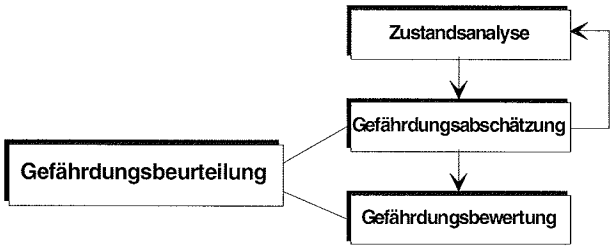
4.10 GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG

4.10.1 EINLEITUNG

Der Begriff „Gefährdungsbeurteilung" definiert, wie das nebenstehende Diagramm verdeutlicht, die Schritte der Gefährdungsabschätzung sowie die Gefährdungsbewertung. Die Gefährdungsbewertung wird hier als letzte Phase der Gefährdungsbeurteilung verstanden, während es sich bei der Gefährdungsabschätzung lediglich um einen Zwischenschritt handelt.



Die **Gefährdungsabschätzung** ist neben der Zustandsanalyse ein Hauptelement in der Beurteilung des Vorgehens hinsichtlich einer Verdachtsfläche. Das Ziel der Gefährdungsabschätzung ist, die Gefahrensituation für alle Schutzgüter zu bewerten, die von den unterschiedlichen Inhaltsstoffen und Pfaden ausgehen können. Sind diesbezüglich alle Fragestellungen ausreichend beantwortet, werden diese Ergebnisse als Grundlage der Gefährdungsbewertung herangezogen. Die Feststellung von Erkenntnisdefiziten weist darauf hin, daß die Zustandsanalyse nicht hinreichend ist und weitere Untersuchungen notwendig sind.

Die **Gefährdungsbeurteilung** beinhaltet im wesentlichen die Ergebnisse der Gefährdungsabschätzung. Darüber hinaus soll sie Empfehlungen zur weiteren Behandlung der festgestellten Situation geben sowie Angaben zur Nachnutzung mit eventuellen Beschränkungen machen.

In der globalen Gefährdungsbewertung wird neben der reinen Stoffbetrachtung und der davon ausgehenden Gefährdung für das Schutzgut „Wasser" und den Menschen ebenso der Naturraum als Schutzgut betrachtet. Welche Gefährdungen durch wasserwirtschaftliche Eingriffe sowie durch die Stillegung der Rieselfelder entstehen, ist ebenso Gegenstand der Betrachtung. Berücksichtigung fanden außerdem auch Konzentrationserhöhungen von Schadstoffen im Wasser, wenn der Verdacht bestand, daß diese Stoffe aus dem Schadstoffpool des Bodenkörpers stammen.

In der Zustandsanalyse (Abschlußbericht - Teilprojekt II) wurden alle wesentlichen Grundlagen geschaffen, um eine globale Gefährdungsbewertung für den Gesamtraum von etwa 150 km² im oben definierten Sinn durchführen zu können. Da dieses Vorgehen eine Betrachtung von lokalen Schäden oder Verdachtsflächen (z.B. einzelne Absetzbecken) ausschließt, wird es in einigen Teilbereichen nicht möglich sein, über die Anforderungen der Gefährdungsabschätzung hinaus zu einer detaillierten Gefährdungsbewertung zu gelangen.

Als wesentliche Punkte zur Bewertung werden folgende in der Zustandsanalyse ermittelten und in der Gefährdungsabschätzung als ausreichend beantwortet angesehene Ergebnisse berücksichtigt:

- Eigenschaften und Mengen der nachgewiesenen Stoffe einschließlich der Reaktionsprodukte
- räumliche und zeitliche Möglichkeiten und Wahrscheinlichkeiten einer Ausbreitung der Schadstoffe
- Art und Umfang der Exposition von Schutzgütern in Verbindung mit den vorhandenen oder geplanten Nachnutzungen

Als Ergebnis der **Gefährdungsbewertung** werden Aussagen zu folgenden Punkten gemacht:

- Art und Umfang der Kontamination sowie der Gefährdung der betroffenen Schutzgüter

- Beschreibung der entsprechenden Maßnahmen:
    1. keine oder geringe Kontamination: keine Gefahr, es sind keine Maßnahmen erforderlich
    2. es ist eine regelmäßige Überwachung geboten
    3. die Kontamination ist so erheblich, daß sofort die nötigen Maßnahmen zur Sanierung oder Sicherung getroffen werden müssen
- Angaben zur Nutzung mit eventuellen Einschränkungen

Die Größe des Untersuchungsgebietes, die komplexen Verhältnisse und die Betrachtung des Untersuchungsraumes als dynamisches System bedingen für die Gefährdungsbewertung gewisse Einschränkungen. So kann die Gefährdungsbewertung nicht den Anspruch einer endgültigen Aussage erheben, da sie eng an die derzeitige Flächen- und Wassernutzung gekoppelt ist. Diese Tatsache bedeutet, daß jeder Eingriff in den Wasserhaushalt oder ein Abweichen von den derzeitigen Nutzungsverhältnissen der Flächen eine erneute Gefährdungsbeurteilung notwendig macht. Auch sind prognostische Aussagen zur Gefährdungsbeurteilung nicht möglich, da die hierzu erforderlichen Randparameter zum Zeitpunkt der Berichterstellung nicht vorlagen.

4.10.2 GRUNDWASSER

1. Grundwasserleiter

Da das Grundwasser des 1. Grundwasserleiters nicht zur Gewinnung von Trinkwasser genutzt wird, besteht somit über diesen Pfad keine direkte Gefährdung für das Schutzgut Mensch. Eine Gefährdung für Menschen könnte aber durch unkontrollierte Entnahme von Grundwasser z.B. durch Kleingärtner entstehen. Weiterhin kann es in Gebieten, in denen effluente Verhältnisse vorherrschen, zur Beeinträchtigung der Qualität der Oberflächengewässer kommen, welches eine direkte Gefährdung unterschiedlichster Schutzgüter zur Folge hätte. Außerdem stellt das Wasser des 1. Grundwasserleiters, aufgrund der negativen Druckdifferenz zum 2. Grundwasserleiter (Kap. 4.4.2), eine indirekte Gefährdung für die, aus dem 2. bzw. 3. Grundwasserleiter fördernden Wasserwerke dar (Kap. 4.10.4). Aus diesen Gründen ist doch eine Bewertung des Gefahrenpotentials des 1. Grundwasserleiters notwendig.

Die Wasserqualität des 1. Grundwasserleiters ist - bedingt durch die hydrodynamischen Verhältnisse, die eine horizontale Fließrichtung erst in tieferen Grundwasserleitern zeigt - im Rieselfeldareal nachhaltig durch die Rieselfeldwirtschaft beeinträchtigt. So sind erhöhte Konzentrationen an Nährstoffen, eine anthropogen beeinflußte Aufsalzung und erhöhte Schwermetallkonzentrationen (Nickel und Kupfer) festgestellt worden (Kap. 4.6.2). Bei einigen dieser Parameter ist es bereits zur Mobilisierung aus der Bodenzone gekommen. Darüber hinaus sind Belastungen mit organischen Schadstoffen nachgewiesen worden, die lokal den Prüfwert (San-I-BBL) überschreiten. Auch die Bewertung der Grundwasserqualität durch die Ökotoxikologie zeigte, daß das Grundwasser des 1. Grundwasserleiters nicht als Trinkwasser geeignet ist.

Die im Oberboden in Relation zu den Prüfwerten stark akkumulierten Schwermetalle Cadmium und Blei werden im Falle ihrer Remobilsierung innerhalb der ungesättigten Zone und des oberen Bereiches des 1. Grundwasserleiters an den, z.T. auch nur geringfügig vorhandenen Sorbenten festgelegt, so daß diese im 1. Grundwasserleiter nicht mehr nachweisbar sind. Auch relativiert sich die doch sehr flachgründige Anreicherung von Schwermetallen im Oberboden vor den enormen Verteilungsmöglichkeiten im Untergrund (Kap.4.9.3).

Als Konsequenz aus den gewonnenen Ergebnissen sind Nutzungsbeschränkungen in der Form zu treffen, daß in jedem Fall untersagt werden soll, das Grundwasser des 1. Grundwasserleiters im Rieselfeldareal für den Gebrauch zugänglich zu machen. Dies betrifft vor allem den direkten Verzehr. Die Nutzung des Grundwassers innerhalb des Rieselfeldareals zur Bewässerung sollte nur unter bestimmten Voraussetzungen und unter Betreuung durch eine Fachbehörde genehmigt werden. Sollten hier Baumaßnahmen durchgeführt werden, die einen Eingriff in den 1. Grundwasserleiter erforderlich machen, muß im Einzelfall eine Detailerkundung Aufschluß über die zu erwartende Grundwasserqualität geben, um so die erforderlichen Maßnahmen zur Gefahrenabwehr zu treffen.

An dieser Stelle sei noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die hohe Belastung im 1. Grundwasserleiter eng auf das Rieselfeldareal begrenzt ist. Außerhalb der Rieselfelder in etwa 500 bis 1000 m Entfernung ist mit wesentlich besseren Wasserqualitäten zu rechnen. Diese Tatsache ist darin begründet, daß innerhalb der Rieselfelder das Strömungsverhalten vertikal gerichtet ist und die horizontale Ausbreitung erst in den tieferen Grundwasserleitern stattfindet.

Eine Beobachtung der Grundwasserqualität ist in jedem Falle erforderlich, um eine eventuelle Ausbreitung sowie das Konzentrationsverhalten der Schadstoffe ermitteln zu können. Dieses Vorgehen soll vor allem dazu dienen, im Falle einer Verschlechterung der Grundwasserqualität und der Gefahr, daß tiefere Grundwasserleiter in Mitleidenschaft gezogen werden, frühzeitig geeignete Gegenmaßnahmen treffen zu können.

2. und 3. Grundwasserleiter

Der 2. und 3. Grundwasserleiter bilden im Untersuchungsgebiet den sogenannten „Hauptgrundwasserleiter". Dieser Hauptgrundwasserleiter wird von den umliegenden Wasserwerken zur Trinkwassergewinnung genutzt und ist somit als besonders schützenswert einzustufen, da die langfristige Sicherung der Grundwasserressourcen in diesem Raum eine wichtige Aufgabe darstellt.

Durch die beschriebenen Ausbreitungsmechanismen wird deutlich, daß hier der horizontale Transport vorherrscht. So kann beobachtet werden, daß die Ausbreitung der Rieselfeldkontaminanten im Gegensatz zum 1. Grundwasserleiter über die Grenzen des Rieselfeldareals hinausgeht.

Die im 1. Grundwasserleiter festgestellte hohe Belastung mit Salzen, Nährstoffen und Schwermetallen beschränkt sich im 2. Grundwasserleiter im wesentlichen auf die Salze. So scheinen bei der vertikalen Strömung vom 1. Grundwasserleiter zum 2. Grundwasserleiter Sorptions- und mikrobiologische Abbauprozesse stattzufinden. Auf die Denitrifizierung hat offensichtlich der durchschnittlich 5 bis 15 m mächtige Geschiebemergel entscheidenden Einfluß, während in Hinblick auf die Phosphatbelastung Fixierungsvorgänge im 1. Grundwasserleiter entscheidend sind.

Aufgrund der nachgewiesenen Schwermetallanomalien in den oberen Dezimetern des Saalegeschiebemergels (Kap. 4.9.3) kann dessen zusätzliche Barrierefunktion gegenüber Schwermetallverlagerung bestätigt werden. Es stehen also im Falle der Remobilisierung der in den oberen Bodenbereichen fixierten Schwermetalle ausreichend Sorptionspotentiale im Untergrund zur Verfügung um eine Gefährdung des 2. bzw. 3. Grundwasserleiters zu verhindern.

Im Abstrom der Rieselfelder sind erhöhte Salzfrachten festgestellt worden. Lokal wurden auch Verunreinigungen mit organischen Schadstoffen nachgewiesen.

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchung weisen in den abwasserbürtigen Proben auf Belastungen mit toxischen Substanzen hin, wobei die Häufigkeit der positiven Proben allerdings gegenüber dem 1. Grundwasserleiter stark abnimmt. Die Tendenz einer horizontalen Ausbreitung im 2. und 3. Grundwasserleiter konnte ökotoxikologisch ebenfalls bestätigt werden. Für das Wasser der Brunnen des Wassewerkes ENRO wurde eine erheblich erbgutverändernde Wirkung nachgewiesen, die wahrscheinlich auf die ermittelten hohen CKW-Konzentrationen zurückzuführen ist (Kap. 4.6.2.10).

Die festgestellten Ergebnisse hinsichtlich der Belastung des 2. und 3. Grundwasserleiters und die Betrachtung der hydrodynamischen Verhältnisse lassen ein Monitoringsystem unerläßlich erscheinen. Dies betrifft die nachgewiesene Belastung mit Nährstoffen und anderen Kontaminanten. Das von der Arbeitsgruppe angenommene Ausbreitungsverhalten konnte sich, bedingt durch den im Verhältnis zu den Fließzeiten kurzen Beobachtungszeitraum, nicht endgültig absichern lassen. So kann es, durch die Einstellung des Rieselfeldbetriebes oder die Änderung zur Zeit nicht absehbarer Randbedingungen, langfristig zu Millieuveränderungen kommen, die die beschriebenen Prozesse (Denitrifizierung sowie Sorption des Phosphats und der Schwermetalle) nicht mehr gewährleisten. Die Parameter Clofibrinsäure und N-(Phenylsulfonyl)-sarcosin sollten ebenfalls weiter beobachtet werden. Wird im Laufe der Zeit ein umweltrelevantes Verhalten nachgewiesen, muß für diese Parameter ein entsprechendes Konzept zur Sicherung der Trinkwasserressourcen erarbeitet werden. Die lokal festgestellten hohen Werte für chlorierte Kohlenwasserstoffe, insbesondere für Vinylchlorid bedürfen einer besonders kritischen Beobachtung. Unter Umständen sollte hier eine genaue Erkundung der Schäden erfolgen und darauf aufbauend eine Sanierung der Standorte angestrebt werden.

4. und 5. Grundwasserleiter

Die im Untersuchungsgebiet vorhandenen tieferliegenden Grundwasserleiter werden nur in geringem Umfang vom Wasserwerk Teltow zur Trinkwassergewinnung genutzt. Trotzdem ist die Exposition des Menschen über das Trinkwasser gegeben.

Die durchgeführten Untersuchungen erbrachten in bezug auf die typischen Rieselfeldkontaminanten keine positiven Ergebnisse, d.h., daß die Proben des 4. und 5. Grundwasserleiters keinen Rieselfeldeinfluß aufweisen. Lediglich die Parameter Clofibrinsäure und N-(Phenylsulfonyl)-sarcosin deuten einen, wenn auch sehr geringen Einfluß durch die Rieselfeldwirtschaft an. Problematisch für diese Grundwasserleiter ist eine geogen bedingte Versalzung und eine Belastung durch organisches Material (Braunkohleschluff), worauf auch die positiven Befunde der ökotoxikologischen Untersuchung zurückzuführen sind.

Es gilt festzuhalten, daß das Grundwasser des 4. und 5. Grundwasserleiters aufgrund der geogenen Belastung nur bedingt als Trinkwasser geeignet .

4.10.3 OBERFLÄCHENWASSER

Von belasteten Oberflächengewässern geht eine Gefährdung über verschiedene Wirkpfade aus. So kann der Mensch direkt mit dem Wasser in Kontakt kommen, aber auch eine schädigende Wirkung über den Lebensmittelkreislauf ist möglich. Darüber hinaus sind Wasserwerke, die Trinkwasser aus dem Uferfiltrat oder über Infiltration von Oberflächenwasser gewinnen, unmittelbar gefährdet. Wird der vorhandene Naturraum mit in die Schutzgutbetrachtung einbezogen, kann eine Belastung der Oberflächengewässer denselbigen nachhaltig schädigen und den Verlust eines intakten Ökosystems zur Folge haben. Somit ist eine Aufnahme der Oberflächengewässer in die Gefährdungsbewertung gerechtfertigt.

Das Oberflächenwasser zeigt im Bereich der Rieselfelder, unter direktem Einfluß der Drainagen, eine hohe Belastung; in weiterer Entfernung vom Rieselfeldrand nimmt die Belastung jedoch stark ab. Da aber der 1. Grundwasserleiter im Rieselfeldareal sehr hoch belastet ist und Gebiete mit effluenten Verhältnissen ausgewiesen wurden, kann es auch in diesen Bereichen zu einer Kontamination der Oberflächengewässer kommen. Die Gefährdung infolge Kontamination durch den 1. Grundwasserleiter besteht in erster Linie für den unmittelbaren Rieselfeldraum. Um dieses Gefährdungspotential zu minimieren, muß sichergestellt werden, daß es im Rieselfeldareal zukünftig keine Grabensysteme mit Grundwasserspeisung gibt (bzgl. der Grabensedimente wird auf das Teilprojekt I verwiesen). Eine Gefährdung der Oberflächengewässer durch erhöhte Phosphatgehalte besteht auch bei humantoxikologisch unbedenklichen Werten, aufgrund der damit verbundenen Gefahr der Eutrophierung der Gewässer, sie ist aber erst bei steigenden Oberflächenabflüssen aus dem Rieselfeldareal hinaus bedenklich.

4.10.4 WASSERWERKE

Die Beeinflussung der Rohwasserförderung durch die Rieselfelder ist abhängig von der Lage der Wasserfassung. Im Nordosten und Südosten des Untersuchungsgebietes ist das für die Rohwasserförderung genutzte Grundwasser durch hohe, allerdings nicht grenzwertüberschreitende Salzkonzentrationen gekennzeichnet. Daneben kann auch die Clofibrinsäure nachgewiesen werden. Das Grundwaser ist bis zu ca. 80 % abwasserbürtig. Im Südosten können im Grundasser festgestellte CKW eine potentielle Gefährdung darstellen. Eine ständige Kontrolle des Rohwassers und der Anstrombereiche ist notwendig, um eine weitere Verschlechterung der Grundwasserqualität rechtzeitig erkennen und in diesem Fall Maßnahmen zur Gefahrenabwehr treffen zu können.

Eine Beeinflussung der Wasserförderung im Westen des Untersuchunggebietes kann nicht nachgewiesen werden. Dies resultiert aus der geologischen Situation, die durch eine mit geringleitenden Sedimenten gefüllte, etwa in Nord-Süd-Richtung verlaufende Grabenstruktur gekennzeichnet ist. Durch diese Struktur kommt es zur Umlenkung des rieselfeldgeprägten Grundwassers nach Norden bzw. nach Süden. Es ist auch langfristig nicht damit zu rechnen, daß diese natürliche Schutzfunktion in ihrer Wirkungsweise beeinträchtigt wird.

4.10.5 GEFÄHRDUNG DURCH DARGEBOTSEINSCHRÄNKUNGEN

Die Einstellung der Rieselfeldwirtschaft verursacht Beeinträchtigungen des Wasserhaushaltes. Darauf wurde bereits im Feuchthaltegutachten (TRÖGER, 1991) ausführlich hingewiesen. Die ohne Ausgleichsmaßnahmen unvermeidliche Grundwasserabsenkung hatte zu diesem Zeitpunkt schon eingesetzt und mündete in den darauf folgenden Jahren in erhebliche Vegetationsschäden im Rieselfeldareal. Die deutlich verminderte Grundwasserentnahme, vor allem im Raum Ludwigsfelde, verhinderte noch weiterreichende Auswirkungen.

Tiefliegende Entwässerungsgräben am Südost- und Südwestrand der Rieselfelder verhinderten einen stärkeren Grundwasseranstieg durch den Rieselfeldbetrieb in diesen Bereichen. Entsprechend sind die Auswirkungen der Einstellung erheblich geringer.

Die Grundwasserabsenkung ist mittlerweile weitgehend abgeschlossen und wird in Zukunft nur noch in Teilbereichen im Rieselfeldareal über 1 m betragen. Außerhalb des eigentlichen Rieselfeldareals ist das Förderregime der Wasserwerke für den Grundwasserstand maßgeblich. Deutliche Absenkungen sind nur bei gesteigerten Entnahmen zu erwarten. Jede weitere Steigerung über etwa 10.000 m^3/d hinaus führt Zwangsläufig zu weiteren Grundwasserabsenkungen, was wegen der ohnehin durch die Einstellung der Rieselfeldwirtschaft stark gesunkenen Grundwasserstände vermieden werden sollte.

Bedingt durch die Grundwasserabsenkungen ist der Oberflächenabfluß aus dem Rieselfeldareal auf geringste Mengen zurückgegangen. Dies hat Folgen für die Einstaubewässerung betreibende Landwirtschaft, da die in den Gräben notwendigen Einstauhöhen nur noch schwer oder gar nicht mehr ohne den Rieselfeldabfluß erreicht werden können.

4.11 LITERATUR

ADERHOLD, G.; 1996: mündliche Mitteilung und Manuskript von Forschungsergebnissen, TU-Berlin

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

ASBRAND, M.; 1995: Ergänzung zur Geologischen Ausarbeitung zum Projekt Rieselfelder südlich Berlins. 1. Abschnitt: Dokumentation der Altergebnisse. TU-Berlin, unveröffentlicht.

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.

AUHAGEN, A. ET AL.; 1994: Sanierungs- und Gestaltungskonzteption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch. Berlin.

AURAND, K. ET AL.; 1984: Vergleichende Untersuchungen an langfristig mit Abwasser belasteten Böden zur Beurteilung der Reinigungsvorgänge durch den Untergrund bei der künstlichen Grundwasseranreicherung. Institut für Wasser-, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin, Forschungsbericht T 84-104.

BLUME, H.-P. & R. HORN; 1982: Belastung und Belastbarkeit Berliner Rieselfelder nach einem Jahrhundert Abwasserverrieselung. In: Z. Kulturtechnik und Flurberein. 23, S. 236-248.

BLUMENSTEIN, O., GRUNEWALD, K., SCHUBERT, R. & U. SCHWARZKOPF; 1991: Stoffdynamik in Rieselfeldsystemen. Brandenburgische Landeshochschule, Fachbereich Geographie, Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie.

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

BLUMENSTEIN, O., PORTMANN, H.-D. & U. TRÖGER; 1992: 1. Zwischenbericht zum Projekt „Rieselfelder südlich Berlins" Seite 80-166. TU-Berlin, unveröffentlicht.

BLUMENSTEIN, O. ET AL.; 1995: Rieselfelder südlich Berlins - Altlasten, Grundwasser, Oberflächengewässer - Teilprojekt I: „Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone". Abschlußbericht, Universität Potsdam, unveröffentlicht.

BLUMENSTEIN, O., GRUNEWALD, K. & R. SCHUBERT; 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.

DILLY, P. & M. WELSCH; 1991: Trinkwasserverordnung. Stuttgart.

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

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

FISCHER, K.; 1994: Wechselwirkung natürlicher Komplexbildner mit bodengebundenen Schwermetallen - geochemische und umwelttechnische Aspekte. - GIT Fachz.Lab., 3/94: 171-176 (GIT-Verl.) Darmstadt.

FRIEDRICH; 1991: Wasserwirtschaftliche Zuarbeit zur Raumnutzungskonzeption Rieselfelder südliches Umland Berlin. Wasserwirtschaftsdirektion Oder/Havel, Unveröffentlicht.

FRIESEL, ET AL.; 1985: Detection of groundwater Contamination by Organic Chemicals - organic group parameters as an initial detection tool. Hydrology in the Service of Man, Memoires of the 18th Congress of the International Association of Hydrogeologists, Cambridge.

GEOPHYSIK GGD; 1995: Ergebnisbericht geoelektrische Untersuchungen, Projekt „Rieselfelder südlich Berlins". Unveröffentlicht.

GRÜN, M. ET AL.; 1989: Kontrollierte landwirtschaftliche Nutzung ausgewählter schwermetallbelasteter Gebiete. Forschungsbericht, IPE. Jena, unveröffentlicht.

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

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

HIEROLD, W.; 1988: Zum Stoffumsatz in Rieselfeldern. Potsdam (DISS. A.)

HÖRAT, H.; 1991: Giftige Stoffe - Gefahrstoffverordnung. Stuttgart

HYDROGEOLOGIE BERLIN-BRANDENBURG; 1994A: Aufschlußdokumentation Hydrogeologische Bohrungen im Projekt „Rieselfelder südlich Berlins" Los1. 2 Bände. Unveröffentlicht.

HYDROGEOLOGIE BERLIN-BRANDENBURG; 1994B: Aufschlußdokumentation Hydrogeologische Bohrungen im Projekt „Rieselfelder südlich Berlins" Los2 und Trockenbohrungen. 2 Bände. Unveröffentlicht.

IAWR-MEMORANDUM, 1973: Rheinverschmutzung und Trinkwassergewinnung, Tagung

INDUSTRIE-CONSULT BERLIN; 1990: Einschätzung der Auswirkung einer geplanten veränderten Betriebsführung der Rieselfelder am Standort Karolinenhöhe in Berlin-Spandau. Unveröffentlicht.

KRUMBECK, H., 1995: Auswirkungen der Belastung des Teltowkanals auf die Havelseenkette im Hinblick auf Eutrophierung und Nutzung als Badegewässer, Bericht im Auftrag der Senatsverwaltung und Umweltschutz, Abtlg. IV

LAWA, 1976: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, neu überarbeitet 1990.

LICHTENBERG, U.; BORCHERS, U; WIELAND, H.-J. & R. NÄVEKE; 1993: Untersuchungen zur bakteriellen Nitrateliminierung in Grundwasserleitern. In: Grundwasserkontmination durch diffuse Stoffeinträge. Braunschweiger Grundwasserkolloquium.

MATHEIS,G., BRANDT,O., GEMERT,A., UTKE,A. & I. YILMAZ; 1994: Schwermetallmobilisierung in unterschiedlicher sedimentärer Lithofazies: Glazialablagerungen/Berlin vs. Auesedimen-

te/Halle. - In: MÜLLER,G. & MATSCHULLAT,J. (Hrsg.) Umweltgeowissenschaften - eine Kursbestimmung”, Heidelb. Geowiss. Abh., 78: 108 (R.K.Univ.Heidelberg) Heidelberg.

NÖLTE,J. & W. SCHRADER; 1989: Analytik von Abwasser und Klärschlamm nach DIN 38404 - Teil 22. - Proceed. InCom 1989:84-94 (GIT-Verlag) Darmstadt.

NÜTZMANN, G. ET AL.; 1992: Abschlußbericht über die hydrologisch-hydrogeologischen Untersuchungen der ehemaligen Rieselfelder Berlin-Buch. Bericht des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei, unveröffentlicht

RENGER, M., L. SCHLENTHER, T. EGGERT & CH. HOFFMANN; (1992): Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. - Technische Universität Berlin, unveröffentlicht.

SALT, C.; 1988: Schwermetalle in einem Rieselfeld-Ökosystem. In: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Techn. Universität Berlin.

SCHEWE, C,; 1994: Schwermetallanalytik am Material der Tiefbohrung Rf 108/93 auf den Rieselfeldern südlich Berlins. - 44 S., unveröffentlichte Studienarbeit TU Berlin.

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ; 1993: Umweltatlas Berlin. Berlin.

SOWA, E. & C. LEIBENATH; 1990: Hydraulische Kennwerte der Bodendecke und Aerationszone. In: Rieselfeldstudie, Teil 3 / BWB, Bd. 3, Anlage 10.

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

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

UWG; 1994: Gesamtexpertise IFA Automobilwerk Ludwigsfelde. Gutachten, unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1965: Ergebnisbericht über die hydrogeologischen Untersuchungsarbeiten zur Grundwassergewinnung im Raum Berlin-Süd, 1964. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1967A: Ergebnisbericht über die hydrogeologische Detailerkundung Teltow 1967. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1967B: Ergebnisbericht über hydrogeologische Untersuchungsarbeiten im Objekt Bergholz-Rehbrücke 1967. Unveröffentlicht

VEB HYDROGEOLOGIE; 1968: Ergebnisbericht über die hydrogeologischen Untersuchungsarbeiten für die Grundwassergewinnung, Ludwigsfelde 1967. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1976: Hydrogeologische Ergebnisbericht Thyrow 1974/75. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1979: Hydrogeologischer Bericht zum Objekt Bergholz-Rehbrücke 1978. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1981: Hydrogeologisches Projekt - Grundprojekt Teltow. Bericht des VEB Hydrogeologie - Arbeitsstelle Berlin, Betrieb im VEB Kombinat Geologische Forschung und Erkundung Halle. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1984A: Hydrogeologischer Ergebnisbericht mit Grundwasser-Vorratsnachweis 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-Ludwigfelde auf den Grundwasserstand. Unveröffentlicht.

VEB HYDROGEOLOGIE; 1990: GA Kontaminationsanalyse - INL. Unveröffentlicht.

VEH,G. & KNOPP,G.-M.; 1995: Gewässerschutz nach EG-Recht. Boorberg Verlag, Stuttgart

WASY GMBH; 1994: Interactive, Graphics-based Finite-Element Simulation System FE-FLOW for Modeling Groundwater Flow, Contaminat Mass and Heat Transport Process. FE-FLOW User's Manual Version 4.2. Berlin.

ZEIEN,H. & G. W. BRÜMMER; 1991: Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktion. - Mittl.dt.Bodenkdl. Ges., 66/I:439-442, Oldenburg.

ZWIRNER, R.; 1976: Lithofazieskarte Quartär 1 : 50 000, Blatt Ludwigsfelde, Hrsg. ZGL, Berlin

ZGI; 1995: Datenbasis für die Lithofazieskarte Quartär Blatt Berlin/Süd, nicht fertiggestellt/unveröffentlicht

5 TEILPROJEKT III - RIESELFELDVERSUCHSANLAGE WASSMANNSDORF

5.1 EINFÜHRUNG UND ZIELSTELLUNG

Mit der Schaffung der Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf (RVW) an einem noch nicht aufgelassenen und umgestalteten Rieselfeldstandort wurde ursprünglich angestrebt, die Realisierung folgender Prozesse und Ziele im Freilandversuch zu untersuchen:

1. Fixierung von Schadstoffen im Boden durch Feuchthaltung (Grundwasserschutz, Trinkwasserschutz) verbunden mit Möglichkeiten der Dekontaminierung durch Pflanzenentzug
2. Stabilisierung der Grundwasserstände durch Grundwasseranreicherung im Rieselfeldgebiet
3. Nachreinigung von Kläranlagenabläufen im Sinne eines bewachsenen Bodenfilters (Grundwasserschutz, Oberflächengewässerschutz)
4. Test von Makrophyten und Gehölzen auf Standortverträglichkeit im Rieselfeld im Sinne einer ökologisch orientierten Nachnutzung

Ausgangspunkt der Überlegungen war, daß durch die Einstellung der Berieselung die schadstoffbelasteten Böden nach einer gewissen Zeit Veränderungen unterliegen, die zur Freisetzung dieser gespeicherten Stoffe und somit zur Gefährdung vor allem des Grundwassers führen könnten. Dieser Gefährdung sollte in erster Linie durch die Stabilisierung des anthropogen geprägten Ökosystems „Rieselfeld“ mit Hilfe einer weiteren Verrieselung von dreistufig geklärtem Abwasser begegnet werden. Neben der Fixierung von Schadstoffen wäre die Klarwasserverrieselung geeignet, die durch jahrzehntelange Beaufschlagung geprägten hohen Grundwasserstände zu stabilisieren. Damit sollte auch der Erhalt von Feuchtgebieten mit charakteristischem Artenbestand als eine ökologisch orientierte Nachnutzung bewirkt werden. Die am Anfang ebenfalls verfolgte Zielstellung einer Dekontamination mittels Schadstoffentzug durch Pflanzen wurde sehr bald verworfen, als klar wurde, daß der Pflanzenentzug von Schwermetallen vergleichsweise gering ist (SCHALLER & DIETZ 1991, KACSOH 1992) und die Flächen eines relativ hohen Pflegeaufwandes bedurft hätten (Ernte ober- und unterirdischer Pflanzenteile, Bodenbearbeitung). Gerade hier sollte eine Nutzungsform gefunden werden, die sich durch einen hohen Extensivierungsgrad auszeichnet.

Im Verlaufe der Untersuchungen wurde die Zielstellung dahingehend verändert, daß die Grundwasseranreicherung nicht mehr Gegenstand der Arbeiten war. Es traten daher die Ziele „Schadstoffixierung“ (Bodenschutz, Grundwasserschutz, Oberflächengewässerschutz) und „Standortverträglichkeit verschiedener Pfanzenarten“ in den Mittelpunkt des Interesses. Neben der Erfassung physikalischer und chemischer Kenndaten waren die Untersuchungen durch ein hohes Maß an ökotoxikologisch orientierter Wirkungsanalytik gekennzeichnet. Darüber hinaus fanden mikrobiologisch-hygienische Aspekte Beachtung.

5.2 AUFBAU, STANDORTCHARAKTERISIERUNG UND AUSGANGSZUSTAND

5.2.1 ANLAGENAUFBAU, VERSUCHSREGIME, UNTERSUCHUNGSMETHODEN

Im Jahr 1989 wurde innerhalb des Gebietes der ehemaligen, ca. 400 ha umfassenden, Rieselfelder „Waßmannsdorf, Klein-Ziethen, Selchow“ in der Nähe der Kläranlage Waßmannsdorf auf den Rieselfeldschlägen RF 94/95 mit dem Bau der Versuchsanlage begonnen. Neben der Anlage eines Teichsystems zur Aufnahme des zur definierten Feuchthaltung verwendeten Ablaufes der Kläranlage Waßmannsdorf wurden drei Tafeln mäandriert (95b, g, h), eine Tafel parzelliert (95a), eine sogenannte Hangverrieselung (HV) geschaffen (neben Tafel 95g) und eine Tafel - außer einer Teilung durch einen Damm -

weitgehend unverändert belassen (95c). Die Strukturierung der Anlage ist den Abb. 5-1 und 5-2 zu entnehmen. In den Abb. 5.3 und 5.4 sind die Probenahmestellen für die Wasser- (Abb. 5-3) und die Bodenbeprobung (Abb. 5-4) dargestellt.

Die Mäander wurden in jeweils vier Segmente (S1 - S4) sowie in Zulauf- und Schlußbereiche unterteilt und mit unterschiedlichen Makrophyten mit einer Pflanzdichte von 7/m² bepflanzt (Tab. 5-1). Auf der Tafel 95a wurden 35 Parzellen von je 100 m² Größe angelegt und sortenrein mit Gehölzen und weiteren Makrophyten besetzt (Tab. 5-2). Die Verteilung erfolgte nach dem Zufallsprinzip in zweifacher bis dreifacher Wiederholung (Ausnahme Typha). Die Hangverrieselung wurde ausschließlich mit Phragmites australis (Pflanzdichte 7/m²) bepflanzt und mit einer ca. 15 cm starken Schicht aus Kiefernschälrinde gemulcht. In Tab. 5-3 sind die Anteile der mäandrierten Flächen an der Gesamtfläche der jeweiligen Tafel aufgeführt. Die nichtmäandrierten Flächen wurden mit Knaulgras eingesät.

Segment	Pflanzenart	Deutsche Bezeichnung
Zulauf	Typha latifolia	Breitblättriger Rohrkolben
S 1	Glyceria maxima	Wasserschwaden
S 2	Iris pseudacorus	Wasserschwertlilie
S 3	Scirpus lacustris	Gemeine Teichsimse
S 4	Carex gracilis	Schlanke Segge
Schluß	Phragmites australis	Gemeines Schilf

Tab. 5-1: Pflanzenverzeichnis der mäandrierten Flächen der RVW (Tafeln 95b, 95g, 95h)

Der Schlag RF 95 (Beaufschlagungsflächen 95a, b, c, g, h, Hangverrieselung, Teich 4 und 5) zeichnet sich durch eine weitgehend funktionsfähige Dränung (zum Teil in 2 Ebenen) aus, deren Details in der Tab. 5-4 dokumentiert sind. Die Dränung konnte jedoch nicht auf allen Flächen exakt geortet werden, da die entsprechenden Bestandsunterlagen teilweise erst nach Fertigstellung der Anlage bekannt wurden. Im Zuge des Ausbaues der Versuchsanlage wurden die den Anforderungen gemäßen Beaufschlagungs- und Meßeinrichtungen (entsprechend der zum jeweiligen Zeitpunkt aufgefundenen Dränausläufe) installiert.

Anzahl der Parzellen	Pflanzenart	Deutsche Bezeichnung
5	Typha latifolia	Breitblättriger Rohrkolben
3	Glyceria maxima	Wasserschwaden
3	Iris pseudacorus	Wasserschwertlilie
3	Carex gracilis	Schlanke Segge
3	Phragmites australis	Gemeines Schilf
2	Populus canescens	Graupappel
2	Alnus glutinosa	Schwarzerle
3	Salix viminalis	Korbweide
2	Populus tremula	Zitterpappel
3	Filipendia ulmaria	Echtes Mädesüß
3	Miscanthus sinensis giganteus	Riesenchinaschilf
3	Salix repens	Silberblättrige Kriechweide

Tab. 5-2: Pflanzenverzeichnis der parzellierten Fläche der RVW (Tafel 95a)

Abb. 5-1: Feinstruktur der RVW, Maßstab ca. 1:1500

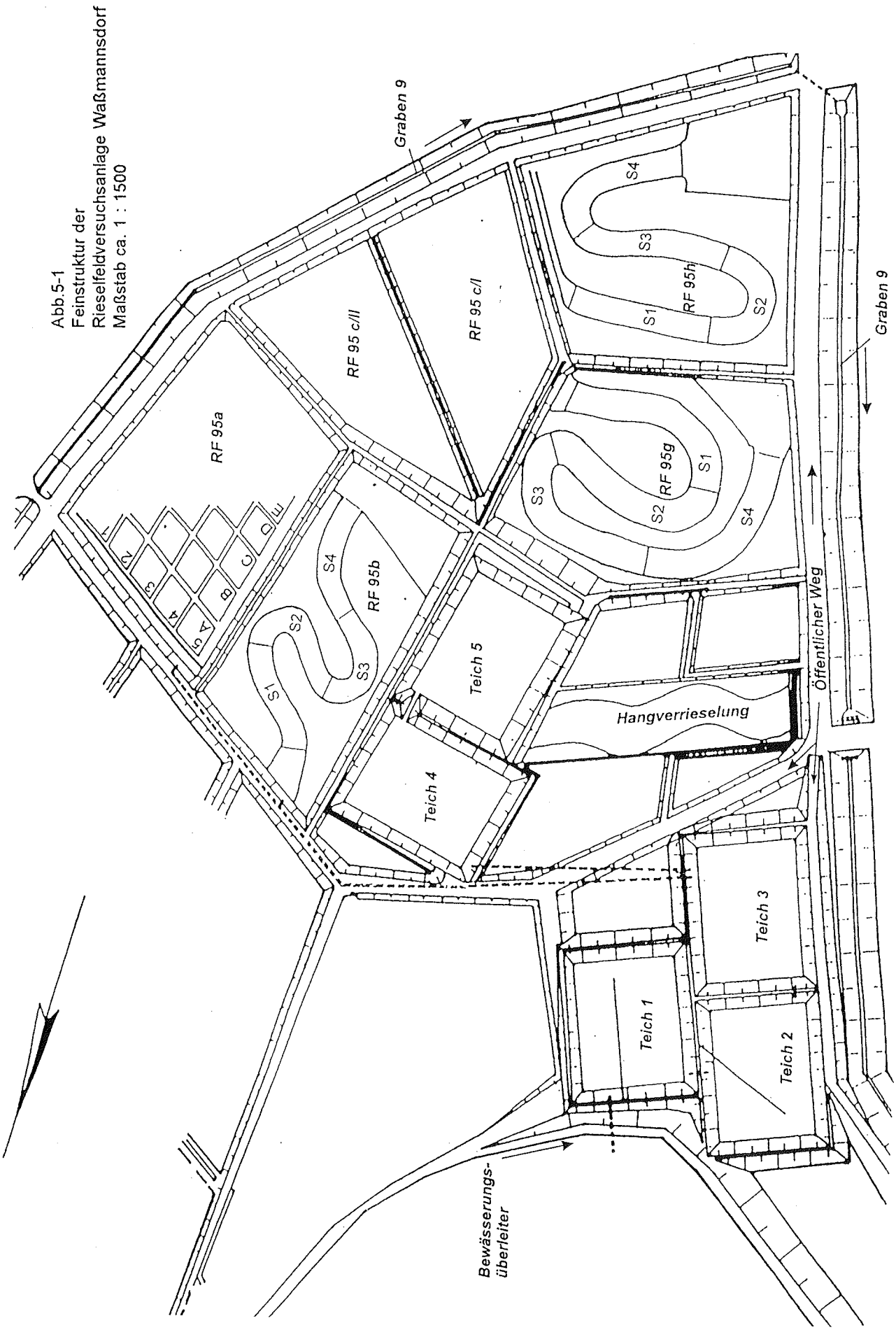


Abb. 5-2: Meßtechnische Ausstattung der RVW, Maßstab ca. 1:1500

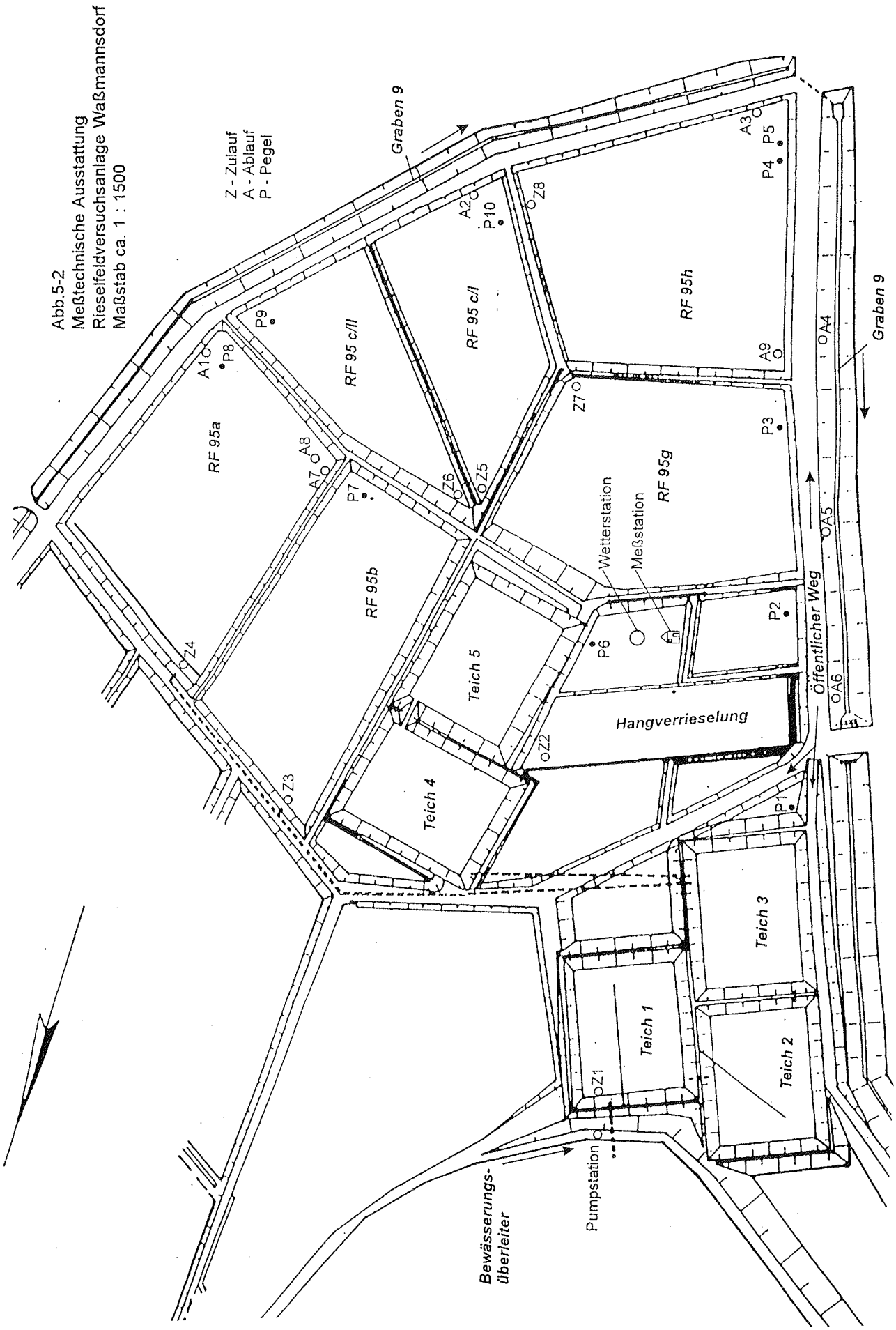


Abb. 5-3: Wasserprobenahmestellen der RVW, Maßstab ca. 1:1500

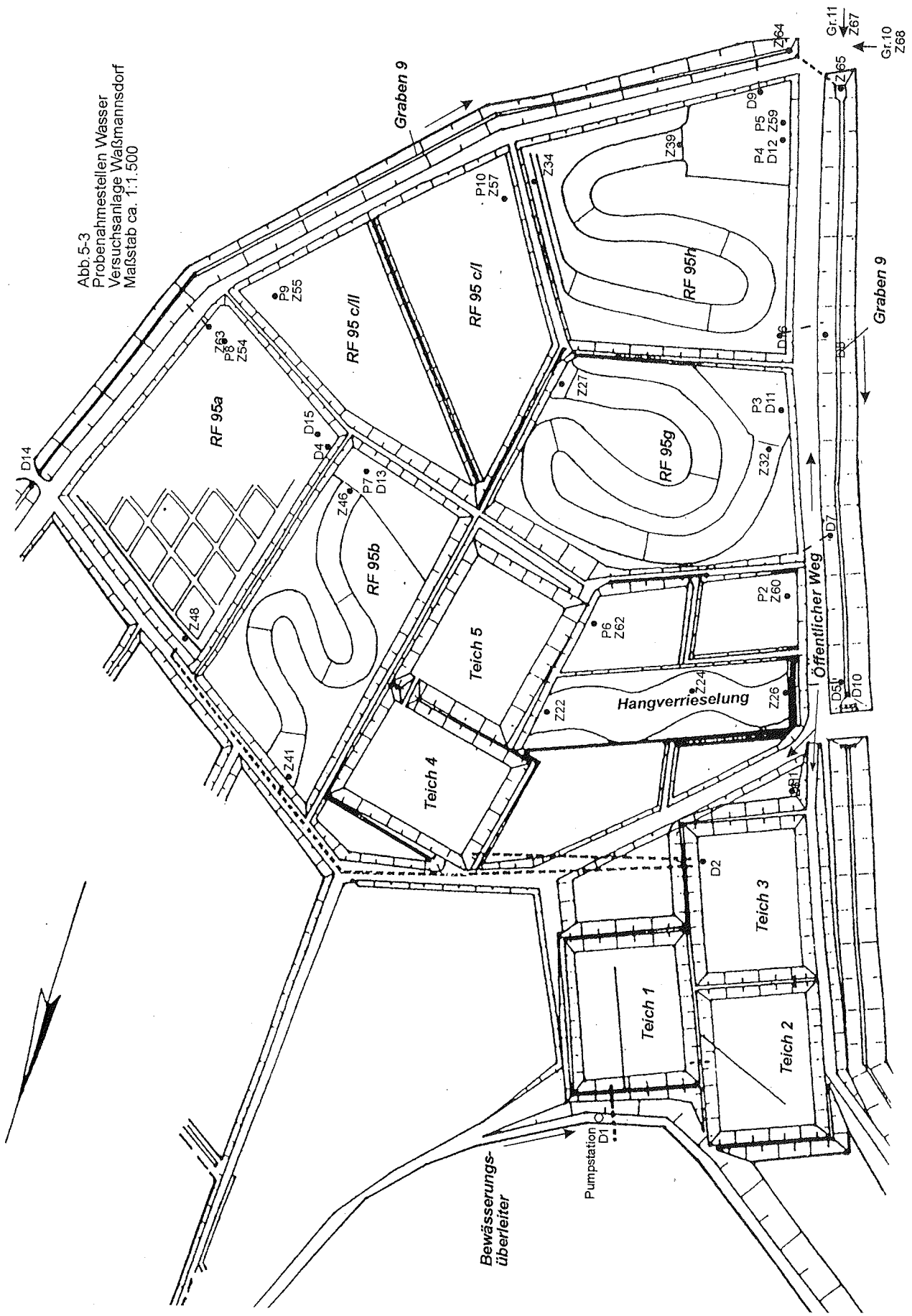
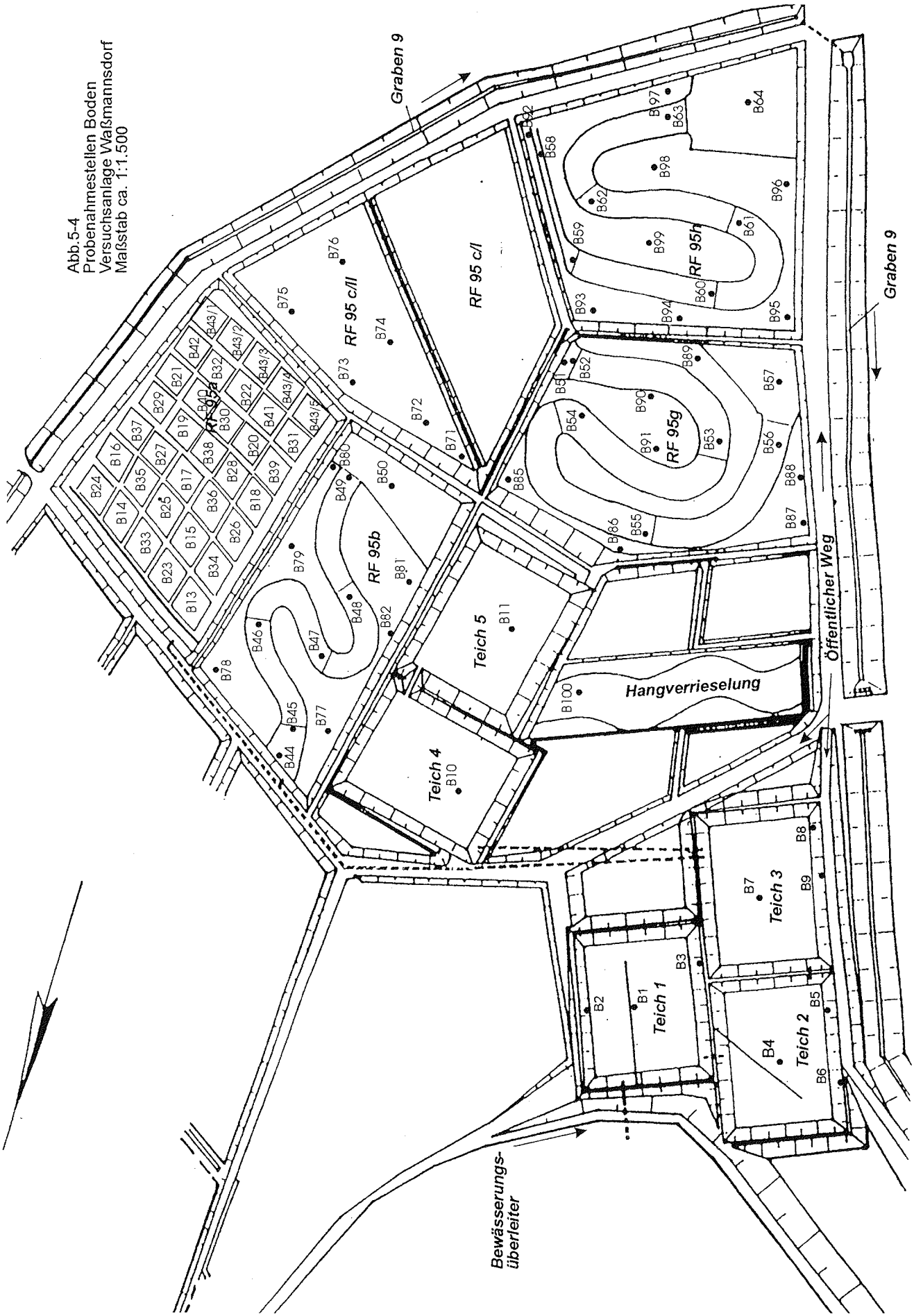


Abb. 5-4: Bodenprobenahmestellen der RVW, Maßstab ca. 1: 1500



Tafel	Gesamtfläche	Mäanderfläche
95b	3700 m²	1360 m² (37 %)
95g	5400 m²	2034 m² (38 %)
95h	4900 m²	1960 m² (40 %)
Hangverrieselung (HV)	1500 m²	960 m² (64 %)

Tab. 5-3: Anteil der Mäander an der Gesamtfläche einer jeden Tafel

Außerdem wurden 10 Pegel gesetzt, die der Beobachtung des obersten Grundwasserleiters im unmittelbaren Einflußbereich der Versickerungsflächen der Anlage dienen sollten (Messungen des Grundwasserflurabstandes lieferten 1993 und 1994 mittlere Werte zwischen zwei und drei Metern in Abhängigkeit von der Beaufschlagungsmenge). Die technische Ausführung der Anlage war 1990 beendet, die Bepflanzung erfolgte im wesentlichen im Herbst 1991. Die Beaufschlagung der Flächen mit gereingtem Abwasser geschah in freiem Gefälle über Rohrleitungen aus den Teichen 3 bzw. 5 und wurde manuell über Schieber geregelt, wobei der Wasserstand in den Teichen sehr stark die Durchflußmenge beeinflußte. Die Durchflußmengen wurden in Meßgerinnen mittels Ultraschallsensoren in den Zu- und Abläufen sowie in den gefaßten Dränungen registriert.

