Der zentrale Kraal⁴¹, neben dem Brunnen mit Viehtränke gelegen (Abb. 5.30), ist nahe dem östlichen Oberlauf des Dry Rivers „Majadinare“ angesiedelt, der ephemerisch zur Regenzeit Wasser führen kann.

Die ca. 300 Rinder des Cattle Post werden täglich mit ca. 14 m³ Wasser getränkt, die aus einem 75 m tiefen Brunnen gefördert werden (Abb. 5.31).

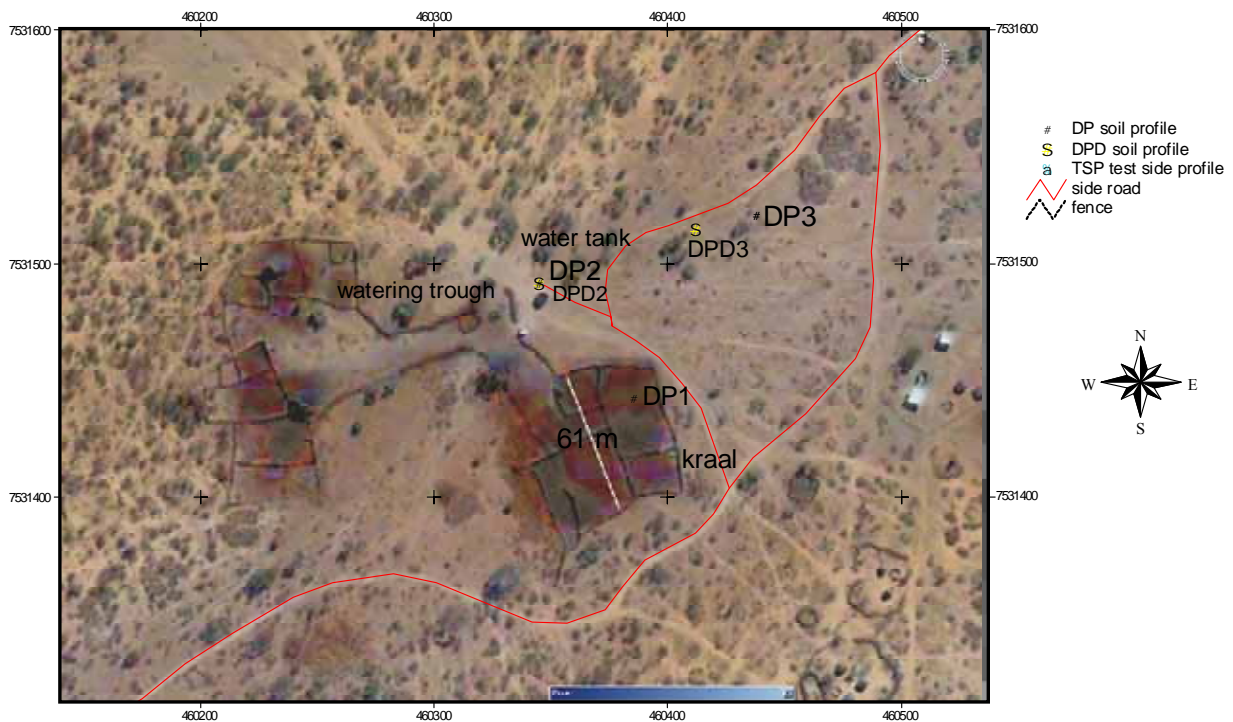


Abb. 5.30: Luftbild des Kraalbereichs von Ghoshra Cattle Post (mit Positionen der Bodenprofile DP1 – DP3, DPD2 & DPD3). - Aerial view of kraal area of Ghoshra cattle post (with positions of soil profiles DP1 – DP3, DPD2 & DPD3). (Internet source: Google earth, processed by Arc-view, U.T.M., 35 K)

⁴¹ Die UTM-Koordinaten des Bodenprofils, gebohrt im zentralen Kraal, bzw. des eingezäunten Ruheplatzes des Ghoshra Cattle Post sind: UTM K35, 0460345, 7531460.



Abb. 5.31: Eingezäunte Viehtränke des Cattle Post Ghosha, ca. 25 m von Brunnen und Wassertank entfernt. - Fenced water trough of cattle post Ghosha, ca. 25 m from well and water tank apart.

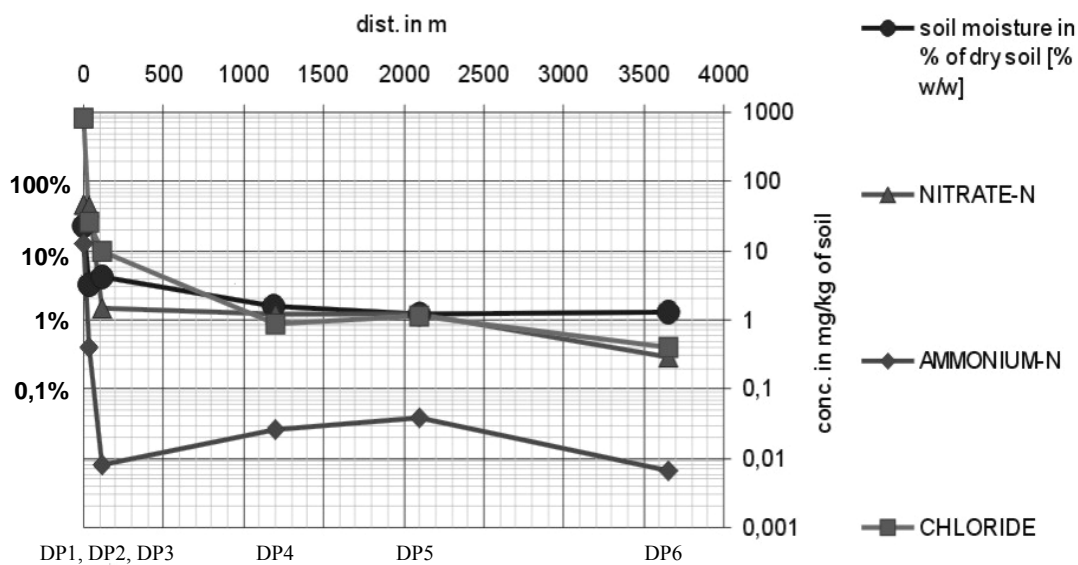


Abb. 5.32: Ghosha Cattle Post- Transekt; Veränderung der Nitrat- ($\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1} = \text{ppm}$) und Chloridkonzentrationen ($\text{mg Cl kg}^{-1} = \text{ppm}$) mit zunehmender Entfernung vom Kraalzentrum (DP1 bis DP6, Mittelwerte von 0 – 400 cm Bodentiefe). (Die meisten gemessenen Ammoniumwerte liegen hier unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ppm.) - Ghosha cattle post- transect; change of concentrations of nitrate ($\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1} = \text{ppm}$) and chloride ($\text{mg Cl kg}^{-1} = \text{ppm}$) by distance from kraal center (averages from 0 – 400 cm depth of soil), y-axis is scaled logarithmic. (Thereby most of the determined Ammonia values are below the detection limit of 0.1 ppm.)

Das unmittelbare Einzugsgebiet der Tränke mit Kraal ist, wie für Cattle Posts im Untersuchungsgebiet allgemein üblich, weitgehend durch Viehverbiss und -tritt vegetationsfrei gehalten (Kapitel 3.7).

Entlang eines 3,7 km langen Transektes wurden insgesamt 6 Bodenprofile bis zu maximal 7,0 m Tiefe gebohrt und in Abschnitten von 30 cm bzw. 50 cm Bodenproben entnommen.

Abb. 5.32 zeigt die gewichteten Mittelwerte von 0 cm bis 400 cm Tiefe der einzelnen Bodenprofile in Abhängigkeit von der Entfernung vom Kraalzentrums.

Sehr hohe Belastungen mit Nitrat von $44,6 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ und mit Ammonium von $13,1 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$, entsprechend $2854 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} + 838 \text{ kg NH}_4\text{-N} = 3692 \text{ kg N}_{\text{min}}\text{-N}$ (bei 4 m Bodentiefe und $\text{dB} = 1,7$), finden sich nur im Kraal- und Tränkenbereich.

Bereits 110 m vom Kraal entfernt ist der niedrige Wert von $1,5 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ Bodenmaterial (97 kg N ha^{-1}) erreicht, wobei kein Ammonium mehr festzustellen ist. In weiterer Entfernung bis 2 km ist nur ein schwacher, abnehmender Gradient auf $1,2 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ Bodenmaterial ($77 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ bei 4 m Bodentiefe) erkennbar.

Nur im letzten Abschnitt, von 2,0 km bis 3,6 km nimmt der Nitratwert dann noch einmal bis auf ein Viertel des Grundwertes auf $0,3 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ ($19 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) ab.

Somit zeichnet sich der Transekt von Ghosha Cattle Post durch einen äußerst steil abfallenden Nitrat-Gradienten vom Kraal zum umgebenden Weideland aus.

Beim Chlorid ist die Kurve nicht wie beim Nitrat-N und Ammonium-N scharf abknickend, sondern durch einen eher exponentiellen Kurvenverlauf gekennzeichnet. Nur durch räumlich unterschiedlich starkes Eindampfen von gefallenem Niederschlagswasser kann dieser ausgeprägte und Zentrums- bezogene Gradient nicht hervorgerufen worden sein. Zudem durften die Transpirationsraten gerade zum Zentrum hin abnehmen, da die Vegetationsdichte durch Viehtritt und -verbiss abnimmt. Dagegen ist die deutliche Abhängigkeit vom Beweidungsradius bei den Chloridwerten durch zusätzliche Salzanreicherung durch Rinderurin zu erklären.

Somit ist im Falle des Ghosha Cattle Post eine punktuelle Kontamination mit sehr hohen Nitrat- und Chloridwerten im Viehtränkenbereich gegeben, die sich besonders beim Nitrat ohne besonderen Übergang von den relativ gleich bleibend niedrigen Hintergrundwerten (Kapitel 5.9) des umgebenden Einzugsgebietes abhebt. Im Falle des Ghosha Cattle Post beträgt der Anreicherungsfaktor des Nitrat im Boden 55^{42} .

Makhi Experimental Farm

Die Makhi Experimental Farm⁴³ befindet sich 25 km westlich des Wildpark „Rhino Sanctuary“ und etwa 16 km südwestlich der Strasse Serowe/Orapa (vgl. Abb. 5.6).

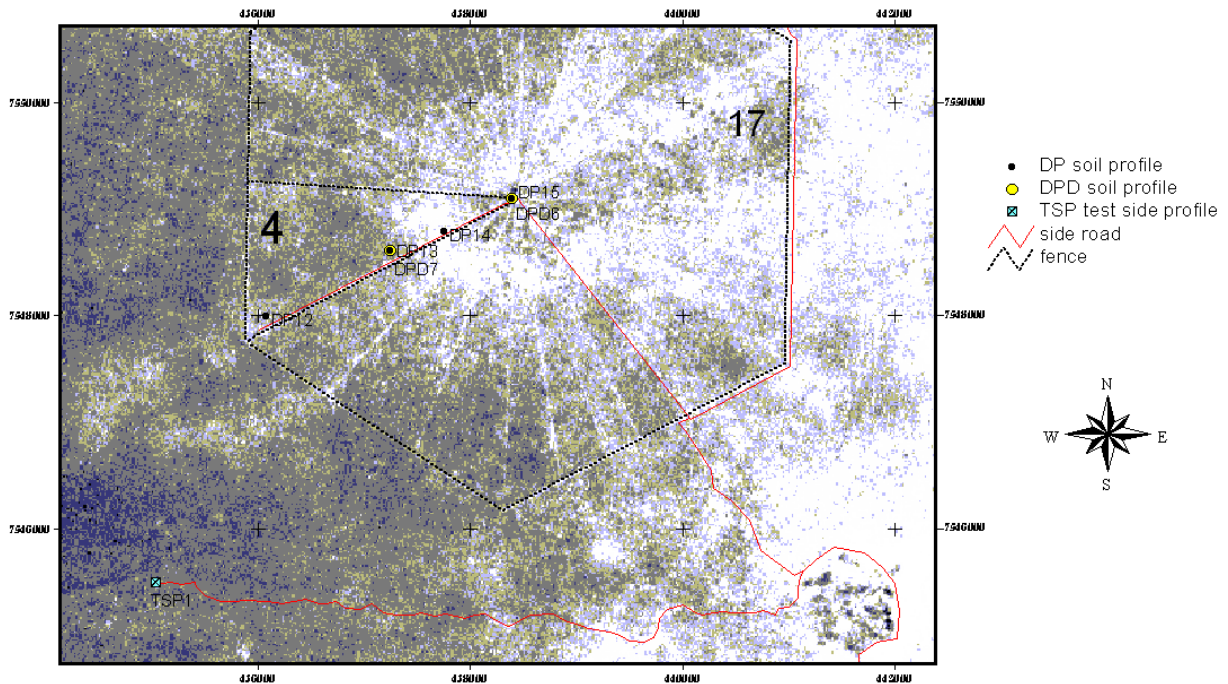
⁴² Berechnet aus dem Mittelwert des Ghosha-Kraalstandortes = $57,7 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ in bezug auf die naturnahen Standorte des Transekts = $1,05 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$, bezogen auf 0 bis 5 m Bodentiefe.

⁴³ Die UTM-Koordinaten der Bodenprofile DP15 & DPD6 im zentralen Kraal der Makhi Experimental Farm sind: UTM K35, 0438391, 7549093.

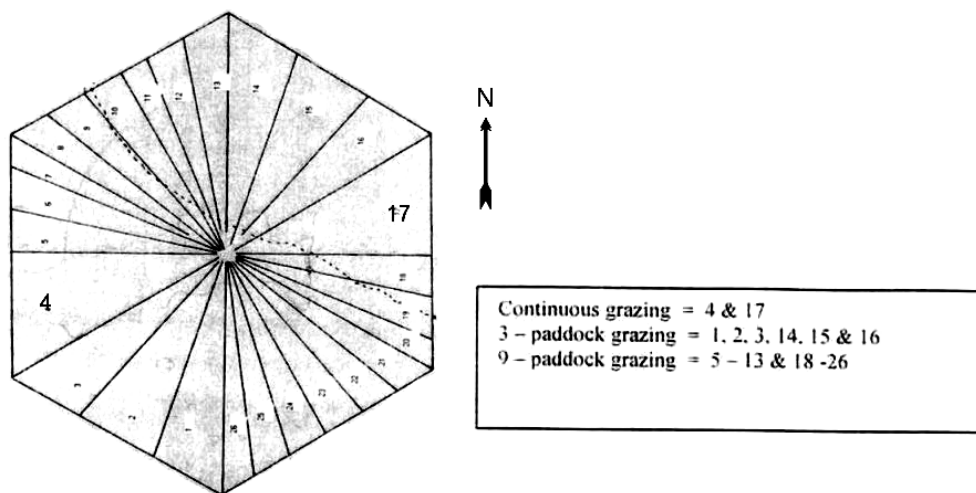
Die staatliche Versuchsfarm wird vom Department of Agricultural Research (APRU) des Ministry of Agriculture (MoA) betrieben (Kapitel 4.17) und wurde 1980 von einem traditionellen, nicht eingezäunten Cattle Post in eine Test Farm mit kontrollierten Weidebedingungen transformiert. Dabei wurde ein 2340 Hektar umfassendes, hexagonales Terrain eingezäunt und in 26 Paddocks⁴⁴ unterschiedlicher Größen vom zentralen Kraal mit Wasserstelle ausgehend radial parzelliert (Abb. 5.33). Der Kraal hat zu den Ecken des umgrenzenden Zaunes der Farm gleiche Abstände von 2,95 km.

Auf der Farm werden in unterschiedlichen Beweidungssystemen gleiche Stückzahlen an Rindern, gemessen in so genannten Livestock Units (1 LSU = ein ausgewachsenes 400 kg Rind), gehalten. Dabei werden anhand der verschiedenen Rotations- sowie Permanentweidesysteme die unterschiedlichen Auswirkungen auf die Vegetation durch kontrollierte bzw. freie Beweidung untersucht. Während bei jeweils drei bzw. 9 kleineren Parzellen der zugehörige Rinderbestand nach einem festgelegten Schema wechselt, werden die beiden größeren Parzellen von ihrer zugeordneten Herde permanent beweidet. Die durchschnittliche Beweidungsdichte aller Parzellen ist gleich und beträgt in allen Parzellen 11 ha pro LSU (MPHINYANE, 2001). Diese Beweidungsdichte ist zugleich repräsentativer Durchschnittswert für die umliegenden kommerziellen Cattle Posts (vgl. Kapitel 3.7). Für die Untersuchung wurde die westliche größere Parzelle 4 für einen Transekt ausgewählt, in der sich die Rinder innerhalb der Einzäunung frei bewegen können.

⁴⁴ Paddocks sind eingezäunte Weiden (=Koppel). Im Falle der Makhi Experimental Farm wurden Paddocks für die Beweidungsversuche als tortenstückförmige Teilsegmente angelegt, die ebenfalls abgetrennten Teilbereichen des zentralen Kraals zugeordnet sind.



A



B

Abb. 5.33: Karte auf Grundlage eines Satellitenbildes (A, oben) und Aufteilungsschema (B, unten) der Makhi Experimental Farm. Kontinuierliches Weiden 4 & 17; 3-Paddocks-Weiden 1, 2, 3, 14, 15, & 16; 9-Paddocks-Weiden 5 – 13 & 18 – 26. In Paddock 4 mit kontinuierlicher Beweidung wurde der Bodenprofil-Transsekt (DP12 – DP 15) angelegt. - Map based on satellite image (A, top) and scheme of layout (B, below) of Makhi Experimental Farm. The soil profile transect (DP12 – DP 15) was created in paddock 4 of continuous grazing. (after Mphinyane, 2001, p. 17)

Bei dem Transekt wurden die Messwerte über eine Bodenproftiefe von 0 bis 400 cm gemittelt. Auch bei den Makhi Bodenprofilen fällt die deutliche Abnahme der Nitrat und Chloridwerte mit zunehmender Entfernung von der zentralen Wasserstelle auf (Abb. 5.34).

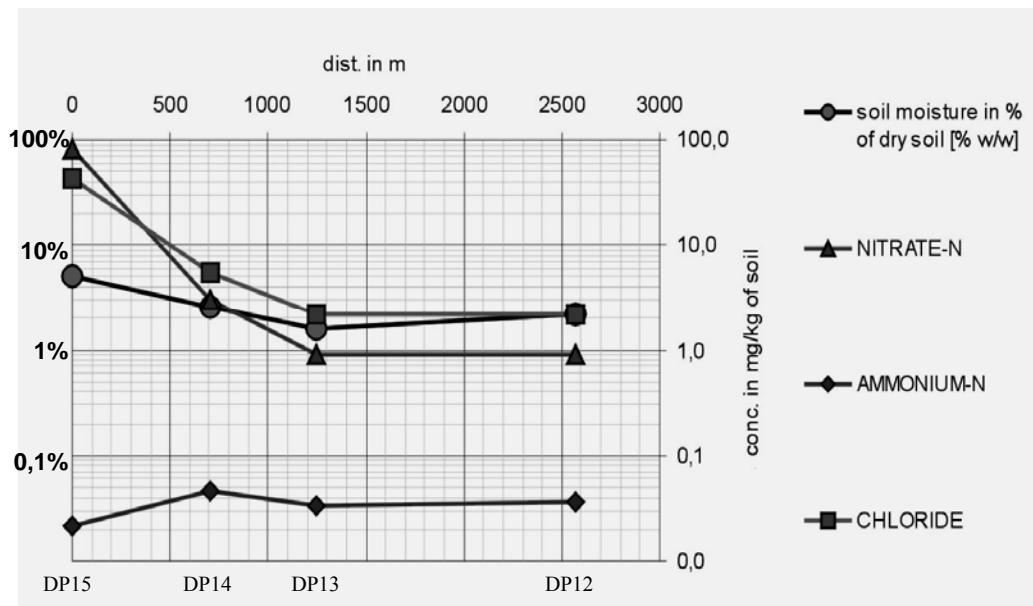


Abb. 5.34: Makhi Experimental Farm-Transekt; Veränderung der Nitrat- ($\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1} = \text{ppm}$) und Chloridkonzentrationen ($\text{mg Cl kg}^{-1} = \text{ppm}$) mit zunehmender Entfernung vom Kraalzentrum DP15 (Mittelwerte von 0 – 400 cm Bodentiefe). (Alle gemessenen Ammoniumwerte sind dabei unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ppm.) - Makhi experimental farm - transect; change of concentrations of nitrate ($\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1} = \text{ppm}$) and chloride ($\text{mg Cl kg}^{-1} = \text{ppm}$) by distance from kraal center DP15 (averages from 0 – 400 cm depth of soil). (Thereby, all determined ammonia values are below the detection limit of 0.1 ppm.)

So sinken die Werte des Nitratgehaltes nahezu exponentiell von maximal $82 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ auf einen Basiswert von $1,0 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ Bodenmaterial und die Werte von Chlorid von 45 mg Cl kg^{-1} auf $2,1 \text{ mg Cl kg}^{-1}$. Die jeweils letzteren Werte bleiben ab 1250 m bis 2550 m Entfernung stabil, so dass hier anscheinend die Stoffeinträge und Beweidungsintensität gleich bleibend ist oder keinen Einfluss auf den Nitratgehalt innerhalb dieses Paddocks hat. Die Basis-Nitratgehalte des Makhi Transektes sind vergleichbar mit denen des Ghosha C.P., sie liegen im Zentralbereich über ein Drittel höher und bei mehr als einem Kilometer Entfernung sind sie etwas geringer als im Falle Ghosha Cattle Post. Der Faktor der Nitratanreicherung beträgt bei der Makhi Farm etwa 90 zwischen Zentrum und Peripherie und ist somit über die Hälfte höher als bei Ghosha Cattle Post.

Die Anreicherung von mineralischem Stickstoff in Form von nicht fixiertem Ammonium spielt, ähnlich wie im Falle von Ghosha Cattle Post, eine sehr untergeordnete Rolle, da die Werte mit $0,05 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$ (trockenen Bodenmaterials) nahe der Nachweisgrenze sind und quantitativ nicht ins Gewicht fallen. Ein Vergleich der unterschiedlichen Beweidungssysteme findet in Kapitel 6.2.10 statt.

Serwe Pan Farm

Die auch als Matikwe Cattle Post bezeichnete Serwe Pan Farm liegt ca. 15 km nordwestlich des Eingangs zum Rhino Sanctuary und wird im Süden durch die Hauptstraße von Serowe nach Orapa begrenzt. Die innerhalb der Farm untersuchte Pfanne liegt ca. 200 m westlich des zentralen Brunnens mit Viehtränke und Kraal des Matikwe Cattle Post das sich etwa 1,5 km nördlich der Strasse befindet. Der konkav gewölbte Pfannenboden hat einen Durchmesser von ca. 50 m, und hebt sich durch seine dunk-

le Oberfläche vom umgebenden sandigen Bodenmaterial deutlich ab (Abb. 5.35). Der leicht schräg zur Pfanne geneigte Einzugsbereich ist rundlich bis etwas oval und hat einen mittleren Durchmesser von ca. 200 m. Der tiefste Bereich der Pfanne liegt ca. 1,50 m tiefer als das umliegende Gelände des Kalahari-Plateaus.



Abb. 5.35: Bodenprofilbohrungen in der Pfanne in der Nähe des Cattle Post Kraales der Serwe Pan Farm. - Soil profile drillings in the pan next to the cattle post kraal of Serwe Pan Farm.

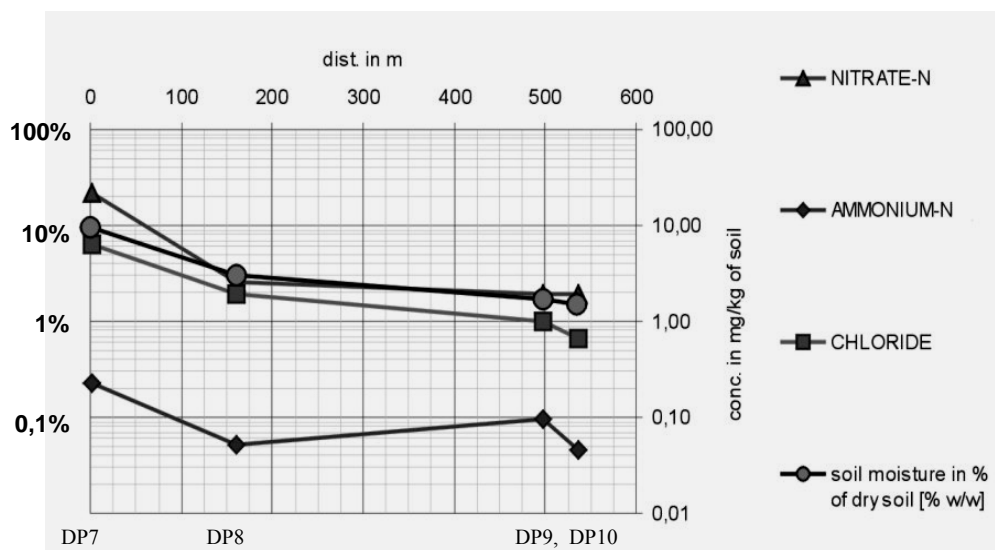


Abb. 5.36: Serwe Pan Farm-Transsekt; Veränderung der Konzentrationen der Nitrat- und Chloridwerte mit zunehmender Entfernung vom Zentrum der Pfanne DP7 (Mittelwerte von 0 – 120 cm Bodentiefe). - Serwe pan farm-transect; change of concentrations nitrate and chloride values by distance from center of Pan DP7 (averages from 0 – 120 cm depth of soil).

Während der Regenzeit kann sich das Wasser laut Angaben eines Cattle Post Bewohners bis etwa Hüfthöhe in der Mitte der Pfanne anstauen. Oberflächenabfluss verfrachtet organisches Material in der Regenzeit vom umliegenden Gelände zur Pfanne. Darüber hinaus ist sie als natürliche Viehtränke auch Sammelpunkt für Rinder, wovon zahlreiche Dunghaufen zeugen. Deshalb ist der zentrale Pfannenbereich durch organisches Material dunkelgrau gefärbt. Bei den Profilbohrungen wurde eine dunkle bis schwarze Marmorierung des tonhaltigen Bodens bis in eine Tiefe von 120 cm festgestellt. Darunter behinderte eine sehr feste Calcrete Schicht das Weiterbohren (Kapitel 5.5.7).

Die Gesamtlänge des Transekts von der Pfanne ausgehend beträgt etwa 550 m (Abb. 5.36). Die angegebenen Zahlen entsprechen dem mittleren Nitrat-N-Gehalt bis 120 cm Profiltiefe. Auch bei der Serwe Pan Farm nehmen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -, Cl - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Mengen zunächst mit zunehmender Entfernung vom Pfannenzentrum ab und stabilisieren sich dann ab 160 m bis zum Ende des Transekts auf etwa gleich bleibendem Niveau von $1,9 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (= ppm).

Der Verlauf der Kurven zeichnet sich nicht durch so abrupte Knicke aus wie im Falle von „Ghosha“ Cattle Post. Im Fall der Pfanne sind jedoch der niedrigere Ausgangswert und die bessere räumliche Auflösung durch die kleineren Abstände zwischen den Profilen zu beachten.

Die hohen Werte im Zentrum liegen mit $22 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ Boden und $6,3 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ Boden deutlich unter den Werten des Ghosha Cattle Post. Die Ammoniumwerte sind mit $0,05 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$ bis $0,2 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$ Boden quantitativ vernachlässigbar und nahe der Nachweisgrenze. Dabei ist einschränkend anzumerken, dass hierbei Konzentrationen aus unterschiedlichen Mittlungstiefen (Ghosha Cattle Post: 0 - 400 cm, Makhi Experimental Farm: 0 – 500 cm und Serwe Pan Farm 0 – 120 cm) miteinander verglichen werden. Über ihre Tiefenverläufe weisen diese Profile jedoch unterschiedliche Konzentrationen auf (vgl. Anhang, A1 bis A 14).

Der Anreicherungsfaktor im Pfannenzentrum gegenüber dem Hintergrundwert des Umlandes beträgt bei Nitrat etwa 10 und bei Chlorid etwa 3.

Die 500 m und 530 m vom Zentrum der Pfanne entfernten Profilstandorte weisen wesentliche Unterschiede in ihrer Vegetationsdichte auf und wurden in unterschiedlichen Sektoren des Cattle Post Einzugsbereichs aufgenommen. Die Abweichungen sind beim Nitrat jedoch nur geringfügig und bei den Chloridwerten liegt der Wert bei dem dichteren Bewuchs um die Hälfte höher.

Dieser Umstand kann durch höhere Transpirationsraten durch die Vegetation erklärt werden. Dabei wird Nitrat als mineralischer Nährstoff durch die Wurzeln der Pflanzen aufgenommen, Chlorid jedoch weitgehend diskriminiert und damit im Bodenwasser angereichert (Kapitel 4.16.1 and Kapitel 5.13.1).

Vergleich von untersuchten Viehtränken mit der Pfanne

Die Nitrat- Hintergrundwerte der jeweiligen Cattle Post- sowie der Pfannenumgebung variieren von $0,3$ bis $1,9 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ Boden bei einem Mittelwert von ca. $1 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$. Sie liegen somit wesentlich unter den Werten, die unterhalb der Pfannenmitte und unter den beiden Kraals der Cattle Posts ermittelt wurden.

Die Anreicherung von Nitrat und besonders von Chlorid ist in der Pfanne nur um ein Drittel bis ein Viertel so stark ausgeprägt wie im Falle der Tränke von Ghosha Cattle Post. So befindet sich nur etwa 200 m von der Pfanne die Viehtränke eines Cattle Post, die den eigentlichen Sammelpunkt für die Rinder darstellt, was sich darin bestätigt, dass im Pfannenbereich weniger Dung vorhanden ist. Insgesamt ist die Situation der Pfanne denen der beiden Farmen jedoch ähnlich.

Somit kann ein enger Zusammenhang zwischen Kontamination mit Nitrat und Chlorid zur Viehdichte bzw. der Verweildauer der Rinder abgeleitet werden. Je mehr Tiere sich pro Flächeneinheit konzentrieren, desto höher ist die Anreicherung der beiden Salze.

Transekt zwischen zwei Termitenhügeln

Die Untersuchung zweier verlassener Termitenhügel wurde im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes durchgeführt (etwa 20 km nördlich von Letlhakane). Der Standort⁴⁵ befindet sich auf ca. 990 m über Meeresspiegelhöhe, in 30 km nordöstlicher Richtung befindet sich das Südufer der Sua Pan⁴⁶. Wie im Kapitel 3.3.1 der Gebietsbeschreibung bereits erwähnt, ist das Klima in diesem Bereich mit 380 mm durchschnittlicher, langjähriger Jahresniederschlag etwas trockener als im östlichen Untersuchungsgebiet bei Serowe (Kapitel 3.3.1). Der Bodentyp ist Luvi-Petric Calcisol (vgl. Kapitel 3.8.2), ein kalkhaltiger Boden, der sich auf Calcreteschichten entwickelt und Eigenschaften der Parabraunerde mit einem tonhaltigen Anreicherungshorizont aufweist. Das Gebiet ist hier von einer relativ lichten Dornbuschvegetation durchzogen und weiträumig mit Termitenhügeln durchsetzt. In 100 m bis 200 m Abstand finden sich 1,5 m bis 3 m hohe Termitenhügel (Abb. 5.37).



Abb. 5.37: Bodenprofil-Handbohrungen am Fuße eines Termitenhügels bei Letlhakane. - Drilling a soil profile at the base of a termite mound near Letlhakane by hand auger.

⁴⁵ UTM-Koordinaten: K35, Termite Mound 1 = 353806, 7642358, Termite Mound 2 = 353891, 7642344.

⁴⁶ Die Sua Pan ist die östliche der großen Makgadikgadi Pans (Salzpfannen)

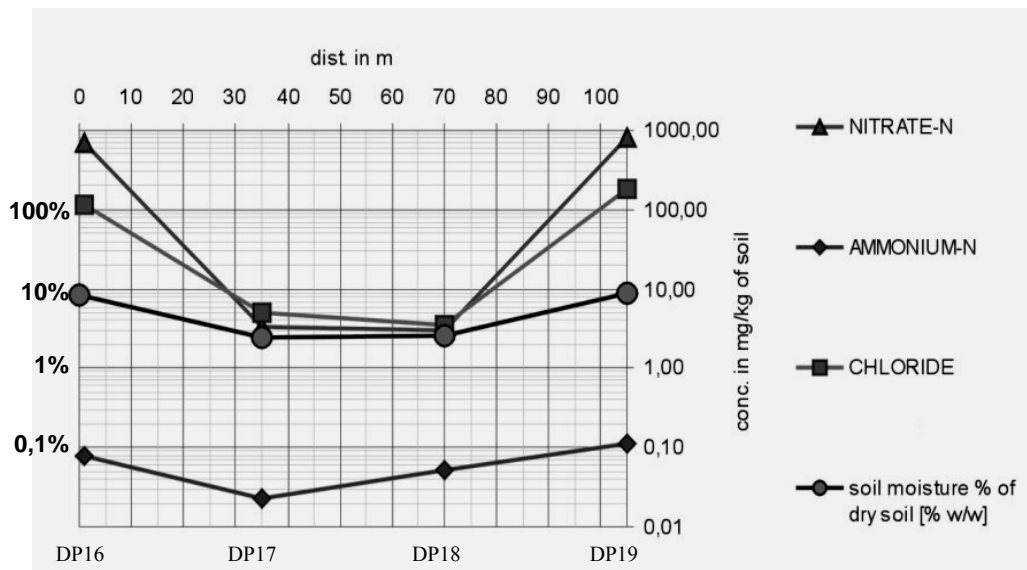


Abb. 5.38: Termitenhügel-Transekt, ca. 20 km nördl. von Letlhakane; Veränderung der Konzentrationen der Nitrat- und Chloridwerte in und zwischen zwei Termitenhügeln in 105 m Entfernung zueinander (Mittelwerte von 0 – 70 cm Bodentiefe). - Transect between two termite mounds, ca. 20 km north of Letlhakane; change of concentrations nitrate and chloride values in and between two termite mounds, 105 m from each other apart (averages from 0 – 70 cm depth of soil).

Die untersuchten gut 100 m voneinander entfernten Termitenhügel sind mit 2,60 m bzw. mit einem „Doppelhügel“ von 1,90 m etwa von repräsentativer Größe für Termitenbauten im umliegenden Gebiet. Die Profile wurden jeweils am Fuße der Termitenhügel gebohrt, während sich die dazwischen liegenden Profile in gleichen Abständen von 35 m zueinander befinden. Während bei den Profilen, die zwischen den Termitenhügeln lagen, schon ab 55 cm Bodentiefe eine verwitterte Calcreteschicht begann, die ab 75 cm undurchdringlich fest wurde, konnte am Fuße der Termitenhügel bis etwa 160 cm Bodentiefe handgebohrt werden.

Bei Betrachtung des Transekts fallen die sehr hohen Nitrat- und Chloridwerte der beiden Hügel, sowie die relativ geringen Werte der dazwischen liegenden Profile auf (Abb. 5.38). Bemerkenswert ist die Symmetrie der Messwerte. Dabei liegen die durchschnittlichen Nitratwerte der Termitenhügel in beiden Fällen bei etwa **900 mg NO₃-N kg⁻¹** Bodenmaterial, gemittelt über die obersten 75 cm Bodentiefe. Die Werte der Bodenprofile zwischen den Hügeln wurden mit jeweils 3,1 mg NO₃-N kg⁻¹ Bodenmaterial, bezogen auf 0 – 75 cm Bodentiefe, bestimmt. In Bezug auf die Gesamtlänge der Termitenhügelprofile von 0 bis 160 cm Bodentiefe beträgt der Mittelwert des Nitrat-Stickstoff in beiden Termitenhügeln 750 mg NO₃-N kg⁻¹ gegenüber dem Savannenboden mit einem Mittelwert von 3,1 mg NO₃-N kg⁻¹ (0 cm bis 75 cm). Somit ergibt sich der Faktor der Nitratanreicherung von ca. 240 für den unterirdischen Teil der Termitenbehausungen.

Der Chlorid-Anreicherungsfaktor liegt demgegenüber nur bei etwa 30, die Chloridwerte liegen in den Hügelprofilen mit 115 mg Cl kg⁻¹ bis 185 mg Cl kg⁻¹ Bodenmaterial sechsfach unter den Ghosha Kraalwerten allerdings vierfach über dem Wert des Makhi Testfarm Kraal und sogar 25-fach über dem Wert der Matikwe Pan. Dabei ist jedoch als Einschränkung der unterschiedliche Tiefenbezug der Standorte zu berücksichtigen.

Die organischen C/N-Werte sind mit 7,5 bei den Termitenhügeln wesentlich enger als im umgebenden Savannenboden, der einen gemittelten C/N-Wert von 12,2 aufweist.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich bei den Termitenhügeln bei Weitem die höchsten bisher gemessenen Nitratgehalte des Bodens befinden. Dabei ist der kleinräumige Gradient, verglichen mit den Cattle Posts und Pfanne, noch extremer ausgeprägt. Die sehr hohen Nitratwerte können zum einen damit erklärt werden, dass die Termiten organisches Material wie Blattstreu und Äste aus der Umgebung einsammeln und damit Pilzkulturen innerhalb ihrer Bauten versorgen, von denen sie sich dann selbst ernähren (Kapitel 6.2.11). Darüber hinaus sind die meisten Termitenarten grundsätzlich über Bakterienstämme im Verdauungssystem zur Stickstofffixierung fähig (vgl. Kapitel 6.2.5; N₂-Fixierung und N-Anreicherung in Termitenbauten) (LAVELLE und SPAIN, 2001, S.497-529). Es wäre somit möglich, dass es im Termitenbau durch Mineralisation dieser mit zusätzlichem Stickstoff angereicherten Ausscheidungen zu höheren Nitratwerten kommt, als es nur durch die reine Akkumulation organischen Materials möglich wäre. Ein weiterer Hinweis, dass von Termiten gegenüber anderen Nährstoffen insbesondere Nitrat angereichert wird, ist durch fast gleich hohe Phosphatwerte in und zwischen den Termitenhügeln gegeben (Abb. 5.46). Allerdings stellen die gemessenen Phosphatgehalte eher einen Indikator für Langzeitanreicherungen dar, die somit auch von fossilen, verlassenen Bauten stammen könnten (Kapitel 5.8).

Bodenprofile im Bereich einer Akazie

Stichprobenartig wurde auch Nitratanreicherung im Einzugsbereich des Wurzelraumes einer *Acacia Senegalensis* untersucht, deren Spezies grundsätzlich durch Symbionten zur Stickstoff-Fixierung in der Lage ist (vgl. Kapitel 6.2.5).

Für die Beprobung wurde ein relativ homogener *Acacia Senegalensis*-Bestand ausgesucht, der sich ca. 10 km südöstlich von der Ortschaft Letlhakane befindet (Abb. 5.39).



Abb. 5.39: Untersuchungsstandort der Akazie (*Acacia Senegalensis*). - Investigation site of the acacia (*Acacia senegalensis*).

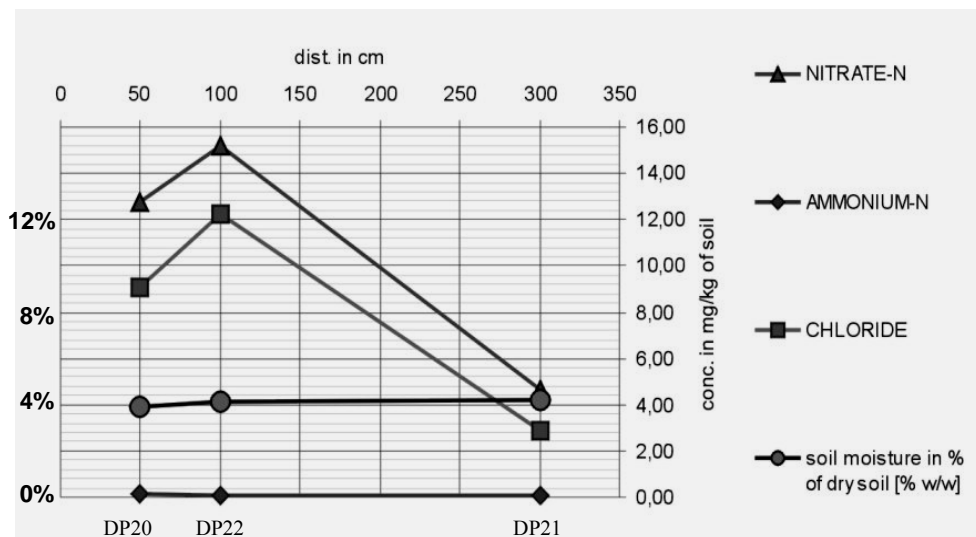


Abb. 5.40: Drei Meter langer *Acacia senegalensis*-Transekt, nahe Lethlakane; Veränderung der Konzentrationen der Nitrat- und Chloridwerte mit der Entfernung vom Stamm des Baumes (Mittelwerte von 0 – 70 cm Bodentiefe). - Tree meter long transect of *Acacia senegalensis*, near Lethlakane; change of concentrations of nitrate and chloride values by distance from the stamp of the tree (averages from 0 – 70 cm depth of soil).

Dabei konnte ein gewisser Gradient der Nitratmengen im Boden im 0,5 bis 3 m vom Stamm entfernten Bereich gemessen werden, der jedoch aufgrund der geringen Anzahl von Bohrungen und der undeutlichen Ausprägung weiterer Absicherung bedarf (Abb. 5.40).

Bei der Untersuchung einzelner Pflanzen ist zu bedenken, dass Leguminosen wie Akazien zwar grundsätzlich mit Knöllchenbakterien Symbiosen eingehen können, diese dafür aber zunächst am Standort vorhanden sein müssen, wenn darüber hinaus ein Mangel an pflanzenverfügbarem Stickstoff vorhanden sein sollte (Kapitel 6.2.5, N_2 -Fixierung (N_{fix}) durch Pflanzen).

Außerdem hat die Beschattung des Bereiches unterhalb der Baumkrone Auswirkungen auf biologische Prozesse im Boden sowie auf das Verhalten von Tieren, die unter Bäumen Schutz suchen, wodurch dort vermehrt Dung anfällt (Kapitel 5.7.2).

Insgesamt dürfte der N-Fixierung atmosphärischen Stickstoffes durch Pflanzen im Untersuchungsgebiet eine wichtige Rolle zukommen, da hierbei zusätzlicher Stickstoff in den N-Kreislauf eingebracht wird⁴⁷ (Kapitel 7.1). Somit kann ein etwaiger Verlust durch Abweiden der Pflanzen und Verschleppung des N zum Tränkenbereich kompensiert werden.

5.6.3 Ergebnisse der Drill-Rig-Bohrungen

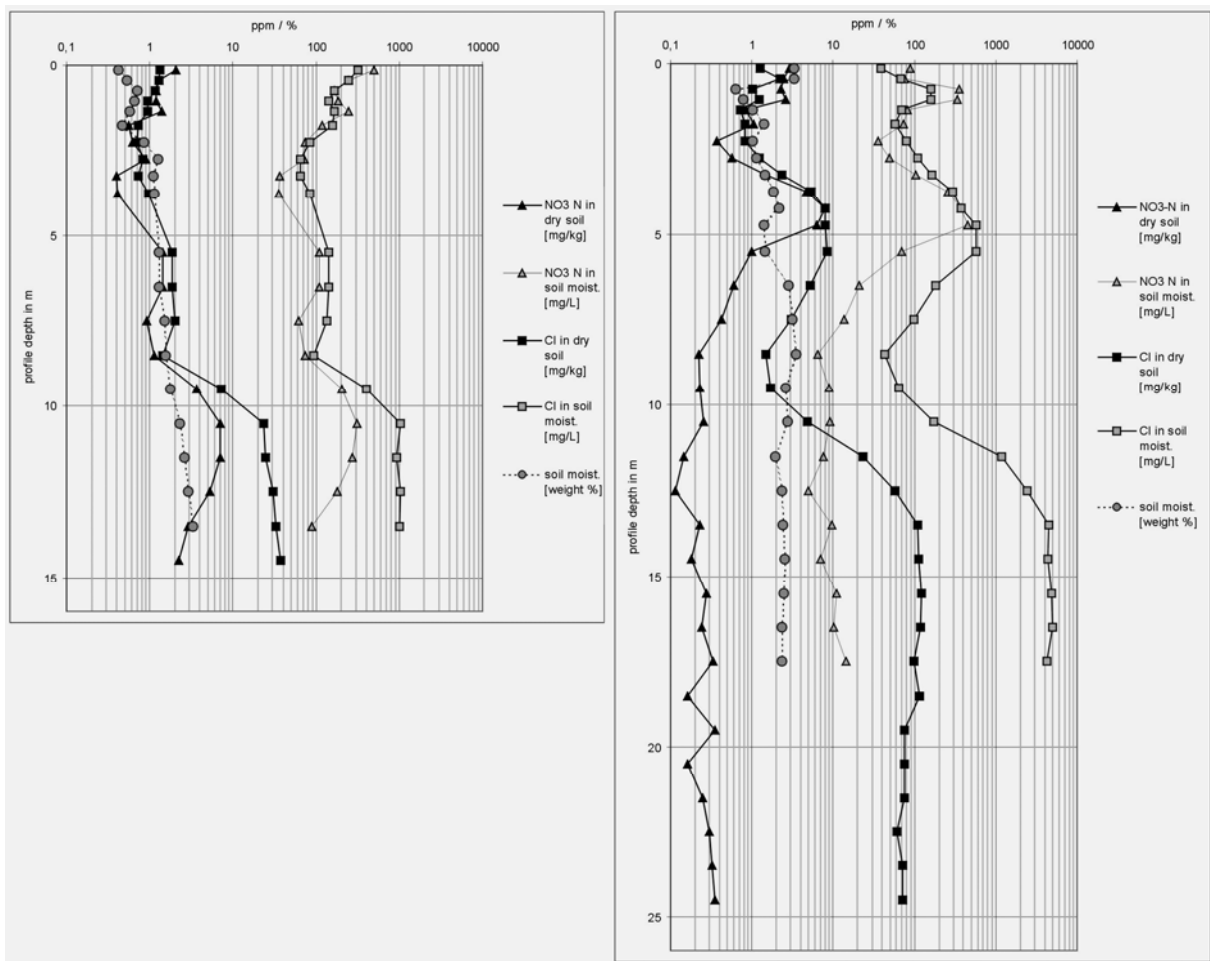
Aus den 11 Tiefbohrungen des schweren Bohrgerätes⁴⁸ ließen sich meist durchgängige Bodenprofile erstellen. Nur in einigen Fällen kam es durch Bohrkernverluste oder technische Schwierigkeiten zu Lücken in Profilen, die oft am Übergangsbereich vom weichen Boden zum harten Gesteinsmaterial auftraten (Kapitel 4.5.2). Da an den gestörten Perkussionsproben der größeren Bodentiefen keine Wassergehaltsbestimmungen durchführbar sind (Kapitel 4.5.3), konnten dort keine Konzentrationen der Bodenlösung bestimmt werden. Die Standortauswahl der Tiefenbohrungen („DPD“) orientierte sich zum großen Teil an den Handbohrungen der Transekte vom Vorjahr. Dabei wurden einerseits Orte mit hoher Nitratkontamination wie die Kraal- und Pfannenbereiche untersucht, und andererseits repräsentativ naturnahe Standorte beprobt. Die kürzeren Drill-Rig-Profile wie DPD1, reichen ca. bis zu einer Bodentiefe von 15 m, während das längste Bodenprofil DPD6 der Makhi Experimental Farm bis zu einer Tiefe von 65 m reicht.

Verläufe von Nitrat- und Chloridgehalten sowie der Bodenfeuchten über die Bodentiefe

In Abb. 5.41, A und B, werden die zwei Tiefenprofile DPD1 und DPD7 in Diagrammform dargestellt (weitere DPD-Profile im Anhang: A 23 bis A 33). Datenreihen von Cl und $\text{NO}_3\text{-N}$, die sich anteilig auf trockenes Bodenmaterial beziehen, sind dabei mit dunklerem Farbton versehen als jene Datenreihen, die sich auf die Bodenlösungskonzentrationen beziehen. Letztere reichen aufgrund der oben beschriebenen technischen Voraussetzungen der ungestörten Bodenprobennahme oft nur bis zu einem Teil der Gesamttiefe der Bodenprofile.

⁴⁷ Demgegenüber besteht diese Möglichkeit des Ausgleichs nicht beim Eintrag durch Niederschläge, da diese eine eher konstante, nicht steigerbare Quelle an mineralischem N darstellen.

⁴⁸ Drill-Rig-Bohrungen (Sept. – Nov. 2003) tragen die Bezeichnung „DPD“.



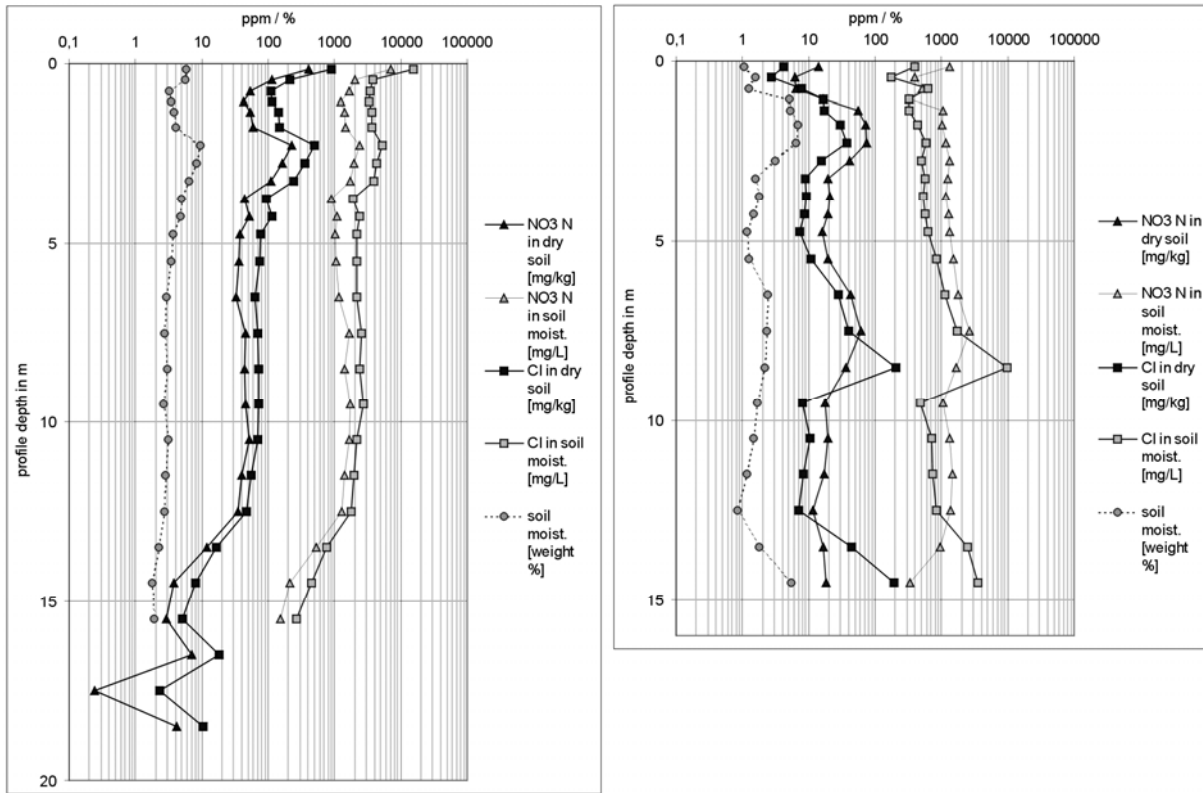
A

B

Abb. 5.41: Drill-Rig-Tiefenprofile von DPD1, neben der Mokongwe-ITC-Station (A) und DPD7, innerhalb der Makhi Experimental Farm, 1,25 km vom Kraal entfernt (B). Dargestellt sind über die Profiltiefe (y-Achse) logarithmierte Chloridgehalte (mg Cl kg^{-1}) und Nitratgehalte ($\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$) in bezug auf trockene Bodenmasse und als Bodenlösungskonzentrationen (mg Cl L^{-1} , $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$). Wassergehalte (Kreismarkierungen) sind in Gewichtsprozent abzulesen. - Depth profiles of drill rig: DPD1, next to Mokongwa-ITC-station (A) and DPD7, inside Makhi experimental farm, 1,25 km from kraal apart (B). Shown are logarithmic chloride contents (mg Cl kg^{-1}) and nitrate contents ($\text{mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$) in dry soil as well as soil moisture concentrations (mg Cl L^{-1} , $\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) respective (x-axis), by profile depth (y-axis). Water contents (circle marks) have to be interpreted as weight %.

Die naturnahen Arenosolstandorte DPD1, DPD7, DPD9 und DPD10, die sich fernab der Wasserstellen oder Kraale befinden, weisen die geringsten Chloridwerte, von ca. 1 mg Cl kg^{-1} (ppm) Bodenmaterial, in den oberen 8 m bis 10 m auf. In einem Bereich von 8 m bis 12 m ist eine deutliche Zunahme der Chloridgehalte zu verzeichnen, deren Bedeutung im Kapitel 5.13.1 über die Bestimmung der Auswaschung von Nitrat mit Hilfe der Chlorid-Massen-Bilanz (CMB) interpretiert wird.

Die Nitrat-N-Werte der „naturnahen“ Standorte liegen im oberen Abschnitt bei etwa $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (ppm) und steigen bei Profil DPD9, DPD10 und geringfügig auch bei DPD1 parallel zu den Chloridwerten mit zunehmender Tiefe an, bei DPD7 bleiben sie jedoch auf niedrigerem Niveau oder zeigen keine Gemeinsamkeit mit den Cl-Werten.



A

B

Abb. 5.42: Drill-Rig-Profil mit Dung kontaminierten Standorten. Dabei befindet sich DPD11 direkt im Kraal von Mokongwa Cattle Post (A) und DPD2 neben dem Wassertank von Ghosha Cattle Post (B). Gezeigt werden die Tiefenverläufe von Nitrat- und Chloridgehalte des Bodens sowie der Bodenfeuchte. - Drill-Rig Profiles of dung contaminated sites. DPD11 is directly situated in the kraal area of Mokongwa cattle post (A) and DPD2 is situated next to the water tank of Ghosha cattle post (B). Displayed are the courses of depth of nitrate and chloride contents of the soil and of its moisture.

Wie schon bei den Handbohrungen festgestellt, liegen auch bei den tiefen Bohrungen die Chlorid- und Nitrat-N-Werte der Kraal- oder kraalnahen Bodenprofile, wie DPD2, DPD3 und DPD11, wesentlich höher als die der kraalfernen Standorte. Unter dem Kraalstandort von Mokongwe Cattle Post (DPD11) ist dabei in einer Tiefe von etwa 13 m bis 15 m eine Tiefenfront der erhöhten Nitrat- und Chloridgehalte zu erkennen, unterhalb derer Hintergrundwerte unter naturnahen Bedingungen erreicht werden (vgl. Kapitel 5.15.3, Nitratauswaschung unter Kraal).

Unter der Pfanne DPD4 sind bei Chlorid- und Nitratdatenreihen mit etwa um die 10 ppm gegenüber den „naturnahen“ Arenosolstandorten im oberen Profilbereich bis 10 m Bodentiefe höhere Werte zu verzeichnen. Im Gegensatz zu den Arenosolen ist jedoch unterhalb dieser Tiefe ein Rückgang der Konzentration zu beobachten. Dieses kann auf Verdünnungseffekte durch Surface Runon, dessen Überstauung und damit verbundene erhöhte Versickerung in Klüften unterhalb der Pfannen zurückgeführt werden (Kapitel 7.6). Dabei ist die Aufkonzentration der in der Bodenlösung enthaltenen Salze geringer, da gegenüber den Arenosolstandorten mit langsamerer Versickerung und Vegetationsbedeckung anteilig weniger Verdunstung stattfindet.

Der Vergleich des mit 65 m längsten Profils DPD7 der Makhi Experimental Farm mit anderen Kraalprofilen ist durch den Umstand erschwert, dass hier mehr Fläche innerhalb der Kraal-Einzäunung um den Wassertrog zur Verfügung steht und dass außerdem die Rinder im Unterschied zu den kommerziellen Cattle Posts, wo nächtliches Einschließen praktiziert wird, nur zum Tränken hereingelassen werden (vgl. Kapitel 5.6.2, Freie und kontrollierte Beweidungssysteme im Vergleich). Somit befindet sich keine sonst typische mächtige Dungablagerung im Kraalbereich. Es sind zwar höhere Cl- und NO₃-Werte, jedoch kein ausgeprägter Tiefengradient in Form einer Verlagerungsfront, wie bei DPD11, sichtbar. Inwieweit Kontamination oder „natürlicher“ Hintergrundwert über den Tiefenverlauf des Profils angezeigt wird, ist somit, im Falle dieser Untersuchungen der Makhi Experimental Farm, nicht klar zu definieren.

Vergleich von Tiefenverläufen der Nitrat- und Chloridgehalte in Bodenprofilen

Die Trends der räumlichen Verteilung sowie Korrelationen von Nitrat- und Chloridkonzentrationen werden besonders beachtet, um Regelmäßigkeiten von Konzentrationen innerhalb des Tiefenverlaufes von Bodenprofilen und im kleinräumigen Gebietsmaßstab erkennen und für die Übertragung in die Fläche nutzen zu können. Des Weiteren sind die Chloridgehalte des Bodens in Zusammenhang mit den Chlorideinträgen durch Niederschläge die wesentlichen Eingangsgrößen der Chlorid-Massenbilanz (Kapitel 5.13.1). Diese Methode ist besonders gut auf Regionen mit semiariden Klimaverhältnissen anwendbar und ermöglicht die Berechnung der quantitativen Versickerung sowie der Versickerungsgeschwindigkeit. In Verbindung mit den bekannten Nitratkonzentrationen im Bodenwasser sind darüber hinaus Schätzungen der Nitratbelastung von neu gebildetem Grundwasser möglich. Hierbei sind besonders die Drill-Rig-Profile aufgrund ihrer großen Bohrtiefe von wesentlicher Bedeutung, da bei den Arenosolen von einer gleichmäßigen Versickerung erst unterhalb einer sehr tief reichenden maximalen Durchwurzelung ausgegangen wird (Kapitel 6.2.4, Stickstoff in Wurzeln).

Werden bei den Profilen von naturnahen Standorten die Tiefenverläufe von Chlorid- und Nitratgehalten miteinander verglichen, so ist meist wenig oder keine Übereinstimmung im oberen Abschnitt bis ca. 10 m sichtbar. Dabei sind weder in Bezug auf die Bodenmassen noch in Bezug auf die Stoffkonzentrationen der enthaltenen Bodenfeuchte ähnliche Kurvenverläufe der Chlorid- und Nitratgehalte über die Tiefe erkennbar. Dabei ändern sich die Werte über die Tiefe häufig und im hohen Maße (Abb. 5.41).

Erst ab einer Tiefe von ca. 10 m bis 12 m kommt es unterhalb der maximalen Durchwurzelungstiefe (vgl. Kapitel 6.2.4, Stickstoff in Wurzeln) zu einem synchronen Verlauf von Nitrat und Chloridwerten. Unterhalb dieses Tiefenbereiches kommt es vermutlich zu einer parallelen Aufkonzentration von Chlorid und Nitrat durch pflanzlichen Entzug von restlichem Bodenwasser. Bei anderen Standorten ist im Tiefenverlauf auch ein Ausbleiben der Erhöhung von Nitratwerten zu beobachten, wenn Pflanzen im Gegensatz zum Chlorid den Nitratstickstoff aufnehmen.

Insgesamt verhält sich das aus den Niederschlägen (Kapitel 5) in die vadose Zone eingetragene Chlorid im Sickerwasser wie ein stabiler Tracer (Kapitel 4.16.1), während beim Nitrat von keiner kontinuierlichen Verlagerung auszugehen ist. Der Nitratgehalt des Bodens ist, zumindest in seinem durchwurzelten Bereich, neben der Versickerung zusätzlich an die komplexen Prozesse des natürlichen N-Kreislaufs im Boden gekoppelt (Kapitel 6.1 & Kapitel 6.2). So hängen die Gehalte von organischem und anorganischem Stickstoff im Wesentlichen von Prozessen der Mineralisation (Mobilisierung) und Immobilisierung ab⁴⁹.

Völlig überlagert wird der natürliche N-Kreislauf im Bereich der zentralen Viehtränken durch das vielfache Überangebot an organischem Stickstoff aus Viehdung und dem anorganischen Stickstoff in Form von Ammonium aus Rinderurin. Das im Urin vorhandene sowie das aus dem festen Dung zusätzlich mineralisierte Ammonium wird, außer einem relativ hohen N-Anteil der durch Ammoniakverflüchtigung verloren geht (Kapitel 6.2.10, N-Verlust durch Ammoniakverflüchtigung), zügig von den Nitrifikanten (Kapitel 2.6.4) zu Nitrat umgesetzt, was sich in dem hohen Nitrat/Ammonium-Verhältnis der untersuchten Kraalprofile ausdrückt. Wahrscheinlich verhält sich das in tiefere Bodenschichten verlagerte Nitrat ähnlich wie das aus dem Rinderurin stammende stabile Chlorid, da es unter dem Kraalbereich aus Mangel an biologischen Umsetzungsmöglichkeiten keinem weiteren Verlust unterliegt. Somit sind in diesen tieferen Bereichen unter Kraalen mit Dung- und Urinkontamination die Nitratgehalte mit den Chloridgehalten in ihrer Tiefenverteilung im Gegensatz zu den naturnahen Standorten gut korreliert. Daher kann die Eigenschaft der beiden Salze, im Falle der hohen Konzentrationen der Kraale, mit auf die Geländeoberfläche eingebrachten Tracern verglichen werden. Dabei findet eine vergleichbare vertikale Verlagerung und Aufkonzentrierung durch Eindampfung in den jeweiligen Bodentiefen statt.

Die spärliche Vegetation ist zur Aufnahme dieses Stickstoffüberangebots nicht in der Lage und Denitrifikation aufgrund der geringen Bodenfeuchten sowie der guten Durchlüftung und damit aeroben Verhältnisse eher unwahrscheinlich.

Wenn eine vertikale Verlagerung dieser Nitrat- und Chloridpeaks stattfindet, wird sich dieser Umstand anhand zeitlich versetzter Wiederholungen der Profilbeprobungen nachweisen lassen. An den kontaminierten Standorten sollten dabei möglichst tiefe Bohrungen stattfinden, um Verlagerungen des Signals beobachten zu können.

⁴⁹ Zu berücksichtigen sind somit der mikrobielle Abbau bzw. die Mineralisation unter horizontbedingten Temperatur- und Feuchtebedingungen (Inkubationsversuche: Kapitel 5.10) jedoch weniger die Denitrifikationsraten, die N-Aufnahme und Umsätze in der Vegetation wie Aufbau von pflanzlicher Biomasse und Abbau von Pflanzenstreu (Kapitel 6.2.3) die natürliche Nahrungskette und Tierausscheidungen in den Boden (z.B. Rinderzucht: Kapitel 6.2.10), der Einfluss von Insekten (Termiten: Kapitel 6.2.11, Mistkäfer: Kapitel 6.2.12) und nicht zuletzt die zusätzliche Stickstofffixierung durch Symbionten von Leguminosenarten und von Termiten (Kapitel 6.2.5).

5.7 Kleinräumige Varianz von Stoffgehalten und Bodeneigenschaften

5.7.1 Standörtliche Beschreibung der Test-Side-Profiles (TSP)

Zur Untersuchung der kleinräumigen Inhomogenitäten von Bodeneigenschaften und Stoffgehalten, wurden auf einem Testfeld mit quadratischer Grundfläche (22 m Seitenlänge), eingehende Untersuchungen durchgeführt (Abb. 5.43). Der Plot befindet sich außerhalb der Einzäunung der Makhi Experimental Farm und ist mindestens 8 km von umliegenden Kraals entfernt. (vgl. Kapitel 5.3, Abb. 5.6). Das Gebiet kann daher als repräsentativ für naturnahe Vegetation eingestuft werden. Auf dem Testplot wurden 12 Handbohrungen („Test-Site-Profiles“, TSP), bis zu einer Tiefe von 90 cm gebohrt und in 30 cm Intervallen beprobt, um die mesoskalige Variabilität von Stoffgehalten wie Phosphat- und Nitratgehalte sowie der Bodeneigenschaften wie z.B. Textur zu erfassen (Abb. 5.44). Zudem ist das 1,60 m tiefe Bodenprofil P1 (Kapitel 5.4.1, Abb. 5.7) angelegt worden, an dem Stechzylinderproben für die pF-Messungen (Kapitel 5.5.9) entnommen wurden, sowie die Bodenfarbe und Wurzel-dichte bestimmt worden sind. An zwei Stellen innerhalb der Versuchsfläche wurden außerdem Infiltrationsversuche durchgeführt. Zusätzlich sind an zwei Standorten Stechzylinder mit ungestörten Bodenproben entnommen worden, um Saugspannungskurven und die Lagerungsdichten in verschiedenen Bodentiefen zu erhalten.



Abb. 5.43: Naturnahe Vegetation der TSP-Versuchsfläche, südlich der äußeren Einzäunung der Makhi Experimental Farm. - Nature near vegetation at the test side (TSP), south of the outer fencing of Makhi Experimental Farm.

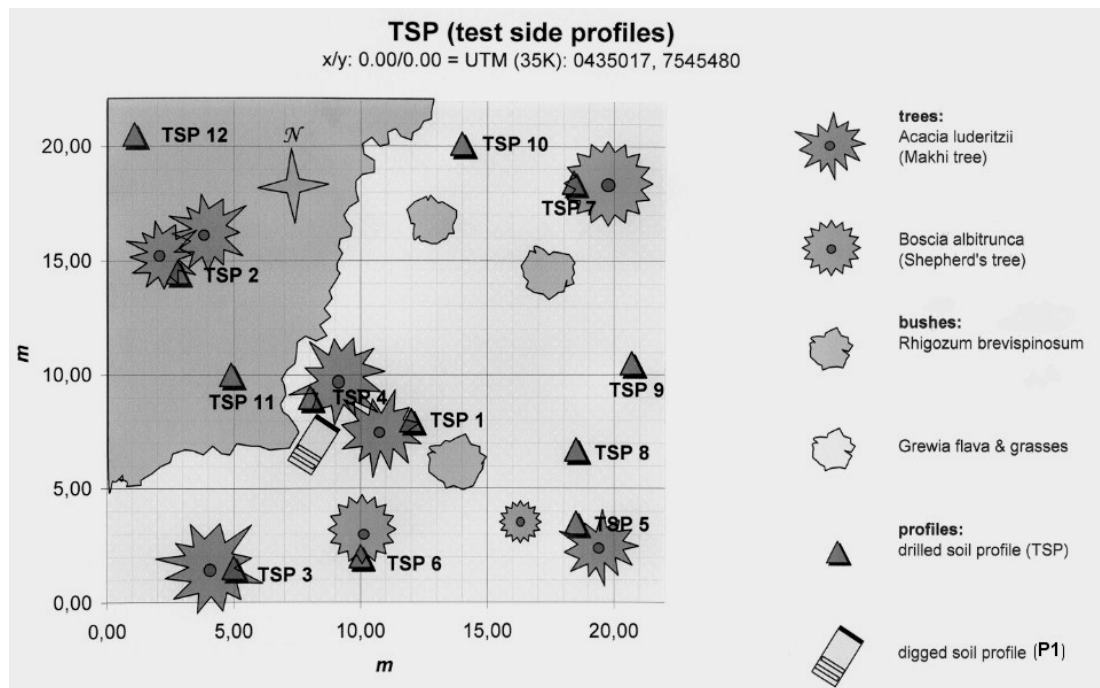


Abb. 5.44: Skizze des Grundrisses des Test Standortes (484 m²), ca. 5 km südlich der Makhi Experimental Farm. Dreiecke markieren die jeweiligen Positionen der Test-Site-Profiles (TSP). - View of the test site (484 m²), ca. 5 km south of the Makhi experimental farm. Triangles are pointing the individual positions of the Test Site Profiles (TSP).

5.7.2 Variationen der Phosphat- und Nitratgehalte

Korrelation von Phosphat- und Nitratgehalten

Das in Abb. 5.45 dargestellte Diagramm zeigt die über 90 cm Bodentiefe gemittelten Phosphat- bzw. Nitratgehalte der 12-TSP Profile sowie anderer Arenosolstandorte. Zwischen den beiden Konzentrationswerten besteht ein positiver Zusammenhang, der sich mit der nicht-linearen Gleichung $y = 0,0404x^{1,2495}$ ausdrücken lässt (Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,55$).

Über die Bodenprofilltiefe von 0 bis 90 cm sind folgende Mittelwerte ($\text{mg kg}^{-1} = \text{ppm}$) in Bezug auf trockenes Bodenmaterial gemessen worden:

Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$): $3,1 \text{ mg kg}^{-1}$, $s = 1,02 \text{ mg kg}^{-1}$, (33 %)

Phosphat (PO_4): 28 mg kg^{-1} , $s = 4,3 \text{ mg kg}^{-1}$, (15 %)

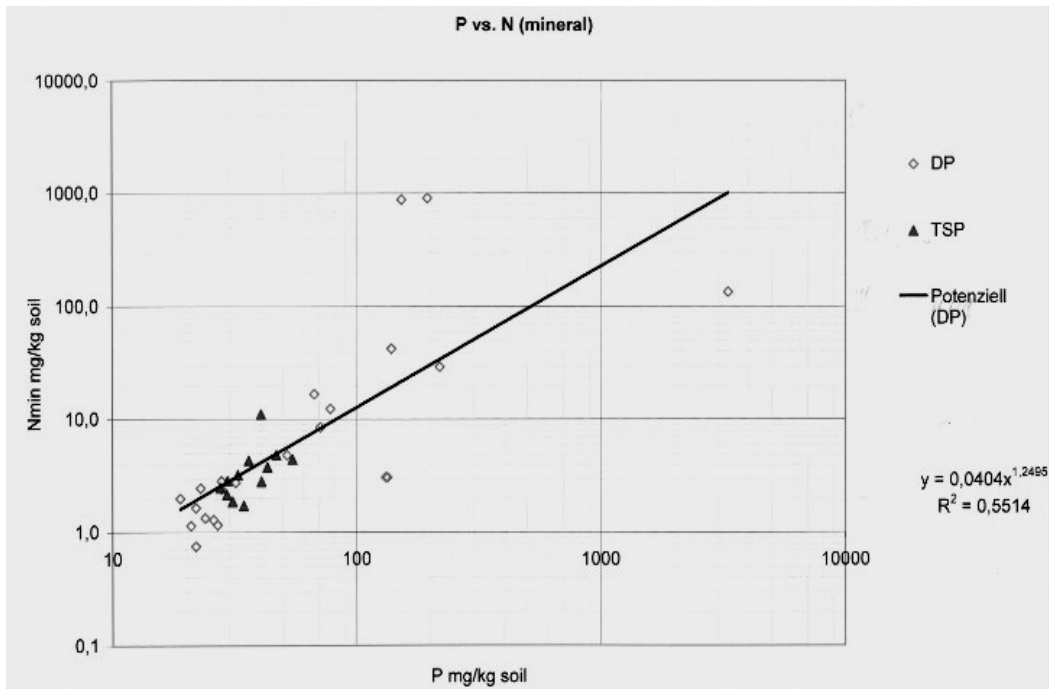


Abb. 5.45: Mineralische N- und P-Gehalte, gemittelt über 0 bis 90 cm der TSP-Profile und anderer naturnaher Arenosolprofile im Arbeitsgebiet (N_{min} -Gehalte entsprechen dabei den NO_3 -N Gehalten). - Mineral N- and P- values averaged over 0 to 90 cm soil depth of TSP-profiles and other near-natural Arenosol profiles in the investigation area. (N_{min} values correspond thereby NO_3 -N values)

Tiefengradiente der Phosphat- und Nitratgehalte

Während die Mittelwerte der jeweils 12 TSP-Profile beim Phosphat mit der Tiefe eher abnehmen ist beim Nitrat eine Zunahme, jedoch mit größerer statistischer Unsicherheit zu erkennen (Tabelle 5.15):

Tabelle 5.15: Mittelwerte und prozentuale Standardabweichung von PO_4 und NO_3 -N Gehalten ($mg\ kg^{-1} = ppm$) in Bezug auf trockene Bodenmasse unterschiedlicher Bodentiefen der TSP-Bodenprofile. - Averages and percentage standard derivations of PO_4 and NO_3 -N contents ($mg\ kg^{-1} = ppm$) in relation to dry soil of different depth of TSP soil samples.

Soil depth in (cm)	PO_4 ($mg\ kg^{-1}$)	PO_4 (s)	PO_4 -P ($kg\ ha^{-1}$)	NO_3 -N ($mg\ kg^{-1}$)	NO_3 -N (s)	NO_3 -N ($kg\ ha^{-1}$)
0 - 30	37	21 %	26,36	3,75	53 %	8,20
30 - 60	26	14 %	19,40	3,03	80 %	6,93
60 - 90	22	8 %	16,79	4,76	76 %	11,14
Sum (0 - 90)			62,55			26,27

Interpretation der parallelen Nitrat- und Phosphatanreicherung

Phosphor spiegelt eher langfristige Nährstoffanreicherung im Boden wider, da es als Phosphat in schlecht pflanzenverfügbarer Form gebunden ist (und wird). Das hochlösliche Nitrat ist dagegen selbst bei geringen Wassergehalten nicht an festen Boden gebunden und leicht pflanzenverfügbar, dabei allerdings auch leicht auswaschbar. Die gemessenen Nitratwerte sind somit eher Momentaufnahmen der Mineralisierungsrate und Auswaschung. Wenn trotz dieser Unterschiede ein positiver Zusammenhang zwischen Phosphat und Nitrat existiert, könnte dies für ortsgebundene Umsätze von Nährstoffen wie Stickstoff (und Phosphat) in Boden und Pflanzenbiomasse sprechen die über längere Zeiträume relativ konstant bleiben, dabei jedoch räumlich kleinskalig variieren.

Tatsächlich lässt sich ein Zusammenhang von PO_4 - und N_{min} -Gehalten des Bodens mit der Beschaffenheit der Vegetation feststellen. Die höheren Werte finden sich jeweils unter dem Baumkronenbereich, geringere Werte dagegen bei spärlicher Vegetationsbedeckung zwischen Büschen, Sträuchern und Gräsern. 7 Bodenprofile des TSP-Standortes, die sich in ca. nur 1 m Entfernung zu einem Baumstamm befinden, weisen Phosphat-Werte von $42,6 \text{ mg PO}_4\text{-P kg}^{-1}$ (0 – 30 cm), $s = 6,6$ und Nitrat-Werte von $3,9 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (0 – 90 cm), $s = 0,7$, auf. Bei den 5 TSP-Profilen, die sich in mindestens einigen Metern Entfernung zu Bäumen befinden, wurden Werte von $30,5 \text{ mg PO}_4\text{-P kg}^{-1}$, $s = 2,3$ und $2,2 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$, $s = 0,4$ gemessen. Dabei ist der Unterschied von baumnahen zu baumfernen Standorten beim Nitrat mit dem Faktor 1,8 stärker ausgeprägt als beim Phosphat mit Faktor 1,4.

