

Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abschlußbericht

F&E Vorhaben FKZ 29822240

Braunkohlentagebauseen in Deutschland

Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange
von Braunkohlentagebaurestlöchern

von

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf

Dipl.-Ing. Mike Hemm

Dipl.-Biol. Anja Schlundt

Dipl.-Biol. Maria Kapfer

Dipl.-Biol. Hartwig Krumbeck

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Lehrstuhl Gewässerschutz

in Kooperation mit dem UFZ Magdeburg

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
1. Titel des Berichts Braunkohlentagebauseen in Deutschland Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern		
2. Autoren: Prof. Dr. Brigitte Nixdorf Dipl.-Ing. Mike Hemm Dipl.-Biol. Anja Schlundt Dipl.-Biol. Maria Kapfer Dipl.-Biol. Hartwig Krumbeck	8. Abschlußdatum 31.05.2000	9. Veröffentlichungsdatum
	10 UFOPLAN-Nr. 29822240	
	3. Durchführende Institution (Name, Anschrift): Brandenburgische Technische Universität Cottbus Lehrstuhl Gewässerschutz Seestraße. 45 15526 Bad Saarow	
11. Seitenzahl 519 Seiten		12. Literaturangaben 240 Quellen
13. Tabellen 168 Tabellen		14. Abbildungen 259 Abbildungen
4. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin		
15. Zusätzliche Angaben Als Anlage ist eine CD-Rom mit dem kompletten Inhalt des Berichtes enthalten.		
16. Zusammenfassung Die Seenlandschaft Deutschlands wird durch den Braunkohlenbergbau um über 500 Seen reicher. Technologiebedingt herrscht dabei eine große morphologische Vielfalt innerhalb der Tagebauseen vor, welche die größten und tiefsten Seen Deutschlands hervorbringen wird (Hambacher See, Goitsche, Garzweiler II, Geiseltal), aber auch zahlreiche kleine, meist flachere Gewässer miteinschließt. Etwa 100 Tagebauseen sind größer als 50 ha. Kleinere Tagebauseen wie z.B. die der Ville in Nordrhein Westfalen wurden ebenfalls ausführlich dokumentiert. In dieser Dokumentation wurden über 490 Seen erfaßt, 230 davon wurden in der Dokumentation nach folgenden Kriterien beschrieben: Entstehung, Flutungsregime, Morphometrie und Mixis, Chemismus und Gewässerentwicklung, Besiedlung und Nutzung. Dem Problem der Versauerung durch die Verwitterung sulfidischer Mineralien (Pyrit, Markasit) wurde besondere Aufmerksamkeit gewidmet, weil sich biologische Komponenten und Gewässerzustände (Trophie, Nahrungsketten) abweichend zu den normalen Hartwasserseen Deutschlands verhalten und zahlreiche Nutzungen einschränken.		
17. Schlagwörter Tagebauseen, Entstehung, Gewässergüte, Versauerung, Chemismus, Trophie, Besiedlung, Morphometrie, Grundwasser, Gewässergüteentwicklung		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Mining Lakes in Germany		
Autors: Prof. Dr. Brigitte Nixdorf Dipl.-Ing. Mike Hemm Dipl.-Biol. Anja Schlundt Dipl.-Biol. Maria Kapfer Dipl.-Biol. Hartwig Krumbeck	5. Report Date 31.05.2000	
	6. Publication Date	
	7. UFOPLAN-Ref. No. 29822240	
Performing Organisation (Name, Address) Brandenburgische Technische Universität Cottbus Lehrstuhl Gewässerschutz Seestraße. 45 15526 Bad Saarow	8. No. of Pages 519 pages	
	9. No. of References 240 references	
	10. No. of Tables 168 tables	
Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency) Postfach 33 00 22, 14191 Berlin	11. No. of Figures 259 figures	
12. Supplementary Notes The complete contents of the report are on CD-Rom.		
13. Abstract More than 500 mining lakes of different age and maturity have formed in the lignite mining areas in Germany during the last hundred years. Compared to natural lakes mining lakes have a complex and diverse morphometry. They will be among the largest and deepest lakes in Germany (Hambacher See, Goitsche, Garzweiler II, Geiseltal) and have good chance of avoiding eutrophication. About 100 mining lakes will be greater than 50 ha. 230 lakes are documented in this report concerning morphometry, flooding and mixis regime, hydrochemistry, limnology, colonization, use and development of water quality. They are among the largest (Hambacher See, Goitsche, Garzweiler II, Geiseltal) and most acidic lakes in Germany. The extremely high acidity is from both iron and hydrogen ions due to pyrit oxidation. It influences trophic situation and food webs in mining lakes and reduces a diverse use of these lakes.		
17. Keywords Mining lakes, water quality, morphometry, acidification, eutrophication, groundwater, flooding regime,		
18. Price	19.	20.

0 Inhaltsverzeichnis

0	Inhaltsverzeichnis	4
1	Zusammenfassung und Ausblick	9
2	Summary	11
3	Danksagung	12
4	Begriffsbestimmung	13
5	Braunkohleregionen in Deutschland und ihre Tagebauseen	15
5.1	Das Lausitzer Bergbaurevier (Brandenburg und Ostsachsen)	18
5.2	Das Mitteldeutsche Bergbaurevier (Westsachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen)	21
5.3	Das Rheinische Bergbaurevier	24
5.4	Die Niedersächsischen Braunkohlereviere	26
5.5	Das Niederhessische oder das Wetterauer Braunkohlerevier	28
5.6	Das Braunkohlerevier in der Oberpfalz (Bayern)	30
6	Besonderheiten und Problematik der Tagebauseen	32
6.1	Die Versauerung von Braunkohlentagebauseen	32
6.2	Limnologische Besonderheiten von Tagebaugewässern	35
6.2.1	Morphometrie und Mixis	35
6.2.2	Klarheit saurer Tagebauseen und Unterwasserlichtklima	40
6.2.3	Nährstoffressourcen und Besiedlung in sauren Tagebauseen	40
6.2.4	Weitere chemische Besonderheiten in sauren Tagebauseen	42
6.3	Eutrophierungsgefährdung von Tagebauseen	45
6.3.1	Methodische Grundlagen der Trophieermittlung	45
6.3.2	Verhältnis von Hypo- zu Epilimnionvolumen	46
6.3.3	Weitere seebeckenmorphometrische Kenngrößen nach LAWA (1998)	46
6.3.4	Nährstoffeinträge in Tagebauseen durch Zuflüsse aus Grund- und Oberflächenwasser sowie weitere potentielle Stoffeintragspfade	47
6.3.5	Anwendung des Vollenweider-Modells zur Trophieprognose extern belasteter Tagebauseen	48
7	Aufgenommene Parameter, Ansprechpartner	51
8	Beschreibung der einzelnen Tagebauseen	53
8.1	Brandenburg (Mike Hemm)	54
8.1.1	Bad Erna Hauptteich, Bad Erna Westteich, Casel See, Eichwege See, Groß Düben See, Kromlauer See, Jahnbad Weißwasser, Tschernitz See, Waldsee Weißwasser	54
8.1.2	Bergheide See	57
8.1.3	Bischdorfer See (RL 23) und Kahnsdorfer See (RL 24)	60
8.1.4	Drehna See (RL 12)	63
8.1.5	Felixsee (RL 061214)	66
8.1.6	Gräbendorf	69
8.1.7	Greifenhain	72

8.1.8	Grünewalde/Plessa Tagebauseen (13 Seen)	76
8.1.9	Grünewalder See (RL 117)	80
8.1.10	Helene-See und Katja-See	84
8.1.11	Hindenberger See (RL A), Stöbritzer See (RL B) & Stoßdorfer See (RL C)..	88
8.1.12	Klinger See	94
8.1.13	Lauchhammer-Schwarzheider Tagebauseen (14 Seen)	97
8.1.14	Lichtenauer See (RL F)	101
8.1.15	Schlabendorfer See (RL 14 und RL 15)	104
8.1.16	Schönfelder See (RL 4)	108
8.1.17	Senftenberger See (Speicherbecken Niemtsch)	111
8.1.18	Stiebsdorfer See (RL 13)	115
8.1.19	Tagebausee RL 107	118
8.1.20	Tagebausee RL 111	121
8.1.21	Tagebausee RL 113	124
8.1.22	Tagebauseen RL 129, RL 130 und RL 131 Süd	127
8.1.23	Tagebausee RL 77	130
8.1.24	Tagebau Cottbus Nord (Cottbuser See)	132
8.1.25	Tagebau Meuro (Ilse-See)	133
8.1.26	Tagebau Welzow Süd	136
8.1.27	Waldsee (RL 060622/3)	137
8.2	Ostsachsen (Lausitz) (Mike Hemm)	140
8.2.1	Bärwalde	140
8.2.2	Berzdorfer See	143
8.2.3	Burghammer (Bernsteinsee)	144
8.2.4	Dreiweibern - Speicherbecken	147
8.2.5	Heide 5 und 6	151
8.2.6	Knappenroder Bergbauggebiet (Speicher Knappenrode [Knappensee], Knappenrode RL D/F, Hartnikteich, Restloch Koblenz)	154
8.2.7	Koschen	158
8.2.8	Laubusch und Kortitzmühle	161
8.2.9	Lohsa I - Speicherbecken (Friedersdorfer See „Silbersee“ & Mortkaer See)	165
8.2.10	Lohsa II - Speicherbecken	169
8.2.11	Lugteich	174
8.2.12	Olbersdorfer See	178
8.2.13	Scheibe	180
8.2.14	Sedlitz	184
8.2.15	Skado	187
8.2.16	Spreetal-Bluno (4 Seen)	190
8.2.17	Spreetal NO	194
8.2.18	Tagebau Nochten	197
8.2.19	Tagebau Reichwalde	197
8.2.20	Trebendorfer Felder (Halbendorfer See, Mulde D-Ost, Mulde B-West, Mulde B-Ost)	198
8.3	Sachsen (Mitteldeutsch) (Hartwig Krumbeck)	202
8.3.1	Cospuden	203
8.3.2	Grabschützer Seen (3 Seen)	206
8.3.3	Großstolpener See	208

8.3.4	Hainer See, Kahnsdorfer See, Haubitzer See	210
8.3.5	Harthsee	214
8.3.6	Luckaer See.....	217
8.3.7	Schladitzer See.....	219
8.3.8	Speicher Witznitz	221
8.3.9	Störmthaler See und Markkleeberger See	223
8.3.10	Tagebauseen des ehemaligen Tagebaues Borna-Ost/Bockwitz (Bockwitzer See, Hauptwasserhaltung, Südkippe, Feuchtbiotop und Harthsee).....	225
8.3.11	Werbelineer See	229
8.3.12	Werbener See.....	231
8.3.13	Zwenkauer See.....	234
8.3.14	Zwochauer See.....	236
8.4	Sachsen / Sachsen-Anhalt (Hartwig Krumbeck)	238
8.4.1	Seen der Tagebaue Goitsche und Holzweißig (7 Seen).....	238
8.5	Sachsen-Anhalt (Hartwig Krumbeck)	243
8.5.1	Concordia See und Königsau.....	243
8.5.2	Geiseltalsee	245
8.5.3	Golpa-Nord	248
8.5.4	Gröbern.....	250
8.5.5	Großkayna See.....	252
8.5.6	Hufeisensee	254
8.5.7	Kayna-Süd	256
8.5.8	Köckern.....	259
8.5.9	Merseburg (2 Seen)	261
8.5.10	Wulfersdorfer See	264
8.6	Thüringen (Hartwig Krumbeck).....	265
8.6.1	Zechau III	265
8.7	Thüringen / Sachsen (Hartwig Krumbeck)	268
8.7.1	Haselbacher See	268
8.8	Hessen (Maria Kapfer)	270
8.8.1	Braunkohlenrevier Wetterau (10 Seen)	271
8.8.2	Barbarasee (Sachsensee)	273
8.8.3	Borkener See	275
8.8.4	Emma Nord und Emma Süd	278
8.8.5	Frielendorfer Tagebauggebiet (9 Seen)	280
8.8.6	Goldbergsee	283
8.8.7	Großer Exbergsee, Kleiner Exbergsee und Klärteiche	285
8.8.8	Hellkopfsee	287
8.8.9	Inheiden-/ Trais-Horloffer See	289
8.8.10	Kalbese.....	292
8.8.11	Oberer Knappensee und Unterer Knappensee	294
8.8.12	Singliser See.....	296
8.8.13	Steinertsee.....	298
8.8.14	Stellbergsee.....	299
8.8.15	Stockelache	301
8.8.16	Wölfersheimer See	303
8.9	Niedersachsen (Anja Schlundt)	307

8.9.1	Anna-Seen (2 Seen) und Wulfersdorfer Teiche (6 Seen)	308
8.9.2	Tagebau Helmstedt (Helmstedter See)	310
8.9.3	Tagebau Schöningen (Schöninger See)	311
8.9.4	Tagebau Treue (Treuer See)	313
8.9.5	Tagebauseen bei Wallensen (5 Seen)	314
8.10	Bayern (Maria Kapfer)	316
8.10.1	Ausee	316
8.10.2	Brückelsee	318
8.10.3	Edlmannsee	320
8.10.4	Knappensee und Irlacher See	322
8.10.5	Lindensee	324
8.10.6	Murnersee	326
8.10.7	Steinberger See	328
8.11	Nordrhein-Westfalen (Anja Schlundt)	331
8.11.1	Albertsee	332
8.11.2	Berggeistweiher	335
8.11.3	Blausteinsee	338
8.11.4	Bleibtreusee	340
8.11.5	Concordiassee	343
8.11.6	Donatussee	346
8.11.7	Ententeich	349
8.11.8	Entenweiher	352
8.11.9	Fasanenweiher	355
8.11.10	Forellenteich	358
8.11.11	Forsthausweiher	361
8.11.12	Fortuna-Garsdorf See	364
8.11.13	Franziskussee	365
8.11.14	Gallbergweiher	368
8.11.15	Gotteshülfeteich	371
8.11.16	Gruhlwerksee	374
8.11.17	Heider Bergsee	377
8.11.18	Karauschenweiher	381
8.11.19	Karpfenteich	384
8.11.20	Kasterer See	387
8.11.21	Knapsacker See	389
8.11.22	Köttinger See	392
8.11.23	Liblarer See	396
8.11.24	Lucherberger See	399
8.11.25	Lucretiassee	401
8.11.26	Margarethenweiher	404
8.11.27	Mittelsee	407
8.11.28	Neffelsee	410
8.11.29	Nordfeldweiher	413
8.11.30	Obersee	416
8.11.31	Otto-Maigler-See	419
8.11.32	Phantasialandsee	423
8.11.33	Pingsdorfer See	426
8.11.34	Schluchtsee	432

8.11.35	Silbersee	435
8.11.36	Stiefelweiher	438
8.11.37	Tagebau Garzweiler (Garzweiler See)	442
8.11.38	Tagebau Hambach (Hambacher See).....	445
8.11.39	Theresiassee	448
8.11.40	Tongraben	451
8.11.41	Untersee	454
8.11.42	Villenhofer Maar	457
8.11.43	Werkstattweiher	461
8.11.44	Zieselsmaar	464
8.11.45	Zülpicher Wassersportsee	467
8.11.46	Zwillingssee	469
9	Abbildungsverzeichnis	472
10	Tabellenverzeichnis	478
11	Literaturverzeichnis	484
12	Anlage (alphabetische Auflistung der Tagebauseen).....	500

1 Zusammenfassung und Ausblick

Die Seenlandschaft Deutschlands wird durch den Braunkohlenbergbau um über 500 Seen reicher. Technologiebedingt herrscht dabei eine große morphologische Vielfalt innerhalb der Tagebauseen vor, welche die größten und tiefsten Seen Deutschlands hervorbringen wird (Hambacher See, Goitsche, Garzweiler II, Geiseltal), aber auch zahlreiche kleine, meist flachere Gewässer miteinschließt. In dieser Dokumentation wurden über 490 Seen erfaßt (Anlage Kap. 12), 230 davon wurden in der Dokumentation beschrieben. Davon sind etwa 100 Tagebauseen größer als 50 ha. Neben diesen großen Seen, die für die Berichtspflicht der Bundesrepublik an die EU nach den Vorgaben der im September 2000 verabschiedeten EU-Wasserrahmenrichtlinie wichtig werden, haben wir auch besonders gut dokumentierte kleinere Seen in diese Abhandlung aufgenommen. Dazu gehören die Tagebauseen der Ville in Nordrhein Westfalen, die limnologisch sehr komplex untersucht worden sind und beispielhaft die Strategie und den Untersuchungsumfang für Tagebauseen Deutschlands belegen.

Einige der Seen werden ein meromiktisches Durchmischungsregime aufweisen und die Seenlandschaft Deutschlands um diesen bislang seltenen Mixistyp bereichern. Typisch für die Gewässerqualität in den Tagebauseen sind die hohen Leitfähigkeiten, die meist durch hohe Eisen-, Sulfat- und Kalziumkonzentrationen hervorgerufen werden. In Revieren mit tertiären Substraten sind die Seen aufgrund der Pyrit- und Markasitverwitterung z.T. einer extremen Versauerung ausgesetzt. Diese äußert sich in pH-Werten zwischen 2,5 und 3,5 und Basenkapazitäten bis 40 mmol/l. Das betrifft vor allem die Lausitz, aber auch Mitteldeutschland und Bayern. Trotz der extremen Acidität sind alle Seen durch Plankton und meist auch durch Makrophyten besiedelt. Dabei ist die Intensität der biologischen Produktion von der Verfügbarkeit der Ressourcen Kohlenstoff und Phosphor abhängig, während die Vielfalt der Besiedlung durch den Säuregrad gesteuert wird. Auf Schwermetallbelastungen durch Altlasten oder durch die säurebedingte verbesserte Löslichkeit wird in dieser Dokumentation hingewiesen, wenn Daten vorlagen. Insgesamt ist einzuschätzen, daß die direkten Auswirkungen der Säurebelastung die Nutzung der Gewässer mehr beeinträchtigen als die eher vereinzelt auftretende Belastungen durch Schwermetalle oder andere Schadstoffe.

Die Mehrzahl (50 bis 52 %) der Tagebauseen sind neutral und das Ergebnis von

- a) Flutungen in Regionen, welche die tertiären Säurepotentiale der Kippen nicht besitzen oder sie nicht durchströmen (z.B. Helenesee, Liblarer See),
- b) günstigen Flutungsregimes z.B. mit alkalinem Flußwasser, die zu einer Neutralisierung führten (z.B. Senftenberger See, Gräbendorf) oder
- c) natürlichen Reifungsprozessen durch biogene Alkalinisierungsprozesse verbunden mit externen Stoffeinträgen (z.B. Laubusch).

Die neutralen Tagebauseen zeichnen sich meist durch hohe Härtegrade aus und reagieren in ihrem Stoffhaushalt wie natürliche Seen. Das Hauptproblem für diese Gewässer ist folglich die Eutrophierung, die möglichst durch prophylaktische Maßnahmen im Einzugsgebiet kontrolliert werden sollte. Damit wäre die Chance gegeben, Seen mit einer guten bis sehr guten Wasserqualität zu erhalten, die somit zu den schönsten und attraktivsten Seen Deutschlands zählen könnten. Das betrifft besonders die Regionen, in denen keine natürlichen Seen vorkommen. Gute Beispiele dafür sind das Ville-Gebiet am Niederrhein und das Niederlausitzer Bergbaurevier.

„Was kann aus den neuen Seen in den alten Landschaften werden?“. Diese Frage zu Leitbildern für die Tagebauseen ist seit den 90er Jahren Gegenstand von Forschungen und Planungen (BMBF 1996). Die Erwartungshaltung der Bevölkerung an die Gestaltung der Bergbaugelände ist groß. In zahlreichen Gebieten der Bergbaufolgelandschaften sind die Tagebauseen als attraktive Erholungsgewässer von der Bevölkerung angenommen worden. In einem Forschungsverbund zur Entwicklung von Leitbildern in naturnahen Bereichen der Bergbaufolgelandschaft (BTUC 1998e) sind zahlreiche Untersuchungen zum ökologischen Entwicklungspotential der Tagebaugewässer durchgeführt worden mit dem Ziel, Entwicklungsmöglichkeiten für diese Ökosysteme aufzuzeigen. Diese standen z.T. im Gegensatz zu den regionalen Entwicklungsplänen, die für die meisten der Seen eine Badenutzung vorsahen. Diese Nutzung setzt einen pH-Wert größer als 6 voraus (EU-Badewasserrichtlinie), was in vielen Fällen ohne „fremde“ Hilfe nicht erreicht werden kann. Diese Hilfe wird derzeit durch Flutungsmaßnahmen und ihre wissenschaftliche Begleitung gegeben. Daneben existieren auch Forschungsvorhaben für die Entwicklung weiterer alternativer Maßnahmen zur Neutralisierung von Tagebauseen. Man wird nicht alle sauren Tagebauseen neutralisieren können. Das ist aus ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht weder nötig noch wünschenswert, wenn der ökologische Reiz und die Besonderheiten auch saurer Gewässer berücksichtigt werden, die eine Landschaft hinsichtlich der biologischen Vielfalt durchaus aufwerten können.

Die Entstehung der Tagebauseen zu Beginn des Jahrtausends in Deutschland ist gekennzeichnet durch eine rasante Entwicklung im Zuge der Flutung zahlreicher Tagebaurestlöcher. Diese Dokumentation kann folglich nur als Momentaufnahme eines Prozesses betrachtet werden, der ein spannendes bergbauliches Sanierungsproblem mit einem großen limnologischen und wasserwirtschaftlichen Experiment verbindet. Dabei bleibt zu hoffen, daß ökologische und soziokulturelle Belange bei der Neugestaltung von Landschaften ausreichend berücksichtigt werden. Aktualisierungen dieser Momentaufnahme werden unerlässlich sein, um der hohen Dynamik bei der Einstellung von Gewässerzuständen entsprechen zu können.

2 Summary

More than 500 mining lakes of different age and maturity have been formed in ten lignite mining areas in Germany during the last hundred years. The six most important are included in this report: Lusatia district in Brandenburg and East Saxony, the Central German district in West Saxony, Saxony-Anhalt and Thuringia, the Rhenish district in North Rhine-Westphalia, the Lower Saxonian district in Lower Saxony, the Lower Hessian district (or Wetterauer district) in Hesse and the Upper Palatinate district in Bavaria.

Mining lakes have a complex and diverse morphometry compared to natural lakes. They will be among the largest and deepest lakes in Germany (Hambacher See, Garzweiler See, Geiseltalsee, Goitschensee, Greifenhainer See). About 100 mining lakes will be larger than 50 ha. 230 lakes are described in this report with regard to morphometry, flooding and mixis regime, hydrochemistry, limnology, colonisation, use and development of water quality.

There is a considerable risk of acidification in regions with tertiary substrates accompanied by pyrite and marcasite. The extremely high acidity ($\text{pH} = 2,5$ to $3,5$ and of base capacity up to 40 mmol/l) is caused by both iron and hydrogen ions due to pyrite oxidation. These conditions influence trophic situation, colonisation and establishing of food chains in mining lakes and reduce the possibilities of use of these lakes. Nevertheless, the majority of mining lakes will be oligo- or mesotrophe caused by phosphorus precipitation due to high iron and aluminium concentration. Some of these lakes are meromictic. High concentrations of iron, sulphate and calcium are typical for the waterquality. Despite the extremely high acidity plankton and macrophytes can develop in these lakes at low diversity. Productivity is limited by carbon and phosphorus in acidic mining lakes.

Most of the mining lakes are pH neutral (50 up to 52 %). This is the result of:

- d) flooding in regions which do not have the tertiary acid substrates of the dumps (Helenensee, Liblarer See),
- e) favourable regimes of flooding for example with neutral water from rivers (Senftenberger See, Gräbendorf) or
- f) biological neutralising processes in combination with input of substances (Laubusch).

The neutral mining lakes have very hard water. The balance of substances in their water is similar like in natural lakes. For these lakes eutrophication is the major problem. So it is necessary to control eutrophication in the catchment area. As a result some of the most beautiful lakes in Germany with good water quality could be created - in regions which do not have natural lakes. The Ville area in the Rhenish district and the Lusatia mining district are good examples for this development.

3 Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns ganz herzlich bei den Bearbeitern dieses Projektes bedanken, die nicht als Autoren aufgeführt sind und die bei der Dateneingabe und der Programmodifikation für die Datenbank wertvolle Unterstützung gegeben haben. Stellvertretend seien hierbei Bert Ehrlich, Axel Lehrack, Lisa Freude und Marie Nixdorf genannt. Herr Egbert Gassert vom Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft der BTUC unterstützte uns bei der Erstellung der Karten für die Lausitzer Tagebauseen. Nicht zu vergessen unsere Sekretärin Beate Müller, welche uns unermüdlich bei den unzähligen Korrekturlesungen half.

Bei unseren Recherchen in den einzelnen Bundesländern mit Braunkohlentagebaugebieten waren wir in hohem Maße auf die Kooperationsbereitschaft der Leiter und Bearbeiter in den entsprechenden behördlichen Einrichtungen angewiesen. Einen ganz besonderen Dank möchten wir an Herrn Dr. Christmann vom Landesamt für Umwelt in Nordrhein Westfalen, an Herrn Gründel vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie und an Herrn Dr. Hamm vom Bayrischen Landesamt für Wasserwirtschaft sowie Herrn Dr. Reimann vom Wasserwirtschaftsamt Amberg richten. Im Sächsischen Gebiet waren die Kontakte mit Frau Dr. Carmienke vom StUFA Leipzig besonders ergiebig. Des weiteren erhielten wir unbürokratische Hilfe von Herrn Dr. Poltz vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie.

Ohne die Datengrundlagen der LMBV wäre diese Dokumentation für das Lausitzer und Mitteldeutsche Revier nicht zustande gekommen. Deshalb stellvertretend unser Dank an die Herren Dr. Gockel und Seidel von der LMBV sowie an Herrn Prof. Grünwald von der BTUC, die im Rahmen einer engen Zusammenarbeit mit dem LMBV-Projekt „Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung“ großzügige Unterstützung gewährleisteten. Ebenfalls bedanken möchten wir uns bei Herrn Zeh von der LMBV in Mitteldeutschland und Herrn Peter Reichelt von der LTV in Sachsen. Für die Aufbereitung der Daten aus dem Mitteldeutschen Kohlerevier stellten uns die Kollegen vom UFZ Magdeburg in der Sektion Gewässerforschung die notwendigen Unterlagen und einen Arbeitsplatz zur Verfügung. Herrn Schultze und Prof. Geller gilt dafür unser Dank.

Bedanken möchten wir uns auch bei Herrn Just von der BKB AG, der weder Zeit noch Mühe scheute, uns das Helmstedter Revier vorzustellen.

Grundlage für die Bearbeitung des Rheinischen Reviers war die Unterstützung durch Herrn Dr. Boehm von der Rheinbraun Aktiengesellschaft sowie Herrn Dr. Rose vom Erftverband, denen wir auf diesem Wege unseren Dank sagen wollen.

Bei der Datenerfassung im Raum Hessen half uns dankenswerter Weise Herr Ammen von der Zeche Hirschberg, der uns auch bereitwillig durch die Region mit den Tagebauseen Hessens führte.

Das Umweltbundesamt finanzierte dieses Vorhaben und unterstützte uns in Fragen der Datenbeschaffung. Frau Dr. Wöbbecke sei an dieser Stelle herzlich gedankt für ihr stetes Interesse und die anregenden Diskussionen.

4 Begriffsbestimmung

Der Abraum ist der Teil der Erdrinde, der zur Freilegung und somit der Nutzbarmachung eines oder mehrerer Rohstoffkörper im Tagebauraum bewegt werden muß.

Der Aufschluß ist das Freimachen der Geländeoberfläche, damit die Förderung des Rohstoffes beginnen kann.

Eine Strosse ist ein Teil der Arbeitsebene, auf dem Gewinnungs- und Verkippsgeräte in Verbindung mit den ihnen zugeordneten Fördermitteln arbeiten, bzw. der mit Fördermitteln ausgerüstet ist.

Die Strossenförderung, ist die Bewegung des Abraums oder Rohstoffes im Bereich einer Strosse.

Eine Kippe ist die Ablagerung von Abraum und anderen Schüttgütern.

Die Innenkippe ist eine Kippe, die innerhalb des Tagebauraumes liegt, in dem der zu verkippende Abraum gewonnen wird.

Eine Abraumförderbrücke ist ein fahrbares Gerät, bei dem der vom Gewinnungsgerät gebaggerte Abraum, unter Ausschaltung der Strossenförderung auf direktem Wege über den offenen Tagebauraum gefördert und auf der Kippe verstürzt wird.

Ein Absetzer ist ein Arbeitsmittel, das im Tagebau zum Verkippen von Abraum oder sonstigen Schüttgütern sowie von festem mineralischem Rohstoff eingesetzt wird.

Ein Bandwagen ist ein auf Raupenfahrwerken fahrbarer Gurtbandförderer.

Direktversturzkombination ist die Kombination von Arbeitsmitteln, die unter Ausschluß der Strossenförderung zur Gewinnung, Förderung und Verkipfung von Abraum eingesetzt ist. Der gewonnene Abraum wird vom Bagger direkt oder unter Zwischenschaltung eines oder mehrerer Bandwagen dem Absetzer übergeben.

Vorschnittbereiche sind die Schnitte, bzw. Bereiche, die in einem Tagebau einer Abraumförderbrücke oder einer Direktversturzkombination vorauslaufen.

Vorschnittmassen ist der Abraum der im Vorschnittbereich weg gebaggert wird.

Das Gewachsene sind Bereiche die nicht überbaggert oder aufgeschüttet worden sind. Sie sind natürlichen Ursprunges.

Der Drehpunkt bezeichnet einen koordinatenmäßig festgelegten Punkt, um den Teilsysteme bzw. der Tagebau schwenken.

Die Drehkurve ist ein annähernd kreisbogenförmig in einer Ebene verlaufender Kurvenzug, auf dem beim Schwenkabbau der Drehpunkt bei fortschreitenden Abbau wandert.

Der Drehbereich ist ein Teil einer Strosse beim Schwenkabbau, der durch die Drehkurve bestimmt wird.

Der Schwenkbetrieb, bzw. -abbau ist eine Abbauart, bei der die Strossen um ihre Drehpunkte bzw. um den Drehbereich schwenken.

Mit Hilfe der Zugbetriebstechnologie wird der Abraum und die Kohle mit Schienenfahrzeugen befördert.

Das Hangende ist das über dem Punkt der Betrachtung anstehende Gestein.

Das Liegende ist das unter dem Punkt der Betrachtung anstehende Gestein.

Ein Restpfeiler ist ein Bereich im Tagebauraum, der nicht abgebaggert worden ist.

Devastierung ist die Zerstörung, bzw. Abbaggerung der Landschaft im Vorschnittbereich, um an die Braunkohle zu gelangen.

(Fachwörterbuch 1989)

Weitere Begriffsbestimmungen zum Text

Die Bezeichnung „Tagebausee“ erfolgt, wenn kein Name für den See vorhanden ist.

Die Bezeichnung „Tagebau“ erfolgt dann, wenn der Tagebau noch aktiv ist und demzufolge noch kein See vorhanden ist.

Die Acidität beschreibt den Säuregrad, bzw. Säuregehalt einer Flüssigkeit.

Die Säurenkapazität ist ein durch pH-Wertangabe definierter Wert, der die Säureneutralisationskapazität eines Mediums, d.h. seine Fähigkeit, H^+ -Ionen aufzunehmen und zu neutralisieren, beschreibt. Die Bestimmung der Säurenkapazität erfolgt durch Titration mit einer starken Säure (z.B. Salzsäure). Der $K_{S4,3^-}$ bzw. $K_{S8,2^-}$ -Wert ist die bis zum Erreichen des pH-Wertes 4,3 bzw. 8,2 zugeführte Stoffmenge an Protonen der dissoziierten starken Säure in mmol/l.

Die Basenkapazität ist ein durch pH-Wertangabe definierter Wert, der die Baseneutralisationskapazität eines Mediums, d.h. seine Fähigkeit, OH^- -Ionen aufzunehmen und zu neutralisieren, beschreibt. Die Bestimmung der Basenkapazität erfolgt durch Titration mit einer starken Base (z.B. Natriumhydroxid). Der $K_{B4,3^-}$ bzw. $K_{B8,2^-}$ -Wert ist die bis zum Erreichen des pH-Wertes 4,3 bzw. 8,2 zugeführte Stoffmenge an OH^- -Ionen in mmol/l.

5 Braunkohleregionen in Deutschland und ihre Tagebauseen

Deutschland verfügt über einen großen Reichtum an festen fossilen Energieträgern. In einem Zeitraum von etwa 60 Mio. Jahren entstanden die Braunkohlelagerstätten Mitteleuropas, die vom Eozän bis Miozän mehrfach limnisch oder marin beeinflusst waren. Während der letzten 100 Jahre entstanden 10 Braunkohlereviere in West-, Mittel- und Süddeutschland sowie in Polen (Schlesien) mit stark regionalem Charakter (Stand: Braunkohlevorratsschätzung 1934):

1. Niederrheinischer Bezirk in Nordrhein - Westfalen
2. Thüringisch – Sächsischer Bezirk (heute Mitteldeutsches Revier)
3. Lausitzer Bezirk
4. Niederhessischer Bezirk bei Kassel (Wetterauer Revier)
5. Braunschweig – Magdeburger Bezirk (Helmstedter Revier)
6. Oberpfälzer Bezirk
7. Westerwald – Bezirk in Rheinland - Pfalz
8. Rhein - Main – Bezirk
9. Ostdeutscher Bezirk (heute Polen)
10. Schlesischer Bezirk (heute Polen)

Von diesen Revieren (s. Abb. 1) werden die ersten 6 wegen ihrer wirtschaftlichen Bedeutung in dieser Dokumentation ausführlich behandelt.

Erste urkundliche Erwähnungen über einen Kohleabbau im heutigen Gebiet Deutschlands stammen aus dem Jahre 1549, in dem der Erzbischof zu Köln Bergbaurechte an einige Gemeinden verlieh. Älteste Urkunden aus dem Kasseler Gebiet sind aus dem Jahre 1571 bekannt. Das Geiseltal im Westraum Mitteldeutschlands wurde auch schon sehr früh (1698) als Lager- und Abbaustätte für Braunkohle urkundlich erwähnt (LMBV 1996). Im Bitterfelder Revier begann man erst um 1800 mit dem Braunkohleabbau, im Senftenberger Revier erst 1844. Der Braunkohlebergbau in Mitteldeutschland wird seit 1845 großflächig betrieben und hat für weite Teile dieser Region eine herausragende Bedeutung (Dachverband 1996). Vor der Jahrhundertwende wurde die Braunkohle überwiegend in kleinen Gruben in Familienbetrieben abgebaut. Zahlreiche alte, kleine Tagebauseen sind Zeugen dieser einfachen Abbautechnologien.

Der Braunkohleabbau wurde anfänglich fast ausschließlich für Heizzwecke der Bevölkerung betrieben. Mit der Erzeugung der elektrischen Energie und der Entwicklung der Carbochemie stieg der Braunkohleverbrauch zu Beginn des 20. Jahrhunderts sprunghaft an und führte zu einer schnellen Erschöpfung der oberflächennahen Flözlagen (Haferkorn et al. 1999). Die Abbautechnologie entwickelte sich sehr rasch in Richtung immer größerer Bagger, Absetzer und Transporteinheiten. Die erste Anwendung der Direktsturztechnologie ist 1923 aus der Grube „Agnes“ bei Plessa beschrieben. Damit begann der großflächige Abbau der Braunkohle über Tage, der mit wesentlich größeren Eingriffen in die Landschaft verbunden war. Kohlegruben mit riesigen Ausmaßen blieben als „Reste“ der Auskohlungen zurück und bildeten in den überwiegenden Fällen die Voraussetzung zur Entstehung von Tagebauseen.

1944 betrug die Gesamtfördermenge in Deutschland 250 Mio. t Braunkohle. Nach 1945 waren nur noch die Lausitzer und Mitteldeutschen Reviere in Ostdeutschland

und das Niederrheinische Revier in Westdeutschland von wirtschaftlicher Bedeutung. 1989 wurden auf dem Gebiet der DDR etwa 300 Mio. t Rohbraunkohle gefördert, während es in der BRD etwa 150 Mio. t waren. Einen Überblick über die Braunkohleförderung in der BRD für das Jahr 1996 gibt die Tab. 1.

Tab. 1: Geschätzte Vorräte und Braunkohleförderung in der BRD für das Jahr 1996 (aus Pflug 1998)

Revier	Vorräte in Mrd. t	Förderung 1996 in Mio. t
Rheinland	35	102,78
Lausitz	13	63,57
Mitteldeutschland	9	16,77
Helmstedt	1	3,87
Hessen	Keine Angaben	0,18
Bayern	Keine Angaben	0,06
Gesamt		187,23

Zahlreiche Gewässer sind in dieser Zeit aus Tagebauen entstanden und gehören z.T. zu den beliebtesten Erholungsstätten in den Regionen, die arm an natürlichen Seen sind (Ville-Seen, Helene-See bei Frankfurt/Oder, Senftenberger See). Nach der politischen Wende erfolgte eine drastische Reduzierung der Braunkohleförderung auf dem Gebiet Ostdeutschlands (s. Tab. 2).

Tab. 2: Kohleproduktion und Anzahl der Tagebaue in der Lausitz und in Mitteldeutschland von 1963 bis 2000 (nach Möbs & Maul 1994, Pflug 1998)

Jahr	Mitteldeutschland		Lausitz	
	Braunkohle in 10 ⁶ t pro Jahr	Anzahl der Tagebaue	Braunkohle in 10 ⁶ t pro Jahr	Anzahl der Tagebaue
1963	145,5		108,7	17
1985	115,4	20	196,8	17
1988	109,8	20	200,5	17
1989	105,6	20	195,2	17
1990	80,9	19	168,0	16
1991	50,9	11	116,8	12
1992	36,3	9	93,1	9
1993	28,5	5	87,5	9
1995	17,6		70,7	
2000 ¹	< 20	3	70	5

¹ erwartet

Mit dieser Reduzierung des Braunkohleabbaus ist eine gravierende wirtschaftliche und soziale Umstrukturierung in den ostdeutschen Kohlegebieten verbunden, aus der sich eine der größten Umweltaufgaben der Bundesrepublik entwickelt hat. Damit werden mit einem Fördervolumen von bislang jährlich 1,5 Milliarden DM die

bergbaulichen, ökologischen und sozialen Umgestaltungen „abgefedert“ und ihre wissenschaftliche Begleitung ermöglicht. Nach der Stilllegung der Tagebaue in Ostdeutschland war die mechanische Stabilisierung der Tagebauböschungssysteme zunächst die vordringlichste Aufgabe. Dazu zählen neben der Dauerstandsicherung der Böschungen das Abflachen bzw. Ankippen von Endböschungen und die Herstellung erosionsstabiler Uferzonen im Schwankungsbereich der Endwasserspiegel künftiger Tagebauseen. Als wichtigste wasserwirtschaftliche Aufgaben zur Herstellung eines ausgeglichenen, sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes in der Lausitz werden beispielsweise die Auffüllung des Grundwasserdefizites von insgesamt 13 Mrd. m³ genannt. Daneben ist die Schaffung von Speicherkapazitäten im Raum Lohsa mit einem Betriebsstauraum von 75 Mio. m³ Wasser ein Projekt zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes in der Region (Grünewald 1996).



Abb. 1: Braunkohlereviere in Deutschland (verändert nach Brecht et al. 1992)

Die Berichtspflicht der Bundesrepublik an die EU über den ökologischen Zustand künstlicher Standgewässer beschränkt sich auf Seen über 50 ha, von denen alle Tagebauseen in diesem Report enthalten sind. Daneben existiert jedoch noch eine Vielzahl kleinerer Tagebauseen aus den älteren Bergbaugebieten, die bislang weder gezählt noch untersucht sind. Nach welchen Kriterien bzw. Parameterausprägungen kann man Tagebauseen typisieren? Können Tagebauseen mit den Deskriptoren für die Unterscheidung bzw. Typisierung von natürlichen Seen vorgenommen werden, „*die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten sind*“ (EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000)? Diese Frage ist nicht trivial, weil die Hauptbelastung der Tagebauseen eine extreme Acidität ist, die den Hauptproblemen der natürlichen Seen (Trophie) sogar entgegensteht und völlig andere Güteausprägungen hervorruft. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, bevor die EU-Wasserrahmenrichtlinie Anwendung finden kann.

5.1 Das Lausitzer Bergbaurevier (Brandenburg und Ostsachsen)

Das Lausitzer oder auch Cottbuser - Senftenberger Revier wird durch die Linie Guben – Cottbus – Vetschau – Lübbenau – Luckau – Großräschen – Finsterwalde – Lauchhammer – Ruhland – Bernsdorf – Uhyst – Bad Muskau – Forst abgegrenzt (s. Abb. 2).

Die Lausitz ist eine jung- und nacheiszeitlich geprägte Moränenlandschaft, in der seit dem Ende des 18. Jahrhunderts ausgehend von der Gegend um Lauchhammer Braunkohle abgebaut wird. Die Lausitzer Braunkohle entstand vor 15-20 Mio. Jahren aus den Sumpfwäldern des Jungtertiärs (Miozän). Aus den mächtigen Torflagern aus dieser Zeit bildeten sich die Kohlevorräte durch Inkohlungsprozesse im Verlauf der nachfolgenden sechs Eiszeiten durch die Drücke der Deckschichten. Die Ablagerungen des Quartärs haben wesentlich zur prämontanen Oberflächengestaltung des heutigen Lausitzer Revieres beigetragen und lassen sich in folgende quartär-morphologische Einheiten untergliedern (Pflug 1998):

- Jungmoränengebiet nördlich des Baruther Urstromtales
- Baruther Urstromtal
- Niederlausitzer Landrücken
- Altmoränengebiet südlich des Lausitzer Landrückens
- Lausitzer Urstromtal
- Altmoränengebiet südlich des Lausitzer Urstromtales

Anfangs wurde die Braunkohle in offenen Gruben abgebaut, später unter Tage. Um 1900 setzte die Förderung aus dem 1. Lausitzer Flöz im Tagebaubetrieb ein. Die Abraumförderbrücke im Tagebau Plessa hatte 1924 eine Weltpremiere (Pflug 1998). Heute wird in den noch verbleibenden Tagebauen das zweite Lausitzer Flöz abgebaut, das großflächig verbreitet ist und eine Mächtigkeit von 10-20 m hat. Durch glaziale Erosionsrinnen ist dieses Flöz in viele Teilfelder zersplittert worden. Über diesem Flöz lagern 40 bis 120 m starke Deckschichten aus quartären und tertiären Sanden und Kiesen mit Zwischenlagerungen von Schluffen, Geschiebemergel und Tonen. Die sehr ergiebigen Braunkohlevorkommen in den Dreiecken von Seifhennersdorf/Zittau und Berzdorf (Ostgrenze von Sachsen) sind völlig getrennt von der Niederlausitzer Braunkohleformation.

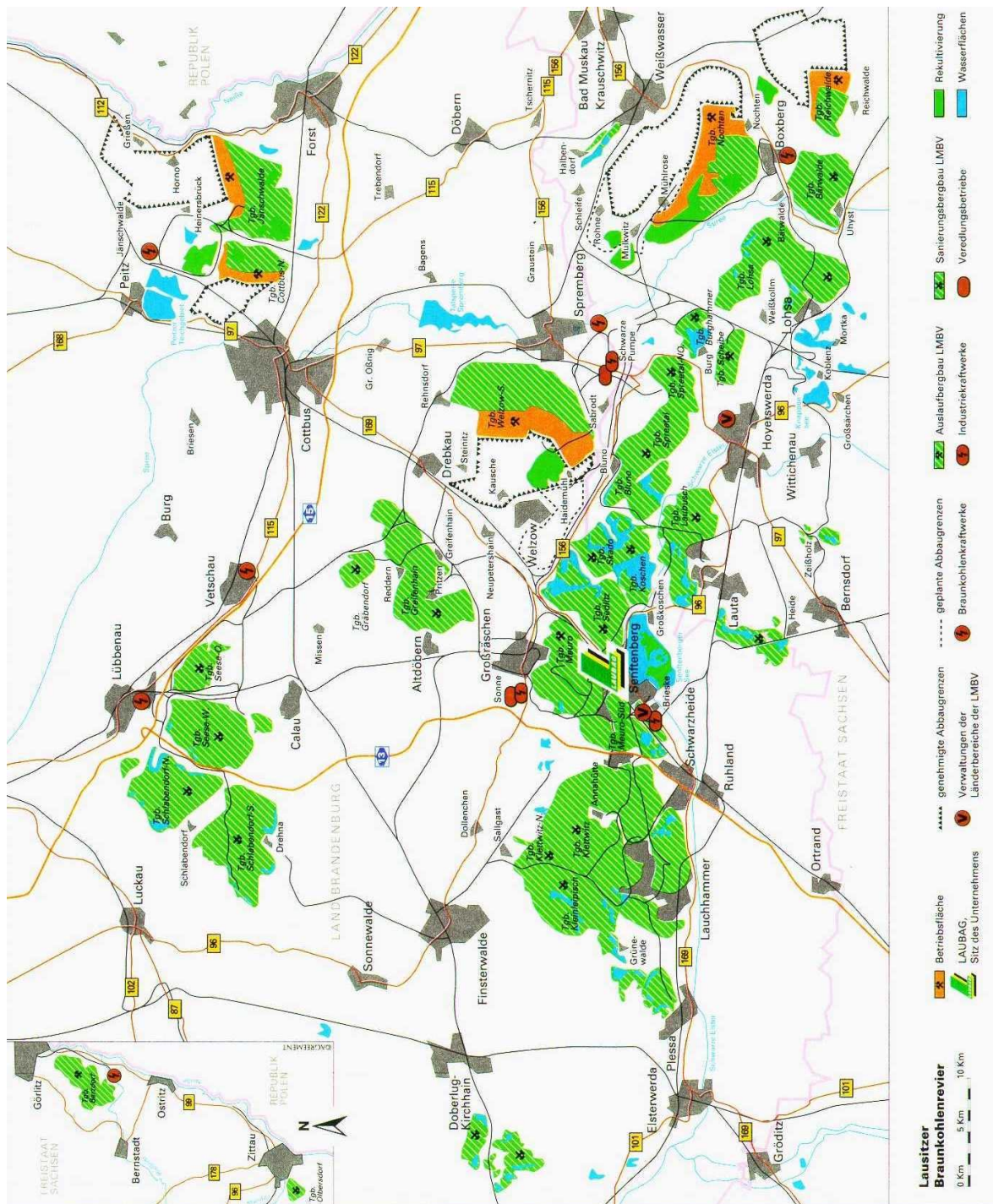


Abb. 2: Übersicht über die Kohlenreviere und Tagebaue der Lausitz (LMBV 1998)

Klimageographisch gehört das Lausitzer Braunkohlerevier zu den thermisch kontinentalen Bereichen des norddeutschen Tieflandes mit mittleren Niederschlägen um 600 mm/a. Hydrographisch wird es von den drei großen Flußgebieten der Neiße (Stromgebiet Oder), der Spree und der Schwarzen Elster (Stromgebiet Elbe) gebildet. Malxe, Berste und Dahme sind die wichtigsten Nebenflüsse. Den Namen „Lausitz“ verdankt die Gegend den eingewanderten westslawischen Stämmen, bei denen „Luzica“ Sumpfland oder Pfützenland bedeutet. Dieser Name bürgerte sich zwischen dem 14. und 17. Jahrhundert in der Verwaltung ein, als die Region zum Königreich Böhmen gehörte.

Die Lausitz wäre ohne den intensiven Abbau der Braunkohle eine seenarme Region. Im Gegensatz zur seenreichen Jungmoränenlandschaft Brandenburgs besitzt die Altmoränenlandschaft wegen der dort verbreiteten durchlässigen Kiese und Sande keine natürlichen Seen. Zahlreiche Teiche wie die Peitzer Teiche oder die Teichgruppe bei Hammerstadt sind durch den Abbau von Raseneisenerz in 1-2 m Tiefe durch nachfolgenden Einstau von Wasser entstanden. Seit 1990 wurde der Braunkohlebergbau drastisch eingeschränkt. Damit ist die Möglichkeit gegeben, die ehemaligen Bergbauregionen durch Flutung der Restlöcher mit Seen zu bereichern, die ökologisch, sozioökonomisch und wasserwirtschaftlich von hohem Wert sein können (s. Nixdorf et al. 2000).

Die wasserwirtschaftlichen Probleme, die durch die Absenkung des Grundwasserspiegels während und nach dem Braunkohleabbau entstanden sind, haben gewaltige Dimensionen: So ist ein Grundwasserabsenkungstrichter entstanden, der in der Lausitz eine Fläche von über 2000 km² und ein bergbaubedingtes Wasserdefizit von 13 Mrd. m³ umfaßt (davon 4,5 Mrd. m³ abgebaute statische Grundwasservorräte, Luckner & Eichhorn 1996). Diese Hohlräume (Restlöcher) werden mit aufsteigendem Grundwasser geflutet, wobei in Abhängigkeit von verfügbaren Wasserressourcen aus Oberflächengewässern zusätzlich eine Fremdflutung mit Flußwasser (Spree, Schwarze Elster, Kleine Spree usw.) erfolgt. Das Hauptproblem der Güteentwicklung dieser Seen ist die extreme Versauerung infolge der Pyritverwitterung. Um dieser zu begegnen und um gleichzeitig eine schnellere Flutung zu bewirken, werden verschiedene Flutungsszenarien durch komplexe hydrogeochemische Analysen und Prognosen zur Gewässergüteentwicklung im Auftrag der LMBV geprüft (BTUC 1996, 1997 g, 1999 b). Da das Flußwasser in den meisten Fällen nährstoffreich ist, besteht die Gefahr der Eutrophierung dieser Tagebauseen. Deshalb ist im Rahmen der o. g. Projekte neben der Versauerungsprognose auch die Eutrophierungsgefährdung für die künftigen Seen zu bestimmen. Diese Aufgabe umfaßt die wissenschaftliche Begleitung des Füllungsprozesses ebenso wie die Phase nach Einstellung der Flutungen, d. h. bei Erreichen des vorgegebenen Füllstandes der Seen. Darüber hinaus besteht ein nicht unerheblicher Bedarf der Trophieabschätzung bei künftigen technischen oder ökotechnologischen Maßnahmen zur Gewässerneutralisierung von Seen, die nicht mit Flußwasser behandelt werden können.

Derzeit existieren nur noch drei aktive Tagebaue in der Lausitz (Cottbus – Nord, Jänschwalde, Welzow – Süd). Die wichtigsten Tagebauseen der Lausitz sind mit morphometrischen Angaben und den vorgesehenen Flutungszeiträumen in Tab. 3 enthalten.

Tab. 3: Tagebaue in der Lausitz, die daraus entstehenden Tagebauseen mit Seeflächen und –volumina sowie der vorgesehene Flutungszeitraum (Luckner 1997)

Tagebau	Tagebausee	Wasser- fläche ha	Ges. See- volumen Mio. m³	Flutungs- zeitraum
Spreetal/Bluno	Spreetal/Bluno	1360	152	1999-2006
Sedlitz	Sedlitz	1330	206	1999-2011
Bärwalde	Bärwalde	1281	166	1997-2005
Skado	Skado	1120	130	1999-2007

Tagebau	Tagebausee	Wasser- fläche ha	Ges. See- volumen Mio. m³	Flutungs- zeitraum
Lohsa II	Lohsa II	1070	99	1997-2004
Greifenhain	Greifenhain	1016	330	1998-2015
Berzdorf	Berzdorf	950	350	2003-2008
Meuro	Ilse See	754	134	2005-2015
Scheibe	Scheibe	700	116	2001-2006
Koschen	Koschen	620	39	1999-2001
Schlabendorf Süd	Besdau-Schlabendorf (RL 14/15)	615	48	2001-2006
Burghammer	Burghammer	445	43	1999-2000
Gräbendorf	Gräbendorf	412	93	1996-2004
Jänschwalde SRS	Klinger See	394	102	1999-2019
Spreetal/NO	Spreetal/NO	341	97	1998-2003
Schlabendorf Nord	Lichtenauer See (RL F)	306	25	1999-2002
Klettwitz Nord	Bergheider See	290	38	2000-2005
Dreiweibern	Dreiweibern	286	35	1996-2001
Seese-Ost	Bischdorfer See (RL 23)	260	18,7	1998-2003
Schlabendorf Süd	Drehna See (RL 12)	215	17	2006
Kleinleipisch	RS 129/130/131	165	23	2003-2006
Seese-West	Schönfelder See (RL 4)	138	11	1997-2000
Heide VI	Heide VI	103	8,3	1971-1984
Seese-Ost	Kahnsdorfer See (RL 21)	70	2,1	2006
Olbersdorf	Olbersdorf	60	6,2	1996-2000
Kleinleipisch	Heidesee	59	5	2002-2005
Schlabendorf Süd	Stiebsdorfer See (RL 13)	38	5	2013

5.2 Das Mitteldeutsche Bergbaurevier (Westsachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen)

Das mitteldeutsche Bergbaurevier wird entsprechend der Einzugsgebiete und Hauptkohleabbaufelder in den Süd-, Nord- und Westraum gegliedert (Abb. 3).

Der Südraum liegt einschließlich des Tagebausees Merseburg-Ost im Einzugsgebiet der Weißen Elster und der Westraum schließt das Großeinzugsgebiet der Saale ein, wobei Wulfersdorf dem Einzugsgebiet der Aller zugeordnet werden muß. Hier werden nach Angaben von Haferkorn et al. (1999) folgende Tagebauseen entstehen (Tab. 4).

Bis Ende 1998 sind diese Hohlräume erst mit 212 Mio. m³ Wasser gefüllt worden.

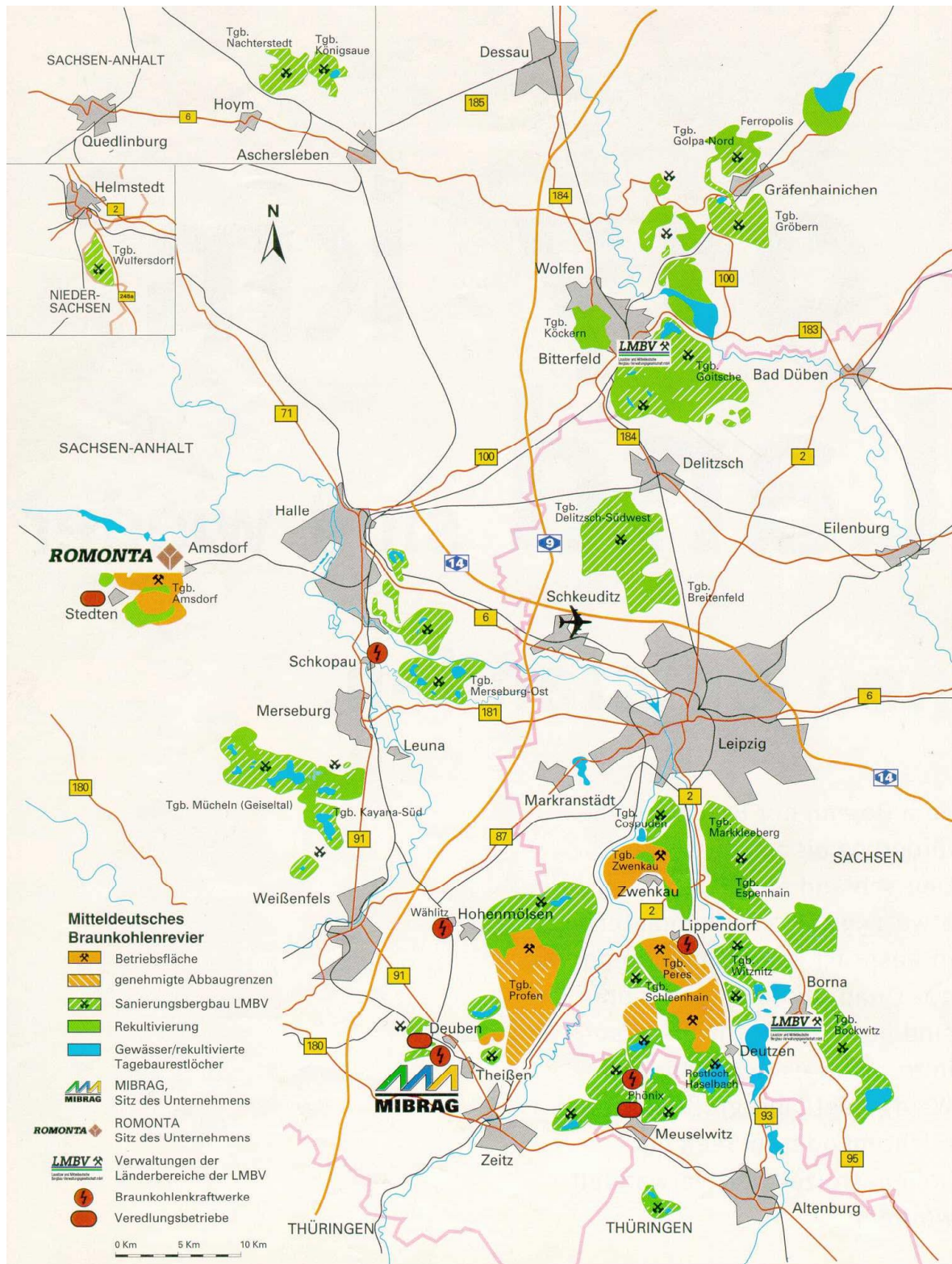


Abb. 3: Überblick über die Tagebaue Mitteldeutschlands (LMBV 1998)

Der Nordraum zwischen Leipzig und Gräfenhainichen in der Leipziger Tieflandsbucht gehört zum Muldeinzugsgebiet. Dieses wird fast ausschließlich landwirtschaftlich genutzt. In ihm wird kein Kohleabbau mehr betrieben. Damit steht zur Flutung der Hohlräume und teilgefüllten Tagebauseen nur aufsteigendes Grundwasser und Flußwasser zur Verfügung. Hydrologisch besitzt das Gebiet aufgrund

der geringen Niederschläge (580 mm/a), der hohen Verdunstung (718 mm/a) über den neuen Wasserflächen und der geringeren Grundwasserneubildung eine negative Wasserbilanz. Zur Flutung werden die Weiße Elster, die Mulde und die Luppe herangezogen. Eine detaillierte Beschreibung der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse findet sich in Haferkorn et al. 1999.

Tab. 4: Tagebaue und bereits bestehende bzw. künftige Tagebauseen im mitteldeutschen Revier (aus Haferkorn et al. 1999).

Mitteldeutsches Revier	Anzahl	Wasserfläche in ha	Hohlraum- volumen in Mio. m³
Südraum (Cospuden, Bockwitz, Zwenkau, Markkleeberg, Störmthal, Hain, Haubitz, Kahnsdorf, Haselbach III, Groitzscher Dreieck, Werben)	11	3794	698
Nordraum (Breitenfeld, Delitzsch Süd-West, Grabschütz, Zwochau, Holzweißig Ost und West, Innenkippenzufahrt, Paupitzsch, Absetzer 1035, Brikettfabrik, Goitsche, Rösa, Köckern, Golpa-Nord, Gröbern)	15	4166	551
Westraum (Merseburg Ost Ia und Ib, Geiseltal, Großkayna, Großkayna Süd, Nachterstedt/Schadeleben, Königsau, Wulfersdorf)	8	3964	778
Summe	34	11924	2027

Geologisch und wirtschaftlich von Bedeutung war das Bitterfelder Flöz.

Der Südraum liegt geologisch im Becken der Weißen Elster. Vor einigen Millionen Jahren vom Mitteleozän bis zum Oligozän bestand eine Binnensenke, die aufgrund der Sedimentzufuhr aus dem Raum des Erzgebirges und Vogtlandes eine gebietstypische Schichtenfolge hervorbrachte. Das Gelände ist flach und die Fließgewässerrichtung ist von Süd nach Nord. Die wichtigsten Flüsse sind die Weiße Elster und die Pleiße. Die mittleren Gebietsabflüsse sind mit 2,5-3 l/(km²*s) gering. Der intensive Braunkohleabbau führte zu großflächigen Senkungsgebieten und zu starken Devastierungen. Auf einer Fläche von etwa 6000 ha ist es zu gravierenden Einschnitten in das natürliche Abflußregime gekommen. Das Hohlraumvolumen erreicht, einschließlich der kleinen und älteren Tagebauseen im Südraum, insgesamt 1771 Mio. m³, von denen etwa 700 Mio. m³ durch Grubenwasser gedeckt werden. Derzeit sind noch drei Tagebaue in Betrieb (Zwenkau, Vereinigte Schleenhain und Profen), deren Wasserhebung eine Versorgung bzw. Flutung der Tagebauseen mit relativ gutem Grubenwasser gewährleistet. Vorgesehen ist auch die zusätzliche Stützung durch die Kleine Pleiße zum Erhalt des ökologischen Mindestwasserabflusses mit 3 m³/s.

5.3 Das Rheinische Bergbaurevier

Das Rheinische Braunkohlerevier liegt in der Niederrheinischen Bucht im Städtedreieck Köln – Aachen – Mönchengladbach und nimmt insgesamt eine Fläche von etwa 2500 km² ein (Abb. 4).

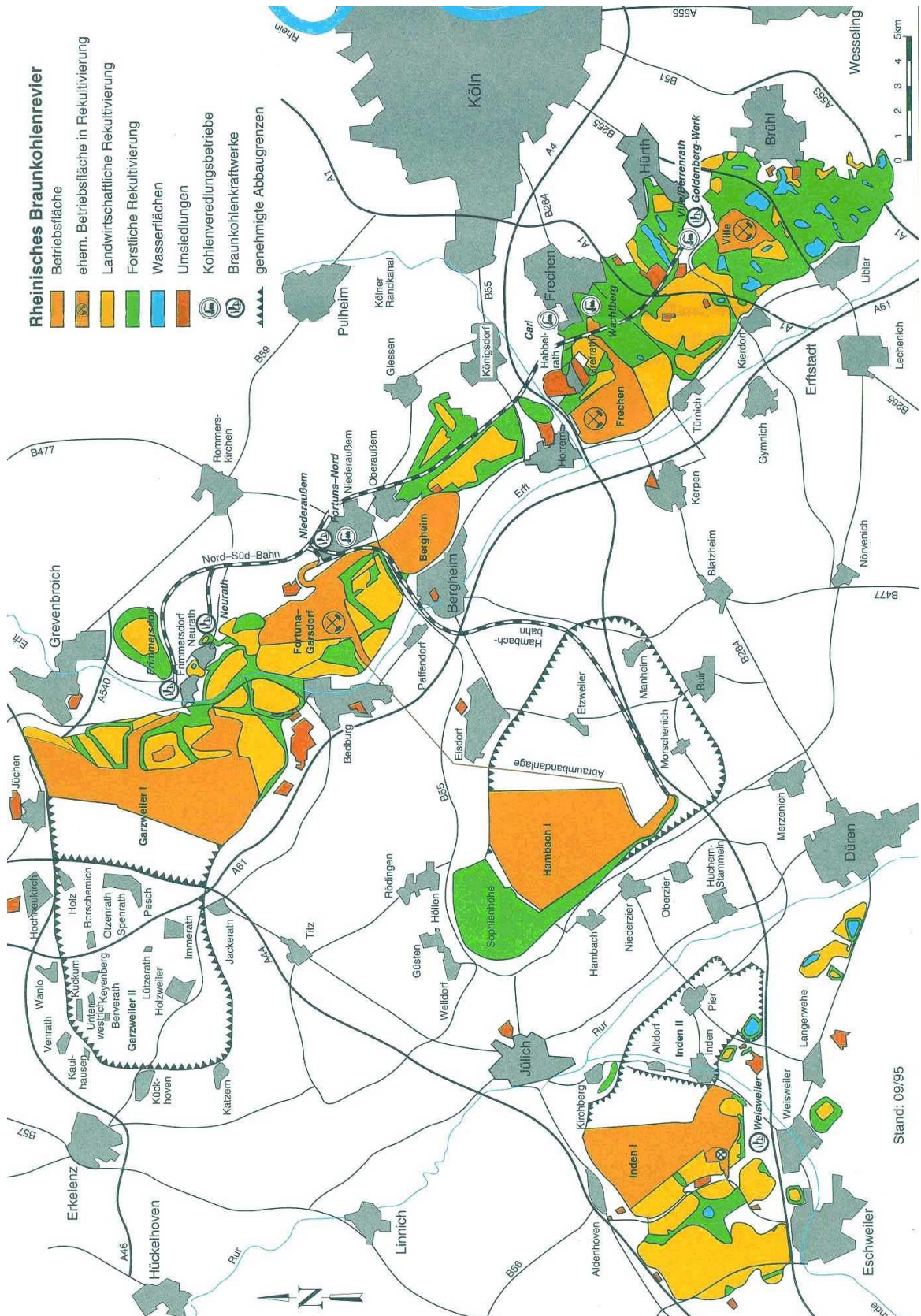


Abb. 4: Übersicht über das Rheinische Braunkohlegebiet (LMBV 1998)

Es unterscheidet sich in naturräumlicher Hinsicht vom Niederrheinischen Tiefland, wobei die Grenze zwischen beiden Großlandschaften als Lößgrenze von Heinzberg nach Düsseldorf verläuft. Die Oberflächengestalt wurde durch Hebungs- und Senkungsvorgänge geformt. Dabei bildeten sich seit dem Jungtertiär vier Hauptschollen heraus: Kölner-, Ville-, Erft- und Rurscholle (Pflug 1998). Das Gebiet umfaßt einen flachen Höhenrücken im Südteil der Ville, der sich südlich von Bonn in nordwestliche Richtung bis in den Raum Grevenbroich erstreckt. Die Flözablagerung im Rheinland ist etwa 10 – 80 m mächtig und in mehrere Einzelflöze aufgespalten. Die Braunkohlevorkommen sind an das kohleführende Tertiär gebunden und betragen etwa 55 Mrd. Tonnen. 1995 waren 7,25 % der Niederrheinischen Bucht vom Bergbau in Anspruch genommen worden (260 km²). Im Regenschatten der Nordeifel und des Hohen Venn herrscht ein relativ warmes Klima mit Niederschlägen unter 700 mm.

Aus der Zeit um 1700 existieren die ersten Berichte über Kleinstgruben („Klüttengruben“) zum Kohleabbau, in denen die Kohle gegraben und zu „Klütten“ (einem Gemisch aus Kohle und Wasser) verarbeitet wurde (Pflug 1998). Der Abbau der Braunkohle im Ville-Gebiet begann bereits im 19. Jahrhundert und erreichte seinen Höhepunkt in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts (Christmann 1995). Die ältesten Seen entstanden in den 30er Jahren im Süden des Gebietes. Die jüngsten Seen wurden in den 80er Jahren fertiggestellt, während die künftigen größten Tagebauseen Deutschlands derzeit noch aktive Tagebaue mit hoher Braunkohlenförderung sind (Hambach, Garzweiler). Die Seen im Ville-Gebiet sind von Beginn ihrer Entstehung an relativ gut limnologisch untersucht worden (Herbst 1966, Trahms 1972, Friedrich 1975). Daneben liegt eine umfassende Dokumentation zur Limnologie von 39 Ville-Seen zwischen 1988 und 1992 vor (Christmann 1995, Pflug 1998). Die Seenplatte umfaßt eine Gesamtwasserfläche von über 400 ha und besteht im wesentlichen aus kleineren und relativ flachen Seen (0,4-74 ha), die wegen der guten Datenlage (LAWA NRW 1993) in der vorliegenden Dokumentation erfaßt wurden. Die Gruben wurden von Grundwasser und Oberflächenwasser gespeist und sind häufig über Gräben miteinander verbunden, so daß Seenketten entstehen konnten. Das Wasser der Ville-Seen besitzt aufgrund der Oxidation von Eisendisulfiden, der Neutralisation der Schwefelsäure durch Karbonate bzw. Silikate und der Auswaschung aus verkippten Aschen einen hohen Salzgehalt (vor allem: Sulfat, Kalzium, Magnesium, Chlorid, Silizium). Versauerungserscheinungen wurden bislang aber nur im meromiktischen Zieselsmaar und im Entenweiher beobachtet. Eine Versauerung der anderen Ville-Seen wird nicht erwartet, lediglich der Concordia – und der Köttinger See könnten aus den Abflüssen des Zieselsmaars beeinflusst werden. Die Sedimente der Seen bestehen aus Liegend-Ton und nicht abgebauten Braunkohlerippen, auf denen sich organogene Sedimente gebildet haben. Die Mehrzahl der Seen ist meso- bis schwach eutroph und für die meisten Nutzungen gut geeignet.

Im Zusammenhang mit den Bergbauaktivitäten im Niederrheinischen Revier ist eine mehrmalige Verlegung der Erft, eines linken Nebenflusses des Rheins, im Gebiet zu erwähnen. Die Erft dient der Sümpfungswasseraufnahme (zeitweilig bis zu 1 Mrd. m³/a, etwa 30 m³/s im Mittel- und Unterlauf) und dem Hochwasserschutz im Gebiet. Die erste Verlegung erfolgte 1941/42 für eine Mittelwasserführung von etwa 4 m³/s. 1958 wurde eine erhebliche Verlegung des Flusses vorgenommen, die eher eine Kanalisierung darstellte. Die Einschnitte des künstlichen Verlaufes waren teilweise bis 15 m tief. Nach einer weiteren Verlegung in westliche Richtung im Jahre 1962 wurde die Erft 1964 hochwasserfrei ausgebaut und 1974

schließlich für eine Mittelwasserführung von 30 m³/s bei Mittelwasser bemessen. Nach der Verlagerung des Braunkohleabbaufeldes Frimmersdorf-Süd in westliche Richtung erhielt der Ortsteil Kaster 1985 wieder ein Fließgewässer in seinen Stadtmauern. Zwischen Kaster und der Erft konnte ein neues Gewässer wiederhergestellt werden und gleichzeitig entstand ein 8 ha großer See (s. Kasterer See, Kap. 8.11.20).

Tab. 5: Tagebauseen im Rheinische Bergbaurevier

Revier	Seen
Nordrevier	Kasterer See, Garzweiler See, Fortuna-Garsdorf See, Neurather See
Westrevier	Hambacher See, Blausteinsee, Dürener See, Echtzer See, Lucherberger See, Neffelsee, Zülpicher Wassersportsee
Südrevier (Ville-Seen)	Albertsee, Berggeistweiher, Binsenteich, Bleibtreusee, Concordiassee, Donatussee, Ententeich, Entenweiher, Fasanenweiher, Forellenteich, Forsthausweiher, Fürstenberg Maar, Franziskussee, Gallbergweiher, Gotteshülfeteich, Gruhlwerksee, Heider Bergsee, Karauschenweiher, Karpfenteich, Kierberger Maar, Knapsacker See, Köttinger See, Liblarer See, Lucretiassee, Margarethenweiher, Mittelsee, Nordfeldweiher, Obersee, Otto-Maigler-See, Phantasialandsee, Pingsdorfer See, Roddersee, Schluchtsee, Silbersee, Stiefelweiher, Theresiassee, Tongraben, Untersee, Villenhofer Maar, Werkstattweiher, Zieselsmaar, Zwillingsee

5.4 Die Niedersächsischen Braunkohlereviere

Das Helmstedter Revier ist nach Müller (1959, 1962 in Pflug 1998) und Hausmann & Ueberschaar (1985) eine Untereinheit des Ostbraunschweigischen Hügellandes (Abb. 5).

In dieser Geländemulde haben sich im Tertiär bis zu 300 m mächtige Schichten gebildet, zu denen auch die Braunkohleflöze gehören. Im Jungpleistozän bildeten sich während der Rißeiszeit Geschiebemergelaufagen und später Lößablagerungen, aus denen sich Schwarzerden entwickelten. Die Braunkohlenvorkommen erstrecken sich zwischen Helmstedt und Staßfurt auf einer Länge von 70 km und einer Breite von 4 - 7 km. Der ursprüngliche Kohlevorrat in den hangenden Bereichen soll 470 Mio. t betragen haben. In den liegenden Flözgruppen finden sich 1,6 Mrd. t sogenannter Salzkohle. Die Helmstedter Mulde liegt im Übergangsbereich vom atlantischen zum kontinentalen Klima und weist starke Schwankungen der Niederschläge auf (310-870 mm/a).

Der Beginn des Bergbaus in diesem Revier geht in das auslaufende 18. Jahrhundert zurück. In der Mitte des 19. Jahrhunderts waren bereits 20 fördernde Schachtanlagen im Betrieb. 1925 wurde die letzte Tiefbaugrube im Helmstedter Revier geschlossen. Eine politisch bedingte Besonderheit ergab sich für den Braunkohlentagebau 1952, weil die damalige Zonengrenze durch das Gebiet verlief. Die Tagebaue Wulfersdorf und Victoria gehörten seit dieser Zeit zum Gebiet der DDR. Der Tagebau Helmstedt wurde 1972 erschlossen und umfaßt eine Fläche von 250 ha. Er wird im Jahr 2001 ausgekohlt sein und dann zur Flutung vorbereitet. Im Tagebau Schöningen wird auf einer Fläche von 470 ha

Salzkohle abgebaut. Das Südfeld des Tagebaus wird etwa 2009 ausgekohlt sein. Die Tagebaue Victoria, Alversdorf, Treue und Wulfersdorf sind bereits stillgelegt. Jährlich werden nach Pflug (1998) 4 Mio. t Kohle gefördert und 12 Mio. t Abraum bewegt. Die Inanspruchnahme des Landes betrug bislang insgesamt etwa 2800 ha.

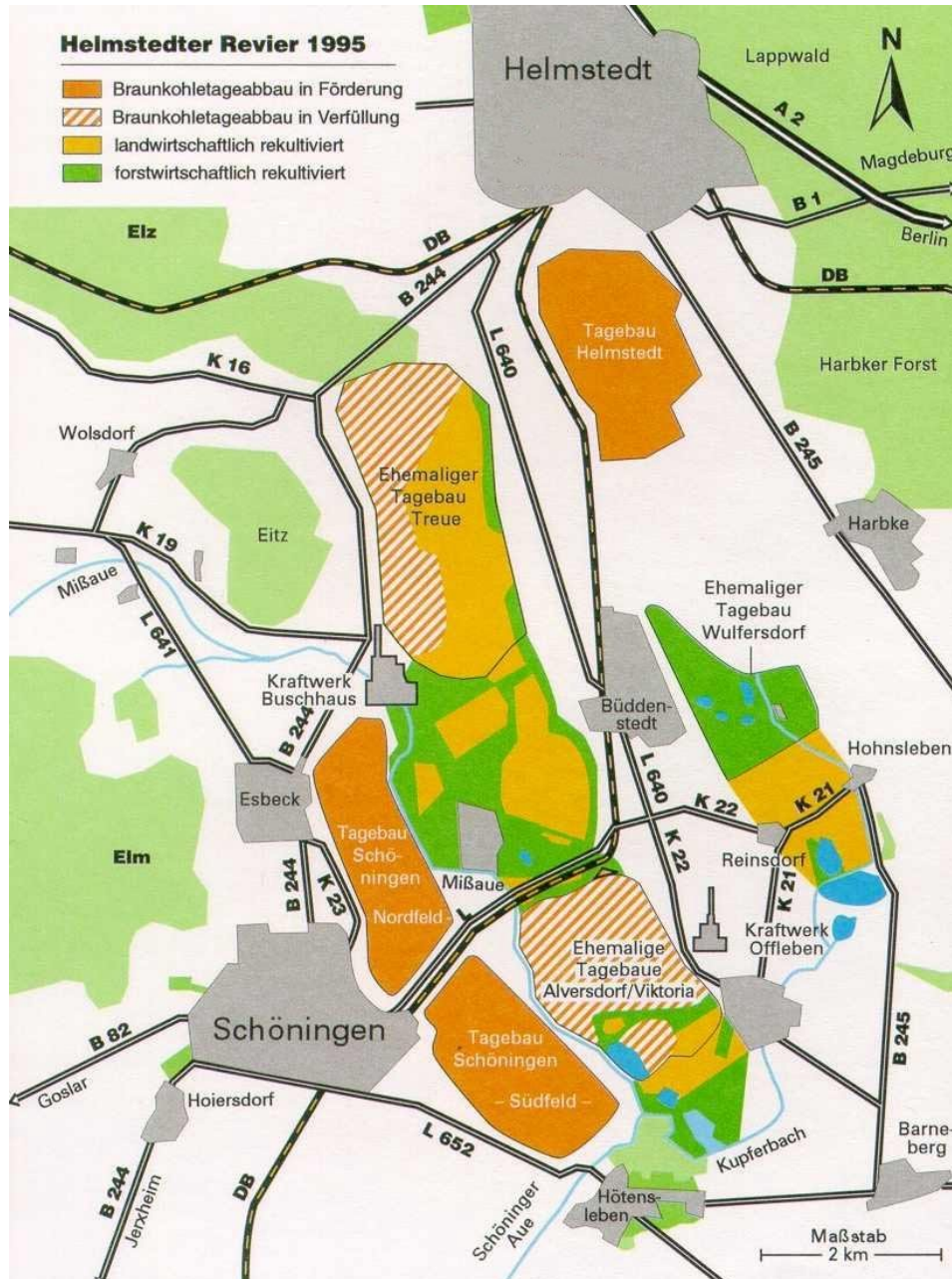


Abb. 5: Übersicht über die Tagebaue im Niedersächsischen Braunkohlenrevier (LMBV 1998)

Eine weitere kleine Braunkohlelagerstätte aus dem Ober- bis Unterpliozän befindet sich südöstlich von Hameln. Sie erstreckt sich zwischen Wallensen (Landkreis Hameln-Pyrmont) und Duingen (Landkreis Hildesheim) und besteht aus einem bis zu 70 m mächtigen Kohleflöz. Dieses liegt oberhalb von miozänen Quarzsanden und wird von einer mächtigen Hilssandsteinschuttdecke bedeckt (Unbekannt 1957). Die Kohle ist stark durch Tonmittel verunreinigt und mit Holzresten versetzt. Ihr Abbau reicht mehr als hundert Jahre zurück und hinterließ eine geringe Anzahl kleiner Tagebauseen.

Die Horloffniederung und weitere Senkungsgebiete füllten sich mit Sedimenten des Oberpliozäns, der jüngsten Phase des Tertiärs. Hier bildeten sich vor etwa 1-1,2 Mio. Jahren Braunkohlelager mit einer Mächtigkeit von durchschnittlich 9 m aus. Diese Schichten wurden im Pleistozän mit mächtigen Lößdecken und fluviatilen Sedimenten und verwitterten Basaltgesteinen überlagert. Der Braunkohlenbergbau Niederhessens ist der älteste Braunkohleabbau Deutschlands (Steckhan 1998). In der Tab. 6 sind die Vorkommen bzw. Betriebslagen, Betriebszeiten dargestellt.

Tab. 6: Vorkommen bzw. Betriebslagen, Betriebszeiten und Beginn des Abbaus im Niederhessischen Bergbauggebiet (nach Steckhan 1998)

Vorkommen bzw. Betriebsanlage	Erste Bergbauarbeiten	Vorkommen bzw. Betriebsanlage	Erste Bergbauarbeiten
Meißner		Möncheberg/Ihringhausen	1820
Schwalbenthal	1555	Oberkaufungen	
Bransrode	1584	Freudenthal	18 ?
Neuaufschluß	1945/46	Hochstadt/Belgerkopf	18 ?
Habichtswald		Stellberg	
Ziegenkopf	1570	Feld I	1800
Roter Stollen	1910	Feld III	1800
Friedrich Wilhelm	1875	Carlstollen	1921
Marie am Bilstein	1893	Feld VIII (Wollrode)	1919
Herkules (Druseltal)	1916	Neuanlage	1833
Hunsdrück	1919	Heiligenberg	
Holzhausen		Karthause	1750
Osterberg	1592	Heiligenberg	1870
Kleeberg	1921	Beuern	1866
Ahlberg	1800	Ostheim	1850
Gahrenberg Süd	1898	Borken	1897
Gahrenberg Nord	1840	Ronneberg	1823
Steinberg bei Münden	1650	Frielendorf	1820
Hirschberg		Richardsberg	1918
Ringenkuhl/Hirschberg	1680/1750	Buchenau	1920
Johanniswiese	1793	Burghasungen	1919
Faulbach	1794	Oberkaufungen	
Marie	1868/69	Freudenthal	
Glimmerode	1865	Hochstadt/Belgerkopf	

Im nördlichen Teil der Wetterau wird seit 200 Jahren Braunkohle gewonnen, wobei der Abbau unter Tage von 1804-1927 die alleinige Fördertechnologie war. Der Tiefbau wurde 1962 stillgelegt und der Tagebaubetrieb begann. In der Zeit von

1981 –1991 erschöpften sich die Vorräte und der Bergbau wurde eingestellt. Im Wölfersdorfer Revier wurden insgesamt 70 Mio. t Kohle gefördert. Im ca. 1257 ha umfassenden Rekultivierungsgebiet entstand auch die „Wetterauer Seenplatte“, die neben 8 Teichen 8 größere Seen mit einer Fläche von insgesamt 300 ha umfaßt.

5.6 Das Braunkohlerevier in der Oberpfalz (Bayern)

Nahe Wackersdorf befanden sich die zwei nahegelegenen Braunkohlelagerstätten Wackersdorf (südlich und östlich von Wackersdorf) und Rauberweiher (nordöstlich von Wackersdorf). Der erste Braunkohleabbau begann bereits im Jahre 1807, der Großabbau fand jedoch erst von 1929 bis 1982 statt. Hier wurden z.T. jährlich 8 Mio. Tonnen Braunkohle in das nahegelegene Kraftwerk Schwandorf transportiert. Insgesamt wurden ca. 180 Mio. Tonnen Wackersdorfer Braunkohle gewonnen.

Die großflächige, ausgekohlte Mulde im Rauberweihergebiet wurde mit aus Abraummaterial bestehenden Dämmen unterteilt, so daß insgesamt fünf Seen mit unterschiedlicher Höhenlage entstehen konnten (Abb. 7). Vor dem Beginn der kontrollierten Flutung wurden die Böschungen im oberen Teil der Restlöcher mit Abraum verflacht, um Seeuferzonen zu bilden. Die Flutung der Seen fand zwischen 1964 und 1982 statt. Die fünf Seen Edelmannsee, Murnersee, Brückelsee, Ausee und Lindensee bedecken eine Fläche von insgesamt 391 ha. Im Wackersdorfer Revier entstanden der Steinberger See und der Knappensee mit einer Fläche von insgesamt 241 ha, außerdem der kleinere Irlacher See. Die Uferböschungen wurden bereits während des laufenden Betriebes gestaltet.

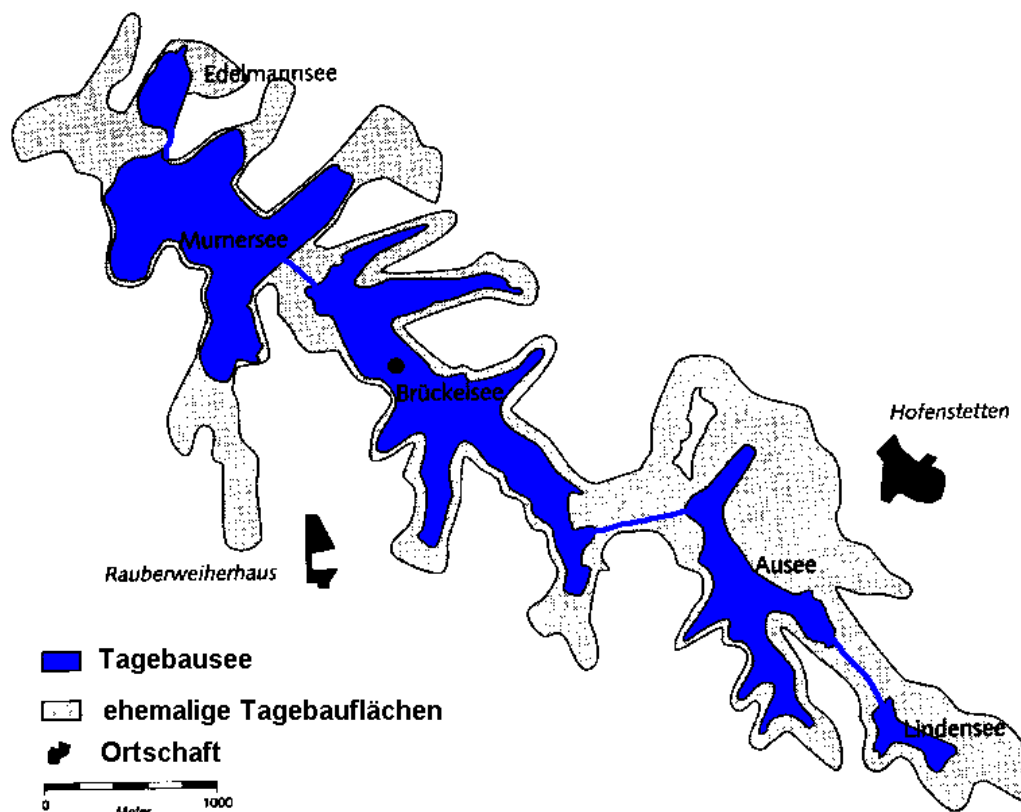


Abb. 7: Rauberweiher Seenkette. Die eingezeichneten Wasserflächen zeigen den Stand der Seenflutung im Jahr 1994 (aus: Peine 1998, verändert)

Vor dem Braunkohleabbau war die Umgebung von Wackersdorf eine Teichlandschaft mit zahlreichen flachen Karpfen Weihern, die eine Gesamtwasserfläche von ca. 285 ha einnahmen. Durch die neuen Tagebauseen, die eine Fläche von insgesamt 632 ha erreichen, ist der Landkreis Schwandorf heute der wasserreichste Landkreis Nordbayerns (Weilner 1989).

6 Besonderheiten und Problematik der Tagebauseen

6.1 Die Versauerung von Braunkohlentagebauseen

Aufgrund der geologischen Besonderheiten in einigen Braunkohleregionen sind viele der Tagebauseen in Folge der Pyritverwitterung extrem sauer. Das betrifft besonders die Tagebauseen der Lausitz und in Bayern, sowie einige Seen in Mitteldeutschland. Im Rheinischen Revier sind dagegen von den zahlreichen Ville-Seen nur zwei geogen sauer, während die beiden größten Seen der Region, die derzeit noch aktive Tagebaue sind (Hambacher See und Garzweiler II), ebenfalls ein Versauerungspotential aufweisen werden. Entsprechend der aufgezeigten geochemischen und limnologischen Besonderheiten der Tagebauseen lassen sich diese zunächst in saure und nicht saure Gewässer unterteilen.

In der Abb. 8 ist eine Einordnung der Seentypen nach ihrer Pufferkapazität vorgenommen. Danach können nicht saure Tagebauseen in Abhängigkeit von ihrem geochemischen Einzugsgebiet in die Gruppe der neutralen Hartwasserseen eingruppiert werden. Der Neutralisierungsprozeß für saure Tagebauseen bedeutet den Wechsel innerhalb der drei Puffersysteme: Fe-Puffer $\Rightarrow$ Al-Puffer $\Rightarrow$ Hydrogencarbonatpuffer.

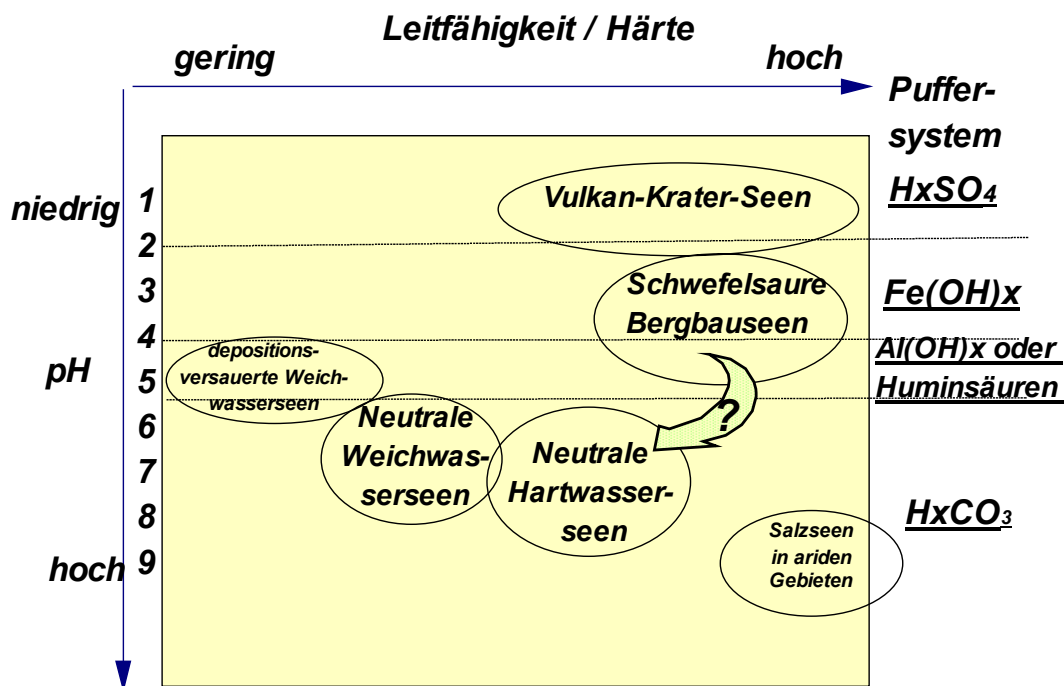


Abb. 8: Seentypisierung in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit, dem pH-Wert und dem Puffersystem (Nixdorf & Uhlmann 1998, unveröffentlicht)

Die sauren Tagebauseen können nach dem Ursprung der Versauerung zunächst grob klassifiziert werden (Abb. 9, BTUC 1997g, Uhlmann in LUA 1995).

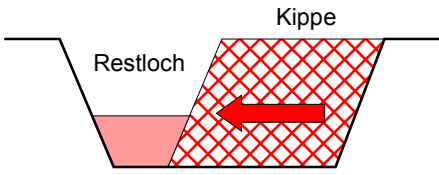
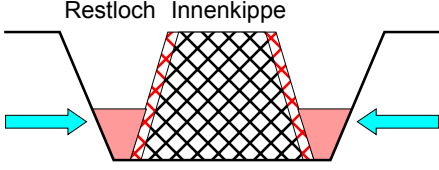
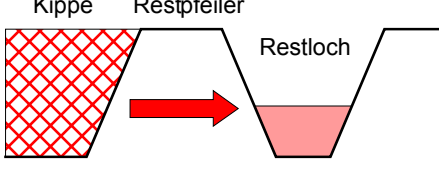
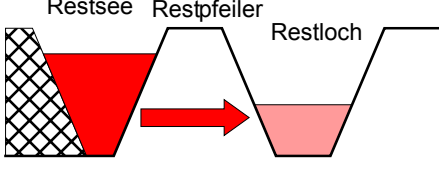
Typ der Restseeversauerung	Ursprung der Versauerung	dominierender Prozeß
	autochthon	Exfiltration von Kippen-Grundwasser
	autochthon	Leaching der Kippenböschungen
	allochthon	Übertritt von Kippen-Grundwasser aus benachbarten Tagebauen
	allochthon	Übertritt von Wasser aus benachbarten Restseen

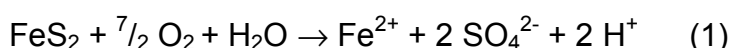
Abb. 9: Typisierung saurer Tagebauseen nach dem Ursprung der Versauerung (nach Uhlmann in LUA 1995)

Der Chemismus der Versauerung erklärt sich aus der Pyritoxidation (Steinberg et al. 1999):

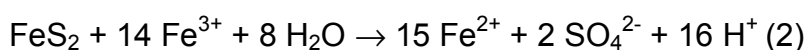
Die Eisensulfide in den Kohlevorkommen, von denen die Disulfide am häufigsten sind, kommen hauptsächlich in zwei unterschiedlichen kristallinen Formen vor. Im marinen Bereich wird der Pyrit gebildet, während im limnischen Bereich der Markasit dominiert. Der Sulfid-Verwitterung liegen zwei Prozeßgruppen, die Oxidation des Schwefels und des Eisens(II), zugrunde:

Oxidation des Schwefels:

mit molekularem Sauerstoff (Gl. 1):

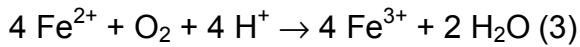


ohne molekularen Sauerstoff, sondern mit anderen Elektronen-Akzeptoren, etwa mit Fe(III) (Gl. 2):



Es wird deutlich, daß beide Oxidationsschritte zur Freisetzung von Protonen führen. Ein Großteil der Protonen, nämlich 7 von 8, wird bei der Oxidation von Fe(II) (vorübergehend) wieder gebunden.

Oxidation des Eisens(II) (Gl. 3):



Der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist die Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) mit Luftsauerstoff. Diese Oxidation erfolgt beträchtlich langsamer als die Oxidation der Sulfide mit Fe(III). Während die Halbwertszeit für die erstgenannte Reaktion rund 1000 Tage beträgt, liegt sie für die Oxidation mit Fe(III) zwischen 20 und 1000 Minuten.

Beide Oxidationsschritte setzen Energie frei, die für die biochemische Fixierung von CO₂ bei der Primärproduktion verwertet wird. Dieser Prozeß ist bekannt als *Chemolithoautotrophie*.

Hydrolyse des Eisen(III) (Gl. 4):

In sauerstoffhaltigem Wasser hydrolysiert Fe(III) sofort und fällt als Eisenhydroxid aus:



Diese Reaktion bewirkt den eigentlichen Säureschub.

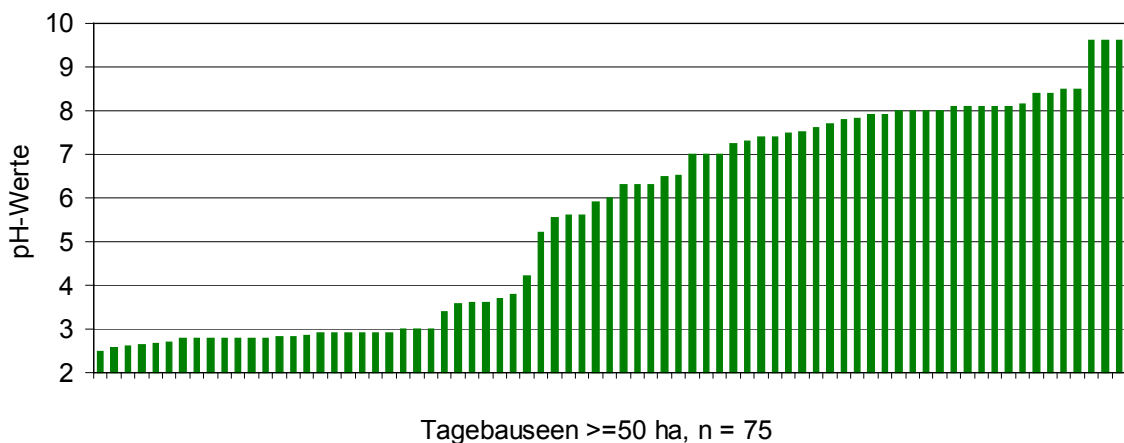
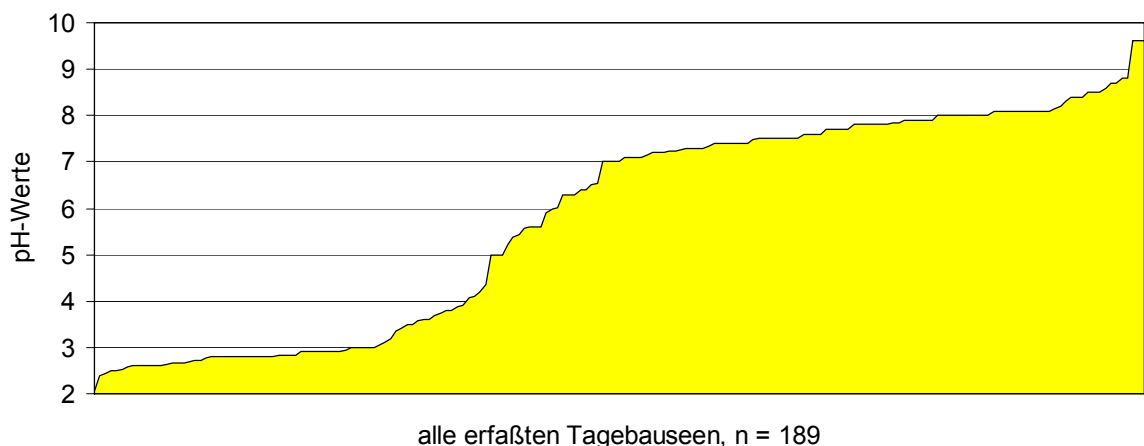


Abb. 10: Verteilung der pH-Werte in Tagebauseen Deutschlands insgesamt und in Tagebauseen größer als 50 ha

In der Abb. 10 ist die Verteilung der pH-Werte in den Tagebauseen Deutschlands vorgestellt. Die meisten sauren Seen finden sich in der Lausitz. Bei dieser Darstellung ist zu berücksichtigen, daß von vielen Tagebauseen keine pH-Werte vorliegen.

Neben dem pH-Wert sind auch die sehr hohen Basenkapazitäten ein deutliches Merkmal für die Versauerung ($\text{pH} < 3,5$, $K_{B4.3} = 3 - 35 \text{ mmol/l}$, hohe Konzentrationen an Fe, Sulfat, Ca, z.T. Al, s.a. LUA 1995).

6.2 Limnologische Besonderheiten von Tagebaugewässern

6.2.1 Morphometrie und Mixis

Die Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlegebiete sind seit 1990 von besonderem limnologischen Interesse, weil hier einige hundert Seen innerhalb kurzer Zeiträume mit z.T. beträchtlichen Ausmaßen entstehen (s. Abb. 11, Luckner & Eichhorn 1996, BTUC 1996, 1997g).

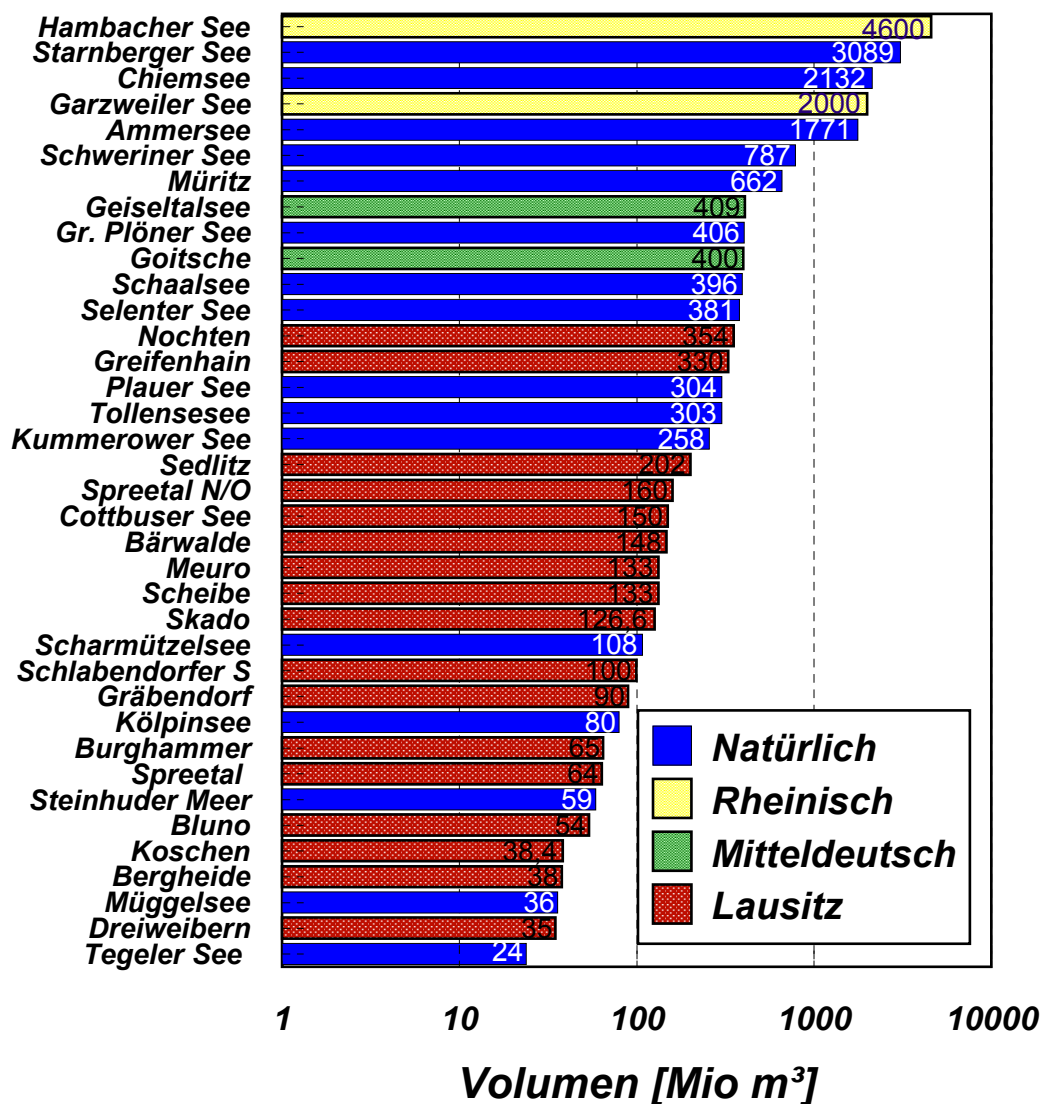


Abb. 11: Vergleich der Volumina natürlicher Seen in Deutschland mit Tagebauseen in Mitteldeutschland, dem Rheinischen Kohlerevier und der Lausitz

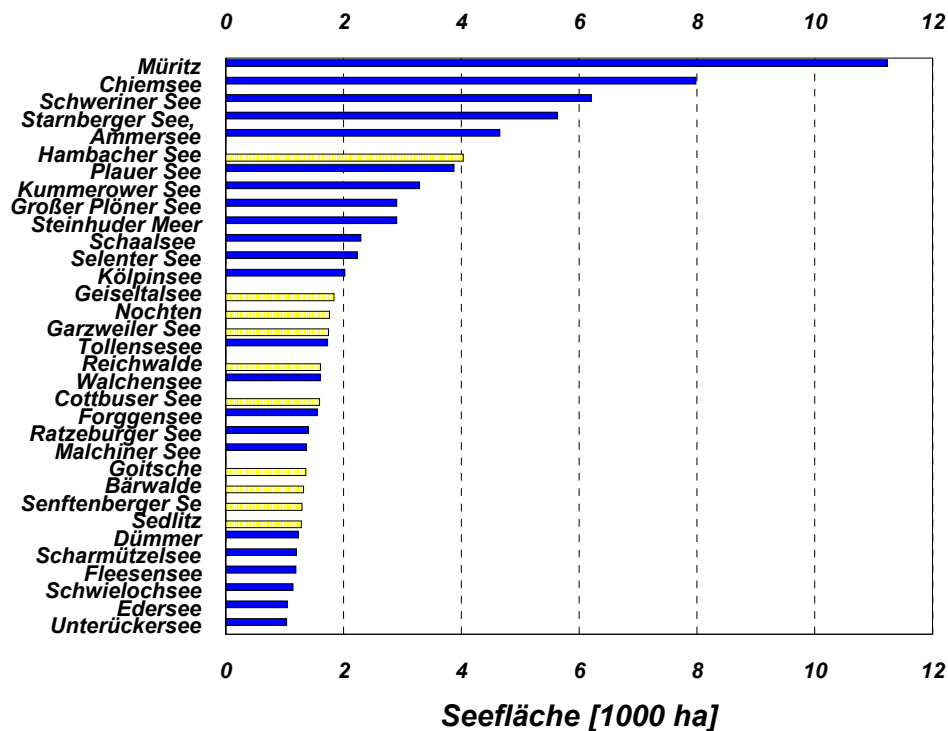


Abb. 12: Vergleich der größten natürlichen Seen (blau) und Tagebauseen (gelb) geordnet nach der Seefläche

Die größten Tagebauseen werden im Niederrheinischen Kohlerevier (Hambacher See und Garzweiler II) und in Mitteldeutschland (Geiseltal, Goitsche) entstehen und dann zu den 10 größten Seen Deutschlands zählen (Abb. 12). Die Häufigkeitsverteilung der Flächen der hier erfassten Tagebauseen ist in Abb. 13 und Abb. 14 dargestellt.

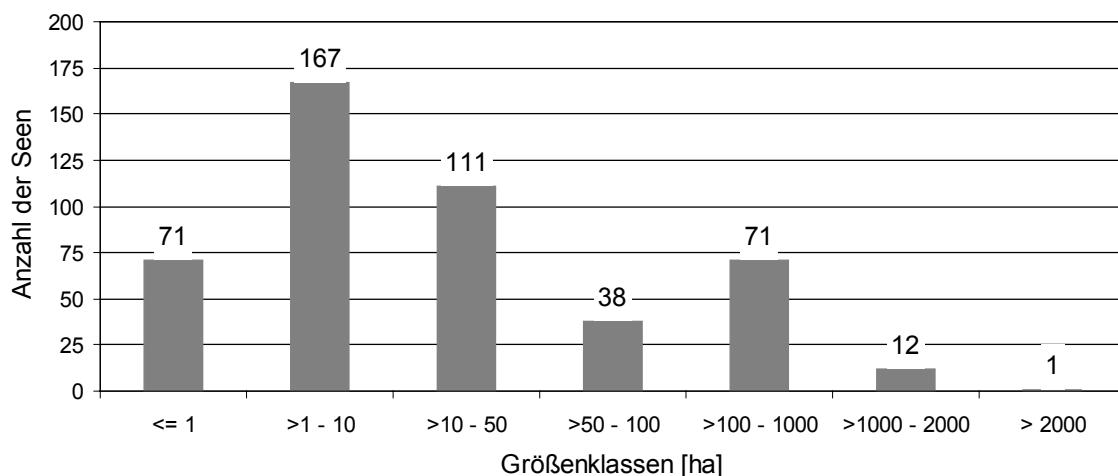


Abb. 13: Häufigkeitsverteilung der Flächen von Tagebauseen in Deutschland

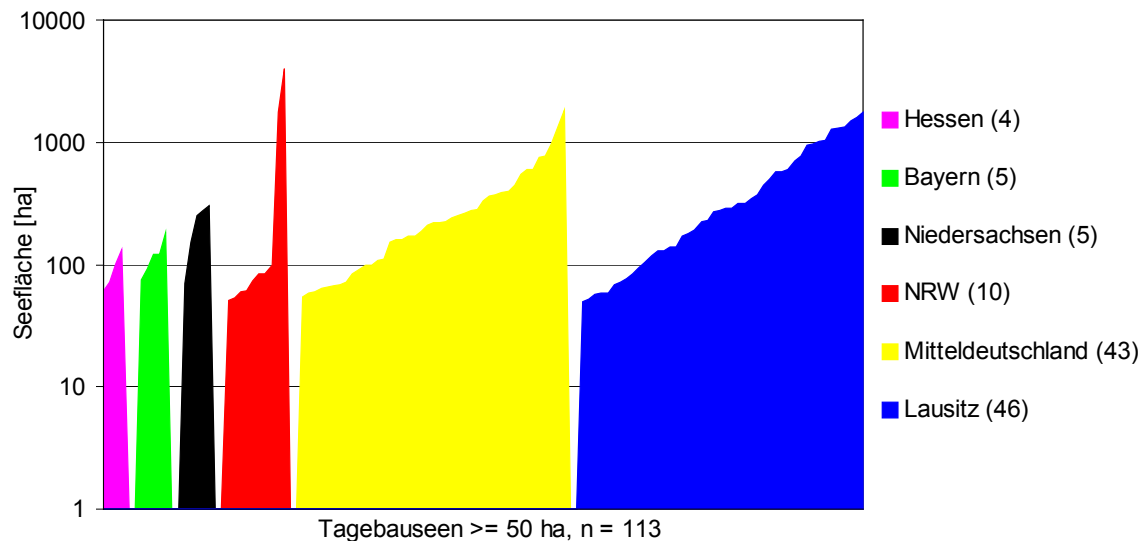


Abb. 14: Verteilung der Flächen von Tagebauseen über 50 ha Größe geordnet nach einzelnen Revieren (in Klammern = Anzahl der Tagebauseen in den einzelnen Bundesländern)

Eine Übersicht über die Flächen der Anzahl der bislang erfaßten Tagebauseen, ihrer Flächen und Volumina (Tagebauseen über 50 ha) ist in Abb. 15 enthalten. Dabei ist zu berücksichtigen, daß in dieser Darstellung die künftigen größten Tagebauseen im Rheinischen Kohlerevier, Garzweiler II und Hambach, enthalten sind.

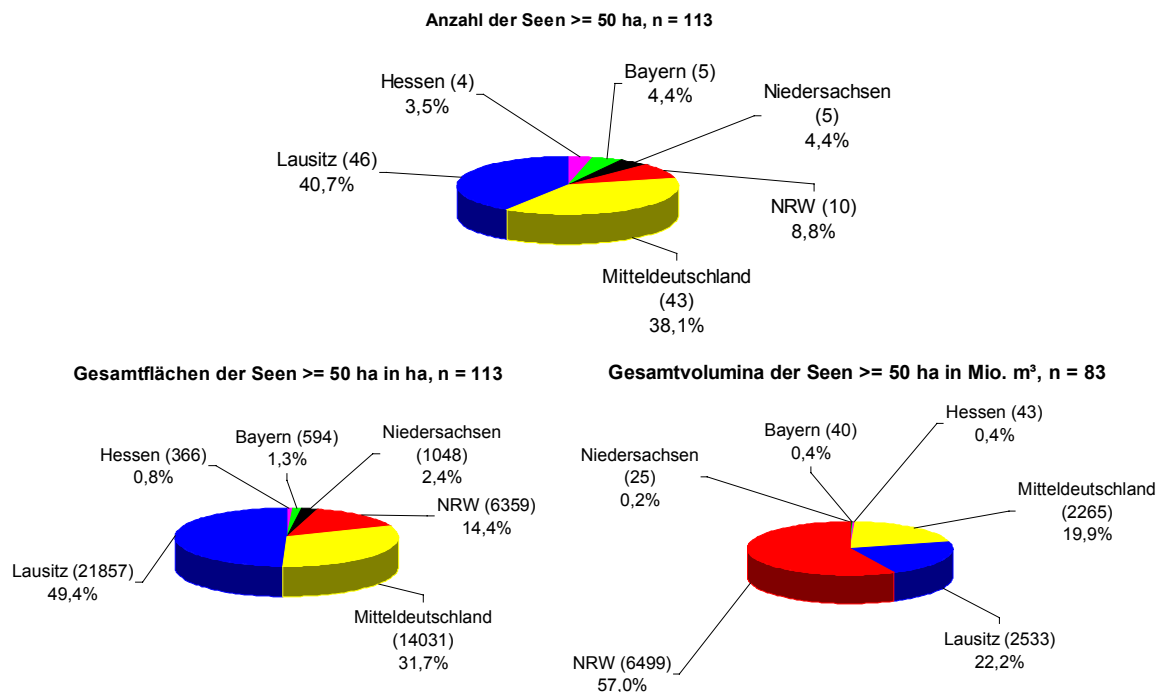


Abb. 15: Vergleich der Anzahl, Flächen und Volumina von Tagebauseen (größer 50 ha) in den einzelnen Braunkohlenrevieren Deutschlands

Die entstandenen Hohlformen als morphometrische Voraussetzung für die Entstehung von Tagebauseen werden als Restlöcher der Tagebaue bezeichnet. Die jeweilig angewandte Fördertechnologie bestimmt dabei, welche Formen der Restlöcher nach der Auskohlung zurückbleiben. Das Deckgebirge über den Kohleflözen wird mit Abraumförderbrücken auf kürzeste Entfernung zur Kippe transportiert und rippenförmig verstürzt. 60% des Abraumes werden auf diese Weise bewegt. Die Förderbrücken können dabei bis 60 m Abraum über dem Kohleflöz abtragen. Eimerkettenbagger werden bei der Gewinnung von 20-30 m hohen Abraumschichten eingesetzt (Drebenstedt, 1995). Absetzer transportieren und verteilen den Abraum. Das Ergebnis sind sogenannte Absetzerkippen. Die Direktsturztechnologie ist zwar kostengünstig, führt jedoch aufgrund der begrenzten technischen und technologischen Möglichkeiten von Förderbrücken zu einer oft ungünstigen Verteilung pyrithaltiger Kippsubstrate. Für die künftigen Tagebauseen hat das dann Auswirkungen auf den Chemismus, wenn das Niveau solcher Kippenflächen durch das entnommene Kohleflöz unter dem des nachbergbaulichen Grundwasserspiegels liegt. Durch den drastischen Rückgang der Kohleförderung seit 1990 und der Schließung zahlreicher Tagebaue fehlte es an Abraummengen zum Überzug von Kippenoberflächen, zum Verfüllen von Restlöchern oder zur Schaffung geotechnischer Sicherheiten auf den künftig grundwassernahen Kippenstandorten. Massendefizite durch Kohleabraum und das Verfüllen von Gruben in benachbarten Tagebauen hinterlassen folglich Hohlräume, die meist mit Wasser gefüllt werden. Eine besondere Resthohlform stellen dabei die Randschläuche von Tagebauen dar, die meist sehr tief (40-60 m) und dabei sehr schmal sind (z.B. Lohsa II).

Die morphologische Vielfalt der Tagebauseen ist folglich sehr groß. Sie umfaßt kleine Litoralseen (z.B. Plessa-Region) bis hin zu sehr großen und tiefen Seen mit meromiktischem Charakter (Garzweiler II, Hambach) bzw. dimiktische Gewässer ($Z_{\max}$: 20 – 60 m). Ufernahe Flachwasserbereiche sind in den tiefen Seen nur schwach ausgeprägt. Neben einfachen Hohlformen mit geringer Uferentwicklung (z.B. Greifenhain, Gräbendorf, s. Kühne et al. 1997) bestimmen auch komplizierte morphologische Strukturen das Bild vieler dimiktischer Seen als Folge spezifischer Abbautechnologien (z.B. Lohsa II, Dreibeibern, s. BTUC 1997g). Tiefe und schmale Randschläuche wechseln mit sehr flachen Bereichen. In einigen Seen finden sich auch Inseln, die aus Innenkippen entstanden sind.

Für einige der mittelgroßen und sehr großen Tagebauseen ist die Ausbildung meromiktischer Zustände in tiefen Randschlauchbereichen bzw. im gesamten See nicht auszuschließen (z.B. Goitsche, Bärwalde, Lohsa II, Spreetal-Nordost, Garzweiler II, Hambacher See). Bisher sind zwei meromiktische Seen im Lausitzer Gebiet bekannt. Dabei handelt es sich um die sehr kleinen Seen Waldsee bei Döbern (Nixdorf et al. 1998a) und Lugteich bei Hoyerswerda (Fyson & Rücker 1998). Auch der Tagebausee Plessa 111 zeigt ein allerdings nur schwach ausgebildetes Monimolimnion. Für die größten deutschen Tagebauseen Garzweiler II und Hambach wird ebenfalls die Ausbildung meromiktischer Zustände vorausgesagt (Hamm 1991, BTUC 2000).

Meromiktische Seen werden zu keinem Zeitpunkt des Jahres bis zu ihrer maximalen Tiefe durchmischt. Die von der Zirkulation ausgeschlossene Tiefenzone wird als Monimolimnion, der den regionalklimatischen Zirkulationsbedingungen unterliegende Bereich als Mixolimnion bezeichnet. Die beiden Bereiche werden durch die Chemokline voneinander getrennt, in der starke vertikale physikalische und chemische Gradienten auftreten. Kennzeichen des

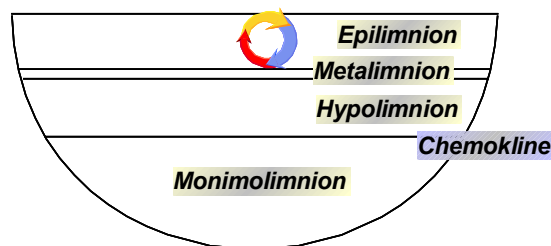
Monimolimnion ist vor allem die stets niedrige Sauerstoffkonzentration aufgrund der fehlenden Durchmischung mit dem sauerstoffhaltigen Oberflächenwasser. In den meisten Fällen sind im Monimolimnion anoxische Bedingungen anzutreffen mit hohen Phosphat-, Ammonium-, Eisen- und Mangankonzentrationen sowie Schwefelwasserstoffkonzentrationen, wodurch die biologische Besiedlung sehr stark eingeschränkt wird (Fyson & Rücker 1998).

Die Ursachen für diese limnologisch seltene Erscheinung in Mitteleuropa sind unterschiedlich. Je nach der Entstehungsgeschichte kann zwischen ectogener, biogener und crenogener Meromixis unterschieden werden (Hutchinson 1937). Zu ectogener Meromixis kommt es durch externe Prozesse wie den Zustrom schweren, salzhaltigen Wassers oder auch durch die Übersichtung von leichterem Süßwasser. Biogene Meromixis wird durch biologische Prozesse, Sedimentation oder Sedimentrücklösungen hervorgerufen. Kennzeichen der crenogenen Meromixis ist der Zustrom salzhaltigen Grundwassers. Diese Form der Meromixis ist in Tagebauseen zu beobachten.

Walker und Likens (1975) unterscheiden nur zwischen exogener und endogener Meromixis. Endogene Meromixis tritt danach bei Seen in windgeschützter Lage auf, bei denen das Verhältnis von maximaler Tiefe zur Seefläche relativ hoch ist.

In der Abb. 16 ist die horizontale Zonierung eines meromiktischen Sees während der Stagnations- und Zirkulationsphase dargestellt.

Meromiktischer See während der Sommerstagnation



Meromiktischer See während der Vollzirkulation

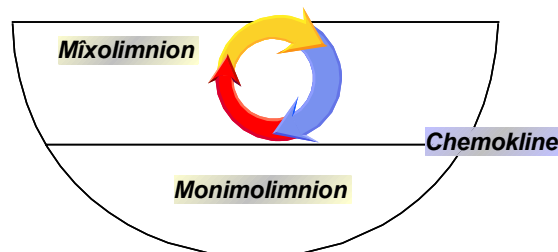


Abb. 16: Horizontale Zonierung eines meromiktischen Sees während der Stagnations- und Zirkulationsphase

In der Bergbaufolgelandschaft ist die Ausbildung meromiktischer Tagebauseen ein erstrebenswerter Zustand, wenn es um die Beschleunigung des Neutralisierungsprozesses saurer Seen geht. Das Monimolimnion ist dabei als Stoffsenke in

diesen Systemen zu betrachten, die Nährstoffe dauerhaft zurückhalten kann und die eingeströmten bzw. sedimentierten Eisen/Schwefelverbindungen in einen reduzierten Zustand hält bzw. überführt. In jedem Falle ist jedoch Sorge dafür zu tragen, daß die großen Mengen akkumulierter Säurepotentiale, Nähr- und Schadstoffe nicht durch unterirdische Austauschvorgänge mit dem Grundwasser eine Gefährdung insbesondere in Trinkwasserschutzgebieten hervorrufen.

6.2.2 Klarheit saurer Tagebauseen und Unterwasserlichtklima

Legt man als einfachstes Kriterium der Klarheit eines Gewässers seine Durchsichtigkeit zugrunde, ergibt sich für eine Vielzahl der extrem sauren Tagebauseen der Status „Klarwassersee“. Sichttiefen bis zu 16 m belegen die Partikelarmut und den geringen Einfluß gelöster und gefärbter Substanzen auf die Lichtattenuation dieser Seen. Entsprechend gering sind auch die Chlorophyllkonzentrationen in den sehr klaren Seen. Innerhalb dieses Seentypus gibt es jedoch auch zahlreiche Gewässer mit nicht-vegetationsbedingte Trübungen. Hierbei handelt es sich um Trübungen durch pH- und redoxbedingte Fällungs- und Flockungsprozesse aufgrund der hohen Fe-Konzentrationen (Nixdorf & Hemm 2000).

6.2.3 Nährstoffressourcen und Besiedlung in sauren Tagebauseen

Trotz z.T. hoher TP-Konzentrationen des zur Flutung eingesetzten Grund- und Oberflächenwassers (TP bis 1 mg/l, Nixdorf et al. 1997 a) befinden sich die Seen meist in einem oligotrophen bis mesotrophen Zustand. Hohe Fe- und Al-Konzentrationen verhindern über effektive Flockungs- und Fällmechanismen jegliche Trophiesteigerung. Folglich sind diese Seen klar, selbst wenn sie wegen hoher Fe-Konzentrationen rostrote Färbungen aufweisen. Klarwasserphasen können von Trübungsphasen, die durch Fe- und Al-Ausflockungen entstehen, unterbrochen werden.

Von den Hauptnährelementen sind Phosphor und Kohlenstoff limitierend für die Primärproduktion ($\text{DIC} < 0,5 \text{ mgC/l}$, $\text{TP} < 15 \text{ µgP/l}$) und damit auch für die Primär- und Sekundärkonsumenten und die Ausbildung komplexer Nahrungsnetze (Nixdorf et al. 1998 b, Steinberg 1999). Stickstoff ist dagegen nicht limitierend, denn im sauren Milieu ist die Nitrifikation gehemmt und hohe Ammonium- und damit auch TN-Konzentrationen werden regelmäßig gemessen (z.B. RL 113).

Die meisten Grundwässer sind stark mit CO_2 angereichert. Dadurch ergibt sich insbesondere für die Verfügbarkeit anorganischer Kohlenstoffquellen eine völlig veränderte Situation für die Primärproduzenten in diesen Ökosystemen: Im Gegensatz zu den Hartwasserseen in der Norddeutschen Tiefebene herrscht in den Tagebauseen nicht nur extremer P-Mangel, sondern auch C-Limitation. In Gewässern mit einem pH-Wert unter 4 übersteigt die Sättigungskonzentration des anorganischen Kohlenstoffs nicht $0,31 \text{ mg/l C}$ (Satake & Saijo 1974, Krumbeck et al. 1998). In Abb. 17 ist die Verteilung der TP- und TIC-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen dargestellt. Es wird ersichtlich, daß in pH-Bereichen unter 4-5 niedrige TIC- und TP-Konzentrationen vorherrschen.

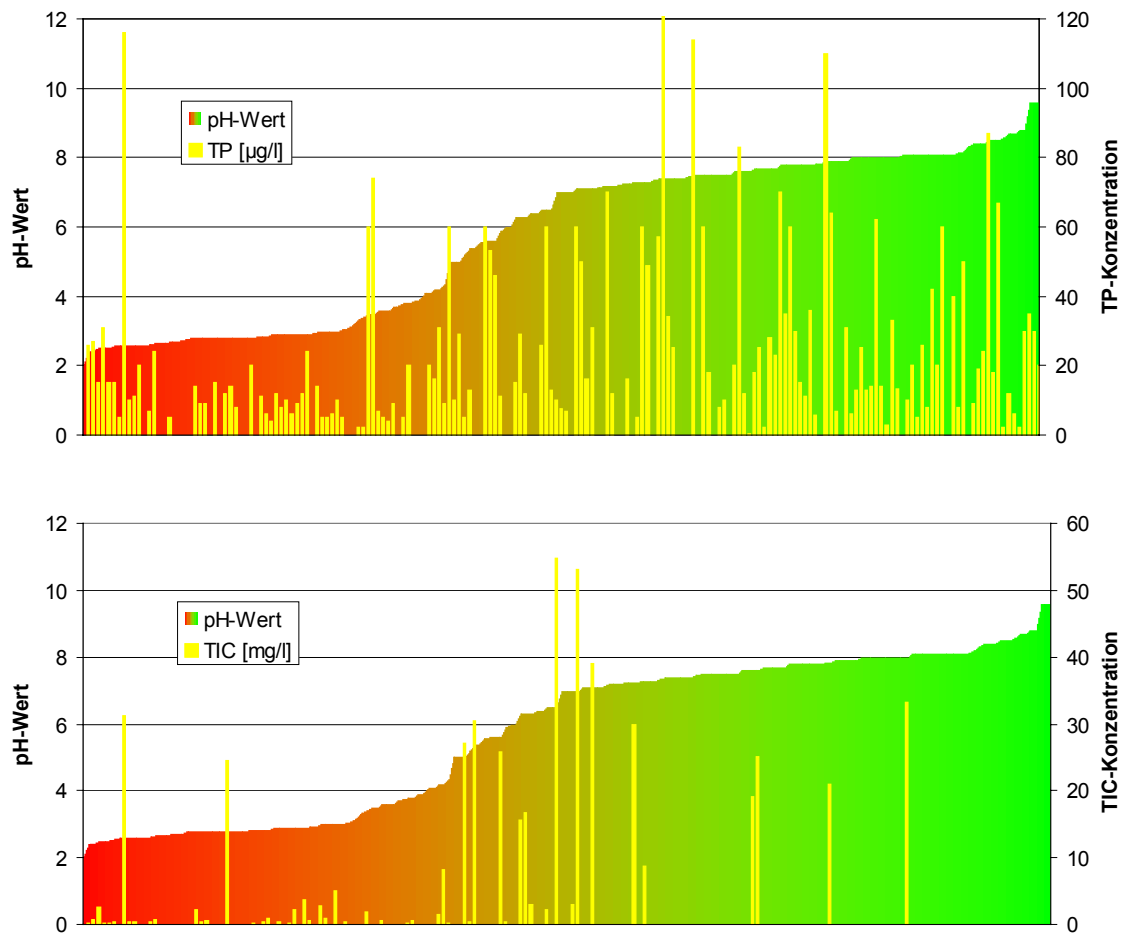


Abb. 17: TP- und TIC-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

Aufgrund der bisherigen Untersuchungen läßt sich postulieren, daß das autotrophe Wachstum nicht durch die extreme Acidität gehemmt wird. Dafür sprechen die relativ hohen episodischen und auch saisonal-permanenten Chlorophyll a – Konzentrationen bzw. Biomasseentwicklungen, die in zahlreichen Seen ermittelt werden konnten:

- Meromiktische Seen: 50-450 $\mu\text{g/l}$ Chlorophyll a
- Dimiktische Seen: Chlorophyll a–Maxima bis zu 30 $\mu\text{g/l}$ (Felixsee, Lichtenauer See, Helene-See, Katja-See, Grünewalder See, Plessa 111, Skado, Koschen, usw., s. Nixdorf et al. 1997 b)
- Flachseen: über 2000 $\mu\text{g/l}$ (Cospuden, Wölfl et al. subm.)
- Intensive benthische Besiedlung in relativ flachen, durchlichteten Seen durch Makrophyten z.B. *Juncus bulbosus*
- Mikrophytobenthos mit hoher Chl a - Entwicklung im Litoral: bis 134 $\text{mg Chlorophyll a /m}^2$ durch Mikrophytobenthos (Kapfer 1998, Nixdorf & Kapfer 1998).

Es wird postuliert, daß die Intensität der Stoffumsätze durch die Ressourcenbereitstellung (insbesondere anorganischer Kohlenstoff) gesteuert wird, während die Artenvielfalt durch den Säurecharakter der Tagebauseen erheblich eingeschränkt wird.

Im Gegensatz zur planktischen Besiedlung gestaltet sich das Wachstum von Makrophyten in Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit der Seen z.T. sehr üppig. Pietsch (1998) konnte als eindeutige Pionierpflanze saurer Tagebauseen *Juncus bulbosus* identifizieren, die in 213 von 234 untersuchten Seen der Lausitz nachweisbar war und dichte Bestände unter Wasser ausbilden kann. *Potamogeton natans* fand sich noch in ca. 44% der Gewässer. Auch *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und weitere Juncus – Arten finden sich in den Uferbereichen der meisten Seen, wobei starke Schwankungen der Wasserstände durch wasserwirtschaftliche und andere Sanierungsmaßnahmen bzw. Wieder-versauerungsprozesse erhebliche Wachstumsstörungen darstellen.

Der Grad der Versauerung bestimmt ebenfalls die Komplexität der Nahrungsnetze im Pelagial. Bakterien, Phytoplankton, Heliozoen (Wölfl et al., im Druck) und Rotatorien sind auf den verschiedenen trophischen Ebenen nur mit wenigen Arten vertreten (Nixdorf et al. 1998, 2000, Leßmann & Nixdorf 2000). Die Vernetzung zwischen den trophischen Ebenen im Pelagial und mit dem benthisch-litoralen Nahrungsnetz ist nur schwach ausgeprägt. Erst bei pH-Werten über 3 wurden Crustaceen nachgewiesen (Deneke 2000). Corixiden als Top-Prädatoren sind dagegen säuretoleranter und treten durch den fehlenden Fraßdruck der Fische mit mehreren Arten in z.T. hohen Abundanzen auf (Wollmann et al.). Ein Beispiel für das Nahrungsgefüge eines extrem sauren Sees ist in Abb. 18 schematisch dargestellt.

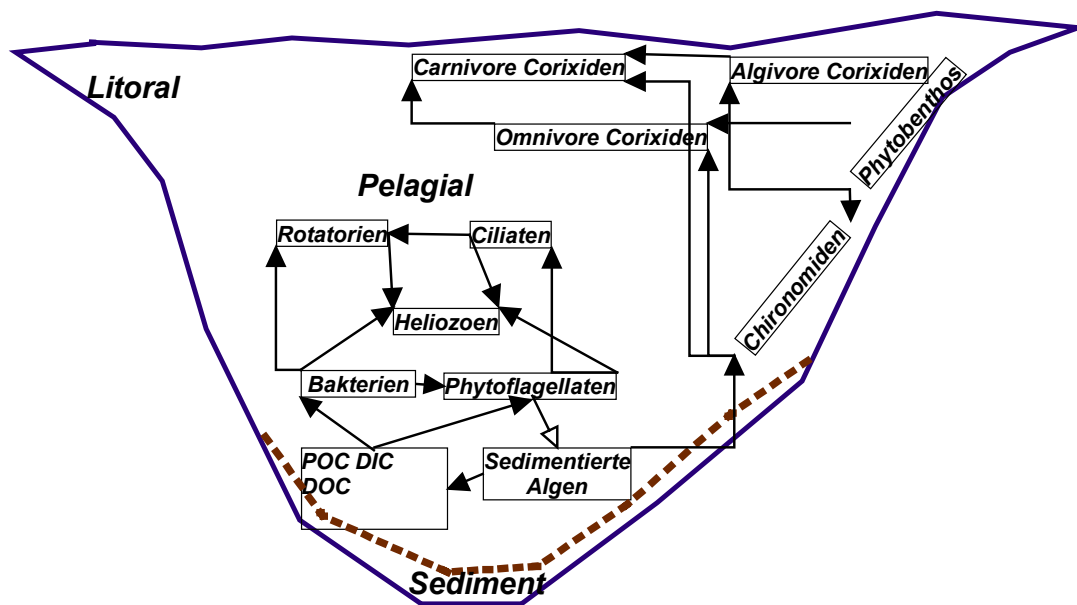


Abb. 18: Nahrungsnetz in einem Tagebausee mit einem pH-Wert von 2,8 (nach Wollmann et al. 2000 verändert)

6.2.4 Weitere chemische Besonderheiten in sauren Tagebauseen

In den nun folgenden Abbildungen sind die Abhängigkeiten einiger wichtiger Wasserinhaltsstoffe vom pH-Wert dargestellt.

In der Abb. 19 ist die Verteilung der Sulfatkonzentrationen entlang eines pH-Gradienten dargestellt. Es wird ersichtlich, dass die Sulfatkonzentrationen in den sauren Wässern höher sind als in den neutralen Wässern. Dabei ist zu bemerken, daß die Mehrzahl der Meßwerte aus dem Gebiet der Lausitz stammen. Die

Versauerung der Tagebauwässer in der Lausitz ist auf die Markasit- und Pyritverwitterung (Kap. 6.1) zurückzuführen, bei der neben Sulfat auch Eisen entsteht. Bei den Eisenkonzentrationen (Abb. 20) läßt sich folglich die gleiche Abhängigkeit wiederfinden.

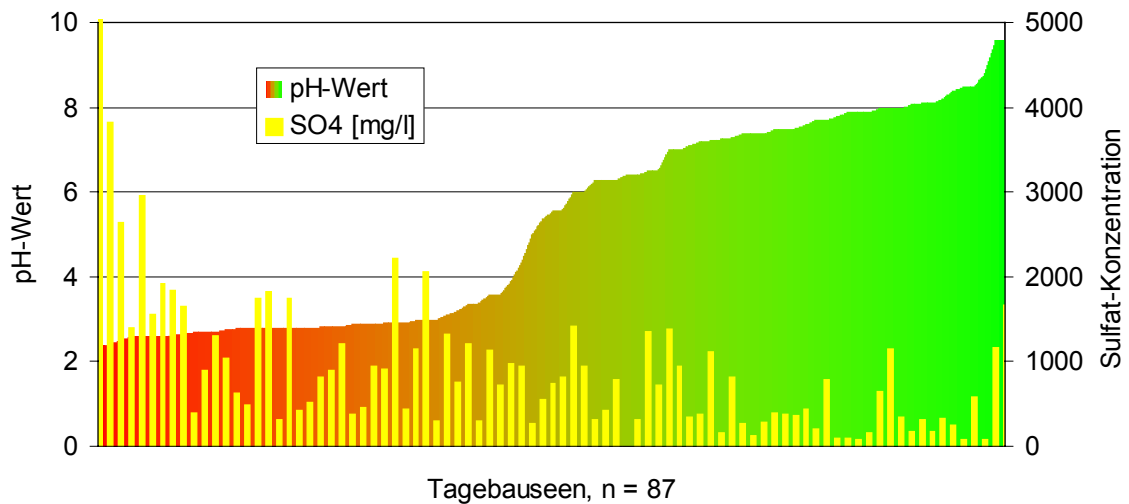


Abb. 19: Sulfatkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

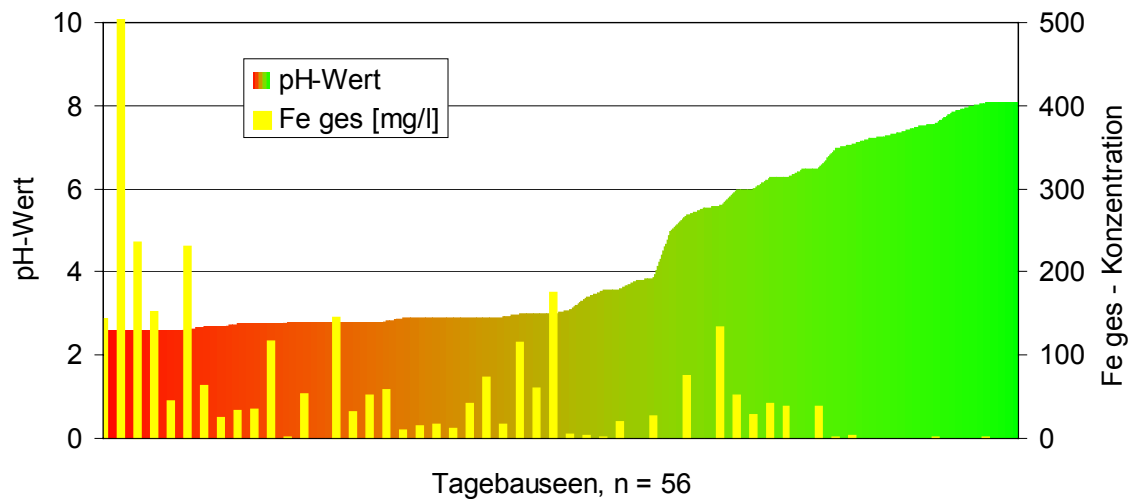


Abb. 20: Eisenkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

In der Abb. 21 ist die Verteilung der Aluminiumkonzentrationen innerhalb der pH-Werte dargestellt. Aufgrund der guten Löslichkeit von Aluminiumverbindungen im sauren Milieu finden sich in einem pH-Bereich unter 4 relativ hohe Al-Konzentrationen (beachte: logarithmischer Maßstab!).

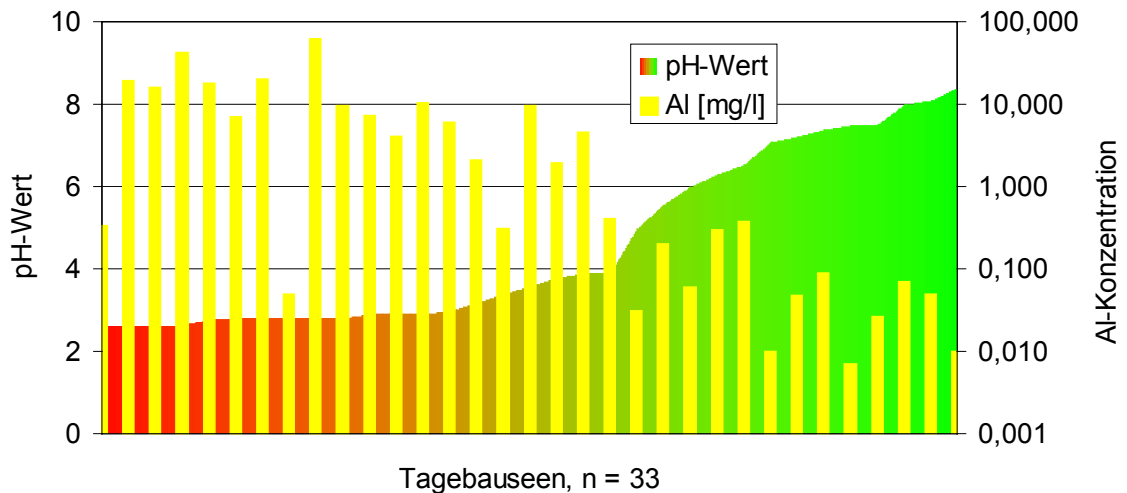


Abb. 21: Aluminiumkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

Bei der Verteilung der Kalziumkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert ist kein Trend zu erkennen (Abb. 22). Es ist lediglich zu bemerken, daß die Kalziumkonzentrationen in den sauren Tagebauseen im allgemeinen geringfügig höher sind als in den neutralen Seen.

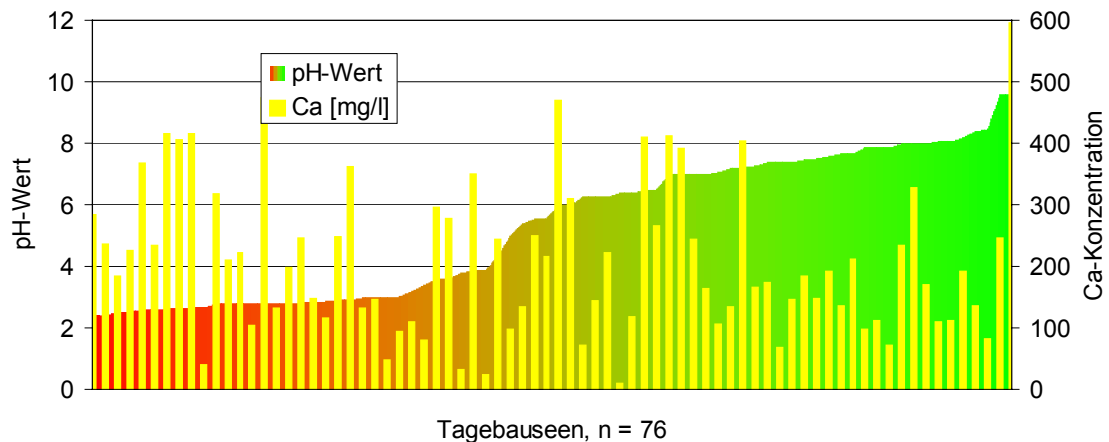


Abb. 22: Kalziumkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

Ein ähnliches Verteilungsmuster ergibt sich bei der Gegenüberstellung von Chlorid-Konzentration und pH-Wert (Abb. 23). Werte zwischen 10 und 100 mg/l zeigen keine Abhängigkeiten vom pH-Wert und werden im wesentlichen geogenen Ursprungs sein. Besonders hohe Chloridkonzentrationen weisen Merseburg-Ost 1a mit 1700 mg/l und Merseburg-Ost 1b mit 12400 mg/l auf. Die Ursache dafür ist das sehr salzhaltige Kohleflöz (Salzkohlelagerstätte).

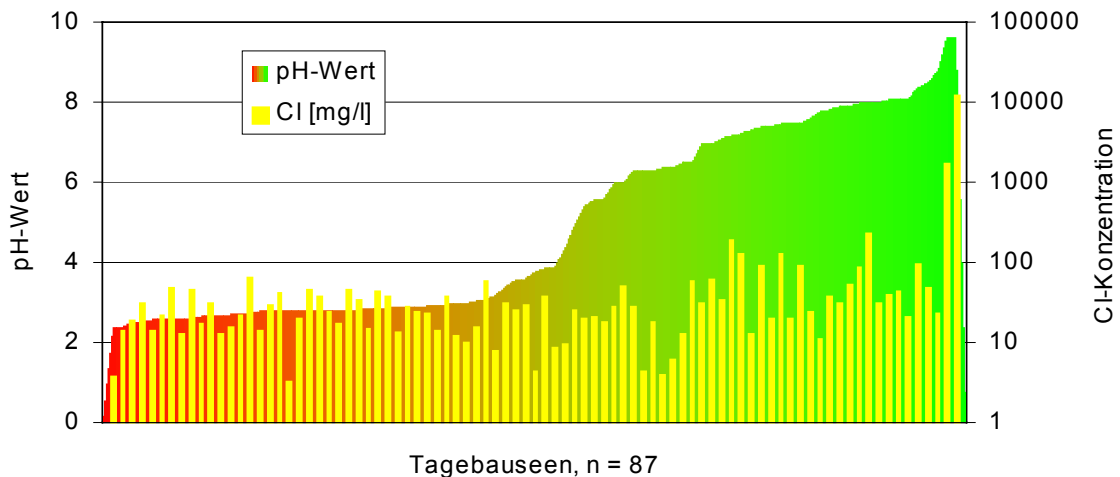


Abb. 23: Chloridkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

Die Mn-Konzentrationen liegen im sauren Bereich etwa zwischen 1 und 10 mg/l (Abb. 24). Bei neutralen pH-Werten deutet sich eine Tendenz zu geringeren Werten an, die jedoch eine große Streuung aufweisen.

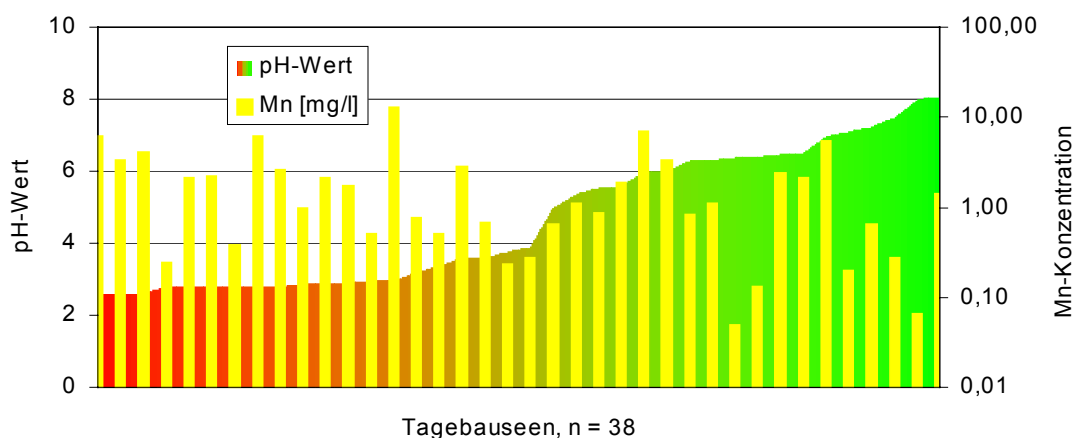


Abb. 24: Mangankonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen

6.3 Eutrophierungsgefährdung von Tagebauseen

6.3.1 Methodische Grundlagen der Trophieermittlung

Eine wesentliche Grundlage für die einheitliche Messung und Bewertung von Güteparametern in Tagebauseen stellt die „Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen“ (Schultze et al. 1994) dar, die 1994 im Auftrag der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Wasserwirtschaftliche Planung“ vom UFZ Magdeburg (Sektion Gewässerforschung) und von der BTU Cottbus (Lehrstuhl Gewässerschutz und Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft) erarbeitet wurde. Danach werden alle säure- und trophierelevanten

Parameter in Anlehnung an die Untersuchung neutraler, natürlicher Seen bestimmt.

Besonderheiten der Konservierung und Aufbereitung von sauren Gewässerproben werden für die Chlorophyllanalyse und Phytoplanktonbestimmung von Liepelt (1997) und Liepelt et al. (1997) aufgezeigt. Danach erweist sich die sofortige Filtration der Proben zur Vermeidung von Chlorophyll a-Verlusten im sauren Milieu als notwendig. Phänomene der Maskierung oder Ausfällung von Phosphor sowie Probleme bei der Bestimmung des gesamten anorganischen Kohlenstoffes (TIC) von Proben aus extrem sauren und stark eisenhaltigen Gewässern und bei der Aufbereitung sind ebenfalls zu berücksichtigen. Herzprung et al. (1998) zeigen die Besonderheiten in der Verteilung und Untersuchung von Eisenverbindungen auf. Für die angesprochenen Probleme und darüber hinaus ist eine Aktualisierung der Methodik von Schultze et al. (1994) erforderlich. In Anlehnung an die LAWA-Richtlinie (1998) wird die Berechnung der topographischen und morphometrischen Zustandsgrößen und von Referenzsichttiefen vorgenommen. Weitere Parameter der Trophieprognose sind im folgenden aufgeführt.

6.3.2 Verhältnis von Hypo- zu Epilimnionvolumen

Die Tatsache, daß Seebeckenform und -größe die Ausbildung von Reaktionsräumen und damit die Ausprägung der Trophie in einem See mitbestimmen, muß bei der Prognose der Trophieentwicklung nach den Vorgaben der TGL (1982) berücksichtigt werden. Das Verfahren zur Abschätzung des Trophiepotentials besteht in der Ermittlung des Verhältnisses von Hypo- zu Epilimnionvolumen bereits während der Flutung unter Einbeziehung des hypolimnischen Sauerstoffvorrats. Insbesondere die sehr großen Tagebauseen weisen meist ein sehr günstiges Volumenverhältnis und damit relativ hohe Sauerstoffvorräte im Hypolimnion auf.

6.3.3 Weitere seebeckenmorphometrische Kenngrößen nach LAWA (1998)

Daneben werden seebeckenmorphometrische Kenngrößen zur Ermittlung des trophischen Referenzzustandes aus folgenden Parametern ermittelt (LAWA 1998):

Mittlere und maximale Tiefe, theoretische Epilimniontiefe, effektive Achsenlänge aus effektiver Länge und Breite eines Sees als ein Maß für die Angriffsmöglichkeit des Windes auf die Wasseroberfläche und der Tiefengradient. Für den Tiefengradienten gilt, daß Werte $> 1,5$ im Sommer in der Regel thermisch stabile Schichtung bedeutet. Nach diesen Kalkulationen werden die meisten Tagebauseen der Lausitz stabil geschichtete Gewässer sein.

Ein wertvolles Hilfsmittel zur Prognose der zu erwartenden Gewässergüte anhand der Sichttiefe bildet die Möglichkeit der Ermittlung einer Referenzsichttiefe, die anhand von Werten aus Seen in weitgehend unbelasteten Gebieten (Glaziales Braslauer Seengebiet in Weißrussland, 2 Einwohner/km², extensive Landwirtschaft – Mietz 1996, LAWA 1998) geeicht wurde. Diese wird unter Berücksichtigung der mittleren Tiefe und des Tiefengradienten kalkuliert und gibt Auskunft über die potentiell mögliche Klarheit eines Gewässers unter Beachtung seiner Morphometrie und Topographie.

6.3.4 Nährstoffeinträge in Tagebauseen durch Zuflüsse aus Grund- und Oberflächenwasser sowie weitere potentielle Stoffeintragspfade

Der trophische Zustand eines Standgewässers wird hauptsächlich durch den Eintrag von Pflanzennährstoffen (meist Phosphor und Stickstoff) und deren assimilatorische Verwertung durch Primärproduzenten bestimmt. Jeder See erfährt einen natürlichen Nährstoffeintrag aus seiner Umgebung (ober- und unterirdisches Einzugsgebiet) und aus der Luft und ist damit in Abhängigkeit vom geochemischen Charakter und den klimatischen Verhältnissen auch ohne den Menschen einer Trophiebeeinflussung ausgesetzt.

Um das Ausmaß der Eutrophierungsgefährdung infolge der Flutungsmaßnahmen abschätzen zu können, wird neben den trophischen Hauptmeßdaten (u. a. TP-Konzentration, Chlorophyll a - Konzentration, Sichttiefe) auf detaillierte Wasserbilanzen und Prognosen der pH-Entwicklung zurückgegriffen. Die für die Flutung der einzelnen Tagebaurestlöcher zur Verfügung stehenden Wassermengen werden für die Prognosen in der Lausitz durch das Programm GRMDYN des Landesumweltamtes Brandenburg vorgegeben, wobei Veränderungen des Wasserdargebots und Rangfolgen bei den Flutungsmaßnahmen Berücksichtigung finden. Unter Einbeziehung der GRMDYN-Vorgaben werden von der LMBV mit dem Programm GEOFIM die geohydraulischen Verhältnisse in der Umgebung der Tagebauseen ermittelt, woraus sich zeitvariable Wasserbilanzen für den einzelnen See ableiten lassen (BTUC 1999, LUA 1996). Dabei werden die Grundwasserströme zum und vom Tagebausee und damit die Füllprozesse im Detail ausgewiesen. Die Grundwasserzu- und -abflüsse werden für den Hangendgrundwasserleiter, in der Kippe und im Liegendgrundwasserleiter berücksichtigt. Oberflächeneinleitungen und nach Erreichen des Stauziels auch die Abflüsse der Seen werden ebenso kalkuliert wie die klimatische Wasserbilanz. Aus diesen Bilanzen lassen sich die ober- und unterirdischen Wasserfrachten der Seen über mehrere Jahrzehnte entnehmen. Sie bilden damit eine wesentliche Grundlage der Trophieprognosen, bei der die TP-Frachten des Oberflächenwassers ebenso wie die des Grundwassers zunächst aus den Zu- bzw. Abflüssen und den mittleren TP-Konzentrationen bilanziert werden. Die TP-Frachten des Flutungswassers sind durch die Datenreihen der Landesämter und eigene Messungen meistens gut belegt.

Das zumindest in der Anfangsphase der Flutung noch saure Seewasser und aus den Kippen zuströmendes potentiell saures Grundwasser wirken einer Eutrophierung durch die Ausfällung von Phosphor durch Eisen bis zur Neutralisierung bei hohen Eisenkonzentrationen entgegen, was bei der Trophieprognose zu berücksichtigen ist. Dieses Phänomen ist in Abb. 25 dargestellt, wo deutlich ersichtlich wird, daß in sauren pH-Bereichen niedrige TP-Konzentrationen vorherrschen.

Die Prognose der pH-Entwicklung erfolgt durch die Erstellung von Säure-Base-Bilanzen auf der Grundlage der Wasserbilanzen und der chemischen Untersuchungsdaten unter Berücksichtigung zahlreicher hydrochemischer und geochemischer Randbedingungen mit den vom Programm PHREEQC (Parkhurst 1995) zur Verfügung gestellten hydrogeochemischen Modellen (BTUC 1999).

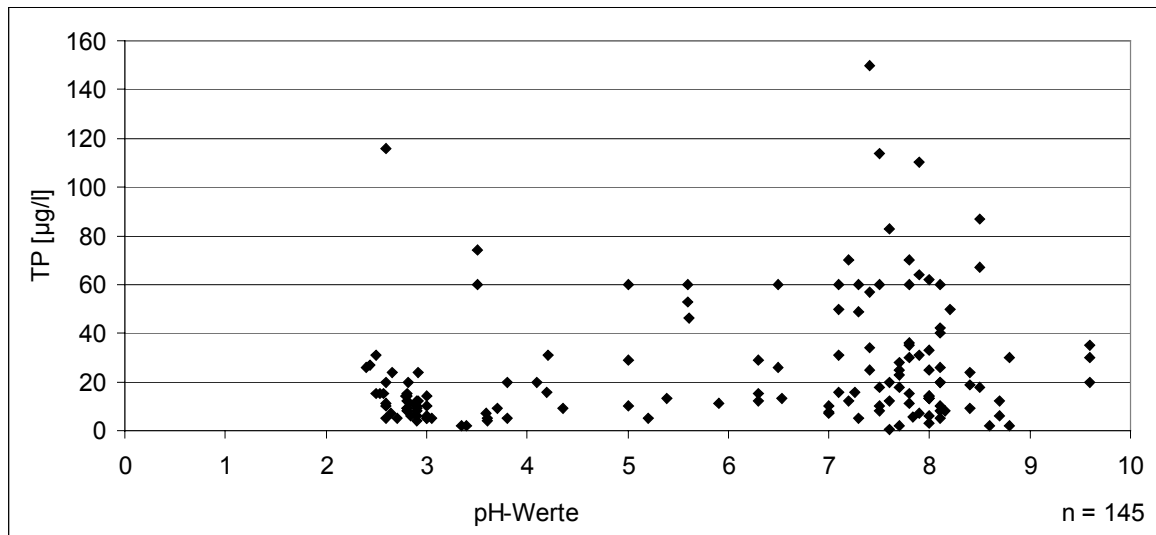


Abb. 25: TP-Konzentrationen in Tagebauseen in Abhängigkeit vom pH-Wert

Weitere Einträge von Nährstoffen werden direkt durch nasse und trockene Deposition (atmosphärischer Eintrag) über den Luftpfad ($0,3 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), durch Erholungssuchende (Badende pro Tag: $94 \text{ mg TP}/\text{Badender}$ bzw. $40 \text{ mg TP}/\text{Badender}$ (TGL 1982)) und Wasservögel (bis zu $380 \text{ mg TP}/\text{Ente}$, TGL 1982) verursacht. Diese Werte stellen sehr grobe Schätzungen dar und bedürfen nach Einstellung eines bestimmten Nutzungszieles (Badensee, Vogelschutz) einer Konkretisierung bezüglich der Trophiegefährdung. Wie bedeutsam z. B. Phosphoreinträge durch überwinternde, nordische Gänse sein können, hat Röncke (mdl. Mitteilung) für den Arendsee ermittelt. Danach sind TP-Einträge von $1,8\text{-}3 \text{ t P/a}$ mit Abstand die größte Phosphorbelastung für dieses Gewässer.

Der potentielle natürliche Nährstoffeintrag aus den meist nährstoffarmen sandigen Einzugsgebieten kann in Anlehnung an LAWA (1998) mit $0,1 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ kalkuliert werden, falls für die Zuflüsse keine ausreichenden hydrochemischen Untersuchungsdaten vorliegen. Unter Benutzung der von Driescher & Gelbrecht (1993) ermittelten TP-Background-Werte für flaches oxidiertes und tieferes anoxisches Grundwasser ergibt sich bei einer Grundwasserneubildung von ca. 100 mm ($= 100 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) ein spezifischer Eintrag über das Grundwasser von $0,1$ bis $0,2 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ bzw. $0,8\text{-}2,5 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. D. h. der Wert nach LAWA kann als unterer Grenzwert für den potentiell natürlichen P-Eintrag in Seen mit hohem Anteil an Grundwasserzufluß betrachtet werden. Die Gefahr einer Phosphorverlagerung und -freisetzung aus Kippenböden wird nach Pöthig et al. (2000) als gering eingeschätzt.

6.3.5 Anwendung des Vollenweider-Modells zur Trophieprognose extern belasteter Tagebauseen

Es existieren keine Modelle zur Beschreibung der Trophieentwicklung für saure Gewässer. Deshalb wird in Ermangelung von Trophiemodellen speziell für säuredominierte Gewässer bei der Ermittlung des Trophiegrades auf das in der Limnologie und Gewässerpraxis bewährte Vollenweider-Modell (Vollenweider & Kerekes 1982, OECD 1982, Sas 1989) sowie auf die Modifizierungen zur Bewertung der Trophie nach LAWA (1998) zurückgegriffen, wohlwissend, daß

diese Ansätze für saure Gewässer eigentlich nicht zulässig sind. Eine Voraussetzung für die Anwendung dieses Modells ist das Vorherrschen von Phosphorlimitation der Primärproduktion. Phosphor wird dabei stets als Gesamtphosphor (TP) berücksichtigt. Eine weitere Voraussetzung ist, daß die Phosphorbelastung aus externen Quellen stammt. Dabei spielt die TP-Jahresfracht des externen Nährstoffimportes eine wesentliche Rolle, weil diese in Verbindung mit der Höhe der Abflüsse (Q) die mittlere Zuflußkonzentration des Gesamtphosphors bestimmt. Letztere wird berechnet aus dem Quotienten der mittleren Phosphor-Jahresfracht und der mittleren Abflußsumme eines Jahres:

mittlere TP-Konzentration im Zufluß (P_i) = TP-Jahresfracht : mittlere Jahresabflußsumme

Die mittlere TP-Konzentration (P_λ) in einem See stellt sich nach Vollenweider (OECD 1982) unter Einbeziehung der theoretischen Aufenthaltszeit eines Gewässers nach folgender Beziehung ein:

$$P_\lambda = P_i / (1 + \sqrt{R_t})$$

P_λ = mittlere TP-Konzentration im See

P_i = mittlere TP-Konzentration im Zufluß

R_t = theoretische Verweilzeit (Aufenthaltszeit) des Wassers als Quotient aus Volumen und Abfluß (V/Q)

Die Berechnung der Aufenthaltszeiten erfolgt aus den Wasserbilanzen, wobei der Tagebausee als Mischreaktor betrachtet wird. Schwierigkeiten bereitet die Ermittlung der Aufenthaltszeit eines in Füllung befindlichen Restsees wegen der Unsicherheiten der Bestimmungen des Grundwasserzu- und -abflusses und der z. Z. oft noch ungeklärten Menge des Oberflächenabflusses nach dem Erreichen des Endfüllstandes.

Für den Flutungsprozeß der Seen ergibt sich somit eine hohe Dynamik dieser Werte, die auch nach dem Füllen der Seen im Falle einer Nachsorge durch Flutungswasser aus Flüssen keine stationären Strömungsverhältnisse bedingen werden. Welchen Einfluß diese Dynamik in der Aufenthaltszeit auf die Ausbildung trophischer Verhältnisse hat, ist nicht erforscht.

Ob das für neutrale Gewässer entwickelte Modell von Vollenweider auch unter den Bedingungen extremer Säuregrade gilt, ist aus verschiedenen Gründen fraglich. Diese offenen Probleme betreffen dabei die Art und Intensität des P-Entzuges aus dem Ökosystem See. Nach den von Vollenweider (1976) quantifizierten Zusammenhängen gestaltet sich dieser Prozeß in Seen mit langer Aufenthaltszeit über biogene Transformation und Sedimentation besonders effizient; die Seen gelten als gute Phosphorsenken. Solange die Tagebauseen derart sauer sind, überwiegt die rein chemische Elimination des Phosphors aus dem Pelagial über die Prozesse Flockung und Fällung. Wie sich dieser Prozeß im Vergleich zur saisonalen Dynamik der Transformation gelöster in partikuläre Fraktionen (Biomasse, Detritus) und ihrer Sedimentation in neutralen bzw. alkalinen Seen gestaltet und von welchen hydrochemischen, hydrodynamischen und biogenen Faktoren er beeinflußt wird, ist eine Aufgabe der limnologischen Grundlagenforschung. Diese Problematik wird in der Abb. 26 schematisch verdeutlicht.

Da sich das Vollenweider-Modell aus der Massenbilanz für einen Mischreaktor ableitet, sollte es zunächst auch für Tagebauseen generell anwendbar sein. Es

wird jedoch vermutet, daß die Parameter des Modells ($1 \text{ t}^{0.5}$) aufgrund der unterschiedlichen Kinetik und Abhängigkeiten der Eliminationsprozesse nicht die gleichen sind. Die Anwendung dieses Modelltyps für extrem saure Tagebauseen ist demnach prinzipiell möglich, in dieser mathematischen Form aber wahrscheinlich nicht zulässig, weil bislang nicht nachgewiesen werden konnte, welche Parameterausprägungen chemisch dominierte Gewässer zeigen.

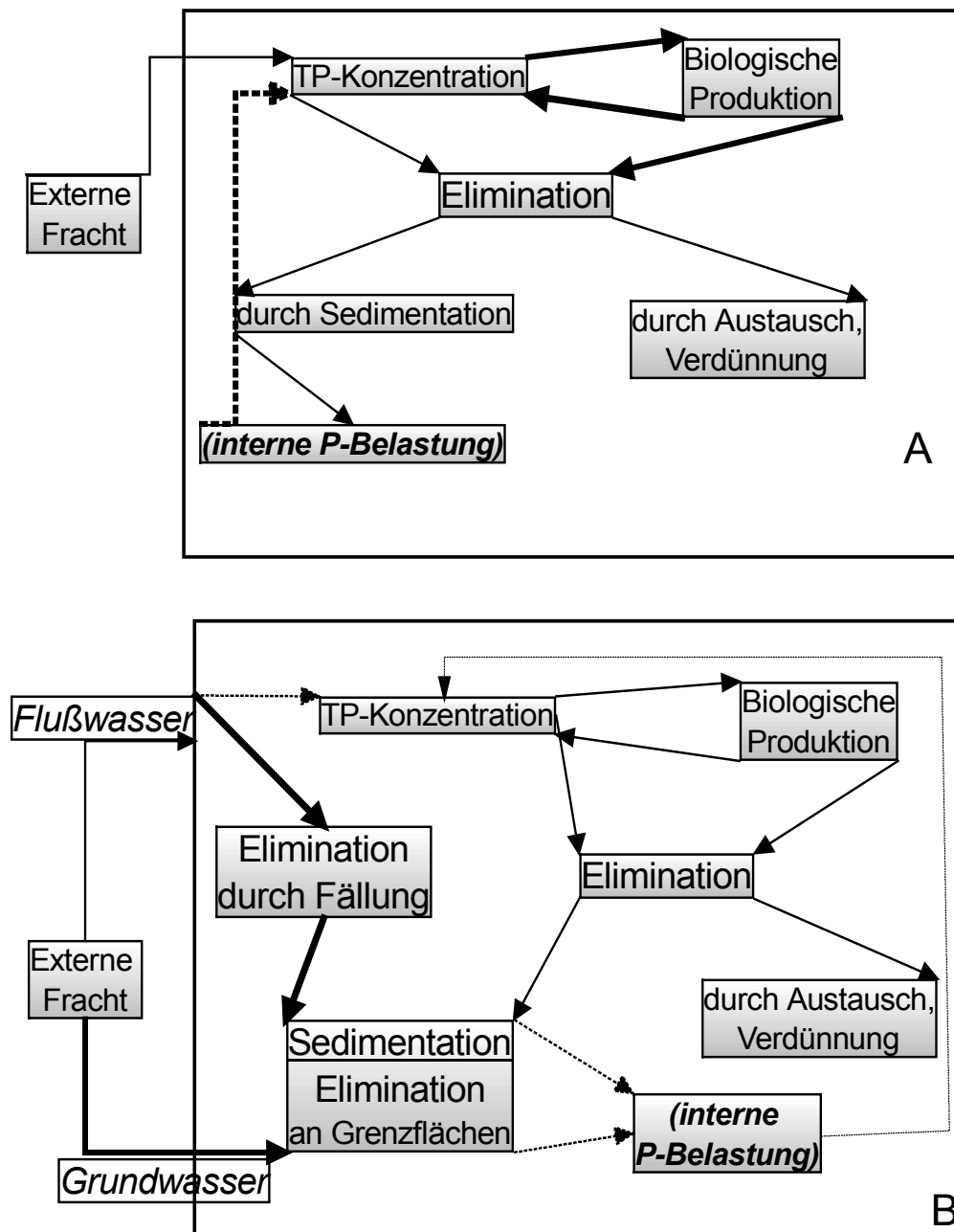


Abb. 26: Vergleich der Phosphor-Eliminationsmechanismen in "normalen" Seen (nach OECD 1982, A) und in extrem sauren Tagebauseen (B) nach Nixdorf & Lessmann 1999.

7 **Aufgenommene Parameter, Ansprechpartner**

Die einzelnen Kapitel mit den Seenbeschreibungen sind alle gleich aufgebaut. Sie sind in jeweils drei Unterkapitel eingeteilt. In dem ersten Unterkapitel „Lage und Geschichte“, sind die geographischen/topographischen Informationen zu dem Tagebausee enthalten. Weiterhin werden Angaben zur geschichtlichen Entwicklung des Tagebausees, zur Hydrologie, Geologie und Nutzung des Sees wiedergegeben. In dem Unterkapitel „Morphometrie und Wasserbeschaffenheit“ werden die recherchierten Daten zur Morphometrie und zur Limnologie angegeben. In der folgenden Tab. 7 sind die Parameter mit den Einheiten angegeben.

Tab. 7: Erfaßte morphologische und limnologische Parameter

Morphometrische Parameter		Limnologische Parameter	
Endwasserstand	[mNN]	pH - Wert	[-]
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	Säuren-/Basenkapazität	[mmol/l]
Seefläche	[Mio. m ²]	Eisen (II)	[mg/l]
maximale Tiefe	[m]	Sulfat	[mg/l]
mittlere Tiefe	[m]	Leitfähigkeit	[µS/cm]
maximale Länge	[m]	TIC	[mg/l]
maximale Breite	[m]	TOC / DOC	[mg/l]
Uferentwicklung	[-]	Gesamtstickstoff	[mg/l]
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	Gesamtphosphor	[µg/l]
Tiefengradient	[-]	Chlorophyll a	[µg/l]
Schichtungstyp	[-]	Sichttiefe	[m]

Das dritte Unterkapitel „Künftige Entwicklung der Gewässergüte“ enthält Angaben zur weiteren Entwicklung der Wasserbeschaffenheit des Tagebausees. Dies sind, soweit vorhanden auch Prognosen zur Beschaffenheitsentwicklung.

Ansprechpartner in den einzelnen Revieren:

Das Lausitzer Bergbaurevier (Brandenburg und Ostsachsen):

- Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Dr. Gockel, Herr Seidel
- BTU Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft, Prof. Grünwald
- BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Prof. Nixdorf
- Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Herr Dr. Münch
- Hygieneinstitut Cottbus
- Dresdner Grundwasser Consulting GmbH
- Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Frau Dr. Carmienke und Herr Haas

Das Mitteldeutsche Bergbaurevier (West Sachsen, Sachsen/Anhalt und Thüringen):

- Umweltforschungszentrum Magdeburg, Sektion Gewässerschutz, Herr Schultze
- Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Herr Zeh
- Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Peter Reichelt
- Landratsamt Delitzsch, Fachbereich Gesundheitsamt
- Bergamt Halle, Herr Kahle
- Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg, Abteilung Gewässerschutz, Ulrike Hursie

Das Rheinische Bergbaurevier (Nordrhein-Westfalen):

- Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen: Dr. Christmann, "Gutachten über die Gewässerbeschaffenheit von 39 Tagebauseen im rheinischen Braunkohlen-Rekultivierungsgebiet - Ville", 1993 Düsseldorf
- Rheinbraun AG, Dr. Boehm
- Erftverband Bergheim, Dr. Rose

Das Niedersächsische Bergbaurevier:

- Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG Helmstedt, Herr Just
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Herr Dr. Poltz

Das Niederhessische Bergbaurevier:

- Zeche Hirschberg GmbH, Herr Ammen
- Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie, Herr Gründel

Das Braunkohlerevier in der Oberpfalz (Bayern):

- Bayrische Landesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserforschung, Herr Dr. Hamm
- Wasserwirtschaftsamt Amberg, Herr Dr. Reimann
- Regierung der Oberpfalz, Sachgebiet 850, Herr Heyn

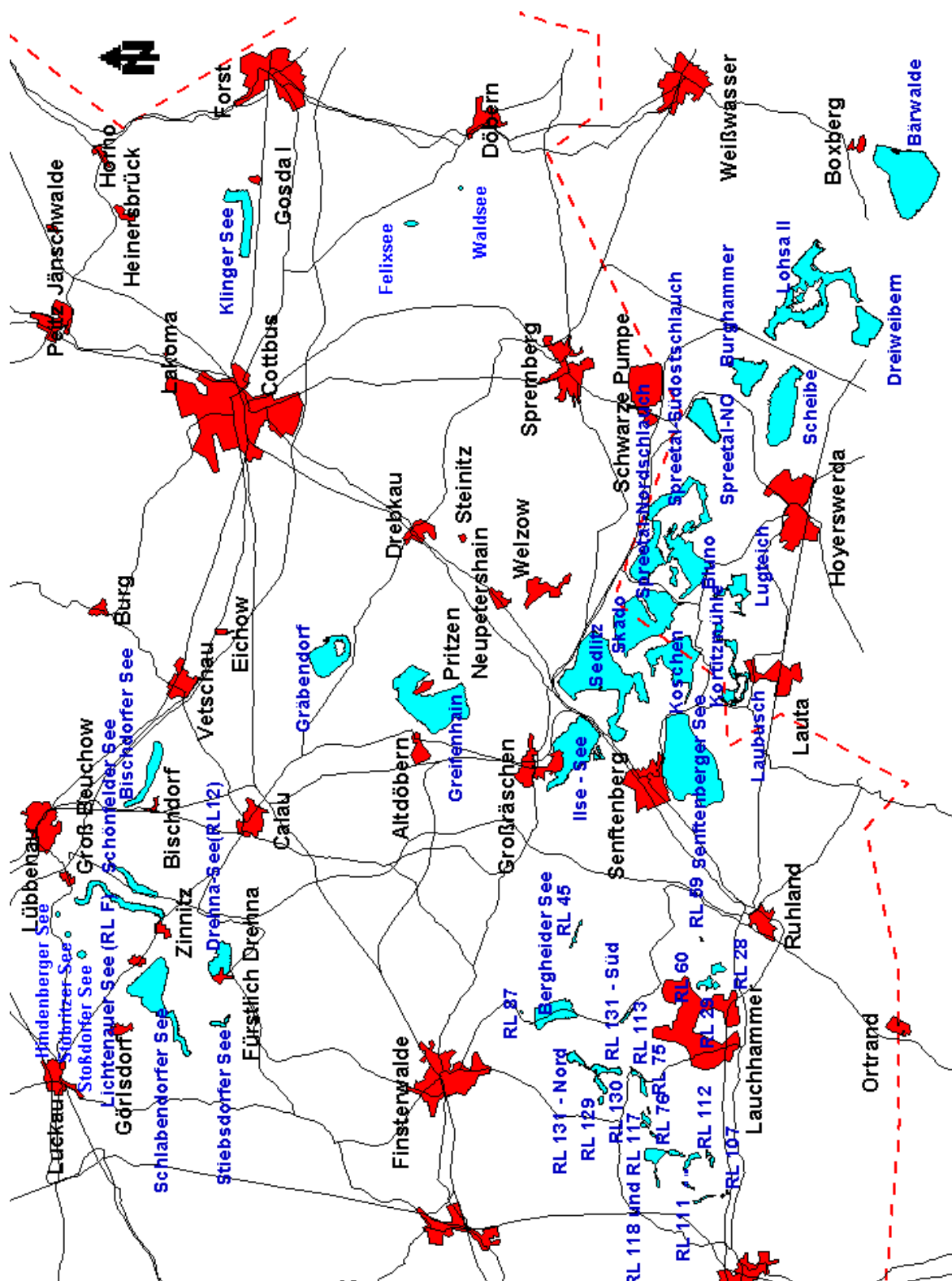


Abb. 27: Übersichtskarte der bestehenden und künftigen Tagebauseen in der Lausitz (Mike Hemm)

8.1 Brandenburg (Mike Hemm)

8.1.1 Bad Erna Hauptteich, Bad Erna Westteich, Casel See, Eichwege See, Groß Düben See, Kromlauer See, Jahnbad Weißwasser, Tschernitz See, Waldsee Weißwasser

8.1.1.1 Lage und Geschichte

Die im folgenden genannten Gewässer sind aus ehemaligen, kleinen Braunkohlentagebauen in der Lausitz hervorgegangen. Der Tschernitz See,



Eichwege See und Casel See liegen im Spree Neiße Kreis und der Bad Erna Hauptteich und der Bad Erna Westteich im Elbe Elster Kreis des Landes Brandenburg. Der Waldsee Weißwasser, Jahnbad Weißwasser, Groß Düben See und Kromlauer See liegen im Niederschlesischen Oberlausitzkreis des Freistaates Sachsen.

Abb. 28: Tagebausee Casel im April 2000 (Foto: Mike Hemm)

Die Tagebauseen sind alle älter als 30 Jahre und werden seit ihrem Bestehen als Badeseen genutzt. Deshalb oblag die Kontrolle der Wasserbeschaffenheit in der Vergangenheit dem Hygieneinstitut Cottbus, von dem auch die Daten zur Gewässerbeschaffenheit bis 1993 stammten.

8.1.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die genannten Seen gehören zu den sehr kleinen Tagebauseen in der Lausitz. Ihre Größe liegt zwischen 3 und 9 ha (Tab. 8).

Tab. 8: Morphologische Parameter der Seen (LGRB 1999)

Gewässername Einheit	Seefläche [ha]	maximale Tiefe [m]
Tschernitz See - Lohnteich – RL 1233	6,30	16,70
Eichwege See - RL 15 - RL 0617	4,80	
Casel See	8,80	
Bad Erna Hauptteich	1,70	
Bad Erna Westteich	6,00	
Waldsee Weißwasser	5,00	
Jahnbad Weißwasser	5,70	
Groß Düben See	6,30	
Kromlauer See	3,00	

Der Tschernitz See (Abb. 29) weist vom Anfang an neutrale pH-Verhältnisse auf. Dagegen war der pH-Wert im Eichwege See und im Casel See (Abb. 29) anfangs sauer und stieg bis zum Beginn der 90er Jahre auf neutrale Werte.

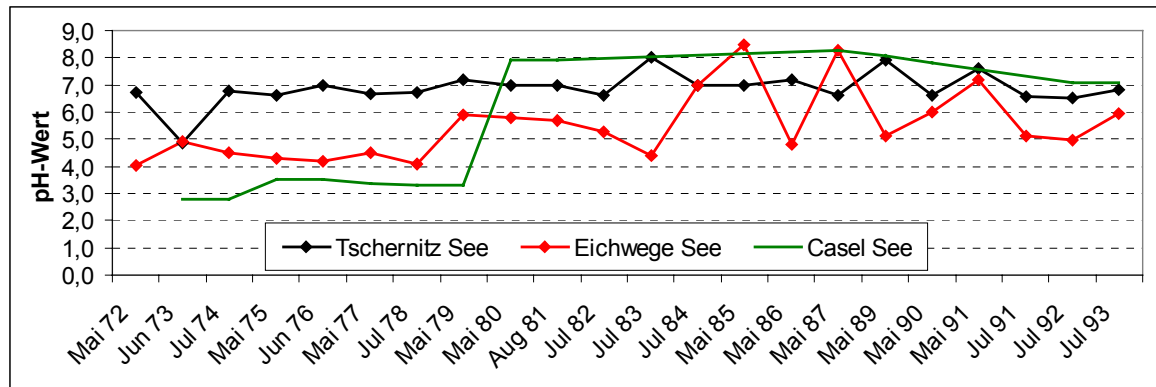


Abb. 29: Entwicklung des pH – Wertes im Tschernitz See, Eichwege See und Casel See (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Der Groß Düben See (Abb. 30) weist ebenfalls von Anfang an neutrale pH-Werte auf. Der Kromlauer See (Abb. 30) dagegen ist mit pH-Werten um 3,5 immer noch sauer.

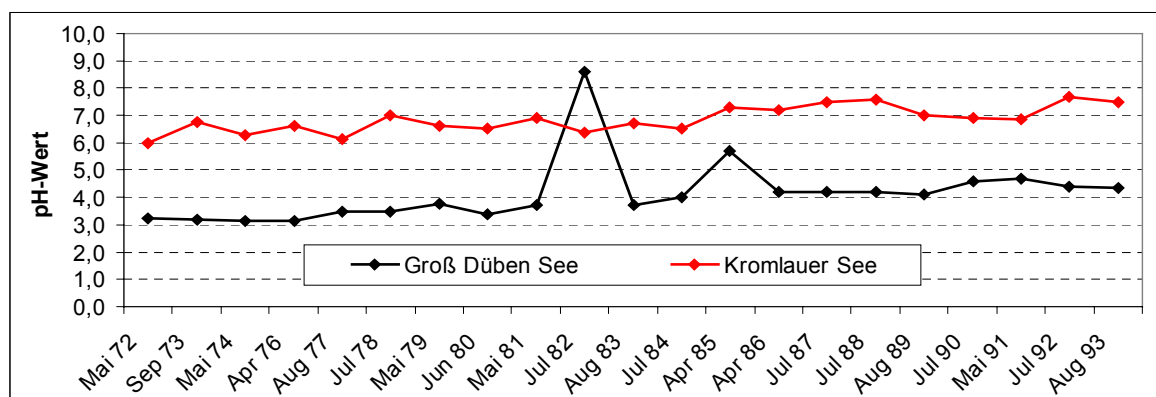


Abb. 30: Entwicklung des pH – Wertes im Groß Düben See und Kromlauer See (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

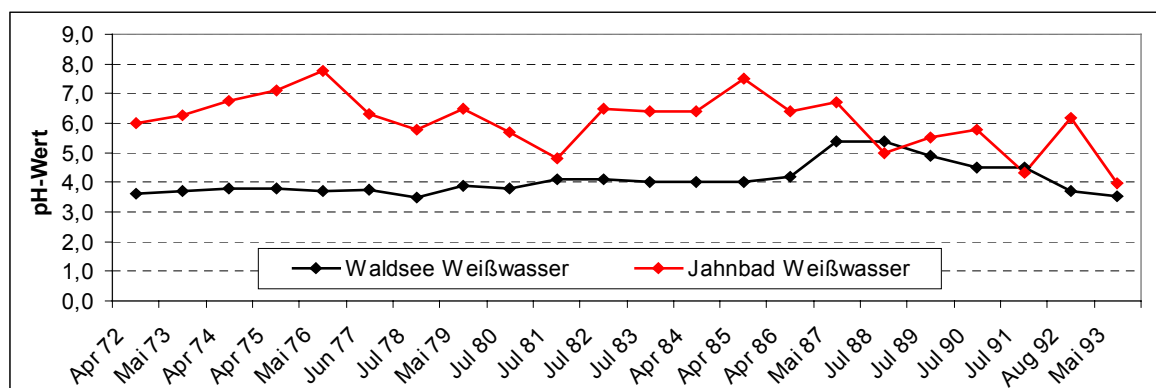


Abb. 31: Entwicklung des pH – Wertes im Waldsee und Jahnbad Weißwasser (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Die pH-Wert-Verhältnisse im Waldsee Weißwasser (Abb. 31) verliefen sehr konstant um 3,5. Dagegen verringerte sich der pH-Wert im Jahnbad Weißwasser (Abb. 31) kontinuierlich von Anfangs um 6,5 bis auf 4,0 in den 90er Jahren.

Im Bad Erna Hauptteich und Westteich (Abb. 32) hat sich dagegen keine pH-Wert-Veränderung vollzogen. Der pH-Wert blieb bis in die 90er Jahre bei ca. 3,5.

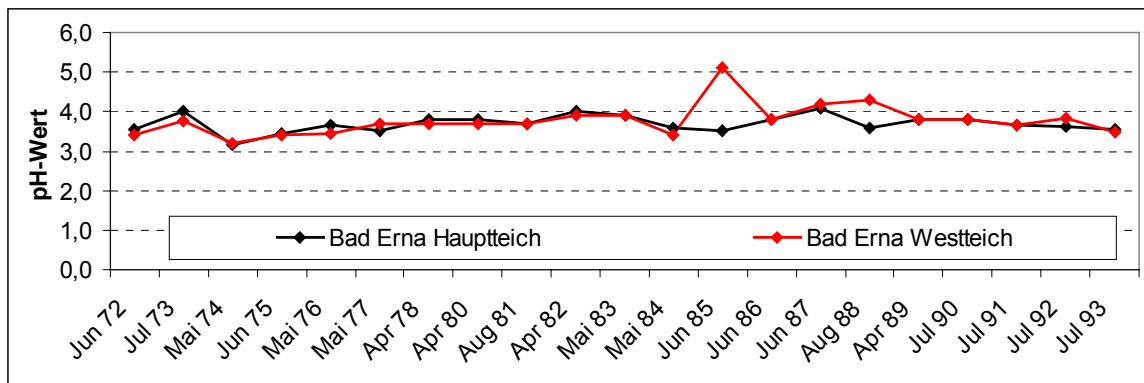


Abb. 32: Entwicklung des pH – Wertes im Bad Erna Hauptteich und Westteich (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Tab. 9: Chemische Daten der Seen (Jahresmittelwerte), (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Gewässername Einheit	Gesamt P [µg/l]	Nitrat [mg/l]	Gesamt Fe [mg/l]
Tschernitz See (1992)	60	< 3	0,21
Eichwege See (1992)		< 3	0,18
Casel See (1991)	60	< 3	0,2
Bad Erna Hauptteich (1993)	60	< 3	0,66
Bad Erna Westteich (1993)	74	< 3	0,57
Waldsee Weißwasser (1993)	40	< 3	0,16
Jahnbad Weißwasser (1990)	60	< 3	0,2
Groß Düben See (1993)	< 30	< 3	0,12
Kromlauer See (1992)	60	< 3	0,2

In allen Seen ist die Nitratkonzentration kleiner 3 mg/l. Die Gesamteisenkonzentrationen liegen in dem Bereich von 0,1 bis 0,7 mg/l, die Gesamtphosphorkonzentrationen zwischen 30 und 74 µg/l. Die Seen waren damals laut LAWA eutroph e1.

8.1.2 Bergheide See

8.1.2.1 Lage und Geschichte



Der zukünftige Bergheide See befindet sich im Land Brandenburg und gehört zum Elbe-Elster-Kreis. Er liegt südlich von Finsterwalde und nördlich von Lauchhammer.

Der Bergheide See wird aus dem Tagebau Klettwitz-Nord hervorgehen. Dieser wurde 1984 abgeschlossen und bereits 1992 aufgrund des Bedarfsrückganges an Braunkohle stillgelegt.

Abb. 33: Der künftige Tagebausee Bergheide im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

Seitdem wird verhindert, daß der Wasserstand durch zuströmendes Grundwasser ansteigt. Die Wasserhaltung wird mindestens bis zum Flutungsbeginn fortgesetzt, um hinsichtlich der Wasserbeschaffenheit günstige Startbedingungen für den künftigen Tagebausee zu gewährleisten.

Der Bergheide See liegt im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Während der südliche Teil des Gebietes über die Pößnitz bzw. den Hammergraben und Floßgraben in südwestlicher Richtung zur Schwarzen Elster entwässert, führen die Fließe nördlich der Klettwitz-Sallgaster Hochfläche ihr Wasser nach Norden ins Lugbecken. Dort münden sie in die Kleine Elster, die erst bei Wahrenbrück in die Schwarze Elster mündet.

Eine Fremdwasserflutung, mit ca. $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ Wasser aus der Schwarzen Elster, ist ab Mitte 2000 über 5 Jahre vorgesehen. Diese Wassermenge wird aufgrund des Abflußverhaltens des Flusses diskontinuierlich zur Verfügung stehen. Der Auslauf aus dem Tagebausee ist am Westufer vorgesehen. Mit einem offenen Graben wird hier eine Verbindung zu den Tagebauseen im Tagebauggebiet Kleinleipisch geschaffen. Anfang 2005 wird im Bergheide See der Endwasserstand von +108 mNN erreicht.

Während der Fremdwasserflutung des Sees von 2000 bis zum Jahr 2004 liegt die theoretische Aufenthaltszeit zwischen 3 und 4 Jahren. Bei Flutungsende, ab dem dem See nur noch Grundwasser zuströmt, steigt sie auf über 11 Jahre an und stellt sich ab 2015 bei rund 6 Jahren ein.

Nach Abschluß der Sanierungsarbeiten soll der See die Voraussetzungen für die Gestaltung eines vielfältig nutzbaren Erholungsgebietes erfüllen.

8.1.2.2 Morphometrie

Die Morphometrie in dem zukünftigen Tagebausee Bergheide beruht auf der Entwicklung des Tagebaues Klettwitz-Nord. Westlich des ehemaligen Ortes Bergheide erfolgte die Aufschlußbaggerung aus dem Grenzschlauch des Tagebaues Kleinleipisch. Die Aufschluß- und Vorschnittmassen wurden in den Tagebauen Kleinleipisch und Klettwitz verkippt. Nach Beendigung des Tagebaus

sind neben dem Vorschnittbereich der offene Tagebau und die Kohlebahnausfahrt verblieben.

In der folgenden Tabelle sind alle ermittelten morphologischen Daten des Bergheider Sees dargestellt.

Tab. 10: Morphometrie des künftigen Bergheide Sees (BTUC 1998 a)

Endwasserstand	[mNN]	+108,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	38
Seefläche	[Mio. m ²]	2,9
maximale Tiefe	[m]	53
mittlere Tiefe	[m]	13,1
maximale Länge	[m]	3019
maximale Breite	[m]	1377
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	1,04
Tiefengradient	[-]	7,35
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch

Der künftige See wird eine Nord-Süd-Ausdehnung von ca. 3 km und eine Ost-West-Ausdehnung von ca. 1,3 km aufweisen. Er wird eine fast rechteckige Form haben. Am Nord- und Ostufer fällt der zukünftige Seeuntergrund sehr steil bis auf 8 m Tiefe ab, danach allmählich bis auf 13 m und anschließend wiederum steil bis auf 53 m. Vom Süd- und Westufer aus wird es sehr steil bis auf 53 m Tiefe hinab gehen. Eine Ausnahme bildet der Südwestbereich des Sees, wo ein Flachwasserbereich von 5 bis 6 m entstehen wird. Aufgrund seiner Tiefe und der sehr steilen Uferböschungen läßt sich nach Berger (1955) errechnen, daß der See meromiktisch wird ab einer Tiefe von ca. 41 m.

Bei Füllung des Sees wird sich mit steigenden Wasserstand das Volumen proportional vergrößern. Die Fläche des Gewässers wird anfangs noch sehr klein sein. Wenn der See einen Wasserstand von ca. 55 mNN aufweist, wird sich die Fläche mit zunehmenden Wasserstand schneller vergrößern.

8.1.2.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Während der Flutung findet kaum Grundwasserzustrom zum Tagebausee statt. Das Grundwasser kommt aus dem Norden über die Lichterfelder Rinne, im Osten aus der vom Altbergbau geprägten Klettwitz-Sallgaster Hochfläche und im Süden aus der Brückenkippe Klettwitz. Im stationären Endzustand fließen dem Tagebausee rund 0,22 m³/s Grundwasser zu. Davon verlassen 90 % den See als Oberflächenwasser.

Während der Flutungsphase wird die Wasserbeschaffenheit im Bergheide See weitgehend vom Flutungswasser bestimmt. Zur Flutung wird Wasser aus der Schwarzen Elster über die Tagebauseen RL 28 und RL 29 dem Bergheide See zugeführt. Das Flutungswasser für den Bergheide See stellt ein Mischwasser aus dem Oberflächenwasser der Schwarzen Elster und einigen Kippengräben, die den

Tagebauseen RL 28 und RL 29 zuströmen, sowie dem sauren Grundwasser dar. Die Beschaffenheit des Flutungswassers ist damit vom hydrologischen Regime abhängig. Bei der Bereitstellung hoher Flutungswassermengen aus der Schwarzen Elster sind in den durchströmten Tagebauseen RL 28 und RL 29 neutrale Verhältnisse wahrscheinlich. Bei Niedrigwasserabfluß muß mit einer Versauerung der Tagebauseen RL 28 und RL 29 und folglich mit pH-saurem Flutungswasser gerechnet werden. Nach Flutungsende wird für den Bergheide See nur eine geringe Versauerungsgefahr gesehen, die sich aus dem Zustrom säureregenerierenden Grundwassers aus dem durch Altbergbau beeinflussten Gewachsenen ergeben kann.

Entsprechend den morphometrischen Bedingungen wird für den Bergheide See auf längere Sicht Mesotrophie oder ggf. eine noch günstigere Trophiestufe erwartet. Der mit dem Überleitungswasser eingetragene Phosphor fällt bei pH-sauren Verhältnissen bereits in den Restseen 28 und 29 bzw. in der Grubenwasserreinigungsanlage Lichterfeld aus, so daß nur nährstoffarmes Wasser in den Tagebausee gelangt. Bei einem Verzicht der Aufbereitung (Kalkung) des Flutungswassers ist mit höheren Nährstoffeinträgen zu rechnen, die abhängig vom pH-Wert im Bergheide See zu einer stärkeren Eutrophierung führen können. Nach Abschluß der Flutung kommt es zu einem allmählichen Rückgang der Phosphorkonzentrationen, da dem See bei relativ langen Aufenthaltszeiten nur noch nährstoffarmes Grundwasser zuströmt.

Beim Verzicht auf eine Fremdwasserflutung würde der natürliche Wiederanstieg des Grundwassers für den Bergheide See sehr lange Zeiträume in Anspruch nehmen. Zuströmendes Kippengrundwasser führt in Verbindung mit den Prozessen der Kippenelution unter diesen Voraussetzungen zur Versauerung des Tagebausees. Die vergleichsweise langen Verweilzeiten des Seewassers konsolidieren diesen Zustand zusätzlich über einen langen Zeitraum.

Am Ende der Flutung soll das Gewässer als Badesee genutzt werden.

8.1.3 Bischdorfer See (RL 23) und Kahnsdorfer See (RL 24)

8.1.3.1 Lage und Geschichte



Der zukünftige Bischdorfer See (Restloch 23) und der Kahnsdorfer See (Restloch 24) gehören zum ehemaligen Tagebau Seese Ost und liegen im Land Brandenburg. Sie befinden sich im Landkreis Oberspreewald-Lausitz zwischen Lübbenau, Vetschau und Calau. Die nördliche und östliche Grenze bildet die Kohleverbindungsbahn entlang der Autobahn A 15 Berlin-Forst (zwischen Groß Lübbenau

Abb. 34: Tagebau Restloch 23 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

und Göritz), die südliche Grenze der Vorschnitt Belten-Dubrau-Bischdorf und die westliche Grenze die Landstraße Calau-Lübbenau zwischen Bischdorf und Groß Lübbenau. Der ehemalige Tagebau Seese-Ost liegt im Niederlausitzer Becken- und Heideland im Bereich der glazialen Hochfläche des Niederlausitzer Grenzwalls, an die sich im Süden das Altdöberner Becken und im Norden der Spreewald als Teil des Baruther Urstromtals anschließen. Im Gebiet dominierte vor der bergbaulichen Beeinflussung die landwirtschaftliche Nutzung (ca. 52 %). Hinzu kam eine intensive forstwirtschaftliche Nutzung (ca. 41 %).

Der Tagebau Seese-Ost wurde bereits 1983 südlich der Ortslage Groß Lübbenau aufgeschlossen. Der Aufschluß- und Vorschnittabraum wurde dann im Kippenbereich des ehemaligen Tagebaus Seese-West verkippt. Die Niederungen werden in Zukunft Vernässungsflächen im Nordteil des Tagebaus und den Kahnsdorfer See bilden.