Tafel	Dränung 1902	Saugerdichte	Dränung 1928/30	Saugerdichte
95a	vorhanden	5 m	vorhanden	10 m
95b	"	5 m	"	10 m
95c	"	5 m	"	10 m
95g	"	10 m	nicht vorhanden	-
95h	"	10 m	vorhanden	5 m
HV	"	10 m	nicht vorhanden	-

Tab. 5-4: Dränierung der Flächen der RVW

Zu Beginn der Untersuchungen erfolgte im Jahr 1990 eine Rasterbeprobung des Bodens, um den bodenchemischen Ausgangszustand des Standortes zu erfassen. Es wurden physikochemische Bodenkenndaten und Schadstoffgehalte (Schwermetalle, AOX) ermittelt. Für Aussagen zur Dynamik dieser Parameter, wurden im Verlaufe der definierten Feuchthaltung weitere Beprobungen des Bodens bis zum Herbst des Jahres 1994 vorgenommen. Die Entnahme von Proben erfolgte dabei in zwei Kampagnen innerhalb der Tafeln. 1992/93 wurden ausschließlich Oberbodenproben, 1994 Oberbodenproben und Proben aus tieferen Schichten bis zu einem Meter entnommen. Diese Entnahme geschah angepaßt an die Pflanzensegmente (fünf Einzelproben eines Segmentes zu jeweils einer Mischprobe vereinigt).

Die 1994 gewonnenen Proben wurden neben der stofflichen Bewertung einer bodenmikrobiologischen und ökotoxikologischen Untersuchung zugeführt. Um ihre Eignung für den Standort Rieselfeld unter definierten Bedingungen (Feuchthaltung, keine Pflegemaßnahmen) zu ermitteln, wurden Wachstum und Überlebensrate verschiedener Makrophyten und Gehölze getestet. Ein weiterer Schwerpunkt lag in der Messung physikalisch-chemischer, ökotoxikologischer und mikrobiologisch-hygienischer Parameter im Wasserpfad zur Beurteilung der Wirkung der Bodenpassage auf das Beaufschlagungswasser und somit auf das Grund- und Oberflächenwasser.

Um die Beschaffenheitsveränderungen des die Anlage durchfließenden Wassers zu dokumentieren, wurden das zulaufende Wasser aus dem Ableitergraben der KA Waßmannsdorf, sowie das die Anlage verlassende Wasser (Oberflächenabfluß, Dränung, Pegel) beprobt. Zur Vervollständigung wurden neben dem Zulauf zu Teich 1 (D 1) auch die Ausgänge der Teiche 3

(D 2) und 5 (D 3) und der Vorfluter (Graben 9), in den die Dränungen der RVW entwässern, auf seiner gesamten Strecke entlang der Anlage beprobt (D 14, Z 64/Z 65, D 10). Hiermit wurde der Zweck verfolgt, mögliche schädliche Einflüsse der Anlage auf den Vorfluter zu erfassen. Zusätzlich erfolgte eine Probenahme in den Gräben, die ebenfalls im Bereich der Anlage in den Graben 9 entwässern (aus Richtung Ortslage Waßmannsdorf Z 67, aufgelassenes Rieselfeld Z 68). Der Probenahmerhythmus richtete sich in der Regel nach den Beaufschlagungszyklen, die wiederum im wesentlichen von der Vegetationsperiode geprägt waren. Der Zulauf zur Anlage (D 1) wurde ganzjährig beprobt.

Nach der Bepflanzung der Anlage 1991 erfolgte eine Beaufschlagung der Mäanderflächen unter dem Aspekt der Feuchthaltung zur Ausbildung entsprechender Bestände. In den Jahren 1993 und 1994 erfolgten die Beaufschlagungen der Flächen in den Vegetationsperioden in der Form, daß die gesamten Mäander pro Zyklus einmal vollständig mit Wasser überstaut wurden. Waren 1993 Wassermengen in Anlehnung an früher übliche Rieselmengen zur Beaufschlagung gekommen, wurden diese Mengen im weiteren Projektverlauf nach Vorgaben des Auftraggebers deutlich zurückgenommen (Tab. 5-5). Die Tafel 95c/I erhielt 1993 nur zwei Beaufschlagungen in einer Gesamtmenge von 135 mm und 1994 insgesamt 672 mm. Die Fläche 95c/II erhielt 1993 eine Zusatzbewässerung von 1435 mm und wurde 1994 überhaupt nicht beaufschlagt.

Jahr	95 a	95 b	95 g	95 h	HV
1993	3733	5172	5253	3833	15439
1994	1633 (43,8%)	4580 (88,6%)	1733 (33,0%)	1514 (39,5%)	13804 (89,4%)

Tab. 5-5: Beaufschlagungsmengen (in mm) der Mäander und der Hangverrieselung in den Jahren 1993 (= 100 %) und 1994

5.2.2 GEOLOGISCHE UND HYDROGEOLOGISCHE STANDORTCHARAKTERISIERUNG[1]

5.2.2.1 Vorbemerkung

Als Arbeitsgrundlage diente der von der UGS Mittenwalde durch WEBER und STARKE (1991) erstellte Ergebnisbericht zur Kläranlage Waßmannsdorf von 1991. In diesem Rahmen wurde ein umfangreiches Bohr- und Analysenprogramm durchgeführt und eine geologische, hydrologische, hydrogeologische und hydrochemische Bewertung vorgenommen. Für die stratigraphische Zuordnung wurde auf das im Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg (LGRB) vorhandene Altdatenmaterial unter teilweiser Einbeziehung o.g. Berichtes zurückgegriffen. Nachteilig wirkte sich aus, daß die im Bericht dokumentierten Bohrungen keiner Stratifizerung unterzogen worden sind und das Probenmaterial der Bohrungen dem LGRB nicht zur Verfügung stand.

Aus hydrogeologischer Sicht war geplant, die einzelnen Grundwasserleiter nach hydrodynamischen und hydrochemischen Aspekten zu bewerten. Da nach Auswertung des Berichtes die Datenlage für diese Betrachtungen nicht ausreichte, wurde eine interpretierende Zusammenfassung erarbeitet. Die folgenden Ausführungen stellen den derzeitigen Kenntnisstand des LGRB zur Geologie und Hydrogeologie in diesem Gebiet dar.

[1] aus N. HERMSDORF & A. HERMSDORF 1995 gekürzt übernommen

5.2.2.2 Geologische Situation

5.2.2.2.1 Geomorphologie

Die geomorphologische Situation des Untersuchungsgebietes entspricht der des Untersuchungsraumes der Teilprojekte I und II. Einzelheiten dazu sind in Kapitel 2.4.4 nachzulesen.

5.2.2.2.2 Geologischer Untergrund

Bedingt durch eine Reihe von Wasserwerken und Industrieanlagen sind Teilbereiche des Teltow-Plateaus in bezug auf den geologischen Untergrund relativ gut untersucht worden. Dies betrifft beispielsweise den Raum vom Nuthetal im Westen bis westlich von Mahlow sowie den Raum nördlich und östlich von Schönefeld.

Im Gegensatz dazu ist das für den hier interessierenden Bereich zur Verfügung stehende Datenmaterial weder quantitativ noch qualitativ geeignet, fundierte Aussagen zum Aufbau des quartären Untergrundes abzuleiten. An den in der Vergangenheit abgeteuften Bohrungen wurden keine quartärgeologischen Untersuchungen durchgeführt, so daß eine altersmäßige Zuordnung der erbohrten Sedimentkomplexe als Grundvoraussetzung ihrer Konnektierung zwischen den einzelnen Bohrungen keine solide Grundlage hat. Die Darstellungen können somit unter Berücksichtigung oben genannter Einschränkungen nur allgemeine Grundzüge veranschaulichen. Weite Bereiche des Teltow-Plateaus zeichnen sich durch relativ ruhige Lagerungsverhältnisse der quartären Schichtenfolge (Tab. 5-6) aus.

Holozän	0 - 5 m äolische Sande (Dünen), in Talbereichen organogene Bildungen
Weichsel bis Holozän	0 - 2 m periglaziäre Deckzone (Geschiebedecksand, Steinsohlen, Fließerden etc.)
Weichsel	2 - 5 m sandiger Geschiebelehm, z.T. auch Geschiebemergel, durchschnittl. 10 m glazifluviatile Fein- bis Grobsande, meist gering kiesig
Saale	durchschnittl. 10 - 15 m schwachtoniger Geschiebemergel, teilweise stark mit Sandlagen und -schlieren befrachtet, selten in einzelne Bänke aufgespalten, durchschnittl. 10 m glazifluviatile Sande bis Kiessande, untergeordnet Beckenschluffe
Frühsaale	10 - 15 m limnisch-fluviatile Sande, sehr quarzreich mit Einschaltungen von geringmächtigen Schluff- und Tonmudden
Holstein	0 - 15 m Schluff- und Tonmudden und limnisch-fluviatile Sande, häufig sich engräumig verzahnend
Spätelster	0 - 10 m limnisch-fluviatile Sande, sehr quarzreich
Elster	0 - 100 m komplizierter engräumiger lateraler und vertikaler Wechsel von glazilimnischen Feinsanden und Schluffen, Geschiebemergel und glazifluviatilen Sanden, meist gestaucht

Tab. 5-6: Lagerungsverhältnisse der quartären Schichtenfolge

Im Einzelfall können die oben angegebenen Schichtmächtigkeiten erheblichen Schwankungen unterworfen sein, bis hin zum völligen Ausfall. Diese Fehlstellen der für die Geopraxis relevanten Schichten (z.B. Geschiebemergelhorizonte) sind überwiegend auf Erosionsprozesse zurückzuführen. Neben diesen relativ gut überschaubaren Gebieten treten Zonen mit stark glazigen gestörten Schichtverbänden auf.

Zumindest Teile der zwischen 40 und 50 m ü. NN (RVW zwischen 40,5 und 43,5 m ü. NN) liegenden Waßmannsdorfer Rieselfelder befinden sich offensichtlich in einer solchen Stauchungszone. Hinweise dafür sind:

- an der Oberfläche bzw. nahe der Oberfläche anstehende saalekaltzeitliche Bildungen (Bändertone, Geschiebemergel) bei Lichtenrade, Waßmannsdorf und Selchow,
- die z.T. starke Aufsplitterung des Saalegeschiebemergels in mehrere Bänke,
- schwankende, z.T. deutlich zu hohe Niveaus holsteinzeitlicher Sedimente und deutliche Hochlagen elsterkaltzeitlicher Ablagerungen sowie
- starke Mächtikeitsschwankungen in der gesamten Schichtenfolge.

Das Vorhandensein stark gestörter Schichtenfolgen im Untergrund der Waßmannsdorfer Rieselfelder hätte natürlich Konsequenzen bei der Beurteilung der Wechselwirkungen zwischen den Rieselfeldern in Bezug auf vergangene, jetzige und zukünftige Nutzung auf der einen Seite und dem geologischen Untergrund auf der anderen Seite. Um jedoch konkrete objektbezogene Vorstellungen über den Ausbau des Untergrundes ableiten zu können, müßte das vorhandene Datenmaterial durch neue Untersuchungen erweitert werden.

5.2.2.3 Hydrogeologische Verhältnisse

5.2.2.3.1 Hydrogeologie[2]

Hydrogeologisch prägend für das Untersuchungsgebiet ist der vorwiegend bedeckte Hauptgrundwasserleiter (HGWL) der Saalevereisung und Holsteinwarmzeit, welcher durchschnittliche Mächtigkeiten von 25 m bis maximal 40 m erreicht. Der Hauptgrundwasserleiter ist in einem Niveau von +25 bis -10 m NN zu erwarten und weist ein aufwärtsgerichtetes Druckpotential auf, so daß die Oberfläche dieses HGWL gespannt ist.

Basierend auf vorliegenden Untersuchungen setzt sich der HGWL aus Sanden mit Durchlässigkeitsbeiwerten von durchschnittlich $1\text{-}4 \times 10^{-4}$ m/s zusammen. Obere Bereiche des HGWL sind im Zusammenhang mit der darüberlagernden Grundmoränenbildung häufig durch geringere Durchlässigkeiten (5×10^{-5} m/s) gekennzeichnet. Im Liegenden wird der HGWL durch Beckenbildungen oder durch Grundmoränen der Elster-Kaltzeit begrenzt.

Oberhalb des Grundwasserleiters ist ein oberer quasibedeckter erster Grundwasserleiter ausgebildet, der wasserwirtschaftlich wenig interessant ist. Er ist ca. 6 - 10 m mächtig und im Betrachtungsraum nicht durchgehend verbreitet, wobei sporadisch die Geschiebemergeldecke erodiert ist und so die Oberfläche des Grundwasserleiters in ungespannten Spiegelverhältnissen vorliegt. Die Durchlässigkeitsbeiwerte ähneln denen des Hauptgrundwasserleiters.

Unterhalb des HGWL ist ein dritter Grundwasserleiter ausgebildet, der Mächtigkeiten von 10 - 20 m haben kann und etwa im Niveau zwischen -30 und -40 m NN liegt. Die hangenden Stauerkomplexe sind z.T. nicht durchgehend vorhanden, so daß eine hydraulische Trennung vom HGWL nicht immer gegeben ist.

5.2.2.3.2 Hydrodynamik

Vertikale hydraulische Beziehungen sind im gesamten Untersuchungsgebiet verbreitet. Über die hydrologischen Fenster erfolgt der vertikale Austausch des Grundwassers von dem oberen über den HGWL bis hin zum 3. GWL. Im zentralen Bereich der Rieselfelder scheint der

---

[2] aus H. KNISPEL 1991, gekürzt übernommen

obere GWL schüsselartig im Geschiebemergel eingelagert zu sein, ohne hydraulische Verbindung mit dem HGWL. In einigen Bereichen fehlen wahrscheinlich die unmittelbaren vertikalen Austauschmöglichkeiten des Grundwassers zwischen HGWL und drittem GWL. Hingegen sind im näheren Umfeld des Rudower Grenzgrabens die hydraulischen Verbindungen zwischen dem Oberflächengewässer, dem HGWL und dem dritten GWL offensichtlich vorhanden.

Aus dem großräumigen horizontalen Fließgeschehen des Grundwassers im Untersuchungsgebiet ist eine deutliche Orientierung von Südwesten nach Nordosten ersichtlich (SCHIRRMEISTER 1984). Ausgehend von einem durchschnittlichen Grundwassergefälle von 0,5 bis 0,7 ‰ kann für den Betrachtungsraum eine Abstandsgeschwindigkeit von Va = 0,08 m/d bzw. 30 m/a angenommen werden. Der Bereich der Rieselfelder Waßmannsdorf liegt im südlichen Anstrom des Wasserwerkes Johannistal, speziell in der beantragten Trinkwasserschutzzone III. Bei einer geschätzten Entfernung von ca. 7,5 km zwischen den Rieselfeldern und dem Wasserwerk kann man von einer horizontalen Fließzeit im HGWL von mehr als 200 Jahren ausgehen, bevor die Fassungen des Wasserwerkes erreicht werden.

Lokale Änderungen der Grundwasserfließrichtung können durch Oberflächengewässer oder geologische Strukturen im Untergrund verursacht werden. Ein Ablenken der Fließrichtung des Grundwassers des HGWL ist auf die infiltrierende Wirkung bzw. hydraulische Druckentlastung des Rudower Grenzgrabens zurückzuführen. Die Ausbildung einer Grundwasserscheide nördlich von Waßmannsdorf könnte im Zusammenhang mit einem glazigenen südost-nordwest gerichteten Stauchungsgebiet stehen.

5.2.3 Bodenkundliche Bewertung der Rieselfeldversuchsanlage[3]

Die Böden der Untersuchungsfläche sind im Zuge der Anlage und des Betriebes von Rieselfeldern stark anthropogen überprägt worden. Hierbei wurden z.B. Flächen eingeebnet sowie Dämme und Absetzbecken angelegt. Die Beaufschlagung mit Abwasser führte darüber hinaus zu einer Anreicherung der Böden mit organischer Substanz und anderen Stoffen, so daß im vorliegenden Fall naturgenetische Bodentypen nur eingeschränkt auszumachen sind (vgl. Kap. 3). Mit der Einrichtung der Freilandversuchsanlage ging wiederum eine, wenn auch begrenzte, Umgestaltung des Reliefs einher.

Die Schätzung der bodenökologischen Parameter Luftkapazität, Feldkapazität und gesättigte Wasserleitfähigkeit sowie deren Bewertung erfolgt nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982). Die Bewertung wird für die Leitbodenarten durchgeführt.

Bodenarten
In der Tiefe von 0 - 50 cm bilden schwach schluffige bis schluffige Sande (RF 95b, c, h) bzw. feinsandige Mittelsande bis mittelsandige Feinsande (RF 95g) die Leitbodenart. Darunter befinden sich in sehr unterschiedlicher Verteilung feinsandige Mittelsande (RF 95h), schluffiger Sand (RF 95b, g, h), lehmige Bodenarten (RF 95b, c, g, h) sowie tonige Bodenarten (RF 95c, h).

Bodentypen
Ein Großteil der Bohrpunkte der Tafeln RF95b und c weisen Pseudovergleyungsmerkmale auf. Einige Bereiche von RF 95c und der überwiegende Teil der Tafeln RF 95g und h werden durch anthropogen bedingte Bodenaufträge bestimmt. Darüber hinaus sind vereinzelt Braunerden, Parabraunerden und Regosole anzutreffen.

Luftkapazität

---

[3] aus K. GELDMACHER (1995),gekürzt übernommen

Die Luftkapazität der Oberbodenhorizonte beträgt 12 - 22 Vol.-% und ist somit als hoch bis sehr hoch einzustufen. Die lehmigen und tonigen Unterbodenhorizonte besitzen mit 4 - 14 Vol.-% eine geringe, mittlere bzw. hohe Luftkapazität, während die Spanne bei den Sanden zwischen 12 und 25 Vol.-% liegt und als hoch bzw. sehr hoch zu bezeichnen ist.

Feldkapazität

Die Feldkapazität der schluffig-sandigen Oberbodenhorizonte beträgt 30 - 38 Vol.-%. Die durch Mittelsande und Feinsande geprägten Oberböden liegen zwischen 20 und 28 Vol.-%. Die Feldkapazität der Unterbodenhorizonte variiert je nach Bodenart von 10 - 32 Vol.-% (Mittelsande, schluffige bzw. lehmige Sande), 33 - 38 Vol.% (Lehm) sowie ca. 50 Vol.% (Ton). Bezogen auf 1 m Bodentiefe beträgt die Feldkapazität der lehmunterlagerten und der mit schluffigem Sand unterlagerten Teilflächen etwa 300 - 330 mm und ist somit als mittel anzusehen. Die Feldkapazität der durch Mittelsand unterlagerten Teilflächen ist mit 180 mm gering. Die Feldkapazität der lehm- und tonunterlagerten Teilflächen (RF 95c) liegt zwischen 340 - 400 mm und ist somit als mittel bis hoch einzustufen. Die Feldkapazität der durch lehmigen Sand unterlagerten Teilflächen (RF 95c) ist mit 260 mm als gering bis mittel anzusehen.

Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit der Oberbodenhorizonte beträgt 40 - 100 cm/d bzw. mehr als 100 cm/d (RF 95g) und ist somit als hoch bzw. sehr hoch einzuschätzen. In den Unterbodenhorizonten liegen die Werte je nach Bodenart bei 10 - 40 cm/d (Lehm, Ton), 40 - 100 cm/d (schluffige Sande) und über 100 cm/d (Mittelsande). Die Werte können in die Kategorien mittel, hoch und sehr hoch eingeordnet werden.

5.2.4 Bodenchemischer Ausgangszustand der RVW

Die Untersuchungen am Beginn der Arbeiten (Probenahme 1990, Mischproben) zeigten, daß es sich bei dem Schlag RF95 um einen nur schwach bis mäßig belasteten Standort handelt. Für diese Einschätzung wurden in erster Linie die Gehalte an den wichtigsten Schwermetallen herangezogen. Zur Bewertung einer möglichen Anreicherung an organischen Schadstoffen wurde später der Summenparameter AOX im Boden (Adsorbierte organische Halogenverbindungen) genutzt. Am Beginn der Arbeiten stand diese Methode jedoch noch nicht zur Verfügung. In der Tab. 5-7 sind Bodenkenndaten zusammengestellt, die den Ausgangszustand der Anlage vor ihrer Bepflanzung beschreiben.

Tafel	OBS (GV)	$C_{org.}$	Körnung (%)		
	(%)	(%)	<0,063mm	0,063-0,2mm	0,2-2mm
95b	3,6	1,34	12,7	42,3	45,0
95g	3,1	1,16	15,6	44,6	39,8
95h	2,6	0,75	15,0	46,2	38,8
HV	1,3	0,39	10,8	42,0	47,2

Tab. 5-7: Bodenphysikalische Kenndaten der RVW 1990

	OBS (%)	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn
Bbg-ListeTeil1,Ib	-	100	1,5	100	50	100	300
GRÜN1992	-	65	4,4	82	13	-	225
Tafel95b	3,6	89 82	**6,0** **5,5**	**120** **100**	10 8,4	30 36	**467** 250
Tafel95g	3,1	91 82	**7,0** **5,6**	**109** 80	13 8,6	34 35	**353** 240
Tafel95h	2,6	58 56	**4,0** **3,9**	66 56	7,0 6,9	20 25	234 150
HV	1,3	39 30	**2,0** 1,3	34 28	6,0 5,5	10 12	133 80
Teich1	0,9	30 22	**2,0** 1,1	28 18	5,0 4,3	8,0 7,4	183 66
Teich2	1,1	38 35	**2,0** **1,7**	28 21	5,0 6,8	10 14	205 115
Teich3	0,8	33 22	1,0 1,0	18 13	6,0 4,7	8,0 9,1	163 67
Teich4	0,6	15 12	0,4 0,3	8,0 13	5,0 6,0	9,0 8,0	118 34
Teich5	0,7	17 20	0,7 0,7	11 9,8	3,0 4,5	6,0 7,5	146 57

oberer Wert: nach Königswasseraufschluß; unterer Wert: nach Salpetersäureaufschluß (1,5 M), Prüfwertüberschreitungen: fett gedruckt

Tab. 5-8: Organische Bodensubstanz und Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) der RVW 1990

Wie aus den Werten für Körnung (vorherrschend Sandfraktionen, Schluff- und Tonfraktion kaum vorhanden) und organischer Bodensubstanz (OBS) zu erwarten war, wurden bei den meisten Schwermetallen nur wenig bedenkliche Konzentrationen im Oberboden gefunden. Eine Ausnahme bildet das Cadmium, das an verschiedenen Stellen der für den weiteren Betrieb der Anlage besonders interessierenden Mäander zum Teil erhebliche Überschreitungen der Prüfwerte der Brandenburger Liste, Teil 1 (Prüfwerte für Flächen mit sensibler Nutzung) zeigte (Tab. 5-8).

Die Überschreitungen der Prüfwerte bei Blei und Zink dagegen sind vergleichsweise gering. Hinsichtlich ihrer Belastung kann die Fläche der gesamten RVW als repräsentativ für weitere Areale von Rieselfeldern angesehen werden. Aus einer Übersicht über mittlere Schwermetallgehalte in Berliner Rieselfeldern (GRÜN et al. 1992), vornehmlich aus dem Gebiet Karolinenhöhe, geht hervor, daß sich die Werte in Waßmannsdorf nicht wesentlich von den dort beschriebenen Mittelwerten unterscheiden. Die Gehalte sind zum Vergleich in der Tab. 5-8 mit angegeben. Die Schwermetallkonzentrationen der Rieselfelder um Berlin-Buch (KILZ et al. 1994) zeigen ebenfalls Ähnlichkeiten bei den mittleren Werten von Cadmium, Nickel, Blei und Kupfer. Jedoch finden sich in der RVW deutlich weniger Chrom, aber eher etwas höhere Zinkwerte. In ähnlichen Konzentrationsbereichen befinden sich die Schwermetallgehalte, die für die Magdeburger Rieselfelder beschrieben wurden (MEISSNER et al. 1993).

Die geringen Schwermetallkonzentrationen in den Teichsohlen lassen sich zwanglos erklären, da die Teiche in den anstehenden Rieselfeldboden eingetieft wurden und der Sohlenboden im Prinzip den wenig belasteten Unterboden repräsentiert. Dies ist ein erster Hinweis auf die relativ geringe Verlagerung der Schwermetalle in die Tiefe. Ebenso ergaben Untersuchungen der beim Bau der Pegel gewonnenen Proben aus unterschiedlichen Tiefen, daß die Schwermetalle und sehr wahrscheinlich auch organische Schadstoffe bisher kaum in den

Unterboden verlagert worden sind. Die gefundenen Gehalte liegen im Bereich der zu erwartenden natürlichen Hintergrundwerte (WEDEPOHL 1984) und zum Teil deutlich unter auf unbelasteten Standorten (Konzentrationen schwankend in Abhängigkeit von Tongehalten) anzutreffenden Werten (LICHTFUSS 1989).

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Wasserhaushalt

Im Rahmen der Untersuchungen war vorgesehen, den Wasserhaushalt der RVW auch hinsichtlich seiner Menge zu beschreiben, doch zeigte sich im Verlauf der Arbeiten, daß die Meßeinrichtungen äußerst störanfällig waren. Außerdem offenbarte das verwendete Modell zur Berechnung der Grundwasserneubildungsrate (SCHELLIN & WENDLING 1990) Schwächen, da hiermit weder der unterschiedliche Pflanzenbewuchs noch die klimatischen Einflußgrößen hinreichend berücksichtigt werden konnten. So zeigte die 1994 erfaßte Dränwassermenge von der Tafel 95g, der Tafel, von der anzunehmen ist, daß am ehesten eine Bilanzierung möglich sein sollte, zwar eine enge Korrelation zur Beaufschlagungsmenge, nicht aber zur berechneten klimatischen Wasserbilanz (Abb. 5-5). Die übrigen Tafeln kamen aus technischen Gründen für eine quantitative Bestimmung des Wasserhaushaltes nicht in Betracht.

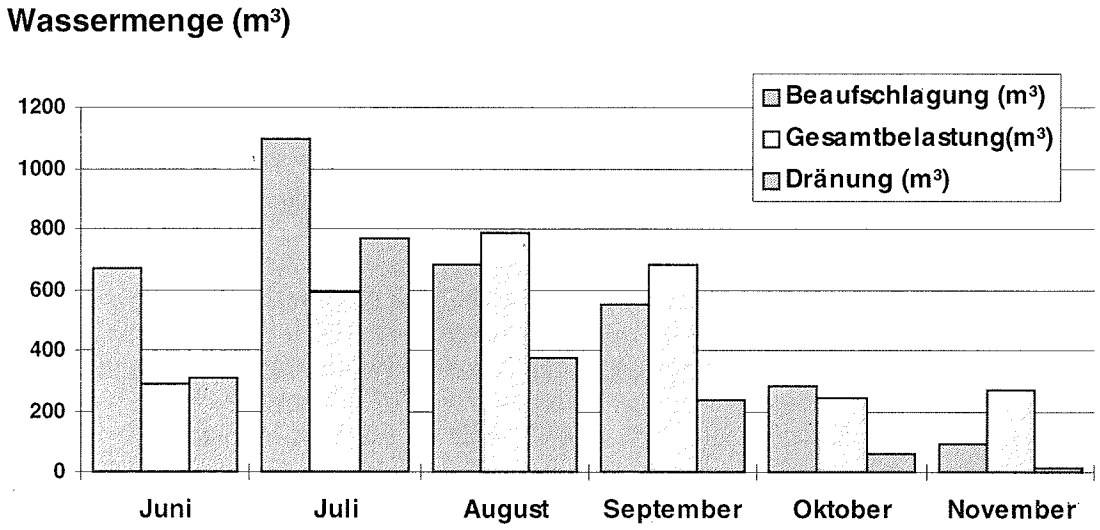


Abb. 5-5: Wasserbilanz der Tafel 95g 1994 (Auszug, Gesamtbelastung = Beaufschlagung + berechnete klimatische Wasserbilanz)

Da aber auf der Fläche 95g bei drastischer Senkung der Beaufschlagung im Jahre 1994 (33 % von 1993, Tab. 5-5, Kap. 5.2.1) der durch die Dränung erfaßte relative Anteil von 30 auf etwa 50 % stieg, läßt das den Schluß zu, daß durch eine entsprechend hohe Bewässerung die Aufnahmekapazität der Dränung überschritten und anteilmäßig mehr Grundwasser gebildet werden kann.

Das durch Niederschlag der Anlage zugeführte Wasser tritt hinsichtlich der Menge (1993) und des Stoffeintrages (1993, 1994) im Vergleich zur Zusatzbewässerung in den Hintergrund (Tab. 5-9). Die durchschnittlichen Konzentrationen der für die Untersuchungen relevanten Parameter (Tab. 5-10) liegen im Niederschlag häufig um mehr als den Faktor 10 unter den Gehalten des der Anlage zugeführten Kläranlagenablaufwassers.

Jahr	95a	95b	95g	95h
1993 (738 mm)	14,8	11,1	11,0	14,5
1994 (834 mm)	33,8	15,4	32,5	35,5

Tab. 5-9: Prozentualer Anteil des Niederschlages an der Gesamtwassermenge pro Tafel (95b, 95g und 95h, Bezugsgröße: mäandrierte Flächen)

Da, wie oben ausgeführt, eine quantitative Wasserbilanz aus den gewonnenen Daten nicht möglich erscheint, wird an dieser Stelle auf eine nähere Betrachtung des Einflusses des Niederschlages auf die Stoffbilanz des Jahres 1994 verzichtet. Bedingt durch den höheren relativen Anteil des Niederschlages kann qualitativ von im Vergleich zu 1993 etwas geringeren summarischen Konzentrationen des auf die Anlage gelangten Wassers ausgegangen werden.

Parameter	Mittelwert	Minimum	Maximum
pH-Wert	4,6	4,3	4,8
TOC	3,14	1,47	6,90
Leitfähigkeit (µS/cm)	48	19	221
Nitrat-N	1,53	<0,01	8,35
Nitrit-N	0,005	<0,001	0,024
Ammonium-N	1,30	<0,01	6,92
Gesamt-P	0,083	0,007	0,42
Chlorid	3,20	0,34	19,5
Sulfat	9,38	1,79	38,0
Calcium	2,45	0,50	6,60
Magnesium	0,33	0,09	2,00
Kalium	0,76	0,10	2,60

Tab. 5-10: Mittlere Konzentrationen der Inhaltsstoffe des Niederschlages (in mg/l) am Standort Waßmannsdorf 1993/1994

5.3.2 BEAUFSCHLAGUNGSWASSER

5.3.2.1 Physikalisch-chemische Parameter

Das der Anlage zugeführte Wasser entspricht dem Kläranlagenablauf der KA Waßmannsdorf. Es handelt sich dabei um ein dreistufig gereinigtes Abwasser mit relativ konstanter Qualität. Die Standardabweichungen der gemessenen Konzentrationen zeigen die gleichbleibende Zusammensetzung an.

In den Tab. 5-11 und 5-12 sind die Mittelwerte der Jahre 1992, 1993 und 1994 sowie die Mittelwerte des Gesamtzeitraumes von 1992 bis 1994 zusammengestellt. Aus den Ergebnissen ist ersichtlich, daß über den gesamten Zeitraum der Untersuchungen die meisten Stoffe in fast gleichbleibender Konzentration zur Verfügung standen. Die Tab. 5-13 gibt einen Überblick über mittlere Schwermetallkonzentrationen im Jahre 1993.

Jahr	pH-Wert	CSB (mg/l)	TOC (mg/l)	Leitf. (mS/cm)	O_2 (mg/l)	AOX (mg/l)
AGA*	6,5-8,5	20	7,0	-	6,0	0,040
1992	7,56	56	n.b.	1500	5,5	0,038
1993	7,55	57	23,0	1560	5,6	0,052
1994	7,45	53	23,8	1490	5,5	0,061
1992 - 1994	7,54	56	23,4	1520	5,5	0,056

* Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer im Land Brandenburg

Tab. 5-11: Summenparameter im Zuleiterwasser zur RVW

	NO_3-N	NO_2-N	NH_4-N	org.N	N, ges.	o-PO_4-P	P, ges.
Bbg-Liste 2:	4,52	0,015	0,194	-	-	-	0,082
TVO:	11,3	0,03	0,389	-	-	-	2,19
AGA*:	-	-	1,0/0,3	-	8,0/4,0	-	0,3/0,1
1992	8,7	1,24	20,4	5,0	33,6	0,13**	0,496
1993	5,9	1,19	31,6	3,7	42,2	0,119	0,462
1994	10,2	1,31	19,3	5,6	42,3	0,13**	0.418
1992 - 1994	8,1	1,23	23,4	5,3	37,5	0,124	0,428

* AGA: 1.Wert für typische Fleißgewässer; 2.Wert für rückgestaute Fließgewässer
** bis zu 50% der Werte < Bestimmungsgrenze (0,05 mg/l)

Tab. 5-12: N- und P-Verbindungen im Zuleiterwasser zur RVW (in mg/l)

	Kupfer	**Cadmium**	**Blei**	**Nickel**	**Zink**	**Chrom**
AGA:	40	1	20	30	300	30
Zuleiter	10	< 2	7	15	225*	< 2

* wenige Meßwerte, daher statistisch nur bedingt abgesichert

Tab. 5-13: Schwermetallgehalte im Zuleiterwasser zur RVW (in µg/l)

Wie aus den Werten hervorgeht, wurden die Parameter CSB und Gesamt-P nach Rahmen-AbwasserVwV Anhang 1 eingehalten (BSB-5 lag fast ausschließlich unter 5 mg/l, häufig unter der Bestimmungsgrenze von 3 mg/l). Dagegen sind die Stickstoffwerte (sowohl NH_4-N als auch Gesamt-N) im Vergleich zur Norm zu hoch. Noch größer werden die Konzentrationsüberschreitungen, wenn man zur Bewertung die „Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer im Land Brandenburg (AGA)" heranzieht. Hier ergeben sich deutliche Überschreitungen bei den organischen Summenparametern CSB und TOC. Die AOX-Werte liegen immerhin noch um bis zu 50 % über der in den Güteanforderungen genannten Konzentration, jedoch im für geklärtes Abwasser typischen Bereich (KLOPP & KORNATZKI 1987).

5.3.2.2 Ökotoxikologische und mikrobiologische Parameter

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) erwähnt den Einsatz von Biotests z.B. zur Feststellung des Wassergefährdungspotentials von Stoffen in bezug auf die Sicherheitsausstattung technischer Anlagen (§§ 19g ff WHG) sowie bei der Abwasserüberwachung zur Erfassung potentieller toxischer Wirkungen durch Inhaltsstoffe (§ 7a WHG). Von den vier in der Rahmen-AbwasserVwV zu § 7a WHG genannten Biotests kamen der Leuchtbakterientest und der Daphnientest zur Anwendung, um die vom Beaufschlagungswasser ausgehende akute Toxizität zu erfassen und zu bewerten. Darüber hinaus wurden die Wasserproben auf chronisch toxische Wirkungen in einem Respirationshemmtest mit Belebtschlamm untersucht.

Obwohl mit den verwendeten Tests akut und chronisch toxische Wirkungen erfaßt werden und wichtige Trophiestufen (Reduzenten, Konsumenten) enthalten sind, ist unbestritten klar, daß nur ein gewisser Teil der möglichen ökotoxischen Wirkungen abgebildet wird. Über einen Zeitraum von 3 Jahren wurden ca. 100 Wasserproben auf ihre akute toxische Wirkung im Leuchtbakterientest und Daphnientest untersucht. Zur Bewertung der chronisch toxischen Wirkung liegen 13 Testergebnisse aus dem Zeitraum September 1993 bis November 1994 vor. Abb. 5-6 gibt die prozentuale Häufigkeitsverteilung der ermittelten GL- bzw. GD-Werte an. Jeweils 95,3 % der GL-Werte bzw. 96,9 % der GD-Werte waren ≤ 2 und nur 4,7 % der GL-Werte bzw. 3,1 % der GD-Werte erreichten den Wert 4. Eine allgemein anerkannte Festlegung von Toxizitätsklassen besteht zur Zeit noch nicht. In Übereinstimmung mit DANNENBERG (1994) und KNIE (1992) werden die G-Werte ≤ 2 als nicht toxisch und der G-Wert 4 als schwach toxisch eingestuft.

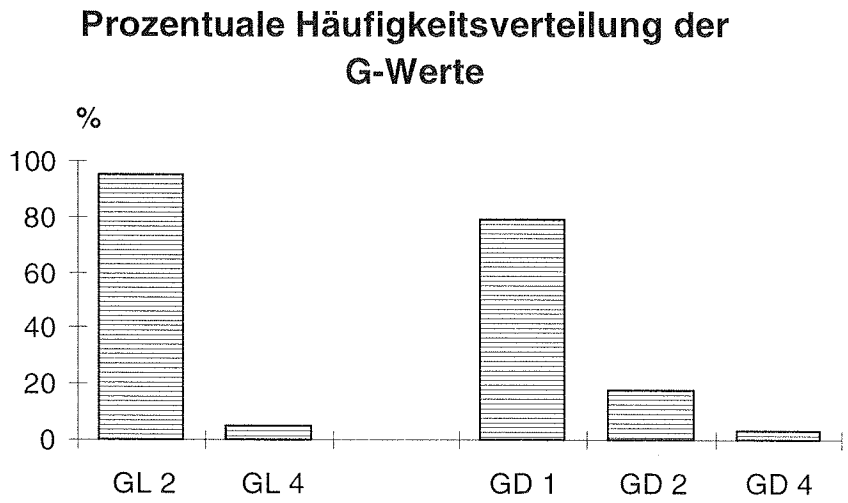


Abb. 5-6: G-Werte des Beaufschlagungswassers der RVW, GL (Leuchtbakterientest), GD (Daphnientest)

Bevor das Wasser auf die entsprechenden Raumelemente geleitet wird, durchläuft es eine Teichpassage. Für die aus den Teichen genommenen Wasserproben konnte in allen Fällen ein G-Wert ≤ 2 festgestellt werden. Die Ergebnisse lassen erkennen, daß von dem Beaufschlagungswasser für die RVW keine akut toxische Gefährdung ausgeht. Darüber hinaus konnte ebenfalls keine chronisch toxische Wirkung im Respirationshemmtest ermittelt werden.

Neben dem ökotoxikologischen Gefährdungspotential stellt die auch nach der Reinigung in der Kläranlage noch hohe Keimbelastung von Abwasser eine weitere Quelle der negativen Beeinflussung von Grund- und Oberflächenwässern dar, insbesondere deshalb, weil es sich bei Fakälbakterien um potentielle Krankheitserreger handelt. Zur Beurteilung der Keimlast im allgemeinen sowie der Verunreinigung mit potentiellen Krankheitserregern wurde das Beaufschlagungswasser von Juli 1993 bis November 1994 auf psychrophile und mesophile Saprophyten sowie coliforme Bakterien und Fäkalstreptokokken untersucht. Erwartungsgemäß

konnten hohe Keimzahlen ermittelt werden. Die Spanne der festgestellten Größenordnungen (kbE/ml) lag bei den psychrophilen Saprophyten zwischen 10^3 und 10^5, bei den mesophilen Saprophyten zwischen 10^3 und 10^5 (einmal 10^7), bei den coliformen Bakterien zwischen 10^3 und 10^5 sowie bei den Fäkalstreptokokken zwischen 10^2 und 10^4. Während bei den psychrophilen Saprophyten 80 % der ermittelten Werte im Bereich 10^4 kbE/ml lagen, verteilten sich die Werte bei den mesophilen Saprophyten relativ gleichmäßig über die Bereiche 10^3 (40 %), 10^4 (20 %) und 10^5 (30 %) kbE/ml. Die Werte bei coliformen Bakterien lagen schwerpunktmäßig im Bereich 10^3 (57,1 %) und 10^4 (28,6 %) kbE/ml, die bei Fäkalstreptokokken im Bereich von 10^2 (64,3 %) kbE/ml. Vergleichbare Ergebnisse bei der Untersuchung von gereinigtem Abwasser fanden SCHLEYPEN & GSCHÖSSL (1993) sowie BAUMANN & POPP (1993).

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Ergebnisse im Leuchtbakterientest und Daphnientest (Prüfung auf akut toxische Wirkung) sowie im Respirationshemmtest (Prüfung auf chronisch toxische Wirkung) kein ökotoxikologisches Gefährdungspotential anzeigen. Dagegen stellt die hohe Keimlast des Beaufschlagungswassers, insbesondere bei den Indikatoren für pathogene Keime, ein hygienisches Problem dar.

5.3.3 BESCHAFFENHEITSVERÄNDERUNGEN IM WASSERPFAD

5.3.3.1 Physikalisch-chemische Parameter

Auch ohne eine Mengenquantifizierung vornehmen zu können, ist aus den Daten in den Tab. 5-14 bis 5-16 abzulesen, daß durch die Bodenpassage eine Entfrachtung bei einer Anzahl von Stoffen beobachtet werden kann. Wenn man berücksichtigt, daß ein Teil des eingetragenen Wassers verdunstet, so verringert sich die verbleibende Wassermenge um einen bestimmten Betrag. Sinkt die Konzentration in der Restmenge, muß es zu einer, im vorliegenden Fall jedoch nicht konkret bestimmbaren Entfrachtung gekommen sein.

Die relativ großen Schwankungen einiger Stickstoffkomponenten sind jahreszeitlich geprägt auf die mikrobiologische Aktivität in Wasser und Boden zurückzuführen. Von besserer Aussagefähigkeit ist der Gesamt-Stickstoffgehalt. Von nur geringem Einfluß auf die chemische Beschaffenheit des Wassers war die Teichpassage bis zum Zufluß auf die Tafeln. Nach dem Durchfließen der Teiche (mittlere Fließdauer ca. 2 Tage je Teich) ist eine Nitrifizierung von Ammonium-Stickstoff deutlich nachweisbar. Auch hat sich der Gesamt-Stickstoffgehalt merklich verringert. Die Unterschiede der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Verlaufe eines Jahres dagegen sind nicht signifikant.

	pH-Wert	**CSB** (mg/l)	**TOC** (mg/l)	**Leitfähigkeit** (mS/cm)	**Sauerstoff** (mg/l)	**AOX** (µg/l)
Zulauf zur Anlage	7,5	55	24	1530	5,6	38 - 61
Zulauf zu den Flächen	7,6 - 8,1	40 - 48	15,6 - 22,0	1330 - 1420	7,2 - 7,5	41 - 62
Dränung	6,6 - 6,9	23 - 35*	11,7 - 16,8*	1220 - 1320	1,4 - 3,7	40 - 49*
Pegel	6,9 - 7,6	25 - 31**	10,9 - 13,5	1300 - 1400	0,3 - 1,0	36 - 68

*Dränung D 4 (Tafel 95b): CSB - 54 mg/l; TOC - 24,3 mg/l; AOX - 0,067 mg/l; ** Pegel Z 54 (Tafel 95a): CSB - 54 mg/l

Tab. 5-14: Veränderungen der Summenparameter im Wasser nach Passage der RVW

	NO_3-N	NO_2-N	NH_4-N	N,org	N,ges	P,ges
AGA	-	-	1,0 / 0,3	-	8,0 / 4,0	0,3 / 0,1
Zulauf zur Anlage	8,1	1,23	23,4	5,3	37,5	0,43
Zulauf zu den Flächen	8,3 - 14,0	0,02 -1,34	11,2 - 14,2	1,0 - 6,19	26,0 - 27,6	0,29 - 0,36
Dränung, oben	10,5 - 20,1	0,02 - 0,88	1,4 - 3,5	3,96 - 8,17	19,3 - 28,8	3,38 - 6,26
Dränung, unten	14,1 - 14,3	0,02 - 0,195	1,1 - 1,5	0,92 - 3,29	18,6 - 19,4	3,29 - 3,47
Pegel	7,8 - 12,1	< 0,02 - 0,15	0,13 - 4,3	1,62 - 6,51	12,0 - 15,2	3,15 - 6,23

Tab. 5-15: Veränderungen der N- und P-Konzentrationen (in mg/l) im Wasser nach Passage der RVW

Die vor allem bei den Schwermetallen gemessenen leichten Veränderungen nach der Teichpassage (Tab. 5-16) sind auf Sedimentationsprozesse zurückzuführen. Nur durch lange oberirdische Fließzeiten, wie sie sich nur auf relativ bindigem Boden erhalten lassen, kann in gewissem Umfange eine weitergehende Eliminierung von organischen Stoffen und Nährstoffen erzielt werden (SOWA et al. 1994). Dafür waren in der RVW die Voraussetzungen nicht gegeben.

	Kupfer	Cadmium	Blei	Nickel	Zink	Chrom
Zulauf zur Anlage	10	< 2	7	15	225 [2)]	< 2
Zulauf zu den Flächen	4 - 7	< 1	< 1 - 1,6	6 - 11	62 - 168	< 2
Dränung	44 - 240	< 1 - 1,7	< 1 - 2,5	11 - 30	110 - 310	< 2
Pegel	12 - 34	< 1	< 2	9 - 19	64 - 330	< 2

[2)] nur wenige Werte, statistisch nicht gesichert

Tab. 5-16: Veränderungen der Schwermetallkonzentrationen (in µg/l) im Wasser nach Passage der RVW

Obwohl die Zielvorgaben nach den Allgemeinen Güteanforderungen (AGA) an Fließgewässer im Land Brandenburg für CSB, TOC, Gesamt-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff in den Dränwässern nicht erreicht werden, stellt die Bodenpassage für diese Komponenten eine signifikante Verbesserung der Wasserqualität dar. Die AOX-Gehalte des Wassers ändern sich im Verlaufe der Passage kaum, so daß näherungsweise von Gleichheit bei Ein- und Austrag ausgegangen werden kann. Dagegen zeigen sich signifikante Abnahmen der CSB- und TOC-Konzentrationen. Während diese Abnahme auf einen Abbau im Boden zurückzuführen ist, sind die sehr stabilen organischen Halogenide einem solchen mikrobiologischen Abbau nur wenig zugänglich. Es kann allerdings nicht entschieden werden, ob die den AOX-Wert verursachenden eingetragenen Stoffe gleich den ausgetragenen Substanzen sind oder ob anthropogenes AOX im Boden sorbiert und möglicherweise biogen gebildetes (NKUSI & MÜLLER 1994) ausgetragen wird. Aus den vorliegenden Untersuchungen kann im Gegensatz zu SOWA et al. 1994 für den Parameter AOX nicht von einem Reinigungseffekt gesprochen werden.

Ein ganz anderes Bild zeigt sich im Falle des Phosphors. Hier steigen die Konzentrationen im Mittel auf den zehnfachen, z.T. sogar auf den zwanzigfachen Wert der Eintragskonzentration an. Da diese Gehalte um den Faktor 30 bis 60 über dem Richtwert der Güteanforderungen für Fließgewässer liegen, kann ein Eintrag von Dränwässern in größerem Umfang in Oberflächengewässer nicht toleriert werden. Auf die Remobilisierung von Phosphat aus

Rieselfeldböden wurde in der Vergangenheit schon von anderen Autoren hingewiesen (BLUME & HORN 1982, HIEROLD 1988, MEISSNER et al. 1992).