Interpretation der Nährstoff-Anreicherung unter Bäumen

Die Werte belegen eine gewisse Anreicherung von Nährstoffen unter den Baumkronen. Der Schatten unter der Krone führt aufgrund des Ausbleibens direkter Sonneneinstrahlung zu geringeren Bodentemperaturen und damit zu geringerer Evaporation, was vor allem eine höhere Bodenfeuchte bewirkt. Zudem sind unter den Baumkronen die Bodentemperaturen ausgeglichener und extrem hoher Temperaturen im Oberboden werden vermieden. Somit sind dort für Mikroorganismen optimalere Bedingungen als unter der ungeschützten Bodenoberfläche vorhanden (SCHOLES und ARCHER, 1997). Ein zusätzlicher Effekt der Stickstoffanreicherung ist durch Weidetiere gegeben, die sich zum Schutz gegen die intensive Sonneneinstrahlung vorwiegend im Schattenbereich unter den Baumkronen aufhalten, was dort zu vermehrtem Urin- und Dungaufkommen führt. Die N-Fixierung der Leguminosen-Vegetation kann zusätzliche Stickstoffanreicherung bewirken (Kapitel 6.2.5).

5.7.3 Variationen der Textur:

Die Korngrößenanalysen, durchgeführt an vier TSP Profilen carbonatfreier Arenosole, haben die in Tabelle 5.16 gezeigten Ergebnisse gebracht.

Tabelle 5.16: Mittelwerte (n = 4) in Prozent und deren prozentuale Standardabweichungen der Sand-, Schluff- und Tonfraktionen der TSP-Bodenproben in drei unterschiedlichen Bodentiefen. - Averages (n = 4) as well as their percentage standard derivations of sand-, silt- and clay fractions in percent by weight of TSP-soil samples in three different depths.

<i>Soil depth in cm</i>	<i>Clay</i>	<i>Silt</i>	<i>Sand</i>
0 - 30	4,8 s = 12%	1,6 s = 5%	93,6 s = 0,5%
30 - 60	5,9 s = 9%	1,5 s = 25%	92,7 s = 0,4%
60 - 90	7,4 s = 8%	1,4 s = 8%	91,2 s = 0,7%

Die Schluffanteile liegen in allen Tiefen bei etwa 1,5%, mit der Tiefe nimmt die Tonfraktion bei geringen Standardabweichungen auf Kosten der Sandfraktion zu. Dieses ist auch bei den anderen Arenosolen im Arbeitsgebiet der Fall (Kapitel 5.5.7, Textur) und zeigt somit im Maßstab von wenigen Metern bis vielen Kilometern Entfernung, die sehr homogenen Verhältnisse bezüglich der Korngrößenzusammensetzung. Die gleichförmige Korngrößenverteilung ist ein weiterer Indikator für flächendeckend sehr gleichmäßige paläoklimatische Umweltbedingungen bei der Bildung von linearen Sanddünen heutiger Arenosolstandorte im östlichen Untersuchungsgebiet (Kapitel 3.4.2).

5.7.4 Variationen der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})

Bei den 12 TSP-Profilen sind die Werte der KAK_{eff}^{50} , bezogen auf 1 kg trockene Bodenmasse, in den nährstoffarmen Arenosolen mit geringem Humus- und Tonanteil entsprechend gering (vgl. Kapitel 5.5.6). Sie liegt in den oberen Abschnitten von 0 bis 30 cm im Mittel bei 37 ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$), von 30 cm bis 60 cm ebenfalls bei 37 ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$) und im Tiefenbereich 60 cm bis 90 cm bei 44 ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Tabelle 5.17). Die KAK_{eff} ist somit in der Tiefe etwas höher als im Oberboden. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass die KAK_{eff} eher von den Tonanteilen abhängt, die mit zunehmender Tiefe ebenfalls höher werden und dagegen weniger von den Humusgehalten, die mit der Tiefe abnehmen⁵¹. Auch die Streuung zwischen den Einzelwerten der jeweiligen Tiefenabschnitte ist mit einer Standardabweichung von 20 % bis 28 % relativ gering.

⁵⁰ KAK_{eff} : engl. = cation exchange capacity, CEC_{eff}

⁵¹ Ein direkter Vergleich ist nur eingeschränkt möglich, da im Falle der KAK_{eff} alle 12 TSP-Profile analysiert wurden, in Bezug auf die Tongehalte jedoch nur an 4 Profilen Korngrößenbestimmungen erfolgten.

Tabelle 5.17: Gemittelte Werte der effektiven Kationenaustauschkapazität ($KAK_{eff} = CEC_{eff}$), ($n = 12$), der Ton- ($n = 4$) und der C_{org} -Gehalte ($n = 12$) der Test-Side-Profiles TSP. - Averaged values of the effective cation exchange capacity (CEC_{eff}), ($n = 12$), of the clay contents ($n = 4$) and of the C_{org} -contents ($n = 12$) in different depth of Test Side Profiles (TSP).

Soil depth (cm)	CEC_{eff} ($mmol_c\ kg^{-1}$)	Clay (percent by weight)	C_{org}
0 - 30	37 min = 25, max = 59; s = 28 %	4,8 s = 12 %	0,40 s = 52%
30 - 60	37 min = 26, max = 52; s = 24 %	5,9 s = 9 %	0,20 s = 18%
60 - 90	44 min 32 = , max = 55 ; s = 18%	7,4 s = 8%	0,16 s = 12%

5.8 Phosphatanreicherung als Beweidungsindex, sowie natürliche Ursachen

Phosphor liegt in Böden hauptsächlich in fester Form vor, während der P-Anteil der Bodenlösung mit meist nur ca. 0,1% des Gesamt-P sehr gering ausfällt. Der gebundene Phosphor liegt dabei entweder in Form anorganischer Salze (Phosphate) vor, ist an Oberflächen von Sorbenten gebunden, befindet sich in organischen Verbindungen oder in Bodenorganismen. Je nach pH-Wert liegen Phosphate, entweder im sauren Boden-Milieu in Form schwer löslicher Eisen- und Aluminium-Phosphate oder im basischen Bereich als Kalziumphosphat vor (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, S. 261 ff.). Im Gegensatz zum hoch löslichen mineralischen Nitrat-Stickstoff, der stets pflanzenverfügbar, allerdings auch leicht aus der Wurzelzone auswaschbar ist, reichert sich Phosphor wesentlich stärker in Mineralböden an⁵².

Eine geringfügige Akkumulation unter Baumkronen konnte schon bei der Untersuchung der kleinräumigen Variation von Phosphor bzw. Phosphat (PO_4) nachgewiesen werden (Kapitel 5.7.2). Daher müsste im Untersuchungsgebiet, z.B. bei erhöhtem Viehaufkommen, eine dauerhaft bestehende Akkumulation von PO_4 im Oberboden vorhanden sein. Diese Anreicherung dürfte mittelfristig keiner und langfristig kaum einer vertikalen Verlagerung durch Auswaschung unterliegen. Der Phosphor könnte somit als ein „Langzeit-Beweidungsindex“ angesehen werden. Dieses wird durch die PO_4 -Verteilungsmuster eines Transektiv bestätigt, der im Rahmen einer Studie von DOUGILL und COX (1995, S.15), auf der Uwe Aboo Ranch in Makoba, Eastern Kalahari angelegt wurde. Extrahierbares Phosphat wurde dabei, im Gegensatz zum Nitrat und Ammonium, zentripetal vom beweideten Land zu den dazugehörenden Wasserstellen verlagert und dort akkumuliert.

⁵² Für Kulturböden (agricultural soils) des gemäßigt humiden Klimas in Mitteleuropa wird für die Phosphatauswaschung ein Bereich von unter $1\ kg\ P\ ha^{-1}\ a^{-1}$ angegeben (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998, p. 243)

Phosphatverteilung innerhalb der Transekte

Die an eigenen Transekten durchgeführten PO_4 - und NO_3 -Untersuchungen führen zu einem vergleichbaren Ergebnis in Bezug auf die Beweidungsdichte mit dem zentralen Kraal als Bezugspunkt (Abb. 5.46). Dabei ist allerdings festzustellen, dass neben der Beweidung auch natürliche Prozesse eine Rolle bei der PO_4 -Verteilung spielen. So kommt es auch bei erhöhten biologischen Umverteilungs- und Umsatzraten, wie z.B. in Termiten geprägten Böden (Termitosphäre) oder unter dem Kronendach von Bäumen, sowie in Senken der Geländeoberfläche wie z.B. in Pfannen, in denen sich durch Surface flow organisches Material sammelt, zu einer Anreicherung von Phosphat.

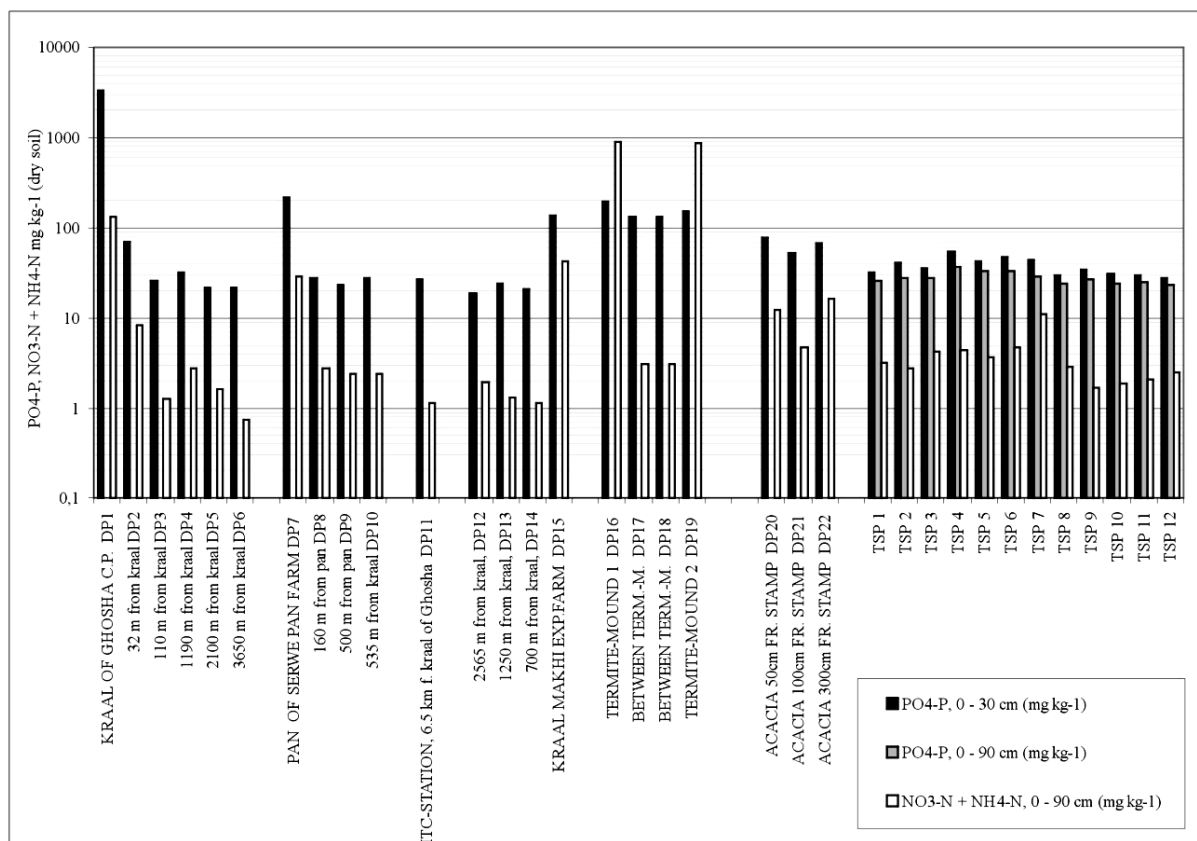


Abb. 5.46: Phosphat ($mg PO_4\text{-P kg}^{-1}$ trockener Boden) in Oberböden (0 – 30 cm): DP-Transekte von Cattle Post und Pfannenbereichen, zwischen Termitenhügeln, eines Akazienstandortes sowie den kleinskaligen Wiederholungen der TSP-Versuchsfläche (Die Daten der 0 – 90 cm Tiefenbereiche sind in Abb. 5.45 enthalten). - Phosphate ($mg PO_4\text{-P kg}^{-1}$ dry soil) of topsoils (0 – 30 cm): DP-transects of cattle posts and pan sectors, between termite mounds and at an acacia site as well as Repeats in small scale at the “TSP” plot (data of 0 – 90 cm depth sectors are included in Abb. 5.45).

Deutlich zu erkennen ist eine prägnante Anreicherung von extrahierbarem Phosphat und mineralischem Stickstoff, meist in Form von Nitrat, bei den Kraale der Cattle Post-Transekte sowie im Bereich der Pfanne. Im Falle des Kraales von Ghosha Cattle Post ist die Nitrat-Akkumulation mit Faktor 83 geringer ausgeprägt als die Phosphat-Akkumulation mit Faktor 129 (Tabelle 5.18). Dabei ist bei den weniger belasteten Zentren wie der Pfanne der Serwe Pan Farm und des Kraales der Makhi Experimental Farm, der Faktor der Nitratanreicherung höher als der des Phosphates. Im Durchschnitt beträgt

der „Hintergrundwert“ naturnaher Standorte in einer Bodentiefe von 0 – 30 cm 53,25 kg PO₄-P ha⁻¹. Die kontaminierten Standorte der beiden Kraale und der Pfanne erreichen dagegen durchschnittlich 2.670 kg PO₄-P ha⁻¹, bezogen auf eine gleiche Bodentiefe von 0 – 30 cm.

Tabelle 5.18: Vergleich der Verteilungen von Phosphat mit mineralischem Stickstoff und deren Anreicherungs-faktoren an „Hot Spots“ (Werte der Transektprofile DP). - Comparison of distributions of phosphate and mineral nitrogen and their factors of enrichment / accumulation at “hot spots” (Values of soil profiles of transects DP).

<i>Transect of soil profiles</i>	<i>Nitrate & ammonium as nitrogen</i>			<i>Phosphate as phosphorus</i>		
	<i>mg kg⁻¹ in soil, 0 – 90 cm</i>			<i>mg kg⁻¹ in soil, 0 – 30 cm</i>		
	<i>Sites of natural condit.</i>	<i>Place of enrichment / accumulation</i>	<i>Factor of enrichment</i>	<i>Sites of natural condit.</i>	<i>Place of enrichment / accumulation</i>	<i>Factor of enrichment</i>
Ghosha cattle post	1,6	134 (kraal)	83	25,5	3302 (kraal)	129
Serwe Pan Farm	2,6	29 (pan)	11,4	26,3	219 (pan)	8,3
Makhi exp. farm	1,5	42 (kraal)	28	21,3	139 (kraal)	6,5
Termite mounds	3,1	895 (in mound)	288	133	174 (in mound)	1,3

Der Termitenstandort weist bezüglich der Phosphatverteilung in eine völlig andere Richtung. Mit dem Faktor 288 ist die Anreicherung von Nitrat in den Termitenhügeln gegenüber benachbartem Bodenmaterial extrem ausgeprägt, die Phosphatanreicherung ist dagegen mit 1,3 eher als unbedeutend einzustufen. Der Gesamtgehalt an Phosphat als Phosphor ist jedoch mit 291 kg PO₄-P ha⁻¹ (bezogen auf eine Bodentiefe von 0 – 30 cm), etwa 5,5-fach höher als der Hintergrundwert der Arenosole ohne oberirdische Termitenbauten.

Besondere Merkmale für den Termitenstandort sind somit flächig gleichmäßig hohe Phosphatkonzentrationen, die sich in den Termitenbauten und den Böden zwischen den Bauten nicht wesentlich unterscheiden. Dagegen existieren bei den Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen extreme Gradienten, die von den beiden Hügeln zu der umgebenden Fläche hin abnehmen.

Zwei Möglichkeiten können als hypothetische Ursachen für die unterschiedlichen Gradienten der Nährstoffverteilungen von PO₄ und mineralischen N zwischen Beweidungsdichte auf der einen und dem Termitosphären-Einfluss auf der anderen Seite genannt werden. Zum einen sind nach LAVELLE und SPAIN (2001) Termiten durch mehrere biologische Prozesse in der Lage, speziell z.B. durch N-fixierende Symbionten, im Gegensatz zu Phosphat den Stickstoff in der Nahrung und damit in ihrem Bau überproportional anzureichern (Kapitel 6.2.5). Darüber hinaus fördert der Umstand, dass sich die Phosphate, im Gegensatz zum sehr mobilen Nitrat, unlöslich über lange Zeitdauer im Boden anreichern, die gleichmäßigere Verteilung. So sprechen die kaum höheren Phosphatgehalte der Termitenbauten gegenüber den Bereichen dazwischen für die nach und nach zeitweilige, damit aber flächendeckende Existenz ehemaliger Termitenbauten. Wahrscheinlich sind während des Holozäns in diesem

Gebiet, zwischen Letlhakane und Sua Pan, nach und nach überall Bauten errichtet worden, die wieder verfielen wobei nur die Phosphatausfällungen reliktsch erhalten blieben. Dies führt wiederum zu der Annahme, dass das in viel höheren Konzentrationen akkumulierte Nitrat nach dem Verfall aus diesen reliktschen Bauten im Laufe der Jahrtausende bereits ausgewaschen sein müsste. Möglicherweise enthält im Holozän neu gebildetes Grundwasser in diesem Gebiet Nitrat aus ehemaligen Termitenbauten.

Daher ist Phosphat unter Vorbehalt der Einflüsse natürlicher Prozesse als zuverlässiger Anzeiger für Nährstoffakkumulation durch Beweidung bzw. als Beweidungsindex geeignet. Wie schon angesprochen ist dabei jedoch zu bedenken, dass im Gegensatz zu Nitratakkumulationen auch bereits abgelauene Prozesse der Vergangenheit, wie z.B. Termitenaktivitäten oder ehemalige natürliche Wasserstellen, durch ausgefällte PO_4 -Verbindungen miterfasst und somit widergespiegelt werden.

Phosphat im Kraal

Die Phosphat-Gradienten der Tiefenverteilung bei den Kraalen sind, analog zu naturnahen Standorten wie der in Kapitel 5.7.2 beschriebenen TSP-Profile, vertikal exponentiell abnehmend ausgeprägt (Tabelle 5.19). Bei den Werten des Nitrats sind hingegen „wellenförmige“ Zu- und Abnahmen der Konzentrationen über die gesamte Profiltiefe zu erkennen. In diese Verteilungen spiegelt sich die Tatsache wider, dass Phosphor im Gegensatz zum Nitrat-Stickstoff nicht ausgewaschen und somit tiefenverlagert wird, da es auch bei sehr hohen Konzentrationen in Form fester Ausfällungen im Bodenmaterial bis etwa 50 cm Bodentiefe vorliegt. Stickstoff liegt dagegen zum überwiegenden Teil in organischer Form vor und beträgt im 0,5 ha großen Kraal von Ghosha Cattle Post ca. 49.000 kg N_{org} , berechnet anhand dem Profil DP1, was einem Wert von 98.000 kg $\text{N}_{\text{org}} \text{ha}^{-1}$ entspricht (Kapitel 6.2.10). Zum Vergleich beträgt der Hintergrundwert naturnaher Arenosole im Mittel „nur“ 9.375 kg $\text{N}_{\text{org}} \text{ha}^{-1}$ (Tabelle 5.9)⁵³. Somit kann eine ungefähre Quantifizierung sämtlichen ausgeschiedenen Rinderdunges über den gesamten Zeitraum seit Existenz des Kraales stattfinden, wenn die PO_4 -Gehalte des Dunges und die Größe der Kraalfläche bekannt sind. Hierzu werden Daten zu den N- und P-Gehalten einer Studie über Bomas⁵⁴ in Kenia (vgl. Kapitel 6.2.10) für eine näherungsweise Berechnung herangezogen. Der P-Gehalt im Dung beträgt im Mittel 0,2475 %. Die Kraalfläche, auf dem Dung-Akkumulation stattfindet, wird auf 0,5 ha geschätzt.

⁵³ Kumulativ berücksichtigt wurde eine Bodentiefe bis zu 400 cm.

⁵⁴ Bomas sind mit Dornbüschen eingefasste Korralle von durchschnittlich 0,4 ha Größe und quasi die kenianische Variante der Kraale im südlichen Afrika.

Tabelle 5.19: Tiefenverteilung von mineralischem Stickstoff ($NO_3-N + NH_4-N$) und von Phosphat als Phosphor (PO_4-P) im Bodenprofil DP1 des Kraales von Ghosha Cattle Post. - Depth distribution of mineral nitrogen ($NO_3-N + NH_4-N$) and phosphate as phosphorus (PO_4-P) in the soil profile DP1 of the kraal of Ghosha cattle post.

Soil depth cm	Mineral Nitrogen in soil*		Phosphate in soil*		Bulk density** g cm ⁻³
	mg NO_3-N kg ⁻¹ + mg NH_4-N kg ⁻¹	kg NO_3-N + kg NH_4-N 0,5 ha ⁻¹ *	mg PO_4-P kg ⁻¹	kg PO_4-P 0,5 ha ⁻¹ *	
0 - 30	437	524	3.519	4.223	0,80
30 - 50	158	190	1.734	2.081	1,20
50 - 100	12	47	75	293	1,56
100 - 150	8	32	66	264	1,60
150 - 200	89	361	57	231	1,62
200 - 250	296	1.215	15	62	1,64
250 - 300	116	481	-	-	1,66
300 - 350	2	8,3	-	-	1,67
350 - 400	3	12,6	-	-	1,68
accumulation total		2.871		7.153	

*the kraal area of Ghosha cattle post is estimated to an area of 0,5 hectares.

**Bulk density is estimated for the dung layer (30cm – 50 cm) and calculated for depth sectors below: the bulk density of dry dung-layer is very low and estimated to 0,8 g cm⁻³ in 0 to 30 cm depth and 1,2 g cm⁻³ in 30 to 50 cm profile depth (the dry material of topsoil-layer swims in water). The bulk density of the depth sectors of mineral soil body below the dung layer is averaged and calculated with the potential function of depth ($y = 0,8879 + 0,4294 * x^{0,103945}$), described in the ending of Chapter 5.5.8.

Tabelle 5.20: Gemessene und abgeleitete Variablen zur Vorausberechnung von N- und P-Depositionsraten in einem Boma (= kenianischer Rindersammelplatz) als Funktion aus der Dauer der Bomanutzung (Tabellenauszug nach Augustine, 2003). - Measured and derived variables used to predict deposition rates of N and P into a boma (kenyan kraal) as a function of length of boma occupancy (table extract after Augustine, 2003).

Kind of dung	Proportion of dry weight	Standard deri- vation (s)
Dung-N, dry season	1,09 %	0,04
Dung-N, wet season	1,32 %	0,03
Dung-P, dry season	0,198 %	0,020
Dung-P, wet season	0,297 %	0,017
Dung-N, averaged dry & wet season (weighted 50 % to 50 %)	1,205 %	
Dung-P, averaged dry & wet season (weighted 50 % to 50 %)	0,2475 %	
Dung N/P-ratio dry season	5,51	
Dung N/P-ratio wet season	4,44	
Dung N/P-ratio averaged dry & wet season (50 % to 50 %)	4,98	

Berechnung der Akkumulierten Dungmenge aus der Phosphatmenge im Kraal

Wird die gesamte Phosphat-Akkumulation des Kraales von Ghosha Cattle Post von 7.153 kg PO₄-P auf ihren mittleren P-Anteil von 0,2475 % im Dung bezogen, so errechnet sich eine Gesamtmenge an 2.890 t trockener Rinderdung, der seit Gründung der Farm hier vermutlich abgelagert wurde.

Vergleich von akkumulierter Dungmenge im Kraal des Ghosha Cattle Post mit geschätzter Dungmenge aller Rinder

Um die Gesamtmenge des ausgeschiedenen Dungs aller Rinder, die seit Gründung auf dem Gebiet des Ghosha C.P. lebten, zu erfassen, ist es sinnvoll den durchschnittlichen Konsum eines LSU⁵⁵ an trockener Biomasse heranzuziehen, von dem nur ein kleiner Bruchteil, der in Aufbau von Lebendgewicht der Rinder investiert wird, abgezogen werden muss.

Ein ausgewachsenes Rind bzw. 1 LSU konsumiert pro Jahr ca. 4,5 t Biomasse als Trockenmasse (dry matter = DM), wovon etwa 4,4 t wieder ausgeschieden wird (WAHL, 2000).

Ghosha Cattle Post hatte in 33 Jahren (seit Gründung im Jahre 1969 bis Probenahme in 2002) einen Besatz von durchschnittlich etwa 250 Rindern. Die 250 Rinder einschließlich Jungtiere und heranwachsender Kälber entsprechen nach ihrer konsumierten Futtermenge geschätzten 170 LSU.

Bei 170 LSU, die jeweils 4,4 t DM Dung pro Jahr ausscheiden, entspricht dies in 33 Jahren Existenz der Farm gleich 24.684 Tonnen Dung-Trockenmasse, die insgesamt auf dem Farmgelände (ca. 5.000 ha einschließlich Kraal (0,5 ha) angefallen sein müssten. Wie im vorhergehenden Abschnitt aus der P-Akkumulation berechnet, sind davon nur 2.890 t auf der eingezäunten Kraalfläche deponiert worden, was ca. 12 % der Gesamtmenge entspricht. Mit der in Kapitel 6.2.10 mit Hilfe des abgelagerten Gesamtstickstoffs durchgeführten Berechnung wird für Ghosha Cattle Post ein 60 % Dunganteil, statt der hier kalkulierten 12 % Dunganteil, gegenüber dem offenen Farmgelände geschätzt. Dieser Unterschied kann auf folgende Abweichungen der Berechnungsgrundlagen zurückzuführen sein:

Für die Zusammensetzung bzw. N- und P-Gehalte des Rinderdungs wurden kenianische Verhältnisse angesetzt, die Nährstoffzusammensetzung der pflanzlichen Nahrung kann stark von botsuanischen Bedingungen abweichen. Für eine genauere Berechnung der Dungakkumulation sind Untersuchungen des frischen Dungs (Kot und Urin) von Rindern direkt im Untersuchungsgebiet notwendig.

Für die Ammoniakverflüchtigung wurden ebenfalls Daten aus Kenia herangezogen (Kapitel 6.2.10, N-Verlust durch Ammoniakverflüchtigung), wobei auch hier die Übertragbarkeit auf das eigene Untersuchungsgebiet nicht gesichert ist. Auch in Bezug auf diesen Punkt sollten Versuche durchgeführt werden, die unter Freilandbedingungen und im Kraalbereich den N-Anteil erfassen, der aus dem Dung durch Ammoniakverflüchtigung entweicht.

NitratAuswaschung spielt wahrscheinlich im Hinblick auf die Berechnung der Gesamtmenge des akkumulierten Dungs kaum eine Rolle, da sie, gemessen am Gesamtstickstoff, nur einen Bruchteil aus-

⁵⁵ 1 LSU = 1 Livestock Unit, bezieht sich auf ein ausgewachsenes Rind mit 400 kg Lebendgewicht (Kapitel 3.7).

macht (Kapitel 6.2.10). Somit sind die anhand der PO_4 -Gehalte berechneten Düngemengen Schätzgrößen mit einer gewissen Möglichkeit der Abweichung und dienen lediglich dem Abgleich mit den später ermittelten Düng-Stickstoffeinträgen in den Kraalbereich.

5.9 Hintergrund- und Kraalwerte der Nitratmengen in der Festsubstanz

5.9.1 Gemittelte Tiefenverteilung von Nitrat und Chlorid im Boden

Die Tiefenverläufe von Nitrat-N- und Chloridgehalten, gemittelt aus den jeweils gleichen Tiefenabschnitten von Arenosolstandorten unter naturnahen Bedingungen⁵⁶ ist aus Abb. 5.47 zu entnehmen. Im Gegensatz zum Chlorid ist beim Nitrat keine klare Tendenz einer Zu- oder Abnahme der Gehalte mit der Bodentiefe zu erkennen. Nitrat erreicht in 400 cm bis 500 cm Bodentiefe mit $1,4 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ etwa die gleichen Gehalte wie im Oberboden. Beim Chlorid ist der Gehalt im Oberboden bis 125 cm bei durchschnittlich $1,1 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ anzusiedeln. Im Tiefenbereich von 125 cm bis 225 cm ist eine Zunahme um das 5 bis 6-fache der Gehalte darüber zu verzeichnen. Im Abschnitt von 275 cm bis 500 cm ist ein weiterer Anstieg der Chloridgehalte auf $8,5 \text{ mg Cl kg}^{-1}$ festzustellen.

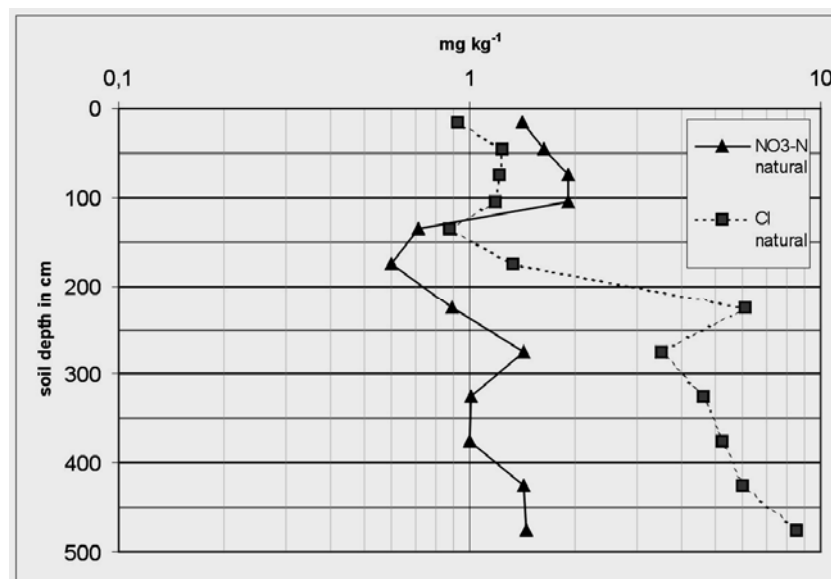


Abb. 5.47: Verteilung von Mittelwerten der Nitrat- und Chloridgehalte über die Bodentiefe von 14 Arenosolstandorten unter naturnahen Bedingungen. - Distribution of average nitrate and chloride contents by soil depth of 14 Arenosol sites at near-natural conditions.

⁵⁶ Zur Mittelwertbildung der Tiefenabschnitte wurden Analyseergebnisse von 14 Bodenprofilen unter naturnaher Bedingungen herangezogen: DP3, DP3a, DP4, DP5, DP6, DP10, DP11, DP12, DP13, DP14, DPD1, DPD7, DPD9 und DPD10.

Aus Abb. 5.48 sind die Tiefenverläufe von Nitrat-N- und Chloridgehalte der Kraalwerte zu entnehmen⁵⁷. Deutlich zu erkennen ist der parallele Verlauf der Werte über die Tiefe. Bis 250 cm Bodentiefe sind bei Nitrat- und Chloridgehalten größere Schwankungen zu verzeichnen. Darunter ist ein Rückgang der Werte bis ca. 325 cm Tiefe zu verzeichnen. Darunter sind die Werte bis 500 cm Bodentiefe mit ca. 60 mg NO₃-N kg⁻¹ bis 70 mg NO₃-N kg⁻¹ und ca. 50 mg Cl kg⁻¹ bis 60 mg Cl kg⁻¹ relativ stabil. In dieser Tiefe liegen die Nitratgehalte der Kraale mit 73 mg NO₃-N kg⁻¹ um das 50-fache höher als bei den naturnahen Standorten.

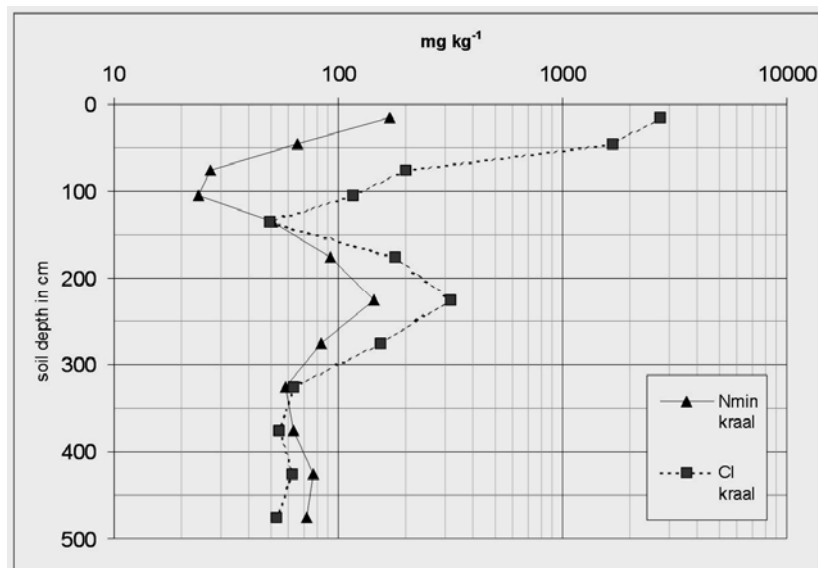


Abb. 5.48: Verteilung von Mittelwerten der Nitrat- und Chloridgehalte des Bodens über die Bodentiefe unter Nutzung als Kraal. - Distribution of average nitrate and chloride contents in soil by depth under Kraal conditions.

Bei dem im Verlaufe der Hauptuntersuchungen festgestellten sehr tief reichenden Vorkommen von Nitrat im Boden, kann ein Vergleich mit den Kurzprofilen bis 90 cm nur bedingt stattfinden. Daher werden im Folgenden die Hintergrundgehalte aller beprobten naturnahen Standorte zunächst beschränkt bis auf ca. 90 cm Bodentiefe bezogen. Die Standorte mit Bohrungen bis ca. 500 cm mit ihren Durchschnittswerten sind als zusätzliche Untergruppe berücksichtigt worden.

5.9.2 Vergleich von Nitrat-Hintergrundgehalten

Gehalte von 0 bis 90 cm Bodentiefe

Naturnahe Hintergrundwerte werden bereits bei Tiefenprofilen erreicht, die mindestens 300 m von der Tränke entfernt liegen. Die Durchschnittswerte aller naturnahen Arenosolstandorte der DP-, DPD- und TSP-Profile bis 90 cm Bodentiefe liegen bei **2,65 mg NO₃-N kg⁻¹** Bodenmaterial (s = 2,23). Das entspricht **39 kg NO₃-N ha⁻¹**, die durchschnittlich in der obersten Bodenschicht bis etwa 90 cm Profiltiefe

⁵⁷ Zur Mittelwertbildung der Tiefenabschnitte wurden 6 Kraalprofile herangezogen: DP15, DPD2, DPD6, und DPD11 je bis 5 m, DP1 und DP2 je nur bis 4 m Bodentiefe.

enthalten sind. Zum Vergleich hat ein mitteleuropäischer Ackerstandort auf Sandboden in Hohenzethen, Norddeutschland, mit mittleren langjährigen Niederschlagshöhen von ca. 600 mm, durchschnittlich $29 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ von 0 bis 90 cm (KÖHLER, DUIJNISVELD und BÖTTCHER, 2006).

Allgemein sind die zentralen Kraals der Cattle Posts im hohen Umfang mit Nitrat kontaminiert. In den untersuchten Böden der naturnahen Standorte und im Besonderen in deren Oberböden ist ein gewisser Anteil organischer Substanz vorhanden, der für eine Mineralisation zur Verfügung steht. Im Bereich der Viehtränken (Kraals: $54 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$, bezogen auf 90 cm Bodentiefe; ca. $800 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$) wurden deutlich höhere Nitratmengen im Vergleich zu naturnahen Arenosolstandorten gemessen.

Gehalte von 0 bis 5 m Bodentiefe

In den tiefgründigen Arenosolen des Untersuchungsgebietes sind auch unterhalb von einem Meter Bodentiefe messbare Nitratmengen vorhanden. Die Hintergrundgehalte der Böden naturnaher Standorte bis ca. 5 m, bestimmt an den Tiefenprofilen DP 3, 4, 5, 6, 9, 10, 11, 12 und 13, liegen in einem Bereich zwischen $0,25 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ und $1,8 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ bei einem Mittel von $1,1 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ ($s = 0,46$). Dies entspricht einer Nitratmenge von $82,5 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$, bezogen auf 5 m Bodentiefe und $16,3 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ⁵⁸, als durchschnittlicher Wert pro 1 m Bodentiefe. Diese Gesamtmenge, wenn auch verteilt über eine sehr große Bodentiefe, kann im Vergleich mit der oben genannten Stickstoffmenge in Sandböden bei Hohenzethen, für schwach entwickelte Sandböden unter semiariden Verhältnissen ohne ackerbauliche Nutzung als relativ hoch angesehen werden. Denn unter den humiden Bedingungen bei Hohenzethen sind unterhalb von 90 cm Bodentiefe nur geringe Nitratmengen zu erwarten.

Die Tiefenprofile der Kraale (DP 1, 2, 7, und 15) erreichen ein Mittel von $54 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$. Somit sind die Nitratmengen im unmittelbaren Kraalbereich um den **Faktor 50** höher als der mittlere Hintergrundwert der DP-Profile bis 5 m Bodentiefe.

Dabei beziehen sich die angegebenen Hintergrundwerte ausschließlich auf Mittelwerte der DP-Profile bis 5 m Bodentiefe. Der Mittelwert aller Bodenprofile (DP, DPD, TSP) bis nur 1 m Bodentiefe liegt dagegen bei $3,8 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (Kapitel 5.9.2).

Zum Vergleich werden nachfolgend „Faustzahlen“ für Acker- und Waldböden gemäßigt humider europäischer Klimabedingungen genannt.

5.10 N- Mineralisationsraten der Inkubationsversuche

Die Bestimmung der Stickstoff-Mineralisationsraten unter Laborbedingungen (Kapitel 4.9) erfolgte an den 2002 beprobten Bodenprofilen natürlicher Arenosol- Standorte. Sie wurde durchgeführt an naturnahen „S“-Profilproben unterschiedlicher Bodentiefen bis maximal 60 cm Tiefe und in einer zweiten

⁵⁸ bei einer geschätzten mittleren Lagerungsdichte von $1,5 \text{ g cm}^3$

Bebrütungskampagne an den 2003 beprobten „DP“-Profilen⁵⁹. Bei den „DP“-Profilen wurden nur die Oberböden naturnaher Arenosole (0-30cm) sowie verschiedene Tiefen eines Kraalstandortes und eines Pfannenstandortes bis 90 cm Profiltiefe inkubiert. Während die ersten Inkubationen nur über eine Dauer von 114 Tagen erfolgten, wobei 4 Auswaschungen und Analysen stattfanden, wurde die zweite Versuchsreihe erst nach 265 Tagen mit insgesamt 7 Auswaschungen beendet. Dies erwies sich insbesondere für die belasteten Standorte der Pfanne und des Kraals als wichtig, denn diese lieferten auch nach über 114 Tagen noch wesentliche Mengen an mineralisierbarem N (Abb. 5.51).

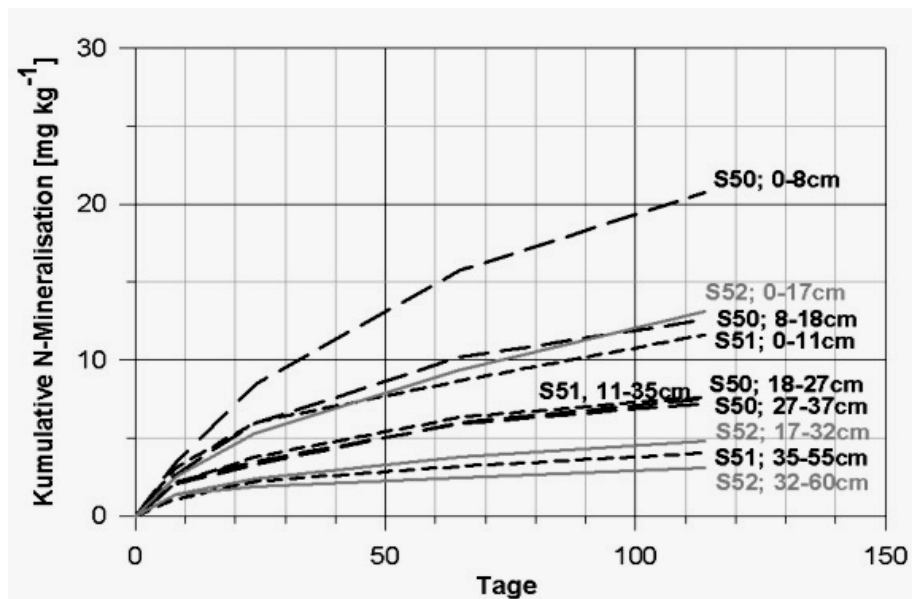


Abb. 5.49: Mittelwerte kumulativer N-Mineralisationsmengen (mg N kg^{-1}) in unterschiedlichen Bodentiefen der (semi-) naturnahen „S“-Profile (jeweils drei Wiederholungen) - Cumulative N-mineralization (mg N kg^{-1}) of different soil depths of (semi-) natural “S” profiles (three repetitions each).

Bei Betrachtung aller Werte fällt auf, dass bei allen Böden anfangs die Kurven am steilsten verlaufen und von Auswaschungen zu Auswaschungen flacher werden. Dies ist auf den abnehmenden mineralisierbaren N-Vorrat zurückzuführen. Im Laufe der weiteren Auswaschungen sinken die Mineralisationsraten etwa exponentiell. Nach 114 Tagen werden Mineralisationsmengen von $3,05 \text{ mg N kg}^{-1}$ bis $20,7 \text{ mg N kg}^{-1}$ mit einem Mittelwert von $9,2 \text{ mg N kg}^{-1}$ ($s = 5,1$) gemessen. Bei den 6 naturnahen DP-Profilen (Abb. 5.50), die sich alle auf die gleiche Bodentiefe von 0 – 30 cm beziehen, fällt die Spannweite mit $7,4 \text{ mg N kg}^{-1}$ bis $16,1 \text{ mg N kg}^{-1}$ um den Mittelwert $11,3 \text{ mg N kg}^{-1}$ ($s = 3,0$) wesentlich geringer aus. Dieser Unterschied zeigt, dass die Streuung der Werte nicht nur auf Differenzen zwischen den einzelnen Bodenprofilstandorten wie z.B. den organischen N-Gehalten, sondern hauptsächlich auf einen Tiefengradienten der Mineralisation zurückzuführen ist. Das Diagramm in Abb. 5.52 (A) zeigt die auf kg ha^{-1} pro cm Bodenschicht umgerechneten Mineralisationswerte nach 114 Tagen abgetragen

⁵⁹ „S“-Profile (= Soil Profiles): Aufgegrabene Bodenprofile, horizontweise im August 2002 beprobt.

gegen die Bodentiefe. Deutlich wird der Zusammenhang zwischen zunehmender Bodentiefe und einhergehend abnehmender Mineralisation. Hierbei fügt sich der Mittelwert aus den 5 DP-Profilen (größere Raute), die aus einer gemittelten Tiefe von 15 cm stammen, gut in die Kurve der S-Profile ein. Beim Vergleich der Mineralisationsraten der Oberböden (0-30 cm) der DP- Profile nach 212 Tagen fällt auf, dass alle „natürlichen“ Hintergrundwerte der Arenosolstandorte DP8, DP9, DP10, DP12 und DP14 sich in einem Rahmen von $7,7 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ kg}^{-1}$ bis $18,5 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ kg}^{-1}$ bewegen, während Oberbodenmaterial aus dem Kraalbereich der Makhi Test Farm DP15 maximal $36,5 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ kg}^{-1}$ und der tonhaltige Standort des Pfannenbodens DP7 $100,1 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ kg}^{-1}$ Bodenmaterial aufweisen.

Zum Kraalbereich der Makhi Experimental Farm ist allerdings anzumerken, dass in diesem die Rinder nur zum Tränken, nicht aber, wie in kommerziellen Cattle Posts zum Übernachten ausharren. Somit liegen die organischen N-Gehalte im Ausgangsmaterial mit $0,053 \% \text{ N}$ 45-fach geringer als bei den anderen untersuchten Kraalen ($2,4 \% \text{ N}$), wo entsprechend auch wesentlich höhere Mineralisationsraten zu erwarten sein dürften.

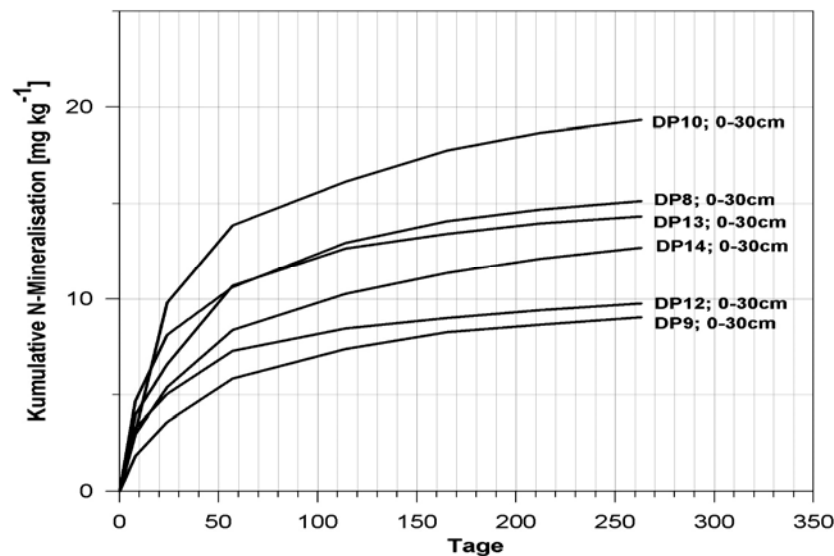


Abb. 5.50: Wie Abb. 5.49, mit (semi-) naturnaher „DP“ Profilserie. Mittelwerte kumulativer N-Mineralisationsmengen in mg N kg^{-1} von aus jeweils gleicher Bodentiefe (0 – 30 cm) stammenden Bodenmaterial der „DP“-Profile von jeweils drei Wiederholungen mit der Inkubationsdauer in Tagen - Like Abb. 5.49, with (semi-) natural „DP“ profile series. Averages of cumulative amounts of N-mineralization in mg N kg^{-1} from soil material of same depths and three repetitions each vs. the time of incubation in days.

“DP“-Profile (= Depth Profiles): Handgebohrte Bodenprofile, beprobt im November und Dezember 2002, in Tiefenabschnitten von 30 cm bis zu 150 cm Profiltiefe und in 50 cm Tiefenabschnitten von 150 cm bis maximal 700 cm.

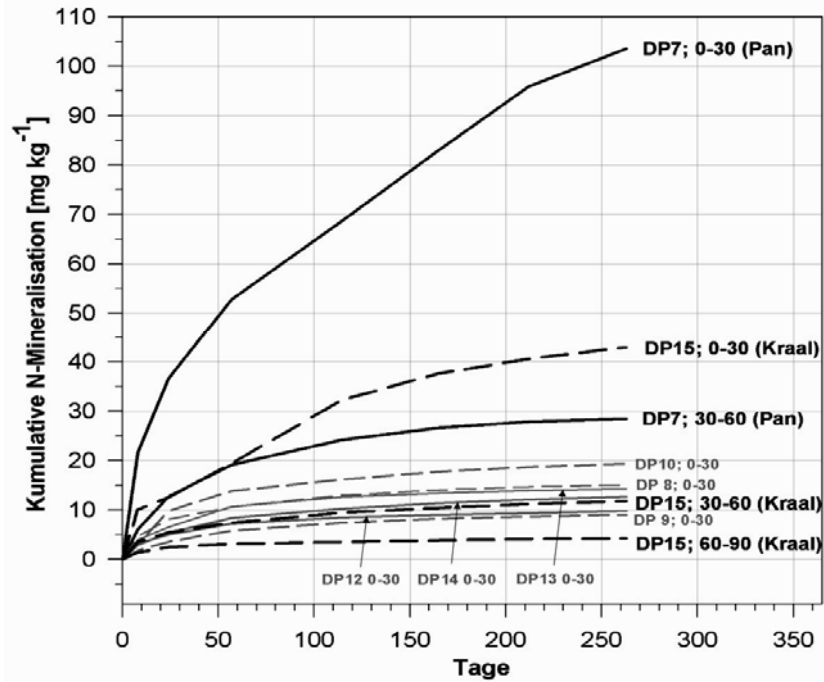
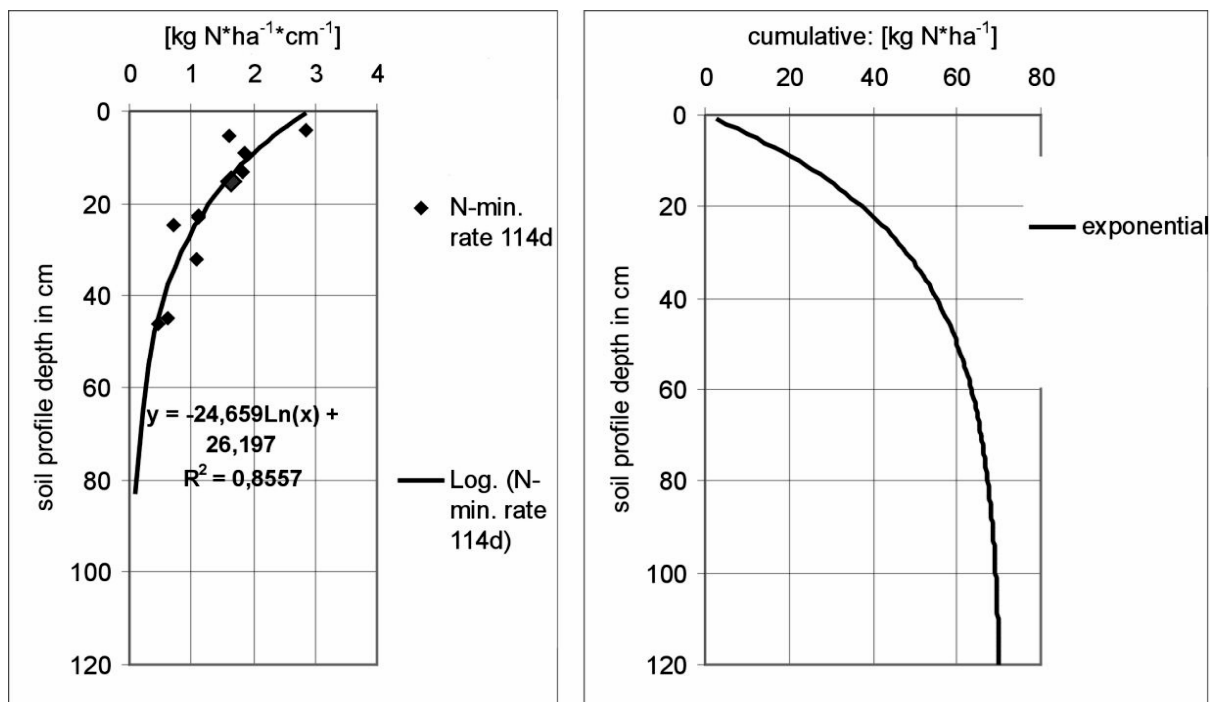


Abb. 5.51: Kumulative N-Mineralisationsraten, Mittelwerte aus jeweils drei Wiederholungen. Wie Abb. 5.50, aber zusätzlich mit vom Dung kontaminierten Kraal der Makhi Experimental Farm (DP15) sowie der Pfanne der Serwe Pan Farm (DP7) aus unterschiedlichen Bodentiefen. - Cumulative N-mineralization rates, averages of three repetitions each. Like Abb. 5.50, but additionally with the dung contaminated kraal of Makhi Experimental Farm (DP15) and from the also contaminated pan of Serwe Pan Farm (DP7).



A

B

Abb. 5.52: (A) Einzelne N-Mineralisationswerte von Arenosolproben verschiedener Tiefen nach 114 Tagen Inkubationsdauer bei Θ_{FC} sowie der Graph deren logarithmisch angepasste Funktion, (B) Aus der Gleichung von „A“ abgeleitete kumulierte Werte des mineralisierbaren N über die zunehmende

Bodentiefe nach 114 Tagen. - (A) Single values of N-mineralization (x-axis) of Arenosol samples from different soil depths (y-axis) after 114 days of incubation at Θ_{FC} , and the graph of their fitted logarithmic function, (B) From equation of "(A)" derived graph is showing the cumulative values of mineralizable N (x-axis) with increasing soil depth (y-axis) after 114 days.

Mineralisation pro Hektar

In Abb. 5.52 A werden die aus den in Abb. 5.49 dargestellten N-Mineralisationsraten der „S“-Profile auf den Hektar und 1 cm Bodentiefenabschnitt bezogen, wobei die Zeitspanne von 114 Tagen als vergleichbar mit einer mittleren langjährig gemessenen Durchfeuchtungsphase des Bodens im Untersuchungsgebiet angesehen wird. (vgl. Kapitel 6.2.2). Die nun auf den Hektar bezogenen Stickstoffmengen werden den entsprechenden Tiefen der Bodenproben zugeordnet. Die angepasste Tiefenfunktion $y = -24,659 \ln(x) + 26,197$ zeigt die steile Abnahme der N-Mineralisation mit zunehmender Bodentiefe.

Im Diagramm von Abb. 5.52 (B) sind die Mineralisationwerte der Tiefenfunktion, aufsummiert über die Tiefe, dargestellt. Der Tiefengradient der maximal möglichen kumulativen Mineralisation in $\text{kg ha}^{-1} \text{cm}^{-1}$ (in 114 Tagen) wird durch die exponentielle Formel $y = 2,719 e^{-0,03766x}$ beschrieben, wobei x für die Bodentiefe in cm steht. Umgerechnet auf eine Fläche von einem Hektar wird, bezogen auf Laborbedingungen, **71 kg Stickstoff pro Jahr** durch Mineralisation im Arenosol umgesetzt. Davon würde mit mehr als 36 kg mehr als die Hälfte des mineralisierbaren N bereits in 0 bis 20 cm Bodentiefe von Mikroorganismen produziert. Unterhalb 60 cm Bodentiefe wird nur noch 10 % der Gesamtsumme von knapp $71 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ mineralisiert. Die aus den Inkubationswerten abgeleitete Kurve zeigt deutlich die mit zunehmender Bodentiefe exponentielle Abnahme, so dass unterhalb von 80 cm bis 90 cm Bodentiefe nur noch unbedeutende Mineralisationsraten zu erwarten sind.

5.11 Bodenwasser und dessen Stoffkonzentrationen

5.11.1 Verteilung der Bodenfeuchten

Gegenüberstellung der Transektbohrungen

Die Beprobung der Tiefenprofile erfolgte in der Zeit des zögerlichen Einsetzens der Regenzeit zwischen November bis Dezember 2002 (handgebohrte DP-Transektprofile) bzw. Oktober bis Dezember 2003 (maschinelle DPD-Tiefenprofile). An den Orten mit erwarteter Nitratanreicherung wurden durchweg höhere Bodenfeuchten gemessen (Abb. 5.53). Dies ist der Grund, warum die Unterschiede bei den Stoffkonzentrationen im Bodenwasser wesentlich geringer ausgeprägt erscheinen, als die Anreicherung in Bezug auf die trockene Bodenmasse (vgl. Abb. 5.55 & Abb. 5.56).

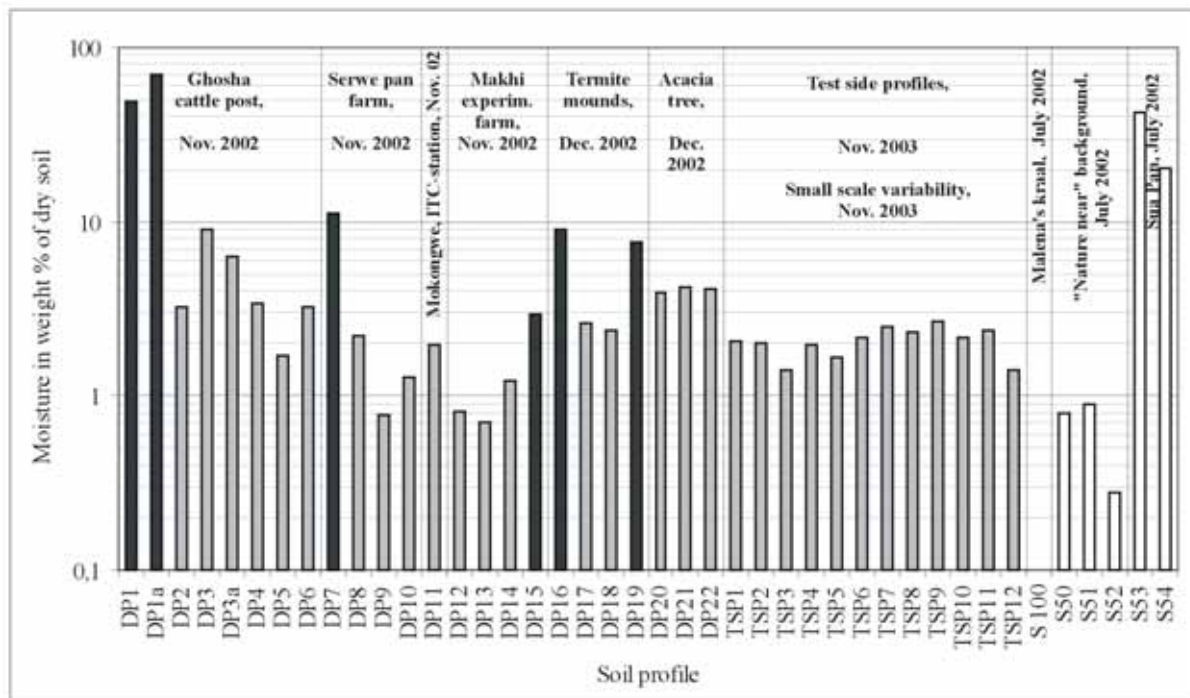


Abb. 5.53: Gemittelte Werte (von 0 – 90 cm Bodentiefe) der Bodenfeuchte der handgebohrten Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S50 – S55. Angaben in Gewichtsprozent. Die dunkelgrauen Balken markieren die zuvor vermuteten Standorte mit erhöhten Nitratwerten. - Averaged values (of 0 to 90 cm soil depth) of the soil moisture of the hand-augered depth profiles DP1 - DP22, TSP1 – TSP 12 as well as S50 – S55. Values as weight-percent. Dark-gray bars mark the presumed sites of high nitrate values.

Einzel-Profilwerte der Bodenfeuchten über die Bodentiefe

Aus den unterschiedlichen Profilen wird daher ersichtlich, dass gerade im Oberbodenbereich die Feuchtegehalte je nach Standort voneinander abweichen (siehe Abb. A1 bis A22 im Anhang).

So können beim Ghosha Transekt bis etwa 1 m Bodentiefe mit 2 % bis 11 % (Gewichtsprozent) im Verhältnis zu tieferen Bodenschichten mit um 1 Gewichtsprozent durchweg höhere Wassergehalte beobachtet werden. Bei der Klimastation „DP11“ sowie der 30 km westlich gelegenen Makhi Experimental Farm sind die Verhältnisse der Bodenfeuchte umgekehrt. Aufgrund geringerer oder ausbleibender Niederschläge sind hier die oberen Bodenabschnitte mit etwa 0,5 bis 2 % im Verhältnis eher trockener. Bei Maipatelo, ca. 200 km SSW vom Arbeitsgebiet bei Serowe entfernt wurde anhand Neutronensondenmessungen durchgehend bis in eine Tiefe von 8 m die Bodenfeuchte über einen Zeitraum von 6 Jahren gemessen. (SELAOLO, 1998). Hierbei konnte eine Durchfeuchtung mit 5 Vol. % (ca. 3 Gewichts-%) bis in eine Tiefe von bis zu 4 m Tiefe nachgewiesen werden. Nach einer besonders ausgeprägten Regenperiode 1990/1991 kam es dabei zu einer anhaltend tiefgründigen Durchfeuchtung des Profiles von fast einem Jahr Dauer. In einigen Jahren blieb die Durchfeuchtung ganz aus oder dauerte nur einige Monate.

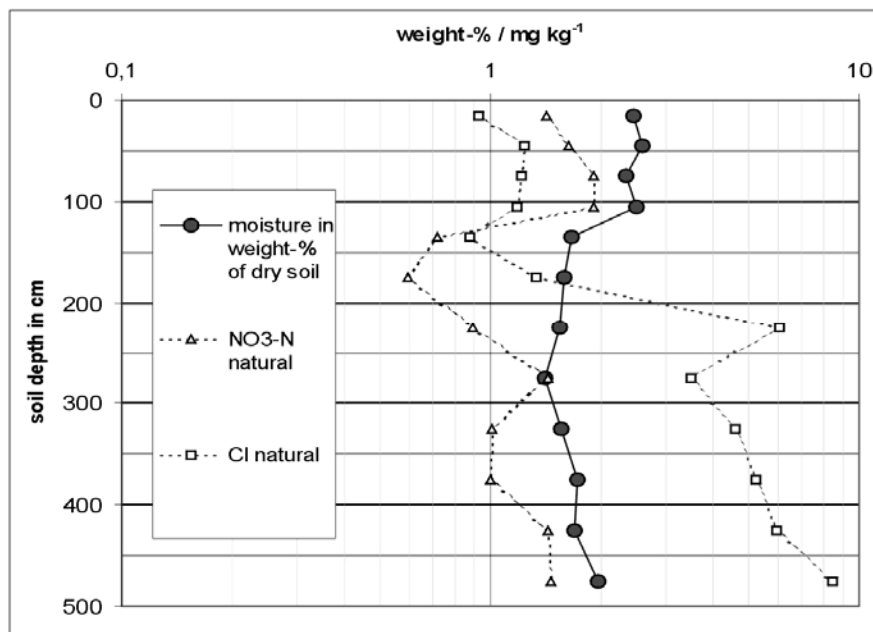


Abb. 5.54: Gemittelte Bodenwassergehalte (sowie Nitrat-N- und Chloridgehalte) von den Tiefenabschnitten naturnaher Arenosole von DP und DPD Tiefenprofilen*. - Averaged contents of soil moisture (as well as nitrate-N and chloride contents) of depth sectors of natural-near Arenosols of DP and DPD depth profiles*.

*DP3, DP3a, DP4, DP5, DP6, DP6, DP10, DP11, DP12, DP13, DP14, DPD1, DPD7, DPD9, DPD10, (n = 14)

Durchschnittswerte der Bodenfeuchte über die Bodentiefe

In Abb. 5.54 sind die tiefenabschnittsweise gemittelten Bodenfeuchten aus 14 naturnahen Arenosolstandorten dargestellt. Dabei ist die Durchfeuchtung in den obersten 100 cm Bodentiefe mit 2,5 Gewichts-% etwas höher als darunter, wo bis ca. 5 m Bodentiefe nur 1,5 Gewichts-% gemessen wurden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die zur Mittelwertbildung herangezogenen Werte aus Beprobungen stammen, die zu unterschiedlichen Phasen der beginnenden Regenzeit stammten. Den geringen Bodenfeuchten steht das sehr geringe Wasserspeichervermögen der Arenosole gegenüber, so dass zumindest bei den feuchteren Standorten eine Versickerung nicht ausgeschlossen werden kann (vgl. Kapitel 5.13).

5.11.2 Verteilung von Stoffkonzentrationen der Bodenlösungen

Eine Übersicht der Bodenprofil-Transekte und ihrer durchschnittlichen Nitrat-N-, bzw. Chloridkonzentrationen in der Bodenlösung ganzer Bodenprofile ist in Abb. 5.55 und Abb. 5.56 gegeben. Dabei sind bei den Nitrat- und Chloridkonzentrationen des Bodenwassers vergleichbare Verteilungen wie bei denen der Bodenfestsubstanz (vgl. Kapitel 5.6.2) gegeben. Allerdings ist deutlich zu erkennen, dass die Unterschiede der Stoffkonzentrationen beim Bezug auf die Bodenfeuchte (Standartabweichung der logarithmierten $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen: $s = 27,6\%$) gegenüber dem Bezug auf die Festsubstanz des Bodens (Standartabweichung der logarithmierten $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen: $s = 65,5\%$) weniger variieren. So sind die Erhöhungen der Konzentrationen im Bodenwasser gegenüber den Konzentrationen in Bezug auf trockene Bodenmasse von Orten erwarteter Kontamination gegenüber den naturnahen Bereichen deutlich geringer ausgeprägt. Dieses ist auf die mit der Kontamination einhergehenden höheren Bodenfeuchten, die eine größere Verdünnung bewirken, zurückzuführen. Durch Dung und Urin der Rinder wird auch zusätzliches Wasser in den Boden eingetragen, das zudem infolge fehlender Vegetation keiner Transpiration unterliegt. Daher kann im Bereich von Cattle Posts und natürlicher Tränken wie Pfannen von erhöhten Versickerungsraten ausgegangen werden (Kapitel 5.15).

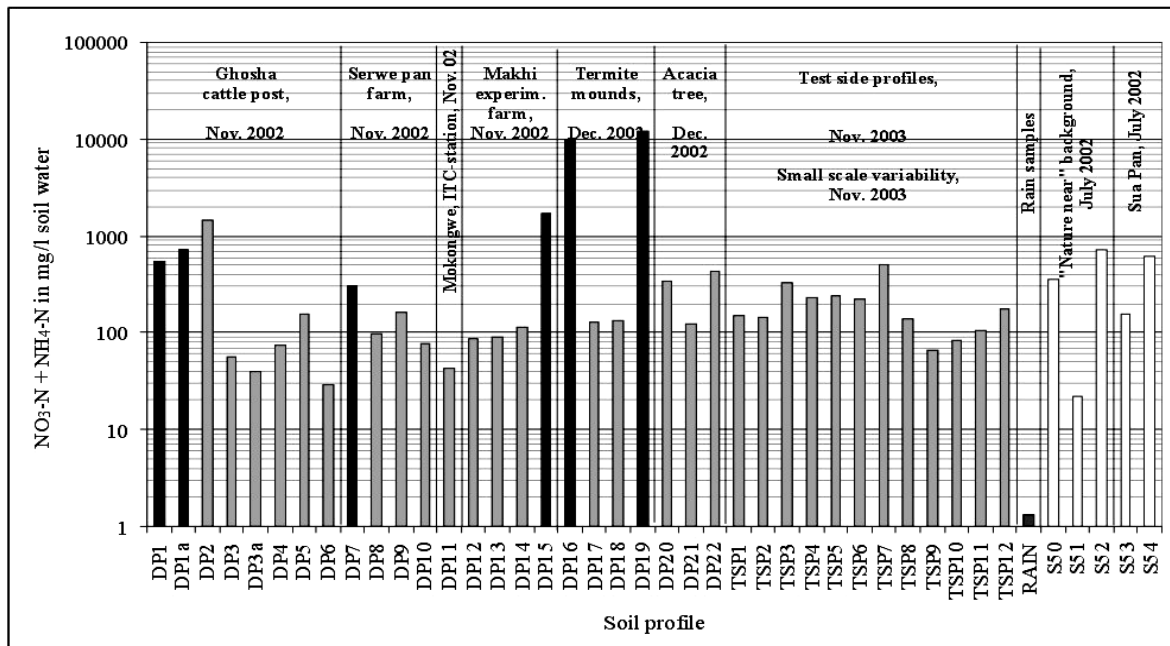


Abb. 5.55: Gemittelte mineralische Stickstoffkonzentrationen (von 0 – 90 cm Bodentiefe) im Boden- und Regenwasser (RAIN) der handgebohrten Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S. Angaben in mg (NO₃-N + NH₄-N) L⁻¹. Die dunkelgrauen Balken markieren die zuvor vermuteten Standorte mit erhöhten Nitratwerten. - Averaged concentrations of mineral nitrogen (0 to 90 cm soil depth) in the soil water and rain water of the hand-augered depth profiles DP1 - DP22, TSP1 – TSP 12 and S. Values as mg (NO₃-N + NH₄-N) L⁻¹, dark-gray bars mark the presumed sites of high nitrate values

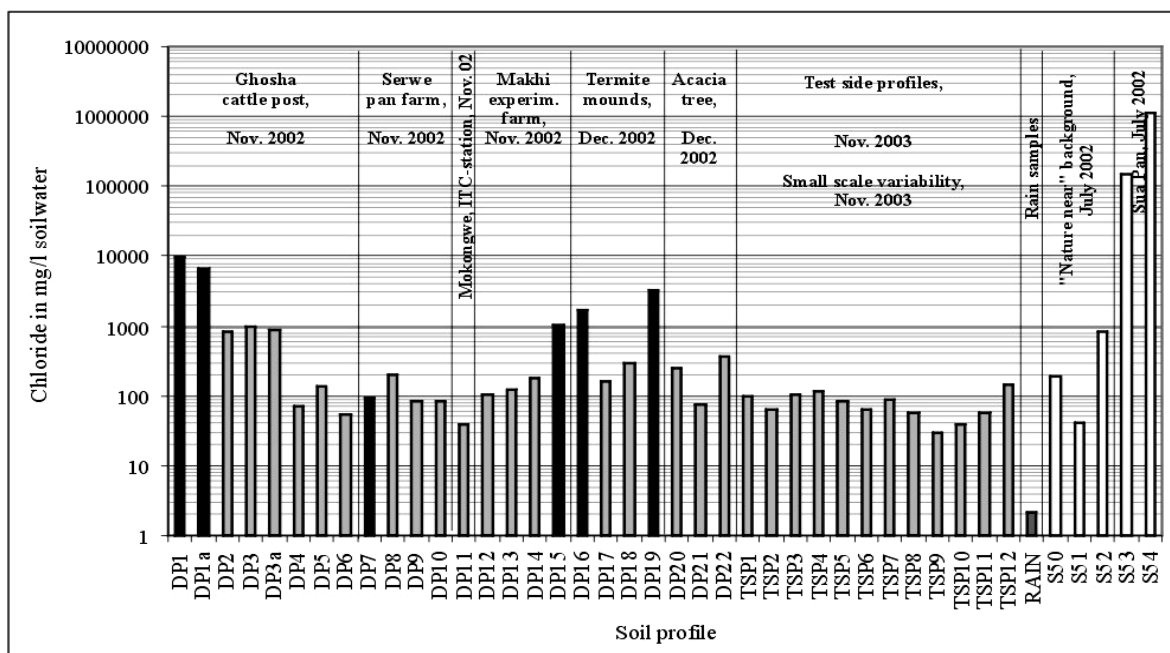


Abb. 5.56: Gemittelte Chloridkonzentrationen (von 0 – 90 cm Bodentiefe) im Bodenwasser und im Regenwasser (RAIN) der handgebohrten Tiefenprofile DP1 – 22, TSP1 – TSP12 und S. + Angaben mg Cl L⁻¹, die dunkelgrauen Balken markieren die zuvor vermuteten Standorte mit erhöhten Nitratwerten. - Averaged mineral nitrogen concentrations (of 0 to 90 cm soil depth) in the soil- and the rain water (RAIN) of the hand-augered depth profiles DP1 - DP22, TSP1 – TSP 12 and S. Values as mg Cl L⁻¹, dark-gray bars mark the presumed sites of high nitrate values.

Standorte im Kraal oder unmittelbarer Nähe zur Viehtränke

Beim tränkennahen Profil DP2 des Ghosha Cattle Post (Anhang, A2) lässt sich deutlich ersehen, dass die Kurvenverläufe von Bodenfeuchte, Nitrat- und Chloridkonzentration bezogen auf die Bodenmasse über die gesamte Tiefe nahezu parallel verlaufen. Dabei allerdings mit der Einschränkung, dass der Wassergehalt ab einer Tiefe von 75 cm weniger schwankt als die beiden Konzentrationen von $\text{NO}_3\text{-N}$ und Cl. Dagegen nimmt oberhalb von 75 cm der Wassergehalt deutlich stärker zu, als die Salzkonzentrationen des Bodens, was zu den niedrigeren Bodenwasser-Lösungskonzentrationen von Chlorid und Nitrat führt.

Die über den gesamten Verlauf des Tiefenprofils proportional gleichen Konzentrationskurven zeigen, dass sich beim Standort von DP2 das Nitrat wie das Chlorid und damit ähnlich wie ein beständiges, von biologischen Umsetzungen nicht betroffenes Salz verhält (vgl. Kapitel 5.6.2). Darüber hinaus sind die Konzentrationen in den Bodenlösungen mit den Wassergehalten des Bodens unterhalb einer Tiefe von 75 cm positiv korreliert. Dieser Sachverhalt widerspricht der Annahme, dass durch Evapotranspiration die Wassergehalte in bestimmten Tiefen-Abschnitten sinken und somit die Lösungskonzentrationen nur beim Chlorid ansteigen müssten, da dieses im Gegensatz zum Nitrat nicht von den Pflanzen aufgenommen wird.

Insgesamt ist die Bodenfeuchte bei DP2 mit durchschnittlich 3,3 % wesentlich höher als die mittleren Werte der mehr als einen Kilometer entfernten Standorte, die durchschnittlich nur 1,4 % Bodenfeuchte besitzen. Somit existiert in Kraalnähe eine stark durch mineralischen Stickstoff angereicherte Bodenlösung, die sich zum großen Teil aus Einträgen von Rinderdung und Rinderurin zusammensetzt, dagegen nur zu einem geringen Anteil aus Niederschlagswasser. Durch Verdunstung kaum beeinflusst, dürfte deren vertikale Bewegungskomponente aufgrund der hohen Durchfeuchtung abwärts gerichtet sein.

Die geringeren Lösungskonzentrationen beim Nitrat bis 75 cm Tiefe können auf die noch nicht vollständige Mineralisierung zurückgeführt werden, wofür auch die höheren Ammoniumwerte als Mineralisierungs-Zwischenprodukt sprechen.

Die ausgeprägten Schwankungen der Bodenfeuchte über das gesamte Profil DP2 (Anhang, A2) können sich als nach unten hin verlagernde „Wellen“ darstellen, die aus einem Wechsel von Regen- und Trockenzeiten herrühren. Anhand von halbjährlich, in den Übergangsphasen von Regen- und Trockenzeiten durchgeführten Wiederholungen der Beprobungen könnte die Dynamik dieser Abwärtsbewegung erfasst werden.

DP1 wurde bereits im Juli beprobt, d.h. bereits einige Monate vor den anderen Profilen. Trotz gravierender Unterschiede, wie den viel höheren Wassergehalten im Oberboden korrespondierend mit sehr geringen Nitratwerten sind hier doch Gemeinsamkeiten mit den anderen Standorten festzustellen. So verlaufen die Kurven der Wassergehalte zu den N_{min} -Gehalten (= $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) parallel, wie im Falle von DP2. Darüber hinaus ist auch die Konzentration in der Lösung mit dem Wassergehalt höher.

Wie im Beispiel DP2 ist auch beim Kraal-Profil DP15 mit 5,2 % die durchschnittliche Bodenfeuchte 2½-fach gegenüber den entfernten Standorten mit durchschnittlich 2,1 % erhöht. Auch in diesem Beispiel verlaufen die Wasser-, Nitrat- und Chloridgehaltskurven parallel, der Zusammenhang ist jedoch weniger stark ausgeprägt wie bei DP2.

