



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 4/1995

**Beiträge
zum Workshop
"Braunkohlebergbaurestseen"**

**24.-25. November 1994
in Bad Lauchstädt**

Sektion Hydrogeologie
UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH

ISSN 0948-9452

Beiträge zum Workshop

”Braunkohlebergbaurestseen”



24.-25. November 1994 in Bad Lauchstädt

Inhaltsverzeichnis

		Seite
Berkner, A.	Von der Braunkohlen- zur Seenlandschaft - Chancen und Konflikte bei der Gestaltung und Folgenutzung von Tagebau-Restseen in Westsachsen	4
Klapper, H.	Ökotechnologisch nutzbare Naturpotentiale zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in Bergbaurestseen	14
Hupfer, M.	Änderungen im Ökosystem bei der Abdeckung des mineralischen Untergrundes durch biogene Sedimente	26
Kuehn, B., Büttner, O., Packroff, G. & B.W. Scharf	Tiefenvermessung und Volumenberechnung des Sees im Tagebaurestloch Kayna-Süd	42
Scharf, B.W., Dermietzel, J., Melzer, A., Richter, W. & H. Röncke	Beiträge zur Limnologie des Hufeisensees bei Halle/Saale	53
Christoph, G.	Modellrechnungen zur Entwicklung des Hufeisensees in der Nähe der subhydrischen Deponie Halle-Kanena	81
Gläser, H. R.	Geophysikalische Untersuchungen zum Nachweis von Fließwegen - Fallstudie Hufeisensee	94
Trettin, R. & H. R. Gläser	Hydrochemische Entwicklungen bei der Flutung des Tagebaurestlochs Cospuden	103
Abraham, W. R. & M. Höfle	Erste Untersuchungen zur mikrobiellen Ökologie des Berbaurestsees Merseburg-Ost	115
Trettin, R., Christoph, G., Dermietzel, J., Freyer, K., Gläßer, W., Haendel, D. & H.C. Treutler	Beiträge des UFZ zur Klärung hydrodynamischer und hydrochemischer Probleme im Zusammenhang mit der Flutung des Tagebaurestloches Merseburg-Ost	116

Vorwort

Am 24. und 25. November 1994 fand am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Arbeitsstelle Bad Lauchstädt, ein Workshop mit der Thematik „Untersuchungen zu Flutungsprozessen in Tagebaurestseen“ im mitteldeutschen Braunkohlebergbaubereich statt. Ziel war es, neue Ergebnisse aus laufenden Forschungsthemen unterschiedlicher Einrichtungen vorzustellen und deren Konsequenzen gemeinsam mit Vertretern der Mitteldeutschen Braunkohleverwaltungsgesellschaft, der Geologischen Landesämter (Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Landesamt für Umwelt und Geologie des Freistaates Sachsen), der Umweltfachämter (Dezernat für Umwelt der Stadt Halle, Staatliches Umweltfachamt Leipzig [StUFA], Staatliches Amt für Umwelt Halle [STAU], Landesamt für Umwelt Sachsen-Anhalt [LAU Halle]), der Projektträger des Bundesministeriums für Bildung, Forschung und Wissenschaft aber auch der mit der Problematik befaßten Universitäten und Ingenieurbüros zu diskutieren. Das Interesse an dieser Thematik spiegelte sich in der für einen Workshop beachtlichen Teilnehmerzahl (110 Personen) wider.

Gegenstand der Beiträge waren unter anderem die hydrochemische Entwicklung von Flutungsgewässern, die Qualitätsstabilität von Restseewässern - insbesondere bei Einwirkung von Altlasten (Deponien) - und Einflüsse von Solezuflüssen bei Restseeflutung sowie Untersuchungen zur mikrobiologischen Ökologie in Bergbaurestseen. Der Bitte der Mehrzahl der Teilnehmer, die vorgetragenen Beiträge in schriftlicher Form zu veröffentlichen, wird hiermit Rechnung getragen.

Walter Gläßer (Herausgeber)

Bad Lauchstädt, Mai 1995

A. Berkner

Regionale Planungsstelle Braunkohle am Stufa Leipzig

Von der Braunkohlen- zur Seenlandschaft - Chancen und Konflikte bei der Gestaltung und Folgenutzung von Tagebau-Restseen in Westsachsen

1. Bestandsaufnahme - Wasserflächen, Seengrößen

- Die naturräumliche Einordnung erfordert eine Gesamtbetrachtung Wasserhaushalt/Restseen für Mitteldeutschland (Fluß Einzugsgebiete), wobei als „Grenzseen“ Goitsche im Norden und Haselbach im Süden fungieren sollen. Eine Fokussierung nur auf den Südraum Leipzig ist nicht angemessen, weil dies nur ein Ausschnitt eines zusammenhängenden Problemraumes in Mitteldeutschland ist. Deshalb soll bewußt eine Öffnung der Thematik erfolgen. Auch eine Differenzierung in „MIBRAG-“ und „MBV-Seen“ ist sachlich nicht hilfreich.
- Der vorbergbauliche Zustand in Mitteldeutschland (Westsachsen) war durch ausgeprägte Gewässerarmut gekennzeichnet (insbesondere Standgewässer nahmen lediglich einen Flächenanteil von 1...2 % ein).
- In Bergbau-Kernrevieren beträgt der aktuelle Flächenanteil zukünftig 3...4 % (Fläche Restseen insgesamt ca. 30 km³ mit einem Volumen von rund 270 Mill. m³), darunter naturnahe Kleinseen (Gniester Seen), kleine (Mondsee, Pähna) und mittelgroße Erholungsseen (Kulkwitz, Bergwitzsee), mittelgroße (Speicher Borna, Witznitz) bis große Wasserspeicher (Speicher Muldenstein) im Haupt- bzw. Nebenschluß.

Das Spezifikum der Region ist, daß bereits 1992...94 lediglich durch Einstellung der montanen Wasserhaltung ausgedehnte Wasserflächen in Abbau-Hohlformen entstehen (in Westsachsen Cospuden, Kahnsdorf, Bockwitz, Haselbach mit zusammen rund 7 km² Fläche).

Die landschaftsgestalterische Qualität ist in aller Regel nicht befriedigend, da die ingenieurtechnische Prägung (entsprechend der Berggesetzgebung) vorherrschend ist. Defizite bestehen insbesondere bei attraktiven Flachwasserzonen, naturnahen Kliffstrukturen, gegliederten Uferlinien (z. B. Elemente wie Inseln, Buchten und Halbinseln) und naturnaher Vorflutbindung.

Die Sanierung des mitteldeutschen Braunkohlenförderraumes wird, bedingt durch den für weitere 35...40 Jahre umgehenden „lebenden Bergbau“, nicht vor 2050-60 abgeschlossen sein. Sein Gesicht wird wesentlich durch Tagebaurestseen geprägt werden.

Die Größenordnung der entstehenden Gewässer kann wie folgt zusammengefaßt werden (Tab.1):

Tabelle1

Teilrevier	Restseefläche (km ²)	Restseevolumen (Mill. m ³)
Gräfenhainichen Bitterfeld-Delitzsch	55	710
Südraum Leipzig	67	1440
Zeitz-Weißenfels	21	600
Geiseltal-Großkayna-Roßleben	21	430
übrige Teilreviere	20	350
Mitteldeutschland (gesamt)	184	3530

Bislang wurden flächen- bzw. volumenseitig lediglich 16 bzw. 8 % der Gesamtproblematik gelöst (unzureichender Quantifizierungsversuch, nur zur Abschätzung der Größenordnungen brauchbar). Im Ergebnis der Sanierung entstehen zwei Seenkongkomplexe, die in ihrer Größe zu den 20 größten Seen in Deutschland (Goitsche 26 km², 400 Mill. m³; Geiseltal 18,9 km², 409 Mill. m³) zählen werden, dazu 11 weitere mit über 100 Mill. m³ Einzelvolumen und Flächen von 7...10 km² Wasserfläche.

2. Braunkohlenplanverfahren

In Sachsen erfolgt das Braunkohlenplanverfahren entsprechend dem Gesetz zur Raumordnung und Landesplanung im Freistaat Sachsen vom 29. Juni 1992 (Braunkohlenausschuß - Zusammensetzung; Tafel 1): in Sachsen-Anhalt findet die Erarbeitung von Teilgebietsentwicklungsprogrammen in Zuständigkeit der Regierungspräsidien statt.

Grenzübergreifende Planungen leiden unter unterschiedlichen gesetzlichen Instrumentarien und zum Teil unter extrem unterschiedlichen Planungstiefen (u. a. Profen - länderübergreifend vergleichbar, Goitsche - problematische Divergenzen, Haselbach - Zusammenarbeit mit Regionaler Planungsgemeinschaft Ostthüringen).

Die Festlegung der Folgenutzungsziele für Tagebaurestlöcher erfolgt unter Berücksichtigung von Abwägungen bei unterschiedlichen Auffassungen und divergierendem Zeitfaktor (für bereits in Wiedernutzbarmachung befindliche Hohlformen oft konkreter und sicherer als diejenigen für „Zukunftstagebaue“). Dabei sind folgende Gesichtspunkte zu berücksichtigen:

- öffentliche Interessen, insbesondere die von Anliegerkommunen (Akzeptanz)
- quantitative und qualitative Verhältnisse Gebietswasserhaushalt (Altlasten)
- geotechnische Forderungen (Standssicherheit - Böschungsneigungen, Anstiegsgeschwindigkeiten)
- naturwissenschaftlicher Erkenntnisstand (insbesondere Limnologie, Hydrochemie)
- Einwirkungen tangierender Fachplanungen

- finanzielle Rahmenbedingungen für Sanierung (Verwaltungsabkommen Bund-Länder)

Nur selten kommt es zur Übereinstimmung zwischen allen genannten Belangen (Beispiel Restseenkomplex Markkleeberger, Espenhainer See - wassergebundene Naherholung (Baden), und das möglichst kurzfristig; dem steht ein knappes und belastetes Oberflächenwasserdargebot entgegen; Massendefizit an Kippgesteinen zur finalen Restlochgestaltung; Erdfälle durch *innere Erosion* im Bereich der mitteloligozänen Meeressande im mittleren Stossenbereich (Störmthal), Wasserspiegelunterschied [Endwasserspiegelhöhe im Restsee Markkleeberg 115...117 m NN, im Restsee Espenhain 120...123 mm NN]; Unsicherheiten über Schadwirkung der Altdeponie B 2/95 bei Markkleeberg-Großstädteln nach Grundwasserwideranstieg; neue Deponie Cröbern; hoher Sanierungsaufwand bei der Restlochgestaltung).

Die aktuellen Verfahrensstände der Braunkohlenplanung Westsachsen werden in Tafel 2 zusammengefaßt:

3. Sachprobleme im Zusammenhang mit der Sanierung des Gebietswasserhaushaltes

Thesen:

- Die beste Rekultivierung schafft sich die Natur selbst, dies ist aber in menschlichen Zeithorizonten (Generation, Menschenleben) nicht realistisch; deshalb sollte eine Orientierung an den natürlichen Gleichgewichtszuständen unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit erfolgen. Sanierungsergebnisse müssen stabile Systeme unter Vermeidung laufender Kosten schaffen;
Das wasserbezogene Sanierungs-Globalziel besteht in der Wiederherstellung quasinatürlicher, im wesentlichen selbstregulierender Wasserhaushaltssituationen; dabei sollte nicht immer nur nutzungsbezogen („Wiedernutzbarmachung“) gedacht werden, da sich Nutzungsziele kurzfristig ändern können.

Mit Blick auf die nachfolgende Problempalette zeigt sich, daß außerordentlich komplexe Prozesse beherrscht werden müssen. Lösungsansätze aus einseitigen Perspektiven heraus können kaum zu vertretbaren Gesamtlösungen führen. Wichtig ist die wirkungsvolle Vernetzung von Untersuchungen im Sinne von Quell-/Zielbeziehungen, unabhängig von administrativen, eigentumsseitigen oder Zuständigkeitsgrenzen.

Problemkreise (ohne Anspruch auf Vollständigkeit; Beispiele, teilweise Fragen):

- Flußeinzugsgebiete - Oberflächenwasserhaushalt - Wassermenge (Tab.2)

Tabelle 2

Flußeinzugs- gebiet (1)	Mittleres Jah- resdargebot Mill.m ³ /a	Restloch- fläche km ²	Restloch- volumen Mill. m ³	Restloch- volumen Jahresdar- gebot a	zusätzl. Ver- dunstung Jahresdargebot %
Saale	2000	25	435	0,22	0,4
Mulde	1900	44	530	0,28	0,7
Weißer Elster	505	102	2100	4,20	6,1
Pleiße	150	28	370	2,45	5,6

(1) Bezugspegel Naumburg-Grochlitz (Saale), Golzern (Mulde), Zeitz (Weißer Elster), Böhlen (Pleiße)

Das Problem landschaftsnotwendiger Kleinstabflüsse wird beeinflusst durch einen wieder zu erwartenden Bedarfsanstieg (Restlochflutung selbst, industrielle Wasserbedarfsträger - Kraftwerk Lippendorf - Wasserbedarf ca. 3500 m³/h, Verdunstungsverluste 1450 m³/h) nach jahrelanger Bedarfsregression. Die Rückführung auf quasinatürliche Verhältnisse wird voraussichtlich ein noch jahrzehntelanger Vorgang bleiben.

- Flutungsgeschwindigkeit - Standsicherheit - Zwischen- und Endnutzung

Vor dem Hintergrund in der Vergangenheit eingetretener Setzungsfließbrutungen und Rutschungen (Nachterstedt 1959 6 Mill. m³, Haselbach 1978 2...3 Mill. m³, Zwenkau 1994 80T m³) wird eine möglichst rasche Restseeflutung angestrebt. Diese Standsicherheitserfordernisse kollidieren zwangsläufig mit Sukzessionsentwicklungen. Deren Umsetzung wäre gleichbedeutend mit der Vernichtung der Sukzessionen (RL Paupitzsch, Kleinrestlöcher im Raum Rositz-Meuselwitz). Ausgewogenheit sollte schließlich entscheiden, um beiden Interessen gerecht zu werden.

Nutzungsdruck auf entstehende Wasserflächen ist bereits gegeben, z. B. in Cospuden durch erste „Badegäste“ 1994 trotz gegenwärtiger saurer Wasserfüllung oder in Haselbach trotz eines Wasserstandes ca. 8 m unter Endwasserspiegel und völlig fehlender Infrastruktur (Entsorgung, ruhender Verkehr). Ein erster Ansturm 1995 ist kaum abzuwehren; deshalb wäre die Schaffung von Zugangsmöglichkeiten mit Benutzungsfähigkeit teilweise unabhängig vom Wasserstand (Delitzsch-Südwest, Werben) einzuplanen.

- Limnologische Qualität - Einflußfaktoren - Nutzungsziele - Belastbarkeiten

Das globale wasserwirtschaftliche Sanierungsziel sind ökologisch stabile Tagebaurestseen, möglichst ohne wassergütebedingte Nutzungseinschränkungen. In der Praxis treten zahlreiche limitierende Einflußfaktoren auf:

- Nutzungsüberlagerungen mit gegenseitigen Störwirkungen
- Altlasten in und außerhalb von Tagebaubereichen
- Hochwasserschutz

Eine Problematik tritt durch unterschiedliche, teilweise ungeklärte Sanierungsträgerschaften auf. Ein markantes Beispiel ist der Tagebau Goitsche bei Bitterfeld. In Teilbereichen lagern Chemiealtlasten der ehemaligen chemischen Werke von Bitterfeld und Wolfen mit bereits einsetzenden Schadwirkungen auf Umweltkompartimente. Es stellt sich die Frage, ob der Zeitraum bis Flutungsbeginn (1998) ausreicht, um problematische Interferenzen auszuschließen - und wenn, durch wen?

Ein weiteres aktuelles Beispiel ist Haselbach. Treten möglicherweise Einflüsse der bekannten Grundwasserkontamination des ehemaligen Teerverarbeitwerks Rositz oder der Sonderabfalldeponie Wintersdorf auf und treten damit in einen möglichen Konflikt mit vorgesehener wassergebundener Naherholung? Vergleichbare Konflikte in Bereichen des RL 13 - Restsee Zwenkau, dem Markkleeberger See des Tagebaues Espenhain (Deponie B2/95) oder im Restsee Witznitz (BVE) sind ebenfalls gegeben. Und bei allem wirkt ein ungemeiner Zeitdruck!

Ein neu hinzukommender Aspekt ist die Spontanvermüllung in Tagebaurandbereichen (Autowracks, Kommunalmüll - häufig in für Folge-landschaften sensiblen Zonen).

Ein weiterer Fragekomplex sind limnologisch-hydrochemische Inhomogenitäten (Ausfahrt- und Randschläuche in den Tagebauen Zwenkau und Espenhain mit angrenzenden Kippenmassiven und komplizierter Durchmischung). Wie groß ist die tatsächliche Beeinflussung der Wasserqualität durch eine episodische Flutung mit einer Hochwasserlamelle (Zwenkau - 8 % des Gesamtvolumens bei Inanspruchnahme)? Was sind die Folgen einer Übernutzung durch Erholungssuchende (Harthsee und Haselbach als relativ flache Restseen)?

Das Wasserqualitätsziel in anzulegenden Tagebaurestseen muß mit dem landesplanerischen Sanierungsziel, die Fließgewässer auf die Güteklasse II anzuheben, konform gehen. Der „Landschaftssee“ (wasserqualitätsbezogene Definition fehlt) darf nicht zur Hintertür für schlechte Wasserqualitäten werden. Kernstück der aktuellen Debatte ist die Grubenwasserleitung aus dem Tagebaubereich Profen in den Südraum Leipzig (für Cospuden allein kaum vertretbar im Rahmen eines regionalen Flutungskonzeptes unter Einbeziehung von möglichst vielen Restseen (Cospuden, Witznitz, Markkleeberg, Störmthal), aber sinnvoll. Damit wären zwischen 1996 und 2015 ca. 420 Mill. m³ Flutungswasser verfügbar.

- Vorfluteinbindung - Naturierung Verlegungsabschnitte - Auenverbund - „Kanalsysteme“

Die Frage der Vorfluteinbindung wurde in der Vergangenheit mit unterschiedlichsten Lösungen geregelt. Die Folgeprobleme waren deshalb auch differenziert:

- Muldenstein - Hauptanschluß an die Mulde - Auswirkungen auf limnologische Qualität,
- Kulkwitz - keine Vorfluteinbindung - Wasserspiegelanstieg bis zur Substanzgefährdung der Naherholung und Gefährdung wichtiger Verkehrsstrassen,
- Harthsee - nachträgliche Schaffung eines Abflusses,
- Speicher Witznitz - Nebenschlußlage wird durch vollständige Einleitung der Eula praktisch zum Hauptschluß

Im Zusammenhang mit dem Grundwasseranstieg ist eine Vorflut-Neuordnung und -gestaltung als Problem zu lösen (Stichworte Perspektive von Verlegungsabschnitten in unmittelbarer Tagebaunachbarschaft mit ingenieurtechnischer Prägung [Geraden, Kreisbögen als Trassierungselemente, Trapezquerschnitte, Dichtungen gegen Untergrund], Reaktivierung bergbaubedingt gekappter Fließgewässer, künstliche Wiederherstellung von Gewässerläufen).

Beispiele

- Einbindung von Lober und Leine in den künftigen Restseenkomplex Goitsche
- Wiederherstellung des Lober als durchgehendes Fließgewässer-Ökosystem im Tagebau Breitenfeld
- Reaktivierung von altem Elsterlauf und Nebenvorflutern im Eichholz bei Zwenkau; Neuanlage und Bespannung des Floßgrabens auf der Kippe Profen
- Reaktivierung der alten Gösel bei Dreiskau-Muckern; Rückverlegung in Richtung Markkleeberg
- Aufgabe des verlegten Schauderlaufes im Bereich Hohendorf - Langenhain - Oellschütz

Darüber hinaus gehende Vorstellung, die „eine Nummer größer“ sind:

- Stichwort Wiederherstellung Auenverbund bei Mulde (Tagebaubereich Goitsche) und Weiße Elster (Zwenkau); unter den Aspekten Landschaftssanierung und Sanierung hydrogeologisch wirksamer Systeme nachvollziehbar; günstigere Variante Halbdamm gegenüber Teilung Restloch durch „Dammfluß“, entgegenstehende praktische Gründe sind Massenverfügbarkeit, Verzögerung der Sanierung, Bezahlbarkeit (Größenordnungen 150...300 Mill. DM), deshalb in Braunkohlenplanung nicht weiter verfolgt.

Die Schaffung von Tagebaurestseeüberläufen läßt den Problemkreis Kanalverbindungen zwischen Tagebaurestseen (u. a. Vorstellungen zur 3. Regionalkonferenz in Espenhain und Borna) wieder diskussionwürdig erscheinen.

- Gestaltungsspielräume - Nachhaltigkeit von Sanierungsergebnissen - Sanierung als Prozeß

„Technogene“ Restseen sind oft ohne landschaftliche Attraktivität, „Betriebsunfälle“ der Vergangenheit waren oft von erheblichem Wert; bei der Gestaltung von Restseen Bestehen von „harten“ und „weichen“ Ufern im Sinne der Existenz von Gestaltungsspielräumen; Frage kontinuierlicher Sanierungsbegleitung; zumindest einige Beispiele, wo Nutzung von Spielräumen für die Anlage von Halbinseln oder Inseln noch nicht zu spät ist; Regionalkonferenz Südraum Leipzig - Ideen - möglicherweise außerhalb des Betrachtungsraumes interessant und umsetzbar

Die Überführung von Braunkohlentagebauen in die Sanierung ist oft mit harten sozialen Einschnitten verbunden, deshalb wird bei der Sanierung in Einzelfällen der Beschäftigungseffekt zunächst höher bewertet; ein verantwortungsbewußter Umgang mit Sanierungsmitteln erfordert eine Kurskorrektur bei der Prioritätensetzung in Richtung Wiedernutzbarmachung/Gestaltung; besonderer Schwerpunkt ist die Zwischengestaltung in Restlochbereichen, die nochmals vom Abbau erfaßt werden (Peres, Groitzscher Dreieck) → erdgeschichtliches Museum, Zwischennutzung mit Überführbarkeit in Endzustand.

Dies werden Problemkreise ohne Vertiefung in Einzelheiten:

- Restlochgestaltung - Kippennutzung - Vernässungserscheinungen
- Perspektive Aschespülbecken nach Auslauf Brikettfabriken (Schlafplätze für Gänse)
- Perspektive Grundeigentum Treuhand/MBV (Pachtverhältnis Harthsee)
- Planfeststellungspflichtigkeit wasserbaulicher Vorhaben (Floßgraben Profen)

4. Schlußthesen

- Es ist eine klare Bestandsaufnahme über Erkenntnisstand und -defizite erforderlich (wie gut wissen wir, was wir wissen); eine Fixierung von Untersuchungen auf Defizitbereiche ist nötig; eine Herstellung eindeutiger Ursache-Wirkungs-Relationen erforderlich, dabei ist keine Art von Grenze hilfreich.
- Mitteldeutschland sitzt bezüglich der wasserwirtschaftlichen Sanierung in einem Boot (Flußeinzugsgebiete länderübergreifend - Weiße Elster - CSR-Sa-Th-SA-Sa-Sa; Flutung Pro, Südraum Leipzig, Luppe Überleitung - DSW/BRF, Merseburg-Ost - es besteht ein sachlicher Zwang zur Zusammenarbeit.
- Vortrag EIBMANN 1986 an Universität Leipzig - Der Bergbau als bestimmender geologischer Faktor in den letzten 200 Mill. Jahren Erdgeschichte; die Massenbewegungen Mitteldeutschland sind bislang auf ca. 30 km³ zu veranschlagen; auch wenn ein künftiger Bergbau nur noch etwa 10 % dieses Umfanges bewegen wird, ändert sich an dieser Einschätzung nichts (ca. 100 Jahre gegenüber 10⁴ Jahren quartäre Kaltzeit).
- Gleichfalls unverändert Bestand hat das Maß unserer Verantwortung angesichts der Größe und zu erwartender Lebensdauer der zu schaffenden Restseen (Aussage gilt revierübergreifend) → *Tabelle 3: 20 größte Seen Deutschlands 2050*
- *Tagebaurestseen fett, kursiv*

Tabelle 3

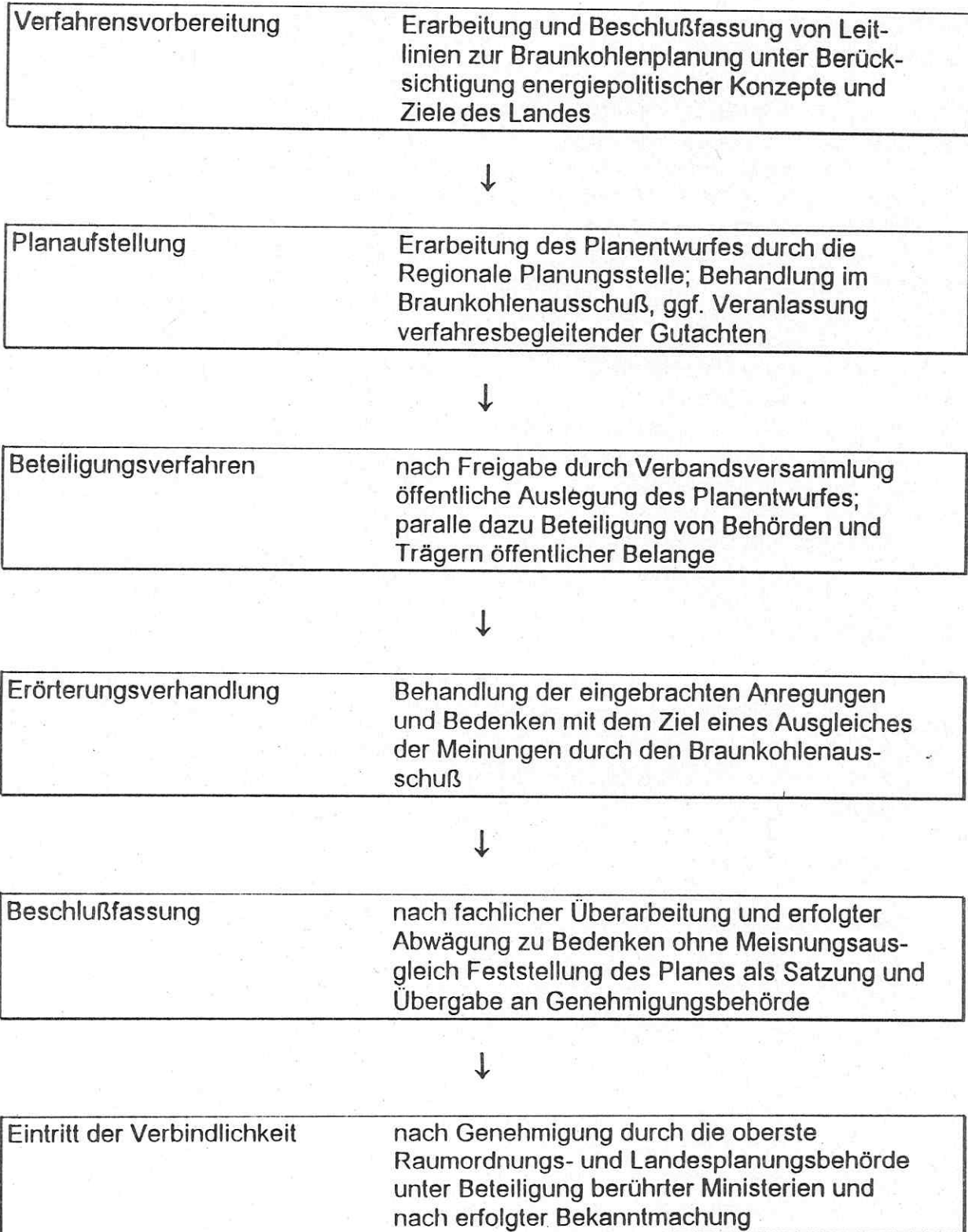
See/Restsee - Lage	Fläche km ²	Tiefe (max.) m	Volumen Mill. m ³
01 Bodensee (Alpenvorland)	538,5	252	48465
02 Müritz (Mecklenburg)	110,3	31	662
03 Chiemsee (Alpenvorland)	82,0	73	2132
04 Schweriner See (Mecklenburg)	60,6	51	787
05 Starnberger See (Alpenvorland)	57,2	128	3089
06 Ammersee (Alpenvorland)	46,6	81	1771
07 Hambacher See (Rheinisches Rev.)	42	300	4600 1)
08 Plauer See (Mecklenburg)	38,0	24	304
09 Kummerower See (Mecklenburg)	32,2	26	258
10 Steinhuder Meer (Nordwestdeutshl.)	29,4	3	59
11 Sedlitz-Skado-Koschen (Lausitz)	29,3	41	464 2)
12 Gr. Plöner See (Holstein. Seenplatte)	29,0	60	406
13 Goitsche (Bitterfelder Revier)	26	60	400
14 Schaalsee (Mecklenburg)	23,3	72	396
15 Garzweiler See (Rheinisches Revier)	23	190	2000 1)
16 Selenter See (Holst. Seenplatte)	22,4	36	381
17 Kölpinsee (Mecklenburg)	19,9	28	80
18 Geiseltalsee (Merseburg)	18,9	70	409
19 Tollensesee (Mecklenburg)	17,8	33	303
20 Nochtener See (Lausitz)	17,7	80	354 3)
21 Walchensee (Alpen)	16,3	190	1320
22 Cottbuser See (Lausitz)	16,1	51	150

1) Angaben nach Aussagen RHEINBRAUN AG; Veränderungen infolge modifizierter Tagebauführungen (Umfang Abraum Fremdverkipfung, Genehmigung Garzweiler II); Wasserspiegelhöhen Hambach + 60 m NN, Garzweiler + 65 m NN; mittlere Tiefen 260 bzw. 170 m

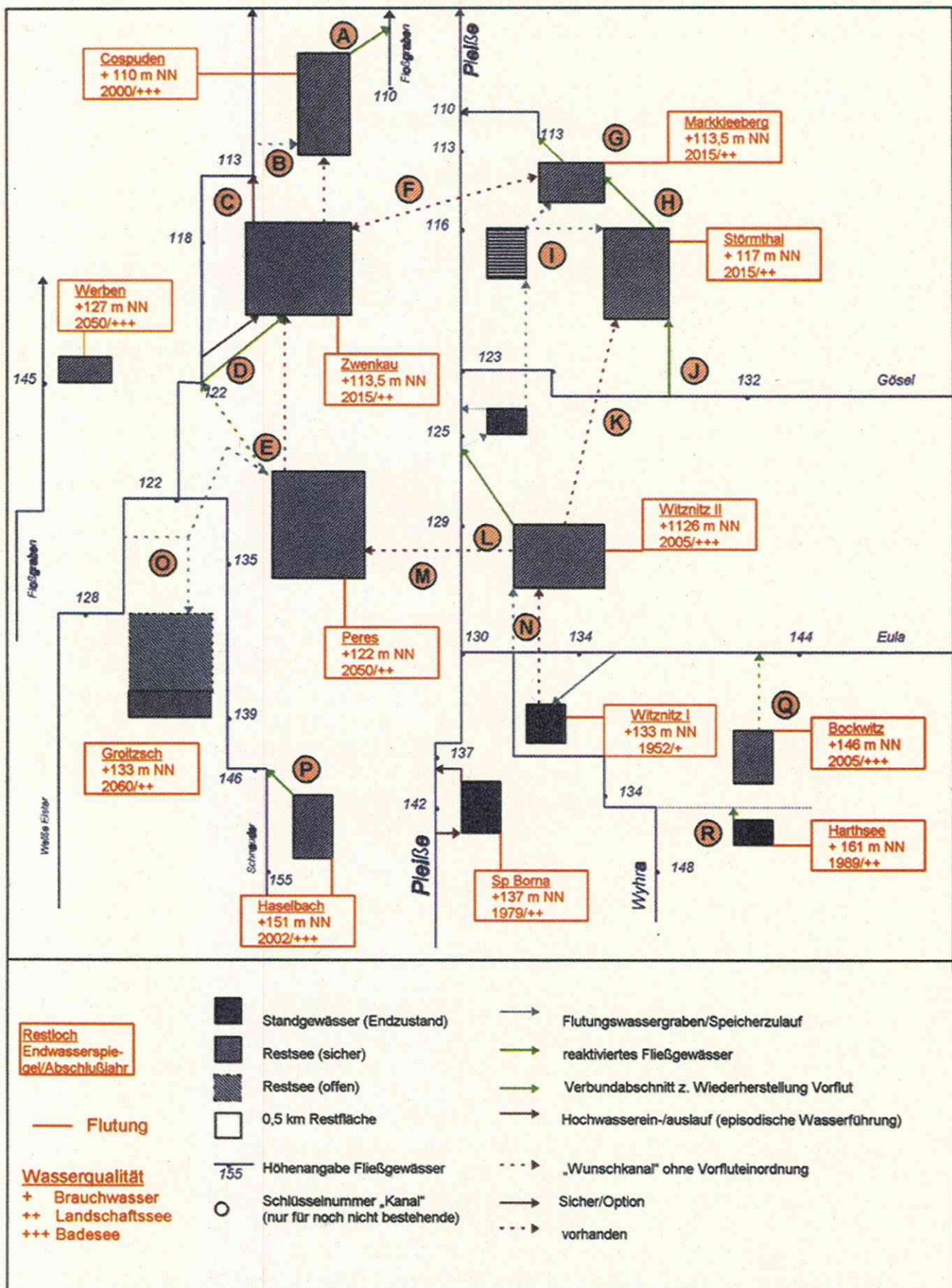
2) Angaben nach LBV

3) Angaben nach LAUBAG AG

Braunkohlenplanverfahren im Freistaat Sachsen - Verfahrens- und Beteiligungsschritte -



Tafel 2



H. Klapper
 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
 Sektion Gewässerforschung Magdeburg

Ökotechnologisch nutzbare Naturpotentiale zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in Bergbaurestseen

1. Einleitung; Problemlage

Die neu entstehenden Bergbaurestseen entsprechen nicht immer den Erfordernissen bzw. weisen sie häufig eine verbesserungsbedürftige Wasserqualität auf. Bewertungsmaßstab hierfür sind z. B. natürliche Seen mit ihrer abiotischen und biotischen Ausstattung und mit ihrer vielseitigen Nutzbarkeit. Der vor allem aus Naturschutzkreisen geäußerten Meinung, die Beschaffenheit möge allein der natürlichen Sukzession überlassen werden, ist zu entgegnen, daß die Bergbaurestseen höchst unnatürlich durch Tätigkeit des Menschen entstanden sind. Einschneidende Eingriffe des Tagebaubetriebes in den Wasserhaushalt haben völlig neue Umweltbedingungen erzeugt, die teilweise extrem vom natürlichen Ausgangszustand abweichen. Vor allem haben geänderte Redox-, pH- und Löslichkeitsbedingungen eine Wasserbeschaffenheit zur Folge, wie sie in der Natur allenfalls von Vulkanseen beschrieben wird. Sofern ein mannigfaltiges Arteninventar als Naturschutzziel postuliert wird, müssen die artenarmen Extremhabitate saurer oder versalzter Gewässer als wenig schützenswert erscheinen. Objekte, bei denen eine intensive Nutzung vorgesehen ist, sind an Hand der Qualitätsstandards für Badegewässer, Fischgewässer, Beregnungswasser usw. zu beurteilen. Werden die dort vorgegebenen Normen nicht eingehalten, können zunächst die entsprechenden Nutzungen nicht ausgeübt werden. Die Realität vor Ort hat jedoch eine nicht zu vernachlässigende soziale Komponente: Die sehr einseitig auf Kohlegewinnung und -verarbeitung ausgerichtete Region benötigt dringend Ersatzarbeitsplätze in neu zu entwickelnden Erholungslandschaften. Aus dieser Problemlage erwächst die Notwendigkeit einer bewußten Wassergütebewirtschaftung, die auch aktive Steuerungsmaßnahmen einschließt.

2. Abbauführung und Wassergüte

Die Einflußnahme auf die Beschaffenheit kann zeitlich und räumlich sehr unterschiedlich plaziert sein. Wie beim Rheinischen Garzweiler kann schon bei der Abbauplanung darauf geachtet werden, daß der spätere Grundwasseranstrom vorrangig aus dem gewachsenen Gestein erfolgt und möglichst wenig aus den Kippen zufließt (s. Abb. 1). Pyrit und Markasit waren seit der Vorentwässerung und Abbaggerung des Abraumes und danach weitere Jahrzehnte der Kohleförderung, dem Luftzutritt und damit der Oxidation zu Schwefelsäure und Eisensulfat ausgesetzt. Der stärkste Säureschub ist erst beim Austritt des Grundwassers aus der Kippe und der weiteren Oxidation zum Eisenhydroxid zu erwarten. Dem kann durch Mitbenutzung von Oberflächenfüllwasser und möglichst schnellen Wasseranstieg im Restsee entgegengewirkt werden. Insgesamt sind Schadstoffausträge aus dem die Restseen umgebenden Gestein eine Funktion des Wasserdurchflusses. Eine Grundforderung zur Wassergütebewirtschaftung von Bergbaurestseen ist die Drosselung des Grundwasserfließens als Vehikel des Stoffaustrages. Jeder Restsee stellt zugleich eine Blänke des Grundwassers dar, der dem Fließen praktisch kei-

nen Reibungswiderstand entgegensetzt. Im geneigten Grundwasserfeld ist der waagrecht ausspiegelnde See eine Stufe. Das oberstromig höher anstehende Grundwasser wird vom See angezogen, in den Abstrom wird Seewasser exfiltriert. Mit der Längsausdehnung des Sees in Richtung des Grundwassergefälles steigt die Wirkung der "Grundwasserpumpe" und damit des unerwünschten Stofftransportes. Dort, wo die langgestreckten "Randschläuche" quer zum Gefälle liegen, gibt es kaum Probleme. Bei einer Längserstreckung in Grundwasserfließrichtung kann der Transport durch Querteilung so gedrosselt werden, daß die Teilgewässer weitgehend den gleichen Wasserstand aufweisen wie das angrenzende Grundwasser (s. Abb. 1 und 2).

3. Wahl des Füllwassers - typische Belastungsarten

Bei der Verwendung von Oberflächenfüllwasser kann die Versauerung durch Verdünnung und durch die Neutralisation mittels der mitgeführten Karbonathärte beherrscht werden. Prioritäres Problem wird in diesem Fall die Eutrophierung. Auch nach der deutlichen Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in den neuen Bundesländern, liegen die Phosphatgehalte der Flüsse ganz erheblich über denjenigen, die für die angestrebten mesotrophen Bedingungen in den künftigen Erholungsseen notwendig sind. Im Hinblick auf die Wasserbeschaffenheit sollten die Anteile an Grund- und Oberflächenwasser bei der Füllung so gesteuert werden, daß ein eben neutralisiertes Wasser resultiert, in dem Eisen und Aluminium ausgefällt werden und ihre Phosphatbindungskapazität genutzt wird, um der Eutrophierung zu begegnen.

Voll durchflossene Restseen, wie der aus dem Tagebau Muldenstein hervorgegangene Muldestausee, wirken als Flußkläranlage (s. Abb. 3). Als Erholungsgewässer mit primärem Körperkontakt sind derart stark durchflossene Gewässer wenig geeignet. Neben der Planktonproduktion und bakterieller Belastung aus dem Fluß stört der Unrat, der bei Hochwasser vom Fluß abtransportiert wird und an den Ufern des Standgewässers antreibt. Neuerdings wird die Wirkung als Geschiebefalle für die Mulde kritisch diskutiert. Ohne diese Geschiebefracht vertieft sich unterhalb die Sohle und damit der Grundwasserstand in den Auenwäldern. Die direkte Einbindung von Restlöchern in das Flußsystem soll die große Ausnahme bleiben. Dort, wo auf eine "Vorsperrenfunktion" im Sinne der Nährstoffelimination Wert gelegt wird, ist die hydrologische Einbindung im Nebenschluß effektiver, die Elimination steigt mit der Verweilzeit. Diese Art der naturnahen Aufbereitung beruht auf vielen Teilprozessen:

- Sedimentation allochthoner Trübstoffe
- Inkorporation und Adsorption von Nähr- und Schadstoffen in planktische Biomassen
- heterotropher Abbau von organischen Substraten und Biomasse. Der hierzu erforderliche Sauerstoff stammt zu wesentlichem Teil aus der Photosynthese der Algen
- Sedimentation autochthon gebildeter Biomasse, Übergang ins Dauersediment

Die unterschiedlichen Belastungsarten und Füllwasserqualitäten je nach Herkunft aus Grund- oder Oberflächenwasser bzw. verschiedener Mischfüllungen verlangen eine differenzierte Betrachtung (s. Abb. 4). Bei alleiniger Grundwasserfüllung kann man die Prioritätenfolge der Beschaffenheitsprobleme wie folgt benennen:

1. geogene Versauerung durch Pyritoxidation
2. geogene Versalzung durch zechsteinbeeinflusste Liegendwässer
3. Kontamination durch Schadstoffdeponien der kohleveredelnden und chemischen Industrie sowie Hausmüll

Oberflächenfüllwässer sind in ihrer Beschaffenheit und bezüglich der Gütebewirtschaftung überwiegend nach ihrer Trophie zu bewerten. Die weiteren Probleme sind von relativ geringer Bedeutung:

1. Eutrophierung durch hohe Nährstoffgehalte aus diffusen und Punktquellen, Massenentwicklung autotropher Algen
2. Saprobisierung durch organisch belastete Füllwässer, Massenentwicklung heterotropher Bakterien und Pilze
3. Infektion mit pathogenen Mikroben

Beinahe jeder Streß läßt sich durch Mischfüllung günstiger gestalten. Die geogene Versauerung ist mit dem Hydrogencarbonat aus dem Fluß bekämpfbar und selbst eine gezielte Eutrophierung ist in der stark sauren Initialphase (bei $\text{pH} < 3$) vertretbar.

Ein anaerobes Hypolimnion - bei Naturseen häufig Grund zur sanierenden Belüftung - ist im Fall der Versauerung gewollt! Anaerobie ist sogar die entscheidende Voraussetzung für die Umkehrung des Versauerungsvorganges: Entsauerung durch sulfidische Bindung von Schwefel und Eisen. Die biologische Desulfurikation endet im wesentlichen beim FeS. Die weitere Schwefelanreicherung (Sulfurisation) zum Pyrit (FeS_2) ist ein geochemischer Diagenese-prozeß (HAKANSON & JANSSON 1983). Bezüglich der Versalzung kann praktisch nur mit der Verdünnung durch Oberflächenfüllwasser gegengesteuert werden. Entscheidend ist ein schneller Gegendruck in der Anfangsfüllphase. Beim Abschalten der Randriegelbrunnen kommt es infolge des Druckausgleiches zu massivem Aufstieg hochsalinen Liegendgrundwassers. Die Kontamination mit Deponiestoffen bedarf der Einzelprüfung. Toxizität, Abbaubarkeit, Bioakkumulation und Mobilität sind einige der Kriterien, nach denen erforderliche Handlungsoptionen entschieden werden. Da gerade bei toxischen Stoffen die Sonderdeponie einen sehr hohen Aufwand bedeutet, ist die Entnahme und Ex-Situ-Behandlung nach Möglichkeit zu vermeiden. Die Schadstoffausbreitung ist z. B. dadurch zu vermeiden, daß bei subhydrischer Lagerung eine kleine Wassermenge aus dem Kontaminationszentrum entnommen und behandelt wird, dadurch eine hydraulische Senke entsteht, aus der kein Abfluß erfolgt. Der Hufeisensee bei Halle besitzt einen anaeroben Tiefenwasserkörper, der offenbar aus der Deponie austretende Schadstoffe auffängt und dessen Wasser am Stoffhaushalt des Sees nicht teilnimmt (s. auch SCHARF u. a. 1995).

Auch die Überführung adsorbierter Schadstoffe ins Dauersediment kann als nachhaltige Lösung angesehen werden, wenn, wie häufig beobachtet, die Sedimentationsraten ganze Zentimeter pro Jahr betragen und überwiegend durch sulfidisches oder hydroxidisches Eisen geprägt sind.

Die Eutrophierung stehender Gewässer ist ein erschöpfend bearbeitetes Problemfeld, wobei die Methoden zur Bekämpfung der Eutrophierung mehrfach in Buchform

erschienen sind (KLAPPER 1980, 1991, 1992; HARPER 1992; RYDING & RAST 1989; COOKE et al. 1993). Eine bewußte Förderung der Trophie wurde und wird vielerorts noch von der Fischerei zur Ertragssteigerung betrieben. Im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung wurde in Norfolk/England ein interessanter Pilotversuch mit Applikation von Kalk und Klärschlamm durchgeführt. Der pH-Wert im Blue Lagoon stieg von 3 auf 8, wobei der Klärschlamm das weitere Eindringen von Säure verhindern sollte. Der See blieb nur 2 Jahre neutral. In dem nur 1,50 m tiefen Gewässer wurde der Klärschlamm in die Tiefe verfrachtet, die Flächenversiegelung war insuffizient (DAVISON et al. 1989)

In der Lausitz wurde ein versauerter Randschlauch unbeabsichtigt durch Kommunalabwässer der Kleinstadt Laubusch eutrophiert. Das anaerobe Tiefenwasser wurde neutral, Fische und eine üppige Makrophytenvegetation haben sich in der sogenannten Flußkläranlage angesiedelt. Die direkte organische Belastung - Saprobisierung - wird in Standgewässern meist durch die Sekundärbelastung übertroffen. Bei Abwasserzufuhr wird durch gleichzeitig zugeführte Nährstoffe ein Mehrfaches an organischer Biomasse erzeugt. Auch hier sind unterschiedliche Wertungen angezeigt. Bei neutralen Restseen beeinträchtigt die organische Belastung alle Nutzungen, Gegenmaßnahmen z. B. in Form der Belüftung sind angezeigt, um unerwünschte Rücklösungen von Phosphor, Eisen, Mangan usw. zu verhindern und den Lebensraum für Fische und Fischnährtiere zu erweitern.

Ein geogen versauerter Restsee ist bei pH-Werten um 3 fischleer, frei von Kleinkrebsen, extrem artenarm und kaum nutzbar. In dieser Situation ist eine organische Belastung, die zu Anaerobie im Tiefenwasser führt, geradezu wünschenswert, um durch Desulfurikation Säure und Eisen zu binden. Die Dauer einer solchen Substratzufuhr sollte sich dabei nach dem Neutralisationsbedarf für nachströmende Säure aus der Kippe richten.

Die Infektion mit pathogenen Organismen ist nur aus der Sicht hygienerelevanter Nutzungen interessant. Dabei ist zu beachten, daß die in der Gewässerüberwachung üblichen Kulturmethode in versauerten Seen um mehrere Größenordnungen kleinere Werte ergeben als Direktzählungen, bei denen z. B. die chemotrophen Keime miterfaßt werden. Die auf den Nährböden wachsenden heterotrophen Bakterien sind im Säuremilieu wenig aktiv, ein Grund dafür, daß sich in sauren Bergbaurestseen untergegangene Bäume jahrzehntelang erhalten (s. Abb. 6). Bakterien leben bevorzugt sessil. Sie sedimentieren zusammen mit anderen aussinkenden Partikeln. Die bakteriologischen Badewasserkontrollen geben selten Grund zur Beanstandung.

4. Ansätze zur Gütesteuerung und Forschungsbedarf

Die Mechanismen und Möglichkeiten zur Steuerung der Wasserbeschaffenheit wurden im Kontext mit den unterschiedlichen Belastungsformen herausgearbeitet. Für die bei neutralen Seen erforderliche Kontrolle der Eutrophierung steht ein ganzer Maßnahmenkatalog zur Verfügung (s. Abb. 5). Eine zusätzliche Stichwortsammlung faßt jene Ansätze zusammen, bei denen vorrangig Naturpotentiale eingesetzt werden (s. Tab. 1). Nicht berücksichtigt ist hierbei z. B. die chemische Neutralisation saurer Gewässer. Zur Korrektur des pH-Wertes in den durch sauren Regen beeinträchtigten Seen hat sich die Kalkung in vielen technologischen Varianten als Standardverfahren bewährt.

Tab. 1 Ansätze zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in Bergbaurestseen unter Nutzung von Naturpotentialen

Belastung (Stressoren)	ökotechnologisch nutzbare Leistung zur Sanierung	Randbedingungen, Risiken
Versauerung u. SM-Mobilität	Minimierung des GW-Fließens, Neutralisation durch Denitrifikation und Desulfurikation	Zufuhr von C-Quellen, Fernhaltung von O ₂
Versalzung	Minimierung der Liegendentwässerung, Umkehr des GW-Gefälles durch Fremdfutung, Verdünnung	Meromixie, Anaerobie u. H ₂ S-Akkumulation im Monimolimnion
Kontamination SM u. Schadstoffe	Adsorption, Inkorporation, Kopräzipitation, Sedimentation, Abbau, Immobilisierung im Dauersediment, Verdünnung	giftige Metaboliten, Bioakkumulation, Migration im GWL
Eutrophierung Nährstoffe	P-Bindung an Fe ³⁺ , Al ³⁺ , Ca ²⁺ , Inkorporation, Bioflockulation & Sedimentation, Biofiltration (tierische Filtrierer, Makrophyten & Aufwuchs), biogener O ₂ -Eintrag	O ₂ -Tag-Nacht-Gänge, Zehrung im Hypolimn., pH-Schwankungen, Licht, Lebensrhythmen
Saprobisierung	mikrobieller Abbau org. Stoffe; Sauerstoffatmung, Nitratatmung, Sulfatatmung, sulfidische Bindung von Säure u. SM, H ₂ S-Verwertung durch Photosynthese	O ₂ -Zufuhr oder Fernhalten von Verkeimungen, H ₂ S-Akkumulation, Licht,
Infektion	Adsorption, Bioflockulation, Sedimentation, Entkeimung durch UV und Anoxie; mikrobielle Nutzung energiereicher, reduz. Substrate; Nitrifikation, Enteisung, Entmanganung, Sulfurikation (Erzleaching)	Überleben in saprobem Milieu, Nitrifikation und Sulfurikation bilden Säure

Bis 1991 waren in Schweden über 5000, in Norwegen einige hundert, in den USA 150 Seen mit Kalk neutralisiert worden (OLEM 1991). Durchweg handelt es sich bei diesen Objekten um gering gepufferte Weichwasserseen mit Ausgangs-pH-Werten nicht unter 4. Die Neutralisation bedarf der 10fachen Basenmenge, wenn vom pH 3 ausgegangen wird zuzüglich der noch größeren Menge, die für die Überwindung der Eisenpufferung erforderlich ist.

