



SCHRIFTENREIHE
ANGEWANDTE GEOLOGIE KARLSRUHE

Lehrstuhl für Angewandte Geologie
der Universität Karlsruhe

Herausgeber:
Prof. Dr. Dr. Kurt Czurda und Prof. Dr. Heinz Hötzl

V. I. Giurgea

Hydrogeologische und geotechnische Voraussetzungen für die Anlage von Standorten zur Lagerung radioaktiver Reststoffe unter Berücksichtigung des CONSOLID[®]-Systems

Schr. Angew. Geol. Karlsruhe	56	I-XVIII 1-202	Karlsruhe, 1999
---------------------------------	----	------------------	-----------------

Anschrift des Autors:

Vlad Ion Giurgea
Lehrstuhl für Angewandte Geologie
Universität (TH) Karlsruhe
Kaiserstraße 12
Postfach 6980

D-76128 Karlsruhe

Anschrift der Schriftleitung:

SCHRIFTENREIHE ANGEWANDTE GEOLOGIE KARLSRUHE
Lehrstuhl für Angewandte Geologie
Universität (TH) Karlsruhe
Kaiserstraße 12
Postfach 6980

D-76128 KARLSRUHE

ISSN 0933-2510

Vervielfältigung auf photomechanischem Wege (Photokopie, Mikrokopie) oder auszugsweise Wiedergabe für den eigenen Bedarf ist nur mit Quellenangabe gestattet.

**Hydrogeologische und geotechnische
Voraussetzungen für die Anlage von Standorten zur
Lagerung radioaktiver Reststoffe unter
Berücksichtigung des
CONSOLID-Systems**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
an der Fakultät für Bio- und Geowissenschaften
der
Universität Karlsruhe
genehmigte
DISSERTATION

von
Dipl.-Geol. Vlad Ion Giurgea
aus Bukarest, Rumänien

Karlsruhe 1999

Tag der mündlichen Prüfung: 05. Mai 1999

Referent: Prof. Dr. H. Hötzl, Universität Karlsruhe (TH)

Korreferent: Prof. Dr. F. Zamfirescu, Universität Bukarest

Meiner Frau Gabriela

KURZFASSUNG

Hydrogeologische, ingenieurgeologische und geotechnische Untersuchungen zur Beurteilung der Eignung des Deponiestandortes für schwach- und mittelradioaktive Abfälle, bei der geplanten Deponie Cernavodă/ Rumänien, wurden im Rahmen der Dissertation durchgeführt und kritisch analysiert. Die durchgeführten Untersuchungen und Modellrechnungen sollten Hinweise über die Sicherheit der Endlagerung, im Sinne der Einhaltung der strengen Vorgaben der IAEA - Wien, für den Deponiestandort Cernavodă erbringen.

In Ergänzung der im Gelände durchgeführten „in situ“- und Laborversuche, wurde eine Reihe mathematischer Modelle gerechnet, die als Schwerpunkt sich mit der Frage der Radionuklidmigration in den geologischen Schichten des Untergrundes sowie in der Basisabdichtung beschäftigen.

Die gerechneten mathematischen Modelle, die als Hauptschwerpunkt der Arbeit zu sehen sind, führen über numerische Simulation der Radionuklidmigration zu der Schlußfolgerung, daß selbst bei ungünstigsten Annahmen und Schadensfällen das Grundwasser im tieferen Untergrund der Deponie, im Rahmen der vorgegebenen Sicherheitszeit von 300 Jahren, nicht von den Radionukliden erreicht wird. Die numerische 2D-Simulation der Radionuklidmigration in den ungesättigten Schichtfolgen stellt - unter Berücksichtigung der im Labor und „in situ“ bestimmten bodenhydraulischen Parametern des radioaktiven Zerfalls sowie der ad- und absorbierenden Eigenschaften der geologischen Schichten - einen neuen Ansatz zur Standortbewertung dar.

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten detaillierten Untersuchungen über die Zusammensetzung und Wirkungsweise des CONSOLID-Systems, wie auch die eingehenden Labor- und Feldversuche zum Nachweis einer Reihe geotechnischer und hydrogeologischer Verbesserungen, die ein CONSOLID-behandelter Boden erfährt, konnten erstmals die Eignung und Vorteile dieses Systems für derartige geotechnische Anwendungen wissenschaftlich belegen.

Im Rahmen der geotechnischen Laboruntersuchungen konnten selbst entwickelte und zu der Thematik der Untersuchungen angepaßte Prüfverfahren z. B. Frosthebungsversuche, *Pinhole* - Tests und CBR₂ - Tests eingesetzt werden. Die Ergebnisse aller dieser durchgeführten Untersuchungen weisen darauf hin, daß mit Hilfe der CONSOLID-Stabilisierung des Lößes, der Boden allgemein, wie auch der Baugrund bzw. die Basisabdichtung im Besonderen eine grundsätzliche und wesentliche Verbesserung erfahren, die sich auch in den retardierenden, ab- und adsorbierenden Eigenschaften bemerkbar macht. Dadurch konnte die positive Einstufung der Eignung des Standortes deutlich verbessert werden.

ABSTRACT

(Hydrogeological and Geotechnical Requirements for the Construction of Radioactive Waste Disposal Sites with Respect to the CONSOLID-System)

Within the scope of this dissertation, hydrogeological, engineering geological and geotechnical studies were carried out and critically analyzed for the estimation of the site applicability of a proposed low- and intermediate-level radioactive waste site (LILRW) at Cernavodă/ Romania. The analysis, studies and modeling had to bring hints concerning the security of the final storage of the Cernavodă site, in accordance with the compliance of the severe recommendations of the IAEA-Vienna (International Atomic Energy Agency).

A series of numerical model calculations were performed in completion of the “in situ”- and laboratory-analyses. These calculations focused principally on the migration of the radionuclides through the base sealing and the geological strata.

The results of the calculated models, including numerical simulation of the radionuclides migration, are leading to the conclusion, that even considering the worst possible suppositions and accidents, the groundwater in the deeper underground of the waste disposal site will not be reached by the radionuclides within the institutional control period of 300 years. These modeling results are to be considered the main focus of the thesis. The numerical 2D-simulation of the radionuclides migration through the unsaturated strata, represents a new contribution to the site assessment. The model includes unsaturated soil hydraulic properties determined by laboratory and “in situ” measurements, as well as the radioactive decay and the ad- and absorbing properties of the geological formations.

The detailed studies and analysis, which were carried out within the framework of this dissertation, included also a testing and evaluation of the CONSOLID soil stabilization system, as well as the detailed laboratory- and field-tests for the proof of a series of geotechnical and hydrogeological improvements, which a CONSOLID-treated soil is experiencing. For the first time the scientific investigations demonstrate the suitability and the advantages of this system for such geotechnical applications.

Within the scope of this thesis a series of self developed and to the matter of the studies adapted tests, e. g.: frost heaving test, Pinhole test and CBR₂ test, were used. The results of all these tests and analysis are pointing out, that under the use of the CONSOLID-stabilization of the loess, the soil generally as well as the disposal ground and especially the base sealing, are experiencing a general improvement, which is reflecting also in the retarding, ad- and absorbing properties of the treated soil. All these facts are proving the good suitability of the Cernavodă site for the deposition of low- and intermediate-level radioactive waste.

VORWORT UND DANKSAGUNG

Die vorliegende Dissertation entstand am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe unter der Führung von Prof. Dr. H. Hötzl in enger Zusammenarbeit mit der Fakultät für Geologie und Geophysik der Universität Bukarest und dem Institut für Geotechnische und Geophysikalische Untersuchungen (GEOTEC), Bukarest.

Für die ständige fachliche und menschliche Betreuung und große Unterstützung, ohne welche diese Arbeit nie entstehen hätte können, gilt mein ganz besonderer Dank meinem Betreuer und Lehrer, Herrn Dr. G.-P. Merkle. Zusätzlich möchte ich mich auch für die Unterstützung beim Erhalt einer Finanzierung sowie der Korrektur der Arbeit, für die erhaltenen Ratschläge und für die entgegengebrachte Freundschaft herzlich bedanken.

Herrn Prof. Dr. H. Hötzl danke ich herzlich für die Vergabe des Themas, für die Betreuung und Diskussionsbereitschaft sowie für die gewährleistete Freiheit bei der Bearbeitung des Themas.

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne ein Stipendium des DAAD und ein Fortsetzungsstipendium der Firma *CONSOLID Bautechnik AG*. Bei Herrn Dipl.-Ing. Hanno Konrad, Inhaber und Geschäftsführer der o.g. Firma, möchte ich mich an dieser Stelle für das entgegengebrachte Vertrauen und die finanzielle und technische Unterstützung recht herzlich bedanken.

Hier muß ich auch Herrn Urs Götz danken für die vielen konstruktiven Gespräche und für meine Einweisung und Betreuung auf den Baustellen.

Herrn Prof. Dr. Dr. K. A. Czurda danke ich für die Bereitstellung des Geotechnischen Labors des Lehrstuhls für Angewandte Geologie und für die freundliche Diskussionsbereitschaft.

Herrn Prof. Dr. F. Zamfirescu, Fakultät für Geologie und Geophysik, Universität Bukarest, danke ich für die Übernahme des Korreferats und für sein Interesse an meiner Arbeit.

Ein herzlicher Dank gilt Herrn Prof. Dr. A. Danchiv, Fakultät für Geologie und Geophysik, Universität Bukarest, für die stetige und freundliche Unterstützung auf dem Gebiet der mathematischen Modellierung, für sehr wichtige und kritische Ratschläge bei der Erstellung und Anwendung der Modellansätze.

Bei Herrn Dr. D. Hannich möchte ich mich für die täglichen freundlichen und konstruktiven Gespräche wie auch für die Unterstützung bei der graphischen Darstellung der Modellergebnisse bedanken.

Herrn Dr. R. Haus danke ich für die kollegiale Einarbeitung in das Geotechnischen Labor und für die vielen interessanten Diskussionen.

Für die Unterstützung bei der Durchführung der tonmineralogischen Untersuchungen danke ich Herrn Dipl.-Geol. D. Weiler.

Frau B. Weber danke ich für die durchgeführten chemischen Analysen.

Bei Herrn Dr. M. Böttger möchte ich mich für die Teildurchsicht und vorgeschlagenen Korrekturen der Arbeit bedanken.

Ein besonderer Dank gilt Herrn H. Kettenbach, Werkstattleiter der AGK, für die Hilfsbereitschaft und Unterstützung bei der Bewältigung vieler technischer Probleme.

Dem Institut für Geotechnische und Geophysikalische Untersuchungen (GEOTEC), Bukarest, Herrn Dipl.-Geol. I. Durdun und Dr.-Ing. Privighetorită danke ich für die freundliche und kostenfreie Bereitstellung von Datenmaterial.

Den nachfolgenden Institutionen und Einrichtungen danke ich für die freundliche Unterstützung bei der Durchführung verschiedener Laboruntersuchungen:

- Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe, Herrn Dipl.-Ing. Pietsch, Leiter des Geotechnischen Labors;
- Laboratorium für Elektronenmikroskopie, Universität Karlsruhe, Frau Krebs und Herrn Zibat;
- Institut für Massivbau und Baustofftechnologie, Universität Karlsruhe, Herrn Dr. G. Herold;
- Institut für Hydromechanik (IHK), Universität Karlsruhe, Herrn Dipl.-Geök. D. Schäfer.

Meinen Eltern und Schwiegereltern, meiner Großmutter Maria Senta Giurgea und vor allem meiner Frau Gabriela Giurgea danke ich ganz herzlich für ihr Verständnis und die dauernde Unterstützung bei meiner Arbeit.

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
KURZFASSUNG	I
ABSTRACT	II
VORWORT UND DANKSAGUNG	III
INHALTSVERZEICHNIS	V
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	VIII
TABELLENVERZEICHNIS	XIII
SYMBOL- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XIV
1 EINLEITUNG.....	1
1.1 Das RENEL-Projekt "Cernavodă" für die Lagerung von schwach- und mittelradioaktiven Abfällen, Charakterisierung des potentiellen Schadstoffes und seine Ablagerungsbedingungen	1
1.2 Auswahlkriterien des Standortes für schwach- bis mittelradioaktive Abfälle des KKW-Cernavodă. Kriterien der Sicherheitsbewertung entsprechend den Vorschriften der IAEA - Wien.....	4
1.3 Notwendigkeit und Bedeutung der mathematischen Modellierung.....	12
2 GEOLOGISCH-TECHNISCHE GEGEBENHEITEN	13
2.1 Topographie und geotechnische Vorgaben für den Deponieuntergrund	13
2.2 Geologischer Überblick.....	14
2.3 Ingenieurgeologische und hydrogeologische Bewertung der Schichtfolgen im engeren Standortbereich.....	20
3 KURZBESCHREIBUNG DES CONSOLID-SYSTEMS.....	23
3.1 Allgemeines	23
3.2 Zusammensetzung und Wirkungsweise von CONSOLID.....	24
3.3 Anwendungsbereiche des CONSOLID-Systems.....	34
4 LABORUNTERSUCHUNGEN.....	35
4.1 Korngrößenverteilung und Zustandsgrenzen.....	35
4.2 Proctor - Versuche	39
4.3 Erosionsbeständigkeit	41
4.4 Durchlässigkeitsbestimmungen (k_f -Versuche).....	44
4.5 Bestimmung der Tragfähigkeit (CBR_2), der Quellung und der Wasseraufnahme.....	45
4.6 Scherversuche.....	47
4.7 Frostversuche.....	48
4.8 K_d - Versuche zum Nachweis der Retardation, Ab- und Adsorption von Radionukliden	59
4.9 Perkolatanalysen zum Nachweis der Retardation, Ab- und Adsorption von Schwermetallen	61

4.10	Untersuchungen der Mikrostruktur: Elektronenrastermikroskopie, Quecksilberporosimetrie.....	62
5	„IN SITU“ - UNTERSUCHUNGEN AUF DEM GEPLANTEN DEPONIESTANDORT „CERNAVODĂ“	71
5.1	Plattendruckversuch auf dem anstehenden unverdichteten Löß.....	71
5.2	Aufbau des Versuchsfeldes „Cernavodă“. Einbautechnik des mit dem CONSOLID-System behandelten Lößes	73
5.3	Plattendruckversuche auf konventionell verdichtetem und auf mit dem CONSOLID-System behandeltem und verdichtetem Löß.....	78
5.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der Plattendruckversuche.....	82
6	PHYSIKALISCHE UND MATHEMATISCHE GRUNDLAGEN DER SCHADSTOFFMIGRATIONSMODELLIERUNG IN DER UNGESÄTTIGTEN ZONE	83
6.1	Bodenhydraulische Parameter	84
6.1.1	Einteilung des Bodenwassers und Porengrößenverteilung	84
6.1.2	Wassergehalt.....	86
6.1.3	Bodenwasserpotentiale	88
6.1.4	Bodenhydraulische Parameterkurven $\psi = f(\theta)$, $k = f(\theta)$	91
6.2	Wasserbewegung in der ungesättigten Zone.....	97
6.2.1	Buckinghams Strömungsgesetz	97
6.2.2	Beschreibende Grundgleichung (Richardsgleichung)	98
6.2.3	Ausgangssituation und Randbedingungen.....	100
6.2.4	Gültigkeit und Grenzen der mathematischen Formulierung.....	102
6.3	Massentransport in der ungesättigten Zone	102
6.3.1	Grundgleichung des Massentransports	103
6.3.2	Ausgangssituation und Randbedingungen für den Massentransport.....	104
6.3.3	Dispersionskoeffizient	105
7	MATHEMATISCHE MODELLIERUNG: RECHENPROGRAMME, EINGANGSDATEN, VARIANTEN, AUSWERTUNG DER ERGEBNISSE	107
7.1	Bestimmung der bodenhydraulischen Parameter (α , n , θ_s , θ_r und k_s) mit Hilfe des RETC-Rechenprogramms, anhand der in Laborversuchen bestimmten Meßwerte.....	107
7.2	Vorstellung der Rechenprogramme für die Radionuklidmigrationsmodellierung	115
7.2.1	SUTRA	115
7.2.2	ANE.....	117
7.2.3	SWMS_2D.....	119
7.3	Eingangsdaten für die Modellrechnungen	120
7.3.1	Bodenfeuchteprofile	124
7.3.2	Bodenhydraulische Parameter; gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (k_s)	126

7.3.3	Beschreibung der zu erwartenden Radionuklide	130
7.4	Randbedingungen, Festlegung des FE - Netzes.....	131
7.5	Gerechnete Modellvarianten.....	134
7.5.1	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden	134
7.5.2	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit Paläobodenhorizont	137
7.5.3	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden bei einem 300-jährigen konstanten Schadstofflösungszufluß von 75 l/ m ² ·Jahr	139
7.5.4	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden. „Impulsinput“: 10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 300-jährigen konstanten Wasserzufluß von 75 l/ m ² ·Jahr.....	142
7.5.5	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden. „Impulsinput“: 10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 10-jährigen konstanten Wasserzufluß von 75 l/ m ² ·Jahr.....	145
7.5.6	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß	147
7.5.7	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 1 m verdichtetem Löß	149
7.5.8	Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 1 m verdichtetem Löß und mit Paläobodenhorizont	151
7.5.9	Kobalt. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden.....	153
7.5.10	Kobalt. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß.....	156
7.5.11	Kobalt. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden und 1 m mächtiger CONSOLID-Schicht sowie 1 m mächtigem konventionell verdichtetem Löß.....	159
7.5.12	Cäsium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden	163
7.5.13	Cäsium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß	166
7.5.14	Strontium. Migrationmodellierung bei anstehendem Boden	168
7.5.15	Strontium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß	170
8	ZUSAMMENFASSENDE SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	173
9	EXTENDED ABSTRACT (ROMANIAN LANGUAGE)	177
10	LITERATUR	187

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Seite

Abb. 1: Karte Rumäniens mit Lokalisierung von Cernavodă	1
Abb. 2: Deponie „Centre de l'Aube“ / Frankreich (Foto: ANDRA)	2
Abb. 3: Geologische Karte der Dobrudscha (Geologisches Institut Rumänien, 1967)	6
Abb. 4: Geologie des Bereiches zwischen Donau, „Donau-Schwarzes Meer-Kanal“ und Tibrin (ergänzt nach Geologische Karte Rumäniens 1:200.000, Blatt Constanta, herausgegeben vom Geologischen Institut Rumänien, 1963)	11
Abb. 5: Morphologie des Standortes „Cernavodă“	13
Abb. 6: Bohrprofil C2, Standort Cernavodă (nach Mutihac, 1990 und Durdun et al., 1996)	19
Abb. 7: Geologischer Vertikalschnitt, Standort Cernavodă (überarbeitet nach Durdun et al., 1996)	20
Abb. 8: Orientierungs- und Verbindungsmöglichkeiten der Quarzkörner, Schichtpakete und organischer Materie in einem Bodenaggregat	27
Abb. 9: Elektronenrastermikroskopische Aufnahme einer mit dem CONSOLID-System behandelten Bodenprobe, Vergrößerung 1:10.000	29
Abb. 10: Ionenverteilung und Potentialverlauf in der elektrischen Doppelschicht (modifiziert nach T. Hofmann, 1997)	30
Abb. 11: Energiebarriere (V_m) bei geringer Salzkonzentration, Kompression und Anziehung bei Salzzusatz (Lagaly, 1988; Schababerle, 1989)	32
Abb. 12: Korngrößenverteilung des Lößes aus dem Komplex „A“, Cernavodă	36
Abb. 13: Zustandsgrenzen des Lößes („leicht plastischer Ton“) aus dem Komplex „A“	37
Abb. 14: Proctorkurven für den mit CONSOLID behandelten und unbehandelten Löß	40
Abb. 15: Versuchsvorrichtung für Pinhole-Test mit eingebauter Probe	41
Abb. 16: Ergebnisse eines Pinhole-Tests an behandelten und unbehandelten Lößproben	42
Abb. 17: Unbehandelte Probe nach Durchführung des Pinhole-Testes (eindeutige Erosionserscheinungen, Erosionskanal mehr als verdoppelt)	43
Abb. 18: Behandelte Probe nach Durchführung des Pinhole-Testes (KEINE Erosionserscheinungen, Erosionskanal unverändert)	43
Abb. 19: Beziehung Stempelweg zu Stempeldruck bei CBR ₂ -Versuchen an unbehandeltem und mit dem CONSOLID-System behandeltem Löß von Cernavodă	46

Abb. 20: Ergebnisse der direkten, dränierten Scherversuche an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Lößproben von Cernavodă.....	48
Abb. 21: Skizze der Feuchtraumlagerungsvorrichtung.....	53
Abb. 22: Frosthebungsvorrichtung mit eingebauten Proben.....	53
Abb. 23: Skizze der Frostversuchsvorrichtung (nicht maßstabsgetreue Zeichnung)	54
Abb. 24: Gesamtfrosthebungen und Wasseraufnahme. Unbehandelter und mit CONSOLID behandelte Löß.	56
Abb. 25: Verteilungskoeffizienten (K_d) der zu erwartenden häufigsten Radionuklide für die Gesteinsschichten im Untergrund der Deponie Cernavodă.....	59
Abb. 26: Chemische Analysen der Schwermetallkonzentration im Perkolat unbehandelter und mit CONSOLID behandelte Baggerschlickproben (Merkler et al., 1996)	61
Abb. 27: Rasterelektronische Aufnahme eines unbehandelten tonig-feinsandigen Schluffes. Poröse, heterogene Struktur mit Groporen ($> 10 \mu\text{m}$) und Rissen. 1.000-fache Vergrößerung	64
Abb. 28: Rasterelektronische Aufnahme nach Behandlung mit CONSOLID eines tonig-feinsandigen Schluffes. Auftreten jetzt einer feinporösen, kompakten Struktur mit Mittel- und Feinporen ($< 10 \mu\text{m}$). 1.000-fache Vergrößerung	65
Abb. 29: Rasterelektronische Aufnahme eines unbehandelten tonig-feinsandigen Schluffes. Poröse, heterogene Struktur mit Mittelporen ($0,2-10 \mu\text{m}$). 10.000-fache Vergrößerung	66
Abb. 30: Rasterelektronische Aufnahme nach Behandlung mit CONSOLID eines tonig-feinsandigen Schluffes. Auftreten jetzt einer kompakten Struktur mit wenig Poren. 10.000-fache Vergrößerung.....	67
Abb. 31: Rasterelektronische Aufnahme des behandelten Lößes von Cernavodă (besteht vorwiegend aus Schluffkörnern: $\varnothing = 10 - 60 \mu\text{m}$). Auftreten einer kompakteren Struktur mit „Verkittungen“ und reduzierten Porenraum. 1.000-fache Vergrößerung	68
Abb. 32: Porengrößenverteilung für einen kiesig-sandigen Schluff vor und nach der Behandlung mit dem CONSOLID-System	70
Abb. 33: Im Rahmen des Plattendruckversuches bestimmtes Druck- Setzungsverhältnis für den anstehenden unverdichteten Löß	72
Abb. 34: Schematische Darstellung des Versuchsfeldes Cernavodă	74
Abb. 35: Abhängigkeit des Verdichtungsgrads (ρ_d) von den Walzengängen im Testfeld Cernavodă	73
Abb. 36: Radlader bei der gleichmäßigen Verteilung des behandelten Lößes auf dem Versuchsfeld in Cernavodă.....	76

Abb. 37: Verdichtung der obersten CONSOLID - Schicht („d“)	78
Abb. 38: Lastplatte mit 8 Meßuhren und hydraulischer Pumpe	79
Abb. 39: Plattendruckversuchsanlage mit hydraulischer Pumpe und Gegengewicht (20 t)	79
Abb. 40: Aus den Plattendruckversuchen abgeleitete Druck-Setzungskurven für den unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten verdichteten Löß	80
Abb. 41: Ergebnisse der Plattendruckversuche (Deformationsmoduli E_{v1} und E_{v2})	81
Abb. 42: Einteilung des Bodenwassers (nach Jordan & Weder, 1995)	84
Abb. 43: Typische Saugspannungs-Wassergehaltskurve (nach van Genuchten, 1980)	93
Abb. 44: Hysterese - Unterschiedlicher Verlauf der Saugspannungs-Wassergehaltskurven während der Befeuchtung („Sorptions“) und der Austrocknung („Desorption“), nach Hillel (1980)	95
Abb. 45: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt ($\psi(\theta)$ – Kurven) bei einem Sandboden, einem tonigen Schluffboden (Lößboden) und einem Tonboden (PWP = permanenter Welkepunkt - „wilting point“) nach Scheffer und Schachtschabel, 1989	96
Abb. 46: Einfluß der Bodenstruktur auf das Saugspannungs-Wassergehaltsverhältnis, nach Hillel (1980)	97
Abb. 47: Systemskizze des Ausflußexperiments und Aufzeichnung des kumulativen Ausflusses nach Montenegro, 1994	108
Abb. 48: Saugspannungskurven für unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten und verdichteten Löß aus dem geplanten Deponiestandort Cernavodã	111
Abb. 49: Saugspannungskurven für den Komplex „A“ (Löß, Tiefe 0 - 20 m), geplanter Deponiestandort Cernavodã	112
Abb. 50: Saugspannungskurven Komplex „B“ (Löß, Tiefe 20 - 40 m), geplanter Deponiestandort Cernavodã	113
Abb. 51: Saugspannungskurven Komplex „C“ (Roter Ton, Tiefe 40 - 55 m), geplanter Deponiestandort Cernavodã	114
Abb. 52: FE-Netz des Standortes Cernavodã generiert mit dem ANE-Programm für die Modellierung mit dem SWMS_2D-Programm	118
Abb. 53: Bodenfeuchteprofile in der Achse der geplanten Deponie Cernavodã	125
Abb. 54: Repräsentatives Saugspannungsprofil in der Achse der geplanten Deponie Cernavodã, nach Entfernung der obersten 10 m Löß	125
Abb. 55: Saugspannungskurven für die zu modellierenden Bodenkomplexe	128
Abb. 56: Geplanter Deponiestandort Cernavodã. Repräsentativer Vertikalschnitt	132

Abb. 57: FE–Netz für die Modellierung der Radionuklidmigration unter dem Standort Cernavodă mit dem Rechenprogramm SWMS_2D...	133
Abb. 58: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)	136
Abb. 59: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 2.922,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit Paläobodenhorizont (ungestörte Verhältnisse).....	138
Abb. 60: Migration von Tritium, anstehender Boden, konstanter Schadstofflösungeintrag $q = 75 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre (ungestörte Verhältnisse)	141
Abb. 61: Migration von Tritium, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse), „Impulsinput“ (10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 300-jährigen konstanten Wasserzufluß von $75 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$)	144
Abb. 62: Migration von Tritium, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse), „Impulsinput“ (10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 10-jährigen konstanten Wasserzufluß von $75 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$)	146
Abb. 63: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß	148
Abb. 64: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 89,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 1 m verdichtetem Löß	150
Abb. 65: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 82,6 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 1 m verdichtetem Löß und Paläobodenhorizont.....	152
Abb. 66: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)	155
Abb. 67: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß	157
Abb. 68: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß, Detaildarstellung	158
Abb. 69: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 9,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden und 1 m mächtige CONSOLID-Schicht sowie 1 m mächtiger konventionell verdichteter Löß	161
Abb. 70: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 9,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden und 1 m mächtige CONSOLID-Schicht sowie 1 m mächtiger konventionell verdichteter Löß, Detaildarstellung	162
Abb. 71: Migration von Cäsium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)	165

Abb. 72: Migration von Cäsium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß.....	167
Abb. 73: Migration von Strontium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)	169
Abb. 74: Migration von Strontium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß	171

TABELLENVERZEICHNIS

Seite

Tabelle 1: Ergebnisse der bei der AGK durchgeführten Laboruntersuchungen.....	38
Tabelle 2: Ergebnisse der Proctorversuche.....	39
Tabelle 3: Durchlässigkeitseigenschaften (k_f -Wert) von unbehandelten und mit CONSOLID behandelten Proben.....	44
Tabelle 4: Ergebnisse des CBR ₂ -Versuches an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Lößproben.....	46
Tabelle 5: Zusammenhang zwischen CBR / Bettungsmodul / Deformationsmodul	46
Tabelle 6: Verbesserung der Scherparameter im ungedrängten Scherversuch durch die Behandlung mit dem CONSOLID-System.....	47
Tabelle 7: Ergebnisse der Scherversuche (konsolidiert-dränirt) an mit CONSOLID behandelten und unbehandelten Lößproben	48
Tabelle 8: Ergebnisse der Proctorversuche für den Frosthebungsversuch.....	51
Tabelle 9: Einbaudaten der Prüfkörper für den Frosthebungsversuch.....	51
Tabelle 10: Verteilungskoeffizienten (K_d) der zu erwartenden häufigsten Radionuklide für die Gesteinsschichten im Untergrund der <i>Deponie Cernavodă</i>	60
Tabelle 11: Schwermetallkonzentrationen im Perkolat von Baggerschlickproben.....	62
Tabelle 12: Ergebnisse der quecksilberporosimetrischen Untersuchungen und k_f -Werte.....	70
Tabelle 13: Ergebnisse der Plattendruckversuche.....	81
Tabelle 14: Porengrößenverteilung für verschiedene Böden (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).....	86
Tabelle 15: Bodenhydraulische Parameter für den <i>Standort Cernavodă</i>	109
Tabelle 16: In die mathematische Modellierung eingegangene bodenhydraulische Parameter	126
Tabelle 17: Repräsentative Werte der Durchlässigkeit (k_f) im gesättigten Zustand.....	129
Tabelle 18: Verteilungskoeffizienten für die mathematische Modellierung..	131
Tabelle 19: Halbwertszeiten und Zerfallskonstanten für die mathematische Modellierung.....	131

SYMBOL- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

α	einer der bondehydraulischen oder van Genuchten Parameter [1/L ^(*)]
b	Beschleunigung (im Freiland stets die Erdbeschleunigung) [m/ s ²]
c	Kohäsion [kN/m ²]
c	Lösungskonzentration [M ^(**) / L ³]
c_i	vorgegebene Funktion von x und z [M/ L ³]
c_0	die Konzentration in dem eintretenden Fluid [M/ L ³]
$C_b; k_s$	Bettungsmodul [MN/ m ³]
CBR	CBR - Wert ohne Wasserlagerung [%]
CBR ₂	CBR - Wert nach 96 Stunden Wasserlagerung [%]
$C(\psi)$	Wasserkapazität [1/ L]
Ci	Curie - Einheit
δ_{ij}	„Kronecker Delta“ Funktion ($\delta_{ij} = 1$ wenn $i = j$ und $\delta_{ij} = 0$ wenn $i \neq j$)
Δt	Zeitinkrement [T ^(#)]
D_{ij}	Tensor des Dispersionskoeffizienten [L ² / T]
D_d	ionischer oder molekularer Diffusionskoeffizient im freien Wasser [L ² / T]
D_L	longitudinale Dispersivität (Längst dispersivität) [L];
D_T	transversale Dispersivität (Querdispersivität) [L]
d	Durchmesser der Lastplatte [L]
$E_{v1}; E_{v2}$	Deformationsmodul [MN/ m ²]
\emptyset	Durchmesser [L]
ϕ°	Reibungswinkel [°]
h	Höhe über einer freien Wasserfläche als Bezugsniveau (im Freiland die Grundwasseroberfläche) [m]
h	Wasserdruck oder „ <i>pressure head</i> “ [L]
I_p	Plastizitätsindex [%]
I_c	Konsistenzzahl [-]
$k_r; k_s$	Durchlässigkeitsbeiwert im gesättigten Zustand (gesättigte hydraulische Leitfähigkeit) [m/ s]
k_r	relative Durchlässigkeit [$0 \leq k_r \leq 1$ - dimensionslos]
k	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/ s]
k	empirische Konstante [L ³ / M]

(*) Längeneinheit

(**) Masseneinheit

(#) Zeiteinheit

K_d	Verteilungskoeffizient [ml/ g]
$K(\psi)$	ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit zu einem gegebenen ψ [m/ s]
K^A	Anisotropietensor
K_{ij}^A	Komponenten eines dimensionslosen Anisotropietensors K^A
K_1^A	erste Hauptkomponente des dimensionslosen Anisotropietensors K^A
K_2^A	zweite Hauptkomponente des dimensionslosen Anisotropietensors K^A
Γ_D	Grenzsegment vom Typ „Dirichlet“
Γ_N	Grenzsegment vom Typ „Neumann“
Γ_G	Grenzsegment vom Typ „Gradient“
Γ_C	Grenzsegment vom Typ „Cauchy“
λ	Zerfallskonstante [1/ T]
μ_w, μ_s	Zerfallgeschwindigkeitskonstanten (<i>first-order rate constants for solutes in the liquid and solid phases, respectively</i>) für den gelösten Stoff in der Flüssig- bzw. in der festen Phase [1/ T]
m	einer der bondehydraulischen oder van Genuchten Parameter [-]
m, m_w	Masse des Wassers [M]
m_{ges}	Gesamtmasse bzw. Masse der feuchten Probe [M]
m_{tr}	Trockenmasse der Probe [M]
n	Porosität [%]
n	einer der bondehydraulischen oder van Genuchten Parameter [-]
n_i	die Komponenten des nach außen gerichteten Einheitsvektors, senkrecht zu den Grenzsegmenten Γ_N, Γ_C oder Γ_G
$q_i n_i$	nach außen gerichteter Fluidstrom (<i>fluid flux</i>) [L/ T]
Ω	Modellbereich
∇	Gradient
\underline{q}	ungesättigter Wasserstrom (<i>soil moisture flux</i>) [m ³ / m ² / s]
\underline{q}	Vorgegebene Funktion von x, z und t [L/ T]
q_x, q_y, q_z	Wasserflußmengen [m ³]
q_i	Komponente „i“ des volumetrischen Durchflusses (<i>volumetric flux</i>), wobei $i = x$ oder z sein kann [L/ T]
$ q $	absoluter Wert der Darcy'schen Fließgeschwindigkeit [L/ T]
$\nabla(\phi)$	Gradient des Gesamtpotentials ϕ [L/ L]
$\psi; \phi$	Gesamtpotential des Bodenwassers bzw. der Saugspannung [m Wassersäule]
$\overline{\psi}$	Vorgegebene Funktion von x, z und t [L]

ψ_z	Gravitationspotential [m Wassersäule]
ψ_m	Matrixpotential [m Wassersäule]
ψ_g	Gasdruckpotential [m Wassersäule]
ψ_o	Osmotisches Potential [m Wassersäule]
ψ_p	Auflastpotential [m Wassersäule]
ψ_H	Hydraulisches Potential [m Wassersäule]
ψ_0	Potential als eine vorgegebene Funktion von x und z
ψ_s	Saugspannung bei dem „ <i>Lufttrittspunkt</i> “. Eine beachtliche Entwässerung kann nur bei $\psi > \psi_s$ erfolgen.
q_b	Bruttodichte (Feuchtraumgewicht) der Untergrundmaterialien [g/ cm ³]
ρ_d	Trockendichte [g/ cm ³]
ρ_{Pr} ; ρ_{d-opt}	optimale Trockendichte [g/ cm ³]
ρ_s	Korndichte [g/ cm ³]
ρ_w	Dichte des Wassers [g/ cm ³]
R	organischer Polymer (" <i>organic polymer</i> ") mit horizontaler oder zum Tonmineralblock senkrechter Achse
R_d ; R	Retardationsfaktor [-]
σ	Vorgegebene Funktion von x , z und t [-]
σ_1	≈ 0,3 * maximal erreichter Plattendruck [MN/ m ²]
σ_2	≈ 0,7 * maximal erreichter Plattendruck [MN/ m ²]
s_1	Setzung bei σ_1 [L]
s_2	Setzung bei σ_2 [L]
$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$	[-]
S_R	Sättigungsgrad [%]
S_w	Sättigungsgrad [$0 \leq S_w \leq 1$ - dimensionslos]
s	Adsorptionskonzentration (<i>adsorbed concetration</i>) [-]
t	Zeit [T]
τ	Gesamtscherfestigkeit [kN/m ²]
τ	Tortuositätsfaktor [-]
θ	volumetrischer Wassergehalt [m ³ / m ³]
θ_r	residualer volumetrischer Wassergehalt, einer der bondehydraulischen oder van Genuchten Parameter [m ³ / m ³]
θ_s	Sättigungswassergehalt, einer der bondehydraulischen oder van Genuchten Parameter [m ³ / m ³]
v_i	Geschwindigkeit der Ionenart [cm/ s]
v_w	Abstandsgeschwindigkeit des Wassers [cm/ s]
V_w	Volumen des Wassers [L ³]
V_{ges}	Gesamtvolumen der Probe [L ³]
V_p	Porenvolumen [L ³]

$w; \theta_m$	gravimetrischer Wassergehalt [%]
$w_{Pr}; w_{opt}$	optimaler Wassergehalt [%]
w_L	Fließgrenze [%]
w_p	Ausrollgrenze [%]

ANDRA	Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs, France
ANE	„Argus Numerical Environment“ - Programmpaket
BAW	Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe
CANDU-6	Reaktorblock vom kanadischen Typ
CBR	California Bearing Ratio
CITON	Zentrum für Ingenieurtechnologie der Kernkraftwerke, Bukarest
GEOTEC	Institut für Geotechnische und Geophysikalische Untersuchungen, Bukarest
IAEA	Internationale Atomenergieagentur
ICN	Kernforschungsinstitut, Pitesti, Rumänien
IHK	Universität Karlsruhe, Institut für Hydromechanik
ISPE	Institut für Energetische Studien und Projekte, Bukarest
ISPIF	Institute of Study and Design for Land Reclamation, Bukarest
KKW	Kernkraftwerk
KV	Korngrößenverteilung
LILRW	Low and Intermediate Level Radioaktive Waste
RENEL	Staatliche Rumänische Verwaltung für Elektrische Energie
RETC	„RETention Curve“ - Programm
SUTRA	„Saturated-Unsaturated Transport“ - Programm
SWMS_2D	„ <i>The SWMS_2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media, Version 1.2</i> “

1 EINLEITUNG

1.1 Das RENEL-Projekt „Cernavodă“ für die Lagerung von schwach- und mittlerradioaktiven Abfällen, Charakterisierung des potentiellen Schadstoffes und seine Ablagerungsbedingungen

Die Staatliche Rumänische Verwaltung für Elektrische Energie (RENEL) führt gemeinsam mit GEOTEC, Bukarest (*Institut für Geotechnische und Geophysikalische Untersuchungen*), in der Nähe der Stadt Cernavodă am Donauknie (SE Rumänien, s. Abb. 1) ein Planverfahren für die Errichtung einer Abfalldeponie für schwach- bis mittlerradioaktive Abfälle durch. Der geplante Standort liegt ca. 2,5 km entfernt von dem derzeit einzig in Betrieb befindlichem Kernkraftwerk Rumäniens.



Abb. 1: Karte Rumäniens mit Lokalisierung von Cernavodă

Zur Zeit ist in Cernavodă ein Reaktorblock, der nach dem kanadischen CANDU-6 Modell gebaut wurde, mit einer Nennleistung von 700 MW, in Betrieb. Zusätzlich sind 4 weitere Einheiten mit jeweils 700 MW geplant und teilweise fertiggestellt (DURDUN, 1995).

Die Voruntersuchungen für die Lagerung schwach- bis mittelradioaktiver Materialien sind grundsätzlich nicht nur vom Kernkraftwerk abhängig, sondern sie sind auch vorgesehen, um entsprechende Materialien aus ganz Rumänien aufzunehmen.

Ein flach/ hügeliges Gelände, 3,5 km ENE von der Stadt Cernavodă entfernt (*Turcului Hügel*), ist als Standort in Aussicht genommen. Die Deponie soll hier (geplanter Bauabschluß im Jahr 2005) in einer bis zu 10 m tiefen „Wanne“ nach dem Modell des französischen Abfallagers „CENTRE DE L'AUBE“ (vgl. Abb. 2), errichtet werden (Ministère de l'Industrie et de la Recherche, 1984). Zu einem späteren Zeitpunkt wird die Deponie abgedeckt und als flache Kuppe im Gelände erscheinen.



Abb. 2: Deponie „Centre de l'Aube“ / Frankreich (Foto: ANDRA^())*

Die zu lagernden Schadstoffe sind durch den Deponietyp vorgegeben: schwach- bis mittelradioaktive Schadstoffe (LILRW - Low and Intermediate Level Radioactive Waste). Laut Definition der IAEA, (HAN et al., 1997 und Ministère de l'Industrie et de la Recherche, France, 1984) bestehen die LILRW fast ausschließlich aus β - und γ -strahlenden Radionukliden mit einer Halbwertszeit $T_{1/2}$ bis etwa 30 Jahre. ^{137}Cs hat eine $T_{1/2}$ von knapp über 30 Jahren, wird aber noch dieser Stoffgruppe (LILRW) zugezählt. Radionuklide mit längerer Halbwertszeit ($T_{1/2} > 30$ Jahre) dürfen nur in sehr geringen Mengen in den LILRW vorhanden sein. Folgende Radionuklide sollen als Abfallstoffe gelagert werden: ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{90}Sr , ^{35}K , ^3H , ^{14}C , ^{222}Rn und ^{131}I . Die

^(*) Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs, France

Schadstoffmengen wurden von dem *Institut für Energetische Studien und Projekte (ISPE)*, Bukarest, auf Grund von Literaturangaben auf der Basis des Abfalls aus den Kernkraftwerken vom Typ CANDU-6 berechnet. Die zu erwartenden Schadstoffe werden hauptsächlich in fester Phase (Low Level Solid Waste) vorliegen. Die Menge wird auf 300 m³/ Jahr/ Reaktor geschätzt. Von diesen 300 m³ fallen 240 m³/ Jahr/ Reaktor verbrenn- und verdichtbarer Abfall (Papier, Plastik oder kontaminierte Kleidungsstücke) an. Diesem Abfall wird eine Radioaktivität von 5 Ci/ Jahr/ Reaktor zugeordnet. Die restlichen 60 m³/ Jahr/ Reaktor sind nicht zu verarbeitender Abfall (Metall- und Glasobjekte mit schwacher Radioaktivität). Diesem Abfall wird eine Radioaktivität von 20 Ci/ Jahr/ Reaktor zugeordnet. Es wird geschätzt, daß nach 35 Jahren Betrieb, Verbrennung (200 m³/ Jahr/ Reaktor), Verdichtung (40 m³/ Jahr/ Reaktor) und Verpressung mit Zement in 220 l Fässern (*Drums*) für fünf Reaktoren ungefähr 68.250 Fässer anfallen. Ohne Verbrennung und Verdichtung wird das Gesamtaufkommen nach 35 Jahren Betrieb auf ca. 196.900 Fässer geschätzt (AURIOL, 1994).

Die zusätzlich anfallenden Schadstoffe sind flüssige Schadstoffe (Öle, organische sowie anorganische chemische Lösungen, die kontaminiert wurden). Diese Schadstoffe werden in Mengen von 1 m³/ Jahr/ Reaktor anfallen. Eine maximal zulässige Radioaktivität von 5 Ci/ Jahr/ Reaktor wird für diese Schadstoffe angenommen. Sie werden ebenfalls eingekapselt (AURIOL, 1994).

Eine dritte Art von Schadstoffen sind die verbrauchten Filterkartuschen aus den Wasser- und Luftreinigungsanlagen. Die zu erwartenden Mengen liegen bei ca. 4,5 m³/ Jahr/ Reaktor. Nach Verpressung mit Zement werden diese Schadstoffe ein Volumen von 10 m³ / Jahr/ Reaktor haben. Diesen Schadstoffmengen wird eine Radioaktivität von 100 Ci/ Jahr/ Reaktor zugeordnet. Die Kartuschen werden auf dem Gelände des KKW in Beton eingegossen und anschließend 5 Jahre gelagert, um eine Abnahme der Radioaktivität zu erreichen (DURDUN et al., 1994).

Nicht zuletzt fallen die verbrauchten Austauscherharze an. Diese Austauscherharze werden zu Purifikationszwecken benützt und fallen in Mengen von 7 bis 26 m³/ Jahr/ Reaktor an. Sie haben eine Radioaktivität von 39 Ci/ m³. Die Austauscherharze sollen in drei Schächte einzementiert werden, wobei jeder Schacht ein Volumen von 200 m³ hat. Unter den beschriebenen Vorgaben können die Austauscherharze 25 Jahre gelagert werden (AURIOL, 1994). Für sie wird ein zusätzliches Zwischenlager, im Innenbereich des KKW, in der Nähe von Reaktor 1 gebaut, wo diese Stoffe 10 Jahre gelagert werden sollen.

Zur Überprüfung der Standorteignung Cernavodă hat die *Staatliche Rumänische Verwaltung für Elektrische Energie (RENEL)* umfangreiche Untersuchungen durchgeführt bzw. Aufträge an Institutionen und Firmen gegeben. Geotechnische Fragen wurden von GEOTEC Bukarest bearbeitet. Zusätzlich wurden 1994 im Rahmen einer Vereinbarung über wissenschaftliche Zusammenarbeit zwischen RENEL / GEOTEC Bukarest, der Universität Bukarest und dem Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe gemeinsame Untersuchungen über hydrogeologische Modellrechnungen zum Migrationsverhalten von Radionukliden sowie zur bautechnischen Verbesserung der Untergrundabdichtung vereinbart.

1.2 Auswahlkriterien des Standortes für schwach- bis mittelradioaktive Abfälle des KKW-Cernavodă. Kriterien der Sicherheitsbewertung entsprechend den Vorschriften der IAEA* - Wien.

Die oberflächennahe Ablagerung schwach- bis mittelradioaktiver Abfälle wird als günstig betrachtet, weil u. a. die Überwachung in dem relevanten Zeitraum von mindestens 300 Jahren und vor allem ein direktes Eingreifen bei Unfallgefahr möglich ist (Ministère de l'Industrie et de la Recherche, Paris, 1984).

Die Wahl der Dobrudscha (vgl. Abb. 3) als Standort resultiert aus folgenden für diesen Zweck günstigen Bedingungen (DURDUN et al., 1994):

- niedrige Niederschlagsmengen (ca. 468,6 l/ m²·Jahr);
- große Mächtigkeit gering durchlässiger Gesteine
- unmittelbare Nähe zu dem KKW.

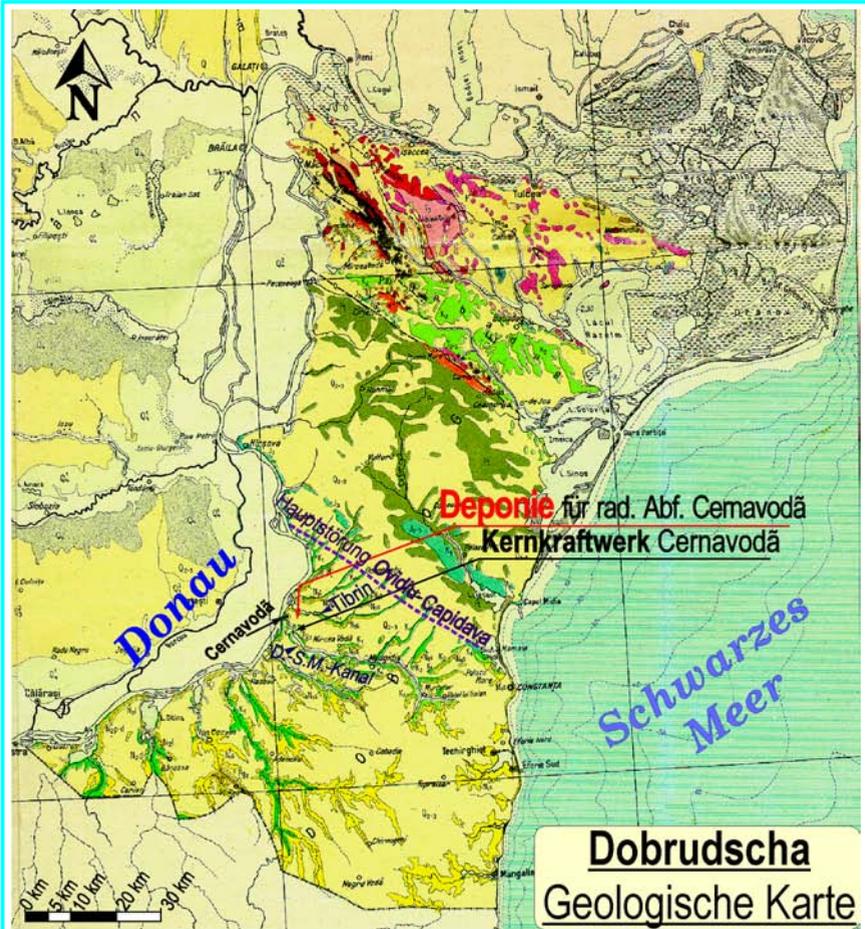
In Anlehnung an die Sicherheitsbewertung, muß das System in seinem Ganzen (die eigentliche Deponie sowie das gesamte Umfeld) betrachtet werden. Die Sicherheitsbewertung muß die auf nationaler und internationaler Ebene anerkannten Sicherheitsgrundprinzipien berücksichtigen (AURIOL, 1994).

* Internationale Atomenergie Agentur

Bis zur Gestaltung entsprechender Gesetze in Rumänien werden die Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien voll berücksichtigt, die u.a. folgendes beinhalten:

"Die Schadstoffablagerungen müssen so geplant werden, daß die Angestellten sowie die Bevölkerung im allgemeinen während des normalen und anormalen Betriebes als auch während eines Unfalls vor den radioaktiven Strahlungen ausreichend geschützt sind. Es ist vorgesehen, daß die Radionuklide für eine genügend lange Zeit isoliert werden, so daß danach ihr Eindringen in die Umwelt keine Gefahr mehr für die Menschen darstellt" (AURIOL, 1994 und Ministère de l'Industrie et de la Recherche, 1984).

Das *Institut für Energetische Studien und Projekte* in Rumänien (ISPE) hat sich für das französische Ablagerungsmodell entschieden, da dieses recht eng den IAEA Vorschriften für eine oberflächennahe Schadstoffablagerung folgt. Die LILRW werden in 220 l große Fässer (zusammen mit dem Bindemittel für die Asche und den flüssigen Schadstoffen) aufbewahrt und in Betonzellen gelagert (künstliche Sperre). Die Anzahl und das Volumen dieser Zellen, d.h. die Baugrundbelastung hängt u.a. von den lokalen Stabilitätsbedingungen bzw. vom „*Seismic Risk*“, von der gegebenen Topographie sowie von den allgemeinen geotechnischen und hydraulischen Untergrundbedingungen ab.



Legende

	QUARTÄR - LÖß+Roter Ton		JURA - Kalke
	MIOZÄN + PLIOZÄN Tone+Sandlinsen		TRIAS Kalke + Flysch
	KREIDE - Tone + Kalke		INFRACAMBIUM Grüne Schiefer
			Magmatische Formationen

Abb. 3: Geologische Karte der Dobruzscha (GEOLOGISCHES INSTITUT RUMÄNIEN, 1967)

Nach dem französischen Modell (Ministère de l'Industrie et de la Recherche, 1984) werden drei Grundsicherheitsziele angestrebt:

1. Der gegenwärtige und der zukünftige Schutz für die Umwelt, insgesamt. Dementsprechend sind drei Schritte in der Betriebs- und Ablaufzeit geplant:

- die erste Betriebszeit (30-40 Jahre), in der die Zellen gefüllt und abgedeckt werden (vgl. Abb. 2);
- die institutionalisierte Überwachungsperiode. Für diesen Zeitraum ist ein genau definiertes Monitoringsystem zur Erkennung aller Störungen in dem Ablagerungssystem vorgesehen;
- die letzte Periode, die dem uneingeschränkten Deponiezugang zugeordnet ist, entspricht der Zeit nach ca. 300 Jahren. Die radioaktive Strahlung ist dann soweit abgeklungen, daß ein Begehen der Deponie möglich ist und keine bedeutenden Gefahren für Mensch und Umwelt bestehen.

2. Die zeitliche Begrenzung der notwendigen institutionalisierten Überwachungsperiode ist das zweite Hauptziel. Diese Periode wurde, wie oben beschrieben, auf 300 Jahre beschränkt, entsprechend zehn Halbwertszeiten des ^{137}Cs . ^{137}Cs fällt recht häufig in den LILRW an und es verringert seine Radioaktivität während der institutionalisierten Überwachungsperiode wenigstens 1000 mal (2^{10}).

3. Das dritte Grundsicherheitsziel ist die realistische Bewertung für alle anzunehmenden und voraussichtlichen möglichen Unfälle bezüglich der Wasserdurchsickerung und des Radionuklidtransportes für die gesamte Funktionsdauer der Einrichtung. Diese möglichen Unfälle bzw. diese Szenarios müssen von den Behörden, bzw. vom Gesetzgeber als Modell durchgespielt und dementsprechend akzeptiert werden.

Nach dem französischen Konzept (Ministère de l'Industrie et de la Recherche, Paris, 1984) müssen im Bereich der Deponie bzw. Ablagerung drei Sperren bestehen, die den Schadstoff vor Wasser schützen und die Radionuklid-ausbreitung verhindern sollen:

- die Fässer und das Verpressungsmaterial;
- das Betongefüge, das gute mechanische Eigenschaften und eine gute Wasserfestigkeit für 300 Jahre nachweisen muß;
- die natürlichen geologischen Eigenschaften des Standorts, die im Falle des Versagens der ersten zwei künstlichen Sperren zum Zuge kommen sollen. Ein Versagen der künstlichen Sperren kann u. a. durch Erdbeben, Betriebsstörungen der Oberflächenabdeckung oder durch Rißbildung beim Beton auftreten.

Nach Vorstellung einiger grundsätzlichen Überlegungen zu den Sicherheitsfragen, können folgende Schlußfolgerungen festgehalten werden:

1. die bleibende Radioaktivität muß nach 340 Jahren (Betriebszeit + Überwachungsperiode) so gering sein, daß menschliche Aktivitäten in der Nähe der Deponie ohne Gefahr stattfinden können;
2. bei verschiedenen Unfallvarianten muß die Sicherheit über eine genaue Bestimmung der Radioaktivität im Innenbereich der Deponie noch möglich sein;
3. die Übertragung der Radionuklide auf den Menschen erfolgt hauptsächlich über die Luft und das Wasser:
 - die Luft (Staubeinatmung) kann nur während der Betriebszeit und in der Zeit des uneingeschränkten Zugangs zu der Deponie in Frage kommen;
 - da das Wasser das eigentliche Haupttransportmittel während der Betriebszeit und der institutionalisierten Überwachungsperiode ist, soll und muß der Schadstoff vor Sickerwasser, besonders bei eventuellem Hochwasser bzw. Überschwemmungen, sowie auch vor dem Zutritt von Grundwasser besonders geschützt werden.

Grundsätzlich ist die Deponie so geplant, daß durch Baumaßnahmen die vorgegebene eigene Sicherheit, die sich vor allem auf die ersten zwei Sperren (Fässer und Betonzellen) stützt, gewährleistet bleibt.

Die künstliche Isolierung der Deponie (Basisabdichtung, Betonzellen, Fässer und Oberflächenabdichtung) ist streng von der Qualität und Lebensdauer der mit Beton umhüllten Fässer abhängig, sowie von der Vermeidung des Kontaktes zwischen Schadstoff und Regenwasser. Das heißt, daß ein sicheres provisorisches Schutzdach während der ersten Betriebszeit und eine einwandfreie wasserdichte Oberflächenabdichtung während der institutionalisierten Überwachungsperiode vorhanden sein muß, um ein einwandfreies Funktionieren zu gewährleisten (Ministère de l'Industrie et de la Recherche, Paris, 1984).

Was die Stabilität der Deponie und des Untergrundes anbelangt, muß der Einfluß der Deponie auf dem Boden (Tragfähigkeit und die Stabilität der Böschungen des Aushubes) genau berechnet werden. Erdbeben- und Erdbebenrisiko müssen für die nächsten 340 Jahre in Betracht gezogen werden.

Bei der Auswahl der ursprünglich untersuchten 37 in Frage kommenden Deponiestandorte in Rumänien wurden die von der IAEA-Wien vorgeschriebenen spezifischen Kriterien beachtet (HAN et al. 1997). Diese Kriterien sind hauptsächlich

von den hydrogeologischen Bedingungen abhängig. Das betrifft u. a. die Fähigkeit des Bodengefüges die Ausbreitung der Radionuklide durch eindringendes Wasser (im Fall eines Unfalls) zu verhindern oder die Fähigkeit der geologischen Schichten die Radionuklide zurückzuhalten, oder wenigstens deren Migration genügend stark zu verzögern. Diese Kriterien bzw. Vorgaben wurden in den unterschiedlichen Erkundungsphasen, bei der Auswahl des Standortes berücksichtigt. Von den 37 Standorten kamen 3 Standorte in die engere Auswahl, danach zwei und letztendlich entschied man sich für den *Standort Cernavodă* (vgl. Abb. 4). Die in Cernavodă vorhandene hydrogeologische Barriere, die eine prioritäre Rolle spielt, führte zu dieser Auswahl des Standortes. Zur Zeit wird dieser Standort auf seine Eignung detailliert untersucht.

Einige zusätzliche wichtige Auswahlkriterien, die zur Bestimmung des Standortes führten, werden zusammenfassend kurz aufgeführt:

- Das tektonische Kriterium schließt Standorte mit tektonischen Störungen in ihrer unmittelbaren Nähe sowie tektonisch aktive Zonen aus. GEOTEC führte Studien durch, die nachweisen, daß dieser Standort, wie auch der Baugrund des KKW, nicht von Störungen durchquert wird und der Untergrund nur schwach geklüftet ist. Gleichzeitig hat man nachweisen können, daß keine tektonischen Hauptstörungen in einem Umkreis von 10 km verlaufen.
- Das seismologische Kriterium schließt Erdbebenzonen mit $I > 7$ (MKS) aus. Eine Analyse des Erdbebenrisikos („*Seismic Risk*“) wurde vom Institut GEOTEC durchgeführt. Alle bekannten bzw. registrierten Erdbeben in einem Umkreis von 300 km wurden analysiert. Als höchste mögliche Intensität werden Beben mit VIII MKS angenommen, bei einer Eintrittswahrscheinlichkeit von 1/400 Jahren. Die maximale horizontale Beschleunigung wurde mit **0,26 g** und die vertikale Beschleunigung mit **0,17 g** angenommen. Die horizontale Bewegung könnte maximal 6,2 cm und die vertikale Bewegung 9,8 cm - nach Modellrechnungen - erreichen.
- Das Permeabilitäts-Kriterium schließt Flächen bzw. Baugrundbereiche aus, wo gut durchlässige Gesteine an der Oberfläche anstehen (Süd-Dobrudscha z.B. Sarmatiumkalksteine – vgl. Abb. 3).
- Das lithologische Kriterium begünstigt Gesteinsfolgen mit hohem Anteil bindiger Materialkomponenten, die gute Retentionseigenschaften für Radionuklide aufweisen.

- Das Grundwasserkriterium begünstigt Hochflächen mit großem Flurabstand des Grundwassers. Günstig ist ferner, wenn keine wasserwirtschaftlich relevanten Grundwasservorkommen in unmittelbarer Nähe anzunehmen bzw. vorhanden sind.

Für die Standortwahl bei Cernavodă war, im Vergleich zu den möglichen anderen Standorten, die hier vorhandene natürliche geologische Barriere ausschlaggebend. Nach der Vorauswahl wurde zunächst 1995 eine größere Fläche im Bereich zwischen der Donau, dem „*Donau - Schwarzes Meer - Kanal*“ und dem Tibrintal (vgl. Abb. 4) erkundet (DURDUN et. al. 1995 und 1996). In die nähere Auswahl ist dann ein ca. 4 km² großes Gebiet nordöstlich vom KKW Cernavodă gekommen, für das nun die hydrogeologischen und geotechnischen Detailuntersuchungen angelaufen sind.

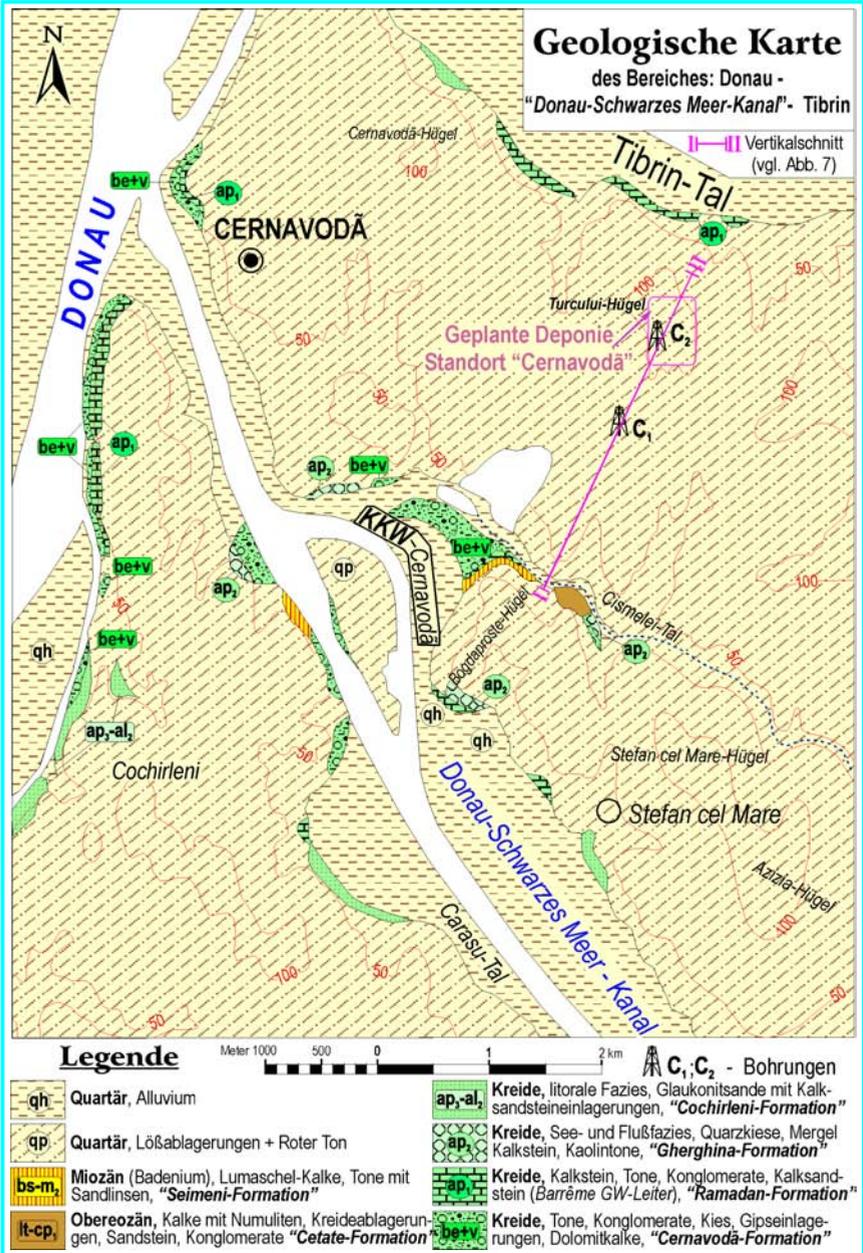


Abb. 4: Geologie des Bereiches zwischen Donau, „Donau-Schwarzes Meer-Kanal“ und Tibrin (ergänzt nach Geologische Karte Rumäniens 1:200.000, Blatt Constanta, herausgegeben vom GEOLOGISCHEN INSTITUT RUMÄNIEN, 1963)

1.3 Notwendigkeit und Bedeutung der mathematischen Modellierung

Eine der wenigen, annähernd realistischen Möglichkeiten eine Vorhersage für die vom radioaktiven Abfall ausgehende Gefährdung des Grundwassers zu machen, kann über die mathematische Modellierung der Radionuklidmigration erfolgen. Hiermit können u. a. für unterschiedliche Ausgangssituationen, die Migrationsgeschwindigkeiten sowie die zeitliche und räumliche Verteilung des Schadstoffes berechnet werden. Die mathematische Modellierung des Schadstoffaustrages aus einem radioaktiven Deponiekörper ist für die Standorteignungsanalyse der IAEA - Wien eines der wichtigsten Faktoren und wird vorschriftsmäßig für jede geplante Deponie verlangt. Der Nachweis, daß die Radionuklide keinesfalls früher als vor 300 Jahren ins Grundwasser gelangen können - französisches Lagerungskonzept (Ministère de l'Industrie et de la Recherche, Paris, 1984) - kann grundsätzlich nur mittels mathematischer Modelle erbracht werden.

Eines der Hauptziele dieser Arbeit ist daher die Überprüfung der Standorteignung der geplanten *Deponie Cernavodă* für die Lagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle, mit Einhaltung der Migrationszeit der Hauptradionuklide von mindestens 300 Jahren, bis zur Erreichung des Grundwasserspiegels.

2 GEOLOGISCH-TECHNISCHE GEGEBENHEITEN

2.1 Topographie und geotechnische Vorgaben für den Deponieuntergrund

Der Standort Cernavodă (*Turcului Hügel*) liegt ESE vom *Cernavodă Hügel* und wird im Süden vom *Bogdaproste Hügel* bzw. durch das *Cismelei Tal* abgegrenzt (vgl. Abb. 4). Der höchste Punkt des Standortes liegt bei ca. 110 m (bezogen auf das Schwarze Meer).

Die Landschaft um Cernavodă ist aus geomorphologischer Sicht als ein schwach reliefiertes, abgerundetes Hügelland zu kennzeichnen. Die Steilheit der Hänge beträgt selten mehr als 10% (vgl. Abb. 5). Der *Turcului Hügel*, auf dem der Standort Cernavodă geplant ist, weist weniger steile Hänge auf als die umliegenden Höhen. Zu den bereits beschriebenen Hauptgründen, die zur Auswahl des Standortes geführt haben, zählen auch die geomorphologischen Gegebenheiten des Gebietes. Die positive Relieflage des Standortes gewährleistet eine zusätzliche Sicherheit hauptsächlich bezogen auf die durch die Donau gegebenen Überschwemmungen.

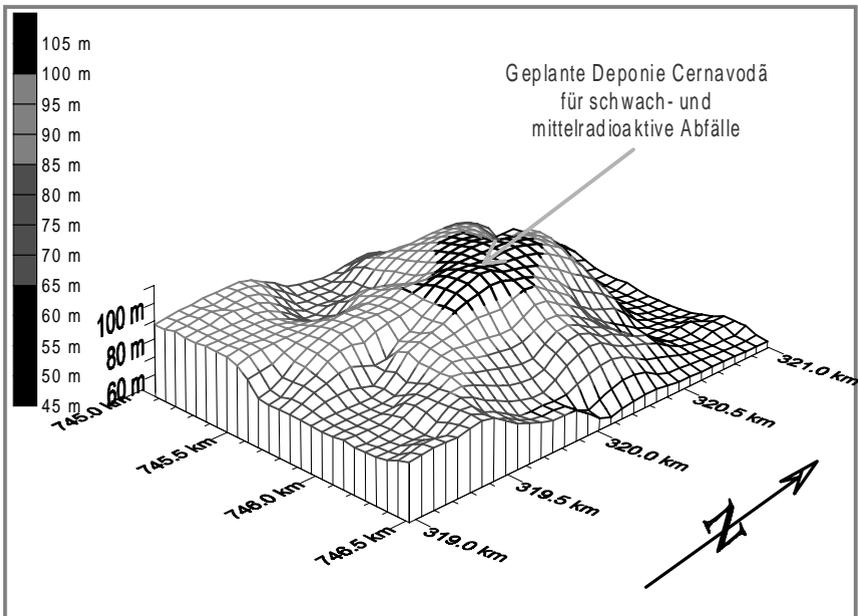


Abb. 5: Morphologie des Standortes Cernavodă

Im Rahmen der Planungs- und Projektierungsarbeiten wurde vom Institut für Energetische Studien und Projekte (ISPE) berechnet, daß über das KKW durch seine 5 Reaktoren während der 35 Jahre Betriebszeitdauer 80.000 m³ fester LILRW anfallen wird. Für die Ablagerung dieses LILRW in 220 l Fässern ist eine Betonzelle von 20m x 30m x 4,5m vorgesehen. Eine der Zellen wird ein Volumen von 2.700 m³ haben und könnte 7.300 Fässer aufnehmen. Demzufolge würde der Speicherkoeffizient (Volumen der Fässer/ Gesamtvolumen der Betonzellen) ungefähr 0,6 betragen, gleich wie bei der „Aube“ Deponie in Frankreich. Das heißt, daß 40% des Zwischenraums der Zellen mit Kies oder Magerbeton aufgefüllt werden muß. Die Betonzellen für die verbrauchten Kartuschen werden eine Größe von 16m x 5m x 4m haben. Sie werden je 250 Kartuschen enthalten. In 35 Jahren Betriebszeit sollten 2.625 Kartuschen gelagert werden, was 10 oder 11 Betonzellen für diese Kartuschen bedeutet (AURIOL, 1994).

Ausgehend von 80.000 m³ festen Schadstoff, und 2.625 Kartuschen, wurde ein Bedarf an Baufläche von ungefähr 5 ha geschätzt. Die vorgeschlagene Form der Baufläche ist rechteckig und wird 600m x 80m betragen (AURIOL, 1984).