Oberhalb von 75 cm ist bei DP15, im Gegensatz zu DP2, ein umgekehrter Verlauf der nach oben hin abnehmenden Bodenfeuchte gegenüber den stark zunehmenden Salzgehalten erkennbar. Hierbei könnte die Verdunstung in den oberen Bodenschichten bei der Aufkonzentration der Bodenlösung eine Rolle spielen.

Profil in Kraalnähe

Der Standort von DP3 liegt im durch Viehtritt stark degradierten Bereich und, mit nur 111 m Entfernung zum zentralen Kraal, innerhalb des zentralen Einzugsbereiches vom Ghosha Cattle Post.

Dem Profil kommt durch die Besonderheit der vertikalen Verteilungen von Wasser- und Stoffkonzentrationen (Anhang, A3) eine Schlüsselrolle im Verständnis der Nitratproblematik zu. So ist bis zu einer Tiefe von einem Meter eine zunehmende Konzentration von Chlorid und Nitrat in der Bodenlösung, bei leicht zunehmenden Wassergehalt festzustellen. Ab dieser Tiefe ist bei Wassergehalt sowie Chlorid- und Nitratgehalt des Bodens ein paralleler Rückgang sichtbar, so dass sich die Lösungskonzentrationen nicht wesentlich ändern. Ab einer Tiefe von ca. 175 cm bis 250 cm, ist jedoch bei weiterer Abnahme der Bodenfeuchte eine sehr starke Zunahme der Chloridkonzentration festzustellen, die mit einer nur relativ leichten Zunahme der Nitratkonzentration im Bodenwasser einhergeht. Bei abnehmender Bodenfeuchte infolge ETP müsste jedoch der Nitratgehalt mit den Chloridgehalten im gleichen Maße ansteigen, wenn keine Aufnahme des Nitrats durch Pflanzenwurzeln erfolgen würde. Es ist daher beim Standort von DP3 denkbar, dass in der Bodentiefe von 250 cm die maximale Durchwurzelungstiefe der Büsche und Bäume erreicht wird, so dass bis zu dieser Tiefe zwar Nitrat durch die Wurzeln aufgenommen wird, Chlorid jedoch zum überwiegenden Anteil in der Bodenlösung zurückbleibt: „Most plants do exclude about 98% of the salt (Chlorides) in the soil solution, allowing only 2% to be transported in the xylem to the shoots.“ (MUNNS, 2002).

Unterhalb dieser maximalen Durchwurzelungstiefe von 250 cm verändert sich die Nitratkonzentration von ca. 80 mg NO₃-N L⁻¹ bis zum Ende des Profils in 700 cm Tiefe trotz schwankender Wassergehalte nur noch sehr geringfügig. Es ist zu vermuten, dass die Lösung ab dieser Tiefe keinerlei mikrobiellen Beeinflussung oder Aufnahme durch Pflanzenwurzeln mehr ausgesetzt ist. Vielmehr kann unterhalb des maximal durchwurzelten Bereiches von einer gleichmäßigen Versickerung von Bodenwasser ausgegangen werden, das den durchwurzelten Bereich mit einer mittleren Konzentration von der bereits erwähnten etwa 80 mg NO₃-N L⁻¹ verlässt. Möglicherweise nehmen die Wurzeln der dort vorkommenden Vegetation das Nitrat des langsam versickernden Bodenwassers bis zum Erreichen dieses „Schwellenwertes“ regulierend auf. Dagegen wird das Chlorid von den Wurzeln nicht aufgenommen,

so dass dessen Lösungskonzentration über die weitere Versickerungstrecke, je nach den Evapotranspirationsraten während des ursprünglichen Passierens des Wurzelraumes schwankt.

Die kraalfernen Standorte

Bei den weniger durch Viehsammelplätze beeinflussten Standorten macht sich ein oft gegenläufiger Verlauf von Wassergehalten und den entsprechenden Lösungskonzentrationen bemerkbar. Im Falle von Ghosha Cattle Post ist dies bei DP5 sowie DP6 über das gesamte Profil und bei DP4 bezogen auf die obersten 80 cm gut ausgeprägt, jedoch im Falle der Pan- und Testfarmprofile weniger gut negativ korreliert. Der Zusammenhang ist bei den Chloridkonzentrationen meistens besser ausgeprägt als beim Nitrat. Diese sind besonders bis zur maximalen Durchwurzelungstiefe von 10 m bis 15 m (vgl. Kapitel 6.2.4, „Stickstoff in Wurzeln“) von wesentlich stärkeren Schwankungen über die Tiefe betroffen als das wohl mehr durch ausschließlich Verdunstung angereicherte Chlorid (Kapitel 4.16.1 & Kapitel 5.13.1, Chlorid-Massen-Bilanz (CMB) Berechnung der Versickerung).

Unterhalb der geschätzten Durchwurzelungstiefe ähnelt die Nitratkonzentration eher wieder dem Verlauf der Chloridkonzentrationen.

Teilweise sind jedoch in größeren Tiefen noch starke Konzentrationsänderungen beider Salze zu erkennen, obwohl sich der Wassergehalt über die Tiefe kaum ändert (vgl. Anhang, A12: Profil DP12).

5.11.3 Vergleich der Wassergehaltsprofile und ihrer Lösungskonzentrationen

Zusammenfassend zu den Wassergehaltsprofilen ist hervorzuheben, dass die Standorte nahe der Kraale und Viehtränken deutlich höhere Bodenfeuchten als die entfernten Standorte aufweisen. Außerdem steigen die Lösungskonzentrationen bei den Viehtränken mit den Wassergehalten an, was den Faktor Verdunstung bei diesen Standorten eine eher untergeordnete Rolle zukommen lässt.

Bei den meisten kraalfernen Standorten ist der Faktor Evapotranspiration (Bodenverdunstung- und Verdunstung durch Pflanzen) proportional zur Erhöhung der Chlorid-Lösungskonzentration. Dies ist weniger beim Nitrat gegeben, wo im Bereich des Oberbodens und in durchwurzelten Bodentiefen darunter, unter anderem zusätzlich N-Mineralisation und Aufnahme von Nitrat durch Pflanzenwurzeln stattfindet. Das Zusammenwirken des komplexen Stickstoffhaushaltes (Kapitel 6.2 & Kapitel 7.2) äußert sich in diesen biologisch aktiven Bodentiefen in kleinräumigen Konzentrationsschwankungen des mineralischen Stickstoffes der Bodenlösung.

5.12 Hintergrund- und Kraalwerte der Nitrat- und Chloridkonzentrationen im Bodenwasser

Die durchschnittlichen Hintergrund-Nitratkonzentrationen im Bodenwasser aller naturnahen Bodenprofile weisen im Mittel einen Wert von **93 mg NO₃-N L⁻¹** (412 mg NO₃ L⁻¹) auf. Konzentrationen von **942 mg NO₃-N L⁻¹** (4.171 mg NO₃ L⁻¹) werden durchschnittlich im inneren Kraalbereich aller untersuchten Cattle Posts erreicht (vgl. Abb. 5.55 & Abb. 5.56). Daraus ergibt sich eine Erhöhung bei

der Bodenwasserkonzentration um einen Faktor von nur etwa 10, gegenüber des im Kapitel 5.9 berechneten Faktors 50 der Nitratmengen bezogen auf die Bodenmasse.

Diese relativ geringe Erhöhung der Bodenlösungskonzentrationen gegenüber natürlichen Standorten ist auf die durchschnittlich fünffach höhere Bodenfeuchte in Kraalbereichen zurückzuführen, da hier zusätzliches Wasser durch Rinderurin und -dung eingetragen wird. Außerdem befinden sich die Kraals in zwei Fällen in leichten Senken in denen eine höhere Durchfeuchtung durch möglichen Oberflächenzufluss gegeben ist. Diese Faktoren führen gerade am Ende der Trockenzeit zu wesentlich höheren Feuchten in Kraalen und Pfannen gegenüber den naturnahen Flächen.

5.13 Versickerung und Nitratauswaschung unter naturnahen Standorten

In semiariden Gebieten ist die Grundwasserneubildung wesentlich stärker von Einzelereignissen im Wettergeschehen, wie zum Beispiel Starkregenereignissen abhängig als in den gemäßigten Breiten, für die Modelle mit physikalischen Ansätzen angepasst und verwendet werden. So wird in einer Literatur-Vergleichsstudie über die Versickerung in der vadosen Zone und die Grundwasserneubildung in ariden und semiariden Gebieten (ALLISON, GEE und TYLER, 1994) darauf hingewiesen, dass indirekte physikalische Methoden, wie zum Beispiel Wasserbilanzen, die anhand hydraulischer Flussbestimmungen durch das Darcy-Gesetz erstellt werden, weniger erfolgreich sind als Tracermethoden, wie zum Beispiel Cl-, ³H- und ³⁶Cl-Bilanzen. Dabei ist die Chlorid-Massen-Bilanz-Methode (CMB), die auf Cl-Profilen in Böden basiert, die einfachste und kostengünstigste Methode (ALLISON, GEE und TYLER, 1994).

Diese Methode wird daher für den Grossteil des Untersuchungsgebietes angewendet, jedoch nicht für die im Arbeitsgebiet befindlichen Pfannen, für die anderen Ausgangsbedingungen gelten (Kapitel 5.14). Für die kontaminierten Kraals von Cattle Posts erfolgt die Berechnung mit der in Kapitel 5.15 beschriebenen Methode, wobei die Verlagerungstiefe der Nitratbelastung sowie das Cattle Post-Alter in die Berechnungen mit einfließen. Trotz der Einschränkungen, die semiaride Verhältnisse auf eine Modellierung des Bodenwasserhaushalts haben, fand mittels des Computerprogramms RETC eine Berechnung der ungesättigten Leitfähigkeiten statt, um Vergleichswerte für die CMB-Berechnungen zu erhalten (Kapitel 5.13.2).

5.13.1 Chlorid-Massen-Bilanz (CMB) Berechnung der Versickerung

Anwendung der CMB-Methode im Arbeitsgebiet

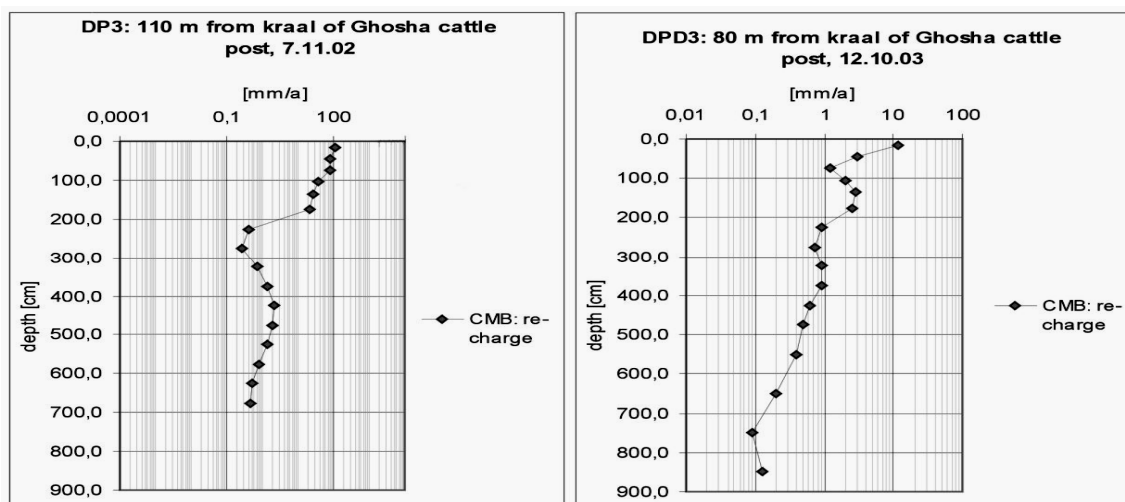
In dieser Studie wird bei den tiefgründigen Arenosolstandorten von einem gleichmäßigen Piston Flow durch die Wurzelzone ausgegangen, bei dem präferentielle Flüsse aufgrund der homogenen, relativ grobkörnigen Textur vernachlässigbar sind (HILLEL, 1998, S. 410 ff.), sowie Surface Runoff und Runon nur in kleineren Einzugsbereichen der Pfannen eine wesentliche Rolle spielen (Kapitel 5.14). Es

kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass unter bestimmten Bedingungen trotzdem präferentielle Flüsse auftreten. (Kapitel 5.13.1, Fehlerquellen der CMB-Ergebnisse).

Sickerwasserraten und Nitratauswaschung unter naturnahen Flächen der Kalahari

Für die CMB-Methode werden die Chlorideinträge und –Konzentrationen der Niederschläge sowie die Chloridkonzentrationen im Boden und Bodenwasser benötigt (Kapitel 4.16.1). Wie in Kapitel 5.1 beschrieben beträgt die mittlere Chlorid-Konzentration des Niederschlags im Arbeitsgebiet beträgt $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ und der Chloridanteil der Niederschlagsdeposition bei ca. 445 mm a^{-1} Niederschlagshöhe $9,8 \text{ kg Cl ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Im Folgenden werden repräsentative Bodenprofile des südöstlichen Arbeitsgebietes vorgestellt, an denen tiefenabschnittsweise (30 cm bzw. 50 cm) eine CMB erfolgt ist: Es handelt sich bei ihren Standorten ausschließlich um tiefgründige Arenosolprofile, die sich in Bereichen der Makhi Experimental Farm bis zur Mokongwa ITC-Station befinden, und die außerhalb der kontaminierten Bereiche der Kraals liegen. Dabei zeigen die Diagramme von Abb. 5.57 bis Abb. 5.59 die CMB- kalkulierten Versickerungsraten pro Jahr.

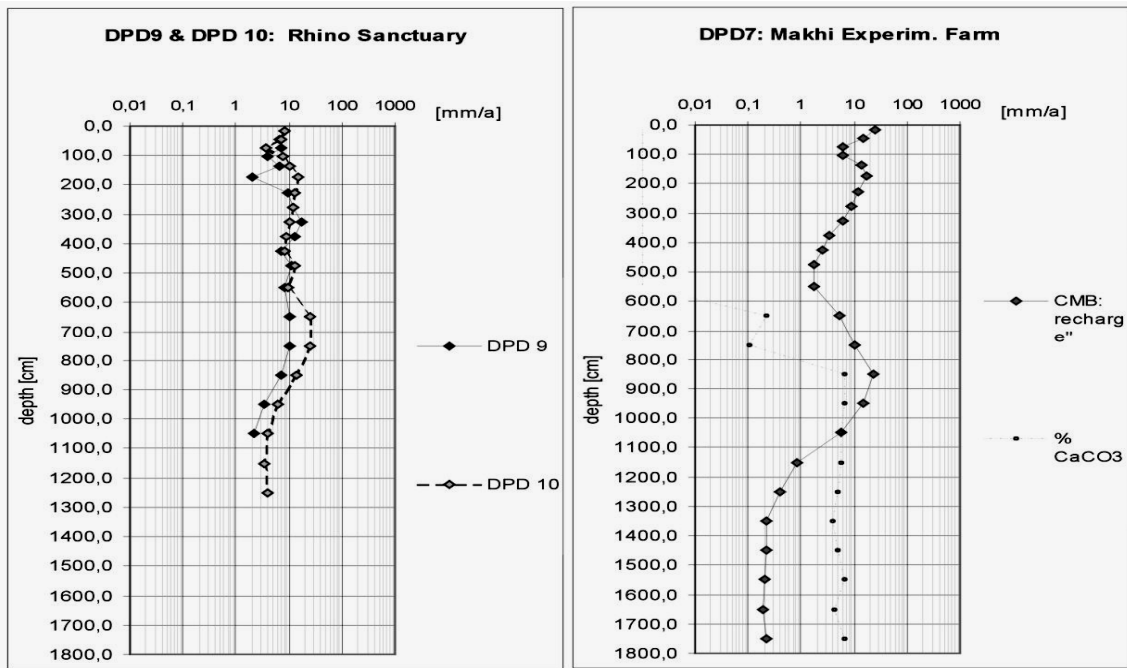


A

B

Abb. 5.57: Jährliche Sickerwasserraten* (in mm a^{-1}) bei DP3 (A), sowie bei DPD3 (B), die sich in Entfernungen von 110 m bzw. 80 m vom Kraal des Ghosha Cattle Post befinden. - Yearly amounts of infiltration* (in mm a^{-1}) at DP3 (A), and of DPD3 (B), which are respective 110 m and 80 m apart from the kraal of Ghosha Cattle Post.

*Sickerwasserrate in mm a^{-1} (x-Achse) über die Bodentiefe (y-Achse), berechnet mit Hilfe der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode (CMB) - Yearly amounts of infiltration in mm a^{-1} (x-axis) by soil profile depth in cm (y-axis), calculated by Chloride Mass Balance- (CMB-) method.



A

B

Abb. 5.58: Jährliche Sickerwasserraten* (in mm a^{-1}) bei DPD9 & DPD10, beim Rhino Sanctuary (A), sowie bei DPD7, innerhalb der Makhi Experimental Farm (B). - Yearly amounts of infiltration* (in mm a^{-1}) at DPD9 & DPD10, at Rhino Sanctuary (A), and of DPD7, inside the Makhi experimental Farm (B).

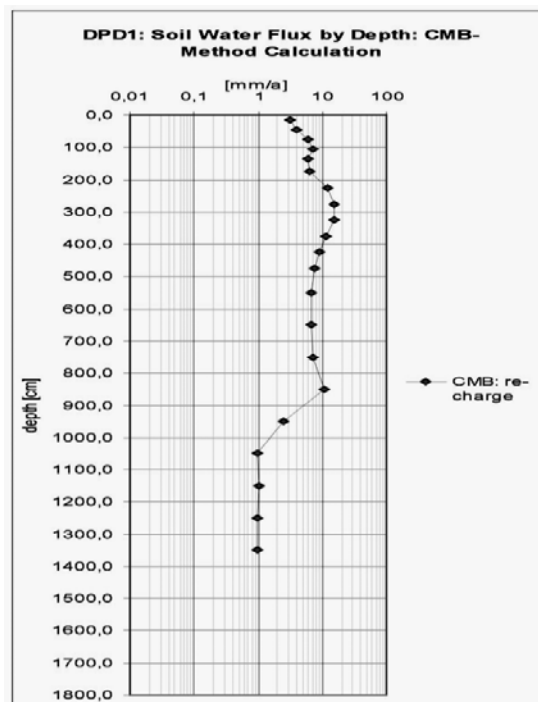


Abb. 5.59: Jährliche Sickerwasserraten* (in mm a^{-1}) bei DPD1, nahe Mokongwa ITC-station. - Yearly amounts of infiltration* (in mm a^{-1}) at DPD1, near Mokongwa ITC-station.

*Sickerwasserrate in mm a^{-1} (x-Achse) über die Bodentiefe (y-Achse), berechnet mit Hilfe der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode (CMB) - Yearly amounts of infiltration in mm a^{-1} (x-axis) by soil profile depth in cm (y-axis), calculated by Chloride Mass Balance- (CMB-) method.

In den oberen 8 bis 9 Metern werden bei allen Profilen Werte von ca. 2 bis 20 mm als jährliche Versickerung berechnet, wobei über die Tiefe größere Schwankungen zu verzeichnen sind. In dem darunter liegenden Bereich von 8 m bis 10 m bei DPD1, DPD 9 und DPD10 und im Bereich von 9 m bis 13 m bei DPD7 sinken die Werte mit zunehmender Tiefe. In den untersten Profilschnitten werden etwa „steady state“ Bedingungen mit gleichmäßiger Versickerung unter homogenen Bodenverhältnissen erreicht. Bei DPD9 endet allerdings das Profil bereits in 11 m Tiefe, ein ähnlich konstanter Verlauf wie bei DPD10 kann nur vermutet werden. Wie schon in Kapitel 5.11.3 erläutert, spielen innerhalb der Wurzelzone bis zu einer maximalen Durchwurzelungstiefe von 10 m bis 15 m (vgl. Kapitel 6.2.4, „Stickstoff in Wurzeln“) saisonale Schwankungen durch Evapotranspiration und das Eindringen von niederschlagsbedingten Feuchtefronten die übergeordnete Rolle. Daher kommen nur die Profile DPD1, DPD7 und DPD10 mit ihren stabilen Werten in den Profilschnitten unterhalb der maximalen Grenze der Durchwurzelung für eine Sickerwasserberechnung in Frage.

- Bei **DPD1**, Profil der Mokongwa ITC- Station ergibt sich aus den 4 Werten im Bereich von 10 m bis 14 m Tiefe ein Mittelwert von **1,0 mm a⁻¹** (s = 0,04) Versickerung pro Jahr. Bei einem durchschnittlichen Nitratgehalt an 216 mg N L⁻¹ (s = 87) im Sickerwasser in diesem Tiefenbereich würden somit **2,1 kg NO₃-N ha⁻¹ a⁻¹** ausgewaschen werden.
- Das Profil nahe dem Rhino Sanctuary **DPD10**, etwa 5 km nördlich DPD1 weist in der Tiefe von 10 m bis 13 m einen Mittelwert von **3,8 mm a⁻¹** (s = 0,23) jährlicher Versickerung auf. Dabei ergibt sich bei Nitratkonzentrationen von 282 mg N L⁻¹ (s = 38) eine durchschnittliche Menge von **10,7 kg NO₃-N ha⁻¹ a⁻¹** die an diesem Standort ausgewaschen wird.
- Das Profil in der Makhi Experimental Farm **DPD7**, ca. 30 km westlich von DPD10, erreicht in der Tiefe von 13 bis 18 m aus 5 Werten einen Mittelwert von nur **0,2 mm a⁻¹** (s = 0,01) jährliche Versickerung. Bei einer durchschnittlichen Nitratkonzentration von 10,4 mg N L⁻¹ (s = 1,7) errechnet sich hier ein jährlicher Austrag von nur **0,02 kg NO₃-N ha⁻¹ a⁻¹**.

Somit weisen die drei Tiefenprofile, an denen eine CMB-Sickerwasser-Berechnung erfolgen konnte, eine gewisse Spanne in ihrer Versickerung und der ausgewaschenen Nitratmenge auf. Die Werte der Sickerwasserraten von DPD1 und DPD10 liegen im vergleichbaren Rahmen der Werte von SELAULO (1998) der 1,2 mm a⁻¹ bis 12,5 mm a⁻¹ für seine 8 untersuchten Profile angibt. Die mittlere Sickerwasserrate unterhalb der maximalen Durchwurzelung beträgt **1,67 mm a⁻¹**. Dabei wird in Bezug auf die Einzelwerte der jeweiligen Sickerwassermengen ein gewichteter Mittelwert von **258 mg NO₃-N L⁻¹** im Sickerwasser berechnet.

Aufgrund der wenigen Profile mit großen räumlichen Abständen zueinander und deren Unterschieden in der berechneten Auswaschung ist es nur bedingt möglich, diese Werte in die Fläche eines bestimmten Standortes zu übertragen.

Ausgehend vom gewichteten Mittelwert der Profile DPD1, DPD7 und DPD10, wird für das Arbeitsgebiet der Kalahari bei Serowe für die N-Auswaschung der Wert von **4,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹**, mit einer

hohen Abweichmöglichkeit von etwa 1 bis 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹, geschätzt. Darüber hinaus sind bei Einzelwerten erhebliche lokale Streuungen möglich.

CMB in semiariden Gebieten

Chlorid-Massen-Bilanzen (CMB) sind weltweit in ariden und semiariden Gebieten zur Bestimmung der Versickerungs- und Grundwasserneubildungshöhen angewendet worden. So werden in einer im Sahel durchgeführten Studie für den „Coastal quaternary aquifer“ im Senegal 1,1 mm – 13 mm Neubildung bei 280 mm a⁻¹ Niederschlag anhand von 13 Profilen mit 7 m bis 35,5 m Tiefe bestimmt (EDMUNDS, 2003; EDMUNDS und GAYE, 1994).

In einem Langzeitexperiment im semiariden Saskatchewan, Kanada, wurden über 34 Jahre die Durchbruchkurven von ausgebrachtem Chlorid Tracer (KCl) untersucht. Dabei wurde eine schnelle Versickerung durch die Wurzelzone, dagegen ein sehr langsamer Transport darunter gemessen (DYCK, KACHANOSKI und DE JONG, 2003).

Für die Kalahari Botswanas im Bereich Letlhakeng, ca. 250 km südwestlich von Serowe, wird durch Kalkulation mit der CMB-Methode eine Spanne bei den Sickerwasserflüssen von **1,2 mm a⁻¹ bis 12,5 mm a⁻¹** bei 8 untersuchten Standorten angegeben. Dagegen liegt die Rate mit 25 mm a⁻¹ in der Legape Pfanne wesentlich höher (BEEKMAN *et al.*, 1997; SELAOLLO, 1998, p. 113). Letztere Raten reflektieren die höhere Grundwasserneubildung unter Pfannen durch zuströmenden Oberflächenabfluss und Überstau in den Pfannen.

CMB in ariden Gebieten

Auch für aride Systeme ist die CMB besser geeignet als andere Methoden. Für die Chihuahuan-Desert in Texas werden Versickerungsraten von 0,01 - 0,1 mm a⁻¹ berechnet. Dabei ist ein starker Gradient in der Abnahme der Versickerung im obersten Meter Bodenzone von 6 mm a⁻¹ auf 0,6 mm a⁻¹ zu verzeichnen (SCANLON, 1991). Interessant ist in diesem Zusammenhang eine Umwelttracer vergleichende Studie von Wüstenböden in den USA, wobei die Chloridwerte auf einen rezent sehr langsamen Sickerwasserfluss und ein hohes Sickerwasseralter hinweisen. In den tieferen Bodenschichten wurden dagegen paläoklimatisch feuchtere Bedingungen mit 20-fach höheren Flussraten vor 15.000 Jahren nachgewiesen.

Fehlerquellen der CMB-Ergebnisse

Die CMB-Profile im Untersuchungsgebiet ähneln im Tiefenverlauf denen von SELAOLLO (1998) für die zentralere Kalahari. Allerdings nimmt Selaolo für seine Profile teilweise präferentiellen Fluss an, da dessen Chloridwerte mit zunehmender Tiefe wieder abnehmen. Dieses ist aus den eigenen Profilen nicht eindeutig zu ersehen, da bei den eigenen Profilen nur relativ wenige Messpunkte unterhalb der Wurzelzone (max. Durchwurzelung bis in 10 m bis 15 m Tiefe, siehe oben) vorhanden sind. Darüber hinaus weisen diese relativ gleich bleibende Versickerungswerte über ihre kurzen Tiefenabschnitte

auf. Bei geschichteter sandiger Textur und ungleichmäßigen Niederschlägen, wie sie Starkregenereignisse darstellen, kann es durchaus zur Bildung von Luftkissen und präferentiellen und kaskadenartigen Flüssen kommen (BODE, 2005; GERNANDT, 2003).

Im Zusammenhang mit der genauen Berechnung der Grundwasserneubildungshöhen und der Auswaschung von Nitrat wäre es notwendig, neben dem abwärts gerichteten, der Gravitation folgendem Sickerwassers auch die Verlusten von Bodenwasser durch Verdampfung und die Diffusion in die Atmosphäre durch das Transportmedium der Bodenluft zu berücksichtigen.

So könnten der anisotherme Dampftransport aufgrund von Bodentemperaturschwankungen und damit entstehenden Temperaturgradienten innerhalb der Bodenzone (HARTGE und HORN, 1991; HENDRICKX, PHILLIPS und HARRISON, 2003) eine Rolle spielen. Hierbei entsteht nachts ein Dampfdruckgefälle von tieferen, wärmeren Bereichen mit verstärkter Verdunstung zu der ausgekühlten oberflächennahen Bodenschicht, wo wiederum Kondensation des dem Gradienten folgenden Wasserdampfes stattfindet. Diese Feuchte ist dann beim Wiedererwärmen durch die tägliche Sonneneinstrahlung verstärkter Verdunstung und der Evaporation ausgesetzt. Allerdings wird der Effekt, des zur Geländeoberfläche hin gerichteten Dampfdruckgefälles, auf den tief gelegenen Bereich unterhalb der Durchwurzelung relativ wenig Einfluss haben und sich daher nur im geringen Ausmaß auf die dortige Bodenfeuchte auswirken.

Andererseits, verstärkt durch atmosphärische Druckluftschwankungen die sich bei relativ trockenen Sandböden ungehindert in tiefere Bodenschichten übertragen können und damit verbundener Oszillation der Bodenluftsäule, könnte dieses einen vermehrten Verlust von Bodenfeuchte in Form von Wasserdampf an die Atmosphäre mit sich bringen. So führten Druckschwankungen infolge durchziehender frontaler Systeme zu 20 % bis 60 % höherem ^{222}Rn -Fluss aus dem Boden in die Atmosphäre (CLEMENTS und WILKENING, 1974). Im CMB-Profil können somit Verdünnungseffekte, die von präferentiellen Flüssen herrühren durch Verdunstung in größeren Tiefen im bestimmten Maße wieder kompensiert werden.

In Bezug auf die Kalahariregion und den Austausch von Bodenluft mit der Atmosphäre besteht somit Forschungsbedarf. Es sollten zusätzliche Feldstudien stattfinden, um die anisotherme oder durch atmosphärischen Druckausgleich bedingten Verluste von Wasserdampf mit ausgetauschter Bodenluft bis in größere Tiefen zu ermitteln.

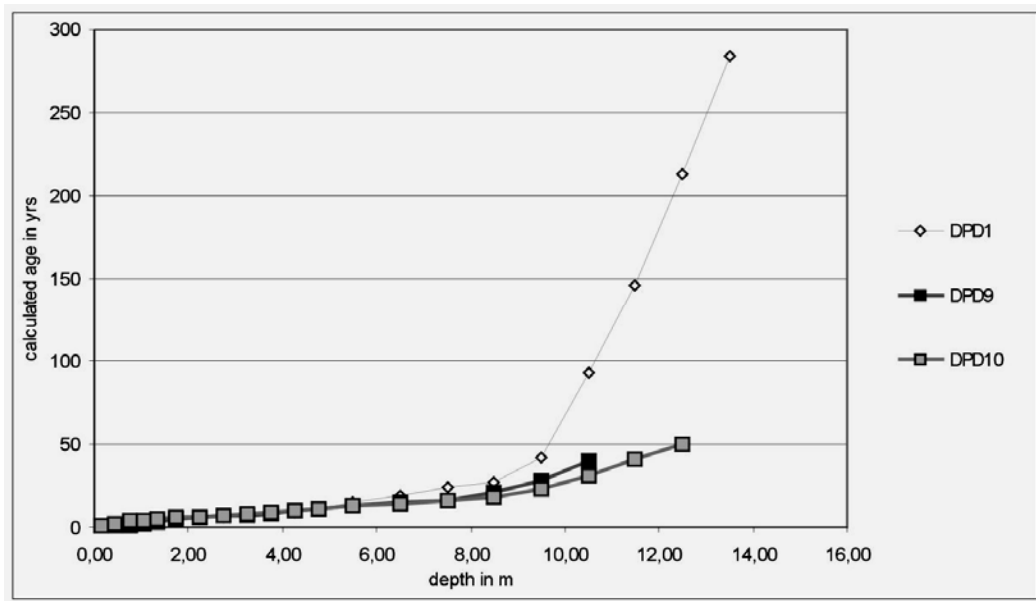
Alter des Sickerwassers

Für alle Bodenproben, an denen die enthaltenen Chloridmengen bestimmt worden sind, kann das Alter seit Eindringen als Niederschlagswasser bestimmt werden (Kapitel 4.16.1), solange nur wenig veränderte Klimabedingungen vorausgesetzt werden können.

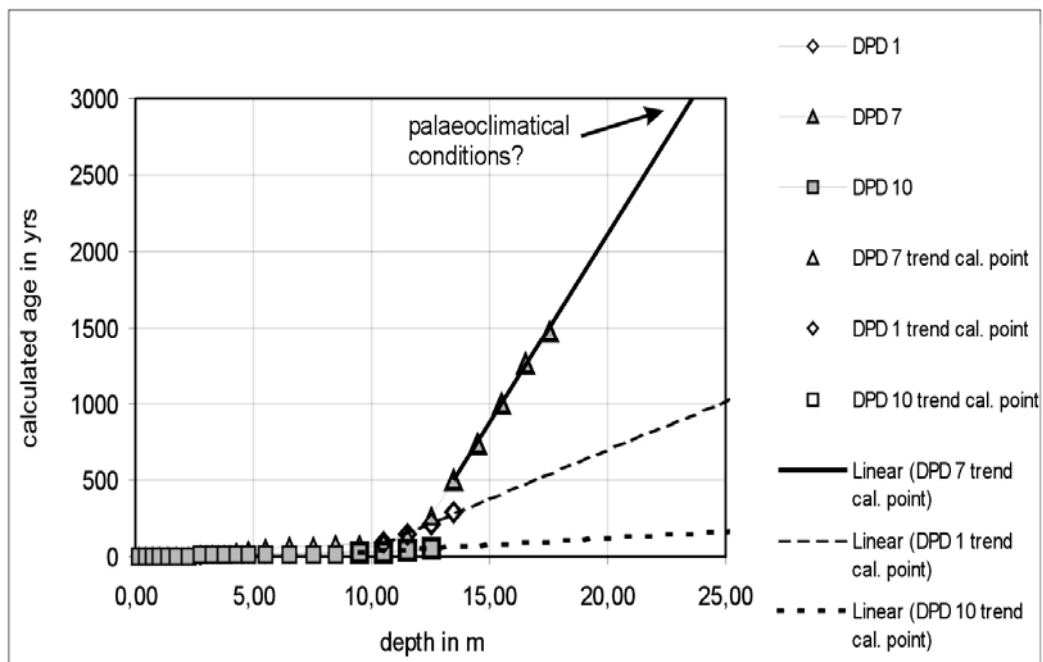
In Diagramm von Abb. 5.60 sind die Kalkulationen des kumulierten Sickerwasseralters über die Tiefe dargestellt. Auffällig sind die markanten Knicke durch die Verlangsamung bei Erreichen der unteren Durchwurzelungszone.

Bei Extrapolation durch lineare Regression wird klar, dass bei dem Profil DPD7 mit geringer Geschwindigkeit des Sickerwassers bereits in Tiefen über 25 m, d.h. noch weit oberhalb des Grundwasserspiegels, schon Sickerwasseralter erreicht werden, die sich auf paläoklimatisch humidere Phasen beziehen. Zu jenen Zeiten herrschten optimalere Bedingungen für die Grundwasserneubildung und wahrscheinlich lag der Grundwasserspiegel aufgrund der langen Feuchtphase bis vor etwa 3.500 Jahren wesentlich höher als heute (vgl. Kapitel 3.4, Paläoklima). Somit ist die Berechnung von Versickerungsgeschwindigkeiten in tieferen Profilabschnitten und die Ermittlung der Grundwasserneubildung anhand der CMB-Methode bei den „langsamen“ Profilen DPD6 und DPD7 nicht zulässig.

Außerdem entstehen Ungewissheiten durch die nicht bekannten geologisch – physikalischen Verhältnisse in der Tiefe, wie z.B. auftretende Calcrete Krusten oder durch geologische Fenster unterbrochene und unterschiedlich mächtige Stormberg Basaltschichten, die sehr verschiedene Porosität und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeiten bedingen. Somit ist auch die Berechnung für das „schnelle“ Profil DPD10 im Hinblick auf die Zeit des Passierens bis ins Grundwasser mit einer Unsicherheit verbunden. Im diesem Bereich mit erhöhter Versickerung wären Bohrungen bis in das Grundwasser notwendig, um an Bodenproben die Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers bis zum Aquifer sowie die Grundwasserneubildungshöhen genauer zu erfassen.



A (bis 300 Jahre)



B (bis 3.000 Jahre)

Abb. 5.60: CMB-Methode: kumuliertes Alter des Sickerwassers (y-Achse) über die Tiefe (x-Achse), (A) 0 - 300 a, (B) 0 - 3000 a. - CMB-method: cumulated age of infaltration water (y-axis) by depth (x-axis), (A) 0 - 300 a, (B) 0 - 3000 a.

5.13.2 Retention Curve-(RETC-) Modellierung der ungesättigten Leitfähigkeit (K_u)

Da ungesättigte Leitfähigkeiten erst unterhalb der tief reichenden Wurzelzone (vgl. Kapitel 5.13 und Kapitel 6.2.4, „Stickstoff in Wurzeln“) für die Nitratauswaschung relevant sind, waren drei Profile, die in diesen Tiefen ungestört beprobt werden konnten, dafür aufgrund der Bestimmbarkeit der Wasserge-

halte geeignet (Kapitel 4.5.2). Die physikalischen Werte der Tiefenprofile, an denen zusätzliche Korngrößenbestimmungen erfolgten, wurden mit RETC modelliert (vgl. Kapitel 4.16.2).

Tonanteile und ungesättigte Leitfähigkeit [K_u]

Bei dem Modellieren mit RETC erwies sich die genaue Bestimmung der Tonanteile bzw. der [θ_r] der eigenen Böden als Schlüsselfunktion (vgl. Kapitel 5.5.7 und Kapitel 5.5.9), da bei den meist relativ geringen Wassergehalten bereits geringfügige Unterschiede der Tonanteile eine gravierende Abweichung der Saugspannungs- und somit der K_u -Werte bewirken (in RETC auf Saugspannungswerte bezogen auch als K_h , bezeichnet, h = head pressure). Bei der Wiederholung bei DPD7 mit Carbonatzerstörung wurde ein Mittel der absoluten Differenzbeträge von nur 0,25 Gewichtsprozent und eine maximale Abweichung von 0,7 Gewichtsprozenten zwischen den beiden Messungen ermittelt.

Folgende Beispiele verdeutlichen die gravierende Auswirkung der Genauigkeit bei der Bestimmung von Tongehalten bei sonst gleich bleibenden Eingangsparametern in RETC⁶⁰:

1) 91% Sand / 5% Silt / **4% Ton**:

θ_r % = 1,69; pF = 2,4; K_s = 432 cm/day; **K_u = 0,5 mm/a**

2) 90% Sand / 5% Silt / **5% Ton**:

θ_r % = 2,27; pF = 2,9; K_s = 361 cm/day; **K_u = 0,0012 mm/a**

3) 89% Sand / 5% Silt / **6% Ton**:

θ_r % = 2,84; pF < 3,3; K_s = 302 cm/day; **K_u läuft gegen null**

da der Wassergehalt der Probe < θ_r

Die Beispiele verdeutlichen die besonders große Gefahr der Fehlberechnung, die bereits durch geringe Messungenauigkeiten der Tongehalte und/oder der Wassergehalte bei relativ ausgetrockneten Böden besteht. So bewegt sich die ermittelte gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [K_s] bei Tongehalten um 5 % und einer Genauigkeit von +/- 1 %, mit 302 bis 432 cm pro Tag im vertretbaren Rahmen, während die Werte der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit [K_u] bei 2,45 % Wassergehalt, nahe den etwas unterschiedlichen Residualwassergehalten, starke Variationen aufweisen.

RETC-Sickerwasserrate

Aus den Ergebnissen der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode (CMB) (Kapitel 5.13.1) und den tief reichenden organischen Stickstoffgehalten in den Bodenprofilen (Kapitel 5.5.2) ergibt sich, dass der unterste Bereich der Durchwurzelung bis etwa 10 bis 12 m Tiefe reicht. In diesem Bereich der Wurzelzone ist die CMB-Methode und die RETC-Modellierung aufgrund der bereits erwähnten Evapo-

⁶⁰ RETC-Ergebnisse aus Modellierungen für die Van Genuchten Variable, Mualem [$m = 1 - 1/n$]; Lagerungsdichte = 1,5 g/cm³, Wassergehalte [WC] 2,45 Vol. %.

transpiration und schwankenden Bodenfeuchten für eine Sickerwasserprognose unbrauchbar. Dagegen ist unterhalb der Wurzelzone die Auswertung der Daten und der Vergleich beider Modelle sinnvoll, da hier „steady state“- Voraussetzungen vorhanden sind. Vergleicht man in diesem Bereich bei DPD1 die CMB- mit den RETC-Werten, so sind deren Mittelwerte von 12 m bis 14 m Profiltiefe jeweils $1,0 \text{ mm a}^{-1}$ und bestätigen sich somit gegenseitig durch vollkommen unterschiedliche Herangehensweisen wie die Berechnung der Chloridkonzentrationen einerseits bzw. empirisch hergeleitete Pedotransferfunktionen andererseits. Allerdings beruht der Vergleich nur auf jeweils zwei Berechnungen, wobei die Einzelwerte der RETC- Berechnung erheblich auseinander liegen.

Allerdings ist bei Profil DPD7 die Interpretierbarkeit der (RETC- modellierten) K_u -Werte stark eingeschränkt, da ab 8 m Bodentiefe relativ hohe Kalziumkarbonatanteile von 4 % bis 7 % auftraten, deren Porenvolumen wahrscheinlich bei den Residualwassergehalten eine wesentlich größere Rolle spielen, als vor der Korngrößenanalyse mit Karbonatzerstörung angenommen wurde. Somit wird K_u mit RETC bei DPD7 vermutlich sehr überschätzt. Deshalb sollte noch eine Nachuntersuchung ohne Carbonatzerstörung erfolgen.

Im Unterschied zur CMB-Methode sind die RETC-Berechnungen aufgrund der oben erwähnten Anfälligkeit bei geringen Wassergehalten und zu vielen Annahmen nur als Validierung von CMB, jedoch nicht als Quantifizierungsgrundlage für die Sickerwasserflussrate geeignet.

5.14 Versickerung und Nitratauswaschung unter Pfannen

Deutliche Erhöhungen im Grundwasserspiegel sind bei gegebener Wasserleitfähigkeit des Aquifergesteins (STADLER, 2005) ein wichtiger Hinweis auf räumlich erhöhte Neubildungsraten und lassen eine vergleichsweise hohe rezente Sickerwasserbildung vermuten. Nahe der Serwe Pan im Rhino Sanctuary bei Serowe befindet sich ein solcher Groundwater mound, von dem aus zwei generelle Grundwasserbewegungen in Richtung WNW dem Kalahariplateau und in Richtung SE dem steil abfallenden Escarpment folgen (Kapitel 3.11). Darüber hinaus kommen den zahlreichen kleinen Pfannen im Arbeitsgebiet, mit relativ kleinen Einzugsgebieten von wenigen hundert Metern Durchmesser, für die Grundwasserneubildung eine gewisse Bedeutung zu (vgl. Kapitel 3.10.3). Hinsichtlich der Auswaschung von Nitrat kann zwar davon ausgegangen werden, dass Calcreteschichten unter Pfannen die diffuse Versickerung aufgrund ihrer hohen Materialdichte eher hemmen (BEEKMAN, SELAULO und DE VRIES, 1997, S. 18; BEEKMAN *et al.*, 1997, p.18), dagegen den preferential flow, z.B. durch Verwitterungserscheinungen, Klüfte im Material und an den Rändern der Calcretelagen (Kapitel 3.9.5) verstärken. In Verbindung mit Pfannen, die morphologische Senken darstellen in denen sich Oberflächenwasser sammelt, kann somit mit erhöhten Versickerungsraten gerechnet werden, die infolge preferentieller Versickerung zusätzlich beschleunigt wird.

Für die jährliche Versickerung unter Pfannen werden **ca. 25 mm a⁻¹** geschätzt, die in einer vergleichbaren Studie mit der CMB- Methode an der Legape Pan, 250 km südwestlich des eigenen Arbeitsgebietes, bestimmt wurden (SELAOLO, 1998).

Der Flächenanteil der mit Wasser überstauten Pfannenböden wird anhand von Luftbildern und Geländebegehungen auf etwa **5 %** an der Gesamtfläche geschätzt. Bezogen auf die Gesamtfläche des östlichen Arbeitsgebietes müssen somit zusätzliche 1,15 mm a⁻¹ auf die 1,7 mm a⁻¹ der Versickerung unter Arenosolen addiert werden. Somit ergibt sich eine Grundwasserneubildung von insgesamt **2,9 mm a⁻¹** unter naturnahen Flächen des Kalahari-plateaus nahe Serowe.

Aufgrund zu kurzer Bohrprofile und unbekannter Geologie der vadosen Zone lassen sich bei der Nitratbelastung des Sickerwassers der Pfannen im Rahmen dieser Arbeit keine quantitativen Angaben machen (vgl. Kapitel 6.2.8). Aufgrund der hohen Nitratgehalte in 0 bis 90 cm Tiefe (Abb. 5.36) muss aber mit erhöhter Nitratbelastung des Sickerwassers unter den Pfannen gerechnet werden.

5.15 Versickerung und Nitratauswaschung unter Kraalen von Cattle Posts

Die abwärts gerichtete Verlagerung von mineralischem Stickstoff unter Kraals kann anhand der Tiefenfront des Nitrats in den entsprechenden Bodenprofilen berechnet werden. Da das Alter der Cattle Posts in den meisten Fällen bekannt ist, kann somit die Geschwindigkeit der Verlagerung und der jährliche Austrag ermittelt werden.

Als ausreichend tiefes Kraal-Profil kommt für diese Kalkulation DPD11 im Mokongwa Cattle Post in Frage, da innerhalb der Kraals anderer Cattle Posts nur Genehmigungen zu Handbohrungen, nicht jedoch für maschinelle Tiefenbohrungen bestanden.

5.15.1 Sickerwassergeschwindigkeit in m a⁻¹ unter Kraal

In Abb. 5.61 sind die Nitrat- und Chloridkonzentrationen sowie die Bodenfeuchte in Gewichtsprozent von DPD11 dargestellt. Deutlich zu erkennen sind die relativ gleichmäßig hohen Konzentrationen von Nitrat mit über 1000 mg NO₃-N L⁻¹ sowie Chlorid mit über 2000 mg Cl L⁻¹, die von der Kontamination durch Rindermist und Urin herrühren. Ab einer Tiefe von 12 m bis 15 m ist ein deutlicher Rückgang dieser Werte zu verzeichnen, auch die Bodenfeuchte sinkt von etwa 5 Vol. % auf weniger als 3 Vol. % ab.

Bei einer Nutzungsdauer des Cattle Post von 24 Jahren bis zum Zeitpunkt der Beprobung ergibt sich somit eine mittlere jährliche Verlagerung von ca. **0,5 m a⁻¹**. Somit wird unter dem Kraal eine vielfach höhere Sickerwassergeschwindigkeit als bei den naturnahen Standorten erreicht (vgl. Kapitel 5.13.1, Alter des Sickerwassers).

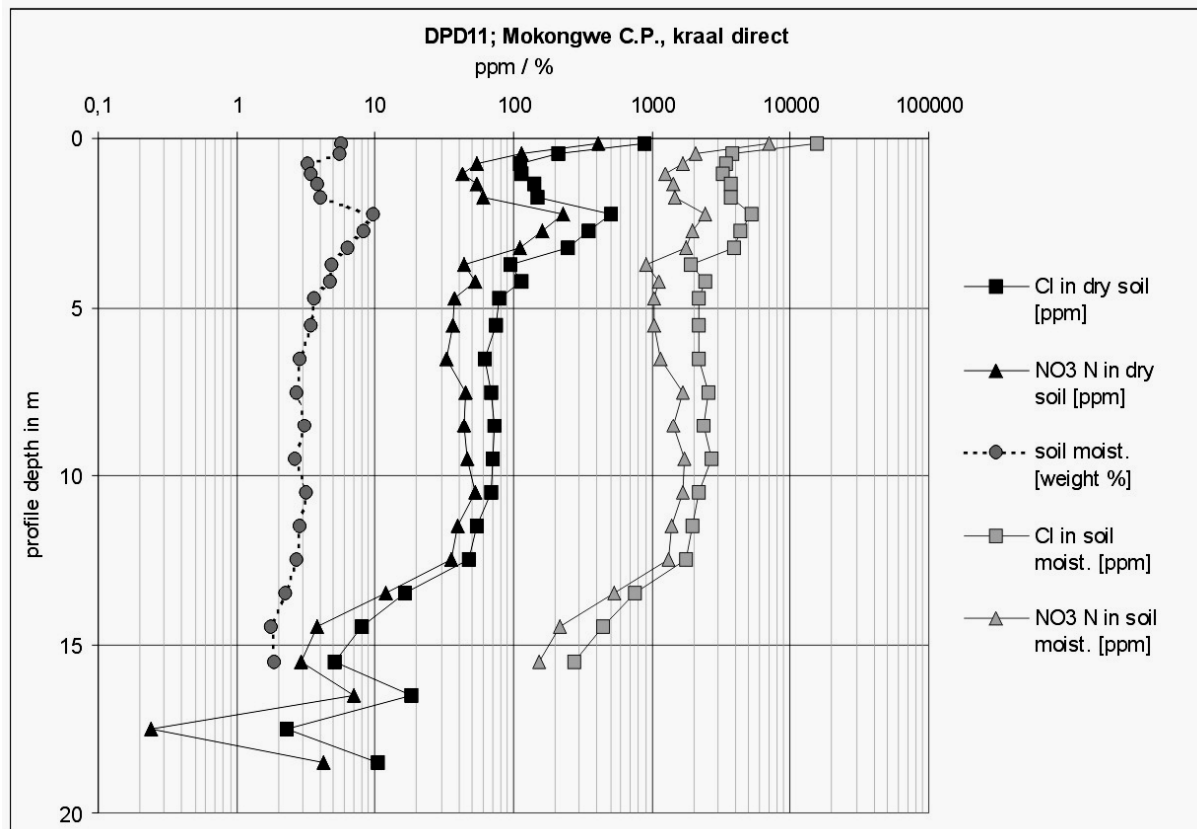


Abb. 5.61: Mokongwa Cattle Post Kraal: Nitrat- und Chloridgehalte im Boden ($\text{NO}_3\text{-N} / \text{Cl}$ in $\text{mg kg}^{-1} = \text{ppm}$), in der Bodenfeuchte ($\text{NO}_3\text{-N} / \text{Cl}$ in $\text{mg L}^{-1} = \text{ppm}$) sowie die Bodenfeuchte in Gewichtsprozent von DPD11. - Kraal of Mokongwa Cattle Post: Nitrate and chloride concentrations in soil ($\text{NO}_3\text{-N} / \text{Cl}$ in $\text{mg kg}^{-1} = \text{ppm}$), in soil water ($\text{NO}_3\text{-N} / \text{Cl}$ in $\text{mg L}^{-1} = \text{ppm}$) as well as soil moisture in weight % of DPD11.

5.15.2 Sickerwassermenge unter Kraal

Im Tiefenbereich von 4,5 m bis 12 m besteht eine mittlere Bodenfeuchte von 3,0 Gewichtsprozent, was bei mittleren geschätzten Lagerungsdichten von $d_B = 1,75 \%$ etwa 5,3 Vol. % entspricht. Das Volumen des Bodenkörpers steht im gleichen Verhältnis zum Volumen seiner Poren, wie das Verhältnis ihrer jeweiligen Querschnittsflächen. Daher ist 5,3 % des Querschnitts der Gesamtporen an der Wasserleitung im Boden beteiligt. Somit errechnet sich bei der bekannten Verlagerungsgeschwindigkeit von $0,5 \text{ m a}^{-1} (= 500 \text{ mm a}^{-1})$ ⁶¹ eine Sickerwassermenge von **26,5 mm a⁻¹**. Gegenüber den mittleren Versickerungsmengen naturnaher Standorten ist die Versickerungsmenge des Kraales somit ca. um das 10-fache erhöht (vgl. Abb. 5.57 bis Abb. 5.59).

⁶¹ hierbei ist zu beachten, dass die Verlagerungsgeschwindigkeit [mm a^{-1}] nicht mit der Wassersäule der Regen- oder Sickerwassermenge [mm a^{-1}] verwechselt werden darf, nur letztere sind mit der Mengenangabe dm^3/m^2 als Einheit gleichzusetzen.

5.15.3 Nitratauswaschung unter Kraal

Bezogen auf die trockene Bodenmasse befinden sich $15 \text{ t NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ zusätzliches Nitrat und ein geringer Anteil Ammonium relativ gleichmäßig verteilt bis zu einer Eindringtiefe von 12 m im Boden unter dem Kraal. Bei einer mittleren Kraalfläche von 0,5 ha sind dies $7,5 \text{ t NO}_3\text{-N}$. Bei gleichmäßiger Auswaschung, werden somit jährlich etwa **300 kg NO₃-N** unter dem Kraal ausgewaschen und dabei etwa um einen halben Meter abwärts verlagert.

Bei zeitlich konstant bleibenden Bewirtschaftungsverhältnissen, sowie einer über die Tiefe wenig veränderliche Bodenfeuchtigkeit (Abb. 5.61), wäre bei einem Grundwasserflurabstand von beispielsweise 75 m erst in 126 Jahren und bei einem Flurabstand von 50 m erst in 76 Jahren mit einer Kontamination des Grundwassers von über **1000 mg NO₃-N L⁻¹** zu rechnen sein. Bei dem untersuchten Kraal von Mokongwa Cattle Post ist nach etwa 100 Jahren mit dem Erreichen nitrathaltigen Verlagerungsfront an der Grundwasseroberfläche zu rechnen.

Dabei ist allerdings zu bedenken, dass sich auf seinem Weg durch die tieferen Bereiche der vadosen Zone die Verlagerungsgeschwindigkeit des nitrathaltigen Sickerwassers ändern, das bedeutet auch erhöhen, kann. Zudem ist die Nitratverlagerung bei anderen Cattle Posts als den untersuchten, möglicher Weise schon bis jetzt schneller erfolgt und daher bereits in tiefere Bereiche der vadosen Zone fortgeschritten.

5.16 Nitrat- und Chloridkonzentrationen im Grundwasser

Die Chemie des Grundwassers im Arbeitsgebiet wurden anhand gekühlter Wasserproben von Produktions-, Beobachtungs-, privaten Cattle Post- oder sonstigen Privatbrunnen von Susanne Stadler im Rahmen des hydrogeologischen Projektteiles untersucht (STADLER, 2005; STADLER *et al.*, 2004). Schwerpunkte der Beprobungen lagen dabei im Bereich der staatlichen Brunnenfelder bei Serowe sowie der Brunnenfelder der Diamantminen bei Letlhakane und Orapa.

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Chlorid- und Nitrat-N-Werte des Grundwassers im Arbeitsgebiet können aus folgender Tabelle 5.21 entnommen werden.

Tabelle 5.21: Chlorid- und Nitratkonzentrationen in Brunnenwasserproben. - Concentrations of chloride and nitrate in samples of well water (after STADLER, 2004).

Location	Cl [mg L ⁻¹]			NO ₃ -N [mg L ⁻¹]		
	average	s	s%	average	s	s%
Serowe	68.6	55.0	80	5.4	8.3	155
Orapa/Letlhakane	1273	3001	236	7.7	8.2	106
All	720	2287	318	6.6	8.3	125

Die Stickstoff- und Chloridkonzentrationen weisen dabei große Spannen auf. Stickstoff liegt im wesentlichen als Nitrat und nur in geringen Konzentrationen als Nitrit oder Ammonium vor. Die Chlorid-

konzentrationen der Orapa/Letlhakane-Region sind um den Faktor 20 höher als in dem Gebiet um Serowe. Die Nitratmittelwerte sind zwischen den beiden Gebieten nicht sehr unterschiedlich. Dabei sind die Konzentrationen von Nitrat im Letlhakane-/Orapagebiet etwas einheitlicher als im Bereich zwischen Serowe und der Makhi Experimental Farm. Der WHO Grenzwert von $11,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ wird an 20 von 111 beprobten Brunnen überschritten, davon sind 7 Überschreitungen im Serowe Gebiet gemessen worden.

6 Diskussion

6.1 Der Stickstoff- und Nährstoffkreislauf in Savannenökosystemen

Die Einflussfaktoren und Mechanismen, die Stoffflüsse des Stickstoffkreislaufes im Arbeitsgebiet kontrollieren, bilden den Schlüssel im Verständnis der Anreicherung und Auswaschung von Nitrat. Bilanzierende Studien, die Nährstoffflüsse und explizit den Stickstoffkreislauf der Savannengebiete des südlichen Afrikas als Ganzes betrachten, konnten in der Literatur nicht ausfindig gemacht werden. Lediglich Teilbetrachtungen von Nährstoffgehalten in Böden und Pflanzen in Abhängigkeit von Klima und Beweidungsfaktoren, sowie Biomasse-Ermittlungen im Zusammenhang mit Stammsaftfluss oder Futterverfügbarkeit sind für den Kalaharibereich vorhanden (ARANIBAR *et al.*, 2004; AYNEKULU, 2003; FERAL *et al.*, 2003; MOA, 2002a; MPHINYANE, 2001; NAMAYANGA, 2002; SCHULZE *et al.*, 1991). Insgesamt sind die Literaturangaben über die einzelnen Stickstoff-Pools der Vegetation und der Böden in der Kalahari unvollständig und rar. Daher wird auf Studien anderer Savannenökosysteme in Nord- und Südamerika beispielhaft Bezug genommen.

6.1.1 Beispiel 1: Stickstoffmengen einer Kurzgrasprairie (USA)

Generell ist in semiariden Savannensystemen im Gegensatz zum Regenwald, nur ein Bruchteil des N-Pools in der Vegetation gespeichert.

Dabei wird für eine Shortgrass Prairie in den USA folgende Verteilung angegeben:

Tabelle 6.1: N-Biomasse in der Vegetation einer amerikanischen Kurzgrasprairie. - N-biomass of vegetation of an American shortgrass prairie (after HAYNES, 1986, p.5).

<i>Part of vegetation and soil</i>	<i>N in biomass per hectare</i>	<i>% N in biomass</i>
Total vegetation	66 kg N/ha	1.9 %
Above ground	15 kg N/ha	0.4 %
Roots	51 kg N/ha	1.5 %
Litter	76. kg N/ha	2.1 %
Soil (soil depth n/a)	3.374 kg N/ha	96.0 %
Total	3.516 kg N/ha	100.0 %

Diese Aufstellung (Tabelle 6.1) macht deutlich, dass der überragende Hauptpool an N im Oberboden der Kurzgrasprairie gespeichert ist. In diesem ist mit ca. $3.400 \text{ kg N ha}^{-1}$ gegenüber der lebenden Vegetation einschließlich Wurzeln (66 kg N ha^{-1}) sowie der Streu (76 kg N ha^{-1}) etwa die 24-fache Menge vorhanden. Dabei entfällt nur weniger als die Hälfte dieser Teilmenge auf die lebende Gesamtvegetation, die sich zu etwa zu 75 % in Form von Wurzeln wiederum im Boden befindet.

Im Gegensatz hierzu befinden sich beispielsweise im amazonischen Regenwald mit $1.179 \text{ kg N ha}^{-1}$ mehr als die Hälfte (56.2 %) des gesamten N- Pools und damit die 18-fache Menge gegenüber der

Prärie in der Gesamtvegetation, wobei ein gutes Viertel oberirdisch gespeichert ist. In der Streu sind 6,3 % angereichert, mit 785 kg N ha⁻¹ bzw. 37,7 % Anteil befindet sich im Boden der Regenwaldes weniger als ein Viertel der N- Menge als in der Prärie (HAYNES, 1986).

Während im jährlichen Zyklus der Kurzgrasprärien nur ein Bruchteil am gesamten vorhandenen N-Pool aktiv zirkuliert und nur ein kleiner Teil sich in der lebenden Vegetation befindet, ist im Regenwald der überwiegende Teil in der Vegetation gespeichert, wobei der Gesamtpool an Stickstoff mit 2.096 kg N ha⁻¹ um ein Drittel geringer ausfällt.

6.1.2 Beispiel 2: Saisonale Savanne Südamerikas

Eine gute Vergleichsbasis zum Verständnis der Rahmenbedingungen im eigenen Arbeitsgebiet bietet ein Modell, das die ökologischen Beschränkungen der Tierproduktion in tropischen Savannen betrachtet (SARMIENTO und PINILLOS, 2000). Demnach resultieren die Ökosysteme tropischer Savannen aus einer Konstellation aus physischen und biologischen Faktoren wie Dürreperioden, hoher Brandhäufigkeit, niedriger Nährstoffverfügbarkeit und Bodenazidität, die zusammen die Struktur, Funktion und Dynamik der Savannenökosysteme bestimmen. Insbesondere sind in saisonalen Savannen, wie der Kalahari, die jährlich gegensätzlichen Trocken- und Feuchtperioden für ausgeprägte Bodenfeuchte-Schwankungen verantwortlich, die ihrerseits entscheidend die Nährstoffflüsse jahreszeitlich beeinflussen.

Im Flussdiagramm des Stofftransfers (Abb. 6.1) zwischen den Komponenten der beweideten saisonalen Savanne (SARMIENTO und PINILLOS, 2000) wird deutlich, dass die Bodenwasserverfügbarkeit den Stoffwechsel des Savannenökosystems reguliert, indem es die photosynthetische Aktivität limitiert, und somit auch das Futterangebot für die Rinder steuert (Kapitel 6.2.10, N-Verlust durch Rinderhaltung). Außerdem hat die Bodenfeuchte über die mikrobielle Aktivität auf die biologischen Dekompositionsraten (vgl. Kapitel 6.2.2) sowie die Fixierung von Stickstoff erhebliche Auswirkungen und fördert die Mobilisation von Nährstoffen zwischen der oberirdischen Vegetation und dem Wurzelsystem der Pflanzen. Stickstoff als Nährstoff sowie die Wasserverfügbarkeit unterliegen einer Co-Limitierung in semiariden Ökosystemen (HOOPER und JOHNSON, 1999). Darüber hinaus wird durch schwankende Bodenwasserverfügbarkeit das Welken von Pflanzen und somit die Intensität der Verbrennung durch Buschfeuer beeinflusst (SARMIENTO und PINILLOS, 2000). Dabei wird Feuer als Faktor beschrieben, der einerseits zu einer besseren Nährstofffreisetzung aus abgestorbenem Bestand führt und somit das Pflanzenwachstum ankurbelt, andererseits aber durch die Verflüchtigung (Volatilisation) beim Verbrennungsprozess zu Verlusten von Nährstoffen führt (vgl. Abb. 6.1 und Kapitel 6.2.9, N-Verlust durch Feuer).

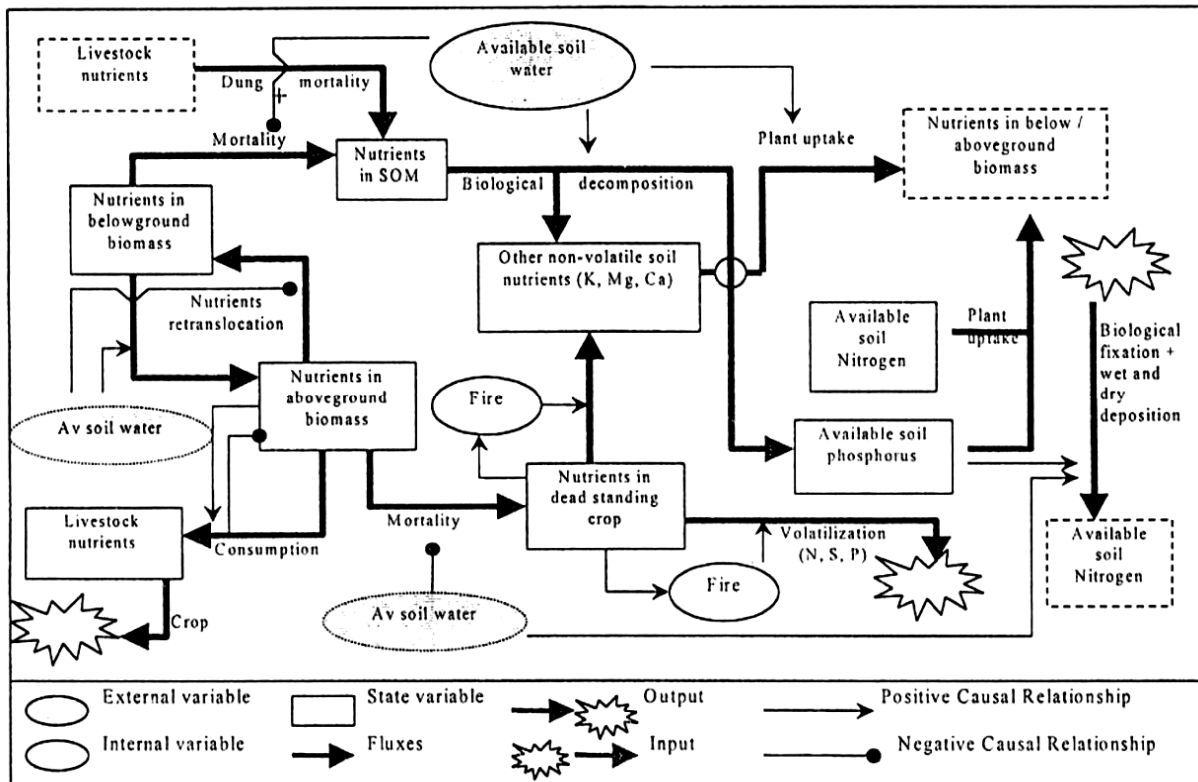


Abb. 6.1: Informationsaustausch und Nährstoffflüsse zwischen den Komponenten des beweideten saisonalen Savannenökosystems (Sarmiento und Pinillos, 2000, p. 305). - Flow diagram showing information and material transfers among the components of the grazed seasonal savanna ecosystem (Sarmiento und Pinillos, 2000, p. 305).

Gestützt wird der wichtige Aspekt der Nährstoffregulation durch die Bodenfeuchte auch über Beobachtungen zum Einfluss des Niederschlagsgradienten auf N-Kreisläufe eines Transektes in der Kalahari (ARANIBAR *et al.*, 2004). Dabei wird hervorgehoben, dass Variabilität im Niederschlag räumlich und besonders zeitlich die Schlüsselrolle in bezug auf die Stickstoffumsetzung spielt. Wie im später folgenden Kapitel 6.2.5, über die N-Fixierung der Pflanzen beschrieben, tendiert die Stickstofffixierung bei Leguminosen in trockneren Kalahariregionen zu sehr geringen Raten oder entfällt ganz.

Für amerikanische saisonale Savannen gehen SARMIENTO und PINILLOS (2000) von einer grünen Biomasse von 3000 kg DM ha⁻¹ während der Regenzeit und 500 kg DM ha⁻¹ während der Trockenzeit aus⁶². Deren Gesamt- Stickstoffgehalte liegen saisonal entsprechend bei 30 kg N ha⁻¹ bzw. 3,5 kg N ha⁻¹. Für Weidetiere beträgt dabei das Futterangebot in beiden Fällen nur die Hälfte an N-Vorrat, d.h. bei 15 kg N ha⁻¹ während der Regen- und nur 1,75 kg N ha⁻¹ in der Trockenzeit.

WAHL (2000) geht von einer „tatsächlich abweidbaren Trockenmasse“ von bis zu 1.600 kg DM ha⁻¹ für das Sandveld der genutzten Dornbuschsavanne Namibias aus. Setzt man den gleichen N-Gehalt von 1 % wie bei (SARMIENTO und PINILLOS, 2000) voraus, entspräche dieses mit insgesamt 16 kg N ha⁻¹ der gleichen jährlichen Vorratsmenge im Futterangebot.

⁶² DM = dry matter.

Prinzipiell sind die Ausgangsbedingungen der saisonalen amerikanischen Savannen auf die Nährstoffflüsse im Kalahariökosystem übertragbar, dabei finden eigene Messungen, gebietspezifische Literaturangaben und zusätzliche Überlegungen zum Stickstoffkreislauf Berücksichtigung.

6.2 Stickstoffgehalte und -flüsse im Untersuchungsgebiet

6.2.1 Stickstoffbilanz

Die jährliche Bilanz des Bodenstickstoffes ergibt sich aus Gewinnen von N in Niederschlägen und biologischer Luftstickstofffixierung sowie aus den Verlusten durch Auswaschung. In semiariden Savannensystemen sind überdies Verluste durch N in den Rauchfahnen der häufig auftretenden Buschfeuer zu berücksichtigen. Darüber hinaus stellt die extensive Viehzucht durch Rinderexport, Dungausscheidungen im Kraal sowie der Verflüchtigung gasförmigen Ammoniaks einen weiteren N-Austragsfaktor dar. Aus der Differenz der Input- und Outputgrößen errechnet sich die Vorratsänderung des Bodens als wichtigster Stickstoffspeicher:

$$\Delta N_{[soil-storage]} = (N_{[rain]} + N_{[fix]}) - (N_{[leach]} + N_{[fire]} + N_{[cattle]}) + (\Delta N_{[veget-turn]}) \quad (6.1)$$

dabei ist:

$N_{[soil-storage]}$:	organischer sowie anorganisches N Pool des max. durchwurzelten Bereichs (bis ca. 8 m – 12 m Bodentiefe)
$N_{[rain]}$:	Einträge durch in Niederschlägen befindliches NO_3 -N und NH_4 -N
$N_{[fix]}$:	Eintrag als N-Fixierung durch Symbionten in Knöllchen an Leguminosen- Wurzeln, hier vorw. Akazien; aber auch zusätzliche Fixierung in Verdauungssystemen von Termiten und cyanobakteriellen Krusten an der Bodenoberfläche
$N_{[leach]}$:	Verlust von N überwiegend als Nitrat durch Auswaschung aus der Wurzelzone unterhalb 8 – 12 m Bodentiefe
$N_{[fire]}$:	Verlust an die Atmosphäre in Form von NO_x -Verflüchtigung durch relativ häufige Buschbrände ($NO_x = NO, NO_2$)
$N_{[cattle]}$:	Verluste durch die großräumige Rindfleischproduktion und die damit verbundene Entnahme von tierischer Biomasse aus dem System, der Fäkalien-Deposition auf Kraals in der Nähe der Brunnen sowie der Ammoniakverflüchtigung aus Dung und Urin auf der Weidefläche
$N_{[veget-turn]}$:	mittel- und kurzfristige saisonale Speicherung und Umsätze von N in Holz- und Laubbiomasse („turnover“)
Δ :	Vorratsänderung bzw. Schwankung entsprechender N-Speicher z.B. des Bodens und der Biomasse

Auf die einzelnen Faktoren und die Berechnung ihrer Größen wird im Folgenden detailliert eingegangen. Im Besonderen wird die Bedeutung der Vegetation und deren Rolle im saisonalen N-Austausch (N-Turnover) und deren Einfluss auf die von ihr abhängige extensive Rinderhaltung behandelt. Abschließend erfolgt die Bilanzierung unter Verwendung der berechneten Größen aus der oben stehenden Gleichung.

6.2.2 Abschätzung der N-Mineralisation der Böden im Arbeitsgebiet

Unter Laborbedingungen wurde nach 114 Tagen eine kumulierte N-Mineralisationsmenge von 71 kg N ha⁻¹ über die gesamte Bodentiefe der Arenosolstandorte bestimmt (Kapitel 5.10). Dabei stellt sich das Problem der Übertragbarkeit der Laborwerte auf die Mineralisationsraten unter naturnahen Bedingungen. Als Grundvoraussetzung muss geklärt werden, ob auch unter naturnahen Verhältnissen im Rahmen des jährlichen Turnovers in etwa 114 Tagen, also etwa über 4 Monate genügend Bodenfeuchte für Tätigkeit der N-mineralisierenden Bodenorganismen vorhanden ist. Dies ist unter Zuhilfenahme von Bodenfeuchteprofilen möglich, bei denen Langzeitmessungen über mehrere Jahre in der Kalahari-region unter ähnlichen Klima- und Bodenbedingungen wie im Arbeitsgebiet erfolgten. In Abb. 6.2 und Abb. 6.3 sind die zeitlichen Verläufe der Bodenfeuchten in unterschiedlichen Bodentiefen eines vergleichbaren Arenosolprofils aus dem Central Kalahari Distrikt und im Arbeitsgebiet dargestellt (SELAOLO, 1998; ZZIWA, 2003). Deutlich zu erkennen ist die während der Regenzeiten einige Monate anhaltende Durchfeuchtung des Bodens, die zeitweise bis in eine Tiefe von 4 m auftreten kann. Hinsichtlich der Übertragbarkeit ist hierbei einschränkend festzustellen, dass die unter den Laborbedingungen verwendeten Feuchten der Bodenproben unter Feldbedingungen selten vorhanden waren. So wird die für die Mineralisation Mitteleuropäischer Böden als optimal angesehene Befeuchtungsintensität des Bodens von 9 Vol.- % bis 27 Vol.- % (nach mündlicher Mitteilung von Dr. S. Heumann) nicht mindestens 114 Tage pro Jahr erreicht. Andererseits sind die N-mineralisierenden Bodenorganismen vermutlich den semiariden Standortbedingungen mit geringeren Bodenfeuchten angepasst (s.u.: Einschränkungen der Übertragbarkeit).

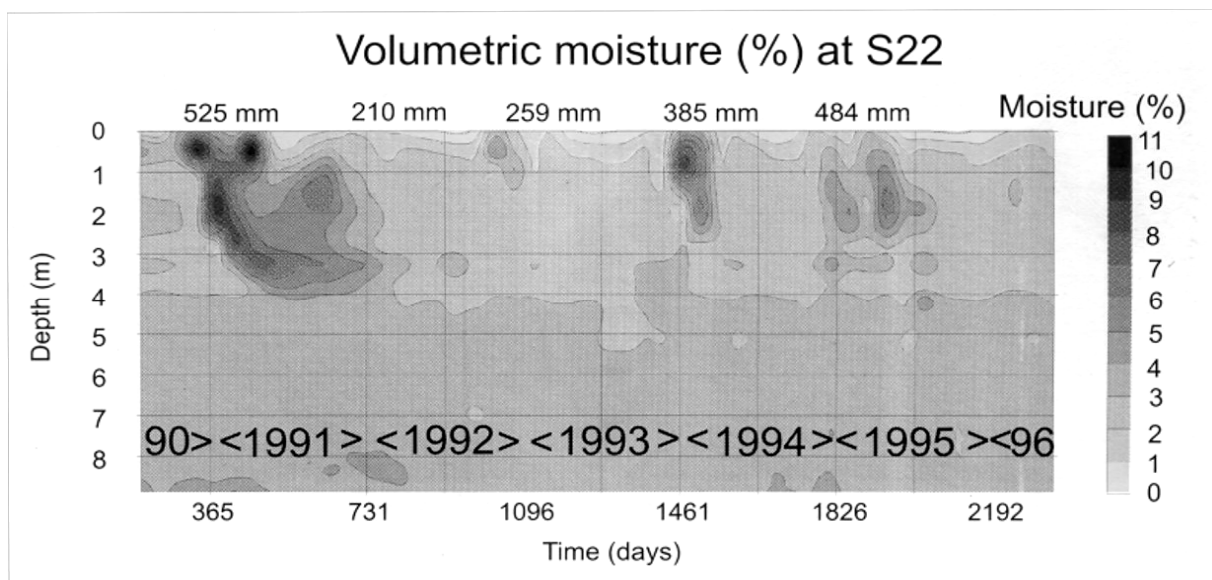


Abb. 6.2: Tiefenprofil der volumetrischen Bodenfeuchte über eine Zeitspanne von 6 Jahren im Paläotal des Central Kalahari District, 200 km SSW von der Makhi Experimental Farm entfernt (SELAOLO, 1998). - Diagram of a volumetric soil moisture profile by a time period of 6 years in a palaeo valley Central Kalahari District, 200 km SSW of Makhi Experimental Farm apart (SELAOLO, 1998).

