Studien und Tagungsberichte
Band 13/14

Rieselfelder südlich Berlins

– Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer –
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG

Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg ISSN 0948-0838

Herausgeber:
Landesumweltamt Brandenburg
Referat Öffentlichkeitsarbeit
Berliner Straße 21-25
14467 Potsdam

Redaktion Band 13/14 „Rieselfelder südlich Berlins":
Landesumweltamt Brandenburg, Referat Wasserwirtschaftliche Rahmen- und Bewirtschaftungsplanung
– korrigierter Abdruck des Abschlußberichtes –
Februar 1997

Gesamtherstellung:
UNZE Verlagsgesellschaft mbH
Karl-Liebknecht-Straße 24/25
14476 Golm
Gedruckt auf 100% Recyclingpapier

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.

Schutzgebühr 20 DM

Studien und Tagungsberichte
Band 13/14

Rieselfelder südlich Berlins

– Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer –
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG

Der „**Gemeinsame Abschlußbericht der Teilprojekte I-III**“ entstand durch Zusammenfassung und Verknüpfung der Abschlußberichte der einzelnen Teilprojekte.

Autorinnen/Autoren: M. Asbrand, Dr. O. Blumenstein, F. Fischer, S. Göritz, D. Klingelhöfer, Dr. U. Kühne, Dr. R. Schubert, Dr. J. Tessmann

Redaktionelle Gesamtleitung:

M. Asbrand, D. Klingelhöfer; Technische Universität Berlin

Inhaltliche Verantwortung:

1. Kapitel - alle Autorinnen/Autoren
2. Kapitel - alle Autorinnen/Autoren
3. Kapitel - Teilprojekt I, Dr. O. Blumenstein, F. Fischer, Dr. R. Schubert, Universität Potsdam
4. Kapitel - Teilprojekt II, M. Asbrand, D. Klingelhöfer; Technische Universität Berlin
5. Kapitel - Teilprojekt III, Dr. U. Kühne, Dr. J. Tessmann, Landesumweltamt Brandenburg
6. Kapitel - alle Autorinnen/Autoren

Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Teilprojekte:

Teilprojekt I: Dr. W. Bechmann, Dr. O. Blumenstein, Dr. H. Bukowsky, F. Fischer, K. Geldmacher, Dr. K. Grunewald, Dr. R. Knösche, Dr. H. Schachtzabel, Prof. Dr. Schade, Dr. I. Schneider. Dr. R. Schubert

Dr. M. Eisenreich, Dr. I. Knapp, Dr. E. Lück, Institut für Geowissenschaften, WIP Projektgruppe „Geophysikalische Methoden“

Teilprojekt II: G. Aderhold, M. Asbrand, S. Göritz, G. Grützmacher, Prof. Dr. P.-D. Hansen, Dr. T. Heberer, Dr. A. Herbert, D. Klingelhöfer, A. Kroll, Dr. G. Mattheis, O. Pasteka, E. Rejman-Rasinski, M. Rosenfeld, A. Siad, Prof. Dr. H. J. Stan, W. Stey, Prof. Dr. U. Tröger, C. Winkler, E. Wittekindt

Teilprojekt III: H. Borchardt, D. Breitenstein, C. Krüger, Dr. U. Kühne, K. Kumm, L. Müller, W. Näser, E. Portmann, Dr. H.-D. Portmann, H. Schulert, E. Sieke, Dr. J. Tessmann

Projekt

Rieselfelder südlich Berlins

- Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer -

Gemeinsamer Abschlußbericht

der Teilprojekte I-III

Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone

Universität Potsdam
Arbeitsgruppe „Stoffdynamik in Geosystemen“
Leitung: Dr. O. Blumenstein

Teilprojekt II: Hydrogeologie

Technische Universität Berlin
Fachgebiet Hydrogeologie
Leitung: Prof. Dr. U. Tröger

Teilprojekt III: Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf

Landesumweltamt Brandenburg
Referat Boden- und Abfalluntersuchungen
Leitung bis 1995: Dr. H. D. Portmann
Leitung 1995/1996: Dr. J. Tessmann

Auftraggeber:

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG

Berlin/Potsdam, Mai 1996

INHALTSÜBERSICHT:

1 ZUSAMMENFASSUNG 1

2 EINFÜHRUNG 12

3 TEILPROJEKT I - ZUSTANDS- UND GEFÄHRDUNGSANALYSE DER BODENZONE 39

4 TEILPROJEKT II - HYDROGEOLOGIE (GRUNDWASSER/OBERFLÄCHENGEWÄSSER) 105

5 TEILPROJEKT III - RIESELFELDVERSUCHSANLAGE WASSMANNSDORF 227

6 GEMEINSAME GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG UND EMPFEHLUNGEN 275

VERZEICHNISSE
ANHANG

- ABBILDUNGSVERZEICHNIS
- KARTENVERZEICHNIS
- TABELLENVERZEICHNIS
- ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

INHALTSVERZEICHNIS:

1 ZUSAMMENFASSUNG 1
1.1 TEILPROJEKT I 1
1.2 TEILPROJEKT II 4
1.3 TEILPROJEKT III 7
1.4 SCHLUSSFOLGERUNG 9
2 EINFÜHRUNG 12
2.1 EINLEITUNG 12
2.1.1 VERANLASSUNG 12
2.1.2 ZIELSTELLUNG 13
2.1.3 AUFGABENSTELLUNG 14
2.1.4 ORGANISATIONSSTRUKTUR DES FORSCHUNGSPROJEKTES 15
2.1.5 BERICHTSKONZEPT 16
2.2 UNTERSUCHUNGSGEBIET 17
2.3 RIESELFELDBEWIRTSCHAFTUNG 19
2.3.1 ALLGEMEINER HISTORISCHER ÜBERBLICK 19
2.3.2 RIESELFELDBEZIRKE SPUTENDORF UND GROSSBEEREN 20
2.3.3 RIESELTECHNIK 22
2.4 REGIONALE SITUATION 25
2.4.1 KLIMA 25
2.4.2 OBERFLÄCHENGEWÄSSER 27
2.4.3 GRUNDWASSERNEUBILDUNG 30
2.4.4 GEOMORPHOLOGISCHE SITUATION 31
2.4.5 BODEN 31
2.4.6 GEOLOGIE / HYDROGEOLOGIE 33
2.4.7 GRUNDWASSERHYDRAULIK 35
2.5 LITERATUR 36
2.6 VERZEICHNIS DER PROJEKTDOKUMENTATIONEN 37

3 TEILPROJEKT I - ZUSTANDS- UND GEFÄHRDUNGSANALYSE DER BODENZONE 39

3.1 EINORDNUNG DER UNTERSUCHUNGEN, AUFGABENSTELLUNG UND ARBEITSKONZEPTION 39

3.2 ERGEBNISSE DER SCREENING-UNTERSUCHUNGEN MITTELS RFA (RÖNTGENFLUORESZENZANALYSE) ZUR GEOCHEMISCHEN CHARAKTERISIERUNG VON RIESELFELDSUBSTRATEN 44

3.3 ANALYSE DES IST-ZUSTANDES DER BODENZONE VON RAUMELEMENTEN UND AUSGEWÄHLTER BEREICHE DER AERATIONSZONE 52

3.3.1 METHODEN DER ZUSTANDSERFASSUNG UND IHRE ERGEBNISSE 52

3.3.1.1 Dimensionsspezifische Rasterbeprobung 52

3.3.1.2 Möglichkeiten und Grenzen von Luftbildern bei der Zustands- und Belastungsanalyse von Rieselfeldern 56

3.3.1.3 Geophysikalische Untersuchungen 58

3.3.2 CHARAKTERISTIKA UNTERSCHIEDLICH GENUTZTER RAUMELEMENTE 61

3.3.2.1 Vorbemerkungen 61

3.3.2.2 Rieseltafeln und Vergleichsstandorte 64

3.3.2.3 Andere Raumelemente 68

3.3.2.3.1 Becken (Zwischenabsetzbecken, Schlammtrockenbeete, Intensivfilter) 68

3.3.2.3.2 Zuleiter und Dämme 68

3.3.2.3.3 Sedimente der Vorfluter 70

3.3.2.3.4 Charakteristika der Aerationszone unter Testarealen 76

3.3.3 SCHWERMETALLBELASTUNG DER VEGETATION UND DEREN WIRKUNG AUF DIE BODENREAKTION 76

3.3.4 BILANZIERUNG DES SCHADSTOFFPOOLS 77

3.4 BODENÖKOLOGISCHE MESS-STATION SCHENKENHORST 84

3.5 BEWERTUNG DER BODENKONTAMINATION UND DARSTELLUNG DES GEFÄHRDUNGSPOTENTIALS 90

3.5.1 PAK-PROFILE DER RAUMELEMENTE 90

3.5.2 BEWERTUNGSANSATZ "BODENKONTAMINATION" - DIE POTENTIELLE UND AKTUELLE GEFÄHRDUNG DER BENACHBARTEN RAUMKOMPARTIMENTE DURCH DEN IN DER BODENZONE FIXIERTEN STOFFPOOL 93

3.5.3 ZUM EINFLUSS UNTERLAGERNDER LEHMSTRUKTUREN AUF DAS AKTUELLE GEFÄHRDUNGSPOTENTIAL 96

3.6 UNTERSUCHUNGEN AUF TESTFLÄCHEN UNTERSCHIEDLICHER BEAUFSCHLAGUNGSVARIANTEN 99

3.7 QUELLEN 101

4 TEILPROJEKT II - HYDROGEOLOGIE (GRUNDWASSER/OBERFLÄCHENGEWÄSSER) 105
4.1 EINLEITUNG 105
4.2 GEOLOGISCHE UND HYDROGEOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN 108
4.2.1 QUARTÄRGEOLOGISCHES MODELL 108
4.2.1.1 Geologische Schnitte 110
4.2.1.2 Hydrogeologisches Strukturmodell 114
4.2.1.3 Räumliche Gliederung des Strukturmodells 116
4.3 WASSERHAUSHALT 120
4.3.1 NIEDERSCHLAG 120
4.3.2 VERDUNSTUNG 120
4.3.3 OBERFLÄCHENABFLUSS 121
4.3.4 GRUNDWASSERNEUBILDUNG 122
4.4 GRUNDWASSERDYNAMIK 127
4.4.1 GRUNDWASSERSTÄNDE 127
4.4.2 DRUCKDIFFERENZ DES 1. UND 2. GRUNDWASSERLEITERS 129
4.4.3 GRUNDWASSERGANG 141
4.4.4 RÄUMLICHE DIFFERENZIERUNG DER GRUNDWASSERABSENKUNG 142
4.5 GRUNDWASSERALTER 143
4.6 GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT 145
4.6.1 RIESELFELDEINFLUSS 145
4.6.1.1 Klassifizierung durch Mehrstoffdiagramme 145
4.6.1.2 Statistische Klassifizierung 147
4.6.2 RÄUMLICHE UNTERSCHEIDUNG DER GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT 148
4.6.2.1 Rieselfeldeinfluß im Grundwasserabstrom des Rieselfeldareals 148
4.6.2.2 Grundwasserchemismus in Abhängigkeit vom Transportpfad 151
4.6.2.3 Milieuparameter (pH-Wert, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt) 153
4.6.2.4 Nährstoffe und Salze 154
4.6.2.4.1 Ortho-Phosphat 155
4.6.2.4.2 Anorganischer Stickstoff 160
4.6.2.4.3 Chlorid 165
4.6.2.4.4 Alkalien 171
4.6.2.4.5 Sulfat 171
4.6.2.4.6 Erdalkalien (Calcium und Magnesium) 172
4.6.2.4.7 Hydrogenkarbonat 173
4.6.2.5 Bor 174
4.6.2.6 CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) und DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) 174

4.6.2.7 Schwermetalle **176**
4.6.2.7.1 Eisen und Mangan 178
4.6.2.7.2 Zink, Kupfer und Nickel 178
4.6.2.7.3 Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Arsen, Zinn und Quecksilber 182
4.6.2.8 Zusammenfassung der Verschmutzungsempfindlichkeit der einzelnen Grundwasserstockwerke bezüglich relevanter anorganischer Schadstoffe **183**
4.6.2.9 Organische Schadstoffe **184**
4.6.2.9.1 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) 185
4.6.2.9.2 Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) 188
4.6.2.9.3 Chlofibrinsäure und N-(Phenylsulfonyl)-sarcosin 188
4.6.2.9.4 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 192
4.6.2.10 Ökotoxikologie **195**
4.7 SICKERWASSERBESCHAFFENHEIT **199**
4.8 OBERFLÄCHENWASSERBESCHAFFENHEIT **200**
4.8.1 DRAINAGEWÄSSER **203**
4.8.2 DRAINAGEGRÄBEN DES RIESELFELDAREALS **204**
4.8.3 ENTWÄSSERUNGSGRÄBEN ZUR VORFLUT AUSSERHALB DES RIESELFELDAREALS **206**
4.8.4 VORFLUTER **206**
4.9 GEOCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN **207**
4.9.1 PROBENAUSWAHL UND ANALYTIK **207**
4.9.2 ZUSTANDSANALYSE **207**
4.9.2.1 Eindringtiefe der Schadstofffront **210**
4.9.2.2 Mobilisierungspotentiale **211**
4.9.3 GEOCHEMISCHE BARRIEREN **212**
4.9.4 SCHLUßFOLGERUNGEN **214**
4.10 GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG **216**
4.10.1 EINLEITUNG **216**
4.10.2 GRUNDWASSER **217**
4.10.3 OBERFLÄCHENWASSER **220**
4.10.4 WASSERWERKE **220**
4.10.5 GEFÄHRDUNG DURCH DARGEBOTSEINSCHRÄNKUNGEN **221**
4.11 LITERATUR **222**

5 TEILPROJEKT III - RIESELFELDVERSUCHSANLAGE WASSMANNSDORF 227
5.1 EINFÜHRUNG UND ZIELSTELLUNG 227
5.2 AUFBAU, STANDORTCHARAKTERISIERUNG UND AUSGANGSZUSTAND 227
5.2.1 ANLAGENAUFBAU, VERSUCHSREGIME, UNTERSUCHUNGSMETHODEN 227
5.2.2 GEOLOGISCHE UND HYDROGEOLOGISCHE STANDORTCHARAKTERISIERUNG 234
5.2.2.1 Vorbemerkung 234
5.2.2.2 Geologische Situation 235
5.2.2.2.1 Geomorphologie 235
5.2.2.2.2 Geologischer Untergrund 235
5.2.2.3 Hydrogeologische Verhältnisse 236
5.2.2.3.1 Hydrogeologie 236
5.2.2.3.2 Hydrodynamik 237
5.2.3 BODENKUNDLICHE BEWERTUNG DER RIESELFELDVERSUCHSANLAGE 237
5.2.4 BODENCHEMISCHER AUSGANGSZUSTAND DER RVW 238
5.3 ERGEBNISSE 240
5.3.1 WASSERHAUSHALT 240
5.3.2 BEAUFSCHLAGUNGSWASSER 241
5.3.2.1 Physikalisch-chemische Parameter 241
5.3.2.2 Ökotoxikologische und mikrobiologische Parameter 243
5.3.3 BESCHAFFENHEITSVERÄNDERUNGEN IM WASSERPFAD 244
5.3.3.1 Physikalisch-chemische Parameter 244
5.3.3.2 Ökotoxikologische und mikrobiologische Parameter 246
5.3.3.3 Beschaffenheitsveränderungen im Wasserpfad in Abhängigkeit von der Beaufschlagungsmenge 247
5.3.4 BODEN 251
5.3.4.1 Physikalisch-chemische Parameter 251
5.3.4.2 Ökotoxikologische Untersuchungen 260
5.3.4.2.1 Untersuchungsansätze 260
5.3.4.2.2 Akute Toxizität 262
5.3.4.2.3 Chronische Toxizität 263
5.3.5 ENTWICKLUNG DER PFLANZEN 266
5.3.5.1 Gehölze 266
5.3.5.2 Makrophyten und Stauden 268
5.4 LITERATUR 271

6 GEMEINSAME GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG UND EMPFEHLUNGEN 275
6.1 GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG 275
6.2 ÜBERTRAGBARKEIT AUF ANDERE RIESELFELDSTANDORTE 278
6.3 EMPFEHLUNGEN ZUR NACHNUTZUNG, SICHERUNG UND SANIERUNG 279
6.3.1 EINLEITUNG 279
6.3.2 GRUNDSÄTZLICHE MASSNAHMEN 280
6.3.2.1 Bodenbehandlung 280
6.3.2.2 Feuchthaltung 281
6.3.2.3 Technische Grundwasseranreicherung 283
6.3.2.4 Trockenhaltung 283
6.3.2.5 Grundwasserentnahme 284
6.3.3 SPEZIELLE NUTZUNGEN 284
6.3.3.1 Weitergehende Abwasserreinigung 284
6.3.3.2 Freizeitlandschaft 284
6.3.3.3 Landwirtschaft 284
6.3.3.4 Partielle Bewässerung für den Anbau mit schadstoffreduzierenden Pflanzen 285
6.3.3.5 Versiegelung und Bebauung 286
6.3.4 EMPFEHLUNGEN ZU NICHT RIESELFELDBEDINGTEN BELASTUNGEN 287
6.4 EMPFEHLUNG ZUR ÜBERWACHUNG 287
6.4.1 ÜBERWACHUNG DER BODENZONE 287
6.4.2 ÜBERWACHUNG DES GRUNDWASSERS 288
6.4.2.1 Grundwasserstand 288
6.4.2.2 Grundwasserbeschaffenheit 289
6.4.3 ÜBERWACHUNG DER OBERFLÄCHENGEWÄSSER 294
6.4.3.1 Oberflächenabflußmeßnetz 294
6.4.3.2 Oberflächenwasserbeschaffenheit 294

1 ZUSAMMENFASSUNG

Seit ihrer Inbetriebnahme an der Peripherie der Metropole Berlin zu Ende des 19. Jahrhunderts wurden die **Rieselfelder** mit etwa **1000-3000 mm/a Abwasser beaufschlagt.** Die speziellen Beaufschlagungsmengen der einzelnen Areale sind nicht exakt recherchierbar. Die Rieselfeldwirtschaft im Süden Berlins wurde dann insbesondere seit 1988 nach und nach eingestellt. Derzeitig weisen im Untersuchungsgebiet der Rieselfeldbezirke Sputendorf und Großbeeren nur noch gut die Hälfte der ehemals ca. 2000 ha Flächen eine intakte Rieselfeldinfrastruktur auf. 1994 wurden hiervon aber nur noch ca. 5 ha als Havarieflächen bei Starkregen genutzt. In diesem Rahmen stellte sich **die Frage,** inwieweit Milieuänderungen im Boden durch Auflassung der Rieselfelder eine zusätzliche Belastung des Grundwassers durch remobilisierte Schadstoffe hervorrufen. Vor allem wurde eine Kontamination des Grundwassers durch Schwermetallremobilisierung befürchtet. Zur Stabilisierung des Bodenmilieus war eine Feuchthaltung der Rieselfelder bzw. eine Weiterverrieselung mit gereinigtem Abwasser diskutiert worden.

1.1 TEILPROJEKT I

Durch den umfangreichen stofflich-energetischen Eintrag kam es im Bodenkompartiment zu deutlichen Veränderungen in **Struktur und Dynamik.** Die Sandböden wurden vorrangig in die Abwasserbeaufschlagung einbezogen. Sie entwickelten sich zu typischen „Hydrokultosolen“ mit charakteristischen Y-Horizonten und somit zu der wichtigsten Senke für die eingetragenen Stoffkomponenten. Es sollten deshalb die kleinräumige Heterogenität der durch die Rieselfeldwirtschaft bedingten Veränderungen relevanter Struktur- und Milieuparameter sowie die aktuelle Belastung durch Last- und Schadstoffe raumdeckend erfaßt werden. Durch eine Bodenwasserentnahme in unterschiedlichen Flurabständen war ein **Nachweis über mögliche Remobilisierungs- und Migrationseffekte** zu führen. Die ermittelten Daten sollten einer **Bewertung der potentiellen und aktuellen Gefährdung des Aquifers** durch den in der Bodenzone vorhandenen Last- und Schadstoffpool dienen und so zu der **Entscheidungsfindung für künftige Nutzungsstrategien** beitragen.

Resultate von **Screeninguntersuchungen** verschiedener Standorte können den Umfang der bodenchemischen Veränderungen dokumentieren. Sie belegen zunächst, daß in Bereichen mit Anreicherungen an organischer Substanz der Anteil der silikatischen Matrix (SiO_2) zurückgeht. Über die raumtypischen geogenen Gehalte hinausgehend wurden akkumuliert („Positivliste“):

- Organika,
- Phosphor-, Calcium- und Schwefelverbindungen,
- Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Hg, Sn, Bi und Ba.

Auffällig in den oberen Bereichen der Grabensedimente sind auch Ag, Br, Co.

Der Notwendigkeit einer großmaßstäbigen, auf die spezifischen Raumelemente bezogenen **Untersuchungsstrategie** wurde bei der Erfassung des Ist-Zustands durch eine **dimensionsspezifische Rasterbeprobung** nach dem Prinzip einer Gebietsschichtung Rechnung getragen. Festzustellen war ein prinzipiell gleiches Anordnungsmuster der Gehalte an organischer Bodensubstanz mit Maxima in den Einleiterbereichen und einer konzentrischen Verteilung mit abnehmenden Werten bei wachsender Entfernung von diesen Bereichen. Aus dieser signifikanten Korrelation zu den Schwermetallgehalten folgt, daß damit auch deren Raummuster widergespiegelt werden. Die Verteilungsmuster der Sorptionskapazität, der Bodenfeuchte sowie der Gesamtstickstoffgehalte zeigen ein gleichsinniges Verhalten. Im Unterboden waren keine Regelhaftigkeiten des Stoffverteilungsmusters erkennbar. Während für kurzfristig umgestaltete Flächen (Zeit $t < 5$ a) dieser Algorithmus infolge der Spezifika des Abbaus der organischen Bodensubstanz noch anwendbar ist, haben sich infolge der Zunahme der Nettomineralisierung sowie Bodenversauerung in langfristig aufgelassenen Bereichen die Stoffgehalte und somit die kleinräumigen Unterschiede merklich verringert.

Luftbilder sind geeignete Hilfsmittel, um die Flächennutzung sowie die Raumstrukturen von aktuellen und umgestalteten Rieselfeldern zu kartieren. Auch die durchgeführten **geophysikalischen Untersuchungen** lassen eine Aufklärung der räumlichen Anordnungsmuster auf Rieselflächen und eine Klassifikation in Einleiter-, Zentral- und Peripheriebereiche bzw. Dämme zu.

Die organische Bodensubstanz der Einleiterbereiche aktiver Rieselfelder, offengelassener Standorte und nichtbeaufschlagter Ackerflurstücke unterscheidet sich hinsichtlich wesentlicher Strukturmerkmale. Kleinräumig kann sie in Ansammlungen auftreten, welche erhebliche Last- und Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Um zu gesicherten Aussagen über den räumlichen Ist-Zustand des Bodenkörpers von Rieselfeldern zu gelangen, muß dieser Tatsache hinsichtlich der Probennahme Rechnung getragen werden.

Die **Rieseltafeln** stellen das bedeutendste Raumelement dar. Die Festlegung des durch das Abwasser zugeführten Stoffpools erfolgt hauptsächlich im Oberboden, nur hier treten Grenzwertüberschreitungen der Schwermetalle auf. Von Bedeutung sind auch die analysierten organischen Schadstoffe PAK, PCB und DDT. Auch für die Elemente Arsen, Thallium und Quecksilber konnten im Oberboden der Tafeln bedeutsame Anreicherungen festgestellt werden. Eindeutig war um den Einleiterbereich herum ein konzentrisches Anordnungsmuster der stofflichen Veränderungen nachweisbar, weshalb die Schadstoffgehalte auf engstem Raum stark differieren. Die vertikale Verteilung der Last- und Schadstoffgehalte ist unterhalb eines zumeist dünnen Auflagehorizonts infolge der agrotechnischen Bearbeitung relativ homogen. Die den Oberboden prägenden horizontal angeordneten Inhomogenitäten nehmen mit der Tiefe ab. Die Bodenreaktion ist überall dort, wo Abwasser den Boden durchströmt, schwach sauer. Bindigere Schichten des Bodens wurden als Sickerbahnen gemieden, so daß hier bisher keine bedenklich hohen Kontaminationen festgestellt werden konnten.

In den **Zwischenabsetzbecken** und Intensivfiltern ist die Schwermetallbelastung der getrockneten Feststoffe sehr hoch, auch die gemessenen Gehalte an organischen Schadstoffen sind relevant. Die Untersuchungsergebnisse für die **Zuleiter** zeigen eine große Schwankungsbreite der Meßwerte. Die obersten Sedimentbereiche können stark kontaminiert und reich an organischer Substanz sein, die pH-Werte des Bodenmaterials sind infolge der Abwasserbeaufschlagung schwach sauer. Die in **Dämmen** gemessenen Schwermetallwerte überschreiten die von unbelasteten Vergleichsflächen deutlich. Insbesondere das schwer mobilisierbare Blei, aber auch Kupfer, Zink und Cadmium sind relevant, ebenso die PAK. Die PCB-Gehalte sind vergleichsweise gering.

In den **Sedimenten der Vorfluter** traten überall dort, wo Beaufschlagungen stattfanden, Cadmium und Quecksilber als Kontaminanten in Erscheinung. Lokal waren auch Kupfer und Zink von Relevanz. Es wurden die Prüfwerte Ia der „Brandenburger Liste" z. T. erheblich überschritten, vielfach auch die Prüfwerte II. Leicht erhöht waren die Gehalte an Zn und Cu. Eine starke Streuung der Werte war charakteristisch. Als „Faustregel" läßt sich ableiten, daß bei Graufärbung des im Graben anstehenden Substrates mit großer Sicherheit eine ökologisch relevante Kontamination mit Schwermetallen angenommen werden muß. Die geoökologische Relevanz des Schwermetallpools wird durch seine milieubedingte Mobilität verschärft, denn die Sedimentkörper der trockenfallenden Vorfluter weisen eine Zunahme der Acidität auf, im Extremfall wird pH 4,0 erreicht. Fehlt ständig ein Dränwasseroutput, so sind in den Grabensedimenten keine nennenswerten Schwermetallkonzentrationen zu finden. Generell treten keine bedeutsamen Anreicherungen organischer Schadstoffe auf. Die Sediment-bereiche > 20 cm unterhalb der Grabensohle sind weitgehend unbelastet. Auf den **Grabenböschungen** existieren keine Schadstoffkontaminationen. Anhand der Zink-, Blei- und Cadmiumwerte konnte belegt werden, daß der **Mündungsbereich eines Grabens in den Hauptvorfluter** Nuthe eine Senke für den aus dem Rieselfeld stammenden Stoffpool darstellt.

Die substrat- bzw. milieubedingte Barrierewirkung des Untergrundes führt zu einer Erhöhung der Schwermetallgehalte, diese besitzt jedoch im Vergleich zum Oberbodenkompartiment keine

ökologische Relevanz. Unterhalb von Absetzbecken kann jedoch mit einem Schadstoffinput in den obersten Aquiferbereich gerechnet werden.

Anhand der **Schwermetallgehalte in der Wurzel** ist am Beispiel von Dactylis glomerata gezeigt worden, daß im gesamten Rieselfeldbereich die Richtwerte insbesondere für Cadmium überschritten werden können. Die Stoffakkumulation in den Pflanzenwurzeln aktiv beaufschlagter Flächen ist dabei im Vergleich zu aufgelassenen Flächen deutlich vermindert. Die Schwermetalle werden besonders von jungen Wurzeln schnell aufgenommen, wobei die Menge durch den pflanzenverfügbaren Anteil bestimmt wird. Dieser ist auf nichtbeaufschlagten Flächen größer. Ein erheblicher Anteil des vorhandenen Schwermetallpools kann auch durch eine Streuauflage fixiert werden. Somit ist zur Aufrechterhaltung des Retardationseffektes eine hohe Phytomasseproduktion notwendig.

Eine **vergleichende Stoffbilanzierung**, aktuell und für prognostische Varianten ist für den Boden und die Stoffausträge in benachbarte Raumkompartimente aufgrund der Heterogenität der Fixierung sowie lückenhafter Informationen über raum-zeit-konkrete Input-Output-Werte für einzelne Spezies wenig sinnvoll, weshalb darauf verzichtet wurde. Sie kann deshalb nur exemplarisch, unter Zugrundelegung von mittleren Stoffkonzentrationen erfolgen. Nur die durch die Dynamik der Abwasserbeaufschlagung auf die einzelnen Rieseltafeln entstandenen Konzentrationsgradienten waren quantifizierbar. Infolge der geringen Schadstoffgehalte, fehlender Anordnungsmuster und unkorrelierter Parameter konnte diese einfache Abschätzung nicht das Unterbodenkompartiment mit einbeziehen. Für die Gesamtmengen im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wurden an Cd 31827 kg, Cr 185284 kg, Cu 345288 kg, Ni 142322 kg, Pb 799095 kg und Zn 2481840 kg berechnet.

Die Daten der **bodenökologischen Meßstation** spiegelten den Trend einer Zunahme der Acidität des Bodenwassers wider, wobei in allen Ebenen eine gleichsinnige Beschaffenheitsänderung erfolgt. Blei wurde nur sporadisch, Cadmium konnte häufig nachgewiesen werden, wobei mit wachsendem Unterflurabstand eine deutliche Konzentrationszunahme bis zu 0,1 mg/l besonders für das zweite Untersuchungsjahr einherging. Zink, Nickel und Kupfer besaßen ein gleichsinniges Zeitverhalten. Die Konzentrationen anionischer Nährstoff-komponenten zeigten eine gegenläufige Tendenz: einer Zunahme von Sulfat- und Nitratkomponenten stand eine Abnahme der Orthophosphate gegenüber. Das Auftreten von Nitrit in der Bodenwasserlösung war naturgemäß in größeren Bodentiefen von Bedeutung. Die Höhe dieser Konzentrationen lag im letzten Abschnitt des Meßzeitraumes zum Teil erheblich über den Einleitwerten der Brandenburger Liste. Es ist darauf hinzuweisen, daß mittel- und längerfristige Monitoringmaßnahmen notwendig sind, um eine Änderung des Systemverhaltens kontrollieren und gegebenenfalls steuern zu können.

Trotz deutlich unterschiedlicher Gesamtbelastung der Einleiterbereiche und der Proben, die der Tafelmitte entnommen wurden, unterscheiden sich die **PAK-Profile** der Rieseltafeln im Durchschnitt um weniger als 1 %. Der Anteil der ökologisch besonders bedenklichen hochmolekularen polyzyklischen Aromaten ist in den Substraten der Rieseltafeln signifikant höher. In den Böden hat während der Abwasserverrieselung besonders der Anteil der polyzyklischen Aromaten zugenommen, die eine geringe Abbaubarkeit und Wasserlöslichkeit, große Sorptionskoeffizienten und hohe ökotoxikologische Bedenklichkeit zeigen. Die Präsenz der niedermolekularen PAK aktiver Flächen läßt sich mit der regelmäßigen Beaufschlagung erklären.

Die von dem im Bodenkompartiment fixierten Stoffpool ausgehende **potentielle Gefährdung** resultiert aus der Art der Last- und Schadstoffspezies sowie ihrer Konzentration. Die naturbedingten und die durch die menschliche Tätigkeit verursachten Änderungen der von „außen" wirksam werdenden Parameter dürfen kritische Größen nicht überschreiten, damit die Speicherungsfunktion des Bodenkompartimentes aufrechterhalten bleibt. Die Schad- und Laststoffe gelangen dann nur in „homöopathischen" Dosen und/oder weniger toxischen chemischen Konfigurationen in die benachbarten Raumkompartimente. Bei der kartographischen Darstellung der potentiellen Gefährdung ist davon ausgegangen worden, daß die in-situ-Schwermetallgehalte

weitgehend ein Resultat der Festlegung durch die organische Bodensubstanz sind. Die Akkumulationsbereiche der organischen Bodensubstanz stellen auch potentielle Belastungsquellen in Hinblick auf die Makronährstoffe N, S und P dar.

Eine **aktuelle Gefährdung** aller benachbarten Kompartimente ist durch die Minderung der geochemischen Barrierefunktion gegeben. Art, Umfang und Intensität werden durch die Verringerung der Gehalte an organischer Bodensubstanz, die Zunahme der Acidität des pedochemischen Milieus, sowie die Umwandlung organisch fixierter Nährstoffkomponenten (N, P, S) in anorganische Spezies bestimmt. Die Realisierung einer kartographischen Darstellung ist durch eine Verknüpfung relevanter, über raumtypische Gehalte naturnaher Geosysteme hinausgehende Akkumulationen an organischer Substanz (OBS > 3 %), mit einem relevanten Schwermetallpool (der dem Prüfwert Ia der Brandenburger Liste entspricht) und den mobilisierend wirksam werdenden pedochemischen Milieubedingungen (pH < 4,5), vorgenommen worden.

In **Erweiterung mathematischer Prognoseansätze**, welche am Beispiel von sandigen Substratdecken des Untersuchungsraumes erprobt wurden und das Problem der Systemalterung zum Inhalt hatten, ist überprüft worden, welchen Einfluß unterlagernde Lehmstrukturen auf das aktuelle Gefährdungspotential besitzen. Es treten vor allem an Schichtgrenzen geringfügige Mengenzunahmen der Schwermetalle auf. Als Schlußfolgerung ergibt sich, daß es durchaus bei Nutzungsumwidmung möglich ist, die Vertikalverlagerung des Schwermetallpools durch Lehmstrukturen in gewissen Grenzen zu kompensieren.

1.2 Teilprojekt II

Zu Projektbeginn 1992 existierten keine Untersuchungen zur Grundwasserbelastung durch den Rieselfeldbetrieb im Untersuchungsgebiet. Daher wurde eine **Erkundung** der Dynamik und Beschaffenheit des Grundwassers des durch die Rieselfeldwirtschaft beeinflußten Raumes notwendig. Hierauf aufbauend konnten Gefährdungsbewertungen und Nachnutzungsempfehlungen entwickelt werden.

Entgegen den Erwartungen zu Projektbeginn 1992 wurde der **Rieselfeldbetrieb** im Projektzeitraum fast völlig **eingestellt**. Dies erschwerte die Zustandsanalyse erheblich, da ermittelte Grundwasserbeschaffenheiten nur schwer dem aktiven Rieselfeldbetrieb oder den Stillegungsprozessen zugeordnet werden konnten. Daher wurden die Auswirkungen der Beaufschlagung mit gereinigtem Abwasser nicht untersucht. Es konnten aber grundsätzliche Bewertungen auf Basis von Modellrechnungen, Auswertungen von Altdaten und der Ergebnisse des Teilprojektes III vorgenommen werden.

Das Grundwasser des **1. Grundwasserleiters** unterhalb der Rieselfelder ist erheblich belastet. Vor allem die **Nährstoffe** Phosphor und Stickstoff treten in unterschiedlichen organischen und anorganischen Spezies in bedenklichen Grenzwertüberschreitungen um ein Mehrfaches auf (PO_4^{3-} häufig 20 mg/l bis zu 60 mg/l, NO_3^- häufig 150 bis 400 mg/l). Begleitet werden die Nährstoffe von erheblichen Mengen gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Punktuell steigende Tendenzen der anorganischen Spezies (PO_4^{3-}, NO_3^-) haben ihre Ursache vor allem in der verstärkten Oxidation der organischen Spezies schon oberhalb des Grundwassers nach Stillegung der Rieselfelder.

Schwermetalle wurden erheblich seltener und in geringeren Konzentrationen nachgewiesen als zunächst erwartet. So erwiesen sich nur Nickel und Kupfer überhaupt als relevant. In etwa 1/4 bis 1/3 aller Meßstellen des 1. Grundwasserleiters treten Grenzwertüberschreitungen dieser beiden Metalle auf (Prüfwert zur Sanierung kontaminierter Standorte der Brandenburger Liste, Kat.I), wobei 100 µg/l in der Regel nicht überschritten werden. Die im Rahmen des Teilprojektes untersuchten Sedimente der ungesättigten Zonen unterhalb der Bodenzone zeigen deutliche Schwermetallanreicherungen, doch sind die Gesamtkonzentrationen in Bezug auf die Prüfwerte der Brandenburger Liste gering. Auch lassen sich noch am Sediment des 1. Grundwasserleiters und

im Top des Saalegeschiebemergels deutlich Schwermetalle anthropogener Herkunft nachweisen, wenngleich auch hier die Konzentrationen bezüglich der Grenzwerte gering sind.

Die **Salzfracht** ist durch den Abwassereintrag erheblich und liegt zum Teil über den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Die **ökotoxikologischen** Untersuchungen bestätigen die erhebliche Belastung des oberflächennahen Grundwassers und weisen ebenfalls ein als Trinkwasser ungeeignetes Grundwasser aus.

Bedingt durch die hydrodynamischen Verhältnisse dominiert im 1. Grundwasserleiter eine vertikale Grundwasserströmung. Daher ist eine horizontale Verlagerung des rieselfeldgeprägten Grundwassers im 1. Grundwasserleiter nicht wesentlich über die Grenzen des **Rieselfeldareals** hinaus zu beobachten.

Entsprechend des geologischen Baus durchströmt das hochbelastete Grundwasser des 1. Grundwasserleiters anschließend einen durchschnittlich 5 bis 15 m mächtigen **Geschiebemergel**. Hierbei finden relevante **Adsorptions-** und mikrobiologische **Abbauprozesse** statt: Noch eventuell vorhandene Schwermetalle werden adsorbiert. Der im 1. Grundwasserleiter zu Nitrat oxidierte Stickstoff wird mikrobiologisch zu elementarem Stickstoff denitrifiziert. Ortho-Phosphat wird schon in den tieferen Bereichen des 1. Grundwasserleiters weitgehend am Sediment fixiert.

Demzufolge ist im allgemeinen das Grundwasser des **2.** und **3. Grundwasserleiters** unterhalb der Rieselfelder nur noch durch die Salzfracht gekennzeichnet. In den ersten 2-3 km des Abstromes der Rieselfelder tritt eine nur unwesentliche Vermischung mit unbelastetem Grundwasser auf, da durch das radiale Abströmen des Grundwasser aus dem Rieselfeldareal keine wesentlichen Quellen für unbelastetes Grundwasser existieren. Entsprechend kann das für die Rohwasserförderung genutzte Grundwasser zwischen 50 und 80 % abwasserbürtig sein. Der Grad der Abwasserbeeinflussung ist aber jeweils von der Lage der Wasserfassung in bezug zu den Rieselfeldern abhängig.

Organische Schadstoffe wurden überwiegend im 1. bis 3. Grundwasserleiter nachgewiesen. Innerhalb des untersuchten Spektrums der organischen Kontaminanten wurden in erster Linie die chlorierten Kohlenwasserstoffe in Konzentrationen nachgewiesen, die lokal die Grenzwerte der Brandenburger Liste sowie der Trinkwasserverordnung überschreiten. Die flächenhaft und in allen Beprobungsreihen durchgeführte Untersuchung auf den Summenparameter AOX, der die Summe der organischen Halogenverbindungen von Chlor, Brom und Jod darstellt, erbrachte eine flächenhafte Belastung des gesamten Untersuchungsraumes. Angeregt durch neueste Diskussionen in Bezug auf die AOX-Belastung durch natürliche Halogenisierung wurde, da auch Proben von anthropogen unbeeinflußtem Grundwasser erhöhte Werte aufwiesen, ein dem Gesamtraum angepaßtes Bewertungsschema entwickelt.

Darüber hinaus konnten während des Projektzeitraumes zwei weitere organische Verbindungen im abwasserbeeinflußten Grundwasser identifiziert werden. Hierbei handelt es sich zum einen um ein in der Humanmedizin eingesetztes Medikament, welches als **Clofibrinsäure** bezeichnet wird. Die zweite Verbindung, das **N-(Phenylsulfonyl) sarcosin**, ist ein Metabolit, der möglicherweise aus einem Korrosionsschutzmittel hervorgegangen ist. Beide Verbindungen erwiesen sich als gute Indikatoren für abwasserbeeinflußtes Grundwasser. Die weitreichende Verbreitung auch im 2. und 3. Grundwasserleiter bis hin zu den Wasserwerken im Abstrom der Rieselfelder ist bedenklich. Für diese Stoffe sind die umweltrelevanten Eigenschaften noch weitestgehend ungeklärt und können so nur aus umwelthygienischer Sicht bewertet werden.

Sehr problematisch ist eine räumlich **begrenzte Kontamination** mit **chlorierten Kohlenwasserstoffen** des 2. und 3. Grundwasserleiters im südlichen Bereich der Rieselfelder. Diese erhebliche Belastung ist jedoch nicht auf den klassischen Rieselfeldbetrieb mit kommu-

nalen Abwässern zurückzuführen. Vielmehr liegt die Ursache vermutlich in einer zeitweiligen Ableitung von industriellen Abwässern des nahegelegenen Ludwigsfelder Industriegebietes in der Vergangenheit. Diese Kontamination, vor allem in Begleitung von bis zu 10-fachen Grenzwertüberschreitungen des karzinogenen Vinylchlorids, ist eine potentielle Gefahr für die Grundwasserförderung. Eine weitere Erkundung ist erforderlich.

Die **tieferen Grundwässer** wurden und werden durch die Rieselfeldwirtschaft in ihrer Beschaffenheit nicht beeinflußt. In den Hauptvorflutbereichen (Nuthe, Teltowkanal) überprägt aus den tieferen Stockwerken aufsteigendes, geogen-salinar belastetes Grundwasser den hier schon verdünnten Rieselfeldabfluß. Außerhalb dieses Bereiches ist keine deutliche Rieselfeldbeeinflussung zu erwarten.

Der **Grundwasserspiegel** hat sich im Rieselfeldareal durch die Einstellung der Rieselfeldwirtschaft bisher um 2 bis 4 m gesenkt. Erhebliche Vegetationsschäden waren die Folge. Während im Bereich nördlich von Schenkenhorst eine weitere Absenkung um ca. 1 m zu erwarten ist, ist im östlichen Bereich mit keiner wesentlichen Änderung des Grundwasserstandes mehr zu rechnen.

In der Vergangenheit verhinderten tiefliegende Drainage- und Entwässerungsgräben am Südost- und Südwestrand der Rieselfelder einen relevanten Grundwasseranstieg durch die Rieselfeldwirtschaft außerhalb des Rieselfeldareals. Die Grundwasserstände in der Region Ludwigsfelde sind vielmehr durch das Grundwasserdargebot/-entnahme-Verhältnis geprägt. Daher konnten keine wesentlichen Grundwasserabsenkungen im Raum Ludwigsfelde festgestellt werden und sind auch nicht zu erwarten, soweit die gegenwärtigen Grundwasserentnahmen nicht wesentlich gesteigert werden.

Bedingt durch die Grundwasserabsenkung sind die meisten **Drainage**- und **Entwässerungsgräben trockengefallen** bzw. führen nur noch geringste Wassermengen, so daß, unabhängig von der Wasserqualität der Gräben, die Hauptvorfluten Nuthegraben und Nuthe nur unwesentlich beeinflußt werden können.

Die wenigen, im zentralen Rieselfeldbereich noch fließenden, durch Zusickerung und Drainierung von Rieseltafeln geprägten Gräben weisen eine bedenkliche Wasserqualität auf. Die in den Randbereichen meist noch wasserführenden, grundwassergeprägten Entwässerungsgräben sind durch das verunreinigte Grundwasser des Rieselfeldareals noch erheblich belastet. Doch im weiteren Verlauf, mit zunehmender Entfernung unterscheidet sich die Wasserqualität dieser Gräben nicht mehr wesentlich von rieselfeldunbeeinflußten Gräben. Erhöhte Nährstoffgehalte treten jedoch auch in den unbeeinflußten Gräben auf.

Vergleichende Betrachtungen von Grundwassermeßstellen, die im Bereich unterschiedlich lange stillgelegter Rieselfelder (5 -20 Jahre) liegen, zeigen nur **geringe Änderungen** der **Grundwasserbeschaffenheit**. Lediglich eine sehr allmähliche Abnahme der Salzkonzentration ist zu beobachten. So läßt sich weder eine Qualitätsminderung durch Remobilisierung von Schadstoffen aus der ungesättigten Zone noch eine deutliche Grundwasserqualitätsverbesserung durch verminderten Schadstoffeintrag ins Rieselfeldsystem (nur noch Niederschlag) folgern. Dennoch ist die Gesamtschadstoffmenge, die derzeit ins Grundwasser eingetragen wird, bedingt durch eine deutlich verminderte Grundwasserneubildung, wesentlich geringer als zur Zeit der Rieselfeldbewirtschaftung. Eine erhoffte Grundwasserqualitätsverbesserung wird durch Remobilisierungen vor allem von Nährstoffen aus der Bodenzone langfristig verzögert. Entsprechendes muß auch aus den im Projektzeitraum aufgestellten Zeitreihen zur Grundwasserbeschaffenheit geschlossen werden.

Entsprechend ist auch in absehbarer Zukunft mit **keiner** wesentlichen **Änderung** der **Rohwasserqualität** der durch die Rieselfeldwirtschaft beeinflußten Wasserwerke zu rechnen. Das numerische Grundwassermodell zeigt, daß sich bedingt durch das verminderte Grundwasserdargebot lediglich die Anteile von rieselfeldgeprägtem und unbeeinflußtem Grund-

wasser verändern. Daher kann es mittelfristig zu einer gewissen Verbesserung der Grundwasserqualität durch Verdünnung kommen. Ein wirklich deutlicher Rückgang der Salzfrachten ist erst in mehreren Jahrzehnten zu erwarten.

1.3 TEILPROJEKT III

Mit der **Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf (RVW)** an einem noch nicht aufgelassenen und umgestalteten Rieselfeldstandort wurden die Fixierung von Schadstoffen im Boden durch Feuchthaltung, die Nachreinigung von Kläranlagenabläufen im Sinne eines bewachsenen Bodenfilters und die Eignung von Makrophyten und Gehölzen auf Standortverträglichkeit im Rieselfeld im Sinne einer ökologisch orientierten Nachnutzung untersucht. Die Erhebungen am Beginn der Arbeiten 1990 zeigten, daß der Standort der Versuchsanlage nur schwach bis mäßig belastet ist. Das Cadmium nahm eine gewisse Sonderstellung ein, da es häufig und zum Teil erheblich über dem Prüfwert der Brandenburger Liste Teil 1 lag. Außerdem fanden sich noch bei Blei und Zink vergleichsweise geringe Überschreitungen der entsprechenden Prüfwerte. Die untersuchten Tafeln wiesen die für Rieselfeldtafeln typische heterogene Verteilung von Schadstoffen auf, die eng mit der organischen Bodensubstanz (OBS) korreliert. Hinsichtlich ihrer Belastung kann die Fläche der gesamten RVW als repräsentativ für weitere Areale von Rieselfeldern angesehen werden.

Das der Anlage zugeführte Wasser wurde dem **Ablauf der Kläranlage** Waßmannsdorf entnommen. Es handelt sich dabei um ein dreistufig gereinigtes Abwasser mit relativ konstanter Qualität. Wie aus den Untersuchungen hervorgeht, wurden die Grenzwerte der Parameter CSB, BSB_5 und Gesamt-P nach Rahmen-AbwasserVwV, Anhang 1 eingehalten. Dagegen sind die Stickstoffwerte (sowohl NH_4-N als auch Gesamt-N) im Vergleich zur Norm zu hoch. Noch größer wurden die Überschreitungen, wenn man zur Bewertung die Güteanforderungen an Fließgewässer im Land Brandenburg heranzieht. Hier kam es zu deutlichen Überschreitungen der Richtwerte für die organischen Summenparameter CSB, TOC und AOX. Die Ergebnisse im Leuchtbakterien- und Daphnientest (Prüfung auf akut toxische Wirkung) sowie im Respirationshemmtest (Prüfung auf chronisch toxische Wirkung) zeigten **kein ökotoxikologisches Gefährdungspotential** an. Dagegen stellte die hohe Keimlast des Beaufschlagungswassers, insbesondere bei den Indikatoren für pathogene Keime ein **hygienisches Problem** dar.

Die **Bodenpassage** stellte für CSB, TOC, Gesamt-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff eine signifikante Verbesserung der Wasserqualität dar, obwohl die Zielvorgaben nach den Güteanforderungen an Fließgewässer auch in den Dränwässern nicht erreicht wurden. Ein ganz anderes Bild zeigte sich dagegen für **Phosphor**. Hier stiegen die Konzentrationen im Mittel auf das Zehnfache, z.T. auf das Zwanzigfache an. Da diese Gehalte um den Faktor 30 bis 60 über dem Richtwert dieser Güteanforderungen lagen, kann ein **Eintrag von Dränwässern** in größerem Umfang in Oberflächengewässer nicht toleriert werden. Ein Austrag, wenn auch in abgeschwächter Form, ließ sich auch bei den Schwermetallen Kupfer und Nickel beobachten. Während die Nickelkonzentrationen nur etwa bis an den Richtwert von 30 µg/l heranreichten, waren Überschreitungen im Falle des Kupfers durchgängig und zum Teil hoch (z.T. bis 240 µg/l). Der Austrag von Cadmium aus dem Boden konnte in den Dränwässern nicht quantitativ nachgewiesen werden, obwohl es im Boden bei diesem Element die meisten und deutlichsten **Überschreitungen** von Richtwerten zu verzeichnen gab. Die Konzentrationen dieses Elementes lagen in den Dränwässern im Bereich der Bestimmungsgrenze. Unterschiedliche Beaufschlagungsmengen wirkten sich nicht signifikant auf die Konzentrationen in den Dränwässern, sondern nur auf die Frachten aus. Quantitative Aussagen zu Mindestmengen für eine mögliche Feuchthaltung können daher nicht abgeleitet werden.

Im Zeitraum von Juni 1992 bis November 1994 wurde neben den physikalisch-chemischen Parametern das ökotoxikologische Gefährdungspotential von Wasserproben entlang der Wasserpfade (Zulauf zu den Rieseltafeln, Ablauf Dränage bzw. Pegel nach Bodenpassage

sowie Entwässerungsgräben) untersucht. Die angewendeten **Biotests** zeigten keine akute bzw. chronische Toxizität an. Eine Gefährdung der Oberflächen- und Grundwässer ist aus ökotoxikologischer Sicht nicht vorhanden. Die allgemeine **Keimlast** (Saprophyten) und der Gehalt an Indikatoren für pathogene Keime war im Kläranlagenablauf hoch und erreichte nach dem Passieren der Versuchsanlage deutlich reduzierte Werte. Während diese Wirkung auf die Oberflächengewässer aus hygienischer Sicht zu begrüßen ist, muß als negativ eingeschätzt werden, daß nicht alle Pegelproben (1. GWL) frei von coliformen Bakterien bzw. Fäkalstreptokokken waren. Es ist allerdings zu beachten, daß es sich um relativ flache Pegel handelt und bei der weiteren Bodenpassage mit einer Eliminierung der Fäkalindikatoren zu rechnen ist.