Ebenso läßt sich eine Austrag, wenn auch in deutlich abgeschwächter Form, bei den Schwermetallen Kupfer und Nickel beobachten (Tab. 5-16). Während die Nickelkonzentrationen nur etwa bis an den Richtwert von 30 µg/l heranreichen und damit noch im Bereich der Sättigungsextrakte unbelasteter (!) Böden liegen (BRADFORD et al. 1971), sind die Überschreitungen im Falle des Kupfers durchgängig und zum Teil sehr hoch. Schon früher war von erhöhten Kupferkonzentrationen in der Bodenlösung von Rieselfeldern berichtet worden (STAHR 1986).

Der Austrag dieser beiden Metalle läßt sich durch ihr Komplexbildungsverhalten erklären. Ausgeprägt ist die hohe Stabilität von Komplexen des Kupfers mit stickstoffhaltigen organischen Liganden und dort besonders mit Chelatbildnern (HERMS & BRÜMMER 1978, 1984). Mit diesen ist im geklärten Abwasser in nennenswerten Mengen zu rechnen, da EDTA und verwandte Substanzen in großem Maße Verwendung in Reinigungsmitteln finden und gleichzeitig im Klärwerksprozeß kaum abgebaut werden. Daneben entstehen bei der Zersetzung organischer Streu sowie durch Wurzelausscheidungen komplexierende Verbindungen (HERMS & BRÜMMER 1979, 1984). Außerdem kann durch hohe Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung die Bildung löslicher Cu-Phosphat-Komplexe begünstigt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, S. 281).

Dagegen bewirkt im Falle des Bleis die Gegenwart hoher Phosphatgehalte im Bodenwasser eine Immobilisierung (HERMS & BRÜMMER 1984) durch die Bildung schwerlöslicher Pb-Phosphate (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, S. 326). Diese Wirkung kann auch die für das Blei sonst beschriebene Mobilisierung durch lösliche Chelatbildner (HERMS & BRÜMMER 1980, 1984) nur wenig kompensiert werden. Trotz der Grenzwertüberschreitungen des Cadmiums im Boden wurde in den Dränwässern keine signifikante Erhöhung der Konzentration dieses Metalls gefunden. Offensichtlich reicht die angewendete Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie (G-AAS) ohne vorhergehende Anreicherung nicht aus, den Cd-Austrag hinreichend zu dokumentieren.

Die den Tafeln zuzuordnenden Pegel liefern Informationen zu Gleichgewichtsprozessen, die sich mittelfristig im Boden und im zugehörigen Grundwasser einstellen. An dort ermittelten Werten erkennt man die in den Dränungen beobachteten Trends teilweise wieder, in der Regel jedoch in gedämpfter Form, d.h. die Konzentrationen liegen meist etwas niedriger. Diese Dämpfung ist in der längeren Verweilzeit und dem damit verbundenen innigeren Kontakt zum Boden begründet.

5.3.3.2 Ökotoxikologische und mikrobiologische Parameter

Die Beaufschlagung von Rieselfeldern mit Klarwasser setzt voraus, daß es zu keiner negativen Beeinträchtigung von Grundwasser und Oberflächengewässern kommt. Neben dem Eintrag von Nährstoffen, die zur Eutrophierung von Oberflächengewässern beitragen, besteht die Möglichkeit der Migration von toxikologisch bedenklichen Stoffen aus dem teilweise hochkontaminierten Boden ins Grundwasser sowie in Oberflächengewässer. Aus diesem Grunde erfolgte ergänzend zur chemischen Analytik die Erfassung des ökotoxikologischen Gefährdungspotentials von Wasserproben entlang mehrerer Wasserpfade der RVW mittels Biotests. Die unter 5.3.2.2 beschriebenen Methoden kamen auch hier zur Anwendung (Leuchtbakterientest, Daphnientest, Respirationshemmtest). Untersucht wurden jeweils der Zulauf zur Rieseltafel, Dränabläufe, Pegelproben, Gräben sowie Oberflächenabläufe. Begleitend erfolgte (analog zu 5.3.2.2) die Untersuchung der Keimlast, die sowohl für Oberflächengewässer als auch Grundwasser ein hygienisches Problem darstellen kann.

Die verwendeten Biotests zeigten keine akute bzw. chronische Toxizität an. Eine Gefährdung des Oberflächen- und Grundwassers ist aus ökotoxikologischer Sicht nicht vorhanden.

Der Ablauf der Kläranlage Waßmannsdorf ist durch eine hohe Keimlast gekennzeichnet. Bereits die Teichpassage wirkt sich positiv im Sinne einer Reduzierung der Keimlast aus. Bei den psychrophilen Saprophyten verlagert sich der Schwerpunkt der Größenordnungen von 10^4 auf 10^2 kbE/ml. Die Anzahl der mesophilen Saprophyten reduziert sich von 10^3 bis 10^5 auf 10^1 bis 10^3 kbE/ml. Es erfolgt also eine Reduzierung der Keimlast um zwei Zehnerpotenzen. Die Bodenpassage führt zu einer weiteren Reduzierung, so daß das Dränwasser letztlich Saprophyten hauptsächlich in den Größenordnungen 10^1 bis 10^3 kbE/ml (psychrophile) bzw. 10^1 bis 10^2 kbE/ml (mesophile) enthält. Ähnlich verläuft die Dynamik der Keimzahlen bei coliformen Bakterien und Fäkalstreptokokken. Die Teichpassage verursacht eine Reduzierung an coliformen Bakterien von 10^3 bis 10^5 kbE/ml auf 0 bis 10^2 kbE/ml sowie von 10^2 bis 10^4 kbE/ml auf 0 bis 10^2 kbE/ml bei den Fäkalstreptokokken. Die Bodenpassage führt auch hier zu weiteren Reduzierungen.

Das Dränwasser enthielt sowohl bei coliformen Bakterien als auch bei Fäkalstreptokokken Keimzahlen im Bereich von 0 bis 10^1 kbE/ml. Nur 8,1 % der Proben enthielten 10^2 bis 10^3 kbE/ml (coliforme Bakterien) bzw. 4,1 % der Proben enthielten 10^2 kbE/ml (Fäkalstreptokokken). Während alle Proben im Zulauf der RVW den Grenzwert gemäß EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer bei coliformen Bakterien (1000 je ml) und den Leitwert bei Fäkalstreptokokken (1 je ml) bis auf eine Ausnahme (coliforme Bakterien am 18.1.1994 = 1000 je ml) deutlich überschritten, liegen die Werte der Dränabläufe meist deutlich unter dem Grenzwert für coliforme Bakterien. Auch bei den Fäkalstreptokokken wird der Leitwert z.T. unterschritten. Teich- und Bodenpassage leisten also einen positiven Beitrag zur Eliminierung einer hygienisch bedenklichen Keimlast der Oberflächengewässer.

Während diese Wirkung auf die Oberflächengewässer aus hygienischer Sicht zu begrüßen ist, muß als negativ eingeschätzt werden, daß nur 33,3 % (coliforme Bakterien) bzw. 15,4 % (Fäkalstreptokokken) der Pegelproben frei von Fäkalindikatoren und somit potentiellen Krankheitserregern waren. 55,6 % bzw. 65,4 % der Pegelproben enthielten coliforme Bakterien bzw. Fäkalstreptokokken in der Größenordnung bis 100 kbE/ml. 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.

5.3.3.3 Beschaffenheitsveränderungen im Wasserpfad in Abhängigkeit von der Beaufschlagungsmenge

Nachdem 1993 ein einheitlich hohes Beaufschlagungsniveau auf den Flächen der Anlage realisiert worden war, kam es 1994 zu einer deutlichen Reduzierung, besonders auf den Flächen 95a, 95g und 95h (Tab. 5-5, Kap. 5.2.1). Für eine nähere Betrachtung des Einflusses einer unterschiedlichen Beaufschlagung bot sich die Fläche 95g aufgrund des besonders signifikanten Mengenunterschiedes an. In der Tab. 5-17 sind mittlere Konzentrationen ausgewählter Parameter für die beiden Jahre gegenübergestellt.

Parameter	Zulauf 1993	n	Drän 1993	n	Zulauf 1994	n	Drän 1994	n
pH-Wert	8,0	9	6,8	9	8,1	5	6,8	11
Leitfähigkeit (µS/cm)	1400	9	1350	9	1240	5	1080	11
Nitrat-N (mg/l)	11,0	6	10,9	6	11,7	3	12,2	4
Ammonium-N(mg/l)	15,5	6	4,68	6	1,04	3	0,09	4
Gesamt-N (mg/l)	31,0	6	19,8	6	14,4	2	15,1	3
Gesamt-P (mg/l)	0,33	5	3,9	6	0,103	3	3,4	10
TOC (mg/l)	17,6	5	12,5	5	20,3	4	19,0	10
AOX (µg/l)	69	5	48	4	44	2	46	7
Kupfer (µg/l)	9	3	50	3	5	3	85	9
Cadmium (µg/l)	< 1	3	2,4	3	< 0,3	3	1,5	9
Nickel (µg/l)	16	3	16	3	6	3	16	9
Zink (µg/l)	98	2	115	2	38	3	110	9

n - Anzahl der Meßwerte

Tab. 5-17: Mittlere Konzentrationen im Zulauf- und Dränwasser der Tafel 95g

Während der pH-Wert von den unterschiedlichen Beaufschlagungsmengen nicht beeinflußt wird, ist 1994 bei der Leitfähigkeit eine Abnahme von 20 % gegenüber 1993 in der Dränung zu beobachten. Dieser Wert kann angesichts der Zahl der Meßwerte auch als gesichert angesehen werden. Setzt man allerdings diese Leitfähigkeiten mit denen des Zulaufwassers im gleichen Jahr in Beziehung, so verschwindet die Signifikanz.

Ein Vergleich der Stickstoffkomponenten weist auf keinen einheitlichen Trend hin. Grundsätzliche Aussagen sind angesichts der Datenmenge und der nicht völlig vergleichbaren Probenahmetermine kaum möglich. Jahreszeitliche Schwankungen wurden dadurch nur unzureichend erfaßt. Anhand von Einzelergebnissen kann jedoch bestätigt werden, daß durch Pflanzenentzug während der Vegetationsperiode die ausgetragene Stickstoffmenge sinkt, im Frühjahr und im Spätherbst dagegen die Werte höher sind.

Im Falle des Phosphors, wo keine jahreszeitliche Abhängigkeit der Freisetzung beobachtet wurde, ist zwischen stärkerer und schwächerer Beaufschlagung hinsichtlich der Konzentration nicht zu unterscheiden. Das Fehlen jahreszeitlich bedingter Schwankungen legt den Schluß nahe, daß der Einfluß der Pflanzen auf die Freisetzung gering ist bzw. die durch pflanzliche Aktivitäten verursachte P-Mobilisierung sich auf die Gesamtbilanz kaum auswirkt. Die vornehmliche Ursache für die Freisetzung von Phosphor ist in dem zeitweilig stark anaeroben Milieu während der Beaufschlagung (BLUME & HORN 1982, MESHREF 1981) der Flächen zu suchen. Hierbei werden die im Boden vorkommenden schwerlöslichen Eisen-(III)-Phosphate zu leichter löslichen Eisen-(II)-Phosphaten reduziert (OHLE 1937, BRÜMMER 1975, WELP et al. 1983). Wie in Kap. 5.3.4.1 gezeigt wird, ist im untersuchten Boden der Versuchsanlage die Eisen-Aluminium-Fraktion unter den Bodenphosphaten die mengenmäßig größte.

Zwar deuten die leicht erhöhten TOC-Werte 1994 in der Dränung auf eine erhöhte Mineralisierung hin, doch scheint deren Einfluß nur sehr begrenzt zu sein. Eine Zunahme der AOX-Konzentration sowie erhöhte Gehalte bei den meisten Schwermetallen ließen sich nicht feststellen. Einzig das Element Kupfer fällt etwas aus dem Rahmen (Zunahme von 50 auf 85 µg/l). Aus nahezu gleichbleibenden Stoffkonzentrationen bei absolut verringerten

Wassermengen folgt, daß die dadurch bedingte Jahresfracht 1994 deutlich unter der von 1993 lag.

Um eine grundsätzliche Aussage zu Auswirkungen der reduzierten Beaufschlagung auf das oberste Grundwasser (wird durch die Proben der Pegel auf der Anlage beschrieben) treffen zu können, sind die dort gefundenen Konzentrationen von Bedeutung (Tab. 5-18). Betrachtet man die Werte der zu den Flächen 95a, 95g und 95h gehörenden Pegel, entsteht nicht der Eindruck, daß durch das geänderte Regime eine signifikante Beschaffenheitsveränderung im untersuchten Grundwasserleiter auftritt. Wie schon an den Dränproben festgestellt, hat zwar der Gehalt an organischem Kohlenstoff zugenommen (mögliche Mineralisierung), jedoch geht dies - ebenso wie im Falle der Dränwässer - nicht einher mit einem vergleichbaren Anstieg der Schwermetallkonzentrationen. Auch die anderen Parameter lassen nicht erkennen, daß sich bei erheblich verminderter Beaufschlagung grundlegend andere Prozesse abspielen oder Reaktionen im Boden die Oberhand gewinnen, die eine Auswirkung auf die Qualität des Grundwassers im direkten Einflußes der beaufschlagten Rieseltafeln hätten.

Parameter	95a P8-Z54 1993	95a P8-Z54 1994	95g P3-D11 1993	95g P3-D11 1994	95h P4-Z59 1993	95h P4-Z59 1994
pH-Wert	7,6	7,6	6,8	6,9		
Leitf. (µS/cm)	1420	1350	1360	1210	1330	1260
Nitrat-N (mg/l)	7,77		12,6	10,7	8,0	8,2
Gesamt-N (mg/l)	11,1		15,5		12,8	10,6
Gesamt-P (mg/l)	1,49		6,1	5,02	2,98	2,71
TOC (mg/l)	13,3		11,2	16,0	12,1	17,7
AOX (µg/l)	68		59		58	
Kupfer (µg/l)	23	27	28	33	30	24
Cadmium (µg/l)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Nickel (µg/l)	18	13	18	20	16	14
Zink (µg/l)	120	475*	70	57	120	

* nur ein Meßwert !

Tab. 5-18: Konzentrationen ausgewählter Parameter im ersten GWL

Etwas anders sieht es aus, wenn man das Wasser der von der Beaufschlagung kaum oder gar nicht beeinflußten Pegel 9 (Z 55) und 10 (Z 57) der Tafel mit den in Tab. 5-18 aufgeführten Pegeln vergleicht. Waren die veränderten Wassermengen auf regelmäßig beaufschlagten Flächen ohne gravierende Konzentrationsänderungen bei Stickstoff, TOC und Schwermetallen im obersten Grundwasser geblieben und lieferten im Falle auch dieser Parameter die Pegel 9 (Z 55) und 10 (Z 57) keine auffälligen Werte, so weichen im Falle des Phosphors die Konzentrationen dieser beiden Pegel erheblich von den übrigen ab (Tab. 5-19).

95 c Pegel 9 (Z 55)	95 c Pegel 10 (Z 57)	1993 95 a I 95 g I 95 h	1994 95 a I 95 g I 95 h
0,253	0,087	1,49 I 6,10 I 2,98	- I 5,02 I 2,71

Tab. 5-19: Phosphat-P-Konzentrationen in Pegeln nichtbeaufschlagter Flächen im Vergleich zu Pegeln beaufschlagter Flächen (in mg/l)

Der deutliche Unterschied zwischen den einzelnen Pegeln der Fläche 95c ist darauf zurückzuführen, daß der Pegel 9 (Z 55) am Rande zu Tafel 95a von dieser noch beeinflußt wird und deshalb zu vergleichsweise erhöhten Gehalten führt. Die insgesamt jedoch deutlich geringeren Phosphorkonzentrationen im beprobten Wasser dieser beiden Pegel sind die Folge der geringen Beaufschlagung dieser Flächen.

Erst nach einem Überstau entstehen die für die Reduktion des Eisen-(III)-Ions notwendigen geringen Redoxpotentiale im Boden. Welche Effekte ein Überstau auch solcher im Prinzip

aufgelassener Flächen haben kann, zeigte eine Beprobung zeitlich kurz nach der einzigen Beaufschlagung des Jahres 1993. Während der Gesamt-Phosphorgehalt der Meßstelle 10 (Z 57) zwischen 1992 und Anfang 1995 bei 7 Messungen im Mittel unter 0,1 mg/l lag, wurde bei dieser Beprobung ein Wert von 3,51 mg/l ermittelt! Offensichtlich hat dieser eine Überstau ausgereicht, die Redoxpotentiale im Boden so abzusenken, daß eine erhebliche P-Mobilisierung stattfinden konnte. Die im Grundwasser unmittelbar unter den Rieseltafeln vorherrschenden anoxischen Verhältnisse (O_2-Gehalt in der Regel unter 1,0 mg/l) und das dadurch bedingte Fehlen von Eisen-(III)-Salzen führen dazu, daß die erhöhten P-Konzentrationen noch eine geraume Zeit nach der Beaufschlagung nachweisbar sind.

Mit diesen Beobachtungen korrelieren die Ergebnisse der Stickstoffparameter gut. Im Mittel lieferte dieser Pegel 9,3 mg/l Nitrat-N, < 0,5 mg/l Ammonium-N, 1,83 mg/l N-organisch und 11,5 mg/l Gesamtstickstoff. Dagegen wurden kurz nach der Beaufschlagung folgende Werte ermittelt: Nitrat-N: < Bestimmungsgrenze (0,23 mg/l), Ammonium-N: 1,09 mg/l, N-organisch: 4,81 mg/l und Gesamt-N: 5,90 mg/l. Da Nitrat unter die Bestimmungsgrenze abgesunken war, der Gehalt an organischen Stickstoffverbindungen aber mehr als 50 % über den sonst üblichen Konzentrationen lag, kann gefolgert werden, daß durch das reduzierende Milieu die Mineralisierung stickstoffhaltiger Organika erheblich behindert und gleichzeitig durch Denitrifizierung das Nitrat im anstehenden Grundwasser weitgehend verbraucht wurde. Zwei Monate später befanden sich alle Meßgrößen wieder - wie auch im falle des Phosphates beobachtet - auf dem sonst an diesem Pegel üblichen Niveau. Eine länger anhaltende Beeinflussung konnte nicht festgestellt werden.

Nach diesem Befund sollte 1994 überprüft werden, ob bei Wiederaufnahme der Berieselung nach einer mehrmonatigen Unterbrechung unterschiedliche P-Konzentrationen im dann anfallenden Dränwasser zu beobachten wären. Zu diesem Zweck wurde in einem bestimmten Rhythmus zunehmender Zeitabstände vom Anspringen der Dränung an („Welle") der Phosphorgehalt auf allen drei mäandrierten Flächen bestimmt. Es zeigte sich, daß in den untersuchten Fällen sofort hohe Phosphorwerte gemessen wurden und keine signifikanten Schwankungen auftraten. Ursache dafür ist der schnelle Abfall des Redoxpotentials (MESHREF 1981, BLUME & HORN 1982) und die dadurch verursachte Reduktion des Eisens (BRÜMMER 1974, WELP et al. 1983).

Bei der Betrachtung der Schwermetallgehalte der Proben aus den Pegeln 9 (Z 55) und 10 (Z 57) fallen keine höheren Konzentrationen auf. Für Nickel werden mit 17 µg/l (Z 55) bzw. 13 µg/l (Z 57) Werte des Konzentrationsniveaus der anderen Pegel gefunden. Im Falle des Kupfers sind sie mit 17 µg/l (Z 55) bzw. 15 µg/l (Z 57) eher geringer (sonst 23 bis 33 µg/l). Durch das Auflassen der Tafel 95c seit 1989 ist es offensichtlich noch zu keiner nennenswerten Remobilisierung dieser Schadstoffe gekommen.

Die aus der sogenannten „Welle" gewonnenen Schwermetalldaten vermitteln kein einheitliches Bild. Auf keinen Fall wiesen die ersten Wasserproben signifikant erhöhte Konzentrationen auf, wie sie nach einer Periode des Trockenfallens (Beaufschlagungspause von ca. 3 Monaten bis Anfang Juni) durch Einwirken von saurem Regen und stärker oxidierenden Verhältnissen denkbar gewesen wären. Unter den in der RVW vorliegenden Bedingungen konnte für die Zeit bis Ende 1994 in im Prinzip aufgelassenen Arealen noch keine Gefährdung durch Schadstoffmobilisierung nachgewiesen werden, wie es u.a. aus Elutionsversuchen an vergleichbaren Böden abgeleitet wurde (GRUNEWALD 1994). Diese Aussage wird durch die Ergebnisse der weiter oben angeführten ökotoxikologischen Untersuchungen bestätigt, jedoch wären für eine endgültige Bestätigung beobachteter Trends längerfristige Untersuchungen erforderlich.

5.3.4 BODEN

5.3.4.1 Physikalisch-chemische Parameter

Von großem Interesse waren die Veränderungen des Bodens, die der mehrjährige Betrieb der RVW hervorgerufen hatte. Dazu wurden Bodenproben in den Jahren 1992/93 und 1994 entnommen und hinsichtlich ihres Schadstoffgehaltes mit dem Ausgangszustand verglichen. Außerdem wurden die beaufschlagten Segmente (Mäander) mit den nichtbeaufschlagten Flächen (Knaulgras) verglichen. Da sich der Austrag von Phosphat durch das die Analge passierende Wasser als wesentlich erwies, wurden Untersuchungen zu Vorkommen und Herkunft des Phosphors im Boden angestellt und in die Betrachtungen mit einbezogen.

a) pH-Wert und organische Bodensubstanz (OBS)

Eine Aussage zu möglichen Veränderungen in Rieselfeldböden in Abhängigkeit von der Auflassung bzw. Nichtauflassung können die Parameter pH-Wert und OBS liefern. In der RVW bot es sich an, auf jeweils einer Tafel beaufschlagte und unbeaufschlagte Flächen zu vergleichen. Dazu wurden 1994 Mischproben aus drei Ebenen (0 - 20, 40 - 60, 80 - 100 cm) entnommen und untersucht.

In allen drei Schichten lagen die pH-Werte der Mäanderflächen über denen der unbeaufschlagten Knaulgrasflächen (Tab. 5-20). Die Differenzen betrugen im Oberboden (0 - 20cm) 0,4 bis 0,5, in der Schicht 40 - 60 cm 0,3 bis 0,9 und in 80 - 100 cm Tiefe 0,5 bis 1,0 Einheiten. Unter der Voraussetzung gleicher Ausgangswerte deutet sich hier eine beginnende Versauerung des nicht beaufschlagten Bodens an. Durch den pH-Wert des aufgeleiteten geklärten Abwassers (7,5 - 8,0) war eine pH-Absenkung im Bereich der Mäander nicht zu erwarten und ist offensichtlich auch nicht eingetreten.

Fläche	Entnahmetiefe (cm)	pH-Wert	OBS als GV (%)
95b-M	0 - 20	6,2	2,6
	40 - 60	6,8	1,5
	80 - 100	7,4	1,8
95b-K	0 - 20	5,8	3,7
	40 - 60	5,9	2,1
	80 - 100	6,6	1,6
95g-M	0 - 20	6,4	2,9
	40 - 60	6,2	0,5
	80 - 100	6,7	0,9
95g-K	0 - 20	5,7	3,3
	40 - 60	5,9	2,2
	80 - 100	6,2	0,8
95h-M	0 - 20	6,3	2,3
	40 -60	6,6	0,7
	80 - 100	7,2	0,7
95h-K	0 - 20	5,9	3,0
	40 - 60	5,9	2,2
	80 - 100	6,2	1,0

M - Mäanderfläche, K - Knaulgrasfläche

Tab. 5-20: Boden-pH-Wert und organische Bodensubstanz (OBS)

Ein etwas anderes - und auf den ersten Blick überraschendes Bild bietet sich, betrachtet man die OBS. Der nichtmäandrierte Oberboden weist durchgängig etwas höhere Gehalte

auf als der beaufschlagte Mäander der gleichen Tafel (um ca. 12 - 30 % höher). Deutlichere Unterschiede der OBS-Gehalte findet man in der zweiten untersuchten Schicht. Während hier die Knaulgrasflächen OBS-Werte vergleichbar den Oberbodenwerten (2,1 - 2,2 %) liefern, sinken mit Ausnahme der Tafel 95b die Werte in den Mäanderflächen auf für Unterböden typische Gehalte (0,5 - 0,7 %). Kann man zur Erklärung des Sachverhaltes in den Oberböden noch die Erstellung der Mäander (Abtrag der ersten Bodenzentimeter) heranziehen, versagt dies in der Tiefe von 40 - 60cm. Hier hat im Rahmen der Anlagengestaltung kein mechanischer Eingriff stattgefunden. Angesichts der nur kurzzeitig unterbrochenen Beaufschlagung der Mäanderbereiche nach Einstellung der Berieselung 1989 und während der Bauphase der RVW kann der Boden unter diesen Flächen als dem Zustand zum Ende der Berieselung entsprechend oder sehr nahe kommend angesehen werden.

Trotz eines sich abzeichnenden Trends zur Versauerung ohne Beaufschlagung hat dies offensichtlich nicht zu einer nachweisbaren Mineralisierung der Humusbestandteile geführt, sondern ganz im Gegenteil kam es in tieferen Schichten zu eine Neubildung von organischen Bodenbestandteilen. Dieser scheinbare Widerspruch kann mit dem unterschiedlichen Wasserregime in den Flächen erklärt werden. Aufgrund des geringeren Dargebotes in den Knaulgrasflächen waren die Pflanzen genötigt, tieferreichende Wurzeln zu bilden. Durch diese Durchwurzelung und dem damit verbundenem Absterben unterirdischer Pflanzenteile geht die Bildung organischen Materials einher. In den beaufschlagten Mäanderflächen fanden die Pflanzen im Oberboden eine ausreichende Menge an Wasser und Nährstoffen vor und mußten daher nicht nennswert in die Tiefe wurzeln. Somit konnte es dort auch nicht zur Anreicherung von organischem Material kommen.

In der Schicht 80 - 100 cm unterscheiden sich die Bodenverhälnisse kaum noch. Hier finden sich unter beiden Flächenarten für Unterboden typische Gehalte an OBS trotz der voneinander abweichenden pH-Werte.

b) Schwermetalle

Nach den Erkenntnissen aus den Leitparametern pH-Wert und OBS wurde geprüft, inwiefern sich die Gehalte an Schwermetallen in beaufschlagten und aufgelassenen Flächen unterscheiden. Es bestätigte sich erneut, daß die Schwermetallgehalte mit der OBS korrelieren (Tab. 5-21). Hingegen wurde nicht beobachtet, daß niedrigere pH-Werte zu geringeren Schwermetallgehalten führen (Tab. 5-22), wie dies allgemein gilt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, S. 318-334). Im Falle der vorliegenden Bodenverhältnisse überlagert eindeutig der höhere Anteil organischer Bodenbestandteile den möglichen pH-Wert-Effekt.

Tafel	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Hg
95cII	84	5,6	70	8,1	21	215	1,05
95b-M	75	4,7	88	11	24	220	1,13
95b-K	82	5,8	92	11	24	240	1,34
95g-M	70	4,5	81	7,7	23	215	0,76
95g-K	99	7,4	97	13	32	295	1,25
95h-M	58	3,8	60	7,3	26	160	0,66
95h-K	85	5,2	65	9,5	37	260	0,70
r :	0,727	0,752	0,593	0,537	keine Korrelat.	0,688	0,695

Tab. 5-21: Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) von Oberbodenproben sowie Korrelation zwischen Schwermetallgehalten und OBS, 1994

Die Untersuchung der tieferen Schichten in den Mäandern ergab im Vergleich zum Oberboden erheblich geringere Werte (Tab. 5-22). Wie aus den Glühverlusten erwartet, wurden in der Schicht 40 - 60 cm unter den nichtmäandrierten Flächen deutlich höhere Werte ermittelt.

Die durch die Durchwurzelung hervorgerufene Anreicherung mit OBS hat zur Festlegung von Schwermetallen beigetragen.

	Cu	Cd	Pb	Cr	Zn	Hg	pH
Mäander							
0 - 20cm	58	3,8	60	26	160	0,66	6,3
40 - 60cm	17	1,3	15	5,4	100	0,11	6,6
80 - 100cm	11	0,26	<10	7,1	50	<0,1	7,2
Knaulgras							
0 - 20cm	85	5,2	65	37	260	0,70	5,9
40 - 60cm	70	4,9	58	18	200	0,97	5,9
80 - 100cm	13	0,17	<10	8,6	53	<0,1	6,2

Tab. 5-22: Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) in mäandrierter und nichtmäandrierter Fläche in unterschiedlichen Tiefen der Tafel 95h

Davon ausgehend, daß am untersuchten Standort in dieser Tiefe vor der Auflassung ähnliche Verhältnisse anzutreffen waren wie sie jetzt noch für die Mäander vorherrschen, muß auf einen gewissen Transfer in diese Schicht geschlossen werden. Einmal aus dem Oberboden gelöste Spezies finden in dieser Schicht eine größere Anzahl Sorptionsplätze als in vergleichbaren Schichten der mäandrierten Flächen vor und können hier wieder festgelegt werden. In der tiefsten der untersuchten Schichten läßt sich ein Unterschied zwischen beaufschlagten und nicht beaufschlagten Flächen nicht mehr ausmachen. Die rieselfeldtypische Heterogenität (BLUMENSTEIN et al. 1991, GRUNEWALD 1994) ist in der Tiefe weitgehend verwischt, wie dies auch schon an anderen Standorten beobachtet wurde (GRUNEWALD 1995).

Die Beprobung der einzelnen Segmente führte erwartungsgemäß zu einer inhomogen Verteilung der Schwermetallgehalte, wobei die enge Korrelation mit der organischen Bodensubstanz noch auffälliger ist (Tab. 5-23). Vergleicht man die an gleichen Standorten zeitversetzt ermittelten Werte, so erkennt man bei höheren Konzentrationen eine Tendenz zur Abreicherung im Boden. Areale mit geringeren Gehalten liefern Ergebnisse, die sich nicht signifikant von der älteren Probenahme unterscheiden. Für leicht ansteigende Werte kann einerseits die Unschärfe der Probenahme oder andererseits eine leichte Anreicherung durch am Standort verbleibendes abgestorbenes Pflanzenmaterial verantwortlich sein. Eine Entscheidung ist mit den zur Verfügung stehenden Mitteln nicht möglich, angesichts der realtiv geringen Gehalte auch nicht von entscheidender Bedeutung.

Um die Folgen der Beaufschlagung entlang der Zeitachse zu beschreiben, wurden die einzelnen Segmente der Mäander im Abstand von eineinhalb bis zwei Jahren beprobt und hinsichtlich ihrer Gehalte verglichen. Aufgrund eines geänderten Probenahmerasters konnten jedoch nur die Schwermetallgehalte 1992 und 1994 für den Vergleich herangezogen werden, nicht aber die Werte von 1990, da 1990 nur Gesamtmischproben von den Tafeln genommen worden waren. Trotzdem lassen sich aus den gewonnenen Daten Tendenzen für den relativ schwermetallreichen Oberboden ablesen. Am Beispiel der Tafeln 95h soll das etwas näher beschrieben werden (Tab. 5-23).

Proben.-Stelle		GV (%)	Cu	Cd	Pb	Zn	Ni	Cr	Hg
B59	1992/93	3,0	125	6,6	105	275	8,9	33	-
	1994	2,8	85	4,2	87	230	12	30	1,20
B60	1992/93	2,5	116	7,8	122	280	10	n.b.	-
	1994	2,5	87	5,7	103	215	8,0	33	0,87
B61	1992/93	1,7	45	3,6	41	125	4,7	n.b.	-
	1994	2,1	43	3,3	42	135	5,9	29	0,41
B62	1992/93	1,8	94	4,5	41	160	5,6	n.b.	-
	1994	2,2	62	4,7	50	175	6,8	29	0,59
B63	1992/93	1,2	31	1,4	23	80	4,0	8,6	-
	1994	1,8	33	1,8	36	93	6,4	15	0,25
B64	1992/93	1,7	35	2,5	36	110	5,1	15	-
	1994	2,0	39	3,1	47	120	6,8	17	0,56
Korr. r OBS/SM	1992/93	-	0,893	0,897	0,913	0,952	0,912	-	-
	1994	-	0,940	0,729	0,868	0,970	0,879	0,722	0,965

n.b. - nicht bestimmt

Tab. 5-23: Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) 1992/93 und 1994 sowie Korrelation zwischen SM-Gehalten und OBS, Tafel 95h, 0 - 20cm

Für die untersuchten Schwermetalle (Quecksilber konnte erst 1994 bestimmt werden) ergab sich 1992/93 eine durchgängige Korrelation um r = 0,9. Zwar wurden dann 1994 vor allem bei Cd und Ni etwas schlechtere Korrelationen beobachtet, doch sind diese neuerlichen Abhängigkeiten im Grundsatz vergleichbar mit der vorhergehenden Probenahmekampagne. Es ist leicht zu verstehen, daß auch die Korrelationen der Schwermetalle untereinander entsprechend hoch ist, was auch für die Rieselfelder um Berlin-Buch beschrieben wurde (KILZ et al. 1994). Die außerdem untersuchte Tafel 95g führte zu ganz ähnlichen Ergebnissen. Für eine endgültige Bestätigung der beobachteten Trends wäre jedoch eine neuerliche Untersuchung im Jahre 1996 angebracht.

Wichtig erscheint der Umstand, daß die höher belasteten Areale eine Tendenz zur Mobilisierung zeigen und dies für alle untersuchten Elemente mehr oder weniger ausgeprägt ist. Je geringer der anthropogen eingetragene Schwermetallanteil im Boden ist, desto weniger kann aus diesem Boden davon mobilisiert werden. Umgekehrt befinden sich in stärker belasteten Böden auch verhältnismäßig größere Mengen leichter mobilisierbarer Schwermetalle.

Die Abreicherung für das Element Kupfer kann anhand der Wasseranalysen recht gut nachvollzogen werden, dagegen sind die im Boden nachgewiesenen Mobilisierungseffekte mit der bei diesen Untersuchungen angewendeten Technik (Graphitrohr-AAS) nicht oder nur in sehr abgeschwächter Form nachweisbar. Zu möglichen Ursachen der Schwermetallmobilisierung sei an dieser Stelle auf die Ausführungen unter Punkt 5.3.3.1 verwiesen.

Sowohl aus dem Vergleich Mäander - Knaulgras als auch aus den Werten der zeitversetzten Beprobung folgt der Schluß, daß durch die Beaufschlagung mit schwermetallarmem, geklärtem Abwasser im Rieselfeldboden fixierte Schwermetalle in Lösung gehen können. Dabei deutet alles daraufhin, daß dort, wo die Gehalte am höchsten sind, die Anteile leicht mobilisierbarer Fraktionen besonders hoch sind, während in Bereichen geringer Konzentrationen auch nur wenig mobilisierbare Schwermetalle auftreten. Daneben wurden aus den nicht beaufschlagten Flächen durch saure

Niederschläge nur vergleichsweise geringere Mengen ausgewaschen, die zum erheblichen Teil etwas tiefer wieder festgelegt wurden.

Mittelfristig erscheinen toxikologisch relevante Austräge nicht erkennbar. Ob es bei zunehmender Versauerung am untersuchten Standort zu plötzlich sehr hohen Austrägen kommen wird, kann zur Zeit noch nicht mit Sicherheit gesagt werden, da für diese Prozesse bisher noch nicht ausreichend Informationen aus Felddaten vorliegen. Die insgesamt nur schwache bis mäßige Belastung läßt größere Gefährdungen des Grundwassers durch Schwermetallmobilisierung eher als wenig wahrscheinlich erscheinen.

c) Bodenphosphate

Durch die jahrzehntelange Beaufschlagung mit phosphatreichem Abwasser hat in Rieselfeldböden eine erhebliche Akkumulation von Phosphaten stattgefunden (BLUME & HORN 1982, HIEROLD 1988, MEISSNER et al. 1992). Die Autoren berichten übereinstimmend von erhöhten Phosphat-Austrägen aus über längere Zeit zur Verrieselung genutzten Flächen. Die Messungen an den Dränwässern der RVW bestätigten diese Tatsache. Ganz odffensichtlich ist ein großer Teil der Phosphate relativ leicht verfügbar und stellt somit eine Eutrophierungsgefahr für Oberflächengewässer dar, wenn es in nennenswertem Umfang zu Abflußspenden aus den Rieselfeldern kommt.

Phosphor kommt in der Natur außer in den unterschiedlichsten anorganischen und organischen Phosphaten in keiner anderen chemischen Bindung vor. Im Phosphat befindet sich das Phosphoratom in seiner stabilsten Form (Oxidationsstufe +5, Koordinationszahl 4, energetisch günstige P=O-Doppelbindung), die durch biologische Vorgänge nicht verändert werden kann. Darauf beruht auch die Tatsache, daß in sogenannten Pflanzenkläranlagen (bewachsene Bodenfilter) nach einem bestimmten Zeitraum die Reinigungskapazität für Phosphor erschöpft ist (DAFFNER 1988). Aus diesem Grund ist die Verringerung einer bestimmten Menge von Phosphaten im Boden nur durch Pflanzenentzug, Auswaschung oder gegebenenfalls durch Erosion möglich.

Um die Hauptquellen der Phosphatemission im Boden zu ermitteln, wurden sowohl die Gesamtgehalte der Bodenphosphate als auch deren wichtigste Fraktionen bestimmt (Tab. 5-24). Dabei ist in Fe-Al-P, Ca-P und $P_{org.}$ sowie doppellaktatlöslichen Phosphor (DL-P), unter dem der pflanzenverfügbare Phosphor verstanden wird, unterschieden worden.

Es überraschte, daß zwar die erheblichen Phosphatausträge aus Rieselfeldböden allgemein bekannt sind, bisher eine Quantifizierung nach Art und Menge des Vorrates im Boden jedoch weitgehend unterblieb. Nur in der Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch (KILZ et al. 1994, S. 41) findet sich die Annahme, daß aufgrund der engen Korrelation zwischen OBS und Gesamtphosphat nur wenig anorganisches Phosphat im Boden vorliegt. Angesichts des in Rieselfeldböden vergleichsweise hohen Gehaltes an OBS liegt diese Vermutung nahe, da auch sonst die organische Fraktion in Oberböden bis zu 65 % ausmachen kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, S. 245). In der Bodenlösung solcher Böden beträgt der Anteil organischer Phosphate bis zu 70 % des Gesamtgehaltes (WELP et al. 1983).

Tafel	Tiefe (cm)	H_2O-Isl. P	DL-P	Fe-Al-P	Ca-P	P,org.	P,ges.	OBS
95c/II	0-20	39	245	700	140	100	920	3,1
	40-60	38	335	520	75	48	690	1,5
	80-100	53	165	210	290	<10	480	1,7
95b-M	0-20	50	550	840	10	180	990	2,6
	40-60	37	340	410	54	40	500	1,5
	80-100	51	150	280	55	<10	380	1,8
95b-K	0-20	67	660	970	96	200	1210	3,7
	40-60	59	510	700	62	90	920	2,1
	80-100	69	245	270	105	15	450	1,6
95g-M	0-20	46	470	740	195	85	1030	2,9
	40-60	45	200	220	275	<10	500	0,5
	80-100	41	200	290	135	25	440	0,9
95g-K	0-20	39	645	1040	230	170	1440	3,3
	40-60	44	560	790	90	115	960	2,2
	80-100	39	215	285	72	82	400	0,8
95h-M	0-20	33	370	530	135	90	740	2,3
	40-60	36	200	280	51	42	350	0,7
	80-100	34	105	130	62	12	240	0,7
95h-K	0-20	42	440	750	80	190	930	3,0
	40-60	41	440	610	135	115	860	2,2
	80-100	49	175	310	100	55	430	1,0

M = Mäander, K = Knaulgras

Tab. 5-24: Bodenphosphate (in mg P/kg TM) und OBS (%) der RVW 1994

Die enge Beziehung zwischen OBS und Gesamt-P konnte für die Böden in der RVW mit einem Korrelationskoeffizienten von r = 0,898 bestätigt werden (Abb. 5-7). Entsprechend den OBS-Werten sinken die Phosphatgehalte mit zunehmender Tiefe stark ab.

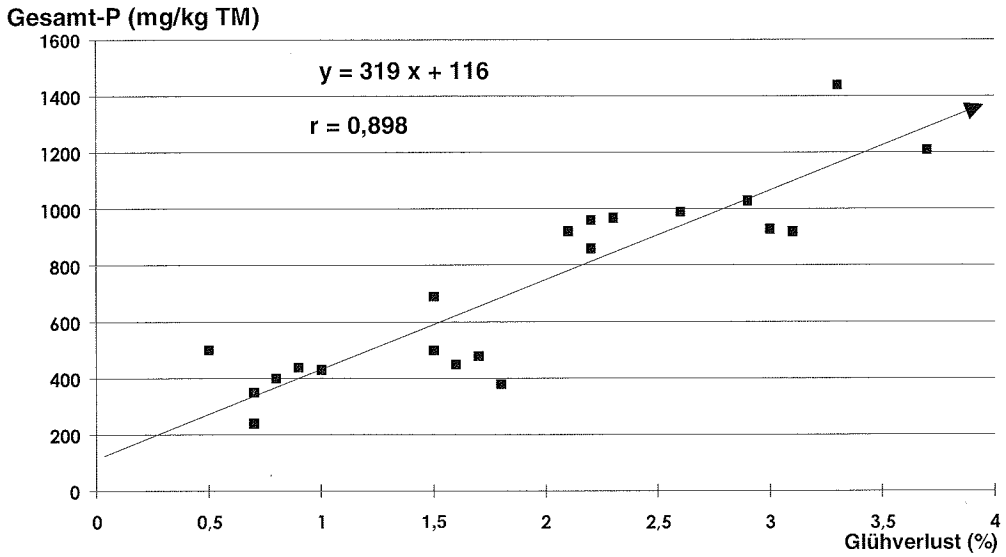


Abb. 5-7: Korrelation des Gesamt-P-Gehaltes mit der OBS (Glühverlust) in der RVW 1994

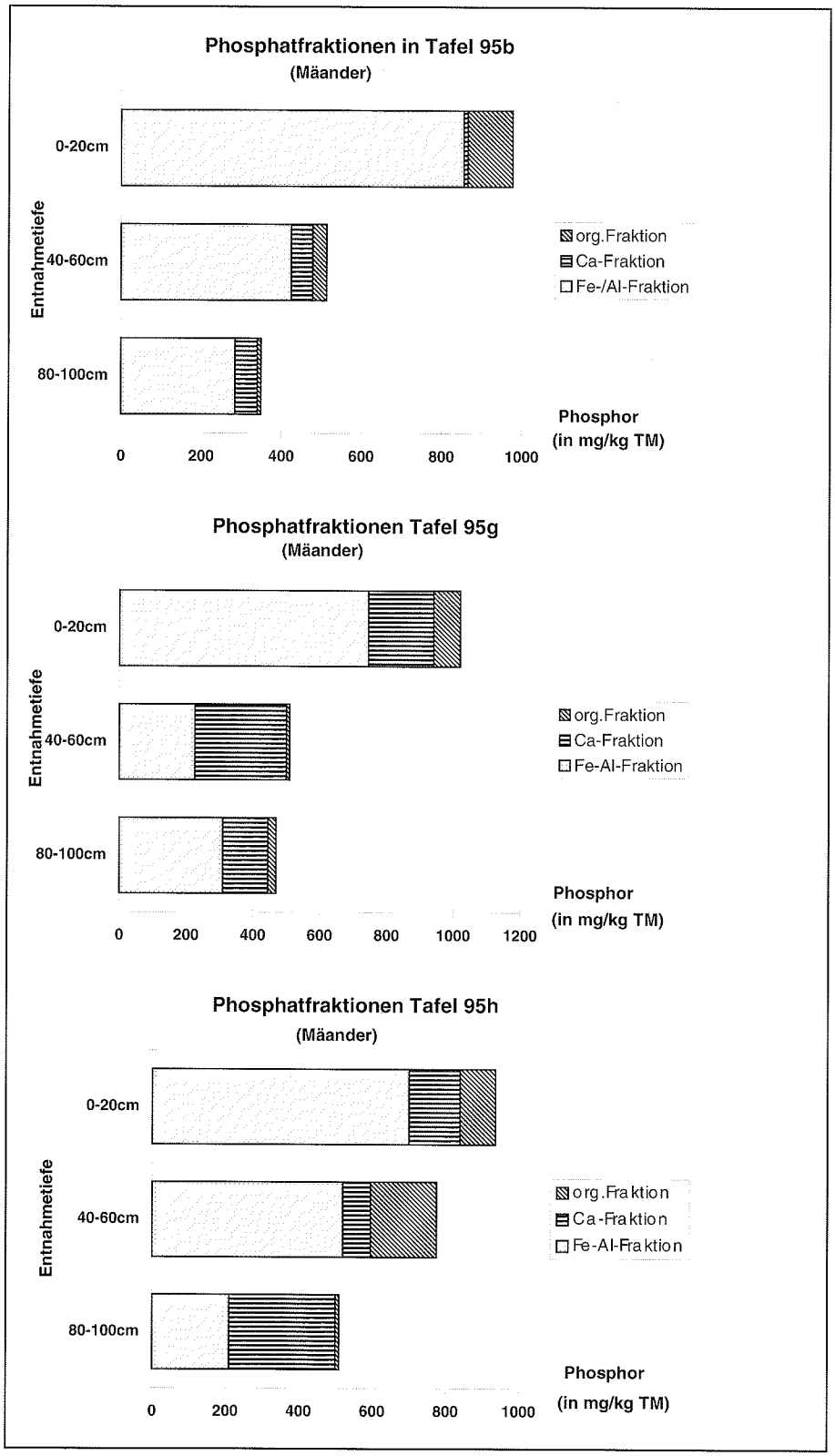


Abb. 5-8: Phosphatfraktionen in unterschiedlichen Tiefen der Tafeln 95b, 95g und 95h

Aus dem vorstehenden Sachverhalt kann jedoch nicht unbedingt auf einen hohen Gehalt an organischen Bodenphosphaten geschlossen werden, was die nachfolgend beschriebenen Befunde vermitteln. Wie frühere Untersuchungen an langfristig mit Gülle belasteten Böden zeigten (WERNER et al. 1988), werden durch eine derartige Phosphatzufuhr weniger die organischen Phosphate im Boden als vielmehr der Fe-Al-gebundene Phosphor erhöht. Angesichts drastisch fallender Redoxpotentiale bei Überstauung im Rieselfeld (MESHREF 1981) lag die Vermutung nahe, daß in erheblichem Maße an Eisen(III) gebundenes Phosphat vorliegen müßte. Um die

Gehalte der einzelnen Fraktionen zu quantifizieren, wurden sie in Anlehnung an eine Literaturvorschrift (KURMIES 1972) selektiv extrahiert. Parallel dazu erfolgte die Gesamtbestimmung mittels Schwefelsäure/Perchlorsäure/Salpetersäure-Aufschluss (KURMIES 1972) sowie die Ermittlung des doppel-laktatlöslichen Phosphors (HOFFMANN 1991, Kap. A 6.2.1.2., S.1 - 12).

Wie erwartet, ist in den untersuchten Rieselfeldböden eine erhebliche Menge an Phosphat gespeichert (740 - 1440 mg P/kg TM, Tab. 5-24), die weit über sonst üblichen Werten landwirtschaftlich genutzter Flächen liegen. Der pflanzenverfügbare DL-P-Gehalt macht zwischen 370 und 660 mg/kg TM aus und überschreitet damit die als für Auswaschprozesse kritisch angesehene Größe von 300mg/kg TM (MEISSNER et a. 1992) in fast allen Oberböden (eine Ausnahme: 95cII - 245 mg/kg TM) und in den 40 - 60 cm-Schichten der nichtmäandrierten Flächenteile. Dagegen finden sich bei 90% der Ackerböden in Deutschland Mengen von 40 bis 220 mg/kg TM (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, S. 255). Für die Versorgung von Pflanzen im Rahmen ackerbaulicher Nutzung werden 60 mg/kg TM als ausreichend angesehen (HARENZ 1989).

Es zeigte sich, daß fast ausnahmslos in den untersuchten Flächen und dort in nahezu allen untersuchten Ebenen die Fe-Al-Fraktion den größten Anteil ausmacht (Abb 5-8a - 5-8c). So liegt diese Fraktion im Oberboden zwischen 72 und 85 %, in 40 - 60 cm Tiefe zwischen 68 - 82 % (1 Ausnahme: 44 % in 95g-M) und in 80 bis 100 cm Tiefe zwischen 54 bis 74 % (1 Ausnahme: 44 % in 95cII).

Offensichtlich ist die enge Korrelation zwischen dem DL-P-Gehalt im Boden und der Fe-Al-Fraktion (r = 0,941), was den Schluß nahelegt, daß als Hauptquelle der P-Emission aus dem Rieselfeld der Fe-Al-gebundene Phosphor zu betrachten ist (Abb. 5-9).