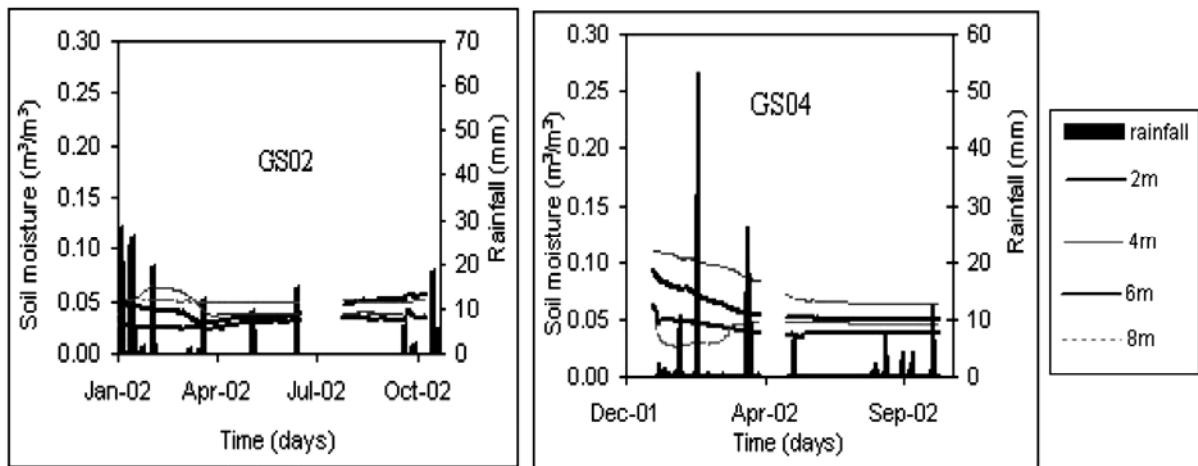


Abb. 6.3: ITC-Stationen: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte in unterschiedlichen Bodentiefen im Untersuchungsgebiet bei Serowe (ZZIWA, 2003). - ITC-stations: Trend of soil moisture in different soil depths in the investigation area near Serowe (ZZIWA, 2003).

Einschränkungen der Übertragbarkeit

In einer Studie, die Temperatur- und Feuchteeffekte auf die C- und N-Umwandlung in Böden miteinander vergleicht, wird darauf hingewiesen, dass bei Feldkapazität die N-Mineralisation am höchsten ist und diese abnimmt, wenn der Boden trocknet (RODRIGO *et al.*, 1997). Dabei traten allerdings bei allen Tests unter trockneren Umweltbedingungen die größten Unterschiede auf.

Im Bodenfeuchteprofil Abb. 6.2 von SELAULO (1998), das der Anpassung der eigenen Inkubationsraten auf die Standortbedingungen dient, werden die für die Mineralisation idealeren Feuchten ab etwa 9 Vol.-% (mündliche Mitteilung von Dr. S. Heumann, s.o.) nur sporadisch und in wenigen, feuchten Jahren erreicht (Abb. 6.2 & Abb. 6.3). Somit liegt die Bodenfeuchte auch während der meisten Regenzeiten unterhalb 9 Vol.-%. Zeitlich und räumlich variierende Niederschlagsmengen sowie die nur sehr aufwendig zu bestimmenden Raten der aktuellen Evapotranspiration (ETP_a) bewirken veränderliche Bodenfeuchten in den unterschiedlichen Bodentiefen und haben außerdem schwer kalkulierbare Auswirkungen auf die Mineralisationsraten unter Feldbedingungen. Darüber hinaus existieren im Gelände ein- und ausstrahlungsbedingte Bodentemperaturschwankungen mit stark abnehmenden Gradienten der Amplituden von der Bodenoberfläche in die Tiefe. Die Bodenproben sind zudem unter Inkubationsbedingungen im Bodengefüge gestört und es wird Nährlösung zugesetzt. Zudem sorgen im Mittel geringere Bodentemperaturen unterhalb des Laborversuchswertes von 35° (HEUMANN, BÖTTCHER und SPRINGOB, 2002) für abweichende Mineralisationsraten an den Standorten selbst.

Andererseits ist bezüglich der standörtlichen N-Mineralisationsraten festzustellen, dass die im Boden lebenden Mikroorganismen an die variierenden natürlichen Standortbedingungen der Savanne mit wechselfeuchten tropischem Klima angepasst sind. Möglicherweise erreichen die Bodenorganismen daher zeitweise unter bestimmten natürlichen Voraussetzungen sogar höhere N-Mineralisationsraten, als sie unter den Laborbedingungen bei permanenter Durchfeuchtung und Bodentemperaturen von

35°C zu verzeichnen sind. Außerdem ist aufgrund geringer Tongehalte in den Arenosolböden wenig „Totwasser“ gebunden und somit selbst bei relativ geringen Wassergehalten noch Wasser für Organismen verfügbar. In Verbindung mit guter Bodendurchlüftung könnte somit auch bei Feuchten unterhalb 9 Vol.-% noch nennenswerte Mineralisation stattfinden.

Somit kann der Grad der Übertragbarkeit von den Labor- auf die Feldbedingungen nicht eindeutig geklärt werden. Faktoren, die unter den jeweiligen Bedingungen die Intensität der Mineralisation verstärken oder verringern, heben sich möglicherweise gegenseitig auf. Insgesamt besteht in Bezug auf das Ermitteln der optimalen sowie der standörtlichen Mineralisationsbedingungen dieser Böden in semiariden Breiten noch Forschungsbedarf.

N- Mineralisation der Arenosole im Arbeitsgebiet

Unter Laborbedingungen wurde ermittelt, dass bei den Proben der naturnahen Arenosole der Hauptjahresumsatz an Stickstoff in den oberen 60 cm Bodentiefe mit einem sehr steilen, nach unten hin abnehmenden Gradienten abläuft (Abb. 5.52). Es kann davon ausgegangen werden, dass auch unter „natürlichen“ Bedingungen die N-Mineralisationsraten über diese eigene Tiefenfunktion verfügen. Somit korrelieren die Dekompositionsraten organischer N-Verbindungen, über die Bodentiefe nicht mit den Gehalten des organischen Bodenstickstoffs, die im wesentlich geringeren Maße mit zunehmender Bodentiefe abnehmen (vgl. Kapitel 5.5.2).

Um einen Anhaltswert zu erhalten wird geschätzt, dass die standörtliche N-Mineralisationsrate in Arenosolen auf das ganze Jahr bezogen dem Laborwert nach 114 Tagen etwa entspricht und somit **71 kg N ha⁻¹ a⁻¹** betragen könnte, obwohl eine Übertragung von Labor- auf Feldbedingungen, wie oben erwähnt, nur eingeschränkt möglich ist.

6.2.3 Stickstoff und jährlicher Austausch in Vegetation

Bei der Bestimmung des jährlichen N-Austausches bzw. Turnovers der Phytomasse⁶³ im Untersuchungsgebiet geht es um den Anteil an N, der von der Vegetation aus ihrer Umwelt, wie Pedosphäre und Atmosphäre, im jährlichen Mittel aufgenommen werden muss, um ihre Biomasse langfristig konstant zu halten und somit eine „steady state-“ Bedingung zwischen Wachstums- und Sterberate der Phytomasse zu erfüllen. Dagegen geht es nicht direkt um Stickstoff, der in neu produziertem Pflanzenmaterial zirkuliert. So sind pflanzeninterne Prozesse, wie der Einbau von Stickstoff in die lebenden Blätter und der spätere N-Rückfluß vor dem Vertrocknen und dem Blattfall, für die Pflanzen von wichtiger Bedeutung (GALLARDO *et al.*, 1995, p.448). Für die N-Bilanzierung im Ökotope an sich ist dabei der somit verringerte N-Verlust durch das abgeworfene Laub von Bedeutung.

Zur Berechnung der Stickstoffmengen, die mit der jährlichen Produktion an Pflanzenmaterial umgesetzt wird, sind drei essentielle Informationen wichtig:

⁶³ Phytomasse beschreibt als Begriff aus der Biologie die gesamte pflanzliche Substanz. Zusammen mit der Zoомasse bilden diese die sogenannte Biomasse, welche die Gesamtmasse aller Lebewesen darstellt.

1. Die Stickstoffgehalte der einzelnen Pflanzenspezies und ihrer Bestandteile im Untersuchungsgebiet, wie die reduzierten N-Anteile in Blättern während des Laubfalles sowie N-Anteile in Ästen, Wurzeln und Gräsern (Kapitel 5.2.3).
2. Die Kenntnis der Phytomassen einzelner Spezies und ihrer Bestandteile bezogen auf eine Flächeneinheit, wie zum Beispiel in m² oder ha (Dieses Kapitel, Abschnitt: Biomasse der Vegetation im Arbeitsgebiet laut Literaturangaben).
3. Der jährliche Austausch- (Turnover-) Faktor der Phytomassen einzelner Pflanzenbestandteile, bzw. das Wissen um deren durchschnittlichen Lebensdauer wie zum Beispiel Turnus des Laubabwurfs oder Wachstums- bzw. Sterberaten von Ästen und Wurzeln (Kapitel 6.2.4).

Für die N-Gehalte im Untersuchungsgebiet liegen aus selbst beprobten Pflanzenteilen bestimmte N-Gehalte, und somit zuverlässige Daten vor. Einschränkend zur Genauigkeit der Schätzungen von Biomasse wird angemerkt, dass keine eigenen standörtlichen Wägungen und Bestimmungen der Biomassen im Bezug zu den ermittelten N-Anteilen in der Vegetation erfolgten. Dagegen wird auf Literaturwerte der trockenen Biomasse pro Gebietsauschnitt (kg ha⁻¹) Bezug genommen, die für oberirdische Vegetation des Arbeitsgebietes vorliegen und in folgenden Kapiteln beschrieben werden (AYNEKULU, 2003; MPHINYANE, 2001; NAMAYANGA, 2002). Für Wurzeln wird auf eine allgemeine Biomasse-schätzung für Savannen Bezug genommen (JACKSON, MOONEY und SCHULZE, 1997, S. 7363). Zur Bilanzierung werden diese auf die eigenen Daten der N-Gehalte bezogen. Die Schätzungen von Biomasse und Turnover- Raten erfolgt für die jeweiligen Pflanzenbestandteile einzeln.

Biomasse der Vegetation im Arbeitsgebiet laut Literaturangaben

Die Menge der gesamten Biomasse, die laut „The biomass map of Botswana“ (MOA, 2002a) im Zeitraum der Wachstumssaison 2000/2001 photosynthetisch produziert wurde⁶⁴, liegt im östlichen Bereich des Central Kalahari District nahe Serowe hauptsächlich in der Größenordnung von 3.100 kg DM ha⁻¹ bis 3.500 kg DM ha⁻¹. Zusammen mit den nach Westen hin abnehmenden Gebietsniederschlägen, ist am östlichsten Rand der Kalahari die Phytomasse mit mehr als 3.600 kg DM ha⁻¹ stellenweise höher und dann, etwa in der Mitte des Arbeitsgebietes bei Mashoro, bei abnehmender Tendenz mit über 2.600 kg DM ha⁻¹ bis 3.000 kg DM ha⁻¹ kleiner werdend angegeben. Im Nordwesten bei Letlhakane und Orapa beträgt sie nur noch 2.100 kg ha⁻¹ bis 2.500 kg DM ha⁻¹.

In einer Fallstudie des ITC (AYNEKULU, 2003, S. 53), die sich im Rahmen mit dem ITC- Projekt mit der „carbon sequestration“ im Gebiet um Serowe befasst, wird die durchschnittliche frische Biomasse des Sandveld mit einem Trockengewicht von **5.310 kg DM ha⁻¹** (n = 75 plots; s = 2.710) angegeben;

⁶⁴ Die pflanzliche Biomasse entspricht der Phytomasse. Die primär photosynthetisch erzeugte Biomasse, entspricht der Masse an grünen Kräutern einschl. Gräsern, sowie der Blattmassen von Hochstauden, Sträuchern und Bäumen. Nachfolgende Angaben beziehen sich auf deren Trockensubstanz (DM).

des weiteren werden für Hardveld 13.990 kg DM ha⁻¹, Escarpment 21.220 kg DM ha⁻¹ und ein Gesamtdurchschnitt von 10.480 kg DM ha⁻¹ genannt. Der Wert des Sandveld hat eine relativ gute Übereinstimmung mit Biomassenbestimmungen an Blattmaterial und Gräsern, die an Transekten auf dem Gelände der Makhi Experimental Farm und zwei weiteren, umliegenden Cattle Posts bestimmt wurden (MPHINYANE, 2001). Die im Arbeitsgebiet gelegenen Farmen weisen folgende Mittelwerte auf:

Gräser zur Regenzeit / Trockenzeit:	4.580 kg DM ha ⁻¹ / 3.180 kg DM ha ⁻¹
Blätter zur Regenzeit / Trockenzeit:	536 kg DM ha ⁻¹ / keine Angabe

Beim Stickstoff der jährlich produzierten Biomasse fließen die im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Mengen an neu produzierten Blättern, Gräsern, und Gehölzmasse mit ein. Diese Abschätzung wird erschwert, da sich nicht die gesamte Blatt- und Gräsermasse im jährlichen Turnus genau einmal erneuert, sondern nach und nach eine Erneuerung stattfindet, mit Unterschieden zwischen laubwerfenden und immergrünen Gewächsen oder annuellen und perennierenden Gräsern und Kräutern. Somit ist eine genaue Ermittlung des jährlichen „Turnovers“ nicht möglich.

Trotzdem soll der Versuch unternommen werden, die pflanzliche Produktion sowie den damit indirekt verbundenen Umsatz an Stickstoff quantitativ abzuschätzen. Denn bei der Betrachtung der in der Biomasse gespeicherten, limitierenden Nährstoffe wie Stickstoff ist wichtig, dass diese nicht durch Laubfall oder absterbende perennierende Gräser der Pflanze verloren gehen, sondern zum großen Teil vor dem Vertrocknen in die Gehölzteile zurückfließen (HARRISON & INESON, 1987; HARRISON, 1998 zitiert in: GALLARDO *et al.*, 1995). Dieses macht sich auch in der wesentlich schlechteren Futterqualität trockener Blätter und Gräser bemerkbar. So können die jahreszeitlich unterschiedlichen N-Gehalte über den Gehalt an Proteinen in denen das meiste N gespeichert ist, abgeschätzt werden. So besitzen trockene Gräser nur 1 % Rohprotein gegenüber 4 % bei frischen Gräsern (WAHL, 2000). Auch bei den trockenen Blättern können die Proteingehalte wesentlich absinken, so dass sie für Rinder nicht mehr verwertbar sind. SARMIENTO und PINILLOS (2000) betonen, dass in Savannen während der trockenen Jahreszeit die Stickstoffgehalte der grünen Biomasse auf den als Nährwert kritischen Wert von 0,7 % absinken. Die alternden Blätter fallen dabei unter diesen Wert, so dass sie als Rindernahrung nicht mehr in Frage kommen (SARMIENTO und PINILLOS, 2000).

Im Savannenökosystem ist vor allem der Niederschlag der limitierende Faktor. Daher werden in der folgenden Bilanzierung in Regen- und Trockenzeit unterschieden. Insgesamt können aus den Literaturangaben die im folgenden Kapitel 6.2.4 genannten Schätzungen der Biomassen unterschiedlicher Pflanzenteile genannt werden.

6.2.4 Stickstoffmengen in den Vegetationsbestandteilen

N in der Gehölzbiomasse

Laut einer ITC-Studie beträgt die Gehölz- Biomasse des Sandveld bei Serowe im Mittel **5.310 kg DM ha⁻¹** (DM = dry matter) (AYNEKULU, 2003). Dieser Wert errechnet sich aus dem Frisch-

gewicht des Gehölzes mit dem Mittelwert von $8.000 \text{ kg DM ha}^{-1}$ [$\pm 1,3$; 27 Plots] (NAMAYANGA, 2002) mit dem Umwandlungsfaktor $0,66$ [$\pm 0,15$; $N = 8$] (AYNEKULU, 2003).

Der Umwandlungsfaktor berechnet sich aus den Feuchtigkeitsgehalten von dominanten Spezies wie Akazien, *Terminalia Sericea*, *Ochna Pulchra* etc. in der Kalahari im Serowe Bereich, bestimmt im Oktober und berücksichtigt somit die trockene Gehölzmasse der trockenen Saison.

Der selbst bestimmte Stickstoffgehalt der hölzernen Biomasse, gemessen an Ästen und Zweigen auf repräsentativen Standorten der dominanten Vegetation beträgt $1,16 \% \text{ N}$ ($s = 0,37$; $N = 63$) bezogen auf das getrocknete Gewicht (DM) (Kapitel 5.2.3, Tabelle 5.3). Legt man den oben genannten Mittelwert von $5.310 \text{ kg DM ha}^{-1}$ als standorttypisch zugrunde, so berechnet sich eine Menge von 61 kg N ha^{-1} , gespeichert in der hölzernen Biomasse.

Die konstante Sterberate der Gehölzmasse beträgt circa $0,5 \%$ der lebenden Biomasse pro Dekade = 10 Tage (WAHL, 2000, S. 34). Wenn es zu keiner Änderung im Bestand kommt, müssen $18,25 \%$ entsprechend 969 kg Trockenmasse pro Hektar jährlich nachwachsen. Somit werden jedes Jahr **$11,1 \text{ kg N ha}^{-1}$** in neu wachsende Gehölzbiomasse eingebaut.

N in der Laubbiomasse

Im Gegensatz zum gespeicherten Stickstoff in der aktuell, lebenden Blattmasse sind deren N-Umsatzraten nur schwer zu bestimmen und eventuell mit hohen Schätzfehlern behaftet. Genaue Erneuerungsraten der Blätter sind für das Arbeitsgebiet nicht bekannt. Zum einen kommen im Arbeitsgebiet laubabwerfende Gehölze wie die weit verbreitete Baumart *Terminalia Sericea* oder beispielsweise Sträucher wie *Ochna Pulchra* vor, die nur einen Teil der vertrockneten Blätter sukzessive abwerfen. Akazien sind zwar meist laubabwerfende Gewächse, die allerdings auch ganzjährig mit unterschiedlicher Intensität Laub tragen (VAN WYK, VAN WYK und VAN WYK, 2000; VAN WYK, 2001). Außerdem ist das chlorophyllhaltige Blattmaterial eher ein Bereich komplexer Nährstoffumsätze und weniger als fester Stickstoffspeicher zu betrachten. Vor dem Absterben der Blätter fließt ein Großteil des N wieder in die Pflanzen zurück. Eine Abschätzung der Blattmasse während der niederschlagsfreien Winterperiode gestaltet sich aufgrund der fehlenden Messungen als schwer.

Unter Berücksichtigung dieser Problematiken wird eine Abschätzung des jährlichen Verlusts durch Laubfall vorgenommen. Die trockene Blattmasse an Gehölzen beträgt im Arbeitsgebiet nach Bestimmungen mehrerer Transekte außerhalb von Kraalbereichen der Makhi Experimental Farm und einer benachbarten Privatfarm (MPHINYANE, 2001), nach Mittelung der Werte, **$537 \text{ kg DM ha}^{-1}$** .

Dieser Wert wird als für das Arbeitsgebiet repräsentatives Mittel betrachtet. Des weiteren wird vorausgesetzt, dass sich laut SARMIENTO und PINILLOS (2000) das Blattwerk der Gehölzpflanzen pro Jahr mindestens zweimal erneuert, da die Hälfte des jährlich nachwachsenden Grüns auch in der Regenzeit als „standing dead“ anzusehen ist. Somit ergibt sich eine Erneuerungsrate von **$1.074 \text{ kg DM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** .

Der durchschnittliche Gewichtsanteil des Stickstoffs beträgt nach eigenen Messungen während der Regenzeit 2,62 % N (S = 0,78; N = 50). Dieses ergibt eine mittlere Stickstoffmenge von 28,1 kg N ha⁻¹.

Werden die Einzelwerte der N-Gehalte des Laubes einzelner Spezies gemittelt und bezogen auf die anteilmäßige Bedeckung gewichtet, so ergibt sich ein korrigierter gewichteter Mittelwert aller beprobten Standorte von 27,0 kg N ha⁻¹ der während eines Jahres im frischen Blattmaterial in der Regenzeit gespeichert ist. Dabei werden für die standortabhängigen und vegetationspezifisch gemessenen N-Anteile die standörtlichen Bedeckungsanteile geschätzt und auf oben genannte Angaben der Biomasse bezogen.

Während der trockenen Jahreszeit enthält das Laub etwa nur noch 0,7 % N oder deutlich weniger Stickstoff, bevor es abfällt. Es wird geschätzt, dass statt 2,62 % N nur noch etwa 0,5 % N, also rund 1/5 der ursprünglichen N-Menge in abgeworfenen gegenüber den frischen Blättern gespeichert ist und somit zusätzlich nur **5,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹** für den Aufbau der Laubmasse an sich benötigt werden.

Einjährige und mehrjährige Gräser und Kräuter

Die Berechnung der gespeicherten Stickstoffmengen in Gräsern und Kräutern erfolgt nach dem vorangegangenen Schema des Laubes der Gehölzpflanzen. Nach zweijährigen Messungen im Bereich der Makhi Experimental Farm (MPHINYANE, 2001) sind für die verfügbaren Phytomassen der Gräser einschließlich der Kräuter für die Regenzeit im Mittel 4.580 kg ha⁻¹ und für trockenere Phasen 3.180 kg DM ha⁻¹ bestimmt worden.

Es wird angenommen, dass sich die oberirdische Blattmasse der Gräser, nicht wie das Laub der Gehölze etwa zweimal jährlich erneuert, sondern dass die für trockene Phasen bestimmte Biomasse der Gräser eher als Reste aus der Regenzeit anzusehen ist.

In den Gräsern befindet sich im Mittel 1,39 % N. Somit werden jährlich 64 kg N ha⁻¹ in oberirdischer Biomasse von Gräsern eingebaut.

Bei den Gräsern besteht jedoch das Problem, dass aufgrund der Koexistenz einjähriger (engl.: annual grasses) und mehrjähriger Gräser (engl. perennial grasses), ihr tatsächlicher N-Turnover in neu produzierter Biomasse schwerer zu erfassen ist, als bei dem Laub der Gehölze. Es wird davon ausgegangen, dass annuelle Gräser ihre gesamte Biomasse und den darin enthaltenen Stickstoff, im jährlichen Zyklus einmal austauschen, während mehrjährige Gräser zumindest Teile ihrer Wurzelanlage über mehrere Jahre erhalten. Es kann außerdem angenommen werden, dass mehrjährige Gräser, ähnlich wie bei den Gehölzen, die wertvollsten Nährstoffe wie N vor dem Vertrocknen aus den Blättern ziehen. Im Rahmen dieser Arbeit ist allerdings nicht genau zu klären, wie die anteilige Verbreitung der einzelnen Grasspezies ist und wie hoch deren jeweilige N-Austauschraten sind. So überwiegen bei natürlichen Savannenflächen zwar die mehrjährigen Gräser, diese gehen aber anteilig mit zunehmender Beweidungsintensität zugunsten der annualen Gräser zurück (WAHL, 2000). Zudem spielen Klimabedin-

gungen und -variationen bei der Verteilung der unterschiedlichen Gräser eine wichtige Rolle (SCHENK und JACKSON, 2002).

Daher ist im Rahmen dieser Arbeit nicht genauer zu ermitteln, wie hoch im Untersuchungsgebiet bei Serowe der Anteil mehrjähriger Gräser ist und welcher N-Anteil mit dem absterbenden oberirdischen Pflanzenmaterial tatsächlich verloren geht. In vereinfachender Form wird davon ausgegangen, dass sich bei den annuellen Gräsern die Stickstoffmenge einmal jährlich komplett austauscht, während bei mehrjährigen Gräsern nur ein Bruchteil ihres Stickstoffs, des absterbenden, oberirdischen Pflanzenteils, verloren geht. Es wird geschätzt, dass bei den Gräsern insgesamt nur die Hälfte der oben genannten gespeicherten N-Menge, die Obergrenze des jährlichen Umsatzes in der oberirdischen Biomasse von Gräsern darstellt. Es wird somit davon ausgegangen, dass jährlich etwa **32 kg N ha⁻¹** umgesetzt werden.

Stickstoff in Wurzeln

In semiariden Savannen hat die tief reichende Ausbreitung der Wurzeln eine besondere Bedeutung, da hierdurch kostbare Bodenwasservorräte ausreichend ausgeschöpft werden können. So wird für tropisches Grassland und Savannen eine maximale Durchwurzelungstiefe von 15,0 m +/- 5,4 m angegeben; in der Zentralen Kalahari wurde von einer *Boscia Albitrunca* (engl.: shepherd's tree) sogar eine maximale Durchwurzelung von 68 m erreicht (CANADELL *et al.*, 1996). Die vertikale Wurzelverteilungen von tropischem Grassland und von Savannen wurden anhand einer asymptotischen Formel gefittet, die Kurven der Tiefenverteilung beschreibt (JACKSON, MOONEY und SCHULZE, 1997, p.7362):

$$Y = \beta^d \tag{6.2}$$

Dabei ist:

Y die kumulative Wurzel Fraktion (0 – 1) von der Bodenoberfläche bis zur Tiefe d in cm und β der gefittete Parameter.

Folgendes Tiefenprofil der kumulativen Wurzelverteilung in Prozent ergibt sich für tropisches Grassland bzw. Savanne, temperiertes Grassland und nach eigener Schätzung für das Arbeitsgebiet bei Serowe:

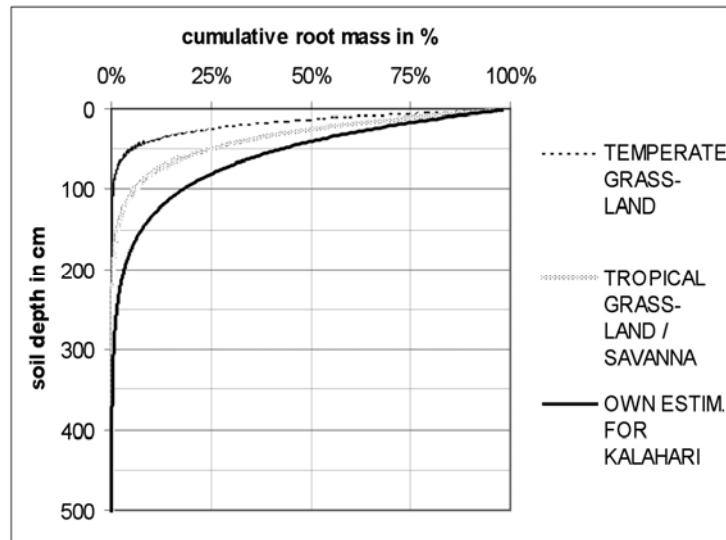


Abb. 6.4: Kumulative Werte der Verteilung von Wurzelmasse (x -Achse: $Y = \beta^d$) mit zunehmender Bodentiefe. - Cumulative values of the distribution of root biomass (x -axis: $Y = \beta^d$) with decreasing soil depth (after JACKSON, 1997).

Mit abnehmender Bodentiefe ($d = y$ -Achse) bei Grasland der gemäßigten Zone ist $\beta = 0,943$ und bei tropischem Grassland/Savanne ist $\beta = 0,972$ (nach JACKSON, 1997). Nach eigener Schätzung für die Kalahari ist $\beta = 0,983$. Bei den eigenen, tiefen Bodenprofilen weisen viele Indikatoren auf eine tiefgründige, flächendeckende maximale Durchwurzelung von bis zu 10 m bis 12 m hin, was durch die Chlorid-Massen-Bilanz (CMB, Kapitel 5.13.1), durch die Modellierung von Pedotransferfunktionen (RetC, Kapitel 5.13.2) und mittels organischer N-Gehalte in tiefen Bodenschichten (Kapitel 5.5.2) bestätigt werden konnte.

Die Wurzeln stellen im Vergleich zur oberirdischen Pflanzenmasse einen wichtigen Anteil an der Gesamtbiomasse. So wird in einer Studie über das globale Budget der Feinwurzelmasse, deren Oberfläche und Nährstoffgehalte für tropische Grassland- und Savannenökosysteme Werte von 5.100 kg ha^{-1} für lebende, und 9.900 kg ha^{-1} als totale Feinwurzelmassen angegeben. Dabei befinden sich 57 % der Wurzelmasse in den obersten 30 cm des Bodens. Global sind Feinwurzeln, die als Wurzeln kleiner als 2 mm Durchmesser definiert werden, mit 33 % an der jährlichen Netto-Primärproduktion beteiligt, wenn von der konservativen Annahme ausgegangen wird, dass sich Feinwurzeln einmal jährlich erneuern (JACKSON, MOONEY und SCHULZE, 1997).

Global wird für Feinwurzeln der N-Mittelwert von 1,17 % angegeben (JACKSON, MOONEY und SCHULZE, 1997). Dieses deckt sich gut mit dem Mittelwert für Feinwurzeln von 1,10 %, bestimmt aus einer Studie über Wald- und Grasslandsavannen in Minnesota, USA (REICH *et al.*, 2001 p.1711). Bei den eigenen gemessenen N-Gehalten von Gehölz und Grasswurzeln ergibt sich ein Mittelwert von 1,05 % N. Somit errechnet sich für die lebende Feinwurzelmasse ein Betrag von **53,6 kg N ha⁻¹** an gespeichertem Stickstoff. Angaben über die jährlichen Austauschraten der Feinwurzel-Biomasse in tropischen Bereichen finden sich in einer weltweit vergleichenden Studie über terrestrische Ökosysteme (GILL und JACKSON, 1999; GILL und JACKSON, 2000). Die Turnover-Raten von Wurzeln verhalten

sich exponentiell ansteigend zur durchschnittlichen Jahrestemperatur, was z.B. beim Buschland (engl.: shrubland) mit $r^2 = 0,55$ belegt werden konnte. Dabei wird für den jährlichen Feinwurzelaustausch der tropischen Ökosysteme der Faktor von 0,62 für Buschland, 0,69 für Bäume und 0,85 für Grassland angegeben, welche im Balkendiagramm in Abb. 6.5 zu ersehen sind (GILL und JACKSON, 2000 p.17).

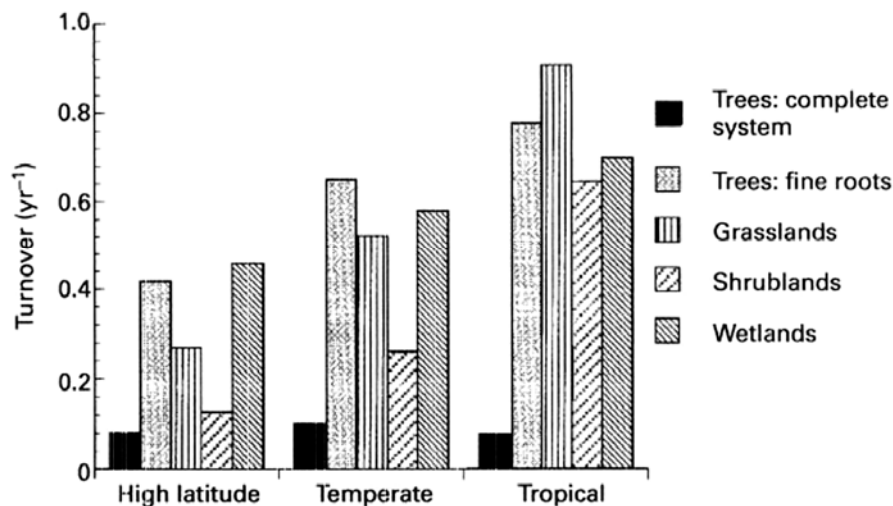


Abb. 6.5: Austausch der Wurzelmasse für breitenkreisspezifische Vegetationstypen (GILL und JACKSON, 2000). Tropisches Grassland erreicht dabei mit 0,85 den höchsten Austauschfaktor. - Root turnover for vegetation types separated by latitudinal zone (GILL und JACKSON, 2000). Thereby tropical grassland reaches with 0.85 the highest exchange factor of all.

Wenn für Büsche und Bäume zusammen genommen die gleiche Gewichtung wie für Gräser angesetzt wird, ergibt sich hieraus bei entsprechender Gewichtung ein gemittelter Austauschfaktor von **0,76 [turnover a⁻¹]** für die Feinwurzelmasse im Arbeitsgebiet.

Bezug nehmend auf die lebende Feinwurzelbiomasse, die laut oben genannter Literaturangabe auf 5.100 kg DM ha⁻¹ festgelegt wurde, bedeutet dies einen Austausch an Wurzelbiomasse von insgesamt 3.876 kg DM ha⁻¹ a⁻¹.

Daraus folgt, dass bei oben genannten 1,05 % N- Anteil jährlich eine Menge von **40,7 kg N ha⁻¹** an Feinwurzelmasse neu produziert wird.

Diese Menge an Stickstoff befindet sich in einem stetigen Gleichgewicht zwischen Auf- und Abbau von Wurzelbiomasse. Es ist nicht sicher zu ermitteln, wie viel anteiliges N vor dem Absterben der Wurzel ähnlich wie bei absterbenden Blättern, von der Pflanze aufgenommen, bzw. wie viel sich vom N in der abgestorbenen Biomasse befindet und durch Mineralisation für den Aufbau neuer Wurzelmasse eingesetzt werden muss.

6.2.5 Biologische Stickstofffixierung

Die biologische Stickstofffixierung ist die Grundvoraussetzung, Luftstickstoff (N₂) durch Reduktion für höher entwickelte Organismen nutzbar zu machen. Es handelt sich somit um die erste Stufe im N-Kreislauf (MÜNTZ, 1984). Dabei wird die N-Fixierung ausschließlich in hoch spezialisierten Mikroor-

ganismen über Nitrogenase Enzyme katalysiert, die aus zwei Proteinen, dem Eisen- und dem Molybdän-Eisenprotein bestehen. Die Reduktion von N_2 zu NH_3 vermitteln die beiden Proteine zusammen (Abb. 6.6). Als Energielieferanten des Reduktionsvorganges dienen Magnesiumgebundene ATP-Verbindungen, die zu ADP-Verbindungen gespalten werden (KIM und REES, 1994; MÜNTZ, 1984). Die Umwandlung zu pflanzenverfügbaren NH_4^+ -Ion erfolgt in der Bodenlösung.

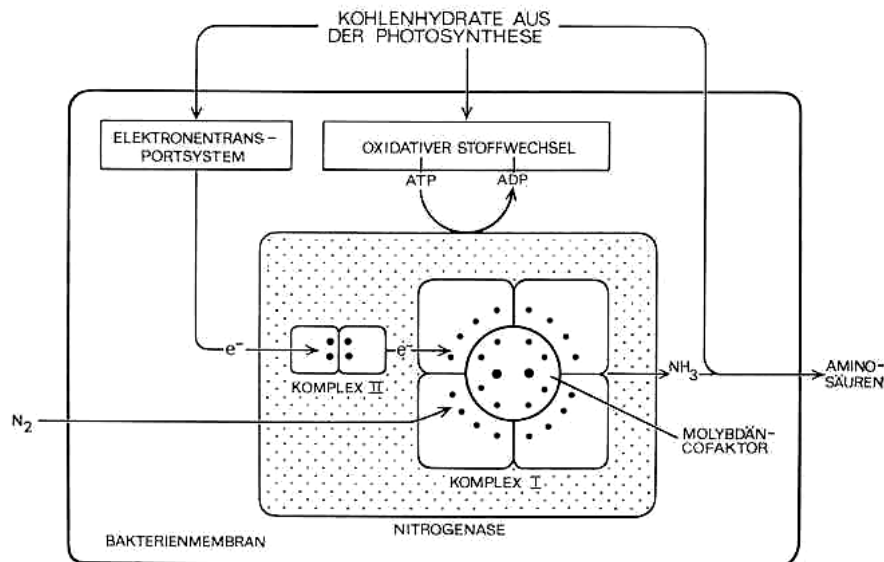


Abb. 6.6: Schematische Darstellung der Nitrogenase, bestehend aus den Komplexen I (MoFe-Protein) und II (Fe-Protein) sowie dem Molybdän-Cofaktor und der Funktion der Bakterioidezellen bei der Assimilation von Luftstickstoff (nach BRILL 1977, zitiert in MÜNTZ, 1984, S.21). - Schematic illustration of nitrogenase, consisting of the complexes I (MoFe-protein) and II (Fe-protein) as well as the molybdenum-cofactor and the function of bacterioid cells assimilating atmospheric N (after Brill, 1977, cited in MÜNTZ, 1984, p. 21).

In semiariden Savannensystemen wie der Kalahari bestehen verschiedene Möglichkeiten zur N_2 -Fixierung, die als N-Quelle eine zusätzliche Nitratproduktion und somit eine Gefährdung des Grundwassers darstellen könnten. Sie werden schon in Literatur der 70er und 80er Jahre erwähnt (HEATON, TALMA und VOGEL, 1983). So sind die symbiotischen Bakterien in den Knöllchen der Pflanzenwurzeln und die N_2 -fixierende Cyanobakterien der Bodenkrusten (engl.: soil crusts), teilweise aber auch ungebunden im Boden lebende Bakterien für die N_2 -Fixierung verantwortlich (VOGEL, 2002). N-fixierende Symbionten sind auch im Verdauungssystem von Termiten aktiv (LAVELLE und SPAIN, 2001) und werden im australischen Raum für die Grundwasserkontamination mit Nitrat in Verbindung gebracht (BARNES, JACOBSON und SMITH, 1992; HARRINGTON, HERCZEG und COOK, 1999; JACOBSON, 1993). Die verschiedenen Möglichkeiten der N-Fixierung durch Pflanzen, Termiten und Blaualgen werden in den folgenden Abschnitten beschrieben.

N_2 -Fixierung (N_{fix}) durch Pflanzen (Leguminosen)

Bei den in Frage kommenden Pflanzen im Untersuchungsgebiet handelt es sich meist um Leguminosen der Subfamilie Mimosoideae, wie die Akazienspezies, die in Wurzelknöllchen durch bakterioide

Mikroorganismen, die sogenannten Rhizobien, symbiotische Luftstickstofffixierung betreiben (vgl. Kapitel 2.7.2). In Abb. 6.7 ist die wechselseitige Abhängigkeit zwischen der Pflanze, die Energie liefert und dem Rhizobium (Knöllchen), das N_2 zu NH_3 reduziert, schematisch dargestellt.

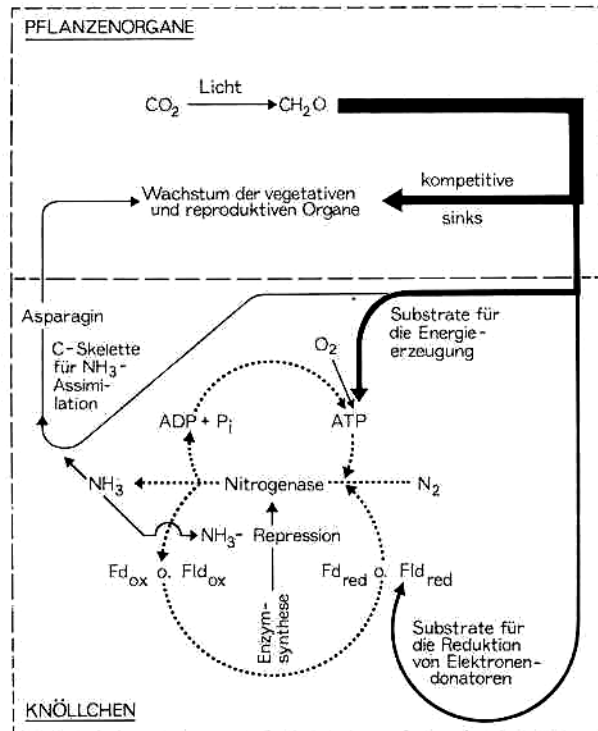


Abb. 6.7: Schema der wechselseitigen Abhängigkeit von Knöllchen- und Photosynthesestoffwechsel bei symbiotisch N-fixierenden Pflanzen (nach Hardy und Havelka, zitiert in Müntz, 1984, S.30). - Scheme of the metabolism of rhizobium and photosynthesis of N-fixing plants and their interactive dependence.

Zur symbiotischen N-Fixierung sind generell alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Akazienarten, aber auch andere Leguminosenarten wie die buschförmigen *Dichrostachys Cinerea* in der Lage, da sie potentiell Wurzelknöllchen bilden können. Bei der Pflanze, die nach Bedarf entsprechende chemische Signale aussendet, muss es jedoch durch entsprechende Rhizobien-Bakterien zu einer „In-fizierung“ der Wurzeln kommen (MÜNTZ, 1984; SCHULTZE und KONDOROSI, 1998). Die Rate der N_2 -Fixierung ist insofern am Bedarf orientiert, als die Pflanze ein konstantes C/N-Verhältnis trotz unterschiedlicher Aufnahme an Kohlenstoff anstrebt. Nach einer Klimakammerstudie an Robinien ist die (zusätzliche) N_2 -Fixierungsleistung an die CO_2 -Aufnahme gekoppelt, die wiederum vom modifizierten CO_2 -Gehalt der Luft abhängt (DYCKMANS, FENG und FLESSA, 2002). Allerdings konnten im Rahmen einer vergleichenden Literaturstudie keine der bisherigen in Konkurrenz zueinander stehenden Theorien der Mechanismen, wie die Regulation über die Kohlenstoffversorgung (carbon supply regulation), Regulation über die Sauerstoffversorgung (oxygen supply regulation) oder die „N-feedback“ Regulation bestätigt werden (SCHULZE, 2004).

Die Luftstickstoff-Fixierungsleistung durch Leguminosen, wie die zahlreich im Untersuchungsgebiet vertretenen Akazienarten und die *Dichrostachys Cinerea*, wurden in einer Studie über N-fixierende

Bäume und den Ariditätsgradienten in Namibia quantifiziert (SCHULZE *et al.*, 1991). Bei der Mittelung der Beiträge von N₂-Fixierung aller dort vorkommenden Mimosaceen ergibt sich ein Anteil von **30 % N** am Blattstickstoff, allerdings mit einer großen Spanne zwischen den Spezies. So erreichte *Acacia Melifera* durchschnittlich 71 %, *Acacia Hereroensis* und *Dichrostachys Cinerea* lagen bei 49 % und *Acacia Albida* nur bei 2 % der in den Blättern gemessenen Anteile.

Die größten N₂- Fixierungsraten wurden im feuchteren Tiefland gemessen, eine zunehmende Aridität hat nach SCHULZE *et al.* (1991) einen verringenden Einfluss. In ariden Gebieten, ist die N-Fixierung fast nicht mehr vorhanden, auch wenn diese von Mimosoideaeen dominiert sind (ARANIBAR *et al.*, 2004).

Somit ist die große Spanne der N₂-Fixierung nicht nur artspezifisch zu erklären, sondern etwa im gleichen Maße auch standortbedingt.

Im Kapitel 5.6.2, Abschnitt: „Bodenprofile im Bereich einer Akazie“, wurden leicht erhöhte Nitratwerte im Wurzelbereich einer potentiell zur N₂-Fixierung fähigen Akazie gemessen. Hieraus auf eine Erhöhung durch N-Fixierung zu schließen ist nicht zulässig, da im Schatten der Baumkronen allgemein niedrigere Bodentemperaturen, reduzierte Evaporation und somit weniger Wasserstress besonders für die Pflanzen des Unterwuchses zu erwarten ist (SCHOLES und ARCHER, 1997). Außerdem dienen Baumschatten Tieren als Schutz vor intensiver Sonneneinstrahlung und es kommt dort somit zu vermehrter Kontamination mit ihren Ausscheidungen.

Aufgrund dieser zusätzlichen Beeinflussung der Stickstoffgehalte könnten nur umfangreiche Vergleichsmessungen zwischen Leguminosen und nicht fixierenden Pflanzen in ausreichender Entfernung zueinander Aufschluss darüber geben, ob es durch pflanzenfixierten Stickstoff (N_{fix}) zu einer zusätzlichen Anreicherung im Boden kommt. Daher wird für die Berechnungen auf die Literaturangabe zur Fixierungsleistung der Pflanze selbst Bezug genommen.

Bezogen auf das eigene Arbeitsgebiet wird der gemittelte **30 % N-Anteil** für die N₂-fixierten Anteile in Leguminosen-Gesamtbiomasse übernommen, da von einer gleichmäßigen Verteilung des N_{fix} in der Pflanze ausgegangen werden kann (DYCKMANS, FENG und FLESSA, 2002). Es ist allerdings zu betonen, dass die tatsächliche, biologische Fixierungsrate des individuellen Standortes von diesem gemittelten Schätzwert erheblich abweichen kann.

N_{fix}-Anteil in Blattmasse von Leguminosen

Im Kapitel 6.2.4, Abschnitt: N in der Laubbiomasse, wurde eine jährliche Erneuerungsrate von 1.074 kg ha⁻¹ a⁻¹ bezogen auf die trockene Blattmasse berechnet.

Potentiell N₂-fixierende Gehölze sind im Arbeitsgebiet nach eigenen Schätzungen anhand der Vegetationsaufnahmen mit durchschnittlich 41 % der Biomasse, das sind 440 kg ha⁻¹ vorhanden. Anhand der höheren N-Gehalte der Leguminosen von durchschnittlich 2,98 % (n = 31, s = 0,43) werden durchschnittlich 13,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ berechnet, die in Blättern N₂-fixierender Pflanzen gespeichert sind.

Wie im Kapitel 6.2.3 hervorgehoben, werden jedoch die meisten Nährstoffe vor dem Laubfall bis auf etwa 0,5 % N wieder in die Pflanze zurückwandern. Somit gehen etwa 2,2 kg N was rund 1/6 der ur-

sprünglichen N-Menge im abgeworfenen gegenüber dem in frischen Blättern Gespeicherten entspricht, den N_2 -fixierenden Pflanzen verloren. Dabei stammt bei einem 30%-Anteil somit etwa **0,66 kg N ha⁻¹ a⁻¹** aus der Stickstofffixierung (N_{fix}).

N_{fix} -Anteil für nachwachsenden Gehölzanteil der Leguminosen

Der Anteil des fixierten Stickstoffs in Stämmen und Ästen wird ebenfalls anhand der durch die Sterberate ermittelten Gehölzmasse bestimmt. 969 kg Trockenmasse pro ha wächst jährlich nach, wenn sich der Bestand nicht verändern soll (Kapitel 6.2.4, Abschnitt: N in der Gehölzbiomasse). Davon beträgt der selbst bestimmte Anteil an Leguminosen 41 %, was 397 kg DM ha⁻¹ entspricht. Bei einem Stickstoffgehalt von 1,15 N % (Gehölz) entspricht dies 4,55 kg N ha⁻¹ a⁻¹, der fixierte Anteil in nachwachsendem Gehölz beträgt somit **1,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹**.

N_{fix} -Anteil für nachwachsende Wurzelmasse der Leguminosen

Für die Wurzelmasse und deren Sterberate liegen für das Arbeitsgebiet keine direkten Daten vor. In der Studie von HAYNES (1986) über eine amerikanische Kurzgrasprairie (engl.: shortgrass prairie) wird für die ober- und unterirdische Biomasse mit 3.750 kg DM ha⁻¹ bzw. 3.400 kg DM ha⁻¹ jeweils etwa der gleiche Wert genannt (vgl. Kapitel 6.1.1). Im eigenen Arbeitsgebiet existieren entsprechend bei 220 kg DM ha⁻¹ (Leguminosen-Laub) und 2.200 kg DM ha⁻¹ (Leguminosen-Gehölz) insgesamt 2.420 kg DM ha⁻¹ oberirdische Leguminosen-Biomasse entsprechend ca. 2.400 kg DM ha⁻¹ Wurzelmasse der Leguminosen. Bei gleicher Sterberate wie bei dem Gehölz von 18 %, einem Anteil von 1,4 % N und 30 % fixierten N-Anteil errechnet sich somit **2,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹**.

N_{fix} -Anteil der Leguminosen insgesamt

Werden die oben genannten Stickstoffanteile aus ober- und unterirdischer N-Fixierung summiert, beträgt die durchschnittliche jährliche Fixierungsleistung der Leguminosen etwa **4,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹**.

Für alle Berechnungen von N_{fix} -Raten wurde der Anteil von 30 % angesetzt. Ein differenzierterer Abgleich der Vegetation kann nicht erfolgen, da sich die diversen Subspezies der Akazien in Namibia, die von SCHULZE (1991) untersucht wurden, nicht mit den eigenen dominanten Arten decken. Die klimatischen Bedingungen werden als weder arid noch feucht angenommen, so dass sie unter diesem Aspekt etwa im Mittelfeld der untersuchten Standorte von SCHULZE (1991) liegen dürften. Daher ist aufgrund der eingeschränkten Übertragbarkeit die eigene Schätzung mit relativ großen Unsicherheiten verbunden.

N₂-Fixierung und N-Anreicherung in Termitenbauten

Wie in Kapitel 6.2.11 beschrieben, weisen die Untersuchungen an den Termitenhügeln bei Letlhakane deutlich verschobene C/N-Verhältnisse in den Termitenbauten (C/N 7,5) gegenüber dem umgebenden Bodenmaterial (C/N 12,2) auf. Dieses deutet unter dem Vorbehalt von Methan- und CO₂-Verlusten im Termitenbau auf eine zusätzliche N-Eintragsquelle bei diesen „soil feeders“ hin. Tatsächlich sind

viele Termitenarten in der Lage, mit Hilfe symbiotischer Bakterien in ihrem Verdauungssystem Stickstoff zu fixieren und in ihr körpereigenes Gewebe einzubauen (LAVELLE und SPAIN, 2001). Dabei haben die Fixierungsraten unter anderem deshalb eine so große Spanne, weil die höher entwickelten Termiten mehrere Möglichkeiten besitzen, zum Beispiel ausgedehnten Stickstoff über kultivierte, N-anreichernde Pilze oder N-synthetisierende Bakterien zurückzugewinnen (Abb. 6.11). Außerdem bestehen Unterschiede in Nahrungsart und -qualität worauf die bevorzugten Nahrungen der verschiedenen Spezies hindeuten. Daher sind in der Literatur Angaben über N-Fixierung spezieller Termitenarten unterschiedlich und miteinander vergleichbar angelegte Untersuchungen auch widersprüchlich. Einige Autoren untersuchten anhand der Isotopen-Verhältnisse wie an $\delta^{15}\text{N}$ oder $\delta^{13}\text{C}$ die Zusammensetzung der Nahrung holzfressender Termiten. Bei einigen holzfressenden Termitenarten (engl.: wood-feeding termites) wurde nachgewiesen, dass die symbiotische Stickstofffixierung in ihrem Verdauungssystem einen wesentlichen Beitrag in Bezug auf ihren Stickstoffhaushalt liefert (TAYASU, 1998). Dabei fixieren einige Endosymbionten der Termitenart *Neotermes Koshunensis* (Familie der *Kalotermitidae*) maximal **30 % bis 60 %** des insgesamt benötigten Stickstoffs. Wenn allerdings die Nahrung bereits genug N enthält, wird dagegen bei anderen holzfressenden Termitenarten kaum N-Fixierung gemessen, (TAYASU *et al.*, 1997). Andere Autoren kommen darüber hinaus zu dem Ergebnis, dass bei den von ihnen bei Labor- und Feldversuchen untersuchten Termitenarten die Nahrungsqualität, auf die N-Fixierungsleistung kaum Einfluss besitzt: „No clear association exists between termite nitrogen fixation and the nitrogen content of their food.“ (CURTIS und WALLER, 1997, S. 303). Eine Abschätzung der symbiotischen N-Fixierungsraten in Bezug auf das eigene Arbeitsgebiet ist sehr schwierig, denn gut vergleichbare, auf die Fläche quantitativ beziehbare Angaben waren in der Fachliteratur nicht ausfindig zu machen. Im Besonderen wird die Evaluation dadurch erschwert, dass in den Sandböden texturbedingt nur die schwer zu findenden unterirdischen Termitennester auftreten, wie sie vereinzelt bei Grabungen von Bodenprofilen gefunden wurden. Termiten, die oberirdische Bauten anlegen, benötigen hierfür geeignete tonhaltigere Böden (LAVELLE und SPAIN, 2001), die eher im nordwestlichen Gebiet zwischen Letlhakane und Orapa, weniger aber im mittleren und südöstlichen Gebiet Richtung Serowe auftreten. Auf letzteres Gebiet bezieht sich jedoch die zusammenfassenden N-Bilanzierungen (Kapitel 7.1 und Kapitel 7.2), für die daher in Bezug auf den Einfluss von Termiten keine Daten vorliegen.

Obwohl keine genauen Kenntnisse bezüglich der im Arbeitsgebiet lebenden Termitenpopulation und deren Fixierungsleistung vorhanden sind, erfolgt die ungefähre Schätzung der Fixierungsleistung in folgender Weise:

Die Biomasse von Termiten wird für die tropische Zone in australischer Literatur mit etwa 15 kg ha^{-1} Lebendgewicht angegeben (LEE und PANKHURST, 1992). Dagegen wird die Biomasse für afrikanische Savannen auf 70 kg ha^{-1} bis 110 kg ha^{-1} beziffert (DANGERFIELD, MCCARTHY und ELLERY, 1998 S. 508), was sie vergleichbar mit der Biomasse an Rindern (im Arbeitsgebiet etwa $50 - 80 \text{ kg ha}^{-1}$) bei beweideten Flächen macht.

In einer Studie über Weiden im semiariden Gebieten Kenias wird davon ausgegangen, dass Termiten wie grasende Tiere, die gleiche Menge von jeweils etwa 1.000 kg DM ha⁻¹ a⁻¹ an der jährlichen Pflanzenproduktion konsumieren (LAVELLE und SPAIN, 2001). Verbindet man diese Angabe mit ihrem jährlichen geschätzten Konsum von 1.000 kg DM ha⁻¹ a⁻¹ pflanzlichen Materials, so würden Termiten pro Jahr etwa das 9-fache bis 14-fache ihrer eigenen Körpermasse an Nahrung aufnehmen. In einer Laborstudie über Arbeiter der Wüstermiten *Gnathamitermes Tubiformans* (engl.: soldier and worker termite) wird der tägliche Konsum an trockenen Blättern des Büffelgrass mit 2,4 % ihres Lebendgewichts angegeben (BODINE und UECKERT, 1975). Dieses entspricht dem 8,8-fachen ihrer Körpermasse, bezogen auf den jährlichen Verbrauch. Die oben genannte, aus Daten unterschiedlicher Arbeiten errechnete Spanne ist somit plausibel.

Bei geschätzten durchschnittlichen 1 % Stickstoffanteil (trockene und feuchte Jahreszeit gemittelt) im Pflanzenmaterial würden 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ mit der Nahrung aufgenommen und vermutlich zum großen Teil im Bau wieder ausgeschieden. Aus dem Anteil der zusätzlichen N-Fixierung von 30 % bis 60 % (Beispiel: *Neotermes Koshunensis* siehe oben), errechnet sich hieraus eine Menge von **4,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹** bis **15 kg N ha⁻¹ a⁻¹**. Es ist jedoch möglich, dass aufgrund der oben genannten Unterschiede wie zum Beispiel zwischen den Termitenarten, Nahrungsart und -qualität, sowie der N-Fixierungsleistung die Spanne der Werte größer ist.

Unklar ist die weitere Art des Verbleibes oder der Zirkulation des in der Termitosphäre angereicherten mineralischen N im Untersuchungsgebiet. Die Grundwasserbelastung durch Nitrat aus Termitenhügeln wird in einer australischen Studie beschrieben. Demnach werden die Termitenhügel durch kleinere Regenereignisse durchfeuchtet und deshalb vermehrt Ammoniak durch stickstofffixierende Bakterien erzeugt. Dieses wird zu Nitrat oxidiert und mit der Feuchte durch die kapillare Wirkung an die Hügeloberfläche transportiert. Durch Starkregenereignisse, die im 20-jährigem Rhythmus auftreten, wird dieses Nitrat ausgewaschen und im Sickerwasser zum Grundwasser bis in etwa 15 m bis 30 m befördert (BARNES, JACOBSON und SMITH, 1992). Andere australische Arbeiten bestätigen die deutliche Belastung von Grundwasser durch Nitrat aus Termitenbauten (JACOBSON, 1993; LEE und WOOD, 1971).

Dagegen werden nach einer Studie in Venezuela, in gut drainierten Savannen-Böden mit geringer Produktivität, Termitenhügel der *Nasutitermes Ephratae* (Familie der *Termitidae*) eher als „Senken“ für Stickstoff angesehen (LOPEZ-HERNANDEZ, 2001).

Ob durch die unterirdisch lebenden Termiten und deren Symbionten im Untersuchungsgebiet mit ihren Aktivitäten, wie das Zerlegen, Akkumulieren und Zersetzen von organischem Material in Kombination mit zusätzlicher Stickstofffixierung und -Mineralisierung und möglicher Auswaschung, insgesamt eher einen Stickstoffgewinn oder -verlust für das System von Boden und Pflanze darstellt, kann aufgrund der vorhandenen Informationen nicht abgeschätzt werden.

Der Einfluss von Termiten auf den Stickstoffkreislauf ist jedoch nicht zuletzt aufgrund ihrer Fähigkeit zur symbiontischen N₂-Fixierung wichtig. Darüber hinaus können sie die Bodeneigenschaften ihrer

Einflusssphäre gravierend verändern. Nur gezielte, auf die besonderen Standortbedingungen bezogene Feldforschung, die mit dem speziellen biologischen Hintergrundwissen um die jeweilig dort lebenden Termitenarten erfolgen, können eine quantitative Erfassung des Einflusses der Termiten auf die Stickstoffflüsse im Untersuchungsgebiet ermöglichen.

N₂-Fixierung durch Blau/Grünalgen- (cyanobakterielle) Bodenkrusten

Millimeterdicke Krusten aus Blau/Grünalgen an der Bodenoberfläche, "Cyanobacterial Crusts" genannt, werden weltweit für aride und semiaride Gebiete beschrieben. Über deren Fähigkeit zur N₂-Fixierung gibt es Arbeiten über Savannen in Australien (BARNES, JACOBSON und SMITH, 1992; JACOBSON, 1993) oder aride Gebiete im südwestlichen Utah, wo Fixierungsraten von 1,4 N ha⁻¹ a⁻¹ bis 13 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für verschiedene Krustenarten geschätzt wurden (BELNAP, 2002).

Für den Bereich der Kalahari sind die Raten an fixierbarem Luftstickstoff wesentlich geringer anzusetzen. In einer Studie über die Bedeutung der Stickstofffixierung in cyanobakteriellen Bodenkrusten in der Kalahari wird eine Spanne von nur 8 g ha⁻¹ a⁻¹ bis 44 g ha⁻¹ a⁻¹ angegeben (ARANIBAR *et al.*, 2003). Außerdem sind die Krusten sehr sensibel gegen Viehtritt- Zerstörung, wodurch dieser Beitrag im beweideten Arbeitsgebiet noch weiter verringert sein dürfte.

Aufgrund der im Vergleich zu Pflanzen und Termiten vernachlässigbaren Fixierungsleistung von Cyanobakterien-Krusten im Untersuchungsgebiet wird der Einfluss auf den Stickstoffhaushalt in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

6.2.6 Stickstoffverfügbarkeit und Stickstoffbedarf der Vegetation

Der Stickstoffbedarf der jährlichen Biomasseproduktion sollte im langjährigen Mittel ausgeglichen sein und mit den Beträgen der jährlichen N- Mineralisationsraten des Bodens zusammen mit N-Fixation und N in Niederschlägen übereinstimmen, um eine langfristig ausgewogene Bilanz zu erhalten. Die jährlichen pflanzlichen Stickstoffumsätze werden wie folgt berechnet.

Tabelle 6.2: Jährlicher Stickstoffbedarf der Vegetation von 1 ha repräsentativen Gebietsausschnitt der östlichen Kalahari (A); Annual nitrogen demand of vegetation of 1 ha of representative site area of the eastern Kalahari.

<i>Plant part of vegetation</i>	<i>Plant demand of nitrogen</i> (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)
Woody parts (stems, branches, twigs)	11,1
Leaves	5,4
Grasses	32,0
Fine roots	40,0
Sum of vegetation N-demand	88,5

Table 6.3: Jährlich zur Verfügung stehender pflanzenverfügbarer Stickstoff. - Annual plant available nitrogen.

<i>Plant available nitrogen from:</i>	<i>Plant available nitrogen</i> (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)
N-mineralization in soil	71,0
Precipitation: input of nitrate-N and ammonium-N	6,0
N-fixation: by leguminous vegetation	4,2
Sum of all available plant N	81,2

Der kalkulierte jährliche Stickstoffbedarf der Vegetation von 88,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ liegt im Bereich der theoretisch zur Verfügung stehenden pflanzenverfügbaren Stickstoffmenge von 81 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dabei sind allerdings noch die Verluste durch Nitratauswaschung, Buschfeuer und Viehhaltung zu berücksichtigen. Trotz möglicher Fehlerquellen der Schätzungen ist zu vermuten, dass zumindest ein

Grossteil des während der Regenzeiten potentiell mineralisierbaren Stickstoffes von den Pflanzen benötigt und aufgenommen wird.

6.2.7 N-Eintrag durch Niederschläge

Niederschläge enthalten Nitrat und Ammonium für deren Bildung mehrere Möglichkeiten in Frage kommen. So werden in Wolken durch Blitze etwa 7 Tg N a^{-1} ($= 7 \cdot 10^6 \text{ t N a}^{-1}$) an reaktivem Stickstoff (NO_x) produziert, die Verteilung richtet sich dabei räumlich und zeitlich nach dem Auftreten von Konvektionswolken. Atmosphärische Bildung von NO_x , CO, und CH_4 findet auch in Kondensstreifen von Flugzeugen statt. NO_x -Emissionen aus verbrennender Biomasse wurde auf eine Spanne von $2,5 \text{ Tg N a}^{-1}$ bis $8,0 \text{ Tg N a}^{-1}$ ($1 \text{ Tg} = 1 \cdot 10^6 \text{ t}$) geschätzt (BRASSEUR *et al.*, 1998). Es kann davon ausgegangen werden, dass durch die besonders hohe Häufigkeit an Buschbränden im südafrikanischen Raum (ICHOKU *et al.*, 2003) die Möglichkeit einer erhöhten durch Regen bedingten Aerosolauwaschung an NO_x aus der Atmosphäre besteht (Kapitel 6.2.9, N-Verlust durch Feuer).

Für das südöstliche Arbeitsgebiet errechnet sich eine durchschnittliche Menge von **$6,04 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** (vgl. Kapitel 5.1). Bei diesem Mittelwert ist zu beachten, dass neben der Streuung von $s = 42 \%$ der 11 gemessenen Konzentrationen eventuell auch der relativ kurze Beprobungszeitraum von etwa zwei Monaten zu Beginn der Regenzeit eine gewisse Fehlerquelle beinhaltet. Des Weiteren sind die Niederschlagsmengen ausgeprägten, etwa 20 jährigen Schwankungszyklen ausgesetzt, was auf die „El-Niño“ Southern Oszillation (ENSO) zurückzuführen ist (Kapitel 3.3.4, Klimavariationen). Auch die jährlichen Differenzen können immens sein. Somit wird geschätzt, dass der mittlere Eintrag etwa zwischen **$4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** bis **$9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** liegen dürfte und nur als eine Eintragsgröße des langfristigen „steady state“ Eintrags in die Böden des Arbeitsgebietes zu sehen ist.

6.2.8 N-Verlust durch Auswaschung

Die Auswaschung von Nitrat unterhalb der Wurzelzone naturnaher Flächen unter Arenosolen ist bereits im Kapitel 5.13.1, anhand der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode an eigenen Chloridtiefenprofilen berechnet worden. Bei einer mittleren Versickerung von ca. **$1,7 \text{ mm a}^{-1}$** sind gemittelte Konzentrationen von $170 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ im Sickerwasser gemessen worden.

Dabei wird für die N-Auswaschung (N_{leach}) der Mittelwert von **$4,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** mit einer hohen Abweichmöglichkeit von etwa **$1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** bis **$10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** angenommen, der allerdings erhebliche lokale Streuungen aufweisen kann.

Wie in Kapitel 5.14, Versickerung und Nitratauswaschung unter Pfannen, bereits erwähnt, kann durch die Pfannen im Arbeitsgebiet mit einem zusätzlichen Eintrag von etwa $1,2 \text{ mm}$ bis $2,3 \text{ mm}$ gegenüber den Arenosolstandorten gerechnet werden. Somit ergibt sich insgesamt eine Grundwasserneubildung von insgesamt **$2,9 \text{ mm a}^{-1}$** bis **4 mm a^{-1}** unter naturnahen Flächen des Kalahari-Plateaus nahe Serowe. Bei der Nitratbelastung des Sickerwassers der Pfannen lassen sich im Rahmen dieser Arbeit keine quantifizierbaren Angaben machen, da aufgrund harter Calcreteschichten im Untergrund der Pfannenböden keine ungestörten Bodenproben zur Bestimmung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

gewonnen werden konnten. Wie im Kapitel 5.6.2, Abschnitt: Serwe Pan Farm⁶⁵, bereits festgestellt worden ist, sind die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in den oberen Schichten als gering einzustufen, was auf den Verdünnungseffekt durch Oberflächenzufluss zurückzuführen ist.

In bezug auf den quantitativen Beitrag der Pfannen zur Grundwasserneubildung und deren Nitratbelastung, besteht weiterer Forschungsbedarf.

Die Berechnung der Nitratauswaschung unter Kraalen mit Hilfe der CMB-Methode ist ebenfalls im Kapitel 5.13.1 beschrieben und durchgeführt worden. Bei dem beschriebenen Ghosha Cattle Post fällt dabei eine Sickerwassermenge von **26,5 mm a⁻¹** an mit der jährlich etwa **300 kg NO₃-N** im 0,5 ha großen Kraalbereich ausgewaschen und dabei etwa um einen halben Meter abwärts verlagert wird. Das Sickerwasser ist dabei mit etwa 1.000 mg NO₃-N L⁻¹ belastet.

6.2.9 N-Verlust durch Feuer

Wie schon im Kapitel 6.1.2, Beispiel 2: Saisonale Savanne Südamerikas“, erwähnt wurde, spielen häufige Buschbrände in Savannen eine wichtige Rolle in Bezug auf den Nährstoffkreislauf (SARMIENTO und PINILLOS, 2000). Neben positiven Effekten in Bezug auf die beschleunigte und die bessere Nährstoffverfügbarkeit spielt aber auch der Verlust durch Verflüchtigung von Nährstoffen eine wichtige Rolle. Ob positive Anreicherungs- oder negative Verlusteffekte überwiegen, ist vor allem von der Frequenzhäufigkeit der wiederkehrenden Feuer abhängig (JORDAN, 1985). Bei zu häufigen Bränden gehen zu viele Nährstoffe durch Verflüchtigung (engl.: volatilization) verloren. In der Literatur werden dabei für Savannen verschiedener Gebiete unterschiedliche Verlustzahlen für Stickstoff genannt:

In Afrika spielen feuerbedingte Aerosol- und Gasemissionen in die Atmosphäre eine wesentliche Rolle. Durch Buschbrände im südafrikanischen Raum entstehen 35 % der globalen Biomasseverluste (LANDMANN, 2003).

Im Rahmen der Southern African Regional Science Initiative 2000, bekannter unter der Abkürzung SAFARI 2000⁶⁶ (SWAP und PRIVETTE, 1999), weisen Beprobungsergebnisse einer Flugkampagne auf den besonderen dominanten Einfluss von Bränden auf die Feinpartikelzusammensetzung in der ganzen Atmosphäre des südlichen Afrika hin. Diese wurden in freier Troposphäre, in der atmosphärischen Grenzschicht und in Rauchfahnen von Savannenbränden nachgewiesen (EATOUGH *et al.*, 2003).

In einer fernerkundlichen Fallstudie über Feuer in Skukuza, Krüger National Park, werden Emissionsverluste von 12,6 kg NO_x ha⁻¹ pro Feuer genannt (LANDMANN, 2003). Dabei gingen im Untersuchungsgebiet von 8.020 km² von Juni bis August 2001 insgesamt 1.225 Tonnen NO_x verloren, was durchschnittlich 1,5 kg NO_x ha⁻¹ entspricht. Die Bezeichnung NO_x entspricht den Spezies NO und NO₂ (LANDMANN, 2003), so dass bei gleichen Anteilen von etwa 4,7 kg N ha⁻¹ pro Feuer und

⁶⁵ In älteren Kartenwerken wird die Serwe Pan Farm auch als Matikwe Cattle Post bezeichnet.

⁶⁶ SAFARI 2000 ist eine interdisziplinäre wissenschaftliche Initiative zum Verständnis der ökologischen und klimatischen Systems des südlichen Afrika.

0,6 kg N ha⁻¹ bezogen auf die Gesamtfläche gerechnet werden kann, die alleine in den drei Monaten von Juli bis August 2001 verloren gingen (Abb. 6.8).

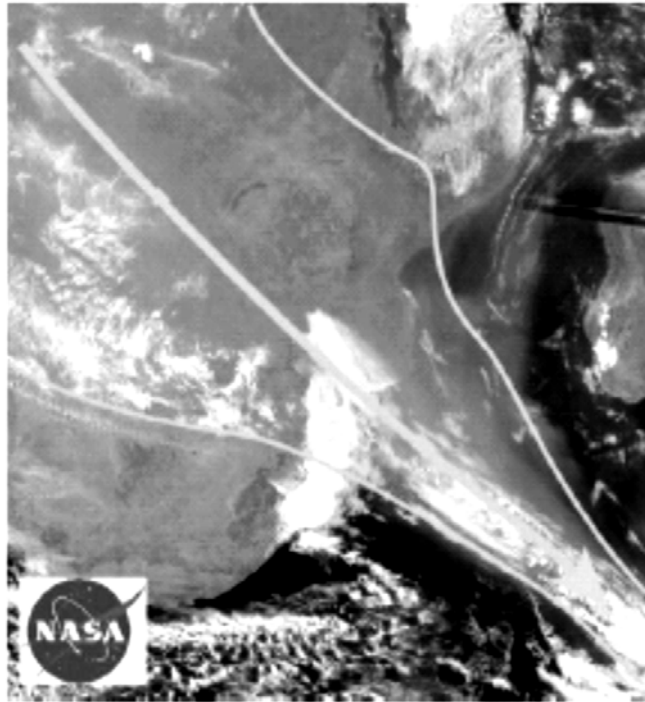


Abb. 6.8: NASA-Satellitenbild von Aerosol Rauchfahne über dem südlichen Afrika (Westküste von Madagaskar rechts im Bild) bis weit über den indischen Ozean, SAFARI 2000 (in SWAP et al., 2003). - NASA satellite image of aerosol plume over southern Africa (West coast of Madagascar on right side) and the Indian Ocean, SAFARI 2000 (in SWAP et al., 2003).

Noch höhere Verluste durch Emissionen von Buschbränden, bezogen auf die Flächeneinheit, werden in nordaustralischer küstennaher Savanne, bei Kapalga im Kakadu National Park, bei Feuer-Experimenten verzeichnet. Bei „frühen“ Feuern, die kurz nach der Regenzeit erfolgten, verflüchtigten sich in Form von N₂O-Gas 39 kg N ha⁻¹ an „feinem“ Brennmaterial wie Blättern und Gräser und 61 kg N ha⁻¹ an abgestorbenen Stammmaterial. Bei „späten“ Feuern in der fortgeschrittenen Trockenzeit werden dagegen niedrige Beträge von respektive 16 kg N ha⁻¹ und 59 kg N ha⁻¹ erreicht (ANDERSEN, COOK und WILLIAMS, 2003). Somit gehen insgesamt fast 100 kg N ha⁻¹ bei frühen und 75 kg N ha⁻¹ bei späten Buschbränden von Kampala verloren. Die pflanzliche Biomasse und somit das brennbare Material dieser Eukalyptussavanne ist jedoch wesentlich höher als im Arbeitsgebiet der Kalahari.

Anhand von Sattelitenbildauswertungen wurden Feuernarben von Buschbränden in Südafrika nahe der Grenze zu Botswana kartiert und altersdatiert (HUDAK und BROCKETT, 2004). Dieses ist auch im Gebiet der Kalahari ein mögliches Mittel, um abgebrannte Flächen zu quantifizieren und die Feuerfrequenz zu erfassen.

Obwohl für das eigene Arbeitsgebiet quantifizierbare Angaben zu Buschbränden fehlen, wird aufgrund der oben beschriebenen Krüger National Park Studie geschätzt, dass unter Berücksichtigung häufig auftretender Brände langjährig durchschnittlich etwa **2 kg N ha⁻¹ a⁻¹** durch Emissionen an die Atmosphäre verloren gehen könnte.

6.2.10 N-Verluste durch Rinderhaltung

Verlust von N durch Export von tierischer Biomasse

Die extensive Rinderhaltung im Central Kalahari Distrikt ist sehr flächenhaft verbreitet. Auf den Satellitenbildern der Vegetationsbeschreibung ist das Ausmaß der Degradation der Vegetation durch Überweidung anhand heller Bereiche in Kraalnähe von Cattle Posts zu erkennen (vgl. Kapitel 3.7, sowie und Abb. 5.2). Die Rindfleischproduktion stellt somit eine sehr flächendeckend präsente Beeinflussung in weiten Teilen der Kalahari einschließlich des gesamten Arbeitsgebietes dar. Dabei lassen sich die quantitativen Verluste von Stickstoff aufgrund von Eckdaten herleiten, die im folgenden beschrieben werden. Allerdings ist die extensive Weidewirtschaft im Kontext zu dem Vorkommen früherer, möglicher Weise mit dem Ausmaß der Rinderzahl vergleichbarer Wildtierherden (vgl. Kapitel 3.6) zu sehen, die über weite Strecken von Wasserstelle zu Wasserstelle zogen (THOMAS und SHAW, 1991). Aufgrund der fehlenden Daten über die ursprüngliche Fauna ist der Grad der veränderten Beeinflussung des Savannen-Ökosystems durch die Beweidung an sich schwer zu ermitteln (FERAL *et al.*, 2003). Zumindest ist durch die regelmäßige Entnahme von Rindern zwecks Schlachtung ein zusätzlicher Verlust an Nährstoffen gegeben, der unter ehemals natürlichen Bedingungen mit Sicherheit so nicht existierte. Um den Verlust an Stickstoff durch den Biomasseexport aus dem Weideland näherungsweise erfassen zu können, müssen Beweidungsdichte, durchschnittliches Schlachtungsalter und N-Anteil an der lebenden Biomasse der Rinder bekannt sein.

Unterschiedliche Beweidungssysteme im Vergleich

Das Wanderungsverhalten der Tiere zeichnet sich dadurch aus, dass im Verhältnis zur Futterausbeute möglichst geringe Distanzen zurückgelegt werden. Daraus folgt, dass die Tiere möglichst Weidestandorte in der Nähe der Viehtränke aufsuchen und ihr Weidegebiet nur dann nach außen ausweiten, wenn durch Überweidung oder Viehtritt das Nahrungsangebot eingeschränkt ist.

Zudem macht sich der Faktor bemerkbar, dass mit Annäherung an das Zentrum des Cattle Post bzw. den Kraal mit Wasserstelle die Überquerungshäufigkeit durch die Rinder zunimmt. Das zentripetal zum Kraal orientierte Viehwegenetz wird somit dichter. Dies führt dazu, dass es selbst bei einer ideal gleichmäßigen Beweidung des gesamten Cattle Post zu einem ansteigenden „Verkehrsaufkommen“ von Rindern im Wasserstellenbereich kommen muss, da die Tiere auch auf dem Weg zwischen Nahrungsangebot und Tränke Dung ausscheiden.