Durch zeitlich versetzte Bodenproben konnte der im Dränwasser beobachtete Trend zur Auswaschung von Schwermetallen aus den Mäanderflächen nachgewiesen werden. Trotz pH-Wert-Absenkung auf den unbeaufschlagten Flächenteilen ist es dort noch nicht zu nennenswerten Remobilisierungsprozessen gekommen. Die **Bodenphosphatgehalte** der Mäanderböden waren nach mehrjährigem Betrieb im Vergleich zu den unbeaufschlagten Flächen deutlich abgesunken. Die **Freisetzung von Phosphat** erfolgte unter dem Einfluß reduzierender Bedingungen (Reduktion des schwerlöslichen Eisen-(III)-Phosphat zu leichtlöslichem Eisen-(II)-Phosphat) während der periodisch erfolgten Beaufschlagung. Durch Eisen-(III)-Reduktionsversuche konnte eine gute Korrelation zwischen freigesetztem Eisen und gleichzeitig mobilisiertem Phosphor nachgewiesen werden.

Zwar besteht zwischen dem Gehalt an OBS und dem Phosphatgehalt eine enge Korrelation, doch führte die Fraktionierung der Bodenphosphate zu dem Ergebnis, daß zwischen 70 und 80 % des Gesamtphosphates als Eisen-Aluminium-gebundenes Phosphat, jedoch nur 10 bis 15 % organische Phosphate im Boden vorliegen. Aus dem Abwasser stammende Phosphatasen sorgen offenbar für eine laufende Mineralisierung von organischen Phosphaten. Auf die **Herkunft** des **im Dränwasser** beobachteten Phosphates aus der **Eisen-Aluminium-Fraktion** deutet die enge Korrelation zwischen dieser Fraktion und dem doppellaktatlöslichen Phosphor (DL-P), mit dem der pflanzenverfügbare Phosphor (relativ leicht mobilisierbar) erfaßt wird. Die Menge an DL-P übertrifft die der übrigen Fraktionen (Calcium-Fraktion, organisches Phosphat) erheblich und läßt den Schluß zu, daß letztere nur nachrangig an der Freisetzung beteiligt sein können.

Die Untersuchungen des Bodens im Sediment-Chromotest bzw. Leuchtbakterientest ergeben für den Rieselfeldstandort Waßmannsdorf eine Einordnung als **nicht bzw. schwach akut toxisch**. Die Hemmung der Biolumineszenz entspricht den Werten von intensiv gewerblich genutzten Flächen mit nachweislich erhöhten Konzentrationen an Schadstoffen und ist gegenüber landwirtschaftlich genutzten Vergleichsstandorten geringfügig erhöht. Eine deutliche Differenzierung der geringer bzw. höher mit Schwermetallen belasteten Segmente der RVW hinsichtlich der akut toxischen Wirkung zeichnete sich nicht ab. Der Vergleich von bodenmikrobiologischen Parametern an geringer bzw. höher mit Schwermetallen belasteten Standorten innerhalb der RVW zeigt, daß eine optimale **Umsetzung der organischen Substanz** im Sinne höherer Aktivität und Biomasse durch die Bodenmikroorganismen an den höher belasteten Standorten behindert wird. Trotz dieses Sachverhaltes weist der Rieselfeldstandort Waßmannsdorf, wie auch andere Rieselfeldstandorte, im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Nichtrieselfeldstandorten eine hohe bodenmikrobiologische Aktivität und somit ein hohes Mineralisationsvermögen auf.

Die **Eignung verschiedener Gehölze, Makrophyten und Stauden** für den Standort Rieselfeld läßt sich wie folgt zusammenfassen. Von den Gehölzen entwickelte Salix viminalis (Korbweide) dichte Bestände und zeigte gutes Höhenwachstum. Im Gegensatz dazu kam es bei Salix repens (Silberblättrige Kriechweide), Alnus glutinosa (Schwarzerle), Populus tremula (Zitterpappel) sowie Populus canescens (Graupappel) zu starken Ausfällen in der Phase des Anwachsens nach der Pflanzung. Ab dem 2. Standjahr entwickelten sich die überlebenden Exemplare bis zum Ende des Berichtzeitraumes normal. Als Ursache für die hohen Verluste sind in erster Linie Wassermangel (extreme Trockenheit im Frühjahr 1992) und

starker Konkurrenzdruck durch rieselfeldtypische Wildpflanzen, insbesondere Gräser, zu nennen.

Von den Makrophyten und Stauden entwickelten Iris pseudacorus (Wasserschwertlilie), Glyceria maxima (Wasserschwaden), Filipendula ulmaria (Echtes Mädesüß) und mit einigen Abstrichen Carex gracilis (Schlanke Segge) quantitativ und qualitativ hochwertige Bestände. Ein differenziertes Ergebnis lieferten Phragmites australis (Gemeines Schilf), Scirpus lacustris (Gemeine Teichsimse) und Typha latifolia (Breitblättriger Rohrkolben). Diese Arten sind nur unter bestimmten Bedingungen (z. B. optimale Wasserversorgung, Eliminierung von konkurrierenden Wildpfanzen) in der Lage, den Standort zu nutzen und wurden teilweise hochgradig von anderen Wildpflanzen verdrängt. Eine mittel- bzw. langfristige Beeinflussung der Pflanzen durch den Schadstoffpool des Bodens kann aufgrund der kurzen Versuchsdauer nicht beurteilt werden.

1.4 SCHLUSSFOLGERUNG

In den Ergebnissen der Teilprojekte I und II scheint die Beurteilung der Gefährdung durch Schwermetallremobilisierung aus bodenkundlicher und hydrogeologischer Sicht unterschiedlich zu sein. So wird es zwar durch Auflassung der Flächen eine **Remobilisierung** der im Boden **fixierten Schwermetalle** infolge der **Systemalterungseffekte** geben, es tritt jedoch keine Erhöhung der Konzentrationen dieser Spezies im Grundwasser unter aufgelassenen Standorten auf. Auch die im Boden fixierten PAK und PCB sind im Grundwasser nur in Spuren nachweisbar.

Es erfolgt somit eine Verlagerung des im Oberboden befindlichen Schadstoffpools in die gesättigte und ungesättigte Zone, ohne jedoch im Grundwasser kritische Konzentrationen zu erreichen. Die Gehalte der durch Remobilisierung betroffenen Spezies, insbesondere von **Blei** und **Cadmium**, im **Grundwasser** unter aufgelassenen Standorten bleiben weitgehend **unter** der **Nachweisgrenze**.

Die Ursache hierfür scheint die dann **enorme Verteilung** des **flachgründig** konzentrierten **Schadstoffpools** über den gesamten Bereich der oberen **15 m** des pleistozänen **Untergrundes** zu sein. Dies läßt sich anhand des Auftretens von über den geogenen Hintergrund hinausgehenden Gehalten von Schwermetallen an Grenzflächen mit günstigen Barriereeigenschaften (z. B. Geschiebemergel) belegen. Eine Gefährdung von für die Trinkwassergewinnung genutzte Grundwasserressourcen ist unter den herrschenden Milieubedingungen unwahrscheinlich (Kapitel 4.9.3/4.9.4).

Aus den bisher kurz und im folgenden Bericht ausführlich dargestellten Verhältnissen erscheint im allgemeinen eine **Feuchthaltung** der Rieselfelder zur Schadstoffixierung aus Gründen des Grundwasser- und Oberfächenwasserschutzes **nicht notwendig**, beziehungsweise stehen mögliche Grundwasserqualitätsverbesserungen in keinem Verhältnis zu den Kosten. Dennoch ist eine Gefährdung durch den großen Schadstoffpool im Rieselfeldareal soweit gegeben, daß eine kontinuierliche Beobachtung erforderlich ist. Um die hohe Belastung des 1. Grundwasserleiters zu begrenzen, müssen die punktuellen Extremkontaminationen in der ungesättigten Zone (z. B. Intensivfilterflächen, Absetzbecken...) gesichert und/ oder saniert werden.

Die Grundwasserneubildung würde sich auf das natürliche Maß von etwa 200 mm/a beschränken, so daß eine Erhöhung der derzeitigen Fördermengen der Wasserwerke ausgeschlossen werden muß. Der Grundwasserstand ist in den letzten Jahren nach Einstellung des Rieselfeldbetriebes schon stark gesunken, wodurch Pflanzen, die sich an die Feuchthaltung angepaßt hatten, stark geschädigt wurden.

Der wegen des niedrigen Grundwasserstandes und des fehlenden Drainagewasseranfalls geringe Oberflächenabfluß aus dem Rieselfeldareal stellt hinsichtlich des Eintrages von rieselfeldbedingten Schadstoffen in die Vorfluter keine Gefahr dar.

Folgende Maßnahmen werden im Falle einer Trockenhaltung und damit Beibehaltung des derzeitigen Zustandes empfohlen:

- Sicherung und/oder Sanierung von Hochlastflächen (Absetzbecken, Intensivfilter, Einleiterbereiche, Gräben...)
- Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzungen auf ehemaligen Rieselfeldflächen, insbesondere der Verzicht auf Düngemitteleinsatz
- keine unkontrollierte Gewinnung des Grundwassers
- Versiegelung bei Baumaßnahmen nur bei entsprechendem Wasserhaushaltsausgleich durch Einleitung des Niederschlags ins Grundwasser
- Information der Öffentlichkeit (z.B. Schilder, Presse) über die Einschränkungen der Freizeitnutzung bezüglich der Oberboden- und Oberflächengewässerkontamination
- Grundwasser-, Oberflächengewässer- und Bodenüberwachung

Ein Nährstoffentzug bzw. eine Fixierung durch eine entsprechende Bewirtschaftung und Kultivierung der Rieselfelder sollte in Betracht gezogen werden.

Eine **Minderung** der Intensität des **Mineralisierungsprozesses** kann auf Rieselfeldern mit bisheriger **Feuchthaltung**[1] durch deren Fortführung erzielt werden. Damit können die nachteiligen Sekundärwirkungen auf die Spezifika der Struktur und des Milieus des Bodenkörpers, vor allem aber in Hinblick auf die daraus resultierenden Remobilisierungseffekte des Schwermetall- (insbesondere Cd, Zn, Cu) und Nährstoffpools (N,S nicht aber P) vermindert werden.

Zur Minimierung der Mineralisierungsgeschwindigkeit ist eine **Beaufschlagung mit über 1000 mm/a** notwendig. Diese führt aber zu einem deutlich erhöhten Sickerwasseranfall, welcher je nach den örtlichen Gegebenheiten dem Grundwasser und/oder den Oberflächengewässern zugeführt wird. Hierbei sind erhebliche **Remobilisierungen** des **Phosphats** zu erwarten.

Der bei einer solchen Feuchthaltung entstehende erhebliche **Oberflächenabfluß** aus dem Rieselfeldareal heraus in nicht leistungsfähige Vorfluter (besonders Nuthegraben) ist **hinsichtlich** seiner **Beschaffenheit** vorrangig zu **beachten**. Entsprechend hohe Anforderungen an die Beschaffenheit des Beaufschlagungswassers sind zu stellen und Remobilisierungseffekte insbesondere des Phosphates zu minimieren. Wie die Untersuchungen zeigten, führt jegliche Feuchthaltung mit mehr als 300 mm/a zu einer erheblichen Grundwasseranreicherung (z. B. 500 mm/a Beaufschlagung -> 250 mm/a Grundwasseranreicherung). Daher müßten die Auswirkungen auf die Grund- und Oberflächenwasserqualität in einem Feldversuch langfristig beobachtet werden.

Der Einsatz von **vor Ort gefördertem**, oberflächennahem **Grundwasser zur Feuchthaltung** dieser Standorte kann aber den Austrag in die Oberflächengewässer verhindern, da hierbei dem System kein zusätzliches Wasser zugeführt wird.

Eine **Übertragung** der in diesem Bericht vorgenommenen Gefährdungsbewertungen hinsichtlich Grund- und Oberflächenwassergefährdung und der Schlußfolgerungen (keine Feuchthaltung) auf andere Rieselfeldstandorte (Deutsch Wusterhausen, Waßmannsdorf, Osdorf und Boddinsfelde) ist **nicht zulässig**, da wesentliche Voraussetzungen hierzu in der besonderen hydrauli-

[1] Im Untersuchungsgebiet wurden 1994 noch ca. 5 ha der Rieselfeldflächen beaufschlagt.

schen Stellung des untersuchten Rieselfeldareals zu suchen sind. Ohne die dominierende Vertikalströmung im 1. Grundwasserleiter und die damit verbundene Geschiebemergelpassage des Grundwassers sowie die dort ablaufenden Abbau- und Adsorptionsprozessen käme es zu anderen Gefährdungspotentialen und damit anderen Schlußfolgerungen. Einzelne Teilaspekte (z. B. Sorption der Schwermetalle an Geschiebemergel und anderen geochemischen Barrieren, soweit diese vorhanden, Denitrifizierung in tieferen bedeckten Grundwasserleitern usw.) können aber auch für ähnliche Standorte gültig sein. Inwieweit solche Übertragungen zulässig sind, kann erst nach einer Bewertung der hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnisse und der Rieselfeldcharakteristika des Standortes entschieden werden.

Ebenso ist die Gefährdungsbeurteilung für die Bodenzone (Teilprojekt I) und die hieraus abgeleiteten Nutzungsstrategien für den Boden sowie die dazugehörigen Planungsempfehlungen auf alle Rieselfelder jungpleistozäner, grundwasserferner Standorte übertragbar.

Auf Grundlage der in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse konnte ein Kriterienkatalog (Kapitel 6.2) zur Erstbewertung von Rieselfeldstandorten entwickelt werden. Bei Ermittlung von potentiellen Gefährdungen auf Basis dieser Kriterien muß zur Überwachung des jeweiligen Rieselfeldstandortes ein Monitoring-Meßnetz installiert werden.

Mit Hilfe des in diesem Forschungsprojekt gewonnenen Kenntnisstandes sind **Grundlagen** zur Gefährdungsbeurteilung anderer Rieselfeldbezirke mit Hilfe des auf diesen Standorten eventuell notwendigen **Monitoringsystems** erstellbar (Kapitel 6.2).

2 EINFÜHRUNG

2.1 EINLEITUNG

2.1.1 VERANLASSUNG

1983 beschloß der Ministerrat der DDR, die Rieselfelder südlich Berlins nur noch landwirtschaftlich zu nutzen und die Verrieselung nach und nach einzustellen. Daraufhin wurde unverzüglich mit der Einebnung der Tafeln und ihrer Berandungen begonnen, so daß zu Zeiten der Vereinigung etwa zwei Drittel der ursprünglichen Flächen nicht mehr für die Berieselung bereitstanden. Dennoch wurde das Abwasser in gleicher Menge auf die wesentlich kleinere verbliebene Fläche verbracht. Mit der Gründung des Landes Brandenburg und des damit neu entstandenen Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung (MUNR) wurde das Problem der Berliner Rieselfelder, das bereits vorher erkannt und bearbeitet worden war, unter der neuen Rechtslage (Wasserhaushaltsgesetz, EG-Recht u. dgl.) erneut aufgegriffen. Die Gründe für die Untersuchungen sind differenziert zu sehen, da unterschiedliche Interessen gewahrt werden sollten. Dem Wunsch der Kreise und Gemeinden nach einer wirtschaftlichen Entwicklung der ehemaligen Rieselfeldflächen standen der Grundwasserschutz und die Bewältigung möglicher Altlasten im Wasser und Boden entgegen.

Bereits aus den Jahren vor Gründung der Neuen Bundesländer war aus den Studien der Universität Jena, der Humboldt-Universität und der Pädagogischen Hochschule Potsdam sowie aus Untersuchungen der Bezirkshygiene und der Wasserwirtschaftsdirektion Oder/ Havel (WWD) - später Landesumweltamt Brandenburg (LUA) - bekannt, daß der Boden der Rieselfeldflächen erhöhte Schwermetallgehalte aufweist. Die damit aufgeworfene Frage war, inwieweit von der Schwermetallbelastung im Boden eine Gefährdung von Grund- und Oberflächenwasser insbesondere bei Einstellung der Rieselfeldwirtschaft ausgeht, bzw. welche Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen erforderlich werden würden, um eine potentielle Gefährdung zu minimieren. Richtig wurde vermutet, daß die Fixierung dieser Schadstoffe im laufenden System der Verrieselung ungeklärter Abwässer während der 100 Jahre dauernden Rieselfeldwirtschaft so gut funktioniert hat, daß es in den rieselfeldnahen Wasserwerken nicht zu nutzungseinschränkenden Qualitätseinbußen für das Grundwasser kam.

Das MUNR gab deshalb ein Gutachten in Auftrag, das die Notwendigkeit einer Feuchthaltung der Rieselfelder untersuchen sollte, da auch der Grundwasseranreicherung durch die Rieselfeldwirtschaft eine enorme Bedeutung beigemessen wurde (Feuchthaltegutachten, TRÖGER 1991). Die zur Verfügung stehenden Untersuchungen und deren Ergebnisse waren allerdings nicht hinreichend für eine endgültige Entscheidungsgrundlage über die Weiternutzung der Rieselfelder südlich Berlins. Bis zur Erlangung eines entsprechenden Grundwissens sollten die Rieselfeldflächen allerdings weiterhin feucht gehalten werden. Das MUNR stellte die Rieselfeldflächen aufgrund des Gutachtens unter wasserwirtschaftlichen Vorbehalt (Vorschaltgesetz) und veranlaßte die Erarbeitung einer Aufgabenstellung für das Rieselfeldprojekt. Auftraggeber der Aufgabenstellung für das Projekt mit dem Titel „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer" war die WWD, Auftragnehmer die Universität Potsdam, die Technische Universität Berlin und die WWD mit der Forschungsstelle Trebbin.

2.1.2 ZIELSTELLUNG

Zu Beginn der Bearbeitung des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer" wurden folgende Zielstellungen für die Nachnutzung der Rieselfelder südlich Berlins und der damit im Zusammenhang stehenden Maßnahmen formuliert (BLUMENSTEIN, PORTMANN & TRÖGER 1991):

1. ökologisch verträgliche Altlastenfixierung und -sanierung auf den Rieselfeldstandorten, sowie Minimierung der Remobilisierung vorhandener Wasserschadstoffe
2. Grundwasserschutz im ober- und unterirdischen Einflußbereich der Rieselfelder, insbesondere langfristiger Trinkwasserschutz
3. Oberflächengewässerschutz durch Verminderung des Schadstoffaustrages aus den Rieselfeldern
4.* Oberflächengewässerschutz durch Verringerung der Direkteinleitung geklärten Abwassers in die Hauptvorfluter des südlichen Berliner Umlandes (vornehmlich durch die Großklärwerke Waßmannsdorf, Stahnsdorf, Ruhleben und Marienfelde in den Teltowkanal und den Sacrow-Paretzer Kanal)
5.* künstliche Grundwasseranreicherung zur Stützung der Wassermengenbilanz für die Trinkwasserversorgung und zur Haltung eines umweltverträglichen Niveaus der Grundwasseroberfläche

Die Strategie des MUNR bestand darin, dieser wasserwirtschaftlich orientierten Zielstellung bei der Raumplanung Vorrang einzuräumen und sie weitgehend mit anderen Zielvorstellungen, wie denen aus Sicht des Bodenschutzes (Erhalt bzw. Verbesserung der gegenwärtigen Bodenfunktionen), des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Einklang zu bringen. Dieser Strategie entsprach auch die Freihaltung der ehemaligen (umgestalteten und nicht umgestalteten) Rieselfeldareale als zu erhaltende oder zu reaktivierende Versickerungsflächen, auf denen bestgereinigtes Abwasser zur Anreicherung des Grundwassers versickert werden sollte (Vgl. Vorschaltgesetz zum Landesplanungsgesetz und Landesentwicklungsprogramm für das Land Brandenburg vom 6.12.1991, § 4, Nr.10 und Anlage 3).

Da sich aber seit 1991 einige Rahmenbedingungen aufgrund einer neuen Rechtslage verändert haben, wurden vom MUNR die Inhalte dieser Zielstellung modifiziert. Das LUA wurde veranlaßt die **modifizierte Fassung** der Zielstellung vom 22.06.1994 zu erarbeiten und für die weitere Projektbearbeitung vorzugeben. So ist gemäß Verwaltungsvorschrift des MUNR vom 02.03.1993 zum §34 WHG eine Grundwasseranreicherung mit weitergehend gereinigtem Abwasser rechtlich nur in einem engen Rahmen zulässig. Ab Ende der 90er Jahre soll somit kein gereinigtes Abwasser mehr zur Berieselung bereitgestellt werden. Damit ging der ursprüngliche wasserwirtschaftliche Vorbehaltszweck der Rieselfeldareale verloren. Eine endgültige Entscheidung sollte aber von den Forschungsergebnissen des Projektes abhängig gemacht werden.

Aus den erwähnten Gründen fielen die Aspekte der Stützung der Wassermengenbilanz und der damit verbundenen künstlichen Grundwasseranreicherung sowie die Aspekte der Minimierung der Direkteinleitung der Berliner Großklärwerke in die Oberflächengewässer aus der ursprünglichen Zielstellung heraus, und die Punkte 1 bis 3 gewannen an Priorität. Die Möglichkeit der Feuchthaltung mit geklärtem Abwasser zur Fixierung der Schadstoffe sollte allerdings weiterhin mit einbezogen werden. Somit verlagerte sich der Schwerpunkt auf die Frage der Notwendigkeit einer Feuchthaltung der Rieselfelder.

Ein Großteil des Rieselfeldareals wurde schon zu Zeiten des Forschungsprojektes stillgelegt, so daß zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur noch ein sehr geringer Flächenanteil als Reservefläche der Kläranlagen zurückgehalten wird.

---

* diese Punkte entfielen nach der modifizierten Zielstellung vom 22.06.94

Ab 1994 wurde demzufolge vom Landesumweltamt Brandenburg die Untersuchung der Auswirkungen bestimmter Bewässerungsszenarien vorgegeben.

Stufe	0 mm/a	(Einstellung der Bewässerung)
Stufe	500 mm/a	(im Bereich etwa 80 ... etwa 500 mm/a)
Stufe	3000 mm/a	(im Bereich > etwa 500 mm/a)

Die Bearbeitung der Bewässerungsszenarien 3000 mm/a und 500 mm/a war aufgrund der oben beschriebenen Situation nur eingeschränkt durch die Einbeziehung in hydrologische Modelle und unter Verwendung von Altdaten möglich. Die Auswirkungen einer 3000 mm/a umfassenden Abwasserbeaufschlagung konnte nur noch durch das Teilprojekt III in der Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf bearbeitet werden.

2.1.3 AUFGABENSTELLUNG

Wichtigste Arbeitsgrundlage war ursprünglich die bestätigte Aufgabenstellung zum Projekt „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer" vom August 1991 (BLUMENSTEIN, PORTMANN & TRÖGER 1991).

Aus der veränderten Zielstellung wurde vom LUA in Abstimmung mit dem MUNR eine modifizierte **Aufgabenstellung** (22.06.1994) abgeleitet.

Dieser Aufgabenstellung entsprechend wurde der Komplex der Wasserhaushaltsuntersuchungen mit der Modellierung der Grundwasserströmung und der dazu notwendigen hydrogeologischen Erkundungen stark gestrafft. Eine Bearbeitung der Rieselfeldareale Osdorf, Waßmannsdorf, Boddinsfelde und Deutsch-Wusterhausen wurde ausgeschlossen.

Die modifizierte Aufgabenstellung umfaßte folgende Themen:

- Erfassung des Ist-Zustandes der belasteten Areale und dessen kartographische Darstellung
- detaillierte Gefährdungsanalyse, unter Berücksichtigung der Schadstoffdynamik
- Empfehlungen zur Nachnutzung, Sicherung und Sanierung insbesondere die Prüfung der Fixierung der Schadstoffe durch Feuchthaltung der Rieselfeldflächen sowie damit verbundener Problemaspekte, aber auch möglicher Alternativen (Auflassen der Rieselfelder, Trockenhaltung), mit denen ein immobiler Zustand erreicht werden kann
- Hinweise auf den Umfang und die Leitparameter eines Monitoringprogrammes, das die Nachnutzung der Rieselfelder begleitet

Die Untersuchung sollte sich auf den belasteten Rieselfeldstandort einschließlich der ober- und unterirdischen Abstrombereiche beziehen.

Die Ergebnisse der Projektbearbeitung, die im vorliegenden Bericht gekürzt dargestellt werden, sollen als Grundlage für den weiteren Umgang mit dem Rieselfeldstandort, insbesondere für die Planung, dienen.

2.1.4 ORGANISATIONSSTRUKTUR DES FORSCHUNGSPROJEKTES

Das Forschungsprojekt „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser und Oberflächengewässer“ wurde auf Veranlassung des MUNR vom Landesumweltamt Brandenburg in Auftrag gegeben. Dem Landesumweltamt oblag die Leitung und Koordinierung des Gesamtprojektes. Arbeitsverantwortlich seitens des Landesumweltamtes war die Abteilung Gewässerschutz und Wasserwirtschaft (LUA-W) unter Leitung von Herrn Prof. Dr. E. Jungfer.

Das Projekt gliedert sich in drei Teilprojekte:

Teilprojekt I: **Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone**
Arbeitsgruppe Stoffdynamik, Universität Potsdam

Teilprojekt II: **Hydrogeologie - Grundwasser/Oberflächenwasser**
Fachgebiet Hydrogeologie, Technische Universität Berlin

Teilprojekt III: **Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf**
Referat Boden- und Abfalluntersuchungen, Landesumweltamt Brandenburg

Mit der Bearbeitung des Teilprojektes I „Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone“ wurde die Universität Potsdam beauftragt. Die Arbeitsgruppe „Stoffdynamik in Geosystemen“, in welcher Vertreter von 5 Instituten (Abb. 2-1) zusammenarbeiten, führte die Feld- sowie die Laborarbeiten durch und stellte die Ergebnisse in einem Abschlußbericht zusammen.

Mit der Bearbeitung des Teilprojektes II „Hydrogeologie“ wurde die TU Berlin beauftragt. Die Projektnehmerschaft wurde von der TU Berlin, Fachgebiet Hydrogeologie, wahrgenommen. Das Fachgebiet Hydrogeologie koordinierte innerhalb der TU Berlin die Zusammenarbeit der einzelnen Teilprojekte (Wasserhaushalt, organische Chemie, Ökotoxikologie und Geochemie) und arbeitete eng mit den Forschungsnehmern zusammen. Die Ergebnisse der einzelnen Teilprojekte des vorliegenden Abschlußberichts wurden ebenfalls unter der Schriftleitung des Fachgebietes Hydrogeologie zusammengestellt.

Das Teilprojekt III „Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf“ wurde vom Landesumweltamt Brandenburg, Referat H3, Boden- und Abfalluntersuchungen (bis 1995 Forschungsstelle Trebbin) bearbeitet. Die Untersuchungen wurden unterstützt von der Universität Potsdam, Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen, und vom Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg in Kleinmachnow.

Außer den drei Teilprojekten wurden vom Landesumweltamt verschiedene, in Abb. 2-1 dargestellte Vor- und Mitwirkungsleistungen in Auftrag gegeben. Die Ergebnisse wurden teilweise in die Abschlußberichte der Teilprojekte I-III, insbesondere in das Teilprojekt II, integriert. Teilweise sind die Leistungen in eigenständigen Dokumentationen ausgewiesen (vgl. Kapitel 2.1.5 und 2.6).

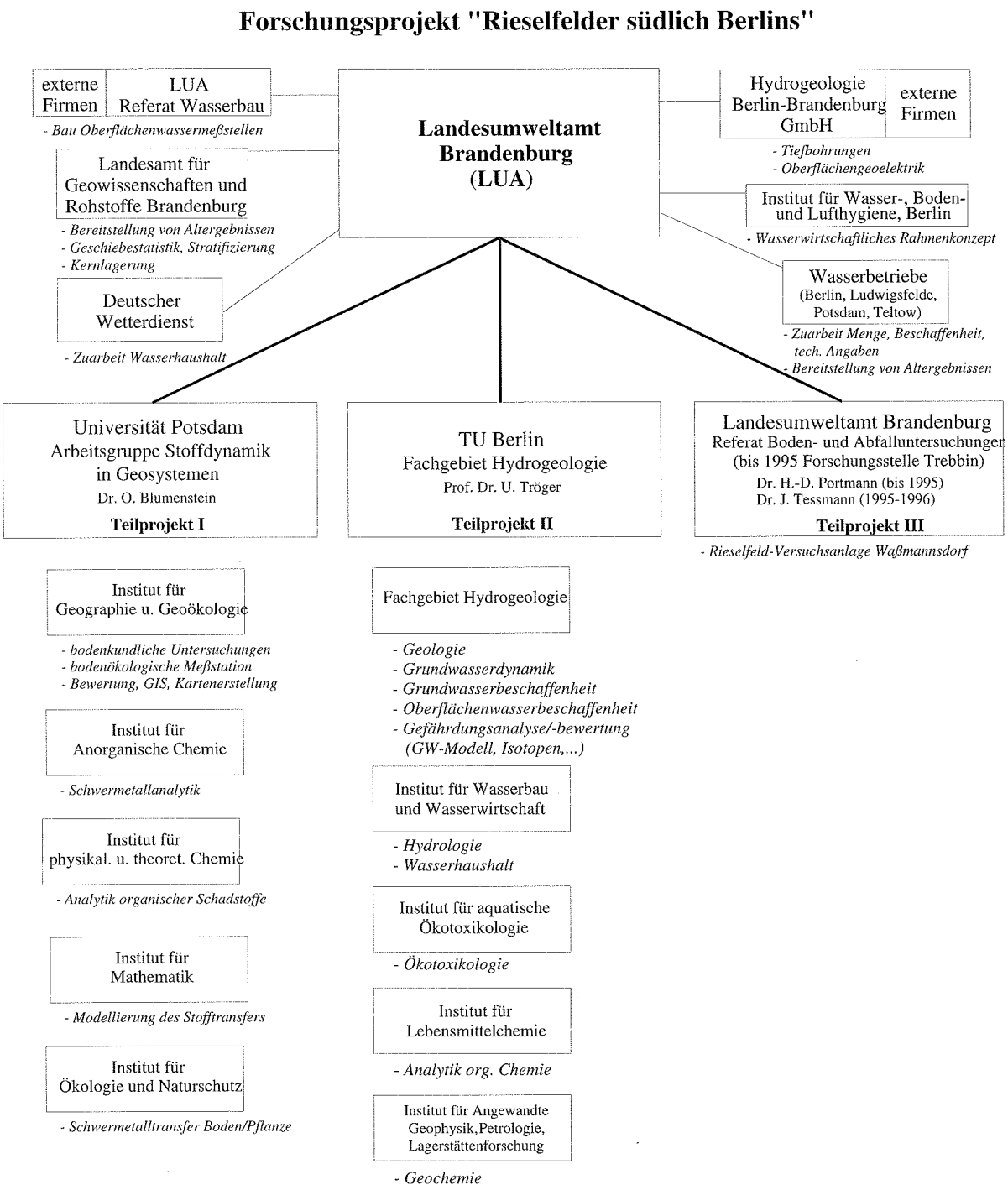


Abb. 2-1: Organisationsstruktur des Forschungsprojektes

2.1.5 BERICHTSKONZEPT

Der vorliegende „Gemeinsame Abschlußbericht der Teilprojekte I - III" ist ein Teil der abschließenden Ergebnisdokumentation des Forschungsprojektes. Alle drei Teilprojekte haben zum Sommer 1995 getrennt, detaillierte Abschlußberichte erstellt (BLUMENSTEIN et al. 1995, TRÖGER et al. 1995 und TESSMANN et al. 1996). Die wesentlichen Ergebnisse dieser einzelnen Abschlußberichte sind in den Kapiteln 3 bis 5 zusammmenfassend dargestellt. Der Schwerpunkt dieses gemeinsamen Abschlußberichtes liegt jedoch in der Verknüpfung der einzelnen Abschlußberichte und der Ableitung einer gemeinsamen Gefährdungsbeurtei-

lung und gemeinsamer Handlungs- und Nutzungsempfehlungen als Ergebnis dieses Forschungsprojektes.

Während des Projektzeitraumes wurden jährlich Zwischenberichte (z.T. auch Fortschritts- bzw. Statusberichte genannt) erstellt. Die Ergebnisse der Zwischenberichte wurden soweit diese entsprechend dem Projektfortschritt noch relevant waren in die Abschlußberichte mit eingearbeitet.

Im Kapitel 2.6 sind sämtliche Dokumentationen des Forschungsprojektes aufgeführt.

2.2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südlich der Berliner Stadtgrenze in den Landkreisen Teltow-Fläming und Potsdam Mittelmark. Es liegt zwischen den Bundesautobahnen A 115 im Westen und A 10 (Berliner Ring) im Süden, der Bundesstraße 101 im Osten sowie dem Teltowkanal im Norden. Das Gebiet umfaßt eine Fläche von etwa 140 km². Im zentralen Teil des Gebietes befinden sich die Rieselfeldareale mit den Gemeinden Schenkenhorst, Sputendorf und Großbeeren (Abb. 2-2, Karte 2-1). Die Größe und Begrenzung des Untersuchungsgebietes ergibt sich aus der Aufgabenstellung, welche eine Erkundung der ober- und unterirdischen Abstrombereiche des Rieselfeldareals beinhaltet.

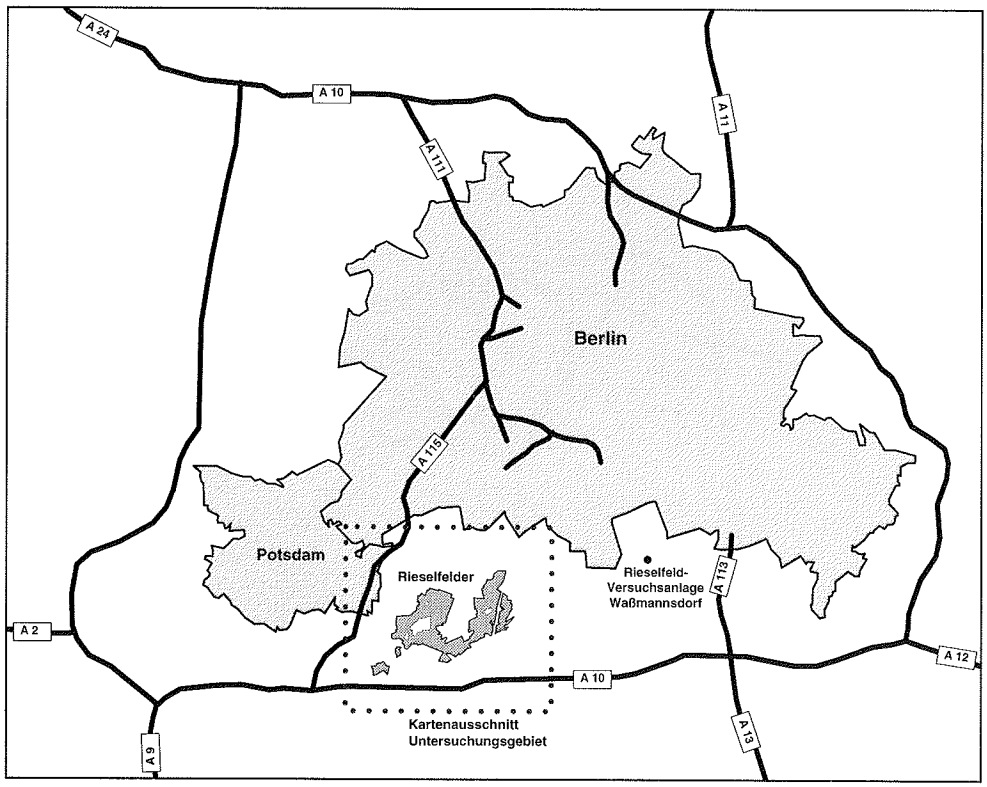
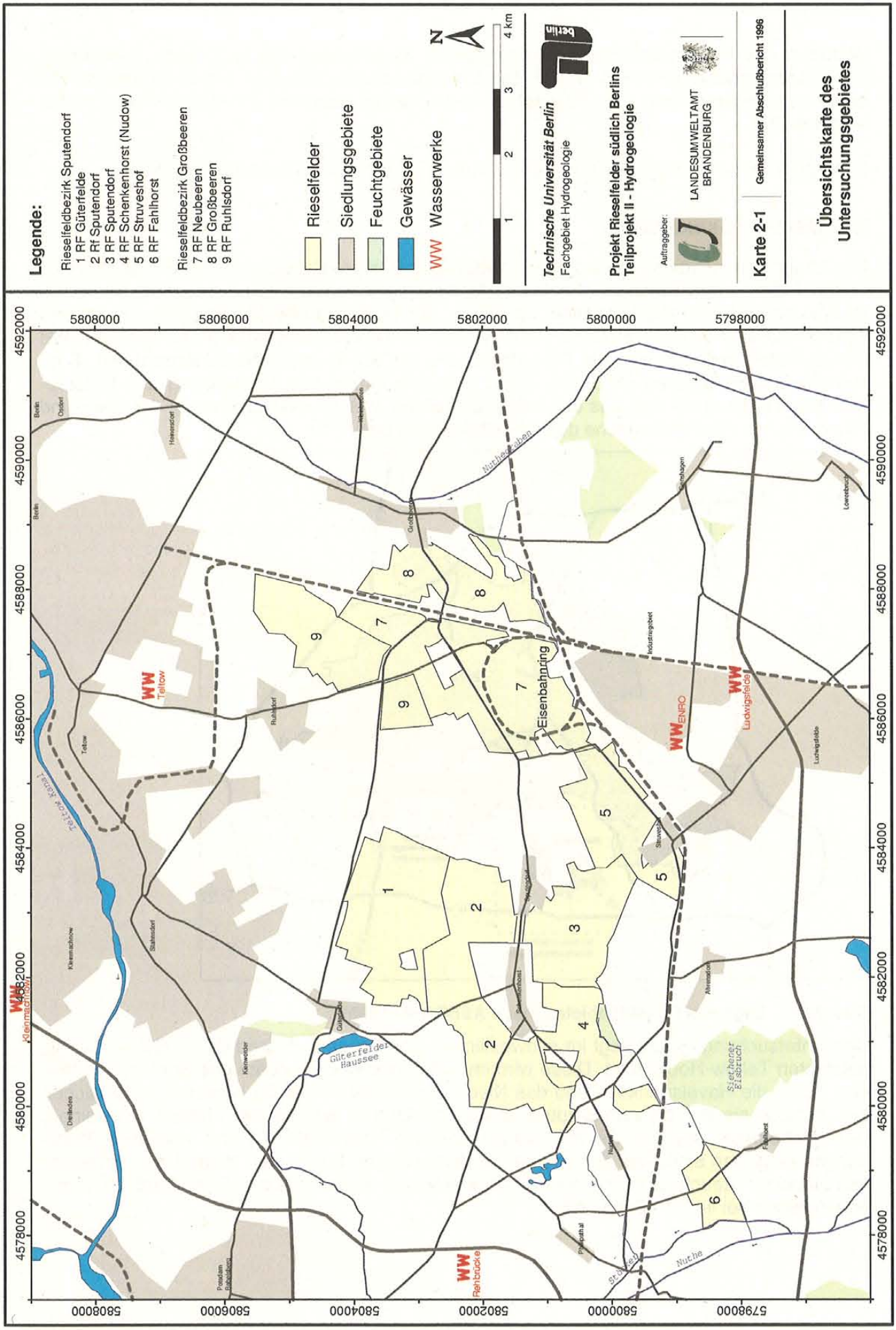


Abb. 2-2: Lage des Projektgebietes (nach ASBRAND 1995)

Das Untersuchungsgebiet liegt im südwestlichen Bereich der während des Weichselglazials gebildeten Teltow-Hochfläche. Diese wird im Osten und Norden durch das Spreetal, im Westen durch die Havelseenkette und das Niederungsgebiet der Nuthe begrenzt. Im südlichen Teil erstreckt sie sich bis zum Baruther Urstromtal. Dort ist die Teltower Platte durch kleinere Hochflächenreste geprägt, die von jungpleistozänen Talsandflächen und holozänen Talbildungen umgeben sind. Aus der ebenen bis flachwelligen Landschaft treten lokal Erhebungen einzelner Stauch- und Endmoränenzüge aus dem Relief heraus. Die mittleren Geländehöhen liegen bei 44 bis 46 m ü. NN.

Karte 2-1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes



Das heutige Gepräge der Teltow-Platte resultiert hauptsächlich aus den glazialdynamischen Prozessen des Brandenburger Stadiums (Weichsel-Kaltzeit) sowie aus periglazialer Überprägung und holozäner Talentwicklung.

Die Hauptvorfluter des Untersuchungsgebietes sind nördlich die Havel und der Teltowkanal, im Westen und Süden die Nuthe und im Osten der Großbeerener Graben bzw. der Nuthegraben. Daneben existieren im Bereich der Rieselfelder zahlreiche, meist nach Süden hin entwässernde Grabensysteme, die im Zuge der Abwasserverrieselung angelegt wurden.

Das gesamte Rieselfeldareal setzt sich aus mehreren Einzelflächen zusammen, die in Karte 2-1 ausgewiesen sind.

Im Gegensatz zu den westlich des Nuthegrabens liegenden Untersuchungsgebieten der Teilprojekte I und II, befindet sich die Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf, Forschungsgegenstand des Teilprojektes III, östlich des Nuthegrabens im Gebiet der ca. 400 ha umfassenden ehemaligen Rieslfelder „Waßmannsdorf, Klein-Ziethen und Selchow" (genauere Angaben zur Anlage unter Kapitel 5).

2.3 RIESELFELDBEWIRTSCHAFTUNG

2.3.1 ALLGEMEINER HISTORISCHER ÜBERBLICK

Seit über 100 Jahren wird in Berlin und dessen Umland Abwasser auf landwirtschaftlich genutzten Flächen verrieselt. Die bis zu diesem Zeitpunkt vorherrschende Rinnsteinentwässerung war für die sehr schnell wachsende Stadt Berlin aus hygienischen Gründen nicht mehr tragbar. Zum einen hatten die Rinnsteine ein zu geringes Gefälle, so daß sich fettige und faulige Bestandteile in den nur „roh zusammengefügten" Pflastersteinen sammeln konnten. Dieses mit Abfallstoffen gesättigte Abwasser konnte dann in den Untergrund versickern, ins Grundwasser gelangen und das Trinkwasser verschmutzen, das nur wenige Meter entfernt entnommen wurde. Zum anderen war die Abflußmenge und die Stömungsgeschwindigkeit der Spree zu gering, um die eingeleiteten Abwässer zu verkraften. Die Belastung äußerte sich durch extreme Geruchsbelästigungen.

Nach englischem Vorbild und in Anlehnung an eine Abwasserverrieselungsanlage in Danzig wurde auf Anregung des Berliner Pathologen Virchow im Juli 1870 ein Versuchsfeld eingerichtet, auf dem die Abwasserbeseitigung mit einer landwirtschaftlichen Verwertung der im Abwasser befindlichen Nährstoffe gekoppelt werden sollte.

1873 wurde vom Berliner Magistrat die Einführung einer Kanalisation beschlossen. Ein Vorhaben aus 12 voneinander unabhängigen Entwässerungsgebieten (Radialsystemen), die später erweitert werden konnten, wurde durchgeführt. Störungen in einem der Gebiete führten somit nicht zwangsläufig zum Ausfall des gesamten Systems. Mit Hilfe von Pumpwerken wurde das Abwasser aus der Berliner Mischkanalisation zu einem, an der höchstgelegensten Stelle befindlichen Standrohr geleitet und durch Ablaßschieber, Rohre und offene Gräben in freiem Gefälle auf die Stautafeln gebracht.

Die anfänglich verzeichneten landwirtschaftlichen Ertragsteigerungen führten zu einer Ausweitung der Rieselfeldareale über die Grenzen Berlins hinaus. Die Stadt kaufte unbebaute, günstig gelegene Flächen an der Peripherie Berlins und entwickelte sich zu einem Großgrundbesitzer. Diesem Entwässerungssystem schlossen sich Ende der 80er Jahre des vorigen Jahrhunderts auch die Vororte Berlins an. Es entstanden gemeinschaftliche Pumpwerke, deren Abwasser von Berlin mitentsorgt wurde. Dies verschaffte der Stadt die Möglichkeit die notwendigen Druckrohre durch die Gebiete der angrenzenden Gemeinden zu verlegen.

Ende des 19. Jahrhunderts wurde eine Fläche von ca. 16000 ha einschließlich der Reservegebiete erreicht. Die einzelnen Rieseltafeln wiesen eine Größe von ca. 2500 m² auf. Nach der Vernachlässigung der Rieselfeldwirtschaft während des ersten Weltkrieges wurde die Struktur der

Rieselfelder neu gestaltet. 1922 entstanden somit die „Berliner Stadtgüter". Die Bildung „Groß-Berlins" 1923 verursachte, trotz ständiger Erweiterung der Flächen eine zunehmende Überbelastung der einzelnen Rieseltafeln. Steigende Schadstoffbelastungen und ein Ungleichgewicht im Nährstoffangebot führten zu einer Reduzierung der landwirtschaftlichen Erträge. Zudem waren die Rieselfeldböden, aufgrund von Verschlämmungen mit sedimentierten Abwasserbestandteilen, die den Luftaustausch des Bodens beeinträchtigten, zunehmend überaltert, ausgelaugt und degeneriert („Rieselmüdigkeit").

Die stetig wachsenden Entfernungen führten zu einer längeren Verweildauer der Abwässer im Rohrleitungssystem und zu einen Druckanstieg in den Rohren. Ersteres führte dazu, daß bereits verfaultes Abwasser auf die Rieselfeldflächen gelangte, letzteres bewirkte eine Überlastung der Dichtungen. Auch stellte sich die Wartung und Pflege der Flächen als zunehmend kostenintensiv dar. Eine zusätzliche Düngung wurde notwendig.

1930 war der Ausbau der Rieselfeldgebiete für die 3,5 Mio. Einwohner zählende Stadt beendet. Berlin besaß damit 31 Rieselgüter mit einer Gesamtfläche von 29000 ha, von denen 12300 ha außerhalb der Stadtgrenzen lagen (METZ et al. 1991).

In den Jahren des zweiten Weltkrieges und unter den darauffolgenden schlechten Bedingungen der ersten Nachkriegsjahre wurde der Rieselfeldbetrieb stark vernachlässigt oder zum Teil vollständig eingestellt. Hygienische Probleme, so z. B. die Ausbreitung von Typhus, bedingten, daß schon bald nach Kriegsende mit erforderlichen Reparaturarbeiten begonnen wurde.

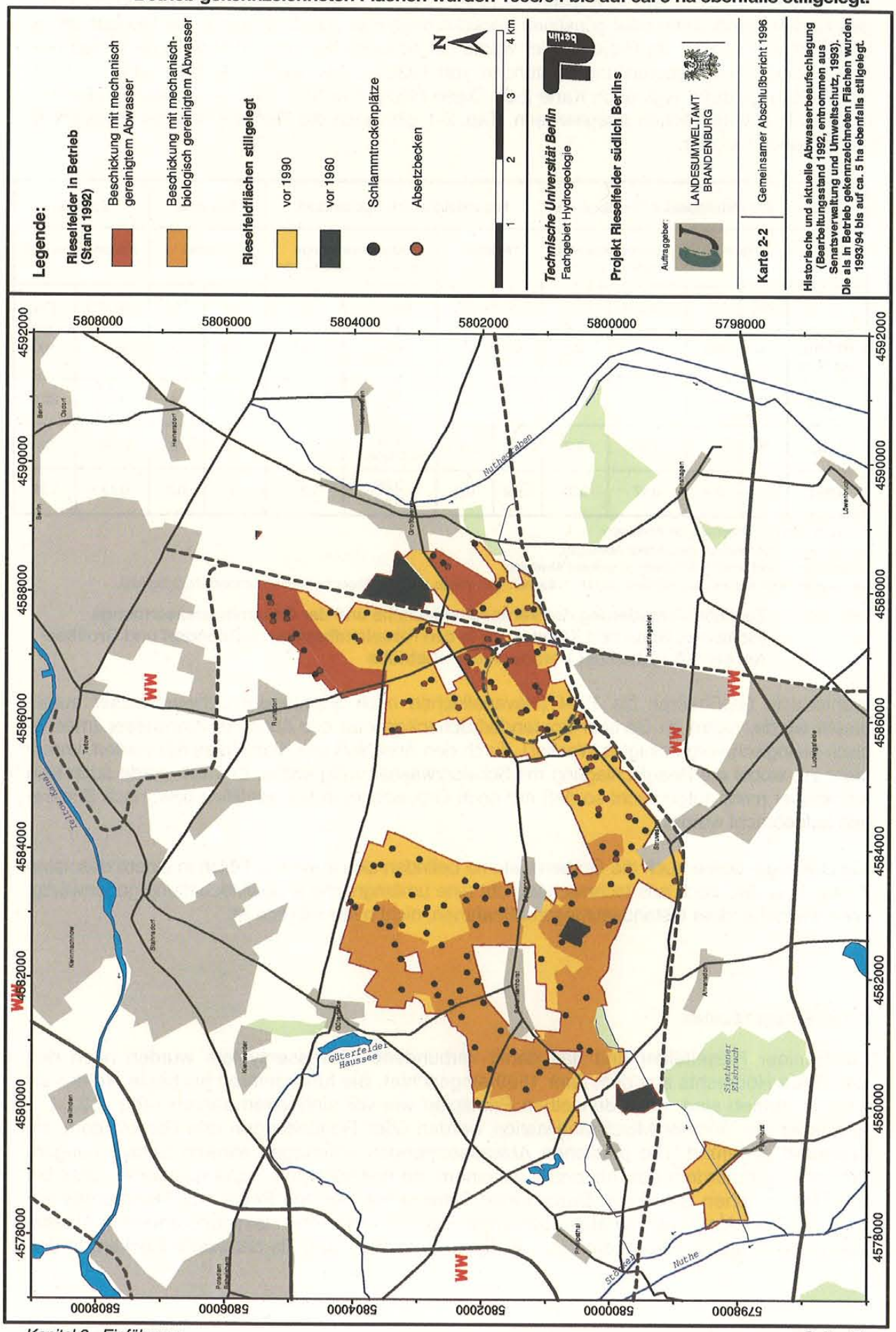
Die Dezimierung des Viehbestandes im zweiten Weltkrieg führte dazu, daß der Anteil von Grasland im Gegensatz zu Getreide und Hackfrüchten stark zurückging. Auch waren die Grasnarben des verbliebenen Graslandes häufig schon stark überaltert. Dieses stellte sich problematisch für die Abwasserkapazität der einzelnen Tafeln dar.

Eine zukünftig sinnvolle Weiternutzung der gesamten Rieselfelder wurde schon 1960 durch die verzeichneten Ertragseinbußen und mehrere wissenschaftliche Erfahrungen in Frage gestellt. Bis in die späten 60er Jahre blieben die Rieselfeldareale weitgehend erhalten, es gab nur kleinflächige Stillegungen für Baumaßnahmen. Erst mit Inbetriebnahme von bis heute neun Kläranlagen kam es nach und nach zu großflächigen Stillegungen von Rieselfeldern. Mitte der 80er Jahre wurde dann ein Beschluß vom damaligen Ministerrat der ehemaligen DDR gefaßt, der die Auflösung der Rieselfelder zum Inhalt hatte. Dies hatte zur Folge, daß ein Großteil des ursprünglichen Rieselfeldareals stillgelegt wurde. Hauptflächenanteile liegen zum derzeitigen Zeitpunkt brach, andere wurden aufgeforstet oder zu landwirtschaftlichen Nutzflächen umgestaltet (COHRS 1958; METZ et al. 1990).

