

**Konvention über den weiträumigen, grenz-
überschreitenden Transport
von Luftverunreinigungen**

**Monitoringprogramm für versauerte Gewäs-
ser durch Luftschadstoffe
in der Bundesrepublik Deutschland
im Rahmen der ECE**

Bericht der Jahre 2005 - 2006

**Teilbericht A:
Chemie, Makrozoobenthos, benthische Diatomeen**

**Teilbericht B:
Langzeitentwicklung Phytoplankton in Seen**

Auftraggeber: Umweltbundesamt Berlin (FZK 36004002)

Auftragnehmer: Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bearbeitung: Dr. Jochen Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt: Projektleitung

Dipl.-Ing. Anette Maetze, Bayerisches Landesamt für Umwelt: Koordination, Datenanforderung, Datenüberprüfung

Dipl.-Geogr., Dipl.-Ing. Reinhold Lehmann, Dipl.-Geogr. Bruno Kifinger, Geo-Ökologie Consulting: Auswertung Chemie, Berichterstellung, Layout

Dr. Eckhard Coring, Dipl.-LÖK Sabine Baltzer, EcoRing: Langzeitauswertung zur Makroinvertebratenfauna und Diatomeenflora

Dipl.-Biol. Helga Zahn: Langzeitentwicklung Phytoplankton in Seen

Vorwort

Der vorliegende Bericht stellt als Fortführung und Aktualisierung der seit 1986 durchgeführten Untersuchungen die Ergebnisse der Jahre 2005 - 2006 zusammen.

Erfahrungsgemäß ist der Vergleich von chemischen Messdaten, die mit unterschiedlichen Methoden in verschiedenen Labors erhoben wurden, schwierig. Bei Werten, die nicht plausibel erschienen, wurden die Datenlieferanten um Überprüfung gebeten. Ein Ausschluss von Werten wurde jedoch nur bei eindeutigen „Ausreißern“ vorgenommen, da man der Plausibilitätskontrolle der internationalen Auswertung durch das NIVA nicht vorgreifen wollte.

Die Auswertung der gesamten Daten der Makroinvertebratenfauna und Diatomeenflora erfolgte durch Herrn Dr. Coring und Dipl.-LÖK Sabine Baltzer. Im Gegensatz zu früheren Berichten, bei denen die Auswertung des Makrozoobenthos von unterschiedlichen Bearbeitern stammte, ist dadurch eine deutlich bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse gegeben.

Die Auswertung der biologischen Seendaten wurde von Dipl.-Biol. Helga Zahn vorgenommen. Die Ergebnisse sind dem Teilbericht B zu entnehmen.

Danksagung

Folgende Institutionen und Personen (in alphabetischer Reihenfolge) waren im Laufe der Jahre 2005 - 2006 Ansprechpartner. Für ihre Mitarbeit sei an dieser Stelle sehr herzlich gedankt.

Chemie- und Biologiedaten:

Lauenburgische Seenplatte: Herr Möller, Herr Paetzholdt, Herr Dr. Schulz, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer

Harz: Frau Scheler, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Hannoversch Münden; Herr Dr. Coring, Hardeggen

Rothaargebirge: Frau Dr. Arndt-Dietrich, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen; Herr Dr. Coring, Hardeggen

Hunsrück: Herr Westermann, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

Schwarzwald: Herr Krug, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden Württemberg; Herr Dr. Coring, Hardeggen

Bayerischer Wald: Herr Butz, Herr Demmelhuber, Wasserwirtschaftsamt Passau; Herr Weinzierl, Regierung von Niederbayern; Frau Wolf, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Oberpfälzer Wald: Herr Dr. Bauer, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Fichtelgebirge: Herr Dr. Fußeder, Wasserwirtschaftsamt Bayreuth; Herr Dr. Pongratz, Regierung von Oberfranken; Frau Wolf, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Erzgebirge, Elbsandsteingebirge, sächsische Tieflandsbucht: Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Labor Neusörnewitz; Frau Petzold, Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden

Erzgebirge: Herr Sudbrack, Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bereich Überwachung

Depositionsdaten:

Lauenburgische Seenplatte: Herr Möller, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer

Harz: Frau Scheler, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Hannoversch Münden

Rothaargebirge: Herr Burggraf, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen

Hunsrück: Herr Dr. Block, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz

Schwarzwald: Herr Hug, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Bayerischer Wald, Fichtelgebirge: Frau Fullois, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Erzgebirge, Elbsandsteingebirge, sächsische Tieflandsbucht: Frau Oelke, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Inhalt

Vorwort

Verzeichnisse

Teil A:	17
Chemie, Makrozoobenthos, Diatomeen	17
1 Einleitung	18
2 Untersuchungsgebiete	21
3 Untersuchungsergebnisse	22
3.1 Lauenburgische Seenplatte	25
3.1.1 Pinnsee	25
3.1.2 Vergleich mit Depositionsdaten	27
3.2 Harz	28
3.2.1 Lange Bramke	28
3.3 Kaufunger Wald	33
3.4 Rothaargebirge	33
3.4.1 Elberndorfer Bach	33
3.4.2 Zinse	38
3.4.3 Vergleich mit Depositionsdaten	42
3.5 Taunus	43
3.6 Hunsrück	43
3.6.1 Traunbach 1	43
3.6.2 Gräfenbach	45
3.6.3 Vergleich mit Depositionsdaten	50
3.7 Odenwald	50
3.8 Schwarzwald	50
3.8.1 Goldersbach im südlichen Schwarzwald	50
3.8.2 Kleine Kinzig im mittleren Schwarzwald	55
3.8.3 Dürreychbach im nördlichen Schwarzwald	60
3.8.4 Vergleich mit Depositionsdaten	64
3.9 Ostbayerisches Grundgebirge	65
3.9.1 Seebach im Bayerischen Wald	65
3.9.2 Hinterer Schachtenbach im Bayerischen Wald	69
3.9.3 Vorderer Schachtenbach im Bayerischen Wald	73
3.9.4 Große Ohe im Bayerischen Wald	77
3.9.5 Rachelsee im Bayerischen Wald	82
3.9.6 Vergleich mit Depositionsdaten	84
3.9.7 Waldnaab 2 im Oberpfälzer Wald	85
3.9.8 Waldnaab 8 im Oberpfälzer Wald	89
3.9.9 Vergleich mit Depositionsdaten	93
3.9.10 Eger im Fichtelgebirge	93
3.9.11 Röslau im Fichtelgebirge	98

3.9.12 Zinnbach im Fichtelgebirge	103
3.9.13 Vergleich mit Depositionsdaten	107
3.10 Erzgebirge	108
3.10.1 Wolfsbach im Vogtland	108
3.10.2 Große Pyra im westlichen Erzgebirge	111
3.10.3 Talsperre Sosa im westlichen Erzgebirge	116
3.10.4 Vergleich mit Depositionsdaten	118
3.10.5 Rote Pockau im mittleren Erzgebirge	118
3.10.6 Talsperre Neunzehnhain im mittleren Erzgebirge	123
3.10.7 Vergleich mit Depositionsdaten	125
3.10.8 Wilde Weißeritz im östlichen Erzgebirge	125
3.11 Elbsandsteingebirge	132
3.11.1 Taubenbach	132
3.12 Sächsische Tieflandsbucht	137
3.12.1 Ettelsbach	137
3.12.2 Heidebach	140
3.12.3 Vergleich mit Depositionsdaten	145
4 Weitere Auswertungen und Ergebnisse	146
4.1 Korrelationen chemischer Parameter	146
4.2 Korrelationen chemischer Parameter mit Depositionsraten	148
5 Diskussion und Zusammenfassung	149
6 Literaturverzeichnis	153
Teil B:	155
Langzeitentwicklung Phytoplankton in Seen	155
7 Einleitung	156
8 Untersuchte Seen und Methoden	158
9 Die Lage der Seen und ihre chemisch-physikalischen Verhältnisse	160
9.1 Lauenburgische Seenplatte	160
9.1.1 Pinnsee	160
9.1.2 Garrensee	162
9.1.3 Plötschersee	162
9.2 Frankenwald	163
9.2.1 Trinkwassertalsperre Mauthaus	163
9.3 Bayerischer Wald	166
9.3.1 Rachelsee	166
9.3.2 Kleiner Arbersee	167
9.3.3 Trinkwassertalsperre Frauenau	171
9.4 Erzgebirge	174
9.4.1 Trinkwassertalsperre Sosa	174
9.4.2 Talsperre Neunzehnhain	176

10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons	178
10.1 Lauenburgische Seenplatte	178
10.1.1 Pinnsee	178
10.1.2 Garrensee	184
10.1.3 Plötschersee	186
10.2 Frankenwald	188
10.2.1 Trinkwassertalsperre Mauthaus	188
10.3 Bayerischer Wald	195
10.3.1 Rachelsee	195
10.3.2 Kleiner Arbersee	201
10.3.3 Trinkwassertalsperre Frauenau	207
10.4 Erzgebirge	214
10.4.1 Talsperre Sosa	214
10.4.2 Talsperre Neunzehnhain	222
11 Diskussion	Fehler! Textmarke nicht definiert.
12 Literatur	232

Abbildungen

Teil A: Chemie, Makrozoobenthos, Diatomeen

Abbildung 1: Pinnsee: pH-Konzentrationen	25
Abbildung 2: Pinnsee: ANC (meq/l)	26
Abbildung 3: Pinnsee: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	26
Abbildung 4: Pinnsee: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	26
Abbildung 5: Pinnsee: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)	27
Abbildung 6: Pinnsee: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	27
Abbildung 7: Pinnsee: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	27
Abbildung 8: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Hahnheide (kg/ha*a)	28
Abbildung 9: Lange Bramke: pH-Konzentrationen	28
Abbildung 10: Lange Bramke: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	29
Abbildung 11: Lange Bramke: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	29
Abbildung 12: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum	30
Abbildung 13: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum	30
Abbildung 14: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum	30
Abbildung 15: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum	31
Abbildung 16: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum	31
Abbildung 17: Prozentuale Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Langen Bramke	32
Abbildung 18: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lange Bramke (kg/ha*a)	32
Abbildung 19: Elberndorfer Bach: pH-Konzentrationen	33
Abbildung 20: Elberndorfer Bach: ANC (meq/l)	33
Abbildung 21: Elberndorfer Bach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	34
Abbildung 22: Elberndorfer Bach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	34
Abbildung 23: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum	35
Abbildung 24: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum	35
Abbildung 25: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum	36
Abbildung 26: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum	36
Abbildung 27: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum	37
Abbildung 28: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Elberndorfer Bach	38
Abbildung 29: Zinse: pH-Konzentrationen	38
Abbildung 30: Zinse: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	39
Abbildung 31: Zinse: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	39