Die zulässige vertikale Belastung der Lößschichten wurde vom ISPE auf 15-20 t/m² geschätzt. Diesbezüglich gibt es bis zur Zeit keine genauen geotechnischen Untersuchungen. Die Hangstabilität wird für den *Standort Cernavodă*, ausgehend von den gegebenen geologischen und hydrogeologischen Bedingungen, als sicher betrachtet.

2.2 Geologischer Überblick

Das Gebiet von Cernavodă im SE Rumänien wird regionalgeologisch dem SE-Teil der Moesischen Plattform (von Mutihac, 1990 als *Süddobrudscha Plattform* bezeichnet) zugeordnet. Diese Plattform besteht seit dem Mittelproterozoikum bzw. dem Karelium (SÄNDULESCU, 1984). In der neueren rumänischen geologischen Literatur wird unterschieden zwischen „Plattform“ und „Platte“, wobei als „Plattform“ Bereiche angenommen werden, die aus einem gefalteten Sockel und diskordant, überlagernden quasihorizontalen Schichtenfolgen bestehen. Der Begriff der „Moesischen Plattform“ nach Sändulescu (1984) wird in der neueren Literatur (RATSCHBACHER et. al., 1993) im Sinne der „Moesischen Platte“ verstanden. Das tiefere Fundament dieses Gebietes bilden die kristallinen Schiefer, die von mächtigen Sedimentschichtenfolgen überlagert sind. Die nach dem Karelium abgelagerten Sedimentfolgen des Kambriums, Karbons, Juras, der Kreide, des Miozäns und Quartärs weisen nur eine leichte Faltung auf. Hauptsächlich vertikale

tektonische Blockbewegungen sind in der Süddobrudscha, nach dem Karelum, nachzuweisen (SĂNDULESCU, 1984). Wechsellagerungen von marinen und kontinentalen Sedimenten im Gebiet der Süddobrudscha sind u. a. auf unterschiedlich variierende vertikale „Miniblockbewegungen“ (DURDUN et al., 1993) zurückzuführen.

Aus Sicht der **Neotektonik** wird ein Sinken der Süddobrudscha mit ca. 3 mm/ Jahr angenommen, wobei die negative vertikale Bewegung des Schwarzmeerschelfs im Osten nur 2 mm/ Jahr beträgt. Für den westlichen und nördlichen Bereich sind keine signifikante, d. h. sehr kleine Werte von vertikalen Bewegungen zu verzeichnen (DURDUN, 1993).

Bei Betrachtung der bedeutenden regionalen **tektonischen Störungslinien**, sind folgende wichtige als Hauptstörungen bekannten Linienamente anzusprechen, die zugleich die Süddobrudscha Plattform umgrenzen:

- die *Cocosu* Störung (früher *Palazu* oder *Ovidiu-Capidava* genannt – vgl. Abb. 3.), die im nördlichen Bereich die Plattform begrenzt und während der Alpenin Faltung aktiv gewesen ist (SĂNDULESCU, 1984);
- die *Intramoesische* Störung, die in der Nähe der bulgarisch - rumänischen Grenze verläuft;
- die *Donau* Störung im Westen;
- die *Constanta* und *Schwarzmeer* Störungen im Osten.

In bezug auf die **Stratigraphie** (vgl. Abb. 6) werden nachfolgend kurz das Fundament und etwas detaillierter die oberflächennahen Ablagerungen beschrieben.

Als **älteste lokale Formationen**, Gesteinsfolgen bzw. Sedimentfolgen, sind granitische Gneise und archaische Pegmatite bekannt. Danach folgen unterproterozoische Glimmerschiefer (SĂNDULESCU, 1984). Diese Fundamentgesteine treten in Bereich des Standortes in einer Tiefe ab ungefähr 1700 m auf.

Aus dem **Paläozoikum** sind Ablagerungen aus der Zeit des Kambriums bis Karbons nachgewiesen. Dem Kambrium werden Quarzitschiefer, dem Silur-Karbon Quarzit-, Tonstein-, Quarzsandstein- und Kalksteinschichten zugeordnet. Unter dem Standort beträgt die Mächtigkeit dieser Schichten ca. 600 m. Sie werden bis zu einer Tiefe von 1100 m angetroffen (MUTIHAC, 1990).

Das **Mezozoikum** wurde teilweise (Jura und Kreide) in den vom GEOTEC durchgeführten Aufschlußbohrungen am *Standort Cernavodă* erbohrt. Die Basis mit der **Trias** besteht aus Kalksandsteinschichten, die bisher am Standort

mit den Erkundungsbohrungen noch nicht angetroffen wurden. Der **Jura**, der fast ausschließlich durch Kalkformationen vertreten ist, befindet sich zwischen 1100 m und 350 m Tiefe bei einer Mächtigkeit von ca. 700 m.

Die **Kreideabfolge** besteht aus unterschiedlichen lithologischen Serien, die aber durch häufige Sedimentationslücken unterbrochen sind. Diese Lücken treten vorwiegend im Hauterive-Unterbarrême, Oberapt, Oberalb, Obercenoman und Oberturon-Coniac auf. Während der Sedimentationsunterbrechungen wurden die vorher abgelagerten Schichten teilweise abgetragen (MUTHAC, 1990).

Die Kreide Formation besteht hier aus einer vierteiligen Folge (DURDUN et al., 1993):

- Die ältesten Kreide-Schichten werden dem **Berrias-Valendis** zugeordnet und werden unter den Namen *Cernavodă Formation* geführt. Sie bestehen aus roten Tonen mit Konglomerateinschlüssen wie auch aus Kies mit Gips- und Anhydriteinlagerungen die lateral in einen Dolomitkalk übergehen. Diese Schichten sind im Bereich des Standortes mit Mächtigkeiten von 100-150 m bekannt und liegen direkt auf den Jura - Kalkformationen.
- Danach folgt die *Ramadan Formation*, die dem **Barrême-Unterapt** zugeordnet ist. Ihre Ablagerungen folgen direkt den Schichten der *Cernavodă Formation* und bestehen aus Kalksteinen mit Pachiodonten, einer Folge von roten, grauen und grünen Tonen, lokal auch schwarzem kohlenhaltigen Ton sowie Konglomeraten und Kalksandsteinen mit Orbitolinen. Diese zuletztgenannte Folge bildet den Barrême Grundwasserleiter, der im Bereich des Standorts in Tiefen von über 140 m angenommen wird.
- Die dritte Sedimentfolge ist die *Gherghina Formation (Mittelapt)*. Sie ist gekennzeichnet durch eine See- und Flußfazies. Die Schichten treten meistens linsenförmig auf und bestehen aus Quarzkiesen, die am Standort unterhalb von 131 m Tiefe angetroffen wurden, sowie aus Mergeln, Mergelkalksteinen und Kalksteineinlagerungen, die am Standort zwischen 131 m und 114 m Tiefe angetroffen wurden, und aus Kaolinsanden, Kaolintonen und Kaolin, welche bei Cernavodă gleich unter den Albsanden aufgeschlossen sind, d. h. in Tiefen zwischen ca. 114 m und 63,4 m.
- Die letzte Kreideformationsfolge wird unter dem Namen *Cochirleni* geführt und ist dem **Oberapt-Alb** zugeordnet. Sie besteht aus Glaukonitsanden, die fossile Wurmröhren aufweisen und sich linsenförmig

ausbreiten. In diesen Glaukonitsanden befinden sich dünne Einlagerungen aus hartem Kalksandstein oder Konglomerat mit Phosphatablagerungen. Demzufolge handelt es sich hier um eine Sedimentation die in einer litoralen Fazies sedimentiert wurde. Im Osten geht diese Fazies in eine Strandfazies über, wobei der *Standort Cernavodă* in einer Übergangsfazies liegt. Dies wird durch die in der Erkundungsbohrung **C2** zwischen 57,4 und 63,4 m Teufe aufgeschlossenen Schichten bestätigt (DURDUN et. al., 1996).

Es ist nachgewiesen, daß alle Schichten die jünger als *Untere Kreide* sind, zwischenzeitlich der Erosion ausgesetzt waren. Demzufolge treten häufige Wechsellagerungen sowie Faziesänderungen mit linsenförmiger Ausbreitung der zwischen der *Unteren Kreide* und *Quartär* abgelagerten Sedimente auf (MUTIHAČ, 1990).

Für die engere Umgebung des Standorts sind für das **Neozoikum** zwei Formationen bekannt. Die *Cetate Formation*, die vom Cismelei Tal nach Süden und nach Osten (bis ans Schwarze Meer) aufgeschlossen ist, wird dem **Obereozän** zugeordnet. Sie liegt an der Basis des Neozoikums. Diese Formation besteht vorwiegend aus einem Nummulitkalk. Danach folgt das **Miozän** mit dem **Badenium** als *Seimeni Formation* beschrieben. Diese Sedimente sind im Tibrin Tal und im Norden des *Standortes Cernavodă* aufgeschlossen. Die Sedimente treten als grüne Tone mit Sandlinsen auf. Sie wurden in der Erkundungsbohrung **C2** zwischen 55 - 57,4 m Teufe angetroffen (DURDUN et. al., 1996).

Die **quartären** Ablagerungen, die für den Standort am wichtigsten sind, gliedern sich wie folgt:

Rote Tone, die als lakustrische Sedimente beschrieben sind. An der Basis dieser Sedimente tritt eine Kies - Ton - Wechsellagerung auf. Dann folgen rote Tone, die einen Feinsandanteil von bis zu 10% haben und reich an quellfähigen Mineralen sind. Diese Formation weist im Bereich des Standortes d. h. unterhalb des Standorts eine Mächtigkeit von bis zu 20 m auf, wobei relativ große Mächtigkeitsschwankungen (minimale Mächtigkeit 1,5 m in der **C1**-Bohrung) bekannt sind. Diese Mächtigkeitsschwankungen, wie auch aus den geologischen Profilen deutlich zu entnehmen ist, führen zu der Annahme, daß hier mit einem deutlichen Erosionsrelief gerechnet werden muß.

Die obersten Schichten des Quartärs bestehen aus **Löß**. Die Mächtigkeit des Lößes beträgt am Standort bis zu 40 m. Diese Lößschicht ist in zwei Schichten untergliedert in denen aus geotechnischer Sicht der rumänische Standard P7

von 1967 zum Tragen kommt. Die untere Schicht besteht aus schluffigen Tonen und tritt unterhalb von 17-20 m Teufe auf. Sie weist Mächtigkeiten von bis zu 20 m auf. Der hohe Tonanteil wird auf die Beimischung von fossilen Böden zurückgeführt.

Die obere Lössschicht, als toniger Schluff beschrieben, tritt von der Oberfläche bis ca. 17-20 m Tiefe auf.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß für den Bereich des *Standortes Cernavodã*, vom Hangenden zum Liegenden (vgl. Abb. 6), folgendes vereinfachtes stratigraphisches Profil angenommen werden darf:

1. Quartäre Ablagerungen:
 - Löß und Lößlehm von der GOK bis in eine Tiefe von 30-45 m.
 - Rote Tone (Tiefe von 35 bis 55 m);

2. Vorquartäre Ablagerungen, bestehend aus:
 - Apt-Sarmat-Tonen mit Sandlinsen (Tiefe von 55 bis 140m);
 - Barrême-Kalken (Tiefe von 140 bis 250 m);
 - Valendis-Tonen (Tiefe von 250 bis 350 m);
 - Jura-Kalken (Tiefe von 350 bis 1.100 m);
 - paläozoische Sedimenten (Tiefe von 1.100 bis 1.700 m);

3. Kristalline Grüne Schiefer, die den tieferen Untergrund („*Grundgebirge*“) unterhalb von 1.700 m bilden.

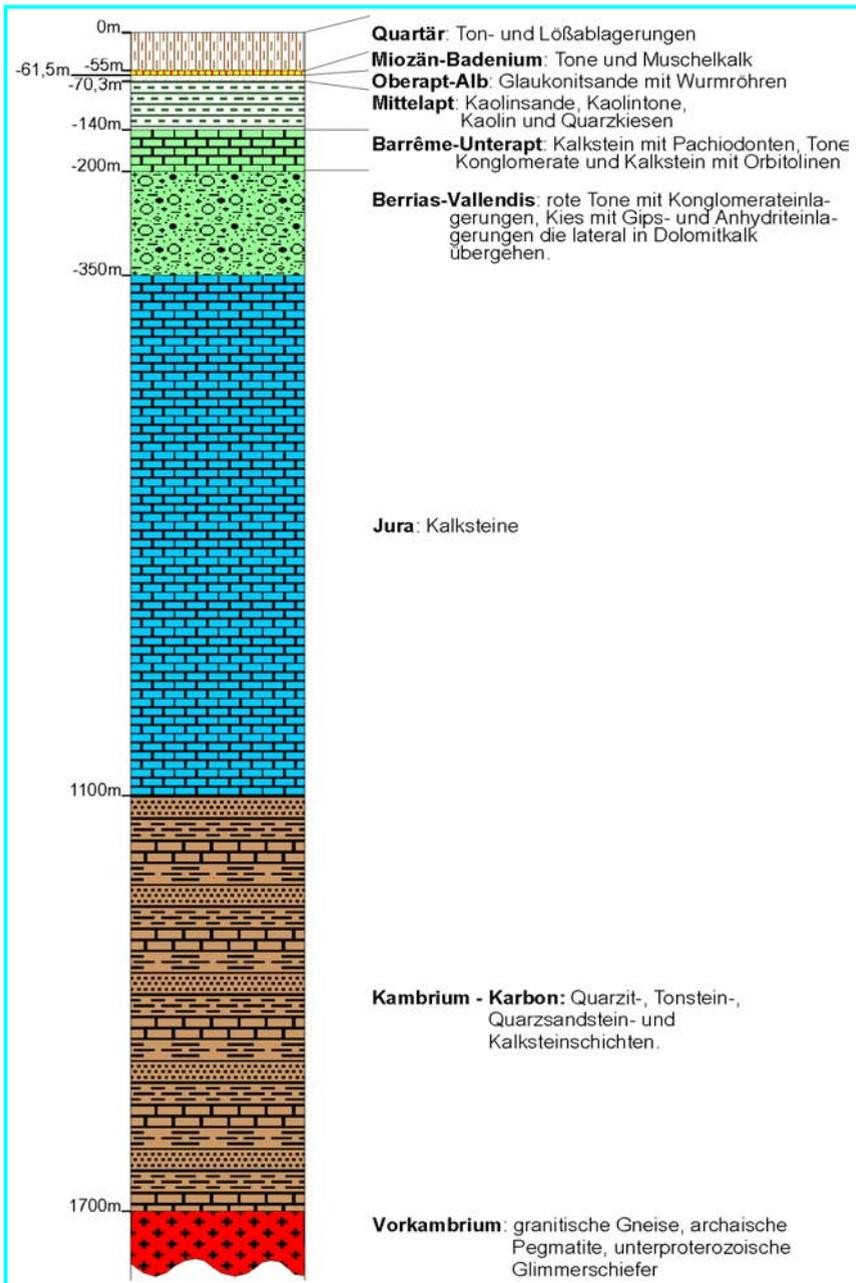


Abb. 6: Bohrprofil C2, Standort Cernavodă (nach MUTIHAČ, 1990 und DURDUN et al., 1996)

2.3 Ingenieurgeologische und hydrogeologische Bewertung der Schichtfolgen im engeren Standortbereich

Der für die technische Fragestellung der Standorteignung wesentliche obere Teil der Schichtenfolge (vgl. Kap. 2.2) ist im Vertikalschnitt (Abb. 7) wiedergegeben.

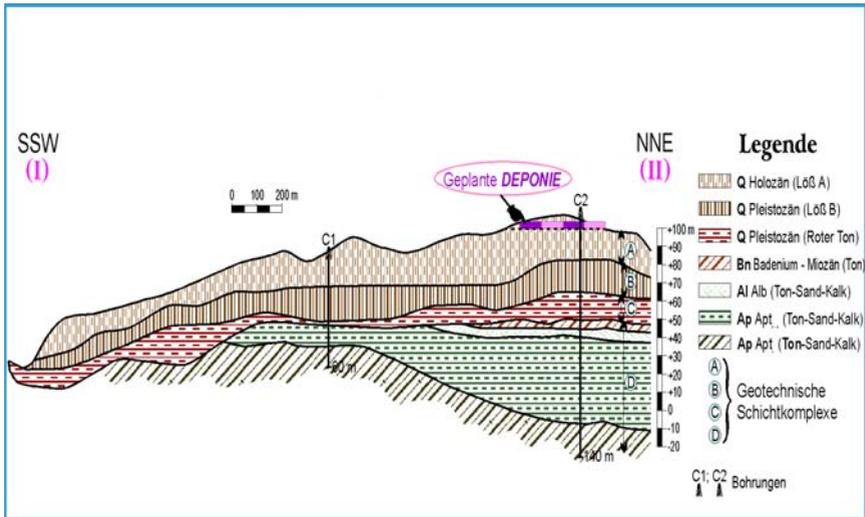


Abb. 7: Geologischer Vertikalschnitt, Standort Cernavodă
(überarbeitet nach DURDUN et al., 1996)

In Rahmen einer geotechnischen Klassifikation wurden die anstehenden quartären und vorquartären Ablagerungen in vier Schichtkomplexe gegliedert, die sich grundsätzlich durch ihre Korngrößenverteilung und ihre Verformungseigenschaften unterscheiden.

- **Komplex „A“:** Löß, in dem der Schluffanteil nach STAS (Rumänischer Standard) 1243/74 (0,05-0,005 mm) im Durchschnitt 70% beträgt. Der Mittelwert der Porosität liegt bei 45% und wird für die Deponie als ausschlaggebend betrachtet. Bis in eine Tiefe von 10-12 m werden Makroporen mit einer verzweigten Struktur beschrieben. Als typisches Merkmal für diesen Löß ist die unter seiner Eigenlast stattfindende Verformung zu sehen. Die Mächtigkeit dieses Komplexes beträgt 20 m.

- **Komplex „B“**: Lößlehm, für den die eingeschlossenen fossilen Böden als charakteristisch beschrieben werden und die eine Erhöhung des Tongehaltes mit sich führen. Dieser Komplex hat eine durchschnittliche Mächtigkeit von 20 m und ein niedrigeres Verformungsverhalten als der Löß des „A“-Komplexes.
- **Komplex „C“**: „Roter Ton“ (schluffiger Ton, reich an quellfähigen Tonmineralien) der an der Basis des Quartärs auftritt und eine durchschnittliche Mächtigkeit von 15 m hat. Die roten Tone sind hier als lakustrische Sedimente abgelagert worden, an deren Basis ein Kies - Ton - Gemisch auftritt.
- **Komplex „D“**: Tone mit vorquartären linsenförmigen Kalk- und Sandeinlagerungen. Einige dieser Sandeintragerungen enthalten gespannte Wasserlinsen, die nicht einen durchgehenden Aquifer bilden.

Hydrogeologisch stellt dieser Teil der Gesamtfolge, von den Schichten der oberen Unterkreide bis in das Quartär, mehr oder weniger eine sehr gering durchlässige Sedimentfolge dar, der im Hinblick auf das Eindringen von Schadstoffen eine Barrierewirkung zugeordnet wird. Zusammen mit den geringen Niederschlägen (vgl. Kap. 1.2.) bildet diese bis zu 140 m mächtige geologische Barriere eine wichtige Voraussetzung für die Eignung des Standortes zur Lagerung problematischer Stoffe. Die eigentlichen Grundwasserleiter folgen im Bereich der geplanten Deponieaufstandsfläche erst in 140 m Tiefe. Sie sind an verkarstete Kalke der Unteren Kreide sowie des Oberen Jura gebunden. Insgesamt läßt sich die Schichtenfolge hydrogeologisch in 4 Komplexe gliedern (DURDUN et al., 1994):

I - Ungesättigte Barriere-Zone: Sie beinhaltet das Quartär mit dem Löß und den Roten Tonen. Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone beträgt insgesamt ca. 55 m.

II - Gesättigte Barriere-Zone: Die vorwiegend tonig-schluffige Barriere-Folge ist erst in ihren unteren Bereichen, in den Schichten der Unter-Kreide (Apt-Alb), gesättigt. Hier treten in den Tonsteinen einzelne Sandeinschlaltungen auf, die gespanntes Grundwasser führen. Die Druckaufspiegelung in den Bohrlöchern pendelt sich bei ca. 77 m unter Geländeoberfläche ein.

III - Oberer Hauptaquifer: Für das gesamte Gebiet der SW-Dobrudscha stellen die teilverkarsteten Barrême-Kalke in einer Tiefe von 140 m bis ca. 200 m (vgl. Abb. 6) einen Grundwasserleiter von lokaler Bedeutung dar. Dieser Aquifer wird für die Trinkwasserversorgung und für landwirtschaftliche Zwecke genutzt (ZAMFIRESCU et al., 1994).

IV – Unterer Hauptaquifer: Die verkarsteten Kalksteinformationen des Oberen Jura bilden den wichtigsten Grundwasserleiter der gesamten Dobrudscha. Er tritt im Gebiet von Cernavodă unterhalb einer Tiefe von 350 m auf und wird von dem Barrême-Aquifer durch eine ca. 150 m mächtige Tonfolge des Barrême-Valendis getrennt. Der Jura - Aquifer ist vor allem für weite Bereiche der südlichen Dobrudscha sowie der nahezu gesamten Küstenregion von großer wasserwirtschaftlichen Bedeutung. Das aus diesem Aquifer geförderte Wasser wird sowohl für die Touristenzentren am Schwarzen Meer als Trinkwasser wie auch in der Landwirtschaft zur Bewässerung genutzt (ZAMFIRESCU et al., 1994 und PITU, 1994).

3 KURZBESCHREIBUNG DES CONSOLID-SYSTEMS

3.1 Allgemeines

Eines der wichtigsten bautechnischen Probleme bei der geplanten *Deponie Cernavodă* ist die begrenzte bzw. für die Deponie unzureichende Tragfähigkeit der mächtigen quartären Lößablagerungen. Um das Errichten einer Deponie am *Standort Cernavodă* erst möglich zu machen, wurde vom Planer die konventionelle Verdichtung der Lößschichten, als tragender Baugrund, vorgesehen. Um die Baugrundverbesserungsmaßnahme zu optimieren, um die Wirtschaftlichkeit und die Sicherheit der Deponie zu steigern, sind für die oberste Lößschicht zusätzliche Stabilisierungsmaßnahmen vorgesehen.

Nach mehrjährigen Überlegungen und Untersuchungen am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe, sowie nach durchgeführten Labor- und Feldversuchen, wurde das CONSOLID-System als das, unter den vor Ort gegebenen Bedingungen, am besten geeignete Bodenstabilisierungssystem für den Löß von Cernavodă empfohlen.

Die Nachteile einiger konventionellen Bodenverbesserungen bzw. Bodenstabilisierungen sind durch die begrenzte Langzeitstabilität gegeben. Diese Nachteile führten zu der Erfindung und Entwicklung des CONSOLID-Systems in den 60er-Jahren. Das CONSOLID-System umfaßt Zuschlagsstoffe, die bei Böden mit einem bestimmten Anteil von Schluffkorn und Tonfraktion (bindige Böden, *Kornfraktion* $< 0,02 \text{ mm} \geq 10\%$), s.g. minderwertige Böden, zu einer dauernden Bodenstabilisierung und zusätzlich zu einer Reihe von Verbesserungen der Bodenparameter führen (GIURGEA et al., 1998), wie z. B.:

- Irreversible Agglomeration der Fein- und Feinstanteile;
- Verbesserung der Erosionsstabilität;
- Verringerung des k_f -Wertes, insbesondere bei Böden mit Sandfraktion;
- Verbesserung des Plastizitätsindex, d. h. auch Verbesserung der Bearbeitbarkeit der bindigen Böden auf Baustellen;
- Verbesserung der Tragfähigkeit;
- Reduzierung der kapillaren Steighöhe;
- Verringerung des Quell- bzw. Schrumpfverhaltens des Bodens;
- Erhöhung des Reibungswinkels ϕ und der Kohäsion c ;
- Verbesserung der Frostsicherheit bzw. Frostbeständigkeit.

Unter Bezug auf die hier genannten Verbesserungen der Bodeneigenschaften wurde CONSOLID vor allem beim Straßenbau in Amerika, Afrika und Europa eingesetzt. Die in den letzten Jahren erfolgte Weiterentwicklung des CONSOLID-Systems in Zusammenhang mit den Fragen der Anwendung im Wasserbau, Deponiebau und bei Abdichtungen trägt zu einem erweiterten Anwendungsbereich dieses Systems bei (MERKLER et al., 1996).

Im Rahmen der Voruntersuchungen für die Bestimmung der geotechnischen Bodeneigenschaften bei dem *Deponiestandort Cernavodã* wurden im Rahmen der vorgelegten Dissertation Versuche über die Eignung des CONSOLID-Systems für die notwendigen Bodenstabilisierungsmaßnahmen durchgeführt.

3.2 Zusammensetzung und Wirkungsweise von CONSOLID

CONSOLID ist ein Produkt aus vorwiegend organischen Substanzen, das aus zwei Phasen besteht (DIN Sicherheitsdatenblätter CONSOLID⁴⁴⁴ und SOLIDRY):

- die Flüssigphase Consolid⁴⁴⁴® (oder C444), die aus einer Mischung monomolekularer und polymolekularer grenzflächenaktiver Substanzen besteht, Lösungsvermittler, Emulgatoren und Katalysatoren mit einem Gehalt an Propylendiamin, CAS No. 78-90-0, Dimethylammoniumchlorid, CAS No. 506-59-2, und Isopropyl-alkohol (IPA) CAS No. 67-63-0;
- die feste Phase (pulverförmig) geführt unter dem Namen **SOLIDRY**, besteht aus über 96 % feinstkörnigem handelsüblichem Zement und Kalkhydrat sowie 4% organischem Anteil. Diese organische Komponente ist eine parafinartige Mischung monomolekularer und polymolekularer grenzflächenaktiver Substanzen mit einem bestimmten Gehalt an Alkylaminen und Dimethylammoniumchlorid, CAS No. 506-59-2, Polyacrylaten und Reaktionsmitteln.

Die genaue Zusammensetzung der CONSOLID-Substanzen ist firmenrechtlich geschützt.

Das grundsätzliche Wissen über die Wirkungsweise des CONSOLID-Systems führt zu der Erkenntnis, daß das CONSOLID im Poren- und Mikroporenbereich der Böden, grenzflächenaktiv wirkt, den Haftwasserfilm löst, wobei es dadurch vorrangig zu einer irreversiblen Agglomeration der Fein- und Feinstteilchen des behandelten Bodens kommt und über die Aktivierung der bodeneigenen

Bindekräfte (Erhöhung der Kohäsion und des inneren Reibungswinkels) eine hohe Verdichtbarkeit des Bodens bewirkt wird (GIURGEA et al., 1998).

Der Wirkstoff SOLIDRY entsteht durch eine spezielle Hitzebehandlung eines handelsüblichen Zements, wobei es zu einer vollständigen Umhüllung der Zement- bzw. Kalkhydratkörnchen durch eine parafinartige Komponente kommt. Das Trockenprodukt – SOLIDRY – wirkt wasserabweisend und führt zu einer Wasserunempfindlichkeit des Bodens, verstärkt die bodeneigene Bindewirkung (Kohäsion, Festigkeit). Gleichzeitig verhindert es durch das Quellverhalten der Wirkstoffe das Eindringen des Oberflächenwassers in die Kapillaren des Bodens und reduziert zusammen mit Consolid⁴⁴⁴® das kapillare Ansteigen des Wassers im Boden. Diese Feststoffe sind somit hauptsächlich als „Füllung“ mit ausgeprägtem synergetischen Effekt in bezug auf den Kapillarraum des Bodens zu sehen (MERKLER et al., 1996; GIURGEA et al., 1998).

Die grundsätzliche Wirkungsweise des CONSOLID-Systems ist ähnlich wie die eines natürlichen organischen Polymers, welcher sich an der Oberfläche der Tonminerale bindet, die Eigenschaften dieser tonigen Minerale ändert und die Bildung stabiler Aggregate ermöglicht. Wie auch bei Daniel Hillel 1980 in „*Fundamentals of Soil Physics*“ beschrieben, können verschiedene organische Substanzen, die z. B. im Boden als Folge mikrobieller Aktivität entstehen, die eigenen Bindekräfte des Bodens aktivieren und zu einer zementierungsartigen Verfestigung führen. Hillel beschreibt unter anderem eine Reihe von komplexen Mechanismen der Aggregatbildung wie z. B. Adsorption, physikalische Umhüllung, sowie Zementierung durch ausgeschiedene Schleimstoffe. Unter den wichtigsten mikrobiellen Produkten, die fähig sind Bodenaggregate zu binden, werden Polysaccharide, Hemizelulosen oder Uroniden, „*levans*“, wie auch andere natürliche Polymere erwähnt. Diese Substanzen werden an den Tonmineraloberflächen über Kationenbrücken, Wasserstoffbindungen, über die *van der Waals* Kräfte und über die Anionenadsorptionsmechanismen gebunden. Polysaccharide bestehen aus großen, linearen und flexiblen Molekülen, die fähig sind sich gleichzeitig mit mehreren Partikeln zu verbinden. In einigen Fällen dringen die natürlichen organischen Polymere nicht zwischen die einzelnen Tonplättchen, sondern bilden eine schützende Hülle um die Bodenaggregate. In anderen Fällen hingegen, dringen Lösungen reich an organischer Substanz zwischen die Tonplättchen bzw. in das Bodenaggregat, wo sie als mehr oder weniger lösliches Bindemittel wirken (HILLEL, 1980).

Die organischen Substanzen (natürliche- oder im Falle des CONSOLID-Systems künstlicher Herkunft) führen zu einer zusätzlichen Erhöhung der

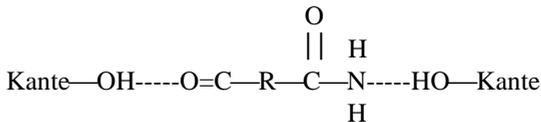
Stärke und Stabilität der *Intra-Aggregat*-Verbindungen, sowie zu einer Aggregatstabilität durch die Reduzierung der Wasseraufnahme und der Quellung (typisches Merkmal für die mit dem CONSOLID-System behandelten und optimal verdichteten Bodenproben). Einige organische Substanzen sind selbst hydrophob, oder, wie im Falle des CONSOLID-Systems, findet eine Hydrophobierung mit gleichzeitiger Trocknung statt. Das führt u. a. dazu, daß der Organo-Ton-Komplex eine reduzierte Wasserempfindlichkeit aufweisen kann (HILLEL, 1980).

Eine Reihe von Verbindungsmöglichkeiten zwischen Ton-, Schluffpartikeln und natürlichen organischen Polymeren wurde von HARRIS et. al. (1965) aufgestellt und von Hillel übernommen. Von besonderem Interesse sind u. a. drei der Verbindungsvarianten, die nur über Polymerbrücken zu erklären wären und die für die Wirkung des CONSOLID-Systems verantwortlich sein könnten:

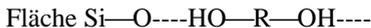
1. **Anionen-Austausch:** positiv geladene Tonmineralkanten bzw. Schichtpaketkanten* zu Carboxylpolymer



2. **Wasserstoffbrücke** zwischen Hydroxylgruppen die an den Tonmineralkanten bzw. Schichtpaketkanten gebunden sind und Carbonyl- oder Amidpolymere:



3. **Wasserstoffbrücke**, die zwischen einem Hydroxylpolymer und extern oder intern (bei quellfähigen Tonmineralien, „*expanding lattice minerals*“) an den Flächen der Silikatkristalle gebundene Sauerstoffatome besteht:



* Schichtpaket ("*clay domain, bookhouse*") = eine Gruppierung von Tonkristallen, genügend nahe aneinander orientiert, wobei die Kristallflächen durch Kationen- oder Wasserstoffbrücken gebunden sind, so daß man sie als eine Einheit betrachten kann.

** R = organischer Polymer ("*organic polymer*") mit horizontaler oder zum Tonmineralblock senkrechter Achse

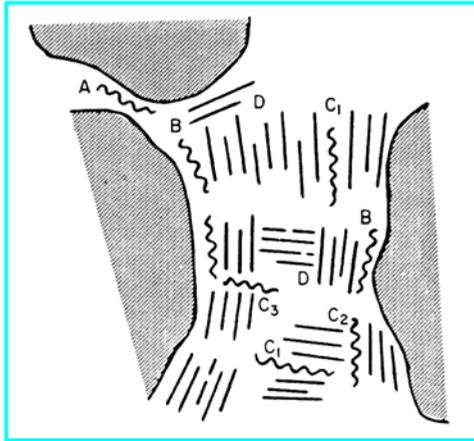


Abb. 8: Orientierungs- und Verbindungsmöglichkeiten der Quarzkörner, Schichtpakete und organischer Materie in einem Bodenaggregat. (A) Quarz - organisches Kolloid - Quarz; (B) Quarz - organisches Kolloid - Schichtpaket; (C) Schichtpaket - organisches Kolloid - Schichtpaket, (C₁) Fläche - Fläche, (C₂) Kante - Fläche, (C₃) Kante - Kante; (D) Kante eines Schichtpaketes - Fläche eines Schichtpaketes (nach EMERSON, 1959 und HILLEL 1980)

Ein interessantes Modell für die internen Verbindungsmöglichkeiten, die zur Bildung von Bodenaggregaten führen kann, wurde von Emerson (1959) vorgeschlagen und ist in der Abb. 8 dargestellt. Das Modell von Emerson besteht aus Sand- oder Schluffquarzkristallen sowie aus orientierten, über elektrostatische Kräfte gebundenen Schichtpaketen. Die Stabilität der Aggregate wird durch die Einbindung natürlicher organischer Polymere zwischen den Quarzkörnern und den Flächen bzw. Kanten der Tonkristalle entscheidend beeinflusst.

Mit der Beschreibung der Trocknungsprozesse und deren Einfluß auf die Aggregatstabilität beschreibt Hillel ein zusätzliches Phänomen, das auch bei der Wirkung des CONSOLID-Systems mitzutragen kommen kann. Während der Trocknung schrumpft das ganze Bodengefüge und die Aggregate gewinnen somit an Dichte und Kohäsion. Gleichzeitig werden organische „klebstoffartige kolloidale Lösungen“ (*gums*) und Gels irreversibel umgewandelt (Aushärtung), so daß diese, nicht zuletzt, als stabile zementierende (verfestigende) Substanzen im Boden wirken. Für das CONSOLID-System konnten manchmal, in behandelten Bodenproben, solche kolloidale Substanzen (weiß-gelblich, zähflüssig und klebrig) mit freiem Auge beobachtet werden. Es kann angenommen werden, daß diese Substanzen mit Sicherheit das Resultat der

Wechselwirkung zwischen den CONSOLID-Additiven, der im Boden sich befindenden organischen Materie und den Tonmineralen (die sehr geringen Mengen an CONSOLID-Additiven alleine könnten nicht die beobachteten kolloidalen Substanzen - „gums“ - erklären) sind. Ebenfalls typisch für das CONSOLID-System ist die Irreversibilität der Festigkeitszunahme, die beim Trocknen erreicht wird, so daß diese auch nach einer Wasserlagerung der behandelten und verdichteten Proben erhalten bleibt. Hierfür sprechen viele CBR₂-Versuche sowie Wasserlagerungstests mit Bestimmung der kapillaren Steighöhe.

Zur Klärung der Wirkungsweise von CONSOLID wurden im Rahmen der durchgeführten Laboruntersuchungen u. a. elektronenrastermikroskopische Aufnahmen an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Bodenproben durchgeführt. In Abb. 9 ist die Aufnahme einer behandelten Probe dargestellt. Für dieses Foto wurde die maximale Vergrößerung (1:10.000) eingestellt. Mitten im Bild ist eine längliche, „organische Struktur“, die Tonmineralien bzw. Schichtpakete miteinander verbindet, zu sehen. So wie oben beschrieben sind diese „organischen Strukturen“ für eine erhöhte Festigkeit und für verbesserte geotechnische Eigenschaften der behandelten Bodenproben mitverantwortlich. Die o. g. „organischen Strukturen“ konnten in den elektronenrastermikroskopischen Aufnahmen bei den unbehandelten Proben nicht festgestellt werden.

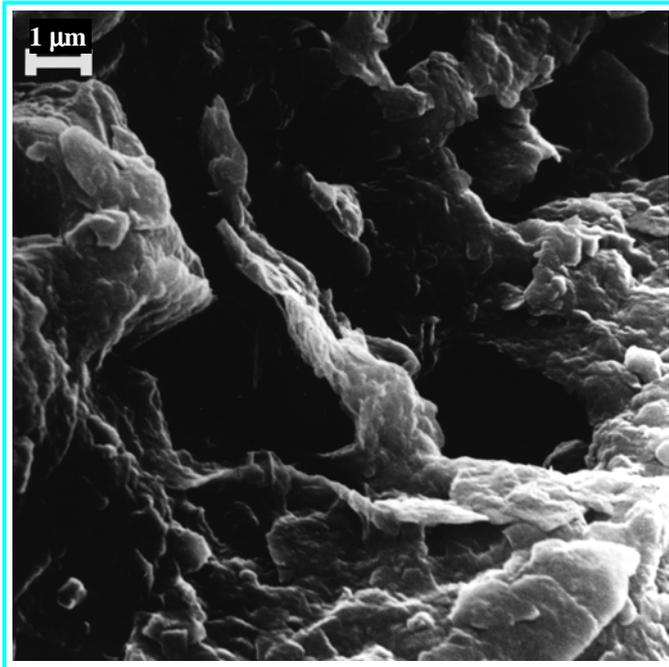


Abb. 9: Elektronenrastermikroskopische Aufnahme einer mit dem CONSOLID-System behandelten Bodenprobe, Vergrößerung 1:10.000

So wie Hillel die Wirkung natürlicher organischer Substanzen auf die Aggregatbildung und die geomechanischen Parameter der Böden untersucht hat, haben eine Reihe anderer Autoren die Wirkung künstlicher organischer Substanzen auf das Bodengefüge und dessen Eigenschaften studiert. Von besonderem Interesse für das Verstehen der Wirkungsweise des CONSOLID-Systems kann u. a. auch der Artikel „Einfluß organischer Schadstoffe auf das Scherverhalten von Ton“ sein, in welchem Hofmann (1997) die besonderen Eigenschaften beschreibt, die verschiedene Tonböden nach Behandlung mit unterschiedlichen organischen Lösungen (teilweise Schadstoffe) erfahren.

Bei der Erklärung der Wechselwirkung zwischen den Tonmineralien bzw. Schichtpaketen und den organischen Lösungen spielt die elektrische Doppelschicht und deren Änderungen eine nicht unwichtige Rolle. Tonteilchen bzw. Schichtpakete kann man als geladene Kolloidteilchen betrachten. Zur elektrischen Kompensation der negativen Tonmineraloberflächen werden positiv geladene Kationen und Wassermoleküle an die Tonkristalloberfläche angelagert. Die negativ geladene Oberfläche wird zusammen mit der

angelagerten Schicht bzw. mit den Gegenionen als **Doppelschicht** definiert (vgl. Abb. 10). An die elektrisch geladene Kristalloberfläche schließt sich eine starre Schicht (die s.g. Stern-Schicht) mit Gegenionen an. Die Mächtigkeit dieser starren Schicht wird von dem endlichen Raumbedarf der Ionen bestimmt (GOUY, 1910; STERN, 1924; HOFMANN, 1997). Eine weitere bewegliche Schicht aus diffus verteilten Ionen schließt sich an die Stern-Schicht an und wird als **Diffuse Schicht** definiert. Die Mächtigkeit der Doppelschicht ist eine Funktion der Dielektrizitätskonstanten der Porenlösung, der Konzentration des Elektrolyts in dieser Lösung, der Temperatur und der Kationenwertigkeit (CHAPMAN, 1913; MÜLLER, 1996; WIENBERG, 1990; HOFMANN, 1997).

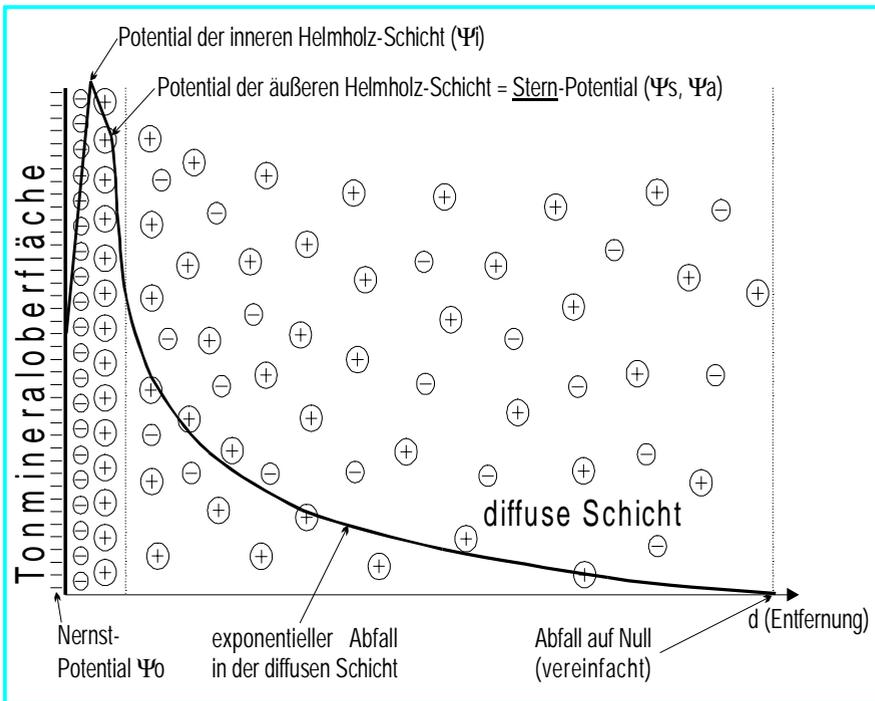


Abb. 10: Ionenverteilung und Potentialverlauf in der elektrischen Doppelschicht (modifiziert nach HOFMANN, 1997)

Grundsätzlich führen alle Vorgänge, die die elektrischen Doppelschichteigenschaften und dadurch ihre Mächtigkeit beeinflussen, zu einer Veränderung der mikroskopischen Struktur und der physikalischen Eigenschaften der Tone. Eine besondere Bedeutung kommt hierbei der Abnahme der Dielektrizitätskonstanten der Porenlösung, der Erhöhung der Elektrolytkonzentration und der Erhöhung des pH-Wertes zu. Alle hier genannten Prozesse und Vorgänge, die teilweise auch bei der Behandlung mit dem CONSOLID-System nachgewiesen werden können, bewirken u. a. eine Verkleinerung der diffusen Doppelschicht, eine Reduzierung der Coulombschen Abstoßkräfte und führen dementsprechend zur Agglomeration der Tonpartikel. Zusätzlich können durch die Überwindung der Energiebarriere (V_m) die Anziehungskräfte (*van der Waals*) zur Bildung von Schichtpaketen bzw. Tonaggregaten mitwirken bzw. führen (vgl. Abb. 11).

Man kann grundsätzlich davon ausgehen, daß bei einer abstoßenden Gesamtwechselwirkung sich eine „*Kartenhausstruktur*“ der Tonminerale herausbildet, wobei die Coulombschen Abstoßkräfte stärker als die Anziehungskräfte (wegen einer zu mächtigen Doppelschicht) sind. Diese Struktur weist bei natürlich gelagerten und ungestörten Tönen eine höhere Scherfestigkeit (bessere Kohäsion) auf. Diese Tone sind aber wasserempfindlicher, poröser, weniger dicht und empfindlicher gegenüber Strukturzerstörung. Bei einer Gesamtwechselwirkung der *van der Waals* Anziehungskräfte, die stärker als die Abstoßkräfte sind, und die die Ausdehnung der Doppelschicht reduzieren, kommt es zur Bildung einer „*Fläche-Fläche*“ Anordnung die sich als eine „*Bänderstruktur*“ auswirkt. Diese Struktur weist zwar bei natürlich abgelagerten und ungestörten Tönen eine geringere Scherfestigkeit auf, ist aber im Vergleich zu der „*Kartenhausstruktur*“ dichter, weniger porös, weniger wasserempfindlich und stabil gegenüber Strukturzerstörungen (HOFMANN, 1997).

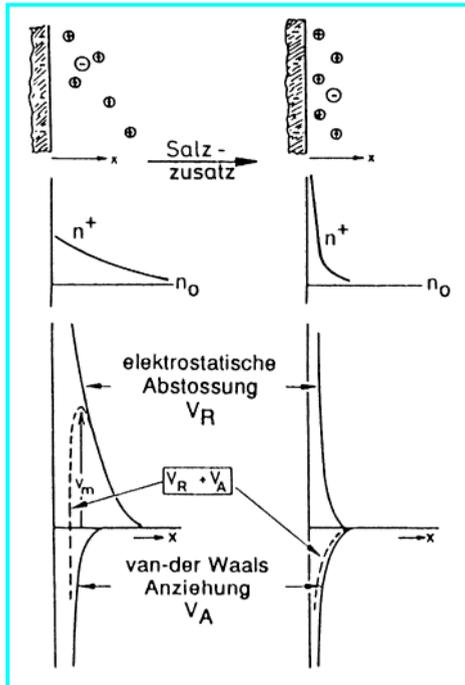


Abb. 11: Energiebarriere (V_m) bei geringer Salzkonzentration, Kompression und Anziehung bei Salzzusatz (LAGALY, 1988; SCHABABERLE, 1989)

Um den Einfluß verschiedener Porenlösungen bzw. verschiedener Schadstoffe auf das Scherverhalten von Tonen zu untersuchen hat Hofmann (1997) zwei natürliche Tone nach Trocknen, Mahlen und Homogenisieren mit destilliertem Wasser, mit Tetrachlorethen (unpolarer Schadstoff - 190 ppm), mit p-Xylol (unpolarer Schadstoff - 150 ppm), mit Methanol (polarer Schadstoff - 10%), mit Essigsäure (organische Säure - 5%) und mit Ethanolamin (organische Base - 5%) behandelt und in Batchversuchen geschüttelt (je 200 g Ton auf 1 l Lösung). Anschließend wurde der Tonanteil von der Lösung abzentrifugiert, danach bis in der Nähe der Fließgrenze luftgetrocknet und mit dem Eluat auf einen Wassergehalt nahe der Fließgrenze eingestellt. Mit den wie oben beschriebenen behandelten Proben wurden je 3 Scherversuche bei unterschiedlichen Laststufen durchgeführt und ausgewertet. Da die Kohäsionswerte infolge der Plastizitätsänderungen der organisch-behandelten Proben starke Schwankungen aufweisen, wurden für die weitere Betrachtung nur die effektiven Reibungswinkel berücksichtigt und in Betracht gezogen (HOFMANN, 1997).

Für die Wirkungsweise des CONSOLID-Systems sind von besonderem Interesse die Ergebnisse der Untersuchungen mit organischen Basen (bei Hofmann - Ethanolamin), die sowohl im Wirkstoff **Consolid**⁴⁴⁴® mit seinem Propylendiamin als auch im **Solidry** – als Alkylaminen - beinhaltet sind (vgl. Kap. 3.2).

Ethanolamin, als eine organische Base, kann durch das kationische Verhalten starke Coulombsche Bindungen mit den negativ geladenen Tonmineraloberflächen eingehen. Eine Anlagerung erfolgt sowohl in den Zwischenschichten wie an der Oberfläche der Tonminerale. Die feste Bindung führt zu einer Kontraktion der Smektit-Zwischenschichten und zu einem Verlust der Quellsfähigkeit (HOFMANN, 1997). Eine starke Reduzierung der Quellung beim Kontakt mit Wasser - bis annähernd Null - tritt als eine typische Wirkung der CONSOLID-Behandlung auf.

Aus den von uns durchgeführten Versuchen wie auch aus der Literatur, kann aus dem Vergleich der effektiven Scherparameter, bei den mit unterschiedlichen Lösungen behandelten Proben festgestellt werden, daß u. a. die organischen Basen, wie z. B. Ethanolamin, zu den höchsten bzw. besten Ergebnissen führen. So erhöht sich zum Beispiel die Spitzenscherfestigkeit ϕ' [°] nach der Behandlung mit Ethanolamin von 12° bei einem unbehandelten Ton, auf 27° bei einem behandelten Ton und die Restscherfestigkeit erhöht sich von 7°, bei dem unbehandelten Ton, auf 19° bei dem behandelten Ton. Bei einem anderen Ton stieg die Restscherfestigkeit ϕ' [°] nach der Behandlung mit Ethanolamin von 14° (unbehandelt) auf 36° bei der behandelten Probe und die Restscherfestigkeit von 11° (unbehandelt) auf 30° bei der behandelten Probe (HOFMANN, 1997). Hieraus ist ersichtlich, daß die Behandlung mit Ethanolamin zu einer deutlichen Erhöhung der Scherfestigkeit führt. Hasenpatt (1988) zeigte bereits in ihrer Arbeit die verschiedenen Einlagerungsmöglichkeiten organischer Basen bei Tonmineralen und deren Zwischenschichten. Besonders in der dissoziierten Form geht die positiv geladene Aminogruppe sehr feste Bindungen zu den negativ geladenen Tonmineraloberflächen und Zwischenschichten ein (HOFMANN, 1997).

Die von uns im Geotechnischen Labor des Lehrstuhls für Angewandte Geologie durchgeführten Scherversuche an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Lößproben von Cernavodă (vgl. Kap. 4.7) zeigen eindeutige Parallelitäten mit den von Hofmann (1997) durchgeführten Untersuchungen. Die CONSOLID-Behandlung, bei der Standarddosierung von 0,04% C444 und 1% Solidry, führte zu einer Erhöhung des inneren Reibungswinkels ϕ' [°] von 30,44° bei der unbehandelten Probe auf 36,92° bei der behandelten Probe.

3.3 Anwendungsbereiche des CONSOLID-Systems

In bezug auf die Beschaffenheit bzw. Wirkungsweise des Consolid-Systems, der unproblematischen *in situ* Eintragung des Produktes in den Boden, (Ortsmischverfahren ;"mixed-in-place“) oder im Zentralmischverfahren ("mixed-in-plant“) sowie der fast unbegrenzten Lagerungsmöglichkeiten (auf Halde) des behandelten, losen Bodens, wurde CONSOLID vorrangig in folgenden Bereichen eingesetzt (MERKLER et al., 1996):

- **Straßenbau :**
 - Neubaustrecken
 - Sanierung bestehender Straßen
 - Transportpisten
 - Arbeitsplanum
 - Industrieplätze
 - Parkplätze
- **Bahnbau :**
 - Unterbau Neubaustrecken
 - Unterbausanierung bestehender Strecken
- **Abdichtungen:**
 - Abdichtung künstlicher Seen
 - Ausgleichbecken
 - Rückhaltebecken

Durch die in den letzten zwei Jahren angestrebte Diversifizierung der Anwendung des CONSOLID-Systems und der damit verbundenen Untersuchungen wie auch Forschungs- und Entwicklungsarbeiten, sind für CONSOLID folgende zukünftige Einsatzbereiche als gesichert zu sehen (MERKLER et al., 1996):

- **Damm - und Deichbau:**
 - Dichtungen
 - Erosionsschutz
- **Deponiebau:**
 - Oberflächenabdichtungen
 - Basisabdichtungen
- **Spezialbereiche:**
 - Immobilisierung von Schadstoffen in kontaminierten Böden
 - Aufbereitung kontaminierter Böden zu einem Wirtschaftsgut
 - Betonbehandlung.

4 LABORUNTERSUCHUNGEN

Im Rahmen der bestehenden Vereinbarung über wissenschaftliche Zusammenarbeit zwischen dem Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK), Karlsruhe und GEOTEC - Bukarest wurden u.a. im Geotechnischen Labor der AGK und des GEOTEC eine Reihe von Laboruntersuchungen (Korngrößenverteilungen, Zustandsgrenzen, Proctorversuche, Erosionsbeständigkeitsversuche, k_f -Versuche, CBR_2^1 -Versuche, Scherversuche in Triaxzellen und direkte Scherversuche, Frostversuche, K_d -Versuche, Perkolatanalysen und Untersuchungen der Mikrostruktur) durchgeführt, um günstige und effiziente Baugrundverbesserungsmaßnahmen der Basisabdichtung der Deponie für mittel- bis schwachradioaktive Abfälle von Cernavodă zu überprüfen. Aufgrund der Voruntersuchungsergebnisse wurde das CONSOLID-System für die in Cernavodă gegebenen geologischen Verhältnisse und für die dort geforderten bautechnischen Bedingungen als ein gut geeignetes Mittel für die Bodenstabilisierung betrachtet.

An den Untersuchungen der mit CONSOLID behandelten Lößproben war schwerpunktmässig auch CITON² und ICN³ bei der Bestimmung des Verteilungskoeffizienten (K_d) von Radionukliden beteiligt.

4.1 Korngrößenverteilung und Zustandsgrenzen

Die Sieb-Schlämmanalyse des Lößes aus dem **Komplex „A“** wurde als eine der ersten Untersuchungen durchgeführt (vgl. Abb. 12). Die in der Abb. 12 dargestellten Ergebnisse sind im Geotechnischen Labor des GEOTEC/ Bukarest und der AGK durchgeführt und in Karlsruhe ausgewertet worden.

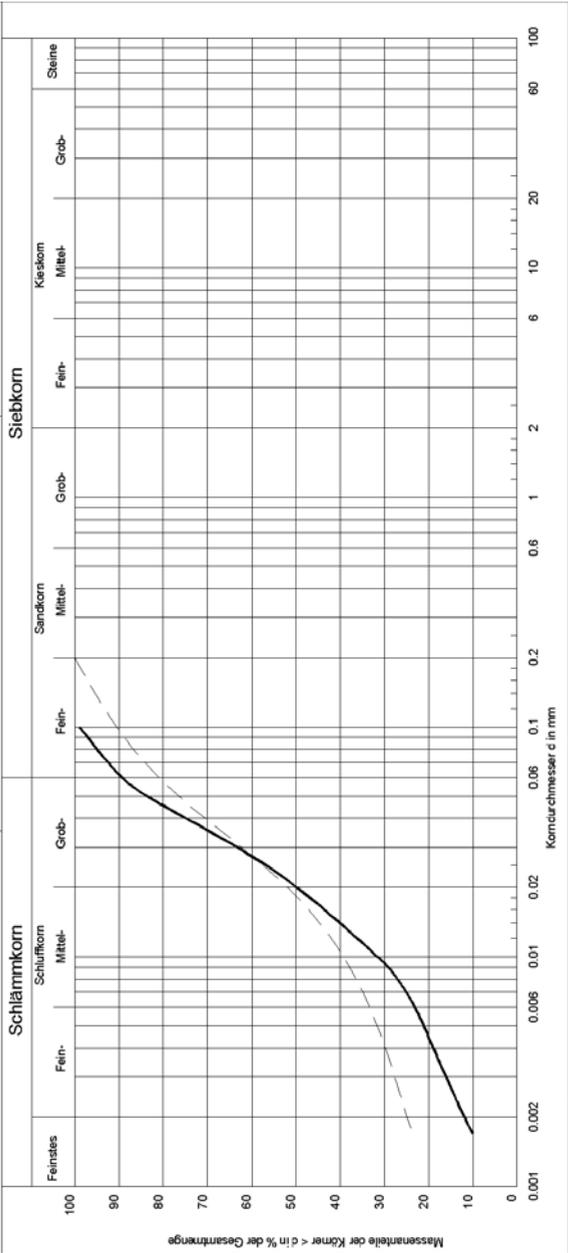
Nach DIN 18196 und nach den Vorgaben zur Bestimmung der Zustandsgrenzen (DIN 18 122 - vgl. Abb. 13) wird der Lößboden aus dem **Komplex „A“** als „*leicht plastischer Ton*“ eingestuft. Die Schlufffraktion beträgt in diesem Lößboden 77,3%.

¹ California Bearing Ratio nach 96 Stunden Wasserlagerung

² Zentrum für Ingenieurtechnologie der Kernkraftwerke/ Bukarest

³ Kernforschungsinstitut/ Pitesti/ Rumänien

Bearbeiter: GEOTEC/ Bukarest und Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Karlsruhe
 Datum: 01.07.1996
 Prüfungsnr.: 053 Testfeld u. 009 Bohrkern
 Probe entnommen am: 25.06.1996
 Art der Entnahme: Baggerschurff & Kernbohrung
 Arbeitsweise: Kombini. Schlämmsiebanalyse



Bezeichnung:	U, t', fs'	
Bodenart:	U, t', fs' (Löß)	U, t, fs (Löß)
Tiefe:	4 m	18,2 m
U/C _c :	16.1/1.9	-/-
Entnahmestelle:	053-Testfeld, ausgeführt: GEOTEC 009-Bohrkern, ausgeführt: AGK	
Bemerkungen:	U, t', fs'	

Abb. 12: Korngrößenverteilung des Lößes aus dem Komplex „A“, Cernavodă.

Zustandsgrenzen nach DIN 18 122

**Deponie Cernavodă,
 Basisabdichtung (Komplex "A")**

Bearbeiter: V. Giurgea

Datum: 02.07.1996

Prüfungsnummer: 053

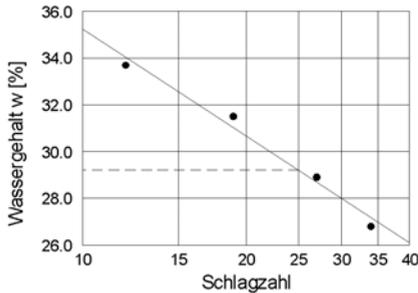
Entnahmestelle: Cernavodă (C2)

Tiefe: 4 m

Bodenart: Löß (CL)

Art der Entnahme: Baggerschurf

Probe entnommen am: 25.06.1996



Wassergehalt $w = 12.0\%$
 Fließgrenze $w_L = 29.2\%$
 Ausrollgrenze $w_p = 10.7\%$
 Plastizitätszahl $I_p = 18.5\%$
 Konsistenzzahl $I_c = 0.93$

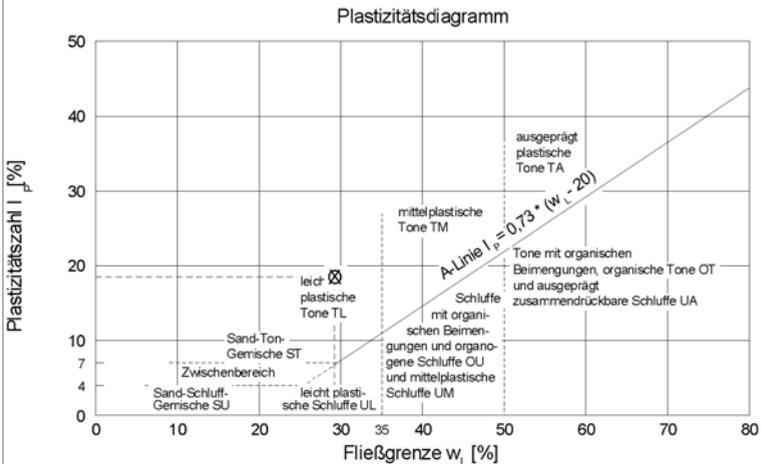
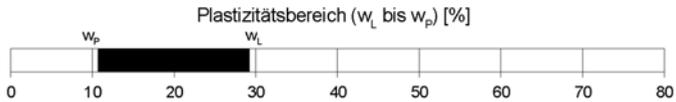
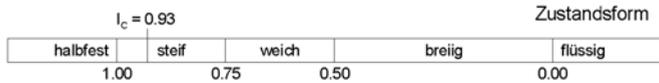


Abb. 13: Zustandsgrenzen des Lößes („leicht plastischer Ton“) aus dem Komplex „A“

Die Bestimmungen der Korngrößenverteilung wurden nach DIN 18123 durchgeführt und ausgewertet. Die Ergebnisse der bei der AGK durchgeführten Laboruntersuchungen (Bohrkerne aus der Standortaxe) sind in Tabelle 1 aufgelistet. Aus der Korngrößenverteilung ist zu erkennen, daß die Tonfraktion in den quartären Lößschichten mit der Tiefe zunimmt.

Tabelle 1: Ergebnisse der bei AGK durchgeführten Laboruntersuchungen

Tiefe [m]	ρ_d [g/cm ³]	n [%]	k_r [m/s]	K o r n g r ö ß e n v e r t e i l u n g						
				Ton		Schluff			Sand	
				< 0,002	0,006- 0,002	0,02- 0,006	0,06- 0,02	0,2- 0,06	0,6- 0,2	> 0,6
9,5	1,90	30,4	$2,4 \cdot 10^{-8}$	14,0	3,5	12,5	44,0	26,0	-	-
18,2	2,03	24,8	$1,1 \cdot 10^{-10}$	25,0	7,0	16,0	37,0	15,0	-	-
24,5	2,01	24,4	$4,0 \cdot 10^{-8}$	10,0	5,0	18,0	45,5	21,5	-	-
34,9	2,08	22,4	$3,2 \cdot 10^{-9}$	27,0	6,5	17,5	35,0	14,0	-	-
46,9	1,74	32,8	$1,0 \cdot 10^{-9}$	18,0	13,0	21,0	19,0	29,0	-	-
50,9	1,86	31,4	$6,0 \cdot 10^{-9}$	13,5	14,5	25,0	35,0	12,0	-	-
52,9	1,79	33,2	$2,0 \cdot 10^{-11}$	24,0	12,0	16,0	13,0	35,0	-	-
56,9	1,71	34,4	$4,0 \cdot 10^{-10}$	17,0	20,5	22,5	14,0	26,0	-	-
64,9	1,93	28,4	$6,0 \cdot 10^{-8}$	7,0	6,0	6,0	5,0	43,0	30,5	2,5
74,1	2,07	24,2	$2,0 \cdot 10^{-11}$	45,0 6,0	21,0 8,0	16,0 58,5	6,0 14,0	12,0 13,5	-	-

Für die Behandlung der Lößböden („leicht plastischer Ton“) bestehen mit dem CONSOLID-System bereits positive Erfahrungen. Im Rahmen langjähriger Anwendung des CONSOLID-Systems (MERKLER et al., 1996, 1998), sowie aus einschlägigen Laboruntersuchungen hat sich gezeigt, daß neben einer Verringerung der Durchlässigkeit der mit CONSOLID behandelten Böden, diese eine bis zu mehr als dreifache Erhöhung der Tragfähigkeit erfahren können.

4.2 Proctor Versuche

Für die Bestimmung des optimalen Wassergehalts, der auf der Baustelle beim Einbau des Bodenmaterials eine wesentliche Rolle spielt, wurden mehrere Proctor Versuche mit dem unbehandelten und dem behandelten Bodenmaterial (vgl. Abb. 14) durchgeführt. Die Verdichtungsenergie betrug $0,6 \text{ MJ/ m}^3$ (normaler Proctor). Die Versuche wurden im kleinen ($\varnothing = 100 \text{ mm}$) Proctortopf nach DIN 18127 durchgeführt. Die Ergebnisse zweier dieser Versuche wie auch eines beim GEOTEC/ Bukarest mit unbehandeltem Löß durchgeführten und bei AGK ausgewerteten Proctorversuches sind in Tabelle 2 zusammengefaßt:

Tabelle 2: Ergebnisse der Proctorversuche

Lößprobe	Optimaler w [%]	max. Trockendichte (Proctordichte) ρ_d [g/cm^3]
unbehandelt :034U	15,1	1,808
behandelt mit CONSOLID: 034BS	14,9	1,780
unbehandelt: 053U (GEOTEC)	14,2	1,775

Die bestimmten Werte liegen relativ nah aneinander was auf eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse schließen läßt. Diese Versuchswerte ($w_{\text{opt}} = 14\% - 15,5\%$ und $\rho_{d\text{-opt}} = 1,75 \text{ g/cm}^3 - 1,81 \text{ g/cm}^3$) können für quartäre Lößböden als charakteristisch betrachtet werden. Wenn man in Betracht zieht, daß die Probe 053U aus einer Tiefe von $\approx 4 \text{ m}$ entnommen wurde, und daß die Probe 034U eine Mischprobe ist, die den oberen 12 m des **Komplexes „A“** entspricht, ist mit Sicherheit anzunehmen, daß der Löß aus dem **Komplex „A“** als sehr homogen betrachtet werden kann. Aus der Abb. 14 ist abzuleiten, daß anders als bei einer Kalkbehandlung, nach Behandlung mit dem CONSOLID-System der Löß keine Verschlechterung seiner Verdichtungseigenschaften erfährt. Der unwesentliche Unterschied in der bestimmten Proctordichte ($0,028 \text{ g/ cm}^3$) liegt im Rahmen der für diesen Versuch anzunehmender Toleranz.

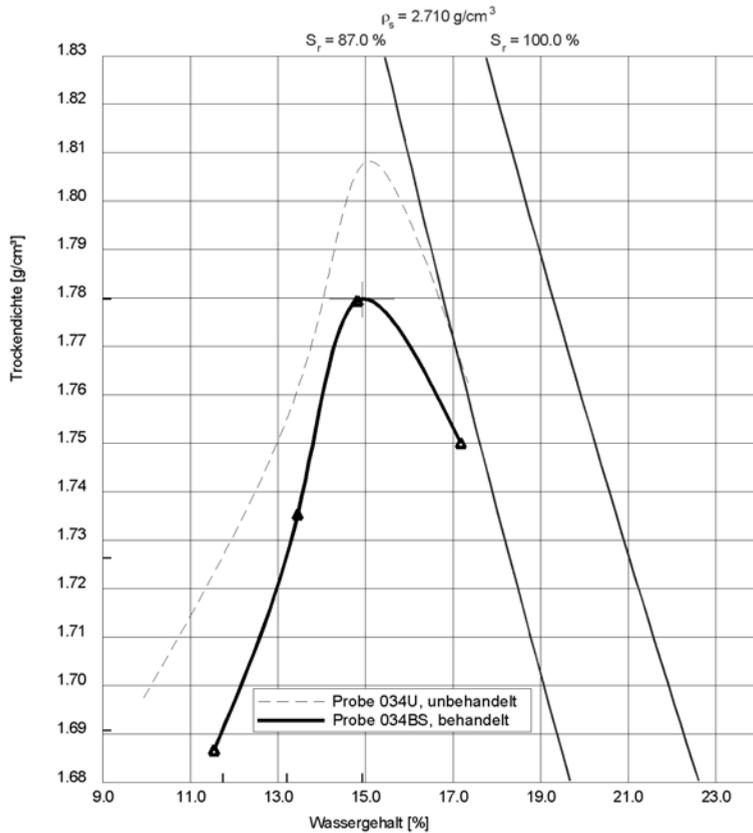
Proctorkurve nach DIN 18 127

Deponie Cernavodă. Basisab-
 dichtung - CONSOLID behandelt

Bearbeiter: Giurgea/ AGK

Datum: 17.04.1996

Prüfungsnummer: 034BS, Löß, beh.
 Entnahmestelle: Cernavodă/ Rumänien
 Tiefe: 1 - 12 m
 Bodenart: quartärer Löß
 Art der Entnahme: Bohrkern
 Probe entnommen am: 10.10.95



100 % der Proctordichte $\rho_{Pr} = 1.780 \text{ g/cm}^3$

Optimaler Wassergehalt $w_{Pr} = 14.9 \%$

97.0 % der Proctordichte $\rho_d = 1.726 \text{ g/cm}^3$

min/max Wassergehalt $w = 13.2 / - \%$

95.0 % der Proctordichte $\rho_d = 1.691 \text{ g/cm}^3$

min/max Wassergehalt $w = 11.7 / - \%$

Abb. 14: Proctorkurven für den mit CONSOLID behandelten und unbehandelten Löß

4.3 Erosionsbeständigkeit

Um die Erosionsbeständigkeit der mit CONSOLID behandelten Lößböden (im allgemeinen der leicht- und mittelplastischen Tone) zu überprüfen, wurden auch Untersuchungen für die Beurteilung der Eignung eines mit CONSOLID behandelten mittelplastischen, feinsandigen, kiesigen Tons bei Damm- und Deichbau durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Untersuchungen lag bei den *Pinhole-Tests* (SHERARD et al., 1976). Die Pinhole-Tests wurden mit freundlicher Genehmigung im Geotechnischen Labor der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe, durchgeführt. In der Abb. 15 ist die Versuchsvorrichtung für den Pinhole-Test dargestellt, die grundsätzlich aus Druckleitung für Wasserzufuhr mit Hahn, Probenzylinder mit Überlauf und Entlüftungsöffnung besteht.