2.3.2 Rieselfeldbezirke Sputendorf und Grossbeeren

Mit der Wende in der ehemaligen DDR, der Wiedervereinigung Deutschlands und mit den damit neuen gültigen Umweltschutzbestimmungen kam das Thema der zukünftigen Nutzung wieder auf die Tagesordnung. Aufgrund der Notwendigkeit der Entwicklung neuer Nutzungsstrategien für die Rieselfelder entstand das Forschungsprojekt „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer", das vom Landesumweltamt Brandenburg in Auftrag gegeben wurde.

Karte 2-2: Historische und aktuelle Abwasserbeaufschlagung (Bearbeitungsstand 1992, entnommen aus Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, 1993). Die als in Betrieb gekennzeichneten Flächen wurden 1993/94 bis auf ca. 5 ha ebenfalls stillgelegt.



Das Untersuchungsgebiet um Großbeeren, Sputendorf und Schenkenhorst ging 1893/94 in städtischen Besitz über. Die Abwasserbeaufschlagung wird für 1895 mit 17 651 m³/ha angegeben. Dies entspricht einem Abwassereintrag von 1400 - 1700 mm/a. Flächen mit günstigen Lagen zu den Standrohren oder günstigen Versickerungseigenschaften wurden mit Mengen bis zu 5000 mm/a beschickt. Im Projektgebiet wurde die wasserwirtschaftliche Nutzfläche in den Rieselfeldbezirken Großbeeren und Sputendorf von 1932 ha (bis Anfang der 80er Jahre) auf ca. 5 ha (1994) reduziert (vgl. auch Karte 2-2). Diese Flächen wurden von den Berliner Wasserbetrieben als Havarieflächen ausgewiesen. Tab. 2-1 gibt auch die Reduzierung der Beaufschlagungsmengen wieder.

Jahr	Rieselfeldbezirk Großbeeren				Rieselfeldbezirk Sputendorf				Summe		Summe	
	Fläche		Abwassermenge (Schwarzwasser)		Fläche		Abwassermenge (Klar-/Grau-/Schwarzwasser)		Fläche		Abwassermenge	
	[ha]	[%]	mio [m³]	[%]	[ha]	[%]	mio [m³]	[%]	[ha]	[%]	mio [m³]	[%]
Anfang der 80er	746	100	ca. 20	100	1186	100	ca. 21 (-/19/2)	100	1932	100	ca. 41	100
1989	190	25	12,5	62.5	612	52	15,7 (-/12,5/3,2)	74,8	802	42	28,2	68,8
1993	28	4	1,98	9,9	33	3	0,51 (0,17/0,34/-)	2,4	61	3	2,49	6,1
1994	ca. 3	0,4	0,17	0,85	ca. 2	0,2	0,26 (-/0,26/-)	1,2	5	0,3	0,43	1,05

*Schwarzwasser = ungereinigtes Abwasser
Grauwasser = mechanisch gereinigtes Abwasser
Klarwasser = mechanisch-biologisch gereinigtes Abwasser
Die angegebenen Verrieselungsflächen sind Bruttoflächen (incl. Wege, Gräben, Absetzbecken und anderer Nutzflächen).

Tab. 2-1: Zeitliche Veränderung der Verrieselungsfläche und der Gesamtabwassermenge (Schwarz-, Grau- und Klarwasser) in den Rieselfeldbezirken Sputendorf und Großbeeren nach Angaben der Berliner Wasserbetriebe

Während in Großbeeren bis 1994 (Havarieflächen nach Starkregen) Schwarzwasser aufgebracht wurde, nahm im Bereich Sputendorf/Schenkenhorst der Anteil an Klarwasser (mechanisch-biologisch vorgereinigtes Wasser), durch den Anschluß des Klärwerkes Stahnsdorf, immer mehr zu, wobei die Beaufschlagung mit Schwarzwasser völlig entfiel. In 1994 wurde auch kein Klarwasser mehr aufgebracht so daß nur noch Grauwasser in Havariefällen bzw. nach Starkregen aufgebracht wurde.

Die Drainage- sowie auch die Grabensysteme befinden sich in weiten Teilen in einem desolaten Zustand, so daß auch aus technischer Sicht eine umfangreichere Bewirtschaftung gegenwärtig, ohne weitgehendere Instandsetzungsmaßnahmen, nicht mehr möglich ist.

2.3.3 RIESELTECHNIK

Die Berliner Rieselfelder und das damit verbundene Abwassersystem wurden nach den Entwürfen Hobrechts aus dem Jahr 1869 eingerichtet. Sie funktionieren bis heute, sofern sie noch in Betrieb sind, nach denselben Prinzipien wie vor einhundert Jahren (Abb. 2-3). Die Abwässer der Berliner Mischkanalisation werden über Rohrleitungen den Rieselgütern am Stadtrand zugeführt. Die jährlichen Abwassermengen unterlagen starken Schwankungen. Pumpwerke befördern das Abwasser zu einem, an der höchsten Stelle gelegenen, acht bis zehn Meter hohen Standrohr. Durch einen Schwimmer, der den Pegel des Standrohres anzeigt, wird die Abwasserentnahme bestimmt. Eine mechanische Reinigung erfolgt in Absetzbecken, anfänglich in Form einfacher Erdgruben, später dann als betonierte Becken. In die-

sen Becken verbleiben bis zu 75% der Feststoffe, wobei sich der anorganische Anteil fast vollständig absetzt. Die Schlämme der Absetzbecken werden getrocknet und deponiert. Früher wurden sie zum Teil auch als Dünger verwendet.

In freiem Gefälle gelangt das nun vorgeklärte Abwasser über offene Gräben, z.T. auch Rohre, auf zuvor planierte ca. 0,25 ha große Parzellen, welche von Erddämmen umgeben sind. Durch Öffnen oder Schließen von Ablaßschiebern in den Grabensystemen können die zu beschickenden Tafeln gewählt werden und die Höhe des Einstaus (max. 30 cm) kann geregelt werden (Abb. 2-3). Grünland wird auch heute noch flächig überstaut, während früher auch Ackerkulturen in Furchen berieselt und allenfalls kurz nach der Ernte auch überstaut wurden. Eine gleichmäßige Beaufschlagung sämtlicher Rieselfeldtafeln ist nicht möglich, so daß in der Vergangenheit einige, vorwiegend relativ gut durchlässige Parzellen als Intensivfilterflächen verwendet und die anderen wesentlich seltener beaufschlagt wurden. Die Einleiterbereiche unterliegen einer stärkeren Belastung, als die Randzonen der Tafeln, die nur bei Aufbringung von großen Abwassermengen einem Einstau unterliegen.

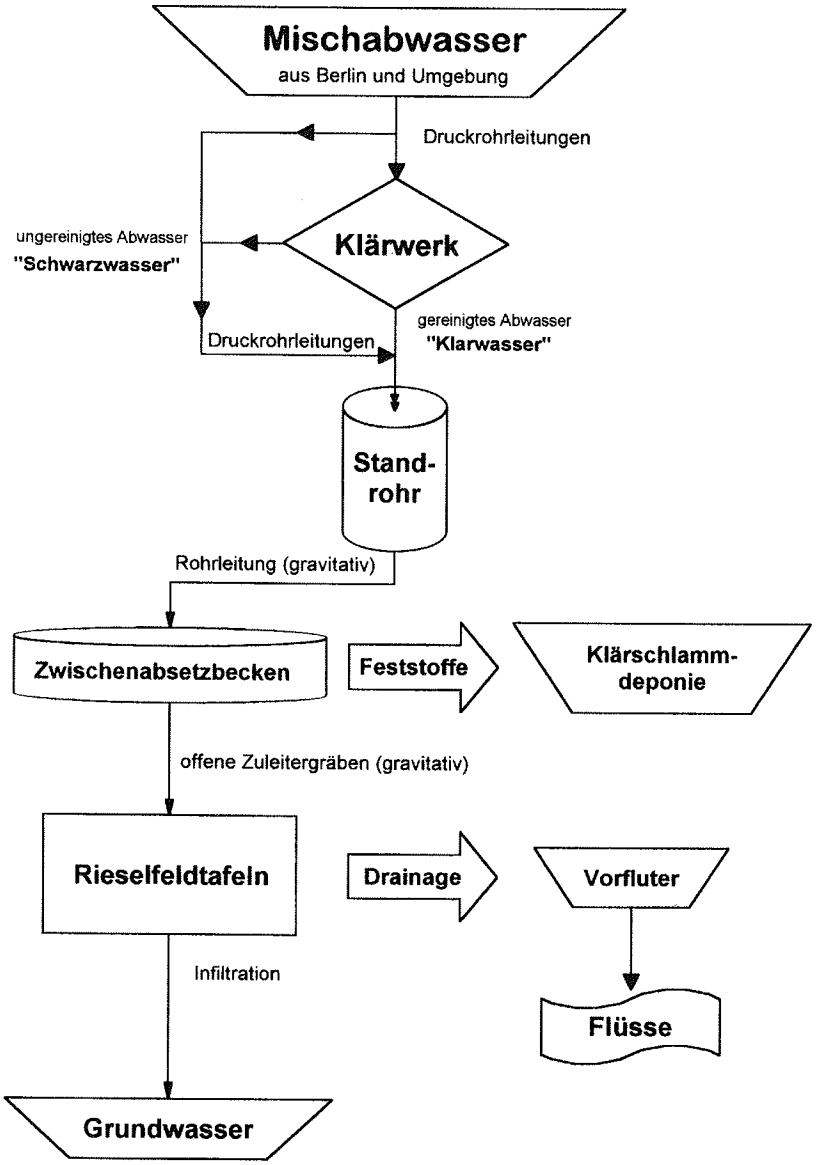


Abb. 2-3: Fließschema für die Funktionsweise der Berliner Rieselfelder

Die Rieselfeldflächen sind mit einem Abstand von 4 bis 6 Metern relativ eng drainiert. Mittels torfummantelter Rohre soll ein Grundwasseranstieg und somit eine Vernässung tiefer liegender Schichten vermieden werden. Die Tiefe der Drainagerohre wird für die Rieselfelder Karolinenhöhe mit 120 bis 180 cm angegeben, während im Projektgebiet aufgrund der kleineren Flurabstände eine geringere Tiefe angenommen werden muß. Die genaue Lage der Drainagerohre kann wegen fehlenden Datenmaterials nicht angegeben werden. Ein System aus Drainagegräben faßt die Drainabflüsse. Anschließende Entwässerungsgräben dienen der Ableitung nach Osten in den Nuthegraben und nach Westen in die Nuthe. Die mit der Stillegung großer Flächenanteile des Rieselfeldareals verbundene Grundwasserabsenkung bewirkt allerdings, daß eine Entwässerung der Rieselfelder in die Vorflut größtenteils nicht mehr erfolgt. Gerade in höher gelegenen Gebieten stellten sich influente Verhältnisse ein, d.h. der Grundwasserspiegel sank so stark ab, daß das Drainagewasser, sofern es infolge von Niederschlagsereignissen noch auftrat, in den Gräben versickerte und somit das Grundwasser speiste. Diese Situation trifft heute auf große Flächenanteile der ursprünglichen Rieselfelder zu. Nur in Bereichen mit heute noch sehr niedrigem Flurabstand, z.B. Niederungen im Süden des Projektgebietes, herrschen noch effluente Verhältnisse (Abb. 2-4).

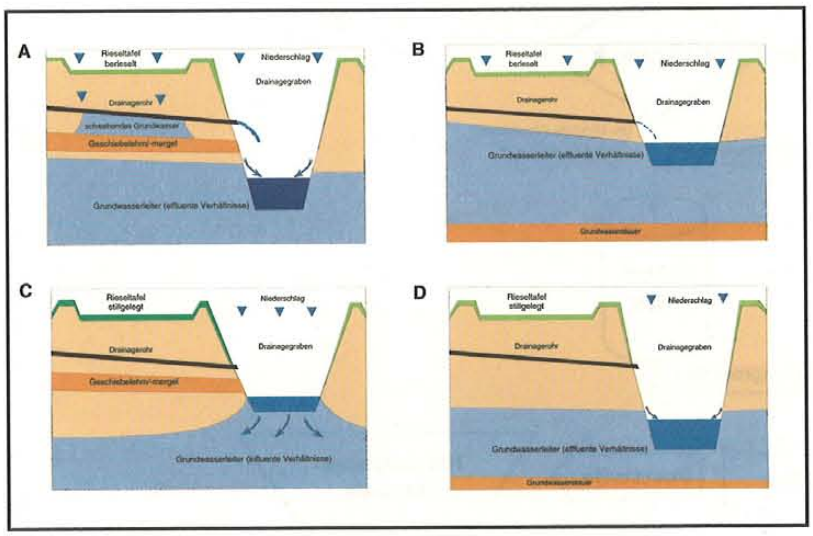


Abb. 2-4: Funktionsweisen der Drainagesysteme auf aktiven (A/B) und stillgelegten (C/D) Rieselfeldern (A: geplante Situation - funktionierende Drainagen führen das Sikkerwasser den Grabensystemen zu; B: Grabenwasser steht in Verbindung mit dem Grundwasser, aufgrund fehlender Stauschicht wird kaum Sickerwasser über die Drainagen abgeführt und sickert daher dem Grundwasser zu; C: influente Verhältnisse - Oberflächenwasser speist Grundwasser; D: effluente Verhältnisse - Grundwasser speist Oberflächenwasser; weitere Fälle sind denkbar)

2.4 Regionale Situation

2.4.1 Klima

Zur Einordnung des hydrologisch - meteorologischen Regimes des Untersuchungsgebietes und zur Bestimmung von regionalen Gradienten der Klimagrößen wurden im Rahmen des Teilprojektes II längere Reihen der Hauptstationen Potsdam und Berlin-Schönefeld sowie Niederschlagsreihen der Stationen Schenkenhorst/Stahnsdorf[1] und Großbeeren/Blankenfelde[2] (Tageswerte 01/1980-12/1994) ausgewertet. Die langjährigen Mittelwerte von relativer Luftfeuchte, Lufttemperatur und potentieller Evapotranspiration zeigen keine signifikanten Abweichungen zwischen den Hauptstationen, womit für diese Größen auf eine Homogenität des Untersuchungsgebietes geschlossen werden kann. Anders ist dies beim Niederschlag, wo bei einer maximalen Ausdehnung des Gebietes von ca. 16 km in West-Ost-Richtung und ca. 13 km in Nord-Süd-Richtung mit einer Variation bei der Betrachtung einzelner Ereignisse zu rechnen ist.

Die mittleren jährlichen Klimagrößen betragen für das Gebiet:

- Niederschlag: 641 mm,
- relative Luftfeuchte: 80 %,
- Lufttemperatur: 8,6 °C und
- pot. Evapotranspiration: 664 mm.

Die mittlere klimatische Wasserbilanz P - ETR (Niederschlag - Verdunstung) ist somit leicht negativ und führt zu einer Charakterisierung des Gebietes als semiarid. Dies ist von Bedeutung für weitere Aussagen zum Gebietswasserhaushalt. Die Region ist der Zone des gemäßigten Kontinentalklimas zuzuordnen.

Die wichtigsten Klimagrößen variieren innerjährlich wie in der Abb. 2-5 dargestellt:

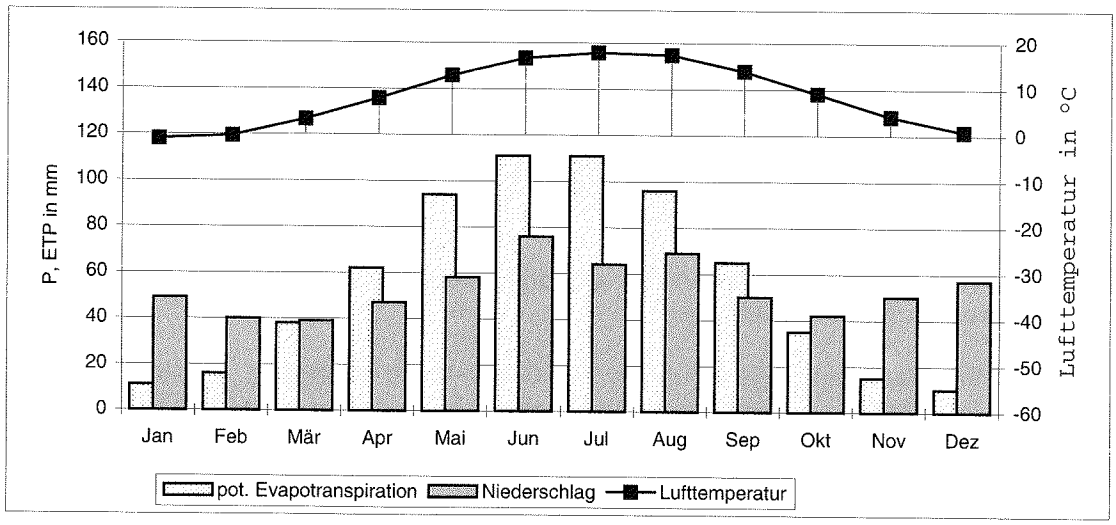


Abb. 2-5: Jahresgang (langjähriges Mittel von 1951 bis 1980) der wichtigsten Klimagrößen der Hauptstation Potsdam

[1]Schenkenhorst bis April 1990, danach Stahnsdorf
[2]Großbeeren bis April 1990, danach Blankenfelde

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Potsdam	88	85	77	72	70	70	73	75	80	85	89	90	80
Berlin-Schönefeld	87	85	78	72	71	72	71	74	79	84	90	89	79

Tab. 2-2: Monats- und Jahresmittel der relativen Luftfeuchte (1951/1980) in %

Die tiefergehende Analyse der Niederschlagsreihen der im Untersuchungsgebiet liegenden Stationen Schenkenhorst/Stahnsdorf und Großbeeren/Blankenfelde (siehe Fußnote vorherige Seite) ergab folgende Hauptergebnisse:

1. Zwischen beiden Zeitreihen bestehen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Mittel und Summen.

2. Ein signifikanter Trend ist bei beiden Reihen nicht nachweisbar. Im Zeitraum 1980 bis 1994 (15 Jahre) gab es sechs Trockenjahre (Jahresniederschlag kleiner als langjähriges Mittel): 1982, 83, 84, 85, 89 und 91, sowie neun Naßjahre (Jahresniederschlag größer als langjähriges Mittel): 1980, 81, 86, 87, 88, 90, 92, 93 und 94. Als „extrem" sind dabei zu bezeichnen die Jahre 1982 mit 66,6 % des Mittelwertes und 1991 (73,6 %) bzw. 1981 (123,8 %) und 1994 (120,8 %).

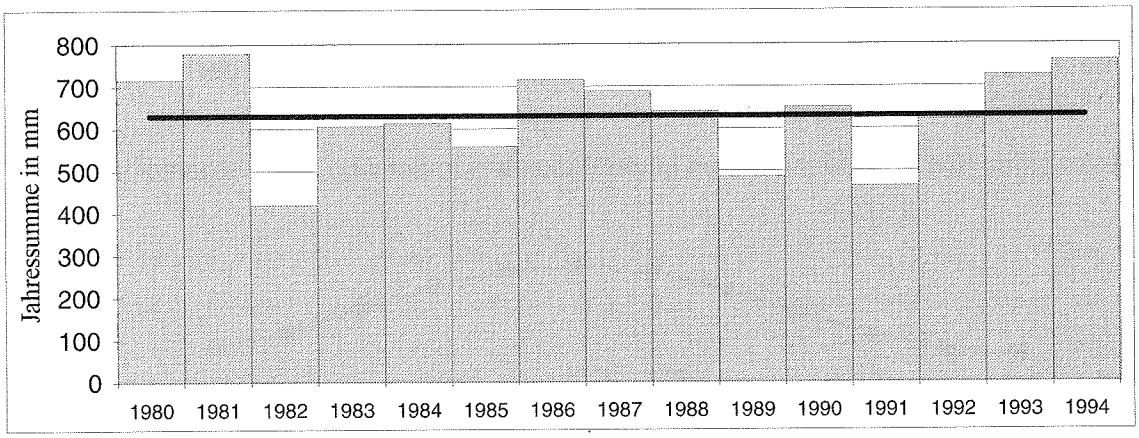


Abb. 2-6: Jahressummen und Mittelwert des Niederschlages der Reihe 1980 bis 1994, Station Großbeeren/Blankenfelde

3. Der Abstand der Stationen Schenkenhorst und Großbeeren beträgt ca. 7,5 km. Trotz dieses relativ kleinen Wertes kommt es zu erheblichen Unterschieden bei einzelnen Niederschlagsereignissen. Sowohl die Summe als auch der Verlauf (bei mehrtägigen Ereignissen) unterscheiden sich oft erheblich (Summe von Einzelereignissen im Maximalbereich ±50%, Monatssummen im Maximalbereich in Einzelfällen ± 30%).

4. Ein Vergleich der Periode 1980-1994 mit der 30-jährigen Reihe 1951-1980 zeigt, daß bei etwas erhöhter Jahressumme sich die innerjährliche Verteilung zugunsten der Wintermonate November bis April verschoben hat.

5. Das starke Absinken des Grundwasserspiegels im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes zwischen 1989 und 1993 kann nicht allein die Folge klimatischer Extrema sein, da in diesen Zeitraum neben den Trockenjahren 1989 und 1991 auch die Feuchtjahre 1990, 1992 und 1993 fallen.

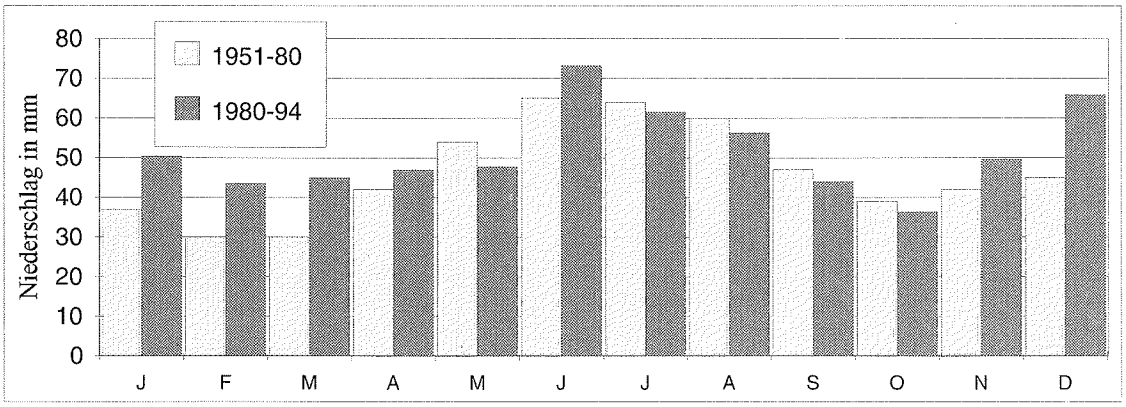


Abb. 2-7: Mittlere Monatssummen des Niederschlages verschiedener Zeiträume, Station Großbeeren

Zur Ergänzung der Niederschlagsmessungen des Deutschen Wetterdienstes sowie zur Messung von Größen, die eine Verdunstungsberechnung ermöglichen, wurden zwei Wetterstationen im Untersuchungsgebiet eingerichtet (Karte 4-41). An diesen Stationen wurden automatisch Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchte, Strahlung, Windweg und -richtung aufgezeichnet.

2.4.2 OBERFLÄCHENGEWÄSSER

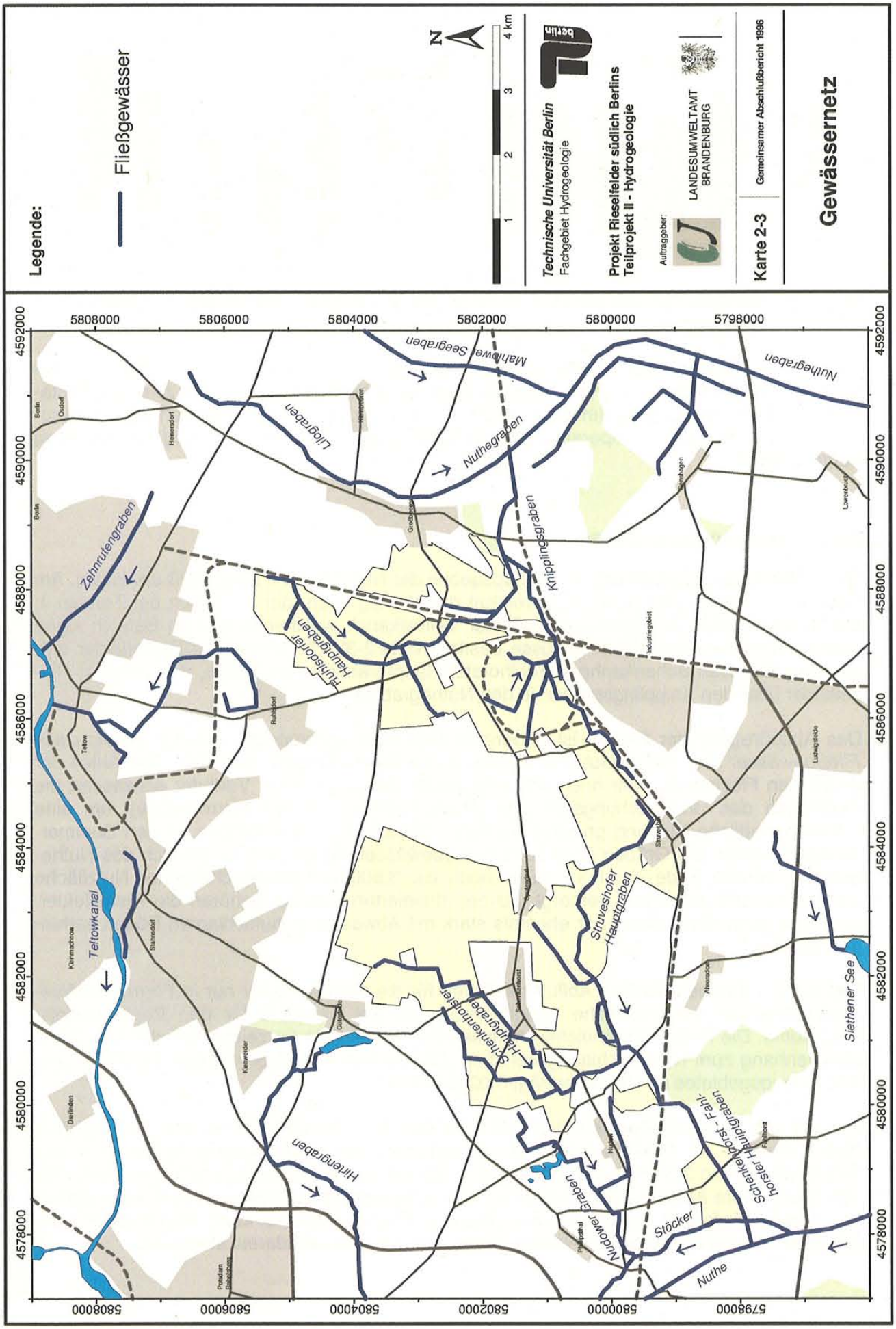
Das Untersuchungsgebiet liegt im Einzugsgebiet der Nuthe, einem Nebenfluß der Havel. Am Ostrand des Untersuchungsgebiets verläuft der Nuthegraben, der im Süden bei Trebbin in die Nuthe mündet. Am Nordrand fließt der Teltowkanal, welcher in diesem Bereich keine nennenswerten oberirdischen Zuflüsse besitzt (Karte 2-3). Die westlichen Rieselfelder entwässern über den Schenkenhorst-Fahlhorster Hauptgraben in die Nuthe, die östlichen Rieselfelder über den Knipplingsgraben in den Nuthegraben.

Das Abflußregime der Region ist außerordentlich stark anthropogen geprägt, nahezu alle *Fließgewässer* sind ausgebaut und werden durch Stauhaltungen beeinflußt. Der Anteil der drainierten Flächen ist sehr hoch und eine große Zahl künstlicher Vorfluter entwässert die Randlagen des Untersuchungsgebietes (Nutheniederung, Große Herrenwiese), um eine landwirtschaftliche Nutzung grundwassernaher Standorte zu ermöglichen. In den Sommermonaten werden die Gräben auch zur Einstaubewässerung genutzt. Im Bereich des Nuthegrabens wurden Ende der 80er Jahre noch ca. 3.500 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche durch Einstaubewässerung versorgt. Zu den drainierten Flächen gehören die Rieselfelder, hier sollte eine Vernässung der ehemals stark mit Abwasser beaufschlagten Böden verhindert werden.

Meßwerte zum oberirdischen Abfluß existieren für die Hauptvorfluter nur in Form von Wasserstandsreihen, kontinuierliche Abflußmessungen gibt es allein für den Pegel Babelsberg/Nuthe. Die Reihe der jährlichen Abflüsse der Nuthe 1961-94 zeigt einen deutlichen Zusammenhang zum Niederschlagsgeschehen. Die mittlere Abflußspende des 1787 km² großen Einzugsgebietes der Nuthe beträgt 5,02 l/(s·km²).

Anhand von Tagesmittelwerten (Mai 1991 bis Oktober 1994) konnte für den Nuthegraben (Wehr Thyrow - ca. 10 km unterhalb der Einmündung des Knipplingsgrabens) eine mittlere Abflußspende von 2,52 l/(s·km²) (400 l/s) des 159 km² großen Einzugsgebietes ermittelt werden. Der mittlere Abfluß liegt im Winter mit 750 l/s wesentlich über dem sommerlichen Abfluß von 140 l/s. Aufgrund der geringen Größe des Einzugsgebietes kann allerdings nur ein Bruchteil der dort abfließenden Wassermenge aus dem Rieselfeldareal stammen.

Karte 2-3: Gewässernetz



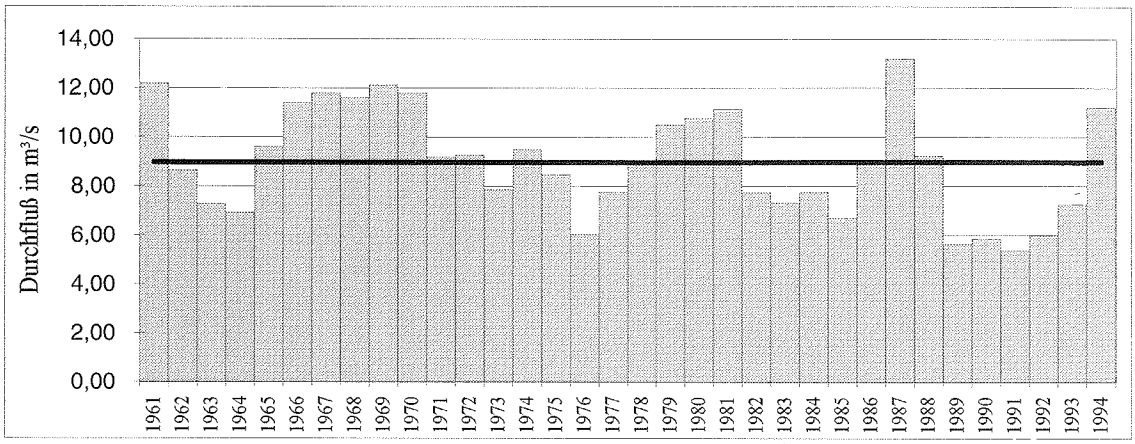


Abb. 2-8: Mittlerer Abfluß der Nuthe - Jahressummen und Mittelwert der Reihe 1961 bis 1994, Pegel Babelsberg

Durch die ehemalige Wasserwirtschaftsdirektion Oder/Havel wurden in den 70er und 80er Jahren einzelne Abflußmessungen in Vorflutern des Untersuchungsgebietes durchgeführt. Aus den Messungen geht hervor, daß bis Mitte der 80er Jahre an einem Vorfluter des Rieselfeldbezirkes Sputendorf (Schenkenhorst-Fahlhorster Hauptgraben) Abflüsse um 800 l/s, im Extremfall bis zu 1600 l/s auftraten. Der mittlere Wert entspricht etwa einer Abflußspende von 25 l/(s·km²). Die entsprechenden Rieselfeldareale, die ca. ein Drittel des Einzugsgebietes ausmachen, wurden bis zu diesem Zeitpunkt im Jahresmittel mit 66 l/(s·km²) beaufschlagt. Am Knipplingsgraben, dem Vorfluter des Rieselfeldbezirkes Großbeeren, wurden im Jahre 1989 Trockenwetterabflüsse zwischen 21 und 132 l/s gemessen. Da zu diesem Zeitpunkt die Beaufschlagungsmenge bereits um ca. 50% reduziert war, ist ein mittlerer Abfluß während der Beaufschlagung in der Größenordnung von mindestens 150 l/s anzunehmen. Dies entspricht einer Abflußspende von mindestens 14 l/(s·km²). Dieser im Vergleich zum Wert der westlichen Vorfluter niedrigere Wert ist vor allem auf die hohen Flurabstände zurückzuführen, die eine höhere Grundwasserneubildung erlauben.

Gegenwärtig führen die kleineren Vorfluter im Bereich des Untersuchungsgebietes nur sporadisch Wasser. Die im Rahmen des Projektes gemessenen Abflüsse liegen im Bereich von 0 bis 150 l/s, in den Sommermonaten ist nur an tiefergelegenen Meßpunkten mit Grundwasseranschluß ein Abfluß meßbar. Die monatlichen Abflußsummen betragen an Meßstellen ohne Grundwasserzustrom maximal 1,8 mm/Monat, an Meßstellen mit Anschluß an den 1. Grundwasserleiter maximal 10 mm/Monat. Die entsprechenden Abflußspenden liegen im Bereich von 0,6 l/(s·km²) bzw. 3,6 l/(s·km²). Die erhebliche Differenz zu den oben genannten Werten ist eine Folge der eingestellten Abwasserverrieselung.

Die im Nuthegraben, Pegel Thyrow und im Schenkenhorst-Fahlhorster Hauptgraben bei Fahlhorst durch die WWD Oder/Havel bzw. das Landesumweltamt Brandenburg gemessenen Wasserstände lassen nur bedingt Rückschlüsse auf das Abflußgeschehen zu, da beide Pegel im Rückstaubereich von Wehranlagen stehen. Bis Ende der 80er Jahre ist allerdings auch hier ein deutlicher Zusammenhang zum Niederschlag erkennbar. Dieser Zusammenhang ist eine Folge sowohl der Variation des Niederschlages im Einzugsgebiet als auch der Niederschlagsabhängigkeit der anfallenden Abwassermengen.

Der Drainageabfluß aus den Rieselfeldern stellte früher den Hauptanteil am Durchfluß dieser Gewässer dar. In der Wasserstandsganglinie dominiert ab Beginn der neunziger Jahre der Einfluß des Einstaues der nahezu stagnierenden Gewässer (Abb. 2-9). Die Landwirte sind nun zu einem fast ganzjährigen Einstau gezwungen, um eine optimale Wasserversorgung der landwirtschaftlichen Kulturen zu erreichen.

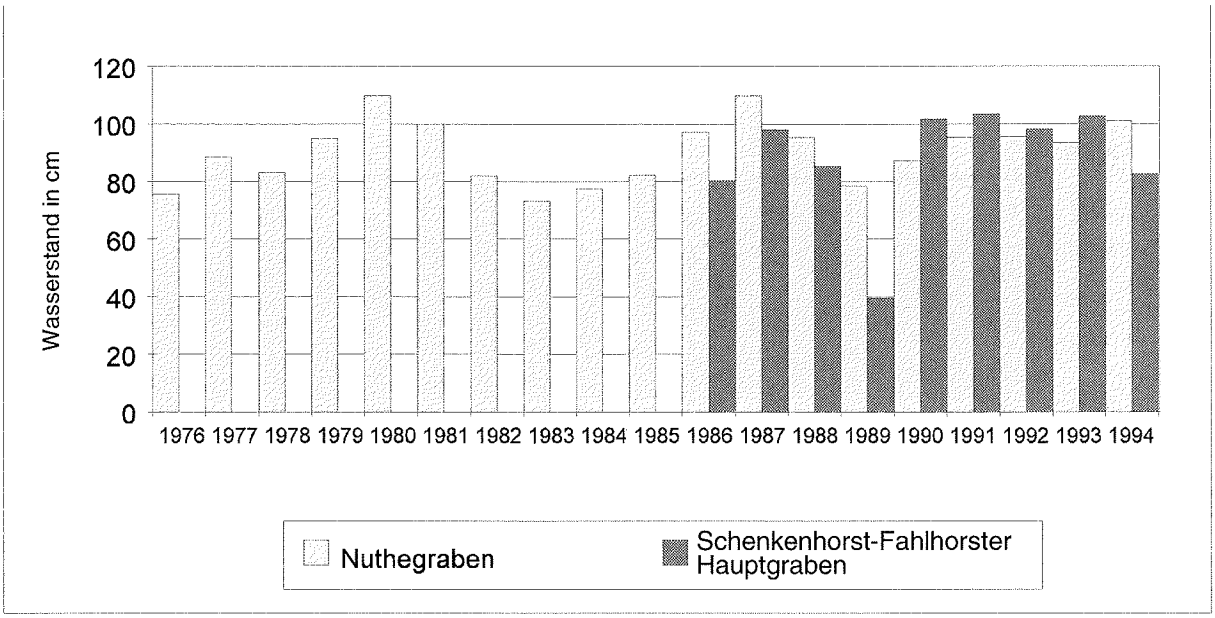


Abb. 2-9: Mittlerer Wasserstand im Nuthegraben, Pegel Thyrow und im Schenkenhorst-Fahlhorster Hauptgraben

Die *stehenden Gewässer* im Bilanzgebiet sind für die Analyse des Wasserhaushaltes ohne Bedeutung. Sie sind flächenmäßig zu vernachlässigen und haben keinen meßbaren Einfluß auf das Abflußgeschehen bzw. die Grundwasserneubildung des Gesamtgebietes. Auch ein Einfluß der zu untersuchenden Änderungen des hydrologischen Regimes (Einstellung der Verrieselung von Abwasser) auf die Standgewässer ist unter dem Aspekt des Wasserhaushaltes auszuschließen.

2.4.3 GRUNDWASSERNEUBILDUNG

Die mittlere Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag wird für das Untersuchungsgebiet je nach Klima und Bodenverhältnissen mit 2,7 bis 4,0 l/(s*km²) angegeben. In von Rieselfeldwirtschaft beeinflußten Einzugsgebieten erhöht sich dieser Wert erheblich. In VEB HYDROGEOLOGIE 1984b wird der Anteil des beaufschlagten Abwassers, der grundwasserwirksam wird, mit 25 % beziffert. AURAND (1984) gibt für die Rieselfelder Karolinenhöhe mit nicht funktionstüchtiger Drainage eine Grundwasserwirksamkeit von 90 % an. Der Einfluß der Rieselfelder führte in der Vergangenheit dazu, daß sich die Grundwasserneubildung des 24 km² großen Einzugsgebietes des Wasserwerkes Teltow von 3,1 l/(s*km²) auf 7,5 l/(s*km²) erhöhte. Damit liegt der Anteil der infiltrierten Abwässer an der Grundwasserneubildung für dieses Gebiet bei etwa 60 % (VEB HYDROGEOLOGIE 1984a).

Die Untersuchungen der letzten drei Jahre lassen den Schluß zu, daß im Untersuchungsgebiet die von den oben genannten Autoren angenommenen Werte der Grundwasserwirksamkeit des Abwassers weit unterschritten werden. Aus der Bilanz der gemessenen Klimadaten und Abflüsse sowie unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Eigenschaften ergibt sich bei einer Beaufschlagung mit 3000 mm/a ein Grundwasserneubildungsanteil für die Rieselfeldareale von etwa 15 % (13 l/(s*km²), der Rest fließt über die Drainage als Oberflächenabfluß ab. Für das gegenwärtige Regime der eingestellten Verrieselung gelten die oben gemachten Angaben von etwa 3 l/(s*km²).

2.4.4 GEOMORPHOLOGISCHE SITUATION

Das Untersuchungsgebiet liegt am Westrand der Teltow-Platte, die sich vom Südrand des Berliner Urstromtales bis zum Glogau-Baruther Urstromtal erstreckt. Die wenig gegliederte Hochfläche bildet lediglich in der Nordhälfte eine glaziomorphologische Einheit. Die Südhälfte wird durch Hochflächenreste charakterisiert, die von jungpleistozänen Talsandflächen und holozänen Talbildungen umgeben sind.

Bei der Teltow-Hochfläche handelt es sich morphologisch um eine Grundmoränenplatte. Bei einer mittlere Höhe von 44 bis 46 m ü. NN erhebt sie sich ca. 10 bis 15 m über die angrenzenden Niederungen. Sie fällt leicht in südwestliche Richtung ab. Im Norden und Nordosten steigt der Hochflächenrand deutlich aus dem Urstromtal auf. Im östlichen Untersuchungsgebiet und im Bereich von Teltow ist die Platte von einigen schmalen Talrinnen in Nordost-Südwest-Richtung durchzogen (BLUMENSTEIN et al., 1995).

Die Teltow-Hochfläche und das Nuthetal sind das Ergebnis von Gletscherdynamik und glaziärer Erosions- und Akkumulationsprozesse zur Zeit des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit sowie nachfolgender periglazialer Überprägung und spätglazialer bis holozäner Talentwicklung (HERMSDORF, 1994).

2.4.5 BODEN

Dominierende Substrate sind Sande und anlehmige Sande. Seltener sind stärker lehmige Sande bzw. Moore anzutreffen. In tieferen Lagen sind die Decksandmächtigkeiten höher, da hier stärker Schmelzwassersand akkumuliert wurde. An Kuppen bzw. Hangschultern erreichen die Lehm- bzw. Mergelschichten den Oberboden. Durch starke anthropogene Überprägung (Bodenbearbeitung, Anlage von terrassierten Rieseltafeln) können die Substratverhältnisse auf engstem Raum (besonders an Hängen) variieren, wechseln aber auf Grund der relativen Homogenität der Morphologie im Gebiet im wesentlichen nur zwischen stärker sandigem und mehr anlehmigem Substrat.

Die Korngrößenverhältnisse beeinflussen die meisten anderen Bodeneigenschaften. Aus ihrer genauen Kenntnis sind z.B. Sorptionsvermögen oder Volumenverhältnisse (unter naturnahen Bedingungen) abschätzbar. Sie bestimmen Bodenentwicklung, Ertragsfähigkeit sowie die Puffer- und Filtereigenschaften von Böden wesentlich.

Im Zusammenhang mit der Rieselwirtschaft steuern die Korngrößenverhältnisse und Substratschichtung über Infiltration, Perkolation, Filterwirkung und Filterleistung insbesondere die Wasser- und Stofftranslokation. Sie bestimmten auch die von den Rieselwärtern subjektiv bemessenen Abwasserbeschickungsmengen einzelner Areale.

Untersuchungen von GRUNEWALD (1993) zur Substratzusammensetzung an Standorten zeigen, daß der Oberboden weitgehend sandig ist. Mehr als 80 % der Proben enthalten sehr wenig Ton bzw. Schluff (< 10 %), und auch die verbleibenden knapp 20 % erreichen keinen höheren Lehmanteil.

Im Unterboden ist die Relation zugunsten der schluffig-lehmigen Fraktionen verschoben. Standorte mit sehr geringen Ton- und Schluffgehalten machen hier nur noch 44,5 % aus, also etwa die Hälfte des Oberbodens.

Betrachtet man die Schichtung der Substrate, sind im wesentlichen drei Typen für das Untersuchungsgebiet erkennbar, welche die genetischen Prozesse widerspiegeln:

Typ a: Einschichtsubstrat Sand

- Räumlich ist Typ a vor allem südlich der Ortschaften Sputendorf-Schenkenhorst sowie in Mulden und Senken anzutreffen.
- Der Ton- und Schluffgehalt ist mit durchschnittlich 3,2 % im Oberboden und 2,1 % im Unterboden sehr gering.
- Etwa die Hälfte der Korngrößenfraktionen im gesamten Profil machen Mittelsande, ein Drittel Feinsande aus.
- Die Streuung der Werte zwischen den Standorten mit Einschichtsandsubstrat ist gering, da Genese und Bau relativ einheitlich sind.

Typ b: Sand über schluffig-lehmigem Sand

- Sandüberdeckte schluffig-lehmige Standorte konzentrieren sich besonders auf die Gebiete nördlich der Linie Sputendorf-Schenkenhorst bzw. auf gekappte Rücken oder Kuppen.
- Die Zusammensetzung der Sandfraktionen im Oberboden unterscheidet sich nur geringfügig von der des Typs a. Der Ton- und Schluffgehalt ist mit 5 % aber doppelt so hoch.
- Im Unterboden machen die schluffig-lehmigen Fraktionen mit über 35 % einen erheblichen Anteil an der Gesamtprobe aus. Dieser Anteil ist höher als bei Typ c und bestätigt somit die Tonverlagerung.
- Die Tonfraktion überschreitet nur selten die 5 %-Grenze. Somit sind die meisten Unterlagen als schluffige Sande anzusprechen.
- Die Sanddecken sind zwischen 22 und 90 cm mächtig.

Typ c: Einschichtsubstrat schluffiger Sand

- Der Typ c ist zwar im gesamte Untersuchungsgebiet verteilt vertreten, ist aber insgesamt seltener als die Schichtungstypen a und b anzutreffen.
- Oberboden und Unterboden differieren in ihrer Zusammensetzung wenig. Eine schwache Tonverlagerung zeichnet sich ab.
- Die mittlere Zusammensetzung unterscheidet sich kaum von der des Unterbodens des Typs b.
- Nur eine Probe konnte als schwach lehmiger Sand diagnostiziert werden, so daß Typ c allgemein als Einschichtsubstrat schluffiger Sande anzusprechen ist.

Insgesamt kann man feststellen, daß die Substrate wenig sortiert, somit glazialen Ursprungs sind. Äolisch abgelagerte Sande wurden auf den Untersuchungsstandorten nicht angetroffen; Decksande konnten von den Schmelzwassersanden kaum unterschieden werden.

Das seit dem letzten Glazial dominierende semihumide bis humide Klima führte durch Ein- und Auswaschungsprozesse zur Profilbildung des Bodens mit Illuvial- und Eluvialhorizonten. Die räumliche Differenzierung ergibt sich aus der oberflächennahen Substratstruktur, dem Relief, dem Bodenwasser und der regionalen Klimadifferenzierung.

Die Auswaschung von Kalk kann besonders bei rolligen Böden zur Verringerung des pH-Wertes bis in tiefere Bodenhorizonte führen. Durch „innere Erosion" werden bindige Anteile aus den lockeren oberen Bodenschichten in tiefere Horizonte überführt. Insbesondere Verbindungen von K, Na, Mg und verschiedene Spurenelemente sind verlagert worden. Andere natürliche Kalkquellen, wie z.B. Plagioklase, unterliegen ebenfalls der starken Verwitterung. Von den aus Skandinavien stammenden granitreichen Gesteinsmassen ist hauptsächlich noch Quarz als verwitterungsbeständigste Komponente im Boden vorhanden.

Der eigentliche Bodenbildungsprozeß wurde dann durch niedere Pflanzen wie Moose, Farne und Flechten eingeleitet. Die weitere Besiedlung durch Bäume schritt durch Klima-optimierung voran. Dadurch wurde die Stoffverlagerung gebremst und die biogene Land-schaftsentwicklung eingeleitet. Damit setzte im Holozän eine verstärkte Humifizierung, Verbraunung und Podsolierung im Untersuchungsgebiet ein.

Auf Hochflächen mit Grundmoränenoberfläche und geringer Sanddecke dominieren anhydromorphe und schwach hydromorphe Böden. Leitbodenformen sind Tieflehm-Fahlerden und Sand-Braunerde; daneben treten Braun-Podsol-Böden und Staugleyböden auf. Bei mächtigen Sanddeckenauflagen sind Sand-Rosterde und Sand-Braun-Podsol vorherrschend. Gley und Torfböden beschränken sich in ihrer Verbreitung auf Toteis-hohlformen, die in der Nutheniederung südwestlich von Güterfelde dominieren.

Die anthropogene Bodenbearbeitung führte zu einer Vermischung der oberen Boden-horizonte. Es wurde verstärkt organische Substanz abgebaut. Aus Sand-Braunpodsol wurde z.T. Sand-Rosterde und aus Fahlerde Parabraunerde. Senken und Rinnen wurden melioriert und Überflutungsgebiete verkleinerten sich.

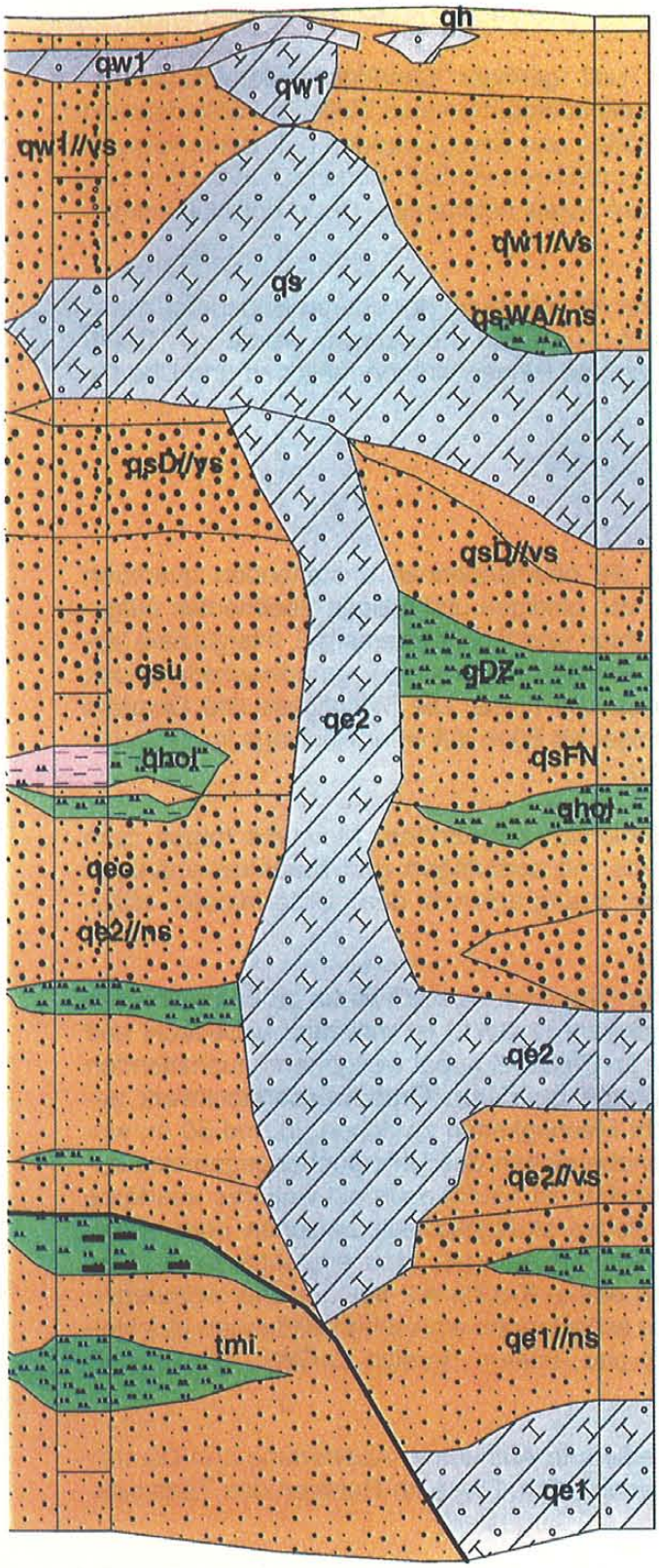
2.4.6 GEOLOGIE / HYDROGEOLOGIE

Die Teltower Platte wird im wesentlichen durch die oberflächennah anstehenden quartären Schichten geprägt. Diese werden aus einer Folge von bindigen und rolligen Sedimenten aufgebaut. Die bindigen, grundwasserhemmenden Schichten sind Geschiebemergel, interglaziale limnische Schluffe und Tone sowie glaziolimnische Schluffe. Die rolligen, grundwasserleitenden Sedimente, sind glaziofluviatile und fluviatile Sande und Kiese. Die Mächtigkeit des Quartärs schwankt zwischen über 300 m in Rinnen und weniger als 50 m auf einer Hochlage im zentralen Untersuchungsgebiet. Eine Übersicht gibt Abb. 2-10.