Abbildung 32: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Zinse über den Untersuchungszeitraum	40
Abbildung 33: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Zinse über den Untersuchungszeitraum	40
Abbildung 34: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Zinse über den Untersuchungszeitraum	40
Abbildung 35: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Zinse über den Untersuchungszeitraum	41
Abbildung 36: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Zinse über den Untersuchungszeitraum	41
Abbildung 37: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Zinse	42
Abbildung 38: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Elberndorf (kg/ha*a)	42
Abbildung 39: Traunbach: pH-Konzentrationen	43
Abbildung 40: Traunbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	43
Abbildung 41: Traunbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	44
Abbildung 42: Traunbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	44
Abbildung 43: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Traunbach	45
Abbildung 44: Gräfenbach: pH-Konzentrationen	45
Abbildung 45: Gräfenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	46
Abbildung 46: Gräfenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	46
Abbildung 47: Gräfenbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	46
Abbildung 48: Gräfenbach: Ca-Konzentrationen (mg/l)	47
Abbildung 49: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum	47
Abbildung 50: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum	48
Abbildung 51: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum	48
Abbildung 52: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum	49
Abbildung 53: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Gräfenbach	49
Abbildung 54: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Idar-Oberstein (kg/ha*a)	50
Abbildung 55: Goldersbach: pH-Konzentrationen	51
Abbildung 56: Goldersbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	51
Abbildung 57: Goldersbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	51
Abbildung 58: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum	52
Abbildung 59: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum	52
Abbildung 60: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum	53
Abbildung 61: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum	53
Abbildung 62: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum	54

Abbildung 63: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Goldersbach	55
Abbildung 64: Kleine Kinzig: pH-Konzentrationen	55
Abbildung 65: Kleine Kinzig: ANC (meq/l)	56
Abbildung 66: Kleine Kinzig: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	56
Abbildung 67: Kleine Kinzig: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	56
Abbildung 68: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum	57
Abbildung 69: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum	57
Abbildung 70: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum	58
Abbildung 71: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum	58
Abbildung 72: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum	59
Abbildung 73: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Kleinen Kinzig	59
Abbildung 74: Dürreychbach: pH-Konzentrationen	60
Abbildung 75: Dürreychbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	60
Abbildung 76: Dürreychbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	60
Abbildung 77: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum	61
Abbildung 78: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum	62
Abbildung 79: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum	62
Abbildung 80: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum	62
Abbildung 81: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum	63
Abbildung 82: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Dürreychbach	63
Abbildung 83: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Schauinsland (kg/ha*a)	64
Abbildung 84: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Freudenstadt (kg/ha*a)	64
Abbildung 85: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Rotenfels (kg/ha*a)	65
Abbildung 86: Seebach: pH-Konzentrationen	65
Abbildung 87: Seebach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	66
Abbildung 88: Seebach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	66
Abbildung 89: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Seebach über den Untersuchungszeitraum	67
Abbildung 90: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Seebach über den Untersuchungszeitraum	67
Abbildung 91: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Seebach über den Untersuchungszeitraum	67
Abbildung 92: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Seebach über den Untersuchungszeitraum	68
Abbildung 93: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Seebach über den Untersuchungszeitraum	68

Abbildung 94: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Seebach	69
Abbildung 95: Hinterer Schachtenbach: pH-Konzentrationen	69
Abbildung 96: Hinterer Schachtenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	70
Abbildung 97: Hinterer Schachtenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	70
Abbildung 98: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	71
Abbildung 99: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	71
Abbildung 100: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	71
Abbildung 101: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	72
Abbildung 102: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	72
Abbildung 103: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Hinteren Schachtenbach	73
Abbildung 104: Vorderer Schachtenbach: pH-Konzentrationen	73
Abbildung 105: Vorderer Schachtenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	74
Abbildung 106: Vorderer Schachtenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	74
Abbildung 107: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	75
Abbildung 108: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	75
Abbildung 109: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	75
Abbildung 110: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	76
Abbildung 111: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum	76
Abbildung 112: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Vorderen Schachtenbach	77
Abbildung 113: Große Ohe: pH-Konzentrationen	77
Abbildung 114: Große Ohe: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	78
Abbildung 115: Große Ohe: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	78
Abbildung 116: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum	79
Abbildung 117: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum	79
Abbildung 118: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum	80
Abbildung 119: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum	80
Abbildung 120: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum	81
Abbildung 121: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Großen Ohe	82
Abbildung 122: Rachelsee: pH-Konzentrationen	82
Abbildung 123: Rachelsee: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	83

Abbildung 124: Rachelsee: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	83
Abbildung 125: Rachelsee: Ca-Konzentrationen (mg/l)	83
Abbildung 126: Rachelsee: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)	84
Abbildung 127: Rachelsee: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	84
Abbildung 128: Rachelsee: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	84
Abbildung 129: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Markungsgraben (kg/ha*a)	85
Abbildung 130: Waldnaab 2: pH-Konzentrationen	86
Abbildung 131: Waldnaab 2: ANC (meq/l)	86
Abbildung 132: Waldnaab 2: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	86
Abbildung 133: Waldnaab 2: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	86
Abbildung 134: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum	87
Abbildung 135: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum	87
Abbildung 136: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS 2004 an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum	88
Abbildung 137: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum	88
Abbildung 138: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum	89
Abbildung 139: Waldnaab 8: pH-Konzentrationen	89
Abbildung 140: Waldnaab 8: ANC (meq/l)	90
Abbildung 141: Waldnaab 8: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	90
Abbildung 142: Waldnaab 8: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	90
Abbildung 143: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum	91
Abbildung 144: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum	91
Abbildung 145: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum	92
Abbildung 146: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum	92
Abbildung 147: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum	93
Abbildung 148: Eger: pH-Konzentrationen	94
Abbildung 149: Eger: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	94
Abbildung 150: Eger: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	94
Abbildung 151: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Eger über den Untersuchungszeitraum	95
Abbildung 152: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Eger über den Untersuchungszeitraum	95
Abbildung 153: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Eger über den Untersuchungszeitraum	96
Abbildung 154: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Eger über den Untersuchungszeitraum	96
Abbildung 155: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Eger über den Untersuchungszeitraum	97

Abbildung 156: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Eger	98
Abbildung 157: Röslau: pH-Konzentrationen	98
Abbildung 158: Röslau: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	99
Abbildung 159: Röslau: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	99
Abbildung 160: Röslau: Al-Konzentrationen (mg/l)	99
Abbildung 161: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Röslau über den Untersuchungszeitraum	100
Abbildung 162: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Röslau über den Untersuchungszeitraum	100
Abbildung 163: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Röslau über den Untersuchungszeitraum	101
Abbildung 164: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Röslau über den Untersuchungszeitraum	101
Abbildung 165: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Röslau über den Untersuchungszeitraum	102
Abbildung 166: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Röslau	103
Abbildung 167: Zinnbach: pH-Konzentrationen	103
Abbildung 168: Zinnbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	104
Abbildung 169: Zinnbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	104
Abbildung 170: Zinnbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	104
Abbildung 171: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum	105
Abbildung 172: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum	105
Abbildung 173: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum	105
Abbildung 174: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum	106
Abbildung 175: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum	106
Abbildung 176: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Zinnbach	107
Abbildung 177: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lehstenbach (kg/ha*a)	107
Abbildung 178: Wolfsbach: pH-Konzentrationen	108
Abbildung 179: Wolfsbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	109
Abbildung 180: Wolfsbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	109
Abbildung 181: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum	110
Abbildung 182: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum	110
Abbildung 183: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum	110
Abbildung 184: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum	111
Abbildung 185: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum	111
Abbildung 186: Große Pyra: pH-Konzentrationen	112

Abbildung 187: Große Pyra: ANC (meq/l)	112
Abbildung 188: Große Pyra: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	112
Abbildung 189: Große Pyra: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	112
Abbildung 190: Große Pyra: Al-Konzentrationen (mg/l)	113
Abbildung 191: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum	113
Abbildung 192: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum	114
Abbildung 193: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum	114
Abbildung 194: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum	114
Abbildung 195: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum	115
Abbildung 196: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Großen Pyra	115
Abbildung 197: Talsperre Sosa: pH-Konzentrationen	116
Abbildung 198: Talsperre Sosa: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	116
Abbildung 199: Talsperre Sosa: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	117
Abbildung 200: Talsperre Sosa: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)	117
Abbildung 201: Talsperre Sosa: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	117
Abbildung 202: Talsperre Sosa: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	118
Abbildung 203: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Plauen (kg/ha*a)	118
Abbildung 204: Rote Pockau: pH-Konzentrationen	119
Abbildung 205: Rote Pockau: ANC (meq/l)	119
Abbildung 206: Rote Pockau: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	119
Abbildung 207: Rote Pockau: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	119
Abbildung 208: Rote Pockau: Al-Konzentrationen (mg/l)	120
Abbildung 209: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum	120
Abbildung 210: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum	121
Abbildung 211: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum	121
Abbildung 212: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum	121
Abbildung 213: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum	122
Abbildung 214: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Roten Pockau	122
Abbildung 215: Talsperre Neunzehnhain: pH-Konzentrationen	123
Abbildung 216: Talsperre Neunzehnhain: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	123
Abbildung 217: Talsperre Neunzehnhain: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	124
Abbildung 218: Talsperre Neunzehnhain: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)	124
Abbildung 219: Talsperre Neunzehnhain: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	124
Abbildung 220: Talsperre Neunzehnhain: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	125
Abbildung 221: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Marienberg (kg/ha*a)	125
Abbildung 222: Wilde Weißeritz: pH-Konzentrationen	126