Diese wesentlich kritischere Situation in den schwefelsauren Seen, vor allem des Lausitzer Reviers, ist Ausgangspunkt für künftige Forschungen mit dem Ziel, die ökotechnologischen Bedingungen zur Förderung der bakteriellen Sulfidbildung zu definieren. Dafür ist einerseits die Schichtung zu stabilisieren, andererseits der Stoffhaushalt anzuregen. Die erforderlichen C-Quellen können direkt in das zu reduzierende Milieu eingetragen oder durch gesteuerte Eutrophierung autochthon im See als Biomasse produziert werden. Eine beachtliche Basenbildungskapazität besitzen die Sedimente. Alkalität wird produziert, wenn NO_3^- , MnO_2 , FeOOH und SO_4^{2-} als terminale Elektronenakzeptoren bei der Oxidation organischer Stoffe fungieren. Die Restauration saurer Bergbaurestseen hängt wesentlich von der Verfügbarkeit abbaubarer organischer Stoffe ab (DAVISON et al. 1989). Die Wasserbeschaffenheit kann am wirtschaftlichsten gesteuert werden, wenn entsprechende Ökotechnologien mit weitgehender Nutzung der Naturpotentiale zum Einsatz gelangen.

Literatur

- [1] COOKE, G.D.; WELCH, E.B.; PETERSON, S.A. & P.R. NEWROTH (1993): Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Lewis Publishers 2nd Ed, 558 pp.
- [2] DAVISON, W.; REYNOLDS, C.S.; TIPPING, E. & NEEDHAM, R.F. (1989): Reclamation of acid waters using sewage sludge.- Environm. Pollution, **57**, 251-274
- [3] HÅKANSON, L. & M. JANSSON (1983): Principles of lake sedimentology.- Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo
- [4] HARPER, D. (1992): Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration.- Ed. Chapman & Hall, London, 327 pp
- [5] KLAPPER, H. (Ed.) (1980): Flüsse und Seen der Erde.- URANIA-Verl. Leipzig, 240 S.
- [6] KLAPPER, H. (1991): Control of eutrophication in inland waters.- ELLIS HORWOOD, 337 pp
- [7] KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz.- G. Fischer Verl. Jena, 280 S.
- [8] OLEM, H. (1991): Liming acidic surface waters.- Lewis Publishers, 331 pp
- [9] RYDING, S.O. & W. RAST (Ed.) (1989): The control of eutrophication of lakes and reservoirs.- Publ. UNESCO and Parthenon Publishing Group, 314 pp
- [10] SCHARF, B.W.; DERMIETZEL, J.; MELZER, A.; RICHTER, W. & H. RÖNICKE (1994): Beitrag zur Limnologie des Hufeisensees.- Workshop "Bergbaurestseen" Nov. 1994 in Bad Lauchstädt, 28 S.



Abb. 1: Zusammenhang zwischen Abbauführung und geogener Versauerung

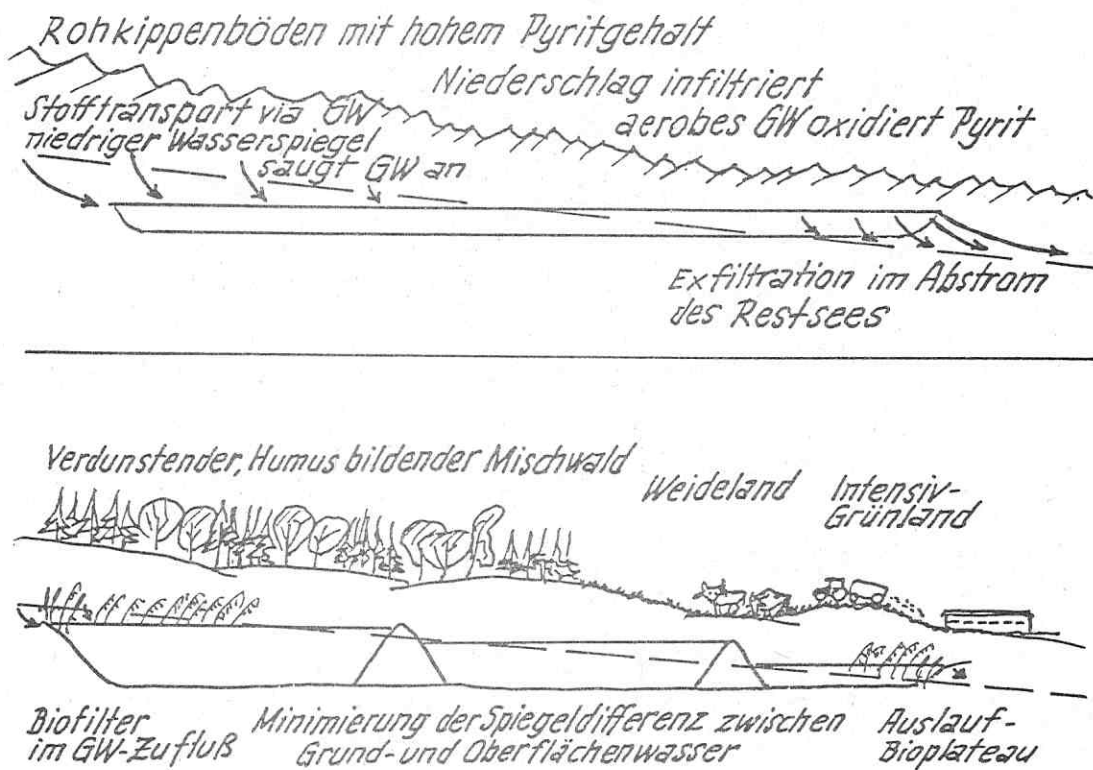


Abb. 2: Grundwasserfließen, Auslöser der geogenen Versauerung (oben); Maßnahmen zur Drosselung grundwassergebundener Transporte (unten)



Abb. 3: Der Muldestausee eliminiert Geschiebe, Sinkstoffe, Phosphor und organische Stoffe. Der Ablauf kann zur Füllung weiterer Restseen mitgenutzt werden (Foto: Schultze)

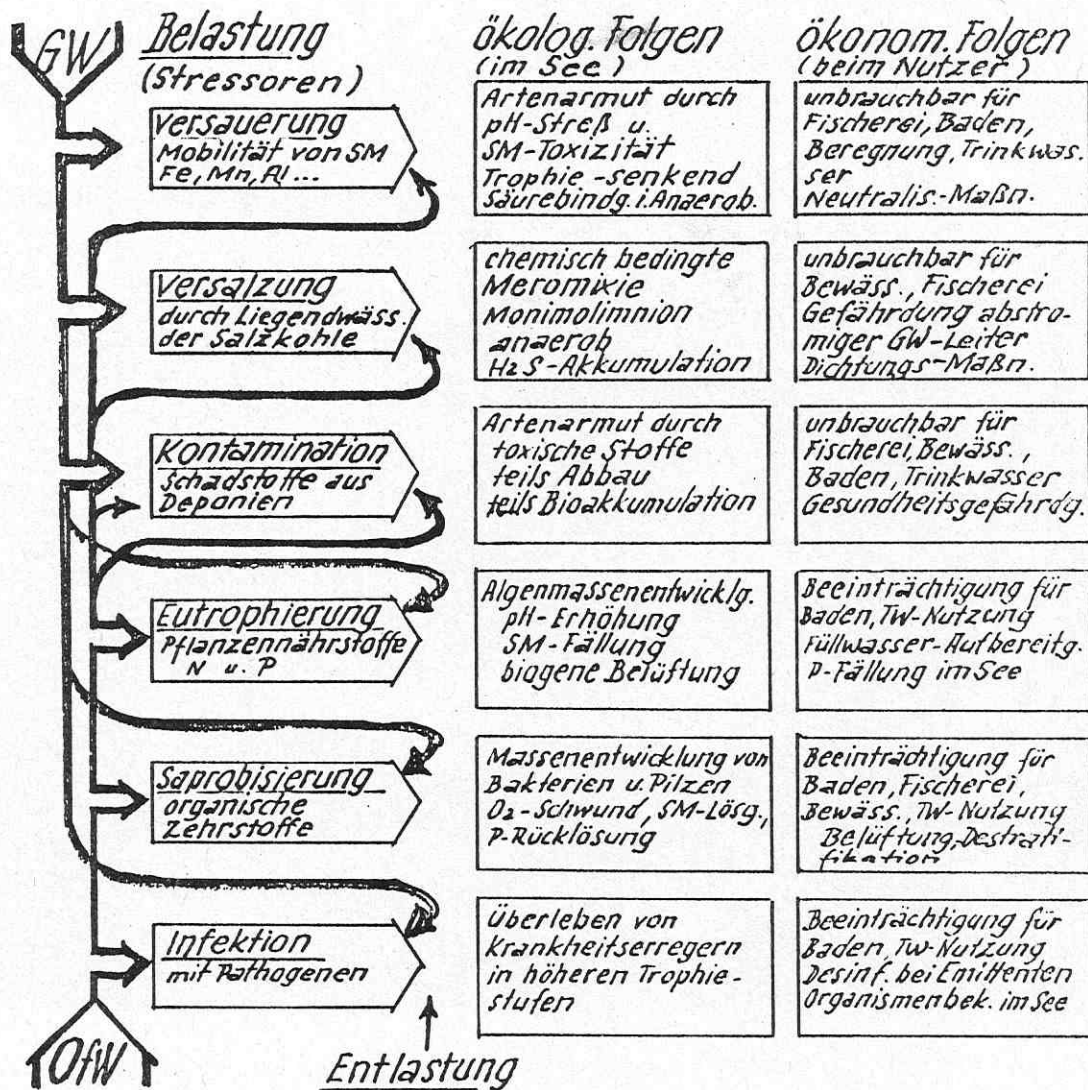


Abb. 4: Belastungsarten und -folgen in Bergbaurestseen bei Grund- und/oder Oberflächenfüllwässern. (GW = Grundwasser, OfW = Oberflächenwasser, SM = Schwermetalle)

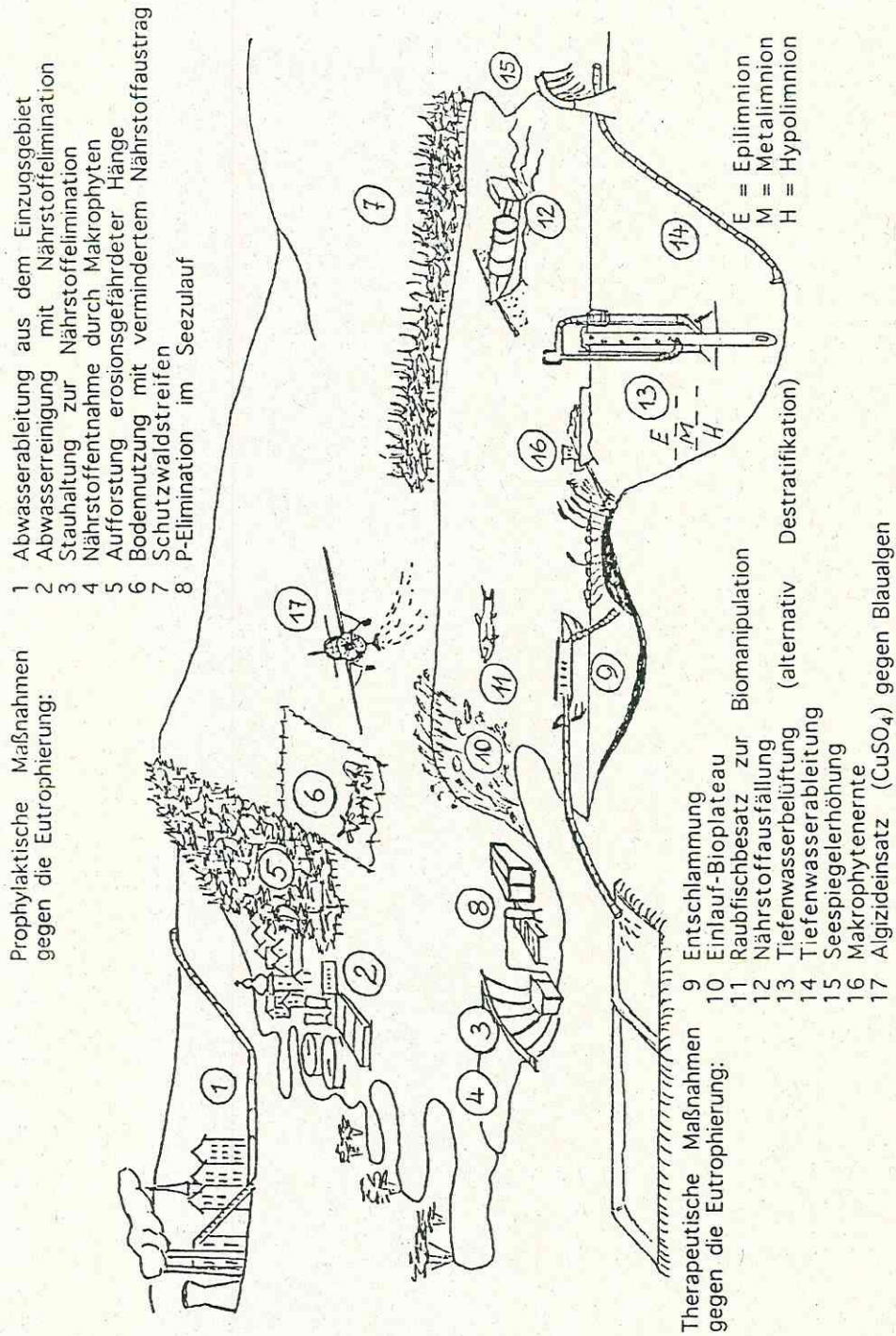


Abb. 5: Erprobte Verfahren zum Schutz von Seen vor Eutrophierung bzw. zu ihrer Restauration (geändert aus KLAPPER 1980)

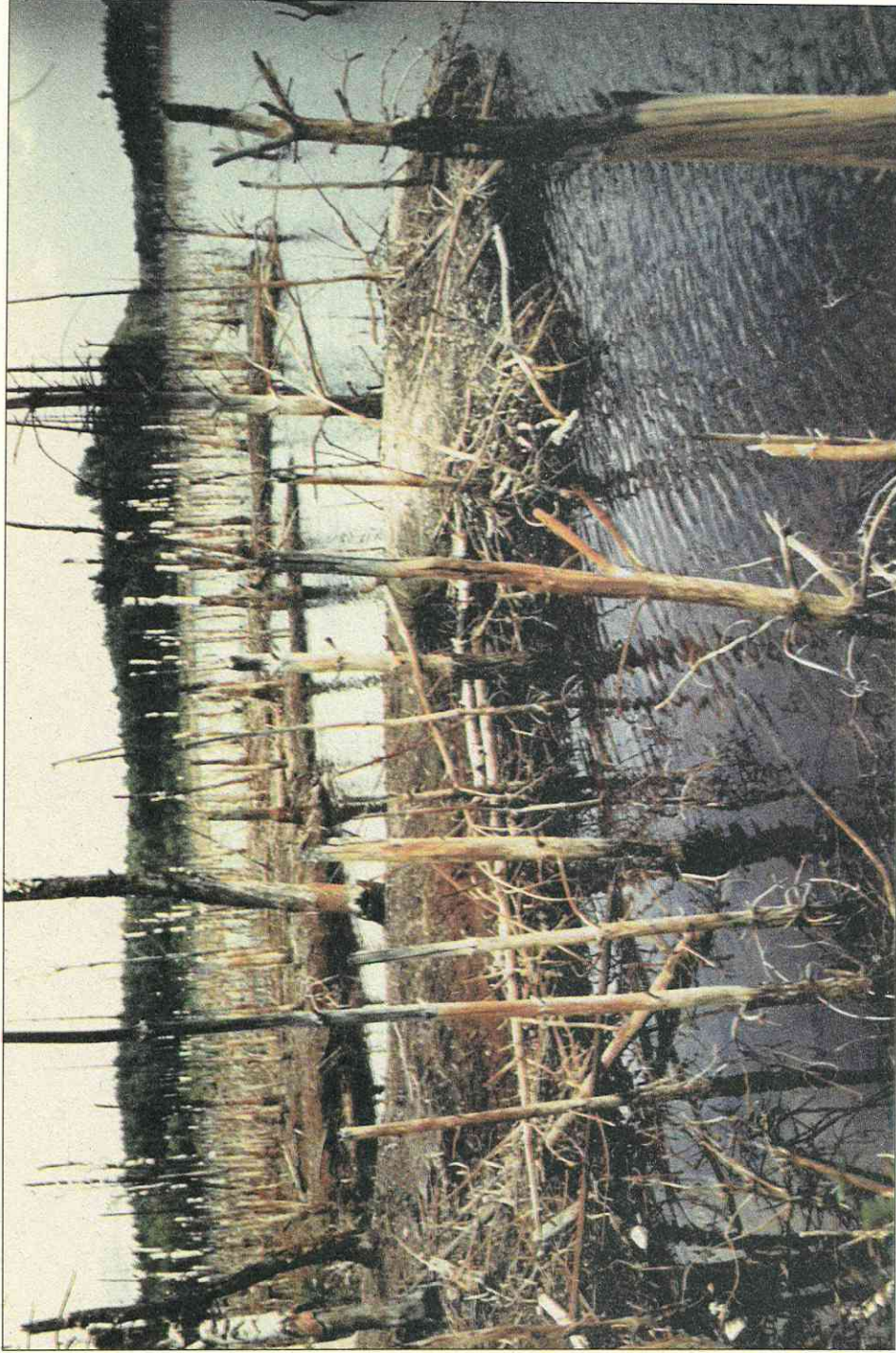


Abb. 6: Abgesenkter Alt-Tagebau bei Weißwasser. Die Bäume waren Jahrzehnte sauer konserviert.

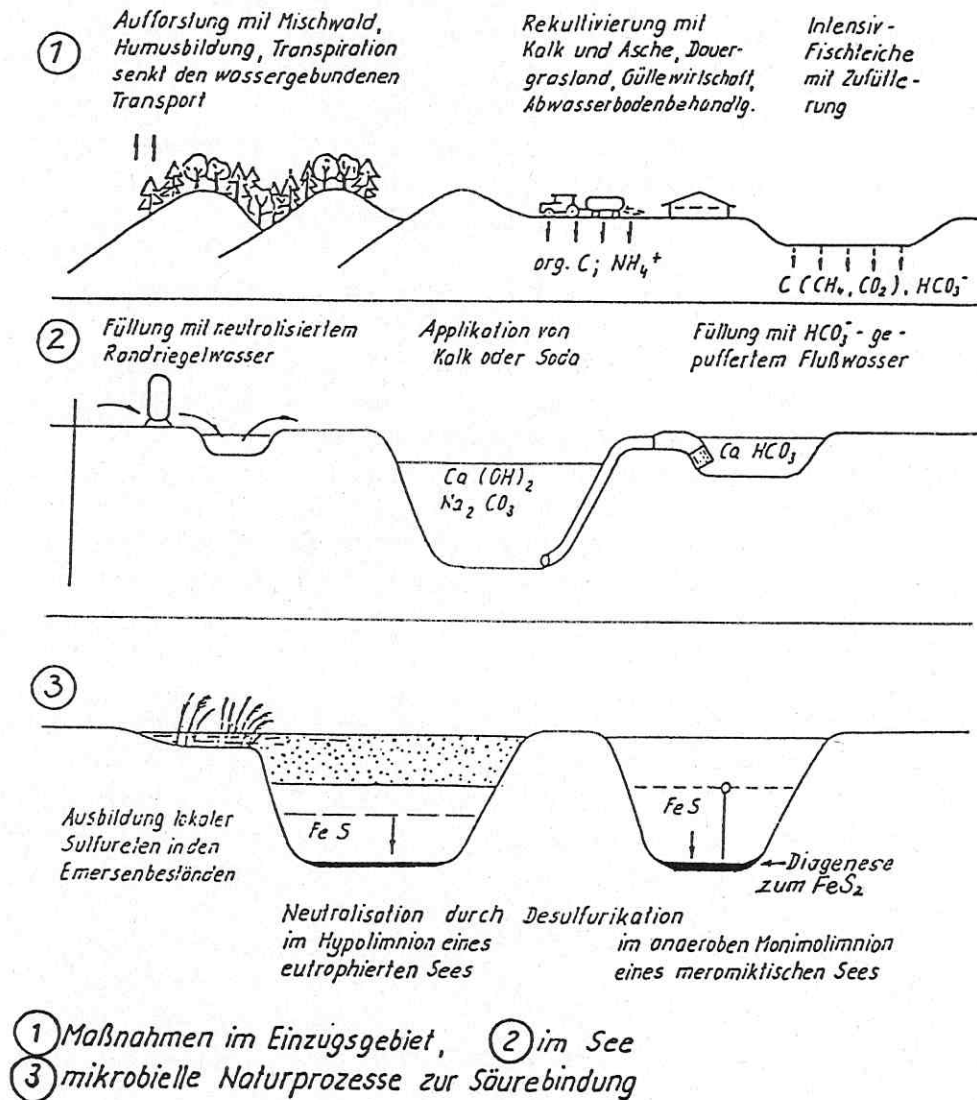


Abb. 7: Förderung der Neutralisation geogen schwefelsaurer Bergbaurestseen

M. Hupfer
 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
 Sektion Gewässerforschung Magdeburg

Änderungen im Ökosystem bei der Abdeckung des mineralischen Untergrundes durch biogene Sedimente

Anliegen des Beitrages

Die biogeochemischen Prozesse in der Sediment-Wasser-Kontaktzone haben entscheidenden Einfluß auf den Stoffhaushalt von Seen. Diese in der Limnologie weitgehend akzeptierte Aussage soll im folgenden Beitrag unter dem Aspekt der allmählichen qualitativen Veränderung des Seebodens während der Alterung von Bergbaurestseen betrachtet werden. Um steuernd auf die Wasserqualität einzuwirken sowie die Prognosesicherheit bezüglich der zukünftigen Wasserqualität zu erhöhen, sind Kenntnisse über den Transport sowie die Festlegung von Stoffen im Sediment unbedingt erforderlich. Da bisher kaum Feldstudien über den Einfluß der limnischen Sedimente in Bergbaurestseen verfügbar sind, stützen sich die hier getroffenen Bewertungen auf Erkenntnisse an anderen Seetypen und tragen deshalb hypothetischen Charakter. Praktische Bedeutung hat in diesem Zusammenhang die Frage, ob durch präventive Maßnahmen, z.B. durch den Bau von Flußkläranlagen, die Nähr- und Schadstoffzufuhr in das System gemindert werden muß oder ob diese Stoffe durch eine dauerhafte Fixierung im Sediment unwirksam gemacht werden. Die Nutzung oder Förderung dieser „Gratisleistungen“ des Systems könnten präventive Maßnahmen oder eine nachträgliche Restaurierung überflüssig machen und zur Kostenersparnis beim Management der Wasserqualität beitragen.

Seesediment und Stoffhaushalt

Limnische Sedimente bilden sich durch Einträge aus dem terrestrischen Einzugsgebiet (*allochthon*) sowie aus Stoffen, die im Seewasser durch chemische und biologische Prozesse synthetisiert werden (*autochthon*). Eine Sedimentschicht von wenigen Millimetern kann dieselbe Menge eines Stoffes enthalten wie in der gesamten darüberliegenden Wassersäule. Folglich würde die Freisetzung einer kleinen Menge des im Sediment akkumulierten Stoffvorrates ausreichen, um die Wasserqualität sehr nachhaltig zu beeinflussen. Abb. 1 zeigt die Dimensionen der wichtigsten Kompartimente in einem See und die wichtigsten Größen der Stoffbilanz. In dem Grenzbereich zwischen Seewasser und Sediment laufen intensive biogeochemische Umwandlungsreaktionen ab, welche darüber entscheiden, ob ein Stoff in gelöster Form wieder in das Tiefenwasser diffundiert oder in das Sediment eingebaut wird, wo er über geologische Zeiträume der Biosphäre entzogen bleibt. Die Intensität dieser Stoffumwandlungen (Diagenese) wird wesentlich vom organischen Gehalt sowie den Redox- und pH-Bedingungen bestimmt. Die Aktivität der Sedimente spiegelt sich in Stoffgradienten im Wasserkörper wider. Besonders während der thermischen Schichtung kann es zum Verbrauch oder zur Akkumulation von Stoffen im Tiefenwasser kommen. Während die Bildung von N_2 unter Nitratverbrauch infolge der Denitrifikation im Sediment zu einer Stickstoff-Entlastung des Systems führt, ist die Bildung von Schwefelwasserstoff meist ein unerwünschter Effekt. Abb. 2 zeigt einige Beispiele für die Wirkungen des Untergrundes auf die Sauerstoff- und pH-Verhältnisse in Tagebaurestseen. Das Sediment kann wegen des Bindevermögens für

Stoffe als Puffer gegen externe Belastungen wirken und das Antwortverhalten (z.B. die Erhöhung der Primärproduktion) verzögern. Entscheidend für das Ausmaß dieser Pufferung ist die Belastbarkeit der als Senken dienenden Sedimente. In jungen Bergbauseen, die mit Flußwasser geflutet werden, könnte daher zunächst die Wasserqualität besser als erwartet sein. Es dominieren Eliminationsmechanismen durch Sedimentation gegenüber der Rücklösung aus Sedimenten (vgl. Abb. 1). Erst im weiteren Verlauf der Sukzession des Bergbausees könnten sich die Verhältnisse im grundnahen Bereich durch die verstärkte Sedimentation von organischen Material so verändern, daß ein Teil der zunächst fixierten Stoffe wieder in das Wasser abgegeben wird. Die Wasserqualität verschlechtert sich, obwohl keine externen Belastungsquellen mehr vorhanden sind. Das mögliche Gefährdungspotential durch die Primärfüllung belasteter Sedimente ist in Abb. 3 dargestellt.

Der interne Kreislauf verzögert oder verhindert oftmals auch die Wirkung externer Sanierungsmaßnahmen in natürlichen Seen. Interne Restaurierungsmaßnahmen zielen deshalb häufig darauf, diesen internen Kreislauf zu unterbinden oder wirkungslos zu machen. Folgende Steuermöglichkeiten werden dafür in der Praxis genutzt:

1. Erhöhung der Sedimentation durch Fällmittelzusatz (z.B. Applikation von Fe-Salzen, künstliche Calcitfällung)
2. Verringerung der Rücklösung durch Sedimentkonditionierung (Oxidation mittels Sauerstoff oder Nitrat, Zugabe von Bindungspartnern)
3. Entfernung des Sedimentes (Entschlammung) oder der rückgelösten Stoffe (Tiefenwasserableitung)
4. Beeinflussung der Morphometrie, um die Schadstoffe der Sedimente zu akkumulieren (gebaggerte Sedimentfallen) und technisch zu entfernen

Langfristig wirken die Sedimente eines Sees aber immer als Stoffsenken. Durch Vergleich des Importes und des Exportes läßt sich die Stoffretention im Sediment (Nettosedimentation) berechnen. Abb. 4 zeigt die Orthophosphat-Frachten der Mulde vor und nach dem Restsee Muldenstein. Zwischen 1989 und 1993 wurden durchschnittlich 30% des o-PO_4 - Importes eliminiert. Trotz der abnehmenden P-Fracht in den letzten Jahren reicht die gegenwärtige Flächenbelastung mit Orthophosphat aus, um hocheutrophe Verhältnisse zu erhalten.

Die stoffliche Zusammensetzung des Sedimentes kann als integrierendes Maß die Belastungssituation über eine bestimmte Zeitperiode charakterisieren, die durch Wasseranalysen nicht oder nur unzureichend nachweisbar sind. Die zeitlich nacheinander abgelagerten Sedimentschichten werden darüberhinaus oft zur Rekonstruktion der Seengeschichte benutzt. Neben der Möglichkeit, sogar Klimaschwankungen nachzuweisen, können Sedimente die momentane oder zeitlich zurückliegende Schadstoffbelastung aufzeichnen (Sedimente als Umweltarchive). Das Prinzip für derartige Bewertungen ist in Abb. 5 dargestellt. Bei der Interpretation der vertikalen Konzentrationsverteilung innerhalb von Sedimenten ist zu beachten, daß einige Stoffe mobilisiert werden und innerhalb des Sedimentes migrieren können.

Herkunft und Zusammensetzung limnischer Sedimente

Eine Charakterisierung des Sedimentes kann hinsichtlich der Herkunft, der Zusammensetzung sowie der Wirkung und des Verhaltens erfolgen (Tab. 1).

Tab. 1 Klassifizierung von limnischen Sedimenten

I. Herkunft	II. Zusammensetzung	III. Qualitätskriterien ¹
1. Allochthone Einträge (gelöste und partikuläre Stoffe aus dem Einzugs- gebiet, atmosphärische Deposition, Stoffe aus Grundwasser)	1. Physiko-chemisch (Farbe, Textur, Korn- größen, organischer Gehalt, Anteil Weich- sedimente)	1. Vergleich mit „Background“- Werten
2. hydrogenes Sediment (Fällungen im Wasser- körper- z.B. Fe- und Al- Fällung, Calcitfällung)	2. Biologische Parameter (Besiedlung, Umsatzra- ten, Enzymaktivitäten ...)	2. Vergleich des Interstia- mit dem Seewasser
3. Biogenes Sediment (Ablagerung von leben- den und toten Organis- men, Siliziumablagerung durch Diatomeen u.a.)	3. Chemisch (Stoffgehalte, Mineralien, C/N-Verhält- nisse u.a.)	3. Gleichgewichtige Sedi- ment- Wasser
		4. Bioverfügbarkeit/Bio- assays (Dosis- Wir- kungs-Beziehungen)
		5. Verhalten in Lau- gungsmitteln

¹JRB Associates, Mc Lean Virginia: Background and Review Document on the Development of Sediment Criteria (zit. aus Förstner et al., 1987)

Das Langzeitverhalten von Schadstoffen in Sedimenten unter veränderlichen Bedingungen (siehe Abb. 3) läßt sich durch die Anteile typischer Bindungsformen besser charakterisieren als durch die Gesamtkonzentration des betreffenden Schadstoffs. Eine Abschätzung der Bindungsanteile z.B. von Schwermetallen erfolgt zur Zeit vor allem durch sequentielle Auslaugungsverfahren. Die dabei gewonnenen „Fraktionen“ entsprechen meist nicht einer definierten Stöchiometrie und Struktur, sondern sind durch die Wahl des Laugungsmediums und der speziellen Versuchsbedingungen definiert („operationelle Phasen“). Meist wird durch das Extraktionsmittel eine bestimmte, möglicherweise langfristig wirksame Umweltbedingung simuliert. Die Bewertung der Schadstoffe im Sediment durch Konzentrationsangaben absolut zu bewerten ist auch deshalb unzureichend, weil die Stoffvielfalt und die Bioverfügbarkeit meist nicht beschrieben werden können. Es wird daher gegenwärtig versucht, ökotoxikologische Testmethoden zu etablieren, die eine summarische Beurteilung der Effekte auf die Biozönose erlauben.

Die Konzentrationen im Porenwasser (Interstitialwasser) ist der empfindlichste Indikator für die Art und das Ausmaß der Reaktionen, die zwischen Festphase und der mit ihr in Kontakt stehenden Lösungsphase stattfinden. Kleine Veränderung an den Feststoffphasen, die wegen der großen Oberfläche viel Schad- oder Nährstoffe gebunden haben, werden durch deutliche Signale in dem kleinen Volumen des eingeschlossenen Porenwassers angezeigt.

Mit zunehmender Alterung des Bergbausees ist mit einer qualitativen Veränderung bei der Sedimentbildung zu rechnen. In Abb. 6 ist die Bildung von limnischen Sedimenten in einem Restsee, der mit aufgehendem Grundwasser gefüllt wird, hypothetisch dargestellt. In der frühen Phase dominieren die allochthon eingetragenen Par-

tikel aus der Umgebung und Stoffeinträge durch das Grundwasser. Das Bodenrelief wird durch die Wasserbewegung bei der Füllung ausgeglichen. Der Seeboden ermöglicht die Wasser- und Stoffpassage in beide Richtungen. Die autochthone Sedimentbildung wird in dieser Phase durch Fällung von Al- und Fe-Verbindungen dominiert. In den späteren Stadien der Sukzession könnte es zunächst in den Senken zu einer Ablagerung von Sedimenten mit einem höheren biogenen Anteil kommen. Der Zustrom von Grundwasser verringert sich wegen des abnehmenden Gefälles und wegen der Kolmation der Grenzschrift zum Wasserkörper. Gegenüber der früheren Phase werden in einem älteren See interne Stoffkreisläufe (Austausch zwischen Sediment- und Wasser) zunehmend an Bedeutung gewinnen. Das Ausmaß dieses internen Stoffkreislaufes hängt vom Chemismus und der Produktivität des Gewässers ab. Die terrestrische Vegetation verhindert zunehmend die Erosion aus der unmittelbaren Umgebung des Restsees. Die frisch abgelagerten Sedimente werden höhere organische Gehalte aufweisen als die darunterliegenden Schichten. Es ist zu beachten, daß auch in natürlichen Seen die organischen Gehalte in Gewässersedimenten nicht als Maß für die Bioproduktion anzusehen sind, sondern sie spiegeln vielmehr die Relation allogener und endogener Mineralien im Vergleich zur Sedimentation von autochthoner organischer Substanz wider.

Ausgehend von der Darstellung 6 werden einige Kriterien vergleichend bewertet, die die Verhältnisse im Wasserkörper und im Sediment beeinflussen (Tab. 2).

Tab. 2 Vergleich von Restseen verschiedener Sukzessionsstufen mit einem natürlichen Gewässer hinsichtlich verschiedener Kriterien, die auf die Verhältnisse im Sediment und im Wasserkörper wirken

Kriterium	Restloch in Füllung	älterer Restsee	natürlicher See ¹
Allochthoner Stoffeintrag	hoch	mittel	niedrig
– Stoffeintrag durch Grundwasser oder Fremdfutung			
– Erosion			
Kontakt mit mineralischem Untergrund	hoch	gering	keiner
Einfluß oxidierter Kippen	hoch	gering	keiner
Fe- und Al-Ausfällung im Wasserkörper	sehr hoch	gering	gering
Interner Stoffkreislauf	niedrig	hoch	hoch
Nachschub von abbaubaren organischen Verbindungen	niedrig	hoch	hoch
Intensität von mikrobiellen Umsetzungen im Sediment	niedrig	hoch	hoch
Eutrophierungsgefahr nach P-Eintrag/P-Rücklösung	gering	möglich	möglich
Bindungspotential des Sedimentes für Schadstoffe	hoch	teilw. geringer	teilw. geringer

¹mit ähnlicher Geologie und Größe des Einzugsgebietes wie die betrachteten Restseen

Es wird deutlich, daß die sukzessive Annäherung eines Bergbaurestsees an einen natürlich entstandenen See auch an seinen Ablagerungen abzulesen ist. Tabelle 3 vergleicht die Beschaffenheit von Sedimenten aus dem Lausitzer Revier mit denen in Talsperren, natürlichen Seen und eines Abwasserteiches anhand ausgewählter Parameter. Auffällig sind die großen Unterschiede in den Sedimenten aus den Restseen sowie die extrem hohen Fe-Gehalte. Unerwartet hoch sind die organischen Gehalte und deren Schwankungsbreite. Als Ursachen dafür kommen abgelagerte Kohlepartikel oder der Eintrag von Huminstoffen aus dem Einzugsgebiet in Frage.

Tabelle 3 Chemische Charakterisierung von Sedimenten aus 14 Bergbauseen der Lausitz (Schultze, unveröff.) im Vergleich mit Sedimenten aus anderen Seen anhand ausgewählter Parameter (OS-organische Substanz, TM-Trockenmasse)

		OS %	P _{ges.} mg/gTM	Fe mg/gTM	Mn mg/gTM	Al mg/gTM
Bergbauseen	Mittel	22	1.5	192	0.58	21
	min	9	0.3	15	0.03	7
	max	35	3.8	890	2.30	62
Tegernsee	meso	10	0.8	21	0.85	-
Sempachersee	eu	13	1.3	15	0.93	7
TS Neunzehnhain	oligo ¹	35	1.4	28	1.82	68
TS Saidenbach	eu	19	3.7	25	2.08	24
Abwasserteich	hy	32	23.5	17	0.30	36

¹ bewaldetes Einzugsgebiet mit Versauerungsproblemen

Sediment als „mikrobielles“ Gradientsystem

Ein Teil der bei der Primärproduktion gebildeten chemischen Energie und des organischen Kohlenstoffs erreicht die Sedimentoberfläche. Während und nach der Sedimentation setzen biogene Reduktionsvorgänge ein, die bei der Zersetzung organischer Substanzen durch Mikroorganismen verursacht werden. Sie laufen normalerweise in einer definierten Folge ab, die mit der Sauerstoffzehrung beginnt und über die Mangan-, Nitrat und Eisenreduktion bis zur Reduktion von Sulfat führt. Steht noch abbaubares organisches Material zur Verfügung, mündet der Abbau in der Methanogenese. Der Geruch nach Schwefelwasserstoff oder das Aufsteigen von Gasblasen sind deutliche Zeichen einer hohen Stoffwechselaktivität eines Gewässersedimentes. Abb. 7 zeigt die Abfolge im Verbrauch der Elektronenakzeptoren und die dazugehörigen Redox-Bereiche. Die Dominanz bestimmter Umsetzungen ist in vielen Fällen an einer Zonierung in der oberen Sedimentschichten visuell erkennbar. Bei Sauerstoffkontakt sieht die oberste Schicht meistens hellbraun aus (oxidierte Fe-Verbindungen) während die tieferen Horizonte infolge der Sulfidbildung schwarz gefärbt sind. Nachweisen läßt sich diese Zonierung auch in der vertikalen Konzentrationsverteilung der Oxidationsmittel im Porenwasser. Weil der Ort des Verbrauches tiefer liegt, dringt z.B. Sulfat tiefer als das Nitrat in das Sediment ein. Die Lage der Übergangszone zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen hängt vom

Nachschub organischer Stoffe ab und unterliegt auch innerhalb eines Sees jahreszeitlichen Schwankungen. Die Grenze zu anaeroben Bedingungen kann bekanntermaßen auch über dem Sediment liegen. Abb. 7 illustriert drei unterschiedliche Situationen mit den Auswirkungen für die Phosphat-Freisetzung. Unter winterlichen Bedingungen kann die oxidierte Schicht bis einige Zentimeter dick sein. Durch zunehmende Sedimentation von organischem Material (während des Frühjahrs) erhöht sich die Intensität des aeroben Abbaus so, daß der Verbrauch von Sauerstoff schneller verläuft als die diffusionslimitierte Nachlieferung aus dem Wasserkörper. Ist der Sauerstoff verbraucht, wird nach dem nitratgebundenen Sauerstoff auch das dreiwertige Eisen reduziert. Da das Fe(II) in Lösung geht oder sulfidisch festgelegt wird, werden auch die an Eisen gebundenen Phosphate mobilisiert. Solange genügend andere metallische Bindungspartner vorhanden sind oder die Kapazität der oxidierten Schicht nicht erschöpft ist, wird Phosphat nicht in das Wasser abgegeben. Mit eintretendem Sauerstoffschwund im überstehendem Wasser kann oftmals auch eine Akkumulation von rückgelöstem Phosphat im Tiefenwasser eines Sees beobachtet werden.

Auswirkungen der Sedimente auf Eutrophierung und Versauerung

Angesichts der hohen Al- und Fe-Konzentrationen in den Sedimenten von Bergbauseen ist mit einer effizienten Immobilisierung von Phosphat an Metalloberflächen (u.a. Fe-III Oxihydrate, Fe-III-Komplexe, Al-/Fe-Oxide) zu rechnen. Kommt es dennoch zu einer Eutrophierung, trägt die gebildete Biomasse zur Verfrachtung von Phosphat in das Sediment bei. Diese biologische Selbstreinigung wird bei Trinkwassertalsperren durch den Bau von Vorsperren und Unterwasserbarrieren bewußt gefördert (BENNDORF et al. 1975). Bisherige Befunde an teilweise gefüllten Restlöchern führen zu der Hypothese, daß es trotz relativ hoher Gesamt-P-Gehalte nicht zu der aus Modellvorstellungen erwarteten Bioproduktion kommt.

Die Anreicherung von organischen Substanzen im Sediment befördert die Umkehr des Versauerungsprozesses durch Sulfatreduktion. Dabei entsteht FeS oder FeS₂ (Pyrit). Gemäß der beschriebenen Redoxhierarchie muß zunächst der Sauerstoff, das vierwertige Mangan, das Nitrat sowie das Eisen aufgebraucht sein, ehe bei heterotrophen Umsetzungen das Sulfat als Elektronenakzeptor verwendet wird. Untersuchungen von LOVLEY (1987) haben allerdings gezeigt, daß bei ausreichend hohem Angebot an leicht abbaubaren C-Quellen die Sulfatreduktion auch bei Anwesenheit von amorphen Fe(III)-Oxihydroxiden ablaufen kann. Diesen Prozeß zur Bekämpfung der Versauerung bewußt zu fördern, wird Gegenstand von zukünftigen Forschungsarbeiten sein. Abb. 8 faßt stark vereinfacht mögliche Rückkopplungen bei der Stimulation der Sulfatreduktion mit dem Phosphat-Austausch zusammen. Mit der dosierten Zugabe von leicht abbaubarem organischen Material könnte folgender Vorgang induziert werden: Eisen- und Sulfatreduktion sind nicht mehr substratlimitiert. Die dabei erfolgte Bildung von FeS oder FeS₂ führt zur pH-Erhöhung und zur Verdrängung von eisen gebundenem Phosphat. Die Freisetzung von Phosphat aus Sedimenten durch die Sulfatreduktion in natürlichen Seen ist durch Untersuchungen von CARACO et al. (1994) belegt. Die pH-Erhöhung als auch die P-Versorgung aus dem Sediment stimulieren die Primärproduktion und erhöhen die Sedimentation von organischer Substanz. Die autochthon gebildete Biomasse lagert sich ab und versorgt die Sulfatreduzierer mit Substrat. Der Kreislauf ist dann geschlossen. Die künstlich zugebene C-Quelle fungiert als Starthilfe für den beschriebenen Kreislauf und kann somit den Zeitraum der Alkalinisierung verkürzen. Tatsächlich sind die ablaufenden Prozesse und die mögliche technische Realisierung wesentlich komplizierter als hier dargestellt.

Ausblick

Ohne Einbeziehung der Gewässersedimente lassen sich Stoffumsetzungen im Wasserkörper eines Sees nur unzureichend verstehen. In Bergbauseen gibt die Beschaffenheit der Ablagerungen Auskunft über die dominierenden Stoffströme und damit über das Entwicklungsstadium des entstehenden Sees.

Das Langzeitverhalten von eingetragenen Last- und Nährstoffen, die im Sediment akkumuliert werden, müssen verstärkt in die Prognose zur Wasserqualität Eingang finden. Das erfordert Kenntnisse über das Vorhandensein schädigender Substanzen im Füllwasser und ihr Verhalten im Sediment unter verschiedenen Umweltbedingungen.

Da das Sediment langfristig immer als Senke für Stoffe wirkt, ist außerdem zu untersuchen, ob die durch eine einmalige Stoßbelastung eingetragenen Stoffe, z. B. bei der Fremdflutung mit Flußwasser, über einen bestimmten Zeitraum immobilisiert oder abgebaut werden können. Damit sind Aussagen möglich, wie die Regulation des Stoffzu- und abstromes (Einbindung in das Vorflutsystem) erfolgen sollte und ob das Sedimentationsverhalten durch konstruktive Veränderungen analog den Vorsperren und Barrieren in Talsperren begünstigt werden kann. Für die Forschungen zur Wechselwirkung zwischen Sediment und Freiwasser an Bergbaurestseen ergeben sich folgende Schwerpunkte:

- Wirkung der anstehenden Kohle auf die Wasserbeschaffenheit
- Untersuchung der Bindungsformen, der Pfade und der Mobilität von Schad- und Nährstoffen unter dem Einfluß typischer Umweltfaktoren
- Ermittlung von gesicherten Beziehungen zwischen den Belastungen sowie den Umweltveränderungen einerseits und der zeitliche Abfolge von Ablagerungen in Sedimenten andererseits

Aktuelle limnologische Fragestellungen, wie die biologischen und chemischen Wirkmechanismen unter dem Einfluß der Versauerung oder die Wechselwirkung zwischen Sulfatreduktion und P-Bindung lassen sich an Bergbaurestseen besonders gut studieren.

Literatur

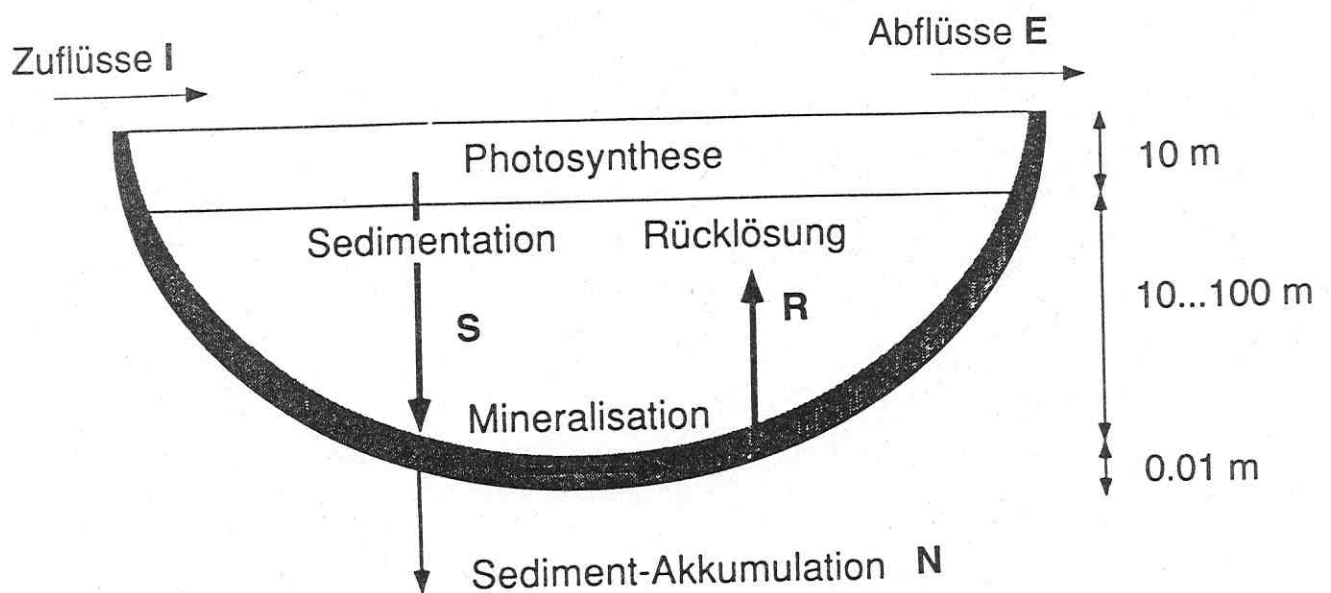
- BENNDORF, J., PÜTZ, K., KRINITZ, H. & W. HENKE (1975): Die Funktion der Vorsperren zum Schutz der Talsperren vor Eutrophierung.- Wasserwirtsch. Wassertechn. 25: 10-25
- FÖRSTNER, U. und Mitarbeiter (1987): Qualitätskriterien für Gewässersedimente- Allgemeine Problematik und internationaler Stand der Diskussion.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch 20: 54-59
- LOVLEY, D.R. (1987): Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron: A review.- Geomicrobiology Journal 5, 3/4:
- WEHRLI, B. (1993): Chemie am Seegrund.- Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 138/2: 69-79

Weiterführende Literatur:

HAKANSSON, L. & M. JANSSON (1983): Principles of Lake Sedimentology.- Springer-Verlag Berlin, 316 S.

