

Schlüsselwörter

*Rieselfeld, Ökohydrologie,
Schadstoffakkumulation, Nährstoffe, Boden,
Grundwasser, Oberflächenwasser,
Phosphat, Stickstoff, Schwermetalle,
Wassermanagement.*

Umweltgeologische Untersuchungen in einem ehemaligen Abwasserversickerungsgebiet (Rieselfeld) in Berlin-Buch

GERHARD GINZEL, GUNNAR NÜTZMANN UND HEIKE HANDKE*)

6 Abbildungen, 6 Tabellen

Inhalt

Zusammenfassung	61
Abstract	61
1. Einleitung	61
2. Hydrogeologie und Hydrologie des Untersuchungsgebietes	62
3. Stoffdynamik	63
3.1 Phosphor	63
3.2 Stickstoff	64
3.3 Schwermetalle	65
4. Vorschläge für ein ökologisches Wassermanagement	67
Literatur	67

Zusammenfassung

Durch die 80jährige Verrieselung von Abwasser auf ca. 4000 ha im Nordosten Berlins wurden Boden-, oberflächennahes Grund- und Oberflächenwasser mit Nähr- und Schadstoffen belastet. Nach Stilllegung der Rieselfelder im Jahre 1985 kam es zu einem starken Absinken des Grundwasserspiegels, verbunden mit einer Schädigung von Feuchtgebieten und Teilen des Bucher Waldes. Seitdem wächst die Gefahr, daß die im Boden akkumulierten Schadstoffe in das Grund- und Oberflächenwasser eingetragen werden.

Von 1992-1996 wurde die Wasser- und Stoffdynamik untersucht. Der Austrag von anorganischem Stickstoff und Phosphat aus dem Untersuchungsgebiet (Teileinzugsgebiet des Lietzengrabens) hat sich in diesem Zeitraum um 50-70% reduziert. Der Schwermetallaustrag nimmt nach zwischenzeitlicher Reduzierung seit 1996 wieder zu. Vorschläge für ein zukünftiges Wassermanagement zur ökologischen Sanierung der ehemaligen Rieselfelder werden unterbreitet.

Ecohydrological investigations in a former sewage farm-area in Berlin-Buch

Abstract

In the northeastern part of Berlin wastewater was infiltrated into a sewage farm-area from 1905 to 1985. The soil as well as the ground- and surface water got highly polluted with pollutants and nutrients in that period. The sewage farming stopped in 1985. This caused a lowering of the groundwater level in the whole area and wetlands and parts of the Buch-Forest were affected. Moreover there is a growing danger, that the pollutants accumulated in the soil migrate into the ground- and surface water. From 1992-1996 the dynamics of the nutrients and pollutants were studied. The migration of inorganic nitrogen and phosphate out of the catchment area was reduced by 50 to 70 % in that period. The migration of heavy metals has increased again since 1996. Suggestions for a future water management for an ecological restoration of the former sewage farms are being presented.

1. Einleitung

Das Berliner Abwasser wurde seit Anfang dieses Jahrhunderts auf einer Fläche von maximal 12.000 ha (davon 30% im Berliner Norden) verrieselt. Die Flächenbelastung lag anfangs bei 1.500 mm im Jahr und wurde seit den Siebziger Jahren auf maximal 10.000 mm im Jahr gesteigert. Im Jahre 1985 wurde das Großklärwerk Schönerlinde in Betrieb genommen

und die Verrieselung im Berliner Norden eingestellt. Die Rieselfelder wurden zum großen Teil eingeebnet und aufgeforstet. Die 80jährige Verrieselung und die Stilllegung der Rieselfelder seit 1985 hatten komplexe Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem.

Durch die Verrieselung wurden Boden-, oberflächennahes Grund- und Oberflächenwasser mit Nähr- und Schadstoffen belastet. Nach Stilllegung der Rieselfelder im Jahre 1985 kam

*) Anschrift der Verfasser: Dr. GERHARD GINZEL, Dr. GUNNAR NÜTZMANN UND HEIKE HANDKE, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Rudower Chaussee 6A, D-12484 Berlin-Adlershof.

es zu einem starken Absinken des Grundwasserspiegels, was wiederum zu einer Schädigung von Feuchtgebieten und Teilen des Bucher Waldes führte. Seitdem wächst die Gefahr, daß die im Boden akkumulierten Schadstoffe in das Grund- und Oberflächenwasser eingetragen werden.

Über einen Zeitraum von 5 Jahren (1992-1996) wurde die Wasser- und Stoffdynamik in einem Teilgebiet der ehemaligen Rieselfelder im Nordosten Berlins untersucht. Im Mittelpunkt der folgenden Ausführungen steht das Verhalten von Phosphor, Stickstoff und einiger ausgewählter Schwermetalle in den verschiedenen Kompartimenten (Boden, Sickerwasser, Grundwasser). Insbesondere wird auf den Eintrag dieser Stoffe aus dem Einzugsgebiet in die Oberflächengewässer eingegangen.

2. Hydrogeologie und Hydrologie des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet (Abbildung 1) befindet sich vollständig im Bereich des Westbarnims – einer pleistozänen Hochfläche zwischen dem Eberswalder Urstromtal im Norden und dem Berliner Urstromtal im Süden. Die morphologischen Verhältnisse werden neben der für Grundmoränen typischen flachwelligen Kuppenlandschaft im Raum Schönierlinde und Zepernick durch den Sander der Frankfurter Staffel charakterisiert, der vorwiegend im Bereich der Panke-Niederung und ihres wichtigsten Nebenflusses, dem Lietzengraben, verbreitet ist.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südlich der Hauptwasserscheide Ostsee/Nordsee und entwässert vollständig über die Panke zur Spree und Havel. Die Panke entwässert den auf dem Geschiebemergel weitgehend vorhandenen unbedeckten Grundwasserleiter (Schlauchsander) mit Hilfe natürlicher Vorfluter (Lietzengraben), aber auch mit Hilfe der im Rahmen der 80jährigen Berieselung geschaffenen Grabensysteme. Durch anthropogene Einflüsse während des Rieselfeldbetriebes aber auch nach dessen Beendigung im Jahre 1985 wurde das natürliche Vorflutersystem der Panke stark modifiziert.