Abbildung 223: Wilde Weißeritz: ANC (meq/l)	126
Abbildung 224: Wilde Weißeritz: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	126
Abbildung 225: Wilde Weißeritz: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	127
Abbildung 226: Wilde Weißeritz: Al-Konzentrationen (mg/l)	127
Abbildung 227: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum	128
Abbildung 228: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum	128
Abbildung 229: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum	129
Abbildung 230: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum	129
Abbildung 231: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum	130
Abbildung 232: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Wilden Weißeritz	131
Abbildung 233: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Zinnwald (kg/ha*a)	131
Abbildung 234: Taubenbach: pH-Konzentrationen	132
Abbildung 235: Taubenbach: ANC (meq/l)	132
Abbildung 236: Taubenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	132
Abbildung 237: Taubenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	133
Abbildung 238: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum	134
Abbildung 239: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum	134
Abbildung 240: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum	134
Abbildung 241: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum	135
Abbildung 242: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum	135
Abbildung 243: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Taubenbach	136
Abbildung 244: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Zinnwald (kg/ha*a)	136
Abbildung 245: Ettelsbach: pH-Konzentrationen	137
Abbildung 246: Ettelsbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	137
Abbildung 247: Ettelsbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	138
Abbildung 248: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum	138
Abbildung 249: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum	139
Abbildung 250: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS 2004 am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum	139
Abbildung 251: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum	139
Abbildung 252: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum	140
Abbildung 253: Heidebach: pH-Konzentrationen	140
Abbildung 254: Heidebach: ANC (meq/l)	141

Abbildung 255: Heidebach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	141
Abbildung 256: Heidebach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	141
Abbildung 257: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Heidebach über den Untersuchungszeitraum	142
Abbildung 258: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Heidebach über den Untersuchungszeitraum	142
Abbildung 259: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Heidebach über den Untersuchungszeitraum	143
Abbildung 260: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Heidebach über den Untersuchungszeitraum	143
Abbildung 261: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Heidebach über den Untersuchungszeitraum	144
Abbildung 262: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Heidebach	144
Abbildung 263: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Leipzig (kg/ha*a)	145

Teilbericht B: Langzeitentwicklung Phytoplankton in Seen

Abbildung 264: Pinnsee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes	161
Abbildung 265: TWT Mauthaus - Ganglinien chemisch-physikalischer Parameter in den Jahren 1986 - 2006. I	164
Abbildung 266: TWT Mauthaus - Ganglinien chemisch-physikalischer Parameter in den Jahren 1986 - 2006. II	165
Abbildung 267: Rachelsee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes	167
Abbildung 268: Kleiner Arbersee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. I	169
Abbildung 269: Kleiner Arbersee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. II	170
Abbildung 270: TWT Frauenau - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. I	172
Abbildung 271: TWT Frauenau - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. II	173
Abbildung 272: Talsperre Sosa - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes	175
Abbildung 273: Talsperre Neunzehnhain - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes	177
Abbildung 274: Pinnsee - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen in den Jahren 1986 - 2003	180
Abbildung 275: Pinnsee - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 2003	180
Abbildung 276: Pinnsee - Prozentuale Anteile ausgewählter Phytoplanktontaxa in den Jahren 1986 - 2003. I	182
Abbildung 277: Pinnsee - Prozentuale Anteile ausgewählter Phytoplanktontaxa in den Jahren 1986 - 2003. II	183
Abbildung 278: Garrensee - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989	185

Abbildung 279: Garrensee – Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989	186
Abbildung 280: Plötschersee - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989	187
Abbildung 281: Plötschersee – Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989	188
Abbildung 282: TWT Mauthaus - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 2006	191
Abbildung 283: TWT Mauthaus - Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahr 2005 (Quantitative Erfassung)	193
Abbildung 284: TWT Mauthaus - Zusammensetzung der Dinophyceae im Jahr 2005	194
Abbildung 285: Rachelsee - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1990 - 2006	197
Abbildung 286: Rachelsee - Entwicklung ausgewählter Taxa des Phytoplanktons in den Jahren 1990 – 2006 (Balken = keine Probenahme, unterbrochener Balken = geänderte Probenahmetiefe). I	198
Abbildung 287: Rachelsee - Entwicklung ausgewählter Taxa des Phytoplanktons in den Jahren 1990 - 2006 (Balken = keine Probenahme, unterbrochener Balken = geänderte Probenahmetiefe). II	199
Abbildung 288: Kleiner Arbersee - Verlauf der mittleren jährlichen Taxazahl	203
Abbildung 289: Kleiner Arbersee - Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1980 – 2006	204
Abbildung 290: Kleiner Arbersee - Entwicklung der wichtigsten Taxa des Phytoplanktons von 1980 – 2006 (Balken in Jahresachse = keine Probenahme)	206
Abbildung 291: TWT Frauenau - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 – 2006 (Abundanzschätzungen)	209
Abbildung 292: TWT Frauenau - Prozentuale Anteile ausgewählter Taxa in den Jahren 1986 - 2006 (Abundanzschätzungen)	211
Abbildung 293: TWT Frauenau - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen im Jahr 2005	212
Abbildung 294: TWT Frauenau - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen im Jahr 2005 (Quantitative Erfassung)	213
Abbildung 295: TWT Frauenau - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen im Jahr 2005 (Abundanzschätzung)	214
Abbildung 296: Talsperre Sosa – Biomasseentwicklung der Algenklassen von 1992 – 1998	216
Abbildung 297: Talsperre Sosa – Biomasseentwicklung des Phytoplanktons von 1999 – 2006	216
Abbildung 298: Talsperre Sosa - Biomasseentwicklung des Phytoplanktons 1992 - 2006 ohne Anteil der Dinophyceae	217
Abbildung 299: Talsperre Sosa – Prozentuale Anteile verschiedener Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse	217
Abbildung 300: Talsperre Sosa - Prozentuale Entwicklung ausgewählter Phytoplanktontaxa. I	219
Abbildung 301: Talsperre Sosa - Prozentuale Entwicklung ausgewählter Phytoplanktontaxa. II	220
Abbildung 302: Talsperre Neunzehnhain - Verlauf der jährlichen mittleren Taxazahl von 1992 – 2006 (Balken = keine Probenahme)	223
Abbildung 303: Talsperre Neunzehnhain - Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1992 – 2006	224

Abbildung 304: Talsperre Neunzehnhain - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1992 – 2006	225
Abbildung 305: Talsperre Neunzehnhain - Verlauf der prozentualen Anteile ausgewählter Taxa von 1992 - 2006 (Balken = keine Probenahme). I	226
Abbildung 306: Talsperre Neunzehnhain - Verlauf der prozentualen Anteile ausgewählter Taxa von 1992 - 2006 (Balken = keine Probenahme). II	227

Tabellen

Teil A: Chemie, Makrozoobenthos, Diatomeen

Tabelle 1: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern 2005 - 2006: Chemie und Biologie	19
Tabelle 2: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern: Depositionsmessstellen	19
Tabelle 3: Probenahmestellen und ihre Untersuchungszeiträume im Monitoringprogramm	20
Tabelle 4: Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm	20
Tabelle 5: Berücksichtigte ECE-Probestellen für das Makrozoobenthos (MZB) und die Diatomeen	23
Tabelle 6: Säurezustandsklassen versauerungsgefährdeter Fließgewässer auf der Basis des Makrozoobenthos nach BRAUKMANN & BISS (2004) und der Diatomeen nach CORING (1999)	24
Tabelle 7: Klassen der Säuretoleranz des Makrozoobenthos	24
Tabelle 8: Verwendete Abkürzungen für die pH-Präferenzgruppen nach HUSTEDT (1939)	25
Tabelle 9: Indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Langen Bramke.	32
Tabelle 10: Pessimal indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Elberndorfer Bach im Zeitraum 1995-2006	38
Tabelle 11: Pessimal indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Zinse im Zeitraum 1995-2006	42
Tabelle 12: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Traunbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	45
Tabelle 13: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Gräfenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	50
Tabelle 14: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Goldersbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	55
Tabelle 15: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Kleinen Kinzig an den bisherigen Untersuchungsterminen	60
Tabelle 16: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Dürreychbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	64
Tabelle 17: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Seebach an den bisherigen Untersuchungsterminen	69
Tabelle 18: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Hinteren Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	73
Tabelle 19: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Vorderen Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	77

Tabelle 20:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Ohe an den bisherigen Untersuchungsterminen	82
Tabelle 21:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Eger an den bisherigen Untersuchungsterminen	98
Tabelle 22:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Röslau an den bisherigen Untersuchungsterminen	103
Tabelle 23:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Zinnbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	107
Tabelle 24:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Pyra an den bisherigen Untersuchungsterminen	116
Tabelle 25:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Roten Pockau an den bisherigen Untersuchungsterminen	123
Tabelle 26:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Wilden Weißeritz an den bisherigen Untersuchungsterminen	131
Tabelle 27:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Taubenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen	136
Tabelle 28:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Heidebach an den bisherigen Untersuchungsterminen	145
Tabelle 29:	Korrelationskoeffizienten ausgewählter Parameterpaare (Fettdruck: signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau $p < 0,01$)	147
Tabelle 30:	Korrelationskoeffizienten der chemischen Parameter SO_4-S , NO_3-N und NH_4-N sowie entsprechender Depositionswerte an ausgewählten Probestellen (Fettdruck: signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau $p < 0,01$)	148
Tabelle 31:	Trends ausgewählter Parameter bis 2006	150
Tabelle 32:	Trends der Depositionsraten bis 2006	152

Teilbericht B: Langzeitentwicklung Phytoplankton in Seen

Tabelle 33:	Kenndaten der untersuchten Seen	160
Tabelle 34:	Mittelwerte der Jahre 1986 - 1989 von ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern in Garrensee und Plötschersee	162
Tabelle 35:	Pinnsee - Taxaliste	179
Tabelle 36:	Garrensee - Taxaliste	185
Tabelle 37:	Plötschersee - Taxaliste	187
Tabelle 38:	TWT Mauthaus - Liste der halbquantitativ erfassten Taxa	190
Tabelle 39:	TWT Mauthaus - Liste der quantitativ erfassten Taxa	192
Tabelle 40:	Rachelsee - Taxaliste	196
Tabelle 41:	Kleiner Arbersee - Taxaliste	201
Tabelle 42:	TWT Frauenau - Liste der halbquantitativ erfassten Taxa	208
Tabelle 43:	TWT Frauenau - Liste der quantitativ erfassten Taxa	209
Tabelle 44:	Talsperre Sosa - Taxaliste	215
Tabelle 45:	Talsperre Neunzehnhain - Taxaliste	223

Karten

Teil A: Chemie, Makrozoobenthos, Diatomeen

Karte 1:	Lage der Untersuchungsgebiete (Bezeichnung der Probestellen siehe Tabelle 3) Datengrundlage: Digitales Gewässernetz Deutschland, Umweltbundesamt	21
Karte 2:	Trends ausgewählter Parameter bis 2006	151

Teil A:
Chemie, Makrozoobenthos, Diatomeen

1 Einleitung

Die Ausbreitung der Luftverunreinigungen macht an den Ländergrenzen nicht halt, deshalb bemüht man sich schon seit Jahren auf internationaler Ebene um ihre Verringerung. Hierzu verabschiedete die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (United Nations Economic Commission for Europe = UN ECE) in Genf 1979 die "Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen" (Luftreinhaltekonvention), an der mittlerweile mehr als 30 Staaten aus Europa und Nordamerika beteiligt sind. In der Folge dieser Konvention wurden verschiedene Protokolle unterzeichnet, in denen sich die einzelnen Staaten zur Verminderung ihrer Schwefelemissionen (Helsinki 1985 und Oslo 1994), Stickstoffemissionen (Sofia 1998) und Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (Genf 1991) verpflichteten.