Die beiden künftigen Gewässer liegen im Einzugsgebiet der Spree. Zu den wesentlichen Vorflutern gehören das Göritzer und das Vetschauer Mühlenfließ; die Dobra sowie der Boblitzer Dorfgraben, die Fließe zum Bischdorfer Dorfteich und der Kahnsdorfer Feldgraben. Die Fremdflutung ist aus dem Südumfluter vorgesehen. Nach Abschluß der Flutung im Schönfelder See etwa ab Herbst 1998 wird Wasser an der Pumpstation bei Boblitz entnommen und über Rohrleitungen zum Restloch 23 gepumpt. Beim Erreichen des Wasserstandes von +56,6 mNN wird das Wasser in den Kahnsdorfer See übergeleitet.

8.1.3.2 Morphometrie

Es werden zwei sehr unterschiedliche Gewässer entstehen (Abb. 35). Der Kahnsdorfer See wird flächenmäßig dreimal kleiner sein als der Bischdorfer See. Die Längen- und Tiefenverhältnisse werden sich ähnlich entwickeln. In der Struktur unterscheiden sich die Gewässer am auffälligsten. Während der Kahnsdorfer See mit einer Fläche von ca. 69 ha eine annähernde ellipsoide Oberflächenform aufweist, ist der Bischdorfer See mit einer Fläche von ca. 259 ha sehr langgestreckt (Tab. 11). Er verläuft von Nordwesten nach Südosten über ca. 4,8 km.

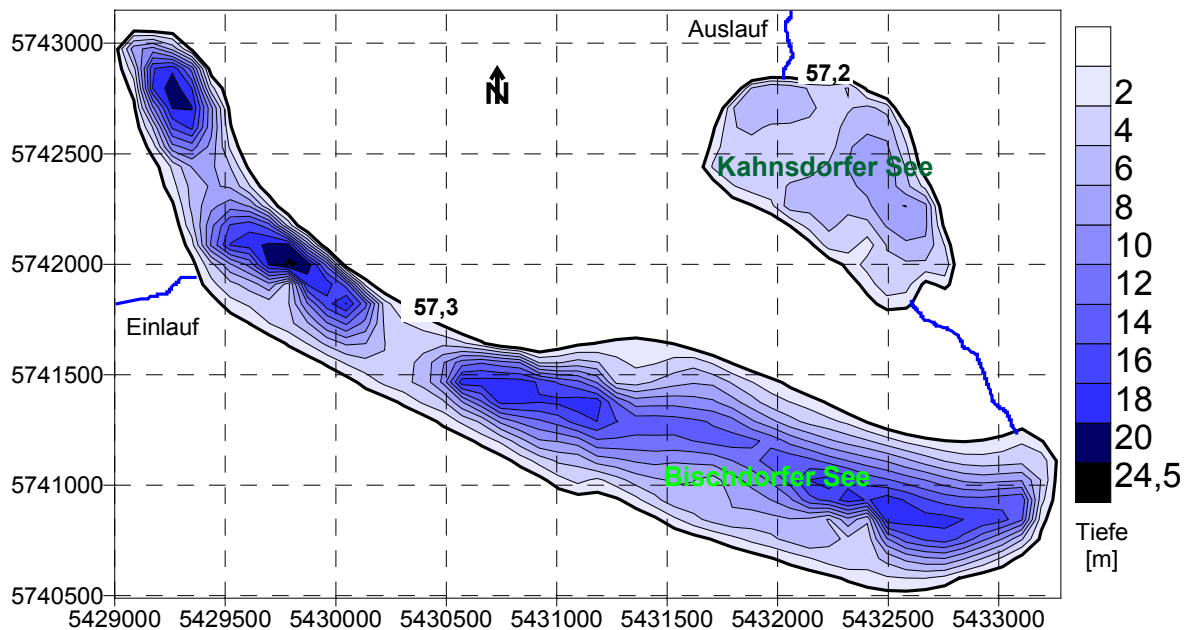


Abb. 35: Seekonturen bei Mittelwasser mit den künftigen Tiefenlinien des Bischdorfer und Kahnsdorfer Sees (BTUC 1998 b)

Die Böschung des Kahnsdorfer Sees verläuft von allen Seiten zur Mitte des Gewässers gleichmäßig bis zu einer maximalen Tiefe von ca. 7 m. Im Bischdorfer See fallen die Seeböschungen sehr schnell steil ab, bis zur Seemitte entlang der Längsachse.

Tab. 11: Morphologische Parameter vom Bischdorfer und Kahnsdorfer See (BTUC 1999 a)

		Bischdorfer See	Kahnsdorfer See
Endwasserstand	[mNN]	+57,3	+57,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	18,8	2,1
Seefläche	[Mio. m ²]	2,59	0,69
maximale Tiefe	[m]	24,5	7,3
mittlere Tiefe	[m]	7,2	3,0
maximale Länge	[m]	4800	1340
maximale Breite	[m]	820	745
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,42	
Tiefengradient	[-]	3,28	1,24
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	polymiktisch

8.1.3.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Da der Bischdorfer See bei einem minimalen Initialvolumen in Flutung geht und ihm während der Flutung kaum Grundwasser zuströmt, wird die Wasserbeschaffenheit im Bischdorfer See während der Flutungsphase weitgehend vom Flutungswasser bestimmt. Das Versauerungspotential der Kippenböschungen ist gering. Deshalb werden zum Abschluß der Flutung neutrale pH-Werte erwartet.

Das Kippengrundwasser im nördlichen Randbereich des ehemaligen Tagebaus Seese-Ost hat ein sehr hohes Versauerungspotential. Es wird aufgrund der geohydraulischen Verhältnisse jedoch nur von untergeordneter Bedeutung für den Bischdorfer See sein und vielmehr den Grundwasserabstrom nach Norden beeinflussen. Da dem Kahnsdorfer See im Mittel nur 0,2 m³/min Grundwasser zuströmt, ist eine Versauerungsgefahr aus dieser Richtung nicht zu erwarten.

Für den Bischdorfer Tagebausee besteht nach dem Flutungsende eine zeitweilige Versauerungsgefahr durch den Zustrom säuregenerierenden Grundwassers aus dem südwestlichen gewachsenen Anstrombereich. Mittelfristig werden sich im postmontanen Zustand circum-neutrale Verhältnisse im Bischdorfer See einstellen. Im Kahnsdorfer See werden aufgrund der Kippenbeschaffenheit pH-neutrale Verhältnisse auftreten. Weiterhin wird die Wasserbeschaffenheit des Sees hauptsächlich durch die hydrochemischen Bedingungen des Bischdorfer Sees bestimmt, da das Überleitungswasser aus dem Bischdorfer See ca. 98 % am Gesamtzufluß in den Kahnsdorfer See ausmacht.

Die trophische Entwicklung beider Seen wird sich im Sinne umfassender Nutzungsmöglichkeiten positiv gestalten. Der Bischdorfer See wird aufgrund seiner Morphometrie ein dimiktischer See sein, dessen trophischer Referenzzustand an der unteren Grenze des eutrophen Bereichs der Stufe e1 liegt. Der polymiktische Kahnsdorfer See ist der Mitte dieses Bereichs zuzuordnen.

8.1.4 Drehna See (RL 12)

8.1.4.1 Lage und Geschichte



Ungefähr 40 km westlich von Cottbus, im Land Brandenburg befindet sich der ehemalige Braunkohlentagebau Schlabendorf Süd mit dem Restloch (RL) 12. Direkt östlich der Ortschaft Fürstlich Drehna entsteht in einem Randschlauch der Drehna See.

Die Aufschlußarbeiten in dem Tagebau begannen 1974 und wurden 1991 beendet. Das RL 12 entstand 1982 durch zuströmendes Grundwasser.

Abb. 36: Der Drehna See im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

Der Wasserstand wurde niedrig gehalten, um die Sanierungsarbeiten nicht zu behindern. Um die Pumpen vor dem aggressiven und sauren Wasser zu schützen, wurde das Seewasser unmittelbar bevor es abgepumpt wurde gekalkt. Die Kippenböschung ist durch Abspülung abgeflacht worden. Die gewachsene Böschung wird zur Zeit mit Raupen abgeflacht. Seit 1999 wird der See mit Wasser aus dem Südumfluter der Spree geflutet.

Als natürliche Vorflut ist im stationären Endzustand die Schrage vorgesehen.

8.1.4.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Im folgenden ist die Endseekontur (Abb. 37) vom Drehna See dargestellt. Es ist zu erkennen, daß sich ein ausgeprägter Flachwasserbereich im Norden und ein Tiefenwasserbereich im Süden und Westen ausbilden werden. In der Tab. 12 sind die morphologischen Kenndaten aufgelistet.

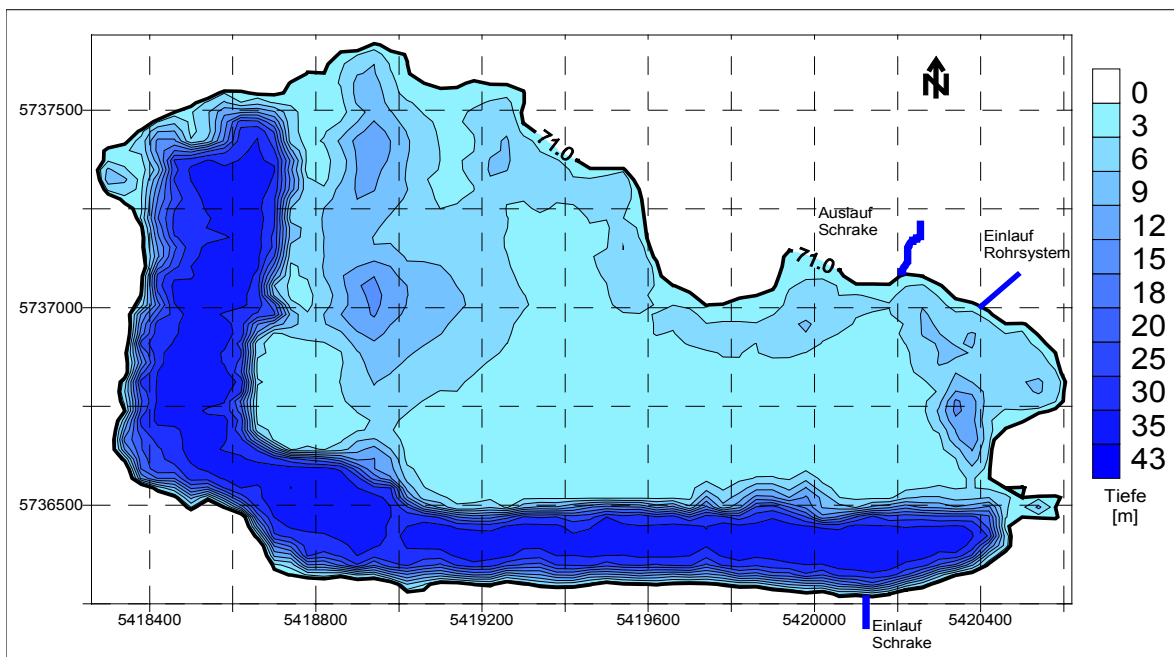


Abb. 37: Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 71 mNN im Drehna See (BTUC 1998)

Das Gewässer wird seit 1995 durch die BTU Cottbus regelmäßig untersucht. Die Beschaffenheitsparameter sind in der Tab. 12 enthalten.

Tab. 12: Morphometrische und limnologische Daten (Oberflächenprobe vom 12.11.99) vom Drehna See (BTUC 1998 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+71	pH - Wert	[-]	2,97
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	17,3	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	5,63
Seefläche	[Mio. m ²]	1,44	Eisen (II)	[mg/l]	11,5
maximale Tiefe	[m]	43	Sulfat	[mg/l]	2044
mittlere Tiefe	[m]	12	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2500
maximale Länge	[m]	2480	TIC	[mg/l]	2,8
maximale Breite	[m]	1347	TOC	[mg/l]	10,9
Uferentwicklung	[-]	2,55	Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,2
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	1,69	Gesamtphosphor	[µg/l]	14
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,5
Tiefengradient	[-]	6,17	Sichttiefe	[m]	0,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die in dem Untersuchungszeitraum ermittelten Daten lassen erkennen, daß die pH-Verhältnisse relativ konstant sich (s. Abb. 38), obwohl die Basenkapazitäten 1998 deutlich angestiegen sind.

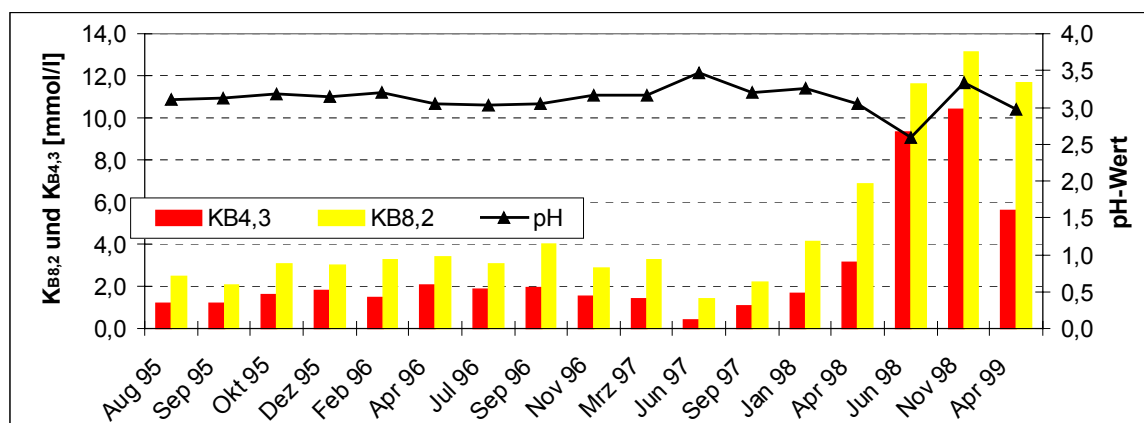


Abb. 38: Entwicklung von pH – und KB – Werten im Drehna See (BTUC 1999 b)

Der Tagebausee wies im Sommer 98 eine maximale Tiefe von rund 9 m auf und war dimiktisch. Während der Sommerstagnation kam es nur zu geringen Abnahmen der Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion. Die Bekalkung des Sees beeinflusst die Wasserbeschaffenheit sehr stark. Die Nährstoffkonzentrationen und entsprechend die Primärproduktion lagen überwiegend im oligotrophen Bereich. Insgesamt weist die biologische Besiedlung durch die Säurebelastung nur eine niedrige Artenzahl in allen Gruppen auf.

Im Phytoplankton des Sees konnten 9 Arten nachgewiesen werden. Es kommen die Bacillariophyceen *Eunotia exigua* und *Nitzschia sp.* sowie Chlamydomonas,

Dinophyceen, Euglenophyceen und Ochromonas vor. Das Gesamtbiovolumen mit unter $0,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ bewegt sich beständig auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Chrysophyceen stellen den höchsten Anteil.

Das Zooplankton setzt sich bisher ausschließlich aus fünf Rotatorienarten zusammen. Dies sind Bdelloidea, *Brachionus urceolaris f. sericus*, *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii* und *Lecane sp.* Die nachgewiesenen Arten gelten allgemein als weit verbreitet und wenig spezialisiert. Crustaceen als größere Vertreter des Zooplanktons kommen nicht vor. RL 12 weist stets sehr niedrige Abundanzen auf. Es ist der einzige See in dem *Lecane sp.* gefunden wurde.

8.1.4.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Bei einer Fremdwasserflutung mit einem Volumenstrom von $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ dauert die Füllung des Drehna Sees etwa ein Jahr. Beim Erreichen des Wasserstandes von $+71,0 \text{ mNN}$ fließt das Seewasser in die Schrake ab.

Da der Drehna See ohne Fremdwasserflutung beim Erreichen des geplanten Endwasserstandes keine neutrale Wasserbeschaffenheit aufweisen wird, wäre eine Aufbereitung des abfließenden Wassers erforderlich, um die Einleitbedingungen laut Landesumweltamt in die Vorflut ($\text{pH} \geq 6$) zu erfüllen. Selbst bei deutlich erhöhter Flutungswassermenge ist bis zum Abschluß der Flutung und viele Jahre darüber hinaus nicht die Wasserbeschaffenheit zu erwarten, die den vorgegebenen Nutzungszielen (Badesee) entspricht.

Unter sauren Bedingungen, die auch mit der zeitlich begrenzten Flutung nicht überwunden werden, wird es zu keiner Veränderung des derzeit oligotrophen Status des Sees kommen. Der eingetragene Phosphor wird gefällt und sedimentiert. Die Gefahr einer späteren Rücklösung besteht nicht, da die zugeführten Nährstoffmengen nach einer späteren Neutralisation so gering sind, daß der See oligotroph bleiben bzw. sich aufgrund seiner morphometrischen Bedingungen maximal zu einem schwach mesotrophen See entwickeln wird.

8.1.5 Felixsee (RL 061214)

8.1.5.1 Lage und Geschichte



Der Felixsee liegt bei Bohsdorf im Muskauer Faltenbogen etwa 30 km südöstlich von Cottbus im Land Brandenburg. Der See ging aus der ehemaligen Grube Felix hervor, welche von 1850 bis 1933 im Tief- und Tagebau betrieben worden ist. Nach Beendigung der Arbeiten ist das Restloch ausschließlich mit Grundwasser gefüllt worden. Der See hat keine oberirdischen Zu- oder Abflüsse.

Abb. 39: Des Felixsee im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

Der See und seine Umgebung werden intensiv freizeitlich genutzt (Badebetrieb, Bungalowsiedlung). Ein Großteil des Ufers ist bewaldet und aufgrund der steilen, bis zu 13 m hohen Kippenböschungen schwer zugänglich.

8.1.5.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Felixsee gehört mit einer maximalen Tiefe von 17,5 m zu den tieferen Seen in der Region der Muskauer Faltenbogens (Tab. 13).

Tab. 13: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 20.09.1999) vom Felixsee (BTUC 1999 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+43	pH - Wert	[-]	3,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	1,65	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	0,13
Seefläche	[Mio. m ²]	0,13	Eisen (ges.)	[mg/l]	0,21
maximale Tiefe	[m]	17,5	Sulfat	[mg/l]	195
mittlere Tiefe	[m]	12,7	Leitfähigkeit	[µS/cm]	460
maximale Länge	[m]	800	TIC	[mg/l]	0,1
maximale Breite	[m]	230	TOC	[mg/l]	1,7
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,9
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	5
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,25
Tiefengradient	[-]	3,66	Sichttiefe	[m]	4,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

In den 70er Jahren lag der pH-Wert um 3,0 (Hygieneinstitut Cottbus 1993). Ende der 80er Jahre stieg er bis auf 4,0. Obwohl die Füllphase des Felixsees bereits 70 Jahre zurück liegt, ist der See zur Zeit mit pH-Werten zwischen 3,6 und 4,0 (Abb. 40) weiterhin stark sauer. Im Unterschied zu den meisten anderen sauren

Tagebauseen der Lausitz weist das Gewässer jedoch vergleichsweise geringe Eisenkonzentrationen auf und wird über Aluminiumkomplexe (1,8 – 3,8 mg/l Al) gepuffert.

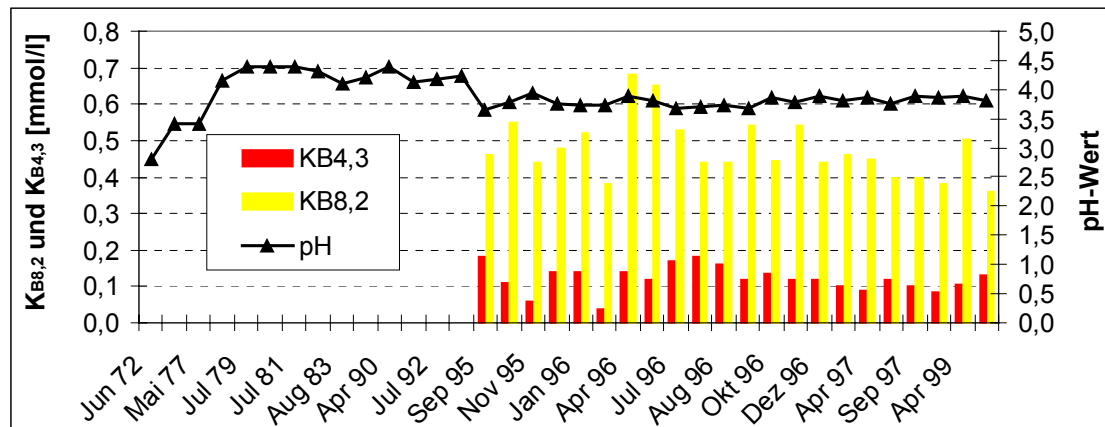


Abb. 40: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Felixsee (Hygieneinstitut Cottbus 1993, BTUC 1999 c)

Der Felixsee ist durch sein klares Wasser und hohe Sichttiefen gekennzeichnet. Im Sommer liegt die Sprungschicht zwischen 6 bis 7 m Wassertiefe. Die trophogene Zone reicht häufig bis zum Seegrund, wodurch in Sedimentnähe noch >80 % Sauerstoffsättigung am Ende der Sommerstagnation zu messen ist.

Die TIC-Konzentration ist mit Werten von meist < 2 mg/l gering. Die Konzentration des gelösten Phosphors lag im Pelagial in den vergangenen Jahren durchgehend unterhalb von 5 µg/l. Entsprechend gering sind die Chlorophyllkonzentrationen (1995-96: 0,2 – 3 µg Chl a/l) und die Biomasse des autotrophen Picoplankton.

Aufgrund seiner geringen Nährstoffkonzentrationen und seiner geringen Biomasseentwicklungen ist der See als oligo-mesotroph einzuschätzen.

In den vergangenen Jahren war im Felixsee *Peridinium umbonatum* die häufigste Algenart, die vor allem im Epilimnion auftrat, begleitet von den Grünalgen *Chlamydomonas*, *Schroederia* und fädigen Ulotrichalen. Im Hypolimnion kommen vor allem die Chrysophyceen *Ochromonas* und *Chromulina* vor. Während der Stagnationsphasen wurden jedoch im Epilimnion meist deutlich höhere Phytoplanktonbiomassen als im Hypolimnion registriert (Nixdorf et al. 1998).

Eine außergewöhnliche Massenentwicklung der Grünalge *Ankistrodesmus* sp. und einer kleinen *Chlamydomonas*-Art wurde im August 1994 registriert, die sich auch deutlich an der intensiv grünen Wasserfarbe erkennen ließ (Liepelt 1997). Beide Algenarten erreichten Zellkonzentrationen von über 50000 Zellen/ml. Für dieses Ereignis waren vermutlich starke Regenfälle verantwortlich, da eingeschwemmtes nährstoffreiches Ufermaterial vorübergehend die Produktionsbedingungen im See verbesserten.

Das Zooplankton ist durch *Brachionus urceolaris* und *Chydorus sphaericus* vertreten, allerdings in sehr geringen Abundanzen. Dies hängt möglicherweise mit der außergewöhnlich starken und artenreichen Besiedlung durch Wasserwanzen zusammen.

Mit 9 Arten wurden im Felixsee bislang die meisten Corixidenarten unter den Lausitzer Tagebauseen registriert (Wollmann 1997). Während im Pelagial die carnivoren Arten *Glaenocoris p. propinqua* und *Arctocoris germari* auftreten,

kommt im Litoral die omnivore *Sigara n. nigrolineata* hinzu. Insgesamt hat *G. p. propinqua* einen Anteil von über 60 % an der Gesamtzönose. Die Art ist als Räuber aller Arten von Zooplankton bekannt und kann in atmosphärisch versauerten, fischfreien Seen die Rolle der Top-Prädatoren zu übernehmen (Henrikson & Oscarson 1981)

8.1.5.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die außergewöhnliche Algenmassenentwicklung im Sommer 1994, die vermutlich auf externen Nährstoffeintrag zurückzuführen war, weist auf das Potential dieser sauren, sehr Eisenarmen Gewässer im allgemeinen und des Felixsees speziell hin bezüglich einer Erhöhung der Biomasseproduktion. Dementsprechend ist die Eutrophierungsgefährdung des Sees durch die intensive Bade- und Freizeitnutzung zu berücksichtigen.

8.1.6 Gräbendorf

8.1.6.1 Lage und Geschichte

Der See Gräbendorf befindet sich in der Region der Brandenburgischen Niederlausitz, ca. 20 km südwestlich von Cottbus.

Das künftige Gewässer ist das Resultat des ehemaligen Braunkohlentagebaues Gräbendorf. Im Mai 1979 wurde mit der Entwässerung durch Filterbrunnen im Kohlefeld Gräbendorf begonnen. Von 1981 bis 1984 erfolgte nördlich der Ortschaft Casel der Aufschluß und 1984 begann die Kohleförderung. Dies geschah mit Hilfe der Schwenk- und Zugbetriebstechnologie. Deshalb sind die Uferböschungen des Sees alle gewachsen und bestehen nicht aus Kippen. Bis 1992 wurden 35,6 Mio. t Rohkohle gefördert. Im Zeitraum von 1993 bis 1995 wurden die Böschungen des Restloches mit Baggern und Raupen gestaltet. Die Böschungen der Innenkippe wurden ab 1993 mit Hilfe von Sprengverdichtungen und seit 1998 mit der Rütteldruckverdichtung saniert. Diese Arbeiten werden bis 2003 anhalten.



Abb. 41: linkes Foto Gräbendorf Juli 1993, rechtes Foto Gräbendorf Juli 1998 (Fotos: Mike Hemm)

Seit Juli 1993 strömt dem See saures Grundwasser zu. Ab April 1996 wird zusätzlich ca. 1 m³/s Wasser aus dem Südumfluter der Spree eingeleitet.

Nach der bergbaulichen Sanierung und dem Beenden der Flutung soll ein mesotropher, neutraler Badesee mit einer Vogelschutzinsel entstehen.

8.1.6.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

In der Abb. 42 wird die Uferlinie mit den Isobathen dargestellt, welche der See bei der Höhe von 67,5 mNN aufweisen wird (s. Tab. 14). Die zum Teil sehr unterschiedlichen Tiefen basieren auf der beim Kohleabbau angewandten Technologie.

Im Sommer 1999 wies der See einen Wasserstand von +55,5 mNN auf. Die Innenkippe ist noch als Halbinsel ausgebildet. Sie wird erst beim Erreichen des Endwasserstandes von +67,5 mNN (s. Abb. 42) zu einer Insel, die ca. 6 m aus dem Wasser herausragt. Sie wird eine Fläche von ca. 15 ha besitzen. Das Gesamtvolumen der Innenkippe beträgt 21 Mio. m³. Ca. 6 Mio. m³ der Kippe werden über den geplanten Endwasserstand von +67,5 mNN liegen.

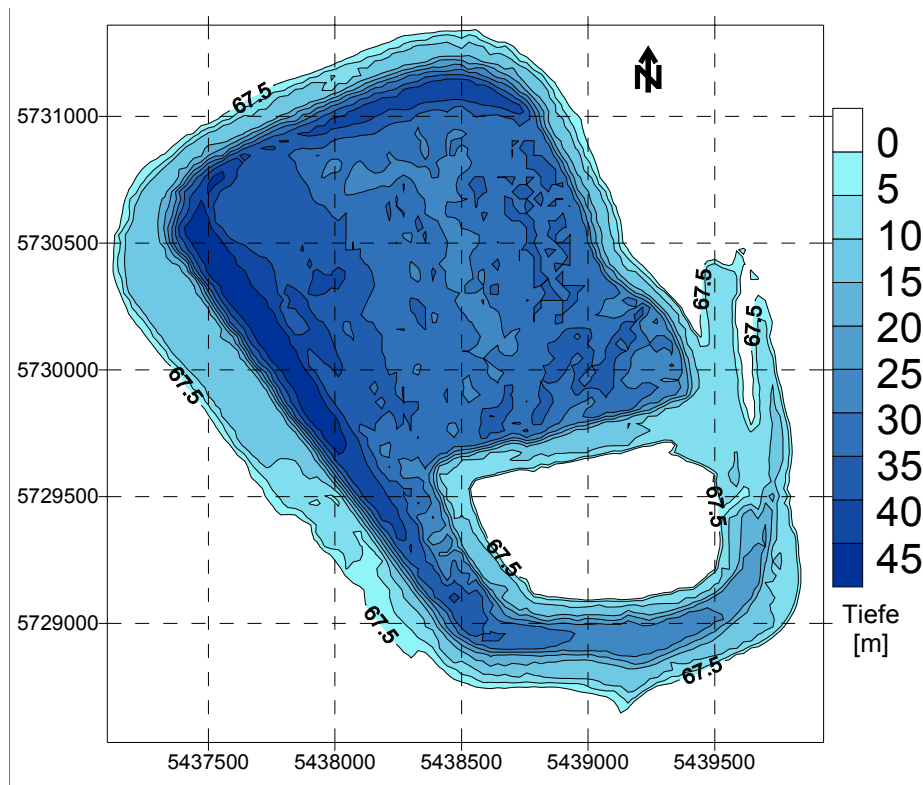


Abb. 42: Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand +67,5 mNN (BTUC 1998 d)

Tab. 14: Morphometrische und limnologische Daten (Epilimnionmischprobe vom 30.03.99) vom Tagebausee Gräbendorf (BTUC 1999 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+67,5	pH - Wert	[-]	5,2
Seewasservolumen	[Mio. m³]	92,9	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	0,07
Seefläche	[Mio. m²]	4,25	Eisen (II)	[mg/l]	< 0,2
maximale Tiefe	[m]	46,5	Sulfat	[mg/l]	430
mittlere Tiefe	[m]	21,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	840
maximale Länge	[m]	3100	TIC	[mg/l]	0,4
maximale Breite	[m]	1970	TOC	[mg/l]	0,8
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,7
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	2,87	Gesamtphosphor	[µg/l]	5
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,5
Tiefengradient*	[-]	6,32	Sichttiefe	[m]	3,2
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der pH-Wert war vom August 1995 bis zum Beginn der Fremdfutung mit Spreewasser im April 1996 aufgrund der Pufferung im $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ - System mit Werten um 3,3 relativ konstant mit geringen vertikalen Unterschieden. Dies änderte sich auch nach der Einleitung von Spreewasser von April bis September 1996 kaum. Ab Oktober 1996 stieg der pH-Wert langsam auf Werte von 4 bis 5 an. Dabei traten erstmalig seit Juli 97 vertikale Differenzierungen auf (Epilimnion: pH um 5,

Hypolimnion: pH um 4). Die gleichen Beobachtungen wurden 1998 gemacht, wobei sich der pH-Wert kontinuierlich weiter auf 5,2 erhöhte. Ab Mai 1998 trat eine Stagnation in der pH-Erhöhung auf, was auf das fehlende Flutungswasser zurückzuführen war. Der pH sank auf Werte bis 4,1. Bei Einsetzen der Flutung ist der pH-Wert wieder auf Werte um 5,5 angestiegen (Hemm et al. 1998).

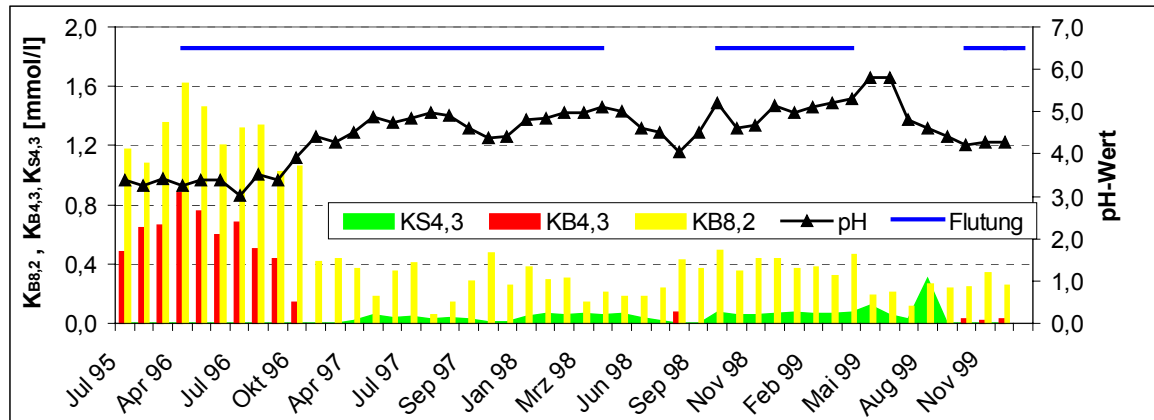


Abb. 43: pH-Wert-Entwicklung und Flutungszeitraum im Tagebausee Gräbendorf (BTUC 1999 b)

Die Basenkapazitäten (K_B) verhalten sich äquivalent zu den Sulfatkonzentrationen. Die Säurenkapazität des Sees Gräbendorf zeigt ein sehr schwach gepuffertes Gewässer an, das entsprechend empfindlich auf Säureschübe oder Änderungen im Flutungsregime reagiert.

Bislang wurden folgende Algenklassen in Gräbendorf nachgewiesen: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Conjugatophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyta und Xanthophyta. Die Chrysophyceen und die Chlorophyceen zählen hier zu den Erstbesiedlern.

Von den Metazoen des Zooplanktons kommen bisher sieben Rotatorienarten im See vor: *Bdelloidea sp.*, *Brachionus urceolaris*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii*, *Lecane lunaris* und *Colurella sp.*. Die im See im Pelagial nachgewiesenen Arten zählen überwiegend zu sonst litoral und benthisch lebenden Formen. Neben ihrer Säuretoleranz kann dies u. a. auf die fehlende Konkurrenz durch andere pelagische Filtrierer und das Fehlen von Räubern insbesondere für die kleineren Arten zurückgeführt werden.

8.1.6.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der See Gräbendorf wird zum Flutungsabschluß nur eine geringe Pufferung aufweisen. Eine Versauerungsgefahr geht überwiegend von den Sedimenten der gewachsenen Böschungen und Kippen aus. Zur Sicherung pH-neutraler Verhältnisse wird deshalb eine längere Nachsorge, anhand von Einleitung von Oberflächenwasser, empfohlen. Für den See sind langfristig mesotrophe Verhältnisse zu erwarten. Der Referenztrophiegrad würde damit nur geringfügig überschritten. Es ergeben sich keine Einschränkungen hinsichtlich der vorgesehenen Nutzungen für den See.

8.1.7 Greifenhain

8.1.7.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee Greifenhain liegt südwestlich von Cottbus. Er gehört administrativ zum Land Brandenburg und ist den Landkreisen Oberspreewald-Lausitz und Spree-Neiße zugeordnet. Geographisch wird der ehemalige Tagebau Greifenhain durch die Ortslage Illmersdorf im Nordosten, Lubochow im Südosten, Woschkow im Südwesten, Altdöbern im Westen und Reddern sowie Casel im Norden begrenzt.

Abb. 44: Der Tagebausee Greifenhain im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

Die Ortslage Pritzen befindet sich auf einem Restpfeiler im östlichen Teil des Restlochs. Der Sanierungsraum Greifenhain befindet sich zur Zeit in der Rechtsträgerschaft der LMBV.

Der Tagebausee Greifenhain liegt innerhalb der Großlandschaft Lausitzer Becken- und Heidelandschaft mit der Hochfläche des Niederlausitzer Grenzwalls im Süden und dem Altdöberner Becken im Norden. Der Tagebaubereich war ursprünglich durch intensive forstwirtschaftliche (ca. 55 %) und landwirtschaftliche Nutzung (ca. 40 %) geprägt.

Das Geländere relief ist nach Norden geneigt. Die Geländehöhen im Umfeld des Tagebausees variieren zwischen + 75 mNN im Norden und + 130 mNN südlich des Tagebaus. Die höchsten Geländepunkte liegen im Bereich des Lausitzer Grenzwalls bei über 130 mNN (max. + 140,4 mNN in den Woschkower Bergen).

Der Tagebau Greifenhain ist im Jahr 1936 aufgeschlossen worden. Im Mai 1935 wurde mit der Entwässerung des Kohlenfeldes durch ein System von Entwässerungsstrecken begonnen. Mitte der sechziger Jahre erfolgte die Umstellung auf Filterbrunnenentwässerung. Insgesamt sind dem statischen Grundwasservorrat rund 920 Mio. m³ Wasser entzogen worden. Die Kohleförderung im Tagebau Greifenhain wurde 1994 vorzeitig eingestellt. Nach der Außerbetriebnahme der Entwässerungsanlagen nordwestlich des Tagebaus geht das Grundwasser im Restloch auf. Da aufgrund der ungünstigen hydrologischen und geologischen Verhältnisse der natürliche Grundwasserwiederanstieg etwa 25 Jahre dauern würde, erfolgte ab dem Sommer 1998 die Einleitung von Flutungswasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage Rainitz. Das Ablaufwasser der Grubenwasserreinigungsanlage Rainitz gelangt mit einer Heberleitung zum See. Bis Ende September 1999 wurden insgesamt 12 Mio. m³ Wasser eingeleitet. Im Jahre 2015 soll der geplante Endwasserstand von + 85,0 mNN erreicht sein.

Der Tagebausee Greifenhain liegt im Einzugsgebiet der Spree nahe der Wasserscheide, dem Niederlausitzer Grenzwall, zwischen Schwarzer Elster im Süden und Spree im Norden. Die Fremdflutung ist aus dem Einzugsgebiet der Schwarzen Elster vorgesehen. Das Vetschauer Mühlenfließ und das Buchholzer Fließ werden als Ausleiter an den See angebunden. Im Westen ist eine Anbindung des Sees über den Salzteich und die Heideteiche an den südlich des Tagebaus Gräbendorf

vorhandenen Altlauf des Greifenhainer Fließes geschaffen worden. Das Buchholzer Fließ mündet bei Casel in das Neue Buchholzer Fließ und dieses bei Wüstenhain in das Greifenhainer Fließ. Südlich des Tagebausees verlaufen weiterhin der Landgraben und das Cunersdorfer Fließ, die in das Neue Buchholzer Fließ münden. Im Norden entwässert das Greifenhainer Fließ, dessen oberes Einzugsgebiet durch den Tagebau abgeschnitten wurde. Vetschauer Mühlenfließ und Greifenhainer Fließ sind südliche Spreewaldzuflüsse. Östlich des Tagebaus verläuft das Koselmühlenfließ, das ebenfalls bergbaulich beeinflusst ist.

8.1.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Morphometrie (Abb. 45) des Tagebausees Greifenhain ist durch die Abbautechnologie geprägt worden. Er wird sehr tiefe Bereiche aufweisen (Tab. 15). Die Gesamtlänge der Böschungssysteme des Tagebausees beträgt 16500 m, davon 9500 m Gewachsenes und 7000 m Kippenböschung.

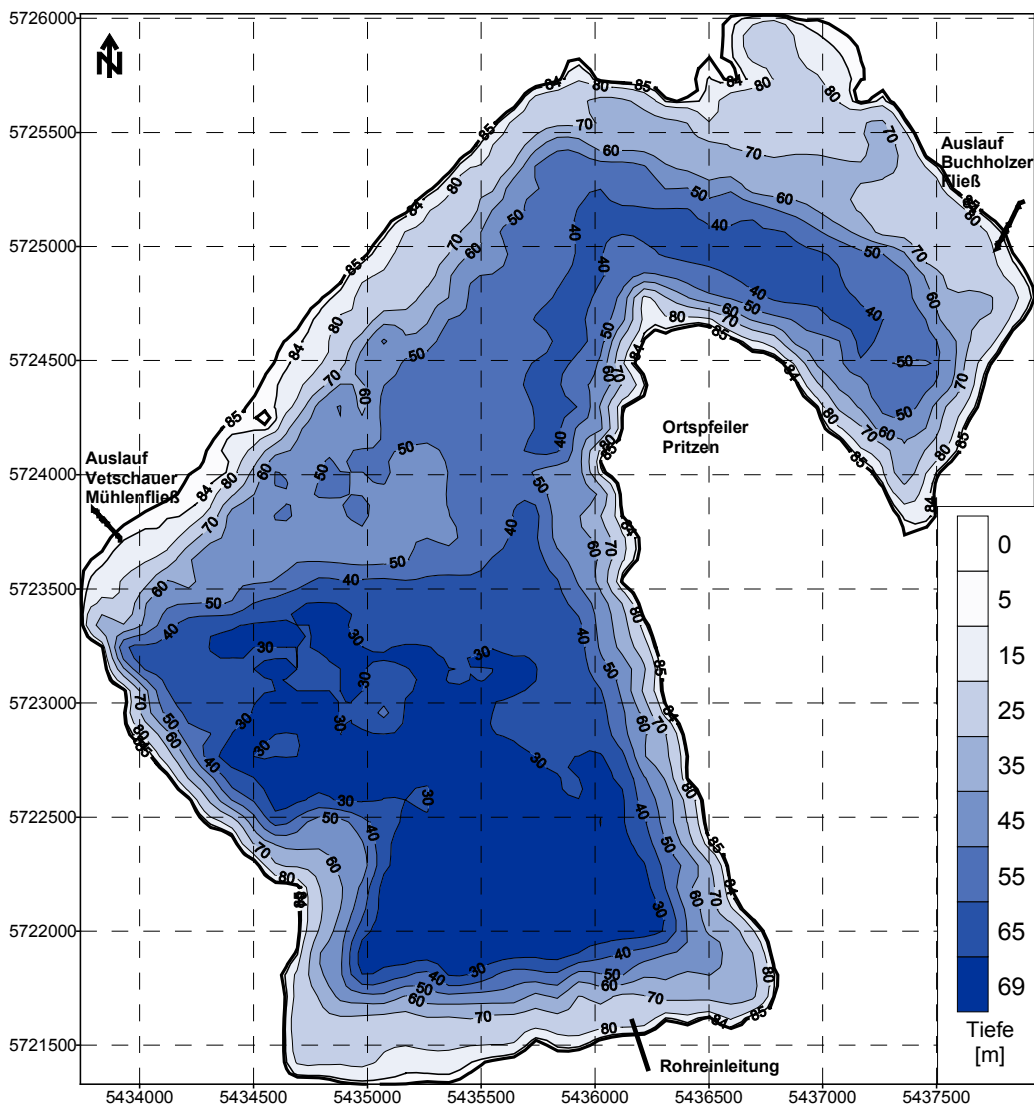


Abb. 45: Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 85,0 mNN (BTUC 1997 a)

Tab. 15: Morphometrische und limnologische Daten (Epilimnionmischprobe vom 22.06.1999) von Greifenhain (BTUC 1999 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+85,0	pH - Wert	[-]	7,3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	330,1	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	0,58
Seefläche	[Mio. m ²]	10,20	Eisen (II)	[mg/l]	< 0,2
maximale Tiefe	[m]	69	Sulfat	[mg/l]	866
mittlere Tiefe	[m]	32,4	Leitfähigkeit	[μS/cm]	1480
maximale Länge	[m]	5300	TIC	[mg/l]	8,8
maximale Breite	[m]	4200	TOC	[mg/l]	5,2
Uferentwicklung	[m]	1,41	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,2
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	3,34	Gesamtphosphor	[μg/l]	5,0
			Chlorophyll a	[μg/l]	1,1
Tiefengradient	[-]	8,2	Sichttiefe	[m]	1,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch/ meromiktisch			

Nach Berger (1955) läßt sich berechnen, daß der See meromiktisch wird. Das Monimolimnion würde bei einer Tiefe ab 56,5 m einstellen.

Seit Juni 1996 wird das Gewässer regelmäßig durch die BTUC untersucht. In der Tab. 15 sind die wichtigsten untersuchten Parameter der letzten Probenahme enthalten.

In der zeitlichen Entwicklung der wichtigsten Parameter sind keine relevanten Abweichungen zu verzeichnen Abb. 46.

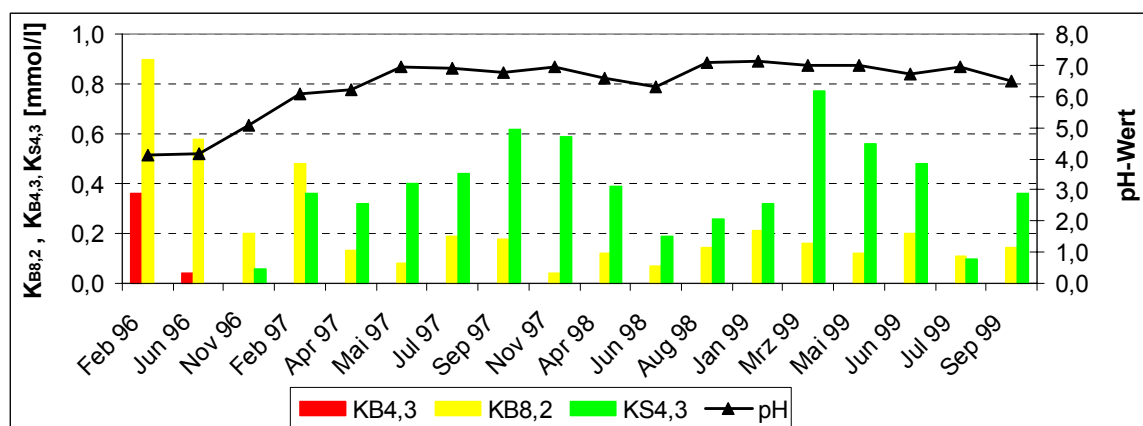


Abb. 46: Entwicklung von pH -, K_B- und K_S-Werten im See Greifenhain (BTUC 1999 b)

Der pH-Wert hat sich mit dem Beginn des Grundwasseraufganges relativ schnell von 4,0 auf Werte um 6,5 eingeepegelt. Mit Beginn der Flutung im Sommer 1998 hat sich dieser auch nicht verändert. Die Werte der Säurekapazität stiegen parallel bis Februar 1997 beständig an. Bis zum April 1997 zeigte sich danach keine Veränderung mehr, so daß der See mit einem K_{S4,3}-Wert von rund 0,4 mmol/l noch als schwach gepuffert angesehen werden muß. Die Basenkapazität (K_{B8,2}) zeigt seit Beginn der Untersuchungen abnehmende Tendenz.

Nach der Ionenzusammensetzung ist das Seewasser als Ca-Mg-SO₄-Wasser zu charakterisieren. Neben Calcium tritt Magnesium als Kation in höherer Ionen-äquivalentkonzentration auf. Sulfat ist das dominierende Anion. Die Gesamtionenkonzentration ist mit etwa 20 mmol/l für Tagebauseen relativ gering.

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen sind mit Werten unter 1 mg/l (Median) sehr niedrig. Dabei stellt Ammoniumstickstoff den größten Anteil. Die Nitritstickstoffkonzentrationen blieben stets unter der Nachweisgrenze.

Die Gesamtphosphorkonzentration liegt mit rund 11 µg/l (Median) im oligo- bis mesotrophen Bereich.

Im Phytoplankton des Gewässers konnten bisher mehr als 23 Gattungen und Arten aus acht Klassen nachgewiesen werden. Die Taxazahl ist damit deutlich höher als in sauren Tagebauseen. Die höchsten Artenzahlen weisen die *Bacillariophyceen* auf. Daneben sind auch Chlorophyceen, Cryptophyceen, Dinophyceen, Chrysophyceen, Conjugatophyceen, Cyanophyceen und Euglenophyceen anzutreffen, die mit jeweils zwei bis drei Arten vorkommen.

Im See konnten mindestens 9 Zooplanktonarten und höhere Taxa nachgewiesen werden. Daneben kommen sowohl Rotatorien (7 Taxa) als auch Crustaceen (2 Taxa) vor. Bei allen Arten sind aufgrund der füllungsbedingten Störungen im Stoffhaushalt große Schwankungen der Abundanzen zu beobachten.

8.1.7.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Bereits während des natürlichen Aufgehens des Grundwassers wird der Tagebausee Greifenhain von annähernd pH-neutralen Verhältnissen geprägt. Die Ursache dafür ist im überwiegend nicht säuregenerierenden Grundwasser zu sehen, das dem See insbesondere aus dem gewachsenen Gebirge im Süden, Südwesten und Westen, aber auch aus der Kippe, zuströmt. Das ausgeprägte Säurepuffervermögen wird durch pleistozäne Geschiebemergel bedingt, die in diesem Bereich anstehen und auf der Kippe verstürzt wurden.

Auch während der Flutungsphase strömt dem Gewässer gut gepuffertes Grundwasser, vorwiegend von Seiten des Lausitzer Grenzwalls und der Altdöberner Rinne, zu. Das Kippengrundwasser spielt aufgrund der Strömungsverhältnisse und seiner hydrochemischen Eigenschaften nur eine untergeordnete Rolle. Zum Flutungsende sind für den Tagebausee somit circum-neutrale pH-Werte zu erwarten, die auch nach Flutungsende dauerhaft erhalten bleiben. Ein Versauern des Seewassers ist nicht zu befürchten.

Der zukünftige Tagebausee Greifenhain wird ein für die Entwicklung der Trophie sehr günstiges Verhältnis von Hypo- zu Epilimnionvolumen von 3,3 aufweisen. Hinzu kommen sehr niedrige Phosphorkonzentrationen im Flutungswasser von nur rund 10 µg/l TP aus der GWRA Rainitz. Es ist daher mit oligo- bis schwach mesotrophen Verhältnissen im Tagebausee zu rechnen.

Der Tagebausee soll zukünftig Erholungszwecken dienen.

8.1.8 Grünewalde/Plessa Tagebauseen (13 Seen)

8.1.8.1 Lage und Geschichte

Die Tagebauseenkette befindet sich westlich von Lauchhammer und liegt im Südwesten des Lausitzer Braunkohlenreviers im Land Brandenburg und erstreckt sich zwischen den Ortschaften Grünewalde und Plessa. Die Braunkohlentagebauseen (RL 75, RL 99, RL 113, RL 76, RL 77, RL 78, RL 114, RL 116, RL 117, RL 118, RL 105, RL 106, RL 107, RL 108/109, RL 110, RL 111, RL 112) sind aus vier Tagebauen hervorgegangen und über ein Grabensystem verbunden, das in die Schwarze Elster entwässert.



Abb. 47: Tagebausee RL 75



Abb. 48: Tagebausee RL 78



Abb. 49: Tagebausee RL 112
(Fotos: Mike Hemm)

Im Raum Lauchhammer wurde bereits Ende des 19. Jahrhunderts die Kohleförderung in Kleinsttagebauen begonnen. Im Zeitraum von 1870 bis 1874 gab es 22 Gruben, aus denen Kohle gefördert wurde. Aus dem Tagebau Koyné, der von 1921 – 1954 betrieben wurde, entstanden die Tagebauseen RL 75, RL 99 und RL 113. Der Tagebausee RL 113 wird separat beschrieben, weil an ihm Versuche zur Anhebung des pH-Wertes durchgeführt werden. Die Seen RL 76, RL 77, RL 78 und RL 114 gingen aus dem Tagebau Grünewalde (1950 – 1962) hervor, die Seen RL 116, RL 117 und RL 118 aus dem Tagebau Plessa-Lauch (1956 – 1966).

Die mittlerweile verbundenen Seen RL 108 und RL 109, die Seen RL 105, RL 106, RL 107, RL 110, RL 111 und RL 112 entstanden in der ehemaligen Grube Agnes, später Tagebau Plessa (1897 – 1958). Alle Gewässer wurden erst im Laufe der 60er Jahre nach Auflassung der Tagebaue Grünewalde (1964) und Plessa (1968) geflutet. Die Tagebauseen RL 77, RL 107, RL 111 und RL 117 werden separat und ausführlicher beschrieben, da diese Seen von der BTU Cottbus genauer untersucht worden sind und die Datenlage somit besser ist.

An den meisten Tagebauseen des Gebietes waren und sind Sanierungsmaßnahmen (Rütteldruckverdichtungen, Sprengverdichtungen und Bepflanzungen) zur Sicherung der Kippenböschungen erforderlich. Nach Abschluß der Sanierungsmaßnahmen sollen die wasserangrenzenden Böschungen der natürlichen Sukzession überlassen werden.

Für den Tagebausee RL 114 besteht kein Sanierungsbedarf. Der Nordteil des Tagebausees RL 99 wurde als kommunale Müll- und Bauschuttdeponie genutzt. In den Jahren 1993/94 wurden die Ufer an den Seen RL 78 und RL 117 mit dem Ziel einer extensiven bzw. intensiven Erholungsnutzung gestaltet. Hierfür wurde auch der Verbindungsgraben verlegt, so daß nun der See RL 78 direkt mit See RL 116 verbunden ist. Damit ist eine Eintragsquelle von stark saurem Wasser in den See RL 117 unterbunden, um dessen Wasserqualität langfristig zu verbessern. Im Bereich der Seen RL 110, RL 112, RL 116 und RL 118 hat der Biotop- und Artenschutz vor anderen Nutzungsansprüchen Vorrang. Für die Seen RL 108/109, die im Umfeld vorhandener forstwirtschaftlicher Flächennutzung integriert sind, besteht kein Sanierungsbedarf. Dies gilt ebenfalls für den See RL 105. Der ehemalige See RL 106 ist mit Kohletrübe und Bauschutt verfüllt worden. Die beiden letztgenannten Seen befinden sich direkt in der Ortschaft Plessa.

Die Gebiete der ehemaligen Tagebaue Grünewalde, Plessa-Lauch und Agnes/Plessa sind heute Bestandteil des Naturparkes „Niederlausitzer Heidelandschaft“. Im Bereich des Tagebaus Plessa-Lauch wurde ein Erholungsgebiet geschaffen, das durch die Ansiedlung seltener Pflanzen und Tiere (u. a. Kranichrastplatz) zum Landschafts – und Naturschutzgebiet erklärt wurde. Das Grünewalder Lauch gehört zu den Überresten einer ursprünglich ausgedehnten Moor- und Sumpflandschaft. Durch die relativ ungestörte Entwicklung, insbesondere im Bereich der Restlöcher, konnten sich viele naturnahe Biotope herausbilden.

8.1.8.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Seen RL 99 und RL 114 mit einer maximalen Tiefe von 0,5 m sind sehr kleine Gewässer, über die kaum Daten vorliegen. Generell ist die Wasserqualität der Seenkette durch den stark sauren Grundwasserzustrom aus den umliegenden Kippenbereichen geprägt. Dies zeigt sich in den pH-Werten, die kaum 3 überschreiten. Der Großteil des Wassers der Seenkette fließt über den oberirdischen Verbindungsgraben, während der Rest über die Seenflanken zufließt.

Der erste See, Tagebausee RL 75, in den früher Eisenhydroxidschlamm eingeleitet wurde, weist mit pH 2,6 den höchsten Säuregrad auf. Nach der Passage durch die Seen RL 99 und RL 114 erreicht der pH-Wert im See RL 77 knapp pH 3. Die im Abstrom liegenden Seen RL 76 und RL 78 werden fast ausschließlich aus dem Abfluß des Sees RL 77 gespeist. Der Wasserzutritt des Sees RL 117 (Grünewalder See) besteht zu etwa 33 % aus neutralem Grundwasser aus dem Norden, zu 4 % aus saurem Kippengrundwasser aus dem Südwesten, zu 23 % aus dem See RL 118 (pH 3), der sich direkt im Westen anschließt und zu 40 % aus dem Verbindungsgraben vom See RL 78 (pH 2,8). Der See RL 116 wird fast ausschließlich über den Abfluß des Sees RL 117 gespeist.

Tab. 16: Morphometrische Daten der Seen RL 75, RL 99, RL 76, RL 77, RL 78, RL 114, RL 116, RL 118, RL 105, RL 108/109, RL 110 und RL 112 (BKA, 1995 a)

Gewässer Einheit	Endwasser- stand [mNN]	Seefläche [Mio. m ²]	Volumen [Mio. m ³]	max. Tiefe [m]	Ufer- entwicklung [-]
RL 75	+97,4	0,063			
RL 99	+97,2	0,008		0,5	
RL 76	+92,5	0,106	0,26	4,5	
RL 77	+92,5	0,242	1,02	7,5	
RL 78	+92,5	0,124	0,15	7,5	
RL 114	+93,7	0,018		0,5	
RL 116	+92,3	0,268	1,29	11	
RL 118	+92,3	0,209			
RL 105	+93,1	0,016			
RL 108/109	+92,3	0,016/0,014		3	2,56
RL 110	+97,0	0,154			
RL 112	+92,3	0,350			

Aufgrund dieses verminderten Eintrags von neutralem Grundwasser ist in den Seen RL 116, RL 117 und RL 118 das Wasser klar im Gegensatz zu den anderen Seen der Kette, die mit dem Eintrag von Eisenverbindungen eine rostrote Färbung des Wassers aufweisen.

Tab. 17: Limnologische Daten der Seen RL 75, RL 76, RL 77, RL 78, RL 116, RL 108/109, RL 110 und RL 112 (BKA, 1995 A, BTUC 1999 c)

Gewässer Einheit	pH [-]	LF [µS/cm]	Fe(III) [mg/l]	Fe(II) [mg/l]	Sulfat [mg/l]
RL 75*	2,6	2900			290
RL 76	3,0	1700	48,0	2,2	720
RL 77	2,97	1650	70,9	1,2	731
RL 78	3,0	1700	53,6	2,2	720
RL 116	3,1	1200	21,2	1,1	461
RL 108/109	2,95*	1250	46,1*		640*
RL 110	2,77	2110			
RL 112	2,81	1340			

*Litoral

Die Seen RL 108 und RL 109 sind wieder stärker durch den Einfluß von Kippengrundwasser geprägt, wie sich an der Wasserfärbung und an der leichten

pH-Abnahme (2,95) zeigt. Eine Sondenprofilmessung im November 1995 zeigte, daß der durchflossene See trotz seiner geringen Tiefe geschichtet war und ab 1,5 m ein anoxisches Hypolimnion mit pH 3,5 aufwies.

Neben der hohen Acidität ist die Wasserqualität der Seenkette geprägt durch ihre hohe Leitfähigkeit, die einen Hinweis auf die hohe Konzentration gelöster Ionen, insbesondere Sulfat, Eisen und Calcium gibt. Ammonium erreicht Konzentrationen mit meist über 2 mg/l. Die Konzentrationen des anorganischen Kohlenstoff ist in allen Gewässern aufgrund der hohen Acidität sehr gering (Peine 1998).

Biologische Untersuchungen im Freiwasser liegen nur wenige vor. Auffällig sind in einigen Seen (z. B. RL 116, RL 108) das zeitweilig massive Auftreten von fädigen Algen (vorwiegend *Zygnema ericetorum*). An den RL 75 und RL 108 wurden größere Flächen von *Euglena mutabilis*-Aufwuchs beobachtet - eine säure- und metalltolerante Algenart, die sich im Litoralbereich an der Sedimentoberfläche ansiedelt. Im Litoral von RL 108 waren außerdem neben roten Zuckmückenlarven (*Chironomus plumosus*-Gruppe) und Schlammfliegenlarven (*Sialis* sp.) verschiedene Wasserwanzenarten (v. a. *Sigara n. nigrolineata*, *Arctocoris germari*) häufig (BTUC 1998 e, Kapfer 1998).

Für die Tagebauseen RL 99, RL 114, RL 118, RL 105 lagen keine limnologischen Daten vor.

8.1.8.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Da im Gebiet der Seenkette der Eintrag von gelöstem Eisen und Sulfat über das Kippengrundwasser noch langfristig bestehen bleiben wird, ist eine Änderung der Wasserbeschaffenheit – zumindest am Beginn der Seenkette nicht abzusehen, wenn keine neutralisierenden Maßnahmen ergriffen werden. Die weitgehende Abkopplung des RL 117 vom Zustrom sauren Grundwassers wird in den nächsten Jahren Hinweise geben, ob und wie schnell eine Neutralisierung durch den Zustrom neutralen Grundwassers und durch seeinterne Prozesse eintreten kann.

Allerdings zieht eine Änderung der Wasserbeschaffenheit meist auch eine Veränderung der biologischen Besiedlung nach sich. Eine Erhöhung der Acidität würde z. B. im RL 108 das Verschwinden der spezialisierten und differenzierten Lebensgemeinschaft bedeuten, die sich in den vergangenen Jahrzehnten dort angesiedelt und etabliert hat.

Die weitere Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen hängt davon ab, ob Veränderungen in deren Umgebung oder deren Zu- und Abflüsse vorgenommen werden.

8.1.9 Grünewalder See (RL 117)

8.1.9.1 Lage und Geschichte

Der Grünewalder See (RL 117) entstand im ehemaligen Tagebaugebiet Plessa-Lauch, das von 1956 – 1966 ausgekohlt wurde. Das Gewässer ist nicht fremdgeflutet worden, es ging nur Grundwasser auf.

Der See ist Bestandteil der Tagebauseenkette Koyne-Plessa, die sich zwischen



den Ortschaften Grünewalde und Plessa erstreckt und über den Floßgraben in die Schwarze Elster entwässert. Er wird über einen Verbindungsgraben mit dem Wasser der nordöstlich gelegenen Seen RL 75 – RL 78 gespeist, deren Wasserqualität durch den Grundwasseranstrom durch Kippenbereiche geprägt ist.

Abb. 50: Der Grünewalder See

im Winter 1997 (Foto: Mike Hemm)

Im Gesamtkonzept der Bergbaufolgelandschaft ist der Grünewalder See für eine intensive Erholungsnutzung vorgesehen. In diesem Zusammenhang ist die Verbesserung der Wasserqualität durch die Abbindung des Vorflutgrabens für Ende 1999 geplant. Der östliche und nördliche Bereich des Sees wird bereits zur intensiven Erholung (Wassersport, Camping, Wandern) genutzt. Zu diesem Zweck wurden bereits 1993 / 1994 die Ufer mit Ausnahme des SW-Ufers saniert.

Seit 1982 gehört der Grünewalder See zu den Zählgewässern der "Internationalen Wasservogelzählung". Bis 1997 wurden 33 Wasservogelarten erfaßt. Der See hat regionale Bedeutung für den Herbstzug und die Überwinterung der Schell- und der Stockente.

8.1.9.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Grünewalder See ist mit einer Wasserfläche von 95,9 ha der größte See der Seenkette um Plessa. Der pH-Wert von 3,0 (Abb. 51) ist im Vergleich zu den meisten anderen Seen der Kette (pH 2,3 – 3,0) relativ hoch, da er auch durch neutrales Grundwasser aus dem unverritzten Deckgebirge im Norden des Restsees gespeist wird. Der Wasserzutritt des Grünewalder Sees besteht zu etwa 33 % aus neutralem Grundwasser aus dem Norden, zu 4 % aus saurem Kippengrundwasser aus dem Südwesten, zu 23 % aus dem Restsee 118 (pH 3), der sich direkt im Westen anschließt und zu 40 % aus dem bereits erwähnten Verbindungsgraben vom Restsee 78 (pH 2,8).

Der Grünewalder See entwässert in den Tagebausee RL 116, der sich im Süden anschließt. Die Wasseraustauschzeit beträgt für den See ohne den Grabenzufluß ca. 5 Jahre.

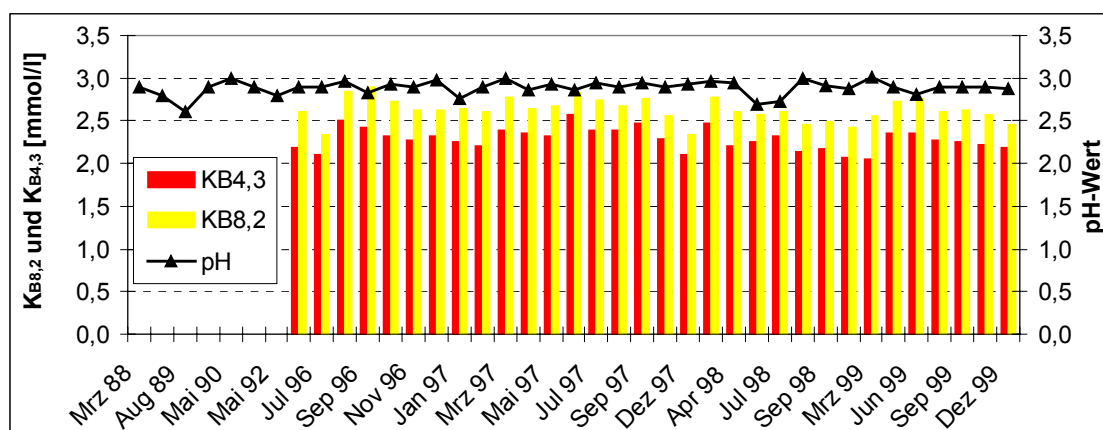


Abb. 51: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Grünewalder See (Hygieneinstitut Cottbus 1993; BTUC c)

Zu den Hauptionen im Wasser zählen Sulfat, Calcium, Eisen, Aluminium und Silizium. Jedoch liegen insbesondere die Sulfat- (429 mg/l) und Eisenkonzentrationen (20,1 mg/l) deutlich niedriger als in den anderen Gewässern der Seenkette (Tab. 18). Daher weist das Seewasser auch nicht die typische rostrote Färbung auf, sondern ist klar. Die Sichttiefe kann bis zu 8,5 m erreichen. Im Jahr 1998 kamen in durchschnittlich 11,85 m Tiefe noch 1 % des Oberflächenlichts an, d. h. in einem großen Teil des Sees gelangt bis zum Grund Licht, welches die Unterwasservegetation fördern kann.

Tab. 18: Morphometrische und limnologische Daten (Epilimnionmischprobe vom 24.06.1999) vom Grünewalder See (BKA 1995 a, BTUC 1999 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+ 92,3	pH – Wert	[-]	2,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		$K_{B4,3}$ – Wert	[mmol/l]	2,08
Seefläche	[Mio. m ²]	0,95	Eisen (ges)	[mg/l]	22
maximale Tiefe	[m]	14	Sulfat	[mg/l]	560
mittlere Tiefe	[m]	11	Leitfähigkeit	[μS/cm]	1200
maximale Länge	[m]	1455	TIC	[mg/l]	2,3
maximale Breite	[m]	1020	TOC	[mg/l]	4,1
Uferentwicklung	[-]	1,19	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[μg/l]	6
			Chlorophyll a	[μg/l]	3
Tiefengradient	[-]	2,4	Sichttiefe	[m]	8,4
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die Ammoniumkonzentration ist unter oxischen Bedingungen wie in anderen pyritversauerten Tagebauseen mit über 1,9 mg N/l hoch. Im Gegensatz dazu ist das Gewässer durch sehr niedrige SRP- (2 μg/l) und TP-Konzentrationen (8 μg/l) gekennzeichnet.

Die Konzentrationen von TIC und DOC liegen in den obersten Wasserschichten außerordentlich niedrig (< 0,12 mg/l). Während der Stratifikation ist jedoch im

Hypolimnion eine deutliche Anreicherung von TIC (über 7 mg/l) und DOC zu beobachten, die wahrscheinlich auf mikrobielle Zersetzung von organischer Substanz zurückzuführen ist. Außerdem bilden sich im Sommer aufgrund der Photoreduktion von Eisen (III) zu Eisen (II) (Herzprung et al. 1998) und der gleichzeitigen Oxidation von DOC gegenläufige Vertikalprofile von DOC (Zunahme zum Grund hin) und Eisen (II) (Abnahme von der Oberfläche zu mittleren Tiefen) aus. Im Winter – insbesondere bei Eisbedeckung – ist eine deutliche Anreicherung von TIC und DOC charakteristisch.

Im Zusammenhang mit der Anreicherung des anorganischen und organischen Kohlenstoffs im Hypolimnion ist die charakteristische Ausbildung von Phytoplanktonbiomassemaxima in der Tiefe. Während im Epilimnion die Chlorophyllkonzentrationen meist unter 5 µg/l bleiben, konnten im Hypolimnion Chlorophyllmaxima bis zu 15 µg/l gemessen werden. Im Februar 1998 betrug die Konzentration unter Eis sogar über 30 µg/l.

Diese Biomasseentwicklungen zeigen, daß für die Entwicklung der photoautotrophen Biomasse die Acidität nicht der begrenzende Faktor ist. Hinsichtlich der Artenvielfalt wirkt sie jedoch limitierend. Das Phytoplankton wird durch Chrysophyceen der Gattung *Ochromonas* sowohl im Epi- als auch im Hypolimnion dominiert. Ebenfalls regelmäßig tritt *Chlamydomonas* sp. (Chlorophyceae) auf. Sporadisch nachweisbar sind außerdem *Gymnodinium* sp. (Dinophyceae), *Scourfieldia cordiformis* (Chlorophyceae), *Chromulina* sp. (Chrysophyceae) sowie die Euglenophyceen *Lepocinclis teres* und *Euglena* sp..

Neben dem Phytoplankton bilden auch fädige Algen, insbesondere die Art *Zygogonium ericetorum* (Chlorophyceae), große Biomassen aus. In Form von Algenwatten liegen sie z. T. großflächig an der Sedimentoberfläche auf (BTUC 1998 e).

Im Gegensatz zu den saureren Seen des Gebietes ist im Grünewalder See auch die Gruppe der Ciliaten von quantitativer Bedeutung. 1996/97 waren die wichtigsten Ciliaten *Urotricha* sp. (Kinetofragminophora), *Frontonia* sp. (Oligohymenophora), *Oxytricha* sp. (Polyhymenophora). Im Frühjahr der beiden Jahre kam es zu Massenentwicklungen (bis zu 15000 Zellen/l), bei denen Abundanz und Biomasse der Ciliaten denen in natürlichen Seen vergleichbar waren. Im restlichen Jahresverlauf verlagerte sich der Schwerpunkt der Ciliatenbesiedlung in das Hypolimnion. Die quantitative Entwicklung der Ciliaten verlief mehr oder weniger parallel zur Chlorophyll a-Konzentration. Mögliche Nahrungskonkurrenten der Ciliaten stellen die Rotatorien dar. Sie erreichten in den Monaten hohe Abundanzen und Biomassen, in denen die Ciliaten nur gering vertreten waren.

Die Rotatorien sind im Grünewalder See aufgrund des hohen pH-Wertes von 3,0 mit bislang 7 nachgewiesenen Arten vertreten. In den stärker versauerten Seen des Gebietes wurden z. B. bei pH 2,6 nur 4 Arten, bei pH 2,3 nur 2 Arten gefunden. Häufige Vertreter sind *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii*, *Brachionus urceolaris* var. *sericus*, *Cephalodella gibba* und eine bdelloide Rotatorienart. Als einzige Crustacea tritt *Chydorus sphaericus* auf, allerdings nur selten.

Im Gegensatz zum Zooplankton wirkt sich ein niedriger pH bei den säuretoleranten Corixiden (Wasserwanzen) aufgrund fehlender Konkurrenz und fehlendem Prädationsdruck durch Fische bei ausreichendem Nahrungsangebot eher positiv auf Artenvielfalt und Abundanz aus. Im Pelagial des Grünewalder Sees erreichen die carnivoren Arten *Arctocorisa germari* und *Glaenocorisa p.*

propinqua, die üblicherweise in Seen mit Fischen nicht anzutreffen sind, hohe Abundanzen. Neben diesen beiden Arten ist die omnivore *Sigara n. nigrolineata* noch relativ häufig (Weber 1999).

8.1.9.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Durch die Umleitung des Verbindungsgrabens zwischen dem RS 78 und dem Grünewalder See wird voraussichtlich die Zufuhr sauren Kippenwassers deutlich vermindert. Durch den allmählichen Austausch des sauren mit neutralem (Grund-) Wasser und durch seeinterne Neutralisierungsprozesse kann mit einer zumindest langfristigen Alkalinisierung gerechnet werden (Peine 1998).

Einhergehend mit der verbesserten Wasserqualität ist auch mit einer Zunahme des Tourismus zu rechnen. Dabei ist eine Ausweitung der intensiven Erholungsnutzung in westlicher und südlicher Richtung unter Berücksichtigung des Vogelschutzes und der angrenzenden Schutzgebiete zu vermeiden.

8.1.10 Helene-See und Katja-See

8.1.10.1 Lage und Geschichte

Die beiden Gewässer liegen im Land Brandenburg, ca. 8 km südlich von Frankfurt/Oder und südöstlich von Berlin. Der Helene-See gab dem gleichnamigen Erholungsgebiet den Namen. Das Erholungsgebiet liegt inmitten des Landschaftsschutzgebietes Brieskow-Finkenheerd.

Die bergbauliche Erschließung des Gebietes um Frankfurt/Oder begann etwa um 1840. Von 1932 bis 1948 wurde der Tagebau Katja betrieben. Der Tagebau Helene dagegen von 1943 bis 1958. Nach der Einstellung des Kohleabbaues blieben die entstandenen Restlöcher offen liegen. Bei anfänglichen Grundwasserzustrom von 0,75 m³/s hatte sich der Wasserstand in den nunmehr entstandenen Seen in relativ kurzer Zeit auf seinen Endwasserstand von 38 mNN eingestellt. Der Grundwasseranstieg war 1970 abgeschlossen. Es sind zwei Seen entstanden, die miteinander verbunden sind. Sie unterliegen den natürlichen Schwankungen im Grundwasserhaushalt, da sie ausschließlich über das

Grundwasser gespeist werden und keinerlei oberirdischen Zufluß oder Abfluß besitzen. Die Hauptgrundwasserströmung ist von Nordwest nach Südost gerichtet.

In der nebenstehenden Abbildung sind die noch rutschungsgefährdeten Ufer rot markiert, welche noch befestigt werden müssen. Zuständig dafür ist das Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe des Landes Brandenburg.

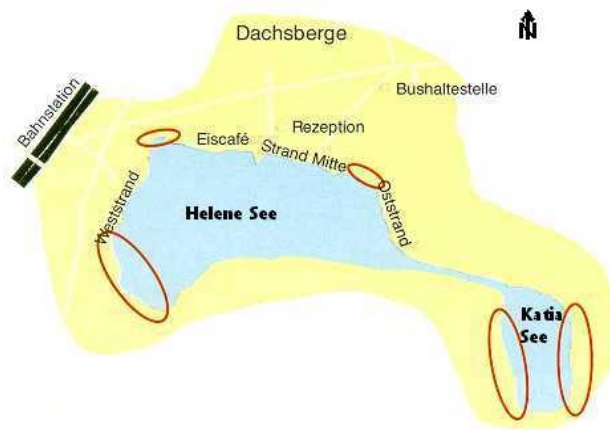


Abb. 52: Die rutschungsgefährdeten Uferzonen des Helene-Sees und des Katja-Sees (Stadt Frankfurt/Oder 1993)

Die Seen befinden sich im Nordosten des Berliner Urstromtals. Im Norden, nur 200 bis 600 m entfernt, stoßen die Ausläufer der Lebuser Hochfläche an das Urstromtal.

Das Gebiet liegt in der Übergangszone zwischen atlantisch beeinflusstem und östlichem, mehr kontinental beeinflusstem Klimabereich Mitteleuropas. Die mittleren Julitemperaturen liegen zwischen 17,5 °C und 18,5 °C im Schatten. Damit liegen die Seen in einer der wärmsten und niederschlagsärmsten Region im Osten Deutschlands.

Das Einzugsgebiet hat eine Größe von ca. 25 km² und besteht zu 80 % aus Waldflächen. Im Norden des Helene-Sees befindet sich ein Erholungsgebiet mit Camping- und anderen Erholungseinrichtungen. Nordöstlich liegt eine Hochhalde des Braunkohlenbergbaues bis 50 mNN ansteigend.

8.1.10.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Helene- und der Katja-See sind die Rückstände des ehemaligen Tagebaues und seiner Abbautechnologie. Ihre Längsausdehnung ist doppelt so groß wie ihre Breitenausdehnung. Der Helene-See ist ungefähr dreimal so groß wie der Katja-See. In der Tab. 19 sind die morphologischen Parameter vom Helene-See enthalten. Von dem Katja-See sind leider keine Daten vorhanden.

Tab. 19: Morphometrische Parameter des Helene-Sees (LGRB 1999)

Endwasserstand	[mNN]	+38,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	90
Seefläche	[Mio. m ²]	2,25
maximale Tiefe	[m]	55,0
mittlere Tiefe	[m]	36,0
maximale Länge	[m]	3000
maximale Breite	[m]	1300
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	
Tiefengradient	[-]	7,64
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

Mit der Fläche von 225 ha gehört der Helene-See zu den größten Braunkohlentagebauseen in Brandenburg. Eine weitere Besonderheit ist seine große Tiefe von 55 m. Weiterhin ist das Gewässer mit einem Tiefengradienten von 7,64 im Sommer stabil geschichtet. Die Ufer des Helene-Sees fallen alle sehr schnell steil zur Mitte hin ab (Abb. 53).

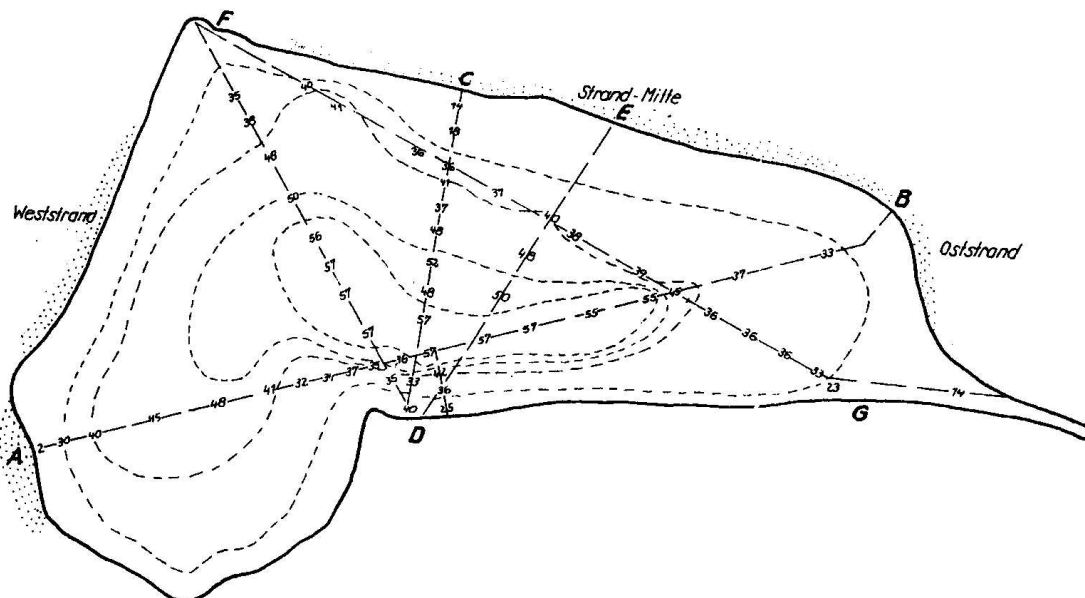


Abb. 53: Seekontur mit Tiefenlinien beim Endwasserstand von 38,0 mNN (LGRB 1999)

Seit August 1993 werden die beiden Seen vom Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus in unregelmäßigen Abständen beprobt. In Tab. 20 sind die wichtigsten untersuchten Parameter der letzten Probenahme enthalten.

Tab. 20: Limnologische Daten vom Helene- und Katja-See (Mischproben vom 06.04.99) (BTUC 1999 c)

		Helene-See	Katja-See
pH - Wert	[-]	8,09	8,31
Gesamt Eisen	[mg/l]	<0,1	0,35
Sulfat	[mg/l]	220,5	210,5
Leitfähigkeit	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	750	738
DOC	[mg/l]	6,4	6,7
Gesamtstickstoff	[$\mu\text{g}/\text{l}$]	348,4	321,1
Gesamtphosphor	[$\mu\text{g}/\text{l}$]	5,7	8
SiO ₂ -Si	[$\mu\text{g}/\text{l}$]	633,1	282,9
Mangan	[mg/l]	<0,05	<0,05
Calcium	[mg/l]	100,8	94,12
Chlorophyll a	[$\mu\text{g}/\text{l}$]	1,8	1,8
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	

Im 11 m tiefen Katja-See stellt sich keine stabile thermische Schichtung ein. Außergewöhnlich ist die starke Sauerstoffübersättigung, die sich während der Sommermonate einstellen kann. Unterhalb von 8-9 m Wassertiefe werden durch ausgedehnte Characeenwiesen (s.u.) am Gewässergrund bis zu 250 % Sättigung erreicht.

Ähnlich charakteristisch sind im Helene-See Sauerstoffmaxima, die sich im Sommer im Metalimnion einstellen und bis in den Herbst nachweisbar sind. Die Wasserschicht in ca. 10 – 15 m Tiefe ist dann mit bis zu 140 % Sauerstoff gesättigt. In 50 m Tiefe beträgt die Sauerstoffsättigung noch ca. 50 %.

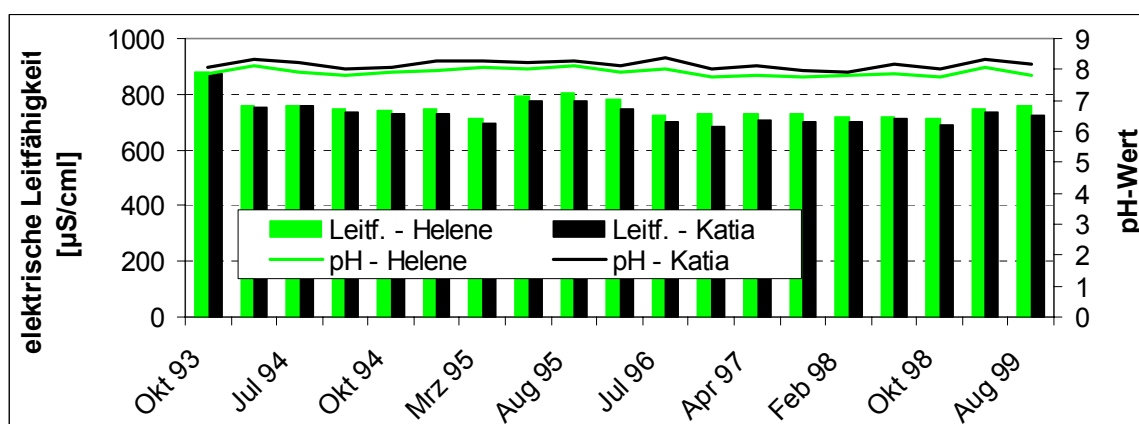


Abb. 54: Entwicklung von pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeiten im Helene- und Katja-See (BTUC 1999 c)

Die beiden Gewässer weisen in der zeitlichen Entwicklung der chemischen Parameter keine Besonderheiten auf. In Abb. 54 ist dies am Beispiel der

Entwicklung vom pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit dargestellt. Es sind beides oligotrophe Seen.

In den Gewässern besteht keine ausgeprägte Ufervegetation. Lediglich am Westufer des Helene-Sees sind Anzeichen für einen beginnenden Gelegegürtel zu finden. Die Unterwasservegetation ist insbesondere im Katja-See sehr gut entwickelt. Ab 1 m Wassertiefe beginnt ein Characeenrasen, dem sich ein Bestand von *Elodea* und *Myriophyllum* anschließt. Ab 2,5 m Wassertiefe ist der Seeboden von Potamogetonarten bewachsen, vor allem *P. lucens*, *P. perfoliatus* und schmalblättrige Potamogetonarten. Der Characeenbestand ist zurückgedrängt und das Elodeavorkommen verbreitert. Hier ist auch *P. crispus* zu finden. Eine Untersuchung der Vegetation > 5 m Wassertiefe ist ohne technische Hilfsmittel nicht möglich. Im Vergleich zu 1979 (die vorangegangenen Aussagen stammen aus dem Jahre 1988), wo die Unterwasserpflanzen fast völlig fehlten, hat sich damit eine kräftige Unterwasservegetation entwickelt.

Der Helene-See ist außerordentlich planktonarm. Aus diesem Grund herrschen ganzjährig große Sichttiefen bis 10 m Tiefe vor. Nur im Spätherbst und im Frühjahr liegen die Phytoplanktonzahlen bei max. 120-150 Zellen/ml. Es überwiegen neben picoplanktischen Algen Diatomeen und protococcale Chlorophyceen. Die Chlorophyllwerte sind sehr niedrig (Stetter und Vollbrecht 1988). Beim Zooplankton herrschen im Helene-See die Crustaceen vor. Besonders häufig sind *Ceriodaphnia pulchella* und *Daphnia cucullata*. Unter den Rotatorien dominierten in den Jahren 1993/94 *Polyarthra* spp. neben verschiedenen *Keratella*-Arten und *Gastropus stylifer*.

Im Katja-See sind autotrophe Picoplankter, *Peridinium* sp. und *Asterionella formosa* dominierend. Als häufigste Vertreter des Zooplanktons sind die Rotatorien *Conochilus unicornis* und *Gastropus stylifer* sowie die Crustaceen *Eudiaptomus gracilis* und *Polyphemus* zu nennen (Nixdorf et al. 1995).

Im oligotrophen Helenesee sind sehr geringe Stückmassen der Kleinen Maräne von 42-60 g und niedrige Bruttoenergiewerte von 5,9 MJ/kg ermittelt worden. Die Massenzusammensetzung der einzelnen Fischarten im Freiwasser wird zu einem Drittel aus Maränen, Barschen und Plötzen gebildet. Im Litoral sind die Fischbestände aus Plötzen, Bleien, Rotfedern, Güstern, Schleien, Barschen Aalen und Hechten zusammengesetzt. Aufgrund des teilweisen Vorhandenseins von submersen Makrophytenflächen sind auch Arten wie Rotfedern, Schleie und Karpfen vorhanden (Institut für Binnenfischerei 1999).

8.1.10.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Seit 1993 haben sich keine Veränderungen des oligotrophen Zustandes ergeben. Da beide Seen kein saures Grundwasser zuströmt, besteht auch keine Versauerungsgefahr. Zu beachten ist aber, daß der Helene-See ausgiebig durch Erholungssuchende (Tagesbesucher, Bungalows, Dauercamper, Badende, Taucher, Segler, u. a.) genutzt wird. Dies kann auf Dauer eine erhebliche Belastungsquelle darstellen.

8.1.11 Hindenberger See (RL A), Stöbritzer See (RL B) & Stoßdorfer See (RL C)

Aufgrund des gleichen geschichtlichen Hintergrundes, der engen geographischen Lage und der geringen Größe der drei Seen, werden diese in den folgenden Kapiteln zusammen beschrieben.

8.1.11.1 Lage und Geschichte

Die Gewässer befinden sich im Spreewaldkreis, ca. 15 km südwestlich von Lübbenau im Land Brandenburg (Abb. 55). Östlich des Gebietes verlaufen die BAB 13 Berlin-Dresden und die BAB 15 Berlin-Wroclaw (Breslau). Bis zum UNESCO- geschützten Biosphärenreservat Spreewald sind es rund 10 km. Unmittelbar angrenzende Orte am Tagebau Schlabendorf-Nord sind Hindenberg, Groß Beuchow, Klein Beuchow, Kittlitz, Lichtenau, Bathow, Zinnitz, Schlabendorf, Egsdorf. Die nächstgrößeren Städte sind Lübbenau, Calau und Luckau.

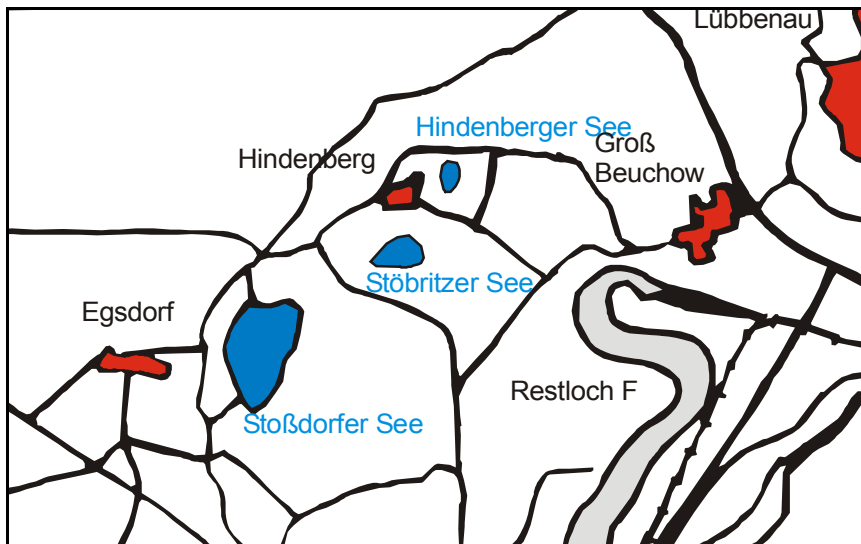


Abb. 55: Geographische Lage des Hindenberger Sees, Stöbritzer Sees und Stoßdorfer Sees (BKA 1993 b)

Der Stoßdorfer See (RL C), Hindenberger See (RL A) und der Stöbritzer See (RL B) gehören zum ehemaligen Tagebau Schlabendorf-Nord. Der Lichtenauer Tagebausee (RL F) ebenfalls, er wird aber aufgrund seiner Größe extra beschrieben.

Die Braunkohlelagerstätte Schlabendorf ist im Zeitraum von 1940 bis 1960 erkundet worden. Der Aufschluß des Feldes Schlabendorf-Nord erfolgte 1960 und wurde in dessen Nord-Ost-Ecke gelegt. Er erfolgte in einer kohleleeren pleistozänen Störungszone, die das Hauptfeld Schlabendorf-Nord vom Teilfeld Groß Beuchow trennt. In diesem Bereich wurde mit der Endmontage der Abraumförderbrücken begonnen. Die entstandene Aufschlußfigur bildet heute den nördlichen Teil des Restloches F, der heute auch als Lichtenauer See bezeichnet wird. Der Tagebau Schlabendorf-Nord wurde als Schwenktagebau betrieben. Das Schwenken des Tagebaus und die damit verbundene Auskohlung des Feldes erfolgte entgegen dem Uhrzeigersinn bis zu seiner Endstellung 1977. Der Vorschmittbetrieb wurde 1964 beendet. Mit dem Vorschmittabraum wurden landwirtschaftliche Nutzflächen auf der Brückenkippe des Tagebaues Schlabendorf-Nord hergestellt. Im Betriebsverlauf erreichte der Tagebau

Schlabendorf-Nord seine größte Strossenlänge (dies ist die gesamte Länge des terrassenförmigen Absatzes in für den Abbau vorgerichteten Lagerstättenabschnitten) mit ca. 5700 m im Jahre 1975. Im laufenden Betrieb des Tagebaues entstanden sechs Restlöcher, die in alphabetischer Reihenfolge von A - F bezeichnet wurden. Das Restloch E wurde mit Abraum aus dem Tagebau Schlabendorf-Süd vollständig verkippt. Der Tagebau erreichte im Mai 1977 seine Endstellung mit einer Gesamtfördermenge von 137,1 Mio. t Rohbraunkohle. Die Einstellung der bergbaulichen Wasserhebung erfolgte 1984. Die entstandenen Restlöcher haben sich mit Grundwasser gefüllt.

Der **Stoßdorfer See** ist 1966 entstanden und liegt im Westen. 1995 sind die setzungsfließgefährdeten Kippenböschungen durch Sprengverfahren befestigt worden. Weiterhin wurden Erdbauarbeiten an der gewachsenen Böschung durchgeführt, um einen späteren Badebetrieb zu ermöglichen.

Dies erfolgte an drei dafür vorgesehenen Stellen. In der gewachsenen Böschung stehen bindige pleistozäne Schichten, meist Tone, Mergel und Schluffe, im Hochschnitt an. Die Böschung im Tiefschnitt ist auf ca. 22° und die Böschung im Hochschnitt auf ca. 10° abgeflacht worden. Ebenso erfolgte der Ausbau des Ottergrabens anhand eines Einlaufes und eines Auslaufes. Der Zu- und Abfluß soll durch den Ottergraben gewährleistet werden (Braunkohlenauswurf, 1993, Sanierungsplan Schlabendorfer Felder).

Der **Hindenberger See** (Abb. 56) ist im Jahr 1962 entstanden. Die ersten Gestaltungsarbeiten an diesem See wurden schon 1977 durchgeführt. Die Kippenböschungen wurden hydromechanisch und die gewachsene Böschung mechanisch bis zu einer Neigung von 6 bis 15 Grad abgeflacht.



Abb. 56: Der Hindenberger See im Sommer 1995 (Foto: Mike Hemm)

Weiterhin wurden durch Sprengverdichtungen setzungssichere Kippen hergestellt. Aufgrund dieser Maßnahmen ist ein sehr flaches Gewässer (3 bis 4 m Tiefe) entstanden. Der Hindenberger See ist seit 1993 fertig gestaltet und soll später zum Badebetrieb freigegeben werden. Oberirdische Zuflüsse hat der See nicht. Oberirdischer Abfluß ist die Wudritz.



Der Stöbritzer See (Abb. 57) ist das kleinste Gewässer aus dem ehemaligen Tagebau Schlabendorf-Nord. Das Restloch ist in dem Zeitraum von 1963 bis 1964 entstanden. Grund dafür war eine Strossenverkürzung als Folge eines hohen Anteils bindiger Horizonte.

Abb. 57: Der Stöbritzer See im Sommer 1995 (Foto: Mike Hemm)

Diese pleistozänen bindigen Schichten weisen einen Anteil von weit mehr als 30% bindige Anteile auf. Bereits Anfang der 70er Jahre wurde eine mechanische Böschungsabflachung durchgeführt. Die hergestellte Neigung auf der gewachsenen Seite der Böschung ist aufgrund der geschützten Lage zur Hauptwindrichtung in einer Talmulde und der geringen Wasserfläche des Restloches ausreichend und beträgt hier sechs bis zehn Grad. Die Böschung auf der Kippenseite ist sehr setzungsfließgefährdet und wird noch mittels Sprengverdichtung saniert. Oberirdische Zu- und Abflüsse hat das Restloch nicht. Unterirdisch wird es durch das zuströmende Grundwasser gespeist.

Der Bereich des Tagebaus Schlabendorf-Nord befindet sich im Gebiet der Lausitzer Triasplatte, die sich nördlich des Lausitzer Hauptabbruches erstreckt.

Das Einzugsgebiet der Berste südlich von Luckau umfaßt mehrere Wasserläufe. Erst unterhalb des Stadtgrabens von Luckau bilden sie gemeinsam die Berste. Der Ottergraben entspringt nördlich von Drehna und mündete in den Tagebau Schlabendorf-Nord. Das Quellgebiet der Schrake liegt im Bereich der Ortschaft Babben. Im Gebiet von Lichtenau mündet der Schönfeld-Hänchener Graben in die Schrake. Von dieser Stelle an werden die beiden vereinigten Wasserläufe Dobra genannt. Der Ottergraben und die Schrake sind vom Bergbau stark beeinflusst worden.

8.1.11.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die drei Seen sind in ihrer Morphometrie sehr unterschiedlich (Tab. 21). Der kleinste ist der Stöbritzer See, dann folgt der Hindenberger See und der größte See ist der Stoßdorfer See.

Der **Stoßdorfer See** ist im Rahmen einer Diplomarbeit in dem Zeitraum vom Juli 1991 bis Juli 1992 untersucht worden (Geisler & Haubold 1993). Es wurde eine durchschnittliche Lage der Schichtung in 6,6 m Tiefe ermittelt.

Der **Hindenberger See** soll später zum Badebetrieb freigegeben werden. Seine umgrenzende Böschung hat eine Länge von 1,8 km. Davon beinhaltet die Kippenböschung ca. 0,9 km und die gewachsene Böschung 0,7 km. Der See ist ungeschichtet.

Der **Stöbritzer See** hat aufgrund durchgeführter mechanischer Abflachungen eine Böschungsneigung von 10 bis 14 Grad. Er ist annähernd kreisförmig mit einem Durchmesser von 500 bis 550 m.

Tab. 21: Morphometrische Daten vom Stoßdorfer -, Stöbritzer - und Hindenberger See (BKA 1993 b)

Gewässer		Stoßdorfer See	Hindenberger See	Stöbritzer See
Endwasserstand	[mNN]	+53,0		
Seewasservolumen	[Mio. m ³]			0,83
Seefläche	[Mio. m ²]	0,77	0,25	0,24
maximale Tiefe	[m]	12*	4,0	10,5
mittlere Tiefe	[m]	5,5*		3,5
maximale Länge	[m]	1500	650	550
maximale Breite	[m]	900	400	550
Uferlänge	[m]	4800	1850	1800
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	polymiktisch	dimiktisch
Uferentwicklung	[-]	1,54	0,9	1,04

Von dem **Stoßdorfer See** und dem **Hindenberger See** sind nur sehr wenig Daten vorhanden. Die beiden Seen sind nur im Sommer 1993 von der BTU Cottbus beprobt worden. Dabei sind nur einige, wenige Grundparameter bestimmt worden (Tab. 22). Es konnte ermittelt werden, daß die beiden Seen nicht so typisch saure pH-Werte aufweisen wie die meisten Lausitzer Braunkohlentagebauseen.

Der **Stöbritzer See** wird seit Oktober 1995 von der BTUC untersucht. Der pH-Wert hat sich in dem Betrachtungszeitraum kaum verändert (Tab. 22). Er liegt von Anfang an zwischen 7,0 bis 8,0, was daran liegt, daß das Gewässer in einer Mulde liegt, welche ausschließlich aus bindigen und tonigen Material besteht.

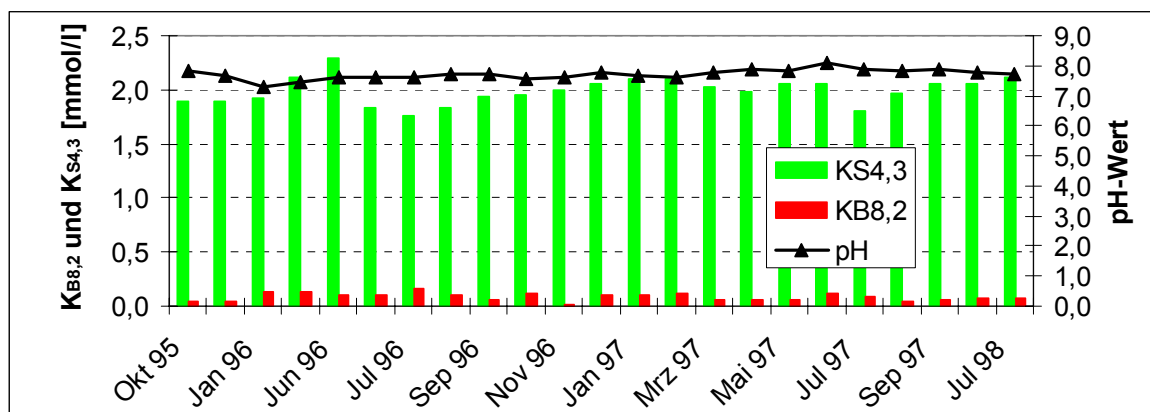


Abb. 58: Entwicklung von pH -, K_B- und K_S- Werten im Stöbritzer See (BTUC 1999 c)

Wenn die Tagebauseen einer Trophieklasse zugeordnet werden sollten, würden der Stöbritzer See und der Hindenberger See aufgrund der hohen Sichttiefen und geringen Chlorophyll a-Konzentrationen oligotroph sein, der Stoßdorfer See mesotroph.

Tab. 22: Limnologische Daten vom Stoßdorfer -, Stöbritzer - und Hindenberger See (BTUC 1998 e)

Gewässer		Stoßdorfer See	Stöbritzer See	Hindenberger See
Probedatum		02.07.1993	02.07.1998	02.07.1993
pH - Wert	[-]	8,0	7,6	7,7
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]		2,16	
Eisen (II)	[mg/l]		< 0,2	
Sulfat	[mg/l]		445	384
Leitfähigkeit	[µS/cm]	980	930	970
TIC	[mg/l]		25	
TOC	[mg/l]		3,8	
Gesamtstickstoff	[mg/l]		0,5	
Gesamtphosphor	[µg/l]	3	17	2
Chlorophyll a	[µg/l]		5,9	1,06
Sichttiefe	[m]	1,4	5,5	4,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch		polymiktisch

Vom Hindenberger See und Stoßdorfer See wurden bislang nur wenige Daten zur Planktonzusammensetzung im Jahr 1993 erhoben. Bei pH-Werten im neutralen bis alkalischen Bereich und annähernd mesotrophen Verhältnissen stellte sich in den beiden Seen eine Dominanz von Dinophyceen (*Ceratium*, *Peridinium*) und Chrysophyceen (*Dinobryon*) ein. Das Zooplankton wird von Crustaceen dominiert, wobei insbesondere *Ceriodaphnia pulchella* und *Eudiaptomus gracilis* zu nennen sind. Die häufigsten Rotatorienarten wurden aus den Gattungen *Keratella* und *Polyarthra* gefunden.

Die regelmäßigen Planktonuntersuchungen, die von 1994-1999 im Stöbritzer See durchgeführt wurden, geben etwas ausführlichere Informationen über die biologische Besiedlung. Bei einer mittleren Sichttiefe von 3 m sind die Lichtverhältnisse für die Primärproduktion und die Phytoplanktonentwicklung im Stöbritzer See günstig. In dem oligo- bis mesotrophen See sind jedoch die Nährstoffressourcen begrenzt. Die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons war in den vergangenen Jahren mit Chlorophyllkonzentrationen von maximal 7 µg/l relativ gering. In den Jahren 1995 und 1996 wurden jeweils im Hochsommer die geringsten Konzentrationen von < 1 µg/l gefunden (Liepelt 1997).

Das Spektrum der Phytoplanktonbesiedlung ist im Stöbritzer See mit 6 nachgewiesenen Algenklassen erheblich breiter als in den sauren Lausitzer Tagebauseen. Besonders häufig und regelmäßig kamen in den Jahren 1995/96 im Epilimnion verschiedene Chrysophyceenarten (*Chromulina* sp., *Dinobryon divergens*, *Ochromonas* spp.), Kieselalgenarten (*Synedra* sp., *Fragilaria* sp.), Cryptophyceen (*Cryptomonas marssonii*, *Rhodomonas minuta*) und Dinophyceen (*Gymnodinium* spp., *Peridinium* spp.) vor. Im Hypolimnion dominierten bezüglich der Biomasse *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae), bezüglich der Abundanz jedoch Chrysophyceen. In geringer Biomasse traten außerdem die

Cyanobakterien *Synchaetococcus* im autotrophen Picoplankton und die für mesotrophe Gewässer charakteristische *Oscillatoria rubescens* auf.

Die Abundanzen und Biomassen der pelagischen Ciliaten lagen im Stöbritzer See 1995 und im ersten Halbjahr 1996 in einem Bereich, der für natürliche, nährstoffarme Seen typisch ist. Im Sommer 1996 wurde das Ciliatenplankton von *Stentor amethystinus* dominiert (> 90 % der Gesamtciliatenbiomasse). Mit insgesamt 17 Ciliatenarten war die Zahl deutlich höher als in den sauren Tagebauseen der Lausitz. Dies trifft auch für Artenzahl (25) und Biomasse des Zooplanktons zu. Hier sind vor allem *Keratella*, *Euchlanis dilatata* und *Ceriodaphnia* sp. häufig (Nixdorf et al. 1995).

Ein weiterer Unterschied zu sauren Tagebauseen ist das Vorkommen von Fischen im Stöbritzer See. Diese beeinflussten die Besiedlung durch Wasserwanzen: es wurden 5 Arten gefunden (dagegen 9 Arten im Felixsee bei pH 3,5), und diese ausschließlich im Litoral. Im Pelagial traten durch den Fraßdruck der Fische keine Corixiden auf (Wollmann 1997).

8.1.11.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Entwicklung der Wasserqualität wird hauptsächlich von der Nutzung der Seen abhängig sein. Dies ist besonders zu beachten, da die Seen alle als Erholungs- und Badeseen genutzt werden sollen und auch schon genutzt werden.

8.1.12 Klinger See

8.1.12.1 Lage und Geschichte

Der künftige Klinger See befindet sich zwischen der westlich gelegenen Stadt Cottbus und der östlich gelegenen Stadt Forst im Land Brandenburg.

Die für den Abbau notwendige Grundwasserabsenkung begann bereits im Jahr 1970. Ab 1974 erfolgte die Aufschlußbaggerung unweit der Ortslage Grötsch. Nach den Planungen soll er bis etwa 2019 weiter betrieben werden. Er wird dann seine Endstellung im Bereich der Taubendorfer Rinne erreichen, in der ein zweiter See – der Taubendorfer See – entstehen soll.

Während der aktive Bergbau im Tagebau Jänschwalde durch die LAUBAG betrieben wird, ist die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH als Sanierungsträger für den südlichen, bereits abgebauten Bereich des Tagebaus Jänschwalde zuständig. Dieser Südteil des Tagebaus wurde nicht vollständig durch Abraummassen geschlossen. Aus dem Südrandschlauch heraus sollte ursprünglich der Tagebau Jänschwalde-Süd aufgefahren werden. Mit der Außerbetriebnahme der Randriegel in diesem Bereich wird das Grundwasser aufgehen und ein Tagebausee, der Klinger See, entstehen. Zur Beschleunigung der Flutung und Zurückdrängung der Grundwasserzuflüsse aus der Kippe soll bei Einstellung der Sümpfung Flutungswasser aus der Vorflut eingeleitet werden. Dazu ist eine Anbindung an die Tranitz geplant. Im Klinger See ist noch kein Wasser aufgegangen, es wird in einem Becken aufgefangen und abgepumpt. Die Flutungswässer aus der Tranitz sollen ab Mitte 2000 etwa in der Mitte des Südufers eingeleitet werden. Der Auslauf aus dem Klinger See zur Tranitz ist am westlichen Ufer vorgesehen.

Nach dem Braunkohlenplan Tagebau Jänschwalde (BKA 1994 a) wird für den Klinger See eine Mehrfachnutzung angestrebt. Über eine mögliche speicherwirtschaftliche Nutzung zur Niedrigwasseraufhöhung in der Tranitz und Malxe soll zu gegebener Zeit entschieden werden. Der künftige Klinger See liegt im Einzugsgebiet der Spree.

8.1.12.2 Morphometrie im künftigen Klinger See

Bedingt durch die im Tagebau Jänschwalde angewendete Abbautechnologie wird der Klinger See eine L-Form aufweisen (Abb. 59). Der See erstreckt sich in Randschläuchen des Tagebaus auf einer Länge von ca. 4 km von Westen nach Osten und biegt im Bereich der Ortslage Klinge nach Norden um. Die tiefsten Stellen befinden sich im Bereich des Knickpunktes, d. h. im Südosten des Gewässers. Ausgesprochene Flachwasserbereiche wird es nicht geben. Die Ufer fallen steil ab.

In der Tab. 23 sind die morphometrischen Kennwerte für die Wasserstände +71,0 mNN und +71,5 mNN dargestellt. Die Kenndaten für die beiden Wasserstände unterscheiden sich nur unwesentlich.

Tab. 23: Morphometrie vom künftigen Klinger See (BTUC 1998 g)

Endwasserstand	[mNN]	+71,0	+71,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	97,8	100
Seefläche	[Mio. m ²]	3,14	3,2
maximale Tiefe	[m]	67	67,5
mittlere Tiefe	[m]	31,2	31,3
maximale Länge	[m]	4446	4500
maximale Breite	[m]	1589	1643
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	3,58	3,29
Tiefengradient	[-]	9,00	9,02
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch/meromiktisch	

Aufgrund der morphologischen Struktur und der Berechnung nach Berger (1955) läßt sich ermitteln, daß der See meromiktisch wird. Die morphologisch bedingte Grenze vom Mixolimnion zum Monimolimnion würde bei 42 m Wassertiefe liegen.

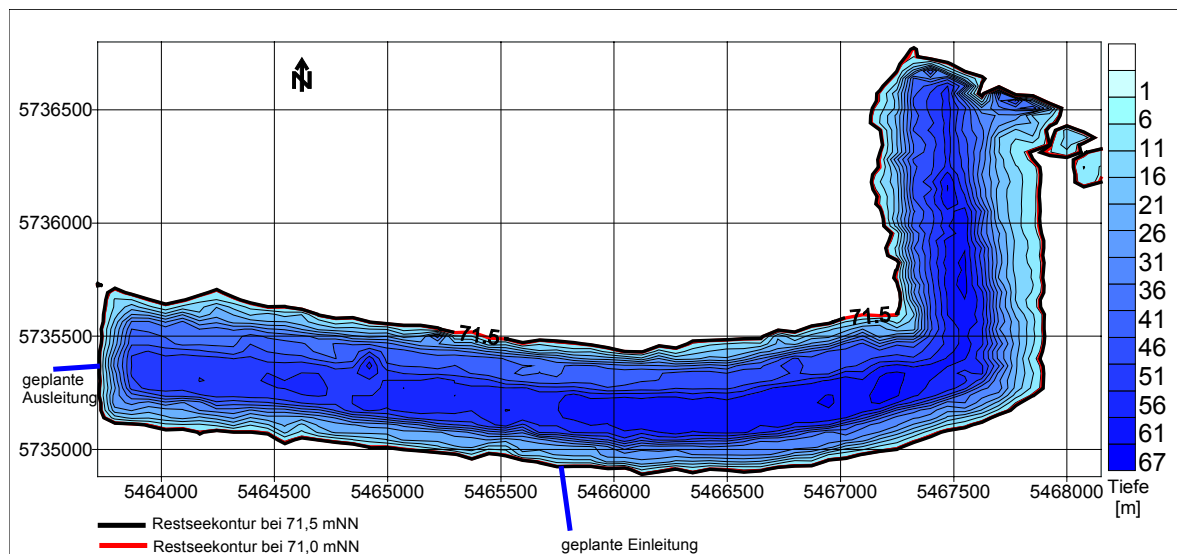


Abb. 59: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien bei den geplanten Endwasserständen 71,0 und 71,5 mNN (BTUC 1998 g)

8.1.12.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der Endwasserstand von +71,5 mNN wird bei Fremdfutung in etwa 20 Jahren und bei natürlichem Grundwasseraufgang erst ca. 20 Jahre später erreicht. Der See erhält Grundwasserzuflüsse vor allem von Süden aus dem gewachsenen Gebirge. Der natürliche Oberflächenabfluß wird im stationären Endzustand rd. 0,1 m³/s betragen. Die Fremdfutung ist ab Mitte 2000 aus der Tranitz und mit Wasser aus der Talsperre Spremberg geplant. Daneben stehen die Malxe und das Ablaufwasser der GWRA Briesnig als Flutungwasserressourcen zur Verfügung.

An der gewachsenen Böschung des Westrandschlauchs mit mehrmonatiger bis mehrjähriger Exposition wurde im anstehenden Grundwasserleiter 410 sowie im

Hangendschluff 1 der Flözbank 1 eine Versauerungsfront registriert, die 0,4 bis über 1 Meter in die Böschung eingedrungen ist. Oberflächennah wurden z. T. stark saure Verhältnisse festgestellt. Diese Versauerungswirkung beschränkt sich auf tertiäre Schichten und ist auf die sehr lange Exposition zurückzuführen.

Das Kippengrundwasser ist räumlich stark differenziert. Im Bereich der Vorkippe wurde potentiell saures Grundwasser mit berechneten Basenkapazitäten von $K_{B4,3} = 0,8 \dots 7,5$ mmol/l angetroffen. In den anderen Kippenbereichen wurde überwiegend potentiell schwach alkalisches bis alkalisches Grundwasser mit berechneten Säurekapazitäten von $K_{S4,3} = 1,1 \dots 10,0$ mmol/l ermittelt. Ursache für das Puffervermögen des Kippengrundwassers sind verkippte kalkhaltige pleistozäne Sedimente sowie gut gepuffertes Liegendgrundwasser.

Das Grundwasser der südlich angrenzenden gewachsenen quartären und tertiären Bereiche ist überwiegend gut gepuffert. Es wurden potentielle Säurekapazitäten von $K_{S4,3} = 1,9 \dots 2,8$ mmol/l nachgewiesen. Von hier erfolgt in allen Phasen der Flutung der Hauptzustrom des Grundwassers zum Klinger See. Von einigen Bereichen wie dem Nordostbereich geht jedoch auch ein geringer Versauerungseinfluß aus.

Längerfristig werden pH-neutrale Verhältnisse im Tagebausee auch ohne Fremdwasserflutung erreicht werden können. In der Anfangsphase können aber schwach pH-saure Verhältnisse auftreten. Zum Ende der Füllphase werden zwar pH-Werte im circum-neutralen Bereich zwischen pH = 7,0 und pH = 7,4 im Restsee erwartet, unter ungünstigen Bedingungen (keine Flutung, hoher Säureeintrag durch Böschungselution, geringes Puffervermögen des zuströmenden Grundwassers) sind jedoch auch dauerhaft schwach pH-saure Verhältnisse nicht völlig auszuschließen. Mit der Flutung werden stabile pH-neutrale Verhältnisse erreicht.

Die Sulfatkonzentrationen des Klinger Sees werden sich in moderaten Bereichen bewegen. Die Einleitgrenzwerte für Sulfat nach (LUA 1997) werden bei allen untersuchten Varianten unterschritten. Für den Fall ohne Fremdwasserflutung werden zum Flutungsende maximal 600 mg/l Sulfat und für den Fall mit Fremdwasserflutung etwa 200...300 mg/l erwartet.

Ohne Fremdwasserflutung wird sich aufgrund sehr langer Aufenthaltszeiten und nur geringer Nährstoffeinträge in den See mit dem Grundwasserzufluß ein seinem morphometrischen Referenzzustand entsprechendes oligotrophes Gewässer entwickeln. Bei der Einleitung von Oberflächenwasser aus Tränitz und Spree wird die Nährstoffzufuhr höher sein, aber dennoch langfristig nur zu einem oligotrophen bis schwach mesotrophen See führen, wenn auf die Einleitung stärker belasteten Wassers (z. B. zu Zeiten, wenn die Fischteiche an der Tränitz abgelassen werden) verzichtet wird.

8.1.13 Lauchhammer-Schwarzheider Tagebauseen (14 Seen)

8.1.13.1 Lage und Geschichte

Die hier im folgenden beschriebenen Braunkohlentagebauseen befinden sich alle in den Stadtgebieten von Lauchhammer (RL 31, RL 32, RL 35, RL 36, RL 38, RL 40, RL 42, RL 102, RL 103, RL 104) und Schwarzheide (RL 59, RL 60, RL 28, RL 29). Diese gehören zum Landkreis Oberspreewald Lausitz im Land Brandenburg.

Die Braunkohlelagerstätte Lauchhammer war eine der bedeutendsten Lagerstätten im westlichen Verbreitungsgebiet des 2. Lausitzer Flözes. Die Förderung der Braunkohle in diesem Gebiet begann schon zum Ende des 19. Jahrhunderts. Im folgenden sind die Tagebaue, aus denen die Seen hervorgegangen sind, mit den Betriebszeiten aufgelistet (BKA 1995 a).

• RL 28	Tagebau Ferdinand-Ostfeld	1938 - 1948
• RL 29 (Abb. 60)	Tagebau Ferdinand-Westfeld	1921 - 1941
• RL 31 (Abb. 61)	Emanuel, Tagebau I	1902 - 1908
• RL 32	Tagebau Lauchhammer III	1915 - 1921
• RL 35	Emanuel, Tagebau IV	1910 - 1919
• RL 36 (Abb. 62)	Emanuel, Tagebau V	1918 - 1922
• RL 38	Emanuel, Tagebau Kuth	1918 - 1922
• RL 40	Tagebau Mückenberg	1900 - 1903
• RL 42, RL 102, RL 103	Tagebau Lauchhammer I	1912 - 1921
• RL 59	Tagebau Schwarzheide	1945 - 1955
• RL 60 (Abb. 63)	Tagebau Friedländer	1921 - 1944
• RL 104	Tagebau Lauchhammer IV	1921 – 1944



Abb. 60: Tagebausee RL 29



Abb. 61: Tagebausee RL 31



Abb. 62: Tagebausee RL 36



Abb. 63: Tagebausee RL 60
(Fotos Mike Hemm)

Diese Tagebaue haben 8 Brikettfabriken in der Region mit Braunkohle versorgt. Mit der wirtschaftlichen Umstrukturierung 1989/90 ging die Bedeutung der Braunkohleveredlung zurück. Die letzte Brikettfabrik im Raum Lauchhammer wurde 1993 stillgelegt.

Der Braunkohlenbergbau ist in dieser Region schon seit den 70er Jahren eingestellt worden. Die bergbaubedingte Landinanspruchnahme beträgt ca. 3940 ha. Ein großer Teil der Flächen wurde in den vergangenen Jahrzehnten bereits wieder nutzbar gemacht, wobei die forstwirtschaftliche Wiedernutzbarmachung überwiegt. Die Hauptbaumart auf den armen forstlichen Standorten ist die Kiefer. Die Baumbestände weisen fast generell Pflögerückstände auf.

Insbesondere in den bereits gefüllten Restlöchern bestehen noch große Sanierungsdefizite. Das Hauptproblem sind die fehlende Standsicherheit der Böschungen und die von Altablagerungen jeglicher Art ausgehenden Gefährdungen.

Der Wasserhaushalt in der Region ist durch den Braunkohlenbergbau empfindlich gestört. Der nördliche Teil wird durch die Grundwasserabsenkung im darüberliegenden Tagebaugebiet (Klettwitz-Nord, Bergheide) beeinflusst. Im Süden haben sich bereits wieder flurnahe Grundwasserverhältnisse (0 - 2 m) eingestellt. Fehlende bzw. unzureichende Vorflutbedingungen führen insbesondere bei Hochwasser zu Vernässungen. Mit dem Grundwasserwiederanstieg in den nördlichen Kippengebieten wird sich diese Situation noch verschärfen. Dies macht eine umfassende Neugestaltung bzw. Ausbau der vorhandenen Vorflut notwendig.

Der Hauptvorfluter in dem Einzugsgebiet ist die Schwarze Elster. Die wichtigsten unmittelbar betroffenen Fließe sind der Hammergraben, Dolstheida-Plessaer Binnengraben, Pferdewiesengraben, Schneidemühlengraben, Landgraben, Floßgraben, Rotschädelgraben und Luschtgraben. Diese Gewässer sind fast ausnahmslos künstlich geschaffen und kanalisiert worden.

8.1.13.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Tagebauseen zählen alle zu den kleinen Seen in der Lausitz. Eine Ausnahme bilden die Seen RL 28 und RL 29, die auch die tiefsten sind (Tab. 24).

Die Gewässerbeschaffenheit ist durch die ehemals in der Region vorhandene Industrie stark geprägt. So wurden in vielen Seen Deponien angelegt. Einige, wie das RL 42, wurden bis 1945 als Strandbad genutzt, später als Brauch-

wasserreservoir und als Absetzbecken für Eisenhydroxidschlamm. In die Seen RL 102 und RL 103 wurden bis 1995 noch kommunale Abwässer eingeleitet. Die Seen sind sehr flach und zählen mit zu den kleinsten Gewässern (Tab. 24).

Tab. 24: Morphometrische Daten der Seen RL 28, RL 29, RL 31, RL 32, RL 35, RL 36, RL 38, RL 40, RL 42, RL 59, RL 60, RL 102, RL 103, RL 104 (BKA 1995 a)

Tagebausee Einheit	Endwasserstand [mNN]	Seefläche [Mio. m ²]	max. Tiefe [m]	Bemerkung
RL 28	+93,5	0,517	9,0	
RL 29	+93,5	0,542	9,0	
RL 31	+97,0	0,144	6,6	
RL 32	+97,0	0,048	≈1,0	Naundorfer Teich
RL 35	+95,5	0,052	2,5	Wehlenteich
RL 36	+97,5	0,052	2,0	Wolschinkateich
RL 38	+94,5	0,133	3,5	Kuhteich
RL 40	+92,5	0,070	1,6	
RL 42	+107,5	0,170	2,9	
RL 59	+96,2	0,129	0,5	
RL 60	+94,0	0,010	1,7	
RL 102	+103,5	0,010	≈1,0	
RL 103	+98,2	0,036	≈1,0	
RL 104	+105,0	0,013		

Tab. 25: Limnologische Daten der Seen RL 28, RL 29, RL 31, RL 32, RL 35, RL 36, RL 38, RL 40, RL 42, RL 59, RL 60 (BTUC 1999 c)

Tagebausee Einheit	pH [-]	LF [μS/cm]	K_{B4,3} [mmol/l]	Fe(II) [mg/l]	Sulfat [mg/l]
RL 28	3,1	1180	1,34	0,58	300
RL 29	3,2	1310	0,98	1,73	490
RL 31	5,2	1000			
RL 32	4,6	1070			
RL 35	8,7	540			
RL 36	7,8	550			
RL 38	6,7	940			
RL 40	8,1	770			
RL 42	2,9	1850			
RL 59	2,8	2070	3,63	2,38	1530
RL 60	3,0	2790	3,98	200	1630

Für die Seen RL 102, RL 103 und RL 104 lagen keine Meßergebnisse vor.

Die Tagebauseen RL 35, RL 36, RL 38 und RL 40 sind mit pH-Werten von 6,7 bis 8,7 neutral. Dies ist auf die Einleitung von Abwässern und die Anbindung an die Vorflut zurückzuführen. Die Seen RL 31 und RL 32 sind mit pH-Werten von 4,6

und 5,2 eher mäßig sauer. Dagegen sind die Seen RL 28, RL 29, RL 42, RL 59 und RL 60 mit pH-Werten von 2,8 bis 3,1 stark sauer, was auf das saure Grundwasser zurückzuführen ist. Diese sauren Verhältnisse waren schon 1995 vorzufinden (Abb. 64).

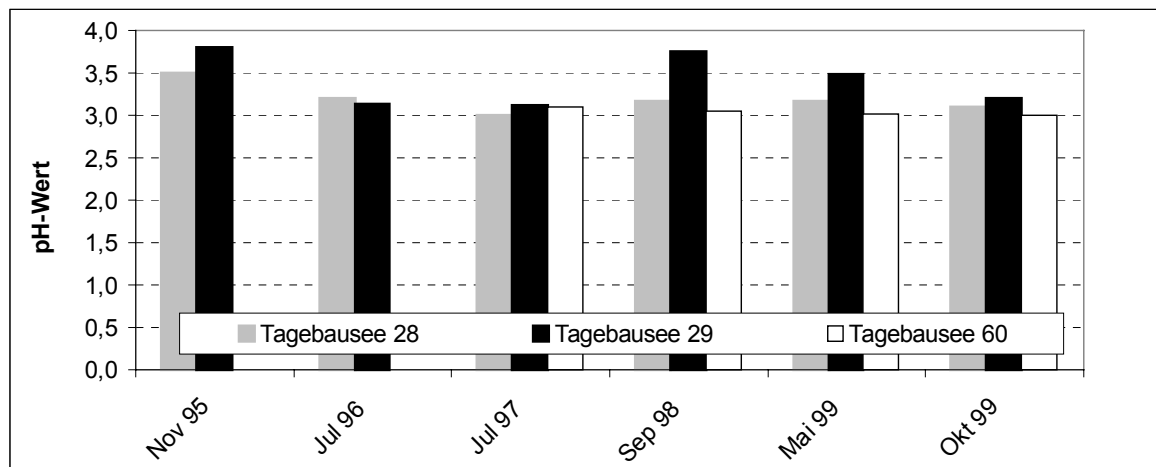


Abb. 64: pH-Wert-Entwicklung in den Seen RL 28, RL 29 und RL 60 (BTUC 1999 c)

8.1.13.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Oxidation des Pyrits in den Kippengebieten führt zu den für Braunkohleabbaugebieten der Lausitz typischen Beschaffenheitskriterien des Grundwassers. Die Kippengrundwässer weisen in der Regel niedrige pH-Werte und hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen auf. Weiterhin sind in diesem Gebiet zahlreiche Deponien und Altablagerungen vorhanden, die im Einflußbereich des Grundwasser liegen. Mit dem weiteren Anstieg des Grundwassers nimmt der Anteil der durchströmten Deponiekörper zu. In Verbindung mit dem saurem Grundwassermilieu ist somit mit einer Erhöhung des Schadstoffaustrages zu rechnen. Außerdem ist ein Teil der Tagebauseen und der Vorfluter durch Einleitungen kommunaler Abwässer belastet.

Die in der Region vorhanden, zum Teil über 50 Jahre alten Tagebauseen, haben für die Wiederbesiedlung der Landschaft und als Regenerations- und Rückzugsbereiche besondere Bedeutung. Zum Beispiel bieten die zentral im Stadtgebiet gelegen Tagebauseen RL 35, RL 36 und RL 38 Brut- und Lebensraum für eine Vielzahl geschützter Vogelarten.

8.1.14 Lichtenauer See (RL F)

8.1.14.1 Lage und Geschichte



Der Lichtenauer See (RL F) liegt ca. 30 km westlich von Cottbus in der Brandenburgischen Niederlausitz bei der Ortschaft Lichtenau.

Er entstand als eine Folge der Braunkohleförderung im Tagebau Schlabendorf-Nord und erstreckt sich entlang der gesamten Ostgrenze dieses ehemaligen Tagebaues.

Abb. 65: Der Lichtenauer See im Herbst 1998 (Foto: Mike Hemm)

1959 erfolgte der Aufschluß und 1961 begann die Kohleförderung im Tagebau Schlabendorf-Nord. Der Tagebau erreichte im Mai 1977 seine Endstellung mit einer Gesamtfördermenge von 137,1 Mio. t Rohbraunkohle. Die Einstellung der bergbaulichen Wasserhebung erfolgte 1984.

Im Zuge der Rekultivierung wurden die technologisch bedingten Randschläuche weitgehend geschlossen. Lediglich der von 1974 bis 1977 entstandene S-förmige Randschlauch F blieb offen. Zur Zeit werden die Böschungen abgeflacht und befestigt. Eine Flutung mit Spreewasser ist für 2001 vorgesehen.

8.1.14.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Derzeit ist der Lichtenauer See ausschließlich mit Grundwasser gefüllt, welches vorrangig von der nordwestlichen Kippenseite zufließt und die aktuelle Seewasserbeschaffenheit prägt (Tab. 26). Seit 1995 wird das Gewässer regelmäßig durch die BTU Cottbus untersucht. Die dargestellten Wasserbeschaffenheitsparameter haben sich seitdem nicht wesentlich verändert. Der See ist nach wie vor mit pH-Werten um 2,8 sehr sauer (Abb. 66).

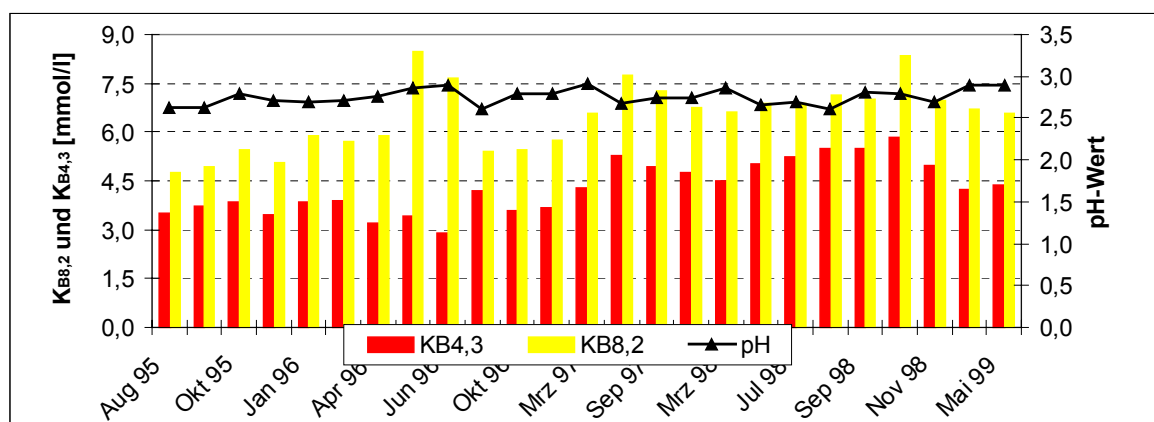


Abb. 66: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Lichtenauer See (BTUC 1999 b)

Tab. 26: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 31.03.99) des Lichtenauer Sees (BTUC 1998 c und BTUC 1999 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+55	pH - Wert	[-]	2,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	25,1	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	4,23
Seefläche	[Mio. m ²]	2,3	Eisen (II)	[mg/l]	2,24
maximale Tiefe	[m]	31	Sulfat	[mg/l]	2459
mittlere Tiefe	[m]	10,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2810
maximale Länge	[m]	5689	TIC	[mg/l]	0,1
maximale Breite	[m]	1467	TOC	[mg/l]	3,5
Uferentwicklung	[-]	2,98	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,82
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,82	Gesamtphosphor	[µg/l]	10
			Chlorophyll a	[µg/l]	4,5
Tiefengradient	[-]	4,36	Sichttiefe	[m]	1,7
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Im Phytoplankton des Sees konnten 11 Arten nachgewiesen werden. Dies sind *Asterionella formosa*, *Eunotia exigua*, *Nitzschia sp.*, *Chlamydomonas sp.*, *Scourfieldia cordiformis*, *Chromulina sp.*, *Ochromonas sp.*, *Mougeotia sp.*, *Rhodomonas minuta*, *Peridinium umbonatum* und *Lepocinclis teres*. Chlorophyceen und Chrysophyceen bestimmen mit ihren beiden Gattungen *Chlamydomonas* und *Ochromonas* auch weitestgehend die Entwicklung der Biovolumina in dem See. Im Lichtenauer See wurden an mehreren Terminen Biovolumen von 5 mm³/l ermittelt. Hier machen die Chlorophyceen und Chrysophyceen in der Regel weit über 90 % des Gesamtbiovolumens aus. Der Anteil der beiden Klassen ist dabei meist relativ ausgeglichen.

In dem See setzt sich das Zooplankton bisher ausschließlich aus sechs Rotatorienarten zusammen. Dies sind *Bdelloidea*, *Brachionus urceolaris f. sericus*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella hoodi*, *Colurella sp.* und *Elosa worallii*. Die nachgewiesenen Arten gelten allgemein als weit verbreitet und wenig spezialisiert. Der See weist hohe Abundanzen von *Cephalodella hoodi* mit typischen Schwerpunkten im Winter und Frühjahr auf. *Brachionus* und *Elosa worallii* sind dagegen weniger häufig, aber typisch für die Herbstmonate.

8.1.14.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Ab Oktober 1999 ist eine Flutung und Nachsorge mit Wasser aus dem Südumfluter der Spree vorgesehen. Der Endwasserstand von +55,0 mNN wird dabei etwa 10 Jahre nach Flutungsbeginn erreicht werden. Der Lichtenauer See wird eine mittlere Tiefe von rund 10 m aufweisen bei einem Verhältnis von Hypo- zu Epilimnionvolumen von 0,8. Bezüglich seiner Morphometrie ist der See als meso- bis schwach eutroph anzusehen.

Sowohl der natürliche Wiederanstieg des Grundwassers, der Ende 2019 zu einem Endwasserstand von + 54,0 mNN führen würde, als auch die geplante Flutungsvariante mit 10 m³/min einschließlich Nachsorge, gewährleisten für den

Lichtenauer See nicht das Erreichen pH-neutraler Verhältnisse. Außerdem sind die Gesamtposphorkonzentrationen dauerhaft niedrig, da mit dem Grundwasserzufluß dem See nur geringe Phosphormengen zugeführt werden. Unter den anhaltend sauren Bedingungen bei hohen Eisenkonzentrationen kommt es zudem zu einer Fällung und Sedimentation des Phosphors. Der See wird daher mittelfristig oligotroph bleiben.

Mit einer Erhöhung der mittleren Flutungswassermenge auf 0,33 m³/s sind jedoch deutliche Verbesserungen der Wasserbeschaffenheit möglich, ohne daß dadurch die Gefahr einer übermäßigen Eutrophierung besteht.

Der Lichtenauer See soll sich später als Landschaftssee in ein großflächiges Naturschutzgebiet eingliedern und der extensiven Erholung dienen.

8.1.15 Schlabendorfer See (RL 14 und RL 15)

8.1.15.1 Lage und Geschichte

Der künftige Schlabendorfer See entsteht in einem großen, übriggebliebenen Randschlauch des ehemaligen Braunkohlentagebau Schlabendorf Süd. Er befindet sich im Land Brandenburg, ca. 50 km westlich von Cottbus in der Niederlausitz (siehe Karte), direkt an der Ortschaft Casel. Aus dem Braunkohlenabbau sind zwei Restschläuche (RL 14 und RL 15) entstanden (s. Abb. 67). Das Restloch 14 ist 1989 und das Restloch 15 1990 entstanden.

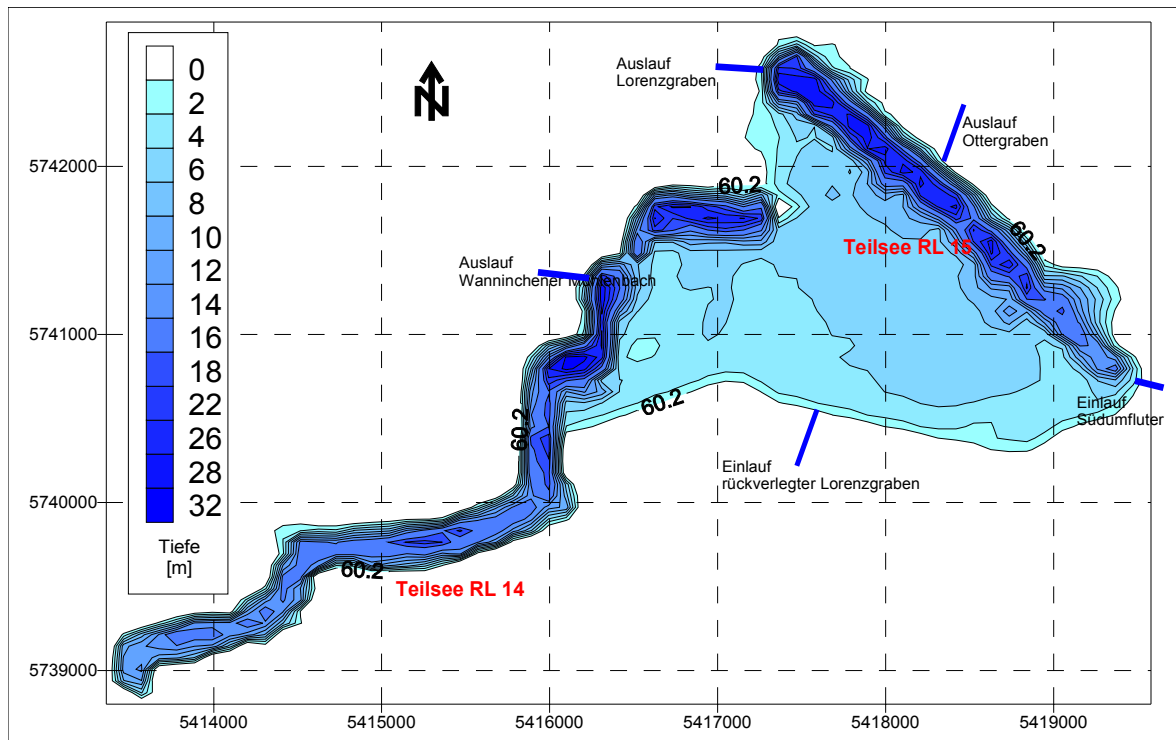


Abb. 67: Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 60,2 mNN im Schlabendorfer See (BTUC 1998 c)

Die Teilseen 14 und 15 entwickeln sich aufgrund ihrer morphologischen Besonderheiten in der Anfangsphase unabhängig voneinander. Erst beim Wasserstand von etwa +55 mNN bildet sich eine einheitliche Wasserfläche aus, welche die beiden Teilseen miteinander verbindet. Die Einleitung von Flutungswasser aus dem Südumfluter der Spree soll ab 2001 mit 0,33 m³/s nur in den Tagebausee 15 erfolgen.

Die Böschungen werden zur Zeit (Sommer 1999) befestigt und gestaltet.

8.1.15.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Braunkohlentagebausee Schlabendorf wird durch eine sehr differenzierte Morphologie (s. Tab. 27) gekennzeichnet sein. Entlang der gewachsenen Böschungen im Westen und Norden bilden sich in den Randschläuchen relativ schmale Bereiche mit Tiefen bis über 30 m aus. Zwischen diesen Randschläuchen 14 und 15 entsteht auf der abgeflachten Innenkippe ein Flachwasserbereich, der beim geplanten Endwasserstand von +60,2 mNN nur bis etwa 6 m tief sein wird.

Tab. 27: Morphometrische Daten vom Schlabendorf See (BTUC 1998 c)

Endwasserstand	[mNN]	+60,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	48,5
Seefläche	[Mio. m ²]	5,69
maximale Tiefe	[m]	32,2
mittlere Tiefe	[m]	8,52
maximale Länge	[m]	6925
maximale Breite	[m]	2600
Uferentwicklung	[-]	2,13
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,55
Tiefengradient	[-]	4,09
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

Die beiden Teilbecken sind seit 1995 von der BTUC regelmäßig untersucht worden. Die aktuellen Beschaffenheitsparameter sind in der Tab. 28 enthalten.

Tab. 28: Limnologische Daten (Stand: 06.09.98 - Oberflächenproben) der noch bestehenden Teilseen RL 14 und 15 (BTUC 1998 c)

Tagebausee		RL 14	RL 15
pH - Wert	[-]	3,2	2,7
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	1,52	4,86
Eisen (II)	[mg/l]	12,4	2,1
Sulfat	[mg/l]	1620	1500
Leitfähigkeit	[µS/cm]	2260	2390
TIC	[mg/l]	1,7	0,3
TOC	[mg/l]	5,8	2,9
Gesamtphosphor	[µg/l]	17	9
Chlorophyll a	[µg/l]	1,5	3,0
Sichttiefe	[m]	2,0	1,5

Die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes in den Teilbecken (s. Abb. 68 und Abb. 69), weist keine großen Schwankungen auf. Die Basenkapazitäten unterscheiden sich.

Die hydrochemischen Bedingungen im RL 14 waren in den Jahren 1996 und 1997 durch Sanierungsarbeiten beeinflusst. Vor und nach den Sanierungsarbeiten lag die Basenkapazität (K_{B4,3}) im RL 14 bei rund 2 mmol/l, während der Sanierungsarbeiten deutlich höher. Im September 1999 sinkt die Basenkapazität fast auf Null und der pH-Wert steigt auf 5,1, was auf veränderte Grundwasserzuflußrichtungen zurückzuführen ist. Im RL 15 ist die Basenkapazität (K_{B4,3}) mit rund 4 mmol/l doppelt so hoch.

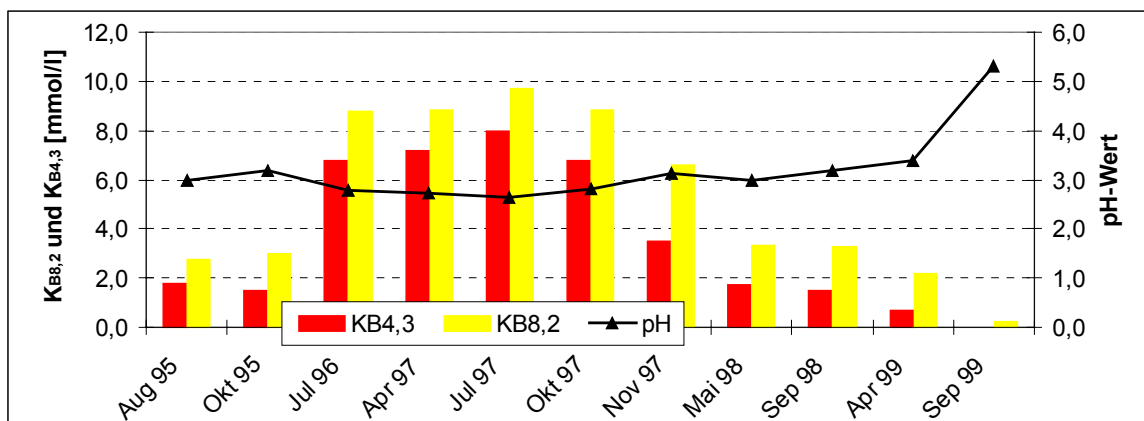


Abb. 68: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Teilsee RL 14 (BTUC 1999 b)

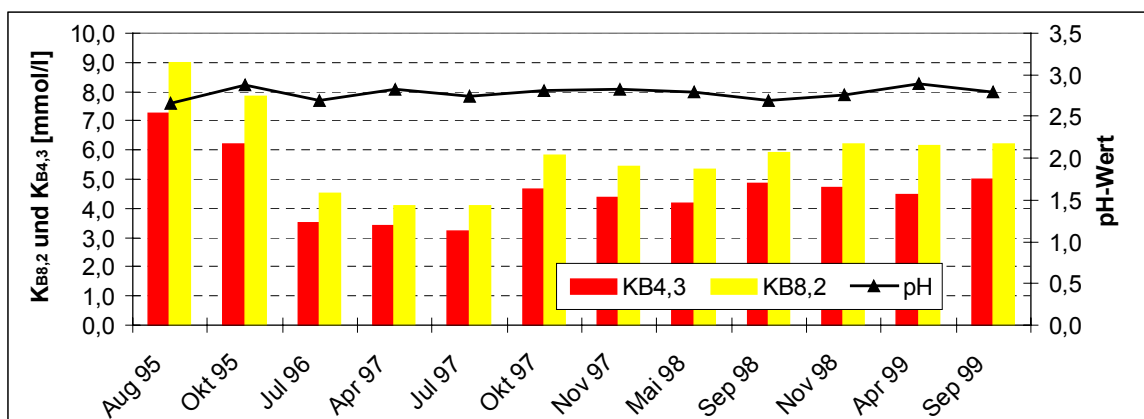


Abb. 69: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Teilsee RL 15 (BTUC 1999 b)

Im RL 14 liegt der pH-Wert bei $\text{pH} \approx 3,0$ gegenüber $\text{pH} \approx 2,8$ im RL 15. RL 14 weist eine elektrische Leitfähigkeit von rund 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, das RL 15 eine elektrische Leitfähigkeit von 2000 bis 2600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Beide Gewässer sind als Calcium-Magnesium-Sulfatwässer mit hohen Eisenkonzentrationen zu charakterisieren. Die Nährstoffkonzentrationen und entsprechend die Primärproduktion liegen im oligotrophen Bereich. Die biologische Besiedlung ist artenarm und befindet sich noch in einem frühen Entwicklungsstadium.

Im Teilsee 14 konnten sechs Arten und im Teilsee 15 sieben Phytoplanktonarten nachgewiesen werden. In den beiden Seen kommen die Euglenophyceen, die Bacillariophyceen *Eunotia exigua* und *Nitzschia sp.* sowie die Gattungen Chlamydomonas und Ochromonas vor. Das Gesamtbiovolumen in den beiden Seen beläuft sich mit unter 0,7 mm^3/l beständig auf einem sehr niedrigen Niveau. Während in dem Teilsee 15 die Chrysophyceen den höchsten Anteil stellen, konnten im RL 14 Euglenophyceen zeitweilig die größte Gruppe stellen.

Das Zooplankton in dem See setzt sich bisher ausschließlich aus vier Rotatorienarten zusammen. Dies sind *Brachionus urceolaris f. sericus*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella hoodi* und *Elosa worallii*. Die nachgewiesenen Arten gelten allgemein als weit verbreitet und wenig spezialisiert. Crustaceen als größere Vertreter des Zooplanktons kommen nicht vor. *Cephalodella hoodi* ist

relativ selten und tritt jedoch im Teilsee 14 in größerer Dichte auf. Teilsee 15 zeigt recht ausgeglichene Abundanzen.

8.1.15.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Einleitung von Flutungswasser aus dem Südumfluter der Spree ist nach den derzeitigen Planungen ab 2001 mit 0,33 m³/s vorgesehen. Der Endwasserstand von +60,2 mNN soll im Jahr 2007 erreicht werden. Bei dieser Variante strömt von 2004 bis 2007 Wasser vom RL 15 in das RL 14 über. Ohne Fremdfutung würde das Überströmen in umgekehrte Richtung erfolgen. Im stationären Endzustand bildet sich ein Oberflächenabfluß aus, der in das Borcheltsfließ, den Lorenz- und Ottergraben eingeleitet werden soll.

Die Seen sind derzeit mit ihren geringen Tiefen von nur wenigen Metern noch polymiktisch.

Der Tagebausee Schlabendorf wird beim natürlichen Grundwasserwiederanstieg über sehr lange Zeit pH-sauer bleiben. Auch mit der vorgesehenen und mit erhöhten Flutungswassermengen können nur in Teilbereichen des Tagebausees 14/15 pH-neutrale Verhältnisse erreicht werden. Für den westlichen Teil des Schlabendorfer Tagebausees (RL 14) wird die Flutung wegen der exponierten Lage der Einleitungsstelle im Osten des RL 15 kaum wirksam. Bei Vermischung der Epilimnions der Teilseen 14 und 15 muß zudem während der Stagnationsphasen im Epilimnion des Tagebausees 15 zumindest zeitweilig mit einer Wieder-versauerung gerechnet werden. Zur Sicherung der vorgegebenen Nutzungsziele ist daher eine signifikante Erhöhung der Flutungswassermenge erforderlich.

Durch die vorgesehene Flutung des RL 15 und der damit verbundenen raschen Neutralisation wird es vorübergehend zu einer stärkeren Eutrophierung eines Teilbereichs des Tagebausees 14/15 kommen. Davon wird jedoch der sauer bleibende Tagebausee 14 ausgenommen sein. Nach Verringerung der Flutungswassermenge ist wieder mit einem Rückgang der Nährstoffkonzentrationen im gesamten See zu rechnen, so daß sich langfristig der Morphometrie entsprechende oligo- bis mesotrophe Bedingungen einstellen können. In einzelnen Teilbereichen des Sees sind leicht unterschiedliche Entwicklungen möglich.

Der Ostteil des Tagebausees Schlabendorf wird für Erholungszwecke genutzt werden und der westliche Bereich dem Biotop- und Artenschutz vorbehalten sein.

8.1.16 Schönfelder See (RL 4)

8.1.16.1 Lage und Geschichte



Der Schönfelder Braunkohlensee liegt im Land Brandenburg, im Landkreis Oberspreewald-Lausitz zwischen Lübbenau und Calau. Die westliche Grenze bildet der Verlauf der Schrage und Dobra entlang der Autobahn A 13 Dresden-Berlin (zwischen Bathow und Kittlitz) und östlich entlang der Bahnstrecke Calau-Lübbenau (zwischen Bischdorf und Groß Lübbenau).

Abb. 70: Der Schönfelder See im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

Im Jahr 1960 wurde mit der Entwässerung des Kohlenfeldes Seese-West begonnen. Daraufhin begann 1962 der Aufschluß des Tagebaues. Die Förderung von Rohbraunkohle im Tagebau Seese-West wurde 1978 planmäßig eingestellt. Seitdem strömt dem ehemaligen Tagebau Grundwasser zu. Infolge der Sanierungsarbeiten an den Böschungen wurde der Wasserstand sehr niedrig gehalten.

Der Schönfelder Tagebausee liegt im Niederlausitzer Becken- und Heideland mit dem Niederlausitzer Grenzwall im Süden, dem Luckauer Becken im Westen und dem Spreewald als Teil des Baruther Urstromtals im Norden. Der See entsteht im verbleibenden, ca. 215 ha großen und ursprünglich ca. 10,8 km langen Restloch 4 des ehemaligen Tagebaus Seese-West. Der See liegt im Einzugsgebiet der Spree. Der LMBV wurde am 20.01.1997 die wasserrechtliche Erlaubnis für eine maximale Wasserentnahme von 1,5 m³/s aus dem Südumfluter am Standort der VEAG-Pumpstation Boblitz erteilt. Die mittlere jährliche Entnahmemenge wurde auf 0,8 m³/s festgelegt. Damit ist dies auch als voraussichtliche Flutungsmenge für das Restloch 4 anzusetzen, wenn nicht technologische und wasserwirtschaftliche Zwänge eine Reduzierung erfordern. Dem See wurden im Jahr 1999 zeitweilig Überschußwasser aus der Schrage zugeführt.

8.1.16.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Schönfelder See wird ein schmales, langes Gewässer werden. Mit einer Fläche von 138 ha gehört er dann zu den mittelgroßen Seen. Er erstreckt sich von Nordosten nach Südwesten, wobei seine Breite immer größer wird. Die morphologischen Kenndaten sind in Tab. 29 enthalten. Das Westufer verläuft sehr flach zur Seemitte hin. Dagegen fällt das Ostufer steil zur Seemitte ab.

Das Gewässer wird seit 1995 regelmäßig durch die BTU Cottbus untersucht. Die Beschaffenheitsparameter sind in der Tab. 29 enthalten.

Tab. 29: Morphometrische (Endzustand) und limnologische Daten (Mischprobe vom 22.03.99) des Schönfelder Sees (BTUC 1999 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+53,0	pH - Wert	[-]	7,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	10,61	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	1,1
Seefläche	[Mio. m ²]	1,38	Eisen (II)	[mg/l]	0,4
maximale Tiefe	[m]	27,2	Sulfat	[mg/l]	280
mittlere Tiefe	[m]	7,7	Leitfähigkeit	[µS/cm]	730
maximale Länge	[m]	4250	TIC	[mg/l]	19,2
maximale Breite	[m]	600	TOC	[mg/l]	6,3
Uferentwicklung	[-]	2,34	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,2
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,45	Gesamtphosphor	[µg/l]	12
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,0
Tiefengradient	[-]	3,8	Sichttiefe	[m]	1,7
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Aufgrund günstiger geologischer Bedingungen im Umfeld des Sees und der Fremdwasserflutung befindet sich der pH-Wert mit 6,3 - 8,2 im neutralen Bereich. Die Säurekapazität K_{S4,3} ist seit Mai 1998 aufgrund des schwächer gepufferten Flutungswassers von ursprünglich 3 - 4 mmol/l auf 1,0 - 1,5 mmol/l gefallen. (Abb. 71).

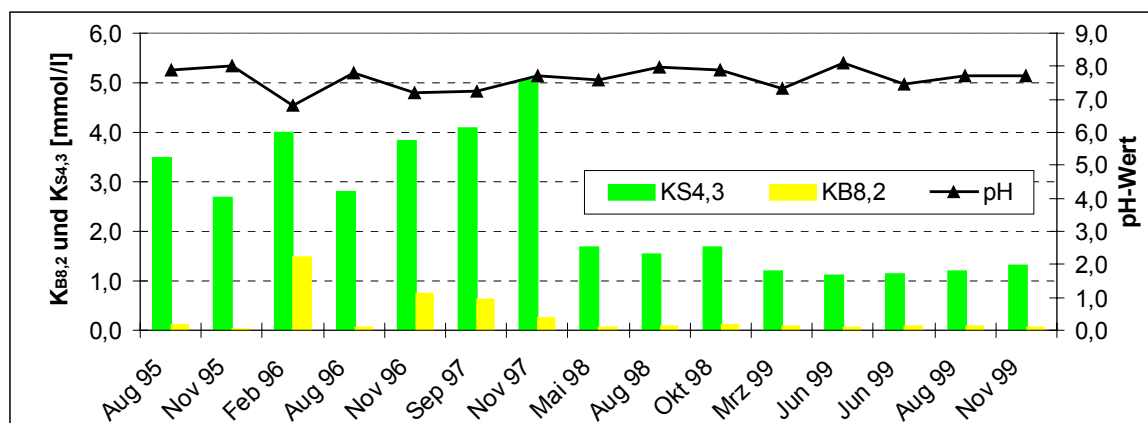


Abb. 71: Entwicklung von pH – und K_S – Werten im Schönfelder See (BTUC 1999 b)

Die mittlere Sulfatkonzentration liegt bei 550 mg/l. Ammoniumstickstoff ist mit 0,8 mg/l in nur geringer Konzentration vorhanden. Nitratstickstoff kommt mit 12,3 mg/l vor. Die Konzentration für Aluminium befindet sich im Bereich der Nachweisgrenze von 0,3 mg/l. Der Gehalt an gelöstem Eisen liegt bei 1 mg/l, die Meßwerte für Mangan bei 0,4 mg/l.

Sowohl die relativ konstante Gesamtphosphorkonzentration von rund 12 µg/l als auch die Chlorophyll a-Konzentration bewegen sich bisher in den für oligotrophe Seen typischen Bereichen.

Im Phytoplankton des Sees konnten mehr als 40 Gattungen bzw. Arten aus acht Klassen nachgewiesen werden. Die Taxazahl ist damit um ein Mehrfaches höher

als in sauren Restseen. Die höchsten Artenzahlen werden von den Bacillariophyceen, Chrysophyceen und Chlorophyceen erreicht. Daneben kommen auch Cyanophyceen, Cryptophyceen, Dinophyceen, Conjugatophyceen und Euglenophyceen vor. Mit 0,3 bis 0,5 mm³/l bleibt die Biovolumensumme niedrig.

Im Schönfelder See konnten 19 Zooplanktonarten und höhere Taxa nachgewiesen werden. Es kommt sowohl Rotatorien- als auch Crustaceenplankton vor. Darunter finden sich auffallend viele Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Litoral haben. Dies ist zum einen bedingt durch die Probenahmen im Uferbereich, zum anderen dadurch, daß der See nur eine geringe Tiefe hat.

8.1.16.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der Schönfelder See ist schon im Initialzustand von pH-neutralen Verhältnissen geprägt. Während der Flutungsphase findet ein allseitiger Abstrom in das Grundwasser statt, weshalb die Wasserbeschaffenheit im See zum Flutungsende wesentlich vom eingeleiteten Wasser bestimmt wird. Es werden demzufolge pH-neutrale Werte erwartet, die auch nach Flutungsende dauerhaft erhalten bleiben werden. Die Ursache dafür ist im gut gepufferten Grundwasser zu sehen.

Im stationären Endzustand stellt sich wegen der unterschiedlichen Zielwasserstände eine Grundwasserströmung vom Lichtenauer zum Schönfelder See ein. Möglicherweise saures Wasser aus dem Lichtenauer See würde bei der Filtration durch den Restpfeiler neutralisiert werden. In diesem Fall wäre aber mit erhöhten Salzgehalten (Härtegrade, Sulfat) im Schönfelder See zu rechnen.

Der trophische Status des Schönfelder Tagebausees wird weitgehend den natürlichen morphometrischen Bedingungen entsprechen. Die mit dem Flutungswasser eingetragenen Nährstoffe werden nur vorübergehend zu einer stärkeren Eutrophierung führen, wobei maximal der eutrophe Bereich der Stufe e2 erreicht werden kann. Die dem See im stationären Endzustand über das Grundwasser und den Vorfluter zuströmenden geringeren Nährstofffrachten führen unter Berücksichtigung der kurzen Verweilzeiten im See zu einem Rückgang der Phosphorkonzentrationen, so daß nach wenigen Jahren mit der Entwicklung eines mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässers zu rechnen ist.

Der Tagebaurestsee soll in Zukunft der extensiven Erholung und als Landschaftssee dem Biotop- und Artenschutz dienen (LUA 1996).

8.1.17 Senftenberger See (Speicherbecken Niemtsch)

8.1.17.1 Lage und Geschichte

Der Senftenberger See liegt im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster südlich von Senftenberg im Landkreis Oberspreewald - Lausitz. Östlich wird es von der Gemeinde Großkoschen, südlich von Peikwitz und westlich von Brieske und Niemtsch begrenzt.



Abb. 72: Der Senftenberger See im Sommer 1998 (links Elsterfeld, rechts Südfeld) (Fotos: Mike Hemm)

Die Aufschlußarbeiten für den Tagebau Niemtsch, aus dem der Senftenberger See hervorgegangen ist, begannen am 23.04.1940. Im Mai 1941 erfolgte die erste Rohkohleförderung. Bis zum April 1966, dem Ende des Grubenbetriebes, wurden 135 Mio. Tonnen Rohbraunkohle aus dem Feld gefördert.

Begrenzt durch den Förderbrückenschlauch in der Endstellung und die Randschläuche der Kohlebahnausfahrt entstand eine Insel mit einer Fläche von ca. 350 ha. Das Relief der Förderbrückenkuppe wurde vor der Flutung des Restloches planiert, melioriert, gedüngt und bepflanzt. Derzeitig ist ein dichter Grasbewuchs und ein 25- bis 30-jähriger Baumbestand auf der Insel anzutreffen. Die gesamte Inselfläche wurde 1980 als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Nach dem Rückbau der Tagebauanlagen und der Sprengung der Förderbrücke begann der Grundwasserwiederanstieg. Zur Verbesserung des pH-Wertes wurde zusätzlich Flußwasser der Schwarzen Elster eingeleitet. Flutungsbeginn war der 15.11.1967 mit ca. 1 m³/s. Ab Mai 1968 erhöhte man die Flutungsmenge auf 2,3 m³/s. Im November 1972 wurde bei einem Wasserinhalt von ca. 160 Mio. m³ eine Wasserstandshöhe von 98 mNN erreicht. Der Maximalwasserstand liegt bei 99,25 mNN. Die Einstaumenge für Betriebswasserspeicherung beträgt ca. 18 Mio. m³. Die Schwarze Elster durchströmt auch weiterhin das Gewässer.

Ursprünglich ist im Gebiet des Senftenberger Sees eine Grundwasserfließrichtung von SO nach NW ausgeprägt. Mit dem Braunkohlenbergbau im Großraum Senftenberg gehen allerdings bis heute entsprechende Beeinflussungen des Grundwassers einher (Absenkungstrichter, Abstromrichtungen). Die Größe des angeschlossenen Einzugsgebietes der Schwarzen Elster beträgt 778,9 km².

Der Senftenberger See erfüllt neben Funktionen wie Erholungsnutzung, naturschutzfachliche oder fischereiwirtschaftliche Nutzungen, vor allem wasserwirtschaftliche Zielstellungen. Dies sind vor allem Niedrigwasseraufhöhung in der Schwarzen Elster, Hochwasserschutz und bedarfsgerechte Wasserbereitstellungen (z.B. Wasserwerk Buchwalde u.a.).

8.1.17.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Wasserbereich nördlich der Insel wird direkt mit Wasser der Schwarzen Elster durchströmt. Der südliche Wasserbereich wird nicht durchströmt. Er ist je nach Wasserstand eine Sackgasse, das Wasser kann im Westen nicht um die Insel strömen. Da aus dem Inselbereich extrem saures Grundwasser in den See strömt, hat sich im südlichen Bereich eine völlig andere Wasserbeschaffenheit entwickelt.

Die Speichernutzung des Sees bewirkt in Abhängigkeit vom Wasserstand unterschiedliche Tiefen, Flächen und Volumina.

Tab. 30: Morphometrische Daten vom Senftenberger See (LGRB 1999)

Betriebsstaulamelle	[mNN]	97,80 - 99,00
Hochwasserstaulamelle	[mNN]	99,00 - 99,25
Seewasservolumen (einschließlich Hochwasserstauraum)	[Mio. m ³]	18
Seefläche bei Normalstau	[Mio. m ²]	11
Inselfläche	[Mio. m ²]	3,5
maximale Tiefe	[m]	23
mittlere Tiefe	[m]	10
maximale Länge	[m]	6300
maximale Breite	[m]	3400
Tiefengradient	[-]	2,64
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

Tab. 31: Chemische Daten (Profilmischprobe am 09.10.1996) vom Senftenberger See (BTUC 1999 c)

Teilbecken		Elsterfeld	Südfeld
pH - Wert	[-]	6,1	3,4
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]		0,52
K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	0,28	
Eisen (II)	[mg/l]	0,15	3,5
Sulfat	[mg/l]	266	300
Leitfähigkeit	[µS/cm]	730	850
TIC	[mg/l]	0,4	1,8
TOC	[mg/l]	1,7	3,7
Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,8	2,9
Gesamtphosphor	[µg/l]	6	2
Chlorophyll a	[µg/l]	2,1	1,8
Sichttiefe	[m]	3,0	10,4

Der pH-Wert des Seewassers lag im Elsterfeld anfangs bei 3 und konnte seit Mai 1974 durch die Einleitung von ca. 4,5 Mio. m³ Wasser aus der Schwarzen Elster

auf 3,3 angehoben werden. Diese Werte waren im ersten Beprobungsjahr 1977 anzutreffen und sind damit zu erklären, daß nach der Flutung lediglich Teilmengen der Schwarzen Elster in das Restloch eingeleitet wurden, so daß aufsteigendes Grundwasser den Wasserkörper zunächst stark versauern ließ. Primäre Ursache dafür ist die Eisensulfidverwitterung. Ein Qualitätssprung des pH-Wertes auf 4 bis 5 war Ende 1977 als Folge der Fertigstellung von Ein- und Auslaufbauwerk für die Schwarze Elster zu verzeichnen, da so nahezu der gesamte Abfluß der Schwarzen Elster durch das Speicherbecken geleitet werden konnte. Erstmals konnten so Wasserstände von 98,9 mNN erreicht werden, die den Eintritt des Grundwassers bzw. der sauren Randwässer über die Böschungen in den See erheblich vermindern. Zusätzlich erfolgt eine permanente Durchmischung des Wasserkörpers, so daß in den Folgejahren bei bleibenden hohen Durchflußraten der Schwarzen Elster eine Stabilisierung der Gewässergütesituation mit neutralen pH-Werten erreicht worden ist.

Ausgenommen davon ist lediglich das Südfeld, wo bei pH-Werten von etwa 3 bis 4 nach wie vor ein saures Milieu vorherrscht (Abb. 73). Diese zum Teil deutlichen Konzentrationsunterschiede in den bergbaurelevanten Beschaffenheitsparametern (pH-Wert, Eisen, Leitfähigkeit) zwischen dem ehemaligen Südfeld des Tagebaus Niemtsch und den übrigen Bereichen des Speicherbeckens sind die Folge der weitgehenden Isolation des Südfeldes gegenüber den anderen Bereichen. Das Südfeld bleibt vom Durchflußwasser der Schwarzen Elster nahezu unbeeinflusst, resultierend aus einer durch geogenes Material verursachten "Sperrwirkung" im Südschlauch. Die Tiefenverhältnisse in diesem Bereich verhindern einen Zufluß von Elsterwasser ins Südfeld, worauf ein ausgeprägter Makrophytenbewuchs im Schlauchbereich zusätzlich beeinflussend wirken könnte. Damit unterliegt das Südfeld einem vergleichsweise geringen Austausch des Wasserkörpers, so daß unterstützt durch den Rückhalt über ein Wehr im Auslaufbereich - die sauren Wässer permanent in diesem Bereich verbleiben bzw. neu gebildet werden (häufige Kippenrutschungen).

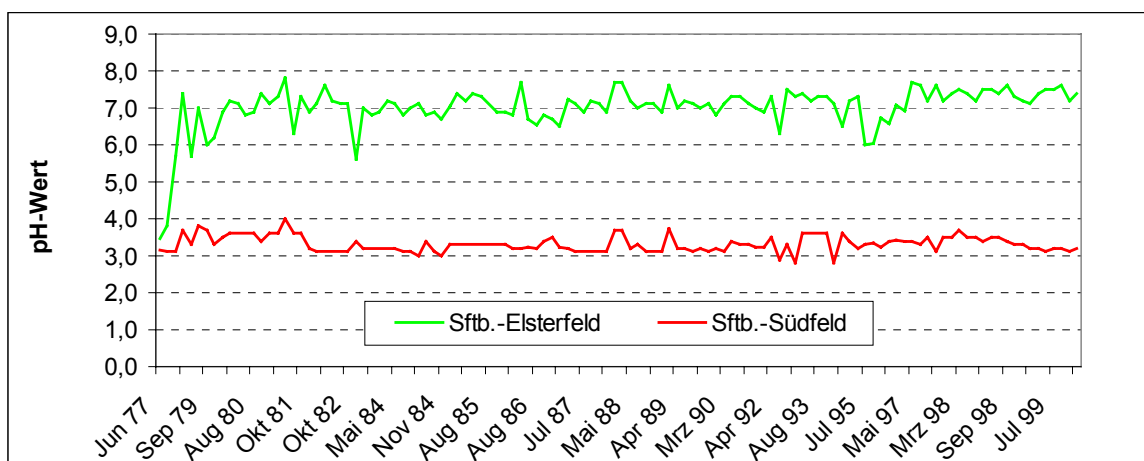


Abb. 73: Entwicklung der pH – Werte im Senftenberger See Elsterfeld und Südfeld (Hygieneinstitut Cottbus 1993 , BTUC 1999 c)

Unter normalen Bedingungen liegen die Eisenkonzentrationen im Speicherbecken auf Grund der für die Löslichkeit ungünstigen Bedingungen von neutralen pH-Werten und Sauerstoffsättigungen größer 50% durchschnittlich bei niedrigen 0,2 bis 0,5 mg/l. Lediglich das Südfeld weist auf Grund seiner Lage und den damit verbundenen Gegebenheiten durchgängig erhöhte Gesamteisenkonzentrationen

von durchschnittlich 3 mg/l auf. Weitaus größere Mengen liegen unter solchen ungünstigen Bedingungen allerdings als unlösliches Eisen(III)hydroxid vor.

Die Sulfatkonzentrationen im Senftenberger See liegen im Betrachtungszeitraum als Mittelwert von 260 mg/l vor.

Die Werte an Chlorophyll a nahmen dabei im Jahresmittel eine Größenordnung von ca. 2 bis 6 µg/l an, wobei im Südfeld die Werte mit 1 µg/l deutlich niedriger liegen.

Im Senftenberger See sind in der Zeit von 1996 bis 1999 ein- bis dreimalige Besatzmaßnahmen mit der Kleinen Maräne vorgenommen worden. Die Bestände haben sich bereits bei Besatzstärken von 2,4-5,3 Tausend Stück M_0 /ha ausgebildet. Auf der Grundlage der ermittelten Alters-Häufigkeits-Verteilungen können die guten Reproduktionsmöglichkeiten für die Kleine Maräne nachgewiesen werden. Das Wachstum und die Kondition der Fische sind höher oder ähnlich der in natürlichen eutrophen Maräneseen. Die Massenzusammensetzung der einzelnen Fischarten im Freiwasser wird zu einem Drittel aus Maränen, Barschen und Plötzen gebildet. Im Litoral sind die Fischbestände aus Plötzen, Bleien, Rotfedern, Güstern, Schleien, Barschen, Aalen und Hechten zusammengesetzt. Aufgrund des teilweisen Vorhandenseins von submersen Makrophytenflächen sind auch Arten wie Rotfeder, Schleie und Karpfen vorhanden (Institut für Binnenfischerei 1999).

8.1.17.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der Zustrom säurehaltiger Grundwässer aus südlicher und östlicher, später auch nördlicher Richtung zum Speicherbecken hin wird sich mit dem ansteigenden Grundwasserspiegel in der Region verstärken. Die größte Gefahr geht dabei vom Grundwasserwiederanstieg im Gebiet der nordöstlich gelegenen Restlochreihe Skado, Koschen und Sedlitz, mit einem geplanten Endwasserstand von 101mNN, aus. Diese Restseen ehemaliger Braunkohlentagebaue weisen derzeit pH-Werte zwischen 2,5 und 3,3 auf. Nach Abschluß der Flutungsmaßnahmen und des Grundwasserwiederanstieges werden sich voraussichtlich ursprüngliche Grundwasserabstromrichtungen wieder ausbilden, die auch das Speicherbecken Niemtsch erfassen.

Zur Vermeidung der qualitativen Beeinträchtigung des Senftenberger Sees in den nächsten Jahrzehnten und damit zur Sicherung der einzelnen Nutzungen (z.B. Erholung, Fischereiwirtschaft) wird der Zufluß von Oberflächenwasser aus der Schwarzen Elster und insbesondere das Halten der Betriebsstaulamelle um so maßgebender sein.

Durch eine wechselseitig land- und forstwirtschaftliche Nutzung ihres Einzugsgebietes sind anthropogene Einträge in die Schwarze Elster nicht auszuschließen, so daß über den Zufluß der Schwarzen Elster auch entsprechende Beeinflussungen des Speicherbeckens Niemtsch möglich sind.

Ohne den Einfluß der Schwarzen Elster werden pH-Werte um 7 im Speicherbecken Niemtsch auch langfristig nicht sicherzustellen sein.

8.1.18 Stiebsdorfer See (RL 13)

8.1.18.1 Lage und Geschichte



Der Stiebsdorfer See (RL 13) ist ein Bestandteil des ehemaligen Braunkohlentagebaues Schlabendorf Süd. Er befindet sich in Brandenburg ca. 45 km westlich von Cottbus in der Niederlausitz, nördlich der Ortslage Crinitz. Die Aufschlußarbeiten in dem Tagebau begannen 1974 und wurden 1991 beendet. Der See entstand schon 1985 mit Beginn des Grundwasserzuströms.

Abb. 74: Stiebsdorfer See im Winter 1997 (Foto: Mike Hemm)

Die gewachsene Böschung im Süden ist bereits befestigt und gestaltet worden. Die Sanierung der Kippenböschung im Norden steht noch aus.

Eine Fremdfutung ist für den See nicht vorgesehen, er wird nur mit zuströmenden Grundwasser aufgefüllt werden. Der See und seine unmittelbare Umgebung wird der natürlichen Sukzession überlassen.

8.1.18.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Stiebsdorfer See wird ein mittelgroßes Gewässer werden (Tab. 32). Er ist sehr schmal und erstreckt sich von Norden über den Süden nach Osten hin L-förmig (Abb. 75). Es werden sich steil abfallende Ufer ausbilden und in seinem Südostabschnitt wird ein Flachwasserbereich entstehen.

Tab. 32: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 12.11.98 vom Stiebsdorfer See (BTUC 1998 c))

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+72,8	pH - Wert	[-]	3,03
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	5,17	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	2,15
Seefläche	[Mio. m ²]	0,38	Eisen (II)	[mg/l]	0,76
maximale Tiefe	[m]	25,8	Sulfat	[mg/l]	460
mittlere Tiefe	[m]	13,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1005
maximale Länge	[m]	1400	TIC	[mg/l]	0,3
maximale Breite	[m]	405	TOC	[mg/l]	3,5
Uferentwicklung	[-]	1,87	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,9
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	1,76	Gesamtphosphor	[µg/l]	5
			Chlorophyll a	[µg/l]	0,9
Tiefengradient	[-]	4,79	Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Dieses Gewässer wird seit 1995 regelmäßig durch die BTU Cottbus untersucht. Die Beschaffenheitsparameter sind in der Tab. 32 enthalten.

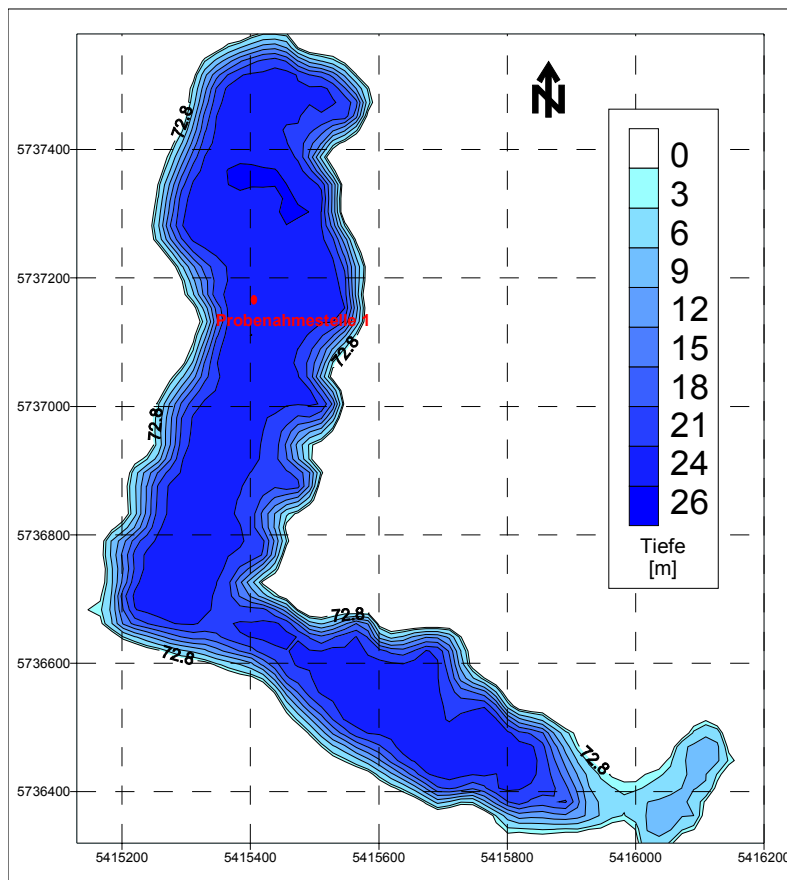


Abb. 75: Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 72,8 mNN im Stiebsdorfer See (BTUC 1998 c)

Die Daten der Abb. 76 lassen erkennen, daß sich die pH-Verhältnisse in dem Untersuchungszeitraum nicht verändert haben. Die K_B -Werte entwickelten sich ähnlich. Diese Entwicklung rührt daher, daß dem See nur saures Grundwasser zuströmt.

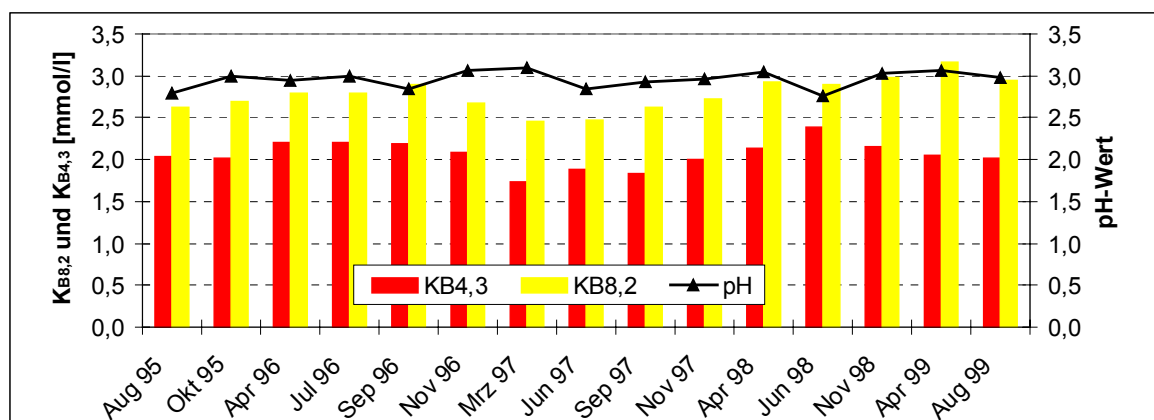


Abb. 76: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Stiebsdorfer See (BTUC 1999 b)

Der Tagebausee ist bei einer derzeitigen maximalen Tiefe von rund 5 m noch polymiktisch. Die Basenkapazität ($K_{B,4,3}$) liegt um 2 mmol/l und der pH-Wert

zwischen 2,8 und 3,1. Die vergleichsweise geringen Säuregrade sind Ausdruck der überwiegend nur schwach säuregenerierenden Sedimente an den Gewässerböschungen. Das Seewasser ist als Calcium-Magnesium-Sulfatwasser mit hohen Eisen- und Aluminiumkonzentrationen und Leitfähigkeiten (Tab. 32) um 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu charakterisieren. Erhöhte Schwermetallkonzentrationen wurden nicht beobachtet. Die Nährstoffkonzentrationen und entsprechend die Primärproduktion liegen im oligotrophen Bereich. Insgesamt weist die biologische Besiedlung durch die Säurebelastung nur eine niedrige Artenzahl in allen Gruppen auf.

Im Phytoplankton des Sees konnten 7 Arten nachgewiesen werden. Es kommen die Bacillariophyceen *Eunotia exigua* und *Nitzschia sp.* sowie die Gattungen Chlamydomonas und Ochromonas vor. In dem Gewässer bewegt sich das Gesamtbiovolumen mit unter 0,7 mm^3/l beständig auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Chrysophyceen stellen den höchsten Anteil.

Das Zooplankton in dem See setzt sich bisher ausschließlich aus fünf Rotatorienarten zusammen. Dies sind *Bdelloidea*, *Brachionus urceolaris f. sericus*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella hoodi* und *Elosa worallii*. Die nachgewiesenen Arten gelten allgemein als weit verbreitet und wenig spezialisiert. Crustaceen als größere Vertreter des Zooplanktons kommen nicht vor. In den Sommer- und Herbstmonaten sind die Abundanzen von *Brachionus* und von *Elosa worallii* sehr hoch.

8.1.18.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Da für den Braunkohlentagebausee keine Fremdflutung vorgesehen ist und dem See nur saures Grundwasser zuströmt, wird der See auf lange Sicht sauer bleiben. Für den Stiebsdorfer See ist als Nutzungsziel ein Landschaftssee vorgesehen, daher kann das Gewässer der natürlichen Sukzession überlassen und eine natürliche Entsäuerung abgewartet werden. Angesichts der zu erwartenden geringen hydrochemischen Veränderungen wird der derzeit oligotrophe Status des Sees langfristig bestehen bleiben.

8.1.19 Tagebausee RL 107

8.1.19.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee RL 107 liegt etwa 50 km südwestlich von Cottbus in der Brandenburgischen Niederlausitz.

Er entstand als eine Folge der Braunkohleförderung im ehemaligen Tagebau Agnes und ist heute der Tagebauseengruppe bei den Ortschaften Plessa /Grünwalde zuzurechnen.

Abb. 77: Der Tagebausee RL 107 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

Im Gebiet des ehemaligen Tagebaus Agnes erfolgte bereits vor 1897 die Entwässerung und der Aufschluß des Bergbaufeldes. Mit der Kohleförderung wurde 1897 begonnen und im Jahr 1928 endete der Tagebaubetrieb.

Wie alle Braunkohlentagebaugewässer dieses Gebietes wurde der See erst im Laufe der 60er Jahre nach Auflassung der Tagebaue Grünwalde (1964) und Plessa / Agnes (1968) geflutet.

Eine Reihe von Plessa / Grünwalder Tagebauseen sind durch einen Graben zu einer Seenkette verbunden bzw. direkt an die Seenkette angeschlossen, welche in die Schwarze Elster entwässert. Das Gewässer gehört nicht dieser Seenkette an und wird hinsichtlich der Wasserchemie daher auch nach mehr als 30 Jahren von den Oxidationsprodukten der Pyrit / Markasitverwitterung dominiert.

8.1.19.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee RL 107 ist mit einer Fläche von 12 ha eines der kleinsten Gewässer im Raum Brandenburg. Die Uferstruktur ist sehr differenziert (Abb. 78). Die Uferböschungen fallen alle sehr flach zur Mitte hin ab.

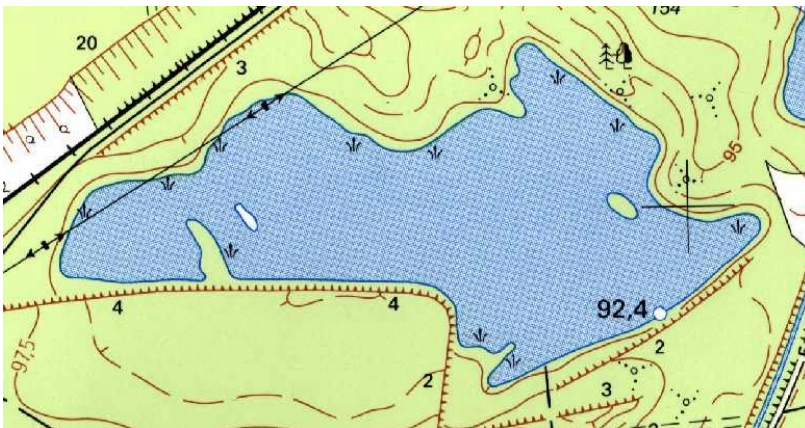


Abb. 78: Seekontur beim Endwasserstand von 92,3 mNN (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 a, verändert)

Die entstandenen Hohlformen des ehemaligen Tagebaues haben sich ausschließlich mit aufsteigendem und zufließendem Grundwasser gefüllt, welches mit pyrit – und markasitreichem Kippenmaterial in Berührung gekommen ist und in-folge der Verwitterung dieser Mineralien sehr niedrige pH Werte aufweist (Tab. 33).

Tab. 33: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 25.03.99) vom Tagebausee RL 107 (BTUC 1999 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+92,3	pH - Wert	[-]	2,4
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,23	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	26,6
Seefläche	[Mio. m²]	0,122	Eisen (II)	[mg/l]	5,88
maximale Tiefe	[m]	4,5	Sulfat	[mg/l]	4636
mittlere Tiefe	[m]	1,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	3344
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	0,6
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	3,4
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	5,34
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	26
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,3
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Seit 1995 wird das Gewässer regelmäßig durch die BTU Cottbus untersucht. Die dargestellten Wasserbeschaffenheitsparameter (Tab. 33) haben sich in dem betrachteten Zeitraum nicht verändert (Abb. 79). Die pH- und K_B-Wert Entwicklung in dem Gewässer verläuft relativ konstant.

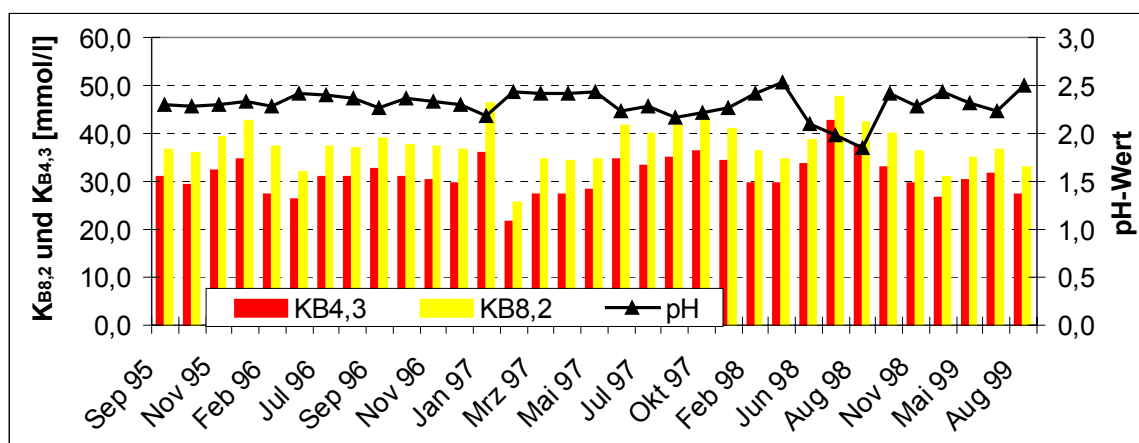


Abb. 79: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See RL 107 (BTUC 1999 b)

Das Seewasser weist sehr hohe Konzentrationen von Eisen, Aluminium, Calcium und Sulfat auf. Entsprechend hoch ist die Leitfähigkeit mit über 3300 µS/cm. Er gehört zu den sauersten Seen in der Lausitz.

Die geringen Konzentrationen von TIC und TP ermöglichen nur eine geringe Primärproduktion (0,02 – 4,1 µg C/(l*h)). Dementsprechend niedrig ist die

Chlorophyll a-Konzentration mit einem Maximalwert von 3,5 µg/l. Das Phytoplankton wird durch Phytoflagellaten der Gattungen *Ochromonas* und *Chlamydomonas* dominiert. Das pelagische Nahrungsnetz wird durch 2 Rotatorienarten (*Cephalodella hoodi* und eine bdelloide Art) sowie Ciliaten und Heliozoen ergänzt. Das benthische Nahrungsnetz setzt sich aus benthischen Algen (*Pinnularia acoricola*, *Euglena mutabilis*), Chironomidenlarven und Corixiden (*Sigara nigrolineata*) zusammen (Leßmann et al. 1999).

8.1.19.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Wasserbeschaffenheit in dem See wird auf absehbare Zeit auch zukünftig erhalten bleiben, was die Nutzungsmöglichkeiten zwar begrenzt, das Gewässer aber zu einem idealen Vorranggebiet für Natur, Landschaft und auch der Limnologie macht. Nach dem derzeitigem Wissen sind keine weiteren Sanierungsmaßnahmen für den See vorgesehen.

8.1.20 Tagebausee RL 111

8.1.20.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee RL 111 gehört zu einer Gruppe von Restsee die im Südwesten des Lausitzer Braunkohlenreviers als Folge der Kohleförderung in den ehemaligen Tagebauen Plessa und Grünewalde entstanden sind. Sie befinden sich im Land Brandenburg circa 50 km südwestlich von Cottbus – nördlich des Lausitzer Urstromtals und südlich vom Niederlausitzer Grenzwall.

Abb. 80: Der Tagebausee RL 111 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

Im Bereich des ehemaligen Tagebaus Plessa wurde circa 1927 mit der Entwässerung begonnen, bevor im Anschluß daran der Aufschluß erfolgte. Zur eigentlichen Braunkohleförderung kam es zwischen 1929 und 1958. Auf diesen Zeitraum geht auch die Entstehung des Restlochs 111 zurück, welches nach Auflassung des Tagebaus Plessa (1968) durch aufsteigendes und zufließendes Grundwasser geflutet wurde.

Der Grundwasserstand erreichte bald nach Flutungsbeginn einen stationären Gleichgewichtszustand. Der Plessa See ist somit ausschließlich grundwassergefüllt und unterliegt keinem Durchfluß, da er nicht der benachbarten Restlochkette zuzurechnen ist, welche über den Floßgraben in die Schwarze Elster entwässert.

8.1.20.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee RL 111 ist mit einer Fläche von 11 ha eines der kleinsten Gewässer Brandenburgs. Die Uferstruktur ist sehr differenziert. Die Uferböschungen fallen alle sehr steil zur Mitte hin ab. Das Gewässer läßt sich in zwei Zonen einteilen, wobei die beiden Teile ungefähr gleich groß sind. Der südliche Teil ist sehr flach mit Tiefen bis zu 5 m. Der nördliche Teil weist Tiefen bis zu 11 m auf.

Dieser See weist extreme Beschaffenheitsparameter auf (Tab. 34). Die hydrologischen Gegebenheiten bedingen die für diesen mehr als 30 Jahre alten See immer noch extrem saure pH-Verhältnisse.

Der saure Grundwasserzustrom ist für die hohe elektrische Leitfähigkeit, die hohen Sulfatkonzentrationen und die hohe Basenkapazität in dem Gewässer verantwortlich.

Tab. 34: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 25.03.99) vom Tagebausee RL 111 (BTUC 1999 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+94,1	pH - Wert	[-]	2,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,5	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	11,86
Seefläche	[Mio. m ²]	0,107	Eisen (II)	[mg/l]	4,2
maximale Tiefe	[m]	10,2	Sulfat	[mg/l]	2560
mittlere Tiefe	[m]	4,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2460
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	0,4
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	2,4
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,4
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	10
			Chlorophyll a	[µg/l]	5,3
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	3,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die BTU Cottbus und das UFZ Magdeburg untersuchen seit 1995 das Gewässer regelmäßig. Die dargestellten Wasserbeschaffenheitsparameter (Tab. 34) haben sich in dem Untersuchungszeitraum nicht verändert (Abb. 81). Die pH- und K_B-Wert Entwicklung in dem Gewässer weist keine großen Abweichungen auf.

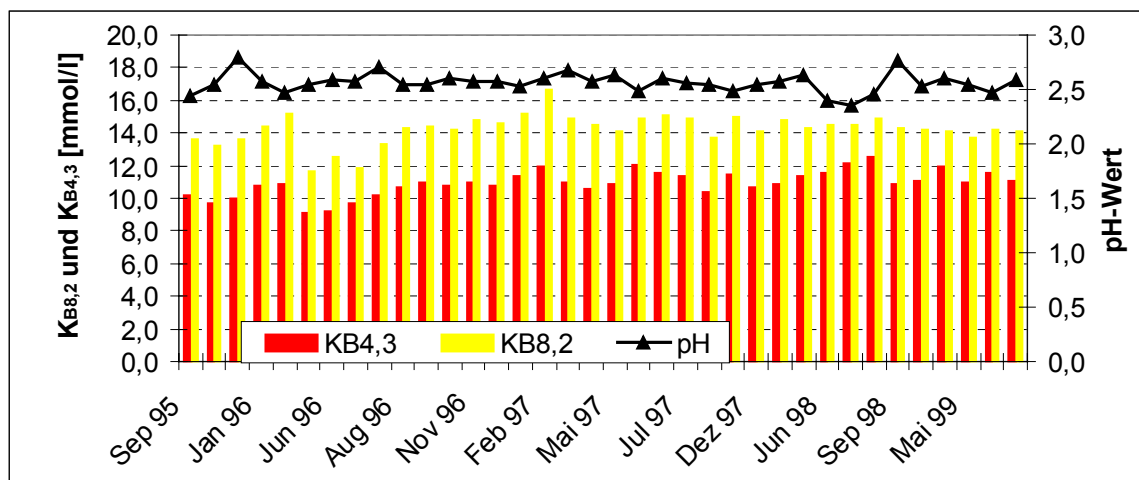


Abb. 81: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See RL 111 (BTUC 1999 b)

Die Gesamtphosphorkonzentration ist mit 10 µg/l sehr gering und scheint neben der geringen Konzentration anorganischen Kohlenstoffs die Primärproduktion zu limitieren. Entsprechend überstiegen die Chlorophyll a-Konzentrationen im Epilimnion seit Beginn der Untersuchungen selten 5 µg/l. Bemerkenswert waren allerdings Chlorophyllmaxima im Hypolimnion von bis zu 19 µg/l, die während der Sommermonate auftraten. Die Maxima, die durch die Flagellaten *Ochromonas spp.* und *Chlamydomonas spp.* dominiert werden, konnten bislang weder durch das Kohlenstoff- noch durch das Nährstoffangebot zufriedenstellend erklärt

werden. Hier findet eine Entkopplung von Ressourcenbereitstellung und produktionsbiologischer Umsetzung statt.

Im Pelagial des RL 111 konnten nur Einzelfunde hypotricher oder peritricher Ciliaten nachgewiesen werden. An einigen Terminen 1996 und 1997 traten planktische Heliozoen auf, die jeweils im Sommer außergewöhnlich hohe Individuenzahlen erreichten (bis zu 30.000 Zellen l⁻¹), um dann wieder völlig zu verschwinden (Packroff et al. 1998).

Zooplanktonuntersuchungen zeigten, daß die für diesen extrem sauren pH-Wert typischen Arten *Cephalodella hoodi* und *Elosa worallii* häufig vertreten sind. Daneben kommen *Lecane lunaris* und eine bdelloide Rotatorienart in sehr geringen Abundanzen vor. Crustaceen fehlen vollständig.

Der Tagebausee RL 111 weist die Corixidenarten *Arctocorisa germari* und *Glaenocorisa p. propinqua* auf, die das Pelagial besiedeln und deshalb in fischhaltigen Seen nicht anzutreffen sind.

8.1.20.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

In dem See wird die Wasserbeschaffenheit auf absehbare Zeit auch zukünftig erhalten bleiben, was die Nutzungsmöglichkeiten zwar begrenzt, das Gewässer aber zu einem idealen Vorranggebiet für Natur und Landschaft macht. Nach dem derzeitigem Wissen sind keine weiteren Sanierungsmaßnahmen für den See vorgesehen. Er ist jedoch seit 1999 Pilotprojekt für verschiedene Sanierungsansätze zur Neutralisierung, die vom UFZ Magdeburg und der BTU Cottbus entwickelt und bewertet werden.

8.1.21 Tagebausee RL 113

8.1.21.1 Lage und Geschichte

Der Tagebausee RL 113 befindet sich im Landkreis Oberspreewald-Lausitz nordöstlich der Ortschaft Grünewalde, im Land Brandenburg. Er ist aus dem ehemaligen Tagebau Koyne, der in dem Zeitraum von 1921 bis 1954 betrieben worden ist, hervorgegangen.