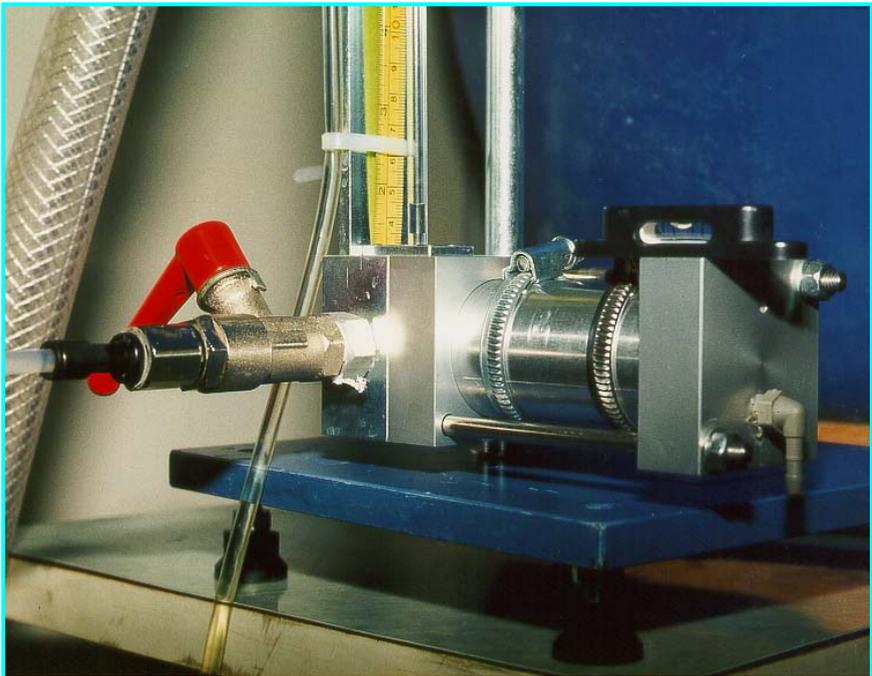


Abb. 15: Versuchsvorrichtung für Pinhole-Test mit eingebauter Probe

In Ergänzung der in Abb. 16 dargestellten Versuchsergebnissen sind folgende Anmerkungen festzuhalten:

☞ bei den unbehandelten Proben (vgl. Abb. 17), unter Anwendung eines hohen Wasserdrucks, erfolgt generell eine verstärkte Erosion der Feinpartikel. Obwohl der

Wasserdruck im gegebenen Beispiel (vgl. Abb. 16) nicht über 0,6 bar erhöht wurde, steigt die Durchflußmenge des Wassers stetig an bis ein Teil des Wassers durch das Entlüftungsloch der Versuchsanlage austritt und somit die genaue Durchflußmenge nicht mehr gemessen werden kann. Da die Durchflußmenge bei gleich bleibendem Druck immer weiter steigt, kann für alle unbehandelten untersuchten Proben angenommen werden, daß eine erhöhte Erosionsempfindlichkeit vorhanden ist. Diese Annahme wird auch bei Betrachtung der aufgeschnittenen unbehandelten Probe bestätigt. So z. B. ist ersichtlich, daß der Erosionskanal in der Probe aus Abb. 17 seinen Durchmesser mehr als verdoppelt hat.

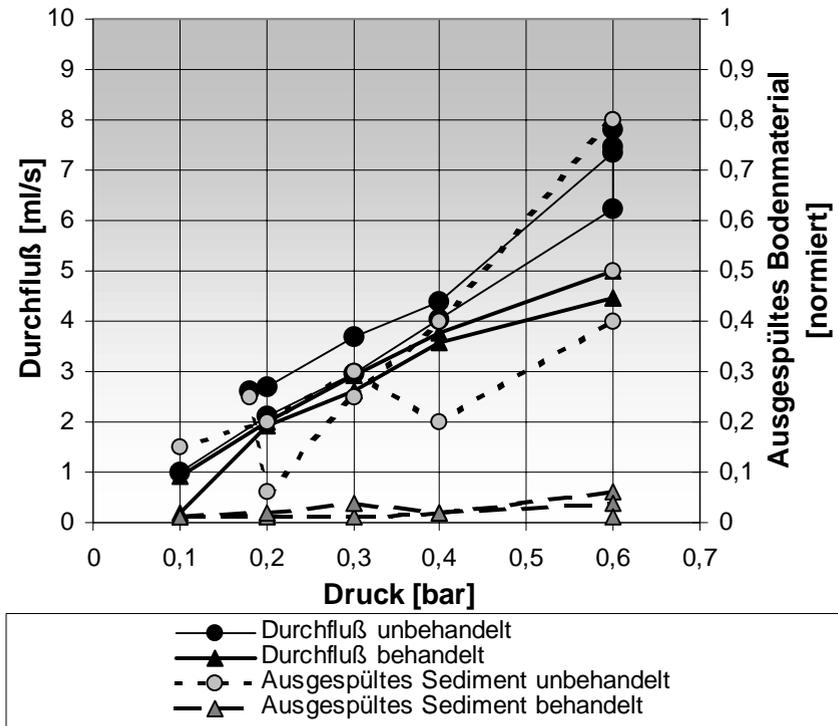


Abb. 16: Ergebnisse eines Pinhole-Tests an behandelten und unbehandelten Lößproben

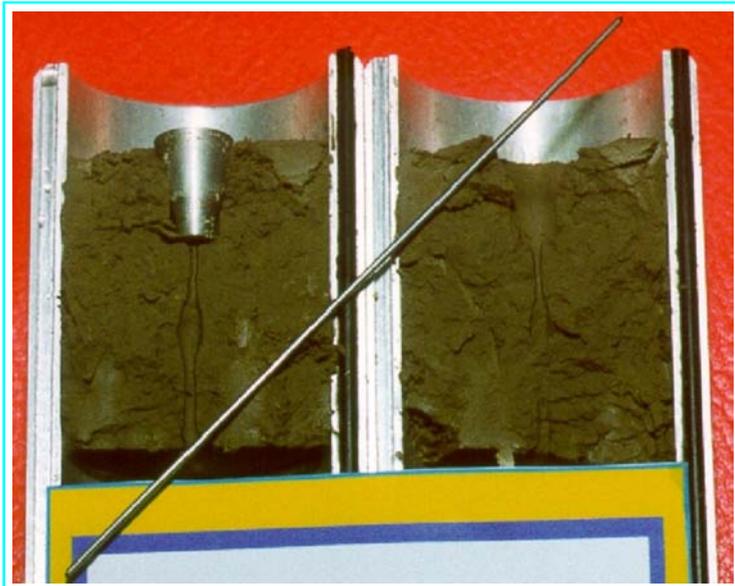


Abb. 17: Unbehandelte Probe nach Durchführung des Pinhole-Testes (eindeutige Erosionserscheinungen, Erosionskanal mehr als verdoppelt)

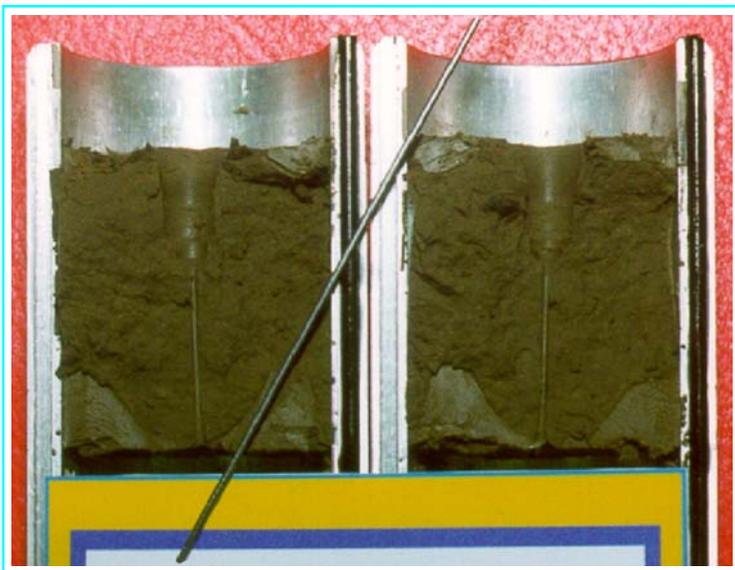


Abb. 18: Behandelte Probe nach Durchführung des Pinhole-Testes (KEINE Erosionserscheinungen, Erosionskanal unverändert)

☞ bei den mit CONSOLID behandelten Proben bleibt auch beim Druck von 0,6 bar die Wasserdurchflußmenge konstant. Der Durchmesser des Erosionskanals (vgl. Abb. 18) bleibt während des Versuches bei allen behandelten Proben unverändert ($\varnothing = 1 \text{ mm}$). Dementsprechend sind die mit dem CONSOLID-System behandelten Proben grundsätzlich als erosionsbeständig zu betrachten.

Vergleicht man die in Abb. 16 angegebenen Mengen des ausgespülten Bodenmaterials - für die unbehandelten und die mit CONSOLID behandelten Bodenproben - ist festzustellen, daß aus den behandelten Bodenproben fast kein Material erodiert wurde während bei den unbehandelten Proben das ausgespülte Bodenmaterial mit dem Druck - auch nach Stabilisierung bei 0,6 bar - stark und stetig zunimmt. Diese Ergebnisse sind ein Beweis, daß der Löß nach Behandlung mit CONSOLID, im Gegensatz zu den leicht erodierbaren unbehandelten Böden, eine hohe Erosionsbeständigkeit aufweist.

Bezugnehmend auf die bekannte Erosionsunbeständigkeit von Lößböden, insbesondere im Bereich steiler Böschungen, ist die Frage der Absicherung gegen Erosion für die Deponie Cernavodă als besonders wichtig zu betrachten. Durch die Behandlung des Lößes mit CONSOLID, kann sowohl das Deponieplanum sowie die baubedingten anstehenden Böschungen gegen Erosionsvorgänge (z. B. bei starken Regenfällen) abgesichert werden. Zusätzlich kann durch das Anlegen steilerer Böschungen, neben dem Sicherheitsfaktor, auch ein bestimmter Wirtschaftlichkeitsfaktor erreicht werden.

4.4 Durchlässigkeitsbestimmungen (k_f -Versuche)

Ein nicht zu vernachlässigender Nachteil der meisten klassischen Bodenstabilisierungsmaßnahmen ist das Auftreten einer oft deutlichen Erhöhung der Durchlässigkeitseigenschaften des behandelten Bodens. Eine Reihe von k_f -Versuchen (nach DIN 18130 und nach den Rumänischen Normen STAS 1913/6-76) wurden an den mit- und ohne CONSOLID behandelten Lößproben von Cernavodă, sowohl bei GEOTEC/ Bukarest als auch bei AGK, zur Überprüfung der Änderung des k_f -Wertes durchgeführt (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Durchlässigkeitseigenschaften (k_f -Wert) von unbehandelten und mit CONSOLID behandelten Proben.

Probe	Behandlung	Labor	k_f , [m/s]
034U	-	GEOTEC	$1,7 \cdot 10^{-10}$
037BS	CONSOLID	GEOTEC	$1,7 \cdot 10^{-10}$
010U	-	AGK	$1,0 \cdot 10^{-9} - 2,5 \cdot 10^{-10}$
010BS	CONSOLID	AGK	$1,2 \cdot 10^{-9} - 6,0 \cdot 10^{-10}$

Wie aus Tabelle 3 ersichtlich ist, erfährt der Löß von Cernavodă grundsätzlich keine Verschlechterung der Durchlässigkeitseigenschaften nach der Behandlung mit dem CONSOLID-System. Signifikant ist, daß praktisch alle im Labor bestimmten k_f -Werte dem Bereich eines sehr gering durchlässigen Untergrundes (10^{-9} - 10^{-10} m/s) zuzuordnen sind.

Um die Übertragbarkeit der bestimmten k_f -Werte auf die „in situ“ zu erwartenden Inhomogenitäten zu überprüfen, wurde eine künstliche Probe aus 50% Löß und 50% Sand vorbereitet. Selbst bei einer Zugabe von 50% Sand zu dem Löß von Cernavodă liegt der k_f -Wert - für die mit CONSOLID behandelte Probe (GEOTEC Labor) - nicht höher als $3,1 \cdot 10^{-10}$ m/s. Entsprechend dieser Ergebnisse ist anzunehmen, daß auch bei einem möglichen Auftreten von Inhomogenitäten, d.h. bis zu 50% Sandanteil in dem Löß des **Komplexes „A“** von Cernavodă, sowohl eine positive Tragfähigkeit wie auch eine positive Durchlässigkeitseigenschaft des mit CONSOLID behandelten Bodens, voll zum Tragen kommen.

4.5 Bestimmung der Tragfähigkeit (CBR₂), der Quellung und der Wasseraufnahme

Für den CBR₂-Versuch wurden Proben durch Verdichtung - wie für den modifizierten Proctorversuch in Ø 150 mm Proctortöpfe - vorbereitet. Die unbehandelten und behandelten Proben wurden bei einem aus dem normalen Proctorversuch abgeleiteten optimalen Wassergehalt von $w \approx 12$ % verdichtet und den Angaben der SN (Schweizer Norm) 670 320 b für den CBR₂-Versuch folgend, einer 96stündigen Wasserlagerung unterzogen. Anschließend wurde an zwei Meßuhren (Genauigkeit 0,01 mm) der Unterschied im Quellverhalten der Proben gemessen.

Nach einer 15minütigen Abtropfzeit wurde an den Proben der CBR₂-Wert bestimmt. Die Ergebnisse dieser Versuche sind ebenfalls in Tabelle 4 enthalten und in Abb. 19 graphisch dargestellt. Wie aus der Abb. 19 und der Tabelle 4 zu entnehmen ist, erfährt die Tragfähigkeit (CBR₂-Koeffizient) durch die Behandlung mit CONSOLID eine annähernde Verdoppelung ihres Wertes. Gleichzeitig zeichnet sich ab, daß der stabilisierte Löß gegenüber Wasser unempfindlich wird und eine niedrige Porosität bei gleichzeitiger hoher Festigkeit aufweist. Diese Eigenschaften werden u.a. auf das Nichtquellen des Bodens unter Wasser - nach Behandlung mit CONSOLID - zurückgeführt.

Die Ergebnisse des CBR₂-Versuches sind in Tabelle 4 dargestellt. Hieraus ist zu entnehmen, daß der behandelte Boden eine stark reduzierte Quellung sowie

auch eine geringere Wasseraufnahme im Vergleich zu dem unbehandelten Boden aufweist.

Tabelle 4: Ergebnisse des CBR₂-Versuches an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Lößproben.

Probe	Änderung des w[%] in 2,5 cm Tiefe	Wasseraufnahme [ml/dm ³]	Quellung [mm]	CBR ₂ -Wert [%]
unbehandelt	5,12	117,9	1,489	33,62
behandelt	3,55	58,0	0,089	60,59

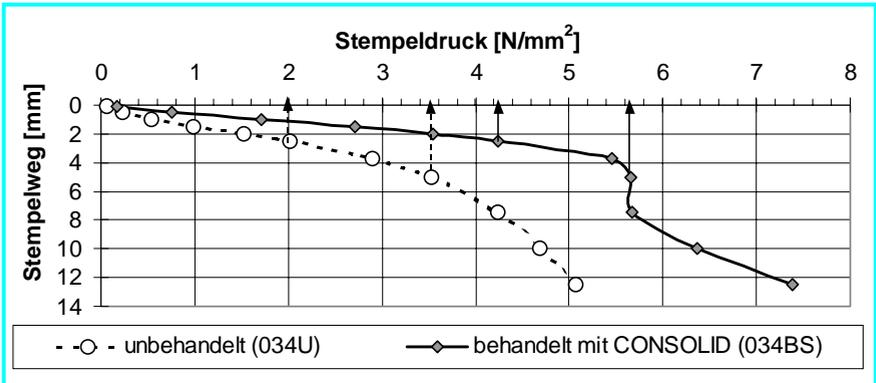


Abb. 19: Beziehung Stempelweg zu Stempeldruck bei CBR₂-Versuchen an unbehandeltem und mit dem CONSOLID-System behandeltem Löß von Cernavodä

Aufgrund jahrelanger Erfahrung der Firma CONSOLID und der Literaturangaben (KÉZDI, 1970; COCHRANE, 1952 - zitiert bei SCHULZE & MUHS, 1967 sowie Lehrstuhl für Eisenbahnstreckenbau, Fakultät für Bauwesen, Zilina, Slowakei, 1994) kann folgender Zusammenhang zwischen den im Labor bestimmten CBR-Werten, dem Bettungsmodul (C_b ; k_s) und dem Deformationsmodul E_{vt} , (vgl. DIN 18134) für den Baugrund bzw. Planum der Deponie Cernavodä abgeleitet werden:

Tabelle 5: Zusammenhang zwischen CBR / Bettungsmodul / Deformationsmodul

PROBE	CBR-Wert [%]	Bettungsmodul k_s [MN/ m ³]	Deformationsmodul E_{vt} [MN/ m ²]
Löß - Komplex „A“, unbehandelt	33,62	90	46
Löß - Komplex „A“, behandelt mit CONSOLID	60,59	170	80

Die in Tabelle 5 dargestellten empirischen Zusammenhänge zwischen $CBR/k_s/E_{v1}$ wurden ohne der oft anzuwendenden Wasserlagerung bestimmt. Dementsprechend kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit angenommen werden, daß die auf der Baustelle „in situ“ zu erwartenden Werte bestimmt nicht unter den in Tabelle 5 angegebenen Größen liegen werden. Wenn man zusätzlich auch die Schichtstärke des stabilisierten Bodens auf der Baustelle berücksichtigt, kann man davon ausgehen, daß die in der Praxis erreichten Tragfähigkeitswerte sicher über den in Tabelle 5 empirisch abgeleiteten Werten liegen werden.

4.6 Scherversuche

Zur Bestimmung der Scherfestigkeit bzw. deren Verbesserung (Reibungswinkel ϕ_u ; Kohäsion c_u) nach Behandlung des Bodens mit CONSOLID, wurden in Bukarest von GEOTEC vergleichende Scherversuche in Triaxzellen (ungedränte Versuche) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 6 enthalten:

Tabelle 6: Verbesserung der Scherparameter im ungedränten Scherversuch durch die Behandlung mit dem CONSOLID-System

P R O B E	$\tau = \sigma \tan \phi + c$ (für $\sigma = 250 \text{ kN/m}^2$) [kN/ m ²]	ϕ_u [°]	c_u [kN/m ²]
034U - unbehandelt	165	18	85
038BSC - behandelt	168	23	60
039BS - behandelt	170	19	93

Aus Tabelle 6 ist zu entnehmen, daß die Gesamtscherfestigkeit τ bei den zwei mit CONSOLID behandelten Proben höher als bei der unbehandelten Probe **034U** liegt. Der Reibungswinkel ϕ_u erfährt durch die Behandlung mit dem CONSOLID-System eine Verbesserung, in der einen Probe um 1°, in der anderen um 5°. Der Trend zu den höheren Werten wird auch bei den in Karlsruhe durchgeführten Untersuchungen deutlich.

Für die gleichen Bodenproben (034: Löß von Cernavodă) wurden im Geotechnischen Labor des Lehrstuhls für Angewandte Geologie, Karlsruhe (**AGK**), vergleichende Scherversuche in 10 x 10 cm Scherkästen (konsolidiert-drainiert) an unbehandelten und mit CONSOLID behandelten Bodenproben durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Versuche sind in Tabelle 7 und in der Abb. 20 enthalten. Auch bei diesen Versuchen wird nachgewiesen, daß der Boden eine gleichzeitige Verbesserung des Reibungswinkels ϕ' und der Kohäsion c' erfährt.

Tabelle 7: Ergebnisse der Scherversuche (konsolidiert-dränirt) an mit CONSOLID behandelten und unbehandelten Lößproben.

Probe	Kohäsion c' [kN/m ²]	Reibungswinkel ϕ' [°]
034U-unbehandelt	12,72	30,44°
034BS-beh. mit CONSOLID	14,80	36,92°

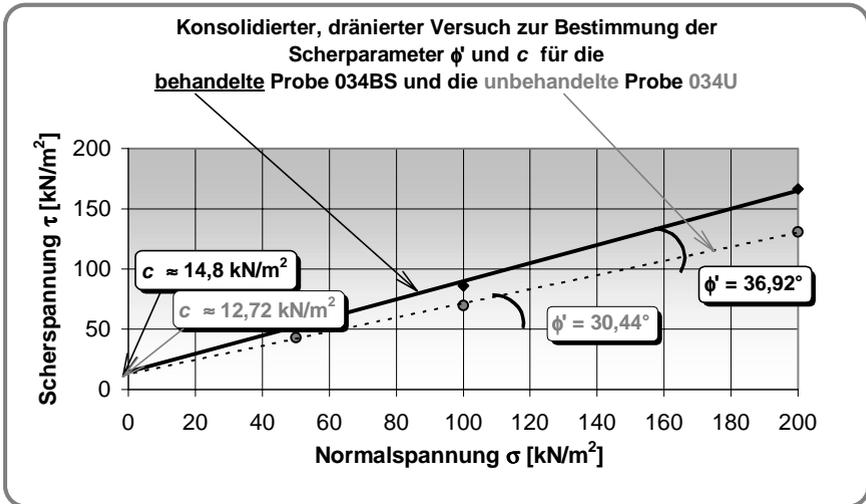


Abb. 20: Ergebnisse der direkten, dränirten Scherversuche an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Lößproben von Cernavadä

4.7 Frostversuche

Von besonderer Bedeutung für die Beständigkeit der Deponiebasisabdichtung und der Böschungsbereiche der Deponie sind die Frostsicherheit und die Frostbeständigkeit. Dementsprechend ergibt sich die Notwendigkeit der Durchführung von Frostprüfungen des Lößes von Cernavadä aus folgenden Gründen:

- ein mit konventionellen Methoden verdichteter Löß bleibt grundsätzlich so lange fest, bis er in Kontakt mit Niederschlag- oder Sickerwasser kommt;
- durch die hohe kapillare Steighöhe bzw. die Wasserempfindlichkeit wird sich der konventionell verdichtete Löß mit dem zur Verfügung stehendem Wasser sättigen, an Festigkeit verlieren und leicht erodierbar werden;

- das Wasser im Boden führt bei Frost - in der Dobrudscha sind im Winter sehr niedrige Temperaturen zu erwarten - zu Eislinsenebildung, zu starken Frosthebungen und demzufolge zu Auflockerungen bzw. zu verstärkter Erosion;
- da das CONSOLID-System zur wesentlichen Reduzierung der kapillaren Steighöhe führt und die allgemeine Wasserempfindlichkeit des behandelten Lößes grundsätzlich ändert, ist im Frostverhalten, nach der Behandlung des Bodens mit CONSOLID, eine nicht vernachlässigbare Stabilisierung des Bodens zu erwarten.

Um das positive Frostverhalten - geringere Wasseraufnahme und geringere Frosthebungen - im Labor zu prüfen bzw. nachzuweisen wurden eine Reihe von Frosthebungsversuche an unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Lößproben von Cernavodă sowie an gleichwertigen typischen quartären Lößböden (identische Korngrößenverteilung) aus Westeuropa durchgeführt.

Ein Problem, das bei der Planung und Durchführung der Frostversuche von bindigen Böden aufgetreten ist, bezieht sich u.a. auf das Fehlen einer klar definierten Norm (DIN) für die Prüfung der Frostsicherheit - gegeben durch die Frosthebungen - und der Frostbeständigkeit - gegeben durch die Festigkeitsänderung infolge der Frosteinwirkung. In den meisten Fällen wird ein bindiger Boden nach seiner Korngrößenverteilung, in bezug auf sein Frostverhalten, beurteilt. So z. B. ist in der Schweizer Norm *SN 670 140 a* eine Einteilung in 4 Frostempfindlichkeitsklassen (G1 - G4) auf Grund des Kornanteils < 0,02 mm und des Plastizitätsindex vorgegeben. In der Praxis werden oft die allgemein bekannten Kriterien, die die Böden mit Korngrößenanteil < 0,02 mm unter 3% (Schweiz) als frostsicher beurteilen, angewandt.

Für die Frostprüfung stark bindiger Böden, wie z. B. der Löß von Cernavodă, wurden eine Reihe von Literaturquellen, wie auch die am Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Karlsruhe gesammelte Erfahrung (SCHABABERLE, 1989 und LUDWIG, 1993) berücksichtigt und angewandt.

In einer ersten Versuchsreihe wurden zwei Prüfkörper - eine unbehandelte Probe - 034U und eine behandelte Probe - 034BS - im normalen Proctortopf (Ø 100 mm, H = 120 mm) bei einem Wassergehalt von 1 % über dem optimalen Wassergehalt w_{opt} % verdichtet. Die Prüfkörper wurden im Klimaschrank eingebaut und seitlich thermisch isoliert. Von oben wurde ein konstanter Dauerfrost von -6°C und von unten eine ebenfalls konstante Temperatur von +5°C den Proben zugeführt. Der Frostversuch wurde ein

Monat lang gefahren (insgesamt **180 Gradtage**¹). Da den Proben während des Dauerfrostes keine Möglichkeit gegeben wurde Wasser kapillar aufzunehmen ist der Versuch als ein im „geschlossenen System“ durchgeführter Versuch zu sehen. Die hier angewandten Laborbedingungen würden folgender Situation in der Praxis entsprechen:

- konventionell verdichteter bzw. stabilisierter Löß;
- ein Boden welcher dem Frost im Winter ausgesetzt ist und keine Möglichkeit hat Wasser von oben (z. B. provisorisches Schutzdach bzw. Oberflächenabdichtung) oder von unten (kapillar aus dem oberflächennahen Grundwasser) aufzunehmen.

An keiner der beiden untersuchten Proben konnten Frosthebungen oder Auflockerungen in den 30 Tagen Dauerfrost nachgewiesen werden. Somit kann der „**vor Wasser geschützt**“ verdichtete Löß als frostsicher bzw. frostbeständig betrachtet werden.

In einer nachfolgenden Versuchsreihe wurden unbehandelte und behandelte Lößproben im „*offenen System*“ einem Frostversuch ausgesetzt. Im „*offenen System*“ wird den Proben sowohl während der Anpassungsphase, der Auftauphasen und während der Befrostung uneingeschränkt die kapillare Wasseraufnahme ermöglicht. Um im Rahmen des Versuchs auf der „sicheren Seite“ zu liegen wurden die Prüfkörper während des Versuchs nicht nur einer Dauerbefrostung sondern einer Reihe von 5 Frost-Auftauzyklen ausgesetzt. Bezüglich der Möglichkeit der Eislinsenbildung wird durch die gegebenen Versuchsbedingungen der ungünstigste Fall für den Frosteinfluß auf dem Boden physikalisch modelliert. In diesem extrem strengen Versuch wird das Vorhandensein von Grundwasser im Bereich des Bodens simuliert, ein Zustand, der im Bereich von Planums- und Tragschichten bei funktionierenden Entwässerungseinrichtungen sowie eines wasserdichten Oberflächenschutzes selten bzw. gar nicht auftreten sollte. Bei der *Deponie Cernavodă* kann eine solche Situation nur bei einem Unfall (undichte Betonblöcke) oder auf den nicht durch zusätzliche Maßnahmen (Oberflächenabdichtung) geschützten bzw. stabilisierten Böschungen auftreten.

Für den oben beschriebenen Frostversuch im „*offenen System*“ sind die optimalen Verdichtungsparameter der untersuchten Lößproben (Probe 115U und 115BS) in Tabelle 8 gegeben. Diese Parameter liegen sehr nahe an den Proctorwerten des Cernavodă-Lößes, was ein zusätzlicher Beweis für die Gleichwertigkeit des untersuchten westeuropäischen (Probe 115) und des rumänischen (Probe 034) Lößes ist.

¹ Gradtage = Anzahl der Frosttage \times negative Gefriertemperatur an der Oberfläche, z.B.: 30 Tage \times (-6°C) = 180 Gradtage

Tabelle 8: Ergebnisse der Proctorversuche für den Frosthebungsversuch

Probe	Optimaler w	max. Trockendichte (Proctordichte)
	[%]	ρ_d [g/cm ³]
unbehandelt 115U	14,7	1,755
behandelt 115BS	14,8	1,750

Für den oben beschriebenen Frostversuch im „offenen System“ wurden die Prüfkörper ca. 1% auf der „feuchten Seite“ der Proctorkurve verdichtet. Wie aus der Literatur bekannt (SPRINGENSCHMID, 1965 und PAULMANN et al., 1985), weisen die feuchter verdichteten und eingebauten Proben (Einbauwassergehalt bis maximal 6% über den optimalen Wassergehalt) wesentlich geringere Frosthebungen als die auf der „trockenen Seite“ der Proctorkurve bzw. genau bei Proctor-Optimum verdichteten Prüfkörper. Als wesentliche Ursache kann hier angenommen werden, daß sich bei trockener Verdichtung eine andere, vermutlich wasserdurchlässigere Struktur als beim Verdichten oberhalb des „optimalen“ Wassergehaltes, ergibt (SPRINGENSCHMID, 1965). Ebenfalls ist anzunehmen, daß bei höherem Wassergehalt die Tonplättchen und Schichtpakete sich parallel anordnen, senkrecht zur Verdichtungskraft und somit eine relativ undurchlässige „Bänderstruktur“ bilden können. Eine zusätzliche Erklärung des o. g. Phänomens wäre durch die unterschiedliche hydraulisch aktive Porosität gegeben. Bei einem feuchter ($w\% > w_{opt}\%$) eingebauten Boden liegt die Gesamtporosität in der Regel höher als bei dem auf der „trockenen Seite“ eingebauten Boden und die erreichte Trockendichte ist niedriger als bei einem optimal verdichteten Boden. Die hydraulisch aktive Porosität, die für die Durchlässigkeit und für die Eislinnenbildung bzw. Frostverhalten verantwortlich ist, ist in diesem Fall niedriger als bei den trockner eingebauten Proben.

Wie bereits beschrieben, wurden zwei Prüfkörper bei einem Wassergehalt von ca. 15,5% - 16,0% verdichtet und anschließend bis auf ca. 70% - 73% des $w_{opt}\%$ luftgetrocknet. Diese Probenvorbereitung sollte dementsprechend am besten den natürlichen Baustellenbedingungen entsprechen. Die Verdichtungs- bzw. Einbaudaten sind in Tabelle 9 aufgelistet.

Tabelle 9: Einbaudaten der Prüfkörper für den Frosthebungsversuch

Probe	Einbauwasser- gehalt w%	erreichte Trocken- dichte ρ_d [g/cm ³]	Lufttrocknung	
			w% nach Trocknung	% von w_{opt}
115U	15,65	1,689	10,29	70,0
115BS	15,67	1,656	10,85	73,8

Die 2 Proben wurden nach Lufttrocknung in je einen Plexiglaszylinder eingepreßt, wobei die Innenwand dieses Zylinders vorher mit Silikonfett eingeschmiert wurde. Anschließend wurden die Proben 2 Wochen feuchtraumgelagert (relative Luftfeuchtigkeit $\approx 99\%$ - vgl. Abb. 21). Während dieser Feuchtraumlagerung nahm die behandelte Probe überhaupt kein Wasser auf, was u.a. auf die Wirkung des CONSOLID-Systems - Auseinanderreißen des kapillaren Wasserfilms - zurückzuführen ist. Die unbehandelte Probe nahm eine geringe Menge Wasser (ca. 10 ml) auf.

In enger Zusammenarbeit mit der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), FB Bauingenieurwesen/ Architektur, LFB Geotechnik und Wasserwesen, Prof. Dr.-Ing. habil. C. Göbel wurde für den eigentlichen Frosthebungsversuch eine Vorrichtung für die Messung der Frosthebung definiert und entwickelt. Durch eine ständige Wasserzufuhrmöglichkeit, durch Befrostung von oben und durch eine Belastung der Kühlkörper, kann man von der Annahme ausgehen, daß so eine möglichst realistische Simulierung im „*offenen System*“ zustande kommt, die dem ungünstigsten Fall entsprechen kann. In Abb. 22 und 23 ist ein Foto der Frostversuchsvorrichtung, die im Geotechnischen Labor des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe aufgebaut und betrieben wurde, sowie die dazugehörige Prinzipskizze dargestellt.

Im Rahmen des Versuchs wurden die zwei Proben, nach einer zweiwöchigen Feuchtraumlagerung, in den Frostschrank eingebaut. Nach einer halbtägigen thermischen Anpassungszeit (Kühlkörper sowie Wasser bzw. Bodenplatten führten $+5^{\circ}\text{C}$) wurde der eigentliche Frosthebungsversuch gestartet. Wie sich im Laufe des Versuches später gezeigt hat, war die thermische Anpassungszeit zu kurz und es konnte sich ein Wasserdruckgleichgewicht (kapillare „*Sättigung*“) in den Proben nicht so schnell einstellen.

In den hier beschriebenen Versuchsreihen handelt es sich, wie schon angedeutet, um einen Frosthebungsversuch im *offenem System* (mit **unbegrenzter Wasserzufuhr**) wobei die Wasseraufnahme über eine mit unbehandeltem Löß gefüllte Säule erfolgte (vgl. Abb. 22 und 23). Die Menge des kapillar von unten nachgezogenen Wassers wurde regelmäßig abgelesen und aufgezeichnet.

Zur Schaffung annähernd praxisnaher und naturgetreuer Versuchsbedingungen, wurden u. a. die Kühlkörper mit Auflastbleizylinder (Gesamtgewicht 6 kg - vgl. Abb. 22 und 23) belastet. Diese Versuchstechnik wird auch bei Prof. Dr.-Ing. habil. C. Göbel an der HTW Dresden angewandt.

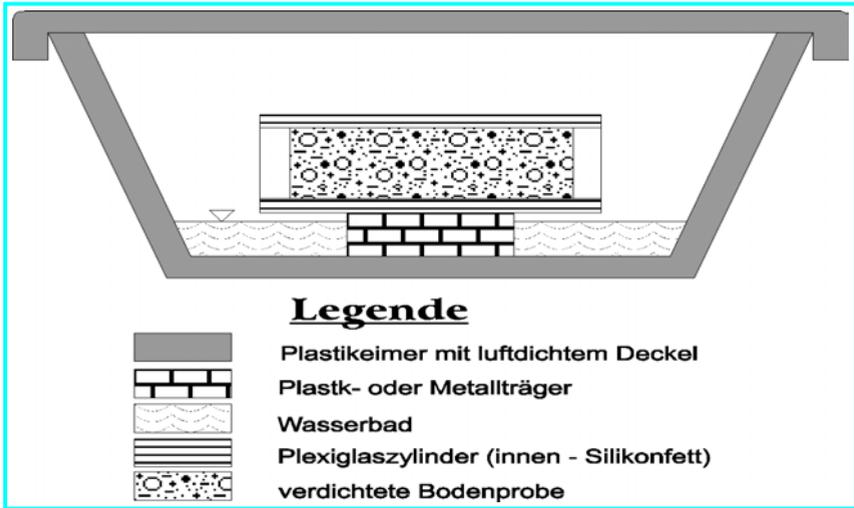


Abb. 21: Skizze der Feuchtraumlagerungsvorrichtung

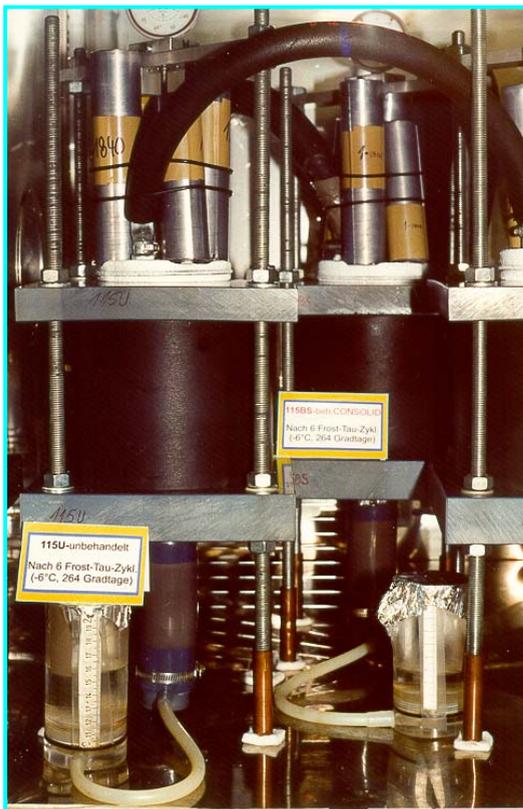


Abb. 22: Frosthebungsvorrichtung mit eingebauten Proben

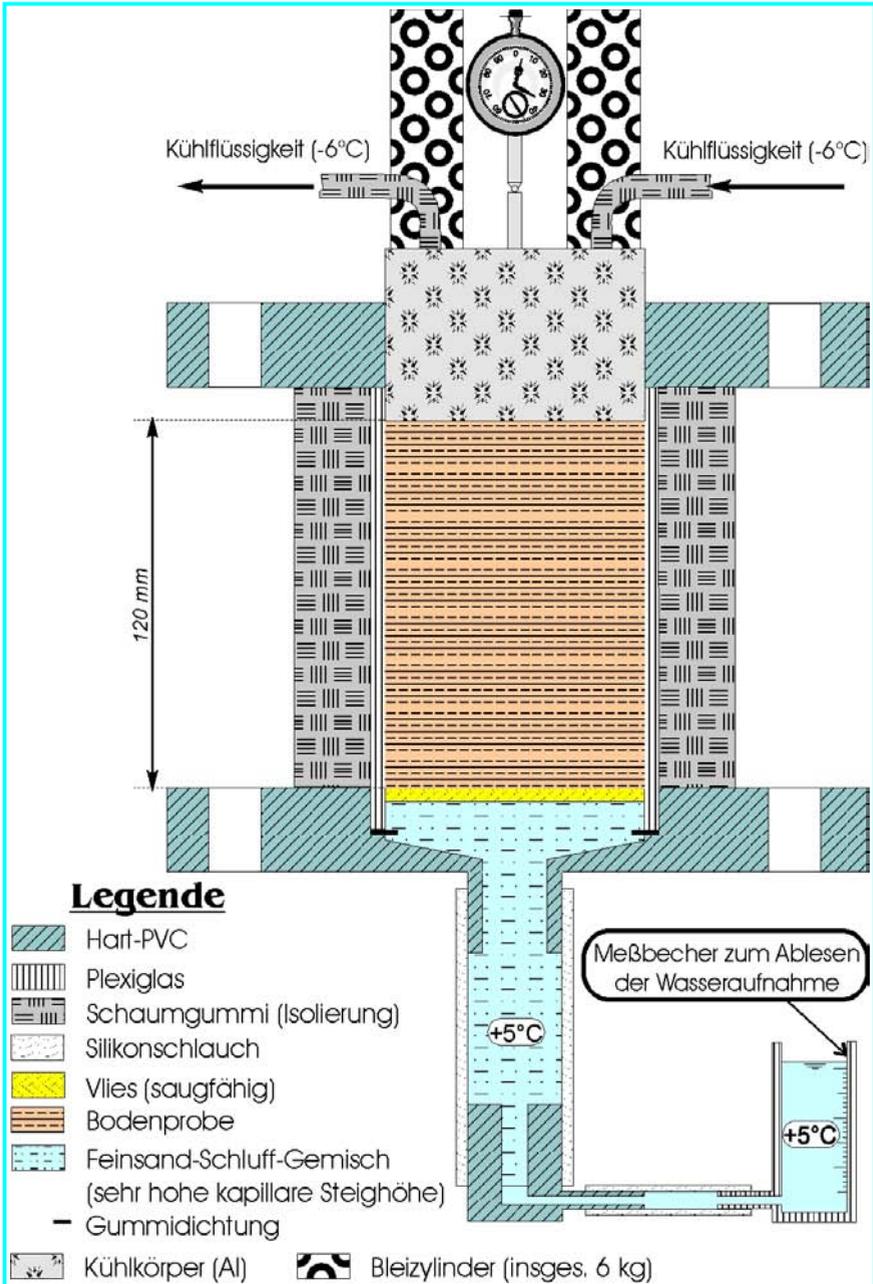


Abb. 23: Skizze der Frostversuchsvorrichtung
(nicht maßstabgetreue Zeichnung)

Die Ergebnisse eines 59-tägigen Frosthebungsversuchs mit 6 Zyklen Befrostung bei -6°C (insgesamt **264 Gradtage**¹) und 5 Auftauphasen (bei $+5^{\circ}\text{C}$) sind in der Abb. 24 dargestellt. Die Ergebnisse bestätigen u. a., daß die eingesetzte Versuchsvorrichtung funktioniert, daß die Wasserzufuhr und die dadurch entstehenden Frosthebungen auftreten können. Bei dem untersuchten Löß sind wesentliche Unterschiede im Frostverhalten zwischen der unbehandelten Probe 115U und der mit dem CONSOLID-System behandelten Probe 115BS, erwartungsgemäß festgestellt worden.

Aus den Daten des ersten Frostzyklus (32 Tage bei -6°C) ist ersichtlich, daß die relativ trockenen Proben schnell gefrieren und relativ geringe Mengen an Wasser, nur in den ersten 4 Tagen, kapillar aufgenommen haben. Erst in der ersten Auftauphase nehmen die Proben kapillar mehr Wasser auf. Die aufgenommene Wassermenge liegt erwartungsgemäß wesentlich höher bei der unbehandelten Probe (120 ml) als bei der behandelten Probe (80 ml). Das kapillar aufgenommene Wasser ist vorrangig für die nachfolgenden Frosthebungen verantwortlich. Dementsprechend beginnt die unbehandelte Probe 115U schon im zweiten Frostzyklus sich zu heben. Die behandelte Probe 115BS zeigt ab dem 4. Frostzyklus erste meßbare Hebungen (Hebung = 1 mm). Zur gleichen Zeit betragen die Frosthebungen der unbehandelten Probe 115U bereits 3,5 mm, d. h. mehr als das dreifache. Nach dem 6. und letzten Frostzyklus beträgt die Gesamthebung der behandelten Probe nur 1,8 mm und die Gesamthebung der unbehandelten Probe 5 mm, also 4% der ursprünglichen Probenhöhe. Die sehr geringe Hebung von nur 0,2 mm, die bei dem letzten (6.) Frostzyklus im Vergleich zu der Hebung im 5. Frostzyklus auftritt, ist als positiver Beweis für die Wirkung der Behandlung zu sehen. Demzufolge kann für die behandelte Probe das Auftreten, nach dem 5. Frostzyklus, einer bestimmten Stabilisierungstendenz angenommen werden.

Der relativ gute Zustand des untersuchten behandelten Prüfkörpers sowie die sehr geringe Hebung nach dem Frostversuch konnten auch sichtlich nachvollzogen werden. Bei diesem Versuch ist praktisch keine Auflockerung infolge des Frost-Auftauzyklusses entstanden, im Gegensatz zu der unbehandelten Probe 115U, wo feine Querrisse und Eislinsenspuren zu erkennen waren. Durch die relativ hohe Auflast während des Frostversuches haben sich mit großer Wahrscheinlichkeit mögliche Eislinsen nach Abschluß des letzten Frostzyklus schnell aufgelöst und die Risse in der Bodenprobe wurden geschlossen. Im oberen Teil der unbehandelten Probe ist eine gewisse Auflockerung noch zu erkennen.

¹ Gradtage = Anzahl der Frosttage \times negative Gefriertemperatur an der Oberfläche,
z.B.: 44 Tage \times (-6°C) = 264 Gradtage

Aus den Ergebnissen der Frostprüfung - Hebungen - zeigt sich, daß der Löß, nach der Behandlung mit dem CONSOLID-System, als **nicht frostempfindlich bzw. als frostsicher** beurteilt werden kann. Die Beurteilung der von uns angenommenen Frostsicherheit beruht auf folgende Kriterien:

- Gesamthebungen nach 264 Gradtage < 2 mm;
- Nach Frostversuch keine wesentliche Änderung des k_f -Wertes;
- Nicht erkennbare Eislinsen.

Bei gleichwertigen Böden wurden, nach Ausbau aus der Frostversuchsvorrichtung, Durchlässigkeitsversuche in Triaxialzellen durchgeführt. Diese Versuche zeigen, daß der behandelte und verdichtete Boden auch nach der Frostprüfung seine geringe Durchlässigkeit bzw. Dichtigkeit nachweislich behält.

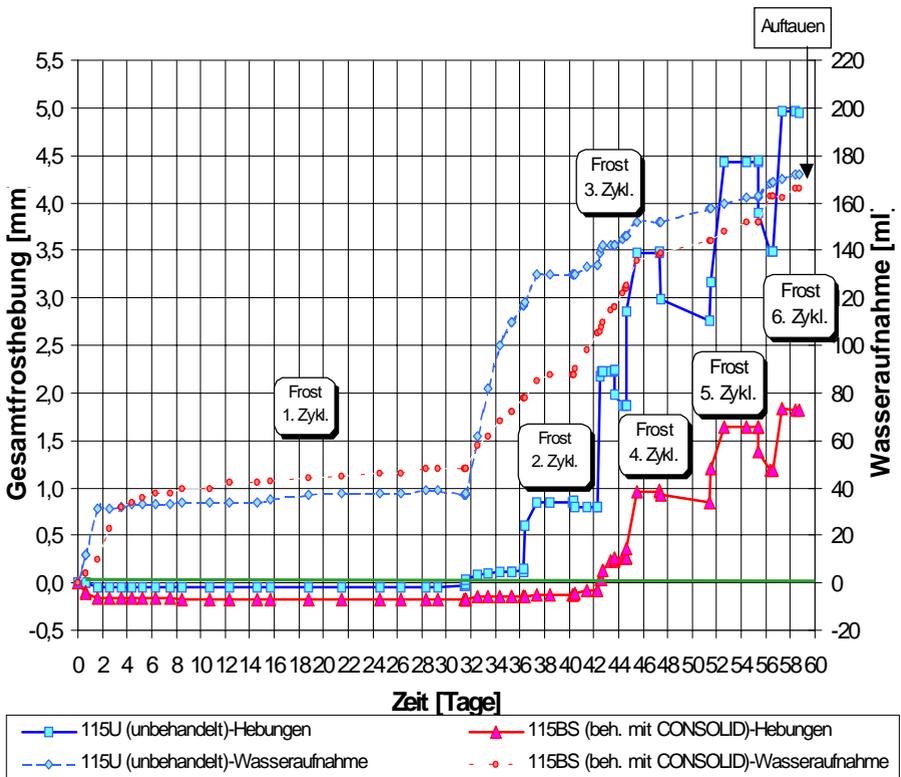


Abb. 24: Gesamtfrosthebungen und Wasseraufnahme. Uunbehandelter und mit CONSOLID behandelter Löß.

Die hier beschriebenen Frosthebungsversuche, die Probenvorbereitung für diese Versuche und die Versuchsvorrichtung, beinhalten die Erfahrungen einer über zweijährigen Frostversuchsreihe an mit dem CONSOLID-System behandelten und unbehandelten Proben, die von uns im Rahmen des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe durchgeführt wurden. Alle diese Versuche wurden, wie bereits erwähnt, im Rahmen gegenseitiger Absprache und Abstimmung mit der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), FB Bauingenieurwesen/ Architektur, LFB Geotechnik und Wasserwesen, Prof. Dr.-Ing. habil. C. Göbel durchgeführt. Eine Auflistung der Besonderheiten dieser Frostversuchstechnologie, so wie die angeeigneten eigenen Erfahrungen zusammen mit Literaturquellen (SPRINGENSCHMID, 1965; FETZ, 1968; JESSBERGER, 1973; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 1988, 1991; PAULMANN et al., 1985; BOROS, 1993; SN 670 321, 1994; Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Straßenbau, 1994; MERKLER et al., 1996; CADUFF, 1996; KIPPER, 1997) werden nachfolgend zusammengefaßt:

- Das Probenmaterial muß gründlich homogenisiert werden;
- Die Behandlung mit dem CONSOLID-System soll bei der Standarddosierung erfolgen (1% Solidry und 0,04% C444, verdünnt mit Wasser 1:10 bis 1:50);
- Mit dem behandelten Material soll ein Proctor-Standard Versuch durchgeführt werden um den optimalen Wassergehalt w_{opt} zu bestimmen;
- Das Probenmaterial wird bei einem Wassergehalt w 1-1,5 % über den Proctor Optimum gebracht (auf der feuchten Seite der Proctorkurve) und in einem kleinen ($\varnothing = 100$ mm) Proctortopf verdichtet;
- Der Prüfkörper soll auf ca. 70-75% vom w_{opt} langsam luftgetrocknet werden. Bei stark bindigen Böden kann die Lufttrocknung (nicht Erhitzung) bei 85-80% vom w_{opt} unterbrochen werden, da bei diesen Böden relativ schnell Trocknungsrisse auftreten können. **Die luftgetrocknete Probe für den Frostversuch darf keinesfalls Trocknungsrisse aufweisen.**
- Der Probekörper ist nach der Lufttrocknung mit- oder ohne Plexiglaszylinder in einem Feuchtraum zu lagern (relative Luftfeuchtigkeit $\approx 98-99\%$). Die Feuchtraumlagerungszeit soll zwischen **zwei** und **fünf Wochen** liegen.
- Anschließend an die Lufttrocknung muß der Probekörper in eine Frostversuchsvorrichtung eingebaut werden. Bevor der Prüfkörper

einer Befrostung bei -6°C von oben ausgesetzt wird, muß eine thermische Anpassungsphase erfolgen. Während dieser Anpassungsphase wird der Probe bei positiven Temperaturen ($+5^{\circ}\text{C}$ von unten und von oben) die Möglichkeit gegeben, unbegrenzt Wasser kapillar aufzunehmen. Vor dem Start des eigentlichen Frostversuches muß sich ein Wasserdruckgleichgewicht eingestellt haben, indem kein Wasser kapillar aufgenommen wird. Das Gleiche gilt auch für die Setzungen bzw. Quellungen, die nicht mehr auftreten sollen.

- Die Bodenprobe muß vor dem Beginn und während des Frostversuchs **ungehindert und kontinuierlich** bei $+5^{\circ}\text{C}$ von unten Wasser kapillar aufnehmen können („*offenes System*“). **Die Bodenprobe darf nicht direkt im Wasser liegen.** Das Wasser soll und muß indirekt über ein ständig gesättigtes Lößbett und einen feuchten Filtervlies oder ein wassergesättigtes Sandbett in die Probe nachgezogen werden können.
- Während des Frosthebungsversuchs wird die Probenoberfläche mit Gewichten von insgesamt 6 kg belastet. Diese Last wurde für die durchgeführten Versuche als Vergleichsgewicht angenommen, daß dem Gewicht der Eisenbahnschienen und des Schotters im Eisenbahntrassenbau bzw. dem Straßenoberbau oder im Falle von Deponien dem Deponiekörper entspricht. Während des Versuchs müssen die Frosthebungen und die Wasseraufnahme kontinuierlich gemessen werden.
- Nach dem ersten Frostzyklus und nach einer anschließenden 24-48-stündigen Auftauphase kann bei Bedarf ein neuer Frostzyklus gestartet werden. Es können mehrere Frost-Auftauzyklen gefahren werden. Nach dem letzten Frostzyklus wird die Probe langsam aufgetaut und die Resthebung bestimmt.
- Die **Frostsicherheit** des untersuchten Bodens wird nach Auftauen anhand der visuellen Betrachtung und der folgenden gemessenen Größen, beurteilt:
 - die Wasseraufnahme vor- und während des Frostversuchs;
 - die registrierten Frosthebungen (Zeitlicher Verlauf und Maximalwert);
 - Resthebung und das Verhältnis zur maximalen Hebung.
 - Für die Beurteilung der Frostbeständigkeit kann - nach Bedarf - an dem ausgepreßten Prüfkörper eine Durchlässigkeitsbestimmung (k_f -Versuch) durchgeführt werden.

4.8 K_d -Versuche zum Nachweis der Retardation, Ab- und Adsorption von Radionukliden.

Um die Wechselwirkung zwischen verschiedenen Radionukliden und den mit und ohne CONSOLID behandelten und verdichteten Lössschichten zu untersuchen, wurden im Labor des ICN¹, an mehreren Proben, die Verteilungskoeffizienten (K_d) bestimmt. Im Rahmen dieser Versuche wurden Radionuklidlösungen mit unterschiedlichen Konzentrationen benützt, die bei einem angenommenen Unfall auf der Deponie das Grundwasser gefährden könnten. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 10 und in der Abb. 25 dargestellt.

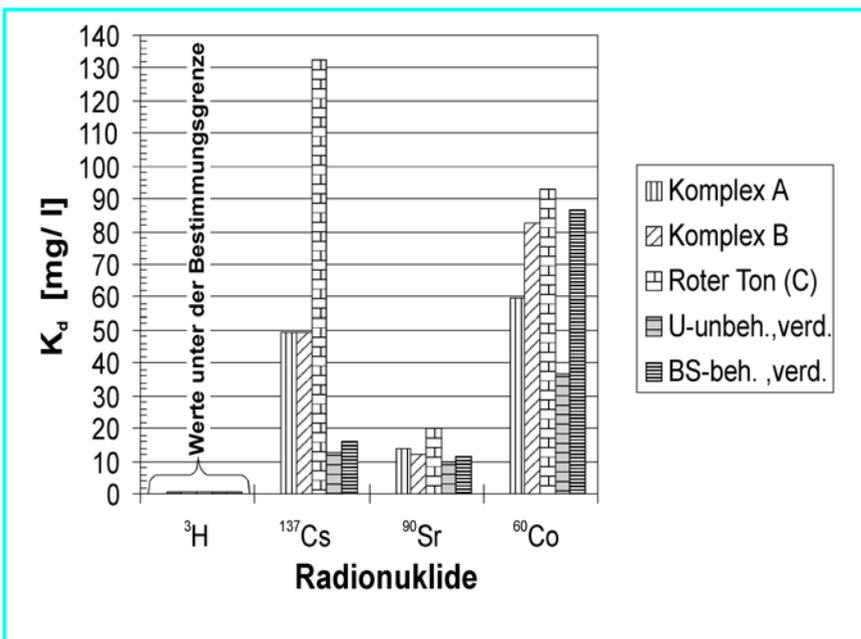


Abb. 25: Verteilungskoeffizienten (K_d) der zu erwartenden häufigsten Radionuklide für die Gesteinsschichten im Untergrund der Deponie Cernavodă

¹ Kernforschungsinstitut/ Pitesti/ Rumänien

Tabelle 10: Verteilungskoeffizienten (K_d) der zu erwartenden häufigsten Radionuklide für die Gesteinsschichten im Untergrund der Deponie Cernavodă

Schichtenkomplex	K_d [ml/g]			
	^3H	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co
Komplex A	≈ 0	49,4	13,9	59,7
Komplex B	≈ 0	49,2	12,3	82,5
Roter Ton (C)	≈ 0	132,8	20,3	93,1
vorquartärer Ton (D)	≈ 0	83,1	21	34,8
U-unbehandelt, verdichtet	≈ 0	12,9	9,8	36,8
BS-behandelt, verdichtet	≈ 0	15,8	11,4	86,9

Der „Verteilungskoeffizient K_d des Untergrundmaterials“ (in ml/ g) wird von Higgins (1959) als „ein Maß für die Verteilung einer Ionenart zwischen der festen sorbierenden Phase und der Lösung“ beschrieben. Diese variable Größe ist bezeichnend für die relative Affinität der Untergrundmatrix für ein bestimmtes Ion (MATTHES, 1994). Eine der verbreitetsten Formeln in welchen der Verteilungskoeffizient eingesetzt wird, ist die eindimensionale Verzögerungsgleichung des Retardationsfaktors R_d (HIGGINS, 1959; MAYER & TOMPKINS, 1947; MATTHES, 1994):

$$R_d = \frac{v_w}{v_i} = 1 + \frac{q_b}{n} K_d \quad (4.1)$$

v_i = die Geschwindigkeit der Ionenart (cm/ s);

v_w = die Abstandsgeschwindigkeit des Wassers (cm/ s);

q_b = die Bruttodichte (Feuchtraumgewicht) der Untergrund-Materialien (g/ cm³);

n = die Porosität;

K_d = der Verteilungskoeffizient (cm³/ g).

Bei allen K_d -Werten größer als 0 wird die Bewegung des jeweiligen Stoffes v_i gegenüber der Wasserbewegung v_w verzögert (MATTHES, 1994). Als ideale Tracer wirken konservative Stoffe, wie z. B. tritiiertes Wasser, für die K_d -Werte von 0,08 - 0,55 angegeben werden (MATTHES et al., 1979). Von diesen Überlegungen ausgehend, wird für die *Deponie Cernavodă* die größte Gefährdung des Grundwassers von Tritium ausgehen, welches ohne retardiert zu werden ($K_d \approx 0$) als erstes den Grundwasserspiegel erreichen würde.

Aus der Bestimmung des K_d -Wertes in Labor- (wie für Cernavodă) und in Rahmen von Feldversuchen können Voraussagen über die relative Beweglichkeit eines Stoffes gegenüber dem Transportmittel Wasser gemacht werden.

Grundsätzlich ist der Verteilungskoeffizient als ein Maß der Retardation von Radionukliden, bei ihrer Migration durch unterschiedliche Bodenschichten, als einer der Hauptparameter der mathematischen Modellierung des Schadstoffaustrages zu sehen. Aus den in Abb. 25 dargestellten Versuchsergebnissen ist zu entnehmen, daß nach der Behandlung des Lößes mit dem CONSOLID-System, eine Verzögerung des Radionuklidenaustrages (Retardation bis zum 3-fachen) auftritt.

4.9 Perkolatanalysen zum Nachweis der Retardation, Ab- und Adsorption von Schwermetallen.

Um die Verbesserung der ad-, absorbierenden und retardierenden Eigenschaften der mit dem CONSOLID-System behandelten Böden, für nicht selten auftretende Schwermetalle unter Beweis zu stellen, wurden eine Reihe von chemischen Analysen des Perkolats, welcher während den Durchlässigkeitsversuchen (k_f -Wert-Bestimmungen) aufgefangen wurde, durchgeführt. Somit wurde die schadstoffimmobilisierende Wirkung der CONSOLID-Behandlung auch für mit Schwermetallen vorbelastete bindige Böden, wie z. B. Baggerschlick, untersucht und nachgewiesen.

In Abb. 26 und Tabelle 11 sind vergleichende Ergebnisse der Perkolatanalysen für eine unbehandelte Baggerschlickprobe sowie für drei, bei steigender Dosierung der CONSOLID-Aditive behandelten Baggerschlickproben dargestellt.

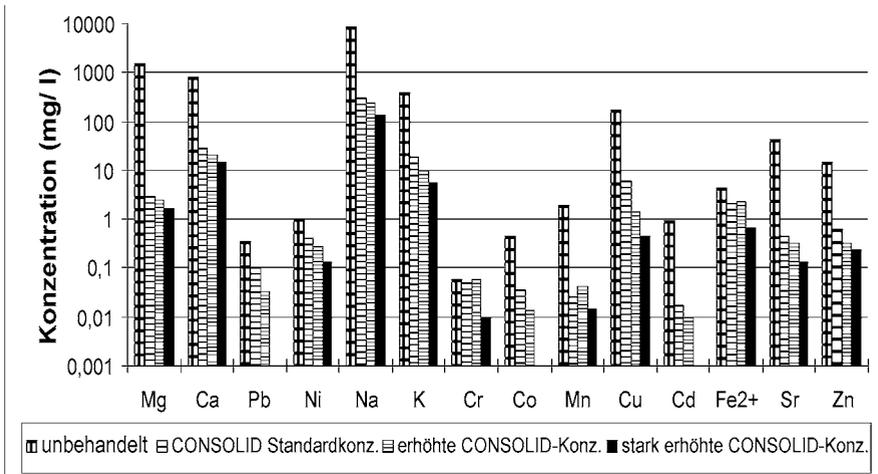


Abb. 26: Chemische Analysen der Schwermetallkonzentration im Perkolat un behandelter und mit CONSOLID behandelter Baggerschlickproben (MERKLER et al., 1996)

Tabelle 11: Schwermetallkonzentrationen im Perkolat von Baggerschlickproben

Probe	Mg [mg/ l]	Ca [mg/ l]	Pb [mg/ l]	Ni [mg/ l]	Na [mg/ l]	K [mg/ l]	Cr [mg/ l]	Co [mg/ l]	Mn [mg/ l]	Cu [mg/ l]	Cd [mg/ l]	Fe ²⁺ [mg/ l]	Sr [mg/ l]	Zn [mg/ l]
U	1477	806,1	0,356	1,006	8750	388,3	0,059	0,461	1,895	171,8	0,921	4,463	41,24	15,2
BS0	2,8	28,7	0,1	0,429	306	19,5	0,048	0,036	0,025	6,03	0,017	2,141	0,458	0,614
BS1	2,5	20,5	0,033	0,274	246	9,9	0,057	0,013	0,044	1,397	0,01	2,346	0,324	0,333
BS2	1,7	14,7	^(*)	0,13	135	5,5	0,01	^(*)	0,015	0,464	^(*)	0,69	0,134	0,242

^(*) leere Stellen bedeuten, daß die Konzentration unter der Bestimmungsgrenze der AAS lag

Wie aus Abb. 26 bzw. Tabelle 11 zu entnehmen ist, führt die CONSOLID-Behandlung zu einer eindeutigen Reduzierung des Schadstoffaustrages - in diesem Fall der Schwermetallausspülung - aus dem ursprünglich belasteten Boden. Insbesondere Elemente wie Zn, Sr, Cd, Mn und Mg werden stark durch die CONSOLID-Behandlung zurückgehalten. Für diese Elemente wurde bei allen untersuchten und mit CONSOLID behandelten Böden (belastete Ufersande, Industriealtlasten u. a.) eine Immobilisierung nachgewiesen.

Die Verbesserung der retardierenden, ad- und absorbierenden Eigenschaften des behandelten Lößes von Cernavodă wurde auch durch Methylenblauadsorptionsanalysen bewiesen. Somit wurden durch die Methylenblauadsorptionsmethode im unbehandelten Löß ca. 1,353 % Smektite (Montmorillonit, Vermiculit) nachgewiesen. Anzunehmen ist, daß durch die CONSOLID-Behandlung diese Smektite „aktiviert“, möglicherweise „organophilisiert“ wurden. In der behandelten Probe konnten durch die Methylenblauadsorptionsmethode ca. 3,567 % Smektite d.h. fast drei mal so viele wie in der unbehandelten Probe nachgewiesen werden. Über diese Ergebnisse könnte das verbesserte Verhalten behandelter Böden gegenüber Schadstoffen wie z.B. Schwermetallen seine Erklärung finden.

4.10 Untersuchungen der Mikrostruktur: Elektronenrastermikroskopie, Quecksilberporosimetrie

Um die Wirkung des CONSOLID-Systems auf behandelte Böden im allgemeinen und insbesondere auf den Lößboden von Cernavodă besser zu untersuchen und beschreiben zu können, wurden eine Reihe von Laborversuchen zur Erfassung der Mikrostruktur durchgeführt.

In einem ersten Schritt wurden elektronenrastermikroskopische Aufnahmen von unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Proben gemacht. Für diese Untersuchung wurden die Proben in flüssigem Stickstoff

schockgefroren und danach ca. eine Woche lang unter Vakuum gefriergetrocknet. Man kann davon ausgehen, daß durch diese Aufbereitungstechnik die Mikrorißbildung beim Trocknen bis annähernd Null reduziert wird. Des weiteren ist es anzunehmen, daß beim Gefriertrocknen das Wasser sublimiert wird (Überführung aus dem festen Zustand direkt in dem gasförmigen Zustand), wobei hier die Mikrostruktur grundsätzlich unverändert erhalten bleibt.

Nach der Gefriertrocknung bis zur Erreichung der Massenkonstanz wurden die Probenoberflächen „*verdampft*“ bzw. mit einer sehr dünnen Schicht vergoldet und mit einem silbernen Faden überzogen.

In der Abb. 27 ist eine rasterelektronische Aufnahme eines unbehandelten tonig-feinsandigen Schluffes, in 1.000-facher Vergrößerung dargestellt. Dieser Boden ist in seiner Korngrößenverteilung (Hauptbestandteil - Schluff) dem Löß von Cernavodă gleich zu stellen. In der Abb. 28 wurde der gleiche tonig-feinsandige Schluff nach Behandlung mit dem CONSOLID-System untersucht und aufgenommen. Die Vergrößerung beträgt auch hier 1:1.000. Eine stärkere Vergrößerung (1:10.000) der beiden o. g. Proben ist in Abb. 29 und Abb. 30 zu sehen. Der mit dem CONSOLID-System behandelte Löß von Cernavodă ist in 1.000-facher Vergrößerung in der Abb. 31 dargestellt.