Im Liegenden des Quartärs werden tertiäre Schichten angetroffen. Meistens folgen dem Quartär Braunkohleschluffe oder aber Feinsande mit schluffigen und braunkohlehaltigen Einschaltungen und Einlagerungen. Diese sind stratigraphisch dem Untermiozän zuzuordnen (Formsandhorizont).

Im Rieselfeldareal sind in der Regel zwei quartäre Grundwasserstockwerke zu unterscheiden (Abb.2-10, Abb4-1). Das obere Grundwasserstockwerk (**1.GWL**) ist meistens unbedeckt und zwischen 6 und 12 m mächtig. Es wird durch den im Rieselfeldareal weitgehend aushaltenden Saalegeschiebemergel (häufig 3-12 m) vom unteren quartären Grundwasserstockwerk getrennt. Dieses Stockwerk (**2.GWL/3.GWL**) erreicht Mächtigkeiten zwischen 20 und 50 m, wobei Mächtigkeiten über 30 m vor allem in den Randbereichen des Untersuchungsgebietes außerhalb der Rieselfelder auftreten. In diesen Bereichen ist häufig noch ein weiteres quartäres Grundwasserstockwerk (**4.GWL**) ausgebildet, welches stratigraphisch zwischen dem elsterkaltzeitlichen Geschiebemergel (qe2) und den tertiären Ablagerungen einzuordnen ist. Das zweite Grundwasserstockwerk wurde im Rahmen des in Kapitel 4.2 ausführlicher erläuterten Strukturmodells weiter gegliedert. Die nicht immer auftretenden limnischen Bildungen des Holsteininterglazials trennen einen oberen (**2.GWL**) und unteren Bereich (**3.GWL**) (ASBRAND 1996).

Im Rahmen des Forschungsprojektes war eine detaillierte Aufnahme, Auswertung und Darstellung der geologisch/hydrogeologischen Situation erforderlich. Diese im Rahmen des Teilprojektes II durchgeführten Arbeiten werden in dem Kapitel 4.2 dargestellt.



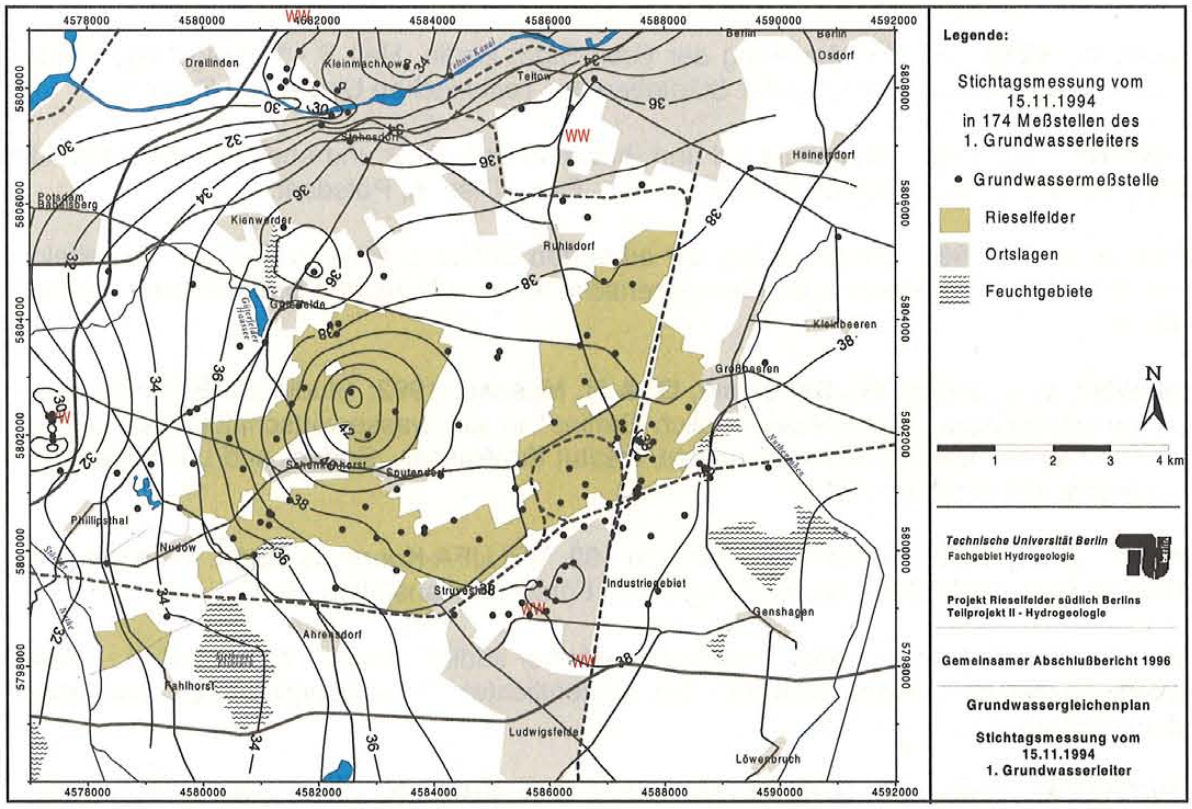
Stratigraphie		Genese	alte Nomen-klatur	neue Nomen-klatur
Holozän				qh
Weichsel	Branden-burger Stadium	glazial	gW1	qw1
		glaziofluviatil	gfW1v	qw1//vs
Eem			liE	qee
Saale		glaziofluviatil, vereinzelt glaziolimnisch	gfS2n (glS2n)	qsWA//ns
	Warthe	glazial	gS2	qsWA (qs2)
		glaziofluviatil	gfS2v - gfS1n	qsWA//vs-qsD//ns
	Drenthe	glazial	gS1	qsD (qs1)
		fluviatil, gla-ziofluviatil	fS1 - gfS1v (glS1v)	qsu
Holstein-	Dömnitz	limnisch		qs DZ
Dömnitz Komplex	Fuhne	fluviatil	fS1	qs FN
	Holstein	fluviatil limnisch fluviatil	fiH liiH fiH	qhol
Elster		fluviatil, gla-ziofluviatil, glaziolimnisch	fE2 gf/lE2n	qeo qe2//ns
		glazial	gE2	qe2
		glaziofluviatil	gf/lE2v	qe2//vs
		glaziolimnisch	gf/lE1n	qe1//ns
		glazial	gE1	qe1
		glaziofluviatil, glaziolimnisch	gfE1v	qe1//vs
Tertiär	Unter-miozän	Braunkohle-schluffe, Feinsande		tmi

Abb. 2-10: Standardprofil des Untersuchungsgebietes, in der Tabelle gerasterte Einheiten wurden im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen

2.4.7 GRUNDWASSERHYDRAULIK

Die Grundwassermorphologie des 1. Grundwasserleiters wird durch die Hochlage im Zentrum des Untersuchungsgebietes mit Grundwasserständen zwischen 38 und 43 m dominiert (Karte 2-4). Diese im Bereich der Rieselfelder liegende Grundwassererhebung wurde durch die Rieselfeldwirtschaft deutlich verstärkt, blieb aber auch nach Stillegung der Rieselfelder bestehen. Von hier aus fallen die Grundwasserstände fast radialsymmetrisch mit 1 bis 2 ‰ nach Norden, Westen und Süden ab.

Die besonders auffallende Aufwölbung der Grundwasseroberfläche im Westteil bis zu 43 m ü. NN wird durch deutlich geringere hydraulische Durchlässigkeiten der Grundwasserleiter und ein mächtiges unterlagerndes Geschiebemergelpaket (siehe Schnitt 2) hervorgerufen.



Karte 2-4: Grundwassergleichenplan des 1. Grundwasserleiters

Im 2. und 3. Grundwasserleiter ist die Situation grundsätzlich ähnlich, wenngleich die Morphologie gegenüber dem 1. Grundwasserleiter ruhiger und ausgeglichener ist. Im zentralen Bereich liegt die Grundwasserdruckfläche des 2. und 3. Grundwasserleiters 0,2 bis 0,5 m niedriger als die des 1. Grundwasserleiters. Im Bereich der westlichen Aufwölbung beträgt diese Grundwasserdruckdifferenz bis zu 3 m. Demzufolge ist das Gefälle der Grundwasserdruckfläche entsprechend geringer.

Das Grundwasser im 4. und 5. Grundwasserleiter unterströmt das Untersuchungsgebiet von Südosten nach Nordwesten (ASBRAND 1996).

In Kapitel 4.4 werden die grundwasserhydraulischen Untersuchungen detailliert dargestellt.

2.5 LITERATUR

ASBRAND, M.; 1995: Hydrogeologische Situation der Rieselfelder südlich Berlins. In: Mitteilungen 131 des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU-Berlin.

ASBRAND, M.; 1996: Ein Grundwassermodell zur Klärung der Schadstoffausbreitung in oberflächennahen und tieferen Grundwasserstockwerken im Bereich der Rieselfelder südlich Berlins. In: Landschaftsentwicklung & Umweltforschung 100, TU-Berlin.

BLUMENSTEIN, O. et al.; 1995: Projekt Rieselfelder südlich Berlins, Teilprojekt I - Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone. Unveröffentlichter Forschungsbericht, Universität Potsdam.

BLUMENSTEIN, O., PORTMANN, H.-D. & U. TRÖGER; 1991: Aufgabenstellung zum Projekt „Rieselfelder Brandenburg -Berlin". Unveröffentlicht.

COHRS, A.; 1958: Die Entwässerung der Groß-Stadt Berlin. Heft 5 - Vortragsfolge Winter-Semester 1957/58. Zentralinstitut für Städtebau der Technischen Universität Berlin.

GRUNEWALD, K.; 1993: Bodenzustand und -belastung aktueller und ehemaliger Rieselfelder südlich Berlins. Universität Potsdam, Math.-Nat. Fak. - Diss. A, Potsdam.

HERMSDORF, N.; 1994: Stratifizierung der erbohrten Schichtenfolge im Projekt „Rieselfelder Berlin Süd" Los 1, Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg. Unveröffentlicht.

KUNOWSKI, V. J., KLEIN, G., SADOWSKI, G. & H. MESSAL; 1992: Studie zur Einbindung des Forschungsprojektes „Rieselfelder südlich Berlins" in ein wasserwirtschaftliches Rahmenkonzept. Zwischenbericht. Unveröffentlicht, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin.

METZ, R. et al.; 1990: Exkursionsführer zum 102. VDLUFA-Kongress Berlin. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Berlin.

TESSMAN, J. & U. Kühne; 1996: Projekt Rieselfelder südlich Berlins, Teilprojekt III - Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf. Unveröffentlichter Forschungsbericht, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ; 1993: Umweltatlas, Band 1. Berlin.

TRÖGER, U.; 1991: Gutachten zur Aufgabe von Rieselfeldflächen. Feuchthaltegutachten. Unveröffentlichtes Gutachten.

TRÖGER, U. et al.; 1995: Projekt Rieselfelder südlich Berlins, Teilprojekt II - Hydrogeologie, Abschlußbericht. Unveröffentlichter Forschungsbericht, TU-Berlin.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1984a: Hydrogeologischer Ergebnisbericht mit Grundwasservorratsnachweis zum Objekt DE Teltow. Bericht des VEB Hydrogeologie - Arbeitsstelle Berlin, Betrieb im VEB Kombinat Geologische Forschung und Erkundung Halle. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE, 1984b: Hydrogeologisches Gutachten über die Auswirkungen der Einstellung der Rieselfeldwirtschaft im Raum Teltow-Stahnsdorf-Ludwigsfelde auf den Grundwasserstand. Unveröffentlicht.

2.6 Verzeichnis der Projektdokumentationen

Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen der UP; 1995: Projekt Rieselfelder Berlin-Süd-Multivariante Beurteilung der okologischen Relevanz von Last- und Schadstoffen - Aufbau eines Bodeninformationssystems. - Abschlußbericht. Universität Potsdam, unveröffentlicht. (Bodenkundliches Parallelprojekt im Auftrage von MUNR-A)

Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen der UP; 1995: Projekt Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt I - Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone.- Abschlußbericht. Universität Potsdam, unveröffentlicht.

Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen der UP; 1994: Projekt Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt I - Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone.- Zwischenbericht. Universität Potsdam, unveröffentlicht.

Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen der UP; 1994: Projekt Rieselfelder Berlin Süd, multivalente Beurteilung der ökologischen Relevanz von Last- und Schadstoffen - Aufbau eines Bodeninformationssystems. Zwischenbericht. Universität Potsdam, unveröffentlicht. (Bodenkundliches Parallelprojekt im Auftrage von MUNR-A)

Asbrand, M.; 1992a: Geologische Ausarbeitung zum Projekt Rieselfelder südlich Berlins. 1. Abschnitt: Dokumentation der Altergebnisse. TU-Berlin, unveröffentlicht.

Asbrand, M.; 1992b: Projekt Rieselfelder Berlin. Projektierung des 1. Bohrabschnittes (Flachbohrungen). TU-Berlin, unveröffentlicht.

Asbrand, M.; 1993a: Projekt Rieselfelder Berlin, Projektierung des 2. Bohrabschnittes (Tiefbohrungen). TU-Berlin, unveröffentlicht.

Asbrand, M.; 1993b: Projekt Rieselfelder Berlin, Aufgabenstellung zum 1. Untersuchungsstadium der geophysikalischen Untersuchungen - Westbereich -. TU-Berlin, unveröffentlicht.

Asbrand, M.; 1994: Projekt Rieselfelder Berlin, Ergänzung zur Projektierung des 2. Bohrabschnittes vom 28. Januar 1993. TU-Berlin. Unveröffentlicht.

Asbrand, M.; 1996: Ergänzung zur Geologische Ausarbeitung zum Projekt Rieselfelder südlich Berlins. 1. Abschnitt: Dokumentation der Altergebnisse. TU-Berlin, unveröffentlicht.

Asbrand, M.; 1996: Projekt Rieselfelder Berlin, Dokumentation der Projektdatenbanken. TU-Berlin, unveröffentlicht.

BLM 1994: Bericht zu den bohrlochgeophysikalischen Kontrollmessungen in den Grundwassermeßstellen (Los 1) des Projektes Rieselfelder südlich Berlins, BLM, Gesellschaft für bohrlochgeophysikalische und geoökologische Messungen mbH, Storkow, unveröffentlicht.

Blumenstein, O., Portmann, H.-D. & U. Tröger; 1991: Aufgabenstellung zum Projekt "Rieselfelder Brandenburg -Berlin". Universität Potsdam, Technische Universität Berlin, Wasserwirtschaftsdirektion Oder/Havel, unveröffentlicht.

Blumenstein, O., Portmann, H.-D. & U. Tröger; 1992: 1. Zwischenbericht zum Projekt "Rieselfelder südlich Berlins". Universität Potsdam, Technische Universität Berlin, Landesumweltamt Brandenburg, unveröffentlicht.

Blumenstein, O.; Grunewald, K. & Schubert, R. 1994: Gutachterliche Stellungnahme zu der Belastung von Grabensedimenten der Vorfluter im Westteil des Rieselfeldgebietes Berlin-Süd.- Universität Potsdam, unveröffentlicht.

DWD 1993: Niederschlags- und Verdunstungshöhen im Untersuchungsgebiet der Rieselfelder südlich von Berlin. Amtliches meteorologisches Gutachten, DWD, Zentralstelle für Hydrometeorologische Entwicklungen und Anwendungen, Berlin, unveröffentlicht.

DWD 1994: Niederschlags- und Verdunstungshöhen im Untersuchungsgebiet der Rieselfelder südlich von Berlin. Amtliches Gutachten (2. Gutachten). DWD, Zentralstelle für Hydrometeorologische Entwicklungen und Anwendungen, Berlin, unveröffentlicht.

GEOPHYSIK GGD; 1995: Ergebnisbericht geoelektrische Untersuchungen, Projekt "Rieselfelder südlich Berlins". Leripzig, unveröffentlicht.

GIEHLER, R.; 1992: Konzeption, Rieselfelder südlich Berlin, Meßnetz zur Grabendurchflußmessung. Ingeniuerbüro R. Giehler, Neugersdorf, unveröffentlicht.

GÖRITZ, S.; 1992: Vorgaben zur ausführungsreifen Planung, Rieselfelder südlich Berlin, Meßnetz zur Grabendurchflußmessung. Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.

GÖRITZ, S.; 1993: Planungsunterlagen, Rieselfelder südlich Berlin, Grabenunterhaltung unterhalb der Meßpunkte. Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.

HERMSDORF, N.; 1994: Stratifizierung der erbohrten Schichtenfolge im Projekt "Rieselfelder Berlin Süd" Los 1. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg. Unveröffentlicht.

HYDROGEOLOGIE BERLIN-BRANDENBURG; 1994: Aufschlußdokumentation Hydrogeologische Bohrungen im Projekt "Rieselfelder südlich Berlins" Los 1. 2 Bände. Unveröffentlicht.

HYDROGEOLOGIE BERLIN-BRANDENBURG; 1994: Aufschlußdokumentation Hydrogeologische Bohrungen im Projekt "Rieselfelder südlich Berlins" Los 2 und Trockenbohrungen. 2 Bände. Unveröffentlicht.

KUNOWSKI, V. J., KLEIN, G. SADOWSKI, G. & H. MESSAL; 1992: Studie zur Einbindung des Forschungsprojektes „Rieselfelder südlich Berlins" in ein Wasserwirtschaftliches Rahmenkonzept für das südliche Umland von Berlin. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin-Dahlem, unveröffentlicht.

TRÖGER, U. ET AL.; 1993: Projekt Rieselfelder südlich Berlins -Altlast Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II Hydrogeologie. - Projektfortschrittsbericht. Technische Universität Berlin. unveröffentlicht

TRÖGER, U. ET AL.; 1994: Projekt Rieselfelder südlich Berlins -Altlast Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II Hydrogeologie. - Statusbericht/2. Zwischenbericht mit Anlagenteil I und II. Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.

TRÖGER, U. ET AL.; 1995: Rieselfelder südlich Berlins -Altlast Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt II Hydrogeologie. - Abschlußbericht Band I bis V. Technische Universität Berlin, unveröffentlicht

3 TEILPROJEKT I - ZUSTANDS- UND GEFÄHRDUNGSANALYSE DER BODENZONE

3.1 EINORDNUNG DER UNTERSUCHUNGEN, AUFGABENSTELLUNG UND ARBEITSKONZEPTION

Seit ihrer Inbetriebnahme sind die Flächen an der Peripherie der Metropole Berlin, welche zur Abwasserbodenbehandlung genutzt wurden, mit etwa 1000-3000 mm pro Jahr beaufschlagt worden. Welche Mengen die einzelnen Areale speziell erhalten haben, ist exakt nicht recherchierbar. In der Mitte unseres Jahrhunderts zwangen die Erhöhung des Abwasseraufkommens und die notwendigen Erschließungskosten, die Verrieselungsmengen zu steigern. Damit ging eine Änderung der Anbaukulturen einher. So wurden 1925 nahezu die Hälfte der Flächen durch Feldgraskulturen (z.B. Dactylis glomerata, Lolium multiflorium, Lolium perenne) und stark berieselte Dauerbrachen eingenommen. Mit den Veränderungen im landwirtschaftlichen Sektor nach 1960 vollzog sich eine Intensivierung der ackerbaulichen Nutzung. Bis Mitte des vergangenen Jahrzehnts waren etwa 95% der Nutzfläche auf eine Doppelfunktion Abwasserbodenbehandlung/Kulturpflanzenanbau ausgerichtet. Letzterer wurde nach den Untersuchungen von GRÜN et al. (1989) in Richtung einer „kontrollierten" landwirtschaftlichen Nutzungsstrategie entwickelt. Die Maßnahmenpläne des damaligen Ministerrates der DDR zur Ablösung der Rieselfelder südlich Berlins konnten nicht in dem geplanten Zeitrahmen realisiert werden, sie wurden nach dem gesellschaftlichen Umbruch in Deutschland, welcher auch eine weitgehende Reduzierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung im Raum zur Folge hatte, gegenstandslos.

Die heutige Situation ist darüber hinaus durch die Existenz von politischen, juristischen, ökonomischen und ökologischen Konflikten gekennzeichnet. Ein breites Spektrum potentieller Nutzungsinterferenzen ist zu verzeichnen (vgl. Abb. 3- 1). Derzeitig weisen im Untersuchungsgebiet nur noch gut die Hälfte der Flächen eine intakte Rieselfeldinfrastruktur auf, die Beaufschlagung ist weitgehend eingestellt worden (vgl. Karten 3-6 u. 3-7).

Eine Darstellung der stofflich-energetischen Veränderungen des Bodenkompartiments muß davon ausgehen, daß es in allen relevanten Dimensionsbereichen zu deutlichen Veränderungen durch die umfangreichen Inputs kam. Stoffkomponenten waren

1. das Abwasser, welches im geochemischen Sinne eine mobile Phase mit einem Pool gelöster, suspendierter oder partikulärer Stoff-Spezies, insbesondere Organika sowie Last- und Schadstoffe darstellt,
2. die Restprodukte der bis in die jüngste Vergangenheit praktizierten landwirtschaftlichen Intensivnutzung, wie Agrochemikalien und Abprodukten aus der Tierproduktion,
3. die unkontrollierten Stoffeinträge privater, gewerblicher und kommunaler Verursacher und
4. die Immissionen über den Luftpfad.

Sie bestehen aus
- Wasser,
- anorganischen Nährstoffkomponenten (N- und P- Verbindungen),
- anorganischen (insbesondere den Schwermetallen Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) und organischen (vor allem PAK, PCB, DDT und Analoga) Xenobiotika,
- inerten und instabilen Komponenten (z.B. Cl^-, NO_2^-),
- biogenen Organika (Fette, Eiweiße, Kohlenhydrate) und
- allochthonen Spezies von Mikroorganismen verschiedener ontogenetischer Stadien.

Die Sandböden wurden im Vergleich zu den bindigeren Substraten vorrangig in die Abwasserbeaufschlagung einbezogen, da sie höhere Durchlässigkeitsbeiwerte k_{fu} besitzen. Demzufolge unterlagen sie einem höheren Grad der anthropogenen Überprägung. Sie entwickelten sich zu

typischen „Hydrokultosolen" mit charakteristischen Y-Horizonten (vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995).

Infolge seiner strukturellen, milieubedingten und reaktiven Barriereeffekte wurde das Bodenkompartiment zu der wichtigsten Senke für die eingetragenen Stoffkomponenten. Durch die Wirkung von Hystereseeffekten ist zwar eine vollständige Remobilisierung des gesamten Stoffpools unmöglich, weitgehend zu verhindern ist sie nur durch die Aufrechterhaltung der existierenden Systemstabilität (vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995, BLUMENSTEIN 1995). Allerdings resultiert aus der damit verbundenen Beaufschlagung ein weiterer Stoffinput in das Bodensystem.

Abb. 3-1: Potentielle Nutzungskonflikte im Rieselfeldgebiet südlich Berlins

Erste Beschreibungen zur „Verschlickung und Rieselmüdigkeit" auf Berliner Rieselfeldern erschienen 1928. Festgestellt wurden diese Erscheinungen insbesondere auf stark mit unvorgereinigtem Abwasser beschickten Dauerbrachen. Daraufhin wurde zur Erhöhung der Versickerungsleistung der Oberboden ständig bearbeitet. Außerdem legte man weitere Zwischenabsetzbecken zum Entzug von Feststoffen an.

Detaillierte Untersuchungen zu Veränderungen der Bodenzone durch Abwasserverrieselung beschrieben nach dem 2. Weltkrieg erstmals BAUMANN & OLBERTS (1953). Sie stellen für Rieselböden einen „anthropogen verstärkten Podsolierungsprozeß" fest. Unter einem stark humosen Oberboden fanden sie einen aschefarbenen Bleichhorizont, der auf einem eisenhaltigen Sandstreifen auflag. Die Autoren konstatierten weiterhin geringe Sorptionskapazitäten, die sie auf eine „Rieselschädigung des Bodens" zurückführten. Den Bleichhorizont bestätigten andere Autoren (z.B. FESTER 1964) nicht. Später wird auch meist von erhöhten Sorptionskapazitäten berichtet.

KRÜGER (1955) erklärte die Ertragsdepressionen auf Berliner Rieselfeldern als Ergebnis der durch das Abwasser angereicherten, schädlichen organischen Substanz. Außerdem vermutete er die Akkumulation von organischen, z.T. wasserlöslichen Schadstoffen. Er analysierte einen hohen Kochsalzgehalt des Rieselwassers und stellte eine Anreicherung von Fettsäuren, eine Bodenversauerung, einen Manganmangel und eine physikalische Bodenentartung fest.

In den 60er Jahren wurde dann der Begriff der „Rieselmüdigkeit" der Böden verstärkt aufgegriffen, so z.B. durch HARTIG (1959), DÖRING (1960) oder RIMO (1964). Sie wird als Verur-

sacher von Ernährungsstörungen bei Pflanzen benannt (PUERTA PALACIOS 1965). Die Blattstrukturen der Kulturpflanzen auf den Berliner und Pariser Rieselfeldern wiesen chlorotische Erscheinungen auf. Es wurden durch ROHDE (1961) erhöhte Spurenelementanreicherungen (N, P, K, Fe, außerdem Kalk, Chlor und Feststoffe in Rieselfeldböden) festgestellt. Auch DÖRING (1960) versuchte die „Rieselmüdigkeit" mit chemischen Bodenveränderungen zu erklären.

HARTIG (1959) regte deshalb eine Neuausrichtung der Rieselfelder an. Durch Zufuhr von mineralischen und organischen Düngemitteln, Kalk sowie eine geregelte Fruchtfolge, Vergrößerung der Tafeln und geringere Einzelgaben sollten Ertragsausfälle kompensiert werden. ASMUS & VETTERLEIN (1969) untersuchten den Einfluß der Berieselung auf die Böden, um Nutzungskonzeptionen abzuleiten. Der Probenumfang blieb allerdings relativ gering. Makromorphologische Bodenveränderungen stellten sie nicht fest, wiederum jedoch erhöhte C-, N-, P-, Cu-, B-, Mn- und Mg- Gehalte, bei weitgehendem Fehlen von K .

Mit Beginn der 80er Jahre setzte die „moderne" Rieselfeldforschung im Berliner Raum ein. Beispielhaft wurde das Rieselfeldgebiet Karolinenhöhe untersucht, wobei jedoch eine flächendeckende „Ist"-Zustandsanalyse der Bodenzone nicht durchgeführt wurde. Die Ergebnisse fanden Eingang in Standardwerke des Bodenschutzes (z.B. BLUME 1990, SOWA 1992). BLUME & HORN (1982) beschrieben Veränderungen der Bodenstruktur und -dynamik auf einem Rieselfeld mit Geschiebesand-Braunerde bzw. Geschiebemergel-Parabraunerde, sie gingen dabei auch auf die Auswirkungen auf den Boden als Pflanzenstandort und Lebensraum ein.

AURAND et al. (1982) bestätigen die Ergebnisse: durch jahrzehntelange Abwasserverrieselung kommt es zur Erhöhung der Humusgehalte, der Basensättigung und der pH-Werte im Boden; Zink, Cadmium, Blei und Chrom werden angereichert, Mangan sowie Eisen vielfach ausgewaschen.

SALT (1988) konzentriert sich in ihren Arbeiten auf die Untersuchung der Schwermetallgehalte in einem Rieselfeldsystem auf zwei Rieseltafeln mit Braunerde im Gebiet Karolinenhöhe und arbeitet die Heterogenität der Elementgehalte und Bodenparameter heraus. Über das gleiche Gebiet wurde eine umfangreiche Studie durch die Arbeitsgruppe um NESTLER et al. (1987) erarbeitet . Der Schwerpunkt lag dabei auf der Ableitung zukünftiger Nutzungsstrategien, unter besonderer Berücksichtigung hydrogeologischer Aspekte.

Im Raum südlich Berlins diskutierte HIEROLD (1988) am Beispiel ausgewählter Standorte bei Güterfelde Merkmale langjährig berieselter Böden und deren Stoffdynamik, wobei er zu vergleichbaren Resultaten gelangte. Erste Untersuchungen zur flächenhaften Schwermetallbelastung führten GRÜN et al. (1989) durch. Ziel der Erhebungen war eine „kontrollierte landwirtschaftliche Nutzung" der Areale. Die Arbeit lieferte wertvolle Ansatzpunkte zur Ableitung einer mittleren Schwermetallbelastung der Böden bzw. des darauf aufbauenden Wirkungspfades im Nahrungsnetz. Als Problemelemente stellten sich Cadmium, z.T. Blei, Kupfer und Zink dar. Es wurden relevante Grenzwertüberschreitungen in den Böden bzw. den Futter- und Nahrungsmitteln festgestellt. Diese Untersuchungen wiesen aber auch Defizite auf. So ist zumeist das analysierte Substrat als Mischprobe von einer Fläche mit ca. 5 ha gewonnen worden, wodurch die schlaginterne Heterogenität völlig unberücksichtigt blieb, denn ein solches Areal umfaßt etwa zwei Schläge bzw. 20 Tafeln. Ökologisch relevante Unterschiede im lokalen Bereich wurden somit nicht erfaßt bzw. nivelliert. Außerdem blieben einige Schläge unberücksichtigt, desgleichen die peripheren Raumelemente wie z.B. Zuleitergräben oder Absetzbecken. Weiterhin fehlen vertikale Verteilungsmuster sowie die Darstellung wesentlicher Zusammenhänge der charakteristischen Bodendynamik dieses Raumes.

Basierend auf diesem Stand der Untersuchungen zu den Spezifika von Rieselfeldböden im Raum südlich Berlins wurden, in enger Kooperation mit der TU Berlin (Arbeitsgruppe TRÖGER) und dem Landesumweltamt Brandenburg, Forschungsstelle Trebbin (Arbeitsgruppe

PORTMANN), Konzepte für zwei bodenkundliche Forschungsvorhaben der Universität Potsdam (UP) entwickelt.

Im Projekt „Rieselfelder Berlin-Süd - multivalente Beurteilung der ökologischen Relevanz von Last- und Schadstoffen - Aufbau eines Bodeninformationssystems" (nachfolgend mit der Kurzform „Rie-Ök" bezeichnet) standen die Stoffdynamik der relevanten Elemente des Pedosystems, ihre Interaktionen und Wirkungsfelder im Mittelpunkt. Hierdurch konnte auch ein Beitrag zum besseren Verständnis hemerober (anthropogen stark überprägter) Geosysteme geleistet werden (ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995).

Anliegen des zweiten Forschungsvorhabens „Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer - Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone" (nachfolgend auch „Rie-Boden" genannt) war (alle folgenden wörtlichen Zitate aus BLUMENSTEIN, TRÖGER& PORTMANN 1991) „...die raumdeckende Erfassung..." der kleinräumigen Heterogenität der durch die Rieselfeldwirtschaft bedingten Veränderungen (vgl. Kap. 1 sowie ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) und „...der Struktur- und Milieuparameter, welche Aufschluß über die potentielle Nähr- und Schadstoffixierung geben können...". Die aktuelle Belastung sollte „...mittels einer gezielten Probennahme, welche die saisonale „...naturräumliche und technogene Variabilität ermöglicht..." erfaßt werden. Weiterhin war „...durch eine Bodenwasserentnahme in unterschiedlichen Flurabständen ein Nachweis über mögliche Remobilisierungs- und, bei Kenntnis der Abwasserkonditionen, über Migrationseffekte..." zu führen. Schließlich sollten „...die rechentechnisch aufbereiteten Daten einer Bewertung der potentiellen und aktuellen Gefährdung des Aquifers sowie der Entscheidungsfindung für künftige Nutzungsstrategien..." dienen.

Darüber hinaus resultierte aus den aktuellen Entwicklungen eine modifizierte Schwerpunktlegung in der Zielstellung für die Nachnutzung der Rieselfelder. Die Grundwasseranreicherung konnte nicht mehr als Aufgabe formuliert werden. Im Vordergrund des Interesses standen:

- die Fixierung und Sanierung des Last- und Schadstoffpools,
- der Schutz des Grundwassers sowie der Trinkwasserversorgung und
- der Schutz der Oberflächengewässer (Modifizierte Zielstellung 1994).

Im vorliegenden Bericht werden die Resultate der im Rahmen des Teilprojektes I durchgeführten Arbeiten zusammenhängend dargestellt. Allgemeine Aussagen basieren auf einer Verknüpfung mit den Ergebnissen aus dem Projekt „Rie-Ök" und den anderen o. a. Forschungen sowie den aktuellen Untersuchungsergebnissen weiterer Forschungsgruppen, soweit diese zugänglich waren (z.B. RENGER et al. 1992, SCHÜTZE et al. 1993).

Eine Bewertung der pedoökologischen Situation muß davon ausgehen, daß die Umwidmung der Landschaftsnutzung im Raum südlich Berlins zugunsten der Rieselfeldwirtschaft am Ende des vergangenen Jahrhunderts zu tiefgreifenden Veränderungen der Struktur und Dynamik des Bodenkörpers führte. Dies äußert sich in vielfältigen Änderungen der Eigenschaften und der Dynamik, so z. B.

- des physikalischen Milieus,
- des chemischen Milieus,
- der Stoffstrukturen,
- der vektoriellen (Translokationen) und skalaren (Transformationen) Stoffdynamik,
- der Struktur des Biokompartiments (insbesondere Mikrobionta, Vegetation),
- der Energiekaskaden sowie
- der Raummuster des Bodenkompartimentes und des Reliefs (vgl. hierzu BLUMENSTEIN 1995).

Die pedophysikalisch wirksame Makrostruktur des Bodens wurde durch

- den Einbau der Drainung,
- die Planierungsmaßnahmen,
- die Anlage von Dämmen und Gräben sowie die damit verbundene

- Zerstörung des Porengerüstes bzw. Durchmischung der genetischen Bodenhorizonte völlig verändert.

Es leiten sich daraus für eine Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone folgende thematische Schwerpunkte ab:
- Allgemeine Beschreibung der Bodeneigenschaften und -belastungen im Untersuchungsgebiet, welches auf den Raum westlich des Nuthegrabens eingegrenzt wurde,
- Erarbeitung von Aussagen zu den Raummustern der stofflichen Veränderungen (Tiefenfunktionen, horizontale Anordnungsmuster) sowie
- Diskussion nutzungs- und raumelementspezifischer Charakteristika.

Deshalb werden zunächst Resultate von Screeninguntersuchungen verschiedener Standorte mittels Röntgenfluoreszensanalyse vorgestellt, welche den Umfang der pedochemischen Veränderungen durch die Abwasserbodenbehandlung dokumentieren können (Kap. 3.2).

Der Stoff- und Energieinput hat auch die naturgenetischen Raumstrukturen überprägt und so die Heterogenität im meso- und mikroskaligen Dimensionsbereich erhöht. Die Ergebnisse bisheriger Untersuchungen, dargestellt in GRÜN et al. (1989), AUHAGEN et al. (1994) und ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK (1994) belegen dabei die Notwendigkeit einer großmaßstäbigen, auf die spezifischen Raumelemente bezogenen Untersuchungsstrategie. Es werden dabei alle Resultate der Untersuchungen im Raum westlich des Nuthegrabens berücksichtigt. Diese sind Gegenstand des Kapitels 3.3. Neben der Bodenzone der Rieselflächen wurden, unter Berücksichtigung der Raumdynamik, auch die Raumelemente „Becken, Zuleiter und Dämme, Sedimente der Vorfluter und oberer Bereich der Aerationszone“ untersucht. Zwingende Prämissen lassen nur eine kurze, abschätzende Betrachtung der Bilanzgrößen zu (Kap. 3.3.4).

Mit der Diskussion der Resultate, welche durch den Betrieb der bodenökologischen Meßstation Schenkenhorst gewonnen wurden (Kap. 3.4), können die Aussagen zum dynamischen Aspekt ergänzt werden. Sie bilden ein wichtiges Bindeglied im scale-up zwischen den Labor- und Lysimeteruntersuchungen (vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) sowie den Versuchen, welche Gegenstand der Arbeiten der Forschungsstelle Trebbin in der Feldversuchsanlage Waßmannsdorf sind. Die Aussagen können durch Ergebnisse einiger älterer Untersuchungen zur Dynamik auf Testflächen unter verschiedenen Beaufschlagungsmodi ergänzt werden (Kap. 3.6).

Das Grundanliegen des Projektes besteht jedoch in einer Abschätzung der potentiellen und aktuellen Gefährdung der benachbarten Raumkompartimente durch den in der Bodenzone fixierten Schad- und Laststoffpool (Kap. 3.5.2).

Betrachtungen zur Ableitung von Nutzungsstrategien sowie für die Planung eines Sicherungs-, Sanierungs- und Überwachungssystems sind in einem gemeinsamen Kapitel 6.3 zusammengefaßt.

3.2 Ergebnisse der Screening-Untersuchungen mittels RFA (Röntgenfluoreszenzanalyse) zur geochemischen Charakterisierung von Rieselfeld-Substraten

Qualitative und quantitative Aspekte der anthropogen bedingten Veränderungen des Geochemismus' der anstehenden Substrate sollten zunächst mittels Screening erfaßt und interpretiert werden. Hierzu wurden im Frühjahr 1994 durch HARWART je 5 Substratproben aus dem Oberboden- (a = 0-30 cm u.Fl.) bzw. Unterbodenbereich (b = 30-100 cm u.Fl.) relevanter Raumelemente entnommen (vgl. Karte 3.2 und Abb. 3-2):

- aktiv berieselte Fläche (S1025a), Einleiterbereich
- aktiv berieselte Fläche (S1025a), Tafelmitte
- ehemalige Rieselfeldfläche (S1064), als Maisfeld genutzt sowie
- Grabensedimentkörper (Schenkenhorster Hauptgraben)

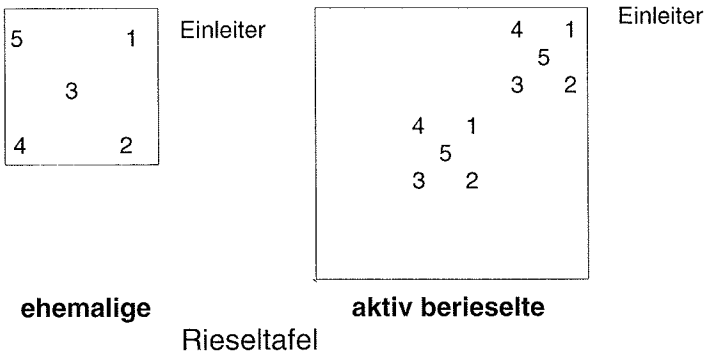


Abb. 3-2: Probenraster für die RFA-Untersuchungen

Die Analytik umfaßte folgendes Spektrum von Verbindungen (1) und Elementen (2):

(1) SiO_2, Al_2O_3, TiO_2, Fe_2O_3, MgO, MnO, CaO, Na_2O, K_2O, P_2O_5, SO_3

(2) Ag, As, Ba, Bi, Br, Cd, Cl, Co, Cu, Cr, Cs, F, Ga, Hg, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U, V, W, Zn, Zr.

Die Untersuchung des Probenmaterials auf die geoökologisch relevanten Basisparameter organische Substanz (OBS) und Substratreaktion (vgl. Tab. 3-1) bestätigte zunächst die bereits bekannten Gesetzmäßigkeiten.

Die Werte der Bodenfeuchte zeigen im Einleiterbereich einer aktiven Fläche im oberen Entnahmebereich (0-30 cm u.Fl.) eine deutliche Raumheterogenität, verbunden mit einem weitgehend gleichsinnigen Verhalten der Gehalte an organischer Bodensubstanz OBS; beides ist verursacht durch deren pedohydrologischen Charakteristika und den Wasserinput (Abb. 3-3). Bei ausbleibender Abwasserbeaufschlagung (Abb. 3-5) sind diese Zusammenhänge nicht mehr erkennbar, ebenso verhält es sich in den Unterböden der Standorte (Abb. 3-4 bzw. 3-6).

Hinsichtlich der Bodenreaktion weist das Probenmaterial der aktiv beaufschlagten Fläche keine Unterschiede zwischen dem Einleiterbereich und der Tafelmitte auf. Die pH-Werte des Unterbodens liegen zumeist unterhalb derer des Oberbodens (Abb. 3-3 und 3-4). Letzteres könnte auf einen Entbasungseffekt infolge des Wasserinputs zurückzuführen sein, denn auf der aufgelassenen Fläche treten diametrale Verhältnisse auf (Abb. 3-5 und 3-6).

Die pH-Werte der Grabensedimente liegen im Vergleich zu den Untersuchungsflächen des Rieselfeldes deutlich höher, zumeist im neutralen Bereich. An den Befunden wird der Einfluß

der Porenwasserfüllung (Wassermenge je Volumen- und Zeiteinheit, vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) auf den Parameter organische Substanz (OBS) deutlich. Es lassen sich somit die Unterschiede in der organischen Bodensubstanz zwischen den Arealen um den Einleiter und um die Tafelmitte erklären (Abb. 3-3). Im Einleiterbereich treten je nach Probencharge kleinräumige Differenzen auf, die im Zentrum der Fläche nicht zu finden sind. Hier schwankt der Gehalt nur noch zwischen 3,2 und 3,6 % im Oberboden bzw. 0,5 und 1,2 % im Unterboden (Abb. 3-4). Die Höhe der organischen Akkumulation des aufgelassenen Rieselfeldes ist mit derjenigen der aktiven Fläche vergleichbar, wobei aber im Einleiterbereich eine stärkere Vergleichmäßigung auftritt (Abb. 3-5), der Unterboden (Abb. 3-6) zeigt ähnliche Charakteristika.

Der scheinbare Widerspruch ist mehrfach diskutiert worden (vgl. z.B. AG STOFFDYNAMIK 1995): infolge des Einbaus von xenobiotischen Strukturelementen (bodenchemischen Fremdstoffen) wird die Mineralisierungsgeschwindigkeit verringert, so daß nach einem kurzen Zeitraum der Auflassung noch keine Veränderungen der OBS-Gehalte nachweisbar sind. Dies ist erst nach einigen Jahren möglich.

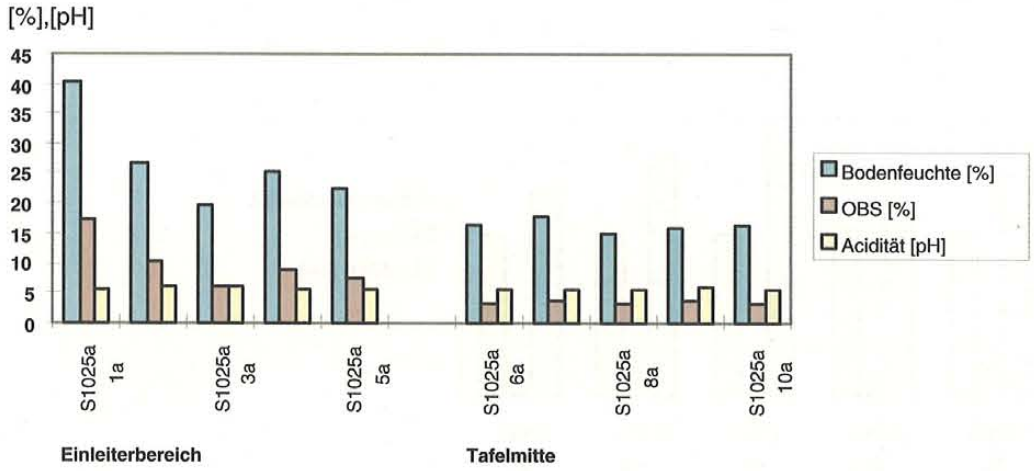


Abb. 3-3: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Oberboden (0-30 cm) einer Rieseltafel

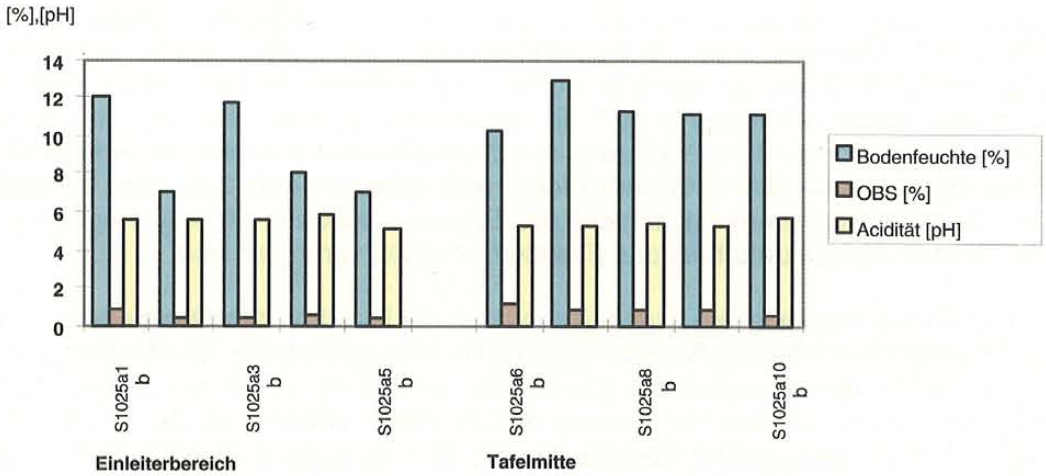


Abb. 3-4: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Unterboden (30-100 cm) einer Rieseltafel

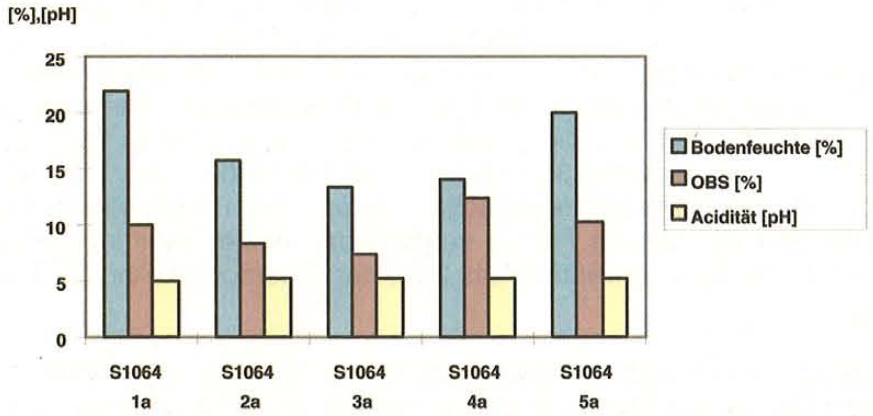


Abb. 3-5: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Oberboden (0-30 cm) einer ehemaligen Rieseltafel

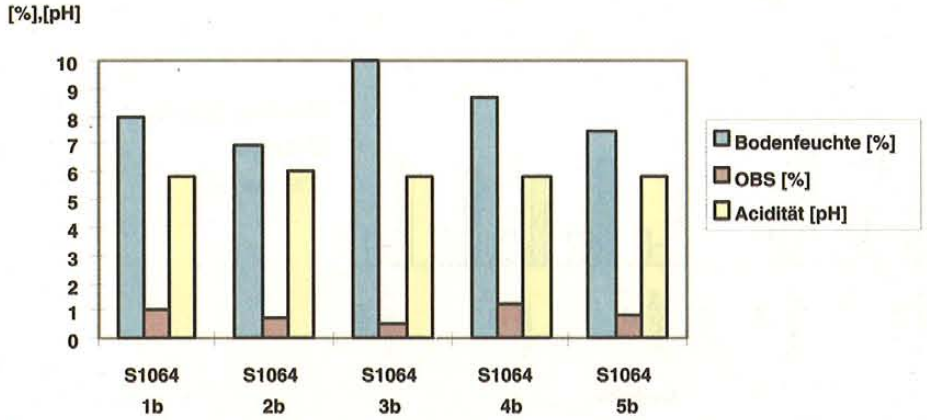


Abb. 3-6: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Unterboden (30-100 cm) einer ehemaligen Rieseltafel

Die Meßergebnisse der RFA-Analyse (Tab. 3-2) belegen zunächst, daß in den Raumbereichen mit organischer Substanzakkumulation der Anteil der silikatischen Matrix (SiO_2) zurückgeht (Abb. 3-7). Überdies sind die Einleiterbereiche durch hohe Anteile oxidischer Phosphor- und Calciumverbindungen gekennzeichnet - ein Hinweis auf eine entscheidende Anreicherung dieser Nährstoffspezies durch die Rieselfeldwirtschaft. Gleiches gilt, wenn auch in abgeschwächter Form, für die Fixierung von Schwefelverbindungen. Die Anteile der genannten Spezies im Unterboden sind demzufolge weit geringer (Abb. 3-8). Dort ist auch der Einfluß der Sickerwasserströmung anhand der Sesquioxidgehalte (Al_2O_3, Fe_2O_3) erkennbar, deren relative Anteile unterhalb des Einleiterbereiches verringert sind.

Schließlich kommt in den vorgestellten Ergebnissen auch die Funktion des Oberbodens, insbesondere der Einleiterbereiche als Schwermetallsenke bzw. potentielle -quelle zum Ausdruck (Abb. 3-9). Neben diesen bekannten Elementen, welche im Vornhinein Gegenstand der raumkonkreten Untersuchungen im Rahmen des Projektes waren (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, später Hg), betrifft es auch solche Spezies wie Sn, Bi und, äußerst eindrucksvoll, auch Ba (Tab. 3-2). Die Gehalte im Unterboden überschreiten den geogenen Level (Abb. 3-10). Aus den Gehalten an Kobalt und Molybdän sind keine regelhaften tafelinternen Charakteristika abzuleiten. Eine abwasserbedingte Veränderung kann damit weitgehend ausgeschlossen werden (vgl. Abb. 3-11 und 3-12).