NEDWELL, D.B. & C.M. BROWN (Hrsg.) (1982): Sediment Microbiology.- New Yorck

SLY, P.G. & B.T. HART (1989): Sediment/Water Interactions.- Kluwer Academic Publishers. Dordrecht/Boston/London, 533 pp



(verändert nach Wehrli 1993)

Abb. 1

Bilanzgrößen eines Sees und die Dimensionen der drei Kompartimente: produktive Zone, Tiefenwasser, Biofilm an der Sedimentoberfläche
 Die Konzentrationsänderung eines Stoffes im Wasserkörper (dC/dt) lässt sich aus folgender Gleichung berechnen: $dC/dt = I - E - N$ (N-Nettosedimentation)

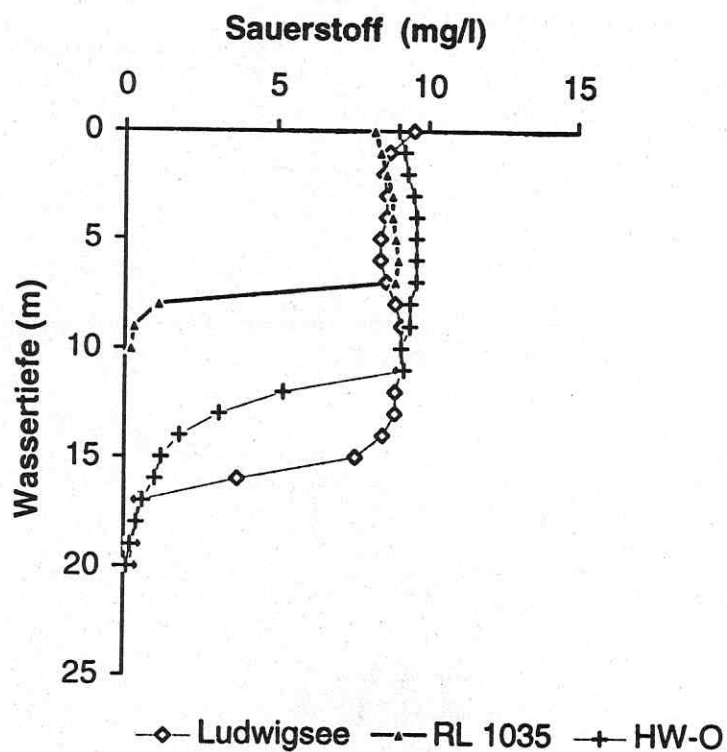
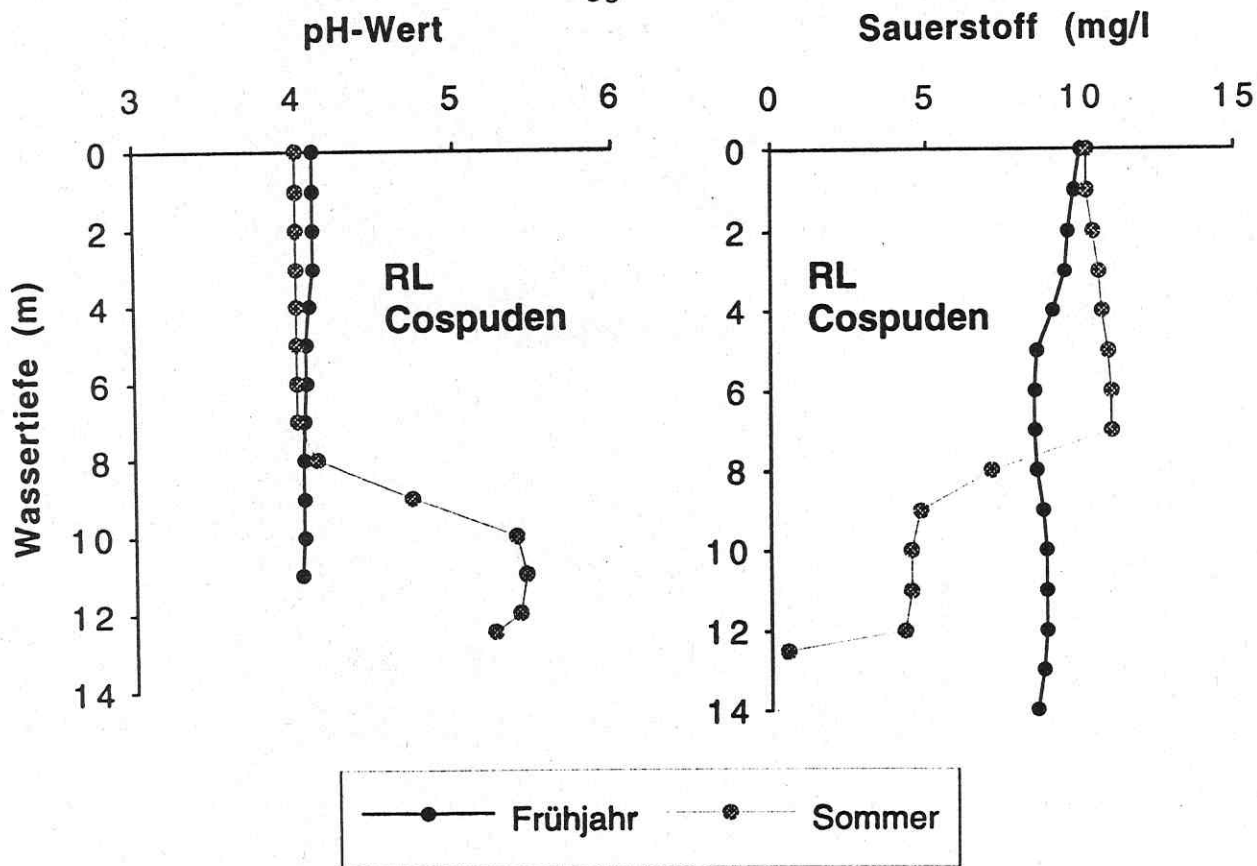


Abb. 2

Sauerstoff- und pH- Verhältnisse im Wasserkörper in ausgewählten Restseen im Mitteldeutschen Raum (unten: Seen aus dem Holzweißiger Komplex bei Bitterfeld, Oktober 1994)

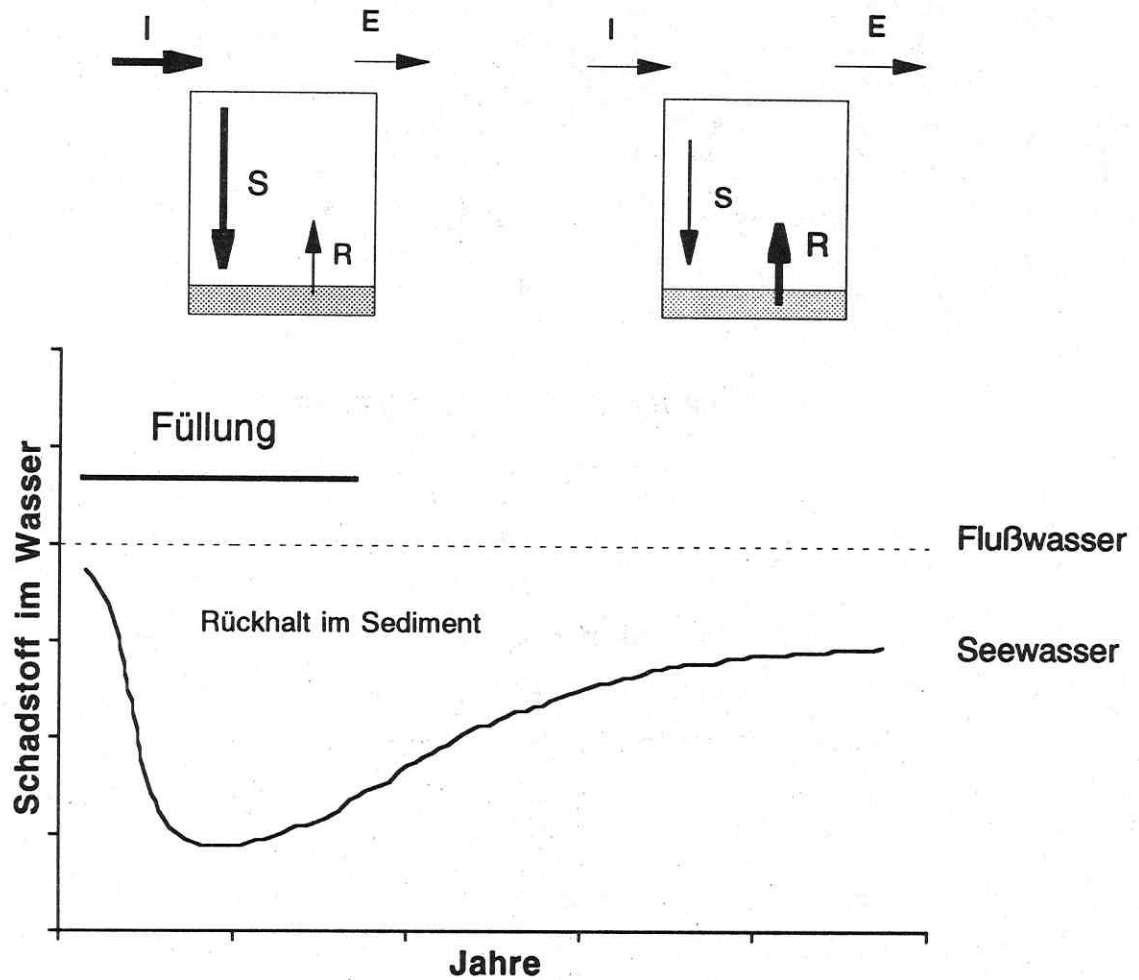


Abb. 3
Hypothetischer Verlauf der Schad- oder Nährstoffkonzentration im Wasser eines Restsees während und nach der Flutung mit belasteten Flußwasser
Oben: Veränderung der Bilanzgrößen (Abkürzung siehe Abb. 1)

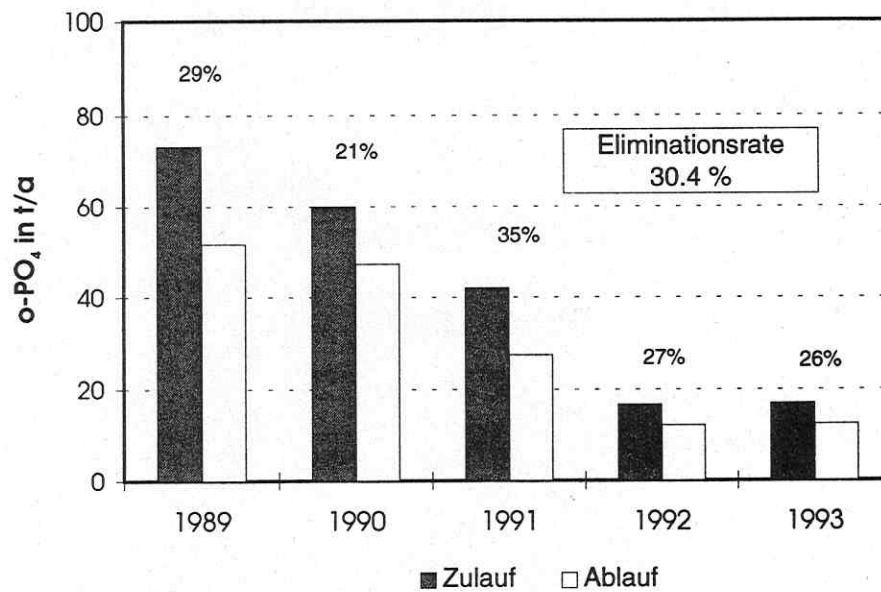


Abb. 4

Verminderung der P-Fracht der Mulde beim Durchfließen des Restsees Muldenstein (1989-93)

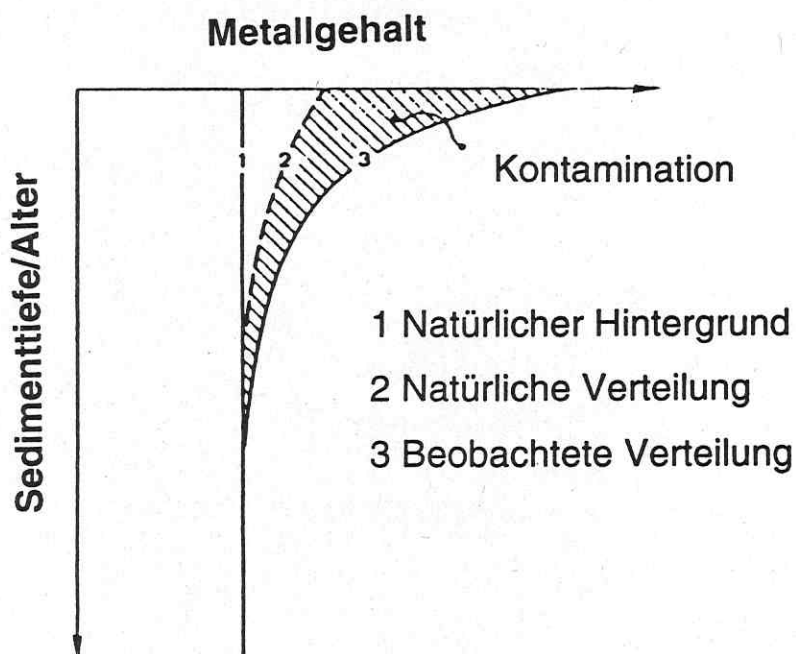


Abb. 5

Nachweis von erhöhten Schadstoffbelastungen durch Vergleich der tatsächlichen mit der natürlichen Stoffverteilung innerhalb von Sedimentkernen

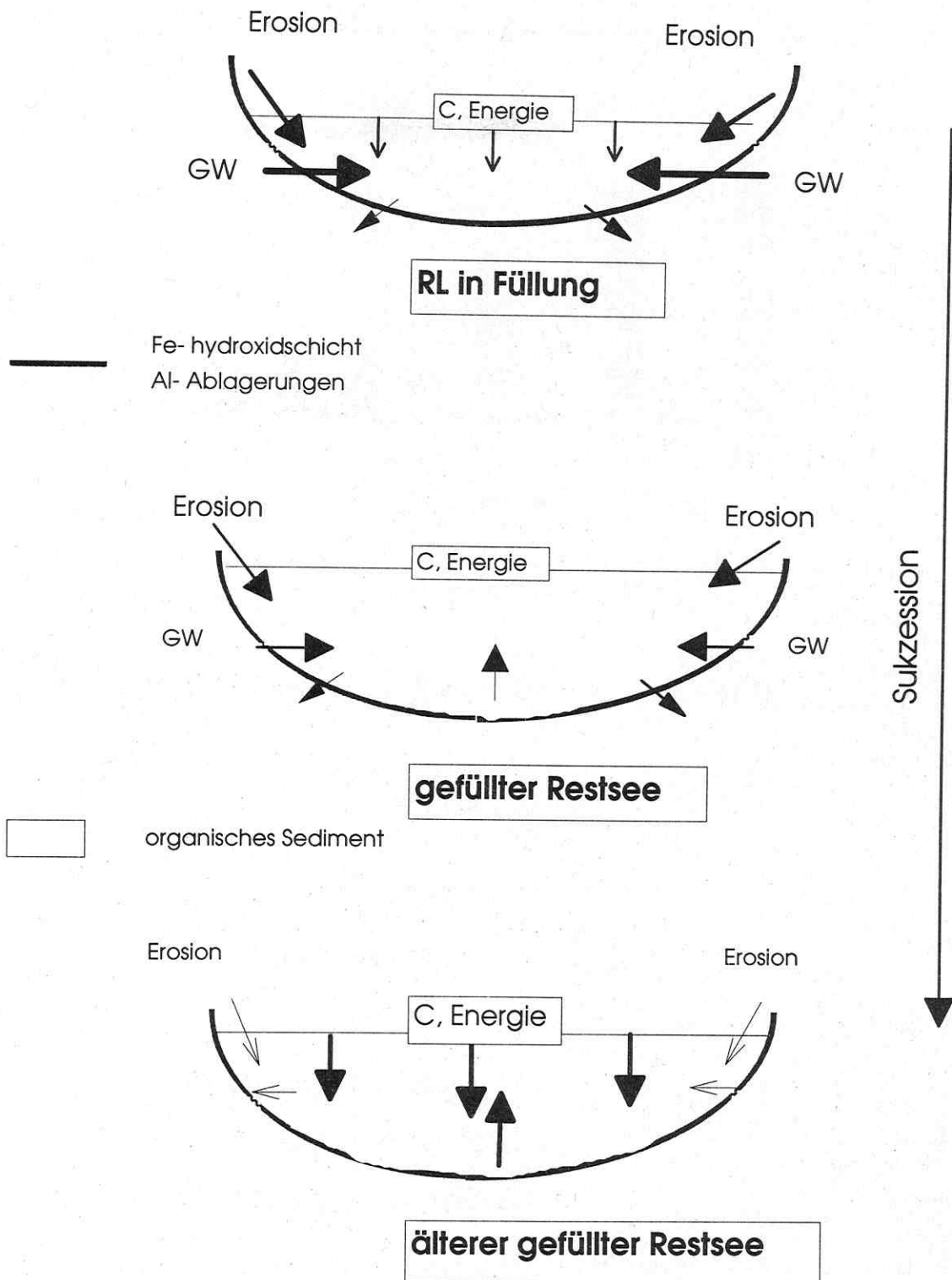


Abb. 6

Bildung von organischen Sedimenten in einem Restsee und die Veränderung von medienübergreifenden Stoffströmen während der Sukzession

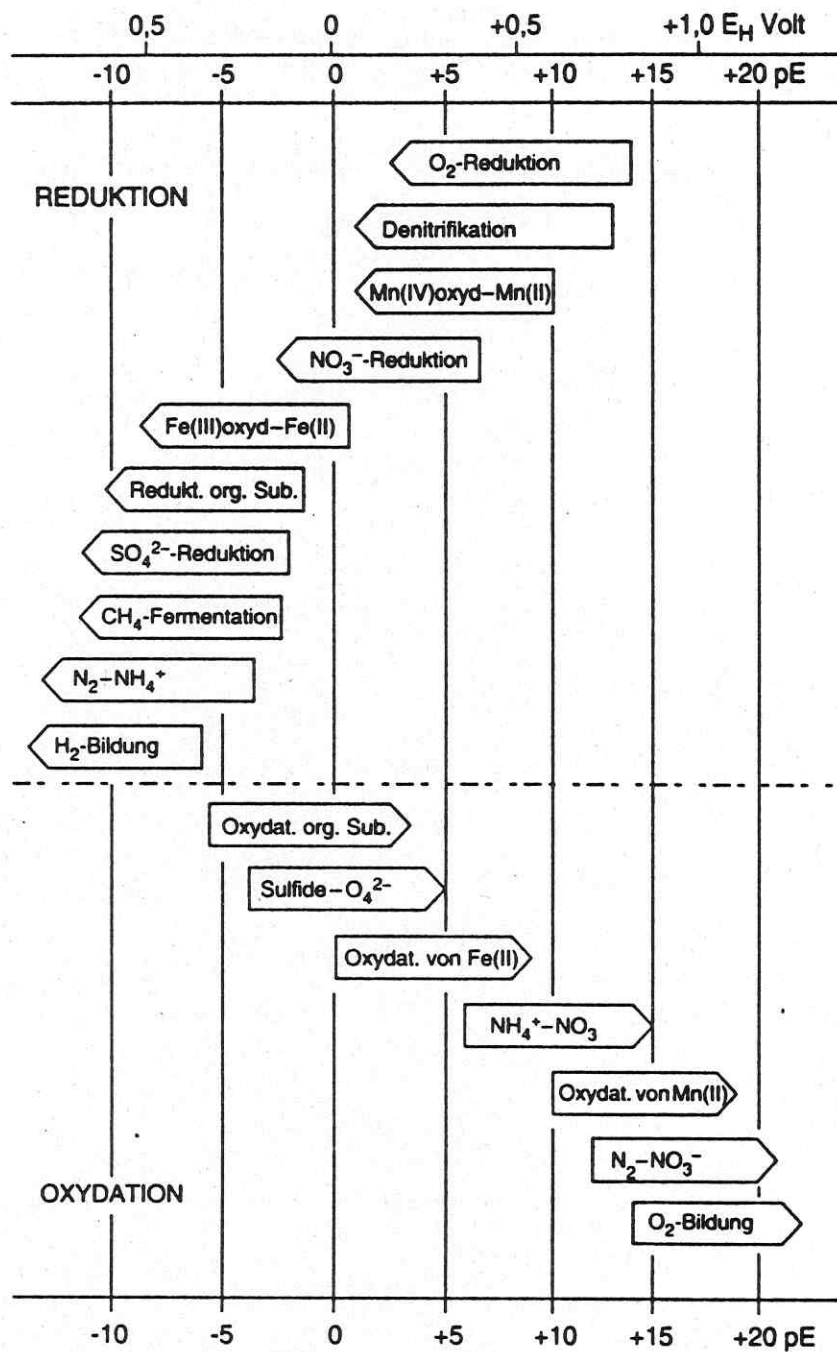


Abb. 7
Biogene Redoxprozesse mit den zugehörigen Redoxbereichen (kombiniert nach verschiedenen Autoren)

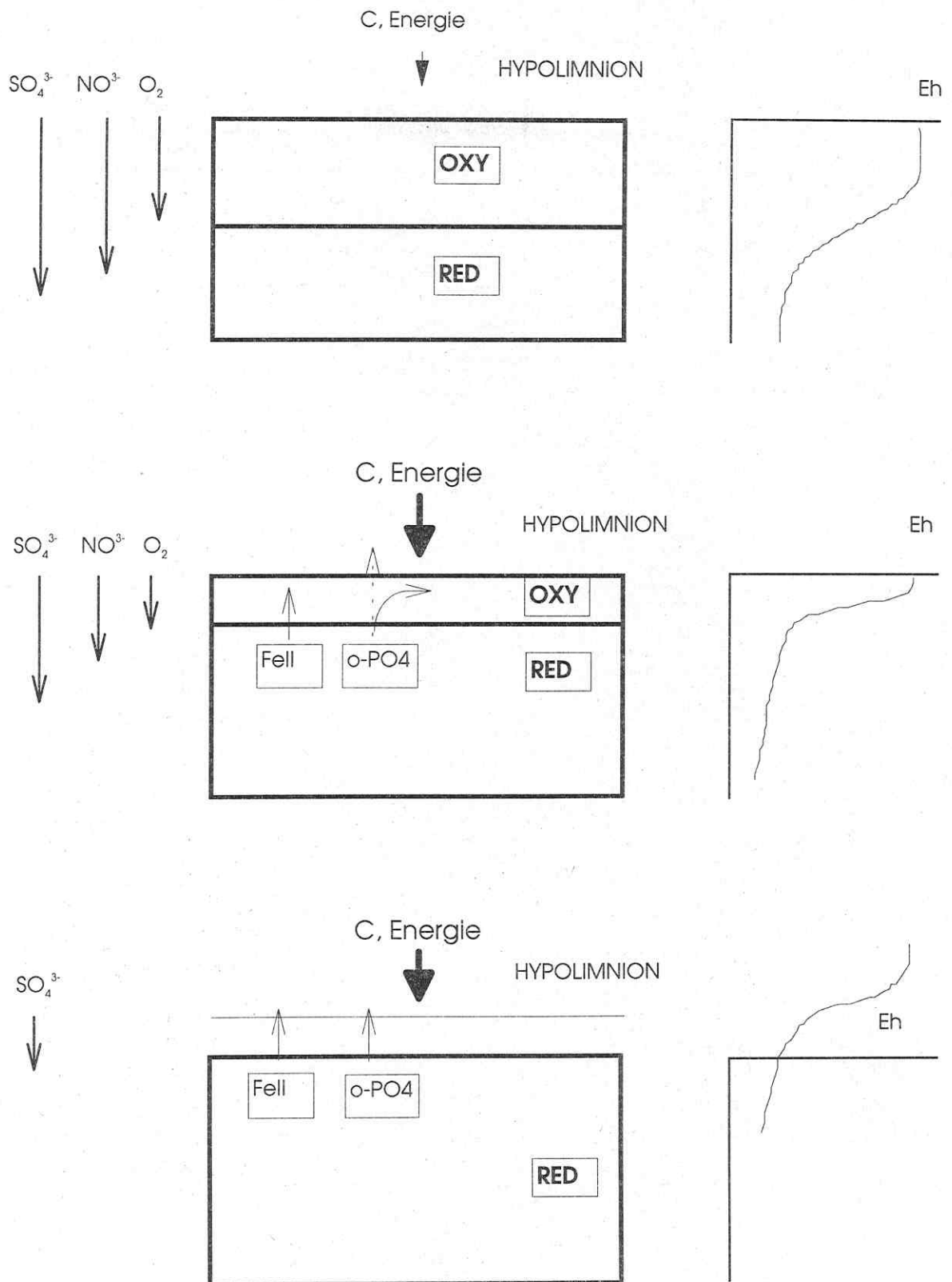


Abb. 8

Schematische Darstellung der Verhältnisse innerhalb eines Sedimentes durch Verlagerung der Grenze aerob/anaerob (OXY-oxidierter Sedimenthorizont, RED- sauerstofffreier Horizont, Eh- Redoxpotential)

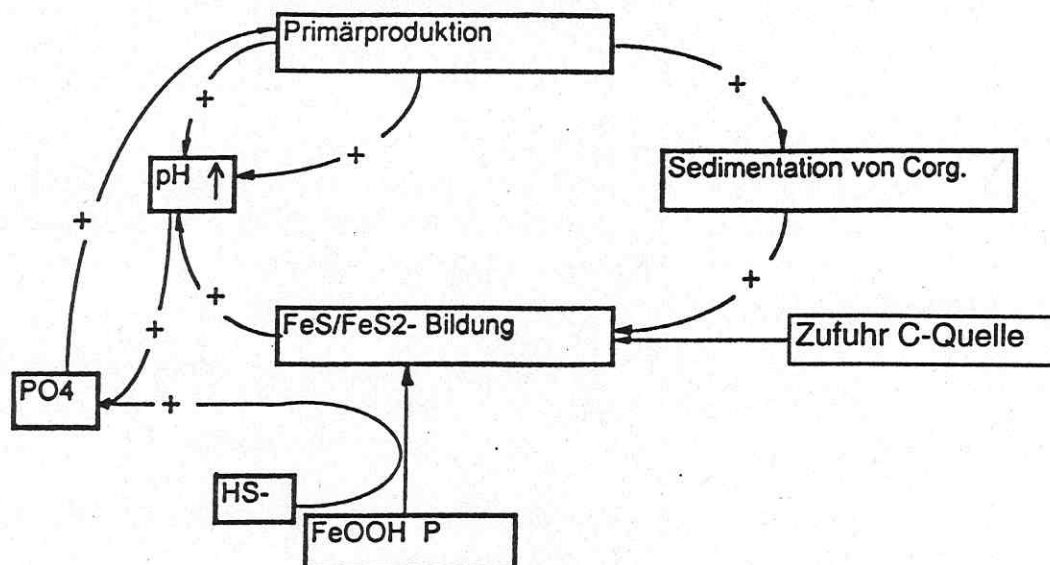


Abb. 9
Mögliche positive Rückkopplungen bei der Zugabe von künstlichem Substrat zur Stimulation der Sulfatreduktion auf den pH-Wert und die Primärproduktion

Kuehn, B., Büttner, O., Packroff, G. & B.W. Scharf
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Gewässerforschung Magdeburg

Tiefenvermessung und Volumenberechnung des Sees im Tagebaurestloch Kayna-Süd

Zusammenfassung

Neben der Beschreibung einer konkreten Tiefenvermessung und Volumenberechnung eines Sees wird ein Rückblick auf die Entwicklung der Tiefenvermessung gegeben.

Einleitung

Das Tagebaurestloch (TRL) Kayna-Süd gehört zu dem großen Braunkohlenabbaugebiet des Geiseltales und liegt ca. 20 km südlich von Halle/Saale. Der entstehende See soll künftig als Naherholungsgebiet genutzt werden und bei einem Wasserstand von 95 m NN Badewasserqualität aufweisen.

Die derzeitige Wasserbeschaffenheit entspricht nicht der EG-Richtlinie für Badegewässer. Um die Qualität eines Badegewässers zu erreichen, sind daher Therapie-Maßnahmen erforderlich. Im Vorfeld waren folgende Aufgaben zu bearbeiten:

1. Tiefenvermessung und Volumenberechnung des derzeitigen und des künftigen Sees
2. Beschreibung und Bewertung der Belastungsquellen
3. Beschreibung der gegenwärtigen Wasserbeschaffenheit
4. Vorschlag für Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen

Hier soll nur über die Tiefenvermessung und Volumenberechnung berichtet werden. Vorweg werden einige Daten zur Entwicklung des Sees gegeben, um die Morphometrie des Gewässers zu verstehen.

Entwicklung des Sees

Der Braunkohletagebau Kayna-Süd wurde 1906/07 begonnen und 1972 stillgelegt. Ein Teil des Abraumes wurde im Tagebau selber verkippt. Das nord-westliche Ufer z.B. besteht aus abgelagertem Abraum. Nach 1972 wurden in dem Tagebaurestloch ein Schwemmfächer im Nordosten und einer im Südosten angelegt.

Anfang 1994 hatte der Wasserstand eine Höhe von 91,6 m NN erreicht, d.h. die größte Tiefe des Sees betrug damals etwa 16 m.

Tiefenvermessung und Volumenberechnung

Die Tiefenvermessung des Sees im TRL Kayna-Süd erfolgte im Januar 1994 in Zusammenarbeit zwischen der Markscheiderei der Anhaltinischen Braunkohle-Sanierungsgesellschaft (ABS) und dem GKSS-Institut für Gewässerforschung Magdeburg (heute: UFZ, Sektion Gewässerforschung Magdeburg).

Als Basis für eine Volumenberechnung des Tagebaurestloches wurden 20 Echolotprofile (Echolot Lowrance X16, 8°-Schwinger) erstellt. Die Koordinaten für deren Anfangs- und Endpunkte hat die Markscheiderei eingemessen. Ebenso wurde an 10 - 20 Punkten - je nach Länge der Strecke - die jeweilige Position des Bootes bestimmt und im Echogramm gekennzeichnet, zusammen ca. 400 Meßpunkte (Abb. 1).

Diese 400 Meßpunkte mit eingemessenen Koordinaten bildeten die Ausgangsdatei. Zusätzlich wurden die Echogramme digitalisiert und durch lineare Interpolation in das Koordinatensystem eingepaßt. So umfaßte die erweiterte Ausgangsdatei schließlich ca. 9800 Datensätze (Hoch- und Rechtswert sowie die dazu gehörende Seetiefe). Diese Datei wurde mit dem GIS ARC/INFO weiter bearbeitet. Aus den Meßpunkten sowie den Koordinaten der gegenwärtigen und zukünftigen Wasserlinie wurde ein 'Triangulated Irregular Network' (TIN) abgeleitet, welches die Grundlage für alle weiteren Berechnungen bildete (Abb. 2). Ein TIN ist ein Datenmodell, das aus einer Menge von Punkten mit x-, y- und z-Koordinaten und einer Anzahl von Kanten besteht, die diese Punkte zu Dreiecken verbinden. Die Dreiecksvermaschung erfüllt dabei die DECANNY-Bedingung, d.h. ein durch die Eckpunkte eines Dreiecks gezeichneter Kreis enthält keinen weiteren Punkt, oder anders ausgedrückt, jeder Punkt ist jeweils mit seinen beiden am nächsten liegenden Nachbarpunkten verbunden. Die Erfüllung dieses Kriteriums hat den Vorteil, daß jeder (interpolierte) Punkt auf der Oberfläche des Dreiecknetzes so nah wie möglich an einem Meßpunkt liegt. Das Volumen des Seekörpers wird nun mit Hilfe eines Datenmodells (TIN) berechnet, indem sukzessive die Volumina der einzelnen "Dreieckssäulen" berechnet und anschließend addiert werden. Da es sich dabei um ein numerisches Verfahren handelt, kann für die Volumenberechnung keine geschlossene geometrische Formel, z.B. die eines Kegelstumpfes, angegeben werden.

Die Toleranzwerte beim Erstellen des TIN's wurden so gewählt, daß alle Meßpunkte berücksichtigt werden konnten. Für die linienhaften Inputelemente (Wasserlinie) wurde eine Toleranz von 3 Metern gewählt, d.h. der Abstand der Stützpunkte am Rand ist nie größer als 3 Meter.

Zum Fehler dieser Methode: ARC/INFO bietet bei der Eingabe der Stützstellen für das TIN die Möglichkeit, die Toleranz für linienhafte Elemente ebenso wie für Punktkoordinaten manuell anzugeben, d.h. der Bearbeiter bestimmt die Anzahl der Stützstellen für die Berechnung von Volumina, Flächen und Höhenlinien. Im allgemeinen ist es bei "glatten" Formen möglich, bei gleichbleibender Genauigkeit die Zahl der Stützstellen zu verringern und somit Rechenzeit zu sparen.

Beim TRL Kayna-Süd wurden sowohl die 'weed tolerance' für Linien als auch die 'proximal tolerance' für Punkte zwischen 0 und 50 Metern variiert. Die Ergebnisse bei der Volumenberechnung unterscheiden sich um nicht mehr als 2%. Die 'weed tolerance' wirkt sich nicht aus (Änderung < 1%), da sich beide Uferlinien, die gegenwärtige bei 91,6 m NN und die zukünftige bei 98 m NN, auch innerhalb der größten angegebenen 'weed tolerance' von 50 Metern nicht abrupt ändern. Nur die 'proximal tolerance' hat einen nachweisbaren Einfluß, da über die 'proximal tolerance' die Anzahl und Dichte der Meßpunkte aus der Echogramm-Auswertung gesteuert werden, die in der Berechnung berücksichtigt werden.

Der Fehler durch die EDV bei der vorliegenden Schätzung des Seevolumens läßt sich bis auf etwa 2% reduzieren. Ungenauigkeiten bei der Erfassung der Ausgangsdaten (Koordinaten, Tiefenlotung) sind dabei nicht berücksichtigt.

Alle Zahlen, die sich im weiteren auf ein Volumen beziehen, wurden mit den oben schon genannten Toleranzen errechnet (weed = 3 Meter; proximal = 0, d.h. jeder Meßpunkt wurde berücksichtigt).

Aus dem TIN wurde neben der Isobathenkarte (Abb. 3) auch die Tiefen-Flächen-Kurve (Abb. 4) und die Tiefen-Volumen-Kurve (Abb. 5) abgeleitet. In Tab. 1 sind einige morphometrische Kenngrößen für den See im TRL Kayna-Süd zusammengefaßt

Tab. 1. Einige morphometrische Kenngrößen des Sees im TRL Kayna-Süd

		See 91,6 m NN	See 98,0 m NN	Tagebau	Insel*
größte Tiefe	m	16,0	22,4		
Volumen	10 ⁶ m ³	13,8	28,3		
Fläche	km ²	1,98	2,55	4,23	0,008
Umfang	km	9,36	9,45	10,38	0,46

*unter der Annahme, daß der Wasserspiegel auf 98,0 m NN ansteigt und es keine weiteren Rutschungen gibt.

Diskussion

Die Vermessung von Seen hat verschiedene Entwicklungsstadien durchlaufen. Am Anfang wurden Lotungen an einzelnen Punkten mit zum Teil recht aufwendigen mechanischen Lotungsmaschinen durchgeführt (Abb. 6). Eine genaue Methode, die Position der Lotung zu bestimmen, war die Einmessung von Land aus mit Hilfe von Theodolithen. Die Vermessung im Winter auf dem zugefrorenen See brachte einige Vorteile (sehr genaue Einmessung möglich), hatte aber auch viele Nachteile (nicht jeder See gefriert jeden Winter; die Bildung einer tragfähigen Eisdecke ist zeitlich oft schwer vorhersagbar; das Arbeiten auf dem Eis kann eine Gefahr darstellen). Bei dieser Art der Lotungen handelt es sich stets um Punktmessungen. Erst eine sehr große Zahl von Einzelpunkten ermöglicht eine genaue Tiefenkarte.

Einen wesentlichen Fortschritt brachten die selbstschreibenden Echolote. Mit Hilfe dieser Geräte ist es möglich, auch die Tiefen zwischen den einzelnen Meßpunkten zu erfassen. Dieses ist bei einem unebenen Profil von großer Bedeutung. Der kontinuierliche Ortswechsel während der Fahrt erschwerte die Einmessung der Fahrtroute. Bei kleinen Seen und windstillem Wetter ist es möglich, den vorgesehenen Kurs sehr exakt mit konstanter Geschwindigkeit zu fahren, wobei Anfangs- und Endpunkt einer Fahrt genau einzumessen sind. Notfalls kann auch längs des vorgesehenen Profils eine Leine gespannt werden, die alle 25 oder 50 m mit einer Boje versehen ist. Das Vorbeifahren an einer Boje wird auf dem Echolotausdruck markiert, so daß entsprechend der Anzahl der Bojen Punkte mit bekannten Positionen vorhanden sind. Damit ist es möglich, Ungleichheiten in der Fahrtgeschwindigkeit, z.B. durch eine von vorne kommende Windbö zu erkennen und auszugleichen (s. SCHARF & MENN 1992). Seitliche Abweichungen von der Ideallinie lassen sich mit dieser Methode nicht erfassen. Bei Echolotprofilen mit mehr als 300 m Länge ist dieses Verfahren sehr aufwendig und führt bereits an Tagen mit einer nur geringen Luftbewegung zu Ungenauigkeiten, weil das Seil entsprechend der Wasserströmungen an der Seeoberfläche abgedriftet wird.

Der See im TRL Kayna-Süd ist zu groß, um Leinen darüber zu spannen. Insofern stellte die Vermessung einzelner Punkte der Fahrtroute von Land aus eine sinnvolle Lösung dar. Ein Einmessen der eigenen Position mit Hilfe eines Lasermeßgerätes durch Anpeilen von zwei bis drei Landmarken hat sich in Vorversuchen als nicht durchführbar erwiesen, da sich die Position des Bootes zu schnell während des Meßvorganges änderte. Das Laser-Entfernungsmeßgerät wurde jedoch bei der Vermessung dazu eingesetzt, um die Abstände von ca. 50 m, an denen die Markscheider die Position des Bootes von Land aus bestimmen sollten, in etwa einzuhalten. Hierzu wurde es auf den Endpunkt des jeweiligen Echolotprofils gerichtet und brauchte deshalb während der Fahrt nicht oder nur kaum bewegt zu werden.

Das eingesetzte Verfahren stellt also eine genaue Methode zur Vermessung von Seen dar. Mit Hilfe einer Satellitennavigation (GPS), gekoppelt mit einem Echolot, hätte die Vermessung einfacher durchgeführt werden können. Mit einem solchen System liegen alle benötigten Daten für das Postprocessing, z.B. eine Volumenberechnung, in digitaler Form vor, so daß keinerlei Digitalisierarbeit mehr notwendig ist. Da das GPS die Position im Sekundenbereich liefert, ist die Fahrtgeschwindigkeit des Bootes zu vernachlässigen.

Danksagung

Wir danken der Markscheiderei der Anhaltinischen Braunkohle-Sanierungsgesellschaft (ABS) für die gute Zusammenarbeit, insbesondere ihrem Leiter, Herrn Pausch. Unser Dank gilt ebenfalls unserem Mitarbeiter Herrn Michael Herzog für seinen Einsatz bei der Vermessung im Januar 1994.

Literatur

DELEBECQUE, A. (1898): Les lacs francais. - Paris 436 S.

SCHARF, B.W. & MENN, U. (1992): Hydrology and morphometry. - in SCHARF, B.W. & S. BJÖRK (eds.): Limnology of Eifel maar lakes. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 38: 43-62. Stuttgart

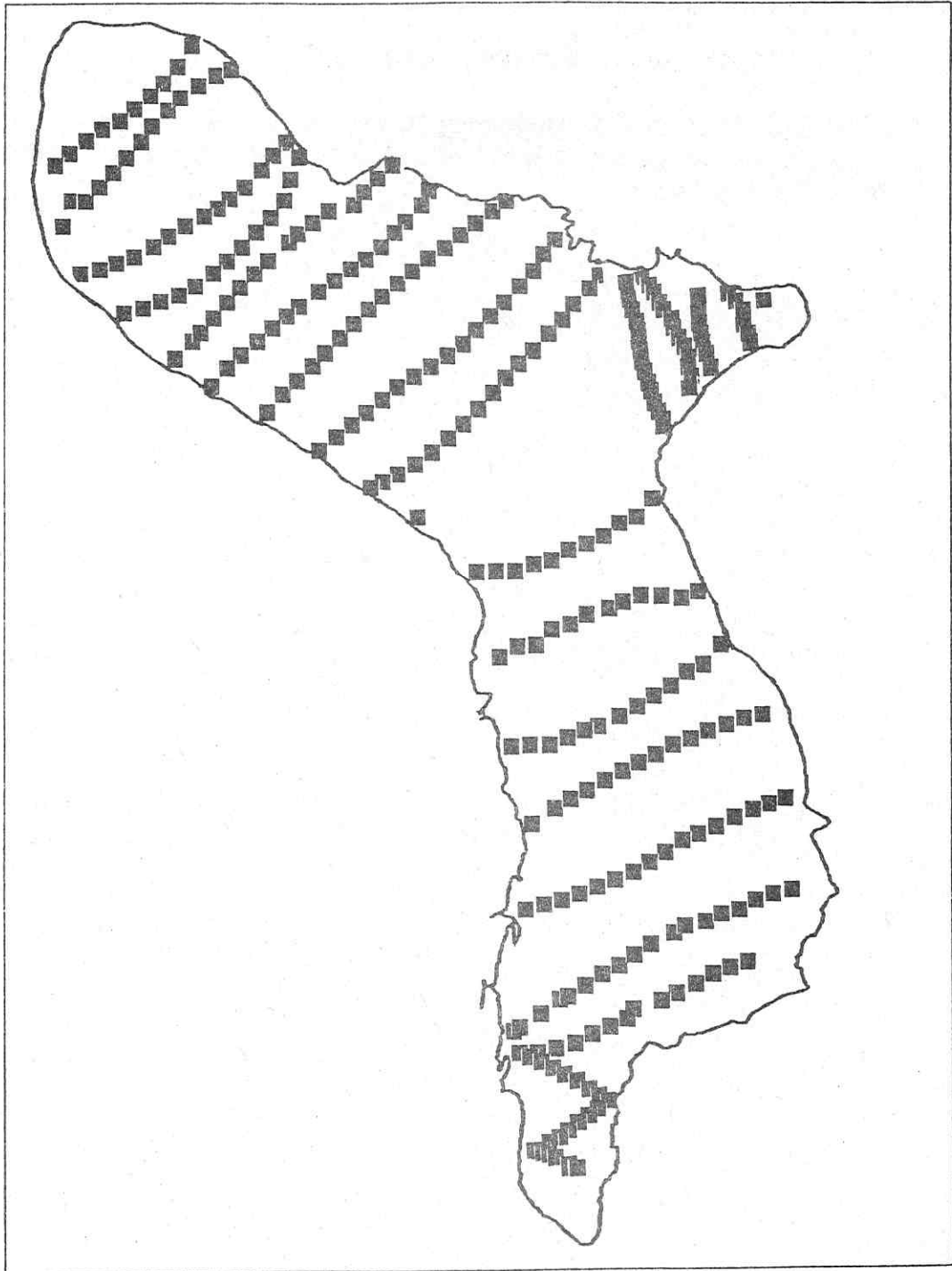


Abb. 1. Lage der Echolotprofile im Tagebaurestloch Kayna-Süd. Die einzelnen von der Markscheiderei während der jeweiligen Echolotprofilaufnahme eingemessenen Punkte sind als schwarze Quadrate eingezeichnet.

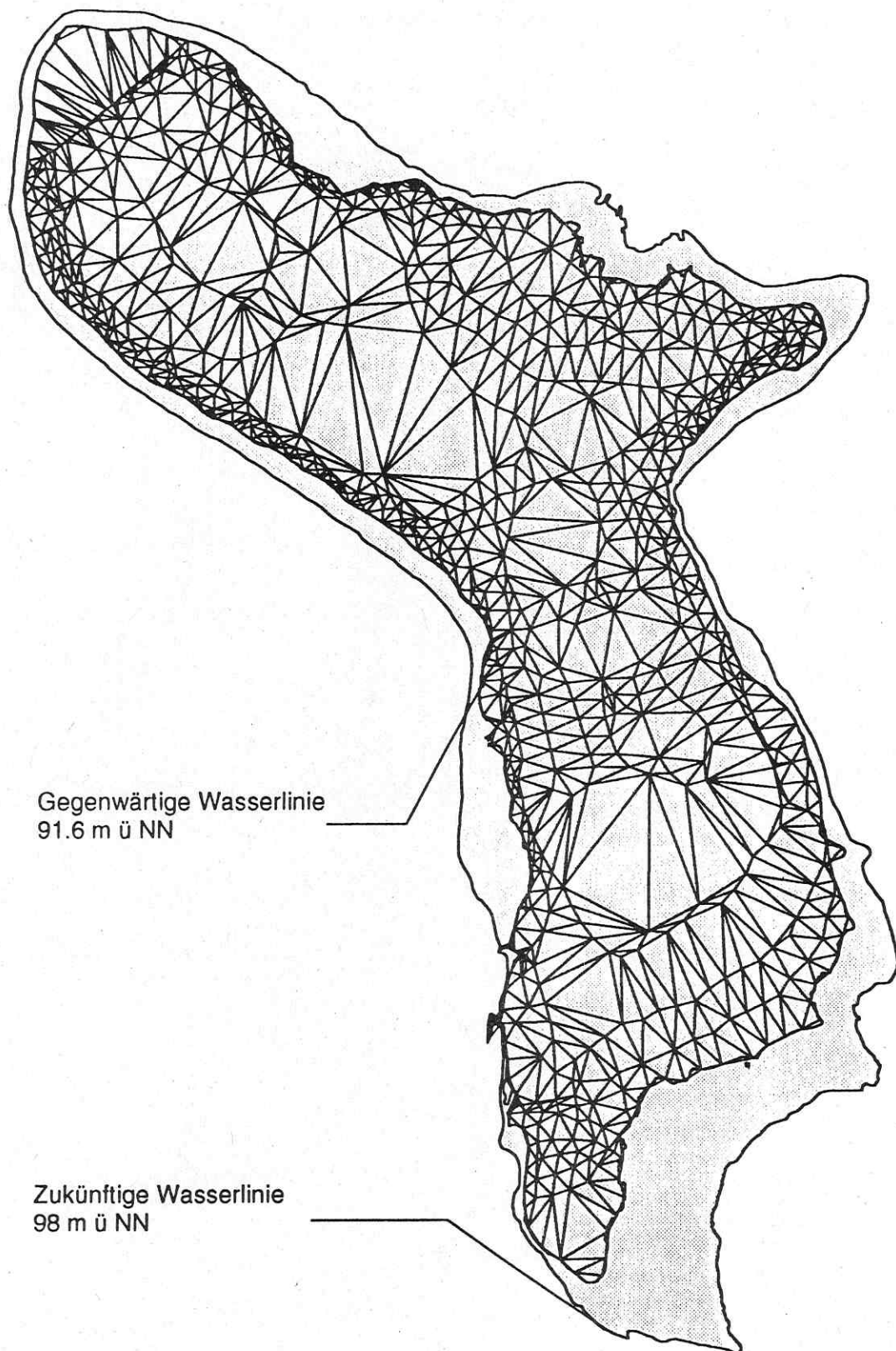


Abb. 2. Triangulated Irregular-Network (TIN) zur Berechnung der morphometrischen Angaben zum Tagebaurestloch Kayna-Süd (3456 Knoten, 6092 Dreiecke)

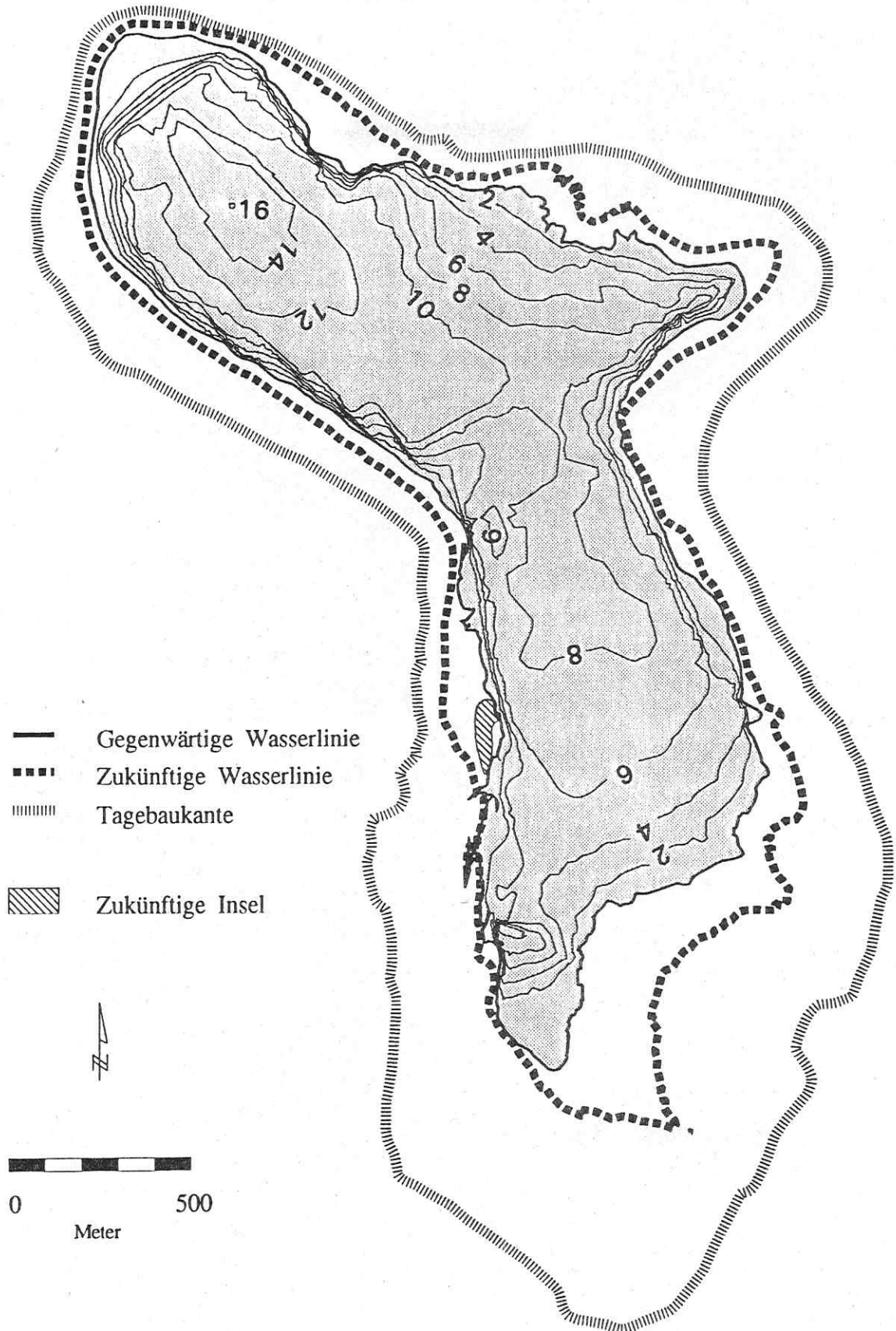


Abb. 3. Tiefenkarte des Tagebaurestloches Kayna-Süd

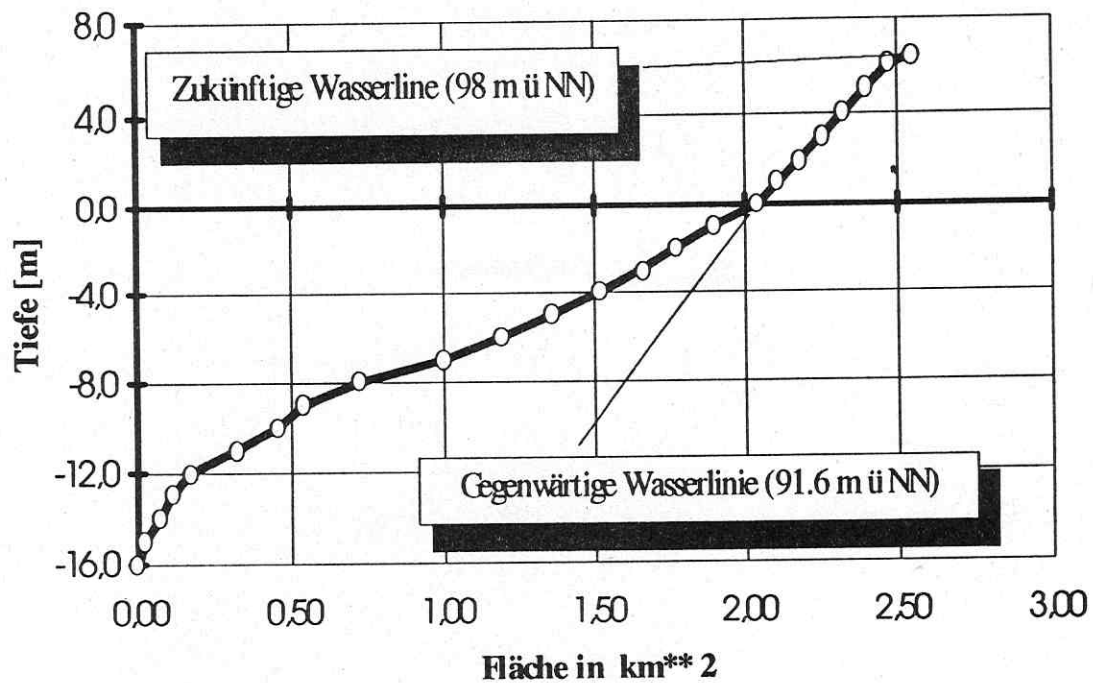


Abb. 4. Tiefen-Flächen-Kurve der Tagebaurestloches Kayna-Süd

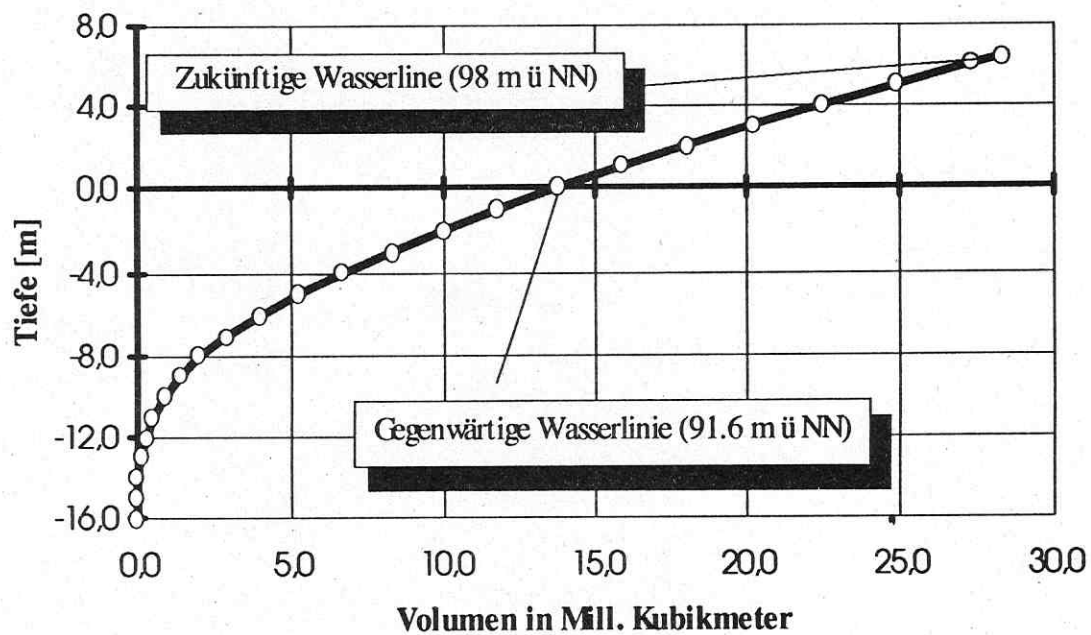


Abb. 5. Tiefen-Volumen-Kurve des Tagebaurestloches Kayna-Süd.