Während im Falle der untersuchten Parzelle der Makhi Test Farm (vgl. Kapitel 5.6.2, Makhi Experimental Farm“) eine exponentielle Abnahme der Nitratgehalte im Boden mit zunehmendem Beweidungsradius und abnehmender Beweidungsdichte einhergeht, konnte beim Transekt des Ghosha Cattle Post (vgl. Kapitel 5.6.2 „Ghosha Cattle Post) unter nicht eingezäunten, freien Weidebedingungen eine eher räumlich begrenzte, punktuelle Kontamination nachgewiesen werden.

Hintergrund dieses Unterschiedes könnte der Umstand sein, dass im Falle des „Ghosha“ Cattle Post im Gegensatz zur „Makhi“ Test Farm die Grassnabe über Hunderte von Metern ausgehend vom Zentrum fehlte, somit also kein Anreiz zum Verweilen der Rinder in Kraalnähe besteht und dadurch kein zusätzlicher Dung in diesem Bereich anfällt.

Außerdem könnte es eine wesentliche Rolle spielen, dass im Falle der Privatfarm die Tiere nach dem abendlichen Tränken nachts in den Paddock gesperrt (engl.: night enclosure) werden, der von einer ca. 80 cm Dungschicht überzogen ist. Die Rinder der Test Farm dagegen verteilen sich nach dem Tränken wieder auf dem Weideland, das in mittelbarer Nähe des Farmzentrums liegt.

Dies lässt den Schluss zu, dass das nächtlich ungehinderte Ausschwärmen der Rinder von dem zentralen Sammelplatz um die Viehtränke die punktuelle Dung- und damit Nitratbelastung an der Viehtränke herabsetzt, eine gewisse Akkumulation jedoch nicht ganz verhindern kann.

Einschränkend muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass aufgrund des weitmaschig angelegten Transektes die Verteilung stark von einzelnen Bodenprofilen abhängig ist und somit aufgrund des Grades der Bodenheterogenitäten bezüglich der Nitratgehalte die statistische Absicherung für die letzten Aussagen noch zu erbringen war. Die später durchgeführte Untersuchung von kleinräumigen Heterogenitäten der Bodeneigenschaften (am TSP- Standort) werden im Ergebnisteil behandelt (Kapitel 5.7). Sie zeigen (vgl. Tabelle 5.15 und Tabelle 5.16), dass zumindest unter naturnahen Bedingungen bei geringer Beweidungsintensität, keine größeren Differenzen bezüglich der Bodeneigenschaften, wie z.B. Textur und Infiltration sowie der Stoffgehalte von Nitrat, Phosphat und Chlorid, auftraten. Somit sind die Werte der Profile von Transekten untereinander gut vergleichbar.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass im „offenen“ Ghosha Cattle Post und im Falle der Makhi Experimental-Farm mit kontrollierter Beweidung eine deutliche Nitratanreicherung im zentralen Tränkenbereich vorliegt. Während bei ersterer Kontamination mit Nitrat nur im Kraal und im Bereich der Wasserstelle gegeben ist, zeigt sich bei letzterer ein ausgeprägter Gradient mit exponentiell abnehmendem Verlauf der Nitrat- und Chloridgehalte mit zunehmendem Beweidungsradius. Für die nachfolgende Systemmodellierung des repräsentativen Gebietsausschnittes sind somit die Daten naturnaher Standorte, die in mindestens einigen hundert Metern Entfernung vom Kraalbereich „offener“ Cattle Post-Beweidungssysteme liegen, zu verwenden.

Beweidungsdichte nach MoA-Angaben

In der FAO-Statistik wird die jährliche Rindfleischproduktion Botswanas mit 38.800 Tonnen beziffert. Der Viehbestand wird mit 2,25 Mio. Rindern angegeben (BURGESS, 2005). Auf die Gesamtfläche von Botswana mit 582.000 km² würde dies eine theoretische Viehdichte von 26 ha/LSU⁶⁷ bedeuten. Viele Bereiche scheiden jedoch für eine Beweidung aus, wie zum Beispiel Wildtierreservate, Salzpfannen

⁶⁷ Was etwa 4 ausgewachsenen Rindern pro km² entspricht. 1 LSU (von engl.: livestock unit) entspricht einem 400 kg Rind.

und Wüste, so dass die durchschnittliche Beweidungsdichte wesentlich höher ausfällt. Im Arbeitsgebiet des Kalahari Central District beträgt die maximal erreichbare Beweidungsintensität laut der Karte der Beweidungskapazität Botswanas des Ministry of Agriculture (MoA) zwischen 3,1 bis 5,0 ha/LSU (MOA, 2002b). Es sind somit mindestens drei bis fünf Hektar erforderlich um ein ausgewachsenes Rind von 400 kg Lebendgewicht dauerhaft, d.h. auch während der Trockenzeit zu ernähren. Anders ausgedrückt können auf einem Hektar durchschnittlichen Weidelandes des Arbeitsgebietes längerfristig maximal 0,2 bis 0,32 Rinder grasen.

Viehzucht und N-Flüsse in der saisonal beweideten Kalahari

Ausgehend von dem Ansatz von SARMIENTO und PINILLOS (2000), (Kapitel 6.1.2, Beispiel 2: Saisonale Savanne Südamerikas), wird der unterschiedliche Stofftransfer zwischen Regen- und Trockenzeit in bezug auf Beweidung durch Rinder auf die eigenen Standortbedingungen übertragen, wobei bestimmte Einflussgrößen und zusätzliche Einflussfaktoren angepasst wurden (Abb. 6.9 and Abb. 6.10). Zur Übertragbarkeit, dieses allgemein gehaltenen Modells, auf das Kalahariökosystem ist einschränkend anzumerken, dass der Outputfaktor der Nährstoff-Auswaschung von SARMIENTO und PINILLOS (2000) nicht berücksichtigt wird.

Für die Regen- und Trockenzeit wird in der Kalahari dabei in etwa die gleiche Dauer von 180 Tagen angesetzt. Während der Trockenzeit existiert für die Rinder ein akuter Stickstoffmangel im Grünfuttermittelangebot. Dies erklärt sich nicht aufgrund von weniger verfügbarer grüner Biomasse im Ganzen, sondern weil in Gräsern und Laub anteilig viel weniger N gespeichert ist als während der photosynthetisch aktiven Periode (Kapitel 6.2.3).

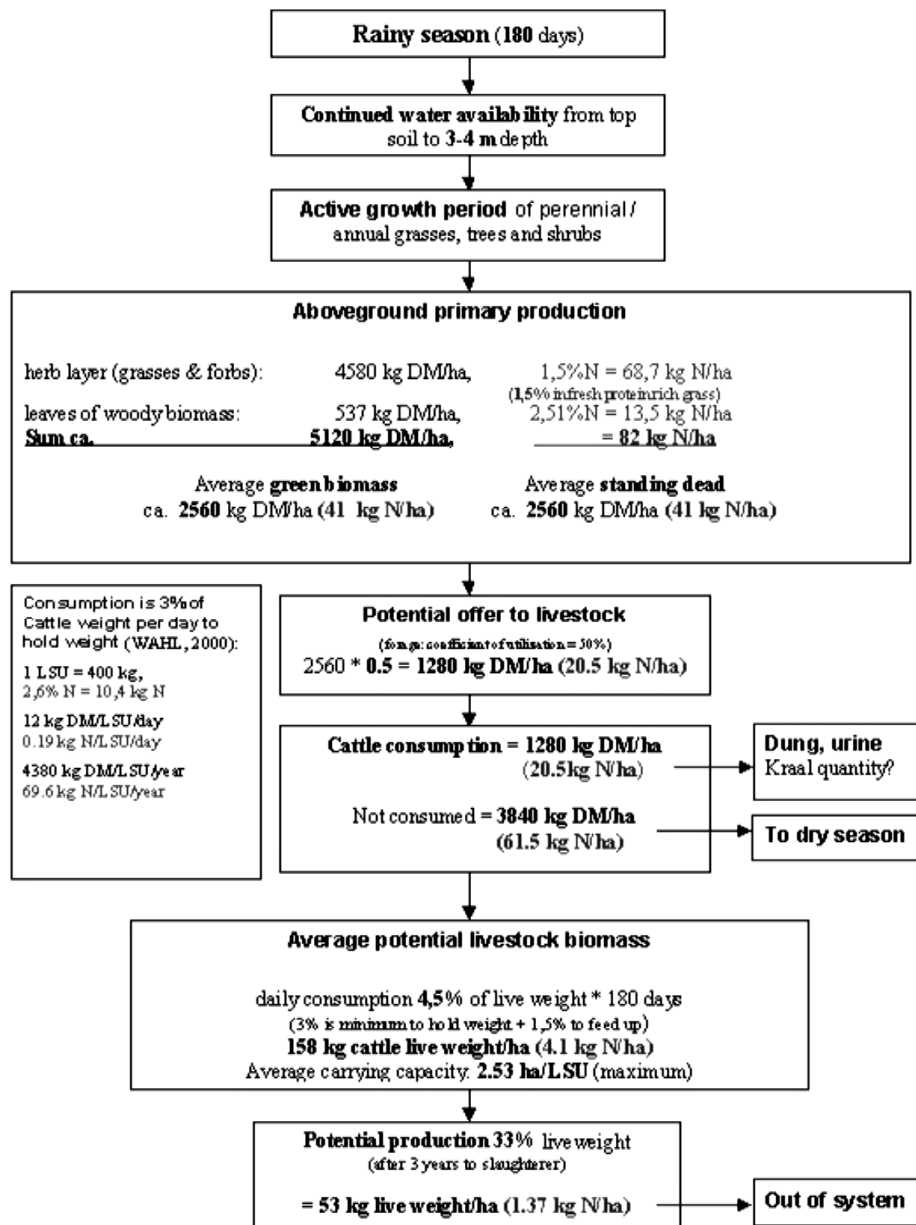


Abb. 6.9: Umsetzungen der Biomassen (DM = Trockenmasse) in der saisonal beweideten Kalahari Savanne, bei der maximal möglichen Beweidungsdichte, unter besonderer Berücksichtigung der N-Flüsse während der Regenzeit (verändert nach SARMIENTO und PINILLOS, 2000). - Transformation of biomasses (DM = dry matter) in the seasonal grazed savanna of the Kalahari, at the maximum of the possible grazing intensity, with respect to N-fluxes during the rainy season (modified after SARMIENTO und PINILLOS, 2000).

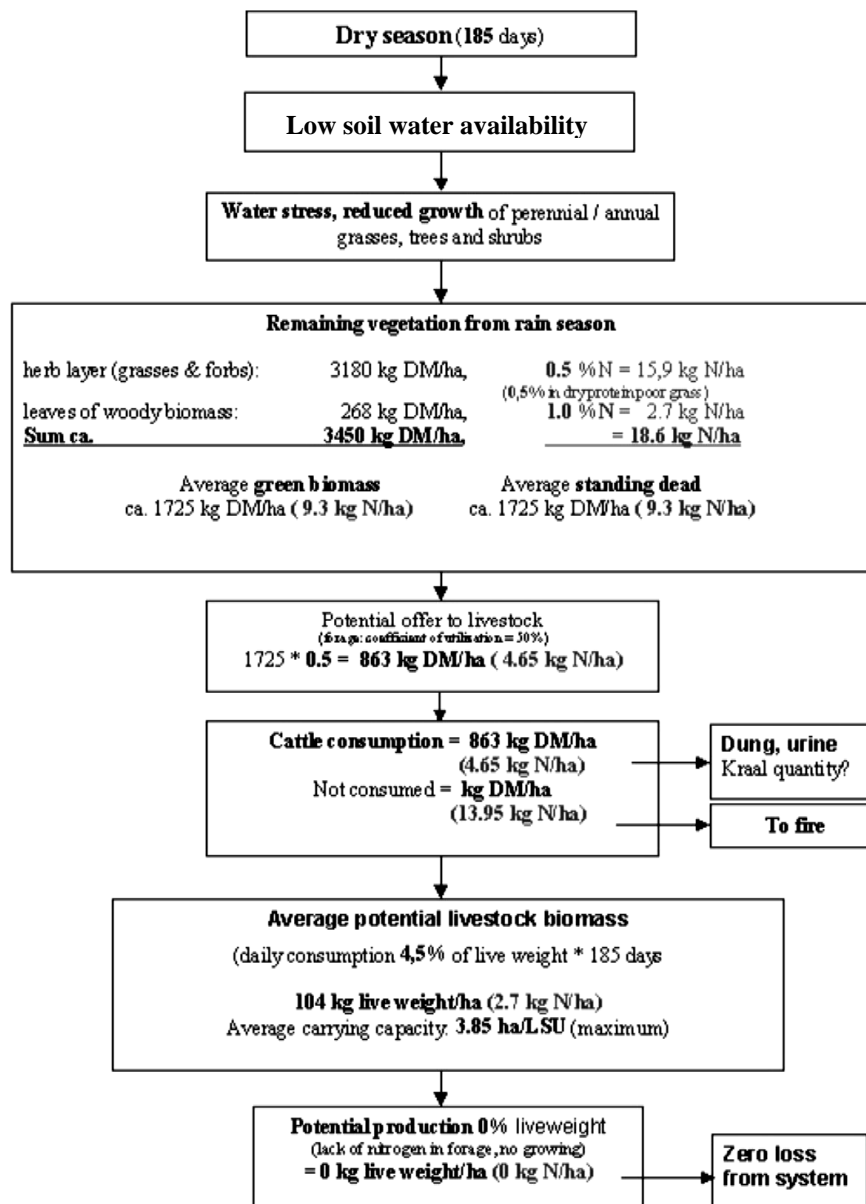


Abb. 6.10: Umsetzungen der Biomassen (DM = Trockenmasse) in der saisonal beweideten Kalahari Savanne, bei der maximal möglichen Beweidungsdichte, unter besonderer Berücksichtigung der N-Flüsse während der Trockenzeit (verändert nach SARMIENTO und PINILLOS, 2000). - Transformation of biomasses (DM = dry matter) in the seasonal grazed savanna of the Kalahari, at the maximum of the possible grazing intensity, with respect to N-fluxes during the dry season (modified after SARMIENTO und PINILLOS, 2000).

Maximale und praktizierte Beweidungsdichte im Arbeitsgebiet

Nach den vorangehenden Schemata der Umsetzungen von Biomassen (Abb. 6.9 & Abb. 6.10) würde, unter optimaler Ausnutzung der beweidbaren Fläche, ein Beweidungsindex von 2,53 ha/LSU während der Regenzeit und 3,85 ha/LSU während der Trockenzeit möglich sein. Bei maximaler Ausnutzung des Grünfütterangebotes werden somit zur Regenzeit 20,5 kg N und während der Trockenzeit 4,65 kg N pro ha mit der Nahrung aufgenommen.

Aufgrund der großen Distanzen zu den Kraalen entstehen jedoch sehr unregelmäßige Intensitäten der Beweidung, was bereits am Anfang des Kapitels erwähnt wurde. Darüber hinaus bewirken Dürreperioden sehr unregelmäßiges Futterangebot. Somit fällt die tatsächliche Beweidungsdichte im Durchschnitt wesentlich geringer aus und wird dem geringeren Wert von etwa **11 ha/LSU** nahe kommen (vgl. Kapitel 3.7). Bei einem angenommenen gleichen Futterkonsum pro Rind werden somit insgesamt nur **6,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹** mit dem Grünfutter aus dem Weideland entnommen. Statt der im Schema angegebenen 1,37 kg N, die mit der theoretisch maximal möglichen Rindfleischproduktion jährlich aus einem Hektar entnommen werden, reduziert sich dieser Betrag auf 0,32 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (siehe folgender Abschnitt). Durchschnittlich fallen somit ca. **6 kg N ha⁻¹ a⁻¹** mit flüssigem und festem Dung an. Dieser Stickstoffanteil wird entweder im Kraal oder auf der Weidefläche ausgeschieden wobei er je nach dem Standort der Ablagerung unterschiedlichen Verlusten durch Ammoniakverflüchtigung unterliegt (vgl. Abschnitt: N-Verlust durch Ammoniakverflüchtigung).

Geschätzte Ausfuhr an N durch Tierprodukte

N ist nach H, O und C das viert häufigste Element im Gewebe von Säugetieren und besitzt im proteinhaltigen, nicht fetthaltigen Gewebe einen relativ konstanten Anteil. Dieser beträgt beim Menschen durchschnittlich 2,6 % TBN-Anteil⁶⁸ der gesamten Körpermasse. Es ist hauptsächlich in einem mittleren 1/6,25-Verhältnis in Proteinen eingebaut, die ungefähr 15 % der Körpermasse ausmachen. (INGENBLEEK, 2006). Setzt man einen Gehalt von etwa 2,6 % TBN bei der Biomasse eines lebenden Rindes an, so bedeutet dies eine Menge von 10,4 kg N/LSU. Bei einem angenommenen Besatz an der mittleren Beweidungskapazität von 11 ha/LSU bedeutet dies eine Menge von 0,95 kg N, die pro Hektar durchschnittlicher Bezugsweidefläche in der Biomasse dort grasender Rinder gespeichert ist. Dieser Wert entspricht somit rund einem Viertel dessen, der unter optimalen Bedingungen, bilanziert in Abb. 6.9, erreicht werden könnte. Dabei werden die Tiere nach durchschnittlich drei Lebensjahren geschlachtet, wobei Milchviehwirtschaft in der Kalaharieregion praktisch nicht betrieben wird. Somit ergibt sich durch die Tierproduktion eine jährliche Ausfuhr von nur **0,32 kg N ha⁻¹**, statt der theoretisch möglichen 1,37 kg N ha⁻¹.

Anreicherung von Stickstoff im Kraalbereich

Ein weiterer Verlustfaktor ist die quantifizierbare Menge an N die von den Tieren auf der Fläche mit der Nahrung aufgenommen und im Kraalbereich wieder ausgeschieden wird. Für kenianische Bomas, welche mit Dornbüschen eingefasste Korrale von durchschnittlich 0,4 ha Größe quasi die kenianische Variante der Kraale im südlichen Afrika sind, wird diese Menge mit 2,4 bis 3,0 kg N/ha/a angegeben (AUGUSTINE, 2003).

Wie schon bei der eigenen Kalkulation der Dungmenge mittels Phosphat-Anreicherung (Kapitel 5.8) legt die Berechnung über den Stickstoffgehalt die über die Existenzzeit des Cattle Posts im Kraal-

⁶⁸ TBN von engl.: total body nitrogen, ist der Gewichtsanteil des Stickstoffes eines lebenden Organismus.

bereich angesammelte N-Menge zugrunde. Diese wird mit der geschätzten gesamten Weidefläche in Beziehung gesetzt, was aufgrund der nicht existierenden Einzäunungen und Abtrennung zu anderen Farmen nur näherungsweise erfolgen kann.

Beispiel Ghosha Cattle Post

Im Folgenden wird zunächst die Gesamtmenge an Stickstoff, die im Laufe der konstanten Nutzung des Kraales seit Gründung des Ghosha Cattle Post errechnet. Dazu werden die deutlich erhöhten Gesamt-N-Gehalte, die bis zu einer bestimmten Tiefe innerhalb des Kraales gemessen wurden, auf den Bodenkörper erwarteter Kontamination unterhalb der Kraalfläche bezogen.

Profil DPD1 wurde im Zentrum eines ca. 0,5 ha großen Kraals beprobt. Die Stickstoffgehalte beziehen sich auf mg N kg⁻¹ in trockenem Bodenmaterial (mg kg⁻¹ = ppm). Die Lagerungsdichten sind über die Tiefenfunktion der Arenosole aus Kapitel 5.5.8 übernommen worden.

Beispielrechnung für DP1, Tiefenabschnitt von 0 - 30 cm:

N total: 24.100 mg kg⁻¹; d_B: 1,46 kg / dm³

$$24.100 \text{ mg / kg} * 0,80 \text{ kg / dm}^3 * 3 \text{ dm} * 1000000 \text{ dm}^2 / \text{ha} = 0,578 * 10^{11} \text{ mg / ha} = 57.840 \text{ kg} * \text{ha}^{-1} \\ = 57,8 \text{ t} * \text{ha}^{-1}$$

$$57,8 \text{ t / ha} * 0,5 \text{ ha / kraal} = \underline{\underline{28,9 \text{ t / kraal}}} \text{ (in 0 - 30 cm)}$$

Über die gesamte kontaminierte Bodentiefe ergeben sich die in Tabelle 6.4 dargestellten Werte.

Tabelle 6.4: Anreicherung der Massen von Gesamt-N und N_{min} in Bodenschichten unter dem 0,5 ha umfassenden Kraalbereich von Ghosha Cattle Post. - Accumulation of masses of total-N and N_{min} under the 0.5 ha kraal area of Ghosha Cattle Post.

<i>Profile depth</i> <i>cm</i>	<i>Bulk density</i> <i>g cm⁻³</i>	<i>N_{total} content</i> <i>mg kg⁻¹</i>	<i>N_{total} per hectare</i> <i>kg ha⁻¹</i>	<i>N_{total} under</i> <i>Kraal area</i> <i>kg</i>	<i>N_{min} (NH₄-N & NO₃-N)</i> <i>under Kraal area</i> <i>kg</i>
0 - 30	0,80*	24.100	57.840	28.920	524
30 - 50	1,20*	13.600	32.640	16.320	190
50 - 100	1,56	580	4.526	2.263	47
100 - 150	1,60	440	3.514	1.757	32
150 - 200	1,62	660	5.354	2.677	361
200 - 250	1,64	670	5.500	2.750	1.215
250 - 300	1,66	220	1.824	912	481
300 - 350	1,67	60	501	251	8,3
350 - 400	1,68	80	673	337	12,6
Sum				56.186⁶⁹	2.871

⁶⁹ Vergleich zu naturnahen Standorten, 0 - 400 cm: 9.375 kg N ha⁻¹ = **4.688 kg N 0,5 ha⁻¹** (vgl. Kapitel 5.5.2)

Im Bodenabschnitt von 0 bis 30 cm befindet sich mit 28.920 kg Gesamt-N etwas mehr als die Hälfte des gesamten Stickstoffs unter der Kraalfläche. Aufsummiert über die gesamte Profiltiefe von insgesamt 4 m, ist im Kraal eine Menge von 56.186 kg N_{tot} gespeichert. Da auch unterhalb von 4 m geringfügige Anreicherung von N zu erwarten ist, wird von rund 57.000 kg bzw. 57 t N_{total} ausgegangen. Davon muss der bis in diese Tiefe, ursprünglich vorhandene natürliche Grundgehalt von 9.375 kg $N_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ (vgl. Kapitel 5.5.2, Tabelle 5.9), der bezogen auf die Kraalfläche von 0,5 ha etwa ca. 5 t N_{org} beträgt, abgezogen werden. Somit errechnen sich 52 t Gesamt-, bzw. 49 t organischer Stickstoff, die seit Bestehen des Cattle Post, durch Rinderdung und –urin akkumuliert wurden. Berücksichtigt man den Effekt, dass über den Kraalbereich hinaus eine gewisse Kontamination mit Dung gegeben ist, kann bei einem Aufschlag von 25% mit etwa **65 t N-Anreicherung pro Jahr** gerechnet werden. Der erste Brunnen von Ghosha Cattle Post wurde 1969 gebohrt (Kapitel 5.8). Geht man daher von einer Nutzungsdauer von 33 Jahren bis zur Probenentnahme 2002 aus, so ergibt sich ein jährlicher Eintrag von rund 2.000 kg $N \text{ a}^{-1}$ aus der Gesamtfläche in den Kraalbereich von Ghosha Cattle Post. Das beweidete Einzugsgebiet von Ghosha Cattle Post hat eine geschätzte Fläche von 5.000 ha. Somit errechnet sich eine jährliche mittlere Einfuhr von etwa 0,4 kg $N \text{ ha}^{-1}$ aus jedem Hektar durchschnittlicher Weidefläche, die langfristig im Kraalbereich von Ghosha Cattle Post verbleibt.

Umrechnung des N-Austrages von Ghosha C.P. auf eine Durchschnittsfarm

Die Beweidungsdichte bei Ghosha Cattle Post ist mit nur 29,4 ha/LSU (170 LSU auf 5.000 ha) gegenüber durchschnittlichen Farmen mit 11 ha/LSU wesentlich niedriger. Zudem ist die geschätzte Weidefläche von Ghosha Cattle Post mit 5.000 ha etwas kleiner als eine Durchschnittsfarm von etwa 6.400 ha Größe. Bei einer Durchschnittsfarm, die mit angenommenen 550 LSU⁷⁰ im Verhältnis zum Ghosha Cattle Post, das nur 170 LSU (= 250 Rinder einschl. Jungvieh) umfasst, die **3,2-fache Anzahl an Tieren** aufweist, wäre somit bei etwas kürzerer Nutzungsdauer von 30 Jahren mit einer jährlichen Anreicherung von etwa 6,9 t und einer Gesamtmenge an **210 t** an Gesamtstickstoff im Kraalbereich zu rechnen. Bei einer durchschnittlichen Farmgröße von 6.400 ha errechnet sich eine jährliche mittlere Einfuhr von etwa 1,1 kg $N \text{ ha}^{-1}$ aus jedem Hektar durchschnittlicher Weidefläche, die langfristig im Kraalbereich einer Durchschnittsfarm verbleibt.

Allerdings geht bereits ein wichtiger N-Anteil durch Ammoniak-Verflüchtigung aus dem frisch abgelagerten Dung verloren, der aus dem über die Jahre angesammelten Dung nicht erfasst wird. Der Austrag an N aus der Fläche ist somit ursprünglich wesentlich höher als der im Kraal wiedergefundene Stickstoff. Aus diesem Grund hat auf den Wert von 1,1 kg ha^{-1} noch ein wesentlicher Aufschlag zu erfolgen, was im folgenden Kapitel behandelt wird.

⁷⁰ Diese Zahl errechnet sich aus der durchschnittlichen Farmgröße von etwa 5000 ha und der Beweidungsdichte von 5,0 ha/LSU.

N-Verlust durch Ammoniakverflüchtigung

In einer Studie über den globalen atmosphärischen NH_4 -Haushalt wird geschätzt, dass weltweit insgesamt $75 \text{ Tg NH}_4\text{-N a}^{-1}$ ($75 \text{ Tg} = 75 \cdot 10^6 \text{ t}$) aus verschiedenen Quellen in die Atmosphäre entlassen werden. Bei den Landemissionen überwiegt hierbei mit $31 \text{ Tg NH}_4\text{-N a}^{-1}$ die NH_3 -Verflüchtigung, die bei der Hydrolyse vom Harnstoff des Urins der Nutztiere entsteht. Davon stammt mit $20 \text{ Tg NH}_4\text{-N a}^{-1}$ der Hauptteil von Rindern. Bei einer Population von weltweit knapp 1,3 Mrd. Rindern erzeugt somit jedes einzelne pro Jahr durchschnittlich etwa $15,5 \text{ kg NH}_4\text{-N a}^{-1}$. Darüber hinaus können N-Verluste für Wildtiere der Serengeti genannt werden. Dabei stammen von Wildebeest $3,6 \text{ kg NH}_4\text{-N a}^{-1}$, von der Gazelle $0,9 \text{ kg NH}_4\text{-N a}^{-1}$, vom Zebra $5,0 \text{ kg H}_4\text{-N a}^{-1}$, vom Büffel $9,9 \text{ kg NH}_4\text{-N a}^{-1}$ und vom Topi $6,1 \text{ kg NH}_4\text{-N a}^{-1}$. Diese Schätzungen sind allerdings indirekt, mittels durchschnittlichem Körpergewicht der Wildtiere und orientiert an der NH_3 -Verflüchtigungsraten vergleichbarer domestizierter Tiere wie Rindern durchgeführt worden (SCHLESINGER und HARTLEY, 1992).

Stickstoff-Verluste durch Ammoniakverflüchtigung aus Tierexkrementen spielen eine wesentliche Rolle wie z.B. bei der Düngung mit Gülle. So wurden unter mitteleuropäischen Verhältnissen Feldversuche zu NH_3 -Verlusten bei der Rinder-Flüssigmist-Ausbringung bei unterschiedlichen Umweltbedingungen durchgeführt (HORLACHER und MARSCHNER, 1990). Dabei wurden Verlustanteile beobachtet, die sich je nach klimatischen Bedingungen in einer Spanne zwischen **12 % N** bis **65 % N** in Form von Ammoniak befanden. Hervorzuheben ist dabei der Aspekt, dass die Verluste weniger mit der Temperatur, sondern vor allem mit den potentiellen Evaporationswerten positiv korrelierten. Je trockener das Klima und je höher die Verdunstung ist, desto höher ist die Ammoniakverflüchtigung, je mehr Niederschläge auftraten, desto geringer ist das Ausmaß. Somit kann allein aufgrund dieser Betrachtung von noch höheren Verlusten unter semiariden Bedingungen, wie sie in der Kalahari herrschen, ausgegangen werden. Denn auch bei der Ausscheidung von Rinderexkrementen auf der Weide und insbesondere bei der Akkumulation im Kraalbereich dürften durch hohe Verdunstungsraten gute Bedingungen für NH_3 -Volatilisation vorhanden sein.

Ein Verlust an N durch Ammoniakverflüchtigung und weniger durch Auswaschung von Nitrat kann durch einen Vergleich eigener Stickstoff – Phosphor Verhältnisse (N/P) mit Angaben aus der Literatur belegt werden. Da Phosphor in Böden meist in fester Form vorliegt und sein Anteil in der Bodenlösung etwa nur 0,1 % ausmacht (SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1998) kann davon ausgegangen werden, dass im Gegensatz zum N das meiste P nach der Ausscheidung durch Rinder im Kraalbereich verbleibt. Somit kann das N/P-Verhältnis als direkter Indikator für N-Verluste, z.B. durch Ammoniakverflüchtigung und Nitratauswaschung gesehen werden. Folgende Tabelle 6.5 zeigt die im Arbeitsgebiet gemessenen N/P- Verhältnisse des Rindermistes, im Vergleich mit Angaben über andere afrikanische Länder (HARRIS, 2002).

Die eigenen Berechnungen ergeben ein N/P-Verhältnis im Rindermist von 7,14, gegenüber N/P 9,21 gemessen in afrikanischen Ländern wie das nördliche Burkina Faso, Niger oder das nördliche Nigeria. Somit befindet sich 22,5 % weniger N im abgelagerten Rindermist der Kalahari, wenn man einen glei-

chen P-Gehalt voraussetzen würde. Dabei wird in Ghana von Verlusten durch Volatilization von bis zu 59 % bei nur dreimonatiger Lagerung ausgegangen (HARRIS, 2002).

Tabelle 6.5: Stickstoff- und Phosphorgehalte in mg kg⁻¹ (ppm) sowie ihr relatives Verhältnis innerhalb des Dung-/Boden-Gemisches vom Kraal des Ghosha Cattle Post, gemittelt über eine Tiefe von 250 cm (eigene Berechnungen) und Gehalte im Dung verschiedener Farmen im nördlichen Burkina Faso, Niger und dem nördlichen Nigeria. - Nitrogen and phosphorus contents in mg kg⁻¹ (ppm) and their ratio of the dry manure/soil mixture of the kraal of Ghosha Cattle Post, averaged over a depth of 250 cm (own calculations) and contents in manure of different farms in northern Burkina Faso, Niger and northern Nigeria (modified after HARRIS, 2002)

<i>Source, location</i>	<i>Nitrogen [ppm]</i>	<i>Phosphorus [ppm]</i>	<i>N/P ratio</i>
Kraal deposits of 0 cm to 250 cm depth of Ghosha cattle post, DP1, E-Kalahari, Botswana	6507 (370 - 23660)	911 (14,6 – 3519)	7,14
Cattle manure from N-Burkina Faso, Niger and N-Nigeria	11975 (7800 – 17000)	1300 (1100 – 2100)	9,21

Es wird einschränkend bemerkt, dass die Nährstoffgehalte im Rindermist aufgrund unterschiedlichen Futters, Beimengungen und Behandlungen wie z.B. Beimengungen von Stroh oder Asche stark schwanken können.

Geht man von dieser Verlustrate bei HARRIS aus, so läge das Ursprungs N/P-Verhältnis der frischen Ausscheidungen bei 22,5. Um von diesem auf das eigene Verhältnis von N/P 7,14 zu gelangen, müsste eine Verlustrate von **68,3 %** für die Situation in der Kalahari angesetzt werden.

Diese höhere Verlustrate kann mit den trockeneren Klimabedingungen der Kalahari erklärt werden. So sind im Arbeitsgebiet die Niederschläge mit ca. 400 mm a⁻¹ wesentlich geringer als zum Beispiel in Ghana (N= 1100 mm a⁻¹ bis 2100 mm a⁻¹) oder Nigeria (N= 470 mm bis 4310 mm a⁻¹) worauf jedoch die Angabe von HARRIS (2000) Bezug nimmt.

Bestätigt wird diese Annahme durch ein Forschungsprojekt über extensive Rinderhaltung, das die bedingte Rückverteilung von Stickstoff und Phosphor in Kenia erforschte (AUGUSTINE, 2003). Dabei wird beschrieben, dass die Boma-Korrales, welche als kenianische Variante vergleichbar mit den Cattle Post Kraalen sind, eine größere Auswirkung auf die P-, denn auf die N-Verteilung innerhalb der Landschaft besitzen. Denn im Gegensatz zum stabilen P geht bereits 70 % des Dung-Stickstoffs in den Kraalen verloren. Dabei hält AUGUSTINE (2003) hauptsächlich die Ammoniakverflüchtigung, weniger jedoch die NO₃-Auswaschung für die Ursache des Stickstoffverlustes.

Auf der offenen Weidefläche durften die Verluste geringer ausfallen, da z.B. das Urin der Rinder in sandigen Böden tief versickert und einzelne Dunghaufen innerhalb weniger Stunden von Termiten und Mistkäfern zerlegt, und teilweise in den Boden transportiert werden, wo die Verdunstung wesentlich geringer als im ungeschützten Kraalbereich ausfällt.

Somit wird geschätzt, dass die Verlusten durch Ammoniakverflüchtigung im Kraalbereich bei etwa **70 %** und auf dem freien Weideland bei etwa **30 %** des mit Urin und Dung eingebrachten Stickstoffes liegt.

Durchschnittlicher Austrag von N mit Dung- und Urin in den Kraalbereich

Bezieht man den Anteil der Ammoniakverflüchtigung von 70 % auf die aus der Fläche entnommenen N-Mengen, so erhöht sich der im Kapitel 5.15.3, im Abschnitt: Beispiel Ghosha Cattle Post berechnete Wert von 0,4 auf 1,33 kg N ha⁻¹ a⁻¹, der jährlich im Dung und Urin aus einem Hektar Weidefläche dieses Cattle Post ausgetragen wird.

Bei einem repräsentativen Cattle Post mit durchschnittlich etwas mehr Weidefläche als Ghosha Cattle Post und etwa 2,7-fach höherer Beweidungsdichte ist der Eintrag in den Kraalbereich von 6.900 kg N a⁻¹ durch Ammoniakverflüchtigung auf 23.000 kg N a⁻¹ zu korrigieren (vgl. Kapitel 6.2.10, „Umrechnung des N-Austrages von Ghosha Cattle Post auf eine Durchschnittsfarm“). Die Ausfuhr aus dem Weideland wäre bei 6.400 ha und 1,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf **3,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹** zu erhöhen.

Gesamtmenge des N im Dung und Urin

Über den Ansatz, dass mit der Nahrung aufgenommener Stickstoff, bis auf in Biomasse eingebauten Stickstoff auch wieder ausgeschieden wird, lässt sich über den jährlichen Futterkonsum der Rinder die Gesamtmenge des mit Dung und Urin ausgeschiedenen Stickstoffs berechnen. Bei einer theoretisch optimalen Ausnutzung der Weidelandes 2,53 ha/LSU würden 20,5 kg N ha⁻¹ während der Regen- und 4,65 kg N ha⁻¹ während der Trockenzeit (ca. 3,85 ha/LSU) konsumiert werden. Abgezogen werden 1,37 kg N ha⁻¹ a⁻¹ die jährlich durchschnittlich bei der maximalen Beweidungsintensität von 2,53 ha/LSU mit der Biomasse der Tierprodukte am Ende der Regenzeit die Fläche verlassen (see Abb. 6.9 and Abb. 6.10). Somit fallen jährlich maximal 23,8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ an Dung an. Da allerdings im Durchschnitt mit einer wesentlich geringeren Beweidungsdichte, bzw. mehrfachen Flächenverbrauch pro Rind von 11 ha/LSU, zu rechnen ist (vgl. Kapitel 3.7), fallen jährlich nur geschätzte **6,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹** mit Dung und Urin an. Der Anteil der zuvor berechneten N-Menge von 3,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹, die durch Ausscheidung im Kraal abgelagert wird entspricht somit **60 %** der insgesamt anfallenden Dung- und Urinmenge. Somit wird der verbleibende Rest von 40 % auf der offenen Weidefläche deponiert. Von diesen **2,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹** geht 30 % durch Ammoniakverflüchtigung verloren. Somit verbleiben ca. **1,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹** im Boden, während ca. **0,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹** in die Atmosphäre entweicht.

Bei dieser Schätzung ist allerdings zu bedenken, dass auch Bereiche außerhalb der Kraaleinzäunungen, wie die unmittelbare Umgebung und Wasserstellen ebenfalls Dungablagerungen aufweisen. Allerdings ist unter den gegebenen Umständen dieser zusätzliche Anteil des Austrags schwer zu erfassen.

Ammoniakverflüchtigung pro Rind im Arbeitsgebiet

Somit verflüchtigen sich $2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (70 % vom Austrag im Kraal) und $0,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (30 % der Deposition auf Weidefläche), was zusammen jährlich **3,2 kg N a⁻¹** bezogen auf die Weidefläche ausmacht. Bei einer durchschnittlichen Beweidungsdichte von 11ha/LSU sind dies etwa **35 kg N**, die pro ausgewachsenem Rind mit 400 kg Lebendgewicht als NH_4 -Verlustrate veranschlagt werden. Diese Rate entspricht mehr als dem Doppelten, was als weltweiter Durchschnitt für ein Rind ($15,5 \text{ kg N a}^{-1}$) am Beginn des vorherigen Abschnitts über die Verluste durch NH_4 -Verflüchtigung genannt wurde. Dies kann damit begründet werden, dass einerseits 1 LSU etwa 1,5 „normalen“ Rindern entspricht und andererseits, wie bereits erwähnt, die erhöhte Umwandlung des Ammonium zu Ammoniak, durch die im globalen Vergleich sehr hohen Evapotranspirationsraten des Arbeitsgebietes, begründet werden.

6.2.11 Einfluss von Termiten auf den N-Kreislauf

Wo Termiten⁷¹ durch ihre Aktivitäten intensiv die Biosphäre beeinflussen, wie z.B. durch veränderte Bodeneigenschaften (FALL *et al.*, 2004), oder durch Pflanzengesellschaften (KNAPP, 1973), wird sie als Termitosphäre bezeichnet (LAVELLE und SPAIN, 2001 S. 497). Die „Harvester“ Termiten haben wesentlichen Einfluss auf Bodeneigenschaften wie Korngrößenzusammensetzung sowie das Makroporengefüge (JOUQUET *et al.*, 2002). Aufgrund ihrer Tätigkeit bilden sich um ihre Bauten herum sogenannten Hardpans aus, die Calcreteschichten (Kapitel 3.9.4) enthalten (ELLIS, 2002). (NDIAYE *et al.*, 2004).

Aufgrund ihrer weiten ober- und unterirdischen Verbreitung haben Termiten in Savannen einen wesentlichen Einfluss auf die Nährstoffflüsse (NDIAYE *et al.*, 2004). In semiariden Savannen sind die Hügel von „Soil feeding Termites“ als Vermittler der mikrobiellen Aktivität für den Stickstoffkreislauf des Bodens als repräsentativ anzusehen. Die verschiedenen Termitenarten sind in der Lage durch eigene Enzyme, teilweise in Kombination mit mikrobiellen Gemeinschaften, praktisch alle pflanzlichen Ressourcen des Ökosystems zu verwerten. Die Nahrung von Termiten deckt ein weites Spektrum ab, so gibt es „grass-harvesting“, „litter-“ (Laub-), „wood-“ (Holz-) und „soil-feeder“ (Bodenernährer), oder Kombinationen wie wood/soil-feeder (LAVELLE und SPAIN, 2001). Auch Rinderdung wird durch einige subterranean Termitenarten bevorzugt konsumiert (GOULD, HERRICK und LEZAMA, 2001).

Je nach Bodenart treten in tiefgründigen, sandigen Böden, wie den Arenosolen im Untersuchungsgebiet, eher Termitenarten auf, die nur unterirdische Nester anlegen. Bei geeigneten tonigen, allerdings nicht smectitischen Böden⁷² können Arten auftreten, die Termitenhügel bauen. Einige Termitenarten

⁷¹ Termiten gehören taxonomisch der Ordnung der *Isoptera* an. Familien der Termiten sind: *Hodotermitidae* (harvester termites), *Kalotermitidae* (drywood termites), *Mastotermitidae* (giant Northern termite of Austratia), *Rhinotermitidae* (subterranean termites) und die *Termitidae* (higher termites).

⁷² Smectite sind neben Vermiculiten aufweitbare Dreischichtminerale. Die negative Schichtladung dieser Tonminerale wird durch austauschbare Kationen neutralisiert. Wegen ihrer geringen Schichtladung lagern Smectite

legen ihre Nester in abgestorbenem Holz, andere auf Wurzeln, Moosen, Sträuchern (epigeal nests) oder auf lebenden Bäumen (arboreal nests) an (LAVELLE und SPAIN, 2001, S. 501 ff.).

Generell sind die Mengen an organischem, vor allem aber an mineralischem Stickstoff in Termitenhügeln und deren unterirdischen Teilen gegenüber den umgebenden Savannenböden um ein Vielfaches erhöht, was verschiedene Studien weltweit und die eigenen Untersuchungen (vgl. Kapitel 5.6.2, Transekt zwischen zwei Termitenhügeln) zeigen. So wird in einer Studie aus dem Senegal im westlichen Afrika die für trockene Savannen repräsentative Termitenart *Cubitermes Niokoloensis* (Familie der *Termitidae*)⁷³ beschrieben, die sich aus Bodenmaterial ernährt. Dabei erwies sich der Termitenhügel als „Hot Spot“ an mineralischen N. Es wurden 100 mal mehr $\text{NH}_4\text{-N}$ und 50 mal mehr $\text{NO}_3\text{-N}$ als im Savannenboden gefunden (NDIAYE *et al.*, 2004). Dabei repräsentiert das $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ (= N_{min}) rund 25 % des Gesamtstickstoff-Gehaltes ($\text{N}_{\text{min}} + \text{N}_{\text{org}}$) im Bau. Im umgebenden Savannenboden macht der mineralische Stickstoffgehalt gegenüber dem Gesamtstickstoffgehalt nur 2 % aus. So wurden im Inneren des Termitenbaus Nitratwerte von $58,9 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ bzw. Ammoniumwerte von $533,8 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$, und an der äußeren Wand des Hügels $181,8 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ respektive $507,8 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$ gemessen. Dies entspricht 593 bis 690 mg mineralischen Stickstoffs pro kg des oberirdischen Termitenbaus.

Die eigenen Messungen an der Basis zweier nicht mehr bewohnter Termitenhügel erreichen ähnliche Werte von $750 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (0 bis 160 cm; $s = 250$). Sie sind gegenüber dem umgebenden Savannenboden, der einen Mittelwert von $3,1 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ (0 bis 70cm) aufweist, etwa 240-fach erhöht. Die unbewohnten Termitenhügel wiesen allerdings keine messbaren Gehalte an Ammonium auf (vgl. Kapitel 5.6.2, Transekt zwischen zwei Termitenhügeln). Zudem ist das C/N-Verhältnis im Termitenbau (C/N 7,5) gegenüber dem umgebenden Bodenmaterial (C/N 12,2) deutlich zugunsten des Stickstoffgehalts verschoben, welches auf eine zusätzliche N- Eintragsquelle bei diesen „soil feedern“ hindeutet. Wie schon im Kapitel 6.2.5 beschrieben, sind viele Termitenarten sind in der Lage, zusätzlichen Luftstickstoff zu fixieren. Bei der Bewertung der C/N-Verhältnisse sollten jedoch die in der Literatur beschriebenen Methan- und CO_2 - Verluste (LAVELLE und SPAIN, 2001) mit berücksichtigt werden. Zusammen mit der N-Fixierung wirken sich die C-Verluste verringernd auf das C/N-Verhältnis aus (Abb. 6.11).

bei Befeuchtung relativ viel Wasser ein und neigen zur Quellung, welche zum Gefügezerfall führen kann (Schachtschabel *et al.* 1998, S.13 ff.).

⁷³ *Cubitermes Niokoloensis* ist eine höhere Termitenart *Macrotermitidae*, ihre oberirdischen Bauten sind „pilzförmig“ markant.

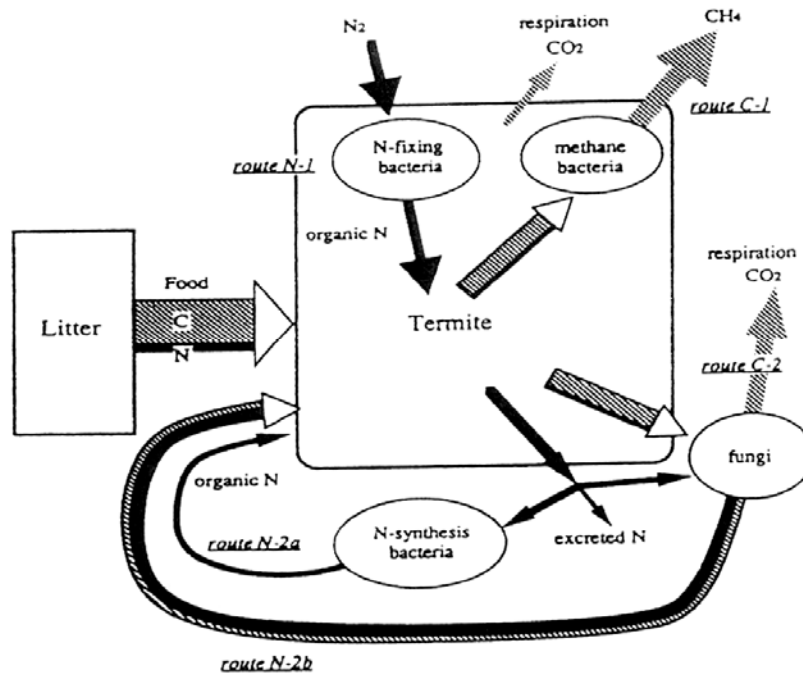


Abb. 6.11: Das Gleichgewichtsproblem vom Kohlenstoff zum Stickstoff (C/N-Verhältnis) im Verdauungssystem von Termiten. Termiten haben fünf Alternativrouten, das C/N-Verhältnis des aufgenommenen Futters zu regeln: Stickstofffixierung im Darm (N1), Rückhalten von ausgeschiedenen N durch Pilzkulturen (N2a), Produktion von Pilzbiomasse mit niedrigem C/N Verhältnis (N2b) oder Elimination von C durch Methanbildung (C1), Respiration von Pilzen (C2) (LAVELLE und SPAIN, 2001). - The carbon to nitrogen balance problem in termite digestion. Termites adjust the C/N ratio of ingested food through five different routes: Nitrogen fixation in the gut (N1), retention of excreted N by cultivated fungi (N2a), production of fungal biomass with a low C/N ratio (N2b) or elimination of C through methanogenesis (C1), respiration of fungi (C2) (LAVELLE und SPAIN, 2001).

Die Methanproduktion von Termitenbauten beträgt nach Schätzungen etwa 15 Tg bis 26 Tg⁷⁴ weltweit (MARTIUS, 1995). Nach einer Studie über verschiedene Termitenarten in Südafrika liegen die CO₂-C-Flussraten zwischen 500- bis 15.000-fach über den CH₄-C-Raten (SEILER, CONRAD und SCHARFFE, 1984).

Es stellt sich die Frage, ob bewohnte und insbesondere verlassene Termitenbauten eher Quellen oder eher Senken mineralischen Stickstoffes darstellen. Bezüglich einer möglichen Auswaschung von Nitrat ist noch zu untersuchen, wie leicht Regenwasser in die Termitenbauten infiltrieren kann und wie gut die Dräneeigenschaften innerhalb der Bauten beschaffen sind. Dabei ist bei bewohnten Termitenhügeln aufgrund der massiven zementartigen Lagen die Infiltration eher reduziert, während zum Beispiel bei den Ground-dwelling ants, die permanent zur Bodenoberfläche geöffnete Bodengänge als Zugang zu ihren Nestern anlegen, der Wassereintritt begünstigt (LEE und FORSTER, 1991).

So könnten vor allem verlassene Termitenhügel, deren Oberfläche zunehmend erodiert wird, durch offene Termitengänge einer Durchflutung durch eintretenden Regen ausgesetzt sein. In diesem Zu-

⁷⁴ 1 Tg (Teragramm) = 10¹²g; 15 - 26 Tg = 15 - 26*10⁶t

sammenhang gilt es zu ermitteln, nach welcher Siedlungsdauer Termitenbauten aufgegeben werden und wie lange der Zerfall und die Auswaschung dauern (LAVELLE und SPAIN, 2001, S. 512).

Es stellt sich außerdem die Frage, ob die Termitenhügel nach unten hin gegen eine Versickerung abgedichtet sind, eventuell um Wasservorrat besser speichern zu können oder durch geologische Gegebenheiten.

Von einer Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat aus Termitenbauten ist jedoch auszugehen. Australische Studien gehen von einer Nitrat-Kontamination des Grundwassers aus Termitenbauten aus (HARRINGTON, HERCZEG und COOK, 1999; JACOBSON, 1993). „Due to high rainfall events, which occur in a 20 year cycle, leading to recharge pulses, the nitrate contaminated soil water of the termite mounds (and cyanobacterial crusts) is flushed ca. 15 - 30 m down to groundwater“ (BARNES, JACOBSON und SMITH, 1992). Auch im Gebiet der Kalahari wäre somit eine Nitratauswaschung aus Termitenbauten und Nitratverlagerung bis ins Grundwasser denkbar, da auch dort häufige Starkregenereignisse auftreten und die Grundwasser-Flurabstände im Bereich der Termitenbauten weniger als 30 m betragen.

6.2.12 Einfluss von Mistkäfern (Scarabaeoidea) auf den N-Kreislauf

Für Costa Rica werden Termiten auch als Hauptersetzer von Dunghaufen beschrieben (Herrick und Lal, 1996). Wichtiger als schnelle Zersetzer von Dunghaufen sind jedoch die in Savannen weit verbreiteten Mistkäfer (engl.: „dung beetles“, biol.: *Scarabaeoidea*). So werden überall im Arbeitsgebiet die Dunghaufen der Rinder innerhalb von Stunden vollständig abgebaut und das Material in den Boden verbracht. In afrikanischen Savannen sind die Mistkäfer somit mit verantwortlich für die Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit (KRELL *et al.*, 2004).

Der Einfluss von Termiten und Mistkäfern auf den Nährstoffkreislauf im Arbeitsgebiet kann aufgrund der komplexen biologischen Zusammenhänge im Rahmen dieses Projektes nicht genauer geklärt werden. Somit besteht auf diesem Gebiet weiterer Forschungsbedarf.

7 Abschließende Bilanz

7.1 Stickstoffbilanz im Untersuchungsgebiet

Mit der N-Bilanz des Untersuchungsgebietes im Bereich angenommener Grundwasserneubildung soll geprüft werden, ob die zum einen berechneten und zum anderen nur abgeschätzten Eintrags- und Verlustgrößen des Bodenstickstoffes begründet und in sich annähernd plausibel sind. Es geht dagegen nicht um eine genauere Quantifizierung des N-Inputs und des N-Outputs, weil hierfür zu viele mit Fehlerquellen behaftete Schätzgrößen verwendet werden. Fehler können sich möglicherweise gegenseitig aufheben oder aufsummieren. Somit ist das Ergebnis der N-Bilanz eher als ein Anhaltspunkt dafür zu betrachten, dass die berechneten Größen des Stickstoffkreislaufes als einigermaßen zutreffend für die Region zu erachten sind. Die Gleichung dient dabei als ein Grundgerüst, auch für die zukünftige Erforschung des N-Kreislaufes und der N-Flüsse nicht nur in der Kalahariregion, sondern in semi-ariden Savannen-Ökosystemen allgemein.

Die folgende Stickstoffbilanz des Bodens, bezieht sich beispielhaft auf einen als repräsentativ angenommenen, naturnahen Arenosolstandort der Kalahari im südöstlichen Arbeitsgebiet zwischen Serowe und der Makhi Experimental Farm. In Kapitel 6.2.1, wurde die Gleichung

$$\Delta N_{[soil - storage]} = (N_{[rain]} + N_{[fix]}) - (N_{[leach]} + N_{[fire]} + N_{[cattle]}) + (\Delta N_{[veget - turn]})$$

aufgestellt.

Zu allen jährlichen N-Eintrags- und N-Austragsgrößen wurden in den vorausgegangenen Kapiteln Zahlen berechnet oder Schätzwerte ermittelt. Die Mengen des Eintrages pro Hektar Weidefläche sind dabei:

- 6,0 kg N_[rain], N in Niederschlägen, Kapitel 6.2.7,
- 4,1 kg N_[fix], pflanzliche N-Fixierung, Kapitel 6.2.5, wobei Termiten und Blaualgen-Krusten nicht berücksichtigt wurden.

Die Mengen des Austrages aus einem Hektar Weidefläche sind:

- 4,3 kg N_[leach], Auswaschung von Nitrat, Kapitel 6.2.8,
- 2,0 kg N_[fire], Verflüchtigung N_{ox}-haltiger Gase bei Buschfeuern, Kapitel 6.2.9,
- 4,62 kg N_[cattle], Austrag durch Viehzucht. Dieser Betrag setzt sich aus den Größen 0,32 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Rindfleischexport, Kapitel 6.2.10) plus 0,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Verflüchtigung von Ammoniak, Kapitel 6.2.10) plus 3,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Export aus Weideland in Kraal, Kapitel 6.2.10) zusammen.
-

Eine Änderung im Turnovers der Vegetation ($\Delta N_{[\text{veget-turn}]}$) wird nicht berücksichtigt und langjährig mit null gleichgesetzt. Bei Einsetzen der zuvor aufgezählten Ein- und Austragsgrößen ergibt sich aus der Gleichung für die jährliche Änderung des Stickstoffvorrates im Boden

$$\Delta N_{[\text{soil - storage}]} = \left(6,0 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} + 4,1 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} \right) - \left(4,3 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} + 2,0 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} + 4,6 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} \right) + \left(0 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} \right)$$

$$\Delta N_{[\text{soil - storage}]} = \left(10,1 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} \right) - \left(10,9 \frac{\text{kgN}}{\text{ha} * \text{a}} \right) = \mathbf{-0,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}}.$$

Ein erster, möglicher Erklärungsansatz für diese leicht negative Bilanz könnte unter anderem die hierbei nicht berücksichtigte zusätzliche N_2 -Fixierung in unterirdischen Termitennestern sein. Es ist jedoch zu bedenken, dass eine Reihe anderer Abweichungen und Fehlerquellen eine Rolle spielen, die in Kapitel 7.4 angesprochen werden. Dabei erfolgt zusätzlich eine kritische Bewertung der Bilanz. Die Übertragung der Bilanzzahlen in einen für das Arbeitsgebiet repräsentativen Stickstoffkreislauf ist im nachfolgenden Kapitel 7.2 gegeben.

7.2 Stickstoffkreislauf in einem Bodenkompartment der östlichen Kalahari

Um die Ergebnisse der Stickstoffbilanzierung anschaulich zu machen ist in Abb. 7.1 die Gesamtübersicht eines Bodenkompiments von einem Hektar repräsentativen Weidelandes eines 6100 ha umfassenden Cattle Posts in der östlichen Kalahari bei Serowe dargestellt. Dabei werden die jährlichen Ein- und Austräge, sowie deren Umsätze an Stickstoffmengen in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ dargestellt sowie die Verluste durch die extensive Viehzucht hervorgehoben. Die Mengen der Stickstoffflüsse sind aus der Bilanz in Kapitel 7.1 abgeleitet.

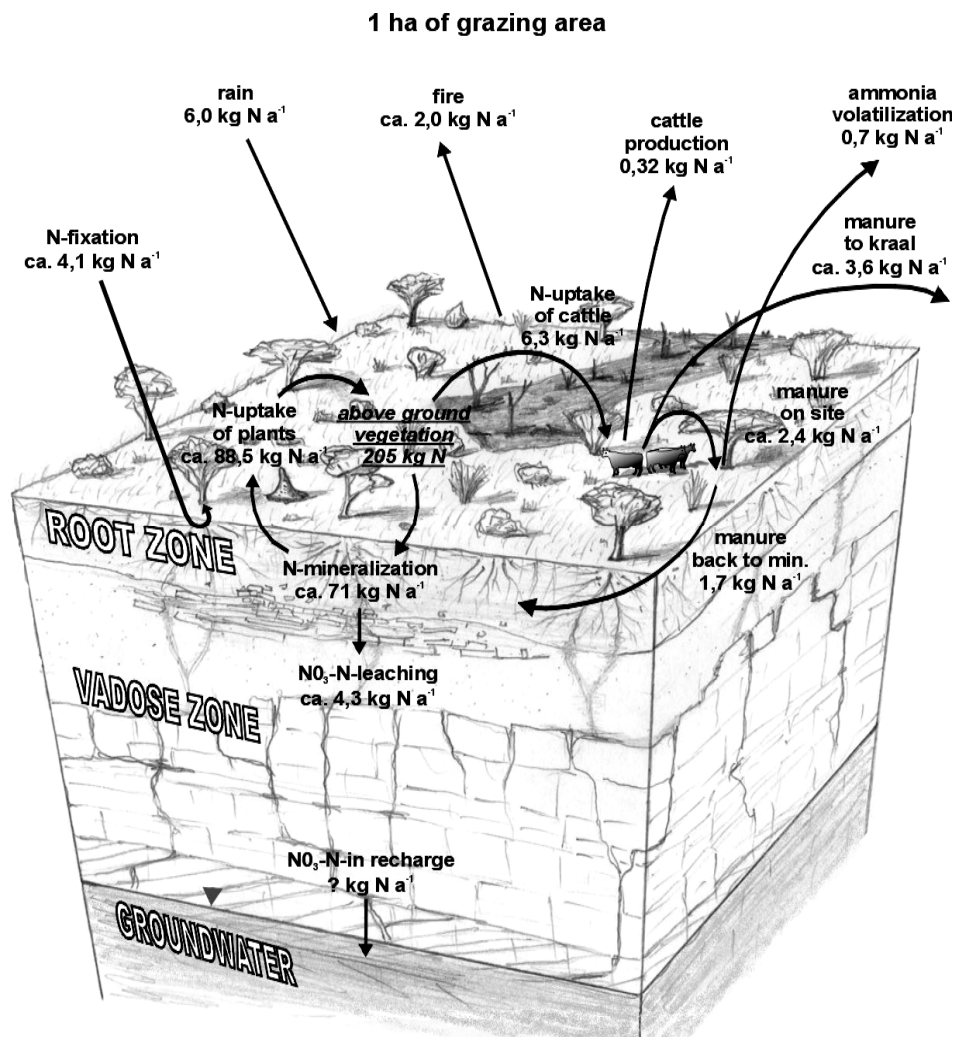


Abb. 7.1: Schema des jährlichen Stickstoffkreislaufes der Kalahari nahe Serowe, illustriert anhand des Querschnitts eines exemplarischen Kompartiments der vadosen Zone, unter einem Hektar repräsentativen Weidelandes bis zum Grundwasser. Alle Stickstoffmengen und -flüsse beziehen sich auf eine Flächeneinheit von einem Hektar Weideland (ha^{-1}) und auf eine Dauer von einem hydrologischen Jahr. - Scheme of the annual nitrogen cycle of the Kalahari near Serowe, exemplified by cross sectional compartment of the vadosen zone under one hectare representative grazing area down to groundwater. All amounts and fluxes of nitrogen refer to a unit of one hectare of grazing area (ha^{-1}) in a period of one hydrological year.

Bei Betrachtung der Bilanzgröße N-Mineralisation fällt auf, dass diese mit geschätzten $71 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ um $17,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geringer ausfällt, als die jährliche N-Aufnahme der Pflanzen von $88,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist. Wird darüber hinaus die negative Bilanz von $-0,8 \text{ N a}^{-1}$ mit einbezogen, so liegt die jährliche N-Mineralisationsrate rechnerisch mit $18,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter dem Betrag, der langfristig für einen Erhalt des N-Vorrates der pflanzlichen Biomasse notwendig wäre. Dieser Widerspruch verdeutlicht das schon in Kapitel 7.1 besprochene Problem der Bilanzzahlen, die teilweise nur auf Schätzungen basieren. So ist die im Labor ermittelte Rate der N-Mineralisation in den Laborversuchen bestimmt worden und nicht ohne weiteres auf die Feldbedingungen übertragbar (vgl. Kapitel 6.2.2). Des Weiteren wurde die jährliche N-Produktion in pflanzlicher Biomasse in einer Kombination aus Messungen der Nährstoffgehalte einzelner Pflanzenorgane und den Abschätzungen der jährlichen Turnoverraten bestimmt. Darüber hinaus ist die N-Fixierungsleistung der Leguminosen sehr variabel, und der eingesetzte Wert somit nur grob abgeschätzt. Einige verwendete Bilanzgrößen beherbergen daher Fehlergrößen, die im folgenden Kapitel 7.4 ausführlicher erörtert werden. Wie schon im vorangegangenen Kapitel erwähnt, fanden mögliche N-Fixierungsraten durch Termiten keine Berücksichtigung, da die Funktion ihrer Bauten als Quelle oder Senke für Stickstoff nicht ausreichend genug geklärt werden konnte (vgl. Kapitel 6.2.5 und Kapitel 6.2.11).

7.3 Stickstoffflüsse im Kraalbereich

Im Kraalbereich eines repräsentativen Cattle Post werden jährlich 23.000 kg N, aus einem Cattle Post-Gelände von 6.400 ha importiert. Davon gehen 16.100 kg N (70 %) in Form von Ammoniakverflüchtigung verloren (vgl. Kapitel 6.2.10: „Durchschnittlicher Austrag von N mit Dung- und Urin in den Kraalbereich“). Der Rest von 6.900 kg N a⁻¹ reichert sich zum größten Teil im Kraalgelände an, wobei ein kleiner Teil von 300 kg N pro Jahr ausgewaschen und jährlich um etwa einen halben Meter weiter abwärts verlagert wird. Nach 30 Jahren Nutzungsdauer wird eine Gesamtanreicherung von 210.000 kg N erreicht (Abb 7.2, Kapitel 6.2.10: „Umrechnung des N-Austrages von Ghosha C.P. auf eine Durchschnittsfarm“).

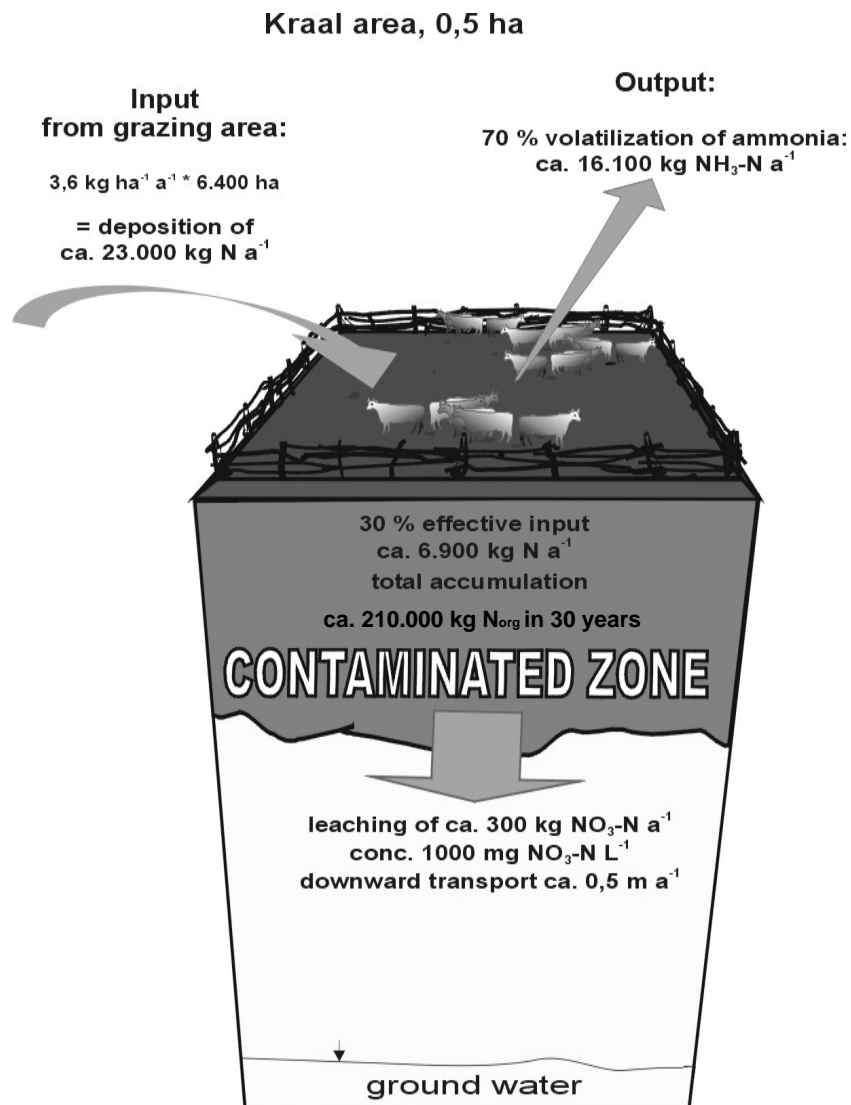


Abb 7.2: Bilanzierung der N-Flüsse im repräsentativen Kraalbereich mit 0,5 ha Fläche. - Balance of N-flows in a representative kraal area of 0,5 ha.

7.4 Kritische Bewertung der N-Bilanz im Untersuchungsgebiet

Bei den meisten verwendeten Eintrags- und Austragsfaktoren der N-Bilanz (Kapitel 7.1) handelt es sich trotz teilweise umfangreicher Messungen und Berechnungen um Schätzgrößen. Die teilweise magere Datenlage liegt nicht zuletzt in der Größe des Untersuchungsgebietes und die wenige darüber veröffentlichte Fachliteratur begründet. Die folgende Auflistung der Eintrags- und Austragsfaktoren schätzt deren Fehlerquellen und Abweichungen ab.

- **N-Eintrag durch Niederschläge:** Niederschlagskonzentrationen und -mengen sind relativ gut bekannt. Trotzdem kann es zu räumlichen und zeitlichen Schwankungen kommen. Daher wird bei dem berechneten Wert von $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine mögliche Abweichung von bis zu $-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $+3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angenommen.
- **N-Eintrag durch N-Fixierung:** Stickstofffixierende Symbionten von Leguminosen haben je nach Spezies und deren Bedarf an N und entsprechend klimatischer Bedingungen sehr unterschiedliche Fixierungsleistungen. Außerdem sind die Biomassen der einzelnen Spezies nicht genau bekannt. Somit wird eine relativ große Abweichmöglichkeit von Schätzwert ($4,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) von bis zu $-3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $+6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für möglich gehalten.
- **N-Verlust durch Nitratauswaschung:** Die Berechnung der Sickerwasserraten durch die Chlorid-Massen-Bilanz-Methode ist für die Arenosole, mit gleichmäßiger Versickerung unterhalb der Durchwurzelungszone, relativ zuverlässig. Für eine flächendeckende Abschätzung der Grundwasserneubildung müssten allerdings im wesentlich engmaschigeren Netz Bodenprofile beprobt werden. Problematisch ist die Berechnung der Nitratbelastung des Sickerwassers, da zwischen den Tiefenprofilen eine große Spanne bei den Nitratkonzentrationen auftritt. Die Abschätzung der Grundwasserneubildung wird aufgrund großer Grundwasser-Flurabstände erschwert. Deshalb sollten außerdem die Geologie sowie die hydrogeologischen Verhältnisse der vadosen Zone und des Aquifers besser erkundet werden sowie entsprechend tiefe Profile mit ungestörten Probenahmen erfolgen, um die Bodenlösungskonzentrationen, im Hinblick auf CMB und Nitratauswaschung, bestimmen zu können. Des Weiteren besteht bezüglich der erhöhten Versickerung der zahlreichen, im Forschungsgebiet vorhandenen Süßwasserpflanzen weiterer Forschungsbedarf. Die Auswaschung von Nitrat unter Arenosol wurde auf $4,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Es wird geschätzt, dass diese in einem Bereich von $-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $+4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ schwanken kann.
- **N-Verlust durch Feuer:** Der Verlust von Stickoxyden bei Buschbränden ist im Krüger Nationalpark in Südafrika quantifiziert worden. Für die Kalahari sind jedoch die durchschnittliche Feuerfrequenz und Intensität der Brände nicht erforscht worden, somit ist die Übertragbarkeit der Daten nur unter Vorbehalt möglich. Somit weist die Schätzgröße von $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine große Abweichmöglichkeit auf, die mit -1 bis $+2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt wird.

- **N-Verlust durch Rinder:** Bei diesem Punkt wird von drei Austragspfaden ausgegangen. Der N-Verlust von $0,32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch den Export von Rindern aus der Fläche war relativ genau zu ermitteln, da der Stickstoffanteil pro Rind, die Beweidungsdichte und die Exportzahlen bekannt sind. Probleme bereitet die N- Austrag von der beweideten Durchschnittsfläche in den Kraalbereich durch Ausscheidungen der Rinder, sowie die Verflüchtigung von N in Form von Ammoniak aus frisch anfallendem Urin und Dung auf der Weidefläche und im Kraalbereich. Zudem ist aufgrund der phasenweise hohen Wassersättigung des Bodens im Kraalbereich eine gewisse Denitrifikation (vgl. Kapitel 2.6.5) nicht auszuschließen, wodurch von zu niedrigem Stickstoffgehalt ausgegangen werden könnte. Vom berechneten Wert von $4,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wird von einer Abweichspanne von -2 bis +3 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgegangen.

Bei der Betrachtung der möglichen Fehlerquellen wird klar, dass bereits Abweichungen bei einer der Eintrags- bzw. Austragsfaktoren das Bilanzergebnis stark verändern kann. Ohnehin ist die berechnete negative Bilanz von $-0,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als langjähriges Mittel nicht vorstellbar. Möglicherweise ist dieser Verlust auf die seit etwa 30 Jahren praktizierte extensive Rindtierhaltung zurückzuführen. Um die gemessene Anreicherung von insgesamt $13.000 \text{ kg N ha}^{-1}$ in den Arenosolen zu erreichen, müsste seit Ablauf des letzten Glazials eine langjährig positive Bilanz von durchschnittlich etwa $+1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erfolgt sein. Der mittels Inkubations-Laborversuchen bestimmte mineralisierbare Gesamtpool von ca. $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wäre so bei derzeitiger Bewirtschaftungsform innerhalb von 110 Jahren vollständig aufgebraucht. Es sollte daher, orientiert an den bisherigen Vorgehensweisen und Vorschlägen, weitere Forschung betrieben werden, um eine besser abgesicherte Stickstoffbilanzierung zu erhalten. Insgesamt kann die N-Bilanz vorläufig als ausgeglichen betrachtet werden.

7.5 Hydrogeologisch ermittelte Grundwasserneubildung

7.5.1 Umwelttracer und Grundwasserneubildung

Relativ gut abgesichert konnte eine geringe, aber aktive Neubildung über die hydrogeologischen Umwelttracer FCKWs, SF₆ und Tritium (COOK und HERCZEG, 2000) nachgewiesen werden (STADLER, 2005; 2004). Es kann somit davon ausgegangen werden, dass zumindest ein Teil des rezent gebildeten Sickerwassers innerhalb einiger Jahrzehnte in das tief gelegene Grundwasser des Ntane Sandstone Aquifer gelangt. Allerdings sind im Arbeitsgebiet Aussagen über quantitative Neubildungsraten maximal punktuell, bezogen auf die jeweiligen GW-Entnahmestellen, zu erzielen. Der Ntane Sandstone Aquifer ist durch Störungen und Basaltgänge weitgehend in Compartments unterteilt. Darüber hinaus ist der Ntane Sandstone Aquifer stark zerklüftet, was zu sehr unterschiedlichen Wasserleitfähigkeiten führt. Somit herrschen relativ komplizierte Fließbedingungen in der gesättigten Zone vor. Des Weiteren existieren zum Beispiel westlich von Serowe im Stormbergbasalt, welcher den Ntane Sandstone bedeckt, einige geologische Fenster, die Grundwasserneubildung begünstigen können (STADLER, 2005). Die hydrogeologischen Verhältnisse sind jedoch aufgrund einer zu geringen Dichte an Bohrungen nicht hinreichend genug untersucht.

7.5.2 Chloridkonzentrationen und Grundwasserneubildung

Bei bekannten Chloridwerten von definitiv neugebildetem Oberflächengrundwasser, kann die Chlorid-Massen-Bilanz-Methode (CMB-Methode) für die Ermittlung der jährlichen Grundwasserneubildungshöhen eines Gebietsausschnittes verwendet werden. Dies ist im vorliegenden Fall nicht möglich, da bei den Brunnen zwar die genauen Entnahmetiefen, nicht aber der Durchmischungsgrad des untersuchten Grundwassers bekannt ist.

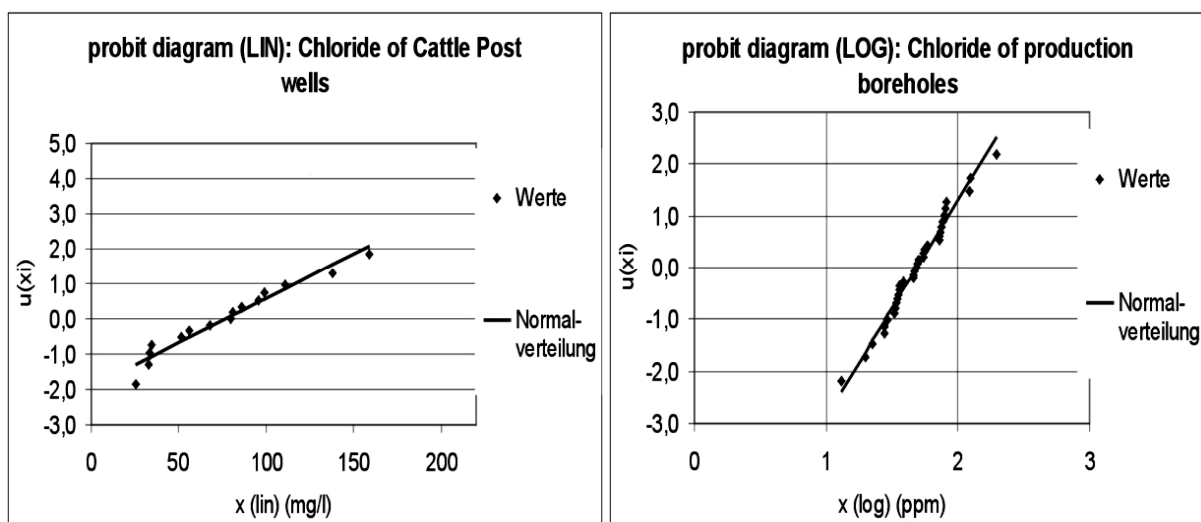
Lediglich ein Vergleich verschiedener chemischer Wasserkonzentrationen von Brunnentypen mit grundsätzlich unterschiedlichen Bohrtiefen kann bei einer entsprechenden Tendenz auf eine rezente Grundwasserneubildung hinweisen. Dies ist jedoch mit Unsicherheiten verbunden, da es sich im Arbeitsgebiet der östlichen Kalahari um einen Kluftaquifer mit räumlich stark variierenden hydraulischen Leitfähigkeiten handelt.