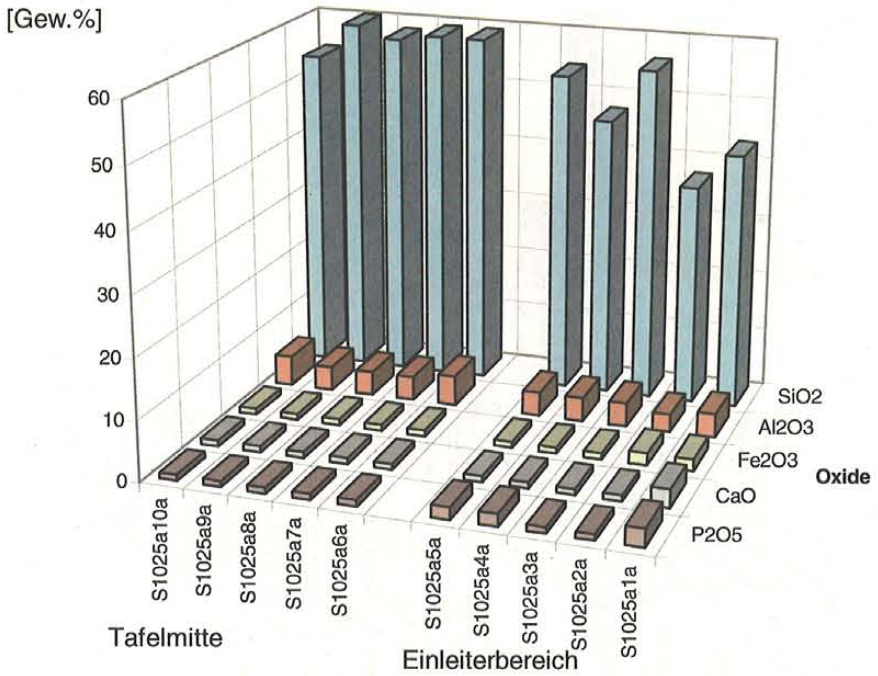


Abb. 3-7: Raumabhängigkeit anorganischer Verbindungen im Oberboden einer Rieseltafel

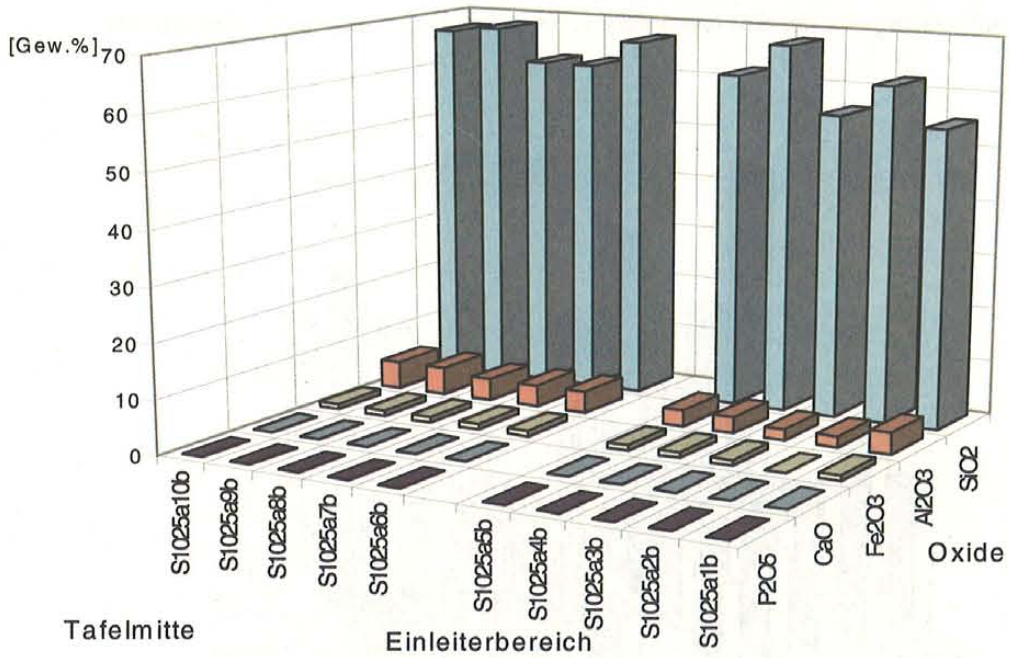


Abb. 3-8: Raumabhängigkeit anorganischer Verbindungen im Unterboden

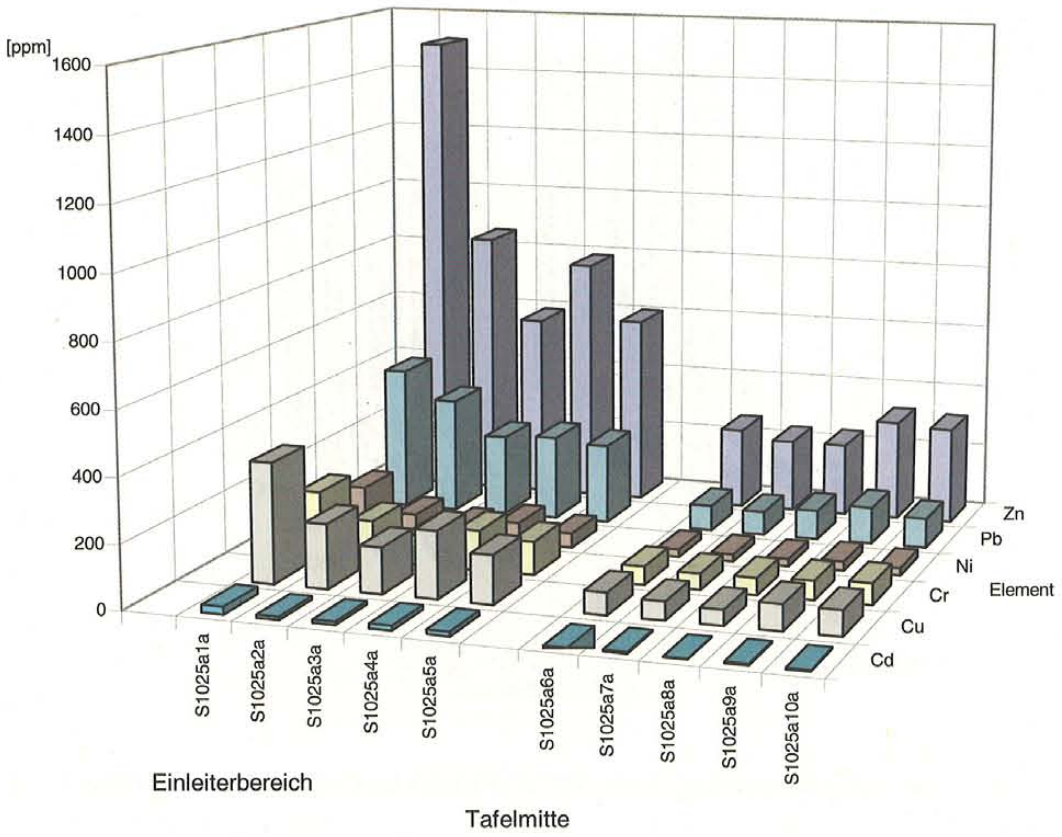


Abb. 3-9: Raumabhängigkeit der Schwermetallgehalte im Oberboden einer Rieseltafel

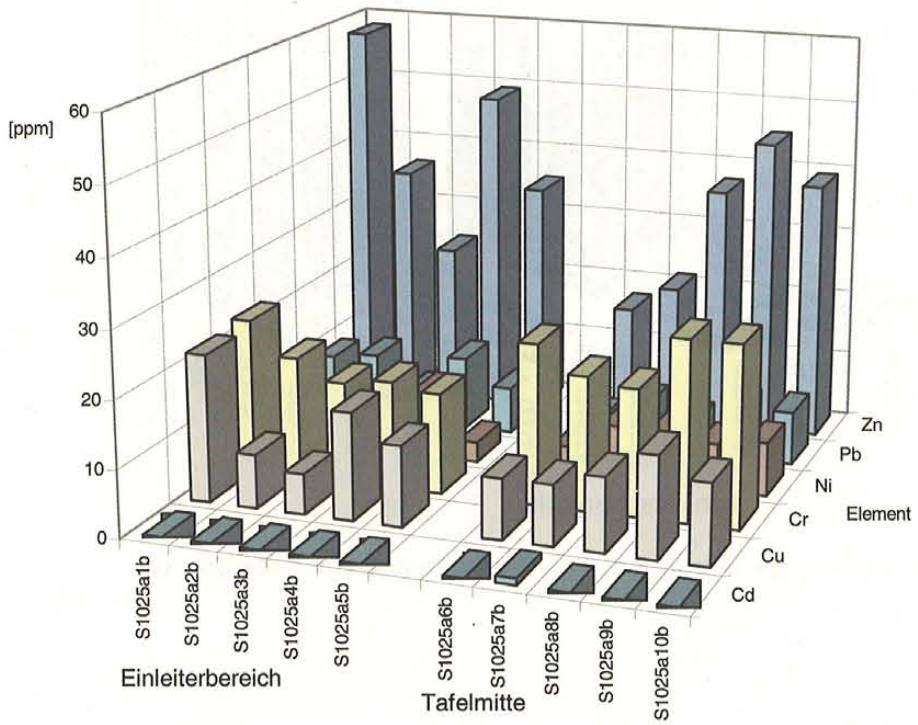


Abb. 3-10: Raumabhängigkeit der Schwermetallgehalte im Unterboden einer Rieseltafel

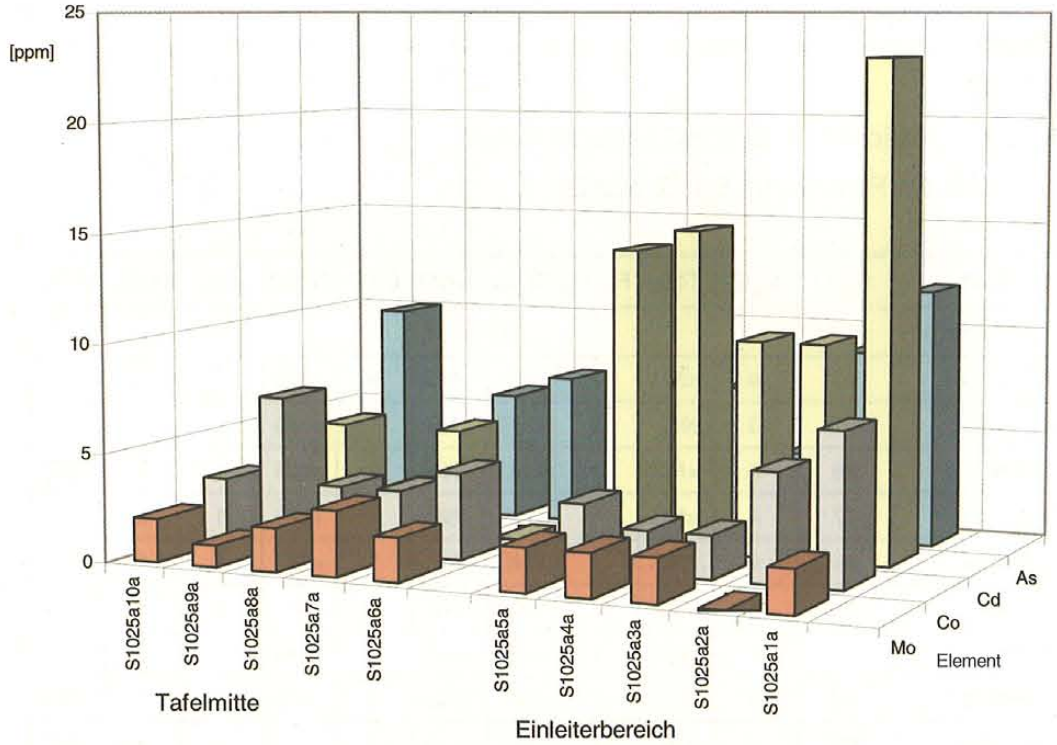


Abb. 3-11: Raumabhängigkeit einiger Elementgehalte im Oberboden einer Rieseltafel

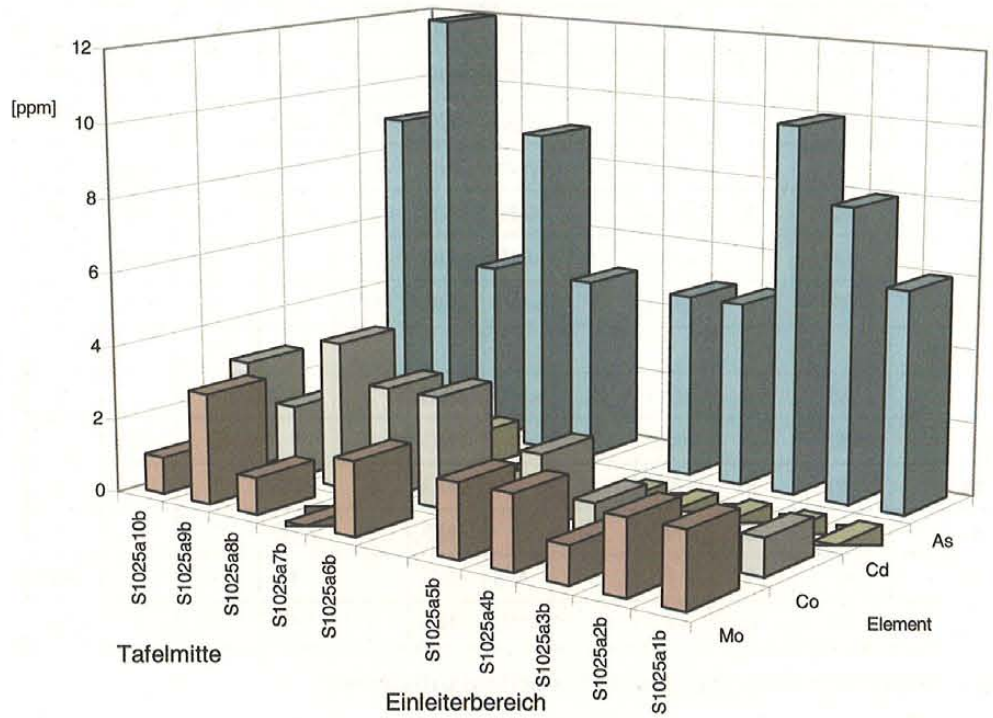


Abb. 3-12: Raumabhängigkeit einiger Elementgehalte im Unterboden einer Rieseltafel

Auffällig in den oberen Bereichen der Grabensedimente sind neben den bereits bekannten Stoffkomponenten auch Ag, Br, Co (vgl. Tab. 3-3).

Die Resultate dieses Screenings bestätigen, daß durch die Rieselfeldwirtschaft die stoffliche Zusammensetzung des Bodenkompartiments erheblich verändert wurde. Über die raumtypischen geogenen Gehalte hinausgehend wurden akkumuliert („Positivliste"):

- Organika,
- Phosphor- , Calcium- und Schwefelverbindungen,
- Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Hg, Sn, Bi und Ba.

Standort	SiO_2	Al_2O_3	TiO_2	Fe_2O_3	MgO	MnO	CaO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	SO_3
gemahlen < 100µm	[Gew. %]										
S1025a1a	43	4	<NG	2	1	<NG	3	<NG	1	3	1
S1025a2a	37	3	<NG	2	<NG	<NG	1	<NG	1	1	<NG
S1025a3a	56	4	<NG	1	<NG	<NG	1	<NG	1	1	<NG
S1025a4a	47	4	<NG	1	<NG	<NG	1	<NG	1	2	<NG
S1025a5a	54	4	<NG	1	<NG	<NG	1	<NG	1	2	<NG
S1025a6a	59	5	<NG	1	<NG	<NG	1	1	1	1	<NG
S1025a7a	59	4	<NG	1	<NG	<NG	1	<NG	1	1	<NG
S1025a8a	58	4	<NG	1	<NG	<NG	1	<NG	1	1	<NG
S1025a9a	60	4	<NG	1	<NG	<NG	1	1	1	1	<NG
S1025a10a	54	5	<NG	1	<NG	<NG	1	<NG	1	1	<NG
S1025a1b	55	4	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a2b	62	2	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a3b	56	2	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a4b	68	3	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a5b	62	3	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a6b	67	4	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a7b	62	4	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a8b	62	4	<NG	1	<NG	<NG	<NG	<NG	1	<NG	<NG
S1025a9b	68	5	<NG	1	<NG	<NG	<NG	1	1	<NG	<NG
S1025a10b	67	5	<NG	1	<NG	<NG	<NG	1	1	<NG	<NG
gesiebt < 63 µm											
STO8a	65	3	<NG	3	<NG	<NG	3	<NG	1	1	2
STO8b	60	7	<NG	2	1	<NG	1	1	2	<NG	1
S1064 1a	30	5	<NG	3	1	<NG	3	<NG	1	4	1
S1064 3a	31	5	<NG	3	1	<NG	3	<NG	1	3	1
S1064 1b	51	9	1	1	<NG	<NG	1	1	1	2	<NG
S1064 5b	51	8	1	1	<NG	<NG	1	1	1	1	<NG

Tab. 3-1: Anteil oxidischer Verbindungen in Rieselfeldsubstraten

Standort	Ag	As	Ba	Bi	Br	Cd	Cl	Co	Cu	Cr	Cs	F	Ga	Hg	Mo	Ni	Pb	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	V	W	Zn	Zr
gemahlen < 100µm	[ppm]																												
S1025a1a	21	12	1421	20	15	23	<NG	7	375	204	<NG	1864	6	1	2	138	454	31	15	<NG	106	123	3	1	<NG	25	18	1506	793
S1025a2a	9	9	1032	9	9	10	<NG	5	201	126	<NG	1186	4	<NG	<NG	63	365	28	10	<NG	49	72	<NG	1	2	21	15	852	315
S1025a3a	8	4	782	10	8	10	<NG	2	144	94	<NG	1754	5	<NG	2	41	256	36	12	<NG	42	67	5	1	3	21	12	584	748
S1025a4a	14	7	952	10	7	15	<NG	2	209	125	<NG	1650	5	<NG	2	65	266	32	11	<NG	48	71	5	1	<NG	22	16	781	472
S1025a5a	10	7	821	9	8	14	<NG	3	151	105	<NG	1829	5	1	2	45	252	32	12	<NG	48	68	<NG	1	2	20	15	600	881
S1025a6a	5	7	406	3	4	<NG	<NG	4	68	57	<NG	1831	6	<NG	2	23	80	36	9	<NG	17	51	3	1	<NG	23	14	255	905
S1025a7a	4	6	350	<NG	3	5	<NG	3	57	50	<NG	1855	4	<NG	3	22	74	33	10	<NG	21	47	<NG	1	<NG	18	12	229	705
S1025a8a	3	2	370	2	5	2	<NG	3	49	53	<NG	1802	6	<NG	2	22	92	34	8	<NG	19	50	4	1	2	18	12	229	628
S1025a9a	6	10	421	5	5	5	<NG	7	81	59	<NG	1613	6	<NG	1	29	116	39	10	<NG	24	58	2	1	<NG	21	14	317	1201
S1025a10a	6	<NG	436	2	5	4	<NG	3	79	67	<NG	1750	5	<NG	2	23	94	37	9	<NG	20	52	<NG	1	<NG	20	15	306	696
S1025a1b	4	6	180	<NG	<NG	<NG	<NG	1	22	23	<NG	1767	4	<NG	2	9	9	33	8	<NG	5	34	3	1	<NG	19	14	58	945
S1025a2b	<NG	8	144	3	<NG	<NG	<NG	<NG	8	18	<NG	1623	3	<NG	2	6	10	22	7	<NG	5	24	<NG	1	<NG	12	<NG	36	1269
S1025a3b	1	10	134	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	6	15	<NG	1596	3	<NG	1	2	5	23	7	<NG	4	22	3	1	2	7	12	24	1096
S1025a4b	2	5	181	<NG	<NG	<NG	<NG	1	16	16	1	1706	4	<NG	2	10	11	28	8	<NG	8	29	<NG	1	3	12	11	49	1093
S1025a5b	2	5	157	<NG	<NG	<NG	<NG	2	12	15	<NG	1848	4	<NG	2	3	7	27	9	<NG	6	26	<NG	1	2	13	12	35	1069
S1025a6b	1	5	183	<NG	<NG	<NG	<NG	3	9	24	1	1946	4	<NG	2	4	4	33	7	<NG	5	32	<NG	1	<NG	14	13	17	916
S1025a7b	2	9	192	<NG	<NG	1	<NG	3	9	20	<NG	2092	4	<NG	<NG	8	7	31	8	<NG	7	31	<NG	1	3	20	12	21	892
S1025a8b	<NG	5	173	<NG	<NG	<NG	<NG	4	11	19	<NG	1679	5	<NG	1	8	5	33	8	<NG	6	33	3	1	<NG	19	17	37	991
S1025a9b	2	12	222	<NG	<NG	<NG	<NG	2	15	27	<NG	2028	6	<NG	3	7	8	40	8	<NG	7	42	<NG	1	<NG	17	14	45	1264
S1025a10b	2	9	215	2	<NG	<NG	<NG	3	12	27	<NG	2214	5	<NG	1	8	8	39	8	<NG	5	41	3	1	<NG	26	13	39	903
gesiebt < 63 µm																													
STO8a	59	12	411	<NG	26	26	422	53	759	37	<NG	360	7	1	5	100	88	37	15	<NG	12	74	11	1	4	53	25	2089	608
STO8b	3	<NG	336	<NG	<NG	1	<NG	4	47	51	<NG	1887	7	<NG	2	13	16	59	9	<NG	7	70	5	1	<NG	37	16	107	462
S1064 1a	25	9	2308	25	34	28	<NG	6	416	270	3	1323	6	2	<NG	148	1220	40	20	2	189	194	10	1	4	32	17	2145	468
S1064 3a	14	12	2240	24	41	30	<NG	5	379	276	2	1403	7	2	<NG	135	1245	41	22	2	188	190	10	1	3	36	17	2213	543
S1064 1b	8	6	411	3	9	5	<NG	4	133	72	<NG	1524	10	<NG	1	30	79	50	9	<NG	20	95	11	1	3	33	14	449	1206
S1064 5b	5	11	370	3	9	3	<NG	3	103	66	<NG	1608	<NG	<NG	2	21	66	47	8	<NG	15	85	8	1	3	30	13	3971	1292

Tab. 3-2: Anteil Elementgehalte in Rieselfeldsubstraten

3.3 ANALYSE DES IST-ZUSTANDES DER BODENZONE VON RAUMELEMENTEN UND AUSGEWÄHLTER BEREICHE DER AERATIONSZONE

3.3.1 METHODEN DER ZUSTANDSERFASSUNG UND IHRE ERGEBNISSE

3.3.1.1 Dimensionsspezifische Rasterbeprobung

Aus finanziellen und organisatorischen Gründen war es nicht möglich, von allen Tafeln im Untersuchungsgebiet eine Probe zu entnehmen oder diese sogar in einem engmaschigen Raster zu erkunden. Trotzdem sollten detaillierte Aussagen ermöglicht werden, welche tafelinterne Differenzierungen berücksichtigen (vgl. BLUMENSTEIN, TRÖGER & PORTMANN 1991). Es war ein Ansatz zu entwickeln, welcher trotz punktueller Probennahme die Ableitung von raumkonkreten Aussagen mit hoher Wahrscheinlichkeit ermöglichen konnte.

Der flächenorientierte Ansatz der Probenentnahme und die Übertragung der punkthaften Daten in die Fläche ist deshalb nach einer Gebietsschichtung über systematische Zufallsstichproben realisiert worden. Dies ist in der bodenkundlichen Forschung gebräuchlich. Die Stichproben wurden aus Grundmengen gezogen, die Abwasserbelastungsintensitäten relativer Homogenität entsprechen. Zu deren Ermittlung erfolgte eine terrestrische Kartierung, welche sich wesentlich an

- dem Verlauf und der Funktionsfähigkeit der Zu- und Einleiter,
- der Entfernung von den Zu- und Einleiterbereichen,
- dem schlaginternen Relief,
- der Raumverteilung der im Abwasser mitgeführten Feststoffe,
- der Vegetationsfarbe und -vitalität,
- der Bodenfarbe und -feuchte

orientierte.

War in Ausnahmefällen keine Ausgrenzung von Abwasserbelastungszonen möglich, so wurde zur Erkundung der Anordnungsmuster ein Probenraster festgelegt. Basis für die flächenhaft orientierte Untersuchung der Bodenbelastung war der Rieselfeldschlag. In seiner Dimension konnte von relativ einheitlichen Beaufschlagungsrhythmen und -mengen sowie Abwasserqualitäten ausgegangen werden. Aus den Zonen der kartierten Abwasserbelastungstypen eines Schlages sind demzufolge nach dem Zufallsprinzip Proben entnommen, analysiert und anschließend die Bodenbelastung klassifiziert worden.

Für die vertikal orientierten Untersuchungen erwiesen sich als Ergebnis von aufgenommenen Tiefenprofilen die Konzentration der Last- und Schadstoffe im humosen Oberboden als ökologisch relevant (vgl. BLUMENSTEIN, TRÖGER & PORTMANN 1991, BLUMENSTEIN, GRUNEWALD & SCHUBERT 1991). Der Stichprobenumfang richtete sich nach der Erkennbarkeit und Homogenität der Abwasserbelastungstypen.

Dieser raumorienierte Untersuchungsansatz ist im ersten Untersuchungsjahr auf verschiedenen Schlägen erfolgreich erprobt und im ersten Zwischenbericht (AG STOFFDYNAMIK 1992) ausführlich diskutiert worden. Es folgen kurz gefaßt die wesentlichen Resultate:

Auf zwei Testtafeln (S1018k mit Einschicht-Sandsubstrat, S1031f mit Sand über schluffig-lehmigen Sanden, Karte 3-1) wurden in einem Raster von 10 m Punktabstand aus dem Oberboden (0-30 cm) und Unterboden (50-100 cm) Proben entnommen und diese auf die Parameter Gehalt an organischer Substanz (OBS) sowie Gehalt an Schwermetallen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), Bodenreaktion und -feuchte untersucht.

Festzustellen war:

- Für beide Testflächen ergibt sich im Oberboden ein prinzipiell gleiches Anordnungsmuster der OBS-Gehalte mit Maxima in den Einleiterbereichen und einer konzentrischen Verteilung mit abnehmenden Gehalten bei wachsender Entfernung von diesem Areal (vgl. Abb. 3-13).

- Das Mikrorelief beeinflußt dieses Verteilungsmuster nur sekundär.

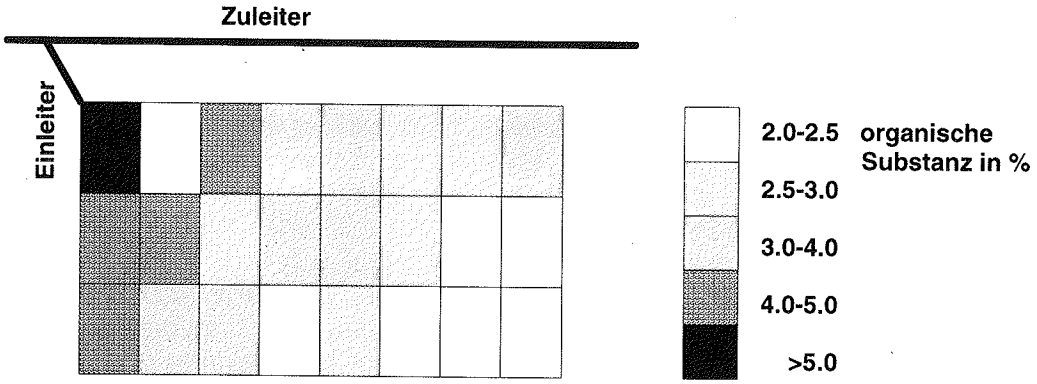


Abb. 3-13: Verteilung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (OBS) im Oberboden der Testfläche S1018k

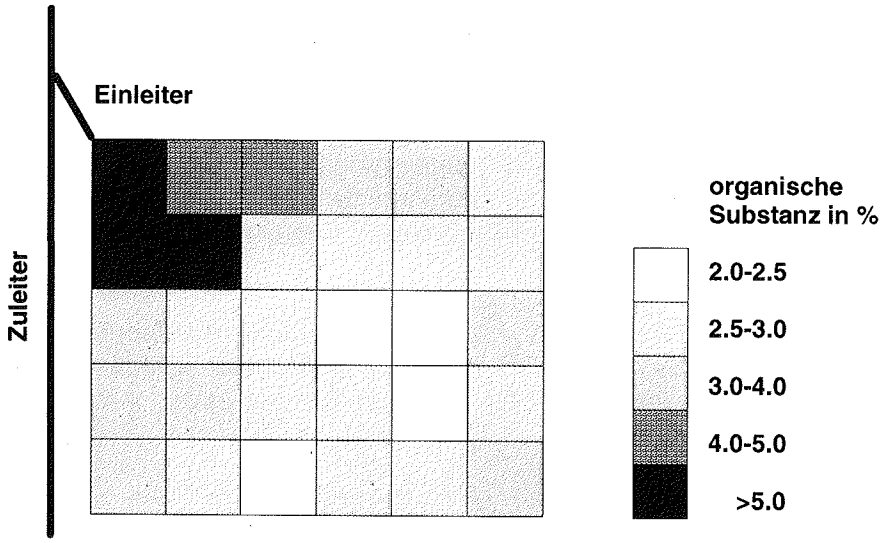


Abb. 3-14: Verteilung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (OBS) im Oberboden der Testfläche S1031f

- Tafelintern tritt eine starke Wertestreuung auf, welche unter naturnahen Bedingungen auf so engem Raum nicht zu finden ist. Zwischen beiden Testflächen ist die Differenz der Absolutwerte zwischen Standorten gleicher Entfernung vom Einleiter relativ klein.

  Die Höhe der OBS-Gehalte ist somit durch die Abwasserbeaufschlagung initiiert worden. Daraus ergibt sich, daß sie bzw. ihre räumliche Verteilung im Oberboden als Indikator für die Menge der Abwasserinfiltration gelten können. Die kartographische Darstellung dieses Basisparameters muß demzufolge die tafelinternen Strukturmuster berücksichtigen (vgl. Karte 3-8). Infolge dieser großen Varianzen von > 100 % sind somit Angaben von Durchschnittswerten für eine Tafel bzw. einen Schlag wenig aussagekräftig und unter geoökologischer Sicht wertlos.

- Die Prüfung von Korrelationsbeziehungen zwischen den Gehalten an OBS und Schwermetallen bzw. der Vergesellschaftung der Schwermetalle untereinander ist erwartungsgemäß sehr hoch (r = 0,7 - 0,98, vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1992), wobei die Zusammenhänge auf der Fläche S1 018k noch ausgeprägter sind, weil hier die OBS als einziger Sorptionsträger sowie Komplexbildner fungiert, während auf S1 031f auch andere Sorbenten (Tone) eine Rolle spielen. Diese Angaben bestätigten die Resultate früherer Untersuchungen aus diesem Raum (GRÜN et al. 1989; BLUMENSTEIN, GRUNEWALD & SCHUBERT 1991).

- Aus diesen signifikanten Korrelationen folgt, daß die Abbildungen 3-13 und 3-14 auch die Verteilung des Schwermetallpools widerspiegeln. Da die Tafeln relativ dicht beieinanderliegen, somit mit Abwasser ähnlicher Zusammensetzung beschickt werden, ist die Struktur der Belastung nahezu gleich. Auch die Darstellung der Schwermetallbelastung von Rieselfeldsystemen muß demzufolge die tafel- bzw. schlaginternen Unterschiede berücksichtigen (vgl. Karte 3-10 bis Karte 3-14).

- Durch frühere Untersuchungen der Autoren (BLUMENSTEIN, GRUNEWALD & SCHUBERT 1991) konnte belegt werden, daß die Verteilungsmuster der Sorptionskapazität, der Bodenfeuchte sowie der Gesamtstickstoffgehalte N_t ein gleichsinniges Verhalten zeigen.

- Allerdings sind die tafelinternen Unterschiede in der Bodenreaktion, insbesondere bei aktiv beaufschlagten Flächen gering, wodurch nur eine schlagbezogene kartographische Darstellung dieses Parameters sinnvoll ist. Insgesamt können damit die unter Kapitel 3.2 vorgestellten Screening-Resultate bestätigt und unterlegt werden.

- Im Unterboden sind keine Regelhaftigkeiten des Stoffverteilungsmusters erkennbar. Die Akkumulation von organischer Bodensubstanz und Schwermetallen ist relativ gering , die Varianzen sind weitgehend nivelliert. Korrelationen zwischen den Gehalten von Stoffspezies im Ober- und Unterboden bzw. zwischen den Parametern des Unterbodens konnten nicht nachgewiesen werden.

Es existieren somit lokale, inselartige Belastungsmaxima, deren Lage und Ausdehnung von der Entfernung zum Zu-/Einleiterbereich bestimmt wird. Die Flächen höchster Belastung konzentrieren sich in der Nähe der Zwischenabsatzbecken. Die weniger belasteten Areale befinden sich in den Randbereichen der Schläge.

Um diese Charakteristika der Stoffverteilungsmuster auf mittelgroßen Teilflächen zu überprüfen, wurden mehrere zusammenliegende Schläge im Gebiet Schenkenhorst bzw. Großbeeren untersucht. Das Probenraster umfaßte für jede Tafel die Mitte sowie die Eckpunkte (Abb. 3-15, Karten 3-4 und 3-5).

Die Analysenparameter waren mit denen der kleinräumigen Untersuchungen (s.o) identisch. Parallel dazu erfolgte eine terrestrische Kartierung der relevanten Artefakte sowie der Vitalität der Vegetation.

Die Muster in diesen Abbildungen weisen Identitäten auf, bedingt durch o.g. Zusammenhänge. GRUNEWALD (1993) hat auf dieser Basis und unter Nutzung von raumidentischen Schwermetallwerten kartographische Darstellungen der Bodenkontamination entwickelt (vgl. Abb. 3-16). Da die Festlegung der Grenzen z.T. nach subjektiven Kriterien erfolgte, sollen diese hier nicht weiter diskutiert werden.

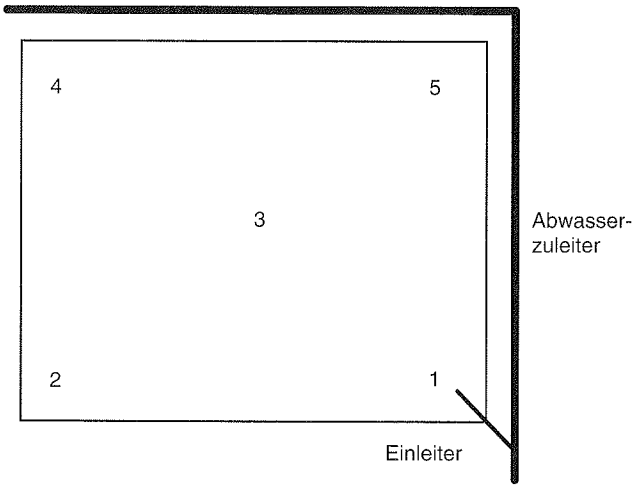
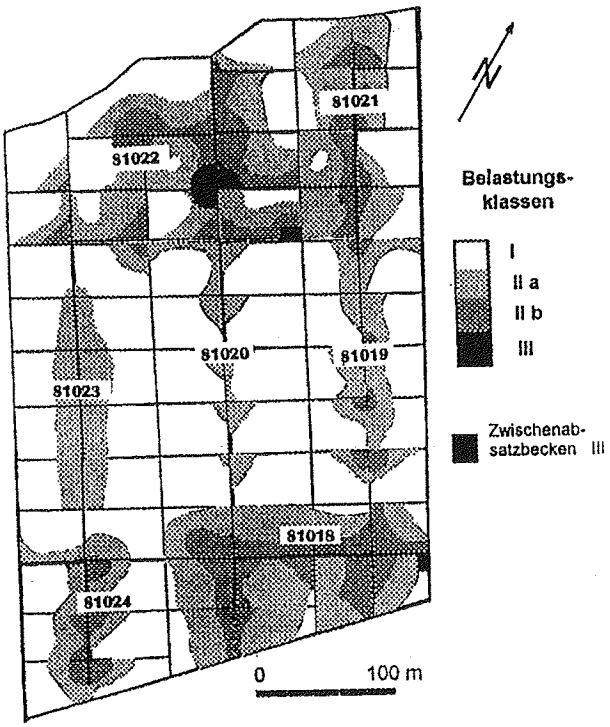


Abb. 3-15: Tafelinternes Probenraster



I - unbelastet,
II a/b - erhöhte Belastung,
III - Belastung oberhalb des Grenzwertes der Klärschlammverordnung durch mindestens ein Element

Abb. 3-16: Terrestrische Kartierung von 7 Rieselfeldschlägen: Schwermetallbelastung im Oberboden

Während für kurzfristig umgestaltete Flächen (Zeit t < 5 a) die bisher beschriebene Handlungsabfolge infolge der Spezifika des Abbaus der organischen Bodensubstanz (ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) noch anwendbar ist, haben sich infolge der Zunahme der Nettomineralisierung sowie der Acidität in langfristig aufgelassenen Bereichen die Schwermetallgehalte merklich verringert. Ergebnis ist die Abnahme der o.g. raumtypischen Varianzen.

3.3.1.2 Möglichkeiten und Grenzen von Luftbildern bei der Zustands- und Belastungsanalyse von Rieselfeldern

Die Erkundung von Bodenbelastungen aus Luftbildern ist schwierig, da Bodeneigenschaften in diesen nicht direkt, sondern in erster Linie über den Zustand der Vegetation zum Ausdruck kommen. Lediglich außerhalb der Vegetationsperiode können sie direkt erfaßt werden. Die Extrapolation von Befunden ist nur über bodenkundliche „Indikatorparameter" möglich, die für ein bestimmtes Verhalten gegenüber den relevanten Schadstoffen kennzeichnend sind (GRUNEWALD et al. 1995).

Es war zu prüfen, ob mittels Luftbildern

- die Übertragung punkthaft erhobener Daten in die Fläche möglicher Kontaminationen sowie
- die Abgrenzung unterschiedlich belasteter Teilräume erleichtert werden kann.

Zur Realisierung der Aufgabenstellung standen monoskopische CIR-Luftbilder im Maßstab 1:10 000 von 1992 (bereitgestellt vom Landesumweltamt Brandenburg, Abt. Naturschutz), ein Flachbettscanner, ein 486er PC mit einem zusätzlichen Farbmonitor sowie das Bildverarbeitungsprogramm ERDAS zur Verfügung. Zu erwarten waren Aussagen zur Flächennutzung, zur Lage bzw. zum Zustand rieseltechnischer Raumelemente und zu ehemaligen Strukturen umgestalteter Rieselfelder. Auf vegetationsfreien Flächen sollten derartige Klassifikationen mittels Luftbildern erstellt und mit Polygrammen terrestrischer Kartierungen verglichen werden. Für bewachsene Rieselfelder war über den Vegetationsindex eine Klassifikation angestrebt.

Als Testflächen wurden unterschiedlich bewachsene Rieselschläge ausgewählt, von denen Rasterdaten des Oberbodens, wesentliche Bodenparameter (organische Bodensubstanz, pH-Wert) und die Schwermetallgehalte und -verteilung bekannt waren. Polygramme zur Bodenbelastung sind in GUNEWALD (1993) beschrieben.

Aufgrund der Vielzahl zu gewinnender Informationen sind die CIR-Luftbilder zu Kartierungszwecken sehr gut geeignet. Sie liefern mit ihrer guten Auflösung umfangreiche Informationen über die Beschaffenheit der Erdoberfläche, wie beispielsweise Bebauung, Bewuchs, Durchwegung und Straßen. Bezüglich der Rieselfelder sind aus den verwendeten Luftbildern insbesondere die Flächennutzung sowie die Raumelemente der Rieselwirtschaft zu erkennen und lassen sich kartieren. Die Tafelstruktur hebt sich bei aktuellen Rieselfeldern deutlich ab, ist aber auch auf umgestalteten Rieselfeldern, insbesondere bei fehlender Vegetationsdecke, nachvollziehbar. Zwischenabsetzbecken kann man, zumindest wenn sie wassergefüllt und nicht zu stark an den Rändern bewachsen sind, als dunkle Rechtecke erkennen. Zuführungsgräben lassen sich von Dämmen oft schwer unterscheiden. Ihre Farbe auf den Luftbildern ist meist grau. Wirtschaftswege, welche die Schläge umgeben, sind an ihrer weißen bis gräulichen Farbe zu identifizieren. Eine rötliche Färbung von Objekten weist auf Randstreifen mit Flurgehölzen hin. Es können Bäume bzw. Baumgruppen unterschieden werden. Während das Vorflutsystem auf den Luftbildern unter einem Stereoskop zumeist erkennbar ist, lassen sich die Standrohre und Rieselwärterhäuschen nur als Punkte erahnen.

Die Schläge S2061 bei Güterfelde und S4012 bei Struveshof waren zum Zeitpunkt der Befliegung unbewachsen. Auf den Luftbildern ist der Bodengrauton um so dunkler, je höher die Feuchtigkeit und der Humusgehalt sind. Bei den im Untersuchungsgebiet dominierenden Sandböden korreliert der Wassergehalt des Bodens eng mit dem Gehalt an organischer Substanz und der Schadstoffverteilung.

Zunächst wurde eine unüberwachte Klassifikation mit 5 Klassen durchgeführt. Das Ergebnis erbrachte keine interpretationsfähigen Resultate. Daraufhin wurde mit der überwachten Klassifikation begonnen. Hier entscheidet der Bearbeiter durch Festlegung von Beispielflächen über die Grauwertcharakteristik der Klassen, wobei er auch Klassengrenzen festlegt. Mit Hilfe des so erstellten Klassifikators wird jeder Bildpunkt der entsprechenden Beispiel-

fläche (Klasse) zugeordnet. Dabei können Bildpunkte zurückgewiesen werden, weil sie keiner der Klassen ähnlich sind. Bei der Klassifikation bewachsener Flächen muß zunächst der Vegetationsindex berechnet werden und das Bild maskiert werden, um nicht in der Testfläche liegende Gebiete abzudecken. Es wurden Randbereiche und Zwischenabsetzbecken ausgeschnitten, so daß nur die Rieseltafeln blieben. Die Grauwertverteilung auf dem maskierten Bild ist anschließend in drei Klassen geteilt worden:

K0 - helle-weiße Flächen

K1 - graue und vermischte Flächen

K2 - dunkelgraue-schwarze Flächen.

Nach der Bearbeitung und Auflistung der Statistik der Signaturdatei konnte festgestellt werden, daß sich die Anzahl der Punkte in den einzelnen Bändern (rot, grün, blau) der Klassen gut voneinander abgrenzen.

Für den unbewachsenen Schlag S4012 (vgl. Karte 3-1) ist danach die Klassifikation über den Vegetationsindex (V_i) versucht worden.

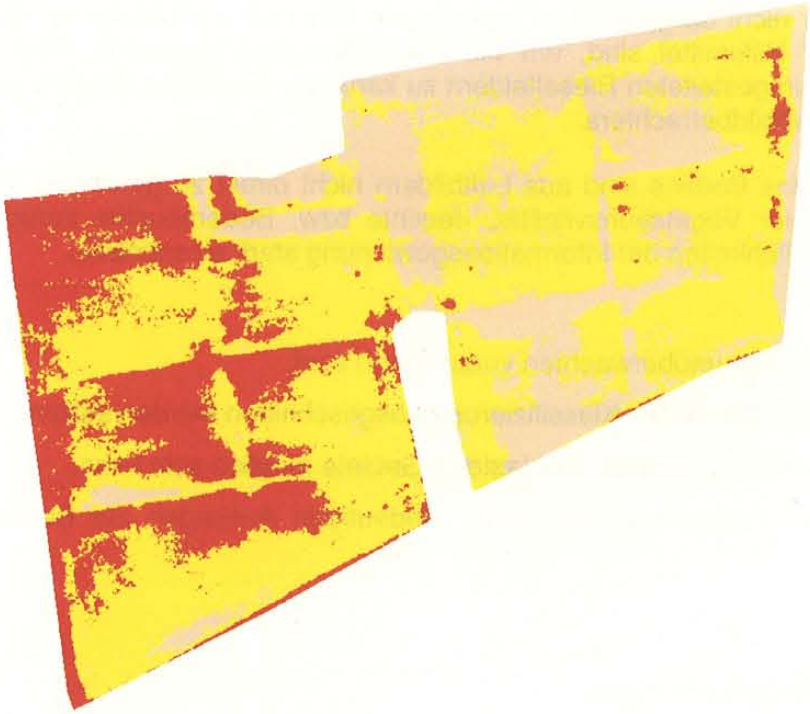


Abb. 3-17: Überwachte Klassifikation von Schlag S4 012 (3 Klassen, 0,25 m geometrische Auflösung)

Das Polygramm eines bearbeiteten Luftbildes (Abb.3-17) weist offensichtlich Übereinstimmungen mit dem Flächenmuster der terrestrischen Kartierung, hochgezeichnet aus einem untersuchten 20 m Punktraster (Abb. 3-18), auf. Deckungsgleich können die Polygramme nicht sein, da beide Verfahren Fehler in sich bergen sowie die Klassengrenzen nicht adaptiert sind. Es zeigt sich aber, daß für unbewachsene Rieselfeldgebiete die Verteilung der Oberbodenbelastung, verifiziert durch terrestrische Erkundungen, möglich sein könnte.

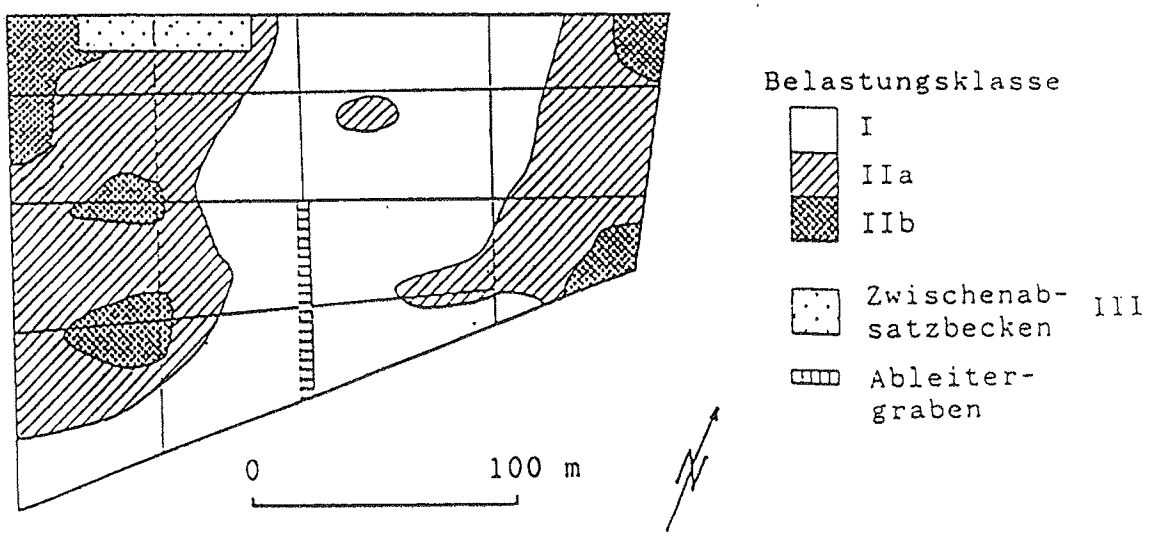


Abb. 3-18: Bodenbelastung von Schlag S4012 (vgl. Abb. 3-16 und Kap. 3.3.1.1)

Aus allen, hier zum Teil aber nicht dargestellten Ergebnissen, läßt sich schlußfolgern, daß CIR-Luftbilder gut geeignete Hilfsmittel sind, um die Flächennutzung sowie die Raumstrukturen von aktuellen und umgestalteten Rieselfeldern zu kartieren. Für diese Zwecke genügt die Verwendung eines Luftbildbetrachters.

Aussagen über Stoffgehalte des Bodens sind aus Luftbildern nicht direkt zu gewinnen. Es muß auf die Indikatorparameter Vegetationsvitalität, -feuchte bzw. Bodenfeuchte zurückgegriffen werden, was die Möglichkeiten der Informationsgewinnung stark einschränkt.

Es zeigte sich weiterhin, daß

- überwachte Klassifikationen den unüberwachten vorzuziehen sind,
- Randbereiche der Rieselschläge vor der Klassifizierung ausgeschnitten werden sollten,
- für vegetationsfreie Flächen die Identifikation belasteter Gebiete möglich sein kann,
- die Klassifikation über den Vegetationsindex keine eindeutigen Aussagen zur Bodenbelastung zuläßt.

3.3.1.3 Geophysikalische Untersuchungen

Auf einer Tafel eines Rieselfeldschlages bei Schenkenhorst (vgl. Abb. 3-19 und Karte 3-2) wurden verschiedene geophysikalische Verfahren getestet, um detaillierte Aussagen zur Schadstoffverteilung zu gewinnen. Von besonderem Interesse ist dabei der oberste Bodenbereich bis in eine Tiefe von ca. 2 m. In dieser Tiefe befindet sich ein Drainagesystem zur Ableitung des in den Boden infiltrierten Abwassers.

Zum Nachweis bestimmter Effekte wurden folgende oberflächen-geophysikalische Verfahren getestet:

- Gleichstrom-Geoelektrik (Gerät: Syscal)
- Geomagnetik (Gerät: Fluxgate-Gadiometer FM18)
- Elektromagnetik (Gerät: EM 38)
- Georadar (Gerät: pulse EKKO IV)

Gleichzeitig mit den geophysikalischen Untersuchungen sind von Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Stoffdynamik engmaschig Bodenproben entnommen und im Labor auf folgende Parameter untersucht worden:

- Feuchte
- pH-Wert
- Leitfähigkeit des Elektrolyten
- Anteil organischer Bodensubstanz
- Schwermetallgehalt (aufgeschlüsselt Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb).

