

Veränderungen ökohydrologischer und hydrochemischer Verhältnisse in einem ehemaligen Rieselfeldareal im Nordosten Berlins

Gerhard Ginzel*, Gunnar Nützmann*

Zusammenfassung Im Nordosten Berlins wurden von 1905 bis 1985 auf einer Fläche von 4000 ha kommunale Abwässer verrieselt. Dadurch wurde der Boden sowie das oberflächennahe 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 wurden die Veränderungen der ökohydrologischen Verhältnisse 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 eine zukünftige ökologische Sanierung der ehemaligen Rieselfelder werden unterbreitet.

Summary In the northeastern part of Berlin wastewater was infiltrated into a sewage farm-area from 1905 to 1985. The soil and the ground and surface water as well got highly polluted with pollutants and nutrients in that period. The sewage farming stopped in 1985. This caused a decrease 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 dynamic of the ecohydrological conditions were studied. The migration of anorganic 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 ecological restoration of the former sewage farms were presented.

* Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.,
Rudower Chaussee 6A, D - 12484 Berlin-Adlershof

1. Einleitung

Durch die 80-jährige Verrieselung von weitgehend ungeklärten Abwässern der Stadt Berlin wurden Boden, oberflächennahes Grund- und Oberflächenwasser mit Nähr- und Schadstoffen belastet. Die Flächenbelastung lag anfangs bei 1.500 mm im Jahr und wurde seit den Siebziger Jahren auf maximal 10.000 mm im Jahr gesteigert. Nach Stilllegung der Rieselfelder im Jahre 1985 kam 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.

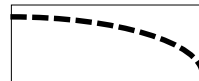
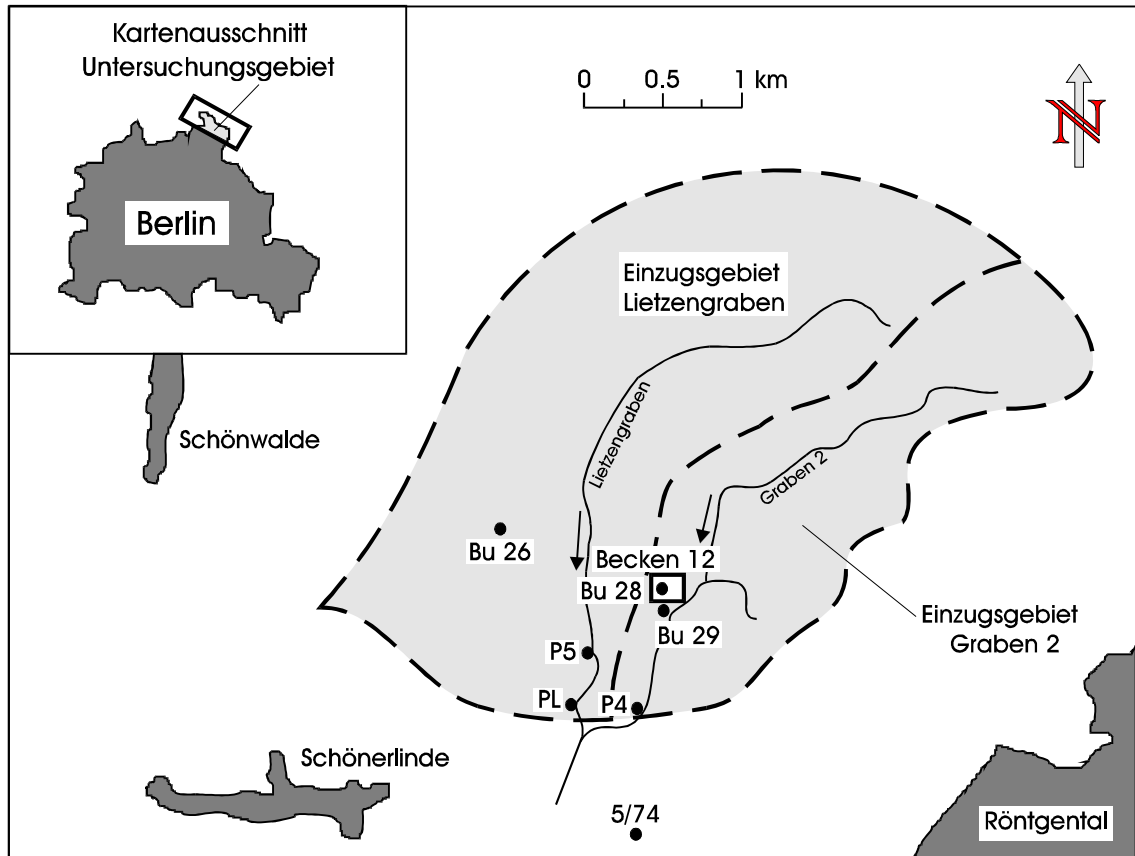
Über einen Zeitraum von 5 Jahren (1992 - 1996) wurden die Veränderungen der ökohydrologischen Verhältnisse in einem Teilgebiet der ehemaligen Rieselfelder im Nordosten Berlins untersucht. Im Mittelpunkt der folgenden Ausführungen steht das Verhalten von Phosphor, Stickstoff und einiger ausgewählter Schwermetalle in den verschiedenen Kompartimenten (Boden, Sickerwasser, Grundwasser) unter den veränderten hydrologischen Bedingungen. Insbesondere wird der Eintrag dieser Stoffe aus dem Einzugsgebiet in die Oberflächengewässer diskutiert.