Nach Befragungen von Farmbesitzern und -arbeitern und deren Aussagen wurden die Bohrungen der Cattle Posts, da nur geringe Fördermengen für die Rinderherden erforderlich sind, aus wirtschaftlichen Gründen nur wenige Meter bis zum ersten Antreffen von Wasser im Aquifer vorangetrieben und hier entsprechend kurze Filterstrecken verwendet. Die Brunnen besitzen nur leistungsarme Pumpen mit Dieselantrieb (Förderleistung nur einige m³ pro Stunde) und sind schätzungsweise zwischen 50 m und 100 m Tiefe angelegt.

Dagegen weisen die meisten Produktionsbrunnen Tiefen auf, die 100 m bis 200 m unter Grundwasserspiegel reichen. Bei diesen wird durch lange Filterstrecken Grundwasser aus sehr unterschiedlichen

Tiefen und je nach Wasserleitfähigkeit der Schichten und Klüfte des Aquifers (vgl. Kapitel 3.11) in unterschiedlichen Proportionen gefördert. Dabei sind jedoch die hydrogeologischen Verhältnisse des Aquifers nur zum Teil bekannt. Trotz der Unsicherheiten, aufgrund seiner Eigenschaft als Kluftaquifer, ist es jedoch möglich, dass von den Cattle Post Brunnen tendenziell eher oberflächennahes und somit jüngeres Grundwasser, als oberflächenfernes und somit älteres Grundwasser gefördert wird. Daher müsste ein Vergleich der mittleren chemischen Konzentrationen beider Brunnentypen eine gewisse Tendenz zu unterschiedlichen Grundwassertypen erkennen lassen, wenn aktuelle Grundwasserneubildung stattfindet. Das führt zu folgender Hypothese:

Auf dem Kalahariplateau nahe Serowe findet rezente Grundwasserneubildung statt. Die flacheren Cattle Post Brunnen fördern mehr oberflächennahes Grundwasser, und spiegeln somit tendenziell eher die semiariden Verhältnisse der jüngeren Vergangenheit mit höheren Cl-Konzentrationen wider. Die allgemein bis in größere Tiefe angelegten Produktionsbrunnen, die aufgrund langer Filterstrecken eine Mischung junger und älterer Wässer aus zum Teil humideren Phasen fördern, lassen niedrigere Cl-Konzentrationen erwarten.



A

B

Abb. 7.3 A & B: Fraktildiagramme der Verteilungen von Chloridkonzentrationen in Grundwasserproben von Cattle Post- und Produktionsbrunnen. Deutlich zu erkennen ist, dass bei Proben von Cattle Post- Brunnen eine Normalverteilung der einfachen Werte vorliegt (A), während die Produktionsbrunnen eine Normalverteilung der logarithmierten Werte besitzen (B). - Fractile diagrams of distributions of chloride concentrations in groundwater samples of cattle post wells (A) and production wells (boreholes) (B). While the cattle post wells have a normal ditribution of their linear values, the production wells indicate a normal distribution of their loarithmic values.

Die Prüfung dieser Hypothese anhand der Cl-Konzentrationen des Grundwassers im Untersuchungsgebiet ergibt folgendes Bild: Die flacheren Cattle Post Brunnen weisen mit 77 mg Cl L^{-1} durchschnittlich höhere Chloridkonzentrationen als die Produktionsbrunnen mit 53 mg Cl L^{-1} auf. Während bei den Produktions-/Beobachtungsbrunnen die Cl-Werte eher logarithmiert normal verteilt sind, ist bei den Cl-Werten der Cattle Posts eher eine normale Verteilung gegeben (Abb. 7.3).

Trotzdem wird zur Absicherung, ob Cattle Post-Brunnen oder Produktions-Brunnen aus verschiedenen Grundgesamtheiten stammen, ein t-Test durchgeführt. Dies ist statistisch gerechtfertigt, denn: "... the usual t tests and F ratios computed by the analysis of variance are robust for comparing means; they are rather insensitive to departures from normality" (WEBSTER, 2001). In den t-Test gingen folgende Parameter ein:

- A (Cattle Post-Brunnen): $m = 76,7; s = 38,37; n = 15$
- B (Produktions-Brunnen): $m = 52,8; s = 25,84; n = 34$

Dabei werden folgende Arbeits- und Nullhypothese angenommen:

- H_A : Die Werte der beiden Gruppen A und B gehören nicht derselben Grundgesamtheit an.
- H_0 : Die Werte der beiden Gruppen A und B gehören derselben Grundgesamtheit an.

Prüfung der Hypothesen:

$$|T| = 2,135;$$

t_{Φ} entspricht (bei $FG_{\Phi} = 20$) dem Wert $\alpha/2 = 2,086$ (bei $\alpha = 0,05$, zweiseitiger Test);

Entscheidung: $|T| > t_{\Phi}$, daher ist H_0 abzulehnen, H_A ist anzunehmen.

(STOYAN, 1993, S. 174)

Ergebnis des t-Tests ($\alpha = 5 \%$): Es kann davon ausgegangen werden, dass die Grundwasserproben der Cattle Post- und Produktionsbrunnen aufgrund ihrer verschiedenen Chloridkonzentrationen nicht der selben Grundgesamtheit angehören. Dieser statistisch abgesicherte Unterschied falsifiziert die oben genannte Hypothese nicht, kann also als Indiz für deren Richtigkeit gewertet werden. Ein Beleg für die rezente Grundwasserneubildung ist er allerdings nicht, da folgende Einschränkung zu beachten ist:

Generell ist die Menge an neu gebildetem Grundwasser sowie deren Cl-Konzentrationen von den Niederschlagsmengen und den aktuellen ETP-Raten abhängig, wenn etwa gleichbleibende Niederschlagskonzentrationen bestehen bleiben. Dieses bedeutet, dass bei geringeren Niederschlagsmengen oder einer ansteigenden Verdunstung höhere Konzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone zu erwarten sind (siehe CMB- Bilanz).

Höhere Chloridwerte im Grundwasser können allerdings auch auf längere Verweilzeiten im Grundwasserleiter oder eine oberflächennahe Kontamination zum anderen auf Grundwasserneubildung unter arideren klimatischen Bedingungen mit höheren Evapotranspirationsraten zurückzuführen sein. Es ist daher nur bedingt zulässig, die erhöhten Cl-Werte der wesentlich flacheren Cattle Post Brunnen gegenüber den tieferen Produktionsbrunnen als eindeutigen Beleg für eine holozäne bzw. rezente Grundwasserneubildung durch aufkonzentrierteres Sickerwasser anzusehen.

7.5.3 Altersunterschiede und Bicarbonattypen der Grundwässer

Ein weiterer Hinweis auf das Alter der Grundwässer bzw. die Zeitdauer seit ihrer Neubildung sind ihre Anteile an Natrium plus Kalium, zu Calcium und zu Magnesium. Dabei stehen Grundwässer mit ho-

hen Ca- Anteilen bzw. des Calziumbicarbonattyps eher für jüngere Wässer, dagegen die mit höheren Na+K-Anteilen für ältere Wässer (LE ROUX, BARIAC und MARIOTTI, 1995; STADLER, 2005; STADLER *et al.*, 2004).

Die Piper- Diagramme zeigen die prozentualen Anteile von Na+K, Ca und Ma der Grundwasserproben von Cattle Post-Brunnen und Produktions-Brunnen. Die arithmetischen Mittelwerte der Anteile von Ca zu Ca plus Na+K betragen bei den Cattle post Brunnen 40,2 % (s = 60,5 %) und bei den Produktionsbrunnen lediglich 30,3 % (s = 70 %). Die entsprechenden Mediane liegen bei 30,9 % und 28,1 %. Somit ist ein Anhaltspunkt gegeben, dass die Cattle Post-Brunnen eher zum Ca-Bicarbonattyp als die Produktions-Brunnen tendieren (Abb. 7.4). Dieses kann als ein weiterer Hinweis auf Grundwasserneubildung in jüngerer Zeit betrachtet werden.

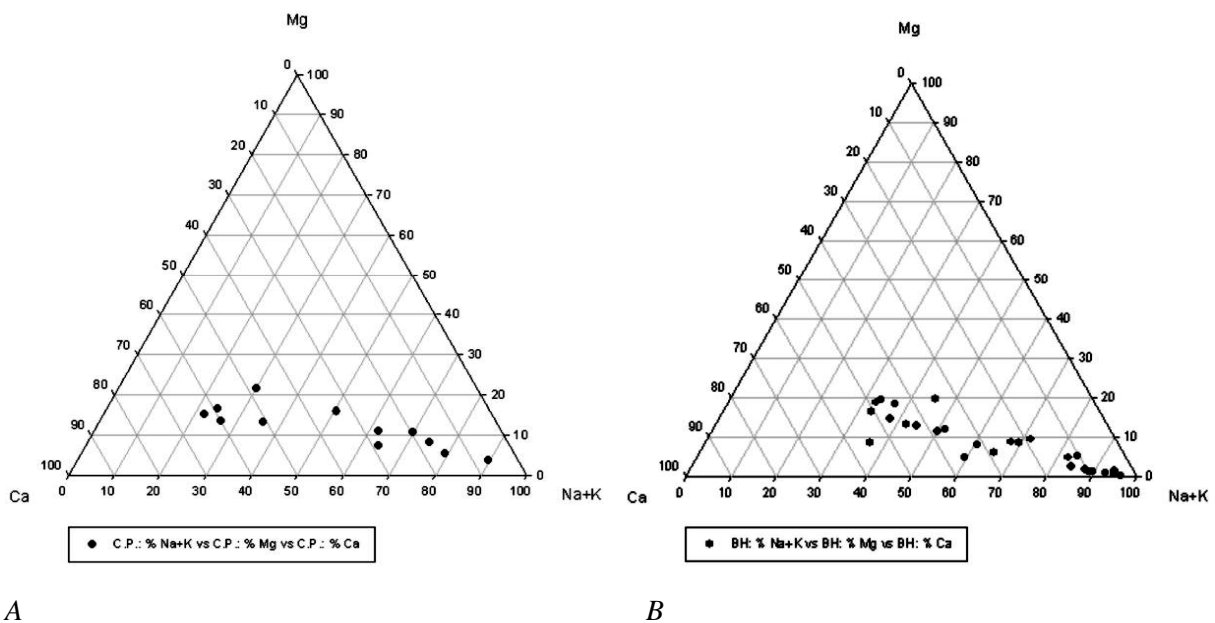


Abb. 7.4 A & B: Piper-Diagramme der chemischen Analysen von Brunnenwasser der Cattle Posts (A) und von Wasserproben der Produktionsbrunnen (B), (Datenbasis: STADLER, 2004). - Piper-diagrams of chemical analyses of well water samples of cattle posts (A) and water samples of production wells (B), (basis of data: STADLER, 2004).

7.6 Nitrat- und Chlorid: Flächenhafte Verlagerung und Konzentrationen im Grundwasser

7.6.1 Konzentrationen im Sickerwasser

Insgesamt ist der Grundgehalt der Böden an Nitrat viel höher, als für semiaride Gebiete mit extensiver Viehzucht zunächst erwartet wurde. Außergewöhnlich hohe N_{\min} -Werte sind für das gesamte Untersuchungsgebiet typisch. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass bereits unter naturnahen Bedingun-

gen bei extensiver Rinderzucht Nitratkonzentrationen von $10,4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, $216 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ und $282 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ im Sickerwasser unterhalb der maximalen Durchwurzelungszone auftreten (vgl. Kapitel 5.13, „Versickerung und Nitratauswaschung unter naturnahen Standorten“). Sehr hohe Konzentrationen treten direkt in der Nähe der mit Rinderdung belasteten Kraals und Wasserstellen auf. Unter den untersuchten Kraals befindet sich Sickerwasser, das mit durchschnittlich $942 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ belastet ist. Mit zunehmender Entfernung von Tränkstellen (Cattle Posts oder natürliche Pfannen) nimmt die Nitratkonzentration bzw. die kumulierte Nitratmenge im Boden mit steilem Gradienten ab und nähert sich schon nach etwa 100 m Entfernung dem „natürlichen“ Hintergrundwert von $93 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ an (vgl. Kapitel 5.12). Im Hinblick auf die natürliche Fauna wurden punktuell in zwei Termitenbauten sehr hohe Nitratkonzentrationen gemessen. Bei der Vegetation ließen sich im Boden unter dem Kronenbereich einer weit verbreiteten, zur Stickstofffixierung fähigen Akazienart höhere Nitratwerte als zwischen den Bäumen messen.

7.6.2 Versickerung und Grundwasserneubildung

Diese hohen Nitratwerte im Boden in Kombination mit nachgewiesenen hohen Infiltrationsraten des Oberbodens von ca. 720 cm/d (300 mm/h) begünstigen eine schnelle vertikale Verlagerung mit im Untersuchungsgebiet saisonal auftretenden Starkniederschlägen. Obwohl im Vergleich zu den Niederschlägen hohe potentielle Evaporationsraten existieren, ist von einer Versickerung in tiefere Bodenschichten und einer rezente Grundwasserneubildung auszugehen. Allerdings ist zu bedenken, dass die großen Grundwasser-Flurabstände von ca. 50 bis 100 m die Frage aufwerfen, ob Sickerwasser überhaupt räumlich gleichmäßig versickert und falls dies eintritt, mit welchem zeitlichen Versickerungsverhalten zu rechnen ist.

Im voran stehenden Kapitel 7.5.2 konnte aufgezeigt werden, dass viele Hinweise und Indizien für eine rezente Grundwasserneubildung im Bereich der Kalahari bei Serowe sprechen. Auch bei den Kraalstandorten auf Arenosolböden hat bereits eine Verlagerung von hoch kontaminiertem, nitrathaltigem Sickerwasser stattgefunden. Dabei konnten Eindringtiefen bis maximal 13 m Bodentiefe nachgewiesen werden. Obwohl sich die Cattle Post-Brunnen in den meisten Fällen in unmittelbarer Nähe der Kraaleinzäunungen und Tränken befinden, wurden in keinem dieser zahlreich beprobten Brunnen hohe Nitratwerte gemessen, die auf eine Eigenkontamination hindeuten. Somit steht fest, dass Nitrat aus den untersuchten Kraals nahe Serowe noch nicht bis in das Grundwasser gelangt sein kann. Laut Isotopenbestimmungen des Nitrat ($\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ und $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$) im Grundwasser stammt dieses eher aus natürlichen Prozessen (Mineralisation organischer Substanz) im Boden (STADLER *et al.*, 2004). Dagegen wurden bei Letlhakane einzelne Hinweise für Dungkontamination bei Cattle Post-Brunnen gefunden, wo mächtige Calcrete-Schichten und geringere Grundwasserflurabstände dies begünstigen (STADLER *et al.*, 2004).

7.6.3 Vergleich von Sickerwasser- mit Grundwasserkonzentrationen

Es bleibt jedoch weiterhin unklar, woher letztlich das Nitrat im neugebildeten Grundwasser stammt. Unter naturnahen Flächen ist eine Sickerwasserrate von durchschnittlich $1,67 \text{ mm a}^{-1}$ mit Hilfe der Chlorid-Massen-Bilanz-Methode berechnet worden, wobei eine Spanne in den Nitratkonzentrationen von $10,4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ bis $282 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ bestimmt wurde. Diese Werte liegen mehrfach über den Konzentrationen im Grundwasser bei Serowe von $5,4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Somit müsste entweder eine Durchmischung oder Verdünnung des neu gebildeten Grundwassers stattfinden oder Nitratabbauprozesse eine Rolle spielen, wenn die gemessenen Werte repräsentativ sein sollten. Allerdings ist eine Denitrifikation aufgrund der semiariden Verhältnisse mit guter Durchlüftung der ungesättigten Zone weitgehend auszuschließen. Im Grundwasser bei Serowe spielt Denitrifikation nur eine untergeordnete Rolle (STADLER *et al.*, 2004). Auch eine Durchmischung mit weniger nitrathaltigem Grundwasserschichten ist weniger wahrscheinlich, da die Wasserproben aus den tendenziell tieferen Produktionsbrunnen eher höhere, als niedrigere Nitratkonzentrationen aufweisen. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass Kluftanbindungen Verdünnungseffekte von nicht bekanntem Ausmaß bewirken können.

Dabei kommt es durch Rinder (bzw. früher Wildtiere), die diese Wasserstellen aufsuchen, zu zusätzlichen Stickstoffeinträgen.

Eine Erklärungsmöglichkeit stellt dagegen eine erhöhte Sickerwasserbildung mit geringeren Nitratkonzentrationen unter den zahlreichen kleinen Pfannen im Arbeitsgebiet dar. In den Pfannen sammelt sich zusätzlich zum Niederschlag Wasser des Oberflächenabflusses, und somit kann hier über längere Zeiträume eine langsame aber signifikante Versickerung mit verdünnten Bodenlösungskonzentrationen stattfinden (Kapitel 5.14). Das im Verhältnis zu den Arenosolen wesentlich geringere Eindampfen der Bodenlösung wirkt möglicher Weise einer Bildung von hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Pfannen entgegen. Selbst eine Verunreinigung durch Rinder und früher durch Wildtiere, die Pfannen als Wasserstellen nutzen, könnte somit durch die Verdünnung in Verbindung mit Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen kompensiert werden. Für eine Pfanne in der zentralen Kalahari wurde eine Sickerwasserrate von 25 mm a^{-1} berechnet (SELAOLO, 1998). Es ist bisher aber nicht ausreichend geklärt, inwiefern die Pfannen quantitativ zur gesamten Grundwasserneubildung im Gebiet beitragen und wie hoch dabei die Nitratkonzentrationen sind. Hierzu wären unter anderem vermehrt Tiefbohrungen erforderlich, um das vertikale Versickerungsverhalten und die Sickerwasserqualität besser erfassen zu können. Außerdem müssen die Anteile der Pfannen an der Gesamtfläche bestimmt werden, um deren Beiträge zur Versickerung zu erfassen. Dazu besteht also noch Forschungsbedarf.

7.6.4 Nitrat im Grundwasser und Einfluss der Viehzucht

Hinsichtlich der Abschätzung der zusätzlichen Kontamination durch extensive Viehzucht ist zu bedenken, dass Rinder die einst existierenden (Groß-) Wildtierherden verdrängten (vgl. Kapitel 3.6 und Kapitel 3.7). Wie erheblich das Ausmaß der Dungbelastung im Vergleich zu den vorher natürlichen

ökologischen Bedingungen ist, kann anhand der Anzahl und Größe der einst existierenden Wildtierherden abgeschätzt werden, was historische Informationen aus der Zeit vor den Cattle Posts bedarf.

Letztendlich bleibt festzustellen, dass die aktuelle Nitratkontamination des Grundwassers nicht durch die heutige Rinderhaltung zu erklären ist. Die heutige Nutzung wird aber in Zukunft, nach Ankunft der entsprechenden Nitrat-Versickerungsfront an der Grundwasseroberfläche, die Grundwasserqualität nachteilig beeinflussen. Die Beratung zur Gefährdung des Grundwassers befindet sich in Kapitel 9.2.

8 Zusammenfassung

In der semiariden Kalahari in Botswana, südliches Afrika, wurden im vorliegenden Projekt Ursachen und Ausmaß der Nitratauswaschung aus Böden ins Grundwasser untersucht. Anlass für die Arbeiten war die zunehmend häufige Beobachtung hoher Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Ntane Sandstone Aquifer der Kalahari, das als Trinkwasser zur Versorgung der Menschen und zur Viehtränke gefördert wird. In einzelnen Fällen war es durch hohe Nitratkonzentrationen im Tränkwasser bereits zu Viehsterben gekommen. Die bodenkundlichen Untersuchungen waren in das Gesamtprojekt „Erkundung der Prozesse der Nitratanreicherung in Aquiferen semiarider Gebiete des südlichen Afrikas“, zu dem auch ein hydrogeologisches Teilprojekt gehörte, eingebettet. Die wesentlichen Fragen bzw. Ziele waren:

- Nitratbestand bzw. -anreicherung in typischen Bodenprofilen in Abhängigkeit von der Intensität der Viehhaltung (extensive Rinderzucht).
- Abschätzung der Versickerungs- und Grundwasserneubildungshöhen und Bestimmung von Nitratkonzentrationen der Bodenlösung.
- Bestimmung des N-Mineralisierungspotenzials.
- Erstellung standörtlicher N-Bilanzen zur Identifizierung von Quell- bzw. Senkenstandorten für Stickstoff und zur Prüfung der Plausibilität ermittelter Nitratauswaschungswerte.
- Erarbeitung einer ersten Prognose für das Risiko der Grundwasserkontamination durch Nitratauswaschung.

Die Projektarbeiten wurden im Zeitraum September 2001 bis Dezember 2004 durchgeführt. Sie umfassten u.a. vier mehrmonatige Forschungsaufenthalte des Bearbeiters im Untersuchungsgebiet, das zwischen den Städten Serowe und Orapa in der östlichen Kalahari gelegen war. Für diese Aufenthalte vor Ort wurde beim ersten Besuch im Herbst 2001 die Infrastruktur für die später folgenden Feldarbeiten (einschl. einfacher Laborarbeiten wie Herstellung von Bodenextrakten) in einem field camp des Departments of Geological Survey (DGS), Botswana, in der Nähe von Serowe in Eigenarbeit erstellt.

Die Feldarbeiten umfassten ausführliche Geländeerkundungen und -aufnahmen, intensive Beprobungen von Bodenprofilen, zum Teil durch Handbohrungen, Tiefbohrungen mit schwerem Bohrgerät des DGS und Vegetationsaufnahmen und -beprobungen. Teile der Bodenproben wurden direkt im field camp extrahiert. Die Extrakte wurden dann im Labor des DGS in Lobatse vom Bearbeiter auf Nitrat- und Chloridkonzentrationen analysiert. Sonstige Analysen an Boden- und Pflanzenproben (einschl. des N-Mineralisationspotenzials) wurden in Deutschland in den Laboren des Instituts für Bodenkunde der Universität Hannover und der BGR durchgeführt.

Die Bodenuntersuchungen ergaben, dass die in der Kalahari dominierenden Arenosole im Oberboden Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org}) von durchschnittlich 0,26 Gew.% ($s = 0,07$) aufweisen. Die C/N-Verhältnisse dieser organischen Substanz betragen im Mittel 10,6. Damit weisen

die Böden dieses semiariden Gebiets durchaus beträchtliche Humus- und N_{org} -Gehalte auf. Darüber hinaus wird organisch gebundener Stickstoff in erheblichen Mengen mineralisiert. Anhand von Laborinkubationen lässt sich ein Mineralisierungspotenzial der Arenosole während der warmen Regenzeit der Kalahari von etwa $71 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ableiten. Diese beträchtliche Nitrat-N-Menge wird aber offensichtlich zum größten Teil von der Gras- und Buschvegetation aufgenommen. In den Böden fanden sich, zumindest in den Bereichen der Kalahari mit weitgehend natürlicher Vegetation und extensiver Beweidung, mittlere Nitratmengen von $3,8 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$ Bodenmaterial ($s = 2,23$), die sich bis in 90 cm Tiefe auf durchschnittlich $57 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ aufsummierten. Deutlich höhere Nitratmengen wurden im Bereich der Viehtränken (Kraals: $54 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$, ca. $800 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$, 0 – 90 cm) und die höchsten Gehalte in Termitenbauten ($900 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1}$, 0 – 90 cm) gefunden. Wegen der oft geringen Wassergehalte der Arenosole reichen die mittleren Nitratmengen im Boden aus, um Nitratkonzentrationen der Bodenlösung von $100 - 200 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ und mehr zu ergeben. Damit ist klar, dass bei Sickerwasserbildung eine Bodenlösung verlagert wird, die hohe Nitratkonzentrationen aufweist.

Ein schwieriges und noch nicht als gelöst zu betrachtendes Problem ist die zuverlässige Quantifizierung der Sickerwassermenge im Untersuchungsgebiet. Trotz der semiariden Klimaverhältnisse fallen während der sommerlichen Regenzeit im östlichen Teil der Kalahari bei Serowe Niederschlagsmengen von durchschnittlich 450 mm a^{-1} . In westliche Richtung nimmt die Niederschlagsmenge ab, sodass bei Orapa nur noch 380 mm a^{-1} fallen. Wegen der geringen Speicherkapazität der sandigen Böden und ihrer hohen Infiltrationsrate (eigene Messungen ergaben 53 cm h^{-1}) ist bei diesen Niederschlagsmengen, besonders bei den üblichen Starkregen im Raum Serowe, mit Versickerung zu rechnen. Die Berechnung der Versickerung in der vadosen Zone wurde dabei durch den Umstand erschwert, dass der Grundwasser-Flurabstand mit 30 m bis 100 m sehr groß ist. Es fanden daher zusätzlich zu den Handbohrungen maschinelle Tiefenbohrungen statt, wobei anhand der Bodenproben und des Bodenwassers Chlorid-Massen-Bilanzen (CMB-Methode) erfolgten. Diese Methodik erwies sich als wesentliche Berechnungsgrundlage der Sickerwasserbildung, da in diesem Projekt keine speziellen bodenphysikalischen Messungen zum Bodenwasserhaushalt durchgeführt werden konnten. Dabei wurden paläoklimatische Bedingungen berücksichtigt, weil die CMB-Methode relativ konstante atmosphärische Chlorideinträge voraussetzt, die als natürlicher stabiler Tracer im Boden die Berechnungsgrundlage bilden (Allison, Gee und Tyler, 1994; Dyck, Kachanoski und de Jong, 2003; Edmunds und Gaye, 1994; Gee et al., 2005). Für einzelne Profilabschnitte wurden somit Sickerwassermengen und dessen Geschwindigkeiten der vertikalen Verlagerung ermittelt. Dafür standen die Ergebnisse der extrahierten Cl-Mengen verschiedener Bodenprofile und Tiefbohrungen, zum Teil bis in 18 m Tiefe, zur Verfügung. Bei einer Spanne von $0,2 \text{ mm a}^{-1}$ bis $3,8 \text{ mm a}^{-1}$ ergab sich für drei naturnahe Standorte mit Arenosol im Untersuchungsgebiet eine mittlere Sickerwasserrate von $1,67 \text{ mm a}^{-1}$. Dieses Ergebnis stimmt in der Größenordnung mit Angaben anderer Autoren für vergleichbare Regionen überein, und die Hypothese einer regelmäßigen Grundwasserneubildung durch Versickerung in der ge-

nannten Höhe wird durch weitere hydrochemische Befunde gestützt. Allerdings bleiben wichtige Fragen zur zeitlichen Dynamik und räumlichen Heterogenität der Versickerung bislang unbeantwortet, weshalb die angegebene Sickerwassermenge als Orientierungsgröße betrachtet werden muss, die weiterer Absicherung bedarf. Es bleibt vorerst besonders unklar, wie hoch die Versickerung unter Geländedepressionen, den Pfannen, in denen sich Oberflächenwasser sammelt, ist. Für den Bereich der Kraals konnte die erhöhte Versickerung durch Wasserzufuhr (u.a. Urin der Tiere) exemplarisch an einem Cattle Post bestimmt werden. Dabei wurde eine wesentlich höhere Sickerwassermenge von $26,5 \text{ mm a}^{-1}$ errechnet.

Fasst man die kalkulierten Sickerwassermengen und die ermittelten gewichteten Nitratkonzentrationen von $258 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ der Bodenlösung zusammen, erhält man für die flächenhafte Nitratauswaschung unter weitgehend natürlichen Vegetationsbedingungen einen mittleren Wert von $4,3 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Je nach punktueller Intensität der Beweidung und sonstiger Standortgegebenheiten, ist von einer breiten Streuung der Werte von ca. 2 bis $8 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auszugehen. Aufgrund der Unsicherheiten in den Ausgangsdaten, besonders bei der Sickerwassermenge, kann die Zahlenangabe vorerst nur als Näherungswert betrachtet werden. Sie zeigt aber, dass unter den Böden der Kalahari mit Nitratauswaschung zu rechnen ist. Um die Plausibilität der ermittelten Auswaschung von Nitrat zu prüfen, wurde eine standörtliche Stickstoffbilanz erarbeitet. Deren Einzelgrößen wurden teilweise anhand eigener Messungen und Datenerhebungen berechnet bzw. abgeschätzt (Eintrag mit Niederschlägen, N-Gehalte in Blatt- und Streufall der Vegetation, N-Austrag durch Dung zum Kraal) oder der Literatur entnommen (Biomassen der Vegetationsbestandteile, N-Fixierung der Akazien, N-Export durch Schlachtvieh, N-Verlust durch Buschfeuer). Es gehen somit nur unabhängige Zahlen in die N-Bilanz ein. Als Plausibilitätskriterium liegt der Bilanzierung die Annahme zugrunde, dass der N-Vorrat der Böden in naturnahen Bereichen des Untersuchungsgebiets in einem Quasigleichgewicht ist. Als Saldo der N-Bilanz ergibt sich für solche Standorte ein Wert von $-0,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dieser weicht nur geringfügig vom Idealwert eines Gleichgewichts ab und ist, unter Abwägung der unvermeidbaren Unsicherheiten der Einzelgrößen in der Bilanz, im Rahmen der Erwartung eines ausgeglichenen Stickstoff-Haushaltes. Damit kann die Größenordnung der ermittelten Nitratauswaschung, bei allen mit der Berechnung verbundenen Unwägbarkeiten, als plausible Zahl eingestuft werden. Das in dieser Arbeit festgestellte Ausmaß der Nitratverlagerung unter den semiariden Bedingungen der Kalahari ist beachtenswert, und war bislang nicht wissenschaftlich erforscht.

Die ermittelte Nitratauswaschung bezieht sich auf den Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser aus dem Bodenbereich (bis etwa 18 m Tiefe). Zum Eintrag in die gesättigte Zone muss das Nitrat aber noch durch eine 40 m bis 80 m mächtige ungesättigte Zone abwärts transportiert werden. Aus den relativ geringen Werten der Sickerwasserbildung naturnaher Standorte errechnen sich dafür Transportzeiten, die ca. 500 Jahre und wesentlich mehr betragen können. Eine bessere Eingrenzung dieser Transportzeiten ist bislang nicht möglich. Schneller wird das Wasser unterhalb der Kraals aufgrund der höheren Sickerwasserbildung verlagert. Diese führt bei einem untersuchten, ca. 0,5 ha großen

Kraal zu einer jährlichen Nitratauswaschung von ca. 300 kg NO₃-N (= 600 kg NO₃-N ha⁻¹) und einer Abwärtsverlagerung von etwa 0,5 m a⁻¹ (Transportzeit zum Grundwasser ca. 100 Jahre). Das Sickerwasser ist dabei mit etwa 1000 mg NO₃-N L⁻¹ belastet. Aus den ermittelten Transportzeiten durch die ungesättigte Zone wird klar, dass die aktuelle, seit etwa 30 Jahren praktizierte extensive Weidenutzung im Projektgebiet der Kalahari nicht als Verursacher der heutigen Grundwasserkontaminationen mit Nitrat in Betracht kommt. Deren Ursache ist in früheren Gegebenheiten zu suchen. Möglicherweise haben die großen Wildtierherden, die bis vor ca. 30 Jahren die Kalahari durchquerten, zu ähnlichen Effekten wie die heutige Beweidung durch Rinder geführt. Sicher ist aber, dass durch die heutige Flächennutzung die Sickerwasserfront mit den entsprechenden Nitratkonzentrationen in der Zukunft das Grundwasser erreichen wird. Es wird daher eine ungünstige Beeinflussung der Grundwasserqualität zu erwarten sein.

9 Ausblick und Schlussfolgerungen

9.1 Offene Fragen der Untersuchungen und mögliches weiteres Vorgehen

Mit den Forschungsarbeiten im Rahmen des durchgeführten Projekts wurden u.a. zahlreiche Aspekte zum Einfluss der immer intensiver werdenden Rinderhaltung in der Kalahari auf den Stickstoffhaushalt der semiariden Böden aufgegriffen. Dabei konnte die Nitratauswaschung und –tiefenverlagerung einer ersten, quantitativen Bewertung unterzogen werden. Aufgrund der Komplexität der Fragestellung, der Größe des Gebiets und der damit verbundenen logistischen Probleme wären aber zur besseren Absicherung der Befunde und zur Klärung der bislang zum Teil offenen Fragen weitere Untersuchungen nötig. Diese betreffen insbesondere:

- **Wasserhaushalt der Arenosolböden und Tiefensickerung/Stofftransport in der mächtigen ungesättigten Zone.** Die vorliegenden Daten anhand der Chloridmassenbilanz und Hydrochemie lassen Spannen der Sickerwasserbildung in den Böden erkennen. Fragen der räumlichen Variabilität der Versickerung, einschließlich möglicher, präferentieller Fließwege und Transportpfade der Tiefensickerung bei sehr niedrigen Wassergehalten in der ungesättigten Zone, sind jedoch weitgehend offen.
- **Teilgrößen des Stickstoffhaushalts der Standorte in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität.** Zur quantitativ sicheren Bewertung der N-Fixierung durch die verbreitet wachsenden Leguminosen (besonders Akazien), der N-Verluste durch Savannenbrände, des Einflusses der Termiten und der standörtlichen N-Exporte bzw. -Importe durch das Vieh fehlen nach wie vor flächenrepräsentative Datengrundlagen.
- **Bedeutung der zahlreichen Pfannen (Depressionen) als Sammler von Oberflächenwasser und Orte stark erhöhter Sickerwasserbildung und Nitratauswaschung.** Sowohl durch Tiefbohrungen als auch direkte Messungen in und unterhalb der Pfannen wäre die Dynamik der Sickerwasserbildung und Nitratverlagerung zu klären. Dabei müssten auch mögliche Denitrifikationsprozesse unter zeitweise wassergesättigten Bedingungen untersucht werden.
- **Einfluss der großen Wildtierherden in der Vergangenheit.** So, wie heute die Rinderhaltung zu großen Stickstofftranslokationen und -konzentrierungen im Bereich der Kraals führt, könnten die großen Wildtierherden zu ähnlichen Effekten im Bereich der natürlichen Tränkestellen wie den Pfannen geführt haben. Es ist daher nicht auszuschließen, dass es auch früher, vor der Rinderhaltung, bereits nennenswerte Nitratauswaschung im Bereich von „hot spots“ gab. Dies wäre anhand historischer Daten und aktueller Befunde aus vergleichbaren Gebieten mit hohem Wildtier-vorkommen zu untersuchen.

Wie die bisherigen Projektarbeiten in der Kalahari, müssten weitere Forschungsarbeiten interdisziplinär angelegt sein. Dabei wäre es wichtig, neben der Bodenkunde und Hydrogeologie, besonders die Biologie einzubeziehen.

9.2 Umgang mit der Nitratproblematik

Empfehlungen zur Vermeidung gesundheitlicher Probleme

Zur Erkennung und präventiven Vermeidung nitrathaltigen Trink- und Tränkwassers werden folgende Handlungsempfehlungen für den Bereich der östlichen Kalahari, im Bereich zwischen Serowe und Letlhakane gegeben.

- Um Blausucht (medizinisch: Methaemoglobinaea, engl.: Blue-Baby-Syndrome) bei Säuglingen und Kleinkindern zu vermeiden, darf die Nahrung nur aus nitratarmen Mineralwasser aus Flaschenabfüllung zubereitet werden, wenn die Nitratgehalte des Brunnenwassers nicht sicher bekannt sind oder nicht regelmäßig gemessen werden können. Dabei ist zu Beachten, dass bereits eine Nitratkonzentration unter dem WHO-Grenzwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (bzw. $11,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) im Zusammenwirken mit bakterieller Verunreinigung Methaemoglobinaea auslösen kann.
- Um Nitrat-Eigenkontamination der Cattle Post-Brunnen zu vermeiden, sollten Rinderkraale und künstliche Wasserstellen in ausreichende Entfernung, in Richtung des Grundwasserabstromes, der Brunnen verlegt oder die Einrichtungen durch Aufteilung dezentralisiert werden.
- Um die Kontamination mit Dung zu verringern, sollten Rinder nur möglichst kurz in Kraalen verweilen und nachts auf das umliegende Weideland oder in ein größeres Gehege entlassen werden.
- Kleine Süßwasserpfannen sollten möglichst nicht als dauerhafte Aufenthaltsorte der Rinder dienen. Daher ist ggf. eine weiträumige Einzäunung um die Pfannen zu errichten, die einen kontrollierten Zugang zu diesen natürlichen Wasserstellen erlaubt.
- Kontaminierungsgefährdete Brunnen, die in Kraals- und/oder Pfannennähe liegen sollten überwacht werden. Messungen können mit einfacher Nitrat-Teststreifenmethode in regelmäßigen Abständen erfolgen. Bei geringem Grundwasserflurabstand sollte, insbesondere Tage und Wochen nach Starkregenereignissen, täglich gemessen werden.
- Wenn Nitratmessungen nicht möglich sind, sollte bei potentieller Verunreinigungsgefahr mit Nitrat eine andere, nicht gefährdete Wasserstelle aufgesucht werden. In jedem Fall darf bei Unsicherheit hinsichtlich erhöhter Nitratkonzentrationen, nicht die ganze Herde zum Tränken geführt werden.

Im Hinblick auf kontaminationsgefährdete Brunnen ist zu bedenken, dass in Zukunft eher von einer Verschärfung der Nitratproblematik auszugehen ist. Eine Gefahr besteht dabei nicht nur für die Cattle Post-Brunnen, deren Nitrat-Tiefenverlagerung aus benachbarten Kraalen als „tickende Zeitbombe“ bezeichnet werden kann. Auch bei den Trinkwasser-Produktionsbrunnen, die teilweise oberflächen-

nahes Grundwasser fördern, könnte von dem aus der Viehzucht stammenden Nitrat ein zunehmendes Gefährdungspotential ausgehen. Die oben vorgeschlagenen Maßnahmen fördern somit nicht nur die Abwendung der Gefahren für die Gesundheit der Vieherden. Auch die Qualität der öffentlichen Trinkwasserversorgung aus den Ntane Sandstone Aquifer und damit die menschliche Gesundheit könnten davon profitieren.

10 Literatur

- Allison, C. D., 2003. Nitrate poisoning of livestock. (Guide B-807). *Cooperative Extension Service - College of Agriculture and Home Economics - New Mexico State University*.
<http://www.cahe.nmsu.edu/pubs/b/b-807.html>
- Allison, G. B., Gee, G. W. und Tyler, S. W., 1994. Vadose-Zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**: 6-14.
- Andersen, A. N., Cook, G. D. und Williams, R. J., 2003. Fire in tropical savannas: The Kapalga experiment Ecological studies, **169**. Springer, New York, 195 pp.
- Aranibar, J. N., Anderson, I. C., Ringrose, S. und Macko, S. A., 2003. Importance of nitrogen fixation in soil crusts of southern African arid ecosystems: Acetylene reduction and stable isotope studies. *Journal of Arid Environments*, **54**: 345-358.
- Aranibar, J. N., Otter, L., Macko, S. A., Feral, C. J. W., Epstein, H. E., Dowty, P. R., Eckardt, F., Shugart, H. H. und Swap, R. J., 2004. Nitrogen cycling in the soil-plant system along a precipitation gradient in the Kalahari sands. *Global Change Biology*, **10**: 359-373.
- Augustine, D. J., 2003. Long-term, livestock-mediated redistribution of nitrogen and phosphorus in an East African savanna. *J. Appl. Ecology*, **40**(1): 137-149.
- Avery, A. A., 1999. Infantile methemoglobinemia: Reexamining the role of drinking water nitrate, children's health review. *Environmental Health Perspectives*, **107**(7): 583-586.
- Aynekulu, E., 2003. Analysis of soil-vegetation interaction in relation to soil carbon sequestration – A case study in Serowe, Botswana. M.Sc. Thesis, *International Institute for Geo-information Science and Earth Observation (ITC), Enschede, The Netherlands*, 112 pp.
- Barnes, C. J., Jacobson, G. und Smith, G. D., 1992. The origin of high-nitrate ground waters in the Australian arid zone. *Journal of Hydrology*, **137**: 181-197.
- Beekman, H. E., Selaolo, E. T. und De Vries, J. J., 1997. Groundwater recharge and resources assessment in the Botswana Kalahari. Executive summary GRES II. *Geological Survey of Botswana, University of Botswana, Vrije Universiteit Amsterdam The Netherlands*.
- Beekman, H. E., Selaolo, E. T., van Elswijk, R. C., Lenderink, N. und Obakeng, O. T. O., 1997. Chloride and isotope tracer profiling studies in the Letlhakeng-Botlhapatlou area and the Central Kalahari. GRES II technical report. (GRES II Technical Report). *Geological Survey of Botswana, University of Botswana, Vrije Universiteit Amsterdam, The Netherlands*.
- Belnap, J., 2002. Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biol. Fertil. Soils*, **35**: 128-135.
- BGR, 2000. Geologisches Jahrbuch - Labormethoden Dokumentation, **Reihe G, Heft 8**. *Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) & Geologischen Dienste der Bundesrepublik Deutschland, Hannover*.

- Bhalotra, Y. P. R., 1987. Climate of Botswana, Part II. Elements of climate. 1. Rainfall. *Meteorological Services, Dept. of Meteorological Services (MWTC), Ministry of Works and Communications, Gaborone, Botswana.*
- Blümel, W. D., 1991. Kalkkrusten– ihre genetischen Beziehungen zu Bodenbildung und äolischer Sedimentation. *Geomethodica*, **33**: 154-167.
- Bode, R., 2005. Auslaugung anorganischer Schadstoffe aus Abfall- und Altlastmaterialien - Vergleich von Lysimeterversuchen mit Ergebnissen gängiger Prognoseverfahren - Leaching of inorganic pollutants from waste and dump materials. Ph.D. Thesis, *Georg-August-Universität, Göttingen, Germany.*
- Bodine, M. C. und Ueckert, D. N., 1975. Effect of desert termites on herbage and litter in a shortgrass ecosystem in West Texas. *Journal of Range Management*, **28**(5): 353 - 358.
- Bohlke, J. K., Erickson, G. E. und Revesz, K., 1997. Stable isotope evidence for an atmospheric origin of desert nitrate deposits in northern Chile and southern California, U.S.A. *Chemical Geology*, **136**(1-2): 135-152.
- Brasseur, G. P., Hauglustaine, D. A., Walters, S., Rasch, P. J., Müller, J.-F., Granier, C. und Tie, X. X., 1998. MOZART: A global chemical transport model for ozone and related chemical tracers, part 1. model description. *Journal of Geophysical Research*, **103**(D21): 28265-28290.
- Bullard, J. E., McTainsh, G. H. und Pudmenzky, C., 2002. Aeolian abrasion and fine particle production from red sands: an experimental study. (Proceedings of ICAR5/GCTE-SEN Joint Conference). *Publication 02-2, International Center for Arid and Semiarid Lands Studies, Texas Tech University, Lubbock, Texas, USA.*
- Bullard, J. E., McTainsh, G. H. und Pudmenzky, C., 2004. Aeolian abrasion and modes of fine particle production from natural red dune sands: an experimental study. *Sedimentology*, **51**: 1103–1125.
- Burgess, J., 2005. Country pasture/forage resource profiles. (Botswana). *FAO - The FAO Crop and Grassland Service (AGPC) - Grassland and Pasture Crops.*
- <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGP/AGPC/doc/Counprof/Botswana/botswana.htm>
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E. und Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia (Historical Archive)*, **108**(4): 583-595.
- Clements, W. E. und Wilkening, M. H., 1974. Atmospheric pressure effects on ²²²Rn transport across the earth-air interface. *Journal of geophys. Research*, **79**(33): 5025-5029.
- Cook, P. und Herczeg, A. L., 2000. Environmental tracers in subsurface hydrology. *Kluwer Academic Press, Boston*, 552 pp.
- Cook, P. G., Jolly, I. D., Leaney, F. W., Walker, G. R., Allan, G. L., Fifield, L. K. und Allison, G. B., 1994. Unsaturated zone tritium and chlorine 36 profiles from southern Australia: Their use as tracers of soil water movement. *Water Resources Research*, **30**(6): 1709-1719.

- Curtis, A. und Waller, D., 1997. Variation in rates of nitrogen fixation in termites: response to dietary nitrogen in the field and laboratory. *Physiological Entomology*, **22**(4): 303-309.
- Dangerfield, J. M., McCarthy, T. S. und Ellery, W. N., 1998. The mound-building termite *Macrotermes michaelseni* as an ecosystem engineer. *Journal of Tropical Ecology*, **14**: 507 - 520.
- Davidson, K. L., Hansel, W. M., Krook, L., McEntee, K. und Wright, M. J., 1965. Nitrate toxicity in dairy heifers. I. Effects on reproduction, growth, lactation, and vitamin A nutrition. *J. Dairy Sci.*, **48**: 1065-1073.
- DIN, 2005. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung unter Verwendung von Bariumchloridlösung (1995), DIN ISO 11260. *Deutsches Institut für Normung (DIN), Ausgabe 05*.
- Dougill, A. und Cox, J., 1995. Land degradation and grazing in the Kalahari: New analysis and alternative perspectives. *Pastoral Development Network Paper*, **38c**.
- Dougill, A. J., Thomas, D. S. G. und Heathwaite, A. L., 1999. Environmental change in the Kalahari: Integrated land degradation studies for nonequilibrium dryland environments. *Annals of the Association of American Geographers*, **89**(3): 420-442.
- Duraiappah, A. K. und Perkins, J. S., 1999. Sustainable livestock management in the Kalahari: An optimal livestock rangeland model (OLR). (CREED Working Paper Series No 23). *The programme of Collaborative Research in the Economics of Environment and Development (CREED)*.
<http://www.iied.org/pubs/pdf/full/8110IIED.pdf>
- Dyck, M. F., Kachanoski, R. G. und de Jong, E., 2003. Long-term movement of a chloride tracer under transient, semi-arid conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **67**: 471-477.
- Dyckmans, J., Feng, Z. und Flessa, H., 2002. Wachstum und N₂-Fixierung von *Robinia pseudoacacia* unter erhöhter atmosphärischer CO₂-Konzentration. (Stabile Isotope in der Bodenkunde - DBG-Workshop in Göttingen (11.-12. März 2002)). *Universität Göttingen (Bereich Forstwissenschaften), Büsgenweg 2, Raum F O2 und FSR 2.1*.
- Eatough, D. J., Eatough, N. L., Pang, Y., Sizemore, S., Kirchstetter, T. W., Novakov, T. und Hobbs, P. V., 2003. Semivolatile particulate organic material in southern Africa during SAFARI 2000. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)*, **108**(D13): SAF 15-11.
- Edmunds, W. M., 2003. Hydrogeochemical processes in arid and semi arid regions - focus on North Africa. In: I. Simmers (Editor), *Understanding water in a dry environment*. International Association of Hydrogeologists. *A.A. Balkema Publishers, Lisse, Abingdon, Exton (PA), Tokyo*, pp. 251-287.
- Edmunds, W. M. und Gaye, C. B., 1994. Estimating the spatial variability of groundwater recharge in the Sahel using chloride. *Journal of Hydrology*, **156**: 47-59.
- Edmunds, W. M. und Gaye, C. B., 1997. Naturally high nitrate concentrations in groundwaters from the Sahel. *J. Environ. Qual.*, **26**: 1231-1239.
- Ellis, F., 2002. Contribution of termites to the formation of hardpans in soils of arid and semi-arid regions of South Africa (paper no. 572). (17th World Congress of Soil Science (WCSS), Symposium No. 20). *Bangkok, Thailand*.

- Fall, S., Nazaret, S., Chotte, J. L. und Brauman, A., 2004. Bacterial density and community structure associated with aggregate size fractions of soil-feeding termite mounds. *Microbial Ecology*, **48**(2): 191-199.
- FAO, 1990a. Explanatory note on the soil map of the Republic of Botswana. (Soil Mapping and Advisory Services Botswana). AG : BOT/85/011, Field Document 30, *Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Republic of Botswana, United Nations Development Programme, Gaborone, Botswana*.
- FAO, 1990b. Explanatory note on the soil map of the Republic of Botswana. Typifying pedons and soil analytical data. (Soil Mapping and Advisory Services of Botswana). AG : BOT/85/011, Field Document 30, Annex 1, *Food and Agricultural Organization of the United Nations, Republic of Botswana, United Nations Development Programme, Gaborone*.
- FAO, 1991. Physical Properties of the Soils of Botswana. (Soil Mapping and Advisory Services of Botswana). AG : BOT/85/011, Field Document 33, *Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Republic of Botswana, United Nations Development Programme, Gaborone, Botswana*.
- FAO, 1998. World reference base for soil resources. (World Soil Resources Reports, 84). *Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy*.
- FAO, 2006. World reference base for soil resources. (World Soil Resources Reports, 103). *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy*.
- Felix-Henningsen, P. und Rummel, B., 2002. Wasserhaushalt und Salzdynamik in Böden des Dünengebietes von Nizzana im nördlichen Negev (Israel) und ihre ökosystemare Bedeutung - Abschlussbericht. (BMBF-Forschungsvorhaben: "Strukturen und Prozesse in einem Dünenökosystem des Sinai-Negev-Sandfeldes" (Projekt: BEO 0339702, GSF 07 DIS 05)). Projekt: BEO 0339702, GSF 07 DIS 05, *Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU), Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Gießen, Germany*.
- Feral, C. J. W., Epstein, H. E., Otter, L., Aranibar, J. N., Shugart, H. H., Macko, S. A. und Ramontsho, J., 2003. Carbon and nitrogen in the soil-plant system along rainfall and land-use gradients in southern Africa. *Journal of Arid Environments*, **54**: 327-343.
- Fernando, K. S. und de Alwis, K. A. M., 1990. Soil Map of the Republic of Botswana. In: D. J. F. Radcliffe (Editor), Soil Mapping and Advisory Services Project, FAO/BOT/85/001. *Ministry of Agriculture, P.Bag 003, Botswana, Gaborone*.
- Gallardo, J. F., Santa Regina, I., Harrison, A. F. und Howard, D. M., 1995. Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the "Sierra de Bejar" mountains (Salamanca Province, Spain). *Acta Oecologia*, **16**(4): 447 - 459.
- Gaye, C. B. und Edmunds, W. M., 1996. Groundwater recharge estimation using chloride, stable isotopes and tritium profiles in the sand of northwestern Senegal. *Environmental Geology*, **27**: 246-251.

- Gee, G. W., Zhang, Z. F., Tyler, S. W., Albright, W. H. und Singleton, M. J., 2005. Chloride mass balance - Cautions in predicting increased recharge rates. *Vadose Zone Journal*, **4**: 72-78.
- Gernandt, P., 2003. Transport von Wasser, Soluten und Dispersionen in wasserungesättigtem Sand - Transport of water, solutes and dispersions in unsaturated sand. Ph. D. Thesis, *Georg-August-Universität Göttingen, Germany*, 119 pp.
- Gill, A. M. und Jackson, R. B., 1999. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems (POSTER). (Workshop on Root Dynamics and Global Change in October 1999).
<http://www.biology.duke.edu/jackson/gillposter.html>
- Gill, R. A. und Jackson, R. B., 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, **147**(1): 13-31.
- Gould, K. A., Herrick, J. E. und Lezama, H., 2001. Refuse to refuge: Dry season use and modification of cattle dung by subterranean termites in Guanacaste, Costa Rica. *Biotropica*, **33**(1): 121-130.
- Groot Koerkamp, P. W. G., Metz, J. H. M., G.H.1, U., V.R., P., M.R., H., R.W., S., J.L., S., R.P.P., W., J., H., J., S., M., S., K.H., L., S., P., H., T., J.O., J. und C.M., W., 1998. Concentrations and Emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **70**: 79-95.
- Hack-Ten Broeke, M. J. D., 2000. Nitrate leaching from diary farming on sandy soils - Case studies for experimental farm De Marke. Ph.D. Thesis, *Wageningen Universiteit, Wageningen, Netherlands*, 145 pp.
- Hack-Ten Broeke, M. J. D., 2001. Nitrate leaching to groundwater at experimental farm "De Marke" and other dutch sandy soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **49**: 195-205.
- Hanson, T., 2003. Vast nitrogen reserves hidden beneath desert soils (abstract). (News and Public Affairs). *Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico, USA*.
http://www.lanl.gov/news/index.php?fuseaction=home.story&story_id=1507
- Harms, H., Eggers, W., List, E. und Wagner, J., 1992. Handbuch der Geographie. *List-Schroedel, Hannover, Germany*, 423 pp.
- Harrington, G. A., Herczeg, A. L. und Cook, P. G., 1999. Groundwater sustainability and water quality in the Ti-Tree Basin, Central Australia. (Technical Report 53/99). *CSIRO Land and Water*.
<http://www.clw.csiro.au/publications/technical99/tr53-99.pdf>
- Harris, F., 2002. Review Paper management of manure farming systems in semi-arid West Africa. *Expl. Agric.*, **38**: 131-148.
- Hartge, K. H., 2001. Der Boden als Körper - Bestimmung seiner Volumenänderung im Bodenprofil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **164**(3): 247 - 252.
- Hartge, K. H. und Horn, R., 1991. Einführung in die Bodenphysik. *Enke, Stuttgart*, 303 pp.
- Haynes, R. J., 1986. Origin, distribution, and cycling of nitrogen in terrestrial ecosystems. In: R. J. Haynes (Editor), Mineral nitrogen in the plant-soil system. *Academic Press, Inc., Orlando, San Diego, New York u.a.*, pp. 483.
- Heaton, T. H. E., 1984. Sources of the nitrate in phreatic groundwater in the western Kalahari. *Journal Hydrology*, **67**: 249-259.

- Heaton, T. H. E., Talma, A. S. und Vogel, J. C., 1983. Origin and history of nitrate in confined groundwater in the western Kalahari. *Journal of Hydrogeology*, **62**(1-4): 243-262.
- Hendrickx, J. M. H., Phillips, F. M. und Harrison, J. B. J., 2003. Water flow processes in arid and semi-arid vadose zones. In: I. Simmers (Editor), *Understanding water in a dry environment*, International Association of Hydrogeologists. A.A. Balkema Publishers, Lisse, Abingdon, Exton (PA), Tokyo, pp. 151-210.
- Herrick, J. E. und Lal, R., 1996. Dung decomposition and pedoturbation in seasonally dry tropical pasture. *Biol. Fertil. Soils*, **32**: 177 - 181.
- Heumann, S., Böttcher, J. und Springob, G., 2002. N-Mineralisationsparameter sandiger Ackerböden - N mineralization parameters of sandy arable soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **165**(4): 441-450.
- Heumann, S., Böttcher, J. und Springob, G., 2003. Pedotransfer functions for the pool size of slowly mineralizable organic N in sandy arable soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **166**(3): 308-318.
- Hillel, D., 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press, London, 656 pp.
- Holmgren, K., Karlén, W., Svanered, O., Lauritzen, S. E., Lee-Thorp, J. A., Partridge, T. C., Piketh, S. und Tyson, P. D., 1999. A 3000-year high-resolution stalagmite-based record of palaeoclimate for northeastern South Africa. *The Holocene*, **9**(3): 295-309.
- Holmgren, K. und Shaw, P., 1996. Palaeoenvironmental reconstruction from near-surface pan sediments: An example from Lebatse Pan, southeast Kalahari, Botswana. *Geogr. Ann.*, **79A**(1-2): 83-93.
- Holtzhausen, L., 2005. When water turns deadly. *The Water Wheel*, **Nov/Dec**: 24-27.
<http://www.wrc.org.za/downloads/waterwheel/nov-dec%2005/WW%2020NovDes%2005.pdf>.
- Hooper, D. U. und Johnson, L., 1999. Nitrogen limitation in dryland ecosystems: Responses to geographical and temporal variation in precipitation. *Biogeochemistry*, **46**(1 - 3): 247-293.
- Horlacher, D. und Marschner, H., 1990. Assessment of NH₃ emissions after application of cattle slurry - Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigkeit. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **153**: 107-115.
- Hudak, A. T. und Brockett, B. H., 2004. Mapping fire scars in a southern African savannah using Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **25**(16): 3231 - 3243.
- Ichoku, C., Remer, L. A., Kaufman, Y. J., Levy, R., Chu, D. A., Tanre, D. und Holben, B. N., 2003. MODIS observation of aerosols and estimation of aerosol radiative forcing over southern Africa during SAFARI 2000. *Journal of geophys. Research*, **108**(D13): SAF 35 - 31-13.
- Ingenbleek, Y., 2006. The nutritional relationship linking sulfur to nitrogen in living organisms. *J. Nutr.*, **136**: 1641S-1651S.
- ISO10304-1, 1992. Water quality - Determination of dissolved fluoride, chloride, nitrite, orthophosphate, bromide, nitrate and sulfate ions, using liquid chromatography of ions - Part 1: Method for water with low contamination. *International Organization for Standardization, TC 147/SC 2; ISO Standards*.
- ISO11885, 1998. Water quality. Determination of 33 elements by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy. *International Organization for Standardization, EPL/500*.

- Jacks, G., Sefe, F., Carling, M., Hammar, M. und Letsamao, P., 1999. Tentative nitrogen budget for pit latrines – eastern Botswana. *Environmental Geology*, **38**(3): 199-203.
- Jackson, R. B., Mooney, H. A. und Schulze, E.-D., 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **94**: 7362 - 7366.
- Jacobson, G., 1993. High-nitrate groundwater in the Australian arid zone - Origin of the nitrate, and possible denitrification technology, *AGSO Research Newsletter. Australian Geological Survey Organisation, Canberra*, pp. 16-16.
- Jordan, C. F., 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. *John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore*.
- Joshua, W. D., 1991. Physical Properties of the Soils of Botswana. AG : BOT/85/011, Field Document 33, *Soil Mapping and Advisory Services of Botswana, Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Republic of Botswana, United Nations Development Programme, Gaborone, Botswana*.
- Jouquet, P., Mamou, L., Lepage, M. und Velde, B., 2002. Effect of termites on clay minerals in tropical soils: Fungus-growing termites as weathering agents. *European Journal of Soil Science*, **53**: 521-527.
- Keipeile, K., 2004. Environmental Hydrogeology of Letlhakane - Central District, Republic of Botswana. *Environmental Geology Division, Lobatse*.
- Kim, J. und Rees, D. C., 1994. Nitrogenase and biological nitrogen fixation. *Biochemistry*, **33**(2): 389-397.
- Knapp, R., 1973. The vegetation of Africa with reference to environment, development, economy, agriculture and forestry geography. *Gustav Fischer Verlag, Stuttgart*.
- Köhler, K., Duijnsveld, W. H. M. und Böttcher, J., 2006. Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **169**: 185–195.
- Krell, F. T., Newman, D., Krell-Westerwalbesloh, S. und Mahiva, V., 2004. The influence of land use modes on diversity, abundance and guild structure of coprophagous beetles in the african forest-savanna-mosaic. (Project ID:01 LC 0025 (BIOTA AFRICA E09) 01.03.2001 – 31.03.2004).
<http://www.biota-africa.org/Library/abstracts/pdf/east/E09-abstract.pdf>
- Kurmies, B., 1971. Zur Fraktionierung der Bodenphosphate. *Die Phosphorsäure*, **29**(1): 118-151.
- Lagerstedt, E., Jacks, G. und Sefe, F., 1994. Nitrate in groundwater and N circulation in eastern Botswana. *Environmental Geology*, **23**(1): 60-64.
- Landmann, T., 2003. A case study for Skukuza: Estimating biophysical properties of fires using EOS-MODIS satellite data. Ph.D. Thesis, *Georg-August-Universität, Göttingen, Germany*, 161 pp.
<http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2003/landmann/landmann.pdf>
- Lavelle, P. und Spain, A. V., 2001. Soil ecology. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London*, 507 pp.

- Le Roux, X., Bariac, T. und Mariotti, A., 1995. Spatial partitioning of the soil water resource between grass and shrub components in a West African humid savanna. *Oecologia*, **104**: 147-155.
- LECO® CNS-2000, 2006. Soil, Plant Tissue, Fertilizer, Seeds, Food, & Environmental Waste. *internet source: <http://www.leco.com/organic/elementalanalyzers/CNS-2000%20flyer%20203-106.pdf>* (Flyer of LECO® Corporation), St. Joseph, MI 49085, USA.
- Lee, K. E. und Forster, R. C., 1991. Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.*, **29**(6): 745-775.
- Lee, K. E. und Pankhurst, C. E., 1992. Soil organismus and sustainable productivity - Soil Biology and Biochemistry. *Aust. J. Soil Res.*, **30**: 855-892.
- Lee, K. E. und Wood, T. G., 1971. Termites and soils. *C.S.I.R.O., Division of Soils, Adelaine, South Australia. Academic Press, New York, London.*
- Levine, J. S., Augustsson, T. R., I.C., A. und Jr., H. J. M., 1984. Tropospheric sources of NO_x: lightning and biology. *Atmospheric Environment*, **18**(9): 1797-1804.
- Lillesand, T. M. und Kiefer, R. W., 2000. Remote sensing and image interpretation. *John Wiley & Sons, New York.*
- Lopez-Hernandez, D., 2001. Nutrient dynamics (C, N and P) in termite mounds of *Nasutitermes ephratae* from savannas of the Orinoco Llanos (Venezuela). *Soil Biology & Biochemistry*, **33**(6): 747-753.
- Martin, R. E., Asner, G. P., Ansley, R. J. und Mosier, A. R., 2003. Effects of woody vegetation encroachment on soil nitrogen oxide emissions in a temperate savanna. *Ecological Applications*, **13**(4): 897-910.
- Martius, C., 1995. 'Dweller in the darkness' – On the role of termites in tropical ecosystems. (8. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Tropenökologie). *Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg.*
- Mees, F., 2002. The nature of calcareous deposits along pan margins in eastern central Namibia. *Earth Surface Processes and Landforms*, **27**(7): 719-735.
- Milnes, A. R., 1992. Calcrete. In: I. P. Martini und W. Chesworth (Editors), *Weathering, soils & paleosoils – Developments in earth surface processes 2. Elsevier, Canada, Elsevier, Amsterdam-London-New York-Tokyo*, pp. 309-347.
- Milnes, A. R. und Thiry, M., 1992. Silcretes. In: I. P. Martini und W. Chesworth (Editors), *Weathering, soils & paleosoils – Developments in earth surface processes 2. Elsevier, Canada, Elsevier, Amsterdam-London-New York-Tokyo*, pp. 349-377.
- MoA, 2002a. The biomass map of Botswana: Growing season 2000/2001. (Botswana range inventory and monitoring project - Phase 2). *Ministry of Agriculture, Gaborone, Botswana.*
- MoA, 2002b. Rangeland grazing capacity map of Botswana: Growing season 2000/2001. (Botswana range inventory and monitoring project - Phase 2). *Ministry of Agriculture, Gaborone, Botswana.*

- Mphinyane, W. N., 2001. Influence of livestock grazing within piospheres under free range and controlled conditions in Botswana. PhD Thesis, *University Pretoria*, 125 pp.
- Munns, R., 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell & Environment*, **25**(2): 239–250.
- MUNSELL, 1988. Munsell soil color charts. *Macbeth Division of Kollmorgen Instruments Corporation, 2441 North Calvert Street, Baltimore, Maryland 21218*.
- Müntz, K., 1984. Stickstoffmetabolismus der Pflanzen. *Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Germany*, 331 pp.
- Namayanga, L. N., 2002. Estimating terrestrial carbon sequestered in aboveground woody biomass from remotely sensed data – The use of SEBAL and CASA algorithms in a semi-arid area of Serowe-Botswana. M.Sc. Thesis, *Enschede, The Netherlands*, 58 pp.
http://www.itc.nl/library/Papers/msc_2002/nrm/nenge_namayanga.pdf
- Nash, D. J., McLaren, S. J. und Webb, J. A., 2004. Petrology, geochemistry and environmental significance of silcrete-calcrete intergrade duricrusts at Kang Pan and Tswaane, central Kalahari, Botswana. *Earth Surface Processes and Landforms*, **29**(12): 1559 - 1586.
- Ndiaye, D., Lensi, R., Lepage, M. und Brauman, A., 2004. The effect of the soil-feeding termite *Cubitermes niokoloensis* on soil microbial activity in a semi-arid savanna in West Africa. *Plant and Soil*, **289**: 277-286.
- Netterberg, F., 1980. Geology of southern African calcretes: 1. terminology, description, macrofeatures, and classification. *Trans. geol. Soc. S. Afr.*, **83**: 255-283.
- NRTC, 2001. Botswana national atlas. *Natural Resources Technical Committee (NRTC) - Department of Surveys and Mapping, Gaborone, Botswana*, 404 pp.
- Phillips, F. M., 1994. Environmental tracers for water movement in desert soils of the American Southwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**: 15-24.
- Reich, P. B., Peterson, D. W., Wedin, D. A. und Wrage, K., 2001. Fire and vegetation effects on productivity and nitrogen cycling across a forest-grassland continuum. *Ecology*, **82**(6): 1703 - 1719.
- Reynolds, W. D., Bowman, B. T., Brunke, R. R., Drury, C. F. und Tan, C. S., 2000. Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimates of saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **64**(2): 478-484.
- Reynolds, W. D. und Elrick, D. E., 1990. Pondered infiltration from a single ring: I. analysis of steady flow. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **54**: 1233-1241.
- Rietkerk, M., 1998. Catastrophic vegetation dynamics and soil degradation in semi-arid grazing systems. Ph.D. Thesis, *Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen*.
- Ringrose, S., Chipanshi, A. C., Matheson, W., Chanda, R., Motoma, L., Magole, I. und Jellema, A., 2002. Climate- and human-induced woody vegetation changes in Botswana and their implications for human adaptation. *Environmental Management*, **30**(1): 98-109.
- Robertson, W. H., 1994. Modelling soil nitrogen levels under acacia/sorghum rotations. *Agroforestry Systems*, **27**(3): 283-292.

- Rodrigo, A., Recous, S., Neel, C. und Mary, B., 1997. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: Comparison of nine models. *Ecological Modelling*, **102**(2-3): 325 - 339.
- Rosenthal, E., Magaritz, M., Ronen, D. und Roded, R., 1987. Origin of nitrates in the Negev Desert, Israel. 347-354.
- Sanhueza, E., 1982. The role of the atmosphere in nitrogen cycling. *Plant and Soil*, **67**(1-3): 61-71.
- Sarmiento, G. und Pinillos, M., 2000. A conceptual model relating ecological constraints to livestock production in tropical American seasonal savannas. In: Ü. Mander und R. H. G. Jongmann (Editors), Consequences of land use changes. *Wit Press, Southampton, Boston*, pp. 295-314.
- Scanlon, B. R., 1991. Evaluation of moisture flux from chloride data in desert soils. *J. Hydrol.*, **128**: 137-156.
- Scanlon, B. R., 2000. Uncertainties in estimating water fluxes and residence times using environmental tracers in an arid unsaturated zone. *Water Resources Reserch*, **36**(2): 395-409.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K. H. und Schwertmann, U., 1998. Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde, **14**. Enke, Stuttgart, 449 pp.
- Schenk, H. J. und Jackson, R. B., 2002. Rooting depth, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, **90**: 480-494.
- Schlesinger, W. H. und Hartley, A. E., 1992. A global budget for atmospheric NH₄. *Biogeochemistry*, **15**: 191-211.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. und Stahr, K., 1995. Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. *Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin - Wien*, 295 pp.
- Scholes, R. J. und Archer, S. R., 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**: 517-544.
- Scholes, R. J., Dowty, P. R., Caylor, K., Parsons, D. A. B., Frost, P. G. H. und Shugart, H. H., 2002. Trends in savanna structure and composition along an aridity gradient in the Kalahari. *Journal of Vegetation Science*, **13**(3): 419-428.
- Schultze, M. und Kondorosi, A., 1998. Regulation of symbiotic root nodule development. *Annual Review of Genetics*, **32**: 33-57.
- Schulze, E. D., Gebauer, G., Ziegler, H. und Lange, O. L., 1991. Estimates of nitrogen fixation by trees on an aridity gradient in Namibia. *Oecologia*, **88**(3): 451-455.
- Schulze, J., 2004. How are nitrogen fixation rates regulated in legumes? *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **167**: 125-137.
- Seiler, W., Conrad, R. und Scharffe, D., 1984. Field studies of methane emission from termite nests into the atmosphere and measurements of methane uptake by tropical soils. *Journal of Atmospheric Chemistry (Historical Archive)*, **1**(2): 171 - 186.
- Selaolo, E. T., 1998. Tracer studies and groundwater assessment in the eastern fringe of the Botswana Kalahari - The Lethlakeng-Botlhapatlou area. PhD Thesis, *Vrije Universiteit te Amsterdam, Gaborone*, 229 pp.

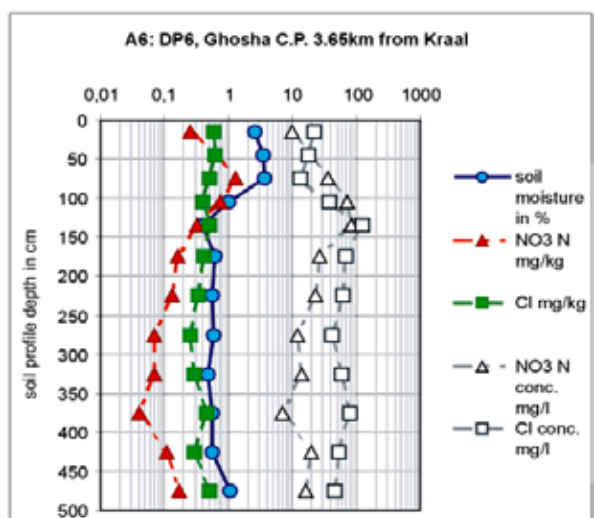
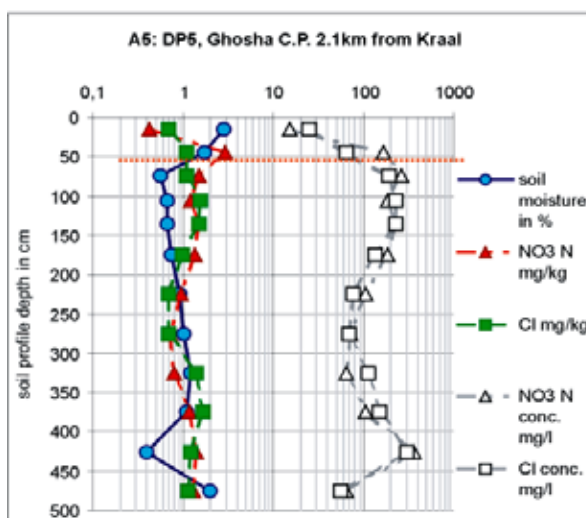
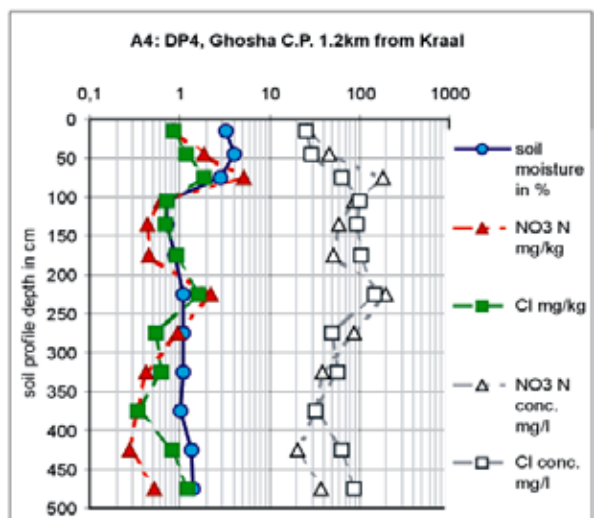
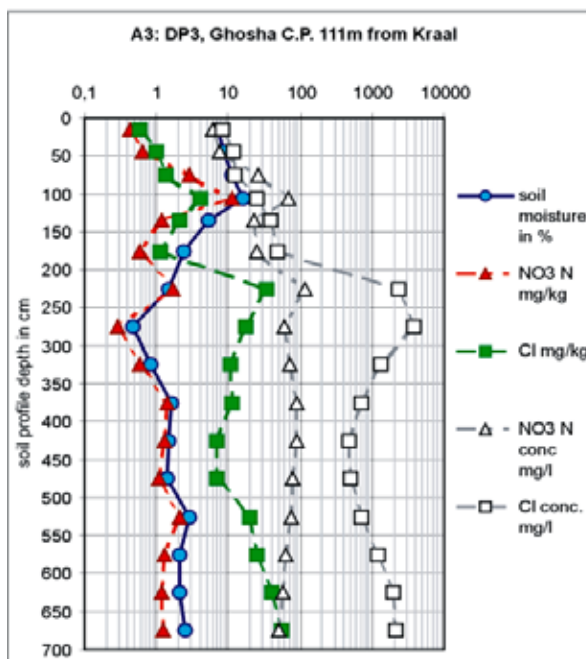
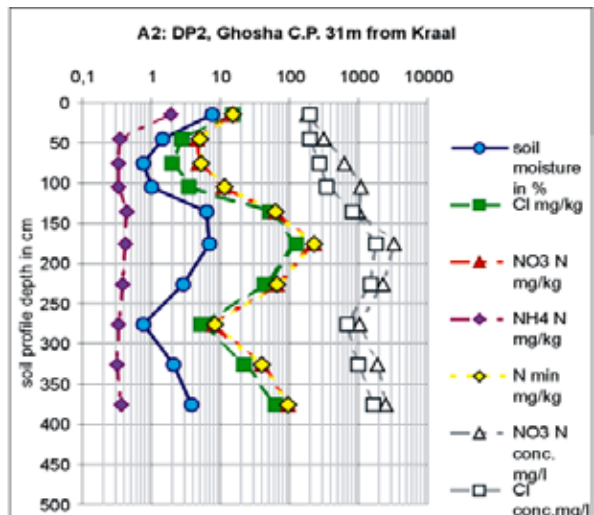
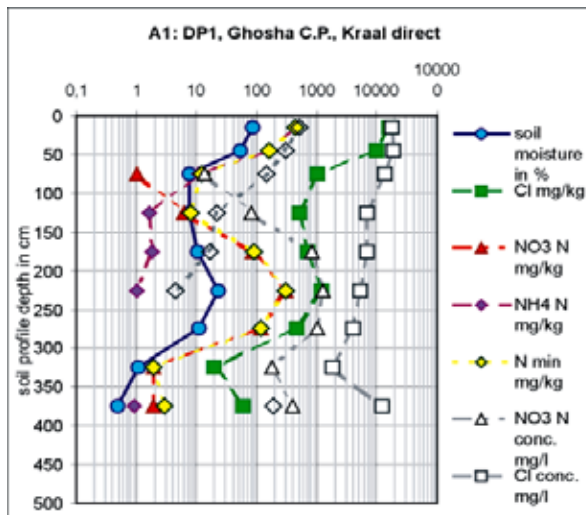
- Selaolo, E. T., Gieske, A. S. M. und Beekman, H. E., 1994. Chloride deposition and recharge rates for shallow groundwater basins in Botswana. *Water Down Under*(November): 501-506.
- Shaw, P. A., Stokes, S., Thomas, D. S. G., Davies, F. B. M. und Holmgren, K., 1997. Palaeoecology and age of a quaternary high lake level in the Makgadikgadi basin of the middle Kalahari, Botswana. *South African Journal of Science*, **93**(6): 273-276.
- Skinner, B. und Reed, B., 2000. Sustainable on-site excreta disposal in Botswana - Draft - Executive summary: For Department of Sanitation and Waste Management; Ministry of Local Government, Botswana. *Water, Engineering and Development Centre Loughborough University, LE11 3TU, Leicestershire, UK (WEDC); on behalf of GTZ, (Botswana)*.
- Stadler, S., 2005. Investigation of natural processes leading to nitrate enrichment in aquifers of semi-arid regions. Ph. D. Thesis, *Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany*, 238 pp.
- Stadler, S., Schwiede, M., v. Hoyer, M., Duijnsveld, W. H. M., Böttcher, J., Hötzl, H. und Himmelsbach, T., 2004. Investigation of Natural Enrichment Processes of Nitrate in Soil and Groundwater of Semi-Arid Regions: Case-Study Botswana. In: D. Stephenson, E. M. Shemang und T. R. Chaoka (Editors), *Water Resources of Arid Areas*. Balkema. *Balkema*, pp. 379-388.
- Stokes, S., Haynes, G., Thomas, D., Horrocks, J., Higginson, M. und Malifa, M., 1998. Punctuated aridity in southern Africa during the last glacial cycle: The chronology of linear dune construction in the northeastern Kalahari. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **137**(3-4): 305-322.
- Stoyan, D., 1993. *Stochastik für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. Akademie Verlag, Berlin, 307 pp.
- Swap, R. J., Annegarn, H. J., Suttles, J. T., King, M. D., Platnick, S., Privette, J. L. und Scholes, R. J., 2003. Africa burning: A thematic analysis of the Southern African Regional Science Initiative (SAFARI 2000). *J. Geophys. Res.*, **108**(D13): SAF 1 - 1-15.
- Swap, R. J. und Privette, J. L., 1999. Overview of the Southern African Regional Science Initiative-SAFARI 2000. (Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1999. IGARSS '99 Proceedings. IEEE 1999 International). *Hamburg, Germany*.
http://ieeexplore.ieee.org/xpl/abs_free.jsp?arNumber=773576
- Tayasu, I., 1998. Use of carbon and nitrogen isotope ratios in termite research. *Ecol Res*, **13**(3): 377-387.
- Tayasu, I., Abe, T., Eggerton, P. und Bignell, D. E., 1997. Nitrogen and carbon isotope ratios in termites: An indicator of trophic habit along the gradient from wood-feeding to soil-feeding. *Ecological Entomology*, **22**(3): 343-351.
- Tecator, 1983a. Application note (AN 62/83): Determination of the sum of nitrate and nitrite in water by flow injection analysis. *FOSS Tecator AB, Höganäs, Sweden*.
- Tecator, 1983b. Application Sub-Note (ASN 63-03/83): Determination of chloride in water by flow-injection analysis: Range 1-11 mg/l Cl. *FOSS Tecator AB, Höganäs, Sweden*.
- Tecator, 1984a. Application Note (AN 50/84): Determination of ammonia nitrogen by flow injection analysis and gas diffusion., *FOSS Tecator AB, Höganäs, Sweden*.