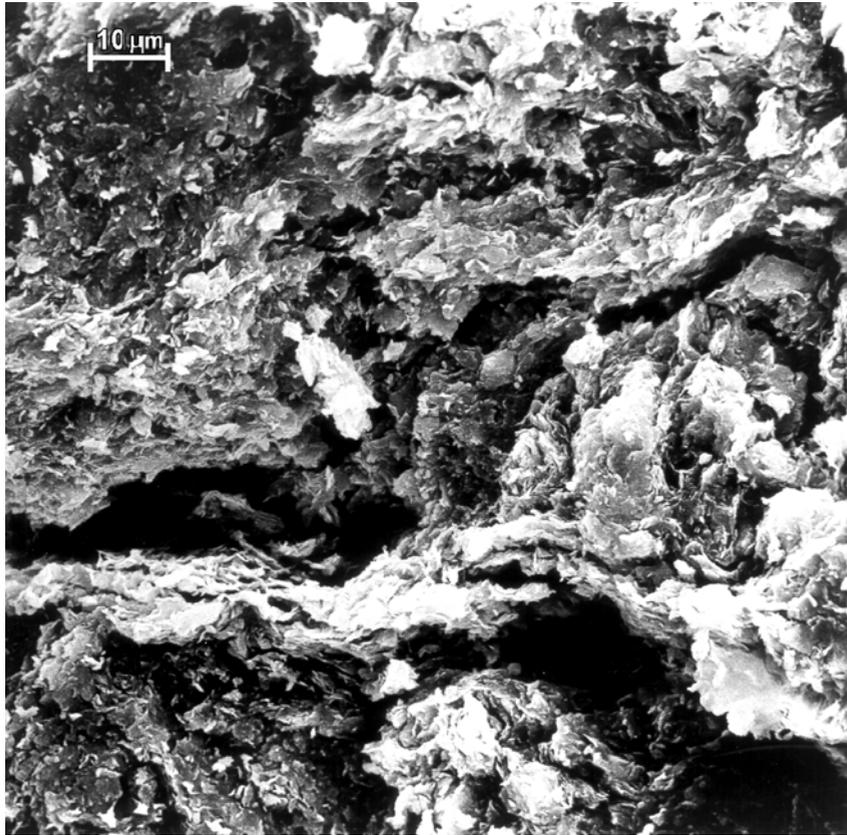


Abb. 27: Rasterelektronische Aufnahme eines unbehandelten tonig-feinsandigen Schluffes. Poröse, heterogene Struktur mit Grobporen ($> 10 \mu\text{m}$) und Rissen. 1.000-fache Vergrößerung

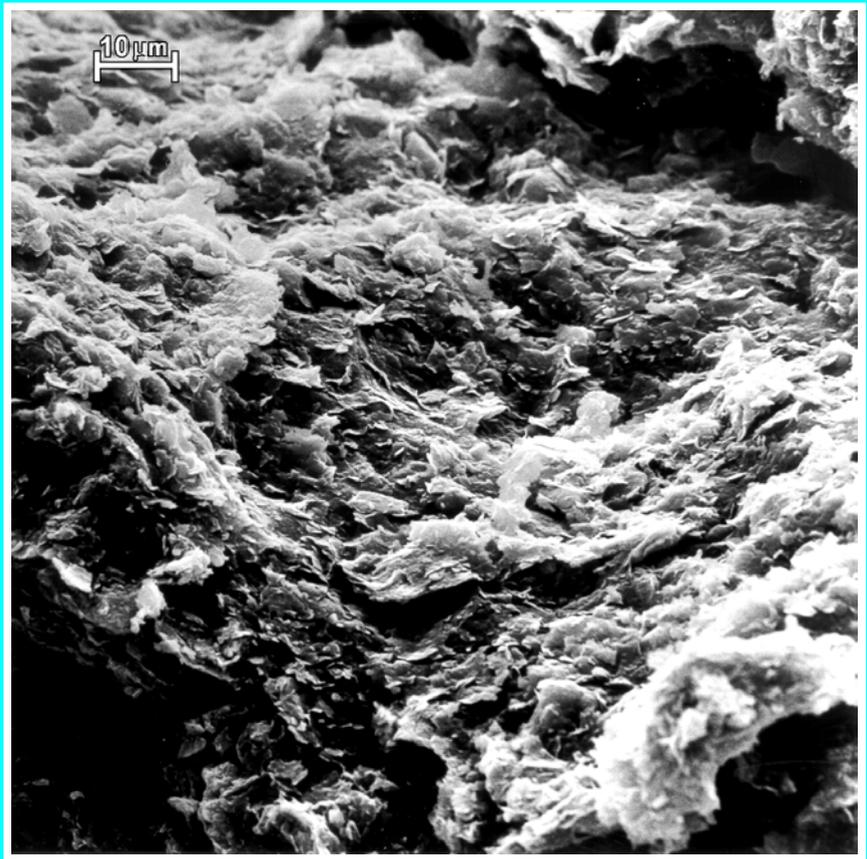


Abb. 28: Rasterelektronische Aufnahme nach Behandlung mit CONSOLID eines tonig-feinsandigen Schluffes. Auftreten einer feinporösen, kompakten Struktur mit Mittel- und Feinporen ($< 10 \mu\text{m}$). 1.000-fache Vergrößerung

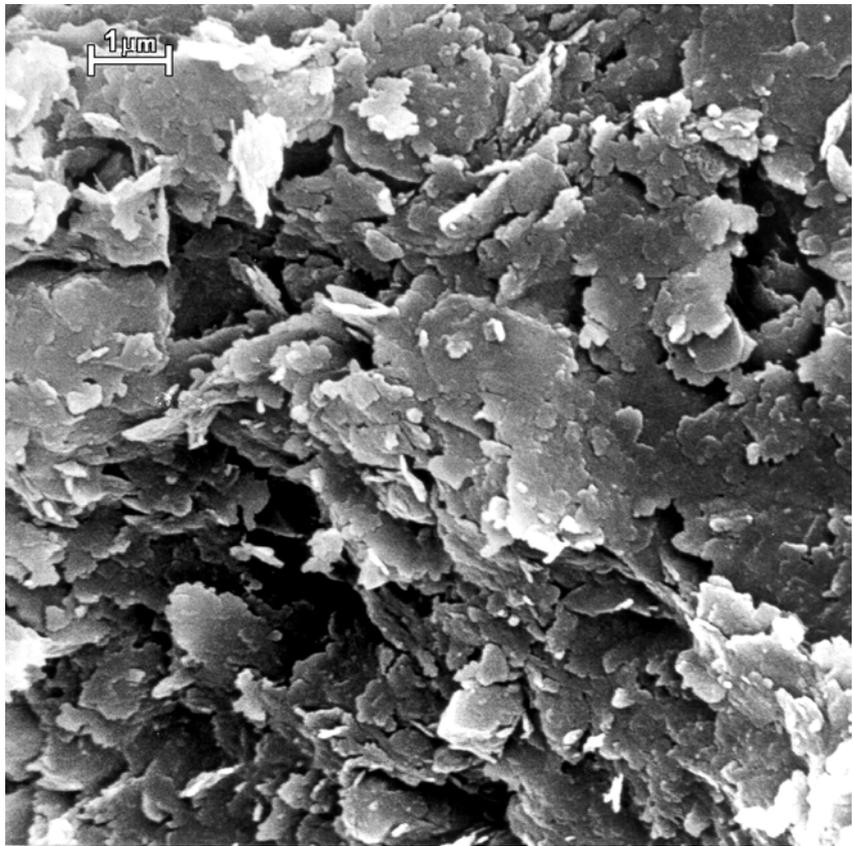


Abb. 29: Rasterelektronische Aufnahme eines unbehandelten tonigfeinsandigen Schluffes. Poröse, heterogene Struktur mit Mittelporen (0,2-10 μm). 10.000-fache Vergrößerung

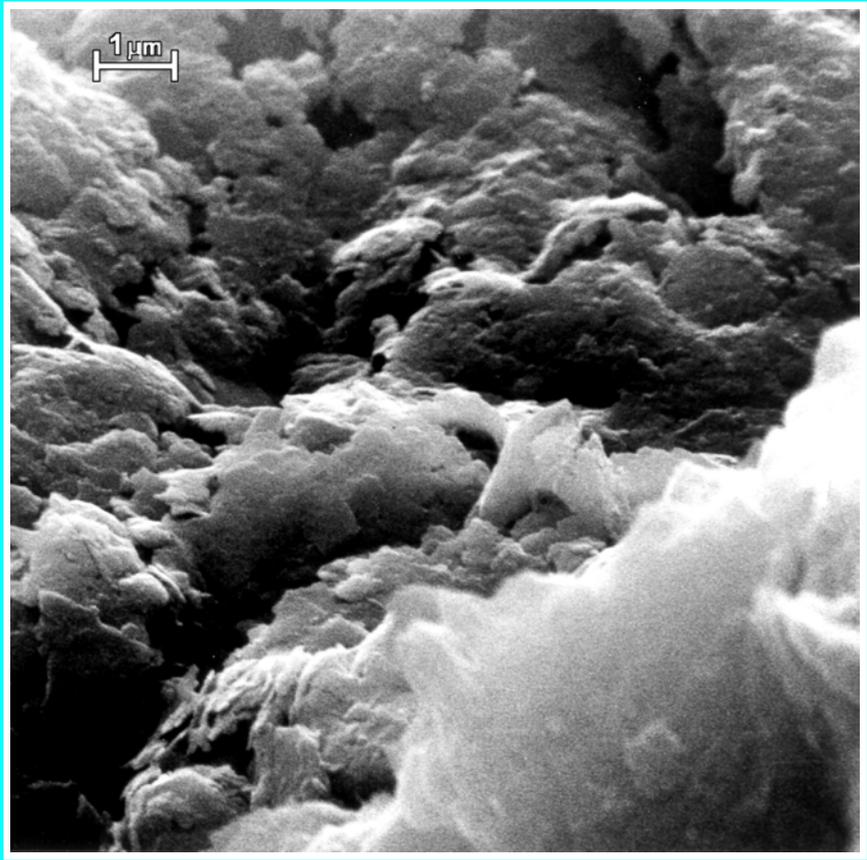


Abb. 30: Rasterelektronische Aufnahme nach Behandlung mit CONSOLID eines tonig-feinsandigen Schluffes. Auftreten einer kompakten Struktur mit wenig Poren. 10.000-fache Vergrößerung

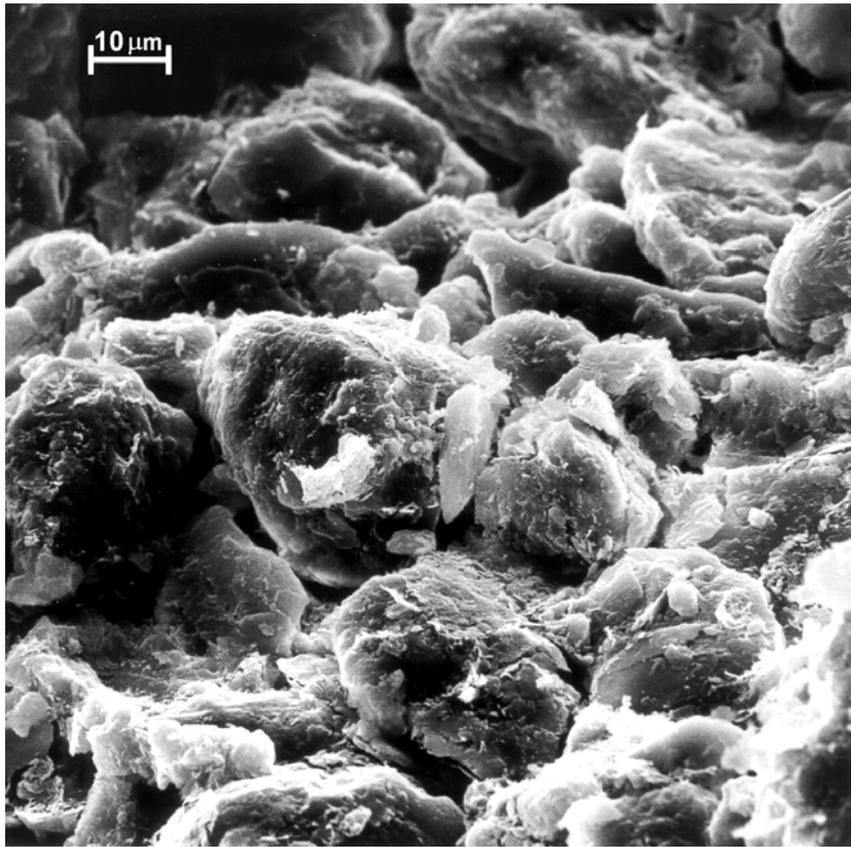


Abb. 31: Rasterelektronische Aufnahme des behandelten Lößes von Cernavodă (besteht vorwiegend aus Schluffkörnern: $\varnothing = 10 - 60 \mu\text{m}$). Auftreten einer kompakteren Struktur mit „Verkittungen“ und reduziertem Porenraum. 1.000-fache Vergrößerung.

Aus der vergleichenden Betrachtung der unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten Proben kann man folgendes schließen:

- in der unbehandelten Probe bilden die Tonplättchen bzw. Schichtpakete ein relativ poröses, unregelmäßiges und fast nicht orientiertes Gefüge. Im Gegensatz dazu kann man bei der behandelten Probe von einer kompakten, parallelen Orientierung der Plättchen sprechen. Diese parallele Anordnung, senkrecht zur Verdichtungskraft, ist auf die Änderungen der Oberflächen-

spannung (Reduzierung der Doppelschicht - vgl. Kap. 3.2) zurückzuführen.

- die o.g. Änderungen - infolge der Behandlung mit dem CONSOLID-System - kommen auch in der Größe, Form und Verteilung der Poren zum Tragen. Somit sind die Poren in der unbehandelten Probe größer als die in der behandelten Probe. Von der Form her sind die Poren in der unbehandelten Probe länglich, kommunizieren auf größere Entfernungen miteinander und sind höchstwahrscheinlich hydraulisch aktiv. In der behandelten Probe treten vorwiegend feine, isolierte und isometrische Poren auf, die für eine erhöhte Schadstoffimmobilisierung sowie eine reduzierte Durchlässigkeit verantwortlich sein können.

Die oben beschriebene Bewertung der elektronenrastermikroskopischen Aufnahmen wird auch durch die quecksilberporosimetrischen Untersuchungen bestätigt. Somit kann man nach der vergleichenden Betrachtung der Porengrößenverteilung beim unbehandelten und bei dem mit dem CONSOLID-System behandelten schluffigen Bodenmaterial (vgl. Abb. 32 und Tabelle 12) Folgendes schließen:

- ⇒ das Gesamtporenvolumen bei der behandelten Probe ist niedriger als das bei der unbehandelten Probe (um 19,54%) was grundsätzlich auf eine Reduzierung der Durchlässigkeit hinweist;
- ⇒ aus der vergleichenden Darstellung der relativen Porenverteilungen in „%“ vom Gesamtporenvolumen (in der Abb. 32 gestrichelt dargestellt) ist ersichtlich, daß die unbehandelte Probe relativ mehr Mittelporen hat, was auf eine erhöhte Durchlässigkeit hinweist. Im Gegensatz zur unbehandelten Probe weist die behandelte Probe einen relativ höheren Feinporenanteil auf. Die schadstoffimmobilisierenden Eigenschaften sowie die retardierende, ad- und absorbierende Wirkung der CONSOLID-Behandlung (vgl. Kap. 4.8) kann auch über die Feinporenverteilung erklärt werden.
- ⇒ die o. g. Schlußfolgerungen werden auch durch den mittleren Porenradius, der durch die Behandlung um 39,24% reduziert wird, unter Beweis gestellt.

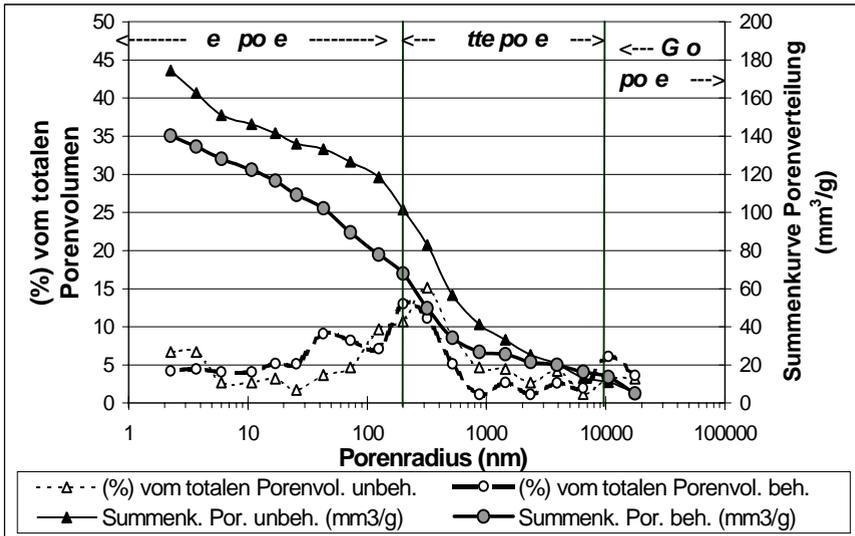


Abb. 32: Porengrößenverteilung für einen kiesig-sandigen Schluff vor und nach der Behandlung mit dem CONSOLID-System

Tabelle 12: Ergebnisse der quecksilberporosimetrischen Untersuchungen und k_f -Werte

Parameter	unbehandelte Probe	behandelte Probe	behandelt = % von unbehandelt
Gesamtes Porenvolumen (mm ³ /g)	174,44	140,36	80,46
Mittlerer Porenradius (nm)	344	209	60,76
k_f -Wert (m/s)	$1 \cdot 10^{-9}$	$4,5 \cdot 10^{-10}$	45,00

5 „IN SITU“ - UNTERSUCHUNGEN AUF DEM GEPLANTEN *DEPONIESTANDORT CERNAVODĂ*

Die extrem niedrigen Tragfähigkeiten, die für die mächtigen Lößablagerungen bei Cernavodă zu erwarten sind, stellen den Planer der *Deponie für schwach- und mittelradioaktive Abfälle Cernavodă* vor ein großes Problem. Die Lösung dieses Problems ist entscheidend für den Standort „Cernavodă“.

Ohne einer genauen Bestimmung der Tragfähigkeitswerte „in situ“ und ohne Festlegung möglicher Stabilisierungsmaßnahmen zur Erhöhung der Tragfähigkeit wäre das Errichten einer Deponie für radioaktiven Abfall auf den über 40 m mächtigen quartären Lößablagerungen schlecht denkbar.

Für die vergleichenden Untersuchungen der Tragfähigkeit des anstehenden sowie des durch technische Maßnahmen verbesserten Lößes wurden folgende Plattendruckversuche („in situ“ Untersuchung des Druck - Setzungsverhaltens) durchgeführt:

- auf unverdichtetem Löß;
- auf konventionelle Art optimal verdichtetem Löß;
- auf mit CONSOLID stabilisiertem und optimal verdichtetem Löß.

5.1 Plattendruckversuch auf dem anstehenden unverdichteten Löß

In einem ersten Plattendruckversuch ($\varnothing = 80$ cm, nach STAS 8942/3-73 - Rumänischer Standard - und nach DIN 18134) wurde die Tragfähigkeit des anstehenden unverdichteten Bodens „in situ“ untersucht (vgl. Abb. 33). Die Plattenbelastung erfolgte in kleinen Stufen ($0,01 \text{ MN/ m}^2$), wobei der Druck bei jeder Laststufe konstant gehalten wurde bis die Setzung nahezu unverändert geblieben ist. Die maximale Auflast betrug $0,270 \text{ MN/ m}^2$. Bereits bei relativ niedriger Auflast von $0,230 \text{ MN/ m}^2$ konnten nachweisbare Brucherscheinungen beobachtet werden. Schervorgänge im Löß sind vor allem aus dem Verlauf der Entlastungskurve zu erkennen. Eine gemessene bleibende Verformung von ca. 4 cm ist einer der Beweise, daß im Rahmen des Versuchs recht früh die Bereiche der elastischen und der plastischen Verformungen des Lößes überschritten wurden, die zu eindeutigen Schervorgängen führten.

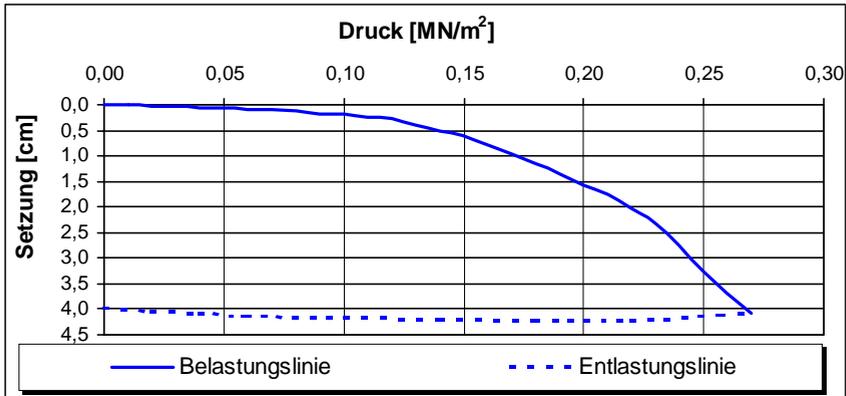


Abb. 33: Im Rahmen des Plattendruckversuches bestimmtes Druck-Setzungsverhältnis für den anstehenden unverdichteten Löß

Entsprechend der Vorgaben der DIN 18134 und des STAS 8942/3-73 und der gegebenen Formel des Deformationsmoduls wurde aus der Druck-Setzungskurve E_{v1} wie folgt bestimmt:

$$\begin{aligned}
 E_{v1} &= 0,75 \cdot d \cdot \frac{\sigma_2 - \sigma_1}{s_2 - s_1} = 0,75 \cdot d \cdot \frac{\Delta\sigma_1}{\Delta s_1} \\
 &= 0,75 \cdot 0,8 \cdot [m] \cdot \frac{0,189 - 0,081 \cdot [MN/m^2]}{0,0135 - 0,0012 \cdot [m]} = 5,27 \cdot \frac{MN}{m^2}
 \end{aligned}
 \tag{5.1}$$

wobei:

- d = Durchmesser der Lastplatte
- $\sigma_1 \approx 0,3$ x maximal erreichter Druck
- $\sigma_2 \approx 0,7$ x maximal erreichter Druck
- s_1 = Setzung bei σ_1
- s_2 = Setzung bei σ_2

Für den anstehenden Löß ist ein E_{v1} -Modul von **5,27 MN/m²** abgeleitet worden. Dieser Deformationsmodul ist nach rumänischen Baugrundvorschriften als sehr gering einzustufen und begründet einmal mehr die Notwendigkeit einer Stabilisierung des Baugrundes für die zukünftige Deponie.

5.2 Aufbau des Versuchsfeldes „Cernavodă“. Einbautechnik des mit dem CONSOLID-System behandelten Lößes

Die festgestellten und bestimmten ungünstigen Eigenschaften des Lößes von Cernavodă (geringe Tragfähigkeit, Wasserempfindlichkeit, hohe Porosität und geringe Erosionsbeständigkeit) veranlaßten *GEOTEC Bukarest*, im Bereich der zukünftigen Deponie, ein Versuchsfeld zur Erprobung von Verfahren, die zur Erhöhung der Tragfähigkeit der Gründungsfläche führen sollten, einzurichten.

In dem anstehenden Löß wurde ein Testfeld eingerichtet, in dem feuchter Löß in einem Schichtenpaket von 145 cm Mächtigkeit konventionell verdichtet wurde. Die Größe des Testfeldes betrug 4 m Breite bei 2 m Tiefe mit jeweils 10 Schichten Löß à ca. 20 cm Dicke.

Eine schematische Darstellung des Testfeldes mit den Ergebnissen der Verdichtungsversuche (Anzahl, Mächtigkeit der Schichten, $\varepsilon\%$ sowie die Einbaufeuchte $w\%$) ist in Abb. 34 gegeben. Um annähernd, die im Labor bestimmten Proctorwerte, den Wassergehalt (12-14%) sowie den Verdichtungsgrad (ρ_d) im Feld zu gewährleisten, wurde jede einzelne Lößschicht mit ca. 8-12 Walzengänge (10 t - schwere, statische Zugwalze) verdichtet (vgl. Abb. 35).

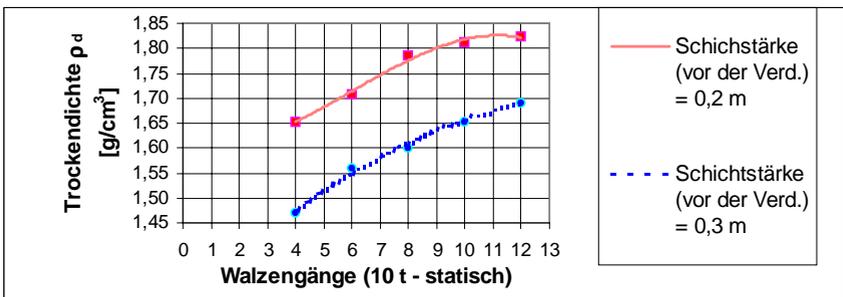


Abb. 35: Abhängigkeit des Verdichtungsgrads (ρ_d) von den Walzengängen im Testfeld „Cernavodă“

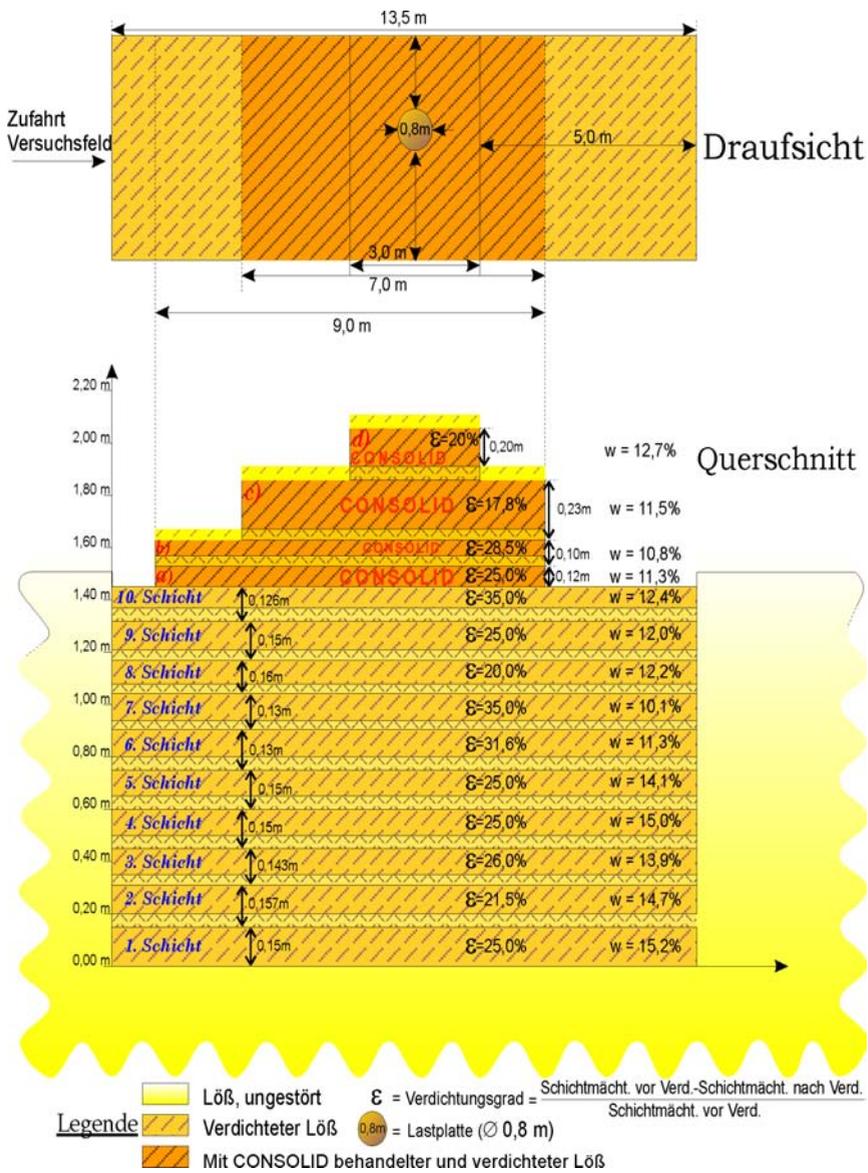


Abb. 34: Schematische Darstellung des Versuchsfeldes „Cernavodă“

Mit der technischen Unterstützung der Firma *CONSOLID* in Zusammenarbeit mit *GEOTEC Bukarest* wurde über den feuchten und verdichteten Löß des Testfeldes eine 45 cm mächtige mit *CONSOLID* behandelte Lößschicht eingebaut, wobei eine kleine Fläche mit zusätzlichen 20 cm, mit *CONSOLID* behandeltem Löß, aufgetragen wurde. Folgende 3 Schichtenaufbauvarianten wurden mit je einem Plattendruckversuch überprüft:

- 145 cm konventionell verdichteter Löß;
- 145 cm konventionell verdichteter + 45 cm mit *CONSOLID* behandelte und verdichteter Löß;
- 145 cm konventionell verdichteter + 65 cm mit *CONSOLID* behandelte und verdichteter Löß.

Bereits im Vorfeld des Versuchs, nach Rücksprache mit den Spezialisten der Firma *CONSOLID*, hat man sich für ein Zentralmischverfahren („*mixed in plant*“) als das für die vor Ort gegebene Bedingungen, am besten geeignete System der Lößbehandlung entschieden.

Für die Aufbereitung des Bodens (Beimischen der *CONSOLID*-Additiven, Homogenisieren und Befeuchten bis zur Erreichung des optimalen Wassergehaltes) stand eine relativ kleine Betonmischanlage (300 - 400 l Ladevolumen) zur Verfügung. Die Mischanlage entsprach zwar nicht dem neuesten Stand der Technik, führte aber nicht zuletzt zu zufriedenstellenden Ergebnissen. Mit der Mischanlage wurden 23-24 m³ Löß mit *CONSOLID* behandelt und homogenisiert, was für die Einrichtung der *CONSOLID* - Testfläche ausreichend war.

Die Gesamtmenge von 24 m³ Löß wurde bei der Standarddosierung (20 kg Solidry und 0,8 l C⁴⁴⁴ Konzentrat auf 1 m³ Boden) mit dem *CONSOLID*-System behandelt. Bei einem einzelnen Mischdurchgang konnten ca. 200 l Boden mit 4 kg Solidry und 0,16 l C⁴⁴⁴ Konzentrat behandelt werden. Die vorgesehenen 0,16 l C⁴⁴⁴ wurden mit Wasser verdünnt, so daß der Boden nach Behandlung auf dem vorgegebenen optimalen Wassergehalt von ≈ 14-15% gebracht werden konnte.

Durch die gegebenen hohen Lufttemperaturen und durch die geringe Luftfeuchtigkeit die vor Ort war, ist der Wassergehalt des Bodens während des Transportes und der Lagerung bis auf 11 - 12% gesunken. Nur bei der letzten Schicht (in der Abb. 34 mit *d*) gekennzeichnet) ist durch einen kurz aufgetretenen Regen der Wassergehalt näher an „Proctor Optimum“ gebracht worden. Trotz dieser ungünstigen Bedingungen ließ sich der behandelte Boden bzw. alle Schichten gut verdichten.

Die Misch- und Einbautechnik des mit dem CONSOLID-System behandelten Lößes wird nachfolgend kurz erläutert. Der Löß (jeweils ca. 300 – 400 l) wurde mit Solidry und der C⁴⁴⁴-Lösung vorbehandelt und anschließend der Mischanlage zugeführt. Der Mischvorgang dauerte für jede einzelne Ladekuppe ca. 15 – 20 Minuten, wobei die Homogenität der Mischung des Löß-CONSOLID-Gemisches manuell überprüft bzw. bestimmt wurde.

Die Löß-CONSOLID-Mischung wurde mit Kippfahrzeugen aufs Versuchsfeld gefahren und in Schichten von ca. 20 cm aufgetragen. Aufgrund der vorgegebenen Verdichtungsgrade ϵ bzw. der berechneten Bodenmenge wurde jede einzelne Schicht mit dem Radlader (vgl. Abb. 36) gleichmäßig verteilt sowie Schichtdicke und Höhe geodätisch einnivelliert. Danach wurde, wie bereits erwähnt, für die Verdichtung eine statische 10 t - Zugwalze eingesetzt (vgl. Abb. 37).



Abb. 36: Radlader bei der gleichmäßigen Verteilung des behandelten Lößes auf dem Versuchsfeld in Cernavodă

Wie aus der Abb. 34 zu entnehmen ist, kann auf dem Versuchsfeld der mit CONSOLID behandelte und verdichtete Löß in zwei Bereiche gegliedert werden:

- Bereich **1** besteht aus 3 Schichten, die in der Abbildung mit **a**), **b**) und **c**) gekennzeichnet sind. Die Gesamtmächtigkeit dieses Bereiches im verdichteten Zustand betrug 45 cm;
- Bereich **2** mit einer Mächtigkeit von 20 cm besteht aus einer einzigen Schicht (**d**)).

Die drei Schichten „**a**“, „**b**“ und „**c**“ (vgl. Abb. 34) wurden mit der bereits beschriebenen 10 t - Zugwalze verdichtet. Die Anzahl der Walzengänge lag bei jeder Schicht zwischen 12 und 14. Die Verdichtungsenergie bzw. die Anzahl der Walzengänge mußte, bedingt durch den Wasserverlust des Lößes während des Transportes, erhöht werden. Die erhöhte Verdichtungsenergie führte zu einer guten Verdichtung des Lößes, ohne daß Rißerscheinungen auf der gewalzten Fläche auftraten. Die relativ feuchtere Schicht „**d**“ wurde mit einer relativ niedrigeren Verdichtungsenergie eingebaut bzw. bei nur 8 Walzengänge, da diese Energie für das Erreichen der gewünschten Trockendichte (ρ_d) bei dem feuchteren Löß ausreichend war. Eine höhere Verdichtungsenergie (12 - 14 Walzengänge) hätte höchstwahrscheinlich zu Rißbildung an der Schichtoberfläche geführt.

Durch die gute Verdichtbarkeit des mit dem CONSOLID-System behandelten und verdichteten Lößes wurde für den Einbau der ersten 3 Schichten („**a**“, „**b**“ und „**c**“) von den 24 m³ vorbehandelten Löß 20,6 m³ verwendet. Da für die letzte Schicht, durch die hohe Verdichtbarkeit nur 3,4 m³ behandelter Löß übrig blieb, mußte diese oberste Schicht - mit „**d**“ notiert - in ihrer Mächtigkeit und als Fläche reduziert werden. Die oberste Schicht überdeckte im verdichteten Zustand eine Fläche von 4,3m x 3m x 0,2m (vgl. Abb. 34 und Abb. 37), Fläche die, wie aus der Abb. 37 erkennbar ist, noch gut befahrbar bzw. verdichtbar gewesen ist. In dieser Abbildung ist die Fahrtrichtung des Walzenzuges - senkrecht zur Hauptachse des Testfeldes zu sehen. Die senkrechte Fahrtrichtung wirkte sich besonders günstig für die Verdichtung der obersten Lößschicht aus. Um den Plattendruckversuch auch auf dieser Schicht unter guten Bedingungen durchführen zu können, war die gegebene Fläche von 4,3m x 3m ausreichend.



Abb. 37: Verdichtung der obersten CONSOLID - Schicht („d“)

5.3 Plattendruckversuche auf konventionell verdichtetem und auf mit dem CONSOLID-System behandeltem und verdichtetem Löß

Nach Aufbau des Versuchsfeldes wurde als erstes die Tragfähigkeit des konventionell verdichteten Lößes (10 Schichten, Gesamtmächtigkeit: 145 cm) bzw. sein E_{v1} , E_{v2} und k_s -Modul nach DIN 18134 mittels Plattendruckversuch nach STAS 8942/3-73 - Rumänische Norm - und DIN 18134, bestimmt.

Bei der Durchführung der Versuche wurde vorweg die Fläche nivelliert, um den horizontalen Aufbau der Lastplatte zu gewährleisten. Für die Bestimmung einer genauen und gleichzeitig repräsentativen Tragfähigkeit wurde eine große Lastplatte angewendet (\varnothing 80 cm). Um möglichst hohe Lasten, die teilweise auch vom zukünftigen Deponiekörper zu erwarten sind aufzubringen, wurde ein sehr großes Gegengewicht von 20 t aufgebracht (zwei Blöcke aus armiertem Beton von je 10 t). Für die stufenweise Übertragung der Last von den Gewichten auf die Lastplatte wurde eine große hydraulische Pumpe eingesetzt. Die ganze Versuchsvorrichtung wurde über Holzbalken gestützt. Die Lastplatte, die hydraulische Pumpe, die Holzbalken und das Gegengewicht sind in Abbildung 38 und Abbildung 39 dargestellt. Das Gegengewicht von ca. 20 t, ermöglicht über die hydraulische Pumpe den Aufbau eines Drucks von bis zu $0,45 \text{ MN/m}^2$ auf die Lastplatte (vgl. Abb. 39). Für die genaue Aufzeichnung der Setzungen wurden gleichmäßig auf den Lastplattenrand 8 Meßuhren verteilt (vgl. Abb. 38). Die Bestimmung des Deformationsmoduls erfolgte über den berechneten Mittelwert der 8 Meßuhren.



Abb. 38: Lastplatte mit 8 Meßuhren und hydraulischen Pumpe



Abb. 39: Plattendruckversuchsanlage mit hydraulischer Pumpe und Gegengewicht (20 t)

Aus der Druck-Setzungskurve des Plattendruckversuchs auf dem konventionell verdichteten Löß (vgl. Abb. 40) kann ein relativ hoher Deformationsmodul ($E_{v1} = 60 \text{ MN/m}^2$) für den unbehandelten, aber unter günstigen Bedingungen verdichteten Löß entnommen werden. Unter günstigen Bedingungen ist zu verstehen, daß der Löß in dünnen, kontinuierlich befeuchteten Schichten eingebaut wurde und, daß die Konsolidierungszeit bis zur Durchführung des Plattendruckversuches relativ lang gewesen war.

Um auch die Verbesserung der Tragfähigkeit des mit dem CONSOLID-System behandelten und verdichteten Lößes zu bestimmen, wurden im Anschluß an dem ersten Versuch zwei Plattendruckversuche ($\varnothing 80 \text{ cm}$) durchgeführt. Die Versuche wurden, wie beim unverdichteten und konventionell verdichteten Löß, gemäß den Vorgaben der STAS 8942/3-73 - Rumänische Norm - und DIN 18134 in zwei Varianten durchgeführt:

1. 145 cm verdichteter Löß + **65** cm mit CONSOLID-behandelter und verdichteter Löß;
2. 145 cm verdichteter Löß + **45** cm mit CONSOLID-behandelter und verdichteter Löß.

Die Plattendruckversuche und die Berechnung der Druck - Setzungsparameter für den anstehenden, den verdichteten und den mit dem CONSOLID-System behandelten Löß, wurden mit gleicher Methodik - wie beschrieben - durchgeführt. In der Abb. 41 und in der Tabelle 13 sind die Ergebnisse dieser Untersuchungen dargestellt.

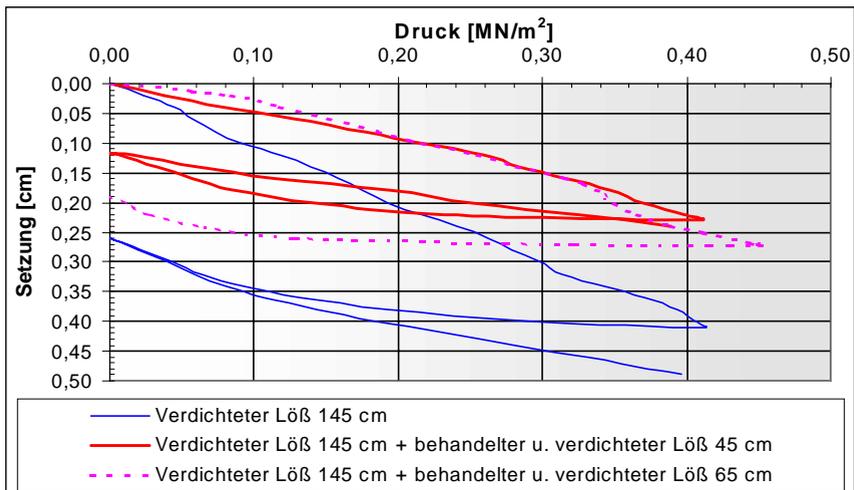


Abb. 40: Aus den Plattendruckversuchen abgeleitete Druck-Setzungskurven für den unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten verdichteten Löß

Tabelle 13: Ergebnisse der Plattendruckversuche

Deformations-/ Bet- tungsmodul	Löß anste- hend	Löß verdicht. 145 cm	Löß behandelt u. verd. (45 cm) über 145 cm verdichteten Löß	Löß behandelt u. verd. (65 cm) über 145 cm verdichteten Löß
E_{v1} [MN/m ²]	5,27	60	117	100
E_{v2} [MN/m ²]		138	212	keine Zweitbelastung
k_s [MN/ m ³]		100	212	210

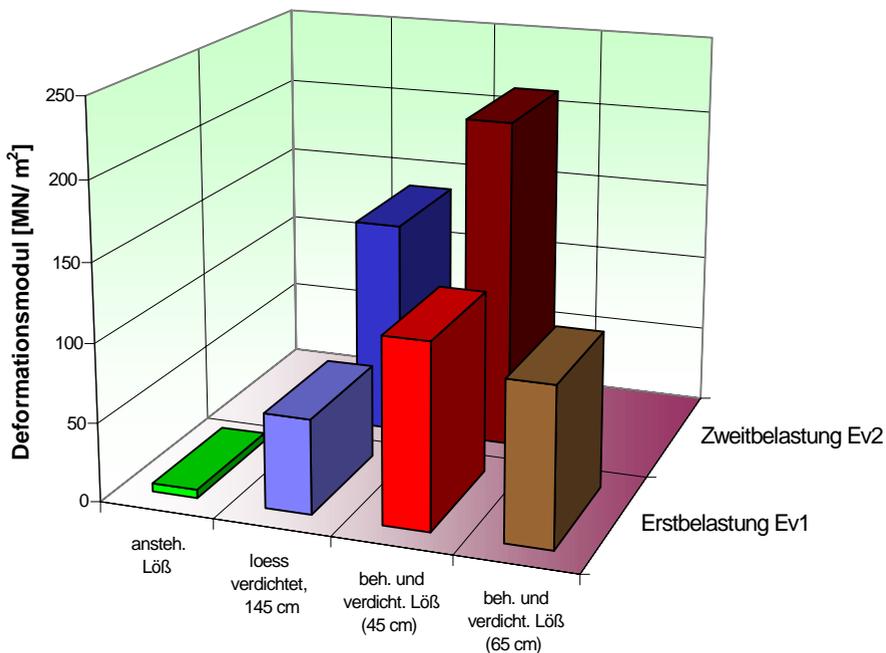


Abb. 41: Ergebnisse der Plattendruckversuche (Deformationsmoduli E_{v1} und E_{v2})

5.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der Plattendruckversuche

Bezugnehmend auf die dargestellten Ergebnisse kann zusammenfassend festgehalten werden, daß für die geotechnische Bodenstabilisierung im oberflächennahen Bereich die Behandlung mit dem CONSOLID-System sich durch Folgendes bewährt hat:

- die Behandlung des Lößes mit dem CONSOLID-System führt - nach der ersten Belastung - zu einer Verdoppelung des Deformationsmoduls E_{vi} (von 60 MN/m^2 bis auf 117 MN/m^2);
- die remanenten Verformungen (die nach Abschluß der Entlastungsstufe aufgezeichneten Setzungen) werden durch die Behandlung mit dem CONSOLID-System auf weniger als die Hälfte reduziert (von $0,26 \text{ cm}$ bei dem unbehandelten und verdichteten Löß auf $0,12 \text{ cm}$ bei dem behandelten Löß – vgl. Abb. 40);
- die zusätzliche Setzung, die bei der zweiten Belastung beim Plattendruckversuch gemessen wird, liegt bei dem behandelten Boden unter der Nachweisgrenze von $< 0,01 \text{ cm}$. Die zusätzlichen Setzungen bei dem unbehandelten Boden sind über acht mal größer als die bei der behandelten Probe ($0,08 \text{ cm}$ bei $0,39 \text{ MN/m}^2$);
- aus dem Vergleich der Druck-Setzungskurven und nach Berücksichtigung der hier genannten Verbesserungen des behandelten Bodenmaterials, kann mit Sicherheit angenommen werden, daß sich die mit dem CONSOLID-System behandelte Lößschicht auch nach einer extrem hohen Belastung von über $0,4 \text{ MN/m}^2$ (4 kg/cm^2) noch immer im Bereich der elastischen Verformungen befindet.

6 **PHYSIKALISCHE UND MATHEMATISCHE GRUNDLAGEN DER SCHADSTOFFMIGRATIONS- MODELLIERUNG IN DER UNGESÄTTIGTEN ZONE**

Die Bedeutung der ungesättigten Bodenzone als ein wesentlicher Bestandteil des hydrologischen Kreislaufs ist längst erkannt. Die ungesättigte Zone spielt eine wesentliche Rolle bei der Versickerung, der Bodenfeuchtespeicherung, der Evaporation, der Wasseraufnahme über die Pflanzen, der Grundwasserneubildung, sowie der Erosion und der Schadstoffgefährdung des Bodens und des Grundwassers. In Gebieten, wie dem von Cernavodă, wo die Schichten der ungesättigten Zone eine Mächtigkeit von über 40 m erreichen, ist eine genaue Erkundung und Beschreibung dieser Schichten aus Sicht ihrer physikalischen, hydraulischen und chemischen Eigenschaften von besonderer Wichtigkeit.

Die ursprünglich durchgeführten Studien und Untersuchungen zur ungesättigten (*vadosen*) Zone bezogen sich hauptsächlich auf die Grundwasserneubildung sowie die Optimierung des Bodenwasserhaushalts für landwirtschaftliche Zwecke. Das zunehmende Interesse für die ungesättigte Zone resultiert aus dem verstärkten Eintrag in den Untergrund von umweltschädlichen Schadstoffen durch den Menschen. Schadstoffe, wie z. B. Chemikalien, Pestizide, Düngemittel, Exfiltrationen aus den Altlasten und von Industriestandorten sowie von Hausmülldeponien dringen ein und durchqueren zuerst die ungesättigte Zone und stellen praktisch im Vorfeld eine große Gefährdung für die Umwelt bzw. für das Grundwasser dar.

Als einer der gefährlichsten Schadstoffe für Mensch und Umwelt gelten die Radionuklide, die u. a. aus oberflächennahen Deponien für radioaktiven Abfall, in die ungesättigte Zone, als wäßrige Lösungen, einsickern können. In diesem Kontext ist auch die geplante *Deponie Cernavodă* zu sehen. Eine Abschätzung der Gefahr die von Deponien im allgemeinen und besonders von radioaktiven Abfällen für die Umwelt ausgeht, ist grundsätzlich auch über mathematische Modellierung der Stoffmigration möglich.

Wesentliche Fortschritte wurden in den letzten Jahrzehnten im Bereich des konzeptuellen Verstehens und der mathematischen Beschreibung der allgemeinen Wasserbewegung und der mit dem Lösungstransport verbundenen Prozesse gemacht. Eine große Vielfalt von analytischen und numerischen Modellen für die Vorhersage der Wasserbewegung und der verschiedenen Transportprozesse zwischen der Bodenoberfläche und dem Grundwasserspiegel ist heutzutage verfügbar. Die verbreitetsten Modelle basieren auf der Richards Gleichung für die teilgesättigt-ungesättigte

Wasserbewegung und auf dem Fick'schen Gesetz. Deterministische Lösungen dieser klassischen Gleichungen wurden und werden für die Vorausberechnung der Wasserbewegung und des Lösungstransports in der ungesättigten Zone entwickelt und genutzt. Diese Modelle sind u. a. als nützliche Werkzeuge für das Extrapolieren punktueller Informationen in Raum und Zeit zu sehen und anzuwenden.

6.1 Bodenhydraulische Parameter

6.1.1 Einteilung des Bodenwassers und Porengrößenverteilung

Die Einteilung eines Bodenwassers wird allgemein nach der Art der Bindung des Wassers an den Boden beurteilt. Der Anteil des Wassers, welcher gegen die Schwerkraft adhäsiv festgehalten wird, wird als Haftwasser bezeichnet (HÖLTING, 1996). Eine schematische Darstellung der Einteilung des Bodenwassers ist in der Abb. 42 enthalten.

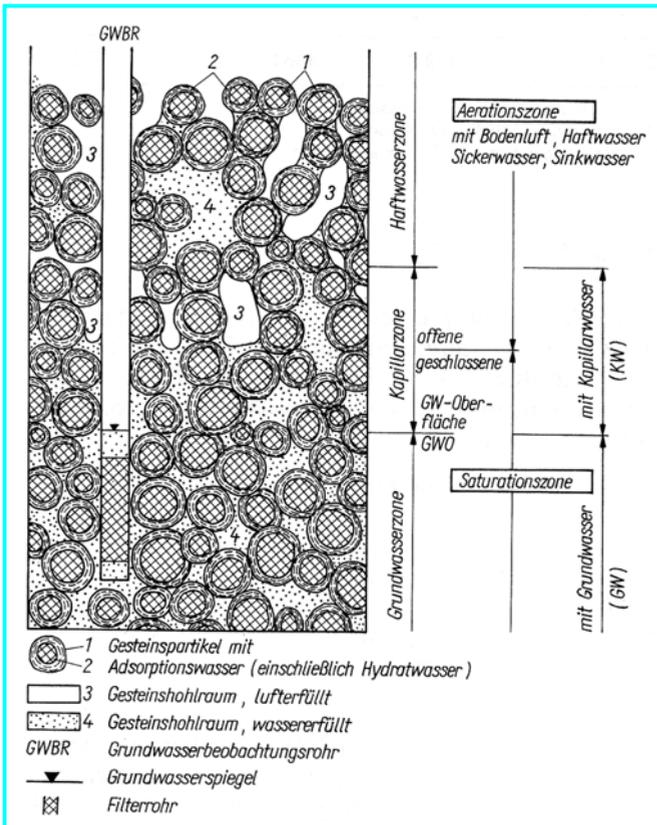


Abb. 42:
Einteilung des Bodenwassers (nach JORDAN & WEDER, 1995)

Zu der Abbildung 42 gehören folgende Erläuterungen und Definitionen:

- ⇒ das Haftwasser wird in Adsorptions- und Kapillarwasser unterteilt;
- ⇒ das Adsorptionswasser wird mittels Adhäsionskräfte an die Bodenaggregate und -körner gebunden;
- ⇒ im Kapillarwasser herrscht ein kleinerer Druck als der atmosphärische Druck bzw. ein Unterdruck der als Saugspannung beschrieben bzw. definiert wird (HÖLTING, 1996);
- ⇒ die aus der Fluidenphysik bekannten Menisken bilden sich an den Grenzflächen zwischen Luft und Wasser in den Hohlräumen aus;
- ⇒ das Kapillarwasser bewegt sich in den kleineren Poren weiter voran als in den größeren Poren (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989);
- ⇒ der Anteil des Bodenwassers welcher nicht gegen die Schwerkraft festgehalten werden kann, wird als Sickerwasser bezeichnet (DIN 4049-3);
- ⇒ bei den Sickervorgängen wird Haftwasser durch Sickerwasser verdrängt. Dadurch kann das Haftwasser selber zum Sickerwasser werden. Das Sickerwasser verläßt den Sickerraum und tritt an der Grundwasseroberfläche in den Grundwasserbereich über (HUSMANN, 1996);
- ⇒ im Falle eines grobklüftigen oder kavernösen Gesteins wird das schnell abwärts infiltrierende Wasser als „Sinkwasser“ definiert (JORDAN & WEDER, 1995);
- ⇒ oberhalb der Grundwasseroberfläche befindet sich der Kapillarraum, welcher in einen geschlossenen und einen offenen Kapillarraum unterteilt wird (DIN 4049-3);
- ⇒ als ungesättigte Zone wird der Sickerraum ohne den geschlossenen Kapillarraum bezeichnet. Dementsprechend umfaßt die gesättigte Zone den Grundwasserraum und den geschlossenen Kapillarraum (DIN 4049-3).

Der Wasserhaushalt eines Bodens wird u. a. durch die Porengrößenverteilung entscheidend beeinflusst. Bei Scheffer und Schachtschabel (1992) wird grundsätzlich zwischen Fein-, Mittel- und Grobporen unterschieden. Wie in Tabelle 14 dargestellt, liegen die Porengrößengrenzen bei 0,2 µm bzw. bei 10 µm. Die Tabelle 14 zeigt die Porengrößenverteilung für verschiedene Böden. Allgemein sind Lößböden, wie die von Cernavodā, durch einen noch höheren Mittelporenanteil als die Schluffböden gekennzeichnet (HUSMANN, 1992).

Tabelle 14: Porengrößenverteilung für verschiedene Böden (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989)

Bodentyp	Porenvolumen [%]	Porenvolumen [%]		
		Grobporen $\varnothing^* > 10\mu\text{m}$	Mittelporen $\varnothing^* = 10 - 0,2\mu\text{m}$	Feinporen $\varnothing^* < 0,2\mu\text{m}$
Sandböden	46 ± 10	30 ± 10	7 ± 5	5 ± 3
Schluffböden	47 ± 9	15 ± 10	17 ± 7	15 ± 5
Tonböden	50 ± 15	8 ± 5	10 ± 5	35 ± 10
Anmoor (C-Gehalt > 2%)	70 ± 10	5 ± 3	40 ± 10	25 ± 10
Hochmoor (C-Gehalt > 2%)	85 ± 10	25 ± 10	40 ± 10	25 ± 10

* Porendurchmesser

Die wichtigsten Parameter, die die Wasserbewegung in der ungesättigten Zone steuern sind:

- ◆ der Wassergehalt;
- ◆ das Potential bzw. die Saugspannung;
- ◆ die Wasserdurchlässigkeit.

6.1.2 Wassergehalt

Einer der wichtigsten Bodenparameter, der im Rahmen geotechnischer Untersuchungen bestimmt wird, ist der Wassergehalt.

Der gravimetrische Wassergehalt (θ_m) des Bodens wird durch Offentrocknung bei 105°C und Wägung der Bodenprobe vor und nach der Trocknung bestimmt (DIN 18121 T1).

$$\theta_m = \frac{m_{ges} - m_{tr}}{m_{tr}} \cdot 100 = \frac{m_w}{m_{tr}} \cdot 100 \quad [\text{Gewichtsprozente}] \quad (6.1)$$

wobei:

- m_{ges} : Gesamtmasse bzw. Masse der feuchten Probe
- m_w : Masse des Wassers
- m_{tr} : Trockenmasse der Probe.

Von besonderer Bedeutung für die Beschreibung des teilgesättigten Zustandes des Bodens und für die Bestimmung der Wasserbewegung in der ungesättigten

Zone ist der volumetrische Wassergehalt (θ) und der Sättigungsgrad (S_w). Diese Parameter werden als Bodenwasservolumen geteilt durch das Gesamtvolumen der Probe bzw. als Bodenwasservolumen geteilt durch das Porenvolumen, definiert (JAKOB BEAR, 1979):

$$\theta = \frac{V_w}{V_{ges}} \quad [\text{m}^3/\text{m}^3] \quad (6.2)$$

$$S_w = \frac{V_w}{V_p} \quad [0 \leq S_w \leq 1] \quad (6.3)$$

wobei:

V_w : Volumen des Wassers
 V_{ges} : Gesamtvolumen der Probe
 V_p : Porenvolumen

Unter Berücksichtigung der Definition der Porosität n ($n = \frac{V_p}{V_{ges}}$) kann man aus den Gleichungen (6.2) und (6.3) die Gleichung (6.4) ableiten:

$$\theta = n \cdot S_w \quad (6.4)$$

Der volumetrische Wassergehalt steht über die Trockendichte des Bodens (ρ_{tr} - Gleichung 6.5) mit dem gravimetrischen Wassergehalt in Beziehung. Die Umrechnung vom gravimetrischen zum volumetrischen Wassergehalt erfolgt nach der Gleichung (6.6) (HUSMANN, 1996).

$$\rho_{tr} = \frac{m_{tr}}{V_{ges}} \quad [\text{t}/\text{m}^3] \quad (6.5)$$

$$\theta = \frac{\theta_m}{100} \cdot \frac{\rho_{tr}}{\rho_w} \quad [\text{m}^3/\text{m}^3] \quad (6.6)$$

wobei:

ρ_{tr} : Trockendichte der Probe
 ρ_w : Dichte des Wassers.

In der Praxis werden für die Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts im Gelände Proben entnommen, um im Labor den gravimetrischen Wassergehalt und die Trockendichte zu bestimmen.

6.1.3 Bodenwasserpotentiale

Ein wichtiger Faktor bei der Beschreibung und Bewertung der Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone ist das Potentialkonzept. Für die umfassende Beschreibung des Bodenwasserhaushalts bzw. der Energiezustände im Boden wurde von Buckingham (1907) die Bodenwasserpotentialtheorie entwickelt. Hier wird das Potential als die Arbeit definiert, die notwendig ist, um eine Einheitsmenge (Volumen, Masse oder Gewicht) Wasser von einem gegebenen Punkt eines beliebigen Kraftfeldes zu einem Bezugspunkt zu transportieren. Das Potential des Bodenwassers ist durch die folgende allgemeine Formel (6.7) gegeben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989; HILLEL, 1980):

$$\psi = m \cdot b \cdot h \quad [\text{kg} \cdot \text{m}^2 / \text{s}^2] \quad (6.7)$$

wobei:

- m: Masse des Wassers
- b: Beschleunigung (im Freiland stets die Erdbeschleunigung)
- h: die Höhe über einer freien Wasserfläche als Bezugsniveau (im Freiland die Grundwasseroberfläche).

Wählt man das Volumen als Bezugseinheit, so erhält ψ die Dimension eines Druckes ($\rho = \text{Dichte}$):

$$\psi = \rho \cdot b \cdot h \quad [\text{N} / \text{m}^2 = \text{Pa}] \quad (6.8)$$

Es wird sehr oft, insbesondere in der mathematischen Modellierung, das Gewicht (im Kraftfeld der Erde = $m \times g$) als Bezugsgröße gewählt, so daß ψ die Dimension einer Länge (cm oder m Wassersäule) annimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989):

$$\psi = h \quad [\text{cm oder m WS}] \quad (6.9)$$

Grundsätzlich bewegt sich das Wasser vom höheren Potential zum niedrigeren Potential. Bezogen auf einem bestimmten Moment und auf einem bestimmten Punkt im Boden wird das Bodenwasserpotential durch das Gesamtpotential ψ beschrieben. Meßtechnisch läßt sich dieses Potential praktisch nicht erfassen.

Meistens wird ψ in folgende Teilpotentiale aufgeteilt (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989):

$$\Psi = \Psi_z + \Psi_m + \Psi_g + \Psi_o + \Psi_p \quad [\text{cm oder m WS}] \quad (6.10)$$

Die hier angegebenen Teilpotentiale werden in den folgenden Abschnitten zum besseren Verständnis der Voraussetzungen, bei der Modellierung kurz beschrieben.

▪ **Gravitationspotential ψ_z**

Um eine bestimmte Menge Wasser (ausgedrückt in Masse-, Volumen- oder Gewichtseinheiten) von einem Bezugsniveau, meist die Grundwasseroberfläche, auf ein bestimmtes Niveau zu heben, muß Arbeit verrichtet werden, die als potentielle Energie dem Gravitationspotential gleichgesetzt ist und den Energieinhalt des Wassers beschreibt. Wird das Gewicht als Bezugseinheit verwendet (wie in den meisten Fällen, einschließlich der im Kapitel 7 beschriebenen mathematischen Modellierung), so erscheint das Gravitationspotential als die Ortshöhe (Z). Laut Definition ist das Gravitationspotential immer größer oder gleich Null und erhält somit von der freien Wasseroberfläche nach oben gerichtet zunehmend positive Beträge (ZISCHAK, 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

▪ **Matrixpotential ψ_m**

Das Matrixpotential, früher auch *Kapillarpotential* genannt, ist ein Maß für die Abschätzung des Einflusses der Matrix bzw. aller durch die Matrix auf das Wasser wirkender Kräfte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Dieses Potential resultiert aus der Oberflächenspannung des Wassers indem die konvexen Menisken gegenüber dem umgebenden Luftdruck einen Unterdruck erzeugen, der auch als *Wasserspannung* oder *Saugspannung** bezeichnet wird (BLUME, 1992). Die integrative Erfassung dieses Unterdrucks für ein Bodenvolumen bzw. die Arbeit, die aufgebracht werden muß, um den Bodenbereich Wasser zu entziehen, stellt das *Matrixpotential* dar (ZISCHAK, 1997). Da das Gravitationspotential ψ_z positiv ist, hat das zur Folge, daß das entgegengerichtete Matrixpotential ψ_m negative Werte annimmt.

* Des weiteren werden die Begriffe *Wasserspannung*, *Saugspannung*, *Matrixpotential* und *Kapillarhöhe* synonym verwendet.

▪ **Gasdruckpotential ψ_g**

Das Gasdruckpotential wird durch eine kurzzeitige Erhöhung des Gasdruckes - gegenüber des atmosphärischen Drucks - in den luftgefüllten Poren hervorgerufen. Dieses Potential sollte berücksichtigt werden, wenn der Bodenluftdruck nicht mit dem atmosphärischen Druck (der als Bezugsniveau angenommen ist) übereinstimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Meistens wird ψ_g vernachlässigt, da es keine langfristige Wirkung auf den Bodenwasserhaushalt ausübt.

▪ **Osmotisches Potential ψ_o**

Die Größe des osmotischen Potentials wird durch die Menge gelöster Substanzen im Bodenwasser sowie der elektrostatischen Wechselwirkung zwischen der Bodenmatrix und den sich in Lösung befindenden Ionen bestimmt (ZISCHAK, 1997). Dieses Potential spielt in den ariden Gebieten und in den Salzmarschen der Seeküsten eine wichtige Rolle. Ebenfalls im Mikrobereich der Grenze zwischen den Wurzeln der Pflanzen und der Bodenwasserlösung kann ψ_o von großer Bedeutung sein. In den meisten Fällen wird das osmotische Potential vernachlässigt.

▪ **Auflastpotential ψ_p**

Vor allem in künstlich hergestellten bodenähnlichen Systemen wie Oberflächenabdichtungen, kann die eingebrachte mechanische Energie, wie z. B. die Verdichtungsarbeit und auch die Mächtigkeit der Überdeckung, die vorübergehende Erhöhung des Porenwasserdrucks bewirken. Für Langzeitbetrachtungen, wie sie über die mathematische Modellierung der Radionuklidmigration gemacht werden, kommt diesem Potential durch die zeitliche Begrenzung keine Relevanz zu und kann daher in der Langzeitbetrachtung der Wasserbilanz vernachlässigt werden (ZISCHAK, 1997).

▪ **Hydraulisches Potential ψ_H**

Das hydraulische Potential (Gleichung 6.11) ist als Summe der am einfachsten und häufigsten bestimmten Teilpotentiale: Gravitations- und Matrixpotential definiert. ψ_z und ψ_m gelten als für den Wassertransport maßgebliche Potentiale:

$$\psi_H = \psi_m + \psi_z \quad (6.11)$$

Da z. Zt. eine genaue Trennung von ψ_m einerseits und den Teilpotentialen ψ_s , ψ_o und ψ_p andererseits meßtechnisch nicht möglich ist, sind in der Meßgröße ψ_m auch Anteile von diesen Potentialen inbegriffen (KUTILEK & NIELSEN, 1994; ZISCHAK, 1997).

6.1.4 Bodenhydraulische Parameterkurven $\psi = f(\theta)$, $k = f(\theta)$

Für die Beschreibung, Parametrisierung und Modellierung der Wasser- und Lösungsbewegung in der ungesättigten Zone sind die Verhältnisse Saugspannung (ψ_m) zu dem volumetrischen Wassergehalt (θ) und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit (k) zu dem volumetrischen Wassergehalt (θ) von besonderem Interesse und Wichtigkeit. Die Wasserspannung oder Saugspannung kann als ein Maß für die Intensität der Wasserbindung angesehen werden (MONTENEGRO, 1994). Die Beziehung $\psi = f(\theta)$ für einen Boden, auch als *Bodenwassercharakteristik*, *Retentionskurve* oder $\psi(\theta)$ -Kurve in der Fachliteratur bekannt, wird hauptsächlich durch das Porenvolumen, die Porengrößenverteilung sowie die Anordnung und Vernetzung der Poren bestimmt.

Russo (1988, zitiert von MONTENEGRO, 1994) hat im Rahmen seiner Arbeiten drei unterschiedliche bodenhydraulische Ansätze untersucht und verglichen:

- das Gardner-Modell
- das Brooks-Corey-Modell
- das van Genuchten-Modell.

Unter Anwendung inverser Verfahren zur Parameterbestimmung bzw. unter Anwendung einer iterativen Anpassung der ursprünglich unbekanntem bzw. geschätzten Parameter für die Meßwerte (KOOL et al., 1985), fand Russo heraus, daß der van Genuchten-Ansatz zu den genauesten und am besten reproduzierbaren Ergebnissen führt. Die Gleichungen von van Genuchten (1980) haben als Grundlage das statistische Porengrößenverteilungsmodell von Mualem (1976). Die empirische van Genuchten-Funktion (1980), in letzter Zeit am häufigsten verwendeter Ansatz zur Beschreibung der Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung, liegt auch den Modellrechnungen für die Radionuklidmigration unterhalb der geplanten *Deponie Cernavodā*, zugrunde:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha \cdot \psi|^n]^m} \quad (\text{nach VAN GENUCHTEN, 1980}) \quad (6.12)$$

wobei:

$$\alpha = \frac{1}{\psi_s} (2^{1/m} - 1)^{1-m} \quad (\text{nach DANCHIV, 1997}) \quad (6.13)$$

Die 5 Parameter aus der Gleichung (6.12) gestatten eine sehr flexible Anpassung des Kurvenverlaufes an die Meßdaten. Obwohl diese Parameter mehr oder weniger der Kurvenanpassung dienen, lassen sie sich, vom theoretischen Zusammenhang zwischen der Wasserspannungsbeziehung und der Porengrößenverteilung ausgehend, wie folgt, auch physikalisch deuten (MONTENEGRO, 1994):

- α [1/L] beschreibt grob die Lage des Porengrößenmaximums innerhalb der Porengrößenverteilung (MONTENEGRO, 1994). Der Kehrwert $1/\alpha$ steht im direkten Zusammenhang mit dem „Lufttrittspunkt“ (ψ_s – in Abb. 43), da eine beachtliche Entwässerung erst bei der Erhöhung der Saugspannung über ψ_s stattfinden kann. Die kapillare Steighöhe ψ_s über dem Bezugsniveau (Wasserspiegel) entspricht also in diesem Fall dem Kehrwert $1/\alpha$. Die genaue Berechnungsformel für $\alpha = f(\psi_s)$ ist in Gleichung (6.13) nach DANCHIV (1997) angegeben.
- n [-] und m [-] charakterisieren die Breite der Porengrößenverteilung. Die Saugspannungskurve ändert ihre Krümmung am „Lufttrittspunkt“ ψ_s um so „weicher“, um so kleiner das Verhältnis n/m ist (DURNER, 1991). Für eine Reduzierung der Parameter empfiehlt van Genuchten 1980, unter Berücksichtigung des Mualem-Modells, folgende Ausdrucksweise von m als Funktion von n : $m = 1 - \frac{1}{n}$. In der vorliegenden Arbeit wird diese Vereinfachung allen beschriebenen Modellrechnungen zugrunde gelegt.
- θ_r [Vol.%] stellt den residualen Wassergehalt dar, den minimalen Wassergehalt dem sich die Saugspannungskurve bei Entwässerung asymptotisch nähert (MONTENEGRO, 1994). Von einigen Autoren wird dieser Wert, zur Reduzierung der Parameteranzahl, als „0“ angenommen. Diese Annahme wird nicht immer physikalisch begründet. Aus diesem Grund empfiehlt van Genuchten (1980) θ_r gleich mit dem Wassergehalt bei sehr starker Austrocknung (*very dry soil*) bzw. extrem hohen, jedoch noch meßbaren, Saugspannungen zu nehmen. Meistens wird die Saugspannung $\psi_m = -15000$ cm - der sogenannte „Welkepunkt“ (*wilting point*) - für die Bestimmung von θ_r akzeptiert.

- θ_s [Vol.%] stellt den Sättigungswassergehalt dar. Bei diesem Wassergehalt sind alle kommunizierenden Poren mit Wasser gefüllt und die Saugspannung extrem gering ($0 - \psi_s$).

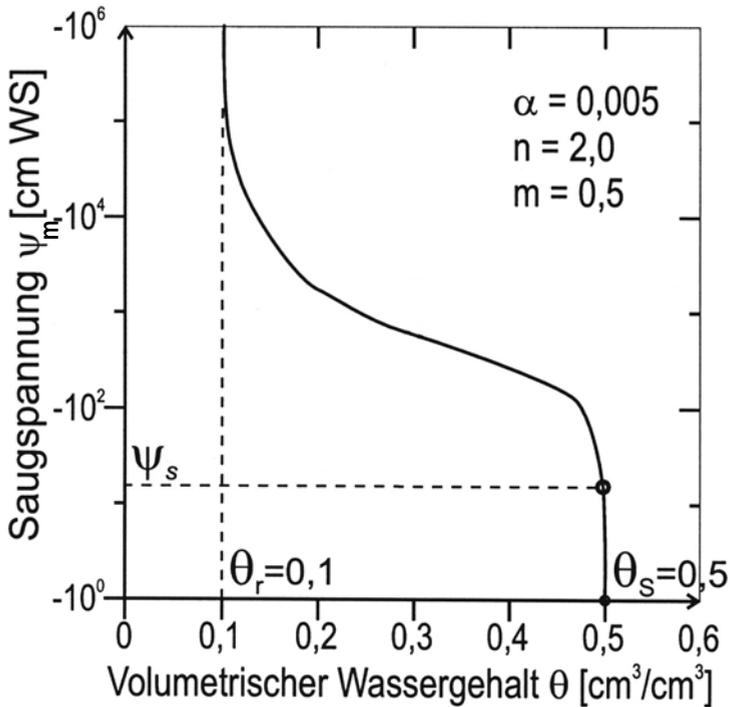


Abb. 43: Typische Saugspannungs-Wassergehaltskurve (nach VAN GENUCHTEN, 1980)

Die hydraulische Leitfähigkeit (Durchlässigkeit) wird von van Genuchten mittels der Vorhersagetheorie von Mualem (1976) nach folgender Formel bestimmt (SIMUNEK et al., 1994):

$$\begin{aligned}
 k(\theta) &= k_s && \text{wenn } \psi > 0 \\
 k(\theta) &= k_s \cdot k_r(\theta) && \text{wenn } \psi < 0
 \end{aligned}
 \tag{6.14}$$

wobei:

$$k_r = S_e^{1/2} \cdot [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (\text{relative Durchlässigkeit, nach SIMUNEK et al., 1994}) \quad (6.15)$$

oder

$$k_r = \frac{\left\{ 1 - (\alpha\psi)^{n-1} \cdot [1 + (\alpha\psi)^n]^m \right\}^2}{[1 + (\alpha\psi)^n]^{m/2}} \quad (\text{relative Durchlässigkeit, (6.15)'}$$

nach DANCHIV et al., 1997)

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (6.16)$$

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad n > 1 \quad (6.17)$$

Für die vollständige Beschreibung der hydraulischen Leitfähigkeit (Durchlässigkeit) muß noch zusätzlich zu den 4 van Genuchten Parameter (θ_r ; θ_s ; α und m) die Wasserdurchlässigkeit im gesättigten Zustand (k_s) bestimmt werden. Da der Parameter k_s multiplikativ in die Gleichung eingeht, kann sich die Unsicherheit bei der Bestimmung voll auf die Funktion der ungesättigten Leitfähigkeit k auswirken.

Die oben beschriebenen Saugspannungs-Wassergehaltsbeziehungen ($\psi(\theta)$ – Kurven) unterliegen meistens einem s.g. „Hystereseeffekt“ (vgl. Abb. 44). Dieser Effekt besteht aus einer Verschiebung der $\psi(\theta)$ – Kurven in höhere Saugspannungsbereiche bei der Austrocknung (*drying curve*) als bei der Wiederbefeuchtung (*wetting curve*).

Aus technischen Gründen (Meßdaten und Rechenprogramm) wurde in der vorliegenden Arbeit bei der mathematischen Modellierung der Hystereseeffekt vernachlässigt.

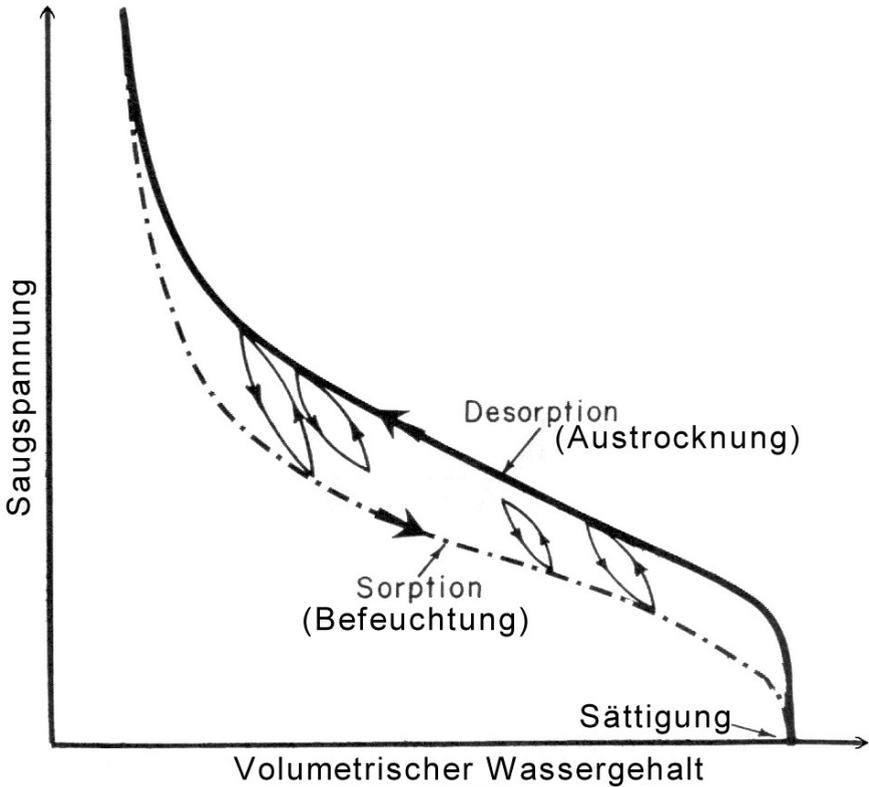


Abb. 44: Hysterese - Unterschiedlicher Verlauf der Saugspannung-Wassergehaltskurven während der Befeuchtung („Sorption“) und der Austrocknung („Desorption“), nach HILLEL (1980).