Geologisch besteht das Untersuchungsgebiet bis zu einer Tiefe von 50-90 m ausschließlich aus einer quartären Schich-

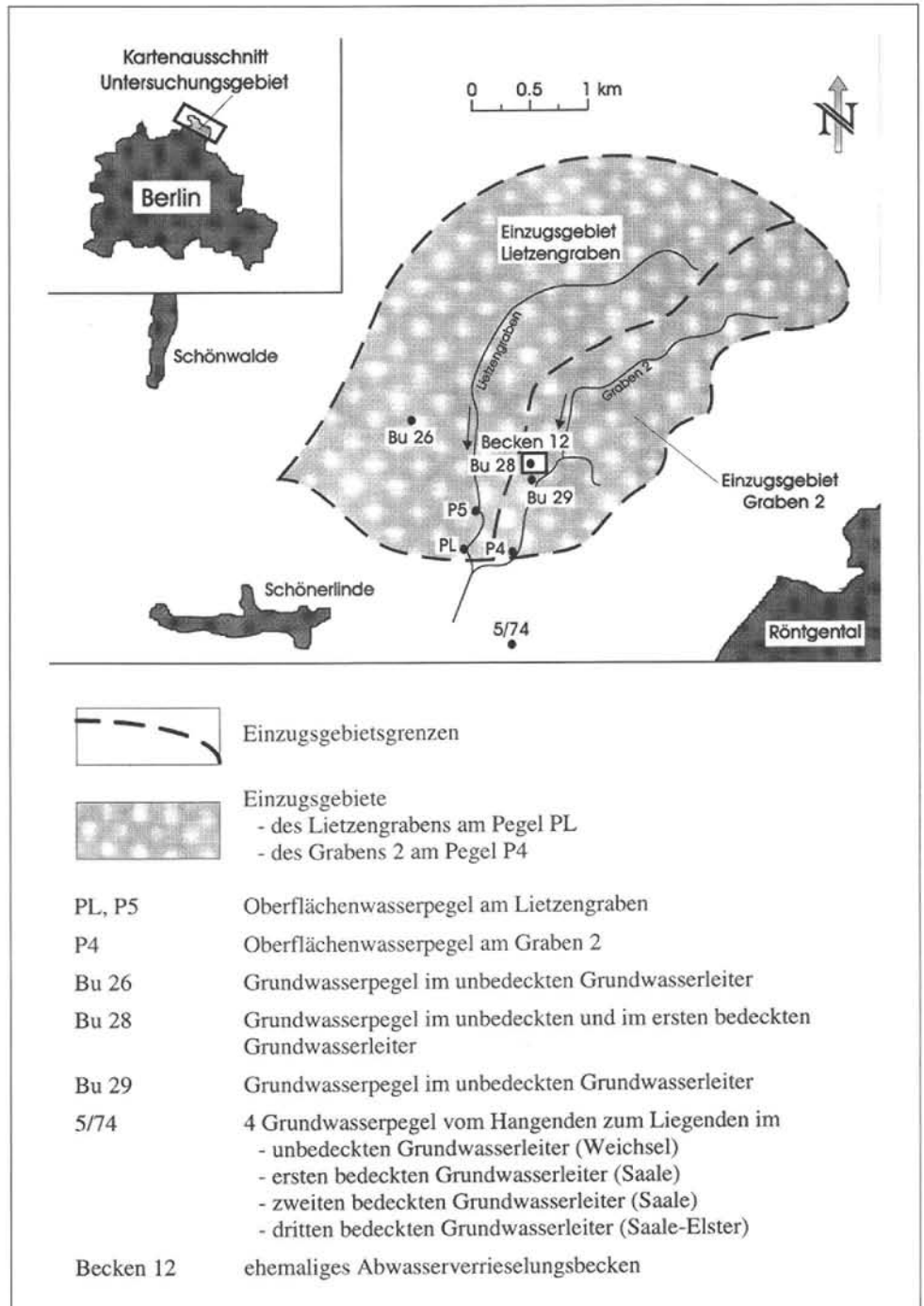


Abb. 1
Untersuchungsgebiet.

tenfolge, die ein komplexes System von Grundwasserleitern und -stauern bildet. Der für die Rieselfeldwirtschaft genutzte oberflächlich anstehende unbedeckte Grundwasserleiter (2-10 m) ist genetisch auf spätweichselkaltzeitliche Erosions- und Akkumulationsprozesse zurückzuführen. Schmelzwasser der Frankfurter Eisrandlage der Weichsel-Vereisung führten zunächst zu einer Erosion des Saale-II-Geschiebemergels. In der Spätphase des Frankfurter Stadiums wurde dann diese Hohlform des Durchbruchstaes, welches heute von der Panke und ihren Nebenflüssen genutzt wird, durch glazifluviale und fluviale Sedimente (vorwiegend Mittel-Feinsande, z. T. grobsandig und kiesig) aufgefüllt. Bei weitgehender Erosion des W-I-Geschiebemergels können diese W-I-Nachschüttssande mit saalekaltzeitlichen Nachschüttssanden der

Saale-II-Verriesung einen einheitlichen Grundwasserleiter bilden.