Das Gebiet des Tagebausees RL 113 gehört naturräumlich zur Großeinheit „Lausitzer Becken- und Heidelandchaft“ und liegt zwischen dem Lausitzer Urstromtal und dem Niederlausitzer Grenzwall.

Die Schwarze Elster ist der Hauptvorfluter in der Region. Nach Beendigung der Sanierungsarbeiten wird die generelle Grund- und Oberflächenwasserfließrichtung von Norden nach Süden sein. Die Uferbereiche sollen der natürlichen Sukzession überlassen werden. Das Gebiet um den Tagebausee soll in das Naturschutzgebiet „Grünhaus“ mit eingegliedert werden.



Der Tagebausee ist vollständig von Kippenböschungen umgeben. Der See gehört zu den extrem sauren ($\text{pH} \approx 2,4$, $\text{K}_{\text{B4,3}} \approx 12 \text{ mmol/l}$) Tagebauseen der Lausitz. Es ist geplant, den Tagebausee das Vorflutsystem Lauchhammer/Plessa einzubinden. Für eine Einleitung in die Vorflut soll ein pH-Wert von 6 nicht unterschritten werden. Deshalb sollen pH-neutrale Verhältnisse im RL 113 geschaffen

Abb. 82:
(Foto: Mike Hemm)

Der Tagebausee RL 113 im Sommer 1999

werden. Der Firma Umweltschutz Nord GmbH wurde von den Genehmigungsbehörden die Erlaubnis erteilt, im RL 113 einen Großversuch zur Neutralisation des Tagebausees mit Hilfe von biologischer Verfahren durchzuführen. Die Anhebung des pH-Wertes soll durch sulfatreduzierende Bakterien in sogenannten Biobags erfolgen.

Das Grundwasser ist ein anoxisches Eisen-Sulfat-Wasser. Im Anstrombereich zum See weist es pH-Werte von 4,4 mit elektrischen Leitfähigkeiten von ca. $2000 \mu\text{S/cm}$ auf. Im Abstrombereich vom See beträgt der pH-Wert ca. 3,3 und die elektrische Leitfähigkeit ca. $7000 \mu\text{S/cm}$ (BTUC 1999 d).

8.1.21.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der See zählt mit ca. 10 ha Größe und einer maximalen Tiefe von 2,5 m (Tab. 35) zu den kleinen Tagebauseen in der Lausitz.

Tab. 35: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 14.09.99) vom RL 113 (BTUC 1999 e)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+95,6	pH - Wert	[-]	2,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,1	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	11,45
Seefläche	[Mio. m ²]	0,10	Eisen (II)	[mg/l]	8,8
maximale Tiefe	[m]	2,5	Sulfat	[mg/l]	1800
mittlere Tiefe	[m]	1,5	Leitfähigkeit	[µS/cm]	3630
maximale Länge	[m]	594	TIC	[mg/l]	0,4
maximale Breite	[m]	348	TOC	[mg/l]	2,7
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	13
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	10
			Chlorophyll a	[µg/l]	5
Tiefengradient	[-]	1,0	Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Im See waren 1999 keine thermische Schichtungen zu beobachten. Die Säurebelastung ist unverändert hoch und mit pH-Werten zwischen 2,5 und 2,7 ergeben sich nur geringfügige Veränderung zu den Vorjahren (Abb. 83. Leicht zurückgegangen sind die Basenkapazitäten, bei denen sich für den K_{B3,4} ein Median von 10,0 mmol/l und für den K_{B8,2} von 12,8 mmol/l errechnet. Die Werte sind damit um rund 1,5 mmol/l zurückgegangen.

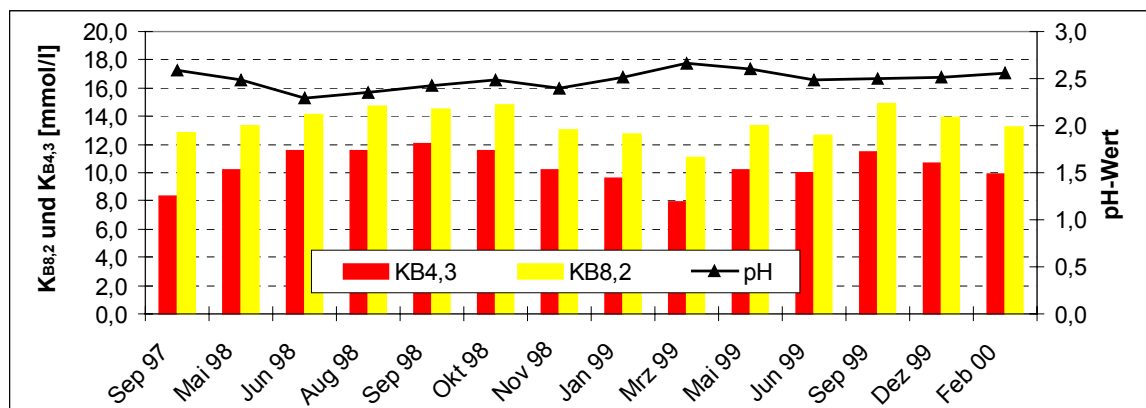


Abb. 83: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See RL 113 (BTUC 1999 b)

Die elektrische Leitfähigkeit hat sich 1999 um rund 600 µS/cm im Vergleich zum Vorjahr verringert. Die Ursache liegt in der niedrigeren Ionenkonzentrationen des Seewassers. Die Konzentrationen für Natrium, Magnesium, Kalium, Calcium, Chlorid und in geringem Umfang auch Sulfat liegen 1999 unter denen der vorangegangenen Jahre. Die Abnahme bei den mengenmäßig wichtigsten Ionen erreicht jedoch bei Calcium nur 6 % und bei Sulfat unter 1 %.

Bei den für die Versauerung wichtigen Metallkonzentrationen haben sich keine Veränderungen für den Zeitraum von 1997 bis 1999 ergeben. Gesamteisen kommt weiterhin in sehr hohen Konzentrationen von über 100 mg/l vor, bei Mangan und Aluminium hat sich nur eine leichte Abnahme ergeben.

Die für die Phytoplanktonentwicklung wichtigen Nährstoffkonzentrationen sind auch 1999 unverändert niedrig. Die Konzentrationen des Gesamtphosphors bewegen sich im oligotrophen Bereich unter 15 µg/l. Die sehr hohen Konzentrationen an Ammoniumstickstoff gehen leicht zurück. Die Phytoplanktonentwicklung wird weiterhin insbesondere durch die stets sehr niedrigen Konzentrationen an anorganischem Kohlenstoff (TIC) von nur 0,1 bis 0,3 mg/l limitiert. Es treten damit keine über den Gleichgewichtszustand mit der Atmosphäre hinausgehenden Konzentrationen auf, die zumindest zeitweilig ein stärkeres Algenwachstum erlauben würden. Dementsprechend bewegen sich die Chlorophyllkonzentrationen mit 0,6 bis 1,3 µg/l in den Mischproben und maximal 1,5 bis 2,0 µg/l im Fluoreszenz-Tiefenprofil stets auf sehr niedrigen Niveau. Bei allen Beprobungen reichte daher die Sichttiefe auch bis zum Seegrund in rund 2,5 m Tiefe.

8.1.21.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Wenn die äußeren Rahmenbedingungen nicht geändert werden, wird der Tagebausee auf lange Sicht so sauer bleiben.

8.1.22 Tagebauseen RL 129, RL 130 und RL 131 Süd

8.1.22.1 Lage und Geschichte



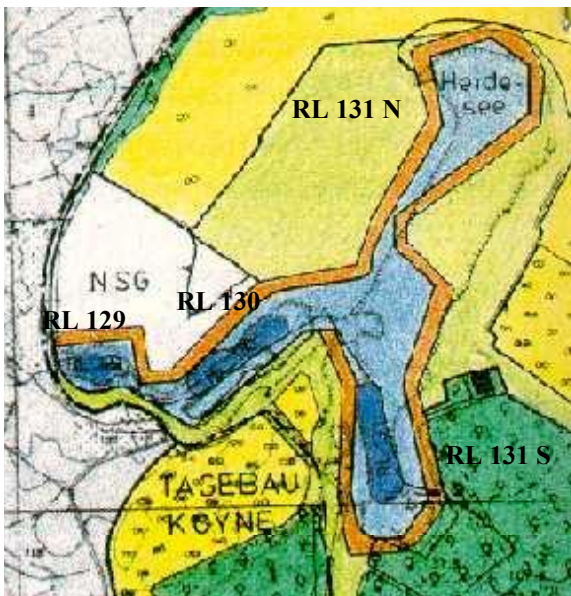
Die Tagebauseen RL 129, 130 und 131 Süd befinden sich im Land Brandenburg, ca. 10 km südlich von Finsterwalde und 6 km nördlich von Lauchhammer. Sie sind aus dem ehemaligen Tagebau Kleinleipisch hervorgegangen. Der Tagebaubetrieb erfolgte von 1919 bis 1979. Im Zusammenhang mit der Abbauführung sind die Restlöcher (RL) 129 – 130 entstanden.

Abb. 84: Der Tagebausee RL 130 im Mai 1999 (Foto: Mike Hemm)

Am Ende der Flutung werden die Tagebauseen miteinander verbunden Seen und eine „Restlochkette“ bilden. Zur Zeit werden die Uferböschungen durch Rüttel-druckverdichtungen stabilisiert.

Dazu werden an allen drei Gewässern Wasserhaltungen betrieben, mit deren Hilfe der Wasserstand (Abb. 85) niedrig gehalten wird. Das RL 130 wurde eine Zeit lang bekalkt. Der Endwasserstand wird bei den RL 129, 130 und 131 S bei 101 mNN

und im RL 131 N bei 103 mNN liegen. Dies wird mit Fremdwasserflutung schon 2005 und ohne Fremdwasserflutung nur mit Grundwasser erst 2010 erfolgt sein.



Die Gewässer liegen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Durch den Braunkohlenbergbau wurden die Quellgebiete und Oberläufe des Floß- und des Rießgrabens devastiert und damit die Vorflut in westlicher Richtung unterbrochen. Diese wird auch nach Beendigung der Flutung nicht mehr hergestellt werden können. Die künftige Entwässerung der „Restlochkette“ erfolgt über die westlichen Kippenbereiche in Richtung Schwarze Elster.

Abb. 85: Lage und Struktur der Tagebauseen (BKA 1994 b)

Auf der Hochkippe des Tagebaus Kleinleipisch sind in der Vergangenheit stickstoff- und phenolhaltige Abwässer aus der Kokerei Lauchhammer verregnet worden. Eine landwirtschaftliche Nutzung der Flächen ist nicht mehr möglich.

Künftig werden die Seen dem benachbarten Naturschutzgebiet „Grünhaus“ zugeordnet werden. Sie sollen der natürlichen Sukzession überlassen werden.

8.1.22.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die drei Gewässer sind fast nur von Kippen umgeben. Sie sind zur Zeit auch nicht sehr tief (2 bis 3 m) und außerdem sehr schmal. Zur Zeit ist der See RL 130 der größte, vom RL 129 gefolgt und der kleinste ist das RL 131 (Tab. 36).

Tab. 36: Morphometrische Daten beim Endwasserstand (BTUC 1999 b)

Tagebausee		RL 129	RL 130	RL 131
Endwasserstand	[mNN]	+99,7	+96,0	+88,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,4	0,9	1,9
Seefläche	[Mio. m ²]	0,104	0,34	0,084
maximale Tiefe	[m]	10,0	14,0	31,0
mittlere Tiefe	[m]	3,8	2,6	22,6
Länge der Uferböschungen	[m]	1750	3100	
Uferentwicklung	[-]	1,53	1,5	
Schichtungstyp	[-]			

Die Gewässerbeschaffenheit wird seit 1995 von der BTU Cottbus, im Auftrag des Sanierungsträgers LMBV untersucht.

Für die Seen 129 und 131 sind pH-Werte zwischen 2,8 und 3,0 kennzeichnend (Abb. 86). Beide besitzen hohe Basenkapazitäten $K_{B4,3}$, die im RL 129 rund 5,3 mmol/l und im RL 131 zwischen 6,4 und 15,7 mmol/l betragen. Die Basenkapazität $K_{B8,2}$ erreicht Werte bis 10,5 bzw. 20,6 mmol/l. Aufgrund von Kalkungsmaßnahmen im Zuge der Sanierungsarbeiten stieg im See 130 der pH-Wert bis zum Oktober 1998 auf 7,8 an, sank danach aber wieder auf 6,4. Die Säurenkapazität $K_{S4,3}$ ist mit 0,5 bis 1 mmol/l niedrig.

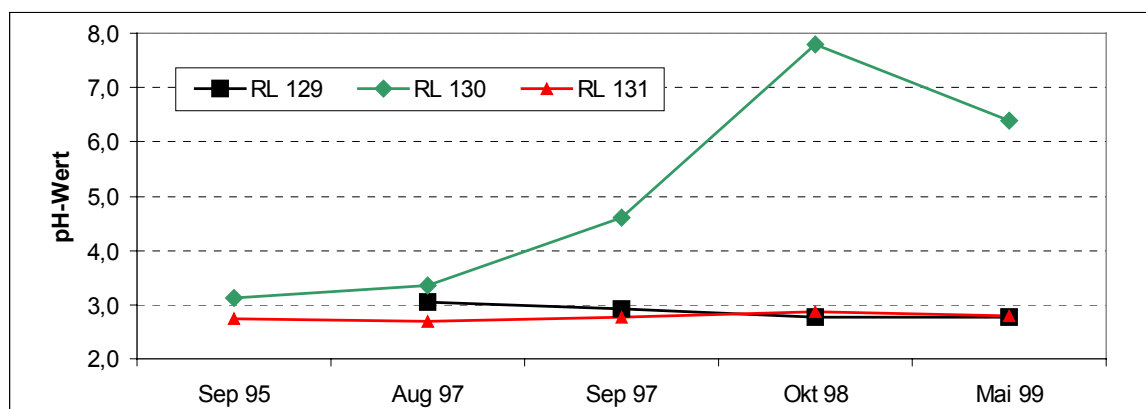


Abb. 86: Überblick über die pH-Werte in den Tagebauseen 129, 130 und 131 (BTUC 1999 b)

Die mittlere Sulfatkonzentration im See 129 liegt zwischen 2000 und 3600 mg/l (Tab. 37). Im See 131 stieg sie von 1300 auf 2260 mg/l. Im See 130 sank sie im Zuge des pH-Anstiegs von 1200 mg/l auf 620 mg/l und lag 1999 bei 1200 mg/l. Nitrat ist jeweils mit weniger als 1 mg/l in nur geringer Konzentration vorhanden. Die mittlere Ammoniumkonzentration beträgt im See 130 1,5 mg/l, in den Seen 129 und 131 3,8 bzw. 4,7 mg/l.

Die Werte für Aluminium gingen im RL 130 von 4 mg/l auf weniger als 0,3 mg/l zurück. Im RL 129 und im RL 131 erhöhten sie sich von 15 mg/l auf 31 mg/l bzw. 25 mg/l. Der Gehalt an gelöstem Eisen beträgt 2 mg/l im See 130, im See 129 im Mittel 78 mg/l und im See 131 163 mg/l. Die Meßwerte für Mangan liegen zwischen 0,6 mg/l und 5,2 mg/l.

Die mittleren Gesamtposphorkonzentrationen liegen in den Tagebauseen 129 und 130 bei rund 15 µg/l, im RL 131 mit 15 bis 30 µg/l etwas höher. Die Konzentrationen bleiben damit in Bereichen, die für oligotrophe bis mesotrophe Seen typisch sind.

Tab. 37: Limnologische Daten (Oberflächenproben vom 11.05.99) der drei Tagebauseen (BTUC 1999 b)

Tagebausee		RL 129	RL 130	RL 131
pH - Wert	[-]	2,8	6,4	2,8
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	6,48	-0,48	8,14
Eisen (II)	[mg/l]	4,9	15,5	4,2
Sulfat	[mg/l]	2064	1220	2260
Leitfähigkeit	[µS/cm]	2200	1550	2300
TIC	[mg/l]	0,3	9,6	1,5
TOC	[mg/l]	3,8	7,2	6,3
Gesamtstickstoff	[mg/l]	4,5	1,8	4,9
Gesamtposphor	[µg/l]	8	15	12
Chlorophyll a	[µg/l]	0,5	0,26	1,0
Sichttiefe	[m]	1,0	0,5	0,5

8.1.22.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Zur künftigen Entwicklung der Wasserbeschaffenheit sind noch keine Aussagen getroffen worden. Diese wird aber noch im Rahmen des Projekts „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ an der BTU Cottbus erfolgen.

8.1.23 Tagebausee RL 77

8.1.23.1 Lage und Geschichte

Der Tagebausee RL 77 ist Bestandteil der Restseenkette bei Lauchhammer, deren Lage und Geschichte ausführlich in Kap. 5.1.8 beschrieben wird. Er ging mit den Seen RL 114, RL 76 und RL 78 aus dem Tagebau Grünewalde hervor, der von 1950 – 1962 betrieben wurde.

8.1.23.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Aufgrund der Abbautätigkeit sind die Böschungen an allen Seiten des Tagebausees RL 77 relativ steil. Im südlichen Teil befindet sich die gewachsene Böschung, im Norden die durch Abraum aufgeschütteten Kippen.

Der See hat ein relativ großes Einzugsgebiet im Kippenmaterial und erhält sowohl über die Seenflanken als auch über den Graben, der zuvor die RL 75, RL 99 und RL 114 durchfließt, saures Kippenwasser. Die im Abstrom liegenden RL 76 und RL 78 werden fast ausschließlich aus dem Abfluß des RL 77 gespeist.

In den Jahren 1996/97 zeigten die Tiefenprofile von Temperatur und Sauerstoff, daß der Tagebausee RL 77 im Frühjahr und Sommer geschichtet war. Während dieser Zeit bildete sich ein aerobes Epilimnion und ein anaerobes Hypolimnion aus mit einer Sprungschicht zwischen 3 - 4 m Tiefe. Im Herbst verlagerte sich die Sprungschicht nach unten, bis sich im Winter schließlich ein einheitliches Tiefenprofil von Sauerstoff und Temperatur einstellte.

Der pH-Wert lag im oberen Teil der Wassersäule ganzjährig bei ca. 2,9 (Tab. 38). Während der Schichtungsphase stieg der pH-Wert um 0,5 – 1 pH-Einheiten über dem Sediment an. Dieser Anstieg könnte sowohl auf neutralisierende Prozesse im Sediment als auch auf den Zustrom anoxischen Grundwassers zurückzuführen sein.

Die Chemie des Seewassers wird durch den Zufluß, die Oxidation und die Reduktion von Eisen bestimmt. Eisen(II) war ganzjährig im Seewasser meßbar, wobei die Konzentrationen im Epilimnion niedrig waren und ab ca. 4 m Tiefe im anaeroben Hypolimnion stark zunahmen (max. 700 mg/l). Die Sulfatkonzentrationen waren im Hypolimnion erhöht. Hierfür sind zwei Prozesse verantwortlich: Zum einen strömt eisen(II)- und sulfatreiches Kippenwasser mit dem Grundwasser zu. Zum anderen kann die im Sediment durch Eisenreduktion Eisen(II) freigesetzt werden. Die reduktive Auflösung der Eisenminerale bewirkt zusätzlich die Freisetzung von Sulfat.

Die Oxidation von Eisen(II) verbraucht ständig Sauerstoff und ist ein Grund für die ständige Sauerstoffuntersättigung im See. Die Oxidation von Eisen(II) und die nachfolgende Hydrolyse von Eisen(III) führen zur permanenten Eisensedimentation in Form von Schwertmannit (Eisen(III)-oxyhydroxysulfat) (Weber 1999).

Die geringe Sauerstoffsättigung auch im oberen Teil der Wassersäule ist ein weiterer Hinweis auf eine niedrige Primärproduktion, wie sie für viele Tagebauseen typisch ist.

Tab. 38: Morphometrische (BKA 1995 a) und limnologische Daten (Oberflächenprobe vom 23.04.97) vom RL 77 (Peine 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+ 92,5	pH – Wert	[-]	2,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	1,02	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,24	Eisen (ges)	[mg/l]	86,6
maximale Tiefe	[m]	7,5	Sulfat	[mg/l]	894
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	1779
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient*	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

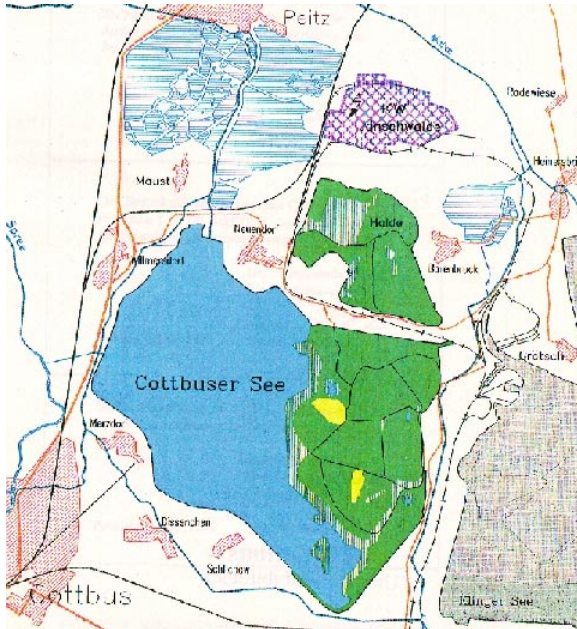
8.1.23.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Solange in den umgebenden Kippen des Restsees Pyritoxidation stattfindet, ist eine natürliche Neutralisierung des Restsees innerhalb der nächsten Jahrzehnte nicht zu erwarten. Die derzeit geringen Neutralisierungsraten und die hohe Acidität des Seewassers werden unverändert bleiben.

8.1.24 Tagebau Cottbus Nord (Cottbuser See)

8.1.24.1 Lage und Geschichte

Der künftige Cottbuser See wird aus dem noch aktiven Tagebau Cottbus Nord hervorgehen. Der Tagebau Cottbus Nord befindet sich östlich bzw. nordöstlich an der Stadtgrenze von Cottbus im Land Brandenburg.



Der Aufschluß des Tagebaues erfolgte 1975 bis 1982 im NO-Teil der Lagerstätte. Ab 1981 wurde die Kohle gefördert. Dabei kamen der Vorschnitt und der Förderbrückenbetrieb zum Einsatz. Der geplante Abbau erfolgt durch die LAUBAG im Schwenkbetrieb im Uhrzeigersinn bis 2017. Es werden 5 bis 5,5 Mio. t Kohle pro Jahr für das Kraftwerk Jänschwalde gefördert. Bis 1994 sind ca. 1370 ha Fläche in Anspruch genommen worden.

Das Gebiet liegt zum überwiegenden Teil im Bereich des Baruther Urstromtals und ist durch eine

Abb. 87: Lage mit Seenkontur des künftigen Cottbuser Sees (BKA 1993 a)

pleistozäne Rinne geprägt, welche die einzelnen Kohlefelder umgeben. Der generell natürliche Grundwasserabfluß erfolgt von Südost nach Nordwest. Es herrschen Flurabstände von 0 bis 2 m vor. Der Tagebau Cottbus Nord und der östlich daneben liegende Tagebau Jänschwalde beeinflussen die Grundwasserhältnisse stark. Um die umliegenden Feuchtgebiete nicht zu beeinflussen, wurde im Westen des Tagebaues zum Hammergraben hin eine Spundwand eingezogen. Das nördlich gelegene Feuchtgebiet, die Laßzinswiesen, wird mit eingespeisten Wasser gestützt. Die maximale Ausdehnung der Grundwasserabsenkung wird für 2010 erwartet.

Das Restloch soll mit Wasser aus der Spree (ca. 1m³/s) geflutet werden. Der Auslauf soll über den Schwarzen Graben erfolgen.

Bis zum Ende des Jahres 1993 stand noch nicht fest, ob der künftige See als Speicher genutzt werden soll. Geplant ist, daß der 1600 ha große See seinen Wasserstand bei ca. +62 bis +64,5 mNN hat und zur Erholung genutzt werden soll. Ab 2030 soll der See nutzbar sein.

Im Süden sollen ausgedehnte Flachwasserbereiche entstehen, die je nach Endwasserstand zur Inselbildung neigen können. Die gewachsenen Randböschungen des Tagebausees werden mit einer Böschungsneigung von 1 : 2,5 hergestellt.

8.1.25 Tagebau Meuro (Ilse-See)

8.1.25.1 Lage und Geschichte

Der künftige Ilse-See wird aus dem noch aktiven Tagebau Meuro hervorgehen. Dieser liegt im Land Brandenburg direkt nördlich der Stadt Senftenberg.

Im Jahr 1958 wurde mit dem Aufschluß Teilfeld Hörlitz für den Tagebau Meuro begonnen, das zwischen 1965 und 1970 abgebaut wurde. Das Hauptfeld wurde bis 1988 entkohlt. Danach erfolgte der Abbau im Teilfeld Großräschen. Bis Mitte 1999 wurde in diesem noch Kohle gefördert. Bereits im ersten Quartal 1998 wurde der Vorschnitt eingestellt. Bis dahin werden noch Wasserhaltungen betrieben, welche dafür sorgen, daß das Grundwasser nicht ansteigt. Wegen der fehlenden Abraummassen können Teile des Hauptfeldes und das Teilfeld Großräschen nicht geschlossen werden. Es verbleibt das Restloch Meuro mit einer Fläche von ca. 1400 ha.

Der künftige Ilse-See liegt im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Das Gebiet befindet sich zwischen der Pößnitz mit ihren Nebenflüssen und der Wollschinka im Westen sowie der Rainitz im Osten, die alle in südliche Richtung zur Schwarzen Elster fließen. Das Gebiet des Tagebaus Meuro liegt am nördlichen Rand des Lausitzer Urstromtals im Lausitzer Grenzwall. Dem Geländeverlauf annähernd folgend verlief die Grundwasserströmung ursprünglich aus nördlicher bis nordöstlicher Richtung zum Urstromtal. In den Auen der Vorfluter lagen die Grundwasserspiegel bei 0 bis 2 m, auf der Raunoer Hochfläche bei über 5 m unter Gelände.

Im Restloch Meuro wird nach Einstellung der Wasserhebung durch Grundwasserwiederanstieg und Fremdwasserflutung der Ilse-See entstehen. Der künftige See wird mit Wasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage Rainitz und Wasser aus dem Tagebausee Sedlitz geflutet werden.

8.1.25.2 Morphometrie

Der künftige Ilse-See wird beim geplanten Endwasserstand von +101 mNN eine Fläche von 770 ha einnehmen und damit zu den größeren Braunkohlentagebauseen in Deutschland gehören (Tab. 39).

Bedingt durch die Abbautechnologie werden im Westen und Nordwesten zwei Randschläuche verbleiben. In diesen Bereichen weist der künftige See Tiefen von ca. 50 m auf. Im Süden und Südosten wird ungefähr ein Drittel des Sees nicht tiefer als 20 m sein. Im zentralen und nördlichen Teil des Restloches bildet sich ein Flachwasserbereich mit maximalen Tiefen von nur 5 m heraus (Abb. 88).

Tab. 39: Morphometrie des künftigen Ilse-See (BTUC 1998 f)

Endwasserstand	[mNN]	+101,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	152,8
Seefläche	[Mio. m ²]	7,7
maximale Tiefe	[m]	56
mittlere Tiefe	[m]	19,8
maximale Länge	[m]	5160
maximale Breite	[m]	2630
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	2,03
Tiefengradient	[-]	6,72
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

Im Nordwesten und im Westen sowie an der Insel fallen die Böschungen sehr steil ab. Die anderen Ufer werden geringere Böschungswinkel aufweisen.

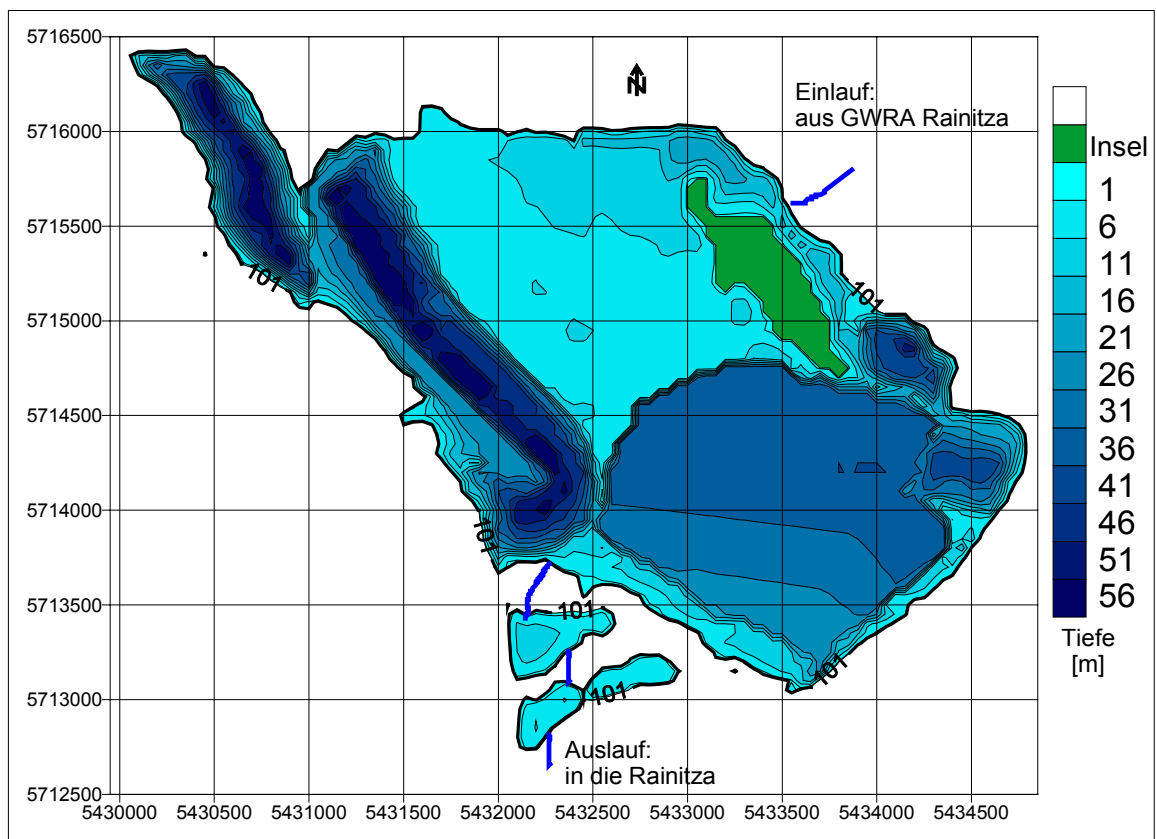


Abb. 88: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand von 101,0 mNN (BTUC 1998 f)

8.1.25.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Bei natürlichem Grundwasserwiederanstieg im Tagebaurestloch Meuro würde ein dauerhaft saurer Tagebausee entstehen. Über einen Zeitraum von vielen Jahrzehnten müßte das pH-saure Wasser des Ilse-Sees vor Einleitung in die Vorflut aufbereitet werden. Mit einer Fremdwasserflutung können mittelfristig, d. h. in einem Zeitraum von etwa 10 bis 20 Jahren nach Flutungsbeginn, pH-neutrale Verhältnisse im See eingestellt werden. Die Vorbelastung der Flutungswässer (Grund- und Oberflächenwasser) mit Sulfat ist bereits so hoch, daß die Sulfatkonzentrationen im Ilse-See selbst bei günstigen Randbedingungen kaum in den Bereich der Einleitewerte in die Vorflut kommen werden.

Durch die Grubenwasseraufbereitung in der GWRA Rainitza wird keine Reduzierung der Ammoniumkonzentration im Flutungswasser bewirkt. Bei nachhaltiger Neutralisierung im Restsee ist mit relevanten Nitrifikationsprozessen zu rechnen und folglich mit einer rückläufigen Entwicklung der Ammoniumkonzentration.

Es ist zu erwarten, daß Teilbereiche des Ilse-Sees wegen der ungünstigen Morphometrie von einer Durchmischung mit dem Flutungswasser weitgehend ausgenommen sein werden. Dies trifft insbesondere auf den Randschlauch im Nordwesten zu. Am Beginn der Flutung wirkt sich auch der Damm ungünstig aus, der im südlichen Bereich in der Nähe des Auslaufs die tiefe Restlochrinne vom östlichen Becken trennt.

Die Trophieentwicklung des Restsees wird positiv bewertet. Auch nach einer Neutralisierung wird ein oligotrophes Gewässer entstehen, das aus trophischer Sicht eine uneingeschränkte Nutzung erlaubt.

8.1.26 Tagebau Welzow Süd

Der Tagebau Welzow-Süd befindet sich in Brandenburg an der südlichen Landesgrenze zum Freistaat Sachsen, im Spree Neiße Landkreis. Er liegt westlich von Spremberg und östlich von Welzow.

Der Aufschluß des Tagebaues erfolgte im Südostteil von 1962 bis 1966. Die Kohle wird mit Hilfe der Förderbrückentechnologie gewonnen. Der geplante Kohleförderung soll bis 2032 erfolgen. Der Kohlevorrat beläuft sich auf 875 Mio. t. Damit werden Kraftwerke der LAUBAG und der VEAG in Schwarze Pumpe versorgt.

Bis zum Ende 1993 waren insgesamt 5239 ha Flächen in Anspruch genommen. Die Absenkung des Grundwasserspiegels für den Tagebau Welzow-Süd umfaßt ein Gebiet von 279 km². Der Tagebau befindet sich im Flußeinzugsgebiet der Spree und der Schwarzen Elster (BKA 1993 c). Am Ende wird ein großes Restloch übrigbleiben, aus dem ein See entstehen wird.

8.1.27 Waldsee (RL 060622/3)

8.1.27.1 Lage und Geschichte



Der Waldsee bei Döbern im Muskauer Faltenbogen entstand Anfang des 20. Jahrhunderts als die Braunkohle noch manuell abgebaut wurde. Er befindet sich im Bundesland Brandenburg ca. 35 km südöstlich von Cottbus.

Der See hat keine oberirdischen Zu- oder Abflüsse und wird nur durch Grundwasser gespeist.

Abb. 89: Des Waldsee im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

Der nur ca. 0,3 ha kleine See liegt inmitten eines Waldgebietes und ist durch den Eintrag von Fallaub beeinflusst.

8.1.27.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Obwohl der Waldsee nur eine Fläche von 0,3 ha hat und nur 5 m tief ist, ist er ganzjährig stabil geschichtet. Er ist meromiktisch, d.h. nur ein Teil des Wasserkörpers wird von der windinduzierten Durchmischung erfaßt. Die Dicke der durchmischten, oxischen Oberflächenschicht, des Mixolimnions, beträgt, ca. 1,5 m. Unterhalb der durchmischten Schicht liegt das anoxische Monimolimnion. Zwischen diesen beiden Schichten liegt eine sehr schmale Übergangszone, die Chemokline, die sich durch steile chemische Gradienten auszeichnet. Die Ursache für die Meromixis ist die unterschiedliche Dichte des Mixo- und des Monimolimnionwassers, die durch den unterschiedlichen Gehalt an gelösten Substanzen, vor allem Eisen hervorgerufen wird.

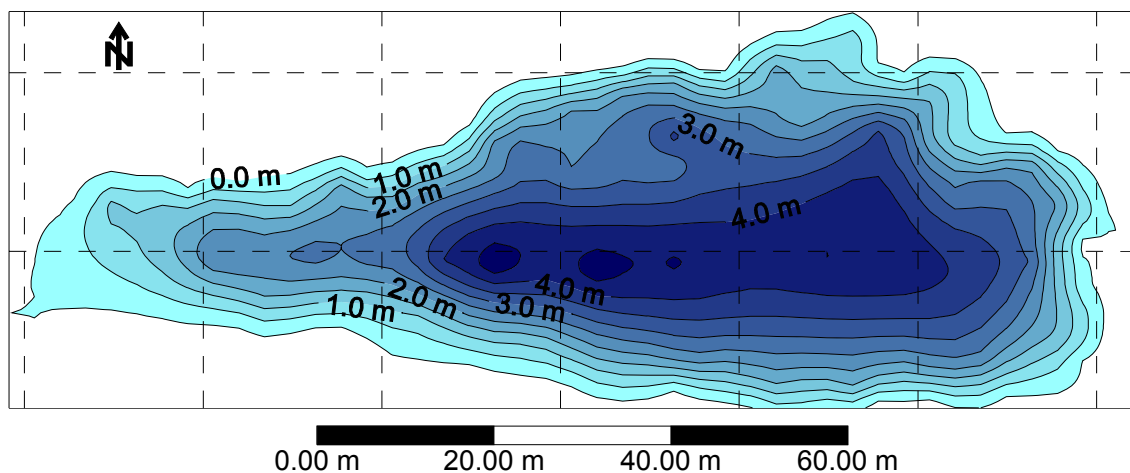


Abb. 90: Seekontur des Waldsees mit Tiefenlinien (BTUC 1998 h)

Tab. 40: Limnologische Daten vom Waldsee (Max. und Min., nach Rücker et al. 1999, Nixdorf et al. 1998).

Schicht		Mixolimnion	Monimolimnion
pH - Wert	[-]	2,9-3,9	5,8-7,0
K _{B4,3} – Wert (Epi)/ K _{S4,3} – Wert (Hypo)	[mmol/l]	0,7-3,8	3,5-10,6
Eisen (ges.)	[mg/l]	6-34	157-256
Sulfat	[µg/l]	2440-5480	2240-4080
Leitfähigkeit	[µS/cm]	680-1018	1008-1605
TIC	[mg/l]	0,2-9,2	2-170
DOC	[mg/l]	0,1	63,4
Gesamtstickstoff	[mg/l]	1-2	3-4,5
Gesamtphosphor	[µg/l]	<5-7	8-42
Chlorophyll a	[µg/l]	0,1-46	1,5-5,8
Sichttiefe	[m]	1,3-2,3	

Das Monimolimnion des Waldsees weist neutrale bis schwach saure pH-Werte auf. Mit einer Ausnahme im September 1999. Da war der See Aufgrund von Sanierungsarbeiten vollständig durchmischt worden und der pH-Wert über die ganze Wassersäule gleich hoch. Die Konzentration des Eisens ist im anoxischen Monimolimnion deutlich höher als im Mixolimnion. Im Monimolimnion liegt das Eisen überwiegend in der reduzierten, zweiwertigen Form vor, im Mixolimnion dagegen überwiegend in der oxidierten, dreiwertigen Form. Die Konzentration von gelösten Ionen im Monimolimnion ist die Ursache für eine höhere Leitfähigkeit und eine größere Dichte des Tiefenwassers im Vergleich zum Mixolimnion.

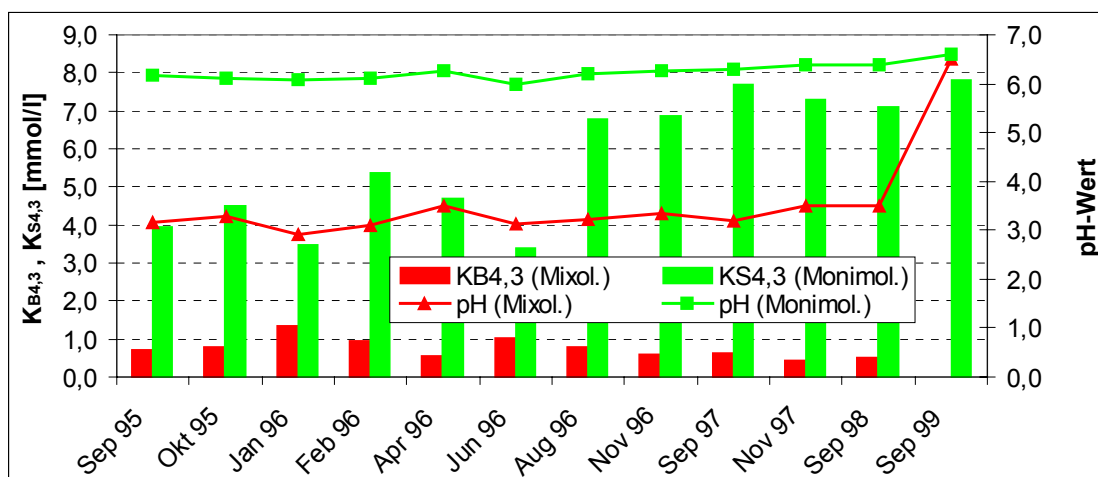


Abb. 91: Entwicklung von pH -, K_{B4,3} - und K_{S4,3} - Werten im Waldsee (BTUC 1999 c)

Zwischen den verschiedenen Wasserschichten findet nur ein geringer Austausch statt, so daß sich steile Konzentrationsgradienten chemischer und biologischer Komponenten ausprägen können. Der hohe Eisengehalt und die Reduktion von Fe(III) zur Fe(II), die durch den Abbau von organischer Substanz im

Monimolimnion gefördert wird, sind vermutlich für die Aufrechterhaltung der Meromixis entscheidend. Die Ausfällung von Eisenhydroxiden an der Chemokline führt darüber hinaus zu einer Aufkonzentrierung von Eisen im Monimolimnion.

Die Besiedlung des Mixolimnions durch Phyto- und Zooplankton ähnelt den übrigen sauren Tagebauseen. Die wichtigsten Algenklassen im Mixolimnion des Waldsees sind Chrysophyceen und Chlorophyceen. Wie in allen extrem sauren Tagebauseen der Lausitz gehören sie vor allem zu den Gattungen *Chlamydomonas* (Chlorophyceen) und *Ochromonas* (Chrysophyceen). Für den Waldsee sind Massenentwicklungen von Dinoflagellaten (*Gymnodinium sp.*) im Winter charakteristisch. Außerdem kommen regelmäßig *Euglena acus* und *Eunotia sp.* vor. Bei Untersuchungen der Vertikalverteilung von Algen wurden die größten Abundanzen in der Regel im oberen Bereich der Chemokline, d.h. an der Grenze zwischen Mixo- und Monimolimnion gefunden, was auf eine bessere Kohlenstoffversorgung an der Grenze zum Monimolimnion zurückzuführen ist (Nixdorf et al. 1998).

Das anoxische Milieu im Monimolimnion des Waldsees, in dem auch Schwefelwasserstoff nachweisbar ist, ermöglicht das Vorkommen von phototrophen Schwefelbakterien. Mittels HPLC wurden ausschließlich Pigmente grün gefärbter Chlorobiaceen mit einer maximalen Konzentration von über 440 µg/l Bakteriochlorophyll d nachgewiesen.

Die Ciliaten weisen eine geringe Abundanz im Mixolimnion auf. Dagegen wurden Biomassemaxima im Bereich der Chemokline gefunden. Es handelt sich dabei um mixotrophe Arten mit endosymbiontischen Zoochlorellen (Packroff et al. 1999). Im Monimolimnion kommen einige noch nicht näher bestimmte anaerobe Arten in geringer Abundanz vor.

Im Waldsee wurden bisher 8 Zooplanktonarten gefunden. In diesem pH-Bereich dominiert typischerweise das relativ große Rädertier *Brachionus urceolaris f. sericus*. Als Pionierart der Crustaceen ist *Chydorus sphaericus* in geringer Abundanz präsent. Eine Besonderheit im Waldsee ist das Vorkommen von *Neogosseia antennigera* (Gastrotricha). Diese ebenfalls weitverbreitete litorale Art gilt als typisch für kleine humöse Gewässer mit Faulschlamm.

Im Waldsee können sich trotz der starken Versauerung – vor allem im Winter – hohe Algenbiomassen entwickeln. Die höchsten Phytoplanktonkonzentrationen wurden an der Grenze zum Monimolimnion gefunden, was für eine hinreichende C-Versorgung dieser durch Geißeln beweglichen Algen aus dem nährstoffreichen Tiefenwasser spricht.

Im Waldsee wurden 7 Corixidenarten gefunden. Die höchsten Anteile hatten dabei die carnivore Art *Corixa dentipes* und die omnivore *Sigara n. nigrolineata*. Über 70 % der Corixiden wurden dabei im Litoral gefangen.

8.2 Ostsachsen (Lausitz) (Mike Hemm)

8.2.1 Bärwalde

8.2.1.1 Lage und Geschichte

Der ehemalige Tagebau Bärwalde gehört zum Land Sachsen und erstreckt sich geographisch zwischen den Ortslagen Uhyst im Süden, Boxberg im Nordosten sowie Bärwalde im Nordwesten. Der See liegt im Landkreis Kamenz, im Gebiet des Lausitzer Urstromtals. Der Sanierungsraum Bärwalde befindet sich z. Z. in der Rechtsträgerschaft der LMBV mbH.

Ab 1971 wurde im nordsächsischen Braunkohlenrevier als Ersatz für den ausgekohlten Tagebau Lohsa der westliche Teil des Braunkohlenfeldes Bärwalde erschlossen. Von 1972 bis 1976 kam es hier zur Aufschlußbaggerung und 1977 zum Beginn der Kohleförderung. Die Aufschlußarbeiten im östlichen Teilfeld begannen 1988, bevor aufgrund des verringerten Bedarfs 1992 die Braunkohleförderung im Tagebau Bärwalde eingestellt wurde. Der 1990 begonnene und ursprünglich bis zum Jahr 1999 geplante Abbau des östlichen Teilfeldes wurde daher nicht vollendet. Die Gesamtfördermenge belief sich auf 185 Mio. t Rohbraunkohle.

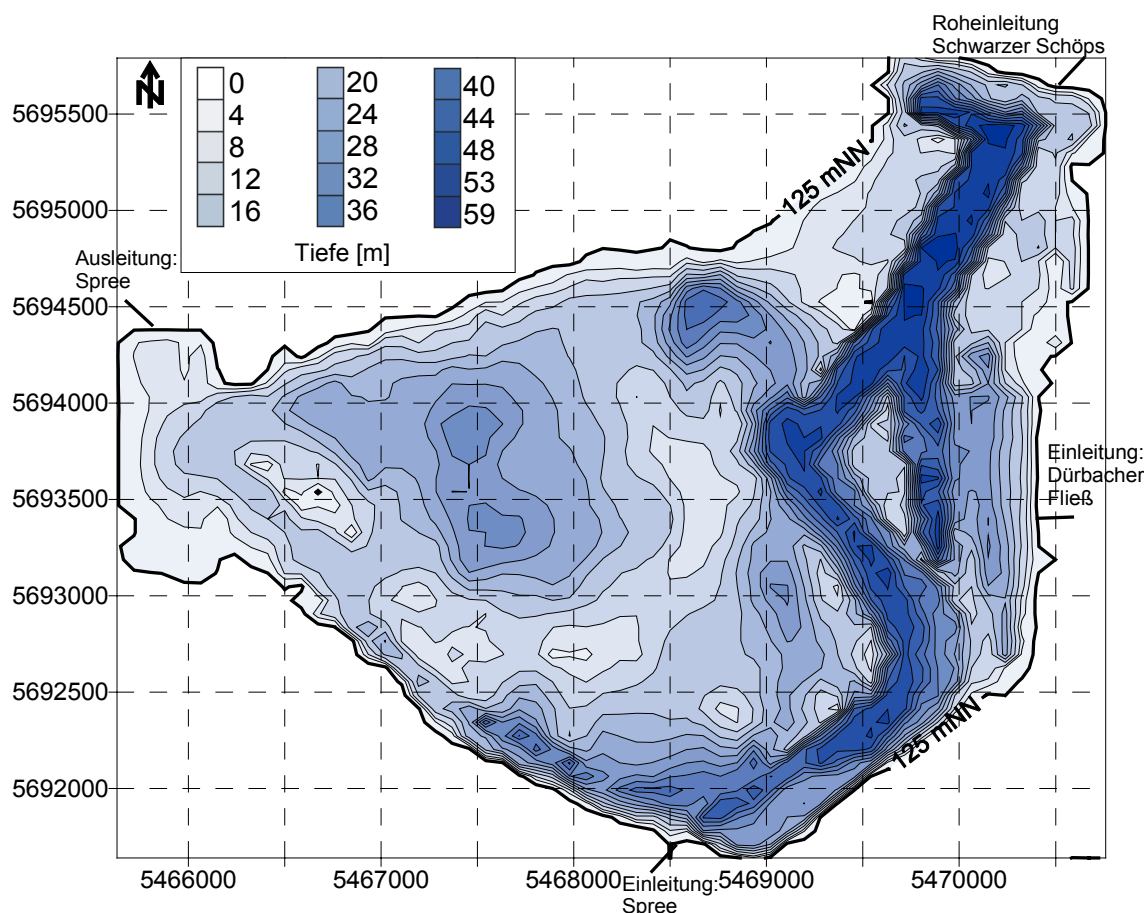


Abb. 92: Seekontur mit Tiefenlinien des Tagebausees Bärwalde beim geplanten Endwasserstand von 125 mNN (BTUC 1997 c)

1995 wurden die Entwässerungsanlagen außer Betrieb genommen, in dessen Folge es zu einem allseitigen Grundwasserzufluß und einem natürlichen Aufgang des Wasserspiegels kam. Seit 1998 wird der Restsee Bärwalde mit Fremdwasser aus der Spree und dem Schwarzen Schöps (voraussichtlich bis 2001) geflutet.

Der künftige Tagebausee liegt im Einzugsgebiet der Spree direkt oberhalb der Mündung des Schwarzen Schöpses. Beide Fließgewässer und ihre Zuflüsse in diesem Bereich sind von der Grundwasserabsenkung betroffen. Die Grundwasserfließrichtung verlief mit geringem Gefälle von Süd nach Nord.

8.2.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Morphometrie des Tagebausees Bärwalde ist durch die Abbautechnologie geprägt. Von der Böschungslänge sind 9,4 km gewachsene und 8 km gekippte Böschungen. In der Tab. 41 sind die wichtigsten morphologischen Parameter zusammengefaßt.

Tab. 41: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 13.04.99) von Bärwalde (BTUC 1997 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+125	pH - Wert	[-]	2,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	165,5	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	4,15
Seefläche	[Mio. m ²]	13,25	Eisen (II)	[mg/l]	2,37
maximale Tiefe	[m]	59,5	Sulfat	[mg/l]	1280
mittlere Tiefe	[m]	7,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1470
maximale Länge	[m]	5600	TIC	[mg/l]	0,2
maximale Breite	[m]	3200	TOC	[mg/l]	5,3
Uferentwicklung	[-]	1,35	Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,01
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,77	Gesamtphosphor	[µg/l]	17
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,2
Tiefengradient	[-]	6,8	Sichttiefe	[m]	0,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch/ polymiktisch			

In der Abb. 92 wird deutlich, daß das Gewässer in zwei große Bereiche eingeteilt werden kann. Im Osten befindet sich der ehemalige Randschlauch des Tagebaues. Hier werden sich die tiefsten Bereiche mit bis zu 59 m ausbilden. Ob dieser Bereich meromiktisch reagieren wird, ist Gegenstand aktueller Untersuchungen. Der gesamte westliche Teil des künftigen Sees ist dagegen sehr viel flacher. Hier beträgt die Tiefe maximal 30 m.

Seit August 1995 wird das Gewässer von der BTU Cottbus im Auftrag der LMBV untersucht. Trotz der Flutung mit Wasser aus dem Schwarzen Schöps seit Mitte 1998 ist keine Veränderung des pH-Wertes zu beobachten. Dagegen sinkt die Basenkapazität stetig von anfangs um 15 mmol/l auf 4 mmol/l im Jahre 1999.

Beim Seewasser handelt es sich um ein Calcium-Magnesium-Sulfatwasser mit hohem Eisen- und Aluminiumanteil. Auf der Kationenseite treten daneben nur noch Wasserstoffionen in größerer Äquivalentkonzentration auf. Kalium und Natrium spielen nur eine untergeordnete Rolle. Bei den Anionen dominiert Sulfat mit über 98 % der Äquivalentkonzentration. Chlorid und Nitrat haben nur geringe Anteile.

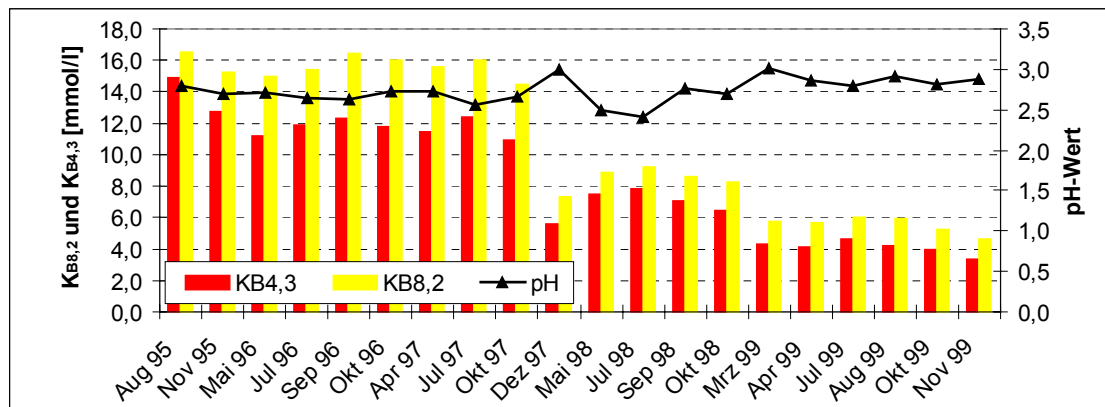


Abb. 93: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Bärwalde (BTUC 1999 f)

Im Phytoplankton des Sees ließen sich mit den Gattungen *Ochromonas* (Chrysophyceae), *Chlamydomonas* und *Choricystis* (Chlorophyceae) bisher erst drei Taxa nachweisen. Während im Südrandschlauch im November 1995 *Choricystis* dominierte, kam im See seit Juni 1996 nur *Ochromonas* vor. Im Mai 1996 stellte *Chlamydomonas* noch 10 % der Abundanz und Biovolumina.

Die einzige vorkommende Art des Zooplanktons ist das Rädertier *Cephalodella cf. hoodi*. Es wurde in sehr niedrigen Dichten von nur 1,2 Ind./l im Mai 1996, 3,7 Ind./l im Juli 1996 und 4 Ind./l im September 1996 gefunden.

8.2.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Das säurehaltige Kippengrundwasser dominiert derzeit und noch während der Füllung der Randschläuche (bis circa +112 mNN) die Hydrochemie Bärwaldes. Für die Wasserbeschaffenheitsentwicklung im Restsee war der Zeitpunkt des Flutungsbeginns und der bis dahin erreichte Wasserstand von entscheidender Bedeutung. Durch den Beginn der Flutung bei einem vergleichsweise geringen Initialvolumen des Tagebaurestsees Bärwalde sind noch während der Flutung pH – neutrale Verhältnisse zu erwarten.

Mit Abschluß der Fremdflutung im Jahr 2005 wird der Endwasserstand mit +125 mNN erreicht. Eine Wiederversauerungsgefahr kann weitgehend ausgeschlossen werden, da der Anteil saurer Kippengrundwässer am Gesamtzustrom insgesamt gering ist und die Grundwässer des Gewachsenen vergleichsweise gut gepuffert sind.

Hinsichtlich der Entwicklung des Trophiestatus sind in Bärwalde mesotrophe bis schwach eutrophe Verhältnisse zu erwarten, die auch im Hinblick auf vorgegebene Nutzungsziele als tolerierbar einzustufen sind.

Die Tagebauentwicklung und die seit Mitte 1992 laufenden Sanierungsarbeiten waren von Anfang an auf eine nachfolgende Nutzung als Wasserspeicher mit fischereiwirtschaftlicher – und Badenutzung ausgerichtet.

8.2.2 Berzdorfer See

Der Berzdorfer See entsteht aus dem ehemaligen Tagebau Berzdorf. Er befindet sich im Freistaat Sachsen auf dem Gebiet des Niederschlesischen Oberlausitzkreises, des Kreises Löbau-Zittau und der kreisfreien Stadt Görlitz.

Der Berzdorfer See wird im Osten durch den Verlauf der B 99, im Südosten und Süden durch die Ortslagen Hagenwerda und Tauchritz sowie die Tagesanlagen des Tagebaufeldes und die Anlagen des Kraftwerkes Hagenwerda, im Westen und Nordwesten durch die Ortslagen Schönau-Berzdorf, Jauernick-Buschbach und Klein Neundorf und im Norden durch Görlitz-Weinhübel begrenzt.

Ab 1873 wurde die Braunkohle im Tiefbau bei Berzdorf gewonnen. In den Jahren 1917 bis 1924 erfolgte die Umstellung der Braunkohlenförderung zum Tagebau. Der Tagebau Berzdorf entwickelte sich von Süden nach Norden aus dem Südfeld über das Nordfeld und das Baufeld I. 1997 wurde die Kohleförderung eingestellt. Von da an soll bis 2003 die Sanierung des Umfeldes mit der Stabilisierung der Böschungen erfolgen. Ab 2003 soll das Restloch mit Wasser aus der Neiße (ca. 2,5 m³/s) und der Pließnitz (ca. 10 m³/s) geflutet werden.

Es soll bei einem Wasserstand von +186 mNN ein 950 ha großer und durchschnittlich 70 m tiefer See entstehen.

Die Braunkohlenbecken von Berzdorf und Zittau bilden die nordöstliche Fortsetzung der nordböhmischen Senkungszone mit ihren Hartbraunkohlelagerstätten.

Die Wasserqualität des Tagebausees soll am Ende so sein, daß eine dauerhafte Nutzung als Badensee gesichert ist. Dabei soll ein seetypischer, natürlicher Fischbestand entwickelt werden. Weiterhin ist vorgesehen, daß die Einleitung von Hochwasser der Lausitzer Neiße und des See-Einzugsgebietes mit Abschluß der Flutung möglich (RPO-N 1998).

8.2.3 Burghammer (Bernsteinsee)

8.2.3.1 Lage und Geschichte

Der ehemalige Tagebau Burghammer befindet sich im Freistaat Sachsen, ca. 10 km südlich der Stadt Spremberg. Von 1963 bis 1973 wurde die Rohbraunkohle gefördert. Der Tagebau ist im Schwenkbetrieb im Uhrzeigersinn um den Drehpunkt bei Burghammer gefahren worden. Bereits 1957 begannen die Entwässerungsarbeiten im Kohlefeld. In den Jahren 1959 bis 1962 wurde die Aufschlußbaggerung durchgeführt. Nachdem 1975 die Wasserhebung schrittweise eingestellt wurde, sind seit 1976 Industrierückstände (Eisenhydroxidschlamm, Kraftwerksasche sowie Kohletrübe) in den Tagebausee eingeleitet worden.

Bis zum Abschluß der Sprengverdichtungen an den setzungsfließgefährdeten Böschungen der Kippe wird der Wasserstand bei maximal 102,4 mNN gehalten. Mit der vorgesehenen Überleitung von Flutungswasser 2000, aus dem Tagebausee Lohsa II soll der Endwasserstand von +109 mNN erreicht werden.

8.2.3.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Derzeit wird der See Burghammer von Grundwasser und Wasser aus der Kleinen Spree gefüllt. In den letzten Jahren schwankte der Seewasserspiegel um 1 bis 2 m bei 102,5 mNN (Abb. 94), was einer maximalen Wassertiefe von 15,4 m entspricht.

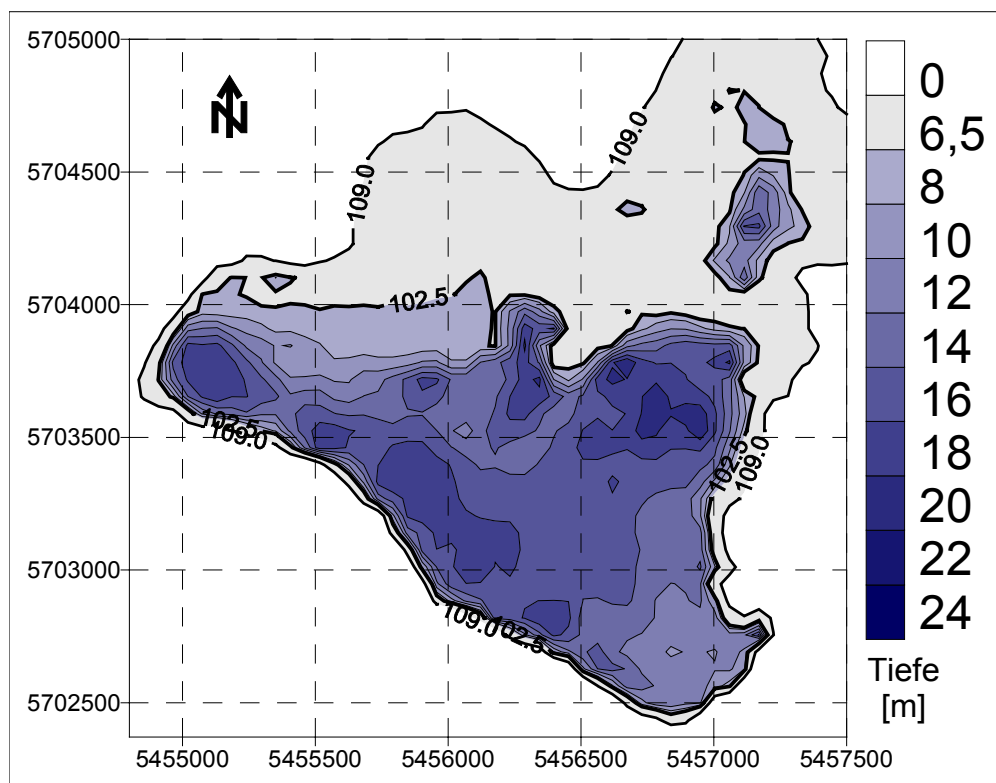


Abb. 94: Seekontur mit Tiefenlinien 1999 bei 102,5 mNN und Seekontur beim geplanten Endwasserstand von 109 mNN (BTU 1997 d)

Die wichtigsten morphologischen und chemischen Parameter, die durch die Sanierung stark beeinflusst werden, sind in der Tab. 42 dargelegt.

Tab. 42: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 19.03.99) von Burghammer (BTUC 1999 f)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+109	pH - Wert	[-]	4,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	36,3	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	0,03
Seefläche	[Mio. m ²]	4,04	Eisen (II)	[mg/l]	6,6
maximale Tiefe	[m]	21,4	Sulfat	[mg/l]	820
mittlere Tiefe	[m]	9,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1600
maximale Länge	[m]	4139	TIC	[mg/l]	1,5
maximale Breite	[m]	2674	TOC	[mg/l]	1,4
Uferentwicklung	[-]	1,35	Gesamtstickstoff	[mg/l]	4,5
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,40	Gesamtphosphor	[µg/l]	16
			Chlorophyll a	[µg/l]	0,5
Tiefengradient	[-]	2,61	Sichttiefe	[m]	1,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Seit 1995 wird das Gewässer regelmäßig durch die BTU Cottbus untersucht. Die dargestellten Wasserbeschaffenheitsparameter (Tab. 42) haben sich seit 1995 deutlich verändert. Die Werte schwankten in sehr großen Bereichen. Seit dem Sommer 1999 zeichnet sich die Tendenz zur Versauerung ab. (Abb. 95). Dies liegt daran, daß dem See saures Randriegelwasser aus dem benachbarten Tagebausee Spreetal NO zugeführt wird.

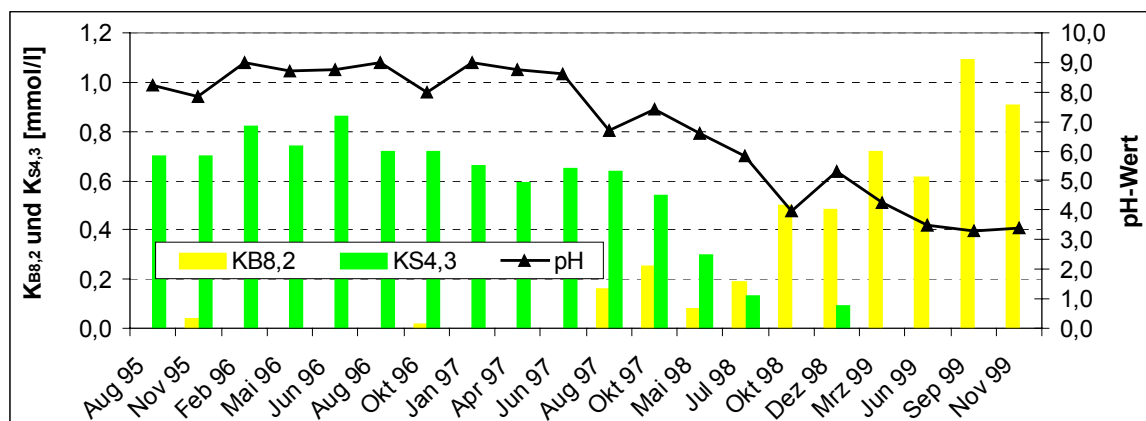


Abb. 95: Entwicklung von pH – und KB – Werten im See Burghammer (BTUC 1999 f)

Im See Burghammer konnten bisher 61 Phytoplanktonarten und höhere Taxa nachgewiesen werden. Die Artenzahl liegt damit um den Faktor 4 bis 5 über der Artenzahl, die in sauren Restseen zu finden ist. Artenreichste Gruppe sind die Chlorophyceae mit mehr als 20 Arten. Die Bacillariophyceae kommen auf 16 Arten, die restlichen Gruppen bleiben unter 10 Arten.

Das Metazoen-Zooplankton ist sowohl mit Rotatorien als auch mit Crustaceen im Tagebausee vertreten. Insgesamt wurden 13 Arten und höhere Taxa nachgewiesen, von denen die Rotatoria vier, die Cyclopoida mit *Cyclops sp.*,

Diacyclops bicuspidatus, *Acanthocyclops robustus* und *Paracyclops fimbriatus* ebenfalls vier sowie die Calanoida mit *Eudiaptomus gracilis* eine Art stellen.

8.2.3.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aufgrund des hydraulischen Gefälles zwischen dem See Lohsa II und Burghammer, welches mit der Flutung von Lohsa II entsteht, kommt es zu einem starken Grundwasserzustrom von Lohsa II nach Burghammer. Das aus dem Restpfeiler zwischen den beiden Seen austretende Grundwasser besitzt ein derart hohes Versauerungspotential, daß der derzeit aufgrund der Einspülung von Industrierückständen schwach alkalische See versauern wird. Je nach Flutungsszenarium ist mit einem Anstieg der Wasserstoffionenkonzentrationen zu rechnen, so daß sich ein pH-Wert von 3,1 bis 3,5 einstellen wird.

Die sich im Gewässer einstellenden hydrochemischen Bedingungen schließen mindestens für den betrachteten Zeitraum von 15 Jahren die geplante Nutzung des Sees als Bade- und Fischgewässer aus, da vorgegebene Grenzwerte (EG 1975, EG 1978) nicht eingehalten werden können.

Morphometrisch hat der See das Entwicklungspotential zur Eutrophie. Solange der See ein saures Milieu, verbunden mit hohen Eisenkonzentrationen aufweist, wird er oligotroph sein, da das über das Flutungswasser und das Grundwasser eingetragene Phosphor durch das Eisen gefällt und am Seegrund festgelegt wird. Das ausgeflockte und gefällte Fe(III)-Phosphor kann nach einer späteren Neutralisation zu einer Eutrophierung führen, wenn anoxische Verhältnisse am Sediment eine Rücklösung des Phosphors bewirken und damit eine interne Düngung erzeugen. Die sich dadurch ergebenden trophischen Veränderungen würden jedoch keine Beeinträchtigung der geplanten Nutzung zur Folge haben, da die im Sediment festgelegten Phosphormengen relativ gering sein werden.

8.2.4 Dreiweibern - Speicherbecken

8.2.4.1 Lage und Geschichte

Das Speicherbecken Dreiweibern ist aus dem ehemaligen Tagebau Dreiweibern hervorgegangen. Es befindet sich im Freistaat und ist dem Landkreis Kamenz und dem Niederschlesischen Oberlausitzkreis zugeordnet. Geologisch gehört der Tagebausee zum Lausitzer Urstromtal.

Mit dem Tagebau Dreiweibern ist von 1981 bis 1989 ein Restfeld des Kohlefeldes Lohsa II ausgekohlt worden. In den Jahren 1981 bis 1983 erfolgte in mehreren Phasen die Aufschlußbaggerung für den Tagebau Dreiweibern. Der Tagebau ist im Schwenk- und Parallelbetrieb gefahren worden. Erstmals in der Lausitz kam hier für den Hauptabraum ab 1984 die Direktversturztechnologie zur Anwendung. Mit den nach Ende der Kohlenförderung 1989 folgenden Gestaltungsarbeiten hat man die Grundlage für die im Juli 1996 begonnene Fremdwasserflutung aus der Kleinen Spree gelegt. Der Endwasserstand von +118 mNN soll im Jahre 2000 erreicht werden.

Der Tagebausee Dreiweibern liegt im Einzugsgebiet der Spree zwischen der Spree im Osten und der Kleinen Spree im Westen. Beide Gewässer und ihre Zuflüsse in diesem Bereich sind von der Grundwasserabsenkung des Braunkohlebergbaus betroffen.

Das Gewässer soll in der Zukunft als Speicher genutzt werden. Die Fremdwasserflutung erfolgt seit Juli 1996 mit Wasser aus der Kleinen Spree. Die Entnahmestelle liegt südlich der Ortslage Weißkollm. Der Zuleiter hat eine Kapazität von 3 m³/s. Das Flutungswasser wird unaufbereitet in den nordwestlichen Teil des Tagebausees eingeleitet. Der mittlere Volumenstrom in diesem Zeitraum betrug 0,71 m³/s.

Zu Beginn der Fremdwasserflutung wies der Tagebausee Dreiweibern einen Wasserspiegel von +103,4 mNN auf. Dieser ist im zweiten Halbjahr 1996 schnell auf +108,2 mNN angestiegen. Danach stagnierte der Wasserstand im See etwa auf diesem Niveau. Infolge der Intensivierung der Fremdwasserflutung von Mitte März bis Mitte Mai 1998 stieg der Wasserspiegel in kurzer Zeit über einen Meter bis +109,6 mNN an. Durch die hohen Grundwasserabflüsse ist er während der Unterbrechung der Fremdwasserflutung wieder abgesunken. Er lag Ende August 1998 bei +109,0 mNN. Die erheblichen Flutungswassermengen von September 1998 bis Mitte Mai 1999 haben den Seewasserspiegel auf +114,1 mNN ansteigen lassen. Wegen der deutlich geringeren Flutungswassermengen in der zweiten Maihälfte fiel er wieder unter +113,9 mNN. Die Ausleitung erfolgt durch einen Kanal in den See Lohsa II.

8.2.4.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

In der Abb. 96 wird der Braunkohlentagebausee Dreiweibern mit seiner Endseekontur, die er bei einer Höhe von 118 mNN aufweist, dargestellt. Die rot markierten Zonen weisen die Uferstruktur bei Füllung bis zur unteren Speicherlamelle von 113 mNN aus.

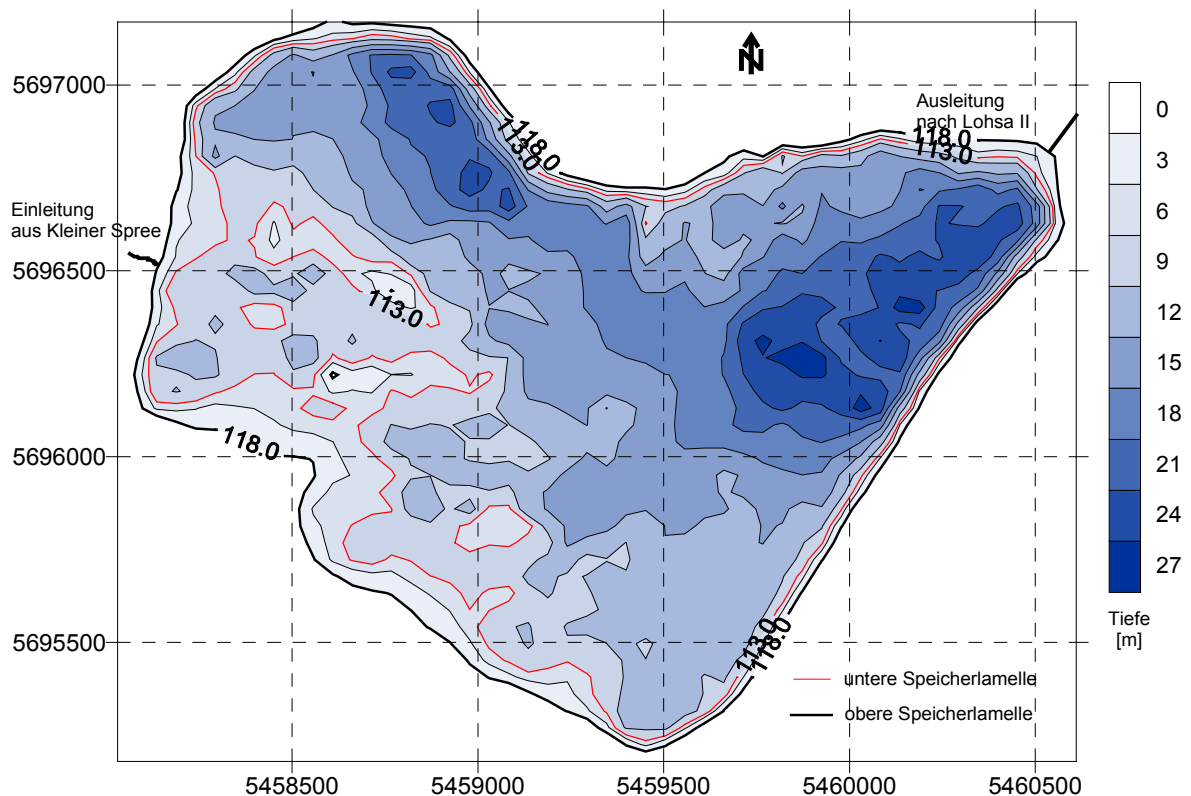


Abb. 96: Obere Speicherlamelle von 118 mNN vom Tagebausee Dreizehner bei Endfüllung mit künftigen Tiefenlinien (BTUC 1999 g)

Da das Gewässer als Speicher genutzt werden soll, kommt den Speicherlamellen eine besondere Bedeutung bei. Es ergibt sich eine Staulamelle von 5 m. Bei den verschiedenen Stauhöhen werden sich zum Teil sehr große Unterschiede bei den morphologischen Parametern einstellen (Tab. 43). Besonders hervorzuheben ist, daß das Volumen des Sees bei Füllung bis zur oberen Lamelle fast ein Drittel größer ist als bei Füllung bis zur unteren Staulamelle.

Tab. 43: Morphometrische Daten von Dreizehner (BTUC 1996 g)

		untere Lamelle	obere Lamelle
Wasserstand	[mNN]	113,0	118,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	21,9	35,2
Seefläche	[Mio. m ²]	2,32	2,86
maximale Tiefe	[m]	21,3	26,3
mittlere Tiefe	[m]	9,5	12,3
maximale Länge	[m]	2434	2560
maximale Breite	[m]	1868	2027
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,75	0,93
Tiefengradient	[-]	3,02	3,59
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	

Seit August 1995 wird die Wasserbeschaffenheit in dem See in größeren Abständen von der BTU Cottbus untersucht. Im August 1995 war der See nur mit

Grundwasser gefüllt. Mit dem Einsetzen der Flutung im Juli 1996 begann die Neutralisierung des Wasser (Abb. 97).

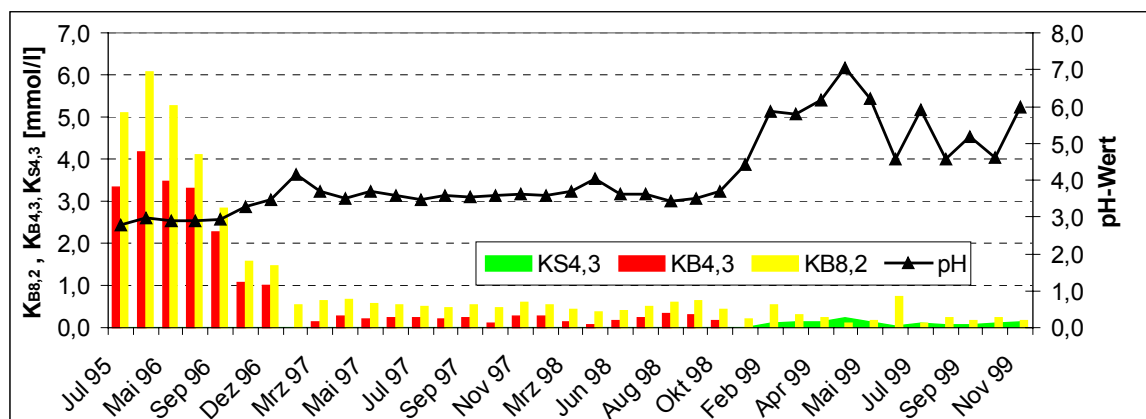


Abb. 97: Entwicklung von pH, K_B und K_S – Werten im See Dreizeibern (BTUC 1999 f)

Vor dem Flutungsbeginn lag die Basenkapazität bei Werten um $K_{B4,3} = 3 \text{ mmol/l}$. Seit Flutungsbeginn hat sich die Basenkapazität sehr stark verringert und hat von Juni 1996 bis Februar 1997 auf $K_{B4,3} = 0,0 \text{ mmol/l}$ stetig abgenommen. Damit wurde eine baldige Neutralisation des Tageausees Dreizeibern erwartet. Zwischen Februar 1997 und Oktober 1998 stagnierte jedoch die Basenkapazität im schwach sauren Bereich zwischen $K_{B4,3} = 0,0 \dots 0,3 \text{ mmol/l}$. Seit Februar 1999 konnte für den Tageausee Dreizeibern ein schwaches Puffervermögen bei einer Säurekapazität von $K_{S4,3} = 0,1 \dots 0,2 \text{ mmol/l}$ nachgewiesen werden. Die Basenkapazität $K_{B8,2}$ betrug vor Flutungsbeginn mehr als 5 mmol/l und zeigte damit einen stark sauren Zustand des Tageausees an. Bis Februar 1997 verringerte sie sich auf Werte von $K_{B8,2} \approx 0,5 \text{ mmol/l}$. Im Frühjahr 1999 verringerte sich die Basenkapazität $K_{B8,2}$ weiter bis auf Werte um $0,1 \dots 0,3 \text{ mmol/l}$.

Tab. 44: Limnologische Daten (Schichtmischproben vom 13.07.99) von Dreizeibern (BTUC 1999 f)

		Epilimnion	Hypolimnion
pH - Wert	[-]	5,9	4,3
$K_{B4,3}$ – Wert	[mmol/l]	0,1	0,0
$K_{S4,3}$ - Wert	[mmol/l]	0,1	0,0
Eisen (II)	[mg/l]	4,8	5,7
Sulfat	[mg/l]	276	329
Leitfähigkeit	[$\mu\text{S/cm}$]	685	1000
TIC	[mg/l]	0,6	5,0
TOC	[mg/l]	6,4	4,5
Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,8	2,9
Gesamtphosphor	[$\mu\text{g/l}$]	1	2
Chlorophyll a	[$\mu\text{g/l}$]	1,42	0,36
Sichttiefe	[m]	1,4	

In der Tab. 44 sind die ermittelten Parameter für das Epilimnion und das Hypolimnion enthalten, weil sie sich zum Teil sehr deutlich voneinander unterscheiden. An diesem Tag war das Gewässer geschichtet. Eine Besonderheit ist, daß der pH-Wert ebenfalls einen vertikalen Gradienten aufweist. Im Epilimnion beträgt er 5,9 und im Hypolimnion 4,3. Dies ist hauptsächlich auf das Einmischen von Kippengrundwasser in die tieferen Seebereiche zurückzuführen.

Die elektrische Leitfähigkeit, wie auch die Sulfatkonzentration in dem Tagebausee Dreizeibern hat sich seit der Flutung kontinuierlich verringert. Bei den Konzentrationen der Erdalkalien und Metallkonzentrationen ist ebenfalls eine rückläufige Entwicklung zu verzeichnen.

Die Ammoniumkonzentration des Sees betrug vor der Flutung 3 mg/l und verringerte sich bis zum Frühjahr 1999 auf Werte um 1,0 mg/l. Diese Verringerung ist ausschließlich auf die Verdünnungswirkung des Flutungswassers zurückzuführen. Prozesse der Nitrifikation sind bislang noch nicht erkennbar.

Im Tagebausee Dreizeibern wurden 1997 folgende sieben Phytoplanktonarten nachgewiesen: *Eunotia exigua*, *Nitzschia* sp., *Chlamydomonas* spp., *Scourfieldia cordiformis*, *Chromulina* sp., *Ochromonas* spp. und *Lepocinclis ovum*.

Das Zooplankton des Sees setzte sich 1997r ausschließlich aus Rotatorien zusammen. Die höchsten Abundanzen werden von *Elosa worallii* erreicht. Daneben kommen *Brachionus urceolaris*, *Cephalodella gibba* und Arten aus der Gruppe der *Bdelloidea* vor. Alle vorkommenden Arten gelten als wenig spezialisiert und zeigen eine weite Verbreitung.

Die ermittelten Phytoplanktonbiovolumina korrelieren recht gut mit den gemessenen Chlorophyllkonzentrationen und zeigen insbesondere im Sommer/Herbst 1998 deutlich höhere Werte als im Zeitraum davor, was auf die zunehmende Neutralisation zurückzuführen ist. Auch von den Biovolumina ist der See nach Brettum (1989), Heinonen (1980), Vollenweider (1968) bis 1997 dem oligotrophen, 1998 dem schwach mesotrophen Bereich zuzuordnen.

8.2.4.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Modellrechnungen haben ergeben, daß zu der Stabilisierung der pH-Verhältnisse eine Nachsorgewassermenge von mindestens 0,166 m³/s erforderlich ist (BTUC 1996 g). Für die Zukunft werden neutrale pH-Werte erwartet.

Der See wird nur ein geringes Puffervermögen gegenüber Säuren aufweisen. Die Säurekapazität $K_{S4,3}$ beträgt weniger als 1 mmol/l. Damit bleibt der See anfällig gegenüber spontanen Säureeinträgen, wie sie z. B. durch Kippenrutschungen ausgelöst werden können.

Mit einem Volumen von 35,2 Mio. m³, einer mittleren Tiefe von 12 m und einer maximalen Tiefe von 26 m bei Erreichen des Endwasserstandes gehört der Tagebausee Dreizeibern zu den größeren und tiefen dimiktischen Tagebauseen der Region.

Es wird davon ausgegangen, daß sich die Nährstoffkonzentrationen eher im unteren Konzentrationsbereich bewegen, so daß der Tagebausee Dreizeibern langfristig keinen schlechteren Trophiegrad als Mesotrophie aufweisen wird. Der See wird mit seinen mesotrophen Bedingungen für die zukünftige Nutzung als Badensee günstige Voraussetzungen mit sich bringen.

8.2.5 Heide 5 und 6

8.2.5.1 Lage und Geschichte

Die Tagebauseen Heide 5 und 6 befinden sich im Freistaat Sachsen, zwischen den Ortschaften Lauta und Hosena, im Landkreis Kamenz.

Die Seen liegen im Gebiet der Lausitzer Talsandheide, was periglaziäre Ausgangssubstrate für die Bodenbildung bedeutet. In hydrographischer Beziehung gehören die Seen zum Einzugsgebiet der Schwarzen Elster, die in die Elbe mündet.

Ende des 19. Jahrhunderts war die Region vom Braunkohlentiefbau und dem Glassandabbau geprägt. Der Tagebau Heide wurde 1909 erschlossen. Nach der Beendigung des Tagebaubetriebes 1996 wurde auch die Grundwasserförderung eingestellt. Dieses füllte die entstandenen Restlöcher und die Seen Heide 5 und 6 entstanden.

Die beiden Gewässer trennt nur ein etwa 40 m breiter Damm voneinander. In den letzten Jahren ist der Wasserstand im See Heide 5 ständig angestiegen, wodurch die Möglichkeit entsteht, daß Wasser aus Heide 5 nach Heide 6 fließt.

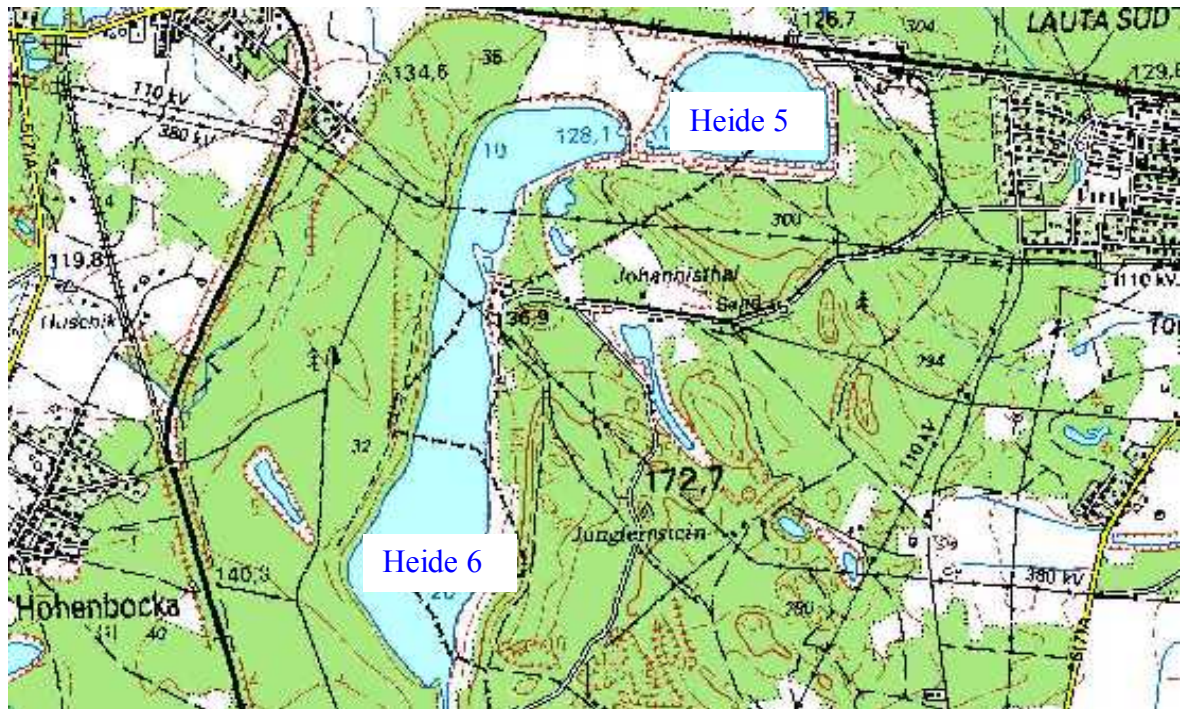


Abb. 98: Topographische Einordnung von Heide 5 und 6 (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)

Es gibt keinen oberirdischen Zufluß zum See Heide 6. Der See ist ausschließlich durch Grund- und Niederschlagswasser gespeist. Der Abfluß erfolgt im Norden über ein Auslaufbauwerk in das Goldgräbchen. Die Johannisthaler Glassandwerke entnehmen dem See Wasser. Dieses gelangt nach Nutzung wieder in den See. Ein Megenproblem tritt deshalb nicht auf. Es werden aber durch das Waschen der Glassande zusätzlich Schadstoffe eingebracht.

Der Tagebausee Heide 5 besitzt zur Zeit keinen oberirdischen Zu- und Abfluß. In dem Zeitraum von 1971 bis 1990 ist Rotschlamm aus dem ehemaligen Aluminiumwerk in Lauta eingeleitet worden.

8.2.5.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Längsachse des Sees Heide 6 ist in Nord-Süd-Richtung orientiert. Das Gewässer ist durch eine ehemalige Straße zweigeteilt. Dadurch sind zwei große Becken entstanden, die heute miteinander verbunden sind und eine Wasserfläche bilden. Der See Heide 5 ist etwa dreimal kleiner als der See Heide 6 und annähernd kreisförmig.

Tab. 45: Morphometrische Daten von Heide 5 und Heide 6 (LMBV 1995 a)

Tagebausee		Heide 5	Heide 6
Endwasserstand	[mNN]		126,5
Seewasservolumen	[Mio. m³]		6,1
Seefläche	[ha]	30	89,2
maximale Tiefe	[m]	5	22,0
mittlere Tiefe	[m]		6,8
maximale Länge	[m]		
maximale Breite	[m]		
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		
Tiefengradient	[-]		
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch	dimiktisch

1995 wurden die Seen im Auftrag der LMBV von Prof. Reißig (LMBV 1995 b) untersucht. Der See Heide 5 ist mit pH-Werten um 11 sehr basisch (Tab. 46). Dies ist auf die erfolgte Ascheeinspülung zurückzuführen. In ihr ist Sodalith enthalten, welches mit Hydrolyse Hydroxidionen freisetzt.

Der pH-Wert hat sich in Heide 6 in den letzten 30 Jahren kaum verändert (Abb. 99). Er schwankt um 3. Der kurzzeitige Anstieg im Jahr 1990 ist auf ein verändertes Förderregime der umliegenden Abbaustandorte bzw. ein Umpumpen des alkalischen Wassers aus Heide 5 zurückzuführen.

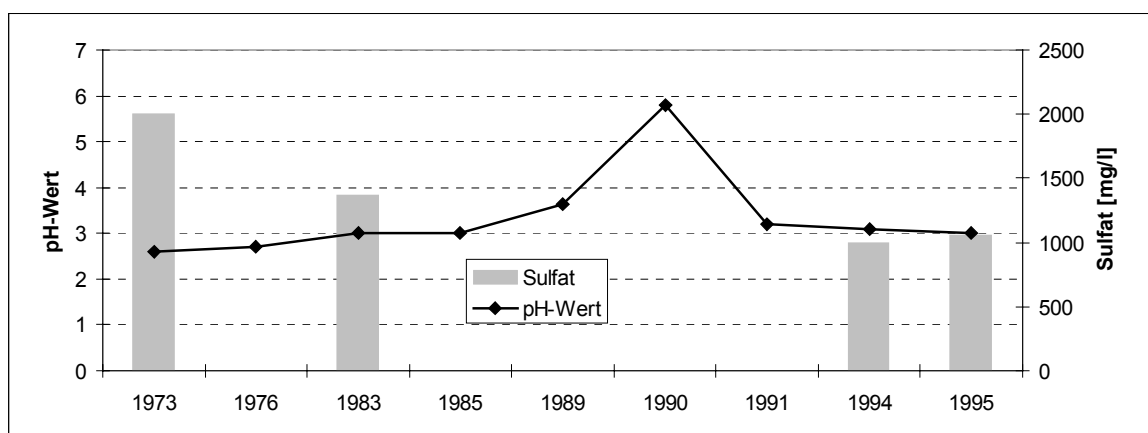


Abb. 99: Entwicklung des pH- Wertes und der Sulfatkonzentration im Tagebausee Heide 6 (nach LMBV 1995 b, verändert)

Danach ist bei den in der Trinkwasserverordnung mit Grenzwerten versehenen Schwermetallen Kupfer, Chrom, Zink, Cadmium, Quecksilber, Blei, Arsen und Nickel keine Überschreitung der Werte in Heide 6 festgestellt worden.

Ein besonders Problem in Heide 6 sind die Aluminiumkonzentrationen (Tab. 46) Sie liegen über dem Grenzwert 0,2 mg/l der Trinkwasserverordnung. Die Konzentrationen an organischen Halogenverbindungen sind im nördlichen Becken von Heide 6 bis zu fünf mal höher als im südlichen Becken. Dies ist vermutlich auf die Sand- und Kieswäsche des Glassandwerkes zurückzuführen.

Tab. 46: Limnologische Daten (Profilmischproben vom 10.07.95) von Heide 5 und Heide 6 (LMBV 1995 b)

Tagebausee		Heide 5	Heide 6
pH – Wert	[-]	10,9	3,0
Eisen (II)	[mg/l]		1,5
Sulfat	[mg/l]	840	1050
Leitfähigkeit	[µS/cm]		2100
TOC	[mg/l]		0,85
Gesamtphosphor	[µg/l]		5
Aluminium	[mg/l]	> 100	11,5
CSB	[mg/l]		4,8
Sichttiefe	[m]		5

In Heide 5 ist die Wasserbeschaffenheit im starken Maße durch die Aluminiumindustrie beeinflusst worden. Der pH-Wert, sowie die Werte von Arsen, Cadmium, Blei, Aluminium, Eisen, Natrium, Kalium und Sulfat liegen zum Teil weit über den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Die Seen sind mit sehr niedrigen Nährstoffkonzentrationen oligotroph.

Die Artenzahl des Phytoplanktons war sehr gering. Es konnten nur fünf Arten unterschieden werden. Dominant waren die Vertreter der Gattung Ochromonas und Chlamydomonas, die als charakteristisch für stark saure Gewässer gelten.

Das Zooplankton in Heide 6 war aufgrund des schwachen entwickelten Phytoplanktons sehr arten- und individuenarm. Von den Vertretern des klassischen Zooplanktons wurden ausschließlich Rotatorien und Ciliaten vorgefunden. *Brachionus urceolaris* war dabei immer dominant. Chironomidenlarven wurden bei jeder Probenahme nachgewiesen.

8.2.5.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Da beim Wiederanstieg des Wassers kein oberirdischer Zufluß vorhanden war, wurden die Restlöcher nur mit Grundwasser gefüllt. Dieses weist ein hohes Säurepotential auf. Dadurch tritt in den beiden Tagebauseen die für die Lausitz typische Versauerung in den Gewässern auf. Der momentane (1995) pH-Wert von 3,0 in Heide 6 wird deshalb auch längerfristig vorherrschen, wenn nicht Abhilfe zum Beispiel in Form von einer Vorflutbindung geschaffen wird.

8.2.6 Knappenroder Bergbauegebiet (Speicher Knappenrode [Knappensee], Knappenrode RL D/F, Hartnikteich, Restloch Koblenz)

8.2.6.1 Lage und Geschichte

Der Tagebau Werminghoff I ist von 1917 bis 1945 betrieben worden. Mit dem Auslaufen des Tagebaues wurde das Abpumpen des Grundwassers eingestellt. Dadurch begann der Wiederanstieg des Grundwassers und die Gewässer Knappensee, Knappenrode RL D/F, Hartnikteich und der Tagebausee Koblenz entstanden. Die Gewässer befinden sich im Freistaat Sachsen und liegen südöstlich von Hoyerswerda, nahe der Ortschaft Knappenrode.

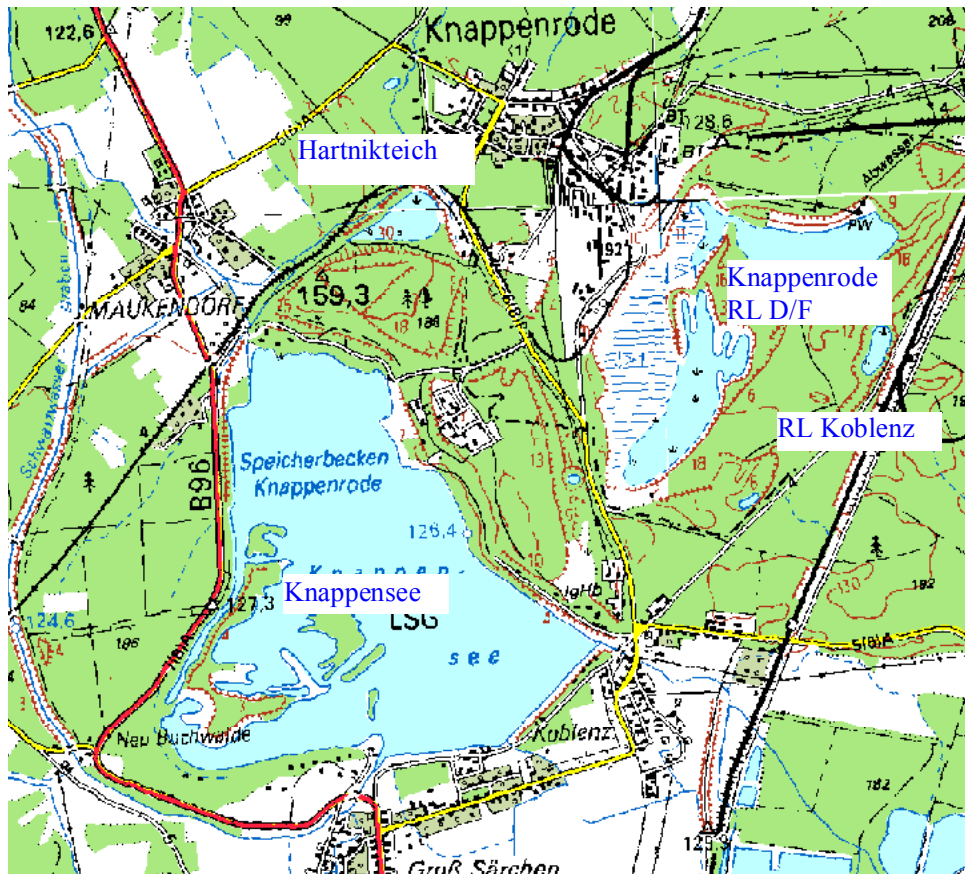


Abb. 100: Geographische Einordnung des Knappensees, Knappenrode RL D/F, Hartnikteich und des RL Koblenz (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)

Die Grundwasserverhältnisse im März 1996 wiesen darauf hin, daß sich noch keine stationären Verhältnisse eingestellt haben. Sie lagen noch ca. 20 m unter dem künftigen Endwasserspiegel. Die Hauptfließrichtung des Grundwassers ist gegenwärtig von Süden nach Norden gerichtet und mit der vorbergbaulichen Fließrichtung identisch.

Das Knappenroder Bergbauegebiet gehört zum Einzugsgebiet der Schwarzen Elster, die das Gebiet südwestlich tangiert.

Der Knappensee entstand im westlichen Tagebaurestloch des Tagebaues Werminghoff I, indem es im April 1945 durch Wasser der südlichen angrenzenden Fischteiche zu einer unkontrollierten Flutung kam. Der Zufluß erfolgt durch das Schwarzwasser und den Koblenzer Graben von Süden her. Der Ablauf erfolgt über ein Ablaufbauwerk am Nordwestufer in das Schwarzwasser und den

Schwarzen Graben. Durch die Errichtung eines Dammes am westlichen Ufer im Jahr 1949 wurde der Knappensee zum Speicher- und Hochwasserrückhaltebecken ausgebaut. Seitdem entwickelte sich der See zum Erholungsgebiet und wird zum Baden, Wassersport und Angeln genutzt. Der Endwasserstand ist erreicht.

Der Tagebauseekomplex Knappenrode RL D/F, der Hartnikteich und das RL Koblenz liegen im Westen des ehemaligen Tagebaues Werminghoff I. Sie weisen heute noch keine oberirdischen Zu- und Abflüsse auf. Die Gewässer Hartnikteich und RL Koblenz sollen nach einer Böschungssanierung auch künftig als Teichgewässer bestehen bleiben. Eine Vorflutbindung ist nicht vorgesehen.

In die Tagebauseen D und F wurde jahrelang aus der Brikettfabrik Knappenrode und dem Kraftwerk Boxberg Kohletrübe, Asche und Schlacke eingespült. Die beiden Seen standen in hydraulischer Verbindung. Seit einer großflächigen Böschungsrutschung im Juli 1996 kam es zu einer Erhöhung der Sohle im See Knappenrode RL D. Er ist trockengefallen und verband sich mit dem See Knappenrode RL F.

8.2.6.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Knappensee ist mit Abstand der größte der vier Seen. Gefolgt vom See Knappenrode D/F, dem Hartnikteich und dem See RL Koblenz.

Die Wasserflächen im Hartnikteich und im RL Koblenz sind klein und von steilen Böschungen umgeben die auf große Wassertiefen schließen lassen.

Tab. 47: Morphometrische Daten vom Knappensee, Knappenrode RL D/F, Hartnikteich und RL Koblenz (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Tagebausee		Knappen see	Knappen- rode RL D/F	Hartnik- teich	RL Koblenz
Endwasserstand	[mNN]	+125,5	+122,8	+118,2	
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	4,97			
Seefläche	[ha]	279	25	2,7	0,36
maximale Tiefe	[m]	11	5		
mittlere Tiefe	[m]	1,8			
maximale Länge	[m]	2300			
maximale Breite	[m]	2250			
Uferentwicklung	[-]				
Verhältnis Vol. Hypo- /Epilimnion	[-]				
Tiefengradient	[-]				
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	polymiktisch		

Der Knappensee liegt in Zuständigkeit der Talsperrenverwaltung Lohsa, von der auch die Wasserbeschaffenheit regelmäßig kontrolliert wird. Die anderen drei Gewässer sind noch in Zuständigkeit der LMBV. Der See Knappenrode RL D/F wird von der BTU Cottbus seit August 1997 untersucht (Tab. 48).

Tab. 48: Chemische Daten vom Knappensee (Hygieneinstitut Cottbus 1993; LTV 1998) und Knappenrode RL D/F (Oberflächenprobe vom 27.09.99) (BTUC 1999 f)

Tagebausee		Knappensee	Knappenrode RL D/F
pH - Wert	[-]	8,5	7,1
K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]		2,93
Eisen (ges.)	[mg/l]	< 1,0	< 0,2
Sulfat	[mg/l]	98	360
Leitfähigkeit	[µS/cm]		1180
TIC	[mg/l]		39,0
TOC	[mg/l]		56,1
Gesamtstickstoff	[mg/l]		2,2
Gesamtphosphor	[µg/l]	87	16
Chlorophyll a	[µg/l]	14,9	2,2
Sichttiefe	[m]	0,9	0,5

Der See Knappenrode RL D/F weist pH-Werte im neutralen Bereich zwischen 7 und 8 auf (Abb. 101). Bei der Säurekapazität K_{S4,3} ist ein beständiger Anstieg auf fast 3 mmol/l zu verzeichnen. Damit ist das Gewässer sehr gut gegen eine Versauerung gepuffert.

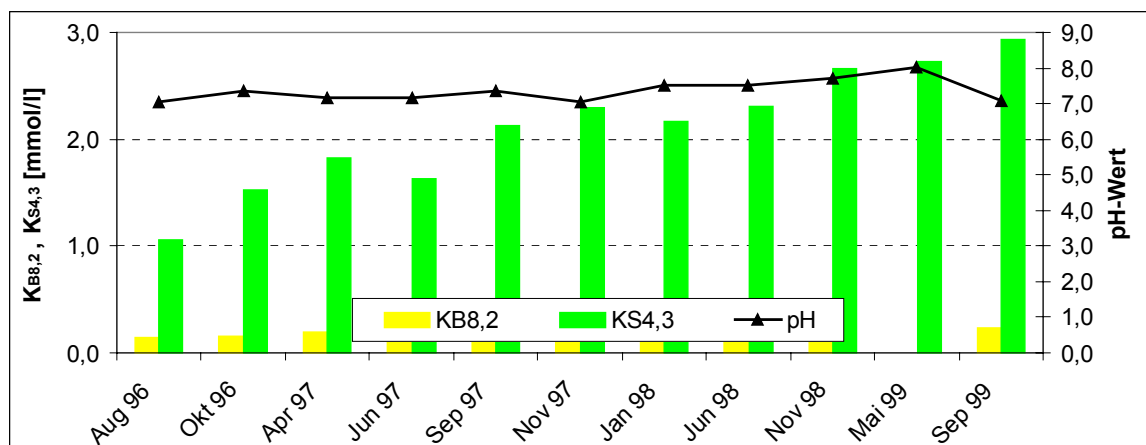


Abb. 101: Zeitliche Entwicklung der pH-, K_B- und K_S-Werte im Tagebausee Knappenrode RL D/F (BTUC 1999 f)

Die Sulfatkonzentration ist im Tagebausee Knappenrode RL D/F seit 1996 um über 100 mg/l auf rund 360 mg/l zurückgegangen. Die Werte für Ammoniumstickstoff liegen bei 0,2 mg/l, für Nitratstickstoff bei 0,3 mg/l. Die Eisenkonzentrationen schwanken um wenige Milligramm, Mangan kommt mit Werten < 0,2 mg/l vor. Die Aluminiumkonzentration liegt seit 1997 stets unter der Bestimmungsgrenze von 0,3 mg/l. Die autotrophe Primärproduktion bewegt sich auf oligotrophem Niveau. Der Gehalt an Gesamtphosphor liegt bei etwa 13 µg/l. Die Chlorophyll a-Konzentration bleibt fast immer deutlich unter 3 µg/l.

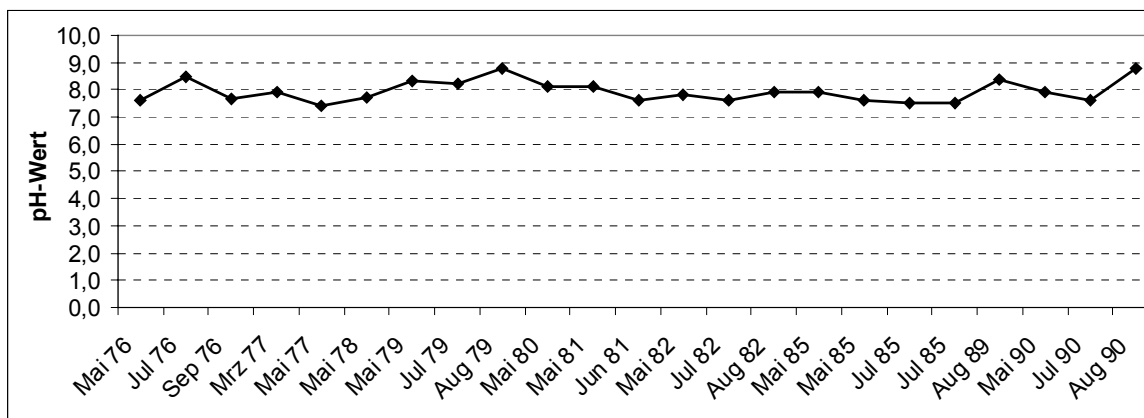


Abb. 102: PH-Wert-Entwicklung im Tagebausee Knappensee, Stelle Knappenrode (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Der Knappensee wurde vom Hygieneinstitut Cottbus in dem Zeitraum von 1976 bis 90 regelmäßig untersucht. Die pH-Wert-Entwicklung weist keine großen Schwankungen auf (Abb. 102). Die Ammoniumkonzentrationen schwanken zwischen 0,1 bis 0,4 mg/l. Im Jahr 1998 lag das Phytoplanktonvolumen bei 9,09 mm³/l nach LTV 1998. Die Untersuchungsergebnisse der LTV Sachen lassen einen stabilen tropischen Zustand erkennen. Die Sichttiefen betrugen im Mittel 2,5 m. Im Spätsommer traten witterungsbedingt intensive Entwicklungen von Phytoplankton auf. Dies waren Kieselalgen der Gattung *Fragilaria* und Blaualgen der Gattung *Microcystis*. Das Gewässer wurde als mesotroph eingestuft.

Für die anderen zwei Gewässer lagen noch keine Daten zur Beschaffenheit vor.

8.2.6.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Gewässer in diesem Gebiet unterliegen nicht der lausitztypischen Versauerung. Der Knappensee weist pH-Werte von 6 bis 9 auf und ist seit langer Zeit stabil. Durch die schnelle Flutung des Sees, ist der Einfluß des Grundwassers gering. Zudem erfolgt der Hauptgrundwasserzustrom von Süden aus dem gewachsenen Grundwasserleitern, die ein geringes Säurepotential aufweisen. Die gegenwärtige Wasserbeschaffenheit wird durch den Zufluß des Schwarzwassers geprägt. Die Wasserqualität des Schwarzwassers wird als mäßig bis kritisch eingestuft, was auf kommunale und landwirtschaftliche Einleitungen zurückzuführen ist. In dem See sind dadurch eutrophe Verhältnisse entstanden.

In dem Tagebausee Knappenrode RL D/F herrschen neutrale Verhältnisse, welche auf die puffernde Wirkung der eingespülten Asche zurückzuführen sind. Eine Versauerung während des Grundwasseranstieges kann durch die Zufuhr von Oberflächenwasser verhindert werden. Eine Eutrophierungsgefahr durch die Nährstoffzufuhr über die Vorfluter wird nicht gesehen, da keine landwirtschaftlichen genutzten Flächen berührt werden und keine kommunalen Abwassereinleitungen stattfinden.

Die Wasserbeschaffenheit im Hartnikteich und das Restloch Koblenz ist größtenteils von der geplanten Vorflut und der künftigen Nutzung abhängig. Dazu sind noch keine Aussagen getroffen worden.

8.2.7 Koschen

8.2.7.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee Koschen befindet sich überwiegend auf dem Territorium der Gemeinde Elsterheide im Landkreis Kamenz, Freistaat Sachsen. Abschnitte am westlichen Ufer liegen auf dem Territorium des Landes Brandenburg, Kreis Oberspreewald-Lausitz. Geographisch erstreckt sich der Restsee nördlich von Tätzschwitz und Geierswalde.

Abb. 103: Der Tagebausee Koschen im Winter 1997 (Foto: Mike Hemm)

Geologisch gehört das Gebiet des Sees zum Lausitzer Urstromtal als Teil des Breslau – Magdeburger Urstromtals. Der Sanierungsraum befindet sich z. Z. in der Rechtsträgerschaft der LMBV mbH.

Der Tagebau Koschen wurde im Jahr 1953 aufgeschlossen. Bis 1963 wurde ein Großteil der Abraummassen auf Außenkippen (Tagebau Impuls, Laubusch) verbracht. Danach wurde ein Absetzer zur Innenverkippung eingesetzt. Zur optimalen Auskohlung wurde ab 1965 in die Kippe Skado eingeschnitten. Zwischen den Restlöchern Koschen und Skado entstand der sogenannte Koschendamm, der aus Kippenmaterial beider Tagebaue gebildet wird. Der Tagebau erreichte im Jahr 1972 seine Endstellung vor der Ortslage Geierswalde.

Das künftige Gewässer gehört zu der Restlochkette, der noch die Tagebauseen Skado und Sedlitz angehören. Er liegt im nördlichen Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.

Der Tagebausee Koschen wurde bereits Ende der 70er Jahre teilweise geflutet. Er ist bis ca. +99 mNN mit Fremdflutungswasser und aufgehendem Grundwasser gefüllt. Zur Sicherung der bergbaulichen Sanierung ist ein maximaler Wasserstand von +100 mNN zu halten. Die Restflutung soll nach Abschluß der Sanierungsarbeiten ab Mitte 1999 aus dem Einzugsgebiet der Schwarzen Elster erfolgen. Hierfür ist ein Einleitbauwerk vorhanden, von dem aus auch Wasser der Schwarzen Elster in den Senftenberger See abgeleitet wird. Die Zulaufkapazität für den Koschen See beträgt mindestens 10 m³/s. Eine direkte Abgabe aus dem Koschen See in die Schwarze Elster ist nicht möglich. Darüber hinaus wird zwischen dem Koschen See und dem Skado See ein Verbindungsgraben mit einer Kapazität von 4 m³/s hergestellt, über welchen Flutungswasser für den Skado See aus dem Koschen See abgeleitet wird. Ein Regelorgan ist für diesen Verbindungsgraben bisher nicht vorgesehen, so daß nach Füllung des Skado Sees auch Wasser zurück in den Koschen See fließen kann.

8.2.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der seit 1973 im Restloch Koschen entstehende See überdeckt ab dem Höhen-niveau von etwa +92 mNN die Oberfläche der Innenkippe, woraus überwiegend

Tiefen um 9 m resultieren. Mit der mittleren Tiefe von 6,5 m (Tab. 49) ist er als flach einzustufen. Lediglich die südlichen Bereiche weisen größeren Tiefen auf, die gegenwärtig mit 14 m und bei Endwasserstand mit 35 m die maximalen Tiefen des Restsees bilden werden.

Tab. 49: Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 22.04.99) von Koschen (BTUC 1998 i)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+101	pH - Wert	[-]	3,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	38,4	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	1,64
Seefläche	[Mio. m ²]	5,95	Eisen (II)	[mg/l]	1,05
maximale Tiefe	[m]	35	Sulfat	[mg/l]	951
mittlere Tiefe	[m]	6,45	Leitfähigkeit	[μS/cm]	1500
maximale Länge	[m]	4250	TIC	[mg/l]	0,3
maximale Breite	[m]	3500	TOC	[mg/l]	1,8
Uferentwicklung	[-]	1,73	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,7
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,40	Gesamtphosphor	[μg/l]	4
			Chlorophyll a	[μg/l]	1,6
Tiefengradient	[-]	4,23	Sichttiefe	[m]	6,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch/ polymiktisch			

Der Braunkohlentagebausee Koschen wird seit 1995 von der BTU Cottbus untersucht. Die Beschaffenheitsparameter haben sich in diesem Zeitraum nur unwesentlich verändert. Dies verdeutlicht die Abb. 104 anhand der Basenkapazität und des pH-Wertes.

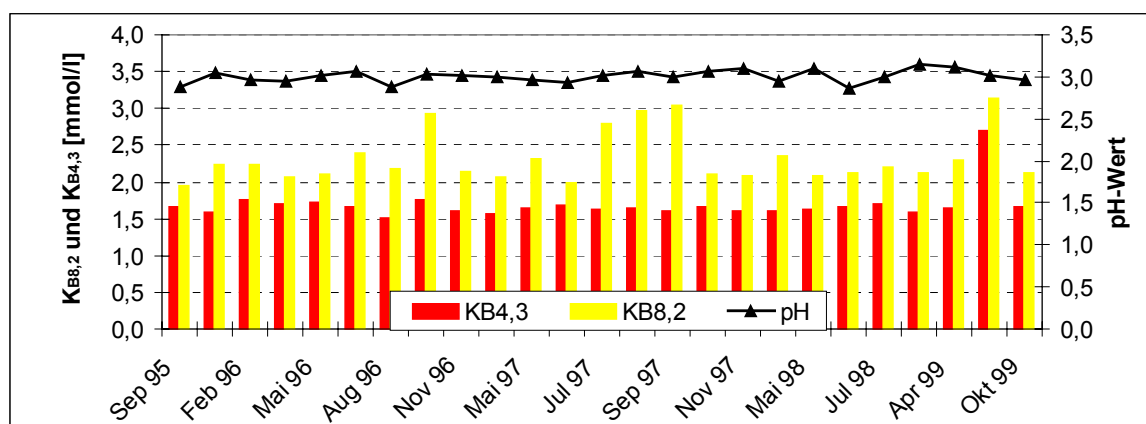


Abb. 104: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Koschen (BTUC 1999 f)

Nach der Ionenzusammensetzung ist das Seewasser ein Calcium-Magnesium-Sulfatwasser.

Die in den Seen ermittelten Bakteriendichten schwanken sehr stark und liegen in Koschen zwischen 260000 und 1,2 Mio. Zellen/ml. Mit einer mittleren Dichte von rund 500000 Zellen/ml ist die Bakterienabundanz in Koschen relativ hoch.

An Phytoplankton wurden *Eunotia exigua*, *Fragilaria* sp., *Nitzschia* sp., *Chlamydomonas* spp., *Scourfieldia cordiformis*, *Chromulina* sp., *Ochromonas* spp., *Mougeotia* sp., *Gymnodinium* sp., *Katodinium* sp. und *Peridinium umbonatum* nachgewiesen.

Das Zooplankton setzt sich bisher ausschließlich aus Rotatorien zusammen. Es wurden fünf Taxa nachgewiesen. Die Zooplanktonzönosen ist durch starke Abundanz- und Taxawechsel gekennzeichnet. Am stetigsten tritt *Cephalodella hoodi* auf. Zeitweise kommt auch *Brachionus sericus* als häufigste Art vor. Die nachgewiesenen Arten gelten allgemein als weit verbreitet und wenig spezialisiert.

Der See besitzt teilweise einen gut entwickelten Schilfgürtel und ist in den Flachwasserbereichen zeitweise von dichten *Juncus bulbosus* Beständen besiedelt. Fädige Algen wurden ebenfalls nachgewiesen (Jacob & Kapfer 1999).

8.2.7.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Mit Erreichen des Endwasserstandes von +101 mNN wird der See mit dem über 1,5 liegenden Tiefengradienten in den Sommermonaten einen thermisch stabil geschichteten Wasserkörper aufweisen.

Koschen wird nach der Flutung und dem raschen Erreichen neutraler pH-Werte mittelfristig nur schwach gepuffert sein. Obwohl mit dem Wasser aus der Schwarzen Elster erhebliche Phosphormengen eingetragen werden, fällt die Trophieprognose sehr günstig aus. Dies ist vor allem dem relativ großen und nährstoffarmen Grundwasserzufluß von Süden zu verdanken, so daß die Phosphorfracht der Schwarzen Elster auf die Trophieentwicklung nicht allein bestimmend wirkt. Abhängig vom Anteil der beiden Hauptflutungswasserströme wird sich die Gesamtposphorkonzentration unter neutralen Bedingungen zwischen 20 und 30 µg/l einstellen. Damit ist die Entwicklung eines mesotrophen Gewässers zu erwarten. Die Trophieprognose fällt damit günstiger aus, als sich aus der Morphometrie ableiten läßt. Eine Wiederversauerung wäre mit einer Oligotrophierung verbunden. Der eingetragene Phosphor würde gefällt und im Sediment abgelagert.

Koschen wird, begünstigt durch seinen niedrigen aktuellen Säuregrad, vergleichsweise schnell neutralisiert. Andererseits verursacht der Zustrom sauren Grundwassers relativ niedrige Pufferkapazitäten im Restsee, so daß sich Schwankungen im Wasserdargebot deutlich auf den Verlauf des pH-Wertes auswirken.

Der Seen soll vorrangig als Freizeit- und Erholungsgewässer genutzt werden. Weiterhin ist eine Nutzung als wasserwirtschaftlicher Speicher sowie als (naturnahes) Fischgewässer vorgesehen.

8.2.8 Laubusch und Kortitzmühle

8.2.8.1 Lage und Geschichte



Die Tagebauseen befinden sich im Freistaat Sachsen. Nur der westliche Teil des Tagebausees Laubusch gehört zu dem Land Brandenburg. Die Seen befinden sich in unmittelbarer Nähe der Ortschaften Laubusch und Lauta, etwa 10 km westlich von Hoyerswerda. Sanierungsträger ist die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH.

Abb. 105: Der Tagebausee Laubusch im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

Die Aufschlußarbeiten für den Tagebau Laubusch begannen 1914 im südlichen Bereich des Lausitzer Urstromtales zwischen Hoyerswerda und Senftenberg. Der Abbau erfolgte zuerst im Zugbetrieb. Ab 1928 ist eine Abraumförderbrücke eingesetzt worden. Die Entwässerung wurde über untertägige Grubenbaue realisiert, die teilweise im Randbereich des Tagebaues noch erhalten sind. Anfang der zwanziger Jahre machte es sich erforderlich, die Schwarze Elster auf einer Länge von ca. 6 km nach Norden zu verlegen. Der Tagebau erreichte im Jahr 1962 seine Endstellung nördlich der Ortslage Lauta.

Obwohl große Teile des ehemaligen Tagebaus durch Abraummassen verfüllt wurden, verblieben insbesondere im Westteil des Abbaubereiches offene Restlöcher. Nach der Außerbetriebnahme der Wasserhaltung ging in diesen Restlöchern das Grundwasser auf. In die Gewässer wurden kommunale und industrielle Abwässer sowie Grubenwasser eingeleitet. Es erfolgten Einspülungen von Asche und Kohletrübe. Des weiteren sind in den Restlöchern mehrere Deponien angelegt worden. Im Rahmen der gegenwärtig laufenden Sanierungsarbeiten wird ein Teil der Restlöcher geschlossen. Zur Gewährleistung der öffentlichen Sicherheit werden setzungsfleißgefährdete Böschungen saniert. Nach ALK (1996) sind im Bereich der Tagebauseen Laubusch/Kortitzmühle acht Altlastenverdachtsflächen (ALVF) registriert. Davon liegen sechs im Zustrombereich der Seen. Vier ALVF werden als grundwassergefährdend eingestuft.

Laut Planungen soll die Seenkette Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch entstehen. Dem Lugteich soll mit Hilfe eines Überleiters von der Alten Elster Wasser zugeführt werden. Aus dem Lugteich ist eine Überleitung zur Kortitzmühle und nach Laubusch vorgesehen. Der Auslauf aus dem See Laubusch erfolgt über den Schleichgraben. Im weiteren wird der Lugteich gesondert beschrieben, da er einige limnologische Besonderheiten aufweist.

Für den Tagebausee Kortitzmühle und den Ostteil des Sees Laubusch ist eine überwiegende Nutzung zur Freizeitgestaltung und Erholung vorgesehen. Der westliche Bereich des Gewässers Laubusch soll ein Vorranggebiet für die Entwicklung von Natur und Landschaft werden.

Die Tagebauseen Kortitzmühle und Laubusch liegen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Geologisch liegt das Gebiet am Südrand des Lausitzer

Urstromtales. Naturräumlich wird es der Königsbrück-Ruhlander Heide zugeordnet.

8.2.8.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee Laubusch ist sehr langgestreckt und gliedert sich durch seine große Ost-West-Ausdehnung bei relativ geringer Breite in mehrere Teilbecken. Der östlichste Teil ist der flächenmäßig größte Bereich mit Tiefen bis zu 2,5 m. Anschließend folgt der mittlere Bereich, welcher der zweitgrößte Teil mit Tiefen bis zu 10 m ist. Die tiefste Stelle befindet sich im Süden unmittelbar gegenüber einer Aschekippe. Die Ufer fallen in der Regel steil zur Mitte hin ab. Der dritte Bereich ist der kleinste von allen und weist Tiefen von maximal 2,5 m auf.

Die Form der Kortitzmühle ist annähernd gleichförmig, was durch den geringen Unterschied in seiner Breite und Länge zu erkennen ist. Die Ufer fallen von allen Seiten zur Mitte des Sees hin gleichmäßig ab.

Tab. 50: Morphometrische Daten von Laubusch und Kortitzmühle bei Endfüllung (BTUC 1998 j)

Tagebausee		Laubusch	Kortitzmühle
Wasserstand (Nov. 1999)	[mNN]	+107,4	+106,3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	8,10	1,88
Seefläche	[Mio. m ²]	1,80	0,35
maximale Tiefe	[m]	10,0	6,2
mittlere Tiefe	[m]	4,5	5,3
maximale Länge	[m]	6850	1100
maximale Breite	[m]	1000	475
Uferentwicklung	[-]	-	-
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	-	-
Tiefengradient	[-]	1,72	1,14
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	polymiktisch

Der Tagebausee Laubusch weist schon seit Beginn der Untersuchungen im Sommer 1995 neutrale pH-Werte bei abnehmender Tendenz der Säurekapazität auf. Nach Aussagen des Sanierungsträgers LMBV war, nach dem der Tagebausee kurz nach dessen Entstehen pH-sauer. Erst mit der Nutzung des Sees als Flußkläranlage und den einleiten von Aschen, neutralisierte sich der pH-Wert. Im bis zu 9 m tiefen mittleren Bereich des Sees, in dem sich während der Sommermonate eine Schichtung ausbildet, ist seit 1997 eine Versauerung des Epilimnions zu beobachten, wobei die pH-Werte bis auf ca. 4,3 zurückgehen (Abb. 106). Verantwortlich hierfür ist saures Kippengrundwasser, das dem See zuströmt. Im Hypolimnion und während der Zirkulationsperioden ist hingegen eine ausreichende Pufferung durch aus dem Sediment freigesetzte alkalische Stoffe zu beobachten. Im Mittel beträgt die Säurekapazität $K_{S4,3}$ 0,5 mmol/l.

Die Sulfatkonzentrationen in Laubusch sind in den letzten Jahren von über 600 mg/l auf rund 200 mg/l zurückgegangen. Während die Konzentrationen an Nitratstickstoff unverändert um 1 mg/l liegen, ergibt sich für Ammoniumstickstoff ein

leichter Rückgang auf Werte um 1 mg/l. Die Konzentrationen der wichtigsten Metalle Eisen, Aluminium und Mangan sind unter neutralen Bedingungen niedrig. Im sauren Epilimnion können sie jedoch ansteigen und bei den sehr niedrigen Sauerstoffgehalten des Hypolimnions kommt Eisen mit deutlich höheren Konzentrationen vor. Phosphorfreisetzungen aus dem Sediment lassen die Gesamtkonzentrationen während der Sommerstagnation im Hypolimnion auf > 50 µg/l ansteigen, wohingegen für den Gesamtsee eher ein Rückgang von >20 µg/l auf 10 – 15 µg/l zu verzeichnen ist. Die Chlorophyll a-Konzentrationen bewegen sich zwischen 1,5 und > 30 µg/l, so daß der See bei abnehmender Tendenz bisher noch als mesotroph einzustufen ist.

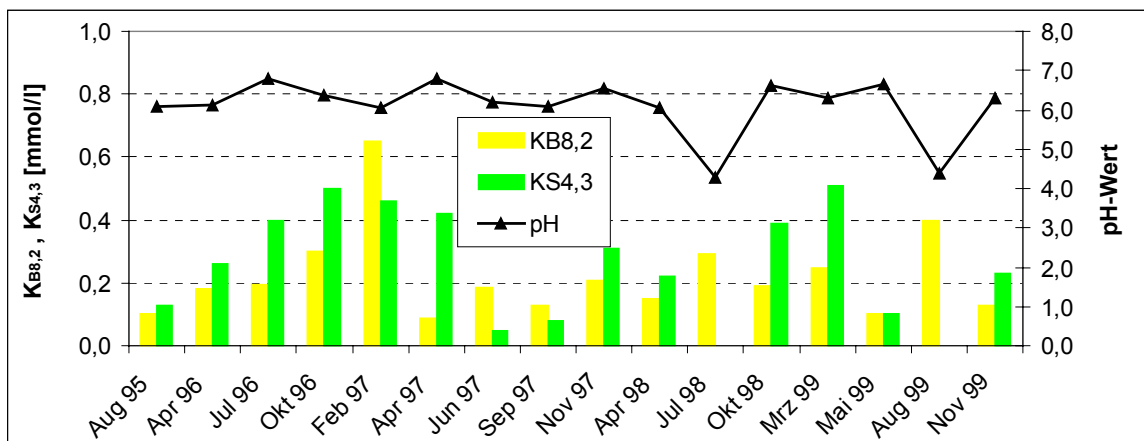


Abb. 106: Entwicklung von pH - und K_B - Werten im See Laubusch (BTUC 1999 f)

Durch die Konditionierung des eingeleiteten Grubenwassers in die Kortitzmühle seit Anfang der neunziger Jahre wurden pH-Werten um 7,5 neutrale Verhältnisse erreicht. Das Gewässer ist mit Säurenkapazitäten $K_{S4,3}$ von rund 0,5 mmol/l jedoch nur mäßig gepuffert. Seit Einstellung der Grubenwassereinleitung nahm der pH-Wert leicht ab, die Basenkapazität $K_{B8,2}$ stieg von 0,03 mmol/l auf 0,34 mmol/l an (Abb. 107).

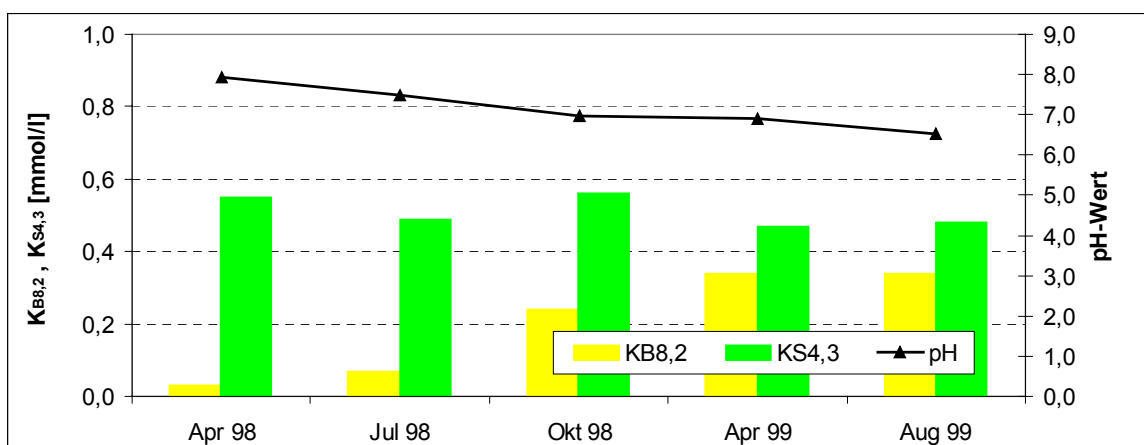


Abb. 107: Entwicklung von pH - und K_B - Werten im See Kortitzmühle (BTUC 1999 f)

Die mittlere Sulfatkonzentration in der Kortitzmühle beträgt rund 1240 mg/l. Die Werte für Ammoniumstickstoff liegen bei 2,0 mg/l, für Nitratstickstoff bei 0,9 mg/l und für Nitritstickstoff bei 0,1 mg/l, die Aluminium- und Mangankonzentrationen an der Nachweisgrenze von 0,2 mg/l, ebenso der Gesamtgehalt an gelöstem Eisen

mit rund 0,1 mg/l. Die Primärproduktion im See bewegt sich gegenwärtig auf oligotrophem Niveau. Der Gehalt an Gesamtposphor liegt bei etwa 5 µg/l.

Tab. 51: Limnologische Daten von den Tagebauseen Laubusch und Kortitzmühle (BTUC 1999 f)

Tagebausee Profilmischproben vom		Laubusch 04.11.99	Kortitzmühle 18.08.99
pH - Wert	[-]	6,3	6,5
K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	0,23	0,48
Eisen (II)	[mg/l]	< 0,2	< 0,2
Sulfat	[mg/l]	139	1212
Leitfähigkeit	[µS/cm]	740	2230
TIC	[mg/l]	3,5	4,2
TOC	[mg/l]	6,4	4,0
Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,0	3,1
Gesamtposphor	[µg/l]	12	6,0
Chlorophyll a	[µg/l]	2,56	1,38
Sichttiefe	[m]	1,5	3,8

Im Tagebausee Laubusch sind 67 Phytoplanktonarten aus neun Klassen nachgewiesen worden. Artenreichste Klasse sind die Chlorophyceen mit 17 Arten, gefolgt von den Chrysophyceen mit 11 und den Bacillariophyceen mit 14 Arten. Weiterhin waren dies Conjugatophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae und Xanthophyceae. Der See weist stets recht ausgeglichene Dominanzstrukturen auf, ohne daß es zu Massenentwicklungen einzelner Arten kommt. Auch die Biovolumina spiegeln wie die Chlorophyllkonzentrationen eine Änderung der chemischen Bedingungen im See wider, die zu einer Abnahme des Trophiegrades führen.

Im Sommer 1999 wurde in dem Tagebausee Laubusch eine Fischbestandserhebung durchgeführt. Dabei wurden 1958 Fische mit einem Gesamtgewicht von 83 kg gefangen. Dabei wurden 10 Fischarten nachgewiesen (Plötze, Rotfeder, Barsch, Blei, Hecht, Schleie, Kaulbarsch, Moderlieschen, Döbel und Gründling). Zusätzlich trat häufig der amerikanische Flußkrebs (*Oronectes limosus*) in den Fängen auf (BTUC 1998 k).

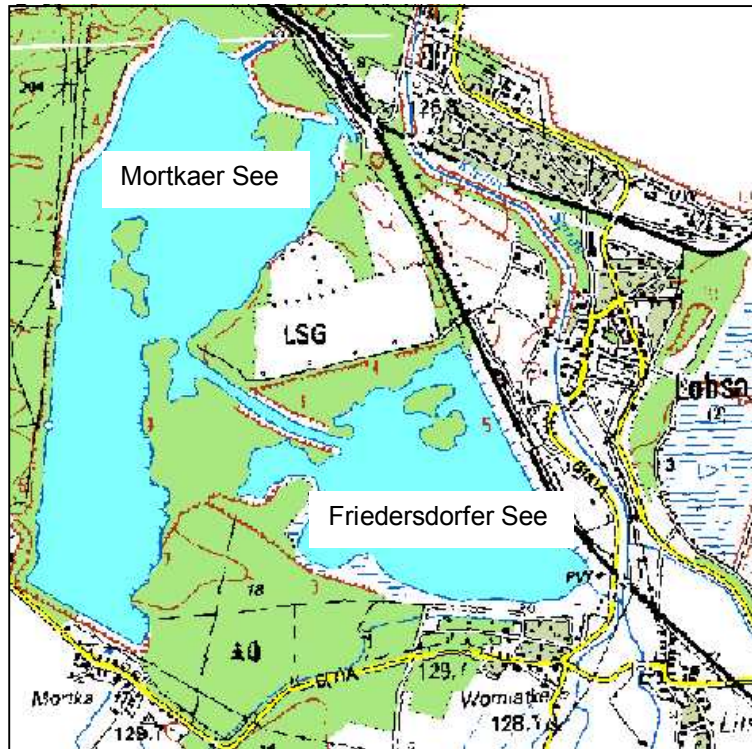
8.2.8.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die vorgesehene Flutung des Lugteichs und ständige Durchleitung eines Volumenstromes durch die Seenkette Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch wird in keinem der drei Seen zu pH-neutralen Verhältnissen führen. Die Ursache dafür ist vor allem der Zustrom stark säuregenerierenden Grundwassers zum Lugteich. Ohne zusätzliche Maßnahmen können dadurch die Ausleitbedingungen in die Vorflut nicht eingehalten werden. Um pH-neutrale Verhältnisse in der Seenkette zu erreichen, ist eine dauerhafte Wasserdurchleitung von deutlich über 1m³/s erforderlich.

8.2.9 Lohsa I - Speicherbecken (Friedersdorfer See „Silbersee“ & Mortkaer See)

8.2.9.1 Lage und Geschichte

Die Gewässer liegen im Freistaat Sachsen im Landkreis Kamenz. Das Speicherbecken Lohsa I entstand durch Flutung des ehemaligen Tagebaus Lohsa I im Jahr 1971 mit Oberflächenwasser aus der Kleinen Spree. Es besteht aus dem flachen, als Badesee genutzten Ostteil, dem Friedersdorfer Tagebausee, auch „Silbersee“ genannt, und dem fischereiwirtschaftlich genutzten Westteil, dem Mortkaer Tagebausee (Abb. 108).



Durch die Seen wird Wasser aus der Kleinen Spree geleitet. Der Einlauf befindet sich im Südosten des Sees Friedersdorf, welches durch einen breiten Kanal mit dem Tagebausee Mortka verbunden ist. Von dort fließt das Wasser im Norden aus dem See wieder in die Kleine Spree hinein.

Abb. 108: Seenkontur der Tagebauseen Friedersdorfer & Mortka (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)

Tab. 52: Nutzungen des Speicherbeckens Lohsa I (LUA 1995)

Tagebausee	Friedersdorf	Mortka
Hochwasserschutz	Ja	Ja
Badenutzung	Ja	Nein
Fischereiliche Nutzung (Anglerverband)	Ja	Ja
Gewerbliche Fischerei	Nein	Ja
Brauchwasser	Ja	Ja

8.2.9.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee Mortka ist ca. 1/3 größer als der Tagebausee Friedersdorf. Er ist 22 m tief (Tab. 53). Außerdem erstreckt er sich in seiner größten Ausdehnung von Norden nach Süden und weist zum Teil sehr steile Uferböschungen auf. Der Friedersdorfer Tagebausee ist im Rahmen einer studentischen Belegarbeit an der BTU Cottbus vermessen worden. Das Ergebnis ist in der folgenden Abb. 109 dargestellt.

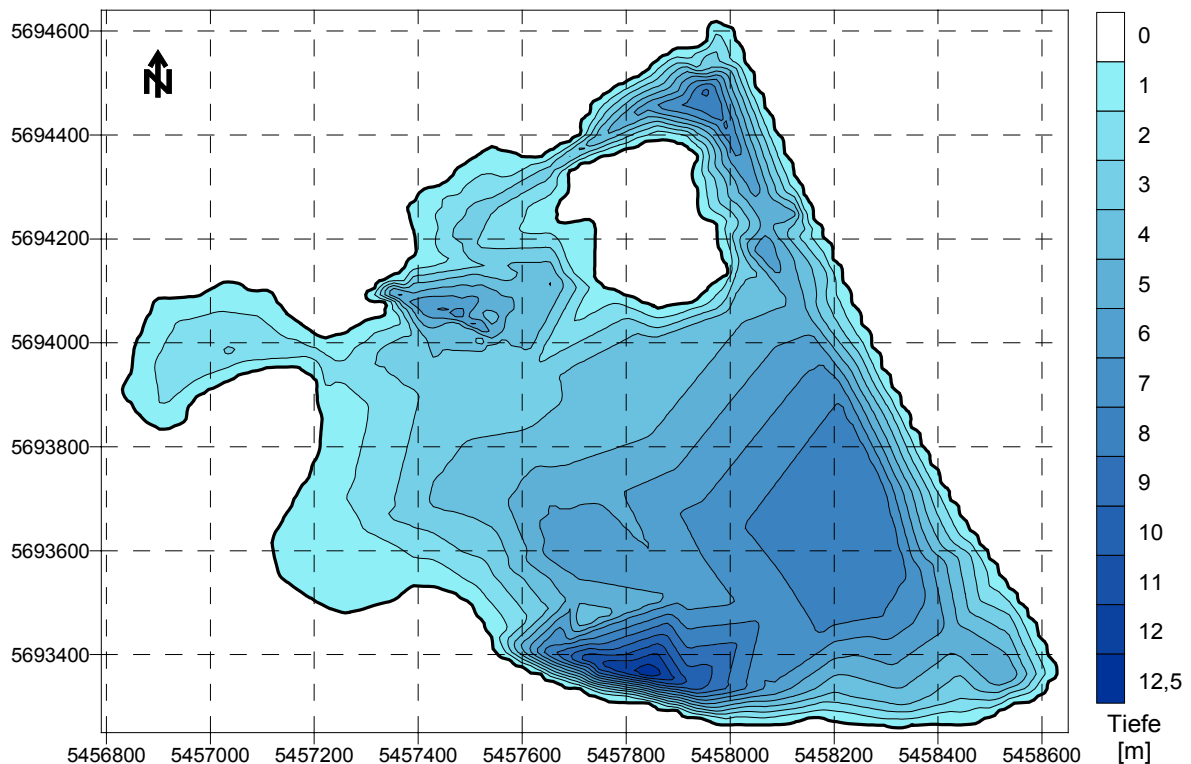


Abb. 109: Tiefenlinien des Friedersdorfer Tagebausees (Silbersee) mit Uferlinie bei 122,86 mNN (BTUC 1998 I)

Der Friedersdorfer Tagebausee ist mit einer mittleren Tiefe von 3,5 ein flacher See. Der Vergleich von maximaler Tiefe mit der mittleren Tiefe läßt auf einzelne, tiefe Löcher oder Gräben schließen. In der Tat ist das Friedersdorfer Restloch durch einen tiefen Graben, der in Ufernähe parallel zum südlichen Ufer verläuft, gekennzeichnet.

Tab. 53: Morphometrische (BTUC 1998 i) und limnologische Daten (Mittelwerte von 1998) (LTV 1998) vom Tagebausee Friedersdorf

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+122,8	pH – Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	4,12	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,18	Eisen (ges.)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	12,45	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	3,49	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]	1880	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	1143	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]	1,66	Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,04	Gesamtphosphor	[µg/l]	14
			Chlorophyll a	[µg/l]	6,0
Tiefengradient	[-]	1,92	Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Nach der Klassifizierung von Håkanson ist das Friedersdorfer Restloch in den Bereich der konvexen Seeformen einzuordnen.

Der Tagebausee Morka ist 1,9 Mio. m² groß und weist ein Volumen von 19,5 Mio. m³ auf. Mit 22 m Tiefe ist er fast doppelt so tief wie der Silbersee.

Der Tagebausee Morka gehört zu den dimiktischen Seen. Die Ausbildung einer Schichtung während der Sommerstagnation konnte im Zeitraum 1973 bis 1991 in allen Untersuchungsjahren festgestellt werden. Im Friedersdorfer Tagebausee konnte eine solche Schichtung nicht festgestellt werden. Der See ist bei einer maximalen Tiefe von 12,5 m und einer mittleren Tiefe von 3,5 m ein flacher See. Außerdem wurden in den meisten Jahren des Untersuchungszeitraumes 1973 bis 1991 nur Messungen bis 5 m Tiefe durchgeführt. In den wenigen Jahren, in denen auch Messungen in 10 m Tiefe durchgeführt wurden, läßt sich ein Temperaturgradient von etwa 5° C feststellen.

In der Zeit von 1968 bis zur Flutung 1971 traten im Tagebausee Morka pH-Werte um 4 auf, nach der Flutung im Jahr 1971 mit Oberflächenwasser aus der Kleinen Spree stiegen die Werte (Abb. 110) innerhalb von nur einem Jahr von pH 4 auf pH 6,5 an. Ab 1974 haben sich die Werte um einen Mittelwert von 7,4 eingestellt.

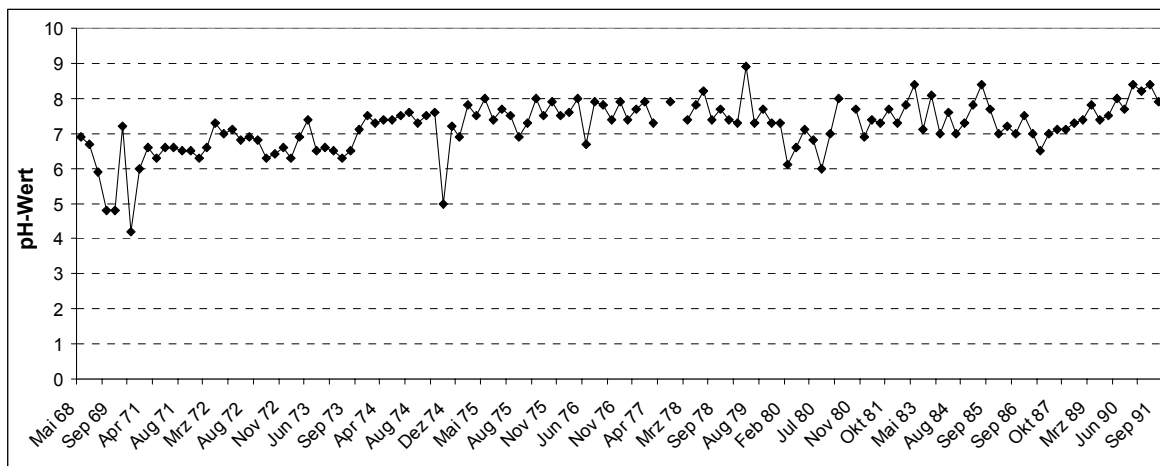


Abb. 110: Entwicklung des pH-Wertes im Tagebausee Friedersdorf (Silversee) (Hygieneinstitut Cottbus 1993)

Die Entwicklung des pH-Wertes und die leicht steigende Alkalinität zeigen, daß beide Seen keiner Versauerung unterliegen.

Der Sauerstoffhaushalt der Seen deutet eine zunehmende Eutrophierung an. Wurden in den Jahren von 1973 bis 1976 im Hypolimnion des Morkaer Tagebausees noch keine Sauerstoffkonzentrationen unter 4 mg/l gemessen, so konnte man in den 80er Jahren oft auch Werte unter 2 mg/l beobachten.

Die Sichttiefe schwankt im Morkaer Tagebausee um 2,5 m mit Extremwerten bei 1,4 bzw. 6 m. Im Friedersdorfer Tagebausee liegt sie niedriger, und zwar zwischen 1 und 2 m. Der Mittelwert der Ammoniumkonzentrationen beträgt 0,64 mg/l, was über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung mit 0,5 mg/l liegt. Maximal wurden sehr hohe Werte von 5,78 mg/l gemessen, jedoch liegen 95% der Werte unter 2 mg/l. Die gemessenen Konzentrationen an Orthophosphat liegen meistens unter 0,05 mg/l. Starke Phosphorbelastungen sind erstmalig 1983 in der Größenordnung von 1 bis 3 mg/l beobachtet worden, was auf die fischereiliche Nutzung des Gewässers zurückzuführen ist.

Das gesamte Speichersystem Lohsa I wird 1998 als mesotroph-eutroph eingestuft.

Die Massenzusammensetzung der einzelnen Fischarten im Freiwasser wird zu einem Drittel aus Maränen, Barschen und Plötzen gebildet. Im Litoral sind die Fischbestände aus Plötzen, Bleien, Rotfedern, Güstern, Schleien, Barschen Aalen und Hechten zusammengesetzt (Institut für Binnenfischerei 1999).

8.2.9.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Beide Gewässer dienen dem Hochwasserschutz. Zusätzlich ist der Friedersdorfer Tagebausee für den Badebetrieb freigegeben, während der Morkaer Tagebausee fischereiwirtschaftlich genutzt wird. Daraus läßt sich ableiten, daß die weitere Entwicklung der Wasserbeschaffenheit von der künftigen Nutzung abhängt. Wird diese weiter intensiviert, ist eine weitere Eutrophierung nicht auszuschließen.

Das Speichersystem Lohsa I weist nicht die typischen Merkmale eines geogen versauerten Tagebausees auf. Dies aufgrund der ständigen Durchströmung mit Oberflächenwasser aus der Kleinen Spree, die dafür sorgt, daß immer mehr Seewasser ins Grundwasser abgegeben wird, als Grundwasser in den See strömt.

8.2.10 Lohsa II - Speicherbecken

8.2.10.1 Lage und Geschichte

Das Speicherbecken Lohsa II ist aus dem ehemaligen Tagebau Lohsa II hervorgegangen. Es befindet sich im Freistaat Sachsen zwischen den Ortschaften Bärwalde, Lippen, Drewitz, Litschen, Lohsa und Weißkollm. Das Gewässer ist dem Landkreis Kamenz und dem Niederschlesischen Oberlausitzkreis zugeordnet. Geologisch gehört der Tagebau Lohsa II zum Lausitzer Urstromtal.

Die Vorarbeiten zum Aufschluß des Tagebaues erfolgten ab 1942, die Bewegung des Abraums 1950 und die Kohleförderung im März 1952. Mit Beendigung der Braunkohleförderung im April 1984 kam es in der Folge zu einem beständigen Anstieg des Wasserspiegels im Restlochbereich. Es sind fünf Teilseen entstanden: Der Weststrandschlauch (Probenahmestelle 01), Drehpunkt Kolpen (Probenahmestelle 02) (Abb. 111), Nordostrandschlauch (Probenahmestelle 03), Teilfeld ½ (Probenahmestelle 04) (Abb. 111) und Nordmarkscheide (Probenahmestelle 05). Wenn der Wasserstand der unteren Staulamelle von 109,5 mNN erreicht ist, werden die fünf Teilseen miteinander verbunden sein. Aus der Innenkippe wird eine Insel entstehen.



Abb. 111: linkes Foto: Lohsa II - Stelle 2, rechtes Foto: Lohsa II - Stelle 04 im Sommer 1999 (Fotos: Mike Hemm)

Der Tagebausee Restsee Lohsa II liegt im Einzugsgebiet der Spree zwischen der Spree im Osten und der Kleinen Spree im Westen. Beide Gewässer und ihre Zuflüsse in diesem Bereich sind von der Grundwasserabsenkung des Braunkohlebergbaus betroffen. Die Flüsse haben keine Verbindung zum Grundwasser mehr, Gräben sind überbaggert oder trockengefallen. Zahlreiche Teiche insbesondere im Zentralteil der Lagerstätte sind überbaggert worden, andere trockengefallen. Die Fließrichtung des Grundwassers war in vorbergbaulicher Zeit mit geringem Gefälle nach Nordnordost gerichtet. Das Gewässer soll in der Zukunft als Speicher genutzt werden. Als Zuflüsse sind die Spree und Überleitungswasser aus dem Tagebausee Dreizeiborn vorgesehen. Die Ausleitung erfolgt durch einen Tunnel in den Tagebausee Burghammer.

8.2.10.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

In der folgenden Abb. 112 wird der Braunkohlentagebausee Lohsa II mit seiner Endseekontur, die er bei einer Höhe von 116,4 mNN aufweist, dargestellt. Die rot markierten Zonen weisen die zur Zeit noch existierenden fünf Teilseen aus.

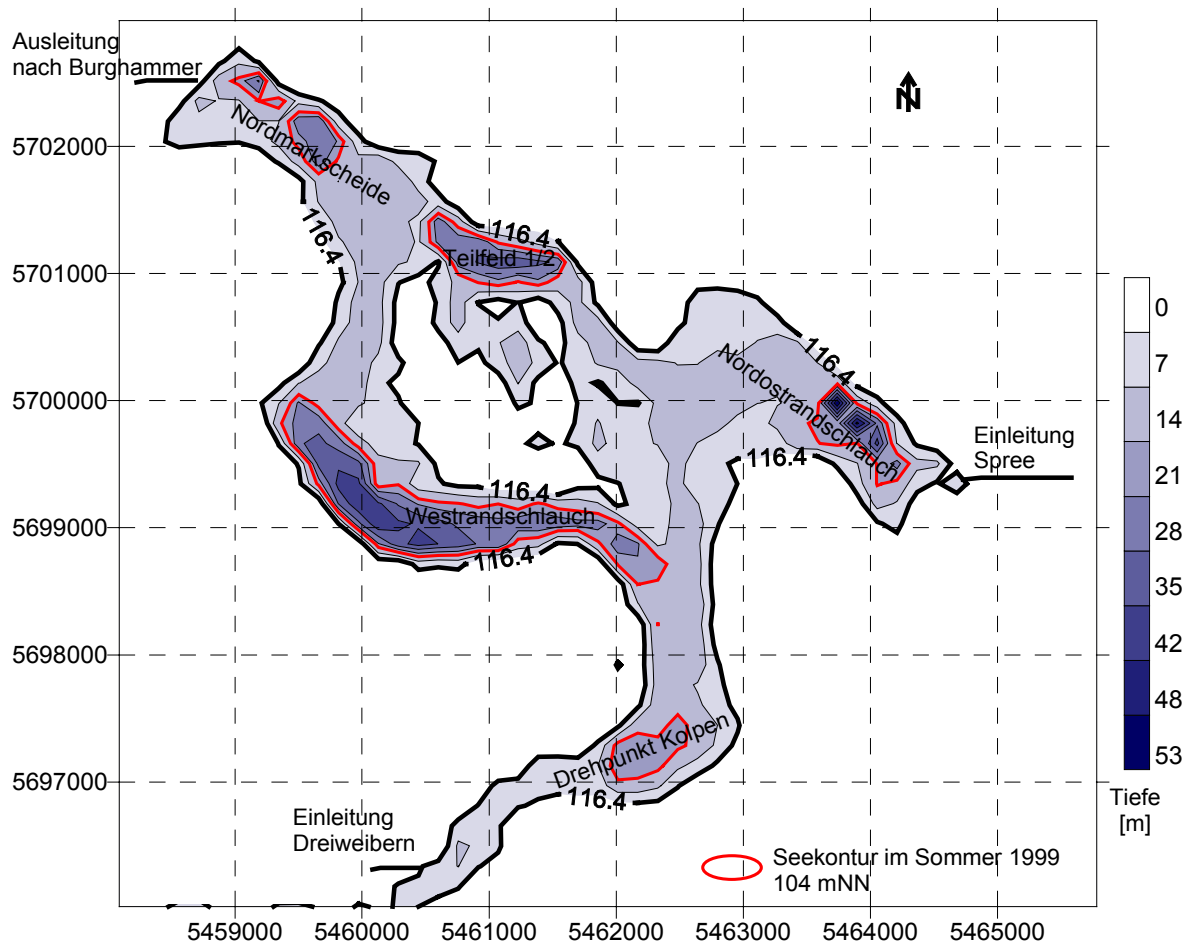


Abb. 112: Obere Speicherlamelle von 116,4 mNN vom Tagebausee Lohsa II bei Endfüllung und künftige Tiefenlinien (BTUC 1999 g)

Das Gewässer soll als Speicher genutzt werden. Somit kommt den Speicherlamellen eine besondere Bedeutung zu. Die untere Lamelle wird bei 109,5 mNN und die obere Lamelle bei 116,4 mNN liegen. Daraus ergibt sich eine Staulamelle von 6,9 m. Bei den verschiedenen Stauhöhen werden sich zum Teil sehr große Unterschiede innerhalb der morphologischen Parameter einstellen (Tab. 54). Besonders hervorzuheben ist, daß das Volumen des Sees bei Füllung bis zur oberen Lamelle fast doppelt so groß ist wie bei Füllung bis zur unteren Lamelle. Dabei ist zu bemerken, daß das Verhältnis vom Hypolimnion-/Epilimnionvolumen, beim Ansteigen der Staulamelle von 109,5 auf 116,5 mNN, nur sehr gering steigt (von 0,28 auf 0,40). Das weist darauf hin, daß die tiefen Bereiche des Sees sehr klein, schmal und steil sind.

Die künftige Insel, welche aus der ehemaligen Innenkippe hervorgehen wird, ist je nach Stauhöhe 189 ha bis 382 ha groß.

Tab. 54: Morphometrische Daten von Lohsa II nach Füllung (BTUC 1999 g)

		untere Lamelle	obere Lamelle
Wasserstand	[mNN]	+109,5	+116,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	46,8	95,8
Seefläche	[Mio. m ²]	6,88	10,42
maximale Tiefe	[m]	46,6	53,6
mittlere Tiefe	[m]	6,8	9,2
maximale Länge	[m]	6524	7000
maximale Breite	[m]	3571	4428
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,28	0,40
Tiefengradient	[-]	5,47	6,03
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	

Seit August 1995 wird die Wasserbeschaffenheit in den fünf Teilseen von der BTU Cottbus untersucht. Die Beschaffenheitsparameter in den fünf Teilseen unterscheiden sich zum Teil (Tab. 55).

Tab. 55: Limnologische Daten von Lohsa II (Mittelwerte Sommer 1999) (BTUC 1999 f)

Probenahmestelle:		01	02	03	04	05
pH – Wert	[-]	2,8	2,8	2,6	2,5	2,6
KB4,3 – Wert	[mmol/l]	6,34	4,81	11,78	15,71	15,00
Eisen (II)	[mg/l]	6,6	3,7	11,2	6,4	6,3
Sulfat	[mg/l]	1740	1220	1670	2047	1860
Leitfähigkeit	[µS/cm]	2190	1940	2200	2250	2500
TIC	[mg/l]	2,6	1,4	1,6	2,6	2,0
TOC	[mg/l]	1,7	4,4	7,5	1,9	3,2
Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,2	2,6	2,7	3,1	2,4
Gesamtphosphor	[µg/l]	13	13	13	15	17
Chlorophyll a	[µg/l]	2,0	0,3	0,3	2,1	1,5
Sichttiefe	[m]	2,1	1,2	1,0	1,1	1,0

Der Tabelle ist zu entnehmen, daß zum Beispiel die Sulfatkonzentrationen in dem Bereich von 1670 mg/l bis 2047 mg/l schwanken. Der pH-Wert dagegen aber relativ konstant um 2,65 liegt. Die Basenkapazität dagegen ist in den fünf Teilbecken sehr unterschiedlich, was daran liegt, daß die Becken einen unterschiedlich sauren Grundwasserzustrom aufweisen.

Die Phosphorkonzentrationen liegen in allen Teilseen fast durchgehend unter 20 µg/l Gesamtphosphor. Gelöster Phosphor (SRP oder o-PO₄) hat daran stets einen sehr hohen Anteil. Die Konzentrationen entsprechen Werten, die in

oligotrophen Seen gefunden werden. Sie wirken neben den niedrigen Kohlenstoffkonzentrationen limitierend auf die Phytoplanktonentwicklung.

In der zeitlichen Entwicklung des pH-Wertes sind nur geringe Änderungen zu erkennen (Abb. 113 und Abb. 114). Die Parameter unterliegen nur saisonalen Schwankungen. Dagegen sinkt die Basenkapazität an der Stelle 01 von anfangs 2,5 mmol/l auf 1,0 mmol/l (). An der Stelle 05 steigt die Basenkapazität dagegen von 1,5 mmol/l auf 3,0 mmol/l.

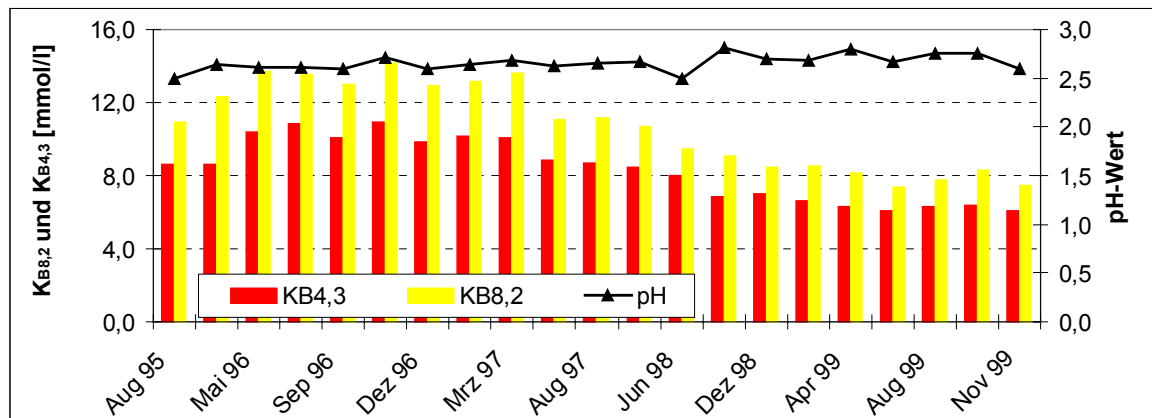


Abb. 113: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Lohsa II – Stelle 1 (BTUC 1999 f)

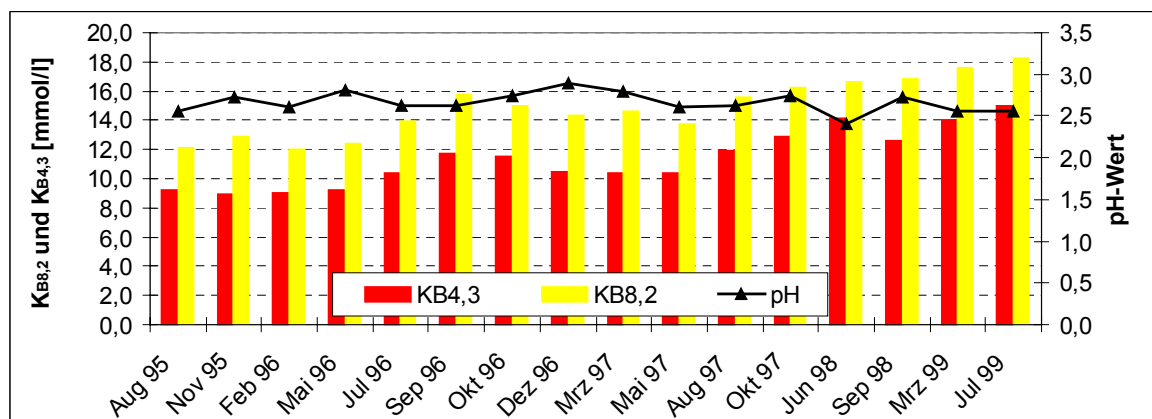


Abb. 114: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Lohsa II – Stelle 5 (BTUC 1999 f)

Das Seewasser ist in allen Teilbecken als Calcium-Magnesium-Sulfatwasser mit hohen Eisenkonzentrationen zu charakterisieren. Während auf der Anionenseite Sulfat mit fast 99 % der Ionenäquivalentkonzentration dominiert, kommen Calcium mit rund 35 % und Magnesium mit rund 15 % Kationen-Anteil vor.

Die in den Teilseen ermittelten Bakteriendichten liegen überwiegend bei rund 1,6 bis 2 Mio. Ind./ml. Vereinzelt konnten 3 Mio. Ind./l gezählt werden. Die größten Dichten wurden von Stäbchen mit Größen über 1 µm, zeitweise auch von fädigen Bakterien mit einer Länge von rund 4 µm erreicht.

Im Phytoplankton des Tagebausees konnten vier Klassen nachgewiesen werden. Dies waren Bacillariophyceae (mit den Arten *Diatoma* sp., *Eunotia exigua* und *Nitzschia* sp.), Chlorophyceae (mit der Art *Chlamydomonas* sp.), Chrysophyceae

(mit den Arten *Chromulina* sp. und *Ochromonas* sp.) und Euglenophyceae (mit der Art *Lepocinclis ovum*).

Eine Besiedlung durch Zooplankter ließ sich in den Teilseen Westrandschlauch, Drehpunkt Kolpen und Nordmarkscheide nachweisen. Entsprechend der hohen Wasserstoffionenkonzentrationen, die ein Vorkommen von Crustaceenplanktern ausschließen, wurden ausschließlich Rotatorien gefunden. Während im Teilsee Westrandschlauch bisher nur *Cephalodella* cf. *hoodi* vorkommt, wurden in den Teilseen Drehpunkt Kolpen und Nordmarkscheide außerdem *Elosa worallii* und im Teilsee Nordmarkscheide darüber hinaus auch Arten aus der Gruppe der Bdelloidea beobachtet.

8.2.10.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Im Tagebausee Lohsa II werden die einzelnen Teilbecken eine unterschiedliche Entwicklung nehmen. PH-Werte im neutralen Bereich sind nur für das Teilbecken Nordostrandschlauch und bei hohen Flutungswassermengen auch für das Teilfeld ½ zu erwarten. Für die restlichen Teilbecken werden pH-Werte zwischen 2,8 und 3,3 prognostiziert. Die Sulfatkonzentrationen bewegen sich zwischen maximal 450 mg/l im Teilbecken Nordostrandschlauch und 1300 mg/l im Teilbecken Westrandschlauch und Nordmarkscheide. Es sind keine pH-neutralen Verhältnisse am Auslauf des Tagebausees Lohsa II zu erwarten.

Der anhand der Morphometrie ermittelte trophische Referenzzustand des Sees liegt im mesotrophen Bereich. Die Trophieprognose für die Seeteile ist sehr unterschiedlich. In dem Teilsee Nordostrandschlauch, in dem sich durch die Einleitung von Spreewasser pH-neutrale Werte einstellen werden, lassen sich eutrophe Verhältnisse prognostizieren. Dies gilt auch für den Teilsee Teilfeld ½ bei höchster Flutungswassermenge aus der Spree. Nach LAWA (1998) kommt es in den restlichen sauren Seeteilen zu einer nur mäßigen Eutrophierung, die Eutrophie der Stufe e1 und Mesotrophie bewirkt.

Die zu erwartende Beschaffenheitsentwicklung in Lohsa II steht dem vorgegebenen Nutzungsziel als Wasserspeicher nicht entgegen. Es ist nur darauf zu achten, daß das Wasser, das nach Burghammer abgeleitet wird und anschließend in die Kleine Spree fließt, eventuell aufbereitet werden muß.

8.2.11 Lugteich

8.2.11.1 Lage und Geschichte



Der Lugteich befindet sich im Freistaat Sachsen, ca. 8 km westlich von Hoyerswerda. Er ist ebenfalls wie die Seen Laubusch und Kortitzmühle aus dem Tagebau Laubusch hervorgegangen, der von 1914 bis 1962 betrieben worden ist. Der Ostteil des Tagebaues konnte mit den anfallenden Abraummassen weitgehend verfüllt werden.

Abb. 115: Der Tagebausee Lugteich im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)

In einem flachen Restloch auf der Kippe entstand durch Grundwasserwiederanstieg der Lugteich. In den See wurden in den 70er und 80er Jahren die kommunalen und industriellen Abwässer der Stadt Hoyerswerda eingeleitet.

Sanierungsträger für den ehemaligen Tagebau Laubusch ist die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Im Rahmen der gegenwärtig laufenden Sanierungsarbeiten wird ein Teil der Restlöcher geschlossen. Zur Gewährleistung der öffentlichen Sicherheit werden setzungsfließgefährdete Böschungen saniert. Für nachgewiesene Altlasten sind entsprechend ihrem Gefährdungspotential Sicherungs- und Sanierungsarbeiten vorgesehen. Die Flutung des Lugteichs soll aus der Schwarzen Elster erfolgen. Zusammen mit den Bergbauseen Kortitzmühle und Laubusch wird der See später eine Seenkette bilden. Nach den gegenwärtigen Planungen sollen die Tagebauseen gleichzeitig der Hochwasserretention dienen.

Die Tagebauseen Lugteich, Kortitzmühle und Laubusch liegen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Geologisch liegt das Gebiet am Südrand des Lausitzer Urstromtals. Naturräumlich wird es der Königsbrück-Ruhlander Heide zugeordnet.

Der Lugteich wird nach der Flutung als Landschaftssee in einen Biotopverbund integriert (RPO-N 1996).

8.2.11.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Lugteich ist ein relativ flaches, hocheutrophes meromiktisches Gewässer. Die Meromixis mit einer Chemokline in etwa 1 m Tiefe wird durch Dichteunterschiede aufrechterhalten.

Bis zum Herbst 1999 wies der Lugteich nur eine Fläche von ca. 60 ha auf und gliederte sich in zwei voneinander getrennte Bereiche auf. Er war bis zu diesem Zeitpunkt maximal 5 m tief.

Tab. 56: Morphometrische Daten vom Lugteich beim Endwasserstand (BTUC 1998 j)

Endwasserstand	[mNN]	+110,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	3,50
Seefläche	[Mio. m ²]	1,70
maximale Tiefe	[m]	10,0
mittlere Tiefe	[m]	2,1
maximale Länge	[m]	1680
maximale Breite	[m]	1260
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	
Tiefengradient	[-]	1,55
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch (1999)

Die Meromixis bedingt zwei chemisch sehr stabile, unterschiedliche Wasserkörper. Während das Mixolimnion mit pH-Werten von 2,6 und $K_{B4,3}$ -Werten von über 15 mmol/l extrem sauer ist, weist das anoxische Monimolimnion neutrale pH-Werte um 6,2 auf (Abb. 116). Bei Belüftung reagiert es ebenfalls sehr sauer.

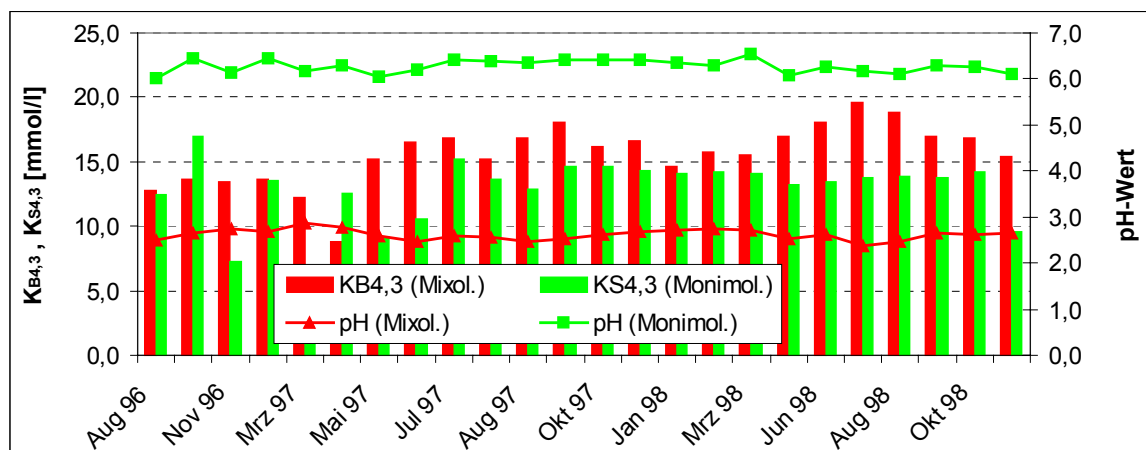


Abb. 116: Entwicklung von pH – und $K_{B4,3}$ – und $K_{S4,3}$ - Werten im Lugteich (BTUC 1999 f)

Die Sulfatkonzentrationen liegen im Mixolimnion bei rund 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Monimolimnion bei 3600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nitratstickstoff kommt in beiden Wasserkörpern nur mit 0,1 mg/l vor, Ammoniumstickstoff erreicht hingegen im Mixolimnion bei leicht abnehmender Tendenz rund 8 mg/l und im Monimolimnion 30 mg/l. Das starke Versauerungspotential spiegelt sich auch in den sehr hohen Eisenkonzentrationen wider, die 330 bzw. 700 – 900 mg/l erreichen. Während die Aluminiumkonzentrationen unter den neutralen Bedingungen des Monimolimnions mit 0,4 mg/l niedrig sind, steigen sie im Mixolimnion auf 9 mg/l an. Mangan kommt in beiden Wasserkörpern mit 7 – 8 mg/l vor.

Bedingt durch die zeitweise Einleitung kommunaler Abwässer sind die Gesamtphosphorkonzentrationen mit weit über 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ extrem hoch. Die autotrophe Primärproduktion konzentriert sich vor allem auf das Mixolimnion und den Bereich

der Chemokline, wobei im Mittel um 40 µg/l Chlorophyll a gemessen werden können. Der See ist damit als polytroph einzustufen.

Tab. 57: Limnologische Daten (Schichtmischproben vom 04.05.99) vom Lugteich (BTUC 1999 f)

Schicht		Mixolimnion	Monimolimnion
pH – Wert	[-]	2,6	6,1
K _{B4,3} – Wert (Epi)/ K _{S4,3} – Wert (Hypo)	[mmol/l]	15,4	9,59
Eisen (II)	[mg/l]	3,7	745
Sulfat	[mg/l]	3425	2960
Leitfähigkeit	[µS/cm]	3000	3600
TIC	[mg/l]	31,2	244
TOC	[mg/l]	14,9	58,2
Gesamtstickstoff	[mg/l]	8,8	60
Gesamtphosphor	[µg/l]	116	140
Chlorophyll a	[µg/l]	20,3	43,5
Sichttiefe	[m]	0,5	

Entsprechend der guten Versorgung mit Nährstoffen im Lugteich kommt es zu einer starken Entwicklung der Primärproduktion, was sich in Chlorophyll a-Konzentrationen bis zu 300 µg/l ausdrückt. Im Mittel liegen die Werte im polytrophen Bereich nach LAWA (1998) bei rund 80 µg/l. Die bessere Lichtversorgung im Mixolimnion bedingt in der Regel, daß die Chlorophyllkonzentrationen hier höher ist als im Monimolimnion.

Im Phytoplankton des Lugteichs wurden nur acht Arten aus drei Klassen (Chlorophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae) gefunden, was auf die extremen hydrochemischen Bedingungen zurückzuführen ist. Dabei stellen die beiden häufigsten Taxa *Chlamydomonas* und *Lepocinclis teres* fast immer den weitaus größten Teil des Phytoplanktonbiovolumens.

Im Pelagial des meromiktischen Lugteichs leben typische Artengemeinschaften des Zooplanktons, wie sie auch in den anderen extrem sauren Tagebauseen der Lausitz bei entsprechend niedrigen pH-Werten anzutreffen sind. Sie sind gekennzeichnet durch eine sehr geringe Artenzahl (3 Arten), die Dominanz von Rotatorien und das Vorherrschen von säuretoleranten, ubiquitären Arten, die normalerweise im Benthos der Gewässer vorkommen. Entscheidend für die Besiedlung sind die Verhältnisse im sauren Mixolimnion, denn das neutrale Monimolimnion ist anoxisch und wird von diesen Zooplanktongruppen nicht besiedelt. Es dominiert ganzjährig das Rädertier *Cephalodella hoodi*, eine kleine Art charakteristisch für Seen mit den niedrigsten pH-Werten. Außerdem dominieren zeitweise Ciliaten die Biomasse des Zooplanktons. Crustaceen fehlen. Die dominierenden Zooplanktonarten können sich gut von kleinen Flagellaten ernähren, wie sie im Phytoplankton von Tagebauseen oft sehr häufig sind. Neben einer hohen Toleranz gegenüber Säurestress ist für die Besiedlung dieses Lebensraums auch das Fehlen von effektiven Konkurrenten oder Räubern eine wichtige Randbedingung. Das Nahrungsnetz dieses meromiktischen Seen scheint

sich damit nicht grundlegend von dem anderer Tagebauseen zu unterscheiden. In den Zooplanktonproben wurden regelmäßig auch Chironomiden gefunden, die zum Benthos gehören.

8.2.11.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aufgrund eines stark sauren Grundwasserzustroms sind durch die geplante Fremdwasserflutung keine neutralen pH-Werte zu erreichen, was in der Folge auch zu einer Versauerung der nachfolgenden Seen Kortitzmühle und Laubusch führen wird. Erst eine dauerhafte Durchleitung von deutlich $> 1 \text{ m}^3/\text{s}$ ermöglicht pH-neutrale Verhältnisse im See.

Der für den See ermittelte morphometrische Referenztrophiegrad im Lugteich ist eutroph. Die Trophieentwicklung wird vor allem von den Flutungswassermengen und der Entwicklung der pH-Werte bestimmt.

8.2.12 Olbersdorfer See

8.2.12.1 Lage und Geschichte

Der Olbersdorfer See liegt im Freistaat Sachsen, im südlichen Teil der östlichen Oberlausitz im Vorland des Zittauer Gebirges. Der See liegt zwischen der Stadt Zittau im Norden und unmittelbar südlich vor Zittau. Er ist aus dem Tagebau Olbersdorf hervorgegangen ist.

Vor dem Bergbau war das Gebiet durch eine flach und gleichmäßig nach Nord-nordost abfallende Landfläche ohne markante Erhebungen im Vorland des Zittauer Gebirges gekennzeichnet. Im Norden wird die Landfläche von der Talaue der Mandau, einem Nebenfluß der Lausitzer Neiße, begrenzt. Im Westen wird die Fläche vom Grundbach und im Osten vom Goldbach durchzogen.

Von 1812 bis 1912 wurde in der Region um Zittau und Olbersdorf Kohle im Tiefbau abgebaut. Ab 1908 wurde die Kohle im Tagebaubetrieb gewonnen. 1938 wurde die Grube stillgelegt und erst ab 1947 wieder betrieben. Am 1. März 1990 wurde der Tagebau endgültig stillgelegt. Im Juni 1993 begannen die Böschungssanierungen. Seit August 1996 strömt dem See Grundwasser zu, weil die Pumpen, die früher das Wasser aus der tiefsten Stelle förderten, abgestellt worden sind. Seit dem Oktober 1996 wird der See mit Wasser aus dem Grundbach geflutet. Die Sanierungen sollen 1999 abgeschlossen werden.



Abb. 117: links der Olbersdorfer See im August 1996 vor der Flutung
rechts der Olbersdorfer See im Sommer 1999 (Internetrecherche)

Die geologischen Verhältnisse bewirken, daß das Grundwasser, soweit bekannt, abgesehen vom Wasser in pleistozänen Schichten im Untergrund des Zittauer Beckens praktisch stagniert. Die pleistozänen Schichten werden durch die Grundwasserneubildung und durch die Abflüsse aus dem Zittauer Gebirge gespeist. Folglich ist die Generalfießrichtung des Grundwassers von Südwesten nach Nordosten der Mandau zu. Die Grundwasserdynamik ist völlig von der Morphologie und den Bächen als Vorfluter abhängig. Die tieferen grundwasserführenden Körper des Rundgebirges haben den Charakter von Kluftwasserleitern und werden durch Tiefenwasser gespeist.

Das Tagebaugebiet befindet sich im Übergangsbereich zwischen maritimem und kontinentalem Klima. Das Gebiet Zittau - Olbersdorf - Bertsdorf gehört zum Klimagebiet "Lausitzer Mittelgebirgsvorland". Charakteristisch sind hier durchschnittliche Niederschlagswerte von 650 - 700 mm/a.

8.2.12.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Olbersdorfer See gehört mit 60 ha zu den mittelgroßen Seen in der Lausitz.

Tab. 58: Morphometrische und limnologische Daten (Oberflächenprobe vom 14.11.95) von Olbersdorfer See (IDUS 1995)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+236,5	pH - Wert	[-]	5,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	9,1	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,60	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	38	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	15,7	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1610
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	9,0
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	53
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch/ meromiktisch			

Nach Berger (1955) läßt sich ermitteln, daß der See morphologisch bedingt meromiktisch werden kann. Das Monimolimnion beginnt bei einer Tiefe von 27,6 m.

Die in der Tabelle enthaltenen Daten zur Wasserbeschaffenheit stammen aus der Zeit, als in dem Tagebaurestloch erste Grundwasseransammlungen vorhanden waren.

8.2.12.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Flutung von Tagebauseen in der Oberlausitz unterscheidet sich in einigen Aspekten von den Bedingungen, wie sie in der Niederlausitz herrschen. Der Anfangsschemismus wird nur im geringen Umfang von niedrigen pH-Werten und hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen bestimmt. Dadurch wird die künftige Wasserbeschaffenheit durch die Nährstoffbelastungen dominiert. Weiterhin sind die Klimabedingungen anders ausgeprägt. Es treten höhere Niederschlagsmengen, niedrigere Temperaturen und größere zufällige Schwankungen im Abflußgeschehen auf. Durch eine höhere Besiedlungsdichte ist sowohl die Nährstoffbelastung im Einzugsgebiet als auch die Intensität der Folgenutzung höher als in der Niederlausitz.

Im Olbersdorfer See wird die Wasserbeschaffenheit im Großteil von dem eingeleiteten Wasser aus dem Grundbach bestimmt. Das Wasser aus dem Grundbach weist mittlere Phosphorkonzentrationen auf. Deshalb wird davon ausgegangen, daß in dem See mesotrophe bis eutrophe Verhältnisse eintreten werden.

8.2.13 Scheibe

8.2.13.1 Lage und Geschichte



Der sich durch aufgehendes Grundwasser bildende Tagebausee Scheibe gehört administrativ zum Freistaat Sachsen. Das Sanierungsgebiet erstreckt sich über Teile des Landkreises Kamenz und der kreisfreien Stadt Hoyerswerda.

Abb. 118: Der Tagebausee Scheibe im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

Mit den Aufschlußarbeiten für den Tagebau Scheibe wurde Ende 1984 in einem kleinen Kohlenfeld östlich von Hoyerswerda begonnen. Im Jahr 1996 wurde die Auskohlung abgeschlossen und im Februar 1997 wurde die Filterbrunnen-entwässerung des Tagebaues eingestellt. Das Gebiet kann geologisch dem Lausitzer Urstromtal zugeordnet werden. Naturräumlich gehört es zur Muskauer Heide bzw. zum Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet. Die südlich und westlich des entstehenden Sees liegenden, derzeit trockengefallenen Teichgruppen waren durch den Schwarzen Graben verbunden und sollen wieder bespannt werden.

Die Tagebauführung machte es erforderlich, die Kleine Spree an den Ostrand des Tagebaues zu verlegen. Im Zuge der Sanierungsarbeiten soll der See Scheibe im Nebenschluß in das Gewässersystem der Kleinen Spree eingebunden werden. Die Trasse der verlegten Kleinen Spree bleibt erhalten, um die Wasserverteilung für den Tagebausee Scheibe und die stromabwärts gelegenen Tagebauseen zu steuern. Nach der Tagebausanierung und Fremdwasserflutung soll der See zur Bereitstellung von Brauchwasser dienen und als Badegewässer mit natürlichem Fischbestand genutzt werden. Die Herkunftsräume des Tagebausees Scheibe sind in nahezu allen Bereichen durch schwach saures bis circum neutrales Grundwasser gekennzeichnet. Der künftige See erhält die wesentlichen Grundwasserzuflüsse von Süden aus der Hoyerswerda-Weißkollmer Rinne. Im abgesenkten Zustand wird der Tagebausee Scheibe auch von Norden über die Burger Ausräumung aus der Kippe Spreetal und aus dem Tagebausee Burghammer angeströmt.

Der See Scheibe liegt überwiegend im Einzugsgebiet der Kleinen Spree und reicht mit seinem westlichen Teil über die frühere Wasserscheide bis ins Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Die Kleine Spree ist zwischen Weißkollm und Burg an den Ostrand des Tagebaus verlegt worden.

Gegenwärtig füllt sich der Tagebausee Scheibe mit aufgehendem Grundwasser. Die Flutung ist planmäßig ab Anfang 2001 mit Wasser aus der Kleinen Spree vorgesehen. Als Zuleiter wird der Altlauf der Kleinen Spree genutzt und auf eine Kapazität von 2 m³/s ausgebaut. Der südlich des Tagebausees verlaufende Schwarze Graben wird in den See einmünden. Er hat eine Kapazität von 0,5 m³/s. Die Ableitung aus dem See erfolgt bei einer Ausbaupkapazität von 2 m³/s über den Altlauf der Kleinen Spree im Bereich der Ortslage Burg.

8.2.13.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die angewandte Abbautechnologie ist für die Morphometrie des zukünftigen Tagebausees Scheibe verantwortlich. Der Tagebau erstreckte sich im Parallelabbau von Ost nach West. Bis 1987 wurden die Abraummassen auf die Außenkippe des Tagebaues Lohsa verstürzt. Danach begann die Innenverkipfung im Tagebau Scheibe. Dadurch entsteht ein See, der sich von West nach Ost über eine Länge von ca. 5,1 km und von Nord nach Süd über eine Breite von ca. 1,7 km ausdehnen wird (Tab. 59).

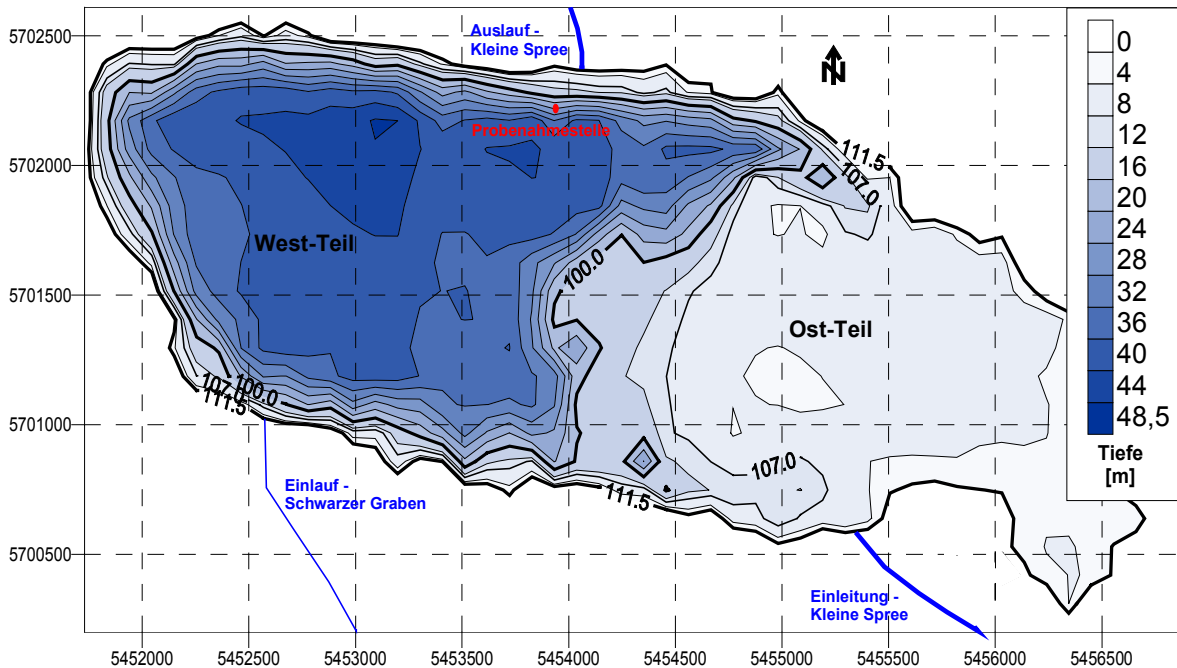


Abb. 119: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 111,5 mNN (BTUC 1997 e)

Tab. 59: Morphometrische Daten vom Tagebausee Scheibe (BTUC 1997 e)

Endwasserstand	[mNN]	+111,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	116,1
Seefläche	[Mio. m ²]	7,09
maximale Tiefe	[m]	48,5
mittlere Tiefe	[m]	16,4
maximale Länge	[m]	5219
maximale Breite	[m]	1842
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	2,04
Tiefengradient	[-]	5,9
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

Der gesamte See wird von gewachsener Böschung umschlossen. Im Osten wird sich ein Flachwasserbereich von ca. 2 bis 6 m Tiefe einstellen. Der Westteil des Sees wird Tiefen von maximal 48 m aufweisen. In der Tab. 59 sind

morphometrische Daten des künftigen Sees beim Endwasserstand von +111,5 mNN zusammengefaßt (Abb. 119).

Im Zeitraum der Beprobung des Tagebausees durch die BTU Cottbus war der gesamte tiefere westliche Teil des ehemaligen Tagebaues mit Grundwasser gefüllt. Alle Uferböschungen sind unbefestigt und instabil. Deshalb wurden nur Uferproben entnommen.

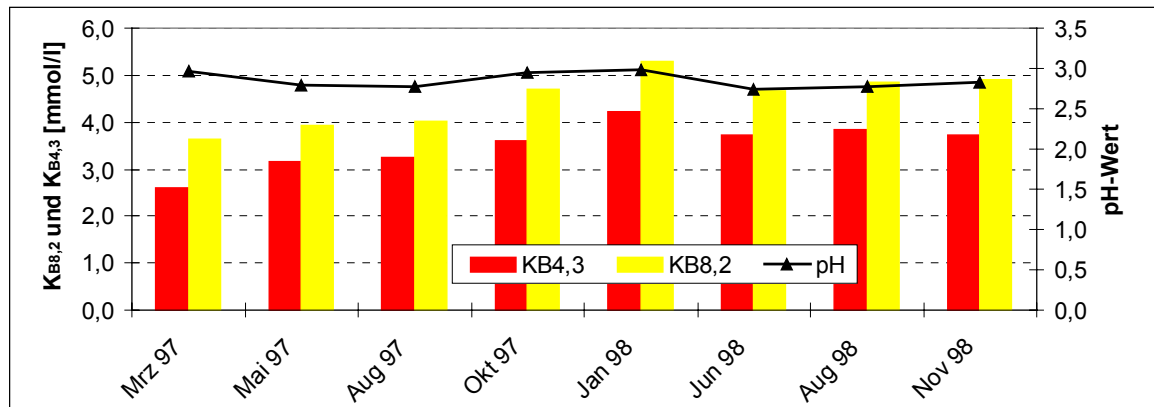


Abb. 120: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Scheibe (BTUC 1999 f)

Der See ist mit K_{B4,3}-Werten zwischen 2,6 und 3,6 mmol/l bzw. mit K_{B8,2}-Werten zwischen 3,6 und 4,7 mmol/l bei einer Schwankungsbreite der pH-Werte zwischen 2,7 und 3,2 als sehr sauer einzustufen (Abb. 120). Insgesamt ist eine Tendenz zum Anstieg der Säurebelastung über den Untersuchungszeitraum zu verzeichnen, was in diesem frühen Stadium der Entwicklung des Sees auf die wachsende Boden-Wasser-Kontaktfläche bei vergleichsweise geringem Volumen zurückzuführen ist.

Die elektrische Leitfähigkeit liegt zwischen 1530 und 1610 µS/cm. Dies weist auf relativ hohe Konzentrationen gelöster Ionen hin.

Nach der Ionenzusammensetzung ist das Seewasser als Calcium-Magnesium-Sulfatwasser mit hohen Eisen- und Aluminiumkonzentrationen zu charakterisieren.

Eisen, Aluminium und Mangan liegen entsprechend der besseren Löslichkeit unter sauren Bedingungen in hohen Konzentrationen vor. So betragen die Gesamteisenkonzentrationen für die in Lösung befindliche Fraktion fast durchgehend rund 40 mg/l. Mangan erreicht Werte zwischen 2 und 4 mg/l. Aluminium liegt in Konzentrationen zwischen 4 und 9 mg/l vor.

Die im See ermittelten Bakteriendichten liegen bei rund 600000 Zellen/ml. Die größten Dichten werden von Stäbchen mit Größen über 1 µm erreicht. Autotrophes Picoplankton wurde nicht gefunden.

Im Phytoplankton des Sees konnten bisher nur drei Taxa aus zwei Klassen nachgewiesen werden. Die mit den höchsten Abundanzen und Biovolumina auftretenden Arten sind *Scourfieldia cordiformis* und *Ochromonas spp.* Daneben wurde die Gattung *Chlamydomonas* aus der Klasse der Chlorophyceen gefunden. Das Gesamtbiovolumen bleibt unter 1 mm³/l. Insgesamt bestätigt die Phytoplanktonuntersuchung die bisher sehr niedrige Primärproduktion im Tagebausee.

Das Zooplankton des Sees setzt sich bisher ausschließlich aus sechs Rotatorienarten zusammen. Bei sehr starken zeitlichen Abundanzschwankungen wurden die höchsten Dichten von *Brachionus sericus* und *Cephalodella gibba* erreicht. Daneben kommen zumindest zeitweilig *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii*, *Lecane lunaris* und Arten aus der Gruppe der Bdelloidea vor. Alle vorkommenden Arten gelten als wenig spezialisiert und zeigen eine weite Verbreitung. Sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Benthos.

8.2.13.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Prognosen besagen, daß selbst bei vergleichsweise günstigen hydrogeochemischen Verhältnissen in den Herkunftsräumen des Tagebausees Scheibitz bis zum Jahr 2020 keine pH-neutralen Verhältnisse erreicht werden. Im Tagebausee Scheibitz werden zwei morphologisch unterschiedliche Bereiche entstehen. Während der Westteil mit seiner großen mittleren Tiefe von rund 26 m und einem Verhältnis des Hypo- zu Epilimnionvolumens von 4,5 in den Sommermonaten einen thermisch stabil geschichteten Wasserkörper ausbilden wird, in dem sich natürlicherweise eine Primärproduktion auf oligotrophen Niveau einstellen würde, weist der Ostteil nur eine mittlere Tiefe von rund 7 m und ein Volumenverhältnis unter 0,5 auf. Die Schichtung während der Stagnationsperioden wird in diesem Seeteil daher relativ instabil sein, und durch die Morphologie wird ein höherer Grad der Trophie gefördert.

Die Trophieentwicklung im See wird jedoch in erster Linie von der pH-Entwicklung bestimmt werden. Bei anhaltend hohen Wasserstoff- und Eisenkonzentrationen wird aufgrund einer effektiven Phosphorfällung der See trotz höherer Nährstoffeinträge mit dem Flutungswasser oligotroph bis schwach mesotroph bleiben. Die zur Neutralisation notwendige deutliche Erhöhung der Flutungswassermenge aus der Kleinen Spree führt zwar zu einem Anstieg der Nährstofffracht in den See und zu einer Verkürzung der Aufenthaltszeiten, die dadurch bedingte Eutrophierung fällt jedoch gering aus und macht sich vor allem im flachen östlichen Teil bemerkbar, wo sich langfristig meso- bis maximal schwach eutrophe Bedingungen einstellen können. Durch die Einleitung des Flutungswassers in diesen Seeteil stehen die Nährstoffe dort auch unmittelbar zur Verfügung. Die Primärproduktion im westlichen Seeteil wird sich dagegen eher im oligo- bis schwach mesotrophen Bereich bewegen. Aus trophischer Sicht ergeben sich damit bei einer Erhöhung der vorgesehenen Flutungswassermenge keine wesentlichen nachteiligen Auswirkungen auf die See-Entwicklung, die zu Einschränkungen der geplanten Badenutzungen führen könnten.