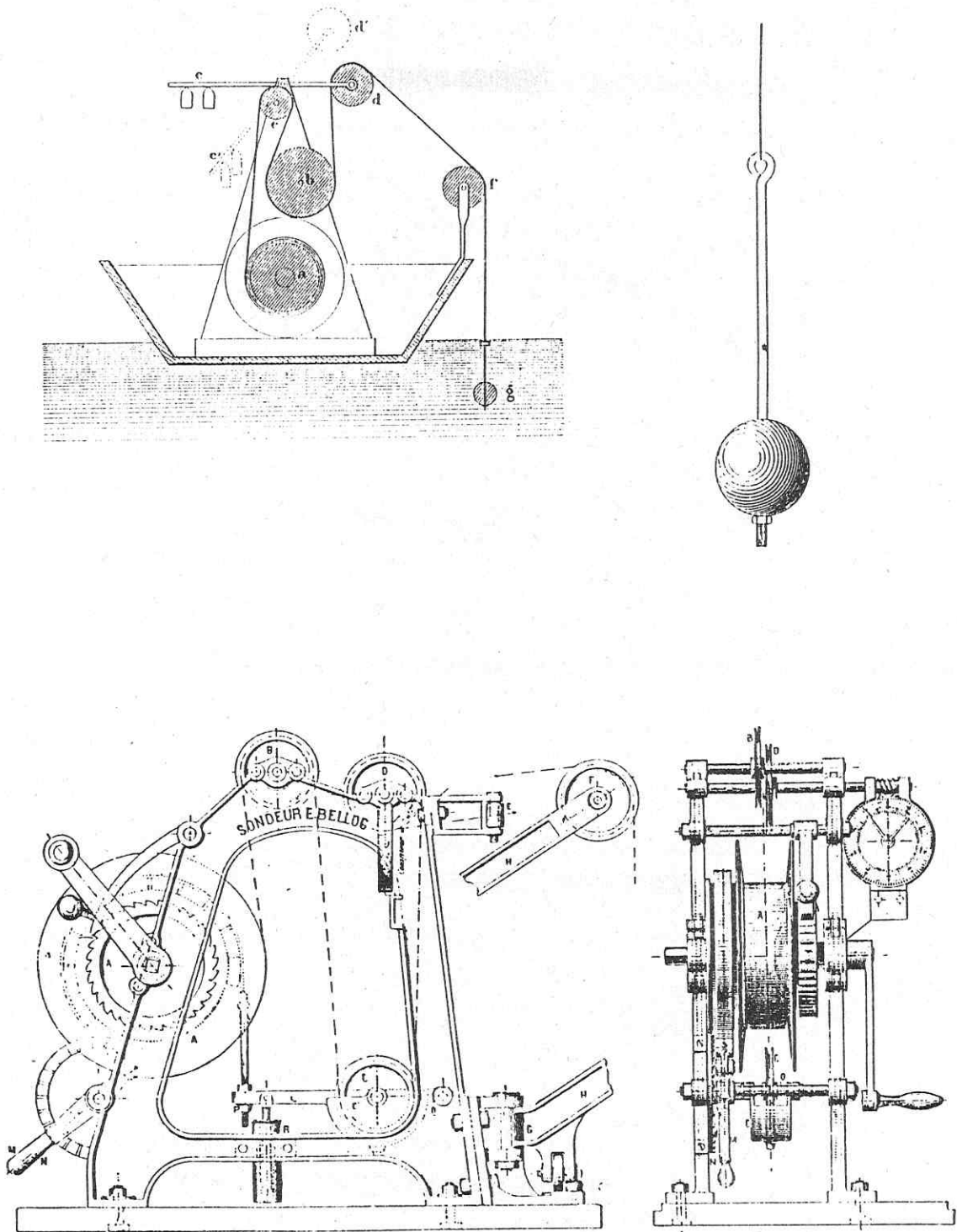


Abb. 6. Schematische Darstellung (oben links) eines Apparates zur Tiefenmessung mit automatischer Tiefenanzeige bei Aufsetzen des Bleigewichtes (oben rechts) auf dem Sediment und Konstruktionszeichnung (unten) (aus DELEBECQUE 1898)

B.W. Scharf¹⁾, J. Dermietzel²⁾, A. Melzer³⁾, W. Richter²⁾ & H. Röncke¹⁾

¹⁾UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung,
Am Biederitzer Busch 12, D-39114 Magdeburg

²⁾UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie,
Hallesche Str. 44, D-06246 Bad Lauchstädt

³⁾Limnologische Station der TU München, Hofmark 3, D-82393 Iffeldorf

Beitrag zur Limnologie des Hufeisensees bei Halle/Saale

Zusammenfassung

Der Hufeisensee bei Halle/Saale ist ein meromiktischer, mesotropher See, der aus einem Braunkohlentagebaurestloch sowie durch Kiesgewinnung entstand. Phytoplankton, Makrophyten im Uferbereich, submerse Makrophyten sowie die Muschelkrebse werden beschrieben. Der See weist ein großes Arteninventar auf. Ein Vergleich der Trophieabschätzung zwischen chemischen und biologischen Parametern zeigt eine sehr gute Übereinstimmung. Im Bereich der Aussickerungen aus einer Deponie, die sich am Rande des Sees befindet, konnte keine akute Toxizität festgestellt werden.

Einleitung

Die vorliegende Arbeit ist die erweiterte schriftliche Fassung eines Vortrages, der im Rahmen des UFZ-Workshops "Bergbaurestseen" im November 1994 in Bad Lauchstädt gehalten wurde.

Der Hufeisensee liegt am östlichen Rand der Stadt Halle/Saale. Er stellt ein wichtiges Naherholungsgebiet für die Großstadt mit Bade- und Wassersport sowie Freizeitfischerei dar. Im See befindet sich eine Deponie (Abb. 1). Mit dem Beitrag soll der Frage nachgegangen werden, ob sich die Deponie schädigend auf das Ökosystem See auswirkt und damit die Nutzungen einschränkt. Zu folgenden Teilaspekten liegen Beiträge vor: Chemie (SCHARF), Phytoplankton (RÖNCKE), Ufervegetation (RICHTER), submerse Makrophyten (MELZER), Muschelkrebse (SCHARF) und Schadstoffbelastung (DERMIETZEL).

Entstehung

Der Hufeisensee ist ein künstliches Gewässer im Osten der Stadt Halle/Saale, das in seiner jetzigen Form aus einem gefluteten Braunkohletagebau mit nachfolgender Sand- und Kiesgewinnung (Saale-Hauptterrasse) im Norden und Osten der Bergbauhohlform entstanden ist. Das Restloch des Braunkohletagebaues wurde zum Teil als Kippe verfüllt, bis 1984 auch partiell als Deponie für industrielle und kommunale Abfälle verwendet (Abb. 1). Diese ungeordnete Deponie stellt für den See eine potentielle Gefahr dar. Nach CARMENKE et al. (1987) handelt es sich um eine reine Schadstoffdeponie.

Wasserstände

Die Flutung des Sees begann nach 1940. Der Wasserstand erreichte 1945 einen ersten Höchststand. Später wurde er zum Sand- und Kiesabbau wieder künstlich abgesenkt. Nach Beendigung der Trockenaus Kiesung im Jahr 1964 ist der Wasserspiegel wieder angestiegen und erreichte zwischen 1974 und 1993 eine Höhe um 91,0 m NN. Nach strenger Reduzierung der Brauchwasserentnahme für landwirtschaftliche Beregnungszwecke stieg der Seespiegel auf die Höhe von mehr als 92,0 m NN. Bei dem derzeitigen Wasserstand beträgt die maximale Tiefe des Sees 29 m (Abb. 2).

Der Hufeisensee ist bislang ohne oberirdischen Abfluß. Er hat ein sehr kleines oberirdisches Einzugsgebiet und wird im wesentlichen durch Grundwasser gespeist. Es fließt aus den Kiessanden der Saale-Hauptterrasse aus Nordwesten zu.

Chemie

Der Chemismus des Seewassers wird durch die trockene und nasse Deposition, das aus der Saale-Hauptterrasse zufließende Grundwasser, die Deponie und durch kommunale Zuflüsse, im wesentlichen Regenwasser, beeinflusst. Tab. 1 gibt einen Überblick über die Schwankungsbreite einiger physikalischer und chemischer Parameter in den oberen 10 m während der Jahre 1993 und 1994.

Der Hufeisensee ist ein meromiktisches Gewässer, d.h. in der Tiefe des Sees befindet sich ein Wasserkörper, der ganzjährig von der Durchmischung ausgeschlossen ist. Aus Abb. 3 ist ersichtlich, daß dieser Wasserkörper, das Monimolimnion, in etwa 25 m Tiefe beginnt. Von dort ab steigt z.B. die Temperatur und die Leitfähigkeit an und dieses zu einem Zeitpunkt der winterlichen Zirkulation. Die Temperatur ist im Monimolimnion deutlich über und im durchmischten Bereich deutlich unter 4 °C. Sie liegt im unteren Bereich des Monimolimnions bei 7 °C und damit etwa 2 °C unter der Grundwassertemperatur.

Aufgrund seines Salzgehalts muß der Hufeisensee als oligohalin eingestuft werden (0,5 - 5 ‰ Salzgehalt). Die Ursachen für den erhöhten Salzgehalt sind bezüglich ihrer geogenen und anthropogenen Quellen (Zuflüsse im oberflächennahen und tiefen (?) Grundwasser, Auslaugung von Salzkohleaschen und Bauschutt in der Deponie) schwer quantifizierbar.

Nach dem Gesamt-Phosphorgehalt mit einer Schwankungsbreite zwischen 16 und 33 µg/l und der Sichttiefe befindet sich der See in einem mesotrophen Zustand (vgl. OECD (1992) zur Abschätzung des Trophiegrades).

Phytoplankton

Eine Abschätzung des Phytoplanktons aus den Jahren 1993 und 1994 kommt zu folgendem Ergebnis:

- Cyanophyceen spielen quantitativ eine untergeordnete Rolle.

- Hauptvertreter sind Dinophyceen (*Peridinium*, *Gymnodinium*) aus dem Stamm Chromophyta sowie chlorococcale Grünalgen (*Coelastrum*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*).
- Desmidiaceen sowie Bacillariophyceen treten artenmäßig, aber nicht biomassemäßig in Erscheinung.
- Die nach dem "Elastischen Teilkammerzählverfahren" (UTHERMÖHL 1958) ermittelten Abundanzen (Zellzahl und Biomasse) verweisen grundsätzlich auf niedrige Algenkonzentrationen. Es wurden im Durchschnitt Phytoplanktonkonzentrationen ermittelt, die deutlich unter 1 mg/l lagen (gewogene Mittelwerte) (Tab. 2).
- Die Algenstruktur stellt sich als vom Zooplankton gut ingestierbare Gesellschaft vor. Vor allem die Chlorophyceen sind ideale Futteralgen.
- Die großen Untersuchungsabstände ließen nur eine stichprobenartige Analyse der Abundanzen zu. Extremwerte, wie kurzfristige peakartige Massenentwicklungen, waren bei dem großen zeitlichen Raster nur zufällig anzutreffen.
- Bei intensiver Beprobung, vor allem im Sommerhalbjahr, sind mit Sicherheit noch weitere Phytoplanktonarten zu diagnostizieren.

Makrophyten im Uferbereich

Die Kartierung der Ufervegetation wurde im Spätsommer 1992 durchgeführt.

Im ufernahen Bereich lassen sich die Differenzierungen in der Verbreitung charakteristischer Pflanzenarten in den meisten Fällen auf die stark wechselnden Bodenverhältnisse zurückführen. Die verritzten quartären Deckschichten des "äußeren" Ufers (Ost-, Nord- und Westufer) mit überwiegend vegetationsfreundlichen bindigen Bodenarten (Sandlöß, Moränenbildungen, Kiese und Sande der Saale-Hauptterrasse sowie deren Umlagerungsprodukte), aber auch die zugemischten Müllkomponenten, liefern günstige edaphische Verhältnisse. Das Gemeine Schilfrohr (*Phragmites australis*) zeichnet diese Verhältnisse am besten nach (Abb. 4). Unterhalb der Uferlinie deckt sich das Bild recht gut mit der Verbreitung der Wasserhahnenfußarten (*Ranunculus circinatus* und *R. trichophyllos*). Es wird lediglich der südwestexponierte wilde Badestrand im Norden des östlichen Teilbeckens gemieden (Abb. 4).

Am "inneren" Bogen der Uferlinie steht mit steiler, erosiver Böschung (Abb. 2), die überwiegend aus bindigem Tertiär aufgebaute Mischkippe ("Innenkippe") an. Deren Uferabschnitte sind im Inundationsbereich fast unbesiedelt und werden auch über lange Zeit ohne massive Hilfsmittel schwer besiedelbar bleiben. Lediglich im Bereich der Unterflurkippe, die am westlichen Fuß der Innenkippe mit geringem Gefälle in den See ausstreicht, konnten sich relativ ausgedehnte, gesellschaftsbildende Röhrichtbestände entwickeln. Sie verweisen darauf, daß bei geeigneten Neigungsverhältnissen sehr wohl als vegetationsunfreundlich eingestuftes Tertiär eine nachhaltige, standortgerechte Spontanbesiedlung erfahren kann.

Die wilden Müllkippen an weiten Uferabschnitten des Hufeisensees werden durch die kontinental verbreitete alte Kultur- und heutige Ödlandpflanze Pfefferkraut (*Lepidium latifolium*) dokumentiert (Abb. 4). Durch Ausläuferbildung besitzt die Spezies ein großes Beharrungsvermögen und dringt selbst in die Uferröhrichte ein. Ihre Ansiedlung erfolgte fast ohne Rücksicht auf die bisher beschriebenen Bodenverhältnisse. Ähnlich verhält sich der Huflattich (siehe unten).

Die biologische Indikation von Grundwasseraustritten erfolgte am Westufer in scharfer Abgrenzung durch die Blaue Bimse (*Juncus inflexus*) im Verbreitungsgebiet durchfeuchteter Lehme (Abb. 4). Auf kiesig-sandigem Grund (Grundwasserleiter) setzt die Art aus. Im Ostteil der nördlichen Bucht siedelte an ihrer Stelle auf sandigen Quellbändern das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) (Abb. 4). - Huflattich (*Tussilago farfara*), der auf bindigen Rohböden als Nässezeiger gilt, war am Hufeisensee für diese Aussage ungeeignet (Abb. 4). Seine weite Verbreitung wird durch flugfähige Samen ermöglicht und bezeugt lediglich eine umfassende Besiedlung der rohen Böden in der Frühphase der Bildung und Gestaltung der Beckenböschungen. Zahlreiche Jungpflanzen auf trockenfallenden Uferabschnitten belegten im Kartierungszeitraum diese Eigenschaft (kleine Punkte in Abb. 4). Der Huflattich besitzt in den unbenetzten Uferabschnitten ein ähnliches Beharrungsvermögen wie das Pfefferkraut.

Die hydrochemischen Verhältnisse lassen im See kaum ungewöhnliche Bedingungen erwarten. Das klare Wasser ermöglichte eine ausgedehnte Unterwasservegetation bis über 10 m Tiefe. Der Salzgehalt im oligohalinen Bereich (0,5 - 5 ‰) förderte die Entwicklung einer Reihe von Pflanzenarten mit ökologischem Schwerpunkt in Habitaten mit Brackwassereinfluß. Die verschiedenen Arten sind in ihren Standortansprüchen allerdings wieder vielfältig differenziert. Terrestrisch verbreitet ist das salztolerierende Pfefferkraut (siehe oben; Abb. 4). Ähnliches gilt für die seltenere Mähngerste (*Hordeum jubatum*) (Abb. 5). Sie hatte auf der Deponie ihr Entwicklungsoptimum und drang in mehreren Fällen in den schütterten Röhrichtgürtel ein. Mit relativ großer Häufigkeit war dagegen die Salzaster (*Aster tripolium*) in Ufernähe zu finden (Abb. 5).

Unter den Röhrichtbildnern sind Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) (Abb. 5) und die Gemeine Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) (Abb. 5) erwähnenswert. Interessant ist ihre vom Gemeinen Schilfrohr abweichende Hauptverbreitung in der Zone stark schlammiger Sedimente.

Die Isolierung des Hufeisensees von benachbarten Oberflächengewässern und die offensichtlich geringen lokalen Einflüsse von zwei kommunalen Regenwassereinleitungen haben nur wenigen Arten mit erhöhten Nährstoffansprüchen die Ansiedlung an eng begrenzten Stellen ermöglicht. So fehlt bis auf Einleitungsnähe das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Die Wasserschwertlilie (*Iris pseudacorus*) und Ästiger Igelkolben (*Sparganium ramosum*) konzentrieren sich in gleicher Weise auf wenige Punkte in der Umgebung der Regenwassereinleitung (Abschnitt 6 in Abb. 11).

Der Hufeisensee wurde über viele Jahre durch die Entnahme von Beregnungswasser in der Höhe seines Wasserspiegels erheblich beeinflußt. Das führte zur sommerlichen Trockenlegung des Röhrichtgürtels und zur Freilegung eines meist sehr schmalen vegetationslosen Ufersaumes. Die Nährstoffarmut dieser Standorte ließ keine typische Teichbodenflora aufkommen. Die spätsommerlichen Zweizahnfluren erschienen lediglich als vegetationsgeschwächte Rumpfgesellschaften. Knöterichbestände fehlten ebenso wie charakteristische Zwergbinsengesellschaften. Bemerkenswert ist lediglich die Verbreitung der sonst seltenen Froschbinse (*Juncus ranarius*) als salztolerierender sommerlicher Schlammbesiedler (Abb. 5).

Die wenigen Beispiele lassen erkennen, daß die Pflanzenwelt des Hufeisensees wichtige Hinweise bezüglich Art und Umfang für landschaftsgestalterische Maßnahmen und die Notwendigkeit eines massiven Uferschutzes liefert. Das Gemeine Schilfrohr (Abb. 4) erscheint als ingenieurbologisch bedeutendste Art und meistert selbst sehr schwierige Standortverhältnisse, wie am Ostufer, das von Betonteilen durchsetzt ist. Im

Bereich der Uferlinie läßt sich der Schutz mit Hilfe von Silberweiden (*Salix alba*) erheblich verbessern, während Pappeln dafür nicht geeignet sind (Abb. 6).

Submerse Makrophyten

Die qualitative und quantitative Verbreitung der submersen Makrophytenvegetation des Hufeisensees wurde im August 1993 durch Tauchkartierung untersucht. Um die Verbreitung der einzelnen Arten entlang des Tiefenprofils möglichst genau erfassen zu können, wurde bei der Kartierung eine getrennte Aufnahme der vorkommenden Arten in vier verschiedenen Tiefenstufen vorgenommen. Diese lagen in Bereich von 0 bis 1 m, 1 bis 2 m, 2 bis 4 m Tiefe und von 4 m Tiefe bis zur unteren Grenze der Vegetation. Über weite Strecken stehen gebliebene Bäume erschwerten bis in 6 m Tiefe die Tauchkartierung erheblich.

Die quantitative Abschätzung der vorkommenden Arten erfolgte nach einer fünfstufigen Skala. Dabei bedeuten:

- 1 = sehr selten
- 2 = selten
- 3 = verbreitet
- 4 = häufig
- 5 = massenhaft

Das Ufer eines Sees wird bei der Tauchkartierung nach MELZER in einheitliche Abschnitte untergliedert und für jeden Abschnitt wird ein Makrophytenindex ausgewiesen. Dieser errechnet sich - ähnlich dem Saprobienindex - aus der Summe der Häufigkeiten der einzelnen Pflanzenarten, multipliziert mit einem jeder Pflanzenspecies zugeordneten Indikatorwert (Tab. 3). MELZER (1993) konnte eine gute Korrelation zwischen dem über alle Uferabschnitte gemittelten Makrophytenindex und der Konzentration des Gesamt-Phosphors während der Frühjahrsvollzirkulation aufstellen (Abb. 7).

Die Methode der Kartierung der submersen Makrophyten sowie der weiteren Verarbeitung der im Freiland gewonnenen Ergebnisse ist z.B. bei MELZER (z.B. 1993) oder bei Melzer et al. (in Vorbereitung) sehr genau beschrieben.

Zur Kartierung des Hufeisensees wurde das Gewässer in 15 Abschnitte untergliedert (Abb. 8 - 11). Erfasst wurde folgende Arten:

Röhrichtarten	<i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Caltha palustris</i> , <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Bolboschonus maritimus</i> , <i>J. inflexus</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Schoenoplectus lacustris</i> , <i>S. tabernaemontani</i> , <i>Sparganium emersum</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>T. latifolia</i>
Schwimtblattarten	<i>Polygonum amphibium</i>
Submerse Arten	<i>Chara contraria</i> , <i>C. delicatula</i> , <i>C. fragilis</i> , <i>C. hispida</i> , <i>C. rudis</i> , <i>C. tomentosa</i> , <i>C. vulgaris</i> , <i>Nitella opaca</i> , <i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Myriophyllum alterniflorum</i> , <i>M. spicatum</i> , <i>Potamogeton berchtoldii</i> , <i>P. crispus</i> , <i>P. pectinatus</i> , <i>P. pusillus</i> , <i>Ranunculus circinatus</i> , <i>R. trichophyllus</i> , <i>Zannichellia palustris</i>

In Abb. 8 bis 10 sind die Verbreitungskarten der Arten *Chara hispida*, *Potamogeton pusillus* und *Zannichellia palustris* wiedergegeben. Die ausgewählten Arten gehören unterschiedlichen Indikatorgruppen an (vgl. Tab. 3). Abb. 11 zeigt die Indexkarte für die einzelnen Abschnitte. Aus dem Indexwert der einzelnen Abschnitte ergibt sich ein mittlerer Wert von 2,91. Dieses entspricht nach der z.B. bei MELZER (1993) aufgeführten Korrelation einem Gesamt-Phosphor-Gehalt von 19,2 +/- 4,9 µg/l. Im Hufeisensee wurde ein Gesamt-Phosphor-Gehalt gemessen, der von 16 bis 33 µg/l schwankt (Tab.

1). Der Vergleich zeigt, daß die beiden auf ganz unterschiedliche Weise ermittelten Werte sehr gut übereinstimmen.

Muschelkrebse

Im September 1993 wurden lebende und subfossile Muschelkrebse (Crustacea, Ostracoda) an verschiedenen Stellen im Hufeisensee nach der bei SCHARF (1980) beschriebenen Methode gesammelt (Abb. 12 und Tab. 4). Das Ergebnis der Untersuchung ist in Tab. 5 zusammengefaßt. Folgende Schlüsse lassen sich aus der Untersuchung ziehen:

- Es konnten insgesamt 13 Arten nachgewiesen werden. Das ist eine hohe Anzahl für ein relativ junges und künstliches Gewässer. Die Artenvielfalt erklärt sich durch die Vielzahl an unterschiedlichen Habitaten, die sich auch in der hohen Zahl von submersen Makrophyten ausdrückt.
- Der leicht erhöhte Salzgehalt läßt Arten hinzukommen, die im limnischen Bereich fehlen: *Heterocypris salina* und *Plesiocypridopsis newtoni*.
- Die Probestelle 10 weist die meisten Muschelkrebsarten auf. Kies mit einer dünnen Detritusauflage, zudem durch einige Makrophyten beruhigt, bietet für viele dieser Tiere ideale Lebensbedingungen: Schutz zwischen den Kieselsteinen und reichlich Nahrung durch die Detritusauflage. Zudem sind in der hier vorliegenden geringen Tiefe von 0,5 m auch die Sauerstoffverhältnisse sehr gut. Ähnliche Verhältnisse liegen auch bei der Probestelle 9 vor.
- Die Aussickerungen auf der Ostseite der Deponie sind gezielt beprobt worden (Probestelle 16 und 17). An beiden Stellen konnten 8 Arten nachgewiesen werden, also nicht viel weniger als an der Probestelle 10. Das Wasser und Sediment in diesem Bereich kann also nicht akut toxisch sein. Es ist auffällig, daß die salzliebenden Species *Heterocypris salina* und *Plesiocypridopsis newtoni* nur an diesen beiden Probestellen vorkamen. Daraus kann man schließen, daß aus der Deponie salzhaltiges Wasser austritt (was durch die zeitliche Differenz zwischen Probennahme und Probenauswertung nicht durch eine Leitfähigkeitsmessung überprüft wurde). Die Stelle wurde durch das einzige Vorkommen des polyhalinen Milchkrautes (*Glaux maritima*) auch geobotanisch charakterisiert.

Schadstoffbelastung durch polycyclische Aromaten (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB)

Verbindungen der Stoffgruppe PAK bestehen aus zwei oder mehr annelierten Kohlenstoffringen mit aromatischer Struktur. Diese entstehen beim Erhitzen organischer Substanzen über 700 °C sowie bei unvollständig verlaufenden Verbrennungsvorgängen. Hausbrand mit festen Brennstoffen und der Kraftfahrzeugverkehr sind die Hauptemissionsquellen für die ubiquitäre Verbreitung der PAK in der Umwelt. Daneben waren und sind Gaswerke und Kokereien, die Mineralölwirtschaft und verschiedene chemische Produktionszweige für punktuelle Belastungen verantwortlich.

Wegen ihrer Persistenz und Toxizität haben die PAK zunehmende Aufmerksamkeit als Umweltchemikalien gefunden. In Tab. 6 sind die Verbindungen aufgelistet, die nach der amerikanischen Norm EPA 610 bei der Trinkwasseruntersuchung zu prüfen sind.

PCB wurden wegen ihrer hohen thermischen und chemischen Stabilität sowie ihrer dielektrischen Eigenschaften als Flüssigkeiten in Transformatoren, Kondensatoren und hydraulischen Systemen großtechnisch eingesetzt. Trotz des in Deutschland geltenden PCB-Anwendungsverbots ist auf Grund der hohen Persistenz mit Umweltbelastungen zu rechnen. PCB-Komponenten können über den Luft- und Wasserpfad in die Umwelt gelangen und über die Nahrungsaufnahme in Organismen angereichert werden.

Die Analysen mehrerer Tiefenprofile des Seewassers zeigten, daß eine Belastungssituation in Bezug auf PAK nicht vorliegt. Der Mittelwert der PAK-Konzentrationen von acht Analysen des oberflächennahen Seewassers (< 10 m) lag bei 0,015 µg/l.

PCB-Komponenten konnten im Seewasser nicht nachgewiesen werden, so daß die Konzentrationen der einzelnen Verbindungen unterhalb der Nachweisgrenze (derzeit 0,1 µg/l) anzusetzen sind.

Sedimentproben wurden an vier verschiedenen Stellen des Sees entnommen: aus dem Dammbereich zur Deponie, dem Ost- und Westbecken und der Nordbucht. Die höchsten PAK-Belastungen wurden im Bereich der Nordbucht mit Werten zwischen 3 und 18 mg/kg Trockenmasse festgestellt (Tab. 7), wobei die Komponenten Phenanthren, Fluoranthren und Pyren den Hauptanteil ausmachen. Die B-Werte der niederländischen Liste werden weder für Einzelkomponenten noch in der Summe überschritten. Die festgestellte Konzentrationsverteilung der PAK im Sediment spricht nicht für einen Eintrag aus dem Bereich der Deponie, sondern eher für eine Zuführung aus zeitweiligen Abwassereinleitungen im Bereich der Nordbucht. In der Regel wurde eine Konzentrationsabnahme der PAK in den tieferen Sedimentschichten festgestellt (Tab. 7).

Wegen ihrer lipophilen Eigenschaften werden organische Schadstoffe, die nur in geringsten Spuren in einem Gewässer vorhanden sind, im Körpergewebe von Wasserorganismen stark angereichert. Es lag daher nahe, die PAK- und PCB-Analysen auch auf die Biosphäre des zu untersuchenden Gebietes auszudehnen.

Im August und September 1993 wurden Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) von insgesamt fünf Standorten aus dem Hufeisensee gesammelt und sowohl auf PAK als auch auf PCB untersucht (Abb. 12). Zum Vergleich wurde eine Probe aus dem Kulkwitzer See, einem Tagebaurestsee im Westen von Leipzig, herangezogen.

Die aus dem Hufeisensee entnommenen Muscheln sind nicht einheitlich belastet, sondern Minimum und Maximum liegen bei den PAK um den Faktor 30 und bei den PCB um den Faktor 60 auseinander (Tab. 8). Das ist möglicherweise auf die unterschiedliche lokale Situation zurückzuführen. Die Dreikantmuscheln wurden bevorzugt auf Unterlagen angetroffen, die eindeutig anthropogenen Ursprungs sind, wie Ziegelschutt und Autowrackteile.

Da es bisher nicht gelang, PCB direkt im Wasser nachzuweisen, ergibt sich aus den Befunden die Möglichkeit, bei Kenntnis des Anreicherungs-faktors auf die Größenordnung der PCB-Konzentration im Wasser zu schließen.

Zur Abschätzung des Anreicherungs-faktors der PCB muß auf Literaturangaben zurückgegriffen werden. Bei einem Belastungsniveau von 100 ppb PCB in der Elbe wurde bei Effektmonitoring-Versuchen mit *Dreissena polymorpha* in der Meßstation

Schnackenburg (ARGE ELBE, 1991) für die sechs PCB-Repräsentanten (Tab. 8) ein Anreicherungsfaktor von durchschnittlich 18.000 (Minimum: 9.100, Maximum: 42.000) gefunden.

Für die PAK ergibt sich aus den eigenen Ergebnissen für die Größenordnung des Anreicherungsfaktors ein Wert zwischen 4.000 und 120.000.

Setzt man die Größenordnung des Anreicherungsfaktors mit 10^4 an, so kommt man für vier der fünf Muschelproben aus dem Hufeisensee mit einer mittleren PCB-Konzentration von 97 $\mu\text{g/kg}$ auf eine resultierende PCB-Konzentration im Wasser von 0,01 $\mu\text{g/l}$. Zur Umrechnung auf die Gesamtsumme der 209 möglichen PCB-Kongeneren muß dieser Wert vereinbarungsgemäß um den Faktor 5 hochgerechnet werden, so daß sich eine durchschnittliche Gesamtbelastung von 0,05 $\mu\text{g/l}$ ergeben würde. - Der in der Tagespresse publizierte Wert von 5,6 $\mu\text{g/l}$ PCB für das Wasser des Hufeisensees erscheint demgegenüber unrealistisch hoch.

Diskussion

Der Hufeisensee Kanena unterscheidet sich durch seine günstigen hydrochemischen Verhältnisse von vielen (meist sauren) Tagebaurestseen im mitteldeutschen Raum. Das hat in der etwa 50jährigen Entwicklung trotz seiner Isolierung, den teilweise erheblichen Spiegelschwankungen, wechselnden Bodenverhältnissen im Anstehenden sowie der ungünstigen Beckenmorphologie die Ausbildung eines relativ artenreichen Bestandes an Makrophyten ermöglicht.

Verteilung, Häufigkeit und Vitalität lassen enge Beziehungen zur Form der Ufer, den Böden und trophischen Bedingungen erkennen. Die Beziehungen zum Umland sind erheblich. Windverbreitete Arten und solche, die durch Müllablagerungen in das Seebecken gelangten, spielen eine wichtige Rolle. Bei den echten Wasserpflanzen dürfte der Eintrag im wesentlichen durch Vögel erfolgt sein.

Mäßige Nährstoffversorgung und leichte Salzbelastung haben die Ansiedlung anspruchsvoller Arten allerdings weitgehend verhindert und die Entwicklung einer Reihe von Brackwasserarten begünstigt. Etwa 50 Arten wurden mit zwei verschiedenen Methoden kartiert. Sie lassen sich als biologische Indikatoren nutzen und gestatten eine vielschichtige Charakterisierung der limnologischen Verhältnisse.

Erosionsufer mit anstehenden bindigen Kippmassen des Tertiärs erweisen sich für künftige Gestaltungs- und Sicherungsarbeiten als ingenieurbioökologische Problemzonen, während man bei gleicher Bodenart auf flachem Ufer durchaus standortgerechte Röhrichtbestände vorfinden kann. Die häufigen Ansätze zu gürtelartiger ufernaher Vegetation konzentrieren sich auf das Verbreitungsgebiet vegetationsfreundlicher quartärer Bodenarten. Das Gemeine Schilfrohr als wichtigste Spezies dominiert dort an vielen Abschnitten und ermöglicht sogar bei Wellenbelastung einen erkennbaren Uferschutz, unterstützt durch die standortgerechte Silberweide. Brackwasserröhricht konzentriert sich auf geschütztere, zur Verschlammung neigende Uferabschnitte. Es ist für den Erosionsschutz weniger bedeutend.

Die submersen Makrophyten gestatteten ähnlich wie in natürlichen Seen eine gute Charakterisierung der Belastungszustände und Nährstoffsituation im ufernahen Bereich. Aus ihrer Verteilung lassen sich Schlüsse auf Störungen des Gewässers, insbesondere im Sediment, ziehen. Die Einflüsse der Deponie am Hufeisensee, wie der Regen- und Abwasserzuflüsse, erwiesen sich bisher jedoch als relativ unbedeutend. Das bestätigen auch die Untersuchungen an den Muschelkrebsen und jene zur Akkumulation organischer Laststoffe an der Dreikantmuschel.

Das Gesamtbild der PAK- und PCB-Belastung im Hufeisensee, einschließlich der Sedimente und wasserfiltrierender Lebewesen stellt sich nach den vorliegenden Ergebnissen als unkritisch dar.

Ein Schadstofftransport von der Deponie durch den Dammbereich zum Hufeisensee müßte sich durch erhöhte Belastungen der Sedimente und Organismen aus diesem Bereich zu erkennen geben. Dafür gibt es jedoch bis jetzt keine Hinweise. Das Vorkommen der Muschelkrebse im Hufeisensee läßt zwar auf eine erhöhte Salzkonzentration im Austrittsbereich der Deponiesickerwässer schließen, weist aber auf keine akute Toxizität hin.

Was unter den gegebenen Umständen als erhöhte Belastung einzustufen ist, muß durch weitere Untersuchungen geklärt werden. Die Ergebnisse der Referenzprobe aus dem Kulkwitzer See deuten an, daß PAK- und PCB-Anreicherungen auch ohne eine Deponie in der Nachbarschaft eines Stillgewässers stattfinden.

Gesicherte Aussagen über die Herkunft der im Seewasser gefundenen Spurenkonzentrationen von PAK sind nicht möglich. Sie können jedoch zwanglos als Folge diffuser Einträge über den Luftpfad interpretiert werden. Geht man von einer PAK-Summenkonzentration von $0,02 \mu\text{g/l}$ aus, so kommt man bei einem Wasservolumen von $3,5 \text{ Mio m}^3$ auf ein Gesamtinventar von 70 g PAK im Hufeisensee. Diese Menge könnte bereits durch das jährliche Niederschlagsvolumen eingetragen werden, wenn man von einer mittleren PAK-Konzentration von $0,2 \mu\text{g/l}$ im Regenwasser ausgeht. Tatsächlich wurden PAK-Summenkonzentrationen zwischen $0,1$ und $2 \mu\text{g/l}$ und PCB-Konzentrationen bis maximal $0,25 \mu\text{g/l}$ in Niederschlagswasser nachgewiesen (SCHLEYER et al. 1991). Schwebstoffeinträge aus der Luft werden möglicherweise einen noch größeren Beitrag zum PAK-Gehalt des Seewassers leisten. Wie eingangs erwähnt, ist der private Hausbrand auf Braunkohlenbasis eine ergiebige PAK-Emissionsquelle. Auf der Basis von Rauchgasanalysen und der gelieferten Menge an Braunkohlenbriketts wurde die nur von den privaten Haushalten der Stadt Leipzig im Jahre 1991 emittierte PAK-Menge auf über 20 t geschätzt (ENGELWALD et al. 1993).

Literaturverzeichnis

- ARGE ELBE (1991): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe: Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnackenburg. - Wassergütestelle Elbe, Februar 1991
- CARMENKE, I., TAUCHNITZ, J. & G. KIESEL (1987): Mikrobiologische Untersuchungen an deponiebeeinflussten Wässern unter besonderer Berücksichtigung sulfatreduzierender Bakterien. - Acta hydrochim. hydrobiol. 15, 587-602.
- ENGWALD, W., KNOBLOCH, T. & J. EFER (1993): Flüchtige organische Verbindungen in Emissionen aus dem Hausbrand von Braunkohle. - Z. Umweltchem. Ökotox. 5, 303-308
- GLÄSER, W. & H. KLAPPER (1992): Stoffumsätze beim Füllprozeß von Tagebaurestseen. - Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen. Boden, Wasser und Luft S. 19-23
- HENNIG, G. et al. (1992): Gefährdungsabschätzung einschließlich Sicherungs-/Sanierungskonzeption für den Standortbereich der Deponie am Hufeisensee Kanena. - Harres Pickel Consult (HPC) Merseburg, Merseburg/Berlin/Halle
- MELZER, A. (1993): Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. - Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie 47, 156-172
- MELZER, A., RICHTER, W. & B.W. SCHARF (in Vorbereitung): Application of macrophyte index to a man-made lake. - Arch. Hydrobiol.
- OECD (1982): Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. - Paris 154 S.
- UTHERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - Mitt. d. Internat. Vereinig. f. Limnologie 9, 38 S.
- SCHARF, B.W. (1980): Zur rezenten Muschelkrebsfauna der Eifelmaare (Crustacea: Ostracoda). - Mitt. Pollichia 68, 185-204
- SCHLEYER, R., RENNER, I. & D. MÜHLHAUSEN (1991): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene organische Schadstoffe. - Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (WaBoLu) Hefte 5/1991
- STEINBERG, C., KERN, J., PITZEN, G., TRAUNSPURGER, W. & H. GEYER (1992): Biomonitoring in Binnengewässern. Grundlagen der biologischen Überwachung organischer Schadstoffe für die Praxis des Gewässerschutzes. - Landsberg/Lech (Ecomed-Verlag) 312 S.

Tab. 1. Physikalische und chemische Kenngrößen in der 0 - 10 m Schicht im Hufeisensee bei Halle in den Jahren 1993-94

Untersuchungsdaten:

1993: 28.01.; 06.05.; 08.07.; 11.08.; 21.10.; 02.12.

1994: 27.01.; 24.02.; 03.05.; 21.06.; 23.08.; 14.09.; 03.11.

Parameter	Maßeinheit	Schwankungsbreite der Meßwerte
Sichttiefe	m	2,9 - 7,4
Leitfähigkeit	mS/cm	2,4 - 2,7
O ₂	mg/l	1,5 - 13,5
pH		7,3 - 8,3
Cl ⁻	mg/l	199 - 242
SO ₄ ²⁻	mg/l	962 - 1209
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	0,1 - 1,0
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	0,02 - 0,08
Ges. N	mg/l	0,2 - 1,3
Ges. P	mg/l	0,016 - 0,033
GH	°dH	70 - 75
KH	°dH	5,5 - 8,1
Ca ²⁺	mg/l	312 - 361
Mg ²⁺	mg/l	88 - 107
K ⁺	mg/l	8,4 - 12,1
Na ⁺	mg/l	196 - 208

Tab.2. Quantitative Phytoplanktonanalysen vom Hufeisensee in den Jahren 1993 - 1994. ZZ = Zellzahl in Mio/l; BM = Biomasse in mg/l

Datum	Chromophyta		Chlorophyta		Cryptophyta	
	ZZ	BM	ZZ	BM	ZZ	BM
10.06.93	0,05	0,081	2,29	0,435	0,1	0,101
08.07.93			0,55	0,061		
02.12.93			2,15	0,257		
27.01.94			3,67	0,435	0,29	0,179
03.05.94			1,49	0,153		
21.06.94			0,85	0,852		
23.08.94	0,15	0,232	1,39	0,154		

Tab. 3. Einteilung ausgewählter Makrophyten in 9 Indikatorgruppen (nach MELZER 1993)

Gruppe 1,0 <i>Chara hispida</i> <i>Chara polyacantha</i> <i>Chara strigosa</i> <i>Potamogeton coloratus</i> <i>Utricularia ochroleuca</i>	Gruppe 1,5 <i>Chara aspera</i> <i>Chara intermedia</i> <i>Utricularia minor</i>	Gruppe 2,0 <i>Chara deticaluta</i> <i>Chara tomentosa</i> <i>Potamogeton alpinus</i>
Gruppe 2,5 <i>Chara contraria</i> <i>Chara fragilis</i> <i>Nitella opaca</i> <i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Potamogeton gramineus</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton x Zizii</i>	Gruppe 3,0 <i>Chara vulgaris</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Potamogeton filiformis</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i>	Gruppe 3,5 <i>Myriophyllum verticillatum</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton praelongus</i> <i>Potamogeton pusillus</i>
Gruppe 4,0 <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Hippuris vulgaris</i> <i>Lagarosiphon major</i> <i>Potamogeton pectinatus</i>	Gruppe 4,5 <i>Callitriche cophocarpa</i> <i>Elodea candensis</i> <i>Elodea nuttallii</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Potamogeton obtusifolius</i> <i>Ranunculus circinatus</i> <i>Ranunculus trichophyllus</i>	Gruppe 5,0 <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Lemna minor</i> <i>Potamogeton mucronatus</i> <i>Potamogeton nodosus</i> <i>Sagittaria sagittifolia</i> <i>Spirodela polyrrhiza</i> <i>Zannichellia palustris</i>

Tab. 4. Probenahmestellen zur Erfassung der Muschelkrebsfauna im Hufeisensee bei Halle. Datum: 14. September 1993

Probestelle	Tiefe (m)	Substrat
1	4	<i>Potamogeton</i> , <i>Chara</i>
2	0,7	Sand
3	3,5	<i>Potamogeton</i>
4	4,5	tote <i>Dreissena</i> , keine Pflanzen
5	12	Detritus
6	2	<i>Chara</i> -Rasen
7	2	<i>Chara</i> (Material vom Anker)
8	1	Sand, Nähe von <i>Chara</i> -Rasen
9	5	<i>Potamogeton</i>
10	0,5	Kies mit Detritusauflage, vor Schilf
11	0,2	zwischen <i>Sparganium</i> , <i>Scirpus</i> und <i>Phragmites</i>
12	5	<i>Potamogeton</i>
13	0,5	<i>Chara</i> , <i>Potamogeton</i> , Sand u. Kies
14	12	Kohle und Detritus
15	0,3	Aufwuchs an Boje
16	0,75	vor Deponie, 0,5 m von Sickerstelle entfernt, Sand u. Kies mit Detritusauflage, wenig <i>Potamogeton</i>
17	1,5	vor Deponie, ca. 3 m vom Ufer entfernt, Sand, Kies

Tab. 5. Verbreitung der einzelnen Ostracoda-Arten an den verschiedenen Probestellen im Hufeisensee bei Halle. Datum: 14. September 1993

Art \ Probestelle	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Limnocythere inopinata</i>	•	•	•		•			•				•	•	•		•	•
<i>Candona candida</i>	•		•		•				•				•	•			
<i>Candona neglecta</i>	•				•					•				•			
<i>Fabaeformiscandona caudata</i>					•									•			
<i>Fabaeformiscandona hyalina</i>	•		•	•					•					•			
<i>Cyclocypris</i> sp.	•	•	•		•	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cypria ophtalmica</i>	•	•	•	•	•	•			•			•		•	•	•	•
<i>Ilyocypris bradyi</i>					•			•						•			
<i>Darwinula stevensoni</i>	•	•	•	•								•				•	•
<i>Herpetocypris reptans</i>	•	•	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•		•	•
<i>Heterocypris salina</i>										•						•	•
<i>Plesiocypridopsis newtoni</i>																•	•
<i>Cypridopsis vidua</i>	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Anzahl der Arten	9	6	8	5	8	3	2	4	5	5	3	6	5	10	3	8	8

Tab. 6. Namen und Summenformel der 16 PAK-Repräsentanten nach EPA 610. In Fettdruck die gemäß deutscher NORM 38 409-H13 bei Trinkwasseruntersuchungen zu prüfenden Komponenten.