Der saalezeitliche Stauer-Komplex, der im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnte, ist nicht einheitlich aufgebaut und ist teilweise durch zwischengeschaltete saalekaltzeitliche Schmelzwassersande in verschiedene Horizonte gegliedert. Geologische Fenster zum liegenden saale- bis elsterkaltzeitlichen Hauptgrundwasserleiter, aus dem das Wasserwerk Buch fördert, sind bisher nicht nachgewiesen. Der Saale-Geschiebemergelkomplex (Gesamtmächtigkeit bis zu 50 m) stellt somit einen wichtigen GW-Stauer des Gebietes dar, der das von der Rieselfeldwirtschaft beeinflusste unbedeckte Grundwasserstockwerk vollständig von dem für die Trinkwassergewinnung genutzten Hauptgrundwasserleiter trennt. Damit ist der Hauptgrundwasserleiter sehr gut gegen die durch den 80jährigen Rieselfeldbetrieb verursachten Kontaminationen geschützt. Hydrologisch bilden der unbedeckte Grundwasserleiter mit dem Vorflutsystem eine Einheit. Eine Speisung des liegenden Hauptgrundwasserleiters aus diesem System tritt im Untersuchungsgebiet nicht auf (Zunahme der NN-bezogenen Wasserstände in den verschiedenen Grundwasserleitern mit zunehmender Teufe, z. B. an der Bohrung 5/74, Abb. 1). Die Speisung des Hauptgrundwasserleiters erfolgt, wie großräumige Hydroisohypsenpläne zeigen, im Raum südlich des Biesenthaler Kessels (KRÜGER, W., 1974).

Nach Stilllegung der Rieselfelder 1985 kam es zu einer vollständigen Veränderung des hydrologischen Regimes. Die oberirdischen Abflüsse gingen stark zurück, die Grundwasserspiegel im unbedeckten Grundwasserleiter sanken um 0.5-2.0 m (HANDKE, H., 1995). Mit Hilfe von 3 Meßwehren konnten seit 1992 die oberirdischen Abflüsse des Lietzengrabens und des Graben 2 gemessen werden (Pegel P₅ u. PL = Lietzengraben, Pegel P4 = Graben 2, siehe Abbildung 1). Das den Pegeln zugehörige unterirdische Einzugsgebiet konnte mit Hilfe detaillierter Hydroisohypsenpläne abgegrenzt werden und ist in Abbildung 1 eingetragen. Detaillierte Angaben zur Entwicklung der hydrologischen Verhältnisse nach Stilllegung der Rieselfelder sind in GINZEL, G., BJARSCH, B. (1997) enthalten.

3. Stoffdynamik

3.1 Phosphor

Die Phosphorgehalte in der **Boden- und Gesteinsmatrix** sind auf Grund des Phosphateintrages, der während der Verrieselungsperiode bis zum Jahre 1985 erfolgte, sehr hoch. Im ehemaligen Becken 12 wurden Gesamtposphatwerte von über 5 g/kg in den obersten 10 cm ermittelt. Sie fallen mit zunehmender Teufe stark ab (Tabelle 1).

Tabelle 1

Gesamtposphatgehalt (PO₄-P) in der Boden- und Gesteinsmatrix, 1992.

Teufe (cm)	Becken 12 (mg/kg)	Bohrung Bu 26 (mg/kg)
10	5.196	-
20	810	2.253
40	440	1.647
60	268	1.327
80	275	1.027
100	203	520
120	216	360
140	222	173
160	150	227
180	183	260
200	194	220
220	163	160
240	190	147
260	190	-
280	157	-

Der Anteil des Phosphats am Gesamtphosphor beträgt in humusreichen Böden 25-50% (SCHLENTHER et al., 1992), ca. 50-75% liegen als organischer Phosphor vor. Die Belastung der Rieselfeldflächen schwankt in Abhängigkeit von der ehemaligen Nutzung. In Rieselbecken ist ein deutlich fallender Gradient zwischen Ein- und Auslass festzustellen. Im Bereich der ehemaligen Dämme geht die P-Konzentration deutlich zurück.

Die Phosphatgehalte im Grundwasser liegen um ein mehrfaches über dem Niveau unbelasteter quartärer Grundwässer. Im ersten bedeckten Grundwasserleiter wurde eine extrem starke Phosphatanreicherung gemessen (Abbildung 2). Diese hohen Gehalte sind eine Langzeitfolge der hohen Phosphatbelastung während der Rieselperiode.

Interessant ist die Entwicklung des Phosphataustrages aus dem Grundwasser in die Oberflächenwässer, der seit 1992 gemessen wird. Es zeigt sich in beiden Oberflächenwasserppegeln (PL und P4) eine starke Abnahme (Abbildung 3).

Auch die ausgetragene Phosphatfracht geht kontinuierlich zurück. Aus der Darstellung in Abbildung 3 und Tabelle 2 kann abgeleitet werden, daß zukünftig mit einer Phosphataustrags-

Abb. 2
Gesamtposphat im Grundwasser, 1992-1996.