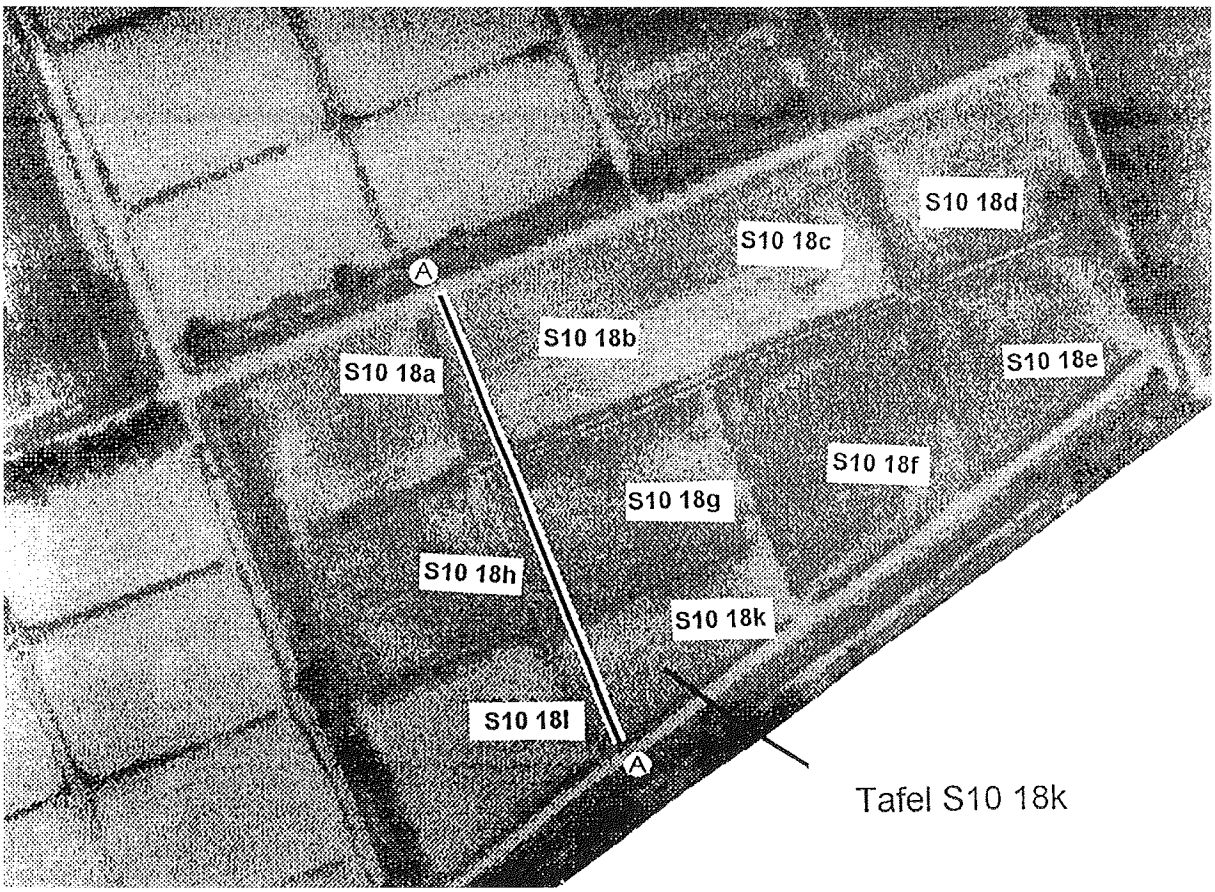


Abb. 3-19: Lageplan der Versuchsflächen und des Testprofils A=A

Zur Bestimmung des Widerstandsprofils wurden Schlumberger-Sondierungskurven mit dem Mittelpunkt etwa in der Mitte des untersuchten Feldes und kreuzförmiger Ausrichtung aufgenommen. Die Meßwerte können mit einem 3-Schichtmodell erklärt werden. In ca. 1,3 m beginnt die gesättigte Zone, die sich durch einen geringen spezifischen Widerstand von 42 Ohm•m auszeichnet. Darüber befindet sich eine hochohmige Schicht mit einem spezifischen Widerstand von ca. 1400 Ohm•m. Eine weitere Schicht von nur einigen cm Mächtigkeit und einem Widerstand von ca. 250 Ohm•m befindet sich unmittelbar an der Erdoberfläche.

Die Abbildung 3-20 zeigt die flächenhafte Verteilung des scheinbaren spezifischen Widerstandes bei der Verwendung einer festen Schlumberger-Elektrodenanordnung mit AB/2=0,7 m. Im Bereich des Einleiter wurden deutlich geringere Widerstände ermittelt, als in den Gebieten in größerer Entfernung zum Einleiterbereich. Mit dieser Anordnung kann kontrastreich der Bereich abgegrenzt werden, der bekanntermaßen eine deutlich höhere Schadstofflast trägt. Die Wenner-Anordnung (mit entsprechend AB/2=1,5 m) bildet den Einleiterbereich weniger deutlich ab. Hier werden bevorzugt tieferliegende Besonderheiten hervorgeho-

ben, die wahrscheinlich bereits mit dem Drainagesystem in Verbindung stehen. Auch der IP-Effekt spiegelt die Flächendifferenzierung wider.

Ebenso wie die DC-Geoelektrik bildet das verwendete elektromagnetische Meßverfahren die Flächendifferenzierung ab. Mit dem Gerät EM 38 wurden im Bereich des Einleiters deutlich erhöhte Leitfähigkeiten (entsprechend geringere spezifische Widerstände) bestimmt. In der benutzten Meßkonfiguration hatte dieses Gerät eine effektive Eindringtiefe von ca. 0,75 m. Nicht so eindeutig und sofort qualitativ zu bewerten sind die Ergebnisse der Eigenpotentialmessungen sowie die geomagnetischen Werte. Der Informationsgehalt dieser Messungen kann nur im Zusammenhang mit einer genauen statistischen Bearbeitung auch der Labormessungen bestimmt werden. Mit dem Georadar wurden einzelne Tiefenprofile vermessen, die insbesondere auch Aussagen zur Lage des Drainagesystems gestatten.

Die durchgeführten geophysikalischen Untersuchungen belegen, daß es mit diesem Verfahrensspektrum prinzipiell möglich ist, räumliche Anordnungsmuster auf Rieselflächen zu erfassen. Zwischen verschiedenen Zustandsgrößen des Bodens (z. B. OBS-Gehalt, Feuchte) sowie den geophysikalischen Signalen werden Beziehungen erkennbar, welche eine Klassifikation der Flächen in Einleiter-, Zentral- und Peripheriebereiche bzw. Dämme zulassen. Ein indirekter Schluß auf die Schadstoffverteilung ist somit auf Grund der bekannten Beziehungen zu den OBS-Gehalten möglich, eine Absicherung der Ergebnisse kann jedoch erst nach einer statistischen Auswertung aller Parameter erfolgen.

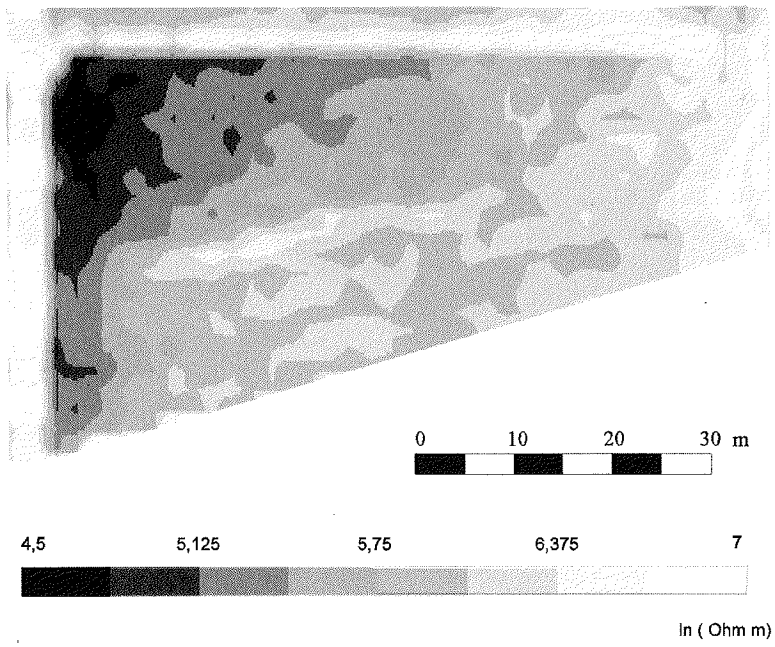


Abb. 3-20: Kartierung des spezifischen Scheinwiderstandes mit einer Schlumberger-Anordnung, Tafel S1018k (AB/2=0,7m in logarithmischer Darstellung)

3.3.2 CHARAKTERISTIKA UNTERSCHIEDLICH GENUTZTER RAUMELEMENTE

3.3.2.1 Vorbemerkungen

Mit der Inbetriebnahme der Abwasserentsorgungsanlagen wurde die Landschaft intensiv umgestaltet und durch Artefakte überprägt. Da das technologische Prinzip der Grabeneinstaubewässerung realisiert worden ist, erhielt der Raum im makroskaligen Dimensionsbereich eine mosaikartige Gliederung und durch regelhaft angeordnete technogene Elemente eine unverwechselbare Prägung in horizontale sowie vertikale Raumstrukturen.

Bei der Ermittlung der räumlichen Verteilung relevanter Schadstoffe in Rieselfeldböden ist deshalb zu beachten, daß einer raumdeckenden Untersuchung des Untersuchungsgebietes die räumliche Diversität seiner Raumelemente gegenübersteht. Hierzu gehören:

1. vom Abwasser beeinflußte Raumelemente wie
   - Schläge mit jeweils 8 bis 10 Rieseltafeln, welche etwa 0,3 ha einnehmen und von Dämmen umgeben sind; sie besitzen einen Flächenanteil von etwa 85% und können separat berieselt werden;
   - Zuführungsgräben und deren Randbereiche mit ca. 4% Flächenanteil, welche regelmäßig geräumt werden; ihre Gesamtbreite beträgt 4-5 m;
   - Zwischenabsetzbecken mit etwa 0,3% Flächenanteil, in welchen bis zu 75% der sedimentiert und danach wieder ausgebaggert, deponiert Feststoffe oder in Schlammtrockenbeeten zwischengelagert werden; ihre Größe beträgt 50-2000 m^2;
2. vom Abwasser nicht beeinflußte Raumelemente mit etwa 10% Flächenanteil wie
   - die als Vorflut wirksamen Entwässerungsgräben,
   - Wirtschaftswege,
   - Randstreifen mit Flurgehölzen sowie
3. Bauten und Rohrsysteme.

Es konnte durch terrestrische Kartierungen nachgewiesen werden, daß die Identifizierung der genannten Raumelemente auch nach einer Flächenumgestaltung anhand pedophysikalischer, pedochemischer und/oder biotischer Charakteristika möglich ist (vgl. Kap. 3.3.1.1). Prinzipiell sind auch geophysikalische Methoden anwendbar (Kap. 3.3.1.3). Dies ist insofern wertvoll, da Aussagen zu einer potentiellen bzw. aktuellen Gefährdung durch den fixierten Stoffpool deshalb immer raumelementkonkret erfolgen müssen.

Die elementinterne Struktur des stofflichen Ist-Zustandes im mesoskaligen Dimensionsbereich wird zunächst durch das Verteilungsmuster der organischen Bodensubstanz (OBS) geprägt.

Deren Dominanz als
- Austauscher,
- Komplexbildner,
- integrierende Molekularstruktur biophiler Elemente,
- Nährsubstrat für das Mikroedaphon sowie
- bodenhydraulisch aktives bzw. aggregatstabilisierendes Element

bewirkt eine herausragende Raumidendität mit den Anordnungsmustern der Nähr-, Last- und Schadstoffe, der Mikrobionta und der Vegetation (vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995). Prinzipiell sind nachstehende Gesetzmäßigkeiten über den Untersuchungsraum hinaus als allgemeingültig anzusehen (vgl. hierzu auch GRÜN et.al. 1989, SALT 1988, RENGER et al.1992).

Im Zusammenhang mit der Charakterisierung des Ist-Zustandes sollen im vorliegenden Bericht vor allem die raumelementspezifischen Eigenschaften der OBS erörtert werden, denn - über die Quantität hinaus bestimmen vor allem ihre qualitativen Merkmale, wie zum Beispiel die Zusammensetzung oder die Stabilität der Strukturen, die Last- und Schadstoffdynamik im Raum.

Ihre typischen funktionellen Gruppen und die zugehörigen Struktureinheiten im Huminstoffgefüge werden ausführlich in ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK (1995) diskutiert.

Untersucht wurden Substrate aus dem Einleiterbereich eines aktiven Rieselfeldes bzw. aus einem offengelassenen Rieselfeld und einem nichtbeaufschlagten Ackerflurstück als Vergleichsstandort. Infolge der Gehalte an organischen Substanzen bzw. an extrahierbaren organischen Schadstoffen zeigen die untersuchten Proben deutliche Anreicherungen an C und N.

STO	C	N	C/N	PAK	PCB	DDT
	[%]	[%]		[mg· kg $^{-1}$]	[µg· kg $^{-1}$]	[µg· kg $^{-1}$]
1. Rieselfeld	7,70	0,836	9,2	2,27	88,77	17,30
2. Ehem. Rieselfeld	1,63	0,172	9,5	0,24	37,70	1,54
3. Acker, unbelastet	0,79	0,076	10,3	0,44	8,05	0,59

Tab. 3-3: Gehalte an organischen Substanzen sowie an extrahierbaren organischen Schadstoffen

Für die Probe aus dem Vergleichsstandort ergibt sich nach LEINWEBER (in ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) hinsichtlich der unterschiedlichen C-Spezies eine Zusammensetzung, wie sie von ihm jüngst unter denselben Experimentbedingungen auch in einer Reihe von anderen Ackerböden gefunden wurde. In den Proben aus den Rieselfeldern treten höhere Gehalte an OCH_3- und CO- bzw. CN-C und an aliphatischem C auf. Mit den geringeren C- und N-Gehalten in der Ackerprobe geht eine Reduzierung der Masseverluste und der Anteile an flüchtigem C und N einher.

Auch die summierten und gemittelten Py-FI-Massenspektren zeigen deutliche Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der OBS. Das Spektrum der unbelasteten Vergleichsfläche ergab ein für Ackerböden typisches Signalmuster. Im Gegensatz zeigt das Spektrum der Probe aus dem Rieselfeld im höheren Massenbereich Signale der homologen Reihe der Fettsäuren (n-$C_{21\ bis\ 34}$). Bei insgesamt geringeren Anteilen zugeordneter Signale lassen sich relativ weniger Kohlenhydrate, Ligninbausteine, Alkylaromaten und N-Verbindungen nachweisen, dafür mehr aliphatische Verbindungen, wie Lipide, Sterole, Fettsäuren.

Zur Klärung der diskutierten strukturellen Spezifika der OBS wurde durch LEINWEBER (in ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) auch noch ein Py-FI Massenspektrum von Abwasser aufgenommen, welches eine Reihe von Signalen zeigt, die einem hochbelasteten aktuellen Rieselfeldboden entsprechen.

Um die Struktur der OBS und den Prozeß bei ihrer Veränderung beurteilen zu können, sind weiterhin durch BECHMANN (in ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) thermogravimetrische und differentialthermoanalytische Untersuchungen durchgeführt worden. Das Bodensubstrat des Absetzbeckens weist einen hohen Anteil leichtflüchtiger und schwach an mineralische Trägersubstanzen gebundene Organika auf. Auch in der OBS der Rieselfeldeinleitersubstrate ist der Anteil an diesen Organika bemerkenswert hoch.

Charakteristisch sowohl für das Absetzbecken als auch die Rieselfeldeinleiterbereiche sind weiterhin makromolekulare organische Strukturen, die sowohl vernetzte aliphatische als auch aromatische Anteile aufweisen. Im Prozeß der Humifizierung erfolgt einerseits ein Ab-

bau makromolekularer Strukturen, andererseits aber auch der Einbau kleiner Moleküle in das Huminstoffgerüst.

Die große Gruppe der „Rieselfeldrandbereiche", kürzlich aufgelassener Rieselfelder und der Vergleichsstandorte mit hohem Streugehalt, wie Grünland und Wald, besitzt einen geringeren Anteil makromolekularer organischer Strukturen, welche bei gut belüfteten Ackerstandorten und langjährig (20 Jahre) umgestalteten Rieselfeldstandorten weitgehend fehlen.

Die thermoanalytischen Untersuchungen erbrachten weiterhin den Nachweis, daß die OBS in den Einleiterbereichen von Rieselfeldern einen deutlichen Anteil leichtflüchtiger und damit auch mobiler organischer Verbindungen aufweist, welche über die partikulären Substanzen des Abwassers eingetragen werden.

Bei aufgelassenen Rieselfeldern oder Nichteinleiter-Bereichen verschwindet dieser hohe Anteil leichtflüchtiger Organika schnell. Diese Substrate unterscheiden sich in ihrer Reaktionstemperatur weniger von den Vergleichsstandorten. Durch zunehmende Humifizierung wird gleichzeitig der Gesamtanteil einzelner organischer Riesenmoleküle zurückgedrängt.

Die spektroskopischen Untersuchungen konnten für die OBS von Rieselfeldsubstraten eine im Vergleich zu den nichtbeaufschlagten Standorten erheblich größere Dominanz von Amidbindungen nachweisen. Es muß deshalb bei der Mineralisierung der OBS verstärkt mit Ammonifikation gerechnet werden. Vor allem in aufgelassenen Rieselfeldern schließen sich eine intensivere Nitrifikation und pH-Wert-Absenkung an. Wegen des gebundenen Schadstoffpools, vor allem an Schwermetallen, muß eine schnelle Mineralisierung der OBS verhindert werden.

Raumelement	OBS [%]	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]	C/N
Einleiterbereich	15,71	9,32	1,48	0,99	0,25	9,41
Absetzbecken	47,62	25,84	3,67	2,58	0,86	10,01
Vergleichsstandort (Grünbrache)	1,47	0,83	0,24	0,04	0,01	20,75
Vergleichsstandort (Niederungsgrünland)	18,94	14,58	1,73	0,99	0,26	14,73

Tab. 3-4: Ergebnisse der Elementaranalyse und thermogravimetrischen OBS-Bestimmung unterschiedlicher Raumelemente

Schließlich konnten über die fraktionierte Extraktion des Rieselfeldsubstrats durch BECHMANN (in ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995) Aussagen über den mobilen und leichtoxidierbaren Anteil der OBS abgeleitet werden. Die Spektren lassen den Schluß zu, daß als niedermolekulare, relativ mobile und leichtoxidierbare organische Verbindungen in der OBS von Rieselfeldsubstraten vor allem Karbonsäureester und Saccharide, aber auch Peptide auftreten.

Im subtopischen Maßstab treten Aggregationen von organischer Bodensubstanz („Humusnester") auf, welche erhebliche Last- und Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Dieses Phänomen ist hinsichtlich seiner Genese und Regelhaftigkeit leider nicht weiter untersucht worden. Es zeigt jedoch anschaulich, daß gesicherte Aussagen über den räumlichen Ist-Zustand dieses hemeroben Bodenkörpers erhebliche Konsequenzen hinsichtlich der Probennahme erfordern: seine Erfassung mittels Transsekten entsprechend dem Catena-Prinzip, wie bei naturnahen Böden üblich, kann der anthropogen geprägten Raumheterogenität nicht gerecht werden.

3.3.2.2 Rieseltafeln und Vergleichsstandorte

Die Rieseltafeln stellen das bedeutendste Raumelement dar. Nach den von der Arbeitsgruppe erstellten Kartierungsunterlagen existierten westlich des Nuthegrabens 516 Rieselschläge (239 im Gebiet Großbeeren, 277 im Gebiet Schenkenhorst). Jeder dieser Schläge besaß etwa 9-10 Tafeln, welche infolge der Umgestaltungsmaßnahmen nicht mehr exakt quantifizierbar sind.

Die Resultate zeigten, daß die Fixierung des im Abwasser geführten Stoffpools hauptsächlich im Oberboden erfolgt. Eindeutig kann um den Einleiterbereich herum ein konzentrisches Anordnungsmuster nachgewiesen werden, zurückzuführen auf die mit dem Divergenzeffekt einhergehende Verringerung der kinetischen Energie des Beaufschlagungswassers. Durch die erhöhte Feldkapazität, die Porendestabilisierung, die Kolmationseffekte sowie eine technologisch bedingte, unzureichende Abdichtung, die eine längere Porenwasserfüllung während des Beaufschlagungsprozesses benachbarter Areale ermöglicht, wird dieser Effekt verstärkt. Dieses Dränagewasser ist auch die Ursache für die höheren Gehalte an organischer Bodensubstanz, welche sich auf den Tafeln bandförmig, parallel zu den Zuleitergräben entwickeln.

Auf dieser Basis konnten infolge der bereits skizzierten Retardationscharakteristika die Gesetzmäßigkeiten der räumlichen Verteilung von Last-und Schadstoffen herausgearbeitet werden, welche sich in der Karte 3-8 „Verteilungsmuster des Gehaltes an organischer Substanz..." widergespiegelt.

Die vertikale Verteilung der Last- und Schadstoffgehalte ist infolge der agrotechnischen Bearbeitung im Oberboden relativ homogen, nur hier treten Grenzwertüberschreitungen auf. Die die oberste Raumebene prägenden Inhomogenitäten nehmen mit der Tiefe ab. Die organischen Substanz- und Schwermetallgehalte im Unterboden sind relativ gering, die Varianzen weitgehend nivelliert. Korrelationen zwischen Ober- und Unterbodengehalten bzw. den Parametern des Unterbodens mit Signifikanz konnten nicht nachgewiesen werden. Es ist weder ein regelhaftes Stoffverteilungsmuster noch eine Beziehung zu den Stoffkonzentrationen im überlagernden Substrat nachweisbar. Die Last- und Schadstoffgehalte zeigen deshalb an der Untergrenze des humosen Ap-Horizontes (etwa 30 cm u.F.) eine deutliche Verringerung und liegen normalerweise im Bereich ubiquitärer Konzentrationen.

Die Bodenreaktion ist überall dort, wo Abwasser den Boden durchströmt, schwach sauer. Bindigere Schichten des Bodens werden als Sickerbahnen gemieden, so daß hier bisher keine bedenklich hohen Kontaminationen festgestellt werden konnten.

	Probenumfang	Meßwert		Mittelwert	Konfidenzintervall 5 %		Standardabweichung	Variationskoeffizient
		Min.	Max.	x	untere Grenze	obere Grenze	s_x	v
OBS	1265	0,4	25,3	5,50	5,3	5,7	3,84	69,8
pH	857	3,6	7,3	5,35	5,3	5,4	0,54	10,2
Cd	371	0,3	41,0	9,82	9,0	10,7	8,21	83,6
Cr	183	4,0	140,0	32,93	28,6	37,2	29,75	90,4
Cu	371	2,0	480,0	107,54	98,3	116,8	91,26	84,9
Ni	369	1,0	180,0	37,99	34,7	41,2	31,88	83,9
Pb	370	6,0	694,0	188,14	175,7	200,6	122,13	64,9
Zn	355	26,0	1975,0	505,23	466,9	543,5	368,08	72,9

Tab. 3-5: Pedoökologische Basisparameter und Schwermetallgehalte im Oberboden (Flächenprogramm Schenkenhorst); OBS in [%] und Schwermetallgehalte in [$mg \cdot kg^{-1}$]

	Proben-umfang	Meßwert		Mittelwert	Konfidenzintervall 5 %		Standard-abweichung	Variations-koeffizient
		Min.	Max.	x	untere Grenze	obere Grenze	s_x	v
OBS	1002	0,8	23,2	4.90	4,7	5,1	2.93	59,8
pH	917	3,5	6,6	5.16	5,1	5,2	0.54	10,4
Cd	327	0,1	29,3	4.36	3,9	4,9	4.66	106,9
Cr	326	3,0	410,0	57.59	50,9	64,2	61.35	106,5
Cu	327	2,0	655,0	123.37	112,0	134,8	105.01	85,1
Ni	330	1,0	149,0	16.94	15,1	18,8	17.46	103,0
Pb	327	2,0	697,0	170.64	157,8	183,5	118.82	69,6
Zn	304	16,0	1432,0	290.53	264,4	316,6	232.09	79,9

Tab. 3-6: Pedoökologische Basisparameter und Schwermetallgehalte im Oberboden (Flächenprogramm Großbeeren); OBS in [%] und Schwermetallgehalte in [$mg \cdot kg^{-1}$]

Der Vergleich zwischen den beiden untersuchten Räumen zeigt, daß einige Unterschiede in den Werten auftreten, welche eventuell auf eine längere Auflassung von Flächen im Gebiet Großbeeren hindeuten. Es handelt sich vor allem um geringere OBS- und Schwermetallgehalte bei Cd, Ni, Zn sowie niedrigere pH-Werte. Hier ist damit eine Erhöhung des aktuellen Gefährdungspotentials durch mobile Schwermetallanteile gegeben (vgl. Karte 3-14).

Die ubiquitären Konzentrationen von polycyclischen Aromaten überschreiten auf Acker- bzw. Wiesenflächen kaum 1 ppm. In der vorliegenden Bewertung werden deshalb Gehalte von > 1 ppm als erhöht angesehen. Zur Klassifizierung der PCB-Gehalte wird der Grenzwert der Klärschlammverordnung von 200 ppb Trockenmasse verwendet. Geringere Gehalte können als ubiquitäre Belastung gelten.

Die gemessenen PAK-Konzentrationen sind typisch für belastete Rieselfeldstandorte. Auch bezüglich der vermessenen PCB und Chlorpestizide werden ubiquitäre Konzentrationen z. T. deutlich überschritten. Allerdings ist ein horizontaler und vertikaler Gradient festzustellen (Abb. 3-21). Die räumliche Ausbreitung der untersuchten Schadstoffe in den oberen 30 cm ist analog der Verteilung der organischen Bodensubstanz in Rieseltafeln.

Stoffsenke ist der Einleiterbereich des Abwassers, der bei allen Stoffgruppen die weitaus höchsten Konzentrationen aufweist, die Minima sind an den am weitesten vom Zuleiter entfernten Punkten zu finden. Diese Heterogenität auf engstem Raum ist nur durch den Eintrag der Stoffe über das Abwasser zu erklären.

Die Tiefenprofile der Schadstoffkonzentrationen zeigen, daß die Schadstoffbelastung bei der Untersuchung des Bodenhorizontes von 0 bis 30 cm abgeschätzt werden kann. Die hydrophoben organischen Verbindungen lagern sich in diesem Bodenbereich an die organische Bodensubstanz an. Unmittelbar nach Berieselungsterminen können in den abgelagerten Schlämmen (0 - 3 cm) Maximalwerte auftreten. Bei hoher Schadstoffbelastung mit PCB oder DDT existiert eine Stofftranslokation in tiefere Bodenschichten, welche eine Gefährdung des Aquifers nicht ausschließen läßt. Besser lösliche Kontaminanten, wie die DDT-Metaboliten, weisen im Unterboden manchmal die höchsten Konzentrationen auf. Bei geringer bzw. mittlerer Belastung können die untersuchten Stoffgruppen in tieferen Horizonten nicht oder nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden.

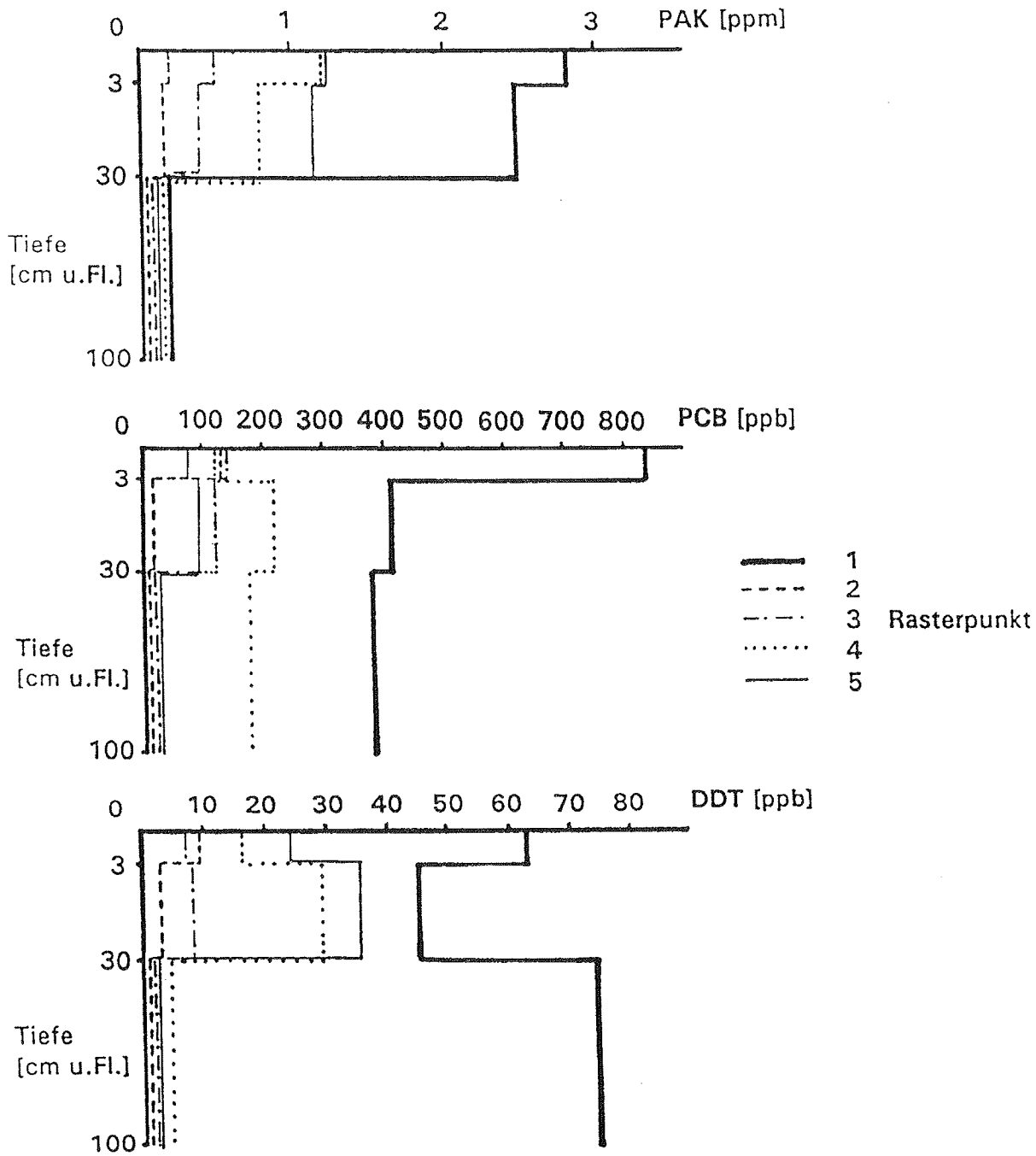


Abb. 3-21: Räumliche Verteilung von PAK, PCB und DDT auf der Rieseltafel S1022g, (vgl. Abb. 3-15)

Die Untersuchung der Einleiterbereiche weiterer 22 Rieseltafeln ergab für 86 % der Beprobungspunkte erhöhte Gehalte an PAK und PCB, gemessen an den eingangs diskutierten ubiquitären Konzentrationen. Die erhöhten PAK-Werte schwanken zwischen 1,15 und 13,7 ppm (Mittelwert = 3,9 ppm). Der Durchschnittswert der erhöhten PCB-Konzentrationen liegt bei 393 ppb (202 ppb - 846 ppb).

Für Rieseltafeln läßt sich folglich feststellen, daß die analysierten Stoffgruppen PAK, PCB und DDT für das Geosystem relevant sind. Die Schadstoffgehalte können auf engstem Raum stark differieren. Hohe Belastungen mit Xenobiotika sind insbesondere im humosen Oberboden der Einleiterbereiche einer Rieseltafel zu finden. Entsprechend ihrer chemischen Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, Lipophilie) ist die Mobilität der meisten Einzelverbindungen im System Boden-Bodenwasser-Grundwasser-Oberflächenwasser und demzufolge die

Pflanzenverfügbarkeit von PAK und PCB gering. Das Vorhandensein von Begleitstoffen im Boden, wie MKW oder organische Lösungsmittel, kann jedoch das Mobilitätsverhalten ändern. Auch ein Co-Transport über lösliche organische Substanzen (DOC) kann eine Migration von Stoffen in den Untergrund bedingen.

	PAK [mg·kg $^{-1}$]	PCB [µg·kg $^{-1}$]	DDT [µg·kg $^{-1}$]	HCB [µg·kg $^{-1}$]	HCH [µg·kg $^{-1}$]	Triazine [µg·kg $^{-1}$]
Probenzahl	77	77	77	34	19	19
Median	1,5	85,5	17,7	4,0	0,8	-
Minimum	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	u. N.	-
Maximum	13,7	845,8	233,8	17,1	2,1	<NG

<NG - unterhalb der Nachweisgrenze

Tab. 3-7: Organische Schadstoffgehalte in Rieselfeldern südlich Berlins

Die gemessenen Größenordnungen korrespondieren mit Gehalten, die in Rieselfeldböden nördlich von Berlin (BROSE et al. 1993) bzw. um Münster (FELIX-HENNINGSEN, WILBERTS & CRÖSSMANN 1993) gemessen wurden.

Dagegen scheinen sich die chlorierten Biozide HCH und HCB in den untersuchten Substraten nicht angereichert zu haben. Kein einziger Meßwert überschreitet die ubiquitär verbreiteten Konzentrationen für HCH (0-2,4 ppb) oder für HCB (1-40 ppb).

Die MKW-Belastungen bestätigen die in Rieselfeldböden im Norden Berlins gefundenen Werte. Neben geringen Belastungen (viele der ermittelten Gehalte liegen deutlich unter dem Eingreifwert der Brandenburger Liste von 300 ppm) werden auch Konzentrationen von 4720 ppm gefunden. Die Problematik der MKW-Bewertung besteht dabei in der Art der Bodenextraktion und der Wahl des Standards. Die wegen der nachfolgenden NDIR-Messung durchgeführte Extraktion mit Tetrachlorkohlenstoff erfaßt nicht die phenolischen MKW-Komponenten. Bei der Extraktion mit überkritischem CO_2 liegen die erhaltenen MKW-Werte generell höher.

Da die MKW-Gehalte der realen Proben aber untereinander in ihrer Zusammensetzung stark variieren, ist der Bezug auf einen „Standard“ fragwürdig.

Triazine konnten in keiner der Proben nachgewiesen werden.

3.3.2.3 Andere Raumelemente

3.3.2.3.1 Becken (Zwischenabsetzbecken, Schlammtrockenbeete, Intensivfilter)

In den Zwischenabsetzbecken sedimentierten erhebliche Mengen der Abwasserfeststoffe. Diese wurden anschließend deponiert, u.a. auf Schlammtrockenbeete. In deren Nähe lagen auch oft sogenannte Intensivfilter, die Stoßbelastungen im Abwasseranfall auffingen. Hier fand keine landwirtschaftliche Nutzung statt. Fast die Hälfte des Substanzgewichtes der sedimentierten Feststoffe sind organische Bestandteile. Die Bodenreaktion bewegt sich auf Grund des Abwassereinflusses im schwach sauren Bereich. Sind die organischen Inhaltsstoffe stärker mineralisiert, nimmt die Acidität allerdings zu.

Die Schwermetallbelastung der getrockneten Feststoffe ist sehr hoch. Die gemessenen Gehalte an organischen Schadstoffen sind relevant, allerdings scheinen die Organika der Bekken offensichtlich nicht den normalen humosen Bodensubstraten entsprechend in der Lage zu sein, Xenobiotica zu adsorbieren.

Parameter	Probenanzahl	Mittelwert	Minimum	Maximum
OBS [%]	47	29,8	0,8	68,5
pH (KCl)	47	5,5	3,9	8,00
Cd [ppm]	38	11,9	0,10	70,1
Cr [ppm]	30	166,4	3,00	425
Cu [ppm]	37	447	8,00	1306
Ni [ppm]	38	64,0	1,00	190
Pb [ppm]	37	265	3,00	977
Zn [ppm]	36	1062	42,0	2718
PAK [ppm]	10	1,1	0,01	5,1
PCB [ppb]	10	55,4	0	236,6
DDT [ppb]	10	6,7	0	37,4

Tab. 3-8: Ergebnisse der Beprobung von Beckenstandorten

3.3.2.3.2 Zuleiter und Dämme

Die Zuleiter wurden regelmäßig manuell gesäubert, das Aushubmaterial auf den angrenzenden Dämmen verteilt.

Die Untersuchungsergebnisse für diese Raumstrukturen (vgl. Tab. 3-9 und 3-10) zeigen:

- Die Schwankungsbreite der Meßwerte ist relativ groß, hauptsächlich verursacht durch unterschiedliche Zeitpunkte der Säuberungsmaßnahmen.
- Die oberen Bereiche der Zuleitersedimente können stark kontaminiert und reich an organischer Substanz sein.
- Die pH-Werte des Bodenmaterials sind infolge der Abwasserbeaufschlagung schwach sauer und damit günstig für eine Stoffretardation.

- In Zuleitergräben sind erhöhte PAK-Konzentrationen nachweisbar, bedingt durch die Sedimentation von Abwasserpartikeln.

Bei Umgestaltungsmaßnahmen werden die Zuleiterbereiche gepflügt. Die Folge sind Vermischungs- und Verlagerungseffekte, einhergehend mit dem Abbau der extrem hohen organischen Substanzgehalte, wobei der Stoffpool remobilisiert werden und andere Landschaftskompartimente gefährden kann. Auch die Zuleiter sind wichtige potentielle Schadstoffquellen.

Parameter	Probenanzahl	Mittelwert	Minimum	Maximum
OBS [%]	19	10,9	0,5	41,1
pH (KCl)	19	5,6	4,1	7,7
Cd [ppm]	18	2,74	4	6,50
Cr [ppm]	18	60,9	0,1	180
Cu [ppm]	18	163	3	990
Ni [ppm]	18	18,5	16	66,0
Pb [ppm]	18	154	8	428
Zn [ppm]	17	368	2	1511
PAK [ppm]	2	-	1,4	1,6
PCB [ppb]	2	-	12,3	22,8
DDT [ppb]	2	-	0	7,7

Tab. 3-9: Ergebnisse der Beprobung der Zuleiter

Alle Rieselfeldtafeln bzw. die Zuleiter sind zur Ermöglichung der Einstaubewässerung von Dämmen umgeben. Diese kommen nicht direkt mit Abwasser in Berührung. Das zeigt sich deutlich im pH-Wert, der um eine Einheit niedriger als in den Tafeln liegt. Die in Dämmen gemessenen Schwermetallwerte (Tab. 3-10) überschreiten ubiquitäre Konzentrationen deutlich. Insbesondere das schwer mobilisierbare Blei, aber auch Kupfer, Zink und Cadmium sind in ihrer Konzentration relevant. Ursache ist, daß bei den Pflegemaßnahmen Material der Tafeln auf oder an die Dämme geschoben wird. Auch sind Aufwehungen kontaminierter Partikel nach Bearbeitungsmaßnahmen und bei fehlender Vegetationsdecke als Ursache anzunehmen. Die aufgeschütteten Dämme um die Tafeln besitzen relevante PAK-Konzentrationen, die PCB-Gehalte sind vergleichsweise gering.

Parameter	Probenanzahl	Mittelwert	Minimum	Maximum
OBS [%]	22	11,7	3,40	43,6
pH (KCl)	22	4,8	3,6	6,4
Cd [ppm]	20	6,63	0,90	32,0
Cr [ppm]	17	71,2	12,0	285
Cu [ppm]	20	189	26,0	771
Ni [ppm]	20	27,0	4,00	130
Pb [ppm]	20	224	10,0	800
Zn [ppm]	18	494	67,0	1470
PAK [ppm]	2	-	1,0	9,1
PCB [ppb]	2	-	9,8	71,9
DDT [ppb]	2	-	1,6	19,6

Tab. 3-10: Ergebnisse der Beprobung von Dammbereichen

Der Boden der Wege und Randstreifen wurde nicht näher untersucht, da eine Kontamination durch Abwasserinhaltsstoffe weitgehend ausgeschlossen werden kann.

Für die Elemente Arsen, Thallium und Quecksilber konnten im Oberboden der Tafeln auch Akkumulationen bzw. Überschreitungen des Eingreifwertes der Brandenburger Liste festgestellt werden. Allerdings ist, infolge der größeren Bedeutung nichtorganischer Retardationsmechanismen, im Vergleich zu den anderen untersuchten Spezies, die Raumidentität mit den OBS-Gehalten geringer. Eine Ableitung von Gesetzmäßigkeiten der Anordnungsmuster war demzufolge nicht möglich.

3.3.2.3.3 Sedimente der Vorfluter

Untersuchungen zur Geochemie der Sedimente in den Ableitergräben lassen über die Charakterisierung des Ist-Zustandes hinaus Schlußfolgerungen über mögliche Transportpfade bzw. -mechanismen des durch die Schwermetallspezies repräsentierten Schadstoffpools zu. Als erstes sollte der mögliche Einfluß der Dränung auf die Schwermetallakkumulation überprüft werden.

Dort, wo Beaufschlagungen stattfanden, treten Cd-Akkumulationen auf, verbunden mit Anreicherungen an Organika. Leicht erhöht, aber ohne Relevanz, sind die Gehalte an Zn und Cu.

Der mögliche Einfluß von Räumungsarbeiten auf die Kontaminationsmuster im Bereich der Grabenböschungen war Gegenstand einer weiteren Untersuchung. Die Resultate in der Tabelle 3-12 zeigen anschaulich, daß in diesen Arealen keine aktuelle Kontamination auftritt. Die vorhandene organische Substanz unterlag einer intensiven Mineralisierung, denn ihr Gehalt ist gering, weiterhin ist in der oberen Ebene eine hohe Acidität zu verzeichnen.

STO	OBS	pH	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
	[%]		[mg·kg^{-1}]					
1a	2.17	7.18	69.02	**2.44**	1.10	7.00	10.00	143.10
2a	0.98	7.08	24.59	0.52	0.36	3.00	5.00	35.51
3a	1.03	6.91	17.56	0.19	0.13	2.00	4.00	37.10
4a	0.77	6.66	15.04	0.08	0.33	2.00	5.00	21.76
5a	0.90	6.01	26.82	0.90	0.31	4.00	5.00	68.65
6a	1.42	6.76	44.51	**2.54**	0.85	8.00	9.00	121.20
7a	2.33	7.10	76.51	**3.01**	1.27	11.00	11.00	158.80
8a	1.75	7.00	31.71	**1.75**	0.99	6.00	7.00	81.55
9a	3.03	6.85	82.62	**2.92**	1.81	7.00	12.00	96.36
10a	0.66	7.39	19.47	0.01	0.17	2.00	5.00	22.03
11a	1.21	7.65	60.02	0.59	0.77	4.00	9.00	38.60
12a	1.43	7.70	40.34	0.41	0.66	3.00	7.00	34.31
13a	0.39	7.97	3.32	0.05	0.49	2.00	11.00	14.19
1b	0.18	7.79	1.29	0.02	0.60	0.50	3.00	0.29
1c	0.83	7.14	2.99	0.21	3.42	1.17	5.00	7.96
2b	0.23	7.54	1.04	0.10	0.33	0.23	1.00	2.23
3b	0.25	6.42	0.98	0.03	0.16	1.16	1.00	2.53
4b	0.22	6.46	1.52	0.15	0.32	0.30	2.00	3.68
5b	0.24	6.33	2.07	0.16	0.31	0.57	2.00	7.61
6b	0.24	7.02	1.43	0.03	0.49	0.95	2.00	2.96
7b	1.63	7.70	8.11	0.48	5.54	11.43	9.00	23.09
8b	1.67	6.17	11.75	0.49	10.65	14.66	14.00	36.02
9b	0.88	6.03	5.52	0.21	3.60	7.14	5.00	**1617,00**
10b	0.32	7.79	2.63	0.11	1.07	2.60	2.00	6.18
11b	0.12	8.43	1.27	0.02	0.09	1.34	1.00	3.11
12b	0.17	8.48	1.83	0.05	0.52	1.11	3.00	3.69
13b	0.11	8.51	1.34	0.01	0.05	0.90	2.00	237,00

Tab. 3-11: Acidität, Gehalte an organischer Substanz und an Schwermetallen aus dem oberen (a = 0-20 cm), mittleren (b = 20-80 cm) und unteren (unterhalb 80 cm) Sedimentbereich eines Abschnittes des Schenkenhorster Hauptgrabens, (vgl. Abb. 3-37)

Fehlt ständig ein Dränwasseroutput, so sind in den Grabensedimenten keine nennenswerten Schwermetallkonzentrationen zu finden. Dies wird durch die Resultate aus einem „Nebengraben“, der im Falle einer Beaufschlagung nur eine subkutane Wasserspeisung erhält, belegt.

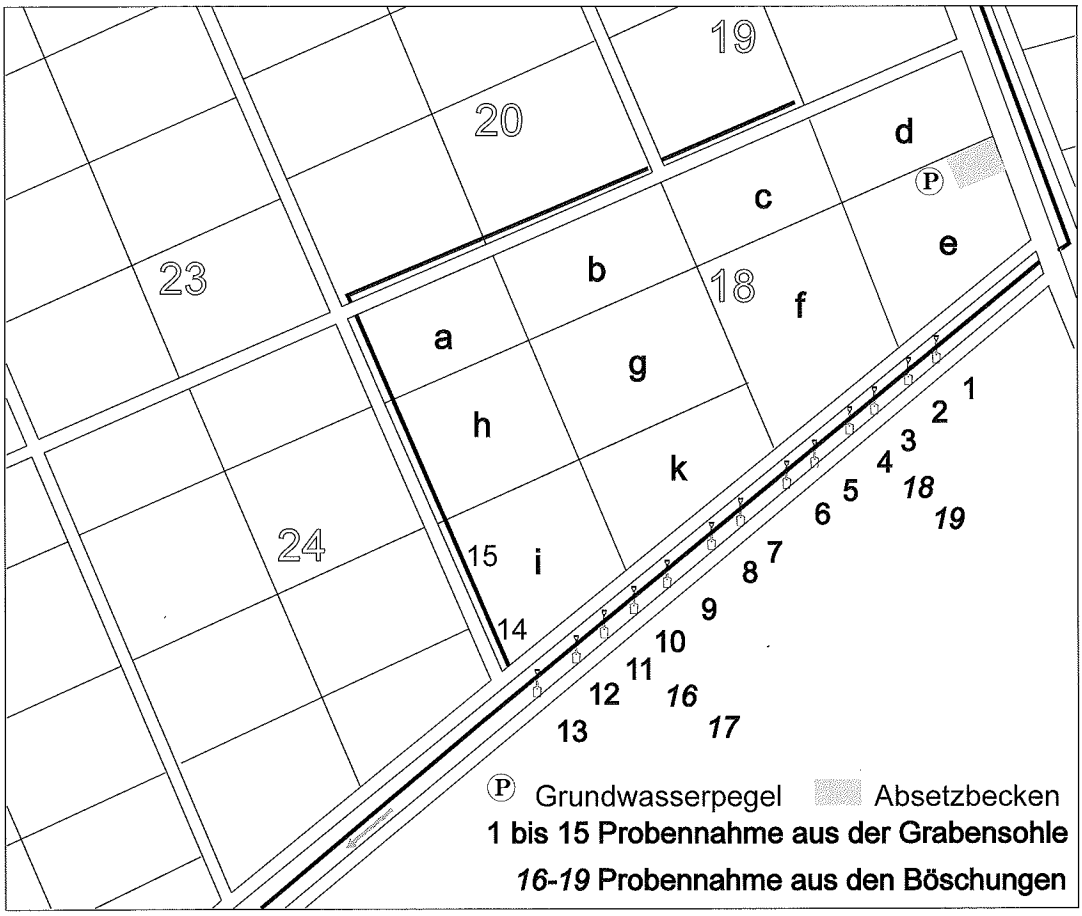


Abb. 3-37: Probenentnahmepunkte zur Untersuchung des Einflusses der Dränung auf die Schwermetallakkumulation (Rieselschläge S1018 und S1024)

STO	OBS	pH	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	Mn
	[%]		[mg·kg^{-1}]							
16a	3,39	3,90	0,33	0,63	18,2	2,65	8,00	21,0	1550	69,0
16b	0,58	5,84	0,19	2,11	6,24	4,46	5,00	17,1	3703	99,7
17a	0,67	5,22	0,06	0,31	0,20	0,45	3,00	4,49	1053	23,6
17b	1,01	6,93	0,34	5,88	7,81	8,45	8,00	18,1	7870	169
18a	0,79	4,17	0,05	0,18	1,42	1,07	3,00	4,00	868	13,4
18b	0,32	5,04	0,03	0,32	1,07	0,14	1,00	2,07	641	6,18
19a	1,40	4,09	0,05	0,45	4,55	0,40	15,0	14,7	1095	36,7
19b	0,43	5,58	0,05	0,46	5,55	0,54	2,00	14,5	898	8,64

Tab. 3-12: Acidität, Gehalte an organischer Substanz und an Schwermetallen aus dem oberen (a = 0-20 cm) und unteren (b = 20-80 cm) Bodenbereich der Hangböschungen

Weitere großräumig angelegte Untersuchungen von Vorflutersedimenten wurden in Verbindung mit der Errichtung der Oberflächenwasserstandsmeßstellen MP 1, 2, 4 - 7, 9 und 10

vorgenommen (vgl. Kao. 4.3.3, Karte 4-41 und Abb. 3-36). die Untersuchung von Probematerial aus einer Tiefe 0 bis 20 cm auf

- Acidität (pH-Wert Bestimmung),
- Gehalte an organischer Substanz, PAK, DDT, PCB,
- Gesamtgehalte relevanter Schwermetallspezies (Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn) sowie
- die Bindungsformen der Schwermetalle

erbrachten folgende Ergebnisse:

Es treten keine, über ubiquitäre Konzentrationen hinausgehenden, ökologisch relevanten Anreicherungen organischer Schadstoffe in den Grabensedimenten auf. Als Beleg können die Ergebnisse eines Standortes gelten:

PAK [ppm]	-	0,03
DDT und Analoga [ppb]	-	0,69
PCB [ppb]	-	4,43.

In Tab. 3-13 sind die Schwermetallkonzentrationen sowie die Basisparameter „Gehalt an organischer Substanz“ bzw. „Bodenreaktion“ aufgelistet. Auffällig ist die starke Wertestreuung der organischen Substanzgehalte. Regelhaftigkeiten zeichnen sich kaum ab, da natürliche Faktoren, wie die lokalen Strömungsverhältnisse, die Redoxpotentiale sowie die Vitalität des Biokompartimentes von der Zeitabfolge und der Intensität der Kulturmaßnamen (Eintrag von Organika über die Dränung, Räumung der Bereiche) völlig überprägt werden.

Eindeutig ist jedoch die Beziehung zwischen den Schwermetallkonzentrationen und den organischen Substanzgehalten. Der Zusammenhang konnte mit einem durchschnittlichen Korrelationskoeffizienten von r = 0,68 belegt werden. Relevant ist auch der für fluviale Sedimente typisch Eisengehalte (r = 0,66) auf die Schwermetallakkumulation. In einer Konzentration von mehr als 2-3% werden die organischen Bestandteile durch Verfärbungen optisch wahrnehmbar. In Verbindung mit den aufgelisteten Schwermetallwerten läßt sich somit als „Faustregel“ ableiten, daß bei Graufärbung des im Graben anstehenden Substrates mit großer Sicherheit eine ökologisch relevante Kontamination mit Schwermetallen angenommen werden muß. Infolge der geochemischen Besonderheiten und der raumtypischen Spezifika treten vor allem das Cadmium und das Quecksilber als Kontaminanten in Erscheinung. Lokal sind auch Kupfer und Zink von Relevanz. Es werden die Prüfwerte Ia der „Brandenburger Liste“ z.T. erheblich überschritten, vielfach auch die Prüfwerte II.