Der Verlauf der Saugspannungs-Wassergehaltskurven ($\psi(\theta)$ – Kurven) bzw. die bodenhydraulischen Eigenschaften des Bodens werden von der Körnung (Bodenart) bzw. von der Struktur der untersuchten Böden beeinflusst.

Wie in Abb. 45 dargestellt, gestalten sich die $\psi(\theta)$ – Kurven um so steiler, um so toniger bzw. feiner ein Boden ist. Somit kann angenommen werden, daß in einem Sand fast die gesamte Porenwassermenge (ca. 93%) schon bei relativ niedrigen Saugspannungen (300 cm WS) aus dem Boden dräniert wird. Bei einem fetten, feinkörnigen Tonboden wird bei einer gleichen Saugspannung nur ein geringer Teil (ca. 17%) des Porenwassers dräniert. Diese unterschiedliche Bindungsstärke des Wassers an die Bodenmatrix in Abhängigkeit von der Körnung, beruht auf einer Zunahme der adsorbierenden Oberfläche und einer

Abnahme des Porendurchmessers mit wachsender Feinkörnigkeit des Bodens (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

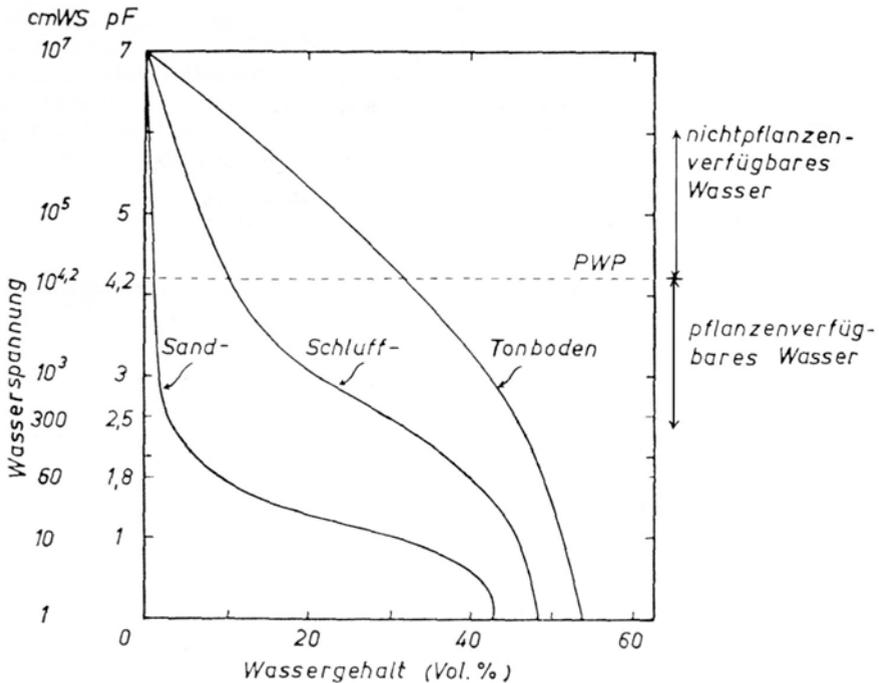


Abb. 45: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt ($\psi(\theta)$ – Kurven) bei einem Sandboden, einem tonigen Schluffboden (Lößboden) und einem Tonboden (PWP = permanenter Welkepunkt - „wilting point“) nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989

Wie bereits beschrieben und in Abb. 46 dargestellt, spielt auch die Struktur des Bodens eine wichtige Rolle für den Verlauf der $\psi(\theta)$ – Kurven bzw. für die bodenhydraulischen Eigenschaften der Böden. So findet z. B. durch die Verdichtung eines Bodens eine Reduzierung seines θ_s -Wertes statt. Die residuale Sättigung θ_r bleibt meistens praktisch unverändert und somit wird der Wassergehaltsbereich (θ_s - θ_r) enger und die $\psi(\theta)$ – Kurve gestaltet sich steiler.

Diese hier im Vorfeld beschriebenen Eigenschaften sind besonders wichtig für die bodenhydraulische Beschreibung, Parametrisierung und für die hydrogeologische Modellierung der Radionuklidmigration unter der geplanten Deponie Cernavodă, insbesondere da vom Planer vorgesehen wurde,

die obersten 2-3 Meter Lößablagerungen künstlich, d. h. nach Einstellen eines optimalen Wassergehaltes schichtweise mit schweren Walzen zu verdichten.

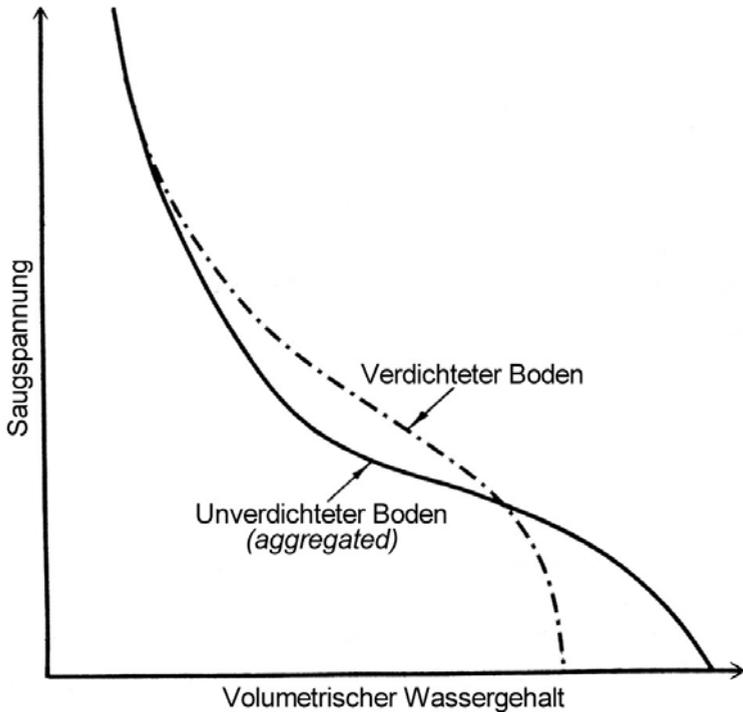


Abb. 46: Einfluß der Bodenstruktur auf das Saugspannung-Wassergehaltsverhältnis, nach HILLEL (1980)

6.2 Wasserbewegung in der ungesättigten Zone

6.2.1 Buckingham's Strömungsgesetz

Die grundlegenden Gesetze der Wasserbewegung im Boden, besagen u. a., daß das Matrixpotential (in Kapitel 6.1.3 mit ψ_m notiert, weiter mit einfach ψ) in ungesättigten Böden eine Funktion des Wassergehalts θ , der Temperatur und der Trockendichte des Bodens ist. Diese Gesetze wurden zum ersten Mal von Buckingham 1907 beschrieben und erforscht. Die Tatsache, daß der Wasserstrom durch den Fließquerschnitt direkt proportional mit dem Gradienten des Matrixpotentials ist, wurde ebenfalls von Buckingham

beschrieben, der auch die Proportionalitätskonstante $K(\theta)$ als Funktion des Wassergehaltes erkennt. Sposito (1986) ist der Meinung, daß der Physiker Buckingham, obwohl Darcy ein halbes Jahrhundert früher seine Theorie über die Grundwasserbewegung in der gesättigten Zone aufgestellt hatte, diese Theorie nicht gekannt hat.

Die für *Buckinghams Strömungsgesetz* bekannte Gleichung (*Buckingham Flux Law*) wurde 1928 von Richards formuliert, der das Konzept des Potentialgradienten erweitert hat in dem das Gesamtbodenwasserpotential (wird in der Arbeit als ϕ notiert) berücksichtigt wurde. Buckinghams Strömungsgesetz wird in Gleichung (6.18) vektoriell ausgedrückt:

$$\mathbf{q} = -K(\psi) \cdot \nabla(\phi) \quad (\text{nach FETTER, 1993}) \quad (6.18)$$

wobei:

\mathbf{q}	=	der ungesättigte Wasserstrom (<i>soil moisture flux</i>)	$[\text{L}^3\text{L}^{-2}\text{T}^{-1}]$
$K(\psi)$	=	die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit zu einem gegebenen ψ	$[\text{LT}^{-1}]$
$\nabla(\phi)$	=	der Gradient des Gesamtpotentials ϕ , wobei $\phi = \psi + Z$	$[\text{LL}^{-1}]$

6.2.2 Beschreibende Grundgleichung (Richardsgleichung)

Die Wasserbewegung durch ein repräsentatives Elementarvolumen der ungesättigten Zone kann über die Kontinuitätsgleichung (6.19) wie folgt formuliert werden:

Die Änderung des volumetrischen Wassergehaltes mit der Zeit ist gleich der Summe aller Änderungen des Zu- und Abflusses (flux of water) in- oder aus dem repräsentativen Elementarvolumen:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \quad (\text{nach FETTER, 1993}) \quad (6.19)$$

wobei q_x , q_y und q_z die Wasserflußmengen darstellen.

Vektoriell kann die Gleichung (6.19) ausgedrückt werden als:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla \cdot \mathbf{q} \quad (\text{nach FETTER, 1993}) \quad (6.20)$$

Wenn man die Gleichung (6.18) in die Gleichung (6.20) einsetzt erhält man die allgemeine vektorielle Form der Richardsgleichung (Richards, 1931):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot [K(\psi) \nabla \phi] \quad (\text{nach FETTER, 1993}) \quad (6.21)$$

Für die Modellierung der Wasserbewegung durch die ungesättigten Schichten von Cernavodă wird eine zweidimensionale Strömung des Wassers (in einer Vertikalebene) durch einen ungesättigt-gesättigten porösen Untergrund angenommen, wobei die Gasphase eine vernachlässigbare Rolle in dem Strömungsprozeß der flüssigen Phase einnimmt. Die Richardsgleichung kann für diesen Fall in folgender vereinfachter Form ausgedrückt werden:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial \psi}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] \quad (\text{nach SIMUNEK et al., 1994}) \quad (6.22)$$

wobei:

θ	=	volumetrischer Wassergehalt	$[L^3/L^3]$;
ψ	=	Saugspannung	$[L]$;
x_i ($i = 1,2$)	=	Raumkoordinaten	$[L]$;
t	=	Zeit	$[T]$;
K_{ij}^A	=	Komponenten eines dimensionslosen Anisotropietensors K^A	$[-]$;
K	=	Funktion der ungesättigten Leitfähigkeit, gegeben durch:	

$$K(\psi, x, z) = k_s(x, z) \cdot k_r(\psi, x, z). \quad [L/T] \quad (6.23)$$

Anzumerken ist, daß mit k_r die relative hydraulische Leitfähigkeit und mit k_s die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit notiert wurde.

Um die anisotropen Eigenschaften des Untergrundes berücksichtigen zu können, wird in der Gleichung (6.22) der Anisotropietensor K_{ij}^A eingesetzt. Für einen isotropen Untergrund werden alle Einträge auf der Hauptdiagonale des Tensors K_{ij}^A gleich 1 gesetzt und die Einträge außerhalb der Hauptdiagonale als 0 gesetzt.

Falls die Gleichung (6.22) für die Wasserbewegung bei einem Vertikalschnitt angewendet wird, wird die Raumkoordinate x_1 mit der horizontalen Achse und x_2 mit der vertikalen Achse z gleichgesetzt. Wie bereits erwähnt, wird die

vertikale Achse nach oben gerichtet als positiv angenommen. Der Ursprung der z -Achse stellt ein Bezugsniveau – meistens die freie Grundwasseroberfläche – dar.

In der Gleichung (6.22) treten sowohl θ als auch ψ auf. Da beide über den funktionalen Zusammenhang der Wasserbindungscharakteristik ($\psi(\theta)$ -Kurve) in Verbindung stehen, läßt sich (unter Vernachlässigung des Hystereseeffektes) formal eine neue Grundgleichung, nur mit der Saugspannung ψ als abhängiger Variablen ableiten (MONTENEGRO, 1994).

Unter der Annahme, daß die Hauptrichtungen des Durchlässigkeitstensors K_{ij}^A mit den Kartesischen Koordinatenachsen zusammenfallen und unter Verwendung der Gleichung (6.24) läßt sich die Richardsgleichung in ψ - Form darstellen (6.25).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \theta}{\partial \psi} \cdot \frac{\partial \psi}{\partial t} = C(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (\text{nach DANCHIV et al., 1997}) \quad (6.24)$$

wobei $C(\psi)$ als *Wasserkapazität* definiert wird:

$$C(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial \psi}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] \quad (6.25)$$

Die Gleichung (6.25), eine vereinfachte Ausdrucksweise der Richardsgleichung nur in ψ - Form ausgedrückt, stellt eine nichtlineare partielle Differentialgleichung dar.

6.2.3 Ausgangssituation und Randbedingungen

Um die Differentialgleichung (6.25) eindeutig lösen zu können, werden Anfangs- und Randbedingungen bzw. die ursprüngliche Verteilung der Saugspannung im Modellbereich Ω benötigt:

$$\psi(x, z, t) = \psi_0(x, z) \quad \text{für } t = 0 \quad (6.26)$$

wobei:

$\psi_0 =$ eine vorgegebene Funktion von x und z .

Für die Randbedingungen werden weiter unten drei grundsätzliche Varianten zur Beschreibung der System-unabhängigen Wechselwirkungen entlang der Modellgrenzen erläutert, die in dieser Arbeit bei der mathematischen Modellierung als Grundsatz angenommen werden. Diese Randbedingungen sind:

1. vorgegebenes hydraulisches Potential $\overline{\psi}_H$ (*specified pressure head*) oder auch *Dirichlet'sche Vorgabe* definiert für das Grenzsegment Γ_D :

$$\psi_H(x, z, t) = \overline{\psi}_H(x, z, t) \quad \text{für } (x, z) \in \Gamma_D \quad (6.27)$$

2. vorgegebener Ab- bzw. Zufluß $\overline{\mathbf{q}}$ (*specified flux*) senkrecht auf dem Grenzsegment Γ_N , entspricht einer Randbedingung vom Typ *Neumann*:

$$\begin{aligned} & - \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial \psi}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] \cdot n_i = \\ & = -k_r(\psi) \cdot \left[\left(k_{xx} \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) \cdot n_x + \left(k_{zz} \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) \cdot n_z + k_{zz} n_z \right] = \\ & = \overline{\mathbf{q}}(x, z, t) \quad \text{für } (x, z) \in \Gamma_N \end{aligned} \quad (6.28)$$

3. vorgegebener hydraulischer Gradient bezogen auf dem Grenzsegment Γ_G :

$$\left(K_{ij}^A \frac{\partial \psi}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \cdot n_i = \sigma(x, z, t) \quad \text{für } (x, z) \in \Gamma_G$$

(nach SIMUNEK et al., 1994) (6.29)

wobei:

$\Gamma_D =$ Grenzsegment vom Typ „*Dirichlet*“,

$\Gamma_N =$ Grenzsegment vom Typ „*Neumann*“,

$\Gamma_G =$ Grenzsegment vom Typ „*Gradient*“,

$\overline{\psi}$ [L], $\overline{\mathbf{q}}$ [L/T] und σ [-] die vorgegebenen Funktionen von x , z und t sind,

$n_i =$ die Komponenten des nach außen gerichteten Einheitsvektors, senkrecht zu den Grenzsegmenten Γ_N oder Γ_G .

Das im nachfolgenden Kapitel 7 beschriebene und von uns angewandte Rechenprogramm SWMS_2D beinhaltet *die Gradient-Randbedingung* nur als hydraulischen Einheitsgradient (*unit vertical hydraulic gradient*) und simuliert damit ein freies Dränieren in eine tief gelegene Bodenschicht, ähnlich oder gleich wie wenn sich der Grundwasserspiegel weit unter den Modellgrenzen befinden würde.

6.2.4 Gültigkeit und Grenzen der mathematischen Formulierung

Bei jeder mathematischen Formulierung bzw. bei allen mathematischen Gleichungen für natürliche Parameter und Vorgänge ist das richtige Erkennen und Definieren der Gültigkeitsgrenzen dieser mathematischen Ausdrucksweise von besonderer Wichtigkeit.

Der konzeptionelle Rahmen der aufgrund potentialtheoretischer Überlegungen hergeleiteter Grundgleichung wird verlassen, wenn bestimmte Annahmen bezüglich Deformation der Bodenmatrix (Quellen und Schrumpfen), eingeschränkter Mobilität der Bodenluft, Wassertransport in Dampfform nicht gegeben sind oder eine Überlagerung des hydraulischen durch thermische und/oder osmotische Gradienten vorliegt (MONTENEGRO, 1994).

Diesbezüglich und um die Gültigkeit der mathematischen Gleichungen zu gewährleisten werden in der Arbeit folgende Annahmen gemacht:

- die Struktur des Bodens verändert sich nicht bzw. das Quellen und Schrumpfen wird nicht berücksichtigt;
- die Temperatur hat keinen Einfluß auf die Bodeneigenschaften;
- die flüssige Phase unterliegt zu keinem Moment einem thermischen oder osmotischen Gradienten;
- die Porenluft im Boden unterliegt immer einem konstanten atmosphärischen Druck;
- der Hystereseeffekt wird vernachlässigt bzw. die Bodeneigenschaften folgen keiner Hysterese.

Die Zulässigkeit der o.g. Annahmen - innerhalb des Rahmens des Konzeptes - wird bei der Bewertung der Zuverlässigkeit des Modells und der Modellergebnisse diskutiert.

6.3 Massentransport in der ungesättigten Zone

Um die Ausbreitung der Radionukliden in wäßriger Lösung durch die ungesättigte Zone zu beschreiben bzw. zu modellieren und somit Voraussagen

bezüglich der Langzeitsicherheit einer Deponie für radioaktiven Abfall zu machen, muß die Grundgleichung des Massentransports eingesetzt und im Rahmen der Modellrechnungen gelöst werden.

Alle physikalischen und mathematischen Parameter und Gleichungen, die in diesem Kapitel beschrieben sind und auch weiter erläutert und abgeleitet werden, wurden beim Rechenprogramm SWMS_2D (vgl. Kapitel 7) als grundlegende Elemente angewandt.

6.3.1 Grundgleichung des Massentransports

Die partielle Differentialgleichung wird für den zweidimensionalen chemischen Transport bei instationärem Wasserstrom durch einen variablen gesättigten bzw. teilweise ungesättigten Bereich wie folgt ausgedrückt (nach SIMUNEK et al., 1994):

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \frac{\partial \rho_d s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial q_i c}{\partial x_i} + \mu_w \theta c + \mu_s \rho_d s \quad (6.30)$$

wobei:

c	=	Lösungskonzentration	[M/ L ³];
s	=	Adsorptionskonzentration (<i>adsorbed concetration</i>)	[-];
q_i	=	Komponente „i“ des volumetrischen Durchflusses (<i>volumetric flux</i>), wobei i = x oder z sein kann	[L/ T];
μ_w, μ_s	=	Zerfallgeschwindigkeitskonstanten (<i>first-order rate constants for solutes in the liquid and solid phases, respectively</i>) für den gelösten Stoff in der Flüssig- bzw. in der festen Phase	[T ⁻¹];
ρ_d	=	Trockendichte des Bodens	[M/ L ³];
D_{ij}	=	Tensor des Dispersionskoeffizienten	[L ² / T].

Die zwei Zerfallgeschwindigkeitskonstanten in Gleichung (6.30) können eingesetzt werden, um auch die Vielfalt von Reaktionen und Transformationen, einschließlich des biologischen Abbaus, der Verflüchtigung, des Ausfällens und des radioaktiven Zerfalls zu beschreiben (SIMUNEK et al., 1994).

Die meisten Modellierungsprogramme, wie auch SWMS_2D, setzen voraus, daß die Wechselwirkungen zwischen der Lösungskonzentration (c) und der Konzentration des adsorbierten Stoffes (s) einen Gleichgewichtszustand erreicht haben. Die Adsorptionsisotherme die s und c verbindet, kann somit als eine lineare Gleichung geschrieben werden:

$$s = kc \quad (6.31)$$

wobei:

k eine empirische Konstante ist [L³/M].

Nach der Umschreibung der Kontinuitätsgleichung (6.19) als:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q_i}{\partial x_i} \quad (\text{nach SIMUNEK et al., 1994}) \quad (6.32)$$

läßt sich durch das Einsetzen der Gleichungen (6.31) und (6.32) in die Gleichung (6.30) ableiten:

$$-\theta R \frac{\partial c}{\partial t} - q_i \frac{\partial c}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) + Fc = 0$$

(nach SIMUNEK et al., 1994) (6.33)

wobei:

$$F = \mu_w \theta + \mu_s \rho_d k \quad (6.34)$$

Der Retardationsfaktor R [-] wird folgendermaßen definiert:

$$R = 1 + \frac{\rho_d k}{\theta} \quad (6.35)$$

Um die Gleichung (6.33) lösen zu können, wird der volumetrische Wassergehalt θ und der volumetrische Zu- bzw. Abfluß q_i benötigt. Beide Parameter können über die Lösung der Richardsgleichung bestimmt werden.

6.3.2 Ausgangssituation und Randbedingungen für den Massentransport

Um die Gleichung (6.33) zu lösen braucht man die Ausgangskonzentration (*initial concentration*, $t = 0$) über den ganzen Fließ- bzw. Modellbereich Ω , d. h.:

$$c(x, z, 0) = c_i(x, z) \quad (6.36)$$

wobei c_i eine vorgegebene Funktion von x und z ist.

Zwei Randbedingungen (*Dirichlet* und *Cauchy*) können für die lateralen und vertikalen Grenzen des Modellbereichs Ω angenommen werden.

Die erste Randbedingung (*Dirichlet*) sieht eine vorgegebene Konzentration entlang des Grenzsegments Γ_D vor:

$$c(x, z, t) = c_0(x, z, t) \quad \text{für } (x, z) \in \Gamma_D \quad (6.37)$$

Hingegen kann die zweite Randbedingung (*Cauchy*) eingesetzt werden um einen Lösungsfluß (*solute flux*) auf einem Grenzsegment Γ_C wie folgt vorzugeben:

$$-\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} n_i + q_i n_i c = q_i n_i c_0 \quad \text{für } (x, z) \in \Gamma_C$$

(nach SIMUNEK et al., 1994) (6.38)

wobei:

- $q_i n_i$ = der nach außen gerichtete Fluidstrom (*fluid flux*);
- n_i = der nach außen gerichtete Einheitsvektor;
- c_0 = die Konzentration in dem eintretenden Fluid.

6.3.3 Dispersionskoeffizient

Für die Lösung der Gleichung (6.33) bzw. (6.38) ist die Berechnung des Dispersionskoeffizienten eine der wichtigsten Voraussetzungen. Die Komponenten des Dispersionstensors D_{ij} wurden von Jakob Bear (1972) wie folgt definiert:

$$\theta D_{ij} = D_T |q| \delta_{ij} + (D_L - D_T) \frac{q_j q_i}{|q|} + \theta D_d \tau \delta_{ij} \quad (6.39)$$

wobei:

- D_d = ionischer oder molekularer Diffusionskoeffizient im freien Wasser [L²/ T];
- τ = Tortuositätsfaktor [-];
- $|q|$ = absoluter Wert der Darcy'schen Fließgeschwindigkeit [L/ T];
- δ_{ij} = „Kronecker Delta“ Funktion ($\delta_{ij} = 1$ wenn $i = j$ und $\delta_{ij} = 0$ wenn $i \neq j$);

$$D_L = \text{longitudinale Dispersivität (Längst dispersivität)} \quad [L];$$

$$D_T = \text{transversale Dispersivität (Quer dispersivität)} \quad [L].$$

Die einzelnen Komponenten des Dispersionstensors für den zweidimensionalen Transport werden in den Gleichungen (6.40) – (6.42) wiedergegeben (nach SIMUNEK et al., 1994):

$$\theta D_{xx} = D_L \frac{q_x^2}{|q|} + D_T \frac{q_z^2}{|q|} + \theta D_d \tau \quad (6.40)$$

$$\theta D_{zz} = D_L \frac{q_z^2}{|q|} + D_T \frac{q_x^2}{|q|} + \theta D_d \tau \quad (6.41)$$

$$\theta D_{xz} = (D_L - D_T) \frac{q_x q_z}{|q|} \quad (6.42)$$

Für die Modellierung großer Vertikalschnitte (mehrere hunderte m²) wird in den meisten Fällen, wie auch für den gegebenen Fall der *Deponie Cernavodă*, die ionische und molekulare Diffusion vernachlässigt. Es besteht jedoch die Möglichkeit diese Diffusion bei der Modellierung zu berücksichtigen. Dafür wird der Tortuositätsfaktor angewandt. Für das benutzte Rechenprogramm SWMS_2D wird die Annäherungsformel von Millington und Quirk (1961), die den Tortuositätsfaktor als eine Funktion des Wassergehaltes ausdrückt, eingesetzt:

$$\tau = \frac{\theta^{7/3}}{\theta_s^2} \quad (6.43)$$

7 MATHEMATISCHE MODELLIERUNG: RECHENPROGRAMME, EINGANGSDATEN, VARIANTEN, AUSWERTUNG DER ERGEBNISSE

Wie bereits einführend beschrieben, ist die mathematische Modellierung der Radionuklidmigration eine der wenigen Methoden die annähernd realistische Möglichkeiten bietet eine Vorhersage für die vom radioaktiven Abfall ausgehende Gefährdung des Grundwassers zu machen. Ziel der Modellierung ist es, ausgehend von unterschiedlichen Ausgangssituationen, die Migrationsgeschwindigkeiten sowie die zeitliche und räumliche Verteilung des Schadstoffes im Untergrund zu berechnen. Dementsprechend kann grundsätzlich nur mit Hilfe der mathematischen Modelle der Nachweis erbracht werden, daß die Radionuklide – entsprechend der Vorgaben – nicht früher als vor 300 Jahren ins Grundwasser gelangen können (französisches Lagerungskonzept, *Ministère de l'Industrie et de la Recherche*, Paris, 1984).

Eines der Hauptziele dieser Arbeit ist auf die Prüfung der Standorteignung der geplanten *Deponie Cernavodã* fokussiert, und zwar prioritär aus Sicht der Einhaltung der Migrationszeit der Hauptradionuklide von mehr als 300 Jahren d. h. bis zur Erreichung des Grundwasserspiegels.

Für die mathematische Modellierung wurden eine Reihe von Rechenprogramme getestet und angewandt. Wie im Kapitel 6 beschrieben, wurde in letzter Instanz das SWMS_2D Programm (SIMUNEK et al., 1994), als für die Fragestellung bestens geeignet angewandt.

In den folgenden Abschnitten werden die getesteten und benützten Rechenprogramme beschrieben. Gleichzeitig werden die Eingangsdaten, das für die Modellrechnungen benützte FE-Netz sowie die gerechneten Modellvarianten und die Bewertung der Modellierungsergebnisse ausführlich diskutiert.

7.1 Bestimmung der bodenhydraulischen Parameter (α , n , θ_s , θ_r und k_s) mit Hilfe des RETC-Rechenprogramms, anhand der in Laborversuchen bestimmten Meßwerte

Das RETC-Programm (*REtention Curve*, van GENUCHTEN et al., 1991) wurde für die Berechnung bzw. inverse Parameterbestimmung der hydraulischen Eigenschaften ungesättigter Böden entwickelt und eingesetzt. Das Programm kann angewendet werden, um verschiedene analytische Modelle, für bestimmte

Meßdaten (Saugspannung als Funktion des Wassergehaltes oder auch hydraulische Leitfähigkeit als Funktion des Wassergehaltes), anzupassen und um sich so einer realistischen Lösung anzunähern.

Für die Bestimmung hydraulischer Bodenparameter (α , n , θ_s , θ_r und k_s) wurden im ISPIF-Institut (*Institute of Study and Design for Land Reclamation*), Bukarest und an der Universität Karlsruhe, Institut für Hydromechanik (IHK), eine Reihe, aus Schürfen und Bohrkernen von Cernavodă gewonnener Bodenproben untersucht.

Für diese Untersuchungen wurde ein **Ausflußversuch** (vgl. Abb. 47), ein in der Bodenkunde schon seit den 50er Jahren bekanntes Experiment, durchgeführt. Der Versuch beruht auf der Verdrängung des Bodenwassers in einer gesättigten Bodenprobe durch Druckerhöhung (*Onestep Outflow Method*). Mit Hilfe des RETC-Programms werden die beim Versuch gewonnenen Meßdaten, durch Minimierung einer Zielfunktion, die die Abweichungen zwischen Meßbeobachtung (Ausflußkurve) und Modellrechnung beschreibt, bestimmt (MONTENEGRO, 1994). Retentionsdaten ($\psi(\theta)$ -Kurven) werden im RETC-Programm mit Hilfe der Gleichungen von Brooks & Corey (1964) und van Genuchten (1980) berechnet. Die Porengrößenverteilungsmodelle von Burdine (1953) und Mualem (1976) werden eingesetzt um die Funktion der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit zu beschreiben.

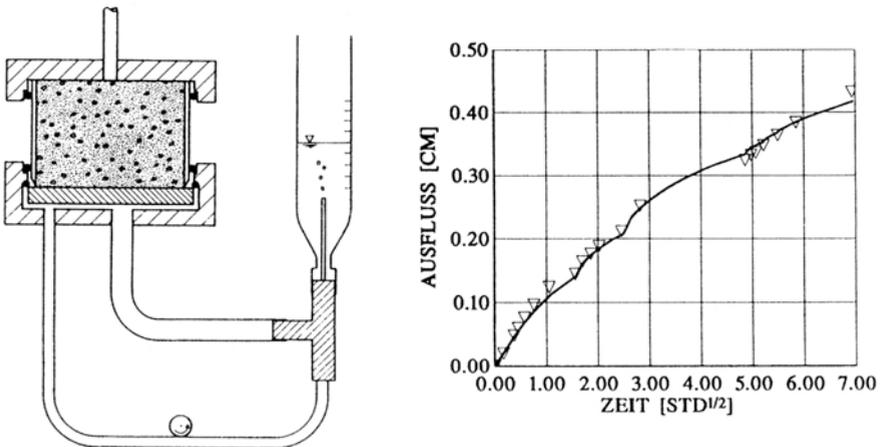


Abb. 47: Systemskizze des Ausflußexperiments und Aufzeichnung des kumulativen Ausflusses (Messung: Symbole, Berechnung: Linie) nach MONTENEGRO, 1994.

Die in Bukarest durchgeführten Versuche hatten den Nachteil, daß sie sich auf relativ wenige Meßdaten stützen. Der Vorteil dieser Versuche bestand jedoch in einer hohen angesetzten Maximalsaugspannung von $\psi = 15.495$ cm Wassersäule (ca. 15 bar). Die in Karlsruhe durchgeführten Versuche haben eine hohe Genauigkeit angestrebt und beruhen auf vielen Meßwerten. Sie wurden nur bis zu einer Maximalsaugspannung von $\psi = 1.000$ cm Wassersäule (ca. 1,0 bar) gefahren. Die Daten beider Versuchsreihen (Bukarest und Karlsruhe) wurden gemeinsam bei der Modellierung berücksichtigt und eingesetzt. Insgesamt wurden 18 Ausflußversuche aus Bukarest und 9 aus Karlsruhe mittels der inversen Parameterbestimmung mit RETC ausgewertet.

Die im Rahmen der Versuche bestimmten bodenhydraulischen Parameter (α , n , θ_r , θ_s und k_s) sind in der Tabelle 15 aufgelistet und in den Abbildungen 48 - 50 als Saugspannungskurven („Characteristic Curves“) graphisch dargestellt.

Tabelle 15: Bodenhydraulische Parameter für den Standort Cernavodă

Probe	Institut	n% (Porosität)	Tiefe [m]	θ_r [cm ³ /cm ³]	θ_s [cm ³ /cm ³]	α [1/m]	n [-]	k_s [m/s]	Bemerkungen/ Beschreibung
034U	ISPIF	49,9	-	0	0,3	1,68	1,2	5,0*10⁻⁸	unbeh., leicht verdicht. Löß
F1	IHK	33	-	0	0,37	0,19	1,5	6,1*10 ⁻⁸	unbeh., verdicht Löß
F2	IHK	30,49	-	0,08	0,38	0,72	1,2	2,5*10 ⁻⁸	unbeh., stark verdicht. Löß (mod. Proctor)
035BS	ISPIF	51,26	-	0	0,28	1,53	1,1	5,0*10⁻⁸	CONSOLID beh. Löß, leicht verd.
E1	IHK	33	-	0,22	0,35	0,4	2,9	3,3*10 ⁻⁸	CONSOLID beh. Löß, verd.
E2	IHK	31,66	-	0,18	0,32	0,39	2	2,2*10 ⁻⁸	CONSOLID beh. Löß, stark verd. (mod.Pr.)
A-I	ISPIF	49,6	1	0,09	0,38	0,48	1,4	5,0*10 ⁻⁷	Komplex A - Löß, trocken
A-IX	ISPIF	43,53	9	0,14	0,38	0,138	2,1	5,0*10 ⁻⁷	Komplex A - Löß
A-12	ISPIF	47,95	12	0,03	0,39	1,53	1,2	5,0*10 ⁻⁷	Komplex A - Löß, trocken
A1	IHK		12,8-13	0	0,43	0,2	1,7	2,6*10 ⁻⁷	Komplex A
A2	IHK		16,8-17	0,01	0,42	0,21	1,7	7,4*10 ⁻⁶	Komplex A
A-19	ISPIF	39,74	19	0,09	0,44	0,173	2,5	1,0*10⁻⁷	Komplex A - Löß, feucht

Probe	Institut	n% (Porosität)	Tiefe [m]	θ_r [cm ³ /cm ³]	θ_s [cm ³ /cm ³]	α [1/m]	n [-]	k_s [m/s]	Bemerkungen/ Beschreibung
B-26	ISPIF	41,58	26	0	0,41	0,065	1,3	1,0*10 ⁻⁷	Komplex B - schluff., schw. toniger Löß
B1	IHK		27,8-28	0,05	0,41	0,27	1,2	6,9*10 ⁻⁹	Komplex B - toniger Schluff (Paläoboden)
B2	IHK		31,8-32	0,02	0,4	0,19	1,5	1,2*10⁻⁷	Komplex B
B-37	ISPIF	35,17	37	0	0,42	0,812	1,2	5,0*10 ⁻⁸	Komplex B - feuchter Löß
T-36	ISPIF	37,93	35,85-36	0,09	0,42	0,478	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - schluffiger, kalkhalt. Ton
T-36'	ISPIF	37,93	35,85-36	0	0,47	4,8	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - schluffiger, kalkhalt. Ton
T-37	ISPIF	38,61	36,9-37,1	0	0,45	0,074	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - lehmiger Ton
T-39,5	ISPIF	36,36	39,4-39,6	0,08	0,4	0,236	1,1	5,0*10⁻⁹	Komplex C - fetter, kalkhaltiger Ton
T-41	ISPIF	43,39	40,6-40,8	0,24	0,47	4,388	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - lehmiger Ton
C-43	ISPIF	37,66	43	0,09	0,45	0,223	1,7	1,0*10 ⁻⁹	Komplex C - Löß
T-46	ISPIF	34,8	45,5-45,7	0	0,4	0,365	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - fetter Ton mit Lößkindel
T-49	ISPIF	37,87	48,6-48,8	0	0,48	0,145	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - gelblicher, kalkhalt. Ton
C-52	ISPIF	32,23	52	0,09	0,49	1,797	1,1	1,0*10 ⁻⁹	Komplex C - lehmiger, kalkhalt. Ton
T-55	ISPIF	32,21	54,5-54,7	0	0,34	0,393	1,1	5,0*10 ⁻⁹	Komplex C - graue Tonlinsen im Sand
D1	IHK		57,8-58	0,42	0,5	0,48	2,9	1,0*10 ⁻⁹	Komplex D - grauer Ton

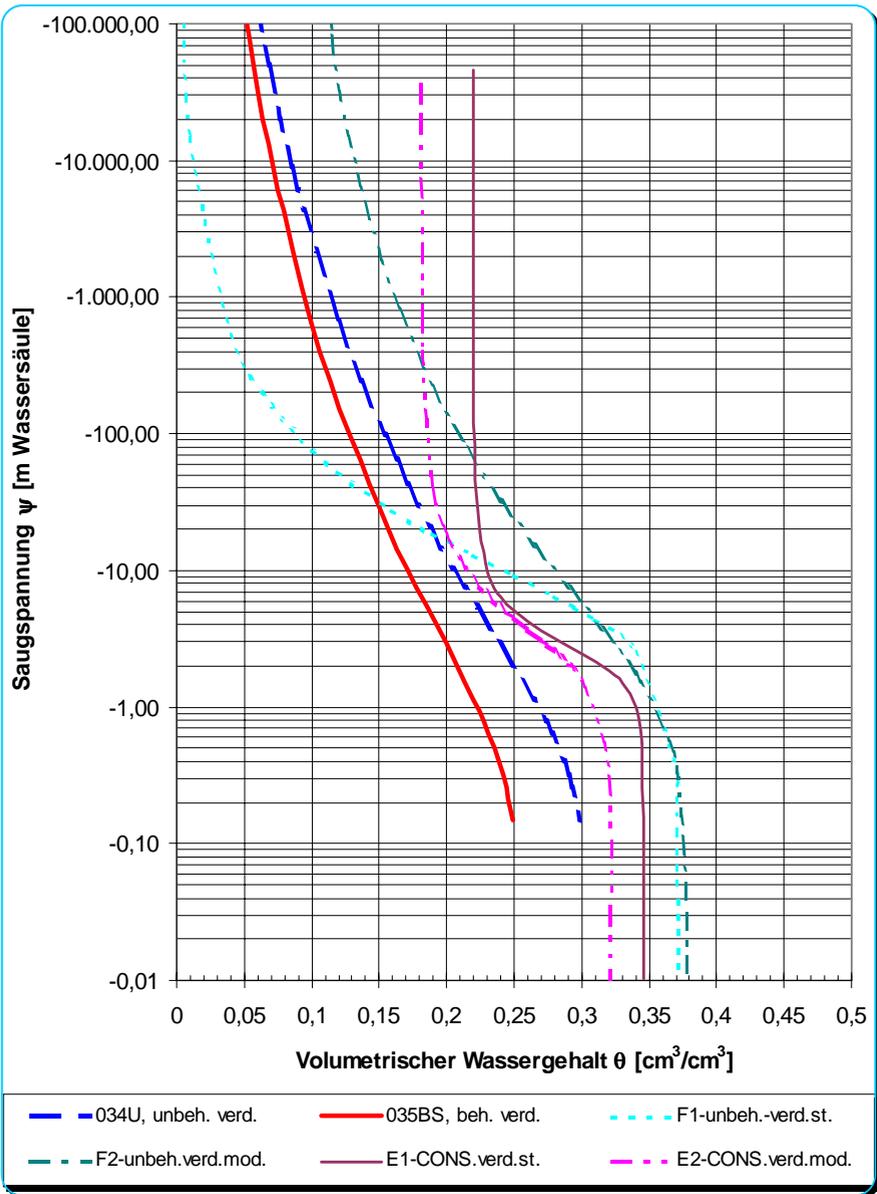


Abb. 48: Saugspannungskurven für unbehandelten und mit dem CONSOLID-System behandelten und verdichteten Löß aus dem geplanten Deponiestandort Cernavodă

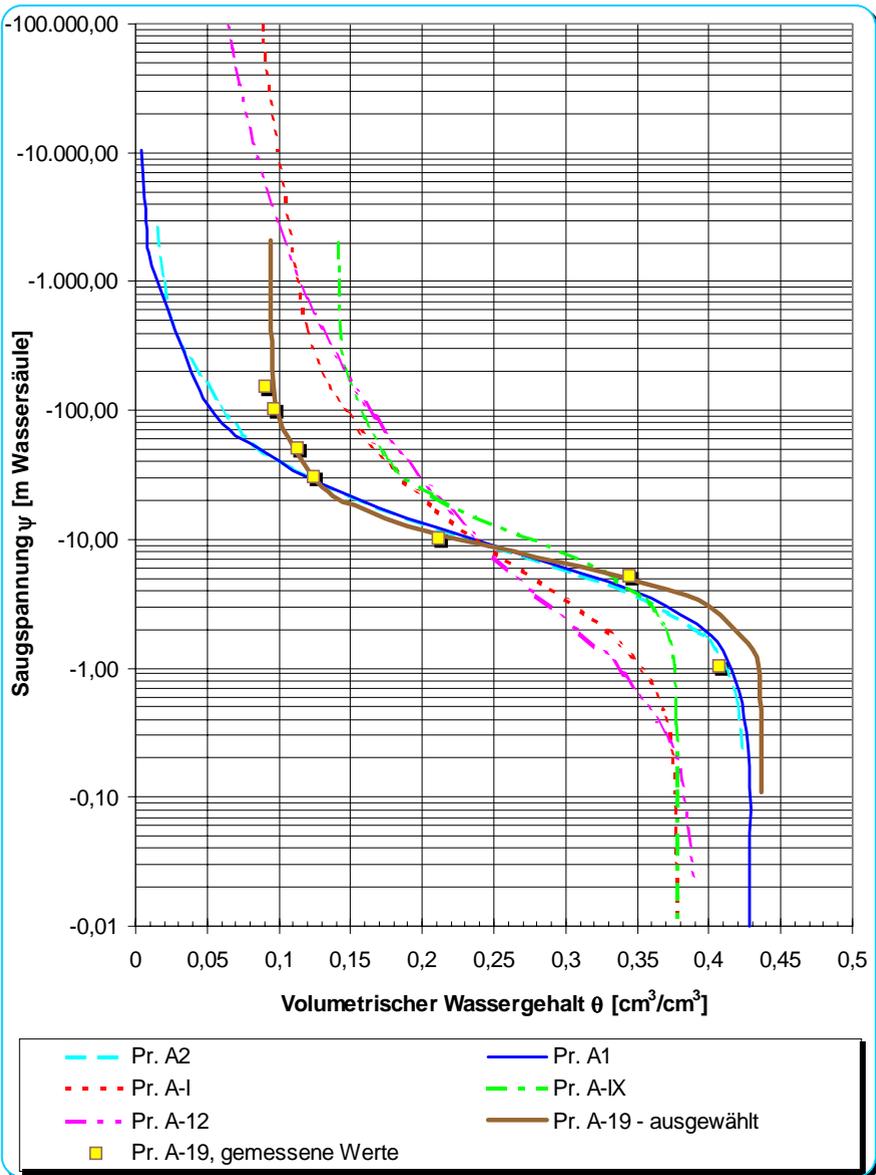


Abb. 49: Saugspannungskurven für den **Komplex „A“** (Löß, Tiefe 0 - 20 m), geplanter Deponiestandort Cernavodă

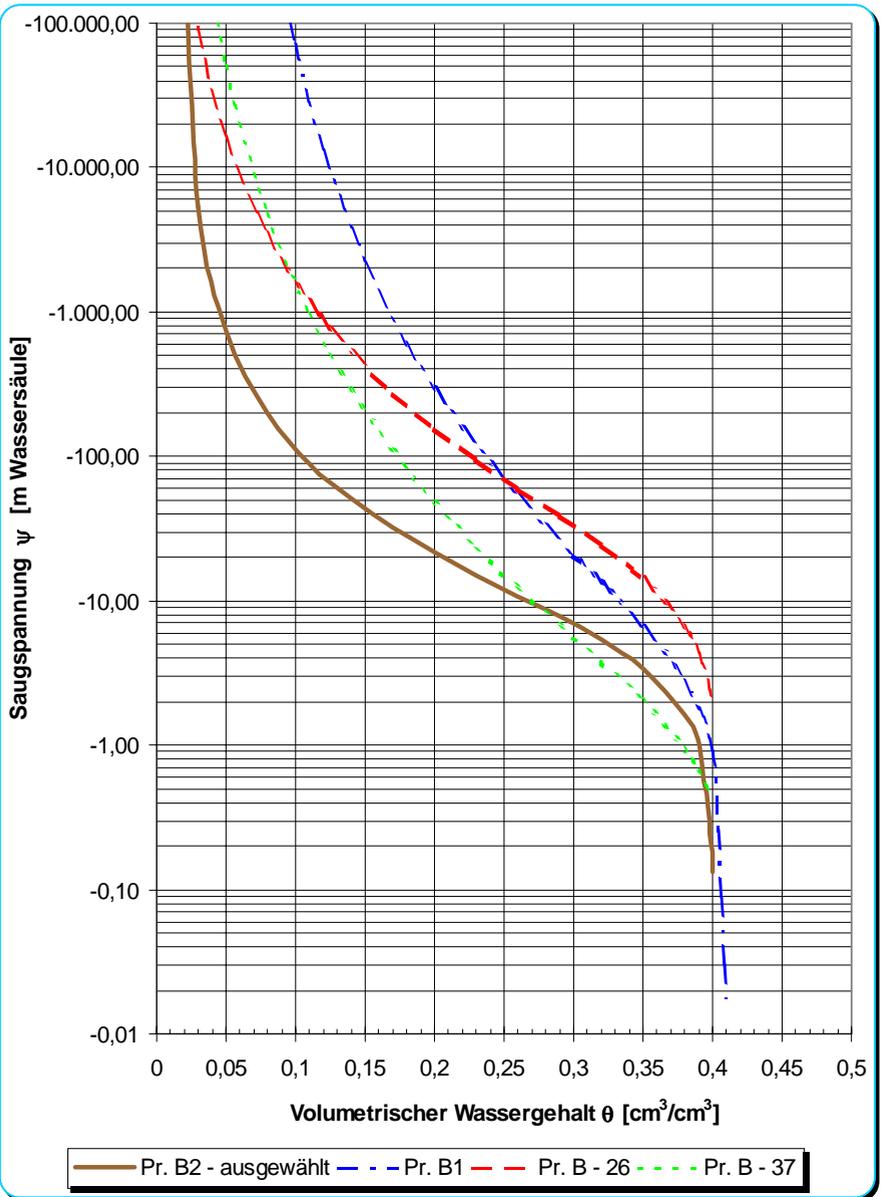


Abb. 50: Saugspannungskurven **Komplex „B“** (Löß, Tiefe 20 - 40 m), geplanter Deponiestandort Cernavodä

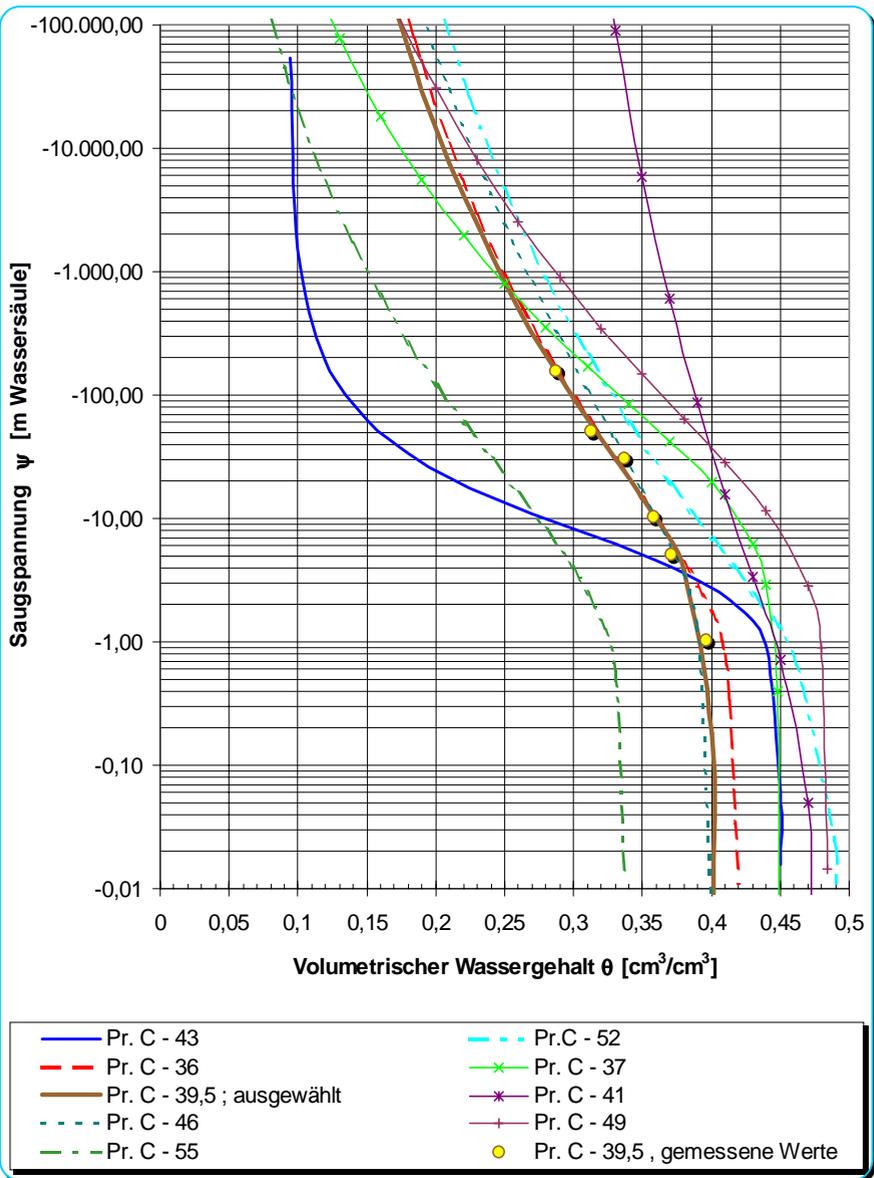


Abb. 51: Saugspannungskurven **Komplex „C“** (Roter Ton, Tiefe 40 - 55 m), geplanter Deponiestandort Cernavodã

7.2 Vorstellung der Rechenprogramme für die Radionuklidmigrationsmodellierung

In dem folgenden Abschnitt werden kurz die getesteten und angewandten Rechenprogramme vorgestellt:

- SUTRA (VOSS C. I., 1984), welches in den ersten Phasen für die Modellierung der Radionuklidmigration eingesetzt wurde;
- ANE (ARGUS INTERWARE Inc., 1996), welches für die FE-Netzgenerierung eingesetzt wurde;
- SWMS_2D (SIMUNEK et al., 1994), welches für die Modellierung der Migrationsprozesse erfolgreich eingesetzt wurde.

7.2.1 SUTRA

SUTRA (*Saturated-Unsaturated Transport*), entwickelt von CLIFFORD I. VOSS (1984), ist ein Rechenprogramm für die Simulation der:

- Fluidbewegung (unter Berücksichtigung der Fluidichte im gesättigten oder ungesättigten Untergrund) und
- des Transportes von:
 - gelösten Stoffen,
oder
 - Energie (thermische Energie im Grundwasser und in der festen Matrix des Aquifers).

Dieses Programm kann nicht gleichzeitig Fluidbewegung, Transport von gelöstem Stoff und Energie simulieren. Das Modell wendet für die numerische Lösung der Grundgleichungen eine zweidimensionale hybride Finite - Elemente und integrierte Finite - Differenzen Methode an (*two-dimensional hybrid finite-element and integrated-finite-difference method*), über die letztendlich zwei unabhängige Prozesse (Strömung und Transport) beschrieben werden.

Die Ergebnisse der SUTRA-Modellierung liefern den Fluiddruck und wahlweise die Konzentration des gelösten Stoffes oder die Temperatur, als zeitabhängige Größe, für jeden Punkt des zweidimensionalen Modells, in vorliegendem Fall einen vertikalen Schnitt des Untergrundes.

Das SUTRA-Programm wurde, wie bereits beschrieben, in den ersten Phasen der mathematischen Modellierung der Radionuklidmigration für den geplanten *Deponiestandort Cernavodă* angewandt. Nachteile des SUTRA-Programms, die sich im Laufe der Testmodellrechnungen herausgestellt haben

und die weiter unten kurz aufgelistet sind, führten dazu, daß man auf dieses Programm, nach den ersten Anwendungsversuchen, verzichtet hat.

Nachfolgend werden einige Nachteile von SUTRA zusammenfassend hier aufgezählt:

- * Die von SUTRA benützte Integrationsmethode für die Lösung nichtlinearer Probleme, benötigt eine hoch auflösende zeitliche Diskretisierung (Zeitschritte von nur ein paar Sekunden), was die Modellierung großer Zeitintervale (für Cernavodă - bis zu 300 Jahre) sehr schwierig oder sogar unmöglich macht.
- * Die numerische Lösung erfolgt über Bandmatrizen in welchen alle Koeffizienten (auch die Nullen) enthalten sind. Somit wird sehr viel Arbeitsspeicher belegt und es können nicht viele Gleichungen in den Gleichungssystemen gelöst werden. Diese Einschränkung hat zur Folge, daß nur eine grobe räumliche Diskretisierung möglich ist, was zu numerischen Instabilitäten und zu keiner Konvergenz der Lösungen führen kann. Des weiteren können mit dem SUTRA-Programm nur zeitlich und räumlich begrenzte Modellrechnungen durchgeführt werden.
- * Eine weitere Einschränkung der Modellierung, die das SUTRA-Programm mit sich bringt, ist die fehlende Möglichkeit Randbedingungen vom Typ „*Gradient*“ (vorgegebener hydraulischer Gradient auf einem Grenzsegment) oder vom Typ „freie Grundwasseroberfläche“ zu berücksichtigen bzw. ins Modell einzubauen.
- * Bei der Simulation des Massentransports führt die Aufbauweise der Matrix zur numerischen Dispersion und demzufolge zur Instabilität der Lösung.
- * Die beschränkte Benutzerfreundlichkeit des Programms ist ebenfalls als ein Nachteil zu sehen.

7.2.2 ANE

Das ANE-Programmpaket (*Argus Numerical Environment*) der Firma Argus Interware wurde von uns für die Generierung eines FE-Netzes getestet. Die im Rahmen dieser Arbeit benützte Programmversion wurde von uns so angepaßt und weiter entwickelt, daß diese mit dem SUTRA-Programm kompatibel ist. Mit Hilfe des ANE-Programmpakets wurden die Finiten Elemente- und Finiten Differenzen- Netze generiert, die Eingangsdaten in den Knotenpunkten und in den Zellen eingegeben und die Ergebnisse der Modellierung mit SUTRA graphisch dargestellt.

Für eine Anwendung des ANE-Programms in Verbindung mit SWMS_2D mußte das Programmpaket umgeschrieben werden, so daß die automatisch generierten Eingangsdateien vom SWMS_2D akzeptiert werden konnten. Die Lösung dieses Problems bestand in der Programmierung einer neuen benutzerdefinierten Ein- und Ausgabeschablone. Nach diesem Schritt wurde ein FE-Netz für den *Standort Cernavodā* in ANE generiert (Abb. 52) und es wurden in den Knotenpunkten und Zellen des Netzes die Eingangsparameter eingegeben. Die so entstandenen und gespeicherten Eingangsdateien wurden von SWMS_2D übernommen.

Durch die zu hohe Komplexität des Netzes, der Knotenpunkte (über 7000) und der hohen Zellenanzahl ist die auf einem PC durchgeführte Modellrechnung nach wenigen Simulationstagen abgestürzt. Bedingt durch die sehr aufwendige Dateneingabe (Gruppierung von Knotenpunkten bzw. Zellen) sowie der komplexen Achsenkoordinaten der Knotenpunkte (vom ANE automatisch mit mindestens drei Dezimalstellen generiert) wurde auf weitere Netzgenerierungsversuche mit dem ANE verzichtet.

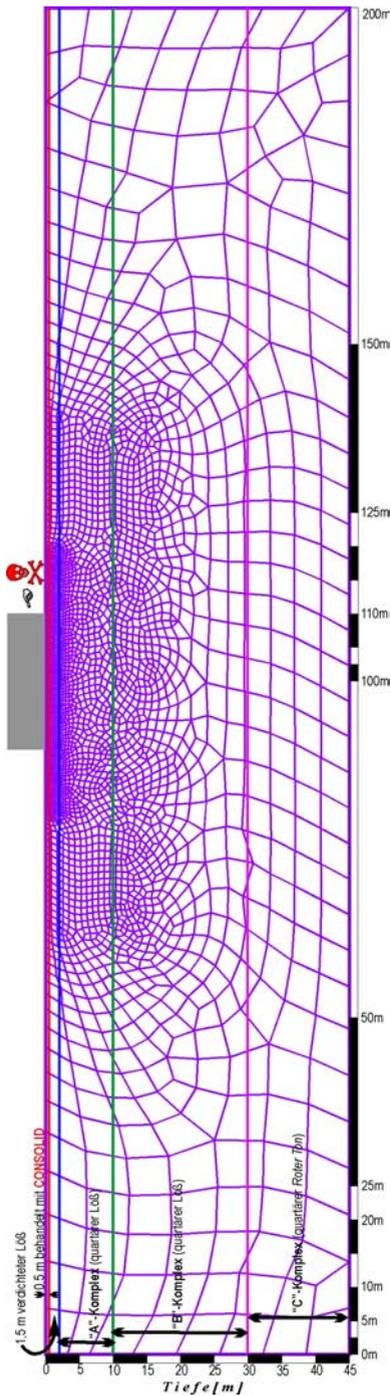


Abb. 52: FE-Netz des Standortes Cernavodă generiert mit dem ANE-Programm für die Modellierung mit dem SWMS_2D-Programm.

7.2.3 SWMS_2D

In der Arbeit, wie bereits beschrieben, wurde für die mathematische Modellierung der Radionuklidmigration unter der geplanten *Deponie Cernavodã* für mittel- und schwachradioaktiven Abfall letztendlich das Rechenprogramm SWMS_2D („*Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media, Version 1.2*“) von J. Simunek, T. Vogel und M. Th. van Genuchten angewandt.

Entsprechend dem Untertitel des von uns angewandten Programms ist das SWMS_2D – Programm ein Rechenprogramm für die Simulation zweidimensionaler Wasserbewegung und des Massentransports in einem unterschiedlich gesättigten Untergrund. Das Programm ist ein „*public domain code*“, d. h., es darf frei benützt und kopiert werden. Für die Eingangs- und Ausgangsdateien müssen jedoch andere Hilfsprogramme, wie z.B. SURFER, benutzt werden.

SWMS-2D führt zu einer numerischen Lösung der Richardsgleichung für die gesättigt - ungesättigte Wasserbewegung sowie der Konvektion - Dispersion - Gleichung für den Massentransport. Die Transportgleichung wird unter Berücksichtigung von linearen Adsorptionsisothermen eines Massenzuwachses (*zero-order production*) und eines Massenabbaus (*first-order degradation*) gelöst.

Das Programm kann für die Modellierung der Wasserbewegung und des Massentransports durch ungesättigte, teilgesättigte oder vollständig gesättigte poröse Medien angewandt werden. Der Verlauf der Modellgrenzen kann beliebig komplex gewählt werden. Der Fließbereich selbst kann für ungleichmäßige Bodenschichten mit beliebigem Maß an lokaler Anisotropie gewählt werden. Wasserbewegung und Massentransport können in einem Vertikalschnitt, in einem Horizontalschnitt oder in einem räumlichen, um einer vertikalen Achse radial - symmetrischen Bereich, modelliert werden. Für die Wasserbewegung können im Modell Grenzsegmente mit vorgegebener Saugspannung, vorgegebenem Wasserfluß oder Grenzsegmente, die von den atmosphärischen Bedingungen abhängig sind, eingebaut werden.

Als neue Möglichkeiten der Programmversion 1.2 von SWMS_2D (in der vorliegenden Arbeit beschrieben und für die Modellierung eingesetzt) ist zusammenfassend folgendes festzuhalten (SIMUNEK et al., 1994):

⇒ die Einführung der Randbedingung „*free drainage*“ im Sinne einer unbehinderten Drainage;

- ⇒ eine vereinfachte Darstellung der Knotenpunktdräns („*nodal drains*“);
- ⇒ mehr Flexibilität in der Auswahl bestimmter Randbedingungen für den Massentransport.

Bei der numerischen Lösung der Fließ- und Transportgleichungen benützt SWMS_2D lineare Finite Elemente Methoden vom Typ Galerkin. Abhängig von der Größe des zu lösenden Problems (Anzahl der Knotenpunkte, Simulationszeitspanne, u.a.) werden für die Lösung der Matrixgleichungen, die infolge der Diskretisierung der Grundgleichungen entstanden sind, folgende Methoden angewandt (SIMUNEK et al., 1994):

- die Gauß'sche Eliminierung für Bandmatrizen
oder
- die Methode des konjugierten Gradienten (*conjugate gradient method*) für die symmetrischen Matrizen und die ORTHOMIN - Methode für asymmetrische Matrizen.

In Zusammenhang mit der Programmierung bzw. den an den benutzten Rechner gestellten Anforderungen, muß hier darauf hingewiesen werden, daß das Programm SWMS_2D in „ANSI standard FORTRAN 77“ auf einem PC 486 entwickelt und danach kompiliert wurde. Der vom Programm belegte bzw. benutzte Arbeitsspeicher ist eine Funktion der Problemstellung (*problem definition*). Dementsprechend wird der zur Verfügung stehende Arbeitsspeicher vom Programm optimal genutzt.

7.3 Eingangsdaten für die Modellrechnungen

Das SWMS_2D – Programm benötigt, wie jedes andere Rechenprogramm für numerische Simulationen, eine Reihe von Eingangsdaten bzw. Ausgangslagen, Randbedingungen und Modellierungsparameter. Diese Daten und Informationen müssen alle vor dem Programmstart in zwei „*input*“ - Dateien - SELECTOR.IN und GRID.IN - in einer genau definierten Reihenfolge und in einem vorgegebenen Format auf der Festplatte des Rechners vorliegen. Der kleinste Eingabefehler in den zwei oben genannten Dateien würde das Programm blockieren oder falsche Ergebnisse liefern.

Nachfolgend sind die wichtigsten Eingangsdaten, in der gleichen Reihenfolge wie sie in den „*input*“ - Dateien eingegeben werden, aufgelistet:

Block A - Grundinformationen

- die Maßeinheiten für die physikalischen Größen (z. B. Länge - m; Zeit - Tage; Masse - kg);

- Kode für den Modellbereich (in dieser Arbeit: „Kode 2“ für Vertikalschnitt);
- Maximale Anzahl der Iterationen die während eines Zeitschrittes zugelassen werden (meistens zwischen 10 und 30);
- Toleranz für die absolute Wassergehaltsänderung $\Delta\theta$ in der ungesättigten Zone zwischen zwei aufeinanderfolgenden Iterationen während eines bestimmten Zeitschrittes (meistens 0,05 - 0,0001 cm³/cm³);
- Toleranz für die Wasserdruckänderung Δh in der gesättigten Zone zwischen zwei aufeinanderfolgenden Iterationen während eines bestimmten Zeitschrittes (meistens 0,05 - 0,001 m). Der Begriff „Wasserdruck h “ (englisch „pressure head h “) wird in der Arbeit ab hier als Synonym für „Hydraulisches Potential ψ_h “, wie im Kapitel 6.1.3 beschrieben, eingesetzt. Diese Änderung in der Notierung ist notwendig, da die bisherige Notierung „Hydraulisches Potential ψ_h “ in der Bodenkunde bzw. Bodenphysik eingebürgert ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989; HILLEL, 1980; ZISCHAK, 1997, HARTGE ET AL., 1991, u.v.a.). Die Bezeichnung „Wasserdruck h “ wird in der Literatur im Rahmen mathematischer Modellierungen angewandt (DANCHIV et al., 1997; SIMUNEK et al., 1994; VAN GENUCHTEN, 1980; VAN GENUCHTEN et al., 1991, u.v.a.).

Block B - Materialinformationen

- Anzahl der Bodenmaterialien bzw. der zu berücksichtigenden Bodenschichten (*nr. of soil materials*). In den durchgeführten Modellrechnungen für Cernavodă wurden bis zu 5 unterschiedliche Bodenmaterialien eingesetzt: Roter Ton - Komplex „C“, lehmiger Löß - Komplex „B“, oberste Lößschicht - Komplex „A“, konventionell verdichteter Löß sowie mit dem CONSOLID System behandelte und verdichtete Löß);
- Anzahl der benutzten bodenhydraulischen Parameter;
- Die bodenhydraulischen Parameter θ , θ_s , α , n , k_s ($k_s \equiv k_r$) für alle definierten Bodenmaterialien;

Block C - Zeitinformationen

- Das ursprüngliche Zeitinkrement Δt . Es wird empfohlen, daß dieses Inkrement bei Simulationen mit einem hohen Wasserdruckgradient relativ gering gehalten wird (bei den gerechneten Modellvarianten: 20 - 30 Tage);
- Das kleinste und das maximale Zeitinkrement (z. B. $dt_{Min} = 10$ Tage und $dt_{Max} = 180$ Tage);

- Anzahl der Zeitschritte für welche genaue Informationen (Wasserdruck, Wassergehalte, Konzentrationen, u.a.) ausgedruckt werden bzw. in den „output“ - Dateien gespeichert werden;
- Erster Zeitschritt für welchen die Informationen gespeichert werden, zweiter Zeitschritt, u.s.w.;

Block G - Massentransportinformationen

- Trockendichte ρ_d aller Bodenmaterialien;
- Koeffizient der ionischen- oder molekularen Diffusion in freiem Wasser D_d . Wie bereits im Kapitel 6.3.3 beschrieben, wurde dieser als „0“ für alle Bodenmaterialien angenommen;
- Longitudinale Dispersion D_L , für alle Bodenmaterialien mit 10 m angenommen;
- Transversale Dispersion D_T , für alle Bodenmaterialien mit 1,0 m angenommen;
- Der Verteilungskoeffizient K_d für alle Bodenmaterialien (vgl. Kapitel 4.8);
- Die Zerfallkonstante λ (*first order rate constant for dissolved phase*). Aus der Halbwertszeit der Radionuklide ($T^{1/2}$) wird λ über folgende Gleichung abgeleitet:

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T^{1/2}} \quad [1/T] \quad (7.1)$$

- Kode welcher den Randbedingungstyp für den Massentransport in bestimmten Knotenpunkten beschreibt. Z. B. Kode „1“ für die Knotenpunkte in denen die Randbedingung vom Typ „Dirichlet“ (vorgegebener, konstanter Wasserdruck) angenommen wird;
- Ausgangskonzentrationen des Schadstoffes in den Knotenpunkten der unterschiedlichen Typen von Grenzsegmenten. Für *Cernavodă* wurden in den Knotenpunkten des Modells, über die der Schadstoffeintrag erfolgt, als Konzentration „1“ angenommen. Dementsprechend sind alle Ergebnisse der Modellierung als „relative Konzentrationen“ zu sehen. Diese Konzentrationswerte variieren zwischen **1,0** und **0,0**.
- Die Zeitdauer des Schadstoffeintrags (*time duration of the concentration pulse*). Für die meisten gerechneten Modellvarianten ist dies 300 Jahre, also gleich lang wie die Simulationszeit.

Block H – Knotenpunktinformationen (nodal information)

- Anzahl der Knotenpunkte des FE-Netzes die für alle gerechneten Modellvarianten bei 792 lag;

- Anzahl der Finiten Elemente bzw. Zellen des Netzes (viereckig und/oder dreieckig). Für die nachfolgend in der Arbeit beschriebenen Modellrechnungen wurde ein FE-Netz mit 736 Elemente benutzt;
- Anzahl der Grenzknotenpunkte für die der Kode $\neq 0$ gewählt wurde;
- Für jeden Knotenpunkt werden folgende Parameter eingegeben:
 - Knotenpunktnummer;
 - Kode für die Knotenpunkte die auf den Grenzsegmenten liegen;
 - x-Achsenkoordinate (immer horizontale Koordinate);
 - z-Achsenkoordinate (vertikale Koordinate);
 - Ausgangswasserdruck im Knotenpunkt (*initial pressure head by $t = 0$*);
 - Ausgangskonzentration im Knotenpunkt. In den gerechneten Modellvarianten wurde die Konzentration „1“ in 5 Knotenpunkte, die eine undichte Stelle im Deponiekörper simulieren und „0“ in allen anderen Knotenpunkten gewählt;
 - Vorgegebener Ab- bzw. Zufluß über dem Knotenpunkt. Konventionsmäßig wird der Abfluß mit negativem und der Zufluß mit positivem Vorzeichen genommen. Der Knotenpunktfluß wird für die Modellierung des Vertikalschnittes in $[L^2/T]$ bzw. in $[m^2/Tag]$ ausgedrückt;
 - Bodenmaterialindex für das dem Knotenpunkt entsprechende Bodenmaterial;

Block I – Elementinformationen (element information)

- Für jedes Finite Element werden folgende Parameter eingegeben:
 - Elementnummer;
 - Knotenpunktnummer der Elementecke i ;
 - Knotenpunktnummer der Elementecke j ;
 - Knotenpunktnummer der Elementecke k ;
 - Knotenpunktnummer der Elementecke l . Die Indizes i, j, k und l stehen für die vier Ecken eines Elements in trigonometrischer Reihenfolge (entgegen dem Uhrzeigersinn);
 - Erste Hauptkomponente K_1^A des dimensionslosen Anisotropietensors K^A der die lokale Anisotropie der hydraulischen Leitfähigkeit im Element beschreibt;
 - Zweite Hauptkomponente K_2^A des dimensionslosen Anisotropietensors K^A ;
 - Winkel (in „ $^\circ$ “) zwischen K_1^A und der x-Achse (in allen weiter beschriebenen Modellrechnungen: 270°);
 - Bodenmaterialindex für das dem Element entsprechende Bodenmaterial.