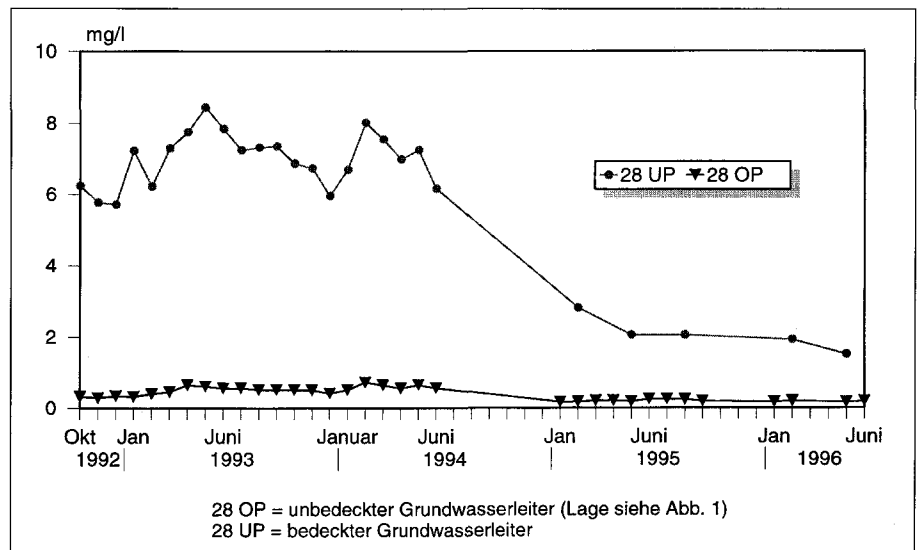
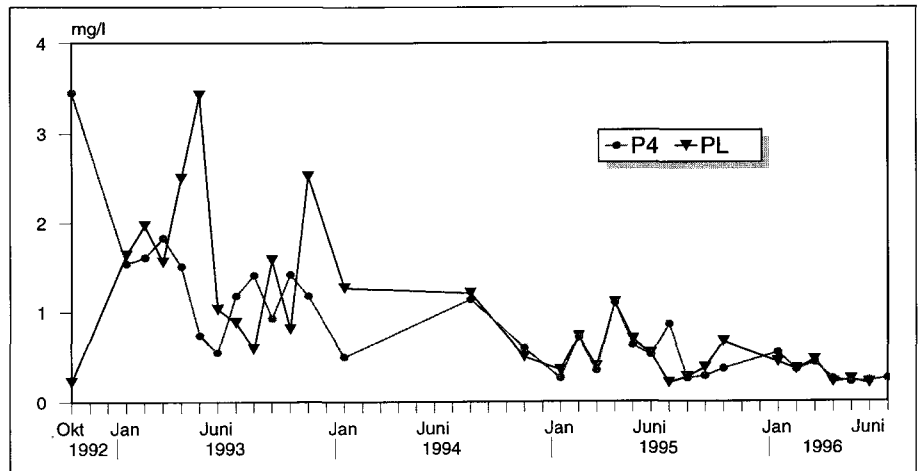


Abb. 3
Gesamtphosphataustrag am P4 und PL,
1992-1996.



rate von 1-1.5 mg/s·km² gerechnet werden muß. Damit wird sich die Belastung der Vorfluter in ökologisch vertretbaren Grenzen halten und die ehemaligen Rieselflächen stellen hinsichtlich der Phosphatbelastung der Gewässer kein ökologisches Problem dar.

Tabelle 2
Austrag von Gesamtphosphat aus dem Einzugsgebiet des Lietzengrabens, gemessen am PL.

	Gesamtphosphat µg/l	Q _{mittel} (l/s)	Fracht (mg/s)	Flächenrate (mg/s·km ²)
1992	750	38,00	28,5	4,05
1993	1553	46,12	71,6	10,17
1994	923	42,10	38,9	5,53
1995	518	33,41	17,3	2,46
1996	362	31,66	11,5	1,63

3.2 Stickstoff

Der ehemalige Riesefeldboden zeichnet sich durch hohe Stickstoffgehalte aus, die durch den Eintrag eiweißreicher organischer Substanz während der Rieselperiode verursacht wurden (vergleiche auch BLUME und HORN, 1982). Tabelle 3 zeigt den Gesamtstickstoffgehalt in Abhängigkeit von der Tiefe. Der organische Stickstoff hat einen Anteil von über 95% am Gesamtstickstoff und ist in den obersten 20 cm konzentriert.

Tabelle 3
Gesamtstickstoff im Substrat (Becken 12), 1992.

Teufe (cm)	Becken 12 (mg/kg)
10	6733,0
20	590,0
40	154,0
60	97,8
80	68,1
100	55,4
120	50,4
140	47,1
160	33,3
180	46,1
200	52,9
220	42,8
240	42,4
260	43,9
280	40,8

Der anorganische Stickstoff ist bis zu einer Tiefe von 280 cm gleichmäßig verteilt. Die höchsten Werte treten zwar bei allen Standorten von 0-20 cm auf, aber sehr hohe Werte wurden auch noch in 200-280 cm gemessen (HÄNDKE, H., 1995). Das ist eine Folge der intensiven Berieselung, die außerdem dazu führte, daß bis 100 cm Tiefe extrem hohe C_{org}-Gehalte festgestellt wurden (10-40 kg C_{org}/m²). Die Stickstoffbelastung des Grundwassers ist ebenfalls extrem hoch (NH₄⁺ bis 30 mg/l und NO₃⁻ bis 120 mg/l). Je nach örtlichen Milieubedingungen können die verschiedenen Oxidationsstufen auf engstem Raum stark variieren.

Bei der Stickstoffbelastung der Oberflächengewässer ergibt sich ein differenziertes Bild. Die Ammonium-Gehalte in den Fließgewässern sind sehr hoch (10-27 mg/l). Eine Saisondynamik ist nicht festzustellen. Die sehr hohen NH₄⁺-Gehalte und die relativ geringen NO₃⁻-Werte sind eine Folge der ehemaligen Rieselfeldwirtschaft (Abwassereinfluss). Durch den hohen Gehalt an gelösten organischen Verbindungen (DOC = 14-42 mg/l) kommt es auf Grund des Eiweißmetabolismus zunächst zum verstärkten Auftreten von Ammonium. Auf dem weiteren Fließweg verschiebt sich auf Grund der Ammoniumoxidation (Nitrifikation) die Relation NH₄⁺/NO₃⁻ zugunsten des Nitrats. Ein grundsätzlich anderes Verhalten zeigen die NH₄⁺-Gehalte in den stehenden Gewässern. Hier sinken die Werte ab April unter 1.0 mg/l ab. Es sind produktive Gewässer, die ihren Stickstoffbedarf nach der weitgehenden Aufzehrung von NO₃⁻ aus dem NH₄⁺ decken. Im Winter steigen die NH₄⁺-Werte in den stehenden Gewässern bis max. 10 mg/l an und bleiben damit aber noch deutlich unter dem Niveau der Fließgewässer.