8.2.14 Sedlitz

8.2.14.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee Sedlitz liegt im Nordwesten der Restlochkette Sedlitz-Skado-Koschen und befindet sich ausschließlich auf dem Territorium des Landes Brandenburg, im Kreis Oberspreewald Lausitz.

Westlich des Sees ist die Ortslage Sedlitz und nördlich die Ortslage Lieske zu finden, in circa 25 km südwestlicher Entfernung von Cottbus.

Abb. 121: Der Tagebausee Sedlitz im Sommer 1997 (Foto: Mike Hemm)

Geologisch gehört das Gebiet der Restlochkette zum Lausitzer Urstromtal als Teil des Breslau – Magdeburger Urstromtals.

Der Tagebausee Sedlitz ist aus den Hohlräumen des gleichnamigen Tagebaues hervorgegangen. Dessen Aufschluß begann im Jahr 1931 mit der Aufschlußbaggerung für das Feld Ilse-Ost (Hauptfeld), welches von 1960 bis 1980 ausgekohlt wurde. Das westlichste Restloch (Nordfeldbereich) entstand Anfang der 50er Jahre durch die Verlegung des Drehpunktes aus dem Aufschluß Ilse-Ost und das südlichste Restloch ist auf die Erschließung des Südfeldes von Ende der 40er bis Ende der 50er Jahre zurückzuführen.

Gegenwärtig sind Bereiche des ehemaligen Süd- und Hauptfeldes zum Teil mit Wasser gefüllt. Ab 2000 soll der Tagebausee Sedlitz aus dem Oberen Landgraben mit Wasser aus dem Einzugsgebiet Spree und nach Erreichen der hydraulischen Verbindung (bei +100 mNN circa 2007) zum überwiegenden Teil mit Wasser aus dem Tagebausee Skado geflutet werden. Der Endwasserstand von +101 mNN wird in der gesamten Restlochkette 2009 erreicht

8.2.14.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Bei Endwasserstand wird der Tagebausee Sedlitz die drei Restlöcher der Sedlitzer Teilfelder Nordfeld, Südfeld und Hauptfeld verbinden, wobei die ersten zwei südlich der großen Wasserfläche des Hauptfeldes in Form von Buchten verbleiben. Diese Konfiguration zieht eine geringe Wasserzirkulation in den Buchten nach sich, woraus eine unterschiedliche Wasserbeschaffenheit resultieren kann (Tab. 60).

Das schon zum Teil mit Wasser gefüllte südlichste Restloch entstand Ende der 40er bis Ende der 50er Jahre durch Erschließung des Südfeldes. Das relativ kleine Restloch ist im Westen und Norden von Kippen umgeben. Im Süden und Osten befinden sich gewachsene Böschungssysteme des Restpfeilers der ehemaligen Tagebaue Koschen bzw. Skado. Die Verbindung zum Hauptfeld besteht über die ehemalige Tagebauausfahrt aus dem Hauptfeld im Norden des Restlochs.

Die gekippten Uferböschungen befinden sich im Westen des Sees und die gewachsenen an der Nord- und Ostmarkscheide.

Tab. 60: Morphometrische (BTUC 1998 i) und limnologische Daten (Mischprobe vom 06.04.99) von Sedlitz (BTUC 1999 f)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+101,0	pH - Wert	[-]	3,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	202,2	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	2,62
Seefläche	[Mio. m ²]	12,92	Eisen (II)	[mg/l]	1,31
maximale Tiefe	[m]	43	Sulfat	[mg/l]	1900
mittlere Tiefe	[m]	15,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1970
maximale Länge	[m]	7000	TIC	[mg/l]	0,3
maximale Breite	[m]	5500	TOC	[mg/l]	1,2
Uferentwicklung	[-]	1,94	Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,33
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,9	Gesamtphosphor	[µg/l]	8
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,0
Tiefengradient	[-]	4,7	Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Seit 1995 wird das Gewässer regelmäßig durch die BTU Cottbus untersucht. Die dargestellten Wasserbeschaffenheitsparameter (Tab. 60) haben sich in dem betrachteten Zeitraum nicht verändert (Abb. 122). Die pH-Wert- und K_B-Wert-Entwicklung in dem Gewässer weist keine großen Schwankungen auf.

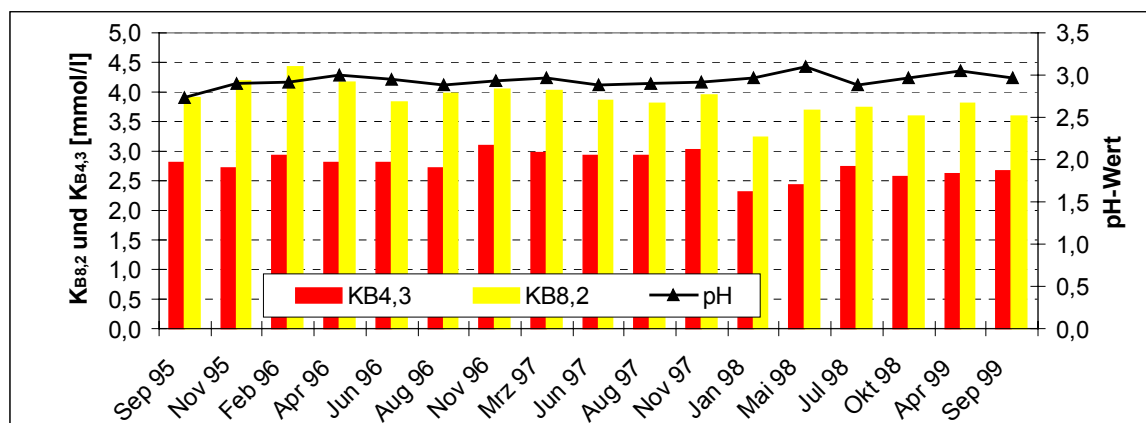


Abb. 122: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Sedlitz (BTUC 1999 f)

Die in den Seen ermittelten Bakteriendichten schwanken sehr stark und liegen in Sedlitz zwischen 10000 und 970000 Zellen/ml.

Im Gewässer konnten acht Phytoplanktonarten nachgewiesen werden: *Eunotia exigua*, *Nitzschia* sp., *Chlamydomonas* spp., *Scourfieldia cordiformis*, *Rhodomonas minuta*, *Chromulina* sp., *Ochromonas* spp. und *Lepocinclis ovum*.

Das Zooplankton setzt sich ausschließlich aus Rotatorien zusammen. Sechs Taxa wurden in Sedlitz gefunden: *Bdelloidea*, *Brachionus sericus*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella gibba*, *Elosa worallii* und *Lecane lunaris*.

8.2.14.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

In der Anfangsphase der Flutung, in welcher der Tagebausee Sedlitz ausschließlich und mit einem vergleichsweise geringen Volumenstrom aus dem Oberen Landgraben beschickt wird, dominiert weiterhin der Grundwasserzufluß aus den südlich gelegenen Kippenpfeilern. Das Kippengrundwasser, welches auch derzeit die Beschaffenheitsparameter bestimmt, zeigt hier zum Teil sehr hohe Säuregrade, so daß bis 2006 keine wesentlichen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit im Tagebausee Sedlitz zu erwarten sind. Erst mit Überleitung von Bluno nach Skado und von Skado nach Sedlitz erfährt die Hydrochemie des Tagebausees eine nachhaltige Entwicklung. Diese verläuft dann synchron mit der Entwicklung des Tagebausees Skado, da der Grundwasserzustrom durch die ausgeglichenen Wasserstände in den Tagebauseen vernachlässigbar gering wird. Ohne Aufbereitung des Überlaufwassers von Bluno nach Skado wird damit auch Sedlitz mittelfristig sauer bleiben, durch Wasseraufbereitung am Auslauf Bluno dagegen ist eine Neutralisation von Sedlitz bis 2011 zu erreichen.

Wegen des großen Tagebauseevolumens und der geringeren hydraulischen Gradienten im Umfeld wird die Wiederversauerungsgefahr für Sedlitz trotz seiner ungünstigen Exponierung bezüglich tangierender Kippen und benachbarter Tagebauseen als eher gering eingeschätzt.

Bei mittelfristig sauren Verhältnissen im Tagebausee Sedlitz wird dieser sowohl mit als auch ohne Neißeüberleitung oligotroph bleiben, da der mit dem Flutungswasser eingeleitete Phosphor unter diesen Bedingungen im Sediment festgelegt wird. Sobald allerdings neutrale Verhältnisse erreicht werden und im Hypolimnion anoxische Bedingungen während der Sommerstagnation auftreten, kann der im Sediment abgelagerte Phosphor ein Eutrophierungspotential darstellen. Die Neißeüberleitung könnte sich damit aufgrund verstärkter Phosphoreinträge langfristig als ungünstig auf die Trophieentwicklung des Tagebausees Sedlitz auswirken.

Die Nährstoffeinträge über den Oberen Landgraben bzw. die anderen Tagebauseen sind dagegen als so gering zu bewerten, daß auch unter neutralen Bedingungen in Sedlitz Oligotrophie zu erwarten ist. Aus trophischer Sicht sind somit insgesamt keine Einschränkungen hinsichtlich einer angestrebten Nutzung des Tagebausees Sedlitz als Badegewässer und als Bereitstellungsgewässer für Brauchwasser zu erwarten.

8.2.15 Skado

8.2.15.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee Skado gehört neben Koschen und Sedlitz zu einer Restlochkette, welche im Bereich der Landesgrenze zwischen dem Land Brandenburg im Norden und dem Freistaat Sachsen im Süden liegt.

Skado als der im Nordosten gelegene Teilbereich dieser Seenkette befindet sich überwiegend im Freistaat Sachsen (Landkreis Kamenz) und nur teilweise im Land

Abb. 123: Der Tagebausee Skado im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

Brandenburg. Im Osten grenzt das Tagebaugewässer Skado an die Ortslage Klein Partwitz, an die sich wiederum der Tagebausee Spreetal-Bluno anschließt.

Der Tagebausee Skado ist aus den Hohlräumen des gleichnamigen Tagebaues hervorgegangen.

Die Aufschlußarbeiten für den Tagebau Skado begannen bereits im Jahr 1939. Erst 1955 begann der eigentliche Regelbetrieb mit dem Abbau des Hauptfeldes (Westteil des Kohlefeldes), welcher 1972 abgeschlossen wurde. Im Anschluß daran kam es bis 1975 zum Abbau des Ostfeldes.

Die ehemaligen Abbaufelder sind durch die Großpartwitzer Rinne getrennt, so daß der im Restloch Skado entstehende Tagebausee eine durch die angewandte Abbautechnologie geprägte morphologisch stark differenzierte Form hat.

Der Tagebausee Skado ist derzeit teilgefüllt, wobei der Anteil des Grundwassers dominiert. Die Restseenkette Sedlitz-Skado-Koschen ist dabei von nahezu allen Seiten von bergbaubeeinflußtem Grundwasser umgeben. Auch das Grundwasser der inneren Kippenstrukturen hat überwiegend sauren Charakter, woraus insgesamt die extreme aktuelle Wasserbeschaffenheit in Skado resultiert.

8.2.15.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der im Restloch Skado entstehende Tagebausee weist eine morphologisch stark differenzierte Form auf. Sie ist durch die im ehemaligen Tagebau Skado angewandte Abbautechnologie geprägt. Die ehemaligen Abbaufelder Skado-Hauptfeld und Skado-Ostfeld sind durch die flözfremde Großpartwitzer Rinne getrennt. Sie wurde nicht abgebaggert und ist in Form einer Halbinsel erhalten geblieben. Die Kombination unterschiedlicher Abbautechnologien wirkt sich auch auf die Morphologie (Tab. 61) des Seebodens und die Wasserzirkulation im entstehenden Gewässer aus. Die Uferböschungen fallen alle sehr steil zur Mitte des Sees hin ab.

Tab. 61: Morphometrische (BTUC 1998 i) und limnologische Daten (Mischprobe vom 06.04.99) von Skado (BTUC 1999 f)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+101,0	pH - Wert	[-]	2,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	126,6	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	6,19
Seefläche	[Mio. m ²]	9,78	Eisen (II)	[mg/l]	4,06
maximale Tiefe	[m]	48,6	Sulfat	[mg/l]	2200
mittlere Tiefe	[m]	12,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2300
maximale Länge	[m]	4920	TIC	[mg/l]	0,9
maximale Breite	[m]	3000	TOC	[mg/l]	3,6
Uferentwicklung	[-]	1,68	Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,84
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,7	Gesamtphosphor	[µg/l]	11
			Chlorophyll a	[µg/l]	0,9
Tiefengradient	[-]	5,7	Sichttiefe	[m]	2,4
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Das Braunkohlentagebaugewässer Skado wird seit 1995 von der BTU Cottbus untersucht. Die Beschaffenheitsparameter haben sich in diesem Zeitraum nur unwesentlich verändert (Tab. 61 und Abb. 124). Bei konstantem pH-Wert deutet sich aber eine Abnahme der Acidität an.

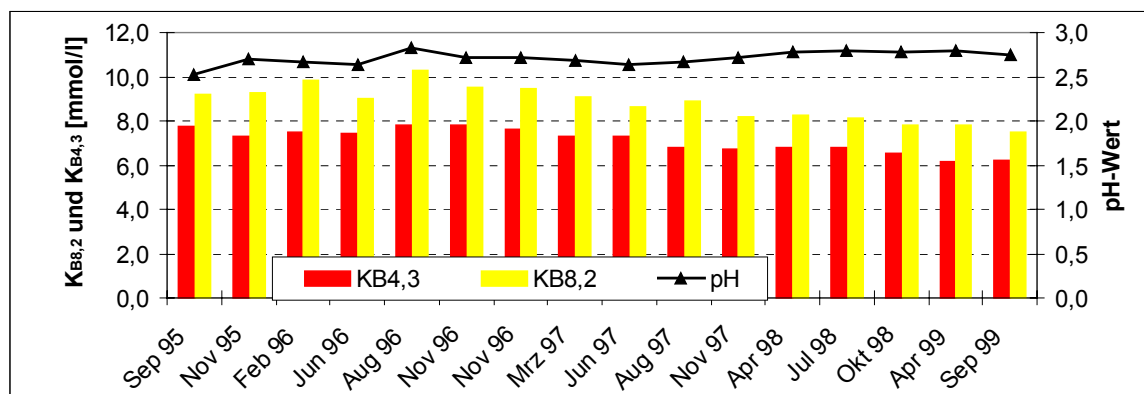


Abb. 124: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Skado (BTUC 1999 f)

Die in den Seen ermittelten Bakteriendichten schwanken sehr stark und liegen in Skado zwischen 110000 und 590000 Zellen/ml.

In Skado wurden acht Phytoplanktonarten nachgewiesen: *Eunotia exigua*, *Chlamydomonas* spp., *Chromulina* sp., *Cyathomonas* sp., *Ochromonas* spp., *Euglena mutabilis*, *Lepocinclis ovum* und *Peridinium umbonatum*.

Das Zooplankton setzt sich ausschließlich aus Rotatorien zusammen. Es wurden sechs Taxa gefunden: *Bdelloidea*, *Brachionus sericus*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii* und *Lecane lunaris*. Die Zooplanktonzönosen sind durch eine starke Abundanz- und Taxawechsel gekennzeichnet. Am stetigsten tritt *Cephalodella hoodi* auf.

8.2.15.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die weitere Entwicklung der Wasserbeschaffenheit wird maßgeblich durch das Flutungsregime beeinflusst werden. Im Zuge dessen sollte der See Skado voraussichtlich ab 1999 Flutungswasser aus der Schwarzen Elster, ab 2000 zusätzlich aus dem Einzugsgebiet der Spree sowie nach dessen Füllung aus dem Tagebausee Koschen erhalten. Die Flutung verzögert sich aber noch aufgrund von noch nicht abgeschlossenen Sanierungsarbeiten. Nach dem vorgesehenen Abschluß der Flutung des Tagebausee Spreetal-Bluno im Jahr 2006 steht dieses Wasser ebenfalls als Flutungs- bzw. Nachsorgewasser für Skado zur Verfügung.

Während dieser Flutungsmaßnahmen erreicht Skado zwar vergleichsweise schnell niedrigere Säuregrade, eine Neutralisation steht ohne zusätzliche Aufbereitungsmaßnahmen am Überlauf Bluno bis zum Jahr 2020 jedoch nicht in Aussicht. Durch die Aufbereitung des Überlaufwassers von Spreetal-Bluno nach Skado ist dagegen bereits die Einstellung pH – neutraler Verhältnisse im Jahr 2010 möglich. Bei kontinuierlicher Nachsorge besteht für den Tagebausee Skado eine vergleichsweise geringe Wiederversauerungsgefahr, obwohl der Zielstau von +101 mNN unterhalb des natürlichen Wasserspiegels liegt und es somit zu einem permanenten Grundwasserzustrom kommt.

Die Trophieentwicklung wird vor allem von der Wasserstoffionenkonzentration und den mit dem Flutungs- und Nachsorgewasser zugeführten Phosphormengen bestimmt. Bei sauren Verhältnissen im Tagebausee Skado wird er auch unter hohen Phosphoreinträgen oligotroph bis schwach mesotroph bleiben, da in Verbindung mit den hohen Eisenkonzentrationen eine effektive chemische Bindung des eingetragenen Phosphors und seine Festlegung im Sediment sichergestellt sind. Der im Sediment abgelagerte Phosphor kann jedoch ein Eutrophierungspotential darstellen, sobald neutrale Verhältnisse im Gewässer erreicht werden und im Hypolimnion anoxische Bedingungen während der Sommerstagnation auftreten.

Der Tagebausee Skado soll zukünftig vorrangig für eine Freizeit.- und Erholungsnutzung, als wasserwirtschaftlicher Speicher sowie als naturnahes Fischgewässer genutzt werden.

8.2.16 Spreetal-Bluno (4 Seen)

8.2.16.1 Lage und Geschichte

Der künftige Tagebauseekomplex Spreetal-Bluno wird aus den Teilseen Nordschlauch, Nordrandschlauch, Bluno und Südostschlauch gebildet. Er befindet sich im Freistaat Sachsen, auf dem Territorium des Landkreises Kamenz und ist der Gemeinde Elsterheide zugeordnet ca. 30 km südwestlich von Cottbus.

Der ehemalige Tagebau Spreetal wurde 1906 mit der Grube "Hoffnung III" aufgeschlossen und dann in mehreren Teilfeldern des Kohlefeldes Spreetal, z. B. "Brigitta", "Bluno", "Klein Partwitz" und "Zusatzfeld Spreetal" fortgesetzt. Der Tagebau Spreetal wurde im Jahr 1944 im westlichen Anschluß an die Grube Brigitta aufgeschlossen. Der Tagebau Spreetal entwickelte sich im Parallelbetrieb in Nordwest-Richtung und wurde 1981 mit dem Abbau des Teilfeldes Kleinpartwitz in Höhe der Ortslage Bluno abgeschlossen. Südwestlich der künftigen Jahrescheiben 1969 bis 1973 wurde von 1955 bis 1968 der Tagebau Bluno abgebaut. Die Abraummassen wurden im Absetzerbetrieb verkippt. Der Nordteil des Feldes wurde 1975 bis 1978 als Teilfeld Bluno an den Brückentagebau Spreetal angeschlossen.



Abb. 125: Der Tagebausee Bluno (links) und Spreetal-Südostschlauch (rechts) im Sommer 1999 (Fotos: Mike Hemm)

Der künftige Tagebauseekomplex Spreetal-Bluno liegt im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster westlich der Kleinen Spree und nördlich der Schwarzen Elster. Das Gebiet nördlich des Restsees entwässert über den Unteren und Oberen Landgraben. Alle Teilseen werden über naturnah zu gestaltende Gräben miteinander verbunden. Der Endwasserstand in den Seen soll sich bei 104 mNN einstellen. Die Wasserhebung im Gebiet wurde erst 1998 eingestellt, so daß die aktuellen chemischen Parameter von aufgehendem und zufließendem bergbaubeeinflussten und zum überwiegenden Teil säurehaltigen Grundwasser beeinflusst werden.

Zur Zeit werden die Böschungen abgeflacht und mit Hilfe von Sprengverdichtungen befestigt. Als Vorfluter ist die Schwarze Elster und eine Überleitung aus dem Tagebausee Spreetal-Südostschlauch vorgesehen.

8.2.16.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die ehemaligen Tagebaue Spreetal und Bluno haben morphometrisch unterschiedliche Restlöcher hinterlassen, so daß für die Charakterisierung der

Morphometrie der zukünftigen Seen Spreetal-Blunos die morphometrischen Kenndaten der Teilseen in der Tab. 62 getrennt dargestellt werden.

Tab. 62: Morphometrische Daten von Spreetal-Bluno (BTUC 1998 m)

Tagebausee		Nord-schlauch	Nordrand-schlauch	Südost-schlauch	Bluno
Endwasserstand	[mNN]	+104,0			
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	30,76	63,95	3,11	53,67
Seefläche	[Mio. m ²]	1,32	3,48	1,28	4,46
maximale Tiefe	[m]	49,0	60,0	8,0	40,0
mittlere Tiefe	[m]	23,3	18,4	2,43	12,0
maximale Länge	[m]	3850	4060	3320	3820
maximale Breite	[m]	470	1760	880	2260
Uferentwicklung	[-]	2,15	-	2,47	1,73
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	2,49	1,65	0,03	1,02
Tiefengradient	[-]	6,9	7,7	1,2	5,0
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch		polymiktisch	dimiktisch

Die Teilseen werden eine sehr unterschiedliche Form haben (Abb. 126). Der größte See wird Bluno werden, der kleinste und flachste der Südostschlauch. Im Nordschlauch und Nordrandschlauch werden zum Teil sehr steile Böschungen entstehen. Dies kann dazu führen, daß sich in den beiden Teilseen meromiktische Verhältnisse nach Berger (1955) einstellen können.

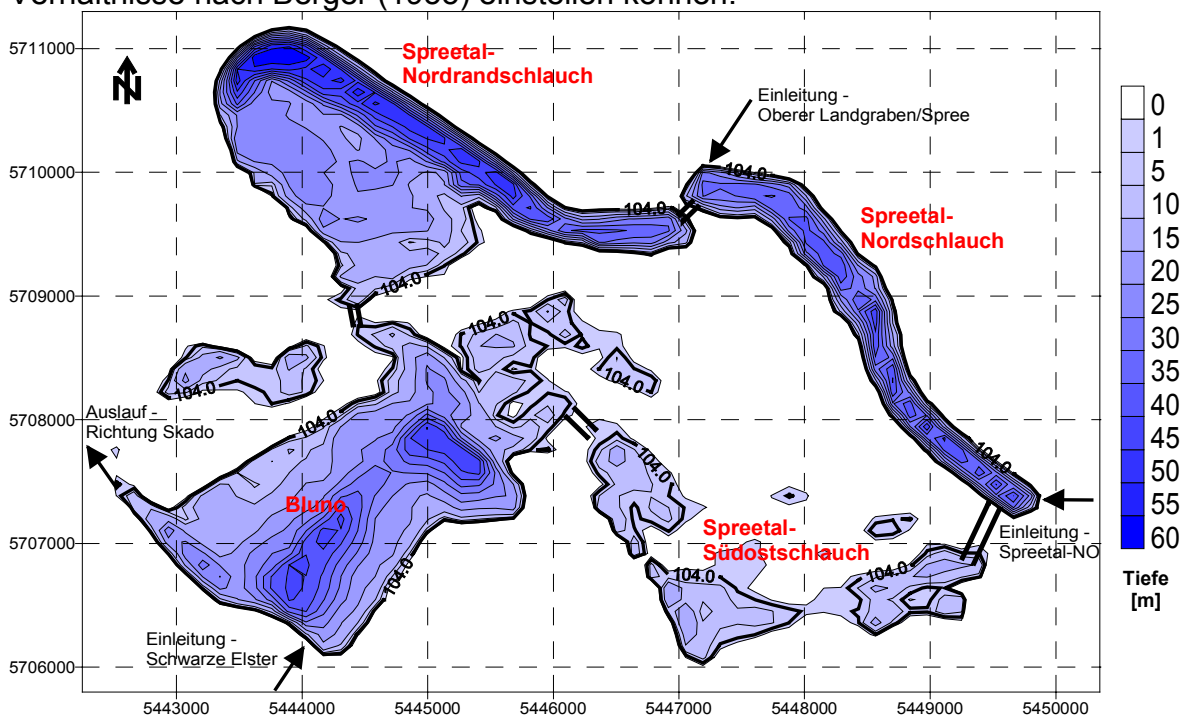


Abb. 126: Seekonturen mit künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 104,0 mNN im Seenkomplex Spreetal-Bluno (BTUC 1998 m)

Von den vier Teilseen wurden durch die BTU Cottbus nur die Teilseen Bluno und Nordrandschlauch untersucht. Der Nordschlauch und der Südostschlauch konnten aufgrund von nicht vorhandenen Zugangsmöglichkeiten nicht untersucht werden.

Tab. 63: Limnologische Daten von Bluno und dem Nordrandschlauch (BTUC 1999 m)

Profilmischproben vom:		Bluno (Sep. 1999)	Nordrandschlauch (Okt. 1997)
pH - Wert	[-]	2,8	2,8
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	4,45	7,1
Eisen (II)	[mg/l]	1,44	1,2
Sulfat	[mg/l]	1066	1600
Leitfähigkeit	[µS/cm]	2350	2700
TIC	[mg/l]	0,5	2,2
TOC	[mg/l]	3,7	1,6
Gesamtstickstoff	[mg/l]	3,2	3,0
Gesamtphosphor	[µg/l]	9	14
Chlorophyll a	[µg/l]	5	1,0
Sichttiefe	[m]	2,0	1,5

Der See Bluno ist mit seinen konstanten K_{B4,3}-Werten zwischen 4 und 5 mmol/l bzw. mit K_{B8,2}-Werten zwischen 5 und 6 mmol/l bei einer ebenfalls relativ geringen Schwankungsbreite der pH-Werte zwischen 2,7 und 3,0 als stark sauer einzustufen (Abb. 127). Im Nordrandschlauch sind die Wasserverhältnisse vergleichbar.

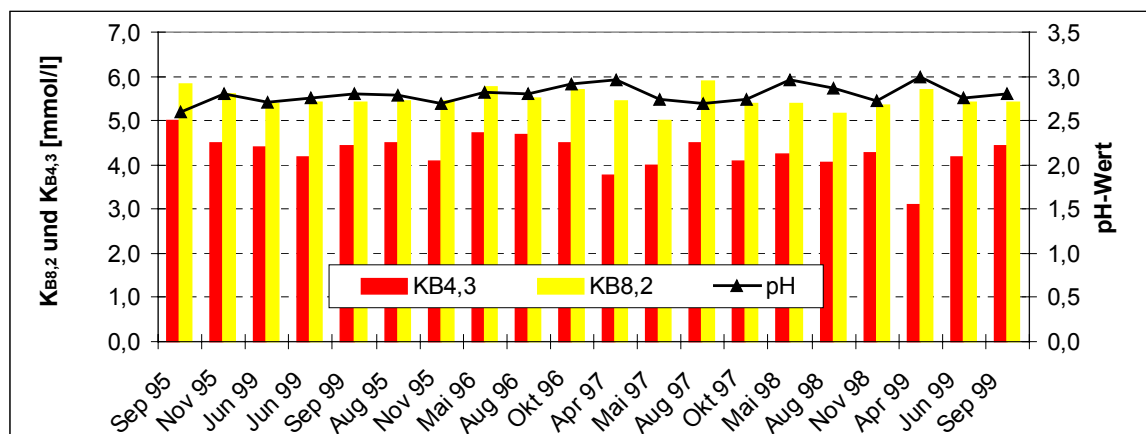


Abb. 127: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Bluno (BTUC 1999 f)

Der Ionenzusammensetzung nach ist das Wasser in beiden Teilseen als Calcium-Magnesium-Sulfatwasser (Nordrandschlauch: Ca ≈ 350 mg/l, Mg ≈ 80 mg/l, SO₄ ≈ 1600 mg/l; Bluno: Ca ≈ 210 mg/l, Mg ≈ 40 mg/l, SO₄ ≈ 1000 mg/l) mit hohen Eisen-

(Fe_{ges.} ≈ 170 mg/l bzw. 70 mg/l) und Aluminiumkonzentrationen (Al ≈ 11 mg/l bzw. 6 mg/l) zu charakterisieren.

Die in Bluno ermittelten Bakteriendichten schwanken sehr stark und liegen zwischen 100000 und 4,2 Mio. Zellen/ml. Die größten Dichten werden von Stäbchen mit Größen über 1 µm erreicht.

Im Phytoplankton des Restsees Bluno konnten sieben Arten nachgewiesen werden: *Eunotia exigua*, *Nitzschia* sp., *Chlamydomonas* spp., *Chromulina* sp., *Ochromonas* spp., *Euglena mutabilis* und *Lepocinclis ovum*.

Das Zooplankton sich ausschließlich aus Rotatorien zusammen. Es konnten fünf Taxa im Zooplankton nachgewiesen werden: *Bdelloidea*, *Brachionus sericus*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella* f. *hoodi* und *Elosa worallii*. Die Zooplanktonzönose in Bluno ist gekennzeichnet durch starke Abundanz- und Taxawechsel. Am stetigsten tritt die Art *Cephalodella hoodi* auf, die an mehreren Terminen auch die höchsten Abundanzen erreicht.

8.2.16.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Prognosen besagen für den Nordschlauch, daß frühestens nach 8 bis 9 Jahren pH-neutrale Verhältnisse erreicht werden, wobei die Verfügbarkeit zusätzlicher Wasserressourcen zu einer wesentlich früheren Neutralisation führt. Die Chancen zur Neutralisation des Teilsees Nordrandschlauch sind wesentlich ungünstiger; mit der Neutralisation ist etwa 8 bis 10 Jahre nach dem Nordschlauch zu rechnen. Durch zusätzliche Wasserressourcen, z. B. durch die Neißeüberleitung, kann ein Zeitgewinn von etwa 4 Jahren erreicht werden. Im Teilsee Bluno werden die pH-sauren Verhältnisse bestehen bleiben.

Nach Flutungsabschluß besteht für alle Teilseen von Spreetal-Bluno eine latente Wiederversauerungsgefahr durch den Zustrom bergbaubeeinflussten Grundwassers. Eine Nachsorge ist für den Restsee Spreetal-Bluno grundsätzlich notwendig und langfristig anzulegen. Nur diese stellt eine Entsäuerung der Teilseen in Aussicht und schließt danach eine Wiederversauerungsgefahr aus.

Bis zum Erreichen neutraler pH-Werte ist mit keiner wesentlichen Verschlechterung der derzeit oligotrophen Bedingungen in den Teilseen zu rechnen, da der mit dem Flutungswasser eingetragene Phosphor durch die hohen Eisenkonzentrationen gebunden und sedimentiert wird.

8.2.17 Spreetal NO

8.2.17.1 Lage und Geschichte



Der künftige Tagebausee Spreetal-NO liegt im Landkreis Kamenz, Freistaat Sachsen. Er befindet sich im Osten des ehemaligen Tagebaus Spreetal und gehört zu den Territorien der Gemeinden Elsterheide und Spreetal. Er wurde 1980 in einem Teilfeld des Kohlefeldes Spreetal aufgeschlossen. Seine Stilllegung erfolgte im Jahr 1991. Insgesamt sind ca. 34 Mio. t

Abb. 128: Der Ostteil des Tagebausee Spreetal NO im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)

Rohbraunkohle gefördert worden. Die dafür notwendige Grundwasserabsenkung bis 80 m unter Gelände ist mit Filterbrunnen realisiert worden. Die LMBV ist der Sanierungsträger für den Sanierungsraum Spreetal.

Der künftige Restsee Spreetal-NO liegt im Bereich der früheren Wasserscheide zwischen den Einzugsgebieten von Spree und Schwarzer Elster, westlich der Kleinen Spree und nördlich der Schwarzen Elster. Die Gewässer in diesem Bereich sind von der Grundwasserabsenkung des Braunkohlebergbaus betroffen. Die Verbindung der Flüsse zum Grundwasser ist zum Teil noch unterbrochen, Gräben sind überbaggert oder trockengefallen. Ursprünglich waren mittlere bis geringe Grundwasserflurabstände typisch.

Bis zum Beginn der Flutung ist dem See kontinuierlich nur Grundwasser aus Nordosten, Norden und Westen zugeströmt. Seit November 1997 wird Filterbrunnenwasser aus den östlich angrenzenden Kippenrandriegeln eingeleitet. Bis Ende September 1999 betrug diese Flutungswassermenge ca. 8,8 Mio. m³. Seit Juni 1998 wird darüber hinaus Eisenhydroxidschlamm der Grubenwasserreinigungsanlage (GWRA) Schwarze Pumpe in den See eingespült - in den 16 Monaten insgesamt 1,4 Mio. m³ bzw. 0,03 m³/s. Ablaufwasser dieser Grubenwasserreinigungsanlage wird seit November 1998 zur Füllung des Sees genutzt. 25 Altlastenverdachtsflächen liegen zeitweise oder ständig im Zufließbereich des Tagebaurestsees Spreetal-Nordost (LMBV 1996).

8.2.17.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebau wurde im Schwenkbetrieb gegen den Uhrzeigersinn in nordwestliche Richtung mit dem Drehpunkt im Südwesten des Restlochs betrieben. Dadurch bekommt der entstehende Tagebausee die Form eines Dreiecks, wobei die nordöstliche und östliche Markscheide sowie die südliche Kippenböschung eine Steilböschung darstellen (Tab. 64). Die nordwestliche, gewachsene Abbauböschung mit den entsprechenden Abbauschnitten ist treppenförmig, wobei die Breiten der einzelnen Arbeitsebenen in östliche Richtung zunehmen. Mit seinen sehr steil abfallenden Ufern und der großen maximalen Tiefe von 58 m neigt der See zur Meromixis. Nach Berger (1955) läßt sich ermitteln, daß das Monimolimnion bei 42 m Wassertiefe beginnt.

Tab. 64: Morphometrische (BTUC 1997 f) und limnologische Daten (Mischprobe vom 25.10.99) von Spreetal NO (BTUC 1999 f)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+108	pH - Wert	[-]	3,4
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	97,35	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	0,53
Seefläche	[Mio. m ²]	3,20	Eisen (II)	[mg/l]	0,42
maximale Tiefe	[m]	58,0	Sulfat	[mg/l]	884
mittlere Tiefe	[m]	30,4	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1960
maximale Länge	[m]	3000	TIC	[mg/l]	0,6
maximale Breite	[m]	1750	TOC	[mg/l]	2,2
Uferentwicklung	[-]	1,22	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,7
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	3,16	Gesamtphosphor	[µg/l]	6
			Chlorophyll a	[µg/l]	0,8
Tiefengradient	[-]	7,3	Sichttiefe	[m]	1,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch/ meromiktisch			

Der Tagebausee Spreetal-NO war zu Flutungsbeginn im Sommer 1998 mit Basenkapazitäten von 11 bis 12 mmol/l ein extrem saures Gewässer. Seitdem konnte ein kontinuierlicher Abfall verzeichnet werden. Im November 1999 wurde ein Wert von $K_{B4,3} = 0,26$ mmol/l gemessen. Dagegen wies der pH-Wert bis Anfang 1999 relativ konstante Werte zwischen 2,5 und 2,9 auf. Erst seit Februar 1999 ist ein leichter Anstieg auf $pH \approx 3,5$ zu beobachten (Abb. 129).

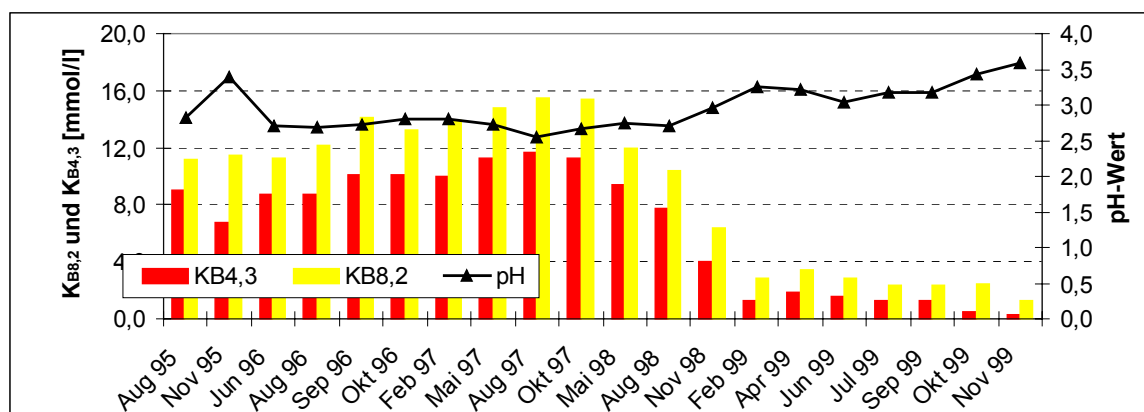


Abb. 129: Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Spreetal NO (BTUC 1999 f)

Die Sulfatkonzentration lag im See vor Flutungsbeginn um 1700 mg/l. Mit Beginn der Flutung ist sie stetig auf Werte von derzeit ca. 1200 mg/l zurückgegangen.

Auch die Metallkonzentrationen haben sich im Flutungszeitraum erheblich verringert. Die Konzentration des gelösten Eisen lag im Herbst 1997 noch bei 190 mg/l. Im Sommer 1999 wurden nur noch Konzentrationen um 6 mg/l ermittelt. Die Aluminiumkonzentration ging im gleichen Zeitraum von etwa 36 mg/l auf Werte von rund 10 mg/l zurück. Die Mangankonzentration verringerte sich von 6 mg/l vor Flutungsbeginn auf aktuell etwa 4 mg/l. Wegen der Einleitung von bergbaulich beeinflussten Wässern ist bei der Ammoniumkonzentration noch kein

Rückgang zu beobachten. Die Meßwerte liegen seit 1996 relativ konstant bei 2...3 mg/l. Es werden Nitratkonzentrationen unter 2 mg/l gemessen.

Die biologische Besiedlung befindet sich noch in einem Initialstadium mit niedriger Primärproduktion. Im Phytoplankton des Sees konnten bisher nur vier Gattungen mit insgesamt sechs Arten der Klassen Chlorophyceae und Chrysophyceae nachgewiesen werden. Die Biovolumina spiegeln vor allem den Entwicklungsgang der häufigsten Gattung *Ochromonas* im Gewässer wider.

Das Zooplankton des Restsees setzt sich bisher ausschließlich aus Rotatorien zusammen. Die höchsten Abundanzen werden an fast allen Untersuchungsterminen von *Cephalodella cf. hoodi* erreicht. Daneben kommen *Brachionus sericus*, *Cephalodella gibba*, *Elosa worallii* und Arten aus der Gruppe der Bdelloidea vor.

8.2.17.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit während der Flutung läßt im Tagebausee zum Ende der Flutung eine pH-neutrale Wasserbeschaffenheit erwarten. Es muß aber eine Nachsorge erfolgen, um pH-neutrale Verhältnisse dauerhaft zu gewährleisten. Von den morphologischen Bedingungen her würde sich im Restloch Spreetal-Nordost natürlicherweise ein oligotropher See entwickeln, der in den Sommermonaten eine thermisch stabile Schichtung mit einem sehr großen Hypolimnion von rund 70 % des Gesamtvolumens aufweisen wird. Die derzeit oligotrophen Verhältnisse im See werden sich erst mit Beginn der Einleitung nährstoffreicheren Flutungswassers aus der Kleinen Spree leicht verändern. Längerfristig ergeben sich für den See bei Aufrechterhaltung einer Nachsorge aus der Kleinen Spree z. B. im Jahr 2017 Gesamtposphorkonzentrationen zwischen 23 und 39 µg/l. Die Werte liegen im mesotrophen Bereich und haben keine Nutzungseinschränkungen aus trophischer Sicht zur Folge. Auch durch andere mit dem Flutungswasser eingeleiteten Stoffe werden keine unzulässig hohen Konzentrationen im Restsee entstehen.

Die durchgeführten Untersuchungen lassen damit eine insgesamt positive Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit im Hinblick auf die vorgegebenen Nutzungsziele (Erholung, Fischgewässer, beschränkte Speichernutzung) erwarten.

8.2.18 Tagebau Nochten

Der Tagebau Nochten befindet sich im Freistaat Sachsen an der nördlichen Landesgrenze zum Land Brandenburg, im Niederschlesischen Oberlausitzkreis. Er liegt westlich der Stadt Weißwasser.

Die Braunkohlelagerstätte wird von folgenden quartären Auswaschungsrinnen begrenzt: im Nordwesten die Grausteiner Rinne, im Westen die Zentrallausitzer Rinne und im Süden und Südosten die Nochten-Pecherner und die Sagarer Rinne.

Der Abbau der Braunkohle durch den Tagebau Nochten erfolgte bisher im Westfeld der Lagerstätte Nochten. Der Aufschluß des Tagebaues erfolgte 1958 im Raum Mulkwitz – Mühlrose. Die Aufschlußfigur wurde in den Jahren 1968 bis 1973 hergestellt. Ab 1973 wird Braunkohle gefördert. Die Förderung soll bis 2031 bzw. 2040 durchgeführt werden.

Am Ende wird ein ca. 1770 ha großer See bei einer Wasserspiegelhöhe von 118 mNN entstehen. Natürliche Vorfluter sind die Spree und die Struga. Der künftige See soll zur Naherholung genutzt werden (RPO-N 1993 a).

8.2.19 Tagebau Reichwalde

Der Tagebau Reichwalde befindet sich im Freistaat Sachsen an der nördlichen Landesgrenze zum Land Brandenburg, im Niederschlesischen Oberlausitzkreis. Er liegt südlich der Stadt Weißwasser, zwischen der B115 (Weißwasser - Görlitz) und der B156 (Weißwasser - Bautzen).

Etwa 60 % der Fläche des gesamten Baufeldes werden gegenwärtig von der Deutschen Bundeswehr als Truppenübungsplatz genutzt. Das Teilfeld Reichwalde-Süd, in dem gegenwärtig der Kohleabbau erfolgt, erstreckt sich auf einer Länge von ca. 8 km von West nach Ost und einer Breite von ca. 3 km von Nord nach Süd.

Die Braunkohlelagerstätte liegt am Südrand des Lausitzer Urstromtales und wird von folgenden pleistozänen Auswaschungsrinnen begrenzt:

- im Nordwesten die Schadendorfer und die Nochten-Pecherner Rinne
- im Südwesten die Boxberg-Krebaer Rinne und abzweigend davon die Reichwalder und Koseler Rinne
- im Osten die Daubitzer und Weißkeißel-Steinbacher Rinne
- als äußerste östliche Begrenzung die Uhsmannsdorfer Rinne.

Der Aufschluß des Tagebaues erfolgte von 1985 bis 1987. Ab 1987 wurde Braunkohle gefördert. Die Förderung soll bis 2027 bzw. 2034 durchgeführt werden. Die Förderkapazität des Tagebaues beträgt 14 Mio. t/Jahr. Die Kohle wird hauptsächlich zur Verstromung im 6 km entfernten Kraftwerk Boxberg eingesetzt.

Am Ende wird ein ca. 1490 ha großer See bei einer Wasserspiegelhöhe von 130 mNN und mit einem Volumen von ca. 310 Mio. m³ entstehen. Das Gewässer befindet sich im Einzugsgebiet der Spree. Die Vorfluter sind im Osten die Lausitzer Neiße und im Westen die Spree. Der künftige See soll zur Naherholung genutzt werden (RPO-N 1993 b).

8.2.20 Trebendorfer Felder (Halbendorfer See, Mulde D-Ost, Mulde B-West, Mulde B-Ost)

8.2.20.1 Lage und Geschichte

Die Tagebauseen der Trebendorfer Felder liegen im Freistaat Sachsen im Niederschlesischen Oberlausitzkreis zwischen den Ortschaften Trebendorf, Halbendorf, Schleife und Weißwasser.



Der Aufschluß und Betrieb des Tagebaues Trebendorfer Felder erfolgte in der Zeit von 1949 bis 1969. Die langgestreckten, kleinen, dicht zusammenliegenden Flözmulden wurden der Reihe nach abgebaut. So entstanden die Mulde A bis Mulde D. Die verbliebenen Senken haben sich infolge des Grundwasserwiederanstieges mit Wasser gefüllt. Es entstanden die Seen Mulde D-West (Halbendorfer See),

Abb. 130: Der Halbendorfer See im Sommer 1997 (Foto: Safetec GmbH Berlin)
Mulde D-Ost, Mulde B-West und Mulde B-Ost. Die Mulde A und C sind mit Abraummassen verkippt worden.

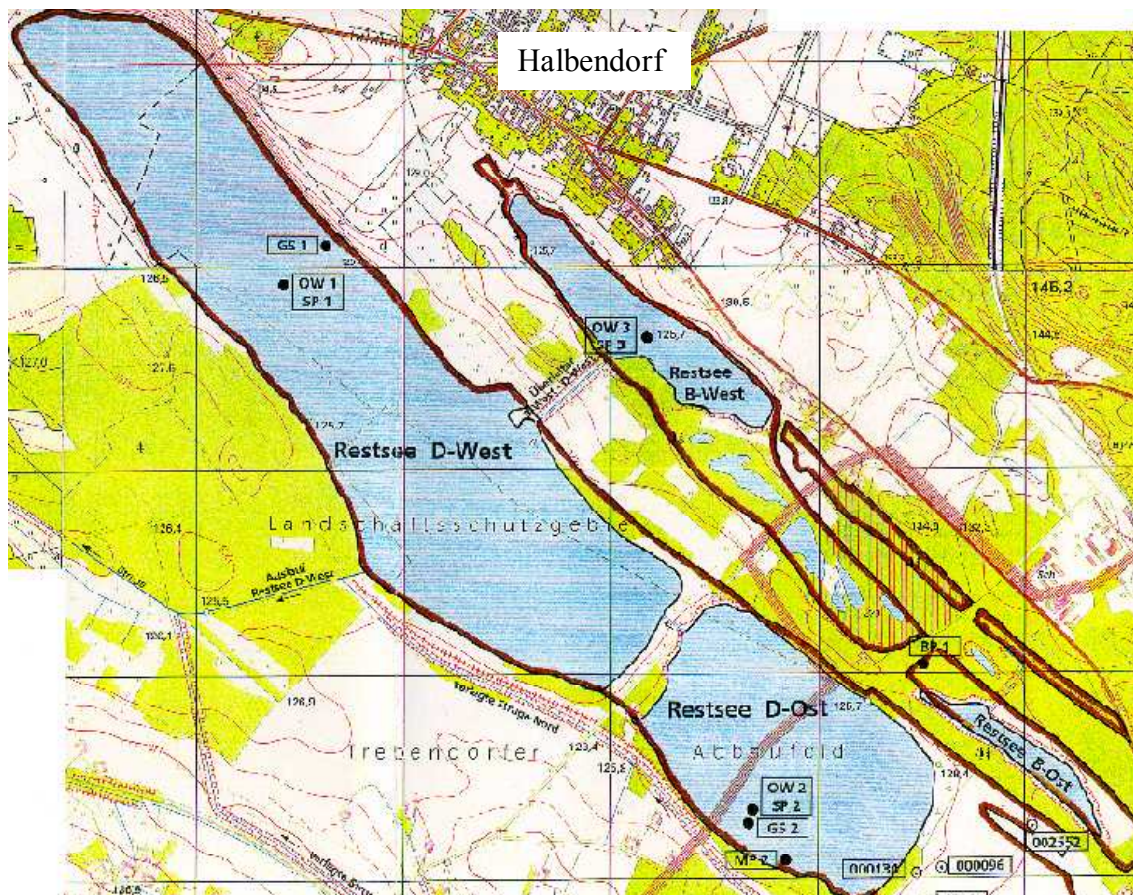


Abb. 131: Lage mit Seenkontur der Seen in den Trebendorfer Feldern (Safetec GmbH Berlin 1997)

Es ist eine Bergbaufolgelandschaft entstanden, die den Status Landschaftsschutzgebiet erhielt. Da die Sanierung des Umfeldes der Seen noch nicht abgeschlossen ist, stehen die Seen noch in der Verantwortlichkeit der LMBVmbH.

Das Gebiet gehört zum nordsächsischen Flachland an der Grenze zum Land Brandenburg. Es wird zum Lausitzer Becken- und Heideland mit der naturräumlichen Einheit des Niederlausitzer Grenzwalles zugeordnet und befindet sich bereits im Grenzbereich der Muskauer Heide. Geologisch gehört das Gebiet zu dem Muskauer Faltenbogen.

Der Grundwasserwiederanstieg ist abgeschlossen. Es hat sich der stationäre Endzustand eingestellt. Über Verbindungsgräben zwischen den Seen Mulde D-West, D-Ost und B-West wird ein einheitlicher Wasserstand garantiert.

Die Struga ist in diesem Umfeld der Hauptvorfluter. Sie ist stark vom Bergbau geprägt worden und ihre Wasserführung ist stark niederschlagsabhängig. Ende 1999 gab es noch keine oberirdischen Zuflüsse in die Seen. Lediglich der See Mulde D-West entwässert über einen Ableiter in die Struga. Es wird geprüft, ob eine Einleitung mit Wasser aus der Struga erfolgen soll.

8.2.20.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Morphometrie der Tagebauseen ist durch die anstehende Geologie und die damit verbundene Abbautechnologie geprägt. Da die Tagebauführung entlang des Kohleflözes folgte, sind in den langgestreckten, schmalen Mulden vier Seen entstanden.

Der kleinste der vier Seen ist die Mulde B-Ost. Sie ist nur 3,1 ha groß und 4 m tief. Der Halbendorfer See ist der größte und der tiefste See (Tab. 65).

Tab. 65: Morphometrische Angaben zum Halbendorfer See, Mulde D-Ost und Mulde B-West (Safetec GmbH 1997)

Tagebausee		Halbendorfer See Mulde D-West	Mulde D-Ost	Mulde B-West
Endwasserstand	[mNN]	+126,0		
Seewasservolumen	[Mio. m³]	6,7	2,0	0,5
Seefläche	[Mio. m²]	0,85	0,32	0,11
maximale Tiefe	[m]	27,2	16,3	10,0
mittlere Tiefe	[m]	7,9	6,3	4,5
maximale Länge	[m]	2160	740	810
maximale Breite	[m]	540	460	140
Uferentwicklung	[-]	1,5	4,19	7,58
Mixolimniontiefe	[m]	-	11,9	8,4
Tiefengradient	[-]	4,3	3,24	2,12
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	meromiktisch	meromiktisch

Aufgrund der morphologischen Gegebenheiten tendieren die Mulde D-Ost und die Mulde B-West zur Meromixie (nach Berger 1955).

Da der Halbendorfer See als Badesee genutzt wird, ist dieser auch von staatlicher Seite her untersucht worden (Hygieneinstitut Cottbus 1993; LUA-S 1997) (Abb. 132). In allen Seen ist der pH-Wert sehr niedrig (Tab. 66), was auf das sauer anströmende Grundwasser zurückzuführen ist. In der Mulde B-West ist dies im Epilimnion auch der Fall. Nur das Hypolimnion ist mit pH-Werten um 5,4 annähernd neutral. Das Sauerstofftiefenprofil weist im Hypolimnion anoxische Verhältnisse auf, was genauso wie die morphologischen Verhältnisse auf Meromixis hinweist.

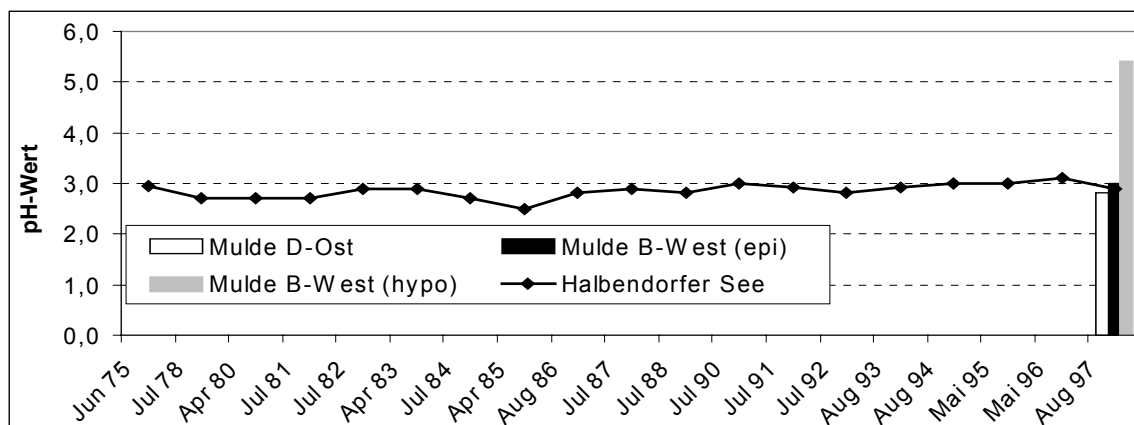


Abb. 132: Entwicklung des pH-Wertes im Halbendorfer See, Mulde D-Ost und Mulde B-West (epi = Epilimnion, hypo = Hypolimnion), (Hygieneinstitut Cottbus 1993, LUA-S 1997)

Die hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen (Tab. 66) belegen die für die Lausitz typische Bergbaubeeinflussung.

Tab. 66: Limnologische Daten zum Halbendorfer See, Mulde D-Ost und Mulde B-West (Safetec GmbH 1997)

Gewässer		Halbendorfer See	Mulde D-Ost	Mulde B-West
Probedatum: 19.08.97		Mulde D-West		
pH - Wert	[-]	2,9	2,8	3,0 (e); 5,4(h)
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	1,9	2,9	2,05
Eisen (II)	[mg/l]	0,48	0,7	1,2 (e); 50 (h)
Sulfat	[mg/l]	500	900	500
Leitfähigkeit	[µS/cm]	1150	1700	1100 (e); 1400 (h)
TIC	[mg/l]	0,4	0,4	0,9 (e); 30,5 (h)
TOC	[mg/l]	0,8	0,8	0,9 (e); 0 (h)
Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,0	4,5	1,8
Gesamtphosphor	[µg/l]	12	12	14
Chlorophyll a	[µg/l]	0,78	1,9	2,9
Sichttiefe	[m]	2,6	4,3	3,5

Die hohe TIC-Konzentration, wie auch der hohe pH-Wert in der Mulde B-West im Hypolimnion sind auf eine in den Jahren von 1973 bis 1976 durchgeführte Bekalkung zurückzuführen.

Die höchste Konzentration an Chlorophyll a mit 2,9 µg/l ist in der Mulde B-West bestimmt worden. Damit sind alle betrachteten Seen als oligotroph eingestuft worden.

Die Bakterienkonzentration mit Zellzahlen von 0,001 mm³/l ist sehr gering. In allen Tagebauseen bestreiten die Phytoplanktontaxa eine Hauptabundanz mit 82 bis 99 % die Chrysophyceae und mit 0,5 bis 17 % die Chlorophyceae. Weiterhin wurden in ganz geringen Anteilen auch die Euglenophyceae und die Bacillariophyceae bestimmt.

8.2.20.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aus hydrologischer und hydrochemischer Sicht hat sich bis zum Jahr 1997 in den Tagebauseen bereits seit langem ein annähernd stationärer Zustand eingestellt. Die Wasserbeschaffenheit ist von den niedrigen pH-Verhältnissen geprägt. Wenn die Randbedingungen nicht geändert werden und in absehbarer Zeit keine gezielten Eingriffe zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit vorgenommen werden, werden die Seen sauer und oligotroph bleiben.

8.3 Sachsen (Mitteldeutsch) (Hartwig Krumbeck)

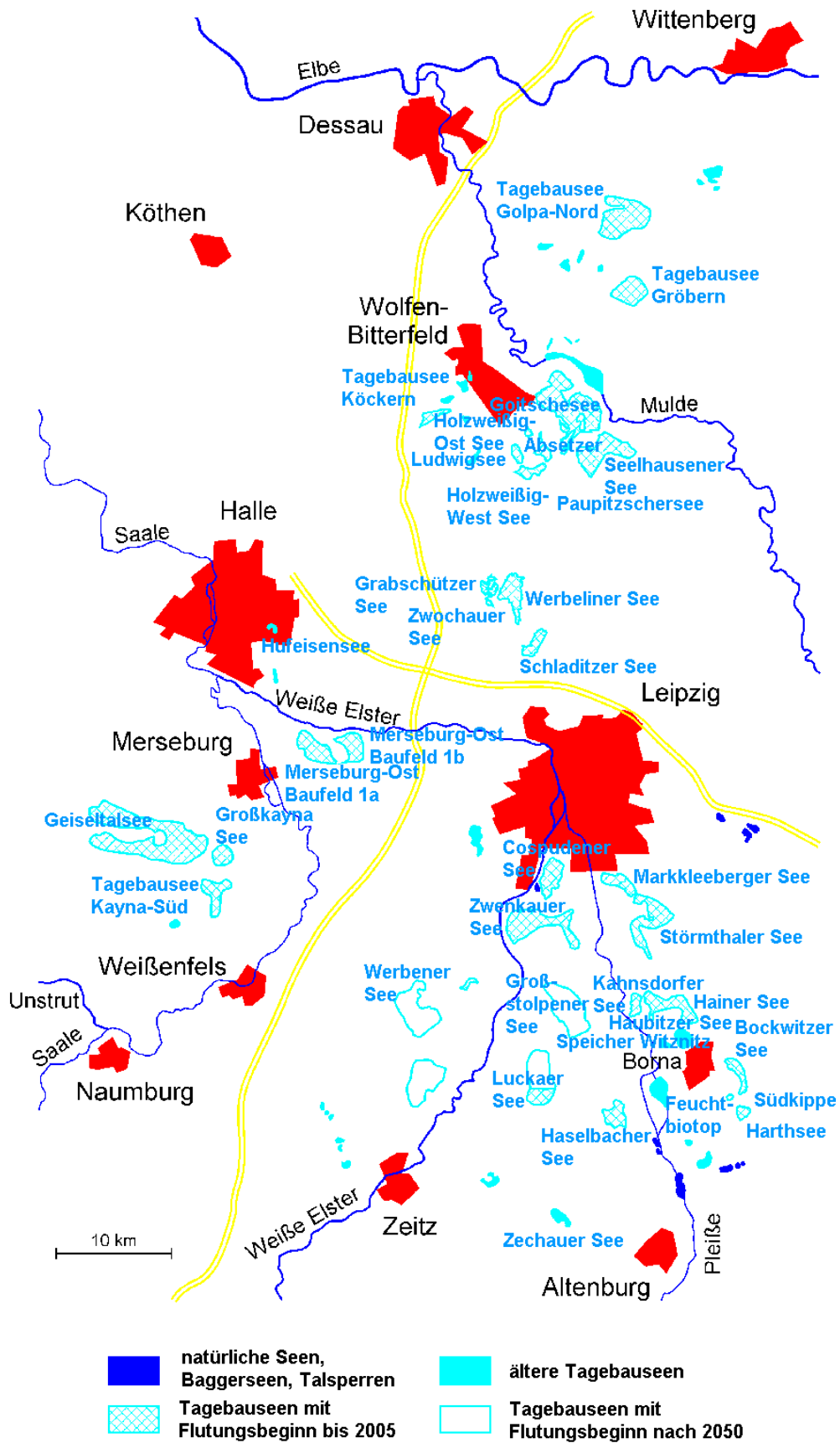


Abb. 133: Übersichtskarte der bestehenden und künftigen Tagebauseen im Mitteldeutschen Revier (verändert nach Schultze 2000)

8.3.1 Cospuden

8.3.1.1 Lage und Geschichte



Der Tagebau Cospuden liegt im Weißelsterbecken und grenzt unmittelbar an das südliche Stadtgebiet von Leipzig. Zur Deckung des Kohlebedarfs der Carbochemie wurde der Tagebau 1981 aufgeschlossen. Vorbereitende Arbeiten erfolgten bereits durch den angrenzenden Tagebau Zwenkau.

Abb. 134: Zulauf zum See Cospuden aus der Wasserüberleitung vom Tagebau Profen (Haferkorn et al. 1999)

Ab März 1991 wurde die Abraumbewegung eingestellt. Die Gewinnung der freigelegten Braunkohle erfolgte bis Oktober 1992. Die Tiefe des Tagebaus beträgt bis zu 40 m. Während der Laufzeit des Tagebaus wurden ca. 85 Mio. t Braunkohle gefördert. Das devastierte Gelände war vorwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzte Elsterauenlandschaft. Mit der Flutung des Restloches wurde bereits nach Einstellung der Wasserhebung im Tagebau ab November 1992 und der Zuführung von Wasser aus dem Filterbrunnenrandriegel des Tagebaus Zwenkau ab März 1993 begonnen. Im März 1998 wurde mit der Zufuhr von Wasser aus dem Tagebau Profen die Flutung intensiviert. Der stationäre Endwasserspiegel von +110 mNN wird im Jahr 2000 erreicht.

8.3.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Wässer im Tagebau Cospuden zeigen z.T. eine Versauerung durch Pyritoxidation. Diese Versauerung konzentriert sich auf den Südteil des Tagebaus und rührt offensichtlich von Sickerwässern aus den Kippen im Süden des Restsees. Nach Auskunft der Mitarbeiter der MIBRAG stammt ein großer Teil dieses sauren Wassers noch aus einer Rutschung in diesem Kippenbereich. Damit kann die Versauerung als für den Tagebau von nur begrenzter Bedeutung angesehen werden.

Die Verfügbarkeit an ist, ein neutrales Milieu vorausgesetzt, so klein, daß eine Eutrophierung nicht erwartet werden muß. Die Wässer sind für die Füllung eines Sees geeignet, sofern sie neutralisiert werden (Klapper & Schultze 1993 a).

Der Tagebau ist im derzeitigen Zustand dimiktisch, in den Sommern 1996 und 1998 lag die Sprungschicht bei 8 bis 10 m unter dem Seewasserspiegel. Während der Sommerstagnation kommt es im Hypolimnion am Seegrund zu anaeroben Verhältnissen. Im Nordbereich des Restloches, in der Nähe des gewachsenen Ufers wurde im April 1997 ein pH-Wert von 6,2 gemessen, im Südwesten im Kippenbereich liegt der pH-Wert zwischen 4,7 und 5 (April 1997). Der pH - Wert ist 1998 durch die Zufuhr des neutralen Wassers aus dem Tagebau Profen auf 6 im

Januar, bei späteren Probenahme auf 7 - 7,5 angestiegen. Der Sauerstoffgehalt liegt zwischen 9-12 mg/l (75-100%).

Das Wasser im Tagebausee ist gegenüber Säureeintrag z.B. aus den Kippenbereichen nur sehr schwach bzw. nicht gepuffert, die Säurekapazität (pH 4,3) $K_{S4,3}$ lag zum Jahresende 1998 an den drei Meßpunkten im See zwischen 1,3 und 1,6 mmol/l. Mit der Zuführung des gut gepufferten Grubenwassers aus dem Tagebau Profen ab März 1998 werden jedoch gemäß limnologischem Gutachten neutrale Verhältnisse im Restloch erreicht. Die Konzentration an gelöstem Eisen im Tagebausee ist mit Werten bis ca. 1 mg/l niedrig, was darauf hinweist, daß das Eisen bereits weitgehend als Fe (III) ausgefällt ist. Ausnahmen sind hohe Eisenkonzentrationen am Seegrund, bei denen gleichzeitig niedrige Sauerstoffgehalte (bzw. O_2 -Gehalt Null) beobachtet werden. Dies deutet auf den Zufluß sauerstoffarmer Grundwässer an diesen Stellen hin. Die Nährstoffe im Tagebausee sind im Falle des gelösten Phosphors (Orthophosphat) niedrig, wobei im Vergleich dazu Ammonium in reichlichem Überschuß vorhanden ist.

Tab. 67: Morphometrische und limnologische Daten (Mediane aus Daten von 6 Probenahmen) von Cospuden (Klapper & Schultze 1993 a, Geller & Packroff 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+110	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	107	$K_{S4,3}$ - Wert	[mmol/l]	1,4
Seefläche	[Mio. m ²]	3,98	Gesamteisen	[mg/l]	0,1
maximale Tiefe	[m]	46	Sulfat	[mg/l]	1070
mittlere Tiefe	[m]	26,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1500
maximale Länge	[m]	3400	DOC	[mg/l]	4,5
maximale Breite	[m]	1600	TOC	[mg/l]	0,7
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,67
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	5
			Chlorophyll a	[µg/l]	2
Tiefengradient	[-]	6,13	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]		dimiktisch		

Die Bakterienzahlen im Cospudener See entsprechen dem für nährstoffarme Gewässer typischen Bereich. Die maximalen Zellzahlen lagen bei $3,65 \times 10^6$ Zellen/ml. Picocyanobakterien wurden erstmalig für den Tagebausee Cospuden in den Proben vom 5.11.98 angetroffen. Dies ist auch ein Effekt des angestiegenen pH-Wertes, da Cyanobakterien nicht in versauerten Gewässern vorkommen.

Das Phytoplankton setzte sich aus Vertretern der Algenstämme Chromophyta, Chlorophyta sowie der Algenklasse Cryptophyceae zusammen. Die Zellzahlen schwankten zwischen $2,28$ und $5,99 \times 10^6$ Zellen/ml, die entsprechenden Biomassekonzentrationen zwischen 0,06 mg/l und 2,6 mg/l. Während des gesamten Untersuchungszeitraums wurden volvokale Phytoflagellaten der Gattung Chlamydomonas angetroffen. Im Unterschied zum Vorjahr tragen verstärkt Bacillariophyceen, dominiert durch die Art *Nitzschia acicularis*, im Plankton auf. *Kephyrion sp.* und *Chrysococcus sp.* bilden die Hauptvertreter der

Chrysomonaden. Die Cryptophyceen wurden im wesentlichen durch *Rhodomonas*- und *Cryptomonas*-Arten bestimmt.

Insgesamt lagen die ermittelten Zellzahlen und Biomassekonzentrationen auf einem niedrigen Niveau. Verglichen mit dem Vorjahr wird allerdings eine Zunahme von Phytoplanktonspezies deutlich, die für neutrale bis leicht saure Gewässer typisch sind (Bacillariophyceen). Verglichen mit nährstoffreichen, neutralen Seen, in denen die mittleren Biomassen weit über 10 mg/l liegen können, ist das Phytoplankton im Tagebau Cospuden sowohl im Artenbestand, als auch in der Abundanz, als noch gering ausgeprägt einzuschätzen.

Die Zelldichten und Biomassen der Ciliaten waren insgesamt gering. Es fehlen Vertreter des typischen Ciliatenplanktons. Auch die Dichte des Rotatorienplanktons war sehr gering. Es konnte ein Wechsel in der Artenzusammensetzung von *Brachionus* cf. *urceolaris* und *Rotatoria rotatoria* zu *Keratella quadrata* var. *hiemalis* (bis 19 Ind./l) als dominierende Spezies beobachtet werden. Das Crustaceenplankton mit ebenfalls geringen Abundanzen bestand fast ausschließlich aus cyclopoiden Copepoden, während calanoide Copepoden und Cladoceren als Einzelfunde auftraten.

Die pelagische Gemeinschaft im Restsee Cospuden scheint demnach mit einer gewissen Verzögerung auf den pH-Anstieg und die damit geänderten Umweltbedingungen zu reagieren (Geller & Packroff 1998).

Der Cospudener See war Ende 1998 ein Gewässer mit oligotropher Wasserbeschaffenheit.

8.3.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Den Zielen und Forderungen der Landesplanung entsprechend ist die Region des künftigen „Cospudener Sees“ als eine sichere, vielfach nutzbare und allseitig akzeptanzfähige sowie nachsorgefreie Bergbaufolgelandschaft zu gestalten. Wegen der verkehrsgünstigen Lage zur Großstadt Leipzig ist der Tagebausee zur Naherholung und als Landschaftssee vorgesehen. Die vorhandenen günstigen Bedingungen, wie Tiefe des Tagebausees, gleichzeitig mögliche Einleitung von qualitätsmäßig gutem Wasser aus dem Tagebau Zwenkau und Profen, sowie ein damit verbundener relativ kurzer Flutungszeitraum, lassen eine Nutzung des Sees als Badegewässer mit hohen Qualitätsanforderungen real erscheinen.

Bei der Überleitung von Zwenkauer Wasser ist nicht mit einer nachhaltigen Versauerung zu rechnen. Auf der Basis der vorliegenden limnologischen Aussagen und des dargestellten Flutungsregimes wird dabei für den entstehenden Tagebausee ein Badegewässer mit mesotrophem Charakter prognostiziert. Entsprechend seiner Beckenform kann der zukünftige See sogar oligotroph sein (Klapper & Schultze 1993 a).

8.3.2 Grabschützer Seen (3 Seen)

8.3.2.1 Lage und Geschichte



Im Delitzsch-Bitterfelder Braunkohlerevier gut 5 km südwestlich von Delitzsch entfernt, befindet sich der ehemalige Tagebau Delitzsch-Südwest. Von 1974 bis 1980 aufgeschlossenen, wurde er 1993 wegen rückläufigen Kohlebedarfs stillgelegt. Als Folge blieben drei Restlöcher zurück, zu denen u.a. der Grabschützer See zählt (s. Abb. 135).

Anfangs füllte sich das Restloch Grabschütz mit wiederansteigendem Grundwassers. Ab dem 08.12.1998 wird der Tagebausee mit 0,5 m³/s Wasser aus der Neuen Luppe unterhalb der Kläranlage Leipzig-Rosental geflutet.

Abb. 135: Lageskizze der Tagebauseen des Tagebaues Delitzsch-Südwest (Klapper et al. 1996)

Die Flutung mit Oberflächenwasser soll bis 2005 erfolgen. Verglichen mit der Wasserspiegelentwicklung in den anderen Restlöchern des Tagebaus erfolgt diese sehr langsam, so daß erst nach 2015 mit dem Erreichen des Endwasserstands gerechnet wird. Was auf die sehr geringen Grundwasserzuflüsse zurückzuführen ist.

8.3.2.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Bezeichnend für die entstehenden Grabschützer Seen sind ihre ausgedehnten Flachwasserbereiche. So erreichen nur 16 % der Fläche Tiefen über 5 m.

Tab. 68: Morphometrische Daten der künftigen Seen im Restloch Grabschütz (Klapper et al. 1996)

Endwasserstand	[mNN]	+99,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	3,7
Seefläche	[Mio. m ²]	0,98
maximale Tiefe	[m]	31
mittlere Tiefe	[m]	3,8
maximale Länge	[m]	1700
maximale Breite	[m]	1000
Uferentwicklung	[-]	1,7
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,11
Tiefengradient	[-]	4,91
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

Dem nördlich gelegenen See fehlen solche Tiefen gänzlich (Klapper et al. 1996). Sein Gewässergrund wird durch Kippen mit für Abraumförderbrücken typischen Rippenstrukturen gebildet. Morphometrisch betrachtet besitzen beide Gewässer optimale Voraussetzungen für die Ausbildung ausgedehnter Makrophytenbestände. Hinsichtlich des Stoffhaushaltes wird sich die ungünstige Hypo- zu Epilimnionrelation negativ auf den hypolimnischen Sauerstoffvorrat auswirken. Er wird in den sommerlichen Stagnationsphasen nicht ausreichen, um den aeroben Abbau organischer Substanzen zu gewährleisten. Demzufolge werden sich zeitweise sauerstofffreie Bedingungen einstellen, wie sie bereits bei den letzten Beprobungen 1998 durch die LMBV (StUFA 1999 b) festgestellt werden konnten.

8.3.2.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Für die Primärfüllung der Hohlform Grabschütz ist zu $\frac{2}{3}$ Grundwasser aus der Kippe verantwortlich. Der Rest wird vor allem durch Spenden aus dem Grundwasserleiter 1.5 gewährleistet, dessen Anteil langfristig auf 40 % steigt. Der hohe Anteil mineralisierten Kippengrundwassers stellt eine deutliche Versauerungsgefährdung für die Gewässer dar. Wegen mangelnder geochemischer Kenntnisse zum Gebiet lässt sich diese Gefahr bisher nicht quantifizieren. Eine Versauerung der 1998 (StUFA 1999 b) als neutral bis schwach alkalisch einzustufenden Gewässer konnte nicht festgestellt werden. Vielmehr entsprachen die Seen dem Calcium-Sulfat-Typ und zeichneten sich durch für Braunkohlentagebauseen niedrige Konzentrationen von Sulfat und Eisen sowie ein gutes Puffervermögen aus.

Die Phosphorbelastung des die Restlöcher primär füllenden Grundwassers lässt keine schnelle Eutrophierung erwarten (Klapper et al. 1996). Das bestätigen die letzten Untersuchungen zum Nährstoffangebot (StUFA 1999 b), nach der eine oligo- bis mesotrophe Einstufung, die durch die Werte für Chlorophyll und Phytoplanktonbiovolumen bestätigt werden, möglich ist. Diese allmählich einsetzende Eutrophierung unterstützt die großräumige Etablierung von Makrophyten statt einer massenhaften Entwicklung von Phytoplankton.

Bedingt durch den günstigen pH-Wert konnten mehr als 40 Phytoplanktonarten und ein großes Zooplanktonspektrum festgestellt werden (StUFA, 1999 b). Letzteres bildet die Grundlage für eine schnelle Etablierung eines Fischbestandes, der noch während der Füllphase nach gewässerökologischen Gesichtspunkten mit heimischen Fischarten aufgebaut werden soll. Um eine Gewässereutrophierung durch einen unausgewogenen Fischbestand zu verhindern, ist eine freizeitfischereiliche Nutzung der Gewässer nur vorgesehen, wenn die Befischung ausschließlich auf die Entnahme von natürlichem Aufwuchs abzielt. Bei beschränkter Erholungsnutzung der Gewässer sollen die Seen zu Landschaftsseen entwickelt werden, die vorrangig als weitestgehend ungestörte Sukzessionsareale fungieren sollen. Ihr besonderes Merkmal werden Wasserstandsschwankungen sein, die durch klimaabhängige Veränderungen des Grundwasserdargebotes ausgelöst werden. Wegen der großen Anteile von Flachwasserabschnitten und Feuchtgebieten im Bereich des Restloches Grabschütz wird eine starke Varianz der Gewässergröße zu beobachten sein.

8.3.3 Großstolpener See

8.3.3.1 Lage und Geschichte

Im Südraum von Leipzig, etwa 4 km südöstlich von Groitsch entfernt, liegt der Tagebau Vereinigte Schleenhain. In ihm wird voraussichtlich noch bis 2040/2045 Braunkohle gefördert. Obwohl hier wie üblich der Grundwasserspiegel abgesenkt wurde, befindet sich in einem Teilgebiet des Tagebaues der Großstolpener See. Dessen Existenz geht auf die Einleitung von Mischwasser (Grundwasser und Oberflächenwasser aus dem Einzugsgebiet) zurück. Auch in den nächsten zehn bis fünfzehn Jahren sollen mit diesen Einleitungen die Versickerungs- und Verdunstungsverluste ausgeglichen werden.

Der gegenwärtig inoffiziell als Badegewässer genutzte Großstolpener See soll nach der Stilllegung des Tagebaus erhalten bleiben (Fink 1999). Eine Regenerierung des Grundwasserhaushaltes mit einer stationären Grundwasserströmung wird sich voraussichtlich erst Ende des Jahrhunderts einstellen (Haferkorn et al. 1999).

8.3.3.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Über die morphometrischen Gegebenheiten des Großstolpener Sees ist bisher wenig bekannt (s. Tab. 69).

Tab. 69: Aktuelle morphometrische und limnologische Daten¹⁾ (Jahresmittelwert 1998/99) des Tagebausees Großstolpen (¹⁾Fink 1999, ²⁾LUA-S, 1999)

Morphometrische Parameter ¹⁾			Limnologische Parameter ²⁾		
Wasserstand	[mNN]	+135	pH – Wert	[-]	7,35
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,7	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,25	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	5	Sulfat (6.5.97)	[mg/l]	650
mittlere Tiefe	[m]	2,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[mg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	1,7
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Bei der geringen Wassertiefe und der beständigen Einleitung von Fremdwasser ist davon auszugehen, daß sich in diesem Gewässer keine stabilen thermischen Schichtungen aufbauen können. Daher stehen die aus abgestorbenem Plankton freiwerdenden Nährstoffe erneut zur Primärproduktion zur Verfügung. Typisch für derartige Gewässer sind vergleichsweise geringe Sichttiefen, wie sie auch hier beobachtet werden können. Ob sie jedoch auf eine erhöhte Bioproduktion zurückgehen ist unklar, da lediglich hygienisch-gesundheitliche Untersuchungen

vorliegen. Sie zeigen mit Ausnahme der Sichttiefe, die zeitweise den Grenzwert von 1m unterschreitet, keinerlei Auffälligkeiten, so daß der Großstolpener See uneingeschränkt den Qualitätsanforderungen eines Badegewässers entsprach. Wie sich dieser Zustand künftig entwickeln wird, hängt maßgeblich von der Intensität der Nutzung und der weiteren Speisung des Sees ab (LUA-S,1999).

8.3.4 Hainer See, Kahnsdorfer See, Haubitzer See

8.3.4.1 Lage und Geschichte

Der ehemalige Tagebau Witznitz II gehört geologisch zum Weißelsterbecken, naturräumlich zur Leipziger Tieflandsbucht und liegt ca. 5 km nördlich der Stadt Borna. Er wurde 1945 aus dem ehemaligen Tagebau „Dora und Helene“, der im Jahr 1922 aufgeschlossen und zwischenzeitlich gestundet wurde, entwickelt. Die endgültige Stilllegung des Tagebaus Witznitz erfolgte in den Jahren 1991 bis 1993.

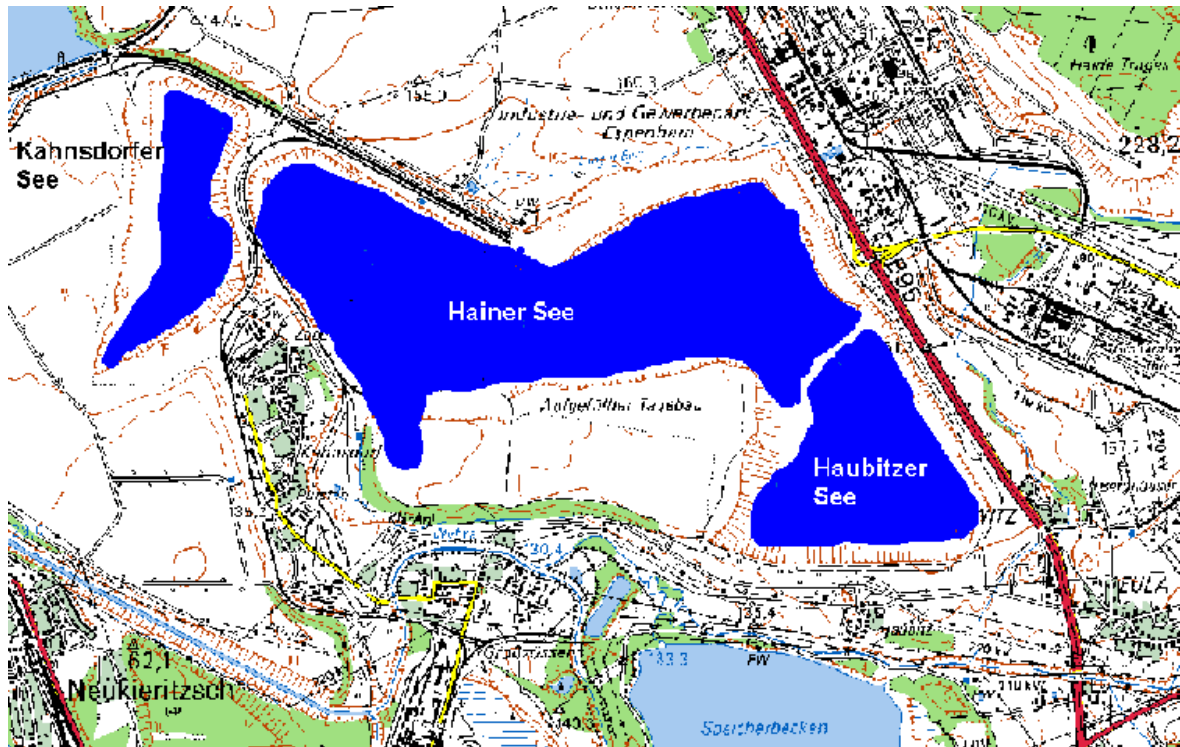


Abb. 136: Hainer See, Kahnsdorfer See und Haubitzer See (TOP 50 1999 b, verändert)

In den verbliebenen Hohlformen des Tagebaus kommt es zur Herausbildung folgender Tagebauseen: der Hainer See (rd. 387 ha, max. Wassertiefe 49 m bei einem Endwasserspiegel von +126 mNN), der Haubitzer See, der durch einen Verbindungsdamm zwischen der Innenkippe und der gewachsenen Böschung an der B95 vom Hainer See getrennt ist (rd. 158 ha, max. Wassertiefe 26 m bei einem Endwasserspiegel von +126 mNN), und der Kahnsdorfer See, der durch einen Nordsüd- verlaufenden Kippendamm vom Hainer See getrennt ist (rd. 112 ha, max. Wassertiefe 43 m bei einem Endwasserspiegel von +126 mNN).

8.3.4.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Hainer See ist der größte der im Tagebau Witznitz entstehenden Seen und weist mit 48 m die maximale Wassertiefe der dortigen Seen auf. Die wind-induzierte Zirkulation reicht bis fast zum Gewässergrund. Die Wahrscheinlichkeit für die Ausbildung der Meromixie ist als gering einzustufen, obwohl sich nach Berger (1955) eine morphologisch bedingte Meromixie ab 44 m Wassertiefe ermitteln lässt. Der Hainer See wird über ein großes Hypolimnion verfügen. Damit ist eine Stabilisierung gegen Eutrophierungserscheinungen gegeben, da die mögliche Abbauleistung des Systems für die im Epilimnion produzierte Biomasse groß ist. Ausgehend von der Morphologie ist für den Hainer See eine Entwicklung

zu einem oligo- bis mesotrophen See zu erwarten. Das im Hainer See auftretende Wasser ist bei pH-Werten von 2,8 bis 4,1 sehr sauer. Dementsprechend sind die Gehalte an anorganischem und organischem Kohlenstoff sehr gering (< 1 mg/l), Metallkonzentrationen (Eisen und Aluminium) sowie die Sulfatkonzentration hoch. Der Hainer See wird im stationären Endzustand nach der Füllung zu 43,9% aus dem Grundwasser, zu 51,6 % aus dem Zufluß vom Haubitzer See gespeist werden. Die Konzentrationen an Pflanzennährstoffen im Grundwasser sind als klein zu bezeichnen. Eine Gefährdung durch vorhandene Altlasten ist für den Hainer See nicht zu erwarten. Die Konzentration an Pflanzennährstoffen im Flutungswasser aus den Tagebauen Profen und Schleenhain sind gering und stellen keine Eutrophierungsgefährdung dar.

Tab. 70: Morphometrische Daten vom Hainer See, Kahnsdorfer See und Haubitzer See (Klapper et al. 1996 c)

		Hainer See	Kahnsdorfer See	Haubitzer See
Wasserstand	[mNN]	+126	+126	+126
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	73,3	19,9	24,6
Seefläche	[Mio. m ²]	4,11	1,12	1,58
maximale Tiefe	[m]	48	43	26
mittlere Tiefe	[m]	18,0	17,5	16,0
maximale Länge	[m]	3700	1900	
maximale Breite	[m]	2800	800	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	2,47	2,98	1,55
Uferentwicklung	[-]			
Meromixistiefe	[m]	44,4	32,5	
Tiefengradient	[-]	6,1	6,8	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch / meromiktisch		dimiktisch

Der Haubitzer See ist mit 112 ha Seefläche der zweitgrößte und mit einer maximalen Tiefe von 26 m der flachste See. Der Kahnsdorfer See ist flächenmäßig der kleinste See, wird aber Aufgrund seiner großen Tiefe von 43 m, nach Berger (1955) zur morphologischen Meromixie neigen.

Für das durch Eigenaufgang des Grundwassers bereits teilgeflutete Restloch Kahnsdorf liegen Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit aus den Jahren 1995, 1996 und 1997 vor. Der im Restloch entstandene Wasserkörper, der weitgehend von Kippenmaterial umschlossen ist, wies im Jahr 1996 pH-Werte im sauren Bereich (2,5 bis 2,8) sowie hohe Konzentrationen an Sulfat und gelöstem Eisen auf. Durch den derzeit niedrigen pH-Wert resultiert Nährstoffmangel und eine artenarme Besiedlung. Aufgrund dessen wurden im Phytoplankton im wesentlichen nur Flagellaten nachgewiesen. Zooplankton konnte nicht gefunden werden. Die Wasserbeschaffenheit des zur Flutung verwendeten Sumpfungswassers ist für die entstehenden Seen zunächst prägend. Hinsichtlich der Eignung des Sumpfungswassers Schleenhain zur Flutung, kann auf limnologische Gutachten und aktuelle Untersuchungsergebnisse für das Restloch Haselbach III

verwiesen werden, das seit September 1993 mit Sümpfungswasser aus dem Baufeld Schleenhain geflutet wird.

Tab. 71: Limnologische Daten (16.09.1996) der Seen (Klapper et al. 1996 c)

Tagebausee		Hainer See	Kahnsdorfer See	Haubitzer See
pH - Wert	[-]	2,8	2,8	2,9
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	4,77	13,28	3,16
Gesamteisen	[mg/l]	47,9	145	24,9
Sulfat	[mg/l]	1090	1750	853
Leitfähigkeit	[µS/cm]	2130		1790
DOC	[mg/l]	0,7	1,7	1,5
TOC	[mg/l]	0,6	1,7	2,9
Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,4	2,2	1,4
Gesamtphosphor	[µg/l]	12	14	8
Chlorophyll a	[µg/l]		1,4	
Sichttiefe	[m]		2,1	

Das Wasser, das an der Pumpstation am Hainer See entnommen wurde, ist mit pH-Werten um 2,8 als sehr sauer einzustufen. Dementsprechend war die Konzentration an anorganisch und organisch gebundenen Kohlenstoff sehr gering, die Metallkonzentrationen hoch.

Das Wasser aus der Pumpstation im Haubitzer See ist ebenfalls mit pH-Werten um 3 sehr sauer. Die Konzentrationen an Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor sind mit Werten um 1,4 µg/l und 8µg/l sehr gering.

8.3.4.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Einleitung von Sümpfungswässern der aktiven Tagebaue Schleenhain und Profen und dem damit verbundenen relativ kurzen Flutungszeitraum ermöglichen eine frühzeitige Nachnutzung der Tagebauseen bei gleichzeitiger Minimierung des Sanierungsaufwandes. Der Abschluß der Restauskohlung erfolgte im April 1993. Gemäß der derzeitigen Gesamtflutungskonzeption für den Südraum Leipzig erfolgt der Eigenanstieg in den Teilrestlöchern Hain (Ost), Haubitz und im Restloch Kahnsdorf in den Jahren 1998/1999 mit Außerbetriebnahme der Wasserhaltungen.

Der Eigenwasseraufstau im Teilrestloch Kahnsdorf hat bereits 1994 begonnen, wurde aber bis zur Böschungsgestaltung bei einem Wasserspiegel von ca. +99 mNN ausgesetzt. Im Jahr 1999 erfolgt die Flutung der Teilrestseen Haubitz und Hain-Ost vorzugsweise mit Grubenwasser des Tagebaus Schleenhain, wobei die Möglichkeit einer zusätzlichen Einleitung von Sümpfungswasser aus dem Tagebau Profen vorgesehen wird.

Der für die einzelnen Tagebauseen vorgegebene Endwasserspiegel von +126 mNN wird voraussichtlich Ende 2006 erreicht. Ab diesem Zeitpunkt entsteht im Tagebauseensystem ein Wasserüberschuß, der zunächst im Jahresmittel bei ca. 6 m³/min liegen, sich aber auf knapp 9 m³/min im stationären

Strömungszustand des Grundwassers entwickeln wird. Die Überschußwassermenge wird über ein noch zu errichtendes Bauwerk in die Pleiße abgeführt.

Für den Hainer See ist eine Badenutzung und nichtmotorisierter Wassersport vorgesehen. Der entscheidende Faktor für die mögliche Nutzung der Gewässer ist die Gefahr der Versauerung, die insbesondere die Badenutzung in Frage stellen würde. Unmittelbar nach der Flutung werden, bedingt durch das gute Puffervermögen des Flutungswassers, im Hainer See und im Haubitzer See neutrale Gewässer entstehen. Allerdings stellt das aus den Kippen zuströmende Grundwasser ein langfristiges Versauerungspotential dar. Die daraus erwachsende Versauerungsgefahr kann derzeit nicht quantifiziert werden.

8.3.5 Harthsee

8.3.5.1 Lage und Geschichte



Vom weitgehend ausgekohlten Tagebau Borna-Ost/Bockwitz ist der Harthsee die südlichste, nicht wieder mit Abraum verfüllte Hohlform. Noch weiter südlich gab es, benachbart zum heutigen Harthsee, die Bubendorfer Löcher, die jedoch mit Asche und Abraum verfüllt wurden. Kleinere Gewässer entstehen im Bereich der Hauptwasserhaltung, an der Südkippe und am sog. Feuchtbiotop.

Abb. 137: Blick auf den Harthsee mit Badebetrieb
(Haferkorn et al. 1999)

Der Harthsee hat mit +161 mNN bereits seinen Endwasserstand erreicht und besitzt jetzt eine Wasserfläche von 87 ha. Interessant ist die rasche Änderung seines Namens. 1972 und 1981 wurde der See in Gutachten als Restloch Borna-Ost bezeichnet, 1981 und 1985 als Tagebau Borna-Ost, Restloch Nenkersdorf. Das gleiche Objekt wird jetzt nach dem zur Füllung benutzten Harthbach als Harthsee bezeichnet. Als Harthsee war in den siebziger Jahren ein sehr großer Flachsee vor den Toren von Markkleeberg geplant, der nach der Auskohlung im Gebiet der Harth, eines bedeutsamen Waldgebietes, entstehen sollte.

Der Vergleich des Istzustandes mit den in der Vergangenheit getroffenen Prognosen zeigt folgendes: 1972 wurde unter der Voraussetzung, daß das Füllwasser zu je 50% aus Oberflächen- und Grundwasser besteht, ein Gewässer mit guter Eignung für Erholungszwecke und einem pH-Wert ohne größere Abweichungen von pH 7 erwartet. Wegen der geplanten Badenutzung wurde für Anrainer im Einzugsgebiet der Anschluß an Klärwerke mit Ablaufdesinfektion gefordert. Als zukünftige Besiedler wurden Kieselalgen (namentlich *Asterionella*) und Grünalgen (*Scenedesmus*) vorhergesagt. Für den fischereilichen Erstbesatz wurde die kleine Maräne empfohlen.

1981 wurden dann nach weiteren Untersuchungen für die ersten zwei Jahre nach der Füllung pH-Werte von 2,5-3,6 prognostiziert, worauf ein Übergangsstadium von ca. 3 Jahren mit pH-Werte von 6,5-7 folgen sollte. Im Endzustand nach 5-6 Jahren wurde ein pH-Wert von 7,0-7,4 vorausgesagt. Zur Erreichung dieser Ziele wurde die Abdeckung von Braunsanden und Restkohle im Restloch mit einer 2 m mächtigen Schicht aus sandig-durchmischten bindigen Massen gefordert, die jedoch aus ökonomischen Gründen abgelehnt wurde.

1984 wurde dann die geplante Fremdfutung mit Wasser aus der Wyhra verworfen. Da das Eigengrundwasseraufkommen und der Abfluß des Harthbaches für die Füllung nicht ausreichten, sollte 4 Jahre lang mindestens 1 Mio. m³/a Filterbrunnenwasser aus dem benachbarten Tagebau Bockwitz zugeführt werden. Die Untersuchungen der Filterbrunnenwässer ergab keine Versauerungsgefahr, die Wässer waren neutral und durch Hydrogenkarbonat gepuffert. Als dringendste Aufgabe wurde daher die Unterdrückung einer unerwünschten Eutrophierung angesehen.

Im Zuge der dann fast ausschließlichen Füllung mit Grundwasser aus Bockwitz hat der Harthsee in den Jahren 1987-1993 entgegen der Prognose so viel Schwefelsäure erhalten, daß sich der pH-Wert um 3,5 eingestellt hat, also im Bereich der geogen versauerten und durch Eisen gepufferten Wässer. Die Ursache für die Versauerung liegt darin, daß das Flutungswasser in der Mehrzahl der Beprobungen sauer war, und eingeleitetes neutrales Wasser ein sehr geringes Puffervermögen aufwies. Für die Zukunft wird durch den Grundwassereinstrom kein weiterer Anstieg der Versauerung erwartet. Es wird weiterhin damit gerechnet, daß sich der Harthsee in Zukunft durch biologische Prozesse (vor allem Sulfatreduktion) neutralisieren wird. Nach morphologischen Kriterien sind im Endzustand eutrophe Verhältnisse zu erwarten, der Weg dorthin kann jedoch noch Jahrzehnte in Anspruch nehmen.

8.3.5.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Harthsee ist mit pH-Werten von 3,7-3,9 deutlich versauert. Zum Grund des Gewässers konnte ein leichter Anstieg des pH-Wertes nachgewiesen werden. Die Versauerung ist verantwortlich für die geringe planktische Produktion (Phyto- und Zooplankton). Unter den Nährstoffen kann SRP mit Konzentrationen von 2-4 µg/l (Gesamtposphor 6-9 µg/l) als limitierend für die Primärproduktion angesehen werden. Hinsichtlich der Phosphorkonzentration und der geringen Phytoplanktonproduktion kann der Harthsee noch als oligotrophes Gewässer klassifiziert werden. Die Stickstoffkonzentrationen liegen dagegen auf vergleichsweise hohem Niveau (NH₄⁺-N 0,55 mg/l, über Grund 1,2 mg/l; NO₃⁻-N 0,4 mg/l). Typisch für ein versauertes Gewässer sind die niedrigen Konzentrationen an anorganischem Kohlenstoff im Epilimnion.

Tab. 72: Morphometrische und limnologische Daten (August 1996, Epilimnion) vom Harthsee (Klapper et al. 1997 a)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+161	pH - Wert	[-]	3,7
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	5,00	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	0,82
Seefläche	[Mio. m ²]	0,85	Gesamteisen	[mg/l]	1,1
maximale Tiefe	[m]	13	Sulfat	[mg/l]	917
mittlere Tiefe	[m]	5,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1880
maximale Länge	[m]	1100	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	1000	TOC	[mg/l]	0,3
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,1
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtposphor	[µg/l]	9
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,66
Tiefengradient	[-]	2,21	Sichttiefe	[m]	5-7
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Das Phytoplanktonartenspektrum beschränkte sich bei einer Beprobung im August 1996 auf wenige Dinophyceen, Chrysophyceen und volvokale Grünalgen. Es dominierten drei bis vier Arten von Phytoflagellaten aus verschiedenen

Algenstämmen. Daneben wurden eine Vielzahl von Stäbchenalgen unbekannter taxonomischer Zugehörigkeit gefunden. Die Phytoplanktonbiomasse betrug ca. 0,5 mg/l und liegt damit bei ca. 10% der in neutralen eutrophen Seen gefundenen Biomasse. Die Bakterienbiomasse lag bei 0,0234 mg/l, die der heterotrophen Nanoflagellaten bei 0,0425 mg/l. Die Biomasseverhältnisse von Phytoplankton, Bakterien und heterotrophen Nanoflagellaten stehen in einem auch für eutrophe Gewässer typischen Verhältnis, allerdings bei deutlich niedrigeren Zelldichten.

Das Zooplankton beschränkte sich am Probenahmetermin auf 4 Rotatorienarten und eine Phyllopodenart (*Chydorus cf. sphaericus*). Die dominierende Art war dabei *Brachionus urceolaris* mit einer Abundanz von 123 Individuen/l bei einem Biovolumen von 0,143 mm³/l. Das Zooplankton des Harthsees ist demnach durch Artenarmut und die dominante Stellung von *Brachionus urceolaris* gekennzeichnet.

8.3.5.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aufgrund der morphologischen Daten des Sees ist für die Zukunft eine zunehmende Eutrophierung zu erwarten. Der Weg bis zum algenreichen Endstadium wird aber wahrscheinlich Jahrzehnte in Anspruch nehmen, da der Harthsee ein sehr kleines Einzugsgebiet im Verhältnis zu Fläche und Volumen besitzt. Aufforstung und Begrünung im Einzugsgebiet senken den Stoffeintrag über die Erosion weiter. Auch die lange Verweilzeit von mehr als 10 Jahren bedeutet einen geringen Nährstoffimport in den See. Für den Dauerbetrieb ist vorgesehen, die Verdunstungsverluste des Harthsees lediglich durch Grundwasserzuflüsse und Spitzenabflüsse des Harthbaches oberhalb von Nenkersdorf zu decken. Das Harthbachwasser ist als Füllwasser gut geeignet, es gab in diesem Wiesenbach keinerlei Indikatoren für organische Belastungen.

Die Prognosen für den Harthsee besagen, daß es maximal 10 Jahre dauert, bis sich der pH-Wert des Wassers im See neutralisiert hat, wenn dem See Wasser aus dem Harthbach zugeführt wird. Langfristig wird sich der Harthsee über einen mesotrophen in den eutrophen Zustand mit anaeroben Verhältnissen über Grund entwickeln.

8.3.6 Luckaer See

8.3.6.1 Lage und Geschichte

Der künftige Luckaer See wird sich im Restloch des Tagebaues Groitzscher Dreieck befinden. Der Tagebau wurde bis 1992 betrieben und anschließend saniert. Er ist nur auf begrenzte Zeit stillgelegt worden und soll ab dem Jahr 2031 durch die MIBRAG wieder in Betrieb genommen werden. Für den Zwischenzeitraum von 33 Jahren wird eine Teilflutung vorgenommen, die eine tagebausicherheits-technische Verwahrung der Böschungen voraussetzt. Die Filterbrunnen im Tagebau sind am 01.01.1998 abgeschaltet worden.

8.3.6.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Wasserspiegel wird voraussichtlich im Jahr 2003 eine Höhe von +105 mNN erreichen. Auf dieser Höhe ist wieder eine Wasserhaltung zu installieren, die längerfristig die sich noch verstärkenden Grundwasserzuflüsse in der Größenordnung von 9-12 m³/min abpumpt. Die maximale Wassertiefe beträgt dann ca. 25 m, die mittlere Gewässertiefe ca. 12 m.

Tab. 73: Morphometrische Daten vom Luckaer See (Haferkorn et al. 1999, Klapper et al. 1996 d)

Jahr		2003	2047
Endwasserstand	[mNN]	+105	+133
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	24,5	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,87	8,7
maximale Tiefe	[m]	25	
mittlere Tiefe	[m]	13,1	
maximale Länge	[m]		
maximale Breite	[m]		
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	1,54	
Tiefengradient	[-]		
Schichtungstyp	[-]		

Limnologische Daten vom Luckaer See lagen nicht vor.

8.3.6.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der jetzt entstehende Luckaer See wird nahezu vollständig aus dem Grundwasser und dem Oberflächenabfluß gespeist werden. Anhand der Ergebnisse der punktuellen Beprobung von Sumpfungs- wässern wurde 1996 geschlossen, daß die Abraumsedimente sowohl auf der Abbau- als auch auf der Kippenseite deutlich durch Pyritoxidationsvorgänge geprägt sind und die geogene Säureneutrale- sationskapazität in Form von CaCO₃ nicht ausreichend ist. Es ist also damit zu rechnen, daß es mit Einstellung der Wasserhaltung zu einem Zustrom hochmineralisierter, saurer FeSO₄-Wässer kommen wird.

Beckenmorphologie und Phosphorflächenbelastung im Zusammenhang mit der wahrscheinlichen Versauerung lassen oligotrophe bis mesotrophe Verhältnisse erwarten. Zusätzlich kann die bei Versauerung niedrige TIC-Konzentration zur Limitation des Algenwachstums führen.

Die geplante Wiederaufnahme des Tagebaubetriebes soll mit der Sümpfung durch die MIBRAG etwa im Jahr 2027 beginnen. Von 2029 bis zum Auslaufen des Tagebaus erfolgt die Entwässerung über Brunnen. Für 2031 ist der Beginn der Förderung von Abraum und Kohle konzipiert. Der Tagebau hat voraussichtlich eine Laufzeit von 12 Jahren.

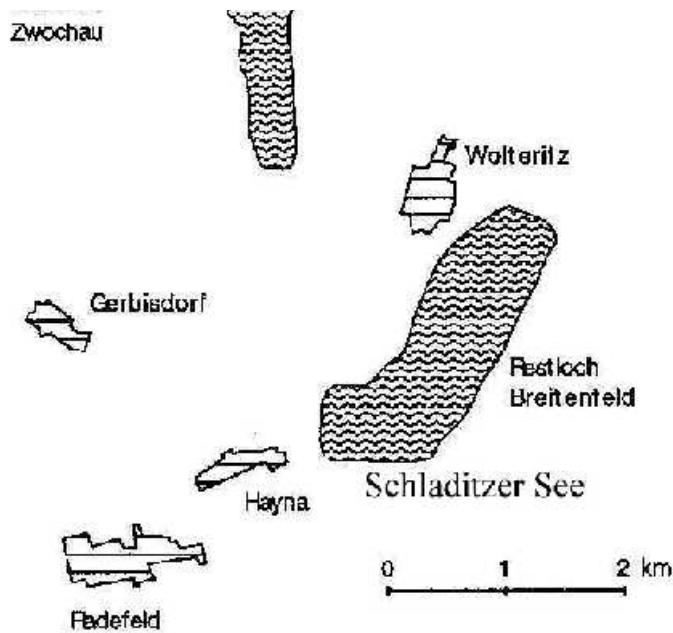
Nach Ablauf des Tagebaues Groitzscher Dreieck schließt sich eine Sanierungsphase an. Die Flutung wird etwa ab dem Jahr 2047 erfolgen. Voraussichtlich ab 2047 soll die Flutung durch Einleitung von Wasser aus der Weißen Elster unterstützt werden. Als Endwasserstand sind + 133 mNN Wasserspiegelhöhe geplant. Die Wasserfläche des Landschaftssees wird dann 8,7 km² betragen.

8.3.7 Schladitzer See

8.3.7.1 Lage und Geschichte

Der ehemalige Tagebau Breitenfeld gehört zum Delitzsch-Bitterfelder Braunkohlenrevier. Das Restloch Breitenfeld, der zukünftige Schladitzer See, liegt ca. 5 km nördlich von Leipzig. Der Tagebau Breitenfeld begann 1982 und endete 1991.

Der Tagebau Breitenfeld sollte zunächst den benachbarten Tagebau Delitzsch Südwest ergänzen und später die alleinige Kohlebereitstellung übernehmen. Dazu war eine Fördermenge von 10 Mio. t/a vorgesehen. Infolge des erheblichen Rückgangs des Rohbraunkohlebedarfs erfolgte im Juli 1991 die Stilllegung des



Grubenbetriebs. Von 1982 bis 1991 wurden 7,4 Mio. t Rohbraunkohle gewonnen und für Baumaßnahmen ca. 400 000 t Kies zur Verfügung gestellt. Infolge des relativ abrupten Förderabbruches wurden nur etwa 3% des nutzbaren Vorrates der Braunkohlelagerstätte Breitenfeld gewonnen. Vor dem Braunkohleabbau verfügte das Gebiet mit dem Lober, der Wölke und dem Gienickenbach über Fließgewässer mit geringen, teilweise periodischen Abflüssen und schmalen Auenbändern.

Abb. 138: Lageskizze des Schladitzer Sees
(Haferkorn et al. 1999)

8.3.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee Schladitz hat eine Morphologie, die mesotrophe bis schwach eutrophe Verhältnisse zuläßt. Die Bereiche mit Wassertiefen von weniger als 10 m nehmen ca. 47% der Seefläche ein. Dadurch ist das Verhältnis von Hypolimnion- zu Epilimnionvolumen nicht mehr im für mesotrophe Seen optimalen Bereich. Die offene Wasserhaltung im Schladitzer See weist pH-Werte um 7 im Freiwasser auf. In Bodennähe ist der pH-Wert niedriger, was auf den Einfluß des Bodensedimentes hinweist. Das Wasser ist durch Eisenhydroxidausfällungen getrübt. Die Sumpfungswässer des Tagebaues weisen bis 360 mg/l Sulfat und bis 17 mg/l Eisen sowie in der Vergangenheit vereinzelt pH-Werte unter 5 auf. Kippenwässer hoher Acidität werden in hohem Ausmaß nicht erwartet. Die Überdeckung von Abbauflächen mit quartärem Abraum könnte beim Grundwasseranstieg durch den Kontakt mit potentiell kalkhaltigen Sedimenten zu einer gegenüber der freiliegenden Restlochsohle günstigeren Grundwasserzusammensetzung führen. Genaue Abschätzungen der zu erwartenden Säurefracht sind aber nicht möglich, da weder Informationen über die primäre Verteilung von Pyrit in den Bitterfelder

Glimmersanden noch über die Ausdehnung der Oxidationszone in der Tagebaushöhle zur Verfügung standen.

Tab. 74: Morphometrische (Klapper et al. 1996 b) und limnologische (Gesundheitsamt Delitzsch 1999) Daten vom Schladitzer See

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+103	pH – Wert	[-]	7,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	25	K _{S4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	2,1	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	22	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	11,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]	2600	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	1100	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,91	Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]	3,19	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der See wird schon seit geraumer Zeit unerlaubt zum baden benutzt. Deshalb hat Gesundheitsamt des Landkreises Delitzsch im August 1999 untersucht. Dabei ist ermittelt worden, daß in dem See Kieselalgen, Grünalgen und Augenflagellaten vorkommen (Gesundheitsamt Delitzsch 1999).

8.3.7.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Mit der Flutung des Tagebaues Delitzsch Südwest wird auch der Wasserspiegel im Restloch Breitenfeld ansteigen, da beide über den Grundwasserpfad in einem engen hydraulischen Zusammenhang stehen. Der Endwasserspiegel von +104 mNN wird etwa im Jahr 2012 erreicht. Bezüglich der Phosphorflächenbelastung werden für den Tagebausee Breitenfeld, den künftigen Schladitzer See, mesotrophe Bedingungen prognostiziert. Der Schladitzer See soll zu einem Gewässer mit intensiver Erholung einschließlich Badebetrieb entwickelt werden. Süd- und Ostteil des Sees werden für das Anlegen von Badestränden und zweckgebundener Infrastruktur vorbereitet. In Teilbereichen soll eine Nutzung vor dem Erreichen des Endwasserspiegels ermöglicht werden. Die nördliche Uferzone des Sees soll eine ökologische Pufferzone zu den intensiv genutzten Bereichen bilden.

8.3.8 Speicher Witznitz

8.3.8.1 Lage und Geschichte



Geologisch gehört der ehemalige Tagebau Witznitz zum Weißelsterbecken, naturräumlich zur Leipziger Tieflandsbucht und liegt unmittelbar nordwestlich des Stadtteils Borna Nord. Der ehemalige Tagebau ist bis Mitte der 50er Jahr betrieben worden.

Abb. 139: Speicher Witznitz (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)

Mit aufgehendem Grundwasser und Wasser aus der Eula und der Wyhra wurde der See gefüllt. Der See wird im Nebenschluß der Eula betrieben. Auch die Wyhra hat einen Einlauf, der allerdings nur ab bestimmten Durchflüssen wirksam wird. Der See wird als Brauch- und Hochwasserspeicher genutzt. Sein minimales Stauvolumen beträgt 19,7 Mio. m³ und sein maximales Stauvolumen 22,8 Mio. m³. Bewirtschaftet wird der Speicher von der Landestalsperrenmeisterei Untere Pleiße des Freistaates Sachsen. Die weitere Nutzung liegt in einem gewerblichen Fischereibetrieb sowie der Erholungsnutzung (Kanusport).

8.3.8.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Speicher Witznitz gehört mit 262 ha zu den mittelgroßen Tagebauseen in der Region und mit einer mittleren Tiefe von 10,4 m zu den nicht sehr tiefen Seen (s. Tab. 75). Seine Oberfläche weist eine annähernde dreieckige Form auf.

Das im April 1997 noch ungeschichtete Gewässer war über die gesamte Wassertiefe (15 m) mit Sauerstoff gesättigt (SSI rund 100 %). Mit beginnender Temperaturschichtung im Mai war ein deutlich ausgeprägter Sauerstoffkonzentrationsgradient von der Oberfläche zum Gewässergrund nachweisbar. Während der Vegetationsperiode kam es an der Wasseroberfläche zu Sauerstoffübersättigungen bis zu 121 % und am Gewässergrund zeitweise zu einem signifikanten Sauerstoffschwund (Rest-O₂-Gehalt 0,1 mg/l).

Während der Sommerperiode 1997 wurden 0,189 bis 0,421 mg/l Orthophosphat, 0,445 bis 0,743 mg/l Gesamtposphor und 4,0 bis 23,2 mg/l Nitrat gemessen. Erhöhte Ammoniumkonzentrationen (bis 1,7 mg/l) bei gleichzeitiger Abnahme der Nitratkonzentration während der Sommermonate im Hypolimnion sind wie im Vorjahr auf die mikrobielle Nutzung von chemisch gebundenen Sauerstoff zurückzuführen. Durch Rücklösung aus dem Sediment erhöhten sich die Phosphorkonzentrationen über Grund im September und Oktober.

Tab. 75: Morphometrische (LTV 1997) und limnologische (Probe vom 16.09.96) (KLAPPER et al. 1996 c) Daten des Speichers Witznitz

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+133,3	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	27,20	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	2,2
Seefläche	[Mio. m ²]	2,62	Gesamteisen	[mg/l]	0,2
maximale Tiefe	[m]	20,0	Sulfat	[mg/l]	321
mittlere Tiefe	[m]	10,4	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]	1700	DOC	[mg/l]	6,4
maximale Breite	[m]	1600	TOC	[mg/l]	7,2
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	4,9
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	40
			Chlorophyll a	[µg/l]	15
Tiefengradient	[-]	2,99	Sichttiefe	[m]	1,6
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Im März 1997 kam es zu einer Massenentwicklung von Kieselalgen (dominante Art *Stephanodiscus parvus*) im Speicher. Im Juli 1997 dominierten Grünalgen im Phytoplankton, während von Juli bis Ende September 1997 die höchste Blaualgen-Zellzahlen bestimmt wurden.

Die geringste Sichttiefe wurde im März 1997 mit 1,0 m (Algenblüte), die größte Sichttiefe im Oktober 1997 mit 5,3 m gemessen.

Der Trophiegrad des Speicherbecken Witznitz ist hoch eutroph (LTV 1997).

8.3.9 Störmthaler See und Markkleeberger See

8.3.9.1 Lage und Geschichte



Der ehemalige Tagebau Espenhain liegt im Kern der Leipziger Tieflandsbucht in Sachsen und grenzt unmittelbar an die südliche Peripherie der Stadt Markkleeberg. Der Anschluß des Tagebaues begann im Jahre 1937 im südlichen Teil des Baufeldes. Die erste Kohle wurde 1940 gefördert. Die Kohleförderung im Regelbetrieb wurde im Oktober 1994 eingestellt.

Abb. 140: Blick in den Tagebau Espenhain (Südteil), zukünftig Störmthaler See (Luckner et al. 1995)

Die Restauskohlung endete im Juni 1996. Seit dem 01.01.98 sind die Wasserhebungsanlagen außer Betrieb genommen worden, wodurch der Wasserspiegel durch Grundwasserzufluß steigt.

Im nordwestlichen Teilstück des Brückenrandschlauches des ehemaligen Tagebaus Espenhain entsteht nach Abschluß der Sanierungsarbeiten der Markkleeberger See. Die Restlochbereiche südlich der geplanten Autobahn-Südtangente werden den Störmthaler See bilden. Die Einleitung des Sumpfungswassers der aktiven Tagebaue Schleenhain und Profen und der damit verbundene relativ kurze Flutungszeitraum ermöglichen eine frühzeitige Nachnutzung der Tagebauseen bei gleichzeitiger Minimierung des Sanierungsaufwandes. Nach der Sanierung beider Tagebauseen soll die Flutung von 2004, durch Einleitung von Grubenwasser aus den Tagebauen Schleenhain und Profen, bis 2013 erfolgen.

Bevor der Braunkohlentagebau Espenhain die Region veränderte, waren die Pleiße und die Gösel die natürlichen Vorfluter. Heute sind die Gewässer in ihrem ursprünglichen Verlauf teilweise durch den Tagebau devastiert und verlegt worden.

Der Grundwasseranstrom zum Tagebau Espenhain erfolgt aus Südosten und Südwesten.

8.3.9.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die in den Restlöchern des ehemaligen Tagebaues Espenhain entstehenden Tagebauseen unterscheiden sich sehr von einander. Der Störmthaler See ist flächenmäßig fast dreimal so groß wie der Markkleeberger See (s. Tab. 76). Allerdings ist das Volumen des Störmthaler Sees nur doppelt so groß wie das des Markkleeberger Sees.

Tab. 76: Morphometrische Daten vom Störmthaler See und Markkleeberger See (Klapper & Schultze 1993)

Tagebausee		Störmthaler See	Markkleeberger See
Wasserstand	[mNN]	+117	+113
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	155	67,8
Seefläche	[Mio. m ²]	7,18	2,51
maximale Tiefe	[m]	52	58
mittlere Tiefe	[m]	21,6	27
maximale Länge	[m]	4000	3200
maximale Breite	[m]	3800	1000
Uferentwicklung	[-]		
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		
Tiefengradient	[-]	6,11	8,11
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	meromiktisch

Aufgrund der morphologischen Gegebenheiten im Markkleeberger See neigt dieser nach Berger (1955) zur Meromixie. Von diesem See liegen noch keine Wasserbeschaffenheitsparameter vor.

Der Störmthaler See ist mit pH-Werten um 7,2 und einer Säurekapazität von ca. 3,2 mmol/l neutral. Die elektrische Leitfähigkeit ist mit 1200 µS/cm, im Vergleich zu natürlichen Seen, nur leicht erhöht. Die Sulfatkonzentration mit ca. 540 mg/l weist auch keine Besonderheiten auf (Klapper & Schultze 1993).

8.3.9.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Im Tagebaubereich Espenhain soll nach der Flutung beider Restlöcher ein Tagebauseenverbundsystem entstehen, das mit dem Auslauf des Markkleeberger Sees zur Kleinen Pleiße an die natürliche Vorflut angebunden wird. Die entstehenden Gewässer sind als Natur- und Landschaftsseen und zur Erholung (Baden) vorgesehen.

8.3.10 Tagebauseen des ehemaligen Tagebaues Borna-Ost/Bockwitz (Bockwitzer See, Hauptwasserhaltung, Südkippe, Feuchtbiotop und Harthsee)

8.3.10.1 Lage und Geschichte

Das Restloch des ehemaligen Tagebaues Bockwitz liegt geologisch im Süden des Weißelsterbeckens und territorial unmittelbar östlich der Stadt Borna. Der Tagebau wurde 1982/84 als Erweiterung des Tagebaues Borna-Ost aufgeschlossen und 1991 stillgelegt.

Er diente der Versorgung von Kraftwerken und Brikettfabriken im Raum Borna. Neben der Kohleförderung erfolgte für den Eigenbedarf die selektive Gewinnung von Kiessand, als Begleitrohstoff wurde Ton gewonnen. In den verbleibenden Hohlformen der Tagebaue kam bzw. kommt es zur Herausbildung folgender Tagebauseen: als größter der Bockwitzer See (rd. 170 ha), die Hauptwasserhaltung (18 ha), die Südkippe (rd. 31 ha), das Feuchtbiotop (rd. 12 ha), das in einer Geländesenke im nördlichen Kippenmassiv entsteht und der Harthsee Teilrestloch Nenkersdorf des Tagebaues Borna-Ost) (rd. 87 ha), der bereits als Erholungs- und Badesee genutzt wird. Die vorhandenen und entstehenden Seen sollen sich so entwickeln, daß sowohl Bereiche für Freizeit und Erholung (einschließlich Badebetrieb) als auch für ungestörte Entwicklung von Fauna und Flora entstehen.

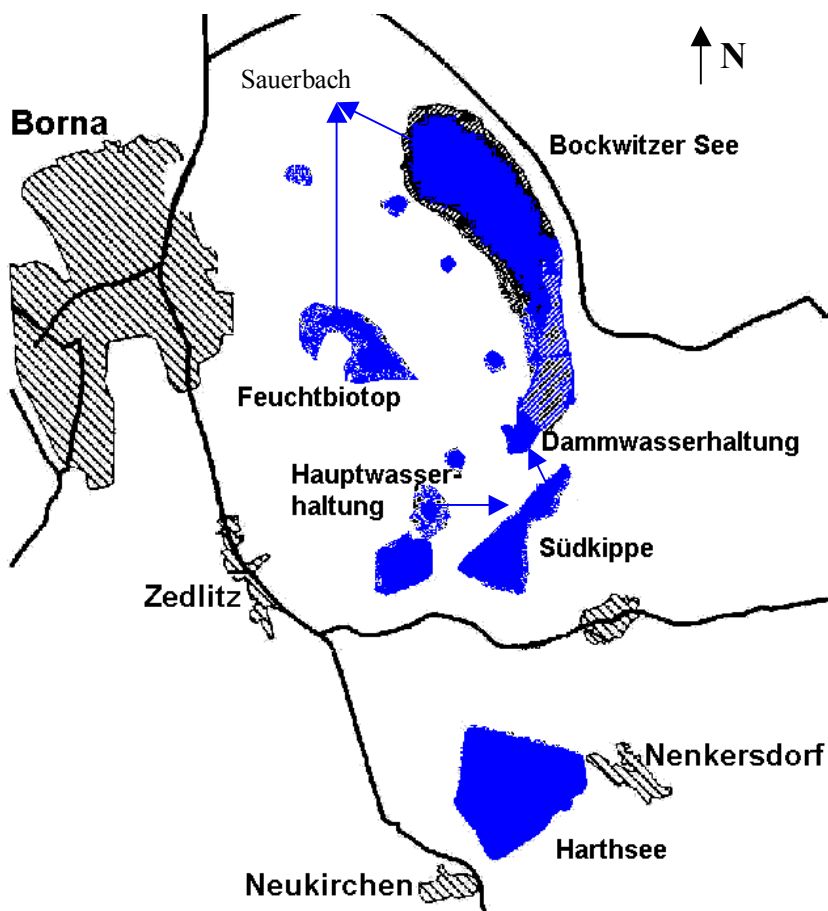


Abb. 141: Konturen der einzelnen Seen im Tagebau Bockwitz (aus GELLER et al. 1997, verändert)

Der Harthsee wird in dem Kapitel 8.3.5 beschrieben, deshalb wird auf ihn hier nicht näher eingegangen. Die Flutung der anderen drei Tagebauseen erfolgt seit der Außerbetriebnahme der Wasserhaltungen allein durch natürlichen Grund- und Oberflächenwasserzufluß.

Im Tagebausee Hauptwasserhaltung wird der Endwasserstand von +150 mNN erst 2006 erreicht. Für den stationären Endzustand wird ein Wasserüberschuß von 0,027 m³/min erwartet, der zum Tagebausee Südkippe abgeleitet wird. Im See Südkippe ist der Endwasserstand von +148 mNN schon Mitte 1999 erreicht worden. Im stationären Endzustand werden 0,52 m³/min Wasser in den Bockwitzer See fließen. Im Bockwitzer See wird die Endwasserspiegelhöhe von +146 mNN in den Jahren 2004 bis 2005 erreicht. Nach dem Erreichen des Endwasserstandes ist im Jahresmittel ein Wasserüberschuß von 2,2 m³/min vorhanden. Dieser wird in den Sauerbach abgeführt. Im Feuchtbiotop ist die geplante Höhe von +158 mNN schon 1996 erreicht worden. Für den stationären Endzustand wurden eine Überschußmenge von 0,12 m³/min prognostiziert, welche über ein Straßengrabensystem in den Sauerbach geleitet werden soll (Haferkorn et al. 1999).

8.3.10.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die östlich der Stadt Bockwitz gelegenen Restlöcher des Tagebaues Bockwitz weisen eine unterschiedliche Beckenmorphologie auf. Während der Zeit von 1993 bis 1997 war der stärkste Wasserspiegelanstieg im Hauptrestloch, dem künftigen Bockwitzer See, zu verzeichnen. Der langgestreckte Bockwitzer See ist das mit Abstand größte Gewässer des Tagebaukomplexes Bockwitz. Die Uferlinienlänge betrug 1997 8400 m. Mit einer maximalen Tiefe von 10 m und einer mittleren Tiefe von 6,68 m wird dieser See im Sommerhalbjahr thermisch geschichtet sein.

Tab. 77: Morphometrische Daten der Tagebauseen des ehemaligen Tagebaues Borna-Ost/Bockwitz (Geller et al. 1997 a)

		Bockwitzer See	Süd- kippe	Feucht- biotop	Haupt- wasser- haltung
Endwasserstand	[mNN]	+146	+148	+158	+150
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	18,99	1,15	0,10	1,15
Seefläche	[Mio. m ²]	1,71	0,31	0,12	0,18
maximale Tiefe	[m]	20	4		12
mittlere Tiefe	[m]	11,1	3,7	0,8	6,4
maximale Länge	[m]	3000	1200		500
maximale Breite	[m]	860	500		200
Uferentwicklung	[-]				
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]				
Tiefengradient	[-]	2,86	0,72		2,77
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der Bockwitzer See ist mit einem pH-Wert von 2,8 stark versauert und weist folglich sehr niedrige Kohlenstoffkonzentrationen auf. Der Stickstoff liegt vorwiegend als Ammonium vor. Aufgrund der niedrigen Phosphorkonzentrationen muß von einer P-Limitation der Primärproduktion ausgegangen werden. Die hohen Sulfat- und Eisenkonzentrationen liegen im für versauerte Tagebauseen typischen Bereich. Auch die Aluminiumkonzentrationen sind mit 19,5 – 20 mg/l hoch.

Im Phytoplankton des Sees wurden 1997 nur wenige Chrysophyceen, volvokale und chlorococcale Grünalgen sowie Cryptophyceen gefunden. Die Biomassen lagen zwischen 0,019 und 0,321 mg/l. Die Artenvielfalt und Biomassen lagen somit auf einem sehr niedrigen Niveau.

Als Zooplankter traten *Keratella quadrata* und *K. cochlearis*, *Brachionus* sowie *Polyarthra* als Vertreter der Rotatorien und *Eudiaptomus sp.* und *Cyclops sp.* als Vertreter der Crustaceen auf. Phyllopoden (*Bosmina*, *Chydorus*, *Daphnia*) traten entweder gar nicht auf oder waren nur mit geringen Abundanzen vertreten. Auch das Zooplankton lag sowohl bezüglich der Abundanzen als auch der Diversität auf niedrigem Niveau.

Die Nährstoffkonzentrationen sind in einem für oligo- bis mesotrophe Seen typischen Bereich, woraus die niedrige Phytoplanktonproduktion resultiert.

Tab. 78: Limnologische Daten vom Bockwitzer See (Geller et al. 1997 a)

pH - Wert	[-]	2,82
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	7,3
Gesamteisen	[mg/l]	70-75
Sulfat	[mg/l]	1500
Leitfähigkeit	[µS/cm]	
DOC	[mg/l]	
TOC	[mg/l]	0,35
Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,0
Gesamtphosphor	[µg/l]	<15
Chlorophyll a	[µg/l]	
Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	

Im Jahr 1997 wurde ein limnologisches Abschlußgutachten (Klapper et al. 1997 a) über den Harthsee erstellt. Die Temperatur- und Sauerstoffmessungen ergaben eine klare Schichtung des Sees mit einer Sprungschicht in einer Tiefe von 10 bis 12 m. Im Hypolimnion, welches im Schnitt nur eine Mächtigkeit von 1 m aufwies, wurden Sauerstoffkonzentrationen unter 1 mg/l gemessen. Der pH-Wert lag um 3,8. Dies ist darauf zurückzuführen, daß der See fast ausschließlich mit Wasser aus dem Bockwitzer See gefüllt worden ist.

Der See Hauptwasserhaltung weist pH-Werte um 4 bis 6 auf. Seit 1997 ist ein Anstieg des pH-Wertes zu verzeichnen. Es wurde ein artenreiches Plankton beobachtet. Weiterhin wurde die Bildung von Schwefelwasserstoff festgestellt. Aufgrund der chemischen Verhältnisse ergeben sich Hinweise auf eine mögliche Meromixie (StUFA 1999 a).

Der See Feuchtbietop ist als einziger der fünf Seen neutral. Der Einfluß des sauren Kippenwassers kann offensichtlich trotz geringer Pufferkapazität kompensiert werden (StUFA 1999 a).

8.3.10.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Es ist davon auszugehen, daß im Bockwitzer See nach Erreichen des Stauziels noch eine längere stark saure Periode folgen wird. Ohne Eingriffe wird diese im günstigsten Fall noch ca. ein Jahrzehnt andauern. Die Hauptphase der Säureentstehung wird jedoch als abgeschlossen angesehen, da der Vorrat an in löslichen Mineralien zwischengespeicherter Acidität als vergleichsweise gering eingeschätzt wird. Günstig für die langfristige Beschaffenheitsentwicklung ist zu bewerten, daß die zuströmenden Grundwässer in der Gesamtheit nicht versauert sind. Die Entwicklung hin zu neutralen Bedingungen wird damit wesentlich durch die Alkalität des Grundwassers bewirkt. Erst nach der Einstellung neutraler Bedingungen kommt der Frage der möglichen Eutrophierung Bedeutung zu, da dann die Verfügbarkeit von SRP nicht mehr durch den Eisen (III)- und Aluminiumreichen Wasserchemismus begrenzt wird.

8.3.11 Werbeliner See

8.3.11.1 Lage und Geschichte

Der ehemalige Tagebau Delitzsch Südwest gehört zum Delitzsch-Bitterfelder Braunkohlenrevier. Er liegt ca. 5 km südwestlich der Stadt Delitzsch. Neben dem Werbeliner See werden noch der Schladitzer See und drei kleinere Seen in den Restlöchern Zwochau und Grabschütz entstehen. Der Tagebau wurde in den Jahren 1975 bis 1980 aufgeschlossen und 1993 stillgelegt.



Der Tagebau Delitzsch Südwest sollte der Versorgung der Kesselkohlegroßabnehmer Chemiekombinate Buna und Leuna sowie der Kraftwerke im Raum Bitterfeld-Gräfenhainichen dienen. Der Tagebau war für einen Betrieb bis zum Jahr 2005 bei einer jährlichen Förderleistung von 8-10 Mio. t konzipiert.

Abb. 142: Lageskizze des Werbeliner Sees (Haferkorn et al. 1999)

Der See soll als Landschaftssee mit beschränkter Erholungsnutzung entwickelt werden. Die Primärfüllung der Tagebaue Delitzsch Südwest und Breitenfeld soll mit Wasser aus der Weißen Elster erfolgen. Die Flutung begann mit Wasser der Weißen Elster im November 1998, der Endwasserspiegel von + 98 mNN wird etwa in den Jahren 2005 bis 2006 erreicht.

8.3.11.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der zukünftige Werbeliner See, hat durch seine Morphologie die Voraussetzung, ein mesotropher bis schwach eutropher See zu werden. Große Flachwasserbereiche im Westteil sind die Ursache dafür, daß stabil mesotrophe Verhältnisse nicht erwartet werden dürfen. Da 23 % des Sees Wassertiefen von 0 – 5 m haben werden, sind gute Entwicklungsmöglichkeiten für Makrophyten gegeben.

Tab. 79: Morphometrische und limnologische Daten vom Werbeliner See (Klapper et al. 1996 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+98	pH – Wert	[-]	7,4
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	43	K _{S4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	4,5	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	32	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	9,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,73	Gesamtphosphor	[mg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Das Flutungswasser der Weißen Elster ist neutral und gut gepuffert. Die vorhandenen Stickstoffkonzentrationen in der Weißen Elster sind insgesamt hoch und stellen in keinem Fall eine Begrenzung für die Eutrophierung dar. Berechnete Phosphorflächenbelastungen für SRP sprechen für mesotrophe Verhältnisse. Die Schwermetallbelastung der Weißen Elster hat für die Flutung keine weitergehende Bedeutung. Die Hauptwasserhaltung im jetzigen Restloch Delitzsch weist neutrale pH-Werte um 7 und geringe Eisenkonzentrationen bis 10 mg/l auf. Das Inventar der Kippe Delitzsch Südwest an löslichen Pyritoxidationsprodukten wird als gering eingeschätzt.

Im August 1999 wurde vom Gesundheitsamt des Landkreises Delitzsch aufgrund von unerlaubter Badenutzung eine Untersuchung durchgeführt. Dabei wurde ermittelt, daß in dem See Kieselalgen, Grünalgen und Augenflagellaten vorkommen (Gesundheitsamt Delitzsch 1999).

8.3.11.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aufgrund der Wasserbeschaffenheit der Weißen Elster und Strömungsverhältnisse bei Fremdfutung wird eine starke Beeinträchtigung der Wasserchemie des zukünftigen Werbeliner Sees durch Pyritoxidation für zunächst wenig wahrscheinlich gehalten. Die Versauerungsgefährdung ist nur langfristig gegeben, da zwar ca. 50% der Grundwasserzuflüsse im stationären Zustand aus der Kippe kommen werden, die Primärfüllung mit Wasser aus der Weißen Elster aber zunächst in jedem Fall neutrale Verhältnisse hervorbringen wird. Der entstehende Werbeliner See besitzt durch seine Flachbereiche eine gewisse Eutrophierungstendenz.

8.3.12 Werbener See

8.3.12.1 Lage und Geschichte



Das Restloch Werben gehört zum Tagebau Profen-Nord im Zeitz-Weißenfelser Braunkohlenrevier und liegt ca. 3 km nördlich der Stadt Pegau, südlich von Leipzig. Im Restloch Werben wird sich ein Tagebausee mit einer Wasserfläche von ca. 79 ha herausbilden.

Abb. 143: Blick in den entstehenden Werbener See (Haferkorn et al. 1999)

Dessen mittlerer Wasserstand wird sich über einen Zwischenwasserstand von +123 mNN (ca. 40 Jahre) bei +127,3 mNN einstellen. Im Tagebau Profen-Nord wurden in den Jahren 1972 - 1991 insgesamt 83,2 Mio. t Kohle gewonnen.

Die Grundwasserverhältnisse im Raum Werben werden auch in Zukunft von den Entwässerungsmaßnahmen der noch aktiven Tagebaue Profen und Zwenkau beeinflusst.

8.3.12.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der See ist ein nährstoffarmes, von Calciumsulfaten dominiertes Gewässer mit leicht alkalischem Charakter. Der hohe Trübstoffgehalt wird durch die Oberflächenabflüsse über die in Sanierung befindlichen Kippenböschungen im Süden der Tagebausees verursacht. Als Folge davon sind die Sichttiefe und die lichtabhängige pflanzliche Produktion im Pelagial gering. Die Besiedlung des Gewässers ist typisch für nahrungsarme Gewässer. Das biologische Entwicklungspotential ist noch nicht vollständig ausgeschöpft. So finden sich nur unbedeutende Makrophytenbestände im Westteil des Gewässers, während die sich in Sanierung befindliche Südböschung vegetationslos ist. Der See ist hydrogen-carbonatgepuffert und besitzt somit eine hohe Resistenz gegenüber einer möglichen Versauerung. Er weist einen hohen Mineralisierungsgrad auf. Das Schichtungsverhalten des Sees ist durch eine stabile Temperaturschichtung im Sommer mit einem verhältnismäßig gering ausgeprägten Epilimnion gekennzeichnet. Während des Sommers war im Hypolimnion eine deutliche Sauerstoffzehrung zu beobachten, die am Ende der Stagnationsperiode zu einem Sättigungsdefizit von ca. 65 % führte.

Das Sumpfungswasser aus dem Tagebau Profen-Nord, das hohe Gesamteisenkonzentrationen und einen leicht sauren pH-Wert aufweist, wird auf der Fließstrecke vom Tagebau Profen-Nord bis zur Probenahmestelle Floßgraben durch Ausfällungsreaktionen sehr effizient entmineralisiert. Das dem Tagebaurestloch letztendlich zugeführte Wasser kann somit als nährstoffarm, pH-neutral und gering mineralisiert bezeichnet werden. Bei der Flutung mit Sumpfungswasser aus dem Tagebau Profen-Nord ist mit keiner Versauerung des

Tagebausees zu rechnen, da das Sümpfungswasser gut säuregepuffert ist und keine Nettoacidität mehr besitzt. Es kann auch davon ausgegangen werden, daß die Versauerungsgefahr durch zuströmendes Kippenwasser gering ist, da dieses chemisch durch den hohen Anteil an Löß, Geschiebelehm und Geschiebemergel geprägt ist. Ebenso wenig wird es durch den geringen Nährstoffeintrag zu einer merklichen Erhöhung der Trophieverhältnisse kommen, so daß für den künftigen im Tagebaurestloch Werben entstehenden See oligo- bis mesotrophe Verhältnisse angenommen werden können. Phosphor ist im Werbener See klar der begrenzende Nährstoff für die Primärproduktion.

Tab. 80: Morphometrische und limnologische Daten 04-10/96 (vier Beprobungen) vom Werbener See (Klapper et al. 1996 d, Klapper et al. 1997 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+109	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	9	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	2,88
Seefläche	[Mio. m ²]	0,67	Gesamteisen	[mg/l]	124
maximale Tiefe	[m]	18	Sulfat	[mg/l]	608
mittlere Tiefe	[m]	13,4	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1600
maximale Länge	[m]	1500	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	400	TOC	[mg/l]	5,8
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	7,3
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	13,3
			Chlorophyll a	[µg/l]	2
Tiefengradient	[-]	3,14	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	1,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der Werbener See weist nur im Westteil einen Makrophytenbestand auf, ansonsten erlauben die steil abfallenden Ufer keinen submersen und emersen Pflanzenbewuchs. Die pelagische Besiedlungsdichte ist, mit Ausnahme der Cyanobakterien, ausgesprochen gering. Auffallend ist die Dominanz kleinwüchsiger, beweglicher Algen (Phytoflagellaten) und die ungewöhnlich hohe Dichte an sehr kleinen autotrophen Picoplanktern. Es wurden nur Arten aus den Algenstämmen Chromophyta (insbesondere Bacillariophyceae), Chlorophyta (*Chlamydomonas*, *Monoraphidium*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Crucigenia*) sowie der Algenklasse Cryptophyceae (*Cryptomonas erosa*) gefunden. Die Gesamtbiomasse der Algen schwankte zwischen 0,076 und 0,19 mg/l und ist ebenso wie die Zellzahlen und Chlorophyllwerte (< 5 µg/l) typisch für oligotrophe bis leicht mesotrophe Gewässer. Das autotrophe Picoplankton konnte bis zu 48% der Biomasse der Primärproduzenten ausmachen. Potentielle Bakterienkonsumenten wie heterotrophe Flagellaten und Ciliaten kamen nur in geringer Zellzahl und Biomasse vor. Bei den Ciliaten traten kleinwüchsige Planktonformen wie Tintiniden, *Askenasia*, *Strombidien* und *Coleps* auf. Die Artenzusammensetzung von Rotatorien und Crustaceen ist ebenfalls charakteristisch für nährstoffarme, neutrale Seen, d.h. wenige Arten dominieren während des gesamten Jahresverlaufs. Unter den Rotatorien waren *Keratella*

cochlearis, *Hexarthra* und *Asplanchna* dominierend, während innerhalb der Crustaceen *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops* und *Daphnia cucullata* bestandsbildend waren. Der Fischbestand wurde bislang nicht untersucht, nach Aussagen von Anglern wird der See jedoch bereits als Fischgewässer genutzt.

8.3.12.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Das Gewässer im Restloch Werben ist als Landschaftssee mit den Hauptfunktionen Natur und Landschaftssee und einer am örtlichen Bedarf orientierten, begrenzten Erholungsfunktion zu gestalten. Dabei soll auf landschaftsverträgliche Erholungsformen orientiert werden. Die Möglichkeiten zur Errichtung späterer fischereiwirtschaftlicher Nutzungen ist zu berücksichtigen.

Im Zuge der Flutung wird der Trübstoffeintrag sicherlich zunächst weiter stattfinden, was im Hinblick auf die lichtlimitierende Wirkung der Trübstoffe und auf die Adsorption und P-Entfernung aus dem Freiwasser durch Seewasser als positiv zu bewerten ist. Da das Profener Sümpfungswasser zudem P-arm ist, wird sich bei der Flutung die Phosphorkonzentration des Sees nicht erhöhen. Im folgenden wird die Überstauung der jetzt freiliegenden Böschungen dann zu einer Verminderung der Trübstoffeinträge durch Oberflächenabflüsse und wahrscheinlich zu einer Erhöhung der Algenbiomasse führen. Der insgesamt oligotrophe Charakter des Tagebausees wird sich dadurch zum leicht mesotrophen Zustand hin verschieben. Es ist nicht mit einer Versauerung zu rechnen.

8.3.13 Zwenkauer See

8.3.13.1 Lage und Geschichte



Der noch bis zum Jahr 1999 aktive Tagebau Zwenkau liegt geologisch am Nordrand des Weißelsterbeckens und vor der südlichen Peripherie der Stadt Leipzig.

Mit dem Aufschluß des ehemaligen Tagebaus Böhlen (1969 in Tagebau Zwenkau umbenannt) wurde 1921 begonnen, die Aufnahme der Förderung erfolgte 1924.

Abb. 144: Blick in den Tagebau Zwenkau
(Foto: Luckner et al. 1995)

Über seine Kippe wird in Zukunft die Trasse der Bundesautobahn A38, Südtangente Leipzig, führen. Ab 01.01.2004 wird die Wasserhebung im Tagebau Zwenkau eingestellt und der Wasserspiegel kann durch Eigenaufgang ansteigen. Die Böschungssanierung ist für die Jahre 2000 bis 2003 geplant. Nach erfolgter Flutung der Restlöcher Störmthal und Markkleeberg wird das zur Verfügung stehende Flutungswasser aus den Tagebauen Profen und Vereinigte Schleenhain nach Zwenkau übergeleitet. Als Flutungszeitraum sind die Jahre 2006-2013 vorgesehen.

Tab. 81: Morphometrische und limnologische Daten (Nicht verfügbar) vom Zwenkauer See (Luckner et al. 1995, Haferkorn et al. 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+113,5	pH - Wert	[-]	6,01
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	176	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	9,8	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	43	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	18	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]	5300	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	3600	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]	4,87	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der Tagebausee Zwenkau soll als Hochwasserrückhaltebecken für die Speicherung von Extremhochwässern der Weißen Elster genutzt werden. Bei Abflüssen > 450 m³/s in der Weißen Elster wird zukünftig das darüber hinaus

anfallende Wasser zum Schutz der Stadt Leipzig in den Tagebausee eingeleitet werden.

8.3.13.2 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der künftige Zwenkauer See wird zu einem Landschaftssee mit Naherholung in Teilbereichen und einer Hochwasserschutzfunktion entwickelt. Hierbei sind die nördlich des Sees gelegene Altkippe und der Bereich der westlichen Abbaugrenze von jeglicher Nutzung weitgehend auszuschließen. Das Nordufer ist als Sukzessionsfläche zu belassen. Für die Nutzung des Sees ist vorgesehen, daß nur Teilbereiche für Freizeit und Erholung entstehen. Aufgrund des zu erwartenden überwiegenden Grundwassereinstroms ist für den westlichen Teil des Sees mit einer günstigen Wasserqualitätsentwicklung zu rechnen. Ungünstiger ist die Lage der ehemaligen Tagebauausfahrt östlich der Ortslage Zwenkau zu bewerten. Der weit nach Süden reichende Teil des Sees wird im wesentlichen durch Kippen im Süden und Osten begrenzt. Die Wasserqualität wird sich auf Grund der Dränagewirkung dieses „Schlauches“ vorwiegend im sauren Milieu einstellen und auf Grund der geringen Erneuerungsrate auch nicht wesentlich verbessern. Eine aus limnologischer Sicht wesentliche Maßnahme stellt deshalb die Wasserqualitätsverbesserung in diesem Bereich dar. Eine Zuleitung von möglicherweise auch organisch belastetem nährstoffreichen Wasser ist erforderlich, um eine neutrale Wasserbeschaffenheit zu erzwingen.

8.3.14 Zwochauer See

8.3.14.1 Lage und Geschichte

Das kleinste der drei Restlöcher des Tagebaus Delitzsch-Südwest (s. Kap. 4.3.11 Werbeliner Sees), ist das Restloch Zwochau. Es befindet sich im westlichen Teil des 1993 stillgelegten Tagebaus etwa 1 km nordöstlich der gleichnamigen Ortschaft.

Seine Füllung erfolgt ausschließlich durch aufsteigendes Grundwasser und soll im Jahre 2008 abgeschlossen sein (Haferkorn et al. 1999). Bei der Primärfüllung hat der Grundwasserleiter 1.4 einen Anteil von annähernd $\frac{2}{3}$ und das Kippengrundwasser von rund $\frac{1}{3}$. Langfristig betrachtet wird aber der Anteil des Kippengrundwassers auf nahezu 50 % steigen, wodurch eine Versauerung des Gewässers zu befürchten ist.

Als Landschaftssee soll der entstehende Zwochauer See nur für eine naturnahe Erholung zugänglich sein. Im Bereich der gewachsenen Böschung ist ein Badestrand für die Bewohner des Dorfes Zwochau vorgesehen. Eine Nutzung als Angelgewässer ist nur dann möglich, wenn wie bei den Grabschützer Seen ausschließlich der natürliche Aufwuchs des ökologisch ausgewogenen Fischbestands abgefischt wird.

8.3.14.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der kleinste der künftigen Tagebauseen im Delitzsch-Breitenfelder Braunkohlerevier wird sich nach Erreichen seines Endwasserstandes durch die in Tab. 82 dargestellten Kenngrößen auszeichnen. Wie aus diesen Daten und den Beschreibungen von Klapper et al. (1996 b) zu entnehmen ist, wird sich ein dimiktischer See entwickeln. Dennoch kann nach Berger (1955) eine Neigung zur Meromixis nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Aufgrund der festzustellenden günstigen Epi- zu Hypolimnion-Beziehung bringt der Zwochauer See günstige Voraussetzungen für einen vollständig aeroben Abbau organischer Substanzen mit, die während der Sommerstagnation ins Hypolimnion absinken. Wegen seiner Kleinheit neigt das Gewässer trotzdem zur schnelleren Nährstoffanreicherung und einer höheren Bioproduktivität, die sich in einem meso- bis eutrophen Trophiestatus äußern. Die für die Besiedlung des Gewässers nötigen Nährstoffvorräte werden jedoch nicht unmittelbar zu einer ausgeprägten Verkrautung des Gewässers führen, da die dafür notwendigen Flachwasserabschnitte fehlen.

Die letzten Untersuchungsergebnisse gehen auf das Jahr 1998 zurück, als der Zwocher See eine maximale Tiefe von 4 m aufwies und trotz windgeschützter Lage keine stabile thermische Schichtung aufbaute (StUFA, 1999 b). Häufige Vollzirkulationen führten zur Erwärmung des Tiefenwassers, wodurch dort intensive biochemische Umsetzungen ermöglicht wurden. Daraufhin stellte sich bei kurzzeitigen Schichtungen eine Sauerstofffreiheit am Grund ein.

Trotz des Einflusses von mineralisiertem Kippengrundwasser war eine pH-Wert-Absenkung nicht zu beobachten. Wie die Grabenschützer Seen war der neutrale bis schwach alkalische Zwochauer See durch geringe Konzentrationen von Sulfat und Eisen sowie ein gutes Puffervermögen gekennzeichnet und konnte als Calcium-Sulfat-Typ angesprochen werden (StUFA, 1999). Von den Chlorophyllwerten und den ermittelten Phytoplanktonbiovolumina wurde der gegenwärtige

oligo- bis mesotrophe Zustand des Gewässers bestätigt. Der günstige pH-Wert gestattete die Ansiedlung von mehr als 50 Phytoplanktonarten und eine Vielzahl von Zooplanktern. Letztere stellen eine Grundvoraussetzung für den Einsatz einheimischer Fischarten dar, der schon während der Füllungsphase durchgeführt werden soll.

Tab. 82: Morphometrische Daten des Zwochauer Sees (Klapper et al. 1996 b)

Endwasserstand	[mNN]	+100
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,9
Seefläche	[Mio. m ²]	0,1
maximale Tiefe	[m]	19
mittlere Tiefe	[m]	9
maximale Länge	[m]	600
maximale Breite	[m]	200
Uferentwicklung	[-]	2,0
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	2,38
Tiefengradient	[-]	4,23
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch

8.3.14.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den eutrophierungsanfälligen See vor zusätzlichen Nährstoffbelastungen zu bewahren, ist eine ökologisch ausgewogener Fischbesatz wichtig. Allochthone Nährstoffeinträge sind so gering wie möglich zu halten.

8.4 Sachsen / Sachsen-Anhalt (Hartwig Krumbeck)

8.4.1 Seen der Tagebaue Goitsche und Holzweißig (7 Seen)

8.4.1.1 Lage und Geschichte

Das Tagebaufeld Goitsche mit seinen zahlreichen Baufeldern und heutigen Tagebauseen befindet sich östlich und südöstlich der Stadt Bitterfeld im Zentrum des Bitterfelder Braunkohlenreviers in Sachsen-Anhalt und greift nach Südosten über in den Freistaat Sachsen.

Der Bergbau begann südlich von Bitterfeld bereits vor 1945 im Tagebau Holzweißig (ehemalige Grube Leopold). Von 1961 bis 1980 wurde der Tagebau Holzweißig West betrieben. Der Tagebau Goitsche wurde von 1949 bis 1991 in mehreren Baufeldern als traditioneller Abraum-Zugbetrieb-Tagebau mit Innen- und Außenkippenbetrieb geführt. Im Tagebau Rösa wurde die Kohle noch bis zum Mai 1991 gefördert. Insgesamt wurden in den letzten 40 Jahren 315 Mill. t Braunkohle und 850 Mill. m³ Abraum gefördert. Nach dem Abschluß der bergbaulichen Sanierung ist eine schnelle Flutung vorgesehen, die 2002 beendet sein soll.

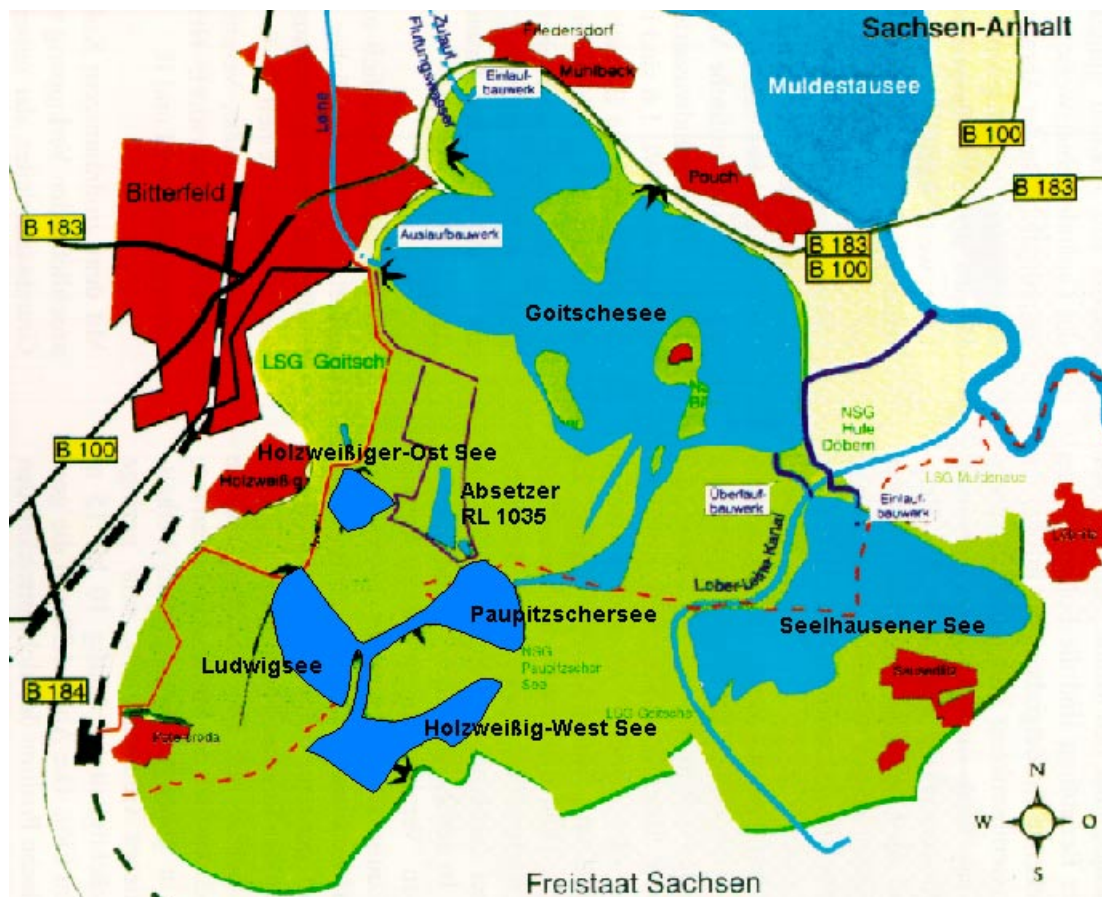


Abb. 145: Seekonturen der Gewässer beim geplanten Endwasserstand +75 mNN (aus Haferkorn et al. 1999 verändert)

Entsprechend der bergbaugeschichtlichen Entwicklung der Tagebaue Goitsche/Holzweißig/Rösa, der Lagerungsverhältnisse und der Verbreitung der Kohleflöze ist das gesamte bergbaulich verritzte Gelände in ein komplexes System aus Tagebauseen, Kippenbereichen und bergbaulich nicht in Anspruch genommenen Hochlagen gegliedert. Insgesamt werden nach Fördersende und Abschluß der Böschungssanierungsarbeiten 12 Tagebauseen mit zum Teil ganz unterschied-

licher Morphologie entstehen. Diese Zahl wird sich mit der Flutung verringern. Die Tagebauseen können in drei Gruppen geordnet werden:

- Aus den noch bestehenden einzelnen Tagebauseen Mühlbeck, Niemegk, Döbern und Bärenhof wird bei endgültiger Füllung ein Tagebausee entstehen, der Tagebausee Goitsche (Bitterfelder See).
- Aus dem ehemaligen Tagebau Rösa wird der Tagebausee Seelhausen entstehen.
- Aus den ehemaligen Restlöcher des Holzweißiger Tagebaues werden die Seen Holzweißig-Ost, Absetzer RL 1035, Paupitzscher See, Ludwigsee (Innenkippenzufahrt) und Holzweißig-West entstehen.

Mit der Flutung kommt es insbesondere bei den heutigen Restlöchern der Goitsche innerhalb kurzer Zeit zum Überlauf und zur Entstehung einer durchgehenden Wasserfläche. Die Restlöcher werden dann im Tagebausee Teilbecken darstellen, die durch Kippenbereiche minderer Wassertiefe begrenzt sein werden. Beim Erreichen der Endstauhöhen in den drei genannten Tagebauseegruppen wird der Tagebaukomplex Goitsche eine Wasseroberfläche von gesamt 1975 ha und einen Speicherinhalt von 377,6 Mio. m³ aufweisen. Damit gehören die Tagebauseen der Goitsche zum größten Seengebiet Sachsen-Anhalts und zum größten Tagebausee des Mitteldeutschen Braunkohlereviers bis zur Flutung des Geiseltales.

Alle Seen bilden ein zusammenhängendes Gewässersystem. Dem Goitschensee fließt das Wasser aus allen anderen Seen zu. Von da aus fließt es am Ende in die Leine.

8.4.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee Goitsche zeigt zukünftig ein breites Spektrum an Tiefenstufen. Der Flachwasseranteil < 2 m macht 13 % der Seefläche aus, der Bereich mit einer Tiefe von 2 bis 5 m liegt mit 15,5 % noch einmal in der gleichen Größenordnung. Damit stehen große Flächenanteile des Seebodens für eine Besiedlung mit Makrophyten bereit, sobald die entsprechenden Lichtbedingungen existieren und soweit geeignetes Besiedlungssubstrat zu Verfügung steht. Wasserflächen und Volumina der derzeitigen Seen der Goitsche machen nur einen Bruchteil der Seen nach Abschluß der Flutungsphase aus.

Derzeit besteht der Goitscher See noch aus vier eigenständigen Becken und weist ein sehr breites Spektrum der Wasserbeschaffenheit (Mineralisation, pH-Wert, Beeinflussung durch Pyritoxidation sowie im Grad der organischen Belastung) auf.

Der Teilsee Mühlbeck ist flach und grundwassergespeist sowie durch Pyritoxidation geprägt mit einem pH-Wert von 2,8 - 3,0, 40 mg/l Eisen, 5 mg/l Aluminium und 800 mg/l Sulfat und einer Leitfähigkeit von 2 mS/cm. Der Teilsee Niemegk ist ebenfalls durch Pyritoxidation geprägt, bei einem pH-Wert < 3,0, 230 mg/l Gesamteisen, 35 mg/l Aluminium, 2000 mg/l Sulfat, einer Basenneutralisationskapazität von 11 - 35 mmol/l, einer Leitfähigkeit von 3 - 3,3 mS/cm, 4 - 9 mg DOC und bis zu 3,7 mg/l Ammoniumstickstoff durch Einstrom nährstoffreicher Grundwässer. Es sind 41 - 74 µg AOX /l gefunden worden. Der Teilsee Döbern hingegen ist pH-neutral und hydrogencarbonatgepuffert, während im Restloch Rösa sowohl stark versauerte als auch neutrale kleine

Flachseen vorhanden sind. Der Teilsee Bärenhof ist wiederum hydrogen-carbonatgepuffert mit Eisenkonzentrationen bis 15,4 mg/l.

Tab. 83: Morphometrische Daten der Tagebauseen (Klapper & Schultze 1997 a, Geller et al. 1997 c, Geller et al. 1997 d, Geller et al. 1998 a)

Tagebausee		Goitsche-see	Seelhausener See	Holzweißig-West See	Paupitzscher See	Ludwigsee	Holzweißig-Ost See	Absetzer RL 1035
Endwasserstand	[mNN]	+75	+78	+78	+77	+78	+77	+74,3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	225	121	25	11	16	3,2	0,67
Seefläche	[Mio. m ²]	13,64	7,50	1,70	1,00	0,90	0,72	0,11
maximale Tiefe	[m]	54,5	24,0	22,0	20,0	32,0	21,0	14,3
mittlere Tiefe	[m]	16,5	16,1	14,7	11	17,8	4,4	6,1
maximale Länge	[m]		46000	2500	1000			
maximale Breite	[m]		2000	1000	1000			
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	1,60	0,90	2,10	1,30	2,80		1,40
Uferentwicklung	[-]	2,44	1,65					
Meromixistiefe	[m]							
Tiefengradient	[-]		2,96	3,24	3,44			
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch						

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons > 2µm in dem neutralen Teilsee Döbern und Tagebausee Seelhausen ist typisch für oligo/mesotrophe, neutrale Seen Mittel- und Norddeutschlands. Es dominieren Chlorophyceen und Cryptophyceen mit Gesamtabundanzen von 0,3 bis 2,7 Mio. Zellen/l und einer Phytoplanktonbiomasse von << 1 mg Frischgewicht/l. Autotrophe Picocyanobakterien treten mit vergleichsweise hohen Abundanzen auf. Innerhalb der Crustaceen dominieren *Eudiaptomus gracilis* und *Daphnia cucullata* bei niedriger Gesamtabundanz. Mit einer Abundanz von maximal 24 Individuen/l traten als dominierende Rotatorien *Keratella quadrata* und *Hexarthra* auf. Bakterien und heterotrophe Flagellaten wurden in für nährstoffarme bis leicht mesotrophe Systeme charakteristischen Konzentrationen gefunden. Der Teilsee Döbern und der Tagebausee Seelhausen können als gering produktiv eingestuft werden.

Die Teilseen Niemeck und Mühlbeck zeigen ein artenarmes Phytoplankton, Crustaceen fehlen völlig. Als einzige Rotatorienart wurde *Brachionus urceolaris* nachgewiesen. Im Restsee Niemeck dominierten explosionsartig auftretende Phytoflagellaten und Protozoen (Ciliaten und Heliozoen), die Nanophytoflagellaten aus der Gruppe der Chlamydomonaden und Cryptophyceen erreichten Zelldichten von bis zu 100000 Zellen/ml. Als auslösende Faktoren kommen hier in erster Linie günstige klimatische Verhältnisse sowie die vergleichsweise hohen

Nährstoffkonzentrationen und die gute TIC-Versorgung aus dem Hypolimnion in Frage. (Weitere Informationen zur Besiedlung in Geller et al. 1998 a)

Tab. 84: Limnologische Daten des Goitschesees, Stand 1998 (Klapper & Schultze 1997 a, Geller et al. 1997 c, Geller et al. 1997 d, Geller et al. 1998 a)

pH - Wert	[-]	7
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	7,1
Gesamteisen	[mg/l]	20
Sulfat	[mg/l]	790
Leitfähigkeit	[µS/cm]	1500
DOC	[mg/l]	19,5
TOC	[mg/l]	3,5
Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,8
Gesamtphosphor	[µg/l]	10
Chlorophyll a	[µg/l]	2
Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	

8.4.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Generelles Ziel der zukünftigen Gestaltung des Bergbaugebietes sind die Erholungsnutzung und die Entwicklung von renaturierten Bereichen für den Naturschutz. Das zentrale Projekt für die Erreichung dieser Sanierungsziele ist die Wasserauffüllung der Tagebaurestlöcher durch Fremdfutung aus der Mulde und Grundwasseranstieg (Brustmann 1997). Für die Nachnutzung des Tagebauseenverbundes Goitsche ist eine Zweiteilung vorgesehen. Der südwestliche Teil - Schutzgebiet und teilweise Totalreservat - ist für ruhige Erholung ohne Bebauung oder Verkehrswege mit dichter Bepflanzung zur Abschirmung der unter Naturschutz stehenden Tagebauseen Ludwigsee und Paupitzsch vorgesehen. Unter Beachtung von Naturschutz und öffentlicher Sicherheit ist die Anlage von Zugängen zum See mit lokalen Badestränden geplant. Der nordöstliche Teil der Goitsche ist für eine überregionale touristische Erholung unter Einbeziehung der Infrastruktur der Anliegergemeinden mit der Errichtung von Erholungskomplexen, Campingplätzen, Wassersportanlagen usw. eingeordnet. Durch den Verbund von 9 Tagebauseen entsteht damit südlich von Bitterfeld eine Seenlandschaft mit über 25 km² Wasserfläche und mehr als 66 km Uferlänge. Das Hauptsee - der künftige Goitschesees „Bitterfelder See“ - bestehend aus den Restlöchern Mühlbeck, Niemeck, Döbern und Bärenhof, wird nach der Flutung eine zusammenhängende Wasserfläche von 13 km² beinhalten, also größer sein als der größte See Brandenburgs, der Scharmützelsee (12 km²). Durch die entstehenden Inseln, Halbinseln und Buchten wird eine Uferlänge von etwa 32 km erreicht. Am Seelhausener See, dem ehemaligen Tagebau Rösa - mit einer Wasserfläche von ca. 6 km² und einem Ufer von rd. 16 km Länge werden Bereiche für Freizeit und Erholung nahe der Orte Löbnitz und Sausedlitz vorgesehen. Das Gebiet um die Stilllegungstagebaue Holzweißig/Goitsche/Rösa und Köckern ist infolge der fast 100-jährigen Braunkohlegewinnung und -veredlung und der damit verbundenen Devastierung großer Flächen und vielfach ungeordneter Deposition von Reststoffen reich an Altlaststandorten. Mit der zur Zeit umgehenden Flutung des

Restloches Köckern und der in Kürze anstehenden Flutung der sanierten Tagebauhohlform Goitsche ist mit einem Anstieg des Grundwassers und somit mit einer Aktivierung von abgelagerten Substanzen in den Verbringungsstandorten zu rechnen.

Die Gestalt des künftigen Seebeckens läßt beim Goitschensee zu, daß sich oligotrophe bzw. mesotrophe Verhältnisse einstellen, sofern die Belastung mit Nährstoffen dafür nicht zu hoch ist. Die relativ großen mittleren Tiefen und die daraus sich ergebenden großen Anteile des Hypolimnions am Seevolumen sind die entscheidenden Ursachen für die geringe Empfindlichkeit gegen Eutrophierungserscheinungen.

Die für die Mulde wegen der bergbaulichen und industriellen Geschichte ihres Einzugsgebietes erhöhte Schwermetallbelastung ist in Anbetracht der bei der Versauerung durch Pyritoxidation auftretenden Schwermetallkonzentrationen im Wasser ohne Bedeutung. Es kann davon ausgegangen werden, daß es im Zuge einer Neutralisierung zur weitestgehenden Ausfällung und Festlegung der Schwermetalle im Sediment kommt. Auch der Phosphor im Muldewasser werden bei der Einleitung in saures Wasser und der damit bewirkten Neutralisation zunächst nahezu quantitativ gefällt und ins Sediment verfrachtet. Die Eisen- und Aluminiumkonzentrationen im sauren Wasser sind dafür die entscheidende Ursache. Durch die hohen Aluminiumkonzentrationen ist auch keine schnelle P-Rücklösung im Sediment bei anaeroben Bedingungen zu erwarten, da Aluminium unabhängig vom Redoxmilieu für die Phosphorbindung zur Verfügung steht.

Ausgehend von der Schadstoffbelastung der Mulde, der Leine, des Lobers und des Lober-Leine-Kanals sowie der Größe der entstehenden Seen stellt die Phosphorbelastung die Hauptgefährdung für die Seen dar. Aus der Berechnung der zu erwartenden Phosphorkonzentration von 20-30 µg/l SRP und 50-80 µg/l TP lassen sich eutrophe Verhältnisse ableiten. Aufgrund der Phosphornettosedimentation läßt sich für den Übergang zum mesotrophen Bereich eine Dauer von 5-10 Jahren abschätzen (Geller et al. 1997 d).

Das Hauptproblem bei der Flutung der Goitsche ist die mögliche Versauerung des zukünftigen Goitschesees und des Seelhausener Sees, eine mögliche Gefährdung der Seennutzung durch organische Schadstoffeinträge aus der Chemieregion Bitterfeld und eine mögliche Eutrophierungsneigung. Dem soll durch eine schnelle Flutung mit Muldewasser begegnet werden, um die Säureproduktion in den dann überstauten Flächen zu beenden, die gelöste bzw. eluierbare Acidität teilweise zu neutralisieren und den Zufluß organisch kontaminierten Grundwassers durch Umkehr des hydraulischen Gradienten zu beenden.

Die Seen aus dem Gebiet des ehemaligen Tagebaues Holzweißig werden größtenteils sich selbst überlassen. Sie werden mit Grundwasser gefüllt.

8.5 Sachsen-Anhalt (Hartwig Krumbeck)

8.5.1 Concordia See und Königsau

8.5.1.1 Lage und Geschichte



Der Tagebausee Königsau liegt zusammen mit dem Concordiasee 8 km nordwestlich von Aschersleben in Sachsen-Anhalt. Die Seen sind aus den Tagebau Nachterstedt/Schadeleben hervorgegangen, welcher von 1856 bis 1991 betrieben worden ist.

Abb. 146: Blick auf die bereits in großem Umfang sanierten Böschungen des Tagebaues Nachterstedt/Schadeleben (Foto: Haferkorn et al. 1999)

Im Ergebnis verschiedener Trockenlegungs-, Gewässerausbau- und Grundwasserabsenkungsmaßnahmen sind Geländedeformationen im gesamten Gebiet eingetreten. Eine wesentliche Rolle spielen Torfumwandlungsprozesse infolge Deflation und Oxidation und die Verdichtung der Grundwasserleiter und -stauer beim Grundwasserabsenkungsprozeß. Mit dem Wiederanstieg des Grundwassers werden sich die Grundwasserleiter weitgehend wieder auf die ursprüngliche Mächtigkeit regenerieren, die Verringerung der Schichtmächtigkeit infolge der Torfumwandlung ist jedoch irreversibel.

8.5.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Morphometrie vom Königsauer See läßt langfristig einen dimiktischen und eutrophen See, die des Concordiasees oligotrophe Verhältnisse erwarten. Der See wäre damit vom möglichen Nutzungsbeginn an ausgezeichnet als Badegewässer geeignet, sofern hinreichend gutes Füllungswasser zur Verfügung steht. Für die Fremdfutung aus der Selke wurde eine Phosphorflächenbelastung berechnet, die allerdings zu deutlich eutrophen Verhältnissen führen würden. Die Berechnung nach Berger (1955) hat ergeben, daß theoretisch mit dem Auftreten von Meromixis zu rechnen ist. Das Monimolimnion würde demnach bei 49,4 m beginnen. Eine Versauerung ist nicht anzunehmen.

Tab. 85: Morphometrische Daten des Concordiasees und der Königsau (Klapper & Schultze 1996, Geller & Schultze 1997 a)

Tagebausee		Concordiasee	Königsau
Wasserstand	[mNN]	103	103
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	183	9,55
Seefläche	[Mio. m ²]	5,95	1,51
maximale Tiefe	[m]	62	19
mittlere Tiefe	[m]	30,8	6,3
maximale Länge	[m]		
maximale Breite	[m]		
Uferentwicklung	[-]	1,2	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	3,3	0,37
Tiefengradient	[-]		
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch*	dimiktisch

* nach Berger 1955

8.5.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Als Nutzungsziele für den Concordiasee wurde eine sich selbst regulierende Natur- und Erholungslandschaft formuliert. Das Teilgebietsentwicklungsprogramm sieht zur Beschleunigung des Wasserspiegelanstiegs eine Fremdflutung vor. Nachdem die Flutung zu Beginn ausschließlich durch Grundwasseranstieg erfolgte, soll im weiteren eine Fremdflutung aus der Selke sowie durch Überlauf aus dem benachbarten Tagebausee Königsau durchgeführt werden. Die Flutung aus der Selke wird mit einem Volumenstrom von 0,25 m³/s über ca. drei Jahre erfolgen, bis im Restsee eine Wasserspiegelhöhe von +70 mNN erreicht worden ist. Voraussichtlich ab 2002 wird die Flutung durch überströmendes Wasser aus dem benachbarten Tagebausee Königsau ergänzt werden. Bis zum Jahr 2022 wird der Wasserspiegel im Concordiasee auf +100 mNN angestiegen sein, ab diesem Zeitpunkt verläuft der Wasserspiegel in den verbundenen Tagebauseen Concordia und Königsau gleichmäßig, so daß im Jahre 2025 eine Höhe von +103 mNN und im Jahr 2028 eine Höhe von +103,5 mNN erreicht wird.

Ab 1999 soll der Hauptseegraben in die Königsau eingeleitet werden. Durch die Einspeisung erreicht der Restsee Mitte 2002 einen Wasserspiegel von +100 mNN. Wenn in der Königsau dieser Wasserstand erreicht ist, wird der Überleitungsgraben zum Concordiasee aktiv. Nach der Füllung des Concordiasees wird der Wasserstand dann ab ca. 2022 bis 2028 auf +103,5 mNN ansteigen. Bis zur Füllhöhe von +100 mNN stammt ca. 44 % des Füllwassers aus dem Hauptseegraben. Beim Erreichen des Endwasserstandes von +103 mNN wird ca. 75 % des Füllwassers aus dem Hauptseegraben stammen. Es wird ein dauerhafter Überlauf aus der Königsau in den Concordiasee erfolgen.

8.5.2 Geiseltalsee

8.5.2.1 Lage und Geschichte

Das Braunkohlerevier Geiseltal befindet sich im Land Sachsen-Anhalt ca. 10 km südwestlich der Kreisstadt Merseburg. Im Geiseltal kann auf eine fast 300-jährige Bergbaugeschichte zurückgeblickt werden. Die von 1903 bis nach 1945 betriebenen Tagebaue im Raum Mücheln und Braunsbedra wurden als Tagebau Mücheln weitergeführt. Die Auskohlung erfolgte in den Baufeldern Westfeld, Ostfeld, Südfeld, Neumark-Nord und Braunsbedra. Der Tagebau Mücheln wurde zum 30.06.1993 stillgelegt. Aus ihm soll der Geiseltalsee entstehen.

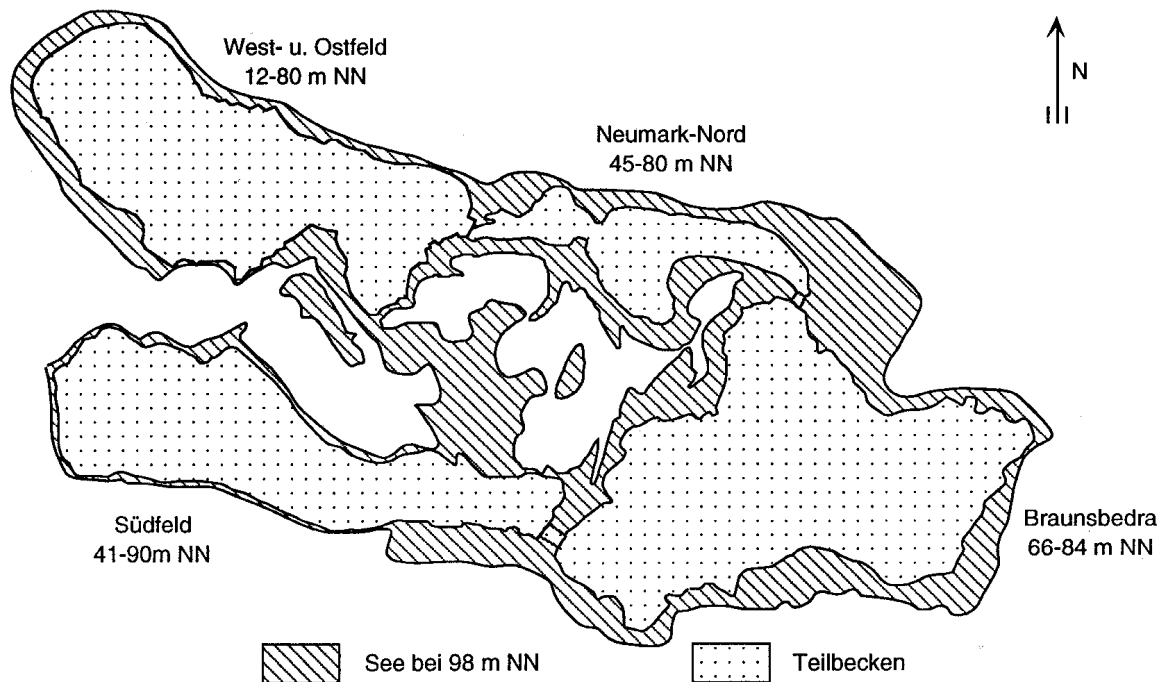


Abb. 147: Seekontur mit Einzelbecken beim geplanten Endwasserstand 98 mNN (Klapper et al. 1996 a)

Aufgrund der unterschiedlichen Höhen der Teilbecken in dem Tagebau verläuft die Flutung kaskadenartig zunächst nur mit Grundwasser. Nach Füllung eines Teilbeckens stagniert der Füllprozeß in Höhe der Überlaufschwelle, solange, bis im darauffolgenden Teilbecken dieses Niveau erreicht wird.

Die Flutung soll von 2002 bis 2008 erfolgen. Geflutet wird mit 2,22 m³/s Fremdflutungswasser aus den Vorflutern des Einzugsgebietes Stöbnitz, Geisel, Petschbach und Leiha. Anschließend muß dem See bis 2015 ständig Wasser zugeführt werden, um den Wasserstand zu halten.

8.5.2.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die heute bestehenden Teilbecken des zukünftigen Geiseltalsees Westfeld und Ostfeld werden nicht unterschieden, da das Ostfeld durch Abraumverspülung nahezu aufgefüllt wird. Das prägende Element des zukünftigen Sees ist die zur Insel bzw. Halbinsel werdende Innenkippe, die durch ihre West-Ost-Ausrichtung den See weitgehend in eine Süd- und eine Nordhälfte teilen wird. Darüber hinaus besteht der See aus Teilbecken, die bei vollständiger Füllung bis 98 mNN nur noch durch Barrieren unter der Wasseroberfläche getrennt sind und aus den heutigen Teilbecken entstehen werden. Um die Insel und die Halbinsel herum

sowie in der Nordostecke des zukünftigen Sees, östlich des heutigen Teilbecken Neumark-Nord, werden ausgeprägte Flachwasserbereiche entstehen. Etwa 14 % der Seefläche wird eine geringere Wassertiefe als 5 m besitzen. Andererseits gibt es relativ steilufrige und sehr tiefe Bereiche. Der zukünftige Geiseltalsee besitzt damit eine Vielfalt an Ufer- und Beckenformen, die für Lebewesen mit sehr unterschiedlichen Ansprüchen an den Lebensraum geeignete Habitate bietet. Der Gesamtsee wird ein im Sommer geschichteter See sein. Nur im Bereich des heutigen Teilbecken Westfeld könnten die tieferen Bereiche des Hypolimnions von der Vollzirkulation im Frühjahr und Herbst ausgeschlossen sein und ein Monimolimnion ausbilden.

Tab. 86: Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwerte vom Mai 1997) vom Geiseltalsee (Klapper et al. 1996 a, Geller et al. 1997 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+98	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	409	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	2,5
Seefläche	[Mio. m ²]	18,42	Gesamteisen	[mg/l]	0,02
maximale Tiefe	[m]	78	Sulfat	[mg/l]	1000
mittlere Tiefe	[m]	23	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2500
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	11
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	12
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,5
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	1,7	Gesamtphosphor	[µg/l]	8
			Chlorophyll a	[µg/l]	2
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der zukünftige Geiseltalsee wird, ausgehend von seiner Seebeckengestalt, ein oligotropher See werden können. Damit sind die Stoffeinträge allein maßgeblich für das Ausmaß der Eutrophierung. Die Form und Abmaße des Seebeckens begünstigen stärker die Stoffablagerungen im Sediment als die Rücklösung.

Im schon vorhandenen Teilsee Südfeld ist ein Einfluß der Einleitung aus der Stöbnitz und eines Teils der Geisel spürbar. Die Phosphorkonzentration ist merklich erhöht und führt offensichtlich zu Eutrophierungserscheinungen, wie Meßwerte für Chlorophyll zeigen. Die Sulfatkonzentration ist hingegen geringer. Im Teilsee Westfeld ist ebenfalls die Phosphorkonzentration erhöht, gleiches gilt für die Siliziumkonzentration. Härte und Sulfatkonzentration, wie auch im Teilsee Braunsbedra, zeigen die für Tagebauseen typischen erhöhten Werte. In allen drei Teilseen sind die gemessenen Schwermetallkonzentrationen als niedrig zu bezeichnen. Das Wasser ist gut gepuffert, Hinweise auf eine Versauerung in Folge der Pyrit- und Markasitoxidation finden sich nicht. Die hohen Sulfatkonzentrationen sind aber ein Hinweis darauf, daß diese Oxidation stattgefunden hat und evtl. immer noch stattfindet. Die guten Puffereigenschaften des Gesteins verhindern jedoch offenbar die Versauerung des den Teilseen zuströmenden Wassers.

Im Bereich des zukünftigen Geiseltalsees und in seiner unmittelbaren Nachbarschaft befinden sich einige größere Altlasten, die Bedeutung für den

zukünftigen See besitzen könnten: Betriebsgelände ADDINOL GmbH, Asche-Säureharz Verspülung im Teilrestloch Braunsbedra, Säureharzbecken auf der Innenkippe Leonhardt einschließlich der durch ausgelaufene Ablagerungen kontaminierten Bereiche und die Deponie Großkayna.

8.5.2.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die geogene Versauerung ist für den Geiseltalsee ebensowenig zu erwarten wie eine Versalzung aus dem Untergrund. Die Altlasten im Einzugsgebiet des zukünftigen Geiseltalsees stellen entsprechend den Gefährdungsabschätzungen nach vorgeschlagenen Sanierungen keine Gefährdung der geplanten Nutzungen dar. Minimalziel ist die Einhaltung der einschlägigen Grenz- und Richtwerte der EG-Badegewässerrichtlinie und der EG-Richtlinie für Fischgewässer für den Gesamtsee. Die Eutrophierung stellt sich als Hauptgefährdung für den zukünftigen Geiseltalsee dar. Bei Flutung mit Wasser aus der Saale oder Unstrut sind immer mäßig bis stark eutrophe Verhältnisse zu erwarten. Bei Flutung ausschließlich mit dem Eigenaufkommen des Einzugsgebietes sind nur meso- bis schwach eutrophe Bedingungen zu erwarten. Die im Zuge einer Flutung mit Wasser aus der Saale oder Unstrut zu erwartenden Eutrophierung ist nicht einer dauerhaften Eutrophierung gleichzusetzen. Sie stellt vielmehr eine zeitweilig hohe Belastung dar, die aber nicht zu einer nachhaltigen Belastung des entstehenden Sees führt. Eine Reduktion der Phosphorkonzentration von 200 µg/l, wie sie aus Saale und Unstrut zu erwarten ist, auf 20-30 µg/l würde etwa 10-20 Jahre in Anspruch nehmen. Eine solche Zielplanung würde den Ansprüchen der Badenutzung gerecht. Die anderen Nutzungen sind schon vom Abschluß der Flutung an möglich.

Geplante Maßnahmen zur Biotopentwicklung sind die Schaffung von Flachwasserbereichen wie der 1 m Bereich für die Ausbildung von Röhricht und der 4 m Bereich für die Ansiedlung von Schwimmpflanzen.

8.5.3 Golpa-Nord

8.5.3.1 Lage und Geschichte



Der im Jahre 1958 aufgeschlossene und bis 1991 betriebene Tagebau Golpa-Nord liegt im Land Sachsen-Anhalt nordwestlich der Stadt Gräfenhainichen. Die Hauptabnehmer der Rohkohle waren die Kraftwerke Zschornewitz und Vockerode. Insgesamt wurden 342,3 Mio. m³ Abraum bewegt und 69,9 Mio. t Rohkohle gefördert.

Abb. 148: Tagebausee Golpa-Nord, Situation 1999
(aus: Haferkorn et al. 1999)

Als bergbauliche Folge mußten die Einwohner der Stadt Gremmin umgesiedelt werden.

8.5.3.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee Golpa-Nord ist im Vergleich zum benachbarten See Gröbern beinahe als Flachsee zu bezeichnen. Das kleinere Hypolimnion läßt die Entstehung anaerober Zustände wahrscheinlich erscheinen.

Tab. 87: Morphometrische und limnologische Daten von Golpa-Nord (Klapper & Schultze 1993 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
			Nicht verfügbar		
Endwasserstand	[mNN]	+78,6	pH – Wert	[-]	
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	55	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	5,43	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	19	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	12,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	0,9	Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

8.5.3.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Als Nutzungsziel ist ein Landschaftssee mit räumlich begrenzter Naherholung geplant. Umfangreiche Massenbewegungen waren erforderlich, um flache Böschungen und Flachwasserbereiche zu schaffen, die für die Ausbildung naturnaher Landschaftselemente nötig sind. Da der Anstieg des Wasserspiegels aus den Grundwasserzuflüssen ca. 90 Jahre in Anspruch nehmen würde, ist eine Fremdflutung geplant. Der geplante Endwasserstand von + 78,6 mNN soll durch die Flutung mit Muldewasser erreicht werden. Der Volumenstrom der Fremdflutung soll 47,5 m³/min betragen und von Mitte 1998 bis Ende 2011 dem Restloch Golpa-Nord zugeleitet werden. Der Endwasserstand soll ca. ab April 2001 erreicht sein, ab diesem Zeitpunkt erfolgt eine Überleitung von Golpa-Nord in den benachbarten Tagebau Gröbern. Ab 2004 kann die gesamte der Mulde entnommene Wassermenge nach Gröbern übergeleitet werden, da der Wasserspiegel in Golpa-Nord durch natürlichen Zufluß aus dem Einzugsgebiet aufrecht erhalten wird. Anfallendes Überschußwasser wird in den Gräfenhainichener Muhlgraben abgeleitet.

Es liegen keine Hinweise auf bemerkenswerte Versauerungserscheinungen vor. Aufgrund der morphologischen Gegebenheiten ist für den Tagebausee Golpa-Nord bestenfalls mit einem mesotrophen bis schwach eutrophen Zustand zu rechnen. Die Nährstoffbelastung durch die Einleitung von Muldewasser ist nur anfangs als ungünstig anzusehen. Eine nachhaltige Schädigung ist nicht zu erwarten.

8.5.4 Gröbern

8.5.4.1 Lage und Geschichte



Das Restloch Gröbern, das ca. 10 km südlich des Restlochs Golpa-Nord liegt, wurde im Jahr 1984 aufgeschlossen und bis 1993 betrieben.

Als Nutzungsziel für den Tagebausee Gröbern ist ein Landschaftssee formuliert, für den aber im Gegensatz zu Golpa-Nord eine intensivere Erholungsnutzung vorgesehen ist.

Abb. 149: Sanierung des Tagebaus Gröbern, Stand 07/97
(aus: Haferkorn et al. 1999)

Während der Süden dem Naturschutz vorbehalten werden soll, wird sich die Erholungsnutzung auf die Nordbereiche des zukünftigen Sees konzentrieren.

8.5.4.2 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der Tagebausee Gröbern wird mit seiner großen Tiefe und relativen Steilufrigkeit gegen Eutrophierungserscheinungen recht unempfindlich sein. Nach morphologischen Kriterien könnte der See oligotroph werden.

Tab. 88: Morphometrische und limnologische Daten von Gröbern (Klapper & Schultze 1993 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
			Nicht verfügbar		
Wasserstand	[mNN]	+87,8	pH - Wert	[-]	
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	67	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	3,66	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	40	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	18	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	2,0	Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Wie auch im Restsee Golpa-Nord würde bei Flutung nur mit Grundwasser ein Zeitraum von 90 Jahren bis zum Erreichen des Endwasserstandes benötigt. Deshalb wird auch hier eine Flutung mit Fremdwasser bevorzugt, um eine frühere Nutzung des Tagebausees zu ermöglichen. Die Flutung des Tagebausees Gröbern läßt sich nur im Zusammenhang mit der Füllung des Tagebausees Golpa-Nord betrachten. Derzeit liegen zwei Varianten für die Flutung vor, die sich im Zeitraum bis zum Erreichen des Endwasserstandes unterscheiden. Das Flutungswasser soll der Mulde entnommen werden.

Die sogenannte langsame Flutungsvariante sieht vor, beim Erreichen des Endwasserstandes in Golpa-Nord Ende 2001 die Überschußwassermenge nach Gröbern zu leiten. Das Fremdflutungswasser von $47,5 \text{ m}^3/\text{min}$ aus der Mulde würde ab diesem Zeitpunkt teilweise für die Aufrechterhaltung des Endwasserspiegels im Tagebausee Golpa-Nord und teilweise für die Flutung von Gröbern benutzt. Zu Beginn der Flutung würde knapp die Hälfte des Flutungswasser für die Flutung von Gröbern benutzt werden können, ab Anfang 2004 wird schließlich das gesamte Flutungswasser nach Gröbern geleitet. Die Einspeisung in den Tagebausee Gröbern wird mit Erreichen des Wasserspiegels von +81 mNN Mitte 2004 eingestellt. Ab diesem Zeitpunkt geht dem See nur Grundwasser zu, wodurch der Endwasserspiegel von + 87,8 mNN Anfang bis Mitte 2023 erreicht wird.

Die sogenannte schnelle Flutung unterscheidet sich von der langsamen Variante dadurch, daß die Fremdwasserflutung bis Mitte 2005 fortgesetzt wird und zu diesem Zeitpunkt bereits der Endwasserspiegel erreicht wird. Für die Aufrechterhaltung dieses Wasserspiegels ist die Fortsetzung der Fremdflutung mit sich ständig verringernden Flutungsmengen bis zum Jahr 2010 bis 2012 nötig. Ab diesem Zeitpunkt gibt der See $1,5 \text{ m}^3/\text{min}$ Überschußwasser ab, das in den Furthmühlenbach abgeleitet werden. Die schnellere Flutung wird favorisiert, da sich der Porenraum der Grundwasserleiter beschleunigt füllt und es damit zur schnelleren Wiederherstellung eines naturnahen Grundwasserhaushaltes kommt. Bereits vorhandene Sümpfungswässer zeigen keine stärkeren Versauerungserscheinungen, sie sind neutral und gut gepuffert. Damit gibt es keine Hinweise auf eine zu erwartende starke geogene Versauerung. Die Versauerung von in der weiteren Umgebung untersuchten Grundwässern ist als geringfügig anzusehen.

Eine Phosphorflächenbelastung über atmosphärische Deposition in Höhe von $0,15 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ würde für den Übergang zum mesotrophen Zustand, eine Flächenbelastung von $0,6 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ für den Übergang zum eutrophen Zustand ausreichen. In Thüringen wurden 1986 - 91 Orthophosphateinträge über nasse Deposition von im Mittel $0,14 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ gemessen. Damit läßt allein der Phosphoreintrag aus der Atmosphäre nur einen mesotrophen See zu. Nach abgeschlossener Flutung ist mit einer P-Flächenbelastung aus dem Grundwasserzustrom von $0,011 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ zu rechnen, eine als gering anzusehende Belastung, die einem oligotrophen Zustand entspricht.

Die langsame Füllung mit Muldewasser ist aus der Sicht des Nährstoffeintrags tolerierbar, gravierende und nachhaltige Schädigungen sind nicht zu erwarten. Zu Beginn der Flutung sind Eutrophierungserscheinungen zu erwarten, die aber mit fortschreitender Füllung zurückgehen und letztlich mesotrophe Bedingungen herbeiführen. Die schnelle Flutungsvariante würde bei nur geringem Zeitgewinn eine erhöhte Belastung bedeuten und ist daher aus der Sicht der Nährstoffbelastung abzulehnen.

8.5.5 Großkayna See

8.5.5.1 Lage und Geschichte



Das Restloch Großkayna befindet sich nördlich der Ortschaft Großkayna und ist vom Restloch Mücheln (Geiseltalsee) durch einen Kippendamm getrennt. Von 1906 bis 1965 wurde im Gebiet des heutigen Restloches Bergbau betrieben, von 1948 - 1972 Braunkohle im Tagebau Kayna-Süd abgebaut.

Abb. 150: Blick in das Restloch Großkayna (aus: Haferkorn et al. 1999)

Böschungsrutschungen Mitte der sechziger Jahre stellten eine Gefahr für den Ort Großkayna dar. Um diese Gefahr abzuwenden, wurden von 1967 bis 1970 Abraummassen des Tagebaus Kayna-Süd an der Abrißkante verspült. Danach wurde zur Böschungsstabilisierung die Einspülung von Industrierückständen genutzt. Von den Leunawerken wurden ab 1969 neben der Einspülung von Kraftwerksasche auch Schlämme aus der Wasser- und Phenolaufbereitung, Rückstände aus der Winklergaserzeugung und der Ammoniumsulfatproduktion verspült. Von 1983 wurden auch von den Bunawerken Asche und Kalkschlämme aus der Azetylenherzeugung in Form von Kalziumkarbid eingebracht. Die Flutung des Restloches begann 1996 mit Filterbrunnenwasser und soll bis 2001 fortgeführt werden. Im Jahre 2011 soll durch natürlichen Grundwasseraufgang bis zu einer Höhe von +98 mNN der Endstand des Wasserspiegels erreicht sein. In den vergangenen Jahren wurde durch Belüftung des Wassers einer Eutrophierungsgefährdung durch das Flutungswasser entgegengewirkt.

8.5.5.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Tagebausee wurde durch Abwassereinleitungen aus der Kläranlage Großkayna, Netzkäfiganlagen und Verregnungsflächen für die Aufforstung erheblich belastet (Sauenaufzuchtstation und Gülleverregnung). Der Gewässerzustand war 1992 als dramatisch zu bezeichnen. Blaualgen und protococcale Chlorophyten sowie Cryptophyceen dominierten das Phytoplankton, während leistungsfähige Filtrierer (*Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia longispina*) die Planktonzönose kontrollierten. Der trophische Zustand wurde mit polytroph (TGL 1982) mit der Tendenz zur Hypertrophie angegeben.

Kayna-Süd hat extrem hartes sulfatreiches Wasser, was sich aus der Oxidation der Alkali- und Erdalkalitionen als Neutralisationsprodukte aus der sauren Verwitterung des Puffergesteins ergibt. Die relativ hohe Chloridkonzentration ist eine Folge der Einleitung von Abwässern.

Die Sedimente zeigen mit 21,6 % Glühverlust einen relativ hohen organischen Stoffanteil an, der auf Kohletrübe und abgestorbene Planktonbiomasse zurückzuführen ist. Die Schwermetallkonzentrationen sind erhöht, überschreiten aber die Grenzwerte der Klärschlammverordnung nicht.

Tab. 89: Morphometrische und limnologische Daten von Großkayna (Klapper & Schultze 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
			Nicht verfügbar		
Wasserstand	[mNN]	+97	pH - Wert	[-]	
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	53,2	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	2,24	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	33	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	23,7	Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	3,2	Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]				

8.5.5.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

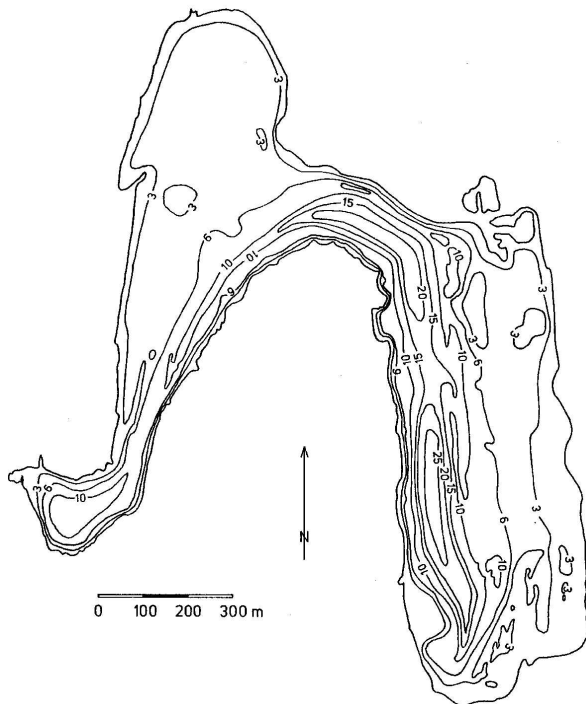
Das Nutzungsziel dieses Sees ist ein Landschaftssee mit räumlicher Teilung der Nutzung. Der Süden bleibt dem Naturschutz vorbehalten, der Norden soll der Naherholung dienen. Die Wasserqualität läßt letztere Nutzung nur mit großen Einschränkungen zu. Eine Sanierung wurde in früheren Gutachten dringend empfohlen.