Um die Wirksamkeit dieser Vereinbarungen zu verfolgen, wurden von der ECE verschiedene internationale Programme zur Umweltüberwachung ins Leben gerufen. Emissions- und Depositionsdaten werden seit 1984 im Rahmen des "European Monitoring and Evaluation Programms" (EMEP) gesammelt und ausgewertet. Unter der Leitung der "Working group on Effects" wurden mehrere internationale Kooperativprogramme (International Cooperative Programme = ICP) begonnen, die sich mit den Folgen der Luftverschmutzung beschäftigen. Dabei werden die Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die Oberflächengewässer (ICP Waters), auf den Wald (ICP Forests), auf die Landwirtschaft (ICP Crops), auf Bauwerke (ICP Materials) und auf das gesamte Ökosystem (ICP Integrated Monitoring) untersucht. Die "Task Force on Mapping" befasst sich mit der Kartierung der für Ökosysteme oder einzelne Rezeptoren kritischen Eintragsraten (Critical Loads) und kritischen Belastungskonzentrationen (Critical Levels) relevanter Schadstoffe. Das "ICP Waters" (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes) hat folgendes Ziel:

- Erfassung des Ausmaßes und der geographischen Ausbreitung der versauerten Gewässer
- Dokumentation der Veränderungen des chemischen und biologischen Zustandes an ausgewählten Probenahmestellen unter Berücksichtigung von deponierten Schadstoffen
- Erstellung von Trends
- Überprüfung der durchgeführten Maßnahmen zur Verminderung der Schwefel- und Stickstoffemissionen anhand der ermittelten Daten und Formulierung weitergehender Anforderungen.

Das "ICP Waters" wird vom Programmzentrum am Norwegischen Institut für Wasserforschung (NIVA) in Oslo geleitet. Hier wird die internationale Datenerhebung koordiniert und die von den einzelnen Staaten erhobenen Daten ausgewertet. Die internationalen Ergebnisse werden vom NIVA in Jahresberichten zusammengestellt und wurden für den Zeitraum von 1986 - 2001 in Berichten zusammengefasst (LÜKEWILLE et al., 1997, STODDARD et al., 1999, SKJELKVÅLE et al., 2000, SKJELKVÅLE, 2003).

Die deutschen Untersuchungen werden in den betroffenen Bundesländern von verschiedenen Landesämtern und wissenschaftlichen Institutionen durchgeführt und die Auswertungen durch das Umweltbundesamt (UBA) gefördert. Die Koordination der deutschen Datenerfassung und Weitergabe erfolgt durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) in München im Rahmen von mehrfach verlängerten und vom UBA geförderten F/E-Vorhaben. Die deutschen Ergebnisse wurden für den Zeitraum von 1983 - 1990 (ZAHN, 1991) und für 1991 - 1994 (SCHNELBÖGL, 1996) ausführlich dargestellt. Eine kurze Übersicht über die Ziele und Ergebnisse gibt eine 1995 zusammengestellte Broschüre (SCHNELBÖGL et al., 1995).

Die aktuellen Ansprechpartner bzw. Institutionen für die Datenlieferung können Tabelle 1 und Tabelle 2 entnommen werden.

Tabelle 1: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern 2005 - 2006: Chemie und Biologie

Untersuchungsgebiet	Gewässer	Chemie	Biologie
Lauenburgische Seenplatte	Pinnsee	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer
Harz	Lange Bramke	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt	Herr Dr. Coring
Rothaargebirge	Elberndorfer Bach Zinse	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen	Herr Dr. Coring
Hunsrück	Traunbach 1 Gräfenbach	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz
Schwarzwald	Goldersbach Kleine Kinzig Dürreychbach	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg	Herr Dr. Coring
Bayerischer Wald	Rachelsee Seebach Hinterer Schachtenbach Vorderer Schachtenbach Große Ohe	Wasserwirtschaftsamt Passau	Regierung von Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt
Oberpfälzer Wald	Waldnaab 2 Waldnaab 8	Bayerisches Landesamt für Umwelt	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Fichtelgebirge	Eger Röslau Zinnbach	Wasserwirtschaftsamt Bayreuth	Wasserwirtschaftsamt Bayreuth, Bayerisches Landesamt für Umwelt
Erzgebirge, Elbsandsteingebirge, sächsische Tieflandsbucht	Wolfsbach Große Pyra Rote Pockau Taubenbach Wilde Weißeritz Ettelsbach Heidebach	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen, Labor Neusörnewitz	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen, Labor Neusörnewitz
Erzgebirge	Talsperre Neunzehnhain Talsperre Sosa	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bereich Überwachung	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bereich Überwachung

Tabelle 2: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern: Depositionsmessstellen

Untersuchungsgebiet	Depositionsmessstelle	Ansprechpartner
Lauenburgische Seenplatte	Hahnheide	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer
Harz Kaufunger Wald Odenwald Taunus	Lange Bramke Witzenhausen Königstein Fürth	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Rothaargebirge	Elberndorf	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen
Hunsrück	Idar-Oberstein	Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz
Schwarzwald	Freudenstadt Rotenfels Schauinsland	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg
Bayerischer Wald Fichtelgebirge	Markungsgraben Lehstenbach	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Erzgebirge Elbsandsteingebirge sächsische Tieflandsbucht	Plauen Marienberg Zinnwald Leipzig	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Die in Tabelle 3 und Tabelle 4 aufgeführten Probenahme- und Depositionsmessstellen werden aktuell im Monitoringprogramm untersucht.

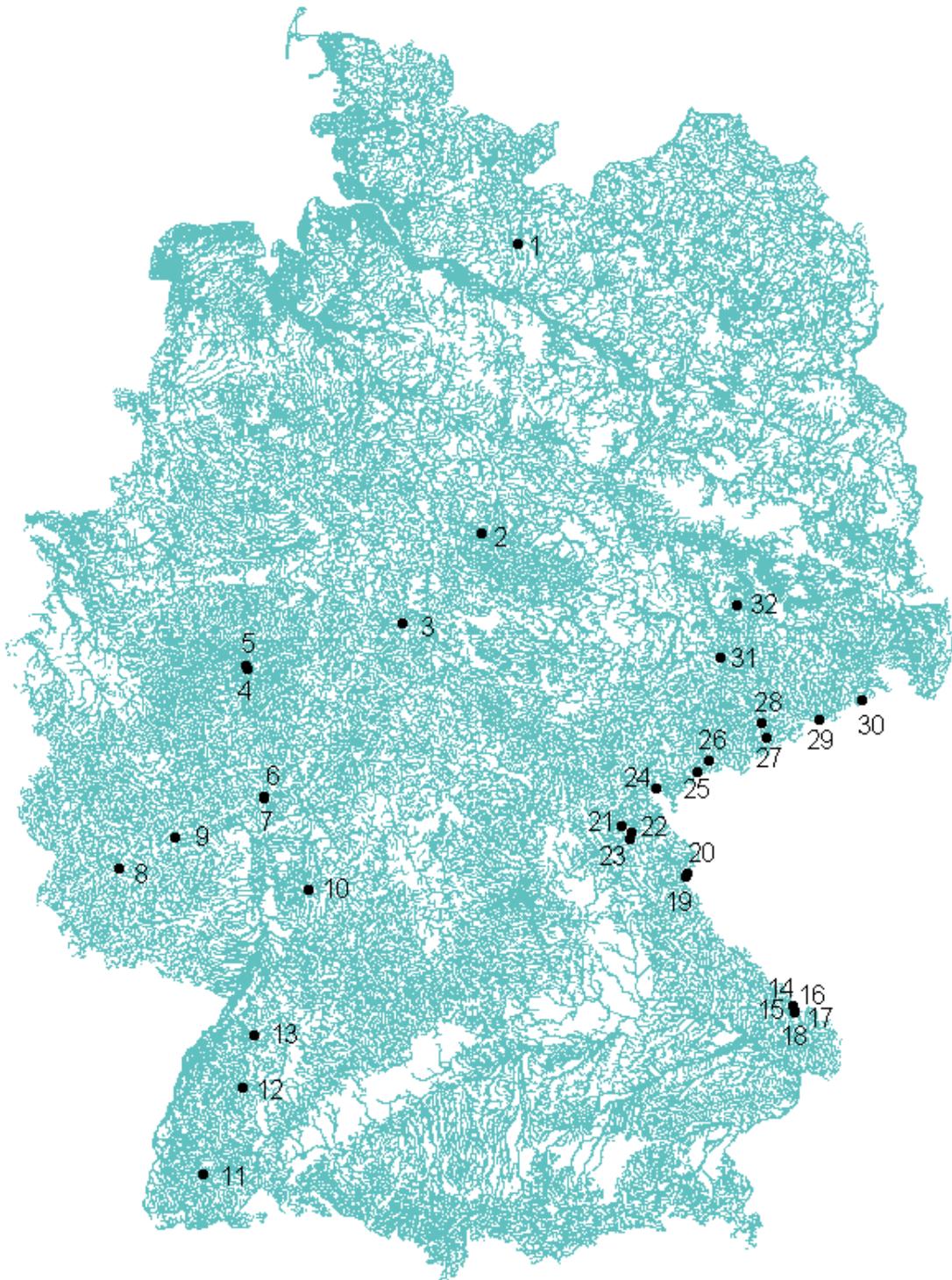
Tabelle 3: Probenahmestellen und ihre Untersuchungszeiträume im Monitoringprogramm