2. Hydrologie des Untersuchungsgebietes

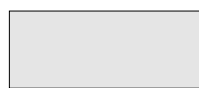
Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) befindet sich vollständig im Bereich des Westbarnims - einer pleistozänen Hochfläche zwischen dem Eberswalder Urstromtal im Norden und dem Berliner Urstromtal im Süden. Die morphologischen Verhältnisse werden neben der für Grundmoränen typischen flachwelligen Kuppenlandschaft im Raum Schönerlinde und Zepernick durch den Sander der Frankfurter Staffel der Weichsel-Kaltzeit 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 zur 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 80-jährigen 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.

Nach Stilllegung der Rieselfelder 1985 kam es zu einer vollständigen Veränderung des hydrologischen Regimes. Die durch die Rieselfeldwirtschaft bedingten extrem hohen oberirdischen Abflüsse gingen stark zurück, die Grundwasserspiegel im unbedeckten Grundwasserleiter sanken um 0,5 - 2,0 m (Handke, 1995). Mit Hilfe von 3 Meßwehren konnten seit 1992 die oberirdischen Abflüsse des Lietzengrabens und des Grabens 2 gemessen werden (Pegel P5 und PL = Lietzengraben, Pegel P4 = Graben 2, siehe Abb. 1).



Einzugsgebietsgrenzen



Einzugsgebiete

- des Lietzengrabens am Pegel PL
- des Grabens 2 am Pegel P4

| | |
|-----------|---|
| PL, P5 | Oberflächenwasserpegel am Lietzengraben |
| P4 | Oberflächenwasserpegel am Graben 2 |
| Bu 26 | Grundwasserpegel im unbedeckten Grundwasserleiter |
| Bu 28 | Grundwasserpegel im unbedeckten und im ersten bedeckten Grundwasserleiter |
| Bu 29 | Grundwasserpegel im unbedeckten Grundwasserleiter |
| 5/74 | 4 Grundwasserpegel vom Hangenden zum Liegenden im <ul style="list-style-type: none"> - unbedeckten Grundwasserleiter (Weichsel) - ersten bedeckten Grundwasserleiter (Saale) - zweiten bedeckten Grundwasserleiter (Saale) - dritten bedeckten Grundwasserleiter (Saale-Elster) |
| Becken 12 | ehemaliges Abwasserverrieselungsbecken |

Abb. 1: Untersuchungsgebiet

Das den Pegeln zugehörige unterirdische Einzugsgebiet konnte mit Hilfe detaillierter Grundwasserisohypsenpläne abgegrenzt werden und ist in Abb. 1 eingetragen. Bei der Abgrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes, welches dem Pegel PL zugeordnet werden konnte, gibt es einige Besonderheiten, die aus der starken anthropogenen Beeinflussung des Gebietes resultieren. Hierbei sind besonders die Einstaumaßnahmen zu erwähnen, die teilweise mit einer Überleitung von Wasser aus dem Lietzengraben in noch vorhandene Gräben der ehemaligen Rieselfelder verbunden sind. Auf diese Weise wurde die unterirdische Einzugsgebietsgrenze im Südwesten und Westen stark modifiziert. Bei der Abgrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes im Norden und Nordwesten wurde von der Beobachtung ausgegangen, daß die Wasserführung im Lietzengraben erst im Bereich der Unterquerung der Straße Schönwalde-Schönow (etwa 2 km östlich des Gorinsees) beginnt ($Q = 1,0$ l/s, sporadische Messungen). Die nördlich und östlich anschließenden Gräben führen im Gegensatz zu den Darstellungen in topographischen Kartenwerken kein Wasser.