Nur der mit der Primärflutung des Sees aus der Saale angelegte Vorrat an Hydrogenkarbonat verhindert rein rechnerisch für mittlere wasserhaushaltliche Bedingungen eine Versauerung des Seewassers trotz fallenden Säurepuffervermögens. Dieser Vorrat ist nach Austrag des leicht mobilisierbaren Ammoniums aus der Deponie in den zukünftigen See noch nicht verbraucht. Rein rechnerisch könnte also gerade noch eine Versauerung verhindert werden, da nach dem Austrag des leicht mobilisierbaren Ammoniums aus der Deponie ein erheblicher Rückgang des Ammoniumeintrages in den zukünftigen See zu erwarten ist. Verschiedene wasserhaushaltliche Situationen zeigen bei Berechnungen einen kompletten Verbrauch des Säurepuffervermögens im Berechnungszeitraum von 300 Jahren. Damit stellt sich der zukünftige See unter den zu erwartenden Bedingungen als ein System dar, das hinsichtlich der Säurepufferung gegen äußere Störungen sehr empfindlich ist. Als äußere Störeinflüsse sind vor allem Veränderungen im Zustrom und der Relation der Zustromkomponenten untereinander zu nennen. Die abgelagerten Feststoffmengen stellen eine potentielle Gefahrenquelle für die Umwelt und die Gesundheit der sich in der Nähe aufhaltenden Menschen dar. Untersuchungen der Spüldeponie haben Ammonium als den mit Abstand gefährlichsten Schadstoff identifiziert. Im Seewasser sind die Konzentrationen von Sulfiden, Cyaniden, Phenolen und anderen organischen Schadstoffen gering, was auf den schnellen Abbau dieser Schadstoffe unter aeroben, oxidierenden Bedingungen zurückzuführen ist (Klapper & Schultze 1997 b).

8.5.6 Hufeisensee

8.5.6.1 Lage und Geschichte

Der Hufeisensee liegt am östlichen Rand der Stadt Halle/Saale in Sachsen-Anhalt. Er ist ein meromiktischer, mesotropher See, der aus einem Braunkohlentagebau-restloch sowie durch Kiesgewinnung entstand. Er stellt ein wichtiges Naherholungsgebiet für die Großstadt mit Bade- und Wassersport sowie Freizeitfischerei dar. Im See befindet sich eine Deponie.



Die Flutung des Sees begann nach 1940. Der Wasserstand erreichte 1945 seinen 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 92,3 mNN. Nach strenger Reduzierung der Brauchwasserentnahme für landwirtschaftliche Beregnungszwecke stieg der Seespiegel auf die Höhe von mehr als 92 mNN. Beim derzeitigen Wasserspiegel beträgt die maximale Tiefe des Sees 29 m.

Abb. 151: Seekontur mit Tiefenlinien beim Wasserstand 91,0 mNN (SCHARF et al. 1994).

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

8.5.6.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Das Monimolimnion des meromiktischen Hufeisensees beginnt in etwa 25 m Tiefe. Aufgrund seines Salzgehaltes muß der Hufeisensee als oligohalin eingestuft werden (9,5 – 5 ‰ Salzgehalt). Die Ursachen für den erhöhten Salzgehalt sind bezüglich ihrer Quellen schwer quantifizierbar. Hinsichtlich der Gesamtphosphorkonzentration mit einer Schwankungsbreite zwischen 16 und 33 µg/l und der Sichttiefe befindet sich der See in einem mesotrophen Zustand.

Als Hauptvertreter des Phytoplanktons wurden bei Untersuchungen 1993/94 Dinophyceen (*Peridinium*, *Gymnodinium*) sowie chlorococcale Grünalgen (*Coelastrum*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*) identifiziert. Cyanophyceen spielen quantitativ eine untergeordnete Rolle, Desmidiaceen und Bacillariophyceen traten mit einigen Arten, aber ohne große Biomasse auf. Die Biomasse des Phytoplanktons lag im Mittel deutlich unter 1 mg/l.

Tab. 90: Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1993 – 1994) des Hufeisensees (Scharf et al. 1994)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+92,3	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	6,15	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,69	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	29,5	Sulfat	[mg/l]	1000
mittlere Tiefe	[m]	8,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2550
maximale Länge	[m]	2300	DOC	[mg/l]	10
maximale Breite	[m]	1000	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]	2,09	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,0
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	25
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]	5,01	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	4,5
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch			

Bei den Makrophyten sind die Röhrichte durch Salzzeiger wie *Aster tripolium* und *Bolboschoenus maritimus* sowie *Schoenoplectus tabernaemontani* mit Schwerpunkt im Südwestteil des Sees auf stark schlammigen Standorten vertreten. *Phragmites australis* mit großer Bedeutung für den Uferschutz wächst vor allem auf kippenfernen Standorten. Unter den submersen Makrophyten tritt als Nährstoffzeiger *Zannichellia palustris* vorzugsweise am Nordufer auf. Als Indikatorarten für nährstoffarme Gewässer wurden verschiedene Characeen, u.a. *Chara hispida* und *Chara rudis*, in ausgedehnten Beständen vorrangig in Besiedlungstiefen von 1 - 4 m nachgewiesen. Die Transparenz des Wassers bedingt eine untere Besiedlungsgrenze für Makrophyten bei 10 m Wassertiefe.

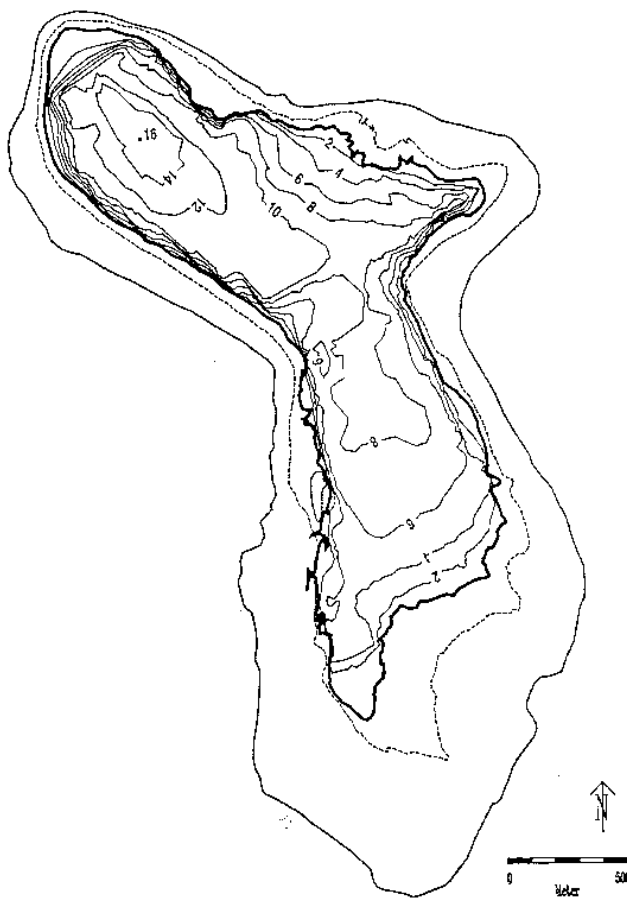
Der Makrophytenindex nach Melzer (1993) gibt Hinweise zur Nährstoffbelastung. Danach liegt die stärkste Belastung am Ost-, Nordwest- und am Südufer der westlichen Gewässerabschnitte vor. Die geringste Belastung am Westufer des Ostteils ist im Zusammenhang mit der Steilheit der Ufer und der daraus resultierenden geringeren Akkumulation organischen Materials zu sehen. Aus den Makrophytenindices der einzelnen Abschnitte des Sees ergibt sich ein mittlerer Wert von 2,91, der nach einer z.B. bei Melzer (1993) aufgestellten Korrelation einer Gesamtphosphorkonzentration von $19,2 \pm 4,9 \mu\text{g/l}$ entspricht. Dieses entspricht weitgehend den Werten der chemischen Analyse und kennzeichnet eine mäßige Nährstoffbelastung.

8.5.7 Kayna-Süd

8.5.7.1 Lage und Geschichte

Der Tagebausee Kayna-Süd befindet sich im Braunkohlenrevier Geiseltal im Land Sachsen-Anhalt ca. 10 km südwestlich der Kreisstadt Merseburg, südlich des Ortes Großkayna. Im Geiseltal kann auf eine fast 300jährige Bergbaugeschichte zurückgeblickt werden. Die natürlichen hydrologischen Verhältnisse sind durch den langanhaltenden Umgang des Bergbaues tiefgreifend und weitreichend gestört. Betroffen sind sowohl das Grundwasser als auch die Geisel und ihre Nebenbäche. Im Revier Geiseltal sind neben Kayna-Süd die Tagebaurestlöcher Roßbach, Großkayna und der aus mehreren Teilrestlöchern bestehende Tagebau Mücheln, der zum Geiseltalsee entwickelt wird, zu fluten.

Kayna-Süd gehört zum ehemaligen östlichen Abbaufeld. Der seit 1948 betriebene



Tagebau wurde 1972 eingestellt. Bereits vor der Böschungssanierung erfolgte mit Anstieg des Wasserspiegels eine wasserwirtschaftliche Nutzung. Die Sanierungsmaßnahmen wurden 1997 abgeschlossen. Die Flutung erfolgt mit 2,5 m³/min von Ende 1996 bis 1999, gegebenenfalls auch bis zum Jahr 2001 bis auf eine Höhe von +96 mNN und nachfolgendem natürlichem Grundwasseranstieg bis zu einer Höhe von +98 mNN, die im Jahre 2011 erreicht sein wird. Durch Belüftung des Wassers wurde in den letzten Jahren eine wesentliche Qualitätsverbesserung erreicht. Für den Kaynaer Südfeldsee ist eine wasserwirtschaftliche Mehrfachnutzung des Tagebausees für Erholung und Naturschutz vorgesehen.

Abb. 152: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand + 98 mNN (verändert nach Klapper et al.1994 a)

8.5.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit von Kayna-Süd entsprach schon 1992 nicht dem von der Morphometrie her möglichen Zustand. Die jahrelange Einleitung von Abwasser, der Betrieb einer Netzkäfiganlage und die Belastung über das zuströmende Grundwasser und den Niederschlag haben zu einer starken Eutrophierung und einer für den geplanten Badebetrieb unzulässig hohen bakteriellen Verunreinigung geführt.

1992 dominierten im Spätsommer neben Cyanophyceen protococcale Chlorophyceen und Cryptophyceen das Phytoplankton. Die für ein Überangebot an Phosphor typische Phytoplanktonzönose wurde durch eine ebenso entwickelte Zooplanktonzönose kontrolliert, in der auch leistungsfähige Filtrierer wie *Diaphanosoma brachyurum* und *Daphnia longispina* vertreten waren. Anaerobe Bedingungen im Hypolimnion führten zu erhöhten Konzentrationen von Eisen, Ammonium, Ortho- und Gesamtphosphor, DOC, anorganischem Kohlenstoff und erhöhter Karbonathärte.

Die hohen Sulfatkonzentrationen im See sind für Tagebauseen nicht ungewöhnlich. Bemerkenswert ist jedoch die gute Pufferung. Offensichtlich wurde das saure, aus der Verwitterung von sulfidischen Mineralen des Kohlebegleitgesteins stammende Grundwasser durch das Gestein der Grundwasserleiter und in der Vergangenheit sicher auch durch die eingeleiteten Abwässer vollständig neutralisiert. So finden sich im See nur noch das Sulfat als eines der Oxidationsprodukte und die Alkali- und Erdalkalitionen als Neutralisationsprodukte aus der sauren Verwitterung des Puffergesteins. Das Ergebnis ist ein extrem hartes Wasser.

Tab. 91: Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1992-1994, 3 Tiefenprofile) von Kayna-Süd (Klapper & Schultze 1992 a, Klapper et al. 1994 a, Geller & Scharf 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+98	pH - Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	37	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	2,75	Gesamteisen	[mg/l]	0,07
maximale Tiefe	[m]	21	Sulfat	[mg/l]	1215
mittlere Tiefe	[m]	13,5	Leitfähigkeit	[µS/cm]	3240
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	18,1
Uferentwicklung	[-]	1,66	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,64
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,35	Gesamtphosphor	[µg/l]	30-40
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

8.5.7.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

1992 wurde der See als potentiell eutrophes, aber durch Abwassereinleitungen schon poly - bis hypertrophes Gewässer eingeschätzt. Er wies im Nordwestteil eine sommerliche thermische Schichtung auf, war aber insgesamt eher als Flachsee anzusehen. Für die Flutungskonzeption wurde das Saalewasser an zwei alternativen Stellen bei Bad Kösern und Bad Dürrenberg betrachtet. Es wurde als nicht geeignet beurteilt, da es ein den See unzulässig belastenden Nährstoffeintrag mit sich gebracht hätte. Auch ohne Füllung mit Wasser aus der Saale wurde eine Sanierung und Restaurierung des Sees als notwendig angesehen, um die geplanten Nutzungen zu ermöglichen. Als Restaurierungsmaßnahme wurde 1994 die Belüftung vorgeschlagen, wobei eisenreiches Brunnenwasser in das

Belüftungssystem eingeleitet werden sollte. Dadurch sollte das zweiwertige Eisen aus dem Brunnenwasser oxidiert und im See verteilt werden, wobei Phosphor an das dann dreiwertige Eisen gebunden oder an Eisenhydroxid adsorptiv angelagert und sedimentiert wird. Für Sauerstoffgehalte über 3 mg/l wurde eine nur geringe Phosphorrücklösung vorausgesagt. Als Restaurierungszeitraum wurden ca. 10 Jahre vorausgesagt.

Von 1996 bis 1997 wurde die vorgeschlagene Restaurierungsmaßnahme durchgeführt. Der Gesamtposphorkonzentration hat sich von 20 - 40 µg/l vor der Restaurierung auf 10 - 30 µg/l geringfügig verringert, der See wurde danach als mesotroph eingestuft. Die Restaurierungsmaßnahme wurde als sinnvoll eingeschätzt, da der Phosphorgehalt gesenkt wurde und die angestrebte Badenutzung ermöglichte. Neben dem weiteren Betrieb der Anlage wurde die Abstellung der Abwassereinleitung und die Begrenzung der Fischerei auf extensive Nutzung empfohlen.

8.5.8 Köckern

8.5.8.1 Lage und Geschichte

Der Tagebausee Köckern liegt in Sachsen-Anhalt zwischen Bitterfeld und Zörbig. Der Tagebau im Untersuchungsgebiet begann 1839 (Haferkorn et al. 1999). Mit der Auskohlung des Tagebaues Freiheit III (ehemals Auguste) im Jahr 1950 war im Raum westlich von Bitterfeld der Tagebaubetrieb zunächst beendet. Es war nur noch ein relativ kleiner Teil der Lagerstätte, nämlich das Baufeld Köckern und Reste des Feldes Theodor West bei Roitzsch, vorhanden. Die ehemaligen Tagebaue sind zum größten Teil verkippt, hinterließen aber auch eine größere Anzahl Seen, die zu unterschiedlichen Zwecken genutzt wurden. Der Aufschluß des Tagebaues Köckern erfolgte 1984, mit Beginn der Entwässerungsmaßnahmen 1983. Die Entwässerung des Tagebaues Köckern wurde 1993 eingestellt. Seitdem steigt der Wasserspiegel durch den Zustrom von Grundwasser. 1998 lag der Wasserspiegel bei ca. +78 mNN. Der geplante Endwasserstand von +80 mNN wird im Jahr 2001 erreicht sein.

8.5.8.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die morphometrischen Daten des Sees weisen ihn als einen Flachsee aus, in dem keine stabile saisonale thermische Schichtung zu erwarten ist. Die berechnete Epilimniontiefe beträgt $5,6 \pm 1,6$ m. Die Längsachse des Sees verläuft etwa in der Hauptwindrichtung, der Wind kann den Wasserkörper gut durchmischen. Nach morphometrischen Kriterien ist der zukünftige See als langfristig eutropher See zu erwarten.

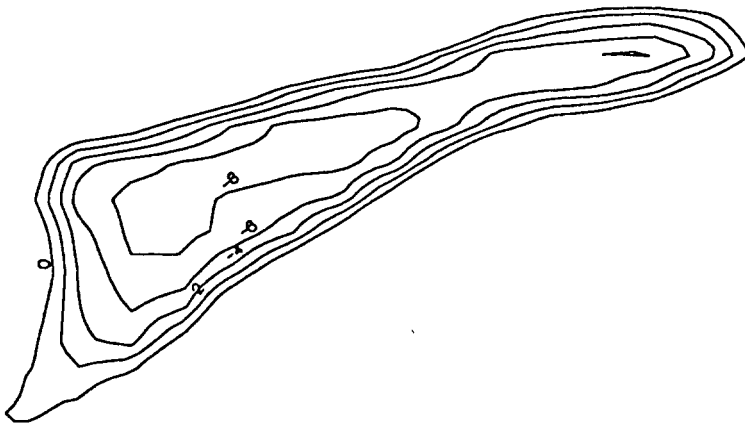


Abb. 153: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 80 mNN (1:20 000) (Geller et al. 1998 b)

Messungen in den Jahren 1995 - 1998 bestätigten das erwartete Mixisregime. Nachdem der pH-Wert 1995 mit 6,1 - 7 eine leichte Tendenz zum Säuren zeigte, hat er sich in den folgenden Jahren auf Werte deutlich über 7 stabilisiert, parallel dazu stieg die Pufferkapazität an. Die elektrische Leitfähigkeit von etwa 2,4 mS/cm zeigt einen hohen Mineraliengehalt im Wasser an, liegt jedoch im für Bergbauseen des Mitteldeutschen Revier üblichen Bereich.

Der Tagebausee Köckern ist ein sehr junges Gewässer. Die Chlorophyll a – Konzentrationen sind mit in der Regel $< 2 \mu\text{g/l}$ sehr niedrig, nur in Einzelfällen wurden Konzentrationen von 6 – 8 $\mu\text{g/l}$ vorgefunden. Artenspektrum und

Organismendichte von Phyto- und Zooplankton waren noch 1998 gering. Seit 1996 erfolgte eine rasche Besiedlung des Gewässers mit Makrophyten.

Tab. 92: Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1998) vom See Köckern (Klapper & Schultze 1992 b, Geller et al. 1998 b)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+80	pH - Wert	[-]	7,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	6,6	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,16	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	14	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	5,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2400
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	<2
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

8.5.8.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der zukünftige See im Restloch des Tagebaues Köckern soll als Landschaftssee mit Naturschutzaufgaben hergerichtet und genutzt werden. Er ist für diese Zwecke durch seine Form und Tiefe und die sich daraus ergebende langfristige natürliche Neigung zur Eutrophierung sehr gut geeignet. Der zukünftige See wird zunächst ein wenig produktives Gewässer mit niedrigem Nährstoffniveau sein. Sein Wasser wird eine relativ große Härte und Sulfatkonzentration aufweisen. Eine Versauerung des zukünftigen Sees durch eingetragene Verwitterungsprodukte sulfidischer Minerale aus dem Kohlebegleitgestein mit dem zuströmenden Grundwasser ist nicht zu erwarten.

8.5.9 Merseburg (2 Seen)

8.5.9.1 Lage und Geschichte



Die Restlöcher des ehemaligen Tagebaues Merseburg-Ost liegen ca. 6 km nordöstlich von Merseburg innerhalb der sogenannten Salzkohlefelder Halle-Merseburg. Der Tagebau wurde 1971 im westlichen Teil der Lagerstätte im Baufeld 1a und östlichen Teil Baufeld 1b aufgeschlossen.

Abb. 154: Blick in den Tagebau Merseburg Ost / Baufeld 1a
(aus: Luckner et al. 1995)

Die Kohleförderung im Baufeld 1a begann 1973. Erhebliche Probleme bereitete die sogenannte „Salzkohle“ in der verarbeitenden Industrie. 1989 wurde die Förderung im Baufeld 1a und 1991 im Baufeld 1b eingestellt. Der Tagebau Merseburg hinterläßt 2 Restlöcher und somit 2 künftige Tagebauseen, welche durch die ehemalige Innenkippe des Baufeld 1a räumlich getrennt werden. Nach hydrogeologischen Berechnungen ist der für eine Nutzung der Seen erforderliche Wasserspiegel bei einem natürlichen Anstieg des Grundwassers in ca. 30 Jahren erreicht. Die Vermeidung einer möglichen Bildung von „Salzseen“ sowie die baldmögliche Füllung der Restlöcher erfordern neben bodenmechanischen Belangen eine Flutung aus der Weißen Elster oder Luppe. Mit der Flutung beider Restlöcher wurde bereits im März 1998 bzw. August 1998 begonnen. Dem Tagebausee 1a wird eine Wassermenge von 0,3 m³/s, dem Tagebausee 1b eine Wassermenge von 1 m³/s zugeführt.

8.5.9.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Bergbau hat die Elster-Luppe-Aue in ihrem Westteil auf ihrer gesamten Breite devastiert und zwei Tagebauseen hinterlassen. Im Zentralteil zwischen den Tagebauseen liegt eine nur schwer durchlässige Innenkippe, die dafür sorgen wird, daß die Endspiegellagen der beiden Tagebauseen einen Höhenunterschied von 3 m aufweisen werden (+82 mNN im Tagebausee 1a und +85 mNN im Tagebausee 1b). Bei natürlichem Wiederanstieg würden die Endspiegellagen nach etwa 27 Jahren erreicht.

Die elektrische Leitfähigkeit (s. Abb. 155) ist aufgrund des Salzgehaltes (0,15 bis 0,6 %) sehr hoch. Mit steigendem Wasserstand tritt eine Verdünnung auf. Die einsetzende Flutung soll zur weiteren Verringerung des Salzgehaltes führen.

Tab. 93: Morphometrische und limnologische Daten von Merseburg Ost (Klapper & Schultze 1992 c, Geller et al. 1997 e)

Morphometrische Parameter			1a / 1b	Limnologische Parameter			1a / 1b
Wasserstand	[mNN]		+82/85	pH - Wert	[-]		9,6 / 9,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		33 / 49	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]		
Seefläche	[Mio. m ²]		2,8 / 2,4	Gesamteisen	[mg/l]		
maximale Tiefe	[m]		28 / 37	Sulfat	[mg/l]		1800
mittlere Tiefe	[m]		11,6/19,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]		15000
maximale Länge	[m]			DOC	[mg/l]		12 / 7
maximale Breite	[m]			TOC	[mg/l]		14 / 7
Uferentwicklung	[-]			Gesamtstickstoff	[mg/l]		1,5 / 0,8
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,83/3,13		Gesamtphosphor	[µg/l]		30 / 20
				Chlorophyll a	[µg/l]		
Tiefengradient	[-]			Sichttiefe	[m]		
Schichtungstyp	[-]			dimiktisch/ meromiktisch			

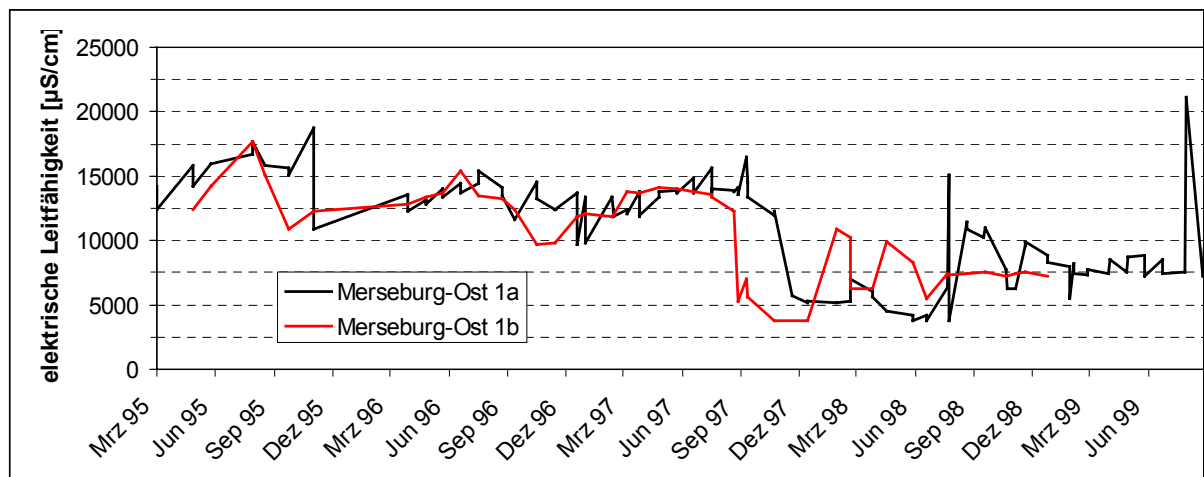


Abb. 155: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit in Merseburg-Ost 1a und 1b (nach Geller et al. 1997 e)

8.5.9.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der künftige Tagebausee Merseburg-Ost 1a wird zu einem Bereich für naturnahe Erholung mit begrenzten Bade- und Wassersportmöglichkeiten entwickelt. Der Tagebausee Merseburg-Ost 1b einschließlich seines Umlandes und Teilgebiete der Innenkippe bleiben dem Landschaftsschutz vorbehalten.

Die aus den Restlöchern des Tagebau Merseburg-Ost entstehenden Seen können auf Grund ihrer Form und Tiefe mesotrophe Seen werden. Dies gilt jedoch nur bei völlig fehlender Belastung. Der nach Erfahrungen aus der Literatur zu erwartende Eintrag an Phosphor mit dem Niederschlag entspricht einem mesotrophen Zustand. Dieser zu erwartende Trophiestatus der Seen ist jedoch hypothetischer Natur, da er von keiner oder nur einer minimalen Belastung ausgeht.

Wegen des Zutritts stark salzhaltiger Grundwässer ist mit einer Salzschtichtung (Meromixie) der Seen zu rechnen. Diese Salzschtichtung ist zwar mit einer erheblichen Einschränkung des Lebensraumes vor allem höherer Wasserorganismen verbunden, hat aber auch positive Wirkungen für die Begrenzung der Eutrophierung. Die Salzschtichtung verhindert, sofern sie stabil ist, die Rückkehr der bei der Mineralisation abgestorbener Biomasse am Gewässergrund freigesetzten Nährstoffe in die produktiven Bereiche des Sees. Wenn die Salzschtichtung nicht stabil ist, muß mit periodischen massiven Fischsterben durch das plötzliche Einmischen stark mit Schwefelwasserstoff angereicherten Tiefenwassers in den gesamten Seewasserkörper gerechnet werden.

Da auch der Auegrundwasserleiter versalzen ist, muß bei Flutung aus dem Grundwasser mit erhöhten Salzgehalten im ganzen Seewasserkörper gerechnet werden.

Wegen des Auftretens saurer Grundwässer sollte auch die Frage einer Versauerungsgefährdung für die Seen genauer untersucht werden.

Die Fremdflutung mit Wasser der Weißen Elster oder der Luppe verringert nicht nur die Gefahr der Versalzung, sondern reduziert den nötigen Zeitraum bis zum Erreichen der Endwasserstände auf 3 bzw. 5 Jahre. Eine Flutung der Restlöcher aus der Weißen Elster und der Luppe stellt einen die Seen stark belastenden Nährstoffimport dar. Bei der Flutung aus der Weißen Elster bzw. der Luppe ist bei einer Flutungswassermenge von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ eine Phosphorflächenbelastung von $1,8 \text{ g}/(\text{m}^2\text{a})$. Das entspricht nach TGL (1982) einem hypertrophen Zustand. Diese höchste Stufe der Eutrophierung schließt nahezu jede Nutzung aus, so auch die Schaffung eines Bade- und Landschaftsseen. Nach Ende der Flutung, sofern keine dauerhafte Zufuhr an nährstoffreichem Wasser erfolgt, ist wegen der Sedimentation der abgestorbenen Biomasse und der Salzschtichtung - wenn sie stabil ist- mit einer Trophieminderung zu rechnen.

Die abgeschätzten Chloridkonzentrationen von ca. 600 mg/l Chlorid im Fall der Fremdflutung und ca. 1500 mg/l Chlorid im Falle der Flutung aus aufgehendem Grundwasser führen zu sehr verschiedenen Bedingungen für die sich im See etablierende Lebensgemeinschaft. Bei Fremdflutung handelt es sich zwar um einen für Binnenseen recht hohen Gesamtsalzgehalt, doch wird noch kein ausgesprochenes Brackwasser erreicht. Anders verhält es sich bei der Flutung ausschließlich aus aufgehendem Grundwasser. Dabei ist ein Gesamtsalzgehalt für die oberen Seebereiche von ca. 4000 mg/l zu erwarten. Die bei der Versalzung von Süßwasser zu beobachtende Verarmung der Artenvielfalt hat ihr Maximum bei 7000 – 8000 mg/l Gesamtsalzgehalt. Bei Fremdflutung und bei Füllung mit aufgehendem Grundwasser ist ein deutlicher Rückgang der Artenzahl auch weniger empfindlicher Organismen zu erwarten. Für die Nutzung als Badegewässer ist die Salzbelastung von untergeordneter Bedeutung. Bei einer Nutzung als Landschaftssee mit anteiligen Aufgaben des Artenschutzes ist der geringere Salzgehalt im Interesse einer großen Artenvielfalt vorzuziehen.

Die vorgesehenen Nutzungen als Bade- und als Landschaftssee sind möglich, sofern durch geeignete Maßnahmen die entsprechende Wassergüte gesichert wird.

8.5.10 Wulfersdorfer See

Der ehemalige Tagebau Wulfersdorf befindet sich im Norden von Sachsen-Anhalt, an der Grenze zu Niedersachsen, 4 km südöstlich von Helmstedt. Er wurde 1989 ausgekohlt. Unmittelbar nördlich schließt sich der noch aktive von den Braunschweigischen Kohlenbergwerken AG betriebene Tagebau Helmstedt an. Das Restloch Wulfersdorf ist bereits weitgehend mit den bestehenden Innenkippen gestaltet. Nur im nördlichen Bereich, dem ehemaligen Grenzkohlepfeiler, wird noch eine Wasserhaltung betrieben, damit das Grundwasser nicht aufsteigt und der Betrieb des benachbarten aktiven Tagebau Helmstedt gewährleistet werden kann.

Das Helmstedter Revier ist regionalgeologisch dem Harzvorland, dem Subherzyn zuzuordnen, welches durch Salzabwanderungen geprägt ist. Die tertiären und quartären Lockersedimente, sind im Gegensatz zu den Revieren in Bitterfeld und Leipzig, an diese Strukturen gebunden und nicht flächenhaft verbreitet.

Die hydrologischen Verhältnisse werden wesentlich durch den strukturellen Bau der Lagerstätte und den Änderungen innerhalb der sedimentären Randsenkungen geprägt. Die Strömungsrichtung geht von Nord nach Süd. Der Wasserpegelanstieg des Tagebausees Wulfersdorf wird durch die feinsandige, schluffige Emmerstedt-Formation und durch die grobsandige bis kiesige Heidberg-Member bestimmt.

Der künftige Wulfersdorfer See soll als Landschaftssee genutzt werden. Die Wiederherstellung des Wasserhaushaltes muß der aktive Tagebau Helmstedt berücksichtigt werden. Deshalb wird der Wasserstand nur teilweise gehoben. Bedingt durch die Wasserhaltung wird sich ein Endwasserstand von +97,2 und +103,6 mNN, je nach Förderrate des Wasserwerkes Wulfersdorf, erst nach ungefähr 100 Jahren einstellen. Der See wird dann eine Fläche von 250 ha mit einem Volumen von 24 Mio. m³ aufweisen (Haferkorn et al. 1999).

8.6 Thüringen (Hartwig Krumbeck)

8.6.1 Zechau III

8.6.1.1 Lage und Geschichte

Die in Thüringen zwischen den Städten Altenburg und Meuselwitz, nahe der Ortschaft Zechau und der ehemaligen Brikettfabrik Rositz gelegenen Tagebaurestlöcher Zechau 1, 2 und 3 entstanden bereits in den 50er Jahren. Westsüdwestlich von Rositz wurde in der Gemarkung Zechau das 6,5 – 14 m mächtige Thüringer Hauptflöz anfangs im Tiefbau und dann vor allem im Tagebau ausgekohlt. 1958/59 endete der Tagebaubetrieb. Die dem Brauchwasser der Brikettwerke Zechau und Rositz beigemischte Asche und Kohletrübe wurden im Restloch 1 verfüllt und das überschüssige Brauchwasser in Restloch 2 übergeleitet. Nach der Verfüllung des Restloches 1 erfolgte die vollständige Einleitung in das Restloch 2. Über einen Mönch erfolgte später die Einleitung des Brauchwassers in das Restloch 3, nachdem sich die Asche und Kohletrübe in Restloch 2 abgesetzt hatte. Eine Pumpstation im Restloch 2 ermöglichte die Rückführung eines Teils des Brauchwassers in den Kreislaufbetrieb der Brikettproduktion. Diese alte Pumpanlage, die seit Tagebaubetrieb bestand, wurde 1995/96 stillgelegt und durch eine neue Anlage ersetzt. Das seit Anfang der 60er Jahre bestehende Restloch 3 füllte sich nach Einstellung des Tagebaubetriebes



und der Brikettproduktion durch aufsteigendes Grundwasser und Niederschläge. Entsprechend der vom Bergamt vorgegebenen Richtlinie wird über die Pumpstation eine Wasserspiegelhöhe von +178 – +179 mNN eingehalten. Das abgepumpte Wasser wird entsprechend der vorliegenden wasserrechtlichen Einleitgenehmigung in den Erlbach übergeleitet. Für die Zukunft ist durch die LMBV aus Kostengründen die Einstellung des Pumpbetriebes geplant. Nach Einstellung des Pumpenbetriebes wird ein Endwasserstand von 195,6 – 196,3 mNN im Jahr 2039 erwartet.

Abb. 156: Seekontur des Zechauer Sees (Geller et al. 1998 c)

Neben einer kleineren Restwasseransammlung im Restloch 2 stellt sich nur das durch einen Damm abgetrennte Restloch 3 als intakter, biologisch gut besiedelter Bergbausee dar.

8.6.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Während dreier Beprobungen im Jahre 1998 wurden im Phytoplankton von vor allem Chromophyta (Bacillariophyceen), Chlorophyta (Phytoflagellaten, chlorococcale Chlorophyceen) sowie Cryptophyta (Cryptomonaden) gefunden. Als einziger Vertreter der Cyanobakterien wurde *Planktothrix agardhii* identifiziert. Das Artenspektrum wird als typisch für neutrale bis leicht alkalische Gewässerverhältnisse angesehen. Die Gesamtzellzahlen schwanken dabei

zwischen 0,9 und 33,9 Mio./l. Die vergleichsweise hohe Zellzahl (mit einer Biomasse von 2,61 mg/l und Chlorophyll a- Konzentration von 8,21 µg/l) wurde im Tiefenhorizont von 7 m durch die Blaualge *Planktothrix* maßgeblich bestimmt. Im allgemeinen schwankten die Biomassen zwischen 0,37 und 0,69 mg/l, die Chlorophyll a-Konzentrationen zwischen 0,8 und 8,21 µg/l. Das Phytoplankton stellt damit hinsichtlich der Artenvielfalt sowie der Zellzahlen und Biomassen eine wichtige Komponente in der pelagischen Besiedlung des Gewässers dar.

Im See Zechau 3 treten ausgedehnte Bestände submerser Makrophyten auf, unter denen *Potamogeton crispus* dominiert. Im Flachwasserbereich bildet auch *Myriophyllum spicatum* dichte Bestände. Bei einem weiteren Anstieg des Wasserspiegels werden allerdings zunehmend die Flachwasserbereiche verschwinden, die die notwendigen Bewuchsflächen für die submersen Makrophyten bilden.

Im Zooplankton wurden sowohl Copepoden (*Eudiaptomus*, *Cyclops*, *Nauplien*), Phyllopoden (*Bosmina*, *Chydorus*, *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Ceriodaphnia*) sowie Rotatorien (*Asplanchna*, *Filinia*, *Kellicottia*, *Conochilus*, *Synchaeta*, *Keratella*, *Polyarthra*, *Hexarthra*, *Brachionus*) gefunden. Die dominante Rotatorie war *Keratella cochlearis* mit einer Abundanz von 163,5 Ind./l. *Cyclops* und *Eudiaptomus* waren die häufigsten Crustaceen. Sowohl die Abundanzen als auch das Arteninventar lagen damit im für neutrale Gewässer typischen Bereich.

Auch beim Makrozoobenthos wurde eine für das Alter des Sees gute Besiedlung festgestellt.

Ein Fischbestand hat sich bereits erfolgreich etabliert, es wurden reiche Jungfischbestände von Cypriniden beobachtet.

Tab. 94: Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 05.06.98 drei Beprobungen) von Zechau 3 (Geller et al. 1998 c)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+ 196,3	pH - Wert	[-]	7,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	5,3	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	2,4
Seefläche	[Mio. m ²]	0,45	Gesamteisen	[mg/l]	25,5
maximale Tiefe	[m]	26	Sulfat	[mg/l]	718,5
mittlere Tiefe	[m]	11,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1700
maximale Länge	[m]	700	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	300	TOC	[mg/l]	6,3
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,67
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	1	Gesamtphosphor	[µg/l]	8-17
			Chlorophyll a	[µg/l]	5
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	2,8
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die vorliegenden Nährstoffdaten zeigen eine gute Kohlenstoffversorgung, ausreichende Stickstoffkonzentrationen und niedrige Phosphorkonzentrationen, die auf eine Phosphorlimitation hindeuten. Aufgrund bislang aerober Verhältnisse am Seegrund ist eher eine Phosphorbindung als eine Phosphorfreisetzung zu

erwarten. Die Sauerstoffsättigung lag zwischen 90 und 120%. Der See Zechau 3 kann bezüglich der Sauerstoffsättigung und Stickstoffbelastung als oligotroph eingeordnet werden. Die Gesamtposphorbelastung liegt leicht über dem für oligotrophe Verhältnisse ausgewiesenen Grenzwert. Somit würde die mittlere TP-Konzentration für leicht mesotrophe Verhältnisse sprechen. Durch Nährstoffeinträge wird es in Zukunft zum mesotrophen Zustand tendieren.

8.6.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Ein geplanter Anstau wird zur Verringerung der Bewuchsflächen für die submersen Makrophyten führen. Der zur Zeit gut karbonatgepufferte See ist bis zu einem gewissen Grad in der Lage, anströmendes saures Grundwasser zu neutralisieren. Untersuchungen zum Chemismus des Grundwassers im Anstrom fehlen. Eine Versauerung des Sees sollte auf jeden Fall verhindert werden, da damit eine Verarmung der Flora und Fauna verbunden wäre. Die deutliche Vergrößerung der Gewässertiefe und der Fläche im Zuge des Wasserspiegelanstiegs würde die Eutrophierung des Gewässers verlangsamen.

8.7 Thüringen / Sachsen (Hartwig Krumbeck)

8.7.1 Haselbacher See

8.7.1.1 Lage und Geschichte



Der ehemalige Tagebau Haselbach III und sein Restloch gehören zum Weiße-Elsterbecken und liegen ca. 1 km westlich der Stadt Regis-Breitingen. Durch das Restloch verläuft in Ost-West-Richtung die Landesgrenze Sachsen/Thüringen.

Der Aufschluß des Tagebaues Haselbach III erfolgte im Jahre

Abb. 157: Blick auf den nahezu gefüllten Haselbacher See
(aus: Haferkorn et al. 1999)

1954, die erste Kohle wurde 1957 gefördert. Das Baufeld wurde 1977 ausgekohlt und der Tagebau planmäßig stillgelegt. Während der Laufzeit des Tagebaues wurden 125 Mio. t Braunkohle gefördert. Nach der Einstellung des Tagebaues wurde Abraum aus den Tagebauen Schleenhain und Groitzscher Dreieck verkippt.

Das Erreichen des Endwasserstandes von +151 mNN stand 1998 unmittelbar bevor, allerdings wird zur Erhaltung des Wasserspiegels noch über Jahrzehnte eine Wassereinleitung notwendig sein. Die von 1993 bis Ende 1997 zugeführte Flutungswassermenge aus dem Tagebau Schleenhain beträgt $25,74 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. In der Zukunft ist vorgesehen, den Tagebausee an das Fließ Schnauder anzubinden.

8.7.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die relativ geringe Tiefe des Gewässers läßt eine langfristige Eutrophierung erwarten, auch wenn anhand der gemessenen Konzentrationen an Gesamtphosphor im Flutungswasser (Sümpfungswasser aus dem Tagebau Schleenhain) ein mesotropher Zustand prognostiziert werden kann. Jede Nährstoffzufuhr zum See ist deshalb zu vermeiden. Die Phytoplanktonbiomassen wiesen an drei Probenahmeterminen 1994 oligotrophe Verhältnisse aus. Die Zooplanktonzusammensetzung weist auf eine Versauerung hin und zeugt von einer als brackig zu bezeichnenden Gesamtsalzkonzentration.

Die Besiedlung des Haselbacher Sees ist typisch für neutrale, oligotrophe Tagebauseen. Die Artendiversität hat im Zuge der Seenentwicklung von 1994 bis 1997 zugenommen. Biomasse ($0,046 - 0,616 \text{ mm}^3/\text{l}$) und Chlorophyllkonzentration ($< 2 \mu\text{g}/\text{l}$) sind dabei niedrig geblieben. 1997 wurden als Indikatorarten für oligotrophe Verhältnisse die Diatomee *Stephanodiscus alpinus* sowie kleine Phytoflagellaten gefunden.

Das molare N:P-Verhältnis von 26:1 weist im Zusammenhang mit den niedrigen Gesamtphosphorkonzentrationen auf Phosphor als limitierenden Nährstoff hin.

Das Zooplankton ist – den Gewässereigenschaften entsprechend – artenarm mit geringen Abundanzen. Die vorkommenden Crustaceen sind generell kleinwüchsig bei gleichzeitig geringer Abundanz. Ob hier ein Zusammenhang mit Effekten des

Fraßdruckes durch Fische wirksam sind, ist unklar, da über die Fischbesiedlung keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen.

Tab. 95: Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1997) vom Haselbacher See (Klapper et al. 1994 b, Geller & Schultze 1997 b, Geller et al. 1998 d)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+151	pH - Wert	[-]	7,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	25	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	0,9
Seefläche	[Mio. m ²]	3,3	Gesamteisen	[mg/l]	0,2
maximale Tiefe	[m]	35	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	7,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1750
maximale Länge	[m]	2400	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	2100	TOC	[mg/l]	4,0
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	0,5	Gesamtphosphor	[µg/l]	7,5
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,5
Tiefengradient	[-]	4,8	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

8.7.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Infolge der Pyritoxidation im Einzugsgebiet der Wasserfassungsanlagen des Tagebaues Schleenhain ist der pH-Wert und die Säurekapazität während der Einleitungszeit gefallen, die Sulfat- und Eisenkonzentrationen sind angestiegen. Eine Extrapolation der Entwicklung ließe eine Versauerung erwarten, allerdings soll 1999 mit der Wiederaufnahme der Kohleförderung im Tagebau Schleenhain der Anteil des in ungestörten natürlichen Grundwasserleitern gebildeten Grundwassers am Sumpfungswasser wieder ansteigen.

Das Flutungswasser weist mit Gesamtphosphorkonzentrationen von in der Regel < 8 µg/l eine sehr gute Wasserbeschaffenheit auf. In einzelnen Fällen wurden Sauerstoffsättigungen von nur 50 % in Verbindung mit erhöhten BSB₂₀-Werten gemessen. Die Ursachen sind nicht bekannt.

Grundwasseruntersuchungen zeigten, daß in nahezu allen Bereichen um den Tagebausee von der Pyritoxidation beeinflusstes Wasser vorhanden ist, das bei Belüftung versauern würde. Betroffen sind insbesondere die oberen Grundwasserleiter. In Verbindung mit einer prognostizierten Grundwasserströmung vom See weg für fast die gesamte Zeit der Stützwasserzuführung (bis ca. 2070) ist jedoch für die nächsten Jahre und Jahrzehnte kein negativer Einfluß auf die Seewasserbeschaffenheit zu erwarten. Der langfristige Verbleib dieser Wässer ist gegenwärtig nicht vorhersehbar. In den Grundwässern gefundene Gesamtphosphorkonzentrationen bis 870 µg/l werden unter Berücksichtigung hoher Eisen- und Aluminiumkonzentrationen in diesen Wässern nicht als Gefährdung für den See angesehen. Bei Belüftung und Neutralisation wird mit einer weitgehenden Fällung des Phosphors mit Eisen und Aluminium gerechnet.

8.8 Hessen (Maria Kapfer)

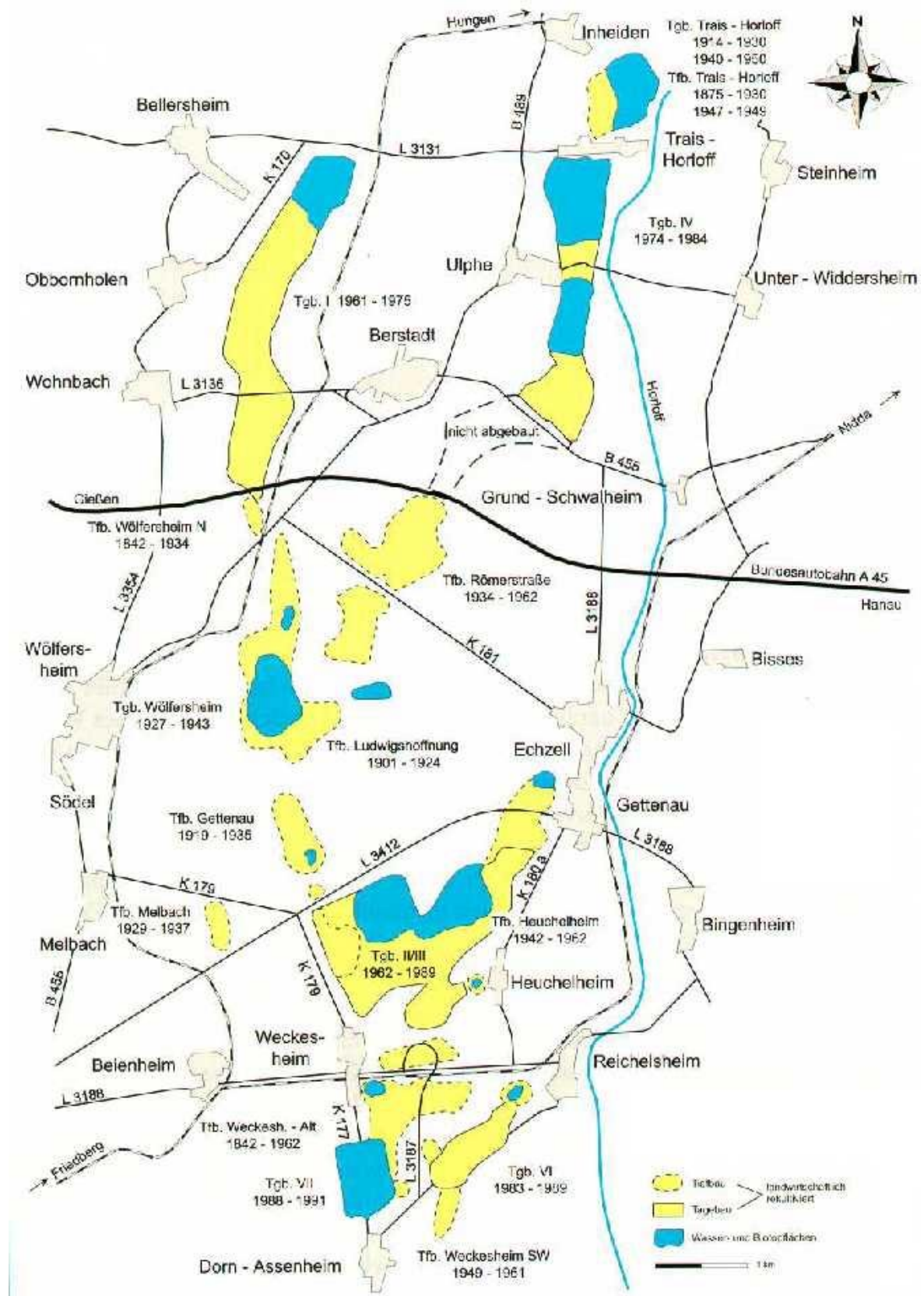


Abb. 158: Übersichtskarte der Hessischen Tagebauseen (Pflug 1998)

8.8.1 Braunkohlenrevier Wetterau (10 Seen)

8.8.1.1 Lage und Geschichte

Vor über 200 Jahren begann die Braunkohlenförderung im nördlichen Teil der Wetterau. Der Abbau erfolgte seit 1804 bis Anfang des 20. Jahrhunderts ausschließlich unter Tage. 1914 ging mit dem Tagebau Trais-Horloff der erste Tagebau in Betrieb. Der Tiefbau in der Wetterau wurde bereits 1962 beendet, die Tagebaubetriebe wurden zwischen 1981 – 1991 zurückgenommen und eingestellt. Insgesamt wurden im Wetterauer Revier über 70 Mio. Tonnen gefördert (Christopher 1983, Pflug 1989).

Bis 1995 nahm das ehemalige Wetterauer Revier 1257 ha Land in Anspruch, wovon 806 ha landwirtschaftlich rekultiviert wurden und 451 ha als Wasser- und Regenerationsflächen verblieben sind. Die entstehende "Wetterauer Seenplatte" umfaßt 8 kleinere und 8 größere Gewässer, die 302 ha und 139 ha Randzone einnehmen. Die Gewässer sind teils für den Naturschutz, teils für extensive oder intensive Erholung vorgesehen. (Lingemann 1992, Pflug 1998).

8.8.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Über die großen Seen des nördlichen Wetterauer Reviers liegen meist gute Datengrundlagen über deren Morphometrie und Wasserbeschaffenheit vor. Die Seen **Barbara-/Sachsensee**, **Inheidener-/Trais-Horloff See**, **Oberer und Unterer Knappensee** und der **Wölfersheimer See** werden daher ausführlich in eigenen Kapiteln beschrieben.

Im südlichen Teil der Wetterau sind neben den Kleingewässern, die meist aus den Tiefbaubetrieben hervorgingen, insbesondere die Seen der Tagebaugebiete II/III und VII zu erwähnen.

Nahe der Ortschaft Heuchelheim (Wetteraukreis) entstehen derzeit aus den Tagebaubetrieben II und III des Wetterauer Braunkohlereviers der **Pfaffensee** und der **Teufelsee** mit einer Wasserfläche von je 27 ha und einer Randzone von 40 ha. Der Abbaubetrieb lief im Tagebau II von 1962 – 1968, im Tagebau III von 1966 – 1989. Noch bis zum Jahre 1992 erfolgte die Deponierung von Asche im Pfaffensee. Der Grundwasseranstieg in den beiden Seen begann 1987 und wird voraussichtlich ca. 2010 abgeschlossen sein. Die ursprünglich voneinander getrennten Becken stehen mittlerweile in Verbindung. Eine ca. 10 ha große Flachwasserzone verbindet die beiden Seen und bildet eine abgelegene Sukzessionsfläche mit besonderen Entwicklungsmöglichkeiten für Pflanzen und Tiere. Das gesamte Restlochgebiet ist als Teil des geplanten Naturschutzgebietes "Ehemaliges Braunkohleabbaugebiet zwischen Gettenau und Weckesheim" vorgesehen (Pflug 1989, Thörner 1989). Über die Gewässerbeschaffenheit der beiden Seen liegen bislang keine Daten vor.

Im letzten Tagebaubetrieb der Wetterau, dem Tagebau VII, sind von 1988 - 1991 1,2 Mio. t Kohle gefördert worden. Die Abraummassen wurden in den Tagebau VI verfüllt, der heute landwirtschaftlich genutzt wird. Das Restloch des Tagebaues VII ist als Naherholungsgebiet für die südliche Wetterau vorgesehen. Von den 81 ha Gesamtfläche sollen 61 ha durch den zukünftigen **Bergwerksee** eingenommen werden. Der endgültige Wasserstand wird voraussichtlich erst in ca. 20 Jahren erreicht sein.

Der ehemalige **Schwelteich** von Echzell, der am Rand des ehemaligen Tagebaus II/III liegt, entstand im Jahre 1980. Seit 1991 ist der kleinflächige See (0,9 ha) mit seiner Randzone (4,3 ha) Teil eines Naturschutzgebietes nahe der Gemeinde Echzell, das vorrangig dem Vogelschutz dienen soll (Thörner 1989). Der **Heldt-Teich** entstand im ehemaligen Wölfersheimer Tagebau und ist 1,5 ha groß.

In einem Tiefbaubruichfeld des ehemaligen Tiefbau Gettenau (1919 - 1935) bildete sich der **Grenzstock-Teich**. Das Gebiet wurde bereits 1976/77 als Vogelschutzgebiet angelegt und ist mittlerweile als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

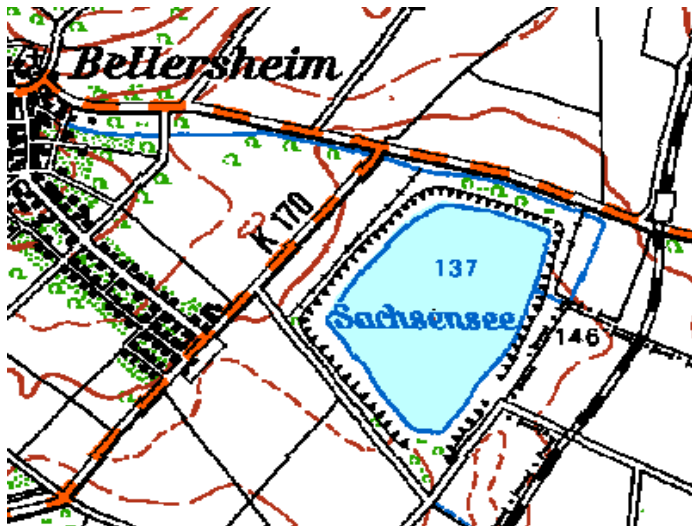
Der **Biedrich-Teich** entstand in der ehemaligen Tiefbaugrube Heuchelheim, die von 1942-1962 betrieben wurde. Unweit davon liegen die **Klärteiche** der Gemarkung Heuchelheim. Die beiden Gewässer werden als Angelseen genutzt.

Der **Weckesheimer Teich** ging aus dem ehemaligen Tiefbau Weckesheim-Alt (1842 – 1962) hervor, aus dem jüngeren Tiefbaugbiet Weckesheim SW (1949 – 1961) entstand der **Hundekopf-Teich**. Die Seen dienen der extensiven Erholung und werden als Angelseen genutzt (Pflug 1989, Thörner 1989).

8.8.2 Barbarasee (Sachsensee)

8.8.2.1 Lage und Geschichte

Der Barbarasee oder Sachsensee ging aus dem Restloch des Tagebau I östlich der Gemeinde Hungen-Bellersheim (LK Gießen) hervor. Die Entkohlung im nord-westlichen Teil des Wetterauer Tagebaus fand von 1961 bis 1975 statt. Die



Flutung der 51 ha großen Fläche des Restloches durch Grundwasser, die 1976 begonnen wurde, ist noch nicht ganz abgeschlossen. 1999 betrug die Seefläche 33 ha, nach Erreichen des Endwasserstandes wird der See eine Wasserfläche von 37 ha bedecken (Pflug 1998).

Der Barbarasee ist rundum zugänglich und wird für Angelsport und extensive Erholung genutzt (Thörner 1998)

Abb. 159: Barbara- oder Sachsensee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998)

8.8.2.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Barbarasee, der im September 1999 von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1999 a) untersucht wurde, war bei einer maximalen Tiefe von 20 m thermisch geschichtet.

Tab. 96: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 06.09.99) vom Barbarasee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+137	pH – Wert	[-]	8,7
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	4,8	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,37	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	20	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	13	Leitfähigkeit	[µS/cm]	495
maximale Länge	[m]	710	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	520	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]	0,93	Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	12
			Chlorophyll a	[µg/l]	<1
Tiefengradient	[-]	3,94	Sichttiefe	[m]	>3
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Unterhalb der Sprungschicht in etwa 10 m Tiefe herrschten anoxische Verhältnisse. Das Seewasser wies mit pH 8,7 an der Oberfläche einen leicht alkalischen pH-Wert auf. Bei einer Sichttiefe von über 3 m war auch die Biomasse des Phytoplanktons mit $< 1 \mu\text{g/l}$ Chl a sehr gering. Es setzt sich vorwiegend aus Cryptophyceen sowie aus Blaualgen und wenigen Kieselalgen zusammen.

8.8.3 Borkener See

8.8.3.1 Lage und Geschichte

Der Borkener See liegt ca. 40 km südlich von Kassel, am Südwestrand der Gemeinde Borken im Schwalm-Eder-Kreis. Er entstand im ehemaligen Braunkohlentagebau Altenburg IV, der größten aufgelassenen Abgrabung des Borkener Reviers. Die Wasserfüllung des Restloches begann 1975 mit Beendigung der Abbauarbeiten. 1980 wurde die Wasserförderung eingestellt. Der Endwasserstand (177 mNN) des vorwiegend mit aufgehendem Grundwasser gespeisten Sees wurde 1996 erreicht.

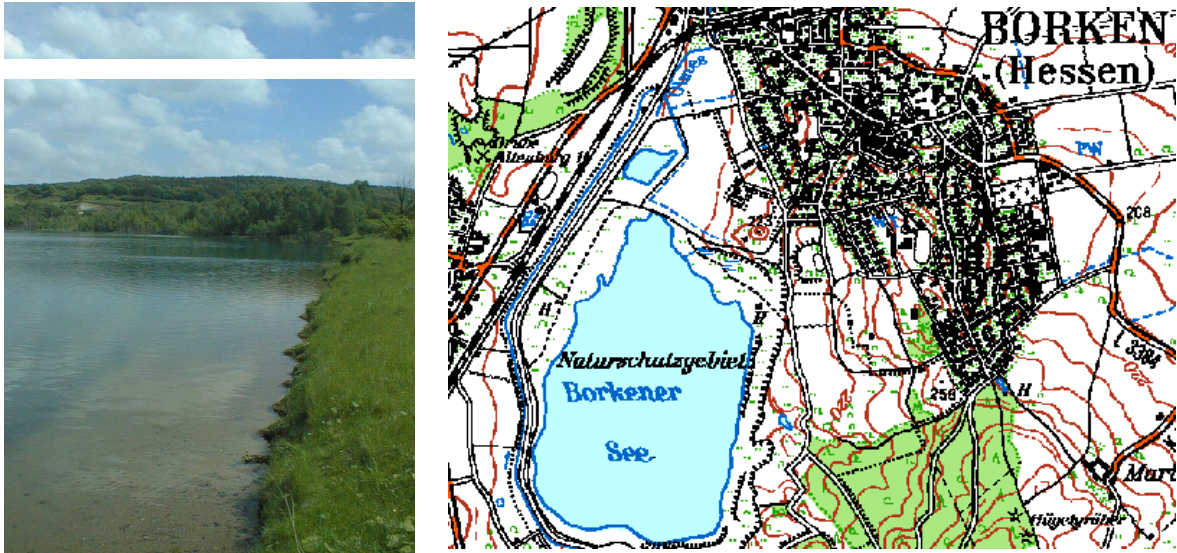


Abb. 160: Borkener See (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Nach dem Ederstausee ist der Borkener See der zweitgrößte See Nordhessens. Trotz der Ausweisung als Naturschutzgebiet seit 1989 werden der See und seine Umgebung freizeitlich von Erholungssuchenden (Badegäste, Taucher, Angler) genutzt (Stiftung Hessischer Naturschutz 1995).

8.8.3.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Aufgrund seiner länglich ovalen Form hat der Borkener See eine geringe Uferentwicklung von 1,15. Die Ufer im Norden, Westen und Südwesten wurden zum großen Teil als Flachufer gestaltet, während die Steilkanten des Ost- und Südostufers belassen wurden.

Der See hat ein sehr kleines Wassereinzugsgebiet von 2,4 km², das zum größten Teil innerhalb eines Naturschutzgebietes liegt. Im Vergleich zur Grundwasserspeisung haben die vier kleinen oberirdischen Zuflüsse (künstliche Gräben und der Saugraben) mit stark schwankender Schüttung nur geringe Bedeutung. Die Leitfähigkeit des Wassers der Zuflüsse liegt bei 2450 µS/cm und ist durch einen hohen Gehalt an Erdalkali- und Sulfationen gekennzeichnet. Der Abfluß des Sees mündet in den Olmes-Bach im Norden, der mit Gewässergüte II-III kritisch belastet ist. Die theoretische Wassererneuerungszeit im See beträgt 15,8 – 18,5 Jahre (Stiftung Hessischer Naturschutz 1995).

Von 1990 – 1999 wurden regelmäßig limnologische Messungen durch die Hessische Landesanstalt für Umwelt (1998, 1999 a, 1999 b) durchgeführt.

Darüber hinaus erfolgten intensive abiotische und biotische Untersuchungen im Rahmen eines Projektes von 1993 - 1996 (Heinmüller & Schnabel 1997).

Tab. 97: Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 30.08.1998) vom Borkener See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+177,3	pH – Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	35	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,32	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	52,5	Sulfat	[mg/l]	270
mittlere Tiefe	[m]	26,5	Leitfähigkeit	[µS/cm]	860
maximale Länge	[m]	1690	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	1051	TOC	[mg/l]	<1,0
Uferentwicklung		1,15	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,10
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	20
			Chlorophyll a	[µg/l]	<1,0
Tiefengradient	[-]	8,27	Sichttiefe	[m]	6,0
Schichtungstyp	[-]	mono – dimiktisch			

Aufgrund seiner Morphometrie stellt der Borkener See einen Übergangstyp zwischen den mono- und dimiktischen Seen dar. Ob eine oder zwei jährliche Durchmischungen stattfinden, hängt von der Dauer der Eisbedeckung ab (Heinmüller & Schnabel 1997). Im Sommer zeigt der See eine deutliche thermische Schichtung. Die Messung des Temperaturtiefenprofils ergab im August 1999 eine Epilimniontiefe von 7 m, die somit etwas mächtiger war als die theoretische ermittelte Epilimniontiefe von 6,3 m (nach Ventz 1974). Das Metalimnion erstreckte sich von 7 bis 13 m Wassertiefe. Die Sauerstoffkonzentration stieg bereits im Metalimnion an und war im Hypolimnion deutlich höher als im Epilimnion. Über Grund ging die Konzentration auf den Wert des oberflächennahen Wassers zurück.

Am stärksten äußert sich der Einfluß des ehemaligen Braunkohlentagebaus in den hohen Sulfat- und Calciumkonzentrationen des Wassers, die eine relativ hohe Leitfähigkeit (860 µS/cm) verglichen mit anderen Süßwasserseen bedingen. Die Calciumkonzentrationen tragen außerdem zu einer hohen Säurebindungskapazität bei, so daß das Wasser im neutralen bis leicht alkalischen Bereich gepuffert ist und der pH-Wert nur geringfügigen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist (Abb. 161).

Die Nitrat -, Ammonium - und die Nitritkonzentrationen sind sehr niedrig. Die Gesamtphosphor- und Orthophosphatkonzentrationen lagen zur Zeit der Frühjahrszirkulationen meist unter 12 µg/l bzw. 10 µg/l. Hierdurch ist im Sommer mit limitierenden Bedingungen für das Phytoplankton zu rechnen.

Der oligotrophe Charakter des Borkener Sees wird durch die ganzjährig geringen Chlorophyll a-Konzentrationen von 1-10 µg Chl a/l belegt (Klassifizierung nach OECD 1982). Von 1987 bis 1999 wurden Sichttiefen zwischen 2 m und 8 m gemessen. Nach der LAWA-Richtlinie (1998) ist der Borkener See ebenfalls der

oligotrophen Trophieklasse zuzuordnen. Die Wasserbeschaffenheit des Borkener Sees stimmt mit seinem oligotrophen Referenzzustand überein, so daß er die beste Bewertungsstufe 1 erhält. Der See weist einen anthropogen unbelasteten Gütezustand auf und hat eine sehr gute Wasserqualität.

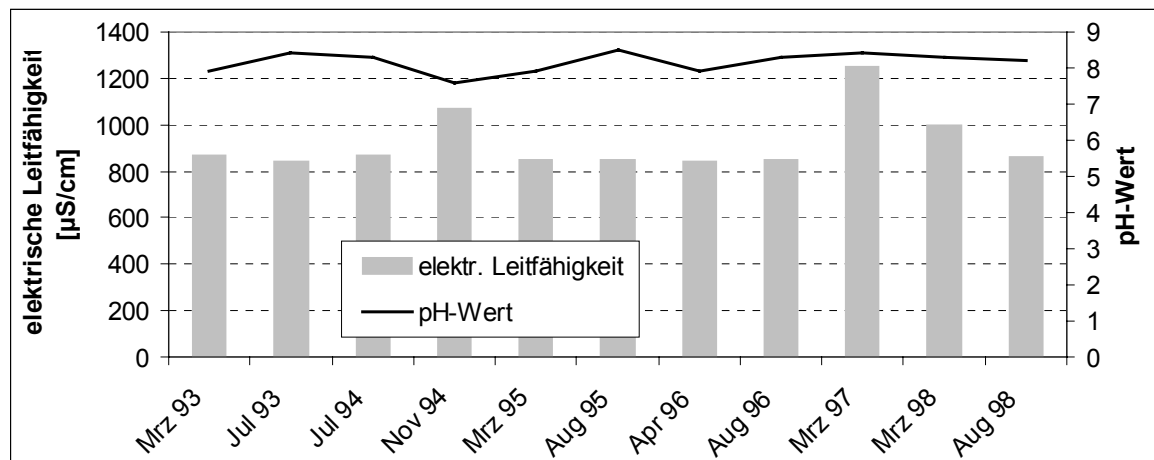


Abb. 161: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Borkener See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b)

Das Phytoplankton des Borkener Sees wurde in den vergangenen Jahren von Bacillariophyceen, Cryptophyceen, Chrysophyceen und Dinophyceen dominiert (Heinmüller & Schabel 1997). Die Dinophyceen stellen die artenreichste Gruppe dar. Der Anteil des Nanoplanktons und der kleinen zentrischen Diatomeen am Gesamtbiovolumen war sehr hoch. Nach den Phytoplanktonbiovolumina war der See 1994 als (oligo-) -mesotroph, 1995 und 1996 als oligotroph einzustufen.

Das Zooplankton besteht zu einem großen Anteil aus Groß- und Feinflitrierern, räuberische Arten sind kaum vertreten. Die Rotatorien sind mit 13 pelagischen Arten die arten- und individuenreichste Gruppe der untersuchten Zooplankter (Heinmüller & Schabel 1997).

Bei einer Bestandsaufnahme der submersen Makrophyten wurden im Borkener See 11 Arten, u.a. *Chara fragilis* registriert. Größere Bestände bildeten *Potamogeton crispus*, *P. lucens* und *Myriophyllum spicatum* (Rademacher 1997).

Erwähnenswert ist schließlich das Vorkommen der Eintagsfliegenlarve *Ephemera glaucops* in hoher Dichte. Der Borkener See war bis 1993 der bisher einzige Fundort in Hessen dieser im allgemeinen seltenen Art (Dresler 1996).

Der Borkener See hat überregionale ornithologische Bedeutung aufgrund seiner zentralen Lage in der Hauptlinie des mitteldeutschen Vogelzuges.

8.8.3.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der noch junge See steht in der ersten Sukzessionsphase, die durch oligotrophe Verhältnisse gekennzeichnet ist. Insgesamt herrschen gute Voraussetzungen für die langfristige Erhaltung seines nährstoffarmen Zustandes. Mit einem Gewässer-randstreifenprojekt hat sich die Stiftung Hessischer Naturschutz (1995) zum Ziel gesetzt, den oligotrophen Status längerfristig zu erhalten. Weiterhin soll die weitgehend ungestört ablaufende Sukzession des Gewässers gesichert werden.

8.8.4 Emma Nord und Emma Süd

8.8.4.1 Lage und Geschichte



Abb. 162: links: Emma-Nord (Foto: A. Gründel / Hessische Landesanstalt für Umwelt) rechts: Emma-Süd und Emma-Nord Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Die Braunkohlentagebauseen Emma-Süd und Emma-Nord liegen im Süden Hessens zwischen den Gemeinden Groß-Krotzenburg und Kahl am Main und sind durch die Ortsverbindungsstraße B 3309 voneinander getrennt. Emma-Süd ist Teil eines Naturschutzgebietes und wird zum Sportangeln genutzt. Ein Teil des Ufers ist bebaut. Der kleinere See Emma-Nord wird von Bade- und Angelgästen genutzt.

8.8.4.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit 12,5 ha Fläche ist der See Emma-Süd etwa doppelt so groß wie Emma-Nord.

Tab. 98: Morphometrische Daten von Emma-Süd (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

		Emma-Süd	Emma-Nord
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		
Seefläche	[Mio. m ²]	0,12	0,06
maximale Tiefe	[m]	13,7	11,4
mittlere Tiefe	[m]		
maximale Länge	[m]	870	440
maximale Breite	[m]	270	150
Uferentwicklung		1,63	1,15
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		
Tiefengradient	[-]	2,76	2,76
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	

Nach den Untersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1998, 1999 a, 1999 b) weisen beide Seen mit einer maximalen Tiefe von 13,7 m bzw. 11,4 m eine Temperaturschichtung im Sommer auf. Dabei sanken 1999 die Sauerstoffkonzentrationen im Metalimnion stark ab und gingen im Hypolimnion gegen Null.

Der pH-Wert ist in den beiden Gewässern schwach alkalisch. Die Werte liegen während der Wintermonate meist unter 8,0, in der warmen Jahreszeit darüber (Abb. 163). Die Belastungen durch die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff sind relativ gering. Die Gesamtposphorkonzentrationen lagen seit Beginn der Messungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1999 b) im Jahr 1992 meist unterhalb der Nachweisgrenze von 20 µg/l. Die mittlere Gesamtstickstoffkonzentration an der Wasseroberfläche ist in Emma-Nord mit 1,4 mg/l höher als in Emma-Süd mit 0,6 mg/l (Medianwerte 1992-1998). Dieser Unterschied ist vorwiegend auf die höhere Nitratbelastung zurückzuführen.

Unterschiede zeigte auch die Phytoplanktonzusammensetzung im September 1999: Während in Emma-Süd bei nur 1 µg/l Chlorophyll a Kieselalgen dominierten, hatten in Emma-Süd Grünalgen die höchste Abundanz bei einer Chlorophyllkonzentration von knapp 5 µg/l. In beiden Seen treten zudem Cryptophyceen auf, in relativ geringer Abundanz auch Blaualgen.

Tab. 99: Limnologische Daten (Stand: 09.09.99 – Oberfläche) von Emma-Nord (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Tagebausee		Emma-Süd	Emma-Nord
pH – Wert	[-]	8,6	8,8
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]		
Eisen (II)	[mg/l]		
Sulfat	[mg/l]		
Leitfähigkeit	[µS/cm]	335	370
TIC	[mg/l]		
TOC	[mg/l]		
Gesamtstickstoff	[mg/l]		
Gesamtposphor	[µg/l]	2	2
Chlorophyll a	[µg/l]	1	5
Sichttiefe	[m]	>3	3,0

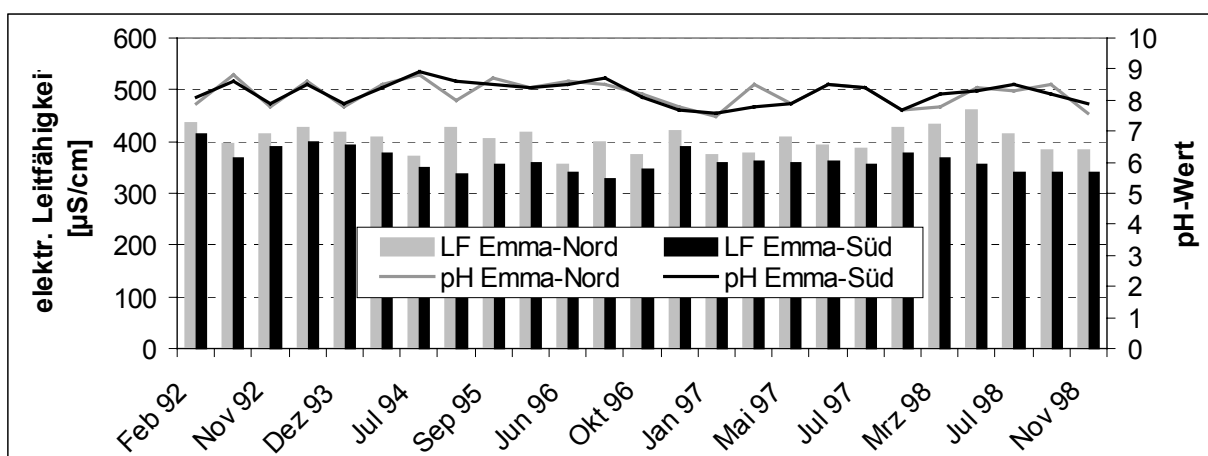


Abb. 163: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten in Emma-Nord und Emma-Süd (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b).

8.8.5 Frielendorfer Tagebaugebiet (9 Seen)

Der ursprüngliche Betrieb der Braunkohlenzeche Frielendorf basiert auf dem Braunkohlevorkommen östlich der Ortschaft Frielendorf im Schwalm-Eder-Kreis (Schönhut 1998). Die Lagerstätte Frielendorf wurde von 1819 bis 1962 abgebaut. Ab 1950 verlagerte sich der Abbaubetrieb in die nordwestlich gelegenen Grubenfelder des südlichen Borkener Beckens bei den Ortschaften Neuenhain, Dillich, und Stolzenbach. Außerdem wurde von 1949 bis 1974 auf dem Hohen Meißner Braunkohle abgebaut.

8.8.5.1 Tagebau Frielendorf

Nach Beendigung der Auskohlungsarbeiten waren durch den Tage- und Tiefbaubetrieb Frielendorf insgesamt ca. 248 ha Fläche in Anspruch genommen worden. Dabei verblieb am Ende des Tagebaus 1956 ein Restloch von ursprünglich 10 ha Größe, das durch die Ankipfung von Massen auf ca. 8,5 ha verkleinert wurde. Das verbliebene Restloch diente bis zur Einstellung des Tiefbaus Frielendorf im Jahre 1959 als Klärsee für das dort anfallende Grubenwasser. Schon während der Zeit der Wasserfüllung wurde der so entstandene See, der von der Bevölkerung den Namen **Silbersee** erhielt, unerlaubt zum Baden und Zelten genutzt (Schönhut 1998).



Abb. 164: links: Silbersee (Foto: Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b) rechts Silbersee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Im Jahre 1978 wurde der See mit seinem Umland als Fremdenverkehrsbereich ausgewiesen. Inzwischen entstand hier ein Fremdenverkehrs-, Freizeit- und Erholungsgebiet. Die Untersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt zur Badewasserqualität ergaben in den Jahren 1996 – 1998 keine Überschreitungen der Grenz- und Leitwerte der bakteriologischen Untersuchungen und damit eine sehr gute Badewasserqualität (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b).

8.8.5.2 Tagebau Dillich

Für den Tagebau Dillich wurden insgesamt ca. 140 ha Fläche in Anspruch genommen, von denen ca. 120 ha ausgekohlt wurden. Dadurch entstanden in den Jahren 1958 bis 1963 4 kleinere Restlöcher mit Größen zwischen 2 und 8 ha und Inhalten bis etwa 1 Millionen m³. Zur Füllung dieser Restlöcher wurden die naheliegenden Fließgewässer genutzt, so daß in einer relativ kurzen Zeitspanne von lediglich 1-2 Jahren der endgültige Wasserstand erreicht werden konnte (Schönhut, 1998). Die beiden nördlich gelegenen Seen – der **Haarhäuser See** (8

ha) und der **Dillicher See** (8 ha) – wurden dem Vereinsangelsport zugeführt. Das östliche Gewässer - der sogenannte **Schloßteich** (2 ha) - ist in Privatbesitz. Wegen seiner geringen Größe und Lage hat er eher den Charakter eines Teiches, insbesondere im Hinblick auf die Ornithologie. Der **Neuenhainer See** (5 ha) im Süden wurde als Teil eines Freizeitentrums mit Campingplatz ausgebaut. Bakteriologische Gewässeruntersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1999 b) von 1996 – 1998 ergaben für diesen See keine Überschreitungen der Grenzwerte.

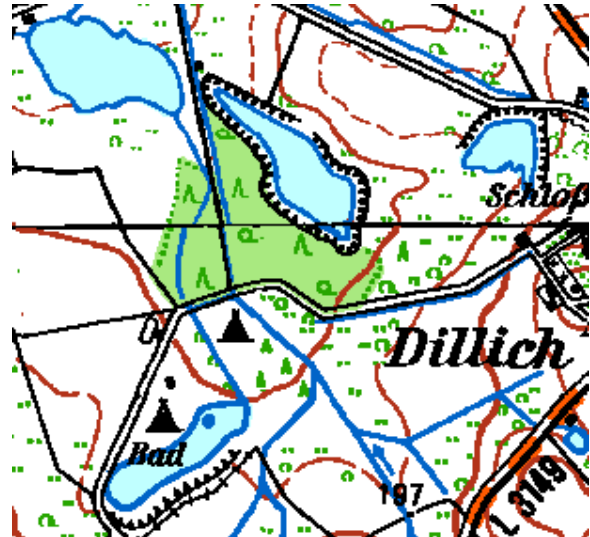


Abb. 165: links: Neuenhainer See (Foto: Hessische Landesanstalt für Umwelt, 1999); rechts: Haarhäuser See, Dillicher See, Schloßteich (obere Bildhälfte von links nach rechts; untere Bildhälfte: Neuenhainer See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

8.8.5.3 Tagebau Schneppenhain

Vom ehemals 22 ha großen Betriebsgelände des Tagebaus Schneppenhain wurde bis 1991 der größte Teil forstlich rekultiviert. Dabei entstanden im Endstadium zwei insgesamt ca. 2 ha große Restlöcher, die sich durch Oberflächen- und Niederschlagswasser gefüllt haben. Diese beiden kleinen Teiche (**Schneppenhainer Teiche**) dienen z. Z. keiner besonderen Nutzung (Schönhut1998).

8.8.5.4 Stolzenbacher Tagebaue

Im Stolzenbacher Haupttagebau entstand durch die Förderung von ca. 0,5 Mio. t Kohle ein Massendefizit, das zur Bildung eines Restloches führte. Durch Verkipfung mit Aufschlußmassen wurde es von 4 ha auf ca. 2 ha verkleinert und füllte sich in den Jahren 1975 bis 1978 mit Grund- und Niederschlagswasser (Schönhut 1998). Der so entstandene **Stolzenbacher Teich** wird nicht genutzt. Im ca. 6 ha großen nördlichen Erweiterungsteil des Stolzenbacher Tagebaus verblieb nach der Auskohlung ein Restloch von ca. 1 ha Größe, das 1972 von dem dort verlaufenden Teufelsbachgraben gefüllt wurde und von diesem auch auf Dauer durchflossen wird. Der sogenannte **Teufelsbachteich** wird mittlerweile als Angelteich genutzt.

8.8.5.5 Meißner Tagebau

Insgesamt wurden durch den Bergbau auf dem Hohen Meißner etwa 90 ha für Betriebsanlage, Tagebaugelände und Außenkippen in Anspruch genommen. Nach Beendigung der Rekultivierungsarbeiten bzw. der Renaturierungsmaßnahmen verblieb im ehemaligen Tagebau Kalbe ein Restloch, in dem der ca. 4 ha große **Kalbe-See** entstanden ist (Schönhut 1998).

8.8.6 Goldbergsee

8.8.6.1 Lage und Geschichte

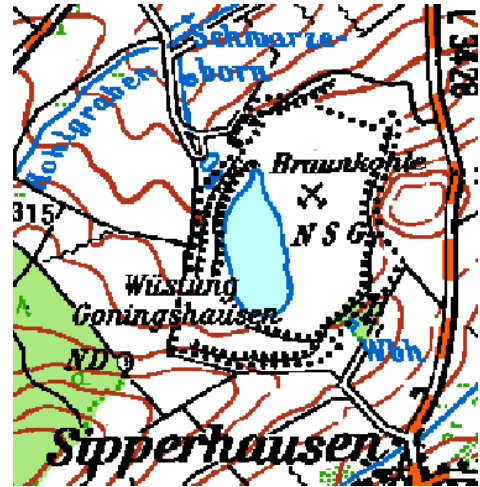


Abb. 166: Goldbergsee (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt), Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Zwischen den Ortschaften Ostheim und Sippenhausen wurde bereits zwischen 1850 und 1875 Bergbau betrieben, der aber wegen Absatzmangel wieder zum Erliegen kam. Von 1972 bis 1989 wurden im Bereich dieser alten Grube auf einer Fläche von 46 ha insgesamt 2,35 Mio. t Kohle gefördert. Im Bereich des ehemaligen Abbaubereiches entstanden neben landwirtschaftlichen Flächen das rund 41 ha große Naturschutzgebiet "Goldbergsee", in dem der See eine Fläche von ca. 16,5 ha einnimmt. Die Wanderwege um den Goldbergsee dürfen nicht verlassen werden, um die Erhaltung und Entwicklung des ehemaligen Tagebausees, seiner Uferzonen, Hang- und Sukzessionsflächen als Lebensraum für vom Aussterben bedrohter Amphibien- und zahlreicher Insektenarten, sowie als Brut- und Rastplatz gefährdeter Wasservogelarten zu gewährleisten.

8.8.6.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Goldbergsee wird aus den Quellen gespeist, die am nahegelegenen Goldberg entspringen. Er weist an der Oberfläche einen schwach basischen pH-Wert auf. Bei erhöhten Algenbiomassen während der Sommermonate können Werte bis zu pH 8,8 gemessen werden. Zum Gewässergrund sinkt der pH-Wert auf ca. 7,2 ab.

Im Sommer ist der See stabil temperaturschichtete, wobei die Sauerstoffkonzentration mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt, jedoch noch keine anaeroben Verhältnisse herrschen.

Der Goldbergsee war während der Untersuchungen in den Jahren 1997 – 1999 durch die Hessische Landesanstalt für Umwelt (1998; 1999 a) gering mit Nährstoffen belastet. Die Gesamtphosphorkonzentration überschritten selten 30 µg/l. Die im Vergleich zu anderen Hessischen Braunkohlentagebauseen hohen Nitratkonzentrationen (1,7-2,1 mg/l), machen den Hauptanteil des Gesamtstickstoffs aus. Ammonium und Nitrit lagen dagegen meist unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

Gemäß den Chlorophyllkonzentrationen traten 1998 und 1999 geringe bis mäßige Phytoplanktonentwicklungen auf (0,2 – 8 µg/l). Im Juli 1997 wurden 26 µg/l Chlorophyll a gemessen.

Tab. 100: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 12.05.1998) vom Goldbergsee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH – Wert	[-]	8,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	1,8	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,165	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	20	Sulfat	[mg/l]	64
mittlere Tiefe	[m]	10,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	450
maximale Länge	[m]	540	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	340	TOC	[mg/l]	1,8
Uferentwicklung	[m]	0,68	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,0
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	30
			Chlorophyll a	[µg/l]	0,2
Tiefengradient	[-]	4,33	Sichttiefe	[m]	2,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Nach den bisherigen Messungen ergibt sich nach LAWA (1998) ein mesotropher Gütezustand für den See. Damit entspricht der gemessene Gütezustand dem nach den morphologischen Kriterien ermittelten potentiellen Gütezustand des Sees. Der Goldbergsee erhält somit die Bewertungsstufe 1 (anthropogen unbelasteter Zustand).

Anhand seiner Diatomeenflora im Litoral ist der See jedoch dem meso-eutrophen Typus zuzuordnen (Hofmann 1998). Mit der Untersuchung der benthischen Aufwuchsdiatomeen im Jahre 1997 wurden als dominante Gruppen - neben den trophie-toleranten Arten - die meso-eutraphenten und eutraphenten Artenverbände erfaßt. Oligotraphente Diatomeen fehlten vollständig. Dominierende Art ist ganzjährig *Achnanthes minutissima*, zeitweise tritt *Cymbella microcephala* als subdominante Art hinzu. Bedeutendster Vertreter der eutraphenten Gruppe war *Fragilaria capucina* var. *capucina*.

8.8.7 Großer Exbergsee, Kleiner Exbergsee und Klärteiche

8.8.7.1 Lage und Geschichte

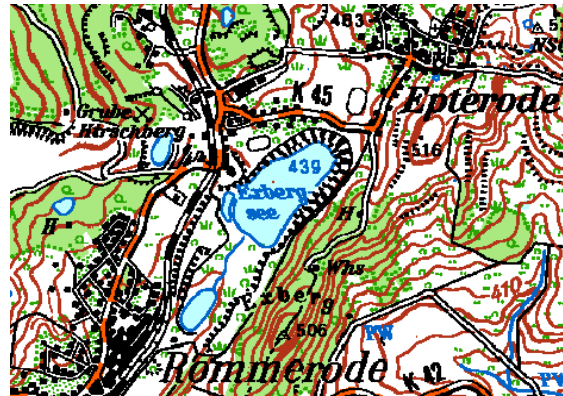


Abb. 167: links: Großer Exbergsee (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt); rechts: Großer Exbergsee, Kleiner Exbergsee und Klärteiche (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert).

Der Große Exbergsee und der Kleine Exbergsee sowie zwei kleine Klärteiche liegen südwestlich der Ortschaft Großalmerode-Epterode im ehemaligen Tagebau Exberg des Hirschberger Reviers. Der Tagebau wurde als Nachfolgebetrieb des 1965 erschöpften Helenenfeldes von 1965–1973 ausgekohlt.

Mit 10 ha Fläche ist der Große Exbergsee der größte Restsee des Tagebaus. Seit 1970 ist er im Verantwortungsbereich des Bergamtes und ist an einen Angelverein verpachtet.

8.8.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Große Exbergsee ist durch seine steil abfallenden, bewaldeten Uferböschungen gekennzeichnet. Vom abgeflachten südlichen Ufer fließt der Zufluß zum Kleinen Exbergsee ab.

Das 38 m tiefe, pH-neutrale Gewässer (Tab. 101) ist im Sommer temperaturgeschichtet. 1998 und 1999 erstreckte sich das Metalimnion zwischen 3 und 10 m Wassertiefe. Selbst am Gewässergrund bleibt das Wasser sauerstoffgesättigt.

Im Vergleich mit anderen neutralen Gewässern liegen die Sulfatkonzentration und die elektrische Leitfähigkeit in dem Braunkohletagebausee relativ hoch.

Die limnologischen Untersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1998; 1999 a; 1999 b) seit 1993 zeigten, daß der Große Exbergsee kaum mit Stickstoff und mäßig mit Phosphor belastet ist. Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen 1998 und 1999 zwischen < 20 und 70 µg/l, die Gesamtstickstoffkonzentration maximal bei 0,62 mg/l, wovon der Hauptanteil Nitratstickstoff ist. Die Chlorophyllkonzentrationen lagen zwischen 2 und 9 µg/l.

Nach der LAWA-Richtlinie (1998) ergab die quantitative Beschreibung des Istzustandes einen mesotrophen Gütezustand für 1998 und 1999. Der nach morphologischen Kriterien ermittelte potentielle Gütezustand ist oligotroph. Insgesamt erhält der Exbergsee damit die Bewertungsstufe 2, d.h. es liegt eine geringe anthropogene Nährstoffbelastung vor.

Tab. 101: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 02.07.1998)
vom Großen Exbergsee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+439	pH – Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	1,5	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,10	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	38	Sulfat	[mg/l]	240
mittlere Tiefe	[m]	11,1	Leitfähigkeit	[µS/cm]	710
maximale Länge	[m]	500	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	270	TOC	[mg/l]	2,7
Uferentwicklung	[m]	1,16	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,3
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	70
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,0
Tiefengradient	[-]	8,54	Sichttiefe	[m]	2,2
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Eine trophische Bewertung anhand der benthischen Aufwuchsdiatomeen an drei Litoralstellen des Großen Exbergsees ergab 1997 im Jahresmittel einen mesotrophen Status (Hofmann 1998). Dabei herrschte am Nordostufer ein oligo-mesotropher Zustand. Im Litoral des Südostufers und des Südwestufers, welches intensiv durch Badegäste genutzt wird, wurde die Grenze zur Meso-Eutrophie überschritten. Die Diversität sowie die nachgewiesene Artenzahl ist sehr gering, da die Arten *Achnanthes minutissima* und *Fragilaria pinnata* ausgeprägt dominant sind. Jedoch konnten einige Rote-Liste-Arten nachgewiesen werden, u.a. die extrem seltene *Caloneis aerophila* und *Navicula vandamii*. Bemerkenswert war außerdem das zeitweise individuenreiche Vorkommen halophiler und meso-halober Diatomeenarten, das auf den relativ hohen Elektrolytgehalt oder auf einen punktuellen Salzeintrag zurückzuführen sein kann.

Der Kleine Exbergsee ist nur 3 ha groß und wird über einen kleinen Zufluß mit Wasser aus dem großen Exbergsee gespeist. Über die Wasserbeschaffenheit liegen – wie auch für die beiden kleinen Klärteiche des Hirschberger Reviers - keine Daten vor.

8.8.8 Hellkopfsee

8.8.8.1 Lage und Geschichte

Der Hellkopfsee entstand südöstlich der Stadt Hessisch-Lichtenau im Gebiet der Zeche Glimmerode im Glimmeroder Revier, die 1968 stillgelegt wurde.



Abb. 168: Hellkopfsee (Foto: A. Gründel / Hessische Landesanstalt für Umwelt, Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

8.8.8.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der 20 m tiefe Hellkopfsee weist im Sommer eine stabile Temperaturschichtung auf. Dabei nimmt im Hypolimnion die Sauerstoffkonzentration in der Regel deutlich ab. 1999 waren am Grund noch 36 % Sauerstoffsättigung zu messen. Der pH-Wert liegt in den oberen Wasserschichten meist über 8,0, mit zunehmender Tiefe sinkt er auf ca. 7,3.

Tab. 102: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 18.09.98) vom Hellkopfsee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH – Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	1,29	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,02	Eisen (ges. 24.3.94)	[mg/l]	55
maximale Tiefe	[m]	20	Sulfat	[mg/l]	180
mittlere Tiefe	[m]	12,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	690
maximale Länge	[m]	1000	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	465	TOC	[mg/l]	4,1
Uferentwicklung		0,42	Gesamtstickstoff	[mg/l]	<0,2
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	<20
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,8
Tiefengradient	[-]	3,76	Sichttiefe	[m]	1,8
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Während bei den Untersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1998, 1999 a) von 1996 – 1999 im Hellkopfsee anfangs noch eine hohe Nähr-

stoffbelastung durch 110 µg/l Gesamtphosphor und 3,4 mg/l Gesamtstickstoff bestand, gingen diese Werte in den folgenden Jahren drastisch zurück. Bis zum aktuellen Stand 1999 waren Gesamtstickstoff und -phosphor meist nicht nachweisbar (<0,5 mg N/l bzw. <20 µg P/l). Die Konzentrationen des Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoffs lagen ebenfalls meist unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenzen (<0,07 mg/l, <0,02 mg/l, <0,12 mg/l).

Entsprechend den relativ geringen Nährstoffkonzentrationen blieb auch die Phytoplanktonbiomasse in den vergangenen Jahren mit maximal 6 µg/l Chlorophyll a (1997) gering. Höhere Werte wurden nur in der Uferregion gemessen.

Das Vorkommen der Cyanobakterienart *Oscillatoria rubescens* weist auf den mesotrophen Zustand des Sees hin. Ebenso ergab eine Beurteilung des Sees nach der LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) einen mesotrophen Istzustand. Dieser Gütezustand entspricht dem potentiellen Gütezustand nach den Kriterien der Morphometrie des Sees. Der Hellkopfsee entspricht somit der Bewertungsstufe 1, die einem anthropogen unbelasteten Zustand entspricht.

Entsprechende Ergebnisse wurden auch 1997 durch die Untersuchung der Aufwuchsdiatomeen an vier Probestellen des Hellkopfsees festgestellt (Hofmann 1998). Die dominierende ökologische Gruppe ist - neben den trophie-toleranten Diatomeen – der oligo-mesotraphenten Artenverband. Außerdem trat die oligotraphente *Cymbella cesati* mit einer Häufigkeit von bis zu 16 % auf. Dominant waren die trophie-toleranten Arten *Achnanthes minutissima* und *Cymbella microcephala*. Mit elf Arten der Rote Liste ist der Hellkopfsee anhand seiner Diatomeenflora als schutzwürdiges Gewässer einzustufen.

8.8.8.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die regelmäßigen limnologischen Messungen der vergangenen Jahre zeigen seit 1997 einen stabilen trophischen Zustand des Hellkopfsees an. Solange er weiterhin keinen anthropogenen Belastungen ausgesetzt ist, wird sich auch seine gute Wasserbeschaffenheit in den kommenden Jahren nicht wesentlich ändern.

8.8.9 Inheiden-/ Trais-Horloff See

8.8.9.1 Lage und Geschichte

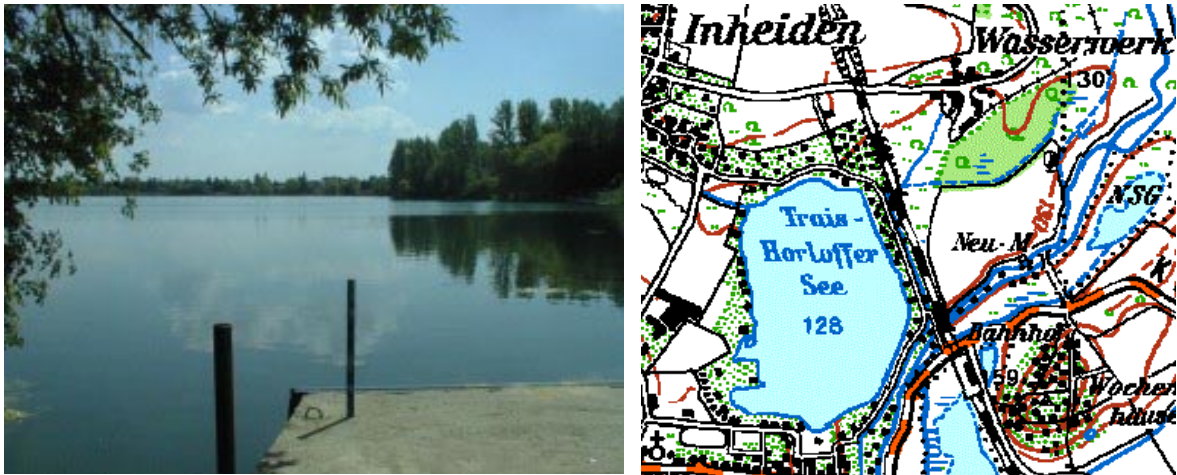


Abb. 169: Inheidener / Trais-Horloff See (Foto: A. Gründel / Hessische Landesanstalt für Umwelt, Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Der Inheidener/Trais-Horloff See ist nach dem Wölfersheimer See der zweitälteste See des Wetterauer Braunkohlereviere. Der Tagebau Trais-Horloff war mit Unterbrechungen seit 1914 in Betrieb. Bis zum Ende der Betriebszeit wegen Erschöpfung der Kohlevorräte im Jahre 1950 wurden 2,2 Mio. t Kohle gefördert und 6,2 Mio. m³ Abraum bewegt. Im Tagebaurestloch entstand der heute 35 ha große See (Christopher 1993, Pflug 1998).

Die Böschungen des Sees wurden nicht rekultiviert. Früher wurde dem See Abwasser von der Ortschaft Inheiden über den Köstgraben zugeführt (LAWA 1985). Seit dem Bau der Ringkanalisationsanlage im Jahr 1970 hat der See einen großen Stellenwert für Freizeit- und Erholungszwecke (Baden, Surfen, Segeln, Tauchen, Angeln) erlangt. Heute befindet sich die Uferregion vorwiegend in Privatbesitz und ist durch Wochenendhäuser, Stege und ein Segelsportzentrum bebaut.

An den öffentlichen Badestrand am Ostufer schließen sich unmittelbar zwei Feuchtgebiete mit Flachwasserzonen an, die im Jahr 1984 zum Naturschutzgebiet erklärt wurden. Im Herbst und Winter dient der See als "Rastplatz" für wassergebundene Zugvögel (Thörner 1998).

8.8.9.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Das Einzugsgebiet des Inheidener/Trais-Horloff Sees ist mit 6,23 km² klein. Sein einziger Zufluß, der Köstgraben, ist größtenteils trockengefallen und mündet am westlichen Ufer. Aufgrund der regelmäßig ovalen und weitgehend buchtenfreien Form des Sees ist die Uferentwicklung mit 1,21 gering. Die Uferlänge beträgt 2,5 km.

Die im Folgenden zusammengefaßten limnologische Untersuchungsergebnisse des Inheidener Sees wurden ausführlich in Arndt 1984, Arndt et al. 1986, Dietrich et al. 1987 und Dietrich 1989 beschrieben. Von 1990 bis 1999 fanden regelmäßige Messungen durch die Hessische Landesanstalt für Umwelt (1998, 1999 a, 1999 b) statt.

Der Inheidener/Trais-Horloffer See ist ein dimiktisches Gewässer. Infolge des geringen Anteils an suspendiertem Material lag die Sichttiefe zu Beginn der achtziger Jahre zwischen 2,0 - 8,0 m mit einem Mittelwert von 4,0 m. 1982 erstreckte sich die euphotische Zone des Sees bis in 4,8 m - 8 m Tiefe. 1999 wurden auch geringere Sichttiefen von 1 - 2 m erfaßt.

Infolge von Algenmassenentwicklungen können insbesondere im Spätsommer in den oberen Wasserschichten Sauerstoffübersättigungen von über 100 % und eine Zunahme des pH-Wertes bis etwa 9 auftreten. Mit zunehmender Tiefe sinkt die Sauerstoffkonzentration, wie auch der pH-Wert, so daß am Grund bei ca. pH 7,3 anaerobe Verhältnisse herrschen können.

Mit der Dominanz von Bicarbonat- und Calciumionen ist der Inheidener/Trais-Horloffer See als Bicarbonatgewässer einzustufen. Die mittlere Chloridkonzentration lag nach Untersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt bei 34 mg/l (Median 1990-1998). Die Konzentrationen der anorganischen Stickstoffverbindungen lagen in den vergangenen Jahren häufig unter den Nachweisgrenzen (Nitratstickstoff < 0,12 mg/l, Nitritstickstoff < 0,002 mg/l, Ammoniumstickstoff < 0,7 mg/l) gering. Der Medianwert (1993-98) der Gesamtstickstoffkonzentration ist mit 0,65 mg/l gering. Die maximale Gesamtposphorkonzentration betrug im Jahr 1998 30 µg/l.

Tab. 103: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 27.10.1999) vom Inheidener/Trais-Horloffer See (LAWA 1985, Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+127,7	pH – Wert	[-]	7,85
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	3,60	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,35	Gesamteisen	[mg/l]	0,03
maximale Tiefe	[m]	30	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	10,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	471
maximale Länge	[m]	830	TIC	[mg/l]	21
maximale Breite	[m]	565	TOC	[mg/l]	3,6
Uferentwicklung	[m]	1,19	Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtposphor	[µg/l]	
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]	1,96	Sichttiefe	[m]	1,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die saisonale Variation der Phytoplanktonbiomasse war im Jahr 1982 durch ein ausgeprägtes Frühjahrs- und Spätsommermaximum gekennzeichnet. In den Sommermonaten war als Folge der Stickstoffverknappung eine Abnahme der Chlorophyll a-Konzentration des Phytoplanktons zu beobachten. Eine Untersuchung im September 1999 ergab bei 1,4 µg/l Chlorophyll eine Ko-Dominanz von Cryptophyceen und Blaualgen.

In der Uferzone des Sees bilden die fädigen Algen *Spirogyra* sp. und *Mougeotia* sp. sowie *Cladophora crispata* und *Ulothrix zonata* stellenweise bedeutende

Algenwatten. Im Freiwasser sind die Diatomeen *Navicula cryptocephala*, *Fragilaria crotonensis*, *F. capucina* häufig. Die Arten *Nitzschia palea* und *N. acicularis* können im Spätsommer sehr hohe Biomassen entwickeln (LAWA 1985). Makrophyten sind mit wenigen Potamogeton- und Ranunculusarten vorwiegend am Westufer des Sees anzutreffen (LAWA 1985).

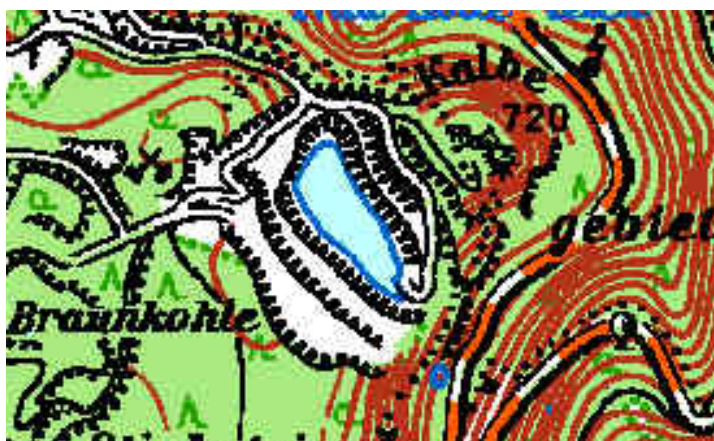
Aufgrund seiner Nutzung als Badegewässer wurde der Inheidener See von 1996 - 1998 durch das Hessische Landesamt für Umwelt (1999) hinsichtlich seiner Belastung durch Gesamt- und Fäkalcoliforme Bakterien sowie seiner Sichttiefen untersucht. Die Leitwerte wurden z.T. überschritten, jedoch alle Grenzwerte der EG-Badegewässerrichtlinie eingehalten.

8.8.9.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Mit dem Anschluß an das kommunale Klärwerk sind die früheren Eutrophierungsquellen beseitigt worden. Die heutige hochintensive Nutzung als Freizeit- und Erholungsgewässer birgt jedoch die Gefahr, daß hierdurch das Gewässer einer neuen Belastung unterworfen wird. Es ist eine erneute Tendenz zur Eutrophierung zu erkennen.

8.8.10 Kalbesee

8.8.10.1 Lage und Geschichte



Der Kalbesee entstand im aufgelassenen Tagebau Kalbe, der von 1951 bis 1974 im Meißner Revier betrieben wurde. Im Gebiet des "Hohen Meißners" befinden sich Ablagerungen von Muschelkalk. Die Mineralien Pyrit und Markasit, deren Verwitterung die Entstehung von sauren Tagebaugewässern begünstigt, sind von untergeordneter Bedeutung.

Abb. 170: Der Kalbesee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

8.8.10.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Kalbesee ist durch seine steil aufgeschütteten Uferböschungen gekennzeichnet, die in den siebziger Jahren mit Laubgehölzen bepflanzt wurden. Aufgrund der steilen Ufer gibt es kein nennenswertes Litoral.

Tab. 104: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: Juli - Sept. 1976) vom Kalbesee (Gesamthochschule Kassel 1977)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+720	pH – Wert	[-]	7,3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,045	Eisen (II)	[mg/l]	n.n.
maximale Tiefe	[m]	27	Sulfat	[mg/l]	819
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]	370	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	120	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]	0,98	Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	60
			Chlorophyll a	[µg/l]	
Tiefengradient	[-]	6,89	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Während der Untersuchungen im Jahre 1976/77 durch die Arbeitsgruppe Limnologie der Gesamthochschule Kassel (Gesamthochschule Kassel 1977) erfolgten in dem dimiktischen See die Herbst- und Frühjahrszirkulation im Dezember und April. Im Sommer bildete sich eine Sprungschicht in ca. 2,5 – 3,5 m

Tiefe aus. Während die Sauerstoffkonzentration bis in 5 m Tiefe im Sättigungsbereich lag, sank sie in 15 m Tiefe auf ca. 4 mg/l ab.

Aufgrund der geologisch günstigen Bedingungen liegt der pH-Wert des Sees stabil im neutralen Bereich. 1976 schwankten die Werte von pH 6,8 im April bis pH 7,8 im Juni. Zum Seegrund sinkt der pH-Wert auf 6,3 ab.

Begleitmineralien und andere sulfathaltige Verbindungen im Abraum bedingen die hohen Sulfatkonzentrationen des Wassers. Die geringe Karbonathärte von 1,8°dH ist typisch für Tagebaugewässer. Eisen ist im Oberflächenwasser nicht nachweisbar.

Die Nitratkonzentrationen lagen zwischen 0,16 und 0,34 mg/l. In den Monaten mit stärkerer Phytoplanktonentwicklung war 1976 Orthophosphat nur spurenweise nachzuweisen und damit der limitierende Faktor für die Primärproduktion. Insgesamt ist das Gewässer als wenig nährstoffbelastet anzusehen. Hierauf weist auch die geringe durchschnittliche Jahresbiomasse des Phytoplanktons hin. Dessen Dynamik lies 1976 einen dreigipfligen Verlauf erkennen. Besonders hohe Biomassen bzw. Zellzahlen bildeten dabei *Chrysococcus biporus*, *Dinobryon sociale* und pennate Kieselalgen. Zooplankton trat nur in sehr geringen Dichten auf.

8.8.10.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die jährlichen Frühlings- und Herbstzirkulationen sowie die geringe Sauerstoffzehrung begünstigen die Stabilisierung des nährstoffarmen Zustands des Kalbesees. Allerdings ist langfristig mit einer natürlichen Eutrophierung zu rechnen. In den siebziger Jahren schien das Gewässer für eine fischereiliche Nutzung aufgrund der geringen Produktivität und des fehlenden Litorals nur bedingt geeignet. Daher war geplant, Bepflanzungen mit *Typha latifolia*, *Potamogeton nodosus*, u.a. und einen ersten Besatz mit *Coregonus albula* vorzunehmen.

8.8.11 Oberer Knappensee und Unterer Knappensee

8.8.11.1 Lage und Geschichte

Der Obere und der Untere Knappensee liegen im südlichen Teil des ehemaligen Tagebau IV im Wetterauer Braunkohlenrevier. Das Gebiet wurde zwischen 1974 und 1982 entkohlt, im Anschluß daran wurde mit der Flutung der Restlöcher durch das nahegelegene Flößchen Horloff begonnen (Pflug 1998).



Der Untere Knappensee (31 ha) und seine Randzone (16 ha) sind als Teil des Naturschutzgebietes „Mittlere Horloffau“, das 1984 ausgewiesen wurde, nicht für die Öffentlichkeit zugänglich.

In den vergangenen Jahren wurden verschiedene Maßnahmen am Unteren Knappensee zur Verbesserung des Vogelschutzes durchgeführt (Thörner 1998). Die ursprünglichen Steilufer an der Ost- und Südseite wurden zu Flachwasserzonen umgestaltet und es wurden mehrere flache Inseln angelegt. Hierdurch sollen Röhrichtzonen und störungsfreie Brutareale für Wasservögel geschaffen werden. Die Anpflanzung einer Schutzhecke konnte die anfangs erheblichen Störungen durch illegale Freizeitnutzung fast völlig beseitigen.

Abb. 171: Oberer und Unterer Knappensee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Der Obere Knappensee mit einer Fläche von 37 ha dient heute der extensiven Erholung und dem Angelsport. Künftig soll das Gewässer zum Teil ebenfalls Naturschutzzwecken dienen. Wie der Untere Knappensee ist er als Rastplatz für Wasservögel von Bedeutung (Thörner 1989).

8.8.11.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Obere Knappensee zeichnet sich durch sehr sauberes, klares Wasser aus. Seine Ufer sind wenig bewachsen. Der See ist mit einer Tiefe von 22 m Tiefe im Sommer temperaturgeschichtet. Im September 1999 trat in 8 – 10 m Tiefe ein kleines Sauerstoffmaximum auf, das möglicherweise auf eine Einschichtung von Phytoplankton zurückzuführen ist, da auch die Sichttiefe über 3 m betrug. Im Hypolimnion sank die Sauerstoffkonzentration auf knapp 3 mg/l über Grund ab.

Die Gesamtposphorkonzentration war zum Untersuchungszeitpunkt mit 6 µg/l sehr gering. Ebenso auch die Chlorophyllkonzentration von 0,6 µg/l. Die Phytoplanktonpopulation setzte sich vorwiegend aus Kieselalgen und Grünalgen sowie einem geringeren Anteil an Blaualgen zusammen.

Tab. 105: Morphometrische Daten vom Oberen und Unteren Knappensee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Tagebausee		Oberen Knappensee	Untere Knappensee
Endwasserstand	[mNN]		
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	3,8	3,0
Seefläche	[Mio. m ²]	0,37	0,31
maximale Tiefe	[m]	22	20
mittlere Tiefe	[m]	10,3	9,7
maximale Länge	[m]	555	819
maximale Breite	[m]	524	508
Uferentwicklung	[-]	0,88	1,42
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		
Tiefengradient	[-]	4,5	3,9
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	

Tab. 106: Limnologische Daten vom Oberen Knappensee (Oberfläche: 06.09.99) (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

pH - Wert	[-]	8,7
K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Eisen (II)	[mg/l]	
Sulfat	[mg/l]	
Leitfähigkeit	[µS/cm]	612
TIC	[mg/l]	
TOC	[mg/l]	
Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Gesamtphosphor	[µg/l]	6
Chlorophyll a	[µg/l]	0,6
Sichttiefe	[m]	>3

Vom Unteren Knappensee liegen keine aktuellen Meßdaten vor, im Oberen Knappensee wurden 1999 Messungen von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt durchgeführt (1999 a).

8.8.12 Singliser See

8.8.12.1 Lage und Geschichte



Abb. 172: Singliser See (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Der Singliser See ging in der Nähe der Ortschaft Borken (Schwalm-Eder-Kreis) aus dem ehemaligen Braunkohlentagebau Singlis im Altenburger Revier hervor. Der Tagebau, der von 1961 - 1972 betrieben wurde, erbrachte 2,8 Mio. t Braunkohle (Christopher 1993). Das Restloch wurde von 1972 – 1982 mit saurem Grubenwasser des benachbarten Tagebaus Gombeth gefüllt (Boneß 1996).

Trotz seines geringen pH-Wertes wird der See intensiv durch Surfer genutzt.

8.8.12.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Singliser See unterscheidet sich mit einem pH-Wert von ca. 3,7, seiner hohen Sulfatkonzentration (ca. 700 mg/l) und Leitfähigkeit (1550 $\mu\text{S}/\text{cm}$) von den meisten anderen Restseen des hessischen Braunkohlebergbaubereiches.

Tab. 107: Morphometrische und limnologische Daten (Südostufer: 20.04.99) vom Singliser See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH – Wert	[-]	3,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	7,0	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,71	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	15	Sulfat	[mg/l]	600
mittlere Tiefe	[m]	9,9	Leitfähigkeit	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	1520
maximale Länge	[m]	1200	TIC	[mg/l]	<1,0
maximale Breite	[m]	830	TOC	[mg/l]	2,5
Uferentwicklung	[m]	1,1	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,26
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[$\mu\text{g}/\text{l}$]	<20
			Chlorophyll a	[$\mu\text{g}/\text{l}$]	1,8
Tiefengradient	[-]	2,57	Sichttiefe	[m]	2,0
Schichtungstyp	[-]		dimiktisch		

Durch die hohe Acidität werden Metalle aus dem Seegrund ausgelaugt und gehen in Lösung. Neben Eisen (1,86 mg/l), Mangan (3,6 mg/l) und Aluminium (1,8 mg/l) wurden im Jahre 1994 auch hohe Nickelkonzentrationen (0,11 mg/l) gefunden. Die hohe Konzentration an gelösten Metallen kann für empfindlichere Wasserorganismen toxisch wirken (Boneß 1996). Dagegen ist die Nährstoffbelastung des Sees, insbesondere durch anorganische Stickstoffverbindungen relativ gering. Die Konzentration des Gesamtstickstoffs blieb 1999 unter 0,29 mg/l und des Gesamtphosphors unter der Nachweisgrenze von 20 µg/l (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998; 1999). Dennoch entwickelte sich im Sommer eine hohe Phytoplanktonbiomasse, die von Grünalgen dominiert war. Insgesamt lagen die Chlorophyllkonzentrationen 1998/99 zwischen 1,8 und 15,9 µg/l. Die Sichttiefen variierten von 1,0 bis 2,0 m.

Aus den bisherigen Untersuchungen ergibt die quantitative Beschreibung des Istzustandes des Singliser Sees einen mesotrophen Gütezustand (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a, LAWA 1998).

8.8.12.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Wasserqualität des Singliser Sees ist aufgrund des geringen pH-Wertes für die Freizeit- und Erholungsnutzung nicht ausreichend. Bei weiterer eingeschränkter Nutzung wird der mesotrophe Gütezustand des Singliser Sees in den kommenden Jahren erhalten bleiben (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a).

8.8.13 Steinertsee

Der Steinertsee ging mit einer Fläche von 2,8 ha aus dem ehemaligen Tagebau Kaufungen am Ortsrand der Gemeinde Kaufungen hervor.



Der See wurde im Rahmen des hessischen Gütemeßprogrammes zuletzt im Jahr 1998 untersucht. Dabei wurde im Sommer eine mäßig hohe Belastung durch Phosphor festgestellt mit entsprechend erhöhten Chlorophyllwerten von 14 µg/l. Der See ist als eutrophes Gewässer zu bewerten (LAWA 1998). Jedoch weisen die vorjährigen Untersuchungen auf die tendenzielle Entwicklung zu mesotrophen Verhältnissen hin (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998).

Abb. 173: Steinertsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Tab. 108: Morphometrische und Limnologische Daten vom Steinertsee (Uferprobe: 08.07.98) (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH – Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m³]		K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,028	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]		Sulfat	[mg/l]	180
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	660
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	6,2
Uferentwicklung	[m]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	<0,2
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	60
			Chlorophyll a	[µg/l]	14
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

8.8.14 Stellbergsee

8.8.14.1 Lage und Geschichte



Abb. 174: Stellberger See (Foto: M. Hemm, Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Der Stellbergsee bei Guxhagen-Wollrode liegt in der ehemaligen Zeche Stellberg des Stellberger Reviers.

8.8.14.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit 1,2 ha Größe zählt der Stellberg See zu den kleineren Tagebaugewässern Hessens.

Tab. 109: Limnologische Daten vom Stellbergsee (Uferprobe: 27.08.98) (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH – Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,012	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]		Sulfat	[mg/l]	110
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	380
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[m]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,29
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	30
			Chlorophyll a	[µg/l]	0,6
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Nach den Untersuchungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1998) liegt der pH-Wert des Sees im schwach alkalischen Bereich. Das Seewasser war 1998 mäßig durch Nährstoffe belastet. Im Frühjahr lag die TP-Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze von <20 µg/l, im Sommer betrug sie 30 µg/l. Alle Stickstoffparameter waren in sehr geringen Konzentrationen vorhanden.

Trotz der relativ geringen Nährstoffkonzentrationen trat im Frühjahr eine hohe Algenbiomasse auf, die sich in der starken Sauerstoffübersättigung von 140 % und dem erhöhten pH-Wert von 9,1 bemerkbar machte. Geringe Sichttiefen (0,6 m im August 1998) des Stellbergsees können neben der Algenbiomasse auch durch aufgewühltes Feinsediment des Uferbereichs bedingt sein.

Insgesamt ist der Gütezustand des Sees zwischen meso- und eutroph einzustufen (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998, LAWA 1998).

Untersuchungen zur Badewasserqualität im Stellbergsee ergaben für die Zahl der Gesamtkoliformen und der Fäkalkoliformen Keime keine Überschreitung der Grenz- und Leitwerte. Jedoch waren die Sichttiefen bei den meisten Messungen nicht konform der EG-Richtlinie für Badegewässer, die mindestens 1 Meter als Grenzwert für eine ausreichende Sichttiefe bei Badegewässern vorschreibt (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b).

8.8.15 Stockelache

8.8.15.1 Lage und Geschichte

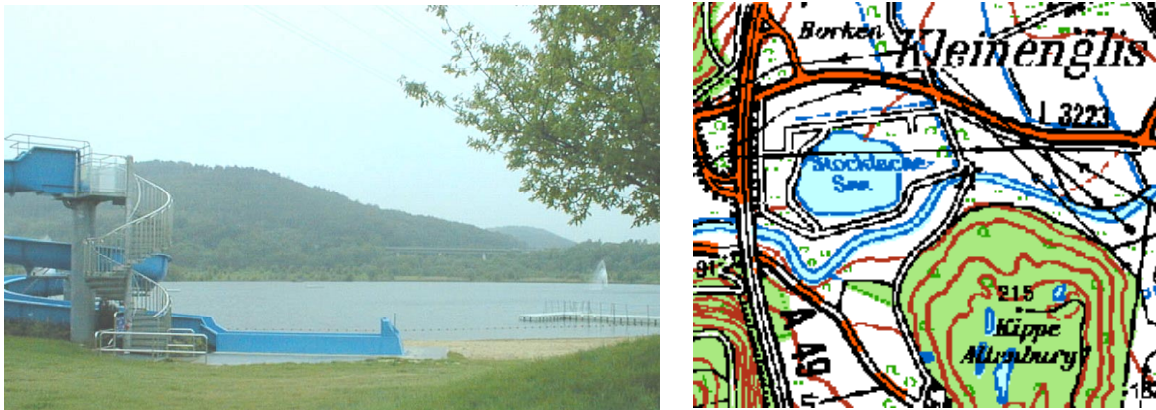


Abb. 175: Badesee Stockelache (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Der Badesee Stockelache liegt nordwestlich der Stadt Borken im Schwalm-Eder-Kreis. Der kleine See, der intensiv als Badegewässer genutzt wird, entstand wie die nahegelegenen Seen Borkener See und Singliser See infolge des Braunkohleabbaus (Tagebau Stockelache 1976 - 1985) im Altenburger Revier (Christopher 1993).

8.8.15.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Badesee Stockelache weist eine Fläche von ca. 8 ha und eine maximale Tiefe von 15 m auf.

Im Rahmen des Hessischen Gütemeßprogrammes werden seit 1998 limnologische Untersuchungen durchgeführt (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998, 1999 a). Die Sulfatkonzentration und die Leitfähigkeit sind im Vergleich zu anderen Braunkohlentagebauseen der Region relativ gering. Der pH-Wert ist schwach alkalisch bis neutral und nimmt von der Oberfläche (pH 7,8) bis zum Grund (pH 6,6) ab. Während der Sommermonate ist der See temperaturschichtete. Das Wasser war im Sommer 1998 an der Oberfläche mit bis zu 125 % Sauerstoff übersättigt. Die Konzentration nahm aber im Hypolimnion stark ab, so daß über Grund nahezu anoxische Verhältnisse herrschten.

Das Gewässer ist gering mit anorganischen Stickstoffverbindungen belastet. Gesamtphosphor- und Orthophosphat sind in der Regel nicht nachweisbar (<20 mg/l), allerdings betrug im Sommer 1998 aufgrund der anaeroben Verhältnisse am Gewässergrund die TP-Konzentration 200 µg/l. Die Ammonium-, Nitrat- und Nitritkonzentrationen lagen bislang unter den Nachweisgrenzen.

Die geringen Nährstoffkonzentrationen sind vermutlich limitierend für die Phytoplanktonentwicklung im Badesee Stockelache. Dementsprechend betrug die Chlorophyllkonzentration im Frühjahr 1998 knapp 5 µg/l, im Sommer nur 2 µg/l.

Nach der LAWA-Richtlinie (1998) ist der Badesee Stockelache in die Trophieklasse mesotroph (Index 1,6) einzustufen (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Bei Untersuchungen zur Badewasserqualität, die seit 1996 durch die Hessische Landesanstalt für Umwelt (1999 b) durchgeführt werden, sind mehrfache Über-

schreitungen der Grenzwerte bei der Anzahl der Gesamt- und der Fäkalkoliformen Keime in den Jahren 1997 und 1998 registriert worden.

Tab. 110: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 30.07.1998) vom Badensee Stockelache (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH – Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,08	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	15	Sulfat	[mg/l]	200
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	790
maximale Länge	[m]	390	TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	290	TOC	[mg/l]	2,3
Uferentwicklung		0,97	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,3
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	< 20
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,0
Tiefengradient	[-]	3,49	Sichttiefe	[m]	3,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

8.8.15.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Bislang hat der Badensee Stockelache noch eine sehr gute Wasserqualität, auch hinsichtlich der Bade- und Freizeitnutzung. Aufgrund seiner starken Frequenzierung und seiner relativ geringen Größe ist jedoch in den kommenden Jahren mit einer Zunahme der Nährstoffe sowie der bakteriellen Belastung zu rechnen.

8.8.16 Wölfersheimer See

8.8.16.1 Lage und Geschichte



Abb. 176: Wölfersheimer See (Foto: Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)

Die Hauptbetriebszeit des Tagebau Wetterau war von 1927 bis 1953. Durch den Braunkohleabbau entstand 1950 im nordöstlichen Teil der Wetterau mit dem Wölfersheimer See der erste Tagebausee der Region. Von 1954 bis 1991 wurde der Wölfersheimer See zur Kondensatorenkühlung des dort ansässigen Braunkohlekraftwerkes genutzt. Dazu wurden stündlich ca. 10500 m³ Wasser aus 10 m Tiefe entnommen. Das um ca. 7°C erwärmte Wasser wurde über eine Streudüsenprühanlage vorgekühlt und in den See zurückgeführt. Seit seinem Bestehen dient der See außerdem als Auffangbecken für die kommunalen Abwässer der Gemeinde Wölfersheim. Seit der Inbetriebnahme der Kläranlage im Jahr 1967 gelangen nun biologisch gereinigte Abwässer in den See (Dietrich 1989).

Infolge des hohen Nährstoffgehaltes und des dadurch hervorgerufenen starken Algenwachstums ist der See heute lediglich für den Angelsport von Interesse. Nur ein geringer Teil des Seeufers ist für die Öffentlichkeit zugänglich.

8.8.16.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Uferlinie des Sees weist einen regelmäßigen Verlauf ohne bedeutende Einbuchtungen vor. Die Uferentwicklung erreicht daher nur einen Wert von 1,2. Hiermit fehlt dem Wölfersheimer See mit seinen meist steil abfallenden Ufern eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung benthischer Lebensgemeinschaften.

Der Wölfersheimer See wird in erster Linie durch den Mittelwiesengraben gespeist, der sowohl den Abfluß aus dem Einzugsgebiet, als auch das geklärte Abwasser der kommunalen Kläranlage dem See zuführt. Bei ausreichend hohem Pegelstand erfolgt ein Seewasserabfluß über einen künstlichen Überlauf in den Biedrichsgraben. Während der Nutzung des Seewasser zur Kühlung wurden z.T. erhebliche Verdunstungsverluste durch die Rückführung des erwärmten Wassers über die Streudüsenprühanlage festgestellt. Dies führte in den siebziger Jahren zu einer vorübergehenden Seespiegelabsenkung von 1,5 m – 2 m.

Der Einfluß der Nutzung als Kühl- und Abwasserteich auf den Stoffhaushalt des Wölfersheimer Sees wurde durch Dietrich (1989) detailliert dargestellt. Die

folgenden Ausführungen sind aus diesen Untersuchungen (Oktober 1985 – Dezember 1986) sowie aus Daten der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, die von 1990 bis 1999 erhoben wurden, zusammengefaßt.

Tab. 111: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 19.8.1999) vom Wölfersheimer See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+131	pH – Wert	[-]	7,26
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	3,2	K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,37	Eisen (II)	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	18,3	Sulfat	[mg/l]	160
mittlere Tiefe	[m]	8,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	666
maximale Länge	[m]	944	TIC	[mg/l]	30
maximale Breite	[m]	601	TOC	[mg/l]	4,1
Uferentwicklung	[-]	1,18	Gesamtstickstoff	[mg/l]	7,6
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	16
			Chlorophyll a	[µg/l]	14,5
Tiefengradient	[-]	3,39	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Durch die Kühlwasserentnahme war in dem maximal 18 m tiefen See die Wasserschicht von 0 – 10 m Tiefe einer ständigen Zirkulation unterworfen. Diese entsprach 83,3 % des Gesamtvolumens des Wölfersheimer Sees. Die restlichen 16,8 % unterlagen einer sich in den Sommermonaten aufbauenden thermischen Schichtung. Aufgrund der Erwärmung des Sees durch das rückgeführte Kühlwasser lagen die Oberflächenwassertemperaturen zu allen Jahreszeiten mit durchschnittlich 6,9°C weit über den Lufttemperaturen. Dies hatte zur Folge, daß zum einen im Winter keine Eisbildung erfolgte, zum anderen das ganze Jahr über sich kein thermischer Gradient zwischen der Wasseroberfläche und der Ansaugtiefe (10 m) des Kühlwassers ausbilden konnte. Mit einer Stagnationsperiode im Sommerhalbjahr und einer Vollzirkulationsphase, zählte der See zu den warm monomiktischen Gewässern. Dieser Klasse gehören ansonsten vorwiegend subtropische Seen an. Die Sauerstoffverteilung des Wölfersheimer Sees während der Stagnationsperiode war durch einen starken Gradienten im Sauerstofftiefenprofil gekennzeichnet. Neben einer starken Übersättigung im Epilimnion bestand ein ausgeprägtes Defizit im Hypolimnion. Nach der Einstellung der Homothermie im September war auch die gesamte Wassersäule wieder gleichmäßig belüftet.

Nach Beendigung der Nutzung ist der See zum dimiktischen Gewässer mit Frühjahrs- und Herbstzirkulation geworden, da sich die Wassertemperatur der Lufttemperatur angleichen konnte und die Zwangszirkulation ausblieb. Die Thermokline, die früher in 10 m Tiefe lag, befand sich im September 1999 bei 3 - 5 m. Das darunterliegende Hypolimnion war anaerob. Insgesamt ist der See durch den jetzt fehlenden Sauerstoffeintrag über die Sprühdüsenanlage sowie den

fehlenden Transport von sauerstoffreichem Oberflächenwasser in tiefere Wasserschichten stärker durch respiratorische Prozesse geprägt.

Die Trübung war zur Zeit der Kühlwassernutzung im Vergleich mit anderen Gewässern recht hoch. Dies war einerseits durch die hohe Phytoplanktondichte bedingt, vor allem aber durch den hohen Anteil lichtabsorbierender Detrituspartikel, die durch die vertikale Wasserzirkulation aus der Tiefe wieder an die Seeoberfläche verfrachtet wurden. Die größten Sichttiefen von 1,5 – 2,5 m traten im Winter auf. Die Werte im Sommer lagen dagegen meist unter 1 m.

Die pH-Werte schwankten in den Achtziger wie in den Neunziger Jahren stark in Abhängigkeit von den Temperaturen. Die Amplitude, die sich in den vergangenen Jahren noch vergrößerte, liegt zwischen 7,7 und 10,2 (Abb. 187).

Die Leitfähigkeit reduzierte sich schrittweise von 970 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Jahr 1986 auf ca. 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im August 1999. Ebenso ist die hohe Chloridkonzentration von 91 mg/l auf 55 - 60 mg/l gesunken. Die Konzentration ist jedoch nach wie vor hoch im Vergleich zu anderen hessischen Gewässern und ist auf den Zulauf aus der Kläranlage (1999: 51 mg/l) zurückzuführen.

Die DOC-Konzentration, der 1985/86 durchschnittlich 10,4 mg/l betrug, war im Sommer 1999 nur noch zwischen 4 – 6 mg/l.

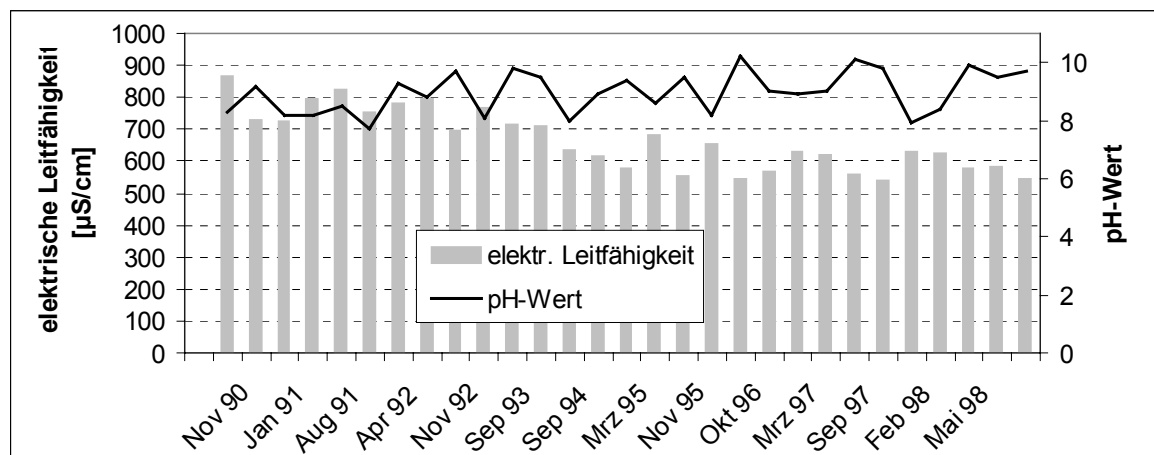


Abb. 177: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Wölfersheimer See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b)

In den 80er Jahren waren die Haupteintragsquellen von Stickstoff zum einen die Abwasserzufuhr (1988: 44000 kg N/a), zum anderen eine intensive organische Düngung der umliegenden landwirtschaftlichen Flächen während der Wintermonate. Die mittleren Konzentrationen von Nitrat betrugen ca. 3,0 mg N/l, von Ammonium nur 0,11 mg N/l. Allerdings konnte sich Ammonium zeitweise im sauerstoffarmen Hypolimnionwasser anreichern bzw. wurde es aus dem Sediment freigesetzt, so daß Konzentrationen von bis zu 2,8 mg/l gemessen wurden. Bis zum Ende der Neunziger Jahren sank die Konzentration kontinuierlich auf unter 1 mg/l ab. Die Ammoniumkonzentrationen sind immer noch starken Schwankungen unterworfen, d.h. sie liegen häufig unter der Nachweisgrenze ($< 0,07$ mg/l), können aber bis zu 2 mg/l erreichen. Im Zulauf der Kläranlage wurden Spitzenwerte von über 10 mg/l erreicht. Die Nitritkonzentration liegt relativ häufig über der Nachweisgrenze von 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, was auf viele Gewässerorganismen bereits toxisch wirken kann.

Im Zeitraum von 1972 bis 1986 war die Phosphorversorgung aufgrund der massiven Abwasserfrachten (1988: 4000 kg P/a) sehr hoch. Hinzu kam ein zusätzlicher Eintrag durch interne P-Düngung im anaeroben Hypolimnion während der Sommerstagnation. Die mittlere Konzentration des gelösten anorganischen Phosphors betrug 730 µg P/l. Die Phosphor-Konzentrationen haben sich während der Neunziger Jahre zwar verringert, liegen aber immer noch extrem hoch. Im Sommer betragen die ortho-Phosphor-Konzentrationen meist unter 100 µg/l, im Winter meist über 500 µg/l. Dabei stiegen die Werte in den vergangenen Jahren tendenziell an.

Die Phytoplanktodynamik im Wölfersheimer See war 1986 durch mehrere voneinander unabhängige Biomassemaxima gekennzeichnet. Dies ist charakteristisch für Gewässer, in denen keine Nährstofflimitation vorliegt. Von März bis Juli folgten Populationsmaxima von *Stichococcus bacillaris* (89 µg Chl a /l), *Cryptomonas erosa* (167 µg/l) und *Cryptomonas ovata* (777 µg/l) aufeinander. Von August bis Oktober dominierte die Blaualgenart *Microcystis aeruginosa* (max. 2,5 mm³/l). Während der Wintermonate sank die Chlorophyll a-Konzentration auf 10 µg/l. Die Phytoplanktonbiomasse wie auch die Nährstoffverhältnisse weisen den Wölfersheimer See als polytrophes bis hypertrophes Gewässer aus. Eine Limitierung der Primärproduktion ist am ehesten durch das begrenzte Strahlungsangebot gegeben. Über die Phytoplanktonentwicklung in den Neunziger Jahren liegen keine ausführlichen Daten vor. Im Spätsommer 1999 betrug die Chlorophyllbiomasse zwischen 14,5 und 7,4 µg/l. Das Phytoplankton setzte sich aus Kieselalgen, Blaualgen und Grünalgen zusammen.

8.8.16.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Nach der Stilllegung des Braunkohlekraftwerks Wölfersheim Anfang der 90er Jahre wurde vor allem vermutet, daß sich aufgrund der fehlenden vertikalen Wasserzirkulation der Sauerstoffhaushalt verschlechtert. Dies birgt die Gefahr, daß sich mit dem zunehmenden Anteil des anaeroben Hypolimnions am gesamten Wasserkörper Ammonium und Schwefelwasserstoff anreichern und die interne Düngung durch Phosphor wesentlich zunehmen. Die Prognosen deuteten darauf hin, daß der Wölfersheimer See innerhalb kurzer Zeit nach dem Stillstand des Kraftwerkbetriebes vom aeroben zum anaeroben Zustand übergehen wird, wenn nicht Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden. Während der 90er Jahre war der stark belastete See zwar noch mit ausreichend Sauerstoff versorgt, allerdings ist die weiterhin massive Abwasserzufuhr für die weitere Entwicklung des Sees mehr als bedenklich.

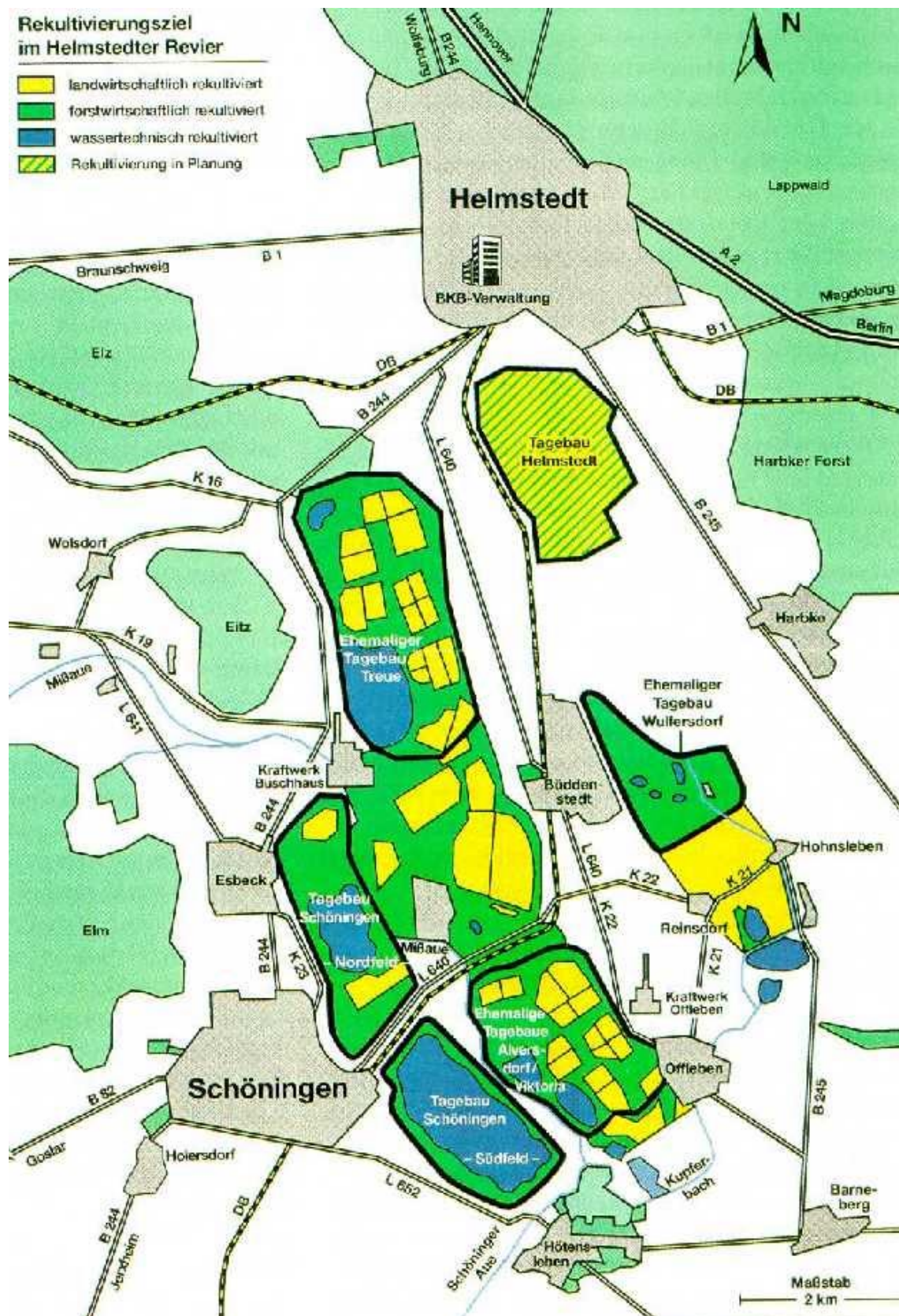
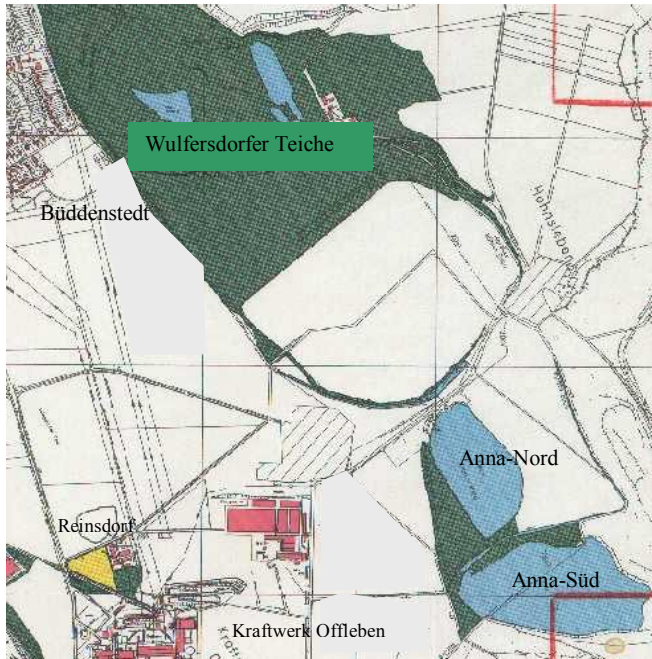


Abb. 178: Übersichtskarte der bestehenden und künftigen Tagebauseen in Niedersachsen (Pflug 1998)

8.9.1 Anna-Seen (2 Seen) und Wulfersdorfer Teiche (6 Seen)

8.9.1.1 Lage und Geschichte

Im Helmstedter Revier wurde der Braunkohlentagebau Wulfersdorf 1934 aufgeschlossen und 1936 mit der Kohlegewinnung begonnen. Bis zur innerdeutschen Grenzziehung, die zu einer Teilung des Tagebaus führte, wurden 26 Mio. t Kohle



entnommen und 65 Mio. m³ Abraum bewegt (Cornelius 1980). Danach blieben die im westdeutschen Bereich gelegenen Kippen sich weitestgehend selbst überlassen und mehrere Tagebauseen entstanden (s. Abb. 179) durch aufsteigendes Grundwasser.

Das größte Gewässer, Anna-Süd, liegt im Süden des ehemaligen Tagebaus etwa 6 km östlich der Ortschaft Schöningen. Der Tagebausee befindet sich zu knapp 70 % im Land Sachsen-Anhalt, was bis zur politischen Wende zu starken Nutzungseinschränkungen führte.

Abb. 179: Anna-Seen und Wulfersdorfer Teiche im ehemaligen Tagebau Wulfersdorf (veränderter Ausschnitt aus Übersichtskarte des Braunkohlebergbaus im Helmstedter Revier 1998)

Unmittelbar nordwestlich der Anna-Süd ist die Anna-Nord zu finden (BKB AG 1999). Auch Reinsdorfer See genannt, dient dieses Gewässer seit 1954, als das Kraftwerk Offleben in Betrieb genommenen wurde, als Brauchwasserspeicher. (BKB AG 1982, BKB AG 1973). Weiterhin wird die Anna-Nord vom ansässigen Anglerverein als Fischteich genutzt.

Die Wulfersdorfer Teiche, von denen es sechs an der Zahl gibt, liegen im Zentrum des ehemaligen Tagebaus Wulfersdorf. Sie befinden sich etwa 1 km östlich von Büddenstedt. Vier von ihnen werden für die Wasseraufbereitung des Kraftwerks Offleben genutzt. Hierfür wird das Rohwasser in einer offenen Verdünnungsanlage mit Sauerstoff angereichert, wobei Eisen ausfällt und die überschüssige Kohlensäure in die Atmosphäre entweicht. Danach durchfließt das rostbraun gefärbte Rohwasser die Teiche, in denen sich Eisen absetzen kann. Das am Ende nur noch schwach gefärbte Wasser wird dann über eine automatische Pumpstation in Richtung Kraftwerk zur Ascheneinspülung weitergeleitet.

8.9.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Zur Morphometrie (s. Tab. 112) der Anna-Süd, deren Längsachse sich in Ost-West-Richtung erstreckt, ist ebenso wie zur Wasserbeschaffenheit wenig bekannt. Eine einmalige Beprobung im September 1999 zeigt (BKB AG 1999), daß dieses eutroph-alkalische Gewässer (pH: 8,29, Phosphor: 40 µg/l) eine Gesamthärte von 32,8 °dH und Konzentrationen von 428 mg/l Sulfat sowie 0,05 mg/l Eisen aufweist.

Tab. 112: Morphometrische Daten der Anna-Süd (BKB AG 1999), der Anna-Nord (BKB AG 1982) und der Wulfersdorfer Teiche (BKB AG 1999)

Gewässer		Anna-Süd	Anna-Nord	Wulfersdorfer Teiche
Endwasserstand	[mNN]			
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		0,365	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,231	0,143	0,004 – 0,032
maximale Tiefe	[m]	7,0	4,0	
mittlere Tiefe	[m]			
maximale Länge	[m]		550	
maximale Breite	[m]		250	
Uferentwicklung	[-]			
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]			
Tiefengradient	[-]		0,89	
Schichtungstyp	[-]		polymiktisch	

Im Speicherbecken Anna-Nord erstreckt sich die Gewässerlängsachse von Nord-nordwest nach Südsüdost und bietet dem Wind damit nur eine geringe Angriffsfläche. Dennoch sprechen die geringe Tiefe (s. Tab. 112) und die ständige Entnahme von Brauchwasser gegen den Aufbau einer stabilen thermischen Schichtung des Wasserkörpers während der Sommer- und Wintermonate. Das gehobene und in den Reinsdorfer See geleitete Rohwasser ist reich an Mineralstoffen und macht ihn mit einer durchschnittlichen Gesamthärte von 30,38 °dH (Jahresmittelwert 1999) zu einem Hartwassersee (BKB AG 1999). Bis auf eine mittlere Konzentration von 60,4 mg/l Chlorid und 416 mg/l Sulfat ist über die Wasserbeschaffenheit des Reinsdorfer Sees nichts bekannt (BKB AG 1999).

Die Größe der Wulfersdorfer Teiche schwankt zwischen 0,40 ha und maximal 3,18 ha (BKB AG 1999). Die Gewässer, die als Absetzbecken dienen, sind durch Fließe miteinander verbunden. Ihre Wasserbeschaffenheit wird durch die Einleitung des bedünten Rohwassers nachhaltig beeinflusst, wie eine Analyse des Teiches vier im September 1999 zeigt (BKB AG 1999). So zeichnet sich das pH-neutrale Gewässer (7,41) durch eine überdurchschnittlich hohe Gesamthärte von 60,1 °dH und hohe Eisenkonzentrationen (1,1 mg/l) und Sulfat (793 mg/l) aus.

Die Makrophytenbesiedlung aller Seen im ehemaligen Tagebau Wulfersdorf zeichnet sich durch einen nahezu geschlossenen Röhrichtgürtel aus, in dem *Phragmites australis* dominiert. Weitere Angabe zur Besiedlung liegen nicht vor.

8.9.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Mit der Beendigung der Kohleförderung im Helmstedter Revier wird das Gewässer Anna-Nord trockenfallen. Um dieses zu verhindern, ist seine Speisung über ein Grabensystem geplant.

8.9.2 Tagebau Helmstedt (Helmstedter See)

8.9.2.1 Lage und Geschichte

Unmittelbar südlich von Helmstedt lagert die hangende Flözgruppe der Ostmulde des Helmstedter Reviers. Der schwach muldenförmig ausgebildete Kohlevorrat besteht aus sechs Flözen mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 2 bis 8 m und dazwischen liegenden Erdschichten (Zwischenmittel) von ca. 5 und 20 m. Dieses bis in eine Tiefe von 100 m reichende Vorkommen von 30 Mio. t Braunkohle wird seit 1972 im Tagebau Helmstedt abgebaut. Die geförderte Kohle dient zur Verstromung im Kraftwerk Offleben und der Abraum wird in den südwestlich angrenzenden Tagebau Treue verkippt. Noch bis ins Jahr 2002 reichen die Braunkohlevorräte. Danach soll mit den Abflachungsarbeiten begonnen und die Grundlagen für die Entstehung eines Tagebausees geschaffen werden. (Angaben nach BKB AG 1999)

8.9.2.2 Morphometrie und künftige Entwicklung der Gewässergüte

Über die zukünftige Gestalt des Helmstedter Sees ist bisher wenig bekannt. Da der Tagebau Helmstedt unmittelbar an der Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt liegt und dort ebenfalls Bergbau betrieben wurde, besteht die Überlegung einen länderübergreifenden See anzulegen. Gelingt dies, wird er eine Maximalgröße von etwa 400 ha und einen Wasserstand von +103 mNN erreichen. Sollte das Gewässer auf den niedersächsischen Raum beschränkt bleiben, beliefe sich die zukünftige Wasserfläche auf 152 ha und einen Wasserstand von +65 mNN. Je nach geplanter Gewässergröße wird sich der Endwasserstand voraussichtlich im Jahr 2005 oder 2080 einstellen (Friedrich 1992).

Entwicklungsszenarien zur Wasserbeschaffenheit des Helmstedter Sees liegen nicht vor. Unter den gegebenen topographischen Voraussetzungen ist jedoch ein stabil geschichteter See zu erwarten. Durch den Einstrom von mineralisiertem Kippengrundwasser ist ein Versauerungspotential gegeben, dessen Einfluß untersucht werden sollte. Im Extremfall könnte es zur Meromixis des Gewässers führen und durch den Einstrom über Böschungen den epilimnischen pH-Wert stark herab senken. Dieses würde die Besiedlung des Gewässers und die geplante Nutzung als Erholungs- und Badegewässer einschränken.

8.9.3 Tagebau Schöningen (Schöninger See)

8.9.3.1 Lage und Geschichte

Unmittelbar westlich der Stadt Schöningen wird Braunkohle der liegenden Flözgruppe im gleichnamigen Tagebau gefördert. Die 450 ha große Betriebsfläche befindet sich im westlichen Teil des Helmstedter Reviers (s. Abb. 180) und wurde Ende 1978 erschlossen. Damals betrug der Kohlevorrat 40 Mio. t, zu deren Gewinnung 205 Mio. m³ Abraum bewegt wurden und noch müssen. Die kohleführenden Schichten, die 1 bis 10 m Mächtigkeit erreichen, fallen mit etwa 12° von Westen nach Osten ein. Ihr Salzgehalt steigt mit zunehmender Teufe und in Nord-Süd-Richtung. Der Abbau der Braunkohle erfolgte in zwei Feldern, dem Nord- und dem Südfeld, die durch eine Bundesbahntrasse und eine Landstraße getrennt werden. Bis 1997 wurde das Nordfeld mit 15 Mio. t Kohle ausgekohlt und der Abraum in den stillgelegten Bereichen der Tagebaue Treue und Alversdorf verstäurzt. Gegenwärtig erfolgt die Kohlegewinnung im Südfeld, dessen Abraummassen im Tagebau Alversdorf und im Nordfeld verkippt werden. Der zwischen beiden Feldern lagernde Kohlepfiler soll abschließend abgebaut werden. In ihm lagern noch 3,4 Mio. t Kohle unter 11,5 Mio. m³ Deckgebirgsmassen. (Hausmann & Ueberschaar 1985, Friedrich 1992).

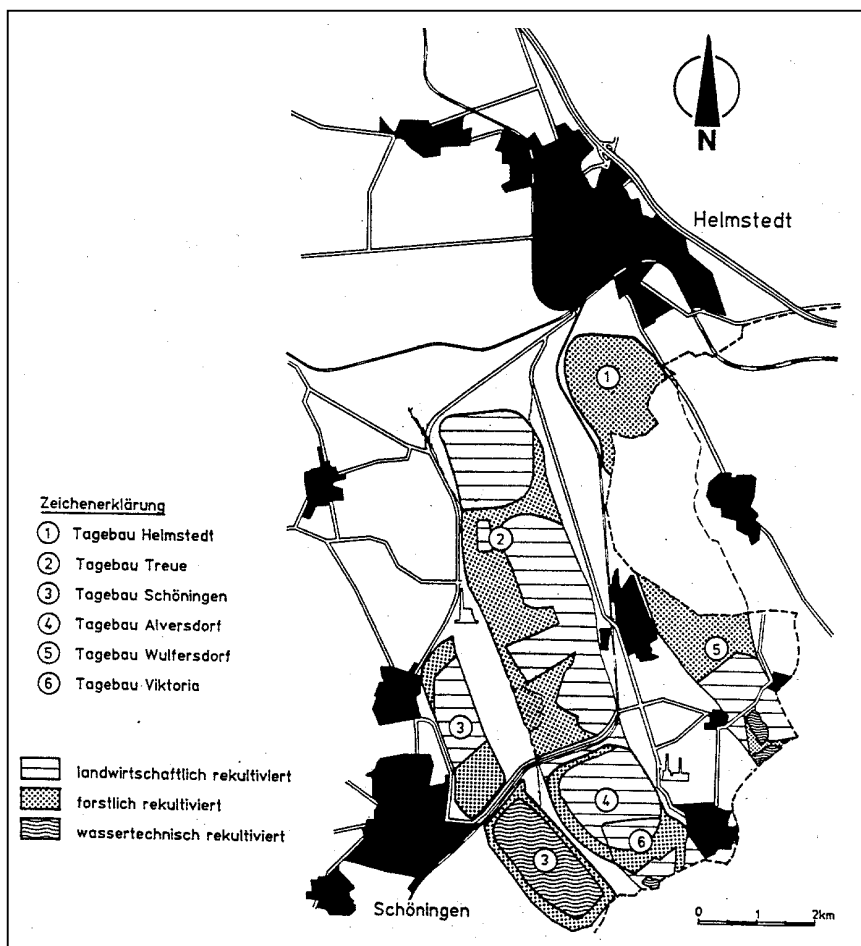


Abb. 180: Rekultivierung im Helmstedter Revier (Planungsstand 1992, (Friedrich 1992)

Als Rekultivierungsvorhaben ist die Wiederherstellung von landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Nutzflächen im Bereich des Nordfeldes geplant. Im Südfeld soll ab 2017 - 2050 ein von Forsten umgebener Tageausee, der

Schöninger See entstehen (s. Abb. 180) (BKB AG 1999). Neben seiner alleinigen Füllung durch Grundwasseranstieg ist eine Variante mit zusätzlicher Einleitung von Wasser aus der Mißaue (5,67 Mio. m³/a) und Wasser aus der Schöninger Aue (rund 1 Mio. m³/a) möglich (Paul & Ritzkowski 1990).

8.9.3.2 Morphometrie und künftige Entwicklung der Gewässergüte

Angelehnt an die Gestalt des Tagebaus wird der künftige Schöninger See eine Fläche von ca. 300 ha aufweisen, eine etwas längliche Form erhalten und hauptsächlich steil abfallende Ufer besitzen. Die Hauptausdehnung wird sich von Nordwest nach Südost erstrecken. Entsprechend der Gewässertiefe von ca. 70 m wird der Wasserkörper stabile thermische Schichtungen aufbauen können (BKB AG 1999). Nach Berger (1955) läßt sich berechnen, daß der künftige See, aufgrund der Morphologie meromiktisch wird. Das Monimolimnion würde dann bei ca. 42 m Wassertiefe beginnen.

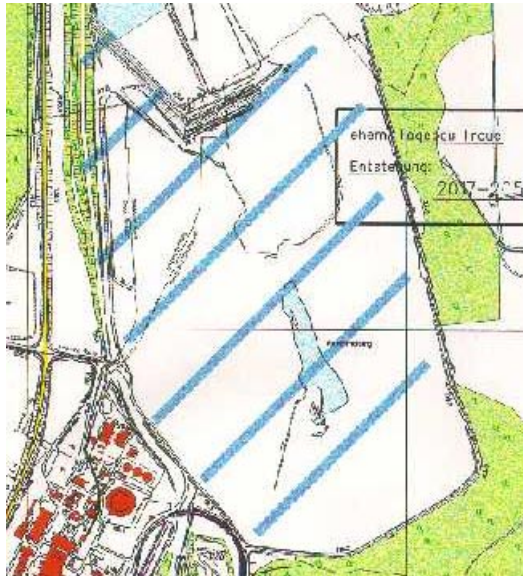
Die Wasserqualität des künftigen Sees wird maßgeblich vom hohen Neutralisationspotential des zuströmenden Grundwassers aus der Südböschung bestimmt werden und demnach im ersten Jahrzehnt einen neutralen See entstehen lassen. Danach würde der starke Säureeintrag durch Niederschläge zu einer Versauerung führen, wenn kein karbonathaltiges Wasser aus der Mißaue eingeleitet wird. (Paul & Ritzkowski 1990)

Abhängig von den morphometrischen Gegebenheiten und bei alleiniger Füllung mit Grundwasser wird sich ein nährstoffarmer See entwickeln. Das aus der Ost- und Nordböschung zuströmende Wasser ist eisenhaltig. Unter neutralen Bedingungen wird Eisen ausfallen (Paul & Ritzkowski 1990) und dabei Phosphor aus der trophogenen Zone entfernt. Bei der Flutung mit Wasser aus der Mißaue wird sich die Trophie des Sees abhängig vom ihrem Nährstoffgehalt entwickeln. Dieses Fließgewässer dient als Vorfluter für das nördliche Vorland der Tagebaue, welches landwirtschaftlich intensiv genutzt wird. Demzufolge sind erhöhte Nitrat- und zeitweise Phosphoreinträge zu erwarten. Sie werden zu einer Nährstoffakkumulation im Schöninger See und damit zu einer Eutrophierung beitragen. Da der See künftig zur Naherholung u.a. mit angeschlossenem Campingplatz dienen soll, sind auch von dieser Seite anthropogen bedingte Nährstoffeinträge zu befürchten, die es zu steuern gilt.

8.9.4 Tagebau Treue (Treuer See)

8.9.4.1 Lage und Geschichte

Der Tagebau Treue befindet sich etwa 5 km südwestlich von Helmstedt. Sein Aufschluß geht ins Jahr 1880 zurück und stellt damit eine der ältesten bergbaulichen Aktivitäten im Kohlerevier dar. Durch teilweise Neueinschneidungen wurde der Tagebau in der Folgezeit vier mal erweitert. Dabei wurden rund 1100 ha



ehemals vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Flächen in Anspruch genommen (Hausmann et al. 1982). Auf diese Weise wurden bis zu seiner völligen Auskohlung im Jahr 1993 mehr als 565 Mio. m³ Abraum bewegt und 252 Mio. t Braunkohle entnommen. Diese lagerte schwach muldenförmig in zwei hangenden Hauptflözen mit einer Mächtigkeit von durchschnittlich 12 – 20 m und einem etwa 3 m mächtigen Zwischenflöz. Ihre Tiefe lag bei maximal 130 m unter Flur (alle Angaben nach Friedrich 1992). Während die Kohle bis 1974 zu Briketts verarbeitet wurde, erfolgte danach die völlige Umstellung auf Verstromung im Kraftwerk Offleben.

Abb. 181: Südlicher Bereich des Tagebaus Treue mit dem zukünftigen Treuer See (blau schraffiert) (Ausschnitt aus: Karte zum Tagebaustand 7/99 (BKB 1999))

Im nördlichen Teil, der für die landwirtschaftliche Nutzung wiederaufbereitet werden soll, wird der Abraum des benachbarten Tagebaus Helmstedt verkippt. Asche vom Kraftwerk Buschhaus wird gegenwärtig in den mittleren Abschnitt des ehemaligen Tagebaus Treue eingespült. Für den südlichen Teil ist die Entstehung eines Restsees vorgesehen. Seine Füllung mit Grundwasser wird jedoch erst nach der Einstellung des Braunkohlebergbaus im Gebiet erfolgen und ist somit zwischen 2017 und 2050 zu erwarten (BKB 1999).

8.9.4.2 Morphometrie und künftige Entwicklung der Gewässergüte

Über die Gestalt des zukünftigen Sees (s. Abb. 181) ist bisher wenig bekannt. Seine Hauptausdehnung wird sich in Nordnordwest-Südsüdost-Richtung erstrecken. Trotz der etwas ungünstigen Ausrichtung des annähernd ovalen Gewässers zur Hauptwindrichtung wird dem Wind durch die relativ große Wasserfläche von ca. 70 ha (BKB 1999) eine gute Angriffsmöglichkeit gegeben.

Konkrete Aussagen über die zukünftige Gewässertiefe liegen nicht vor, die Ausbildung eines stabilen Temperaturgradienten während der Sommer- und Wintermonate ist jedoch anzunehmen.

Eine Versauerung des Gewässers durch den Einstrom von stark mineralisiertem Kippengrundwasser ist nicht auszuschließen. Inwiefern dadurch eine negative Beeinflussung der limnologischen Entwicklung und der Nutzbarkeit des Sees ausgelöst wird, sollte untersucht werden.

8.9.5 Tagebauseen bei Wallensen (5 Seen)

8.9.5.1 Lage und Geschichte

Etwa 22 km südöstlich von Hameln unweit von Wallensen entfernt befindet sich eine kleinere Braunkohlelagerstätte des Tertiärs. Ihr Abbau reicht weiter als 100 Jahre zurück. Schon 1899 wurde wegen der guten Brikettierfähigkeit der Kohle eine Brikettieranlage gebaut (Unbekannt 1957). Die durch die Humboldt-Gesellschaft geförderte Kohle wurde noch 1957 als Hausbrandkohle verkauft. Heute ist die Auskohlung dieses Gebietes abgeschlossen.

Die Förderung der Braunkohle und die Umlagerung des Abraumes bildeten die Grundlage für die Entstehung mehrerer Seen wie der Bruchsee, der Humboldtsee, der Weinberger See und der Ententeich (s. Abb. 182). Ihr Alter wird auf etwa 50 Jahre geschätzt (Poltz 1999 vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie Hildesheim mündliche Mitteilungen). Im gleichen Zusammenhang entstand etwas später wahrscheinlich auch der sehr flache Paradiesteich.

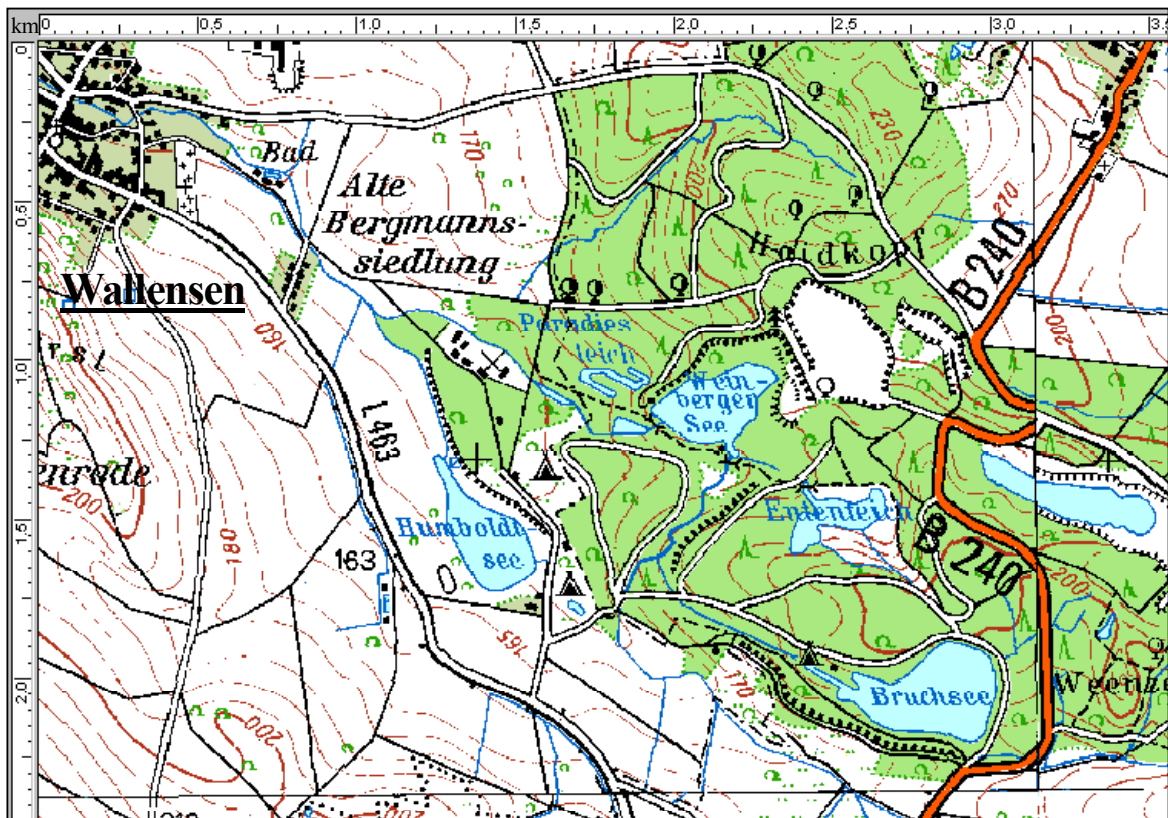


Abb. 182: Die Braunkohlelagerstätte bei Wallensen mit den Tagebauseen Bruchsee, Humboldtsee, Weinberger See, Ententeich und Paradiesteich (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998 e, verändert)

Bis auf den Humboldtsee und den Ententeich sind die Seen heute vollständig von Nadel- oder Laubwaldforsten umgeben. Das Gebiet dient vorrangig der stillen Erholung. Während die zwei Campingplätze östlich des Humboldtsees noch genutzt werden, wurde der Betrieb des Campingplatzes am Ausfluß des Bruchsees vor 3 Jahren eingestellt. Beide Gewässer werden offiziell als Badegewässer genutzt.

8.9.5.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Über die Tagebauseen bei Wallensen ist wenig bekannt. Durchweg handelt es sich um recht kleine und wahrscheinlich nicht sehr tiefe Gewässer (s. Tab. 113).

Tab. 113: Morphometrische Daten der Tagebauseen bei Wallensen (ermittelt aus „TOP 50“ 1998 e)

Gewässer		Bruch-see	Weinber-ger See	Humboldt-see	Enten-teich	Paradies-teich
Endwasserstand	[mNN]					
Seewasser-volumen	[Mio. m³]					
Seefläche	[Mio. m²]	0,096	0,059	0,060	0,029	0,009
maximale Tiefe	[m]					
mittlere Tiefe	[m]					
maximale Länge	[m]	631	402	475	331	431
maximale Breite	[m]	322	243	199	100	30
Uferentwicklung	[-]					
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]					
Tiefengradient	[-]					
Schichtungstyp	[-]					polymiktisch

Lediglich über den pH-neutralen Bruchsee liegen einzelne Analysendaten aus den Jahren 1996/1997 vor (s. Tab. 114). Sie geben nach Vollenweider (1982) und Klapper (1992) den Hinweis auf ein mesotrophes Gewässer. Entwicklungstendenzen lassen sich jedoch nicht ablesen.

Tab. 114: Limnologische Daten des Bruchsees (Gesundheitsamt Landkreis Hildesheim 1996, 1997)

Einzelbeprobung		14.07.1996	20.08.1997
pH - Wert	[-]	7,7	7,6
K _S - Wert	[mmol/l]	1,2	1,4
Gesamteisen	[mg/l]		
Sulfat	[mg/l]		
Leitfähigkeit	[µS/cm]	650	670
DOC	[mg/l]		
TOC	[mg/l]		
Gesamtstickstoff	[mg/l]		
Gesamtposphor	[µg/l]	30	20
Chlorophyll a	[µg/l]		
Sichttiefe	[m]		

8.10 Bayern (Maria Kapfer)

8.10.1 Ausee

8.10.1.1 Lage und Geschichte



Der Ausee ist der vierte See der Rauberweiher-Seenkette und ist vom nordwestlich gelegenen Brückelsee (Siehe Übersichtskarte Kap. 5.6) durch einen 200 m breiten Damm getrennt. Der Wasserspiegelunterschied der beiden Seen beträgt 14 m. Die Befüllung des Ausees begann als letzte in der Seenkette Ende September 1982 und dauert noch an (Weilner 1989).

Abb. 183: Ausee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

8.10.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der 55 m tiefe Ausee ist im Sommer thermisch stabil geschichtet. Das Metalimnion liegt im Hochsommer zwischen 7,5 und 10 m (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).

Tab. 115: Morphometrische und limnologische Daten vom Ausee (Oberflächenprobe vom 14.7.99) (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+389	pH – Wert	[-]	2,7
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,21	Gesamteisen	[mg/l]	16
maximale Tiefe	[m]	30	Sulfat	[mg/l]	314
mittlere Tiefe	[m]	42	Leitfähigkeit	[µS/cm]	830
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	0,7
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	5
			Chlorophyll a	[µg/l]	2
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	5,1
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Das Wasser des Ausees weist wie im Murner-, Brückel- und Lindensee einen stark sauren pH-Wert von ca. 3,0 auf, der sich erst seit Anfang der 90er Jahren

stabilisierte (Abb. 184). Die Leitfähigkeit ist mit 880–1160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ relativ hoch. Die Eisenkonzentration, die kurz nach dem Flutungsbeginn zwischen 1982 und 1985 noch 30–40 mg/l betrug, sank bis 1999 auf 15–20 mg/l. Ähnlich weisen auch die Schwermetallkonzentrationen eine deutlich abnehmende Tendenz auf. Jedoch sind abgesehen von Quecksilber die bedeutsamsten Schwermetalle wie Blei, Nickel, Kupfer, Chrom und Cadmium noch deutlich nachweisbar. Die Aluminiumkonzentration sank von max. 25 mg/l auf ca. 11 mg/l am Ende der 90er Jahre.

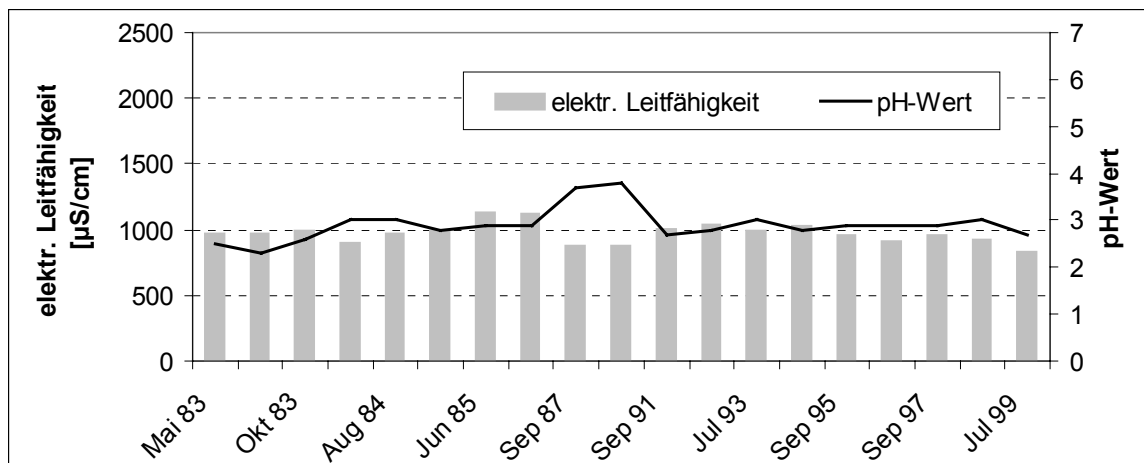


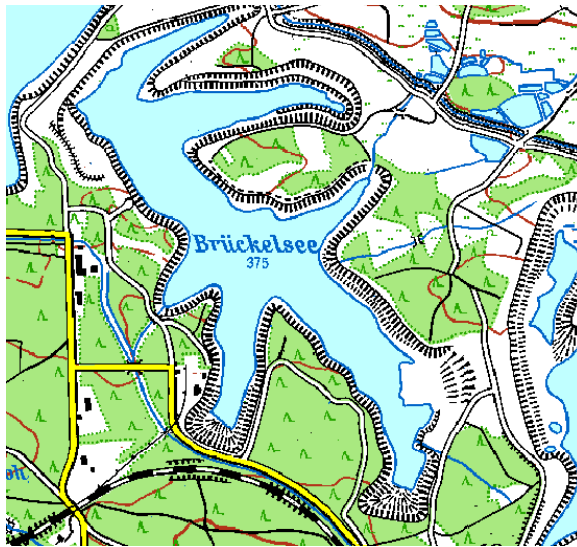
Abb. 184: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Ausee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Die Sauerstoffversorgung ist das ganze Jahr über gut, so daß in der Regel auch bis zum Grund eine Sauerstoffsättigung von ca. 70 % nachweisbar ist.

Die Gesamtphosphorkonzentration betrug maximal 25 $\mu\text{g}/\text{l}$, meist lag sie jedoch unterhalb der Nachweisgrenze von 10 $\mu\text{g}/\text{l}$. Entsprechend gering ist die Phytoplanktonbiomasseentwicklung. Maximal wurden bislang 7 $\mu\text{g}/\text{l}$ Chlorophyll a an der Wasseroberfläche nachgewiesen. Bei einer Phytoplanktonuntersuchung im Juli 1993 wurde nur die Kieselalgenart *Dactylococcopsis acicularis* gefunden, die auch in den anderen Gewässern der Rauberweiher-Seenkette auftritt.

8.10.2 Brückelsee

8.10.2.1 Lage und Geschichte



Der größte und tiefste See der Rauberweiher Seenkette ist der Brückelsee mit 145 ha Fläche und knapp 60 m Tiefe. Der trennende Damm zwischen Murnersee und Brückelsee ist 100 m breit. Der Wasserspiegelunterschied beträgt 5 m. Seine Flutung wurde ein Jahr nach dem Murnersee im März 1980 begonnen und ist heute schon abgeschlossen (Weilner 1989).

Seit 1999 wird der See durch den Yachtclub Weiden für Regatta-Segelveranstaltungen genutzt.

Abb. 185: Brückelsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

8.10.2.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Brückelsee ist aufgrund seiner großen Gewässertiefe während der Sommermonate deutlich temperaturschichtet. Die Sprungschicht liegt in der Regel zwischen 5 und 10 m Tiefe (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).

Tab. 116: Morphometrische und limnologische Daten vom Brückelsee (Oberfläche vom 14.07.99) (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+375	pH – Wert	[-]	2,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,45	Gesamteisen	[mg/l]	6,2
maximale Tiefe	[m]	45	Sulfat	[mg/l]	255
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	660
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	< 0,5
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	< 5
			Chlorophyll a	[µg/l]	4
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die Sauerstoffversorgung des Hypolimnion war in den vergangenen Jahren mit ca. 50-60 % Sättigung relativ hoch. 1996 wurde das größte Sauerstoffdefizit mit nur

18 % in 44 m Tiefe gemessen. Die Sichttiefen betrugen im Laufe der vergangenen Jahre zwischen 1,5 m und 7 m, meist jedoch zwischen 4-5 Metern.

Mit einem pH-Wert von ca. 3 ist auch der Brückelsee wie die übrigen Seen der Seenkette stark sauer. Tendenziell stieg jedoch der pH-Wert in den vergangenen Jahren an von minimal 2,3 auf maximal 3,2 (Abb. 186). Umgekehrt zeigt sich der Trend bei der Leitfähigkeit, sowie der Konzentrationen von Sulfat, Eisen, Aluminium und Schwermetallen.

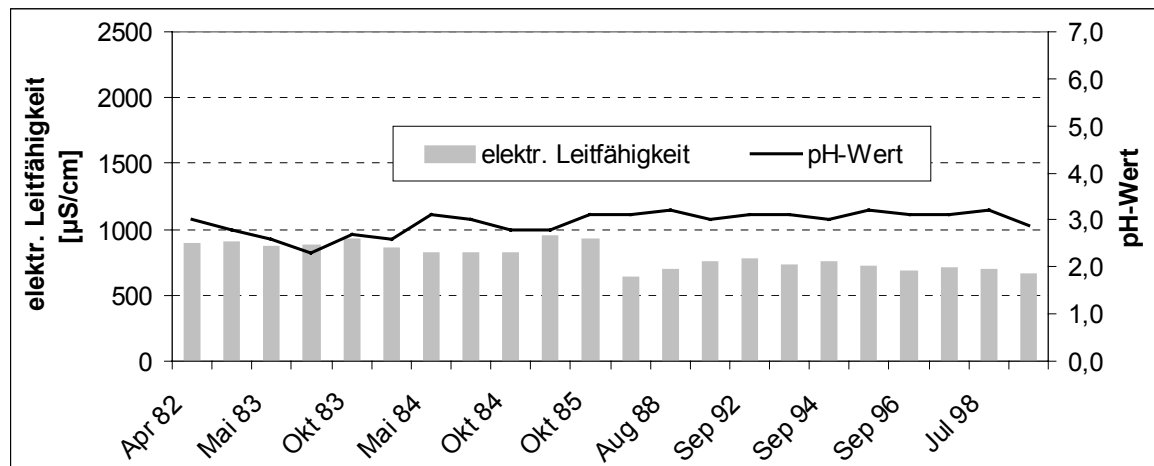


Abb. 186: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Brückelsee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Die Nährstoffressourcen für die Phytoplanktonbesiedlung sind als gering einzuschätzen. Ammonium und Nitrat lagen in den vergangenen Jahren unter 0,5 mg/l. Die Gesamtphosphorkonzentration betrug bis auf wenige Ausnahmen weniger als 5 µg/l.

Dementsprechend lagen auch die Chlorophyll a-Konzentrationen mit 3-4 µg/l relativ niedrig. Das bisherige Maximum von 11 µg/l trat im Jahr 1991 auf. Mit einer Phytoplanktonuntersuchung 1993 wurden die Arten *Dactylococcopsis acicularis*, *Peridinium spp.* sowie *Euglena spp.*, *Eunotia arcus s. str.* nachgewiesen. Steinberg et al. (1998) registrierten 1995 eine Dominanz von Dinophyceen.

Als Zooplanktonvertreter ist im Brückelsee bislang nur *Ascomorpha sp.* nachgewiesen.

8.10.3 Edlmannsee

8.10.3.1 Lage und Geschichte



Der Edlmannsee befindet sich im ehemaligen Braunkohleabbaugebiet "Rauberweiher" nord-östlich von Wackersdorf. Der hauptsächliche Abbau erfolgte dort von 1962 – 1982.

Der Edlmannsee entstand als ältester See der Rauberweiher-Seenkette in den Jahren 1964 – 1979 und liegt an der Nordwestspitze. Er wurde einige Zeit lang mit ungeklärtem häuslichem Abwasser unbekannter Zusammensetzung belastet (Peine 1998).

Abb. 187: Edlmannsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

8.10.3.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der maximal 15 m tiefe Edlmannsee wird seit 1982 regelmäßig vom Wasserwirtschaftsamt Amberg untersucht (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999). Er ist während der Sommermonate thermisch stabil geschichtet. Dabei stellt sich ein mehr oder weniger starkes Sauerstoffdefizit im Hypolimnion ein (1-30 % Sättigung am Gewässergrund).

Tab. 117: Morphometrische und limnologische Daten (0,5 m Tiefe vom 14.07.99) des Edlmannsees (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+369,5	pH – Wert	[-]	5,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,11	Gesamteisen	[mg/l]	0,009
maximale Tiefe	[m]	15	Sulfat	[mg/l]	150
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	2330
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	3,3
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	10
			Chlorophyll a	[µg/l]	7
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	1,7
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der See unterscheidet sich mit seinem pH-Wert von etwa 5 deutlich von der übrigen Seenkette (pH ca. 3). Dies ist vermutlich auf die erwähnte Abwasserzufuhr zurückzuführen, welche die Alkalinisierung des Seewassers sowie eine Ausfällung des Eisens bewirken konnte. Jedoch zeigte sich im Lauf der vergangenen Jahre eine kontinuierliche Abnahme des pH-Wertes (Abb. 188). Während von 1982 –

1985 die pH-Werte an der Seeoberfläche meist noch über 6 betrugen, lagen sie von 1992 – 1997 konstant unter 5, seither ist wieder ein Anstieg zu verzeichnen.

Die Leitfähigkeit liegt mit 385 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich niedriger als in den anderen sauren Tageauseen der Region. Dies ist auf die relativ geringen Konzentrationen von Sulfat, Eisen und anderer Metallionen im Wasserkörper zurückzuführen.

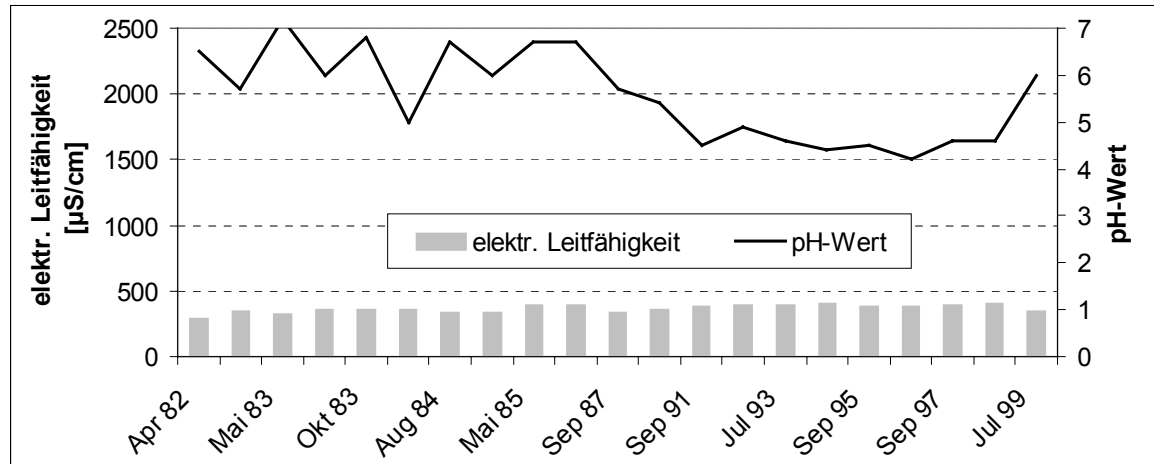


Abb. 188: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Edlmannsee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Die Nitratkonzentrationen, die am Beginn der Messungen im Jahr 1982 noch 4 mg $\text{NO}_3\text{-N}/\text{l}$ betrugen, nahmen im Lauf der Jahre kontinuierlich ab und liegen seit 1991 unter 0,5 mg/l. Der Ammoniumstickstoff ist mit einer Konzentration von meist unter 0,5 mg/l gering.

Die Konzentration des Gesamtphosphors lag seit 1987 zwischen 5 und 35 $\mu\text{g}/\text{l}$. Auch der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) war mit Werten von <0,5 - 5,8 mg/l gering und wies nicht mehr auf die Abwasserbelastung hin.

Die Chlorophyllkonzentrationen lagen in den Jahren 1984/85 mit 10-20 $\mu\text{g}/\text{l}$ relativ hoch und erreichten 1984 am Gewässergrund 49 $\mu\text{g}/\text{l}$. Seit dem Sommer 1985 blieben die Werte meist unter 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ und weisen auf eine Nährstofflimitation hin.

Das Phytoplankton des Edlmannsees setzt sich aus Dinophyceen und *Synechococcus/Synechocystis*-ähnlichen Partikeln zusammen, die möglicherweise zu den picoplanktischen Cyanobakterien zählen (Steinberg et al. 1998).

Durch den nur mäßig sauren pH-Wert konnte sich eine Fischpopulation aus Zander, Karpfen, Schleien und Barschen etablieren. Kleine Barsche des Edlmannsees verendeten, als sie durch ein Hochwasser in den Murnersee gelangten, da sie dort einem pH-Wert von ca. 3 ausgesetzt waren (Weilner 1989).

8.10.4 Knappensee und Irlacher See

8.10.4.1 Lage und Geschichte



Der Knappensee liegt südlich der Gemeinde Wackersdorf und entstand wie der angrenzende Steinberger See im ehemaligen Abbaugelände "Wackersdorf". Unweit nördlich davon liegt der 30 ha große Tagebausee Irlacher See. Noch während der Abbauarbeiten, die bis 1982 andauerten, wurde die Uferzone des Knappensees gestaltet. Die Flutung begann Anfang 1981. Der See ist heute 55 ha groß, seine Tiefe ist mit ca. 6 m relativ gering, da Abraummateriale verkippt wurde.

Abb. 189: Knappensee und Irlacher See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

8.10.4.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Knappensee zählt mit einer maximalen Tiefe von 6,5 m zu den flachen Tagebauseen. Im Sommer stellt sich keine stabile thermische Schichtung ein, so daß sich nur vorübergehend chemische Gradienten etablieren können (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).

Tab. 118: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche vom 07.07.98) vom Knappensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+364	pH – Wert	[-]	3,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,55	Gesamteisen	[mg/l]	0,7
maximale Tiefe	[m]	6,5	Sulfat	[mg/l]	1303
mittlere Tiefe	[m]	5	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1990
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	0,7
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	<5
			Chlorophyll a	[µg/l]	4
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	6,1
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Der Irlacher See hat eine Größe von 30 ha. Seine Wasserspiegelhöhe liegt bei 369 mNN.

Am Beginn der Untersuchungen des Knappensees, die seit 1984 regelmäßig vom Wasserwirtschaftsamt Amberg vorgenommen werden, war eine deutliche Sauerstoffuntersättigung (40-80%) in der gesamten Wassersäule auffällig. Ursache dafür war vermutlich eine Abwassereinspeisung, die bis Mitte der 80er Jahre erfolgte (Weilner 1989). Danach erfolgte hauptsächlich ein Grundwasserzufluß, so daß sich die Sauerstoffverhältnisse verbessern konnten. In den folgenden Jahren zeigte sich nur am Gewässergrund eine mehr oder weniger starke Untersättigung, während an der Gewässeroberfläche eine Sättigung von ca. 100 % herrschte. Im Juli 1998 war das Wasser von der Oberfläche bis in 5,4 m Tiefe mit 130 % übersättigt. Bei einer Sichttiefe von 6,10 m könnte dies auf eine erhöhte Primärproduktion durch Phytoplankton (s. u.) oder Makrophyten am Gewässergrund schließen lassen.

Der pH-Wert nahm von 1984 – 1999 von pH 4,3 auf 3,2 ab. Seit ca. 1990 wurde ein etwa konstantes Niveau von ca. pH 3,5 erreicht (Abb. 190). Genau gegenläufig ist die Entwicklung der Leitfähigkeit und der Sulfatkonzentration, die von 1220 auf 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bzw. von 700 auf 1090 mg/l anstiegen. Bei den Konzentrationen von Chlorid und Ammonium zeigte sich eine deutliche Abnahme seit 1985/86, die ebenfalls auf eine Abwasserzufuhr in den Knappensee hinweist.

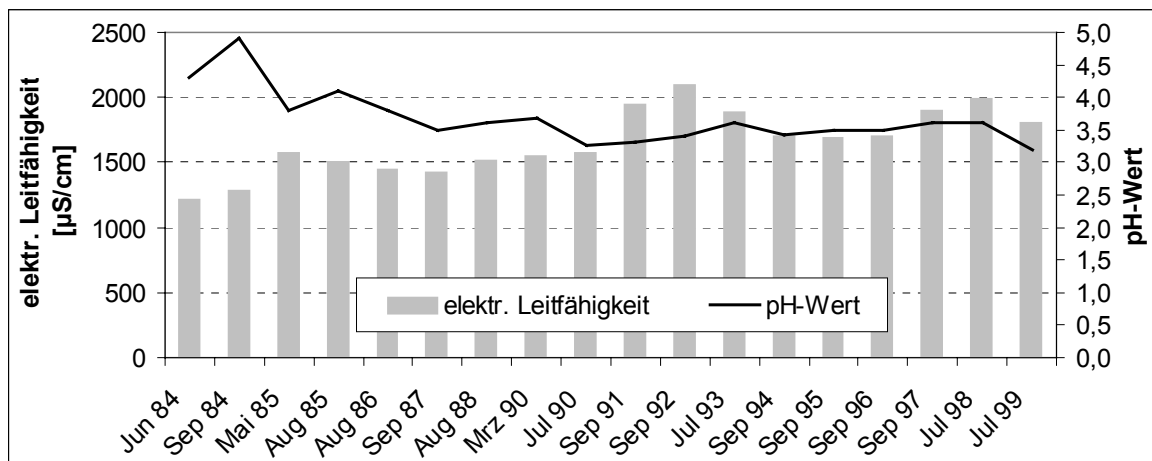


Abb. 190: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Knappensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Über die biologische Besiedlung des Sees liegen sehr wenige Untersuchungen vor. Die Chlorophyllkonzentrationen, die erst seit 1987 gemessen wurden, betrugen zwischen <1 und $5 \mu\text{g}/\text{l}$ Chlorophyll a. Als Phytoplanktongruppe wurden bislang nur Dinophyceen nachgewiesen (Steinberg et al. 1998).

Über den Irlacher See liegen keine Untersuchungsergebnisse vor.

8.10.5 Lindensee

8.10.5.1 Lage und Geschichte



Der Lindensee bildet den letzten See der Rauberweiher Seenkette. Seine Flutung erfolgte vom August 1982 bis 1991. Seit 1991 hat er seine maximale Tiefe von 9,5 m erreicht (Weilner 1989).

Abb. 191: Lindensee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

8.10.5.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Im Lindensee ließ sich während der Flutungsphase keine stabile thermische Schichtung nachweisen (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999). Seit 1998 ist die Wassertemperatur während der Sommermonate in den oberen 5 m nahezu konstant, darunter läßt sich ein deutliches Absinken der Temperatur feststellen. Zugleich nimmt die Sauerstoffsättigung mit der Tiefe zu. Im Juli 1998 wurde in 7 m Tiefe ein Maximum von 123 % Sättigung gemessen, in 9 m Tiefe noch 115 %. Dies weist auf eine Einschichtung von Phytoplankton oder die Besiedlung durch Makrophyten hin, jedoch liegen hierzu keine Untersuchungen vor.

Tab. 119: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche vom 14.07.99) vom Lindensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+399	pH – Wert	[-]	2,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} – Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,24	Gesamteisen /(II)	[mg/l]	28/1,51
maximale Tiefe	[m]	13	Sulfat	[mg/l]	460
mittlere Tiefe	[m]	9,5	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1150
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	<0,5
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	<5
			Chlorophyll a	[µg/l]	1
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	4,3
Schichtungstyp	[-]				

Als fünfter See der Rauberweiher-Seenkette ist der Lindensee hinsichtlich seiner chemischen Bedingungen auch der extremste. Die pH-Werte lagen in den vergangenen Jahren zwischen 2,6 und 2,8. Damit waren sie geringer als in den

vorgelagerten Seen (Abb. 192). Ein Versuch, den pH-Wert mit basischem Kalk zu erhöhen, bewirkte im Mai 1984 einen drastischen Anstieg auf 10, der dann aber nach Einstellung der Kalkung im gleichen Monat etwa wieder auf das ursprüngliche Niveau zurückfiel.

Im Lauf der Untersuchungen durch das Wasserwirtschaftsamt Amberg (1982-1999) konnte eine deutlich Abnahme der Sulfatkonzentration von 1100 mg/l auf 460 mg/l nachgewiesen werden. Dieselbe Tendenz läßt sich bei den gelösten Metallionen erkennen, z.B. sank die Eisenkonzentration von 195 mg/l auf 28 mg/l. Die Konzentrationen einiger potentiell toxischer Metalle liegen jedoch immer noch bedenklich hoch (z.B. Aluminium 19 mg/l). Cadmium, Chrom, Kupfer und Blei waren ebenfalls bis 1999 nachweisbar.

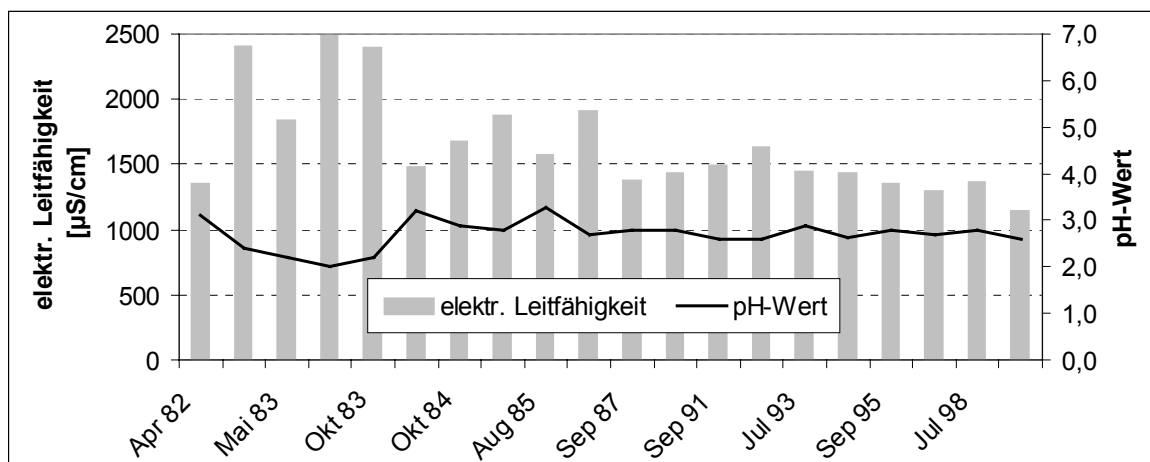


Abb. 192: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Lindensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Bislang wurden nur wenige Chlorophyllmessungen durchgeführt. An der Gewässeroberfläche lagen die Werte seit 1991 zwischen <1 und 3 µg/l. Nach Steinberg et al. (1998) bestand die Phytoplanktonpopulation 1995 nur aus Chrysophyceen.

8.10.6 Murnersee

8.10.6.1 Lage und Geschichte



Der Murnersee ist der zweite See der fünf Seen in der Seenkette, die im ehemaligen Braunkohlegebiet Rauberweiher bei Schwandorf entstanden sind. Er schließt sich durch eine schmale Verbindung in süd-östlicher Richtung an den Edlmannsee an. Erst nachdem 1979 die Füllung des Edlmannsees beendet war, begann die Befüllung des Murnersees. Im Jahr 1989 wurde der Endwasserstand erreicht (Weilner 1989).

Abb. 193: Murnersee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

8.10.6.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der heute 45 m tiefe Murnersee ist dimiktisch und während der Sommermonate stabil geschichtet. In den vergangenen Jahren konnten im Metalimnion (in ca. 10 – 15 m Tiefe) regelmäßig Sauerstoffmaxima von bis zu 150 % Sättigung gemessen werden (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).

Tab. 120: Morphometrische und limnologische Daten (0,5 m Tiefe vom 14.07.99) vom Murnersee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+369,5	pH – Wert	[-]	3,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,93	Gesamteisen	[mg/l]	4,0
maximale Tiefe	[m]	45	Sulfat	[mg/l]	242
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	640
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	< 0,5
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	< 5
			Chlorophyll a	[µg/l]	<1
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	3,2
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der pH-Wert des Gewässers betrug von 1982 – 1999 zwischen 2,6 und 3,2 (Abb. 194). Mit zunehmender Gewässertiefe stieg der pH-Wert bis auf 3,7 an. Bei diesem geringen pH-Wert gehen Metalle verstärkt in Lösung. Dadurch waren die Metalle Aluminium (5-8 mg/l), Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink

meist im Wasser des Murnersee nachweisbar. Durch die höhere Ionenkonzentration war auch die Leitfähigkeit mit 600 – 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich höher als im Edlmannsee.