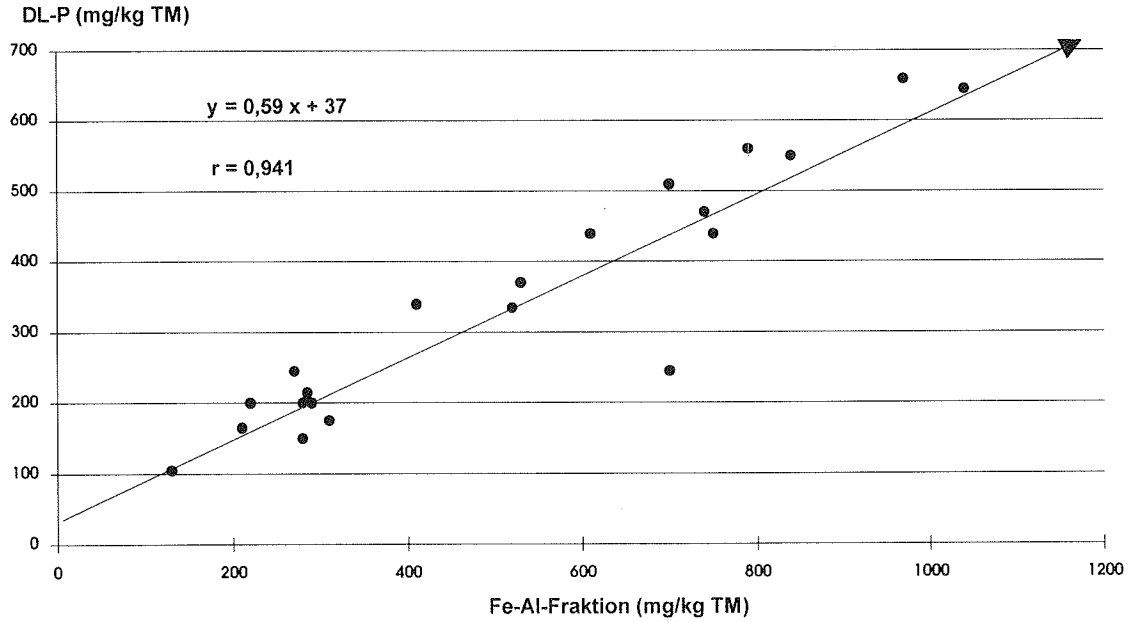


Abb. 5-9: Korrelation zwischen DL-P und Fe-Al-gebundenem P

Der organisch gebundene Phosphor korreliert zwar ebenfalls recht eng mit der OBS (durchschnittliche Werte: 0 - 20 cm: 145 mg/kg, 40 - 60 cm: 65 mg/kg, 80 - 100 cm: 30 mg/kg), jedoch erreicht sein Anteil maximal 20 % (95g-K, 80 - 100 cm), schwankt meist um 10 % und liegt damit - von wenigen Ausnahmen abgesehen - etwas unter dem Anteil des Ca-gebundenen Phosphors. Die Ca-Fraktion bietet kein einheitliches Bild, da in allen Ebenen Minimal- und Maximalwerte, bezogen auf die Gesamtheit der Werte, gefunden werden und sich die Mittelwerte zwischen 100 und 130 mg/kg in einem engen Intervall bewegen. Letzteres bewirkt, daß der relative Anteil des Ca-gebundenen Phosphors mit der Tiefe steigt.

Die vorstehend beschriebenen Verhältnisse lassen sich verstehen, wenn man die in der RVW gefundenen hohen Phosphataseaktivitäten zur Erklärung heranzieht. Üblicherweise werden Phosphatasen, die zur Klasse der Exoenzyme gehören, immer dann von den Pflanzen gebildet, wenn im Boden ein Mangel an verfügbarem Phosphor herrscht (ALEF 1991). Diese Enzyme können dann unabhängig von den Pflanzen für längere Zeit im Boden weiter existieren. Da aber ein Zustand der P-Mangelversorgung im Rieselfeld zu keinem Zeitpunkt seiner Geschichte nach Inbetriebnahme wahrscheinlich war, kommen pflanzenbürtige Phosphatasen als Verursacher nicht in Frage.

Untersuchungen des Beaufschlagungswassers zeigten, daß Phosphatasen über diese Quelle in den Boden eingetragen werden. Aufgrund der Eigenschaft OBS-reicherer Oberböden, solche Enzyme in gewissem Umfange zu speichern bzw. zurückzuhalten, wird es verständlich, daß diese auch außerhalb von P-Mangelzuständen wirksam werden können. Daraus folgt ein ständiger Abbau organischer P-Verbindungen, verbunden mit einem teilweisen Einbau in bzw. mit der Sorption des entstehenden anorganischen Phosphates an die Bodenmatrix. Zwischen der Aktivität der neutralen Phosphatase und der Fe-Al-Fraktion besteht eine Korrelation von r = 0,961, und zwischen doppellaktalöslichem Phosphat und dieser Phosphatase wurde eine Korrelation von r = 0,865 ermittelt (Tab. 5-26). Noch höhere absolute Werte (Tab. 5-25) bei gleicher Korrelation wurden bei der ungepufferten Phosphatase (UP) beobachtet (UP / Fe-Al-P: r = 0,961) .

Tafel	Tiefe (cm)	UP	NP	SP	AP	DL-P	Fe-Al-P	P,ges.
95cII	0 - 20	763	639	334	161	245	700	920
	40 - 60	300	231	189	59	35	520	690
	80 - 100	18	15	41	12	165	210	480
95b-M	0 - 20	857	652	371	269	550	840	990
	40 - 60	258	202	173	828	340	410	500
	80 - 100	30	25	46	8	150	280	380
95b-K	0 - 20	1085	766	420	245	660	970	1210
	40 - 60	517	392	274	128	510	700	920
	80 - 100	15	25	51	12	245	270	450
95g-M	0 - 20	642	533	322	196	470	740	1030
	40 - 60	72	77	66	18	200	220	500
	80 - 100	25	21	44	11	200	290	440
95g-K	0 - 20	1075	873	473	251	645	1040	1440
	40 - 60	606	450	234	125	560	790	960
	80 - 100	25	36	35	10	215	285	400
95h-M	0 - 20	614	446	390	200	370	530	740
	40 - 60	55	90	135	30	200	280	350
	80 - 100	23	63	119	21	105	130	240
95h-K	0 - 20	950	667	496	184	440	750	930
	40 - 60	459	460	325	163	440	610	860
	80 - 100	18	63	147	26	175	310	430

M = Mäander, K = Knaulgras
UP - Ungepufferte Phosphatase NP - Neutrale Phosphatase SP - Saure Phosphatase AP - Alkalische Phosphatase

Tab. 5-25: Enzymaktivitäten (in µg Phenol/g TM), Doppellaktatlösl. Phosphor, Fe-Al-gebundener und Gesamt-Phosphor (in mg P/kg TM) RVW 1994

Phosphatase	DL-P	Fe-Al-P	P,ges.
ungepuffert	0,873	0,961	0,943
neutral	0,865	0,961	0,952
sauer	0,805	0,889	0,874
alkalisch	0,871	0,925	0,909

Tab. 5-26: Korrelationskoeffizienten zwischen Enzymaktivitäten und Bodenphosphatfraktionen

Betrachtet man mäandrierte und nichtmäandrierte Teile einer Tafel, fällt sofort auf, daß in letzteren die Phosphatgehalte in den Oberböden, besonders aber in der mittleren Schicht deutlich höher sind (Tab. 5-27). Diese Ergebnisse ordnen sich somit zwanglos in die beobachteten Auswaschvorgänge nach der Berieselung ein. Die starken Schwankungen in der tiefsten Schicht resultieren aus den relativ geringen Gesamtgehalten und den sich dabei besonders bemerkbar machenden Schwankungen der Bestimmungsmethoden.

Tiefe	P, ges.			Fe-Al-P			DL-P			MW	s
(cm)	95b-M	95g-M	95h-M	95b-M	95g-M	95h-M	95b-M	95g-M	95h-M		
0 - 20	81,8	71,5	79,6	86,6	71,1	70,7	83,3	72,9	84,1	78,0	6,01
40 - 60	54,3	52,1	40,7	58,6	27,8	45,9	66,7	35,7	45,5	47,5	11,25
80 - 100	84,4	110,0	55,8	103,7	101,8	60,0	103,7	93,0	60,0	85,8	20,46

MW - Mittelwert s - Standardabweichung

Tab. 5-27: Vergleich der relativen Bodenphosphatgehalte zwischen Mäander und Knaulgrasfläche (Knaulgrasfläche = 100%)

Während die Ergebnisse der untersten Schicht in den vergleichsweise geringen Gehalten und den dadurch bedingten relativ großen Schwankungen der analytischen Ergebnisse begründet liegen, kann im Falle des Oberbodens und der Schicht 40 - 60 cm von einer echten Abreicherung innerhalb der beaufschlagten Flächen gesprochen werden. In der Mittelschicht ist der Auswascheffekt deshalb am stärksten, weil dort der Unterschied zwischen den jeweiligen Flächen besonders groß ist. Hier wirkt sich - wie schon bei der Betrachtung der Schwermetalle ausgeführt - die Bildung organischer Bodensubstanz durch die tiefergehende Durchwurzelung stark aus. Da in den beaufschlagten Arealen diese Durchwurzelung nicht beobachtet wurde, fehlten hier OBS und somit Sorptionsstellen.

5.3.4.2 Ökotoxikologische Untersuchungen

5.3.4.2.1 Untersuchungsansätze

Mikroorganismen sind an vielen in Böden ablaufenden Prozessen beteiligt und beeinflussen damit die Intensität und Richtung der Bodenentwicklung ebenso wie die Eigenschaften der Böden als Pflanzenstandort (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die jahrzehntelang währende Abwasserentsorgung über Rieselfelder führte durch die umfangreichen Stoff- und Energieinputs, die in Intervallen in das Pedosystem eingebracht wurden, zu nachhaltigen Veränderungen des Bodens (PORTMANN et al. 1994). Neben grundsätzlich für die Entfaltung der mikrobiellen Aktivität positiven Einflüssen (Anreicherung von organischer Substanz und anorganischen Nährstoffen) ist es nachweislich auch zu einer Akkumulation von Schadstoffen (z.B. Schwermetalle, PAK, PCB u.a.) vor allem im Oberboden gekommen (PORTMANN et al. 1994, HIEROLD 1990), die ein Gefährdungspotential für die Mikroorganismen darstellen. Die Akkumulation von Schwermetallen ist auch für den Standort Waßmannsdorf nachgewiesen. Unsere Untersuchungen verfolgten das Ziel, einen Beitrag zur Beurteilung der akut bzw.

chronisch toxischen Wirkung des Rieselfeldbodens auf Mikroorganismen am Beispiel des Standortes Waßmannsdorf zu leisten.

Zur Überprüfung des Bodens auf akute toxisch Wirkungen kamen der Leuchtbakterientest und der Sediment-Chromotest zum Einsatz. Beide Tests haben gemeinsam, daß Mikroorganismen als Testorganismen fungieren. Während jedoch im Leuchtbakterientest die Bodeneluate untersucht werden und somit nur die wasserlösliche Phase erfaßt wird, handelt es sich beim Sediment-Chromotest um einen Test, bei dem die Mikroorganismen direkt mit dem Boden in Kontakt treten. Letzteres ist vor allem nach den von GUNKEL et al. (1993) durchgeführten Untersuchungen, in denen organische Schadstoffe im Bodenkontakttest deutlich höhere Wirkung erzielten als im Eluat, von besonderer Bedeutung. Aus diesen Untersuchungen kann abgeleitet werden, daß das Gefährdungspotential von Bodenbelastungen bei ausschließlicher Untersuchung der wasserlöslichen Fraktion unterschätzt werden kann, da die Bodeneigenschaften die Schadstoffkonzentration in der wäßrigen Phase bestimmen und die Toxizität über die Konzentration hinaus modifizieren.

Die Ergebnisse belegen, daß auch schwerlösliche, gebunden vorliegende Schadstoffe toxisch wirken können. Darüber hinaus wird deutlich, daß sich die Verfügbarkeit und die Wirkung eines Schadstoffes nicht aus seiner Konzentration im Boden ableiten lassen. Auch die Kenntnis der die Schadstoffverteilung zwischen Boden und Bodenlösung bestimmenden Bodeneigenschaften ist allenfalls hilfreich, reicht aber nicht aus, um die Wirkung vorauszusagen. Die Wirkung von Umweltproben ist letztlich nur durch biologische Testsysteme in integrierender Weise über die Faktorenvielfalt erfaßbar (GUNKEL et al. 1993). Standardisierte, in der Praxis erprobte, Bodenkontakttests zur Untersuchung chronischer toxischer Wirkungen auf Mikroorganismen fehlen bisher.

Es stellt sich auch immer wieder das Problem der Verfügbarkeit eines unbelasteten, mit den ursprünglichen Eigenschaften im wesentlichen identischen Vergleichbodens, sofern es sich um ökotoxikologisch orientierte Untersuchungen handelt. Auch wenn Vergleichsstandorte in wichtigen Parametern ($C_{org.}$, pH-Wert u.a.) mit dem zu bewertenden Boden übereinstimmen, gibt es zahlreiche Einflußgrößen (lokales Klima, Nutzungsart, Vegetation u.a.), die die Wirkungen von Schadstoffen auf die bodenmikrobiologischen Verhältnisse überprägen können und somit eine Beurteilung erschweren. Das trifft vor allem zu, wenn Standorte mit einer relativ geringen Schadstoffbelastung bewertet werden sollen, wie sie z.B. für den Standort der Versuchsanlage in Waßmannsdorf festgestellt worden ist. Die Herangehensweise zur Lösung dieses Problems ergab sich letztlich aus den Eigenschaften des Systems Rieselfeldboden selbst.

Die im Oberboden vorhandene Heterogenität in den Rieseltafeln hinsichtlich der mit dem Gehalt an organischer Substanz eng korrelierten Schadstoffbelastung eröffnete die Möglichkeit, die bodenmikrobiologische Aktivität entlang eines Schadstoffgradienten auf engstem Raum zu untersuchen und damit einen Vergleich von geringbelasteten Segmenten mit höherbelasteten Segmenten vornehmen zu können. Ähnliche Untersuchungen wurden schon von KANDELER et al. (1992) und SCHULLER (1991) bei allerdings wesentlich stärker ausgeprägtem Schadstoffgradienten durchgeführt.

Die Ergebnisse zeigen, daß bodenmikrobiologische Prozesse und Verhältnisse (z.B. Dehydrogenase-Aktivität und Biomasse) für eine Bioindikation von Schwermetallbelastungen geeignet sind und somit gegebenenfalls der Schluß auf chronisch toxische Wirkungen gezogen werden kann. Aus der Vielzahl der Möglichkeiten zur Charakterisierung des bodenmikrobiologischen Status wählten wir die Dehydrogenase-Aktivität und die Bestimmung der aktiven Biomasse. Beide Parameter repräsentieren die bodenmikrobiolo gischen Verhältnisse und sind eng mit weiteren biologischen Prozessen (Bodenatmung, Aktivität verschiedener Enzyme) korreliert (SUTTNER & ALEF 1988, BECK 1984).

5.3.4.2.2 Akute Toxizität

Die Untersuchungen zum Schwermetallstatus der Rieselflächen innerhalb der Versuchsanlage Waßmannsdorf gestatteten eine differenzierte Auswahl der Probenahmestandorte nach Schadstoffbelastung. Getestet wurden Mischproben aus den Mäandern der Tafeln RF 95b, g und h und aus geringer (B63, 64) sowie höher (B54, 55, 59, 60) belasteten Segmenten innerhalb der Mäander der Tafeln RF 95g und h. Die Probenahme erfolgte im Frühjahr und Herbst 1994 aus Bodentiefen von 0 - 5 cm und 5 - 20 cm.

Die Differenzierung innerhalb des Oberbodens wurde vorgenommen, da bekannt ist, daß toxische Wirkungen von Schadstoffen in den oberen Zentimetern durch oftmals höhere Gehalte an organischer Substanz überdeckt werden können, wobei sowohl physikalische und chemische als auch biologische Prozesse eine Rolle spielen (KANDELER et al. 1992). Darüber hinaus liegen Ergebnisse aus der Bewertung von vier Vergleichsstandorten außerhalb der Rieselfelder vor. Eine Ergebnisübersicht ist in Tab. 5-28 dargestellt. Die für die einzelnen Mäander der Tafeln RF 95 b, g und h gemessene Hemmung der Biolumineszenz zeigte mit Werten von 21,9 % bis 33,2 % eine geringe Spannweite.

	Frühjahr		Herbst	
Standort	**0-5 cm**	**5-20 cm**	**0-5 cm**	**5-20cm**
MPM, RF 95b	26,8±5,9	28,3±6,9	23,9±2,2	22,8±3,0
MPM, RF 95g	24,0±6,3	27,5±3,8	31,4±2,8	29,1±1,4
MPM, RF 95h	21,9±6,2	26,5±4,7	33,2±0,9	32,3±0,4
MW	24,2±2,5	27,4±0,9	29,5±4,9	28,1±4,8
RF 95h - B63	24,0±7,3	27,8±3,7	23,8±3,3	25,9±7,5
RF 95h - B64	27,9±0,7	29,2±2,3	27,3±5,2	26,6±5,0
MW	26,0±2,8	28,5±1,0	25,6±2,5	26,3±0,5
RF 95g - B54	24,4±7,3	24,2±3,2	33,1±0,6	30,5±3,6
RF 95g - B55	23,4±5,6	24,7±4,4	31,8±2,7	31,7±1,9
RF 95h - B59	24,1±7,1	27,7±6,6	28,0±4,6	31,7±6,4
RF 95h - B60	24,9±8,9	26,2±7,0	29,0±6,5	28,8±3,5
MW	24,2±0,6	25,7±1,6	30,5±2,4	30,7±1,4

Tab. 5-28: Akute Toxizität von Bodeneluaten im Leuchtbakterientest in % Leuchthemmung. Werte der Mischproben aus den Mäandern (MPM), geringer (RF 95h: B63, 64) und höher belasteten Segmenten (RF 95g: B54, 55 ;RF 95h: B59, 60), 1994

Unterschiede zwischen der Schicht von 0 - 5 cm und der Schicht von 5 - 20 cm liegen nicht vor. Eindeutige Unterschiede zwischen den geringer und höher belasteten Segmenten lassen sich nicht erkennen. Allenfalls die Werte der Herbstbeprobung deuten eine geringfügige Zunahme der Biolumineszenzhemmung in den höher belasteten Segmenten an.

In Abb. 5-10 ist der Vergleich der Biolumineszenzhemmung durch Bodenproben aus der RVW und den Vergleichsstandorten dargestellt. Die Werte liegen bei den Rieselfeldproben nur geringfügig höher als die mittlere Leuchthemmung an den Vergleichsstandorten.

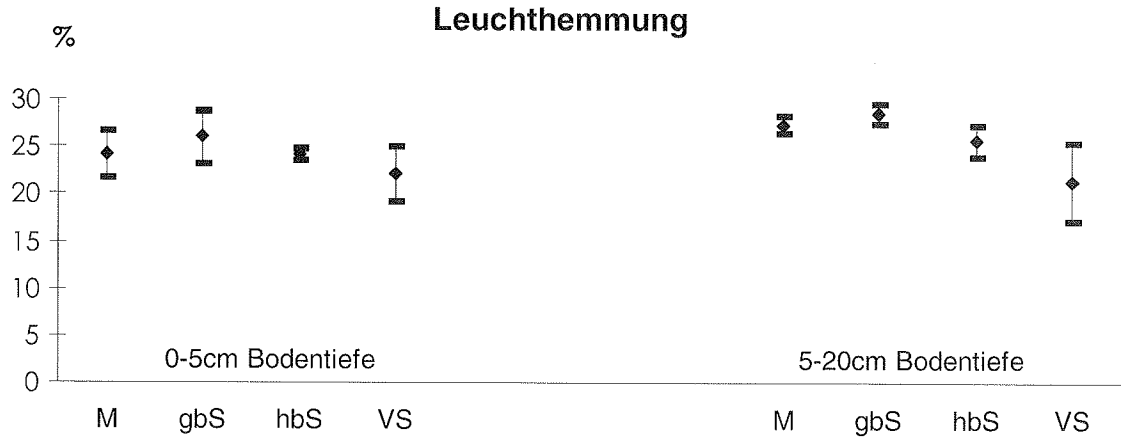


Abb. 5-10: Leuchthemmung, Mittelwerte der Mäander (M), geringer (gbS) und höher (hbS) belasteter Segmente der Tafeln RF95b, g und h sowie der Vergleichsstandorte (VS)

Um zu überprüfen, ob sich statistisch signifikante Unterschiede zwischen Rieselfeldstandorten und unbelasteten Vergleichsstandorten ergeben, müßten weitere Untersuchungen durchgeführt werden. Die Bewertung der Untersuchungsergebnisse im Vergleich mit ähnlichen Untersuchungen ergibt für den Rieselfeldstandort Waßmannsdorf eine Einordnung in den Grenzbereich zwischen nicht akut toxisch bzw. schwach akut toxisch. Die Werte sind vergleichbar mit intensiv gewerblich genutzten Flächen mit nachweislich erhöhten Konzentrationen an Schadstoffen (NOACK 1992, GRÄFE & LANGE 1992). Daß es sich bei dieser Einordnung nicht um eine Unterschätzung des akuten Gefährdungspotentials handelt, wird neben den Daten von den Vergleichsstandorten gestützt durch die Ergebnisse des Sediment-Chromotests. Eine Hemmung der de novo-Synthese der β-Galactosidase-Aktivität der eingesetzten Mikroorganismen konnte nicht ermittelt werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß der Oberboden des Rieselfeldstandortes Waßmannsdorf kein (Sediment-Chromotest) bzw. allenfalls ein geringes (Leuchtbakterientest) Gefährdungspotential hinsichtlich einer akut toxischen Wirkung auf Mikroorganismen in sich trägt.

5.3.4.2.3 Chronische Toxizität

Die Akkumulation von Schwermetallen im Boden stellt eine potentielle Gefährdung der mikrobiellen Reduzenten des Bodens, d.h. der Bodenmikroorganismen, ihrer Präsenz, ihres Spektrums, ihrer Umsetzungsleistungen und weiterer Funktionen dar (STADELMANN et al. 1984). Die potentielle Hemmung der biologischen Aktivität ist u.a. von der Schwermetallkonzentration, der Einwirkdauer, der Bodenart, dem Humusgehalt und dem pH-Wert des Bodens abhängig (KANDELER et al. 1990).

Chronisch toxische Wirkungen von Schwermetallen auf Bodenorganismen sind durch WILKE (1987), STADELMANN et al. (1984) sowie KANDELER et al. (1992) nachgewiesen worden und waren für den Standort Waßmannsdorf nicht auszuschließen. Analog zur Untersuchung auf akute Toxizität wurden unterschiedlich belastete Segmente gegenübergestellt. Neben dem Schwermetallgehalt unterscheiden sich die höher bzw. geringer belasteten Segmente auch in ihrem Gehalt an organischer Substanz bei identischem pH-Wert. Diese Tatsache ist von hoher Relevanz, da zwischen dem Gehalt anorganischer Substanz und den bodenmikrobiologischen Aktivitäten normalerweise eine enge positive Korrelation existiert (BECK 1984, DUTZLER-FRANZ 1977).

BECK (1984) ermittelte für eine größere Anzahl von Böden zwischen dem Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff und bodenmikrobiologischen Kenndaten (u.a. Biomasse, Dehydro-

genase-Aktivität) eine hochsignifikante Korrelation (r = 0,93). Nach DOMSCH (1985) existiert diese enge positive Korrelation bis etwa 3,5 % C_{org}, da bei höheren Gehalten der Anteil stabiler Huminstoffe zunimmt und darüber hinaus die zunehmende Sorptionskapazität hemmend auf die mikrobielle Aktivität wirkt.

Aus den genannten Zusammenhängen ergeben sich für den Standort Waßmannsdorf folgende Überlegungen und Hypothesen:

1. Mit Werten von 0,75 % bis 1,62 % $C_{org.}$ liegen die betrachteten Rieseltafelsegmente in dem von DOMSCH (1985) beschriebenen Bereich enger positiver Korrelation von $C_{org.}$ mit bodenmikrobiologischen Kenndaten.

2. Der mittlere Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff der Standorte RF 95g (B 54, 55) sowie RF 95h (B 59, 60) liegt deutlich (58,2 %) über dem der Standorte RF 95h (B 63, 64) und sollte bei fehlendem Schadstoffeinfluß seinen Ausdruck in einer höheren mikrobiologischen Aktivität an den Standorten mit dem höheren Gehalt an organischer Substanz finden.

3. Die Standorte RF 95g (B 54, 55) sowie RF 95h (B 59, 60) haben gegenüber den Standorten RF 95h (B 63, 64) deutlich erhöhte Schwermetallgehalte. Als Folge der viele Jahre währenden Exposition kommt es zu negativen Beeinflussungen der Bodenmikroflora. Das heißt, die optimale Umsetzung des höheren Gehaltes an organischer Substanz in höhere mikrobiologische Aktivität unterbleibt, womit quasi eine Hemmung beschrieben wird.

Aus Tab.5-29 und 5-30 wird deutlich, daß Hypothese 2 nicht zutrifft. Weder aus der Frühjahrs-, noch aus der Herbstbeprobung läßt sich die bei fehlender Schadstoffwirkung zu erwartende positive Korrelation zwischen der mikrobiologischen Aktivität und dem Gehalt an organischer Substanz nachweisen. Dagegen wird Hypothese 3 bestätigt.

Standort	0-5 cm Frühjahr	0-5 cm Herbst	5-20 cm Frühjahr	5-20 cm Herbst
RF 95h - B63	7,05	6,18	4,10	3,90
RF 95h - B64	8,79	7,59	5,34	4,73
MW	7,93±1,23	6,89±1,00	4,72±0,88	4,32±0,59
RF 95g - B54	4,56	5,33	2,00	3,72
RF 95g - B55	4,48	5,53	2,16	3,25
RF 95h - B59	4,71	4,25	2,70	2,52
RF 95h - B60	4,90	4,64	1,91	2,77
MW	4,66±0,19	4,94±0,60	2,19±0,35	3,07±0,53

Tab. 5-29: Dehydrogenaseaktivität (in mg INTF/g $C_{org.}$x2h) von Bodenproben, Werte von geringer (RF 95h: B63, 64) bzw. höher belasteten (RF 95g: B59, 60) Segmenten; 1994

Standort	0-5 cm Frühjahr	0-5 cm Herbst	5-20 cm Frühjahr	5-20 cm Herbst
RF 95h - B63	34,9	57,8	31,9	45,3
RF 95h - B64	38,9	63,5	20,8	40,3
MW	36,9±2,8	60,7±4,0	26,4±7,9	42,8±3,5
RF 95g - B54	18,7	31,9	16,1	40,9
RF 95g - B55	17,8	25,0	12,2	17,9
RF 95h - B59	21,5	28,0	18,9	20,3
RF 95b - B60	20,2	32,0	15,4	15,2
MW	19,6±1,6	29,2±3,4	15,7±2,8	23,6±11,7

Tab. 5-30: Aktive Biomasse (in g BM-C/kg C_{org}) von Bodenproben, Werte von geringer (RF 95-B63,64) bzw. höher belasteten (RF 95g-B54,55/RF 95h-B59,60) Segmenten; 1994

Wählt man als Bezugsgröße für die bodenmikrobiologischen Kenndaten anstatt Trockenmasse Boden, den nach BECK (1984) besser geeigneten Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff, ergeben sich deutliche Hemmungen der Dehydrogenase-Aktivität und der aktiven Biomasse. In den Frühjahrsproben betrug die Hemmung der Dehydrogenase-Aktivität im oberen Stratum der höher belasteten Segmente 41,2 %, im darunterliegenden Stratum 53,6 %, während die aktive Biomasse um 47,9 % bzw. 38,5 % (Abb. 5-11) niedriger lag. Die Untersuchungen der im Herbst genommenen Proben bestätigten den Trend und ergaben für die Dehydrogenase-Aktivität Hemmungen von 28,3 % und 28,9 % sowie für die aktive Biomasse von 53,6 % bzw. 51,8 % (Abb. 5-11). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen KANDELER et al. (1990) sowie WILKE (1987). Die von KANDELER et al. (1990) beschriebenen schwermetallbedingten Hemmungen bei mehrjähriger Exposition betrugen 54 - 69 % bei der Dehydrogenase-Aktivität bzw. 35 - 50 % hinsichtlich der aktiven Biomasse.

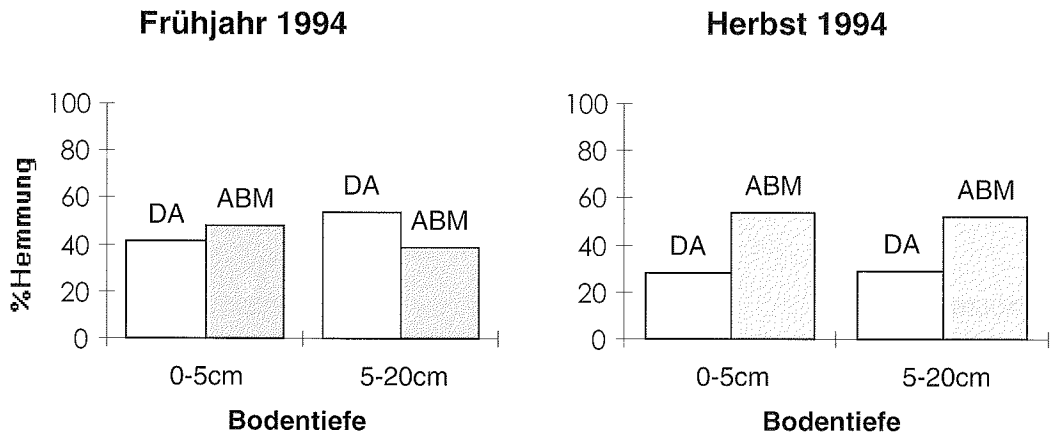


Abb. 5-11: Prozentuale Hemmung der Dehydrogenase-Aktivität (DA) und aktiven Biomasse (ABM) von Bodenproben aus höher schadstoffbelasteten Segmenten der RVW im Vergleich zu geringer belasteten , Frühjahr und Herbst 1994 , Berechnungsbasis organisch gebundener Kohlenstoff

Die Ergebnisse 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 mit landwirtschaftlich genutzten Nichtrieselfeldstandorten eine hohe bodenmikrobiologische Aktivität und somit ein hohes Mineralisationsvermögen auf.

5.3.5 ENTWICKLUNG DER PFLANZEN

Im Rahmen der Zielstellung einer ökologisch orientierten Rieselfeldnachnutzung stellt sich die Frage der Eignung von einheimischen Makrophyten, Stauden und Gehölzen für den Standort Rieselfeld als Teilsystem des Komplexes Pflanze/Boden/Wasser. Dabei ergeben sich zwei Schwerpunkte:

1. Eignung der verwendeten Pflanzenarten bei definiertem Anlagenbetrieb in Hinsicht auf das Beaufschlagungsregime und fehlende Pflegemaßnahmen

2. Auswirkungen von Stoffen (Schad - und Nährstoffe) des Beaufschlagungswassers und des Bodens auf die Vitalität und die Überlebensrate der Pflanzen

RIEDEL (1993) beschreibt für den Rieselfeldstandort Buch chronisch toxische Wirkungen auf Gehölze, verbunden mit hohen Ausfallraten bei zahlreichen Arten. Eine erhöhte Akkumulation von Schwermetallen in Gräsern von Rieselfeldstandorten gegenüber Vergleichstandorten stellte KNÖSCHE (1994) fest, wobei insbesondere bei Cadmium, Chrom, Kupfer und Zink phytotoxisch relevante Größenordnungen ermittelt wurden. Da nach Untersuchungen von KNÖSCHE (1994) phytotoxisch relevante Konzentrationen an Schwermetallen in Pflanzen bei Bodenbelastungen von 5 - 20 mg/kg Cd, < 50 mg/kg Cr und Cu sowie < 150 mg/kg Zn auftraten, sind phytotoxische Wirkungen in Waßmannsdorf auf Grund der dortigen Schwermetallbelastung nicht auszuschließen.

Die Vermutung wird gestützt durch Literaturangaben zur phytotoxischen Wirkung von Cadmium ab Bodengesamtgehalten von 4 mg/kg sowie für Quecksilber bereits weit unter einem mg/kg (ANONYM 1991). Beide Bereiche sind in der Versuchsanlage Waßmannsdorf an mehreren Standorten nachgewiesen bzw. werden überschritten.

5.3.5.1 Gehölze

Tab. 5-31 gibt einen Überblick zur Überlebensrate und zum Höhenwachstum der auf der Rieseltafel RF 95a in Segmenten gepflanzten Gehölze. Es zeigt sich, daß sich Salix viminalis (Korbweide) im Vergleich mit den anderen Gehölzen nahezu verlustfrei etablieren ließ. Die Überlebensrate lag auf den drei Segmenten zwischen 88 und 100 % und ging einher mit gutem bis sehr gutem Wachstum. Die inhomogene Wasserverteilung findet einen deutlichen Ausdruck im unterschiedlichen Höhenwachstum der Korbweide auf den Segmenten B 13 und B 27 (höhere Wassermenge) einerseits, sowie dem Segment B 43/3 (geringere Wassermenge) andererseits.

Art/Standort	Anzahl			Höhenwachstum (cm)					
				1991		1993		1994	
	1991	1993	1994	von - bis	mittel	von - bis	mittel	von - bis	mittel
Alnus glutinosa									
B 30	210	110	110	60-100	80	70-160	115	200-240	220
B 23	210	30	30	60-100	80	100-180	140	180-220	200
Populus canescens									
B 24	210	9	9	50-80	65	100-210	155	240-300	270
B 21	210	46	46	50-80	65	180-270	225	240-360	290
Populus tremula									
B 25	210	38	38	50-80	65	100-120	110	150-250	200
B 32	210	15	15	50-80	65	100-180	140	200-300	250
Salix repens									
B 29	165	50	30	30-40	35	120-140	130	100-160	130
B 28	165	54	40	30-40	35	70-170	120	120-180	150
B 43/5	165	30	30	30-40	35	50-100	75	100	100
Salix viminalis									
B 13	140	140	140	50-80	65	300-400	350	400-500	450
B 27	100	90	90	50-80	65	300-400	350	400	400
B 43/3	100	88	88	50-80	65	170-250	210	200-300	250

Tab. 5-31: Anzahl der Einzelexemplare und Höhenwachstum von Gehölzen, RF 95a

Die Überlebensrate der übrigen Gehölzarten liegt deutlich niedriger. Sie variiert bei Salix repens (Silberblättrige Kriechweide) zwischen 18 und 24 %, bei Alnus glutinosa (Schwarzerle) zwischen 14 und 52 %, bei Populus tremula (Zitterpappel) zwischen 7 und 18 % sowie bei Populus canescens (Graupappel) zwischen 4 und 22 %.

Aus Tab. 5-31 wird auch deutlich, daß die Bestandsausfälle in den Zeitraum der Pflanz- und Anwachsphase einzuordnen sind, während die Anzahl der Einzelexemplare ab dem 2. Standjahr stabil blieb. Daraus läßt sich ableiten, daß eine Etablierung von Gehölzen auf Rieselfeldboden mit Ausnahme bestimmter Arten (Korbweide) nicht unproblematisch ist.

Als Ursachen kommen in erster Linie Trockenstreß (im Frühjahr 1992 sehr ausgeprägt) und Konkurrenzdruck durch Gräser in Frage. Dafür sprechen auch die in den Randbereichen der Rieseltafeln aufgetretenen enormen Verluste bei Gehölzen (außerhalb des Untersuchungsprogrammes wurden zur Anlagengestaltung eine Reihe weiterer Gehölze gepflanzt) in der Anwachsphase direkt nach dem Pflanzen (ca. 90 %).

Von den insgesamt 33 untersuchten Arten erwiesen sich Rosa canina (Hundsrose), Rosa pimpinellifolia (Stachlige Rose), Sorbus aria (Mehlbeere), Amorpha fruticosa (Gemeiner Bastardindigostrauch) und Syringa vulgaris (Gemeiner Flieder) als am ehesten geeignet, wobei auch bei diesen Arten Ausfälle bis zu 80 % zu vermerken sind. Dagegen scheint die Schwermetallbelastung für den Standort Waßmannsdorf in der Phase des Anwachsens gegenüber dem Faktor Wasser eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Vergleicht man z.B. die Überlebensrate von Alnus glutinosa (Schwarzerle) in den Segmenten B 23 und B 30, so ist bei gleicher Schwermetallbelastung (Cd, Cu, Pb, Ni, Cr, Zn) im

besser mit Wasser versorgten Segment B 30 ein Wert von 52 %, dagegen im wesentlich trockeneren Segment B 23 nur ein Wert von 14 % erreicht worden.

5.3.5.2 Makrophyten und Stauden

Neben Gehölzen wurde auch die Eignung von verschiedenen Sumpf- und Wasserpflanzen sowie des Exoten Miscanthus sinensis giganteus (Chinaschilf) für den Standort Rieselfeld getestet. In den Tab. 5-32 bis 5-34 sind die Daten zur Flächendeckung und zum Höhenwachstum der Pflanzen auf den Tafeln RF 95a, b, g und h sowie der Hangverrieselung dargestellt.

Flächendeckung (%)			Höhenwachstum (cm)			
Art/Standort	1993	1994	1993		1994	
			von - bis	mittel	von - bis	mittel
Carex gracilis						
B 16	80	60	100 - 150	125	100 - 120	110
B 19	80	80	80 - 100	90	120 - 140	130
B 31	80	80	80 - 100	90	100	100
Filipendula ulmaria						
B 15	90	90	30 - 100	65	140 - 180	160
B 42	80	90	60 - 120	90	150	150
B 38	90	100	80 - 100	90	110 - 170	140
Glyceria maxima						
B 37	100	100	70 - 90	80	100	100
B 18	100	100	60 - 70	65	80 - 100	90
B 22	90	100	60 - 80	70	80	80
Miscanthus sin.						
B 43/2	80	70	100 - 150	125	120 - 160	140
B 26	65	70	120 - 180	150	180 - 240	210
B 41	90	80	100 - 150	125	160 - 220	190
Phragmites austr.						
B 14	90	90	180 - 200	190	200	200
B 36	100	90	140 - 180	160	140 - 200	170
B 39	100	100	150	150	200	200
Typha latifolia						
B 40	95	30	180 - 200	190	80	80
B 17	90	30	50 - 120	85	40 - 100	70
B 20	90	30	80 - 130	105	40 - 80	60
B 35	70	20	180 - 200	190	80 - 100	90
B 33	90	30	170 -200	185	100	100
B 34	70	70	150 - 170	160	40 - 80	60
B 43/3	70	10	100 - 120	110	30 - 50	40

Tab. 5-32: Flächendeckung und Höhenwachstum von Makrophyten und Stauden,Tafel 95a

Nach dreijähriger Versuchsdauer zeichnen sich für die einzelnen Arten folgende Ergebnisse ab. Die Überlebensrate liegt am höchsten bei Iris pseudacorus (Wasser - Schwertlilie) mit

durchgängig 100 %. Das Höhenwachstum variiert zwischen 150 und 190 cm und liegt damit über den an natürlichen Standorten vorkommenden Größenordnungen, was auf den erhöhten Nährstoffpool des Rieselfeldstandortes und die Umsetzung in Biomasse zurückzuführen ist.

Art/Standort	Flächendeckung (%)			Höhenwachstum (cm)					
	1992	1993	1994	1992		1993		1994	
				von-bis	mittel	von-bis	mittel	von-bis	mittel
RF 95 b									
Typha latifolia/B45	60	100	90	100-170	135	200-250	225	160-220	190
Typha latifolia/B46	90	100	80	100-170	135	180-200	190	60-100	80
Gyceria maxima/B46	60	100	100	60-140	100	80	80	60-100	80
Iris pseudacorus/B47	90	100	100	60-90	75	180-200	190	120-180	150
Scirpus lacustris/B48	60	60	20	80-120	100	150-180	165	100-120	110
Carex gracilis/B49	70	70	90	80-120	90	150-170	160	100-120	110
Phragmites australis/B50	70	80	70	70-100	85	150-180	165	160-200	180
RF 95 g									
Typha latifolia/B52	90	90	60	100-140	120	200-250	225	60-180	120
Glyceria maxima/B53	100	100	100	120-140	130	70-100	85	100-120	110
Iris pseudacorus/B54	100	100	100	70-90	80	180-200	190	180-200	190
Scirpus lacustris/B55	60	60	30	60-100	80	160-180	170	150	150
Carex gracilis/b56	90	100	90	60-90	75	100-120	110	100-120	110
Phragmites australis/B57	20	30	10	40-60	50	100-150	125	100-140	120
RF 95 h									
Typha latifolia/B59	90	100	100	80-130	105	250-300	275	160	160
Glyceria maxima/B60	80	100	90	80-120	100	80-100	90	80-120	100
Iris pseudacorus/B61	90	100	100	70-80	75	180-200	190	180-200	190
Scirpus lacustris/B62	90	100	80	80-100	90	150-180	165	130-170	150
Carex gracilis/B63	80	80	80	30-50	40	100-120	110	130	130
Phragmites australis/B64	10	10	5	40-60	50	50-100	75	120	120

Tab. 5-33: Flächendeckung und Höhenwachstum von Makrophyten und Stauden, RF 95 b, g, h

Flächendeckung (%)		Höhenwachstum (cm)			
1993	1994	1993		1994	
		von-bis	mittel	von-bis	mittel
95	100	160-250	205	200-260	230

Tab. 5-34: Flächendeckung und Höhenwachstum von Phragmites australis, Hangverrieselung

Ähnlich erfolgreich entwickelten sich die Bestände von Glyceria maxima (Wasserschwaden), Filipendula ulmaria (Echtes Mädesüß) und mit einigen Abstrichen Carex gracilis (Schlanke Segge). Die Überlebensrate von Glyceria maxima lag zwischen 95 und 100 %, die von Filipendula ulmaria und Carex gracilis zwischen 80 und 100 % bzw. 60 und 100 %. Das Höhenwachstum dieser Arten entsprach im Gegensatz zur Wasserschwertlilie dem an natürlichen Standorten. Sehr unterschiedlich und zum Teil mit erheblichen Bestandsverlusten verlief die Entwicklung von Phragmites australis (Gemeines Schilf), Scirpus lacustris (Gemeine Teich-

simse) und Typha latifolia (Breitblättriger Rohrkolben). Phragmites australis entwickelte sich in der Hangverrieselung zu einem dichten Bestand mit einer durchschnittlichen Wuchshöhe von 230 cm. Dieser Bestand unterscheidet sich qualitativ in positiver Hinsicht von den weiteren Phragmitesanpflanzungen in der Dichte und in der Wuchshöhe.

Als Ursachen sind die nach der Pflanzung erfolgte Rindenmulchung, die einerseits das Wasserregime des Bodens positiv beeinfußt und anderseits konkurrierende Gräser eliminiert, sowie die gegenüber den anderen Flächen deutlich erhöhte Beaufschlagung zu nennen. Daß bei ausreichender Wasserversorgung auch ohne Rindenmulch ein dichter Bestand entstehen kann, belegen die Segmente B 14, B 36 und B 39 in der Tafel RF 95a sowie das Segment B 50 in der Tafel RF 95b mit Überlebensraten von 70 - 100 %. Auch die Wuchshöhe in diesen Segmenten liegt mit 180 - 200 cm relativ hoch, fällt allerdings gegenüber der Hangverrieselung aus genannten Gründen etwas ab. Fast völlig verdrängt wurden die Phragmitesbestände in den, anlagentechnisch bedingt, suboptimal mit Wasser versorgten Segmenten B 57 und B 64 in den Tafeln RF 95g und h. Die extrem niedrige Überlebensrate (10 bzw. 5%) war verbunden mit geringem Höhenwachstum (120 cm).

Ähnliche Tendenzen ergaben sich für Typha latifolia und Scirpus lacustris. Auffällig ist der starke Bestandsrückgang 1994 gegenüber 1993, bedingt durch die deutlich reduzierten Beaufschlagungsmengen für die Tafeln RF 95a, g und h (Tab. 5-5, Kap. 5.2.1). In den meisten Segmenten der Tafel RF 95a verringerte sich der Bestand von Typha latifolia von durschnittlich 80 % auf 10 - 30 % bei stark reduziertem Höhenwachstum. Die Segmente weisen einen hohen Konkurrenzdruck durch Gräser (z.B. Gemeine Quecke) auf, so daß die nur flachwurzelnde Art Typha latifolia bei suboptimaler Wasserversorgung verdrängt wird. In den Segmenten B 17 und B 34 war ein auffälliger Gradient im Höhenwachstum erkennbar. Während der Schwermetallgehalt diesem Gefälle nicht folgte, zeigte sich nach der Beaufschlagung eine inhomogene Wasserverteilung zugunsten der Abschnitte mit höherem Wuchs. Bei ausreichender Wasserversorgung bildete Typha latifolia relativ dichte Bestände. So lag die Überlebensrate in den Tafeln RF 95b und h zwischen 80 und 100 % sowie in der Tafel RF 95g bei 60 %. Der 1994 gegenüber 1993 auch in diesen Segmenten zu verzeichnende deutliche Rückgang im Höhenwachstum weist tendenziell auf zu erwartende Probleme hin. Auch bei Scirpus lacustris ist ein starker Verdrängungseffekt durch andere Arten zu beobachten. Überlebensraten von 20 % bzw. 30 % in den Segmenten B 48 und B 55 der Tafeln RF 95b und g sowie ein vermindertes Höhenwachstum signalisieren ein ähnliches Verhalten wie Typha latifolia. Das nicht zu den einheimischen Pflanzen zählende Chinaschilf hatte eine Überlebensrate von 70 - 80 % bei einem Höhenwachstum von 140 - 210 cm.

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 Berichtszeitraumes 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.

5.4 LITERATUR

AG BODENKUNDE 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover 1982.

ALEF, K. 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie, - Landsberg/Lech : ecomed, 1991, S.226.

ANONYM 1991: Ableitung von Sanierungswerten für kontaminierte Böden, IWS - Schriftenreihe Band 13, Anhang, 1991.

BAUMANN, M. & W. POPP 1993: Bakteriologisch-hygienische Belastung von Oberflächengewässern und Kläranlagenabläufen: Ursachen und Sanierungsvorschläge, in: Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässerökologie, 52-86, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung München (Hrsg.).

BECK, T. 1984: Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden, II. Mitteilung: Beziehungen zum Humusgehalt, Z. Pflanzenernär. Bodenk. 147, 456 - 466.

BLUME, H.-P. & R. HORN 1984: Belastung und Belastbarkeit Berliner Rieselfelder nach einem Jahrhundert Abwasserberieselung, Z. f. Kulturtechn. Flurber. 23, 236 - 248.

BLUMENSTEIN, O.; K. GRUNEWALD & R. SCHUBERT 1991: Das Altlastengebiet Rieselfelder Berlin-Süd - Eine geoökologische Herausforderung, Potsdam.

BRADFORD, G. R.; F. L. BLAIR & V. HUNSAKER 1971: Soil Sci. 112, 225 - 230; zit. in SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL:

BRÜMMER, G. 1975: Phosphatmobilisierung unter reduzierenden Bedingungen - Ein Beitrag zum Problem der Gewässereutrophierung, Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 18, 175 - 177.

DAFFNER, G. 1988: Erprobung der Leistungsfähigkeit eines mit Röhricht bestandenen Bodenfilters bei der Abwasserreinigung, Dissertation Universität Erlangen-Nürnberg.

DANNENBERG, R. 1994: Der Einsatz von Toxizitätstests bei der Beurteilung von Abwässern, gwf Wasser-Abwasser, Heft 8, 475 - 480.

DOMSCH, K.-H. 1985: Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie, Materialien zur Umweltforschung, Nr. 13, Kohlhammer Verlag Stuttgart Mainz.

DUTZLER-FRANZ, G. 1977: Der Einfluß einiger chemischer und physikalischer Bodenmerkmale auf die Enzymaktivität verschiedeener Bodentypen, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 140, 329 - 343.

GELDMACHER, K. 1995: Bodenkundliche Bewertung der Versuchsanlage Waßmannsdorf, Zuarbeit zum Abschlußbericht des Teilprojektes III, Universität Potsdam, unveröffentlicht

GRÄFE, F. & K.-P. LANGE 1992: Toxikologische Bewertung von Altlasten im Zusammenhang mit chemischen Analysen, Symposium Altlasten Braunschweig 19.-20.05.1992.

GRÜN, M.; B. MACHELEIT, H. KRONEMANN, M. LEITERER & M. L. MARTIN 1992: Schwermetallbelastung der landwirtschaftlich genutzten Böden in der ehemaligen DDR, Vortrag UTECH-Kongreß Nr.30, Biologische Sanierung schwermetallkontaminierter Böden.

GRUNEWALD, K. 1994: Großräumige Rieselfelduntersuchungen auf Rieselfeldern südlich Berlin, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 125 - 130.

GRUNEWALD, K. 1995: Böden im Rieselfeldgebiet südlich Berlins, Z. Umweltchem Ökotox. 7, 164 - 167.

GUNKEL, J.; K. RÖNNPAGEL & W. AHLF 1993: Eignung mikrobieller Biotests für gebundene Schadstoffe, Acta Hydrochim. Hydrobiol. Heft 4, 215 - 322.

HARENZ, H. 1989: Phosphor - Kreislauf und Verluste, spectrum 20, 14 - 16.

HERMS, U. & G.BRÜMMER 1978: Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen, Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 27, 181 - 192.

HERMS, U. & G. BRÜMMER 1979: Einfluß der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten, Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 29 533 - 544.

HERMS, U. & G. BRÜMMER 1980: Einfluß der Bodenreaktion auf die Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen, Landw. Forsch. 33, 408 - 423.

HERMS, U. & G. BRÜMMER 1984: Einflußgrößen der Schwermetallöslichkeit und -bindung in Böden, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 400- 424.

HERMSDORF, N. & H. HERMSDORF 1995: Geologische und hydrogeologische Standortcharakterisierung, Zuarbeit zum Teilprojekt III, Landesamt für Geowissenschaft und Rohstoffe Brandenburg, unveröffentlicht

HIEROLD, W. 1988: Zum Stoffumsatz in Rieselfeldern, Dissertation, Pädagogische Hochschule Potsdam 1988.

HIEROLD, W. 1990: Zur vertikalen Verteilung und räumlichen Variabilität von Schwermetallen in belasten Böden von Rieselfeldern, Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenk. 34, 297 - 305.

HOFFMANN, G. 1991: Methodenhandbuch Bd. I, Die Untersuchung von Böden, Kap.A 6.2.1.2., 1 - 12, VDLUFA Verlag Darmstadt.

KACSOH, L. 1992: Großflächige Bodenkontamination und ihre technische Sanierbarkeit: Ein Überblick, Vortrag UTECH-Kongreß Nr.30, 1992 Biologische Sanierung schwermetallkontaminierter Böden.

KANDELER, E.; A. MENTLER, M. PFEFFER & O. HORAK 1990: Bodenbiologische Beurteilung der Toxizität von Schwermetallen in künstlich belasteten Böden, VDLUFA - Schriftenreihe 32, 621 - 626, Kongreßband 1990.

KANDELER, E.; G. LÜFTENEGGER & S. SCHWARZ 1992: Bodenmikrobiologische Prozesse und Testaceen (Protozoa) als Indikatoren für Schwermetallbelastung, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155, 319 - 322.

KILZ, E.; A. AUHAGEN, R. CORNELIUS, S. KOHL, M. KRAUSS, K. LAKENBEG, B. MARSCHNER, W. SCHILLING, H. J. SCHLOSSER & A. SCHMIDT 1994: Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Berlin-Buch, Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.) 1994.