Karten- Nummer	Gebiet	Probenahmestelle	Untersuchungszeitraum
1	Lauenburgische Seenplatte	Pinnsee	1986 – 2006
2	Harz	Lange Bramke	1969 – 2006
3	Kaufunger Wald	Nieste 3	1987 – 2004
4	Rothaargebirge	Elberndorfer Bach	1986 – 2006
5		Zinse	1986 – 2006
6	Taunus	Rombach 2	1986 – 2004
7		Rombach 4	1986 – 03/2004
8	Hunsrück	Traunbach 1	1982 – 2006
9		Gräfenbach	1982 – 2006
10	Odenwald	Schmerbach 1	1985 – 2004
11	Schwarzwald	Goldersbach	1986 – 2006
12		Kleine Kinzig	1986 – 2006
13		Dürreychbach	1987 – 2006
14	Bayerischer Wald	Rachelsee	1984 – 2006
15		Seebach	1983 – 2006
16		Hinterer Schachtenbach	1983 – 2006
17		Vorderer Schachtenbach	1983 – 2006
18		Große Ohe	1979 – 2006
19	Oberpfälzer Wald	Waldnaab 2	1986 – 2006
20		Waldnaab 8	1986 – 2006
21	Fichtelgebirge	Eger	1982 – 2006
22		Röslau	1982 – 2006
23		Zinnbach	1983 – 2006
24	Erzgebirge	Wolfsbach	1992 – 2006
25		Große Pyra	1981 – 2006
26		Talsperre Sosa	1953 – 2006
27		Rote Pockau	1979 – 2006
28		Talsperre Neunzehnhain	1966 – 2006
29		Wilde Weißeritz	1966 – 2006
30	Elbsandsteingebirge	Taubenbach	1993 – 2006
31	Sächsische Tieflandsbucht	Ettelsbach	1992 – 2005
32		Heidebach	1992 – 2006

Tabelle 4: Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm

Gebiet	Messstelle	Untersuchungszeitraum
Lauenburgische Seenplatte	Hahnheide	1985 – 2006
Harz	Lange Bramke	1981 – 2006
Kaufunger Wald	Witzenhausen	1983 – 2004
Rothaargebirge	Elberndorf	1987 – 2006
Taunus	Königstein	1983 – 2004
Hunsrück	Idar-Oberstein	1984 – 2006
Odenwald	Fürth	1987 – 2004
Schwarzwald, südlich	Schauinsland	1987 – 2006
mittel.	Freudenstadt	1984 – 2006
nördlich	Rotenfels	1983 – 2006
Bayerischer Wald	Markungsgraben	1989 – 2006
Fichtelgebirge	Lehstenbach	1988 – 2006
Erzgebirge, westlich	Plauen	1989 – 2006
mittel	Marienberg	1989 – 2006
östlich	Zinnwald	1989 – 2006
Sächsische Tieflandsbucht	Leipzig	1990 – 2006

2 Untersuchungsgebiete



Karte 1: Lage der Untersuchungsgebiete (Bezeichnung der Probestellen siehe Tabelle 3)
Datengrundlage: Digitales Gewässernetz Deutschland, Umweltbundesamt

Auf eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungsgebiete wird verzichtet. Es wird auf die vorhergehenden Berichte verwiesen (ZAHN, 1991, SCHNELBÖGL, 1996, KIFINGER et al., 1998, 2000, 2002, 2004, 2006).

3 Untersuchungsergebnisse

Chemische Auswertungen

Im Folgenden werden die Ergebnisse entsprechend der vorhergehenden Berichte (ZAHN, 1991, SCHNELBÖGL, 1996, KIFINGER et al., 1998, 2000, 2002, 2004, 2006) weitergeführt und ergänzt. Bezüglich der Erhebungs- und Untersuchungsmethoden wird auf SCHNELBÖGL (1996) verwiesen.

Abweichend zu den früheren Berichten wurden für die Fließgewässer nur die Parameter pH-Wert, Sulfat und Nitrat-N dargestellt. Die graphische Darstellung anderer Parameter erfolgte bei Auffälligkeiten der Ganglinien. Für die Seen und Talsperren wurden neben pH-Wert, Sulfat und Nitrat-N auch die Parameter Sauerstoff-Gehalt, Gesamt-Phosphor und Ammonium-N graphisch dargestellt.

Zu den Chemiegrafiken noch einige ergänzende Anmerkungen:

- Messwerte unter der Nachweisgrenze wurden mit der Hälfte der Nachweisgrenze dargestellt
- Signifikanzüberprüfungen der Trendlinien wurden durchgeführt
- Wenn vorhanden, wurden für Seen und Talsperren verschiedene Tiefenstufen angegeben
- Bei den Grafiken der Seen und Talsperren wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit nur für eine Tiefenstufe eine Trendlinie eingezeichnet

Um Aussagen bezüglich der Abhängigkeit der Gewässerchemie von der Deposition machen zu können, wurden für einige Gewässerprobestellen, die nah an Depositionsmessstellen lagen, Korrelationen gerechnet (siehe Kap. 4.2). Als Kriterium wurde eine Entfernung von maximal 5 km zwischen der Probestelle und der Depositionsmessstelle festgelegt.

Für folgende Probestellen wurden Korrelationen gerechnet: Lange Bramke, Elberndorfer Bach, Zinse und die Wilde Weißeritz. Da die Probestellen fast ausnahmslos in Waldbereichen verlaufen, wurden, soweit vorhanden, für die Korrelationsberechnungen die Daten der Bestandsdeposition herangezogen.

Biologische Auswertungen

Die biologischen Auswertungen in Berichtsteil A umfassen die vorliegenden Daten aus dem biologischen ECE-Langzeitmonitoring für das Makrozoobenthos (MZB) und die Diatomeen (Tabelle 5).

In einem ersten Schritt wurden alle vorhandenen Daten in einer Datenbank zusammengeführt, auf Integrität und Plausibilität geprüft und anschließend für weitergehende Auswertungen aufgearbeitet.

Für das Makrozoobenthos wurden die weitergehenden Auswertungen mit der Software PERLODES durchgeführt. Diese Software bewertet den ökologischen Zustand von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos im Sinne der EG-WRRL und berechnet eine Vielzahl von Indizes und biozönotischen Kenngrößen.

Für die Gruppe der Diatomeen basieren alle weiteren Auswertungen auf der Anwendung einer bürointernen Datenbankplattform.

Tabelle 5: Berücksichtigte ECE-Probestellen für das Makrozoobenthos (MZB) und die Diatomeen

Nr.	Gewässer	Gebiet	MZB	Diatomeen
2	Lange Bramke	Harz	X	X
4	Elberndorfer Bach	Rothaargebirge	X	X
5	Zinse	Rothaargebirge	X	X
8	Traunbach	Hunsrück		X
9	Gräfenbach	Hunsrück	X	X
11	Goldersbach	Schwarzwald	X	X
12	Kleine Kinzig	Schwarzwald	X	X
13	Dürreychbach	Schwarzwald	X	X
15	Seebach	Bayerischer Wald	X	X
16	Hinterer Schachtenbach	Bayerischer Wald	X	X
17	Vorderer Schachtenbach	Bayerischer Wald	X	X
18	Große Ohe	Bayerischer Wald	X	X
19	Tirschenreuther Waldnaab	Oberpfälzer Wald	X	
20	Tirschenreuther Waldnaab	Oberpfälzer Wald	X	
21	Eger	Fichtelgebirge	X	X
22	Röslau	Fichtelgebirge	X	X
23	Zinnbach	Fichtelgebirge	X	X
24	Wolfsbach	Erzgebirge	X	
25	Große Pyra	Erzgebirge	X	X
27	Rote Pockau	Erzgebirge	X	X
29	Wilde Weißeritz	Erzgebirge	X	X
30	Taubenbach	Elbsandsteingebirge	X	X
31	Ettelsbach	Sächsische Tieflandsbucht	X	
32	Heidebach	Sächsische Tieflandsbucht	X	X

Übergeordnetes Ziel der Auswertungen war die Abschätzung von Trendentwicklungen in Bezug auf versauerungsbedingte Schädigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften. Allgemein reagieren aquatische Biozönosen durch den Ausfall säuresensibler Arten bzw. Artengruppen sowie durch Verschiebungen der Dominanzverhältnisse auf wirksame Versauerungsereignisse. Zusätzlich können unter bestimmten Umständen auch die Individuendichten bzw. die Biomassenentwicklungen sowie die funktionalen Strukturen in versauerten Gewässern deutlich beeinflusst sein.

Im Rahmen der durchgeführten Arbeiten wurden daher verschiedenste ökologische Kenngrößen berechnet und auf ihre Eignung zur Darstellung von Trendentwicklungen geprüft. Folgende Metrics erwiesen sich in diesem Zusammenhang als besonders geeignet:

- Gesamttaxazahl (MZB)
- Taxazahlen der Plecoptera und Ephemeroptera (MZB)
- Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) (MZB)
- Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) (MZB)
- Anteile der indikativen Taxa des Makrozoobenthos (Versauerungszahlen)
- Anteile säuretoleranter Taxa der Diatomeen (pH-Präferenzgruppen)
- Säurezustandsklassen auf der Basis der Diatomeen nach CORING (1999)

Für das Makrozoobenthos besteht eine direkte Beziehung zwischen der Gesamttaxazahl je Probe und Untersuchungsjahr und der Intensität des Versauerungsgeschehens. Stark versauerte Gewässerabschnitte werden in der Regel lediglich von wenigen stark säuretoleranten Arten besiedelt, während circumneutrale, anthropogen unbelastete Gewässerstrecken durch eine hochdiverse Zoozönose gekennzeichnet sind. Entsprechend ist aus einem Anstieg der Artenzahlen über eine Zeitachse eine deutliche Reduzierung der wirksamen Versauerungserscheinungen abzuleiten.

Innerhalb des Makrozoobenthos sind verschiedene Gruppen als besonders säuresensibel einzustufen. Neben den Hirudinea, Gammaridae, Gastropoda und Bivalvia zeigen auch die Ephemeroptera eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber wirksamen Säurebelastungen. Das Fehlen oder Vorkommen von Eintagsfliegen in betroffenen Gewässerabschnitten ist in Bezug auf die Beschreibung der Auswirkungen der Gewässerversauerung daher von besonderer Bedeutung. Dagegen sind verschiedene Arten der Plecoptera als säureresistent zu bezeichnen. Entsprechend treten diese Taxa auch in stark versauerten Gewässern stetig und in großen Individuendichten auf. Für die

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

Ableitung von Tendaussagen zur Versauerungsentwicklung ist daher neben der Diversität der Plecoptera - Zönosen insbesondere auch das Verhältnis zwischen Ephemeroptera und Plecoptera bedeutsam.