Die geoökologische Relevanz des subhydrisch fixierten Schwermetallpools wird durch seine milieubedingte Mobilität verschärft. Die Sedimentkörper der trockenfallenden Vorfluter weisen infolge der Erhöhung des Redoxpotentials eine Zunahme der Acidität auf, im Extremfall wird pH 4,0 erreicht

Standort	pH	OBS	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Hg	Zn
		[%]	[ppm]						
MP1.1	5,85	5,31	1,40	5,00	110,00	12,00	36,00	2,70	124,00
MP1.2	5,41	18,66	6,30	13,00	1000,00	30,00	45,00	19,10	427,00
MP1.3	5,26	27,52	10,00	15,00	980,00	38,00	48,00	38,50	467,00
MP2.1	4,00	1,36	1,20	2,00	37,00	12,00	5,00	1,50	109,00
MP2.2	5,97	10,35	6,00	7,00	150,00	12,00	25,00	3,80	414,00
MP2.3	5,62	2,13	2,90	2,00	70,00	3,00	7,00	3,60	152,00
MP2.4	5,53	1,90	4,70	2,00	70,00	4,00	5,00	0,70	293,00
MP4.1	4,43	1,12	3,30	3,00	60,00	4,00	12,00	1,40	293,00
MP4.2	5,81	0,87	2,20	1,00	37,00	3,00	6,00	1,20	174,00
MP4.3	5,54	1,43	2,50	2,00	60,00	4,00	8,00	0,40	269,00
MP4.4	6,43	3,49	4,80	2,00	120,00	6,00	12,00	2,50	333,00
MP4.5	6,21	1,94	4,90	2,00	90,00	4,00	9,00	1,20	365,00
MP5.1	6,04	1,30	2,20	1,00	33,00	4,00	5,00	2,00	152,00
MP5.2	6,68	4,57	7,00	1,00	130,00	8,00	14,00	3,20	390,00
MP5.3	6,19	3,37	6,00	1,00	32,00	2,00	5,00	5,10	298,00
MP6.1	7,06	2,34	7,00	1,00	60,00	5,00	6,00	1,90	230,00
MP6.2	6,82	1,00	4,80	1,00	32,00	2,00	5,00	0,90	167,00
MP6.3	6,80	4,72	8,00	1,00	120,00	10,00	14,00	10,70	401,00
MP6.4	6,78	1,75	9,20	1,00	60,00	6,00	5,00	1,90	322,00
MP6.5	6,92	1,24	4,40	1,00	34,00	3,00	5,00	1,40	135,00
MP7.1	6,87	19,81	31,00	10,00	820,00	100,00	52,00	12,5	975,00
MP7.2	7,28	3,88	3,90	2,00	80,00	13,00	10,00	1,50	147,00
MP7.3	6,92	2,45	1,60	2,00	70,00	5,00	12,00	2,60	74,00
MP7.4	7,10	1,05	1,80	1,00	29,00	4,00	4,00	n.b.	75,00
MP7.5	7,37	1,42	2,70	1,00	36,00	4,00	3,00	0,70	81,00
MP9.1	7,08	1,19	0,50	1,00	17,00	4,00	6,00	1,20	35,00
MP9.2	7,13	3,54	3,60	2,00	100,00	12,00	10,00	n.b.	164,00
MP9.3	7,33	0,73	0,10	1,00	10,00	2,00	4,00	n.b.	13,00
MP9.4	7,13	0,71	0,80	1,00	27,00	2,00	4,00	n.b.	22,0
MP10.1	6,34	2,82	1,80	3,00	70,00	5,00	8,00	3,40	33,0
MP10.2	7,47	1,45	4,00	2,00	50,00	7,00	4,00	0,90	98,4
MP10.3	7,21	3,56	8,00	3,00	110,00	13,00	10,00	1,70	190,0

Tab. 3-13: Acidität, Gehalte an organischer Substanz und an Schwermetallen im oberen Sedimentbereich (0-20 cm) der Grabenabschnitte nach Abb. 3-36 (n.b. -nicht bestimmt)

Zwar besitzen die Sedimente aus Tiefenbereichen >20 cm unter Grabensohle keine nennenswerten Belastungen, dies setzt jedoch voraus, daß Akkumulationen von Organika, optisch sichtbar durch Verfärbungen, nicht erkennbar sind.

Abb. 3-36: Lage der Beprobungspunkte zur Untersuchung der Grabensedimente

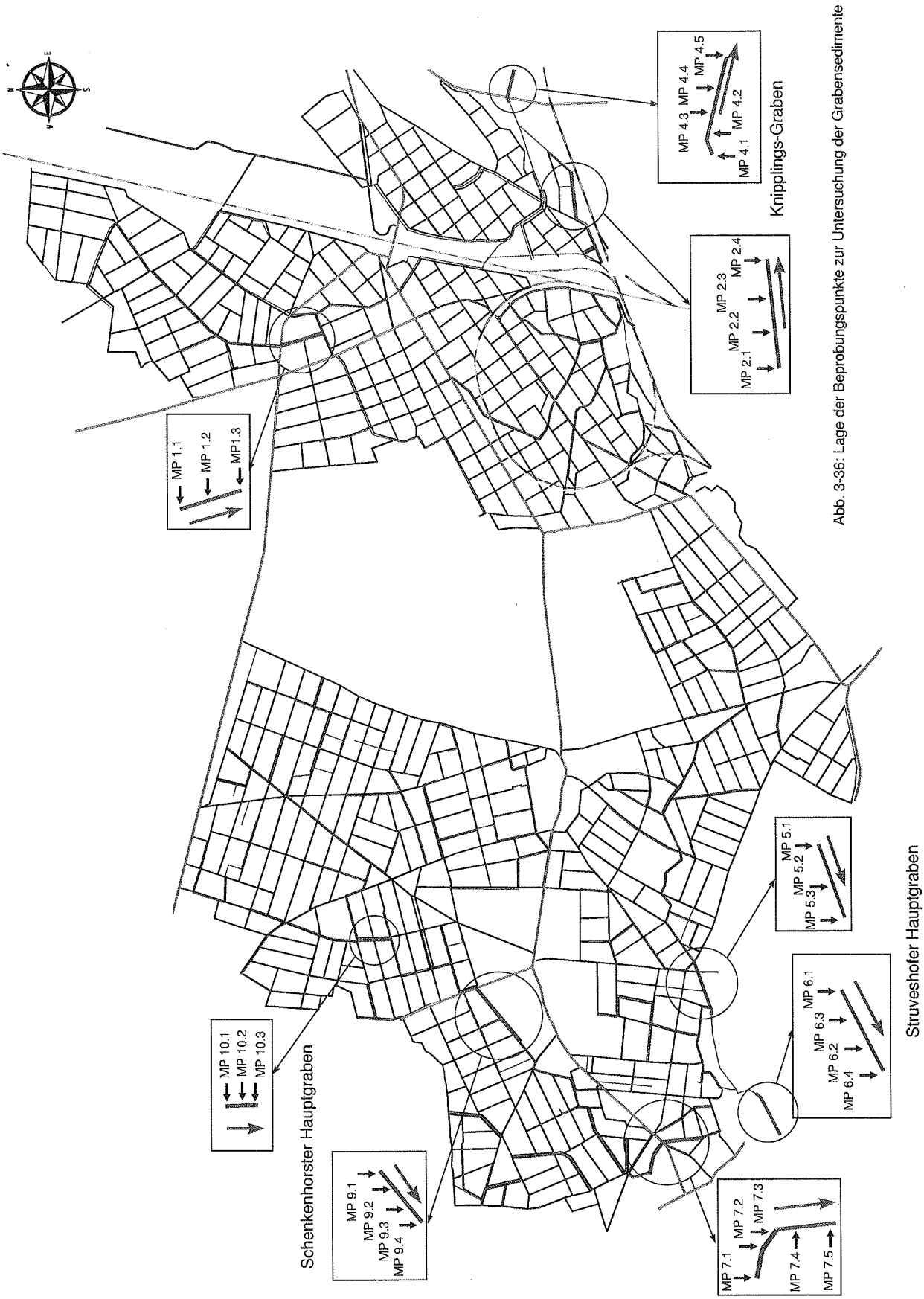


Abb. 3-36: Lage der Beprobungspunkte zur Untersuchung der Grabensedimente

Im Ergebnis dieser Untersuchungen stellt sich schließlich die Frage, ob dieser relevante Stoffpool in den Sedimenten der Ableitergräben sich in der Vorflut fortsetzt. Es treten in den Grabenbereichen der Ableiter, wo die Verringerung der Fließgeschwindigkeit nennswerte Akkumulationen zuläßt, relevante Schwermetallkonzentrationen an Cd, Cu und Zn auf. Anhand der Zink-, Blei- und Cadmiumwerte konnte belegt werden, daß aber auch der Mündungsbereich des Schenkenhorst-Fahlhorster Hauptgrabens in den Hauptvorfluter Nuthe eine Senke für den aus dem Rieselfeld remobilisierten Stoffpool darstellt.

3.3.2.3.4 Charakteristika der Aerationszone unter Testarealen

Zur Beurteilung möglicher Phänomene der Vertikalverlagerung bzw. Fixierung des Schwermetallpools in der Aerationszone wurden in Absprache mit dem Kooperationspartner TU Berlin Flachbohrungen niedergebracht. Die Lage der Bohransatzpunkte ist Karte 3-4 zu entnehmen.

Erfaßt wurden Sedimentbereiche unterhalb von

- aktiv berieselten Standorten,
- ehemaligen Rieselfeldstandorten (Abwasserapplikation seit 1 Jahr eingestellt)
- ehemaligen Rieselfeldstandorten (Abwasserapplikation seit 5 Jahren einegestellt)
- ehemaligen Rieselfeldstandorten (Abwasserapplikation seit 20 Jahren eingestellt) sowie
- von Vergleichsstandorten.

Entsprechend den naturgenetischen Schichtungen bzw. Horizontabfolgen wurden insgesamt 86 Substratproben entnommen.

Es zeigt sich für alle Rieselfeldstandorte, daß die substrat- bzw. milieubedingte Barrierewirkung des Untergrundes zu einer Erhöhung der Schwermetallgehalte über den geogenen Level hinaus führt, diese jedoch im Vergleich zum Oberbodenkompartiment keine wesentliche ökologische Relevanz besitzen. Diese tritt möglicherweise unterhalb von Absetzbecken in Erscheinung, so daß hier, da die Struktur der Bodenmatrix intensive Translokationsprozesse zuläßt, mit einem Schadstoffinput in den obersten Aquiferbereich gerechnet werden kann.

3.3.3 SCHWERMETALLBELASTUNG DER VEGETATION UND DEREN WIRKUNG AUF DIE BODENREAKTION

Unter Schwermetallakkumulation soll hier der jeweilige Ist-Zustand des Metallgehaltes in der Pflanze im Verhältnis zu dem im Boden verstanden werden, dargestellt als Akkumulationskoeffizient für die Wurzel und als Transferkoeffizient für den Sproß :

$$\text{Akkumulationskoeffizient} = \frac{\text{Gehalt in der Wurzel [mg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ TS]}}{\text{Gehalt im Boden [mg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ TS]}}$$

$$\text{Transferkoeffizient} = \frac{\text{Gehalt im Sproß [mg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ TS]}}{\text{Gehalte in der Wurzel [mg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{ TS]}}$$

Anhand der Gehalte in der Wurzel ist am Beispiel von Dactylis glomerata (Knaulgras) gezeigt worden (AG STOFFDYNAMIK 1995), daß im gesamten Rieselfeldbereich die Richtwerte für Nahrungs- und Futterpflanzen (1,1 mg/kg TS) insbesondere für Cadmium überschritten werden können. Die Metallgehalte in den Wurzeln der Vegetation aktiv beaufschlagter Flächen sind dabei im Vergleich zu denen aufgelassener Flächen deutlich vermindert. Die Schwermetalle werden besonders von jungen Wurzeln schnell aufgenommen, wobei die Menge durch den pflanzenverfügbaren Anteil bestimmt wird. Dieser ist auf nichtbeaufschlagten Flächen größer. Ein erheblicher Anteil des vorhandenen Schwermetallpools kann auch durch eine Streuauflage fixiert werden. Somit ist zur Aufrechterhaltung des Retardationseffektes eine hohe Biomasseproduktion notwendig. Ist diese vermindert, ist die Verlagerung eines größeren Anteils des mobilen Pools in den geologischen Untergrund möglich.

Hinsichtlich der Möglichkeit, Metallgehalte der Pflanzen aus ermittelten Bodenbelastungen vorhersagen zu können, ist festzustellen, daß die Aufnahmerate in die Wurzeln zwar durch den pflanzenverfügbaren Anteil der Schwermetalle im Boden bestimmt wird, im Endergebnis sich jedoch ein pflanzentypischer Maximalgehalt einstellt. Aus diesem Grunde sind Pflanzen zur quantitativen Beurteilung der Belastung des Bodens mit Schwermetallen nicht geeignet. Aufgrund der quantitativen Beziehungen zwischen Gesamtschwermetallgehalten des Bodens und der Pflanzen kann jedoch für das untersuchte Knaulgras ein Maximalgehalt in Wurzeln angegeben werden. Für Sprossen ist diese Angabe zur Zeit unter Zuhilfenahme der Wurzel-Sproß-Transferkoeffizienten nur halbquantitativ möglich. Nur auf dieser Basis wären Poolgrößen der Schwermetalle in der Stoffsenke „autochthone Vegetation" bestimmbar.

Eine geoökologisch relevante Senkung des pH-Wertes im Boden durch die Stoffwechselaktivitäten der Wurzeln ist in den bisherigen Untersuchungen nicht eindeutig nachgewiesen worden.

3.3.4 Bilanzierung des Schadstoffpools

Eine Bilanzierung des Schadstoffpools im Bodenkompartiment des Untersuchungsgebietes ist auf Grund der beschriebenen Heterogenität der Fixierung äußerst schwierig und kann auch nur für die raumgreifend auftretenden Schwermetallspezies exemplarisch, unter Zugrundelegung von mittleren Stoffkonzentrationen, die im Zuge der Rasterbeprobung erhoben wurden, erfolgen. Infolge der zwischen den beiden Teilgebieten Schenkenhorst und Großbeeren festgestellten Konzentrationsdisparitäten fanden für diese getrennte Berechnungen der Schadstoffpools statt. Für das Teilgebiet Schenkenhorst wurde ein 1280 ha großes und für das Teilgebiet Großbeeren ein 890 ha großes Rieselfeldareal zugrunde gelegt.

Nur die durch die Dynamik der Abwasserbeaufschlagung auf die einzelnen Rieseltafeln entstandenen Konzentrationsgradienten erscheinen hier quantifizierbar. Die Schadstoffgehalte der Substrate peripherer Raumelemente (Dämme, Gräben, Wege, Absetzbecken usw.) unterliegen nicht oder nicht nur den Einflüssen der Sedimentation der Abwasserinhaltsstoffe, sondern werden darüber hinaus in hohem Maße durch mechanische Eingriffe (z.B. Reinigungs- oder Planierungsmaßnahmen) bestimmt. Da der Ablauf dieser Eingriffe keiner extrapolierbaren Gesetzmäßigkeit unterlag, konnten die Flächen bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt werden. Eine Flächenermittlung ergab, daß die peripheren Elemente etwa 15 % der Gesamtrieselfeldfläche einnehmen. Somit wird für das Teilgebiet Schenkenhorst eine Gesamttafelfläche von 1088 ha und für das Teilgebiet Großbeeren eine solche von 757 ha angenommen.

Neben der Gesamttafelfläche ist der Konzentrationsgradient innerhalb der Rieseltafeln von der Peripherie über den Mittelbereich zum Einleiterbereich zu berücksichtigen. Als Einleiterbereich wurden die Flächen definiert, deren Gehalte an organischer Bodensubstanz 4 Gew.-% überschreiten. Demnach beträgt ihre durchschnittliche Größe 25,0 % der Gesamttafelfläche.

Als Mittelbereich der Tafeln wurden Flächen definiert, deren Gehalte an organischer Bodensubstanz zwischen 3 Gew.-% und 4 Gew.-% liegen, dieses trifft auf 29,2 % der Gesamttafelfläche zu. Als Peripheriebereiche wurden jene Flächen eingeschätzt, deren Gehalte an organischer Bodensubstanz unter 3 Gew.-% liegen, das sind 45,8 % der Gesamttafelfläche. Demnach ergeben sich für die beiden Teilgebiete Schenkenhorst und Großbeeren die folgenden Ergebnisse:

Teilgebiet	Gesamttafelfläche	Einleiter	Mitte	Peripherie
Schenkenhorst	1088 ha	272 ha	318 ha	498 ha
Großbeeren	757 ha	189 ha	221 ha	347 ha

Tab. 3-14: Größe der Tafelelemente

Neben der Zugehörigkeit zu den einzelnen Tafelelementen ist desweiteren die Bodenart der Tafelflächen für das Sorptionsverhalten der Böden von großer Bedeutung.

Für die einzelnen Teilgebiete wurden folgende Verteilungen ermittelt:

Tafelelement	Gesamtfläche	S	l'S	lS
Einleiter	272 ha	150 ha	119 ha	3 ha
Mitte	318 ha	176 ha	139 ha	3 ha
Peripherie	498 ha	276 ha	218 ha	4 ha

Tab. 3-15: Größe der Tafelelemente für das Teilgebiet Schenkenhorst, getrennt nach Bodenart

Tafelelement	Gesamtfläche	S	l'S	lS
Einleiter	189 ha	47 ha	114 ha	27 ha
Mitte	221 ha	55 ha	133 ha	33 ha
Peripherie	347 ha	86 ha	210 ha	51 ha

Tab. 3-16: Größe der Tafelelemente für das Teilgebiet Großbeeren, getrennt nach Bodenart

Unter Zugrundelegung der Ergebnisse der Rasterbeprobung wurden mittlere Schadstoffkonzentrationen, getrennt nach Teilgebieten, Tafelelementen und Bodenarten geschätzt. Infolge der geringen Schadstoffgehalte, fehlender Anordnungsmuster und unkorrelierter Parameter kann diese einfache Abschätzung nicht das Unterbodenkompartiment miteinbeziehen. Die Ergebnisse für den Oberboden sind in den folgenden Tabellen aufgelistet. Ausdrücklich wird darauf verwiesen, daß es sich aufgrund der kleinräumigen Heterogenitäten der Schadstoffkonzentrationen nur um eine grobe Übersicht über die tatsächlichen Belastungen der Bodenzone handeln kann.

Tafelelement	S	I'S		IS
Einleiter	14,4	21,5	23,9	
Mitte	1,8	1,8		1,8
Peripherie	1,2	1,2	1,2	

Tab. 3-17: Mittlere Cadmiumkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm]

Tafelelement	S	I'S	IS
Einleiter	9,0	9,0	9,0
Mitte	1,0	1,2	1,3
Peripherie	1,0	1,0	1,0

Tab. 3-18: Mittlere Cadmiumkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm]

Tafelelement	S	I'S	IS
Einleiter	44	54	74
Mitte	18	20	22
Peripherie	14	14	14

Tab. 3-19: Mittlere Chromkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm]

Tafelelement	S	I'S	IS
Einleiter	60	60	60
Mitte	20	20	22
Peripherie	14	14	14

Tab. 3-20: Mittlere Chromkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm]

Tafelelement	S	I'S	IS
Einleiter	120	150	200
Mitte	24	30	38
Peripherie	20	20	20

Tab. 3-21: Mittlere Kupferkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm]

Tafelelement	S	I'S	IS
Einleiter	100	136	165
Mitte	18	20	22
Peripherie	14	14	14

Tab. 3-22: Mittlere Kupferkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm]

Tafelelement	S	l'S	lS
Einleiter	45	63	80
Mitte	15	20	20
Peripherie	12	14	16

Tab. 3-23: Mittlere Nickelkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm]

Tafelelement	S	l'S	lS
Einleiter	26	26	30
Mitte	10	13	15
Peripherie	8	8	8

Tab. 3-24: Mittlere Nickelkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm]

Tafelelement	S	l'S	lS
Einleiter	200	260	300
Mitte	80	80	80
Peripherie	50	50	50

Tab. 3-25: Mittlere Bleikonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm]

Tafelelement	S	l'S	lS
Einleiter	400	280	300
Mitte	100	80	80
Peripherie	60	50	50

Tab. 3-26: Mittlere Bleikonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm]

Tafelelement	S	l'S	lS
Einleiter	1000	1500	1800
Mitte	200	200	200
Peripherie	100	100	100

Tab. 3-27: Mittlere Zinkkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm]

Tafelelement	S	l'S	lS
Einleiter	700	750	800
Mitte	100	120	150
Peripherie	100	100	100

Tab. 3-28: Mittlere Zinkkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm]

Für die Einleiterbereiche wurden 38 cm mächtige humose Oberböden mit einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1,0 $g \cdot cm^{-3}$ in die Berechnung einbezogen. Dem Mittel- und

Peripheriebereichen wurden 30 cm mächtige humose Oberböden mit einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1,3 g· cm^{-3} zugeordnet.

Demnach ergeben sich für die Gesamttafelflächen der beiden Teilgebiete die folgenden Gesamtschadstoffgehalte in den humosen Oberböden:

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	5,5	8250	8,2	9758	9,1	273	18281
Mitte	0,7	1232	0,7	973	0,7	21	2226
Peripherie	0,5	1380	0,5	1090	0,5	20	2490
			Gesamtmenge Teilgebiet:				**22997**

Tab. 3-29: Cadmiumgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	3,4	1598	3,4	3876	3,4	918	6392
Mitte	0,4	220	0,5	665	0,5	165	1050
Peripherie	0,4	344	0,4	840	0,4	204	1388
			Gesamtmenge Teilgebiet:				**8830**

Tab. 3-30: Cadmiumgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren

Die Gesamtcadmiummenge im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wird damit auf **31827 kg** berechnet.

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	16,7	25718	20,5	25010	28,1	843	51571
Mitte	7,0	12670	7,8	11076	8,6	253	23999
Peripherie	5,5	15565	5,5	12265	5,5	275	28105
			Gesamtmenge Teilgebiet:				**103675**

Tab. 3-31: Chromgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	22,8	11856	22,8	25992	22,8	6156	44004
Mitte	7,8	4758	7,8	10374	8,6	2838	17970
Peripherie	5,5	5280	5,5	11550	5,5	2805	19635
			Gesamtmenge Teilgebiet:				**81609**

Tab. 3-32: Chromgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren

Die Gesamtchrommenge im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wird damit auf **185284 kg** berechnet.

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	45,6	68400	57,0	67830	76,0	2280	138510
Mitte	9,4	16554	11,7	20592	14,8	444	37590
Peripherie	7,8	21528	7,8	17004	7,8	312	38844
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**214944**	

Tab. 3-33: Kupfergesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	39,0	18330	51,7	58938	62,7	16929	94197
Mitte	7,0	3850	7,8	10374	8,6	2838	17062
Peripherie	5,5	4730	5,5	11550	5,5	2805	19085
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**130344**	

Tab. 3-34: Kupfergesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren

Die Gesamtkupfermenge im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wird damit auf **345288 kg** berechnet.

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[g·m^{-2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	17,1	25650	23,9	28441	30,4	912	55003
Mitte	5,9	10384	7,8	10842	7,8	234	21460
Peripherie	4,7	12972	5,5	11990	6,2	248	25210
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**101673**	

Tab. 3-35: Nickelgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m-^{2}]	Summe [kg]	[g·m-^{2}]	Summe [kg]	[g·m-^{2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	9,9	4653	9,9	11286	11,4	3078	19017
Mitte	3,9	2145	5,1	6783	5,9	1947	10875
Peripherie	3,1	2666	3,1	6510	3,1	1581	10757
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**40649**	

Tab. 3-36: Nickelgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren

Die Gesamtnickelmenge im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wird damit auf **142322 kg** berechnet.

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m-^{2}]	Summe [kg]	[g·m-^{2}]	Summe [kg]	[g·m-^{2}]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	76,0	114000	98,8	117572	114,0	3420	234992
Mitte	31,2	54912	31,2	43368	31,2	936	99216
Peripherie	19,5	53820	19,5	42510	19,5	780	97110
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**431318**	

Tab. 3-37: Bleigesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m⁻²]	Summe [kg]	[g·m⁻²]	Summe [kg]	[g·m⁻²]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	152,0	71440	106,4	121296	114,0	30780	223516
Mitte	39,0	21450	31,2	41496	31,2	10296	73242
Peripherie	23,4	20124	19,5	40950	19,5	9945	71019
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**367777**	

Tab. 3-38: Bleigesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren

Die Gesamtbleimenge im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wird damit auf **799095 kg** berechnet.

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m-²]	Summe [kg]	[g·m-²]	Summe [kg]	[g·m-²]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	380	570000	570	678300	684	20520	1268820
Mitte	78	137280	78	108420	78	2340	248040
Peripherie	39	107640	39	85020	39	1560	194220
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**1711080**	

Tab. 3-39: Zinkgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst

Tafelelement	S		I'S		IS		Gesamt
	[g·m-²]	Summe [kg]	[g·m-²]	Summe [kg]	[g·m-²]	Summe [kg]	[kg]
Einleiter	266	125020	285	324900	304	82080	532000
Mitte	39	21450	47	62510	59	19470	103430
Peripherie	39	33540	39	81900	39	19890	135330
			Gesamtmenge Teilgebiet:			**770760**	

Tab. 3-40: Zinkgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren

Die Gesamtzinkmenge im Substrat der humosen Oberböden aller Rieseltafeln im Projektgebiet wird damit auf **2481840 kg** berechnet.

3.4 Bodenökologische Mess-Station Schenkenhorst

Die Einrichtung der bodenökologischen Meßstation auf dem charakteristischen Rieselfeldstandort Schenkenhorst Tafel S1025c (vgl. Karte 3-1) wurde im Frühjahr 1994 vorläufig abgeschlossen. Mit ihrer Errichtung sollte überprüft werden, inwieweit auf einem charakteristischen Rieselfeldstandort nach der Einstellung der Abwasserbeaufschlagung sich verstärkende Nettomineralisierung, die damit verbundene Erhöhung der Acidität und die mögliche Intensivierung von Stoffremobilisierungsvorgängen Veränderungen der geochemischen Charakteristika unter einer aufgelassenen Rieselfeldfläche bewirken.

Durch die fortlaufende Entnahme und Analyse von Bodenwasser aus unterschiedlichen Tiefen können Erkenntnisse über das Migrationsverhalten von Nähr- und Schadstoffen eines belasteten Rieselfeldbodens gewonnen werden.

Der ausgewählte Standort befindet sich im Einleiterbereich der Tafel S1025c (Abb. 3-22). Er wurde bis November 1993 mit vorgereinigtem Abwasser aus der Kläranlage Stahnsdorf beschickt, danach stellten die Berliner Wasserbetriebe dort die Beaufschlagung ein.

Insgesamt zwölf Bodenwassersammler sind mit ihrer Oberkante in den Tiefen 50, 80, 110 und 170 cm unter Geländeoberfläche eingebracht worden (Ebenen 1-4).

Da mit der Einstellung der Beaufschlagung nur noch über den Niederschlag ein wassergebundener Input in die Bodenzone gelangen kann, erfordert die Charakterisierung der Stoffflüsse auch eine Untersuchung der Inhaltsstoffe des Niederschlagswassers. Dazu wurde im Sommer 1994 eine Sammeleinrichtung aufgebaut.

Von Interesse war vor allem die Ableitung zeitlicher und räumlicher Gradienten.

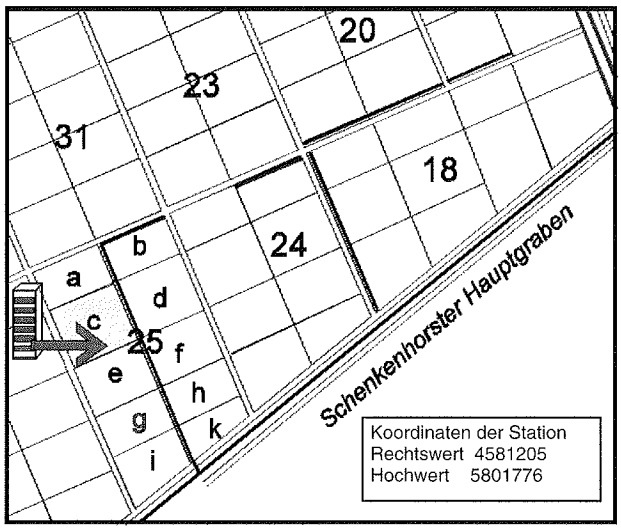


Abb. 3-22: Lage der Bodenwassermeßstation auf der Tafel S1025c

Als Grundlage für die Quantifizierung der Grundwasserneubildung wurde der Schätzrahmen von RENGER und STREBEL (1980) herangezogen. Für den Standort der bodenökologischen Meßstation wurde lehmiger Sand angenommen. Unter den genannten Voraussetzungen beträgt die jährliche Grundwasserneubildungsrate 90 mm bzw. 90 l pro Quadratmeter. Bei Unterlagerung durch sandigen Lehm ist von einer jährlichen Grundwasserneubildungsrate von nur 60 mm oder 60 l pro Quadratmeter auszugehen.

Am Ende des vertraglich fixierten Untersuchungszeitraumes wurde die Bodenmatrix des Einleiterbereiches der Tafel S1025c erneut einer pedochemischen Analyse unterzogen. Ermittelt wurden die Gehalte an OBS und Schwermetallen, die Kationenaustauschkapazität sowie die Bodenacidität. Darüber hinaus ist für die relevanten Schwermetalle erneut eine sequentielle Extraktion zur Bestimmung ihrer Bindungsformen (nach ZEIEN & BRÜMMER) durchgeführt worden.

In Tabelle 3-41 sind die ermittelten Zustandsgrößen der Bodenmatrix OBS-Gehalt, Acidität sowie Kationenaustauschkapazität am Beginn bzw. zum Abschluß der Untersuchungen gegenübergestellt.

	OBS-Gehalt [% GV]		Acidität [pH]		KAK [mval*100g^{-1}]		Schwermetalle (4/94) [mg*kg^{-1}]			
Horizont	4/94	12/95	4/94	12/95	4/94	12/95	Zn	Ni	Cu	Cd
Ap	11,44	4,3	5,4	5,6	19,75	11,40	599	64	174	20,0
Al	1,42	1,8	5,5	5,8	8,02	8,10	24	2	8	0,4
Bts	0,5	0,7	5,6	5,7	4,63	4,38	10	10	22	1,4
Cv	0,3	0,5	5,8	5,6	3,30	3,08	2	2	6	0,4

Tab. 3-41: Vergleich der OBS-Gehalte, der Bodenreaktion sowie Kationenaustauschkapazität (KAK) der Horizonte zum Zeitpunkt des Beginns (4/94) bzw. des Endes (12/95) der Untersuchungen

Deutliche Veränderungen werden im Ap-Horizont hinsichtlich der OBS-Gehalte sowie der Kationenaustauschkapazität sichtbar. Abgesehen von möglichen Abweichungen infolge der Raumheterogenität ist der Rückgang auf die Intensivierung der Nettomineralisierung nach ca. 20 Monaten Nichtbeaufschlagung zurückzuführen. Da hierdurch der wichtigste Sorptionsträger verringert wird, nimmt auch die Kationenaustauschkapazität ab.

Die Abbildung 3-23 zeigt die Veränderungen der Schwermetallgehalte. Sowohl der Ap- und der Al-Horizont, als auch die beiden Unterbodenhorizonte Bts bzw. Cv weisen im Ergebnis diametrale Veränderungen auf.

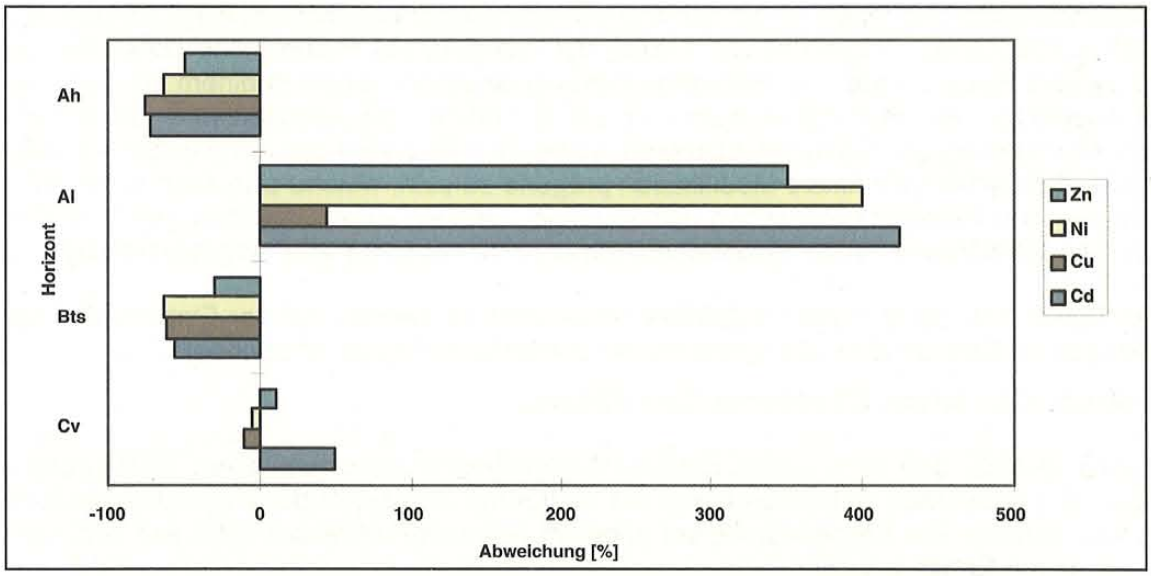


Abb. 3-23: Veränderungen der Schwermetallgehalte der Bodenmatrix von 3/94 (100%) bis 11/95

Im Ap-Horizont verhalten sich die Schwermetallgehalte gleichsinnig mit der organischen Bodensubstanz sowie der Kationenaustauschkapazität, er wird zur Schadstoffquelle. Hingegen ist der Al-Horizont als Zwischenspeicher wirksam. Bei geringfügiger Zunahme verglühbarer Substanzen, meistenfalls Organika, sowie des pH-Wertes sind die Schwermetallgehalte deutlich erhöht. Ohne daß interpretierbare Veränderungen der Bodenreaktion sowie der Gehalte an verglühbaren Substanzen auftreten, ist diese Quellen-Senken-Beziehung im Prinzip

auch auf die beiden unterlagernden Horizonte anzuwenden. Die Resultate belegen aber augenscheinlich die mittels Prognosemodellen von SCHACHTZABEL vorausberechneten Trends, welche sich infolge der Systemalterung aufgelassener Rieselfeldflächen abzeichnen (vgl. AG STOFFDYNAMIK 1995).

Die Änderungen der Bindungsformen der Schwermetalle sollen exemplarisch anhand des Cadmiums in Abbildung 3-24 dargestellt werden. Typisch ist die Verringerung des an Organika fixierten Stoffpoools, die für alle Spezies mit Ausnahme des Chroms zu beobachten ist.

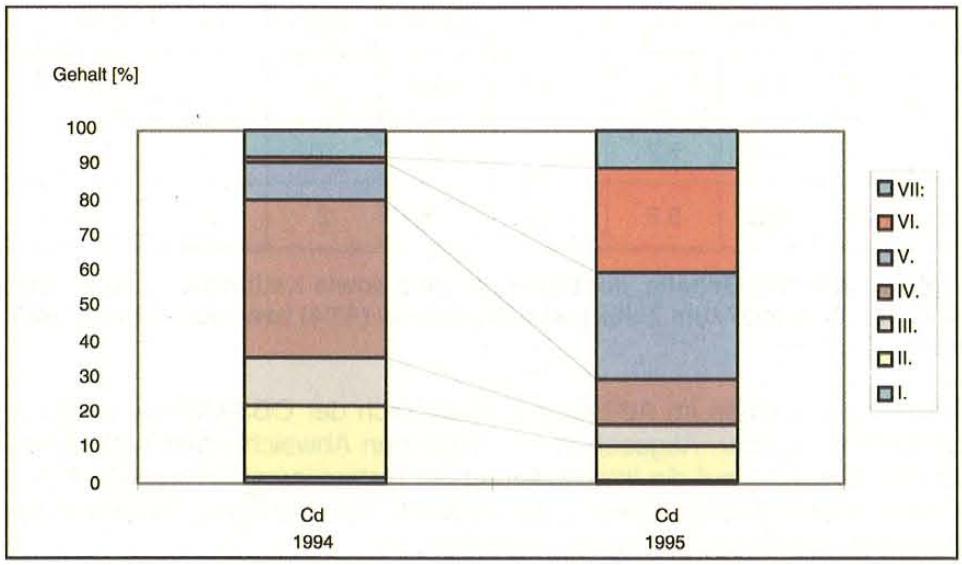


Abb. 3-24: Änderung der Bindungsformen von Cadmium (nach ZEIEN/BRÜMMER) im Untersuchungszeitraum (Oberboden)

Eine Interpretation der Beschaffenheitsänderung des Sickerwassers muß von den qualitativen Charakteristika des Inputs in der wäßrigen Phase ausgehen (Niederschlag). Hinsichtlich ihrer hydrochemischen Eigenschaften wiesen die untersuchten Proben eine schwache bis mäßig sauere Reaktion auf. Die Schwermetallkonzentrationen lagen in einem Bereich, der durch langjährige Vergleichsmessungen im näheren Umkreis repräsentiert wird. Bei der extremen Verringerung der Niederschagsmenge sowie dem Auftreten von temperaturbedingten Sperrschichten schien die lokale Modifikation prägend zu sein, welche sich auch durch hohe Ammonium- und Sulfatkonzentrationen auszeichnete. Letztere waren mit etwa gleich großen Chlorid- und Nitratanteilen an der anionischen Komponente der Leitfähigkeitssignale beteiligt.

Bei der Diskussion der Veränderungen des Sickerwassers werden die vier Einbautiefen der Saugkerzen als Ebenen (E) in Zentimeter unter Geländeoberfläche bezeichnet:

E1 = 50 cm, E2 = 80 cm, E3 =110 cm, E4 = 170 cm.

Es wurde deutlich, daß sich, einige Starkniederschlagsereignisse (vor allem 1994) ausgenommen, die relevanten Untersuchungen auf Zeiträume außerhalb der Vegetationsperiode erstrecken müßten. Die Probennahme vor allem im Sommer/Frühherbst 1995 war somit objektiv wenig von Erfolg gekrönt.

In Hinblick auf die Acidität der Wasserproben ist während des Untersuchungszeitraumes zunächst ein genereller Trend ihrer Zunahme zu verzeichen, wobei in allen Untersuchungsebenen eine gleichsinnige Beschaffenheitsänderung erfolgt (Abb. 3-25). Graduelle Unterschiede sind jedoch zwischen den A-Horizonten und den unterlagernden Substraten erkennbar.

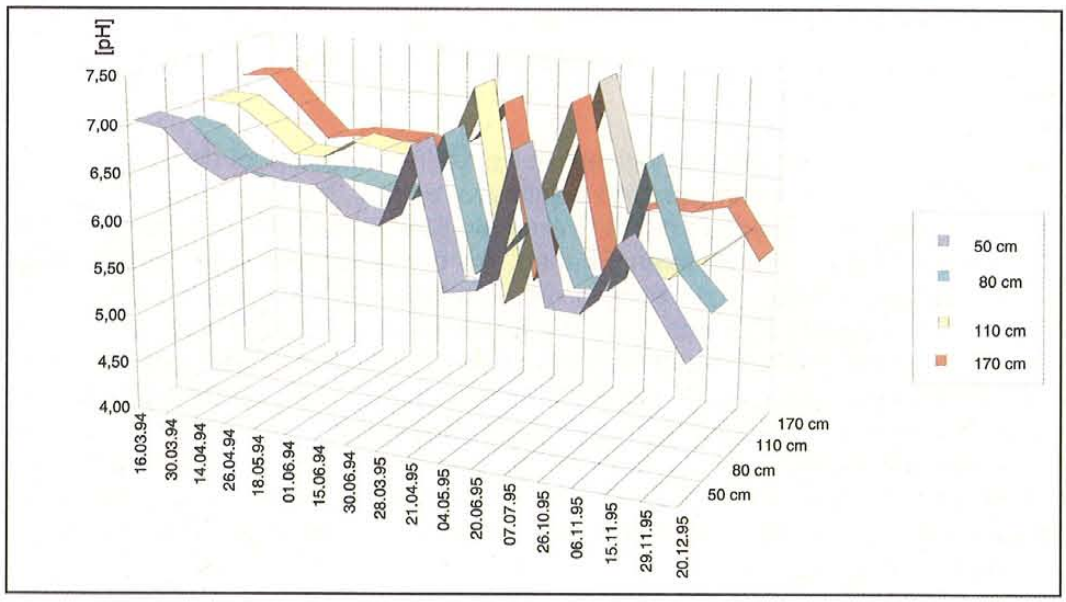


Abb. 3-25: Acidität des Bodenwassers in den Ebenen 1- 4 (4/94 - 12/95)

Die Schwermetallkonzentrationen des Bodenwassers wurden durch die geochemischen Spezifika der Spezies bestimmt. So wurde Blei nur sporadisch festgestellt. Die maximalen Konzentrationen betragen in Ebene1 0,07 $mg \cdot l^{-1}$, in Ebene 2 werden mit 0,2 $mg \cdot l^{-1}$ die höchsten Werte erreicht. Im Bodenwasser der unterlagernden Schichten treten bis zu 0,1 $mg \cdot l^{-1}$ auf.

Der Anteil der mobilen und der leicht nachlieferbaren Fraktion ist bei Cadmium im Vergleich zu Blei größer. Cadmium konnte häufig im Bodenwasser aller Ebenen nachgewiesen werden, wobei mit wachsendem Unterflurabstand eine deutliche Konzentrationszunahme bis zu 0,1 $mg \cdot l^{-1}$ einherging. (Abb. 3-26). Unter dem Zeitaspekt ergab sich diese auch für das zweite Untersuchungsjahr. Hier scheint sich der schon häufig diskutierte Systemalterungseffekt bemerkbar zu machen, dessen charakteristische Merkmale der Rückgang der organischen Substanzgehalte sowie die spätere Zunahme der Acidität darstellen. Die Elemente Zink und Kupfer zeigten ein gleichsinniges Zeitverhalten. Auch bei Nickel traten zum Ende der Meßkampagne die höchsten Konzentrationen in der Bodenlösung auf. Das immobile Chrom wurde nur sporadisch im Sickerwasser nachgewiesen. Eine Darstellung und Interpretation ist deshalb nicht möglich.

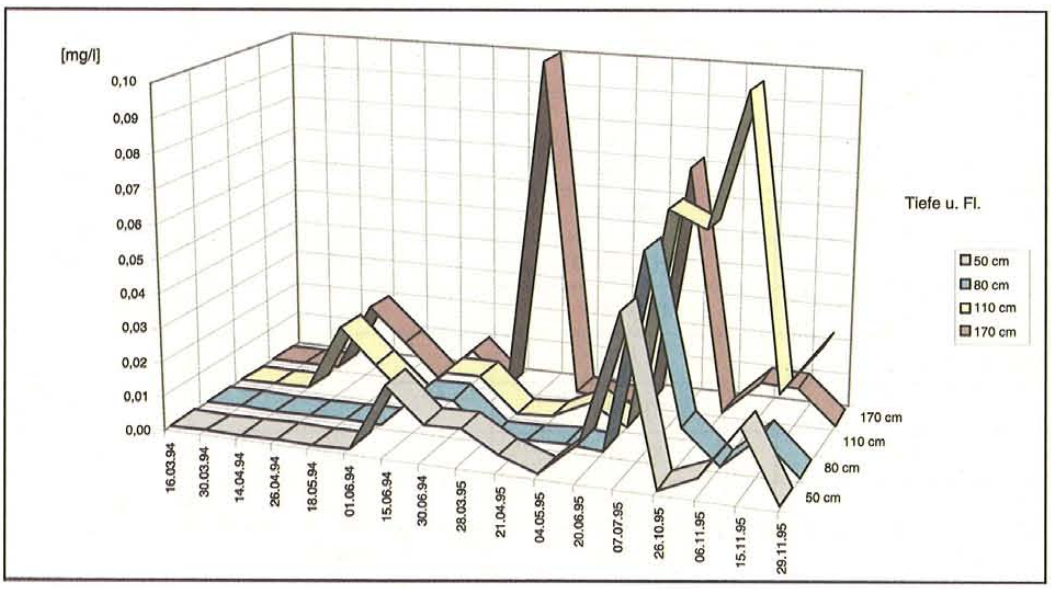


Abb. 3-26: Cadmiumkonzentrationen im Bodenwasser

Die Konzentrationen anionischer Nährstoffkomponenten zeigen in ihrer Zeitabhängigkeit ein gegenläufiges Verhalten: einer Zunahme von Sulfat- und Nitratkomponenten steht eine Abnahme der Phosphate gegenüber.

Anhand der Sulfatkonzentrationen in den Wässern der einzelnen Ebenen ist die zunehmende Freisetzung durch den Mineralisierungsprozeß nachzuvollziehen. Im oberen Bodenbereich erfolgt im Verlauf der Vegetationsperiode durch Entzug ein Stoffoutput, erst im November verringern sich die Differenzen zu den anderen Ebenen. An der Unterseite des Wurzelraumes (Ebene 2) wird der gesamte freigesetzte Pool in die unterlagernden Schichten transportiert. Vor allem im Jahr 1995 unterscheiden sich somit die Bodenlösungen der drei unteren Ebenen nur unmerklich voneinander. Deutlich verschieden ist auch der Nährstoffverbrauch der wichtigsten Stickstoffkomponente (Abb. 3-27). Die Differenzen zwischen der oberen Ebene und den unterlagernden Bereichen hinsichtlich der Nitratkonzentrationen sind in den Frühjahrs- und Sommermonaten am größten. Ab November 1995 erfährt der Vertikalgradient eine Umkehrung. Der Null-Wert in Ebene 2 zum 06.11.95 ist auf mangelnde Wasserfüllung der Saugkerzen zurückzuführen. Von großer Bedeutung ist jedoch der enorme Anstieg der Nitratkonzentrationen zum Jahresende hin.

Das Auftreten von Nitrit in der Bodenwasserlösung ist naturgemäß in größeren Bodentiefen von Bedeutung.

Eine gesicherte Abschätzung der Frachten ist infolge des Fehlens konkreter bodenhydraulischer Parameter kaum möglich. Nimmt man

- die von dargestellten Grundwasserneubildungsraten, unter Vernachlässigung von Dränwasserausträgen, welche bei aufgelassenen Flächen nur bei größeren Starkregenereignissen relevant sind, sowie

- die Mimimal- bzw. Maximalkonzentrationen der Stoffspezies in Ebene 4

zur Grundlage, ergeben sich nachfolgende Spannweiten von jährlichen Frachten aus dem Boden des Einleiterbereiches einer aufgelassenen Rieselffläche in Richtung Aquifer:

Stoffkomponente	***Minimalfracht***	***Maximalfracht***
Magnesium	mehr als 0	1,14
Natrium	0,06	23,8
Kalium	0,42	1,83
Cadmium	mehr als 0	0,006
Kupfer	mehr als 0	0,007
Nickel	0,0002	0,018
Blei	mehr als 0	0,006
Zink	0,014	0,06
Chlorid	0,57	9,7
Nitrit	mehr als 0	1,55
Nitrat	9,06	40,4
Sulfat	8,34	25,56
Orthophosphat	0,138	0,360

Tab. 3-42: Grobe Abschätzung von jährlichen Minimal- und Maximalfrachten in den Aquiferbereich unter einer aufgelassenen Rieselfläche (alle Angaben [$g \cdot m^{-2}$])

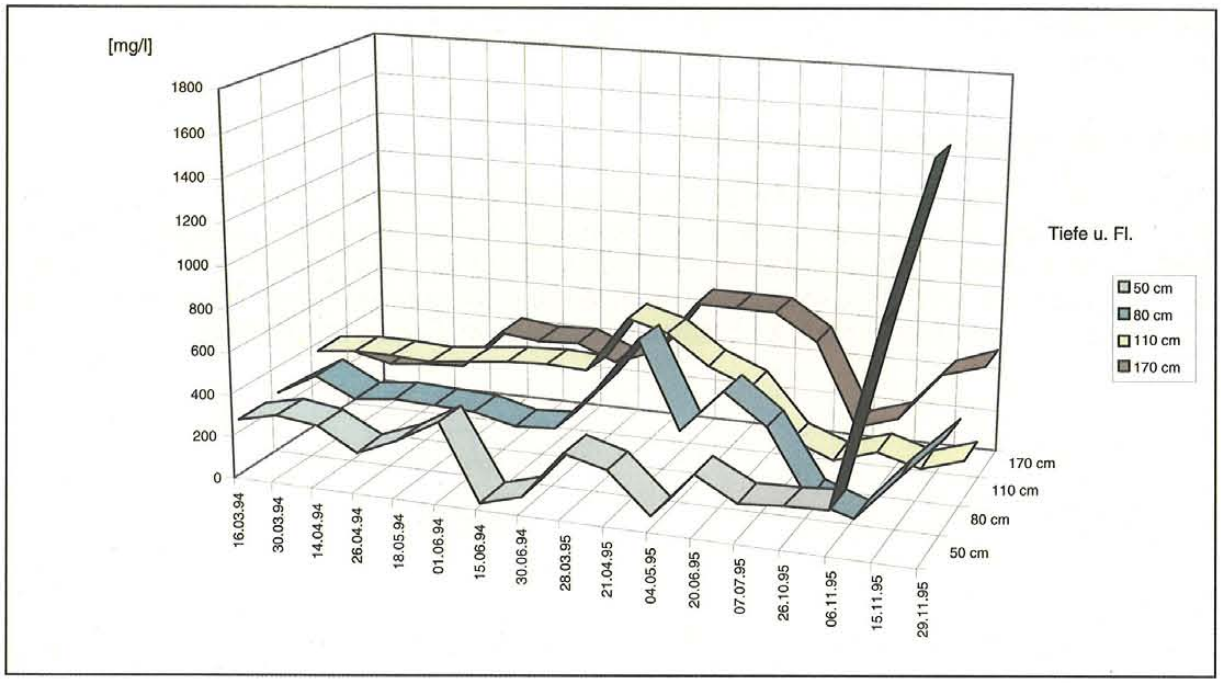


Abb. 3-27: Nitratkonzentrationen im Bodenwasser

Es ist darauf hinzuweisen, daß mittel- und längerfristige Monitoringmaßnahmen notwendig sind, um diese Änderung des Systemverhaltens kontrollieren und gegebenenfalls steuern zu können (vgl. Kap. 6.4).

3.5 Bewertung der Bodenkontamination und Darstellung des Gefährdungspotentials

3.5.1 PAK-Profile der Raumelemente

Die Diskussion der PAK-Profile belasteter Böden ermöglicht eine differenzierte Bewertung der Belastungen durch diese organischen Xenobiotica. Das Vorliegen gleicher Summenwerte bedeutet keinesfalls das gleiche Gefährdungspotential, da sich die einzelnen Vertreter der Stoffgruppe deutlich in Ökotoxizität und Abbaubarkeit unterscheiden. Gleiche Summenwerte können ferner vorhandene Mobilitätsunterschiede im Boden überdecken.