KLOPP, R. & K.-H. KORNATZKI 1987: Emission und Immision von AOX im Ruhreinzugsgebiet, Z. Wasser-Abwasser. Forsch. 20, 160 - 167.

KNIE, J. 1992: Biologische Testverfahren in der Vollzugspraxis des AbwAG und WHG, 523 - 526, Schr.-Reihe Verein WaBoLu 89, Fischer Verlag Stuttgart.

KNISPEL, H. 1991: Wasserwirtschaftliche Prognose Potsdam, Land Brandenburg, Westteil Hydrogeologie Berlin-Brandenburg GmbH

KNÖSCHE, R. 1994: Schwermetalldynamik zwischen Boden und Pflanzen, in: Abschlußbericht FM/H/92-305.05/05-20, Rieselfelder Berlin-Süd, Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen, Multivalente Beurteilung der ökologischen Relevanz von Last- und Schadstoffen - Aufbau eines Bodeninformationssystems, Universität Potsdam.

KURMIES, B. 1972: Zur Fraktionierung der Bodenphosphate, Die Phosphorsäure 29, 118 -151.

LICHTFUSS, R. 1989: in: DECHEMA-Fachgespräche: Beurteilung von Schwermetallkonzentrationen in Böden, Frankfurt/M.1989.

MEISSNER, R.; H. KLAPPER & J. SEEGER 1992: Wirkung einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Grundwasser, Wasser und Boden 44, 217 - 220.

MEISSNER, R.; H. RUPP & H. GUHR 1993: Schwermetallbelastungen von Boden und Wasser im Bereich der Magdeburger Rieselfelder und Auswirkungen auf deren künftige Nutzung, Wasser und Boden 45, 76 - 80.

MESHREF, H. 1981: Schwermetalldynamik Berliner Böden unter Wald-, Acker- und Rieselnutzung, Dissertation, TU Berlin, Institut für Ökologie.

NKUSI, G. & G. MÜLLER 1994: Natürliche Halogenverbindungen in der Umwelt - Zur Aussagefähigkeit des Summenparameters AOX, GIT Fachz.Lab. 38, 647 - 649.

NOACK, U. 1992: Biotestprogramm zur Risikobewertung von Sedimenten, 415 - 425, Schr.-Reihe Verein WaBoLu 89, Fischer Verlag Stuttgart.

OHLE, W. 1937: Kolloidgele als Nährstoffregulatoren der Gewässer, Naturwissenschaften 25, 471 - 474.

PORTMANN, H.-D.; J. TESSMANN & U. KÜHNE 1994: 2. Zwischenbericht zum Projekt Rieselfelder südlich Berlins - Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer, Teil III, Landesumweltamt Brandenburg 1994.

RIEDEL, G. 1993: Bewaldungsversuche auf kontaminierten ehemaligen Riselfeldern, Z. f. Kulturtechn. Landentwickl. 34, 175 - 181.

SCHALLER, A. & TH. DIETZ 1991: Pflanzenspezifische Aspekte der Schwermetallaufnahme und Vergleich mit den Richt- und Grenzwerten, in: BMFT-Verbundvorhaben Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen, FKZ 0339059, Teil II, Kapitel 3, 92 - 125.

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL 1992: Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart 1992.

SCHELLIN, H.-G. & U. WENDLING 1990: Neue Tabellen zur Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration PET, Meteorologischer Dienst der DDR, Forschungsinstitut für Agrarmeteorologie, Halle/S. 1990.

SCHIRRMEISTER, W. 1984: Hydrogeologische Karte der DDR, Blatt Potsdam-Teltow/0808-3/4, ZGL Berlin.

SCHLEYPEN, P. & T.GSCHÖSSL 1993: Abwasserbehandlung mit Keimreduzierung? Auswirkung auf die Gewässer, gwf Wasser-Abwasser, Heft 5, 275 -281.

SCHULLER,E. 1991: Schwermetalle, mikrobielle Biomasse und Enzymaktivitäten in Oberböden von Altlasten, Schr.-Reihe Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen , Heft 47.

SOWA, E. et al. 1994: Rieselfeldstudie: Zukünftige Nutzung von Rieselfeldern im Raum Braunschweig - Teil III, Abschlußbericht, März 1994.

STADELMANN, F. X.; K. S. GUPTA, A. RUDAZ & E. SANTSCHI-FUHRIMANN 1984: Die Schwermetallbelastung des Bodens als Gefahr für die Bodenmikroorganismen, Schweiz. Landw. Forsch. 3, 227 - 239.

STAHR, K. (Hrsg.) 1986: Soilscapes of Berlin (West), XIII. Congress of the International Society of Soil Science, Hamburg, guidebook tour G, Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 50, 1 - 204.

SUTTNER, T. & K. ALEF 1988: Correlation between the arginine ammonification, enzyme activities, microbial biomass physical, and chemical properties of different soils, Zentrbl. Mikrobiol. 143, 569 - 573.

WEBER, L. & J. STARKE (1991), Hydrogeologisch-hydrochemischer Ergbnisbericht zur Grundwasserbeobachtung der Klärschlammlagerung Kläranlage Waßmannsdorf unter besonderer Berücksichtigung des Rieselfeldeldbetriebes, UGS GmbH Mittenwalde/Mark.

WEDEPOHL, K.-H. 1984: Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle, in: E. Merian (Hrsg.), Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und ökologische Relevanz, 1 - 10, Weinheim 1984.

WELP, G.; U. HERMS & G. BRÜMMER 1983: Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146, 38 - 52.

WERNER, W.; F. FRITSCH & W. SCHERER 1988: Einfluß langjähriger Gülledüngung auf den Nährstoffhaushalt des Bodens. II. Mitteilung: Bindung und Löslichkeit der Bodenphosphate, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 63 - 68.

WILKE, B. M. 1987: Langzeitwirkungen von Kupfer und Zink, Landwirtsch. Forsch. Heft 4, 336 - 343.

6 GEMEINSAME GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG UND EMPFEHLUNGEN

6.1 GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG

Gefährdungsbeurteilung aus Sicht des Teilprojektes I - Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone

Durch die jahrzehntelange Rieselfeldwirtschaft sind in der Bodenzone vielfältige Veränderungen vonstatten gegangen: Abnahme der Gesamtheit der Redoxpotentiale, Verringerung der Bodenacidität („Zunahme der pH-Werte"), Zunahme der Pufferkapazität sowohl gegenüber Basen als auch Säuren, Anreicherung organischer Bodensubstanz (OBS) und Änderung ihrer qualitativen Charakteristika, Dekarbonatisierung des Substrates, verstärkte Auswaschung von Mg, Na und K, Veränderung der Dynamik der geogenen Elemente Fe, Mn und Al.

Insbesondere aber durch die Anreicherung von Nährstoffkomponenten (N, P- und S- Verbindungen), von anorganischen Stoffspezies (insbesondere der Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn; punktuell der Elemente As und Ba) und von organischen (vor allem PAK, PCB, DDT und Analoga) Xenobiotika entwickelte sich der Boden zu einer Last- und Schadstoffsenke. Die Akkumulation fand vor allem im humosen Oberboden statt. Hier kann auf Extremstandorten (zumeist Einleiterbereiche) die Akkumulation von Cadmium, Zink und Blei ein Mehrfaches der obersten Prüfwerte der Brandenburger Liste erreichen. Auch die PAK und PCB weisen oft Gehalte auf, welche deutlich über dem ubiquitären Level liegen. Auf Extremstandorten können diese oft als bedenklich gelten.

Mit Ausnahme des Chroms ist bei allen übrigen Schwermetallelementen die organische Bindungsform dominierend. Die Mobilität der meisten organischen Schadstoffe im System „Boden-Bodenwasser-Grundwasser" sowie ihre Pflanzenverfügbarkeit ist gering.

Bei Aufrechterhaltung der Gehalte an organischer Bodensubstanz bleibt der Last- und Schadstoffpool weitgehend fixiert. Der Austrag aus dem Bodenkompartiment wird hierdurch minimiert, allerdings bleibt das systeminterne Gefährdungspotential (potentielle Gefährdung) erhalten.

Bei Einstellung der Abwasserbeaufschlagung, Umwidmung der Flächen und durch ackerbauliche Maßnahmen nimmt sowohl der Gesamtgehalt an organischer Bodensubstanz als auch ihr Anteil an makromolekularen Strukturen ab. Damit wird der Gehalt eines wichtigen Sorptionsträgers sowie Komplexbildners verringert. Gleichzeitig ist eine relevante Zunahme der Acidität zu verzeichen. Die Mobilisierung der untersuchten Elemente nimmt zu (aktuelle Gefährdung). Infolge der Wirkung von Hystereseeffekten ist natürlich eine Remobilisierung des gesamten Stoffpools, welcher eingetragen wurde, nicht möglich. Entscheidend für die Mobilisierung der Schwermetalle ist neben dem pH-Wert auch das Puffervermögen des Systems, welches sich mit Abnahme der Gehalte an organischer Bodensubstanz verringert, und die Zeit.

Eine qualifizierte Abschätzung der Last- und Schadstoffausträge ist derzeitig kaum möglich. Abgesehen von den Unsicherheiten, welche aus der Raumheterogenität resultiert, bleiben in den gegenwärtigen Modellen die Veränderungen der organischen Substanzgehalte und pH-Werte (Effekte der Systemalterung) weitgehend unberücksichtigt. Einzelne Szenarien, welche berechnet wurden (vgl. Kapitel 3.5.3), gehen von einem hypothetischen Halbwertszeitmodell aus, welches den realen Bedingungen nur ungenügend entspricht. Umfangreiche Untersuchungen hierzu sind in diesem Zusammenhang noch erforderlich. Es ist davon auszugehen, daß in einem Zeitraum von ca. 20 Jahren nach Stillegung und regelmäßiger Bodenbearbeitung auf Flächen mit organischer Substanzakkumulation etwa die Hälfte des im Oberboden fixierten Pools relevanter Schwermetalle (Cd, Ni, Cu, Pb und Zn, vgl. Kapitel 3.3.4) verlagert werden können. Bei Chrom sind die Mengen deutlich geringer.

Im Ergebnis zeigt sich auf Tafeln, welche wenige Jahre nicht mehr berieselt wurden, daß der Schwermetallgehalt in den Pflanzenwurzeln deutlich höher ist, ganz besonders stark bei Cd. Auch im Sickerwasser konnte nach Einstellung der Abwasserbeaufschlagung ein genereller Trend zur Zunahme der Acidität sowie der Sulfat-, Nitrat-, Kupfer-, Zink- und Nickelkonzentrationen beobachtet werden.

Auch die Prognoserechnungen belegen, daß ohne Systemalterung (d.h. ohne Rückgang der Gehalte an organischer Bodensubstanz bzw. Zunahme der Versauerung) die Verlagerungsprozesse relativ langsam ablaufen. Bedingt durch die im Verlauf der Systemalterung abnehmende Adsorptionsfähigkeit sowie die Veränderung der bodenhydraulischen Parameter sinken die Festphasengehalte im Oberboden sehr schnell ab und es kommt zu einem verstärkten Schwermetallaustrag. Daher sind aus bodenkundlicher Sicht solche Nutzungsvarianten zu bevorzugen, die möglichst große Systemalterungszeiten induzieren bzw. den bisherigen Zustand aufrechterhalten. Einzelheiten hierüber sind dem Kapitel 6.3 zu entnehmen.

Zusammenfassende Gefährdungsbeurteilung aus Sicht des Teilprojektes II - Hydrogeologie[1]

Das Grundwasser des 1. Grundwasserleiters im Rieselfeldareal ist erheblich durch den Stoffeintrag der Rieselfeldwirtschaft und durch Remobiliserungserscheinungen nach Auflassen der Rieselfelder belastet.

Die Untersuchungen zeigen, daß im 1. Grundwasserleiter, regional gesehen, ein vertikaler Transport in den 2. Grundwasserleiter dominiert und der eigentliche Grundwasserabstrom und Stofftransport im wasserwirtschaftlich genutzten 2. und 3. Grundwasserleiter stattfindet. Daher kann das gesamte rieselfeldbürtige Grundwasser erst nach Vertikalpassage des 1. Grundwasserleiters und des 1. Grundwasserstauers (Saalegeschiebemergel) das Rieselfeldareal verlassen. Hier werden stark belastende Stoffe weitgehend fixiert bzw. sorbiert (Phosphat, Nickel, Kupfer) oder mikrobiologisch abgebaut (Nitrat). Daher ist eine Beeinflussung der im Abstrom liegenden Wasserwerke durch diese Stoffgruppen trotz des hohen Eintrags auch bei Einstellung der Rieselfeldwirtschaft nicht zu erwarten.

Allerdings ist die Vermischung des rieselfeldbürtigen Grundwassers mit unbelastetem Grundwasser im Abstrom der Rieselfelder gering, so daß sich der Rieselfeldeinfluß in den im Norden und Süden angrenzenden Wasserwerken in erheblichen, aber nicht grenzwertüberschreitenden Salzkonzentrationen niederschlägt. Der Anteil des abwasserbürtigen Grundwassers dort liegt zwischen 50 und 80%.

Die beobachteten Remobilisierungserscheinungen im Bereich stillgelegter Rieselfelder führten zu keiner deutlichen Qualitätsminderung des Grundwassers gegenüber noch mit Abwasser beaufschlagten Standorten. Eine merkliche Qualitätsverbesserung durch die Einstellung der Rieselfeldwirtschaft kann aber auch nicht verzeichnet werden.

Durch Trockenhaltung der Rieselfeldareale verlängert sich die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone, so daß es ebenso zu einer längeren Kontaktzeit mit den, wenn auch geringfügig vorhandenen Sorbenten kommt. Somit steigt die Möglichkeit der Festlegung innerhalb der ungesättigten Zone gegenüber dem doch sehr schnellen Transport unter Feuchhaltungsbedingungen.

---

[1] Eine detaillierte Gefährdungsbeurteilung des Grund- und Oberflächenwassers und der Wasserwerke ist im Kapitel 4.10 dargestellt.

Auch in Grundwassermeßstellen auf Standorten, die schon 10 bis 20 Jahre aufgelassen sind, zeigen sich keine steigenden Schwermetallgehalte. Hier, wie auch in allen anderen Grundwasserproben konnten keine bedeutenden Blei- und Cadmiumkonzentrationen nachgewiesen werden.

Grundsätzlich besteht eine Gefährdung der Oberflächengewässer durch die Feuchthaltung der Rieselfelder, da es nicht möglich sein wird, den damit verbundenen stark erhöhten oberflächlichen Abfluß zu vermeiden. Im Zuge der Abwasserbeaufschlagung steigt der Grundwasserspiegel auf ein die Grabensysteme speisendes Niveau, so daß auch eine Zerstörung der Drainage den Oberflächenabfluß nicht verhindert kann. Wie auch das Teilprojekt III zeigen konnte, käme es auch bei Feuchthaltung zu erheblichen Phosphatauswaschungen, die direkt oder über das Grundwasser in die Vorfluter ausgetragen würden. Daher würde auch der Einsatz von phosphat- und stickstoffeliminiertem Abwasser die im Abstrom befindlichen Oberflächengewässer stark belasten.

Dieses gilt nicht nur für die Feuchthaltung nach dem Rieselfeldprinzip mit Wassergaben von 3000 mm/a, sondern ist auch für Bewässerungsvarianten mit wesentlich niedrigerer Zusatzbewässerung (z. B. Verregnung mit 500 mm/a) zu erwarten. Erst geringe Wassergaben von unter 250 - 300 mm/a, entsprechend des jahreszeitlichen Wasserbedarfs der Vegetation aufgebracht, haben nur noch geringen Einfluß auf die Grundwasserneubildung und den Oberflächenabfluß.

Aus diesen Gründen und auch unter dem Aspekt der mit einer Feuchthaltung verbundenen hohen Kosten, ist eine Feuchthaltung weder sinnvoll noch notwendig. Der derzeitige Zustand (Trockenhaltung) ist vertretbar, wobei eine Beobachtung des im Rieselfeldareal bestehenden Schadstoffpools in Boden und Grundwasser erforderlich ist.

Gefährdungsbeurteilung aus Sicht des Teilprojektes III - Versuchsanlage Waßmannsdorf

Die Belastung der untersuchten Rieselfelder im Bereich der Versuchsanlage Waßmannsdorf ist schwach bis mäßig. Deshalb und aufgrund der relativ niedrigen Gehalte an organischer Bodensubstanz ist die schlagartige Remobilisierung größerer Schwermetallmengen wenig wahrscheinlich. Langfristig ist ebenfalls kaum mit dem erhöhten Austrag von Schwermetallen zu rechnen, da die sich dem geringeren Wasserangebot nach Einstellung der Berieselung anpassende Vegetation weitgehend zum Erhalt einer Mindestmenge an organischer Bodensubstanz führt. Diese organische Bodensubstanz wird sich voraussichtlich ihrem Anteil nach nicht deutlich verringern. Diese Aussage gilt nicht für Hochlastflächen (Absetzbecken, Intensivfilterflächen usw.), da diese nicht Gegenstand der Untersuchungen waren.

Zwar ist grundsätzlich mit einem Austrag an Schwermetallen zu rechen, doch zeigen die Untersuchungen, daß auch eine Feuchthaltung mit einem Wasservolumen, das mit früheren Rieselmengen vergleichbar ist, zur Lösung von Schwermetallen führt. Nach Einstellung der Beaufschlagung wirkt allein der Niederschlag lösend, jedoch sind die dann in das Grundwasser eingetragenen Frachten aus derartig schwach belasteten Flächen wenig bedeutend, bezogen auf die Gesamtmenge des sich bildenden Grundwassers.

Eine Versteppung der Flächen nach Einstellung der Beaufschlagung ist wenig wahrscheinlich. Unter den gegebenen klimatischen Bedingungen wird sich stets eine dem Wasserhaushalt angepaßte Vegetation etablieren. Die Winderosion von Schadstoffen ist daher unwahrscheinlich und nur dann möglich, wenn im Rahmen ackerbaulicher Nutzung der Boden umgebrochen wird und eine gewisse Zeit vegetationsfrei bleibt.

Angesichts des großen Vorrates an leichtlöslichem Phosphat im Boden ist bei der Fortsetzung der Berieselung mit einer erheblichen Remobilisierung von Phosphor zu rechnen. Die Ableitung des Dränwassers in die Vorfluter würde eine zusätzliche Gefährdung der ohnehin eutrophiegefährdeten Oberflächengewässer bedeuten und sollte daher unterbunden werden.

Die ökotoxikologischen Untersuchungen bestätigen die aus den chemischen Analysen gewonnenen Erkenntnisse. Es waren keine bzw. schwach akut toxische Wirkungen auf die eingesetzten Testorganismen meßbar. Der Vergleich von bodenmikrobiologischen Parametern an unterschiedlich belasteten Standorten innerhalb der Anlage zeigt allerdings, daß eine optimale Umsetzung der organischen Bodensubstanz durch die Bodenmikroorganismen im Sinne einer höheren Aktivität und Biomasse an den höher belasteten Standorten behindert wird. Es ist also eine Langzeitwirkung des Schadstoffpools im Boden nachweisbar. Dennoch liegen die Werte nicht unter denen vergleichbarer Nichtrieselstandorte. In bezug auf das Grundwasser bzw. Oberflächenwasser konnte aus den ökotoxikologischen Untersuchungen innerhalb der Wasserpfade keine Gefährdung abgeleitet werden.

Zwar bedeutet die Bodenpassage des geklärten Abwassers bezogen auf Stickstoff, organische Parameter und Keimbelastung eine grundsätzliche Verbesserung der Wasserbeschaffenheit, doch ist in der obersten Grundwasserschicht im Einzugsgebiet des untersuchten Rieselfeldes eine Belastung mit Keimen nachweisbar.

Die Beurteilung der Gefährdung des Grundwassers durch Schwermetallremobilisierung

In den bisherigen Aussagen erscheint die Beurteilung der Gefährdung durch Schwermetallremobilisierung aus bodenkundlicher und hydrogeologischer Sicht widersprüchlich zu sein.

Durch Auflassung der Flächen ist zwar eine Remobilisierung der im Boden fixierten Schwermetalle infolge der Systemalterungseffekte gegeben, 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 enorme Verteilung des ehemals auf kleinem Raum 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).

Trotzdem wurde auf Karte 3-14 eine Differenzierung der „aktuellen Gefährdung" im Hinblick auf das Rückhaltevermögen der tieferen ungesättigten Zone gegenüber dem Blei- und Cadmiumeintrag vorgenommen. Eine direkte Verschmutzungsempfindlichkeit des oberflächennahen Grundwassers für Blei und Cadmium konnte nicht bestimmt werden (Kapitel 4.6.2.8), da diese Stoffe im Grundwasser grundsätzlich nicht angetroffen wurden. Daher erfolgt die Bewertung des Rückhaltevermögens der tieferen ungesättigten Zone in Karte 3-14 von Cadmium und Blei analog zum Zink, d.h. bei Flurabständen kleiner 2 bis 3 Meter und fehlenden Weichselgeschiebelehm/-mergel wurde von einer erhöhten Verschmutzungsempfindlichkeit des oberflächennahen Grundwassers ausgegangen.

6.2 Übertragbarkeit auf andere Rieselfeldstandorte

Aus bodenkundlicher Sicht (Teilprojekt I) können eine Übertragung der Gefährdungsbeurteilung sowie die Ableitung von Nutzungsstrategien (Kapitel 6.3.2.1, 6.3.3.2 und 6.3.3.3) auf alle Rieselfelder jungpleistozäner, grundwasserferner Standorte vorgenommen werden.

Eine Übertragung der Gefährdungsbewertungen und der daraus resultierenden Schlußfolgerungen (z.B. „eine Feuchthaltung ist nicht notwendig") auf andere Rieselfeldstandorte (Deutsch Wusterhausen, Waßmannsdorf, Osdorf und Boddinsfelde) ist in ihrem Gesamtzusammenhang aus hydrogeologischer Sicht (Teilprojekt II) **nicht zulässig**, da die wesentlichen Voraussetzungen hierzu in der besonderen hydraulischen Stellung des untersuchten Rieselfeldareals begründet sind. Ohne die dominierende Vertikalströmung im 1. Grundwasserleiter und der damit verbundenen Geschiebemergelpassage des Grundwassers sowie den dort ablaufenden Abbau- und Adsorptionsprozessen könnte es zu anderen Gefährdungspotentialen und damit auch zu anderen Schlußfolgerungen kommen. Einzelne Teilaspekte (z. B. Sorption der Schwermetalle an Geschiebemergel/ geochemischen Barrieren soweit diese vorhanden, Denitrifizierung in tieferen, bedeckten Grundwasserleitern usw.) können aber auch für ähnliche Standorte gültig sein. Entscheidend hierbei ist die Untersuchung der hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnisse des jeweiligen Gebietes. So ist z.B. das Vorhandensein der Geschiebemergelschichten ausschlaggebend für den Vergleich der Schwermetallsorption. Das bedeutet, daß die Wahl der übertragbaren Aspekte standortabhängig ist und im Einzelfall diskutiert und entschieden werden muß.

Eine **systematische Erstbewertung** sämtlicher Berliner und Brandenburger Rieselfelder bezüglich der Gefährdung genutzter Grundwasserressourcen und Oberflächengewässer auf Basis von bestehenden Datengrundlagen ist erforderlich, sofern diese nicht bereits vorliegt.

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

Mit Hilfe des in diesem Forschungsprojekt gewonnenen Kenntnisstandes sind **Grundlagen** für Gefährdungsbeurteilungen für andere Rieselfeldstandorte mit Hilfe eines auf den anderen Rieselfelder eventuell notwendigen **Monitoringsystems** erstellbar.

Kriterien:

⇒ Grundwasserkriterien

- Nutzungsintensität
  (z.B. Anteil von Intensivfilterflächen)
- Einzugsgebiete von Wasserwerken
- Verweilzeit bis zur Förderung im Wasserwerk
- Flächenanteil der Rieselfelder am gesamten Einzugsgebiet
- Passage von tieferen Grundwasserleitern und Geschiebemergeln bis zur Wasserfassung
  (führt zu günstigeren Sorptions- und Abbaubedingungen von rieselfeldtypischen Schadstoffen)

⇒ Oberflächenwasserkriterien

- Nähe zu Oberflächengewässern
- Bilanzanteil des Rieselfeldabstroms am Oberflächengewässer
- Passage von tieferen Grundwasserleitern und Geschiebemergeln bis zur Vorflut
  (führt zu günstigeren Sorptions- und Abbaubedingungen von rieselfeldtypischen Schadstoffen)
- Einstufung der Schutzwürdigkeit der betroffenen Oberflächengewässer

6.3 Empfehlungen zur Nachnutzung, Sicherung und Sanierung

6.3.1 Einleitung

Die Rieselfelder südlich Berlins stellen in bezug auf die Altlastenproblematik eine besondere Herausforderung der Umweltpolitik für diese Region dar. Dies ist nicht nur in der Gefährdung der angrenzenden Wasserwerke, sondern auch in den kaum absehbaren finanziellen Folgen, die

durch diese Verdachtsflächen entstehen könnten, begründet. Die Arbeitsgruppen sehen, neben der Erfassung und Bewertung der Altlast, primär ihre Aufgabe darin, kommunalpolitischen Entscheidungsträgern und Verwaltungen eine Entscheidungshilfe in bezug auf die weitere Nutzung, Sicherung und Sanierung der Rieselfelder zur Verfügung zu stellen. Dabei geht es sowohl um die mögliche Abwehr akuter und längerfristig wirksamer Gefahren, als auch um die Vorsorge im Rahmen von kommunalen Planungen. Da die Flächennutzungs- und Bebauungsplanung originär Aufgabe der kommunalen Verwaltungen ist, können die gewonnen Erkenntnisse unter Berücksichtigung aller Aspekte lediglich in eine Handlungsempfehlung münden.

Die im Projekt untersuchten Rieselfeldflächen liegen in einem Gebiet, das im Entwurf des Landesentwicklungsplanes für den engeren Verflechtungsraum Brandenburg/Berlin (LEP eV, Entwurf vom 04.04.1995) als Freiraum mit großflächigem Ressourcenschutz und als Entwicklungsraum Regionalpark ausgewiesen ist. Teilflächen sind als Freiraum mit besonderem Schutzanspruch gekennzeichnet. Zukünftige Nutzungen der Rieselfelder haben sich an den im LEP eV vorgegebenen Zielen zu orientieren.

6.3.2 GRUNDSÄTZLICHE MASSNAHMEN

6.3.2.1 Bodenbehandlung

Auf allen nicht als Hochlastflächen einzustufenden Arealen sind unabhängig von möglichen Bewässerungen die Maßnahmen auf die Verhinderung einer Degradierung des Bodens durch Erosion, Humusabbau und Versauerung auszurichten. Eingriffe, welche die Diffusion von Sauerstoff in das Porensystem begünstigen und somit den Mineralisierungsprozeß fördern, sollten minimiert werden (z.B. Umbrechen und Zerkleinern des Bodenmaterials). Somit sind alle Nutzungsvarianten, welche einer intensiven Bodenpflege bedürfen, problematisch. Auch eine übermäßige Kalkung fördert die Mineralisierung, darüber hinaus die Nitrifizierung sowie die Entstehung von Ionenkonkurrenzen. Sie setzt eine Kontinuität ihrer Fortführung voraus, da infolge der Mineralisierung auf den sandstrukturierten Böden keine weiteren nennenswerten autochthonen Pufferungsmechanismen im schwach sauren Bereich zur Verfügung stehen. Überdies ist eine Intensivierung der Komplexbildung möglich, welche zur Erhöhung der Mobilität des fixierten Schwermetallpools beitragen könnte. Eine Zufuhr und schonende Einbringung von Sorptionsträgern (z.B. Tone, organische Substanzen) ist möglich. Die Bildung von sekundären Stauschichten ist zu verhindern.

Durch die Belassung der produzierten Biomasse im Raum und die Vergrößerung ihrer aktiven Oberflächen (z.B. durch Mulchung mit der in-situ Vegetation) können der Gehalt an organischer Bodensubstanz stabilisiert und die Retardation des Schadstoffpools vergrößert werden. Anderseits werden dem System durch die Belassung der produzierten Biomasse im Raum keine Nährstoffe entzogen. Da dieser Nährstoffpool das oberflächennahe Grundwasser stark belastet, ist das Für und Wider der Entfernung der produzierten Biomasse abzuwägen. Gerade auf Rieselfeldern in der Nähe euthrophierungsgefährdeter Oberflächengewässer ist daher die Abfuhr der produzierten Biomasse vorzuziehen, um einen Phosphataustrag und die damit einhergehende Euthrophierung zu verringern.

Zur Vermeidung von wind- bzw. wasserbedingten Erosions- und Transportprozessen ist eine weitgehende Vegetationsbedeckung anzustreben.

Die Hochlastflächen (Einleiterbereiche, Intensivfilter, Zuleitergräben, Absetzbecken und Drainagegräben) besitzen ein hohes Gefährdungspotential. Hier ist eine Sicherung und/oder Sanierung unabhängig von der Nachnutzung zu empfehlen. Sowohl unter bodenökologischem als auch umweltpolitischem Aspekt sind Verfahren, welche die bestehende Bodenstruktur und -dynamik nicht entscheidend beeinträchtigen, zu bevorzugen (z.B. die schonende Einbringung von Sorptionsträgern, s.o.).

Eine Sanierung von Drainage- und Entwässerungsgräben ist bei schon länger trockengefallenen Grabenabschnitten, wo bereits organische Akkumulation oxidiert ist, nicht mehr erforderlich, da in diesen Bereichen die Schwermetalle bereits soweit verlagert wurden, daß mit einer Bereinigung dieser Gräben kein Entzug hochkontaminierter Sedimente mehr erfolgt. Daher ist nur eine Sanierung auf die zumindest noch zeitweilig wasserführenden Gräben bzw. solche mit erkennbarer organischer Akkumulation zu beschränken (vgl. Kapitel 3.3.2.3.3).

6.3.2.2 Feuchthaltung

Eine Minderung der Intensität des Mineralisierungsprozesses kann auf Rieselfeldern mit bisheriger Feuchthaltung[2] 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. Die Mengen-, Intensitäts- und Zeitspezifika der Feuchthaltung müssen jedoch der raumtypischen Bodenstruktur und -belastung angepaßt werden. Die Porenwasserfüllung sollte einerseits eine Vegetationsentwicklung und ausreichende Biomasseproduktion garantieren, andererseits insbesondere während der Sommermonate (etwa bis Oktober) die temperaturabhängige Mineralisierungsgeschwindigkeit nicht durch positive Rückkopplungseffekte noch verstärken. Wichtig ist eine weitgehende Permanenz des Inputs. Sie sichert eine durchgängige Pufferung im Bodenkompartiment ab, vermeidet drastische Wechsel des Redoxpotentials und vermindert die Intensität der Nitrifikation des Stickstoffpools. Dieser Kompromiß der Minimierung des Risikos berücksichtigt die Pufferwirkung und ermöglicht:

- eine hohe nutzbare Feldkapazität sowie den notwendigen Gasaustausch für die Vegetationsentwickung,
- eine Minimierung der Mineralisierungsgeschwindigkeit und
- eine Vermeidung nennenswerter sickerwasserbedingter Translokationsmechanismen.

Auch bei Nutzung von N- und P-eliminiertem, mechanisch-biologisch geklärtem Abwasser zur Feuchthaltung erscheint der letzte Punkt schwer realisierbar zu sein. Zur Minimierung der Mineralisierungsgeschwindigkeit ist eine Beaufschlagung von über 1000 mm/a notwendig. Diese führt aber zu einem um mindestens 700 mm/a erhöhten Sickerwasseranfall, welcher je nach den örtlichen Gegebenheiten dem Grundwasser oder den Oberflächengewässern zugeführt wird. Hierbei sind entsprechend den Untersuchungsergebnissen der Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf erhebliche Remobilisierungen des Phosphats zu erwarten.

Weiterhin gilt zu beachten, daß durch die Stillegung der Rieselfelder der Anteil des rieselfeldbürtigen Grundwassers in den betroffenen Grundwassereinzugsgebieten (Karte 4-12) gegenüber dem Zeitraum mit aktiver Rieselfeldwirtschaft erheblich sinkt. Bei ähnlichen Stoffkonzentrationen nach Stillegung der Rieselfelder im oberflächennahen Grundwasser des Rieselfeldareals verbessert sich die mittlere Grundwasserqualität der gesamten Grundwassereinzugsgebiete durch die verringerte Schadstofffracht. Um nun eine Verbesserung der Grundwasserqualität durch Feuchthaltung mit gereinigtem Abwasser zu erreichen, muß, da demzufolge die Grundwasserneubildung und damit der Schadstoffeintrag um das 3 bis 5-fache wieder steigt, die Schadstoffkonzentration um den entsprechenden Faktor verringert werden. Da aber ein positiver Effekt erreicht werden sollte, um die Kosten zu rechtfertigen, wäre eine Verringerung der Schadstoffkonzentration im Sikkerwasser bzw. im oberflächennahen Grundwasser um den Faktor 10 erforderlich.

[2] In den Rieselfeldbezirken Sputendorf und Großbeeren wurden 1994 noch ca. 5 ha der Rieselfeldflächen beaufschlagt.

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. Daher kann der Grundwasserspiegel nicht ansteigen und der Oberflächenabfluß gegebenfalls durch Zerstörung der Drainagen verhindert werden.

Auf Flächen, welche schon längere Zeit aufgelassen wurden, ist der Instabilitätszustand eingetreten. Als sicher gilt deshalb, daß nach Einstellung des Abwassereintrages die fixierten Schadstoffe remobilisiert werden können. Die bisher übliche Praxis der Einebnung aufgelassener Flächen verringert zwar die Schadstoffkonzentration, nicht aber deren Menge. Aus den genannten Gründen wäre deshalb auf Flächen, die mehrere Jahre nicht beaufschlagt wurden, eine Wiederaufnahme der Abwasseraufbringung problematisch, denn ein Teil des Schadstoffvorrates liegt hier wieder in einer mobileren Form vor und kann deshalb durch den Wasserstrom leichter verlagert werden. Entsprechende Frachten sind aber auch durch natürliche Niederschlagsereignisse oder intensive Schneeschmelze realisierbar.

Eine großräumige Verrieselung und Verregnung auf dem gesamten Rieselfeldareal ist sehr kostenintensiv. Die Notwendigkeit einer solchen Maßnahme für das gesamte Rieselfeldareal unter der Prämisse des Grund- bzw. Oberflächenwasserschutzes läßt sich aus den Untersuchungen des vorliegenden Berichtes nicht ableiten bzw. steht nicht im Verhältnis zu den Kosten.

Grundsätzlich führen Klarwasserverrieselung und -verregnung zu Grundwasseranreicherung und Oberflächenabfluß. Eine Steigerung der Beaufschlagung über einen - regional stark variierenden - Grenzwert von ca. 1300 mm/a hinaus führt ausschließlich zu einer Erhöhung des Abflusses, da die Grundwasserneubildung ihr Maximum erreicht hat und der Grundwasserspiegel in den Bereich der Drainage ansteigt. Entsprechend negative Auswirkungen auf die Oberflächenwasserqualität vor allem durch den Phosphataustrag in die Entwässerungsgräben und die Vorfluter (Nuthegraben, Nuthe) sind unabhängig von der Klarwasserqualität zu erwarten.

Außerdem werden demzufolge weiterhin die beiden Hauptproblem-Stoffgruppen (Stickstoff- und Phosphorverbindungen) in erheblichen Konzentrationen ins Grundwasser eingetragen. Zusätzlich besteht bei Einsatz von nicht stickstoffeliminiertem Klarwasser die Gefahr, daß insbesondere der Abbau des Stickstoffs (Denitrifizierung des Nitrats zu elementarem Stickstoff bzw. Stickoxiden) im Bereich des Saalegeschiebemergels und im 2. Grundwasserleiter nicht mehr im derzeitigen Umfang stattfindet. Zur bakteriellen Nitratelimination wird in der Regel gelöste organische Substanz zur Umsetzung benötigt (LICHTENBERG et al., 1993). Da diese aber auch im nur mechanisch-biologisch gereinigten Abwasser erheblich herabgesetzt wird, ist das Verhältnis zum Stickstoffeintrag verschoben. Daraus resultiert die Gefahr einer verstärkten Nitratbelastung der wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiter. Schon aus diesen Gründen verbietet sich der Einsatz von nicht N- und P-eliminiertem, mechanisch-biologisch geklärtem Abwasser.

Eine technische Grundwasseranreicherung ohne Passage der belasteten Rieselfeldböden und mit zu Trinkwasserqualität aufbereitetem Wasser ist besser kontrollierbar und umwelthygienisch sicherer. Ein Bedarf läßt sich aus der Rieselfeldproblematik alleine nicht ableiten.

Grundsätzlich läßt sich folgendes zu den vorgegebenen Bewässerungsszenarien bei Einsatz von P- und N-eliminiertem biologisch-mechanisch gereingtem Abwasser zusammenfassen:

- **Bewässerungsstufe 3000 mm/a:** Eine Minderung der Mineralisierungsintensität der organischen Bodensubstanz ist bei noch nicht lange aus der Nutzung genommenen Rieseltafeln zu erzielen, welches einer Remobilisierung von Schwermetallen aus der Bodenzone entgegen wirkt. Doch führen derartige Bewässerungsgaben zu erheblichem Oberflächenabfluß (0,5 - 0,85 l/s und ha bewässerter Fläche bei großräumiger Berieselung). Hierbei werden erhebliche Phosphatausträge durch Remobilisation im Boden in die Oberflächengewässer zu erwarten sein (10 - 20 mg/l). Kupfer- und Nickelausträge wurden in der Versuchsanlage Waßmannsdorf ebenfalls beobachtet. Auch kommt es zu einer erheblichen Grundwasseranreicherung zwischen 200 und 1000 mm/a.

- **Bewässerungsstufe 80 bis 500 mm/a:** Eine Minderung der Mineralisierungsintensität der organischen Bodensubstanz und damit eine Sicherung des Schadstoffpools im Boden ist mit diesen geringen Bewässerungsgaben nicht zu erreichen. Somit ist eine Notwendigkeit aus der Rieselfeldproblematik heraus nicht abzuleiten. Eine bedarfsgerechte Bewässerung von z. B. Grünland bzw. Rasen ist aber auch nicht negativ zu beurteilen, wenn die in Kapitel 6.3.2.1 dargestellten Maßnahmen und in den Kapiteln 6.3.3.2 und 6.3.3.3 aufgeführten Nutzungsempfehlungen Berücksichtigung finden.

6.3.2.3 Technische Grundwasseranreicherung

Die technische Grundwasseranreicherung geht im Gegensatz zur klassischen Feuchthaltung davon aus, daß das verwendete Wasser zum einen Trinkwasserqualität besitzt und daß zum anderen technische Einrichtungen geschaffen werden, die eine Bodenpassage des Wassers verhindern. Die Einleitung von qualitativ hochwertigem Wasser hätte die schnellste Verbesserung der Grundwasserqualität zur Folge.

Durch eine geeignete Standortwahl der technischen Einrichtungen könnte eine Speisung der Oberflächengewässer durch das Grundwasser des 1. Grundwasserleiters verhindert werden. Als technische Einrichtungen könnten die vorhanden Drainagegräben, nach Sanierung (Auskoffern der belasten Sedimente) und Umbau zu einem Rigolensystem, verwendet werden. Eine Alternative könnte die Verwendung von Pfahlbohrungen mit großem Durchmesser, die mit einem relativ geringen finanziellen Aufwand verbunden sind, sein. Auch eine kombinierte Einrichtung beider Systeme ist möglich. Andere Systeme z. B. Sickerschlitzgräben sind ebenfalls denkbar.

Um aber eine endgültige Aussage zur technischen Grundwasseranreicherung machen zu können, müßten Feldversuche zur Klärung aller Randparameter durchgeführt werden. Auch muß gesichtert sein, daß es zu keiner Beeinträchtigung der derzeit vorliegenden Schutzfunktionen kommt.

6.3.2.4 Trockenhaltung

Die Trockenhaltung, und damit auch die Beibehaltung des momentanen Zustandes, ist die kostengünstigste Lösung. Diese Variante stellte den Naturraum der Rieselfelder, zumindest in seinen geographischen Hochlagen und somit grundwasserfernen Standorten, als ehemaliges Trokkengebiet wieder her.

Allerdings sollte im Falle der Trockenhaltung eine geschlossene Vegetationsdecke erhalten bleiben, was einen äolischen Austrag der Schadstoffe aus den oberen Bodenbereichen verhindert und mit der Ansiedlung standortgerechter Pflanzen durchaus gewährleistet werden kann. Hinsichtlich der Grundwasserqualität ist bei dieser Nutzungsvariante mit keiner Verschlechterung zu rechnen, da die zur Zeit guten Schutzmechanismen in ihrer Wirkungsweise nicht gestört würden.

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

Der demzufolge sehr geringe und den derzeitigen Abflußmengen entsprechende 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 (Einleiterbereiche, Absetzbecken, Intensivfilter, Schlammtrockenbeete, Gräben...)
- Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzungen auf ehemaligen Rieselfeldflächen entsprechend Kapitel 6.3.3.3 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 aufgrund der Oberboden- und Oberflächengewässerkontamination
- Grundwasser-, Oberflächengewässer- und Bodenüberwachung

6.3.2.5 Grundwasserentnahme

Außer für Sicherungsmaßnahmen darf keine Grundwasserentnahme aus dem oberflächennahen Grundwasser erfolgen.

Das durch die Stillegung der Rieselfelder deutlich herabgesetzte Grundwasser- und Oberflächenwasserdargebot muß bei künftigen wasserwirtschaftlichen Planungen Berücksichtigung finden.

6.3.3 Spezielle Nutzungen

6.3.3.1 Weitergehende Abwasserreinigung

Eine Nutzung von Rieselfeldern zur weitergehenden Abwasserreinigung ist auszuschließen, da die negativen Auswirkungen auf die Vorflut und damit auf die Oberflächengewässer durch den Phosphataustrag den Reinigungseffekt bei weitem überwiegen. Auch kann nach den bisherigen Untersuchungen geschlossen werden, daß keine Schwermetallentfrachtung des Wassers stattfindet, sondern ein Austrag von in Boden akkumulierten Schwermetallen in Richtung Untergrund wahrscheinlich ist.

6.3.3.2 Freizeitlandschaft

Grundsätzlich bestehen gegen eine Nutzung zu Freizeitzwecken keine Bedenken, wenn eine geschlosene Vegetationsdecke erhalten bleibt. Daher könnte z.B. der Reitsport problematisch werden, da hier die Reitwege vegetationsfrei bleiben und somit der Erosion unterliegen können. Nutzungsformen, die einer erheblichen Zusatzbewässerung bedürfen (z.B. der Golfsport), sollten nur auf gering oder nichtbelasteten Flächen ausgeübt werden, da es durch Wiedervernässung zu einer verstärkten Auswaschung von Schadstoffen kommen kann.

Abzulehnen sind Freizeitanlagen, welche einer intensiven Bodenbearbeitung bedürfen und/oder einen Direktkontakt mit dem Substrat nicht ausschließen können (z. B. durch geschlossene Grasnarbe; bei sensibler Nutzung wie z. B. Kinderspielplätze ist aber gegebenfalls ein Bodenaustausch erforderlich).

6.3.3.3 Landwirtschaft

Einer landwirtschaftlichen Nutzung der ehemaligen Rieselfelder ist nur unter bestimmten Auflagen zuzustimmen. So muß sichergestellt sein, daß der Anbau von zur Ernährung bestimmten Pflanzen nur unter bestimmten Voraussetzungen zugelassen wird. Dies betrifft auch den Anbau von Futterpflanzen, da es auch hier zur Einbringung von Schadstoffen in den Nahrungskreislauf kommen kann.

Jegliche landwirtschaftliche Nutzung sollte mit der Auflage verbunden sein, auf den Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln zu verzichten, um einen weiteren Eintrag von Salzen und Nährstoffen in das ohnehin schon übermäßig belastete Grundwasser zu verhindern, da sonst eine merkliche Besserung der Grundwasserqualität auch zukünftig nicht zu erwarten ist.

Entsprechend den schon im Kapitel 6.3.2.1 „Bodenbehandlung“ gemachten Aussagen sind Bodenbearbeitungen (Umbrechen, Zerkeinern usw.) so weit wie möglich zu minimieren und es ist entsprechenden Dauerkulturen der Vorzug zu geben.

Um dem Boden Phosphat zu entziehen, wäre es wünschenswert, die Flächen als extensives Grünland mit regelmäßiger Mahd zu nutzen. Der Schnitt sollte vor seiner weiteren Verwendung hinsichtlich seines Schadstoffgehaltes untersucht werden. Denkbar wäre die Erzeugung von Kompost, der zur Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften eingesetzt werden könnte. Es ist aber vorher zu prüfen, ob durch die Freisetzung organischer Komplexbildner aus diesem Kompost eine neuerliche Mobilisierung von Schwermetallen in solchen Folgelandschaften verursacht werden könnte.

6.3.3.4 Partielle Bewässerung für den Anbau mit schadstoffreduzierenden Pflanzen

Für Teilbereiche des Rieselfeldareals ist diese Nachnutzungsvariante eine günstige Lösung. Sie beruht auf der Überlegung, an Standorten mit hohen Nährstoffgehalten und geringer organischer Belastung sowie einer brauchbaren Eignung des Wassers zu Bewässerungszwecken, Pflanzenbau mit Bewässerung anzulegen. Vorteil dieses Vorgehens wäre, daß unter Verwendung schadstoffreduzierender Pflanzen ein Abbau der Nährstoffe erreicht wird und es somit zu einer partiellen Sanierung des Grundwassers und zur Sicherung der Bodenkontamination kommt. Ein weiterer Vorteil liegt in der Schaffung kleiner Feuchtbiotope, was dem Naturschutzgedanken entgegenkäme.

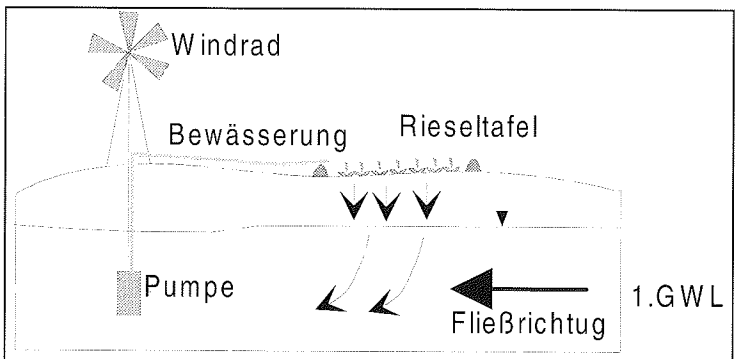


Abb. 6-1: Schematische Darstellung der partiellen Bewässerung

In Abb. 6-1 ist schematisch die Bewässerung für Standorte mit hohen Nährstoffgehalten dargestellt. Hier wird deutlich, daß die Förderung des Wassers im Abstrom der Bewässerung erfolgt, um damit einen Kreislauf des belasteten Wassers zu erreichen. Die Bewässerung sollte gravitativ erfolgen, d.h. ohne Zufuhr weiterer Energie sowie unter Ausnutzung der vorhanden Anlagen (Gräben usw.).

Als technische Einrichtung zur Förderung des Grundwassers ist eine mit Windkraft betriebene Pumpe vorgesehen, um die Einrichtungs- und Betriebskosten so gering wie möglich zu halten. Die Kosten liegen sicherlich, bedingt durch die Dezentralisierung, niedriger, als bei einer zentralen gesamtheitlichen Lösung.

Bei der Auswahl der Anlagen sollte auf eine dem Landschaftsbild angepaßte Einrichtung geachtet werden. Bei der Wahl der Pflanzen muß ein hohes Entzugspotential von Nährstoffen aus dem Wasser Beachtung finden.

Als Standorte sind Bereiche mit deutlich erhöhten Phosphat- und Stickstoffgehalten im oberflächennahen Grundwasser zu bevorzugen (Karte 4-22 und 4-24), insbesondere in Nähe zu noch wasserführenden Entwässerungsgräben. Großflächige Bewässerungen mit Grundwasser sind aber wegen des „Wasserverbrauchs" durch Verdunstung nur in Verbindung mit Ausgleichsmaßnahmen für den Wasserhaushalt möglich. Vor Planung und Installation solcher Einrichtungen sollte die Wirkungsweise sowie die allgemeine Umweltverträglichkeit in einer Pilotanlage geklärt werden.

Eine Auswertung zur Beurteilung des Wassers für Bewässerungszwecke (dargestellt in Abb. 6-2) ergab eine aus den Mittelwerten berechnete gute bis brauchbare Wasserqualität. Bei einer angestrebten Bewässerung sollte für die entsprechenden Standorte neben der Feststellung der gesamten Wasserqualität auch eine Berechnung nach folgender Anweisung durchgeführt werden.

Für die Bestimmung des Wassers zur Eignung als Bewässerungswasser wird die Abhängigkeit von Natrium in mmol/l_{eq}% der Kationensumme gegen die Leitfähigkeit im µS/cm aufgetragen. Die Bereiche (Abb. 6-2) zur Beurteilung der Eignung als Bewässerungswasser sind (nach WILCOX 1948) wie folgt festgelegt:

A ausgezeichnet bis gut

B gut bis brauchbar

C brauchbar bis zweifelhaft

D zweifelhaft bis unbrauchbar

E unbrauchbar

Der graue Kreis bezeichnet die Lage eines durchschnittlichen Grundwassers des 1. Grundwasserleiter im Rieselfeldareal.

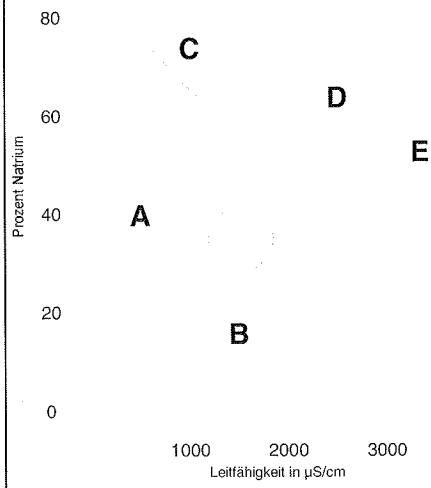


Abb. 6-2: Diagramm zur Beurteilung der Eignung als Bewässerungswasser (nach WILCOX 1948 in MATHESS 1994)

6.3.3.5 Versiegelung und Bebauung

Grundsätzlich ist eine Bebauung mit Wohn- und Gewerbeansiedlungen oder die Anlage von Verkehrstraßen möglich. Die relevanten Schadstoffe im Rieselfeldareal sind in der Regel an die obersten 30 cm des Bodens gebunden. Diese Bodenbereiche werden im Falle einer Bebauung ausgehoben. Eine Weiterverwendung des Bodenaushubs regelt sich nach den gültigen Bestimmungen (Brandenburger Liste, Teil 2: Prüfwerte für gereinigte Böden und Wässer). Bodenmaterial aus Hochlastbereichen (Einleiterbereiche, Intensivfilterflächen, Zuleitergräben und Absetzbecken) bedarf grundsätzlich einer Sanierung.