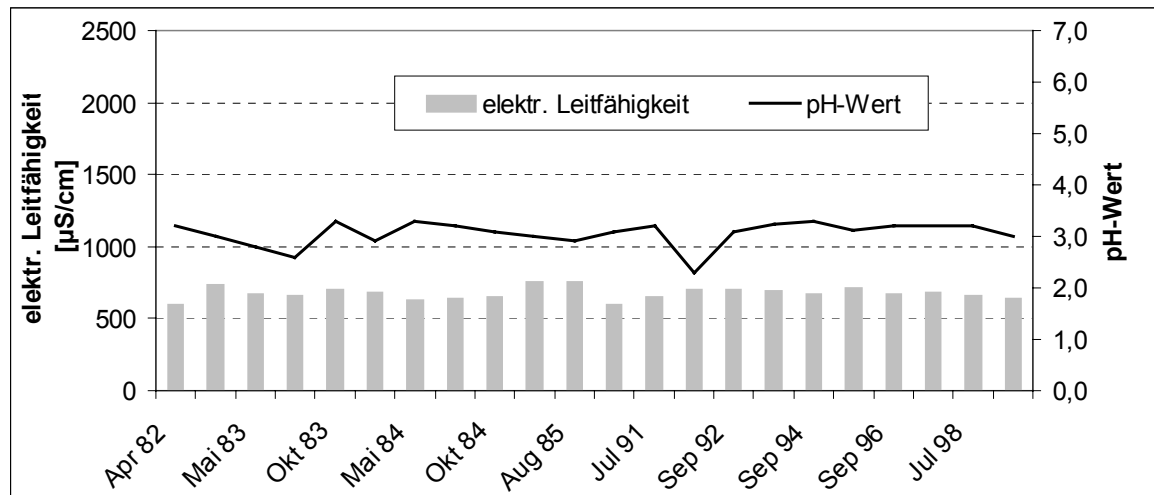


Abb. 194: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Murnersee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Nitrat- und Ammoniumstickstoff waren in den vergangenen Jahren mit $< 0,2 \text{ mg/l}$ bzw. $< 0,7 \text{ mg/l}$ in geringer Konzentration vorhanden. Jedoch ist vermutlich Phosphor (TP $< 5 \mu\text{g/l}$ seit 1995) der limitierende Faktor für die Primärproduktion.

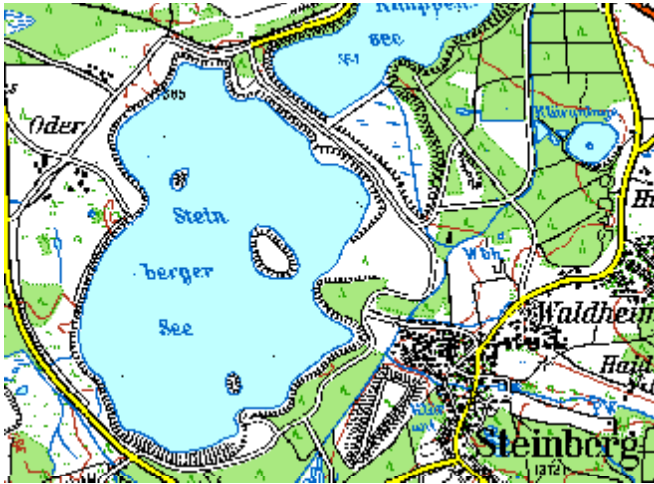
Auf den oligotrophen Charakter des Gewässers weisen neben den hohen Sichttiefen von bis zu 7,5 m auch die niedrigen Chlorophyllwerte hin. Allerdings existieren nur sehr wenige Messungen. Aus dem Metalimnion sind bislang keine Chlorophyllmessungen oder mikroskopischen Untersuchungen vorhanden, die Hinweise auf eine Einschichtung von Phytoplankton als mögliche Ursache für die Sauerstoffmaxima geben. Mit einer Phytoplanktonuntersuchung im Juli 1993 wurde *Dactylococcopsis acicularis* nachgewiesen, außerdem die Dinophyceen *Peridinium spp.*, *Gymnodinium spp.* *Apochrom.* und eine *Navicula*-Art (Bacillariophyceae). Abgesehen von einem Fund der Rädertierchenart *Ascomorpha sp.* ist über das Zooplankton des Murnersees nichts bekannt.

Bei Tauchgängen im Murnersee konnte auf dem Sediment sowie auf überfluteten Bäumen und Sträuchern das häufige Vorkommen fädiger Algen dokumentiert werden. Dabei wurde auch die Entwicklung der Zuckmückenlarven und –puppen beobachtet (Weilner 1989). Sie befanden sich hauptsächlich im Tiefenbereich von 10 m bis 20 m. In dieser Tiefe wurden auch Larven der Schlammfliege *Sialis sp.* gefunden, die in der Zeit von September bis Dezember häufig auftraten.

8.10.7 Steinberger See

8.10.7.1 Lage und Geschichte

Der Steinberger See entstand im Abbaugebiet Wackersdorf, das bis 1982 betrieben wurde. Die Uferränder und die Wellenschlagzone wurde bereits wäh-



rend des noch laufenden Abbaubetriebes gestaltet, indem eine 12 m breite Uferzone angelegt wurde, auf der die Wellen auslaufen können und gebrochen werden. Die Flutung wurde 1981 begonnen. Mit Erreichen seines Endwasserstandes nimmt der Steinberger See eine Wasserfläche von 176 ha ein und ist damit der größte der bayerischen Braunkohlentagebauseen.

Abb. 195: Steinberger See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)

Mit dem Ziel, den stark sauren pH-Wert des Steinberger Sees zu erhöhen, wurde 1985 Asche aus dem Kraftwerk Schwandorf eingespült. Die Asche stammte aus der Verbrennung von Braunkohle, der Kalksplit zur Entschwefelung der Rauchgase beigemischt worden war (Weilner 1989).

8.10.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit seiner maximalen Tiefe von 47 m ist der Steinberger See während der Sommermonate thermisch stabil geschichtet. Nach den regelmäßigen Messungen des Wasserwirtschaftsamtes Amberg (1999) erstreckt sich die durchmischte Oberflächennzone, das Epilimnion, bis in 7,5 m bis 10 m Tiefe, die darunterliegende Sprungschicht liegt zwischen 10 m und 20 m Tiefe. Das Wasser des Steinberger Sees ist meist klar. Seit 1984 wurden Sichttiefen zwischen 1,4 m und 8,8 m gemessen.

Die pH-Werte des Steinberger Sees liegen mit pH 3,5 – 4 im Unterschied zu den Seen der Rauberweiher Seenkette (pH ca. 3) bei Schwandorf generell höher (Abb. 196). Die oben erwähnte Ascheeinspülung im Jahr 1985, als die maximale Tiefe des Sees erst 35 m betrug, war nicht von dauerhaftem Erfolg gekrönt. Der pH-Wert erhöhte sich zunächst drastisch auf 9,2, am Gewässergrund sogar auf 10,4. Nach Beendigung der Aktion fiel der pH-Wert innerhalb eines Jahres wieder auf 6 ab, nach zwei Jahren auf 4,6 ab. 1998 konnte in der gesamten Wassersäule maximal pH 3,9 gemessen werden. Leichte Schwankungen ergeben sich durch die Zufuhr von Wasser des Schreckerbachs in den Steinberger See.

Durch die vorübergehende Alkalinisierung sind jedoch gelöste Metallionen durch Ausfällungsreaktionen nachhaltig reduziert worden: z.B. sanken die Konzentrationen von Eisen, Aluminium, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink z.T. unter die Nachweisgrenzen. Mit der sukzessiven Rückversauerung war allerdings im Laufe der Jahre ein leichter Wiederanstieg zu verzeichnen.

Tab. 121: Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche vom 14.07.99) vom Steinberger (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+358	pH – Wert	[-]	3,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	40	K _{B4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1,84	Gesamteisen	[mg/l]	0,3
maximale Tiefe	[m]	47	Sulfat	[mg/l]	657
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	1150
maximale Länge	[m]		TIC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	<0,5
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	<5
			Chlorophyll a	[µg/l]	3
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	7,8
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Weitere Nebeneffekte, die mit der vorübergehenden pH-Erhöhung einhergingen, waren eine vorübergehende Erhöhung der Leitfähigkeit auf bis zu 1700 µS/cm sowie eine vorübergehende Verringerung der Sichttiefe. Außerdem war mit den anhaltenden neutralen pH-Verhältnissen in der Zone unterhalb 40 m möglicherweise eine Sauerstoffverarmung gekoppelt, die hier von 1986 bis 1994 zu anoxischen Verhältnissen führte.

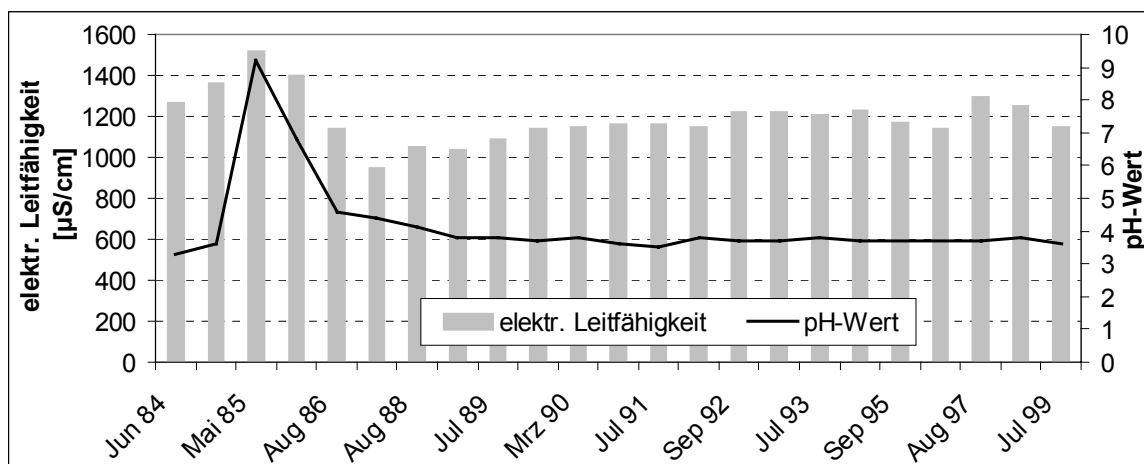


Abb. 196: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Steinberger See (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Häufig wurden während der Sommermonate im Steinberger See Sauerstoffmaxima von über 160 % Sättigung detektiert, die meist in ca. 10 m Tiefe lagen. In diesen Tiefen wurden Konzentrationen zwischen 1 und 12 µg/l Chlorophyll a nachgewiesen, die in der Regel höher als an der Gewässer Oberfläche (meist ca. 1 µg/l) waren.

Über die Phytoplanktonuntersuchungen, die im Steinberger See durchgeführt wurden, ist wenig bekannt: Im Juli 1993 wurden die Dinophyceen *Peridinium* sp.

und *Gymnodinium spp. apochrom.*, *Dactylococcopsis acicularis* und die zentrische Kieselalge *Cyclotella radiosa* nachgewiesen. Steinberg et al. (1998) fanden ebenfalls Dinophyceen und Chlorophyceen.

Nach Angaben von Weilner (1989) konnte sich im Steinberger See ein Fischbestand etablieren, der sich aber vor allem im Bereich der Zuflußstelle des neutralen Schreckerbaches aufhält.

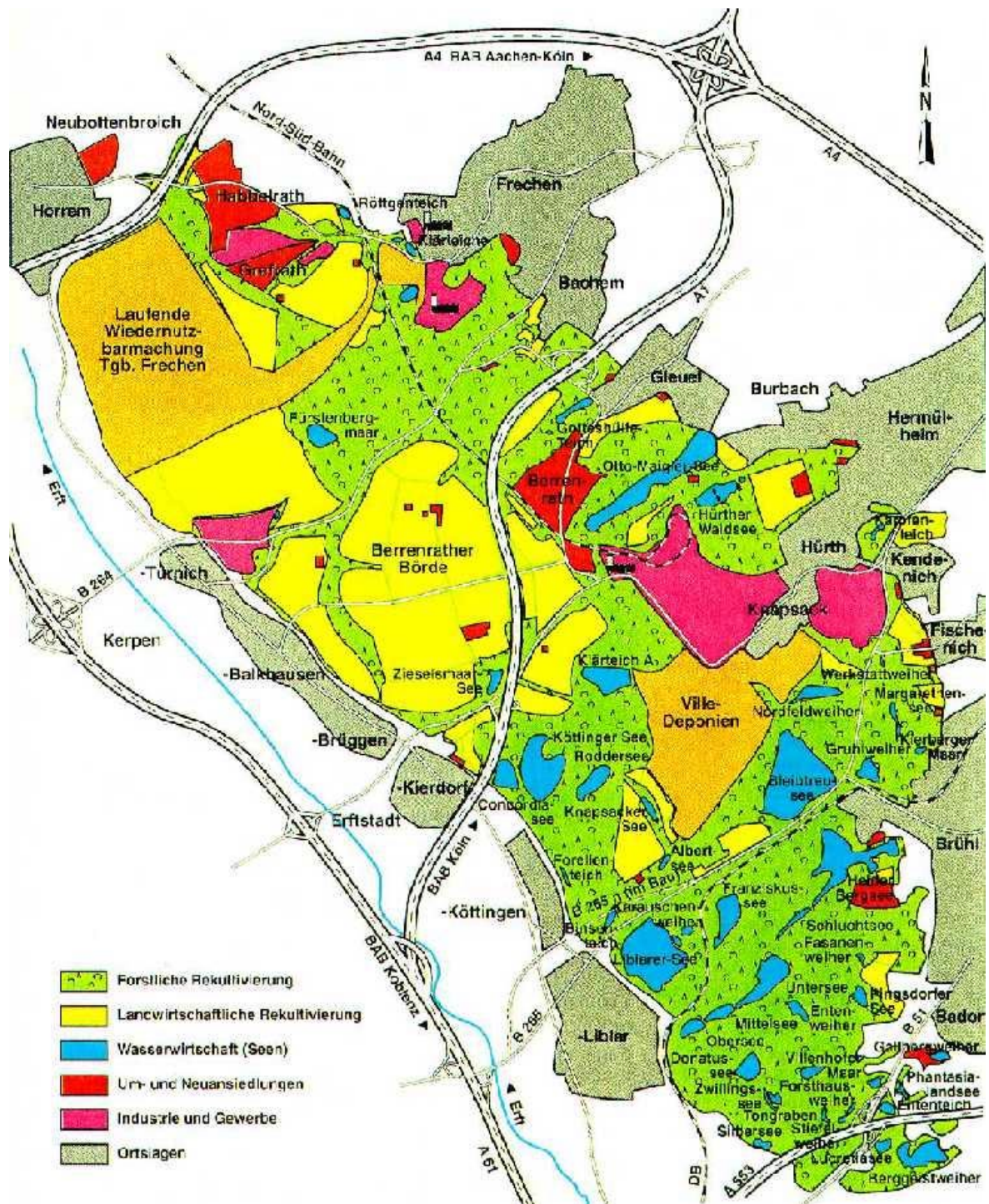


Abb. 197: Übersichtskarte der Ville-Seen (Pflug 1998)

8.11.1 Albertsee

8.11.1.1 Lage und Geschichte des Sees

Nordwestlich der B 265 etwa mittig zwischen dem Liblarer (s. Kap. 8.11.23) und dem Knapsacker See (s. Kap. 8.11.21) befindet sich der Albertsee im Gebiet der Ville. Er ist 1974 in Folge des Braunkohlebergbaus entstanden. Schon 1972 wurden die Flächen in diesem Bereich als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen. Die aktuelle freizeitfischereiliche Nutzung durch Angler ist vor allem am nordwestlichen Ufer zu beobachten. Direkt an die Hänge im Nordwesten schließen sich landwirtschaftliche Nutzflächen an. Die Müllkippe der Stadt Köln und die Kippe der Höchst AG sind im Osten in unmittelbarer Nähe des Sees zu finden.

8.11.1.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der langgestreckte See (Abb. 198) erreicht in Nordost-Südwest-Richtung seine längste Ausdehnung, wobei die Uferentwicklung mit 1,65 einen für die Ville-Seen recht hohen Wert aufweist. Das Seebecken verfügt über steil abfallende Ufer und eine maximale Tiefe von 3,2 m, die im nordöstlichen Teil des Sees anzutreffen ist. In einer flachen Senke liegend fließt dem See Wasser aus Richtung des Binsenteiches zu. Von Süden kommend durchströmt es den Albertsee und verläßt ihn im Norden in Richtung Knapsacker See.

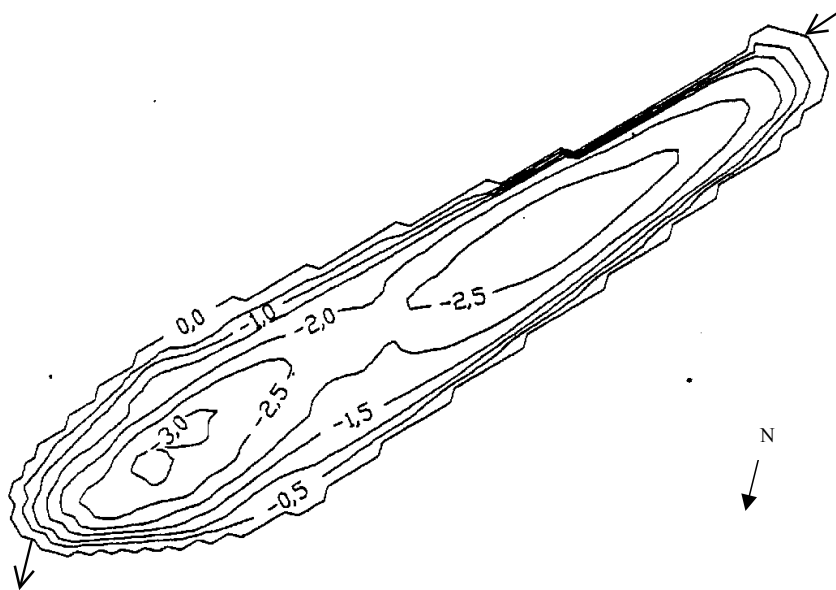


Abb. 198: Seekontur mit Tiefenlinien vom Albertsee (LAWA NRW 1993)

Die schwache Kessellage und die Ausrichtung des Sees schützen ihn vor starken Windeinflüssen. Trotzdem kann es im Sommer zu einer zeitweisen vollständigen Durchmischung des Wasserkörpers kommen, was auf die geringe Gewässertiefe zurückzuführen ist. In sommerlichen Schichtungsphasen liegt das Metalimnion etwa in 2 m Wassertiefe, wobei die Sauerstoffkonzentration 1988 ab dieser Tiefe kritische Werte von unter 4 mg/l annahm. Ein völliger Sauerstoffverbrauch konnte aber nicht nachgewiesen werden.

Tab. 122: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Albertsees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+96,6	pH - Wert	[-]	7,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,022	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,012	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,2	Sulfat	[mg/l]	338
mittlere Tiefe	[m]	1,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1033
maximale Länge	[m]	285	DOC (Uferproben)	[mg/l]	18,9
maximale Breite	[m]	40	TOC (Uferproben)	[mg/l]	19,1
Uferentwicklung	[-]	1,65	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,08
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	70
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,5
Tiefengradient	[-]	0,9	Sichttiefe (1988)	[m]	0,7
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Von 1978 bis 1989 wurde der Wasserkörper des Albertsees hinsichtlich seiner Nährstoff- und Bioproduktionsverhältnisse untersucht. Die Konzentration von Nitratstickstoff verringerte sich in dieser Zeit rapide (s. Abb. 199) und hatte 1989 einen für Oberflächengewässer, deren Konzentration in der Regel zwischen 0,4 und 8 mg/l liegt (Hütter 1990), geringen Wert angenommen. Währenddessen hatte sich die Konzentration von Gesamtphosphor von durchschnittlich 28 µg/l (1978-1986) auf 70 µg/l (1988-1989) erhöht (s. Abb. 199). Da Phosphor bei derartigen Nährstoffverhältnissen die Bioproduktivität limitierte (Forsberg et al. 1978), hätte die beschleunigte Eutrophierung zu einer Erhöhung der Chlorophyll a-Konzentration führen müssen. Sie sank aber gegenüber den Werten von 1978-1986, die zwischen 9,6 und 45,6 µg/l lagen.

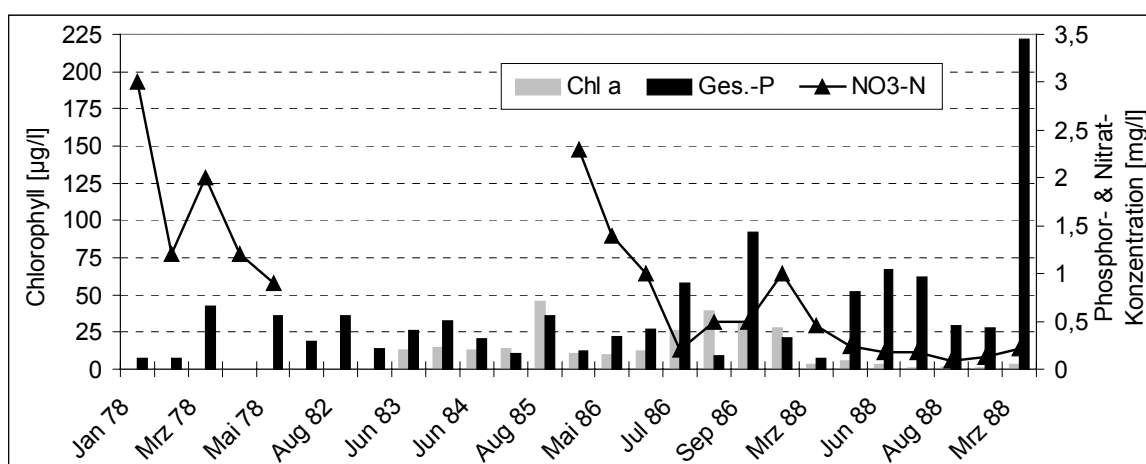


Abb. 199: Entwicklung der Nitratstickstoff-, Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration im Albertsee (LAWA NRW 1993)

Daß das hohe Nährstoffangebot keine Steigerung der Bioproduktion nach sich zog, läßt die Anwesenheit wachstumshemmender Stoffe vermuten. Trotz der niedrigen Produktivität lag die Sichttiefe zwischen 1978 und 1989 durchschnittlich

bei nur 1 m, was auf die Einleitung von eisenockerhaltigem Wasser zurückzuführen ist. Von den im Wasser gelösten Metallen überschritten nur die Konzentrationen von Zink (4,1 µg/l) und von Nickel (3,7 µg/l) die Nachweisgrenze. Im Sediment waren 63 mg Arsen pro Kilogramm des getrockneten Sedimentes enthalten. Das sind nach den Gehalten im Entenweiher und im Untersee die höchsten Konzentrationen in den Sedimenten der Ville-Seen. Da Arsen in Oberflächengewässern normalerweise nur in geringen Konzentrationen vorkommt (Hütter 1990) gehen sie auf Auswaschungen zurück. Sie können der angrenzenden Mülldeponie und den Braunkohleaschen, in denen besonders viel Arsen enthalten ist, entstammen.

Das 1988 untersuchte Plankton wies nur geringe Dichten auf. Von den 43 Arten und höheren systematischen Taxa des Phytoplanktons bildeten die Bacillariophyceae die größte Gruppe. Unter ihnen brachte nur *Synedra ulna* höhere Zelldichten hervor. Die Rotatoria stellten die meisten Arten des Zooplanktons. Von den mehr als 20 Arten und höheren systematischen Taxa kamen nur drei mit mittlerer Häufigkeit vor (*Keratella cochlearis*, *K. quadrata* und *Polyarthra remota*). Unter den nur vereinzelt oder mit geringer Besiedlungsdichte anzutreffenden Cladocera konnte *Bosmina longirostris* mit größerer Besiedlungsdichte nachgewiesen werden. Nur geringe Häufigkeiten fanden sich bei den Larven, jungen und erwachsenen Tieren der Copepoda. Das geringe Vorkommen von Kleinkrebsen weist auf einen hohen Fischbestand hin, der einen dementsprechend hohen Fraßdruck auf das Zooplankton ausübt.

Im Albertsee sind 42 Arten bzw. höhere systematische Taxa an aquatischen Wirbellosen nachgewiesen worden. Damit ist das Gewässer eines der artenreichsten der Villeseen. Die höchste Dichte bringen die Larven der Chironomidae gefolgt von *Pisidium* und *Physa acuta* (Mollusca) hervor. Die Heteroptera waren mit 8 Arten vertreten. Von den häufig zu beobachten Odonaten kamen u.a. Larven von *Ischnura elegans* und *Pyrrhosoma nymphula* vor. Außerdem konnten einige Larven von *Ceriatrigon tenellum*, einer bundesweit vom Aussterben bedrohten Art, nachgewiesen werden. Ebenfalls vom bundesweiten Aussterben bedroht fand man *Agabus fuscipennis* (Coleoptera) im Albertsee. Die bundesweit potentiell gefährdete *Hippeutis complanatus* (Gastropoda) wurde stellenweise in hohen Besiedlungsdichten angetroffen.

Von den Wirbeltieren konnten aus der Gruppe der Amphibien *Rana temporaria* (Grasfrosch) und 120 Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) während der Laichzeit nachgewiesen werden. Über die Zusammensetzung des Fischbestandes ist nichts bekannt. Aufgrund der Strukturarmut der Uferzone ist der Albertsee nicht als Brutgewässer für Wasservögel geeignet. Seine geringe Größe spricht gegen die Nutzung als Winterquartier.

Die Makrophyten des Sees beschränken sich auf wenige Exemplare der *Nymphaea*-Zuchtform. *Phragmites australis*-Bestände bilden eine kleine, lockere Röhrichtzone im Bereich des Zuflusses.

8.11.1.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die Artenvielfalt der aquatischen Wirbellosen zu erhalten, sind Schädigungen des Ökosystems zu verhindern. Weitere Untersuchungen sind zu den Zusammenhängen zwischen Nährstoffangebot und Bioproduktion nötig. Ihr Ergebnis würde einen Einblick in die zukünftige trophische Entwicklung des See geben.

8.11.2 Berggeistweiher

8.11.2.1 Lage und Geschichte

Südlich der A 553 neben dem Lucretiasee liegt der Berggeistweiher. Er ist der südöstlichste See der Ville und entstand bereits 1936. Damit zählt er zu den ältesten Seen im Gebiet, die in Folge der Braunkohleförderung entstanden. Hinterlassenschaften dieser Zeit sind zwei Abraumhalden im Einzugsgebiet des Sees. Sie bestehen aus Braunkohleaschen, -resten und anderen phosphorhaltigen Rückständen des Bergbaus.

Seit 1972 ist der See Teil eines LSGs und zwölf Jahre später wurde das ausgedehnte Feuchtgebiet am Südufer unter Naturschutz gestellt.

Gegenwärtig dient das Gewässer der Naherholung. Hervorzuheben sind die Freizeitfischerei, der u.a. von Kähnen aus nachgegangen wird, und der unerlaubte Badebetrieb.



Abb. 200: Blick von der Halbinsel des Berggeistweihers nach Süden in Richtung Naturschutzgebiet (Foto: Schlundt 2000)

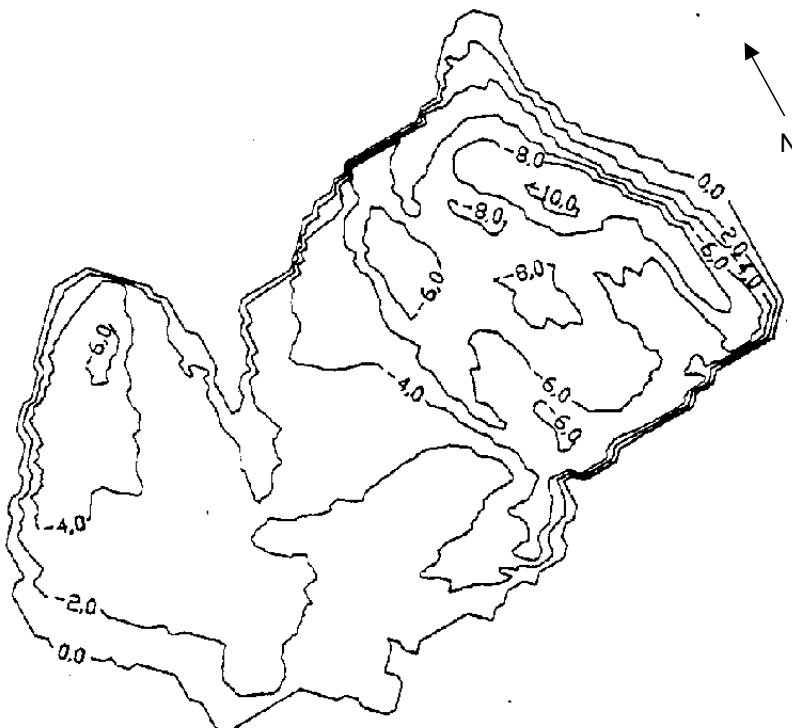


Abb. 201: Seekontur mit Tiefenlinien des Berggeistweihers (LAWA NRW 1993)

8.11.2.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Als Maß für die Verzahnung von Wasser und Land erreicht die Uferentwicklung des Berggeistweiher im Vergleich zu den anderen Ville-Seen einen relativ niedrigen Wert (1,45). Das Seebecken zeichnet sich durch Unebenheiten und größtenteils steile Ufer aus (s. Abb. 201)

Der See verfügt über einen oberirdischen Zufluß vom Lucretiassee und einen Abfluß zum Lenter- bzw. Dickopsbach. Der Ablauf zum Ententeich führte früher ebenfalls Wasser, ist jetzt aber meist trocken.

Tab. 123: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Berggeistweiher (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+132,9	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,88	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,219	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	12,5	Sulfat	[mg/l]	103,3
mittlere Tiefe	[m]	4,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	451
maximale Länge	[m]	710	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	6,3
maximale Breite	[m]	390	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	6,4
Uferentwicklung	[-]	1,45	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,61
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	10
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,2
Tiefengradient	[-]	2,54	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	3,7
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die am Ufer stehenden hohen Bäume und die Kessellage schützen das Gewässer vor stärkerem Windeinfluß, so daß sich im Sommer und zeitweise im Winter eine thermische Schichtung aufbauen kann. Das Hypolimnion zeichnet sich in den Sommermonaten gelegentlich durch Sauerstoffkonzentrationen unter 4 mg/l aus. Diese können für Fische und ihre Brut bereits schädlich sein. Gegen Ende der Stagnation konnte 1989, im letzten Jahr des Untersuchungszeitraums (1981-1989), ein totaler Sauerstoffschwund gemessen werden. Die Konzentrationen der Nährstoffe (s. Tab. 123) und von Chlorophyll a (1,2 µg/l) wiesen nach OECD-Kriterien auf ein oligotrophes Gewässer hin. Die Beziehung der Gesamtstickstoff- zur Gesamtphosphorkonzentration zeigte nach Forsberg et al. (1978) eine Limitierung der Primärproduktion durch Phosphor an. Dementsprechend konnten keine Massenentwicklungen, sondern nur recht geringe Dichten des Phytoplanktons beobachtet werden. Von den 44 nachgewiesenen Phytoplankton-taxa stellten die Chrysophyceae die größte Gruppe dar. Auch bei den 45 Zooplankton-Taxa, in denen die Rotatoria am häufigsten vertreten waren, kam es zu keinen Massenentwicklungen. Die makrophytische Besiedlung des Gewässers ist besonders gut an den flachen Uferabschnitten ausgeprägt. Hier siedelt u.a. *Utricularia australis*, die in NRW als stark gefährdete Rote Liste Art gilt. Die im See lebenden Zuchtformen von *Nymphaea* gehen auf Anpflanzungen zurück. Auch unter den im Berggeistweiher beheimateten Wirbellosen sind gefährdete Arten wie *Ephemera glaucops* vertreten. Diese bevorzugt langsam fließende Gewässer

oder nährstoffarme Seen und bestätigt damit den guten Gewässerzustand. Der Fischbestand des Sees ist als unausgewogen zu bewerten. Weißfische und *Esox lucius* (Hecht) sind unterrepräsentiert, während *Anguilla anguilla* (Aal) und *Perca fluviatilis* (Barsch) in zu hoher Dichte auftreten. Dennoch ist hier *Silurus glanis* (Wels) als bundesweit gefährdete Art zu finden. Auch den Wasservögeln bietet die Vielgestaltigkeit des Sees gute Lebensmöglichkeiten. Neben weit verbreiteten sind seltene Tiere wie *Anas crecca* (Krickente), *Aythya fuligula* (Reiherente) und *A. ferina* (Tafelente) zu beobachten.

8.11.2.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den sehr guten Gewässerzustand des Berggeistweihers zu erhalten, ist es notwendig, den seit den letzten Jahren zu beobachtenden Prozeß der Eutrophierung einzuschränken. Besonders die Phosphoreinträge der Zuflüsse und der Badegäste sind zu verringern. Die Gewässergüte wie auch die Vielgestaltigkeit des Lebensraumes sind ein Grund dafür, daß der Berggeistweiher zu den artenreichsten Seen der Ville zählt. Nach regelnden Eingriffen in den Fischbestand könnte er zudem einen Lebensraum für gefährdete Kleinfische wie den *Rhodeus sericeus amarus* (Bitterling) darstellen. Nicht zuletzt für die Wasservögel sollte das NSG als Ruhezone erhalten bleiben. Hier sollte der Zugang verwehrt werden. Die wilden Liegeplätze am See sollten verschwinden und der Zugang auf kleine Teilbereiche eingegrenzt werden.

8.11.3 Blausteinsee

8.11.3.1 Lage und Geschichte des Sees

Rund 4 km nördlich von Eschweiler befindet sich der ehemalige Braunkohle-tagebau Zukunft. Nach seiner Auskohlung blieb ein nicht abgedichtetes Restloch zurück, daß spätestens seit 1996 mit Sumpfungs- wasser geflutet wird (Pierschke & Boehm 1996). Diese Art der Befüllung bewirkt eine Böschungsstabilisierung, bietet die Möglichkeit, die Wasserqualität positiv zu beeinflussen und verkürzt die Füllungsphase entschieden. Als Folge soll der Blausteinsee (s. Abb. 202) seinen Endwasserstand im Jahre 2002 erreichen. Der See soll der freizeitfischereilichen Nutzung wie auch der stillen Erholung zur Verfügung stehen (Rheinbraun 1993) und somit das Gebiet der Ville bereichern.

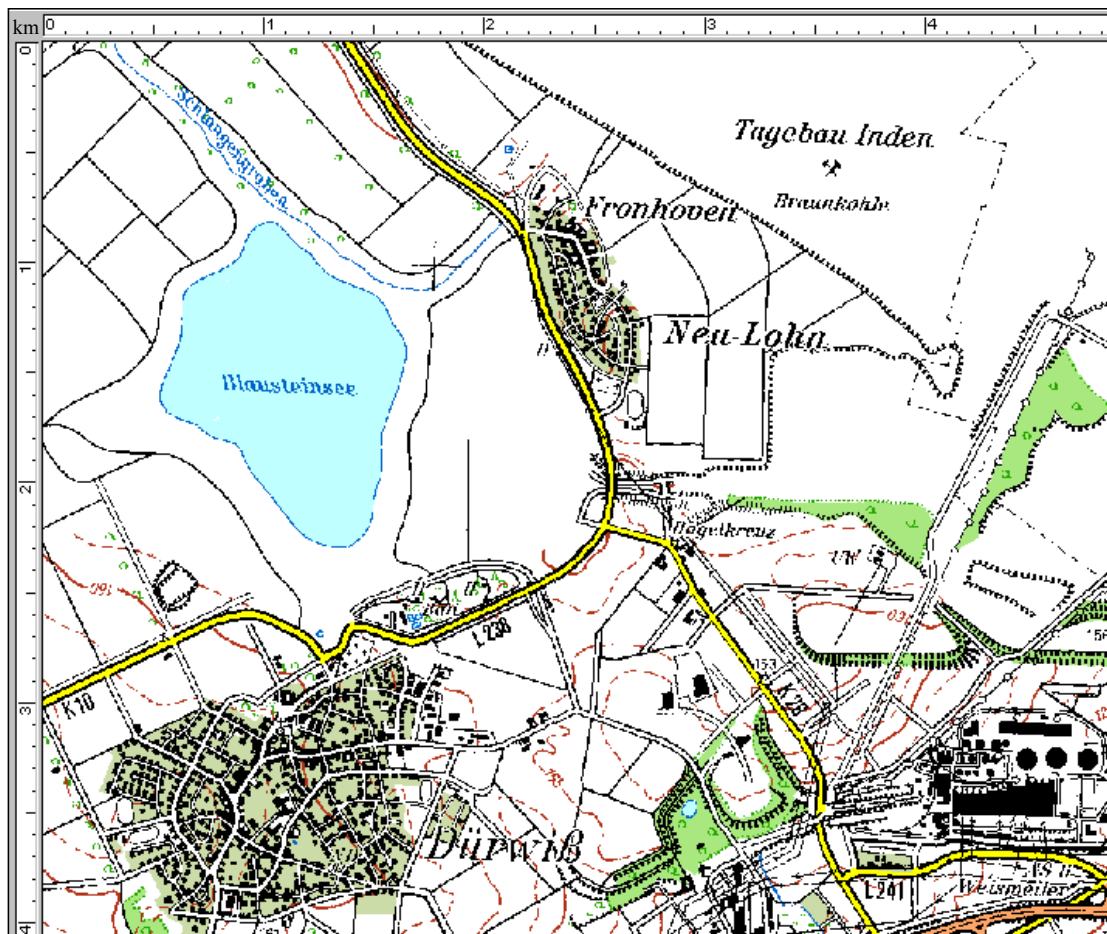


Abb. 202: Blausteinsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)

8.11.3.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Über die Seebeckengestalt ist wenig bekannt. Bei den ersten limnologischen Untersuchungen 1999 (STUA Aachen 1999) betrug die maximal beprobte Tiefe 33 m. Die im Wasserkörper enthaltenen Nährstoffe traten in ausgesprochen geringer Konzentration auf, so daß die Primärproduktion stark eingeschränkt war (s. Tab. 124). Dies weist auf einen oligotrophen Trophiestatus hin. Die Sichttiefe weist jedoch auf eine eingeschränkte Transparenz hin, die nicht unmittelbar mit einer erhöhten Primärproduktion zusammenhängen muß. Wie sich der Zustand weiterentwickeln wird, bedarf weiterer Untersuchungen. Von bedeutendem Einfluß wird künftig der Nährstoffeintrag durch Nutzung sein.

Tab. 124: Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwert Apr.-Sep. 1999 Epilimnionmischprobe) des Blausteinsees (Rheinbraun¹⁾ 1993, STUA Aachen²⁾ 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter ²⁾		
Wasserstand	[mNN]		pH - Wert	[-]	8,4
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	1 ¹⁾	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	≈ 33 ²⁾	Sulfat	[mg/l]	17,5
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[μS/m]	374
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	1,46
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	< 1,0
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[μg/l]	< 10
			Chlorophyll a	[μg/l]	≈ 1
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	4,1
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Wie die geringen Konzentrationen von Nährstoffen im See so hängt auch die verglichen mit den Ville-Seen niedrige Sulfatkonzentration mit der Einleitung von Sümpfungswasser zusammen. Nach dem Wiederanstieg des Grundwassers könnte es hier durch das Wirksamwerden von mineralisiertem Kippengrundwasser zu einer Konzentrationssteigerung kommen.

8.11.4 Bleibtreusee

8.11.4.1 Lage und Geschichte

Unmittelbar nördlich der B 265 und westlich von Heide-Brühl befindet sich der größte Tagebausee des Villedistriktes. Seine heutige Gestalt bildete sich 1975 heraus, als der Braunkohleförderung 1973 die Anhebung des Wasserspiegels mit Grundwasser folgte und zur Vereinigung zweier Teilseen führte.

1980 und 1981 wurde das Gewässer aufgrund seiner hohen Phosphorkonzentrationen einer Gewässertherapie unterzogen. Dabei wurde der See fast völlig abgelassen und mit Grundwasser aus der Galerie Dirmerzheim neu aufgefüllt.



Gegenwärtig dient das rege genutzte Bade-, Segel-, Surf- und Angelgewässer der Naherholung. Die angrenzenden Flächen sind bereits seit 1972 als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen.

Abb. 203: Bleibtreusee - Blick von der Badestelle im Norden (Foto: Schlundt 2000)

Der Bleibtreusee verfügt über einen oberirdischen Zufluß aus dem Nordfeldweiher. Er mündet im Norden, während das Wasser eines Stollens aus nördlicher Richtung zufließt. Die Entwässerung in den Heider-Bergsee erfolgt am Ostufer des Sees.

8.11.4.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Tab. 125: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Bleibtreusees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+95,0	pH - Wert	[-]	8,4
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	5,1	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,742	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	12,8	Sulfat	[mg/l]	153
mittlere Tiefe	[m]	6,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	680
maximale Länge	[m]	1255	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	9,4
maximale Breite	[m]	975	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	9,8
Uferentwicklung	[-]	1,43	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,73
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtposphor	[µg/l]	19
			Chlorophyll a	[µg/l]	5,2
Tiefengradient	[-]	2,14	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	3,3
Schichtungstyp	[-]	mono- bis dimiktisch			

Als Maß für die Verzahnung von Wasser und Land zeigt die Uferentwicklung des Bleibtreusees (s. Abb. 204) einen relativ geringen Wert (Tab. 125) an.

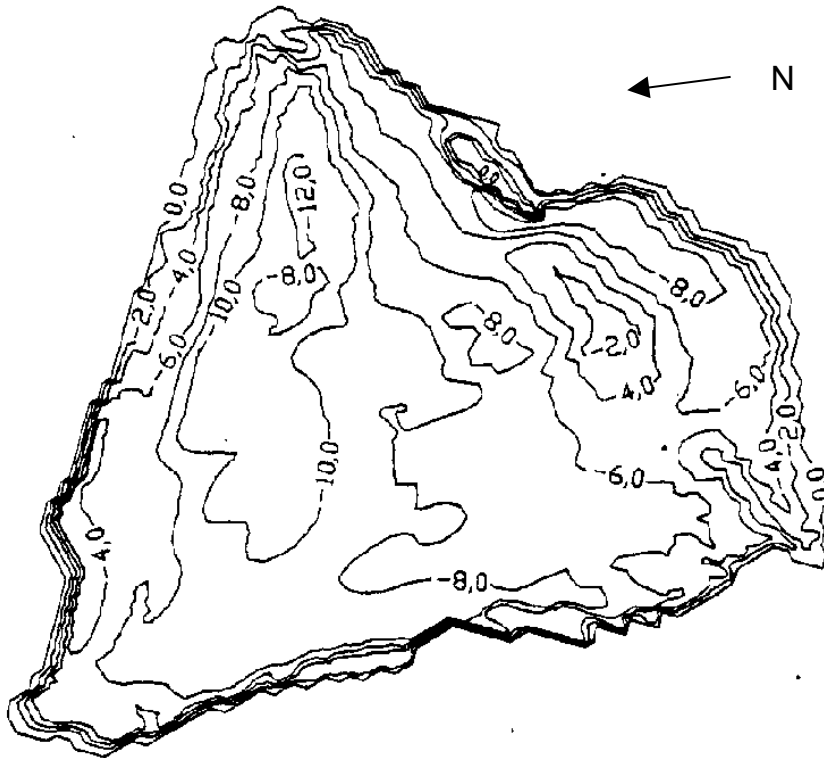


Abb. 204: Seekontur mit Tiefenlinien des Bleibtreusees (LAWA NRW 1993)

Während des Sommers baut der Bleibtreusee eine Temperaturschichtung auf. Meist fehlt diese im Winter aufgrund der Windexposition und der Gewässergröße, so daß der See als mono- bis dimiktisch einzustufen ist.

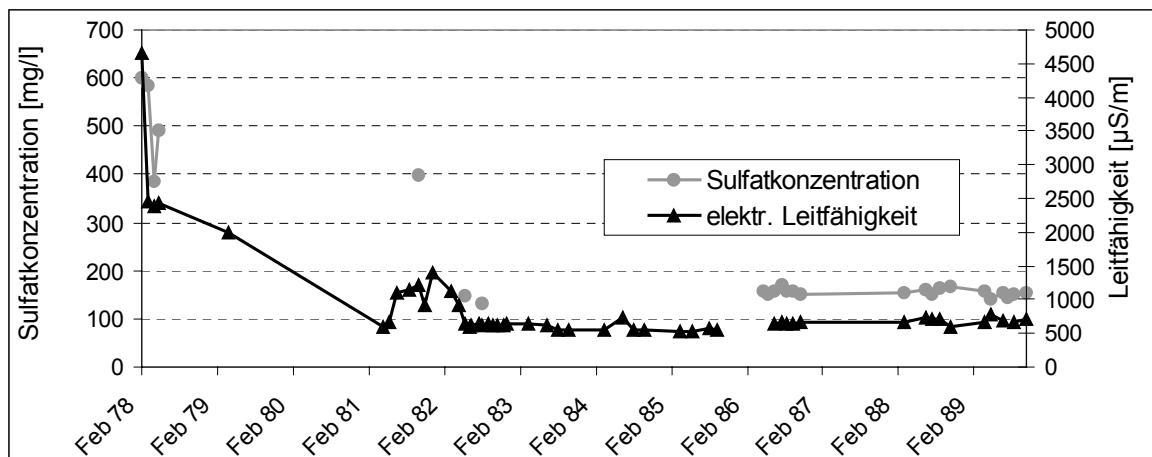


Abb. 205: Leitfähigkeit und Sulfatkonzentration im Bleibtreusee von 1978 bis 1989 (LAWA NRW 1993)

Die Sulfatkonzentrationen sowie die Leitfähigkeit zeigten nach der Therapie 1980/81 deutlich geringere Werte an, wie aus Abb. 205 ersichtlich wird. Die für Oberflächengewässer relativ hohen Sulfatkonzentrationen (s. Tab. 125) und Arsenkonzentrationen im Sediment (21 mg/kg) weisen auf die Braunkohleaschen hin, die in die Restlöcher eingebracht wurden.

Wie wasseranalytische Untersuchungen von 1978 bis 1989 belegen, findet während der Sommerstagnation eine starke hypolimnische Sauerstoffzehrung, die bis zum völligen Sauerstoffschwund führen kann, statt. Phosphatremobilisierungen aus dem Sediment sind die Folge. Die 1980 und 1981 angewandte Gewässertherapie führte zu deutlich niedrigeren Gesamtposphorkonzentrationen im See. Das phosphatlimitierte, neutral bis schwach basische Gewässer ist nach OECD-Kriterien als mesotroph einzuordnen.

Das Phytoplankton trat im Bleibtreusee mit mehr als 50 Arten bzw. höheren systematischen Taxa auf, wobei die Chlorophyta die größte Vielfalt hervorbrachten. Algenmassenentwicklungen konnten im Untersuchungszeitraum 1988/89 nicht beobachtet werden. Viel mehr bestimmten sehr geringe bis mittlere Zelldichten das Bild. Eine maßgebliche Ursache dafür war der hohe Fraßdruck, der vom Zooplankton ausging. Von ihm konnten ebenfalls mehr als 50 Arten bzw. höhere systematische Taxa nachgewiesen werden. Die meisten entfielen auf die Rotatoria, von denen *Asplanchna priodonta* und *Gastropus stylifer* mittlere bis sehr hohe Besiedlungsdichten hervorbrachten. Von *Polyarthra vulgaris* konnten im Juni und Juli sogar Massenaufkommen beobachtet werden. Bei den Cladocera waren von *Daphnia longispina* sehr hohe Besiedlungsdichten nachweisbar, die sich im Juni '88 zu einem massenhaften Auftreten ausweiteten.

Am Westufer haben sich Uferpflanzen entwickelt. Geschlossene und ungestörte Bestände sind jedoch auch hier nicht zu finden, da eine Vielzahl von Liegeplätzen und Trampelpfaden die freie Entfaltung am See behindern. Im Gewässer selbst bedecken *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* und andere Makrophyten gering geneigte Bereiche. Auch die eutrophierungsempfindliche *Chara contraria* konnte im Bleibtreusee nachgewiesen werden. Es handelt sich hier um eine bundesweit gefährdete Art.

Gefolgt von Trichoptera und Ephemeroptera erreichen die Mollusca die höchste Besiedlungsdichte. Aus letzterer Gruppe sind vor allem *Potamopyrgus jenkinsi* und *Dreissena polymorpha* zu erwähnen.

Die amphibischen Wirbeltiere wurden lediglich durch wenige Exemplare von *Rana temporaria* (Grasfrosch) vertreten. Laichballen oder Kaulquappen konnten aber nicht gefunden werden. Gründe dafür sind in der starken Nutzung des Sees zur Naherholung, in dem starken Verkehr auf der nahegelegenen Bundesstraße und in den Fischen und Vögeln als Laichfresser zu suchen. Der Fischbestand wurde von *Rutilus rutilus* (Plötze) dominiert, der mit 524 Tieren pro Hektar die größte Individuendichte aufwies. Die Wasservögel waren besonders im Winter mit vielen Arten vertreten, zu denen auch *Podiceps griseigena* (Rothalstaucher), *P. ruficollis* (Zwergtaucher), *Bucephala clangula* (Schellente) und *Melanitta nigra* (Trauerente) gehörten.

8.11.4.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Derzeit wird eine Gewässereutrophierung beobachtet. Wie schnell sie voranschreitet und wann der Einsatz einer erneuten Gewässertherapie notwendig wird, hängt in starkem Maße von der Menge zugeführter Nährstoffeinträge ab. Wichtige Regelgrößen sind hier die Einträge durch Badende und durch die Fütterung von Vögeln und Fischen. Indirekt zählt auch die westlich des Sees gelegene Hausmülldeponie hinzu. Als Nährstoffquelle wird sie von Möwen genutzt, die vor allem im Winter auf dem Bleibtreusee Rast machen und ins Gewässer koten.

8.11.5 Concordiasee

8.11.5.1 Lage und Geschichte

Direkt an der A1 zwischen dem Köttinger See im Osten und der Ortschaft Kierdorf im Westen ist der Concordiasee zu finden. Er ging 1955 aus der ehemaligen Grube „Vereinigte Ville“ hervor. In seiner Nähe lagern drei Altlasten, die aus Braunkohleaschen, Abraum und Rückständen des Bergbaus bestehen. Die dritte Last enthält zusätzlich Erdaushub, Klärschlamm, Hausmüll und Chemierückstände. Ihr Sickerwasser wird gesondert abgepumpt, gesäubert und in eine Kläranlage weitergeleitet.

Zur Zeit des Bergbaus diente der See als mechanisches Klärbecken für Fabriks- und Kraftwerkswässer. Seit 1972 ist er Teil eines Landschaftsschutzgebietes. Heute dient er der Naherholung und wird in starkem Maße von Anglern genutzt.

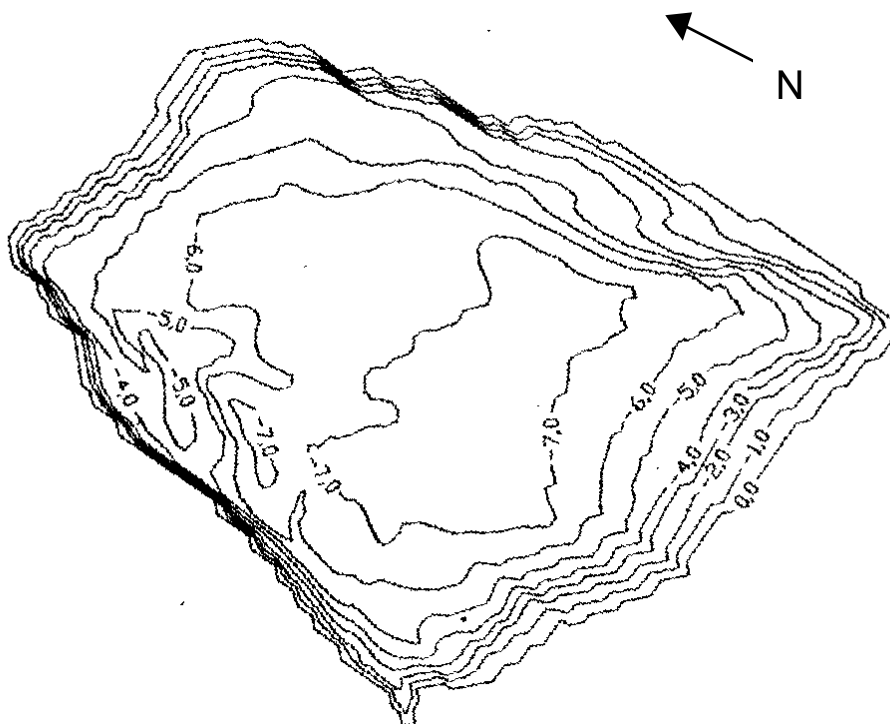


Abb. 206: Seekontur mit Tiefenlinien des Concordiasees (LAWA NRW 1993)

8.11.5.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Wie in Abb. 206 zu sehen, zeichnet sich der See durch eine sehr geringe Uferentwicklung (1,20) aus. Das Seebecken ist wenig strukturiert und die Ufer fallen relativ steil ab.

Über Kaskaden speist der Köttinger See den Concordiasee. Von hier aus stellt ein Überlauf die Verbindung zum Erftstollen her, welcher wiederum in den Erftmühlenbach entwässert.

Durch die Autobahnböschung etwas windgeschützt kann sich im Sommer eine thermische Schichtung herausbilden. Sie zeichnet sich zeitweise durch hypolimnische Sauerstoffkonzentrationen mit $< 4 \text{ mg/l}$ aus, die für Fische schädlich sein können. Anaerobe Bedingungen konnten im Beprobungsjahr 1988 aber nicht festgestellt werden. Zu dieser Zeit nahm vor allem die Gesamtphosphorkonzentration mit durchschnittlich $57 \mu\text{g/l}$ einen für

Oberflächengewässer hohen Wert an. Dennoch wurde die Primärproduktion bis auf eine Ausnahme im Juli 1986 durch das Angebot von Phosphor und nicht von der des Stickstoffs bestimmt, wie die Gegenüberstellung nach Forsberg et al. (1978) zeigt. Die Bewertung dieser Konzentrationen (s. Tab. 126) weisen nach OECD-Kriterien (1982) auf meso- bis eutrophe Bedingungen hin. Davon abweichend zeigten die Chlorophyll a-Konzentrationen oligo- bis mesotrophe Verhältnisse an. Da die Bioproduktion auch nicht durch Makrophyten bestimmt wurde, ist eine Hemmung des Pflanzenwachstums durch andere Faktoren zu vermuten.

Tab. 126: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Concordiassee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+92,6	pH - Wert	[-]	7,4
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,59	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	1,4
Seefläche	[Mio. m ²]	0,119	Gesamteisen	[mg/l]	0,43
maximale Tiefe	[m]	8,5	Sulfat	[mg/l]	481,6
mittlere Tiefe	[m]	5,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1378
maximale Länge	[m]	520	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	5,3
maximale Breite	[m]	360	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	5,7
Uferentwicklung	[-]	1,20	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,01
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	57
			Chlorophyll a	[µg/l]	6,1
Tiefengradient	[-]	1,84	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	4,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Wie für die pH-neutralen Seen der Ville üblich erreichte Sulfat hohe Konzentrationen. Bemerkenswert waren die hohen Konzentrationen von Natrium (110,8 mg/l) und Chlorid (171,0 mg/l). Sie können von den Altlasten und von den Streusalzen, die im Winter auf der A 1 ausgebracht werden, herrühren. Da die Chloridkonzentration den Wert von 100 mg/l deutlich überschreitet, nimmt das Wasser für den Menschen einen salzigen Geschmack an. Die hohen Quecksilber- und Arsenkonzentrationen in den Sedimenten des Concordiassees (2,16 mg/kg bzw. 33 mg/kg) weisen ebenfalls auf eine anthropogene Beeinflussung hin.

Die planktische Besiedlung des Sees brachte 1988 keine Massenaufkommen hervor. Meistens wurden mittlere bis geringe Zelldichten erreicht. Unter den Photoautotrophen konnte nur *Fragilaria crotonensis* im August häufig nachgewiesen werden. Sie zählt zur Gruppe der Bacillariophyceae, die im Gewässer die größte Vielfalt hervorbrachten. Dem schlossen sich die Chlorophyta an, von denen *Sphaerocystis Schroeteri*, die bevorzugt in oligotrophen Seen siedelt, die höchste Dichte erreichte. Ihr standen Vertreter der Cryptophyceae, die nährstoffreiche zum Teil verschmutzte Gewässer vorziehen, gegenüber. So zählte *Cryptomonas erosa/ovata* zu den ebenfalls häufig anzutreffenden Arten.

Unter den Makrophyten waren keine seltenen oder gefährdeten Arten vertreten. Die Schwimm- und Tauchblatttrasen wurden nur durch wenige Exemplare von *Nuphar lutea* repräsentiert. Die Röhrichte waren artenarm und durch Tritt

geschädigt oder brachten nur sehr lockere Bestände beispielsweise von *Phragmites australis* hervor.

Verglichen mit den anderen Ville-Seen waren auch die aquatischen Wirbellosen mit nur wenigen Arten vertreten. Am häufigsten fanden sich Mollusken, wobei besonders von *Dreissena polymorpha* viele Individuen im See lebten. Die Begutachtung des Fischbestandes zeigte bis auf die zu große *Anguilla anguilla*-Population (Aal) ein ausgewogenes Bild. Die starke Nutzung durch Erholungssuchende und der stetige Geräuschpegel von der Autobahn sind sicherlich ein Grund dafür, daß am Concordiassee nur wenige Wasservögel beobachtet werden konnten.

8.11.5.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Da der Concordiassee kaum eine Bedeutung für den Arten- oder Naturschutz hat, steht hier lediglich die Forderung zum Erhalt als Naherholungsziel. Um dementsprechend den Gewässerstatus beizubehalten, sollte der Einfluß der Altlasten durch chemische Beprobungen des Sees weiterverfolgt werden. Die durch starken Tritt geförderte Erosionsgefahr sollte durch die Bepflanzung vegetationsfreier Räume beseitigt werden.

8.11.6 Donatussee

8.11.6.1 Lage und Geschichte

Östlich von Liblar befindet sich der zwischen dem Zwillingssee im Nordosten und dem Ober- und Mittelsee im Südwesten gelegene Donatussee. Er entstand 1965 im Gebiet des ehemaligen Tagebaus „Grube Donatus“. Im Westen des Sees lagert eine aus Abraum, Braunkohleasche und weiteren Rückständen des Bergbaus bestehende Altlast.

Als LSG ist der See mit seinen angrenzenden Flächen seit 1972 ausgewiesen. Gegenwärtig ist eine stille Erholung und eine Nutzung durch Angler und Taucher zu verzeichnen. Weitere Nutzungsformen sind zwar untersagt, aber Badegäste bleiben trotzdem nicht aus.

8.11.6.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Größe und Volumen (s. Tab. 127) zeichnen den Donatussee als ein mittelgroßes Gewässer im südlichen Teil des Ville-Gebietes aus. Seine Uferentwicklung nimmt mit 1,24 einen für diesen Raum relativ geringen Wert an. Typisch sind die steil abfallenden Ufer und die maximale Tiefe, die etwa in der Mitte der nördlichen Gewässerhälfte erreicht wird (s. Abb. 207). Mit maximal 15 m kennzeichnet sie diesen See als einer der tiefsten des Ville-Gebietes.

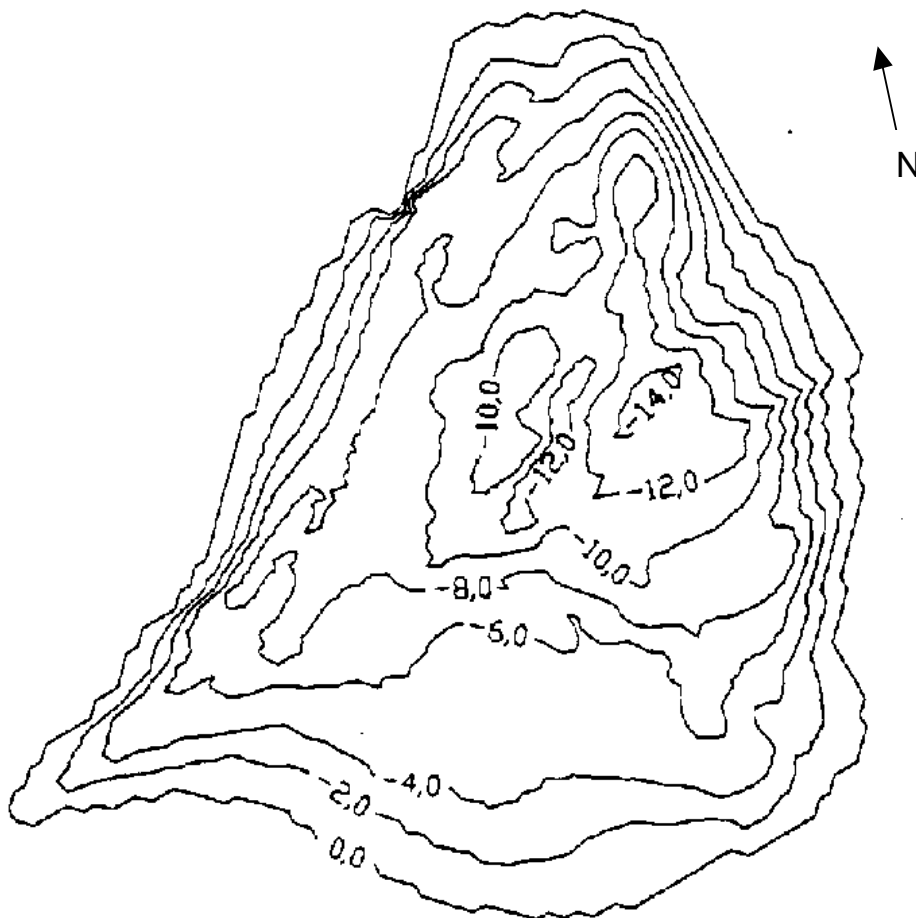


Abb. 207: Seekontur mit Tiefenlinien des Donatussees (LAWA NRW 1993)

Der Donatussee besitzt zwei Zuflüsse. Der im Süden mündende Zulauf ist teilweise verrohrt und stellt über einen kleinen Teich eine Verbindung zum Zwillingssee her. Der bachähnliche Zufluß im Westen führt Wasser aus dem umliegenden Gelände zu. Überschüssige Wassermassen werden über einen Abfluß im Osten, der anfänglich verrohrt ist und dann in einen renaturierten Graben übergeht, in Richtung Entenweiher abgeleitet.

Trotz der windexponierten Lage kann sich im Sommer eine thermische Schichtung aufbauen. Die Sprungschicht befand sich 1989, dem letzten Untersuchungsjahr, etwa in 5 m Wassertiefe. Im September und Oktober fehlte der Sauerstoff ab einer Tiefe von 12 m, so daß anoxische Reaktionsbedingungen Phosphatremobilisierungen aus dem Sediment möglich machten.

In dem neutralen bis schwach basischen Gewässer wurden für Oberflächengewässer vergleichsweise geringe Konzentrationen von Gesamtphosphor nachgewiesen (s. Tab. 127). Sie und die Konzentrationen von Gesamtstickstoff weisen nach OECD-Kriterien (1982) auf oligo- bis mesotrophe Verhältnisse hin. Die Tendenz zur Eutrophierung ließ sich anhand der Chlorophyll a-Konzentration jedoch noch nicht nachweisen. Der Phosphoreintrag über den Niederschlag ist bei diesem wie bei anderen Seen der Ville (s. Untersee) recht hoch. Noch 1989 wurde das Pflanzenwachstum nach der Gegenüberstellung von Stickstoff und Phosphor nach Forsberg et al. (1978) durch die Konzentration von Phosphor bestimmt, so daß seine Erhöhung sich unmittelbar auf die Bioproduktion auswirkt.

Die Konzentration von Sulfat (s. Tab. 127) ist relativ hoch und läßt auf die Auswaschung leicht löslicher Sulfate aus Braunkohleaschen schließen. Die in den Sedimenten nachgewiesenen Arsenkonzentrationen (28 mg/kg) überschreiten 20 mg/kg, dem laut „Richtwerte ‘80“ aus LAWA NRW (1993) für Kulturböden tolerierbaren Wert.

Tab. 127: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Donatussee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+120,9	pH - Wert	[-]	7,7
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,590	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,096	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	15,0	Sulfat	[mg/l]	347
mittlere Tiefe	[m]	6,1	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1009
maximale Länge	[m]	450	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	9,9
maximale Breite	[m]	330	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	10,4
Uferentwicklung	[-]	1,24	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,42
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	18
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,8
Tiefengradient	[-]	3,36	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	4,7
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Das Plankton zeichnete sich 1989 allgemein durch geringe Zelldichten aus. Die Photoautotrophen deuten damit auf eine geringe Eutrophierung des Sees hin. Sie

setzten sich hauptsächlich aus Chlorophyta, Chrysophyceae und Bacillariophyceae zusammen. Von den Rotatoria, die mit mehr als 40 Arten die größte Vielfalt unter den Zooplanktern hervorbrachten, konnte *Keratella cochlearis* immer nachgewiesen werden. *Polyarthra vulgaris* trat im Juli und September sogar mit vielen Individuen auf. Von den fünf nachgewiesenen Gattungen von Cladocera erreichte *Daphnia spec.* ebenfalls im September die höchste Dichte.

Die Ausbildung eines geschlossenen Röhrichtsaaues wird durch den regen Angel- und Badebetrieb sowie die Spaziergänger verhindert. Neben *Phragmites australis* treten u.a. *Typha angustifolia*, *Acorus calamus* und *Sparganium erectum* auf. In beruhigten Gewässerabschnitten siedeln Zuchtformen von *Nymphaea*. In den Tauchfluren treten *Myriophyllum spec.*, *Zannichellia palustris* und vor allem *Potamogeton lucens* auf. Seltene Arten sind im Donatussee nicht zu finden.

Verglichen mit den Ville-Seen ist die Besiedlung des Sees durch aquatische Wirbellose mit 31 Taxa als durchschnittlich zu beurteilen. In erster Linie wurden 1989 allgemein verbreitete und häufige Arten nachgewiesen. Die höchste Besiedlungsdichte zeigten Larven von *Caenis luctuosa* ein Vertreter der Ephemeroptera und von Chironomidae, die jeweils mehr als 10 % aller Individuen stellten. *Dreissena polymorpha* und *Physa acuta* brachten unter den Mollusca die höchsten Besiedlungsdichten hervor.

Obwohl die Ufer für Amphibien wenig geeignet sind, konnten einige Vertreter von *Bufo bufo* (Erdkröte), *Rana temporaria* (Grasfrosch) und *Rana cl. esculenta* (Grünfrosch) nachgewiesen werden. Die Fische zeigten im Bestand von *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder) mit 296 Tieren pro Hektar ein ausgewogenes Bild. *Esox lucius* (Hecht) war jedoch völlig unterrepräsentiert, wohingegen *Anguilla anguilla* (Aal) mit viel zu hohen Individuendichten vorkam.

Trotz der Größe des Sees leben hier nur relativ wenige Vögel, was sicher durch die häufigen Störungen durch Menschen verursacht wird. Die häufigsten Vertreter sind *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle).

8.11.6.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die Wasserqualität des Donatussees zu erhalten, sind die Nährstoffeinträge so gering wie möglich zu halten. Die Röhrichte sind vor weiteren Schädigungen zu bewahren. Besonders störungsempfindliche Bereiche wie Ruhezoneen sollten für Besucher unzugänglich sein.

8.11.7 Ententeich

8.11.7.1 Lage und Geschichte

In der Nähe des Freizeitparks „Phantasialand“ zwischen der A 553 im Süden und der B 51 im Westen ist der Ententeich zu finden. Er entstand 1936 und ist gemeinsam mit dem Berggeistweiher und dem Lucretiasee eines der ältesten Standgewässer der Ville. In seinem Osten lagert eine hauptsächlich aus Braunkohleaschen aufgebaute Altlast.

Seine Flächen im Bereich des Ententeichs sind seit 1972 als LSG ausgewiesen und Teile wurden 1984 unter Naturschutz gestellt. Heute wird das nordöstlich an den See anschließende Gelände vom Anglerverein genutzt und ist eingezäunt. Dieses Ufer wird teilweise bis zur Wasserlinie gemäht. Angelplätze und Stege, die an einen Trampelpfad angrenzen, sind am gesamten See anzutreffen.

8.11.7.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Ententeich besitzt zwei parallel zueinander verlaufende Halbinseln, die sich wie in Abb. 208 zu sehen von Süden in den See erstrecken. Durch den daraus resultierenden Buchtenreichtum verfügt der See über eine recht stark ausgeprägte Uferentwicklung (1,79). Im Bereich der Halbinseln und am südwestlichen Ufer, wo ein Damm das angrenzende Feuchtgebiet abtrennt, sind die Ufer vergleichsweise flach gestaltet. Die größte Tiefe schließt sich an das relativ steil abfallende Nordufer an.

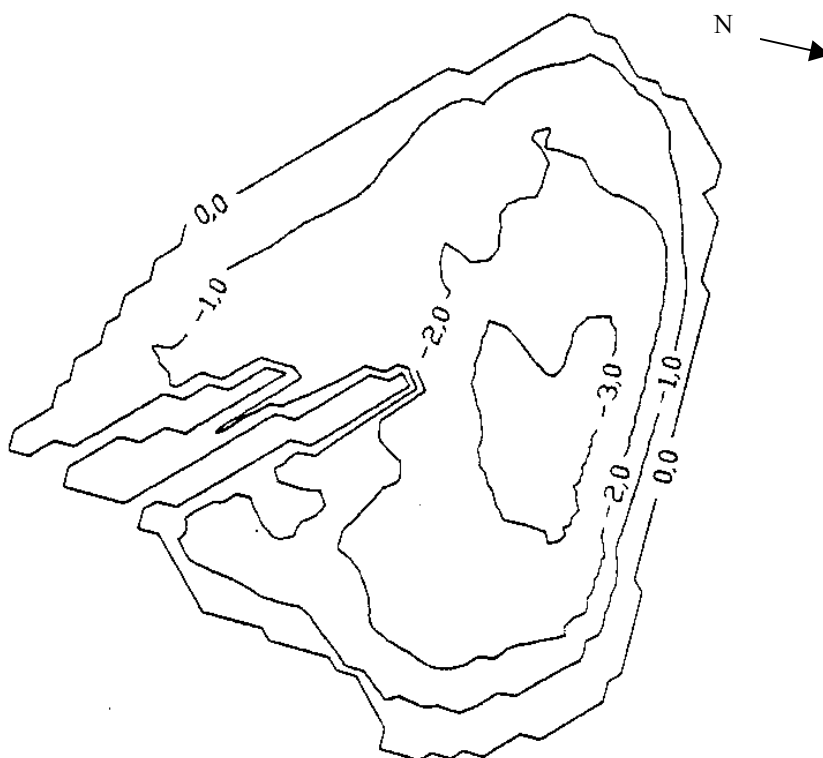


Abb. 208: Seekontur mit Tiefenlinien vom Ententeich (LAWA NRW 1993)

Obwohl der Ententeich keinen oberirdischen Zufluß besitzt und ausschließlich von Niederschlags- und Grundwasser gespeist wird, besitzt er seit Anfang der 70er Jahre einen Abfluß zum Geildorfer Bach. Davor entwässerte er über einen

Überlauf, der über einen alten Kettenbahnstollen den Phantasialandsee erreichte. Er wurde wegen Baumaßnahmen des Freizeitparks geschlossen.

Eingesenkt in einen Kessel und teilweise von Bäumen eingefaßt liegt das Gewässer windgeschützt. Doch die geringe Wassertiefe verhindert eine stabile sommerliche Schichtung, so daß die mittlere Sauerstoffsättigung 1988/89 durchschnittlich bei 83,2% lag. Übersättigungen konnten nicht nachgewiesen werden. Die in diesem Zeitraum untersuchten Nährstoff- und Chlorophyll a-Konzentrationen (s. Tab. 128) weisen den Ententeich laut OECD-Kriterien (1982) als ein meso- bis eutrophes Gewässer aus. Die Primärproduktion wurde nach der Gegenüberstellung der Nährelemente Stickstoff und Phosphor nach Forsberg et al. (1978) stets durch Phosphor begrenzt. Von den im Wasser gelösten Schwermetallen lag nur der Gehalt von Zink (6,8 µg/l) über der Nachweisgrenze. Wesentlich höhere Konzentrationen wurden im Sediment nachgewiesen. Mit 310 mg/kg lag die Zinkkonzentration 10 mg über dem für Kulturböden tolerierbaren Wert („Richtwerte '80“ 1987 aus LAWA NRW 1993). Auch Blei überschritt mit 120 mg/kg den tolerierbaren Wert von 100 mg/kg. Diese hohen Schwermetallkonzentrationen weisen auf anthropogene Einflüsse wie die im Einzugsgebiet lagernden Braunkohleaschen hin.

Tab. 128: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Ententeichs (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+125	pH - Wert	[-]	8,2
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,029	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,018	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,3	Sulfat	[mg/l]	105,1
mittlere Tiefe	[m]	1,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	626
maximale Länge	[m]	195	DOC (Uferproben)	[mg/l]	13,6
maximale Breite	[m]	145	TOC (Uferproben)	[mg/l]	15,1
Uferentwicklung	[-]	1,79	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,53
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	42
			Chlorophyll a	[µg/l]	7,9
Tiefengradient	[-]	0,93	Sichttiefe	[m]	1,95
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

1988 wurde das Plankton untersucht, das durch relativ geringe Zelldichten und das Fehlen von Massenentwicklungen gekennzeichnet war. Unter den Phytoplanktern brachten die Chlorophyta die größte Vielfalt hervor. Von ihnen erreichten jedoch nur zwei Arten und zwei Gattungen geringe bis mittlere Zelldichten (*Crucigenia tetrapedia*, *Closterium prorum*, *Scenedesmus* und *Staurostrum*). Lediglich drei Gattungen bzw. höhere systematische Taxa der Chrysophyceae und drei der Bacillariophyceae brachten im Untersuchungszeitraum etwas höhere Besiedlungsdichten hervor. Geringe bis mittlere Individuenzahlen konnten von *Glenodinium* und *Peridinium cf. willei* (Dinophyceae) gefunden werden. Von den vier angetroffenen Gattungen der Cyanophyceae kam nur *Oscillatoria* mit mittlerer Häufigkeit vor. Bei den Zooplanktern waren die meisten Arten den Rotatoria

zuzuordnen. Doch nur *Keratella cochlearis* und *Pompholyx sulcata* zeigten mittlere Besiedlungsdichten. Unter den Cladocera fiel nur die etwas höhere Besiedlungsdichte von *Daphnia galeata* und *Ceriodaphnia pulchella* im Mai bzw. Juni auf. Bei den Copepoda waren die Larven und Jungtiere etwas häufiger anzutreffen als die ausgewachsenen Tiere.

Die floristische Besiedlung des Sees zeichnet sich an den flachen Uferabschnitten durch eine ausgeprägte Röhrlichtzone mit *Phragmites australis*- und *Typha angustifolia*-Beständen aus. Außerdem konnte der bundesweit und in Nordrhein-Westfalen stark gefährdete *Sparganium minimum* nachgewiesen werden. *Lemna minor* war der einzige Vertreter der Schwimmdecken und ausschließlich am windgeschützten Südwestufer zu finden. An allen Ufern hingegen wurde *Utricularia vulgaris*-Aggregat, eine in diesem Bundesland stark gefährdete Art der Schwebematten beobachtet.

Von den aquatischen Wirbellosen wiesen die Mollusca die höchste Individuendichte gefolgt von Larven der Ephemeroptera, die mit vier Arten vertreten waren, auf. Die meisten Individuen gehörten *Cloëon dipterum* an und lebten vorrangig in kleinen Wasserstellen des Feuchtgebietes. Die Gastropoda *Acroloxus lacustris*, *Hippeutis complanatus* und *Segmentina nitida*, die nachgewiesen werden konnten, gelten laut Rote Liste der BRD (1984) als potentiell gefährdet. In Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohte Tiere wie *Ceragrion tenellum* (Odonata) waren mit nur einer Larve im See vertreten. Häufiger kamen Larven von *Ischnura elegans* und *Pyrrhosoma nymphula* vor.

Beiderseits des Dammes konnte *Bufo bufo* (Erdkröte) gefunden werden. Laichschnüre dieser Amphibie fanden sich jedoch nicht. Mit Hilfe der Elektrofischerei wurde der Fischbestand des Ententeichs bestimmt. Unter den fünf Arten war *Perca fluviatilis* (Barsch) mit 234 Tieren pro Hektar die mit Abstand häufigste. Neben 27 Vertretern von *Rutilus rutilus* (Plötze) pro Hektar leben noch 23 Individuen von *Esox lucius* (Hecht) auf dieser Fläche zusammen mit *Carassius carassius* (Karausche) und *Salmo trutta f. fario* (Bachforelle). Als Brutgewässer für Wasservogel wurde der See von *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Fulica atra* (Bleßralle) und *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) angenommen. Im Winter gesellte sich noch *Aythya ferina* (Tafelente) hinzu.

8.11.7.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um auch künftig die Lebensbedingungen für die Arten der Roten Liste zu erhalten, sollte der Zustand des Ententeichs beibehalten und die Röhrlichtzone wie auch das Feuchtgebiet in größerem Umfang geschützt werden. Die Lebensbedingungen im See wären für Kleinfische wie *Rhodeus sericeus amarus* (Bitterling), der hier eingesetzt werden könnte, gut geeignet.

8.11.8 Entenweiher

8.11.8.1 Lage und Geschichte



Etwa mittig zwischen der Ortschaft Liblar im Westen und Pingsdorf im Osten liegt der Entenweiher im Gebiet der Ville. Er entstand 1950 als Folge der Braunkohleförderung und befindet sich auf einer Altlast, die Abraum, Braunkohleasche und Bauschutt enthält.

Die Flächen um den See sind seit 1972 LSG und seit 1984 als NSG ausgewiesen.

Abb. 209: Durch die Gewässerversauerung geprägter Südteil des Entenweihers (Foto: Schlundt 2000)

8.11.8.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Im Vergleich zu anderen Seen der Ville weist die Uferentwicklung (Maß für die Verzahnung von Wasser und Land) mit 1,69 einen relativ hohen Wert auf (s. Abb. 210).

Der Entenweiher verfügt über zwei oberirdische Zuflüsse, einen bachähnlichen Zufluß im Osten und einen grabenähnlichen Zufluß vom Donatussee. Das Wasser fließt in Richtung Untersee ab.

Tab. 129: Morphometrische Daten vom Entenweiher (LAWA NRW 1993)

Wasserstand	[mNN]	+103,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,04
Seefläche	[Mio. m ²]	0,049
maximale Tiefe	[m]	2,3
mittlere Tiefe	[m]	0,8
maximale Länge	[m]	465
maximale Breite	[m]	195
Uferentwicklung	[-]	1,69
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]	
Tiefengradient	[-]	0,54
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch

Das flache Seebecken wird durch eine Landzunge in einen nördlichen und einen südlichen Teil untergliedert. Trotz der geringen Wassertiefe läßt die windgeschützte Lage im Nordteil eine zeitweise Temperaturschichtung zu. Die nahezu stetige Schichtung des Südteils geht auf den besonderen Wasserchemismus zurück. Nur dort war während des Untersuchungszeitraums (1981 - 1989) ein

Sauerstoffmangel bzw. eine völlige Sauerstofffreiheit festzustellen. Abweichungen der Wasserfarbe und der wasserchemischen Kenngrößen beider Becken (s. Tab. 130) bestätigen die Gewässerdifferenzierung. Die Gesamtphosphor-, Gesamtstickstoff- und Chlorophyll a-Konzentrationen im Nordteil des Enten Weihers weisen nach OECD-Kriterien (1982) auf ein eutrophes Gewässer hin. Während im Süden die Stickstoffkonzentration relativ hoch sind, zeigen die Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen eine Oligotrophie an. Diese unterschiedliche Bewertung geht auf die Gewässerversauerung und die Phosphatfällung zurück. Als Folge der Reaktion von eisen- und schwefelhaltigem Grundwasser mit sauerstoffhaltigem Wasser des Sees entsteht Schwefelsäure und Eisennocker fällt aus. Dieses führt im Südteil des Gewässers zu den beobachteten Phänomenen des sinkenden pH-Wertes, der steigenden Sulfat- und der deutlichen Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit steigender Tiefe.

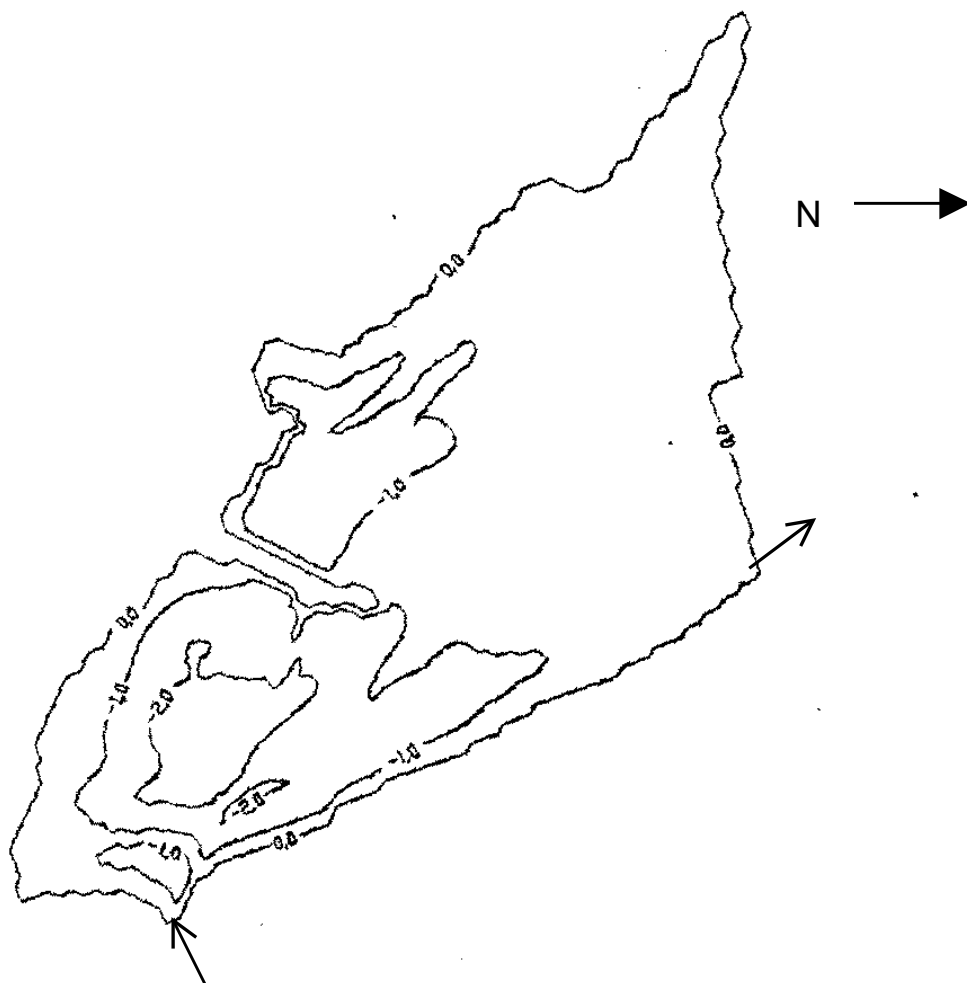


Abb. 210: Seekontur mit Tiefenlinien des Enten Weihers (LAWA NRW 1993)

Tab. 130: Limnologische Daten (Jahresmittel 1989) vom Nord- und Südteil des Enten Weihers (LAWA NRW 1993)

Gewässerteil		Nordteil	Südteil
pH - Wert	[-]	7,3	5,5
K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]		
Gesamteisen	[mg/l]	6,1	11,1
Sulfat	[mg/l]	422,3	874,7
Leitfähigkeit	[µS/cm]	1082	1716
DOC (Tiefenprofil)	[mg/l]	12,2	14,8
TOC (Tiefenprofil)	[mg/l]	13,0	17,2
Gesamtstickstoff	[mg/l]		1,6
Gesamtphosphor	[µg/l]	60	11
Chlorophyll a	[µg/l]	8,7	2,7
Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	0,8	0,8

Das im Entenweiher lebende Plankton war nur durch wenigen Arten bzw. höhere systematische Taxa vertreten. Im nördlichen Gewässerteil konnten 36 Phytoplanktonarten bzw. höhere systematische Taxa nachgewiesen werden, wohingegen im Südteil gerade 17 Taxa beobachtet wurden. Darin bestätigt sich eine deutliche Differenzierung beider Gewässerabschnitte. Sie wird besonders bei den Chlorophyta sichtbar, von denen in der nördlichen Gewässerhälfte 7 Arten bzw. Gattungen und in der südlichen nur eine Gattung nachgewiesen wurde. Ähnlich sah es bei den Chrysophyceae und bei den Bacillariophyceae aus, die im Südteil weniger als die Hälfte der im Nordteil siedelnden Taxa hervorbrachten.

8.11.8.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um weitere Entwicklungen in Bezug auf die Gewässerversauerung, besonders im südlichen Teil des Sees, abzuschätzen, müssen weitere Daten über das Ausmaß, den Inhalt und die Menge der Ablagerungen im Einzugsgebiet des Sees erhoben werden. Nach den heute vorliegenden Daten ist auch in den nächsten Jahren nicht von einer Verbesserung des derzeitigen Gewässerzustandes auszugehen.

8.11.9 Fasanenweiher

8.11.9.1 Lage und Geschichte



Westlich der Gemeinde Pingsdorf und nördlich des Pingsdorfer Sees liegt der Fasanenweiher. Das etwas abgelegene und fast völlig verlandete Gewässer entstand 1955 als Restsee des Braunkohlebergbaus im Ville Gebiet.

Seit 1972 sind seine Flächen unter Landschaftsschutz gestellt.

Abb. 211: Der Fasanenweiher
(Foto: Dr. Christmann)

8.11.9.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Fasanenweiher ist eines der kleinsten Standgewässer der Ville. Seine Uferentwicklung nimmt mit 1,35 einen vergleichsweise niedrigen Wert an. Die maximale Wassertiefe liegt bei 0,5 m und sinkt in Trockenperioden bis auf wenige Zentimeter ab. Diese Wasserstandsschwankungen sind nicht unmittelbar steuerbar, da der See ausschließlich von Niederschlags- und Grundwasser gespeist wird.

Tab. 131: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Fasanenweihers (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+114	pH - Wert	[-]	7,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	< 0,002	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	< 1 ha	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	0,4	Sulfat	[mg/l]	108
mittlere Tiefe	[m]	≈ 0,2	Leitfähigkeit	[μS/cm]	680
maximale Länge	[m]	130	DOC (Uferproben)	[mg/l]	16,6
maximale Breite	[m]	75	TOC (Uferproben)	[mg/l]	19,8
Uferentwicklung	[-]	1,35	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,24
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[μg/l]	114
			Chlorophyll a	[μg/l]	54,4
Tiefengradient	[-]	0,13	Sichttiefe	[m]	0,8
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Der Wasserkörper des Fasanenweihers wurde 1988/89 untersucht. Die Sauerstoffsättigung nahm in dieser Zeit Werte zwischen 9 und 93 % an, wobei die Sauerstoffkonzentration im Mittel bei 3,8 mg/l lag. Dieser geringe Gehalt weist auf intensive Abbauprozesse organischer Substanzen hin. Dementsprechend hoch

waren auch die nachgewiesenen Nährstoff- (s. Tab. 131) und die zeitweise sehr hohen Chlorophyll a-Konzentrationen (maximal 91,2 µg/l). Solche Konzentrationen sind nur in sehr nährstoffreichen Gewässern zu finden, und stellen die Grundlage einer intensiven Primärproduktion. Einen Trophiegrad nach den Kriterien der OECD (1982) zuzuordnen, erscheint wenig sinnvoll, da diese für tiefere Seen erarbeitet wurden. Wie sich nach Forsberg et al. (1978) zeigte, wurde die Bioproduktion in dem pH-neutralen See durch den Mangel an Phosphor und/oder Stickstoff begrenzt.

Die analysierten Metalle Chrom (4 µg/l), Mangan (16,3 mg/l), Nickel (53 µg/l), Zink (340 µg/l) und Cadmium (3,6 µg/l), das bereits in geringer Menge toxisch wirkt, waren in sehr hohen Konzentrationen im Seewasser enthalten. Die Werte überschritten die für unbelastete Oberflächengewässer typischen Chromkonzentrationen von < 0,1 µg/l, die Mangankonzentrationen von 1 - 2 mg/l (Höll 1986) und die tolerierbaren 30 µg/l Nickel (Hütter 1990) bei weitem. Im Sediment konnten Konzentrationen von 70 mg/kg Chrom festgestellt werden. Die Cadmiumkonzentration wurde zwar nicht bestimmt, da sie aber das 30000fache des Gehaltes im Wasser betragen kann (Hütter 1990), werden in der Mudde hohe Konzentrationen vermutet. Derartige Metallanreicherungen können nur anthropogenen Ursprungs sein und sind allgemein für Abwässer der metallverarbeitenden Industrie charakteristisch (Hütter 1990). Einleitungen dieser Art oder entsprechende Altablagerungen im Einzugsgebiets des Fasanenweiher, die dafür verantwortlich sein könnten, sind jedoch nicht bekannt.

Trotz des recht großen Nährstoffangebotes zeigten die Untersuchungen zur planktischen Besiedlung des Sees, daß die einzelnen Vertreter des Phyto- und des Zooplanktons meist nur mit geringen bis mittleren Zelldichten vorkamen und Massenentwicklungen ausblieben. Von den 35 Arten bzw. höheren systematischen Taxa der Photoautotrophen brachten die µ-Algen, deren Zellgröße unter 5 µm liegt, die höchste Dichte hervor. Im Mai waren sie häufig zu beobachten. Mittlere bis geringe Zelldichten ließen sich auch bei den Pennales (Bacillariophyceae) und mittlere Häufigkeiten bei den *Oscillatoria* (Cyanophyceae) nachweisen. Das Zooplankton zeichnete sich durch eine relative Artenarmut aus. Die Rotatoria bildeten die größte Gruppe, in der *Polyarthra vulgaris* die höchste Dichte erreichte und im Juni häufig zu beobachten war. Mittlere Zelldichten von *Keratella testudo* ließen sich im Juni '88 feststellen und noch häufiger war Bdelloidea im Oktober '88 anzutreffen. Unter den Cladocera brachten nur *Daphnia cf. obtusa* und *D. curvirostris* geringe bis mittlere Zelldichten hervor. Hauptsächlich als Nauplia-Larven und im Jungtierstadium waren die Copepoda vertreten, von denen *Diacyclops bicuspidatus* und *Mesocyclops leuckarti* zu ausgewachsenen Tieren heranwuchsen.

Die aquatischen Wirbellosen waren nur mit 18 Arten bzw. höheren systematischen Taxa im Fasanenweiher beheimatet. Am häufigsten traten Larven von fünf Familien der Diptera auf (Chironomidae, Culicidae, Ptychopteridae, Tabanidae und Tipulidae). Gleichfalls hohe Besiedlungsdichten zeigte *Cloëon dipterum*, eine Larve der Ephemeroidea. Die Coleoptera brachten fünf Arten und Larven der Dytiscidae hervor, wobei die meisten Tiere *Hyphydrus ovatus* oder *Hygrotus inaequalis* angehörten. Sie fanden zwischen *Utricularia*, einer bundesweit gefährdeten Gattung, und *Lemna minor* Schutz.

Unter den Wirbeltieren kam *Bufo bufo* (Erdkröte) nur vereinzelt vor und brachte im *Phragmites australis*-Röhricht, welches die Seefläche fast völlig bedeckt, keine Laichschnüre an. Etwas häufiger waren *Rana temporaria* (Grasfrosch) und

Laichballen dieser Art vertreten. Beide Amphibien sind in den letzten Jahren zahlenmäßig zurückgegangen, obwohl die Seebeckengestalt und die Strukturvielfalt den heranwachsenden Kaulquappen einen guten Schutz bot. Ob dieser Rückgang auf die Wasserqualität oder den Fraßdruck des Fischbestandes, der nicht untersucht wurde, zurückgeht, ist nicht bekannt. Der stark verlandete See ist für Wasservögel weniger geeignet als für *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger), der die Röhrichte zur Brut nutzte.

8.11.9.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der Lebensraum eines verlandenen Sees sollte nicht nur für die Amphibien und die Rote Liste-Art weiterhin erhalten bleiben. Dazu muß ein Austrocknen während der Sommermonate verhindert werden und die Entwicklung der Wasserqualität weiterverfolgt werden.

8.11.10 Forellenteich

8.11.10.1 Lage und Geschichte

Östlich der Gemeinde Köttingen und nordwestlich einer aus Abraum, Aschen und Rückständen des Bergbaus bestehenden Altlast befindet sich der Forellenteich. Er liegt im Bereich des ehemaligen Braunkohletagebaus „Vereinigte Ville“ und ging aus diesem 1955 als Restsee hervor.

Seine Flächen sind seit 1972 als LSG ausgewiesen und werden seit Jahren von Anglern und Spaziergängern zur Naherholung genutzt.

8.11.10.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit nur 1 ha Wasserfläche gehört der Forellenteich zu den kleineren Gewässern des Ville-Gebietes. Seine langgestreckte Form erreicht von Südost nach Nordwest seine maximale Ausdehnung und ist durch die Ausbildung kleiner Buchten gekennzeichnet (s. Abb. 212). Diese Oberflächengestalt sorgt für eine ausgeprägte Verzahnung von Wasser und Land, die sich in der Uferentwicklung (s. Tab. 132) ausdrückt. Die Ufer fallen meist flach ab. Nur am Südufer schließt sich dem steilen Ufer die größte Wassersäule an. Oberirdische Zuflüsse fehlen und der Abfluß zum Albertsee führt nur selten Wasser.

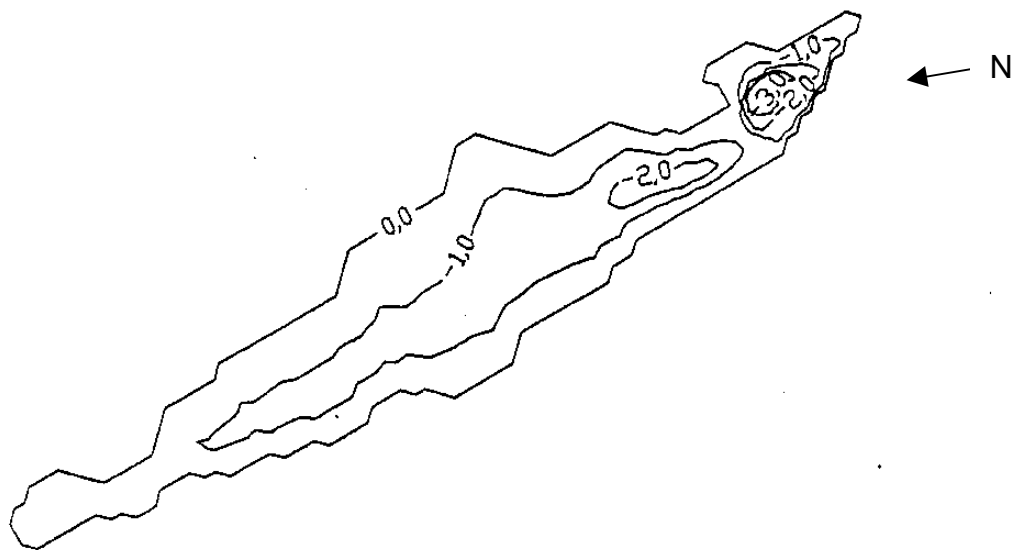


Abb. 212: Seekontur mit Tiefenlinien vom Forellenteich (LAWA NRW 1993)

Trotz der windgeschützten Lage entwickelt der Forellenteich im Sommer keine stabile thermische Schichtung. 1988/89 lag die durchschnittliche Sauerstoffkonzentration bei 8,0 mg/l und besaß eine Spannweite von 1,8 bis 12,6 mg/l. Die Konzentration des Gesamtphosphors zeigte in dieser Zeit deutliche Schwankungen, wobei der niedrigste Wert bei 0,25 mg/l und der höchste Wert bei 0,245 mg/l lag. Zeitgleich mit den höchsten Nährstoffangeboten im März 1988 und 1989, die die Spitzenwerte älterer Untersuchungen (1978-1986) deutlich überschritten, fielen die höchsten Chlorophyll a-Konzentrationen zusammen (1988: 11 µg/l, 1989: 17 µg/l). Sie spiegeln die Produktivität des Gewässers wider, die im Jahresverlauf entweder durch den Mangel an Stickstoff oder an Phosphor begrenzt wurde. Die vorgefundenen Nährstoff- und Bioproduktionsverhältnisse weisen das pH-neutrale Gewässer nach den OECD-Kriterien (1982) als

mesotroph aus. Eine Tendenz zum eutrophen Status ist anhand der mittleren Gesamtphosphorkonzentration zu erkennen (s. Tab. 132).

Bei der Analyse der Metallkonzentration lagen Zink und Kupfer über der Nachweisgrenze. Mit 13 µg/l überschritt Kupfer deutlich die Konzentrationen, die für natürliche Gewässer mit 1 - 3 µg/l angegeben werden (Hütter 1990). In Verbindung mit dem Zink (7,1 µg/l) kann seine toxische Wirkung auf das Algenwachstum und als Fischgift verstärkt werden. Auch in den Sedimenten erreichte Zink hohe Gehalte von 280 mg/kg, die sich knapp unter dem für Kulturböden („Richtwerte ‘80“ 1987 aus LAWA NRW 1993) tolerierbaren Wert von 300 mg/kg bewegten. Da beim Blei 120 mg/kg nachgewiesen wurden, kam es hier zu einer Überschreitung eines solchen Richtwertes, der bei 100 mg/kg angesetzt wird. Die angesprochenen Metallkonzentrationen weisen zusammen mit den hohen Sulfatkonzentrationen des Sees auf eine anthropogene Belastung hin, die der nahe gelegenen Altablagerung entstammen können.

Tab. 132: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Forellenteichs (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+99,5	pH - Wert	[-]	7,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,008	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,01	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,4	Sulfat	[mg/l]	119,4
mittlere Tiefe	[m]	0,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	501
maximale Länge	[m]	290	DOC (Uferproben)	[mg/l]	20,0
maximale Breite	[m]	60	TOC (Uferproben)	[mg/l]	21,3
Uferentwicklung	[-]	2,0	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,88
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	73
			Chlorophyll a	[µg/l]	5,3
Tiefengradient	[-]	0,95	Sichttiefe	[m]	< 1
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die Vertreter des Planktons traten meist vereinzelt oder in geringen Individuenzahlen auf. Dennoch konnten 1988 die zwei Phytoplankter *Peridinium tabulatum* und *Dinobryon divergens* zeitweise in Massen beobachtet werden.

Mit mehr als 30 Arten zeigt der recht kleine Forellenteich eine vergleichsweise große Artenvielfalt der aquatischen Wirbellosen. Die höchste Besiedlungsdichte zeigten die drei Arten der Ephemeroptera (*Cloëon dipterum*, *Caënis horaria* und *C. luctuosa*). Zu den mit sieben Arten und einigen Jungtieren der sehr häufig im See vertretenen Odonata gehörten auch die in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohten Arten *Ceriagrion tenellum* und *Cordulia aenea*. Lediglich als potentiell gefährdet ist das Vorkommen von *Segmentina nitida* (Gastropoda) im Forellenteich zu bewerten. Rote Liste-Arten sind bei den Wirbeltieren nicht anzutreffen. Dafür bilden die Amphibien *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) große Populationen. In den flachen und vegetationsreichen Buchten wachsen ihre Nachkommen geschützt heran. Sie sind dem hohen Fischbesatz, der als Zeichen für die hohe Produktivität des Gewässers gewertet werden kann,

nicht unmittelbar ausgeliefert. Mit Hilfe der Elektrofischerei wurden 7 Fischarten nachgewiesen. *Rutilus rutilus* (Plötze) erreichte dabei mit 2094 Tieren pro Hektar die mit Abstand höchste Individuendichte. Ihr schlossen sich pro Hektar 1181 Exemplare von *Esox lucius* (Hecht), 734 Tiere von *Perca fluviatilis* (Barsch) und 218 Individuen von *Anguilla anguilla* (Aal) an. Vergleichsweise geringe Zahlen brachten *Tinca tinca* (Schleie), *Cyprinus carpio* (Karpfen) und *Abramis brama* (Blei) hervor. Wie der Mangel an Wasservögeln anzeigt, ist der See für diese Tiere nicht sonderlich attraktiv.

Die Flora des Sees ist besonders durch die artenreiche Submersvegetation gekennzeichnet. In dem nahezu vollständig besiedelten Seebecken nehmen Bestände von *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum* und *Lagarosiphon major* große Flächen ein. Die letztgenannte Art wurde als Neophyt wahrscheinlich von Aquarianern eingesetzt. Seltener siedeln *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und Zuchtformen von *Nymphaea* im Forellenteich.

8.11.10.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die fortschreitende Eutrophierung einzudämmen und damit den Artenreichtum des Sees zu erhalten, sind anthropogene Nährstoffeinträge zu unterbinden. Störungen und Schädigungen der Röhrichte besonders am Ostufer und am sumpfigen Nordteil des Forellenteichs sollten durch eine Verlegung von Lager- und Angelplätzen verhindert werden.

8.11.11 Forsthausweiher

8.11.11.1 Lage und Geschichte

Die Ortschaft Schnorrenberg liegt östlich des Forsthausweihers, der sich nordöstlich des Stiefelweihers in der Nähe der B 51 befindet. Der See entstand um 1935 und ist damit eines der ältesten Standgewässer der Ville. Im Osten lagert unweit des Sees eine Altlast, die Hausmülldeponie der Stadt Brühl.

Der Forsthausweiher ist Teil eines 1972 ausgewiesenen LSG's. Besonders gerne wird das östliche Ufer von Anglern und Badegästen genutzt.

8.11.11.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Wie in der Abb. 213 zu erkennen, besitzt der Forsthausweiher eine recht einheitliche Seebeckengestalt. Die Uferentwicklung (1,45) ist trotz der Ausbildung zweier Buchten vergleichsweise schwach. Die Ufer der Buchten und das Südostufer fallen relativ flach ab, wohingegen am Nordostufer besonders steile Hänge anzutreffen sind. Im Nordwesten des Sees befindet sich ein Abfluß zum Pingsdorfer See. Über einen oberirdischen Zufluß verfügt der Forsthausweiher jedoch nicht. Er wird von Niederschlags- und Grundwasser gespeist.

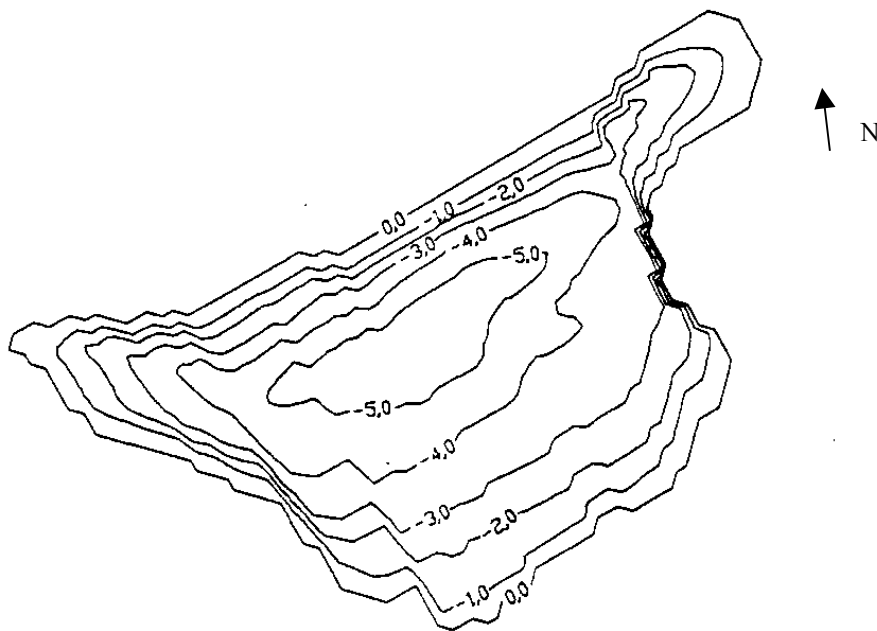


Abb. 213: Seekontur mit Tiefenlinien vom Forsthausweiher (LAWA NRW 1993)

Obwohl der See in einem Kessel liegt, ist im Sommer nur zeitweise eine thermische Schichtung ab 4 m Wassertiefe zu beobachten. 1989 sank die Sauerstoffkonzentration ab 5 m Tiefe auf Werte unter 4 mg/l, die bereits für einige Fische und ihre Brut schädlich sein kann. Im jährlichen Mittel lag sie bei 8,2 mg/l und die Konzentration von Gesamtphosphor nahm einen recht hohen Wert an (s. Tab. 133). Dennoch wurde die Primärproduktion ganzjährig durch die Konzentration des Phosphors bestimmt. Während der Vegetationsperiode durchlief sie unterschiedliche Intensitäten, wie die zwischen 0,5 und 20 µg/l schwankenden Chlorophyll a-Konzentrationen zeigen. Ihr Mittelwert und die mittleren Konzentrationen von Phosphor und Stickstoff (s. Tab. 133) lassen unter Anwendung der OECD-Kriterien auf ein mesotrophes Gewässer mit einer Tendenz zur Eutrophie schließen.

Bei den untersuchten Metallen lag die Konzentration von Kupfer bei 4,0 µg/l und die von Zink bei 8,9 µg/l und damit über der Nachweisgrenze. Der Kupfergehalt überschritt außerdem die in natürlichen Gewässer allgemein anzutreffenden Höchstkonzentrationen von 1 - 3 µg/l (Hütter 1990). Im Sediment waren die Schwermetalle Blei mit 110 mg/kg und Arsen mit 18 mg/kg enthalten. Die Bleikonzentration lag somit über dem für Kulturböden tolerierbaren Wert von 100 mg/kg, wohingegen die Arsenkonzentration nur knapp hinter dem Richtwert von 20 mg/kg zurückblieb. Diese hohen Arsenkonzentrationen und die hohen Sulfatkonzentrationen des Forsthausweiher (s. Tab. 133) weisen auf Auswaschungsprozesse hin, wie sie in Braunkohleaschen ablaufen.

Tab. 133: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Forsthausweiher (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
			Stand:		
Wasserstand	[mNN]	+120	pH - Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,054	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,019	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	5,8	Sulfat	[mg/l]	205,7
mittlere Tiefe	[m]	2,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	706
maximale Länge	[m]	240	DOC (2 m Tiefe)	[mg/l]	9,1
maximale Breite	[m]	125	TOC (2 m Tiefe)	[mg/l]	9,3
Uferentwicklung	[-]	1,45	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,81
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	35
			Chlorophyll a	[µg/l]	8,4
Tiefengradient	[-]	1,61	Sichttiefe	[m]	1,7
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die planktische Besiedlung des Sees zeichnete sich 1988/89 durch allgemein geringe Zelldichten und das Fehlen von Massenentwicklungen aus. Die vielfältigste Gruppe des Phytoplanktons waren die Chlorophyta mit 18 Arten bzw. höheren systematischen Taxa. Unter ihnen brachte nur die Gattung *Scenedesmus* vor allem mit *Scenedesmus costato-granulatus* mittlere Zelldichten hervor. Solche Besiedlungsdichten wurden außerdem von drei Taxa der Chrysophyceae erreicht (*Chrysococcus*, *Dinobryon* und *Kephyrion*). Mittlere bis geringe Zelldichten konnten bei einigen Arten der Bacillariophyceae, der Euglenophyceae, der Cryptophyceae und der Dinophyceae festgestellt werden. Beim Zooplankton bildeten die Rotatoria die zahlreichsten Taxa, von denen fünf mittlere Besiedlungsdichten entwickelten. Zu ihnen zählen *Ascomorpha ovalis*, die *Filinia longiseta-terminalis*-Gruppe und *Keratella cochlearis*. Häufig traten auch *Ceriodaphnia pulchella*, *Bosmina longirostris* und *Daphnia galeata* als Vertreter der Cladocera auf.

Von aquatischen Wirbellose ist der Forsthausweiher vergleichsweise gering besiedelt. Am häufigsten kamen Ephemeroptera mit *Caenis horaria*, *C. luctuosa*, *Centroptilum luteolum* und *Cloëon dipterum*, Larven der Chironomidae und *Gyraulus alba* (Gastropoda) vor. Unter den fünf zu beobachtenden Odonata-Arten

war mit *Ceriatodon tenellum*, eine in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohte Art vertreten.

Die steil abfallenden Ufer und der nur spärliche Bewuchs mit Makrophyten stellen ungünstige Laichplätze für Amphibien dar. Nur vereinzelt konnten *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) beobachtet werden. Zahlreicher waren die Fische vertreten, von denen pro Hektar 328 Exemplare von *Rutilus rutilus* (Plötze) und 266 Individuen von *Anguilla anguilla* (Aal) nachgewiesen wurden. Außerdem kamen *Perca fluviatilis* (Barsch), *Cyprinus carpio* (Karpfen), *Esox lucius* (Hecht) und *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder) vor. Ein guter Weißfisch- und Barschbestand und ein deutlich zu hoher Aalbesatz konnte festgestellt werden. Die Raubfische wie z.B. Hechte waren unterrepräsentiert. Ebenfalls selten sind Wasservögel auf dem See anzutreffen, da seine Kessellage für sie unattraktiv erscheint. Lediglich *Anas platyrhynchos* (Stockente), die zur Brut keine geeigneten Uferabschnitte fand, konnte beobachtet werden.

Die Makrophyten des Sees sind durch schmale und steil abfallende Ufer behindert. Die Röhrichte enthalten typische Uferpflanzen wie *Typha angustifolia*, *T. latifolia* und *Schoenoplectus lacustris*. Die einzigen Arten im bzw. auf dem Wasser waren *Myriophyllum spicatum* und die Zuchtform von *Nymphaea*.

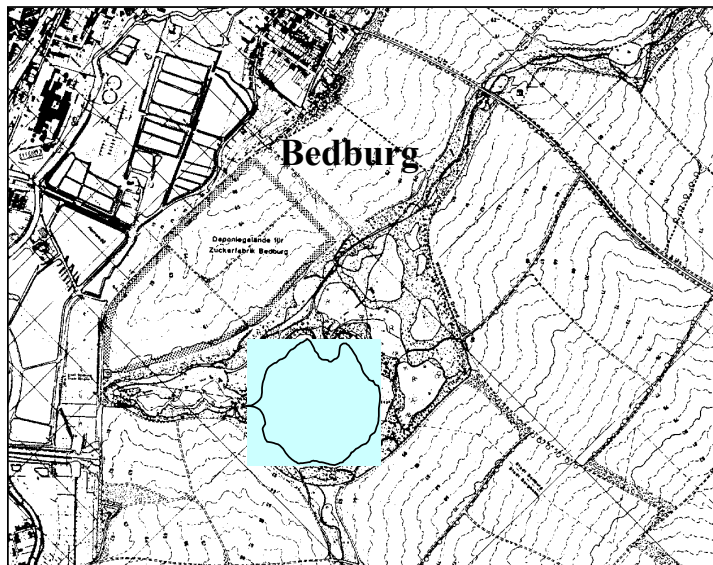
8.11.11.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die Eutrophierung des Sees nicht zu fördern, sollten Nährstoffeinträge aus den bestehenden Nutzungsformen so gering wie möglich gehalten werden. Nach der drastischen Verringerung des Aalbestandes ist der Forsthausweiher für den Besatz mit *Rhodeus sericeus amarus* (Bitterling) geeignet.

8.11.12 Fortuna-Garsdorf See

8.11.12.1 Lage und Geschichte

Unmittelbar östlich von Bedburg erstreckt sich der ehemalige Braunkohlentagebau Fortuna-Garsdorf. Er befindet sich gegenwärtig in der Rekultivierung, die darauf abzielt, Landschaftsräume mit einem Entwicklungspotential hin zu stabilen ökologischen Naturraumbestandteilen zu schaffen. Dabei entfällt nur etwa ein Prozent des 2230 ha großen Gebietes auf Wasserflächen. Mehrheitlich entstehen landwirtschaftliche (1730 ha) und forstwirtschaftliche Flächen (420 ha) (Stürmer & Lange 1993). In erstere ist eine Auenlandschaft eingebettet, die im Bedarfsfall eine Wasserrückhaltefunktion für die Erft übernimmt. Ein Landschaftssee ist in dieses System integriert. Seine Entstehung soll im Jahre 2000 abgeschlossen sein (Rheinbraun 1993). Dazu erfolgt eine Erstbefüllung mit Sumpfungswasser. Da der



abgedichtete See noch viele Jahre über dem Grundwasser liegen wird, sollen Versickerungs- und Verdunstungsverluste durch die Einleitung von Erft- und Oberflächenwasser ausgeglichen werden. Bevor das Wasser in den See mündet, passiert es drei Teiche, in denen es biologisch aufbereitet wird. Künftig soll der See im ehemaligen Tagebau Fortuna-Garsdorf der Freizeitfischerei und der stillen Erholung dienen.

Abb. 214: Teilansicht der Rekultivierungsfläche Tagebau Fortuna-Garsdorf mit dem Landschaftssee (veränderter Ausschnitt aus Stürmer & Lange 1993)

8.11.12.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Wie Abb. 214 zu entnehmen, handelt es sich bei dem entstehenden See um ein annähernd kreisrundes Gewässer mit einer Fläche von ca. 20 ha und zwei kleineren Buchten im Norden. Die Ufer fallen zur Seemitte gleichmäßig ab und erreichen ihre maximale Tiefe bei 25 m (Stürmer & Lange 1993). Entsprechend dieser morphometrischen Gegebenheiten lässt sich ein stabil dimiktisch geschichteter, mäßig nährstoffreicher See erwarten (Klapper 1992). Für eine niedrige Trophiestufe ist die Flutung mit in der Regel nährstoffarmen Sumpfungswasser vorteilhaft. Wie lange dieser Gewässerstatus erhalten bleibt, hängt im Besonderen von der Nährstoffanreicherung durch die Einleitung von oberirdischen Zuflüssen und die nutzungsbedingten Einträge ab. Sie sollten daher bei künftigen limnologischen Untersuchungen mit berücksichtigt werden.

8.11.13 Franziskussee

8.11.13.1 Lage und Geschichte

In der Nähe der B 265 zwischen dem Liblarer See im Südwesten und dem Heider Bergsee im Nordosten liegt der Franziskussee im Ville Gebiet. Er entstand 1964 als Folge der Braunkohleförderung. Aus dieser Zeit stammen die Altlasten und Ablagerungen in unmittelbarer Nähe des Sees.

Die an den See anschließenden Flächen sind seit 1972 als LSG ausgewiesen und stehen in Teilen seit 1984 unter Naturschutz. Gegenwärtig wird das Gewässer zur stillen Erholung und zum Angeln genutzt.

8.11.13.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Mit 1,43 nimmt die Uferentwicklung einen für die Ville-Seen vergleichsweise niedrigen Wert an. Die Ufer fallen wie in Abb. 215 zu sehen, recht steil ab und die mittlere und maximale Tiefe bleiben recht gering (s. Tab. 134).

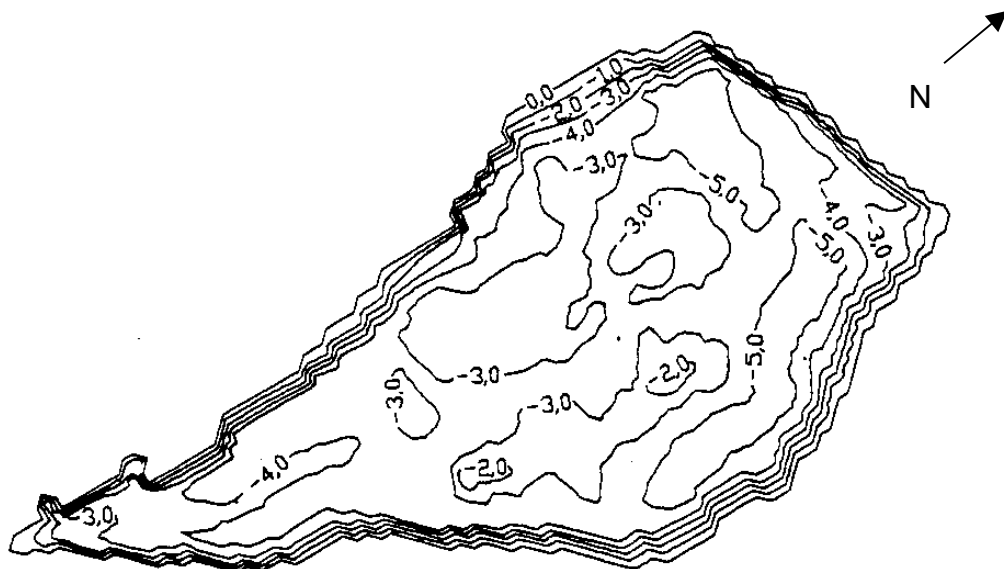


Abb. 215: Seenkontur mit Tiefenlinien des Franziskussees (LAWA NRW 1993)

Hauptsächlich von Grundwasser gespeist, fließt dem Franziskussee Wasser aus dem umliegenden Gelände zu. Dieses verläßt den See in Richtung Osten zum Untersee.

Die Seebeckengestalt ermöglicht den Aufbau stabiler thermischer Schichtungen, die in den Sommermonaten zeitweise hypolimnische Sauerstoffdefizite mit < 4 mg/l aufweisen.

In dem neutralen bis schwach basischen Gewässer wurden für Oberflächengewässer hohe Leitfähigkeiten beobachtet (1988/89: $921 \mu\text{S}/\text{cm}$). Diese Werte, die bei den Ville-Seen recht häufig zu beobachten sind, entsprechen unter natürlichen Bedingungen einem gut mineralisierten Grund- oder Quellwasser (Hütter 1990).

Wie die Beurteilung der Nährstoffkonzentrationen und der Chlorophyll a-Konzentrationen des letzten Untersuchungszeitraumes (1989/89) nach OECD-Kriterien

(1982) zeigen, handelt es sich bei dem Franziskussee um ein oligotrophes Gewässer. Phosphor ist nach Forsberg et al. (1978) der limitierende Faktor.

Tab. 134: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Franziskussee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+98,9	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,63	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,161	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	6,8	Sulfat	[mg/l]	345
mittlere Tiefe	[m]	3,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	921
maximale Länge	[m]	800	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	14,3
maximale Breite	[m]	380	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	14,9
Uferentwicklung	[-]	1,43	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,59
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	6
			Chlorophyll a	[µg/l]	2
Tiefengradient	[-]	1,36	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	4,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die hohen Sulfatkonzentrationen (s. Tab. 134) weisen auf den Einfluß der im Einzugsgebiet liegenden Braunkohleaschen hin. Auch die in den Sedimenten enthaltenen Blei- und Arsenkonzentrationen von 120 mg/kg bzw. 31 mg/kg wie auch die Chrom- und Kupfergehalte (60 mg/kg bzw. 45 mg/kg) zeigen anthropogene Beeinflussungen an. Sie überschreiten die für die Ville-Seen charakteristischen Werten.

Typisch für nährstoffarme Gewässer wie den Franziskussee sind die geringen Besiedlungsdichten des Planktons und das Ausbleiben von Massenentwicklungen. Mit etwa 40 vertretenen Arten ist das Phytoplankton vielgestaltig ausgeprägt. Am häufigsten und gelegentlich mit mittleren Zelldichten waren Taxa aus den Gruppen der Chrysophyceae, Bacillariophyceae und Dinophyceae anzutreffen.

Anhand der Makrophyten läßt sich zwischen dicht besiedelten Uferabschnitten im Süden und vegetationsfreien Räumen differenzieren. Allgemein ist mit mehr als 30 nachgewiesenen Taxa ein relativer Artenreichtum festzustellen. Die Röhrichte sind in der Regel aus lichten *Phragmites australis*-Beständen aufgebaut. Im Süden finden sich aber auch *Typha angustifolia*, *T. latifolia* und *Sparganium erectum* sowie *S. emersum*. Ihnen sind Schwimmblattrasen von *Nuphar lutea* und der Zuchtform von *Nymphaea* vorgelagert, denen sich in der Tiefe Tauchfluren anschließen. Im See sind *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton berchtoldii* und *P. crispus* ebenso anzutreffen wie *Nympoides peltata* und *Utricularia spec.*, die laut Roter Liste als bundesweit gefährdet gelten.

Die aquatischen Wirbellosen werden an den Uferabschnitten vor allem durch Isopoda (*Asellus aquaticus*) oder aber Mollusca (u.a. *Dreissena polymorpha* und *Pisidium*) repräsentiert. Die Chironomidae erreichen in Relation zu den anderen Seen der Ville relativ geringe Besiedlungsdichten. Von den 12 Odonaten-Arten, die am See nachgewiesen wurden, konnten besonders in der dicht bewachsen

Südbucht viele im Larvenstadium beobachtet werden. Hierzu zählten u.a. *Libellula depressa* und *Sympetrum sanguineum*. Aber auch die an vegetationsfreien, kiesigen Standorten lebende *Gomphus pulchellus*, die in NRW gefährdet ist, konnte nachgewiesen werden.

Zur Laichzeit wurden von den amphibischen Wirbeltieren *Bufo bufo* (Erdkröte) mit etwa 200 und einige Individuen von *Rana temporaria* (Grasfrosch) gezählt. Der Fischbestand läßt nach Einschätzungen der Landesanstalt für Fischerei NRW einen Hecht-Schlei-See erwarten (LAWA NRW 1993). Leitfischarten wie *Esox lucius* (Hecht), *Tinca tinca* (Schleie) und Weißfische sind aber in zu geringen Besiedlungsdichten vertreten, *Anguilla anguilla* (Aal) demgegenüber zu häufig.

Für Vögel ist der See als Brut- und Winterquartier gut geeignet. So konnten 30 bis 40 Brutpaare von *Larus canus* (Sturmmöwe) sowie Gelege u.a. von *Podiceps cristatus* (Haubentaucher), *Aythya fuligula* (Reiherente) und *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger) nachgewiesen werden.

8.11.13.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den sehr guten Zustand des Sees für den Arten- und Naturschutz weiterhin zu erhalten, sind allochthone Phosphatzufuhren zu verhindern. Aktuell konnten keine direkten Nährstoffeinträge ausgemacht werden.

Die Gestaltung dicht bewachsener und geschützter Buchten würde die Laichbedingungen für Amphibien verbessern. Die Verringerung des Bestandes von *Anguilla anguilla* (Aal) stellt die Grundlage für einen möglichen Einsatz gefährdeter Kleinfische wie *Rhodeus sericeus amarus* (Bitterling) und *Leucaspis delineatus* (Moderlieschen) dar.

8.11.14 Gallbergweiher

8.11.14.1 Lage und Geschichte

Der Gallbergweiher, der auch als Eckdorfer See und als Badorfer Weiher bekannt ist, liegt inmitten der Ortschaft Brühl-Badorf. Um 1936 entstanden, ist er eines der ältesten Standgewässer der Ville.

In seiner unmittelbaren Nähe wurde während und nach dem zweiten Weltkrieg Hausmüll deponiert. 1971 wurde der See als LSG ausgewiesen. Er diente bis 1984 als Vorfluter und war damit der Einleitung häuslicher Abwässer ausgesetzt. Seit der Fertigstellung der Kanalisation wird nur noch bei Starkniederschlägen Mischwasser in den See abgeführt. Heute reichen Häuser nahe bis an die Ufer des Sees. Als Naherholungsgebiet wird er rege von Spaziergängern und Anglern genutzt, deren Verein am Ostufer ein eingezäuntes Gelände besitzt. Dort wurde das Ufer teilweise durch Faschinen befestigt.

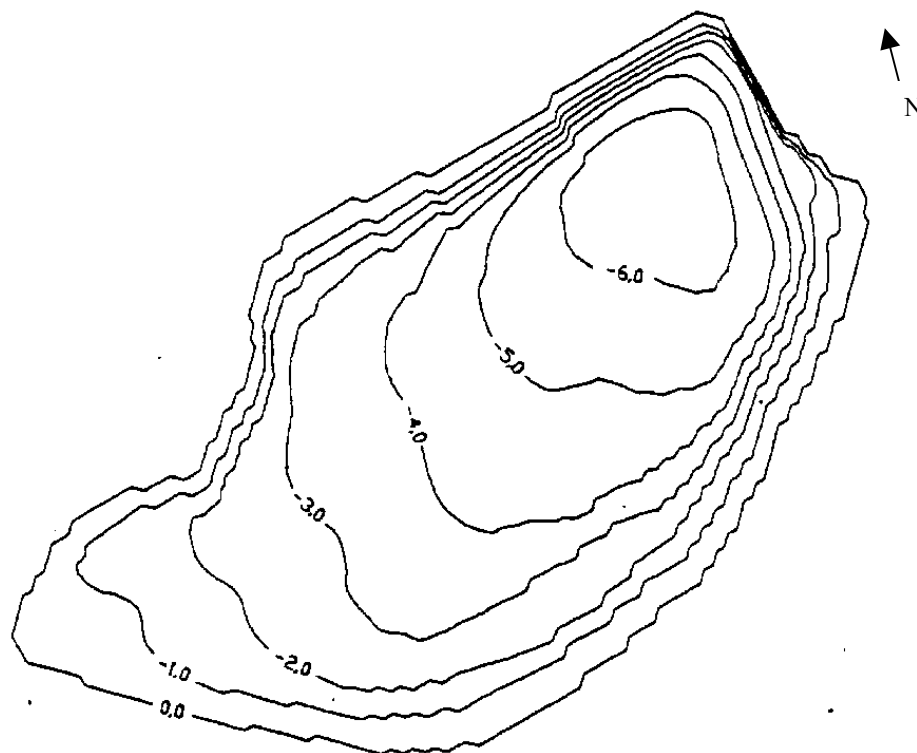


Abb. 216: Seekontur mit Tiefenlinien vom Gallbergweiher (LAWA NRW 1993)

8.11.14.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die abgerundete Uferlinie des Gallbergweihers verhindert eine starke Verzahnung von Wasser und Land, so daß die Uferentwicklung einen für die Ville-Seen niedrigen Wert (1,2) annimmt. Wie anhand der Tiefenlinien in Abb. 216 erkennbar ist, fällt vor allem das Ostufer steil ab. Der Untergrund erreicht im östlichen Beckenbereich seine maximale Tiefe (s. Abb. 216 und Tab. 135) und steigt nach Westen nur langsam an. Dieses Seebecken steht durch einen Kanal mit dem Geildorfer Bach in Verbindung. Ein oberirdischer Zufluß ist jedoch nur während starker Niederschläge aktiv (s. o.). Hauptsächlich strömt Grundwasser in den See ein.

Tab. 135: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) von Gallbergweiher (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+113	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,081	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,027	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	7,0	Sulfat	[mg/l]	190
mittlere Tiefe	[m]	3,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	870
maximale Länge	[m]	265	DOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	14,0
maximale Breite	[m]	150	TOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	15,3
Uferentwicklung	[-]	1,2	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,15
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	135
			Chlorophyll a	[µg/l]	26
Tiefengradient	[-]	1,87	Sichttiefe (12.4.89)	[m]	0,8
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die Seebeckengestalt ermöglicht die Entstehung thermischer Schichtungen, die im Sommer vermutlich ab 4 m Tiefe beginnen. Bei den letzten Untersuchungen 1988/89 betrug die Sauerstoffsättigung im Durchschnitt 90 %, wobei im August und im September 1989 deutliche Sauerstoffdefizite ab 6 m Tiefe festgestellt wurden. Über Grund sank die Konzentration bis auf 0,1 mg. Bei einer stabilen Temperaturschichtung reichern sich die Nährstoffe im Hypolimnion an und führen zu einer Verarmung des Epilimnions, wie es anhand der Gesamtphosphorkonzentrationen festgestellt werden konnte. Sie nahm im September 1989 in 1 m Tiefe mit 25 µg/l ihren geringsten Wert an, während sie in 6 m Tiefe den absoluten Maximalwert von 1200 µg/l erreichte. Die über die Jahre gemittelt Konzentrationen von Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff sowie von Chlorophyll a lassen nach einer Anwendung der Bewertungskriterien der OECD (1982) einen eutrophen See erkennen. Die Gegenüberstellung der Hauptnährelemente nach Forsberg et al. (1978) zeigt, daß die Primärproduktion zu allen Beprobungsterminen durch den Phosphor limitiert wurde.

Die selbst für die Seen der Ville hohen Sulfatkonzentrationen (s. Tab. 135) weisen auf den Einfluß von Braunkohleaschen hin. Lagerstätten dieser Art sind im Einzugsgebiet jedoch nicht bekannt.

Die Schwermetallkonzentrationen des Gallbergweihers lagen für Kupfer (3,8 µg/l), Zink (14 µg/l) und Nickel (2,3 µg/l) über der Nachweisgrenze. Die ermittelten Kupfergehalte überschritten damit die für natürliche Gewässer häufig nachgewiesenen Werte von 1 – 3 µg/l (Hütter, 1990).

Die Untersuchungsergebnisse zum Plankton zeigten daß 1988/89 weder beim Phyto- noch beim Zooplankton Massenentwicklungen verzeichnet werden konnten. Meist traten die Arten und höheren systematischen Einheiten vereinzelt oder in geringen Zellzahlen auf. Unter den Phytoplanktern gehörten die Taxa oft den Chlorophyta an. Typische Vertreter nährstoffreicher Gewässer wie *Closterium aciculare* kamen mit mittlerer Häufigkeit vor und *Chlamydomonas* trat im August häufig auf. Mittlere Häufigkeiten erreichten außerdem *Crucigenia tetrapedia* und

Scenedesmus sowie einige wenige Vertreter der Bacillariophyceae (*Cyclotella* und *Synedra ulna*), Chrysophyceae (*Chrysococcus*) und der Euglenophyceae (*Trachelomonas volvocina*). Unter den Zooplanktern brachten die Rotatoria die größte Vielfalt hervor. Aber nur *Keratella cochlearis* war wiederholt mit mittlerer bis höherer Zelldichte vertreten. Im Mai 1988 bildete *Polyarthra dolichoptera* die höchste Besiedlungsdichte im See. Mittlere Häufigkeiten wiesen dagegen *Asplanchna priodonta*, die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe und *Pompholyx sulcata* auf. Die zwei nachgewiesenen Arten von Cladocera (*Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata*) erreichten mittlere bis höhere Besiedlungsdichten, wie auch die Nauplia-Larven und Jungstadien der Copepoda. Ausgewachsene Tiere traten nur vereinzelt auf, was auf einen hohen Fischbestand mit einem großen Fraßdruck schließen läßt.

Eine geringe Besiedlung aquatischer Wirbelloser ist im Gallbergweiher festzustellen. Die meisten Individuen waren Larven der Diptera vor allem Chironomidae. Bei den Isopoda (*Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis*) und den Oligochaeta konnten höhere Besiedlungsdichten nachgewiesen werden. All diese Tiere ernähren sich von abgestorbenem organischen Material und sind somit für den Stoffkreislauf im See von wesentlicher Bedeutung.

Die Zählung der Wasservögel ergab 70 Exemplare von *Anas platyrhynchos* (Stockente) und einige Vertreter von *Fulica atra* (Bleßralle) und *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) sowie weitere Arten. Regelmäßige Fütterungen sind für die überdimensionierte Stockenten-Population verantwortlich. Diese wirkt sich nachteilig auf die Ansiedlung von Amphibien aus, die im See nicht gefunden werden konnten. Der für Frösche unwirtliche Lebensraum zeichnet sich durch die Ufergestaltung und den Mangel an Sommerquartieren aus. Untersuchungen zum Fischbestand wurden nicht durchgeführt. Die geringe Zahl vorhandener Kleinkrebse spricht für einen großen Fischbestand mit einem dementsprechend hohen Fraßdruck.

Die Makrophyten im und am See sind nur spärlich vertreten. Die lockeren Röhrichte beinhalten neben *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Iris pseudacorus* wenige typische Uferpflanzen. Die Schwimmblattrasen werden von Zuchtformen von *Nymphaea* repräsentiert, Submerse fehlen ganz. Diese Voraussetzungen sind für ein Überleben von Kaulquappen hinderlich.

8.11.14.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Die Eutrophierung des Sees wird in starkem Maße durch Fütterung der Vögel beschleunigt, da sie zu direkten und indirekten Nährstoffeinträgen führt. Soll der aktuelle Gewässerstatus beibehalten werden, sind diese Einträge durch das Anfüttern beim Angeln deutlich zu reduzieren.

8.11.15 Gotteshülfeteich

8.11.15.1 Lage und Geschichte

Der nördlichste See des Ville-Gebietes liegt zwischen der A 1 im Westen und der Ortschaft Gleuel im Osten. Er entstand um 1955 im Bereich des gleichnamigen Braunkohlentagebaus. Im Nordwesten des Sees lagert eine Altlast. Sie enthält Abraum, Bauschutt, Ziegel- und Hausbruch, Aschen sowie Hausmüll der Stadt Ferchen. Gegenwärtig wird der See zur stillen Erholung und zur Freizeitfischerei genutzt.

8.11.15.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Mit 1,8 nimmt die Uferentwicklung einen für die Ville-Seen hohen Wert an. Während die Ufer entlang der Seenlängsachse steil abfallen (s. Abb. 217), nähert sich der Untergrund im Nordosten und Südwesten vergleichsweise langsam dem tiefsten Punkt (s. Tab. 136) im Südwesten an.

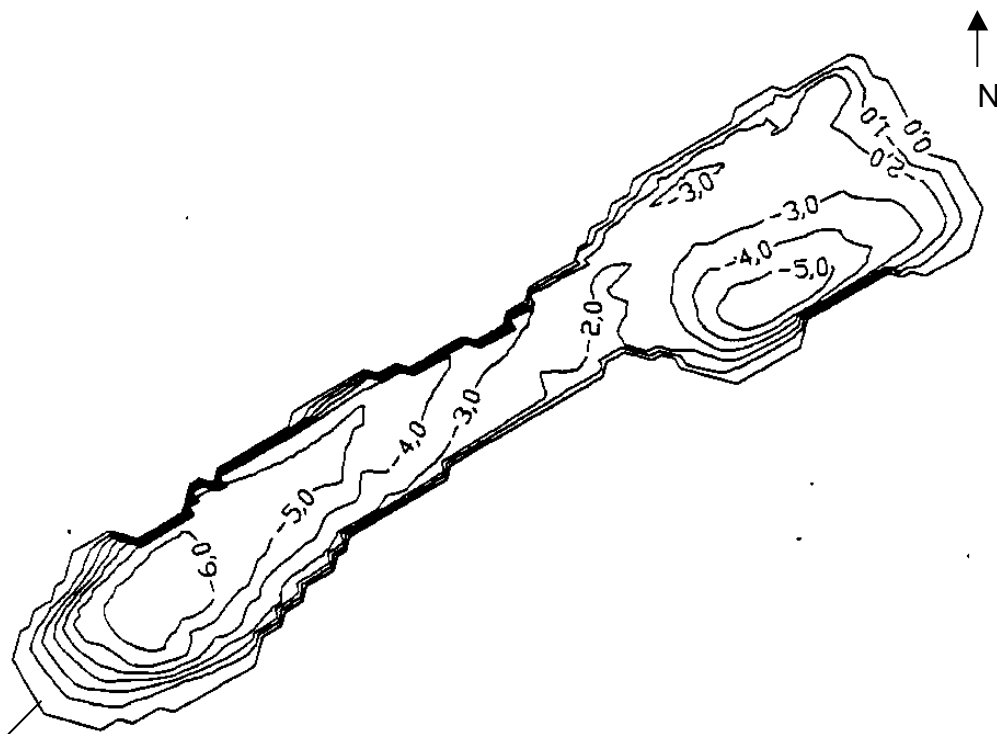


Abb. 217: Seekontur mit Tiefenlinien des Gotteshülfeteiches (LAWA NRW 1993)

Die Speisung des Gotteshülfeteiches erfolgt zum einen über das Grundwasser und zum anderen über oberirdische Zuflüsse. Letztere bringen Wasser aus dem umliegenden Gelände, sind aber auch für die Entwässerung der A 1 verantwortlich. Bei starken Niederschlägen kann die Stadt Hürth Wasser aus der Kanalisation in den See abschlagen. Die ehemalige Kläranlage westlich des Gotteshülfeteiches entwässerte bis in die 80er Jahre hinein in den See. Überschüssige Wassermassen verlassen das Gewässer zum Gleueler Bach.

Die Seebeckengestalt ermöglicht den Aufbau thermischer Schichtungen, deren Sprungschicht im Sommer 1988 zwischen 2 und 4 m Wassertiefe lag. Während dieser Zeit konnten ab 2 m Tiefe deutliche Sauerstoffdefizite nachgewiesen

werden. Sie nahmen bereits in 3 m Tiefe so stark zu, daß der Sauerstoff dort völlig fehlte. Damit engte sich der Lebensraum für sauerstoffverbrauchende Organismen auf die oberen 2 m der Wassersäule ein. Anoxische Bedingungen an der Grenzschicht zwischen Sediment und Wasser führen zur Rücklösung von Phosphat. Die in diesem See nachgewiesenen Konzentrationen von Gesamtposphor erreichten einen vergleichsweise hohen Wert (s. Tab. 136). Die Einstufung dieser wie auch der Konzentration von Gesamtstickstoff und Chlorophyll a zeigen nach den OECD-Kriterien (1982) ein eutrophes Gewässer an. Bemerkenswert ist die Konzentrationszunahme von Ammonium- und Nitratstickstoff mit steigender Wassertiefe bis sie im Oktober 1988 wenige Zentimeter über dem Grund maximale Wert von 9,7 bzw. 0,95 mg/l erreichten. Die im Gewässer enthaltenen Konzentrationen von Sulfat nehmen selbst innerhalb der Ville-Seen sehr hohe Werte an (s. Tab. 136), die auf erhebliche Auswaschungen von Braunkohleaschen hinweisen. Auch Nickel war mit 58 µg/l sehr hoch konzentriert, wenn man 30 µg/l als Toleranzgrenze für Oberflächengewässer ansetzt (Hütter 1990). In den Sedimenten wurden hohe Gehalte von Kupfer, Blei und Zink (110 mg/kg, 160 mg/kg bzw. 970 mg/kg) wie von Quecksilber und Mangan nachgewiesen.

Tab. 136: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Gotteshülfeteich (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+83,7	pH - Wert	[-]	7,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,170	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,053	Gesamteisen	[mg/l]	4,0
maximale Tiefe	[m]	7,4	Sulfat	[mg/l]	767,5
mittlere Tiefe	[m]	3,2	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2049
maximale Länge	[m]	605	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	9,0
maximale Breite	[m]	130	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	11,0
Uferentwicklung	[-]	1,8	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,48
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtposphor	[µg/l]	83
			Chlorophyll a	[µg/l]	36,2
Tiefengradient	[-]	1,69	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	0,7
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Das Phytoplankton ist im Gotteshülfeteich durch eine vergleichsweise geringe Artenzahl und das Fehlen von Massenentwicklungen gekennzeichnet. Die höchste Dichte wurde bei den Bacillariophyceae nachgewiesen, von denen *Synedra ulna* am häufigsten anzutreffen war. Im Gegensatz dazu brachte das Zooplankton mehrere Arten bzw. höhere systematische Taxa mit sehr hohen Individuendichten hervor. Unter den Rotatoria war das z.B. die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe. Massenentwicklungen von Jungstadien und Larven der Copepoda konnten im Mai 1988 beobachtet werden. Dann traten die Tiere nur noch in geringen Besiedlungsdichten auf, was auf einen großen Fischbestand mit einem dementsprechend hohen Fraßdruck hinweist.

Die Vegetation des Sees wird durch allgemein typische Röhrichtarten wie *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* und *T. latifolia* charakterisiert. Abgesehen

von der *Nymphaea*-Zuchtform wurden keine Schwimmblattrasen und Tauchfluren nachgewiesen.

Die aquatischen Wirbellosen waren im See mit relativ wenigen Arten vertreten. Die höchste Individuendichte zeigten die Larven von Chironomidae und Ephemeroptera (*Cloëon dipterum*) und die Isopoda mit *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis*. Aus der Roten Liste der vom Aussterben bedrohten Arten konnte *Agabus fuscipennis* als Vertreter der Coleoptera im Gewässer nachgewiesen werden.

Amphibien konnten nicht beobachtet werden. Als Winterquartier ist dieses Gewässer aufgrund des starken Sauerstoffmangels nicht geeignet. Der hohe Nährstoffgehalt im Gotteshülfeteich führt zur Dominanz unempfindlicher Fischarten wie *Rutilus rutilus* (Plötze), welche mit 440 Tieren pro Hektar eine sehr hohe Individuendichte zeigten. Auch *Anguilla anguilla* (Aal) war mit 246 Tieren pro Hektar deutlich überrepräsentiert. Vom bundesweit gefährdeten *Silurus glanis* (Wels) konnte lediglich ein Exemplar nachgewiesen werden. Unter den Wasservögeln waren in erster Linie *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Fulica atra* (Bleßralle) und *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) am See vertreten.

8.11.15.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aufgrund der bereits hohen Nährstoffkonzentrationen ist zu prüfen, ob die Einleitung von Wässern der A 1 und aus der Kanalisation von Hürth nicht unterbunden werden kann. Weitere Nährstoffeinträge hätten Verschlechterungen der Gewässersituation zur Folge. Die Sauerstoffdefizite würden zunehmen und den Lebensraum für sauerstoffverbrauchende Organismen weiter einschränken oder eine völlige Ausstickung herbei führen. Dieser Umstand und die hohe Schwermetallkonzentrationen stellen die weitere fischereiliche Nutzung in Frage.

8.11.16 Gruhlwerksee

8.11.16.1 Lage und Geschichte

Der Gruhlwerksee ist einer der jüngsten Tagebauseen der Ville. Er liegt an der B 265 zwischen dem Margarethenweiher im Norden und der Gemeinde Heide im Süden. Am See befindet sich eine Altlast, die aus Hausmüll der Stadt Brühl besteht. Heute wird das Gewässer in geringem Maße zur Freizeitfischerei und zur stillen Erholung genutzt.

8.11.16.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Die Uferentwicklung des Sees, der über zwei Inseln verfügt, nimmt mit 1,62 einen mittleren Wert im Ville-Gebiet an. Die Ufer fallen im Süden recht steil ab, wohingegen einer ausgeprägten Flachwasserzone im Norden sehr feuchte Bereiche folgen (s. Abb. 218).

Der Gruhlwerksee verfügt über einen Zulauf vom Margarethenweiher und einen südlich gelegenen Abfluß in den Siegesbach.



Abb. 218: Seekontur mit Tiefenlinien des Gruhlwerksees (LAWA NRW 1993)

Trotz der geringen maximalen Tiefe (s. Tab. 137) baut der See im Jahresverlauf zwei Temperaturschichtungen auf. Die Sommerstagnation ist durch deutliche Sauerstoffdefizite gekennzeichnet, die bereits ab 1,7 m Wassertiefe auf 4 mg O₂/l sinken und ab 3 m Tiefe ein völliges Fehlen des Sauerstoffs nach sich ziehen.

Tab. 137: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988) des Gruhlwerksees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+104,4	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,075	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,06	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	4,5	Sulfat	[mg/l]	229
mittlere Tiefe	[m]	1,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1067
maximale Länge	[m]	360	DOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	9,7
maximale Breite	[m]	250	TOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	10,2
Uferentwicklung	[-]	1,62	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,22
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	42
			Chlorophyll a	[µg/l]	18,2
Tiefengradient	[-]	1,08	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	0,6
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Der neutrale bis schwach basische See weist verglichen mit den Gewässern der Ville allgemein übliche Stickstoffkonzentrationen auf (s. Tab. 137). Die Gesamtstickstoff- und die Gesamtphosphorkonzentrationen ließen sich bei den letzten Untersuchungen in den Jahren 1988/89 nach OECD-Kriterien (1982) meso- bis eutrophen Gewässern zuordnen. Demgegenüber wies die Chlorophyll a-Konzentration mit durchschnittlich 18,2 µg/l auf eutrophe Bedingungen hin.

Die hohen Sulfatkonzentrationen deuten auf den Einfluß von Braunkohleaschen hin. Derartige Altlasten sind aus dem Einzugsgebiet jedoch nicht bekannt.

Trotz seines geringen Alters ist die floristische und faunistische Artenzahl des Gruhlwerksees mit denen älterer Ville-Seen vergleichbar. Die 1988/89 untersuchte planktische Besiedlung des Sees war durch das Fehlen von Massenentwicklungen gekennzeichnet. Die einzelnen Vertreter des Phytoplanktons kamen vorwiegend vereinzelt oder in geringen Zelldichten vor. Die größte Häufigkeit zeigte *Synedra ulna* als Repräsentant der Bacillariophyceae mit mittleren bis höheren Zelldichten. Lediglich mittlere Zelldichten brachten *Monoraphidium contortum* (Chlorophyta), *Phacus longicauda* (Euglenophyceae), und *Peridinium* (Dinophyceae) hervor. Beim Zooplankton hingegen entwickelten eine Reihe von Arten höhere Häufigkeiten. So bildeten 6 von mehr als 30 Rotatoria-Arten mittlere Zelldichten aus. Dazu zählten u.a. die in den Ville-Seen allgemein häufige *Keratella cochlearis* und die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe. Die Cladocera traten mit 6 Arten auf, die außer *Bosmina longirostris* nur mit wenigen Individuen und nicht an allen Untersuchungsterminen vertreten waren. In erste Linie durch Nauplia-Larven und Jungtiere waren die Copepoda vertreten, von denen *Thermocyclops crassus* vorübergehend hohe Besiedlungsdichten erreichte.

Eine für die Ville-Seen durchschnittliche Artenvielfalt wiesen die aquatischen Wirbellosen im Gruhlwerksee auf. Die Fauna des noch recht jungen Gewässers hatte jedoch mit den anderen Ville-Seen nur relativ wenige Arten gemein. Mit *Physa acuta*, die stehende und langsam fließende Gewässer als Lebensraum bevorzugt, zeigten die Gastropoda die höchste Besiedlungsdichte. Ebenfalls recht

häufig konnten die Larven der Chironomidae und der Ephemeroptera *Cloëon dipterum* und *Caënis horaria* beobachtet werden. Zu denen im See lebenden Odonata-Larven gehörte u.a. die in Nordrhein-Westfalen gefährdete *Gomphus pulchellus*.

Zu den amphibischen Wirbeltieren zählte neben einigen Exemplaren von *Bufo bufo* (Erdkröte) mehrere Tiere von *Rana temporaria* (Grasfrosch) und deren Laich sowie *Bufo viridis* (Wechselkröte). Diese aus Steppengebieten stammende Art gilt in Deutschland und speziell in Nordrhein-Westfalen als stark gefährdet. Sie ist auf offene Flächen, wie sie am Westhang an der B 265 vorkommen, angewiesen. Ebenfalls recht außergewöhnlich ist die Beobachtung vom faunenfremden *Carassius auratus auratus* (Goldfisch). Genau Kenntnisse über den Fischbestand liegen nicht vor, da keine Untersuchungen durchgeführt wurden. Die geringe Zahl ausgewachsener Kleinkrebse weist jedoch auf einen hohen Fischbestand mit einem entsprechend hohen Fraßdruck hin. Genauere Aussagen können über die am See lebenden Vögel gemacht werden. Neben die häufigen Arten wie *Podiceps cristatus* (Haubentaucher), *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle) sowie *Gallinula chloropus* (Grünfüßige Teichralle) konnten in den nord-östlichen Röhrichten *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger) und *Emberiza schoeniclus* (Rohrhammer) nachgewiesen werden.

Erst Mitte der 80er Jahre wurden die Flächen um den See mit Laubgehölzen aufgeforstet. Während überall an den Ufern *Phragmites australis* zu finden ist, beschränken sich die Vorkommen von *Schoenoplectus lacustris* auf das steile Nordwestufer. Außerdem siedeln *Sparganium erectum* und *Alisma plantago-aquatica* am See. Schwimmblattrasen aus *Potamogeton natans* bleiben auf die südwestexponierten Ufer beschränkt, wohingegen die Zuchtformen von *Nymphaea* am nordostexponierten Ufer angepflanzt wurden. Die submerse Vegetation wird ausschließlich von *Myriophyllum verticillatum* und *Utricularia australis*-Agg. repräsentiert. Letztere gilt bundesweit als gefährdet und ist im Gruhlwerksee hauptsächlich in Vergesellschaftung mit *Potamogeton natans* anzutreffen.

8.11.16.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Gegenwärtig ist der See vor allem Nährstoffbelastungen durch Immission von naheliegenden Straßen und Siedlungen ausgesetzt. Um den gegenwärtigen Zustand beizubehalten, ist Veränderungen dringend vorzubeugen. Auch offene Räume sollten erhalten werden, damit die in Deutschland gefährdete *Bufo viridis* (Wechselkröte) dem Standort treu bleibt. Aufgrund der relativ großen Artenvielfalt und der bisherigen geringen Nutzung durch Erholungssuchende ist der See bzw. sind ausgewählte Bereiche zur Ausweisung als NSG geeignet.

8.11.17 Heider Bergsee

8.11.17.1 Lage und Geschichte

Zwischen den Ortschaften Heide und Roddergrube entstand 1965 der Heider Bergsee (s. Abb. 219) im Ville Gebiet. Im Süden des Gewässers lagern Altlasten aus Abraum, Braunkohleaschen und Bergbaurückständen als Überreste der Braunkohleförderung. Seit 1972 gehört der See einem LSG an.

Gegenwärtig unterliegt vor allem das Südufer am östlichen Ausläufer des Heider Bergsees (s. Abb. 220) einer starken Nutzung durch Naherholungssuchende. Dort befinden sich ein Campingplatz mit Freibad und ein Segelhafen. Das Gewässer wird fischereilich genutzt und ist einer starken Fütterung der Wasservögel ausgesetzt.



Abb. 219: Linkes Bild: Blick nach Norden auf den Heider Bergsee (Foto: Schlundt 2000)



Abb. 220: Rechtes Bild: Ostbecken des Heider Bergsees mit Campingplatz (Foto: Schlundt 2000)

8.11.17.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Der buchtenreiche See weist verglichen mit den übrigen Ville-Seen einen sehr hohen Wert der Uferentwicklung (2,39) auf. Während die Ufer im Westen steil abfallen, ist ihr Verlauf in den beiden östlichen Buchten relativ flach (s. Abb. 221). Vom Grundwasser gespeist fließt dem Heider Bergsee außerdem Wasser aus dem Schluchtsee zu, der sich an den südwestlichen Ausläufer des Sees anschließt. Aus dem Bleibtreusee und dem umliegenden Gelände sind ebenfalls geringere Schüttungen zu beobachten. Die Entwässerung erfolgt über den Elfter Graben in den Mühlenbach.

Die Gewässermorphometrie ermöglicht das Entstehen thermischer Schichtungen, wobei sich das sommerliche Hypolimnion durch Sauerstoffzehrung und zeitweise Anaerobie am Grund auszeichnet.

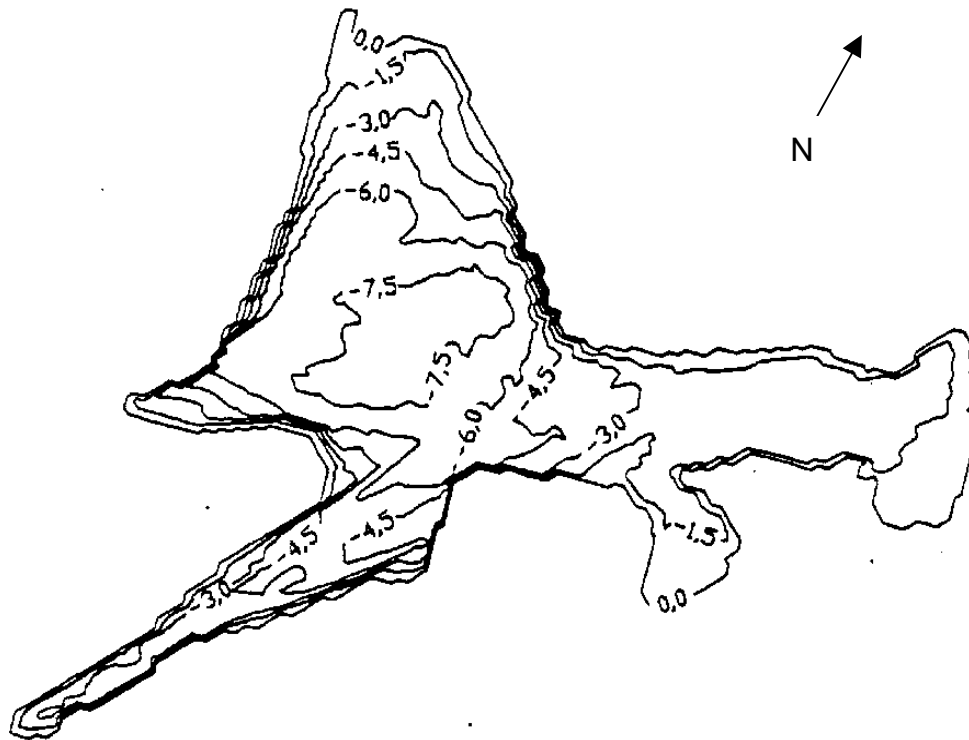


Abb. 221: Seekontur mit Tiefenlinien des Heider Bergsees (LAWA NRW 1993)

Die Nährstoffkonzentrationen wie auch die Konzentrationen des Chlorophyll a weisen den See für den letzten Untersuchungszeitraum (1988/89) als oligotrophes Gewässer aus (s. Tab. 138). Die Primärproduktion ist in erster Linie durch Makrophyten bestimmt. Vorübergehender Sauerstoffmangel im Gewässer deutet auf Sekundärbelastungen hin, die Hinweis auf eine Entwicklung zur Mesotrophie sein können. Die Vegetation setzt sich vor allem durch Vertreter der Schwimmblattrasen und Tauchfluren zusammen. Ihre Bioproduktion wird in diesem See meistens durch die Konzentration des Elementes Phosphor und nur selten durch die des Stickstoffs oder beide begrenzt.

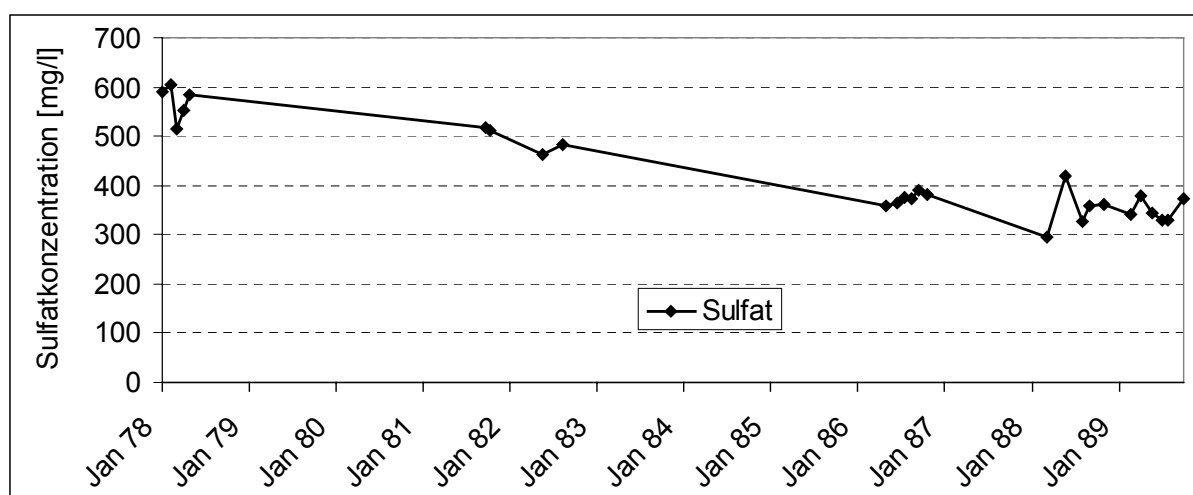


Abb. 222: Sulfatkonzentration im Untersuchungszeitraum 1978 bis 1989 (LAWA NRW 1993)

Tab. 138: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Heider Bergsees in der Schluchtseebucht (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+93,7	pH - Wert	[-]	8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	1,4	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,354	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	8,6	Sulfat (SO ₄)	[mg/l]	350
mittlere Tiefe	[m]	4,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1330
maximale Länge	[m]	1175	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	10,0
maximale Breite	[m]	775	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	11,4
Uferentwicklung	[-]	2,39	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,52
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	13
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,3
Tiefengradient	[-]	1,49	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Typisch für das neutrale bis schwach basische Gewässer sind die für die Ville-Seen hohen Sulfatkonzentrationen. Auffallend ist hier die Verringerung der Werte im Beprobungszeitraum 1978 bis 1989 (s. Abb. 222).

Wie die 1988/89 durchgeführten Untersuchungen zur planktischen Besiedlung des Sees zeigten, zeichneten sich die einzelnen Vertreter des Phytoplanktons durch geringe Zelldichten und bei einigen Arten des Zooplanktons durch etwas höhere Besiedlungsdichten aus. Beim Phytoplankton bildeten die Bacillariophyceae die größte Gruppe. Mit zeitweise mittlerer bis geringer Zelldichte erreichten *Synedra ulna* und *Cyclotella* die größte Häufigkeit. Außerdem zeigten die Chrysophyceae mit *Dinobryon divergens* und *Chrysococcus*, die Dinophyceae mit *Ceratium hirundinella* und *Peridinium* sowie die Cryptophyceae mit *Rhodomonas* mittlere bis geringe Häufigkeiten. Bei der zooplanktischen Besiedlung wurden während des Untersuchungszeitraumes deutliche Unterschiede festgestellt. So erreichten im ersten Jahr nur zwei Arten (*Keratella cochlearis* und *Polyarthra vulgaris*) aus der dominierenden Gruppe der Rotatoria mittlere bis höhere Besiedlungsdichten, die Copepoda traten nur vereinzelt oder mit geringer Dichte auf und nur die Nauplia-Larven erreichten mittlere Häufigkeiten. Im darauffolgenden Jahr gesellten sich zu den Rotatoria des Vorjahres weitere Arten (u.a. *Ascomorpha ecaudis* und *Gastropus stylifer*) mit gleicher Häufigkeit hinzu. Mittlere bis höhere Besiedlungsdichten konnten bei vier Arten der Copepoda beobachtet werden. Außerdem kamen neben den Nauplia-Larven auch Jungtiere und ausgewachsene Tiere von *Thermocyclops oithonoides* in mittleren bis höheren Besiedlungsdichten vor.

Verglichen mit anderen Ville-Seen leben im Heider Bergsee recht viele Arten von Wirbellosen. Die höchsten Besiedlungsdichten konnten von *Potamopyrgus jenkinsi* (Gastropoda), *Asellus aquaticus* (Isopoda) und den Larven der Ephemeroptera (Eintagsfliegen) nachgewiesen werden. Zudem lebten die bundesweit potentiell gefährdete *Hippeutis complanatus* (Gastropoda) und die in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohten bzw. gefährdeten Larven der Odonata (Libellen) von *Ceriagrion tenellum* und *Gomphus pulchellus* im See.

Amphibische Wirbeltiere wie *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) fanden vorzugsweise in den vegetationsreichen Buchten am Campingplatz und am Schluchtsee günstige Fortpflanzungsbedingungen vor. Dort traten sie mit höheren Besiedlungsdichten auf. Sogar einige Schildkröten, die von ihren Besitzern ausgesetzt wurden, konnten im See gefunden werden. Acht Fischarten wurden mit Hilfe der Elektrofischerei im Heider Bergsee nachgewiesen. Davon stellten sich die Bestände von *Rutilus rutilus* (Plötze), *Perca fluviatilis* (Barsch) und *Esox lucius* (Hecht) als gut ausgeprägt dar. Die Population von *Anguilla anguilla* war wie an vielen anderen Seen der Ville zu groß. Besonders die Gewässergröße macht den Heider Bergsee zu einem Anziehungspunkt für Vögel. Von der intensiven Fütterung profitieren vor allem *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Fulica atra* (Bleßralle) und *Cygnus olor* (Höckerschwan). Kurzzeitig konnten auch *Netta rufina* (Kolbenente) und *Tringa hypoleucos* (Flußuferläufer) am See beobachtet werden. Im Winter stellt der See einen wichtigen Rastplatz für *Aythya ferina* (Tafelente), *A. fuligula* (Reiherente) und für die seltener vertretenen Arten wie *Anas crecca* (Krickente), *A. strepera* (Schnatterente), *Podiceps griseigena* (Rothalstaucher) und *P. ruficollis* (Zwergtaucher) dar.

Ein breiter zusammenhängender Röhrichtgürtel ist am Heider Bergsee nicht zu finden. Krautige Uferpflanzen fehlen besonders an Stellen, wo Vögel gefüttert werden. An geschützteren Uferabschnitten in der Schluchtseebucht und am westlich gelegenen Teil des Südufers siedeln seltene und bundesweit stark gefährdete Arten wie *Sparganium minimum*. Besonders in der flachen Schluchtseebucht und der Bucht südwestlich des Campingplatzes nehmen Arten der Schwimmblattrasen und Tauchfluren große Flächen ein. Die auffälligste ist *Myriophyllum heterophyllum*, die ursprünglich aus Nordamerika stammt und wahrscheinlich von Aquarianern in den See eingebracht wurde. Dieses Vorkommen stellt eines der ersten in Deutschland dar. Außerdem konnten weitere Arten wie *Myriophyllum verticillatum*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton* und Zuchtformen von *Nymphaea* im See angetroffen werden. Zwischen 1981 und 1988 wurde in Teilen eine Mahd der Makrophyten durchgeführt, wobei jährlich 1290 - 2830 m³ Pflanzenmaterial entnommen wurden. Seit 1989 erfolgt die Mahd nur noch in den Wintermonaten nach Anweisung des Forstamtes und beschränkt sich auf 780 - 1600 m³ Pflanzenmaterial.

8.11.17.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die gute Gewässerqualität zu erhalten, sind Nährstoffzufuhren dringend einzuschränken. Das Augenmerk ist hier vor allem auf den Stoffeintrag durch Badende und durch den Überbesatz mit Wasservögeln durch starke Fütterung zu legen. Auch die Abwassereinleitung vom Campingplatz muß verhindert werden. Wenig frequentierte und von ihrer Naturraumausstattung wertvolle Buchten sollten gesondert geschützt werden (NSG). Die Wasserpflanzenmahd sollte sich auf kleine Bereiche beschränken und Lebensräume nicht gefährden.

8.11.18 Karauschenweiher

8.11.18.1 Lage und Geschichte



Im Wald-Seen-Gebiet der Ville befindet sich der Karauschenweiher zwischen dem Liblarer See im Südwesten und dem Franziskussee im Nordosten. Er entstand 1959 in Folge des Braunkohlebergbaus und gehört seit 1972 einem LSG an. Gegenwärtig wird er von Naherholungssuchenden wie Spaziergängern und besonders von Anglern stark frequentiert. Angelstege und –plätze sind vorrangig am Nordwestufer zu finden.

Abb. 223: Karauschenweiher (Foto: Schlundt 2000)

Der Karauschenweiher besitzt keine oberirdischen Zu- oder Abflüsse. Er wird durch Niederschlags- und Grundwasser gespeist.

8.11.18.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Das einheitlich strukturierte, flache Becken des Karauschenweihers zeichnet sich durch eine für die Ville-Seen geringe Uferentwicklung (1,21) aus. Vergleichsweise gering ist die Steilheit der gleichmäßig abfallenden Ufer (s. Abb. 224). Die größte Tiefe überschreitet 2 m und wird im östlichen Teil des Sees erreicht.

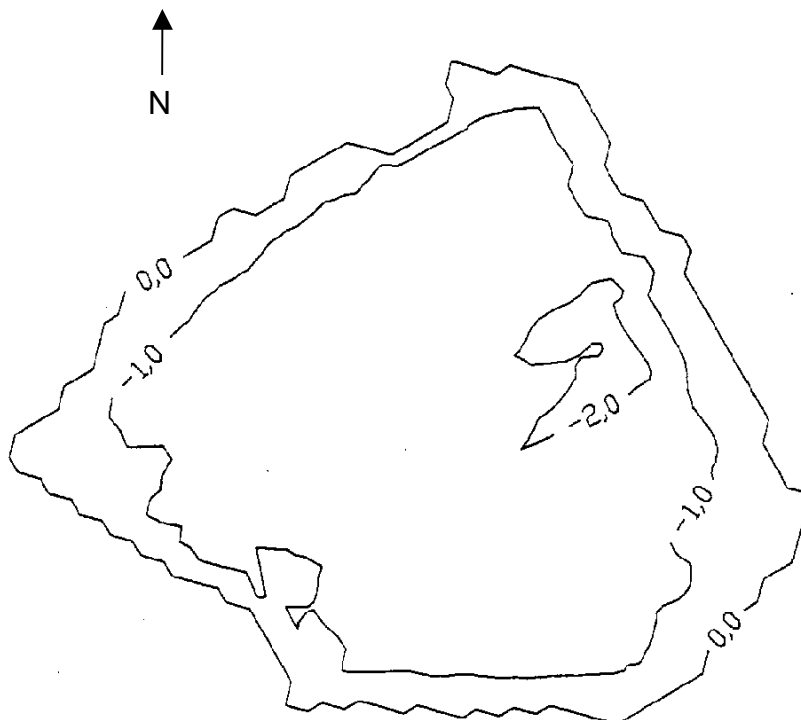


Abb. 224: Seekontur mit Tiefenlinien des Karauschenweihers (LAWA NRW 1993)

Gegen die Entstehung thermischer Schichtungen spricht die geringe Beckentiefe des Karauschenweihers. Die mittlere Sauerstoffsättigung im Uferbereich lag während der letzten Untersuchungen in den Jahren 1988/89 bei 83,2 %. Die Sättigungsspannweite reichte von 152 % bis 58 % und kann ein noch größeres Defizit besessen haben, da im Sommer keine Tiefenprofile aufgenommen wurden. Diese großen Unterschiede im Sauerstoffangebot weisen auf eine hohe Stoffwechselintensität hin. Sie hängt mit der hohen Produktivität des Karauschenweihers zusammen. Der nachgewiesene Gesamtposphor lag während der Untersuchungen in relativ hohen Konzentrationen vor und war nach Forsberg et al. (1978) an allen Beprobungsterminen der wachstumsbegrenzende Faktor. Die trophische Bewertung und die Beurteilung der Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Chlorophyll a (s. Tab. 139) sprachen nach den Richtlinien der OECD (1982) für ein eutrophes Gewässer.

Tab. 139: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Karauschenweihers (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+98,9	pH - Wert	[-]	7,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,017	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,013	Gesamteisen	[mg/l]	1,3
maximale Tiefe	[m]	2,4	Sulfat	[mg/l]	254,6
mittlere Tiefe	[m]	1,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	739
maximale Länge	[m]	165	DOC (Uferproben)	[mg/l]	29,3
maximale Breite	[m]	130	TOC (Uferproben)	[mg/l]	30,9
Uferentwicklung	[-]	1,21	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,78
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtposphor	[µg/l]	55
			Chlorophyll a	[µg/l]	7,9
Tiefengradient	[-]	0,71	Sichttiefe	[m]	0,4
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Von den Metallkonzentrationen, die im Wasserkörper enthalten waren, überschritten Kupfer (3,3 µg/l) und Zink (8,1 µg/l) die Nachweisgrenze. Kupfer war damit höher konzentriert als in natürlichen Gewässern (Hütter 1990). Eisen (s. Tab. 139) und Mangan (0,61 mg/l) waren ebenfalls in großen Mengen enthalten. In den Sedimenten waren die Metallkonzentrationen verglichen mit anderen Ville-Seen recht niedrig. Nur Blei lag mit 98 mg/kg nur knapp unter dem für Kulturböden tolerierbaren Wert (100 mg/kg) („Richtwert ‘80“ 1987 aus LAWA NRW 1993).

Trotz der relativ hohen Nährstoffkonzentrationen entwickelten die einzelnen Vertreter des Planktons meist geringe Zelldichten. Massenentwicklungen blieben aus. An einem Beprobungstermin waren drei Phytoplankter häufig zu beobachten. Das waren *Synedra ulna* und *S. acus* (beides Bacillariophyceae) und *Synura uvella* (Chrysophyceae). Unter den Zooplanktern zeigten die Rotatoria die größte Vielfalt, von denen jedoch nur vier Arten mittlere bzw. geringe bis mittlere Häufigkeiten erzielten (*Asplanchna priodonta*, *Polyarthra remata*, *Trichocerca birostris* und die *Filinia longiseta-terminalis*-Gruppe). Einmalig erreichte *Bosmina longirostris* (Cladocera) mittlere Besiedlungsdichten wohingegen die sonst in den

Ville-Seen etwas häufigeren Jungtiere der Copepoda nur in geringer Dichte vorkamen.

Die Zahl aquatischer Wirbellose war im Karauschenweiher vergleichsweise niedrig. Häufig konnten die Larven von drei Odonata-Arten (*Ischnura elegans*, *Pyrrhosoma nymphula* und die *Coenagrion puella/pulchellum*-Gruppe) beobachtet werden. Zu den ebenfalls häufiger im See anzutreffenden Tieren zählte die bundesweit potentiell gefährdete Gastropoda-Art *Hippeutis complanatus*. Zu den individuenreichsten Gruppen zählten auch die Ephemeroptera mit *Cloëon dipterum*, *Caënis horaria* und *C. luctuosa*.

Unter den Wirbeltieren waren die Fische am häufigsten vertreten. Von den mehr als 8 Arten bildete *Rutilus rutilus* (Plötze) mit 2520 Tieren pro Hektar die größte Population. Allein an ihr spiegelt sich der sehr hohe Weißfischbestand wider. Im Vergleich dazu war die Population von *Esox lucius* (Hecht) unterrepräsentiert. Die einzige Rote Liste-Art bundesweit gefährdeter Wirbeltiere war *Leucaspis delineatus* (Moderlieschen). Weiterhin konnten mehrere Amphibien wie *Bufo bufo* (Erdkröte) und deren Laich ebenso gesichtet werden wie einige Vögel (*Anas platyrhynchos* – Stockente und *Acrocephalus scirpaceus* - Teichrohrsänger).

Die Vegetation des Sees ist durch einen ausgedehnten *Phragmites australis*-Gürtel am Nord- und Ostufer gekennzeichnet. Unterbrochen von Stegen ist er stellenweise deutlich gelichtet. Am Südwestufer wird dieser Vegetationstyp von *Iris pseudacorus*, *Juncus* und *Carex* ersetzt. Im bzw. auf dem Karauschenweiher leben nur zwei Makrophytenarten (*Potamogeton crispus* und *Lemna minor*). Dieser spärliche Bewuchs bietet kaum Schutz für Tiere wie beispielsweise die Kaulquappen von *Bufo bufo* (Erdkröte).

8.11.18.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Zum Anlocken der Fische füttern die Angler sehr stark an. So gelangen durch eine intensive freizeitfischereiliche Nutzung zusätzlich größere Nährstoffmengen in den See. Das könnte durch die Einschränkung des Angelbetriebes verhindert werden.

8.11.19 Karpfenteich

8.11.19.1 Lage und Geschichte

Der Karpfenteich liegt in einer Senke zwischen der Stadt Hürth im Südwesten und der Gemeinde Kendenich im Südosten. Als See eines stillgelegten Braunkohlentagebaus im Südrevier entstand er bereits 1925 und ist damit der älteste der Ville-Seen. In der Nähe des Karpfenteiches lagern drei Altlasten, die aus Phosphorschlacke, Chemie- oder Industrierückständen bestehen.

1971 wurden die Flächen um den See als LSG ausgewiesen und dient der stillen Erholung für Spaziergänger und Angler, die vorrangig am Ostufer des Sees zu finden sind.

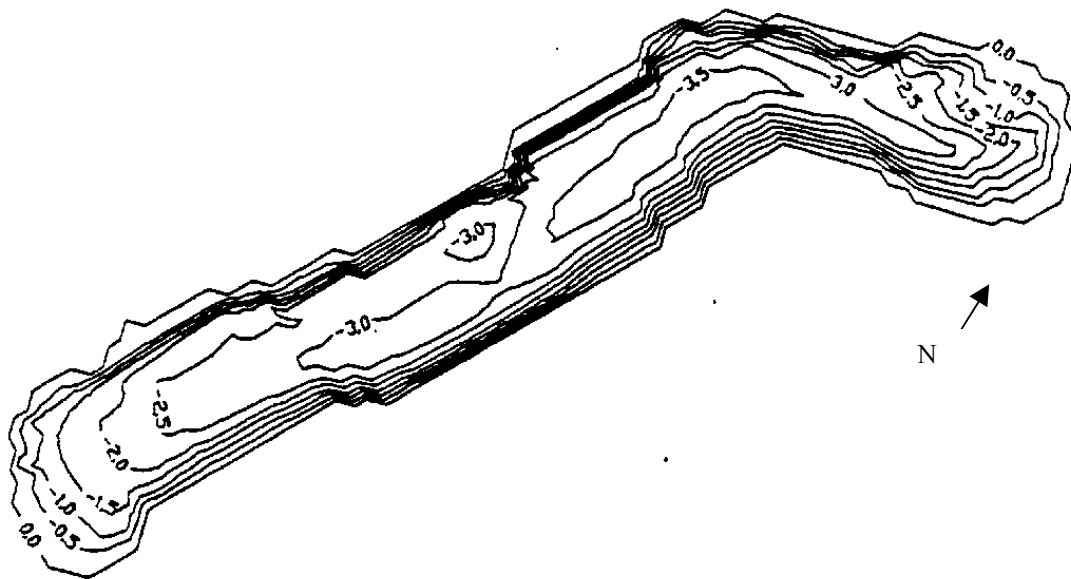


Abb. 225: Seekontur mit Tiefenlinien vom Karpfenteich (LAWA NRW 1993)

8.11.19.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Bei dem langgestreckten Karpfenteich ist die Verzahnung von Wasser und Land verglichen mit anderen Ville-Seen recht stark ausgeprägt (Uferentwicklung: 1,92). Die Ufer fallen steil ab und erreichen den tiefsten Punkt des Sees (s. Tab. 140) dort, wo die Gewässerlängsachse in östliche Richtung abknickt (s. Abb. 225).

Über den alten Kettenbahnstollen „Hürther Berg“ wird der See mit Grundwasser gespeist. Bevor das Wasser eines kleinen Zuflusses den Karpfenteich erreicht, passiert es eine Halde und nimmt den pH-Wert 11 an. Über einen flachen Bereich, in dem sich mitgeführte Schwebstoffe absetzen können, mündet es im Süden des Sees. Überschüssige Wassermassen verlassen den Karpfenteich über einen Abfluß zum Kanal der Stadt Hürth.

Tab. 140: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Karpfenteiches (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+86,3	pH - Wert	[-]	8,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,02	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,01	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	4,8	Sulfat	[mg/l]	236
mittlere Tiefe	[m]	2,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1014
maximale Länge	[m]	265	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	7,1
maximale Breite	[m]	50	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	7,8
Uferentwicklung	[-]	1,92	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,61
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	107
			Chlorophyll a	[µg/l]	27,3
Tiefengradient	[-]	1,39	Sichttiefe	[m]	1,3
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die thermische Schichtung des Sees wird durch die Seebeckengestalt ermöglicht. Während des Sommers reicht das Metalimnion von 2 bis 4 m Tiefe. Die durchschnittliche Sauerstoffsättigung betrug 1988/89 51,5 %, wobei in der oberen Schicht bis zu 118 % nachgewiesen wurden. Schon in 2 m Tiefe sank die Konzentration des Sauerstoffs unter 4 mg/l und bereits ab 3 m fehlte er völlig. Dieser starke Sauerstoffschwund weist auf eine hohe Atmungsaktivität der Organismen hin und ist für nährstoffreiche Gewässer charakteristisch. Solche Gewässer verfügen über ein hohes Nährstoffangebot wie die Konzentrationen von Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff zeigen (s. Tab. 140). Sie bilden die Grundlage für eine intensive Primärproduktion, die nach Forsberg et al. (1978) zu allen Beprobungsterminen durch den Faktor Phosphor begrenzt wurde. Die Konzentrationen der Hauptnährstoffe und von Chlorophyll a (s. Tab. 140) als ein Spiegel für die Höhe der Primärproduktion zeichnen den Karpfenteich unter Anwendung der OECD-Kriterien Kriterien (Bernhard & Clasen 1982) als eutrophes Gewässer aus. Trotz des stark alkalischen Zuflusses im Süden ist der pH-Wert als schwach alkalisch anzusprechen. Außerdem wurden hohe Sulfat- und Chloridkonzentrationen (236,8 mg/l und 103 mg/l) im Seewasser nachgewiesen. Letztere bewirken einen salzigen Geschmack, da der für Menschen wahrnehmbare Gehalt von 100 mg/l überschritten wird.

Im Wasser enthaltene Metalle wie Kupfer und Zink erreichten Konzentrationen, die über den Nachweisgrenzen lagen. Die im Sediment enthaltene Quecksilberkonzentration von 480 µg/kg nahm einen für die Ville-Seen hohen Wert an. Diese hohen Quecksilber-, Chlorid-, Sulfat- und Phosphatkonzentrationen sind auf anthropogene Beeinflussungen, wie sie sich auch am hohen pH-Wert des Zufließwassers festzustellen sind, zurückzuführen. Dafür sind im wesentlichen die Wirkungen der im Einzugsgebiet des Sees lagernden Altlasten verantwortlich.

Das Phytoplankton bildete im Untersuchungszeitraum 1988/89 keine Massenvorkommen einzelner Arten oder höherer systematischer Taxa aus. Meist gehörten diese den Chlorophyta an, die oft in geringen Zelldichten vorkamen.

Lediglich einmal trat *Crucigenia tetrapedia* häufig und Scenedesmus mit mittlerer Zellzahl auf. Unter den Bacillariophyceae brachten *Cyclotella* und *Synedra ulna* mittlere und etwas größere Häufigkeiten hervor. Recht häufig aber meist mit geringerer Zelldichte besiedelten *Trachelomas volvocina* und *T. hispida* den See. Die übrigen Phytoplankter traten meist mit geringen Zelldichten auf. Wie oft in den Ville-Seen gehörten die meisten Arten und höheren systematischen Taxa der Zooplankter den Rotatoria an. Unter ihnen erreichten u.a. *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* und die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe höhere Besiedlungsdichten. Unter den Cladocera war *Bosmina longirostris* die mit Abstand häufigste Art und bei den Copepoda waren die meisten Tiere im juvenilen Stadium anzutreffen. Bei den Adulten reduzierte sich der Bestand auf geringe Besiedlungsdichten.

Der Karpfenteich besitzt relativ viele Arten aquatischer Wirbellose. Die meisten Tiere waren Larven der Chironomidae und der Ephemeroptera. Außerdem konnten mehrere Arten Coleoptera und Heteroptera nachgewiesen werden. Sie brachten jedoch nur eine geringe Zahl von Individuen hervor. Rote Liste-Arten von Nordrhein-Westfalen (LÖF 1979) wie die vom Aussterben bedrohte Larve von *Ceragrion tenellum* (Odonata) und die stark gefährdete Larve von *Sympetrum depressiusculus* (Odonata) konnten ebenfalls im See nachgewiesen werden.

Unter den vorkommenden Wirbeltieren waren keine Rote Liste-Arten zu verzeichnen. Zwar wurde der Fischbestand nicht näher untersucht, laut Angler soll er jedoch relativ groß sein und besonders viele Rotfedern und Hechte aufweisen. Für einen dichten Fischbestand spricht ebenfalls die geringe Zahl nachgewiesener Kleinkrebse, auf die wahrscheinlich ein zu hoher Fraßdruck lastete. Im Frühjahr konnten Amphibien wie einige Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) sowie zwei Tiere von *Rana temporaria* (Grasfrosch) und später mehrere Kaulquappen beobachtet werden. Als Laichplätze sind die steilen Ufer des Karpfenteichs jedoch nur wenig geeignet und auch das dicht besiedelte Einzugsgebiet bietet nur eine geringe Zahl geeigneter Sommerquartiere. Da der See durch seine Gestalt kaum Rückzugsräume für störungsempfindliche Vögel bietet, konnten nur einige Tiere von *Anas platyrhynchos* (Stockente) und ein Exemplar von *Gallinula chloropus* (Grünfüßige Teichralle) mit Jungtieren nachgewiesen werden.

Die Ufer werden von vergleichsweise wenigen typischen Uferpflanzen besiedelt. Zu ihnen zählen *Typha latifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Polygonum amphibium* und andere. Die einzige Schwimmpflanze des Sees ist *Nymphoides peltata*, eine bundesweit gefährdete Art, die mit Sicherheit angepflanzt wurde. Submerse waren nicht nachweisbar.

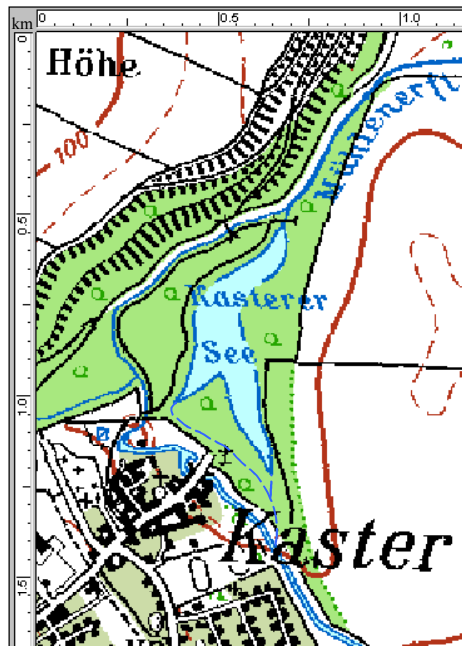
8.11.19.3 Künftige Entwicklung der Wassergüte

Die durch die Wirkung der Altlasten herbeigeführte Gewässereutrophierung und -belastung sollte zukünftig verringert werden, indem die Wasserqualität des oberirdischen Einleiters verbessert oder seine Einspeisung beendet wird. Eine Überwachung der Freizeitfischerei würde zu einer notwendigen Abnahme zusätzlicher Nährstoffeinträge durch das Anfüttern und die Hälterung von Fischen führen.

8.11.20 Kasterer See

8.11.20.1 Lage und Geschichte

Im Nordrevier des rheinischen Bergbaureviers westlich von Köln in der Nähe von Bedburg liegt der ehemalige Tagebau Frimersdorf. Im unmittelbarem Zusammenhang mit der Bergbautätigkeit stehen die Eingriffe in den Flußlauf der Erft. Sie tangierte die Ortschaften Bedburg, Kaster und Frimersdorf und wurde seit 1942 viermal verlegt. Dabei wurde die Mühlenerft, die als Erft-Seitenarm die Wasserzufuhr zur Mühle östlich des Stadttors von Kaster regelte, aufgegeben. Nach Stilllegung des Tagebaus erfolgte die fünfte Gewässerverlegungs-



maßnahme, bei der die Mühlenerft Kaster neu ausgebaut und das ehemalige Gewässersystem wiederhergestellt wurde. Die abgedichtete und noch lange über dem sehr tief liegenden Grundwasser befindliche Hohlform des Frimersdorfer Tagebaus (Pierschke & Boehm 1996) wurde in dieses System integriert. Sie bildete die Grundlage für den 1987 entstandenen Kasterer See. Zur Regulierung der Wasserstände im See und des Zuflusses von der Mühlenerft wurde ein Abzweigungsbauwerk, die Wehranlage Kaster, und ein Seeauslaufbauwerk gebaut (Angaben aus Erftverband 1982).

Die gegenwärtige Nutzung des Kasterer Sees schließt neben der stillen Erholung die Freizeitfischerei ein (Rheinbraun 1993).

Abb. 226: Kasterer See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)

8.11.20.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Kasterer See besitzt eine außergewöhnliche Oberflächengestalt (s. Abb. 226). Sie erweckt den Eindruck zweier von Süden kommender und sich vereinigender Rinnen. Die langgestreckte Form wurde gezielt angelegt, da das Gewässer von der mit Phosphaten und Nitraten belasteten Mühlenerft durchflossen wird. Die Zuleitung erfolgt von der Wehranlage Kaster über ein Rohrsystem. Diese Aufgliederung ermöglicht eine Durchströmung beider Seeenden und des Sees in Längsrichtung. Dadurch wird das Entstehen von Toträumen, in denen organische Substanzen akkumuliert werden können, verhindert. Bei einem Mindestdurchfluß von $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ erneuert sich der Wasserkörper innerhalb von neun Tagen. Nachteilige Folgen der Eutrophierung sollen dadurch weitestgehend eingeschränkt werden (Erftverband 1982). Der Zustand des Kasterer Sees ist somit unmittelbar von der Wassergüte des Zuflusses abhängig. Nach den morphometrischen Kriterien wäre der Flußsee laut Klapper (1992) als eutroph einzustufen. Ob der gegenwärtige Zustand dem entspricht, kann nicht beurteilt werden, da keine Zustandsanalysen vorliegen.

Sollte es in der Zukunft zu einer nicht tolerierbaren Zustandsverschlechterung des Sees kommen, besteht die Möglichkeit, den Grundablaß über das Seeauslaufbauwerk um bis zu 1,75 m abzusenken. Dadurch würde sich die Druckhöhen-

differenz zwischen der Wehranlage Kaster und dem See vergrößern und eine schnelle Wiederauffüllung wäre möglich (Erftverband 1982).

Tab. 141: Morphometrische Daten des Kasterer Sees (Rheinbraun 1988 unveröff. ¹⁾, Erftverband 1982 unveröff. ²⁾)

Wasserstand	[mNN]	+55,2 ¹⁾
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,230 ²⁾
Seefläche	[Mio. m ²]	0,073 ¹⁾
maximale Tiefe	[m]	5,2 ¹⁾
mittlere Tiefe	[m]	2,0 ¹⁾
maximale Länge	[m]	ca. 750 ²⁾
maximale Breite	[m]	125 ²⁾
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	
Tiefengradient	[-]	
Schichtungstyp	[-]	

8.11.21 Knapsacker See

8.11.21.1 Lage und Geschichte

Nordöstlich von Köttingen liegt der Knapsacker See zwischen dem Roddersee im Nordwesten und dem Albertsee im Südosten. Er entstand 1970 durch die Aufweitung und Vertiefung eines Abflußgrabens auf der Innenkippe des Braunkohlentagebaus „Vereinigte Ville“ im Südevier. In seiner Nähe befinden sich mehrere Altlasten und an die Hänge des in einem Kessel liegenden Sees schließen sich Landwirtschaftsflächen an.

Seit 1972 gehört der See zu einem Landschaftsschutzgebiet. In der Vergangenheit wurde der See wegen seiner geschützten Lage nur wenig genutzt. Seit Ende der 80er Jahre ist jedoch vor allem am Nordostufer eine zunehmend intensivere Nutzung durch Spaziergänger und Angler festzustellen.

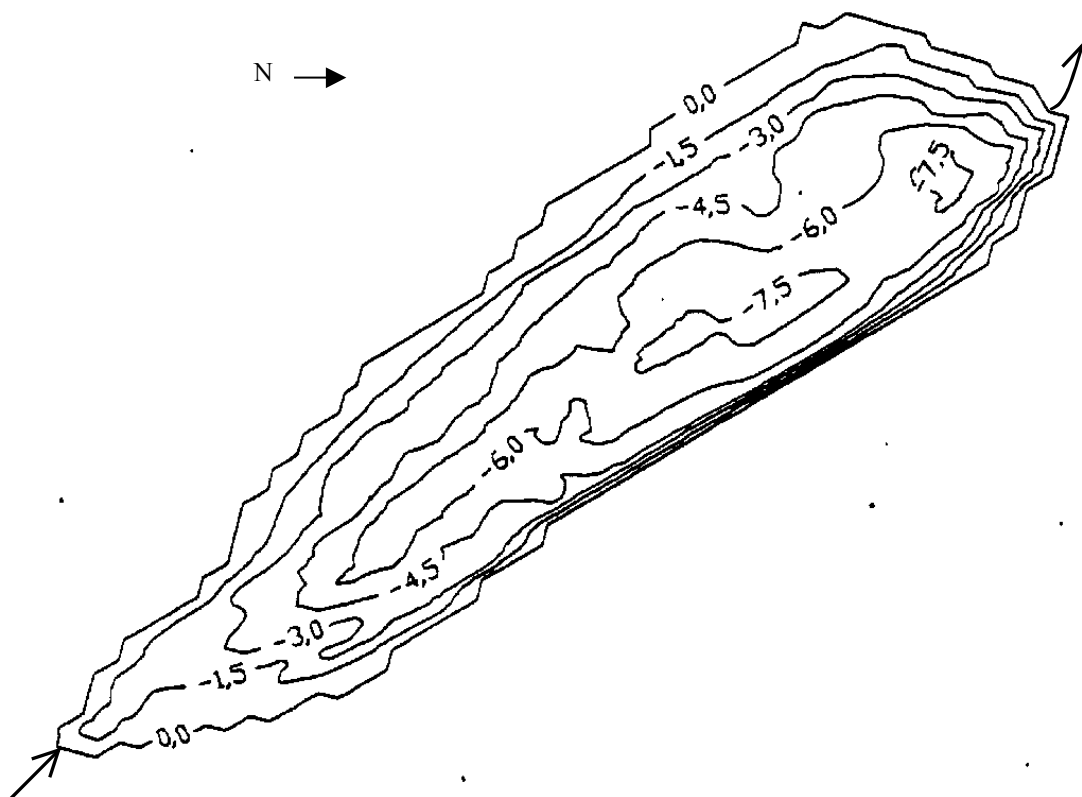


Abb. 227: Seekontur mit Tiefenlinien vom Knapsacker See (LAWA NRW 1993)

8.11.21.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Gestalt des Knapsacker Sees zeichnet sich verglichen mit anderen Ville-Seen durch eine mäßige Uferentwicklung aus (1,51). Wie in Abb. 227 zu sehen, sind die Ufer sehr steil und besitzen im Nordosten ihre größte Neigung. Seine größte Tiefe (s. Tab. 142) erreicht das Seebecken nahe des Abflusses zum Roddersee. Eingegliedert in eine Seenkette erhält der Knapsacker See sein Wasser über einen Zufluß vom Albertsee.