Nr.	Name	Summenformel	Ringe
1	Naphthalen	$C_{10}H_8$	2
2	Acenaphthylen	$C_{12}H_8$	3
3	Acenaphthen	$C_{12}H_{10}$	3
4	Fluoren	$C_{13}H_{10}$	3
5	Phenanthren	$C_{14}H_{10}$	3
6	Anthracen	$C_{14}H_{10}$	3
7	Fluoranthen	$C_{16}H_{10}$	4
8	Pyren	$C_{16}H_{10}$	4
9	Benz(a)anthracen	$C_{18}H_{12}$	4
10	Chrysen	$C_{18}H_{12}$	4
11	Benzo(b)fluoranthen	$C_{20}H_{12}$	5
12	Benzo(k)fluoranthen	$C_{20}H_{12}$	5
13	Benzo(a)pyren	$C_{18}H_{12}$	5
14	Dibenz(a,h)anthracen	$C_{22}H_{14}$	5
15	Benzo(g,h,i)perylene	$C_{22}H_{12}$	6
16	Ideno(1,2,3-c,d)pyren	$C_{22}H_{12}$	6

Tab. 7. PAK-Analysen von Sedimenten aus der Nordbucht des Hufeisensees.
Angabe in mg/kg Trockengewicht. Probenahmedatum: 17.06.1993

Probe: KAN	930617-08	930617-08	930617-08	930617-09	930617-09
Fraktion/Teufe in cm	0-8	8-18	18-28	0-5	5-10
01: Naphtalen	0,34	0,21	0,03	2,18	0,45
02: Acenaphthylen					
03: Acenaphthen	0,19	0,17	0,10	0,91	0,21
04: Fluoren	0,09	0,07	0,04	0,32	0,18
05: Phenantren	0,78	0,61	0,58	2,90	0,48
06: Anthracen	0,08	0,10	0,10	0,44	0,07
07: Fluoranthren	0,83	1,35	0,85	4,51	0,66
08: Pyren	0,94	0,89	0,55	2,95	0,45
09: Benz(a)anthracen	0,36	0,48	0,31	0,82	0,10
10: Chrysen	0,34	0,51	0,29	1,07	0,12
11: Benzo(b)fluoranthren	0,18	0,45	0,23	0,78	0,10
12: Benzo(k)fluoranthren	0,78	0,36	0,16	0,28	0,04
13: Benzo(a)pyren	0,37	0,43	0,23	0,44	0,07
14: Dibenz(a,h)anthracen		0,11	0,05	0,09	0,02
15: Benzo(g,h,i)perylene	0,27	0,34	0,11	0,39	0,09
16: Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,20	0,25	0,08	0,23	0,03
Summe 01-10	3,95	3,47	2,83	16,10	2,71
Summe 11-16	1,78	1,95	0,86	2,21	0,35
Summe 01-16	5,73	6,32	3,70	18,32	3,05

Tab. 8. PAK- und PCB-Analysen des Muskelfleisches der Dreikantmuschel aus dem Hufeisensee (Probe 1-5) und aus dem Kulkwitzer See (KULK). Angaben in $\mu\text{g/kg}$ Frischgewicht. Probenahme: August/September 1993. Zur Lage der Probestellen im Hufeisensee siehe Abb. 12.

Probe	1	2	3	4	5	KULK
01: Naphtalen	17		6			
02: Acenaphthylen						
03: Acenaphthen	18	5	37	13	192	5
04: Fluoren	8	3	19	9	142	10
05: Phenantren	95	24	154	78	503	26
06: Anthracen	9			3	17	1
07: Fluoranthren	81	19	180	69	313	18
08: Pyren	15	4	23	18	604	11
09: Benz(a)anthracen	18	3	76	18		12
10: Chrysen	33	6	107	38		6
11: Benzo(b)fluoranthren	31		109	23		
12: Benzo(k)fluoranthren	9		6	4		
13: Benzo(a)pyren			4	1		2
14: Dibenz(a,h)anthracen						
15: Benzo(g,h,i)perylene						
16: Indeno(1,2,3-c,d)pyren						
Summe 01-10	243	55	419	190	1771	71
Summe 11-16	40	0	119	28	0	2
Summe 01-16 (PAK)	283	55	538	218	1771	73
PCB28	9,0			52,1	96,9	
PCB52				102,0	445,0	
PCB101	30,4	6,3	11,3	46,5	336,0	37,2
PCB138	13,8	12,2	17,6	14,0	445,0	19,8
PCB153	29,7	8,2	6,8	18,9	279,0	20,3
PCB180	2,8	1,1	1,7	2,5	49,9	5,4
Summe PCB	85,7	27,8	37,4	236,0	1651,8	82,7

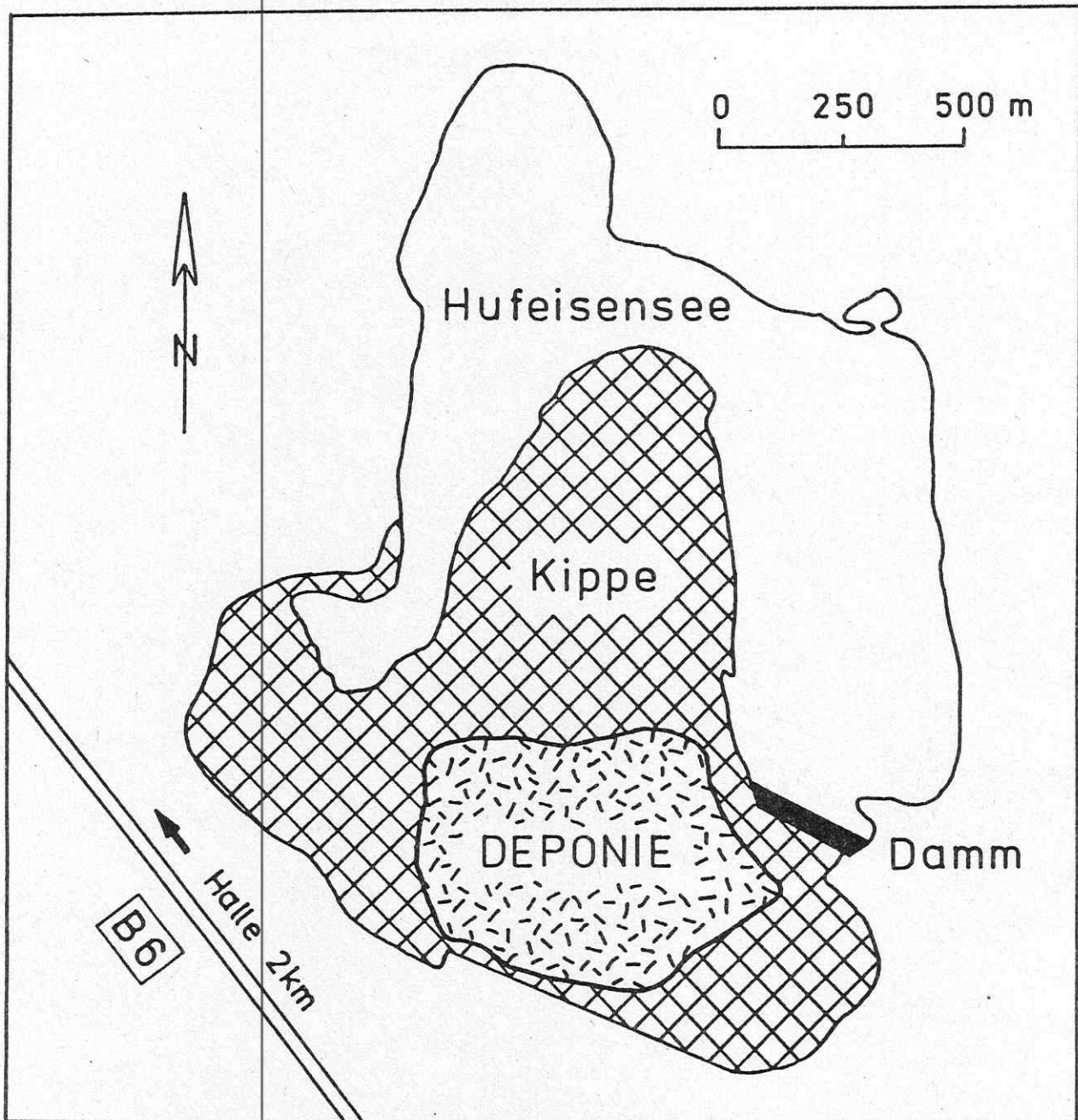


Abb. 1. Lageplan des gefluteten Tagebaurestloches "Hufeisensee" mit der Deponie Kanena bei Halle (aus GLÄßER & KLAPPER 1992)

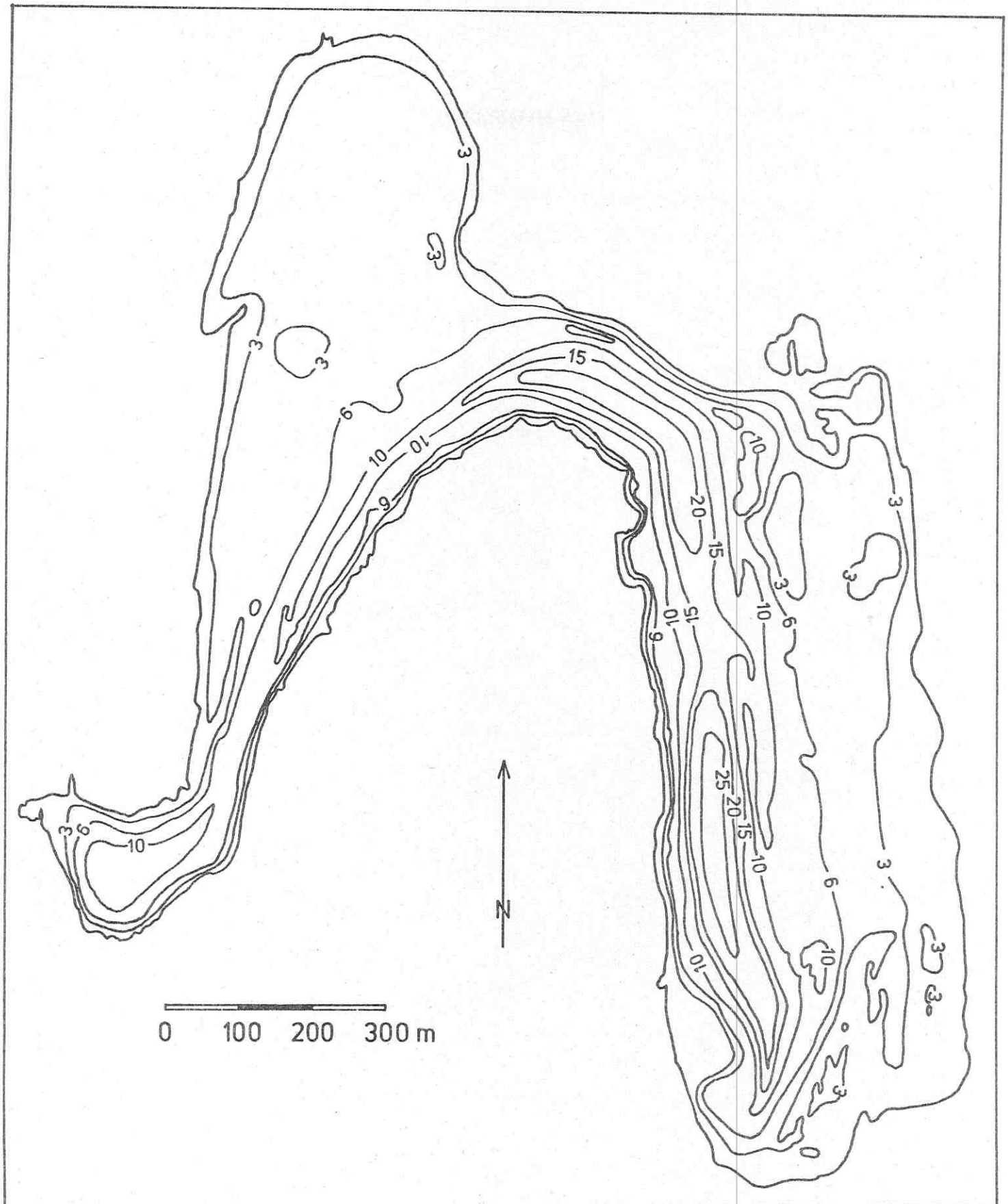


Abb. 2. Tiefenkarte des Hufeisensees bei Halle (Tiefenangabe in m bei Wasserspiegel 91,0 m NN) (nach: WIESER & RICHTER, UFZ-Sektion Hydrogeologie, 1993)

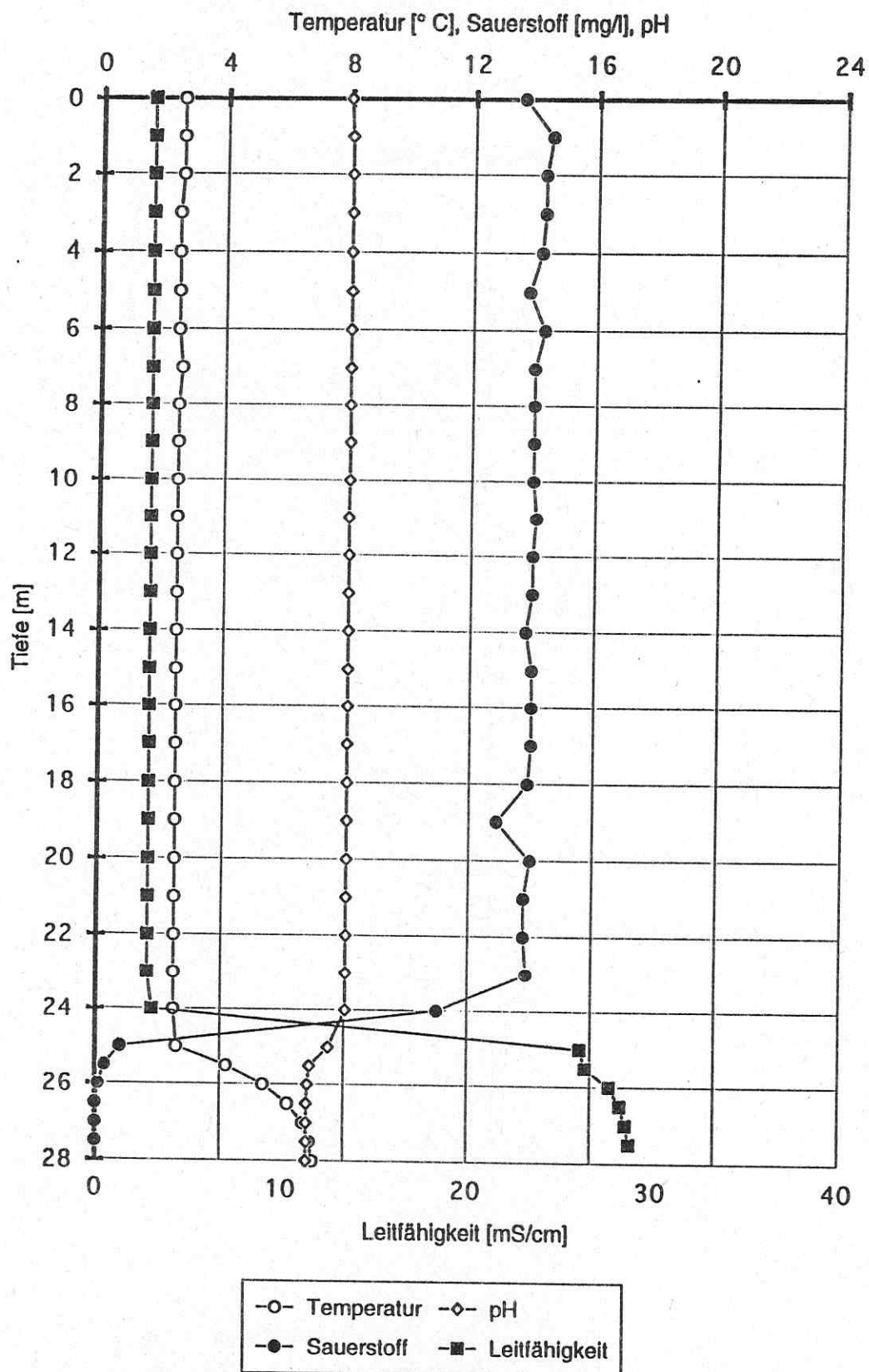
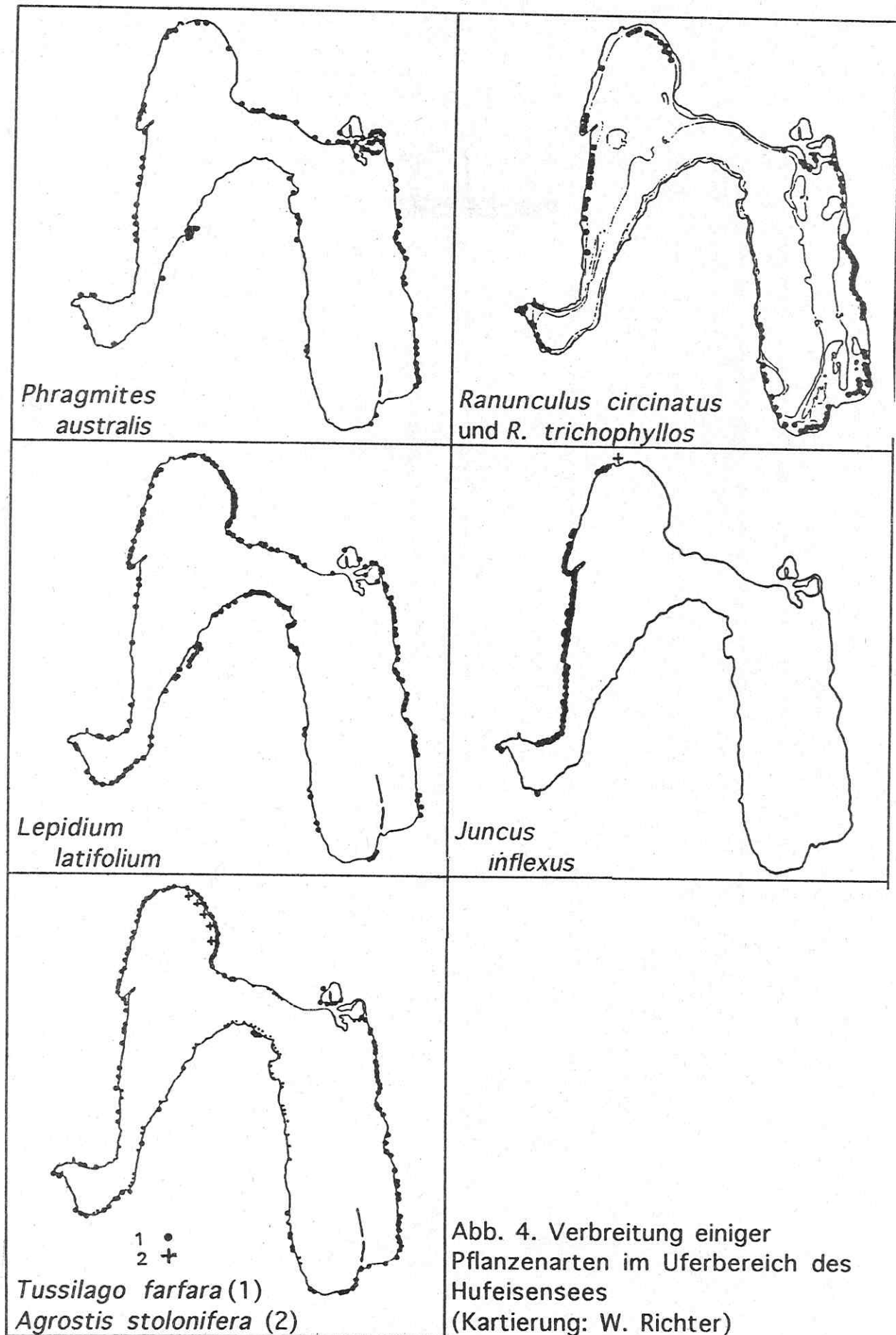
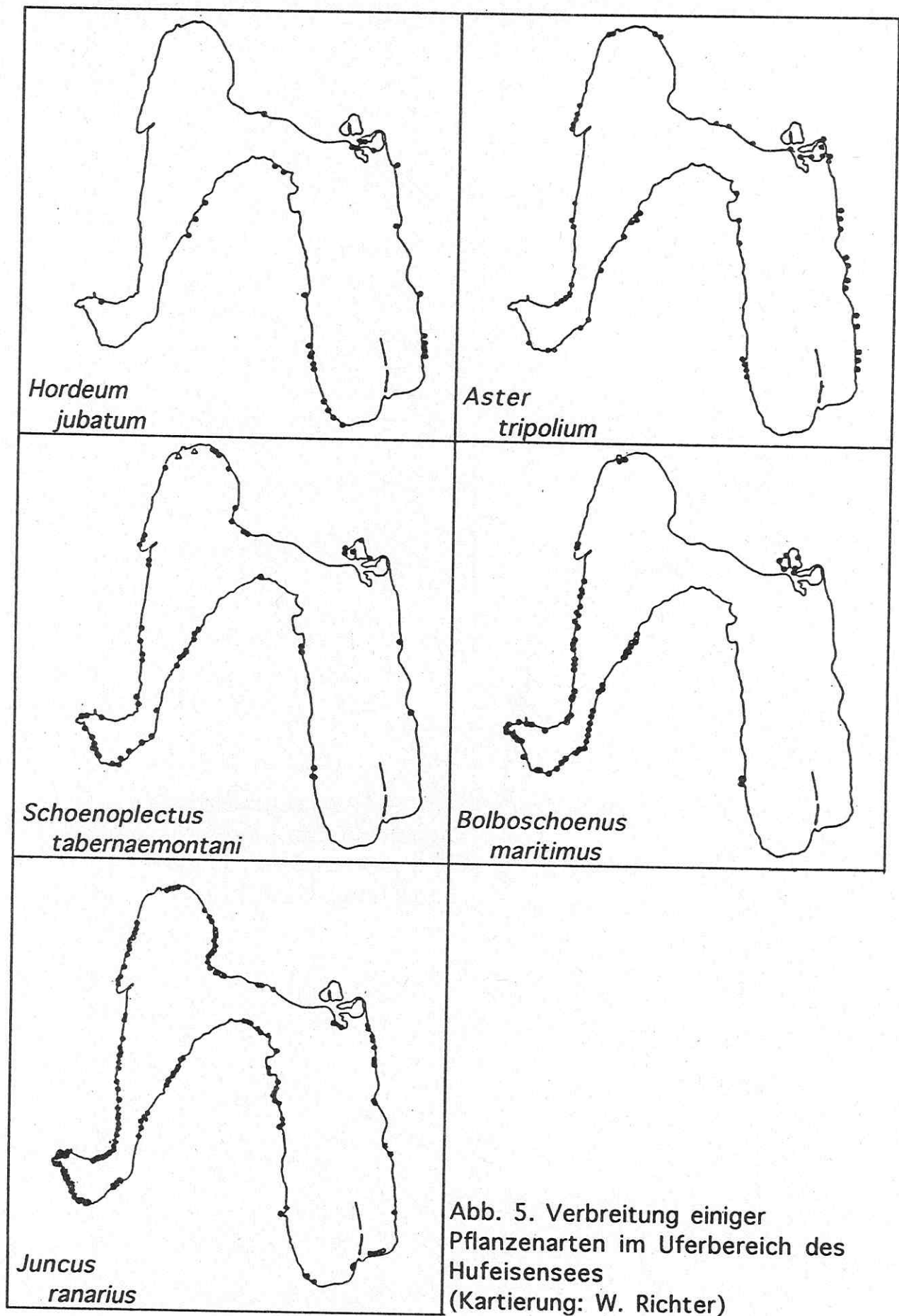


Abb. 3. Tiefenverteilung von Temperatur, Sauerstoff, pH und Leitfähigkeit im Hufeisensee am 9.12.1993





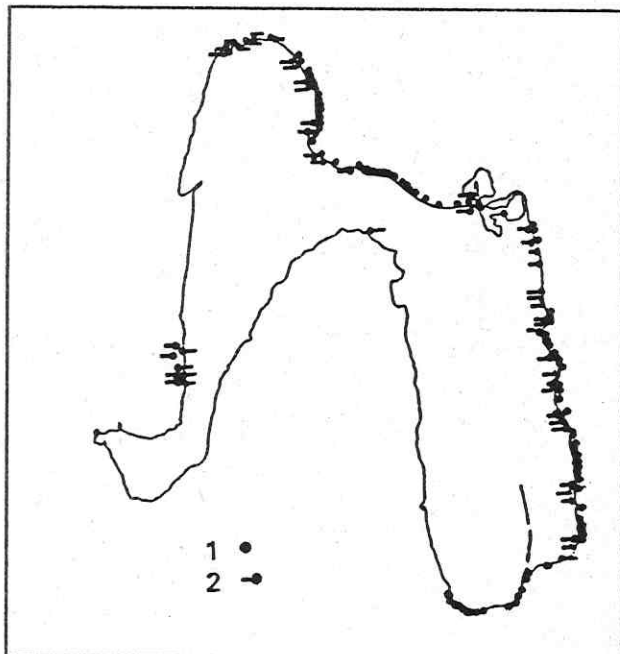


Abb. 6. Spontanaufwuchs von
Pappelhybriden (*Populus*) (1) und
Silberweide (*Salix alba*) (2)
(Kartierung: W. Richter)

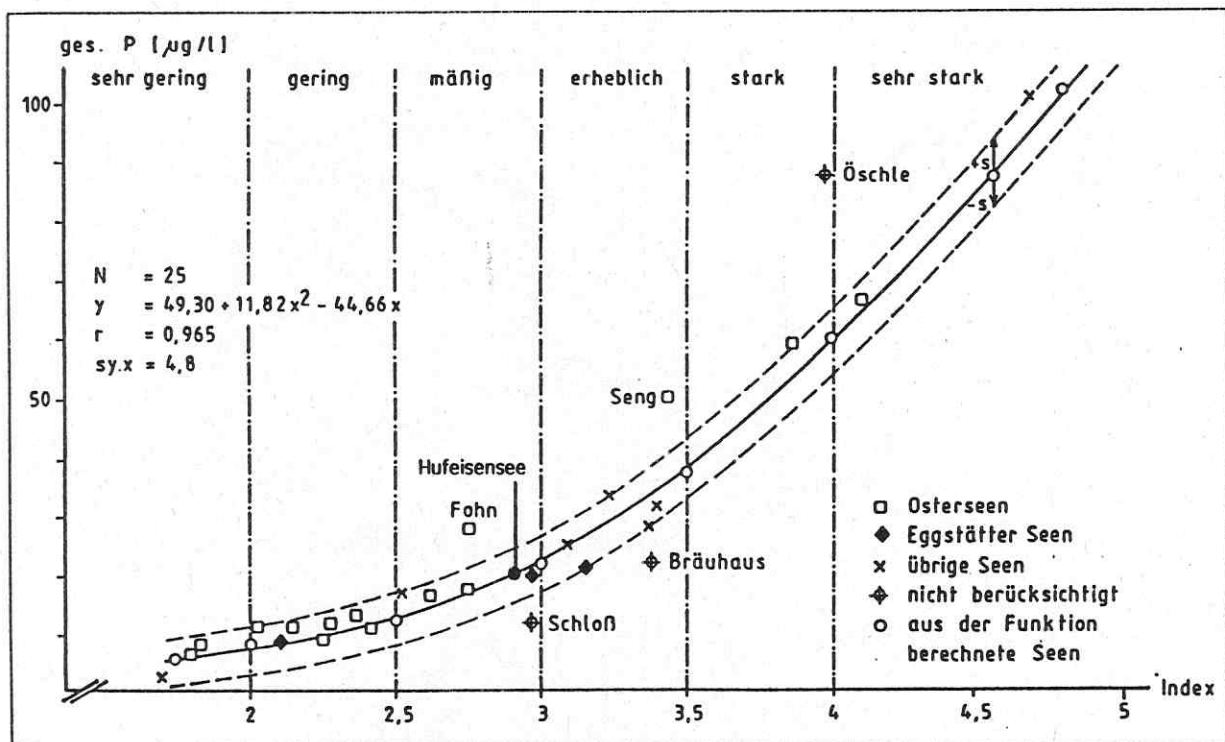
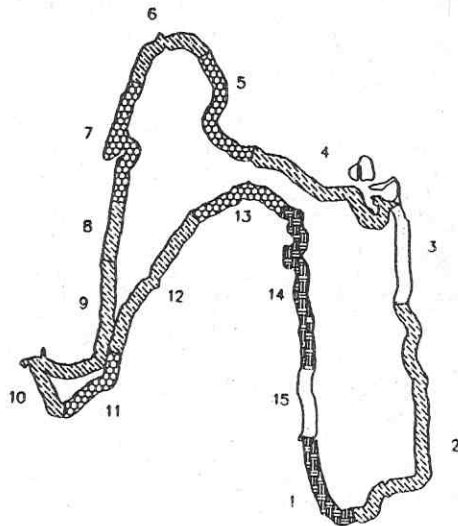
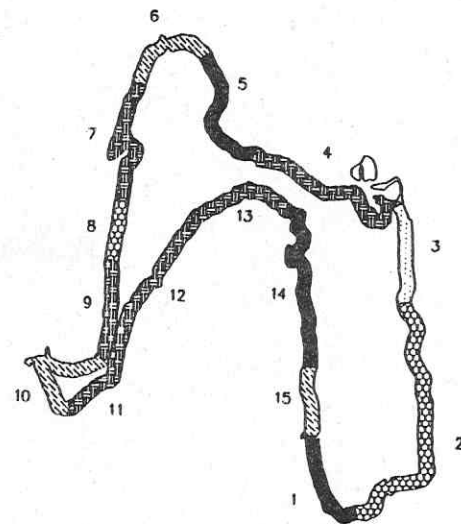


Abb. 7. Korrelation zwischen dem Gesamt-Phosphor während der Frühjahrsvollzirkulation und dem durchschnittlichen Makrophytenindex sowie Einteilung in Klassen verschiedener Nährstoffbelastung (aus MELZER 1993, verändert)

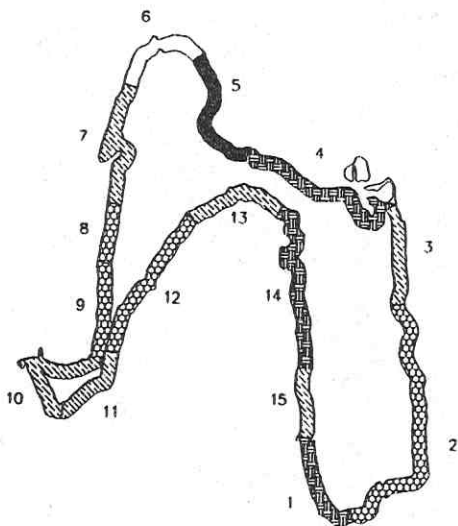
HUFEISENSEE⁶



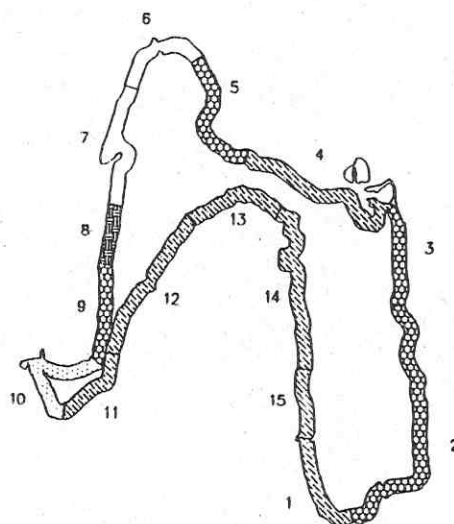
Verbreitung in 0-1 m Tiefe



Verbreitung in 1-2 m Tiefe



Verbreitung in 2-4 m Tiefe



Verbreitung in 4 m Tiefe - Vegetationsgrenze

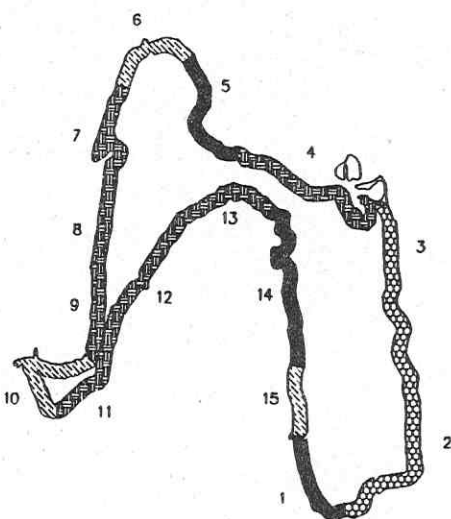
Mengenschätzung

-  sehr selten
-  selten
-  verbreitet
-  häufig
-  massenhaft



0 300 m

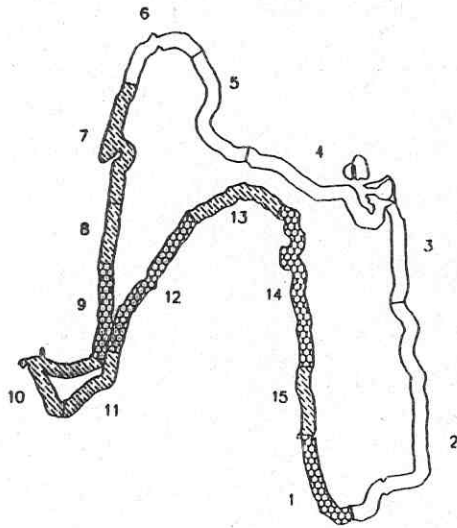
Chara hispida
und *Chara rudis*



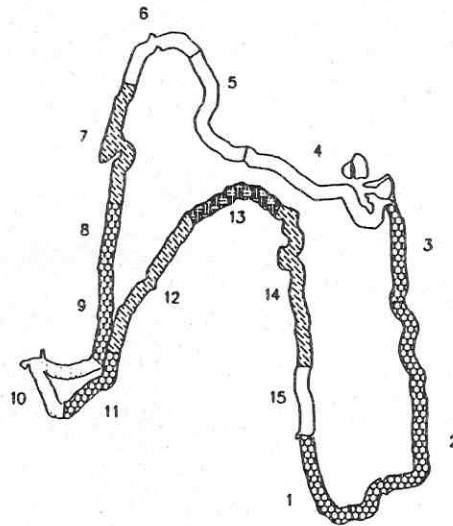
Gesamtverbreitung

Abb. 8. Verbreitung von *Chara hispida* und *Chara rudis* im Hufeisensee bei Halle (Kartierung: MELZER)

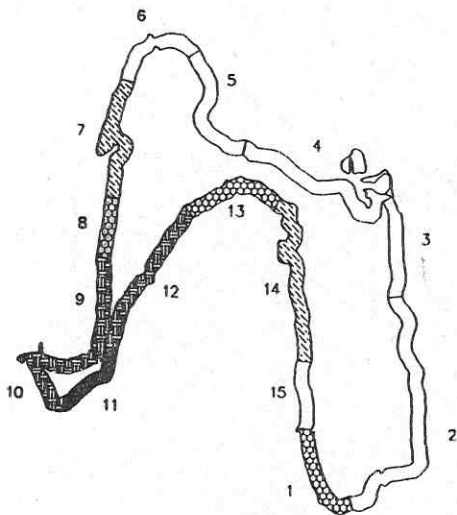
HUFEISENSEE



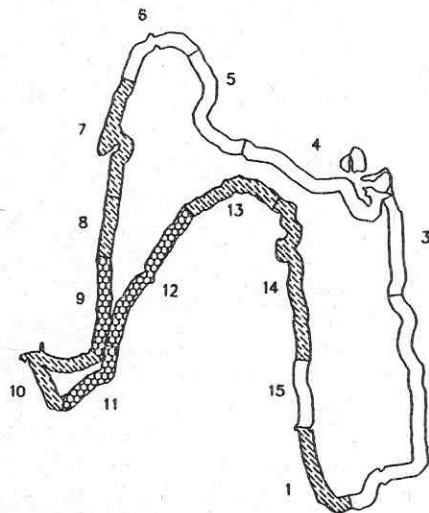
Verbreitung in 0-1 m Tiefe



Verbreitung in 1-2 m Tiefe



Verbreitung in 2-4 m Tiefe

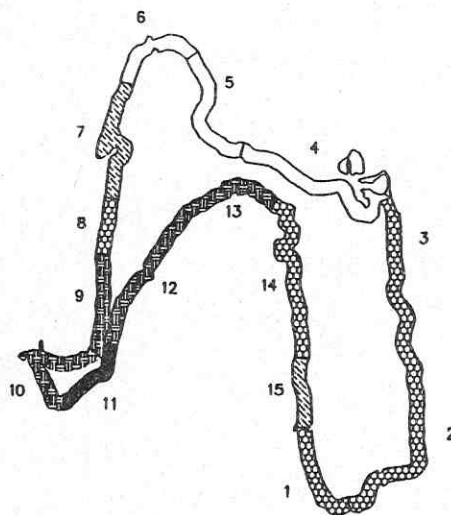


Verbreitung in 4 m Tiefe - Vegetationsgrenze



0 300 m

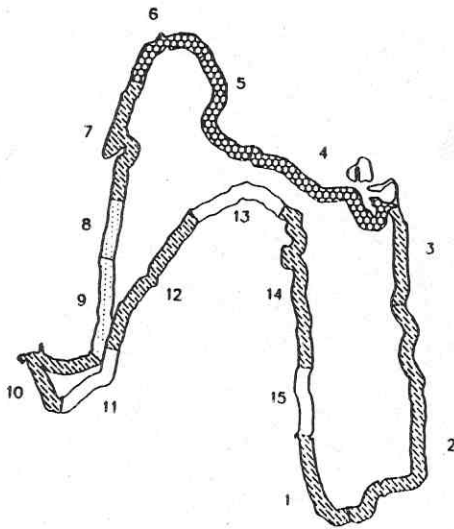
Potamogeton
pusillus



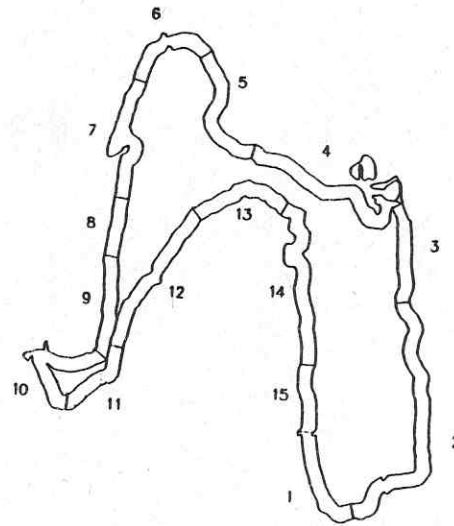
Gesamtverbreitung

Abb. 9. Verbreitung von *Potamogeton pusillus* im Hufeisensee bei Halle
(Kartierung: MELZER)

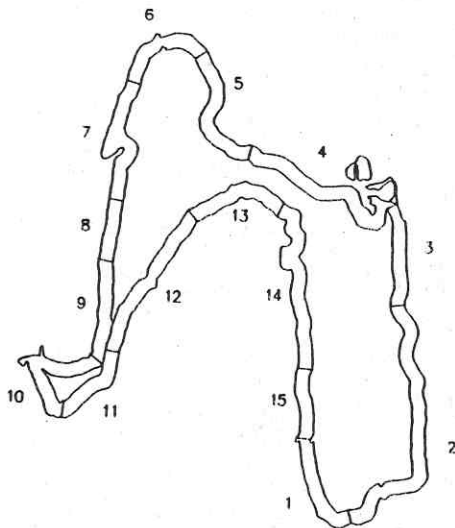
HUFEISENSEE



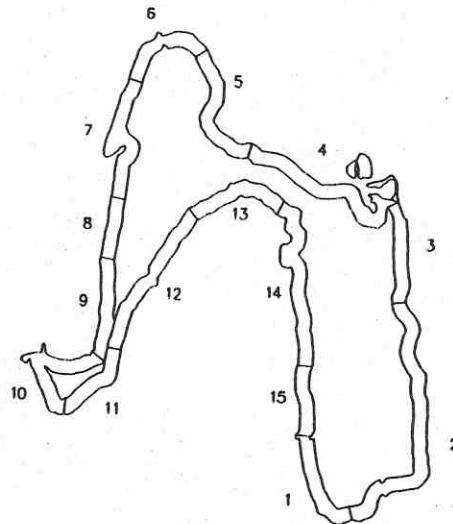
Verbreitung in 0–1 m Tiefe



Verbreitung in 1–2 m Tiefe



Verbreitung in 2–4 m Tiefe

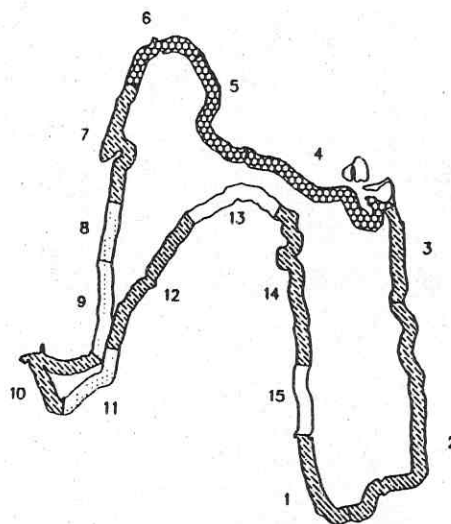


Verbreitung in 4 m Tiefe – Vegetationsgrenze



0 300 m

Zannichellia
palustris



Gesamtverbreitung

Abb. 10. Verbreitung von *Zannichellia palustris* im Hufeisensee bei Halle
(Kartierung: MELZER)

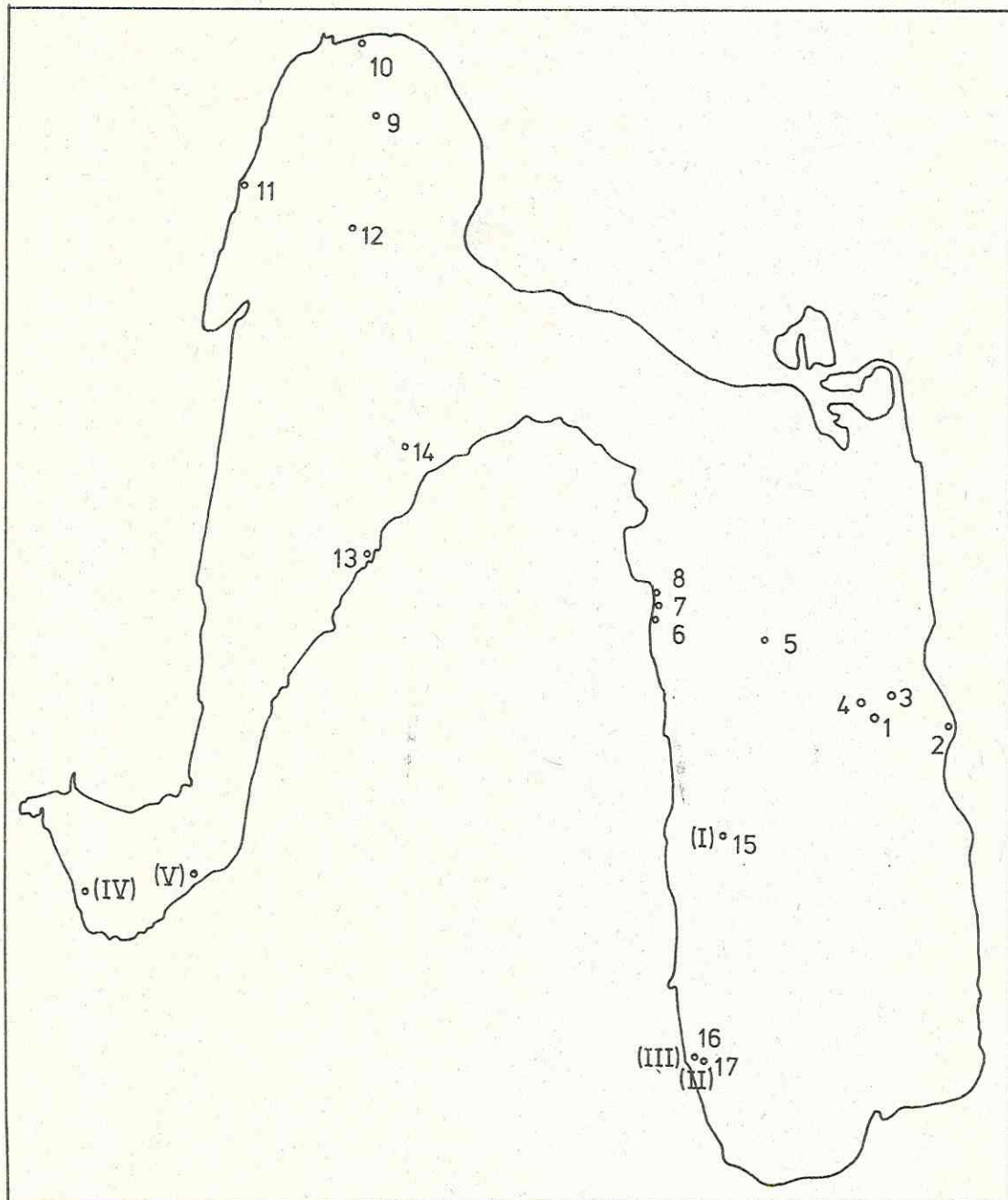


Abb. 12. Lage der Probestellen im Hufeisensee bei Halle, an denen Muschelkrebse gesammelt wurden (Probestellen 1-17) und an denen Dreikantmuscheln für toxikologische Untersuchungen entnommen wurden (Probestellen (I) - (V)).

G. Christoph

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie

Modellrechnungen zur Entwicklung des Hufeisensees in der Nähe der sub-hydrischen Deponie Halle-Kanena

Die Bewertung von Umweltproblemen, prognostische Untersuchungen sowie die Beurteilung von Sanierungskonzepten erfordern eine quantitative Berechnung oder Abschätzung von Schadstoffkonzentrationen und Stoffflüssen. In Bezug auf das Wassersport- und Naherholungsgebiet Hufeisensee (Abb. 1) ist dabei vor allem interessant, wie sich der See entwickelt und welches die entscheidenden Größen sind, die diese Entwicklung beeinflussen.

Vor allem sind folgende Fragen wichtig:

- Konzentriert sich der Hufeisensee durch die Deponiezuflüsse weiter auf?
- Wie hoch ist die Endkonzentration und
- wann ist sie etwa erreicht?

Entscheidende Bedeutung bei der Beantwortung dieser Fragen hat dabei die Seeabflußrate. Gibt es keinen Abfluß, so steigt bei gleichbleibendem Seevolumen wegen der Verdunstung die Konzentration der nichtflüchtigen Komponenten des Sees ständig an, während sich für endlich große Ablaufraten bei konstantem Zulauf im See eine Gleichgewichtskonzentration einstellen würde.

Die oben genannten Fragen werden anhand von zwei völlig unterschiedlichen Modellvorstellungen beantwortet:

- Hydrodynamische Berechnungen mit dem Grundwassersimulationsprogramm FEFLOW, bei dem der Hufeisensee als spezieller Teil eines übergeordneten Grundwasserleiters aufgefaßt wird und
- Massenbilanzen über stark vereinfachte Modellannahmen unter Einbeziehung von experimentellen Messungen, die in der Sektion Hydrogeologie des UFZ gemacht wurden.

1. Hydrodynamische Berechnungen

Die Leistungsfähigkeit, Funktionsweise und Ergebnisbewertung des Programms FEFLOW wird in Abb. 2 beschrieben. Die Berechnungen erfordern viel Detailkenntnisse im Input. Die Ergebnisse sind entsprechend detailliert, die Fehlermöglichkeiten aber groß.

In Abb. 3 sind für ein besonders einfaches Problem die Input-Daten der in Abb. 1 umgrenzten Fläche von 2,3 km x 2,3 km angegeben. Modelliert werden soll der zweidimensionale stationäre Fluß in einem Grundwasserleiter, der sich aus den 4 Teilgebieten Kippe, Deponie, Grundwasserleiter 15 (GWL 15) und See zusammensetzt.

Das Ergebnis der Berechnung ist in Abb. 4 wiedergegeben. Dargestellt sind die Isolinien der Grundwasserstände und die höhenintegrierten Filtergeschwindigkeiten, aus den die Wasserflüsse berechnet werden können. Insbesondere folgt aus Abb. 4:

- Die Innenkippe entwässert in alle Himmelsrichtungen.
- Die Deponieabflüsse erfolgen zum Teil nach Süden in den GWL 15 und nach Osten in den Hufeisensee.
- Es gibt Seezuflüsse aus dem GWL 15, der Kippe und der Deponie. Seeabflüsse in den GWL 15 sind im Südosten zu verzeichnen.