Die Bewertung bzw. Klassifizierung der Gewässerabschnitte in Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) beschreibt den Grad der Versauerung in einem fünfstufigen System und ist Teil der ökologischen Zustandsbewertung im Sinne der EG-WRRL (Tabelle 6). Aufgrund der geringen Anzahl der Säurezustandsklassen und der daraus resultierenden großen Klassenbreiten ist das Verfahren nur bedingt für Trendanalysen geeignet und zielt verstärkt auf die Bewertung des Istzustandes. Der Ansatz basiert auf indikativen Taxa, denen in Abhängigkeit von ihrer Säureresistenz Wert- bzw. Zeigerzahlen zugewiesen wurden. Die Klassifizierung in eine Säurezustandsklasse erfolgt in Abhängigkeit von der Überschreitung eines Schwellenwertes für die aufsummierte Abundanz von Arten gleicher Wertzahl in einer Probe.

Dagegen eignet sich die Darstellung der quantitativen Anteile von Arten gleicher Versauerungszahl an den Zoozönosen gut zu hoch auflösenden Trendanalysen und verdeutlicht zudem die gegebene Periodizität und Abhängigkeit des Versauerungsgeschehens von der Niederschlagsintensität.

Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) führt die Anwesenheit von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT-Taxa) mit unterschiedlicher pH-Toleranz, die Anwesenheit säuresensibler Artengruppen, die Artenvielfalt einer Probe und das Verhältnis der Individuenzahl von Eintagsfliegen der Gattungen Baetis und Nigrobaetis zu Steinfliegen (Plecoptera) zu einem Indexwert zusammen. Er kombiniert damit verschiedene Kenngrößentypen. Die Indexskala reicht von 0 bis 14 Punkten, wobei höhere Punktzahlen mit geringeren Säurebelastungen gleichzusetzen sind.

Tabelle 6: Säurezustandsklassen versauerungsgefährdeter Fließgewässer auf der Basis des Makrozoobenthos nach BRAUKMANN & BISS (2004) und der Diatomeen nach CORING (1999)

Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) Makrozoobenthos	
Klasse 1:	kontinuierlich neutral (nicht sauer)
Klasse 2:	überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer
Klasse 3:	periodisch kritisch sauer
Klasse 4:	periodisch stark sauer
Klasse 5:	kontinuierlich extrem sauer
Bezogen auf ihre Klassengrenzen sind die Bewertungssysteme nur eingeschränkt kompatibel!	
Säurezustandsklassen nach CORING (1999) Diatomeen	
Klasse 1a:	neutral-alkalisch, pH-Minima nicht < 7, nicht akut versauerungsgefährdet
Klasse 1b:	akut versauerungsgefährdet
Klasse 2:	episodisch schwach sauer, überwiegend neutral, pH gewöhnlich > 6,5, jedoch pH-Erniedrigungen bis pH 5,5 möglich
Klasse 3:	periodisch, kritisch sauer, pH normalerweise < 6,5, pH-Minima < 5,5
Klasse 4:	permanent sauer, pH ganzjährig < 5,5, pH-Minima häufig < 5,0, häufig sogar < 4,3
*H: natürliche, huminsaurer Einflüsse deutlich vorhanden, *h: natürliche, huminsaurer Einflüsse schwach vorhanden	

Tabelle 7: Klassen der Säuretoleranz des Makrozoobenthos

Versauerungszahl	Grad der Säuretoleranz
VZ 1	Säureempfindlich
VZ 2	Mäßig säureempfindlich
VZ 3	Säuretolerant
VZ 4	Säureresistent
VZ 5	Sehr säureresistent
o.Z.	Ohne Zuordnung

Bereits HUSTEDT (1939) erkannte die Abhängigkeit der Kieselalgen (Diatomeen) vom Säuregrad ihrer Wuchsorte und entwickelte daraus das System der pH-Präferenzgruppen (Tabelle 8). Die Analyse der quantitativen Gesellschaftsanteile der verschiedenen Präferenzgruppen eignet sich gut zur Beschreibung des Säurestatus der Ursprungsgewässer sowie zur Visualisierung von Trendentwicklungen. Die Gesellschaftstypenanalyse nach CORING (1999) verwendet das System der pH-Präferenzgruppen in modifizierter Form und kombiniert es zusammen mit der Präsenz und Dominanz spezifischer Zeigerarten zu verbalen Beschreibungen charakteristischer Gesellschaftszusammensetzungen. Das Verfahren differenziert ebenfalls fünf Säurezustandsklassen und indiziert zusätzlich natürliche (huminsaurer) Einflüsse des jeweiligen Einzugsgebietes (Tabelle 6).

Tabelle 8: Verwendete Abkürzungen für die pH-Präferenzgruppen nach HUSTEDT (1939)

pH-Präferenzgruppe	Abkürzung
alb	Alkalibionte Taxa
alk	Alkaliphile Taxa
circ	Circumneutrale Taxa
acp	Acidophile Taxa
acb	Acidobionte Taxa
oz	Taxa ohne Zuordnung

Bei den in diesem Bericht berücksichtigten Probestellen bestehen zwischen den Probestellen erhebliche Unterschiede hinsichtlich der vorhandenen Dichte, Untersuchungsfrequenz sowie dem Betrachtungszeitraum.

Biologische Langzeitauswertungen wurden daher lediglich in den Fällen vorgenommen, in denen Datenreihen für wenigstens eine biologische Gruppe vorhanden waren. Daneben beschränken sich die Auswertungen primär auf den Berichtszeitraum (2005 – 2006) und beschreiben die aktuell wirksamen Auswirkungen der Gewässerversauerung an den Untersuchungsgewässern.

3.1 Lauenburgische Seenplatte

3.1.1 Pinnsee

3.1.1.1 Chemie

Beim Pinnsee (Abbildung 1) ist zwar insgesamt ein leichter Anstieg des pH-Werts zu erkennen, in den Jahren 2003 und 2004 treten im Herbst jedoch in 7 m Tiefe erneut pH-Minima von knapp über 4,5 auf.

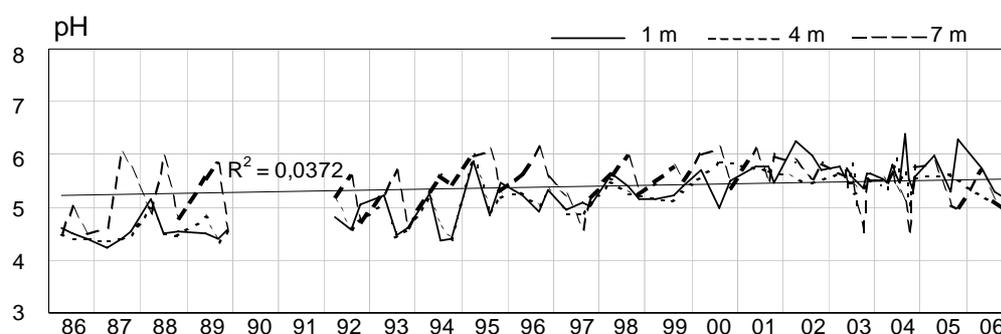


Abbildung 1: Pinnsee: pH-Konzentrationen

Interessant ist der Verlauf der ANC (Abbildung 2), der von Beginn der Untersuchungen im Jahre 1986 bis 1989 sehr stark schwankt. Von 1990 bis 1995 konnte die ANC wegen des Fehlens eines Parameters nicht berechnet werden. Ab 1996 sind die Schwankungen deutlich geringer. Eine sig-

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

nifkante Verbesserung der Versauerungssituation kann anhand des ANC nicht nachgewiesen werden.

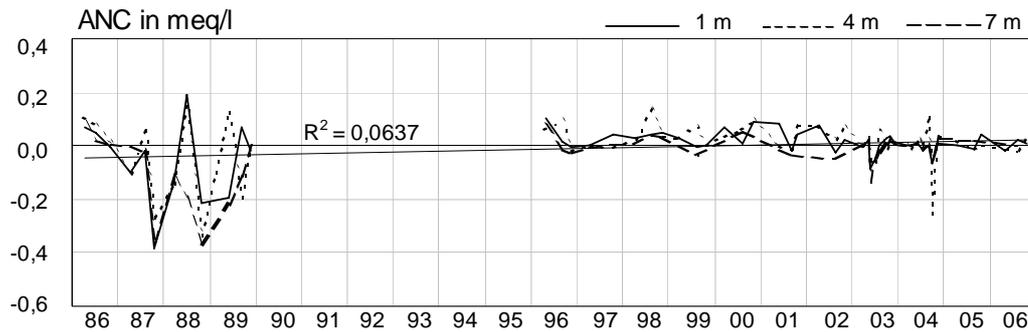


Abbildung 2: Pinnsee: ANC (meq/l)

Beim Sulfat (Abbildung 3) kann seit den Maximalwerten von 1987 ein leichter, jedoch signifikanter Abfall abgelesen werden. Im Allgemeinen werden die Schwankungen geringer, nur 2003 ist in allen Tiefenstufen ein Maximum zu erkennen.

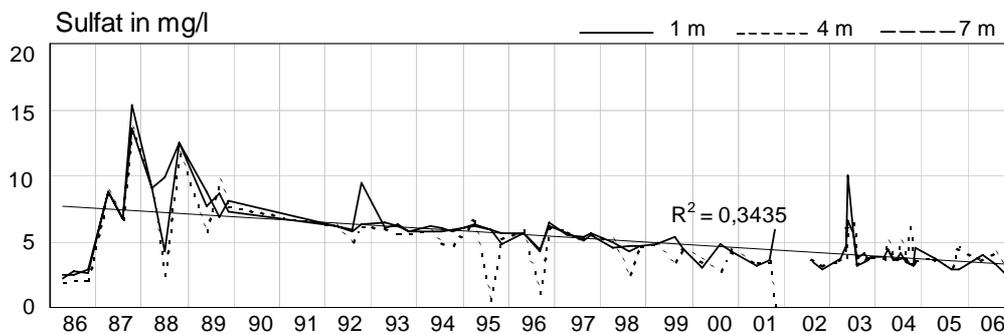


Abbildung 3: Pinnsee: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 4) weisen bis 1994 deutliche Schwankungen auf. Anschließend erfolgte die Bestimmung mittels einer anderen Analysemethode, deren Nachweisgrenze von 0,05 mg/l nicht mehr überschritten wurde.