Tab. 142: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Knapsacker Sees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+95,6	pH - Wert	[-]	8,2
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,12	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,03	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	8,1	Sulfat	[mg/l]	359
mittlere Tiefe	[m]	4,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1139
maximale Länge	[m]	400	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	90	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	16,3
Uferentwicklung	[-]	1,51	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,94
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	50
			Chlorophyll a	[µg/l]	12,6
Tiefengradient	[-]	2,07	Sichttiefe	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die flache Kessellage und die Tiefe des Sees gestatten Sommers wie Winters den Aufbau eines Temperaturgradienten. Im Sommer liegt die Sprungschicht bei 3 bis 5 m Wassertiefe. 1988/89 betrug die durchschnittliche Sauerstoffsättigung 66 % und erreichte nahe der Oberfläche Spitzenwerte von 130 %. Ab einer Tiefe von 4 bis 5 m sank die Konzentration von Sauerstoff jedoch auf unter 4 mg/l. Zeitweise wurden sogar ab 6 m Tiefe Sauerstoffkonzentrationen unter 0,2 mg/l, bei denen Phosphatmobilisierungen aus dem Sediment einsetzen können, gemessen. Diese interne Düngung ist für die relativ hohen Phosphatkonzentrationen im See verantwortlich (s. Tab. 142). Wie die Gegenüberstellung der Nährelemente Phosphor und Stickstoff nach Forsberg et al. (1978) zeigte, wurde die Primärproduktion während der Untersuchungstermine durch die Konzentration von Phosphor bestimmt. Die trophische Beurteilung des Nährstoffangebotes (s. Tab. 142) nach den OECD-Kriterien (1982) weist auf ein meso- bis eutrophes Gewässer hin. Eine höhere Trophie beschreibt die gemittelte Chlorophyll a-Konzentration, bezieht man die Meßwerte über dem Grund mit ein.

Weitere Messungen zu den Schwermetallkonzentrationen wurden durchgeführt, wobei die im Wasser enthaltenen Konzentrationen von Kupfer (2,0 µg/l), Zink (7,5 µg/l) und Nickel (2,8 µg/l) über der Nachweisgrenze lagen. Relativ hoch waren die Gehalte im Sediment. Dort wurden für Kupfer 43 mg/kg, für Chrom 77 mg/kg, für Arsen 48 mg/kg und für Quecksilber 1139 µg/kg sowie für Mangan 2,4 g/kg ermittelt. Diese Werte liegen jedoch unter den auf Kulturböden tolerierbaren Schwermetallkonzentrationen („Richtwert ‘80“ 1987 aus LAWA NRW 1993).

Das Plankton wurde 1989 untersucht und eine relativ große Vielfalt bei einer recht geringen Besiedlungsdichte der einzelnen Arten festgestellt. Die häufigste Gruppe des Phytoplanktons waren die Bacillariophyceae. Von ihnen bildeten nur drei Arten bzw. Gattungen (*Synedra ulna*, *Cyclotella* und *Stephanodiscus*) mittlere Zelldichten aus. Viele Arten der Chlorophyta besiedelten den See, doch nur *Staurastrum paradoxum* kam an allen Beprobungsterminen vor. Etwas häufiger waren die Dinophyceae vertreten, wobei mittlere Zelldichten von *Ceratium*

hirundinella und *Peridinium* ebenso erreicht wurden wie von *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyceae). Mittlere bis höhere Besiedlungsdichten brachten vier Arten bzw. Gattungen (*Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina* und *Polyarthra*) der Rotatoria, welche die artenreichste Gruppe des Zooplanktons darstellte, hervor. Unter den Cladocera erreichten einige Arten höhere Individuenzahlen, aber nur *Bosmina longirostris* kam häufig vor (einmal). Die Jungtierstadien und Nauplia-Larven stellten die Hauptvertreter der Copepoda dar. Unter den ausgewachsenen Tieren, die mehr als sieben verschiedenen Arten angehörten, erreichte *Eudiaptomus gracilis* sogar mittlere bis höhere Besiedlungsdichten. Zum Plankton zählten auch einige *Dreissena polymorpha*-Larven.

Zahlreiche Arten Wirbelloser konnten im Knapsacker See gefunden werden. Die höchste Besiedlungsdichte zeigten die Mollusca, besonders *Potamopyrus jenkinsi* war sehr häufig. Relativ wenige Exemplare konnten hingegen von *Dreissena polymorpha* nachgewiesen werden. Dafür waren die Larven der 5 Ephemeroptera-Arten (*Caenis horaria*, *C. luctuosa*, *Centroptilum luteolum* und *Cloëon dipterum* sowie *C. simile*) relativ zahlreich vertreten. Es konnten Nachweise für vier Rote Liste-Arten erbracht werden. Das waren im Einzelnen die bundesweit potentiell gefährdete *Hippeutis complanatus* (Gastropoda) und die Odonata-Larven der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten *Gomphus pulchellus* sowie die in diesem Bundesland vom Aussterben bedrohten Odonata-Larven von *Ceriagrion tenellum* und *Erythromma viridulum*.

Die Amphibien unter den Wirbeltieren traten am Südwestufer mit *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) sowie deren Laichballen auf. Obwohl dort relativ steile Ufer zu finden sind und die Nutzung zunehmend intensiver wird, konnten dort einige solcher Exemplare gezählt werden. Untersuchungen zum Fischbestand wurden nicht durchgeführt. Die Ergebnisse der Vogelzählung zeigten, daß am See die allgemein verbreiteten *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle) sowie *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) anzutreffen sind, zu denen sich im Winter *Aythya fuligula* (Reiherente) und *A. ferina* (Tafelente) gesellten. Zeitweise konnten einige Exemplare von *Anser anser* am See beobachtet werden.

Zur Flora des Sees gehörten 1989 typische Uferpflanzen wie *Phragmites australis*, *Alisma plantago-aquatica*, *Iris pseudacorus* u.a.. Die Schwimmblattvegetation bestand aus *Nuphar lutea* und *Polygonum amphibium*. Sehr zahlreich waren Submerse vertreten, die am Boden verankert sind und deren Assimilationsorgane der Wasseroberfläche zustreben. Von diesen an ein schlechteres Lichtklima angepaßten Arten waren *Potamogeton crispus* und *P. pusillus* s. l. am häufigsten vertreten. Arten wie *Potamogeton lucens* und *Chara vulgaris*, die im Ville-Gebiet allgemein seltener sind, bildeten hier kleinere Bestände. Letztere besiedelt gerne Pionierstandorte und zählt zu den nährstofftolerantesten ihrer Gattung.

8.11.21.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den Zustand des Sees und seine Artenvielfalt zu erhalten, ist einer Nutzungsintensivierung entgegenzuwirken. Die bisherige Nutzung sollte auf das Nordostufer beschränkt bleiben. Andere Zugänge wie z. B. am Zufluß, Südwest- und Nordufer sollten durch Bepflanzungen unzugänglich gemacht und damit eine Beruhigung dieser Bereiche erzielt werden.

8.11.22 Köttinger See

8.11.22.1 Lage und Geschichte

Der Köttinger See befindet sich im Ville-Gebiet nördlich der Ortschaft Köttingen, zwischen Concordiassee im Westen und Roddersee im Osten. Er entstand 1955 im Bereich der ehemaligen Grube „Vereinigte Ville“. Zur Zeit des Braunkohlenbergbaus diente das Gewässer als Vorbecken zur mechanischen Reinigung von Kraftwerks- und Fabrikswässern.

Im Einzugsgebiet des Sees befinden sich mehrerer Altlasten. Im Norden liegt eine Trockenaschekippe, die mit Löß abgedeckt wurde und heute in Teilen versumpft ist. Etwas weiter westlich befindet sich eine aus Braunkohleaschen sowie Abraum und Rückständen des Bergbaus aufgebaute Last. Unmittelbar an das Südufer des Sees schließt eine weitere Altlast an. Woraus sie besteht, ist nicht bekannt. Seit 1972 gehört der See einem LSG an und wird in erster Linie von Anglern zur stillen Erholung genutzt.

8.11.22.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Die Uferentwicklung, ein Maß für die Verzahnung von Wasser und Land, weist für den Köttinger See verglichen mit den anderen Ville-Seen einen recht großen Wert (1,61) auf. Wie in Abb. 228 zu erkennen, fallen die Ufer sehr steil ab und tragen zum Erreichen einer relativ großen mittleren Tiefe bei.

Die oberirdische Speisung des Sees erfolgt über mehrere Zuflüsse (im Osten vom Roddersee, im Norden vom Kocherbach und aus der Richtung des Zieselsmaars). Das Wasser verläßt den See im Westen in einer Kaskade zum Concordiassee.

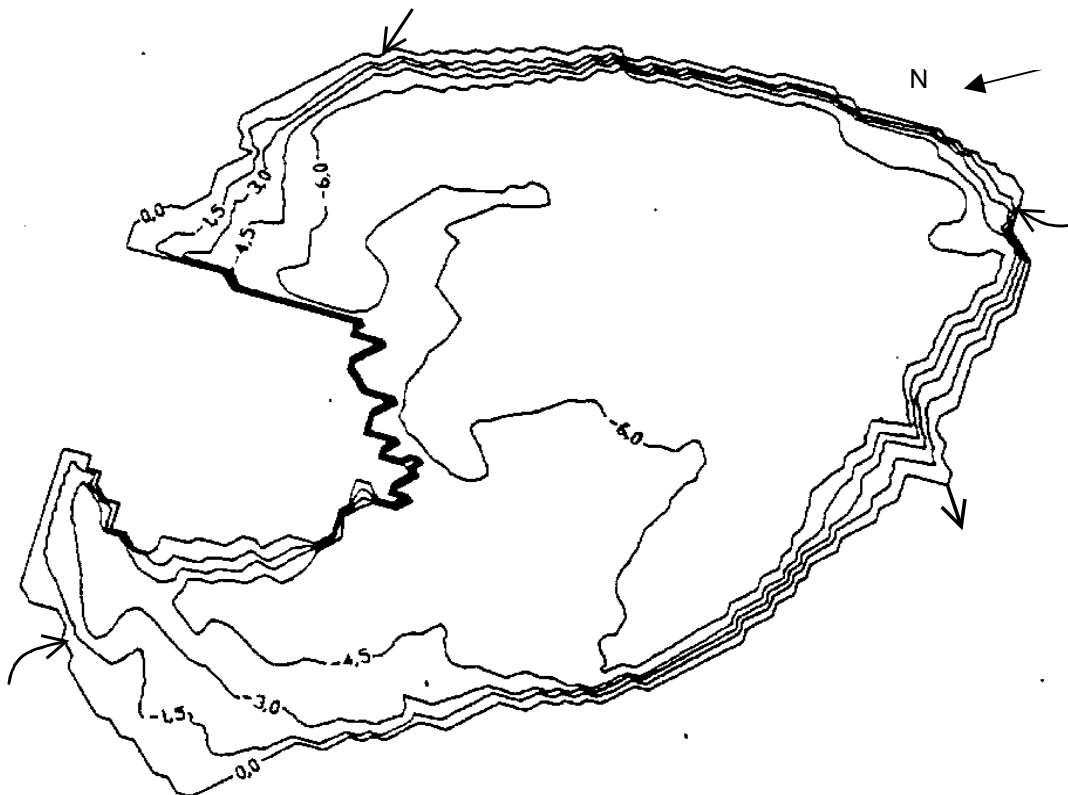


Abb. 228: Seekontur mit Tiefenlinien des Köttinger Sees (LAWA NRW 1993, verändert)

Die Seebeckengestalt ermöglicht die Ausbildung zweier thermischer Schichtungen im Jahr. Während der Sommerstagnation ist ein starker Sauerstoffverbrauch im Hypolimnion zu beobachten. Er führt in der unteren Wassersäule zu anaeroben Reaktionsbedingungen. Damit werden an der Grenzschicht zum Sediment, welches die vergleichsweise höchsten Phosphatkonzentrationen der Ville-Seen aufweist, intensive Nährstofffreisetzungen möglich. Aufgrund der stabilen Schichtung zeigten die Nährstoffkonzentrationen der oberen Wassersäule im letzten Untersuchungszeitraum (1988/89) trotzdem einen meso- bis eutrophen Gewässerzustand an (s. Tab. 143). Dort wurde die Primärproduktion des neutralen bis schwach basischen Gewässers durch die Phosphatkonzentration limitiert. Als Spiegel für die Bioproduktivität bestätigten die nachgewiesenen Chlorophyll a-Konzentrationen jedoch eine Gewässereutrophie. Massenentwicklungen des Planktons oder große Blaualgenvorkommen, wie sie in nährstoffreichen Gewässern häufig auftreten, konnten aber nicht beobachtet werden. Zusammenhängend mit den Nährstoffkonzentrationen in den Zu- und Abflüssen des Sees wird seit 1978 eine Eutrophierung des Gewässers deutlich.

Tab. 143: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Köttinger Sees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+93,7	pH - Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	2,1	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,415	Gesamteisen	[mg/l]	0,05
maximale Tiefe	[m]	7,8	Sulfat	[mg/l]	390
mittlere Tiefe	[m]	5,1	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1305
maximale Länge	[m]	995	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	5,7
maximale Breite	[m]	680	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	6,5
Uferentwicklung	[-]	1,61	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,06
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	31
			Chlorophyll a	[µg/l]	13,1
Tiefengradient	[-]	1,41	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	2,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Charakteristisch für den Köttinger See ist eine zeitweise Bedeckung großer Teile der Wasseroberfläche mit feiner Braunkohleasche. Außerdem sind die Sulfat-, Natrium- und Chloridkonzentrationen relativ hoch (im Durchschnitt: 390 mg/l, 114 mg/l und 184 mg/l). Letztere bewirken einen salzigen Geschmack des Seewassers. Hohe Konzentrationen von Eisen und Mangan (2,31 mg/l und 3,55 mg/l) sind nur am Gewässergrund anzutreffen, wo veränderte Standortbedingungen herrschen.

1988/89 wurde die Besiedlung untersucht. Dabei zeigte sich, daß beim Plankton mehrere Arten etwas größere Häufigkeiten hervorbrachten, Massenentwicklungen aber weitestgehend ausblieben. Beim Phytoplankton bildeten die Bacillariophyceae die höchste Zelldichte aus. Von ihnen konnte *Cyclotella* häufig und Arten

wie *Synedra ulna*, *Fragilaria crotonensis* oder *Asterionella formosa* mit mittlerer Häufigkeit nachgewiesen werden. Ebenfalls recht hohe Artenzahl brachten die Chlorophyta hervor, von denen nur *Monoraphidium contortum*, *Elakatothrix* und *Oocystis* mittlere Zelldichten entwickelten. Andere Vertreter traten nur vereinzelt oder in geringer Dichte auf. Nur noch bei *Cryptomonas erosa/ovata* (Cryptophyceae) und *Chrysococcus* (Chrysophyceae) bildeten sich zeitweise mittlere Zelldichten heraus. Die Rotatoria aus der Gruppe des heterotrophen Planktons zeigten wie so oft in den Ville-Seen die größte Vielfalt. Von ihnen erreichten Taxa wie *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* und die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe mittlere bis höhere Besiedlungsdichten. Mittlere Häufigkeiten waren im Herbst bei *Ascomorpha ecaudis* und *A. saltans* zu beobachten. Der Rest trat nur in geringer Dichte oder vereinzelt auf. Gleiches gilt für die sechs Arten der Cladocera mit Ausnahme von *Daphnia longispina* und *D. brachyurum*, die zeitweise mittlere Häufigkeiten hervorbrachten. Die Copepoda traten nur in Form von Jungtieren und Nauplia-Larven sehr zahlreich auf und zeigten einmal eine Entwicklung in Massen. Außerdem konnten die Veliger-Larven von *Dreissena polymorpha* in geringen Mengen nachgewiesen werden.

Eine vergleichsweise geringe Zahl aquatischer Wirbellose ließ sich im Köttinger See beobachten. *Potamopyrgus jenkinsi* (Mollusca) stellte die am häufigsten anzutreffende Art dar, wohingegen *Dreissena polymorpha* häufig vorkam. Recht zahlreich waren auch die Clitellata mit Wenigborsten und Egel (Eropobdella octoculata, Glossiphonia heteroclita und Helobdella stagnatis) vertreten.

Bei den Wirbeltieren konnte kein Nachweis für das Vorkommen von Amphibien erbracht werden. Sie finden aufgrund der steil abfallenden Ufer keine ausreichenden Lebensbedingungen vor. Ganz anders der Fischbestand, der nach Aussagen der Landesanstalt für Fischerei Nordrhein-Westfalen sehr gut ausgebildet ist. Abgesehen von der etwas kleinen Raubfischpopulation (*Esox lucius* – Hecht) ist der Fischbestand als fast ausgeglichen anzusehen. Zu den am häufigsten anzutreffenden Arten gehörten *Rutilus rutilus* (Plötze), *Cyprinus carpio* (Karpfen), *Anguilla anguilla* (Aal) und verschiedene Pflanzenfresser. Nicht nur für allgemein verbreitete Wasservögel ist der Köttinger See vor allem im Winter ein Anziehungspunkt. So ließen sich *Aythya ferina* (Tafelente), *A. fuligula* (Reiherente), *Bucephala clangula* (Schellente) und *Anas crecca* (Krickente) ebenso beobachten wie *A. acuta* (Spießente) und *Phalacrocorax carbo* (Kormoran).

Die floristische Besiedlung des Sees besteht aus teilweise recht dichten *Phragmites australis*-Röhrichte am Nordufer und die kleineren *Acorus calamus*-Reinbestände am Westufer. An den meisten Uferabschnitten kann sich jedoch zwischen Trampelpfaden und Wasser nur ein recht schmaler Streifen mit typischen Uferpflanzen (*Eupatorium cannabinum*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria* und anderen) entwickeln. Schwimmende und untergetaucht lebende Pflanzen finden sich nur selten am See. Zu ihnen zählen *Potamogeton crispus* und *Lemna minor*.

8.11.22.3 Künftige Entwicklung der Wassergüte

Der zu beobachtende Eutrophierungsprozeß wird durch die interne Phosphatdüngung verstärkt, so daß die Steigerung der Nährstoffkonzentrationen bereits in den nächsten Jahren zu Veränderungen im Erscheinungsbild des Gewässers

führen kann. Es ist beispielsweise mit Planktonmassenentwicklungen, verstärktem Schilfsterben und Veränderungen im Fischbesatz zu rechnen.

8.11.23 Liblarer See

8.11.23.1 Lage und Geschichte

Einer der größten Seen des Villedgebietes, der Liblarer See, ist nordöstlich von Liblar unweit der B 265 zu finden. Er entstand 1958 als Folge der Braunkohleförderung, zu deren Überresten auch eine Altlast im Nordwesten des Sees zählt. Diese besteht hauptsächlich aus Abraum, Braunkohleasche und Rückständen des Bergbaus. Im Süden sind drei weitere Altlasten anzutreffen, wobei sich die zwei näher am See befindlichen Deponien vor allem aus Hausmüll, Bauschutt und Erdaushub aus Liblar zusammensetzen.

Seit 1972 ist das Gewässer Teil eines LSG's. Gegenwärtig unterliegt der See einer starken Nutzung durch Erholungssuchende. So finden sich an seinen Ufern ein Campingplatz, eine Badeanstalt, ein Segelhafen sowie der Sitz eines Anglervereines.

8.11.23.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Die Oberflächenform des Sees verfügt mit 1,2 über eine vergleichsweise geringe Uferentwicklung. Die Ufer fallen relativ steil ab und der Grund erreicht nur kleinflächig die maximale Tiefe (s. Tab. 144).

Die geringen Muddeauflagen ermöglichen die Grundwasserspeisung des Sees, der außerdem von oberirdischen Zuflüssen aus dem Schluchtsee, dem Bleibtreusee und aus dem umliegenden Gelände gespeist wird. Die Entwässerung erfolgt über den Elfter Graben zum Mühlenbach.

Tab. 144: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Liblarer Sees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+95,0	pH - Wert	[-]	7,7
Seewasservolumen	[Mio. m³]	2,7	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,528	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	13,8	Sulfat	[mg/l]	300
mittlere Tiefe	[m]	5,1	Leitfähigkeit	[µS/cm]	812
maximale Länge	[m]	1010	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	12,4
maximale Breite	[m]	850	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	12,8
Uferentwicklung	[-]	1,2	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,88
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	28
			Chlorophyll a	[µg/l]	1
Tiefengradient	[-]	2,42	Sichttiefe (Apr.- Sep.)	[m]	4,3
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

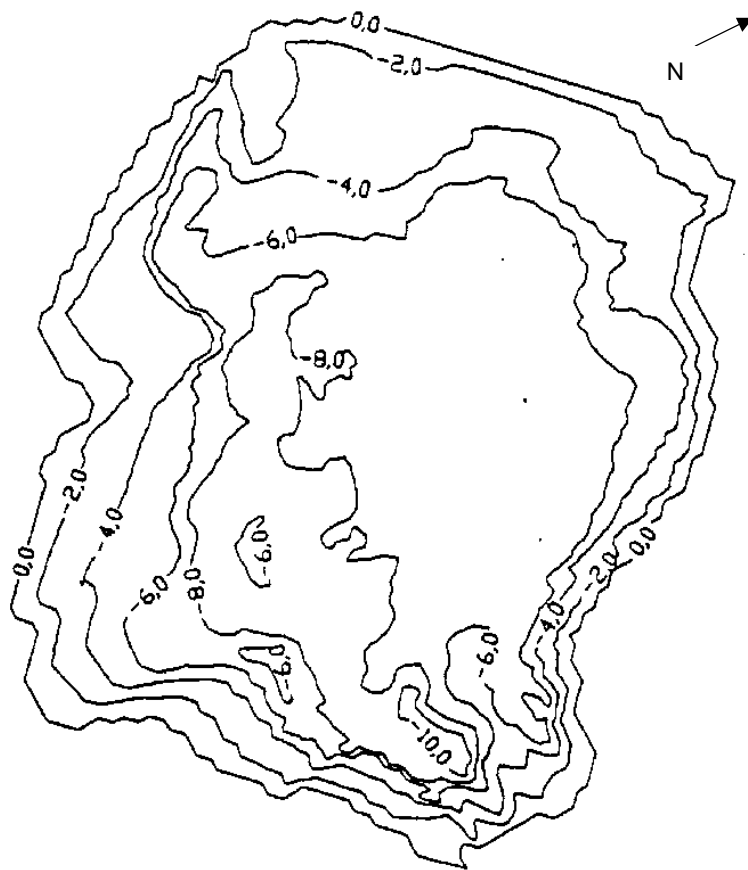


Abb. 229: Seekontur mit Tiefenlinien des Liblarer Sees (LAWA NRW 1993)

Die in Abb. 229 dargestellte Seebeckengestalt erlaubt die Ausbildung von Temperaturschichtungen. Aufgrund der guten Windexposition weisen sie im Sommer eine deutliche Verlagerung der Sprungschicht in die Tiefe (bis 8 m) auf, so daß die Hypo-/Epilimnionbeziehung zuungunsten des Hypolimnions verschoben wird. In ihm führen Atmungsvorgänge zeitweise zu Sauerstoffkonzentrationen unter 4 mg/l, die für Fische und deren Brut bereits schädlich sein können.

Typisch für die Seen der Ville sind auch hier die hohen Sulfatkonzentrationen des neutralen bis schwach basischen Gewässers, die auf leicht lösliche Sulfate in den Braunkohleaschen der Altlasten zurückgehen. Im Sediment des Liblarer Sees haben sich Blei und Arsen in vergleichsweise sehr hohen und Chrom in hohen Konzentrationen abgelagert (120 mg/kg, 46 mg/kg und 60 mg/kg).

Wie die Gegenüberstellung der Nährelemente Stickstoff und Phosphor nach Forsberg et al. (1978) zeigt, liegt im See eine Hemmung der Primärproduktion durch Phosphat vor. Die Nährstoffkonzentrationen des letzten Untersuchungszeitraumes (1988/89) weisen den Liblarer Sees laut OECD-Kriterien (1982) als mesotrophes Gewässer aus (s. Tab. 144). Ammonium, Nitrit und Nitrat erreichen die für solche Seen charakteristischen Konzentrationen. Auch die Phosphatkonzentrationen sind im Vergleich zu den übrigen Ville-Seen recht niedrig. Damit nicht korrelierend weisen die Chlorophyll a-Konzentrationen auf eine Gewässeroligotrophie hin. Hieraus läßt sich eine Hemmung des Algenwachstums schließen. Nach Untersuchungen von Hegewald & Tsarenko (1995) geht diese auf die zu niedrigen Eisenkonzentrationen im Gewässer zurück. Massenaufkommen bzw. hohe Besiedlungsdichten des Phytoplanktons konnten nur im Mai und August 1989 nachgewiesen werden, als ausschließlich *Dinobryon*

divergens in Massen bzw. mit sehr hohen Besiedlungsdichten auftrat. Auch das Zooplankton, welches im Vergleich zu den Ville-Seen über einen relativen Artenreichtum verfügte, brachte nie sehr hohe Besiedlungsdichten hervor. Die Rotatoria stellten mit mehr als 30 Arten die größte Gruppe dar. Als Nährstoffkonkurrent waren die Makrophyten in Form von Tauchfluren und Schwimmblattrasen wesentlich stärker ausgeprägt als das Phytoplankton. Anhand der Gattung Potamogeton sind Standortdifferenzierungen von meso- bis hin zu eubis polytrophen Bedingungen erkennbar. Größere Vorkommen der mesotraphenten und nach der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland als stark gefährdet eingestuft *Chara contraria* konnten nachgewiesen werden. Weiterhin waren im Arteninventar Verfälschungen festzustellen, die auf Anpflanzungen standortfremder Arten (*Ranunculus lingua*, *Menyanthes trifoliata* und Zuchtformen von *Nymphaea*) zurückgehen. Bezeichnend für die starke Nutzungsbeanspruchung des Sees sind weiterhin die anthropogenen Schädigungen der Röhrichte. Der Fischbestand ist nach Einschätzungen der Landesanstalt für Fischerei NRW (aus LAWA NRW 1993) jedoch relativ gering, der Besatz mit *Anguilla anguilla* (Aal) aber zu hoch. Ansonsten bundesweit gefährdet, hat *Silurus glanis* (Wels) im Liblarer See eine Heimat gefunden.

8.11.23.3 Künftige Entwicklung der Wassergüte

Da jegliche Erhöhung der Phosphatkonzentration im Gewässer eine Steigerung der Primärproduktion nach sich zieht, sind steuerbare Nährstoffeinträge wie sie beispielsweise durch Badende oder das Anfüttern von Fischen herbeigeführt werden, einzuschränken. Auf diese Weise kann das Naherholungsgebiet Liblarer See auch längerfristig in seinem mesotrophen Status erhalten bleiben. Um stark gefährdete Makrophyten im See zu behalten, sind noch stärkere Einschränkungen der Nährstoffeinträge in den betreffenden Gewässerabschnitten zu fordern. Maßnahmen zum Artenschutz des Fischbestandes erscheinen aufgrund der intensiven Nutzung des Sees gegenwärtig als wenig sinnvoll.

8.11.24 Lucherberger See

8.11.24.1 Lage und Geschichte

Im westlichen Braunkohlerevier des Rheinlands bei Weisweiler liegt der Lucherberger See. Bereits 1941 entstanden, zählt er zu den ältesten Tagebauseen im Gebiet (RHEINBRAUN 1993 unveröff.). Schon während des zweiten Weltkrieges wurde Wasser aus dem Wehebach und später aus der Ruhr zu Versorgungszecken in den See eingeleitet, gespeichert und anschließend dem RWE-Kraftwerk Weisweiler zugeführt (Gärtner 1968, Gärtner 1971). Dabei wurden zwischen 1950 und 1970 ca. 150 Mio. m³, also 10 Mio. m³ Wasser pro Jahr durch den See geleitet. Das entspricht 110 % seines maximalen Inhaltes. 55 % des Gesamtvolumens stellen den durch Wasserspiegelschwankungen nutzbaren Inhalt von 5 Mio. m³ dar (Angaben aus Gärtner 1971).

Heute dient der Lucherberger See außerdem als Segelgewässer, zur Freizeitfischerei und zur stillen Erholung, aber auch dem Naturschutz (Rheinbraun 1993 unveröff.).

8.11.24.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit seiner mittleren und maximalen Gewässertiefe (s. Tab. 145) besitzt der Lucherberger See morphometrisch günstige Voraussetzungen für ein mesotrophes stabil geschichtetes Gewässer (Klapper 1992).

Wie die letzten Untersuchungen des STUA Aachen aus dem Jahr 1987 zeigen, hat das Gewässer gegenwärtig einen eutrophen Gewässerstatus erreicht. Ein hierfür typisches Merkmal ist das metalimnische Sauerstoffminimum. Dieses wird durch ein ungünstiges Lichtklima hervorgerufen, bei dem die Respiration der sich in der Sprungschicht sammelnden Bakterien, Phyto- und Zooplankter gegenüber der Algenassimilation dominiert. Der durch den aeroben Abbau toter organischer Substanz im Hypolimnion einsetzende Sauerstoffverbrauch führte während des Sommers zu einem starken Sauerstoffmangel. Für einige Fische und deren Brut sind Sauerstoffkonzentrationen von < 4 mg/l bereits schädlich und der für sie zugängliche Lebensraum engte sich im Juni auf maximal 14 m Wassertiefe und im August und September auf 8 m Wassertiefe ein. Konzentrationen unter 0,2 mg O₂/l, bei denen eine Remobilisierung von im Sediment festgelegtem Phosphor einsetzt, traten im August ab einer Tiefe von 15 m und im September bereits ab 9 m Tiefe auf. Dieser Prozeß beherrschte im September bereits 2/3 des Hypolimnions. Dennoch verhinderte die stabile Schichtung die Rückführung von Phosphor ins Epilimnion. Dort lagen die Werte zu dieser Zeit bei 24 µg/l PO₄-P, während sie im Hypolimnion durchschnittlich 335 µg/l PO₄-P betrugen. Die trophische Bewertung der aus drei Beprobungsterminen gemittelten Gesamtphosphorkonzentration des Epilimnion deutet nach Vollenweider (1982) einen Übergang von meso- zu eutrophen Bedingungen an. Demgegenüber weisen die Bioproduktionsverhältnisse, die anhand der Chlorophyll a-Konzentration und der Sichttiefe bestimmt wurden, auf eutrophe Bedingungen hin.

Ein Ursache für die im Lucherberger See festgestellte Eutrophierung ist die Einspeisung von nährstoffreichem Wasser. Nach Gärtner (1971) betrug die Nährstoffbelastung des Lucherberger Sees 3,3 g P / m² a und 67 g N / m² a und überschritt damit die von Vollenweider (1968) angegebenen Eutrophierungsgrenzwerte um das Zehnfache. Dennoch konnte die Eutrophierung nicht in dem Maße festgestellt werden, wie man erwartet hätte. Ein Grund hierfür ist die

Ablagerung der Nährstoffe in den Sedimenten und ihr dauerhafter Entzug aus dem biologischen Kreislauf.

Tab. 145: Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwert Sommer 1987 Epilimnionmischprobe) des Lucherberger Sees (Gärtner¹⁾ 1971, RHEINBRAUN²⁾ 1988 unveröff., STUA AACHEN³⁾ 2000 unveröff.)

Morphometrische Parameter ¹⁾			Limnologische Parameter ³⁾		
Wasserspiegel	[mNN]	+116 ²⁾	pH - Wert	[-]	9,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	9,2	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,62	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	≈ 26 ³⁾	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]	14,9	Leitfähigkeit	[μS/m]	310
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	3,96
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	-
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[μg/l]	35
			Chlorophyll a	[μg/l]	18,3
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	3,53
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

8.11.24.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den Lucherberger See auch zukünftig in vielfältiger Weise nutzen zu können und die Aufbereitung des Brauchwassers so kostengünstig wie möglich zu gestalten, muß der gegenwärtige Gewässerstatus beibehalten werden. Die Zufuhr allochthoner Nährstoffe sollte daher so gering wie möglich gehalten werden. Vor allem ist die interne Düngung des Epilimnion durch autochthone Nährstoffzufuhr aus dem Hypolimnion gegebenenfalls durch entsprechende Maßnahmen zu verhindern.

8.11.25 Lucretiasee

8.11.25.1 Lage und Geschichte

Zwischen der A 553 im Norden, der B 51 im Westen und dem Berggeistweiher im Osten ist der Lucretiasee zu finden. Bereits 1936 als Tagebausee entstanden, zählt er zu den ältesten Gewässern der Ville. An seinem südöstlichen Ufer lagert eine Altlast, die Abraum, Braunkohlereste, Braunkohleaschen und weitere Rückstände des Bergbaus enthält.

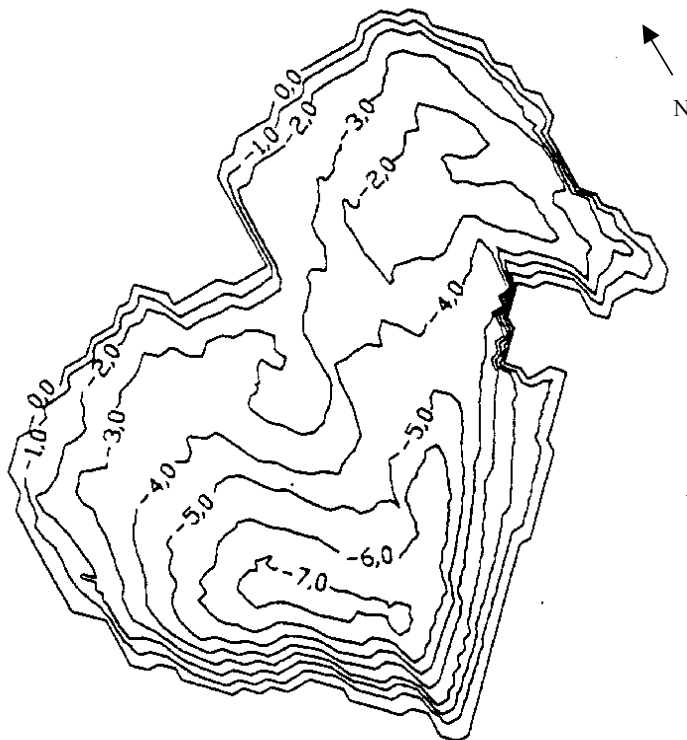


Als LSG wurden die Flächen um den See 1972 ausgewiesen. Von Anglern und Spaziergängern wird das Gewässer heute nur wenig genutzt.

Abb. 230: Lucretiasee – Blick von Süden (Foto: Schlundt 2000)

8.11.25.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Obwohl der Lucretiasee über eine Halbinsel verfügt, erreicht die Uferentwicklung mit 1,38 einen für die Ville-Seen durchschnittlichen Wert. Die sonst steilen Ufer fallen nur im Osten, wo sich die Halbinsel befindet, flacher ab. Gespeist wird der See durch Niederschlags- und Grundwasser. Das Wasser fließt zum nahe gelegenen Berggeistweiher ab.



Die Seebeckengestalt, wie sie in Abb. 231 zu sehen ist, ermöglicht den Aufbau thermischer Schichtungen. Während der Sommerstagnationen 1988/89 lag die Sprungschicht bei 6 m Wassertiefe und die durchschnittliche Sauerstoffsättigung betrug 82,2 %. Im oberen Wasserkörper konnten Maximalwerte von 133 % nachgewiesen werden, wohingegen die Sauerstoffkonzentration ab 6 m Tiefe vorübergehend unter 4mg/l sank. Solche Defizite können für einige Fische und ihre Brut bereits schädlich sein.

Abb. 231: Seekontur mit Tiefenlinien vom Lucretiasee (LAWA NRW 1993)

Nährstoffe insbesondere Gesamtphosphor waren im Lucretiasee relativ gering konzentriert (s. Tab. 146). Wie die Beziehung der Hauptnährelemente nach Forsberg et al. (1978) zeigte, wurde die Primärproduktion zeitweise durch den Mangel an Stickstoff oder Phosphor begrenzt. Durch die Einbeziehung bodennaher Proben erreichte die von der Bioproduktivität des Sees abhängige Chlorophyll a-Konzentration einen vergleichsweise hohen Jahresmittelwert von 15,2 µg/l und Maximalwerte von bis zu 150 µg/l. Diese Extremwerte wurden ausgeklammert und der Mittelwert fiel auf 6,4 µg/l. Er ist laut OECD-Kriterien (1982) für mesotrophe Standgewässer typisch. Die Konzentrationen von Gesamtphosphor und –Stickstoff sprechen für einen oligo- bis mesotrophen See, so daß der Lucretiasee 1989 insgesamt als mesotrophes Gewässer eingestuft werden konnte.

Tab. 146: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Lucretiasees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+134	pH - Wert	[-]	7,5
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,15	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,045	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	7,2	Sulfat	[mg/l]	140
mittlere Tiefe	[m]	3,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	684
maximale Länge	[m]	290	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	6,1
maximale Breite	[m]	215	TOC	[mg/l]	6,6
Uferentwicklung	[-]	1,38	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,49
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	18
			Chlorophyll a	[µg/l]	6,4
Tiefengradient	[-]	1,82	Sichttiefe (1988)	[m]	2,6
Schichtungstyp	[-]		dimiktisch		

Im Wasser waren relativ große Mengen von Sulfat (s. Tab. 146) und Arsen (20 µg/l) enthalten, was auf anthropogene Einflüsse hinweist. Arsen erzielte den Höchstwert der häufig in Oberflächengewässern nachgewiesenen Konzentrationen (Hütter 1990). Die gleichfalls hohe Arsenkonzentration im Sediment (38 mg/kg) geht vermutlich auf Auswaschungsprozesse von Braunkohleaschen zurück. Wie bei Arsen überschritt die in der Mudde enthaltene Bleikonzentration (160 mg/kg) die für Kulturböden tolerierbaren Werte von 20 mg/kg Arsen und 100 mg/kg Blei („Richtwerte `80“ 1987 aus LAWA NRW 1993). Verglichen mit anderen Ville-Seen wurden im Sediment hohe Schwermetallkonzentrationen von Mangan (9,7 g/kg) und Eisen (120 g/kg) gemessen.

Im Untersuchungszeitraum 1989 konnten relativ viele Planktonarten nachgewiesen werden. Meist entwickelten sie jedoch nur geringe Besiedlungsdichten. Massenentwicklungen wurden nicht beobachtet. Die Bacillariophyceae stellten die häufigsten Vertreter des Phytoplanktons dar. Von ihnen brachten nur *Asterionella formosa* und *Cyclotella* mittlere Häufigkeiten hervor. Unter den Chrysophyceae erzielte lediglich *Dinobryon bavaricum* mittlere Zelldichten. Weitere Vertreter gehörten zwölf Gattungen der Chlorophyta oder den Cyanophyta, von denen die

Oscillatoria immer zugegen waren, an. Beim Zooplankton bildeten die Rotatoria die größte Gruppe, in denen fünf Arten (*Keratella cochlearis*, *K. ticinensis*, *Kellicottia longispina* und *Polyarthra dolichoptera*) mittlere bis höhere Besiedlungsdichten erreichten. Sehr große Häufigkeit war nur bei *Polyarthra vulgaris* und Jungtierstadien der Copepoda zu verzeichnen. Außer bei *Cyclops vicinus* brachten die ausgewachsenen Kleinkrebse nur geringe Häufigkeit hervor. Von den zehn Arten bzw. höheren systematischen Taxa der Cladocera bildeten nur *Daphnia cucullata* und *Ceriodaphnia pulchella* mittlere bis höhere Besiedlungsdichten aus.

Der Lucretiasee wies eine geringe Artenzahl aquatischer Wirbellose auf. Die häufigsten Vertreter zählten zur den Larven der Chironomidae oder zu den Larven der Ephemeridoptera, von denen vier Arten vorkamen (*Caënis horaria*, *C. luctuosa*, *Cloëon dipterum* und *C. simile*). Sehr geringe Besiedlungsdichten waren bei Tieren der Gruppe Mollusca und Coleoptera festzustellen. Eine in Nordrhein-Westfalen gefährdete Odonata-Art konnte mit den Larven von *Gomphus pulchellus* nachgewiesen werden.

Für amphibische Wirbeltiere ist der See wegen seiner steilen Ufer kaum als Laichgewässer geeignet. Dennoch konnten sehr vereinzelt Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) beobachtet werden. Die Untersuchung des Fischbestandes zeigte, daß die meisten Individuen zu *Rutilus rutilus* (Plötze) oder zu *Anguilla anguilla* (Aal), seltener aber zu *Tinca tinca* (Schleie), *Perca fluviatilis* (Barsch) oder *Esox lucius* (Hecht) gehörten. In dem unausgewogenen Fischbestand war *Anguilla anguilla* (Aal) deutlich überrepräsentiert und der Fraßdruck der Fische auf die Kleinkrebse allgemein zu groß, wie die geringe Zahl von Kleinkrebsen zeigt. Deutlich kleiner war die Zahl der am See lebenden Wasservögel, zu denen *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Fulica atra* (Bleßralle), *Gallinula chloropus* (Grünfüßige Teichralle) und *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) zählten. Scheue Tiere hielt die ständige Geräuschkulisse, die von den nahe gelegene Straßen herrührte, fern.

Die floristische Besiedlung des Sees wird durch recht lockere Röhrichtbestände mit *Phragmites australis* und *Typha angustifolia* gekennzeichnet. Zuchtformen von *Nymphaea* repräsentieren den Schwimmblattrasen. Neben Arten der Tauchfluren wie *Myriophyllum verticillatum*, *M. spicatum* und *Potamogeton crispus* ist auch *Utricularia australis*, eine in Nordrhein-Westfalen gefährdete Art (LAWA NRW 1993) der Schwebematten, im See zu finden.

8.11.25.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den geringen Trophiegrad zu erhalten, ist eine Nutzungsintensivierung unbedingt zu vermeiden, da die Immission von nahe gelegenen Straße schon für zusätzliche Nährstoffeinträge sorgt.

8.11.26 Margarethenweiher

8.11.26.1 Lage und Geschichte

Im Gebiet der Ville, westlich der Ortschaft Brühl-Vochem und östlich der B 265 ist der Margarethenweiher zu finden. Er entstand um 1955 im ehemaligen Tagebau „Hürther Berg“. Direkt ans Westufer grenzt eine Altablagerung an, die aus Hausmüll der Stadt Brühl besteht.

Seit 1972 ist der See Teil eines LSG's. Heute wird der befestigte Weg nahe des Ostufers intensiv von Radfahren und Fußgängern genutzt. Am Westufer führen Trampelpfade zu mehreren Angelplätzen.

8.11.26.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Wie in Abb. 232 zu erkennen, zeichnet sich der Margarethenweiher durch seine langgestreckte Form und die relativ geringe Tiefe aus. Während sie im südlichen Teilbereich des Sees keine 2 m erreicht, senkt sich der Untergrund im Norden mehr als doppelt so tief. Flache Uferabschnitte sind besonders an den Stirnseiten anzutreffen.

Die Speisung des Margarethenweihers erfolgt vor allem über einen oberirdischen Zufluß vom Werkstattweiher und über einen kleinen Zufluß am Westufer. In Richtung Gruhlwerksee und Siegesbach findet die Entwässerung statt.

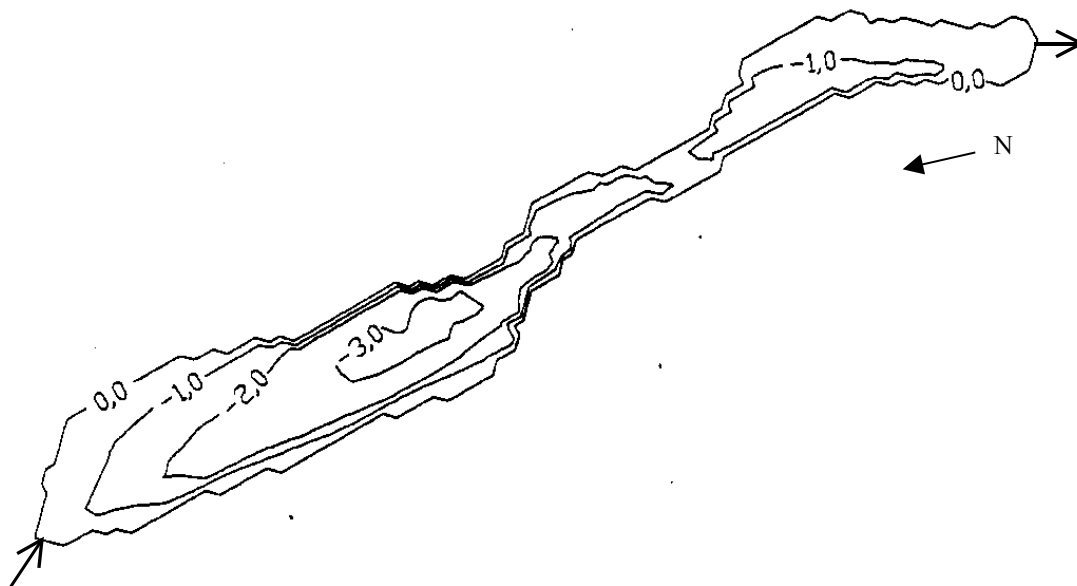


Abb. 232: Seekontur mit Tiefenlinien vom Margarethenweiher (LAWA NRW 1993)

Die Entstehung langfristiger thermischer Schichtungen wird durch die geringe Gewässertiefe behindert. 1988/89 wurden Sauerstoffsättigungen gemessen, die zwischen 53 % und 150 % schwankten. Der Minimalwert entsprach einer Sauerstoffkonzentration von 4,9 mg/l, die im Juni '88 in einer Uferprobe bestimmt wurde. Noch höhere Sauerstoffdefizite sind für das Tiefenwasser einer Stagnationsphase anzunehmen. Sie können bei einsetzender Zirkulation für geringe Sauerstoffgehalte, wie sie am Ufer ermittelt wurden, verantwortlich sein.

Die im Wasserkörper enthaltenen Gesamtstickstoff- und Chlorophyll a-Konzentrationen (s. Tab. 147) waren 1988/89 unter Verwendung der OECD-

Kriterien (1982) für eutrophe Gewässer kennzeichnend. Anders die Gesamtphosphorkonzentration (s. Tab. 147), die für mesotrophe Bedingungen sprach. Phosphor war nach Forsberg et al. (1978) der limitierende Nährstoff während der Untersuchungstermine. Zusammenfassend betrachtet ist die Trophie des pH-neutralen Margarethenweiher zwischen meso- und eutroph anzusiedeln.

Auf Auswaschungsprozesse aus Braunkohleaschen, deren Vorkommen im Gebiet nicht bekannt ist, weisen die hohen Sulfatkonzentrationen im Seewasser hin.

Bei den Schwermetallen lagen die Konzentrationen von Kupfer (10 µg/l), Nickel (2,7 µg/l) und Zink (64 µg/l) über der Nachweisgrenze. Kupfer und Zink zeigten damit deutlich höhere Konzentrationen an, als in Oberflächengewässern üblich ist (Kupfer: 1 – 3 µg/l bzw. Zink: bis 20 µg/l). Verglichen mit anderen Ville-Seen wies außerdem die Mangankonzentration mit durchschnittlich 1,4 mg/l hohe Werte auf. Im Sediment wurden neben hohen Gehalten von Mangan (71 g/kg) auch große Mengen von Eisen (150 g/kg) und Quecksilber (593 µg/kg) gefunden. 30 mg/kg mehr als von Zink auf Kulturböden toleriert wird (300 mg/kg) konnten nachgewiesen werden („Richtwerte '80“ 1987 aus LAWA NRW 1993).

Tab. 147: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Margarethenweiher (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+105	pH - Wert	[-]	7,4
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,025	K _{SD,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,019	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	4,9	Sulfat	[mg/l]	283
mittlere Tiefe	[m]	1,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1238
maximale Länge	[m]	475	DOC (Uferproben)	[mg/l]	10,0
maximale Breite	[m]	60	TOC (Uferproben)	[mg/l]	11,2
Uferentwicklung	[-]	2,35	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,95
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	22
			Chlorophyll a	[µg/l]	17,1
Tiefengradient	[-]	1,22	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

1988 traten die meisten Phytoplankter in geringer Zelldichte auf. Nur bei Oocystis (Chlorophyta) und bei Dinobryon (Chrysophyceae) deuteten sich Massentwicklungen an. Mittlere Zelldichten wurden von den Bacillariophyceae *Synedra ulna* und *S. acus* wie auch von Peridinium (Dinophyceae) und den Cryptophyceae *Cryptomonas erosa/ovata* und *Rhodomonas minuta* erreicht. Die vielfältigste Gruppe stellten aber die Chlorophyta mit 14 Gattungen dar. Von den Zooplanktern, die 1988/89 untersucht wurden, gehörten mehr als 30 Arten bzw. höhere systematische Taxa den Rotatoria an. Hohe Besiedlungsdichten konnten u.a. bei *Keratella cochlearis*, *K. testudo*, *K. ticinensis* und *Polyarthra vulgaris* festgestellt werden. Die höchsten Besiedlungsdichten wurden im Mai '89 nachgewiesen, als sich die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe in Massen entwickelte. Ebenfalls zu Massenvorkommen kam es im Juli durch Larven der Copepoda. Die Jungtierstadien bildeten dagegen nur mittlere bis höhere

Besiedlungsdichten aus. Bei den erwachsenen Tieren konnten geringe bis mittlere Individuenzahlen nur bei *Acanthocyclops robustus* bestimmt werden. Unter den Cladocera brachten *Bosmina longirostris* und *Acroperus harpae* mittlere bis hohe Individuenzahlen hervor.

Relativ viele Arten aquatischer Wirbellose sind im Margarethenweiher beheimatet. Mit *Asellus aquaticus* dominierten die Isopoda zahlenmäßig, gefolgt von den Ephemeroptera-Larven der Art *Cloëon dipterum* und den Larven der Chironomidae. Außerdem lebten die bundesweit gefährdeten Larven von *Caënis robusta* (Ephemeroptera) im See.

Sehr viele Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) und deren Laich konnten im Margarethenweiher gefunden werden. Neben diesen Amphibien trat *Rana temporaria* (Grasfrosch) nur mit geringen Individuenzahlen auf. Wesentlich größere Besiedlungsdichten konnten innerhalb des Fischbestandes nachgewiesen werden. Die mit Abstand häufigste Art war *Rutilus rutilus* (Plötze) mit 1515 Tieren pro Hektar. Sechs weitere Arten konnten direkt nachgewiesen werden (*Perca fluviatilis* - Barsch, *Tinca tinca* - Schleie, *Anguilla anguilla* - Aal und *Cyprinus carpio* - Karpfen, *Scardinius erythrophthalmus* – Rottfeder sowie *Abramis brama* - Blei). Zu den am See brütenden Wasservögeln zählte *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle). *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) und *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger) fehlte dazu der nötige Rückzugsraum.

Am Ostufer des Sees ist der starke Tritt durch Erholungssuchende für die Lücken und das schütterere Erscheinungsbild der Röhrichte, die hauptsächlich aus *Phragmites australis* bestehen, verantwortlich. Eine häufige Art der Uferzone ist *Sparganium erectum*. Er ist sowohl am Ost- als auch am Westufer zu finden, wohingegen *Acorus calamus* nur im Westen zu finden ist, dort aber geschlossene Bestände bildet. Auf flache Uferabschnitte angewiesen besiedeln *Myriophyllum verticillatum* und die Zuchtformen von *Nymphaea* vornehmlich die Stirnseiten des Margarethenweiher. Ergänzend kommt *Lemna minor* als Vertreter der Schwimmdecken vor.

8.11.26.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um das Erreichen des eutrophen Gewässerstatus so weit wie möglich hinauszuzögern, sind die Einträge von Phosphaten so gering wie möglich zu halten. Dazu sind die gegenwärtigen Nutzungsformen einzuschränken. Eine Beruhigung der Ufer wäre die Folge und würde das Wachstum der Röhrichte fördern und Ruhezonen schaffen. Für den Einsatz gefährdeter Kleinfischarten wie *Leucaspis delineatus* (Moderlieschen) oder *Rhodeus sericeus amarus* (Bitterling) ist der See gut geeignet. Für die Fortpflanzung letzterer sind Teichmuscheln notwendig und müßten eingesetzt werden.

8.11.27 Mittelsee

8.11.27.1 Lage und Geschichte

Östlich der Ortschaft Liblar zwischen dem Obersee im Südwesten und dem Untersee im Nordosten liegt der Mittelsee. Auf der Ville-Scholle gelegen entstand er wie der Obersee 1965 nach dem Abbau der Eisenbahntrasse.

Seit 1972 ist der Mittelsee Teil eines LSG's. Er wird gegenwärtig zur stillen Erholung und zur Freizeitfischerei genutzt.

8.11.27.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Verglichen mit anderen Ville-Seen stellt die Uferentwicklung mit 1,35 eine schwach ausgeprägte Verzahnung zwischen Wasser und Land dar. Das Seebecken fällt wie in Abb. 233 zu erkennen in der Nähe des Nordost- und Südwestufers relativ steil ab. Dort im Südwesten erfolgt die Speisung des Mittelsees vom Obersee über eine Kaskade. Ebenfalls über eine Kaskade wird das Wasser im Nordosten zum Untersee weitergeleitet. Der durchflossene See zeichnet sich durch eine relativ harmonische Gestalt des Untergrundes aus, der etwa in der Mitte des östlichen Teil die maximale Tiefe erreicht (s. Tab. 148).

Dieser Aufbau gestattet die Herausbildung thermischer Schichtungen. Aufgrund der geschützten Lage befand sich die Sprungschicht während der letzten Untersuchungen im Jahr 1989 geringfügig unterhalb von 3 m. Der gelöste Sauerstoff konnte sich damals im Oberflächenwasser leicht anreichern (111 % Sauerstoffsättigung), wohingegen die Konzentration über dem Grund bis auf 0,8 mg/l Sauerstoff herabsank. Das Fehlen von Sauerstoff konnte aber nicht nachgewiesen werden.

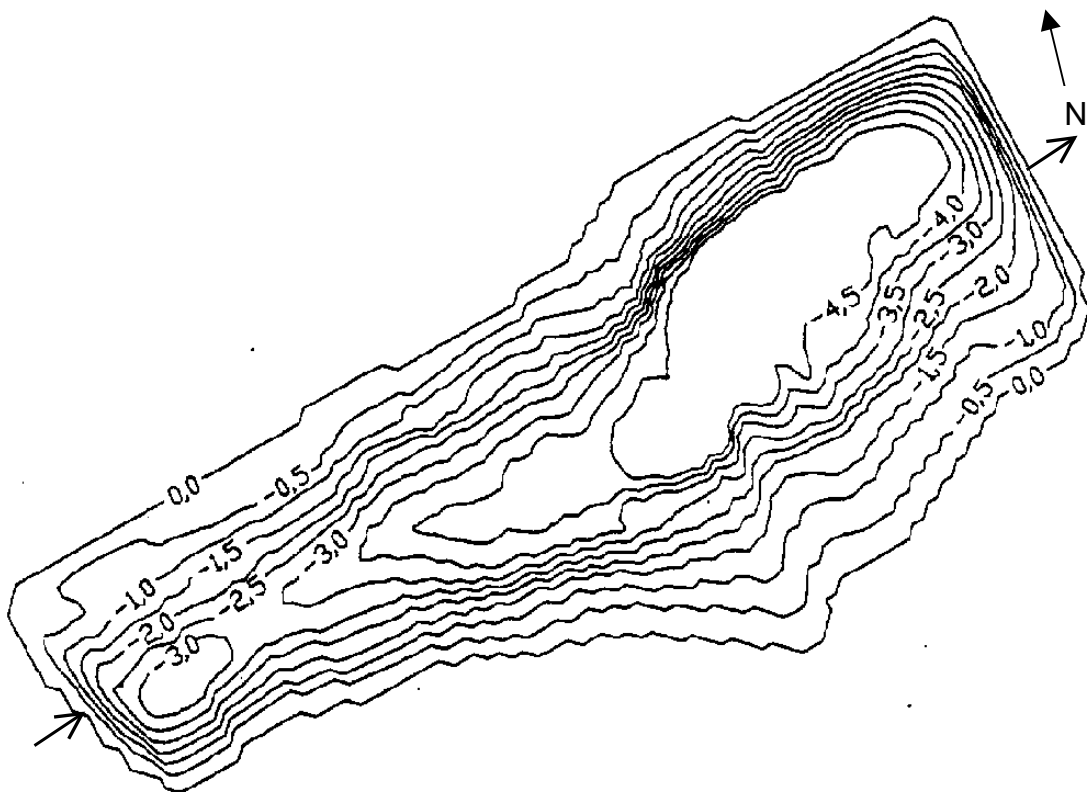


Abb. 233: Seekontur mit Tiefenlinien des Mittelsees (LAWA NRW 1993)

Die ermittelten Nährstoffkonzentrationen lassen sich nach den OECD-Kriterien (1982) oligo- bis mesotrophen Gewässern zuordnen. Die Konzentration von Chlorophyll a spricht jedoch für eine Oligotrophie. Nach Gegenüberstellung der beiden Nährelemente war die Primärproduktion zeitweise durch die Konzentration von Phosphat bzw. die von Phosphat und Stickstoff limitiert.

In dem neutralen bis schwach basischen Mittelsee wurden sehr hohe Sulfatkonzentrationen nachgewiesen (s. Tab. 148). Sie deuten auf eine Sulfatauswaschung aus Braunkohleaschen hin. Da aus dem Einzugsgebiet keine derartigen Altlasten bekannt sind, wird eine indirekte Beeinflussung über den Zufluß vom Obersee vermutet.

Die Konzentration von Kupfer lag mit 4,3 µg/l deutlich über den 1 - 3 µg/l, die für Oberflächengewässer allgemein üblich sind. Die Sedimente enthielten hohe Arsenkonzentrationen von 64 mg/kg, wobei 20 mg/kg nach den „Richtwerten'80“ (1987) aus LAWA NRW (1993) für Kulturböden noch tolerierbar sind. Auch der Chromgehalt (71 mg/kg) in der Mudde des Mittelsees war für einen Ville-See hoch.

Tab. 148: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Mittelsee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+102,0	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,140	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,059	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	6,4	Sulfat	[mg/l]	590
mittlere Tiefe	[m]	2,4	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1335
maximale Länge	[m]	445	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	200	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	9,1
Uferentwicklung	[-]	1,35	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,8
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	13
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,5
Tiefengradient	[-]	1,51	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	1,6
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Das phytoplanktische Leben im See zeigte sich relativ artenreich. Dennoch wurden meist nur geringe Besiedlungsdichten angetroffen. Höhere Zelldichten brachten nur die Cyanophyta mit *Oscillatoria* und die Dinophyceae mit *Peridinium* hervor. Auch beim Zooplankton dominierten geringe, selten mittlere Individuendichten. Höhere Zahlen konnten nur im Mai 1989 für *Keratella cochlearis*, einen Vertreter der Rotatoria, nachgewiesen werden.

Eine relativ geringe Zahl von Arten war bei den aquatischen Wirbellosen zu verzeichnen. Die größte Gruppe stellten die Mollusca dar. Ihr gehört *Pisidium* an, die hohe Individuendichten aufwies. Die sonst in den Gewässern recht stark verbreitete *Dreissena polymorpha* konnte in den untersuchten Abschnitten nur mit sehr wenigen Tieren nachgewiesen werden. Die Larven der Chironomidae und der Ephemeroptera *Caenis luctuosa* waren hingegen häufig anzutreffen. Zu den Rote

Liste-Arten, die im Mittelsee nachgewiesen werden konnten, zählt die in NRW stark gefährdete *Ephemera glaucops* und die in NRW vom Aussterben bedrohte Odonata-Larve *Ceriagrion tenellum* (LFÖ 1979).

Einige Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) repräsentierten die amphibischen Wirbeltiere. Für die Ansiedlung größerer Populationen sind die steilen Ufer nicht geeignet. Der Fischbestand von *Perca fluviatilis* (Barsch) und *Rutilus rutilus* (Plötze) war gut ausgeprägt. Von *Esox lucius* (Hecht) kamen demgegenüber zu wenige Tiere vor, dafür aber zu viele von *Anguilla anguilla* (Aal). Außerdem lebt *Ctenopharyngodon idella* (Graskarpfen) im See, der als Pflanzenfresser den Bestand submerser Makrophyten stark dezimiert. Für Wasservögel hat das Gewässer nur eine geringe Bedeutung. Es konnten nur sehr wenige und allgemein verbreitete Tiere beobachtet werden. Auch die kleine Wasserfläche und die ständigen Störungen durch Angler und Spaziergänger schränken den Wert als Winterquartier deutlich ein.

Die am See siedelnden Gefäßpflanzen stellen häufige und allgemein verbreitete Arten dar. Die Röhrichte bilden keine ausgedehnten Bestände, da anthropogene Störungen und zum Teil die Ufergestalt dieses erschweren. Als Besonderheit konnte zudem *Sparganium minimum*, eine in NRW stark gefährdete Art, nachgewiesen werden. Von den Submersen waren *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus* vertreten (LFÖ 1979).

8.11.27.3 Künftige Entwicklung der Wasserbeschaffenheit

Um einer Nährstoffanreicherung im See entgegenzuwirken, sollten zusätzliche Einträge unterbunden werden. Einer Nährstoffzufuhr durch Erosion der Ufer ist besonders am gefährdeten Nordufer durch die Ansiedlung und den Schutz von Röhrichten vorzubeugen. Im Gutachten vom Landesamt für Wasser und Abfall NRW (1993) wurde eine Anhebung des Seespiegels um 30 cm angeraten, um mehr Raum für flache Gewässerabschnitte zu schaffen. Ob sich die damit verbundene Verschlechterung der Hypo- zu Epilimnionbeziehung ungünstig auf die Gewässertrophie auswirkt, sollte geklärt werden.

8.11.28 Neffelsee

8.11.28.1 Lage und Geschichte

Der Neffelsee, welcher auch unter dem Namen Füssenicher See bekannt ist, befindet sich im Westteil der rheinischen Bergbaurevier rund 1 km nordwestlich von Zülpich im Kreis Euskirchen. Als ehemaliges Braunkohlentagebaurestloch geht seine Flutung auf das Jahr 1971 zurück. Zwölf Jahre später erfolgte die Unterschutzstellung des Gewässers wie auch der angrenzenden Ufer. Dieses 72,5 ha große Naturschutzgebiet gliedert sich in einen östlichen und einen westlichen Teil, wobei letzterer einem besonderen Schutz (Angel- und Jagdverbot) unterliegt. Das Umfeld wird in erster Linie landwirtschaftlich genutzt. Nur im Norden schließen sich Siedlungsflächen der Ortschaft Füssenich an. Da sie sich in unmittelbarer Nähe zum Neffelbach befinden (s. Abb. 234), wurde der Neffelsee 1993 zum Hochwasserentlastungsbecken umfunktioniert.

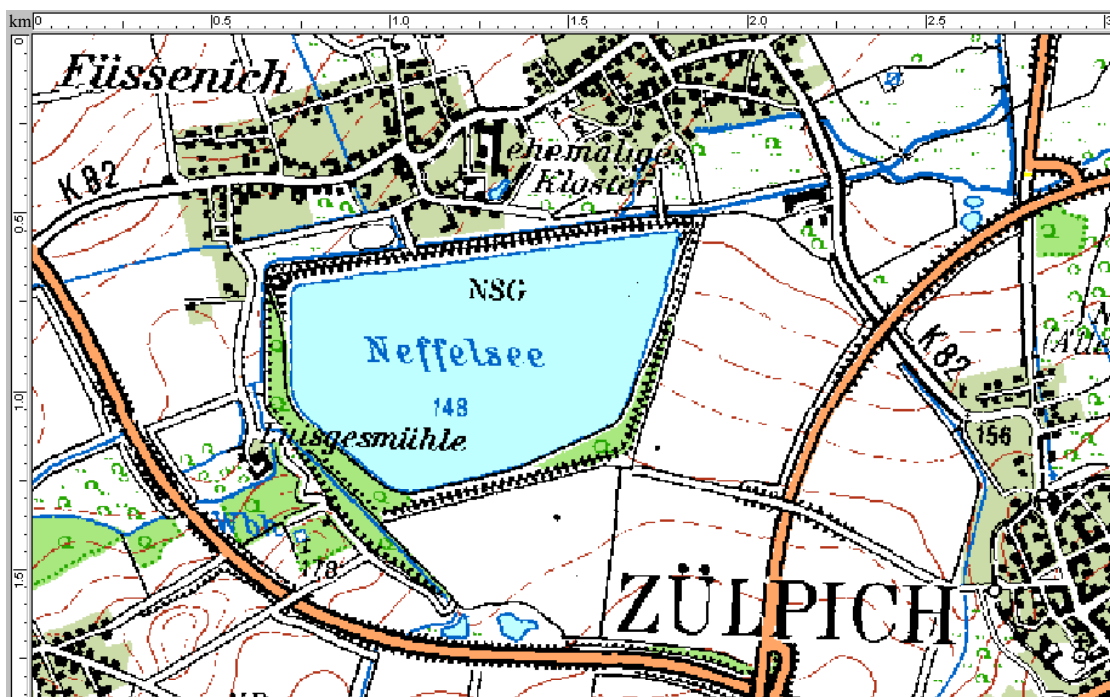


Abb. 234: Neffelsee bei Zülpich (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)

8.11.28.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

An den geraden Uferlinien und dem Fehlen von Buchten ist die künstliche Entstehung des Neffelsees gut zu erkennen. Die meist recht steil abfallenden Ufer werden nur im Südwesten von Flachwasserbereichen abgelöst. Durch die Hauptausdehnung in Ost-West-Richtung bietet der See dem Wind eine große Angriffsfläche. Dadurch ist eine Vollzirkulation des maximal 35 m tiefen Wasserkörpers im Frühjahr und Herbst möglich. Die sich während der Stagnationsphasen aufbauenden Temperaturschichtungen erzeugen ein großes Hypolimnion.

Erste Untersuchungen wurden 1971/72 kurz nach der Erstbefüllung durchgeführt. Damals wiesen die Sauerstoff- und Gesamtposphorkonzentrationen auf eutrophe Verhältnissen hin (Erftverband 1988 unveröff. aus Wolf 1997). In den Folgejahren verbesserten sich die Bedingungen. 1986, 1987 und 1988 war das Gewässer mesotroph.

Wie die letzten Untersuchungen von 1996 (Wolf 1997, STUA Aachen 1996) zeigen, waren die Sauerstoffverhältnisse im sommerlichen Epilimnion relativ konstant und pegelten sich bei 100 % ein. Übersättigungen von bis zu 140 % konnten im Metalimnion nachgewiesen werden. Sie sind typisch für oligo- und mesotrophe Gewässer und gehen auf die länger in der Sprungschicht verweilenden Phytoplankter zurück. Diese produzieren mehr Sauerstoff als entweichen kann. Zu einer Verringerung der Sauerstoffkonzentration führte der Abbau organischer Substanzen im Hypolimnion. Dort sank die Sättigung mit zunehmender Tiefe auf rund 15 % über dem Gewässergrund. Eine völlige Sauerstofffreiheit konnte erst im Oktober festgestellt werden.

Tab. 149: Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwert aus 2m Tiefe, Apr.–Sep. 1996) des Neffelsees (Wolf 1997¹⁾, STUA Aachen 1996²⁾)

Morphometrische Parameter ¹⁾			Limnologische Parameter ²⁾		
Endwasserstand	[mNN]		pH - Wert	[-]	8,5
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,6	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	38	Sulfat	[mg/l]	148
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/m]	650
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	5,7
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	< 1
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	18
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,4
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	4,6
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Verglichen mit den anderen Ville-Seen wurden im schwach alkalischen Neffelsee wesentlich geringere Sulfatkonzentrationen gemessen.

Wie die Sauerstoffverhältnisse sprachen auch die Nährstoff- und Bioproduktionsverhältnisse für eine geringe Trophie. So lag die Konzentration von Gesamtphosphor bei 0,015 P mg/l und bewegt sich nach Klapper (1992) somit an der Grenze zwischen oligo- und mesotrophen Verhältnissen. Die Ergebnisse der Sommerstagnation bestätigen mesotrophe Bedingungen. Insgesamt wies die Konzentration nur eine geringe Schwankungsbreite mit Höchstwerten im Mai (PO₄-P = 0,025 mg/l) auf (STUA Aachen 1996). Als Hauptbelastungsquelle wird das Grundwasser angesehen, das durch die landwirtschaftlichen Flächen teilweise stark belastet ist (Wolf 1997). Hinsichtlich des Gesamtstickstoffangebotes, das Wolf (1997) mit 0,68 mg/l angibt, bestätigen sich nach Vollenweider (1979) oligo- bis mesotrophe Bedingungen. Als Folge weist die Bioproduktion nach Klapper (1992) auf Oligotrophie (anhand der Chlorophyll a-Konzentration in 2 m Tiefe) bzw. auf Mesotrophie (anhand der mittleren sommerlichen Sichttiefe) hin. Zudem konnte Wolf (1997) im Juni 1996 ein Klarwasserstadium (Sichttiefe: 10,5 m) nachweisen und plädiert für mittlere Nährstoffverhältnisse, da dieses Phänomen für meso- und eutrophe nicht aber für oligotrophe Seen bekannt ist.

Zu derartigen Ergebnissen führt auch die Beurteilung der Phytoplankton-besiedlung (Wolf 1997). So zeigt die Sukzession der dominanten Arten (s. Abb. 235) einen für mesotrophe Gewässer typischen Verlauf (Reynolds 1984 aus Wolf 1997). Daß auch im Hypolimnion ganzjährig hohe Phytoplanktonabundanzen bestimmt werden konnten, spricht nach Wolf (1997) für eine mäßige Produktivität des Neffelsees, da die Lichtverhältnisse ausreichten, um das dortige Nährstoffangebot zu nutzen. Zeigerorganismen wie *Microcystis aeruginosa/flos-aque*, *Dinobryon divergens*, *Asterionella formosa* und *Synedra ulna* zählen zu den häufigsten Algen, die nachgewiesen wurden. Sie deuten laut Streble & Krauter (1988 aus Wolf 1997) auf eutrophe, mäßig belastete Gewässer hin. Die für eutrophe Gewässer typischen Wasserblüten blieben allerdings aus, so daß ihre Ausbildung verbunden mit dem Vorkommen vom mesotraphenten *Ceratium hirundinella* auf meso- bis schwach eutrophe Bedingungen hinweist.

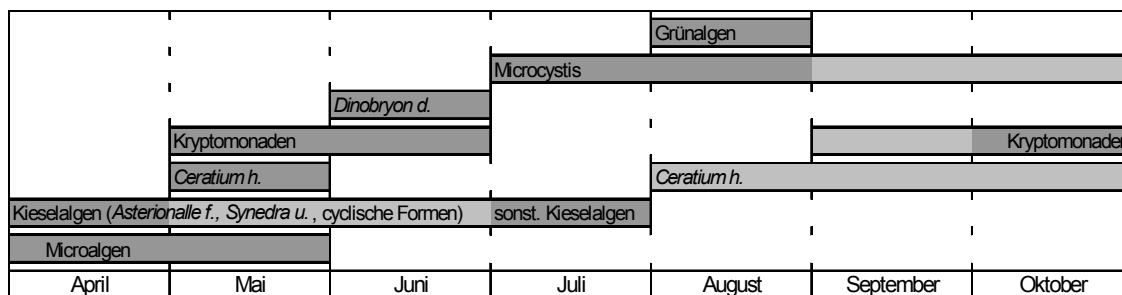


Abb. 235: Saisonales Vorkommen der dominanten Phytoplanktonarten bzw. –gruppen (dunkelgrau: hohe Abundanz, hellgrau: mittlere Abundanz (Wolf 1997 – leicht verändert)

Die nachgewiesenen Zooplankter stellten in erster Linie Rotatoria und Crustacea dar, von den *Asplanchna priodonta*, *Daphnia longispina* und *Cyclops strenuus* sowie *Eudiaptomus graciloides* als dominante Arten auftraten (Wolf 1997). Eine ausgeprägte trophische Präferenz konnte an ihnen nicht abgelesen werden.

Die makrophytische Besiedlung ist aufgrund des Alters des Neffelsees und der ungünstigen morphometrischen Gegebenheiten nur schwach ausgeprägt. Neben Vertretern der Characeae und *Potamogeton spec.* finden sich *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis* und *Lemna minor*, die typische Eutraphente darstellen. Auch im Röhrichtgürtel finden sich Arten wie *Sparganium erectum*, *Iris pseudacorus* und *Epilobium hirsutum*, die häufig an nährstoffreichen Standorten anzutreffen sind.

Demzufolge spiegelte der Neffelsee auch 1996 mesotrophe Verhältnisse wider.

8.11.28.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Obwohl sich die trophische Situation des Neffelsees in den letzten 10 Untersuchungsjahren nicht verändert hat, besitzt das Gewässer genügend Potential, um unter ungünstigen Bedingungen eutrophe Verhältnisse auszubilden. Daher sollte seine Zustandsentwicklung weiterhin verfolgt werden. Um eine unnatürlich schnell voranschreitende Eutrophierung zu verhindern, muß vor allem die Phosphorbelastung des Grundwassers durch entsprechende Maßnahmen in der Landwirtschaft langfristig eingeschränkt werden. Zudem werden die Bedingungen im Neffelsee durch die Wassergüte des Neffelbachs beeinflusst. Seine Zustandverbesserung ist daher anzustreben (Wolf 1997).

8.11.29 Nordfeldweiher

8.11.29.1 Lage und Geschichte



Im Westen der B 265 nördlich des Bleibtreusees liegt der Nordfeldweiher. Er ist ein See der Ville und entstand 1968 im Zuge der Rekultivierung des Tagebaus „Hürther Berg“. Im Norden des Gewässers befindet sich eine Altlast, die vor allem aus Abraum, Bauschutt und Erdaushub besteht.

Seit 1972 gehört der Nordfeldweiher zu einem LSG und unterliegt keiner direkten Nutzung.

Abb. 236: Der Nordfeldweiher (Foto: Dr. Christmann)

8.11.29.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Das buchtenreiche Gewässer weist eine für die Ville-Seen starke Verzahnung von Wasser und Land auf. Mit 2,20 erreicht die Uferentwicklung einen hohen Wert. Der See untergliedert sich in ein großes und ein kleines Seebecken. Diese weisen durch eine Reihe eingestürzter Bäume einen vergleichsweise großen Struktur-reichtum auf.

Grundwasser und Niederschlag sind für die Speisung des Sees verantwortlich. Überschüssiges Wasser verläßt den Nordfeldweiher über das kleine Becken in Richtung Bleibtreusee. Ein weiterer Abfluß zum Margarethenweiher liegt trocken.

Die geringe Gewässertiefe (s. Tab. 150) verhindert die Entstehung stabiler thermischer Schichtungen, so daß 1988/98 weder Hypo- noch Metalimnion nachgewiesen werden konnten. Die Sauerstoffsättigung schwankte zwischen 21 und 93 % im großen sowie 13 und 81 % im kleinen Becken. Sauerstoffüber-sättigungen wurden nicht beobachtet. Im Juni 1988 fiel die Konzentration von Sauerstoff im unteren Wasserkörper bis auf 1,4 mg/l.

Die im Wasser gelösten Nährstoffe (s. Tab. 150) erreichten 1988/89 in beiden Seebecken unterschiedliche Konzentrationen. So lag die Gesamtphosphor-konzentration im großen Becken im Mittel bei 0,038 mg/l, während sie im kleinen Becken mehr als doppelt so hoch war (0,089 mg/l). Wesentlich geringer waren die Differenzen beim Gesamtstickstoff, der im Wasser des großen Beckens 0,99 mg/l und im kleinen 0,89 mg/l erreichte. Auch die auf die Bioproduktivität des Sees hinweisenden Chlorophyll a-Konzentrationen bestätigten die deutliche trophische Differenzierung im See nicht (15,2 µg/l im großen und 13,9 µg/l im kleinen Becken). Beurteilt man die drei Parameter nach den OECD-Kriterien (1982), so sind beide Gewässerabschnitte als eutroph einzustufen. Daß die hohe Phosphorkonzentration im kleinen Seebecken nicht unmittelbar zu einer intensiveren Bioproduktion führte, läßt sich mit Forsberg et al. (1978) erklären.

Danach zeigt die Beziehung der Nährelemente an, daß nicht nur Phosphor, sondern auch Stickstoff als wachstumshemmender Faktor auftreten könnte.

Des weiteren wurden die Sulfatkonzentrationen im See gemessen, die in beiden Gewässerabschnitten ähnlich hohe Werte erreichten (s. Tab. 150). Ebenfalls über der Nachweisgrenze lag die Konzentration von Zink, welches im Wasser mit 9,5 mg/l enthalten war. Deutlich höhere Gehalte wurden im Sediment angetroffen, wo Zink mit 260 mg/l und Quecksilber mit 491 µg/l vorlag. Mangan erreichte mit 72 g/kg die höchste Konzentration in den Mudden der Ville-Seen.

Tab. 150: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Nordfeldweiher (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+107,0	pH - Wert	[-]	7,9
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,110	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,087	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,5	Sulfat	[mg/l]	109
mittlere Tiefe	[m]	1,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	732
maximale Länge	[m]	750	DOC (Uferproben)	[mg/l]	14,7
maximale Breite	[m]	210	TOC (Uferproben)	[mg/l]	15,8
Uferentwicklung	[-]	2,20	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,93
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	64
			Chlorophyll a	[µg/l]	14,6
Tiefengradient	[-]	0,74	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die planktische Besiedlung des Nordfeld Weihers zeichnete sich 1988/89 bei den Photoautotrophen vor allem durch die Chlorophyta aus, die die meisten Arten hervorbrachte. Dennoch kam nur eine Gattung (*Cosmarium*) an einem Beprobungstermin mit mittleren Zelldichten vor. Andere Arten bzw. Gattungen traten nur vereinzelt oder mit geringer Häufigkeit auf. Von den Cryptophyceae war *Cryptomonas erosa/ovata* zu allen Terminen anwesend und brachte im Juli 1988 mit mittlerer Zelldichte die größte Häufigkeit hervor. Auch *Rhodomonas minuta* trat von Juli bis Oktober 1988 mit geringen bis mittleren Zelldichten auf. Massentwicklungen des Phytoplanktons konnten zu keinem Zeitpunkt beobachtet werden. Diese waren beim Zooplankton nachweisbar, als die Cladocera *Bosmina longispina* im Mai 1988 die mit Abstand höchste Besiedlungsdichte ausbildete. Häufiger konnten mittlere bis höhere Besiedlungsdichten bei *Ceriodaphnia pulchella* nachgewiesen werden, während die sieben weiteren Arten der Cladocera nur vereinzelt oder mit geringer Dichte vorkamen. Dominiert wurde die zooplanktische Besiedlung im Nordfeldweiher aber durch die Rotatoria, von denen *Polyarthra vulgaris* und die *P. vulgaris-dolichoptera*-Gruppe je an einem Beprobungstermin größere Häufigkeiten aufwiesen. Mittlere Besiedlungsdichten erreichten *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* und die *Asplanchna girodi-brightwelli*-Gruppe. Der hohe Anteil der Rotatoria und das Hervortreten von Larven und Jungtieren bei den Copepoda deuten auf einen hohen Fischbestand mit einen großen Fraßdruck hin. Nähere Untersuchungsergebnisse liegen nicht vor.

Unter den aquatischen Wirbellosen brachten die Isopoda mit *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis* die höchste Besiedlungsdichte hervor. Bei den Ephemeroptera konnten neben häufigen Arten wie *Caenis luctuosa* und *C. dipterum* auch *C. robusta*, eine bundesweit gefährdete Art (LFÖ 1979), beobachtet werden. Außerdem konnten mehrere Arten der Ruderwanzen und zwei Arten der Wasserläufer, die zur Gruppe der Heteroptera gehören, gezählt werden. Die Gastropoda waren im Nordfeldweiher lediglich mit *Physa acuta* vertreten. Bivalvia waren im Beprobungszeitraum (April, Juni und September 1988) nicht anzutreffen.

Dafür konnten bei den Wirbeltieren die für die Ville-Seen recht seltenen *Rana cf. esculenta* (Grünfrosch) im Nordfeldweiher zahlreich nachgewiesen werden. Außerdem waren von *Rana temporaria* (Grasfrosch) mehr als 20 Laichballen vorhanden. Die ruhige Lage des Sees macht ihn für scheue Vögel zu einem wichtigen Rückzugsraum. So konnte im November und Dezember *Tringa ochropus* (Waldwasserläufer) neben *Podiceps cristatus* (Haubentaucher), *Cygnus olor* (Höckerschwan), *Aythya fuligula* (Reiherente) und *Ardea cinetea* (Graureiher) u.a. nachgewiesen werden. Die Größe der Wasserfläche (s. Tab. 150) reicht jedoch für viele Wasservögel nicht aus.

Floristisch zeichnet sich der Nordfeldweiher durch die am Ufer häufig siedelnden *Juncus*- und *Carex*-Arten aus. Eine Röhrlichtzone mit *Typha latifolia* ist nur schwach am östlichen Ufer ausgebildet. Häufig treten Schwimmblattrasen aus *Nuphar lutea* und Tauchfluren mit *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton berchtoldii* u.a. auf. Des weiteren wurden Grundrasen von *Chara globularis* und *C. cf. vulgaris* gefunden. Auch Rote Liste-Arten waren vertreten: *Utricularia australis*, eine bundesweit gefährdete Art (Blab et al. 1984), und *Ceratophyllum submersum*, eine bundesweit stark gefährdete und in NRW (LFÖ 1979) vom Aussterben bedrohte Art.

8.11.29.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Da der Nordfeldweiher für viele Tiergruppen einen wichtigen Lebensraum darstellt, ist es wichtig, für eine völlige Beruhigung zu sorgen. Sie würde auch einen zusätzlichen Nährstoffeintrag durch Nutzung verhindern und so zum Erhalt der jetzigen Nährstoffsituation beitragen. Auch eine fischereiliche Nutzung sollte aus diesem Grunde weiterhin unterbleiben.

8.11.30 Obersee

8.11.30.1 Lage und Geschichte

Im Abbaustreifen der ehemaligen Bundesbahnstrecke Köln-Liblar entstand eine Kette von Ville-Seen. Sie verläuft über den im Osten in der Nähe von Liblar gelegenen Obersee und setzt sich über den Mittel- und Untersee bis hin zum Schlucht- und Heider Bergsee fort. Der 1965 entstandene Obersee bildet das erste und höchstgelegene Standgewässer dieser Seengruppe. In seinem Einzugsgebiet befinden sich drei Altlasten. Die in Ufernähe befindliche Last im Südwesten besteht aus Erdaushub, Bauschutt, Ziegelbruch, Schlacke und Asche und wahrscheinlich auch aus Hausmüll. Die zwei Altablagerungen im Nordwesten setzen sich aus Abraum, Asche und Rückständen des Bergbaus zusammen.

Seit 1972 ist der Obersee Teil eines LSG's und wird hauptsächlich freizeitfischereilich genutzt.

8.11.30.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Wie in Abb. 237 zu sehen, liegt beim Obersee eine geringe Verzahnung von Wasser und Land vor (Uferentwicklung: 1,22). Bis auf den Bereich im Südwesten fallen die Ufer relativ steil ab. Die Beckengestalt ist recht einheitlich und zeichnet sich durch eine geringe mittlere und maximale Tiefe aus (s. Tab. 151). Trotz der geringen Gewässertiefe erfolgt die Speisung des Obersees hauptsächlich über das Grundwasser und wird von einigen kleineren Zuflüssen aus dem Umland ergänzt. Über eine Kaskade findet die Entwässerung in den Mittelsee statt.

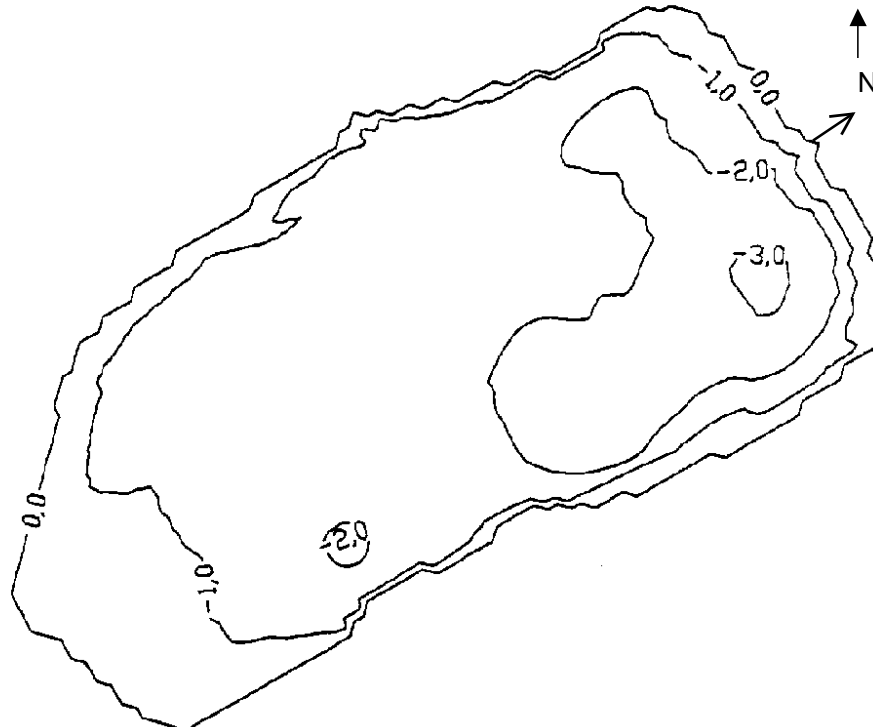


Abb. 237: Seekontur mit Tiefenlinien des Obersees (LAWA NRW 1993)

Die beschriebene Seebeckenform verhindert den Aufbau kontinuierlicher thermischer Schichtungen des sommerlichen Wasserkörpers. Nach Untersuchungen in den Jahren 1983 - 1989 lag die Sauerstoffsättigung im Schnitt bei

92,6 %. Kritische Sauerstoffkonzentrationen von < 4 mg/l konnten zu keiner Zeit nachgewiesen werden.

Tab. 151: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Obersee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+105,1	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,077	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,050	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,5	Sulfat	[mg/l]	734
mittlere Tiefe	[m]	1,5	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1867
maximale Länge	[m]	360	DOC (Uferproben)	[mg/l]	6,5
maximale Breite	[m]	165	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	7,1
Uferentwicklung	[-]	1,22	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,05
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	22
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,2
Tiefengradient	[-]	0,88	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	1,7
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die Konzentration von Sulfat erreichte 1988/89 einen vergleichsweise hohen Wert (s. Tab. 151). Dieser weist zusammen mit den in den Sedimenten enthaltenen hohen Arsenkonzentrationen (54 mg/kg) auf den Einfluß von Braunkohleaschen auf den Wasserchemismus hin. Weiterhin lagen die Schwermetallkonzentrationen im Seewasser über der Nachweisgrenze für Chrom (3,5 µg/l), Zink (3,8 µg/l) und Nickel (2,9 µg/l).

Die Beziehung der Nährelemente Phosphor und Stickstoff zeigt nach Forsberg et al. (1978) eine Phosphorlimitation der Primärproduktion an. Sie wird jedoch zeitweise durch die Limitation von Stickstoff ersetzt oder ergänzt. Nach den OECD-Kriterien deuten die im Gewässer enthaltenen Nährstoffkonzentrationen auf eine Mesotrophie hin, wobei die Gesamtstickstoffkonzentration bereits zu eutrophen Bedingungen tendiert. Die Chlorophyll a-Konzentration lag von 1983 bis 1989 im Mittel bei 3,2 µg/l und hat in den letzten Jahren deutlich abgenommen (s. Tab. 151). Diese Veränderung korreliert nicht mit dem Nährstoffangebot und geht wahrscheinlich auf die Anwesenheit wachstumshemmender Stoffe oder aber auf das Fehlen von Spurenelementen zurück. Die Folge sind geringe Zelldichten des Phytoplanktons, wie sie 1988/89 beobachtet wurden. Die meisten Arten gehörten zu den Bacillariophyceae und den Chlorophyta. Ihre Arten bzw. höheren systematischen Taxa traten nur vereinzelt oder mit geringer Zelldichte auf. Mittlere bis höhere Zelldichten konnten nur bei den Dinophyceae mit *Peridinium tabulatum* und *P. cinctum* beobachtet werden. Entsprechend der geringen Phytoplanktonaufkommen konnte auch das Zooplankton nur mit geringen Besiedlungsdichten nachgewiesen werden. Hier gehörten die meisten Arten den Rotatoria an. Unter ihnen erreichten nur *Polyarthra dolichoptera* und *Hexarthra mira* mittlere bis geringe Dichten. Eine höhere Dichte konnte im August 1989 bei den Cladocera beobachtet werden, als Jungtiere von *Ceriodaphnia* und *Ceriodaphnia quadrangula* mit mittlerer Häufigkeit vorkamen. Unter den Copepoda erreichten

die Nauplia-Larven und Jungtiere größere Häufigkeiten, wohingegen die ausgewachsenen Tiere der drei Arten bzw. Gattungen in der Regel nur mit sehr geringen Individuendichten auftraten. Dieses deutet auf einen hohen Fischbestand hin, der einen dementsprechend hohen Fraßdruck auf die Copepoda auslöst. Hier tat sich *Rutilus rutilus* (Plötze) mit 165 Tieren pro Hektar hervor. Wesentlich mehr Exemplare konnten von *Anguilla anguilla* (Aal) gezählt werden. Mit 410 Tieren pro Hektar ist diese Art deutlich überrepräsentiert und schadet dem biozönotischen Gleichgewicht.

Weitere Wirbeltiere im Obersee sind die im Frühjahr beobachteten *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch), deren Laichplätze sich auf die flachen Ufer im Südwesten beschränkten. Da der See von einem dicht bewaldeten Umland umgeben ist, hat er kaum Bedeutung für Wasservögel. So wurden nur *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Fulica atra* (Bleßralle) und *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) beobachtet.

Auch hinsichtlich der aquatischen Wirbellosen waren im Obersee keine Besonderheiten festzustellen. Die größte Gruppe bildeten die Mollusca. Häufige Vertreter waren *Potamopyrgus jenkinsi*, *Physa acuta* und *Dreissena polymorpha*. Auch die Heteroptera erreichten mit *Micronecta meridionalis* hohe Individuendichten.

Die floristische Besiedlung des Sees ist durch *Nuphar lutea* und Zuchtformen von *Nymphaea* sowie *Potamogeton pectinatus* gekennzeichnet. Seltener tritt *Utricularia* mit wenigen Exemplaren auf. Vor allem am Westufer breitet sich ein dichter *Phragmites australis*-Gürtel aus, in den weitere Uferpflanzen eingegliedert sind.

8.11.30.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den Zustand des Sees für die Zukunft zu erhalten, sind zusätzliche Nährstoffeinträge zu unterbinden. Eine Anhebung des Seewasserspiegels um 30 cm würde die Erweiterung flacher Uferabschnitte ermöglichen und die Vielgestaltigkeit von Lebensräumen erhöhen. Der Fischbestand sollte durch die Verringerung der Individuendichte von *Anguilla anguilla* (Aal) ausgeglichen werden. Außerdem sollte der Schilfsaum vor den anthropogenen Schädigungen geschützt werden.

8.11.31 Otto-Maigler-See

8.11.31.1 Lage und Geschichte

Eines der nördlichsten Gewässer der Ville ist der Otto-Maigler-See. Er existiert seit 1977 und liegt östlich der Ortschaft Berrenrath und südlich von Gleuel. Seine räumliche Nähe zu Industrie- und Siedlungsgebieten des Großraumes Köln läßt eine Gefährdung durch Immission vermuten. Außerdem umgeben drei Altlasten den See: eine hauptsächlich aus Abraum bestehende Last im Norden, eine aus



Chemierückständen aufgebaute Last im Süden sowie eine Last im Südosten.

Nach 1984 wurden die Flächen um den See als LSG ausgewiesen.

Bis in die Gegenwart hinein ist das Gewässer ein stark frequentiertes Naherholungsziel mit Bade-, Ruder-, Kanu- und Angelbetrieb.

Abb. 238: Blick entlang der Längsachse des Otto-Maigler-Sees in Richtung Nordosten (Foto: Schlundt 2000)

8.11.31.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Die langgestreckte Form des Sees führt zu einer recht ausgeprägten Verzahnung von Wasser und Land (Uferentwicklung: 2,1).

Hauptsächlich grundwassergespeist strömt dem Otto-Maigler-See zusätzlich Wasser über einen Graben aus dem nordwestlichen Einzugsgebiet zu. Der Abfluß des Sees steht mit dem Stotzheimer Bach in Verbindung.

Die Gestalt des Seebeckens ermöglicht die Entstehung thermischer Schichtungen im Jahresverlauf, wobei während der Sommerstagnation eine starke hypolimnische Sauerstoffzehrung zu beobachten ist.

Von 1978 bis 1989 wurde der See limnologisch beprobt. Wie die letzten Untersuchungen der Gesamtphosphor-, Gesamtstickstoff- sowie Chlorophyll a-Konzentrationen (1988/89) zeigen (s.

Tab. 152), handelt es sich bei diesem See nach den OECD-Kriterien um ein mesotrophes Gewässer. Jedoch spricht die dichte Besiedlung durch eutraphente Makrophyten für eine höhere Produktivität des Gewässers. Limitiert wird die Primärproduktion des neutralen bis schwach basischen Gewässers in erster Linie durch die Konzentration des Phosphors und nur selten durch die des Stickstoffs bzw. von beiden. Weiterhin geht aus einer Überschlagsrechnung des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW (1993) hervor, daß jährlich größere Mengen von Phosphat in das Standgewässer eingebracht werden als durchschnittlich im gesamten Wasserkörper gelöst sind.

Tab. 152: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Otto-Maigler-Sees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+88,7	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	2,0	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,505	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	7	Sulfat	[mg/l]	153
mittlere Tiefe	[m]	4,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	761
maximale Länge	[m]	2220	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	10,2
maximale Breite	[m]	395	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	11,0
Uferentwicklung	[-]	2,1	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,90
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	22
			Chlorophyll a	[µg/l]	4,8
Tiefengradient	[-]	1,12	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	3,0
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die für Oberflächengewässer hohen Sulfatkonzentrationen im Wasser und die erstaunlich hohen Quecksilber- und Kupferkonzentrationen im Sediment (2650 µg/kg bzw. 44 mg/kg) weisen auf eine Beeinflussung durch Altlasten hin.

1988/89 wurde auch die Besiedlung des Sees untersucht. Die Vertreter des Phytoplanktons wiesen relativ geringe Zelldichten auf. Etwas größere Besiedlungsdichten zeigte das Zooplankton. Unter den Photoautotrophen bildeten die Chlorophyta die Gruppe mit den meisten Arten bzw. höheren systematischen Taxa. Von den meist nur vereinzelt auftretenden Planktonarten grenzte sich Chlorella durch die Entwicklung niedriger bis mittlerer Häufigkeiten ab. Etwas weniger Arten dafür aber größere Häufigkeiten zeigten die Bacillariophyceae. Mittlere bis höhere Zelldichten blieben aber auch hier aus. Im Mai 1988 erreichten die µ-Algen, eine systematisch uneinheitliche Gruppe kleinster Algen, die größte Zelldichte überhaupt. Mittlere bis höhere Zelldichten konnten kurzzeitig bei *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae) und mittlere Zelldichten bei *Cryptomonas erosa/ovata* beobachtet werden. Die größte Vielfalt unter den Zooplanktern zeigten die Rotatoria mit mehr als 40 Arten bzw. höheren systematischen Taxa. Die größte Besiedlungsdichte entwickelten die vorübergehend häufig anzutreffende *Keratella cochlearis* und die mit großer Häufigkeit vertretenen Arten wie *Polyarthra vulgaris* und die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe. Vergleichsweise umfangreich war die Zahl der angetroffenen Cladocera, die mit 15 Arten vorkamen. Von ihnen erreichten mehrere mittlere bis höhere Besiedlungsdichte (*Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia galeata*, *D. longispina* s.l., *Daphniosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris*). Auch bei einer von fünf Copepoda-Arten (*Thermocyclops crassus*) konnten vorübergehend hohe Besiedlungsdichten festgestellt werden.

Verglichen mit den Ville-Seen ist die Artzahl angetroffener Wirbellose als durchschnittlich zu bewerten. Die meisten Individuen gehörten den Mollusca vor allem *Potamopyrgus jenkinsi*, *Dreissena polymorpha* und *Pisidium* an. Außerdem

brachten die Ephemeroptera insbesondere *Caënis luctuosa* höhere Besiedlungsdichten hervor.

Hinsichtlich der Amphibien verfügt der Otto-Maigler-See nur über ein kleines Vorkommen von *Bufo bufo* (Erdkröte). Die Produktivität des Sees in Hinblick auf Fische ist jedoch sehr hoch. So wurde mit maximal 45 kg/ha der größte fischereiliche Ertrag der Ville-Seen nachgewiesen. Das Gewässer entspricht etwa dem Typ des Hecht-Schlei-Sees und verfügt über gut entwickelte Bestände von Weißfischen, *Perca fluviatilis* (Barsch) und *Esox lucius* (Hecht). Die Population von *Anguilla anguilla* (Aal) war wie im Ville-Gebiet häufig zu hoch. Gleichfalls sehr hohe Besiedlungsdichten zeigten die Wasservögel, was auf ihre intensive Fütterung zurückzuführen ist. Neben den allgemein häufigen konnten im Winter viele seltene Arten beobachtet werden. Zu ihnen zählten *Anas strepera* (Schnatterente), *A. clypeata* (Löffelente), *A. penelope* (Pfeifente) und *Netta rufina* (Kolbenente) sowie *Aythya marila* (Bergente).

Typische Röhrichtbildner, die am See siedeln, sind neben *Phragmites australis* vor allem *Schoenoplectis lacustris* und seltener *S. tabernaemontani*. Neben den Uferpflanzen wie *Acorus calamus*, *Hippeutis vulgaris* und *Botumus umbellatus* waren vermutlich einige Exemplare, die dem bundesweit stark gefährdeten *Sparganium minimum* zugeordnet werden können, anzutreffen. Die Schwimmdecken bzw. -blattrasen wurden durch *Lemna minor* und Zuchtformen von *Nymphaea* repräsentiert. Vergleichsweise artenreich und große Teile des Gewässergrundes bedeckend zeigte sich die submerse Flora, die an diesem See durch fünf Potamogetonarten, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* vertreten war. Außerdem konnten Vorkommen von Armleuchteralgen, die teilweise dicht mit Fadenalgen bewachsen waren, nachgewiesen werden. Neben *Chara vulgaris* wurde die für oligo- bis mesotrophe Gewässer charakteristische *Chara contraria*, die bundesweit als gefährdet gilt (Blab et al. 1984), angetroffen. Sie wurde im Jahre 1999 durch die in 4 – 5 m Tiefe lebende *Nitellopsis obtusa* abgelöst (Christmann mündliche Mitteilungen). Da der dichte Pflanzenbewuchs den Bootsverkehr behindert, wird seit 1981 ein Mähboot eingesetzt, das bis zu 1140 m³ Pflanzenmaterial jährlich entnimmt. Seit 1989 erfolgt die Mahd nur noch im Winter und auf Anforderung des Forstamtes. So soll der Zerstörung eines wichtigen Lebensraumes und der Entwicklung hin zu Phytoplanktondominanz entgegengewirkt werden.

8.11.31.3 Künftige Entwicklung der Wasserbeschaffenheit

An diesem See ist der Beginn einer rasanten Gewässereutrophierung zu beobachten. Sie kann nur durch die Einschränkung der Nährstoffeinträge, die u.a. von Badenden und aus der Fütterung von Wasservögeln stammen, zeitlich verzögert werden. Weiterhin ist ein Nährstoffentzug durch Befischung und eine maßvolle herbstliche Entkrautung zu empfehlen.

Ließe sich die Entwicklung von Phytoplanktondominanz beispielsweise durch die übermäßige Entnahme von Wasserpflanzen nicht verhindern, würde es zu einer Eintrübung des Wasserkörpers kommen, wäre das Gewässer für die derzeitige Nutzungsformen unattraktiver und dieser Zustand nur schwer zu beheben.

8.11.32 Phantasialandsee

8.11.32.1 Lage und Geschichte

Im Freizeitpark „Phantasialand“ südlich der Ortschaft Schnorrenberg ist das zu betrachtende Gewässer zu finden. Weil es bereits um 1936 entstand, stellt es einen der ersten Restseen des Ville-Gebietes dar. Am nördlichen Ufer befindet sich eine alte Hausmülldeponie der Stadt Brühl.

Eingegliedert ins Nutzungskonzept des Freizeitparks werden die im Phantasialandsee gelegenen Schienen für Bootsfahrten genutzt.

8.11.32.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Wie die morphometrischen Daten in Tab. 153 zeigen, gehört der Phantasialandsee zu den kleineren Gewässern der Ville. Die Uferentwicklung nimmt den Betrag 1,75 an, einen für die Ville-Seen durchschnittlichen Wert, der sich aus der Beziehung von Uferlinie und Oberfläche ableiten läßt. Charakteristisch für die Seen des Gebietes sind die oft steil abfallenden Ufer, wie sie auch hier vorzufinden sind.

Bis Anfang der 70er Jahre besaß das Gewässer einen oberirdischen Zufluß. Über einen Kettenbahnstollen stellte er eine Verbindung zum Ententeich her. Im Zuge von Baumaßnahmen im Freizeitpark wurde die oberirdische Einleitung jedoch unterbrochen, so daß der abflußlose See seither nur noch von Grundwasser und von Niederschlägen gespeist wird.

Aufgrund der intensiven Nutzung des Sees beschränkten sich die 1988/89 durchgeführten Untersuchungen auf die Uferzonen. Dort schwankte die Sauerstoffsättigung zwischen 58 und 108 % und der pH-Wert zwischen 7,6 und 8,5. Ob das Gewässer eine stabile thermische Schichtung entwickelte und Sauerstoffdefizite in tieferen Schichten aufwies, kann anhand der Daten nicht ermittelt werden.

Im Untersuchungszeitraum zeichnete sich der See durch eine bräunliche Färbung und Sichttiefen zwischen 0,75 und 2 m aus. Ein Grund für die Trübung waren die Chlorophyll a-Konzentrationen. Sie nahmen einen relativ hohen Wert an (s. Tab. 153), wie er nach den OECD-Kriterien (1982) für eutrophe Seen typisch ist. Für die Entstehung solcher Mengen von Biomasse sind hohe Nährstoffkonzentrationen, die auch nachgewiesen werden konnten (s. Tab. 153), nötig. Als wachstumsbegrenzender Faktor für die Primärproduktion wurde nach Forsberg et al. (1978) stets Phosphor ausfindig gemacht.

Ein direkter Einfluß von Braunkohleaschen auf den Phantasialandsee ist nicht bekannt. Dennoch liegen die im Wasser ermittelten Sulfatkonzentrationen (s. Tab. 153) über denen für unbeeinflusste Gewässer charakteristischen Werten von 10 - 30 mg/l. Verglichen mit den anderen Ville-Seen beinhaltet der Phantasialandsee aber nur geringe Mengen Sulfat.

Zu den Schwermetallen, die im Wasser nachgewiesen wurden, gehören Gesamteisen (0,3 mg/l) und Mangan (0,02 mg/l). Im Sediment hingegen waren Arsen (24 mg/kg), Blei (110 mg/kg) und Zink (570 mg/kg) enthalten. Ihre Konzentrationen überschritten immer den für Kulturböden tolerierbaren Wert, der für Arsen bei 20 mg/kg, für Blei bei 100 mg/kg und für Zink bei 300 mg/kg liegt („Richtwerte '80“

1987 aus LAWA NRW 1993). Diese hohen Konzentrationen weisen auf anthropogene Einflüsse hin.

Tab. 153: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Phantasialandsees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]		pH - Wert	[-]	
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,06	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,015	Gesamteisen	[mg/l]	0,3
maximale Tiefe	[m]	7,0	Sulfat	[mg/l]	80,7
mittlere Tiefe	[m]	4,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	609
maximale Länge	[m]	280	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	115	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]	1,75	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,0
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	67
			Chlorophyll a	[µg/l]	15,9
Tiefengradient	[-]	1,85	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]				

1988/89 wurde das Plankton untersucht. Viele Arten bzw. höhere systematische Taxa konnten bei den Phytoplanktern beobachtet werden. Sie traten jedoch meist mit geringer Häufigkeit auf. Zu Massenentwicklungen kam es an den jeweiligen Beprobungsterminen nicht. Von den 17 Arten bzw. Gattungen der Chlorophyta, die die größte Gruppe bildete, waren *Pediastrum* mit *P. boryanum*, *P. duplex* und *P. tetras* sowie *Scenedesmus* immer anwesend. Unter den Cyanophyceae war lediglich *Merismopedia* zu jeder Zeit nachweisbar. Höhere Zelldichten wies u.a. *Diatoma elongatum* als Vertreter der Bacillariophyceae auf. *Synedra ulna* zeigte mittlere Häufigkeiten ebenso wie *Uroglena*. Letztere gehört den Chrysophyceae an, die in diesem See relativ viele Taxa (neun Arten bzw. Gattungen) hervorbrachten. Kennzeichnend für die zooplanktische Besiedlung des Gewässers waren der relativ hohe Anteil an Rotatoria und die geringe Anzahl ausgewachsener Kleinkrebse. Obwohl die meisten Arten den Rotatoria angehörten, traten sie mit Ausnahme von *Keratella cochlearis* nur vereinzelt oder mit geringer Besiedlungsdichte auf. Auch *Polyarthra vulgaris* bzw. die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe bildete im März '88 und '89 mittlere bis höhere Besiedlungsdichten aus. *Keratella quadrata* und *Kellicottia longispina* waren mit geringer Dichte an allen Terminen zu beobachten. Insgesamt wurden 10 Arten bzw. höhere systematische Taxa bei den Cladocera angetroffen, von denen *Bosima longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella* und *Daphnia cucullata* stets vorkamen. Bei den Copepoda erreichten die Larven und Jungtiere mittlere und die ausgewachsenen Tiere der vier nachgewiesenen Arten geringe Besiedlungsdichten.

Wegen der intensiven Nutzung des Sees wurden keine Untersuchungen zu den aquatischen Wirbellosen durchgeführt. Die Ufergestalt und der rege Betrieb am See sind ungünstige Voraussetzung für die Ansiedlung von Amphibien, die im Phantasialandsee bisher nicht nachgewiesen werden konnten. Wegen des mangelnden fischereilichen Interesses wurde die Fischfauna nicht untersucht. Der

hohe Anteil der Rotatoria am Zooplankton und die wenigen ausgewachsenen Kleinkrebse, die beobachtet wurden, sprechen aber für einen hohen Fischbesatz mit einem dementsprechend hohen Fraßdruck auf das Zooplankton.

Nur von weniger scheuen Wasservögel wie *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle), die durch fütternde Gäste am Standort gehalten werden, wurde dieses Gewässer angenommen.

Wie für die Armut der Tierwelt ist die starke Nutzung des Sees auch für die Ausbildung der Pflanzenwelt verantwortlich. Natürlicherweise an Seen vorkommende Emerse, Natante und Submerse besitzt dieses Gewässer nicht.

8.11.32.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den Zustand des Sees für die gegenwärtige Nutzung zu erhalten, besteht momentan kein akuter Handlungsbedarf. Da der Phantasialandsee über keinen Abfluß verfügt, werden alle Nährstoffe im Sediment gespeichert. Um Algenblüten und Geruchsbelästigungen durch Faulschlammbildungen zu vermeiden, ist darauf zu achten, die Nährstoffeinträge so gering wie möglich zu halten.

8.11.33 Pingsdorfer See

8.11.33.1 Lage und Geschichte

Im ehemaligen Braunkohlentagebau „Brühl“ entstand 1954 der Pingsdorfer See. Er ist Teil der Ville und befindet sich knapp 1,5 km westlich der Ortschaft Pingsdorf und östlich des Enten Weihers. Seit 1972 sind die Flächen um den See als LSG ausgewiesen. Gegenwärtig nutzen Angler und andere Erholungssuchende, die sich vor allem auf einen langen Angelsteg konzentrieren, den See.

8.11.33.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Nur wenige Seen der Ville besitzen diese Vielgestaltigkeit der Uferabschnitte, wie sie am Pingsdorfer See ausgebildet ist (s. Abb. 239). Dieses Gewässer verfügt ebenso über flache Uferabschnitte im Osten und Süden wie über steile Ufer im Nordwesten. Ihre Neigung ist so stark, daß die Gewässerhohlform bereits wenige Meter von der nordwestlichen Uferlinie entfernt ihren tiefsten Punkt (s. Tab. 154) erreicht. Trotz der geschwungenen Uferlinie sind Wasser und Land nur mäßig verzahnt (Uferentwicklung: 1,52). Dies ist auf die anteilig große Wasserfläche zurückzuführen.

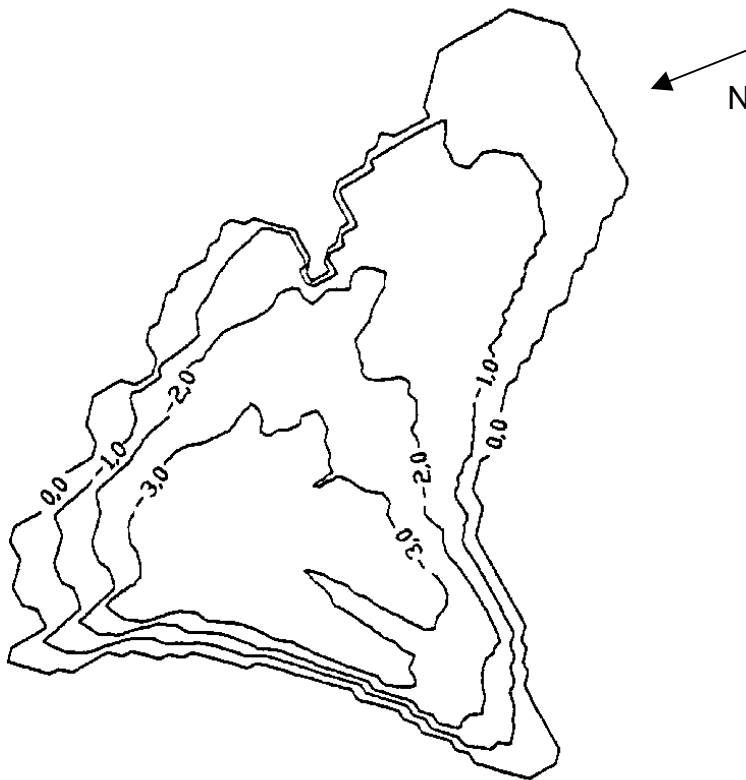


Abb. 239: Seekontur mit Tiefenlinien vom Pingsdorfer See (LAWA NRW 1993)

Der hauptsächlich grundwassergespeiste See verfügt über einen oberirdischen Abfluß in Richtung Untersee.

Unterstützt von der etwas windgeschützten Lage ermöglicht die Seebeckengestalt die Entstehung stabiler thermischer Schichtungen. Das sommerliche Metalimnion bildete sich im Untersuchungszeitraum 1988/89 im etwa 3 m Wassertiefe aus. Ab dieser Tiefe sank die Sauerstoffkonzentration unter 4 mg/l, was bei einigen Fischen und deren Brut bereits zu Schädigungen führen kann. Anaerobe

Bedingungen konnten über dem Gewässergrund jedoch nicht nachgewiesen werden. Im Durchschnitt lag die Sauerstoffsättigung bei 93,5 %, wobei sich die Werte im Uferbereich zwischen 107 % und 61 % bewegten.

Nach den OECD-Kriterien (1982) wiesen die ermittelten Konzentrationen von Gesamtphosphor und -Stickstoff sowie Chlorophyll a (s. Tab. 154) den Pingsdorfer Seen als ein eutrophes Gewässer aus. Jedoch deutete das Stickstoffangebot eine etwas geringere Trophie an. Dieses limitierte zeitweise die Primärproduktion und wurde durch eine Phosphorlimitierung abgelöst, wie die Beziehung der beiden Nährelemente nach Forsberg et al. (1978) zeigte.

In dem schwach alkalischen Gewässer wurden, wie in den Ville-Seen üblich, hohe Sulfatkonzentrationen ermittelt (s. Tab. 154). Sie weisen auf den Einfluß von Braunkohleaschen hin, die im Einzugsgebiet jedoch nicht nachgewiesen wurden.

Für die im Wasser enthaltenen Schwermetalle lag lediglich die Konzentration von Zink mit 3,1 µg/l über der Nachweisgrenze. Verglichen mit den in den anderen Ville-Seen nachgewiesenen Schwermetallkonzentrationen der Mudden waren die im Pingsdorfer See gering.

Tab. 154: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Pingsdorfer Sees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+109,1	pH - Wert	[-]	8,1
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,071	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,038	Gesamteisen	[mg/l]	
Maximale Tiefe	[m]	4,7	Sulfat	[mg/l]	180
Mittlere Tiefe	[m]	1,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	714
Maximale Länge	[m]	330	DOC (Uferproben)	[mg/l]	11,8
Maximale Breite	[m]	230	TOC (Uferproben)	[mg/l]	12,3
Uferentwicklung	[-]	1,36	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,72
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	60
			Chlorophyll a	[µg/l]	9,4
Tiefengradient	[-]	1,16	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

1988/89 war das Phytoplankton des Pingsdorfer Sees vergleichsweise artenreich. Die meisten Arten bzw. höheren systematischen Taxa bildeten jedoch nur geringe Besiedlungsdichten aus. Massenentwicklungen konnten nicht nachgewiesen werden. Die größte Artenvielfalt zeigten die Chlorophyta mit 22 Arten bzw. höheren systematischen Einheiten, doch nur *Crucigenia tetrapedia* und *Staurastrum* brachten mittlere Besiedlungsdichten hervor. Mittlere Zelldichten wurden auch von zwei Taxa der Chrysophyceae erreicht (*Chrysococcus* und *Kephyrion cf. rubio claustris*). Unter den Dinophyceae brachte nur *Glenodinium* mittlere Häufigkeiten hervor. Im Zooplankton dominierten die Vertreter der Rotatoria, von denen mehrere Arten mittlere bis höhere Besiedlungsdichten erreichten (u.a. Vertreter aus der *Euchlanis dilatata-parva*-Gruppe, der *Asplanchna girodi-brightwelli*-Gruppe und *Synedra pectinata*). Zu den häufigsten

Arten zählten *Polyarthra cf. remota* und *Keratella cochlearis*. Unter den Kleinkrebsen bildeten die Cladocera die größte Vielfalt aus. Von den 14 Arten erreichten jedoch nur *Acroperus harpae* und *Pleuroxus adancus* mittlere bis geringe Häufigkeiten. Die Nauplia-Larven und Jungtierstadien der Copepoda brachten die höchste Individuendichte hervor, wohingegen die ausgewachsenen Tiere der insgesamt 8 Arten bzw. höheren systematischen Taxa nur vereinzelt vorkamen. Des weiteren konnten die Veliger-Larven von *Dreissena polymorpha* im Zooplankton beobachtet werden.

Der Reichtum aquatischer Wirbellose erreichte im Pingsdorfer See einen für die Ville durchschnittlichen Wert. In Bezug auf die angetroffenen Arten ist das Bild als ausgeglichen zu bewerten. Etwas höhere Besiedlungsdichten brachten *Physa acuta* (Gastropoda), die Larven der Chironomidae und die Larven der Ephemeroptera mit *Caënis horaria* und *Cloëon dipterum* hervor.

Zu den Wirbeltieren, die im bzw. auf dem See gefunden wurden, zählten *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) als Vertreter der Lurche. Als ökologisch unausgewogen stellte sich der Fischbesatz dar, der dem eines nicht ablaßbaren Karpfenteiches entsprach. Mit Hilfe der Elektrofischerei wurden sieben Arten nachgewiesen, von denen die mit Abstand meisten Individuen (698 Tiere pro Hektar) *Anguilla anguilla* (Aal) angehörten. *Perca fluviatilis* (Barsch) und *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder) traten ebenfalls etwas häufiger auf. Von den Wasservögeln waren nur weniger scheue Arten am See vertreten. Dazu zählten *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Cygnus olor* (Höckerschwan) und *Fulica atra* (Bleßralle).

Besonders am Nordufer breiteten sich 1988/89 Röhrichte mit *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* und *Typha latifolia* aus. Wesentlich seltener war der bundesweit stark gefährdete *Sparganium minimum* am Ufer anzutreffen. Als bundesweit gefährdete Submerse konnten Bestände von *Utricularia australis* nachgewiesen werden (Blab et al. 1984). Die typischen Wasserpflanzen des Pingsdorfer Sees sind *Myriophyllum spicatum* und *Polygonum amphibium*. Zuchtformen von *Nymphaea* konnten nur vereinzelt nachgewiesen werden.

8.11.33.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den Gewässerstatus zu erhalten, besteht gegenwärtig kein unmittelbarer Handlungsbedarf. Die Röhrichte könnten durch die Einschränkung des Zugangs zum See geschützt und eine Beruhigung des Sees herbeigeführt werden.

8.11.33.4 Roddersee

8.11.33.5 Lage und Geschichte

Der Roddersee, welcher auch Dinnendahl-See genannt wird, ist nördlich von Köttingen zu finden. Er liegt zwischen dem Köttinger See im Westen und dem Knapsacker See im Osten. Seine Entstehung geht auf das Jahr 1958 zurück, als am Fuße der Innenkippe „Vereinigte Ville“ die Flutung vorgenommen wurde. Im Einzugsgebiet des Sees befinden sich zwei Altlasten.

Seit 1972 gehören die Flächen am See einem LSG an. Die gegenwärtige freizeitliche Nutzung hat größere Lager- und Angelplätze am See hervorgebracht.

8.11.33.6 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Wie in Abb. 240 zu erkennen, ist die Verzahnung von Wasser und Land relativ schwach ausgeprägt (Uferentwicklung: 1,39). Steil abfallende Ufer sind nur entlang der Seenlängsachse ausgebildet und kleinräumig nähert sich die Tiefe dem Maximum an (s. Tab. 155).



Abb. 240: Seekontur mit Tiefenlinien des Roddersees (LAWA NRW 1993)

Von Osten her fließt dem Roddersee oberirdisch Wasser aus dem Knapsacker See zu, welches in Richtung Westen zum Köttinger See abgeleitet wird.

Während des Sommers ist der See meist thermisch geschichtet. Das Epilimnion kann dann Sauerstoffsättigungen von 110 % aufweisen, wohingegen die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion auf weniger als 4 mg/l absinken kann.

Tab. 155: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Roddersee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+94,6	pH - Wert	[-]	7,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,49	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,106	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	9,0	Sulfat	[mg/l]	331
mittlere Tiefe	[m]	4,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	876
maximale Länge	[m]	650	DOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	13,3
maximale Breite	[m]	225	TOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	14,1
Uferentwicklung	[-]	1,39	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,93
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtposphor	[µg/l]	22
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,1
Tiefengradient	[-]	1,95	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	3,8
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Das neutrale bis schwach basische Gewässer läßt sich anhand der Gesamtposphorkonzentration von 19988/89 nach den OECD-Kriterien (1982) als mesotroph einstufen. Die Konzentration von Gesamtstickstoff spricht allerdings für meso- bis eutrophe Verhältnisse. Der Beziehung der Nährelemente Phosphor und Stickstoff zueinander ist nach Forsberg et al. (1978) eine Limitierung der Bioproduktion durch Phosphor zu entnehmen. Die nachgewiesenen Chlorophyll a-Konzentrationen sprechen für eine Oligotrophie des Roddersees. Dies ist zum Teil durch die Wechselwirkungen mit der recht üppig ausgeprägten Makrophytenvegetation zu erklären. Auch eine Hemmung des Algenwachstums durch fehlende Spurenelemente ist zu vermuten.

Wie in anderen Ville-Seen sind die Sulfatkonzentrationen vergleichsweise hoch (s. Tab. 155) und weisen auf den Einfluß von Braunkohleaschen hin. Im Sediment sind relativ geringe Mengen von organischer Substanz, Phosphat und Schwermetallen enthalten. Nur Chrom erreicht mit 58 mg/kg hohe Gehalte.

Die planktische Besiedlung des Roddersees weist geringe Besiedlungsdichten auf. Beim Phytoplankton zeigen die Dinophyceae die größte Häufigkeit, wobei z. B. *Peridinium tabulatum* vor allem im Schutz von Makrophyten vorkommt. Relativ viele Arten bringen auch die Gruppen Bacillariophyceae und Chlorophyta (16 und 13 Arten bzw. Taxa) hervor. Sie treten nur selten mit höheren Besiedlungsdichten auf und sind meist vereinzelt anzutreffen. Unter den Zooplanktern bilden die Rotatoria, welche sonst in den Ville-Seen häufig vertretenen sind, nur wenige Arten aus.

Unter den aquatischen Wirbellosen gehören die meisten Individuen den Mollusken an. Von den 11 vertretenen Arten erreichen vor allem *Dreissena polymorpha* und *Potamopyrgus jenkinsi* höhere Besiedlungsdichten. Zu den auffälligsten Wirbellosen zählt *Oronectes limosus*, der wie *Asellus aquaticus* recht zahlreich anzutreffen ist. Von den Ephemeroptera sind 6 Arten vertreten, zu denen die in NRW stark gefährdete (LFÖ 1979) *Ephemera glaucops* gehört, die nährstoffarme Seen besiedelt. Anders als an den Seen der Ville sind unter den Diptera nicht die

Chironomidae am häufigsten sondern die Empididae mit 10 Arten und höchsten Besiedlungsdichten.

An den flachen Uferabschnitten konnten im Frühjahr 1988 zahlreiche Individuen von *Bufo bufo* (Erdkröte) und einige von *Rana temporaria* (Grasfrosch) nachgewiesen werden. Mit 510 Tieren pro Hektar machte *Anguilla anguilla* (Aal) 70 % des gesamten Fischbestandes aus. In dem ansonsten ausgewogenen Fischbestand ist das eine viel zu hohe Individuendichte. Vor allem im Winter stellt der Roddersee einen wichtigen Rast- und Ruheplatz für Wasservögel wie *Aythya ferina* (Tafelente), *A. fuligula* (Reiherente), *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) und *P. griseigena* (Rothalstaucher) dar.

Die makrophytische Besiedlung des Sees ist durch die Röhrichte, die vor allem an den flacheren Uferabschnitten im Form von lockeren *Phragmites australis*-Beständen gekennzeichnet. Zahlreiche Arten finden sich bei den Schwimmblattrasen und Tauchfluren. Eine der häufigsten ist die konkurrenzstarke *Elodea nuttallii*, die aus Nordamerika eingeschleppt wurde und meso- bis eutrophe Gewässer besiedelt. Außerdem finden sich Eutraphente wie *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* und *Lemna minor*. Bedeutend geringere Nährstoffkonzentrationen setzen die Vorkommen von *Chara contraria* voraus, die in klaren oligo- bis mesotrophen Gewässern ihren Verbreitungsschwerpunkt hat.

8.11.33.7 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den aktuellen Gewässerzustand und gefährdete, eutrophierungsempfindliche Makrophyten zu erhalten, sind Nährstoffeinträge weiterhin möglichst gering zu halten. Die Schädigungen der Ufervegetation, die von den Lager- und Angelplätzen ausgehen, sollten vermindert werden. Damit die Amphibien sich stärker entfalten können, sollten die flachen bewachsenen Buchten geschützt werden. Der Bestand von *Anguilla anguilla* (Aal) sollte stark verringert werden. Ein Fischartenschutz scheint nicht sinnvoll.

8.11.34 Schluchtsee

8.11.34.1 Lage und Geschichte

Nach dem Abbau und der Rekultivierung der Eisenbahntrasse Köln-Liblar entstand 1960 der Schluchtsee. Er ist einer von etwa 40 Ville-Seen. Nordöstlich von ihm ist der Heider Bergsee und im Südwesten der Untersee zu finden. Südlich des Sees lagert eine Altlast.



Der heute vorwiegend freizeitfischereilich genutzte See ist seit 1972 in ein LSG eingegliedert. Noch im Jahre 1988 konnten allein am Ostufer 30 Angelplätze gezählt werden, was als Zeichen einer hohen Nutzungsintensität gewertet werden kann. Eine geringere Belastung geht von Spaziergängern aus, die sich vor allem auf den Damm zwischen Schlucht- und Heider Bergsee konzentrieren.

Abb. 241: Blick entlang der Seenlängsachse des Schluchtsees in Richtung Südwesten (Foto: Schlundt 2000)

8.11.34.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Durch die langgestreckte Form des Sees wird eine recht starke Verzahnung zwischen Wasser und Land hergestellt, die sich in einem hohen Wert der Uferentwicklung (2,46) äußert. Die Längsachse des Sees erstreckt sich von Nordost nach Südwest. Vor allem der sehr schmale südliche Teil des Schluchtsees verfügt über recht flache Ufer, wie in Abb. 242 zu sehen ist.

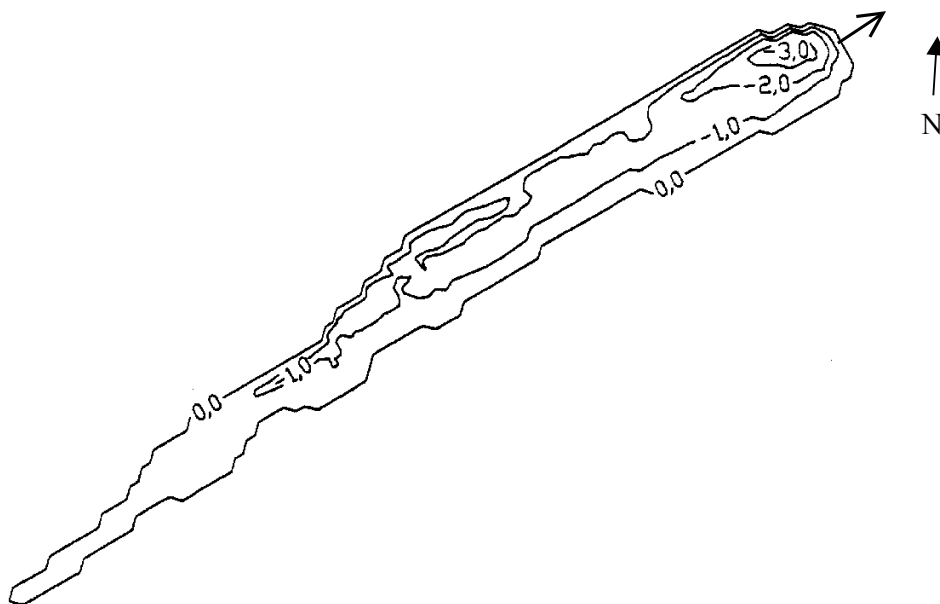


Abb. 242: Seekontur mit Tiefenlinien vom Schluchtsee (LAWA NRW 1993)

Der Untergrund fällt nach Norden zunehmend ab, bis er nahe des Abflusses im Nordosten seine größte Tiefe (s. Tab. 156) erreicht. Da ein verrohrter Zufluß im

Süden des Schluchtsee mündet, gewährleistet das eingespeiste Wasser eine kontinuierliche Durchströmung des Sees. Über eine Kaskade verläßt es das Gewässer und stellt eine Verbindung zum Heider Bergsee her.

Unterstützt von der windgeschützten Lage gestattet die Gewässergestalt den Aufbau zweier thermischer Schichtungen pro Jahr. Wie die letzten Untersuchungen aus den Jahren 1988/89 zeigen, bildete sich die Sprungschicht in 2 bis 3 m Tiefe heraus. Darunter konnten zeitweise Sauerstoffkonzentrationen unter 4 mg/l nachgewiesen werden, während die Sauerstoffsättigung im Mittel bei 90,6 % lag. Über dem Grund war keine völlige Sauerstofffreiheit an den Untersuchungsterminen nachweisbar.

In dem pH-neutralen Gewässer wurden die Konzentrationen von Gesamtphosphor, -stickstoff und Chlorophyll a bestimmt und nach den OECD-Kriterien (1982) beurteilt. Danach war der Schluchtsee als oligo- bis mesotrophes Standgewässer anzusehen. Nach der Gegenüberstellung des Phosphor- und Stickstoffangebotes nach Forsberg et al. (1978) wurde die Primärproduktion durch den Faktor Phosphor und nur selten gleichzeitig durch Phosphor und Stickstoff begrenzt.

Tab. 156: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Schluchtsees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+98,3	pH - Wert	[-]	7,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,021	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,023	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	4,1	Sulfat	[mg/l]	403
mittlere Tiefe	[m]	0,9	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1032
maximale Länge	[m]	620	DOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	12,6
maximale Breite	[m]	55	TOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	13,3
Uferentwicklung	[-]	2,46	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,69
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	18
			Chlorophyll a	[µg/l]	3,3
Tiefengradient	[-]	0,96	Sichttiefe (1988)	[m]	2,7
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Die ermittelte Sulfatkonzentration (s. Tab. 156) nimmt selbst im Vergleich zu den Ville-Seen einen hohen Wert an. Sie ist anthropogenen Ursprungs und resultiert wahrscheinlich aus Auswaschungsprozessen in den Braunkohleaschen. Im Wasserkörper überschritten die Schwermetalle Kupfer (2,7 µg/l), Zink (7,5 µg/l) und Nickel (2,3 µg/l) die Nachweisgrenzen. Recht hohe Eisenkonzentrationen (79 g/kg) konnten im Sediment nachgewiesen werden. Die übrigen Schwermetalle waren verglichen mit anderen Sedimenten der Ville-Seen nur in geringen Mengen enthalten.

1988/89 bildeten die meisten Planktonarten nur geringe Besiedlungsdichten aus. Mit je elf Taxa stellten die Chrysophyceae und Bacillariophyceae die größten Gruppen des Phytoplanktons dar. Nur Chrysococcus (Chrysophyceae) erreichte

mittlere Häufigkeiten. Als Vertreter des Zooplanktons zeigten die Rotatoria eine etwas höhere Individuendichte, wobei *Keratella cochlearis* und *Polyarthra vulgaris* mittlere bis höhere Besiedlungsdichten hervorbrachten. Von den fünf nachgewiesenen Cladocera-Arten kamen *Bosmina longirostris* und *Ceriodaphnia pulchella* an fast allen Terminen vor. Bei den Copepoda traten nur die Larven und Jungtierstadien mit größeren Individuendichten auf. Vereinzelt und vorübergehend mit höheren Dichten konnten Ostracoda und Veliger-Larven von *Dreissena polymorpha* beobachtet werden.

Hinsichtlich aquatischer Wirbellose weist der Schluchtsee eine relativ große Zahl von Arten auf. Von ihnen waren *Potamopyrgus jenkinsi* (Gastropoda), *Asellus aquaticus* (Isopoda) und *Micronecta meridionalis* (Heteroptera) häufiger zu beobachten. Zu den neun nachgewiesenen Odonata-Arten zählten zwei Rote Liste-Arten. Das waren die bundesweit stark gefährdete und in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohte Larve von *Ceragrion tenellum* und die gefährdete Larve von *Sympecma fusca*. Lediglich als potentiell gefährdet sind die Vorkommen von *Hippeutis complanatus* (Gastropoda) einzustufen.

Besonders die sonnigen und flachen Uferabschnitte stellen geeignete Lebensräume für Amphibien dar. Hier konnten viele Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) und deren Laichschnüre gezählt werden. *Rana temporaria* (Grasfrosch) war vornehmlich am Ostufer, wo von dieser Art auch Laichballen plaziert wurden, anzutreffen. Außerdem konnten einige Molchlarven nachgewiesen werden. Mit relativ geringen Besiedlungsdichten kamen die neun nachgewiesenen Fischarten vor. Eine dieser Arten war *Leuciscus cephalus* (Döbel). Sie kommt bevorzugt in Fließ- aber nur selten in Standgewässern vor. Die einzige Ausnahme bildete *Anguilla anguilla* (Aal). Dieses Taxon bildete viel zu große Bestände im See, so daß der Fischbestand als ökologisch unausgewogen zu bewerten ist. Außerdem wurde *Lota lota* (Quappe), eine bundesweit stark gefährdete Art in Zuflußnähe gefunden. Sie lebt vorzugsweise in kühlen, klaren Fließgewässern. Für Wasservögel ist der Schluchtsee ob seiner geringen Größe als weniger geeignet zu bewerten. Zu den nachgewiesenen Arten gehörten *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) und *Ardea cinerea* (Graureiher).

Vornehmlich im nördlichen Gewässerabschnitt sind schmale Röhrlichtzonen, in denen *Phragmites australis* vorherrscht, anzutreffen. Zu den typischen Uferpflanzen, die am Schluchtsee vorkommen, zählt neben *Sparganium emersum* und *S. erectum* auch der bundesweit stark gefährdete *Sparganium minimum*. Schwimmblattrasen wurden von Zuchtformen von *Nymphaea* und *Potamogeton natans* gebildet. Als Vertreter der Tauchfluren konnten u.a. *Elodea canadensis* und *Potamogeton berchtoldii* nachgewiesen werden. Teile des Gewässergrundes sind von *Chara globularis*-Grundrasen bedeckt, wie sie auch in eutrophen Seen vorkommen.

8.11.34.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Zum Erhalt des trophischen Status sind anthropogene Nährstoffeinträge, wie sie durch das Anfüttern von Fischen in den See gelangen, zu verhindern. Der intensive Angelbetrieb sollte auf den angrenzenden Heider Bergsee umgelenkt werden. Die Uferzonen würden sich dadurch beruhigen und die Röhrlichtzone könnte sich ungestört entwickeln.

8.11.35 Silbersee

8.11.35.1 Lage und Geschichte

Einer der südlichsten Seen der Ville ist der um 1937 entstandene Silbersee. Nordwestlich der A 553 gelegen ist er knapp 3 km nordöstlich von der Ortschaft Bliesheim entfernt.

Die Flächen um das Gewässer sind seit 1972 als LSG ausgewiesen. Gegenwärtig wird der Silbersee freizeitfischereilich und zur stillen Erholung genutzt. Diese konzentriert sich vor allem auf das Westufer mit seiner Schutzhütte und das Südufer, an dem ein befestigter Wirtschaftsweg entlang führt.

8.11.35.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Der Silbersee zählt zu den kleineren Standgewässern der Ville. Trotz der Ausbildung von Buchten erreicht die Uferentwicklung einen durchschnittlichen Wert (1,54). Kennzeichnend für diesen See sind die ausgedehnten Flachwasserbereiche im Nordwesten. Wie aus Abb. 243 ersichtlich, nimmt die Wassertiefe in Richtung Osten zu, bis sie in der Nähe des Ostufers das Maximum erreicht (s. Tab. 157).

Gespeist wird der Silbersee durch Grundwasser und durch einen oberirdischen Zufluß aus dem umliegenden Gelände. Die Entwässerung erfolgt im Norden, wodurch eine Verbindung zum Zwillingsee hergestellt wird.

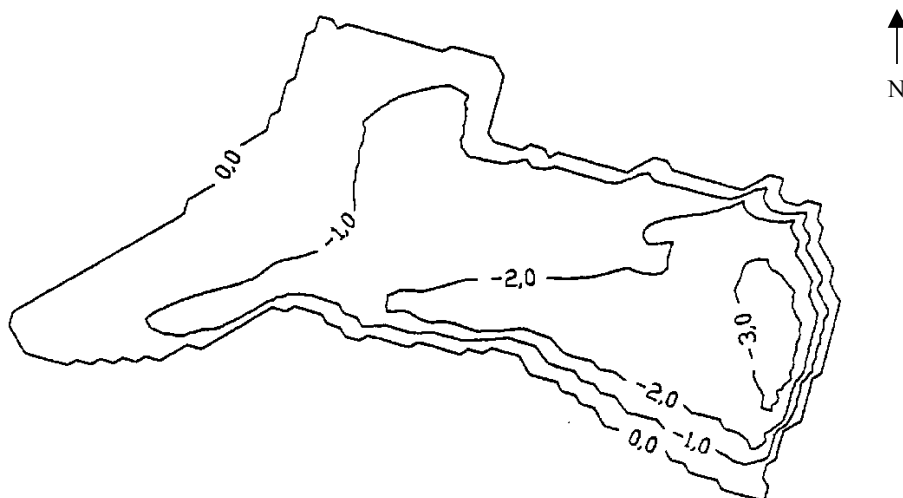


Abb. 243: Seekontur mit Tiefenlinien vom Silbersee (LAWA NRW 1993)

Die Tiefe des Sees ermöglicht die Entstehung zweier thermischer Schichtungen des Wasserkörpers. Wie die letzten Untersuchungen 1988/89 zeigten, lag die sommerliche Sprungschicht in 3 bis 4 m Tiefe und die Sauerstoffsättigung nahm im Mittel 84,3 % an. Während die Sauerstoffkonzentration bereits ab 2 und 3 m Tiefe unter 4 mg/l sank und am Grund eine völlige Sauerstofffreiheit herrschte, konnten in Ufernähe Konzentrationsschwankungen zwischen 4,5 und 10,9 mg/l festgestellt werden. Die großen Sauerstoffdefizite gehen auf intensive Atmungsprozesse zurück, wie sie in nährstoffreichen Gewässern auftreten. Typisch für nährstoffreiche Gewässer sind gleichfalls die ermittelten Gesamtposphorkonzentrationen (s. Tab. 157). Nach den OECD-Kriterien (1982) zeigten sie in Verbindung mit den Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Chlorophyll a ein meso- bis eutrophes Gewässer an. Die Primärproduktion wurde nach Verwendung von

Forsberg et al. (1978) zu allen Untersuchungsterminen vom Phosphorangebot bestimmt.

Nur knapp über der Nachweisgrenze lagen die Schwermetallkonzentrationen von Kupfer (3,3 µg/l) und Zink (5,5 µg/l) im Silbersee. Im Sediment überschritt der Gehalt von Blei (110 mg/kg) die für Kulturböden tolerierbaren Werte von 100 mg/kg („Richtwert '80“ 1987 aus LAWA NRW 1993). Die Mangankonzentration erreichte im Vergleich zu dem der Mudden anderer Ville-Seen einen relativ hohen Wert (2,5 g/kg). Solche Schwermetallkonzentrationen im Sediment und die hohen Sulfatkonzentrationen (s. Tab. 157) des Wasserkörpers weisen auf anthropogene Einflüsse hin. Obwohl keine derartigen Altlasten in der Nähe des Sees bekannt sind, deuten sie auf Auswaschungsprozesse, wie sie in Braunkohleaschen ablaufen, hin.

Tab. 157: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Silbersees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+127,3	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,029	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,022	Gesamteisen	[mg/l]	
Maximale Tiefe	[m]	4,5	Sulfat	[mg/l]	147
Mittlere Tiefe	[m]	1,3	Leitfähigkeit	[µS/cm]	643
Maximale Länge	[m]	320	DOC (Uferproben)	[mg/l]	10,1
Maximale Breite	[m]	120	TOC (Uferproben)	[mg/l]	11,3
Uferentwicklung	[-]	1,54	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,92
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	62
			Chlorophyll a	[µg/l]	8,4
Tiefengradient	[-]	1,18	Sichttiefe	[m]	2,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Beim Phytoplankton gehörten die meisten Arten (mehr als 10 Arten) den Chlorophyta an, wobei sie aber keine hohen Zelldichten hervorbrachten. Vorübergehend häufiger waren einzelne Vertreter der Chrysophyceae (*Dinobryon spec.* und *D. divergens*) und der Dinophyceae (Glenodinium und Peridinium) mit größerer Häufigkeit zu beobachten. Andere Arten und höhere systematische Taxa dieser und anderer Gruppen spielten nur eine geringe Rolle bei der phytoplanktischen Besiedlung des Sees. Lediglich Cyclotella aus der Gruppe der Bacillariophyceae erreichte noch mittlere Besiedlungsdichten. Beim Zooplankton bildeten die Rotatoria mit mehr als 30 Arten die größte Vielfalt aus. Sie kamen meist vereinzelt vor. Nur *Keratella cochlearis* erreichte höhere Besiedlungsdichten und *Polyarthra dolichoptera* mittlere Häufigkeit. Fast immer, aber stets vereinzelt konnten *Bosmina longirostris* und *Ceriodaphnia pulchella* aus der Gruppe der Cladocera, die mit 10 Arten vertreten war, nachgewiesen werden. Sehr geringe Individuenzahlen der ausgewachsenen Copepoda standen meist recht häufig anzutreffenden Larven und Jungtieren dieser Kleinkrebse gegenüber. Ebenfalls vereinzelt konnten Ostracoda und Veliger-Larven von *Dreissena polymorpha* in den Proben nachgewiesen werden.

Die Ufer des Silbersees waren nur in geringem Maße von aquatischen Wirbellosen besiedelt. Die häufigste Gruppe waren die Ephemeroptera mit vier allgemein häufig anzutreffenden Arten (*Caenis horaria*, *C. luctuosa*, *Cloëon dipterum* und *C. simile*). Auch die Larven der Chironomidae brachten einen Großteil der gezählten Individuen hervor. Zu den auffälligsten Tieren im See gehörten die Larven von fünf Odonata-Arten. Eine von ihnen, *Ceragrion tenellum*, gilt als bundesweit stark gefährdet. Diese typisch mediterrane Art besiedelt in Mitteleuropa vorzugsweise Quellgebiete und ist wegen der intensiven Landwirtschaft, der Eutrophierung und der Entwässerung dieser Lebensräume in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedroht. Lediglich als potentiell gefährdete Art ist *Hippeutis complanatus* anzusprechen. Dieser Vertreter des Mollusca ist die häufigste der drei im See angetroffenen Arten.

Für die amphibischen Vertreter der Wirbeltiere sind vor allem die flachen Uferbereiche im Westen als Laichgewässer geeignet. Dort konnten einige Individuen von *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) sowie deren Laichballen nachgewiesen werden. Laichschnüre wurden jedoch nicht abgesetzt. Dem Fischbestand gehörten nachweislich acht Arten an. *Perca fluviatilis* (Barsch) (mit 509 Tieren pro Hektar) und *Anguilla anguilla* (Aal) sowie *Rutilus rutilus* (Plötze) brachten die höchsten Bestandsdichten hervor. Gegenüber dem relativ ausgeglichenen Weißfisch- und Barschbestand waren Räuber wie *Esox lucius* (Hecht) mit einem zu kleinen Bestand vertreten. Eine Reduzierung des Bestandes von *Anguilla anguilla* (Aal) wäre der weiteren Etablierung gefährdeter Kleinfische wie *Leucaspisus delineatus* (Moderlieschen), die laut Angler bereits im See leben sollen, zuträglich. *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Ardea cinerea* (Graureiher) finden am Silbersee ausreichende Lebensbedingungen vor.

Ein Grund für das Fehlen der Laichschnüren von *Bufo bufo* (Erdkröte) und für die schlechten Entwicklungsbedingungen von Kaulquappen ist die geringe strukturelle Vielfalt der flachen Uferabschnitte, wie sie durch Wasserpflanzen gegeben ist. So fehlen dem See Röhrichbestände. Auf der feuchten Fläche zwischen der Schutzhütte und dem Westufer bildet *Juncus* die artenreichste Gattung (*J. conglomeratus*, *J. effusus*, *J. inflexus* und *J. tenuis*). Als stark gefährdete Art war *Sparganium minimum* ebenfalls vertreten. Dort schlossen sich Schwimmblattrasen von *Potamogeton natans* und Tauchfluren von *Potamogeton crispus* an. Diese Arten werden am Nord- und Südufer durch *Nuphar lutea* und Zuchtformen von *Nymphaea* ersetzt.

8.11.35.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die Standortbedingungen am und im Silbersee aufrechtzuerhalten, sind anthropogene Nährstoffeinträge zu verhindern. Dazu sollten der Angelbetrieb eingeschränkt und der Reitsport weiter vom Ufer weggelenkt werden. Vor allem das Westufer sollte zum Schutz der Arten beruhigt werden. Zur Erweiterung der Strukturvielfalt und zur Entwicklung nährstoffestlegender Torfe sollten Initialpflanzungen von *Phragmites australis* an geeigneten Standorten durchgeführt werden. Nach dem Ausgleich des Fischbestandes ist das Gewässer für den Einsatz gefährdeter Kleinfischarten geeignet. Durch die Absperrung ausgewählter Bereiche des Nordufers und den Abstich einer Steilwand könnten die Voraussetzungen zur Ansiedlung des Eisvogels geschaffen werden.

8.11.36 Stiefelweiher

8.11.36.1 Lage und Geschichte

Zwischen Tongraben im Westen und der B 51, nahe der Autobahnabfahrt Brühl-Süd der A 553 ist der Stiefelweiher zu finden. Als eines der ältesten Standgewässer der Ville geht dessen Entstehung auf das Jahr 1935 zurück.



Seit 1972 sind die Flächen um den See als LSG ausgewiesen. Die gegenwärtige Nutzung wird durch den Angelbetrieb bestimmt, der zu starken Schädigungen der Ufervegetation führt, und durch Spaziergänger, die vor allem das Nordwestufer frequentieren.

Abb. 244: Südwestufer des Stiefelweiher (Foto: Schlundt 2000)

8.11.36.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Untergliederung in zwei Teilbecken und die langgestreckte Gestalt geben dem See (s. Abb. 245) eine markante Erscheinung und tragen zu einer starken Verzahnung von Wasser und Land bei (Uferentwicklung: 2,13). Die teilweise recht flachen Ufer sind vornehmlich an den Stirnseiten und im südlichen Teilbereich des Sees anzutreffen. Die größte Wassertiefe (s. Tab. 158) ist hingegen im nördlichen Gewässerabschnitt festzustellen.

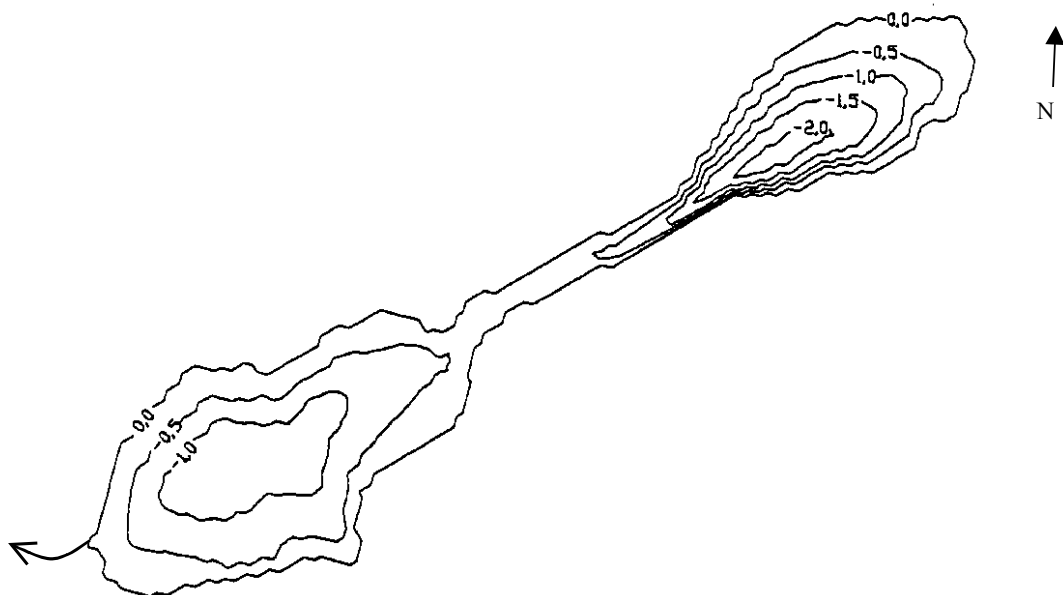


Abb. 245: Seekontur mit Tiefenlinien vom Stiefelweiher (LAWA NRW 1993)

Die Speisung des Sees erfolgt durch einströmendes Grundwasser und durch einen kleinen Zufluß, der Wasser aus dem Umland in den Südteil einleitet. Ein Abfluß stellt die Verbindung zum Tongraben her.

Durch die geringe Wassertiefe kann sich während des Sommers kein stabiler Temperaturgradient aufbauen. Bei den letzten Beprobungen 1988/89 wurde ausschließlich der Südteil hydrophysikalisch und - chemisch untersucht. Aus den am Ufer ermittelten Sauerstoffsättigungen ergab sich ein Mittelwert von 62,3 % mit leichten Übersättigungen aber auch mit Sauerstoffkonzentrationen von 2,3 und 4,0 mg/l. Letztere können bereits für einige Fische und deren Brut schädlich sein. Sie weisen auf noch stärkere Zehrungsprozesse am Gewässergrund hin, die jedoch nicht durch Messungen belegt wurden. Derartige Erscheinungen sind für nährstoffreiche Gewässer typisch. Beurteilt nach den OECD-Kriterien (1982) weisen die vorgefundenen Konzentrationen von Gesamtphosphor und - stickstoff zusammen mit der Chlorophyll a-Konzentration auf einen meso- bis eutrophen See hin.

Tab. 158: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Stiefelweiher (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+123,5	pH - Wert	[-]	7,9
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,009	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,013	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	2,3	Sulfat	[mg/l]	108
mittlere Tiefe	[m]	0,7	Leitfähigkeit	[µS/cm]	728
maximale Länge	[m]	350	DOC (Uferproben)	[mg/l]	24,0
maximale Breite	[m]	85	TOC (Uferproben)	[mg/l]	25,6
Uferentwicklung	[-]	2,13	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,43
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	27
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,43
Tiefengradient	[-]	0,61	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Zum Teil nur geringfügig über der Nachweisgrenze lagen die im Wasser festgestellten Schwermetallkonzentrationen von Chrom (2,0 µg/l), Zink (7,0 µg/l) und Nickel (2,5 µg/l). Die in beiden Hauptabschnitten des Sees bestimmten Schwermetallkonzentrationen im Sediment lagen für Blei über dem auf Kulturböden tolerierbaren Wert von 100 mg/kg ("Richtwert '80" 1987) (Nord: 110 mg/kg, Süd: 120 mg/kg). In beiden Gewässerteilen waren nach Aussage des Gutachtens von 1993 relativ hohe Mengen von Mangan und Eisen in den Mudden enthalten. Dabei erreichte die Mangankonzentration im Nordteil den zweithöchsten Wert aller betrachteten Ville-Seen-Sedimente. Gleichzeitig mit den hohen Schwermetallkonzentrationen der Mudden weisen die Sulfatkonzentrationen auf anthropogene Beeinflussungen hin. Altlasten, auf die diese Erscheinung zurückgeht, kommen in der Nähe des Gewässers jedoch nicht vor.

Ebenfalls auf den südlichen Teilbereich des Stiefelweiher beziehen sich die 1989 durchgeführten Untersuchungen des Planktons. Das Phytoplankton brachte in dieser Zeit keine Algenblüten oder Massenaufkommen hervor. Die meisten Arten

und höheren systematischen Taxa traten vereinzelt oder nur in geringer Besiedlungsdichte auf. Nur wenige Taxa bildeten mittlere Häufigkeiten aus. Das waren *Scenedesmus* aus der artenreich vertretenen Gruppe der Chlorophyta, *Chrysococcus* und *Kephyrion cf. rubri-claustri* (beides Vertreter der Chrysophyceae) sowie *Trachelomonas hispida* (Euglenophyta) und *Gomphosphaeria lacustris* (Cyanophyta). Die häufigsten Vertreter mit kurzzeitig etwas erhöhter Zelldichte waren die μ -Algen. Bei diesen sehr kleinen Algen handelt es sich um eine systematisch undifferenzierte Gruppe. Etwas höhere Besiedlungsdichten als die photoautotrophen brachten die heterotrophen Plankter hervor. Mehrere Arten der Rotatoria, der Cladocera und der Copepoda erreichten mittlere bis höhere Häufigkeiten. Sogar ein Massenaufkommen von *Bosmina longirostris* (Cladocera) konnte im Juni '89 beobachtet werden. Die artenreichste Gruppe bildeten die Rotatoria mit 48 Arten bzw. höheren systematischen Taxa, von denen die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe und *Keratella cochlearis* zeitweise häufiger anzutreffen waren. Sehr häufig kamen die Nauplia-Larven und Jungtierstadien der Copepoda vor. Die Ostracoda traten nur vereinzelt auf.

Etwas über dem Durchschnitt der anderer Ville-Seen lag die Besiedlung des Stiefelweiher durch aquatische Wirbellose. Die meisten Individuen stellten die Isopoda mit *Asellus aquaticus*, die besonders im Norden lebten. Ihr schlossen sich die Larven der Diptera an, von denen die Chironomidae die größte Gruppe bildeten. Auch Rote Liste-Arten konnten bei den Wirbellosen nachgewiesen werden. Zu ihnen zählten die bundesweit potentiell gefährdeten Gastropoda *Hippeutis complanatus* und *Ferrissia wautieri* und die stark gefährdete und in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohte Odonata-Larve von *Ceragrion tenellum*. Sie ist eine der sechs Odonata-Arten, die ihre Jugend im Stiefelweiher verbrachten. Des weiteren konnten zahlreiche Coleoptera-Larven (Dytiscidae und Halilidae) beobachtet werden. Unter ihnen befand sich mit *Agabus fuscipennis* eine ebenfalls vom Aussterben bedrohte Art. Sie lebt bevorzugt im abgestorbenen Material von Schilfhalmen in stehenden Gewässern.

Amphibische Wirbeltiere waren im Stiefelweiher mit zahlreichen Exemplaren von *Bufo bufo* (Erdkröte), einigen Tieren von *Rana temporaria* (Grasfrosch) sowie einigen sehr jungen Molchen vertreten. Auch Laichschnüre und -ballen konnten nachgewiesen werden. In Anbetracht des hohen Anteils flacher Uferabschnitte ist die Besiedlungsdichte jedoch relativ gering. Diese kann mit dem erhöhten Fraßdruck eines großen Fischbestandes zusammenhängen, der jedoch wegen mangelndem fischereilichen Interesse nicht näher untersucht wurde. Die Kleinheit des Gewässers und die zu häufigen Störungen durch Erholungssuchende sind dafür verantwortlich, daß der Stiefelweiher für Wasservögel kaum von Bedeutung ist. Lediglich *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Gallinula chloropus* (Grünfüßige Teichralle) und *Ardea cinerea* (Graureiher) konnten bei den Zählungen nachgewiesen werden.

Am Nordwestufer bestimmten *Juncus* (*J. articulatus*, *J. effusus*, *J. inflexus*), *Schoenoplectus lacustris* und *Typha angustifolia* die Emersvegetation. Nur dort siedelte der bundesweit stark gefährdete *Sparganium minimum*, während am Südufer *Acorus calamus* bestandsbildend auftrat. Ihm lagerten *Nuphar lutea* und *Potamogeton crispus* vor. Sie konnten im steileren Nordteil des Stiefelweiher nicht nachgewiesen werden. Dort kennzeichnete *Carex riparia* das nordöstliche Ufer. Diese allgemein geringe submerse Strukturvielfalt und die starke Beschattung durch uferständige Bäume bildeten ebenfalls ungünstige Voraussetzungen für die Entwicklung und das Überleben von Kaulquappen.

8.11.36.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um die Zunahme der Primärproduktion einzudämmen, muß eine Anreicherung des wachstumslimitierenden Hauptnährstoffs Phosphor vermieden werden. Dazu sollte vom Anfüttern der Fische abgesehen werden. Dieses in Verbindung mit einer Beruhigung des Nordwestufers wäre dem Erhalt und der Erweiterung der Artenvielfalt zuträglich.

8.11.37 Tagebau Garzweiler (Garzweiler See)

8.11.37.1 Lage und Geschichte



Südlich der A 46 zwischen Grevenbroich im Osten und Erkelenz im Westen liegen die Betriebsflächen des gegenwärtig aktiven Braunkohlentagebaus Garzweiler I (s. Abb. 246) und des geplanten Braunkohlentagebaus Garzweiler II. Sie gehören zum Nordrevier des Rheinischen Bergbaurevieres.

Abb. 246: Tagebau Garzweiler I mit dem Kraftwerk Frimmersdorf im Hintergrund (Rheinbraun 2000)

Für das Jahr 2005 ist das Abbauende im Tagebau Garzweiler I und eine Erweiterung des Abbaufeldes nach Westen in den Anschlußtagebau Garzweiler II geplant (s. Abb. 247).

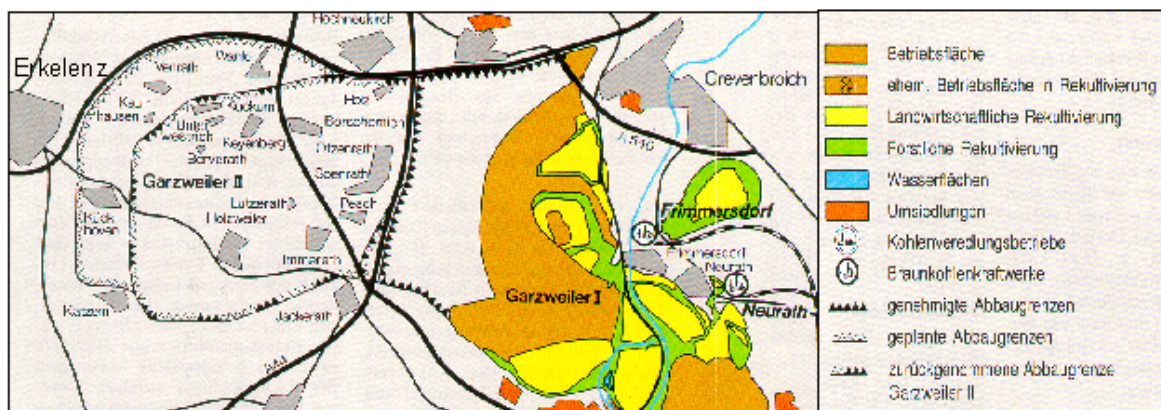


Abb. 247: Tagebaue Garzweiler I und II (Rheinbraun 1992 - Ausschnitt)

Nach Beendigung seiner Auskohlung im Jahr 2045 soll aus dem verbleibenden Restloch der Garzweiler See entstehen (Hamm 1991).

Da die alleinige Füllung des Restloches mit Grundwasser zu einer negativen Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit und des Grundwasserhaushaltes führen würde, ist die Flutung mit Rheinwasser vorgesehen. Die vom Landesamt für Wasser und Abfall NRW favorisierte Füllstrategie (Hutter & Bäuerle 1993) gliedert sich in drei Phasen. In der Füllungsphase, die 32 Jahren andauern wird, werden über eine Rohrleitung 60 Mio. m³/a Rheinwasser eingeleitet. Durch ein Weiterbetreiben der Entwässerungsbrunnen wird ein Grundwasserzustrom aus den umliegenden Gebirgen über Böschungen des künftigen Sees verhindert und das durch die Brunnen gehobene Wasser direkt ins Restloch eingeleitet. Zu dieser Zeit beträgt der Abstrom aus der Gewässerhohlform in Richtung Erftscholle maximal 35 Mio. m³/a. Nach dem Erreichen des Endwasserstandes bei +65 mNN wird die Einleitungsmenge von Fremdwasser auf 25 Mio. m³/a gedrosselt und

damit die Zwischenphase eingeleitet. Bis der Wiederanstieg des Grundwassers in der benachbarten Erftscholle abgeschlossen ist, werden voraussichtlich 80 Jahre vergehen. Bis dahin bleibt die Einleitungsmenge konstant. Durch die Einstellung der Entwässerung des Böschungsbereiches werden dem See jährlich 4 Mio. m³ Kippenwasser zugeführt. Der Abstrom aus dem Restsee wird dann 29 Mio. m³/a betragen. Die längste Phase, die Endphase, wird über 250 Jahre andauern und ist durch den alleinigen Zustrom von 10 Mio. m³/a Kippenwasser gekennzeichnet. Der Abstrom über die Erftscholle wird in dieser Zeit durch einen oberirdischen Abfluß in die Niers abgelöst.

Tab. 159: Morphometrische Daten des Garzweiler Sees („Wasserwirtschaftliche Zahlensammlung“ 1998)

Endwasserstand	[mNN]	+65
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	2000
Seefläche	[Mio. m ²]	23,0
maximale Tiefe	[m]	175
mittlere Tiefe	[m]	87
maximale Länge	[m]	
maximale Breite	[m]	
Uferentwicklung	[-]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	
Tiefengradient	[-]	
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch

8.11.37.2 Morphometrie und Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der künftige Garzweiler See zeichnet sich durch seine annähernd kreisrunde und in sich schwach strukturierte Form aus. Die riesige Gewässerfläche wird ihn zu einem der größten Seen Deutschlands machen. Diese Größe in Verbindung mit der enormen Tiefe (s. Tab. 159) bedingen nach Walker & Likens (1975) eine endogene Meromixis. Die Chemokline wird sich etwa zwischen 60 und 70 m Wassertiefe einstellen und sich schon während der Füllungsphase herausbilden (Hamm 1991). Für die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit wird dieses Schichtungsverhalten von entscheidender Bedeutung sein. Seeinterne Phosphorfällungen vor allem mit Eisen werden die Nährstoffe ins Monimolimnion überführen und dort festhalten. Somit werden dem Mixolimnion beständig Nährstoffe entzogen. Anhand der günstigen morphometrischen und hydrologischen Bedingungen (große Tiefe im Verhältnis zur Seefläche, lange Verweilzeit des Wassers, kleines Einzugsgebiet) werden die Voraussetzungen für einen oligotrophen See geschaffen. Auch die Nährstoffzufuhr durch das Rheinwasser und die Niederschläge wird weder in der Füllungsphase noch in der Endphase den kritischen Grenzwert überschreiten (Hamm 1991). Zudem werden in Abhängigkeit vom organischen Stoffangebot denitrifizierende Prozesse entlang der Chemokline stattfinden und für eine vergleichsweise geringe Stickstoffkonzentration sorgen. Somit werden günstige Voraussetzungen für die Entwicklung einer reichhaltigen Tier- und Pflanzenwelt und für die Nutzungsmöglichkeit als Bade- und Erholungssee geschaffen. Um den See als Lebensraum mit großer Artenvielfalt zu gestalten, ist es notwendig, daß in größeren Teilen des Mixolimnions ein pH-Wert

von über 6 herrscht. Hierfür ist die anfängliche Ableitung von versauertem und mineralisiertem Kippengrundwasser, welches normalerweise an den Böschungen einströmt und die Besiedlung der Uferabschnitte behindert, von besonderer Bedeutung. Das ist ein wesentlicher Grund, weshalb die obige Flutungsvariante ausgewählt wurde. Zudem verhindern pH-Werte über 6 ein Auftreten von hohen und für viele Organismen schädlichen Metallkonzentrationen. Es kommt zum Ausflocken unlöslicher Verbindungen, die sich, wenn sie ins Monimolimnion verfrachtet werden, endgültig dem Stoffkreislauf des Sees entziehen. Dieser Entzug setzt die Stabilität der Schichtung voraus. Sie wird nach den Untersuchungen von Hutter & Bäuerle (1993) erst dann allmählich und zunehmend instabil, wenn die Grenzschicht oberhalb von 60 m Tiefe liegt und meteorologische Einflüsse Turbulenzen auslösen können. Frühestens in der Endphase der Seenentstehung wird sich dieses Ereignis einstellen. Ein völliges Aufsteigen der Chemokline ist erst in 250 Jahren zu erwarten und ließe sich durch geeignete technische Maßnahmen verhindern.

8.11.38 Tagebau Hambach (Hambacher See)

8.11.38.1 Lage und Geschichte

Der Braunkohlentagebau Hambach befindet sich knapp 30 km westlich von Köln entfernt zwischen den Ortschaften Düren, Bergheim und Jülich.

Der Aufschluß des Tagebaus erfolgte 1978. Sechs Jahre später wurde die erste Kohle gefördert (Kleinebeckel 1986). Teile des Abraumes wurden und werden auf Außenkippen abgesetzt und u.a. zur Verfüllung der Tagebaue Fortuna, Bergheim, Frechen und Inden genutzt. Erst im Jahr 2045 soll der Betrieb eingestellt werden. Bis dahin wird durch die Umlagerung von Abraum und die Braunkohlegewinnung ein Restloch mit einem Volumen von etwa 5300 Mio. m³ entstanden sein. Aus ihm soll der Hambacher See hervorgehen.

Um frühzeitig einen ausgeglichenen Grund- und Oberflächenwasserhaushalt zu erzielen, ist für die ersten 60 Jahre seiner Füllung eine Flutung mit 270 Mio. m³/a Rheinwasser geplant (BTUC 2000). Der Grundwasseranstieg wird dann nach weiteren 40 Jahren abgeschlossen sein und der See seinen Endwasserstand bei +60 mNN erreicht haben. Eingesenkt in ein regionales Grundwasserregime wird er dann von allen Seiten angeströmt werden und sein oberirdischer Abfluß eine Verbindung zur Erft herstellen.

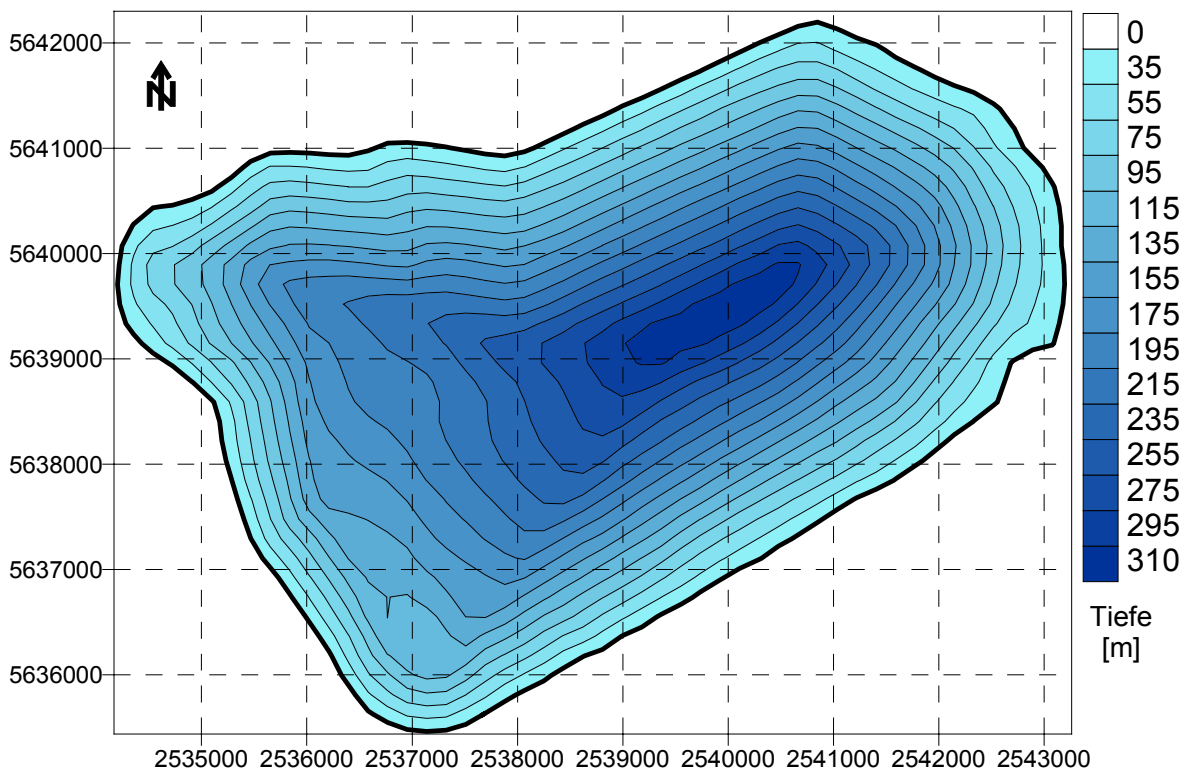


Abb. 248: Seekontur mit Tiefenlinien vom Hambacher See (BTUC 2000)

8.11.38.2 Morphometrie

Mit einer voraussichtlichen Wasserfläche von 40,4 Mio. m² läßt sich der Hambacher See mit dem Starnberger See (56 Mio. m²) und dem Ammersee (47 Mio. m²) in Bayern vergleichen. Seine einfach strukturierte Gewässerhohlform (s. Abb. 248) mit den gleichmäßig abfallenden Böschungen zeichnet sich durch

beeindruckende Tiefen aus (s. Tab. 160), so daß sein Volumen (5300 Mio. m³) deutlich über dem der Vergleichsgewässer (Starnberger See: 3000 Mio. m³, Ammersee: 1800 Mio. m³) liegt.

Tab. 160: Morphometrische Daten des künftigen Hambacher Sees (BTUC 2000)

Endwasserstand	[mNN]	+60
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	5300
Seefläche	[Mio. m ²]	40,4
maximale Tiefe	[m]	310
mittlere Tiefe	[m]	130
maximale Länge	[m]	9500
maximale Breite	[m]	8500
Uferentwicklung	[-]	1,14
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]	3,71
Tiefengradient	[-]	30,2
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch

8.11.38.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Anhand der morphometrischen Gegebenheiten kann nach Walker & Likens (1975) die relative Tiefe des Hambacher Sees mit 4,32 % bestimmt werden. Sie deutet auf eine endogen bedingte Meromixie hin. Zu einer exogenen Meromixie trägt die Flutungsvariante mit Rhein-, Kippen- und Grundwasser bei. So besitzt das zuströmende Kippengrundwasser einen vielfach höheren Mineralisationsgrad als das Rheinwasser. Dieser Umstand wird bereits mit Flutungsbeginn zur Einschichtung des Kippengrundwassers in der Tiefe führen. Beim Erreichen des Endwasserstandes wird das Monimolimnion dann eine Mächtigkeit von schätzungsweise 230 m erreicht haben und von einem etwa 80 m mächtigen Mixolimnion überlagert sein. Zu einer dreifachen Schichtung des Wasserkörpers mit einem etwa 10 m mächtigen Epilimnion und einem etwa 70 m mächtigen Hypolimnion wird es voraussichtlich während der Sommerstagnation kommen.

Für die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit des Hambacher Sees ist die Qualität seiner Flutungswässer und deren Speisungsanteil entscheidend. Das Rheinwasser ist ein Na-Cl-Wasser mit einer Alkalinität von $K_{S4,3} = 2,9$ mmol/l. Auch das schwach eisenhaltige Grundwasser besitzt nur ein geringes Versauerungspotential. Anders verhält es sich mit dem Kippenwasser, welches eine hohe Eisen(II) - Konzentration und einen niedrigen pH-Wert aufweist. Da das Restloch zu Beginn nur mit Rheinwasser geflutet werden soll, wird der Hambacher See anfänglich neutral sein. Erst nach 100 Jahren, wenn die Speisung mit Rheinwasser abgeschlossen und der Grundwasserspiegel angehoben ist, wird sich das Versauerungspotential des ungepufferten Kippengrundwassers bemerkbar machen und eine Versauerung des Sees einleiten. Dies wird sich nach 200 Jahren in einem deutlichen Absinken des pH-Wertes auf 6 bemerkbar machen. Nur wenn von einer Pufferung des zuströmenden Kippengrundwassers abgesehen wird, würde sich etwa in 200 bis 500 Jahren eine negative

Säurekapazität heraus bilden und der pH-Wert unter 4 sinken. Dieses hätte negative Folgen für die Besiedlung und Nutzung des Sees.

Die Trophieentwicklung im Hambacher See kann an den externen TP-Frachten und der Aufenthaltszeit des Wassers abgeleitet werden. Sie ist über die Rheinwasseranalysen, die in den letzten Jahren zwischen 160 – 210 µg/l anzeigten und sich längerfristig noch verändern können, kalkulierbar. In der Flutungsphase von 2045 – 2090, bei der 270 Mio. m³ Rheinwasser pro Jahr zugeführt werden, ist demnach mit einer TP-Fracht von bis zu 57 t/a zu rechnen. Nach Vollenweider (1976) läßt sich anhand des jährlichen Zuflusses und morphometrischer Daten die kritische Phosphorflächenbelastung für den Übergang vom oligo- zum mesotrophen Status mit 542 mg/(m² a) und vom meso- zum eutrophen Status mit 1627 mg/(m² a) veranschlagen. Beim Erreichen des Endwasserstandes wird dieser Wert 1069 – 1404 mg/(m² a) zuzüglich 30 mg/(m² a) atmosphärischer Phosphoreinträge betragen. Demnach wird der Hambacher See in der Flutungsphase und gewisse Zeit später mesotroph sein. Nach Flutungsabschluß errechnet sich nach Vollenweider (1976) eine kritische Phosphorflächenbelastung von 124 mg/(m² a) für den Übergang vom oligo- zum mesotrophen Status. Tatsächlich wird die Belastung etwa 43 mg/(m² a) aus dem Eintrag vom gelösten anorganischen Phosphor des Grundwassers und etwa 30 mg/(m²*a) aus dem atmosphärischen Eintrag betragen. Da die kritische Flächenbelastung selbst bei einer Verdopplung der Grundwasserfracht nicht erreicht wird, kann sich langfristig betrachtet ein oligotrophes Gewässer entwickeln. Diese trophische Einschätzung deckt sich mit den Betrachtungen der Phosphoreinträge und der morphometrischen Kenngrößen nach LAWA (1998).

Die Besiedlung des Hambacher Sees wird sich horizontal in beiden Reaktionsräumen (Mixo- und Monimolimnion) differenzieren. Trotz der voraussichtlich geringen und phosphorlimitierten volumenbezogenen Primärproduktion wird sich wegen der sehr guten Durchlichtung des oberen Wasserkörpers eine relativ hohe Flächenproduktion entwickeln können (BTUC 2000). Das epilimnische Produktionsmaximum wird sich aufgrund starker Hemmungen des Algenwachstums nahe der Wasseroberfläche erst in einigen Metern Tiefe entfalten. Desweiteren ist mit metalimnischen und gegebenenfalls mit hypolimnischen Phytoplanktonpeaks zu rechnen. Inwiefern die für sehr saubere Seen wie beispielsweise den Vierwaldstätter See (Schweiz) typische Cyanobakterie *Planktothrix rubescens* metalimnische Maxima während der Stagnationsphase ausbilden wird, bedarf weiterer Untersuchungen (BTUC 2000). Von einer Besiedlung des durchlichteten Untergrundes durch oligotrophente Makrophyten ist auszugehen.

Abhängig von der Photonenflußdichte und dem Substratangebot (H₂S, NH₄, Fe(II)) wird sich die Besiedlung der Chemokline und des Monimolimnions durch phototrophe und / oder chemotrophe Biozönosen einstellen. Sie können relativ hohe Biomassen der jeweiligen Bakterien nach sich ziehen. Erosionen der Chemokline, welche die Reaktionsprodukte des unteren Reaktionsraumes in den oberen verfrachten, werden nur in geringem Maße stattfinden. Somit ist zumindest in den nächsten 200 Jahren nicht von einer nachteiligen Beeinflussung des Sees hinsichtlich seiner Nutzungsmöglichkeiten auszugehen.

8.11.39 Theresiasee

8.11.39.1 Lage und Geschichte

Südlich vom Otto-Maigler-See und von der Ortschaft Burbach liegt der Theresiasee auch als Hürther Waldsee bekannt. Als jüngster See der Ville entstand er erst 1989. An seinem südwestlichen Ufer befindet sich eine Altlast, in der Braunkohleaschen enthalten sind. Nahe des Nordwestufers verläuft eine Hochspannungsleitung, welche die Lebensbedingungen am See mitgestaltet. Die



Immissionen von den nahegelegenen Industriegebieten und Siedlungen beeinflussen den Gewässerzustand.

Schon 1988 wurden die Flächen des Sees und seines Umfeldes als geplantes NSG sichergestellt. Heute dient das Gewässer dem Naturschutz und der stillen Erholung.

Abb. 249: Theresiasee mit Blick nach Süden (Foto: Schlundt 2000)

8.11.39.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Durch die in Abb. 250 ersichtliche Ausbildung zweier Inseln und kleinerer Buchten nimmt die Uferentwicklung einen für das Ville-Gebiet vergleichsweise hohen Wert (1,77) an. Wie für die Ville-Seen typisch, fallen die Ufer relativ steil ab. Der Gewässergrund wird dann bei einer maximalen Wassertiefe von 8 m erreicht. Über größere oberirdische Zuflüsse verfügt der Theresiasee nicht. Überschüssiges Wasser verläßt den See über ein angelegtes Bachbett am Nordufer.

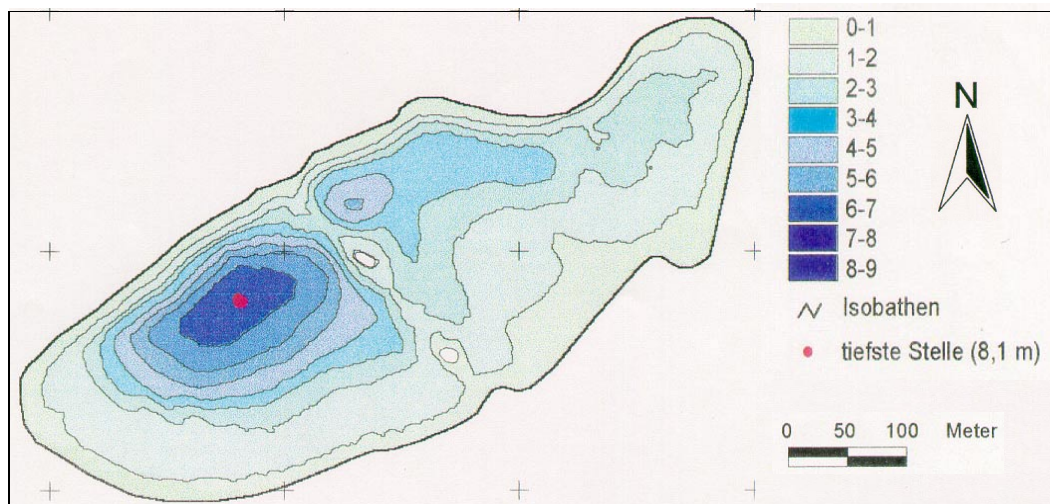


Abb. 250: Seekontur mit Tiefenlinien des Theresiasees (Landesamt für Wasser und Abfall NRW 2000)

Da die größte Ausdehnung (s. Abb. 250) von Ost/Nordost nach West/Südwest verläuft, erschweren die vorherrschend westlichen Winde die Ausbildung

thermischer Schichtungen. Dennoch konnte im Untersuchungszeitraum 1989 ein Temperaturgradient nachgewiesen werden. Die sommerlichen Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion fielen dabei nie unter 4 mg/l.

Tab. 161: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1989) vom Theresiasee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+88,6	pH - Wert	[-]	8,3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,106	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	8,0	Sulfat	[mg/l]	279
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	1241
maximale Länge	[m]	680	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	6,8
maximale Breite	[m]	260	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	7,2
Uferentwicklung	[-]	1,77	Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	26
			Chlorophyll a	[µg/l]	2,5
Tiefengradient	[-]	1,7	Sichttiefe (Apr.)	[m]	4,0
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

In dem neutralen bis schwach basischen Gewässer ließen sich schon nach kurzer Zeit Konzentrationen von Gesamtphosphor nachweisen, die nach den OECD-Kriterien (1982) bereits mesotrophen Bedingungen entsprachen. Dem gegenüber zeigten die Chlorophyll a-Konzentrationen noch oligotrophe Verhältnisse an. Da die Gesamtstickstoffkonzentration nicht ermittelt wurde, konnte der die Bioproduktion limitierende Faktor nicht bestimmt werden. Die für die Ville-Seen allgemein hohen Sulfatkonzentrationen waren auch hier nachweisbar und bestätigten eine Beeinflussung des Gewässers durch die im Gebiet lagernden Braunkohleaschen.

In der phytoplanktischen Besiedlung des Theresiasees herrschten Arten und höhere systematische Taxa der Chlorophyta vor, denen sich Bacillariophyceae und Chrysophyceae anschlossen. Sie traten aber nur vereinzelt oder mit geringen Zelldichten auf. Viele typische Ufer- und Wasserpflanzen besiedeln den Theresiasee. Er verfügt als einer der wenigen Ville-Seen über ausgedehnte und zum Teil dichte Bestände der bundesweit gefährdeten oligo- bis mesotraphenten *Chara contraria*. Die Schwimmblattrasen und Tauchfluren werden von *Potamogeton panormitanus* und *P. pectinatus* repräsentiert. Ausgedehnte *Phragmites australis*-Bestände fehlen am See. Dafür findet sich aber am Südufer ein größerer Bestand von *Typha latifolia*, der für eine gewisse Nährstoffanreicherung am Standort spricht.

Anders als bei Phytoplankton konnten beim Zooplankton höhere Besiedlungsdichten nachgewiesen werden. Von *Daphnia longispina* wurde im April 1989 sogar ein Massenaufkommen beobachtet. Das verstärkte Auftreten der Kleinkrebse weist auf den geringen Fraßdruck durch Fische hin. Diese werden im Theresiasee lediglich durch *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder), *Perca fluviatilis* (Barsch) und *Lepomis gibbosus* (Sonnenbarsch) vertreten. Anders als für Amphibien, die

völlig fehlen, hat der See eine große Bedeutung für Wasservögel. Neben allgemein häufigen Arten konnten u.a. *Aythya fuligula* (Reiherente), *Anas clypeata* (Löffelente), *Netta rufina* (Kolbenente) und *Podiceps ruficollis* (Zwergtaucher) beobachtet werden.

8.11.39.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Das noch recht junge Gewässer zeichnete sich im ersten Jahr durch mittlere Nährstoffkonzentrationen aus: Durch Immission werden sie sich sicher noch erhöhen. Da der See besonders aus der Sicht des Naturschutzes von Interesse ist, sollten störende Eingriffe unterbleiben. Es wäre zu empfehlen, freie Uferabschnitte und offene Gelände im Südosten zu erhalten. Der gesamte Uferbereich sollte unzugänglich gemacht werden. Da das Gewässer nicht fischereilich genutzt wird, erscheint der Einsatz von gefährdeten Kleinfischen sinnvoll.

8.11.40 Tongraben

8.11.40.1 Lage und Geschichte

Nördlich der A 553 und südlich des Villenhofer Maars läßt sich der Tongraben finden. Ursprünglich als Graben im Braunkohleabschnitt Grube „Berggeist“ angelegt, wurde er 1935 verbreitert. Somit ist er eines der ältesten künstlich entstandenen Standgewässer im Gebiet der Ville.



1972 wurden die Flächen um den See als LSG ausgewiesen. Das Fehlen des fischereilichen Interesses und die relativ große Entfernung der Wege vom Gewässer, machen den Tongraben zu dem von Menschen am wenigsten genutzten Gewässer der Ville.

Abb. 251: Blick nach Osten auf den Tongraben mit südlich einmündendem Rinnsal (Foto: Schlundt 2000)

8.11.40.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit nur 0,5 ha Wasserfläche ist der Tongraben einer der kleinsten „Seen“ im rheinischen Braunkohlenrevier „Ville“. Die langgestreckte L-förmige Gestalt trägt zu einer intensiven Verknüpfung von Wasser und Land bei. Sie äußert sich in dem größten Wert der Uferentwicklung der bei den Standgewässern der Ville je ermittelt wurde. Das Seebecken mit seinen durchgängig steil abfallenden Ufern erreicht etwa mittig des nördlichen Ausläufers seinen tiefsten Punkt.

Tab. 162: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Tongraben (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+123,2	pH - Wert	[-]	7,3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,003	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,005	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	1,9	Sulfat	[mg/l]	120
mittlere Tiefe	[m]	0,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	696
maximale Länge	[m]	305	DOC (Uferproben)	[mg/l]	26,3
maximale Breite	[m]	30	TOC (Uferproben)	[mg/l]	27,3
Uferentwicklung	[-]	4,11	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,1
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	31
			Chlorophyll a	[µg/l]	14,1
Tiefengradient	[-]	0,54	Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	polymiktisch			

Gespeist wird der Tongraben über einen am Südostufer mündenden Zufluß vom Pingsdorfer See. Ein seit 1980 bestehender Abfluß zum Villenhofer Maar ermöglicht die Regulierung dessen Seewasserspiegels.

Die Gewässerform und die geschützte Lage in einer Senke bieten dem Wind geringe Angriffsmöglichkeiten, so daß das Gewässer trotz seiner geringen Tiefe in der Lage ist, Temperaturschichtungen aufzubauen. Wie die letzten Untersuchungen aus den Jahren 1988/89 zeigten, lag die Sprungschicht etwas unter 1 m Wassertiefe. Die Sauerstoffsättigung nahm mit durchschnittlichen 29,7 % einen sehr geringen Wert an und auch der Maximalwert von 50 % entsprach nur einer Sauerstoffkonzentration von 5,6 mg/l.

Zur trophischen Einschätzung auf der Grundlage der OECD-Kriterien (1982) lagen lediglich die mittlere Konzentration von Gesamtposphor und von drei Chlorophyll a Messungen mit einer Schwankungsbreite von 28,1 µg/l vor. Demnach ist der Tongraben zwischen dem meso- und dem eutrophen Status einzuordnen. Die Konzentration von Gesamtstickstoff wurde nur im März 1989 bestimmt (1,1 mg/l). Wie die Gegenüberstellung der Hauptnährelemente Stickstoff und Phosphor nach Forsberg et al. (1978) zeigt, wurde die Primärproduktion zu dieser Zeit durch das Angebot von Phosphor bestimmt.

Auf anthropogene Einflüsse, wie sie beispielsweise von Auswaschungsprozessen aus Braunkohleaschen ausgelöst werden, weisen die für Oberflächengewässer recht hohen Sulfatkonzentrationen hin (s. Tab. 162).

Bei den nur im Wasserkörper ermittelten Schwermetallkonzentrationen lagen die Werte von Zink (7,3 µg/l) und Nickel (4,7 µg/l) über der Nachweisgrenze.

Wegen der Kleinheit des Gewässers wurde die Besiedlung nur in kleinerem Umfang untersucht. Durch sehr geringe Zelldichten zeichnete sich das Phytoplankton während der Untersuchungstermine aus. Die meisten Arten bzw. höheren systematischen Taxa gehörten den Chrysophyceae und den Bacillariophyceae an. Von ihnen erreichten nur Dinobryon und Pennales etwas höhere Zelldichten. Mit der allgemein in den Seen recht häufigen Art *Cryptomonas erosa/ovata* konnten bei den Cryptophyceae etwas höhere Zelldichten verzeichnet werden. Beim Zooplankton konnten lediglich 12 Arten bzw. höhere systematische Taxa aus der Gruppe der Rotatoria nachgewiesen werden. Aus ihr brachte nur die *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe höhere Besiedlungsdichten hervor. Nur vereinzelt waren die Cladocera, Copepoda und Ostracoda im Tongraben zu beobachten.

Eine vergleichsweise geringe Artenzahl war auch bei den aquatischen Wirbellosen festzustellen. Larven der Ephemeroptera *Cloëon dipterum* und der Chironomidae stellten die mit Abstand häufigsten Individuen im Tongraben dar. Außerdem konnte mit dem Vorkommen von *Ferrissia wautieri* (Gastropoda) der Nachweis einer in Deutschland potentiell gefährdeten Art erbracht werden.

Amphibische Wirbeltiere wie *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) mit Laichballen konnten in geringer Zahl im Tongraben beobachtet werden. Wegen des fehlenden fischereilichen Interesses liegen keine Angaben zum Fischbestand des Sees vor. Die geringe Größe der Wasserfläche macht den Tongraben für Wasservögel nicht sonderlich attraktiv.

Floristisch gesehen verfügt der von Buchenmischwald- und Kiefernforsten umgebene Tongraben nur über wenige typische Uferpflanzen wie *Cirsium*

palustre, *Equisetum fluviatile* oder *Juncus effusus*. Vorkommen von natanten oder submersen Arten sind nicht bekannt.

8.11.40.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der natürliche Prozeß der Gewässeralterung ist stets mit einer Trophiesteigerung verbunden. Anthropogen bedingte Nährstoffeinträge, die diesen Prozeß beschleunigen würden, liegen an Tongraben nicht vor. Demnach besteht hier kein unmittelbarer Handlungsbedarf. Zum Schutze des Ökosystems sollte von einer Einbindung des Sees in Nutzungskonzepte abgesehen werden.

8.11.41 Untersee

8.11.41.1 Lage und Geschichte

Zwischen dem Ober- und Mittelsee im Südwesten und dem Schlucht- und Heider Bergsee im Nordosten liegt der Untersee. Als Folge der Braunkohleförderung entstand er 1965 im Südrevier des rheinischen Bergbaureviers. Im Nordosten und im Südosten des See befindet sich je eine Altlast. Letztere besteht aus Abraum, Braunkohleasche und phosphathaltigen Rückständen.

Seit 1972 sind die Flächen im Bereich des Sees als LSG ausgewiesen und werden zur Erholung genutzt. Schwerpunkte bilden dabei die intensive Freizeitsportfischerei und der Badebetrieb.

8.11.41.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Als Verzahnung von Wasser und Land erreicht die Uferentwicklung mit 1,52 einen für die Ville-Seen mittleren Wert. Wie in Abb. 252 zu sehen, fallen die Ufer im allgemeinen steil ab. Lediglich im Norden und Süden finden sich flachere Bereiche. Im breiten nördlichen Gewässerabschnitt erreicht das Seebecken etwa mittig seinen tiefsten Punkt (s. Tab. 163). Von dort aus steigt der Untergrund terrassenförmig an.

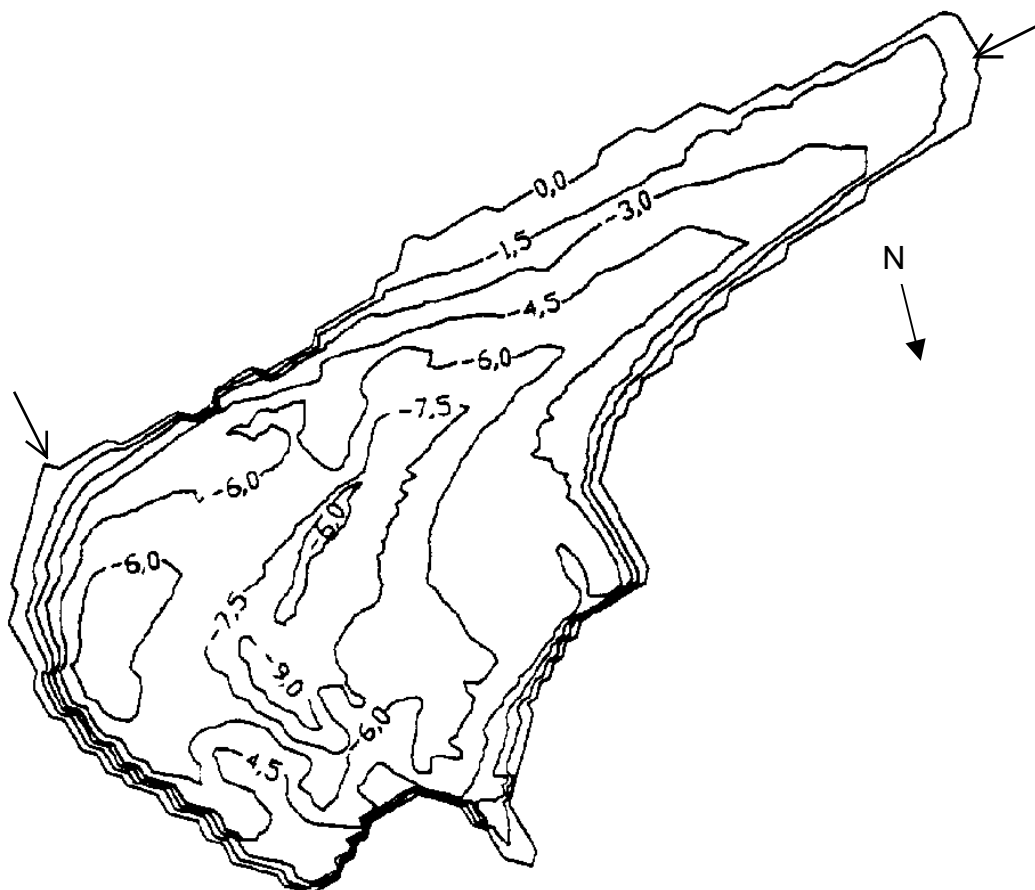


Abb. 252: Seekontur mit Tiefenlinien des Untersees (LAWA NRW 1993)

Im Südwesten mündet ein Zufluß vom Mittelsee. Außerdem fließen dem Untersee in der schmalen Bucht im Nordwesten und im Osten Wässer aus dem Franziskussee und dem umliegenden Gelände zu. Sie verlassen das Gewässer im Norden in Richtung Schluchtsee.