Je nach den Modellannahmen über die Struktur des Dammes (Grenze zwischen Deponie und Hufeisensee) gruppieren sich die berechneten Abflußmengen

- der Deponie in den See um $30 \text{ m}^3/\text{d}$,
- des Sees in den GWL 15 um $750 \text{ m}^3/\text{d}$.

Während der berechnete Deponieabfluß relativ unempfindlich gegenüber der Wahl der Randbedingungen ist und die Hydroisohypsen experimentell gesichert sind, ist der Seeabfluß in den GWL 15 stark von den gewählten Randbedingungen der südlichen Begrenzung des Modellgebiets und dem Leitfähigkeitsbeiwert k_f abhängig. Zwar lassen sich durch Vergleich der jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen und Einbeziehung des Pumpregimes der Wasserentnehmer des Hufeisensees mit den Modellrechnungen Korrekturen am k_f -Wert begründen, die Größe des Seeabflusses bleibt aber weiter problematisch, ebenso die Tatsache, daß die mit FEFLOW berechneten Strömungen im See unbegründet sind, da der See selbst nicht als Teil des GWL (kein poröses Medium) betrachtet werden darf.

Diese Umstände regen die Suche nach einer weniger empfindlichen Berechnungsmethode mit guter experimenteller Absicherung an.

2. Massenbilanzen

Unter der Annahme, daß die Zeitskala (und demzufolge auch das Probenahmeregime) so gewählt ist, daß alle örtlichen Inhomogenitäten vernachlässigt werden können und die im See vorhandenen Komponenten chemisch nicht reagieren, läßt sich die Massenbilanz der Seemasse M_s und der Konzentration $C_s^{(j)}$ der Komponente j im See durch die Gleichungen der Abb. 5 darstellen.

Danach ist die zeitliche Änderung der Seemasse nur von den Massengeschwindigkeiten G_i der aus dem Kompartiment i in den See zulaufenden Wassermengen $G_i^{(z)}$ und den in das Kompartiment i ablaufenden Wassermengen $G_i^{(a)}$ abhängig. Die zeitliche Änderung der Seekonzentration ist zusätzlich noch von der Seemasse, den Konzentrationen der zulaufenden Wasserströme und den Verteilungskoeffizienten der Komponente j , $\lambda^{(j)}$, für den Phasenübergang flüssige Phase - Gasphase abhängig. Eine analoge Gleichung läßt sich für die δ^*X -Werte der Seekomponenten aufstellen, in der der Isotopenverteilungskoeffizient auftritt.

Die Gleichungen der Abb. 5 sind gewöhnliche lineare Differentialgleichungen 1. Ordnung mit variablen Koeffizienten und bei Kenntnis der Inputgrößen prinzipiell analytisch lösbar.

Für den Hufeisensee kann davon ausgegangen werden, daß im Verlauf der letzten 2 Jahre sich sowohl die Seemasse, die Konzentrationen der nichtflüchtigen Komponenten als auch die δ^*X -Werte nur wenig geändert haben. Dann sind lineare Ansätze gerechtfertigt, und aus den gemessenen Entwicklungen von Wasserständen und

Konzentration lassen sich zumindest einige Zu- und Abflüßraten G_i über ein lineares Gleichungssystem berechnen.

Unter der Annahme, daß die so (am "Kurzzeitexperiment") gewonnenen Koeffizienten zumindest näherungsweise mit den Koeffizienten übereinstimmen, wie wir sie bei entsprechenden Langzeituntersuchungen erhalten hätten, lassen sich dann nach den Gleichungen der Abb. 6 die Endkonzentration $C_s(\infty)$ des Sees und die dafür (in etwa) notwendige Zeit t_E berechnen. Aus den Relationen folgt die bereits erwähnte Aussage, daß die Seendkonzentration bei geringen Abflüssen sehr groß wird.

In den Abbildungen 7, 8, 9 sind die in der Sektion Hydrogeologie gemessenen bzw. anderweitig abgeleiteten Eingabegrößen bzgl. Fluß (Abb.7), Konzentrationen (Abb. 8) und Wasserstandsentwicklungen (Abb. 9) aufgeführt.

Die Auswertung der Gleichungen in Abb. 5 erfolgt über den Zeitraum von 2 Jahren mit folgenden Zusatzannahmen:

- Zu- und Abflüsse zum See sind zeitunabhängig (Abb. 7).
- Die Konzentrationen aus den einzelnen Kompartimenten sind konstant (Abb. 8).
- Der Seeanstieg wird durch eine lineare Funktion der Zeit approximiert (Abb. 9).
Unbekannte bleiben danach
- die Zulauftrate aus dem Grundwasserleiter und
- die Summe der Abflußrate in den GWL 15, ins Liegende und die Seewasserentnahmerate durch Pumpen.

Da wegen der Meßwertstreuung der Seekonzentrationen in den letzten 2 Jahren keine signifikante zeitliche Entwicklung der Seekonzentration nachgewiesen werden konnte, erfolgte die Auswertung unter 2 Szenarien. Die Ergebnisse sind in Abb. 10 zusammengestellt.

Die erste Auswertung erfolgte unter der Annahme, daß die Konzentrationen in dieser Zeit konstant gewesen wären, d.h. das Gleichgewicht hat sich bereits eingestellt.

Im Ergebnis ergibt sich die Zulauftrate aus dem GWL 15 in den See mit 3800 m³/d und für die Summe aller Seeabläufe (außer Verdunstung) 2310 m³/d. Weitere Konsequenz wäre eine Konstanz der Leitfähigkeit in den letzten 2 Jahren. Nach den Messungen ist die elektrische Leitfähigkeit aber seit 1991 signifikant angestiegen.

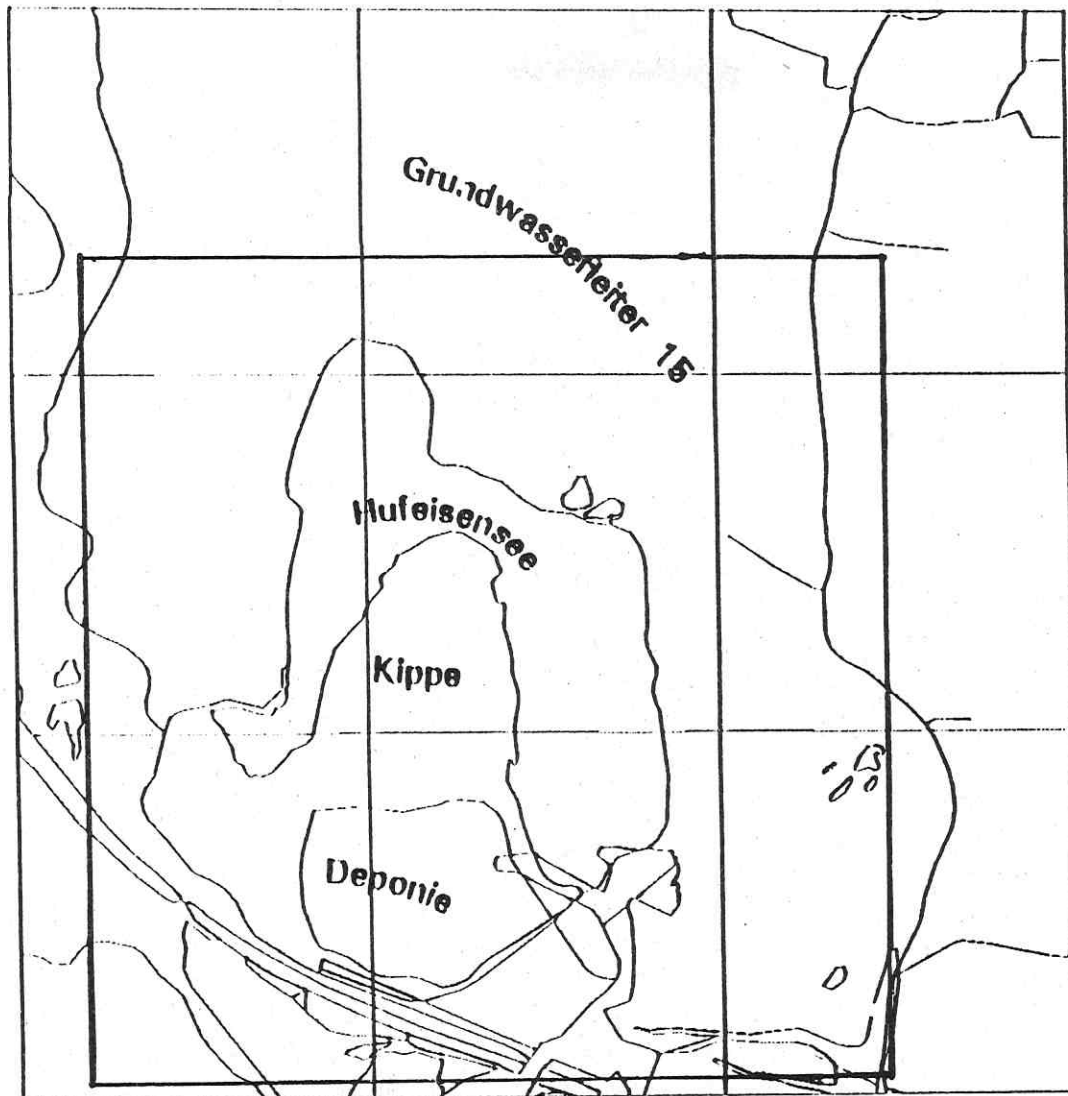
In einer zweiten Auswertung wird angenommen, daß alle Komponenten j die gleiche relative Konzentrationsänderung aufweisen. Als Konsequenz leiten sich dann folgende Werte ab:

Seezulauftrate aus dem GWL 15 :	2100 m ³ /d ,	
Seeabflußrate in den GWL 15:	610 m ³ /d ,	
Relativer jährlicher Anstieg:	nichtflüchtige Komponenten:	6,2 %,
	elektrische Leitfähigkeit :	6,5 %,
	$\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Wassers :	0,2 ‰,
	δD	2,1 ‰ ,

Endkonzentration des Hufeisensees: 1,92 $C_s(1991)$,
Gleichgewichtseinstellzeiten: 11,7a.....36,2a.

Dieser Parametersatz ist vereinbar mit den Leitfähigkeitsmessungen, der Streubreite der Konzentrationsmessungen an nichtflüchtigen Komponenten und Wasserisotopen sowie FEFLOW-Rechnungen.

Beide Parametersätze sind äußerst empfindlich gegenüber den vielen Input-Daten. Zur Absicherung der Ergebnisse sollten bei vergleichbaren Untersuchungen deshalb möglichst viele Messungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten in unterschiedlichen Gebieten gemacht werden.



Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie, Christoph 1994

Abb. 1 Lage der Deponie Kanena und des Hufeisensees

FEFLOW

Leistungsfähigkeit

FEFLOW ist ein interaktives graphikorientiertes Simulationsprogramm für die Modellierung von Grundwasserflüssen und Transportprozessen von Schadstoffen.

Ergebnisgrößen: $h(x, y, z, t)$ hydraulische Höhen,
 $v(x, y, z, t)$ Abstandsgeschwindigkeiten,
 $c(x, y, z, t)$ Konzentrationen.

Funktionsweise

FEFLOW löst die aus Massen- und Impulsbilanzen resultierenden partiellen Differentialgleichungen mit der Methode der finiten Elemente.

Eingabegrößen: Geometrien,
 Materialeigenschaften,
 Randbedingungen,
 Anfangsbedingungen.

Ergebnisbewertung

FEFLOW - Ergebnisse sind abhängig von
 der Gültigkeit der Modellannahmen,
 der Verfügbarkeit und Genauigkeit der Eingabegrößen,
 den interessierenden Orts - und Zeitskalen,
 der Wahl der mathematischen Näherungsverfahren.

Abb. 2 Leistungsfähigkeit, Funktionsweise und Ergebnisbewertung des Programms FEFLOW

Modellannahmen Grundwasserfluß

- Problemklasse:** Zweidimensionaler ungespannter Grundwasserleiter mit stationärem Fluß.
- Geometrie:** 4 Teilgebiete (Kippe, Deponie, See, Grundwasserleiter 15)
In einer 2,3 km x 2,3 km - Fläche
- Basis:** 65 m NN
- Randbedingungen:** Seehöhe 90,6 m NN (Zwangswasserspiegel)
Wasserstände am Rand des Modellgebietes vorgegeben.
(zwischen 93,5m NN und 90m NN)

Materialdaten	Kippe	Deponie	See	GWL 15
Leitfähigkeit [10^4 m/s]	0,01	0,1	10000	5
Porosität [-]	0,1	0,15	1,0	0,2
Grundwasserneubildungsrate [10^9 m/s]	4	4	-6	0

Software: FEFLOW Vers. 3.2

Abb. 3 Modellannahmen für eine zweidimensionale Modellierung

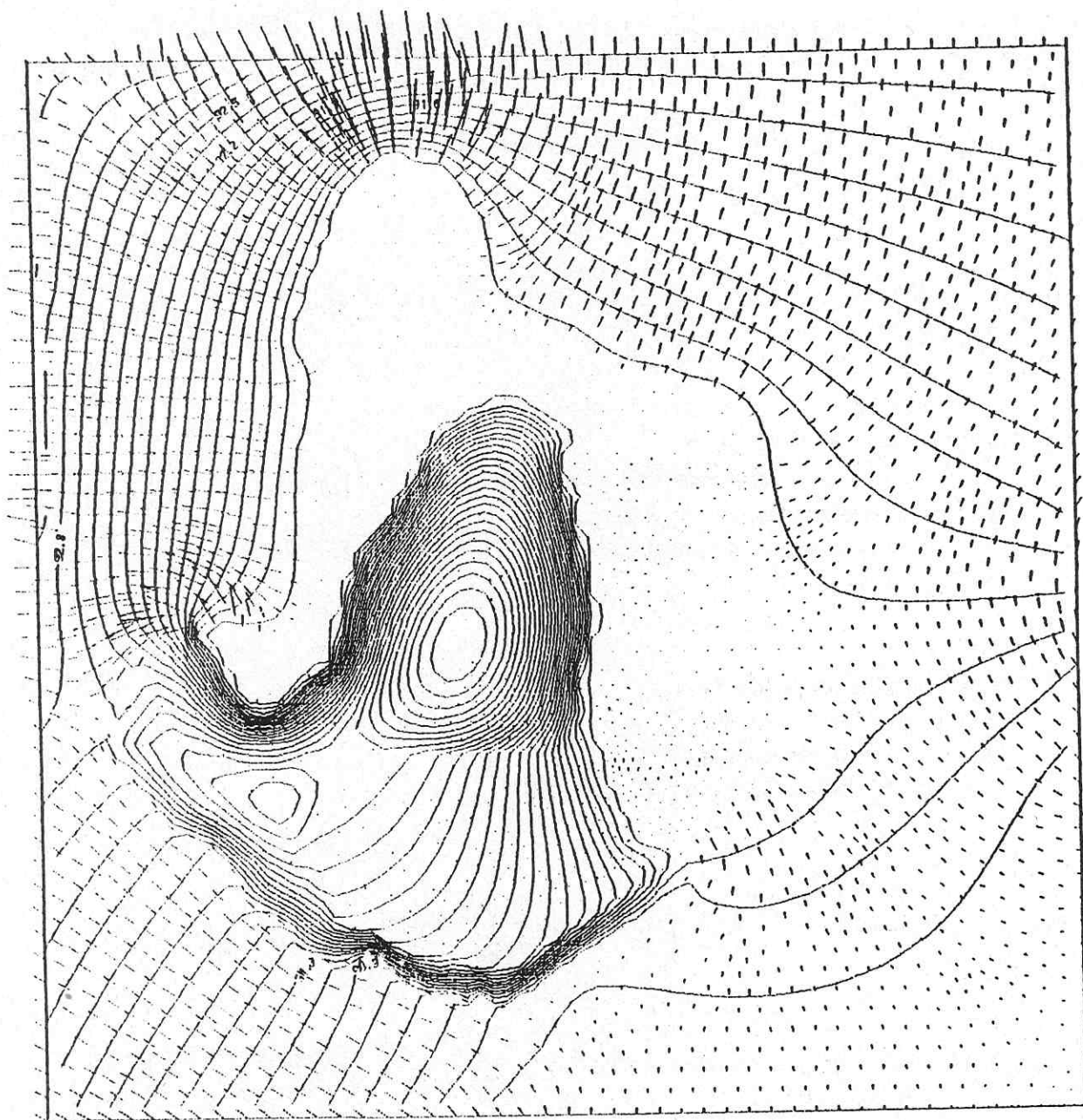


Abb. 4 Grundwassergleichen und höhenintegrierte Filtergeschwindigkeiten

$$12 \frac{\text{m}^2}{\text{d}}$$

Massenbilanz

(in einem See (s) der Wassermasse M_s , in dem die Komponenten j mit der Massenkonzentration $C_s^{(j)}$, homogen verteilt und stark verdünnt sind)

$$\frac{\partial M_s}{\partial t} = \sum_i (G_i^{(z)} - G_i^{(a)})$$

$$\frac{\partial C_s^{(j)}}{\partial t} = \frac{1}{M_s} \sum_i G_i^{(z)} C_i^{(j)(z)} - \frac{1}{M_s} \left[\frac{\partial M_s}{\partial t} + \sum_{i \neq \text{Atm}} G_i^{(a)} + \lambda^{(j)} G_{\text{Atm}}^{(a)} \right] C_s^{(j)}$$

Größen :	M	Masse [kg]
	G	Massengeschwindigkeit [kg / s]
	C	Konzentration [kg / kg]
	λ	Verteilungskoeffizient Gas - Flüssigkeit [-]
	t	Zeit [s]

Indizes :	(z)	Zufluß (zum See)
	(a)	Abfluß (vom See)
	(j)	Komponente j (gelöst)
	i	Teilgebiet (Kompartiment) i , (i $\neq$ s)
	s	See

Verteilungskoeffizienten: $\lambda^{(j)} = 0$ falls j nicht flüchtig ,
 $= 1$ falls j = Wasser ,
 $\neq 0$ falls j flüchtig .

Gleichungstyp : Lineare gewöhnliche Differentialgleichung 1. Ordnung mit variablen Koeffizienten

Lösungen für kleine Zeiten t :

$$M_s(t) = M(0) + t \left[\frac{\partial M_s}{\partial t} \right]_{t=0}$$

$$C_s^{(j)}(t) = C_s^{(j)}(0) + t \left[\frac{\partial C_s^{(j)}}{\partial t} \right]_{t=0}$$

Abb. 5 Bilanzgleichungen für homogen verteiltes Seewasser

Spezialfälle

Stationäre Lösungen ($t \rightarrow \infty$)

d.h. $\frac{\partial M_s}{\partial t}(t = \infty) = 0$ und $\frac{\partial C_s^{(j)}}{\partial t}(t = \infty) = 0$

$$\Rightarrow \sum_i G_i^{(z)}(\infty) = \sum_i G_i^{(a)}(\infty)$$

$$C_s^{(j)}(t = \infty) = \frac{\sum_i G_i^{(z)}(\infty) C_i^{(j)(z)}(\infty)}{\lambda^{(j)} G_{Atm}^{(a)}(\infty) + \sum_{i \neq Atm} G_i^{(a)}(\infty)}$$

Langzeitverhalten

Falls $\frac{\partial M_s}{\partial t} = 0$ und $G_i^{(z)}, G_i^{(a)}, C_i^{(j)(z)}$ alle konstant,

$$\Rightarrow C_s^{(j)}(t) = C_s^{(j)}(0) + [C_s^{(j)}(\infty) - C_s^{(j)}(0)] (1 - e^{-a^{(j)} t})$$

mit $a^{(j)} = \frac{1}{M_s} \left(\lambda^{(j)} G_{Atm}^{(a)} + \sum_{i \neq Atm} G_i^{(a)} \right)$

Zeit bis zur Einstellung des Gleichgewichts

t_E = Zeit, die nötig ist, damit 90% des End-Konzentrationszuwachses erreicht sind:

$$e^{-a^{(j)} t_E} = 0,1 \quad \text{bzw.}$$

$$t_E [a] = 22,08 \left(\frac{M_s}{3,5 \times 10^9 \text{ kg}} \right) \left(\frac{10^6 \text{ kg} / d}{\sum_{i \neq Atm} G_i^{(a)}} \right) \quad (\lambda^{(j)} = 0)$$

Abb. 6 Spezialfälle der Massenbilanzgleichungen

Tabelle 1: Mengen der Zuflüsse-Abflüsse [m^3 / d]

Kompartiment i	$G_i^{(z)}$	$G_i^{(a)}$	Bemerkungen
Niederschlag/Verdunstung	980	1360	durchschnittliche Werte
Deponie	30	0	hydrodyn. Berechnung FEFLOW
Kippe	100	0	dto
Oberfläche	20	0	Abschätzung
Oberflächeninfiltration	0	?	künstliche Abflüsse (Pumpen)
Liegendwässer	0	?	Liegendabfluß über See
Sediment	0	0	
Grundwasserleiter GWL	?	?	gesuchte Größen $G_{GWL}^{(z)}$, $G_{GWL}^{(a)}$

Abb. 7 Input für Zu- und Abflüsse des Hufeisensees

Tabelle 2: Mittlere Konzentrationen für die einzelnen Kompartimente

Kompartiment	LF mS/cm	K mg/l	Na mg/l	Cl mg/l	$\delta^2\text{H}$ o/oo	$\delta^{18}\text{O}$ o/oo
GWL	2,12	9	90	155	-64,9	-8,8
Deponie	49,3	473	4905	5907	-55,1	-7,8
Kippe	4,5	-	517	199	-55,1	-8,8
Oberflächenwasser	≤ 0,1	1...2	1...2	1...2	-62,8	-8,9
Niederschlag	≤ 0,1	1...2	1...2	1...2	-62,8	-8,9
See	2,65	12,6	159	228	-34,5	-3,8

**Abb. 8 Mittlere Konzentrationen ausgewählter Komponenten
in den einzelnen Kompartimenten**

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie; Haendei, Hanschmann, Kowski

Verlauf des Wasserspiegels am Hufeisensee

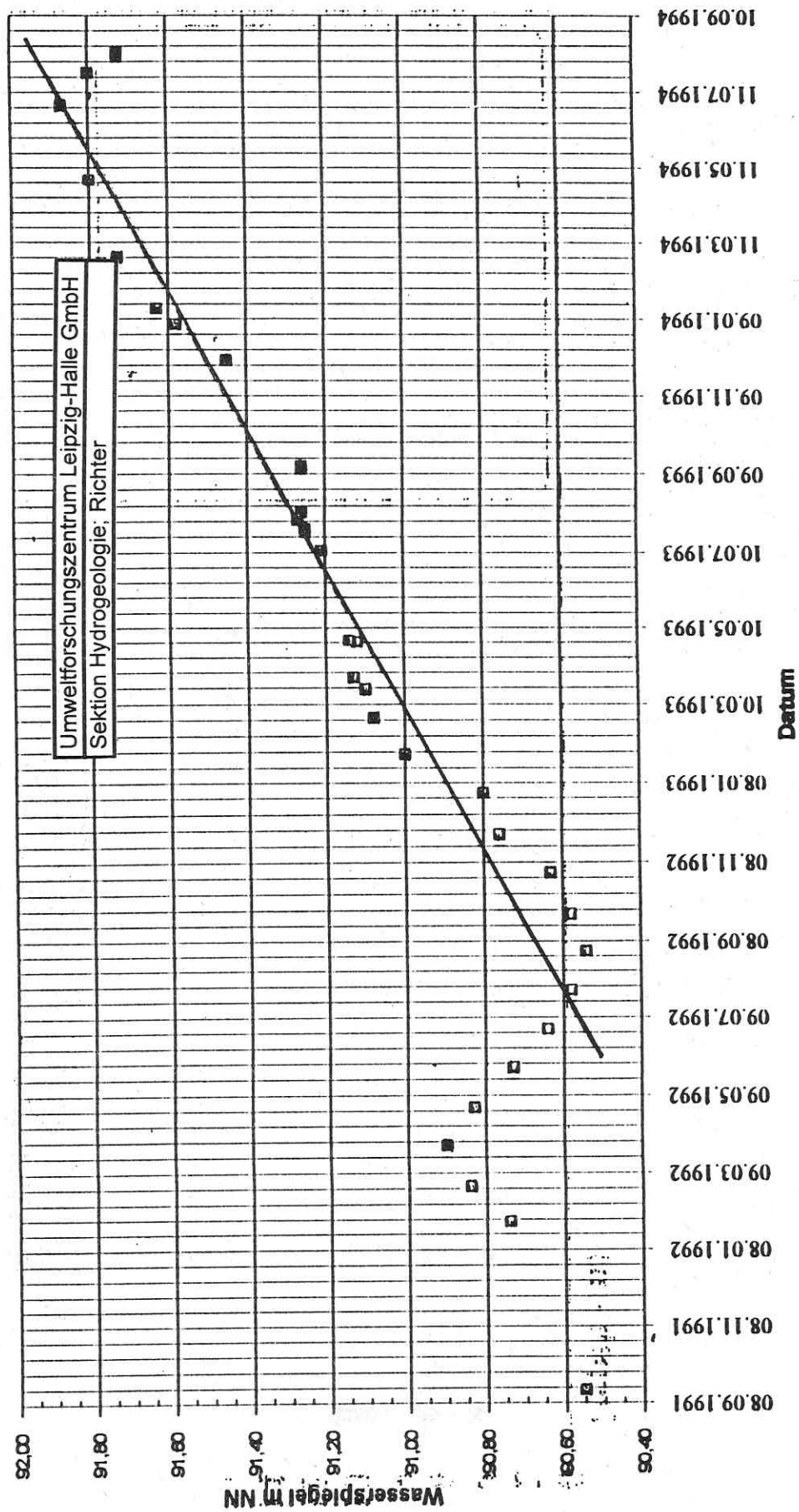


Abb. 9. Seespiegelentwicklung des Hufeisensees seit 1991

Auswertung (Ergebnisse der Jahre 1991 - 1993)

$$M_s = 3.5 \cdot 10^9 \text{ kg}$$

$$\frac{\partial M_s}{\partial t} = 1.26 \cdot 10^6 \text{ kg / d}$$

$$G_{\text{pumpe}}^{(a)} = 0$$

	Annahmen		anderer Zugang
	$\frac{\partial C_s^{(i)}}{\partial t} = 0$	—	
$G_{\text{GWL}}^{(z)} [10^6 \text{ kg/d}]$	3.8	2.1	
$\sum_{i \neq \text{Atm}} G_i^{(a)} [10^6 \text{ kg / d}]$	2.31	0.61	0.75 (FEFLOW)
$\frac{(1a) \partial C_s^{(i)}}{C_s^{(i)} \partial t} \Big _{t=1991}$	0	0.062	0.065 (Leitfähigkeit)
$(1a) \frac{\partial \delta}{\partial t} \Big _{t=1991} [‰/00]$	0	0.2 ($\delta^{18}\text{O}$) 2.1 (δD)	
$C_s^{(j)}(\infty)$	$C_s^{(j)}(0)$	$1.92 \cdot C_s^{(j)}(0)$	
$t_E [a]$	0	36.2 (nicht-flücht.) 11.7 (flücht.)	20 -25 (FEFLOW)

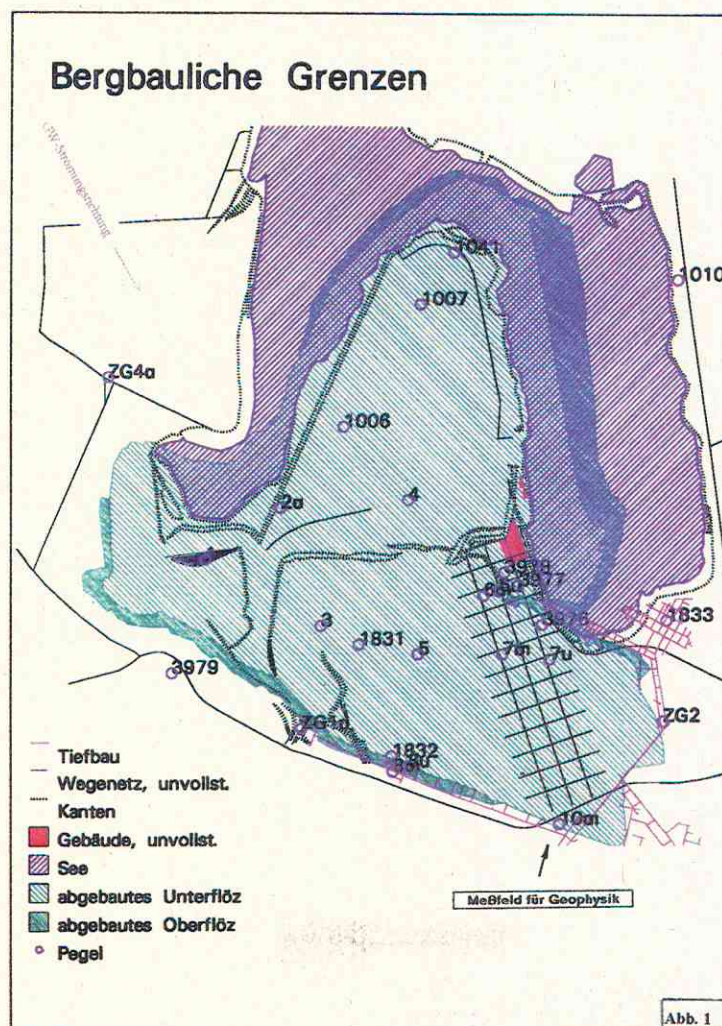
Abb. 10 Ergebnisse

H. R. Gläser

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie

Geophysikalische Untersuchungen zum Nachweis von Fließwegen- Fallstudie Hufeisensee

Tagebaurestseen werden im mitteldeutschen Braunkohleabbaugebiet zunehmend dominierender Bestandteil künstlich geschaffener Erholungslandschaften sein. Im Fall des hier betrachteten Hufeisensees bei Halle (**Abb. 1**) handelt es sich um einen Restsee, der aus dem bereits während des 2. Weltkrieges eingestellten Abbau einer Zweiflözlagertstätte, eozänen Alters, hervorgegangen ist. Eine Besonderheit liegt in der Tatsache, daß das ehemalige Restloch des Braunkohlebergbaues, außer dem als Badegewässer genutzten Restsee, noch eine ungeordnete Kommunalmülldeponie mit Inhaltsstoffen vielfältigster Art aufnimmt. Das Volumen des Deponiegutes beträgt insgesamt 3.3 Millionen m³. Diese Deponie wurde durch einen geschütteten Damm vom Wasser des entstandenen Restlochsees abgegrenzt, wobei als Schüttmaterial Kippenböden, Bändertone und Schluffe verwendet worden waren. Durch Beprobungen des Seewassers wurde der Verdacht genährt, daß hochkontaminiertes Deponiewasser über den Damm in den See penetriert und für den See somit ein mögliches Gefahrenpotential besteht. Mittels geophysikalischer Meßverfahren wurde nun versucht, die vermuteten Sickerpfade zu erfassen.



Geophysikalisch ist dies insbesondere dann möglich, wenn sich die von einer Deponie ausgehende Kontaminationsfahne hinsichtlich ihrer elektrischen Eigenschaften wesentlich von denen der ungestörten Umgebung unterscheidet. Da Deponieflüssigkeiten meist elektrolytische Eigenschaften zeigen, bieten sich zu deren Nachweis elektrische Verfahren an, die sich, je nach Energieanregung im Boden, in passive und aktive Verfahren untergliedern lassen.

Ein aktives und seit langem gebräuchliches Verfahren ist das der Gleichstromelektrik. Hierbei wird über zwei Elektroden (A,B) dem Erdboden pulsierender Gleichstrom aufgeprägt und über zwei Elektroden (M,N) das sich im Untergrund aufbauende Spannungsfeld gemessen. Die Anordnung der Elektroden erfolgt meist linear entlang der zu untersuchenden Profile, wobei je nach angetroffener geologischer Situation und Aufgabenstellung verschiedene Elektrodenkonfigurationen möglich sind (Abb.2).

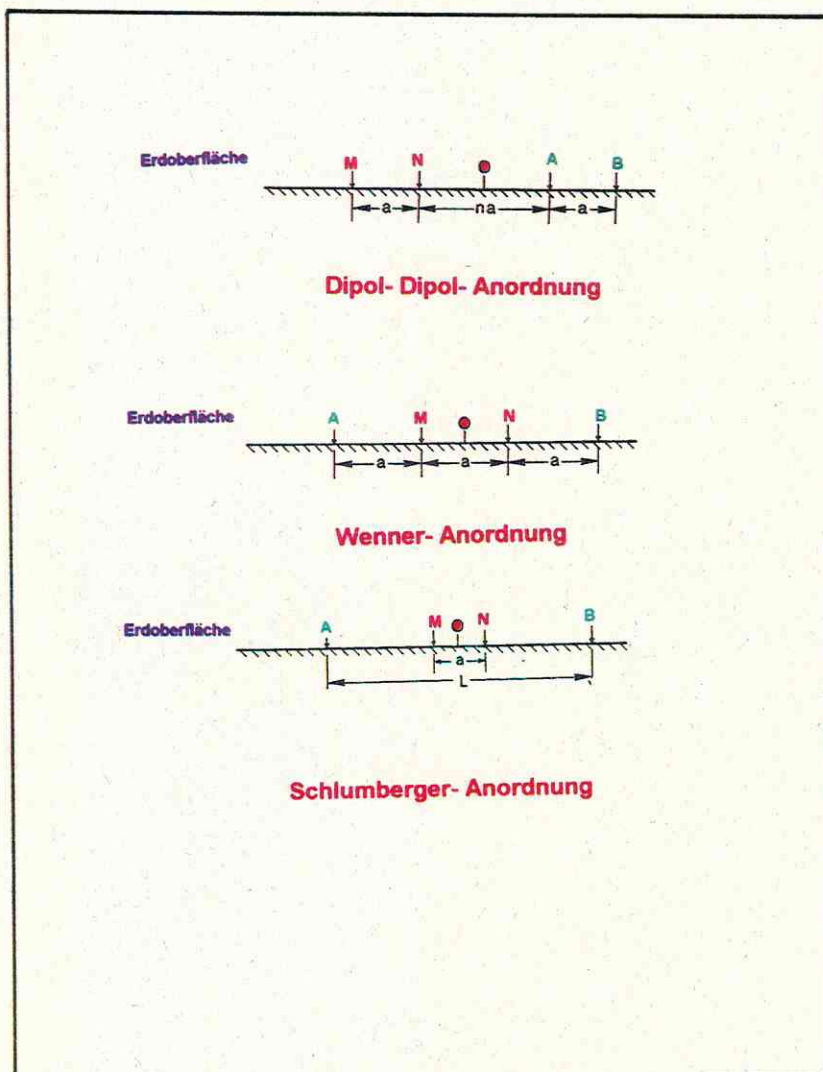


Abb.2: Auswahl einiger wichtiger Elektrodenkonfigurationen

Über verschiedene Modellansätze können aus den Meßwerten in mehreren Interpretationsetappen vom Geophysiker die entsprechenden wahren spezifischen Widerstände und Mächtigkeiten der im Untergund angetroffenen Schichten berechnet werden. Die Eindringtiefe des Verfahrens steht in direktem Zusammenhang zur Aufstellungsgeometrie der Elektroden, d.h., große Elektrodenabstände gestatten vergrößerte Meßtiefen. Die Maßeinheit des spezifischen Widerstandes ist das „Ohm.m“.

Eine gebräuchliche Modifikation der Gleichstromelektrik ist die sogenannte SCHLUMBERGER-Aufstellung. Die symmetrisch und nah um den Meßpunkt angeordneten Spannungselektroden M, N und die vom Meßpunkt weiter entfernt befindlichen Stromelektroden A, B gestatten bei Variation des Elektrodenabstandes AB eine variable Eindringtiefe. Mit den hier verwendeten Elektrodenabständen $AB/2=18\text{m}$ und $AB/2=32\text{m}$ bestimmt man zunächst die integralen Widerstandswerte für den Bereich Rasensohle bis 18m Teufe und Rasensohle bis 32m. Eine Entschlüsselung der an einem Meßpunkt durch verschiedene Aufstellungsweiten der Elektroden gewonnenen Meßwerte hinsichtlich Schichtmächtigkeit und wahren spezifischen Widerstand der Einzelschichten erfolgt über spezielle Auswerteprogramme auf numerischem Wege.

Die beiden hier verwendeten Aufstellungsgeometrien wurden entlang von SSE-NNW gerichteten Profilen (**Abb.1**) von GGD Leipzig an insgesamt 49 Meßpunkten realisiert. Die Ergebnisse dieser Messungen lassen sich u.a. in einer sogenannten Isoohmendarstellung präsentieren. Dabei handelt es sich um nichts anderes als um die Gleichlinien des scheinbaren spezifischen Widerstandes (Integralwert von Rasensohle bis jeweiliger Eindringtiefe). Schon bei dieser Teiletappe der Interpretation führt der Vergleich der Meßergebnisse beider Aufstellungsweiten zu einigen wesentlichen Ergebnissen.

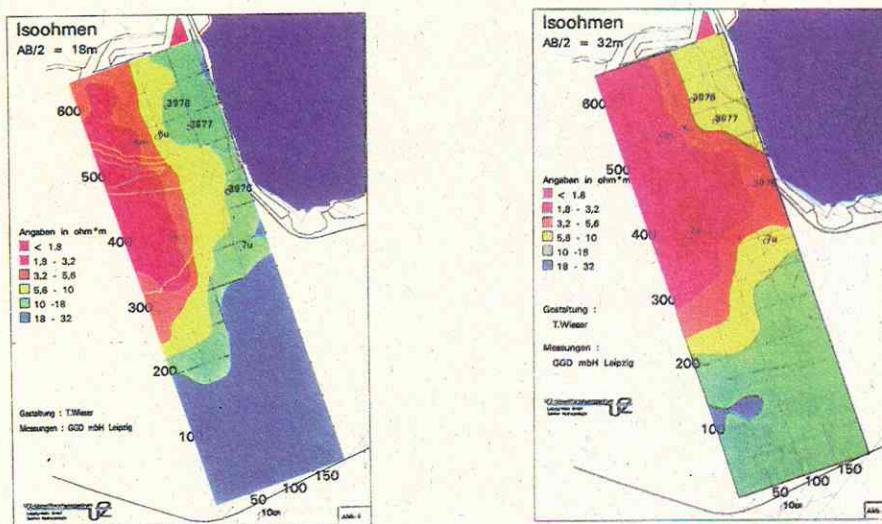


Abb.3: Scheinbarer spezifischer Widerstand, Isoohmendarstellung für die Eindringtiefen 0-18m und 0-32m

Dunkelrot sind in der **Abb. 3** die Zonen extrem niedrigen Widerstandes (ca. 2 Ohm.m) dargestellt. Es dürfte sich zweifelsohne um deponiebeeinflussten und damit salinar überprägten Untergrund handeln. Die Widerstände im unbeeinflussten Boden (grünfarben markiert) liegen in der Größenordnung um 10 Ohm.m und darüber. Im zentralen Dammbereich verlaufen die Isoohmen nahezu uferparallel. Starke Aufspreizungen der Isoohmen im Südteil des Dammes sprechen eindeutig für ein gestörtes Barriersystem und das Vorhandensein einer von der Deponie ausgehenden Kontaminationsfahne. Die Kontaminationsfahne erreichte zum Zeitpunkt der Messung (1992) im Dammbereich eine Breite bis ca. 110 m und befand sich entsprechend den Ergebnissen der Widerstandssondierung in einer Tiefe unterhalb 18m. Sie streicht wohl nicht ganz zufällig in der Richtung ehemaliger, heute zum Teil verwahrter oder überbaggerter Tiefbaustrecken.

Eine der Zielstellungen der laufenden Untersuchungen ist es, die Filtrationsgeschwindigkeit des Deponiewassers zu ermitteln. Zu diesem Zwecke soll in einer entsprechend positionierten Bohrung mit einem Spezialgerät der GSF München getracert (^{82}Br) werden. Um eine derartige Untersuchung auch erfolgreich durchführen zu können, muß die entsprechende Pegelbohrung zielgerichtet in den Hauptfließpfad abgeteuft werden. Entsprechende Detailkenntnisse konnten aber aus der Schlumbergersondierung nicht abgeleitet werden. Die großen Elektrodenabstände gestatteten keine Feinauflösung. Aus diesem Grunde wurde auf das in der Geophysik altbekannte Prinzip der **Eigenpotentialmessungen** zurückgegriffen und zwar in der modifizierten Form der sogenannten **flächenhaften Eigenpotentiale**. Dieses rein passive, also ohne künstliche Energieanregung wirkende Meßverfahren, das früher zur Erzprospektion eingesetzt wurde, ist in jüngster Zeit bei der Ortung und Eingrenzung kontaminierter Bodenhorizonte zum Einsatz gekommen. Registriert werden im Untergrund sich aufbauende elektrochemische Potentiale, die je nach Ausmaß und Ursache im Millivoltbereich liegen und positives sowie negatives Vorzeichen tragen können. Die Registrierung selbst erfolgt durch Aufnahme der Potentialdifferenz zwischen auf dem Boden aufgesetzten Elektroden und in Referenz zu einer oder mehreren Bezugselektroden. Letztere sollten so positioniert sein, daß sie nur Potentiale des geogenen Untergrundes aufnehmen. Sie müssen also fernab jeglicher Kontamination positioniert werden. Im vorliegenden Fall waren 150 Elektroden, im 5m-Abstand, in drei Linien auf dem Damm, der die Deponie vom See abschneuert, sowie 4 Bezugselektroden über vermeintlich gewachsenem Untergrund aufgebracht worden. Die Elektrodenanordnung erfolgte in analoger Streichrichtung zur Orientierung der Elektrikprofile und überdeckte die interessierenden Teile jener Meßfläche.

Bezüglich der lateralen Auflösung des Meßverfahrens ist der Elektrodenabstand das Kriterium. Angaben zur Tiefenlage der Kontamination können nicht gewonnen werden, hierzu waren bislang meist Bohrungen erforderlich. Nach dem sogenannten Äquivalenzprinzip vermitteln oberflächennahe, aber schwache Störkörper, das gleiche Potential wie starke Störkörper in großer Tiefe. In diesen konkreten Fall übernimmt eine kontaminierte Bodenschicht im Untergrund die Rolle des Störkörpers. Die Sensitivitätstiefe des Meßverfahrens ist bis ca. 40m bisher nachgewiesen worden.

Die Ergebnisse dieser Potentialmessung und des sich anschließenden Datenprocessing sind in **Abb. 4** dargestellt. Allgemein werden kontaminierte Böden und Grundwässer durch negatives Potential abgebildet. Je nach Lage und Situation an den Referenzelektroden können allerdings, wie im vorliegenden Fall, auch Umpolungen zum positiven Vorzeichen auftreten. Das Kriterium für das Ausgliedern von Dispersionsfahnen oder Fließwegen sind entsprechend gebündelt verlaufende Potentiallinien. Mit einer geeigneten Farbgebung lassen sich dann derartige Sickerpfa-

de optisch gut aufbereiten. In **Abb. 4** sind in dunkelblauer Farbe die offensichtlich vom Deponieelektrolyten ausgehenden Potentiale (positives Vorzeichen) erkennbar.

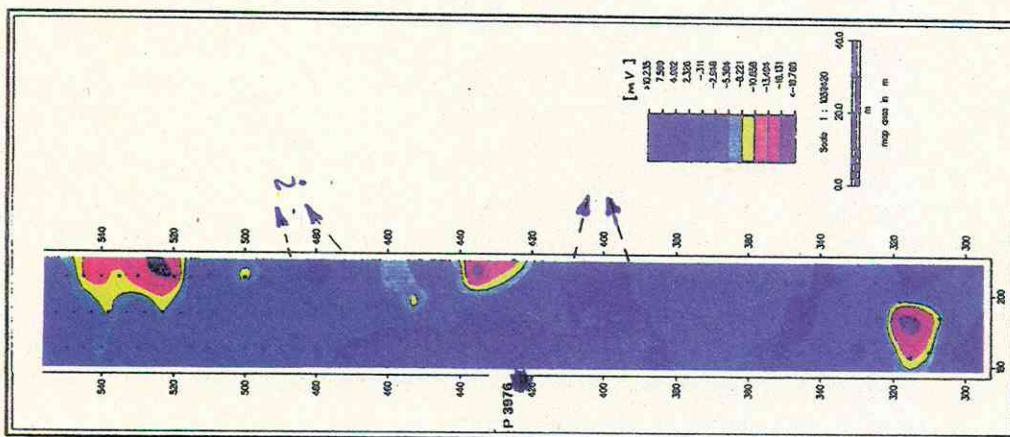


Abb. 4: Eigenpotentialverfahren TERRASCAN

Ein vermutlich bevorzugter Sickerbereich erstreckt sich, die drei Linienprofile von links nach rechts querend, auf einer Breite von etwa 20m. Neben und in diese als Hauptabflußbereich vermutete Zone sollen zwei Pegelbohrungen abgeteuft werden. Beide Pegel befinden sich dann aber insgesamt im Einflußbereich der nach der Gleichstromelektrik ausgehaltenen Dispersionsfahne. Es soll an dieser Stelle nicht verschwiegen werden, daß beim Vergleich der Resultate von flächenhaften Eigenpotentialmessungen mit Bohraufschlüssen hin und wieder Überraschungen auftauchen. Systematische Untersuchungen der Eigenpotentialanomalien über kontaminiertem Untergrund stehen noch aus. Es besteht diesbezüglich noch Forschungsbedarf. Insofern werden die Ergebnisse der beiden neuen Bohraufschlüsse von großem Interesse sein. Zudem sind im Dammbereich elektromagnetische Messungen geplant, von denen zusätzliche Erkenntnisse über die Leitfähigkeitsverteilung im Untergrund erwartet werden.

Über das Deponiegelände verteilt und im unmittelbaren Dammbereich befinden sich bereits eine Reihe von Beobachtungspegeln. Im Dammbereich bzw. in unmittelbarer Ufernähe sind dies, von NNE nach SSE betrachtet, die Pegel GWBR 3978, GWBR 3977, GWBR 3976 und GWBR 7u. Von diesen vier Pegeln befand sich zum Zeitpunkt der geophysikalischen Messungen allein der Pegel GWBR 3976 im Bereich der nachgewiesenen Kontaminationsfahne. In diesen Pegeln waren zudem Messungen der **Milieuparameter** vorgenommen worden. Insbesondere die Parameter elektrische Leitfähigkeit und Redoxpotential werden mit den Ergebnissen der geophysikalischen Verfahren Gleichstromelektrik und Eigenpotential in Verbindung gebracht. Im Fortgang der Diskussion sollen die aus **Abb. 3** ersichtliche Anordnung der vier genannten Pegel und die dort registrierten Milieuparameter betrachtet werden.

Pegel	Leitfähigkeit (mS/cm)	Redoxpotential (mV)
GWBR 3978	3.8	?
GWBR 3977	42.8	-52
GWBR 3976	75.7	-222
GWBR 7u	15.9	-19

Für den Bereich des Pegels 3976, der sich nach den Ergebnissen der Geophysik im Zentralbereich der Kontaminationsfahne befinden muß, wurden also tatsächlich adäquate Milieuparameter festgestellt.

Das Gebiet um den Pegel 3978 ist offensichtlich nicht oder kaum kontaminiert.

Die bisher vorgenommenen Betrachtungen zu den Verhältnissen des dem Restsee vorgelagerten Untergrundes waren ein- oder zweidimensionalen Charakters. Mit dem erst kürzlich von der Universität Leipzig entwickelten Meßverfahren der **Gleichstromtomographie** können die elektrischen Eigenschaften des Untergrundes nunmehr räumlich abgebildet werden. Beim gegenwärtigen Entwicklungsstand des Verfahrens werden 25 Elektroden in Kreisauflistung ($D=16\text{m}$) auf dem Erdboden angebracht (**Abb. 5**).