Sollten Teilgebiete in Bereiche mit sensibler Nutzung umgewandelt werden, z.B. in Siedlungsgebiete, müssen in jedem Fall auch hier hohe Auflagen gemacht werden. So ist bei kontaminiertem Oberboden ein Bodenaustausch vorzunehmen, um spielende Kinder zu schützen sowie kleingärtnerische Tätigkeiten zu gestatten. Eine Entnahme von Grundwasser ist grundsätzlich zu unterbinden.

Nichtversiegelte Teilflächen innerhalb von Ansiedlungen unsensibler Nutzung müssen nach der Baumaßnahme unverzüglich wieder mit einer geschlossenen Vegetationsdecke versehen werden.

Einer Versiegelung von Flächen kann nur unter der Voraussetzung zugestimmt werden, daß das auf den Flächen anfallende Wasser dem Grundwasserkörper über geeignete Systeme wieder zugeführt wird. Hinsichtlich der Baumaßnahmen muß sichergestellt werden, daß im Falle von Grundwasserhaltungen oder anderen Eingriffen in den Grundwasserkörper, entsprechende Untersuchungs- oder Sanierungsauflagen von den zuständigen Behörden gefordert werden.

Entsprechend ist eine detaillierte Bestandsaufnahme der Schadstoffbelastung von Boden und Grundwasser im Vorfeld der Baumaßnahme notwendig.

Bei der Ansiedlung von Gewerbegebieten sollte, wenn möglich, den Industriezweigen mit einer umweltgerechten Produktion der Vorzug gegeben werden. Die Einschränkungen betreffen insbesondere Betriebe, die mit wassergefährdenden Stoffen arbeiten oder diese lagern. Ist diese Forderung nicht zu verwirklichen, müssen unbedingt hohe Anforderungen in bezug auf den Grundwasserschutz gestellt werden.

6.3.4 Empfehlungen zu nicht rieselfeldbedingten Belastungen

Weiterhin werden folgende Empfehlungen zu nicht rieselfeldbedingten, aber im Rieselfeldprojekt nachgewiesenen Belastungen gemacht:

- Erkundung der CKW-Kontamination im Bereich der Rieselfelder Struveshof.
- Überprüfung der Badewasserqualität des Güterfelder Haussees (erhöhte Streptokokkenzahl (Streptoc. Faec.), Kapitel 4.8.4)

6.4 Empfehlung zur Überwachung

Die nachfolgend getroffenen Empfehlungen für ein Überwachungssystem setzen den Fall der Einstellung der Rieselfeldbeaufschlagung (Trockenhaltung), also die momentan gültige Situation, voraus. Im Falle einer erneuten Feuchthaltung der ehemaligen Rieselfelder sind andere Voraussetzungen gegeben und somit auch ein den Bedingungen angepaßtes Monitoringsystem anzustreben.

Einheitliche Analysemethoden sind für die einzelnen Teilbereiche zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Beprobungskampagnen erforderlich (z. B. gemäß Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderung an das Einleiten von Abwässern in Gewässer von 1990, Klärschlammverordnung von 1992, usw.).

6.4.1 ÜBERWACHUNG DER BODENZONE

Die Systemänderungen nach der Nutzungsumwidmung der Fächen sind an ausgewählten Standorten (z.B. Hochlastflächen auf sorptionsschwachen Substraten, z. B. Standort Schenkenhorst im Bereich der bodenökologischen Meßstation, vgl. Karte 6-1) weiter zu verfolgen. An Sikkerwassermeßstationen wäre die Untersuchung folgender Parameter des Bodenwassers notwendig:

Allgemeine Zustandsgrößen:	Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoff
Schwermetalle:	Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Sn
Kationen:	Ca^{2+}, K^{+}, Mg^{2+}, Na^{+}, NH_4^{+}
Anionen:	Cl^{-}, NO_2^{-}, NO_3^{-}, SO_4^{2-}, PO_4^{3-} (Gesamt- und Ortho phosphat)

Die Probennahme sollte in einem Turnus von vier Wochen erfolgen, bei ausgeprägtem Wasserdurchsatz während der Niederschlagsperioden ist der Zeitabstand zwischen den Meßterminen entsprechend dem Dargebot zu verkürzen.

In jährlichen Abständen sollten unter dieser Testfläche, entsprechend in den Ebenen (E1 = 50 cm u.F., E2 = 80 cm u.F., E3 = 110 cm u.F., E4 = 170 cm u.F.) Bodenproben entnommen werden. Dabei sind folgende Zustandsgrößen zu ermitteln:

- Gehalt an OBS (DIN 19684, Teil 3), Acidität (DIN 19684, Teil 1)
- NO_3^{-}, SO_4^{2-}, PO_4^{3-} (DIN 38414, Teil 4; Ionenchromatographie), N_t, C_t, S_t (DIN 19684, Teil 2 und 4; bzw. CNS-Analysator), P_t (Salpeter-, Perchlor-, Schwefelsäureaufschluß)
- Gehalte an Cd, Cu, Zn, und Pb (DIN 38414, Teil 7; Konzentrationsbestimmung mittels AAS), inklusive sequentielle Extraktion (nach ZEIEN/BRÜMMER)

Sind Maßnahmen der Raumentnahme und/oder Umlagerung von Substraten aus Hochlastbereichen vorgesehen, so sollte ein Screening auf folgende Bodenparameter erfolgen:

- Gehalt an organischer Bodensubstanz, Acidität
- Schwermetalle: Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, Pb, As
- PAK

bei Entnahme von Sedimenten mit hohem organischem Substanzgehalt (erkennbar an einer Grau- bis Schwarzfärbung) aus den Vorflutbereichen auf:

- Gehalt an organischer Substanz, Acidität
- Schwermetalle: Cd, Cu, Hg, Pb, Zn

Alle vorgeschlagenen Zustandsgrößen, welche keine pedoökologischen Basisparameter darstellen, sind raumtypisch. Sie müssen bei einer Erweiterung des Planungsraumes auf andere Gebiete östlich des Nuthegrabens bzw. Areale außerhalb des Rieselfeldgebietes südlich Berlins modifiziert und zum Teil neu bestimmt werden.

6.4.2 ÜBERWACHUNG DES GRUNDWASSERS

6.4.2.1 Grundwasserstand

Das bestehende Grundwasserstandsmeßnetz des Landesumweltamtes Brandenburg sollte um vier weitere Standorte ergänzt werden. Die Standorte sind 2- oder 3-fach ausgebaut (siehe

Tab. 6-3 und Karte 6-1). Am günstigsten ist eine Einbindung ins Grundwasserstandsmeßnetz des Landesumweltamtes mit der dort üblichen Meßfolge (wöchentlich). Die Auswertung als Ganglinie sollte im Rahmen der Auswertungen der Grundwasserbeschaffenheit mit durchgeführt werden.

6.4.2.2 Grundwasserbeschaffenheit

Nach Abschluß des Projektes sollte eine gewisse Anzahl von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen in ein langfristig angelegtes Überwachungsprogramm aufgenommen werden (Sondermeßnetz). Ziel dieses Programmes soll es sein, durch ständige Kontrolle der Grundwasserqualität Veränderungen festzustellen und gegebenenfalls durch gezielte Maßnahmen eine Sicherung der Grundwasserressourcen zu gewährleisten.

Das im folgenden beschriebene Überwachungsprogramm ist so angelegt, daß es einerseits die Anstrombahnen der Grundwasserwerke erfaßt, anderseits soll aber auch die räumliche Verteilung des rieselfeldbeeinflußten Grundwassers dargestellt werden können. Darüber hinaus sollen aber auch die jahreszeitlichen Veränderungen erfaßt werden. Grundsätzlich soll die Beprobung der ausgewählten Pegel zweimal im Jahr erfolgen, wobei die Anzahl der Meßstellen sowie Untersuchungsparameter in einem vorgegebenen Rhythmus wechseln. So wird ein Minimaluntersuchungsumfang (**Grundprogramm**) vorgeschlagen.

In zweijährigem Turnus sollte eine erweiterte Untersuchung (**erweitertes Programm**) durchgeführt werden, die abwechselnd im Sommer und im Winter stattfindet, um so den oben genannten Zielen gerecht zu werden (Tab. 6-1). Bei der Untersuchung der Grundwassermeßstellen, die zum Minimalumfang gehören, liegt der Schwerpunkt auf der Feststellung der qualitativen Veränderung des Grundwassers im 1. und am Top des 2. Grundwasserleiters. Beim erweiterten Untersuchungsumfang werden Meßstellen aus dem Hauptgrundwasserleiter insbesondere im Abstrom der Rieselfelder mit aufgenommen, um der Feststellung einer Qualitätsveränderung auch hier gerecht zu werden. Dieses Vorgehen ist sinnvoll, da die Veränderung des Grundwassers in tieferen Horizonten anderen zeitlichen Gesetzmäßigkeiten folgt, als das bei oberflächennahem Grundwasser der Fall ist.

Tab. 6-2 zeigt die zur jeweiligen Untersuchung gehörenden Parameter. In der Karte 6-1 sind die Grundwassermeßstellen gekennzeichnet, welche in die Untersuchung einbezogen werden sollen und in Tab. 6-3 sind diese mit den wesentlichen Merkmalen zusammengefaßt.

Zusätzlich sollten die durch die Rieselfelder beeinflußten Wasserwerke mit Rohwasser-analysen einzelner Brunnen (kein Mischwasser) in das erweiterte Programm aufgenommen werden. In die Untersuchungen des Rohwassers sollten zusätzlich zu den in Tab. 6-2 aufgeführten Parametern auch die neu ermittelten organischen Verbindungen Clofibrinsäure und N-(Phenylsulfonyl)-sarcosin mit einbezogen werden.

1. Jahr		2. Jahr		3. Jahr		4. Jahr		5. Jahr	
Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer
GP	**EP**	GP	GP	**EP**	GP	GP	GP	GP	**EP**

GP: Grundprogramm
EP: Erweitertes Programm
Tab. 6-1: Beprobungsrhythmus des Grundwassermonitorings

Die Bewertung der Ergebnisse sollte zum einen nach den Richtlinien der jeweils gültigen Fassung der Brandenburger Liste und mit einem während des Projektes entwickelten Verfahren zur Feststellung des Rieselfeldeinflusses erfolgen. Wesentlich für die Auswertung ist die Fortführung der Zeitreihen bezüglich der wesentlichen Wasserinhaltsstoffe (pH, Lf, Cl, Na, K, PO_4, NO_3, NH_4, N_t, CSB/DOC, AOX, Cu, Ni, Zn). Die im Rahmen des erweiterten Programms erhobenen Daten

sollten entsprechend der Zustandsanalyse bezüglich ihrer regionalen Verteilung ausgewertet werden.

Neben der Beeinträchtigung der Grundwasserqualität, die auf den Einfluß der Rieselfeldwirtschaft zurückzuführen ist und mit dem Minimalprogramm erfaßt werden kann, werden lokal auch Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität festgestellt, die entweder in keinem oder nur in sekundärem Zusammenhang mit der Verbringung von Abwasser über die Rieselfelder stehen. Diese Bereiche werden mit dem erweiterten Untersuchungsprogramm erfaßt. Auf Grundlage dieser Ergebnisse soll den zuständigen Behörden eine Entscheidungshilfe gegeben werden, entsprechende Anordnungen in bezug auf die Sicherung der Grundwasserqualität treffen zu können.

Insbesondere die Überwachung der Grundwassermeßstellen Lwl 103/86, Rf214/94 und Rf 105/93 (im 2./3. GWL) zielen auf eine Überwachung der im südöstlichen Bereich der Rieselfelder mit industriellen Abwässern eingetragenen CKW. Entsprechend haben die CKW- und Vinylchlorid-Untersuchungen an diesen Meßstellen besondere Bedeutung.

Grundprogramm	Erweitertes Programm
Vor Ort	**Vor Ort**
pH, Leitfähigkeit, Temperatur	pH, Leitfähigkeit, Temperatur
Redoxpotential	Redoxpotential
Sauerstoff	Sauerstoff
Labor	**Labor**
Calcium	Calcium
Kalium	Kalium
Magnesium	Magnesium
Natrium	Natrium
Ammonium	Ammonium
Chlorid	Chlorid
Hydrogencarbonat	Hydrogencarbonat
Nitrat	Nitrat
Nitrit	Nitrit
	organischer Stickstoff
Phosphat	Phosphat
	organischer Phosphor
Sulfat	Sulfat
Arsen*	Arsen
Blei	Blei
Cadmium	Cadmium
Chrom*	Chrom
Kobalt*	Kobalt
Kupfer	Kupfer
Nickel	Nickel
Quecksilber	Quecksilber
Zink	Zink
Zinn	Zinn
Bor	Bor
AOX	AOX
CSB	CSB
	LCKW incl. VC
	AKW
	PAK (EPA)
	Phenole (EPA)

* Diese Schwermetalle werden aus Gründen der Vollständigkeit empfohlen

Tab. 6-2: Untersuchungsparameter des Grundwassermonitorings

PEGEL	ORT	RW	HW	GWL	Teufe [m]	Filter-länge [m]	ROK [m] ü. NN	Ausbau	GP	EP	GWS
Lwl104/86 OP	Sputendorf	4582859	5802000	1	8	4,00	48.75	Metall	x	x	x
Lwl104/86 UP	Sputendorf	4582859	5802000	2	30	4,00	48.5	Metall	x	x	x
Rb1/78 MP2	Nudow	4579830	5801505	1	12.9	1,00	36.66	Metall	x	x	
Rb1/78 UP	Nudow	4579830	5801505	2	23.9	1,00	36.56	Metall	x	x	
Rf10/92	Standrohr Großbeeren	4588420	5802480	1	9.1	3,00	47.2	PE	x	x	
Rf103/93 OP	Rf Ruhlsdorf	4586658	5803725	1	14	9,00	45.03	PVC	x	x	x
Rf103/93 MP1	Rf Ruhlsdorf	4586658	5803725	2	23	2,00	45.02	PVC	x	x	x
Rf104/93 OP	Rf Großbeeren	4587803	5801879	1	15	8,00	46.35	PVC	x	x	x
Rf104/93 MP1	Rf Großbeeren	4587803	5801879	2	46	23,0	46.26	PVC	x	x	x
Rf105/93 OP	Rf Großbeeren, im Eisenbahnring	4586616	5800951	1	9	6,00	42.18	PVC	x	x	
Rf105/93 MP1	Rf Großbeeren, im Eisenbahnring	4586616	5800951	2	23	2,00	42.17	PVC	x	x	
Rf106/93 OP	Rf Struveshof	4583536	5799958	1	15	8,00	46.16	PVC	x	x	x
Rf106/93 MP	Rf Struveshof	4583536	5799958	2	51	19,0	46.19	PVC	x	x	x
Rf107/93 OP	Rf Schenkenhorst	4580695	5801409	1	13	8,00	41.87	PVC	x	x	
Rf107/93 UP	Rf Schenkenhorst	4580695	5801409	1	23	8,00	41.55	PVC	x	x	
Rf116/93 MP1	Rf Struveshof	4584788	5800193	2	17	2,00	47.79	PVC	x	x	
Rf16/92	RF Sputendorf	4584350	5800520	1	12.7	3,00	48.24	PE	x	x	
Rf18/92	RF Schenkenhorst	4581150	5800630	1	9.97	3,00	42.38	PE	x	x	
Rf2/92	südl. Neubeeren am Eisenbahnring	4587265	5802215	1	11.3	2,00	49.58	PE	x	x	
Rf201/94 OP	Nordrand Rf-Ruhlsdorf	4587157	5804988	1	14	4,00	46.54	PVC	x	x	
Rf201/94 MP1	Nordrand Rf-Ruhlsdorf	4587158	5804986	2	28	2,00	46.46	PVC	x	x	
Rf206/94 OP	SW-Rand Rf-Schenkenhorst	4580884	5799931	1	6	3,00	37.2	PVC	x	x	
Rf206/94 MP	SW-Rand Rf-Schenkenhorst	4580884	5799937	2	34	4,00	37.06	PVC	x	x	
Rf22/92	RF Sputendorf	4583335	5802405	1	7.8	3,00	48.27	PE	x	x	
Rf6/92	nördl. Ludwigsfelde im Eisenbahnring	4586350	5801420	1	7.4	3,00	45.45	PE	x	x	
Ssd10/93 OP	RF Güterfelde	4584250	5803450	1	11	3,00	47.67	PE	x	x	
Ssd10/93 UP	RF Güterfelde	4584250	5803450	2	24	3,00	47.36	PE	x	x	
Ssd2/93 OP	RF Güterfelde	4582320	5803745	1	11	3,00	46.7	PE	x	x	
Ssd2/93 UP	RF Güterfelde	4582320	5803745	2	29.5	2,00	46.39	PE	x	x	
Ssd9/93 OP	RF Güterfelde	4581540	5802540	1	10	4,00	45.01	PE	x	x	
Ssd9/93 UP	RF Güterfelde	4581540	5802540	2	27	2,00	44.79	PE	x	x	
Lwl103/86 UP	Ludwigsfelde	4584993	5799702	3	56	4,00	44.11	Metall		x	
Rf103/93 MP2	Rf Ruhlsdorf	4586658	5803725	2	40	2,00	45.03	PVC		x	
Rf103/93 MP3	Rf Ruhlsdorf	4586658	5803725	2	48	2,00	45.03	PVC		x	
Rf103/93 UP	Rf Ruhlsdorf	4586658	5803725	3	63	8,00	44.74	PVC		x	x
Rf104/93 MP2	Rf Großbeeren	4587803	5801879	3	80	21,0	46.22	PVC		x	x
Rf104/93 UP	Rf Großbeeren	4587803	5801879	4	109	4,00	46.13	PVC		x	x
Rf105/93 MP2	Rf Großbeeren, im Eisenbahnring	4586616	5800951	2	30	2,00	42.13	PVC		x	
Rf105/93 MP3	Rf Großbeeren, im Eisenbahnring	4586616	5800951	2	36	2,00	42.09	PVC		x	
Rf105/93 UP	Rf Großbeeren, im Eisenbahnring	4586616	5800951	3	65	15,0	42.01	PVC		x	
Rf106/93 UP	Rf Struveshof	4583536	5799958	3	56	4,00	46.1	PVC		x	x
Rf115/93 OP	Sputendorf	4585107	5803342	1	15	9,00	45.15	PVC		x	
Rf115/93 MP1	Sputendorf	4585107	5803342	2	25	2,00	45.01	PVC		x	
Rf115/93 MP2	Sputendorf	4585107	5803342	2	35	2,00	44.97	PVC		x	
Rf115/93 MP3	Sputendorf	4585107	5803342	2	49	2,00	45.01	PVC		x	
Rf115/93 UP	Sputendorf	4585107	5803342	3	61	9,00	45.08	PVC		x	

PEGEL	ORT	RW	HW	GWL	Teufe [m]	Filter-länge [m]	ROK [m] ü. NN	Ausbau	GP	EP	GWS
Rf116/93 MP2	Rf Struveshof	4584788	5800193	2	25	2,00	47.82	PVC		x	
Rf116/93 MP3	Rf Struveshof	4584788	5800193	2	41	2,00	47.78	PVC		x	
Rf116/93 UP	Rf Struveshof	4584788	5800193	3	60	12,0	47.65	PVC		x	
Rf201/94 MP2	Nordrand Rf-Ruhlsdorf	4587159	5804985	2	41	2,00	46.49	PVC		x	
Rf201/94 MP3	Nordrand Rf-Ruhlsdorf	4587160	5804983	2	51	2,00	46.51	PVC		x	
Rf201/94 UP	Nordrand Rf-Ruhlsdorf	4587161	5804981	3	67	2,00	46.46	PVC		x	
Rf202/94 OP1	am Feuchtgebiet NE Ruhlsdorf	4586673	5805765	1	15	4,00	41.06	PVC		x	
Rf202/94 OP2	am Feuchtgebiet NE Ruhlsdorf	4586671	5805764	1	20	2,00	41.08	PVC		x	
Rf202/94 MP1	am Feuchtgebiet NE Ruhlsdorf	4586669	5805764	2	31	2,00	40.98	PVC		x	
Rf202/94 MP2	am Feuchtgebiet NE Ruhlsdorf	4586668	5805764	2	41	2,00	41	PVC		x	
Rf202/94 UP	am Feuchtgebiet NE Ruhlsdorf	4586666	5805763	3	57	2,00	40.91	PVC		x	
Rf203/94 OP	südl. WW Teltow	4586380	5806706	1	17	4,00	40.57	PVC		x	
Rf203/94 MP1	südl. WW Teltow	4586379	5806704	2	25	2,00	40.46	PVC		x	
Rf203/94 MP2	südl. WW Teltow	4586379	5806703	2	35	2,00	40.45	PVC		x	
Rf203/94 MP3	südl. WW Teltow	4586378	5806701	2	45	2,00	40.43	PVC		x	
Rf203/94 UP	südl. WW Teltow	4586378	5806699	3	56	2,00	40.33	PVC		x	
Rf205/94 OP	westl. Rf Güterfelde an Straße Güter.	4579896	5802453	1	8	4,00	39.92	PVC		x	
Rf205/94 MP	westl. Rf Güterfelde an Straße Güter.	4579896	5802453	1	20	2,00	39.9	PVC		x	
Rf205/94 UP	westl. Rf Güterfelde an Straße Güter.	4579896	5802453	2	30	2,00	39.88	PVC		x	
Rf206/94 UP	SW-Rand Rf-Schenkenhorst	4580884	5799940	3	48	4,00	37.03	PVC		x	
Rf208/94 OP	nördl. Ahrensdorf	4582295	5799354	1	13	2,00	42.44	PVC		x	
Rf208/94 MP	nördl. Ahrensdorf	4582296	5799356	2	31	8,00	42.38	PVC		x	
Rf208/94 UP	nördl. Ahrensdorf	4582297	5799357	3	54	10,0	42.31	PVC		x	
Rf210/94 OP	SW Rand Rf-Fahlhorst	4578235	5798284	1	6	2,00	34.66	PVC		x	
Rf210/94 MP	SW Rand Rf-Fahlhorst	4578235	5798284	1	13	2,00	34.58	PVC		x	
Rf210/94 UP	SW Rand Rf-Fahlhorst	4578235	5798284	2	29	2,00	34.51	PVC		x	
Rf214/94 OP	1km östl. Struveshof	4584785	5799635	2	17	2,00	44.5	PVC		x	
Rf214/94 MP	1km östl. Struveshof	4584786	5799634	2	31	2,00	44.41	PVC		x	
Rf214/94 UP	1km östl. Struveshof	4584787	5799632	2	46	2,00	44.32	PVC		x	
Ssd4/93 OP	nördl. RF Güterfelde	4583140	5804750	1	11	3,00	44.97	PE		x	
Ssd4/93 MP	nördl. RF Güterfelde	4583140	5804750	2	33.5	2,00	44.76	PE		x	
Ssd4/93 UP	nördl. RF Güterfelde	4583140	5804750	3	59	2,00	44.56	PE		x	
WW Teltow Rohwasser 3.GWL				3						x	
WW ENRO Rohwasser 2.GWL				2						x	
LUA-Meßstellen											
Ruhl13/71	3645 1317	nördl. Neubeeren	4586540	5803550	1						x
LUA 1350	3645 1350	Ludwigsfelde, Feuerlöschbrunnen	4584350	5798890	1						x
LUA 1940	3645 1940	Feuerwehr Sputendorf	4583360	5801060	1						x
Lwl12/67	3645 1359	Rieselfelder Neubeeren	4587180	5801950	1						x
Lwl13/67 OP/UP	3645 1351/52	zw. Großbeeren und Genshagen	4588790	5801260	1/2						x
Lwl14/67	3645 1360	Rieselfelder Eisenbahnring	4587040	5800810	1						x
Lwl16/67	3645 1922	Rieselfelder Sputendorf	4583840	5800390	1						x
Lwl109/86 OP/MP/UP	3645 1370/71/72	östl. Industriegebiet Ludwigsfelde	4587708	5799073	1/2/3						x
BS3/64 OP/MP	3646 1322/21	nördl. Großbeeren	4591021	5805425	1/3						x
Pt7/62 OP/UP	3645 1328/29	östl. Großbeeren	4589750	5803250	1/3						x
Pt12/62 OP	3645 1955	Stahnsdorf	4582740	5805135	1						x
Pt15/62 OP/UP	3645 1938/39	südl. Rieselfelder Schenkenhorst	4581910	5800060	2/5						x
Nudo103/71	3644 1946	nördl. Nudower Gruben	4579100	5801490	1						x
Nudo105/71	3644 1947	zwischen Nudow und Phillipsthal	4578330	5799780	1						x

Tab. 6-3: Meßstellen des Grundwassermonitorings

GP = Grundprogramm
EP = Erweitertes Programm
GWS = Grundwasserstandsmessungen

6.4.3 ÜBERWACHUNG DER OBERFLÄCHENGEWÄSSER

6.4.3.1 Oberflächenabflußmeßnetz

Die Stationen sind unter der Zielstellung errichtet worden, den Abfluß von wasser-wirtschaftlich genutzten Rieselfeldern zu messen. Da diese Prämisse nicht der Realität entspricht und mit einer Umsetzung in vollem Umfange nicht zu rechnen ist, ist der weitere Betrieb aller Stationen nicht sinnvoll. Um auch in Zukunft Aussagen zum oberirdischen Abfluß verschiedener Teilgebiete treffen zu können, erscheint eine Fortführung der Meßreihen an den in Karte 6-1 dargestellten Meßpunkten **MP 4** (Knipplingsgraben, B101), **MP 5** (Struveshofer Graben) und **MP 7** (Schenkenhorster Graben) sinnvoll und ausreichend. Diese Meßstellen messen den Abfluß der oberirdischen Einzugsgebiete der Rieselfelder und sind geeignet, auch die Folgen sich ändernder zukünftiger Nutzungen zu erfassen. Solche Datenreihen sind für die hydrologische Forschung außerordentlich wertvoll und ermöglichen außerdem Betrachtungen zur Stoffbilanz der Einzugsgebiete.

Die ausgewählten Bauwerke sind ausschließlich THOMSON-Wehre, welche sich im Untersuchungszeitraum bewährt haben. Gegenüber den VENTURI-Kanälen sind sie weniger gegen Verschlammung und einen durch Verkrautung ansteigenden Unterwasserstand anfällig. Zudem messen sie im Bereich der sehr kleinen Durchflüsse am exaktesten, sind aber auch für größere Werte sehr genau. Der notwendige freie Überfall ist gegebe-nenfalls durch ein Höhersetzen der Meßblende (MP 4) zu erreichen. Vorraussetzung für den kontinuierlichen Betrieb sind:

1. monatliches Auswechseln von Batterie (Akku) und Speicherkarte
2. mindestens monatliches Reinigen der Meßstelle (Kraut, Algen, Gräser)
3. Krauten der Grabenabschnitte oberhalb (ca. 3 m) und unterhalb (freier Abfluß) der Meßstelle

Ein Weiterbetrieb der zum hydrologischen Meßnetz gehörenden ***Wetterstationen*** (Karte 4-41) erscheint nicht sinnvoll, da für die in Zukunft geforderten Bilanzbetrachtungen mit Zeitintervallen von einem Tag oder länger die Daten des Deutschen Wetterdienstes ausreichen. Insbesondere bei dem flächenhaft variablen Niederschlag können die Werte der Hauptstationen Potsdam und Berlin-Schönefeld durch vorhandene Niederschlagsmesser des DWD im Untersuchungsgebiet ergänzt werden. Die regionalen Abweichungen der anderen Klimagrößen sind nicht relevant.

6.4.3.2 Oberflächenwasserbeschaffenheit

Zeitgleich zum Grundprogramm des Grundwassermonitorings sollte auch weiterhin die Oberflächenwasserqualität der Drainage- und Entwässerungsgräben untersucht werden.

Eine Kontrolle an dem Punkt, wo das Oberflächenwasser das Rieselfeldareal verläßt, ist erforderlich. Da die Abflüsse im Osten am Knipplingsgraben nur unwesentlich sind, erscheint eine Überwachung hier nicht mehr sinnvoll. Erst wenn der Abflußmeßpunkt MP4 wieder deutlich steigende Abflüsse zeigen sollte, müßte auch die Oberflächenwassermeßstelle OW23 oder OW24 ins Überwachungsmeßnetz mit einbezogen werden.

Die Überwachung des Abflusses der westlichen Rieselfelder sollte an der Oberflächenwassermeßstelle **OW 8** erfolgen.

Zusätzlich wird eine Überwachung des direkten Drainagewassers dringend empfohlen, da sich hier eventuell zunehmende Remobilisierungserscheinungen als erstes zeigen. Hierzu ist die Oberflächenwassermeßstelle **OW5** am besten geeignet.

In der halbjährlichen Beprobung sollten die gleichen Parameter untersucht werden, wie sie für das Grundprogramm des Grundwassermonitorings angegeben sind. Allerdings müßten die Oberflächenwasseruntersuchungen um folgende Parameter erweitert werden:

- BSB_5-Wert
- Gesamtcoliforme Keime
- Fäkalcoliforme Keime
- Streptokokken (Fäk.)
- Salmonellen

Darüber hinausgehende Untersuchungen sind nicht erforderlich.

KARTEN-ANHANG DES TEILPROJEKTES I
ZUSTANDS- UND GEFÄHRDUNGSANALYSE DER BODENZONE (KARTE 1 - 14)

Erläuterung der Karten

Karten 3-1 und 3-2
Grundlage bildeten die vorhandenen Unterlagen der im Untersuchungsraum an der Abwasserentsorgung beteiligten Betriebe. Nicht in jedem Fall waren diese widerspruchsfrei, trotz Recherche mußten einige Angaben unvollständig bleiben. Die Einteilung in Sektoren liegt in der Tatsache begründet, daß die zur Kennzeichnung von Schlägen verwendeten Zahlen mehrfach auftraten. Deshalb wurde das Gebiet Schenkenhorst in vier, das Gebiet Großbeeren in zwei Sektoren unterteilt. So ließ sich jede Tafel im Untersuchungsgebiet in dem erstellten geographischen Informationssystem eindeutig kennzeichnen:

z.B

S 2 046 d

Gebiet Schenkenhorst / Sektor 2 / Schlag 046 / Tafel d.

Karte 3-3
Diese Darstellung baut sowohl auf der Bodenschätzungskarte als auch den eigenen bodenkundlichen Untersuchungen auf, da hinsichtlich des Gesamtcharakters der Körnung eine befriedigende Übereinstimmung zwischen beiden Quellen festgestellt werden konnte Eine flächenhafte Ausweisung der Schichtungstypen war infolge der geringen Anzahl der Schürfgruben im Verhältnis zu der Größe des Untersuchungsraumes nicht möglich.

Karte 3-4 und 3-5
Dargestellt worden sind die Anordnung der Schürfgruben auf den Riesel- bzw. Vergleichsflächen, die Entnahmepunkte für die Oberbodenproben, die Ansatzpunkte der Flachbohrungen sowie die Flächen, welche mit einem 5-Punkt-Raster untersucht wurden. Infolge gravierender Nutzungsumwidmungen bzw. der Eigentumsverhältnisse (z. B. Siedlungen, Teststrecke für Fahrzeuge, Pferdekoppeln usw.) konnten einige Flächen nicht beprobt werden. Um die Lesbarkeit zu garantieren, wurde auf eine Kennzeichnung generell verzichtet; in Verbindung mit den Koordinatenangaben welche in dem Einzelbericht dokumentiert sind sowie mit den o.g Bezeichnungen ist eine Zuordnung möglich.

Karten 3-6 und 3-7
Die Flächennutzungskarten sind auf Basis terrestrischer Erhebungen vor Ort entwickelt worden, sie spiegeln somit unmittelbar den aktuellen Stand zum angegeben Zeitpunkt wider.

Karte 3-8
Grundlage für die Erstellung dieser Karte waren die dimensionsspezifische Rasterbeprobung der Rieseltafeln sowie die darauf aufbauenden terrestrischen Kartierungen bzw. Probennahmen im gesamten Untersuchungsgebiet. Da relevante Gehalte der organischen Substanz auf den Tafeln nur im Oberboden auftreten, spiegelt diese Darstellung im wesentlichen die Verhältnisse im Ah-Horizont, welcher mehr oder minder einen Ap bzw. Ah Charakter aufweisen kann, wider. Untersuchungen der organischen Substanz anderer Raumelemente sind nicht dargestellt worden.

Karte 3-9
Die schlaginternen Unterschiede in der Bodenacidität sind auf den Rieselfeldarealen infolge der anthropogenen Überprägung gering, so daß eine über die Dimension einer Tafel hinausgehende Darstellungsweise vorgenommen werden konnte.

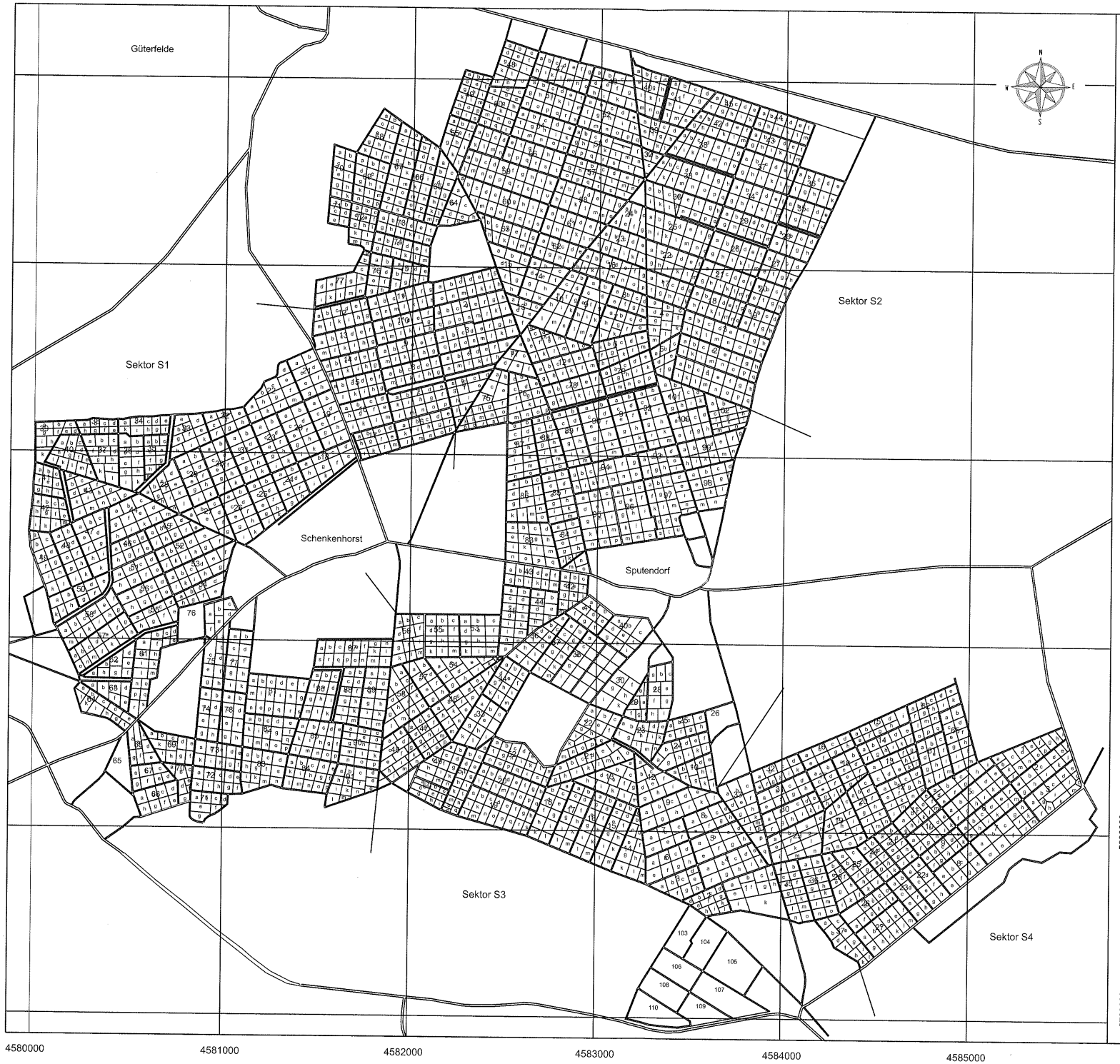
Karte 3-10 bis 3-13
Dargestellt ist die potentielle Gefährdung durch die Schwermetalle Cadmium und Blei, welche vor allem durch die organische Substanz des Oberbodens fixiert wurden. Die Klassifizierung der Schwermetallgehalte ist nach Brandenburger Liste, Anhang, Teil 1 vorgenommen worden. Klasse 1, welche keine oder unbedeutende Gefährdung ausweist, ist durch Gehalte < Prüfwert Ia (Wasserschutz- und Vorbehaltsgebiete) zur Sanierung kontaminierter Standorte definiert, die Gefährdungsklasse 2 durch Gehalte, welche zwischen dem Prüfwert Ia und dem Prüfwert II auftreten. Der Klasse 3 mit der höchsten potentiellen Gefährdung durch den im Oberboden fixierten Cadmium- und Bleipool entspricht eine Überschreitung des obersten Prüfwertes (II).

	Prüfwert Ia	Prüfwert Ib	Prüfwert II
Cadmium	2,0	1,5	10
Blei	100	100	500

Prüfwerte zur Sanierung kontaminierter Standorte (Brandenburger Liste, Stand Frühjahr 1993) [$mg \cdot kg^{-1}$]

Karte 3-14
Die Darstellung der aktuellen Gefährdung durch den fixierten Schwermetallpool basiert auf folgenden Prämissen (vgl. Kap. 8, S.162)
- relevanter Akkumulationen an organischer Substanz (OBS> 3%)
- Akkumulationen eines Schwermetallpools über den Prüfwert Ia der Brandenburger Liste hinaus (siehe Tab. A 10)
- Auftreten mobilisierend wirksam werdender Milieubedingungen (pH< 4,5).

Beprobungspunkte, deren geochemische Charakteristika diese Bedingungen erfüllen sind mit entsprechenden Signaturen gekennzeichnet worden. Ein Schluß auf Areale gleicher Gehalte an organischer Substanz und Acidität ist möglich.
Diese Informationen wurden mit einer Bewertung des Rückhaltevermögens der tieferen ungesättigten Zone verkoppelt, bei welcher davon auszugehen ist, daß bei Flurabständen kleiner 2 bis 3 Meter und fehlendem Geschiebemergel/-lehm eine erhöhte Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers gegeben ist. Überall dort, wo diese in Verbindung mit einer aktuellen Gefährdung durch einzelne Schwermetallspezies auftreten ist die strikte Durchsetzung der gegebenen Empfehlungen für eine Nachnutzung und für die Planung von Monitoringmaßnahmen erforderlich.



S1,...,S4 Sektoren

Einteilung zur eindeutigen Zuordnung der Standorte

1, 2, ... Rieselschläge

a, b, ... Rieseltafeln

(Übernahme aus der Berieselungskarte)

Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen

Projekt Rieselfelder südlich Berlins

Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone

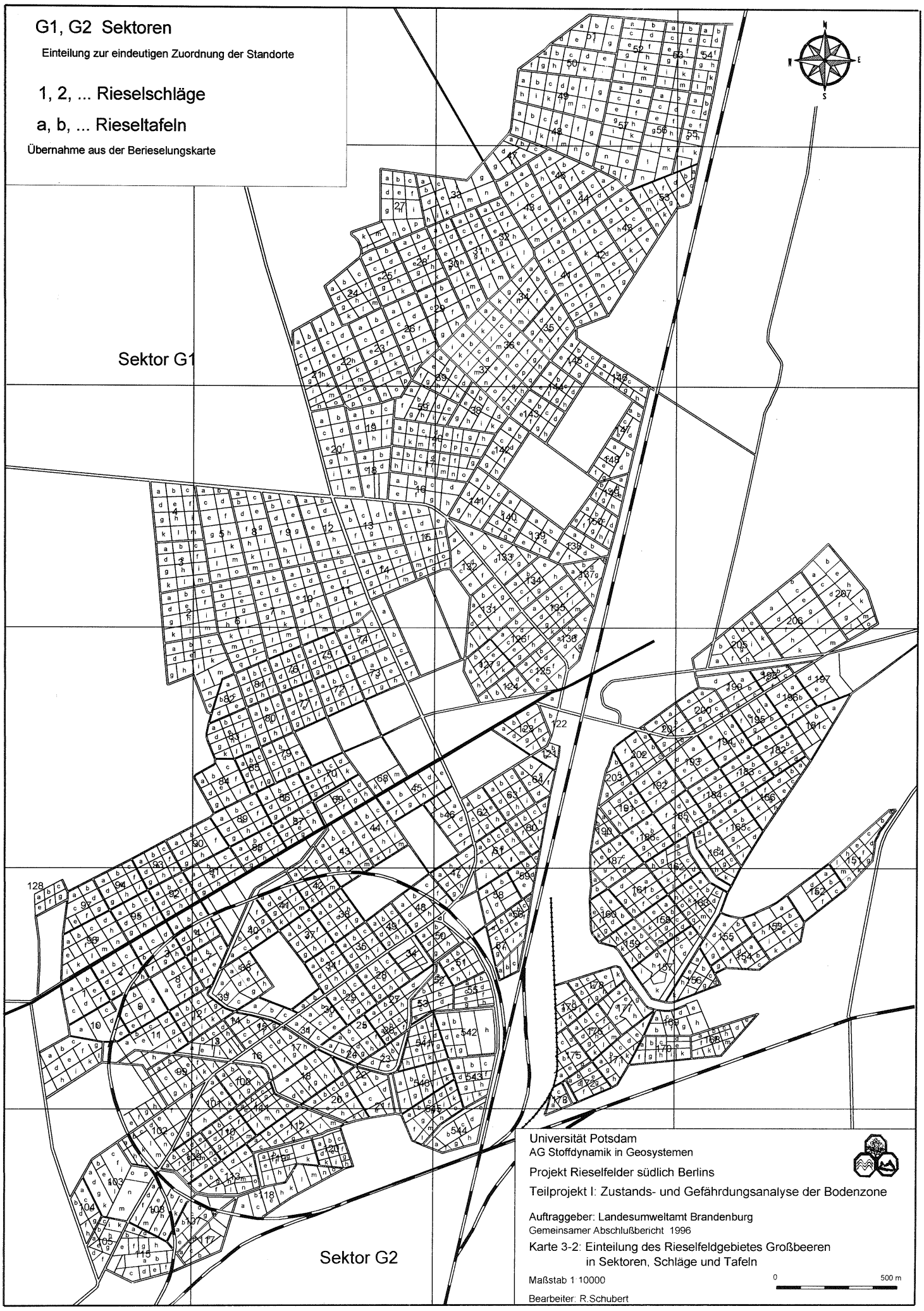
Auftraggeber:
Landesumweltamt Brandenburg

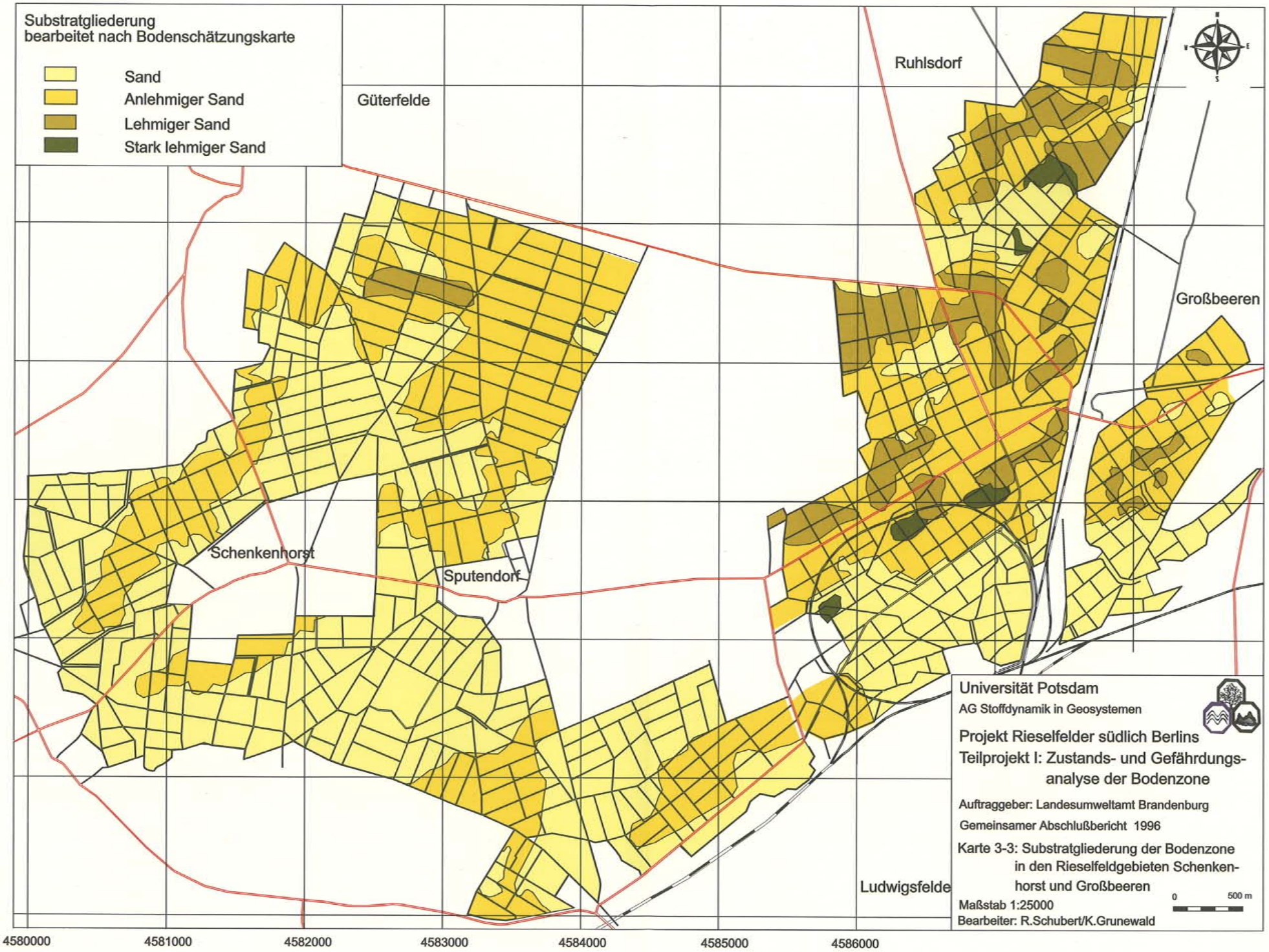
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

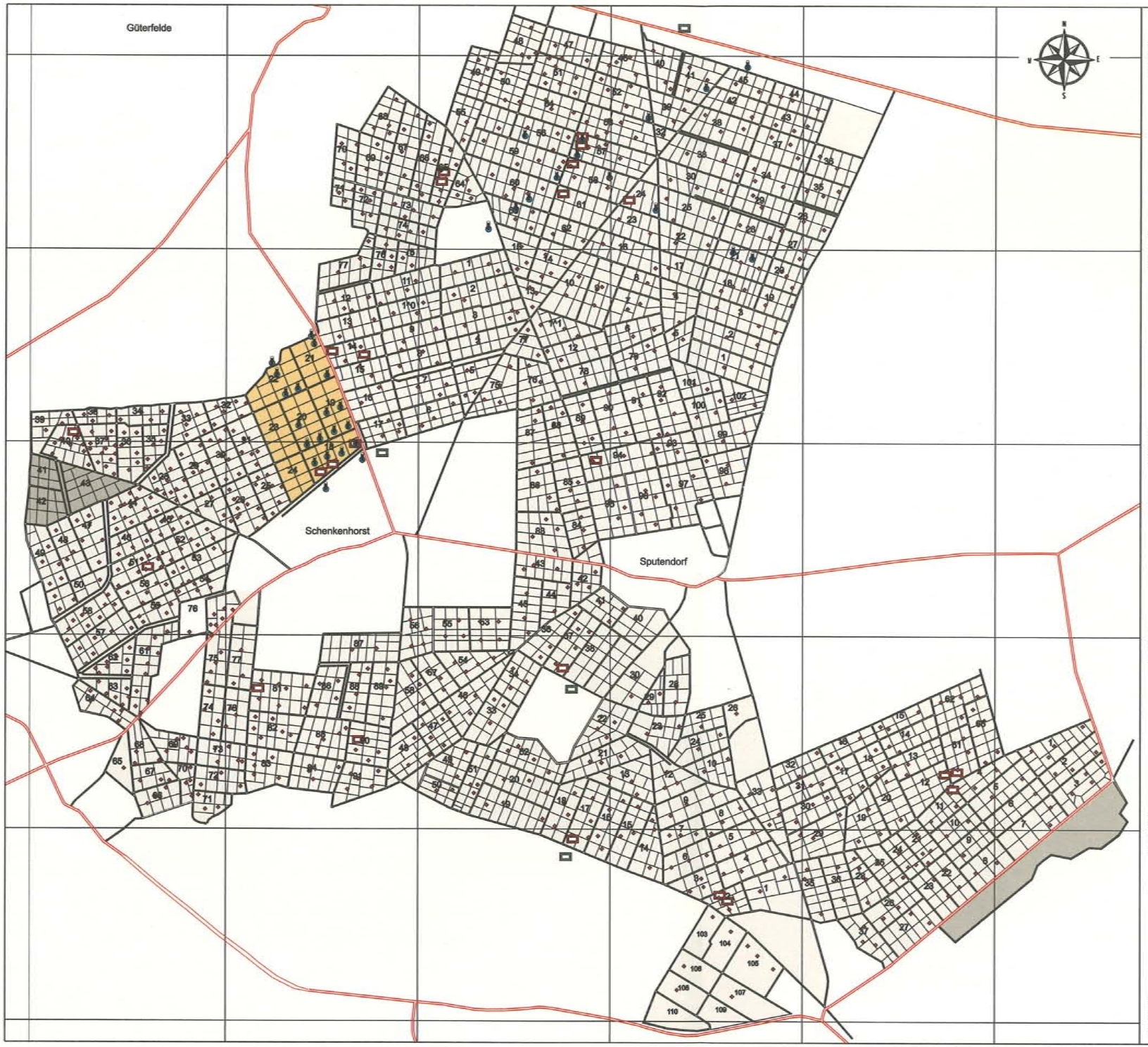
Karte 3-1: Einteilung des Rieselfeldgebietes Schenkenhorst in Sektoren, Schläge und Tafeln