Trotz der relativ starken Windexposition kann sich im Sommer eine Temperaturschichtung herausbilden, deren Sprungschicht 1988 zwischen 3 und 5 m Wassertiefe lag. Zu dieser Zeit waren die Sauerstoffverhältnisse relativ ausgeglichen. Sie zeigten an der Oberfläche leichte Übersättigungen an, während die Sauerstoffkonzentration in der Tiefe nicht unter 6,7 mg/l fiel.

Tab. 163: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Untersee (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+98,6	pH - Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,93	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,194	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	9,7	Sulfat	[mg/l]	437
mittlere Tiefe	[m]	4,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1026
maximale Länge	[m]	865	DOC (in 2m Tiefe)	[mg/l]	12,6
maximale Breite	[m]	425	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	13,2
Uferentwicklung	[-]	1,52	Gesamtstickstoff	[mg/l]	0,53
Verhältnis Vol. Hypo-/ Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	11
			Chlorophyll a	[µg/l]	1,4
Tiefengradient	[-]	1,89	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	4
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Wie eine Gegenüberstellung der Untersuchungsergebnisse von 1981-86 und 1988-89 zeigt, verringerten sich die Nitratstickstoffkonzentrationen durchschnittlich um mehr als 80 % (von 0,93 auf 0,18 mg/l). Die Konzentration von Gesamtphosphor sank lediglich um rund 20 % (s. Tab. 163). Darin zeigt sich ein Rückgang des Nährstoffangebotes. Nach dem letzten Stand ist der Untersee anhand der Konzentrationen der Nährstoffe und von Chlorophyll a als oligotroph zu beurteilen. Doch allein durch den jährlichen Niederschlag von 650 mm und einem mittleren Gehalt von 0,147 mg/l Gesamtphosphor gelangen rund 18,5 kg Gesamtphosphor über die Seeoberfläche ins Gewässer (aus LAWA NRW 1993). Das bedeutet, daß die jährliche Zufuhr von 0,02 mg/l Phosphat über den Niederschlag eine bedeutende Nährstoffquelle darstellt, die wahrscheinlich zu einer Anhebung der Phosphatkonzentration geführt hat.

Die Sulfatkonzentration des Untersees (s. Tab. 163) ist wie der anderer Ville-Seen deutlich höher als für Oberflächengewässer allgemein üblich. Dies und die hohen Arsenkonzentrationen im Sediment (77 mg/kg) weisen auf die Beeinflussung durch Altlasten des Braunkohlebergbaus hin. Außerdem waren hohe Konzentrationen von Quecksilber, Eisen und Mangan in den Mudden zu verzeichnen (110 mg/kg, 73 g/kg und 1,9 g/kg).

Die Besiedlung des Untersees mit Plankton ist durch relativ geringe Zelldichten der einzelnen Arten und das Fehlen von Massenaufkommen gekennzeichnet. Unter den 40 Arten und höheren systematischen Taxa des Phytoplanktons stellten die Bacillariophyceae die vielgestaltigste Gruppe dar. Die hierzu zählende *Cyclotella* konnte 1988 ganzjährig in den Proben nachgewiesen werden und erreichte im Mai mittlere Häufigkeit - die höchste Besiedlungsdichte aller nachgewiesener Phytoplankter. Unter den Zooplanktern brachten die Rotatoria die größte Vielfalt hervor. Hier zeichnete sich nie eine Art durch höhere Zelldichten aus.

Zur Vegetation des Untersees gehören die *Phragmites australis*-Röhrichte, die aufgrund des Angel- und Badebetriebes kaum zusammenhängende Bestände bilden. Nur am südöstlichen Ufer und in der schmalen Bucht im Nordwesten sind gut ausgeprägt Röhrichte anzutreffen. Ihnen kommt eine besondere Bedeutung beim Erhalt der Wasserqualität und als Rückzugsgebiete für Tiere und Pflanzen zu. Ausschließlich im Südwesten des Sees sind Schwimmblattrasen von *Nymphaea* (Zuchtform) vorzufinden. Weiträumiger und auf die flacheren Bereiche im See fixiert sind Tauchfluren von *Utricularia spec.*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Potamogeton lucens* und anderen angesiedelt.

Die aquatischen Wirbellosen sorgen im See für eine vielfältige und individuenreiche Besiedlung. Von den insgesamt 45 Taxa gehören die meisten Individuen den Isopoda *Asellus aquaticus* und den Larven der Ephemeroptera *Cloëon simile* an. Zu den im See lebenden Rote Liste-Arten zählt *Haliphus apicalis* als bundesweit gefährdeter Vertreter der Coleoptera, *Gomphus pulchellus* als in NRW gefährdeter Vertreter der Odonata und *Oecetis testacea* als vom Aussterben bedrohter Vertreter der Trichoptera. Von letzteren konnten mehrere Exemplare in der Ufervegetation nachgewiesen werden.

Unter den Wirbeltieren waren die Amphibien nur durch wenige Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) vertreten. Der Fischbestand ist in Hinblick auf Weißfische und *Esox lucius* (Hecht) ausgewogen. Der Bestand von *Anguilla anguilla* (Aal) mit 310 Tieren pro Hektar ist allerdings wie bei den meisten Ville-Seen zu groß. Das Vorkommen vom faunenfremden *Ctenopharyngodon idella* (Graskarpfen) wirkt sich ungünstig auf die Vegetation des Sees aus, da es sich hier um einen Pflanzenfresser handelt. Zu der am See lebenden Vogelwelt gehört *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger), der zwischen den Schilfhalmern nistet. Weitverbreitete Arten wie *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle) konnten häufig beobachtet werden. Aber auch *Anser anser* (Graugans) ließ sich im April 1988 mit vier Tieren nachweisen.

8.11.41.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Um den Eutrophierungsprozeß, der schon allein durch Depositionen aus der Luft ausgelöst wird, hinauszuzögern, sind zusätzliche Nährstoffeinträge aus dem Umland und durch die freizeitliche Nutzung des Sees so gering wie möglich zu halten. Für den Erhalt des floristisch und faunistisch interessanten Gewässers sind zudem Störungen durch Erholungssuchende zu minimieren und auf kleinere unbedeutendere Teilbereiche einzuschränken. Zudem sollte regelnd in den Fischbestand eingegriffen werden.

8.11.42 Villenhofer Maar

8.11.42.1 Lage und Geschichte

Zwischen der Gemeinde Schnorrenberg im Osten und dem Donatussee im Westen ist das Villenhofer Maar zu finden. Bereits 1936 als Braunkohlentagebausee entstanden, stellt es eines der ältesten Gewässer im Gebiet der Ville dar. Seit 1972 ist das Villenhofer Maar Teil eines Landschaftsschutzgebietes und steht



seit 1984 unter Naturschutz. Für die Freizeitfischerei wurden drei große Angelstege errichtet, die gegenwärtig auch gerne von Erholungssuchenden genutzt werden. Die oft sehr breiten und befestigten Wege, die rund um den See führen, werden intensiv von Spaziergängern frequentiert.

Abb. 253: Villenhofer Maar - Blick nach Nordosten (Foto: Schlundt 2000)

8.11.42.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Noch 1966 nahm das weiherartige Villenhofer Maar eine Fläche von 1,87 ha ein und verfügte über eine mittlere Tiefe von 1,5 m, während die maximale Tiefe bei Wasserhöchststand 2,5 m erreichte (Herbst 1966). Knapp 20 Jahre später hatte sich die Wasserfläche mehr als verdoppelt, wobei sich durch die Einbeziehung flacherer Uferabschnitte die mittlere Tiefe um 0,5 m verringerte (LAWA NRW 1993). Die gravierende Volumenzunahme ist auf eine Veränderung der Flutungsform zurückzuführen. Noch bis 1980 wurde das Villenhofer Maar ausschließlich mit Grundwasser gespeist, was im Laufe der Zeit zu einer starken Seespiegelabsenkung führte. Um hier regelnd eingreifen zu können, stellte man Anfang der 80er Jahre eine Verbindung zum südöstlich gelegenen Tongraben her. Über diesen Zulauf kann die zuständige Forsterei (Kaumanns 1990) den Wasserstand im Villenhofer Maar regulieren, da ein oberirdischer Abfluß fehlt.

Die geringe Oberflächenausdehnung des Sees und die durch umstehende Bäume windgeschützte Lage ermöglichen die Ausbildung eines Temperaturgradienten im Wasserkörper. Bei den letzten Untersuchungen 1988/89 entwickelte sich die sommerliche Sprungschicht in 2 bis 3 m Tiefe und die Sauerstoffsättigung erreichte im Mittel 76,1 %. Während an der Wasseroberfläche leichte Übersättigungen festgestellt werden konnten, fiel die Sauerstoffkonzentration bereits in 2 m Tiefe zeitweise unter 4 mg/l.

Die 1988/89 ermittelten Nährstoff- und Chlorophyll a-Konzentrationen (s. Tab. 164) weisen das Villenhofer Maar nach den OECD-Kriterien (1982) als eutrophes Gewässer aus, wobei das Angebot von Phosphor noch im für mesotrophe Gewässer typischen Bereich lag. Nach Forsberg et al. (1978) stellte dieses Nährelement an allen Untersuchungsterminen den wachstumsbegrenzenden Faktor dar.

Der alkalische See weist relativ hohe Sulfatkonzentrationen auf (s. Tab. 164). Die im Wasserkörper enthaltenen Schwermetallkonzentrationen von Kupfer ($6,4 \mu\text{g/l}$) und Zink ($8,6 \mu\text{g/l}$) lagen über der Nachweisgrenze. Ein hoher Gehalt von Blei (110 mg/kg), der den für Kulturböden geltenden Grenzwert (100 mg/kg) übertraf („Richtwerte '80“ 1987 aus LAWA NRW 1993), wurde in den Sedimenten festgestellt. Andere Schwermetalle kamen hingegen in vergleichsweise geringen Konzentrationen vor, wobei die Zinkkonzentration mit 270 mg/kg den Richtwert (300 mg/kg) nur knapp unterschritt. Derart hohe Konzentrationen weisen auf anthropogene Einflüsse hin.



Abb. 254: Seekontur mit Tiefenlinien vom Villenhofer Maar (LAWA NRW 1993)

Verglichen mit den Untersuchungen von Herbst (1966), als dem See noch deutliche Sauerstoffdefizite fehlten, die Sichttiefe stets über 2 m lag und der frei verfügbare Phosphor nicht nachweisbar war, weil er offensichtlich vollständig in der Biomasse gebunden war, sind deutliche Zustandsveränderungen zu beobachten. Sie weisen auf eine Gewässereutrophierung hin. Außerdem sind ein Anstieg des damaligen pH-Wertes (7,85) sowie eine Verringerung der Leitfähigkeit ($625 \mu\text{S/cm}$) und der Sulfatkonzentration ($227,5 \text{ mg/l}$) festzustellen (vergleiche Tab. 164). Herbst (1966) führte die großen Sulfatkonzentration auf niederschlagsbedingte Auslaugungen des im Einzugsgebiet lagernden Schwefelkieses und die Auswaschung aus Braunkohleaschen zurück. Da sich im Gewässer reichlich Kalzium in Lösung befand, war eine Ausfällung von Gips möglich und er prognostizierte mit zunehmender Alterung des Gewässers eine Verringerung der Sulfatkonzentration und Auswirkungen auf die Leitfähigkeit und die Härte.

Tab. 164: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Villenhofer Maars (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+121,5	pH - Wert	[-]	8,0
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,047	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,045	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,2	Sulfat	[mg/l]	118,4
mittlere Tiefe	[m]	1,0	Leitfähigkeit	[µS/cm]	602
maximale Länge	[m]	400	DOC (Tiefenprofil)	[mg/l]	19,0
maximale Breite	[m]	180	TOC (Tiefenprofil)	[mg/l]	20,6
Uferentwicklung	[-]	1,41	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,0
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	33
			Chlorophyll a	[µg/l]	25,0
Tiefengradient	[-]	0,78	Sichttiefe	[m]	1,28
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die einzelnen Arten und höheren systematischen Taxa des Planktons wiesen 1988/89 meist nur geringe Zelldichten auf. Massenentwicklungen blieben gänzlich aus. Bei den Phytoplanktern bildeten die Chlorophyta die Gruppe mit den meisten Arten. Wenn auch mit geringer Zelldichte waren Vertreter wie *Crucigenia tetrapedia*, *Monoraphidium contortum* oder *Scenedesmus* an allen Beprobungsterminen nachweisbar. Mittlere Häufigkeiten zeigte *Kephyrion cf. rubri-claustri* und *K. spirale* bei den Chrysophyceae. Die Bacillariophyceae hingegen traten nur vereinzelt oder mit geringer Häufigkeit auf. Gegenüber der Untersuchung von Herbst (1966) fällt besonders der Rückgang dieser Gruppe und die Ausbreitung der Chrysophyceae auf. Insgesamt vergrößerte sich die Zahl von 73 (Herbst 1966) auf mehr als 100 Arten (Kaumanns 1990), während die Individuendichte abnahm. Mit der Gewässereutrophierung gingen deutliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung einher. Da das Zooplankton nur 1988/89 untersucht wurde, lassen sich hier keine Entwicklungen ableiten. Wie in den Ville-Seen üblich bestimmten die Rotatoria, von denen lediglich drei Arten mittlere bis höhere Besiedlungsdichten hervorbrachten (*Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris* und *Ascomorpha ovalis*), das Bild. Etwas höhere Besiedlungsdichten wies *Bosmina longirostris* bei den Cladocera auf, während die Vertreter der übrigen acht Arten nur vereinzelt anzutreffen waren. Geringe Besiedlungsdichten zeigten auch die Copepoda, wobei die Larven und Jungtiere den größten Anteil ausmachten und ausgewachsene Tiere zweier Arten nur vereinzelt zu beobachten waren.

Verglichen mit den anderen Ville-Seen besaß das Villenhofer Maar 1988/89 nur recht wenige Arten aquatischer Wirbellose. Die höchste Besiedlungsdichte zeigten die Larven der Ephemeroptera *Cloëon dipterum* und die Larven der Chironomidae. Von den fünf angesiedelten Gastropoda-Arten gelten zwei als bundesweit potentiell gefährdet (*Acroloxus lacustris* und *Segmentina nitida*). Außerdem konnte der Nachweis für die in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohte Odonata-Larve *Ceriagrion tenellum* erbracht werden.

Eine geringe Besiedlung durch Amphibien, die mit *Bufo bufo* (Erdkröte), *Rana temporaria* (Grasfrosch) und deren Laichballen vertreten waren, mußte 1988/89 festgestellt werden. Der für dieses Gewässer zu erwartende Fischbestand vom Typ des Karpfenteiches konnte 1988/89 nicht nachgewiesen werden. Dazu war die Population von *Anguilla anguilla* (Aal), die 85 % des gesamten Fischanteils ausmachten, zu groß. Arten wie *Rutilus rutilus* (Plötze), *Tinca tinca* (Schleie), *Esox lucius* (Hecht) oder *Abramis brama* (Brasse) waren nur mit geringen Individuendichten anzutreffen. Wegen der kleinen Gewässerfläche und der intensiven Nutzung durch Erholungssuchende wurde das Villenhofer Maar nur von anpassungsfähigeren Wasservögeln wie *Anas platyrhynchos* (Stockente), *Fulica atra* (Bleßralle) oder *Podiceps cristatus* (Haubentaucher) angenommen.

1988/89 zeichnete sich die Flora des Sees vor allem durch die Zuchtformen von *Nymphaea* aus, die große Teile des Gewässers bedeckten. Neben den Submersen *Potamogeton cristatus*, *P. pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* konnte auch *Utricularia*, eine bundesweit gefährdete Gattung nachgewiesen werden (LAWA NRW 1993 und Kaumanns 1990). Diese Arten lösten *Chara contraria*, die als eutrophierungsempfindliche Armleuchteralge noch 1974 große Bereiche des Seegrund bedeckte (Friedrich 1975), ab. Solche Entwicklungen kennzeichnen eutrophierende, ehemals mesotrophe Gewässer. Auch die veränderte Artenzusammensetzung bei den Emersen spiegelt Standortveränderungen wider. So waren die geschlossenen Bestände von *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* und *Schoenoplectus lacustris* sowie *Carex rostrata* von 1966 (Herbst 1966) etwa zehn Jahre später deutlich zurückgegangen (Friedrich 1975). Nach den Beobachtungen von Kaumanns (1990) beschränkten sich die gut entwickelten Röhrichte mit *Phragmites australis*, *Calamagrostis epigejos*, *Typha angustifolia* und *Juncus effusus* nur noch auf das Südufer und kleinräumig auf das Nordwestufer. Große Bereiche wurden von *Juncus effusus*, *J. articulatus* und *Alisma plantago-aquatica* besiedelt (LAWA NRW 1993, Kaumanns 1990).

8.11.42.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Der mit der Gewässeralterung einhergehende Prozeß der Gewässereutrophierung sollte nicht noch durch anthropogen bedingte Nährstoffeinträge beschleunigt werden. Intensivierungen der Nutzung sind daher zu unterbinden. Durch Eutrophierung gefährdete Arten blieben so länger erhalten. Unter Umständen wäre das Villenhofer Maar nach der Reduzierung des Aalbestandes für den Einsatz gefährdeter Kleinfische wie z. B. *Leucaspis delineatus* (Moderlieschen) geeignet.

8.11.43 Werkstattweiher

8.11.43.1 Lage und Geschichte

Zwischen Hürth-Fischenich im Osten und der B 265 im Westen befindet sich der Werkstattweiher. Auf einer aus Abraum, Erdaushub und Bauschutt bestehenden Altlast liegend ging er 1948 aus einem Braunkohlentagebau der Ville hervor. In seinem nördlichen und nordwestlichen Umfeld lagern drei weitere Altlasten.

Seit 1972 ist der See Teil eines Landschaftsschutzgebietes. Rund um das Gewässer führt ein Trampelpfad, von dem teilweise befestigte Angelplätze abführen. Noch 1989 wurden sie häufig genutzt und besonders das Westufer diente zur stillen Erholung. Die etwa 100 m entfernten Hauptverkehrsstraßen sorgen für eine ständige Geräuschkulisse.

8.11.43.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Mit nur 0,4 ha Wasserfläche stellt der Werkstattweiher eines der kleinsten Gewässer der Ville dar. Die Eintönigkeit der Oberflächenform sorgt wie in Abb. 255 zu sehen für eine geringe Verzahnung von Wasser und Land, so daß die Uferentwicklung einen niedrigen Wert annimmt (s. Tab. 165). Die steil abfallenden Ufer erreichen bereits wenige Meter von der Uferlinie entfernt Tiefen von bis zu 3 m. Die größte Wassersäule wird nordwestlich der Seemitte erreicht.

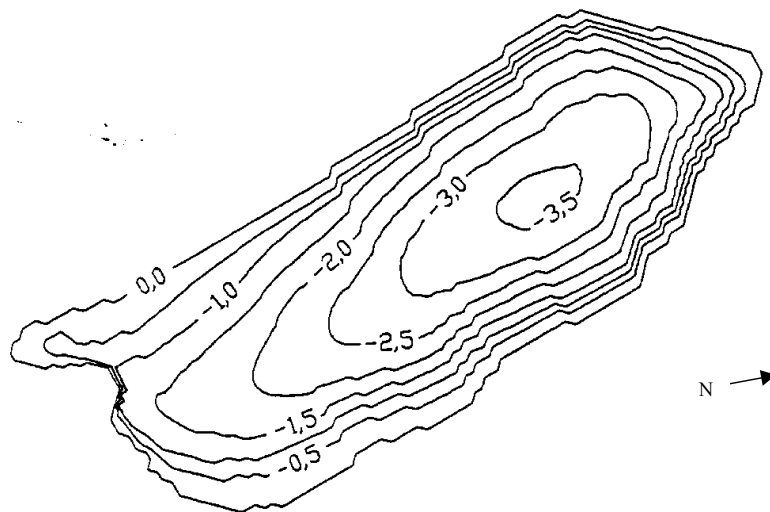


Abb. 255: Seekontur mit Tiefenlinien vom Werkstattweiher (LAWA NRW 1993)

Da der Werkstattweiher nicht über einen oberirdischen Zufluß verfügt, bildet der Grundwasserzustrom die Hauptzuflußform. Dieses wird dem See teilweise über einen ehemaligen Kettenbahnstollen am „Dicken Stein“ zugeführt. Ein Ablauf über einen Graben am nördlichen Seeufer gewährleistet eine Verbindung mit dem Margarethenweiher.

Trotz der geringen Gewässertiefe ermöglichen die nahe der Ufer stehenden Bäume und die steilen Hänge am Süd- und Ostufer einen Windschutz, der wiederum die Entstehung stabiler thermischer Schichtungen fördert. Wie die letzten Untersuchungen aus den Jahren 1988/89 zeigten betrug die Sauerstoffsättigung in Schnitt 100 %, wobei im Sommer leichte Sauerstoffübersättigungen im oberflächennahen Wasserkörper auftraten (Sauerstoffsättigung: 130 %). In tieferen Schichten führte der Abbau organischer Substanzen zu Sauerstoffmangelsituationen, die sich bis an die Wasseroberfläche bemerkbar machten. So

sank die Sauerstoffsättigung im August 1988 auf 27 %. Sie entsprach einem Sauerstoffgehalt von 2,3 mg/l. Im gleichen Zeitraum erreichte die Konzentration von Gesamtphosphor ihren Höchstwert (130 µg/l), was vermutlich auf Phosphatremobilisierungen aus dem Sediment zurückging. Ein für den Werkstattweiher, dessen mittlere Phosphorkonzentration bei 490 µg/l lag, ebenfalls wichtiger Phosphoreintrag entstammt den Niederschlägen. Bei einem Jahresniederschlag von 650 mm und einer mittleren Gesamtphosphorkonzentration von 147 µg/l gelangen pro Jahr 382 g Phosphat über die Seefläche ins Gewässer (aus LAWA NRW 1993). Auf das Volumen bezogen (s. Tab. 165) entspricht dieses einem jährlichen Eintrag von 54 µg/l Gesamtphosphor. Da die Primärproduktion während aller Untersuchungstermine 1988/89 durch das Phosphorangebot limitiert war, wie die Gegenüberstellung der Hauptnährelemente nach Forsberg et al. (1978) zeigte, wirkt sich dieser Eintrag unmittelbar auf die Biomasseproduktion aus. In Verbindung mit den Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Chlorophyll a ist das Gewässer nach den OECD-Kriterien (1982) als eutroph anzusprechen.

Tab. 165: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Werkstattweihers (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+106,4	pH - Wert	[-]	7,28
Seewasservolumen	[Mio. m³]	0,007	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m²]	0,004	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,6	Sulfat	[mg/l]	164
mittlere Tiefe	[m]	1,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	900
maximale Länge	[m]	130	DOC (Uferproben)	[mg/l]	5,8
maximale Breite	[m]	45	TOC (Uferproben)	[mg/l]	6,1
Uferentwicklung	[-]	1,38	Gesamtstickstoff	[mg/l]	2,08
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	49
			Chlorophyll a	[µg/l]	15,4
Tiefengradient	[-]	1,23	Sichttiefe	[m]	1,5
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Schwermetalle wie Kupfer, Zink und Nickel erreichten Konzentrationen, die über der Nachweisgrenze lagen (4,4 µg/l, 5,3 µg/l bzw. 5,3 µg/l). Im Sediment wurden Konzentrationen angetroffen, welche die Richtwert für Kulturböden („Richtwert '80“ 1987) für Blei und Zink überschritten. In den Sedimenten der Ville-Seen erreichte die Bleikonzentration des Werkstattweihers zusammen mit dem Lucretiasee und dem Gotteshülfeteich mit 160 mg/kg den Höchstwert. Mit 470 mg/kg stellte die Zinkkonzentration den dritthöchsten ermittelten Wert in den Mudden des Gebietes dar. Auch andere Schwermetalle wie Arsen, Quecksilber, Eisen und Mangan traten in vergleichsweise hohen Konzentrationen auf. Derartig hohe Konzentrationen weisen wie im Falle des Arsens auf Ausschwemmungen aus Müllkippen und Braunkohleaschen hin (Hütter 1990) und gehen wie die für Oberflächengewässer zu hohe Sulfatkonzentration (s. Tab. 165) auf anthropogene Einflüsse zurück.

Während der Planktonuntersuchungen 1988 wurden von einigen Vertretern sehr hohe Besiedlungsdichten bis hin zu Massenentwicklungen hervorgebracht. Unter den Phytoplanktern bildeten die Chlorophyta die größte Gruppe, aus der *Monoraphidium contortum* die höchste Besiedlungsdichte erreichte, während die übrigen Vertreter nur mit geringer Häufigkeit auftraten. Dinobryon, eine Gattung der Chrysophyceae, entwickelte sich im Juni in Massen ebenso wie *Ceratium hirundinella*, ein Vertreter der Dinophyceae, welcher im Juli derart gehäuft auftrat. Die nachgewiesenen neun Taxa Bacillariophyceae sind in der Regel typisch für nährstoffreiche Flachgewässer und bestätigen somit die trophische Einschätzung (s. o.). Die hohen Besiedlungsdichten von *Synedra acus* im Juni und August sowie die Algenblüte von *S. ulna* im Juni waren für die hohen Chlorophyll a-Konzentrationen zu dieser Zeit (Juni '80: 28 µg/l) mitverantwortlich. Unter den Zooplanktern bildete *Polyarthra cf. remata* die größte Besiedlungsdichte der 41 nachgewiesenen Rotatoria-Taxa aus. Lediglich mittlere Dichten brachten *Synchaeta cf. stylata* und *Keratella cochlearis* hervor. Bei den Cladocera bildete nur *Bosmina longirostris* im Oktober ein Massenaufkommen aus.

Relativ wenige Arten aquatischer Wirbellose lebten 1988 im See. Dabei handelte es sich meist um häufige und weit verbreitete Taxa. Rote Liste-Arten waren nicht vertreten. Die meisten Individuen brachten die Chironomidae und die Ephemeroptera mit *Caenis horaria* und *Cloëon dipterum* hervor. Zu den auffälligsten Vertretern im See gehörten die Odonata-Larven dreier Arten.

Wirbeltiere aus der Gruppe der Lurche waren am Werkstattweiher nur mit wenigen Exemplaren von *Bufo bufo* vertreten. Größere Ansammlungen von Laichschnüren, Froschlaich oder Kaulquappen konnten nicht beobachtet werden. Das lässt sich auf ungünstige Lebensumstände wie das Fehlen flacher, besonnter und vegetationsreicher Uferabschnitt zurückführen. Ein größerer Fischbestand konnte mit Hilfe der Elektrofischerei nachgewiesen werden. Zahlenmäßig dominierte *Rutilus rutilus* (Plötze) mit 113 Tieren pro Hektar. Mit 41 Exemplaren war *Anguilla anguilla* (Aal) überrepräsentiert. Auch bundesweit gefährdete Arten wie *Carassius carassius* (Karausche) und *Leucaspis delineatus* (Moderlieschen) sind im See beheimatet. Als Lebensraum für Wasservögel reicht die Gewässergröße jedoch nicht aus. Auch die ständige Geräuschkulisse und das dicht bewaldete Umfeld wirken einer Besiedlung mit störungsempfindlichen Arten entgegen.

Die floristische Besiedlung wird durch *Iris pseudacorus* und *Acorus calamus* entlang der Ufer eingeleitet. Ihnen schließt sich ein schmales Band von *Nuphar lutea*, dem sich am Südufer vereinzelt Zuchtformen von *Nymphaea* hinzugesellen, an. Tauchflurenarten wie *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton crispus* oder *P. pusillus* s.l. bedecken größere Bereiche des Gewässergrundes.

8.11.43.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Beim Werkstattweiher führt die Struktur- und Artenarmut zu einer vergleichsweise geringen ökologischen Bedeutung. Die stille Erholung kann somit ungehindert im Vordergrund der Nutzung stehen.

8.11.44 Zieselsmaar

8.11.44.1 Lage und Geschichte

Westlich der A 1 und nördlich der Ortschaft Kierdorf befindet sich das Zieselsmaar. Es entstand 1966 als eines von etwa 40 Gewässern im Bergbau-



revier der Ville. In unmittelbarer Gewässernähe befinden sich Altablagerungen in Form von Braunkohlenaschen aus verschiedenen Kraftwerken.

Die Flächen im Bereich des Sees sind seit 1984 als LSG ausgewiesen. Teile werden seit einigen Jahren als FKK-Vereinsgelände genutzt. Andere Nutzungsformen sind nicht zu beobachten.

Abb. 256: Badestrand am Ostufer des Zieselsmaars (Foto: Schlundt 2000)

8.11.44.2 Morphometrie und Wasserbeschaffenheit

Im Zieselsmaar erreicht die Verzahnung von Wasser und Land mit 1,36 einen für die Ville-Seen durchschnittlichen Wert. Das Seebecken steigt zum Ufer relativ steil an. Nur im Norden, dem Bereich der Liegewiesen, sind die Ufer etwas flacher. Die größte ermittelte Tiefe (s. Tab. 166) wird im südlichen Gewässerteil erreicht.

Der Grundwasserstrom stellt gegenwärtig die Hauptzuflußform dar und wird durch kleinere periodische Zuflüsse aus dem Umland ergänzt. Das Wasser fließt über einen Überlauf in einen Graben ab, der mit dem Kocherbach in Verbindung steht.

Gemeinsam mit dem Entenweiher ist das Zieselsmaar das einzige versauerte Gewässer der Ville. 1980 lag der pH-Wert noch im neutralen Bereich und die Sulfatkonzentration unter 500 mg/l. Dann setzte mit Beendigung der Sümpfung ein Anstieg des Grundwasserspiegels ein (Christmann 1995). Dieser erreichte die eisensulfidreiche Abraumkippe der Berrenrather Börde. Eisensulfide (Pyrit, Markasit) wurden unter Luftzutritt oxidiert und Schwefelsäure freigesetzt, was zu einer Versauerung des Sees führte (s. Abb. 257). In den letzten Jahren stagniert diese Entwicklung und seit 1996 kann ihre schwache Umkehrung beobachtet werden. Dieses ist auf die regelmäßigen Kalkungen, welche die Grundvoraussetzung für die Nutzung als Badegewässer bilden, zurückzuführen. Gegenwärtig ist die im Zieselsmaar nachgewiesene Sulfatkonzentration die mit Abstand höchste der Ville-Seen (s. Tab. 166). Die normalerweise in Oberflächengewässern nachweisbaren 10 – 30 mg/l Sulfat werden hier um das Hundertfache überschritten. Durch die Verringerung des pH-Wertes wurden zunehmend größere Stoffmengen mobilisiert, so daß 1988/89 durchschnittlich 10 µg/l Chrom, 570 µg/l Nickel, 710 µg/l Mangan und 4,2 µg/l Arsen im Seewasser nachgewiesen wurden.

Von den im Sediment enthaltenen Schwermetallen war nur die Konzentration von Chrom (72 mg/kg) vergleichsweise hoch.

Die besonderen chemischen Verhältnisse im See sind für die zu beobachtende Meromixie verantwortlich. Eine Durchmischung des Wasserkörpers ist lediglich bis in 5 bzw. 6 m Tiefe zu beobachten. Dort sind in der oberen Schicht zeitweise schwache Sauerstoffübersättigungen festzustellen. In 4 m Tiefe fällt die Konzentration jedoch auf < 4 mg/l und ab 5 m Tiefe fehlt der Sauerstoff völlig.

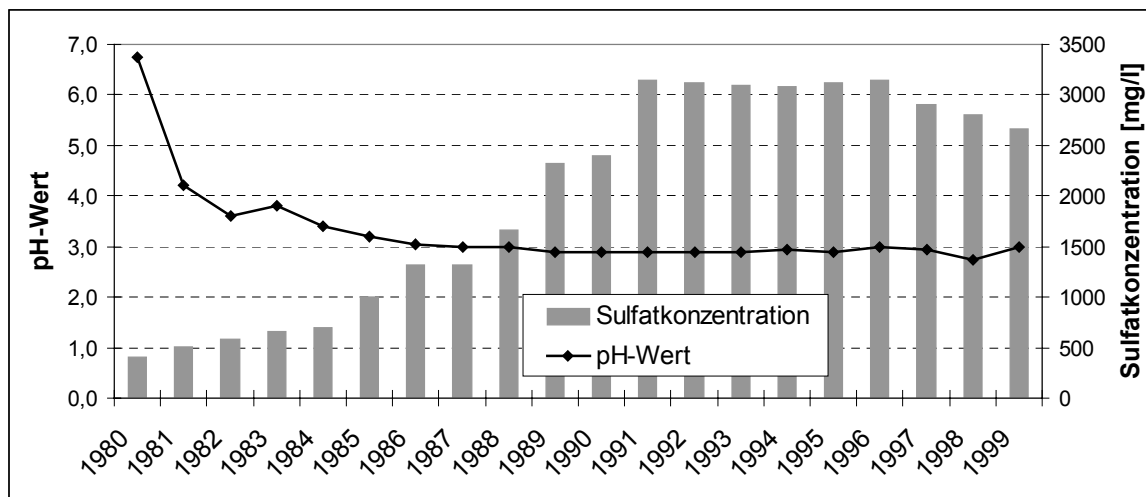


Abb. 257: Entwicklung von pH-Wert und Sulfatkonzentration im Zieselsmaar (Christmann 2000)

Tab. 166: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Zieselsmaar (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]		pH - Wert	[-]	um 3
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,280	K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,058	Gesamteisen	[mg/l]	175
maximale Tiefe	[m]	10,1	Sulfat	[mg/l]	2057
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[μS/cm]	2856
maximale Länge	[m]	440	DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]	245	TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]	1,36	Gesamtstickstoff	[mg/l]	
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[μg/l]	10
			Chlorophyll a	[μg/l]	
Tiefengradient	[-]	2,35	Sichttiefe (Apr.-Sep.)	[m]	1,2
Schichtungstyp	[-]	meromiktisch			

Die planktische Besiedlung des Sees zeichnet sich durch eine deutliche Artenarmut aus. Bei den Phytoplanktern konnten 1989 nur 3 Arten bzw. höhere systematische Taxa nachgewiesen werden. Hierbei handelte es sich um *Euglena mutabilis*, einen Vertreter der Euglenophyceae, um Vertreter der μ -Algen, eine systematisch uneinheitliche Gruppe, und um eine Gattung der Chlorophyta (*Chlamydomonas*). Diese erreichten im Oktober mit mittlerer Häufigkeit das größte

Aufkommen der nachgewiesenen Taxa. Von den Zooplanktern waren nur die Rotatoria, mit einigen Individuen der Gattung der *Cephalodella* anzutreffen.

Von allen Ville-Seen wies das Zieselsmaar die geringste Artenzahl aquatischer Wirbelloser auf. Schwache Wiederbesiedlungstendenzen zeigten Vertreter der Heteroptera mit Jungtieren der Corixidae und ausgewachsenen Exemplaren von *Sigara nigrolineata*, die am häufigsten zu beobachten waren. Außerdem sind noch drei Arten und Larven der Coleoptera im See beheimatet.

Amphibien und Fische konnten nicht nachgewiesen werden. Sie finden bei so niedrigen pH-Werten keine ausreichenden Lebensbedingungen vor. Unter den Wasservögeln hielten sich lediglich einige Exemplare von *Anas platyrhynchos* (Stockente) längere Zeit auf dem See auf. Ein Flußuferläufer (*Tringa hypoleucos*) und vier Seeschwalben konnten als Durchzügler beobachtet werden.

Die Gewässerversauerung beeinflusste nicht zuletzt die makrophytische Besiedlung des Zieselsmaars, die 1988 vorrangig durch Zuchtformen von *Nymphaea* repräsentiert wurden. Auf eine Adaptation von *Phragmites australis* weist die in den letzten Jahren wiedergewonnene Vitalität der Röhrichte hin (Christmann mündliche Mitteilungen). Im terrestrischen und semiterrestrischen Bereich insbesondere der Liegewiesen siedeln u.a. sieben *Juncus*-Arten sowie *Iris pseudacorus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Lysimachia vulgaris* und *Epilobium hirsutum* und andere Gefäßpflanzen.

8.11.44.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Aus Untersuchungen zum Einzugsgebiet geht hervor, daß im Gelände noch größere Mengen säurebildender Verbindungen lagern (nach LAWA NRW 1993). Sie sorgen noch für längere Zeit für eine fortlaufende Gewässerversauerung. Aus diesem Grunde sind Maßnahmen die über den Erhalt des pH-Wertes hinausgehen nicht sinnvoll.

8.11.45 Zülpicher Wassersportsee

8.11.45.1 Lage und Geschichte

Im rheinischen Westrevier etwa 1,5 km südöstlich von Zülpich entfernt liegt der Zülpicher Wassersportsee. Dieser Tagebausee ist auch unter dem Namen Lövenicher See bekannt und entstand 1975.

Heute ist das 84 ha große Gewässer Anlaufpunkt für eine Vielzahl von Wassersportbegeisterten. Es wird nicht nur von Badegästen und Freizeitfischern, sondern auch von Surfern, Seglern, Ruderern und Bootsfahrern genutzt (Rheinbraun 1993 unveröff.).

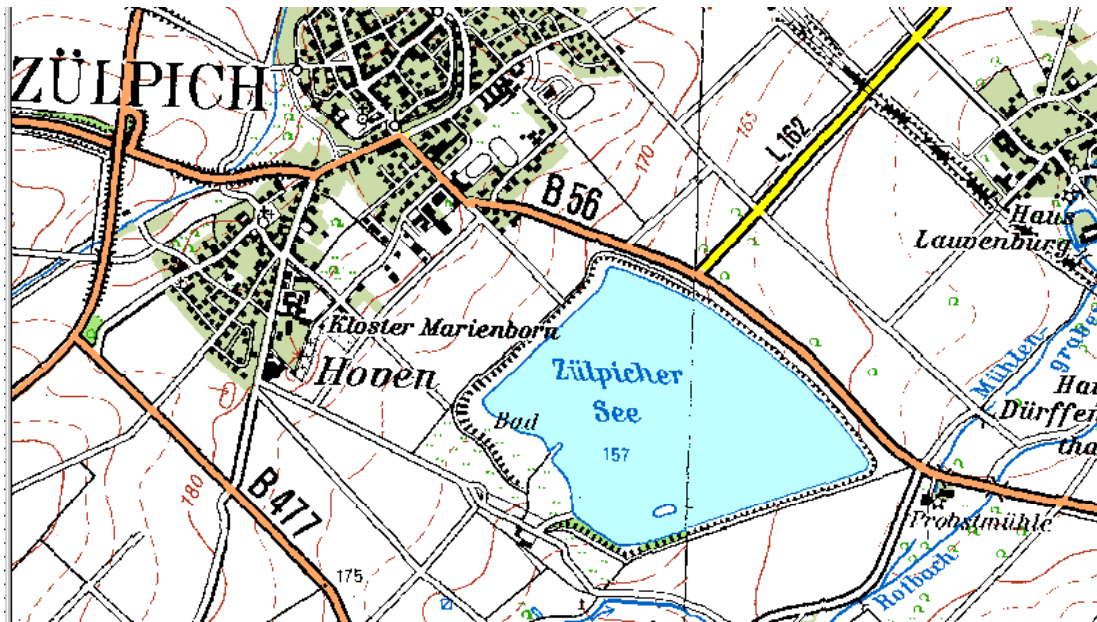


Abb. 258: Wassersportsee südöstlich von Zülpich (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)

8.11.45.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

Die Oberflächenform mit ihrer geometrischen an ein Viereck erinnernden Figur (s. Abb. 258) läßt die künstliche Entstehung des Sees auch heute noch gut erkennen. Die durch lange gerade Uferabschnitte hervorgerufene Monotonie der Struktur setzt sich in der Tiefe fort. Im allgemeinen fallen die Ufer recht steil ab. Nur im Südwesten, wo sich die ehemalige Zufahrt des Tagebaus befindet, senkt sich der Untergrund etwas langsamer ab. Bei gleichbleibendem Gefälle wird die maximale Tiefe von schätzungsweise 33 m im nördlichen Teil des Sees erreicht (Tab. 167).

Wie die 1995 und 1998 vom Erftverband durchgeführten Untersuchungen des Wassersportsees zeigen, handelt es sich hierbei um ein im Übergangsbereich von der Meso- zur Eutrophie befindliches Gewässer. So trägt es beispielsweise mit einem Maximum im Metalimnion (O_2 -Konzentration: 12 mg/l) typisch mesotrophe und mit der starken hypolimnischen Sauerstoffzehrung ab 29 m Tiefe (O_2 -Konzentration: 0,8 mg/l) andeutungsweise eutrophe Züge (Klapper 1992). Die Phosphorkonzentration zeigt hingegen deutlich eutrophe Verhältnisse an. Im Jahresverlauf konnte eine Zunahme der Stickstoff- und Phosphorkonzentration beobachtet werden, die wahrscheinlich auf nutzungsbedingte Nährstoffeinträge zurückzuführen ist. Die Konzentration von Phosphor war im Sommer 1995 so hoch, daß Stickstoff zum wachstumslimitierenden Faktor wurde. Dieser lag aller-

dings in so geringen Mengen vor, daß eine intensive Bioproduktion ausblieb. Nachgewiesene Phytoplanktonarten wie *Ankistrodesmus angustus* (Grünalge) und *Lyngbya limnetica* (Blualge), die dominant auftraten, sind gleichermaßen typisch für meso- und eutrophe Gewässer (Erftverband 1995 unveröff.). Die für eutrophe Gewässer typische *Stephanodiscus hantzschii* (Kieselalge) fiel erstmals im Jahr 1998 auf, kam aber nur in geringer Dichte vor. Einen signifikanten Hinweis auf eine Zustandsverschlechterung des Sees liefert sie nicht.

Tab. 167: Morphometrische und limnologische Daten (April 1998) des Zülpicher Wassersportsees (Pierschke & Boehm 1996 ¹⁾; Erftverband 1998 ²⁾ unveröff.)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter ²⁾		
Wasserstand	[mNN]	+158 ²⁾	pH - Wert	[-]	
Seewasservolumen	[Mio. m ³]		K _{S4,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,84 ¹⁾	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	≈ 33 ²⁾	Sulfat	[mg/l]	
mittlere Tiefe	[m]		Leitfähigkeit	[µS/cm]	
maximale Länge	[m]		DOC	[mg/l]	
maximale Breite	[m]		TOC	[mg/l]	
Uferentwicklung	[-]		Gesamtstickstoff	[mg/l]	< 0,57
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	68
			Chlorophyll a	[µg/l]	4
Tiefengradient	[-]		Sichttiefe	[m]	
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Sowohl 1995 als auch 1998 wies der Zülpicher Wassersportsee eine befriedigende Badewasserqualität auf. Dennoch wurde 1995 eine einmalige Überschreitung der Leitwerte für *E. coli* und 1998 für Streptococcen ermittelt (Landesumweltamt NRW, 1995, 1998).

8.11.45.3 Künftige Entwicklung der Gewässergüte

Eine Steigerung der Stickstoffkonzentration im See ist durch den atmosphärischen Eintrag nicht und durch die nutzungsbedingten Einträge und den Oberflächenzufluß nur bedingt zu verhindern. Da dieser Nährstoff 1995 zeitweise wachstumshemmend in Erscheinung trat, wird seine Konzentrationszunahme eine Steigerung der Biomasseproduktion nach sich ziehen. Auch die Etablierung stickstofffixierender Blualgen ist aufgrund des festgestellten geringen Stickstoff/Phosphorverhältnisses bei weiterer Phosphorzufuhr nicht auszuschließen. Ihr bei Massentwicklungen toxischer Effekt schränkt die Nutzung des Sees als Bade- und Fischereigewässer nachhaltig ein. Somit können die bereits ersichtlichen Eutrophierungserscheinungen künftig zu Einschränkungen der Nutzungsvielfalt führen. Um diese Konsequenz so weit wie möglich zu verzögern, wurde vom Erftverband (1995) u.a. eine extensive fischereiliche Bewirtschaftung, eine zahlenmäßige Begrenzung der Badegäste und eine Verhinderung der weiteren Nutzungsintensivierung des Sees angeraten.

8.11.46 Zwillingssee

8.11.46.1 Lage und Geschichte

Etwa 2,5 km südöstlich von Liblar, zwischen dem Donatussee im Nordwesten, dem Villenhofer Maar im Nordosten und dem Silbersee im Südwesten befindet sich der Zwillingssee. Er setzt sich aus drei in Ost-West-Richtung aufeinanderfolgenden Teilgewässern zusammen. Da der Zwillingssee erst 1955 entstand, ist er eines der jüngsten Standgewässer im südlichen Ville-Gebiet.

Seit 1972 sind die Flächen um den See als LSG ausgewiesen. Noch bis Anfang der 90er Jahre diente der westliche Teil des Sees der freizeitmischereilichen Nutzung, während die übrigen Gewässerbereiche bereits als Ruhezone ausgewiesen waren. Hauptsächlich Angler waren am See anzutreffen, die auch am mittleren Gewässerteil Angelplätze anlegten. Diese wurden außerdem als Lager- und Badestellen genutzt. Nach dem Rückbau der Angelplätze und der Regulierung des Fischbestandes wurde der Zwillingssee 1990 zum Naturschutzgebiet erklärt.

8.11.46.2 Morphometrie und Gewässerbeschaffenheit

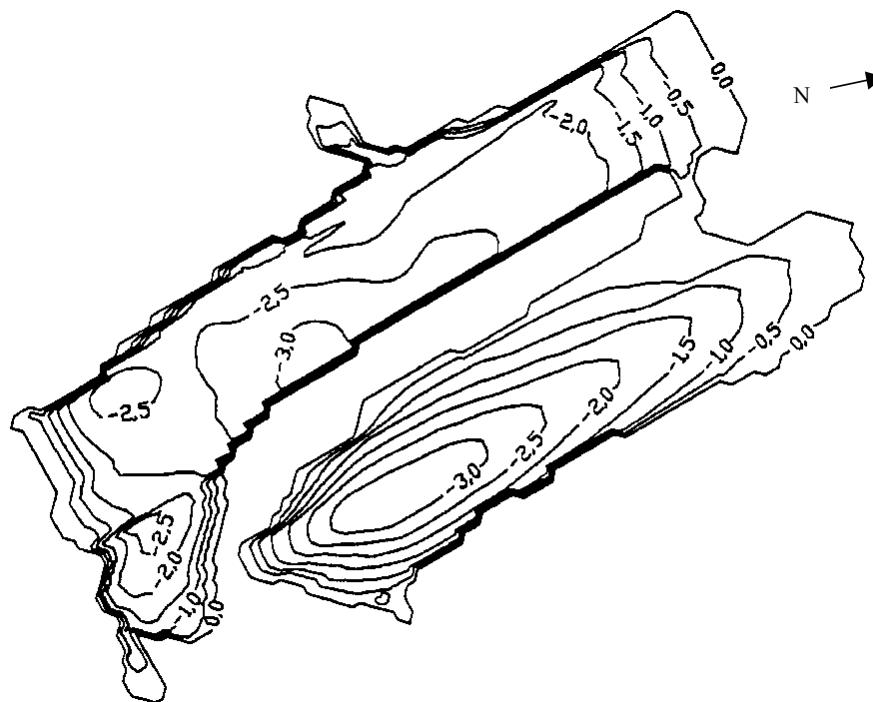


Abb. 259: Seekontur mit Tiefenlinien vom Zwillingssee (LAWA NRW 1993)

Aufgrund der starken Gliederung des Zwillingssees existiert eine enge Verzahnung von Wasser und Land, die sich in einem hohen Wert der Uferentwicklung (2,35) äußert. Der östliche Bereich des Sees ist sehr flach und größtenteils verlandet. Er wurde bei den morphometrischen Betrachtungen (s. Abb. 259 und s. Tab. 168) außer Acht gelassen (LAWA NRW 1993). Die anderen beiden langgestreckten Teilabschnitte sind dagegen abgesehen von den Stirnseiten mit ausgesprochen steil abfallenden Ufern versehen. Die größten Ausmaße und die größte Tiefe erreicht der Zwillingssee im westlichen Teilbereich (s. Tab. 168).

Eingebunden in eine Seenkette erhält der Zwillingssee sein Wasser vom Silbersee und leitet es über einen kleinen Teich weiter zum Donatussee.

In den tieferen Bereichen des Seebeckens kann der Wasserkörper während des Sommers eine Temperaturschichtung entwickeln. Im letzten Untersuchungszeitraum 1988/89 lag sie in 2 – 3 m Tiefe. Die Sauerstoffsättigung betrug im Mittel 66,3 %. Während leichte Übersättigungen in der oberen Schicht nur selten zu beobachten waren, machten sich ab 3 m Tiefe deutliche Sauerstoffzehrungsprozesse bemerkbar. Sie führten dazu, daß am Gewässergrund kurzzeitig anaerobe Bedingungen herrschten.

Tab. 168: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Zwillingssees (LAWA NRW 1993)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Wasserstand	[mNN]	+120,9	pH - Wert	[-]	7,8
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,024	K _{SD,3} - Wert	[mmol/l]	
Seefläche	[Mio. m ²]	0,015	Gesamteisen	[mg/l]	
maximale Tiefe	[m]	3,7	Sulfat	[mg/l]	236
mittlere Tiefe	[m]	1,6	Leitfähigkeit	[µS/cm]	821
maximale Länge	[m]	210	DOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	11,2
maximale Breite	[m]	90	TOC (in 2 m Tiefe)	[mg/l]	12,8
Uferentwicklung	[-]	2,53	Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,12
Verhältnis Vol. Hypo-/Epilimnion	[-]		Gesamtphosphor	[µg/l]	36
			Chlorophyll a	[µg/l]	10,4
Tiefengradient	[-]	1,08	Sichttiefe	[m]	1,6
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch			

Die Ergebnisse der vorrangig im westlichen Teilabschnitt des Sees durchgeführten Untersuchungen zu den Nährstoff- und Bioproduktionsverhältnissen (s. Tab. 168) sind unter Verwendung der OECD-Kriterien (1982) für eutrophe Seen charakteristisch. Die Beziehung der im Wasser enthaltenen Nährelemente Stickstoff und Phosphor nach Forsberg et al. (1978) zeigt eine Phosphorlimitierung der Primärproduktion an.

Die Schwermetallkonzentrationen von Chrom (2,7 µg/l), Kupfer 2,4 (µg/l) und Zink (4,9 µg/l) überschritten teilweise nur geringfügig die Nachweisgrenze. Zink, welches im Sediment mit 300 mg/kg enthalten war, entsprach dem tolerierbaren Grenzwert für Kulturböden („Richtwerte ‘80“ 1987 aus LAWA NRW 1993). In Bezug auf Schwermetallkonzentrationen anderer Ville-Seen konnten recht hohe Werte für Chrom (71 mg/kg) und Mangan (11 g/kg) nachgewiesen werden. Solch hohe Schwermetallkonzentrationen weisen genauso wie die hohen Sulfatkonzentrationen des Wasserkörpers (s. Tab. 168) auf anthropogene Einflüsse hin. Sie sind typisch für Auswaschungsprozesse aus Braunkohlenaschen. Altlasten dieser Art sind aus der unmittelbaren Umgebung des Zwillingssees jedoch nicht bekannt.

Im westlichen Teilbereich wurden 1988/89 Planktonuntersuchungen durchgeführt. Das Phytoplankton zeichnet sich durch eine insgesamt hohe Zahl an Arten und höheren systematischen Taxa aus. Die einzelnen Vertreter brachten jedoch meist nur geringe Zelldichten hervor. Die artenreichste Gruppe waren die Chlorophyta, von denen *Crucigenia tetrapedia*, *Monoraphidium contortum* und *Scenedesmus* stets zugegen waren. Etwas größere Häufigkeit zeigten die Chrysophyceae, bei

denen *Chrysococcus* zeitweise etwas höhere Zelldichten erreichte. Mittlere Zelldichten konnten bei *Glenodinium* und *Peridinium*, den Vertretern der Dinophyceae, beobachtet werden. Weder beim Phytoplankton noch beim Zooplankton waren Massenentwicklungen festzustellen. Von letzteren kamen mehrere Arten besonders aus der Gruppe der Rotatoria mit etwas höheren Besiedlungsdichten vor. Von den neun nachgewiesenen Cladocera-Arten entwickelte nur *Ceriodaphnia pulchella* zeitweise mittlere Zelldichten. Die größte Dichte bei den Krebstieren war jedoch bei den Larven und Jungtieren der Copepoda zu beobachten. Von den drei ausgewachsenen Arten erreichte *Cyclops vicinus* nur vorübergehend mittlere Dichten. Lediglich vereinzelt waren die Ostracoda anzutreffen.

Etwas über dem Durchschnitt für das Gebiet der Ville-Seen lag die Artzahl aquatischer Wirbellose. Die Larven der Chironomidae und der Ephemoptera mit *Cloëon dipterum* sowie die Isopoda mit *Proasellus coxalis* bildeten die größten Populationen. Für die Ville selten und vorzugsweise in Fließgewässern anzutreffen konnten mit einigen Weibchen, die wahrscheinlich *Nemoura cinerea* zuzuordnen sind, Vertreter der Plecoptera nachgewiesen werden.

Für amphibische Wirbeltiere bieten vor allem die flachen Uferabschnitte des Zwillingsses hinreichende Lebensbedingungen. So konnten zahlreiche Exemplare von *Bufo bufo* (Erdkröte) und *Rana temporaria* (Grasfrosch) beobachtet werden. Ihre Laichballen erreichten stellenweise Durchmesser von bis zu 1,5 m. Des weiteren lebte *Rana cl. esculenta* (Grünfrosch), eine für die Ville-Seen selten Art, vorzugsweise im flachen, östlichen Abschnitt des Sees. Abgesehen vom überdimensionierten Bestand von *Anguilla anguilla* (Aal) erschien der Fischbestand recht ausgewogen. Neben den häufigen Arten wie *Perca fluviatilis* (Barsch), *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder) und *Rutilus rutilus* (Plötze) war auch *Leucaspis delineatus* (Moderlieschen) im Zwillingsssee beheimatet. Wie Angler berichteten kommt auch *Ctenopharyngodon idella* (Graskarpfen), ein asiatischer Pflanzenfresser, im See vor. Die Zählung der Vögel am See zeigte, daß er für sie nur von geringer Bedeutung war. So stellten *Anas platyrhynchos* (Stockente) und *Fulica atra* (Bleßralle) die einzigen Wasservögel dar. In den Röhrichbeständen wurde auch *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger) angetroffen.

Eine typische Uferpflanze ist *Phragmites australis*, welche an allen Ufern gefunden wurde. Lediglich im Westen, Norden und Nordosten gesellte sich *Typha angustifolia* hinzu. Beschränkt auf die Halbinsel zwischen dem westlichen und mittleren Teilabschnitt des Sees blieb *Alisma plantago-aquatica*, wohingegen der in Deutschland und Nordrhein-Westfalen stark gefährdete *Sparganium minimum* an allen betrachteten Uferabschnitten angetroffen wurde. Die Schwimmblattrasen wurden von *Potamogeton natans* und die Tauchfluren von *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton lucens* sowie *P. crispus* gebildet. An den Ufern der beiden langgestreckten Teilbereiche des Sees war außerdem *Utricularia australis*, eine gefährdete Art der Schwebematten, anzutreffen.

Um die vergleichsweise große Artenzahl zu erhalten ist auf die Einhaltung der Naturschutzziele im und am See zu achten.

9 **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1:	Braunkohlereviere in Deutschland (verändert nach Brecht et al. 1992)	17
Abb. 2:	Übersicht über die Kohlenreviere und Tagebaue der Lausitz (LMBV 1998)	19
Abb. 3:	Überblick über die Tagebaue Mitteldeutschlands (LMBV 1998)	22
Abb. 4:	Übersicht über das Rheinische Braunkohlegebiet (LMBV 1998)	24
Abb. 5:	Übersicht über die Tagebaue im Niedersächsischen Braunkohlenrevier (LMBV 1998)	27
Abb. 6:	Überblick über die Braunkohlentagebaue in Niederhessen (Pflug 1998)	28
Abb. 7:	Rauberweiher Seenkette. Die eingezeichneten Wasserflächen zeigen den Stand der Seenflutung im Jahr 1994 (aus: Peine 1998, verändert)	30
Abb. 8:	Seentypisierung in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit, dem pH-Wert und dem Puffersystem (Nixdorf & Uhlmann 1998, unveröffentlicht)	32
Abb. 9:	Typisierung saurer Tagebauseen nach dem Ursprung der Versauerung (nach Uhlmann in LUA 1995)	33
Abb. 10:	Verteilung der pH-Werte in Tagebauseen Deutschlands insgesamt und in Tagebauseen größer als 50 ha	34
Abb. 11:	Vergleich der Volumina natürlicher Seen in Deutschland mit Tagebauseen in Mitteldeutschland, dem Rheinischen Kohlerevier und der Lausitz	35
Abb. 12:	Vergleich der größten natürlichen Seen (blau) und Tagebauseen (gelb) geordnet nach der Seefläche	36
Abb. 13:	Häufigkeitsverteilung der Flächen von Tagebauseen in Deutschland	36
Abb. 14:	Verteilung der Flächen von Tagebauseen über 50 ha Größe geordnet nach einzelnen Revieren (in Klammern = Anzahl der Tagebauseen in den einzelnen Bundesländern)	37
Abb. 15:	Vergleich der Anzahl, Flächen und Volumina von Tagebauseen (größer 50 ha) in den einzelnen Braunkohlenrevieren Deutschlands	37
Abb. 16:	Horizontale Zonierung eines meromiktischen Sees während der Stagnations- und Zirkulationsphase	39
Abb. 17:	TP- und TIC-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	41
Abb. 18:	Nahrungsnetz in einem Tagebausee mit einem pH-Wert von 2,8 (nach Wollmann et al. 2000 verändert)	42
Abb. 19:	Sulfatkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	43
Abb. 20:	Eisenkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	43
Abb. 21:	Aluminiumkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	44
Abb. 22:	Kalziumkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	44
Abb. 23:	Chloridkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	45
Abb. 24:	Mangankonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert der Tagebauseen	45
Abb. 25:	TP-Konzentrationen in Tagebauseen in Abhängigkeit vom pH-Wert	48
Abb. 26:	Vergleich der Phosphor-Eliminationsmechanismen in "normalen" Seen (nach OECD 1982, A) und in extrem sauren Tagebauseen (B) nach Nixdorf & Lessmann 1999.	50
Abb. 27:	Übersichtskarte der bestehenden und künftigen Tagebauseen in der Lausitz (Mike Hemm)	53
Abb. 28:	Tagebausee Casel im April 2000 (Foto: Mike Hemm)	54
Abb. 29:	Entwicklung des pH – Wertes im Tschernitz See, Eichwege See und Casel See (Hygieneinstitut Cottbus 1993)	55
Abb. 30:	Entwicklung des pH – Wertes im Groß Düben See und Kromlauer See (Hygieneinstitut Cottbus 1993)	55
Abb. 31:	Entwicklung des pH – Wertes im Waldsee und Jahnbad Weißwasser (Hygieneinstitut Cottbus 1993)	55
Abb. 32:	Entwicklung des pH – Wertes im Bad Erna Hauptteich und Westteich (Hygieneinstitut Cottbus 1993)	56
Abb. 33:	Der künftige Tagebausee Bergheide im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	57
Abb. 34:	Tagebau Restloch 23 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)	60
Abb. 35:	Seekonturen bei Mittelwasser mit den künftigen Tiefenlinien des Bischdorfer und Kahnsdorfer Sees (BTUC 1998 b)	61
Abb. 36:	Der Drehna See im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	63
Abb. 37:	Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 71 mNN im Drehna See (BTUC 1998)	63
Abb. 38:	Entwicklung von pH – und KB – Werten im Drehna See (BTUC 1999 b)	64
Abb. 39:	Des Felixsee im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	66
Abb. 40:	Entwicklung von pH – und K _B – Werten im Felixsee (Hygieneinstitut Cottbus 1993, BTUC 1999 c)	67

Abb. 41:	linkes Foto Gräbendorf Juli 1993, rechtes Foto Gräbendorf Juli 1998 (Fotos: Mike Hemm).....	69
Abb. 42:	Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand +67,5 mNN (BTUC 1998 d) 70	
Abb. 43:	pH-Wert-Entwicklung und Flutungszeitraum im Tagebausee Gräbendorf (BTUC 1999 b) 71	
Abb. 44:	Der Tagebausee Greifenhain im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	72
Abb. 45:	Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 85,0 mNN (BTUC 1997 a) 73	
Abb. 46:	Entwicklung von pH -, K_B - und K_S -Werten im See Greifenhain (BTUC 1999 b)	74
Abb. 47:	Tagebausee RL 75	76
Abb. 48:	Tagebausee RL 78	76
Abb. 49:	Tagebausee RL 112 (Fotos: Mike Hemm)	76
Abb. 50:	Der Grünewalder See im Winter 1997 (Foto: Mike Hemm)	80
Abb. 51:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Grünewalder See (Hygieneinstitut Cottbus 1993; BTUC c)	81
Abb. 52:	Die rutschungsgefährdeten Uferzonen des Helene-Sees und des Katja-Sees (Stadt Frankfurt/Oder 1993)	84
Abb. 53:	Seekontur mit Tiefenlinien beim Endwasserstand von 38,0 mNN (LGRB 1999)	85
Abb. 54:	Entwicklung von pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeiten im Helene- und Katja-See (BTUC 1999 c)	86
Abb. 55:	Geographische Lage des Hindenberger Sees, Stöbritzer Sees und Stoßdorfer Sees (BKA 1993 b)	88
Abb. 56:	Der Hindenberger See im Sommer 1995 (Foto: Mike Hemm)	89
Abb. 57:	Der Stöbritzer See im Sommer 1995 (Foto: Mike Hemm)	89
Abb. 58:	Entwicklung von pH -, K_B - und K_S - Werten im Stöbritzer See (BTUC 1999 c)	91
Abb. 59:	Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien bei den geplanten Endwasserständen 71,0 und 71,5 mNN (BTUC 1998 g)	95
Abb. 60:	Tagebausee RL 29	97
Abb. 61:	Tagebausee RL 31	97
Abb. 62:	Tagebausee RL 36	98
Abb. 63:	Tagebausee RL 60 (Fotos Mike Hemm)	98
Abb. 64:	pH-Wert-Entwicklung in den Seen RL 28, RL 29 und RL 60 (BTUC 1999 c)	100
Abb. 65:	Der Lichtenauer See im Herbst 1998 (Foto: Mike Hemm)	101
Abb. 66:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Lichtenauer See (BTUC 1999 b)	101
Abb. 67:	Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 60,2 mNN im Schlabendorf See (BTUC 1998 c)	104
Abb. 68:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Teilsee RL 14 (BTUC 1999 b)	106
Abb. 69:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Teilsee RL 15 (BTUC 1999 b)	106
Abb. 70:	Der Schönfelder See im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	108
Abb. 71:	Entwicklung von pH – und K_S – Werten im Schönfelder See (BTUC 1999 b)	109
Abb. 72:	Der Senftenberger See im Sommer 1998 (links Elsterfeld, rechts Südfeld) (Fotos: Mike Hemm)	111
Abb. 73:	Entwicklung der pH – Werte im Senftenberger See Elsterfeld und Südfeld (Hygieneinstitut Cottbus 1993 , BTUC 1999 c)	113
Abb. 74:	Stiebsdorfer See im Winter 1997 (Foto: Mike Hemm)	115
Abb. 75:	Seekontur mit Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 72,8 mNN im Stiebsdorfer See (BTUC 1998 c)	116
Abb. 76:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im Stiebsdorfer See (BTUC 1999 b)	116
Abb. 77:	Der Tagebausee RL 107 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)	118
Abb. 78:	Seekontur beim Endwasserstand von 92,3 mNN (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 a, verändert)	118
Abb. 79:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See RL 107 (BTUC 1999 b)	119
Abb. 80:	Der Tagebausee RL 111 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)	121
Abb. 81:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See RL 111 (BTUC 1999 b)	122
Abb. 82:	Der Tagebausee RL 113 im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)	124
Abb. 83:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See RL 113 (BTUC 1999 b)	125
Abb. 84:	Der Tagebausee RL 130 im Mai 1999 (Foto: Mike Hemm)	127
Abb. 85:	Lage und Struktur der Tagebauseen (BKA 1994 b)	127
Abb. 86:	Überblick über die pH-Werte in den Tagebauseen 129, 130 und 131 (BTUC 1999 b)	128
Abb. 87:	Lage mit Seenkontur des künftigen Cottbuser Sees (BKA 1993 a)	132

Abb. 88:	Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand von 101,0 mNN (BTUC 1998 f)	134
Abb. 89:	Des Waldsee im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	137
Abb. 90:	Seekontur des Waldsees mit Tiefenlinien (BTUC 1998 h).....	137
Abb. 91:	Entwicklung von pH -, $K_{B4,3}$ - und $K_{S4,3}$ - Werten im Waldsee (BTUC 1999 c)	138
Abb. 92:	Seekontur mit Tiefenlinien des Tagebausees Bärwalde beim geplanten Endwasserstand von 125 mNN (BTUC 1997 c)	140
Abb. 93:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Bärwalde (BTUC 1999 f)	142
Abb. 94:	Seekontur mit Tiefenlinien 1999 bei 102,5 mNN und Seekontur beim geplanten Endwasserstand von 109 mNN (BTU 1997 d)	144
Abb. 95:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Burghammer (BTUC 1999 f).....	145
Abb. 96:	Obere Speicherlamelle von 118 mNN vom Tagebausee Dreiweibern bei Endfüllung mit künftigen Tiefenlinien (BTUC 1999 g)	148
Abb. 97:	Entwicklung von pH, K_B und K_S – Werten im See Dreiweibern (BTUC 1999 f)	149
Abb. 98:	Topographische Einordnung von Heide 5 und 6 (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)	151
Abb. 99:	Entwicklung des pH- Wertes und der Sulfatkonzentration im Tagebausee Heide 6 (nach LMBV 1995 b, verändert)	152
Abb. 100:	Geographische Einordnung des Knappensees, Knappenrode RL D/F, Hartnikteich und des RL Koblenz (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert).....	154
Abb. 101:	Zeitliche Entwicklung der pH -, K_B - und K_S -Werte im Tagebausee Knappenrode RL D/F (BTUC 1999 f)	156
Abb. 102:	PH-Wert-Entwicklung im Tagebausee Knappensee, Stelle Knappenrode (Hygieneinstitut Cottbus 1993).....	157
Abb. 103:	Der Tagebausee Koschen im Winter 1997 (Foto: Mike Hemm)	158
Abb. 104:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Koschen (BTUC 1999 f)	159
Abb. 105:	Der Tagebausee Laubusch im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm)	161
Abb. 106:	Entwicklung von pH - und K_B - Werten im See Laubusch (BTUC 1999 f)	163
Abb. 107:	Entwicklung von pH - und K_B - Werten im See Kortitzmühle (BTUC 1999 f).....	163
Abb. 108:	Seenkontur der Tagebauseen Friedersdorfer & Mortka (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)	165
Abb. 109:	Tiefenlinien des Friedersdorfer Tagebausees (Silbersee) mit Uferlinie bei 122,86 mNN (BTUC 1998 I)	166
Abb. 110:	Entwicklung des pH-Wertes im Tagebausee Friedersdorf (Silbersee) (Hygieneinstitut Cottbus 1993).....	167
Abb. 111:	linkes Foto: Lohsa II - Stelle 2, rechtes Foto: Lohsa II - Stelle 04 im Sommer 1999 (Fotos: Mike Hemm).....	169
Abb. 112:	Obere Speicherlamelle von 116,4 mNN vom Tagebausee Lohsa II bei Endfüllung und künftige Tiefenlinien (BTUC 1999 g)	170
Abb. 113:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Lohsa II – Stelle 1 (BTUC 1999 f)	172
Abb. 114:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Lohsa II – Stelle 5 (BTUC 1999 f)	172
Abb. 115:	Der Tagebausee Lugteich im Sommer 1998 (Foto: Mike Hemm)	174
Abb. 116:	Entwicklung von pH – und $K_{B4,3}$ – und $K_{S4,3}$ - Werten im Lugteich (BTUC 1999 f)	175
Abb. 117:	links der Olbersdorfer See im August 1996 vor der Flutung rechts der Olbersdorfer See im Sommer 1999 (Internetrecherche)	178
Abb. 118:	Der Tagebausee Scheibe im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm).....	180
Abb. 119:	Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 111,5 mNN (BTUC 1997 e)	181
Abb. 120:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Scheibe (BTUC 1999 f)	182
Abb. 121:	Der Tagebausee Sedlitz im Sommer 1997 (Foto: Mike Hemm)	184
Abb. 122:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Sedlitz (BTUC 1999 f)	185
Abb. 123:	Der Tagebausee Skado im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm).....	187
Abb. 124:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Skado (BTUC 1999 f)	188
Abb. 125:	Der Tagebausee Bluno (links) und Spreetal-Südostschlauch (rechts) im Sommer 1999 (Fotos: Mike Hemm).....	190
Abb. 126:	Seekonturen mit künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 104,0 mNN im Seenkomplex Spreetal-Bluno (BTUC 1998 m)	192
Abb. 127:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Bluno (BTUC 1999 f)	192
Abb. 128:	Der Ostteil des Tagebausee Spreetal NO im Sommer 1999 (Foto: Mike Hemm).....	194
Abb. 129:	Entwicklung von pH – und K_B – Werten im See Spreetal NO (BTUC 1999 f)	195
Abb. 130:	Der Halbendorfer See im Sommer 1997 (Foto: Safetec GmbH Berlin)	198

Abb. 131: Lage mit Seenkontur der Seen in den Trebendorfer Feldern (Safetec GmbH Berlin 1997)	198
Abb. 132: Entwicklung des pH-Wertes im Halbendorfer See, Mulde D-Ost und Mulde B-West (epi = Epilimnion, hypo = Hypolimnion), (Hygieneinstitut Cottbus 1993, LUA-S 1997)	200
Abb. 133: Übersichtskarte der bestehenden und künftigen Tagebauseen im Mitteldeutschen Revier (verändert nach Schultze 2000).....	202
Abb. 134: Zulauf zum See Cospuden aus der Wasserüberleitung vom Tagebau Profen (Haferkorn et al. 1999)	203
Abb. 135: Lageskizze der Tagebauseen des Tagebaues Delitzsch-Südwest (Klapper et al. 1996) 206	
Abb. 136: Hainer See, Kahnsdorfer See und Haubitzer See (TOP 50 1999 b, verändert)	210
Abb. 137: Blick auf den Harthsee mit Badebetrieb (Haferkorn et al. 1999)	214
Abb. 138: Lageskizze des Schladitzer Sees (Haferkorn et al. 1999)	219
Abb. 139: Speicher Witznitz (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 b, verändert)	221
Abb. 140: Blick in den Tagebau Espenhain (Südteil), zukünftig Störmthaler See (Luckner et al. 1995)	223
Abb. 141: Konturen der einzelnen Seen im Tagebau Bockwitz (aus GELLER et al. 1997, verändert)	225
Abb. 142: Lageskizze des Werbeliner Sees (Haferkorn et al. 1999).....	229
Abb. 143: Blick in den entstehenden Werbener See (Haferkorn et al. 1999)	231
Abb. 144: Blick in den Tagebau Zwenkau (Foto: Luckner et al. 1995).....	234
Abb. 145: Seekonturen der Gewässer beim geplanten Endwasserstand +75 mNN (aus Haferkorn et al. 1999 verändert)	238
Abb. 146: Blick auf die bereits in großem Umfang sanierten Böschungen des Tagebaues Nachterstedt/Schadeleben (Foto: Haferkorn et al. 1999)	243
Abb. 147: Seekontur mit Einzelbecken beim geplanten Endwasserstand 98 mNN (Klapper et al. 1996 a)	245
Abb. 148: Tagebausee Golpa-Nord, Situation 1999 (aus: Haferkorn et al. 1999)	248
Abb. 149: Sanierung des Tagebaus Gröbern, Stand 07/97 (aus: Haferkorn et al. 1999)	250
Abb. 150: Blick in das Restloch Großkayna (aus: Haferkorn et al. 1999)	252
Abb. 151: Seekontur mit Tiefenlinien beim Wasserstand 91,0 mNN (SCHARF et al. 1994).	254
Abb. 152: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand + 98 mNN (verändert nach Klapper et al. 1994 a).....	256
Abb. 153: Seekontur mit den künftigen Tiefenlinien beim geplanten Endwasserstand 80 mNN (1:20 000) (Geller et al. 1998 b)	259
Abb. 154: Blick in den Tagebau Merseburg Ost / Baufeld 1a (aus: Luckner et al. 1995)	261
Abb. 155: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit in Merseburg-Ost 1a und 1b (nach Geller et al. 1997 e)	262
Abb. 156: Seekontur des Zechauer Sees (Geller et al. 1998 c).....	265
Abb. 157: Blick auf den nahezu gefüllten Haselbacher See (aus: Haferkorn et al. 1999)	268
Abb. 158: Übersichtskarte der Hessischen Tagebauseen (Pflug 1998).....	270
Abb. 159: Barbara- oder Sachsensee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998)	273
Abb. 160: Borkener See (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	275
Abb. 161: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Borkener See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b)	277
Abb. 162: links: Emma-Nord (Foto: A. Gründel / Hessische Landesanstalt für Umwelt) rechts: Emma-Süd und Emma-Nord Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert).....	278
Abb. 163: Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten in Emma-Nord und Emma-Süd (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b).	279
Abb. 164: links: Silbersee (Foto: Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b) rechts Silbersee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	280
Abb. 165: links: Neuenhainer See (Foto: Hessische Landesanstalt für Umwelt, 1999); rechts: Haarhäuser See, Dillicher See, Schloßteich (obere Bildhälfte von links nach rechts; untere Bildhälfte: Neuenhainer See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert).....	281
Abb. 166: Goldbergsee (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt), Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	283
Abb. 167: links: Großer Exbergsee (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt); rechts: Großer Exbergsee, Kleiner Exbergsee und Klärteiche (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert).	285
Abb. 168: Hellkopfsee (Foto: A. Gründel / Hessische Landesanstalt für Umwelt, Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	287

Abb. 169:	Inheidener / Trais-Horloff See (Foto: A. Gründel / Hessische Landesanstalt für Umwelt, Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	289
Abb. 170:	Der Kalbesee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	292
Abb. 171:	Oberer und Unterer Knappensee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	294
Abb. 172:	Singliser See (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	296
Abb. 173:	Steinertsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	298
Abb. 174:	Stellberger See (Foto: M. Hemm, Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	299
Abb. 175:	Badesee Stockelache (Foto: A. Gründel, Hessische Landesanstalt für Umwelt; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	301
Abb. 176:	Wölfersheimer See (Foto: Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b; Ausschnitt aus "TOP 50" 1998, verändert)	303
Abb. 177:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Wölfersheimer See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b)	305
Abb. 178:	Übersichtskarte der bestehenden und künftigen Tagebauseen in Niedersachsen (Pflug 1998)	307
Abb. 179:	Anna-Seen und Wulfersdorfer Teiche im ehemaligen Tagebau Wulfersdorf (veränderter Ausschnitt aus Übersichtskarte des Braunkohlebergbaus im Helmstedter Revier 1998)	308
Abb. 180:	Rekultivierung im Helmstedter Revier (Planungsstand 1992, (Friedrich 1992)	311
Abb. 181:	Südlicher Bereich des Tagebaus Treue mit dem zukünftigen Treuer See (blau schraffiert) (Ausschnitt aus: Karte zum Tagebaustand 7/99 (BKB 1999))	313
Abb. 182:	Die Braunkohlelagerstätte bei Wallensen mit den Tagebauseen Bruchsee, Humboldtsee, Weinberger See, Ententeich und Paradiesteich (Ausschnitt aus "TOP 50" 1998 e, verändert)	314
Abb. 183:	Ausee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	316
Abb. 184:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Ausee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	317
Abb. 185:	Brückelsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	318
Abb. 186:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Brückelsee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	319
Abb. 187:	Edlmannsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	320
Abb. 188:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Edlmannsee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	321
Abb. 189:	Knappensee und Irlacher See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	322
Abb. 190:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Knappensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	323
Abb. 191:	Lindensee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	324
Abb. 192:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Lindensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	325
Abb. 193:	Murnersee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	326
Abb. 194:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Murnersee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	327
Abb. 195:	Steinberger See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 d, verändert)	328
Abb. 196:	Entwicklung von pH – und Leitfähigkeitswerten im Steinberger See (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	329
Abb. 197:	Übersichtskarte der Ville-Seen (Pflug 1998)	331
Abb. 198:	Seekontur mit Tiefenlinien vom Albertsee (LAWA NRW 1993)	332
Abb. 199:	Entwicklung der Nitratstickstoff-, Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration im Albertsee (LAWA NRW 1993)	333
Abb. 200:	Blick von der Halbinsel des Berggeistweiher nach Süden in Richtung Naturschutzgebiet (Foto: Schlundt 2000)	335
Abb. 201:	Seekontur mit Tiefenlinien des Berggeistweiher (LAWA NRW 1993)	335
Abb. 202:	Blausteinsee (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)	338
Abb. 203:	Bleibtreusee - Blick von der Badestelle im Norden (Foto: Schlundt 2000)	340
Abb. 204:	Seekontur mit Tiefenlinien des Bleibtreusees (LAWA NRW 1993)	341
Abb. 205:	Leitfähigkeit und Sulfatkonzentration im Bleibtreusee von 1978 bis 1989 (LAWA NRW 1993)	341
Abb. 206:	Seekontur mit Tiefenlinien des Concordiassees (LAWA NRW 1993)	343
Abb. 207:	Seekontur mit Tiefenlinien des Donatussees (LAWA NRW 1993)	346
Abb. 208:	Seekontur mit Tiefenlinien vom Ententeich (LAWA NRW 1993)	349

Abb. 209: Durch die Gewässerversauerung geprägter Südteil des Entenweihers (Foto: Schlundt 2000)	352
Abb. 210: Seekontur mit Tiefenlinien des Entenweihers (LAWA NRW 1993)	353
Abb. 211: Der Fasanenweiher (Foto: Dr. Christmann)	355
Abb. 212: Seekontur mit Tiefenlinien vom Forellenteich (LAWA NRW 1993)	358
Abb. 213: Seekontur mit Tiefenlinien vom Forsthausweiher (LAWA NRW 1993)	361
Abb. 214: Teilansicht der Rekultivierungsfläche Tagebau Fortuna-Garsdorf mit dem Landschaftssee (veränderter Ausschnitt aus Stürmer & Lange 1993)	364
Abb. 215: Seenkontur mit Tiefenlinien des Franziskussees (LAWA NRW 1993)	365
Abb. 216: Seekontur mit Tiefenlinien vom Gallbergweiher (LAWA NRW 1993)	368
Abb. 217: Seekontur mit Tiefenlinien des Gotteshülfeteiches (LAWA NRW 1993)	371
Abb. 218: Seekontur mit Tiefenlinien des Gruhlwerksees (LAWA NRW 1993)	374
Abb. 219: Linkes Bild: Blick nach Norden auf den Heider Bergsee (Foto: Schlundt 2000)	377
Abb. 220: Rechtes Bild: Ostbecken des Heider Bergsees mit Campingplatz (Foto: Schlundt 2000) 377	
Abb. 221: Seekontur mit Tiefenlinien des Heider Bergsees (LAWA NRW 1993)	378
Abb. 222: Sulfatkonzentration im Untersuchungszeitraum 1978 bis 1989 (LAWA NRW 1993) ...	378
Abb. 223: Karauschenweiher (Foto: Schlundt 2000)	381
Abb. 224: Seekontur mit Tiefenlinien des Karauschenweihers (LAWA NRW 1993)	381
Abb. 225: Seekontur mit Tiefenlinien vom Karpfenteich (LAWA NRW 1993)	384
Abb. 226: Kasterer See (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)	387
Abb. 227: Seekontur mit Tiefenlinien vom Knapsacker See (LAWA NRW 1993)	389
Abb. 228: Seekontur mit Tiefenlinien des Köttinger Sees (LAWA NRW 1993, verändert)	393
Abb. 229: Seekontur mit Tiefenlinien des Liblarer Sees (LAWA NRW 1993)	397
Abb. 230: Lucretiassee – Blick von Süden (Foto: Schlundt 2000)	401
Abb. 231: Seekontur mit Tiefenlinien vom Lucretiassee (LAWA NRW 1993)	401
Abb. 232: Seekontur mit Tiefenlinien vom Margarethenweiher (LAWA NRW 1993)	404
Abb. 233: Seekontur mit Tiefenlinien des Mittelsees (LAWA NRW 1993)	407
Abb. 234: Neffelsee bei Zülpich (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)	410
Abb. 235: Saisonales Vorkommen der dominanten Phytoplanktonarten bzw. –gruppen (dunkelgrau: hohe Abundanz, hellgrau: mittlere Abundanz (Wolf 1997 – leicht verändert) 412	
Abb. 236: Der Nordfeldweiher (Foto: Dr. Christmann)	413
Abb. 237: Seekontur mit Tiefenlinien des Obersees (LAWA NRW 1993)	416
Abb. 238: Blick entlang der Längsachse des Otto-Maigler-Sees in Richtung Nordosten (Foto: Schlundt 2000)	419
Abb. 239: Seekontur mit Tiefenlinien vom Pingsdorfer See (LAWA NRW 1993)	426
Abb. 240: Seekontur mit Tiefenlinien des Roddersees (LAWA NRW 1993)	429
Abb. 241: Blick entlang der Seenlängsachse des Schluchtsees in Richtung Südwesten (Foto: Schlundt 2000)	432
Abb. 242: Seekontur mit Tiefenlinien vom Schluchtsee (LAWA NRW 1993)	432
Abb. 243: Seekontur mit Tiefenlinien vom Silbersee (LAWA NRW 1993)	435
Abb. 244: Südwestufer des Stiefelweihers (Foto: Schlundt 2000)	438
Abb. 245: Seekontur mit Tiefenlinien vom Stiefelweiher (LAWA NRW 1993)	438
Abb. 246: Tagebau Garzweiler I mit dem Kraftwerk Frimersdorf im Hintergrund (Rheinbraun 2000) 442	
Abb. 247: Tagebaue Garzweiler I und II (Rheinbraun 1992 - Ausschnitt)	442
Abb. 248: Seekontur mit Tiefenlinien vom Hambacher See (BTUC 2000)	445
Abb. 249: Theresiassee mit Blick nach Süden (Foto: Schlundt 2000)	448
Abb. 250: Seekontur mit Tiefenlinien des Theresiassees (Landesamt für Wasser und Abfall NRW 2000)	448
Abb. 251: Blick nach Osten auf den Tongraben mit südlich einmündendem Rinnsal (Foto: Schlundt 2000)	451
Abb. 252: Seekontur mit Tiefenlinien des Untersees (LAWA NRW 1993)	454
Abb. 253: Villenhofer Maar - Blick nach Nordosten (Foto: Schlundt 2000)	457
Abb. 254: Seekontur mit Tiefenlinien vom Villenhofer Maar (LAWA NRW 1993)	458
Abb. 255: Seekontur mit Tiefenlinien vom Werkstattweiher (LAWA NRW 1993)	461
Abb. 256: Badestrand am Ostufer des Zieselsmaars (Foto: Schlundt 2000)	464
Abb. 257: Entwicklung von pH-Wert und Sulfatkonzentration im Zieselsmaar (Christmann 2000) 465	
Abb. 258: Wassersportsee südöstlich von Zülpich (Ausschnitt aus "TOP 50" 1999 c, verändert)	467
Abb. 259: Seekontur mit Tiefenlinien vom Zwillingsee (LAWA NRW 1993)	469

10 Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Geschätzte Vorräte und Braunkohleförderung in der BRD für das Jahr 1996 (aus Pflug 1998)	16
Tab. 2:	Kohleproduktion und Anzahl der Tagebaue in der Lausitz und in Mitteldeutschland von 1963 bis 2000 (nach Möbs & Maul 1994, Pflug 1998)	16
Tab. 3:	Tagebaue in der Lausitz, die daraus entstehenden Tagebauseen mit Seeflächen und – volumina sowie der vorgesehene Flutungszeitraum (Luckner 1997)	20
Tab. 4:	Tagebaue und bereits bestehende bzw. künftige Tagebauseen im mitteldeutschen Revier (aus Haferkorn et al. 1999).	23
Tab. 5:	Tagebauseen im Rheinische Bergbaurevier	26
Tab. 6:	Vorkommen bzw. Betriebslagen, Betriebszeiten und Beginn des Abbaus im Niederhessischen Bergbauggebiet (nach Steckhan 1998)	29
Tab. 7:	Erfaßte morphologische und limnologische Parameter	51
Tab. 8:	Morphologische Parameter der Seen (LGRB 1999)	54
Tab. 9:	Chemische Daten der Seen (Jahresmittelwerte), (Hygieneinstitut Cottbus 1993)	56
Tab. 10:	Morphometrie des künftigen Bergheide Sees (BTUC 1998 a)	58
Tab. 11:	Morphologische Parameter vom Bischdorfer und Kahnsdorfer See (BTUC 1999 a)	61
Tab. 12:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberflächenprobe vom 12.11.99) vom Drehna See (BTUC 1998 c)	64
Tab. 13:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 20.09.1999) vom Felixsee (BTUC 1999 c)	66
Tab. 14:	Morphometrische und limnologische Daten (Epilimnionmischprobe vom 30.03.99) vom Tagebausee Gräbendorf (BTUC 1999 b)	70
Tab. 15:	Morphometrische und limnologische Daten (Epilimnionmischprobe vom 22.06.1999) von Greifenhain (BTUC 1999 b)	74
Tab. 16:	Morphometrische Daten der Seen RL 75, RL 99, RL 76, RL 77, RL 78, RL 114, RL 116, RL 118, RL 105, RL 108/109, RL 110 und RL 112 (BKA, 1995 a)	78
Tab. 17:	Limnologische Daten der Seen RL 75, RL 76, RL 77, RL 78, RL 116, RL 108/109, RL 110 und RL 112 (BKA, 1995 A, BTUC 1999 c)	78
Tab. 18:	Morphometrische und limnologische Daten (Epilimnionmischprobe vom 24.06.1999) vom Grünwalder See (BKA 1995 a, BTUC 1999 c)	81
Tab. 19:	Morphometrische Parameter des Helene-Sees (LGRB 1999)	85
Tab. 20:	Limnologische Daten vom Helene- und Katja-See (Mischproben vom 06.04.99) (BTUC 1999 c)	86
Tab. 21:	Morphometrische Daten vom Stoßdorfer -, Stöbritzer - und Hindenberger See (BKA 1993 b)	91
Tab. 22:	Limnologische Daten vom Stoßdorfer -, Stöbritzer - und Hindenberger See (BTUC 1998 e)	92
Tab. 23:	Morphometrie vom künftigen Klinger See (BTUC 1998 g)	95
Tab. 24:	Morphometrische Daten der Seen RL 28, RL 29, RL 31, RL 32, RL 35, RL 36, RL 38, RL 40, RL 42, RL 59, RL 60, RL 102, RL 103, RL 104 (BKA 1995 a)	99
Tab. 25:	Limnologische Daten der Seen RL 28, RL 29, RL 31, RL 32, RL 35, RL 36, RL 38, RL 40, RL 42, RL 59, RL 60 (BTUC 1999 c)	99
Tab. 26:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 31.03.99) des Lichtenauer Sees (BTUC 1998 c und BTUC 1999 b)	102
Tab. 27:	Morphometrische Daten vom Schlabendorf See (BTUC 1998 c)	105
Tab. 28:	Limnologische Daten (Stand: 06.09.98 - Oberflächenproben) der noch bestehenden Teilseen RL 14 und 15 (BTUC 1998 c)	105
Tab. 29:	Morphometrische (Endzustand) und limnologische Daten (Mischprobe vom 22.03.99) des Schönfelder Sees (BTUC 1999 b)	109
Tab. 30:	Morphometrische Daten vom Senftenberger See (LGRB 1999)	112
Tab. 31:	Chemische Daten (Profilmischprobe am 09.10.1996) vom Senftenberger See (BTUC 1999 c)	112
Tab. 32:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 12.11.98 vom Stiebsdorfer See (BTUC 1998 c)	115
Tab. 33:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 25.03.99) vom Tagebausee RL 107 (BTUC 1999 b)	119
Tab. 34:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 25.03.99) vom Tagebausee RL 111 (BTUC 1999 b)	122
Tab. 35:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 14.09.99) vom RL 113 (BTUC 1999 e)	125

Tab. 36:	Morphometrische Daten beim Endwasserstand (BTUC 1999 b).....	128
Tab. 37:	Limnologische Daten (Oberflächenproben vom 11.05.99) der drei Tagebauseen (BTUC 1999 b)	129
Tab. 38:	Morphometrische (BKA 1995 a) und limnologische Daten (Oberflächenprobe vom 23.04.97) vom RL 77 (Peine 1998).....	131
Tab. 39:	Morphometrie des künftigen Ilse-See (BTUC 1998 f).....	134
Tab. 40:	Limnologische Daten vom Waldsee (Max. und Min., nach Rücker et al. 1999, Nixdorf et al. 1998).	138
Tab. 41:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 13.04.99) von Bärwalde (BTUC 1997 c)	141
Tab. 42:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 19.03.99) von Burghammer (BTUC 1999 f)	145
Tab. 43:	Morphometrische Daten von Dreiwiebern (BTUC 1996 g)	148
Tab. 44:	Limnologische Daten (Schichtmischproben vom 13.07.99) von Dreiwiebern (BTUC 1999 f)	149
Tab. 45:	Morphometrische Daten von Heide 5 und Heide 6 (LMBV 1995 a).....	152
Tab. 46:	Limnologische Daten (Profilmischproben vom 10.07.95) von Heide 5 und Heide 6 (LMBV 1995 b)	153
Tab. 47:	Morphometrische Daten vom Knappensee, Knappenrode RL D/F, Hartnikteich und RL Koblenz (Hygieneinstitut Cottbus 1993).....	155
Tab. 48:	Chemische Daten vom Knappensee (Hygieneinstitut Cottbus 1993; LTV 1998) und Knappenrode RL D/F (Oberflächenprobe vom 27.09.99) (BTUC 1999 f).....	156
Tab. 49:	Morphometrische und limnologische Daten (Mischprobe vom 22.04.99) von Koschen (BTUC 1998 i)	159
Tab. 50:	Morphometrische Daten von Laubusch und Kortitzmühle bei Endfüllung (BTUC 1998 j) 162	
Tab. 51:	Limnologische Daten von den Tagebauseen Laubusch und Kortitzmühle (BTUC 1999 f) 164	
Tab. 52:	Nutzungen des Speicherbeckens Lohsa I (LUA 1995)	165
Tab. 53:	Morphometrische (BTUC 1998 i) und limnologische Daten (Mittelwerte von 1998) (LTV 1998) vom Tagebausee Friedersdorf.....	166
Tab. 54:	Morphometrische Daten von Lohsa II nach Füllung (BTUC 1999 g)	171
Tab. 55:	Limnologische Daten von Lohsa II (Mittelwerte Sommer 1999) (BTUC 1999 f)	171
Tab. 56:	Morphometrische Daten vom Lugteich beim Endwasserstand (BTUC 1998 j).....	175
Tab. 57:	Limnologische Daten (Schichtmischproben vom 04.05.99) vom Lugteich (BTUC 1999 f) 176	
Tab. 58:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberflächenprobe vom 14.11.95) von Olbersdorfer See (IDUS 1995).....	179
Tab. 59:	Morphometrische Daten vom Tagebausee Scheibe (BTUC 1997 e).....	181
Tab. 60:	Morphometrische (BTUC 1998 i) und limnologische Daten (Mischprobe vom 06.04.99) von Sedlitz (BTUC 1999 f).....	185
Tab. 61:	Morphometrische (BTUC 1998 i) und limnologische Daten (Mischprobe vom 06.04.99) von Skado (BTUC 1999 f)	188
Tab. 62:	Morphometrische Daten von Spreetal-Bluno (BTUC 1998 m).....	191
Tab. 63:	Limnologische Daten von Bluno und dem Nordrandschlauch (BTUC 1999 m).....	192
Tab. 64:	Morphometrische (BTUC 1997 f) und limnologische Daten (Mischprobe vom 25.10.99) von Spreetal NO (BTUC 1999 f)	195
Tab. 65:	Morphometrische Angaben zum Halbendorfer See, Mulde D-Ost und Mulde B-West (Safetec GmbH 1997)	199
Tab. 66:	Limnologische Daten zum Halbendorfer See, Mulde D-Ost und Mulde B-West (Safetec GmbH 1997).....	200
Tab. 67:	Morphometrische und limnologische Daten(Mediane aus Daten von 6 Probenahmen) von Cospuden (Klapper & Schultze 1993 a, Geller & Packroff 1998)	204
Tab. 68:	Morphometrische Daten der künftigen Seen im Restloch Grabschütz (Klapper et al. 1996)	206
Tab. 69:	Aktuelle morphometrische und limnologische Daten ¹⁾ (Jahresmittelwert 1998/99) des Tagebausees Großstolpen (¹ Fink 1999, ² LUA-S,1999)	208
Tab. 70:	Morphometrische Daten vom Hainer See, Kahnsdorfer See und Haubitzer See (Klapper et al. 1996 c).....	211
Tab. 71:	Limnologische Daten (16.09.1996) der Seen (Klapper et al. 1996 c).....	212
Tab. 72:	Morphometrische und limnologische Daten (August 1996, Epilimnion) vom Harthsee (Klapper et al. 1997 a).....	215

Tab. 73:	Morphometrische Daten vom Luckaer See (Haferkorn et al. 1999, Klapper et al. 1996 d)	217
Tab. 74:	Morphometrische (Klapper et al. 1996 b) und limnologische (Gesundheitsamt Delitzsch 1999) Daten vom Schladitzer See	220
Tab. 75:	Morphometrische (LTV 1997) und limnologische (Probe vom 16.09.96) (KLAPPER et al. 1996 c) Daten des Speichers Witznitz	222
Tab. 76:	Morphometrische Daten vom Störmthaler See und Markkleeberger See (Klapper & Schultze 1993)	224
Tab. 77:	Morphometrische Daten der Tagebauseen des ehemaligen Tagebaues Borna-Ost/Bockwitz (Geller et al. 1997 a)	226
Tab. 78:	Limnologische Daten vom Bockwitzer See (Geller et al. 1997 a)	227
Tab. 79:	Morphometrische und limnologische Daten vom Werbeliner See (Klapper et al. 1996 b)	230
Tab. 80:	Morphometrische und limnologische Daten 04-10/96 (vier Beprobungen) vom Werbener See (Klapper et al. 1996 d, Klapper et al. 1997 b)	232
Tab. 81:	Morphometrische und limnologische Daten (Nicht verfügbar) vom Zwenkauer See (Luckner et al. 1995, Haferkorn et al. 1999)	234
Tab. 82:	Morphometrische Daten des Zwochauer Sees (Klapper et al. 1996 b)	237
Tab. 83:	Morphometrische Daten der Tagebauseen (Klapper & Schultze 1997 a, Geller et al. 1997 c, Geller et al. 1997 d, Geller et al. 1998 a)	240
Tab. 84:	Limnologische Daten des Goitschesees, Stand 1998 (Klapper & Schultze 1997 a, Geller et al. 1997 c, Geller et al. 1997 d, Geller et al. 1998 a)	241
Tab. 85:	Morphometrische Daten des Concordiassees und der Königsau (Klapper & Schultze 1996, Geller & Schultze 1997 a)	244
Tab. 86:	Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwerte vom Mai 1997) vom Geiseltalsee (Klapper et al. 1996 a, Geller et al. 1997 b)	246
Tab. 87:	Morphometrische und limnologische Daten von Golpa-Nord (Klapper & Schultze 1993 c)	248
Tab. 88:	Morphometrische und limnologische Daten von Gröbern (Klapper & Schultze 1993 c)	250
Tab. 89:	Morphometrische und limnologische Daten von Großkayna (Klapper & Schultze 1998)	253
Tab. 90:	Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1993 – 1994) des Hufeisensees (Scharf et al. 1994)	255
Tab. 91:	Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1992-1994, 3 Tiefenprofile) von Kayna-Süd (Klapper & Schultze 1992 a, Klapper et al. 1994 a, Geller & Scharf 1998)	257
Tab. 92:	Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1998) vom See Köckern (Klapper & Schultze 1992 b, Geller et al. 1998 b)	260
Tab. 93:	Morphometrische und limnologische Daten von Merseburg Ost (Klapper & Schultze 1992 c, Geller et al. 1997 e)	262
Tab. 94:	Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 05.06.98 drei Beprobungen) von Zechau 3 (Geller et al. 1998 c)	266
Tab. 95:	Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 1997) vom Haselbacher See (Klapper et al. 1994 b, Geller & Schultze 1997 b, Geller et al. 1998 d)	269
Tab. 96:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 06.09.99) vom Barbarasee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	273
Tab. 97:	Morphometrische und limnologische Daten (Stand: 30.08.1998) vom Borkener See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)	276
Tab. 98:	Morphometrische Daten von Emma-Süd (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	278
Tab. 99:	Limnologische Daten (Stand: 09.09.99 – Oberfläche) von Emma-Nord (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	279
Tab. 100:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 12.05.1998) vom Goldbergsee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)	284
Tab. 101:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 02.07.1998) vom Großen Exbergsee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)	286
Tab. 102:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 18.09.98) vom Hellkopfsee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)	287
Tab. 103:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 27.10.1999) vom Inheidener/Trais-Horloffsee (LAWA 1985, Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	290

Tab. 104:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: Juli - Sept. 1976) vom Kalbesee (Gesamthochschule Kassel 1977)	292
Tab. 105:	Morphometrische Daten vom Oberen und Unteren Knappensee (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	295
Tab. 106:	Limnologische Daten vom Oberen Knappensee (Oberfläche: 06.09.99) (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	295
Tab. 107:	Morphometrische und limnologische Daten (Südostufer: 20.04.99) vom Singliser See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	296
Tab. 108:	Morphometrische und Limnologische Daten vom Steinertsee (Uferprobe: 08.07.98) (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998).....	298
Tab. 109:	Limnologische Daten vom Stellbergsee (Uferprobe: 27.08.98) (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998)	299
Tab. 110:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 30.07.1998) vom Badesee Stockelache (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998).....	302
Tab. 111:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche: 19.8.1999) vom Wölfersheimer See (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a)	304
Tab. 112:	Morphometrische Daten der Anna-Süd (BKB AG 1999), der Anna-Nord (BKB AG 1982) und der Wulfersdorfer Teiche (BKB AG 1999).....	309
Tab. 113:	Morphometrische Daten der Tagebauseen bei Wallensen (ermittelt aus „TOP 50“ 1998 e)	315
Tab. 114:	Limnologische Daten des Bruchsees (Gesundheitsamt Landkreis Hildesheim 1996, 1997)	315
Tab. 115:	Morphometrische und limnologische Daten vom Ausee (Oberflächenprobe vom 14.7.99) (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).....	316
Tab. 116:	Morphometrische und limnologische Daten vom Brückelsee (Oberfläche vom 14.07.99) (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).....	318
Tab. 117:	Morphometrische und limnologische Daten (0,5 m Tiefe vom 14.07.99) des Edlmannsees (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	320
Tab. 118:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche vom 07.07.98) vom Knappensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).....	322
Tab. 119:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche vom 14.07.99) vom Lindensee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	324
Tab. 120:	Morphometrische und limnologische Daten (0,5 m Tiefe vom 14.07.99) vom Murnersee (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)	326
Tab. 121:	Morphometrische und limnologische Daten (Oberfläche vom 14.07.99) vom Steinberger (Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999).....	329
Tab. 122:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Albertsees (LAWA NRW 1993)	333
Tab. 123:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Berggeistweiher (LAWA NRW 1993)	336
Tab. 124:	Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwert Apr.-Sep. 1999 Epilimnionmischprobe) des Blausteinsees (Rheinbraun ¹⁾ 1993, STUA Aachen ²⁾ 1999) 339	
Tab. 125:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Bleibtreusees (LAWA NRW 1993)	340
Tab. 126:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Concordiassee (LAWA NRW 1993).....	344
Tab. 127:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Donatussee (LAWA NRW 1993)	347
Tab. 128:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Ententeichs (LAWA NRW 1993)	350
Tab. 129:	Morphometrische Daten vom Entenweiher (LAWA NRW 1993)	352
Tab. 130:	Limnologische Daten (Jahresmittel 1989) vom Nord- und Südteil des Entenweihers (LAWA NRW 1993)	354
Tab. 131:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Fasanenweihers (LAWA NRW 1993).....	355
Tab. 132:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Forellenteichs (LAWA NRW 1993).....	359
Tab. 133:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Forsthausweiher (LAWA NRW 1993)	362
Tab. 134:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Franziskussee (LAWA NRW 1993).....	366

Tab. 135:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) von Gallbergweiher (LAWA NRW 1993).....	369
Tab. 136:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Gotteshülfeteich (LAWA NRW 1993).....	372
Tab. 137:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988) des Gruhlwerksees (LAWA NRW 1993).....	375
Tab. 138:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Heider Bergsees in der Schluchtseebucht (LAWA NRW 1993).....	379
Tab. 139:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Karauschenweiher (LAWA NRW 1993).....	382
Tab. 140:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Karpfenteiches (LAWA NRW 1993).....	385
Tab. 141:	Morphometrische Daten des Kasterer Sees (Rheinbraun 1988 unveröff. ¹⁾ , Erftverband 1982 unveröff. ²⁾).....	388
Tab. 142:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Knapsacker Sees (LAWA NRW 1993).....	390
Tab. 143:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Köttinger Sees (LAWA NRW 1993).....	393
Tab. 144:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Liblarer Sees (LAWA NRW 1993).....	396
Tab. 145:	Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwert Sommer 1987 Epilimnionmischprobe) des Lucherberger Sees (Gärtner ¹⁾ 1971, RHEINBRAUN ²⁾ 1988 unveröff., STUA AACHEN ³⁾ 2000 unveröff.).....	400
Tab. 146:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Lucretiasees (LAWA NRW 1993).....	402
Tab. 147:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Margarethenweiher (LAWA NRW 1993).....	405
Tab. 148:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Mittelsee (LAWA NRW 1993).....	408
Tab. 149:	Morphometrische und limnologische Daten (Mittelwert aus 2m Tiefe, Apr.–Sep. 1996) des Neffelsees (Wolf 1997 ¹⁾ , STUA Aachen 1996 ²⁾).....	411
Tab. 150:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Nordfeldweiher (LAWA NRW 1993).....	414
Tab. 151:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Obersee (LAWA NRW 1993).....	417
Tab. 152:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Otto-Maigler-Sees (LAWA NRW 1993).....	421
Tab. 153:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Phantasialandsees (LAWA NRW 1993).....	424
Tab. 154:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Pingsdorfer Sees (LAWA NRW 1993).....	427
Tab. 155:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Roddersee (LAWA NRW 1993).....	430
Tab. 156:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Schluchtsees (LAWA NRW 1993).....	433
Tab. 157:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Silbersees (LAWA NRW 1993).....	436
Tab. 158:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Stiefelweiher (LAWA NRW 1993).....	439
Tab. 159:	Morphometrische Daten des Garzweiler Sees („Wasserwirtschaftliche Zahlensammlung“ 1998).....	443
Tab. 160:	Morphometrische Daten des künftigen Hambacher Sees (BTUC 2000).....	446
Tab. 161:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1989) vom Theresiasee (LAWA NRW 1993).....	449
Tab. 162:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Tongraben (LAWA NRW 1993).....	451
Tab. 163:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Untersee (LAWA NRW 1993).....	455
Tab. 164:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Villenhofer Maars (LAWA NRW 1993).....	459
Tab. 165:	Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Werkstattweiher (LAWA NRW 1993).....	462

Tab. 166: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Zieselsmaar (LAWA NRW 1993)	465
Tab. 167: Morphometrische und limnologische Daten (April 1998) des Zülpicher Wassersportsees (Pierschke & Boehm 1996 ¹⁾ ; Erftverband 1998 ²⁾ unveröff.)	468
Tab. 168: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) des Zwillingssees (LAWA NRW 1993).....	470

11 Literaturverzeichnis

ALK, 1996: Altlastenkataster der LMBV. CUI Halle.

Arndt, I. B., 1984: Untersuchungen zum biogenen Stoffhaushalt eines geschichteten Braunkohle-restgewässers unter besonderer Berücksichtigung der phytoplanktischen Primärproduktion. Diplomarbeit am Inst. f. Pflanzenökologie der JLU Gießen (unveröff.): 95 S.

Arndt, I. B., Dietrich, R., Dürrschmidt, M., Schwantes, H. O., 1986: Abhängigkeiten der Primärproduktion und Phytomasse in Braunkohlerestgewässern unterschiedlicher Nutzung. Verh. Ges. Ökol. 14: 479-486.

Behrendt, H. & Opitz, D., 1996: Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flußseen im Berliner Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz.

Berger, F., 1955: Die Dichte natürlicher Wässer und die Konzentrations-Stabilität in Seen. Archiv für Hydrobiologie, XXII, Stuttgart: 286-294.

Bernhard, H. & Clasen, J., 1982: Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse des OECD-Untersuchungsprogrammes in die Praxis des Seenschutzes. Z. Wasser Abwasser Forsch. 15: 96–103.

BKA, 1993 a: Braunkohlenplan Tagebau Cottbus Nord. Braunkohlenausschuß, Potsdam, November 1993.

BKA, 1993 b: Sanierungsplan Schlabendorfer Felder. Braunkohlenausschuß, Potsdam, 1993.

BKA, 1993 c: Braunkohlenplan Tagebau Welzow-Süd, räumlicher Teilabschnitt I. Braunkohlenausschuß, Potsdam, Dezember 1993.

BKA, 1994 a: Braunkohlenplan Tagebau Jänschwalde. Braunkohlenausschuß, Potsdam, Februar 1994.

BKA, 1994 b: Sanierungsplan Lauchhammer, Teil I. Braunkohlenausschuß, Potsdam, Februar 1994.

BKA, 1995 a: Sanierungsplan Lauchhammer, Teil II, Entwurf. Braunkohlenausschuß, Cottbus, Februar 1995.

BKA, 1995 b: Braunkohlenplan - als Sanierungsrahmenplan für den Tagebau Olbersdorf. Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien, Bautzen. 48 S.

BKB AG, 1973: Das Pumpwerk Reinsdorf wurde erweitert. Mitteilungen. Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG: 13-16.

BKB AG, 1982: Wasser - ein unentbehrlicher Rohstoff. Mitteilungen. Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG. Heft 9: 3-9.

BKB AG, 1999: Geschichtlicher Rückblick der BKB AG – Tagebaue, Wasseranalysen. Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG (unveröff.).

- Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W. & Sukopp, H., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. In: Erz, W. [Hrsg.]: Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl., Greven.
- Boness, M., 1996: Analysedaten und handschriftliches Gutachten zum Singliser See. Hessische Landesanstalt für Umwelt (unveröff.).
- Brecht et al., 1992: Braunkohlereviere in Deutschland. Jahrbuch 1992, Bergbau, Öl und Gas, Elektrizität, Chemie. 99. Jahrgang. Essen.
- Brettum, 1989: Alger som indikatorer pa vannkvalitet i norske innsjoer. NIVA, Oslo.
- Brustmann, S., 1997: Projektmanagement im Spannungsfeld von Bergbau und Chemiesanierung. In: Dachverband Bergbaufolgelandschaft e.V. [Hrsg.]: Jahrbuch Bergbaufolgelandschaft 1997. Stiftung Bauhaus Dessau.
- BTUC, 1996: Erarbeitung von Grobaussagen zur Gewässergüteentwicklung von Tagebauseen der Lausitz. BTU Cottbus, Senftenberg/Cottbus (unveröff.).
- BTUC, 1997 a: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebaurestsee Greifenhain. BTU Cottbus, 31.07.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1997 b: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Schönfelder Tagebaurestsee (RL 4). BTU Cottbus, 15.09.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1997 c: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebaurestsee Bärwalde. BTU Cottbus, 15.12.1996. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1997 d: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebaurestsee Burghammer.- BTU Cottbus, 24.02.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1997 e: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebaurestsee Scheibe. BTU Cottbus, 18.12.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1997 f: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestsee Spreetal NO. BTU Cottbus, 15.11.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1997 g: Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1996. BTU Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Februar 1997 (unveröff.).
- BTUC, 1998 a: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Bergheider See. BTU Cottbus, 17.12.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1998 b: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Bischdorfer See. BTU Cottbus, 15.12.1997. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1998 c: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen der Schlabendorfer Felder. BTU Cottbus, 31.07.1998. - Auftraggeber: LMBV.
- BTUC, 1998 d: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestsee Gräbendorf. BTU Cottbus, 30.06.1996. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1998 e: Verbundvorhaben Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche. LENAB-Abschlußbericht TP 3: 110 S. + 112 S. Anhang.

BTUC, 1998 f: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Ilse-See. BTU Cottbus, 15.10.1998. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1998 g: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Klinger See. BTU Cottbus, 15.11.1998. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1998 h: Eigenvermessung, BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.

BTUC, 1998 i: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen in der Restseenkette Sedlitz-Skado-Koschen. BTU Cottbus, 16.12.1997. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1998 j: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebaurestseen Lugteich, Laubusch, Kortitzmühle. BTU, Cottbus, 17.12.1998. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1998 k: Fischbestandsaufnahme im Tageausee Laubusch. BTU Cottbus. August 1998. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1998 l: Speicherbecken Lohsa I. Belegarbeit an der BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.

BTUC, 1998 m: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebaurestsee Spreetal-Bluno. BTU Cottbus, 15.12.1997. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1999 a: Gutachtenaktualisierung zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Bischdorfer und Kahnsdorfer See. - BTU Cottbus, 30.06.99. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1999 b: Endbericht 1999 - Brandenburg. Gewässergüte in den Tageauseen der Lausitz. BTU Cottbus, 30.12.1999. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1999 c: Untersuchungsergebnisse von eigenen Probenahmen. BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.

BTUC, 1999 d: Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit im Bereich des RL 113 vor Beginn des ACIDOSAN-Versuches. BTU Cottbus, 13.10.1999. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1999 e: Kurzbericht zum limnologischen Zustand des Tageausees RL 113 vor Beginn des ACIDOSAN-Versuchs. BTU Cottbus, 28.10.1999. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1999 f: Endbericht 1999 - Ostsachsen. Gewässergüte in den Tageauseen der Lausitz. BTU Cottbus, 30.12.1999. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 1999 g: 1. Aktualisierung der Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tageauseen Dreiweibern, Lohsa II und Burghammer. BTU Cottbus, 30.09.1999. - Auftraggeber: LMBV.

BTUC, 2000: Prognose der Restseebeschaffenheit im Tagebau Hambach (Grobaussagen) – Abschlußbericht zum Gutachten. BTU Cottbus. - Auftraggeber: Rheinbraun AG (unveröff.).

- Christmann, K.-H., 1995: Die Seen im rekultivierten Tagebau „Vile“ (Nordrhein-Westfalen) – ein limnologischer Überblick. In: Geller, W. & Packroff, G. 1995: Abgrabungsseen - Risiken und Chancen. Limnologie aktuell Bd. 7. Gustav Fischer: 67-76.
- Christmann, K.-H., 2000: Die Seen im rekultivierten Tagebau „Vile“ (Nordrhein-Westfalen) – Zieselsmaar - aktuelle Datenreihe (unveröff.).
- Christopher, A., 1993: Der hessische Braunkohlenbergbau und seine Bahnen. Verlag im Biebertal, Biebertal.
- Cornelius, K., 1980: Rekultivierungsmaßnahmen unter erschwerten Bedingungen bei den Braunschweigischen Kohlen-Bergwerken in Helmstedt. Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG; Braunkohle, Heft 5: 125-127.
- Dachverband Bergbaufolgelandschaft e.V., 1996: Jahrbuch Bergbaufolgelandschaft 1996: 208 S.
- Deneke, R., 2000: A comprehensive review on the occurrence and the taxonomy of rotifers and crustaceans in extreme acidic environments of pH-values < 3. Hydrobiologia (subm.).
- Dietrich, R., 1989: Untersuchungen zum Einfluß der kombinierten Nutzung als Kühl- und Abwasserseich auf den Stoffhaushalt eines Braunkohlerestgewässers. Dissertationes Botanicae 129, J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 175 S.
- Dietrich, R., Arndt, I. B., Schwantes, H. O., 1987: Ursachen der variablen Photosyntheseeffizienz in einem Braunkohlerestgewässer (Trais-Horloff See). Verh. Ges. Ökol. 16: 369-374.
- Drebenstedt, C., 1995: Besonderheiten der Inkulturnahme kulturfeindlicher Kippenböden im Lausitzer Braunkohlerevier. Braunkohle 5. 1995.
- Dresler, M., 1996: Untersuchungen zur Populationsökologie von *Ephemera glaucops* PICTET, 1843-1845 an Hand eines Vorkommens am Borkener See (Hessen). Diplomarbeit am Fachbereich Biologie, Abt. Tierökologie der Philipps-Universität Marburg: 106 S.
- Driescher, E. & Gelbrecht, J., 1993: Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germany). Wat. Sci. Techn. 28, 3-5: 337-347.
- EG, 1975: Europäische Gemeinschaften: Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer. Amtsblatt der EG Nr. L 31/1 vom 5.2.1976.
- EG, 1978: Europäische Gemeinschaften: Richtlinie des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. Amtsblatt der EG Nr. L 222/1 vom 14.08.1978.
- Erfverband, 1982: Ausbau Mühlenerft und See bei Kaster – Erläuterungsbericht. Auftragnehmer: AGRAR- UND HYDROTECHNIK GmbH, Essen (unveröff.): 20 S.
- Erfverband, 1995: Limnologische Untersuchung des Wassersportsees Zülrich. Bergheim (unveröff.): 5 S.

Erftverband, 1998: Wassersportsee Zülpich - Limnologische Frühjahrsuntersuchung. Bergheim (unveröff.). 5 S.

Fachwörterbuch, 1989: Begriffe für den Tagebau – Fachwörterbuch. 3. Überarbeitete Auflage. WTG Energiewirtschaft, Sektion Feste Brennstoffe. Cottbus.

Fink, 1999: Mündliche Mitteilungen (Mitarbeiter der MIBRAG).

Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & Forsberg, A., 1978: Water chemical analyses and/or algal assay? Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. Intern. Verein. Limnol. 21: 352-363.

Friedrich, G., 1975: Studien zur Entwicklung der spontanen Vegetation anthropogener Gewässer im Rekultivierungsgebiet des rheinischen Braunkohletagebaus.- Bot. Jahrb. Syst. Bd. 96: 71–83.

Friedrich, K., 1992: Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG. Braunkohle, Heft 7: 40-47.

Fyson, A. & Rücker, J., 1998: Die Chemie und Ökologie des Lugteichs – eines extrem sauren, meromiktischen Tagebausees. In: Schmitt, M. & Nixdorf, B. [Hrsg.]: Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 18-34.

Gärtner, E., 1968: Die Ausbildung des Erftbeckens als ober- und unterirdischer Großwasserspeicher zur zukünftigen Wasserversorgung. Braunkohle - Wärme und Energie - Z. f. Gewinnung und Verwertung der Braunkohle, Heft 2, Band 20: 37–43.

Gärtner, E., 1971: Braunkohletagebaue als Wasserspeicher. Energie und Technik – Z. f. Energieerzeugung und angewandte Energie, Heft 6, 23. Jahrgang: 183–188.

Geisler, J. & Haubold, K., 1993: Limnologische Untersuchungen im Braunkohlentagebaurestloch C. Diplomarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin.

Geller, W. & Schultze, M., 1997 a: 2. Ergänzung zum limnologischen Gutachten für die Tagebaue Nachterstedt/Schadeleben und Königsau (Landkreis Aschersleben-Staßfurt). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W. & Schultze, M., 1997 b: Ergänzung zum limnologischen Gutachten für den Tagebau Haselbach III (Landkreise Leipziger Land und Altenburg). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W. & Packroff, G., 1998: Jahresbericht 1998 für den Tagebau Cospuden. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W. & Scharf, B., 1998: Abschlußbericht für den Tagebaurestsee Kayna-Süd. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Kringel, R., Röncke, H., Beyer, M. & Büttner, O., 1997 a: Limnologische Expertise für den Tagebaukomplex Borna-Ost/Bockwitz (Landkreis Leipziger Land). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Schultze, M. & Herzprung, P., 1997 b: Jahresbericht 1997 für den Tagebau Mücheln (Landkreis Merseburg-Querfurt). - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Kringel, R. & Langner, C., 1997 c: Jahresbericht 1997 für den Tagebau Goitsche (Landkreis Bitterfeld/Delitzsch). Limnologische Untersuchungen. Verhalten und Verbleib von Schad- und Nährstoffen bei der Flutung mit Fremdwasser. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Kringel, R., Schultze, M., Wölfl, S., Büttner, O., Kellner, S. & Herzsprung, P., 1997 d: Limnologisches Gutachten für den Tagebaukomplex Goitsche - Teil 2. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Boehrer, B. & Zippel, B., 1997 e: Jahresbericht 1997 für den Tagebau Merseburg Ost (Landkreis Merseburg-Querfurt). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Schultze, M., Wölfl, S., Kringel, R., Zippel, B., Langner, C. & Röncke, R., 1998 a: Jahresbericht 1998 für den Tagebau Goitsche. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Packroff, G. & Böhrer, B., 1998 b: Limnologische Bewertung für den Tagebausee Köckern (Landkreis Bitterfeld). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Röncke, H., Scharf, B., Beyer, M., Mätzold, D. & Ruschack, E., 1998 c: Limnologische Einschätzung der Wassergüte im Tagebaurestloch Zechau 3 (Landkreis Altenburger Land). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Geller, W., Schultze, M. & Wölfl, S., 1998 d: Limnologisches Gutachten für das Tagebaurestloch Haselbach III (Landkreis Leipziger Land). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Gesamthochschule Kassel, 1977: Zur Limnologie des aufgelassenen Braunkohlebergbaues am „Hohen Meißner“. Bericht der Arbeitsgruppe Limnologie: 9 S.

Gesundheitsamt Delitzsch, 1999: Probenahmeergebnisse des Gesundheitsamtes Delitzsch. Landratsamt Delitzsch. 11.08.1999.

Gesundheitsamt Landkreis Hildesheim, 1996: Chemische Analysendaten zur Badewasserqualität des Bruchsee.

Gesundheitsamt Landkreis Hildesheim, 1997: Chemische Analysendaten zur Badewasserqualität des Bruchsee.

Grünwald, U., 1996: Zur Wechselwirkung zwischen Bergbau und Wasserhaushalt in der Lausitz. Forum der Forschung 3: 43-45.

Haferkorn, B., Luckner, L., Müller, M., Zeh, E., Benthaus, F.-K., Pester, L., Lietzow, A., Mansel, H. & Weber, H., 1999: Schaffung von Tagebauseen im mitteldeutschen Bergbaurevier. Die Wiederherstellung eines sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes in den Braunkohleabbaugebieten des Freistaates Sachsen (Nordwestsachsen), des Landes Sachsen-Anhalt und des Freistaates Thüringen. - Auftraggeber: LMBV, Auftragnehmer: IBGW GmbH Berlin/Dresden/Leipzig DGFZ eV.

Håkanson, L., 1981: A Manual of Lake Morphometry. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York. 78 S.

Hamm, A., 1991: Tagebau Garzweiler II – Limnologische Entwicklung des Restsees. Gutachten für das Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen: 33-63.

Hausmann, R. & Ueberschar, H.-J., 1985: Braunkohlenabbau im Helmstedter Revier. Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG; Braunkohle 37, H. 9: 331-337.

Hausmann, R., Römmer, H. & Nille, B., 1982: Rekultivierung bei der Braunschweigischen Kohlen-Bergwerke AG. Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG; Braunkohle, Heft 10: 324-329.

Hegewald, E. & Tsarenko, P., 1995: Was hemmt das Phytoplanktonwachstum in Niederrheinischen Bergbaurestseen? In: Geller, W. & Packroff, G. 1995: Abgrabungsseen - Risiken und Chancen. Limnologie aktuell Bd. 7. Gustav Fischer: 83-90.

Heinmüller, P., Schnabel, S., 1997: Untersuchungen zur Abiotik, zum Plankton und Zoobenthon des Braunkohletagebaugewässers Borkener See (Hessen). Forschungsbericht im Auftrag der Stiftung Hessischer Naturschutz, Wiesbaden: 155 S.

Heinonen, 1980: Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publ. Water Res. Inst. 37.

Hemm, M., Jannack, K. & Nixdorf, B., 1998: Entwicklungsstadien des Tagebausees Gräbendorf in der Niederlausitz, Deutschland vom Restloch über den sauren See zum neutralen Gewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing: 254-258.

Henrikson, L. & Oscarson, H. G., 1981: Corixids (Hemiptera, Heteroptera), the new top-predators in acidified lake. Verh. Int. Ver. theor. ang. Limn. 21: 1616-1620.

Herbst, H.-V., 1966: Limnologische Untersuchungen von Tagebaugewässern in den Rekultivierungsgebieten der Braunkohle-Industrie im Kölner Raum. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten NRW.

Herzsprung, P., Friese, K., Packroff, G., Schimmele, M., Wendt-Potthoff, K. & Winkler, M., 1998: Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 6: 253-262.

Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998: Meßdaten und Gewässerbewertungen.

Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 a: Meßdaten und Gewässerbewertungen.

Hessische Landesanstalt für Umwelt 1999 b: Hessischer Gewässergütebericht 1997. Fortschreibung (Daten) 1998. CD-ROM Version 1.1/99.

Hofmann, G. 1998: Untersuchung benthischer Diatomeen zur trophischen Bewertung des Litorals von sieben hessischen Seen. Untersuchungsauftrag der Hessischen Landesanstalt für Umwelt.

Höll, K., 1986: Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. 7. Aufl. Verlag de Gruyter, Berlin.

- Hutchinson, G. E., 1937: A contribution to the limnology of arid regions primarily founded on observations made in the Lahontan Basin. Trans. Conn. Acad. Arts Sci. 33: 47-132.
- Hutter, K. & Bäuerle E., 1993: Schichtungsverhalten des Restsees Garzweiler II. - Auftraggeber: Rheinbraun AG Köln. 117 S.
- Hütter, L. A., 1990: Wasser und Wasseruntersuchung. 4. Aufl. Frankfurt /M.
- Hygieneinstitut Cottbus, 1993: Analysendaten für ausgewählte Tagebaurestlöcher von 1976 bis 1990.
- IDUS, 1995: Tagebaurestlochsee Olbersdorf, Nachtrag zum Limnologischen Gutachten vom 20.12.94 für den Bearbeitungszeitraum Januar 1995 bis März 1995.
- Institut für Binnenfischerei, 1999: Abschlußbericht – Untersuchungen zu den fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten von Braunkohletagebauseen. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam - Sacrow.
- Jacob, W. & Kapfer, M., 1999. Morphologie und Taxonomie von Fadenalgen im sauren Tagebaurestsee Koschen (Lausitz, Brandenburg). Lauterbornia 35: 71-80.
- Kapfer, M., 1998: Das Litoral von extrem sauren Tagebauseen als Lebensraum für benthische Aufwuchsalgen. In: Schmitt, M. & Nixdorf, B. [Hrsg.]: Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 35-49.
- Kaumanns, J., 1990: Untersuchungen zur Zusammensetzung, Biomasse und Aktivität des Phytoplanktons anthropogener Flachgewässer im rheinischen Braunkohlegebiet. Diplomarbeit am Landesamt für Wasser und Abfall, Düsseldorf NRW (unveröff.).
- Klapper, H., 1992: Eutrophierung und Gewässerschutz.- 1. Aufl., Jena.
- Klapper, H. & Schultze, M., 1992 a: Limnologische Einschätzung für den Tagebaurestsee Kayna-Süd (Landkreis Merseburg). GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Institut für Gewässerforschung Magdeburg, Consultinggesellschaft für Umwelt und Infrastruktur mbH. - Auftraggeber: LMBV.
- Klapper, H. & Schultze, M., 1992 b: Limnologisches Gutachten für den Tagebau Köckern (Landkreis Bitterfeld). GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Institut für Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: Anhaltinische Braunkohlensanierungsgesellschaft mbH i.G.
- Klapper, H. & Schultze, M., 1992 c: Limnologische Einschätzung des Tagebaus Merseburg-Ost. GKSS Institut für Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.
- Klapper, H. & Schultze, M., 1993 a: Limnologisches Gutachten für den Tagebau Cospuden. Überarbeitung des Limnologischen Gutachtens von 1988. GKSS - Institut für Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.
- Klapper, H. & Schultze, M., 1993 b: Untersuchungsergebnisse zum Störmthaler See, Umweltforschungszentrum Magdeburg. 1993.

Klapper, H. & Schultze, M., 1993 c: Limnologisches Gutachten für die Tagebaue Golpa-Nord und Gröbern (Landkreis Gräfenhainichen). GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Institut für Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: Consultinggesellschaft für Umwelt und Infrastruktur.

Klapper, H. & Schultze, M., 1996: Ergänzung zum Limnologischen Gutachten für den Tagebau Nachterstedt/Schadeleben (Landkreis Aschersleben-Staßfurt). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H. & Schultze, M., 1997 a: Limnologisches Gutachten für den Tagebaukomplex Goitsche - Teil 1 -. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H. & Schultze, M., 1997 b: Limnologische Einschätzung für das Restloch Deponie Großkayna (Landkreis Merseburg-Querfurt). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Scharf, B., Büttner, O., Hagemann, H., Herzog, M., Herzsprung, P., Kuehn, B., Meißner, R., Packroff, G., Rupp, H., Schonert, P., Schultze, M. & Seeger, J. 1994 a: Studie zu Maßnahmen zur Qualitätsverbesserung des vorhandenen Wassers im Tagebaurestloch Kayna-Süd einschließlich Volumenermittlung. GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Institut für Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Schultze & M., Erdmann, U., 1994 b: Limnologisches Gutachten für das Tagebaurestloch Haselbach III und die ehemalige Tagebaueinfahrt (Landkreise Borna und Altenburg). GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Institut für Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Schultze, M. & Kringel, R., 1996 a: Limnologische Einschätzung für den Tagebau Mücheln - Geiseltalsee (Landkreis Merseburg-Querfurt). - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Schultze, M. & Kringel, R., 1996 b: Limnologisches Gutachten für die Tagebaue Delitzsch-Südwest und Breitenfeld (Landkreis Delitzsch). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Packroff, G. & Schultze, M., 1996 c: Limnologische Einschätzung für den Tagebau Witznitz. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Wölfl, S. & Kringel, R., 1996 d: Limnologische Einschätzung des Tagebaurestloches Groitzscher Dreieck (Landkreis Leipziger Land). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Wölfl, S. & Kringel, R., 1996 e: Jahresbericht 1996 für das Restloch Werben. UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Rönicke, H., Wölfl, S., Zippel, B. & Schultze, M., 1997 a: Limnologisches Gutachten für den Harthsee (Landkreis Leipziger Land). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H., Wölfl, S., Kringel, R., Zippel, B., Packroff, G., Rönicke, H., Friese, K., Herzsprung, P. & Schimmele, M., 1997 b: Limnologisches Gutachten für das Tagebaurestloch Werben (Landkreis Leipziger Land). - Auftraggeber: LMBV.

Klapper, H. & Schultze, M., 1998: 1. Ergänzung zur Limnologischen Einschätzung für das Restloch Deponie Großkayna (Landkreis Merseburg-Querfurt). UFZ-Sektion Gewässerforschung Magdeburg. - Auftraggeber: LMBV.

Kleinebeckel, A., 1986: Unternehmen Braunkohle – Geschichte eines Rohstoffes, eines Revieres, einer Industrie im Rheinland. Rheinische Braunkohlenwerke AG [Hrsg.], Köln.

Krumbeck, H., Nixdorf, B. & Fyson, A., 1998: Ressourcen der Bioproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz - Angebot, Verfügbarkeit und Umsetzung. In: Schmitt, M. & Nixdorf, B. [Hrsg.]: Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 7-17.

Kühne, M., Nixdorf, B. & LEßMANN, D., 1997: Morphometrische Entwicklung des Tagebausees Gräbendorf (Niederlausitz) im Prozeß der Flutung und limnologische Auswirkungen. Tagungsband der Deutschen Gesellschaft für Limnologie. Jahrestagung 1997 in Frankfurt a. Main. S. 244 –248.

LAWA NRW, 1993: Gutachten über die Gewässerbeschaffenheit von 39 Tagebauseen im rheinischen Braunkohlen-Rekultivierungsgebiet „Ville“ – Gewässergüte der Ville-Seen. - Landesamt für Wasser und Abfall NRW. 1. Teil Seenmonographien, 2. Teil Datensammlung. Bd. 1 und 2. Düsseldorf.

LAWA, 1985: Inheidener See. In: Seen in der Bundesrepublik Deutschland: S. 84-86.

LAWA, 1998: Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinien für die Bewertung nach trophischen Kriterien (Entwurf). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

Lessmann, D. & Nixdorf, B., 2000: Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. (im Druck).

Leßmann, D., Deneke, R., Ender, R., Hemm, M., Kapfer, M., Krumbeck, H., Wollmann, K., Nixdorf, B., 1999: Lake Plessa 107 (Lusatia, Germany) – an extremely acidic shallow mining lake. Hydrobiologia 408/409: 293-299.

LFÖ, 1979: Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere.- Bd. 4, Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW. Recklinghausen.

LGRB, 1999: Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg. Bereitstellung der morphologischen Daten.

Liepelt, A. E., Leßmann, D. & Mischke, U., 1997: Die Vertikalverteilung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz - Vergleich von ‚in situ‘-Fluoreszenzmessung, HPLC-Pigmentanalytik und mikroskopischer Bestimmung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) -Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld: 640-644.

Liepelt, A., 1997: Entwicklung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz 1995 und 1996 – Erfassung durch mikroskopische Bestimmungen und HPLC-Pigmentanalysen. In: Deneke, R. &

- Nixdorf, B. [Hrsg.] Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen der Lausitz, BTUC-AR 5/97: 19-30.
- Lingemann H., 1992: Der Braunkohlenbergbau der Wetterau. In: "150 Jahre Bergamt Weilburg 1842 bis 1992" (Festschrift).
- LMBV, 1995 a: Abschlußbericht „Untersuchungen zu verschiedenen Varianten der Renaturierung des stark sauren und eisenhaltigen Tagebaurestsees Heide 6“.
- LMBV, 1995 b: Ökologisches Gutachten „zum Sanierungsgebiet des Tagebaues Heide einschließlich Vorschlag zur Bergbaufolgelandschaft“.
- LMBV, 1996: Abschlußbetriebsplan Tagebaufelder Spreetal.- LMBV, 29.02.1996.
- LMBV, 1998: Braunkohlenreviere in Deutschland. Übersichtskarten. 1998.
- LTV, 1997: Jahresbericht 1997 über die Eigenüberwachung der Stauanlagen der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen. Pirna. 31.06.1998.
- LTV, 1998: Jahresbericht 1998 über die Eigenüberwachung der Stauanlagen der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen. Pirna. 30. Juni 1999.
- LUA NRW, 1995: Bericht des Landesumweltamtes NRW über die Badesaison 1995.- Essen.
- LUA NRW, 1998: Bericht des Landesumweltamtes NRW über die Badesaison 1998.- Essen.
- LUA, 1995: Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Studien und Tagungsberichte, Band 6. Landesumweltamt Brandenburg [Hrsg.], Potsdam.
- LUA, 1996: Nutzungsziele für Tagebaurestseen; Orientierungen für Zielvorgaben der Einleitungsbedingungen; Randbedingungen für das Restloch Koschen und den Speicher Niemtsch. - Schreiben des Landesumweltamtes Brandenburg, Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft, Ref. Wasserwirtschaft Süd, Cottbus vom 30.10.1996 an Dr. Gockel, LMBV mbH.
- LUA, 1997: Sachstandsbericht: Ergebnisse der zeitweiligen AG „Flutung erweiterte Restlochkette“ der Länder-AG „Wasser-Lausitz“. LUA Brandenburg, Cottbus, Juni 1997.
- LUA-S, 1997: Untersuchungen von Badewasser nach der Richtlinie 76/160/EWG. Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen, Dresden, 1993 - 1997.
- LUA-S, 1998: Untersuchung von Badewasser nach der Richtlinie 76/160/EGW – Tagebau Großstolpen. Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen (unveröff.).
- Luckner, L. & Eichhorn, D., 1996: Lausitzer Braunkohlenrevier: Flutungskonzept für die Tagebaurestlöcher. Z. Wasserwirtschaft Wassertechnik 4/96: 18-28.
- Luckner, L., Haferkorn, B., Mansel, H., Sames, D. & Rehfeld, F., 1995: Rehabilitation des Wasserhaushaltes im Braunkohlenrevier Mitteldeutschland. LMBV [Hrsg.].
- Luckner, L., 1997: Restlochflutung – Gefahrenabwehr, Wiedernutzbarmachung und Normalisierung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Lausitzer Revier. LMBV: 85 S.

Melzer, A., 1993: Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 47: 156-172.

Mietz, O., 1996: Allgemeiner hydrogeographisch-limnologischer Überblick über Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des Norddeutschen Tieflandes. Studien und Arbeitsberichte aus dem Inst. f. angewandte Gewässerökologie, Heft 2: 1-336.

Möbs, H. & Maul, C., 1994: Sanierung der Braunkohlengebiete in Mitteldeutschland in der Lausitz. wwt 3/94: 12-18.

Müller, Th., 1962: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 87 Braunschweig. Geographische Landesaufnahme 1:200 000, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg: 38 S.

Müller, Th., 1959: Ostbraunschweiges Hügelland. Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, 6. Lfg., Remagen.

Nixdorf, B. & Kapfer, M., 1998: Stimulation of phototrophic pelagic and benthic metabolism close to sediments in acidic mining lakes. Water, Air, and Soil Pollution 108: 317-330.

Nixdorf, B. & Leßmann, D., 1999. Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tagebauseen der Lausitz – Ansätze und Probleme. In: Kapfer, M. & Nixdorf, B. [Hrsg.]: Gewässerreport (Nr. 5). BTUC-AR 1/99: 50-64.

Nixdorf, B. & Hemm, M., 2000: Besonderheiten im Stoffhaushalt künstlicher Klarwasserseen Südostbrandenburgs (Tagebauseen der Lausitz) - ein Überblick. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands. Band 4. S. 32-39.

Nixdorf, B., Rücker, J., Köcher, B. & Deneke, R., 1995: Erste Ergebnisse zur Limnologie von Tagebaurestseen in Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Besiedlung im Pelagial. In: Geller, W. & Packroff, G. 1995: Abgrabungsseen - Risiken und Chancen. Limnologie aktuell Bd. 7. Gustav Fischer: 39-52

Nixdorf, B., Fyson, A. & Schöpke, R., 1997: Versauerung von Tagebauseen in der Lausitz - Trends und Möglichkeiten der Beeinflussung oder: Kann die biogene Alkalinitätsproduktion gesteuert werden? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld: 513-517.

Nixdorf, B., Mischke, U. & Lessmann, D., 1998: Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH<3) in Lusatia (Germany). Hydrobiologia 369/370: 315-327.

Nixdorf, B., Mutz, M., Wollmann, K. & Wiegler, G., 2000: Zur Ökologie in extrem sauren Tagebaugewässern der Bergbaufolgelandschaft - Besiedlungsmuster und Leitbilder. In: Wiegler, G., Bröring, U., Mrzljak, J. & Schulz, F. [Hrsg.]: Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften: Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung. Physica, Heidelberg: 360-381.

OECD, 1982: Eutrophication of waters - Monitoring, assessment and control. Paris.

- Packroff, G., Schimmele, M. & Winkler, M., 1999: Saisonale und vertikale Verteilung von Ciliaten in einem sauerstoff- und pH-geschichteten Bergbaurestsee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing: 714-2718.
- Parkhurst, D. L., 1995: User's guide to PHREEQC – a computer program for speciation, reaction-path, advective transport, and inverse geochemical calculations. US Geol. Ser. Water Resources Investigations Report 95-4227. Lakewood/Colorado.
- Paul, J. & Ritzkowski, S., 1990: Hydrogeologisches Gutachten über die Entwicklung in den aufgelassenen und zum Teil wiederverfüllten Tagebauen der BKB nach Einstellung des Betriebes und der bergbaulichen Entwässerungsmaßnahmen – Teil 3: Schichtfolge, Lagerungsverhältnisse, Gefährdungspotential der Sedimente, Hydrogeologie und Hydrochemie des Tagebaus Schöningen, Baufelder Esbeck und Schöningen und Wiederanstieg und hydrochemische Entwicklung des Wassers in einem künftigen Tagebausee Schöningen.- Auftraggeber: Braunschweigische Kohlen-Bergwerke AG; Göttingen: 89 S.
- Peine, A., 1998: Saure Restseen des Braunkohletagebaus – Charakterisierung und Quantifizierung biogeochemischer Prozesse und Abschätzung ihrer Bedeutung für die seeinterne Neutralisierung. Bayreuther Forum Ökologie 62: 141 S.
- Pflug, W., 1998: Das Wetterauer Braunkohlenrevier. In: Pflug, W. [Hrsg.]: Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer-Verlag, Berlin u.a.: 981-983.
- Pierschke, K.-J. & Boehm, B., 1996: Geomechanische und wasserwirtschaftliche Aspekte bei der Restseegestaltung im Rheinischen Braunkohlerevier. In: Braunkohle - Surface Mining, Heft 48 Nr. 6.
- Pietsch, W., 1998: Colonization and vegetational development in mining lakes of the Lusatian lignite area in dependence on water genesis. In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. [Hrsg.]: Acidic Mining Lakes. Springer, Berlin: 169-194.
- Pöthig, R., Lademann, H. & Behrendt, H., 2000: Akkumulation, Sorptionskapazität und Mobilität von Phosphor in rekultivierten, landwirtschaftlich genutzten Kippenböden des Braunkohlentagebaues in der Niederlausitz. Arch. Nat. Landschaft (im Druck).
- Rademacher, J., 1997: Flora und Vegetation feuchter Standorte im Naturschutzgebiet Borkener See". Diplomarbeit an der Gesamthochschule Kassel, FB 11, Studiengang Ökologische Umweltsicherung: 95 S.
- Reynolds, C. S., 1984: The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rheinbraun, 1988: Gewässer im Rekultivierungsgebiet des rheinischen Braunkohlereviere. Rheinbraun AG (unveröff.).
- Rheinbraun, 1992: Rheinisches Braunkohlerevier. Übersichtskarte vom Stand 1.1.1992. Rheinbraun AG.

Rheinbraun, 1993: Gewässer im Rekultivierungsgebiet des rheinischen Braunkohlereviers, Rheinbraun AG (unveröff.).

Rheinbraun, 2000: Revier und Werk – Die Zeitschrift für alle Mitarbeiter, Pensionäre und Freunde des rheinischen Braunkohlebergbaus. 50. Jhg., Heft 279. Rheinbraun AG.

RPO-N, 1993 a: Braunkohlenplan Tagebau Nochten. Regionaler Planungsverband Oberlausitz – Niederschlesien. Bautzen.

RPO-N, 1993 b: Braunkohlenplan Tagebau Reichwalde. Regionaler Planungsverband Oberlausitz – Niederschlesien. Bautzen.

RPO-N, 1996: Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Laubusch/Kortitzmühle. Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien, Bautzen, Stand 07.11.1996.

RPO-N, 1998: Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan für den stillgelegten Tagebau Berzdorf. Regionaler Planungsverband Oberlausitz – Niederschlesien. Bautzen.

Rücker, J., Fyson, A., Deneke, R. & Packroff, G., 1999: Meromiktische Seen mit saurem Mixolimnion – eine Besonderheit der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing: 239-243.

Safetec GmbH, 1997: Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebaurestseen der Trebendorfer Felder. (Bereich Consulting Berlin) - Auftraggeber: BTU Cottbus.

Sas, H., 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia-Verlag Richarz GmbH, St. Augustin.

Satake, K. & Saijo, V., 1974: Carbon dioxide content and metabolic activity of microorganisms in some acid lakes in Japan. Limnol. Oceanogr. 19: 331-338.

Scharf, B.W., Dermietzel, J., Melzer, A., Richter, W. & Röncke, H., 1994: Beitrag zur Limnologie des Hufeisensees bei Halle/Saale. In: UFZ-Bericht Nr. 4/1995: Beiträge zum Workshop „Braunkohlebergbaurestseen“, 24.-25. November 1994 in Bad Lauchstädt. Sektion Hydrogeologie, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH.

Schönhut, H., 1998: Nordhessischer Braunkohlenbergbau. Die Gewerkschaft Frielendorf. Bernecker Mediagruppe, Melsungen: 288 S.

Schultze, M., 2000: Übersichtskarte der Mitteldeutschen Braunkohlentagebauseen – verändert. Umweltforschungszentrum Magdeburg.

Schultze, M., Klapper, H., Nixdorf, B., Mischke, U. & Grünwald, U., 1994: Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen. Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung (Eigenverlag).

Stadt Frankfurt/Oder, 1993: Information über Gefährdungsgebiete am Helene- und Katja-See.

Steckhan, W., 1998: Der Braunkohlenbergbau in Hessen. Hess. Lagerstättenarchiv 1, Wiesbaden: 212 S.

Steinberg, C. E. W., Fyson, A. & Nixdorf, B., 1999: Extrem saure Seen in Deutschland. *Biologie in unserer Zeit* 29 (2): 98-109.

Steinberg, C. E. W., Schäfer, H., Beisker, W., 1998: Do acid-tolerant cyanobacteria exist? *Acta hydrochim. hydrobiol.* 26: 13-19.

Stetter & Vollbrecht, 1988: Hydrologisches Gutachten für das Naherholungsgebiet Helene-See. - Auftraggeber: Rat der Stadt Frankfurt/Oder, Auftragnehmer: Staatliche Gewässeraufsicht der Wasserwirtschaftsdirektion Oder-Havel, Oktober 1988.

Stiftung Hessischer Naturschutz, 1995: Gewässerrandstreifenprojekt "Altenburg IV", Borkener See (Hessen) 1990 - 1993. Abschlußbericht, Teil: Biotopgestaltende Lenkungsmaßnahmen., Wiesbaden: 17 S.

STUA Aachen (1999): Limnologische Untersuchungsergebnisse des Blausteinsees 1999 (unveröff.).

StUFA, 1999 a: Fachrechtliche Stellungnahme zur Limnologischen Zustandsanalyse für die Tagebaurestlochseen im Raum Borna/Bockwitz vom 03.03.1999. Staatliches Umweltfachamt Leipzig.

StUFA, 1999 b: Fachtechnische Stellungnahme zur Limnologischen Zustandsanalyse für die Tagebaurestlochseen Grabschütz und Zwochau vom 30.3.1999. Staatliches Umweltfachamt Leipzig.

Stürmer, A. & Lange, S., 1993: Rekultivierung im Rheinischen Braunkohlenrevier. *Bergbau Heft 7*: 297-302.

TGL 27 885/01, 1982: Fachbereichstandard Nutzung und Schutz der Gewässer. Binnengewässer. Klassifizierung. Berlin: Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR: 16 S.

Thörner, E., 1998: Die Bedeutung der Restlochseen des Braunkohlenbergbaues für den Vogelschutz. In: Pflug, W. [Hrsg.]: *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer-Verlag, Berlin u.a.: 1005-1009.

TOP 50, 1998: Amtliche Topographische Karten - Hessen. Hessisches Landesvermessungsamt [Hrsg.], 1. Aufl., CD-ROM.

TOP 50, 1999 a: Amtliche Topographische Karten - Brandenburg/Berlin. Landesvermessungsamt Brandenburg [Hrsg.], 1. Aufl., CD-ROM.

TOP 50, 1999 b: Amtliche Topographische Karten - Sachsen. Landesvermessungsamt Sachsen [Hrsg.], 1. Aufl., CD-ROM.

TOP 50, 1999 c: Amtliche Topographische Karten - Nordrhein-Westfalen. Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen [Hrsg.], 1. Aufl., CD-ROM.

TOP 50, 1999 d: Amtliche Topographische Karten - Bayern-Nord. Landesvermessungsamt Bayern [Hrsg.], 1. Aufl., CD-ROM.

TOP 50, 1999 e: Amtliche Topographische Karten - Niedersachsen / Bremen. Landesvermessung & Geobasisinformation Niedersachsen (LGN) [Hrsg.], 2. Aufl., CD-ROM.

- Trahms, K.-J., 1972: Die Entwicklung von Plankton-Biocoenosen in Restgewässern des Rheinischen Braunkohlengebietes. Intern. Rev. Ges. Hydrobiol. 57(5): 695-758.
- Unbekannt, 1957: Die deutschen Landkreise. Reihe D, Band 14. Landkreis Alfeld.
- Vollenweider, R. A., 1968: Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässer-eutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. OECD, DAS/CSI 68.27.
- Vollenweider, R. A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication.- Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.
- Vollenweider, R. A., 1979: Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozeß stehender Gewässer und Talsperren.- In: Z. f. Wasser- und Abwasserforschung, 12 (2):46-56.
- Vollenweider, R. A., 1982: Eutrophication of waters - Monitoring, assessment and control, Paris. OECD.
- Vollenweider, R. A. & Kerekes, J., 1982: OECD cooperative programme for monitoring of inland waters (eutrophication control). Synthesis Report, Paris: 154 S.
- Walker, K. F. & Likens, G. E., 1975: Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation patterns.- Verh. Intern. Verein. Limnol. 19: 442-458.
- Wasserwirtschaftliche Zahlensammlung, 1998: Rheinbraun AG: 1 S.
- Wasserwirtschaftsamt Amberg, 1999: Limnologische Meßdaten 1982-1999. Bereitgestellt vom Wasserwirtschaftsamt Amberg.
- Weber, L., 1999: Mündliche Mitteilungen (Universität Heidelberg, Institut für Umweltphysik).
- Weilner, C. 1989: Entstehung einer Seenlandschaft bei Wackersdorf. Zur Geschichte der Bayerischen Braunkohlenindustrie AG und ihre Auswirkung auf die Ökologie. Naturw. Zeitschrift f. Niederbayern. 31: 125-149.
- Wolf, J., 1997: Ökologische Untersuchung des Neffelsees 1996 – insbesondere hinsichtlich seiner Trophie. - Auftraggeber: Erftverband, Bergheim, Bergisch Gladbach (unveröff.): 42 S.
- Wölfl, St., Tittel, J. & Zippel, B., 2000: Occurrence of an algal mass development in an acid (pH 2,5), iron and aluminium-rich coal mining pond. Research note in Water Research (eingereicht).
- Wollmann, K., 1997: Vorkommen von Wasserwanzen (Corixidae, Heteroptera) in Tagebauseen der Lausitz. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. [Hrsg.]: Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen der Lausitz, BTUC-AR 5/97: 41-48.
- Wollmann, K., Deneke, R., Nixdorf, B., & Packroff, G., 2000: The dynamics of planktonic food webs in 3 mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). Hydrobiologia 433. 3-14.

12 Anlage (alphabetische Auflistung der Tagebauseen)

Alphabetische Übersicht der Tagebauseen mit der Angabe des Bundeslandes, des Hoch- und Rechtswertes, der Flächen, der Oberflächen- und Grundwasserzuflüsse und der Seitenangabe im Dokument.

(x – Oberflächenwasser- bzw. Grundwasserzufluß; zk – zukünftiger Oberflächenwasser- bzw. Grundwasserzufluß; k. A. – keine Angabe auf erfolgter Anfrage; leeres Kästchen – Recherche nicht möglich)

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
1	Absetzer RL 1035 See	Sachsen-Anhalt	4230856	5718108	11,00	zk	zk	238
2	Adolf	Sachsen-Anhalt	3956058	5709426				
3	Ägirbad Hohenleipisch	Brandenburg	4615114	5711474	1,00			
4	Albertsee	Nordrhein-Westfalen	2253530	5622575	1,20	x		332
5	Alte Grube Teuchern	Sachsen-Anhalt	4164983	5687929	0,30			
6	Altgröben/Gröben	Sachsen-Anhalt	4172604	5686878	0,20			
7	Altzscherben/Granauer Berg	Sachsen-Anhalt	3994761	5710408	4,40			
8	Andersteich - RL 16 - Mulde G - 0618	Brandenburg	4979405	5718171	1,12			
9	Anna	Sachsen-Anhalt	3912408	5716043	4,00			
10	Anna Nord	Niedersachsen	3824104	5800405	14,25	zk	x	307
11	Anna Süd	Niedersachsen	3824744	5799764	23,10		x	307
12	Annafeldsee od. Fuchsheckenteich	Hessen	3280684	5694762	2,00			
13	Annensee ?	Sachsen-Anhalt						
14	Auensee in Granschütz	Sachsen-Anhalt	4168989	5691317	18,00			
15	Aufbauteich - RL 24 - Mulde III - 1222	Brandenburg	4969816	5718346	2,00			
16	Ausee	Bayern	4210318	5477794	121,00	k. A.	k. A.	316
17	Bad Erna Hauptteich	Brandenburg	4622868	5718198	1,70	k. A.	k. A.	54
18	Bad Erna Westteich	Brandenburg	4622214	5718064	6,00	k. A.	k. A.	54
19	Badeanstalt Lieskau - 1215	Brandenburg	4962568	5716957	3,00			

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
20	Barbarasee (Sachsensee)	Hessen	2951163	5596983	37,00		x	273
21	Barbarateich	Sachsen-Anhalt	4250616	5726830	19,30			
22	Barschteich	Brandenburg	4628730	5718122	5,10			
23	Barschteich Reuthen - RL 9 - 1216	Brandenburg	4968999	5717341	2,40			
24	Bärwalde	Sachsen	4965151	5703676	1330,00	x	x	140
25	Berggeistweiher	Nordrhein-Westfalen	2262206	5620237	21,90	x		335
26	Bergheide	Brandenburg	4670482	5716910	290,00	zk	zk	57
27	Bergwerksee (Tgb. VII)	Hessen	2948129	5590397	61,00	k. A.	k. A.	271
28	Bergwitzsee	Sachsen-Anhalt	4278875	5731289	220,00			
29	Bertha nördl. Teil	Sachsen-Anhalt	4250697	5738982	3,70			
30	Bertha südl. Teil	Sachsen-Anhalt	4250748	5738417	1,50			
31	Berzdorfer See	Sachsen	5052714	5685015	950,00	zk		143
32	Beuna	Sachsen-Anhalt			12,50			
33	Biedrich-Teich	Hessen	2951816	5591990	1,10	k. A.	k. A.	271
34	Binsenteich	Nordrhein-Westfalen			0,40			
35	Birkensee	Sachsen-Anhalt	4276507	5728974	2,42			
36	Bischdorfer See (Seese Ost, Restloch 23)	Brandenburg	4712199	5732730	270,00	x	x	60
37	Blauer See	Sachsen-Anhalt	4240050	5723550	21,00			
38	Blauer See Kausche	Brandenburg	4892201	5718389	5,00			
39	Blausteinsee	Nordrhein-Westfalen	2136516	5624440	100,00	x	x	338
40	Bleibreusee	Nordrhein-Westfalen	2258055	5623409	74,20	x	x	340
41	Bluno	Sachsen	4893318	5711721	450,00	zk	zk	190
42	Bockwitz - Feuchtbiotop	Sachsen	4269517	5686786	12,00	x	x	225
43	Bockwitz - Hauptwasserhaltung	Sachsen	4271237	5685711	18,00	x	x	225
44	Bockwitz - Südkippe	Sachsen	4273084	5686020	31,00	x	x	225

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
45	Bockwitzer See	Sachsen	4273021	5687163	171,00	x	x	225
46	Borkener See	Hessen	3175762	5681139	132,00	x	x	275
47	Brauner Teich - RL 9	Brandenburg	4972111	5721339	1,00			
48	Brikettfabrik (Leopold)	Sachsen-Anhalt	4226854	5719090	16,00			
49	Bruchgelände Döllingen	Brandenburg	4631708	5711508	7,50			
50	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622	Brandenburg	4971932	5720301	2,39			
51	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622/1	Brandenburg	4972586	5720478	0,50			
52	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622/2	Brandenburg	4972153	5720225	0,50			
53	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622/4	Brandenburg	4971990	5720125	0,30			
54	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622/5	Brandenburg	4971716	5720153	0,50			
55	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622/6	Brandenburg	4971787	5720249	0,22			
56	Bruchgelände Richard Mulde - RL 0622/7	Brandenburg	4970000	5720327	0,68			
57	Bruchsee	Niedersachsen	3256677	5790235	9,60	k. A.	k. A.	314
58	Bruckdorf nördl. Teil	Sachsen-Anhalt	4160424	5709010	11,80			
59	Brückelsee	Bayern	4206063	5478661	121,00	k. A.	k. A.	318
60	Burghammer	Sachsen	4930196	5709449	370,00	x	x	144
61	Burghardsteich - Grubenteich - RL 10 - 0606	Brandenburg	4972545	5721192	1,00			
62	Casel See	Brandenburg	4885517	5723830	8,80	k. A.	k. A.	54
63	Clara III	Sachsen			26,00			
64	Concordiassee	Sachsen-Anhalt	3884715	5732899	595,00	zk	x	243
65	Concordiassee	Nordrhein-Westfalen	2246880	5623449	11,90	x		343
66	Cospuden	Sachsen	4229653	5696104	398,00	x	x	203
67	Cottbuser See	Brandenburg	4945174	5730324	1600,00	zk		132
68	Deutsche Grube	Sachsen-Anhalt	4216986	5719375	5,00			
69	Deutzen 1/Pumpstation	Sachsen						

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
70	Deutzen 2/Vorklärbecken	Sachsen						
71	Dieskau (Osendorfer?) See/(Kanutenteich?)	Sachsen-Anhalt	4164336	5707222	21,00			
72	Dillichersee	Hessen	3176396	5678846	8,00	x		280
73	Domsdorf-Ost	Brandenburg	4600818	5717269	1,50			
74	Domsen/Großgrimma	Sachsen-Anhalt	4191737	5691341	54,00			
75	Donatussee	Nordrhein-Westfalen	2255432	5621105	9,60	x		346
76	Drehnasee (Restloch 12)	Brandenburg	4677362	5729233	140,00	x	x	63
77	Dreiweißern	Sachsen	4938296	5705574	290,00	x		147
78	Drochower See	Brandenburg	4696063	5716209	50,00			
79	Druschplatz	Sachsen-Anhalt	4245423	5726724	13,00			
80	Dürener See	Nordrhein-Westfalen	2171014	5621088	36,10			
81	Echtzer See	Nordrhein-Westfalen	2167483	5622149	16,50			
82	Edderitz	Sachsen-Anhalt	4005876	5724886	40,00			
83	Edlmannsee	Bayern	4201912	5479803	11,00	k. A.	k. A.	320
84	Eichwege See - RL 15 - Mulde E - 0617	Brandenburg	4979777	5718379	4,80	k. A.	k. A.	54
85	Eintracht/ Jägerschacht	Sachsen-Anhalt	3952861	5738489				
86	Emma-Nord	Hessen	2979713	5572280	6,00	k. A.	k. A.	278
87	Emma-Süd	Hessen	2979524	5572082	12,00	k. A.	k. A.	278
88	Ententeich	Niedersachsen	3256141	5790443	2,90	k. A.	k. A.	314
89	Ententeich	Nordrhein-Westfalen	2261555	5620458	1,80		x	349
90	Entenweiher	Nordrhein-Westfalen	2258054	5621385	4,90	x	x	352
91	Erichsee ?	Sachsen-Anhalt						
92	Erlengrund Teutschenthal	Sachsen-Anhalt	3974684	5709315	1,90			
93	Fabrikteich IV	Brandenburg	4698248	5711698	25,00			
94	Fahrt/Preußlitz	Sachsen-Anhalt	3981178	5727271	2,30			

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
95	Falkenhain	Thüringen	4223078	5683634	1,00			
96	Fasanenweiher	Nordrhein-Westfalen	2260902	5622077	0,70		x	355
97	Felixsee (RL 061214)	Brandenburg	4966105	5719496	13,00		x	66
98	Felsenteich -0606/1	Brandenburg	4972541	5721171	0,40			
99	Flanschenteich/Pingelsteich	Sachsen-Anhalt	3974163	5727027	29,00			
100	Flur 2 - RL 13 - Flurstück 217 -1220	Brandenburg	4969231	5717130	1,80			
101	Forellenteich	Nordrhein-Westfalen	2248431	5622487	1,00		x	358
102	Forsthausweiher	Nordrhein-Westfalen	2261174	5621029	1,90		x	361
103	Fortschritt	Thüringen	4226880	5682298	2,00			
104	Fortuna-Garsdorf See	Nordrhein-Westfalen	2208487	5678939	20,00	x		364
105	Franziskussee	Nordrhein-Westfalen	2254978	5622305	16,10		x	365
106	Franzosenteich	Brandenburg	4625178	5718079	2,00			
107	Freiheit II	Sachsen-Anhalt	4214052	5717983	64,00			
108	Freiheit III	Sachsen-Anhalt	4213186	5718261				
109	Freiheit VI	Sachsen-Anhalt	4220465	5718930	13,50			
110	Friedhofsmulde - RL 1 - 0608	Brandenburg	4978670	5720386	0,50			
111	Friedrich-Wilhelm	Sachsen-Anhalt	3988402	5709276	7,20			
112	Friedrichsee	Sachsen-Anhalt	4282858	5728051	1,00			
113	Froschsee	Sachsen-Anhalt	4278148	5728992	0,92			
114	Frose	Sachsen-Anhalt	3888189	5731678				
115	Fuchssee	Sachsen-Anhalt	4278138	5728309	2,08			
116	Fürstbergmaar	Nordrhein-Westfalen	2239772	5625996	7,60			
117	Gallbergweiher	Nordrhein-Westfalen	2264111	5621148	2,70	x	x	368
118	Gänseteich	Sachsen-Anhalt	3952936	5709532	0,10			
119	Garzweiler See	Nordrhein-Westfalen	2180826	5683920	1750,00	zk	zk	442

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
120	Geiseltalsee	Sachsen-Anhalt	3991134	5699497	1842,00	zk	x	245
121	Geländerteich - RL 11 - 1218	Brandenburg	4969114	5717228	1,50			
122	Gerlebogk-Nord	Sachsen-Anhalt	3987393	5726005	1,40			
123	Gerlebogk-Ost	Sachsen-Anhalt	3988297	5725847	3,00			
124	Gerlebogk-Süd	Sachsen-Anhalt	3985070	5725738	9,00			
125	Göhricker See	Brandenburg	4902530	5720560	8,00			
126	Goitsche Baufeld I	Sachsen-Anhalt	4009672	5699128	2,60			
127	Goitsche See	Sachsen/Sachsen-Anhalt	4238317	5719542	1364,00	zk	zk	238
128	Goldbergsee	Hessen	3217816	5683377	16,50	x		283
129	Goldfischteich	Sachsen-Anhalt	3949753	5709163	0,65			
130	Golpa III	Sachsen-Anhalt	4238476	5727113				
131	Golpa III Nord	Sachsen-Anhalt	4243690	5728115	18,00			
132	Golpa VI	Sachsen-Anhalt	4234851	5725666	19,00			
133	Golpa-Nord	Sachsen-Anhalt	4255650	5728446	543,00	x	x	248
134	Gotteshülfeteich	Nordrhein-Westfalen	2250097	5626560	5,30	x	x	371
135	Gräbendorf	Brandenburg	4874966	5725688	500,00	x	x	69
136	Grabschütz	Sachsen	4217124	5711146	98,00	x	x	206
137	Greifenhain	Brandenburg	4865396	5721670	1020,00	x	x	72
138	Grenzstock-Teich	Hessen	2947703	5592578	1,20	k. A.	k. A.	271
139	Greppin	Sachsen-Anhalt	4217345	5722270				
140	Gröbern	Sachsen-Anhalt	4250796	5725109	366,00	zk	x	250
141	Groitzschen	Sachsen-Anhalt	4175230	5682743	22,50			
142	Groß Düben See	Sachsen	4972430	5716823	6,30	k. A.	k. A.	54
143	Große Ottilie	Sachsen-Anhalt	3953877	5710033	1,70			
144	Großer Exbergsee	Hessen	3281530	5694700	10,00	k. A.	k. A.	285

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
145	Großer Lug - 0635	Brandenburg	4976522	5722610	3,53			
146	Großkayna See	Sachsen-Anhalt	4006037	5698388	224,00	x	x	252
147	Großsee	Brandenburg	4951066	5741197	31,30			
148	Großstolpener See	Sachsen	4229893	5687943	25,00	x	x	208
149	Großzössen/Ententeich	Sachsen	4230518	5723495				
150	Grube Albertine	Sachsen-Anhalt	3950023	5738513				
151	Grube bei Saalfeld	Sachsen-Anhalt	3849000	5840486				
152	Grube Carl	Sachsen-Anhalt	3949540	5739111	8,50			
153	Grube Emilie	Brandenburg	4706184	5727174	0,40			
154	Grube Gotthold	Brandenburg	4615889	5712406	4,00			
155	Grube Karoline, Glöthe-Üllnitz	Sachsen-Anhalt	3950390	5738351				
156	Grubenfeldes Lindstedt/ Kassieck	Sachsen-Anhalt	3918409	5829453				
157	Gruhlwerksee	Nordrhein-Westfalen	2261130	5623437	6,00	x		374
158	Grüner See (RL Abraumbahnhof Muldenstein)	Sachsen-Anhalt	4234157	5723550	26,20			
159	GST Teich - RL 2 - 0607	Brandenburg	4975063	5720175	21,50			
160	Gustav Adolf	Sachsen-Anhalt	4181815	5693599	6,90			
161	Haarhäusersee	Hessen	3174068	5678942	8,00	x		280
162	Hainbergsee	Thüringen	4219947	5681184	18,00			
163	Hainer See	Sachsen	4255657	5689483	387,00	x	x	210
164	Halbendorfer See (Mulde D-West), Trebendorfer Felder	Sachsen	4971898	5714755	85,00		x	198
165	Hambacher See	Nordrhein-Westfalen	2180781	5627823	4040,00	zk	zk	445
166	Harthsee	Sachsen	4272874	5684487	85,00	x	x	214
167	Hartnikteich	Sachsen	4917546	5705051	2,70		x	154
168	Haselbacher See	Thüringen/Sachsen	4243857	5683850	330,00	x		268
169	Hasse	Sachsen-Anhalt	4001545	5695770	26,00			

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
170	Haubitzer See	Sachsen	4259292	5689195	158,00	x	x	210
171	Hechtteich - Mulde II - 1225	Brandenburg	4974987	5717954	4,00			
172	Hedwig (Thyl's Schacht)	Sachsen-Anhalt	3957207	5736994				
173	Heide V	Sachsen	4865425	5708345	32,00		x	151
174	Heide VI	Sachsen	4861564	5707930	102,50		x	151
175	Heider Bergsee	Nordrhein-Westfalen	2260442	5622568	35,40	x	x	377
176	Heider Kippenrestloch	Brandenburg	4858652	5707295	1,40			
177	Heidesee Nietleben	Sachsen-Anhalt	3998803	5711232	14,40			
178	Heldt-Teich	Hessen	2947948	5594420	1,50	k. A.	k. A.	271
179	Helene-See	Brandenburg	4955607	5808171	225,00		x	84
180	Hellkopfsee	Hessen	3273766	5690239	102,00	k. A.	k. A.	287
181	Helmstedter See	Niedersachsen	3815103	5803882	152,00		zk	310
182	Hemmendorf	Thüringen	4223934	5684692	19,00			
183	Henriette Coswig	Sachsen-Anhalt	4254499	5739076	0,30			
184	Henriette Teutschenthal	Sachsen-Anhalt	3987503	5709352	4,50			
185	Henriette Teutschenthal 2?	Sachsen-Anhalt	3986948	5709243	1,30			
186	Hermann Nord I	Brandenburg	4969745	5718448	1,00			
187	Hermann Nord I, Anlage Rudolf - 1251	Brandenburg	4969446	5719086	2,32			
188	Hermine	Sachsen-Anhalt	4213359	5721379	30,00			
189	Hindenberger See (Restloch A)	Brandenburg	4684362	5735811	25,00		x	88
190	Holzweißig-Ost	Sachsen-Anhalt	4227682	5718314	72,00	zk	zk	238
191	Holzweißig-West	Sachsen	4227918	5716202	170,00	zk	zk	238
192	Hörlitz	Brandenburg	4708023	5712851	30,00			
193	Horstteich	Brandenburg	4653317	5730714	6,00			
194	Hufeisensee	Sachsen-Anhalt	4164828	5710022	69,00		x	254

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
195	Humboldtsee	Niedersachsen	3252745	5790420	6,00	k. A.	k. A.	314
196	Hundekopf-Teich	Hessen	2950535	5590271	0,80	k. A.	k. A.	271
197	Hürther Waldsee	Nordrhein-Westfalen	2254827	5625691	16,10			
198	Hüttenteich - RL 7 - 0610	Brandenburg	4976326	5720326	2,00			
199	Ilsesee	Sachsen	4857398	5715865	770,00	zk	zk	133
200	Inheiden/Trais-Horloff See	Hessen	2961246	5597636	35,00	x		289
201	Inselteich	Brandenburg	4625665	5718007	5,50			
202	Inselteich - Mulde II - 1226	Brandenburg	4975067	5717820	1,00			
203	Irene Zombschen	Sachsen-Anhalt	4175422	5688253	0,50			
204	Irlacher See	Bayern	4195058	5475730	30,00			322
205	Jacobsgrube	Sachsen-Anhalt	3922153	5737361	33,00			
206	Jahnbad Weißwasser	Sachsen	4985818	5712671	5,70	k. A.	k. A.	54
207	Jakobsberg	Sachsen-Anhalt	3853603	5793794				
208	Kabelbaggerteich - RL 31	Brandenburg	4694708	5711519	57,00			
209	Kahnsdorfer See	Sachsen	4247696	5690257	112,00	x	x	210
210	Kahnsdorfer See	Brandenburg	4854152	5732871	69,00	x	x	60
211	Kalbensee	Hessen	3300743	5692823	4,50	k. A.	k. A.	292
212	Kamerad Naundorf	Sachsen-Anhalt	4181183	5685999	7,80			
213	Karauschenweiher	Nordrhein-Westfalen	2253972	5622218	1,30		x	381
214	Karoline 2, Völpke	Sachsen-Anhalt	3828400	5798588				
215	Karoline I, Grube Hoffnung	Sachsen-Anhalt	3828903	5798535	5,20			
216	Karoline III	Sachsen-Anhalt	3824764	5799598	6,40			
217	Karpenteich	Nordrhein-Westfalen	2261345	5625486	1,00	x	x	384
218	Kasterer See	Nordrhein-Westfalen	2195730	5679405	7,30	x		387
219	Katja-See	Brandenburg	4962875	5807326	58,00		x	84

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
220	Kayna-Süd	Sachsen-Anhalt	4008956	5697035	275,00	x	x	256
221	Kierberger Maar	Nordrhein-Westfalen	2263867	5623533	0,50			
222	Kindergartenteich	Sachsen-Anhalt	4177508	5683866	2,00			
223	Kippe 1092/1112 Brifa Profen (Baufeld I)	Sachsen-Anhalt	4202704	5687806	6,50			
224	Klärteich	Hessen	3281176	5694962	0,20	k. A.	k. A.	271
225	Klärteich	Hessen	3279764	5695584	0,10	k. A.	k. A.	285
226	Klärteiche	Hessen	2951860	5591529	3,00			
227	Kleine Otille	Sachsen-Anhalt	3953465	5709565	0,53			
228	Kleiner Exbergsee od. Rommeroder See	Hessen	3280949	5694520	3,00	x		285
229	Klinger See	Brandenburg	4958777	5728484	320,00	x	x	94
230	Knappenrode RL D	Sachsen	4924109	5704964			x	154
231	Knappenrode RL F	Sachsen	4921464	5704718			x	154
232	Knappensee	Sachsen	4917078	5703933	279,00		x	154
233	Knappensee	Bayern	4195954	5475416	75,00		x	322
234	Knapsacker See	Nordrhein-Westfalen	2251776	5623261	3,00	x		389
235	Köckern	Sachsen-Anhalt	4207124	5719540	109,00		x	259
236	Königsau	Sachsen-Anhalt	3897548	5733682	151,00	x		243
237	Königsee	Sachsen-Anhalt	4278417	5728961	0,60			
238	Kortitzmühle	Sachsen	4881709	5710629	40,00	zk	x	161
239	Koschen	Sachsen	4875705	5712487	600,00	x	x	158
240	Köttinger See	Nordrhein-Westfalen	2247783	5623451	41,50	x		392
241	Kraft 1	Sachsen	4259292	5682799	21,00			
242	Krauschwitzer See	Sachsen	5000670	5713613	0,70			
243	Krebsteich - RL 7	Brandenburg	4973380	5717904	1,00			
244	Kromlauer See	Sachsen	4983303	5714811	3,00	k. A.	k. A.	54

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
245	Kühler Grund	Sachsen-Anhalt	4213217	5720446	0,50			
246	Kulkwitzsee	Sachsen	4210587	5699222	159,00			
247	Langer See	Sachsen-Anhalt	4276479	5728255	3,60			
248	Langer See Wähltz	Sachsen-Anhalt	4185206	5689345	2,00			
249	Langteich - RL 13 - Mulde 2 - 0615	Brandenburg	4975808	5719093	3,00			
250	Laubusch	Sachsen	4877877	5710251	180,00	zk	x	161
251	Liblarer See	Nordrhein-Westfalen	2251834	5622087	52,80	x	x	396
252	Lichtenauer See (Restloch F)	Brandenburg	4692212	5734566	230,00	zk	x	101
253	Lindensee	Bayern	4213400	5477513	13,00	k. A.	k. A.	324
254	Lobstädt	Sachsen	4255118	5687137	28,00			
255	Lohnteich - RL 4 - Mulde II - 1227	Brandenburg	4975066	5717222	5,50			
256	Lohsa II	Sachsen	4948198	5707325	960,00	zk	x	169
257	Louise Neugattersleben	Sachsen-Anhalt	3960200	5736010	11,00			
258	Lövenicher See (Zülpicher See)	Nordrhein-Westfalen	2217140	5612596	85,10			
259	Lucherberger See	Nordrhein-Westfalen	2158156	5623457	61,70	x		399
260	Luckaer See	Sachsen	4223760	5685583	187,00	zk	x	217
261	Luckenau Süd-Ost	Sachsen-Anhalt	4178845	5684509	13,10			
262	Luckenau West	Sachsen-Anhalt	4175464	5684654	1,60			
263	Lucretiassee	Nordrhein-Westfalen	2261294	5620302	4,50		x	401
264	Ludwig-See (Innenkippenzufahrt)	Sachsen/Sachsen-Anhalt	4224464	5717321	90,00	zk	zk	238
265	Lug - 0635/1	Brandenburg	4976782	5722698	0,28			
266	Lugteich	Sachsen	4888830	5710240	170,00	zk	x	174
267	Luisensee - Mulde I - 0630	Brandenburg	4969783	5721769	10,00			
268	Luthers Linde	Sachsen-Anhalt			1,00			
269	Margarethenweiher	Nordrhein-Westfalen	2261754	5623722	1,90	x		404

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
270	Marienteich	Brandenburg	4706073	5716980	72,00			
271	Markleeberger See	Sachsen	4229999	5696902	251,00	x	x	223
272	Martha Teutschenthal	Sachsen-Anhalt	3973606	5709326	1,00			
273	Merseburg-Ost 1a	Sachsen-Anhalt	4171044	5703986	284,00	x	x	261
274	Merseburg-Ost 1b	Sachsen-Anhalt	4181062	5703373	241,00	x	x	261
275	Mittelsee	Nordrhein-Westfalen	2254828	5621369	5,90	x		407
276	Möhlauer See 1/Altmöhlau (Ost)	Sachsen-Anhalt	4233811	5728004	23,80			
277	Möhlauer See 2/Neumöhlau (West)	Sachsen-Anhalt			18,20			
278	Mondsee in Pirkau	Sachsen-Anhalt			4,50			
279	Moritzteich - RL 8 - Mulde III - 1223	Brandenburg	4972619	5718008	17,50			
280	Mühlenteich - RL 5 - 0609	Brandenburg	4976852	5720441	1,00			
281	Mulde B-Ost, Trebendorfer Felder	Sachsen	4976229	5713958	0,31		x	198
282	Mulde B-West, Trebendorfer Felder	Sachsen	4973292	5714748	0,50		x	198
283	Mulde D-Ost, Trebendorfer Felder	Sachsen	4975255	5713945	2,00		x	198
284	Mulde Hermann Süd I - 1245	Brandenburg	4969936	5718308	3,48			
285	Muldestausee	Sachsen-Anhalt	4244730	5721435	605,00			
286	Murnersee	Bayern	4202321	5479071	93	k. A.	k. A.	326
287	Musikantenteich	Sachsen-Anhalt	3971282	5709541				
288	Naßpresse Döllnitz	Sachsen-Anhalt	4168094	5705872	4,00			
289	Neffelsee	Nordrhein-Westfalen	2209175	5613696	60,40	x	x	410
290	Neue Grube	Brandenburg	4650763	5730705	2,40			
291	Neue Sorge	Sachsen-Anhalt	4178380	5683776	10,00			
292	Neuenhainersee	Hessen	3175840	5633585	5,00	x		280
293	Neuglucker Verein Bornstedt	Sachsen-Anhalt	3911040	5711269	0,20			
294	Neukirchen 1	Sachsen	4261545	5683745				

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
295	Neukirchen II	Sachsen	4259119	5683523	13,30			
296	Neurather See	Nordrhein-Westfalen	2202461	5681504	13,20			
297	Nochten	Sachsen	4986195	5709049	1770,00	k. A.	k. A.	197
298	Nordfeldweiher	Nordrhein-Westfalen	2258535	5623829	8,70		x	413
299	Notkohlengrube Franz - 0623	Brandenburg	4975674	5722268	2,00			
300	Oberer Knappensee	Hessen	2958535	5596789	37,00	x		294
301	Obersee	Nordrhein-Westfalen	2254101	5621314	5,00	x	x	416
302	Oebles-Schlechteswitz	Sachsen-Anhalt	4174426	5695738	0,70			
303	Olbersdorfer See	Sachsen	5014530	5626759	58,00	x	x	178
304	Otto-Maigler-See	Nordrhein-Westfalen	2251844	5625750	50,50	x	x	419
305	Otts Loch II	Brandenburg	4858067	5709250	0,50			
306	Otts Loch III	Brandenburg	4857722	5709224	0,70			
307	Pahna 1	Thüringen	4262412	5681630	19,00			
308	Pahna 2	Thüringen	4264665	5682242	4,00			
309	Paradies I und II	Sachsen-Anhalt	4220719	5719413	0,60			
310	Paradiesteich	Niedersachsen	3253463	5790610	0,90	k. A.	k. A.	314
311	Parkteich	Sachsen-Anhalt	3953877	5738461				
312	Paupitscher See	Sachsen	4231379	5717313	100,00	zk	zk	238
313	Pereser See	Sachsen	4227202	5690293				
314	Pfaffensee	Hessen	2950686	5592295	27,00		x	271
315	Pferdeteich - RL 14 - Mulde D - 0616	Brandenburg	4978970	5718351	2,70			
316	Phantasialandsee	Nordrhein-Westfalen	2261771	5621000	1,50		x	423
317	Phönix Nord	Sachsen-Anhalt						
318	Phönix Ost	Thüringen	4227227	5683411	0,50			
319	Pingsdorfer See	Nordrhein-Westfalen	2260857	5621449	3,80		x	426

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
320	Rahel	Sachsen-Anhalt	3821339	5798101				
321	Regattastrecke (Gurke/Golpall)	Sachsen-Anhalt	4240397	5725777	16,00			
322	Regis IV	Sachsen-Anhalt						
323	Reichwalde	Sachsen	4999142	5705697	1490,00	zk		197
324	Restloch Koblenz	Sachsen	4924663	5704780	0,36		x	154
325	Reußen 397	Sachsen-Anhalt	4181084	5683678	8,00			
326	Richard I	Sachsen-Anhalt	4215785	5720321	2,00			
327	Richard II	Sachsen-Anhalt			5,67			
328	Rieth/Schkortleben	Sachsen-Anhalt	4161317	5694803	0,50			
329	RL 1, 2, 3, 5 - Heye Nordfeld	Brandenburg	4691825	5716734	30,00			
330	RL 10 - 1217	Brandenburg	4969028	5717945	1,70			
331	RL 102 - Schneidersche Einschnitt	Brandenburg	4660820	5712487	1,00	x	x	97
332	RL 103	Brandenburg	4661081	5712711	3,60	x	x	97
333	RL 104 - Koyne	Brandenburg	4660975	5713542	1,30	x	x	97
334	RL 105	Brandenburg	4636642	5710225	1,60		x	76
335	RL 106 - Grubenteich	Brandenburg	4636186	5710319	1,70		x	76
336	RL 107 - Tonkippe	Brandenburg	4642752	5710582	9,50		x	118
337	RL 108/109	Brandenburg	4643545	5710684	3,00		x	76
338	RL 110 - Plessa West	Brandenburg	4635713	5711229	15,40		x	76
339	RL 111 - Plessa Nord	Brandenburg	4637181	5711578	12,00		x	121
340	RL 112	Brandenburg	4643104	5711503	35,00	x	x	76
341	RL 113	Brandenburg	4659459	5713719	10,00		x	124
342	RL 114	Brandenburg	4652602	5713400	1,80	x	x	76
343	RL 116	Brandenburg	4643603	5712308	26,80	x	x	76
344	RL 117 - Grünwalder Lauch	Brandenburg	4643106	5712791	95,00	x	x	80

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
345	RL 118	Brandenburg	4639212	5712714	20,90		x	76
346	RL 119 - Grubenteich Henriette	Brandenburg	4685408	5717057	6,00			
347	RL 123 - Tröbitz Fabrik	Brandenburg	4597263	5718269	3,20			
348	RL 124	Brandenburg	4598108	5717179	10,50			
349	RL 126 - Ostfeld Schönborn	Brandenburg	4609034	5719174	17,30			
350	RL 129 - Grünhaus West	Brandenburg	4653569	5714904	10,40		x	127
351	RL 13	Sachsen	4231559	5692541				
352	RL 130 - Grünhaus Süd	Brandenburg	4656721	5714922	34,00		x	127
353	RL 131 - Kleinleipisch	Brandenburg	4660089	5714945	8,40		x	127
354	RL 14 - 1221	Brandenburg	4969482	5717123	1,80			
355	RL 2 d. Jacobsgrube	Sachsen-Anhalt	3917534	5737270				
356	RL 26 - Mulde III - 1230	Brandenburg	4976904	5718384	3,80			
357	RL 27 - Mulde I - 1231	Brandenburg	4978502	5718210	1,49			
358	RL 28 - Ferdinandsteich	Brandenburg	4678523	5710531	41,00	x	x	97
359	RL 29 - Südteich	Brandenburg	4676841	5711176	48,60	x	x	97
360	RL 3 - Mulde A - 0614/3	Brandenburg	4972545	5721194	0,30			
361	RL 3 - Mulde B - 0614	Brandenburg	4976588	5719296	1,40			
362	RL 3 - Mulde B - 0614/2	Brandenburg	4976634	5719175	0,10			
363	RL 31 - Salzteich	Brandenburg	4671729	5711219	4,00	x	x	97
364	RL 32 - Naundorfer See	Brandenburg	4670161	5711395	9,00	x	x	97
365	RL 35 - Wehlenteich	Brandenburg	4666856	5711354	12,50	x	x	97
366	RL 36 - Wolschinkateich	Brandenburg	4668022	5711557	3,20	x	x	97
367	RL 38	Brandenburg	4664236	5711261	13,30	x	x	97
368	RL 4 - 0613	Brandenburg	4975376	5719343	3,80			
369	RL 4 - Heye Südfeld	Brandenburg	4691280	5716044	1,90			

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
370	RL 40	Brandenburg	4659516	5710619	7,00	x	x	97
371	RL 42 - Strandbad Kleinleipisch	Brandenburg	4660442	5712702	17,00	x	x	97
372	RL 45 - Poleysee	Brandenburg	4681120	5716897	22,80			
373	RL 58 - Achterteich	Brandenburg	4689130	5717154	5,00			
374	RL 59	Brandenburg	4682247	5711276	12,90	x	x	97
375	RL 6 - Mulde C - 0612	Brandenburg	4978503	5719376	0,90			
376	RL 60	Brandenburg	4676981	5711712	1,00	x	x	97
377	RL 66 - Neuteich	Brandenburg	4653975	5711355	8,80			
378	RL 75	Brandenburg	4656350	5713522	6,30	x	x	76
379	RL 76	Brandenburg	4649323	5713470	10,60	x	x	76
380	RL 77	Brandenburg	4650010	5713431	24,20	x	x	130
381	RL 78	Brandenburg	4646885	5712800	12,40	x	x	76
382	RL 8 - Mulde 3 - 0611	Brandenburg	4976517	5720236	0,60			
383	RL 81	Brandenburg	4661244	5710544	3,80			
384	RL 99	Brandenburg	4653827	5713423	0,80	x	x	76
385	Roddersee	Nordrhein-Westfalen	2250470	5623408	10,60	x		
386	Roßbach	Sachsen-Anhalt	4001706	5694834				
387	Rote Tunke	Brandenburg	4592051	5717104	2,00			
388	Roter See (bei Bergwitzsee)	Sachsen-Anhalt	4275235	5730621	12,30			
389	Roter See (bei Burgkernitz)	Sachsen-Anhalt	4241090	5723606	5,10			
390	Röttgenteich	Nordrhein-Westfalen	2239772	5625996				
391	Rückhaltebecken Stöhma	Sachsen	4241959	5693488	220,00			
392	Ruschenschacht	Sachsen-Anhalt	3953671	5739213				
393	Rusendorf	Thüringen	4220641	5682743	17,00			
394	Schachteich Wiendorf	Sachsen-Anhalt	3980644	5726249	4,90			

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
395	Scheibe	Sachsen	4926366	5708242	710,00	zk	x	180
396	Schirmaer Flügel Mücheln	Sachsen-Anhalt	3980051	5699446	1,20			
397	Schlabendorfer See (Restloch 14)	Brandenburg	4671668	5731620	570,00	zk	x	104
398	Schlabendorfer See (Restloch 15)	Brandenburg	4666444	5731241	570,00	zk	x	104
399	Schladitzer See (Breitenfeld)	Sachsen	4230143	5708092	210,00		x	219
400	Schlammteich Teutschenthal	Sachsen-Anhalt	3974501	5709528	0,70			
401	Schloßteich	Hessen	3177365	5678865	2,00	x		280
402	Schluchtsee	Nordrhein-Westfalen	2257929	5622264	2,30	x		432
403	Schneppenhainer Teich	Hessen	3170425	5632518	2,00	x		281
404	Schönfelder See (Seese West, RL 4)	Brandenburg	4694895	5732875	140,00		x	108
405	Schöninger See	Niedersachsen	3673041	5799211	300,00		x	311
406	Schwalbenteich	Sachsen-Anhalt	3974772	5709420	0,60			
407	Schwelteich (ehem.)	Hessen	2950909	5593693	0,90	k. A.	k. A.	271
408	Sedlitz	Brandenburg	4874739	5715834	1290,00	x	x	184
409	Seelhausener See (Rösa See)	Sachsen/Sachsen-Anhalt	4248716	5717987	750,00	zk	zk	238
410	Senftenberger See	Brandenburg	4855044	5712358	1300,00	x	x	111
411	Siegfried	Sachsen-Anhalt	4172511	5685068	9,00			
412	Silbersee	Hessen	3190719	5632604	8,50	x		280
413	Silbersee	Nordrhein-Westfalen	2257407	5620961	2,20	x	x	435
414	Silbersee (Grube Johannes)	Sachsen-Anhalt	4216478	5721602	20,00	k. A.	k. A.	
415	Singlisersee	Hessen	3183182	5682590	71,00	k. A.	k. A.	296
416	Skado	Sachsen	4883105	5712883	980,00	x	x	187
417	Speicher Borna	Sachsen	4254092	5685805	370,00			
418	Speicher Witznitz	Sachsen	4259107	5688083	262,00	x	x	221
419	Speicherbecken Friedersdorf (Silbersee)	Sachsen	4930721	5704743	118,00	x	x	165

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
420	Speicherbecken Mortka	Sachsen	4934338	5703775	190,00	x	x	165
421	Spora	Sachsen-Anhalt	4215788	5680572	18,00			
422	Spreetal-NO	Sachsen	4923268	5711485	320,00	x		194
423	Spreetal-Nordrandschlauch	Sachsen	4895583	5713613	350,00		x	190
424	Spreetal-Nordschlauch	Sachsen	4906965	5712489	130,00		x	190
425	Spreetal-Südostschlauch	Sachsen	4903557	5711514	130,00		x	190
426	Stausee Bösdorf	Sachsen	4226176	5695933	46,00			
427	Steinberger See	Bayern	4192942	5474542	184,00	x		328
428	Steinbergsee	Hessen	3281287	5696997	0,80			
429	Steinertsee	Hessen	3248737	5697999	2,80	k. A.	k. A.	298
430	Stellbergsee	Hessen	3234838	5692729	1,20	k. A.	k. A.	299
431	Stiebsdorfer See (Restloch 13)	Brandenburg	4667011	5729312	40,00		x	115
432	Stiefelweiher	Nordrhein-Westfalen	2261314	5620284	1,30	x	x	438
433	Stöbritzer See (RL B)	Brandenburg	4681696	5735070	24,00		x	88
434	Stockelache	Hessen	3169762	5682773	8,50	k. A.	k. A.	301
435	Stolzenbacher Teich	Hessen	3177062	5679332	2,00		x	281
436	Störmthaler See	Sachsen	4255265	5694942	765,00	x	x	223
437	Stoßdorfer See (RL C)	Brandenburg	4677303	5734574	77,00	x	x	88
438	Strandbad Sandersdorf	Sachsen-Anhalt	4210065	5720544	65,00			
439	Streckau	Sachsen-Anhalt	4174710	5683912	58,00			
440	Streitbruch Bräsen	Sachsen-Anhalt	4240872	5742727	1,50			
441	Tackau (F91)	Sachsen-Anhalt	4175077	5686651	0,70			
442	Tagebau Frechen	Nordrhein-Westfalen	2232926	5626860	20,00			
443	Taucha	Sachsen-Anhalt	4175663	5691340	2,00			
444	Teufelsbach Teich	Hessen	3177567	5679173	1,00	x		281

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
445	Teufelsee	Hessen	2951058	5592350	27,00		x	271
446	Thalheim-West	Sachsen-Anhalt	4209943	5721192	4,40			
447	Theresiasee	Nordrhein-Westfalen	2254765	5625687	10,60	k. A.	k. A.	448
448	Tongraben	Nordrhein-Westfalen	2258516	5620941	0,50	x		451
449	Tornower See	Brandenburg	4687177	5733786				
450	Toter See	Sachsen-Anhalt	4282522	5728232	2,00			
451	Treue See	Niedersachsen	3669848	5801741	70,00		zk	313
452	Tröbitz - Kohlebahnzufahrt	Brandenburg	4604015	5718339	1,50			
453	Tschernitz See - Lohnleich - 1233	Brandenburg	4979341	5717184	6,30	k. A.	k. A.	54
454	Unterer Knappensee	Hessen	2958283	5595913	31,00	x		294
455	Untersee	Nordrhein-Westfalen	2257315	5621534	19,40	x		454
456	Vergißmeinnicht	Sachsen-Anhalt	4213736	5719483	60,00			
457	Victoria-Nachklärbecken	Niedersachsen	3817315	5799117				
458	Victoria-Westbecken	Niedersachsen	3818126	5798537				
459	Victoriasee	Sachsen-Anhalt	3820591	5798430	20,00			
460	Villenhofer Maar	Nordrhein-Westfalen	2258291	5621093	4,50	x	x	457
461	Vollert Nord	Sachsen-Anhalt	4170896	5685916	4,50			
462	Vollert Süd	Sachsen-Anhalt	4171416	5685694	12,00			
463	Waldsee (RL 060622/3)	Brandenburg	4971984	5720190	0,50		x	137
464	Waldsee Weißwasser	Sachsen	4987268	5713392	5,00	k. A.	k. A.	54
465	Walter Nord I	Brandenburg	4969434	5718971	1,00			
466	Weckesheimer Teich (Tgb. VI)	Hessen	2948397	5591206	1,60	k. A.	k. A.	271
467	Weinberger See	Niedersachsen	3255466	5790569	5,90	k. A.	k. A.	314
468	Weißwasser A, (WSW1)	Sachsen	4982227	5713722	4,30			
469	Weißwasser B, (WSW2)	Sachsen	4983104	5713892	0,50			

Nr.	Gewässername	Bundesland	Rechts- wert	Hoch- wert	A [ha]	Oberflächen- wasser	Grund- wasser	auf Seite
470	Welsteich	Brandenburg	4625213	5718151	2,10			
471	Welsteich - RL 12 - 1219	Brandenburg	4969444	5717213	1,50			
472	Welzow	Brandenburg	4914325	5720217			zk	136
473	Werbeliner See (RL Delitzsch)	Sachsen	4220979	5711744	450,00	x		229
474	Werbener See	Sachsen	4209292	5691588	67,00	x		231
475	Werkstattweiher	Nordrhein-Westfalen	2261550	5624411	0,40		x	461
476	Westfeld-Klärbecken Großkayna	Sachsen-Anhalt	4004602	5697990	1,40			
477	Wiesenmulde RL 28 - 1232	Brandenburg	4979137	5718085	0,94			
478	Wildschweintei	Brandenburg	4698554	5711567	52,00			
479	Wilhelm	Brandenburg	4969265	5807520	24,80			
480	Wölfersheimer See	Hessen	2947258	5593652	37,00	x		303
481	Wulfersdorfer See	Sachsen-Anhalt	3818353	5802671	250,00		x	264
482	Wulfersdorfer Teiche (6 Teiche)	Niedersachsen	3820754	5801407	276,00		x	307
483	Zechau III	Sachsen	4227919	5679120	45,00		x	265
484	Zieselsmaar	Nordrhein-Westfalen	2246697	5624351	5,80	x	x	464
485	Zipsendorf - Süd	Sachsen-Anhalt	4210241	5681686	40,00			
486	Zipsendorf - West	Sachsen-Anhalt	4212323	5682571	1,60			
487	Zülpicher Wassersportsee	Nordrhein-Westfalen	2217149	5612589	84,00	x		467
488	Zwenkauer See	Sachsen	4224453	5695047	980,00	x	zk	234
489	Zwillingsee	Nordrhein-Westfalen	2257407	5620961	1,50	x		469
490	Zwochau	Sachsen	4217565	5710118	10,00		x	236