Aus den vielen beschriebenen Eingangsparametern für die Modellierung werden in den folgenden Unterkapiteln die wichtigsten Parameter sowie deren Bestimmung bzw. Berechnung beschrieben bzw. erläutert.

7.3.1 Bodenfeuchteprofile

Einer der wichtigsten Parameter, der wie in **Block H** (*Knotenpunktinformationen*) beschrieben wurde und in jedem Knotenpunkt des Modellbereichs eingeht, ist der Wasserdruck h (Notierung aus der Literatur bezüglich der Mathematischen Modellierung) bzw. das Hydraulische Potential ψ_h (Notierung aus der Bodenphysik). Da ursprünglich ($t = 0$) im gesamten gerechneten Modellbereich ungesättigte Verhältnisse herrschen, besteht h anfangs nur aus der Saugspannung (Matrixpotential). Die Saugspannungswerte werden mit Hilfe der bestimmten bodenhydraulischen Parametern (vgl. Tabelle 15) und der *van Genuchten* - Funktion (vgl. Gleichung 6.12) aus den volumetrischen Wassergehaltswerten θ abgeleitet. Die volumetrischen Wassergehalte θ werden ihrerseits mit Hilfe der Gleichung 6.6 in bezug auf den gravimetrischen Wassergehalt θ_m berechnet.

Für eine realistische Bestimmung der volumetrischen Wassergehalte wurden von GEOTEC in der Achse der geplanten *Deponie Cernavodā* eine Reihe von 7 Kernbohrungen, sehr nahe aneinander (1 - 2 m), abgeteuft. Die Bohrungen dienten u. a. für die Erstellung realistischer Bodenfeuchtigkeitsprofile für die vier Jahreszeiten. Zusätzlich wurde an den gewonnenen Bohrkernen der gravimetrische Wassergehalt θ_m und die Trockendichte ρ_{tr} bestimmt sowie danach der volumetrische Wassergehalt θ berechnet. Die Ergebnisse der Feuchtigkeitsmessungen bzw. Bestimmungen der volumetrischen Wassergehalte sind in Abb. 53 als tiefenabhängige Werte dargestellt.

Die saisonal definierten Kurven stellen Mittelwerte aus 7 eng benachbarten Bohrungen aus den Jahren 1994 - 1995 dar. In der Summe kann behauptet werden, daß die Winter-Werte im allgemeinen die höchste Feuchtigkeitswerte darstellen (vgl. Abb. 53). Dies trifft nur in den obersten 10 m nicht immer zu, da einzelne Feuchtigkeitswellen mit einer zeitlichen Verzögerung von mehreren Monaten in die Tiefe wandern. Da dies aber nur für einen kleineren Bereich in Frage kommt, stellten die Winter-Werte eine gute Abschätzung für den ungünstigeren feuchteren Fall dar. Aus diesem Grund wurde das im Winter gemessene Bodenfeuchteprofil bzw. diese Werte der mathematischen Modellierung der Radionuklidmigration zugrunde gelegt.

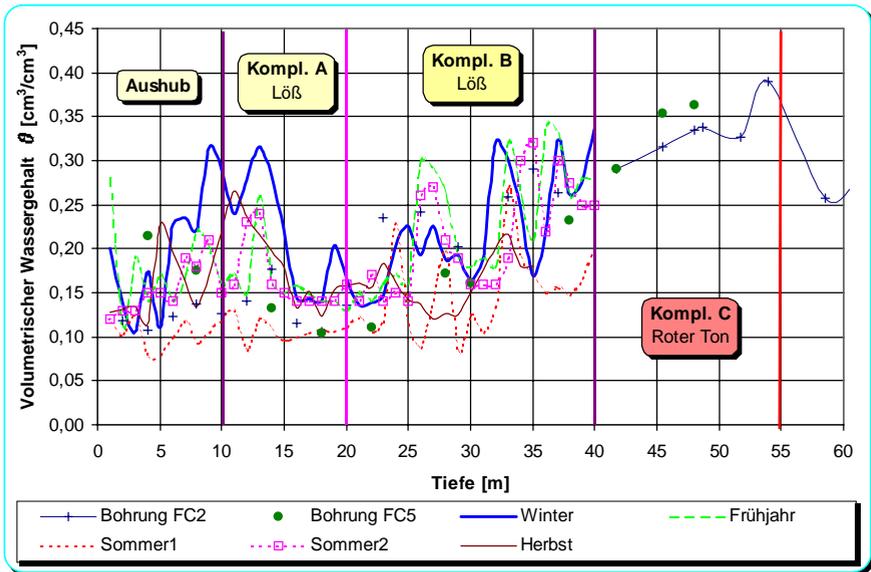


Abb. 53: Bodenfeuchteprofile in der Achse der geplanten Deponie Cernavodă.

Die bestimmten bzw. aus dem Bodenfeuchteprofil abgeleiteten tiefenabhängigen Saugspannungsverteilungen sind in der Abb. 54 graphisch dargestellt. Diese Werte wurden in jedem Knotenpunkt des FE-Netzes, wie in Kapitel 7.3 - Block H beschrieben, eingegeben.

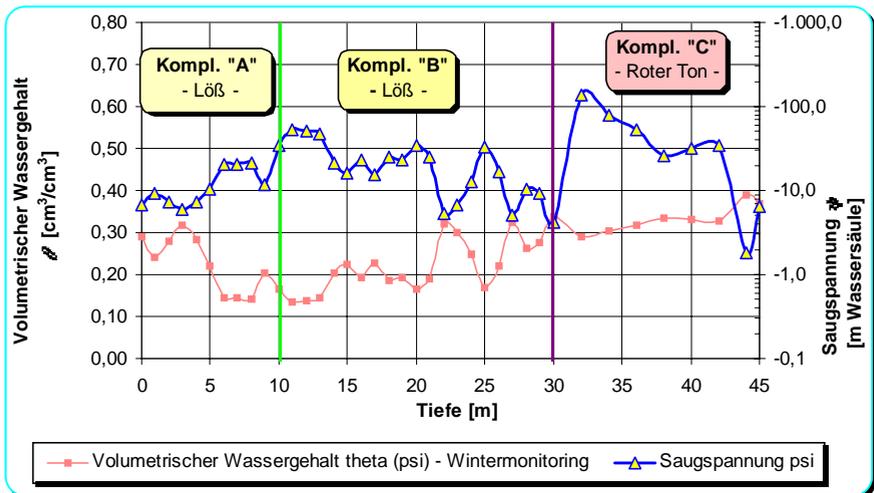


Abb. 54: Repräsentatives Saugspannungsprofil in der Achse der geplanten Deponie Cernavodă, nach Entfernung der obersten 10 m Löß.

7.3.2 Bodenhydraulische Parameter; gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (k_f)

Für die mathematische Modellierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Zone sind die bodenhydraulischen Parameter (vgl. Kap. 6.1.4) und die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit k_f von besonderer Bedeutung.

Aus der Einführung zu diesem Kapitel ist zu entnehmen, daß eine Reihe von Saugspannungsversuchen zur Bestimmung der bodenhydraulischen Parameter im Labor, in Karlsruhe und Bukarest, durchgeführt wurden (vgl. Kap. 7.1).

Aus der großen Datenmenge (vgl. Tabelle 15) wurden für die zu modellierenden Bodenkomplexe:

1. Lößkomplex „A“;
2. Lößkomplex „B“;
3. Komplex „C“ - Roter Ton;
4. konventionell verdichteter Löß;
5. mit dem CONSOLID-System behandelte und verdichtete Löß;

repräsentative Werte der bodenhydraulischen Parameter als Eingangsdaten für die mathematische Modellierung ausgewählt (Tabelle 16). Bei der Auswahl dieser Werte wurden eine Reihe von Kalibrierungsversuchen (Abstimmung der Werte aufeinander) und deren Repräsentativität für die jeweiligen Bodenkomplexe berücksichtigt.

Tabelle 16: In die mathematische Modellierung eingegangene bodenhydraulische Parameter

Komplex	Insti- tut	θ_r [cm ³ / cm ³]	θ_s [cm ³ / cm ³]	α [1/m]	n [-]	Bemerkungen/ Beschreibung
verdicht. Löß	ISPIF	0	0,3	1,68	1,2	unbeh., leicht verdicht Löß
CONSOLID- beh. u. verd. Löß	ISPIF	0	0,28	1,53	1,1	CONSOLID behandelte Löß , leicht verdichtet
Kompl. „A“	ISPIF	0,09	0,44	0,173	2,5	Komplex „A“ - Löß
Kompl. „B“	IHK	0,02	0,4	0,19	1,5	Komplex „B“ - toniger Löß
Kompl. „C“	ISPIF	0,08	0,4	0,236	1,1	Komplex „C“ - fetter, kalkhaltiger Roter Ton

Mit Hilfe der in Tabelle 16 aufgelisteten van Genuchten Parameter werden (vgl. Gleichung 6.12) die Saugspannungskurven ($\psi(\theta)$ – Kurven) für die repräsentativen Proben dargestellt (Abb. 55).

Aus der vergleichenden Betrachtung der 5 oben beschriebenen und in der Abbildung 55 dargestellten Saugspannungskurven können die wesentlichen Eigenschaften der dazugehörigen Bodenschichten erkannt und beschrieben werden (vgl. Kap. 6.1.4):

- Die für den Lößkomplex „A“ repräsentative Kurve ist als typisch für einen relativ grobkörnigen, schluffigen, locker gelagerten Löß zu betrachten;
- Die Kurve für den Lößkomplex „B“ weist einen steileren Verlauf sowie niedrigere θ_s - und θ_r - Werte als die Kurve „A“ auf, was wie erwartet, auf einen erhöhten Tongehalt im Löß hinweist;
- Die Saugspannungskurve für den Komplex „C“ (*Roter Ton*) ist als typisch für einen feinen Tonboden zu betrachten. Die abdichtenden und retardierenden Eigenschaften des „*Roten Ton*“ - Komplexes bestätigen diese Annahme;
- Aus dem Verlauf der Saugspannungskurven für den verdichteten Löß und für den mit dem CONSOLID-System behandelten und verdichteten Löß, läßt sich die Wirkung der Verdichtung auf die Struktur und die bodenhydraulischen Eigenschaften des Lößes gut erkennen;
- Insbesondere der mit dem CONSOLID-System behandelte Löß weist nach der Verdichtung einen steilen Verlauf der Saugspannungskurve, gleich wie bei einem tonhaltigen Boden, auf. Diese Beobachtung läßt sich gut mit den k_r -Bestimmungen (vgl. Kap. 4.4) und den Versuchen zur Bestimmung des Verteilungskoeffizienten K_d (vgl. Kap. 4.8) korrelieren.

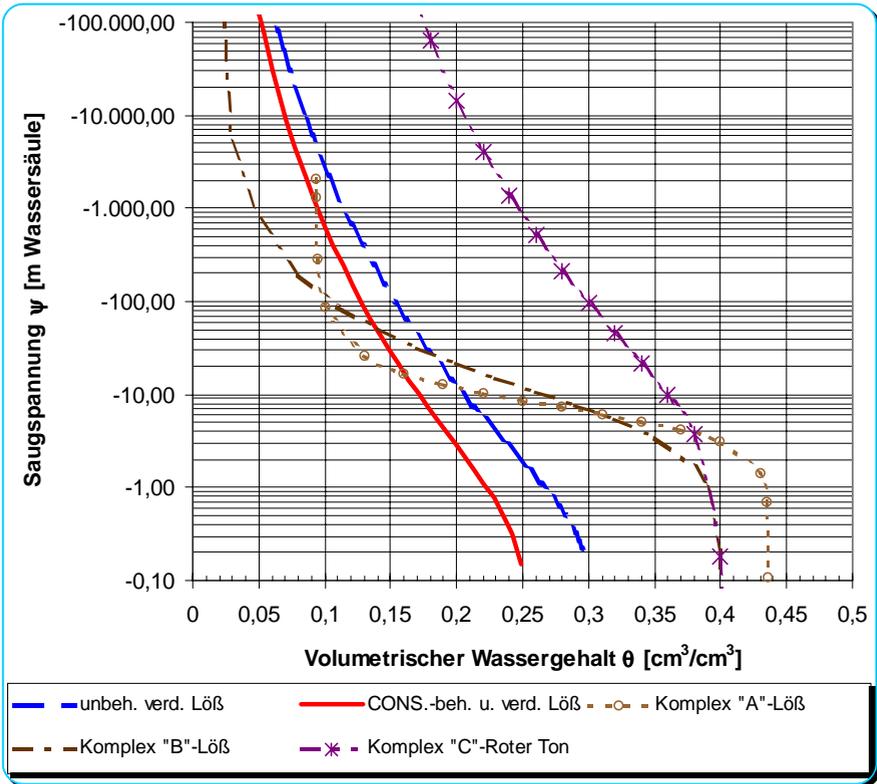


Abb. 55: Saugspannungskurven für die zu modellierenden Bodenkomplexe

Ähnlich wie die bis Kapitel 7.3.2 beschriebenen bodenhydraulischen Parameter, haben die k_f -Werte bzw. die Durchlässigkeit im gesättigten Zustand einen wesentlichen Einfluß auf die Ergebnisse der mathematischen Modellierung. Um diese k_f -Werte möglichst genau zu ermitteln und in das Modell einzubauen, wurden eine Reihe von Labor und „*in situ*“ Untersuchungen parallel zu den bereits beschriebenen Ausflußversuchen und Wassergehaltsbestimmungen in Rumänien und Deutschland durchgeführt.

Die Laborversuche zur Bestimmung der k_f -Werte wurden im Labor des GEOTEC an Ödometerprüfkörpern ($\varnothing = 100\text{mm}$; $H \approx 30\text{mm}$) durchgeführt. Diese wurden in Kapitel 4.4 und Tabelle 3 detailliert beschrieben. In Karlsruhe wurden Bohrkern ($\varnothing \approx 90\text{-}100\text{ mm}$; $H \approx 50\text{-}120\text{ mm}$) in Triaxialzellen eingebaut und untersucht (vgl. Tabelle 1).

Ergänzend zu den oben beschriebenen k_f -Laborversuchen wurden für die „*in situ*“ - Untersuchungen der Durchlässigkeit am *Standort Cernavodă* von GEOTEC in Zusammenarbeit mit der Universität Bukarest Wasserabpreßversuche durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Versuche wurden an der Fakultät für Geologie und Geophysik der Universität Bukarest ausgewertet (ZAMFIRESCU et. al., 1995). Wegen aufgetretenen technischen Schwierigkeiten waren die Daten jedoch nicht ganz zuverlässig, so daß sie nur als Orientierungswerte Verwendung fanden.

In der Tabelle 17 sind die Ergebnisse der verschiedenen o.g. Durchlässigkeitsbestimmungen (im Labor und „*in situ*“) sowie die repräsentativen k_f -Mittelwerte, die in der mathematischen Modellierung eingesetzt wurden, enthalten.

Tabelle 17: Repräsentative Werte der Durchlässigkeit (k_f) im gesättigten Zustand

	Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) im gesättigten Zustand [m/ s]		
	bestimmt im GEOTEC - und im AGK - Labor	bestimmt „ <i>in situ</i> “ durch Wasserab- preßtests	repräs. Mittel- werte für die math. Modellier.
Komplex „A“ - Löß	$2,4 \times 10^{-8} - 4,0 \times 10^{-8}$	$2,5 \times 10^{-7} - 6,0 \times 10^{-7}$	$5,0 \times 10^{-7}$
Komplex „B“ - Löß	$3,2 \times 10^{-9} - 1,1 \times 10^{-10}$	$1,0 \times 10^{-7} - 4,0 \times 10^{-7}$	$1,0 - 2,5 \times 10^{-7}$
Komplex „C“ - Ton	$6,0 \times 10^{-9} - 2,0 \times 10^{-11}$	$8,0 \times 10^{-10} - 3,0 \times 10^{-8}$	$5,0 \times 10^{-9}$
verdichteter Löß	$1,0 \times 10^{-9} - 1,7 \times 10^{-10}$		$1,0 \times 10^{-8}$
mit CONSOLID behandelter und verdichteter Löß	$1,2 \times 10^{-9} - 1,7 \times 10^{-10}$		$1,0 \times 10^{-8}$

Bei der Auswahl von repräsentativen k_f -Mittelwerten für die mathematische Modellierung, wurden begleitend zu den in Tabelle 17 festgehaltenen Meßwerten folgende Überlegungen berücksichtigt:

- Im Rahmen der Baumaßnahme werden die obersten 10 m des Lößkomplexes „A“ entfernt. Dadurch wird die Zone mit Makroporen und mit der erhöhten vertikalen Durchlässigkeit ausgeschlossen. Der dementsprechend gewählte k_f -Wert von 5×10^{-7} m/s kann demzufolge sowohl aus Sicht der Laborbestimmungen wie auch aus Sicht der „*in situ*“ - Tests als „auf der sicheren Seite“ liegend betrachtet werden.
- In der Schichtenfolge des „B“ - Lößkomplexes treten wiederholt Paläobodenhorizonte auf. Diese Horizonte weisen auf eine wesentlich niedrigere Durchlässigkeit hin als der vorwiegend auftretende Löß und führen somit neben dem mit der Tiefe zunehmenden Tonmineralgehalt zu einer Reduzierung des mittleren

- k_f -Wertes. Die Wirkung eines Paläobodenhorizontes mit einem k_f -Wert von 5×10^{-9} m/s (gleichwertig mit dem *Roten Ton*) auf die Radionuklidmigration wurde von uns in mehreren Modellvarianten untersucht.
- Bei der Bewertung des *Roten Tons* wurden außer den Labor- und „*in situ*“ - Werten auch umfangreiche Literaturstudien mitberücksichtigt. In diesem Zusammenhang sei auf C. E. NEUZIL (1994) hingewiesen, der aufgrund von über 1166 Laboruntersuchungen, an unterschiedlichen Tönen, eine Korrelation zwischen der Porosität „*n*“ und dem k_f -Wert erstellt hat. Aus dieser Korrelation ist ersichtlich, daß die Tone für Porositäten zwischen 30% und 45% die höchsten k_f -Werte (ungünstigster Fall) bei $1,0 \times 10^{-9}$ m/s aufweisen. Weitere Untersuchungen haben gezeigt, daß unter Berücksichtigung des Skalierungseffektes (*effect of scale*), die Laborergebnisse mit den „*in situ*“ bestimmten Durchlässigkeiten eine gute Übereinstimmung zeigen. Dies ist ein Beweis, daß für Tone und Tonböden im gegebenen Fall eine zufriedenstellende Übertragbarkeit der Laborwerte für die Praxis gegeben ist. Der k_f -Wert kann dementsprechend für den „C“ - Komplex auch als „auf der sicheren Seite“ liegend betrachtet werden.
 - Die Berücksichtigung der zu erwartenden schwierigen Baustellenbedingungen in Cernavodă, u. a. die großen zu verdichtenden Lößmassen oder die Witterungsbedingungen, führten dazu, daß die k_f -Werte für die Modellierung der zu verdichtenden Lößschichten ca. eine Zehnerpotenz höher als die im Labor bestimmten Werte eingesetzt wurden. Hiernach sind auch diese Werte als „auf der sicheren Seite“ liegend zu betrachten.

7.3.3 Beschreibung der zu erwartenden Radionuklide

Um die Migration der Radionuklide durch die geologischen Schichten unter der geplanten *Deponie Cernavodă* numerisch zu simulieren, werden wie im Kapitel 7.3 beschrieben, eine Reihe von radionuklidspezifischen Parametern benötigt.

Es wurden im Labor (vgl. Kap. 4.8) für vier spezifische Radionuklide die Verteilungskoeffizienten (K_d) bestimmt. Dementsprechend wurden im Rahmen dieser Arbeit die 4 Radionuklide (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr und ^{60}Co) in die Modellvarianten eingebaut und gerechnet. Zusätzlich zu den Verteilungskoeffizienten wurden noch Halbwertszeiten ($T_{1/2}$) und Zerfallskonstanten λ mit Hilfe der Gleichung 7.1 berechnet. Sie sind in den nachfolgenden Tabellen 18 und 19 aufgelistet.

Tabelle 18: Verteilungskoeffizienten für die mathematische Modellierung

Schichtenkomplex	K _i [ml/g]			
	³ H	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁶⁰ Co
Komplex „A“	0	49,4	13,9	59,7
Komplex „B“	0	49,2	12,3	82,5
Roter Ton – Komplex „C“	0	132,8	20,3	93,1
Löß – unbehandelt, verdichtet	0	12,9	9,8	36,8
Löß – behandelndelt, verdichtet	0	15,8	11,4	86,9

Tabelle 19: Halbwertszeiten und Zerfallskonstanten für die mathematische Modellierung

Parameter	³ H	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁶⁰ Co
T¹/₂ [Jahre]	12,3	30,2	28,5	5,3
Zerfallskonstante λ [1/ Tag]	-0,000156	-0,0000637	-0,00006756	-0,000363

7.4 Randbedingungen, Festlegung des FE - Netzes

Einer der ersten und wichtigsten Schritte in der mathematischen Modellierung der Wasserbewegung- und der Transportprozesse im Untergrund ist die Auswahl, Beschreibung und Schematisierung sowohl des Modellbereiches als auch der Randbedingungen.

Für die mathematische Modellierung der geplanten *Deponie Cernavodă* wurde, ausgehend vom geologischen Schnitt SSW – NNE (vgl. Abb. 4 und 7), ein Vertikalschnitt von 200 m Länge und 45 m Tiefe bestimmt. Dieser Schnitt wird zusammen mit einer mit radioaktivem Abfall gefüllten Betonzelle (20 m lang) schematisch in der Abb. 56 dargestellt. Die für die Modellierung als undicht angenommene Betonzelle befindet sich genau im mittleren Bereich des Vertikalschnitts.

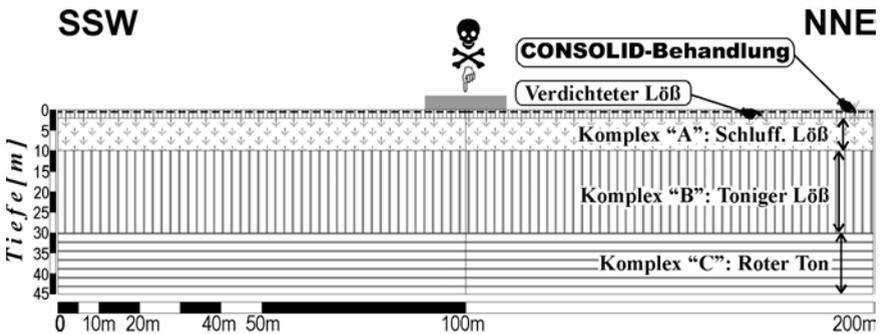


Abb. 56: Geplanter Deponiestandort Cernavodă. Repräsentativer Vertikalschnitt.

Wie aus Abb. 56 zu entnehmen ist, umfaßt der Modellbereich die ingenieurgeologischen Schichtgrenzen (verdichteter Löß), die komplette quartäre Lößfolge, die nach der vorgegebenen bautechnischen Beseitigung der oberen 10 m übrig bleibt sowie die gesamte Tonschicht des „C“ – Komplexes. Als untere Modellgrenze wird die Basis des „Roten Tons“ angenommen. Eine Sicherheitsmaßnahme, die eine gute Übertragung der Modellierungsergebnisse in die Praxis gewährleisten soll, ist die Annahme, daß die untere Modellgrenze eine zeitunabhängig vollgesättigte Grundwasseroberfläche darstellt, die somit eine Dränwirkung auf die von oben einsickernde Radionuklidlösung haben kann.

Die Betonzelle (20 m lang) wird im Rahmen der Modellierung als „undicht“ angenommen. In einigen Modellvarianten wird unter der Betonzelle eine ständige und totale Sättigung mit einer Radionuklidlösung angenommen. Das würde in der Praxis einem radioaktiv belasteten See entsprechen der unabhängig von der Einsickerungsrate mindestens 300 Jahre lang nicht austrocknen dürfte. Die Sickerrate, die für ein ganzes Jahr einer totalen Sättigung unter der Betonzelle entspricht, liegt bei den meisten Modellvarianten bei ca. 3.500 l/ m²·Jahr. Der Gradient des hydraulischen Potentials nimmt für diesen Fall Werte zwischen 63 m/m und 17 m/m an. Diese Annahme kann jedoch für die Praxis grundsätzlich ausgeschlossen werden. Dieses Szenario wurde für die Sicherheitsbewertung des Standortes trotzdem angenommen und für die vier repräsentativen Radionuklide numerisch simuliert. Weitere Modellvarianten wurden realistischer gerechnet, indem ein Schadstoffeintrag über die undichten 20 m des Deponiekörpers, bei einer vorgegebenen Sickerrate, erfolgt. Diese effektive Sickerrate wurde mit 75 l/ m²·Jahr weit über die im Lysimeter bestimmten Sickermengen (11 l/ m²·Jahr) angesetzt.

Andere Grenzsegmente (die vertikalen Abschnitte im SSW- und NNE-Bereich sowie die Erdoberfläche außerhalb der undichten Betonzelle) wurden als „freie Grenzsegmente“ definiert. Dementsprechend ist der unbehinderte Abfluß der Radionuklidlösung durch diese Segmente, über den Modellbereich hinaus, gegeben. Die Saugspannungen bzw. Wasserdruckwerte werden auf diesen Segmenten beliebig variabel angesetzt.

Wie bereits im Kapitel 7.2.2 beschrieben, wurde nach einem erfolglosen Netzgenerierungsversuch auf die Anwendung des ANE-Programms zur Netzgenerierung verzichtet. Für die Generierung des FE-Netzes wurde ein kleines Rechenprogramm in Zusammenarbeit mit Prof. Alexandru Danchiv von der Fakultät für Geologie und Geophysik der Universität Bukarest, entwickelt. Die Eingabe der Eingangsdaten für die Knotenpunkte und die Zellen des Netzes (vgl. Kapitel 7.3, *Block H* und *I*) erfolgte mit Hilfe dieses Programms. Aufgrund der Symmetrie des Modellbereiches wurde für die Modellrechnungen mit dem SWMS_2D - Programm nur für die Hälfte des Bereiches ein FE - Netz generiert (100m x 45m, Abb. 57). Die Ergebnisse der numerischen Simulationen wurden für jede Modellvariante um die Vertikalachse („0z“) „gespiegelt“ und somit für den ganzen Modellbereich (200 m x 45 m) mit dem SURFER - Rechenprogramm graphisch dargestellt.

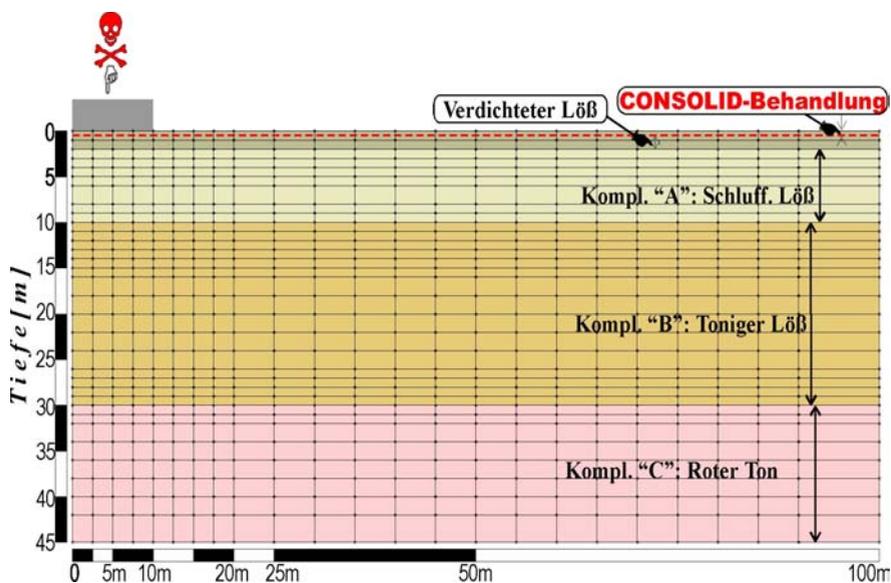


Abb. 57: FE – Netz für die Modellierung der Radionuklidmigration unter dem Standort Cernavodă mit dem Rechenprogramm SWMS_2D

Das in Abb. 57 dargestellte Netz besteht aus 792 Knotenpunkten und 736 Finiten Elementen. Da die rechteckigen Elemente nochmals vom SWMS_2D Rechenprogramm über eine Diagonale in je zwei Dreiecke geteilt werden, wird im Rahmen der numerischen Simulation ein System von 1472 Gleichungen gelöst d. h., daß das Modell in 1472 Finite Elemente diskretisiert wird.

Nach Eingabe aller „input“ - Parameter in das beschriebene FE – Netz wurden eine Reihe von Modellrechnungen für unterschiedliche Radionuklide, Unfallszenarien und bautechnische Maßnahmen (mit oder ohne Berücksichtigung der Basisabdichtung) durchgeführt, um Varianten und mögliche Unfälle im Bereich der Deponie, so realistisch wie möglich, zu simulieren. Die Ergebnisse dieser Modellierung wurden als zeitliche (bis zu 300 Jahren) und räumliche Verteilung der relativen Konzentration der Schadstoffe über das Programm SURFER, wie im Kapitel 7.4 beschrieben, dargestellt und bewertet.

7.5 Gerechnete Modellvarianten

Wie in den bisherigen Abschnitten ausführlich dargestellt, konzentriert sich der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit in der Vorhersage - mittels mathematischer Modellierung - möglicher Beeinträchtigungen des Grundwassers durch die geplante *Deponie Cernavodă* für schwach und mittelradioaktiven Abfall.

Für den bereits beschriebenen Vertikalschnitt (vgl. Kapitel 7.4) wurden unter Berücksichtigung der Eingangsparameter (vgl. Kapitel 7.3) 15 verschiedene Modellvarianten numerisch simuliert, graphisch dargestellt und bewertet. Die Varianten 1 – 8 beziehen sich auf die Migration von Tritium (^3H), die Varianten 9 – 11 auf die Migration von Kobalt (^{60}Co), die Varianten 12 – 13 auf die Migration von Cäsium (^{137}Cs) und die Varianten 14 – 15 auf die Migration von Strontium (^{90}Sr).

7.5.1 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden

In einer ersten Modellvariante wurde die Migration von Tritium durch die ungestörte natürliche geologische Schichtenfolge numerisch simuliert. Es wird postuliert, daß der Schadstoffeintrag über eine beschädigte Betonzelle (20 x 20m) erfolgt. Die Betonzelle führt über den beschädigten unteren Bereich zu einer kontinuierlichen und vollständigen Sättigung des Baugrundes bzw. der Aufstandsfläche mit Tritiumlösung. Dies entspricht einer jährlichen mittleren Sickerungsrate von 3.566,5 l/ m²·Jahr. Das würde einem 7-fachen der

tatsächlichen jährlichen Niederschlagsmenge und mehr als einem 300-fachen der tatsächlichen Tiefensickerungsrate entsprechen. Diese Lösung geht von einer einheitlichen Konzentration ($c = 1,0$) für die Dauer von mindestens 300 Jahren (Simulationszeitdauer) aus. Die Ergebnisse dieser Modellrechnung sind in Abb. 58 graphisch dargestellt.

Tritium gilt mit seinen Retentions-, Adsorptions- und Absorptionseigenschaften als „idealer Tracer“ ($K_d \approx 0$ ml/ g). Somit bewegt sich theoretisch Tritium im Untergrund mit der gleichen Geschwindigkeit wie das einsickernde Wasser und kann somit für das Grundwasser eine große Gefährdung darstellen. Die relative tiefenabhängige Konzentration des Tritiums wird zeitabhängig nur durch den radioaktiven Zerfall (Halbwertszeit) reduziert, da grundsätzlich Adsorptions- und Absorptionsphänomene bei Tritium ausgeschlossen werden können.

Die Ergebnisse der Modellierung stellen unter Beweis, daß bereits 5 Jahre nach dem angenommenen „Unfall“ (Beginn des Tritiumetrags) die Schadstoffahne den gesamten Modellbereich, über das untere Grenzsegment in Richtung Grundwasser, verläßt. Nach einer Simulationrechnung für 10 Jahre, werden durch den Schadstoff auch die lateralen Grenzsegmente überschritten. Eine maximale Ausbreitung des Tritiums wird bereits nach 25 Jahren erreicht. Wie aus den Darstellungen für 75, 150 und 300 Jahre zu erkennen ist, stellt sich ab dem 75. Simulationsjahr ein Gleichgewichtszustand zwischen dem Einsickern und dem radioaktiven Zerfall (Halbwertszeit) des Tritiums ein und somit ändern sich die tiefenabhängigen relativen Konzentrationen mit der Zeit nicht mehr.

Der Endzustand (ab 75 Jahre) besteht also aus einer Ausbreitung des Tritiums im gesamten Modellbereich (relative Konzentrationen $0,0 - 1,0$) und über seine Grenzen mit relativen Konzentrationen c von $0,0 - 0,1$.

Zu dieser ersten Modellvariante wäre zusammenfassend festzuhalten, daß unter den extremen angenommenen Randbedingungen des unbegrenzten Schadstoffeintrages für den *Standort Cernavodă*, durch eine undichte Betonzelle, über den mit Tritiumlösung ständig gesättigten Baugrund, bei einer nicht vorhandenen ingenieurgeologischen Barriere (optimal verdichteter Löß), nur eine unzureichende Sicherheit für die Endlagerung tritiumreicher schwach und mittlradioaktiver Abfälle gegeben ist.

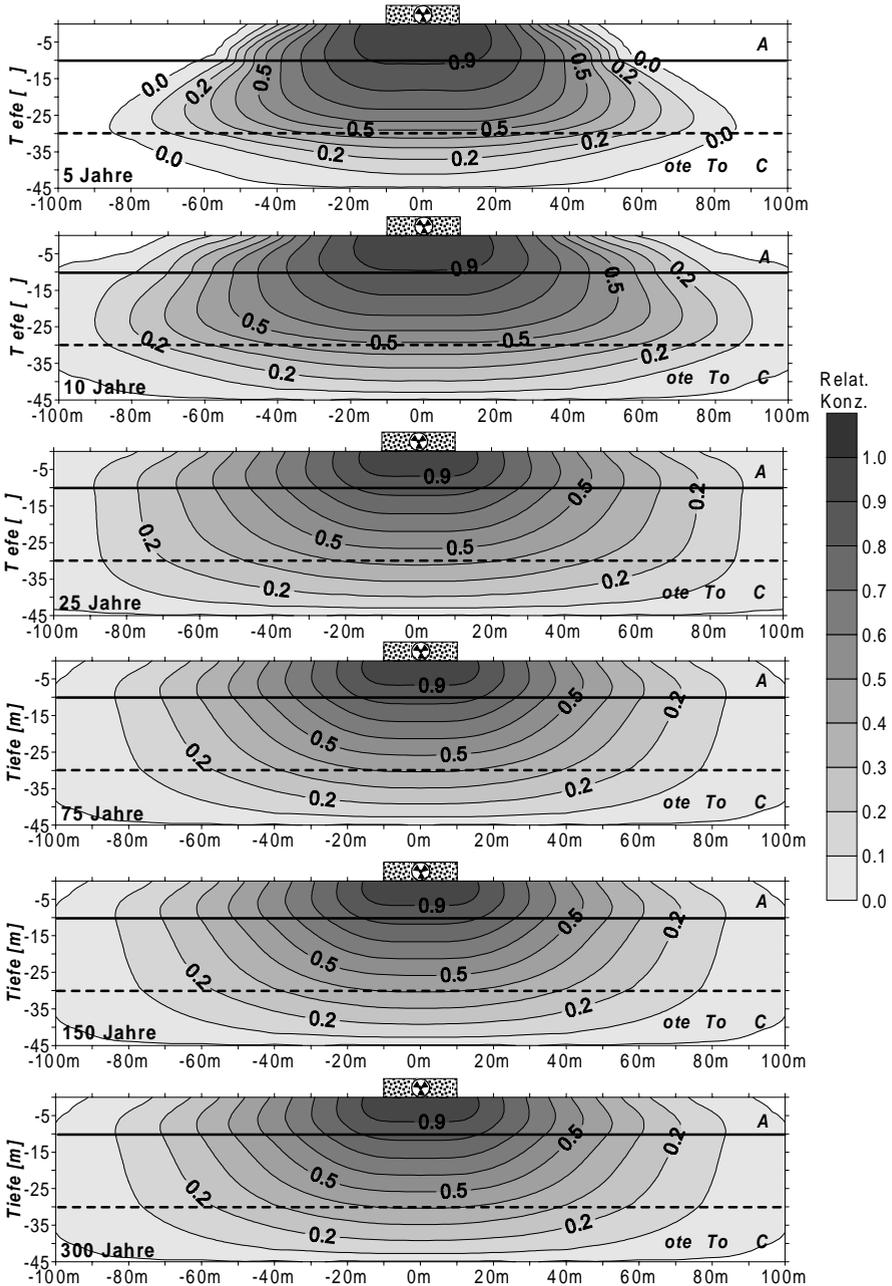


Abb. 58: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)

7.5.2 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit Paläobodenhorizont

In einer zweiten Modellvariante wurde der Einfluß eines Paläobodenhorizontes auf die Migration von Tritium untersucht. Der Schadstoffeintrag erfolgte genau wie bei der ersten Variante über eine undichte Betonzelle über die der Baugrund für mindestens 300 Jahre mit einer Radionuklidlösung gesättigt wird.

Der Paläobodenhorizont wurde mit einer Mächtigkeit von 3 m, im Tiefenbereich zwischen -15 und -18 m, innerhalb des Lößkomplexes „B“ angenommen. Diese Modellvariante sollte als Extremfall betrachtet werden da in der Praxis nur auskeilende, diskontinuierliche Paläobodenschichten von bis zu 1 m Mächtigkeit beschrieben werden. Die bodenhydraulischen Parameter für den Paläoboden wurden von der Probe B1 (vgl. Tab. 15) übernommen. Die Durchlässigkeit im gesättigten Zustand wurde für diesen Paläoboden mit $k_r = 5 \times 10^{-9}$ m/s angesetzt.

Es zeigt sich, wie erwartet, daß die Ergebnisse der numerischen Simulation (Abb. 59), bedingt durch die Anwesenheit des Paläobodens, auf einen verstärkten lateralen Abstrom der Tritiumlösung in einem Zeitbereich von 5 und 10 Jahren, nach Beginn des Schadstoffeintrags, deuten. Gleichzeitig wird durch den Paläoboden die vertikale Sickergeschwindigkeit des Tritiums reduziert bzw. gebremst.

Aus dem Vergleich der räumlichen Verteilung des Tritiums nach 25 Jahren und der Tritiumverteilung aus der vorigen Modellvariante (Kap. 7.5.1, Abb. 58), nach der gleichen Simulationszeitdauer, sind keine wesentlichen Unterschiede zu erkennen. Ähnlich wie bei der im Kapitel 7.5.1 beschriebenen Modellvariante wird auch hier ein Gleichgewichtszustand nach dem 75. Simulationsjahr erreicht (vgl. Abb. 58).

Wie auch bei der Migrationsmodellierung des Tritiums (7.5.1) bei anstehendem Boden ist anzunehmen, daß unter den hier vorausgesetzten Randbedingungen (uneingeschränkter Wasser- und Tritiumzufluß, durchgehender 3m mächtiger Paläobodenhorizont in -15 m Tiefe), aus Sicht der Tritiummigration, bei einer fehlenden ingenieurgeologischen Barriere (Basisabdichtung aus optimal verdichteten Löß), beim *Standort Cernavodă* nur eine eingeschränkte Sicherheit für den Deponiebau gegeben ist.

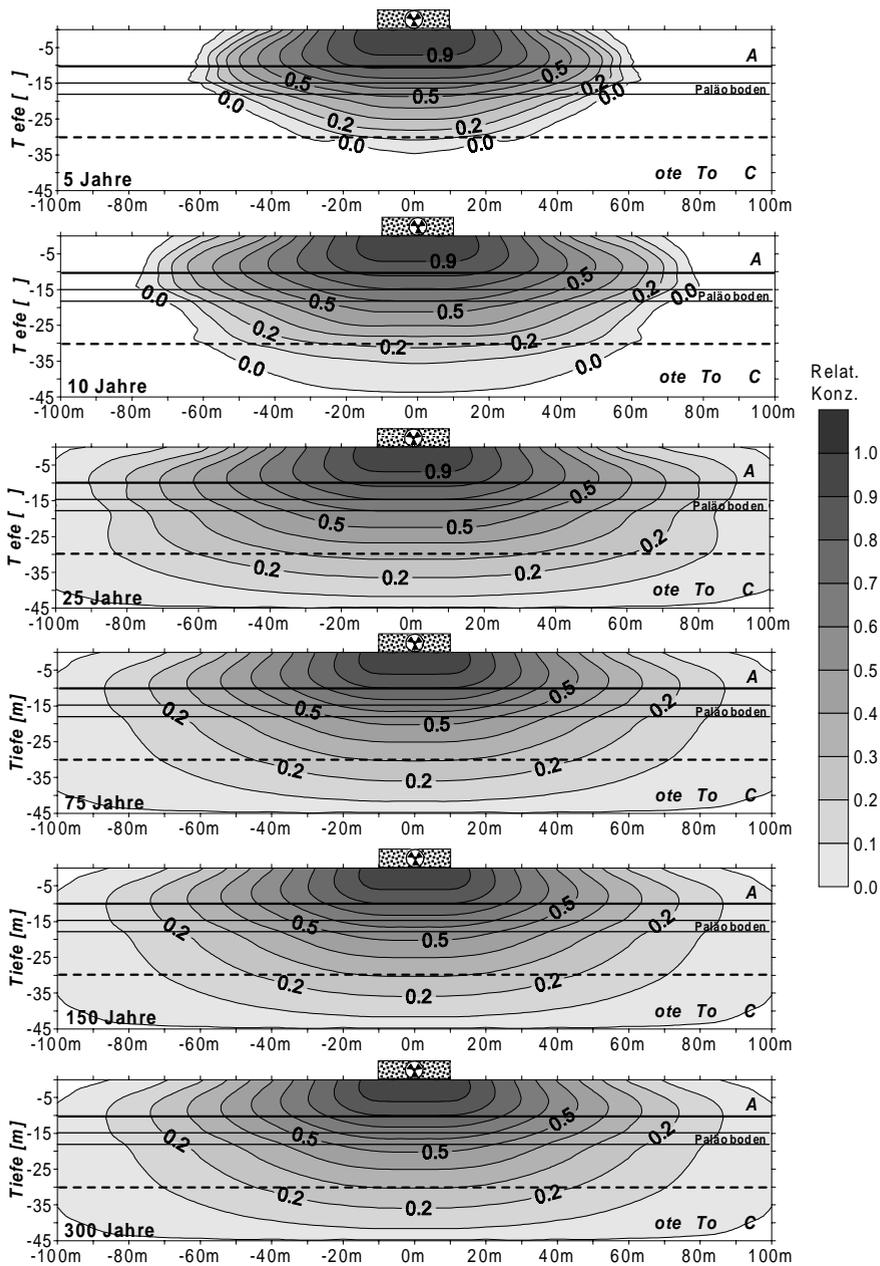


Abb. 59: Migration von Tritium, Schadstofflösungsbeitrag $q \geq 2.922,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit Paläobodenhorizont (ungestörte Verhältnisse)

7.5.3 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden bei einem 300-jährigen konstanten Schadstofflösungsfluß von 75 l/ m².Jahr

Eine Reihe von drei Modellvarianten, gerechnet mit begrenztem Wasserzufluß, wurden in einem weiteren Schritt durchgeführt. Diese Varianten sind als realistischer als die weiter oben beschriebenen zwei Varianten zu betrachten. Man geht von der Annahme aus, daß höchstens 75 l von den durchschnittlichen 468,6 l/ m².Jahr Niederschlag effektiv einsickern können. Diese Zahlen, die in die Modellrechnung eingehen, beruhen auf Messungen und Berechnungen der Evapotranspiration wie auch auf die vorhandenen Lysimetermeßdaten (11 l/ m².Jahr). Der Wert von 75 l/ m².Jahr effektive Sickerwassermenge wurde weit über die am Standort gemessenen Werte von 11 l/ m².Jahr (tatsächliche mittlere Grundwasserneubildungs- bzw. Tiefensickerungsrate) in das Modell eingebracht, um auch für diese Modellvarianten bei einem angenommenen Unfallszenario „auf der sicheren Seite“ zu liegen.

Für eine erste Modellvariante, mit begrenztem Wasserzufluß, wurde folgender Schadensfall simuliert:

- eine 20 x 20m Betonzelle wird undicht und durch diese sickert mindestens 300 Jahre das Sickerwasser durch;
- das Sickerwasser nimmt auf seinem Weg, durch die schadhafte Deponie, Radionuklide in Lösung. Somit entsteht eine Radionuklidenlösung;
- die jetzt in dem Baugrund einsickernde Radionuklidlösungsmenge beträgt 75 l/ m².Jahr und bleibt mindestens 300 Jahre konstant.

Aus den Ergebnissen dieser Modellvariante (vgl. Abb. 60) ist folgendes festzuhalten:

- Die Schadstoffahne verbleibt während der ganzen Simulationszeitdauer innerhalb der „A“ - und „B“ – Lößkomplexe ohne in den *Roten Ton* (Komplex „C“) einzudringen;
- Die maximale, von der Betonzellenkannte laterale Ausbreitung des Schadstoffes, beträgt weniger als 15 m;
- Nach ca. 150 Jahren Simulationszeit wird, ähnlich wie auch bei den Modellvarianten 7.5.1 und 7.5.2, ein Gleichgewichtszustand erreicht.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß unter realistischen Voraussetzungen einer mindestens 300 Jahre konstant bleibenden Einsickerungsrate der Radionuklidlösung von $75 \text{ l} / \text{m}^2 \cdot \text{Jahr}$, der *Standort Cernavodă* für Tritium eine ausreichende Sicherheit für die Endlagerung mittel- und schwachradioaktiver Schadstoffe bietet. Diese Überlegung gilt auch für die anderen Radionuklide, die aufgrund ihrer adsorptiven und absorptiven Eigenschaften noch langsamer als Tritium migrieren.

Unter den beschriebenen Voraussetzungen, im Einklang mit den Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle (vgl. Kap. 1.2), kann, aus Sicht der Modellierungsergebnissen, bei dem *Standort Cernavodă* von einer guten Eignung ausgegangen werden.

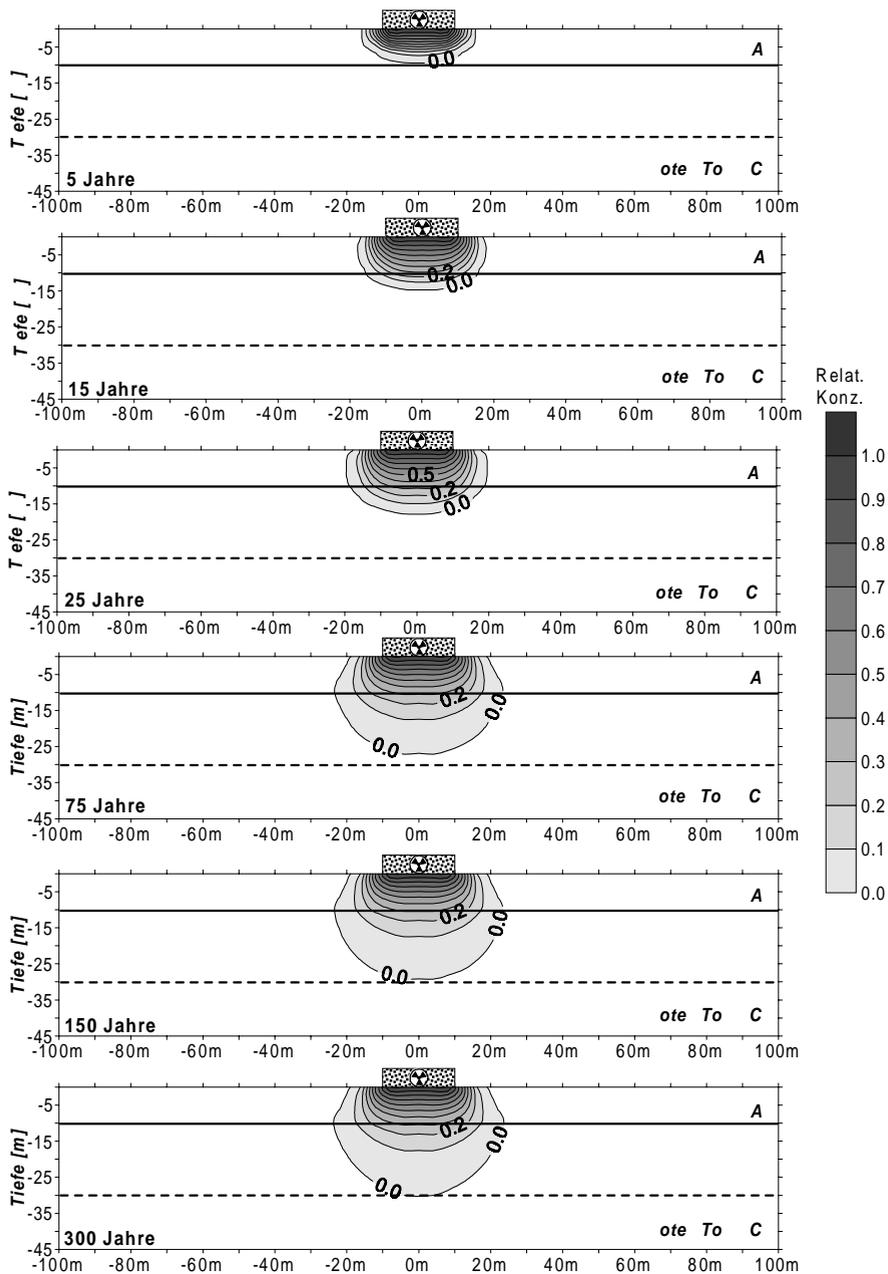


Abb. 60: Migration von Tritium, anstehender Boden, konstanter Schadstofflösungsbeitrag $q = 75 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre (ungestörte Verhältnisse)

7.5.4 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden. „Impulsinput“: 10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 300-jährigen konstanten Wasserzufluß von 75 l/ m²·Jahr

Nachdem die Eignung des *Standortes Cernavodă* in der Modellvariante 7.5.3 unter der Voraussetzung eines konstanten und realistischen angenommenen Wasserzuflusses von 75 l/ m²·Jahr für mindestens 300 Jahre unter Beweis gestellt ist, wurden für eine genaue und detaillierte Schadensuntersuchung zwei weitere Modellvarianten bzw. Unfallszenarios, mit konstantem Wasserzufluß, gerechnet und ausgewertet.

Im Rahmen eines ersten Modellversuches wurde der Schadstoffeintrag zeitlich begrenzt. Dazu mußte, in Zusammenarbeit mit Prof. A. Danchiv von der Universität Bukarest, Fakultät für Geologie und Geophysik, das Programm SWMS_2D modifiziert bzw. ergänzt werden. Nach erfolgter Änderung des Programms konnte die Zeitdauer des Schadstoffeintrages und die Zeitdauer des Wassereintrages, unabhängig voneinander, begrenzt bzw. geändert werden. Dementsprechend konnte folgendes Unfallszenario simuliert werden:

- Durch einen angenommenen Unfall bzw. ein Versagen der Ingenieurmaßnahmen (wie z. B. Betonbauwerk, Oberflächenabdichtung, undichte Betonzelle) sickert in den Untergrund 75 l/ m²·Jahr Radionuklidlösung.
- Nach 10 Jahren wird die Schadstoffquelle erkannt bzw. der Schadstoff beseitigt.
- Durch die Undichtigkeit sickern jetzt weiter 75 l/ m²·Jahr unbelastetes Niederschlagswasser in den Untergrund.
- Bedingt durch die Verdünnung des im Boden vorhandenen Schadstoffes und den zeitlich abhängigen radioaktiven Zerfall, wird die Tritiumbelastung im Untergrund vollständig abgebaut.

Die Ergebnisse dieser Modellrechnungen sind in Abb. 61 graphisch dargestellt und führen zu folgenden Überlegungen:

- Das Bild der tiefenabhängigen Verteilung der relativen Konzentration für die ersten 10 Jahre Simulationszeit bleibt erwartungsgemäß, gegenüber der vorigen Variante (7.5.3), unverändert.

- Bereits nach 12 Jahren, infolge der Verdünnung der Konzentration der Bodenbelastung und des zeitlich bedingten radioaktiven Zerfalls, wird die relative Schadstoffkonzentration auf weniger als 0,4 abgebaut. Die vertikale und laterale Ausbreitung der Schadstofffahne bleibt praktisch unverändert wie bei der Variante 7.5.3.
- Die relative Konzentration beträgt nach 25 Jahren im ganzen Modellbereich weniger als 0,1 und die Ausbreitung des Schadstoffes (von der Betonzellenkannte lateral, weniger als 8 m und vertikal, weniger als 18 m) ist wesentlich geringer als bei der Variante 7.5.3.

Die so durchgeführten Modellrechnungen führen zu der Folgerung, daß unter den oben beschriebenen Randbedingungen bzw. für eine Schadstoffzufuhr von 10 Jahren, bei einem konstanten Sickerwasserzufluß von $75 \text{ l/m}^2\text{Jahr}$, bei einer Eintragsdauer von mindestens 300 Jahren, von der Deponie keine Gefährdung für das Grundwasser ausgeht und der Schadstoff innerhalb von 25 - 30 Jahren auf natürlichem Weg abgebaut wird ohne den „B“ - Lößkomplex zu verlassen. Die Ausbreitung des Schadstoffes, ausgehend von der Undichtigkeit, liegt lateral im Größenbereich von 8 m.

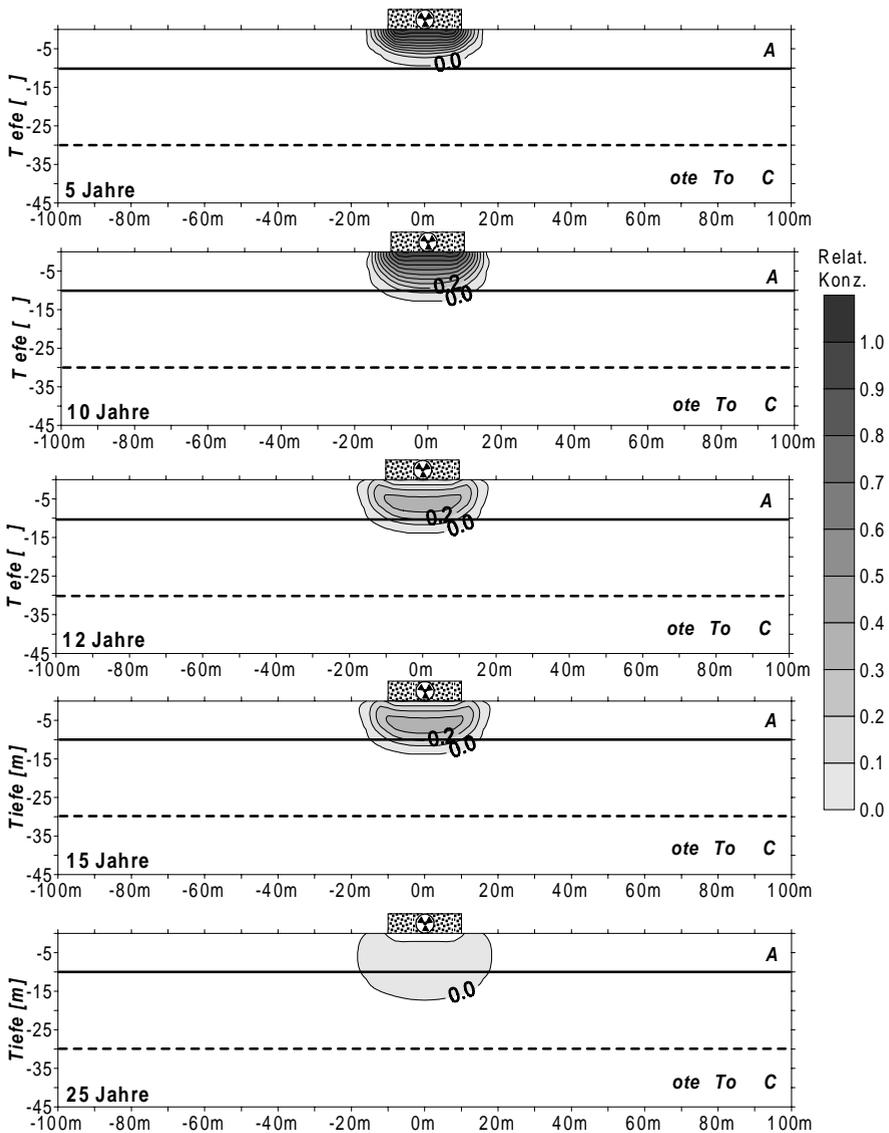


Abb. 61: Migration von Tritium, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse), „Impulsinput“ (10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 300-jährigen konstanten Wasserzufluß von $75 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$)

7.5.5 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden. „Impulsinput“: 10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 10-jährigen konstanten Wasserzufluß von 75 l/ m²·Jahr

Ein weiteres gerechnetes Modell für einen Schadensfall bei konstanter Wasserzufuhr, unterscheidet sich von der Modellvariante 7.5.4 dadurch, daß nach 10 Jahren sowohl der Schadensherd wie auch die Quelle der Wasserundichtigkeit gleichzeitig beseitigt bzw. saniert werden. Dieses Unfallszenario sieht vor, daß nach Erkennen der undichten Betonzelle (10 Jahre nach Beginn des Schadstoffeintrages), die Betonzelle so weit repariert wird, daß nach der Instandsetzungsmaßnahme sowohl der Radionuklideneintrag wie auch die Wasserzufuhr auf „0“ reduziert werden.

Diese Variante (graphisch in der Abb. 62 dargestellt) zeigt, daß auch im Falle einer nicht erfolgten Verdünnung des Schadstoffes durch das Einsickern des Niederschlagswassers, die vertikale und laterale Ausbreitung der Schadstofffahne unverändert gegenüber der Variante 7.5.4 (praktisch unendliche Wasserzufuhr bei 75 l/ m²·Jahr) bleibt.

Der Unterschied zwischen den Ergebnissen der zwei Varianten (7.5.4 und 7.5.5) liegt in einer relativ erhöhten Konzentration des Schadstoffes bei der vorliegenden Variante 7.5.5 ($< 0,2$) nach 25 Jahren (vgl. Abb. 62). Auch unter diesen Voraussetzungen bleiben für den gegebenen Fall die Schlußfolgerungen für die Variante 7.5.4 gültig:

- Bei einer Schadstoffzufuhr von 10 Jahren und bei einem zehnjährigen konstanten Wasserzufluß von 75 l/ m²·Jahr geht von der Deponie keine Gefährdung für das Grundwasser aus und der Schadstoff baut sich innerhalb von 25 - 40 Jahren natürlich ab, ohne den „B“ - Lößkomplex nach unten zu verlassen und ohne sich mehr als 8 m lateral von der beschädigten Betonzelle auszubreiten.

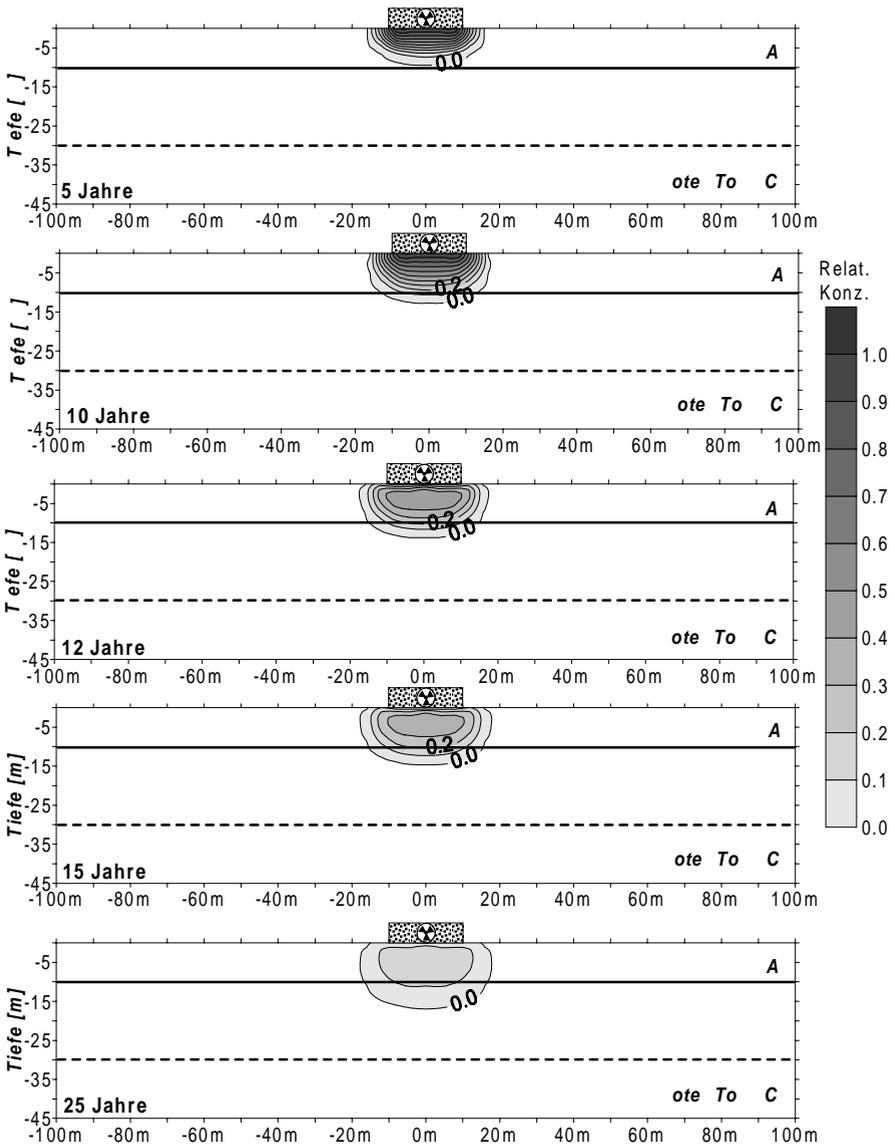


Abb. 62: Migration von Tritium, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse), „Impulsinput“ (10 Jahre Schadstoffeintrag bei einem 10-jährigen konstanten Wasserzufluß von $75 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$)

7.5.6 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß

Um den Einfluß der baugelologischen bzw. ingenieurgeologischen Maßnahmen (Basisabdichtung aus verdichtetem Löß) auf die Migration von Tritium zu untersuchen, wurden weitere 3 Modellvarianten numerisch simuliert. Um den „schlimmsten Fall“ zu modellieren wird angenommen, daß die Schadstoffzufuhr - wie für die Varianten 7.5.1 und 7.5.2 - über den für mindestens 300 Jahre vollständig mit Radionuklideneinsickerung gesättigten Baugrund, unterhalb einer undichten Betonzelle (20 x 20m), erfolgt.

In einer ersten Variante, unter Annahme einer Basisabdichtung aus 2 m verdichtetem Löß (wie vom Planer vorgesehen), wurden Modellrechnungen durchgeführt. Für dieses Modell wurden die bodenhydraulischen Parameter, für den verdichteten Löß, von der Probe 034U (vgl. Tabelle 15 und 16) übernommen. Die Durchlässigkeit im gesättigten Zustand wurde mit $k_f = 1 \times 10^{-8}$ m/s angenommen.

Die Ergebnisse dieser Modellrechnung sind in der Abb. 63 graphisch dargestellt. Die retardierende Wirkung der Basisabdichtung (2 m verdichteter Löß) auf die Migration von Tritium ist erkennbar. Aus dem Modell ist zu entnehmen, daß 10 Jahre nach Simulationsbeginn die Schadstofffahne den „A“ - Lößkomplex noch nicht verlassen hat (oberste 10 m). Die laterale Ausbreitung beträgt nach 10 Jahren weniger als 5 m (gemessen vom Betonzellenrand). Ähnlich wie bei der ersten Modellvariante (Kap. 7.5.1) stellt sich nach 75 Jahren ein Gleichgewichtszustand zwischen der Radionuklideneinsickerungsrate und dem zeitabhängigen radioaktiven Zerfall ein. Somit ändert sich ab dem 75. Simulationsjahr die tiefenabhängige Verteilung der relativen Konzentration des Tritiums nicht mehr.

Die maximale vertikale und laterale Ausbreitung des Tritiums nach 75 Jahren liegt mit 24,5 bzw. 9 m relativ niedrig. Die Schadstofffahne verläßt somit den Lößkomplex „B“ nicht. Demzufolge kann auch für diesen Fall behauptet werden, daß unter den oben beschriebenen Voraussetzungen (Basisabdichtung aus 2 m verdichtetem Löß), aus Sicht der Grundwassergefährdung durch Tritium, eine ausreichende Sicherheit bei der geplanten *Deponie Cernavodă* gegeben ist. Auch hier kann man von einer Eignung des *Standortes Cernavodă*, im Sinne der Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle (vgl. Kap. 1.2) ausgehen.

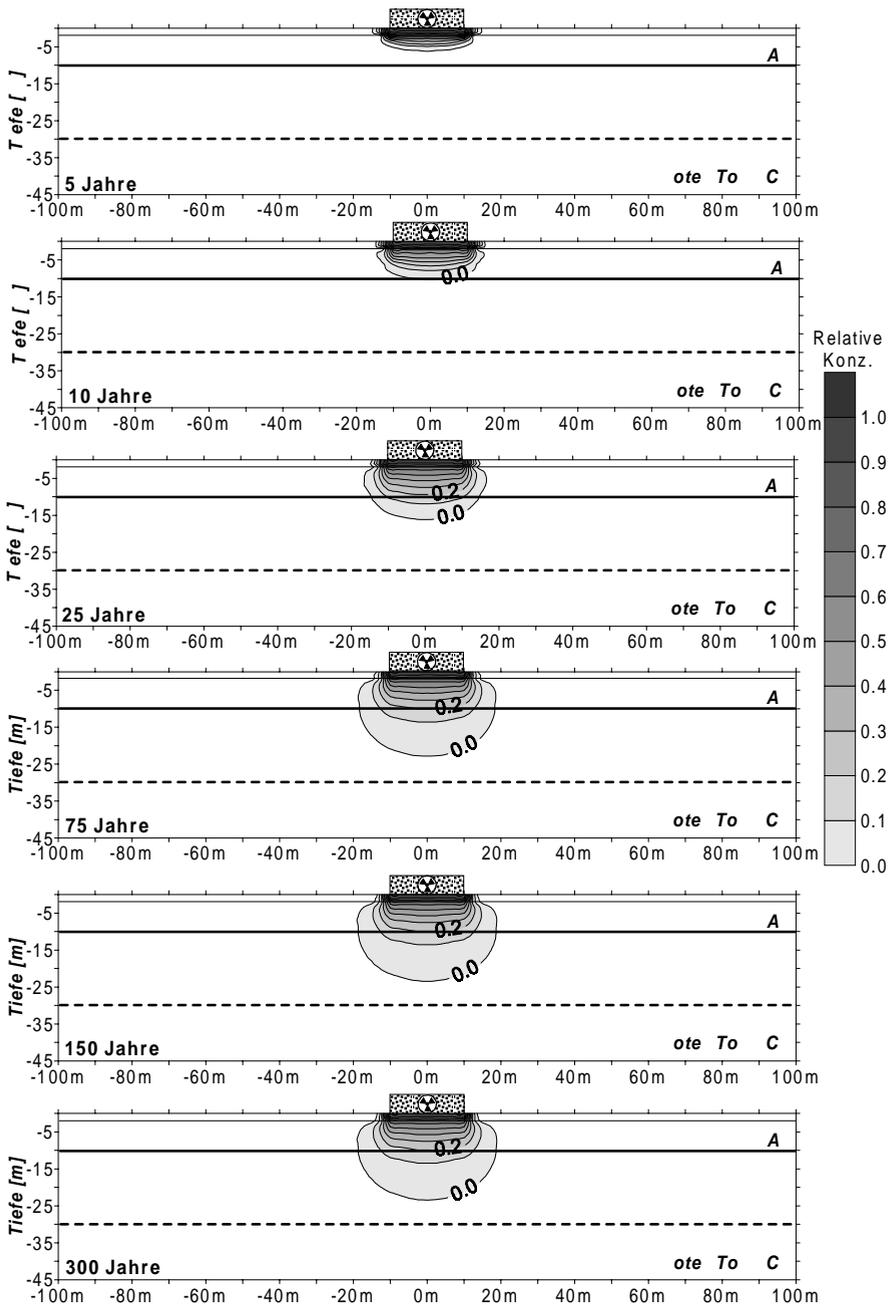


Abb. 63: Migration von Tritium, Schadstoffflöseungseintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß

7.5.7 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 1 m verdichtetem Löß

Im Rahmen einer weiteren Modellvariante für eine Basisabdichtung aus verdichtetem Löß wurde der Einfluß der Reduzierung der Basisabdichtung von 2 auf 1 m untersucht. Die Ergebnisse dieser Modellrechnung sind in der Abb. 64 graphisch dargestellt.