Die Speisung des Lietzengrabens erfolgt ausschließlich aus dem Grundwasser. Deshalb ist für Bilanzbetrachtungen die Abgrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes von entscheidender Bedeutung. Sie erfolgte mit Hilfe von Wasserstandsmessungen in 26 Grundwassermeßstellen, deren Filter im unbedeckten Grundwasserleiter eingebaut sind. Hydrologisch bildet der unbedeckte Grundwasserleiter mit dem Vorflutsystem eine Einheit, was durch weitere 12 Wasserspiegelmessungen in den Vorflutern nachgewiesen werden konnte.

Die Abflußentwicklung im Lietzengraben seit 1992 geht aus der Tab. 2 hervor. Wie stark der Abfluß auf Niederschlagsereignisse reagiert zeigt Abb. 2.

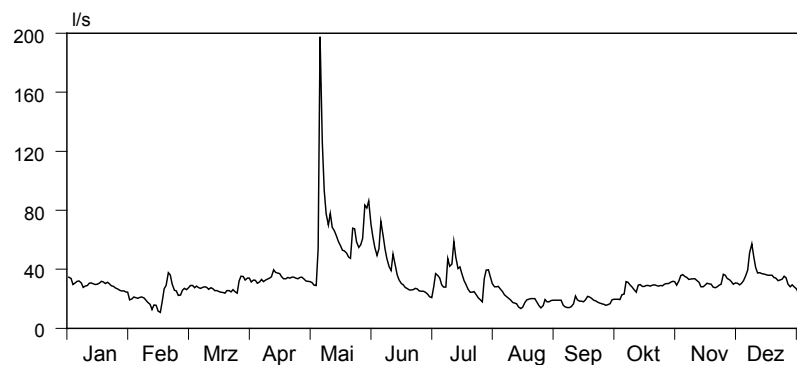


Abb. 2: Abfluß des Lietzengrabens am Pegel PL im Jahre 1996 (Tagesmittel in l/s)

Die extrem hohen Niederschläge Anfang Mai 1996 führten kurzfristig zu einer 6-fachen Erhöhung des durchschnittlichen Abflusses. Diese extremen Abflußereignisse haben, wie in Pkt. 3.3. dargelegt wird, insbesondere für die Auswaschung der Schwermetalle aus der unteren Bodenzone in das Grund- und Oberflächenwasser eine große Bedeutung.

Im Vergleich zum Lietzengraben ($MQ\ 1996 = 31,66$ l/s) sind die mittleren Abflüsse im Graben 2 sehr gering ($MQ\ 1996 = 2,37$ l/s), obwohl das unterirdische Einzugsgebiet etwa halb so groß ist wie das des Lietzengrabens (Abb. 1). Die Messungen belegen, daß die Bedeutung der noch vorhandenen Grabensysteme für die Entwässerung des Gebietes oft über-

schätzt wird (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, 1994). Der Grundwasserspiegel liegt meist unter dem Niveau der Grabensohlen, so daß keine oberirdische Entwässerung stattfinden kann (teilweise nur saisonal bei erhöhten Grundwasserständen). Bei annähernd gleichen Grundwasserneubildungsbedingungen in den Einzugsgebieten von Lietzengraben und Graben 2 (Nützmann et al., 1994) ist daraus zu schlußfolgern, daß der Anteil des unterirdischen Abflusses aus dem Einzugsgebiet des Graben 2 wesentlich höher ist, als der entsprechende Anteil im Einzugsgebiet des Lietzengrabens.

3. Stoffdynamik

3.1. Phosphor

Die Phosphorgehalte in der Boden- und Gesteinsmatrix sind auf Grund des Phosphatintrages, der während der Verrieselungsperiode bis zum Jahre 1985 erfolgte, sehr hoch. Im ehemaligen Abwasserverrieselungsbecken 12 wurden Gesamtphosphatwerte von über 5 g pro kg Bodenmatrix in den obersten 10 cm ermittelt. Sie fallen mit zunehmender Teufe stark ab (Tab. 1). In einer Teufe von unter 160 cm unter Gelände wurde keine signifikante Abnahme mehr festgestellt.