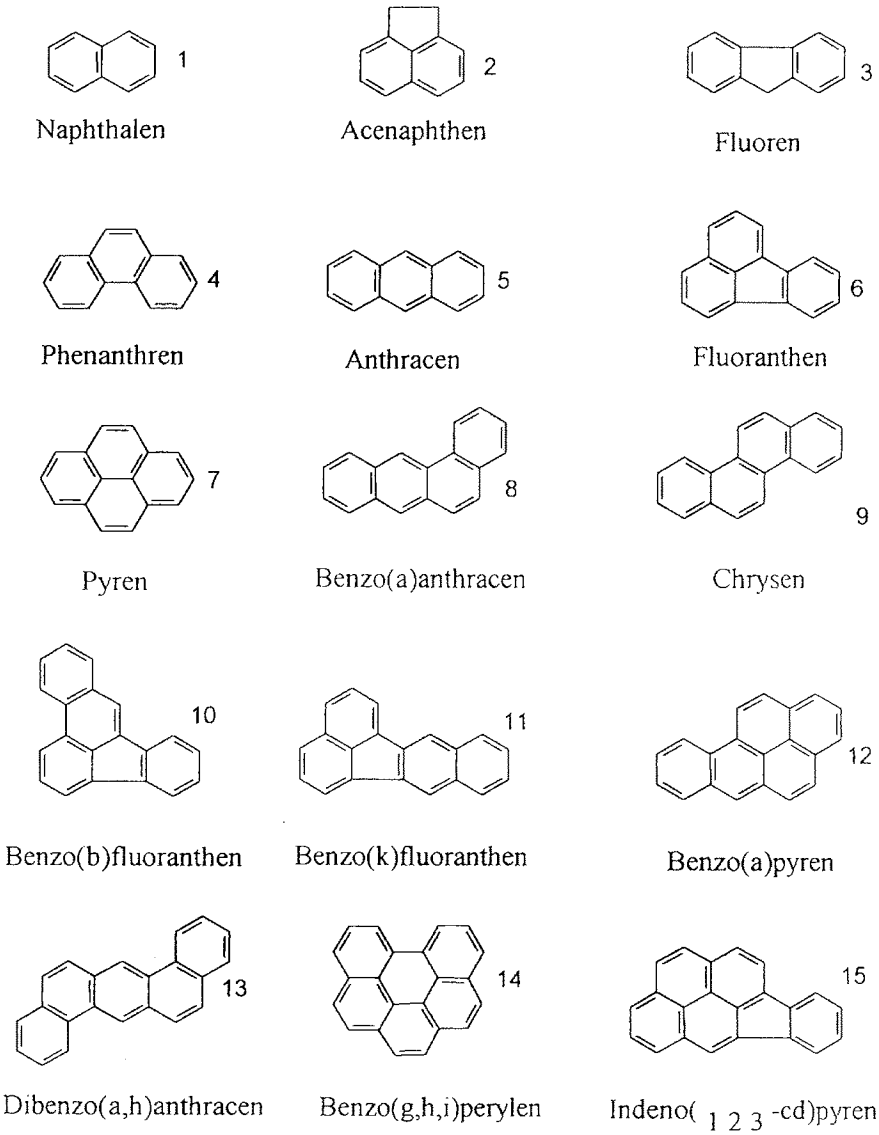


Abb. 3-28: Polyzyklische Aromaten in der Reihenfolge der PAK-Profile

Die Abbildungen 3-29 bis 3-31 zeigen die gemittelten PAK-Profile der Substrate verschiedener Elemente des Untersuchungsgebietes.

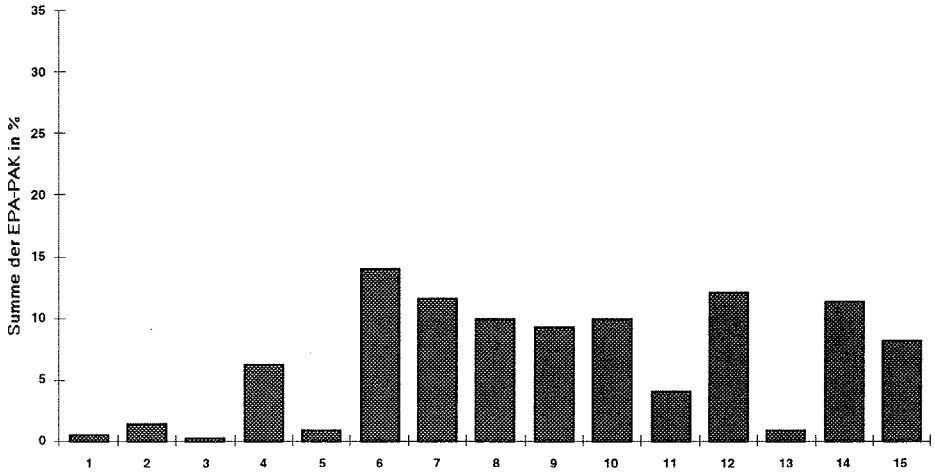


Abb. 3-29: PAK-Muster der Einleiter (Nr. 1 -15 PAK analog Abb. 3-28)

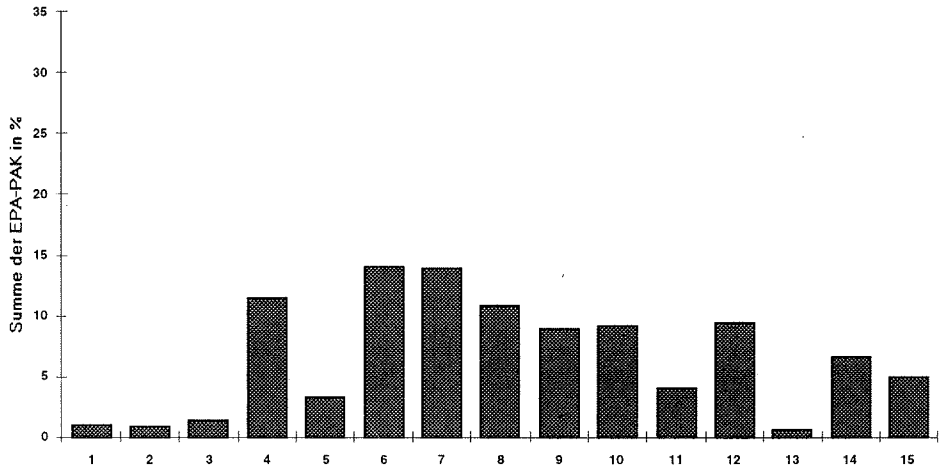


Abb. 3-30: PAK-Muster der Absetzbecken (Nr. 1 -15 PAK analog Abb. 3-28)

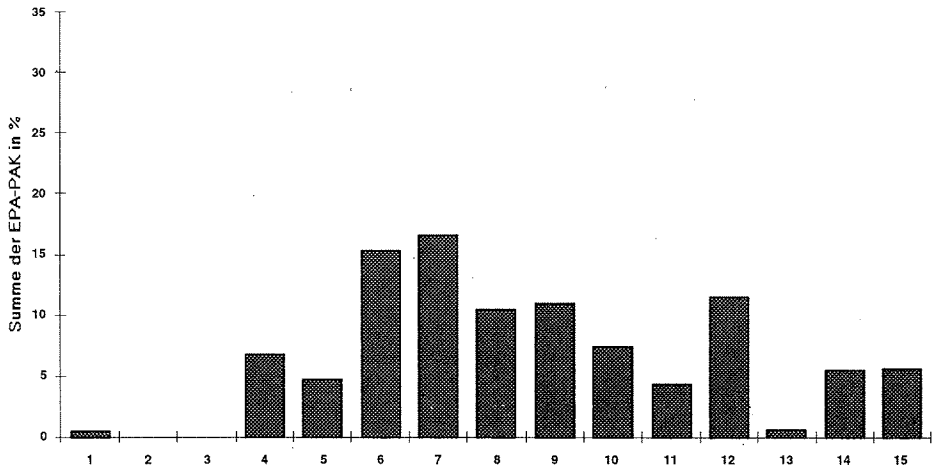


Abb. 3-31: PAK-Muster der Vergleichsstandorte (Nr. 1 -15 PAK analog Abb. 3-28)

Trotz deutlich unterschiedlicher Gesamtbelastung der Einleiterbereiche und der Proben, die der Tafelmitte entnommen wurden (Tab.3.44), unterscheiden sich die PAK-Profile der Rieseltafeln im Durchschnitt um weniger als 1 %. Das ist ein deutlicher Nachweis dafür, daß für die Tafeln die gleiche Immissionsquelle verantwortlich ist.

Rieselfeldelement	Mittelwert	Max.	Min.
Einleiter	3,0	13,7	0,02
Tafelmitte	0,66	1,2	u. N.
Vergleichsstandorte	0,45	0,76	0,24

Grenzwert EPA: Ia - 10, Ib - 1, II - 50 [ppm];Brandenburger Liste (1993) u.N. - unter Nachweisgrenze

Tab. 3-43: PAK-Gehalte in Böden und Substraten des Untersuchungsgebietes [ppm]

Die Profile der Vergleichsstandorte zeigen eine stärkere Wichtung der Verbindungen 5 - 9. Diese Tendenz, die für die sechs polyzyklischen Aromaten der Trinkwasserverordnung auch auf den Rieselfeldern der Stadt Münster festgestellt wurde, wird im Berliner Untersuchungsgebiet für 15 PAKs bestätigt. Der Anteil der ökologisch besonders bedenklichen hochmolekularen polyzyklischen Aromaten ist in den Rieselfeldsubstraten signifikant höher. Der Vergleich der Summen der prozentualen Gehalte der Verbindungsgruppen 5 - 9 bzw. 10 - 15 macht das deutlich.

Die erhöhte Präsenz der niedrigmolekularen PAKs läßt sich mit der regelmäßigen Beaufschlagung der Rieselfelder erklären. Auf den Vergleichsstandorten ist ihr Gehalt wegen der höheren Mobilität, der geringeren Halbwertszeiten und des insgesamt geringeren Eintrags kleiner.

Für die Absetzbecken, Zuleiter, Dämme und Einleiter lassen sich wichtige Aussagen wiederum aus den Summen der gebildeten Stoffgruppen ableiten. Da die Zuleiter- und Absetzbekkensubstrate am besten die Zusammensetzung der im Abwasser transportierten PAKs repräsentieren, wird deutlich, daß der erhöhte Anteil hochmolekularer polyzyklischer Aromaten auf den Rieseltafeln durch Geoakkumulation entstanden sein muß. Beide Substrate belegen auch, daß der Anteil mobilerer niedrigmolekularer PAKs im Abwasser deutlich höher ist, als die Untersuchungen der Tafelsubstrate erkennen läßt.

Die Untersuchung der PAK-Profile von unterschiedlichen Rieselfeldelementen unterstreicht die ökologische Relevanz der Stoffgruppe. In den Böden hat während der Abwasserverrieselung besonders der Anteil der polyzyklischen Aromaten zugenommen, die eine geringe Abbaubarkeit und Wasserlöslichkeit, große Sorptionskoeffizienten an die OBS und hohe ökotoxikologische Bedenklichkeit zeigen. Zwei- und dreiringige PAKs besitzen dagegen mit Ausnahme des Anthracens eine erhebliche Mobilität bzw. Flüchtigkeit, selbst in Böden mit hohen OBS-Gehalten.

Rieselfeldelement	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Einleiter	0,5	1,3	0,2	6,2	0,9	14,0	11,6	10,0	9,3	9,9	4,1	12,1	0,9	11,4	8,1
Tafelmitte	0,6	1,3	0,2	7,3	1,4	13,5	11,1	13,0	9,5	12,1	4,7	13,2	0,5	9,1	6,9
Zuleiter	0,6	3,0	1,7	7,5	1,5	16,1	13,2	10,4	9,6	8,2	4,0	10,6	0,6	6,6	6,6
Absetzbecken	1,0	0,9	1,3	11,5	3,3	14,0	13,9	10,8	8,9	9,2	4,1	9,4	0,6	6,6	4,9
Dämme	0,4	0,6	0,1	7,1	2,0	16,5	13,1	10,4	9,2	10,3	6,3	10,4	0,2	7,3	7,7
Grabensedimente	7,8	3,8	1,3	31,3	1,3	11,4	9,0	2,5	3,8	6,3	3,8	7,5	---	3,8	6,3
Deponiesubstrat	11,2	---	5,8	48,7	0,5	8,9	6,3	2,6	0,9	4,0	3,6	0,5	1,9	1,7	3,6
Vergleichsstandorte	0,4	---	---	6,8	4,7	15,3	16,6	10,5	11,0	7,4	4,3	11,5	0,6	5,5	5,6

Rieselfeldelement	Probenzahl	Σ 1 - 4	Σ 5 - 9	Σ 10 - 15
Einleiter	25	8,2	45,8	45,6
Tafelmitte	29	9,4	48,5	46,5
Zuleiter	2	12,8	50,1	36,6
Absetzbecken	10	14,7	50,9	34,8
Dämme	2	8,2	51,2	31,9
Grabensedimente	2	44,2	26,7	27,7
Deponiesubstrat	3	65,7	19,2	15,3
Vergleichsstandorte	4	7,2	58,1	34,9

Tab. 3-44: Durchschnittliche prozentuale PAK-Gehalte am Gesamt-PAK-Gehalt von Substraten verschiedener Rieselfeldelemente in den Rieselfeldgebieten Schenkenhorst und Großbeeren (vgl. Karte 3-4 und 3-5)

In den Sedimenten der Vorflutgräben wird deutlich, daß die Mobilität die Hauptursache ist.

3.5.2 Bewertungsansatz „Bodenkontamination“ - die potentielle und aktuelle Gefährdung der benachbarten Raumkompartimente durch den in der Bodenzone fixierten Stoffpool

Die Intensitätserhöhung der externalen (d.h. zwischen Umgebung und Rieselfeldsystem, gleichbedeutend mit einer Kontrollparameteränderung) und internalen (zwischen den Kompartimenten und Elementen des Rieselfeldsystems) Stoff- und Energieflüsse hat nach Aufnahme der Abwasserbeaufschlagung im Raum Veränderungen der Struktur und der Dynamik des Geosystems bewirkt. Infolge der strukturellen und milieubedingten Barriereeffekte des Bodens sind Xenobiotica, Nährstoffe und Mikrobionten über geogene und geoökologisch nicht relevante Konzentrationen hinaus akkumuliert worden. Sie treten in Mengen auf, welche nicht mehr über die internen Stoffkreisläufe und Energiekaskaden in die naturbelassene Dynamik einbezogen werden können. Damit ist die Möglichkeit einer Beeinträchtigung der

Funktionen der Subsysteme Boden, Bios und/oder Hydros gegeben. Auf direktem Weg oder infolge einer akkumulativen Anhäufung ist für die Organismenarten im Rahmen des Nahrungsnetzes eine Indikation ökotoxikologischer Wirkungen möglich (vgl. Teilprojekt III).

Die von dem im Bodenkompartiment fixierten Stoffpool ausgehende potentielle (nach Möglichkeit wirkungsfähige) Gefährdung resultiert aus:

- der Art der Last- und Schadstoffspezies (bzw. der Mikrobionta) sowie
- ihrer raumkonkreten Konzentration.

Diese Prämissen sind üblicherweise das Resultat einer Bestandsaufnahme raumdeckender Informationen zur Schadstoffbelastung des Bodens und bilden die Basis für entsprechende Bewertungsverfahren bzw. Kartenwerke. International, national und regional existieren verschiedene Bewertungsgrundsätze für Bodenkontaminationen mit unterschiedlicher juristischer Verbindlichkeit und geoökologischer Sinnhaftigkeit. Dies liegt zum Teil darin begründet, daß die komplexen pedoökologischen Wirkungsmechanismen und Interaktionen schwer zu erfassen und zu beschreiben sind und die Schadstoffwechselwirkungen weitgehend nur in subtopischer Dimension quantitativ darstellbar sind. Bewertungsverfahren müssen jedoch Anforderungen wie Handhabbarkeit, Transparenz und Nachvollziehbarkeit erfüllen und gleichzeitig die Komplexität und Heterogenität der stofflichen und räumlichen Bodenkontamination mit ihren Auswirkungen berücksichtigen.

Entscheidend dafür, eine vom Bodenkompartiment ausgehende Gefährdung als „potentielle" anzusehen, ist zunächst, daß die naturbedingten (diurnen, saisonalen und anuellen) Rhythmen und die durch die menschliche Tätigkeit verursachten Änderungen der von „außen" wirksam werdenden Einflüsse kritische Größen nicht überschreiten dürfen. Damit bleiben die wesentlichen Parameter im Raum stabil, d.h. der Retardationseffekt des Bodenkompartimentes gegenüber den Last- und Schadstoffen ist dann so groß, daß diese nur in „homöopathischen" Dosen und/oder weniger toxischen chemischen Konfigurationen in die benachbarten Raumkompartimente gelangen. Das davon ausgehende Gefährdungsrisiko wird somit minimiert.

Diese Überlegungen bildeten die Basis für die Erstellung der Beispielkarten (Karten 3-10 bis 3-13) zum Gefährdungspotential im Raum. Ausgewählt wurden dabei die relevanten Schwermetalle Cadmium (Cd) und Blei (Pb), begründet durch die Höhe ihrer Akkumulation im Oberbodenkompartiment sowie ihre Unterschiede in der geochemischen Mobilität. Kupfer (Cu) ist nicht raumdeckend von Relevanz, während Zink (Zn) nach den bisherigen Untersuchungen der Arbeitsgruppe eine ähnliche Dynamik wie Cd zeigt. Sinngemäße Ableitungen sind demzufolge möglich.

Ein möglicher Ansatz zu einer Ausweisung der Gefährdung durch den in der Bodenzone fixierten Last- und Schadstoffpool kann davon ausgehen, daß in Abhängigkeit von den Raumelementen Konzentrationen auftreten, welche ein Vielfaches einschlägiger Grenzwerte übertreffen. Es ist anzunehmen, daß der in der Residualfraktion gebundene Pool auch unter extremen Änderungen der äußeren Einflüsse nicht freigesetzt werden kann. Somit resultiert die potentielle Gefährdung aus der Summe des in den Fraktionen 1-6 (nach ZEIENBRÜMMER) erfaßten Anteils und die aktuelle Gefährdung aus den Anteilen der 1. und, zumindest teilweise, der 2. Fraktion. Entsprechende Untersuchungen zur Ermittlung von raumelementtypischen Charakteristika wurden von SCHADE & BUKOWSKY vorgelegt. Mit ihren Untersuchungen konnte belegt werden, daß bei den mobileren Spezies (Cd, Zn) raumtypische Unterschiede ableitbar sind, hingegen bei Pb nicht.

Eine rechnergestützte Kartenerstellung zur Ausweisung der potentiellen Gefährdung unter Berücksichtigung des generell immobilen Anteils der Residualfraktion war auf Grund der ungenügenden Absicherung des raum(element)-konkreten Anteils der 7. Fraktion nicht möglich.

Um den vom Auftraggeber gewünschten Bezug zur Brandenburger Liste abzusichern, ist deshalb bei der Darstellung der potentiellen Gefährdung davon ausgegangen worden, daß die in-situ-Schwermetallgehalte weitgehend ein Resultat der Retardation durch die organische Bodensubstanz sind. Von den punktuell ermittelten Schwermetallgehalten, welche als über den Prüfwert der Brandenburger Liste hinausgehende Akkumulationen dargestellt worden sind (z.B. Karten 3-10 bis 3-14), ist ein Schluß auf den Schwermetallpool in den Flächen gleicher OBS-Gehalte möglich. Dort, wo trotz Probennahme und Analyse (vgl. Karten 3-4 und 3-5) in der Gefährdungskette keine Meßwerte dargestellt worden sind, liegt demzufolge auch keine potentielle Gefährdung vor.

Da mehr als 95% des Bodenstickstoffes und fast der gesamte Phosphorpool zunächst in organischer Bindungsform vorliegen, zeigen die Raummuster der N_t- sowie P_t- Verteilung ein der organischen Substanzgehalte gleichsinniges Muster (vgl. Karte 3-8). Diese Akkumulationsbereiche der OBS sind somit auch potentielle Belastungsquellen in Hinblick auf die Makronährstoffe N, S, und P. Gleichsinnig können die genannten Karten interpretiert werden.

Eine aktuelle Gefährdung aller benachbarten Kompartimente ist durch die Minderung der geochemischen Barrierefunktion gegeben, welche im Geosystem durch gravierende Kontrollparameteränderungen entstehen kann. Neben Veränderungen, die einer langzeitlichen und einer globalen räumlichen Dimension zugeordnet werden müssen (klimatisches bzw. geologisches Bedingungsgefüge), welche für die hier zu diskutierenden, praxisorientierten Problemfelder kaum eine Rolle spielen, werden diese vor allem durch Nutzungsumwidmungen bedingt. Sie rufen mittelfristig Veränderungen der Ordnungsparameter hervor, wodurch die Retardationskapazität des Bodenkompartimentes vermindert wird und dieses verstärkt als Quelle wirksam werden kann.

Art, Umfang und Intensität der Kapazitätsminderung werden vor allem bestimmt durch:

- die Verringerung der Gehalte an organischer Bodensubstanz, dem wichtigsten Sorbenten und Komplexbildner, verursacht durch eine Intensitätserhöhung der Nettomineralisierung bei Einstellung der Beaufschlagung,
- die Verminderung der Basensättigung und Zunahme der Acidität des pedochemischen Milieus, woraus eine Erhöhung der Mobilität vieler kationischer Spezies resultiert sowie
- die Umwandlung organisch fixierter Nährstoffkomponenten (N, P, S) in anorganische Spezies.

Resultat ist in jedem Fall eine Zunahme der Dissipation (Zerstreuung) des fixierten Stoffpools. Nach bisherigem Stand können eine Reihe von Indikationen eine Zunahme der aktuellen Gefährdung bei Einstellung der Beaufschlagung belegen:

- die Austräge über die Dränwässer,
- der Transfer in die anstehende Vegetation sowie
- die Resultate der umfangreichen Elutions- und Lysimeterversuche (vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995).

Die Realisierung einer kartographischen Darstellung der aktuellen Gefährdung durch den fixierten Schwermetallpool wäre auf der Basis von zwei Strategien möglich:

- durch Ausweisung der Anteile der 1. und 2. Extraktionsstufe der sequentiellen Extraktion; entsprechende Vorbehalte hinsichtlich dieses Ansatzes wurden weiter oben formuliert;
- durch Ausweisung relevanter, über raumtypische Gehalte naturnaher Geosysteme hinausgehende Akkumulationen an organischer Substanz (OBS> 3%) bzw. eines relevanten Schwermetallpools (z.B. Cd>2,0 $mg \cdot kg^{-1}$ - entspricht dem Prüfwert Ia der Brandenburger Liste) unter mobilisierend wirksam werdenden pedochemischen Milieubedingungen (pH<4,5).

In Karte 3-14 sind die Resultate einer Ausweisung der aktuellen Gefährdung nach dem letztgenannten Prinzip dargestellt.

Allerdings ist es bei Nutzungsumwidmung durchaus möglich, daß die Vertikalverlagerung des Stoffpools durch Lehmstrukturen in gewissen Grenzen kompensiert werden kann (vgl. Kap. 3.5.3). Eine aktuelle Gefährdung des Aquifers durch den in der Bodenzone fixierten Stoffpool tritt überall dort auf, wo

- Unterlagerungen mit bindigen Schichtpaketen, welche als mechanische oder sorptionsaktive Barrieren wirksam werden, fehlen,
- Kurzschlußströmungen, welche eine unmittelbare vertikale Translokation ermöglichen, auftreten,
- hohe Grundwasserstände, die einen Direktkontakt des Kapillarsaumes mit dem kontaminierten Oberboden ermöglichen, vorhanden sind und
- im Ergebnis eines intervallgeprägten Wasserinputs relevante Dränwasserabflüsse in die Vorfluter auftreten.

3.5.3 Zum Einfluss unterlagernder Lehmstrukturen auf das aktuelle Gefährdungspotential

In Erweiterung mathematischer Prognoseansätze, welche am Beispiel von sandigen Substratdecken des Untersuchungsraumes erprobt wurden und das Problem der Systemalterung zum Inhalt hatten (vgl. ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK 1995), sollte überprüft werden, welchen Einfluß unterlagernde Lehmstrukturen auf das aktuelle Gefährdungspotential besitzen. Hierzu wurde das von RENGER & Mitarbeitern zur Verfügung gestellte und von SCHACHTZABEL weiterentwickelte Programmpaket zur Anwendung gebracht.

In ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK (1995) ist zunächst der Nachweis erbracht worden, daß der Systemalterungsprozeß (Intensivierung des Mineralisierungsprozesses mit Zunahme der Acidität und Verringerung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz) zwar einem Hystereseprozeß unterliegt, ansonsten aber zur weitgehenden Entleerung des Schadstoffspeichers „Oberboden" führt. Dieser wird bei normaler Niederschlagshöhe in Richtung Aquifer verlagert.

In den Abbildungen 3-32 bis 3-35 ist der Einfluß von lehmhaltigen Strukturen auf die Translokation von Blei und Cadmium für den Standort S1025c mit Unterlagerung durch sandigen Lehm bzw. schluffigen Sand dargestellt worden. Als Transportmedium wurde der nach Einstellung der Beaufschlagung vorauszusetzende, niederschlagsbedingte Sickerwasserstrom angenommen.

Auch das immobile Blei wird im Falle eines Systemalterungsprozesses von 20 Jahren fast vollständig verlagert. Durch den relativ geringen Ton-Schluff-Gehalt im Unterboden wird keine nennenswerte Retardation erreicht. Die Substratanalysen aus den verschiedenen Ebenen dieses Standortes sowie Resultate von Untersuchungen aus dem Raum Großbeeren bestätigen diese Charakteristika. Bleibt die organische Bodensubstanz erhalten, sind hingegen Veränderung nur in „homöopathischen Dosen" möglich.

Mit gleicher Intensität und ohne nennenswerte Effekte der Verringerung des aktuellen Gefährdungspotentials durch den Unterboden geht an diesem Standort auch die Cadmiumverlagerung vonstatten.

Für den durchgängig lehmstrukturierten Standort S1022g treten ohne Systemalterung vor allem an Schichtgrenzen geringfügige Mengenzunahmen der Schwermetallakkumulationen

auf (Abb. 3-32). Dieses Ergebnis ist jedoch rein hypothetischer Natur, denn eine Aufrechterhaltung dieses Systemzustandes erfordert eine Zusatzbewässerung.

Als Schlußfolgerung ergibt sich, daß es durchaus bei Nutzungsumwidmung möglich ist, die Vertikalverlagerung des Schwermetallpools durch Lehmstrukturen in gewissen Grenzen zu kompensieren.

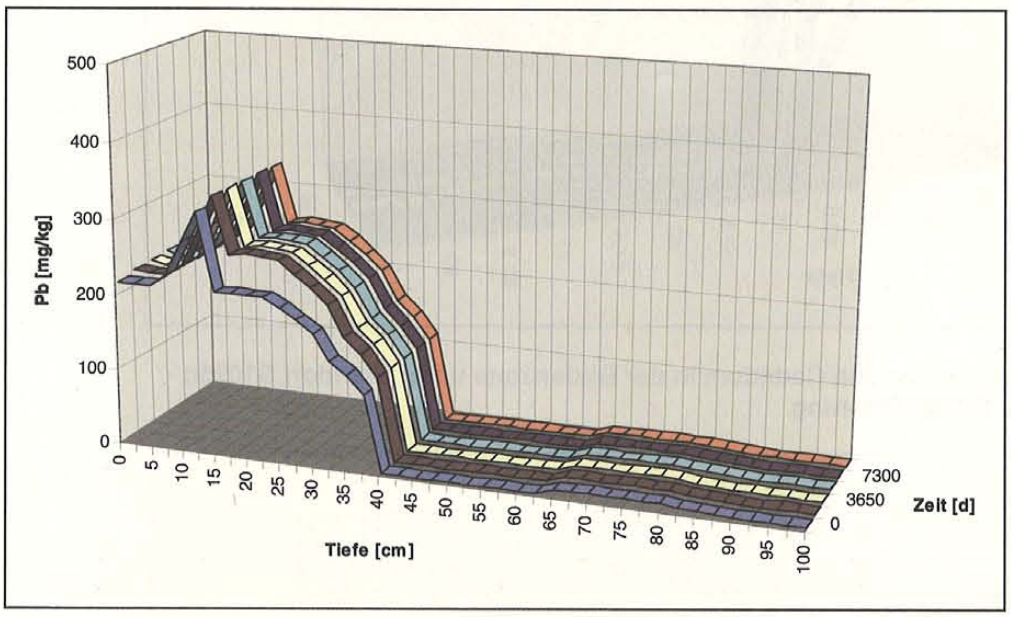


Abb. 3-32: Translokation von Blei in der Bodenzone unter Standort S1025c - ohne Systemalterung

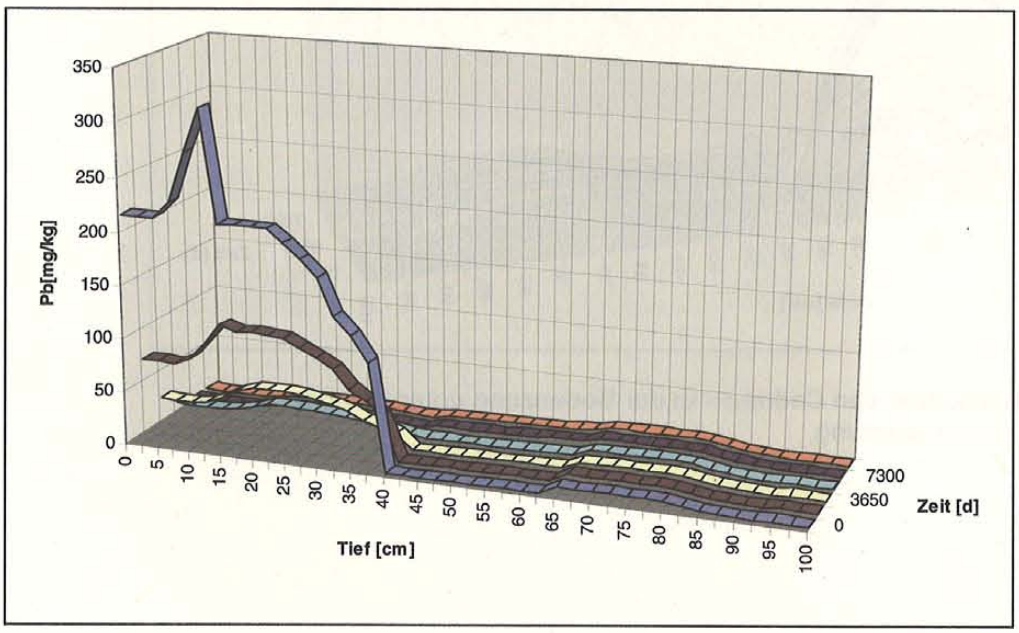


Abb. 3-33: Translokation von Blei in der Bodenzone unter Standort S1025c - mit Systemalterung

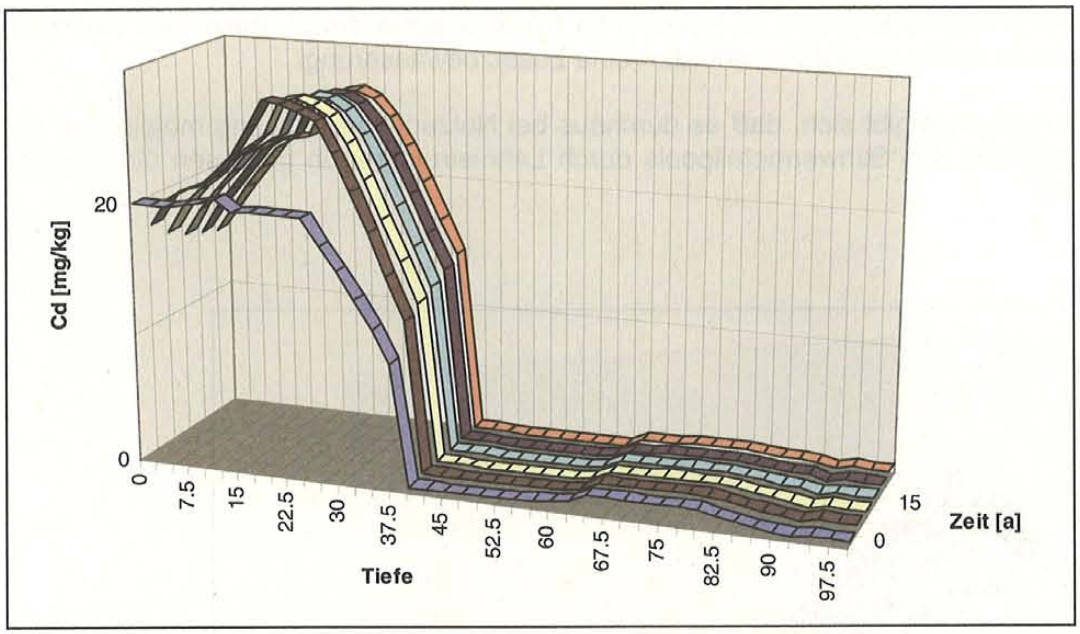


Abb. 3-34: Translokation von Cadmium in der Bodenzone unter Standort S1025c - ohne Systemalterung

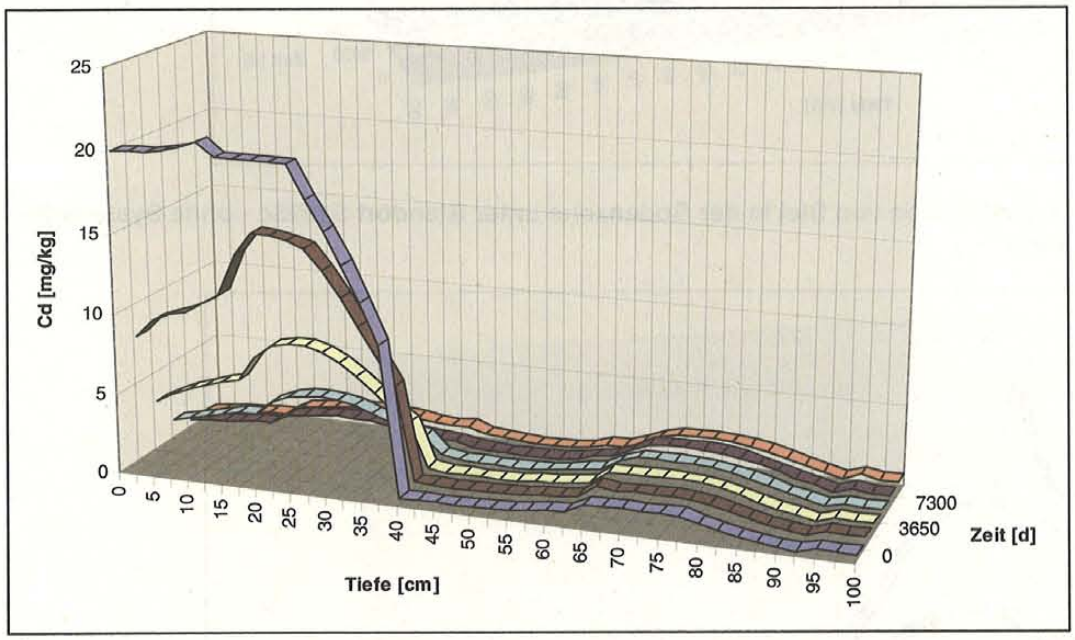


Abb. 3-35: Translokation von Cadmium in der Bodenzone unter Standort S1025c - mit Systemalterung

3.6 UNTERSUCHUNGEN AUF TESTFLÄCHEN UNTERSCHIEDLICHER BEAUFSCHLAGUNGSVARIANTEN

Es bestand die Vermutung, daß der Infiltrationsprozeß durch ein gut ausgebautes Drainagesystem und die damit verbundenen Kurzschlußströmungen beschleunigt wird, wodurch sich die Retardation der Last- und Schadstoffe verringert. Die Inhaltsstoffe des Dränwasseroutputs würden somit zu einem wesentlichen Faktor für die Belastung der Vorfluter.

Im Rahmen von in-situ-Testversuchen konnten verschiedene Systemzustände simuliert werden. Auf einem noch intakten Areal, nahe der Ortschaft Schenkenhorst, wurden im Herbst 1991 auf folgende Tafeln jeweils ca. 500-800 m^3 mechanisch geklärtes Abwasser (Schwarzwasser) verrieselt. Die Beaufschlagungshöhe betrug somit 170 -270 mm je Gabe (vgl. Abb. 3-37 und Karte 3-1), wobei bis zu diesem Zeitpunkt

- Tafel S1018e (0,3 ha) - seit 1989 die doppelte Anzahl (ca. 5000 $mm^{\bullet}a^{-1}$),
- Tafel S1018k (0,3 ha) - die übliche Anzahl (10) an Gaben(2000-3000 $mm^{\bullet}a^{-1}$) erhielten und
- Tafel S1018i (0,3 ha) - seit 1989 ohne Abwasserbeaufschlagung blieb.

Für die Drainbeprobung sind folgende Zeitschritte ausgewählt worden:

t1: 5 min. nach Beginn des Drainabflusses

t2: 30 min. nach Beginn des Drainabflusses

t3: 120 min. nach Beginn des Drainabflusses

t4: 24 h nach Beginn des Drainabflusses

t5: 48 h nach Beginn des Drainabflusses

Über die beprobten Draine der sandigen Tafeln wurden 5 bis 30% des Beaufschlagungswassers ausgetragen. Diese relativ geringen Mengen sind durch die günstigen Bedingungen im Untersuchungsgebiet für die Abströmung des Sickerwassers ins Grundwasser und in die Gräben zu erklären. Die Grobporen der dominierenden Fein- und Mittelsande mit hoher Wasserleitfähigkeit fungierten als bevorzugte Sickerbahnen. Bereits ca. 3 Stunden nach der Wasserbeaufschlagung beginnen die Abflüsse aus den jeweiligen Drainen und erreichen schnell ihre Maxima. Die Kurven schwingen dann langsam aus (vgl. BLUMENSTEIN, GRUNEWALD, & SCHUBERT 1991). Das weist auf einen Makroporenfluß hin. Bei solchen Kurzschlußströmungen unterliegt das infiltrierende Abwasser kaum den Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix, was den Retardationseffekt durch den Bodenkörper drastisch vermindert.

Die Konzentrationsmaxima c_{max} der stofflichen Parameter fallen etwa mit den Abflußmaxima zusammen, was das vermutete verringerte Rückhaltevermögen des Bodens bei den hohen Fließgeschwindigkeiten und der damit geringen Verweildauer der Wässer bestätigt. Mit der Abwasserbeaufschlagung ist sowohl eine Änderung des Eh- (Sauerstoffarmut durch Überstauung) als auch pH-Milieus der Bodenzone verbunden.

Zur Aufhellung von Prozeßmechanismen und zur Abschätzung quantitativer Stoffaspekte dienen die Stoffkonzentrationen der wäßrigen Phase (Beaufschlagungswasser) als Vergleich. Die Meßergebnisse der Stickstoffkomponenten verdeutlichen, daß bei der Passage Abwasser-Boden-Drainwasser sehr intensive und schnelle Prozesse ablaufen müssen. Im Abwasser dominiert Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), was die Anaerobie des Milieus dieser Wasserart bestätigt. Das im Boden befindliche Nitrat ist als Anion schlechter sorbierbar und wird in den Drainwasserstrom verlagert, während das Ammonium freie Austauscherplätze einnimmt. Mit dem Wiederansteigen des Redoxpotentials nach der Berieselung wird es zu Nitrat aufoxidiert.

Die Drainwässer weisen höhere Gesamtstickstoffmengen auf als die wäßrige Phase des Rieselwassers. Es muß somit ein Teil des im Boden fixierten Stickstoffpools remobilisiert worden sein.

	R	DI	O	G	Gw
NO_3-N	2,80	29,78	19,48	20,00	11,30
NO_2-N	0,24	0,09	0,30	0,38	0,02
NH_4-N	17,19	0,81	2,25	0,19	0,40
N_{org}-N	0,38	0,79	2,63	0,81	-
N_t	21,33	31,47	24,66	21,38	-

R - Beaufschlagungswasser
O - Oberflächenwasser des Vorflutgrabens
DI - Drainwasser der sandigen Tafeln
G - Grundwasser des unbedeckten Grundwasserleiters bei Tafel S1018e
Gw - Grenzwert nach Trinkwasserverordnung

Tab. 3-45: Mittlerer Gehalt der Wässer an Stickstoffkomponenten [mg l^{-1}]

Die mit der Bodenpassage verbundene Aufkonzentrierung führt zur Belastung der Vorflut und des unbedeckten Grundwasserleiters. Dieser Trend wird durch die Werte des geochemisch mobilen Nitrates deutlich.

Die Schwermetallkonzentrationen im Drainwasser (DI) waren insbesondere bei den mobilen Spezies (Cd, Ni) von Bedeutung, in den Oberflächenwässern (Vorfluter) nahmen sie ab. Ein Teil der Fracht wird relativ schnell sedimentiert. Mitgeführte Organika, an denen Schwermetalle gebunden sind, können jedoch beim Transport aufoxidiert werden und freiwerdende Schwermetallspezies zur Belastung der Sedimente der Hauptvorflut führen.

Die pH-Werte der Wässer liegen im Vergleich zu den aufgebrachten Abwässern bis 1,5 niedriger, wesentlich bedingt durch den zuvor erläuterten Stickstoffmetabolismus.

Nimmt man für einen Bilanzierungsansatz die mittleren Stoffkonzentrationen des Drainabflusses der normal beaufschlagten Tafel S1 018k sowie dessen gemessene Abflußmenge je Beaufschlagung (durchschnittlich 100 m^3), so werden folgende Stoffmengen bei einer Berieselung in die Vorflut eingetragen:

3 kg Stickstoff, 280 g Zink, 120 g Nickel, 80 g Kupfer, 50 g Blei und 20 g Cadmium.

Da in den letzten Jahren die Abwasserapplikation auf den Rieselfeldern südlich Berlins drastisch eingeschränkt wurde, war zu untersuchen, ob die damit verbundene Verstärkung der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz, die Erhöhung der Bodenacidität und die daraus resultierende Verstärkung der Mobilität der Schwermetallspezies (vgl. Kap. 3.4) sich in qualitativen Charakteristika widerspiegeln. Hierzu wurden die eingangs erwähnten Beaufschlagungsvarianten der Testtafeln S1 018e, S1 018i und S1018k realisiert.

Die Resultate ließen die Schlußfolgerung zu, daß Schadstoffe durch Ausbleiben der Abwasserapplikation remobilisiert werden können, denn während t1-t3 ist für jede Schwermetallkonzentration der Extremwert erreicht worden. Somit ist ein Teil des Pools in die Bodenlösung gelangt und über das Filtrat in den Drainwasserstrom des beginnenden Abflusses verlagert worden. Die in die Bodenlösung gelangten Stoffspezies stehen natürlich auch zum Transfer in tiefere Schichten (Grundwasser) bzw. in die Pflanze zur Verfügung.

Während t4-t5 zeigte sich ein anderes Bild, die Schwermetallkonzentrationen waren gering. Der mobile Pool hatte eine vollständige Translokation erfahren.

Die Untersuchungen zeigten, daß die Abwasserbeaufschlagung im Rieselfeldgebiet über die Drainagen zur Belastung der Vorflut mit Stickstoff- und Schwermetallverbindungen beiträgt. Nutzungsänderungen, wie das zeitweilige Ausbleiben der Abwasserbeaufschlagung, können Änderungen der ökosystemaren Struktur- und Milieubedingungen bewirken, die diesen Prozeß beschleunigen. Als sicher kann jedoch gelten, daß bei fehlendem Abwassereintrag und normaler Niederschlagsintensität in der Regel keine Dränwasserspende erfolgt. Es gilt allerdings zu bedenken, daß episodische Ereignisse mit hohem Sickerwasseraufkommen auftreten können (z. B. Schneeschmelze), in deren Verlauf eine entsprechende Stofftranslokation erfolgen kann. Ähnliches gilt für den Prozeß der Grundwasserneubildung.

3.7 Quellen

ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN DER UP 1992: Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone.- 1. Zwischenbericht LUA Brandenburg/Universität Potsdam: 61 S.

ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN DER UP 1994: Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone.- 2. Zwischenbericht LUA Brandenburg/UP Potsdam: 29 S.

ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN DER UP 1995: Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone.-Abschlußbericht LUA Brandenburg/UP Potsdam: 172 S.

ARBEITSGRUPPE STOFFDYNAMIK IN GEOSYSTEMEN DER UP 1994: Rieselfelder Berlin-Süd - Multivalente Beurteilung der ökologischen Relevanz von Last- und Schadstoffen - Aufbau eines Bodeninformationssystems.- Abschlußbericht (unveröff.); MUNR Brandenburg/ UP; Potsdam: 238 S.

ASMUS, F. & VETTERLEIN, E. 1969: Untersuchungen über den Einfluß einer langjährigen Abwasserverrieselung auf einige wichtige Bodeneigenschaften.- Albrecht-Thaer-Archiv 13 (7): 631-644

AURAND, K. et al. 1982: Vergleichende Untersuchungen an langfristig mit Abwasser belasteten Böden zur Beurteilung der Reinigungsvorgänge durch den Untergrund bei der künstlichen Grundwasseranreicherung.- Forschungsbericht (unveröff.) WABOLU Berlin: 248 S.

BARSCH, H.; BLUMENSTEIN, O. & SCHACHTZABEL, H.: Zur Modellierung transportkontrollierter Transferprozesse auf Altlastengebieten in Brandenburg.- Greifswalder Geographische Arbeiten 11 (1994), S. 37 - 47

BAUMANN, H. & OLBERTZ, M. H. 1953: Zur Wirkung städtischer Abwässer auf die Bodenfruchtbarkeit bei Anwendung übergroßer Wassermengen.- Wasser und Boden 2: 35-41

BLEYL, M.; BAAKE, M.; BROZIO, S. & ROSENBERG, M. 1994: Fixierung von Schwermetallen in den Grabensedimenten des Schenkenhorster Hauptgrabens.- Belegarbeit (unveröff.); Potsdam : 30 S.

BLUME, H. P. (Hrsg.) 1990: Handbuch des Bodenschutzes.- Landsberg: 686 S.

BLUME, H.P. & R. HORN 1982: Belastung und Belastbarkeit Berliner Rieselfelder nach einem Jahrhundert Abwasserverrieselung.- Z. Kulturt. Flurber. 23: 236-248

BLUMENSTEIN, O. 1995: Geoökologische Aspekte des Evolutionsprozesses hemerober Geosysteme im jungpleistozänen Raum.- Habilitationsschrift (unveröff.); Potsdam: 230 S.

BLUMENSTEIN, O.; GRUNEWALD, K. & SCHUBERT, R. 1991: Das Altlastengebiet Rieselfeld Berlin-Süd - eine geoökologische Herausforderung.- Potsdamer Geographsche Forschungen, Bd.1; Potsdam: 80 S.

BLUMENSTEIN, O.; GRUNEWALD, K. & SCHUBERT, R. 1994: Gutachterliche Stellungnahme zu der Belastung von Grabensedimenten der Vorfluter im Westteil des Rieselfeldgebietes Berlin-Süd.- Gutachterliche Stellungnahme (unveröff); LUA Brandenburg / UP Potsdam; Potsdam: 6 S.

BLUMENSTEIN, O.; TRÖGER, U. & PORTMANN, H.-D. 1991: Rieselfelder Brandenburg - Berlin.- Aufgabenstellung zum Projekt; LUA Potsdam 78 S.

BROSE, A. et al. 1993: Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von PAK und PCB in ballungsraumtypischen Ökosystemen in Berlin.- Mitt. Dtsch. Bodenkl. Gesellsch. 72(2): 1121-1124

DÖRING, H. 1960: Die chemischen Ursachen der Rieselmüdigkeit der Berliner Rieselböden.- Dt. Landwirtschaft 11

DYCK, S. 1988: Grundlagen der Hydrologie.- Berlin: 408 S.

EIKMANN, T. & KLOKE, A. 1991: Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden.- In: Handbuch Bodenschutz, 9. Lfrg. 18 S.

FELIX-HENNINGSEN, P.; WILBERTS, A & CRÖSSMANN, G. 1993: Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in den Rieselfeldböden der Stadt Münster (Westfalen).- Z. Pflanzenern. Bodenk. 156: 115-121

FESTER, J. 1964: Untersuchungen über den Einfluß unterschiedlicher Abwasserbehandlung auf die Eutrophierung der Gewässer.- Dissertation, TU Berlin.

GRÜN, M. et al. 1989: Kontrollierte landwirtschaftliche Nutzung ausgewählter schwermetallbelasteter Gebiete.- Forschungsbericht (unveröff.).- Institut für Pflanzenernährung Jena

GRUNEWALD, K. 1993: Bodenzustand und -belastung aktueller und ehemaliger Rieselfelder südlich Berlin.- Potsdamer Geographische Forschungen , Band 5; Potsdam: 130 S.

GRUNEWALD, K. 1993: Bodenzustand und -belastung aktueller und ehemaliger Rieselfelder südlich Berlin.- Potsdamer Geographische Forschungen, Band 5; Potsdam: 130 S.

GRUNEWALD, K. et al. 1995:Methodische Ansätze zur Erkundung großflächiger Bodenkontaminationen.- Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (im Druck)

HARTIG, H.1959: Neuausrichtung der Rieselwirtschaft.- F/E-Bericht, HU Berlin

HARWART, S. 1994: Screening-Untersuchung von Bodenproben mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA).- Forschungsstudie (unveröff.), Uni Potsdam/TU Berlin. 7 S.

HIEROLD, W. 1988: Zum Stoffumsatz in Rieselfeldern.- Dissertation (unveröff.), PH Potsdam: 141 S.

KRÜGER, K. 1955: Untersuchungen über die Ursachen der Rieselmüdigkeit und Maßnahmen zur Ertragssteigerung auf rieselmüdem Boden.- Dissertation, HU Berlin

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, ABT. GEWÄSSERSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT 1993: Anschreiben an den Auftragnehmer vom 28.10.1993

NESTLER et al. 1987: Problems in the utilization of soil passage for water treatment.- International Symposium on Groundwater Monitoring and management.- Dresden: 34 S.

PUERTA PALACIOS, M. C. 1965: Untersuchungen zur Klärung der Frage nach den Ursachen der Ernährungsstörungen der Pflanzen auf dem Rieselfeld Berlin-Karolinenhöhe.- Dissertation, TU Berlin

RENGER, M. & STREBEL, O. 1980: Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften.-Wasser und Boden, 32: 362-366

RENGER, M. et al. 1992: Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch.- Forschungsbericht (unveröff.), Berlin: 215 S.

RIMO, G. 1964: Ein Beitrag zu den Ursachen der Rieselmüdigkeit von Böden.- Albrecht Thaer-Archiv 8

ROHDE, G. 1961:Spurenelementanreicherung verursacht Rieselmüdigkeit.-Wasserwirtschaft / Wassertechnik 11 (11): 542-550

RUNGE, I. 1995: Möglichkeiten und Grenzen von Luftbildern bei der Zustands- und Belastungsanalyse von Rieselfeldern.- Hausarbeit (unveröff.) Potsdam: 32 S.

SALT, C. 1988: Schwermetalle in einem Rieselfeldökosystem.- Reihe „Landschaftsentwicklung und Umweltforschung", TU Berlin: 214 S.

SCHACHTZABEL, H. & BLUMENSTEIN, O. 1995: Modellierung hemerober Geosysteme erfordert Beachtung der Systemalterung.- Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (eingereicht)

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL 1989: Lehrbuch der Bodenkunde.- Stuttgart: 491 S.

SCHÜTZE, H. et al. 1993: Analyse der Schadstoffbelastung der Rieselfelder Fürstenwalde.- Forschungsbericht (unveröff.), Jena, Potsdam : 204 S.

SOWA, E.: Schutzgutbezogene Folgenutzung von Rieselfeldern.- Handbuch Bodenschutz, 7150.- Berlin : 38 S.

SVITEK, V. 1994: Untersuchungen makrostruktureller Spezifika und ausgewählter Merkmale der organischen Bodensubstanz von Rieselfeldböden.- Hausarbeit (unveröff.), Potsdam: 71 S.

TRÖGER, U. et al. 1995: Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer: Teilprojekt Hydrogeologie.- Abschlußbericht (Manuskript)

ZEIEN, H. & BRÜMMER, G: 1989: Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.-Mitt. Dt. Bodenk. Gesellschaft 59/I: 505-510