- Tecator, 1984b. Application note (AN 62-03/84): Determination of the sum of nitrate and nitrite in water by flow injection analysis; Range 3 - 40 mg/l NO₃-N.
- Tecator, 1984c. Application note (ASN 50-02/84): Determination of ammonia nitrogen in water by flow injection analysis and gas diffusion; Range 1 - 10 mg/l (with respect to N). *FOSS Tecator AB, Höganäs, Sweden.*
- Tecator, 1984d. Application short note (ASTN 12/84): Determination of the sum of nitrite and nitrate by flow injection analysis.
- Tecator, 1984e. Application Sub-note (ASN 50-01/84): Determination of ammonia nitrogen in water by flow injection analysis and gas diffusion; Range 50 - 1000 µg/l with respect to N. Detection limit: 10 µg/l. ASN 50-01/84, *FOSS Tecator AB, Höganäs, Sweden.*
- Terblanche, A. P. S., 1991. Health hazards of nitrate in drinking water. *Water SA*, **17**(1): 77-82.
- Tews, J., 2003. The impact of climate change and land use on woody plants in semiarid savanna - Modelling shrub population dynamics in semiarid savanna. PhD Thesis, *University Potsdam, Potsdam, Germany*, 72 pp.
- Thomas, D. S. G., Brook, G., Shaw, P., Bateman, M., Haberyan, K., Appleton, C., Nash, D., McLaren, S. und Davies, F., 2003a. Late Pleistocene wetting and drying in the NW Kalahari: An integrated study from the Tsodilo Hills, Botswana. *Quaternary International*, **104**(1): 53-67.
- Thomas, D. S. G., Brook, G., Shaw, P. A. und Bateman, M. D., 2003b. Wetting and drying at the Tsodilo Hills, Botswana over the last 30 ka. (XVI INQUA congress; shaping the Earth; a Quaternary perspective Congress of the International Union for Quaternary Research).
- Thomas, D. S. G. und Shaw, P. A., 1991. The Kalahari environment. *Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney.*
- Tredoux, G., 1993. A preliminary investigation of the nitrate content of groundwater and limitation of the nitrate input. (CSIR Project No: 670 26328). WCR Report No: 368/1/93, *Water Research Commission by the Groundwater Programme Division of Water Technology CSIR, Stellenbosch.*
- Tredoux, G., Engelbrecht, P. und Talma, A. S., 2005. Nitrate in groundwater in arid and semi-arid parts of southern Afrika. (International Workshop on Environmental Geology in Semi-Arid Environments, November 11-12, 2004). *Printing & Publishing Company Botswana (Pty) Ltd., Gaborone, Botswana, Selebi-Phikwe, Botswana.*
- Tyson, P. D. und Preston-Whyte, R. A., 2000. The weather and climate of southern Africa. *Oxford University Press, Cape Town, New York*, 396 pp.
- van Genuchten, M. T., Leij, F. J. und Yates, S. R., 1991. The RETC code for quantifying hydraulic function of unsaturated soils. (EPA/600/2-91/065). *US Salinity Laboratory, US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Riverside, California.*

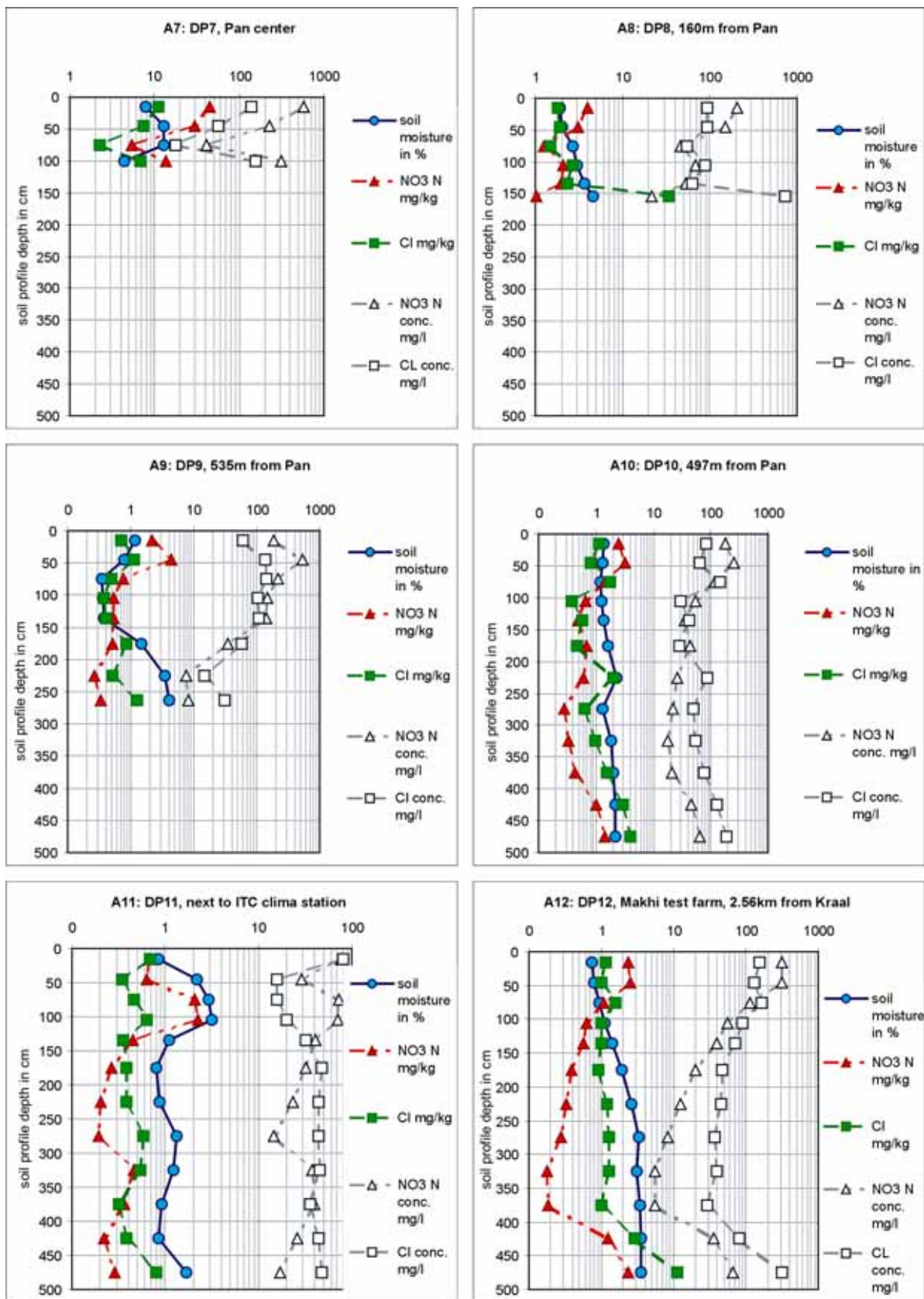
- van Wyk, B., van Wyk, P. und van Wyk, B. E., 2000. Photographic guide to trees of southern Africa. *Briza Publikations, Arcadia, South Africa*, 356 pp.
- van Wyk, P., 2001. Trees of southern Afrika. *Struik publishers (Pty) Ltd, Cape Town*.
- Vogel, H., 2002. The soil nitrogen circle. *Enviromental Geology Division, Department of Geological Survey, Lobatse, Botswana*.
- Vogel, H., Mokokwe, K. und Setloboko, T., 2004. Nitrate hotspots and salinity levels in groundwater in the Central District of Botswana. *Enviromental Geology Division, Department of Geological Survey, Lobatse, Botswana*.
- Wahl, N. A., 2000. Schätzung der Bodenwasserspeicherkapazitaet durch Simulation der genutzten Dornbuschsavanne Namibias. PhD Thesis, *Universität Hamburg, Germany*, 152 pp.
- Walvoord, M. A., Philips, F. M., Stonestrom, D. A., Evans, R. D., Hartsough, P. C., Newman, B. D. und Striegl, R. G., 2003. A reservoir of nitrate beneath desert soils. *Science*, **302**: 1021-1023.
- Walvoord, M. A., Stonestrom, D. A., Andraski, B. J. und Striegl, R. G., 2004. Constraining the inferred paleohydrologic evolution of a deep unsaturated zone in the Amargosa Desert. *Soil Sci Soc Am J*, **3**: 502-512.
- Weberling, F. und Schwantes, H. O., 2000. Pflanzensystematik - Einführung in die systematische Botanik. *Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart, Germany*.
- Webster, R., 2001. Statistics to support soil research and their presentation. *European Journal of Soil Science*, **52**: 331-340.
- Weltalmanach, 2005. Der Fischer Weltalmanach. *Fischer Taschenbuch Verlag, Frankfurt a. M., Germany*.
- WHO, 2004. Guidelines for drinking-water quality, **1**. *World Health Organization, Geneva*.
- Zeil, W., 1964. Geologie von Chile, **3**. *Gebrüder Bornträger, Berlin-Nikolassee, Germany*.
- Zziwa, N. C., 2003. Assessment of water fluxes in semi-arid environments - Serowe case study (Botswana). M.Sc. Thesis, *International Institute for Geo-information Science and Earth Observation (ITC), Enschede, The Netherlands*.
http://www.itc.nl/library/Papers_2003/msc/wrem/nanyonjo.pdf

Anhang

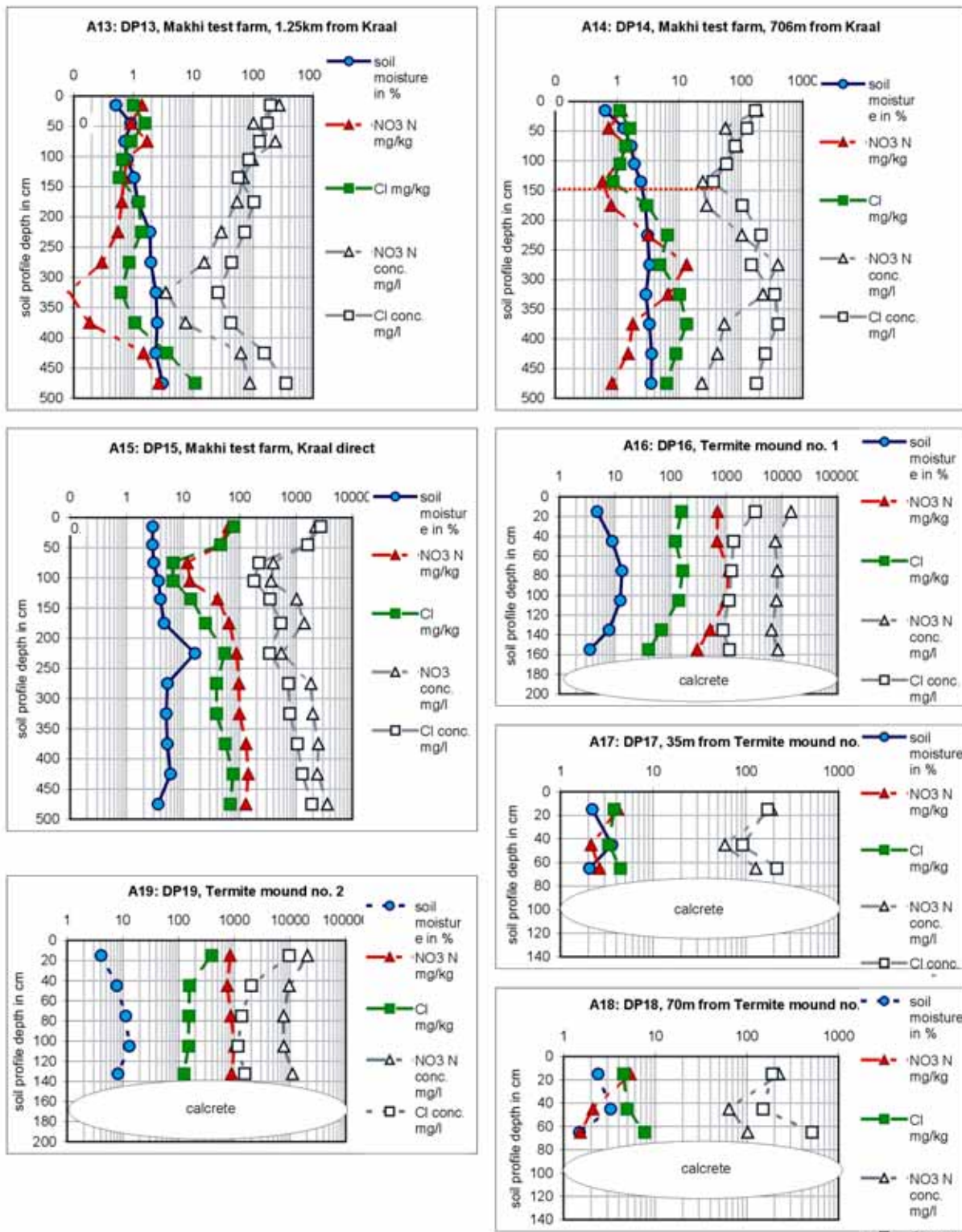
Diagramme und Tabellen



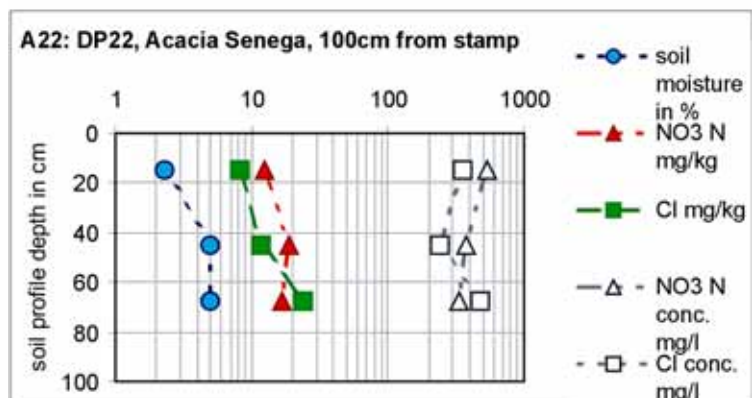
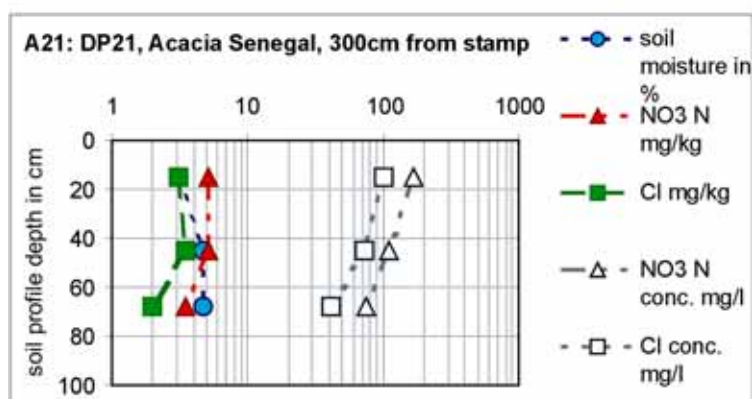
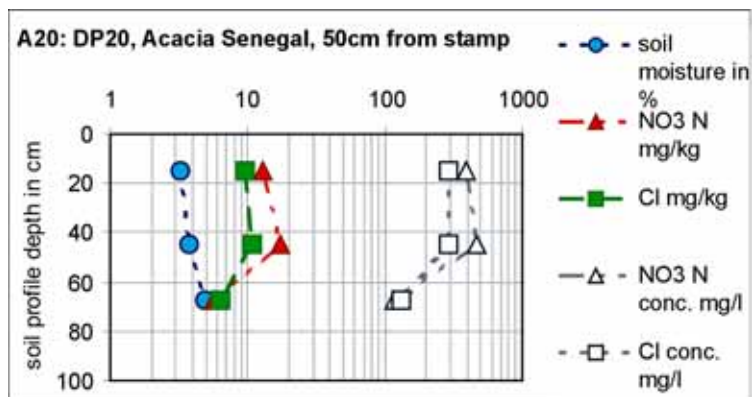
A1 – A6: Bodentiefenprofile DP1 bis DP6 und deren Nitrat-, Ammonium und Chloridkonzentrationen in Bezug auf trockenen Boden und in der Bodenfeuchte sowie die Bodenfeuchten in % auf trockene Bodenmasse. - Soil depth profiles DP1 to DP6 and their Nitrate, Ammonium and Chloride contents in dry soil, their concentrations in the soil moisture as well as soil moisture in % of dry soil mass.



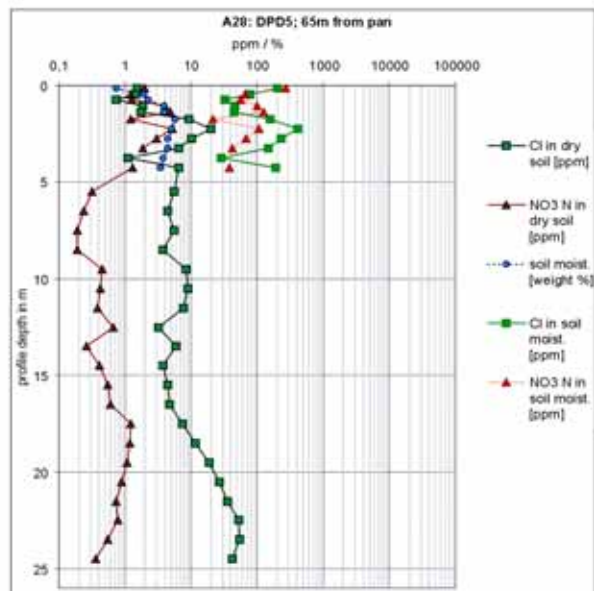
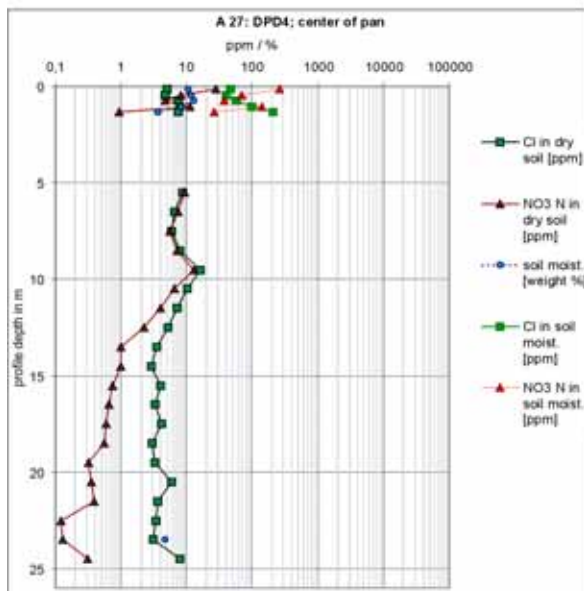
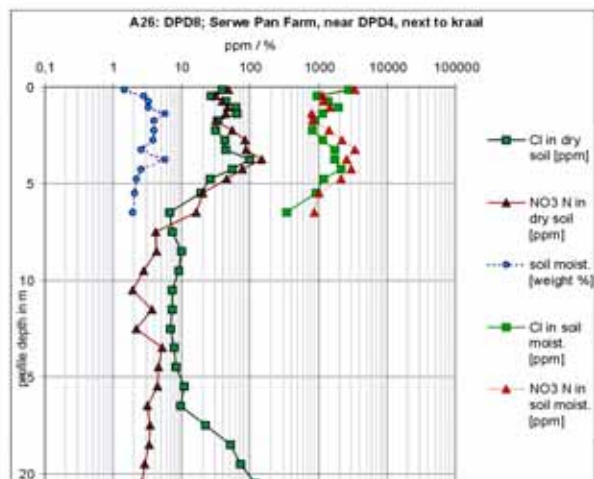
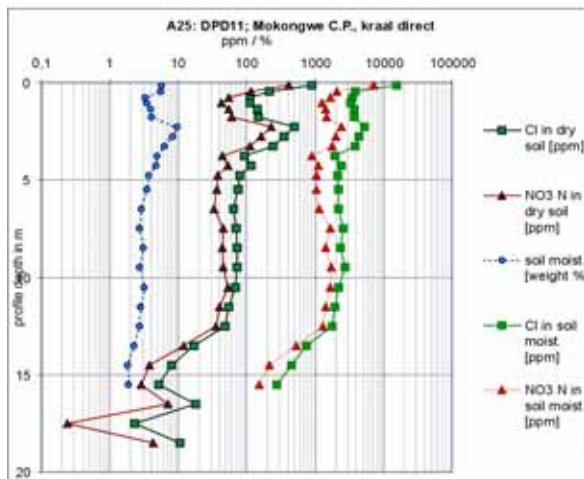
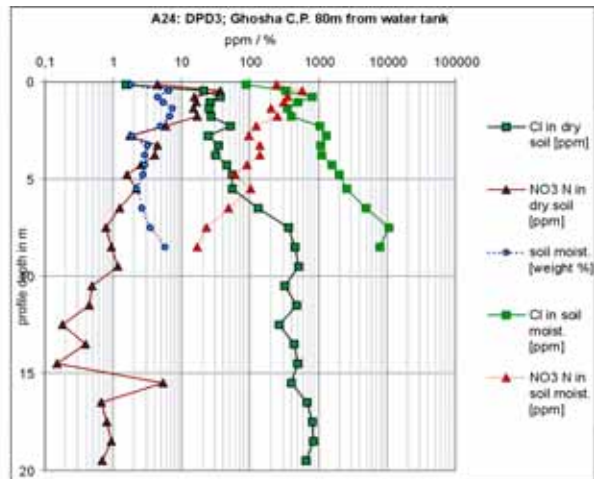
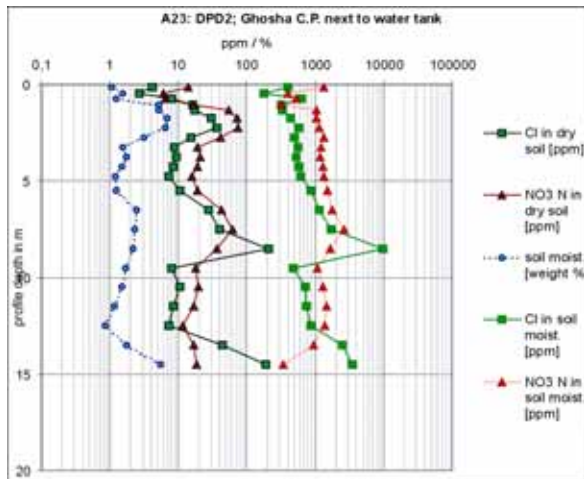
A7 – A12: Bodentiefenprofile DP7 bis DP12 und deren Nitrat-, Ammonium und Chloridkonzentrationen in Bezug auf trockenen Boden und in der Bodenfeuchte sowie die Bodenfeuchten in % auf trockene Bodenmasse. - Soil depth profiles DP7 to DP12 and their Nitrate, Ammonium and Chloride contents in dry soil, their conc. in the soil moisture as well as soil moisture in % of dry soil mass.



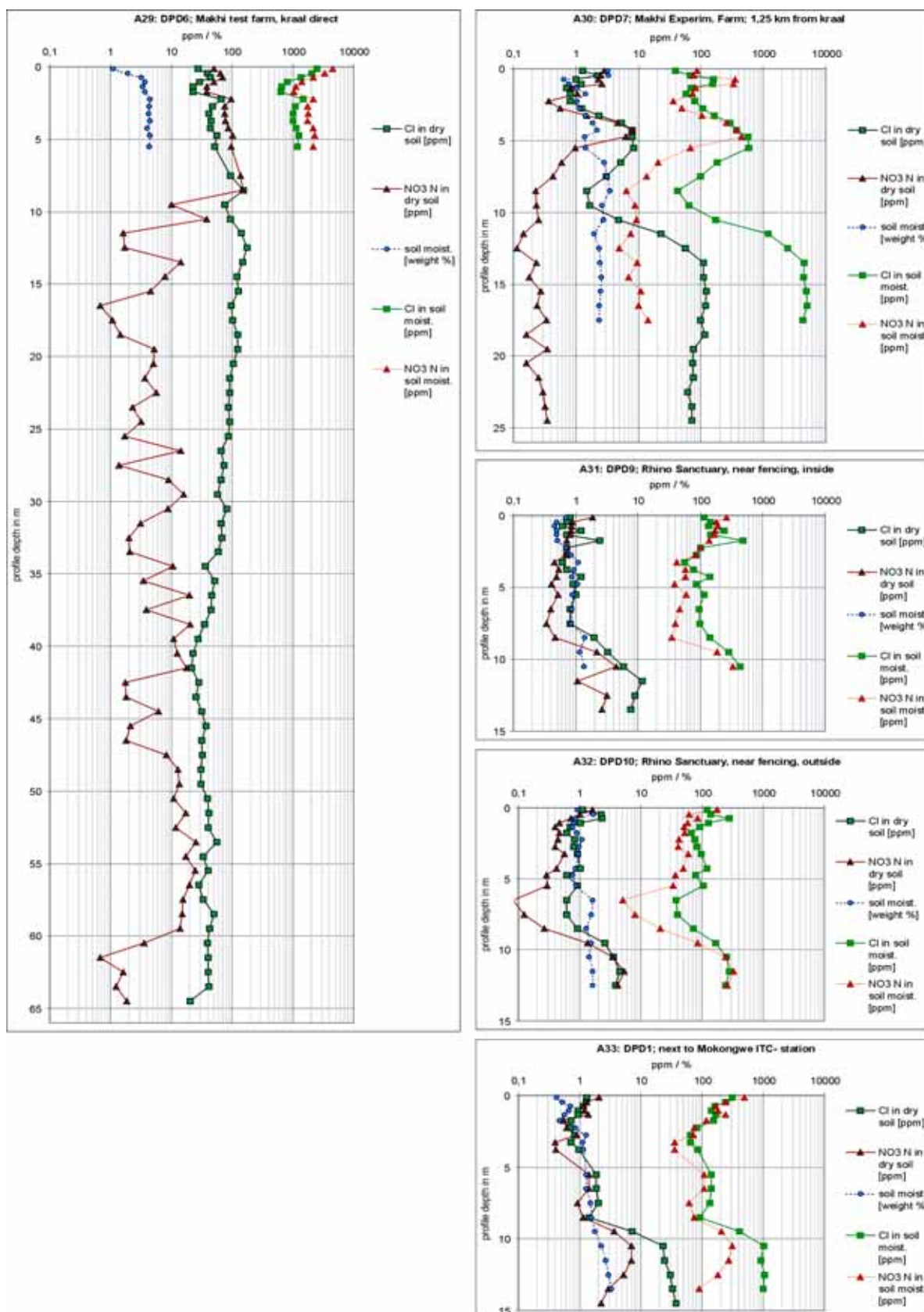
A13 – A19: Bodentiefenprofile DP13 bis DP19 und deren Nitrat-, Ammonium und Chloridkonz. in Bezug auf trockenen Boden und in der Bodenfeuchte sowie die Bodenfeuchten in % auf trockene Bodenmasse. - Soil depth profiles DP13 to DP19 and their Nitrate, Ammonium and Chloride contents in dry soil, their conc. in the soil moisture as well as soil moisture in % of dry soil mass.



A20 – A22: Bodentiefenprofile DP20 bis DP22 und deren Nitrat-, Ammonium und Chloridkonz. in Bezug auf trockenen Boden und in der Bodenfeuchte sowie die Bodenfeuchten in % auf trockene Bodenmasse. - Soil depth profiles DP20 to DP22 and their Nitrate, Ammonium and Chloride contents in dry soil, their conc. in the soil moisture as well as soil moisture in % of dry soil mass.



A23 – A28: Drill-Rig Bodentiefenprofile DPD2, DPD3, DPD11, DPD8, DPD4, DPD5 und ihre Nitrat-, Ammonium-, sowie Chloridkonzentrationen im Boden (dunklere Symbole), in der Bodenfeuchte (hellere Symbole) sowie die Bodenfeuchte in % der trockenen Bodenmasse. - Drill rig soil depth profiles DPD2, DPD3, DPD11, DPD8, DPD4, DPD5 and their Nitrate, Ammonium and Chloride concentrations in dry soil (darker symbols), concentrations in the soil moisture (brighter symbols) as well as soil moisture in % of dry soil mass.



A29 – A33: Drill-Rig Bodentiefenprofile DPD6, DPD7, DPD9, DPD10, DPD1 und ihre Nitrat-, Ammonium-, sowie Chloridkonzentrationen im Boden (dunklere Symbole), in der Bodenfeuchte (hellere Symbole) sowie die Bodenfeuchte in % der trockenen Bodenmasse. - Drill rig soil depth profiles DPD6, DPD7, DPD9, DPD10, DPD1 and their Nitrate, Ammonium and Chloride concentrations in dry soil (darker symbols), concentrations in the soil moisture (brighter symbols) as well as soil moisture in % of dry soil mass.

DATE	SOIL PROFILE	PROFILE DEPTH	UTM 35K X	UTM 35K Y	MOIST. CONT. IN % of dry soil	ClSOIL (mg/kg dry soil)	NO ₃ -N (mg/kg dry soil)	SO ₄ -S (mg/kg dry soil)	NH ₄ -N (mg/kg dry soil)	Mg (mg/kg dry soil)	Ca (mg/kg dry soil)	Na (mg/kg dry soil)	K (mg/kg dry soil)	N min (mg/kg dry soil)	P (mg/kg dry soil)	CaCO ₃ (% Scheibler)	C ANORG (%)	C TOTAL (%)	N TOTAL (%)	S TOTAL (%)	C/N TOT. RATIO	C ORG (%)	N ORG (%)	C/N RATIO (CORRE C-TEDE)	FE oxalat soluble (g/kg)	FE difform. (g/kg)	ELEC. COND. (uS)	pH VALUE (CaCl ₂)	SOIL PROFILE	
24. Aug. 02	S50	0-8	450256	7551521	0.35	1.41	3.07	9.06	0.45	1.20	3.54	1.26	8.47	3.52				0.29	0.016	0.0021	18.1					41.9	5.63	S50		
24. Aug. 02	S50	8-18	450256	7551521	0.73	2.03	3.30	3.25	0.34	1.15	3.35	1.18	6.51	3.64				0.32	0.017	0.0021	18.9					31.2	5.66	S50		
24. Aug. 02	S50	18-27	450256	7551521	0.96	1.12	1.06	2.65	0.28	0.71	2.09	1.02	4.77	1.34				0.27	0.016	0.0024	17.4					21.2	5.60	S50		
24. Aug. 02	S50	27-37	450256	7551521	1.13	1.23	0.95	1.84	0.20	0.87	2.32	1.12	3.04	1.15				0.23	0.013	0.0016	18.3					19.4	5.85	S50		
24. Aug. 02	S50	180-210	450256	7551521	3.37	1.28	0.63	4.91	0.18	0.97	4.39	3.13	1.86	0.81				0.10	0.007	0.0007	15.6					27.2	6.55	S50		
25. Aug. 02	S51: N	0-30	447920	7534209	0.69	0.51	0.20	3.14	0.12	0.15	0.87	0.00	0.00	0.32				0.33	0.012	0.0022	28.0					21.2	4.72	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	30-60	447920	7534209	0.98	0.51	0.18	2.35	0.14	0.13	0.71	0.00	0.00	0.32				0.19	0.005	0.0009	34.8					18.7	4.36	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	60-90	447920	7534209	1.01	0.57	0.14	3.06	0.17	0.16	0.89	0.00	0.00	0.30				0.15	0.005	0.0007	33.4					17.0	4.65	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	90-120	447920	7534209	1.07	0.41	0.18	2.86	0.00	0.20	0.95	0.00	0.00	0.18				0.12	0.004	0.0006	31.2					16.4	4.77	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	120-150	447920	7534209	1.09	0.31	0.14	3.17	0.07	0.27	1.22	0.00	0.00	0.21				0.11	0.004	0.0006	26.1					16.5	4.78	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	150-200	447920	7534209	1.19	0.20	0.07	6.04	0.02	0.41	1.22	0.00	0.00	0.09				0.07	0.003	0.0006	25.6					18.8	4.75	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	200-250	447920	7534209	1.19	0.45	0.11	6.25	0.03	0.36	1.13	0.00	0.00	0.14				0.09	0.004	0.0008	25.0					19.8	4.82	S51: N		
25. Aug. 02	S51: N	250-300	447920	7534209	1.31	0.31	0.16	2.57	0.00	0.13	0.65	0.00	0.00	0.16				0.06	0.004	0.0006	17.7					18.0	5.05	S51: N		
25. Aug. 02	S51	0-11	447920	7534209	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				0.44	0.018	0.0020	25.3								S51	
25. Aug. 02	S51	11-35	447920	7534209	0.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				0.32	0.012	0.0016	26.6								S51	
25. Aug. 02	S51	35-55	447920	7534209	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				0.18	0.006	0.0013	30.5								S51	
25. Aug. 02	S51	4-10	447920	7534209	11.69																									S51
25. Aug. 02	S51	12-17	447920	7534209	7.97																									S51
27. Aug. 02	S52	0-17	371196	7579975	0.21	3.41	2.51	4.72	0.43	1.40	5.23	1.78	9.61	2.94				0.36	0.018	0.0024	19.9					53.8	6.30	S52		
27. Aug. 02	S52	17-32	371196	7579975	0.30	1.31	0.95	1.41	0.28	0.79	3.11	1.17	6.75	1.23				0.22	0.012	0.0016	19.1					34.2	6.55	S52		
27. Aug. 02	S52	32-60	371196	7579975	0.33	1.41	0.84	1.71	0.22	0.65	2.69	1.46	5.06	1.05				0.14	0.008	0.0010	17.2					29.6	6.67	S52		
28. Aug. 02	S53	0-20	356716	7674185	42.61	69132	56.43	4395	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	57.01				3.78	0.018	0.0030	205.3					49.5	10.58	S53		
28. Aug. 02	S53	100-120	356716	7674185	54.85	71709	41.76	4771	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	42.18				2.43	0.012	0.0033	203.4					34.6	10.86	S53		
28. Aug. 02	S54	"CRUST"	377907	7688621	6.53	17970	89.94	15024	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	90.35				3.74	0.034	0.0113	110.4					188.2	10.65	S54		
28. Aug. 02	S54	0-5	377907	7688621	29.87	132070	53.27	10935	0.73	0.00	0.00	0.00	0.00	54.01				5.14	0.033	0.0074	157.2					89.4	10.79	S54		
28. Aug. 02	S54	40-50	377907	7688621	24.21	32733	19.86	1806	0.31	0.00	0.00	0.00	0.00	20.18				2.54	0.011	0.0010	238.5					28.5	10.77	S54		
24. Aug. 02	S100	0-30	469275	7541503	#NV	2292	137.02	937.00	5.31	7.33	90.00	185.00	3570	142.33															S100	
24. Aug. 02	S100	30-100	469275	7541503	#NV	869	34.99	214.00	2.65	5.50	60.00	62.00	1368	37.64															S100	
24. Aug. 02	S100	100-200	469275	7541503	#NV	658	32.28	171.00	0.19	7.98	47.00	36.00	789	32.47															S100	
24. Aug. 02	S100	200-300	469275	7541503	#NV	342.00	38.60	31.00	0.04	10.06	90.00	9.00	162.00	38.64															S100	
24. Aug. 02	S100	300-400	469275	7541503	#NV	204.00	42.06	6.00	0.12	8.85	113.00	4.00	3.00	40.79															S100	
24. Aug. 02	S100	400-500	469275	7541503	#NV	66.00	20.09	3.00	0.09	0.06	8.20	0.80	14.50	20.18															S100	
29. Jul. 02	DP1	0-30	460345	7531460	86.75	15442	0.00	846.34	436.53	306.86	149.47	2598.40	1747	436.53	3.333.3				2.67	0.32	23.84	9.9	23.52	2.386	9.66	8.27	8.16	DP1		
29. Jul. 02	DP1	30-50	460345	7531460	52.70	9743	0.00	292.76	158.26	147.74	71.68	1908.38	1016.4	158.26	1.722.2				0.66	0.08	14.53	10.7	14.45	1.345	10.74	8.16	DP1			
29. Jul. 02	DP1	50-100	460345	7531460	7.65	1026	1.04	292.85	11.18	9.73	15.39	206.04	1069	12.22	72.5				0.00	0.00	0.60	10.3	0.60	0.057	10.53	7.57	DP1			
29. Jul. 02	DP1	100-150	460345	7531460	7.65	525	6.21	217.51	1.65	10.15	18.05	121.48	613	7.87	65.0				0.28	0.03	0.49	11.1	0.45	0.043	10.51	8.05	DP1			
29. Jul. 02	DP1	150-200	460345	7531460	10.52	722	87.39	399.88	1.79	22.73	74.75	221.21	887	89.18	54.1				3.25	0.39	1.04	15.7	0.65	0.057	11.31	8.21	DP1			
29. Jul. 02	DP1	200-250	460345	7531460	22.98	1181	295.29	546.06	1.04	163.23	556.45	265.61	392	296.33	14.4				1.25	0.15	0.75	11.4	0.21	0.038	15.77	7.97	DP1			
29. Jul. 02	DP1	250-300	460345	7531460	11.17	458.68	116.64	205.91	0.00	121.33	193.58	90.87	23.80	116.64					0.36	0.04	0.25	11.4	0.21	0.010	19.83	8.03	DP1			
29. Jul. 02	DP1	300-350	460345	7531460	1.09	19.93	1.93	5.99	0.00	7.74	9.23	13.29	4.78	1.93					0.14	0.02	0.08	13.0	0.06	0.006	10.54	8.15	DP1			
29. Jul. 02	DP1	350-400	460345	7531460	0.49	58.68	1.94	2.09	0.93	4.13	7.14	25.96	39.19	2.87					0.06	0.01	0.09	10.9	0.08	0.008	10.35	8.09	DP1			
7. Nov. 02	DP2	0-30	460345	7531491	7.52	14.81	13.54	24.21	1.94	3.27	6.56	3.69	51.98	15.48	69.6				0.00	0.00	0.29	8.4	0.29	0.032	8.78	4.43	DP2			
7. Nov. 02	DP2	30-60	460345	7531491	1.42	2.81	4.58	4.89	0.35	0.60	1.57	0.93	16.87	4.93	50.1				0.00	0.00	0.17	8.9	0.17	0.019	9.19	4.13	DP2			
7. Nov. 02	DP2	60-90	460345	7531491	0.75	2.01	4.81	6.25	0.34	0.47	0.78	0.91	17.97	5.15	30.0				0.00	0.00	0.16	8.2	0.16	0.018	8.38	4.29	DP2			
7. Nov. 02	DP2	90-120	460345	7531491	1.01	3.51	11.12	8.40	0.34	0.71	1.12	1.43	33.68	11.46	22.4				0.00	0.00	0.13	1.1	0.13	0.113	1.13	4.46	DP2			
7. Nov. 02	DP2	120-150	460345	7531491	6.27	51.59	61.74	65.33	0.43	12.19	23.70	319.45	62.17	8.7				0.00	0.00	0.38	8.4	0.38	0.033	11.61	4.99	DP2				
7. Nov. 02	DP2	150-200	460345	7531491	6.90	123.17	224.67	254.71	0.41	52.80	123.17	35.35	440.23	225.09				0.00	0.00	0.58	9.1	0.58	0.042	13.98	6.25	DP2				
7. Nov. 02	DP2	200-250	460345	7531491	2.89	42.98	65.37	70.38	0.38	18.10	52.61	12.70	143.97	65.75				0.29	0.03	0.24	12.0	0.21	0.013	15.28	7.84	DP2				
7. Nov. 02	DP2	250-300	460345	7531491	0.78	5.33	8.05	10.22	0.34	4.50	15.84	3.05	28.95	8.39				0.10	0.01	0.07	7.0	0.06	0.009	6.33	8.00	DP2				
7. Nov. 02	DP2	300-350	460345	7531491	2.12	21.69	39.73	44.25	0.32	18.46	50.58	9.39	1.88	40.06																

7. Nov. 02	DP3	500-550	460438	7531520	2.82	19.87	2.10	1.73	0.03	7.49	15.54	9.41	0.95	2.13	0.10	0.01	0.09	0.006	15.5	0.08	0.006	13.99	7.97	DP3	
7. Nov. 02	DP3	550-600	460438	7531520	2.10	24.70	1.31	1.15	0.07	7.03	14.80	12.92	1.15	1.39	0.12	0.01	0.08	0.007	11.0	0.06	0.007	9.11	8.01	DP3	
7. Nov. 02	DP3	600-650	460438	7531520	2.07	40.31	1.17	1.27	0.03	6.76	18.23	18.23	1.15	1.20	0.07	0.01	0.06	0.006	9.7	0.05	0.006	8.43	7.97	DP3	
7. Nov. 02	DP3	650-700	460438	7531520	2.55	54.90	1.26	1.40	0.03	7.94	18.41	25.35	1.26	1.29	0.17	0.02	0.07	0.006	11.7	0.05	0.006	8.44	7.94	DP3	
8. Nov. 02	DP4	0-30	461002	7532455	3.33	0.89	0.90	3.42	0.13	0.13	0.33	0.22	5.94	1.03	0.00	0.00	0.21	0.022	9.5	0.21	0.022	9.58	4.32	DP4	
8. Nov. 02	DP4	30-60	461002	7532455	4.05	1.22	1.93	5.53	0.09	0.42	1.71	0.28	6.76	2.01	0.00	0.00	0.16	0.017	9.3	0.16	0.017	9.40	4.49	DP4	
8. Nov. 02	DP4	60-90	461002	7532455	2.87	1.90	5.44	15.56	0.07	1.87	4.60	0.36	4.78	5.51	0.00	0.00	0.14	0.015	9.5	0.14	0.015	9.82	4.58	DP4	
8. Nov. 02	DP4	90-120	461002	7532455	0.72	0.73	0.63	3.31	0.04	0.48	1.44	0.28	1.99	0.67	0.00	0.00	0.15	0.014	10.4	0.15	0.014	10.40	4.54	DP4	
8. Nov. 02	DP4	120-150	461002	7532455	0.73	0.70	0.44	5.30	0.04	0.52	1.40	0.20	2.19	0.48	0.00	0.00	0.11	0.012	9.3	0.11	0.012	9.37	4.38	DP4	
8. Nov. 02	DP4	150-200	461002	7532455	0.89	0.95	0.46	4.47	0.00	0.49	1.25	0.41	1.56	0.46	0.00	0.00	0.07	0.009	7.9	0.07	0.009	7.93	4.07	DP4	
8. Nov. 02	DP4	200-250	461002	7532455	1.10	1.65	2.23	6.09	0.00	1.13	3.50	0.46	2.33	2.23	0.00	0.00	0.08	0.010	7.9	0.08	0.010	8.08	4.12	DP4	
8. Nov. 02	DP4	250-300	461002	7532455	1.09	0.55	0.96	12.57	0.00	1.08	3.21	0.75	2.87	0.96	0.00	0.00	0.07	0.010	7.3	0.07	0.010	7.37	4.20	DP4	
8. Nov. 02	DP4	300-350	461002	7532455	1.09	0.62	0.43	6.84	0.00	0.41	1.35	0.67	2.52	0.43	0.00	0.00	0.06	0.009	6.7	0.06	0.009	6.70	4.28	DP4	
8. Nov. 02	DP4	350-400	461002	7532455	1.04	0.35	0.35	1.32	0.00	0.09	0.33	0.32	1.41	0.35	0.00	0.00	0.06	0.008	7.4	0.06	0.008	7.41	4.49	DP4	
8. Nov. 02	DP4	400-450	461002	7532455	1.34	0.85	0.28	0.67	0.00	0.09	0.30	0.55	0.98	0.28	0.00	0.00	0.05	0.009	5.8	0.05	0.009	5.80	4.58	DP4	
8. Nov. 02	DP4	450-500	461002	7532455	1.42	1.26	0.54	0.32	0.00	0.17	0.47	0.80	0.79	0.54	0.00	0.00	0.07	0.010	7.2	0.07	0.010	7.24	4.73	DP4	
11. Nov. 02	DP5	0-30	461282	7533335	2.80	0.71	0.43	1.10	0.12	0.06	0.24	0.21	2.09	0.55	0.00	0.00	0.29	0.024	12.3	0.29	0.024	12.27	3.88	DP5	
11. Nov. 02	DP5	30-60	461282	7533335	1.75	1.13	3.00	4.01	0.07	1.10	3.16	0.58	2.77	3.08	0.00	0.00	0.23	0.021	10.8	0.23	0.021	10.92	4.07	DP5	
11. Nov. 02	DP5	60-90	461282	7533335	0.56	1.10	1.50	0.55	0.07	0.68	1.69	1.35	3.02	1.57	0.00	0.00	0.15	0.014	10.9	0.15	0.014	10.97	4.12	DP5	
11. Nov. 02	DP5	90-120	461282	7533335	0.66	1.54	1.23	5.97	0.18	0.30	1.18	1.94	3.75	1.41	0.00	0.00	0.11	0.014	9.9	0.11	0.014	10.02	4.08	DP5	
11. Nov. 02	DP5	120-150	461282	7533335	0.66	1.51	1.51	6.98	0.07	0.76	2.52	1.69	1.97	1.58	0.00	0.00	0.11	0.011	9.7	0.11	0.011	9.66	4.11	DP5	
11. Nov. 02	DP5	150-200	461282	7533335	0.73	1.00	1.36	8.12	0.00	0.60	2.32	1.59	1.57	1.36	0.00	0.00	0.08	0.009	8.9	0.08	0.009	9.03	4.07	DP5	
11. Nov. 02	DP5	200-250	461282	7533335	0.91	0.70	0.96	8.47	0.00	0.27	1.28	1.58	2.01	0.96	0.00	0.00	0.08	0.009	8.6	0.08	0.009	8.65	4.01	DP5	
11. Nov. 02	DP5	250-300	461282	7533335	1.01	0.70	0.72	7.10	0.00	0.07	1.22	1.16	4.65	0.72	0.00	0.00	0.09	0.011	8.0	0.09	0.011	8.05	4.11	DP5	
11. Nov. 02	DP5	300-350	461282	7533335	1.23	1.42	0.81	5.70	0.00	0.19	0.31	0.99	6.80	0.81	0.00	0.00	0.06	0.009	6.3	0.06	0.009	6.35	4.27	DP5	
11. Nov. 02	DP5	350-400	461282	7533335	1.11	1.70	1.19	6.67	0.00	0.27	0.78	0.77	5.75	1.19	0.00	0.00	0.06	0.009	7.0	0.06	0.009	7.09	4.39	DP5	
11. Nov. 02	DP5	400-450	461282	7533335	0.39	1.20	1.40	1.82	0.00	0.17	0.85	0.72	3.48	1.40	0.00	0.00	0.06	0.008	7.6	0.06	0.008	7.76	4.66	DP5	
11. Nov. 02	DP5	450-500	461282	7533335	2.01	1.13	1.34	0.23	0.03	0.23	0.55	0.82	3.23	1.37	0.00	0.00	0.04	0.008	5.5	0.04	0.008	5.58	4.48	DP5	
12. Nov. 02	DP6	0-30	461883	7534771	2.63	0.59	0.26	3.03	0.09	0.16	0.58	0.35	1.16	0.36	0.00	0.00	0.29	0.024	12.1	0.29	0.024	12.14	3.88	DP6	
12. Nov. 02	DP6	30-60	461883	7534771	3.44	0.63	0.64	0.91	0.00	0.27	0.39	0.26	0.44	0.64	0.00	0.00	0.21	0.020	10.5	0.21	0.020	10.53	3.89	DP6	
12. Nov. 02	DP6	60-90	461883	7534771	3.72	0.53	1.36	1.68	0.00	0.30	0.73	0.17	0.71	1.36	0.00	0.00	0.16	0.016	10.1	0.16	0.016	10.15	3.95	DP6	
12. Nov. 02	DP6	90-120	461883	7534771	1.02	0.39	0.32	1.69	0.00	0.19	0.94	0.29	0.53	0.32	0.00	0.00	0.13	0.014	9.1	0.13	0.014	9.12	4.01	DP6	
12. Nov. 02	DP6	120-150	461883	7534771	0.39	0.49	0.75	3.21	0.00	0.19	0.83	0.31	0.38	0.32	0.00	0.00	0.11	0.013	8.2	0.11	0.013	8.17	4.01	DP6	
12. Nov. 02	DP6	150-200	461883	7534771	0.61	0.42	0.16	2.49	0.00	0.26	0.82	0.30	0.57	0.16	0.00	0.00	0.08	0.011	7.2	0.08	0.011	7.19	4.05	DP6	
12. Nov. 02	DP6	200-250	461883	7534771	0.56	0.34	0.19	4.51	0.00	0.34	1.27	0.24	0.80	0.13	0.00	0.00	0.08	0.012	6.7	0.08	0.012	6.67	4.03	DP6	
12. Nov. 02	DP6	250-300	461883	7534771	0.59	0.25	0.07	8.56	0.00	0.57	1.08	1.14	4.65	0.07	0.00	0.00	0.06	0.010	5.7	0.06	0.010	5.70	4.04	DP6	
12. Nov. 02	DP6	300-350	461883	7534771	0.49	0.29	0.07	0.36	0.00	0.02	0.09	0.47	0.21	0.07	0.00	0.00	0.04	0.009	4.7	0.04	0.009	4.67	4.10	DP6	
12. Nov. 02	DP6	350-400	461883	7534771	0.57	0.46	0.04	0.01	0.00	0.04	0.16	0.37	0.33	0.04	0.00	0.00	0.04	0.010	4.0	0.04	0.010	4.00	4.20	DP6	
12. Nov. 02	DP6	400-450	461883	7534771	0.56	0.29	0.11	0.04	0.00	0.04	0.19	0.32	0.47	0.11	0.00	0.00	0.04	0.010	4.4	0.04	0.010	4.40	4.24	DP6	
12. Nov. 02	DP6	450-500	461883	7534771	1.07	0.50	0.17	0.09	0.00	0.05	0.22	0.44	0.68	0.17	0.00	0.00	0.05	0.011	4.2	0.05	0.011	4.19	4.37	DP6	
15. Nov. 02	DP7	0-30	459110	7552645	7.91	11.33	46.51	70.01	0.50	12.86	27.84	4.32	107.96	47.00	0.00	0.00	1.60	0.160	10.0	1.60	0.160	10.31	5.82	DP7	
15. Nov. 02	DP7	30-60	459110	7552645	12.96	7.65	30.71	30.08	0.00	29.41	71.93	9.52	84.27	30.71	1.48	0.18	0.72	0.053	13.5	0.54	0.050	10.87	7.29	DP7	
15. Nov. 02	DP7	60-90	459110	7552645	12.93	2.37	5.98	102.34	0.00	24.08	64.98	10.59	20.48	5.58	42.24	5.07	5.51	0.050	110.2	0.44	0.049	8.93	7.71	DP7	
15. Nov. 02	DP7	90-110	459110	7552645	4.37	7.11	14.31	90.25	0.65	35.04	85.01	14.60	48.02	14.96	23.57	2.83							7.52	7.52	DP7
15. Nov. 02	DP8	0-30	459104	7552805	1.90	1.84	4.03	8.28	0.09	1.15	1.82	0.52	3.01	4.12	0.00	0.00	0.41	0.038	10.7	0.41	0.038	10.85	5.42	DP8	
15. Nov. 02	DP8	30-60	459104	7552805	2.04	1.94	3.19	4.57	0.06	2.44	4.27	1.67	0.94	3.25	0.00	0.00	0.33	0.036	9.2	0.33	0.036	9.25	5.97	DP8	
15. Nov. 02	DP8	60-90	459104	7552805	2.70	1.53	1.29	7.51	0.03	0.03	0.03	0.32	0.55	1.32	0.00	0.00	0.40	0.044	9.1	0.40	0.044	9.14	6.55	DP8	
15. Nov. 02	DP8	90-120	459104	7552805	3.04	2.74	2.13	17.12	0.00	0.36	0.61	0.32	0.55	2.17	0.00	0.00	0.31	0.036	8.7	0.31	0.036	8.75	6.80	DP8	
15. Nov. 02	DP8	120-150	459104	7552805	3.67	2.40	2.03	9.20	0.03	9.01	28.39	3.87	0.32	2.06	2.55	0.31	0.60	0.037	16.2	0.29	0.037	7.94	7.54	DP8	
15. Nov. 02	DP8	150-160	459104	7552805	4.64	35.94	1.07	15.96	0.07					1.14	13.58	1.63	2.10	0.050	42.0	0.47	0.050	9.43	7.65	DP8	
18. Nov. 02	DP9	0-30	458889	7553132	1.16	0.71	2.22	5.21	0.15	1.67	2.98	0.33	3.92	2.38	0.00	0.00	0.24	0.029	8.3	0.24	0.029	8.37	4.71	DP9	
18. Nov. 02	DP9	30-60	458889	7553132	0.81	1.12	4.36	2.64	0.03	1.76	3.78	0.42	1.95	4.39	0.00	0.00	0.19	0.025							

18. Nov. 02	DP10	400-450	459192	7553135	2.23	2.97	1.03	0.38	0.05	0.13	0.36	3.92	0.48	1.09	0.00	0.00	0.10	0.024	4.1	4.11	DP10
18. Nov. 02	DP10	450-500	459192	7553135	2.16	4.07	1.45	0.19	0.00	0.16	0.31	3.75	0.49	1.45	0.00	0.00	0.07	0.007	4.16	4.16	DP10
22. Nov. 02	DP11	0-30	464406	7535671	0.86	0.39	0.67	6.02	0.13	0.27	0.82	0.24	3.64	0.80	27.5	0.00	0.34	0.027	3.87	3.92	DP11
22. Nov. 02	DP11	30-60	464406	7535671	2.19	0.66	0.65	2.62	0.00	0.37	0.70	0.17	1.43	0.65	1.03	0.00	0.17	0.016	3.92	3.92	DP11
22. Nov. 02	DP11	60-90	464406	7535671	2.90	0.47	2.15	2.31	0.00	0.86	1.81	0.29	1.03	2.15	2.39	0.00	0.12	0.013	4.03	4.03	DP11
22. Nov. 02	DP11	90-120	464406	7535671	3.19	0.66	2.33	3.53	0.05	0.96	2.15	0.59	1.15	2.39	1.15	0.00	0.11	0.012	4.03	4.03	DP11
22. Nov. 02	DP11	120-150	464406	7535671	1.11	0.36	0.46	3.19	0.00	0.36	0.75	0.28	0.96	0.46	0.61	0.00	0.08	0.010	4.04	4.04	DP11
22. Nov. 02	DP11	150-200	464406	7535671	0.81	0.39	0.26	8.56	0.05	0.56	1.42	0.32	2.35	0.32	0.32	0.00	0.08	0.010	3.99	3.99	DP11
22. Nov. 02	DP11	200-250	464406	7535671	0.86	0.39	0.20	10.99	0.05	0.76	1.82	0.45	2.78	0.25	2.78	0.00	0.07	0.009	3.99	3.99	DP11
22. Nov. 02	DP11	250-300	464406	7535671	1.32	0.60	0.20	5.51	0.00	0.37	0.72	0.42	1.40	0.26	0.46	0.00	0.05	0.010	4.13	4.13	DP11
22. Nov. 02	DP11	300-350	464406	7535671	1.22	0.55	0.46	0.98	0.00	0.12	0.27	0.43	1.08	0.46	0.37	0.00	0.05	0.007	4.24	4.24	DP11
22. Nov. 02	DP11	350-400	464406	7535671	0.90	0.33	0.37	#WERT!	0.00	0.04	0.13	0.44	0.65	0.37	0.71	0.05	0.007	4.35	4.35	DP11	
22. Nov. 02	DP11	400-450	464406	7535671	0.86	0.39	0.22	0.38	0.02	0.21	0.49	0.29	0.49	0.29	0.66	0.04	0.006	4.47	4.47	DP11	
22. Nov. 02	DP11	450-500	464406	7535671	1.66	0.81	0.29	#WERT!	0.00	0.05	0.14	0.60	0.68	0.29	0.76	0.05	0.007	4.50	4.50	DP11	
27. Nov. 02	DP12	0-30	436076	7547985	0.74	1.15	2.37	7.36	0.18	1.38	2.35	0.45	3.98	2.55	18.7	0.00	0.19	0.021	4.41	4.41	DP12
27. Nov. 02	DP12	30-60	436076	7547985	0.79	1.02	2.51	2.18	0.03	1.56	2.11	0.45	1.14	2.54	1.11	0.00	0.24	0.021	4.47	4.47	DP12
27. Nov. 02	DP12	60-90	436076	7547985	0.94	1.56	1.08	1.47	0.03	0.94	1.20	0.77	0.52	1.11	0.66	0.00	0.19	0.022	4.57	4.57	DP12
27. Nov. 02	DP12	90-120	436076	7547985	1.13	1.02	0.63	1.18	0.02	0.62	0.87	0.71	0.27	0.66	0.27	0.00	0.18	0.022	4.55	4.55	DP12
27. Nov. 02	DP12	120-150	436076	7547985	1.41	1.03	0.58	1.78	0.03	0.67	1.10	1.08	0.32	0.61	0.61	0.00	0.15	0.019	4.87	4.87	DP12
27. Nov. 02	DP12	150-200	436076	7547985	1.94	0.94	0.39	3.50	0.03	0.67	1.28	1.62	0.21	0.43	0.74	0.00	0.14	0.018	5.32	5.32	DP12
27. Nov. 02	DP12	200-250	436076	7547985	2.64	1.22	0.34	8.17	0.03	0.72	1.93	3.77	0.21	0.37	0.21	0.00	0.11	0.015	5.80	5.80	DP12
27. Nov. 02	DP12	250-300	436076	7547985	3.36	1.30	0.28	8.03	0.00	0.67	1.75	5.58	0.18	0.29	0.21	0.00	0.08	0.011	7.02	7.02	DP12
27. Nov. 02	DP12	300-350	436076	7547985	3.15	1.30	0.18	7.14	0.03	0.47	1.25	6.14	0.43	0.21	0.21	0.00	0.05	0.007	6.53	6.53	DP12
27. Nov. 02	DP12	350-400	436076	7547985	3.40	1.03	0.19	10.51	0.03	4.34	15.51	17.21	1.07	0.22	0.21	0.03	0.05	0.005	7.53	7.53	DP12
27. Nov. 02	DP12	400-450	436076	7547985	3.56	2.95	1.30	5.46	0.03	3.12	9.87	24.14	1.10	1.33	0.35	0.04	0.006	7.84	7.84	DP12	
27. Nov. 02	DP12	450-500	436076	7547985	3.53	11.47	2.41	2.20	0.04	2.80	8.29	32.81	1.48	2.46	0.47	0.06	0.007	7.88	7.88	DP12	
27. Nov. 02	DP13	0-30	437242	7548606	0.51	0.99	1.39	5.08	0.16	0.75	2.07	0.60	3.95	1.56	24.0	0.00	0.22	0.023	4.75	4.75	DP13
27. Nov. 02	DP13	30-60	437242	7548606	0.90	1.56	0.92	3.14	0.05	0.84	2.15	0.44	1.00	0.97	18.8	0.00	0.16	0.018	4.92	4.92	DP13
27. Nov. 02	DP13	60-90	437242	7548606	0.71	0.91	1.69	1.25	0.05	0.88	2.13	0.49	0.39	1.75	15.5	0.00	0.15	0.018	4.90	4.90	DP13
27. Nov. 02	DP13	90-120	437242	7548606	0.78	0.66	0.76	0.94	0.02	0.41	1.23	0.52	0.29	0.78	13.7	0.00	0.12	0.015	4.96	4.96	DP13
27. Nov. 02	DP13	120-150	437242	7548606	1.02	0.58	0.70	1.77	0.02	0.42	1.38	0.62	0.35	0.72	1.37	0.00	0.15	0.020	5.04	5.04	DP13
27. Nov. 02	DP13	150-200	437242	7548606	1.18	1.23	0.65	4.74	0.05	0.62	1.23	1.74	0.34	0.70	0.70	0.00	0.15	0.020	5.55	5.55	DP13
27. Nov. 02	DP13	200-250	437242	7548606	1.88	1.38	0.56	7.22	0.02	0.72	1.51	3.46	0.11	0.58	0.11	0.00	0.11	0.010	6.48	6.48	DP13
27. Nov. 02	DP13	250-300	437242	7548606	1.95	0.86	0.30	7.08	0.00	0.79	1.75	4.36	0.16	0.30	0.30	0.00	0.08	0.020	6.58	6.58	DP13
27. Nov. 02	DP13	300-350	437242	7548606	2.36	0.63	0.08	4.01	0.05	3.58	10.79	6.84	0.53	0.14	0.14	0.50	0.06	0.10	7.81	7.81	DP13
27. Nov. 02	DP13	350-400	437242	7548606	2.50	1.08	0.19	5.15	0.02	4.41	16.39	8.44	0.65	0.21	0.21	0.60	0.07	0.11	7.80	7.80	DP13
27. Nov. 02	DP13	400-450	437242	7548606	3.35	3.69	1.51	4.23	0.02	5.27	15.50	9.78	1.12	1.53	0.44	0.05	0.09	0.010	7.91	7.91	DP13
27. Nov. 02	DP13	450-500	437242	7548606	3.03	11.04	2.74	1.27	0.04	6.27	15.82	14.01	1.36	2.74	0.41	0.05	0.010	7.83	7.83	DP13	
1. Dez. 02	DP14	0-30	437755	7548786	0.64	1.10	1.19	3.91	0.21	0.62	1.39	0.41	1.40	2.11	0.00	0.17	0.020	5.27	5.27	DP14	
1. Dez. 02	DP14	30-60	437755	7548786	1.29	1.63	0.74	4.23	0.03	0.91	1.93	0.72	1.23	0.77	0.77	0.00	0.21	0.020	6.53	6.53	DP14
1. Dez. 02	DP14	60-90	437755	7548786	1.69	1.39	1.49	6.40	0.04	1.82	3.72	1.55	0.62	1.53	0.00	0.19	0.020	6.24	6.24	DP14	
1. Dez. 02	DP14	90-120	437755	7548786	1.90	1.13	1.07	6.15	0.03	1.45	3.22	1.97	0.42	1.10	0.00	0.22	0.020	6.16	6.16	DP14	
1. Dez. 02	DP14	120-150	437755	7548786	2.41	0.88	0.60	7.21	0.03	1.42	3.77	2.31	0.21	0.63	0.00	0.16	0.020	6.43	6.43	DP14	
1. Dez. 02	DP14	150-200	437755	7548786	2.86	3.10	0.83	25.47	0.05	3.88	13.65	4.76	0.32	0.88	0.00	0.16	0.020	6.60	6.60	DP14	
1. Dez. 02	DP14	200-250	437755	7548786	3.11	6.74	3.33	19.62	0.11	4.35	19.25	8.51	0.43	3.43	0.00	0.13	0.020	7.21	7.21	DP14	
1. Dez. 02	DP14	250-300	437755	7548786	3.35	5.12	13.78	3.52	0.03	4.79	25.96	9.29	0.21	13.81	0.57	0.07	0.14	7.81	7.81	DP14	
1. Dez. 02	DP14	300-350	437755	7548786	2.91	10.55	6.81	#WERT!	0.03	4.86	23.06	7.73	0.53	6.84	0.68	0.08	0.12	7.81	7.81	DP14	
1. Dez. 02	DP14	350-400	437755	7548786	3.32	13.77	1.86	#WERT!	0.02	5.15	18.04	6.94	0.43	1.88	0.77	0.09	0.15	7.86	7.86	DP14	
1. Dez. 02	DP14	400-450	437755	7548786	3.61	9.30	1.57	#WERT!	0.00	6.29	16.53	7.73	0.64	1.57	0.53	0.06	0.11	7.83	7.83	DP14	
1. Dez. 02	DP14	450-500	437755	7548786	3.55	6.54	0.86	#WERT!	0.03	6.39	12.76	9.76	0.75	0.89	0.34	0.04	0.10	7.87	7.87	DP14	
2. Dez. 02	DP15	0-30	438391	7549093	2.89	81.41	66.48	47.80	0.29	21.60	48.49	32.71	102.69	66.77	133.4	0.00	0.44	0.060	6.05	6.05	DP15
2. Dez. 02	DP15	30-60	438391	7549093	2.87	47.52	47.63	38.20	0.10	12.60	26.25	17.89	106.90	47.72	109.8	0.00	0.23	0.030	6.53	6.53	DP15
2. Dez. 02	DP15	60-90	438391	7549093	3.02	6.84	12.31	13.63	0.00	1.77	4.67	9.02	65.61	12.31	98.8	0.00	0.15	0.020	6.53	6.53	DP15
2. Dez. 02	DP15	90-120	438391	7549093	3.67	6.86	13.76	33.84	0.00	1.25	4.36	13.11	59.98	13.76	18.2	0.00	0.19	0.020	7.00	7.00	DP15
2. Dez. 02	DP15	120-150	438391	7549093	3.96	14.27	42.38	43.94	0.00	9.99	26.38	32.87	36.98	42.38	13.7	0.00	0.14	0.020	6.88	6.88	DP15
2. Dez. 02	DP15	150-200	438391	7549093	4.61	26.03	67.71	57.73	0.00	20.13	71.32	42.99	11.69	67.71	13.7	0.00	0.16	0.030	6.89	6.89	DP15
2. Dez. 02	DP15	200-250	438391	7549093	16.14	62.68	101.46	219.47	0.00	36.39	155.37	77.42	1.86	101.46	13.7	0.00	0.26	0.030	7.94	7.94	DP15
2. Dez. 02	DP15	250-300	438391	7549093	5.30	41.15	102.48	89.63	0.00	29.61	98.05	35.27	1.11	102.48	2.40	0.29	0.38	7.92	7.92	DP15	
2. Dez. 02	DP15	300-350	438391	7549093	5.03	41.02	104.54														

4. Dez. 02	DP17	0-30	353873	7642344	2.20	3.88	4.27	7.80	0.07	1.67	29.47	2.61	3.45	4.35	134.3	11.10	1.33	2.19	0.070	31.2	0.85	0.070	12.26	7.47	DP17	
4. Dez. 02	DP17	30-60	353873	7642344	3.60	3.42	2.22	6.30	0.06	1.50	23.07	7.19	0.54	2.27	18.60	2.23	3.00	0.050	60.0	0.77	0.050	15.43	7.54	DP17		
4. Dez. 02	DP17	60-90	353873	7642344	2.05	4.57	2.72	7.28	0.00	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72	25.16	3.02				28.9	0.68	0.069	9.74	7.57	DP17	
4. Dez. 02	DP18	30-60	353841	7642344	3.27	5.09	2.17	16.02	0.05	0.96	21.25	17.30	0.29	2.22	25.85	3.10	3.80	0.060	63.3	0.70	0.060	11.68	7.51	DP18		
4. Dez. 02	DP18	60-70	353841	7642344	1.49	7.82	1.85	40.93	0.01	1.18	25.22	22.33	0.12	1.56	27.25	3.27				20.7	1.07	0.123	8.74	7.57	DP18	
4. Dez. 02	DP19	0-30	353891	7642344	4.08	408.96	873	245.85	0.02	80.25	1155.61	205.78	20.69	872.96	152.6	27.22	3.27	4.34	0.210	20.7	1.07	0.123	8.74	7.57	DP19	
4. Dez. 02	DP19	30-60	353891	7642344	7.78	168.39	807	139.16	0.14	78.05	1193.33	201.79	28.30	807.29		0.24	0.03	0.84	0.080	10.5	0.81	0.000	-1875	7.31	DP19	
4. Dez. 02	DP19	60-90	353891	7642344	11.29	168.58	957	125.57	0.00	189.58	2119.90	225.29	39.02	966.54		1.73	0.21	0.88	0.070	12.6	0.67	-0.025	-26.63	7.46	DP19	
4. Dez. 02	DP19	90-120	353891	7642344	13.06	170.11	1.136	129.68	0.09	127.14	1272.64	241.56	58.10	136.06		6.89	0.83	1.45	0.060	24.2	0.62	-0.053	-11.93	7.54	DP19	
4. Dez. 02	DP19	120-145	353891	7642344	8.14	134.90	968	121.36	0.46	102.46	1101.60	199.55	44.11	988.44		0.07	0.01	0.87	0.080	10.9	0.86	-0.016	-52.34	7.11	DP19	
4. Dez. 02	DP20	0-30	359460	7615579	3.26	9.93	13.22	12.47	0.13	4.64	49.16	4.05	7.04	13.36	77.9	2.77	0.33	0.95	0.060	15.8	0.62	0.059	10.53	7.56	DP20	
4. Dez. 02	DP20	30-60	359460	7615579	3.72	11.18	18.06	14.06	0.15	4.90	51.07	7.63	6.02	18.21		8.87	1.06	1.73	0.050	34.6	0.67	0.048	13.81	7.56	DP20	
4. Dez. 02	DP20	60-75	359460	7615579	4.82	6.71	5.93	29.27	0.10	3.59	42.44	10.69	2.58	6.03		18.31	2.20	2.86	0.130	22.0	0.66	0.129	5.12	7.65	DP20	
4. Dez. 02	DP21	0-30	359463	7615580	4.08	3.18	5.37	106.20	0.10	4.61	33.91	3.27	6.11	5.46	52.4	17.01	2.04	2.97	0.140	21.2	0.93	0.139	6.66	7.56	DP21	
4. Dez. 02	DP21	30-60	359463	7615580	4.76	3.61	5.44	125.63	0.00	1.56	30.19	8.57	1.05	5.44		18.07	2.17	3.16	0.150	21.1	0.99	0.149	6.63	7.49	DP21	
4. Dez. 02	DP21	60-75	359463	7615580	4.72	2.07	3.70	19.47	0.06	2.71	29.93	8.75	0.83	3.75		52.30	6.28	7.20	0.150	48.0	0.82	0.150	6.18	7.37	DP21	
4. Dez. 02	DP22	0-30	359451	7615580	2.32	6.30	12.88	8.05	0.13	3.50	47.22	3.43	8.59	13.00	66.8	0.19	0.02	0.87	0.090	9.7	0.85	0.089	9.59	7.36	DP22	
4. Dez. 02	DP22	30-60	359451	7615580	4.92	12.44	19.48	29.05	0.08	4.12	58.00	14.97	3.37	19.56		2.80	0.34	1.07	0.070	15.3	0.73	0.068	10.79	7.51	DP22	
4. Dez. 02	DP22	60-75	359451	7615580	5.02	25.30	17.79	59.10	0.08	4.89	88.05	16.79	2.73	17.86		10.09	1.21	1.94	0.060	32.3	0.73	0.058	12.52	7.57	DP22	
9. Okt. 03	DPD1	0-30	464406	7535671	0.42	1.32	2.08		0.09	0.73	2.00	1.86	3.80	2.17												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	30-60	464406	7535671	0.53	1.28	1.30	5.37	0.09	0.46	1.23	1.87	3.12	1.39												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	60-90	464406	7535671	0.71	1.16	1.19	4.87	0.10	0.40	1.05	1.98	2.92	1.29												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	90-120	464406	7535671	0.66	0.94	1.21	3.55	0.07	0.46	1.31	1.53	2.37	1.28												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	120-150	464406	7535671	0.57	0.95	1.40	5.84	0.07	0.63	1.62	1.78	2.40	1.47												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	150-200	464406	7535671	0.47	0.73	0.56	11.56	0.07	1.23	3.08	1.44	2.37	0.63												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	200-250	464406	7535671	0.84	0.70	0.62	8.26	0.02	0.88	1.81	1.35	2.15	0.69												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	250-300	464406	7535671	1.26	0.82	0.90	0.76	0.05	0.37	0.80	1.74	1.66	0.95												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	300-350	464406	7535671	1.10	0.72	0.40	0.53	0.07	0.14	0.36	1.75	1.44	0.47												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	350-400	464406	7535671	1.15	0.97	0.41	0.38	0.10	0.13	0.28	1.17	1.10	0.51												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	400-450	464406	7535671	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	450-500	464406	7535671	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	500-600	464406	7535671	1.29	1.85	1.42	0.89	0.10	0.63	1.03	3.30	1.91	1.51												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	600-700	464406	7535671	1.29	1.85	1.42	0.89	0.10	0.63	1.03	3.30	1.91	1.51												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	700-800	464406	7535671	1.50	2.02	0.92	0.80	0.12	0.29	0.54	4.26	0.80	1.04												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	800-900	464406	7535671	1.53	1.42	1.14	1.14	0.97	0.12	0.31	0.69	4.62	0.88	1.27											DPD1
9. Okt. 03	DPD1	900-1000	464406	7535671	1.77	7.21	3.63	4.70	0.07	2.57	4.08	11.03	3.71	3.71												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	1000-1100	464406	7535671	2.27	23.25	7.06	2.82	0.13	5.31	6.48	16.93	10.8	7.18												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	1100-1200	464406	7535671	2.64	24.55	7.11	1.30	0.10	3.99	5.27	19.11	0.59	7.21												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	1200-1300	464406	7535671	2.92	30.39	5.24	2.68	0.07	3.57	4.29	24.82	0.59	5.31												DPD1
9. Okt. 03	DPD1	1300-1400	464406	7535671	3.31	32.89	2.93	2.27	0.07	2.20	3.36	26.71	0.52	3.01												DPD1
9. Okt. 03	DPD2	1400-1500	464406	7535671	#NV	37.50	2.23	3.67																		DPD2
10. Okt. 03	DPD2	0-30	460345	7531491	1.04	4.15	13.88	16.10	6.10	6.10	19.99	4.04	4.87	4.55												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	30-60	460345	7531491	1.56	2.73	6.11	11.20	0.04	2.73	6.11	1.20	0.04	6.16												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	60-90	460345	7531491	1.25	7.90	6.48	23.70	0.26	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	90-120	460345	7531491	5.08	16.35	16.41	42.97	0.11	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	120-150	460345	7531491	5.23	17.10	55.12	53.12	0.11	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	150-200	460345	7531491	6.88	29.99	71.21	87.00	0.11	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	200-250	460345	7531491	6.35	37.00	73.47	62.50	0.11	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	250-300	460345	7531491	3.09	15.33	40.78	32.60	0.07	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	300-350	460345	7531491	1.56	8.80	19.18	21.80	0.07	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	350-400	460345	7531491	1.76	9.32	20.60	23.10	0.04	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	400-450	460345	7531491	1.49	8.51	19.26	21.10	0.07	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	450-500	460345	7531491	1.18	7.35	15.87	18.00	0.04	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	500-600	460345	7531491	1.25	10.65	19.17	21.10	0.07	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	600-700	460345	7531491	2.42	27.55	42.78	57.90	0.00	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	700-800	460345	7531491	2.32	40.29	61.11	44.70	0.00	1.62	22.84	11.16	0.63	2.72												DPD2
10. Okt. 03	DPD2	800-900	460345	7531491	2.15	208.50	36.08	134.50	0.00	1.62	22.84	11.16														