Maßstab 1:10000 0 500 m

Bearbeiter: R.Schubert


G1, G2 Sektoren
Einteilung zur eindeutigen Zuordnung der Standorte
1, 2, ... Rieselschläge
a, b, ... Rieseltafeln
Übernahme aus der Berieselungskarte
Sektor G1
Sektor G2
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4586000
4587000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-2: Einteilung des Rieselfeldgebietes Großbeeren
in Sektoren, Schläge und Tafeln
Maßstab 1 10000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert


Substratgliederung
bearbeitet nach Bodenschätzungskarte
Sand
Anlehmiger Sand
Lehmiger Sand
Stark lehmiger Sand
Güterfelde
Ruhlsdorf
Großbeeren
Schenkenhorst
Sputendorf
Ludwigsfelde
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4580000
4581000
4582000
4583000
4584000
4585000
4586000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungs-
analyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-3: Substratgliederung der Bodenzone
in den Rieselfeldgebieten Schenken-
horst und Großbeeren
Maßstab 1:25000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert/K.Grunewald



Schürfgrube (Rieselfläche)

Schürfgrube (Vergleichsstandort)

Entnahme von Oberbodenproben

Flachbohrungen

Beprobungsfläche (5-Punkt-Raster)

nicht beprobte Flächen

Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen

Projekt Rieselfelder südlich Berlins

Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone

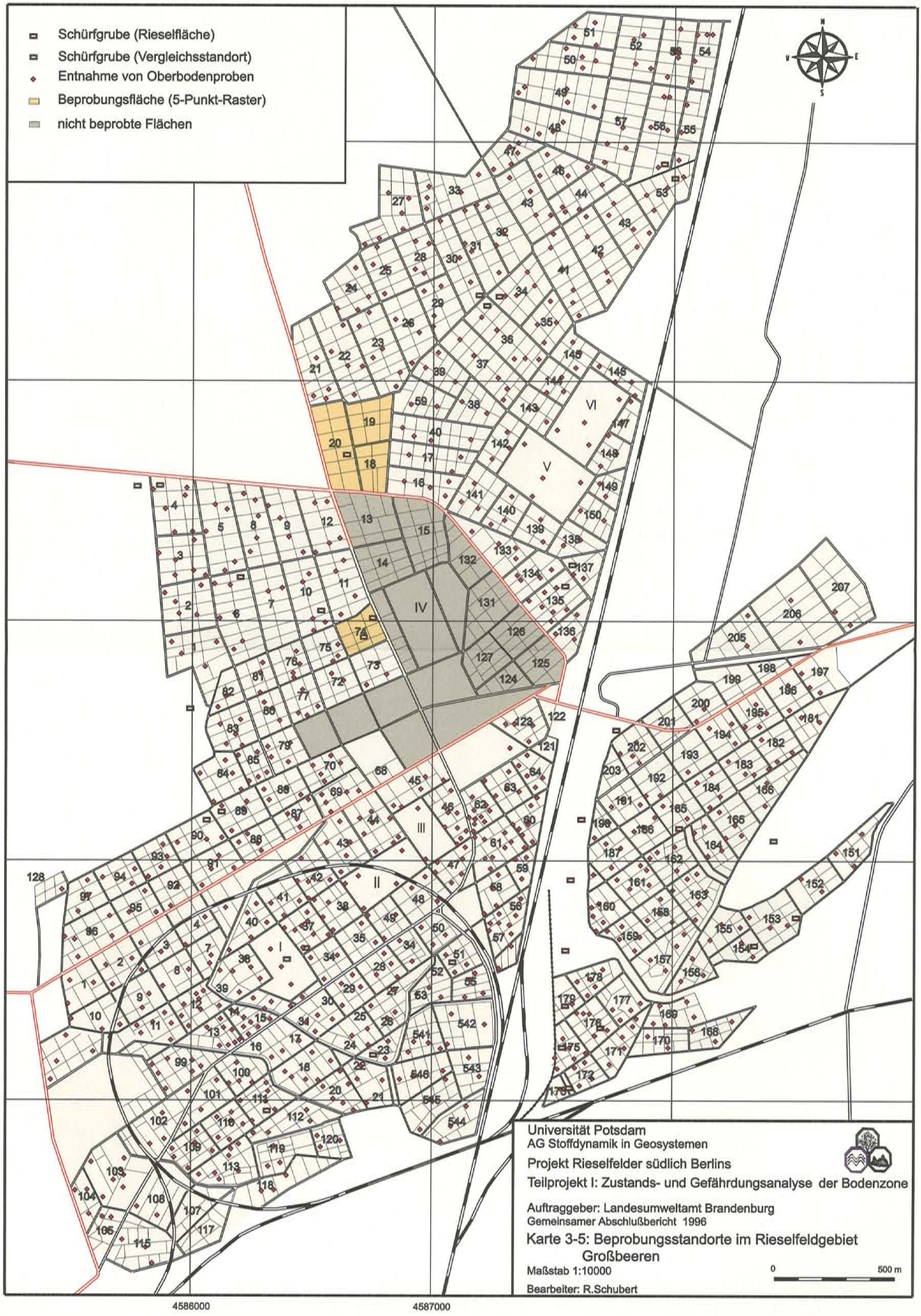
Auftraggeber:
Landesumweltamt Brandenburg

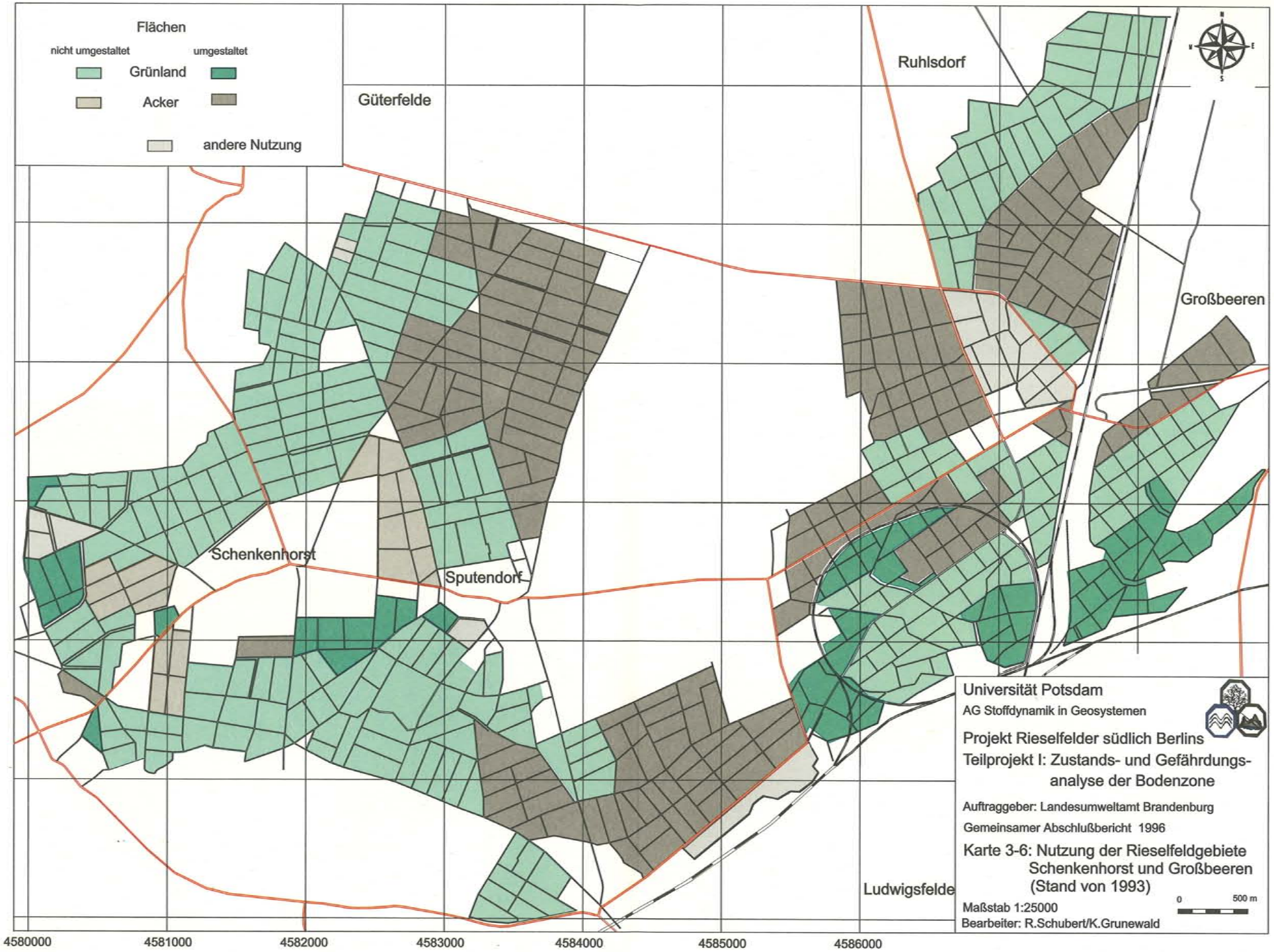
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

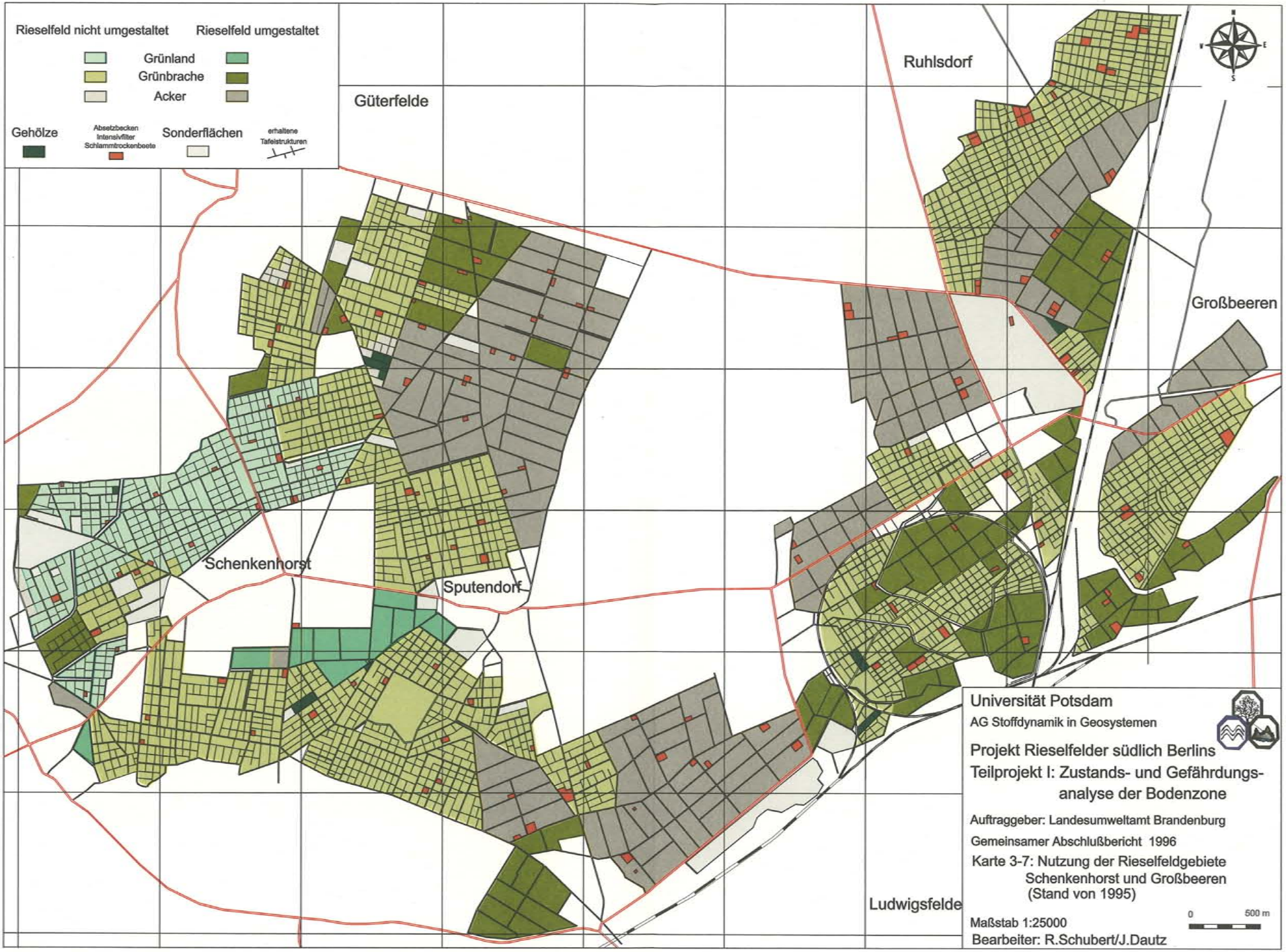
Karte 3-4: Beprobungsstandorte im Rieselfeldgebiet Schenkenhorst

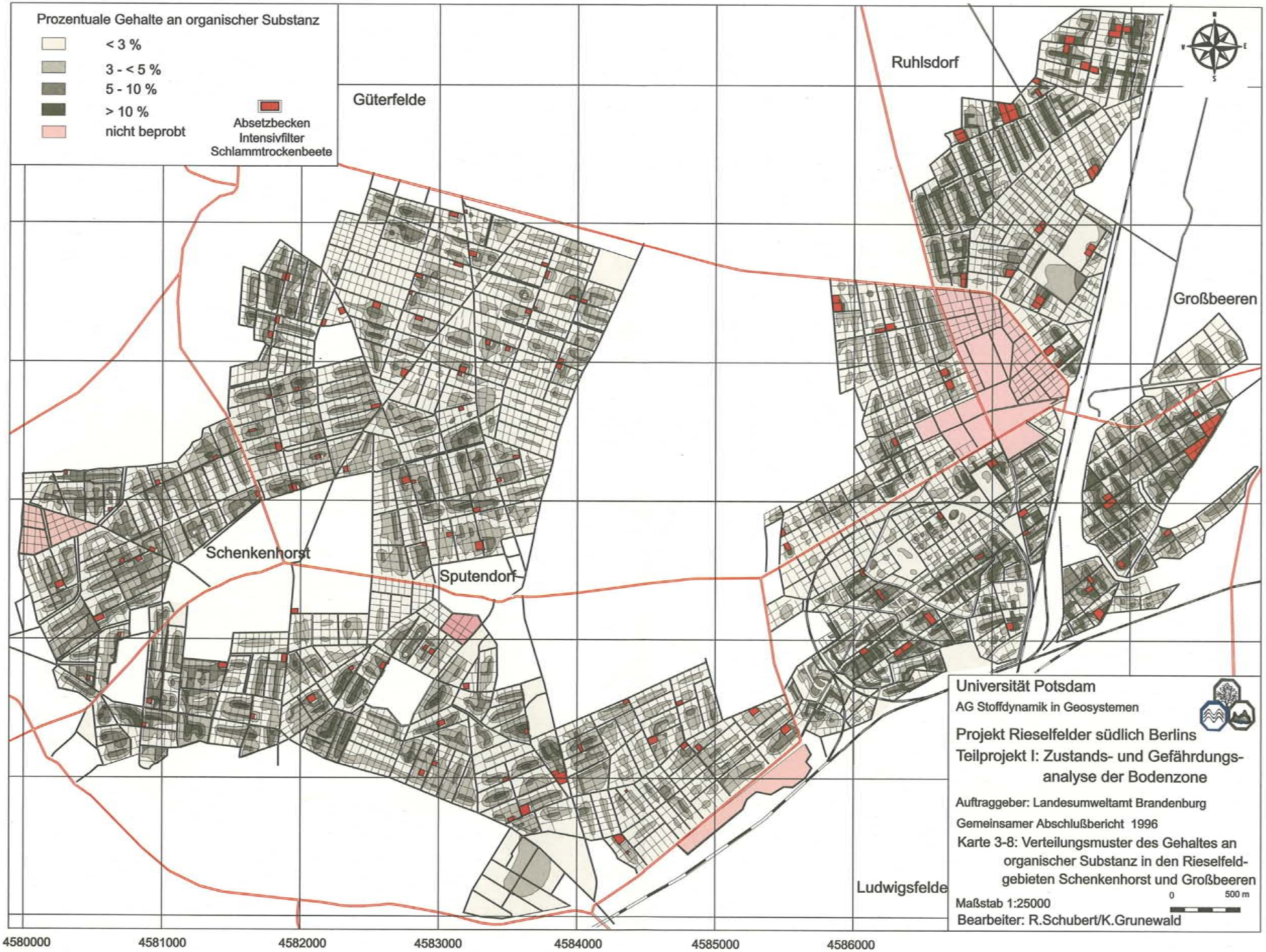
Maßstab 1:10000 0 500 m

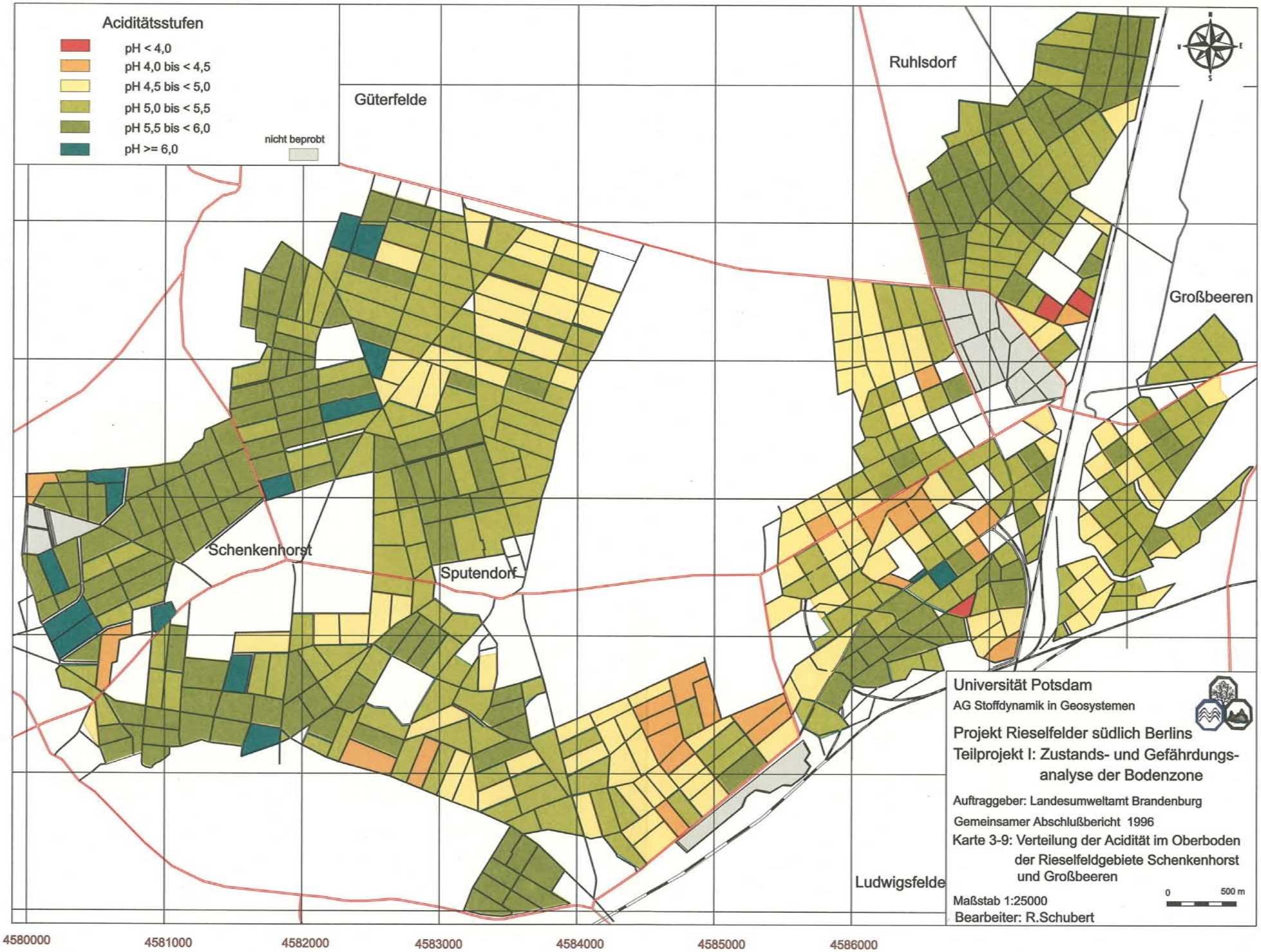
Bearbeiter: R.Schubert

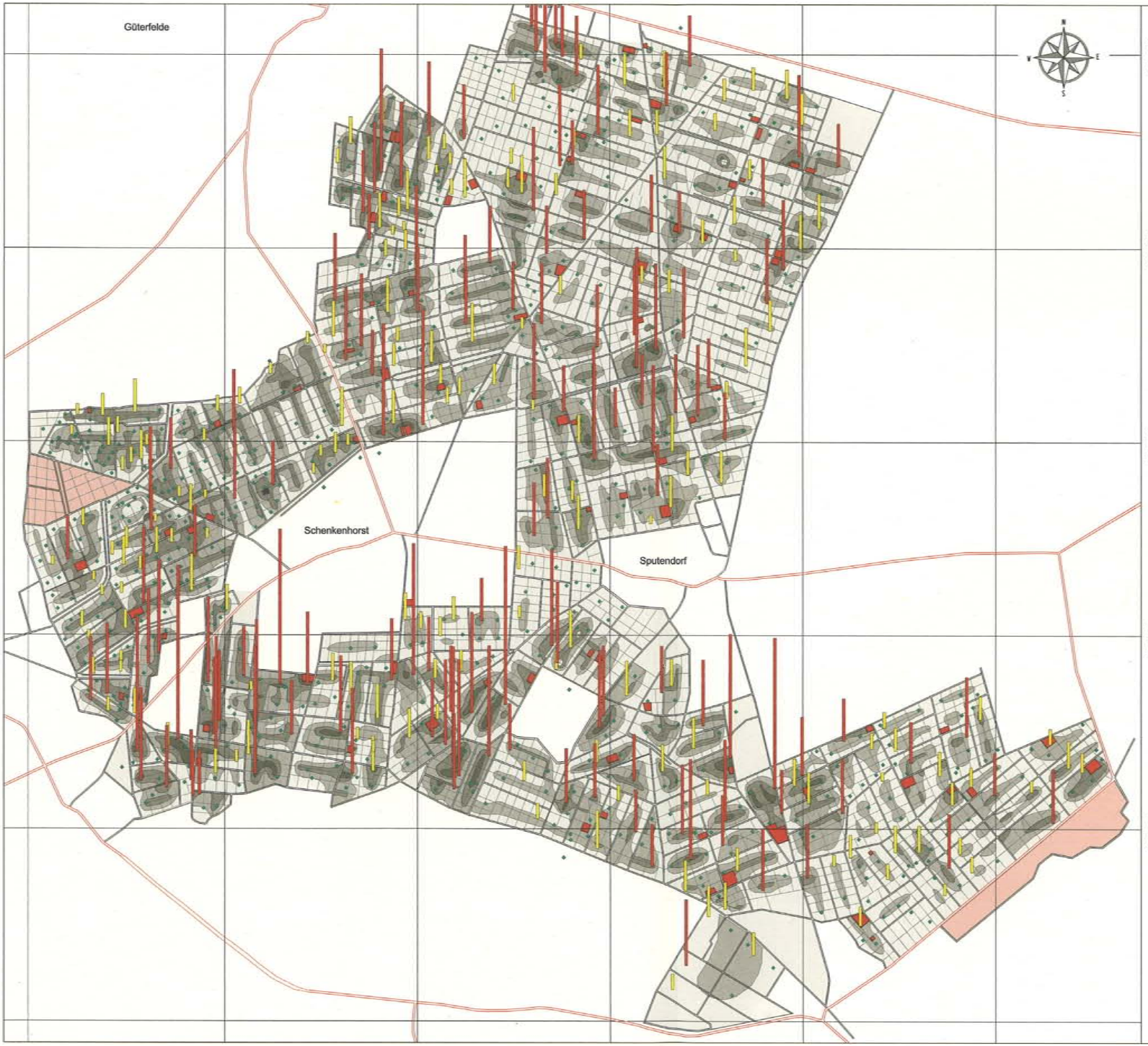

Schürfgrube (Rieselfläche)
Schürfgrube (Vergleichsstandort)
Entnahme von Oberbodenproben
Beprobungsfläche (5-Punkt-Raster)
nicht beprobte Flächen
N
W
E
S
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4586000
4587000
I
II
III
IV
V
VI
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-5: Beprobungsstandorte im Rieselfeldgebiet Großbeeren
Maßstab 1:10000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert


Flächen
nicht umgestaltet
umgestaltet
Grünland
Acker
andere Nutzung
Güterfelde
Ruhlsdorf
Großbeeren
Schenkenhorst
Sputendorf
Ludwigsfelde
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4580000
4581000
4582000
4583000
4584000
4585000
4586000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-6: Nutzung der Rieselfeldgebiete Schenkenhorst und Großbeeren (Stand von 1993)
Maßstab 1:25000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert/K.Grunewald


Rieselfeld nicht umgestaltet
Rieselfeld umgestaltet
Grünland
Grünbrache
Acker
Gehölze
Absetzbecken
Intensivfilter
Schlammtrockenbeete
Sonderflächen
erhaltene
Tafelstrukturen
Güterfelde
Ruhlsdorf
Großbeeren
Schenkenhorst
Sputendorf
Ludwigsfelde
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4580000
4581000
4582000
4583000
4584000
4585000
4586000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungs-
analyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-7: Nutzung der Rieselfeldgebiete
Schenkenhorst und Großbeeren
(Stand von 1995)
Maßstab 1:25000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert/J.Dautz


Prozentuale Gehalte an organischer Substanz
< 3 %
3 - < 5 %
5 - 10 %
> 10 %
nicht beprobt
Absetzbecken
Intensivfilter
Schlammtrockenbeete
Güterfelde
Ruhlsdorf
Großbeeren
Schenkenhorst
Sputendorf
Ludwigsfelde
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4580000
4581000
4582000
4583000
4584000
4585000
4586000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungs-
analyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-8: Verteilungsmuster des Gehaltes an
organischer Substanz in den Rieselfeld-
gebieten Schenkenhorst und Großbeeren
Maßstab 1:25000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert/K.Grunewald


Aciditätsstufen
pH < 4,0
pH 4,0 bis < 4,5
pH 4,5 bis < 5,0
pH 5,0 bis < 5,5
pH 5,5 bis < 6,0
pH >= 6,0
nicht beprobt
Güterfelde
Ruhlsdorf
Großbeeren
Schenkenhorst
Sputendorf
Ludwigsfelde
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4580000
4581000
4582000
4583000
4584000
4585000
4586000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungs-
analyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-9: Verteilung der Acidität im Oberboden
der Rieselfeldgebiete Schenkenhorst
und Großbeeren
Maßstab 1:25000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert



Cadmiumgehalte in $mg\,kg^{-1}$

- > 0 bis <= 2
- 2 bis <= 10
- > 10

Länge der Säule entspricht 10 $mg\,kg^{-1}$

(Klasseneinteilung nach Brandenburger Liste)

Gehalte an organischer Bodensubstanz

- < 3 %
- 3 bis < 5 %
- 5 bis < 10 %
- > 10 %
- nicht beprobt

Absetzbecken
Intensivfilter
Schlammtrockenbeete

Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen

Projekt Rieselfelder südlich Berlins

Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone

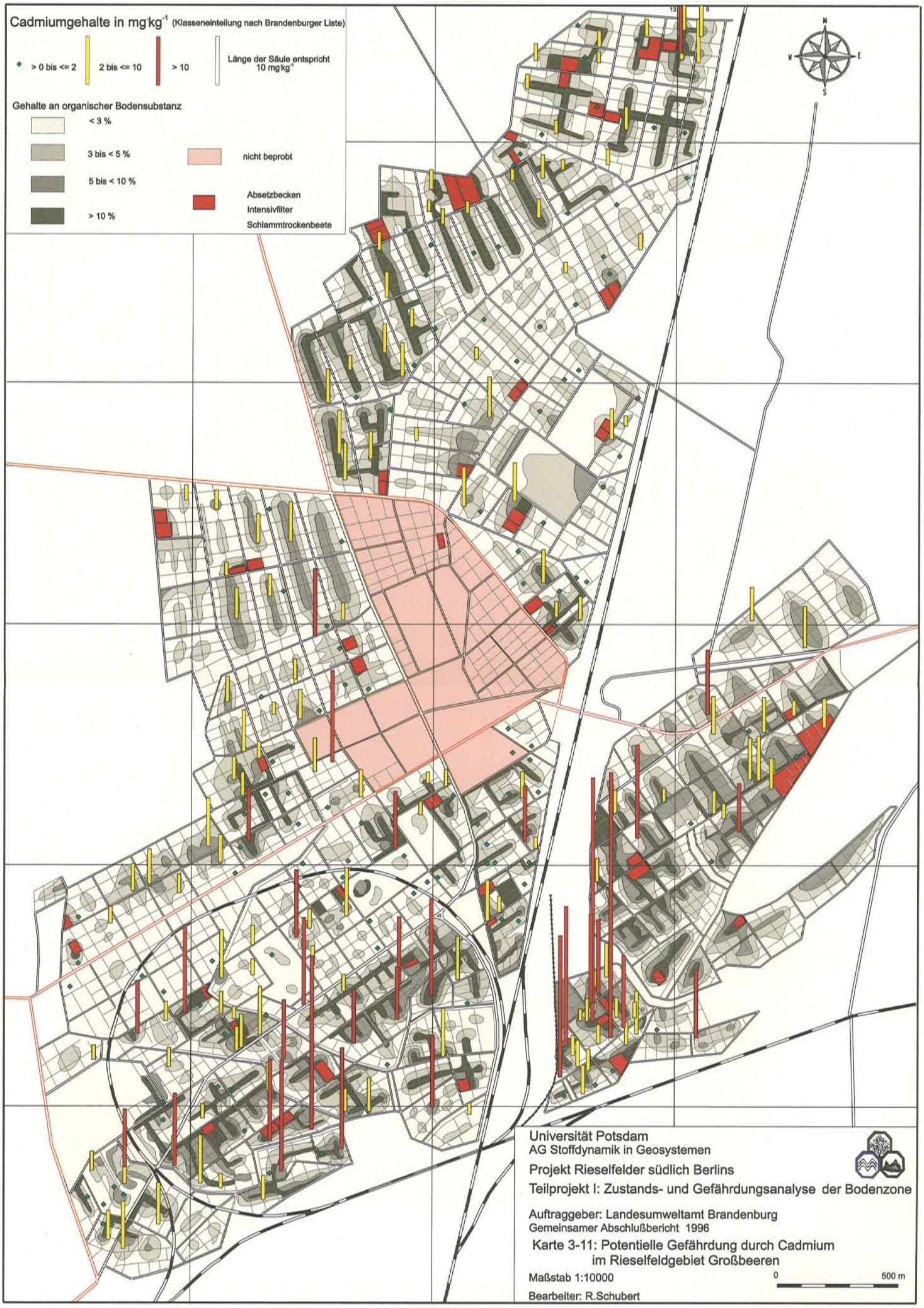
Auftraggeber:
Landesumweltamt Brandenburg

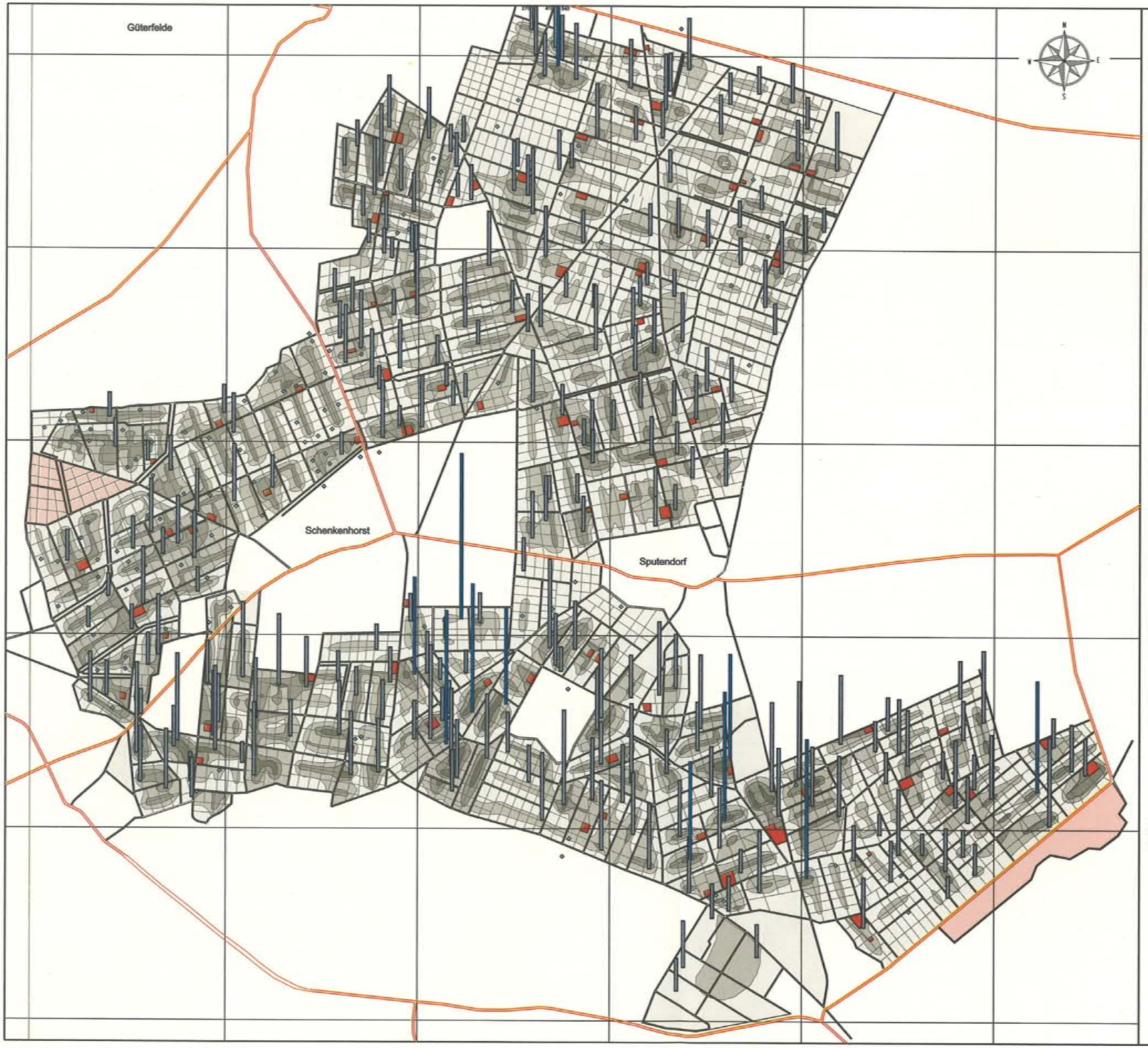
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

Karte 3-10: Potentielle Gefährdung durch Cadmium im Rieselfeldgebiet Schenkenhorst

Maßstab 1:10000 (0 – 500 m)

Bearbeiter: R.Schubert


Cadmiumgehalte in mg·kg-1 (Klasseneinteilung nach Brandenburger Liste)
> 0 bis <= 2
2 bis <= 10
> 10
Länge der Säule entspricht 10 mg·kg-1
Gehalte an organischer Bodensubstanz
< 3 %
3 bis < 5 %
5 bis < 10 %
> 10 %
nicht beprobt
Absetzbecken
Intensivfilter
Schlammtrockenbeete
N
W
E
S
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4586000
4587000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-11: Potentielle Gefährdung durch Cadmium im Rieselfeldgebiet Großbeeren
Maßstab 1:10000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert



Bleigehalte in $mg \cdot kg^{-1}$

> 0 bis <=100

>100 bis <= 500

> 500

Länge der Säule entspricht 200 $mg \cdot kg^{-1}$

(Klasseneinteilung nach Brandenburger Liste)

Gehalte an organischer Bodensubstanz

< 3 %

3 bis < 5 %

5 bis < 10 %

> 10 %

nicht beprobt

Absetzbecken
Intensivfilter
Schlammtrockenbeete

Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen

Projekt Rieselfelder südlich Berlins

Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone

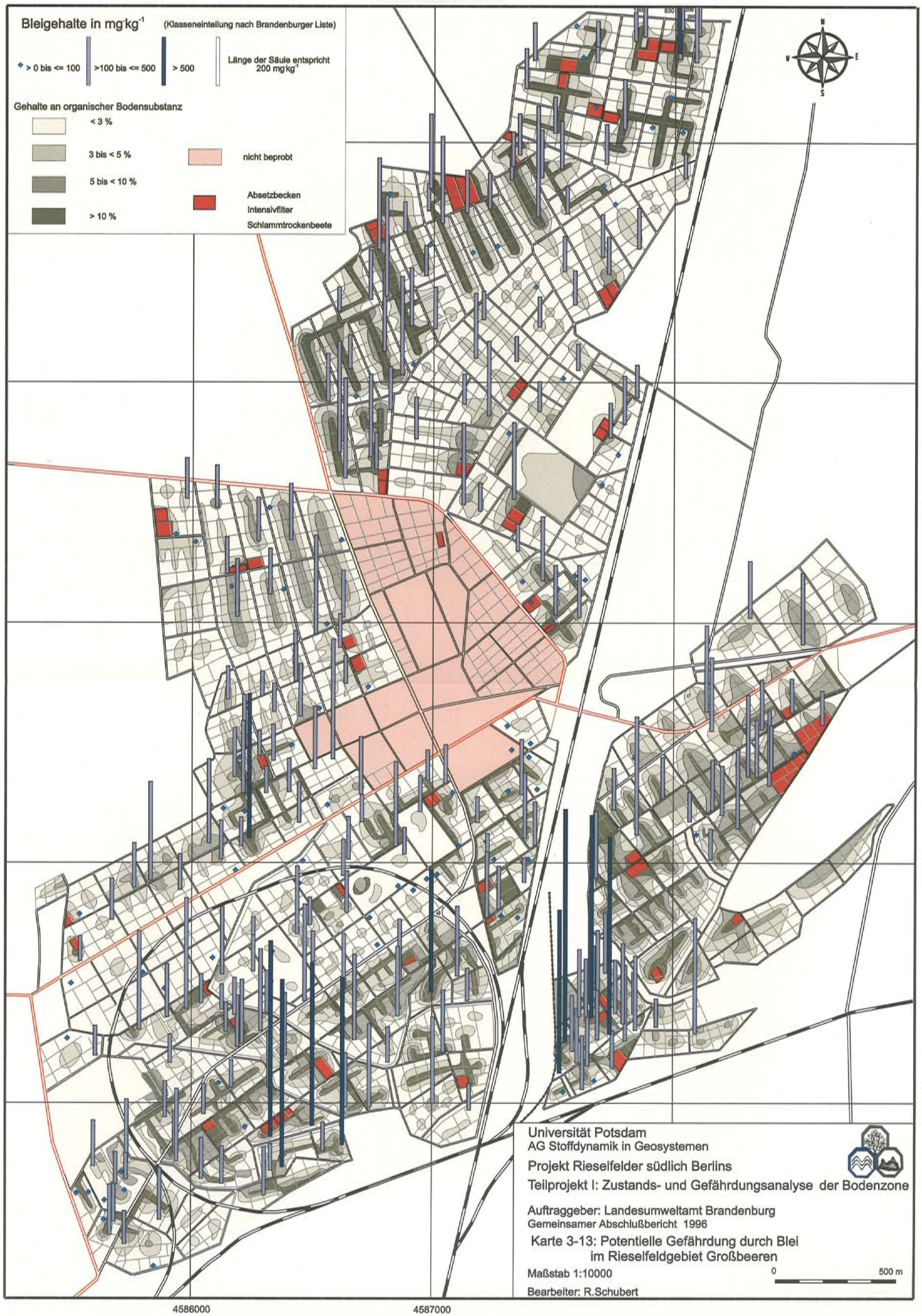
Auftraggeber:
Landesumweltamt Brandenburg

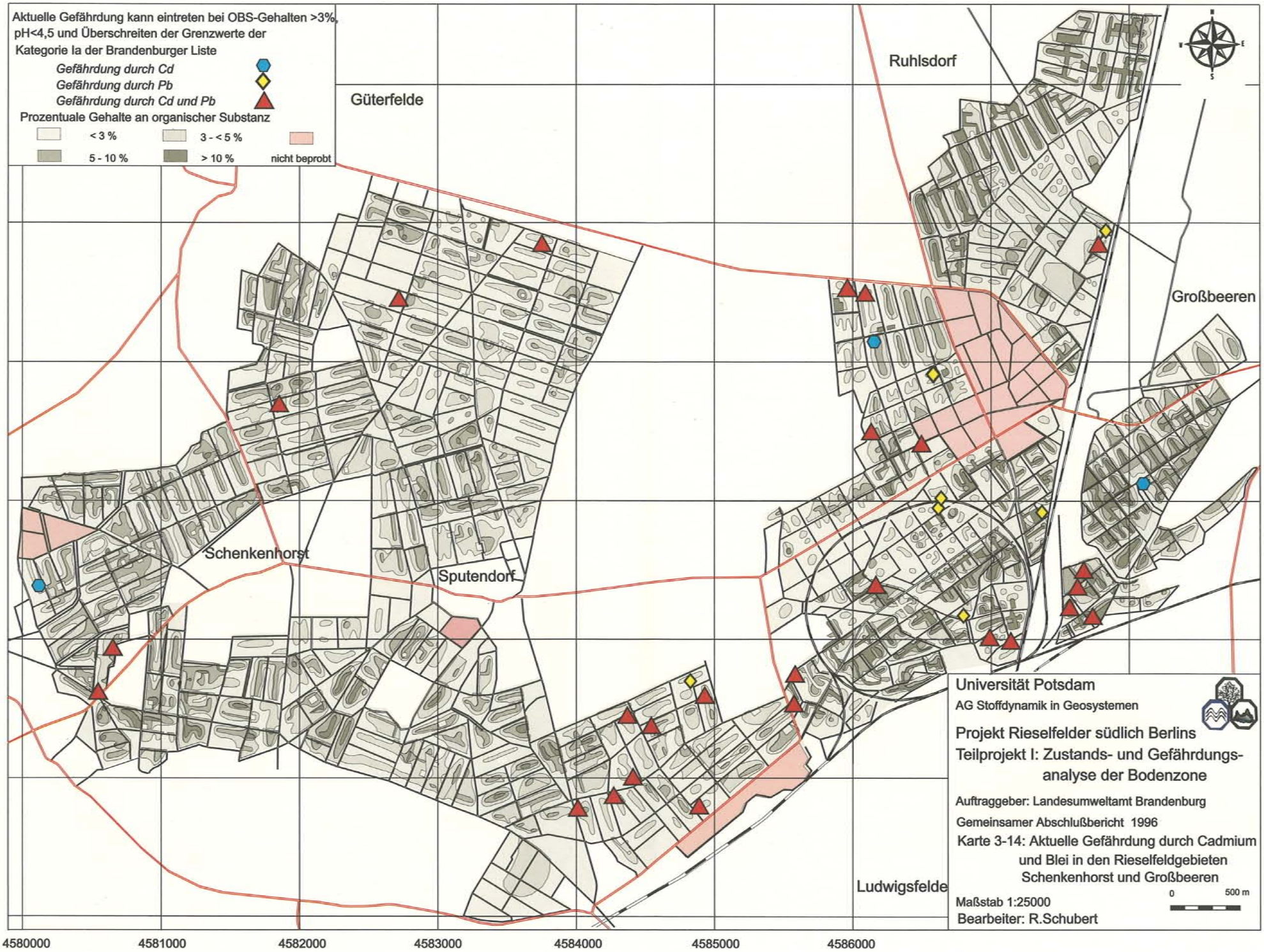
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

Karte 3-12: Potentielle Gefährdung durch Blei im Rieselfeldgebiet Schenkenhorst

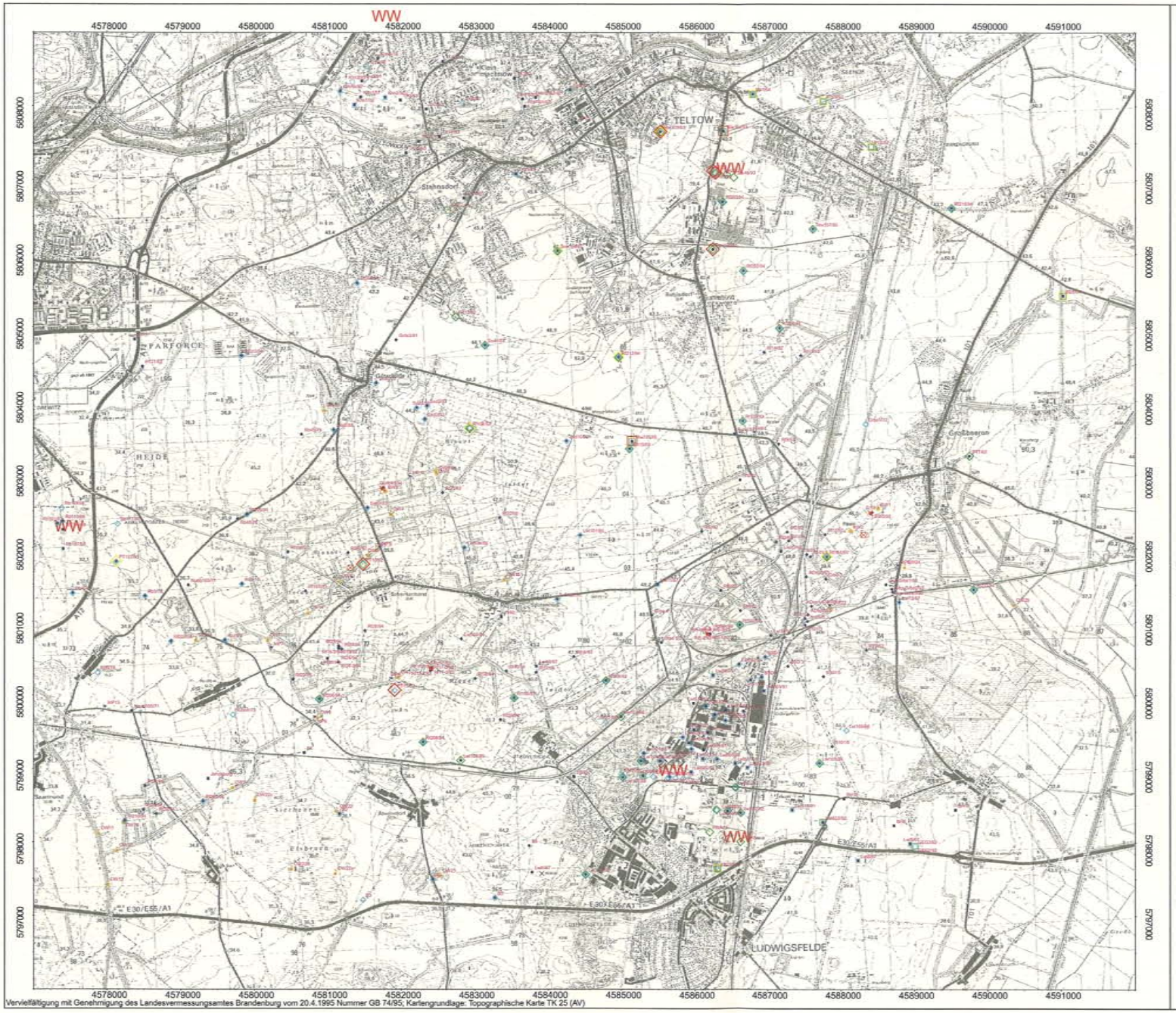
Maßstab 1:10000 0 500 m

Bearbeiter: R.Schubert


Bleigehalte in mg·kg-1
(Klasseneinteilung nach Brandenburger Liste)
> 0 bis <= 100
>100 bis <= 500
> 500
Länge der Säule entspricht 200 mg·kg-1
Gehalte an organischer Bodensubstanz
< 3 %
3 bis < 5 %
5 bis < 10 %
> 10 %
nicht beprobt
Absetzbecken
Intensivfilter
Schlammtrockenbeete
N
W
E
S
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4586000
4587000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-13: Potentielle Gefährdung durch Blei
im Rieselfeldgebiet Großbeeren
Maßstab 1:10000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert


Aktuelle Gefährdung kann eintreten bei OBS-Gehalten >3%, pH<4,5 und Überschreiten der Grenzwerte der Kategorie Ia der Brandenburger Liste
Gefährdung durch Cd
Gefährdung durch Pb
Gefährdung durch Cd und Pb
Prozentuale Gehalte an organischer Substanz
< 3 %
3 - < 5 %
5 - 10 %
> 10 %
nicht beprobt
Güterfelde
Ruhlsdorf
Großbeeren
Schenkenhorst
Sputendorf
Ludwigsfelde
5805000
5804000
5803000
5802000
5801000
4580000
4581000
4582000
4583000
4584000
4585000
4586000
Universität Potsdam
AG Stoffdynamik in Geosystemen
Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt I: Zustands- und Gefährdungsanalyse der Bodenzone
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
Karte 3-14: Aktuelle Gefährdung durch Cadmium und Blei in den Rieselfeldgebieten Schenkenhorst und Großbeeren
Maßstab 1:25000
0
500 m
Bearbeiter: R.Schubert

KARTEN-ANHANG DES TEILPROJEKTES II
HYDROGEOLOGIE - GRUNDWASSER/OBERFLÄCHENGEWÄSSER (KARTE 15)