Tab. 1: Gesamtphosphatgehalt (PO₄-P) in der Boden- und Gesteinsmatrix für Becken 12 und Bohrung Bu 26, 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 % (Schlenter et al., 1992), ca. 50 - 75 % liegen als organischer Phosphor vor. Die Belastung der Rieselfeldflächen schwankt in Abhängigkeit von der ehemaligen Nutzung. In Rieselfeldbecken 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 über dem Niveau unbelasteter quartärer Grundwässer. Sie sind aber für die einzelnen Grundwasserleiter sehr differenziert. Während im unbedeckten Grundwasserleiter (weichselkaltzeitliche Schmelzwassersande, Abb. 3, 28 OP) die Werte um 0,5 bis 1 mg/l schwanken, wurde in den liegenden saalekaltzeitlichen Sanden (Abb. 2, 28 UP), die durch einen 3 - 8 m mächtigen Geschiebemergel vom unbedeckten Grundwasserleiter getrennt sind, eine extrem starke Phosphatanreicherung gemessen. Diese hohen Gehalte sind eine Langzeitfolge der hohen Phosphatbelastung während der Rieselperiode.

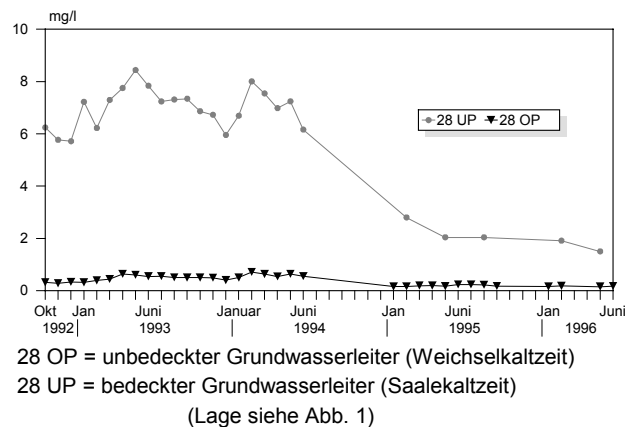


Abb. 3: Gesamtposphat im Grundwasser, gemessen von Okt. 1992 bis Juni 1996

Interessant ist die Entwicklung der Phosphatgehalte in den Oberflächenwässern, die seit 1992 gemessen werden. Es zeigt sich in beiden Oberflächenwasserpegeln (PL und P4) eine starke Abnahme (Abb. 4).

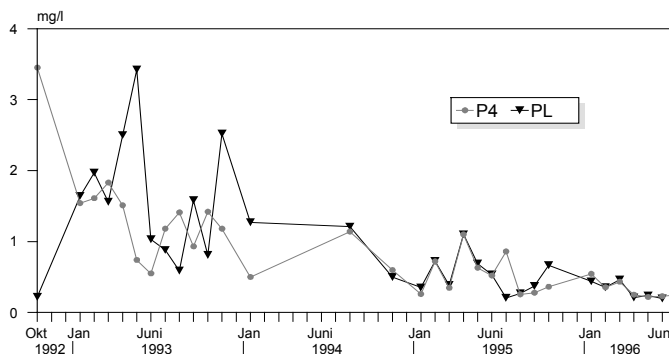


Abb. 4: Gesamtposphat an den Pegeln P4 und PL, gemessen von Okt. 1992 bis Juni 1996

Auch die ausgetragene Phosphatfracht geht mit Ausnahme des Jahres 1993 kontinuierlich zurück. Aus der Darstellung in Abb. 4 und Tab. 2 kann abgeleitet werden, daß zukünftig mit einer Phosphataustragsrate 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. Die hohen Werte am Lietzengraben im Jahre 1993 fallen zeit-

lich mit wasserbaulichen Maßnahmen oberhalb der Meßstelle zusammen, die offensichtlich zu einer zeitweiligen Aktivierung des Phosphataustrags geführt haben (Aufwirbelung von Schlämmen). Im Gegensatz dazu sind die entsprechenden Werte am P4 (Graben 2, Abb. 4) wesentlich niedriger. Hier fanden keine wasserbaulichen Arbeiten statt.

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

| | Gesamtphosphat ($\mu\text{g/l}$) | MQ (l/s) | Fracht (mg/s) | Flächenrate ($\text{mg/s} \cdot \text{km}^2$) |
|------|---------------------------------------|-------------|------------------|--|
| 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 Rieselfeldboden zeichnet sich durch hohe Stickstoffgehalte aus, die durch den Eintrag eiweißreicher organischer Substanz während der Rieselperiode verursacht wurden (vergl. auch Blume und Horn, 1982). Tab. 3 zeigt den Gesamtstickstoffgehalt in Abhängigkeit von der Teufe. Der organische Stickstoff hat einen Anteil von über 95 % am Gesamtstickstoff und ist in den obersten 20 cm konzentriert.