Ähnlich wie beim Phosphat hat der Austrag von N_{anorg} aus dem Einzugsgebiet in die Gewässer seit 1993 deutlich abgenommen.

Tabelle 4
Austrag von N_{anorg} aus dem Einzugsgebiet des Lietzengrabens, gemessen am P5.

	Ges. N _{anorg} mg/l	Q _{mittel} (l/s)	Fracht (µg/s)	Flächenrate (µg/s·km ²)
1992	15,65	38,00	0,59	0,08
1993	16,72	46,12	0,77	0,11
1994	15,65	42,10	0,66	0,09
1995	7,98	33,41	0,27	0,04
1996	8,82	31,66	0,28	0,04

Abb. 4

Tiefenverteilung der Schwermetalle Pb, Zn, Ni und Cd im Substrat (Bekken 12), 1992.

Bezogen auf die Fläche des Einzugsgebietes hat sich die Austragsrate von 1992 bis 1996 halbiert. Eine nennenswerte weitere Reduzierung wird auf Grund der hohen Primärbelastung nicht erwartet.

3.3 Schwermetalle

Die intensive Verrieselung bis 1985 führte auch zu hohen Schwermetallkonzentrationen im Substrat, besonders in der oberen Bodenzone bis 60 cm unter Gelände (Abbildung 4).

Die Schwermetalle wurden unter den anaeroben Bedingungen der Abwasserverrieselung vorwiegend als Sulfide gebunden. Nach der Stilllegung der Rieselfelder kam es durch Oxidationsprozesse und den Einfluss der Niederschläge zu einer Versauerung des Bodens und zur Migration von Schwermetallen. Da die C-Horizonte der Rieselfeldflächen im Gegensatz zu den stark humosen Oberböden nur geringe Humus- und Tongehalte aufweisen, können die Schwermetalle nicht mehr am Substrat

absorbiert werden und werden somit ins Grundwasser ausgewaschen, wo sie bereits in zunehmenden Konzentrationen nachgewiesen wurden (Abbildung 5).

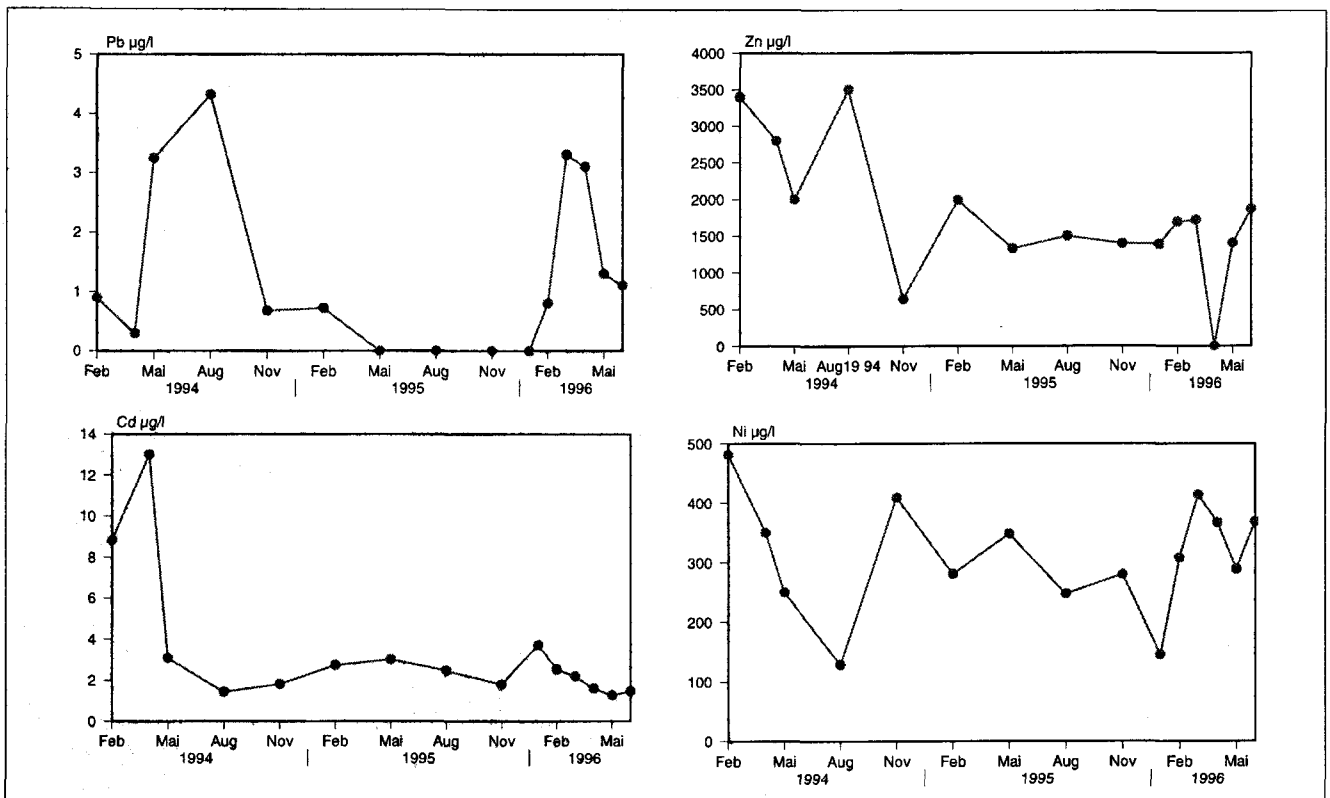
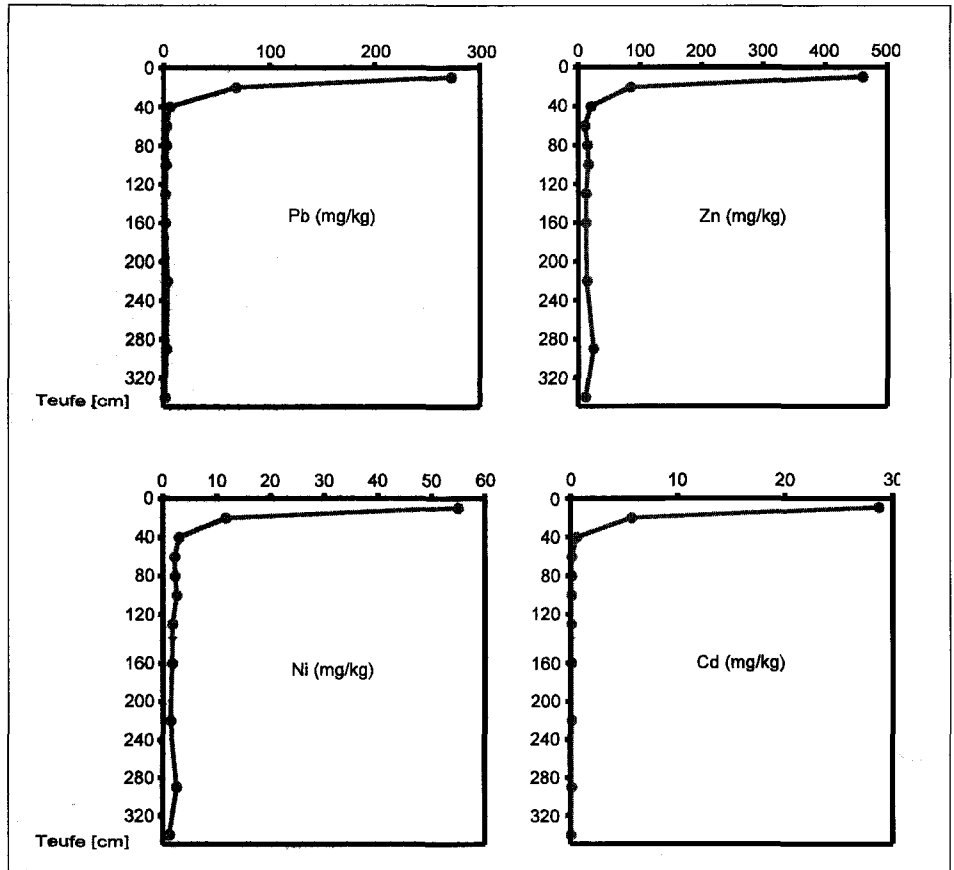