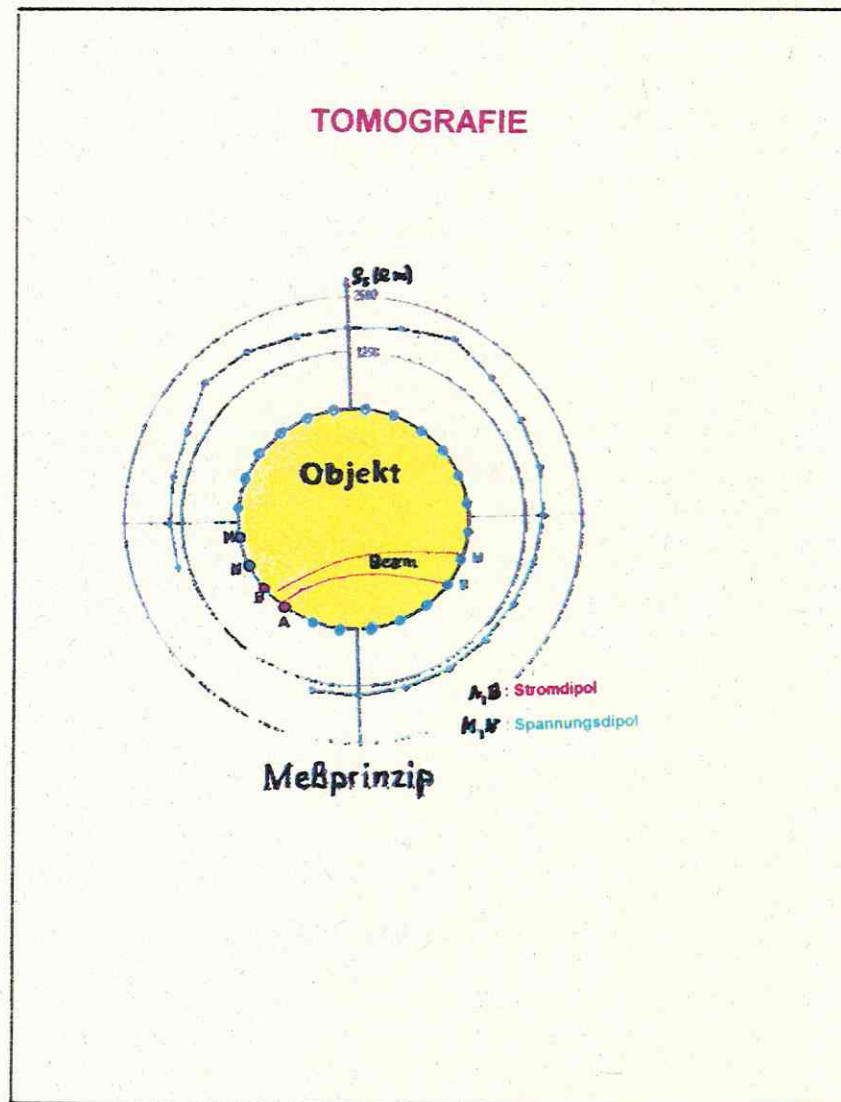


Abb. 5: Meßarray für Gleichstromtomographie

Es werden jeweils zwei Elektroden als Strom- und Spannungselektroden in der sogenannten Dipol-Dipol-Konfiguration adressiert, und diese Adressierung erfolgt auf dem Umfang des Meßkreises in Stufen rotierend. Die Eindringtiefe bzw. Sensitivität des mit Gleichstrom arbeitenden Verfahrens beträgt derzeit nur 8 bis 10 m. Der Untergrund wird von den sphärischen Stromlaufbahnen quasi kreisförmig durchstrahlt. Dieser durchstrahlte Bereich wird im mathematischen Sinne in kleine Einzelzellen unterteilt. Aus den gemessenen Spannungen werden Widerstände berechnet, die den Einzelzellen zugeordnet und mit theoretisch berechneten Werten iterativ verglichen werden (Vorwärtsmodellierung). Bei der Interpretation können, unter Berücksichtigung der Eindringtiefe, Schnitte beliebiger Orientierung vom Untergrund angefertigt werden. Mit modernen Bildverarbeitungsverfahren ist es möglich, die Kontaminationsstrukturen räumlich vom Gesamtumfang der Meßdaten zu trennen und herauszupräparieren. In den **Abb. 6 u. 7** sind in einer Teilstufe der Interpretation die Ergebnisse von Horizontalschnitten in zwei Teufenlagen des Dammes sowie ein Vertikalschnitt dargestellt. Die gelb- bis rotfarbenen Flächen kennzeichnen Bereiche hohen Widerstandes, die blaufarbenen Zonen dagegen niederohmige Bereiche.

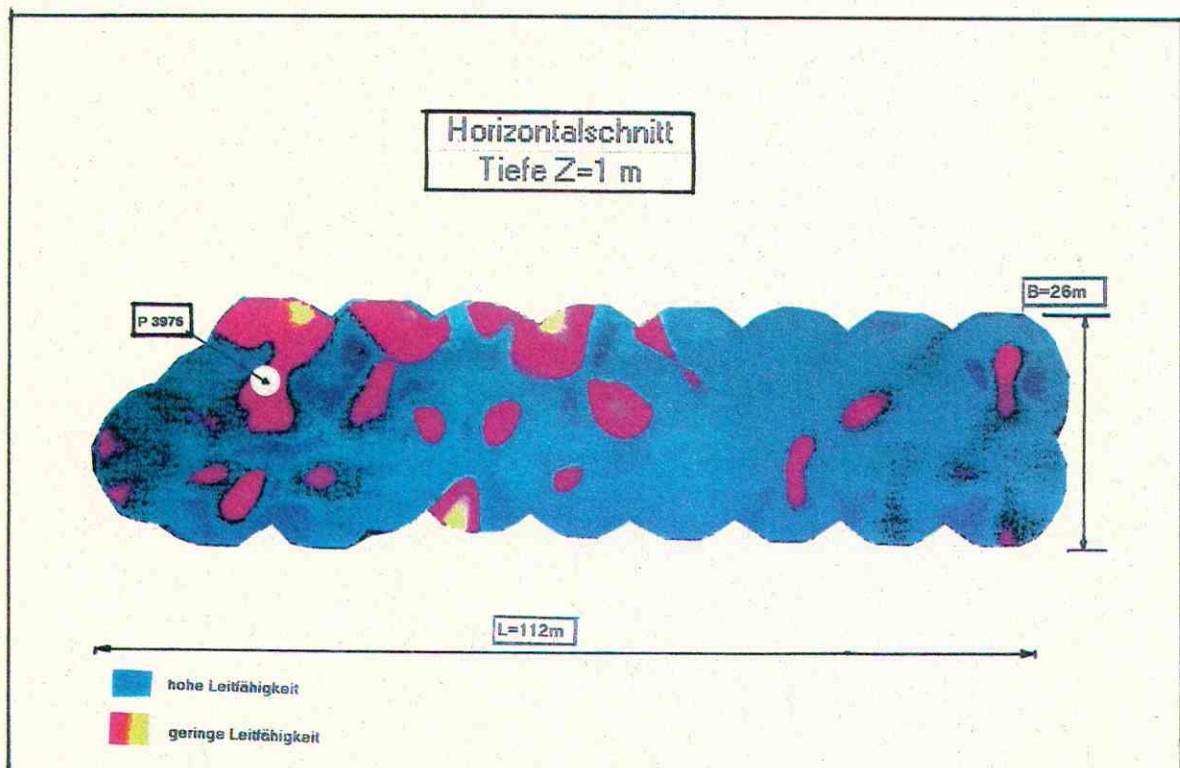


Abb.6: Ergebnisse der Gleichstromtomographie

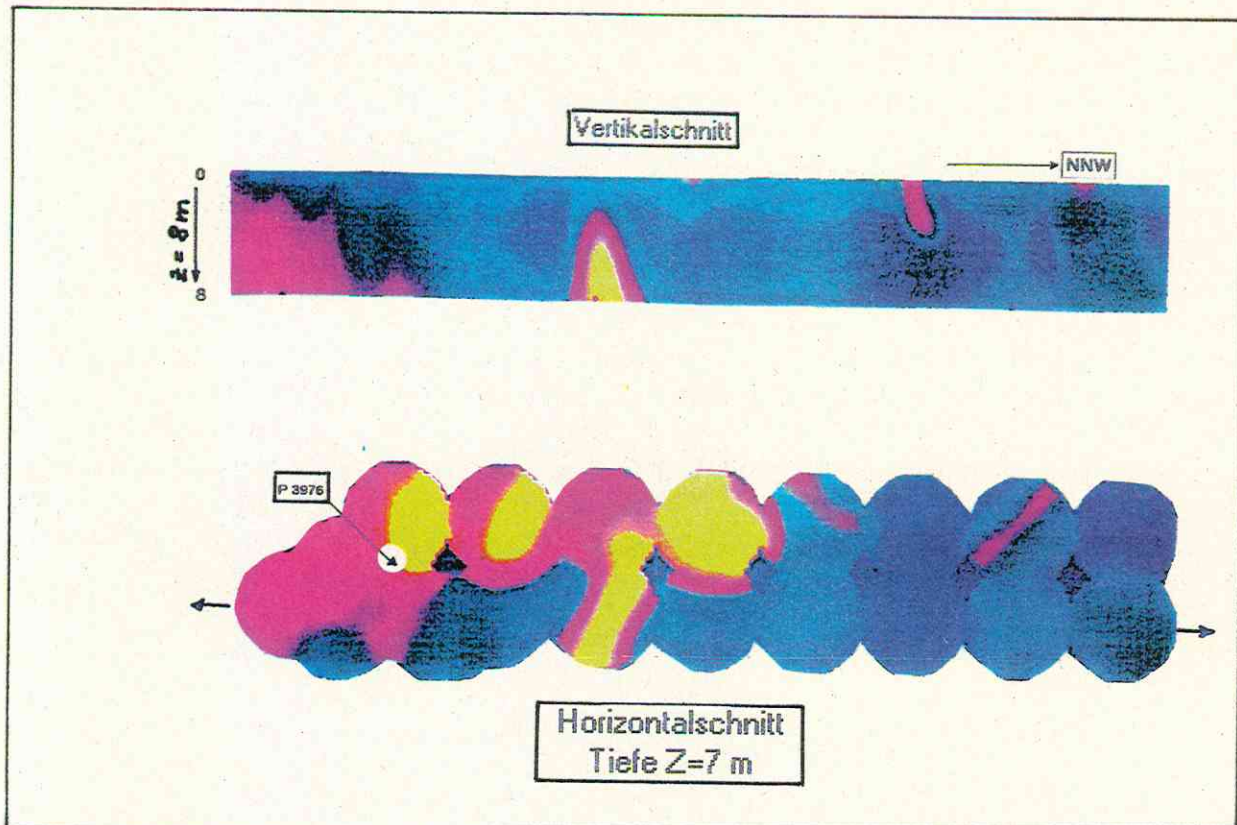


Abb.7: Ergebnisse der Gleichstromtomographie

Eine quantitative Meßwertstufung ist selbstverständlich möglich, in der o.a. Prinzipdarstellung wurde darauf verzichtet. Im Bereich des Pegels 3976 ist der Untergrund bis etwa 8m unter Rasensohle durch einen hohen spezifischen Widerstand gekennzeichnet. Die niederohmigen, tieferliegenden Bereiche wurden durch das Meßverfahren (noch) nicht erfaßt.

Mit einer Eindringtiefe von 8-10m erreicht das Verfahren gegenwärtig noch nicht die Bereiche, die in ehemaligen Bergbaugeländen oft Gegenstand von umweltrelevanten Untersuchungen sind. Die Universität Leipzig und das UFZ suchen aber derzeit gemeinsam nach Wegen zu einer Vergrößerung der Eindringtiefe des Verfahrens, einerseits durch eine Veränderung der Elektrodengeometrie, andererseits durch Anregung des Meßsystems mit elektromagnetischen Wellen. Diese Untersuchungen werden u.a. im sensiblen Bereich des Damms am Hufeisensee stattfinden. **Anregungen zum Einsatz auf anderen Problemflächen werden zudem gern zur Kenntnis genommen.** Ziel dieser Untersuchungen ist es, ein praxisorientiertes Meßverfahren zu entwickeln, welches es gestattet, ohne Zuhilfenahme von kostenintensiven Bohrungen ein räumliches Bild von den Verhältnissen im Untergrund zu vermitteln.

Eine quantitative Meßwertstufung ist selbstverständlich möglich, in der o.a. Prinzipdarstellung wurde darauf verzichtet. Im Bereich des Pegels 3976 ist der Untergrund bis etwa 8m unter Rasensohle durch einen hohen spezifischen Widerstand gekennzeichnet. Die niederohmigen, tieferliegenden Bereiche wurden durch das Meßverfahren (noch) nicht erfaßt.

Mit einer Eindringtiefe von 8-10m erreicht das Verfahren gegenwärtig noch nicht die Bereiche, die in ehemaligen Bergbaugeländen oft Gegenstand von umweltrelevanten Untersuchungen sind. Die Universität Leipzig und das UFZ suchen aber derzeit gemeinsam nach Wegen zu einer Vergrößerung der Eindringtiefe des Verfahrens, einerseits durch eine Veränderung der Elektrodengeometrie, andererseits durch Anregung des Meßsystems mit elektromagnetischen Wellen. Diese Untersuchungen werden u.a. im sensiblen Bereich des Dammes am Hufeisensee stattfinden. **Anregungen zum Einsatz auf anderen Problemflächen werden zudem gern zur Kenntnis genommen.** Ziel dieser Untersuchungen ist es, ein praxisorientiertes Meßverfahren zu entwickeln, welches es gestattet, ohne Zuhilfenahme von kostenintensiven Bohrungen ein räumliches Bild von den Verhältnissen im Untergrund zu vermitteln.

R. Trettin & H. R. Gläser

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie

Hydrochemische Entwicklung bei der Flutung des Tagebaurestloches Cospuden

Der Braunkohletagebau Cospuden, im Südraum der Stadt Leipzig gelegen, wurde 1990 nach knapp 10jähriger Betriebszeit eingestellt. Abgebaut worden war eine eozäne Zweiflözlagerstätte. Der Tagebauaufschluß vermittelt die typischen geologischen Lagerungsverhältnisse im Weißelsterbecken (Abb. 1).

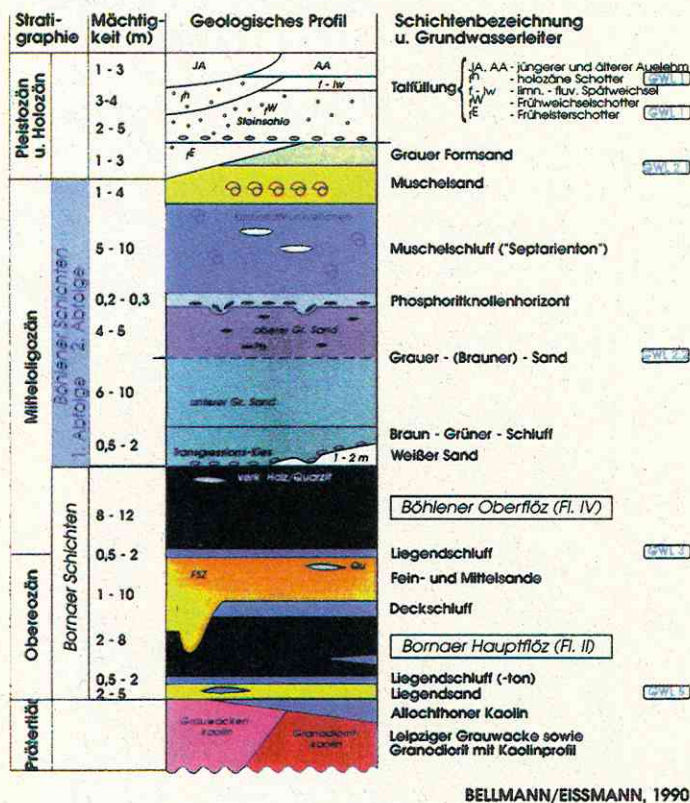


Abb. 1: Schema der Lagerungsverhältnisse im Tagebaufeld Cospuden

Das Sanierungskonzept sieht für das Restloch eine baldige Flutung vor. Der Flutungsvorgang des Restloches erfolgt über einströmendes Grundwasser aus den durch den Bergbau angeschnittenen Grundwasserleitern, aus dem nicht verritzten Liegenden des Tagebaues und künftig auch durch Zuspeisung von Fremdwasser. Der entstehende See soll der Bevölkerung als Erholungslandschaft zur Verfügung gestellt werden. Damit ist die Entwicklung der Wasserqualität des entstehenden Sees von großer Bedeutung. Eine der wichtigsten zu lösenden Aufgaben ist dabei die der Versauerungsproblematik des aufgehenden Grundwassers. Als Folge der Belüftung und Oxidation des pyrithaltigen Kippenmaterials wird beim Kontakt mit dem aufgehenden Grundwasser ein

Säurebildungsprozeß initialisiert, der wiederum eine Mobilisierung der im Kippenmaterial befindlichen Metalle und Schwermetalle bewirkt. Befinden sich im Kippenmaterial keine diesen Vorgang abpuffernde Substanzen, so läuft der entstehende See Gefahr, zu versauern.

Mit der Reduzierung der bergbaulichen Tätigkeit im Mitteldeutschen Braunkohlerevier steht eine Vielzahl ehemaliger Braunkohlegruben zur Flutung an. Der Flutungsvorgang im 4 km² großen Tagebaurestloch Cospuden soll am ehesten (etwa im Jahr 2000) abgeschlossen sein. Gemeinsam und arbeitsteilig stellte das UFZ mit dem Gewässerinstitut Magdeburg in den Jahren 1993 und 1994 wissenschaftliche Untersuchungen an, die diesen Flutungsvorgang mit den dabei einhergehenden hydrochemischen Prozessen begleiteten. Die Forschungsaufgaben des UFZ richten sich vorrangig auf die Prozesse, die im Zusammenhang mit dem Verhalten der Grund- und der Böschungswässer zu betrachten sind. Im Bereich der Südkippe ist mittlerweile ein Sicker- und Grundwassermeßsystem in einer auf 50 m Tiefe niedergebrachten Bohrung installiert worden. Mittels einer Langzeitüberwachung werden hierbei die hydrochemischen Prozesse im Kippenmaterial bei aufgehendem Wasserspiegel beobachtet. Zudem sind umfangreiche Säulendurchlaufversuche im Labor angelaufen. Die Auffüllung des Restloches ist bei einem derzeitigen Wasserspiegelanstieg von 5 bis 6 m pro Jahr inzwischen beachtlich vorangeschritten, wobei Zuflüsse aus dem Liegenden, von der Nord- und von der Westböschung erfolgen. Der Nachweis von Wasserzuflüssen aus dem Liegenden der Kohle konnte dabei über die Isotopenuntersuchungen geführt werden. Die Ostböschung und das im Süden den Tagebau begrenzende Kippenmassiv liegen im Interferenzbereich der Sumpfungsmaßnahmen für zwei benachbarte Tagebaue (Espenhain und Zwenkau), so daß von dorthier gegenwärtig keine Zuflüsse auftreten (Abb.2).

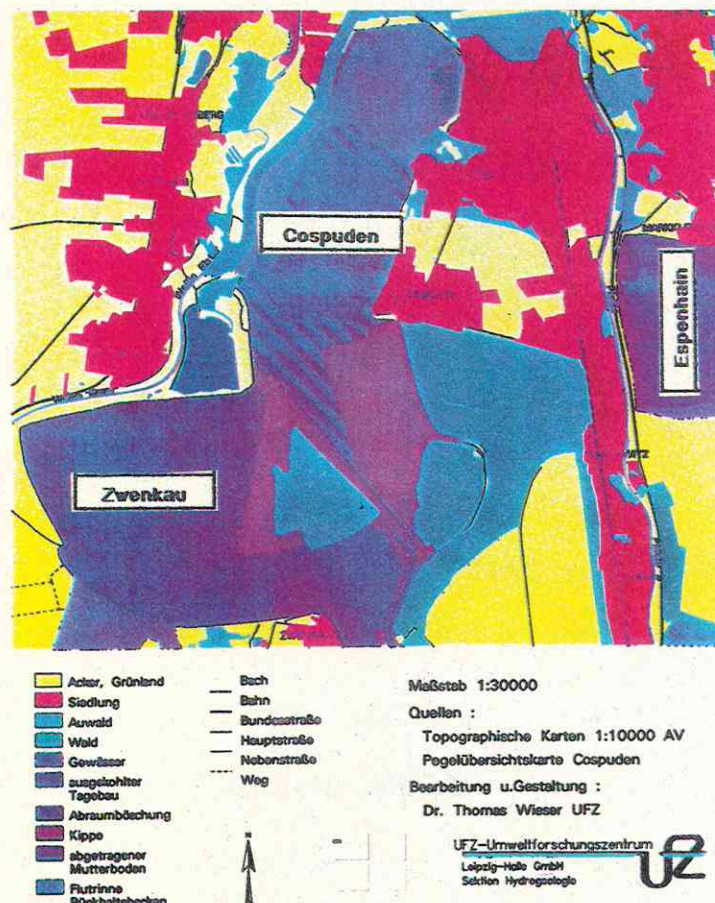


Abb. 2: Lageplan der Tagebaue Cospuden, Espenhain und Zwenkau

Folgende Untersuchungen wurden seitens des UFZ an den mittlerweile 87 gewonnenen Wasserproben aus Böschungszutritt- und aufgehendem Seewasser sowie aus Pegeln abgepumptem Grundwasser vorgenommen: Bestimmung der Kationen und Anionen, Spurenelemente und Schwermetalle, stabile Isotope des Wasser- und des Sauerstoffs, Tritium, organische Komponenten, Untersuchung der Milieuparameter.

Die Untersuchung der abgepumpten Grundwässer erstreckte sich über die Grundwasserleiter 1/2.1 (Pleistozän, oberes Mitteloligozän), GWL 2.2 (mittleres Mitteloligozän) und GWL 3 (Zwischenmittel der beiden obereozänen Kohleflöze). Es wurden dabei hauptsächlich Pegel im nördlichen Vorfeld des Tagebaues beprobt. In Tabelle 1 sind die Mittelwerte der registrierten Milieuparameter zusammengefaßt.

Tab. 1:
Milieuparameter

GWL	pH-Wert	Leitfähigkeit (mS/cm)	rH-Wert
1/2.1	5.8...6.4	1.54...2.18	19...25
2.2	6.3...6.8	1.64...1.98	18...21
3	6.7	2	20

Die analysierten Hauptionen sind den nachfolgenden Tabellen entnehmen.

Tab. 2:
Hauptkationen (mg/l)

GWL	K	Na	Ca	Mg
1/2.1	4...10	55...72	159...24 9	55...9 4
2.2	5..7	57...73	194...25 2	55...8 9
3	6.2	81.1	269.5	84

Tab. 3:
Hauptanionen (mg/l)

GWL	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
1/2.1	56...77	635...113 1	61...244	0.5
2.2	62...78	563...650	183...30 5	0.1...0.4
3	76.7	883. 3	244	0.15

Die Beziehungen der Anionen und Kationen zueinander gehen aus dem PIPER-Diagramm in **Abb. 3** hervor. Allgemein sind die Grundwässer vor Ort stark Ca SO₄-betont.

Zweifelsohne konnte man bis zum Frühjahr 1994 im Stauraum von einem Säureschub aus dem Süden des Restloches ausgehen. Dieser Vorgang wurde anfangs in Zusammenhang mit dem Pyritpotential des dort vorhandenen Kippenmassives gebracht. Größere Zuflüsse konnten aber aus dem Kippenmassiv selbst nicht nachgewiesen werden. Als Ursache für die massive Versauerung wird die wirksame Oberfläche der vielen im Süden des Stauraumes befindlichen und vom aufgehenden Wasser umspülten Abrauminselfen gesehen. Ein Großteil dieser Inseln ist mittlerweile überflutet (**Abb. 5**) und damit der Prozeß der Pyritoxidation teilweise gestoppt worden.



Abb. 5: Abrauminselfen im teilgefluteten Restloch, Blick nach Süden in Richtung Tgb. Zwenkau

Die **Abb. 6, 7** zeigen die Verteilung von Land und Wasser im Stauraum für den Sommer des Jahres 1994 im Vergleich zur Situation im Jahr 1991.

In der Abbildung der Frühphase der Flutung sind einzelne Kippenmuster deutlich zu erkennen. An den Rändern und im Zentralbereich des Restloches haben sich bereits erste (dunkelfarbene) Wasserflächen gebildet. In Richtung Süden wechselt die Farbe der Wasserflächen über Ocker nach Rot, besonders im Kippenschlauch zum im Süden angrenzenden Tagebau Zwenkau. Diese Farben dokumentieren somit den vom Südteil des Tagebaues ausgehenden Versauerungsprozeß und damit die Mobilisierung von Metallen, insbesondere Eisen.

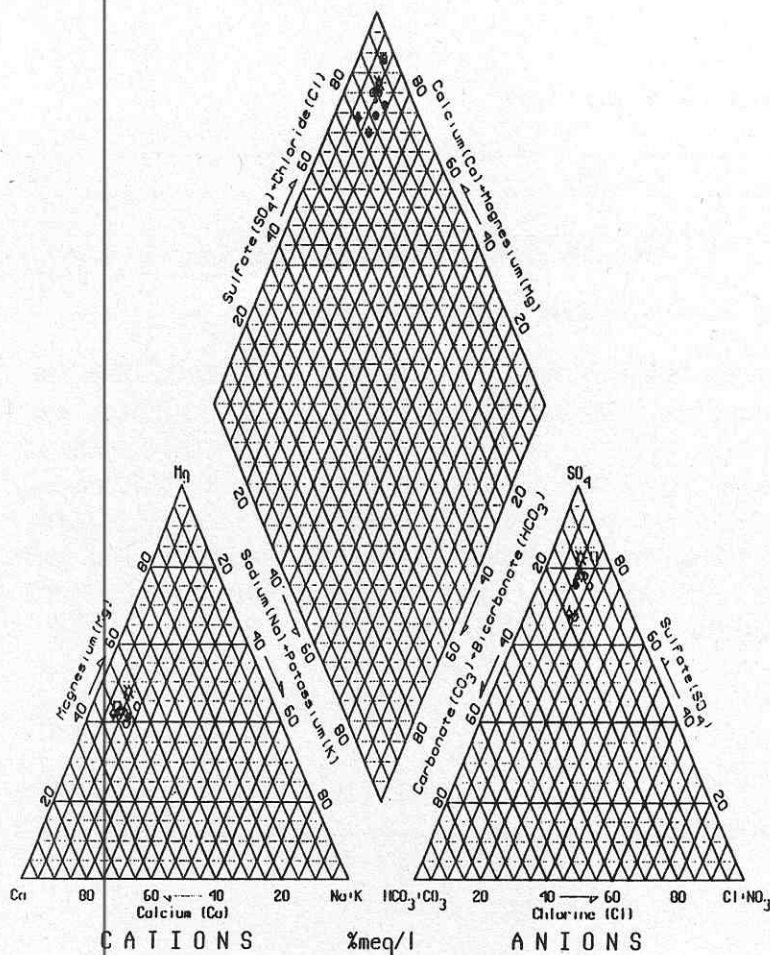


Abb. 3: Piperdiagrammdarstellung für aus Pegeln gewonnene Grundwässer

Die Grenzwertüberschreitungen* einiger Wasserproben bezüglich einzelner Schwermetalle lassen sich bei dem vorgefundenen pH-Wert nicht erklären.

Tab. 4:
Schwermetalle ($\mu\text{g/l}$)

Holland B	200	2.5	50
GWL	Zn	Cd	Ni
1/2.1	2...87	0.3...(6*)	1.5...(136)
2.2	2...10	0.3	1.5...48
3	217*	0.3	46

Bei den Sumpfungsarbeiten wurde offensichtlich junges Oberflächenwasser in die Bereiche der tieferen GWL gezogen. Anders lassen sich die Tritiumaktivitäten in der Größenordnung um 15 TE, solche entsprechen den Werten des rezenten Niederschlages, in mittleren und tieferen GWL nicht erklären.

Die registrierten AOX-Werte entsprechen den Größenordnungen anthropogener Belastung des Grundwassers. Ursachen und Herkunft sind derzeit noch unklar. In der Diskussion stehen eventuelle Einstromvorgänge (infolge Sumpfungsarbeiten) aus einem im nördlichen Tagebauvorfeld befindlichen Flutgraben (Elsterwasser) oder einem stark frequentierten Badeteich.

Tab. 5:
CSB(mg/l)-,AOX(μ g/l)-,Tritiumwerte

GWL	CSB	AOX	TE
1/2.1	<2	25...30	14...16
2.2	20...26	18...24	10...17
3	<2	54	14

Wasserproben aus Böschungssickerwässern wurden überwiegend der Nordböschung, teilweise auch der Westböschung, entnommen. Für einzelne Schwermetalle wurden infolge des geringen pH-Wertes Grenzwertüberschreitungen des B-Wertes* und des C-Wertes** der Hollandliste festgestellt. Lokal begrenzt variieren die registrierten Milieuparameter stark. Entsprechend der vorgefundenen Fließgerinne und der Ergebnisse der dort vorgenommenen Milieuuntersuchungen läßt sich die bereits endgestaltete Nordböschung in drei Abschnitte untergliedern.

Nord-Westböschung:

pH	3.6...7.1		
LF (mS/cm)	1.5...2.1		
Ca (mg/l)	164...265	Fe (mg/l)	0.60...23
Mg	42... 83	Mn	1.0...5
Na	60...79	Ni	0.1...0.56**
K	4.....7	Zn	0.04...0.51*
SO ₄	180...938		
Cl	25....86		

Nordböschung:

pH	3.1...8. 2		
LF (mS/cm)	1.5...3. 2		
Ca (mg/l)	188....421	Fe (mg/l)	0. 3....69
Mg	44... 150	Mn	0. 3...16.8
Na	38.....78	Ni	0. 01...1. 28**
K	3.....15	Zn	0.1...1.1**
SO ₄	454..2053		
Cl	34.....77		

Nord-Ostböschung:

pH	6.4...8. 2		
LF (mS/cm)	1. 6...2. 8		
Ca (mg/l)	127....506	Fe (mg/l)	0.4....4. 3
Mg	59... 143	Mn	0.4...3
Na	58....82	Ni	0.06...0. 2**
K	7.....11	Zn	0.005...0. 14**
SO ₄	282..1680		
Cl	25.....70		

Mit nur 5 Probenahmen stehen über die Verhältnisse an der Westböschung bislang nur relativ wenig Informationen zur Verfügung.

Westböschung:

pH	5.8...8.1		
LF (mS/cm)	1.4...2.9		
Ca (mg/l)	134...451	Fe (mg/l)	0.70....35
Mg	39...153	Mn	0.23....5.1
Na	49...117	Ni	0.005...0.9**
K	9.....24	Zn	0.005...0.3*
SO ₄	588...846		
Cl	61....74		

Es dominieren insgesamt Ca-(Mg)SO₄ betonte Wässer (**Abb.4**). Die beprobten Wässer selbst sind zumeist Mischwässer aus dem Quartär und dem Mitteloligozän.

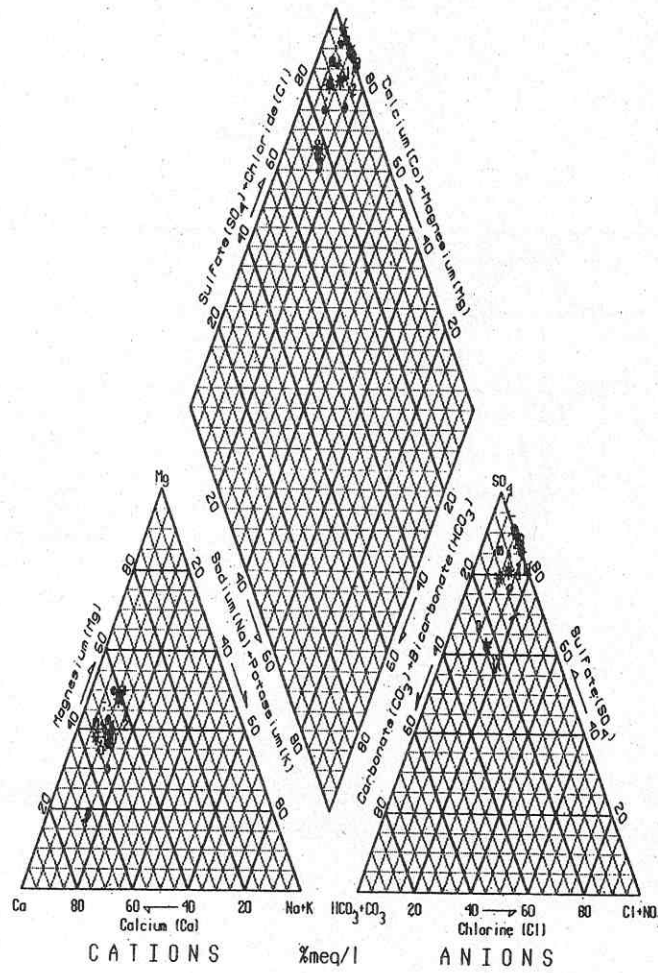


Abb. 4: Piperdiagramm für Böschungswässer

Die **Beprobung des Wassers im Stauraum** erfolgte im Anfangsstadium der Flutung in Teilseen, die sich im Fortgang des Füllungsprozesses bis zu einem nahezu zusammenhängenden Gewässer vereinigt hatten. Entsprechend unterschiedlich fallen vor allem die Ergebnisse der zeitlich gestaffelten Milieumessungen aus. Anfänglich wurde hinsichtlich des pH-Wertes ein beachtliches N-S-Gefälle festgestellt (Tab. 6).

Die Aufnahme der Milieuparameter erfolgte an 5 verschiedenen Punkten, die sich folgendermaßen über den Uferbereich verteilen: A=NW-Ufer; B= zentrales Ostufer; C= südliches Ostufer; D= Südufer, E= SW-Teil des Stauraumes.

Tab.6:
pH-Wertentwicklung im Stauraum

Probenahme	A	B	C	D	E	Seeflächen
4/93	7.4	7.1	3.1	3	2.6	isoliert
10/93	6.8	4.7	3	3	2.8	isoliert
4/94	5.5	3.9				integriert
8/94	4.3	4			3	integriert
10/94	4.4	4.2			3.2	integriert
12/94				4.2		integriert



Abb. 6: Tgb. Cospuden im Jahr 1991, linker unterer Bildrand Elsterstausee

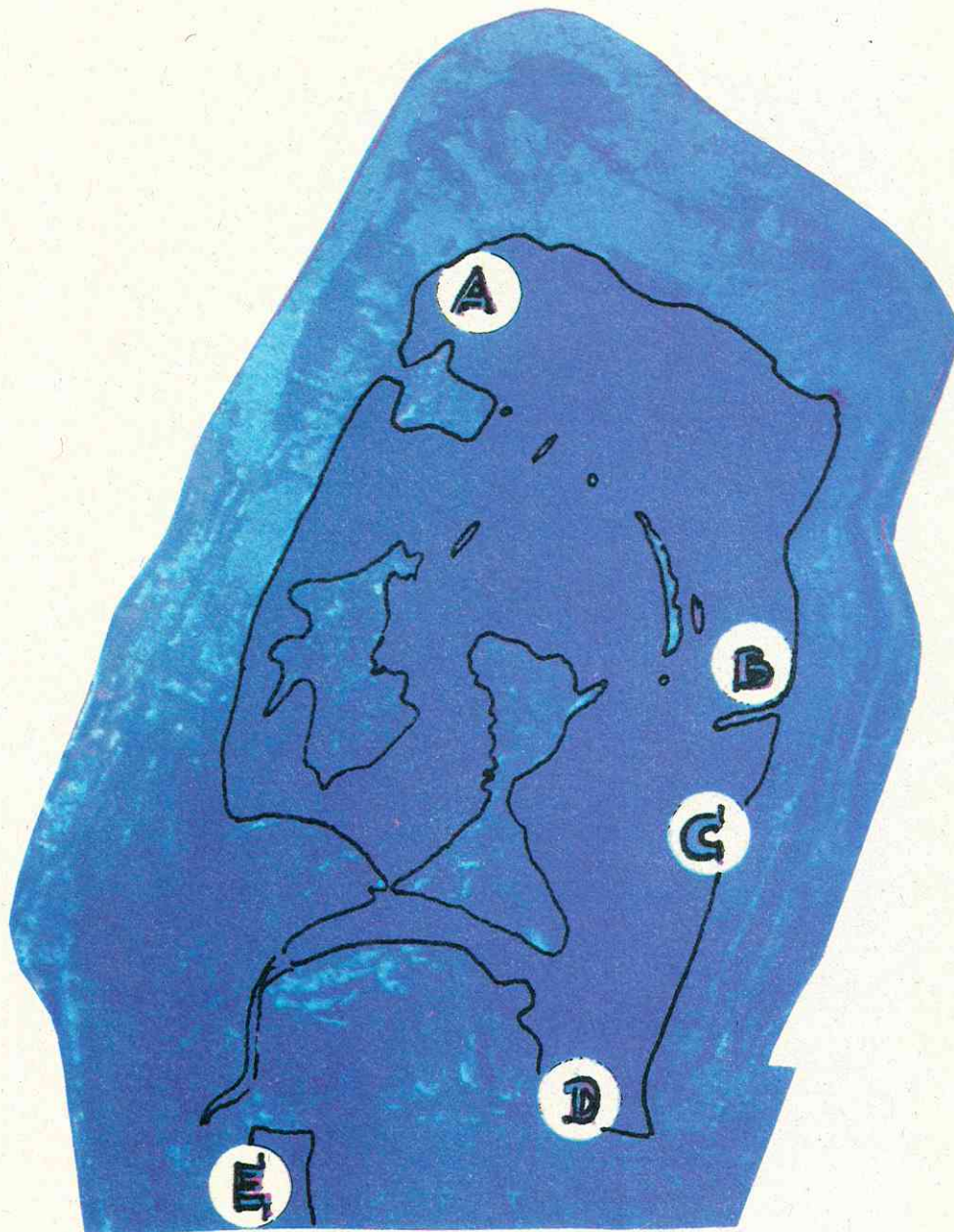


Abb. 7: Satellitenbild vom Sommer 1994, damalige Verteilung von Wasser und Kippenmaterial im Restloch, an den Böschungen sind deutlich die Wasseraustritte zu erkennen

Im Kippenrandschlauch (Kontrollpunkt E) im Süden des Tgb.Cospuden treten aufgrund des niedrigen pH sehr hohe Metallkonzentrationen im Wasser auf. Außergewöhnlich hoch ist die analysierte SO_4 -Ionenkonzentration, was sich auch in vergleichsweise hohen Leitfähigkeitswerten niederschlägt: Tab. 7:

Kippenrandschlauch zum Tgb.Cospuden (Frühjahr 1993)

pH	2.5..2.6		
LF (mS/cm)	5.6..5.9		
Ca (mg/l)	412..450	Fe (mg/l)	587..755
Mg	323..354	Mn	14..15
Na	21..23	Ni	1.2..1.3**
K	0.5..0.8	Zn	2.2..3.1
SO ₄	4740	Cu	0.1*
Cl	22	Cd	0.044**

Die pH-Werte im Süden des Stauraumes (Meßpunkte D,E) zeigen seit Sommer 1994 ansteigende Tendenz. Der Fortgang der Milieuentwicklung im Stauraum und die Wechselwirkungsprozesse zwischen aufgehendem Wasser sowie Kippenmaterial sollen in enger Kooperation mit dem Gewässerinstitut Magdeburg kontinuierlich weiter beobachtet werden.

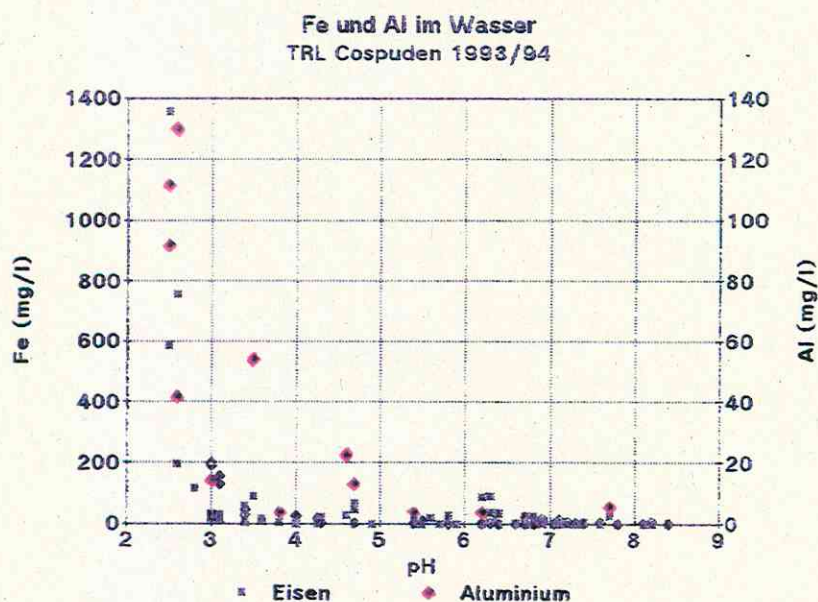


Abb. 8: Aluminium- und Eisengehalt (alle Wassertypen)

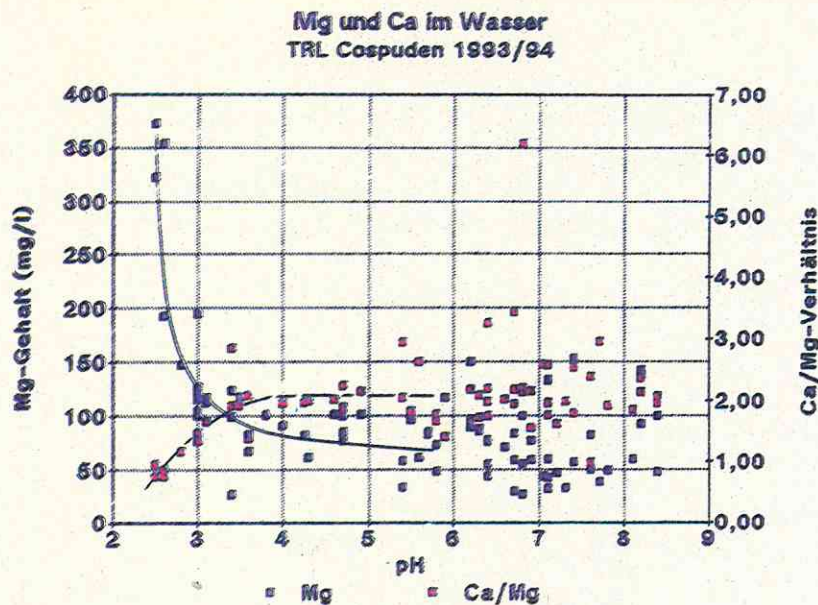


Abb.9: Calcium und Magnesium im Wasser (alle Wassertypen)

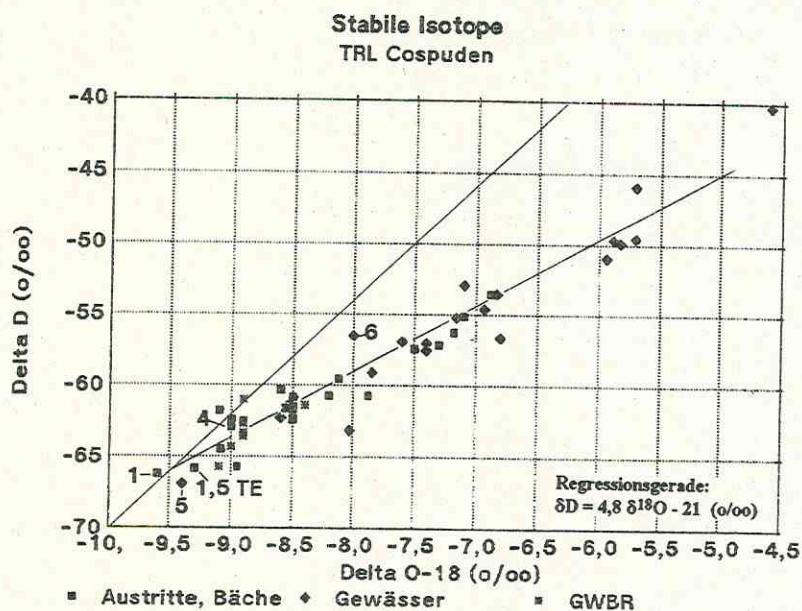


Abb.10: Gesamtdarstellung der δ -Werte im δD - δO_{18} -Diagramm

Der mit 1,5 TE (Tritiumeinheiten) markierte Punkt charakterisiert das Zuströmen relativ alten Grundwassers aus dem GWL 5 in einen mittlerweile überstauten Teilsee im Tagebaurestloch.

W.-R. Abraham & M. Höfle

GBF-Gesellschaft für Biotechnologische Forschung mbH, Bereich Mikrobiologie,
Braunschweig

Erste Untersuchungen zur mikrobiellen Ökologie des Bergbaurestsees Merseburg-Ost

Der Tagebaurestsee Merseburg-Ost wird von einer aufgelassenen Braunkohle-Grube gebildet, die von salinen Tiefenwassern geflutet wird. Der See stellt ein Problem für die Wassergewinnung in der Region dar, da das Salzwasser bei Erreichen der maximalen Füllung des Sees in Richtung des Wasserwerks Beesen abfließen wird und dort die Trinkwassergewinnung für die Stadt Halle gefährdet. Süßwasser-Einleitungen in den See könnten dies verhindern, die in diesem Süßwasser flotierende Braunkohle binden, und sich so anreichern. Durch gemeinsame Probennahme des UFZ Bad Lauchstädt und der BGF im Juli 1994 wurde mit der Untersuchung der mikrobiellen Gemeinschaften und der Funktion der einzelnen Mikroorganismen-Gruppen in diesem salinen Tagebaurestsee begonnen. Dabei wurden Proben aus unterschiedlicher Wassertiefe genommen und einige auffällige Standorte im Uferbereich beprobt. Der See zeigt einen Salzgradienten, der bis in 10 m Tiefe recht flach ist, dann aber steil ansteigt. Es wurden aus den oberflächennahen Proben eine Reihe von Mikroorganismen isoliert, wobei einige dieser Isolate auf Braunkohle als Co-substrat bzw. als einzige Kohlenstoffquelle zu wachsen vermögen. Bei einer erneuten Beprobung im Oktober, vornehmlich im Uferbereich mit Schwerpunkt auf anaerobe Mikroorganismen, wurden ebenfalls Braunkohle-verwertende Bakterien gefunden. Neben diesen wurde eine überraschend reiche Vielfalt von Cyanobakterien, Pilzen und Protozoen gefunden. In den Braunkohle-Schlämmen konnte Gaseentwicklung beobachtet werden, wobei es sich wahrscheinlich um Methan handelt. Die dafür verantwortlichen Bakterien konnten aber bisher noch nicht isoliert werden.

Ein weiteres Problem des Sees ist die Verwitterung des Eisensulfids Markasit zu Schwefelsäure. Der See bei Merseburg ist z. Z. zwar noch genügend gepuffert, um den Säureeintrag abzufangen, andere Tagebaurestseen hingegen haben einen pH von 2 erreicht. Aus diesem Grunde ist für uns auch die Frage nach dem mikrobiellen Schwefel-Kreislauf wichtig. Im Uferbereich des Bergbaurestsees Merseburg-Ost sind Ablagerungen von elementarem Schwefel zu sehen, die sehr wahrscheinlich mikrobiell gebildet wurden. Die Proben aus dem anaeroben Bereich des Braunkohle-Schlammes ergaben eine sehr starke Aktivität von Sulfatreduzierern, obwohl der Schlamm nicht nach Schwefelwasserstoff riecht.

Im weiteren Verlauf der Untersuchungen sollen die Frage der Stickstoffquelle für den See (Abbau der Braunkohle, Eintrag aus der Luft, mikrobielle N_2 -Fixierung) geklärt, die Ursachen für die Bildung von Ablagerungen elementaren Schwefels untersucht und das Studium der mikrobiellen Biozönose des hochsalinen Tiefenwassers aufgenommen werden. Ziel unserer weiteren Untersuchungen ist das Verständnis des mikrobiellen Abbaus der Braunkohle und des Schwefel-Kreislaufs in diesem System, um die weitere Entwicklung des Sees vorherzusagen und ggf. zu beeinflussen.

G. Christoph; J. Dermietzel; K. Freyer; W. Gläßer; D. Haendel; R. Trettin & H.-C. Treutler
 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH

Beiträge des UFZ zur Klärung hydrodynamischer und hydrochemischer Probleme im Zusammenhang mit der Flutung des Tagebaurestloches Merseburg-Ost

1. Einleitung

In Merseburg-Ost wurde der Kohlebergbau im Jahre 1991 gestoppt. Die Böschungsabflachung war Ende 1993 weitgehend abgeschlossen. Die letzten Randriegelbrunnen gingen 1993 außer Betrieb. Die Umgestaltung zu einem ökologisch intakten Seensystem verlangt nicht nur umfangreichen Sanierungsbergbau, sondern auch eine wissenschaftliche Begleitung. Diese Aufgabe wurde in einer ersten Etappe im Auftrag der MBV aufgabenteilig durch das UFZ, das Institut für Gewässerforschung Magdeburg und die Harress-Pickel-Consult GmbH Merseburg übernommen.