Vervielfältigung mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Brandenburg vom 20.4.1995 Nummer GB 74/95; Kartengrundlage: Topographische Karte TK 25 (AV)

Legende:

N

- Klimastationen
- Sickerwassermeßstellen
- Probennahmestelle Beaufschlagungswasser
- Oberflächenwasserbeschaffenheitsmeßstelle
- Oberflächenwasserstandsmeßstelle

Grundwasserbeschaffenheitsmeßstelle

- 1. Grundwasserleiter
- 2. Grundwasserleiter
- 3. Grundwasserleiter
- 4. Grundwasserleiter
- 5. Grundwasserleiter

Grundwasserstandsmeßstellen

- 1. Grundwasserleiter
- 2. Grundwasserleiter
- 3. Grundwasserleiter
- 4. Grundwasserleiter
- 5. Grundwasserleiter

Grundwassermeßstellen	Erstellt
RI 1 bis 22/92; RI 24 bis 41/94	durch die TUB im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins"
RI 103/93 bis 108/93 RI 115/93 und 116/93; RI 201/94 bis 215/94	im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins"
Lwt. ..; Tew. ..; Grbe. ..; Rb. ..; ADep. ..; DepGrbe. ..; Sad. ..; BSO. ..; B. ..	durch Dritte im Rahmen von frühesen Erkundungen bzw. Altlastenuntersuchungen
Oberflächenwassermeßstellen	im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins"
Sickerwassermeßstellen	durch die TUB im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins"
Klimastationen	durch die TUB im Rahmen des Projektes „Rieselfelder südlich Berlins"

Maßstab 1 : 25000

1 2 3 4 km

Technische Universität Berlin
Fachgebiet Hydrogeologie

Projekt Rieselfelder südlich Berlins
Teilprojekt II - Hydrogeologie

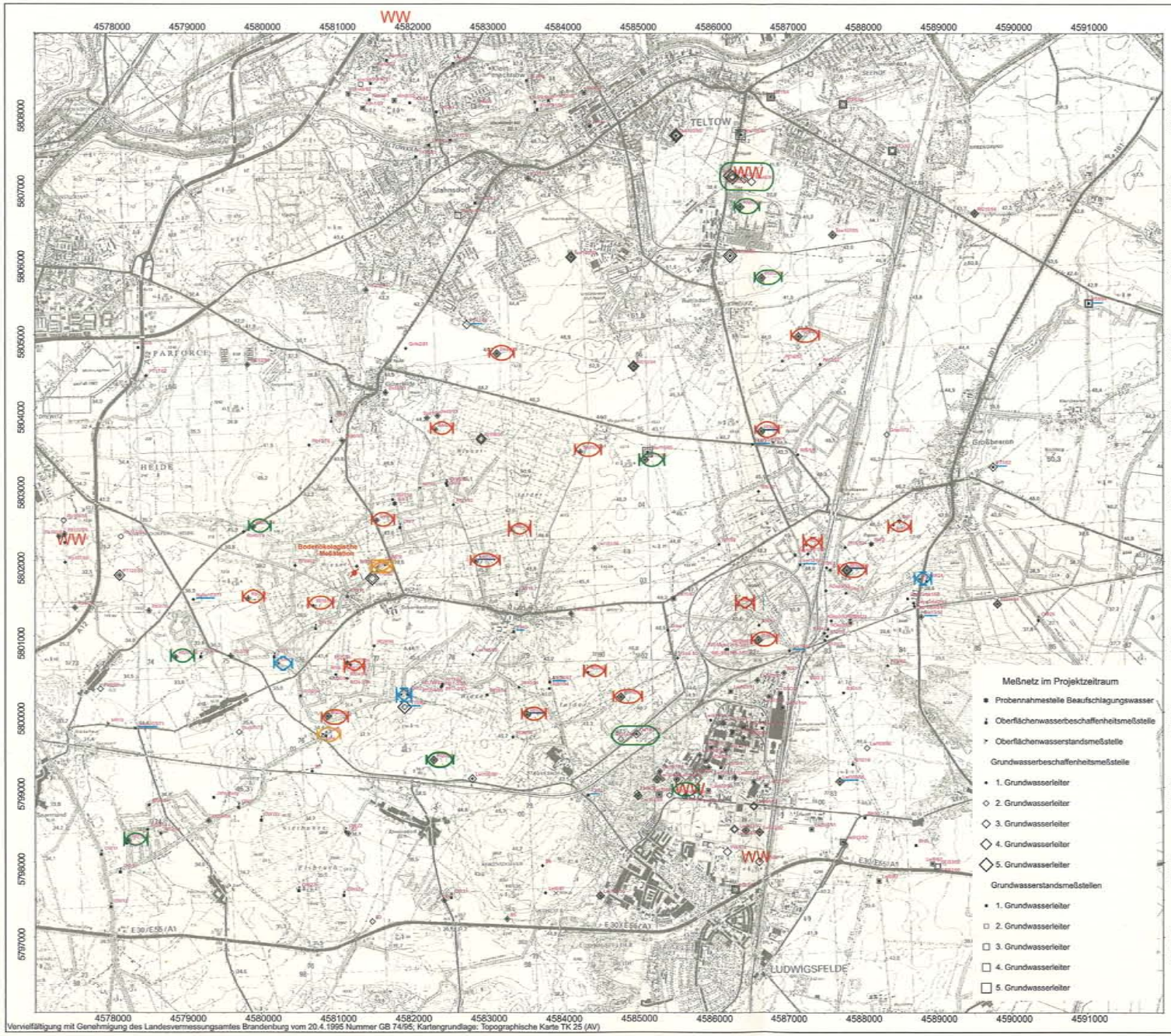
Auftraggeber

LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG

Karte 4-41 | Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

Oberflächen-/Grundwasser- und Sickerwassermeßnetz

KARTEN-ANHANG ZUM KAPITEL 6
GEMEINSAME GEFÄHRDUNGSBEURTEILUNG UND EMPFEHLUNGEN KARTE 16



Vervielfältigung mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Brandenburg vom 20.4.1995 Nummer GB 74/95; Kartengrundlage: Topographische Karte TK 25 (AV)

Vorgeschlagenes Meßnetz zur Überwachung des Rieselfeldstandortes

	Grundprogramm	erweitertes Programm	Grundwasserstand
Grundwasser	Beschaffenheitsmeßstellen	Beschaffenheitsmeßstellen	Meßstellen
Signatur			
Lei104/88	OP/UP		O
Rb1/78	MP2/UP		
R15/82	X		
R103/93	OP/MP1	MP2/MP3/UP	O
R104/93	OP/MP1	MP2	O
R105/93	OP/MP1	MP2/MP3/UP	
R106/93	OP/MP	UP	O
R107/93	OP/UP		
R110/93	MP1	MP2/MP3/UP	
R7/92	X		
R10/92	X		
R2/92	X		
R201/94	OP/MP1	MP2/MP3/UP	
R206/94	OP/MP	UP	
R22/92	X		
R8/92	X		
Sad15/92	OP/UP		
Sad2/93	OP/UP		
Sad5/93	OP/UP		
Lei110/88		UP	-
R115/93		OP/MP1/MP2/MP3/UP	
R203/94		OP1/OP2/MP1/MP2/UP	
R203/94		OP/MP/MP2/MP3/UP	
R205/94		OP/MP/UP	
R208/94		OP/MP/UP	
R210/94		OP/MP/UP	
R214/94		OP/MP/UP	
Sad4/93		OP/MP/UP	
LUA-Meßstellen			
Rub13/71		3945 1317	O
LUA 1350		3945 1350	O
LUA 1940		3945 1940	O
Lei1/87		3945 1269	O
Lei1/87 OP/UP		3945 1261/62	O
Lei1/87		3945 1260	O
Lei16/87		3945 1923	O
Lei108/88 OP/MP/UP		3945 1370/71/72	O
B33/84 OP/MP		3946 1323/01	O
R2/82 OP/UP		3946 1328/09	O
R12/82 OP		3945 1955	O
R15/82 OP/UP		3946 1938/09	O
Rub10/3/71		3944 1946	O
Rub10/5/71		3944 1947	O
Oberflächenwasser	**Beschaffenheitsmeßstellen**		**Abflußmeßstellen**
Signatur			
	OW5		MP4
	OW6		MP5
			MP7
Boden	**Bodenökologische Meßstation**		
Signatur			

X = Standort mit nur einer Grundwassermeßstelle
O = alle Grundwasserleiter des Standortes

N

Maßstab 1 : 25000

1 2 3 4 km

Technische Universität Berlin
Fachgebiet Hydrogeologie

Projekt Rieselfelder südlich Berlins

Auftraggeber

LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG

Karte 6-1 | Gemeinsamer Abschlußbericht 1996

Monitoringmeßnetz Grundwasser/Oberflächenwasser Boden

ABBILDUNGSVERZEICHNIS:

Abb. 2-1: Organisationsstruktur des Forschungsprojektes 16

Abb. 2-2: Lage des Projektgebietes (nach ASBRAND 1995) 17

Abb. 2-3: Fließschema für die Funktionsweise der Berliner Rieselfelder 23

Abb. 2-4: Funktionsweisen der Drainagesysteme auf aktiven (A/B) und stillgelegten (C/D) Rieselfeldern (A: geplante Situation - funktionierende Drainagen führen das Sickerwasser 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) 24

Abb. 2-5: Jahresgang (langjähriges Mittel von 1951 bis 1980) der wichtigsten Klimagrößen der Hauptstation Potsdam 25

Abb. 2-6: Jahressummen und Mittelwert des Niederschlages der Reihe 1980 bis 1994, Station Großbeeren/Blankenfelde 26

Abb. 2-7: Mittlere Monatssummen des Niederschlages verschiedener Zeiträume, Station Großbeeren 27

Abb. 2-8: Mittlerer Abfluß der Nuthe - Jahressummen und Mittelwert der Reihe 1961 bis 1994, Pegel Babelsberg 29

Abb. 2-9: Mittlerer Wasserstand im Nuthegraben, Pegel Thyrow und im Schenkenhorst-Fahlhorster Hauptgraben 30

Abb. 2-10: Standardprofil des Untersuchungsgebietes, in der Taballe gerasterte Einheiten wurden im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen 34

Abb. 3-1: Potentielle Nutzungskonflikte im Rieselfeldgebiet südlich Berlins 40

Abb. 3-2: Probenraster für die RFA-Untersuchungen 44

Abb. 3-3: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Oberboden (0-30 cm) einer Rieseltafel 45

Abb. 3-4: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Unterboden (30-100 cm) einer Rieseltafel 45

Abb. 3-5: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Oberboden (0-30 cm) einer ehemaligen Rieseltafel 46

Abb. 3-6: Raumabhängigkeit pedoökologischer Basisparameter im Unterboden (30-100 cm) einer ehemaligen Rieseltafel 46

Abb. 3-7: Raumabhängigkeit anorganischer Verbindungen im Oberboden einer Rieseltafel 47

Abb. 3-8: Raumabhängigkeit anorganischer Verbindungen im Unterboden 47

Abb. 3-9: Raumabhängigkeit der Schwermetallgehalte im Oberboden einer Rieseltafel 48

Abb. 3-10: Raumabhängigkeit der Schwermetallgehalte im Unterboden einer Rieseltafel 48

Abb. 3-11: Raumabhängigkeit einiger Elementgehalte im Oberboden einer Rieseltafel 49

Abb. 3-12: Raumabhängigkeit einiger Elementgehalte im Unterboden einer Rieseltafel 49

Abb. 3-13: Verteilung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (OBS) im Oberboden der Testfläche S1018k 53

Abb. 3-14: Verteilung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (OBS) im Oberboden der Testfläche S1031f 53

Abb. 3-15: Tafelinternes Probenraster 55

Abb. 3-16: Terrestrische Kartierung von 7 Rieselfeldschlägen: Schwermetallbelastung im Oberboden 55

Abb. 3-17: Überwachte Klassifikation von Schlag S4 012 (3 Klassen, 0,25 m geometrische Auflösung) 57

Abb. 3-18: Bodenbelastung von Schlag S4012 (vgl. Abb. 3-16 und Kap. 3.3.1.1) 58

Abb. 3-19: Lageplan der Versuchsflächen und des Testprofils A=A 59
Abb. 3-20: Kartierung des spezifischen Scheinwiderstandes mit einer Schlumberger-Anordnung, Tafel S1018k (AB/2=0,7m in logarithmischer Darstellung) 60
Abb. 3-21: Räumliche Verteilung von PAK, PCB und DDT auf der Rieseltafel S1022g, (vgl. Abb. 3-15) 66
Abb. 3-22: Lage der Bodenwassermeßstation auf der Tafel S1025c 84
Abb. 3-23: Veränderungen der Schwermetallgehalte der Bodenmatrix von 3/94 (100%) bis 11/95 85
Abb. 3-24: Änderung der Bindungsformen von Cadmium (nach ZEIEN/BRÜMMER) im Untersuchungszeitraum (Oberboden) 86
Abb. 3-25: Acidität des Bodenwassers in den Ebenen 1- 4 (4/94 - 12/95) 87
Abb. 3-26: Cadmiumkonzentrationen im Bodenwasser 87
Abb. 3-27: Nitratkonzentrationen im Bodenwasser 89
Abb. 3-28: Polyzyklische Aromaten in der Reihenfolge der PAK-Profile 90
Abb. 3-29: PAK-Muster der Einleiter (Nr. 1 -15 PAK analog Abb. 3-28) 91
Abb. 3-30: PAK-Muster der Absetzbecken (Nr. 1 -15 PAK analog Abb. 3-28) 91
Abb. 3-31: PAK-Muster der Vergleichsstandorte (Nr. 1 -15 PAK analog Abb. 3-28) 91
Abb. 3-32: Translokation von Blei in der Bodenzone unter Standort S1025c - ohne Systemalterung 97
Abb. 3-33: Translokation von Blei in der Bodenzone unter Standort S1025c - mit Systemalterung 97
Abb. 3-34: Translokation von Cadmium in der Bodenzone unter Standort S1025c - ohne Systemalterung 98
Abb. 3-35: Translokation von Cadmium in der Bodenzone unter Standort S1025c - mit Systemalterung 98
Abb. 3-36: Lage der Beprobungspunkte zur Untersuchung der Grabensedimente 75
Abb. 3-37: Probenentnahmepunkte zur Untersuchung des Einflusses der Dränung auf die Schwermetallakkumulation (Rieselschläge S1018 und S1024) 72
Abb. 4-1: Geologischer Schnitt 1, von Teltow nach Ludwigsfelde 112
Abb. 4-2: Geologischer Schnitt 2, von Rehbrücke nach Diedersdorf 113
Abb. 4-3: Ausgewählte Grundwasserganglinien des Untersuchungsgebietes 141
Abb. 4-4: Tritiumgehalte in Abhängigkeit der Entnahmetiefe und des Grundwasserstockwerkes (Unterscheidung nach Rieselfeldeinfluß) 143
Abb. 4-5: Tritiumgehalte des Grundwassers sowie die daraus abgeleiteten Alterszonierungen auf der Abstrombahn zum WW-Teltow 144
Abb. 4-6: Natrium / Calcium-Verhältnis im 1. Grundwasserleiter 146
Abb. 4-7: Transportpfad der Rieselfeldkontaminanten in einem schematischen Schnitt 148
Abb. 4-8: Schematische Darstellung der Transportpfade im Grundwasser 152
Abb. 4-9: Gegenüberstellung des Ionengehaltes von rieselfeldunbeeinflußtem und rieselfeldgeprägtem Grundwasser des 1. Grundwasserleiters 154
Abb. 4-10: Abhängigkeit der Phosphatkonzentration im 1. Grundwasserleiter von Flurabstand und Weichselmächtigkeit (abwassergeprägte Standorte) 155
Abb. 4-11: Phosphatgehalte in Abhängigkeit von der Grundwasserleiterzugehörigkeit 157
Abb. 4-12: Tritiumgehalt in Abhängigkeit vom Phosphatgehalt 157
Abb. 4-13: Nitrat- und Ammoniumgehalte rieselfeldgeprägter Grundwässer des 2. Grundwasserleiters in Abhängigkeit der wassererfüllten Mächtigkeit des 1. Grundwasserleiters und der Saalegeschiebemergelmächtigkeit 161
Abb. 4-14: Nitratgehalt in Abhängigkeit von der Grundwasserleiterzugehörigkeit 161

Abb. 4-15: Anorganisch gebundener Stickstoff des Grundwassers im Abstrom der Rieselfelder zum WW Teltow ... 162
Abb. 4-16: Chloridgehalte des Grundwassers im Abstrom der Rieselfelder zum WW-Teltow ... 166
Abb. 4-17: Abhängigkeit der Zinkkonzentration im 1. Grundwasserleiter von Flurabstand und Weichselmächtigkeit ... 179
Abb. 4-18: Abhängigkeit der Kupferkonzentration im 1. Grundwasserleiter von Flurabstand und Weichselmächtigkeit ... 179
Abb. 4-19: Vertikale Verteilung von Chlorid und Natrium (Mittelwerte) ... 199
Abb. 4-20: Vertikale Verteilung von Nitrat und Ammonium (Mittelwerte) ... 200
Abb. 4-21: Veränderung der Borgehalte im Fließverlauf des Schenkenhorster Hauptgrabens ... 203
Abb. 4-22: Darstellung der Relativkonzentrationen für Haupt- und Nebenelemente zwischen rieselfeldbelasteten und unbelasteten Standorten (Berechnung über Diskriminanzanalyse; Oxide in % ; Cl, S in ppm) ... 209
Abb. 4-23: Darstellung der Relativkonzentrationen für Spurenelemente zwischen rieselfeldbelasteten und unbelasteten Standorten (Berechnung über Diskriminanzanalyse, Angaben in mg/kg TS) ... 210
Abb. 4-24: Vertikales Migrationsverhalten von Blei und Zink entlang der Tiefbohrung Rf 108/93 unter Verwendung von Daten aus RFA-Schmelztabletten und DIN-Aufschluß, jeweils an der reaktiven Siebfraktion <63 µm (SCHEWE 1994) ... 211
Abb. 4-25: Vertikale Schwermetallverteilung in der ungesättigten Zone und deren Korrelation zum CaO-Gehalt an der Fraktion < 63 µm; RFA-Analytik ... 212
Abb. 4-26: Teufenorientierte Schwermetallverteilung und -verlagerung in Weichsel- bzw. Saalehorizonten innerhalb der Bohrung Rf 104/93 ... 213
Abb. 5-1: Feinstruktur der RVW, Maßstab ca. 1:1500 ... 229
Abb. 5-2: Meßtechnische Ausstattung der RVW, Maßstab ca. 1:1500 ... 230
Abb. 5-3: Wasserprobenahmestellen der RVW, Maßstab ca. 1:1500 ... 231
Abb. 5-4: Bodenprobenahmestellen der RVW, Maßstab ca. 1:1500 ... 232
Abb. 5-5: Wasserbilanz der Tafel 95g 1994 (Auszug, Gesamtbelastung = Beaufschlagung + berechnete klimatische Wasserbilanz) ... 240
Abb. 5-6: G-Werte des Beaufschlagungswassers der RVW, GL (Leuchtbakterientest), GD (Daphnientest) ... 243
Abb. 5-7: Korrelation des Gesamt-P-Gehaltes mit der OBS (Glühverlust) in der RVW 1994 ... 256
Abb. 5-8: Phosphatfraktionen in unterschiedlichen Tiefen der Tafeln 95b, 95g und 95h ... 257
Abb. 5-9: Korrelation zwischen DL-P und Fe-Al-gebundenem P ... 258
Abb. 5-10: Leuchthemmung, Mittelwerte der Mäander (M), geringer (gbS) und höher (hbS) belasteter Segmente der Tafeln RF95b, g und h sowie der Vergleichsstandorte (VS) ... 263
Abb. 5-11: Prozentuale Hemmung der Dehydrogenase-Aktivität (DA) und aktiven Biomasse (ABM) von Bodenproben aus höher schadstoffbelasteten Segmenten der RVW im Vergleich zu geringer belasteten , Frühjahr und Herbst 1994, Berechnungsbasis organisch gebundener Kohlenstoff ... 265
Abb. 6-1: Schematische Darstellung der partiellen Bewässerung ... 286
Abb. 6-2: Diagramm zur Beurteilung der Eignung als Bewässerungswasser (nach WILCOX 1948 in MATHESS 1994) ... 287

KARTENVERZEICHNIS:

Karte 2-1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes 18

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 21

Karte 2-3: Gewässernetz 28

Karte 2-4: Grundwassergleichenplan des 1. Grundwasserleiters 35

Karte 3-1: Einteilung des Rieselfeldgebietes Schenkenhorst in Sektoren, Schläge und Tafeln ..... im Anhang

Karte 3-2: Einteilung des Rieselfeldgebietes Großbeeren in Sektoren, Schläge und Tafeln ..... im Anhang

Karte 3-3: Substratgliederung der Bodenzone in den Rieselfeldgebieten Schenkenhorst und Großbeeren ..... im Anhang

Karte 3-4: Beprobungsstandorte im Rieselfeldgebiet Schenkenhorst ..... im Anhang

Karte 3-5: Beprobungssstandorte im Rieselfeldgebiet Großbeeren ..... im Anhang

Karte 3-6: Nutzung der Rieselfeldgebiete Schenkenhorst und Großbeeren (Stand von 1993) ..... im Anhang

Karte 3-7: Nutzung der Rieselfeldgebiete Schenkenhorst und Großbeeren (Stand von 1995) ..... im Anhang

Karte 3-8: Verteilungsmuster des Gehaltes an organischer Substanz in den Rieselfeldgebieten Schenkenhorst und Großbeeren ..... im Anhang

Karte 3-9: Verteilung der Acidität im Oberboden der Rieselfeldgebiete Schenkenhorst und Großbeeren ..... im Anhang

Karte 3-10: Potentielle Gefährdung durch Cadmium im Rieselfeldgebiet Schenkenhorst ..... im Anhang

Karte 3-11: Potentielle Gefährdung durch Cadmium im Rieselfeldgebiet Großbeeren ..... im Anhang

Karte 3-12: Potentielle Gefährdung durch Blei im Rieselfeldgebiet Schenkenhorst ..... im Anhang

Karte 3-13: Potentielle Gefährdung durch Blei im Rieselfeldgebiet Großbeeren ..... im Anhang

Karte 3-14: Aktuelle Gefährdung durch Cadmium und Blei unter Berücksichtigung der Verschmutzungsempfindlichkeit des oberflächennahen Grundwassers in den Rieselfeldgebieten Schenkenhorst und Großbeeren ..... im Anhang

Karte 4-1: Lage der Schnittlinien der geologischen Schnitte 111

Karte 4-2: Mächtigkeit des 1. Grundwasserleiters (1. GWL) 117

Karte 4-3: Mächtigkeit des 2. und 3. Grundwasserleiters (2. und 3. GWL) 118

Karte 4-4: Mächtigkeit des 1. Grundwasserstauers (1. GWS) 119

Karte 4-5: Grundwasserneubildung (keine Beaufschlagung) 124

Karte 4-6: Grundwasserneubildung (Beaufschlagung: 500 mm/a) 125

Karte 4-7: Grundwasserneubildung (Beaufschlagung: 3000mm/a) 126

Karte 4-8: Grundwassergleichenplan Stichtagsmessung vom 15.11.1994 - 1.Grundwasserleiter 130

Karte 4-9: Flurabstandskarte 131

Karte 4-10: Stichtagsmessung vom 15.11.1994 - 2. Grundwasserleiter 132

Karte 4-11: Stichtagsmessung vom 15.11.1994 - 4. + 5. Grundwasserleiter 133

Karte 4-12: Einzugsgebiete der Wasserwerke 134

Karte 4-13: Simulationsergebnis: Grundwassergleichenplan - 1.Grundwasserleiter Zeitraum: 1986 135

Karte 4-14: Simulationsergebnis: Grundwassergleichenplan 2. Grundwassergleichenplan Zeitraum: 1986 ... 136
Karte 4-15: Simulationsergebnis: Grundwassergleichenplan - 1. Grundwasserleiter Zeitraum: 2010 ... 137
Karte 4-16: Simulationsergebnis: Grundwassergleichenplan - 2. Grundwasserleiter Zeitraum: 2010 ... 138
Karte 4-17: Grundwasserdifferenzenkarte - 1. und 2. Grundwasserleiter am 15.05.1994 ... 139
Karte 4-18: Differenzenkarte zwischen Drainagegrabensohle und aktuellem Grundwasserstand des 1. Grundwasserleiters ... 140
Karte 4-19: Differenzenkarte zwischen Drainagegrabensohle und prognostischem Grundwasserstand bei Feuchthaltung ... 140
Karte 4-20: Abwassereinfluß im 1. Grundwasserleiter ... 149
Karte 4-21: Abwassereinfluß im 2. und 3. Grundwasserleiter ... 150
Karte 4-22: Ortho-Phosphatkonzentration im 1. Grundwasserleiter (Mittelwerte) ... 158
Karte 4-23: Ortho-Phosphatkonzentration im 2. und 3. Grundwasserleiter (Mittelwerte) ... 159
Karte 4-24: Verteilung des anorganischen Stickstoffs im 1. Grundwasserleiter (Mittelwerte) ... 163
Karte 4-25: Verteilung des anorganischen Stickstoffs im 2. und 3. Grundwasserleiter (Mittelwerte) ... 164
Karte 4-26: Verteilung der Chlorid-Gehalte im 1.Grundwasserleiter (Mittelwerte) ... 167
Karte 4-27: Simulationsergebnis: Chloridkonzentration im 1. Grundwasserleiter Zeitraum: 1995 ... 168
Karte 4-28: Simulationsergebnis: Chloridkonzentration im 1. Grundwasserleiter Zeitraum: 2010 ... 168
Karte 4-29: Simulationsergebnis: Chloridkonzentration im 1. Grundwasserleiter Zeitraum: 2040 ... 168
Karte 4-30: Verteilung der Chlorid-Gehalte im 2. und 3. Grundwasserleiter (Mittelwerte) ... 169
Karte 4-31: Simulationsergebnis: Chloridkonzentration im 3. Grundwasserleiter Zeitraum: 1995 ... 170
Karte 4-32: Simulationsergebnis: Chloridkonzentration im 3. Grundwasserleiter Zeitraum: 2010 ... 170
Karte 4-33: Simulationsergebnis: Chloridkonzentration im 3. Grundwasserleiter Zeitraum: 2040 ... 170
Karte 4-34: Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers des 1. Grundwassserleiters gegenüber Zinkeintrag ... 180
Karte 4-35: Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers des 1. Grundwasserleiters gegenüber Kupfer- und Nickeleintrag ... 181
Karte 4-36: Fluoreszenz 4-Ring-PAK; Ex310/Em360 nm im 1. Grundwasserleiter ... 193
Karte 4-37: Fluoreszenz 4-Ring-PAK; Ex310/Em360 nm im 2.bis 5.Grundwasserleiter ... 194
Karte 4-38: Gentoxizität (UMU-Test) ohne S9 im 1. Grundwasserleiter ... 197
Karte 4-39: Gentoxizität (UMU-Test) ohne S9 im 2. bis 5. Grundwasserleiter ... 198
Karte 4-40: Bakteriologie der Oberflächengewässer (Beprobung Mai 1995) ... 205
Karte 4-41: Oberflächen-, Grundwasser- und Sickerwassermeßnetz ... im Anhang
Karte 4-42: Schwermetalle im Grundwasser des 1. Grundwasserleiters ... 177
Karte 4-43: AOX-Verteilung im 1.Grundwasserleiter ... 186
Karte 4-44: AOX-Verteilung im 2.Grundwasserleiter ... 187
Karte 4-45: CKW-Verteilung im 1.Grundwasserleiter ... 189
Karte 4-46: CKW-Verteilung im 2.Grundwasserleiter ... 190
Karte 4-47: CKW-Verteilung im 3.Grundwasserleiter ... 191
Karte 6-1: Monitoringmeßnetz, Grundwasser/Oberflächenwasser, Boden ... im Anhang

TABELLENVERZEICHNIS:

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 ... 22

Tab. 2-2: Monats- und Jahresmittel der relativen Luftfeuchte (1951/1980) in % ... 26

Tab. 3-1: Anteil oxidischer Verbindungen in Rieselfeldsubstraten ... 50

Tab. 3-2: Anteil Elementgehalte in Rieselfeldsubstraten ... 51

Tab. 3-3: Gehalte an organischen Substanzen sowie an extrahierbaren organischen Schadstoffen ... 62

Tab. 3-4: Ergebnisse der Elementaranalyse und thermogravimetrischen OBS-Bestimmung unterschiedlicher Raumelemente ... 63

Tab. 3-5: Pedoökologische Basisparameter und Schwermetallgehalte im Oberboden (Flächenprogramm Schenkenhorst); OBS in [%] und Schwermetallgehalte in [mg.kg-1] ... 65

Tab. 3-6: Pedoökologische Basisparameter und Schwermetallgehalte im Oberboden (Flächenprogramm Großbeeren); OBS in [%] und Schwermetallgehalte in [mg.kg-1] ... 65

Tab. 3-7: Organische Schadstoffgehalte in Rieselfeldern südlich Berlins ... 67

Tab. 3-8: Ergebnisse der Beprobung von Beckenstandorten ... 68

Tab. 3-9: Ergebnisse der Beprobung der Zuleiter ... 69

Tab. 3-10: Ergebnisse der Beprobung von Dammbereichen ... 70

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) ... 71

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 ... 72

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) ... 74

Tab. 3-14: Größe der Tafelelemente ... 78

Tab. 3-15: Größe der Tafelelemente für das Teilgebiet Schenkenhorst, getrennt nach Bodenart ... 78

Tab. 3-16: Größe der Tafelelemente für das Teilgebiet Großbeeren, getrennt nach Bodenart ... 78

Tab. 3-17: Mittlere Cadmiumkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm] ... 79

Tab. 3-18: Mittlere Cadmiumkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm] ... 79

Tab. 3-19: Mittlere Chromkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm] ... 79

Tab. 3-20: Mittlere Chromkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm] ... 79

Tab. 3-21: Mittlere Kupferkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm] ... 79

Tab. 3-22: Mittlere Kupferkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm] ... 79

Tab. 3-23: Mittlere Nickelkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm] ... 80

Tab. 3-24: Mittlere Nickelkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm] ... 80

Tab. 3-25: Mittlere Bleikonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm] ... 80

Tab. 3-26: Mittlere Bleikonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm] ... 80

Tab. 3-27: Mittlere Zinkkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Schenkenhorst [ppm] ... 80

Tab. 3-28: Mittlere Zinkkonzentration im Oberboden für das Teilgebiet Großbeeren [ppm] ... 80

Tab. 3-29: Cadmiumgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst ... 81

Tab. 3-30: Cadmiumgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren ... 81

Tab. 3-31: Chromgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst ... 81
Tab. 3-32: Chromgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren ... 81
Tab. 3-33: Kupfergesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst ... 82
Tab. 3-34: Kupfergesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren ... 82
Tab. 3-35: Nickelgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst ... 82
Tab. 3-36: Nickelgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren ... 82
Tab. 3-37: Bleigesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst ... 83
Tab. 3-38: Bleigesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren ... 83
Tab. 3-39: Zinkgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Schenkenhorst ... 83
Tab. 3-40: Zinkgesamtgehalte im Oberboden des Teilgebietes Großbeeren ... 83
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 ... 85
Tab. 3-42: Grobe Abschätzung von jährlichen Minimal- und Maximalfrachten in den Aquiferbereich unter einer aufgelassenen Rieselfläche (alle Angaben [$g \cdot m^{-2}$]) ... 88
Tab. 3-43: PAK-Gehalte in Böden und Substraten des Untersuchungsgebietes [ppm] ... 92
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) ... 93
Tab. 3-45: Mittlerer Gehalt der Wässer an Stickstoffkomponenten [$mg\ l^{-1}$] ... 100
Tab. 4-1: Durchgeführte Geländearbeiten und Laboruntersuchungen ... 106
Tab. 4-2: Stratigraphische Zuordnung des Grundwasserleiter/-stauer Modells ... 115
Tab. 4-3: Aktuelle Verdunstung (ETR) für verschiedene Nutzungsarten ... 120
Tab. 4-4: Gebietsverdunstung in mm/a aus räumlicher Verteilung (B) ... 121
Tab. 4-5: Gebietsabflußhöhe in mm/a nach Modellansatz (A) ... 121
Tab. 4-6: Grundwasserneubildung (GWN) für unterschiedliche Nutzungsarten, nach Modellansatz (A) ... 122
Tab. 4-7: Wasserwirtschaftliche Bilanzrechnung für das Untersuchungsgebiet in 103 m3/a ... 123
Tab. 4-8: Grundwasserneubildung aus flächenhafter Verteilung der einzelnen Beaufschlagungsfälle (Untersuchungsgebiet) ... 123
Tab. 4-9: Grundwasserneubildung aus flächenhafter Verteilung für die Rieselfeldflächen ... 123
Tab. 4-10: Abfluß und Grundwasserneubildung für den östlichen und westlichen Bereich des Rieselfeldareals unter verschiedenen Beaufschlagungshöhen (berechnet nach B) ... 127
Tab. 4-12: Aufstellung der in die Diskriminanzanalysen einbezogenen Parameter ... 147
Tab. 4-13: Charakteristische Meßstellen für einzelne Abschnitte des Transportpfades rieselfeldgeprägten Grundwassers ... 151
Tab. 4-14: Belastung des Grundwassers in bezug zur Brandenburger Liste und der Trinkwasserverordnung ... 152
Tab. 4-15: Übersicht über die Anzahl der Bestimmungen und Grenzwertüberschreitungen der Milieuparameter ... 153
Tab. 4-16: Übersicht über die Anzahl der Bestimmungen und Prüf-/Grenzwertüberschreitungen der Nährstoffe und Salze (NWG beziehen sich auf ionenchromatographische Bestimmungen oder colorimetrische Bestimmungen) ... 154
Tab. 4-17: Arithmetische Mittel der Nährstoff- und Salzkonzentrationen der einzelnen Transportpfade im Grundwasser ... 173
Tab. 4-18: Anzahl der Analysen und Grenzwertüberschreitungen von Bor im Grundwasser ... 174

Tab. 4-19: Grenzwertüberschreitungen in % ... 174
Tab. 4-20: Übersicht über die Anzahl der Bestimmungen der Parameter CSB und DOC. ... 174
Tab. 4-21: Ermittelte DOC-Gehalte ... 175
Tab. 4-21: Analysierte Schwermetalle - Anzahl der nachgewiesenen Elemente und Grenz- und Richtwertüberschreitungen ... 176
Tab. 4-22: Überschreitungen (in %) eines signifikanten Wertes (1 mg/l) ... 178
Tab. 4-23: Prüfwertüberschreitungen der Brandenburger Liste; ... 182
Tab. 4-24: Prozentuale Überschreitung des Prüfwertes (San-I-BBL) ... 182
Tab. 4-25: Zusammenfassende Darstellung der Verschmutzungsempfindlichkeit der Grundwässer des Rieselfeldareals bezüglich typischer, durch den Rieselfeldbetrieb eingetragener, anorganischer Stoffe bzw. Schadstoffe ... 183
Tab. 4-26: Zusammenfassende Darstellung des Untersuchungsumfanges und der Prüf- und Grenzwertüberschreitungen organischer Schadstoffe ... 184
Tab. 4-27: Bewertungsschema für die AOX-Gehalte ... 185
Tab. 4-28: Bewertungsstufen zu den ökotoxikologische Untersuchungen ... 195
Tab. 4-29: Wasserwirtschaftliche Nutzungen des Versuchsfeldes Güterfelde während des Untersuchungszeitraumes ... 199
Tab. 4-30: Grenz- und Richtwertüberschreitungen der pysikalisch-chemischen Parameter und der anorganischen Wassserinhalte der Oberflächengewässer ... 201
Tab. 4-31: Richtwertüberschreitungen der organischen Summenparameter und der bakteriologischen Wasserinhalte der Oberflächengewässer ... 202
Tab. 4-32: Gegenüberstellung von Haupt- und Spurenelementkonzentrationsbereichen (Minimum, Maximum u. Mittelwert) für unterschiedliche Teufenbereiche im Rieselfeldbereich sowie der geogenen Weichsel-Profile in Lübars (RFA-Daten der reaktiven Fraktion <63µm) ... 208
Tab. 4-33: Gegenüberstellung von der Anzahl der Prüfwertüberschreitungen nach der Brandenburger Liste,Teil 1, Kategorie Ia hinsichtlich Korngrößeneinfluß und Teufenbereichen. ... 209
Tab. 4-34: Prozentuale Bindung der Schwermetalle an signifikante Mineralparagenesen, Zone: 0-2m (Kombination von Faktorenanalyse & multipler Regression aus RFA-Daten, <63µm); n=165 ... 212
Tab. 5-1: Pflanzenverzeichnis der mäandrierten Flächen der RVW (Tafeln 95b, 95g, 95h) ... 228
Tab. 5-2: Pflanzenverzeichnis der parzellierten Fläche der RVW (Tafel 95a) ... 228
Tab. 5-3: Anteil der Mäander an der Gesamtfläche einer jeden Tafel ... 233
Tab. 5-4: Dränierung der Flächen der RVW ... 233
Tab. 5-5: Beaufschlagungsmengen (in mm) der Mäander und der Hangverrieselung in den Jahren 1993 (= 100 %) und 1994 ... 234
Tab. 5-6: Lagerungsverhältnisse der quartären Schichtenfolge ... 235
Tab. 5-7: Bodenphysikalische Kenndaten der RVW 1990 ... 238
Tab. 5-8: Organische Bodensubstanz und Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) der RVW 1990 ... 239
Tab. 5-9: Prozentualer Anteil des Niederschlages an der Gesamtwassermenge pro Tafel (95b, 95g und 95h, Bezugsgröße: mäandrierte Flächen) ... 241
Tab. 5-10: Mittlere Konzentrationen der Inhaltsstoffe des Niederschlages (in mg/l) am Standort Waßmannsdorf 1993/1994 ... 241
Tab. 5-11: Summenparameter im Zuleiterwasser zur RVW ... 242
Tab. 5-12: N- und P-Verbindungen im Zuleiterwasser zur RVW (in mg/l) ... 242
Tab. 5-13: Schwermetallgehalte im Zuleiterwasser zur RVW (in µg/l) ... 242
Tab. 5-14: Veränderungen der Summenparameter im Wasser nach Passage der RVW ... 244

Tab. 5-15: Veränderungen der N- und P-Konzentrationen (in mg/l) im Wasser nach Passage der RVW ... 245

Tab. 5-16: Veränderungen der Schwermetallkonzentrationen (in µg/l) im Wasser nach Passage der RVW ... 245

Tab. 5-17: Mittlere Konzentrationen im Zulauf- und Dränwasser der Tafel 95g ... 248

Tab. 5-18: Konzentrationen ausgewählter Parameter im ersten GWL ... 249

Tab. 5-19: Phosphat-P-Konzentrationen in Pegeln nichtbeaufschlagter Flächen im Vergleich zu Pegeln beaufschlagter Flächen (in mg/l) ... 249

Tab. 5-20: Boden-pH-Wert und organische Bodensubstanz (OBS) ... 251

Tab. 5-21: Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) von Oberbodenproben sowie Korrelation zwischen Schwermetallgehalten und OBS, 1994 ... 252

Tab. 5-22: Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) in mäandrierter und nichtmäandrierter Fläche in unterschiedlichen Tiefen der Tafel 95h ... 253

Tab. 5-23: Schwermetallgehalte (in mg/kg TM) 1992/93 und 1994 sowie Korrelation zwischen SM-Gehalten und OBS, Tafel 95h, 0 - 20cm ... 254

Tab. 5-24: Bodenphosphate (in mg P/kg TM) und OBS (%) der RVW 1994 ... 256

Tab. 5-25: Enzymaktivitäten (in µg Phenol/g TM), Doppellaktatlösl. Phosphor, Fe-Al-gebundener und Gesamt-Phosphor (in mg P/kg TM) RVW 1994 ... 259

Tab. 5-26: Korrelationskoeffizienten zwischen Enzymaktivitäten und Bodenphosphatfraktionen ... 260

Tab. 5-27: Vergleich der relativen Bodenphosphatgehalte zwischen Mäander und Knaulgrasfläche (Knaulgrasfläche = 100%) ... 260

Tab. 5-28: Akute Toxizität von Bodeneluaten im Leuchtbakterientest in % Leuchthemmung (Werte der Mischproben aus den Mäandern (MPM), geringer (RF 95h: B63, 64) und höher belasteten Segmenten (RF 95g: B54, 55 ;RF 95h: B59, 60), 1994 ... 262

Tab. 5-29: Dehydrogenaseaktivität (in mg INTF/g $C_{org.}$x2) von Bodenproben, Werte von geringer (RF 95h: B63, 64) bzw. höher belasteten (RF 95g: B59, 60) Segmenten; 1994 ... 264

Tab. 5-30: Aktive Biomasse (in g BM-C/kg C_{org}) von Bodenproben, Werte von geringer (RF 95-B63,64) bzw. höher belasteten (RF 95g-B54,55/RF 95h-B59,60) Segmenten; 1994 ... 265

Tab. 5-31: Anzahl der Einzelexemplare und Höhenwachstum von Gehölzen, RF 95a ... 267

Tab. 5-32: Flächendeckung und Höhenwachstum von Makrophyten und Stauden,Tafel 94a ... 268

Tab. 5-33: Flächendeckung und Höhenwachstum von Makrophyten und Stauden, RF 95 b, g, h ... 269

Tab. 5-34: Flächendeckung und Höhenwachstum von Phragmites australis, Hangverrieselung ... 269

Tab. 6-1: Beprobungsrhythmus des Grundwassermonitorings ... 290

Tab. 6-2: Untersuchungsparameter des Grundwassermonitorings ... 291

Tab. 6-3: Meßstellen des Grundwassermonitorings GP = Grundprogramm EP = Erweitertes Programm GWS = Grundwasserstandsmessungen ... 293

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS:

4-CP	Clofibrinsäure
A1,2,3	Aufbereitungskategorien 1, 2 oder 3 (EU-Richtlinie 79/440/EWG)
AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
AGA	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer im Land Brandenburg
APA	alkalische Phosphataseaktivität
ICP	inductivly cuppled plasma
Abb.	Abbildung
Adep	Aschedeponie (Pegelbezeichnung)
AKW	aromatische Kohlenwasserstoffe
AOX	adsorbierbare, organische Halogenverbindungen
AW	Abwasserbeaufschlagungsmenge
BBL	Brandenburger Liste
BM	Biomasse
BSB_5	biologischer Sauerstoffbedarf (gemessen nach 5 Tagen)
BWB	Berliner Wasserbetriebe
BWS	Bewertungsstufen
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DL-P	doppellaktatlöslicher Phosphor
DDT	Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan
Dep	Deponie (Pegelbezeichnung)
DIN	Deutsches Institut für Normung
DOC	dissolved organic carbon (gelöser organischer Kohlenstoff)
DWD	Deutscher Wetterdienst
EDTA	Ethylen-diamin-tetraessigsäure
Einl-BBL	Prüfwert für gereinigte Böden und Wässer der Brandenburger Liste
EP	erweitertes Programm (Monitoring)
EPA	Environmental Protection Agency
ETR	Evapotranspiration (aktuelle Verdunstung)
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
G	Leitwert (guide) / EU-Richtlinie 79/440/EWG
G-AAS	Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie
G_L	Verdünnungsstufe der Lumineszenshemmung (Leuchtbakterientest)
G_{UR}	Verdünnungsstufe der Ureasehemmung (Urease-Hemmtest)
GD	Daphnientoxizität
GL	Leuchtbakterientoxizität
GP	Grundprogramm (Monitoring)
Grbe	Großbeeren (Pegelbezeichnung)
Güfe	Güterfelde (Pegelbezeichnung)
GV	Glühverlust
GW	Grundwasser oder Grenzwert
GWL	Grundwasserleiter
GWN	Grundwasserneubildung
GWS	Grundwasserstauer (auch Grundwasserhemmer) oder Grundwasserstandsmessungen (Monitoring)
HCB	Hexachlorbenzol

HCH	g-Hexachlorzyklohexan(Lindan)
HGWL	Hauptgrundwasserleiter
HV	Hangverrieselung
HW	Hochwert
I	zwingender Wert (imperativ) / EU-Richtlinie 79/440/EWG
IAWR	Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet
INTF	Iodo-nitro-terazolium-formazan
IR	Induktionsrate
KA	Kläranlage
Kap.	Kapitel
Kat.	Kategorie
KBE	Koloniebildende Einheiten
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
$k_{f\text{-}hor}$	horizontale Durchlässigkeit
$k_{f\text{-}ver}$	vertikale Durchlässigkeit
K.H.	Karbonathärte
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LD	Lagerungsdichte
LEP	Landesentwicklungsplan
LGRB	Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg
LUA	Landesumweltamt Brandenburg
Lwl	Ludwigsfelde (Pegelbezeichnung)
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MP	Mittelpegel oder Meßpunkt (Oberflächenwassermeßnetz)
MPM	Mischprobe aus Mäandern
MUNR	Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung
MW	Mittelwert
n	Probenmenge
n.n.	nicht nachweisbar
NPA	neutrale Phosphataseaktivität
NPSS	N-(Phenylsulfonyl)-sarcosin
ns	Nachschüttphase
NWG	Nachweisgrenze
O1	Drainagegraben
O2	Entwässerungsgraben (außerhalb des Rieselfeldareals)
O3	Vorflut
OBS	organische Bodensubstanz
OES	optical emission spectroscopy
OP	Oberpegel
OW	Oberflächenwasser
P	Niederschlag
P_a	jährlicher Niederschlag
P_{mittel}	langjähriges Mittel der Niederschlagsreihen
PAK	polycycliche aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	polychlorierte Biphenyle
PE	Polyethylen
PSM	Pestizide, Herbizide
Pt	Potsdam (Pegelbezeichnung)
PVC	Polyvinylchlorid
PW	Prüfwert
Q	Abfluß
qe	Elster-Kaltzeit
qee	Eem-Warmzeit
qeo	Oberes Elster (Elster-Spätglazial)
qhol	Holstein-Warmzeit
qhol/l	Holstein-Warmzeit/limnische Bildungen
qs	Saale-Kaltzeit
qsD (oder qs1)	älteres Saale Stadium (Drenthe)
qsD//vs	Vorschüttphase der 1. Saale-Kaltzeit
qsDZ	Dömnitz-Warmzeit
qsFN	Fuhne-Kaltzeit

qsu	Saale-Frühglazial
qsWA (oder qs2)	jüngeres Saalestadium (Warthe)
qw	Weichsel-Kaltzeit
qw1	Brandenburger Stadium
qw2	Pommersches Stadium
qw//gf(vs)	weichselkaltzeitliche Vorschüttphase
qwu	Weichsel-Frühglazial
Rb	Rehbrücke (Pegelbezeichnung)
RF	Rieselfeld
RFA	Röntgenfluoreszenzanalytik
RFW	Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf
Ruhl	Ruhlsdorf (Pegelbezeichnung)
RW	Rechtswert
San-I-BBL	Prüfwert zur Sanierung kontaminierter Standorte der Brandenburger Liste, Kategorie I
SPA	saure Phosphataseaktivität
Ssd	Stahnsdorf (Pegelbezeichnung)
Tab.	Tabelle
Tew	Teltow (Pegelbezeichnung)
TM	Trockenmasse
tmi	Untermiozän
TOC	total organic carbon (Gesamtgehalt an organisch bebundenem Stickstoff)
TS	Trockensubstanz
TU	Tritium units
TUB	Technische Universität Berlin
TVO	Trinkwasserverordnung
ü.N.N.	über Normalnull (Höhenangabe)
UP	Unterpegel
UPA	ungepufferte Phospataseaktivität
UWG	Gesellschaft für Umwelt- und Wirschaftsgeologie
VC	Vinylchlorid
vs	Vorschüttphase
VS	Vergleichsstandort
VwV	Verwaltungsvorschrift
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WW	Wasserwerk
WWD	Wasserwirschaftsdirektion Oder/Havel
ZGI	Zentralgeologisches Institut der DDR

Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg „Studien und Tagungsberichte" (ISSN 0949-0838)

Band 1 **Geotechnik im Deponiebau**
Ausgewählte Beiträge aus den Geotechnischen Seminaren des Landesumweltamtes Brandenburg 1992/94 (1994)

Band 2 **Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg**
Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – dezentrale Lösungen – Tagungsbericht über das Abwassersymposium am 21.10.1992 (1993)

Band 3 **Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg**
Eine Modellbetrachtung aus wasserwirtschaftlicher Sicht – Studie (1994)

Band 4 **Abfallwirtschaft und Bergbau**
Beiträge der Fachtagung „Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft – Herausforderung für die Region Cottbus und die Braunkohlenindustrie" am 05./06.04.1995 (1995)

Band 5 **Luftqualität 1975 bis 1990**
Ein Rückblick für das Gebiet des heutigen Landes Brandenburg – Studie (1995)

Band 6 **Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen**
Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen – Analyse, Bewertung und Prognose – Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier – Studie (1995)

Band 7 **Rüstungsaltlasten**
Beiträge des Fachseminars „Rüstungsaltlasten" am 22.06.1995 in Potsdam (1995)

Band 8 **Die Havel**
Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse – Studie (1995)

Band 9 **Rieselfelder Brandenburg-Berlin**
- Fachtagung "Rieselfelder Brandenburg-Berlin" im Februar 1995 –
Bericht des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB) vom Dezember 1995 (1995)

Band 10 **Ausweisung von Gewässerrandstreifen**
Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen - Studie (1996)

Band 11 **Ökologietage Brandenburg I**
– Natur- und Ressourcenschutz durch nachhaltige Landnutzung –
Fachtagung des Landesumweltamtes am 06.11.1996 - Tagungsbericht (1996)

Band 12 **Radioaktive Altlasten auf WGT-Flächen**
Erfassung und Sanierung radioaktive Belastungen auf ehemaligen WGT-Liegenschaften im Land Brandenburg – Studie (1996)

Band 13/14 **Rieselfelder südlich Berlins**
– Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer – Gemeinsamer Abschlußbericht 1996 (1997)

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg
Referat Öffentlichkeitsarbeit
Berliner Straße 21-25
14467 Potsdam
TELEFON: 0331 - 23 23 259
TELEFAX: 0331 - 29 21 08
Die Erhebung der Schutzgebühr erfolgt mit anteiligen Versandkosten