Abb. 5

Zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte (Pb, Zn, Cd, Ni) im Grundwasser (Bu 26), 1992-1996.

Die Schadenswerte der „Berliner Liste“ (Senatsverwaltung für Inneres, 1996) werden bereits, außer bei Blei, bei allen untersuchten Schwermetallen überschritten (Tab. 5).

Tabelle 5

Vergleich der Maximalkonzentrationen von Pb, Ni, Zn, Cd im Grundwasser mit den Hintergrund- und Schadenswerten der „Berliner Liste“ (Senatsverwaltung für Inneres, 1996).

	Hintergrundwert $\mu\text{g/l}$	Schadenswert $\mu\text{g/l}$	Maximalkonzentration $\mu\text{g/l}$
Pb	6	80	4,5
Ni	14	100	490
Zn	310	500	3500
Cd	0,4	10	13

Hintergrundwert charakterisiert den Beginn anthropogener Beeinflussung

Schadenswert nachteilige anthropogene Beeinflussung, die fachlich begutachtet werden muß

Da die Oberflächenwässer ausschließlich aus dem Grundwasser gespeist werden und die Adsorptionskapazität im Grundwasserleiter wegen seiner sandigen Ausbildung gering ist, findet auch ein Eintrag von Schwermetallen in die Vorfluter statt (Abbildung 6).

Die starken Schwankungen des Eintrags werden vor allem von den Grundwasserneubildungsrate beeinflusst. Die Maxima im Spätwinter und Frühjahr 1994 und 1996 sind Beispiele für eine intensive Versickerung infolge Schneeschmelze und gleichzeitig hoher Niederschläge. Im Gegensatz zu Stickstoff und Phosphor ist bei den Schwermetallen keine Abnahme der Frachten und des flächenbezogenen Austrags festzustellen (Tabelle 4). Nach den zurückgegangenen Werten in den Jah-

ren 1994 und 1995 hat der Schwermetallaustrag wieder zugenommen (vgl. Abb. 6). Die großen Unterschiede in der Belastung von Grund- und Oberflächenwasser mit Zink, Nickel und auch mit Cadmium im Gegensatz zum Blei, welches in beiden Kompartimenten etwa in der gleichen Größenordnung auftritt (Abb. 5 und Abb. 6) sind durch die unterschiedliche Mobilisierung der einzelnen Schwermetalle, die in der Bodenzone festgelegt sind, zu erklären. Die Bleibelastung des Grundwassers bewegt sich immer noch im Bereich des Hintergrundwertes, während Nickel, Zink und Cadmium im Grundwasser schon den Schadenswert der Berliner Liste z.T. sehr deutlich überschreiten (siehe Tab. 5). Die deutliche Konzentrationsabnahme von Zink, Nickel und Cadmium im Oberflächenwasser ist darauf zurückzuführen, daß der Eintrag gegenwärtig schwerpunktmäßig von der Bodenzone in das Grundwasser erfolgt und offensichtlich vom Grundwasser in das Oberflächenwasser erst beginnt. Außerdem treten mit dem Eintritt des Grundwassers in die Oberflächenwässer Verdünnungseffekte auf. Ein Teil der die Oberflächenwässer speisenden Grundwässer stammt aus Teileinzugsgebieten, in denen keine Rieselfeldwirtschaft stattfand. Diese Grundwässer sind deshalb weniger mit Schadstoffen belastet.