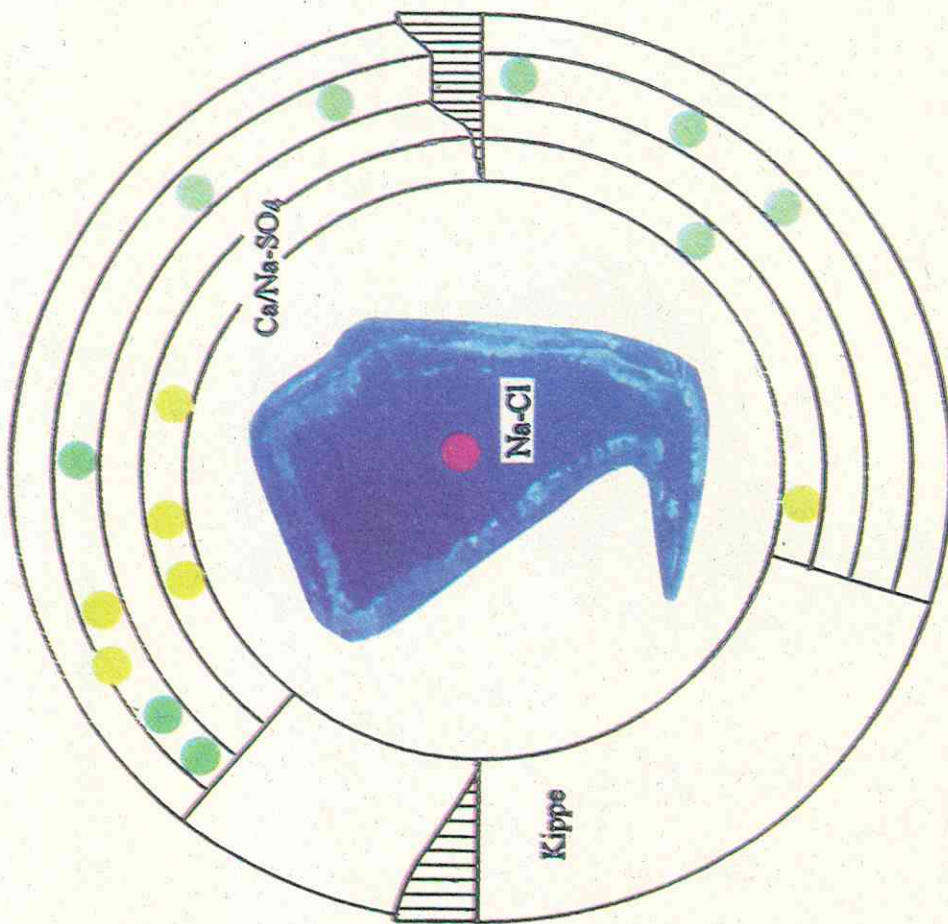
Zentrale Aufgaben der bisherigen und auch der mittelfristigen Forschung sind:

- die möglichst umfassende Dokumentation des Anfangszustandes als Grundlage für das Erkennen tagebauspezifischer Prozesse sowie als Ausgangspunkt für alle nachfolgenden Bewertungen
- die Prognose der Salzwassereinträge im Verlaufe der wachsenden Auflast sowie des finalen Seewasserchemismus
- die Prognose der Beschaffenheitsentwicklung im umgebenden Grundwasser nach Wegfall der Tagebaut entwässerung infolge Wiederanstieg und durch Wechselwirkung mit den Gewässern
- Aussagen zu den limnologischen Eigenschaften der künftigen Gewässer (Gewässerdynamik, Nährstoffsituation, Besiedlung) sowie zu Steuerungsmöglichkeiten und -notwendigkeiten
- ganzheitliche Betrachtung der Restseen in einer günstigen Wirtschafts- und Naturlandschaft
- Absicherung und Begleitung von Flutungsmaßnahmen über die Vorflut.

Ein erster gemeinsamer Bericht wurde Ende 1994 vorgelegt.

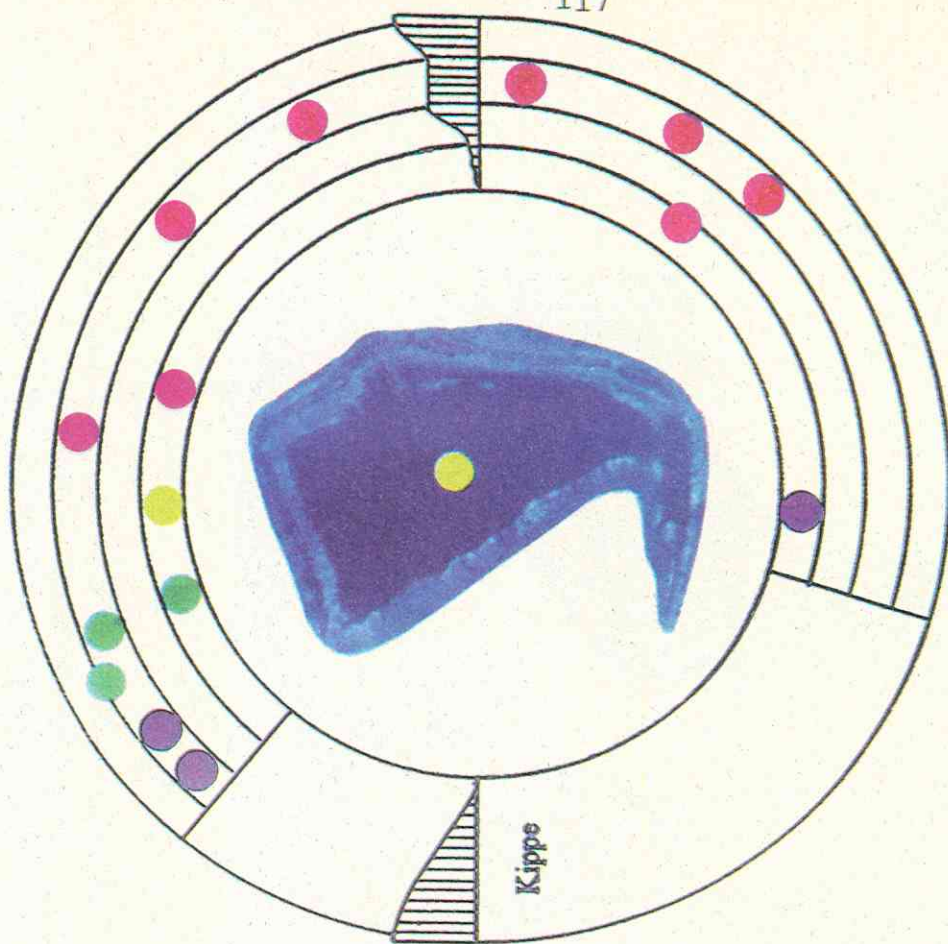
2. Hydrochemie der Böschungswässer

In beiden TRL steigt der Wasserspiegel seit Einstellung der Wasserhaltung zügig mit zuletzt ca. 3m/a. Am 22. November 1994 wurden im BF Ia 69,70 mNN (Zielwasserstand 82 mNN) und im BF Ib 59,85 mNN gemessen. Die Seentwicklung erfolgte ausgehend von Tiefpunkten und Teichen, die z.T. bereits früher als Sammelbecken dienten. Einheitliche und den gesamten Grubengrund bedeckende Wasserkörper wurden im Abbaufeld Ib Ende 1993 und im Abbaufeld Ia erst Ende 1994 erreicht. Die Auffüllung erfolgt grundwasserseitig in beiden TRL sowohl aus dem Liegenden als auch den hangenden Böschungsschichten, insbesondere des frühweichselglazialen GWL 1.5. In mehreren Kampagnen wurde die chemische Beschaffenheit der übertägig austretenden Wässer und der Seen untersucht. Es ergeben sich für beide Baufelder spezifische Milieu-Muster (Abb.1a,b), die im Folgenden kurz skizziert werden.



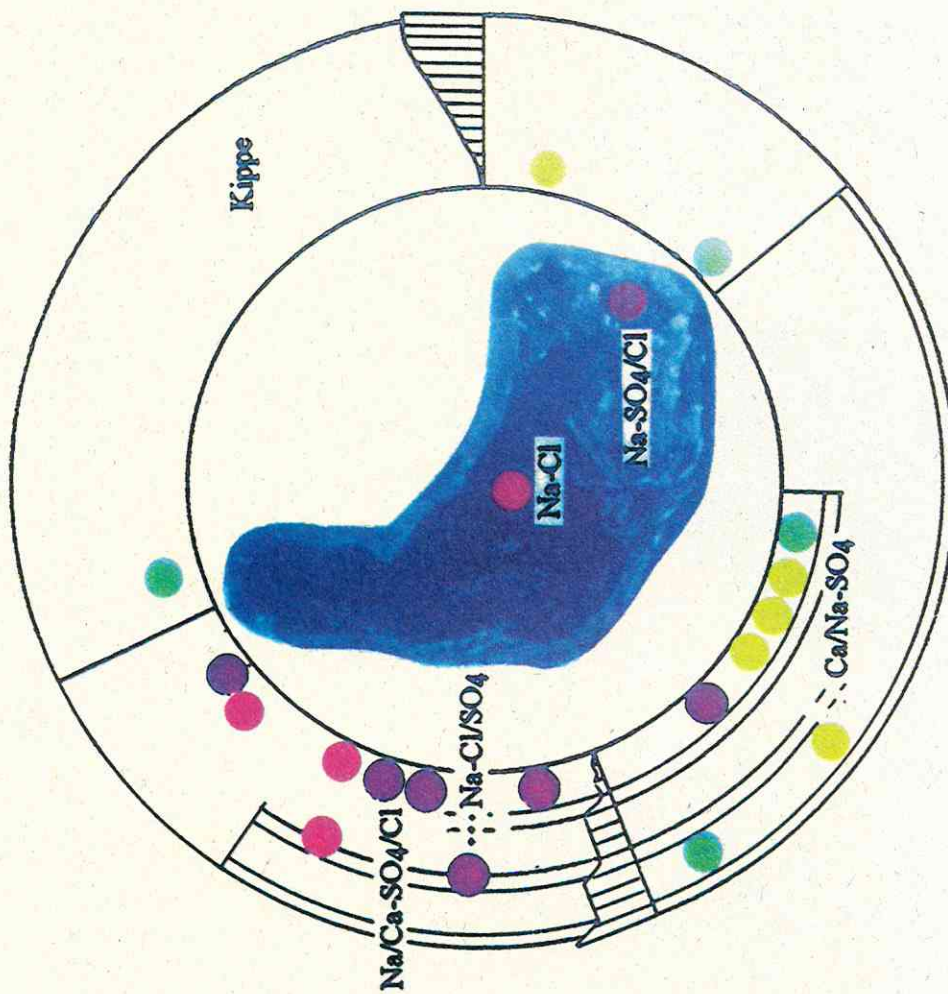
Elektrische Leitfähigkeit in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ib: März 1994)

● LF ≤ 3 ● LF > 3 ... 6 ● LF > 6 ... 12 ● LF > 12 mS/cm



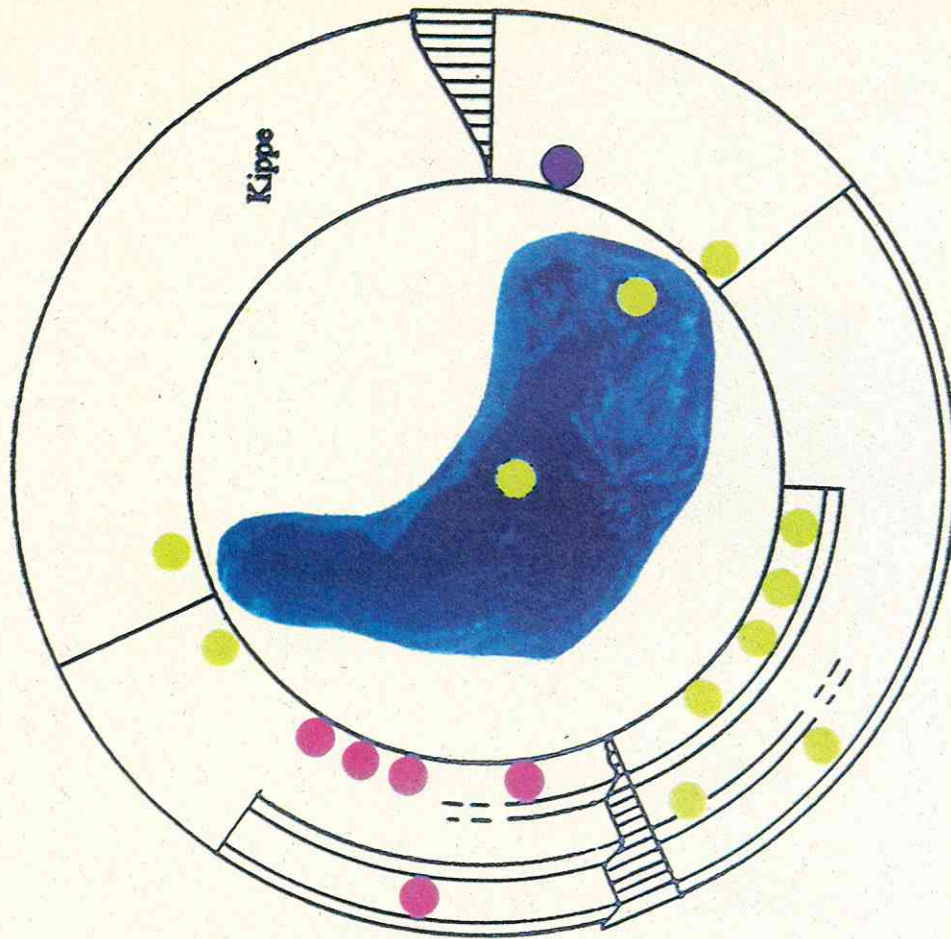
Verteilung der pH-Werte in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ib: März 1994)

● pH ≤ 4 ● pH > 4 ... 5 ● pH > 5 ... 6 ● pH > 6



Elektrische Leitfähigkeit in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ia: Juni 1994)

● LF ≤ 3 ● LF > 3 ... 6 ● LF > 6 ... 12 ● LF > 12 mS/cm



Verteilung der pH-Werte in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ia: Juni 1994)

● pH ≤ 4 ● pH > 4 ... 5 ● pH > 5 ... 6 ● pH > 6

2.1 Allgemeine Milieubeschreibung

2.1.1 Abbaufeld Ia

Die Böschungswässer entstammen vorwiegend dem obersten GWL. Im Süden und Südwesten sind diese Wässer ergiebig, vorwiegend gering mineralisiert (unter 3 mS/cm) und $\pm$ pH-neutral. Als Faustregel kann bei den Böschungswässern mit 1 mS/cm $\approx$ 0,72 g/l und bei den Seewässern mit 1 mS/cm $\approx$ 0,62 g/l gerechnet werden. Nach Norden hin schließen zunächst Mischwässer an, die z.T. aus Kohleklüften zusitzen. Die Mineralisation ist deutlich höher, der pH immer noch eher neutral. Im Mittelteil der Ostböschung und im Nordwesten zeigt sich ein außerordentlich heterogener Chemismus. Die hier existierenden Wasseransammlungen und Gerinne sind häufig sauer bis etwa pH 3. Die Mineralisation übersteigt in einzelnen Quellaustritten Werte von 30 mS/cm. Den Tagebau erreichende Bäche können mehr als 15 mS/cm aufweisen. In Zonen der erhöhten Mineralisation kann es in warmen und trockenen Sommerperioden an quellnah überflossenen Böschungen zu weißen und gelben Ausscheidungen kommen. RFA-Analysen zeigen als Hauptkomponenten Schwefel und Aluminium (Tab.1). (Ebenfalls in Tab.1 ist ein weiterer Ausscheidungstyp vermerkt, der im Norden von Ib gefunden wurde. Dieser Typ wird im Wasser abgeschieden. Er ist silikatreich und enthält noch mehr Aluminium.)

Tab.: 1 RFA-Übersichtsanalysen an Mineralausscheidungen

Probe	Na ₂ O %	MgO %	CaO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	SiO %	Cl %	S %	Datum
Ia weiß	7,1	3,2	0,8	10,0	0,4	0	3,2	15	7/94
Ia gelb	5,9	3,4	0,8	7,3	4,0	0,2	3	14	7/94
Ib weiß	0,05	0,02	0,75	44,9	0,36	10,3	0	3,9	5/94

Seeseitig finden sich auf kohligen Flächen und Zwischenmitteln größere Ansammlungen an teils verwitterten und teils noch intakten Markasitknollen. Diese werden gegenwärtig überstaut. Für die Versauerung der Gerinne in diesem Abschnitt sind sie nicht verantwortlich. Bemerkenswert ist in Merseburg-Ost, daß in den Gebieten mit sauren Böschungswässern auch die Grundwässer im unverritzten Vorland zu niedrigen pH-Werten tendieren. Ganz im Norden von Ia treten in verschiedenen Höhen der rutschungsgefährdeten Böschung mäßig mineralisierte Wässer aus. Insgesamt zeigte sich die Situation im TRL Ia während der Beobachtungszeit zwar witterungsbeeinflusst, aber sonst stabil.

Der Mittelwert aller zusitzenden Böschungswässer wird auf 6-8 mS/cm geschätzt. Dies ist eine veränderliche Größe, da Austrittsstellen und Gerinne überstaut werden. Ende 1994 betrug die Leitfähigkeit in der oberen Seeschicht etwa 15 mS/cm. Der pH lag im Beobachtungszeitraum bei 7,5. Die Gesamttendenz der Leitfähigkeit war im Beobachtungszeitraum fallend.

2.1.2 Abbaufeld Ib

In Ib fehlen die höher mineralisierten Wässer. Die Wässer aus dem Süden sind eher neutral. Im Osten zeigten sich bei zwei Bemusterungen 1994 entlang der gesamten endgestalteten Ostböschung am Fuß des obersten Anschnittes weitgehend stark saure Gerinne und Lachen. Die häufig flächigen Austritte am Fuß des obersten Anschnittes wechseln mit relativ trockenen Abschnitten. Die Mineralisation ist an der Ostböschung am höchsten. Stellenweise wurden bis zu 6 mS/cm gemessen.

Im Nordosten traten im Beobachtungszeitraum neben Rutschungen tiefe Erosionsrinnen auf, die einen beträchtlichen Sedimenteintrag in das TRL bewirken. Eine nennenswerte Pufferung der sauren Wässer durch die tertiären Sande wurde nicht festgestellt. Im Norden sammeln sich die Wässer zunächst auf der obersten Berme unter Bildung von Versumpfungen. Die abfließenden Wässer sind gering mineralisiert und im pH-Wert stark wechselhaft. Der Anteil saurer Wässer war im Beobachtungszeitraum eher wachsend.

Der Schätzwert für die elektrische Leitfähigkeit liegt für die Gesamtheit der Zutritte zu Ib unter 4 mS/cm. Die Seewasserwerte waren Ende 1994 20,5 mS/cm und 7,5 pH. Eine Abnahme des pH-Wertes ist bei weiter fallender Säurekapazität zu befürchten.

2.2 Chemische Beschaffenheit

Zur chemischen Beschaffenheit von Grund-, Böschungs- und Seewässern liegen mehr als 100 Komplexanalysen mit über 3000 Einzeldaten vor. Diese Ergebnisse können hier nur verbal skizziert werden, indem auf einige grundsätzliche Effekte hingewiesen wird.

2.2.1 Hauptionen

Bei den Anionen dominiert Sulfat als gebietstypisches Ion bei den gering bis mäßig mineralisierten Wässern unter 8 mS/cm, da es in Grundwässern fast überall mit mindestens 500 mg/l vertreten ist. Eine weitere Domäne des Sulfates sind Wässer mit $\text{pH} < 6$. In einigen Böschungswässern werden Gehalte bis über 4000 mg/l erreicht. Es entstammt einerseits der Oxidation von Eisensulfiden, ist aber auch in Zechsteinwässern in hoher Konzentration enthalten.

Bei allen Wässern oberhalb 15 mS/cm dominiert Chlorid.

Bei den Kationen dominiert Kalzium in der Regel in Wässern mit bis zu 4 mS/cm. Danach tritt Natrium an die erste Stelle. Oberhalb 10 mS/cm beansprucht es mehr als 80 eq-%. Bisher sind alle Seewässer reine Na-Cl-Wässer.

2.2.2 Saure Wässer

Mit sinkendem pH-Wert wächst in Merseburg-Ost in der Regel der Gehalt an Metallionen. Dieser Zusammenhang ist in einer gemeinsamen Darstellung für Grund-, Böschungs- und Seewässer für Ni, Zn und Al in den Abb.2 und 3 gezeigt.

In der Tendenz ähnliche Abhängigkeiten wurden für Eisen und Mangan gefunden, jedoch verfügt Eisen auch im Neutralbereich über eine größere Konzentrationsbreite. Aluminium dominierte in Einzelfällen in stark sauren Böschungswässern bei den Kationen. Eine signifikante Schwermetallbelastung der (neutralen) Seewässer besteht nicht. Andere Schwermetalle wie Cobalt, Kupfer oder Chrom kommen nur gelegentlich und in Gesellschaft mit anderen Metallen in erhöhter Konzentration vor. Weiterhin wird ein starkes Wachstum des Mg/Ca-Verhältnis bei $\text{pH} \leq 3$ festgestellt. Wichtig für die Bewertung der Puffereigenschaften des Wassers ist die Basekapazität, die in Abb.4 als Funktion des pH-Wertes dargestellt ist.

Aluminium im Wasser Merseburg-Ost 1993-1994

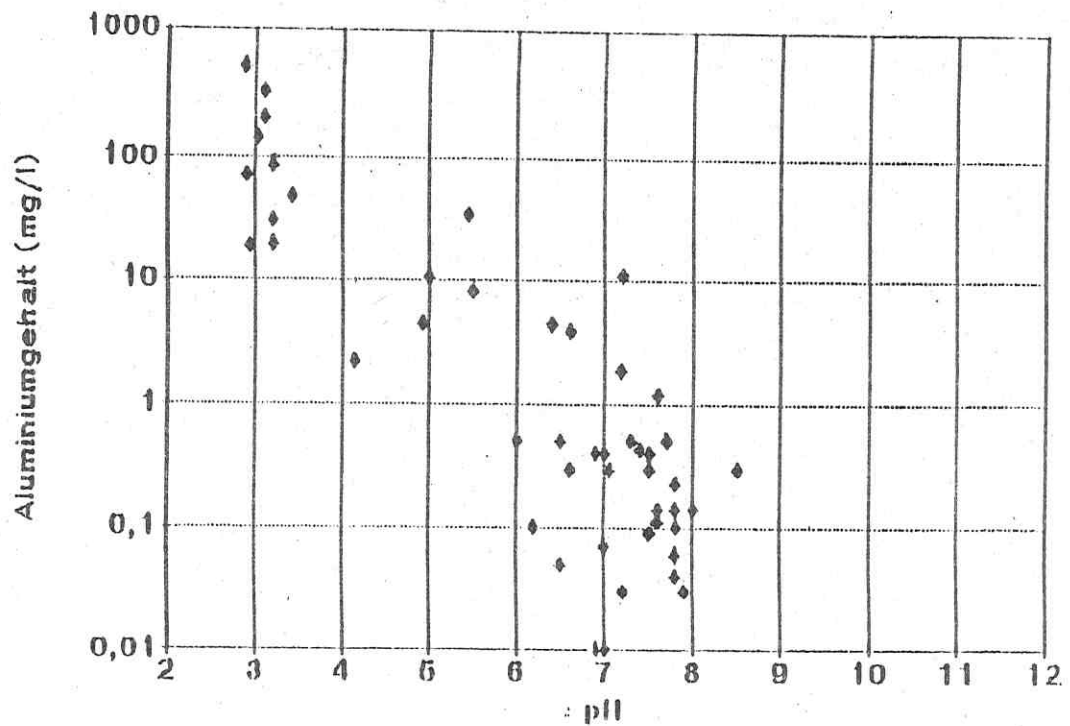


Abb.: 2 Aluminiumgehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert

Zink und Nickel im Wasser Merseburg-Ost 1993-1994

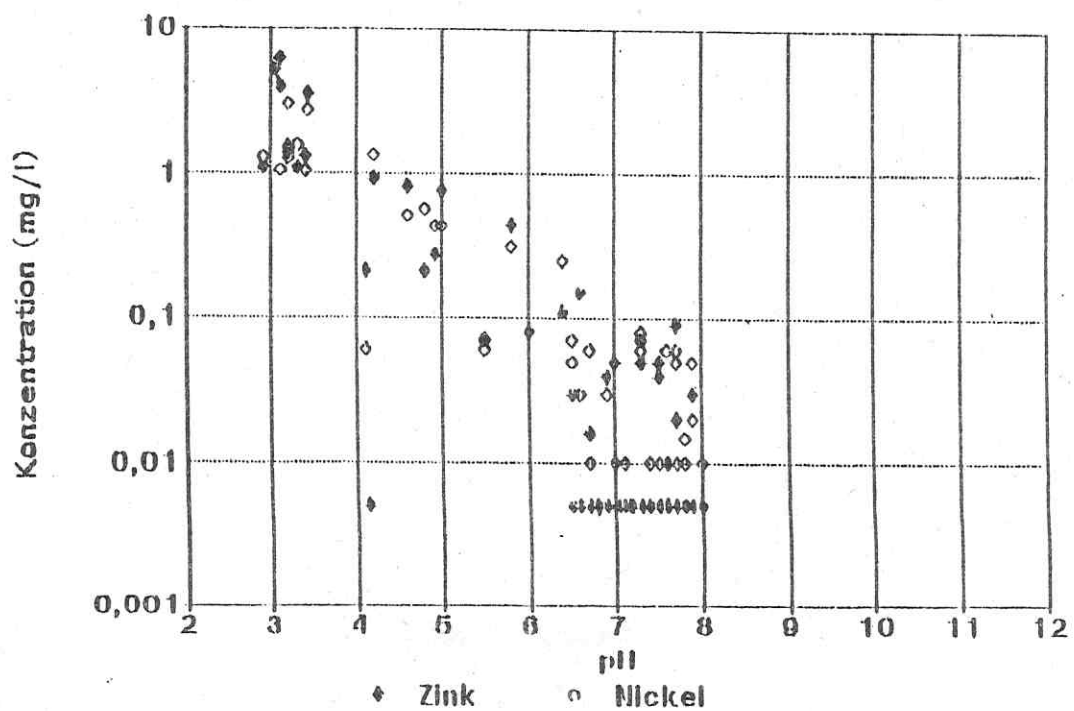


Abb.: 3 Nickel- und Zinkgehalt (alle Wassertypen)

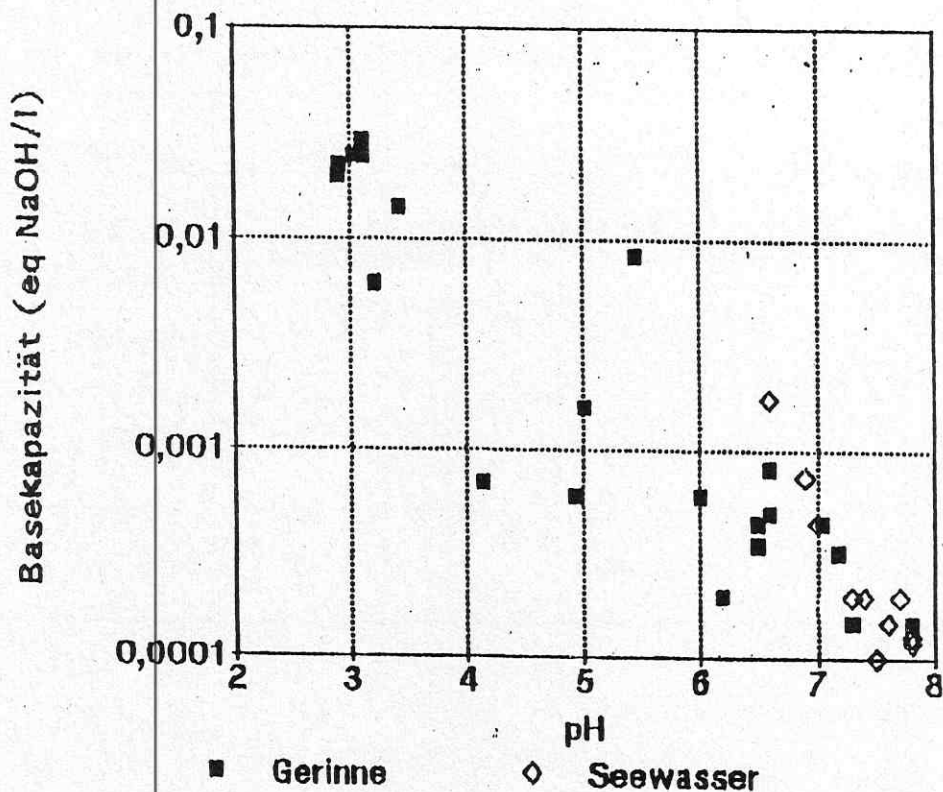


Abb.: 4 Basekapazität und pH-Wert für Böschungsaustritte und einige oberflächennah beprobte Seewässer

2.2.3 Weitere anorganische Inhaltsstoffe

An Nitrat wurde in Zuläufen zu Ia maximal 7,5 mg/l gemessen. Die höchsten Werte bis 38 mg/l fanden sich im Süden von Ib. Im Norden lag die Konzentration unter 1 mg/l.

Bedeutende Variationen im Wasser zeigen Strontium und Bromid. Bromid ist infolge gleicher Genese und konservativem Tracerverhalten linear mit Chlorid (Br^-/Cl^- ca. 0,8 mg/g) korreliert.

2.2.4 Organische Stoffe

Eine Übersicht über einige organische Summenparameter ist in Tab.2 gegeben. Bei den polyaromatischen Kohlenwasserstoffen werden in der Summe 1-16 maximal 0,5 µg/l erreicht. Die höchsten Werte traten wiederholt im Nordosten von TRL Ia auf. Es gibt Hinweise darauf, daß auch die Kohle zum Gehalt an PAK beiträgt. Insgesamt liegen die Belastungswerte aller Wässer im unkritischen Bereich.

Tab.: 2 Phenol-Index, AOX, DOC und PAK in Böschungswässern

	n (la)	Str. (la)	Ø (la)	n (lb)	Str. (lb)	Ø (lb)
Phenol-I. [mg/l]	16	0,2...4	2,2	4	1...2,4	1,8
AOX [mg/l]	9	19...105		7	20...83	
DOC [mg/l]	8	4...22		6	2,3...7,4	
PAK [µg/l]	12	0,01...0,4 6		5	0,01...0,0 8	

n= Anzahl der Messungen

3. Isotopenuntersuchungen

3.1 Tritium

Tritium wurde in ca. 40 Grund-, Böschungs- und Seewässern bestimmt. Es gibt zwar im Trend die erwartete Erniedrigung der ^3H -Konzentration mit wachsender Mineralisation (vergl. Abb. 5), jedoch kommt diese erst bei sehr hohen Salzgehalten (in aufsteigenden Liegendwässern, wie sie z.B. durch Salzwässer in Seetiefpunkten repräsentiert werden) zum Tragen. Die untersuchten Grundwässer im von der Grundwasserabsenkung erfaßten Teufenbereich enthalten vornehmlich vergleichsweise junges Wasser. Hingegen enthalten die stark salzhaltigen Quellaustritte im Nordwesten von Ia auch ältere Komponenten, die für lokale Aufstiegsmöglichkeiten sprechen.

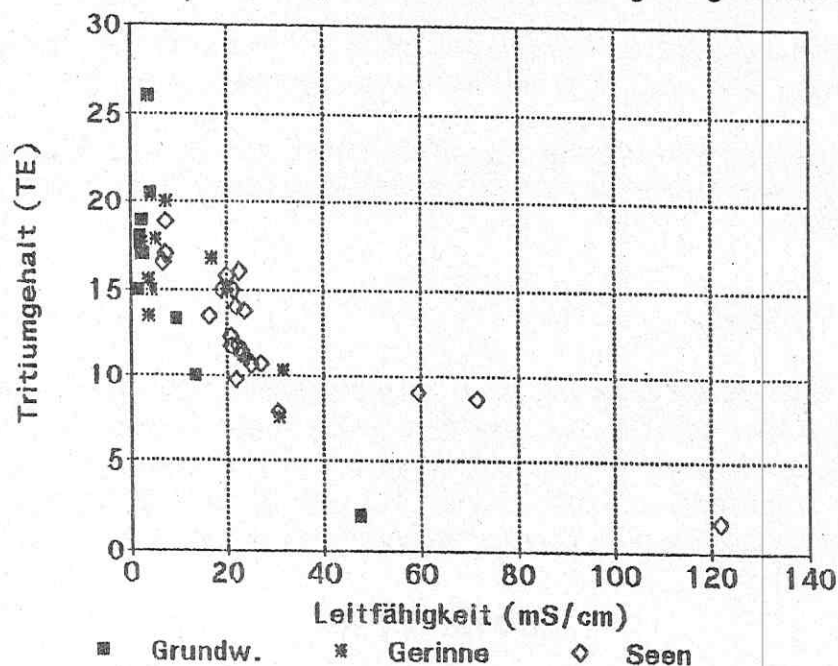


Abb.: 5 Tritiumgehalt und Leitfähigkeit in einer allgemeinen Zusammenstellung von Grund-, Böschungs- und Seewässern

Bei den Restseen wurden bis Mitte 1994 Werte von im Mittel 14,5 TU für Ia und 10,8 TU für Ib gemessen. Ib erhält daher eine höhere Menge älteren Wassers als Ia. Wegen der höheren Mineralisation in Ib folgt daraus, daß dieses Wasser im Durchschnitt weniger salzhaltig ist als dasjenige aus dem Liegenden von Ia.

3.2 Stabile Isotope

Deuterium und Sauerstoff-18 wurden in Grund- und Oberflächenwässern zur Differenzierung der einzelnen Reservoirs und für spätere Vergleiche bestimmt. Die wichtigsten Meßwertbereiche sind in Tab. 3 angegeben. Im δD - $\delta^{18}O$ -Bild liefern die Werte eine Eindampfungsgerade ausgehend von den ortstypischen Grundwässern (Abb.6). Es zeigt sich, daß der See Ia im Meßzeitraum bis etwa Mitte 1994 gegenüber dem See Ib stärker eingedampft war (höhere δ -Werte).

Tab.: 3 Mittlere Isotopenzusammensetzung von Wässern

Bereich	n(3H)	$\bar{\delta}^3H$ TE	Streub. TE	n(δD)	$\bar{\delta}D$ ‰	n($\delta^{18}O$)	$\bar{\delta}^{18}O$ ‰
Grundw.	13	17,2	10– 20,5	16	-62,3	16	-8,8
Zul. Ia	9		2–20	31	-60,5	31	-8,3
See Ia	8	14,3	11,5– 16	9	-44,7	9	-5,0
See Ia, O	3	17,4	16,5– 18,8	3	-53,5	3	-6,6
Zul. Ib	3	15,8	13,5– 17,6	6	(-54,4)	7	(-7,6)
See Ib	4	10,8	10,6– 11,2	5	-50,1	5	-6,3

n() = Probenzahl, bei Zuläufen wurde nur fließendes Wasser berücksichtigt

Im TRS Ia existieren Senken, die (im Meßzeitraum) ständig oder zeitweilig hoch mineralisiertes Wasser (bis > 120 mS/cm) enthalten. Im Bereich einer bisher stabilen Grundnahe und ca. 3 m mächtigen Salzwasserschicht in Ia wurde ein Tiefenprofil mit $\delta^{18}O$ aufgenommen. Es ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen dem Leitfähigkeitsverlauf und $\delta^{18}O$ (Abb.7), der die Einmischung von eingedampftem (oberflächennahem) Seewasser in das angesammelte grundbürtige Salzwasser beweist. Detailliertere Untersuchungen zur Seewasserschichtung lassen einen eher periodischen oder seitlichen Austrag an Salzwasser aus der Senke vermuten als einen ständigen vertikalen Austausch.

3.3 Radon

Mittels Radon-222 (Halbwertszeit 3,825 d) wurde versucht, den Salzwasserpool, der gegenüber dem insgesamt angeschlossenen Seewasser nur ein sehr kleines Volumen besitzt, auf schnelle Zulauf- oder Austauschprozesse zu untersuchen. Der Denkansatz besteht darin, daß Radon im Wasser vorwiegend aus dem Aquifergestein ins Grundwasser freigesetzt wird und Gewässer somit in der Regel eine weit geringere Radonkonzentration aufweisen als Grundwässer.

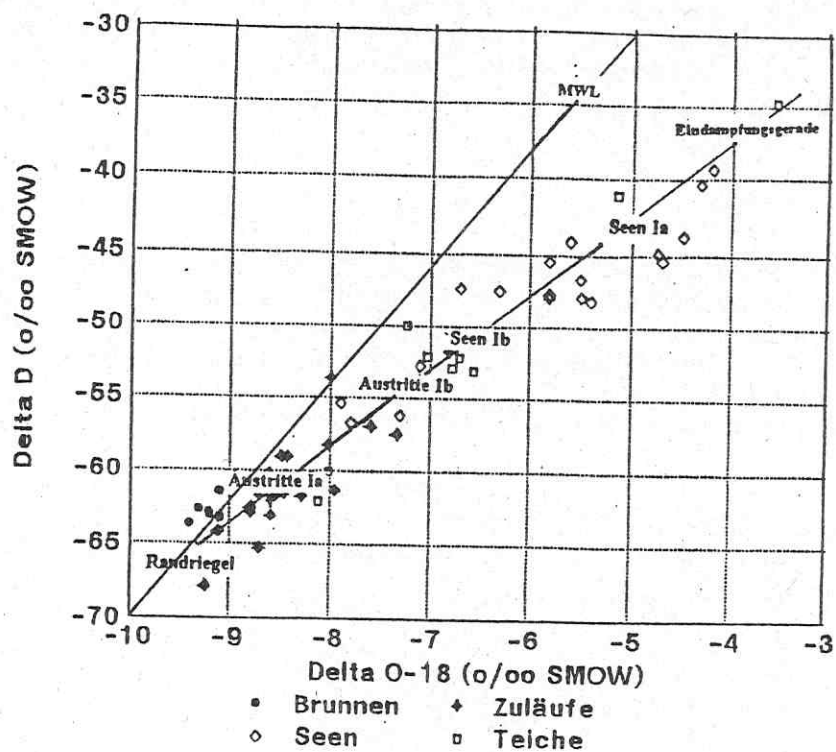


Abb.: 6 Gesamtdarstellung der δ -Werte im δD - $\delta^{18}O$ -Diagramm
Die Wertepaare beschreiben eine spezifische Eindampfungsgerade.

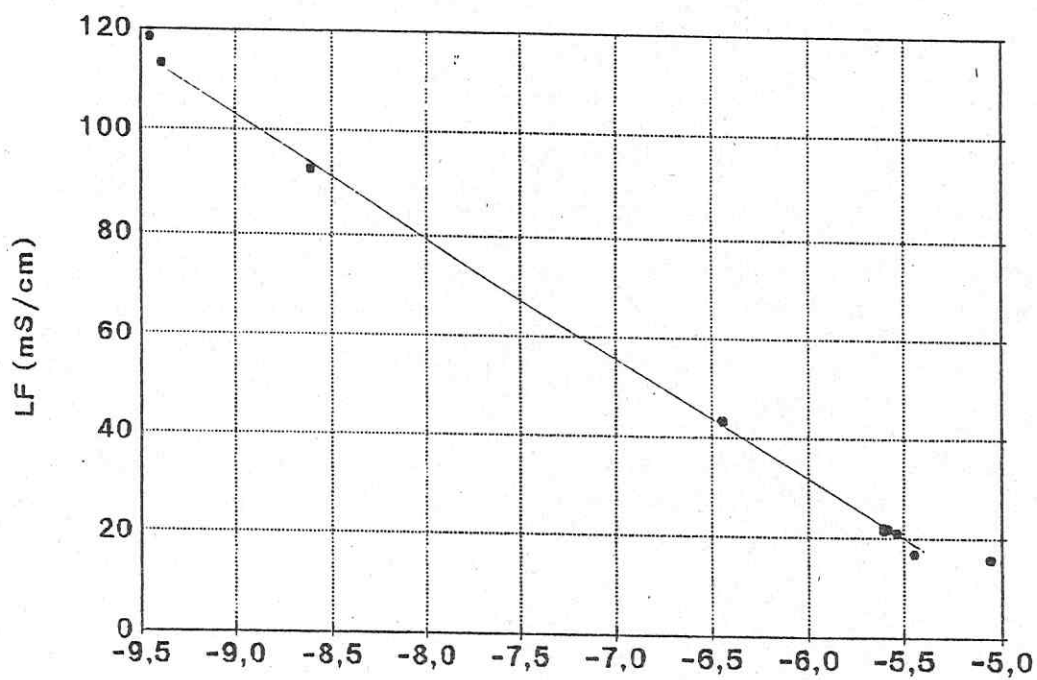


Abb.: 7 Beziehung zwischen $\delta^{18}O$ und der elektrischen Leitfähigkeit bezogen auf das Profil MP Mitte (22.07.1994)

Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Radongehalt und Leitfähigkeit, indem die zu Radon proportionale Zählrate von etwa 10-20 cpm/l bei 15-22 mS/cm bis auf ca. 500 cpm/l bei 120 mS/cm stark wächst. Es wurde festgestellt, daß mit dem salinaren Grundwasser Radium-226 ausgetragen wird, das die Produktion des gemessenen Radons auch innerhalb des Sees verursacht. Es konnten daher für den mehrfach untersuchten Salzwasserpool keine Hinweise auf eine schnelle Erneuerung der Sole durch Austausch mit dem oberen Seewasser erhalten werden. Hingegen zeigte sich aus der Beziehung zwischen Radon und Leitfähigkeit, daß ein Teil des Radiums bereits in der (anaeroben) Salzwasserzone ausfallen muß. Dieser Prozeß wird auch andere Kationen betreffen. Die Untersuchungen zeigten weiterhin, daß das Aufdecken von Leckagen am Seegrund mittels Radon aufwendig und nur mit einer Feldmeßtechnik bei definiert grundnaher Probenahme erfolgversprechend ist. Dies ist wichtig für andere Bergbaugebiete, wo der Salzgehalt wenig variiert.

3.4 γ -Spektrometrische Untersuchungen

Für Merseburg-Ost wird, wie für andere Tagebaue auch, eine Flutung mit Flußwasser erwogen. In Frage hierfür kommen sowohl die Weiße Elster im Norden als auch die zur Zeit nur aus dem näheren Territorium ernährte Luppe im Süden des Tagebaus. Wegen des hohen Nährstoffgehaltes ist eine Flutung ohne Flußwasseraufbereitung (Phosphorelimination) nicht möglich. Diese Verfahren liefern Schlämme, die entsorgt werden müssen. Da sich beide Gewässer im Abstrom der ehemaligen Urangewinnungsanlagen der Wismut befinden, ist abzuschätzen, inwieweit verfrachtete Radionuklide in die Schlämme eingehen und Grenzwertüberschreitungen verursachen können. Dies erfordert die Untersuchung von Flußsedimenten und Schwebstoffen. Zunächst im Umfeld des Tagebaus und später bis in den Südraum Leipzigs hinein wurden Flußsedimente mittels Greifer und/oder Stechrohr entnommen und nach Entfernung größerer organischer Relikte als Gesamtsediment untersucht. Die höchsten spezifischen Aktivitäten bis zu 1000 Bq/kg Trockenmasse wurden bei Th-234 in Ablagerungen in der alten Luppe gefunden. Der Grenzwert von 200 Bq/kg für Halden wird hier (und auch an weiteren Stellen) somit klar überschritten. Eingeschlossen in die Untersuchungen wurde eine Schwebstoffprobe aus der Flußwasseraufbereitungsanlage bei Knautnaundorf, die das Hochwasser der Weißen Elster im Dezember 1994 erfaßt. Die Sedimentbedeckung der Gewässersohlen an den einzelnen Entnahmestellen erwies sich ebenso wie die partikuläre Zusammensetzung als extrem verschieden. Somit liefern die Messungen eine grenzwertige Abschätzung, die besagt, daß ohne entsprechende Vorsichtsmaßnahmen bei der Flußwasserentnahme insbesondere aus der wieder zu flutenden Luppe Grenzwertüberschreitungen bezüglich Radionukliden möglich sind.

4. Zur Auswirkung versalzener Seewässer auf das Umfeld

Das Grundwasser im Westen von Merseburg-Ost ist neben den steigenden Grundwasserständen in nahen Ortslagen dadurch sensibel, daß ein gewisser Anteil an Seewasser das Wasserwerk Beesen erreichen kann. Ungeachtet der noch offenen Prognose des finalen Salzgehaltes im Seewasser wurde der Frage nachgegangen, inwieweit notfalls ein Infiltrationsgraben von ca. 2 km Länge zwischen Luppe und Elster senkrecht zur Verbindungsachse Tagebau-Wasserwerk den Grundwasserzufluß vom See zum Wasserwerk abwehren kann.

Eine erste Abschätzung ergibt unter der Annahme eines Endwasserstandes von 82m im gefluteten TRL, einer Wasserspiegelhöhe von 79,5m an der Einzugsgebietsgrenze des Wasserwerkes in 4 km Abstand von der Tagebaukante, einer mittleren GWL-Mächtigkeit von 5m bei einer Porosität von 0,25 und einer hydraulischen

Leitfähigkeit von $1,5 \times 10^{-3}$ m/s, daß eine Absperrung mit einer Infiltrationsmenge von ca. 15 l/s aus der Weißen Elster möglich ist. Andererseits besteht angesichts des eher geringen Verhältnisses zwischen Uferfiltrat und Grundwasser aus dem Osten am Wasserwerksaufkommen und der wahrscheinlich weiter fallenden Salzgehalte im See vorerst kein Handlungsbedarf. Eine genauere Modellierung ist vorgesehen.

Probe	Datum	Probenart	Sedimentverbreitung	Probenahmeart/Entnahmetiefe (cm)
Weisse Elster				
MeO 73	11.11.93	Halle, Zum Burgholz	Flußbiegung, ufernah	Greifer 0 - 15
MeO 68	9.11.93	Schkeuditz, Pappelweg	flächig	Greifer 0 - 15
MeO 105	17.05.94	im Abzweig Luppe, bei Kleinliebenau	flächig, ≥ 50 cm	Schaufel 5 - 30
MeO 107	17.05.94	Leipzig, Slevogtstr.	Flußbiegung, ufernah	Greifer 0 - 15
MeO 108	17.05.94	Leipzig, Rosental	flächig	Greifer 0 - 15
MeO 109	18.05.94	Leipzig, 200 m oberhalb Palmgartenwehr	unter Brücke	Greifer 0 - 15
MeO 110	18.05.94	Flutbett, oberhalb Einmündung MeO 109	flächig, ≥ 30 cm	Stechrohr 0 - 30
MeO 113	18.05.94	Kleindalzig, Geschiebefalle	flächig	Greifer 0 - 15
MeO 80	18.01.94	Absetzbecken Knautnaundorf	-	-
Luppe				
MeO 72 G 72 K	10.11.93 10.11.93	Wegwitz	flächig, ≥ 60	Greifer 0 - 15 Stechrohr 30 - 60
MeO 70 G 70 K	10.11.93 10.11.93	Maßlau	flächig, ≥ 60	Greifer 0 - 15 Stechrohr 30 - 60
MeO 106	17.05.94	unterhalb Wehr Kleinliebenau	flächig	Schaufel 2 - 15
MeO 67	9.11.93	Kleinliebenau, Dölziger Straße	ufernah	Greifer 0 - 15
MeO x	20.01.94	unbekannt, Stapelbecken Kleinzschocher	-	-
Saale				
MeO 74	11.11.93	Planena b. Halle	Flußbiegung, ufernah	Greifer 0 - 15

Tab.: 3a γ -spektrometrisch untersuchte Flußsedimente

Probe	U 238-Reihe					U 235-Reihe					Th-Reihe					Fallout		U*
	Th 234	Ra 226	Pb 214	Bi 214	Pb 210	U 235	Pa 231	Ra 223	Ac 228	Ra 224	Pb 212	Bi 212	K 40	Cs 137	Cs 134			
Weißer Elster																		
MeO 73	136 15**	< 138	124 8	110 9	78 25	7 3	47 9	13 2	58 4	35 4	49 5	70 9	427 42	18 2	1 0,3	163 14		
MeO 68	175 18	< 149	136 9	119	102 33	7 3	61 10	14 2	76 5	52 5	61 6	85 12	359 18	27 3	2 1	161		
MeO 105	305 28		226 2	219 2	116 2	16 7		34 9	101 1				560 7	45 1	2,4 1,3	272		
MeO 107	178 19		169 5	165 5	131 3	8 6		25 5	88 1				368 7	34 1	< 0,1	173		
MeO 108	439 28		342 3	330 3	158 3	24 2		45 7	116 2				572 7	68 1	3,3 1,5	371		
MeO 109	380 25		276 3	266 6	132 3	16 5		33 2	99 2				615 9	49 1	2,5 1,3	358		
MeO 110	428 30		516 24	487 14	256 3	26 2		33 1	62 3				416 6	16 1	< 0,9	408		
MeO 113	409 30		177 73	262 5	115 2	19 1		34 7	92 1				594 7	39 1	2,3 1	383		
MeO 80	119 17	121 39	117 11	122 14	183 102	5 2	42 6	14 3	73 6	33 5	43 6	63 13	237 41	27 4	< 2	371		
Luppe																		
MeO 72 G	428 45	222 73	242 14	215 16	224 69	21 3	85 8	30 4	94 6	71 6	100 9	123 22	334 33	43 4	2 1	346		
MeO 72 K	997 120	242 152	358 23	314 24	290 94	51 6	110 20	38 4	78 7	< 53	86 8	139 26	403 40	49 5	< 1	889		
MeO 70 G	792 130	360 109	323 16	292 20	256 83	36 3	113 12	44 4	117 9	84 10	119 10	133 20	448 43	122 11	6 1	766		
MeO 70 K	992 111	263 137	383 26	325 19	265 86	48 5	109 11	43 4	88 7	62 6	90 9	104 17	471 47	167 16	8 1	1013		
MeO 106	334 36		300 3	289 6	113 3	19 7		34 1	93 3				446 7	46 1	2,4 1,3	333		
MeO 67	278 26	399 38	267 16	234 15	217 68	5 3	78 7	26 4	156 10	73 7	110 9	117 12	392 37	42 4	2 1	272		
MeO x	363 37	95 11	112 11	100 11	139 14	11 2	33 3	11 2	38 3	24 3	35 3	48 9	524 26	8 1		494		
Saale																		
MeO 74	73 23	111 10	89 6	76 7	97 30	6 1	68 8	17 3	73 5	57 6	68 6	113 20	662 62	29 3	< 0,2	37?		

* umgerechnet aus RFA-Werten ** Meßfehler

** Meßfehler

* umgerechnet aus RFA-Werten

Tab.: 3b Spezifische Aktivität von Flußsedimenten [Angaben in Bq/kg]

Sektion Hydrogeologie
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Hallesche Straße 44
06246 Bad Lauchstädt
Telefon 034635/73-215
Telefax 034635/73-287