Tab. 3: Gesamtstickstoff im Substrat in 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 | 50,7 |
| 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 gleichmäßiger als der organische Stickstoff verteilt. Die höchsten Werte treten zwar bei allen Standorten von 0 - 20 cm auf (40 - 60 mg/kg), aber sehr hohe Werte wurden auch noch in 200 - 280 cm gemessen (25 - 45 mg/kg) (Handke, 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}/m^2). Die Stickstoffbelastung des Grundwassers ist ebenfalls extrem hoch (NH_4^+ bis 30 mg/l und NO_3^- 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 NH_4^+ -Gehalte und die relativ geringen NO_3^- -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 NH_4^+/NO_3^- zugunsten des Nitrats. Ein grundsätzlich anderes Verhalten zeigen die NH_4^+ -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 NO_3^- aus dem NH_4^+ decken. Im Winter steigen die NH_4^+ -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:

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

| | Ges. N_{anorg} (mg/l) | MQ l/s | Fracht (g/s) | Flächenrate (g/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 |

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. Die erhöhten Frachten und Flächenraten im Jahre 1993 sind u.a. die Folge erhöhter oberirdischer Abflüsse auf Grund höherer Niederschläge.

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 (Abb. 5).

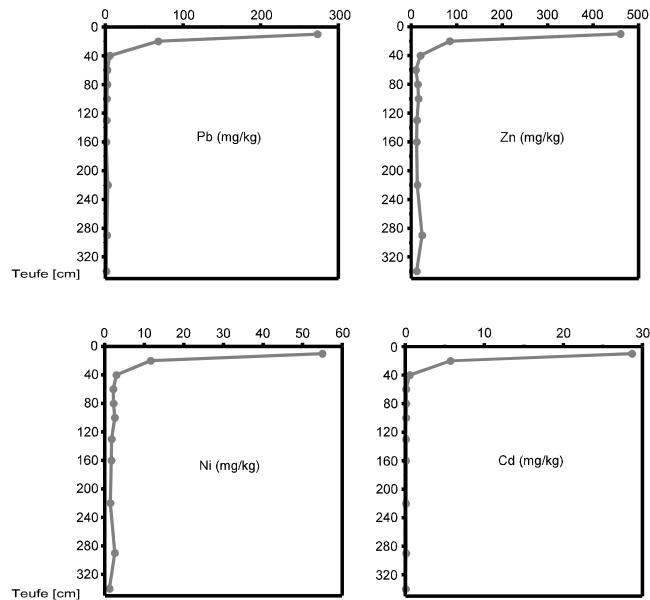


Abb. 5: Tiefenverteilung der Schwermetalle Pb, Zn, Ni und Cd im Substrat in Becken 12, 1992 (Angaben in mg/kg Boden- bzw. Gesteinssubstrat)

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 (Abb. 6).

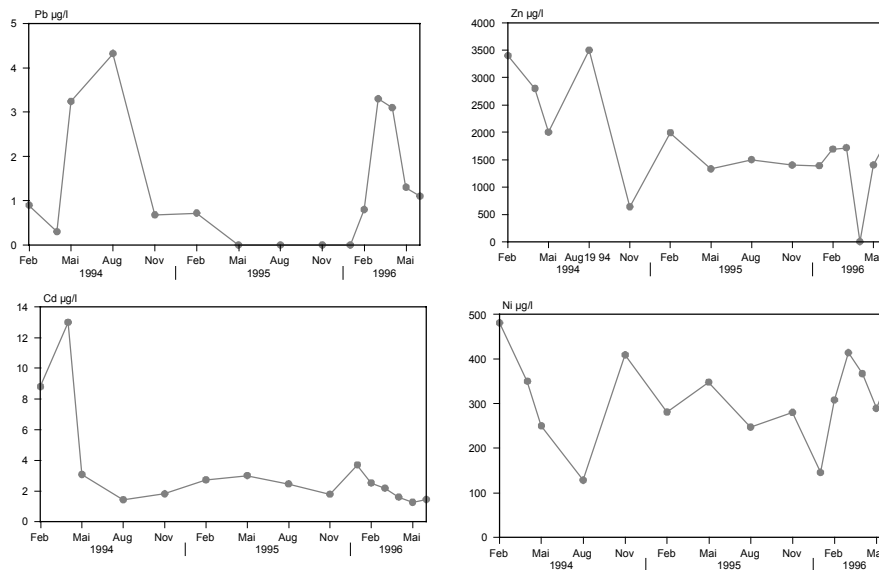


Abb 6: Zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte (Pb, Zn, Cd, Ni) im Grundwasser (Bu 29), gemessen von Febr. 1994 bis Juni 1996