30. Okl. 03	DPD8	150-200	4592000	7552660	3.86	33.72	31.45	141.11	0.04	17.34	72.28	53.10	5.06	31.50					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	200-250	4592000	7552660	3.85	31.45	54.82	171.24	0.00	25.96	67.74	91.12	3.34	54.82					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	250-300	4592000	7552660	3.76	43.22	83.43	123.64	0.00	49.24	83.00	56.66	3.66	83.43					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	300-350	4592000	7552660	2.54	43.71	87.22	65.78	0.04	52.02	75.87	38.67	5.15	87.26					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	350-400	4592000	7552660	5.73	97.52	145.61	36.33	0.08	98.64	103.54	27.75	9.03	145.70					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	400-450	4592000	7552660	2.95	54.23	77.24	14.82	0.00	49.60	36.15	11.77	4.41	77.24					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	450-500	4592000	7552660	2.16	25.66	45.48	14.40	0.04	27.54	21.07	9.39	4.49	45.52					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	500-600	4592000	7552660	2.03	18.73	20.29	17.90	0.12	22.58	18.83	10.61	6.35	20.41					#DIV/0!	DPD8
30. Okl. 03	DPD8	600-700	4592000	7552660	1.90	6.54	16.19	11.52	0.00	5.98	6.85	29.89	4.77	16.19					#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	700-800	4592000	7552660		7.30	4.15	16.80							0.07	0.007			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	800-900	4592000	7552660		9.90	4.24	13.20							0.10	0.008			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	900-1000	4592000	7552660		8.99	2.73	18.20							0.06	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1000-1100	4592000	7552660		7.27	1.93	18.30							0.08	0.008			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1100-1200	4592000	7552660		7.36	3.68	16.90							0.08	0.007			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1200-1300	4592000	7552660		6.88	2.18	18.90							0.07	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1300-1400	4592000	7552660		7.81	5.08	17.80							0.10	0.008			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1400-1500	4592000	7552660		8.31	4.58	25.50							0.05	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1500-1600	4592000	7552660		11.00	4.42	36.60							0.07	0.007			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1600-1700	4592000	7552660		9.62	3.09	32.60							0.06	0.007			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1700-1800	4592000	7552660		21.90	3.45	50.90							0.06	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1800-1900	4592000	7552660		51.50	3.34	87.80							0.08	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	1900-2000	4592000	7552660		72.20	2.87	104.00							0.05	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	2000-2100	4592000	7552660		120.00	2.60	100.00							0.03	0.005			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	2100-2200	4592000	7552660		151.00	2.62	78.20							0.04	0.005			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	2200-2300	4592000	7552660		109.00	1.29	48.00							0.06	0.006			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	2300-2400	4592000	7552660		149.00	0.13	55.70							0.17	0.008			#DIV/0!	DPD8
31. Okl. 03	DPD8	2400-2500	4592000	7552660		311.00	0.53	83.60							0.08	0.008			#DIV/0!	DPD8
5. Nov. 03	DPD9	0-30	465150	7541397	0.70	0.81	1.87	3.95	0.12	0.71	1.32	1.12	4.16	1.98					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	30-60	465150	7541397	0.49	0.71	0.88	3.53	0.08	0.36	0.91	0.61	3.13	0.96					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	60-90	465150	7541397	0.45	0.61	0.66	3.53	0.12	0.39	0.81	0.40	3.13	0.97					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	90-120	465150	7541397	0.50	1.21	0.85	3.84	0.08	0.44	0.91	0.81	3.03	0.93					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	120-150	465150	7541397	0.49	0.71	0.81	4.14	0.04	0.44	0.81	0.61	3.03	0.85					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	150-200	465150	7541397	0.50	2.42	0.71	4.55	0.04	0.45	0.81	1.72	3.23	0.75					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	200-250	465150	7541397	0.70	0.71	0.71	6.19	0.66	0.48	0.81	0.71	3.95	1.37					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	250-300	465150	7541397	0.83	0.71	0.70	8.44	0.66	0.69	1.22	0.71	4.27	1.36					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	300-350	465150	7541397	1.09	0.61	0.46	5.31	0.04	0.36	0.72	1.33	2.35	0.50					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	350-400	465150	7541397	0.93	0.71	0.53	4.58	0.07	0.29	0.51	1.43	2.24	0.57					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	400-450	465150	7541397	0.87	1.22	0.50	4.07	0.04	0.26	0.51	1.83	2.24	0.56					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	450-500	465150	7541397	1.06	0.92	0.41	3.47	0.04	0.19	0.41	1.43	1.74	0.44					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	500-600	465150	7541397	0.88	1.02	0.52	4.07	0.07	0.24	0.71	1.53	2.04	0.59					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	600-700	465150	7541397	0.86	0.81	0.40	2.14	0.04	0.13	0.20	1.53	1.22	0.43					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	700-800	465150	7541397	0.84	0.81	0.34	1.42	0.04	0.16	0.41	1.53	0.92	0.37					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	800-900	465150	7541397	1.38	1.95	0.47	3.49	0.07	0.30	0.51	2.88	1.03	0.54					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	900-1000	465150	7541397	1.16	3.27	2.17	1.53	0.00	0.92	1.74	2.76	1.23	2.17					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	1000-1100	465150	7541397	1.34	5.85	4.50	0.92	0.04	1.91	3.70	3.29	1.75	4.53					#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	1100-1200	465150	7541397		11.80	1.06	6.45							0.03	0.005			#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	1200-1300	465150	7541397		8.89	3.18	3.91							0.02	0.005			#DIV/0!	DPD9
5. Nov. 03	DPD9	1300-1400	465150	7541397		7.60	2.64	3.41							0.02	0.005			#DIV/0!	DPD9
6. Nov. 03	DPD10	0-30	465065	7541347	0.92	1.12	1.62	5.70	0.13	0.67	1.53	0.81	3.36	1.76					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	30-60	465065	7541347	1.66	2.27	1.01	9.20	0.26	0.94	1.65	0.62	5.48	1.27					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	60-90	465065	7541347	0.84	2.34	0.72	7.52	0.10	0.80	1.32	0.51	5.08	0.82					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	90-120	465065	7541347	0.81	1.02	0.47	4.37	0.03	0.56	0.71	0.51	2.44	0.50					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	120-150	465065	7541347	0.77	0.71	0.40	3.55	0.00	0.46	0.61	1.73	0.40	0.40					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	150-200	465065	7541347	0.91	0.61	0.47	2.95	0.00	0.41	0.51	0.51	1.43	0.47					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	200-250	465065	7541347	1.08	0.82	0.45	5.52	0.00	0.69	0.92	0.61	1.63	0.45					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	250-300	465065	7541347	0.98	0.82	0.40	5.71	0.00	0.62	0.82	0.82	1.84	0.40					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	300-350	465065	7541347	#NV	0.94	0.57	5.09	0.00	0.57	0.71	1.12	1.83	0.57					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	350-400	465065	7541347	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	400-450	465065	7541347	0.84	1.02	0.42	3.05	0.00	0.23	0.20	1.22	2.03	0.42					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	450-500	465065	7541347	0.77	0.61	0.28	1.73	0.00	0.08	0.20	1.12	0.81	0.28					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	500-600	465065	7541347	0.87	0.92	0.30	3.05	0.00	0.16	0.31	1.53	1.22	0.30					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	600-700	465065	7541347	1.63	0.62	0.08	0.72	0.03	0.07	0.10	1.14	0.41	0.11					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	700-800	465065	7541347	1.56	0.62	0.12	0.82	0.00	0.11	0.21	1.24	0.41	0.12					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	800-900	465065	7541347	1.28	0.92	0.27	1.23	0.03	0.09	0.21	1.54	1.03	0.27					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	900-1000	465065	7541347	1.56	2.58	1.33	1.03	0.03	0.36	0.62	2.99	1.24	1.36					#DIV/0!	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	1000-1100	465065	7541347	1.42	3.60	3.48	0.72	0.03	1.07	1.65	3.50	2.16	3.51					#DIV/0!	DPD10

6. Nov. 03	DPD10	1100-1200	465065	7541347	1.63	4.54	5.41	0.93	0.03	1.93	2.89	4.23	2.58	5.44	DPD10
6. Nov. 03	DPD10	1200-1300	465065	7541347	1.63	3.92	4.17	0.93	0.12	1.36	1.96	4.44	2.27	4.29	DPD10
6. Nov. 03	DPD11	0-30	462849	7537496	5.71	887.32	405.36	1172.44	22.06	106.68	115.82	76.88	2885.69	427.62	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	30-60	462849	7537496	5.56	211.01	114.35	231.35	0.78	22.33	26.17	18.67	663.94	115.13	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	60-90	462849	7537496	3.23	112.01	54.51	96.25	0.12	4.57	11.18	10.01	344.96	54.63	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	90-120	462849	7537496	3.45	113.19	42.76	123.39	0.12	4.76	5.83	11.44	365.59	42.88	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	120-150	462849	7537496	3.84	142.25	54.27	185.20	0.12	3.42	5.28	14.86	446.89	54.40	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	150-200	462849	7537496	4.02	148.81	59.64	220.67	0.11	11.78	23.45	9.94	447.30	59.76	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	200-250	462849	7537496	9.57	501.22	229.34	400.77	0.11	37.23	79.11	28.59	1209.25	229.45	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	250-300	462849	7537496	8.19	352.88	161.76	312.01	0.10	27.06	65.52	28.80	837.88	161.86	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	300-350	462849	7537496	6.31	244.47	109.80	258.60	0.31	23.09	50.79	23.09	650.35	110.11	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	350-400	462849	7537496	4.86	93.89	43.67	125.41	0.03	27.15	109.17	19.75	46.08	43.70	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	400-450	462849	7537496	4.75	115.52	52.67	142.64	0.30	23.27	86.72	18.61	172.46	52.97	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	450-500	462849	7537496	3.63	78.21	37.43	101.99	0.03	22.79	83.50	17.70	34.59	37.46	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	500-600	462849	7537496	3.47	75.01	36.15	97.74	0.00	22.99	92.98	17.64	33.69	36.15	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	600-700	462849	7537496	2.87	62.79	33.10	59.16	0.00	22.73	82.79	4.22	2.05	33.10	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	700-800	462849	7537496	2.70	69.81	45.01	57.11	0.00	27.41	94.97	3.26	2.02	45.01	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	800-900	462849	7537496	3.04	72.07	43.81	60.78	0.00	27.56	99.67	2.90	1.57	43.81	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	900-1000	462849	7537496	2.66	71.38	45.32	57.28	0.00	27.64	101.31	4.11	1.90	45.32	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1000-1100	462849	7537496	3.12	68.76	52.49	33.87	0.00	36.12	84.84	3.27	2.20	52.49	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1100-1200	462849	7537496	2.81	54.83	39.50	16.30	0.00	30.37	58.99	2.79	1.50	39.50	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1200-1300	462849	7537496	2.70	47.60	35.10	18.45	0.00	28.46	52.54	2.37	1.56	35.10	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1300-1400	462849	7537496	2.21	16.57	11.80	5.25	0.00	15.56	23.97	1.97	1.72	11.80	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1400-1500	462849	7537496	1.78	7.94	3.82	1.51	0.00	11.91	16.47	1.69	1.42	3.82	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1500-1600	462849	7537496	1.88	18.10	6.98	2.06	0.00	9.75	14.63	1.84	1.53	2.88	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1600-1700	462849	7537496	1.88	18.10	6.98	2.06	0.00	9.75	14.63	1.84	1.53	2.88	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1700-1800	462849	7537496	2.29	0.24	3.39	6.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	DPD11
6. Nov. 03	DPD11	1800-1900	462849	7537496	10.40	4.22	5.19	5.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	DPD11
26. Okt. 03	DP1a	0-30	460345	7531460	75.00	10449	8.56	1459.21	262.40	126.00	89.80	1410.00	15600	270.96	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	30-60	460345	7531460	115.53	8867	0.84	40.87	974.00	61.20	23.60	1180.00	16240	974.84	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	60-90	460345	7531460	17.60	2378	0.49	3.07	319.75	16.90	9.80	302.85	4232	320.24	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	90-120	460345	7531460	4.06	396.16	0.00	22.54	77.08	1.94	6.27	46.49	472.47	77.08	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	120-150	460345	7531460	13.46	515.07	1.50	338.48	25.70	52.04	140.38	61.31	299.55	27.20	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	150-200	460345	7531460	16.23	271.76	19.47	128.70	3.29	46.36	102.99	68.88	74.84	22.76	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	200-250	460345	7531460	16.55	228.54	57.77	82.96	0.27	58.83	67.81	140.42	5.90	58.03	DP1a
26. Okt. 03	DP1a	250-300	460345	7531460	26.37	335.55	62.32	131.70	0.31	80.03	71.79	245.91	9.32	62.62	DP1a
27. Okt. 03	DP3a	0-30	460438	7531520	8.85	0.59	1.28	2.24	0.00	0.36	1.18	0.82	1.77	1.28	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	30-60	460438	7531520	5.86	1.45	2.78	2.79	0.07	1.26	3.35	1.12	0.45	2.85	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	60-90	460438	7531520	4.42	0.98	2.79	8.49	0.00	1.44	4.90	2.50	0.22	2.79	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	90-120	460438	7531520	5.12	1.54	2.20	12.46	0.03	9.33	45.31	8.05	0.33	2.24	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	120-150	460438	7531520	5.86	1.01	0.29	7.93	0.00	4.73	26.03	5.59	0.11	0.29	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	150-200	460438	7531520	5.75	4.35	0.17	14.16	0.00	8.55	21.85	11.37	0.45	0.17	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	200-250	460438	7531520	3.16	39.49	0.30	27.01	0.03	15.09	18.71	23.92	1.17	0.33	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	250-300	460438	7531520	1.08	17.98	0.54	3.37	0.09	9.59	12.87	10.32	2.15	0.63	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	300-350	460438	7531520	2.11	32.83	1.39	2.81	0.03	11.36	15.63	14.17	1.46	1.42	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	350-400	460438	7531520	2.04	29.56	1.34	3.33	0.06	8.88	13.22	18.01	2.19	1.41	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	400-450	460438	7531520	1.87	38.90	0.95	1.76	0.03	6.84	11.20	25.21	1.56	0.99	DP3a
27. Okt. 03	DP3a	450-500	460438	7531520	2.32	57.34	1.06	1.78	0.03	6.96	12.87	38.19	1.67	1.09	DP3a
17. Nov. 03	TSP1	0-30	435029	7545488	1.99	0.73	2.33	5.41	0.04	0.57	1.04	1.14	9.46	2.37	TSP1
17. Nov. 03	TSP1	30-60	435029	7545488	1.94	1.14	1.06	10.08	0.04	0.96	1.56	1.66	7.17	1.10	TSP1
17. Nov. 03	TSP1	60-90	435029	7545488	2.31	4.71	6.28	15.07	0.07	5.49	5.65	3.14	5.02	6.33	TSP1
17. Nov. 03	TSP2	0-30	435030	7545490	1.96	0.83	3.22	6.24	0.07	1.36	2.81	1.04	9.46	3.29	TSP2
17. Nov. 03	TSP2	30-60	435030	7545490	2.00	0.73	1.04	6.24	0.04	1.14	1.56	0.94	5.20	1.08	TSP2
17. Nov. 03	TSP2	60-90	435030	7545490	2.02	2.18	4.14	10.51	0.04	3.05	3.43	2.70	5.20	4.18	TSP2
17. Nov. 03	TSP3	0-30	435030	7545490	1.43	0.93	4.94	8.13	0.14	1.29	2.78	0.93	12.45	5.08	TSP3
17. Nov. 03	TSP3	30-60	435030	7545490	1.11	1.33	4.68	9.51	0.04	2.48	4.19	1.12	7.05	4.72	TSP3
17. Nov. 03	TSP3	60-90	435030	7545490	1.67	2.17	3.27	8.59	0.00	3.94	4.03	1.45	4.03	3.27	TSP3
18. Nov. 03	TSP4	0-30	435030	7545490	1.90	1.66	5.75	11.31	0.17	4.19	11.83	1.87	12.97	5.92	TSP4
18. Nov. 03	TSP4	30-60	435030	7545490	1.88	1.35	3.57	12.45	0.07	3.63	7.16	2.49	9.66	3.64	TSP4
18. Nov. 03	TSP4	60-90	435030	7545490	2.16	4.28	3.90	21.39	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	4.04	TSP4
18. Nov. 03	TSP5	0-30	435030	7545490	1.18	0.82	3.98	4.81	0.11	2.17	4.71	0.92	14.43	3.99	TSP5
18. Nov. 03	TSP5	30-60	435030	7545490	2.09	1.77	4.67	7.08	0.00	3.55	6.98	1.25	5.94	4.67	TSP5
18. Nov. 03	TSP5	60-90	435030	7545490	1.72	1.55	2.74	7.14	0.04	3.95	5.90	1.86	2.48	2.78	TSP5
18. Nov. 03	TSP6	0-30	435030	7545490	2.53	0.63	4.98	12.88	0.03	2.70	3.68	0.63	11.14	5.01	TSP6
18. Nov. 03	TSP6	30-60	435030	7545490	1.98	0.83	4.35	7.48	0.06	2.80	4.26	0.73	11.96	4.39	TSP6
18. Nov. 03	TSP6	60-90	435030	7545490	1.99	2.50	5.14	23.39	0.05	7.62	14.86	1.14	11.33	5.18	TSP6
18. Nov. 03	TSP7	0-30	435030	7545490	2.69	1.26	7.65	10.22	0.13	12.22	16.56	0.95	18.34	7.78	TSP7
18. Nov. 03	TSP7	30-60	435030	7545490	2.83	2.22	9.51	19.02	0.13	12.89	19.87	0.95	12.57	9.64	TSP7

DATE	SOIL PROFILE	PROFILE DEPTH	UTM 35K X	UTM 35K Y	MOIST. CONT. IN % of dry soil	Cl SOIL (mg/kg of dry soil)	NO ₃ N (mg/kg of dry soil)	SO ₄ (mg/kg of dry soil)	NH ₄ N (mg/kg of dry soil)	Mg (mg/kg of dry soil)	Ca (mg/kg of dry soil)	Na (mg/kg of dry soil)	K (mg/kg of dry soil)	N min (mg/kg of dry soil)	P (mg/kg of dry soil)	CaCO ₃ (% Schelb-ler)	C ANORG (%)	C TOTAL (%)	N TOTAL (%)	S TOTAL (%)	C/N TOT. RATIO	C ORG (%)	N ORG (%)	C/N RATIO (CORRE C-TED)	FE oxalat soluble (g/kg)	FE dithioni t soluble (g/kg)	ELEC. COND. (uS)	pH VALUE (CaCl ₂)	
18. Nov. 03	TSP7	60-90	435030	7545490	1.87	2.49	16.03	22.41	0.05	14.32	22.82	0.83	15.46	16.07	19.1				0.15	0.018		8.5						7.73	TSP7
18. Nov. 03	TSP8	0-30	435030	7545490	2.10	0.63	1.57	2.71	0.00	1.08	1.15	0.63	4.48	1.57	29.7				0.23	0.022		10.4						5.39	TSP8
18. Nov. 03	TSP8	30-60	435030	7545490	2.98	0.74	1.54	4.77	0.00	2.03	2.01	1.17	1.27	1.54	22.7				0.20	0.022		9.2						6.21	TSP8
18. Nov. 03	TSP8	60-90	435030	7545490	1.88	2.18	5.46	10.27	0.13	4.94	6.23	3.22	3.01	5.59	19.7				0.15	0.017		9.1						6.72	TSP8
18. Nov. 03	TSP9	0-30	435030	7545490	1.73	0.62	1.04	2.07	0.03	0.66	1.03	0.93	5.90	1.08	34.2				0.28	0.027		10.6						5.55	TSP9
18. Nov. 03	TSP9	30-60	435030	7545490	3.12	0.64	1.20	3.19	0.00	1.01	1.38	0.64	5.84	1.20	26.1				0.20	0.018		11.1						6.11	TSP9
18. Nov. 03	TSP9	60-90	435030	7545490	3.11	1.06	2.90	7.75	0.06	4.06	4.67	1.49	5.84	2.96	21.3				0.17	0.018		9.3						6.51	TSP9
18. Nov. 03	TSP10	0-30	435030	7545490	1.92	0.42	1.63	3.74	0.00	0.76	1.66	0.42	6.65	1.63	32.2				0.28	0.025		11.1						5.44	TSP10
18. Nov. 03	TSP10	30-60	435030	7545490	1.97	0.83	1.01	6.03	0.06	1.76	4.68	1.04	1.77	1.07	21.0				0.17	0.017		10.1						6.49	TSP10
18. Nov. 03	TSP10	60-90	435030	7545490	2.64	1.47	2.96	9.05	0.03	3.95	7.58	1.37	4.00	2.99	19.6				0.17	0.018		9.3						6.85	TSP10
18. Nov. 03	TSP11	0-30	435030	7545490	4.23	1.52	3.31	17.79	0.82	5.27	12.36	1.95	9.54	4.13	31.0				0.31	0.031		9.9						5.69	TSP11
18. Nov. 03	TSP11	30-60	435030	7545490	1.47	0.82	1.48	4.74	0.09	1.95	2.16	1.03	2.89	1.58	23.5				0.19	0.019		10.0						5.84	TSP11
18. Nov. 03	TSP11	60-90	435030	7545490	1.39	1.13	1.62	5.65	0.00	1.65	1.75	1.75	2.06	1.62	20.2				0.13	0.016		8.3						5.72	TSP11
18. Nov. 03	TSP12	0-30	435030	7545490	1.35	0.92	2.49	3.80	0.03	1.10	1.85	1.13	7.91	2.52	27.4				0.28	0.027		10.4						5.79	TSP12
18. Nov. 03	TSP12	30-60	435030	7545490	1.25	2.15	2.26	6.87	0.00	2.86	4.00	1.33	3.49	2.26	22.7				0.16	0.016		9.8						6.43	TSP12
18. Nov. 03	TSP12	60-90	435030	7545490	1.66	3.10	2.67	9.71	0.00	4.05	5.68	2.07	5.27	2.67	19.5				0.15	0.017		8.6						6.67	TSP12
10. Nov. 03	TM1	TOP	347671	7632668	1.30	26.47	11.59	48.63	1.56	6.21	71.31	13.54	6.77	13.15															TM1
10. Nov. 03	TM1	BOTTOM	347671	7632668	1.18	5.73	12.90	22.72	0.08	3.59	46.57	11.16	5.43	12.96															TM1
10. Nov. 03	TM2	TOP	347110	7633140	1.15	29.77	38.97	86.23	0.30	7.91	63.01	71.81	10.84	39.27															TM2
10. Nov. 03	TM2	BOTTOM	347110	7633140	1.01	40.91	43.56	101.20	0.21	9.01	77.84	70.90	8.67	43.78															TM2
10. Nov. 03	TM3	TOP	345891	7633703	1.18	40.84	36.95	32.55	0.04	11.36	51.69	43.81	21.19	36.99															TM3
20. Nov. 03	acacia luederi	0-30	435030	7545490	1.42		14.55		0.08					14.63															acacia luederi

SOIL PROFILE	PROFILE DEPTH	T (%)	u (%)	mU (%)	gU (%)	fS (%)	MS (%)	GS (%)	CLAY (%)	SILT (%)	SAND (%)	pH (BaCl ₂)	NH ₄ (mmol C / kg)	H ⁺ (mmol C / kg)	Calcium (mmol C / kg)	Magnesium (mmol C / kg)	Potassium (mmol C / kg)	Natrium (mmol C / kg)	Aluminium (mmol C / kg)	Eisen (mmol C / kg)	Mangan (mmol C / kg)	Summe KAKerf. (mmol C / kg)	SOIL GROUP (FAO)	LOCALITY	UTM X	UTM Y	SOIL PROFILE
S50	0-8																						Arenosol	West of Matikwe C.P.	450256	7551521	S50
S50	8-18																						Arenosol	West of Matikwe C.P.	450256	7551521	S50
S50	18-27																						Arenosol	West of Matikwe C.P.	450256	7551521	S50
S50	27-37																						Arenosol	West of Matikwe C.P.	450256	7551521	S50
S50	180-210																						Arenosol	West of Matikwe C.P.	450256	7551521	S50
S51: N	0-30																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	30-60																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	60-90																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	90-120																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	120-150																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	150-200																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	200-250																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51: N	250-300																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51: N
S51	0-11																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51
S51	11-35																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51
S51	35-55																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51
S51	4-10																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51
S51	12-17																						Arenosol	Cutway to agriforsch farm	447920	7534209	S51
S52	0-17																						Arenosol	Vet. Fence, Site 1	371196	7579975	S52
S52	17-32																						Arenosol	Vet. Fence, Site 1	371196	7579975	S52
S52	32-60																						Arenosol	Vet. Fence, Site 1	371196	7579975	S52
S53	0-20																						Solonchak	Sua Pan (SW)	356716	7674185	S53
S53	100-120																						Solonchak	Sua Pan (SW)	356716	7674185	S53
S54	0-5																						Solonchak	Sua P. Kubu Island	377907	7688621	S54
S54	40-50																						Solonchak	Sua P. Kubu Island	377907	7688621	S54
S54	100-200																						Solonchak	Sua P. Kubu Island	377907	7688621	S54
S100	0-30																						Arenosol	Malena's c.p.: Rhino Sanktuary	469275	7541503	S 100
S100	30-100																						Arenosol	Malena's c.p.: Rhino Sanktuary	469275	7541503	S 100
S100	100-200																						Arenosol	Malena's c.p.: Rhino Sanktuary	469275	7541503	S 100
S100	200-300																						Arenosol	Malena's c.p.: Rhino Sanktuary	469275	7541503	S 100
S100	300-400																						Arenosol	Malena's c.p.: Rhino Sanktuary	469275	7541503	S 100
S100	400-500																						Arenosol	Malena's c.p.: Rhino Sanktuary	469275	7541503	S 100
DP1	0-30	23.35	6.73	11.10	2.93	34.10	20.40	1.39	23.35	20.75	55.89												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	30-50	10.30	3.54	2.92	2.92	45.51	32.79	2.04	10.30	9.37	80.33												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	50-100	8.68	3.41	4.99	4.04	41.89	34.16	2.84	8.68	12.43	78.89												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	100-150	13.86	6.46	9.26	7.37	46.32	17.27	1.97	13.86	23.09	65.56												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	150-200	13.86	9.13	14.22	12.36	26.96	18.02	5.46	13.86	35.71	50.43												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	200-250	17.71	16.06	28.73	14.50	16.62	5.99	0.38	17.71	59.30	22.99												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	250-300	7.85	3.64	6.88	5.32	52.75	22.89	0.67	7.85	15.84	76.31												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	300-350	2.68	0.19	0.51	1.08	61.86	32.25	1.42	2.68	1.79	95.53												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP1	350-400	2.42	0.00	0.86	2.19	49.38	42.09	3.07	2.42	3.05	94.53												Arenosol	Ghoshia C.P., Kraal direct	460345	7531460	DP1
DP2	0-30	2.48	0.57	0.28	1.46	51.94	40.63	2.64	2.48	2.31	95.21												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	30-60	3.44	0.70	1.21	2.02	52.18	37.21	3.24	3.44	3.93	92.63												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	60-90	3.45	1.02	1.00	1.38	52.84	37.38	2.92	3.45	3.41	93.14												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	90-120	4.29	0.61	1.82	1.90	50.65	37.40	3.32	4.29	4.33	91.38												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	120-150	10.05	7.19	9.64	6.40	33.80	29.02	3.90	10.05	23.23	66.72												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	150-200	6.42	7.02	10.01	7.31	33.27	24.69	11.29	6.42	24.34	69.24												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	200-250	2.85	2.85	4.66	5.87	46.13	33.13	4.79	2.85	13.10	84.05												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	250-300	1.55	0.66	0.87	1.17	55.45	37.33	2.96	1.55	2.70	95.75												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	300-350	6.26	0.76	1.51	1.93	50.82	36.00	2.72	6.26	4.20	89.54												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP2	350-400	6.99	1.31	1.48	3.41	43.84	35.16	7.80	6.99	6.21	86.80												Arenosol	Ghoshia C.P. next to water tank	460345	7531491	DP2
DP3	0-30	4.86	1.63	1.42	3.30	44.82	41.12	2.87	4.86	6.34	88.90												Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	30-60	6.71	2.26	3.18	2.45	42.07	40.72	2.61	6.71	7.89	85.40												Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	60-90	8.95	2.86	3.74	2.83	45.05	34.29	2.27	8.95	9.43	81.02												Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	90-120	21.63	12.42	16.57	7.74	23.41	17.01	1.22	21.63	36.73	41.64												Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	120-150	16.75	16.88	23.51	14.84	16.60	8.70	2.72	16.75	55.23	28.02												Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	150-200	5.67	5.09	9.15	7.84	4																					

DP3	500-500	7.90	0.55	1.76	2.44	48.87	34.26	4.21	7.90	4.76	87.34	Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	550-550	7.85	0.66	1.21	2.10	48.94	36.67	2.57	7.85	3.97	88.18	Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	600-600	7.76	0.96	0.49	2.44	52.31	33.36	2.68	7.76	4.29	88.35	Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP3	650-700	8.53	0.70	1.17	2.42	49.20	35.38	2.61	8.53	3.89	87.18	Arenosol	Ghoshia C.P. (at DP3a), 111 m from Kraal	460438	7531520	DP3
DP4	0-30	3.13	0.17	0.21	1.67	54.64	37.62	2.56	3.13	2.05	94.82	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	30-80	3.78	0.13	0.19	1.21	61.61	31.25	1.63	3.78	1.53	94.09	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	60-90	4.48	0.04	0.44	1.72	58.24	33.46	1.74	4.35	2.21	93.44	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	90-120	4.78	0.21	0.25	1.42	55.55	35.56	2.23	4.78	1.88	93.34	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	120-150	4.85	0.46	0.27	1.54	55.56	35.10	2.21	4.85	2.28	92.87	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	150-200	5.04	0.00	0.04	2.16	51.24	38.77	2.75	5.04	2.03	92.76	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	200-250	6.20	0.08	0.49	1.46	55.51	34.12	2.14	6.20	2.03	91.77	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	250-300	6.93	-0.44	0.42	2.54	60.50	28.17	1.68	6.93	2.52	90.54	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	300-350	6.50	-0.25	0.30	1.98	57.96	31.27	2.24	6.50	2.03	91.47	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	350-400	6.11	-0.25	0.42	1.52	57.25	32.13	2.82	6.11	1.69	92.20	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	400-450	7.02	0.12	0.40	3.06	54.50	32.32	2.59	7.02	3.58	89.40	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP4	450-500	7.52	0.34	0.21	2.07	51.56	34.94	3.36	7.52	2.62	89.86	Arenosol	Ghoshia C.P. 1192 m from Kraal	461002	7532455	DP4
DP5	0-30	3.13	-0.19	0.57	1.31	52.36	40.04	2.78	3.13	1.69	95.18	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	30-80	3.99	0.21	0.17	1.80	53.22	36.19	2.43	3.99	2.18	93.93	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	60-90	4.48	-0.13	0.17	1.51	50.31	41.45	3.22	4.48	0.55	94.97	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	90-120	4.60	0.13	0.04	1.68	55.87	35.34	2.34	4.60	1.85	93.55	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	120-150	4.54	-0.04	0.59	1.59	56.10	35.06	3.16	4.54	1.14	94.32	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	150-200	4.62	0.19	0.27	1.35	56.98	34.65	1.93	4.62	1.82	93.56	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	200-250	5.44	0.00	0.40	1.62	57.99	32.35	2.20	5.44	2.02	92.54	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	250-300	6.42	-0.21	0.55	1.99	58.49	30.61	2.15	6.42	1.91	91.68	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	300-350	5.52	0.67	0.46	1.29	60.97	29.45	1.64	5.52	2.42	92.06	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	350-400	7.44	0.17	0.49	1.02	55.12	33.36	2.40	7.44	1.67	90.88	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP5	400-450	6.07	0.32	0.25	1.48	55.83	33.57	2.48	6.07	2.05	91.88	Arenosol	Ghoshia C.P. 2096 m from Kraal	461282	7533335	DP5
DP6	0-30	3.12	0.44	0.27	0.65	50.93	41.59	3.00	3.12	1.37	95.51	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	30-80	3.57	0.25	0.15	0.90	54.74	37.72	2.66	3.57	1.30	95.12	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	60-90	3.80	0.46	0.15	1.22	53.40	36.26	2.70	3.80	1.83	94.37	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	90-120	3.96	0.36	-0.02	1.44	55.36	36.19	2.71	3.96	1.78	94.27	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	120-150	4.22	0.19	0.19	1.48	54.60	36.39	2.94	4.22	1.86	93.93	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	150-200	4.30	0.29	0.21	1.38	53.09	38.08	2.65	4.30	1.89	93.81	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	200-250	4.25	0.25	0.21	1.74	52.28	38.41	2.86	4.25	2.20	93.56	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	250-300	4.48	0.33	0.15	2.37	56.99	33.46	2.22	4.48	2.85	92.67	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	300-350	4.36	-0.18	0.38	2.11	59.63	31.58	1.76	4.63	2.41	92.97	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	350-400	4.63	0.13	0.63	1.64	61.38	29.91	1.94	4.36	2.40	93.24	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	400-450	4.20	0.30	0.42	1.37	58.67	32.36	2.69	4.20	2.09	93.71	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP6	450-500	6.46	0.23	0.40	2.00	54.29	33.73	2.83	6.46	2.69	90.84	Arenosol	Ghoshia C.P. 3651 m from Kraal	461883	7534771	DP6
DP7	0-30	23.50	1.60	2.75	2.60	40.10	28.17	1.27	23.50	6.95	69.55	(pan)	Serwe Pan Farm, in Pan	459110	7526445	DP7
DP7	30-80	32.88	2.73	1.98	2.00	30.11	28.84	1.45	32.88	6.71	60.41	(pan)	Serwe Pan Farm, in Pan	459110	7526445	DP7
DP7	60-90	12.95	7.81	11.85	12.18	21.75	21.90	11.55	12.95	31.84	55.21	(pan)	Serwe Pan Farm, in Pan	459110	7526445	DP7
DP7	90-110	19.06	5.70	6.57	7.83	26.14	24.51	10.19	19.06	20.10	60.84	(pan)	Serwe Pan Farm, in Pan	459110	7526445	DP7
DP8	0-30	5.68	0.41	0.77	1.01	44.58	45.99	1.57	5.68	2.18	92.14	Arenosol	Serwe Pan Farm, 160m from Pan	459104	7528005	DP8
DP8	30-80	9.32	0.58	0.99	1.79	57.20	29.36	0.77	9.32	3.35	87.33	Arenosol	Serwe Pan Farm, 160m from Pan	459104	7528005	DP8
DP8	60-90	10.68	0.63	0.93	2.38	47.87	36.36	1.15	10.68	3.93	85.38	Arenosol	Serwe Pan Farm, 160m from Pan	459104	7528005	DP8
DP8	90-120	11.50	0.68	1.30	2.46	47.20	35.67	1.19	11.50	4.45	84.05	Arenosol	Serwe Pan Farm, 160m from Pan	459104	7528005	DP8
DP8	120-150	12.36	0.94	1.62	1.91	41.76	39.40	2.01	12.36	4.48	83.16	Arenosol	Serwe Pan Farm, 160m from Pan	459104	7528005	DP8
DP8	150-160	12.22	2.26	3.24	3.14	42.58	34.93	1.62	12.22	8.65	79.13	Arenosol	Serwe Pan Farm, 160m from Pan	459104	7528005	DP8
DP9	0-30	3.49	0.26	0.48	1.39	53.03	40.43	0.92	3.49	2.13	94.38	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	30-80	3.93	0.39	0.56	0.82	54.10	39.40	0.80	3.93	1.77	94.28	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	60-90	3.83	-0.05	0.59	1.75	50.62	42.45	0.81	3.83	2.29	93.88	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	90-120	3.34	0.26	0.37	0.96	48.92	45.04	1.11	3.34	1.59	95.07	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	120-150	2.62	0.47	0.47	1.50	54.41	39.65	0.88	2.62	2.44	94.94	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	150-200	5.84	0.72	0.35	1.19	49.56	41.13	1.21	5.84	2.25	91.90	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	200-250	10.85	1.27	1.02	1.91	50.10	33.77	1.07	10.85	4.21	84.94	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP9	250-275	8.50	1.83	2.88	4.40	50.19	31.23	0.97	8.50	9.11	82.40	Arenosol	Serwe Pan Farm, 535m from Pan	458889	7553132	DP9
DP10	0-30	5.90	0.02	0.31	1.66	47.19	43.65	1.68	5.90	1.99	92.52	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	30-80	6.43	0.21	0.16	1.76	55.77	34.49	1.17	6.43	1.13	91.44	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	60-90	7.54	-0.06	0.53	1.95	55.13	33.54	1.37	7.54	2.41	90.04	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	90-120	7.71	-0.06	0.61	1.25	53.51	35.68	1.29	7.71	1.80	90.49	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	120-150	7.95	0.02	0.30	1.67	53.27	35.17	1.62	7.95	1.99	90.06	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	150-200	8.18	0.40	0.36	1.92	54.83	32.79	1.53	8.18	2.68	89.14	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	200-250	8.65	-0.04	-0.04	1.50	56.55	31.95	1.43	8.65	1.42	89.93	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	250-300	7.67	0.08	0.38	2.40	57.72	30.22	1.54	7.67	2.86	89.47	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	300-350	8.63	0.34	0.71	2.16	51.00	36.11	1.72	8.63	2.54	88.82	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP10	350-400	9.41	0.27	0.61	1.79	51.32	34.93	1.66	9.41	2.68	87.91	Arenosol	Serwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10

DP10	400-450	9.99	0.34	0.21	1.90	47.42	38.29	1.87	9.99	2.44	87.57	Arenosol	Senwe Pan Farm, 497m from Pan	459192	7553135	DP10
DP11	450-500	3.90	0.17	0.36	1.25	52.11	39.93	2.74	3.90	1.72	94.38	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	30-60	4.48	0.11	0.38	1.16	54.84	36.98	1.99	4.48	1.71	93.81	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	60-90	4.69	0.21	0.06	0.99	49.46	41.92	2.67	4.69	1.26	94.05	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	90-120	5.12	0.25	0.27	1.16	54.87	36.66	1.66	5.12	1.69	93.09	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	120-150	5.49	0.32	0.53	0.62	53.48	37.63	1.93	5.49	1.47	93.04	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	150-200	6.32	0.27	0.53	0.61	49.68	40.04	2.40	6.32	2.27	91.41	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	200-250	10.76	0.19	0.49	1.23	47.85	35.58	3.91	10.76	1.91	87.34	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	250-300	11.47	0.15	1.00	1.22	51.14	31.81	3.22	11.47	2.37	86.16	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	300-350	6.83	0.38	0.40	0.85	54.77	34.23	2.43	6.83	1.63	91.44	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	350-400	5.94	-0.11	0.53	0.97	61.48	23.29	1.90	5.94	1.39	92.07	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	400-450	5.20	0.21	0.46	1.89	57.04	33.01	2.19	5.20	2.56	92.24	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP11	450-500	7.95	0.25	0.32	1.27	50.36	37.21	2.65	7.95	1.83	90.21	Arenosol	Mokongwa ITC station	464406	7535671	DP11
DP12	0-30	6.01	0.34	0.13	0.94	57.52	32.06	3.00	6.01	1.41	92.56	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	30-60	5.54	0.15	0.19	0.87	53.44	36.26	3.55	5.54	1.21	93.25	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	60-90	6.54	0.04	0.19	1.23	55.89	33.40	2.71	6.54	1.46	92.00	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	90-120	7.05	-0.19	0.21	1.51	53.90	34.01	3.51	7.05	1.54	91.42	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	120-150	8.39	0.23	0.06	2.26	57.96	28.35	2.75	8.39	2.55	89.06	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	150-200	8.87	0.25	0.23	1.56	53.58	32.46	3.04	8.87	2.05	89.08	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	200-250	10.76	0.19	0.49	1.23	47.85	35.58	3.91	10.76	1.91	87.34	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	250-300	11.47	0.15	1.00	1.22	51.14	31.81	3.22	11.47	2.37	86.16	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	300-350	10.72	0.47	0.45	1.28	52.58	30.95	3.56	10.72	2.19	87.09	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	350-400	9.64	0.55	0.28	1.11	48.66	35.00	4.76	9.64	1.94	88.42	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	400-450	11.27	0.09	0.32	1.31	50.77	32.69	3.54	11.27	1.72	87.00	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP12	450-500	10.84	0.13	0.64	1.33	49.80	33.47	3.79	10.84	2.09	87.07	Arenosol	Makhi Test Farm, 2566 m from Kraal	436076	7547985	DP12
DP13	0-30	4.43	0.51	0.26	0.77	61.01	30.71	2.32	4.43	1.53	94.04	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	30-60	4.79	0.60	0.02	1.12	55.99	35.20	2.81	4.79	1.20	94.00	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	60-90	5.42	0.30	0.46	1.44	60.43	29.44	2.51	5.42	2.20	92.38	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	90-120	5.03	0.42	0.17	1.14	53.40	36.49	3.35	5.03	1.73	93.24	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	120-150	6.59	0.23	0.32	0.81	52.50	36.25	3.30	6.59	1.92	92.04	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	150-200	8.11	-0.17	0.23	1.92	51.64	34.69	3.59	8.11	1.98	89.52	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	200-250	9.53	0.05	0.21	1.28	51.36	32.89	3.28	9.53	2.04	87.53	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	250-300	9.14	0.74	0.51	1.29	49.49	35.83	3.00	9.14	2.58	88.32	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	300-350	8.11	-0.15	0.58	1.16	46.81	39.51	3.99	8.11	1.54	90.31	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	350-400	9.69	-0.17	0.54	1.03	51.55	33.89	3.47	9.69	1.40	88.91	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	400-450	9.22	0.07	0.36	1.07	48.54	37.17	3.62	9.22	1.45	89.33	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP13	450-500	9.97	0.12	0.62	1.24	51.73	34.21	2.66	9.97	1.44	88.60	Arenosol	Makhi Test Farm, 1248 m from Kraal	437242	7548606	DP13
DP14	0-30	3.60	0.55	0.08	0.85	48.45	43.15	3.32	3.60	1.48	94.92	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	30-60	4.89	0.28	0.15	1.44	55.15	35.69	2.41	4.89	1.86	93.25	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	60-90	5.77	0.61	0.00	2.06	53.31	35.87	2.38	5.77	2.67	91.56	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	90-120	6.95	0.25	0.44	0.97	49.41	38.57	3.40	6.95	1.67	91.38	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	120-150	8.12	0.52	0.31	2.89	51.63	33.81	2.71	8.12	3.72	88.16	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	150-200	8.48	0.68	0.21	1.31	44.16	41.44	3.71	8.48	2.20	89.32	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	200-250	10.15	0.58	0.41	1.39	51.49	32.83	3.16	10.15	2.37	87.49	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	250-300	10.02	0.19	0.56	1.48	49.56	35.04	3.15	10.02	2.23	87.75	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	300-350	9.57	0.71	0.02	1.76	50.74	34.32	2.88	9.57	2.49	87.94	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	350-400	10.12	0.17	0.06	1.54	51.18	33.86	3.08	10.12	1.77	88.11	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	400-450	9.56	0.49	0.17	1.26	48.97	35.96	3.58	9.56	1.92	88.52	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP14	450-500	9.74	0.04	0.77	0.71	48.87	36.45	3.42	9.74	1.53	88.74	Arenosol	Makhi Test Farm, 706 m from Kraal	437755	7548786	DP14
DP15	0-30	4.23	-0.13	0.44	0.83	43.68	47.23	3.71	4.23	1.14	94.62	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	30-60	5.24	0.19	0.21	0.99	50.52	40.38	2.47	5.24	1.39	93.37	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	60-90	7.42	0.30	0.36	1.22	51.95	36.61	2.14	7.42	1.88	90.70	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	90-120	7.95	0.46	0.23	1.20	47.88	39.08	3.20	7.95	1.89	90.16	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	120-150	9.28	0.15	0.80	1.29	48.31	37.46	2.71	9.28	2.24	88.49	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	150-200	10.12	0.36	0.59	2.08	47.88	35.98	2.99	10.12	3.03	86.85	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	200-250	10.18	0.97	2.76	3.40	43.49	36.24	6.95	10.18	4.07	86.85	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	250-300	10.00	2.90	4.35	63.88	33.20	2.74	1.93	10.00	6.14	37.87	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	300-350	1.62	3.66	2.90	52.03	33.71	2.49	3.44	1.62	58.74	39.03	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	350-400	0.70	0.67	1.13	52.43	33.06	2.39	10.02	0.70	53.84	45.47	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	400-450	1.16	1.33	1.44	53.87	31.08	2.04	9.09	1.16	56.64	42.20	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP15	450-500	2.14	1.43	1.85	52.23	32.85	2.07	7.43	2.14	55.52	42.34	Arenosol	Makhi Test Farm, Kraal direct	438391	7549093	DP15
DP16	0-30	0.00	0.00	0.00	0.00	8.28	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	Arenosol	Termite Mound TM1 direct, (Leithakane)	353806	7642358	DP16
DP16	30-60	0.00	0.00	0.33	0.00	8.19	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	Arenosol	Termite Mound TM1 direct, (Leithakane)	353806	7642358	DP16
DP16	60-90	0.00	0.00	0.19	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	Arenosol	Termite Mound TM1 direct, (Leithakane)	353806	7642358	DP16
DP16	90-120	0.00	0.00	0.13	0.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	Arenosol	Termite Mound TM1 direct, (Leithakane)	353806	7642358	DP16
DP16	120-150	0.00	0.00	0.18	0.00	308.8	28.6	9.58	0.00	0.00	0.00	Arenosol	Termite Mound TM1 direct, (Leithakane)	353806	7642358	DP16
DP16	150-160	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	Arenosol	Termite Mound TM1 direct, (Leithakane)	353806	7642358	DP16

TSP7	60-90	6,67	0,53	0,23	0,66	57,59	31,45	2,87	6,67	1,42	91,91	6,56	#NV	0,000	27,8	20,3	4,46	0,18	<0,89	<0,075	<0,03	52,7	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP7
TSP8	0-30											5,4	#NV	0,004	15,5	14,7	3,50	0,28	<0,89	0,080	0,34	34,5	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP8
TSP8	30-60											6,09	#NV	0,000	22,1	25,5	2,20	0,25	<0,89	<0,075	0,23	50,3	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP8
TSP8	60-90											6,28	#NV	0,000	25,5	24,6	2,26	0,37	<0,89	0,077	0,11	52,9	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP8
TSP9	0-30	4,47	0,00	0,49	1,04	57,84	33,22	2,94	4,47	1,53	94,00	5,7	#NV	0,033	18,7	10,0	3,61	0,19	<0,89	<0,075	0,33	32,9	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP9
TSP9	30-90	6,00	0,41	0,28	1,13	56,01	31,28	2,89	6,00	1,81	92,19	6,12	#NV	0,001	20,1	13,6	3,47	0,18	<0,89	<0,075	0,24	37,6	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP9
TSP9	60-90	8,16	0,75	0,06	0,70	55,28	31,37	3,67	8,16	1,52	90,33	6,37	#NV	0,000	25,9	25,3	3,78	0,20	<0,89	0,075	0,16	55,3	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP9
TSP10	0-30											5,41	#NV	0,000	19,7	8,0	3,14	0,15	<0,89	0,077	0,34	31,4	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP10
TSP10	30-60											6,24	#NV	0,000	22,6	9,4	1,97	0,26	<0,89	0,077	0,16	34,5	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP10
TSP10	60-90											5,92	#NV	0,000	22,5	10,1	2,65	0,23	<0,89	0,075	0,33	36,0	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP10
TSP11	0-30											5,93	#NV	0,035	22,9	10,4	2,67	0,25	<0,89	<0,075	0,30	36,6	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP11
TSP11	30-90											5,93	#NV	0,011	15,8	15,0	2,14	0,20	<0,89	0,090	0,20	33,4	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP11
TSP11	60-90											5,69	#NV	0,000	16,9	18,5	2,19	0,31	<0,89	0,084	0,16	38,1	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP11
TSP12	0-30	4,08	0,55	0,34	0,87	55,91	34,23	4,02	4,08	1,76	94,16	5,92	#NV	0,017	17,6	10,2	3,28	0,21	<0,89	0,077	0,33	31,7	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP12
TSP12	30-60	5,00	0,28	0,25	1,36	58,82	31,17	3,13	5,00	1,89	93,12	6,25	#NV	0,000	16,7	13,1	1,81	0,21	<0,89	0,075	0,14	32,1	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP12
TSP12	60-90	7,86	-0,02	0,34	0,91	53,19	34,29	3,43	7,86	1,23	90,91	6,29	#NV	0,000	22,1	19,1	2,50	0,28	<0,89	0,075	0,09	44,1	Arenosol	test side profiles, 5 km south of Makhi test farm	435030	7545490	TSP12
TM1	TOP																						near Leithakane/Orapa road	347671	7632868	TM1	
TM1	BOTTOM																						near Leithakane/Orapa road	347671	7632868	TM1	
TM2	TOP																						near Leithakane/Orapa road	347110	7633140	TM2	
TM2	BOTTOM																						near Leithakane/Orapa road	347110	7633140	TM2	
TM3	TOP																						near Leithakane/Orapa road	345991	7633703	TM3	
TM3	BOTTOM																						near Leithakane/Orapa road	345991	7633703	TM3	
acacia luederi	0-30																						at test side profiles (TSP)	435030	7545490	acacia luederi	
SOIL PROFILE	PROFILE DEPTH	T (%)	fu (%)	mU (%)	gU (%)	fS (%)	mS (%)	gS (%)	CLAY (%)	SILT (%)	SAND (%)	pH (BaCl ₂)	NH ₄ (mmol C / kg)	H+ (mmol C / kg)	Calcium (mmol C / kg)	Magnesium (mmol C / kg)	Kalium (mmol C / kg)	Natrium (mmol C / kg)	Alumini um (mmol C / kg)	Eisen (mmol C / kg)	Mangan (mmol C / kg)	Summe KAKefer. (mmol C / kg)	SOIL GROUP (FAO)	LOCALITY	UTM 35K X	UTM 35K Y	SOIL PROFILE

LOCATION	SPECIES	SUBSPECIES	PART OF PLANT	X UTM (K35)	Y UTM (K35)	PRO NUMBER	SAMPLE	WEIGHTED SAMPLE	C (%)	S (%)	N (%)	C/N
DPD 6	Acacia	Luederitzii	leaves	438391	7547094	001"	1	0.1349	52.2	0.204	2.85	18.3
DPD 6	Acacia	Luederitzii	leaves	438391	7547094	002"	1	0.0847	52.6	0.199	2.82	18.7
DPD 6	Rhigozum	Brevispinosum	leaves	438391	7547094	003"	2	0.0974	46.6	0.770	4.02	11.6
DPD 6	Rhigozum	Brevispinosum	leaves	438391	7547094	004"	2	0.0895	46.6	0.727	3.98	11.7
DPD 6	Boscia	Albitrunca	leaves	438391	7547094	005"	3	0.0699	46.7	0.192	3.07	15.2
DPD 6	Boscia	Albitrunca	leaves	438391	7547094	006"	3	0.0785	46.7	0.192	3.07	15.2
TSP 1	Acacia	Luederitzii	leaves	435029	7545489	007"	4	0.1238	50.9	0.201	2.18	23.3
TSP 1	Acacia	Luederitzii	leaves	435029	7545489	008"	4	0.1042	51.0	0.199	2.20	23.2
TSP 1	Grewia	Flava	leaves	435029	7545489	009"	5	0.1038	48.7	0.256	2.39	20.4
TSP 1	Grewia	Flava	leaves	435029	7545489	010"	5	0.0925	48.7	0.226	2.40	20.3
TSP 1	Boscia	Albitrunca	leaves	435029	7545489	011"	6	0.1215	46.6	0.682	4.07	11.4
TSP 1	Boscia	Albitrunca	leaves	435029	7545489	012"	6	0.1539	46.5	0.673	4.06	11.5
TSP 1	Rhigozum	Brevispinosum	leaves	435029	7545489	013"	7	0.1138	47.9	0.156	2.59	18.5
TSP 1	Rhigozum	Brevispinosum	leaves	435029	7545489	014"	7	0.1260	47.5	0.174	2.79	17.0
TSP 1	Rhigozum	Brevispinosum	leaves	435029	7545489	127"	7	0.1381	47.1	0.151	2.53	18.6
TSP 1	Rhigozum	Brevispinosum	leaves	435029	7545489	128"	7	0.1472	47.0	0.150	2.54	18.5
TSP 1	Grass	long	grass top	435029	7545489	015"	8	0.0847	42.6	0.208	1.86	22.9
TSP 1	Grass	long	grass top	435029	7545489	016"	8	0.0750	42.7	0.187	1.81	23.6
DPD 1	Ochna	Pulchra	leaves	464406	7535671	017"	9	0.1018	51.4	0.162	1.52	33.8
DPD 1	Ochna	Pulchra	leaves	464406	7535671	018"	9	0.1218	51.1	0.152	1.53	33.4
DPD 1	Grewia	Retinervis	leaves	464406	7535671	019"	10	0.0938	50.1	0.193	2.93	17.1
DPD 1	Grewia	Retinervis	leaves	464406	7535671	020"	10	0.1005	50.0	0.194	2.94	17.0
DPD 1	Dichrostachys	Cinerea	leaves	464406	7535671	021"	11	0.0917	50.4	0.292	3.13	16.1
DPD 1	Dichrostachys	Cinerea	leaves	464406	7535671	022"	11	0.0917	50.5	0.283	3.13	16.1
DPD 1	Grass	tall	grass top	464406	7535671	023"	12	0.0796	45.3	0.176	2.01	22.5
DPD 1	Grass	tall	grass top	464406	7535671	024"	12	0.0743	45.2	0.167	2.04	22.2
DPD 3	Grewia	Flava	leaves	460455	7531519	025"	13	0.1016	49.6	0.213	2.55	19.5
DPD 3	Grewia	Flava	leaves	460455	7531519	026"	13	0.1066	49.6	0.222	2.59	19.2
DPD 3	Acacia	Hebeclada	leaves	460455	7531519	027"	14	0.0964	50.1	0.210	2.39	21.0
DPD 3	Acacia	Hebeclada	leaves	460455	7531519	028"	14	0.1026	49.4	0.208	2.41	20.5
DPD 3	Tarchonanthus	Camporatus	leaves	460455	7531519	029"	15	0.0768	48.1	0.201	2.34	20.6
DPD 3	Tarchonanthus	Camporatus	leaves	460455	7531519	030"	15	0.0830	47.7	0.208	2.31	20.6
DPD 3	Grass	short	grass top	460455	7531519	031"	16	0.0830	43.3	0.324	1.78	24.3
DPD 3	Grass	short	grass top	460455	7531519	032"	16	0.0874	43.6	0.325	1.79	24.4
DPD 4	Acacia	Hebeclada	leaves	459240	7552923	033"	17	0.1225	50.0	0.229	2.95	16.9
DPD 4	Acacia	Hebeclada	leaves	459240	7552923	034"	17	0.1134	49.9	0.227	2.97	16.8
DPD 4	Peltophorum	Africanum	leaves	459240	7552923	035"	18	0.1081	47.6	0.221	3.16	15.1
DPD 4	Peltophorum	Africanum	leaves	459240	7552923	036"	18	0.1651	47.0	0.225	3.05	15.4
DPD 4	Ziziphus	Mucronata	leaves	459240	7552923	037"	19	0.1123	45.7	0.152	3.04	15.0
DPD 4	Ziziphus	Mucronata	leaves	459240	7552923	038"	19	0.1135	45.6	0.155	3.06	14.9
DPD 4	Grass	short	grass top	459240	7552923	039"	20	0.0816	43.8	0.297	2.27	19.3
DPD 4	Grass	short	grass top	459240	7552923	040"	20	0.1013	43.8	0.305	2.16	20.3
DPD 9	Terminalia	Sericea	leaves	465156	7541402	041"	21	0.1388	49.0	0.108	1.54	31.8
DPD 9	Terminalia	Sericea	leaves	465156	7541402	042"	21	0.0921	49.2	0.102	1.55	31.7
DPD 9	Grewia	Retinervis	leaves	465156	7541402	043"	22	0.1144	49.3	0.181	2.77	17.8
DPD 9	Grewia	Retinervis	leaves	465156	7541402	044"	22	0.1337	48.8	0.206	2.76	17.7
DPD 9	Acacia	Erubescens	leaves	465156	7541402	045"	23	0.1026	48.5	0.338	4.20	11.5
DPD 9	Acacia	Erubescens	leaves	465156	7541402	046"	23	0.0940	48.5	0.323	4.26	11.4
DPD 9	Grass	long	grass top	465156	7541402	047"	24	0.0803	45.0	0.276	1.86	24.2

DPD 9	Grass	long	grass top	465156	7541402	048"	24	0.0801	44.8	0.279	1.84	24.3				
DPD 10	Terminalia	Sericea	leaves	465150	7541397	049"	25	0.1271	50.2	0.122	1.96	25.6				DPD 10
DPD 10	Terminalia	Sericea	leaves	465150	7541397	050"	25	0.1518	49.9	0.128	1.96	25.5				DPD 10
DPD 10	Grewia	Retinervis	leaves	465150	7541397	051"	26	0.1179	49.7	0.245	3.07	16.2				DPD 10
DPD 10	Grewia	Retinervis	leaves	465150	7541397	052"	26	0.1075	49.6	0.244	3.08	16.1				DPD 10
DPD 10	Acacia	Erubescens	leaves	465150	7541397	063"	27	0.1272	49.0	0.239	3.74	13.1				DPD 10
DPD 10	Acacia	Erubescens	leaves	465150	7541397	064"	27	0.0962	49.9	0.250	3.85	13.0				DPD 10
DPD 10	Acacia	Erubescens	leaves	465150	7541397	129"	27	0.1542	49.2	0.247	3.75	13.1				DPD 10
DPD 10	Acacia	Erubescens	leaves	465150	7541397	130"	27	0.1329	48.6	0.243	3.74	13.0				DPD 10
DPD 10	Grass	long	grass top	465150	7541397	065"	28	0.0929	48.0	0.135	0.80	59.7				DPD 10
DPD 10	Grass	long	grass top	465150	7541397	066"	28	0.0860	47.0	0.132	0.73	64.5				DPD 10
DPD 10	Grass	long	grass top	465150	7541397	131"	28	0.1732	46.3	0.137	0.76	61.1				DPD 10
DPD 10	Grass	long	grass top	465150	7541397	132"	28	0.1511	46.5	0.130	0.74	63.0				DPD 10
DPD 11	Terminalia	Sericea	leaves	462849	7537496	057"	29	0.1026	48.0	0.109	1.88	25.5				DPD 11
DPD 11	Terminalia	Sericea	leaves	462849	7537496	068"	29	0.1608	47.5	0.115	1.89	25.1				DPD 11
DPD 11	Terminalia	Sericea	leaves	462849	7537496	133"	29	0.1341	47.8	0.115	1.90	25.2				DPD 11
DPD 11	Terminalia	Sericea	leaves	462849	7537496	134"	29	0.1420	47.7	0.118	1.90	25.1				DPD 11
DPD 11	Acacia	Erioloba	leaves	462849	7537496	059"	30	0.1723	51.6	0.154	2.49	20.7				DPD 11
DPD 11	Acacia	Erioloba	leaves	462849	7537496	060"	30	0.1513	51.5	0.157	2.54	20.3				DPD 11
DPD 11	Dichrostachys	Cinerea	leaves	462849	7537496	061"	31	0.0828	51.7	0.327	3.44	15.0				DPD 11
DPD 11	Dichrostachys	Cinerea	leaves	462849	7537496	062"	31	0.1120	50.0	0.328	3.29	15.2				DPD 11
DPD 11	Dichrostachys	Cinerea	leaves	462849	7537496	137"	31	0.1574	50.6	0.344	3.33	15.2				DPD 11
DPD 11	Dichrostachys	Cinerea	leaves	462849	7537496	138"	31	0.1326	50.7	0.338	3.33	15.2				DPD 11
DP 2	Acacia	Erioloba	leaves	460350	7531491	063"	32	0.1608	50.4	0.195	2.56	19.7				DP 2
DP 2	Acacia	Erioloba	leaves	460350	7531491	064"	32	0.1307	50.6	0.186	2.56	19.8				DP 2
DP 2	Grewia	Flava	leaves	460350	7531491	065"	33	0.1252	48.4	0.226	2.30	21.0				DP 2
DP 2	Grewia	Flava	leaves	460350	7531491	066"	33	0.0899	48.5	0.213	2.31	21.0				DP 2
DP 2	Ziziphus	Mucronata	leaves	460350	7531491	067"	34	0.1106	49.1	0.199	3.33	14.7				DP 2
DP 2	Ziziphus	Mucronata	leaves	460350	7531491	068"	34	0.1424	49.2	0.206	3.36	14.6				DP 2
DP 2	Grass		grass top	460350	7531491	069"	35	0.1246	40.5	0.243	2.10	19.3				DP 2
DP 2	Grass		grass top	460350	7531491	070"	35	0.1036	41.2	0.227	2.03	20.3				DP 2
DP 2	Grass		grass top	460350	7531491	139"	35	0.1464	40.4	0.228	2.11	19.1				DP 2
DP 2	Grass		grass top	460350	7531491	140"	35	0.1510	39.3	0.241	2.08	18.9				DP 2
DP 3	Grewia	Flava	leaves	460455	7531519	071"	36	0.0993	47.2	0.221	2.63	17.9				DP 3
DP 3	Grewia	Flava	leaves	460455	7531519	072"	36	0.1092	47.0	0.224	2.66	17.7				DP 3
DP 3	Acacia	Hebeclada	leaves	460455	7531519	073"	37	0.1316	47.6	0.171	2.34	20.3				DP 3
DP 3	Acacia	Hebeclada	leaves	460455	7531519	074"	37	0.1039	48.0	0.177	2.35	20.4				DP 3
DP 3	Camphoratus	Tarconautus	leaves	460455	7531519	075"	38	0.0789	47.3	0.181	2.10	22.5				DP 3
DP 3	Camphoratus	Tarconautus	leaves	460455	7531519	076"	38	0.0839	48.9	0.183	2.15	22.7				DP 3
DP 4	Acacia	Flecki	leaves	461002	7532455	077"	39	0.0910	47.1	0.197	3.30	14.3				DP 4
DP 4	Acacia	Flecki	leaves	461002	7532455	078"	39	0.1245	47.1	0.201	3.31	14.2				DP 4
DP 4	Ochna	Pulchra	leaves	461002	7532455	079"	40	0.1377	50.7	0.138	1.57	32.3				DP 4
DP 4	Ochna	Pulchra	leaves	461002	7532455	080"	40	0.1467	50.7	0.146	1.56	32.5				DP 4
DP 4	Grass		grass top	461002	7532455	081"	41	0.1178	47.3	0.115	0.65	73.1				DP 4
DP 4	Grass		grass top	461002	7532455	082"	41	0.1053	46.8	0.115	0.65	72.2				DP 4
DP 4	Grass		roots	461002	7532455	083"	42	0.1152	36.5	0.071	0.93	39.2				DP 4
DP 4	Grass		roots	461002	7532455	084"	42	0.1143	33.7	0.065	0.80	42.0				DP 4
DP 4	Grass		roots	461002	7532455	141"	42	0.1954	35.6	0.064	0.78	45.4				DP 4
DP 4	Grass		roots	461002	7532455	142"	42	0.1575	35.4	0.063	0.77	45.9				DP 4
DP 5	Ochna	Pulchra	leaves	461283	7533330	085"	43	0.1532	50.4	0.193	1.39	36.3				DP 5
DP 5	Ochna	Pulchra	leaves	461283	7533330	086"	43	0.1735	50.2	0.186	1.38	36.4				DP 5
DP 5	Grewia	Flavescence	leaves	461283	7533330	087"	44	0.1144	49.8	0.200	1.90	26.2				DP 5

DPD 6	Acacia	Luederitzii	roots	438391	7547094	144"	201	47.5	0.247	1.21	39.3
DPD 6	Rhigozum	Brevispinosum	roots	438391	7547094	146"	202	43.3	0.071	1.16	37.3
DPD 6	Boscia	Albitrunca	roots	438391	7547094	148"	203	37.9	0.884	3.06	12.4
TSP 1	Acacia	Luederitzii	roots	435029	7545489	150"	204	45.0	0.131	0.83	54.1
TSP 1	Grewia	Flava	roots	435029	7545489	152"	205	44.6	0.063	1.46	30.5
TSP 1	Boscia	Albitrunca	roots	435029	7545489	154"	206	40.6	0.977	3.09	13.1
TSP 1	Rhigozum	Brevispinosum	roots	435029	7545489	156"	207	46.0	0.066	1.07	43.0
TSP 1	Grass	long	roots	435029	7545489	157"	208	27.8	0.095	0.68	40.7
DPD 1	Ochna	Pulchra	roots	464406	7535671	159"	209	47.5	0.063	0.73	65.2
DPD 1	Grewia	Retinervis	roots	464406	7535671	161"	210	45.5	0.093	0.87	52.5
DPD 1	Dichrostachys	Cinerea	roots	464406	7535671	163"	211	44.5	0.336	1.38	32.2
DPD 1	Grass	long	roots	464406	7535671	164"	112	42.6	0.098	0.69	61.6
DPD 1	Grass	long	roots	464406	7535671	165"	112	45.5	0.099	0.68	67.4
DPD 1	Grass	long	roots	464406	7535671	283"	112	45.5	0.110	0.78	58.0
DPD 3	Grewia	Flava	roots	460455	7531519	167"	213	43.6	0.056	1.32	33.0
DPD 3	Acacia	Hebeclada	roots	460455	7531519	169"	214	45.0	0.307	1.59	28.3
DPD 3	Tarchoanthus	Camporatus	roots	460455	7531519	171"	215	46.0	0.250	0.86	53.8
DPD 3	Grass	short	roots	460455	7531519	172"	116	42.8	0.115	0.57	75.8
DPD 4	Acacia	Hebeclada	roots	459240	7552923	174"	217	45.5	0.493	2.56	17.8
DPD 4	Peltophorum	Africanum	roots	459240	7552923	176"	218	45.2	0.207	1.54	29.4
DPD 4	Ziziphus	Mucronata	roots	459240	7552923	178"	219	39.4	0.102	1.04	37.9
DPD 4	Grass	short	roots	459240	7552923	179"	220	38.8	0.144	1.07	36.3
DPD 4	Grass	short	roots	459240	7552923	180"	220	38.1	0.143	1.13	33.7
DPD 9	Terminalia	Sericea	roots	465156	7541402	182"	221	43.7	0.041	0.43	100.9
DPD 9	Terminalia	Sericea	roots	465156	7541402	183"	221	44.6	0.045	0.43	104.9
DPD 9	Grewia	Retinervis	roots	465156	7541402	185"	222	44.6	0.100	0.59	75.2
DPD 9	Acacia	Erubescens	roots	465156	7541402	187"	223	46.5	0.187	1.14	40.8
DPD 9	Grass	long	roots	465156	7541402	188"	124	45.8	0.108	0.75	61.0
DPD 9	Grass	long	roots	465156	7541402	189"	124	47.3	0.087	0.64	74.4
DPD 9	Grass	long	roots	465156	7541402	285"	124	48.1	0.087	0.59	81.8
DPD 10	Terminalia	Sericea	roots	465150	7541397	191"	225	45.8	0.036	0.65	70.6
DPD 10	Terminalia	Sericea	roots	465150	7541397	204"	225	45.3	0.036	0.64	71.1
DPD 10	Grewia	Retinervis	roots	465150	7541397	193"	226	46.5	0.116	0.79	59.2
DPD 10	Acacia	Erubescens	roots	465150	7541397	195"	227	46.1	0.205	1.62	28.5
DPD 10	Grass	long	roots	465150	7541397	196"	128	21.2	0.038	0.34	62.4
DPD 11	Terminalia	Sericea	roots	462849	7537496	198"	229	43.9	0.052	0.81	53.9
DPD 11	Acacia	Erioloba	roots	462849	7537496	200"	230	45.4	0.289	1.62	28.0
DPD 11	Dichrostachys	Cinerea	roots	462849	7537496	202"	231	43.5	0.444	2.39	18.2
DP 2	Acacia	Erioloba	roots	460350	7531491	206"	232	45.3	0.473	1.63	27.8
DP 2	Grewia	Flava	roots	460350	7531491	208"	233	45.9	0.062	1.49	30.8
DP 2	Ziziphus	Mucronata	roots	460350	7531491	210"	234	43.9	0.037	1.37	32.0
DP 2	grass	grass	roots	460350	7531491	211"	235	38.1	0.107	1.10	34.6
DP 3	Grewia	Flava	roots	460455	7531519	213"	236	44.9	0.051	1.42	31.6
DP 3	Acacia	Hebeclada	roots	460455	7531519	215"	237	47.4	0.476	2.33	20.3
DP 4	Acacia	Hebeclada	roots	460455	7531519	263"	237	45.7	0.470	2.32	19.7
DP 3	Acacia	Hebeclada	roots	460455	7531519	287"	237	48.2	0.487	2.40	20.1
DP 3	Camphoratus	Tarconautus	roots	460455	7531519	217"	238	49.6	0.197	1.10	45.1
DP 4	Acacia	Flecki	roots	461002	7532455	219"	239	45.4	0.234	1.38	32.9
DP 4	Dichrostachys	Cinerea	roots	461002	7532455	221"	239 c	46.2	0.385	1.87	24.7
DP 4	Ochna	Pulchra	roots	461002	7532455	223"	240	49.9	0.090	0.82	60.6
DP 4	grass	grass	roots	461002	7532455	224"	142	41.4	0.064	0.64	64.9
DP 4	grass	grass	roots	461002	7532455	259"	142	41.8	0.059	0.62	67.0

sheet of vegetation description and sampling

list of vegetation determination:			
name of location: Ghosha C.P. DPD 3 80m from DPD 2		date: 10/05/04	
UTM co-ordinates: X= 0460455		Y= 7531519	
peculiarities: The vegetation is green			
dominant vegetation: Grewia Flava 60.0% Acacia Hebeclata 10.0%			
further vegetation: Tarchonanthus Camphoratus 10% Acacia Erioloba 10% Acacia tortilis 10%			
vegetation coverage:	trees & shrubs: 80.0%	grasses: 1.5%	bare soil: 5.0%

list of sampled vegetation:						
date	photo-No.	name of species (trees, shrubs, grasses)	sample No.	part/organ of plant	weight fresh (0,0g)	weight dry (0,0g)
10/05	1	Grewia Flava	1a	leaves	49.0g	34.2g
			1b	branches	47.4g	36.3g
			1c	roots	55.2g	39.3g
10/05	2	Acacia Hebeclata	2a	leaves	44.5g	31.4g
			2b	branches	49.0g	36.1g
			2c	roots	55.0g	39.1g
10/05	3	Tarchonanthus camphoratus	3a	leaves	49.1g	31.3g
			3b	branches	50.6g	36.7g
			3c	roots	53.3g	36.3g
10/05	4	grass: Short grass	4a	grass top	39.5g	25.2g
			4b	grass roots	44.8g	30.6g

A36: Formblatt der Vegetation, Beispiel eines untersuchten Standortes, bei dem die Bestimmung und die Beprobung der dominanten Pflanzenarten bei DPD3 (80 m vom Wassertank des Ghosha Cattle Post entfernt) stattgefunden haben. - Form of vegetation, example of an investigated site, were determination and sampling of dominant vegetation species next to DPD3 (80 m from the water tank of Ghosha Cattle Post apart) have been taken place.

LEBENS LAUF

Name:	Schwiede
Vorname:	Martin Rolf
Geburtsdatum:	18.01.1966
Geburtsort:	Cuxhaven
Familienstand:	verheiratet, zwei Kinder
Staatsangehörigkeit:	deutsch
06/82	Mittlere Reife an der Gesamtschule Bad Karlshafen
07/82 – 06/85	Gymnasium Beverungen; Abschluss: Abitur
10/85 – 03/86	Studium Diplom-Maschinenbau an der GHK-Kassel
08/86 – 01/89	Ausbildung zum Kraftfahrzeugmechaniker in Hofgeismar
01/89 – 08/93	Kraftfahrzeugmechaniker und Karrosserieschlosser in Hofgeismar
10/93 – 11/00	Studium der Geographie an der Universität Göttingen Nebenfächer im Hauptstudium Bodengeographie und Bioklimatologie
11/00	Abschluß: Diplom Geograph
09/01 - dato	Wissenschaftlicher Angestellter am Institut für Bodenkunde der Universität Hannover