Die maximale vertikale (33,7 m) und die maximale laterale (13,2 m) Ausbreitung der Schadstofffahne ist bei dieser Modellvariante größer als bei der Variante mit 2 m verdichtetem Löß (Kap. 7.5.6). Nach 150 Jahren Simulationszeit machen sich bereits geringe Konzentrationen von Tritium ($< 0,1$) in den ersten 3 – 4 m des „Roten Tons“ bemerkbar. Obwohl diese Unterschiede im Vergleich zu der Variante mit 2 m verdichtetem Löß (Kap. 7.5.6) festgestellt wurden, bleiben die Schlußfolgerungen für diese Modellvariante (1 m verdichteter Löß) die gleichen, und zwar:

- bezogen auf die Migration von Tritium kann der *Standort Cernavodã* als sicher bzw. geeignet für die Endlagerung schwach- und mittlradioaktiver Abfälle im Sinne der Vorschriften der IAEA – Wien akzeptiert werden, da sich der Schadstoff nach 300 Jahren ca. 11 m über dem höchstmöglichen Grundwasserspiegel befinden würde.

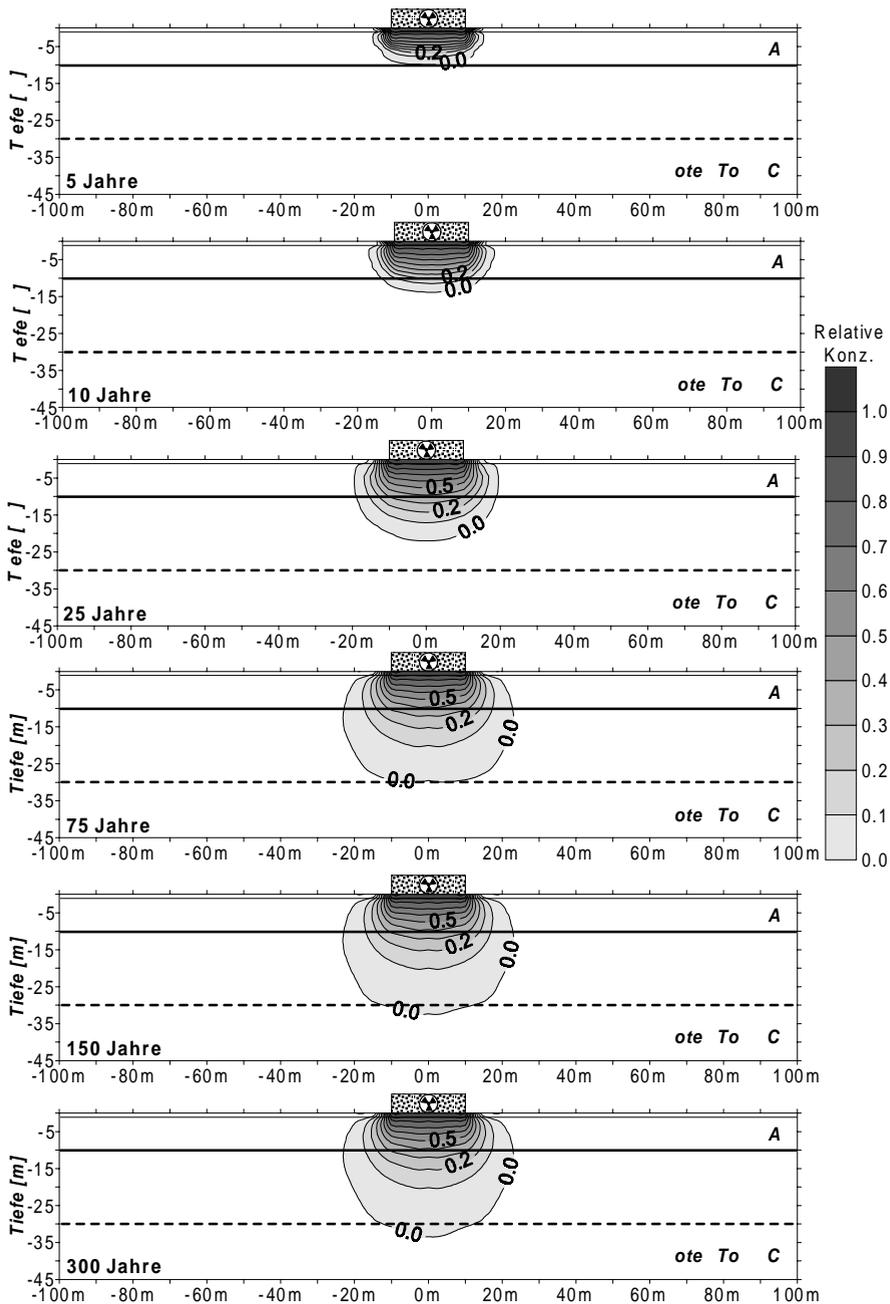


Abb. 64: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 89,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 1 m verdichtetem Löß

7.5.8 Tritium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 1 m verdichtetem Löß und mit Paläobodenhorizont

In einer letzten Modellvariante mit Tritium, bei vorhandener Basisabdichtung aus verdichtetem Löß, wurde der Einfluß eines Paläobodenhorizontes auf die Schadstoffausbreitung untersucht. Der Paläobodenhorizont wurde mit den gleichen Parameter (Tiefe, Mächtigkeit, bodenhydraulische Parameter und k_f -Wert) wie bei der 2. Variante (vgl. Kap. 7.5.2) im Modell eingebaut. Die Mächtigkeit der verdichteten Lößschicht betrug, wie bei der im Kapitel 7.5.7 beschriebenen Variante, 1 m.

Die Ergebnisse dieser letzten Tritiummodellrechnung bei 1 m verdichtetem Löß und Paläobodenhorizont sind in der Abb. 65 graphisch dargestellt. Wie erwartet, führt die Anwesenheit des Paläobodens zu einer verstärkten lateralen Schadstoffausbreitung. Die maximale laterale Ausbreitung beträgt in diesem Fall ca. 23,5 m d. h. 10,3 m mehr als bei der Variante ohne Paläoboden (vgl. Kap. 7.5.7). Die vertikale Ausbreitung wird durch den Paläoboden auf 25 m reduziert und die Schadstofffahne verbleibt somit in dem Lößkomplex „B“ ohne in den „Roten Ton“ einzudringen.

Diese Modellrechnung mit 1 m verdichtetem Löß und Paläobodenhorizont beweist, daß im Falle einer nicht kleiner als 1 m – mächtigen Basisabdichtung aus verdichtetem Löß, die Anwesenheit eines Paläobodenhorizontes nicht zu einer Überschreitung der Tritiumschadstofffahne über die lateralen Modellgrenzen führen kann. Somit zeigt auch diese Variante eine ausreichende Sicherheit und gute Eignung des *Standortes Cernavodă* für die Endlagerung schwach- und mittlradioaktiver Abfälle.

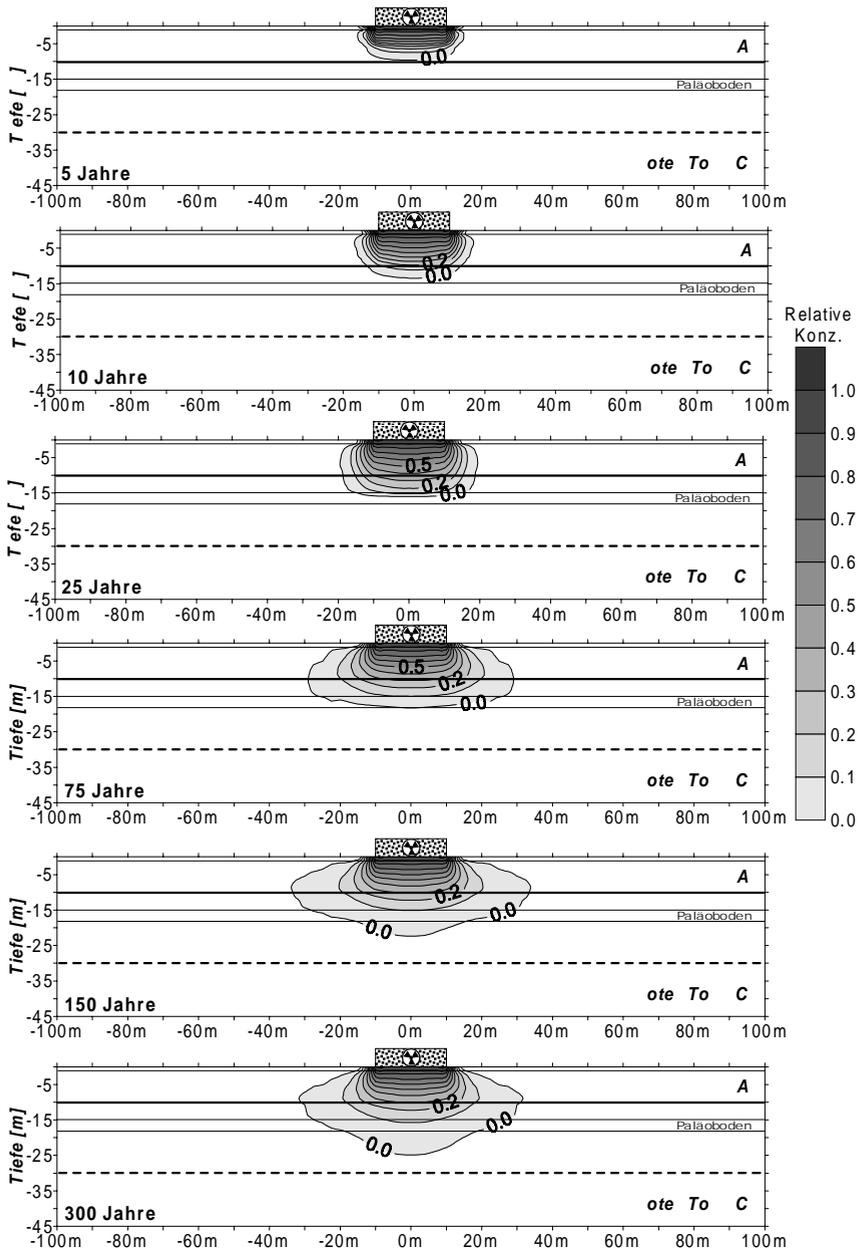


Abb. 65: Migration von Tritium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 82,6 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 1 m verdichtetem Löß und Paläobodenhorizont

7.5.9 Kobalt. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden

Ein zweites Radionuklid, für welches verschiedene Modellvarianten numerisch simuliert wurden, ist Kobalt (^{60}Co). Der Hauptunterschied zwischen Kobalt und Tritium - in bezug auf die Migration - besteht in der Eigenschaft des Kobalts, von den durchquerten Bodenschichten adsorbiert und absorbiert werden zu können. Ein Beurteilungskriterium der Ad- und Absorption wird durch den Verteilungskoeffizient K_d gegeben.

Die ^{60}Co -Verteilungskoeffizienten für die Bodenkomplexe „A“, „B“ und „C“ sind in der Tabelle 18 enthalten. Um den Sicherheitsfaktor zu erhöhen bzw. „auf der sicheren Seite“ mit den Ergebnissen der mathematischen Modellierung zu liegen, wurden die im Labor für die Komplexe „A“, „B“ und „C“ bestimmten K_d - Koeffizienten auf ein Drittel reduziert bevor sie in das Modell eingegangen sind. Diese Sicherheitsmaßnahme bzw. Änderung wurde in Absprache mit dem Planer der Deponie und den Kollegen von der Fakultät für Geologie und Geophysik der Bukarester Universität getroffen.

Aus Sicht der Halbwertszeit zerfällt ^{60}Co mit $T_{1/2} = 5,3$ Jahren doppelt so schnell wie Tritium. Auf Grund dieser Tatsache ist ^{60}Co als weniger gefährlich für das hier tief liegende Grundwasser einzustufen. Die relative Konzentration des ^{60}Co wird durch natürlichen radioaktiven Zerfall schneller abgebaut als bei anderen Radionukliden.

Als eine erste Modellvariante mit Kobalt wurde folgender Schadensfall simuliert:

- eine 20 x 20 m Betonzelle wird undicht und an ihrer Basis findet eine vollständige Sättigung des Bodens mit Radionuklidenlösung statt, die mindestens 300 Jahre lang erhalten bleibt (wie bei den in den Kapiteln 7.5.1, 7.5.2, 7.5.6, 7.5.7 und 7.5.8 beschriebenen Modellvarianten);
- der Eintragung der Radionuklidenlösung in dem Boden stehen keine baugeologischen bzw. ingenieurgeologischen Maßnahmen (Basisabdichtung aus verdichtetem Löß) im Weg. Die Ausbreitung der ^{60}Co -Lösung wird praktisch in die anstehenden, ungestörten geologischen Schichten simuliert.

Die Ergebnisse der ersten Simulation für Kobalt sind in Abb. 66 graphisch dargestellt. Bei der Betrachtung der Modellergebnisse fällt, im Vergleich mit Tritium, als erstes die wesentlich flachere Form der Schadstoffahnen des Kobalt auf. Dieses Phänomen ist auf die ad- und absorbierenden Eigenschaften der Lössschichten gegenüber der ^{60}Co -Isotope zurückzuführen.

Die maximale laterale Ausbreitung des Kobalts von dem Betonzellenrand beträgt 47,8 m (nach 300 Jahren). Die maximale vertikale Ausbreitung des Kobalts beträgt 32 m.

Da Kobalt nach 300 Jahren Migrationszeit nur 2 m in den *Roten Ton* (mit relativen Konzentrationen $< 0,1$) eingedrungen ist und trotz verstärkter lateraler Ausbreitung die Schadstofffahne noch über 40 m vom Modellrand entfernt bleibt, kann bezüglich dieser Modellvariante behauptet werden, daß eine ausreichende Sicherheit und eine gute Eignung des *Standortes Cernavodã* für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle gegeben ist.

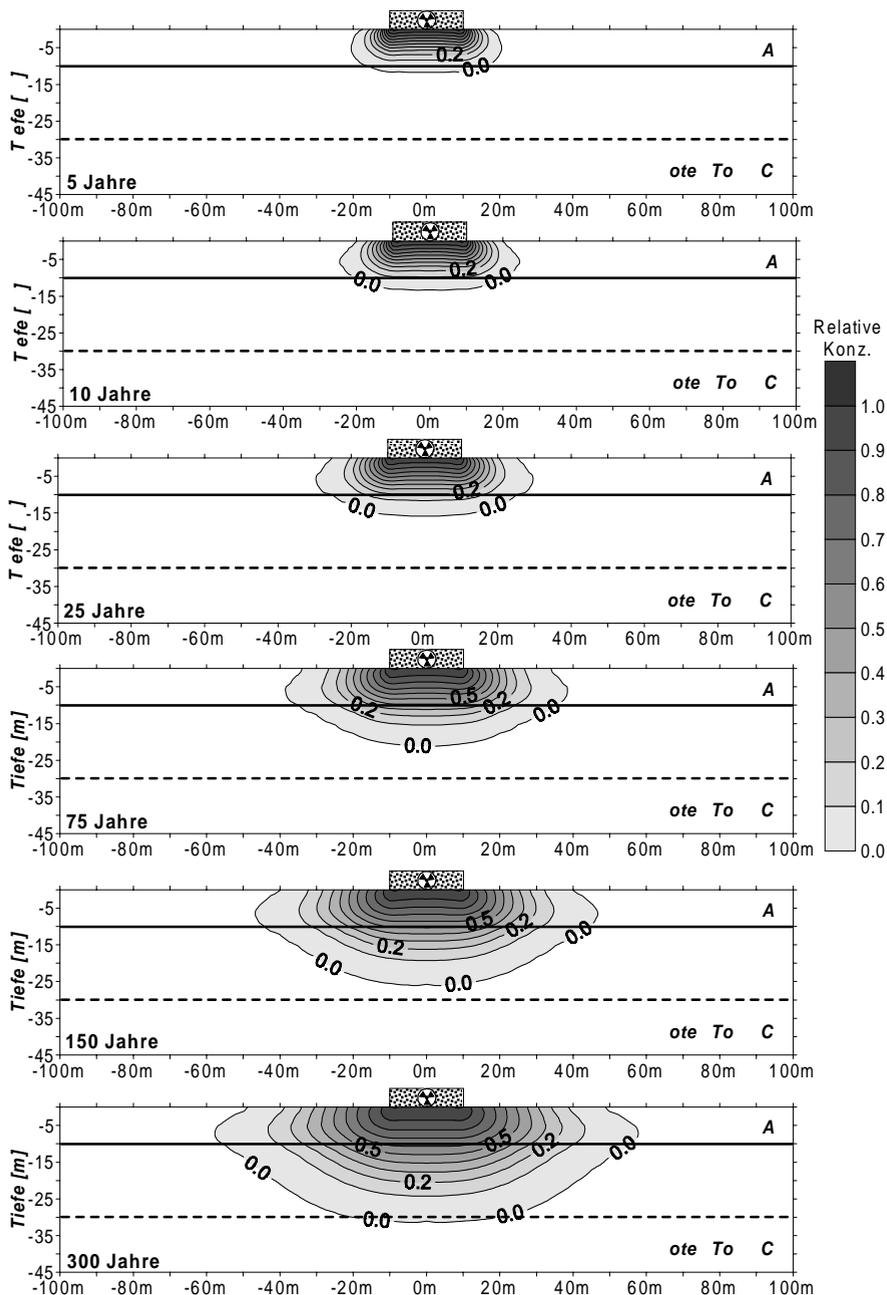


Abb. 66: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)

7.5.10 Kobalt. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß

Die Wirkung einer 2 m-mächtigen Basisabdichtung aus verdichtetem Löß auf die Migration des Kobalts, wurde im Rahmen einer zweiten Modellvariante untersucht. Die verdichtete Lößschicht wurde wie bisher mit den gleichen Parametern (Mächtigkeit, bodenhydraulische Parameter und k_f -Wert), wie bei der im Kapitel 7.5.6 beschriebenen Variante, im Modell eingebaut. Der ^{60}Co -Verteilungskoeffizient für den verdichteten Löß wurde direkt aus der Tabelle 18 übernommen.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen für diese Variante sind in Abb. 67 und Abb. 68 graphisch dargestellt. Bedingt durch die geringe Ausbreitung des Schadstoffes wurden in Abb. 68 die Modellergebnisse in einem vergrößerten Maßstab dargestellt. Dementsprechend wurde in der Detaildarstellung 68 ein Vertikalschnitt von nur noch 16 m Länge und 8 m Tiefe wiedergegeben.

Die extrem geringe maximale Ausbreitung des Kobalts (vertikal – ca. 6 m, lateral – ca. 3,2 m vom Betonzellenrand) und die Tatsache, daß der Schadstoff auch nach 300 Jahren Simulationszeit nicht den „A“ – Lößkomplex verläßt, veranlaßt uns zu folgender Schlußfolgerung:

Unter den oben beschriebenen Voraussetzungen (Basisabdichtung aus 2 m verdichtetem Löß und uneingeschränkter Kobalteintrag über ein ständig mit einer Radionuklidlösung gesättigtes 20 m – langes Grenzsegment) ist aus Sicht der Grundwassergefährdung durch Kobalt (^{60}Co) eine zufriedenstellende Sicherheit für die geplante *Deponie Cernavodã* gegeben. Ausgehend von diesen Fakten kann man von einer guten Eignung des *Standortes Cernavodã*, im Sinne der Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien für die Endlagerung schwach- und mittlradioaktiver Abfälle (vgl. Kap. 1.2), ausgehen.

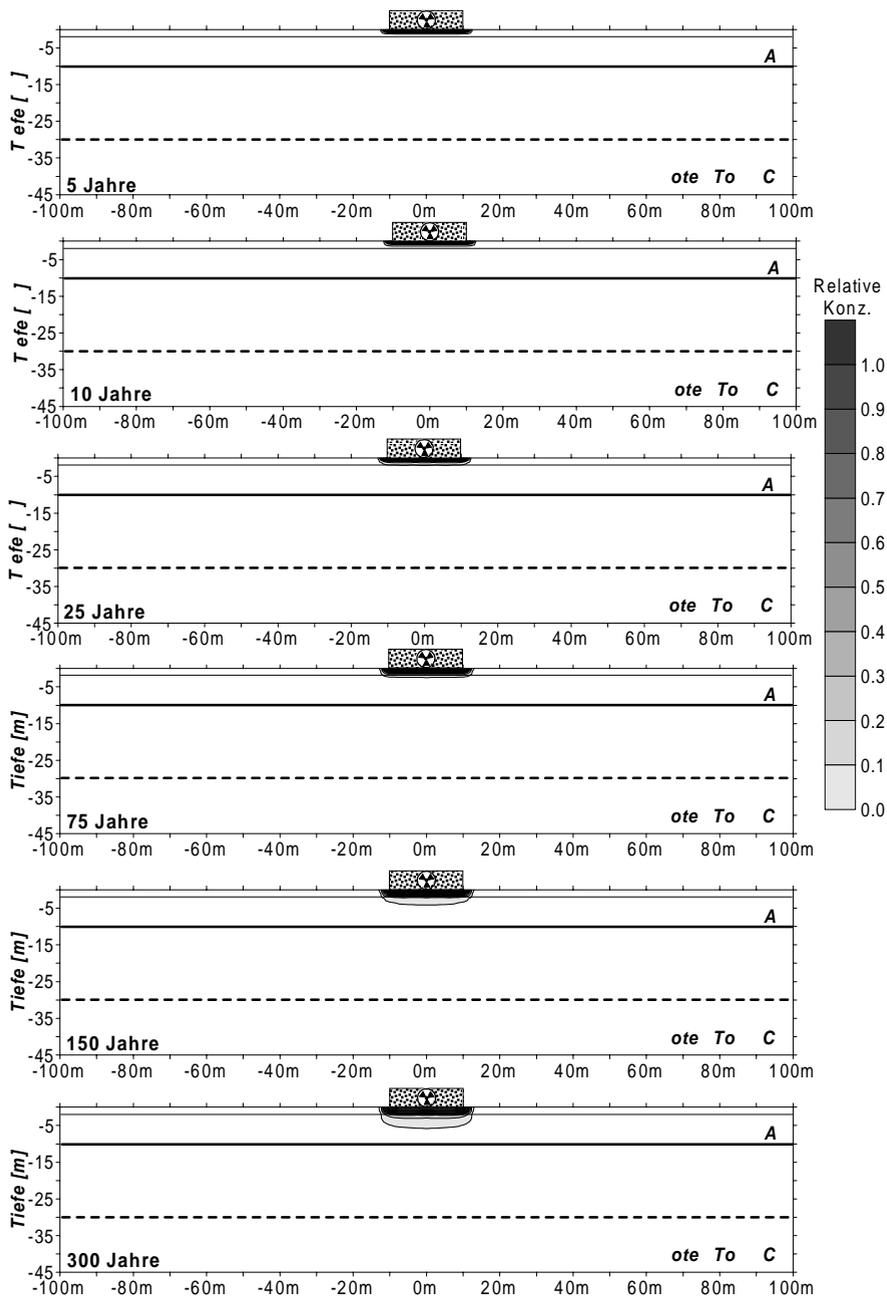


Abb. 67: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß

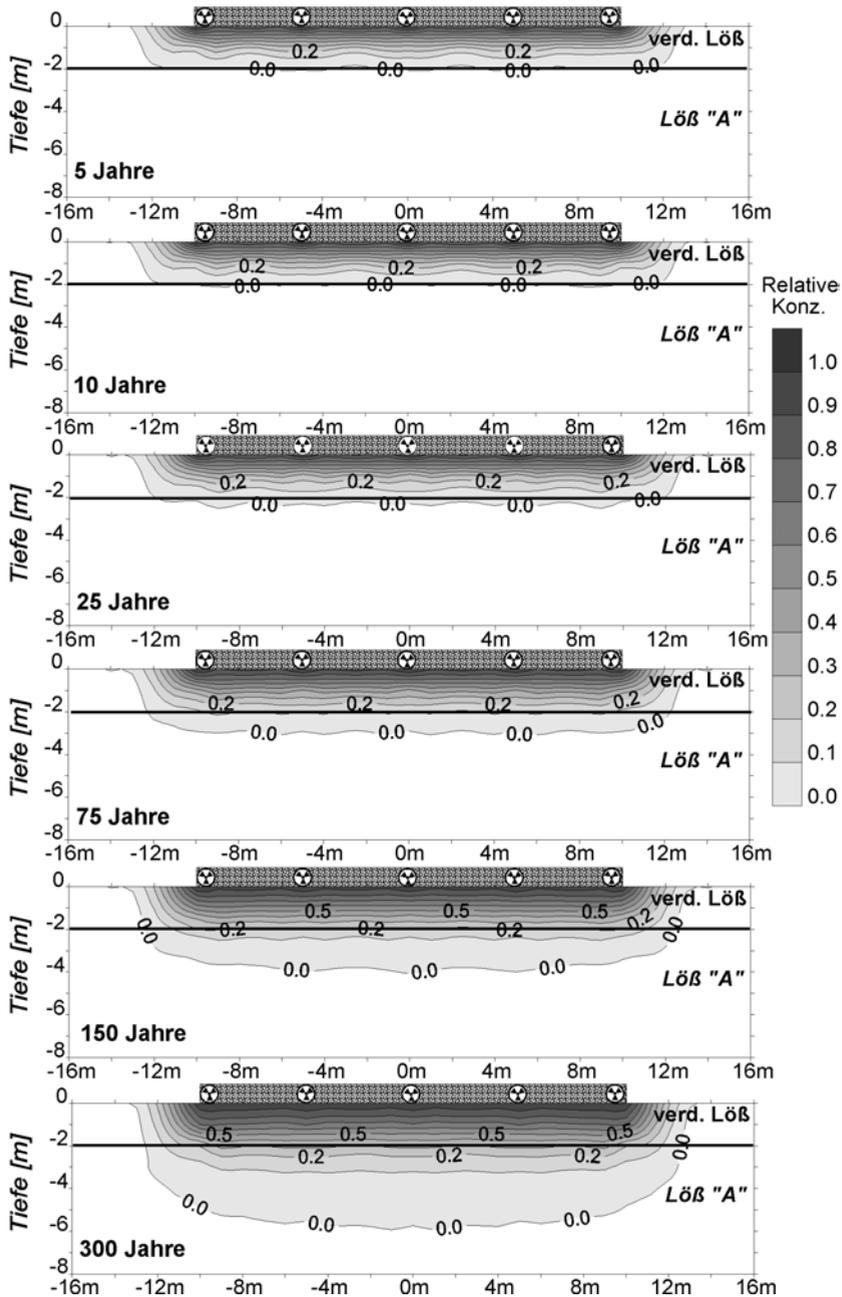


Abb. 68: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß, Detaildarstellung

7.5.11 Kobalt. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden und 1 m mächtiger CONSOLID-Schicht sowie 1 m mächtigem konventionell verdichtetem Löß

In einer dritten und letzten Modellvariante mit Kobalt (^{60}Co) als Schadstoff wurde die Wirkung einer Bodenstabilisierungsmaßnahme mit dem CONSOLID-System auf die Migration des ^{60}Co untersucht.

Die im Modell eingebaute Basisabdichtung besteht, wie in der Variante aus Kapitel 7.5.10, aus 2 m verdichtetem Löß. Der oberste 1 m der Basisabdichtung wurde - vor der Verdichtung - mit dem CONSOLID-System behandelt. Hieraus ergibt sich der Unterschied zu der in Kap. 7.5.10 beschriebenen Variante.

Die bodenhydraulischen Parameter für den mit dem CONSOLID-System behandelten Löß wurden aus der Tabelle 18 entnommen. Der ^{60}Co - Verteilungskoeffizient wurde für den mit dem CONSOLID-System behandelten und verdichteten Löß direkt aus Tabelle 19 übernommen.

Die Ergebnisse der Modellrechnung sind in Abb. 69 und Abb. 70 graphisch dargestellt. Ähnlich wie bei der im Kapitel 7.5.10 beschriebenen Variante wurden die Ergebnisse, wegen der sehr geringen Ausbreitung des Kobalts, detailliert dargestellt (Abb. 70).

Aus der vergleichenden Betrachtung der Abb. 68 (2 m konventionell verdichteter Löß) und der Abb. 70 (1 m konventionell verdichteter Löß und 1 m mit dem CONSOLID-System behandelte und verdichtete Löß) sind die Vorteile einer CONSOLID-Behandlung bezüglich der Migration von Kobalt unter der geplanten *Deponie Cernavodă* eindeutig zu erkennen. Die vertikale Ausbreitung des ^{60}Co wird nach einer Simulationszeit von 300 Jahren durch die CONSOLID-Behandlung von ursprünglich ca. 6 m auf ca. 2,5 m d. h. auf fast $\frac{1}{3}$ reduziert. Diese Tatsache läßt sich durch die wesentlich besseren adsorbierenden und absorbierenden Eigenschaften gegenüber von ^{60}Co des mit CONSOLID behandelten Lößes, im Vergleich zu dem unbehandelten Löß, erklären (vgl. Kap. 4.8 und Kap. 7.3.3).

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß die CONSOLID-Behandlung zu einer wesentlichen Erhöhung der Sicherheit der geplanten *Deponie Cernavodă* beiträgt da der Schadstoff auch nach einer Simulationszeit von 300 Jahren innerhalb der Basisabdichtung bleibt. Die Schadstofffahne kann nur ein paar Dezimeter, mit relativen Konzentrationen $< 0,1$, in den Lößkomplex „A“ eindringen.

Ähnlich wie bei der Variante mit 2 m verdichtetem Löß (vgl. Kap. 7.5.10) ist auch bei der oben beschriebenen Modellvariante mit CONSOLID, aus Sicht der Grundwassergefährdung durch Kobalt (^{60}Co), eine gute Sicherheit für die geplante *Deponie Cernavodă* gewährleistet. Ebenfalls kann von einer guten Eignung des *Standortes Cernavodă*, im Sinne der Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle (vgl. Kap. 1.2) ausgegangen werden.

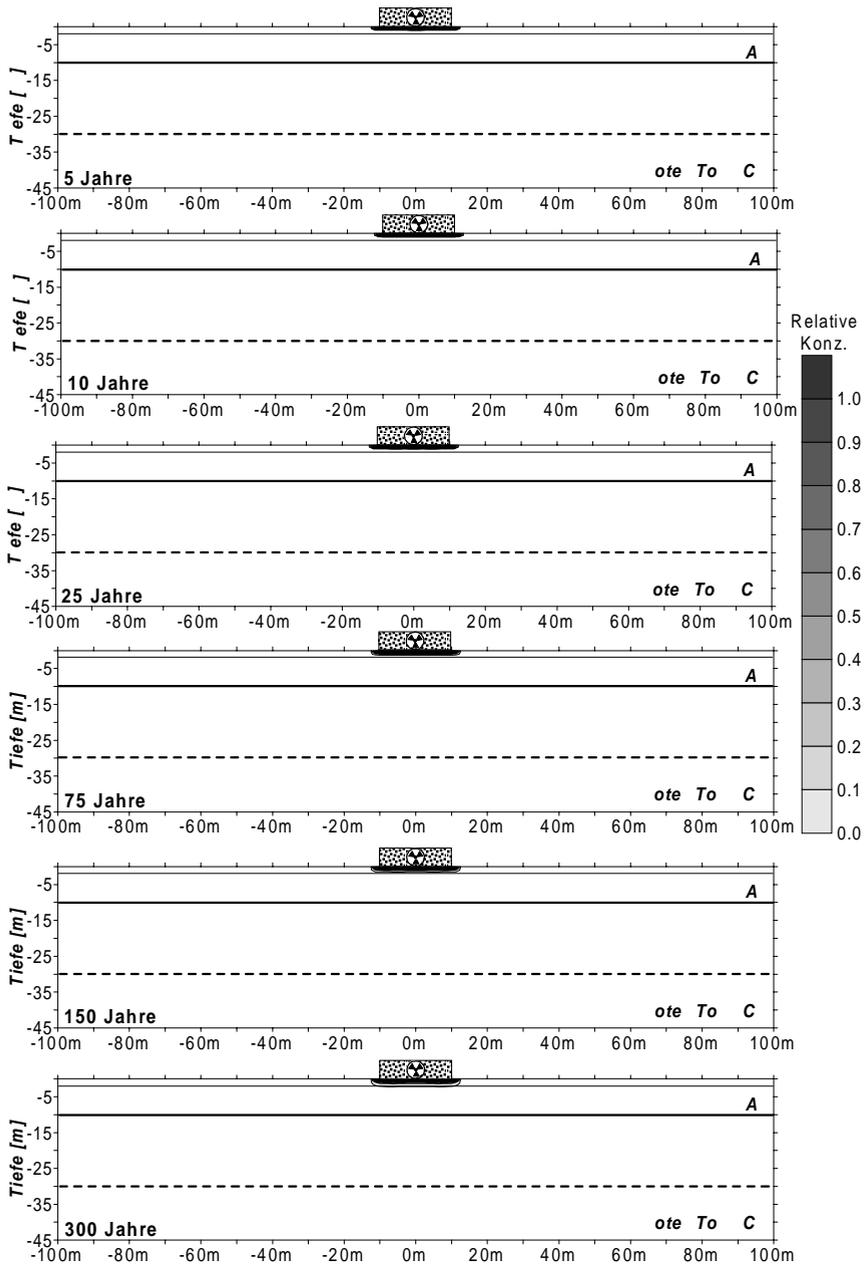


Abb. 69: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 9,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden und 1 m mächtige CONSOLID-Schicht sowie 1 m mächtiger konventionell verdichteter Löß

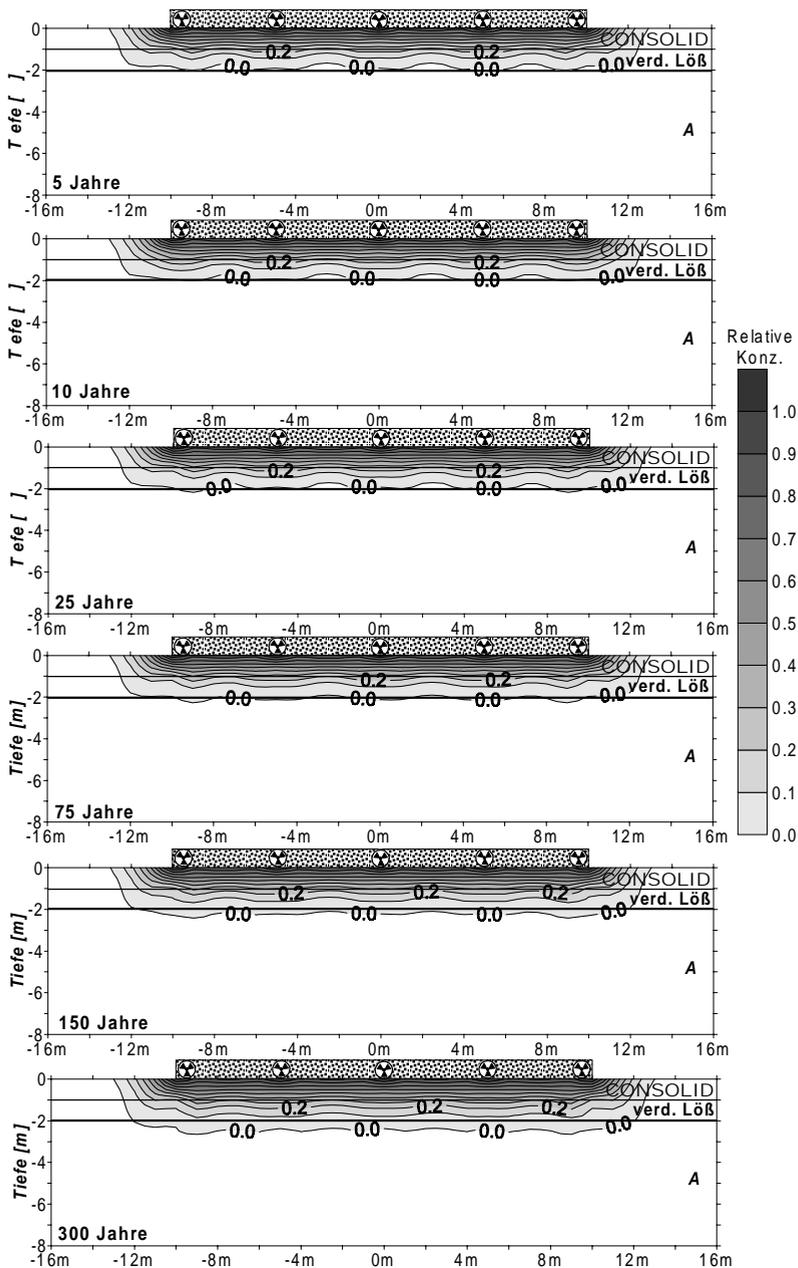


Abb. 70: Migration von Kobalt, Schadstofflösungeintrag $q \geq 9,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden und 1 m mächtige CONSOLID-Schicht sowie 1 m mächtiger konventionell verdichteter Löß, Detaildarstellung

7.5.12 Cäsium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden

Verschiedene Modellvarianten wurden auch für Cäsium (^{137}Cs) numerisch simuliert. Cäsium besitzt die Eigenschaft, ähnlich wie Kobalt, von den durchquerten Bodenschichten adsorbiert und absorbiert zu werden.

Die ^{137}Cs - Verteilungskoeffizienten für die Bodenkomplexe „A“, „B“ und „C“ sind in Tabelle 18 enthalten. Um den Sicherheitsfaktor zu erhöhen bzw. auf der „sicheren Seite“ mit den Ergebnissen der mathematischen Modellierung zu liegen, wurden wie auch für Kobalt die im Labor für die Komplexe „A“, „B“ und „C“ bestimmten K_d - Koeffizienten auf ein Drittel reduziert, bevor sie in das Modell eingegangen sind. Auch diese Änderung bzw. Sicherheitsmaßnahme wurde in Absprache mit dem Planer der Deponie und den Kollegen von der Fakultät für Geologie und Geophysik der Bukarester Universität getroffen.

Aus Sicht der Halbwertszeit zerfällt ^{137}Cs mit $T_{1/2} = 30,2$ Jahren ca. 6-mal langsamer als ^{60}Co und 2,4-mal langsamer als Tritium. Von dieser Tatsache ausgehend ist ^{137}Cs im Vergleich mit anderen Radionukliden als besonders gefährlich für das Grundwasser einzustufen, da die relative Konzentration wesentlich langsamer durch radioaktiven Zerfall abgebaut werden kann.

Ähnlich wie für Kobalt (vgl. Kap. 7.5.9) wurde als erste Modellvariante mit Cäsium, folgender Schadensfall simuliert:

- eine 20 x 20 m Betonzelle wird undicht und an ihrer Basis findet eine vollständige Sättigung des Untergrundes mit Radionuklidenlösung statt, die mindestens 300 Jahre lang erhalten bleibt (wie bei den in den Kapiteln 7.5.1, 7.5.2, 7.5.6, 7.5.7, 7.5.8 und 7.5.9 beschriebenen Modellvarianten);
- der Migration der Radionuklidenlösung stehen keine baugeologischen bzw. ingenieurgeologischen Maßnahmen (Basisabdichtung aus verdichteten Löß) im Wege. Die Ausbreitung der ^{137}Cs - Lösung wird praktisch in den anstehenden und ungestörten geologischen Schichten simuliert.

Die Ergebnisse der ersten Simulation für Cäsium sind in Abb. 71 graphisch dargestellt. Bei der Betrachtung der Ergebnisse fällt, ähnlich wie bei Kobalt, die flachere Form der Cs-Schadstoffahne auf. Die Erklärung ist die gleiche wie für Kobalt und ist auf die adsorbierenden und absorbierenden Eigenschaften des Lößes gegenüber des ^{137}Cs zurückzuführen.

Die maximale laterale Ausbreitung des Cäsiums vom Betonzellenrand beträgt 53,2 m nach 300 Jahren. Die maximale vertikale Ausbreitung des Cäsiums beträgt 34,2 m.

Da ^{137}Cs nach 300 Jahren Migrationszeit nur 4,2 m in den *Roten Ton* (mit relativen Konzentrationen $< 0,1$) eindringt und trotz verstärkter lateraler Ausbreitung die Schadstoffahne 36 m vom Modellrand entfernt bleibt, kann für diese Modellvariante behauptet werden, daß trotz einer größeren Ausbreitung des ^{137}Cs im Vergleich zu ^{60}Co , eine ausreichende Sicherheit und eine gute Eignung des *Standortes Cernavodã* für die Endlagerung schwach- und mittlradioaktiver Abfälle gegeben ist.

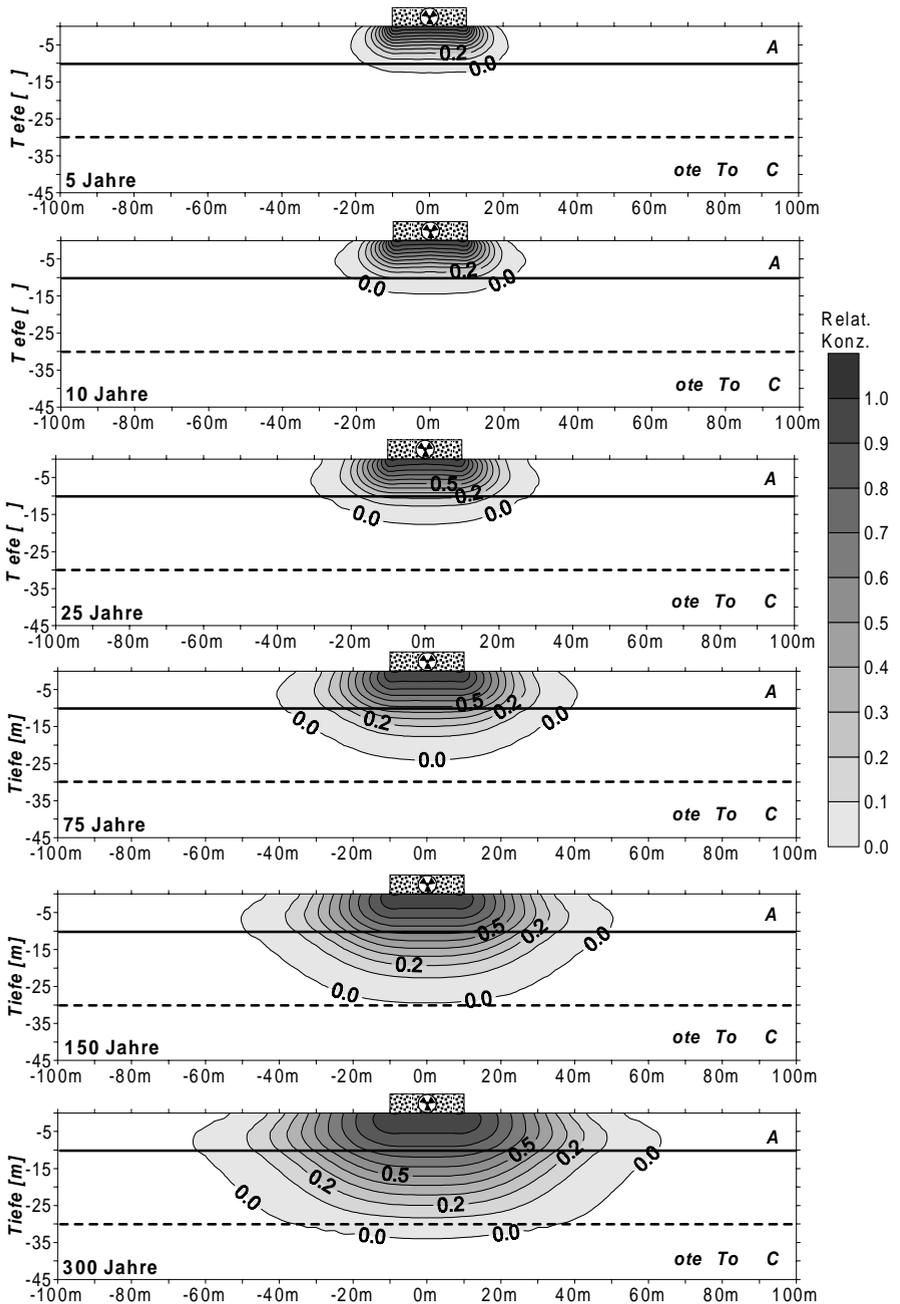


Abb. 71: Migration von Cäsium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)

7.5.13 Cäsium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß

Im Rahmen einer zweiten Modellvariante mit Cäsium (^{137}Cs) wurde die Wirkung einer 2 m - mächtigen verdichteten Lößbasisabdichtung auf die Migration des Cäsiums untersucht. Die verdichtete Lößschicht wurde mit den gleichen Parametern (Mächtigkeit, bodenhydraulische Parameter und k_r -Wert) wie bei den im Kapitel 7.5.6 und 7.5.10 beschriebenen Varianten in das Modell eingebaut. Der ^{137}Cs -Verteilungskoeffizient für den verdichteten Löß wurde wie bei den anderen Varianten direkt aus der Tabelle 18 übernommen.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen für die oben beschriebene Variante sind in Abb. 72 graphisch dargestellt.

Die sehr geringe maximale Ausbreitung des ^{137}Cs (vertikal – ca. 7,6 m, lateral – ca. 3,6 m vom Betonzellenrand) und die Tatsache, daß der Schadstoff auch nach einer Simulationszeit von 300 Jahren nicht den Lößkomplex „A“ verläßt, veranlaßt uns zu folgender Schlußfolgerung:

Unter den oben beschriebenen Voraussetzungen (Basisabdichtung aus 2 m verdichtetem Löß und uneingeschränktem Cäsiumeintrag über ein ständig mit einer Radionuklidlösung gesättigtes 20 m – langes Grenzsegment), ist aus Sicht der Grundwassergefährdung durchs Cäsium (^{137}Cs) eine zufriedenstellende Sicherheit für die geplante *Deponie Cernavodă* gegeben. Ebenfalls kann man von einer guten Eignung des *Standortes Cernavodă* für die Ausbreitung von ^{137}Cs , im Sinne der Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien, für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle (vgl. Kap. 1.2) ausgehen.

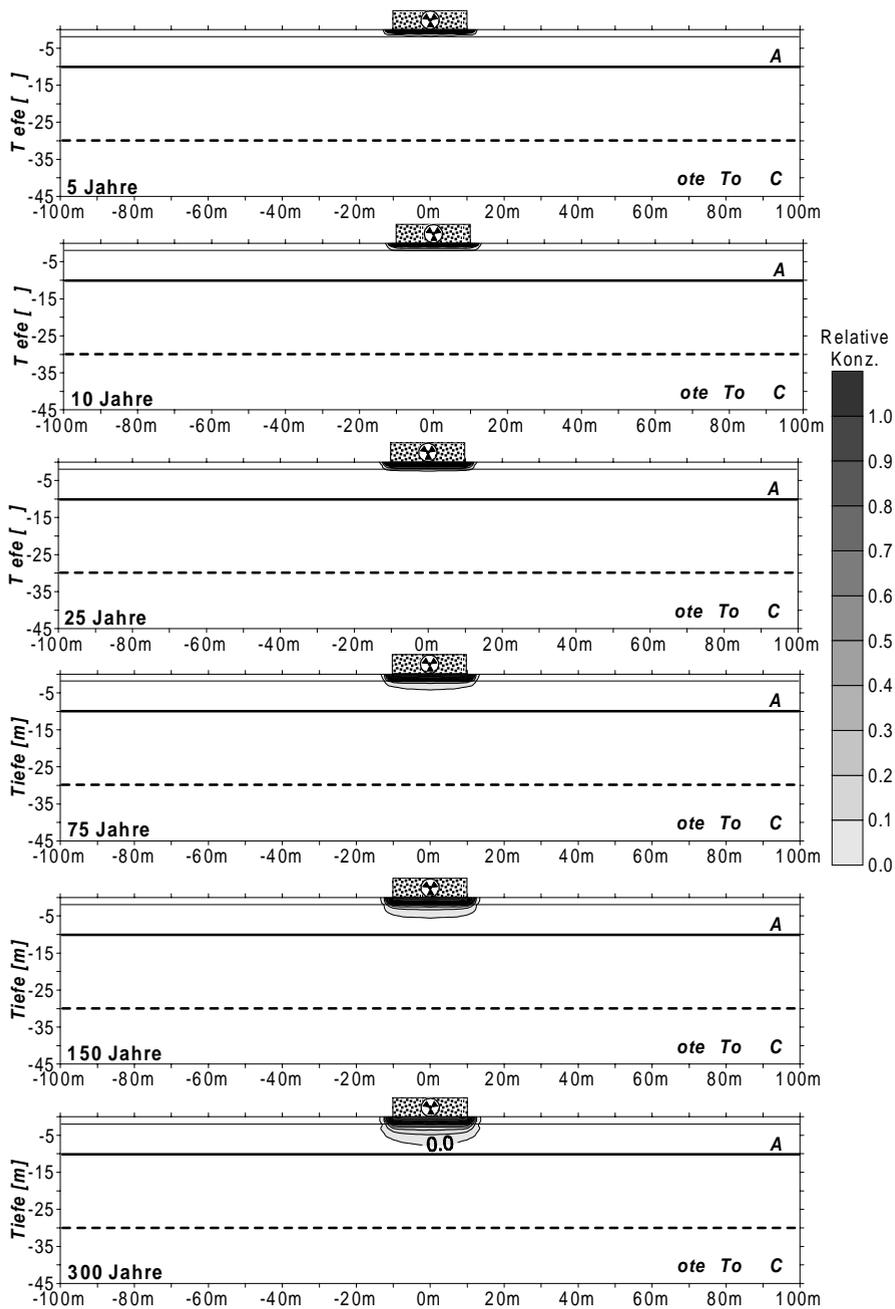


Abb. 72: Migration von Cäsium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß

7.5.14 Strontium. Migrationmodellierung bei anstehendem Boden

Ein letztes Radionuklid, für das verschiedene Modellvarianten numerisch simuliert wurden, ist Strontium (^{90}Sr). Strontium, ähnlich wie Kobalt und Cäsium, besitzt die Eigenschaft von den durchquerten Bodenschichten adsorbiert und absorbiert zu werden.

Die ^{90}Sr - Verteilungskoeffizienten für die Bodenkomplexe „A“, „B“ und „C“ sind in Tabelle 18 enthalten.

Aus Sicht der Halbwertszeit zerfällt ^{90}Sr mit $T_{1/2} = 28,5$ Jahren ungefähr genau so schnell wie Cäsium (^{137}Cs). Von hier ausgehend, kann ^{90}Sr wie ^{137}Cs als besonders gefährlich für das Grundwasser eingestuft werden, da die relative Konzentration wesentlich langsamer durch radioaktiven Zerfall abgebaut wird als bei anderen Radionukliden wie z. B. Tritium oder Kobalt.

Als erste Modellvariante mit Strontium, wurde ähnlich wie für Kobalt und Cäsium (vgl. Kap. 7.5.9 und 7.5.12), folgender Schadensfall simuliert:

- eine 20 x 20 m Betonzelle wird undicht und an ihrer Basis findet eine vollständige Sättigung des Untergrundes mit Radionuklidenlösung statt. Diese Sättigung bleibt mindestens 300 Jahre lang erhalten;
- der Radionuklidenlösung stehen keine baugeologischen bzw. ingenieurgeologischen Maßnahmen (Basisabdichtung aus verdichtetem Löß) im Wege. Praktisch wird die direkte Ausbreitung der ^{90}Sr – Lösung in den anstehenden, ungestörten geologischen Schichten simuliert.

Die Ergebnisse der ersten Simulation für Strontium sind in Abb. 73 graphisch dargestellt. Ähnlich wie bei Kobalt und Cäsium fällt gleich bei der Betrachtung der Ergebnisse die flachere Form der Strontium - Schadstoffahne auf. Die Erklärung hierfür ist analog mit der für Kobalt und Cäsium gegebene und ist auf die adsorbierenden und absorbierenden Eigenschaften des Lößes gegenüber des ^{90}Sr zurückzuführen.

Die von dem Betonzellenrand maximale laterale Ausbreitung des Strontiums (nach 300 Jahren) beträgt 56,4 m. Die maximale vertikale Ausbreitung des Strontiums beträgt 39 m.

Da ^{90}Sr nach 300 Jahren Migrationszeit nur 9 m in den *Roten Ton* (mit relativen Konzentrationen $< 0,2$) eingedrungen ist und trotz verstärkter lateraler Ausbreitung die Schadstoffahne noch 33,6 m vom Modellrand entfernt bleibt, kann bezüglich dieser Modellvariante behauptet werden, daß trotz einer größeren Ausbreitung als bei ^{60}Co und ^{137}Cs eine ausreichende Sicherheit und gute Eignung des *Standortes Cernavodă* für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle gegeben ist.

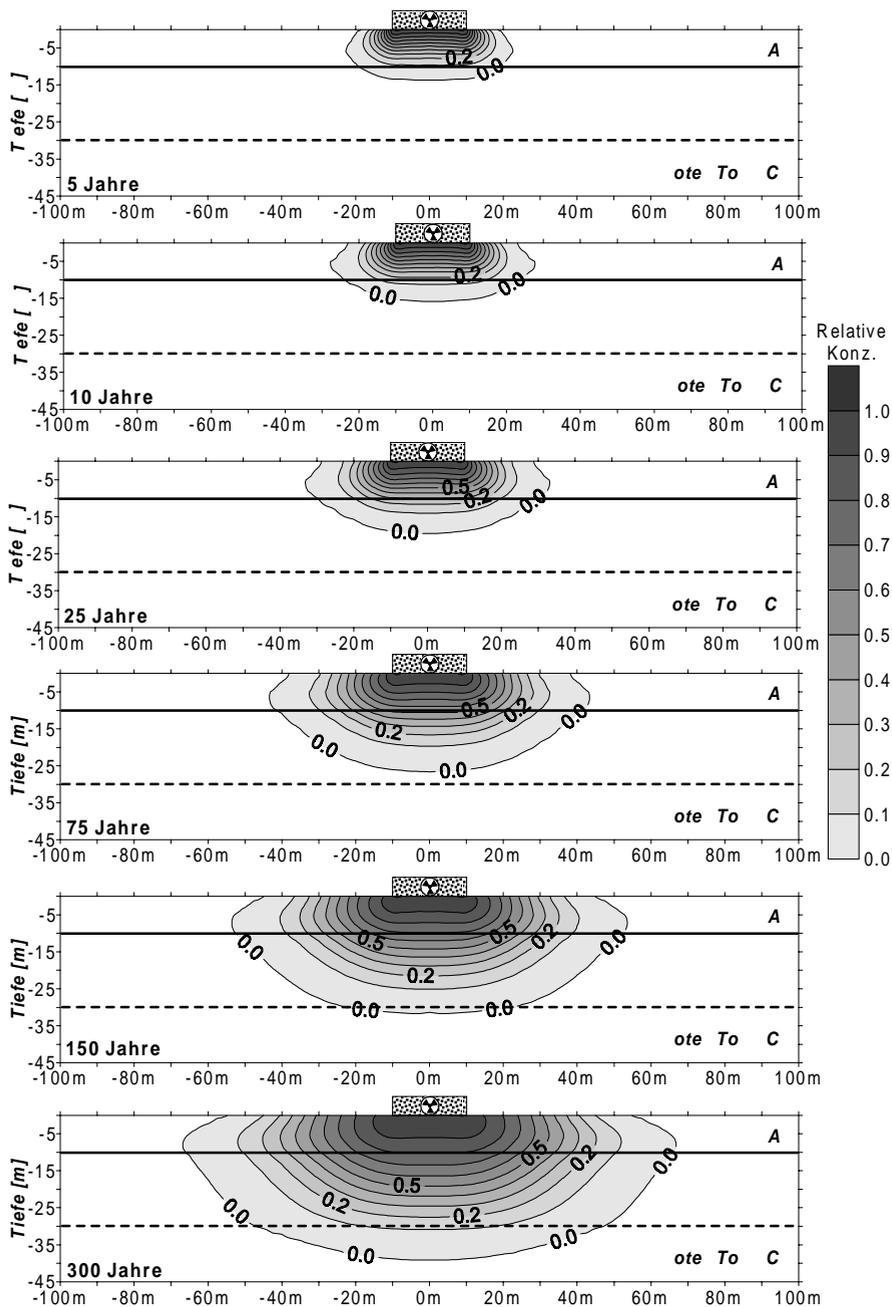


Abb. 73: Migration von Strontium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 3.566,5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden (ungestörte Verhältnisse)

7.5.15 Strontium. Migrationsmodellierung bei anstehendem Boden mit 2 m verdichtetem Löß

Im Rahmen einer letzten Modellvariante mit Strontium (^{90}Sr) als Schadstoff, wurde die Wirkung einer 2 m - mächtigen Basisabdichtung aus verdichtetem Löß auf die Migration des Strontium untersucht. Die verdichtete Lößschicht wurde genau mit den gleichen Parameter (Mächtigkeit, bodenhydraulische Parameter und k_f -Wert) wie bei den im Kapitel 7.5.6, 7.5.10 und 7.5.13 beschriebenen Varianten in das Modell eingebaut. Der Sr - Verteilungskoeffizient für den verdichteten Löß wurde aus der Tabelle 18 direkt übernommen.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen für die oben beschriebene Variante sind in Abb. 74 graphisch dargestellt.

Die geringe maximale Ausbreitung des ^{90}Sr (vertikal – ca. 8,7 m, lateral – ca. 3,6 m vom Betonzellenrand) und die Tatsache, daß der Schadstoff auch nach einer Simulationszeit von 300 Jahren nicht den Lößkomplex „A“ verläßt, veranlaßt uns zu folgender Schlußfolgerung:

Unter den oben beschriebenen Voraussetzungen (Basisabdichtung aus 2 m verdichtetem Löß und uneingeschränkter Strontiumeintrag über ein ständig mit einer Radionuklidlösung gesättigtes 20 m – langes Grenzsegment), ist aus Sicht der Grundwassergefährdung durch Strontium (^{90}Sr), eine zufriedenstellende Sicherheit für die geplante *Deponie Cernavodă* gegeben. Auch hier kann man von einer guten Eignung des *Standortes Cernavodă* im Sinne der Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle (vgl. Kap. 1.2) ausgehen.

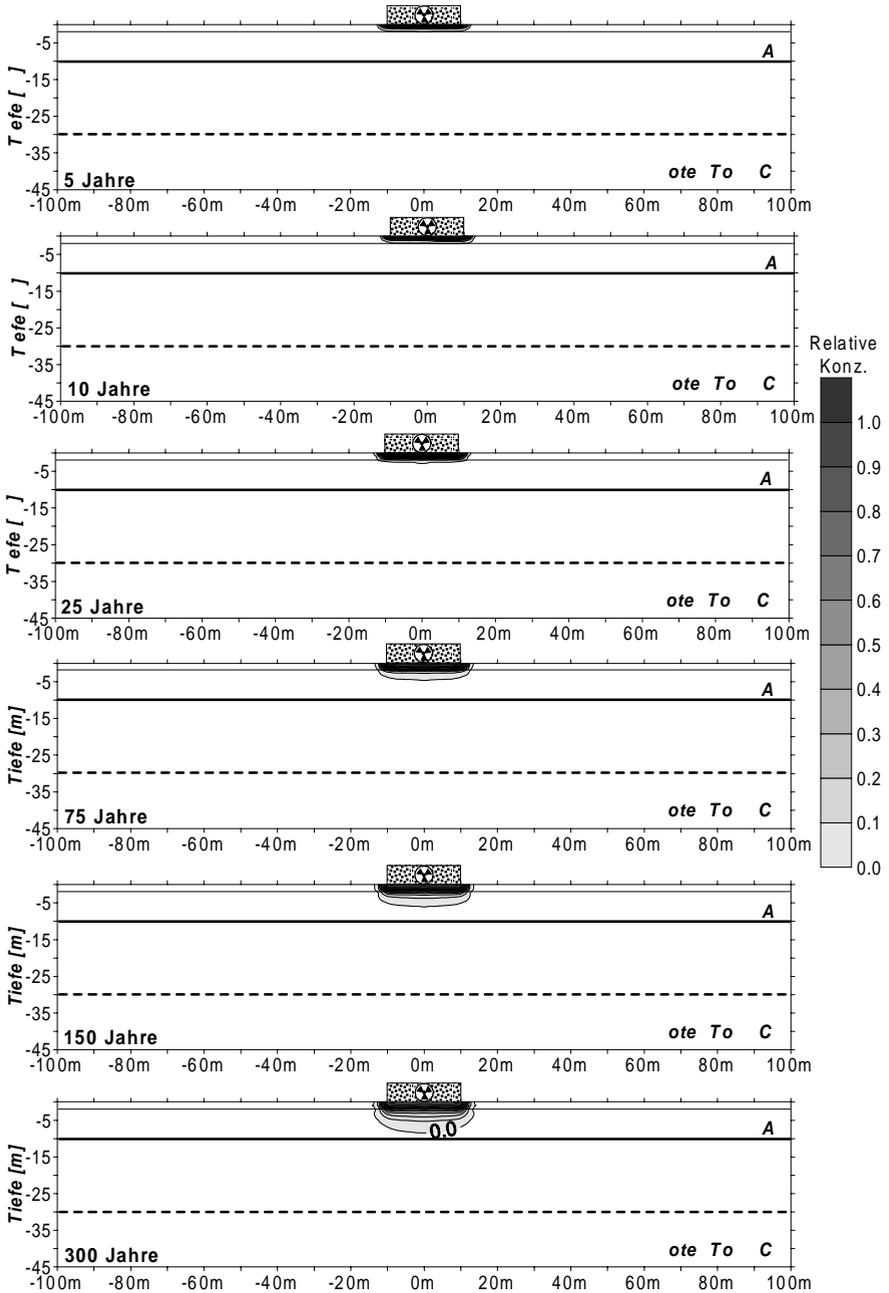


Abb. 74: Migration von Strontium, Schadstofflösungeintrag $q \geq 35 \text{ l/m}^2\text{-Jahr}$ für 300 Jahre, anstehender Boden mit 2 m verdichtetem Löß

8 ZUSAMMENFASSENDE SCHLUßFOLGERUNGEN

Für die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle des z. Zt. einzig in Betrieb befindlichem Kernkraftwerk Rumäniens, wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Reihe von Studien, „in situ“- und Laboruntersuchungen für die Prüfung der Eignung des *Standortes Cernavodă* durchgeführt.

Neue Methoden und Technologien, die zur Verbesserung der ingenieurgeologischen, geotechnischen und hydrogeologischen Eigenschaften des Untergrundes im Bereich des Standortes führen sollen, wurden eingehend untersucht, wobei die Vorschriften und Empfehlungen der:

- IAEA - Wien,
- Ministère de L'Industrie et de la Recherche, Direction Générale de L'Industrie: SIN 3210/84 - Basic Safety Regulation. Paris,

beachtet worden sind.

Kriterien, die im Rahmen dieser Arbeit zur Eignung des Standortes Cernavodă für die Endlagerung radioaktiver Abfälle sprechen, sollen hier nochmals kurz angesprochen werden:

- Nähe des Standortes zum KKW;
- niedrige Niederschlagsmengen im SW-Bereich der Dobrudscha (486,6 l/ m²·Jahr);
- trockenes, semiarides Klima;
- große Mächtigkeit der undurchlässigen bzw. schwach durchlässigen Schichten;
- Existenz einer hydrogeologischen Barriere, gegeben durch den *Roten Ton*;
- im tieferen Untergrund sind im Umkreis von 10 km keine tektonischen Hauptstörungen bekannt;
- kleines Erdbebenrisiko. Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Bebens (I = 8 (MKS)) beträgt 1/ 400 Jahren;
- tiefliegender Grundwasserspiegel (> 55 m) unterhalb der Deponie. Der für die Region wichtige Grundwasserleiter (Barrême-Kalke) befindet sich in über 140 m Tiefe;

- unterhalb der Aufstandsfläche weisen die Schichtfolgen einen relativ hohen Anteil an Tonmineralen (Smektite) auf die zu einer guten Retention, Ad- und Absorption der bei einem Schadensfall auftretende Radionuklide führen.

Die im Rahmen der Arbeit durchgeführten Untersuchungen sowie die übernommenen Daten deuten daraufhin, daß aus Sicht der baueologischen und geotechnischen Eigenschaften der im Bereich der geplanten Deponie anstehenden Lößböden sowie die darunter liegenden geologischen Schichten eine geringe bzw. begrenzte Tragfähigkeit aufweisen. Dementsprechend sind unter der Last der vorgesehenen schweren Betonzellen der Deponie, unter den natürlichen Lagerungsverhältnissen, große differentielle Setzungen bzw. Bruchvorgänge zu erwarten.

In der Arbeit wird das Problem der Stabilisierung des Baugrundes im Sinne der Schaffung eines tragfähigen, kompakten, wenig wasserdurchlässigen, erosionsbeständigen, elastisch reagierenden Fundamentes bzw. Basisabdichtung eingehend untersucht. Es hat sich gezeigt, daß sich diesbezüglich das CONSOLID-System für die Stabilisierung und Verbesserung der geotechnischen Werte des Lößes bestens eignet. Diese Aussagen stützen sich auf folgende Vorteile des CONSOLID-stabilisierten Lößes gegenüber einem konventionell verdichteten Löß:

- der behandelte Löß erfährt eine hohe hydraulische Erosionsbeständigkeit, die durch *Pinhole*-Tests nachgewiesen wurde;
- eine Verdoppelung der Tragfähigkeit des Baugrundes, entsprechend den CBR₂-Laborversuchen, konnte festgestellt werden;
- eine Reduzierung der Wasseraufnahme (50%) und der Quellung unter Wasser ($1/_{16}$) konnte nachgewiesen werden;
- eine Verbesserung der Scherfestigkeit (Erhöhung des Reibungswinkels ϕ' 6,5° und der Kohäsion c' von 2,1 kN/m²);
- eine Reduzierung der Frosthebung, nach Behandlung, auf ein 2,7-faches;
- eine Verbesserung der ab- und adsorptiven Eigenschaften;
- eine Reduzierung des gesamten Porenvolumens und des mittleren Porenradiuses.

Die in Cernavodă „in situ“ durchgeführten Baugrunduntersuchungen, nach der CONSOLID-Stabilisierung (Plattendruckversuche), bestätigen die Laborwerte und zeigen, daß:

- eine Verdoppelung des Deformationsmoduls E_{v1} nachzuweisen ist;
- remanente Verformungen auf die Hälfte reduziert werden;
- die Setzungen bei dem zweiten Durchgang des Plattendruckversuches nach der Stabilisierung unter der Bestimmungsgrenze liegen;
- auch hohe Belastungen ($> 0,4 \text{ MN/ m}^2$) zeigen, daß die Verformungen des Lößes jetzt im elastischen Bereich verbleiben und somit keine Bruchvorgänge zu verzeichnen sind.

Einer der wichtigsten Fragen bei der Abschätzung des Gefährdungspotentials, gegeben durch mögliche Schadstellen in der Deponie, wurden im Rahmen der Arbeit durch ausführliche und eingehende mathematische Modellrechnungen für die Radionuklidmigration untersucht. Die durchgeführten mathematischen Modellrechnungen, als annähernd realistische Möglichkeit einer Vorhersage für die Radionuklidmigration, stellen unter Beweis, daß die Sicherheitsvorgaben der IAEA – Wien zur Endlagerung der schwach- und mittelradioaktiven Abfälle für ^3H , ^{60}Co , ^{137}Cs und ^{90}Sr aus hydrogeologischer Sicht, grundsätzlich eingehalten werden können, d. h., daß auch bei ungünstigen Schadensfällen, Radionuklide nicht vor 300 Jahren ins Grundwasser gelangen.

Im Rahmen der mathematischen Modellierungen der Radionuklidmigration konnte auch für den Rückhalt der Radionuklide der positive Einfluß der CONSOLID-Stabilisierung nachgewiesen werden. Als Fazit der in der Dissertation beschriebenen Ergebnisse ist festzuhalten, daß bereits bei einer 1 m mächtigen Basisabdichtung aus konventionell verdichtetem Löß und einer darüberliegenden 1 m mächtigen CONSOLID-stabilisierten Lößschicht, im Einklang mit den Sicherheitsvorschriften der IAEA – Wien, eine Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle in Cernavodă hydrogeologisch und geotechnisch unbedenklich ist. Dementsprechend wird das CONSOLID-System für die in Cernavodă gegebenen geologischen Verhältnisse und für die dort geforderten bautechnischen Bedingungen als am besten geeignetes Mittel für die Bodenstabilisierung empfohlen.