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

Tab. 5: Vergleich der Maximalkonzentrationen von Pb, Ni, Zn, Cd im Grundwasser mit den Hintergrund- und Schadenswerten der „Berliner Liste“ (Senatsverwaltung für Inneres, 1996)

| | Hintergrundwert µg/l | Schadenswert µg/l | Maximalkonzentration µg/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 (Abb. 7).

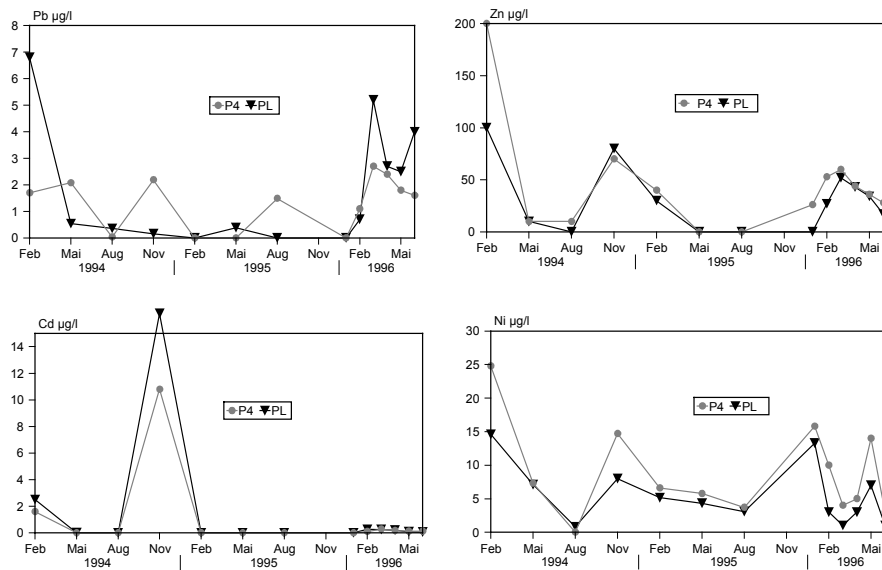


Abb. 7: Schwermetallgehalte (Pb, Zn, Cd, Ni) im Oberflächenwasser der Pegel P4 und PL, gemessen von Febr. 1994 bis Juni 1996

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 (Tab. 4). Nach den zurückgegangenen Werten in den Jahren 1994 und 1995 hat der Schwermetallaustrag 1996 wieder zugenommen (vergl. Abb. 7). 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. 6 und Abb. 7) 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.

Tab. 6: Schwermetallgehalte am Lietzengraben, Pegel 5 (Jahresmittel, µg/l) für die Jahre 1992 und 1994 bis 1996 (1993 erfolgten keine Messungen)

| Mittelwerte P5 (µg/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 |

Schlußfolgerungen

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 (Nützman 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 Gehölzsukzessionen von hohen Grundwasserständen abhängen. Zusätzlich kann durch ein Anheben der Sohle von Entwässerungsgräben eine Reduzierung des Wasseraustrags aus dem Gebiet erfolgen. Diese Möglichkeit darf aber nicht überschätzt werden, weil in den meisten Fällen die Sohle der ehemaligen Entwässerungsgräben über dem Niveau des inzwischen stark abgesunkenen Grundwasserspiegels liegt.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserstände in ökologisch wertvollen Teilgebieten hätten auch zur Folge, daß die Mineralisierung des Humus ver-

langsam 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.
- Handke, H. (1995): Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes 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): Hydrogeologischer Ergebnisbericht mit Vorratsnachweis im Objekt Berlin-Buch, VEB Hydrologie, Berlin, unveröff., 226 Seiten.
- 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., 215 Seiten.
- Senatsverwaltung 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.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung u. Umweltschutz (Hrsg.) (1994): Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch. *Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten*, **4**, 237 Seiten.