Tabelle 6

Schwermetallgehalte am Lietzengraben, Pegel 5 (Jahresmittel, $\mu\text{g/l}$) für die Jahre 1992 und 1994 bis 1996 (1993 erfolgten keine Messungen).

Mittelwerte P5 ($\mu\text{g/l}$)				
Jahr	Pb	Cd	Zn	Ni
1992	25,00	3,00	104,66	15,00
1994	1,96	4,75	47,50	7,63
1995	0,13	0	10,00	4,12
1996	2,52	0,14	28,83	4,72

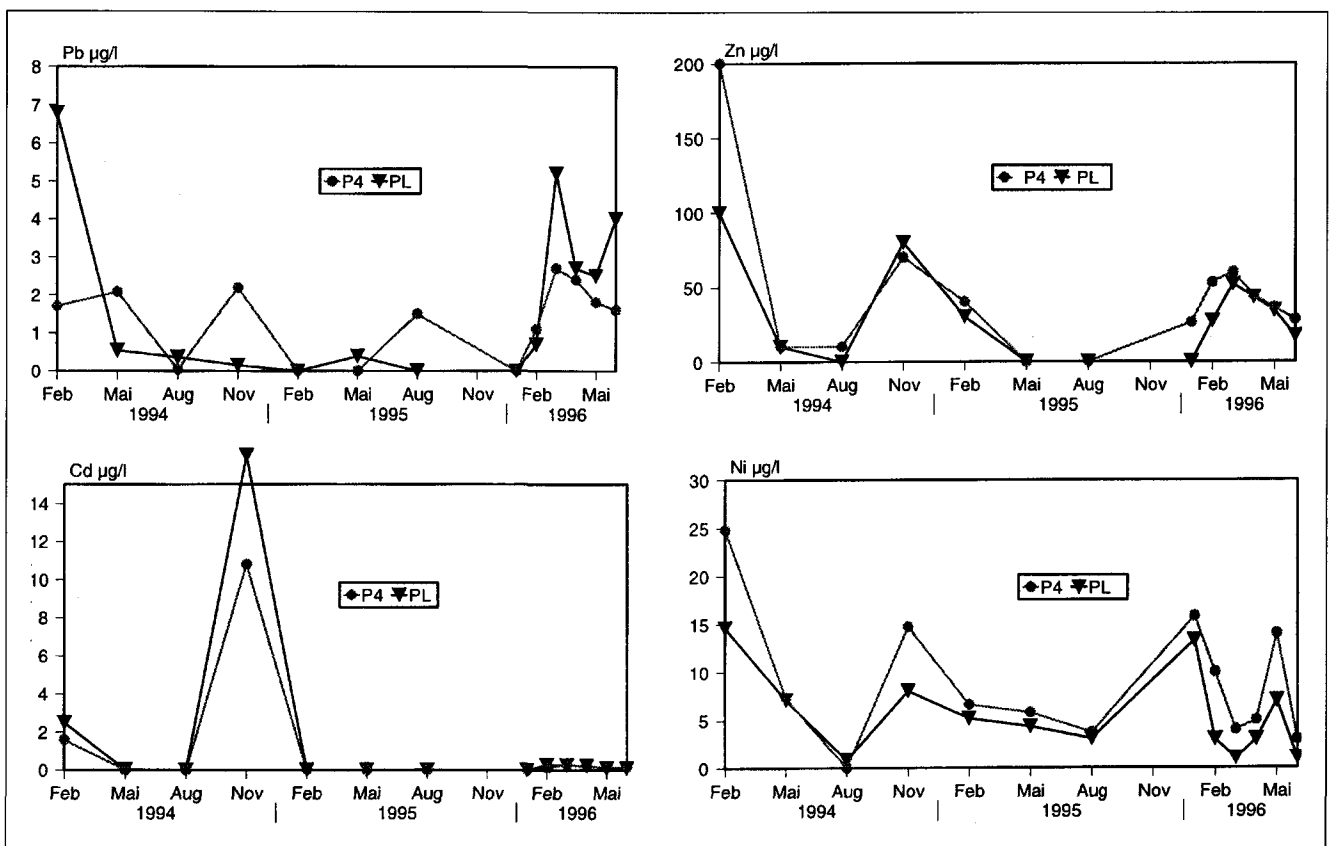


Abb. 6

Schwermetallgehalte (Pb, Zn, Cd, Ni) im Oberflächenwasser (P4 und PL), 1992-1996.

Die folgende Berechnung soll die zukünftige Problematik des Schwermetallaustrags aus dem Einzugsgebiet in die Vorfluter am Beispiel des Blei verdeutlichen.

Der Pb-Pool im Einzugsgebiet des P5 (Lietzengraben) von 0-100 cm Tiefe (die Gehalte in tieferen Schichten sind vernachlässigbar) beträgt auf der Basis der durchgeführten Analytik an ausgewählten Standorten und der Ergebnisse von SCHLENTHER et al. (1992) $92,8 \text{ g/m}^2$. Bei einer Fläche der ehemaligen Rieselbecken im Einzugsgebiet von $1,89 \text{ km}^2$ ergibt das $175,4 \cdot 10^6 \text{ g}$. Im Jahre 1996 beträgt die Pb-Fracht die aus dem Einzugsgebiet ausgetragen wurde $2,5 \cdot 10^3 \text{ g}$. Bei gleichbleibender Austragsrate könnte somit bei dem vorhandenen Pool ein Austrag über $70,6 \cdot 10^3$ Jahre erfolgen. Es ist allerdings zu erwarten, daß dieser Migrationsprozess wesentlich schneller abläuft, denn es wird, wenn keine Gegenmaßnahmen erfolgen, zu einer zunehmenden Versauerung des Bodens kommen. Außerdem wird die zunehmende Mineralisierung der Humusschicht (auf Grund der gefallenen Grundwasserstände) zu einer beschleunigten Freisetzung der Schwermetalle führen.