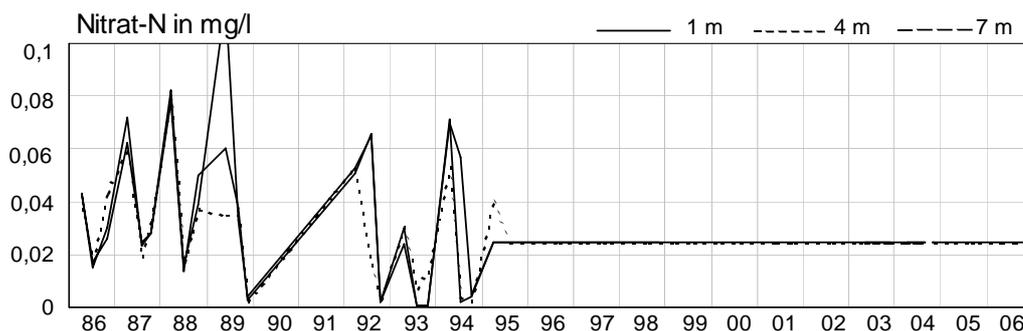


Abbildung 4: Pinnsee: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Die Sauerstoffkonzentrationen (Abbildung 5) lassen jahreszeitliche Schwankungen mit Maxima im Frühjahr und Minima im Sommer – Herbst erkennen. Besonders auffällig ist der jährlich auftretende, starke Rückgang während der Sommerstagnation in 7 m Tiefe, teilweise weist der Pinnsee dort keinen Sauerstoff mehr auf.

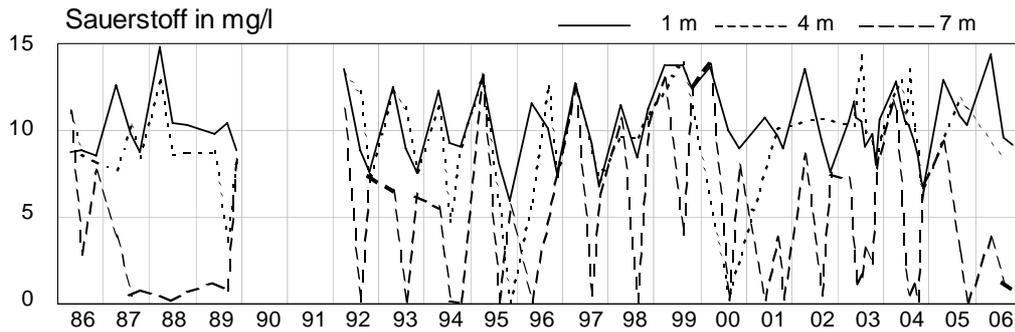


Abbildung 5: Pinnsee: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abbildung 6) schwanken im Allgemeinen zwischen 0,01 und 0,1 mg/l. Eine Ausnahme stellt die Tiefenstufe 7 m dar, bei der sommerliche Maxima von bis zu 0,77 mg/l auftreten können. Der deutliche Rückgang der Häufigkeit und Intensität der Maxima seit 1998 dürfte auf die Verringerung der Einträge in den Pinnsee zurückzuführen sein.

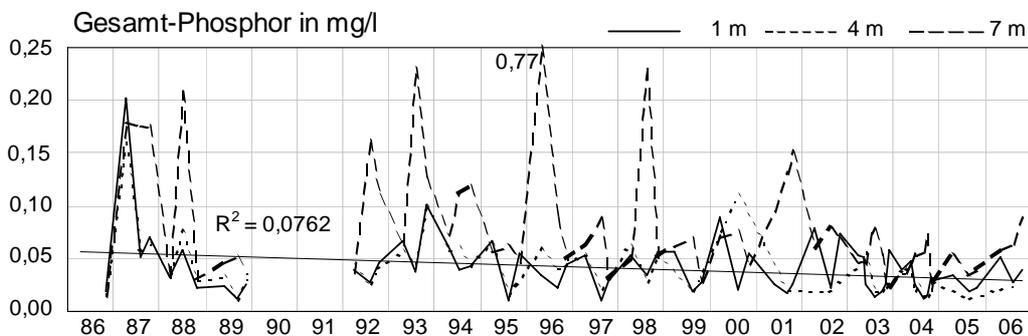


Abbildung 6: Pinnsee: Gesamt-PO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Ammoniumkonzentrationen (Abbildung 7) fallen besonders die in 7 m Tiefe während der Sommerstagnation auftretenden Maxima auf, die fast jährlich beobachtet werden können. Im Gegensatz dazu weisen die Konzentrationen in 1 und 4 m Tiefe zur gleichen Zeit jeweils Minima auf. Erklärt werden kann dies durch die Sauerstoffkonzentrationen, denn durch das oftmalige fast völlig Fehlen des Sauerstoffs in 7 m Tiefe erfolgen Zersetzungen anaerob. In den Jahren 2005 – 2006 liegen die Konzentrationen dauerhaft unter 0,5 mg/l.

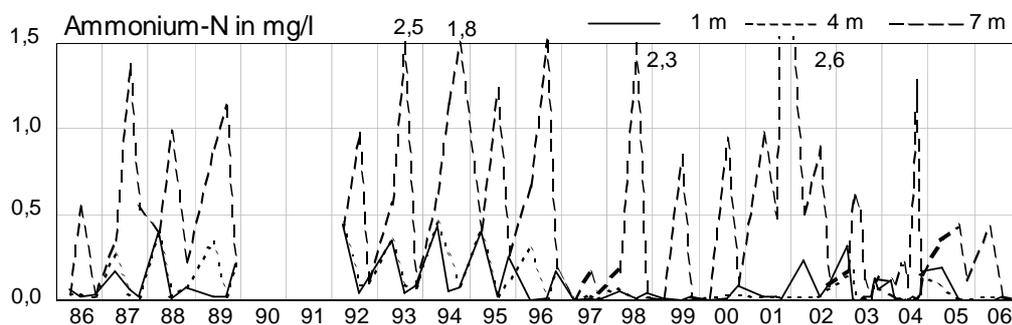


Abbildung 7: Pinnsee: NH₄-N-Konzentrationen (mg/l)

3.1.2 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken für den Pinnsee wird die Depositionsmessstelle Hahnheide (Abbildung 8) herangezogen, es liegen Freilandmessungen von 1985 bis 2006 vor. Bei allen Parametern weisen die Depositionen einen starken Rückgang auf. Diese Trends spiegeln sich in der Gewässerchemie bei Sulfat und Nitrat deutlich, bei Ammonium weniger deutlich wieder.

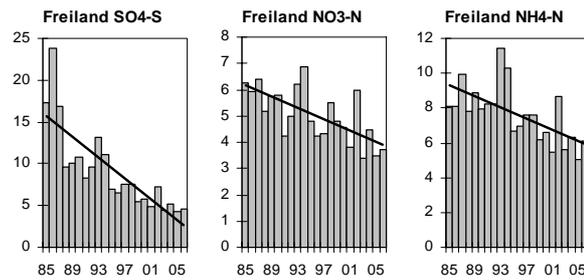


Abbildung 8: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Hahnheide (kg/ha*a)

3.2 Harz

3.2.1 Lange Bramke

3.2.1.1 Chemie

Für diese Messstelle liegen seit 1969 für einen Großteil der Parameter Daten vor.

Ein eindeutiger Trend ist für den pH-Wert (Abbildung 9) nicht erkennbar, jedoch ein deutlicher Jahreszyklus mit pH-Minima im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze. Im Verlauf des Jahres tritt eine Erholung ein und der pH erreicht Werte um 6,5. Zwischen 1990 und 1993 sind die Abflusswerte sehr gering. Dadurch fehlen in diesem Zeitraum auch die pH-Minima im Frühjahr. Seit 2005 sind die pH-Minima im Frühjahr deutlich höher als in den Jahren davor. Da die anderen versauerungsrelevanten Parameter keine solche Erholung anzeigen, könnte dies wie in den Jahren 1990 – 1993 das Resultat geringer Abflusswerte sein.

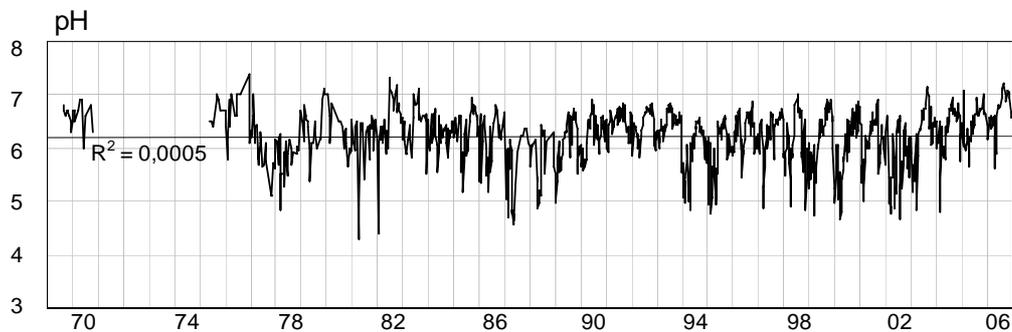


Abbildung 9: Lange Bramke: pH-Konzentrationen

Auf Grund der großen Probenahmehäufigkeit ist sowohl bei den Sulfatkonzentrationen (Abbildung 10) als auch bei den Nitratkonzentrationen (Abbildung 11) sehr deutlich ein ausgeprägter Jahreszyklus mit Maxima im Winter und Frühjahr und Minima im Sommer und Herbst zu erkennen. Insgesamt fallen die Sulfatkonzentrationen über die Dauer der Untersuchungsperiode leicht aber signifikant, die Nitratkonzentrationen bleiben annähernd unverändert.

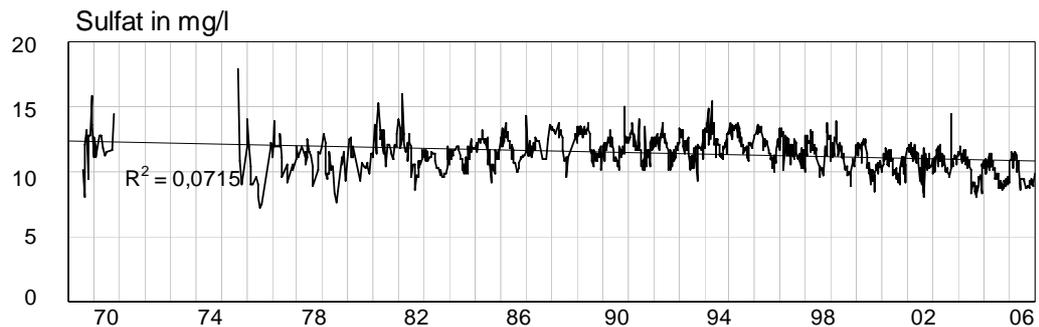


Abbildung 10: Lange Bramke: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

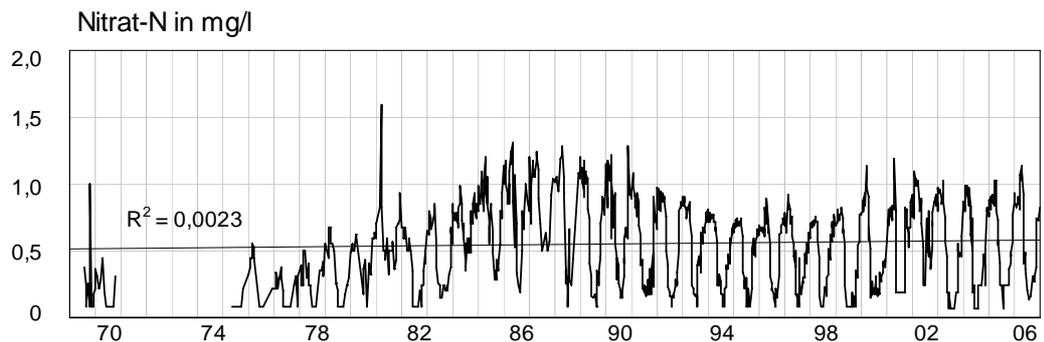


Abbildung 11: Lange Bramke: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

3.2.1.2 Makrozoobenthos

Für die Lange Bramke liegen Daten für das Makrozoobenthos für die Zeitperioden von 1986 bis 1990 sowie von 2000 - 2006 vor.