9 EXTENDED ABSTRACT (ROMANIAN LANGUAGE)

O serie de studii hidrogeologice, geologice - ingineresti si geotehnice au fost efectuate pentru estimarea fezabilitatii amplasamentului pentru depozitul de deseuri slab si mediu radioactive de la Cernavodă si sunt prezentate în cadrul acestei teze de doctorat. Analiza datelor avute la dispozitie, studiile si modelarea matematică a transportului radionuclizilor prin zona nesaturată, contribuie la obtinerea de noi informatii privind siguranta depozitării finale a deeurilor slab si mediu radioactive pe amplasamentul Cernavodă, în conformitate cu respectarea strictelor recomandări ale *Agentiei Internationale pentru Energie Atomică* de la Viena.

Realizarea lucrării de față si în special încercările de laborator si teren, ca si modelarea matematică a migratiei radionuclizilor, au putut fi efectuate în cadrul unei colaborări stiintifice necomerciale dintre *Institutul de Studii Geotehnice si Geofizice* (GEOTEC), Bucuresti; *Facultatea de Geologie si Geofizică* a Universității Bucuresti si *Catedra de Geologie Aplicată* a Universității Karlsruhe (AGK).

Tinându-se seama de proprietățile geotehnice ale loessului „in situ“ (necompactat) de la Cernavodă, în cadrul lucrării au fost efectuate o serie de încercări detaliate de laborator, teste „in situ“ si studii privind posibilitățile de îmbunătățire ale capacității portante, a rezistentei la eroziune si impermeabilității terenului de fundare, ca urmare a tratamentului acestuia cu un nou sistem de stabilizare a pământurilor, cunoscut sub numele de „Sistemul CONSOLID“.

Obiectivul principal al lucrării de față îl reprezintă analiza vulnerabilității apei subterane față de pericolul infiltrării radionuclizilor din corpul depozitului de deseuri slab si mediu radioactive, prin intermediul modelelor matematice, pentru amplasamentul Cernavodă. Conditia limită pentru ca un amplasament să poată fi considerat potrivit si sigur pentru constructia unui depozit de deseuri slab si mediu radioactive, în conformitate cu sistemul de depozitare francez (tip „*Centre de l’Aube*“), este ca timpul necesar de migrare a unui radionuclid pentru a ajunge până la sistemul acvifer cel mai apropiat de suprafață, indiferent de perioada de înjumătățire respectiv de caracteristicile sale fizico-chimice, să nu fie sub 300 de ani. Singura posibilitate pentru obtinerea unei prognoze a migratiei radionuclizilor prin zona nesaturată, apropiată de realitate si pe termen foarte lung (300 ani), este modelarea matematică a acestor procese complexe.

În capitolul introductiv al lucrării (pag. 1 – 12) sunt prezentate pe scurt:

- proiectul RENEL pentru depozitarea deșeurilor slab și mediu radioactive de la Cernavodă;
- studiile preliminare;
- poluanții potențiali și condițiile de depozitare ale acestora;
- criteriile de selecție pentru amplasament;
- criteriile de evaluare a siguranței amplasamentului, corespunzătoare cu recomandările *Agenciei Internaționale pentru Energie Atomică* de la Viena;
- necesitatea respectiv importanța modelării matematice.

În capitolul 2 (pag. 13 – 22) sunt prezentate o serie de informații privind topografia și prevederile geotehnice pentru terenul de fundare al depozitului de deșuri. De asemenea este prezentată pe scurt geologia *Dobrogei de Sud*, cu accent pe zona din apropierea amplasamentului Cernavodă. Capitolul se încheie cu o apreciere geologică-ingenerească și hidrogeologică a straturilor și formațiunilor geologice din imediată apropiere a amplasamentului Cernavodă.

În capitolul 3 (pag. 23 – 34) este descris **Sistemul CONSOLID** pentru stabilizarea pământurilor coezive. Acest sistem se aplică la pământuri în care fracțiunea granulometrică $< 0,02$ mm depășește 10%. Sistemul CONSOLID este compus din două faze: una lichidă - **Consolid 444 (C⁴⁴⁴)** - și una solidă respectiv pulverulentă – **Solidry**. Luând în considerare proprietățile specifice, respectiv modul de acționare al Sistemului CONSOLID, acesta se aplică la construcția de sosele și drumuri noi, la asanarea și renovarea drumurilor vechi, pentru piste de transport, platforme industriale, platforme pentru parcuri, terasamente pentru noi tronșoane de cale ferată, la asanarea și renovarea vechilor tronșoane de cale ferată, la etanșizarea lacurilor artificiale, a bazinelor de acumulare și retenție, cât și la izolarea de bază și suprafață a depozitelor de deșuri.

În baza studiilor efectuate în principal la *Catedra de Geologie Aplicată a Universității Karlsruhe*, cât și în urma unor serii de încercări de teren și laborator efectuate în comun cu *Facultatea de Geologie și Geofizică a Universității București*, *Institutul de Studii Geotehnice și Geofizice (GEOTEC) București*, *Institutul de Cercetări Nucleare (ICN)*, Pitești, *Institutul de Studii și Proiectări pentru Îmbunătățiri Funciare (ISPIF)*, București, s-a putut recomanda Sistemul CONSOLID pentru stabilizarea loessului de la Cernavodă.

În capitolul 4 (pag. 35 – 70) sunt prezentate o serie de experimente de laborator efectuate atât pe probe de loess tratat cu Sistemul CONSOLID cât și pe probe de loess netratat. Conform normelor germane au fost efectuate o serie de încercări pentru clasificarea loessului de la Cernavodă. Încercările au fost

efectuate pe probe netratate atât din zona de suprafață respectiv terenul de fundare al depozitului (curba granulometrică – vezi Fig. 12, pag. 36; limitele de plasticitate – vezi Fig. 13, pag. 37), cât și pe probe recoltate dintr-un foraj (cca. 75 m adâncime; vezi Tab. 1, pag. 38). Atât pe probe tratate, cât și netratate (vezi Tab. 2, pag. 39; Fig. 14, pag. 40) au fost efectuate o serie de încercări Proctor pentru determinarea parametrilor optimi de compactare. Unul dintre principalii parametri geotehnici ce se îmbunătățesc după tratamentul cu Sistemul CONSOLID este și rezistența la eroziune. Verificarea acestui parametru s-a făcut printr-o serie de încercări de tip „pinhole” (vezi Fig. 16 – 18, pag. 42 – 43). Încercările de permeabilitate efectuate atât la GEOTEC, București cât și la Karlsruhe au pus în evidență permeabilitatea relativ redusă a loessului compactat (conductivitatea hidraulică $k_r < 1,0 \times 10^{-7}$ cm/s).

Încercările CBR_2 (normativul elvetian SN 670 320 b și american ASTM D 1883-94) au arătat o creștere a portanței de cca. două ori (de la 33,6% la 60,6%) în urma tratării loessului cu Sistemul CONSOLID. De asemenea a putut fi constatată o reducere a absorbției apei de la 118 ml/dm³ la 58 ml/dm³ și a gonflării de la 1,5 mm la doar 0,09 mm la probele tratate comparativ cu cele netratate. Testele de forfecare triaxială ca și cele de forfecare directă au arătat de asemenea o îmbunătățire în urma tratării cu CONSOLID (vezi Fig. 20, pag. 48).

Unul dintre parametrii geotehnici mai dificil de determinat, pentru care nu există normative clar definite, este rezistența la îngheț-dezghet a probelor din pământuri coezive compactate. În laboratorul geotehnic al *Catedrei de Geologie Aplicată a Universității Karlsruhe* a fost adaptat și dezvoltat în cadrul tezei un nou sistem de testare a rezistenței la îngheț - dezghet pentru pământuri coezive în general și pentru loessul de la Cernavodă în mod special. Acest sistem este reprezentat în Fig. 22 și 23 pe pag. 53 și 54. Rezultatele testelor sunt reprezentate grafic în Fig. 24 (pag. 56) și pun în evidență faptul că tratarea cu Sistemul CONSOLID a loessului a condus la o reducere a gonflării la cca. $\frac{1}{3}$ din valoarea gonflării probei netratate.

Un alt parametru extrem de important pentru prognosticarea migrației radionuclizilor în subteran este coeficientul de distribuție K_d . Studiile pentru determinarea coeficienților de distribuție (vezi Fig. 25, pag. 59), efectuate la ICN Pitești, au demonstrat o creștere a K_d -ului respectiv o îmbunătățire a proprietăților retardative, adsorbante și absorbante ale probelor de loess tratate cu CONSOLID față de cele netratate. Dat fiind faptul că acești coeficienți de distribuție reprezintă date de intrare pentru modelul matematic, valorile lor au o influență majoră asupra prognozei migrativității radionuclizilor obținută prin simularea numerică.

În continuare, în acest capitol sunt prezentate și discutate o serie de analize chimice (în special pentru metale grele) efectuate pe probe de apă de percolare recoltate cu ocazia încercărilor de permeabilitate, pe probe netratate și tratate cu Sistemul CONSOLID. Rezultatele analizelor (vezi Fig. 26, pag. 61) pun în evidență acțiunea de imobilizare, retardare respectiv adsorbție sporită a metalelor grele în cazul probelor tratate cu CONSOLID.

În încheierea capitolului 4 sunt trecute în revistă o serie de studii și cercetări ale microstructurii loessului. În acest scop au fost efectuate analize de microscopie electronică și porozimetrie cu mercur. Rezultatele studiilor (vezi Fig. 27 – 32, pag. 64 – 70) pun în evidență următoarele:

- Microstructura existentă în probele de loess netratat este relativ poroasă, neregulată și foarte slab orientată (vezi Fig. 27 și 29). Probele tratate cu Sistemul CONSOLID prezintă o structură compactă și o orientare paralelă a mineralelor argiloase.
- Porozitatea totală la probele tratate este cu cca. 19,5% mai redusă decât la probele netratate.
- În probele tratate (vezi Fig. 28, 30 și 31) domină porii foarte fini, ceea ce favorizează procesele de adsorbție și absorbție. Probele netratate, în care există o preponderență a porilor mai mari, generează o conductivitate hidraulică mai ridicată și implicit riscul unei eroziuni accentuate.

În **capitolul 5** (pag. 71 – 82) este tratată problema testelor „in situ”, în special pentru determinarea portantei respectiv a modulului de deformare și a proprietăților elasto-plastice ale loessului tratat și netratat. Testele respectiv încercările cu placa rigidă, au fost efectuate pe o pistă experimentală în zona amplasamentului (vezi Fig. 34, 36 și 37, pag. 74, 76 și 78). Rezultatele încercărilor sunt reprezentate în Fig. 40 și 41 (pag. 80 - 81), fiind rezumate în Tab. 13 (pag. 41). Aceste rezultate conduc la următoarele concluzii:

- tratamentul loessului cu Sistemul CONSOLID conduce - după prima încărcare - la o dublare a modulului de deformare E_{v1} (determinat după norma germană DIN 18134) și anume de la 60 MN/m^2 la 117 MN/m^2 ;
- deformatiile remanente (tasările înregistrate după încheierea descărcării) sunt reduse la mai puțin de jumătate în urma tratării cu CONSOLID (de la 0,26 cm la loessul netratat și compactat la doar 0,12 cm la loessul tratat și compactat - vezi Fig. 40);
- tasarea suplimentară, măsurată la cea de-a doua încărcare din cadrul încercării cu placa rigidă, se încadrează la loessul tratat în limitele domeniului preciziei de măsurare ($< 0,01 \text{ cm}$). Valoarea tasării suplimentare se ridică la loessul netratat la 0,08 cm, ceea ce reprezintă o valoare de minimum 8 ori mai mare decât la loessul tratat;

- din comparatia curbelor de compresiune-tasare, luând în considerare îmbunătățirile amintite mai sus, se poate aprecia cu certitudine, că stratele tratate cu Sistemul CONSOLID rămân și după o încărcare cu sarcini foarte ridicate (peste $0,4 \text{ MN/ m}^2$ respectiv peste 4 kg/ cm^2) în domeniul deformațiilor elastice.

În capitolul 6 (pag. 83 - 106) sunt prezentate bazele fizico-matematice ale modelării transportului de radionuclizi prin zona nesaturată. În acest context sunt enumerate și descrise o serie de proprietăți și parametri fizico-mecanici respectiv hidraulici ai pământurilor cum ar fi : clasificarea diverselor tipuri de apă interstitială; repartitia porilor; umiditatea geotehnică și volumetrică; potentialul gravitațional; cel matricial respectiv suctiunea; potentialul gazos; cel osmotic; potentialul datorat sarcinilor exterioare și potentialul hidraulic. De asemenea este prezentată teoria curbelor caracteristice de suctiune-umiditate (numite și curbe de suctiune sau curbe *van Genuchten*) respectiv a legăturilor care descriu dependența suctiunii de umiditatea volumetrică - $\psi = f(\theta)$ - și a conductivității hidraulice față de umiditatea volumetrică - $k = f(\theta)$. O serie de fenomene ce apar la determinarea curbelor caracteristice, cum ar fi fenomenul de histerază pe de-o parte sau dependența alurii curbelor specifice de tipul de pământ (preponderent nisipos, prăfos sau argilos) și de structura acestuia (relativ afânat sau compact) pe de altă parte, sunt descrise în continuare.

Pentru descrierea curgerii apei în mediul nesaturat sunt analizate, prezentate și discutate o serie de teorii și legi între care se menționează: legea generală a curgerii în regim nesaturat a lui *Buckingham*; ecuația de curgere a apei în regim nesaturat și cazul particular - ecuația vectorială *Richards*. În continuare sunt prezentate diferitele condiții de margine. Cunoașterea respectiv definirea acestora este necesară pentru rezolvarea ecuației diferențiale de curgere a apei în regim nesaturat. În încheierea subcapitolului despre curgerea apei în zona nesaturată sunt enumerate și discutate limitele și valabilitatea formulărilor matematice folosite.

În cadrul subcapitolului în care se discută transportul masic în zona nesaturată este prezentată ecuația diferențială fundamentală a transportului de masă în regim nesaturat. De asemenea sunt analizate și definite condițiile de margine, coeficienții de dispersie pentru transportul masic cuplat cu curgerea în regim nesaturat și parametrii de curgere respectiv transport la momentul $t = 0$ (situația inițială).

Capitolul 7 (pag. 107 - 172) constituie partea principală a lucrării, reprezentând modelarea matematică a migrației radionuclizilor prin zona nesaturată. Aici sunt discutate și analizate programe de calcul, date de intrare, variante de calcul, prezentarea ca și interpretarea rezultatelor obținute. Alături de tehnicile de laborator pentru determinarea relației succiune - umiditate și a programelor de calcul utilizate pentru identificarea parametrilor empirici care intervin în relațiile constitutive (RETC), este descris și prezentat în capitol atât programul de calcul folosit la simularea numerică a migrației radionuclizilor prin zona nesaturată - SWMS_2D cât și parametrii de intrare și condițiile de margine pentru modelarea migrației sub amplasamentul Cernavodă. Printre datele de intrare joacă un rol deosebit de important profilele de umiditate (vezi Fig. 53 și 54, pag. 125); conductivitățile hidraulice în regim saturat (vezi Tab. 17, pag. 129); coeficienții de distribuție; timpii de înjumătățire și constantele de dezintegrare ale principalilor radionuclizi (vezi Tab. 18 și 19, pag. 131). Alegerea și definirea unei secțiuni verticale pentru modelare (vezi Fig. 56, pag. 132) ca și a rețelei de elemente finite pentru modelarea matematică (vezi Fig. 57, pag. 133), constituie de asemenea obiectul capitolului 7.

În cadrul subcapitolului 7.5 sunt prezentate rezultatele modelării matematice pentru o serie de 15 variante de calcul. Pentru toate aceste variante se presupune existența unei celule de beton defecte (20 x 20 m) prin care se scurge în subteran o soluție de radionuclizi. Prima variantă de calcul (cap. 7.5.1) studiază migrația Tritiului în condițiile unei saturații complete pentru cel puțin 300 de ani sub celula defectă. Această variantă ar corespunde unui debit mediu efectiv de infiltrație de peste 3.566 l/ m²·an, reprezentând astfel un volum de cca. șapte ori mai mare decât precipitația medie anuală. Această variantă, considerată ca extremă și nerealistă, a fost aplicată în principal pentru verificarea modelului. Rezultatele modelării acestei variante (vezi Fig. 58, pag. 136) duc la concluzia că în absența unei bariere artificiale (etanșizare de bază din loess compactat) și în condițiile pătrunderii soluției de Tritiu printr-o suprafață permanent saturată, într-un timp nelimitat, amplasamentul Cernavodă nu ar prezenta o siguranță satisfăcătoare pentru depozitarea finală a deșeurilor slab și mediu radioactive.

O a doua variantă de calcul analizată (7.5.2), similară cu prima, se deosebește doar prin faptul că este simulat un orizont de sol fosil între 15 și 18 m adâncime. În pofida efectului de întârziere provocat de orizontul de sol fosil („*paleosol*“), se poate aplica și pentru această variantă concluzia primei variante.

Pentru o a treia variantă de modelare a migrației Tritiului s-a considerat o pătrundere limitată („flux-input“) a soluției de radionuclizi la doar $75 \text{ l/m}^2\cdot\text{an}$. Deși valoarea aleasă pentru debitul de infiltrație al soluției de radionuclizi respectiv a fluxului de soluție se află mult peste valorile măsurate în lizimetrul construit de GEOTEC în amplasamentul Cernavodă ($11 \text{ l/m}^2\cdot\text{an}$), această variantă poate fi considerată ca fiind practic realistă și rezultatele modelării (vezi Fig. 60, pag. 141) ca fiind reprezentative pentru evaluarea amplasamentului Cernavodă în scopul depozitării finale a deșeurilor slab și mediu radioactive. Analiza rezultatelor acestei variante a arătat că poluantul nu va ajunge nici după 300 de ani la „Argila Rosie“. Extinderea maximă laterală a poluantului nu depășește 15 m. În concluzie se poate afirma că în cazul simulării unui flux realist de $75 \text{ l/m}^2\cdot\text{an}$, amplasamentul Cernavodă prezintă siguranța necesară pentru depozitarea deșeurilor slab și mediu radioactive cu un conținut sporit de Tritiu, astfel fiind îndeplinite recomandările *Agentiei Internaționale pentru Energie Atomică* de la Viena. Dat fiind faptul că ceilalți radionuclizi sunt retardați, adsorbiți și absorbiți mult mai puternic în stratele traversate decât Tritiul, aceștia vor migra mai încet decât Tritiul. Prin urmare se poate concluziona și aici valabilitatea celor afirmate mai sus pentru amplasamentul Cernavodă privind depozitarea deșeurilor slab și mediu radioactive.

Alte două variante de modelare analizate, consideră și ele pătrunderea soluției de radionuclizi respectiv a soluției de Tritiu la un flux limitat nu numai ca debit anual ci și în timp („impuls-input“). Pentru simularea numerică a acestor două variante a fost necesară modificarea respectiv completarea programului de calcul SWMS_2D. Aceste îmbunătățiri ale programului de calcul au fost efectuate în strânsă colaborare cu *Dr. Prof. Alexandru Danchiv* de la *Facultatea de Geologie și Geofizică* a Universității București. Din model rezultă că răspândirea poluanților (vezi Fig. 61, pag. 144 și Fig. 62, pag. 146) este și mai redusă decât în varianta anterioară (cap. 7.5.3). De aici se consideră că pentru aceste două variante (cap. 7.5.4 și 7.5.5) pot fi aplicate aceleași concluzii ca și pentru varianta din cap. 7.5.3. Se poate afirma deci că în cazul simulării unui flux realist de $75 \text{ l/m}^2\cdot\text{an}$, amplasamentul Cernavodă poate fi considerat ca fiind sigur pentru depozitarea deșeurilor slab și mediu radioactive.

În cadrul altor trei variante de calcul cu Tritiu ca poluant (cap. 7.5.6 - 7.5.8) o barieră geologico-inginerescă a fost introdusă în model, reprezentată printr-un strat de loess compactat de 1 - 2 m grosime. Rezultatele tuturor acestor variante (vezi Fig. 63 - 65, pag. 148 - 152) conduc la concluzia că în cazul unui strat de cel puțin 1 m loess compactat în condiții optime, poluantul (Tritiu) nu va depăși limitele modelului (adâncime maximă după 300 ani da cca. 33 m). Se poate concluziona prin urmare, că în cazul unei bariere geologico-ingineresti de cel puțin 1 m grosime, amplasamentul Cernavodă poate fi considerat sigur pentru

depozitarea deseurilor slab si mediu radioactive atât din p.d.v. al Tritiului cât si al celorlalti radionuclizi care au o viteză de migrare mai mică decât cea a Tritiului, datorită fenomenelor de adsorbție, absorbție si retardare în stratele geologice traversate.

Următoarele 7 variante de calcul prezentate simulează migratia radionuclizilor Cobalt (^{60}Co), Cesium (^{137}Cs) si Strontiu (^{90}Sr). Rezultatele acestor variante confirmă concluziile enumerate mai sus.

Deosebit de interesante sunt rezultatele comparative ale variantelor din cap. 7.5.10 (Migratia ^{60}Co în cazul unui strat din 2 m loess compactat; vezi Fig. 67-68, pag. 157-158) si cap. 7.5.11 (Migratia ^{60}Co în cazul unui strat de 1 m loess compactat urmat de 1 m loess tratat cu Sistemul CONSOLID si compactat; vezi Fig. 69-70, pag. 161-162). Avantajele aplicării Sistemului CONSOLID sunt evidente dat fiind faptul că adâncimea maximă de penetrare a poluantului după 300 de ani se reduce de cca. 3 ori (de la 6 m în varianta fără CONSOLID la cca. 2 m în varianta cu CONSOLID). Se remarcă deasemenea faptul că domeniul de extindere al poluantului în varianta cu CONSOLID nu depășeste cadrul barierei geologico-ingineresti (adâncimi ≤ 2 m).

În încheierea prezentului rezumat doresc să multumesc încă o dată si pe această cale celor ce m-au încurajat si sprijinit pe tot parcursul efectuării lucrării, atât în conceperea cât si în redactarea ei.

Prezenta lucrare de doctorat a fost efectuată la *Catedra de Geologie Aplicată a Universității din Karlsruhe*, Germania sub îndrumarea Domnului *Profesor Dr. Heinz Hötzel*, în strânsă colaborare cu *Facultatea de Geologie si Geofizică a Universității din Bucuresti* si cu *Institutul pentru Studii Geotehnice si Geofizice (GEOTEC)*, Bucuresti.

Pentru continua îndrumare profesională si umană, pentru marele sprijin fără de care lucrarea de față nu ar fi putut ajunge la un bun sfârșit, doresc să multumesc în primul rând îndrumătorului si dascălului meu, Domnului *Dr. Georg-Paul Merkle*. În plus doresc să-mi manifest recunostinta pentru sprijinul acordat la asigurarea finanțării, la corectarea lucrării, ca si pentru sfaturile acordate si prietenia arătată.

Lucrarea de față nu ar fi fost posibilă fără o bursă din partea *Biroului German de Schimburi Academice (DAAD)* si o prelungire a acestei burse acordate de firma *CONSOLID Bautechnik AG*. Domnului *Ing. Hanno Konrad*, proprietar si director al susnumitei firme, doresc să-i multumesc si pe această cale atât pentru încrederea arătată, cât si pentru sprijinul financiar si tehnic acordat.

Un călduros „*Mulumesc*“ datorez Domnului *Profesor Alexandru Danchiv* de la *Facultatea de Geologie si Geofizică a Universității din Bucuresti*, pentru continuul si prietenescul sprijin în domeniul simulării numerice a curgerii si transportului de radionuclizi prin zona nesaturată, pentru sfaturile foarte importante, uneori critice dar întotdeauna constructive, pentru generarea, utilizarea si calculul modelelor matematice.

Domnului *Profesor Dr. Florian Zamfirescu* de la *Facultatea de Geologie si Geofizică a Universității din Bucuresti*, îi multumesc pentru preluarea coreferatului tezei de doctorat, pentru interesul arătat față de subiectul ales, pentru încurajările si continul sprijin acordat.

Nu pot încheia fără să multumesc *Institutului pentru Studii Geotehnice si Geofizice (GEOTEC)*, Bucuresti, Domnilor *Geol. Ion Durdun* si *Dr.-Ing. Privighetorită* pentru sprijinul prietenesc si pentru punerea la dispozitie a numeroase date.

10 LITERATUR

- AKINDUNNI F. F., GILLHAM R. W., CONANT B. Jr., and FRANZ Th. (1995): Modeling of Contaminant Movement Near Pumping Wells: Saturated-Unsaturated Flow with Particle Tracking. - Ground Water, 33, 2, 264-274, Water Well Journal Publ. Co., Worthington, Ohio.
- ARGUS Interware Inc. (1996): Argus MeshMaker. Finite Element & Finite Differences Numerical Pre and Post Processor Version 2.5 (User's Guide).
- ARGUS Interware Inc. (1996): Argus Numerical Environments (ANE) Version 3 (User's Guide).
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING & MATERIALS ASTM D 560-89 (1989): Standard Test Methods for Freezing and Thawing Compacted Soil-Cement Mixtures. - Annual Book of ASTM Standards, 04.08 Soil and Rock (I), 35 - 39, Philadelphia.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING & MATERIALS ASTM D 1883-94 (1994): Standard Test Method for CBR (California Bearing Ratio) of Laboratory-Compacted Soils. - Annual Book of ASTM Standards, 04.08 Soil and Rock (I), 149 - 155, Philadelphia.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING & MATERIALS ASTM D 698-91 (1991): Test Method for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Standard Effort (12400 ft-lbf/ft³ (600 kN-m/m³)). - Annual Book of ASTM Standards, 04.08 Soil and Rock (I), 69 - 76, Philadelphia.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING & MATERIALS ASTM D 1557-91 (1991): Test Method for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Modified Effort (56000 ft-lbf/ft³ (2700 kN-m/m³)). - Annual Book of ASTM Standards, 04.08 Soil and Rock (I), 118 - 125, Philadelphia.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING & MATERIALS ASTM D 2487-93 (1993): Standard Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System). - Annual Book of ASTM Standards, 04.08 Soil and Rock (I), 207 - 217, Philadelphia.

- AURIOL J. (1994): Review of Radioactive Waste Management at Cernavodă, Evaluation of Candidate Sites Based on Site Characteristics and Suitable Disposal Options, IAEA End-of-Mission Report Project ROM/9/014 (unveröffentlicht). - 13 S., International Atomic Energy Agency Vienna, Austria and Institute of Power Studies and Design Nuclear Objectives Bucharest-Măgurele România.
- BALLY R.-J., ANTONESCU I. (1971): Loessurile în constructii. - 367 S., Editura Tehnică, Bucuresti.
- BAUBERICHTE UND KUNDENBERICHTE (1975-1997): CONSOLID-Dokumentation (unveröffentlicht).
- BEAR J. (1972): Dynamics of Fluid in Porous Media. – 762 S., Elsevier, Amsterdam.
- BEAR J. (1979): Hydraulics of Groundwater. - 569 S., McGraw - Hill Book Company, New York.
- BENTOUMI O., ALIMI- ICHOLA I. (Avril 1996): Détermination Expérimentale de la Conductivité Hydraulique d'un Sol non Saturé au Laboratoire. - Bulletin de l'Association Internationale de Géologie de l'Ingénieur, 53, 21-27, Paris.
- BLUME H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und –belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. - 794 S., Ecomed, Landsberg/ Lech.
- BÖLLING W. H. (1972): Bodenmechanik der Stützbauwerke, Straßen und Flugpisten. - 184 S., Springer, Berlin.
- BOROS G. (1993): Praxis der Bodenverfestigung. - 207 S., Akad. Kiado, Budapest.
- BROOKS R. H. & COREY A. T. (1964): Hydraulic properties of porous media. - Colorado State Univ., Hydrology Paper, 3, Fort Collins, Colorado.
- BUCKINGHAM E. (1907): Studies on the movement of soil moisture. - U.S. Dept. of Agr. Bur. of Soils, 38., Washington D.C.
- BURDINE N. T. (1952): Relative permeability calculations from pore-size distribution data. - Petrol. Trans. Am. Inst. Min. Eng., 198, 35 - 42, New York.

- BUSCH K.-F., LUCKNER L., TIEMER K. (1993): Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 3: Geohydraulik. - 497 S., Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart.
- CELIA M. A., REEVES P. C., and FERRAND L. A. (1995): Recent advances in pore scale models for multiphase flow in porous media. - Reviews of Geophysics, Supplement, 1049-1057.
- CADUFF H. (1996): Frostverhalten stabilisierter Böden. - 64 S., Liechtensteinische Ingenieurschule/ FH Abt. Bauingenieurwesen (unveröffentlichte Diplomarbeit).
- CHAPMAN D. L. (1913): A contribution of the Theory of Electrocapillarity. – Phil. Mag., 25, London.
- COOK P. G., EDMUNDS W. M., GAYE C. B. (1992): Estimating Paleorecharge and Paleoclimate From Unsaturated Zone Profiles. - Water Resour. Res., 28, 10, 2721 - 2731, Washington, DC.
- COOK P. G., JOLLY I. D., LEANEY F. W., and WALKER G. R., ALLAN G. L. and FIFIELD L. K., ALLISON G. B. (1994): Unsaturated zone tritium and chlorine 36 profiles from southern Australia: Their use as tracers of soil water movement. - Water Resour. Res., 30, 6, 1709 - 1719, Washington, DC.
- DANCHIV A., ZAMFIRESCU F., GHEORGHE A. (1995): Evaluarea hidrogeologică a amplasamentelor pentru depozitele de deseuri nucleare de la Saligny si Cernavodă (C.N.E. Cernavodă) – A.H.R. Asociatia Hidrogeologilor din România (unveröffentlicht).
- DANCHIV A., STĂNCIU M., MARTAC E., DAVID T., DAN L. (1997): Schematizarea condițiilor hidrodinamice în amplasamentul DFDSMA – Saligny. – A.H.R. Asociatia Hidrogeologilor din România (unveröffentlicht).
- DANCHIV A., GHEORGHE A., DURDUN I. (1997): Modélisation numérique du transport des polluants dans un site de stockage de déchets radioactives. – Engineering Geology and the Environment, Marinou, Koukis, Tsiambaos & Stoumaras (eds.), 1727 – 1731, Balkema, Rotterdam.
- DANCHIV A., STEMATIU D. (1997): Metode numerice în hidrogeologie. - 156 S., Editura Didactică si Pedagogică, R.A., Bucuresti.

- DIN 4022 Teil 1 (1987): Baugrund und Grundwasser - Benennen und Beschreiben von Boden und Fels Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 20 S., Beuth, Berlin.
- DIN 4022 Teil 2 (1981): Baugrund und Grundwasser - Benennen und Beschreiben von Boden und Fels Schichtenverzeichnis für Bohrungen im Fels (Festgestein). - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 10 S., Beuth, Berlin.
- DIN 4022 TEIL 3 (1982): Baugrund und Grundwasser - Benennen und Beschreiben von Boden und Fels Schichtenverzeichnis für Bohrungen mit durchgehender Gewinnung von gekernten Proben im Boden (Lockergestein). - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 10 S., Beuth, Berlin.
- DIN 4049-3 (1994): Hydrologie. Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. - Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 80 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18125 (1972): Baugrund: Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Dichte des Bodens Labormethoden. - Fachnormenausschuß Bauwesen im Deutschen Normenausschuß (DNA), 4 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18121 (1976) : Baugrund: Untersuchung von Bodenproben - Wassergehaltsbestimmung durch Ofentrocknung. - Fachnormenausschuß Bauwesen (FNBau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 2 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18122 (1976): Baugrund: Untersuchung von Bodenproben - Zustandsgrenzen (Konsistenzgrenzen), Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenze. - Fachnormenausschuß Bauwesen (FNBau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im DIN, 6 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18123 Korngrößenverteilung. - Fachnormenausschuß Bauwesen (FNBau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im DIN, 12 S., Beuth, Berlin.

- DIN 18124 (1989): Baugrund Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung der Korndichte Kapillarpyknometer - Weithalspyknometer. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 5 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18127 (1993): Baugrund Versuche und Versuchsgeräte - Proctorversuch. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 13 S, Beuth, Berlin.
- DIN 18128 (1990): Baugrund Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung des Glühverlusts. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. und der Deutschen Gesellschaft für Erd- und Grundbau e.V., 3 S, Beuth, Berlin.
- DIN 18130 (1989): Baugrund Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts, Laborversuche. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 18 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18132 (Entwurf 1993): Baugrund Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung des Wasseraufnahmevermögens. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 7 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18134, (1993): Baugrund, Versuche und Versuchsgeräte - Plattendruckversuch. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 9 S., Beuth, Berlin
- DIN 18137 (1990): Baugrund Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung der Scherfestigkeit, Begriffe und grundsätzliche Versuchsbedingungen. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. und der Deutschen Gesellschaft für Erd- und Grundbau e.V., 13 S., Beuth, Berlin.
- DIN 18196 (1988): Erd- und Grundbau - Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. - Normenausschuß Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 5 S., Beuth, Berlin.
- DIN 38414 Teil 4 (1984): Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4). - Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 10 S, Beuth, Berlin.

- DIN 38414 Teil 7 (1983): Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S7). - Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 6 S., Beuth, Berlin.
- DIN 52104 Teil 1 (1982): Prüfung von Naturstein, Frost-Tau-Wechsel-Versuch, Verfahren A bis Q. - Normenausschuß Materialprüfung (NMP) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 6 S., Beuth, Berlin.
- DIN 52104 Teil 2 (1982): Prüfung von Naturstein, Frost-Tau-Wechsel-Versuch, Verfahren Z. - Normenausschuß Materialprüfung (NMP) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 2 S., Beuth, Berlin
- DURDUN I. (1993): Evaluarea Condițiilor Geologice, Hidrogeologice și Seismologice pentru 3 (trei) Amplasamente „Candidat“ al Depozitelor de Deseuri slab și mediu radioactive. - 42 S., GEOTEC, Bukarest (unveröffentlicht).
- DURDUN I. (1994): Studiu Geologo-Tehnic Hidrogeologic și Seismologic privind Depozitul de Deseuri Slab și Mediu Radioactive pentru CNE Cernavodă - variantele Cernavodă și Saligny. - 27 S., GEOTEC, Bukarest (unveröffentlicht).
- DURDUN I. (1995): Disposal of Radioactive Wastes Discharged by the Romanian Nuclear Power Generation Program - Final Disposal for Low and Medium Radioactive Wastes - geological approach. - Revista Energia Nucleară, 6-7, 16 - 18, Bukarest.
- DURDUN I., PRIVIGHETORITĂ C., DRAGOMIR E., BĂRBULESCU S. (1996): DFDSMA-Cernavodă. Cercetări geologice pentru evaluarea geologică a amplasamentului la faza de fezabilitate. - 30 S., GEOTEC, Bukarest (unveröffentlicht).
- DURNER W. (1991): Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. - 180 S., Bayreuther Bodenkundliche Berichte, 20, Dissertation Universität Bayreuth.
- ELRICK D. E., LARYEA K. B., and GROENEVELT P. H. (1979): Hydrodynamic Dispersion During Infiltration of Water into Soil. - Soil Sci. Soc. Am. J., 43, 5, 856 - 865, Madison, Wisc.

- EMERSON E. W. (1959): The structure of soil crumbs. - J. Soil. Sci., 10, 235.
- ENDELL K., LEOS W., BRETH H. (1939): Zusammenhang zwischen kolloidchemischen sowie bodenphysikalischen Kennziffern bindiger Böden und Frostwirkung. - Forschungsarbeiten aus dem Strassenwesen, 44 - 50, Volk und Reich Verlag, Berlin.
- ENDELL K. (1941): Die Quellfähigkeit der Tone im Baugrund und ihre bautechnische Bedeutung. - Die Bautechnik, 19, 201 - 209, Berlin.
- Fakultät für Bauwesen, Lehrstuhl für Eisenbahnstreckenbau, Zilina, Slowakei (1994): Informationen über die Bedingungen des Einsatzes und die Realisierung chemischer Stabilisierung von Böden mit dem CONSOLID-System im Eisenbahnstreckenbau (unveröffentlicht).
- FETTER C. W. (1993): Contaminant Hydrogeology. - 458 S., Macmillan Publishing Company, New York.
- FETZ L. B. (1968): Kurzprüfverfahren für die Bestimmung der Frosthebung von Böden. - Institut für Grundbau und Bodenmechanik der eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich (unveröffentlicht).
- FREEZE R. A., MASSMANN J., SMITH L., SPERLING T., and JAMES B. (1990): Hydrogeological Decision Analysis: 1. A Framework. - Ground Water, 28, 5, 738 - 766, Water Well Journal Publ. Co., Worthington, Ohio.
- VAN GENUCHTEN M. Th. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. - Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 5, 892 - 898, Madison, Wisc.
- VAN GENUCHTEN M. TH., LEIJ F. J. and YATES S. R. (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. - 67 S., U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Riverside, California.
- GEOLOGISCHES INSTITUT VON RUMÄNIEN (1963): Geologische Karte Rumäniens, Blatt Constanta, Maßstab 1:200.000. – Geologisches Institut, Bukarest.
- GEOLOGISCHES INSTITUT VON RUMÄNIEN (1967): Geologische Karte Rumäniens, Maßstab 1:1.000.000. - Geologisches Institut, Bukarest.

- GIURGEA V., MERKLER G.-P., HÖTZL H., HANNICH D. (1998): Ingenieurgeologische und hydrogeologische Untersuchungen zur Lagerung mittel- und schwachradioaktiver Abfälle in Cernavodă/Rumänien. Baugrundstabilisierung mit dem Consolid-System. - Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 50, 135 - 154, Karlsruhe.
- GOUY G.-L. (1910): Sur la constitution de la charge électrique à la surface d'un électrolyte. – Jour. phys. théorique et appliquée, 9, Société Française de Physique, Paris.
- GRABHOFF H., SIEDEK P., FLOSS R. (1982): Handbuch Erd- und Grundbau Teil 1: Boden und Fels, Gründungen, Stützbauwerke. - 118 - 129, Werner, Düsseldorf.
- HAN K.W., HEINONEN, J., BONNE, A. (1997): Radioactive waste disposal: Global experience and challenges. - IAEA Bulletin 39/1, 12 S., Wien.
- HARRIS R. F., CHESTER G., ALLEN O. N. (1965): Dynamics of soil aggregation. – Adv. Agron., 18, 107 - 160.
- HARTGE K. H. (1991): Einführung in die Bodenphysik. - 303 S., Ferdinand Enke, Stuttgart.
- HASENPATT R. (1988): Bodenmechanische Veränderungen reiner Tone durch Adsorption chemischer Verbindungen (Batch- und Diffusionsversuche). – Mitteilungen des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik, 134, ETH Zürich.
- HEAD K. H. (1976): Manual of Soil Laboratory Testing, Volume 2: Permeability, Shear Strength and Compressibility Tests. - 458 - 465, Pentech Press, London, Plymouth.
- HIGGINS G. H. (1959): Evaluation of the ground-water contamination hazard from underground nuclear explosions. – J. Geophys. Res., 64, Baltimore, Md.
- HILLEL D. (1980): Fundamentals of Soil Physics. - 413 S., Academic Press, Inc, New York.
- HILLEL D. (1980): Applications of Soil Physics. - 355 S., Academic Press, Inc, New York.

- HOFMANN T. (1997): Einfluß organischer Schadstoffe auf das Scherverhalten von Ton. - Geotechnik, 20, 4, 289 - 296, Glückauf, Essen.
- HÖLTING B. (1996): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. - 441 S., Ferdinand Enke, Stuttgart.
- HUSMANN M. (1996): Inhomogener Sickerwassertransport in der ungesättigten Zone des Wieherbach-Gebietes. - 157 S., Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 43, Karlsruhe.
- IANOVICI V., GIUSCĂ D., MUTIHAC V., MIRĂUȚĂ O., CHIRIAC M. (1961): Privire generală asupra geologiei Dobrogei. - 84 S., proceedings of the: Congresul al V-lea al Asociației Geologice Carpato-Balcanice, Bucuresti.
- INSTITUTUL ROMÂN DE STANDARDIZARE (1973): STAS 8942/3-73, Standard de Stat - Încercarea cu placa rigidă. - 11 S., Institutul Român de Standardizare, Bucuresti.
- INSTITUTUL ROMÂN DE STANDARDIZARE (1976): STAS 1913/6-76, Teren de fundare. Determinarea permeabilității în laborator. - 8 S., Institutul Român de Standardizare, Bucuresti.
- INSTITUTUL ROMÂN DE STANDARDIZARE (1996): Colectie de standarde, Constructii, vol.III, Terenuri de fundare-metode de determinare. Modulare si tolerante în constructii. Prescriptii generale pentru utilizarea spatiului. - 333 S., Editura Tehnică, Bucuresti.
- IZVOLT L. (1995): Stabilisierung des Bodenplanums mit dem CONSOLID-System - Labormessungen. - Neue Eisenbahntechnik, 2.
- JESSBERGER H. L (1973): Die Tragfähigkeit von frostempfindlichem Boden nach dem Auftauen als Parameter für die Bemessung von Straßen sowie als Maßstab für die Bewertung von Frostkriterien. - Straße und Autobahn, 511 - 519.
- JORDAN H. & WEDER H.-J. (1995): Hydrogeologie. Grundlagen und Methoden. Regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. - 603 S., Ferdinand Enke, Stuttgart.
- KAELIN J.-L. (1991): Région de Soulaines (Aube, France). Notice. Carte géologique. Carte structurale. Echelle 1/ 25 000°. - 27 S., ANDRA, France.

- KÉZDI A. (1970): Handbuch der Bodenmechanik, Band II: Bodenmechanik im Erd-, Grund- und Strassenbau. - 310 S., VEB Verlag für Bauwesen, Berlin.
- KÉZDI A. (1973): Handbuch der Bodenmechanik, Band III: Bodenmechanisches Versuchswesen. - 274 S., VEB Verlag für Bauwesen, Berlin.
- KIPPER R., (1997): Frostsicherheit und Frostbeständigkeit einer Bodenverfestigung mit CONSOLID. - 72 S., Fachbereich Bauingenieurwesen/ Architektur der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), (unveröffentlichte Diplomarbeit).
- KOOL J. B., PARKER J. C., and VAN GENUCHTEN M. TH. (1985): Determining Soil Hydraulic Properties from One-step Outflow Experiments by Parameter Estimation: I. Theory and Numerical Studies. - Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 1348 - 1354, Madison, Wisc.
- KOOL J. B., PARKER J. C., and VAN GENUCHTEN M. TH. (1985): Determining Soil Hydraulic Properties from One-step Outflow Experiments by Parameter Estimation: II. Experimental Studies. - Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 1354 - 1359, Madison, Wisc.
- KOOL J. B., PARKER J. C. and VAN GENUCHTEN M. TH. (1987): Parameter Estimation for Unsaturated Flow and Transport Models - a Review. - J. of Hydrol., 91, 255 - 293, Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam.
- KOOL J. B. and PARKER J. C. (1988): Analysis of the Inverse Problem for Transient Unsaturated Flow. - Water Resour. Res., 24, 6, 817 - 830, Blacksburg, Virginia.
- KUTILEK M. & NIELSEN D.-R. (1994): Soil Hydrology. - 370 S., Cremlingen (Catena).
- LAGALY G. (1988): Grundzüge des rheologischen Verhaltens wässriger Tonsuspensionen. - Mitt. Institut für Grundbau und Bodenmechanik, 133, ETH Zürich.
- LUDWIG S. (1993): Frostgefährdung toniger Deponiebarrieren- Gefrierverhalten, bodenmechanische Eigenschaften, Mikrogefüge. - 226 S., Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 26, Karlsruhe.

- MATTHESS G., PEKDEGER A., SCHULZ H. D., RAST H. & RAUERT W. (1979): Tritium tracing in hydrogeochemical studies using model-lysimeters. – Isotope Hydrology 1978, IAEA-SM-228/38, IAEA, Wien.
- MATTHESS G. (1994): Lehrbuch der Hydrogeologie: Die Beschaffenheit des Grundwassers. - 122 - 147, Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- MAYER S. W. & TOMPKINS E. R. (1947): Ion exchange as a separation method: a theoretical analysis of the column separations process. – J. Amer. Chem. Soc., 69, Washington, D.C.
- MERKLER G.-P., KONRAD H., GÖTZ U., GERDUN R.D. (1996): Möglichkeiten und Eignung des CONSOLID-Systems zur Abdichtung und Immobilisierung. - Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 41, 9-1 – 9-23, Karlsruhe.
- MERKLER G.-P., GIURGEA V., HANNICH D., DURDUN I. (1996): Deponie für mittel- und schwachradioaktive Abfälle von Cernavodă/ Rumänien. Baugrundstabilisierung mit dem CONSOLID-System. - Angewandte Geologie, Uni Karlsruhe und GEOTEC, Bukarest (unveröffentlicht).
- MERKLER G.-P., GIURGEA V. I., DURDUN I., POPA A. (1998): Soil stabilization on the low- and intermediate radioactive waste disposal site Cernavodă/Romania with the CONSOLID-System . - Proceedings, 8th Congress of the International Association of Engineering Geology, 5, 3309 - 3316, Vancouver, Canada.
- MILLINGTON R. J., QUIRK J. M. (1961): Permeability of porous solids. – Trans. Faraday Soc., 57, 1200 - 1207.
- Ministère de L'Industrie et de la Recherche, Direction Générale de L'Industrie SIN 3210/84 (1984): Basic Safety Regulation. - 24 S., MLR, Paris.
- MONTENEGRO FERRIGNO H. (1994): Parameterbestimmung und Modellierung der Wasserbewegung in heterogenen Böden. - 149 S., 15, 134, VDI Verlag, Düsseldorf.
- MUALEM Y. (1976): A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. - Water Resour. Res., 3, 513 - 522, Blacksburg, Virginia.

- MUHS H. (1950): Bemerkenswerte Beispiele für Schäden durch Bodenfrost im Bauwesen. - Die Bautechnik, 4, 122 - 125, Ernst, Berlin.
- MUTIHAÇ V. (1990): Structura Geologică a Teritoriului României. - 419 S., Editura Tehnică București.
- MÜLLER R. H. (1996): Zetapotential und Partikelladung in der Laborpraxis. Einführung in die Theorie, praktische Meßdurchführung, Dateninterpretation. – APV Paperback, 37, Stuttgart.
- NACHABE M. H., ISLAS A. L. & ILLANGASEKARE T. H. (1995): Analytical Solutions for Water Flow and Solute Transport in the Unsaturated Zone. - Ground Water, 33, 2, 305 - 310, Water Well Journal Publ. Co., Worthington, Ohio.
- NEUMAN S. P. (1990): Universal Scaling of Hydraulic Conductivities and Dispersivities in Geologic Media. - Water Resour. Res., 26, 8, 1749 - 1758, Blacksburg, Virginia.
- NEUZIL C. E. (1994): How permeable are clays and shales?. - Water Resour. Res., 30, 2, 145 - 150, Blacksburg, Virginia.
- OLTEAN M. R. (1991): Etude par Modele Mathematique du Transfert en Zone non Saturee de Substances Dissoutes dans L'eau, au Cours d'une Injection Realisee dans un But de Decontamination. - Academie de Montpellier, Universite des Sciences et Techniques du Languedoc, D.E.A. National D'Hydrologie, Montpellier (unveröffentlicht).
- ONCESCU N. (1959): Geologia Republicii Populare Române. - Editura Tehnică, București.
- PAULMANN G., FREUND H.-J. (1985): Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Einfluß von Wartezeiten bei Bodenverfestigungen mit Zement, Prüfverfahren für die Frostbeständigkeit von Bodenverfestigungen mit Zement. - 1 - 26, Bundesminister für Verkehr, Abteilung Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- PITU N. (1994): Histoire d'alimentation en eau potable de la région de Dobrogea de Sud. Situation actuelle et perspectives. - Proceedings: International Hydrogeological Symposium, 447 - 449, Constanta

- POLLOCK D. W. (1986): Simulation of Fluid Flow and Energy Transport Processes Associated With High-Level Radioactive Waste Disposal in Unsaturated Alluvium. - *Water Resour. Res.*, 22, 5, 765 - 775, Blacksburg, Virginia.
- PRUDIC D. E. (1986): Ground-water Hydrology and subsurface migration of radionuclides at a commercial radioactive-waste burial site, West Valley, Cattaraugus County, New York. - 83 S., U. S. Geological Survey professional paper; 1325, Denver, Co.
- RATSCHBACHER L., LINZER H.-G., MOSER F., STRUSIEVIC R.-O., BEDELEAN H., HAR N. & MOGOS P.-A. (1993): Cretaceous to Miocene thrusting and wrenching along the Central South Carpathians due to a corner effect during collision and orocline formation. - *Tectonics*, 12, 855 - 873, Washington DC.
- RICHARDS L. A. (1928): The usefulness of capillary potential to soil-moisture and plant investigators. - *J. of Agric. Res.*, 37.
- RICHARDS L. A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. - *Physics*, 1.
- RYGOL W. (1987): Untersuchungen zum Einsatz von Endprodukten der Rauchgasreinigung mit Kalk in der Bodenverfestigung, das System $\text{CaO-CaSO}_4\text{-CaSO}_3\text{-CaCl}_2\text{-H}_2\text{O}$ und seine Wechselwirkung mit den Tonmineralen der Böden. - 169 S., Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Köln.
- SĂNDULESCU M. (1984): *Geotectonica României*. – 336 S., Editura Tehnică, București.
- SCHABABERLE R. (1989): Stofftransport und Gefügeänderungen beim partiellen Gefrieren von Ton-Barrieren. – 214 S., *Schr. Angew. Geol. Karlsruhe*, 7, Karlsruhe.
- SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989): *Lehrbuch der Bodenkunde*. - 491 S., Ferdinand Enke, Stuttgart.
- SCHENK E. (1965): Der Zusammenbruch von Baugruben und Böschungen infolge der Frosteinwirkung. - *Felsmechanik und Ingenieurgeologie*, III, 102 - 112.

- SCHNEIDER H.-E. (1995): Lößböden als Deponiedichtung im Labortest. - Wasser, Luft und Boden, 5, 70 - 73, Vereinigte Fachverl., Mainz.
- SCHULTZE E.& MUHS H. (1967): Bodenuntersuchungen für Ingenieurbauten. - 722 S., Springer, Berlin.
- SHERARD J. L., DUNNIGAN L. P., DECKER R. S., and STEELE E. F. (1976): Pinhole Test for Identifying Dispersive Soils. - Proceedings of the American Society of Civil Engineers. Journal of the Geotechnical Engineering Division, 102, GT1, 69 - 81.
- SHERARD J. L., DUNNIGAN L. P., and DECKER R. S. (1976): Identification and Nature of Dispersive Soils. - Proceedings of the American Society of Civil Engineers. Journal of the Geotechnical Engineering Division, 102, GT4, 287 - 301.
- SIEDECK P., VOB R., FLOB R., (1982): Die Bodenprüfverfahren bei Straßenbauten. - 236 S., Werner, Düsseldorf.
- SIMUNEK J., VOGEL T. and VAN GENUCHTEN M. TH., (1994): The SWMS-2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media. Version 1.2. Research report no. 132. - 196 S., U.S. Salinity Laboratory. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture. Riverside, California.
- SISSON J. B., FERGUSON A. H., and VAN GENUCHTEN M. TH. (1980): Simple Method for Predicting Drainage from Field Plots. - Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 6, Madison, Visc.
- Schweizer Norm SN 640 317a (1988): Dimensionierung: Untergrund und Unterbau. - 9 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- Schweizer Norm SN 640 324 (1988): Dimensionierung: Strassenoberbau. - 25 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- Schweizer Norm SN 640 500a (1985): Stabilisierung: Allgemeines. - 4 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- Schweizer Norm SN 640 509a (1985): Stabilisierung: Stabilisierung mit hydraulischen Bindemittel. - 12 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.

- Schweizer Norm SN 670 140a (1988): Frost: Allgemeines. - 12 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- Schweizer Norm SNV 670 145 (1970): Frost: Frostgefährlichkeit von Bodenmaterialien. - 4 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- Schweizer Norm SN 670 320b (1994): Versuche an Böden: CBR-Versuche im Laboratorium. - 14 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- Schweizer Norm SN 670 321 (1994): Versuche an Böden: Frosthebungsversuch und CBR-Versuch nach dem Auftauen (CBR_p). - 13 S., Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich.
- SPOSITO & GARRISON (1986): The physics of soil water physics. - Water Resour. Res., 22, 9, 83 - 88, Blacksburg, Virginia.
- SPRINGENSCHMID R. (1965): Der Einfluß des Einbauwassergehaltes auf das Frostverhalten verdichteter und stabilisierter bindiger Böden. - Felsmechanik und Ingenieurgeologie, III, 113 - 121.
- STERN O. (1924): Zur Theorie der elektrischen Doppelschicht. - Z. Elektrochemie, 30.
- TENU A., DAVIDESCU F., SIMONAS S., EICHINGER L., BERTLEFF B., MICHEL W., SECARĂ E., CARADIMA Z., PITU N. (1994): Assessment of the Pollution Impact on the Groundwaters Quality in South Dobrogea. First Results. - Proceedings: International Hydrogeological Symposium, 557 - 571, Constanta.
- TP BF-StB Teil B 7.1 (1988): CBR-Versuch, Boden/Fels Prüfung - Technische Prüfvorschriften für Boden und Fels im Straßenbau. - 12 S., Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe "Erd- und Grundbau", Köln.
- TP BF-StB Teil B 11.5 (1991): Eignungsprüfung bei Bodenverbesserung und Bodenverfestigung mit Feinkalk und Kalkhydrat, Boden/Fels Prüfung - Technische Prüfvorschriften für Boden und Fels im Straßenbau. - 6 S., Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe "Erd- und Grundbau", Köln.

- TSENG P.-H. and JURY W. A. (1993): Simulation of Field Measurement of Hydraulic Conductivity in Unsaturated Heterogeneous Soil. - Water Resour. Res., 29, 7, 2087 - 2099, Blacksburg, Virginia.
- VOSS C. I. (1984): SUTRA - Saturated-Unsaturated Transport. A finite element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent groundwater flow with energy transport or chemically-reactive single-species solute transport. - 409 S., U.S. Geological Survey. National Center, Reston, Virginia.
- WIENBERG R. (1990): Zum Einfluß organischer Schadstoffe auf Deponietone. Teil 1: Unspezifische Interaktionen, Teil 2: Spezifische Interaktionen. – Abfallwirtschafts Journal 2, 4.
- ZISCHAK R. (1997): Alternatives Oberflächenabdichtungssystem „Verstärkte mineralische Abdichtung mit untenliegender Kapillarsperre“-Wasserbilanz und Gleichwertigkeit. - 179 S., Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 47, Karlsruhe.
- ZAMFIRESCU F., MOLDOVEANU V., DINU C., PITU N., ALBU M., DANCHIV A. and NASH H. (1994): Vulnerability to Pollution of Karst Aquifer System in Southern Dobrogea. - Proceedings: International Hydrogeological Symposium, 591 - 602, Constanta.
- ZAMFIRESCU F. (1995): Hidrogeologie: Dinamica Apelor Subterane. – 306 S., Editura Universităţii, Bucureşti.
- ZTVE-StB (1994): Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau. - 107 S., Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Straßenbau.

SCHRIFTENREIHE
DES LEHRSTUHLES FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE

- Band 1** **WOHNLICH, S. (1987):** Auswirkungen nachträglicher Grundwasserschutzmaßnahmen auf den Wasserhaushalt von Deponien unter besonderer Berücksichtigung von Oberflächenabdichtungen.- 269 S., **vergriffen.**
- Band 2** **HÖTZL, H.; BRAUNS, J.; CZURDA, K. A.; SENG, H.J.; SMYKATZ-KLOSS, W.; CROCOLL, R.; KEPLER, F. & MAZUR, W. (1987):** Vorstudie für ein Pilotprojekt zur Sanierung von Altlasten (Sondermülldeponie).- 198 S., **vergriffen.**
- Band 3** **BARTL, U. (1988):** Retentions- und Desorptionsverhalten von Radionukliden an tonigen Barrieregesteinen.- 103 S., **vergriffen.**
- Band 4** **CZURDA, K. A. & WAGNER, J.-F. (Hrsg., 1988):** Tone in der Umwelttechnik.- Jahrestagung 1988 der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe in Karlsruhe.- 321 S., **vergriffen.**
- Band 5** **SCHMIDT, B. (1989):** Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) im Untergrund (Literaturstudie).- 116 S., **vergriffen.**
- Band 6** **BRAND, K. (1989):** Untersuchungen über die Festlegung und Remobilisierung der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink bei der Uferfiltration.- 243 S.
- Band 7** **SCHABABERLE, R. (1989):** Stofftransport und Gefügeänderungen beim partiellen Gefrieren von Ton-Barrieren.- 214 S., **vergriffen.**
- Band 8** **DONIE, C. (1990):** Parameter, Prozesse und Modelle bei Bergzerreissungs- und Talzuschubserscheinungen im Helvetikum Vorarlbergs.- 143 S.

- Band 9 BOCK, P.; HÖTZL, H. & NAHOLD, M. (Schriftleitung, 1990):** Untergrundsanierung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen.- 408 S., **vergriffen**.
- Band 10 BECKER, A. & PALADINI, S. (1990):** In-situ-Spannungen in Nord- und Mitteleuropa.- 63 S.
- Band 11 FRANK, K. (1991):** TONGESTEINE. Retention von Schwermetallen und die Einflußnahme künstlicher Komplexbildner.- 249 S.
- Band 12 WALZENBACH, J. (1991):** Mineralöle in Locker- und Festgesteinen. Untersuchungen zur Durchlässigkeit, Saugspannung und Kapillarität.- S. 1-152.
- SCHWILLE, F. & WEBER, D. (1991):** Modellversuche zur Schwerkraftausbreitung schwerer organischer Dämpfe in der lufthaltigen Zone (engl.).- S. 153-211.
- Band 13 REICHERT, B. (1991):** Anwendung natürlicher und künstlicher Tracer zur Abschätzung des Gefährdungspotentials bei der Wassergewinnung durch Uferfiltration.- 226 S.
- Band 14 ROHN, J. (1991):** Geotechnische Untersuchungen an einer Großhangbewegung bei Bad Goisern/Oberösterreich.- 193 S., **vergriffen**
- Band 15 WOHNLICH, S. (1991):** Kapillarsperren. Versuche und Modellberechnungen.- 127 S.
- Band 16 SCHWEIZER, R. (1991):** Höhenänderungen von Nivellementpunkten im südlichen Oberrhein Graben.- 180 S.
- Band 17 JENTSCH, G. (1992):** Bilanzierung des Stoff- und Schadstoffeintrages in das Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung der ungesättigten Zone, "Böckinger Wiesen" (Baden-Württemberg).- 254 S.
- Band 18 BOHLEBER, A. (1992):** Quantifizierung von Bodenwasserbewegungen unter kombiniertem Einsatz von Neutronen- und Gamma-Gamma-Sonde.- 174 S.

- Band 19 FISCHER, H.-J. (1992):** Radonmessungen als Ergänzung des gängigen Untersuchungs- und Bewertungsschemas zur Ausweisung von Deponiestandorten in geklüftetem, geringdurchlässigem Gestein.- 206 S.
- Band 20 ARTHEN, A. (1992):** Untersuchungen zum Verhalten der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink unter wechselnden Ex- und Infiltrationsbedingungen bei der Uferfiltration.- 203 S.
- Band 21 SCHNIEPP, A. (1992):** Herkunft und Genese der mineralisierten Wässer des Lias alpha 2 im Raum Göppingen.- 215 S.
- Band 22 WAGNER, J.-F. (1992):** Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Deponieabdichtungen. Ein Vergleich von Labor- und Geländestudien.- 246 S.
- Band 23 HIMMELSBACH, Th. (1993):** Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransportverhalten von Störungszonen im Grundgebirge (Albtalgranit, Südschwarzwald).- 238 S.
- Band 24 ZEIGER, F.-G. (1993):** Beständigkeit von tonigen Deponieabdichtungen im Kontakt mit Deponiesickerwasser und organischen Prüfflüssigkeiten.- 152 S.
- Band 25 HAUS, R. (1993):** Mikrogefügeänderungen toniger Böden nach Kohlenwasserstoffkontamination und Tensideinsatz -Porenverteilung, Durchlässigkeit und Sorption- - 193 S.
- Band 26 LUDWIG, S. (1993):** Frostgefährdung toniger Deponiebarrieren - Gefrierverhalten, bodenmechanische Eigenschaften, Mikrogefüge.- 226 S.
- Band 27 MICHENFELDER, A. (1993):** Labor- und Geländeuntersuchungen zum Transportverhalten und Rückhaltevermögen landwirtschaftlich genutzter Böden gegenüber Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln.- 203 S, **vergriffen.**
- Band 28 VEULLIET, E.J. (1994):** Simulation der Schadstoffmigration im geklüfteten Grundgebirge.- 192 S, **vergriffen.**

- Band 29 BECKMANN, G. (1994):** Hydrogeologie der Region Andernach. Untersuchungen zur Bewertung, Erweiterungen und Schutz der kommunalen Trinkwasserversorgung.- 170 S.
- Band 30 BURKHARDT, G. & EGLOFFSTEIN, Th. (Hrsg. 1994):** Alternative Dichtungsmaterialien im Deponiebau und in der Altlastensanierung (VDI- Seminar).- 309 S.
- Band 31 WEFER-ROEHL, A. (1994):** Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in feinkörnigen Sedimenten: Adsorption und mikrobieller Abbau.- 156 S.
- Band 32 NAHOLD, M. (1996):** Zur Sanierung von CKW-Kontaminationen in komplexen Grundwasserleitern.- 301 S.
- Band 33 SASS, I. (1994):** Brunnen und Filter für die Sanierung von Untergrundkontaminationen.- 162 S.
- Band 34 BURKHARDT, G. & EGLOFFSTEIN, T. (Hrsg. 1994):** Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten (VDI- Seminar).- 443 S.
- Band 35 CZURDA, K. & OELTZSCHNER, H. (Hrsg. 1995):** Deponiestandorte mit Risikofaktoren-Gleichwertigkeit von Dichtungssystemen für Ertüchtigung und Systemverbesserung (VDI-Seminar).- 314 S.
- Band 36 HANSTEIN, P. (1995):** Modellrechnungen der Grundwasserströmung unter Berücksichtigung komplexer geologischer Verhältnisse am Beispiel der Sonderabfalldeponie Malsch. - 114 S.
- Band 37 EGLOFFSTEIN T. & BURKHARDT, G. (Hrsg. 1994):** Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten - Abdichtung oder Abdeckung ? (VDI-Seminar).- 428 S.
- Band 38 EISWIRTH, M. (1995):** Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien.- 258 S.

- Band 39 LINNENBERG, W. (Hrsg. 1995):** EDV-gestützte Darstellung und Auswertung von Pumpversuchen (BDG-Seminar).-314 S.
- Band 40 STACHEDER, M. (1996):** Die Time Domain Reflectometry in der Geotechnik. - 174 S.
- Band 41 BURKHARDT, G. & EGLOFFSTEIN, T. (Hrsg. 1996):** Alternative Dichtungsmaterialien im Deponiebau und in der Altlastensicherung (VDI- Seminar).
- Band 42 UPMEIER, M. (1996):** Optimierung mineralischer Deponieabdichtungen durch natürliche Zeolithe und Aktivkohle.-162 S.
- Band 43 HUSMANN, M. (1996)** Inhomogener Sickerwassertransport in der ungesättigten Zone des Weiherbach-Gebietes.- 157 S.
- Band 44 CZURDA, K. & SZABÓ, I. (Hrsg. 1996):** Das Multibarrierensystem in der Deponietechnik (MBS-Seminar in Budapest, Ungarn).
- Band 45 CZURDA, K. & STIEF, K. (Hrsg. 1996):** Oberflächenabdichtung oder Oberflächenabdeckung? Regelwerke oder alternative Systeme?.
- Band 46 ROEHL, K. E. (1997):** Experimentelle Untersuchungen zu Retardation und Bindungsformen von Schwermetallen in tonigen Deponiebarrieren.- 197 S.
- Band 47 ZISCHAK, R. (1997):** Alternatives Oberflächenabdichtungssystem „Verstärkte mineralische Abdichtung mit untenliegender Kapillarsperre“ - Wasserbilanz und Gleichwertigkeit -- 179 S.
- Band 48 XIANG, W. (1997):** Der Einfluß der Kationenbelegung auf die Bodenmechanischen und rheologischen Eigenschaften von Tonen am Beispiel einer ostalpinen Großhangbewegung. - 190 S.
- Band 49 BRAUNS, J., EISWIRTH, M., HÖTZL, H. & KAST, K. (1997):** Abdichtung von Baugruben durch Weichgelsohlen - Fragen zur Beeinflussung der Grundwasserqualität - Verifikation anhand einer Demonstrationsbaugrube. - 123 S.

- Band 50 CZURDA, K., EISWIRTH, M. & HÖTZL, H (Schriftleiter 1998):** Natürliche und anthropogene Umweltgefährdungen – Forschungsergebnisse aus dem Lehrstuhl für Angewandte Geologie. - 335 S.
- Band 51 WERNER, A. (1998):** Hydraulische Charakterisierung von Karstsystemen mit künstlichen Tracern. - 169 S.
- Band 52 BREH, W. (1998):** Erkundung und Sanierung kontaminierter geringmächtiger Grundwasserleiter. - 165 S.
- Band 53 ACKERMANN, M. (1998):** Hydrogeologische Systemanalyse und Grundwasserhaushalt des Weiherbach - Einzugsgebietes. - 145 S.
- Band 54 CZURDA, K. & SZABÓ, I. (Hrsg. 1998):** Abfallentsorgung und Altlastensanierung (MBS-Seminar in Budapest, Ungarn). - 200 S.
- Band 55 SCHÄFER, W. (1999):** Modellierung des reaktiven Transports organischer Schadstoffe im Grundwasser. - 214 S.

Erhältlich beim Herausgeber. Bereits vergriffene Schriften können über Universitätsbibliotheken oder Fernleihe bestellt werden.

Die aktuelle Liste aller bereits erschienenen Bände kann auch der AGK-Homepage im Internet entnommen werden:
<http://agksun1.bio-geo.uni-karlsruhe.de>



Das System mit dem Doppel-Nutzen:

- Sie sparen 20 - 50 % Geld und Zeit.
- Sie verbessern die Tragfähigkeit und Wasserundurchlässigkeit ohne Bodenaustausch.



Applizieren von CONSOLID 444 mittels «Spritze».



Verdichten des stabilisierten Materials mit «11t-Vibro-Glattwalze», 4-5 Walzdurchgänge.

Das CONSOLID-System:

Stabilisieren und Verfestigen des anstehenden Bodens im natürlichen, umweltschonenden Verfahren.

Das Ergebnis:

Nach dem Verdichten des Bodens erreichen Sie u.a. dauerhaft:

- höhere Tragfähigkeit,
- Frostsicherheit,
- vergrößerte Scherfestigkeit,
- deutlich geringere Wasseraufnahme bis hin zur permanenten Wasserhaltung.

Verfahrens-Möglichkeiten:

- Zentralmischverfahren
- Ortsmischverfahren

Wo werden die Vorteile des CONSOLID-Systems ebenso genutzt:

- im Strassenbau und -sanierungen,
- bei der Deponie- und Seeabdichtung,
- bei der Immobilisierung von Schadstoffen,
- im Damm- und Deichbau,
- bei Industrie- und Parkplätzen,
- im Gleisunterbau,
- bei Forst- und Radwegen,
- als Erosionsschutz.

ERKUNDIGEN SIE SICH NACH DEM CONSOLID-DIENSTLEISTUNGSANGEBOT

Vertrieb CH:
CONSOLID
Bodenstabilisierungssystem AG
Rheinstrasse 14 B
CH-9470 Buchs
Telefon: ++41 81 740 05 40
Fax: ++41 81 740 05 41
e-mail: consolid@konrad.li

Technik und Produktion:
Consolid
Bautechnik AG
Rietle 13
FL-9494 Schaan
Telefon: ++423 237 60 90
Fax: ++423 237 60 11
e-mail consolid@konrad.li

Gesellschaft für Baugeologie und -meßtechnik mbH

Baugrundinstitut

Untersuchung, Planung und
Beratung in den Bereichen



- **Ingenieur- und Hydrogeologie**
- **Grundbau, Felsbau, Geomechanik**
- **Tunnel- und Kavernenbau**
- **Umwelt, Deponien**
- **Geotechnische Messungen**



Pforzheimer Str. 126 a
76275 Ettlingen
Tel. 07243 / 76 32 - 0
Fax 07243 / 76 32 - 50
gbm.ettlingen@t-online.de

Robert-Bosch-Str. 7
65549 Limburg
Tel. 06431 / 91 12 - 0
Fax 06431 / 91 12 - 10
gbm.limburg@t-online.de

Mittelhäuser Str. 28
99089 Erfurt
Tel. 0361 / 7 79 09 - 0
Fax 0361 / 7 79 09 - 29
gbm.erfurt@t-online.de

Internet-Adresse: <http://www.gbm-baugrundinstitut.de>