4. Vorschläge für ein ökologisches Wassermanagement

Bei der stadt- und regionalplanerischen Entwicklung des Berliner Nordostens zeichnet sich ein Zielkonflikt ab. Einerseits ist eine Erweiterung der Siedlungs- und Gewerbeflächen erforderlich (200-300 Tausend zusätzliche Einwohner), andererseits muß für den Raum zwischen Lübars und Weißensee mit seinen derzeit über 700 Tausend Einwohnern eine waldd geprägte Erholungslandschaft erhalten bzw. geschaffen werden. Zur Sicherung dieser ökologischen Ausgleichfunktion bieten sich die ehemaligen Rieselfelder im Nordosten Berlins als Aktivposten an.

Von zentraler Bedeutung ist hierbei die Hydrologie des Gebietes. Die Rieselfelder wurden entscheidend vom Abwasser geprägt und der Wassermangel nach der Stilllegung hat viele ökologische Konsequenzen, wie z. B. die Schädigung von wertvollen Feuchtgebieten und von Teilen des Bucher Waldes sowie die zunehmende Versauerung des Bodens und die Mobilisierung der im Boden festgelegten Schwermetalle. Unsere Strategie zur ökologischen Sanierung setzt daher schwerpunktmäßig bei der Renaturierung und Stabilisierung des Wasserhaushalts an. Dabei gibt es mehrere Möglichkeiten steuernd einzugreifen. Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Wiedervernässung von ausgewählten Teilflächen mit Hilfe von Klarwasser (Ablauf des Klärwerkes Schönerlinde). Vor der Infiltration kann zur weiteren Qualitätsverbesserung (Reduzierung von Nitrat und Phosphat) eine zusätzliche Vorbehandlung, z. B. in Pflanzenbecken, erfolgen. Die Infiltration des neutralen bis leicht basischen Klarwassers wird auch das zunehmend saure chemische Milieu im Boden und Grundwasser so beeinflussen, daß es zu einer Dämpfung des Austrags festgelegter Schadstoffe (v.a. Schwermetalle) kommt. Die Veränderung des chemischen Milieus im Boden und Grundwasser durch die Infiltration von Klarwasser konnte durch Versuche nachgewiesen werden (HANDKE 1995). Für das Management der Wiedervernässung wurden mathematische Modelle

entwickelt und eingesetzt, die es gestatten, eine Optimierung der Standorte, der Aufgabemengen und der Beeinflussung der Grundwasserstände vorzunehmen (NÜTZMANN et al. 1994, HOLZBECHER et al. 1995).

Neben der Infiltration von Klarwasser trägt auch das Anlegen von zusätzlichen Stauen zur Stabilisierung des Wasserhaushalts bei. Hierbei kommt es auch zu einer Infiltration von Oberflächenwasser in den Untergrund. Dies ist insbesondere für die Teile des Bucher Waldes von Interesse, deren besonders schützenswerte Gehölsukzessionen von hohen Grundwasserständen abhängen. Zusätzlich kann durch ein Anheben der Sohle von Entwässerungsgräben eine Reduzierung des Wasseraustrags aus dem Gebiet erfolgen.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserstände in ökologisch wertvollen Teilgebieten hätten auch zur Folge, daß die Mineralisierung des Humus verlangsamt wird und dadurch eine Dämpfung des Austrags von angelagerten Schad- und Nährstoffen in das Grund- und Oberflächenwasser erfolgt. Außerdem ist mit der Infiltration von Klarwasser ein zusätzlicher Eintrag von Sorptionsträgern (organische Substanzen) verbunden, an die sich Schad- und Nährstoffe anlagern können.

Literatur

- BLUME, H. P., HORN, R., 1982: Belastung und Belastbarkeit Berliner Rieselfelder nach einem Jahrhundert Abwasserverrieselung. Z. Kulturtech. Flurbereinigung, 23, S. 236-248.
- GINZEL, G., BJARSCH, B., 1997: Die Entwicklung der hydrologischen Verhältnisse im ehemaligen Rieselfeld Berlin-Buch. Wasser und Boden, 1997 (in Vorbereitung).
- HANDKE, H., 1995: Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushalts ehemaliger Rieselfeldflächen durch Infiltration und weitgehend gereinigtem Abwasser. Inst. f. Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Berlin, Mitteilung Nr. 131, S. 43-66.
- HOLZBECHER, E., HANDKE, H., NÜTZMANN, G., GINZEL, G., 1995: Numerical modelling of transport in a near surface aquifer due to artificial groundwater recharge. In: Wrobel and Latinopoulos (eds.), Water pollution III, Comput. Mech. Publ., Southampton, S. 97-104.
- KRÜGER, W., 1974: Hydrologischer Ergebnisbericht mit Vorratsnachweis im Objekt Berlin-Buch, VEB Hydrologie, Berlin, unveröff.
- NÜTZMANN, G., SCHOLZ, H., GINZEL, G., HANDKE, H., 1994: Berechnung des Einflusses einer Wiedervernässung mit geklärtem Abwasser auf den oberen Grundwasserleiter der Rieselfelder Berlin-Buch. gwf, Wasser – Abwasser, Bd. 135, Nr. 9, S. 523-528.
- SCHLENTHER, L., EGGERT, T., HOFFMANN, C., 1992: Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselflächen Buch. Forschungsgutachten der TU Berlin, unveröff.
- SENATSVORWALTUNG FÜR INNERES (Hrsg.), 1996: Bewertung für die Beurteilung stofflicher Belastung von Böden und Grundwasser in Berlin (Berliner Liste 1996). Gemeinsam erarbeitet von der Senatsverwaltung für Gesundheit und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, in: Amtsblatt für Berlin, 46. Jahrgang, Nr. 15, S. 957-988.

Manuskript eingegangen am: 10. 10. 1994 ●
 Revidierte Fassung eingegangen am: 26. 03. 1997 ●
 Manuskript akzeptiert am: 18. 04. 1997 ●