Die Zoozönose der Jahre 2005/06 war mäßig divers ausgeprägt, überwiegend individuenarm und indizierte vornehmlich kritisch saure Bedingungen der Zustandsklasse 3 nach BRAUKMANN & BISS (2004).

Hinsichtlich der Entwicklung der versauerungsbedingten Schädigungen ist über den Gesamtzeitraum von 1986 bis 2006 ein positiver Trend zu verzeichnen. Die Gesamtaxazahlen stiegen über den Untersuchungszeitraum deutlich an, wobei insbesondere ein sprunghafter Anstieg in den Jahren 1988 und 1989 ins Auge fällt. Die maximale Artanzahl wurde im Mai 2006 mit 18 Taxa nachgewiesen. Die Ephemeroptera zeigen in vermindertem Maße eine ähnlich positive Entwicklung. Bis 1989 wurde bei den Beprobungen maximal 1 Taxon, nach 1989 maximal 3 Taxa nachgewiesen.

Für das Gewässer wurde seit 1990 nicht mehr die Klasse 5, permanent sauer, indiziert. Dafür wurde es insbesondere in Jahren mit günstigem Niederschlagsverlauf vereinzelt als episodisch schwach sauer (Klasse 2) bewertet. Auch der Hendrikson-Index zeigt ab 1989 einen leicht positiven Trend auf. Das geringe Niveau (Maximalwerte von 2) verdeutlicht jedoch den Fortbestand der Versauerungsproblematik. Die Zoozönosen werden über den gesamten Untersuchungszeitraum durch sehr säureresistente Organismen (VZ 5) dominiert. Organismen mit mäßiger Säureempfindlichkeit (VZ 2) nehmen seit 1989 zu, konnten sich bislang jedoch noch nicht dauerhaft etablieren.

Zusammenfassend ist für das Makrozoobenthos der Langen Bramke eine positive Entwicklung auf niedrigem Niveau zu verzeichnen (Abbildungen 12 - 16).

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

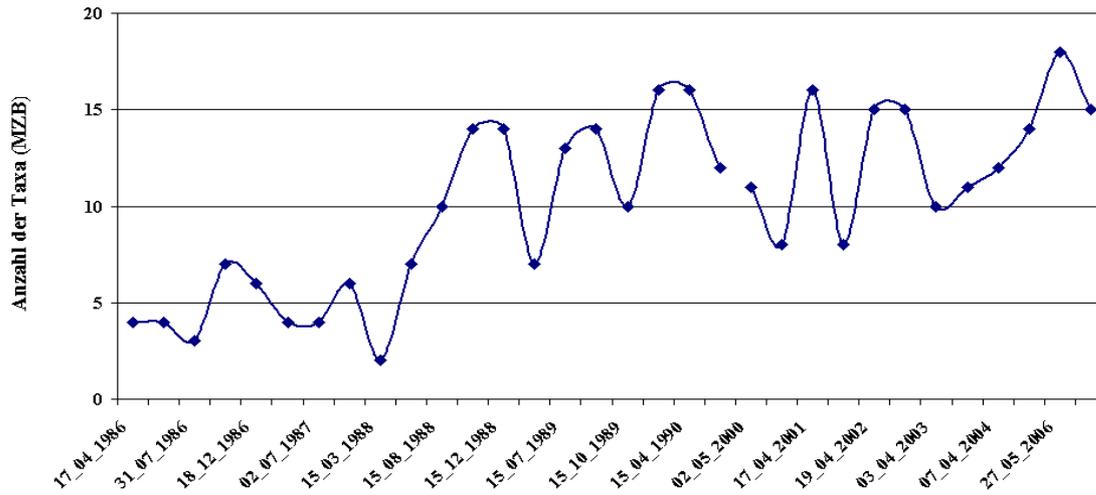


Abbildung 12: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Langes Bramke über den Untersuchungszeitraum

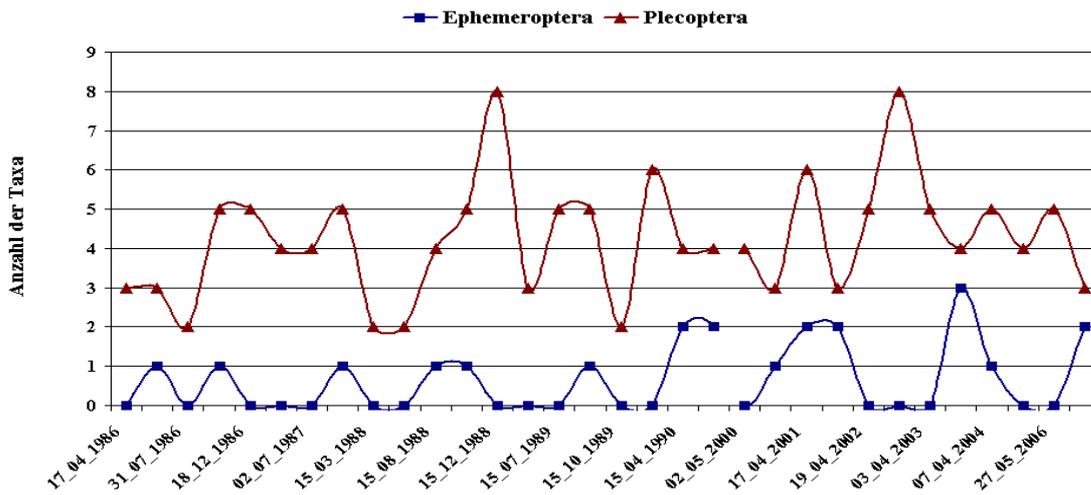


Abbildung 13: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Langes Bramke über den Untersuchungszeitraum

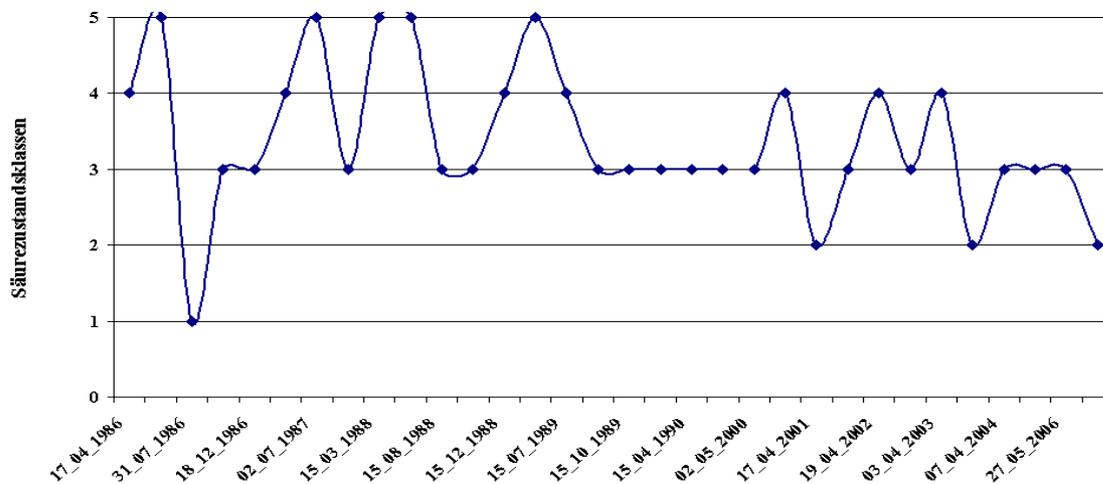


Abbildung 14: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Langes Bramke über den Untersuchungszeitraum

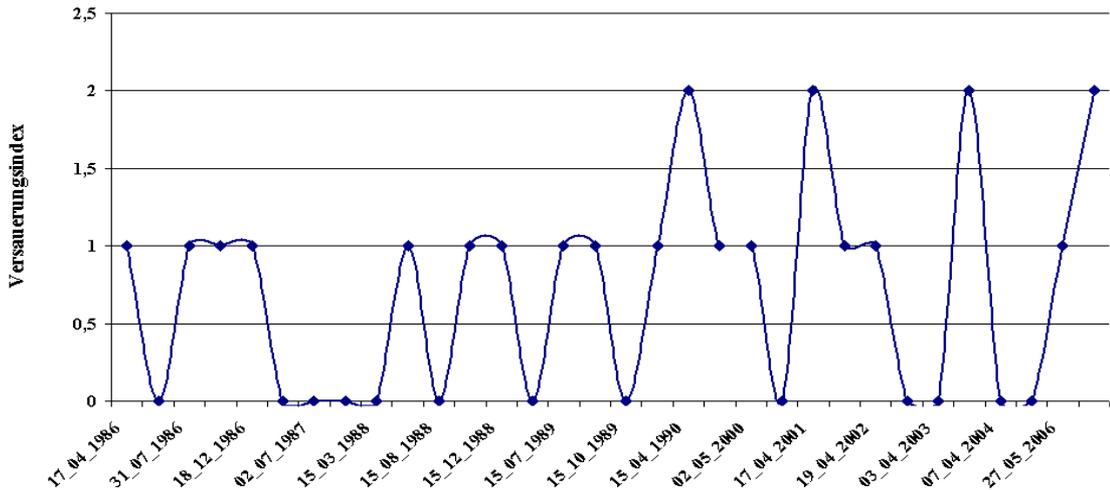


Abbildung 15: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum

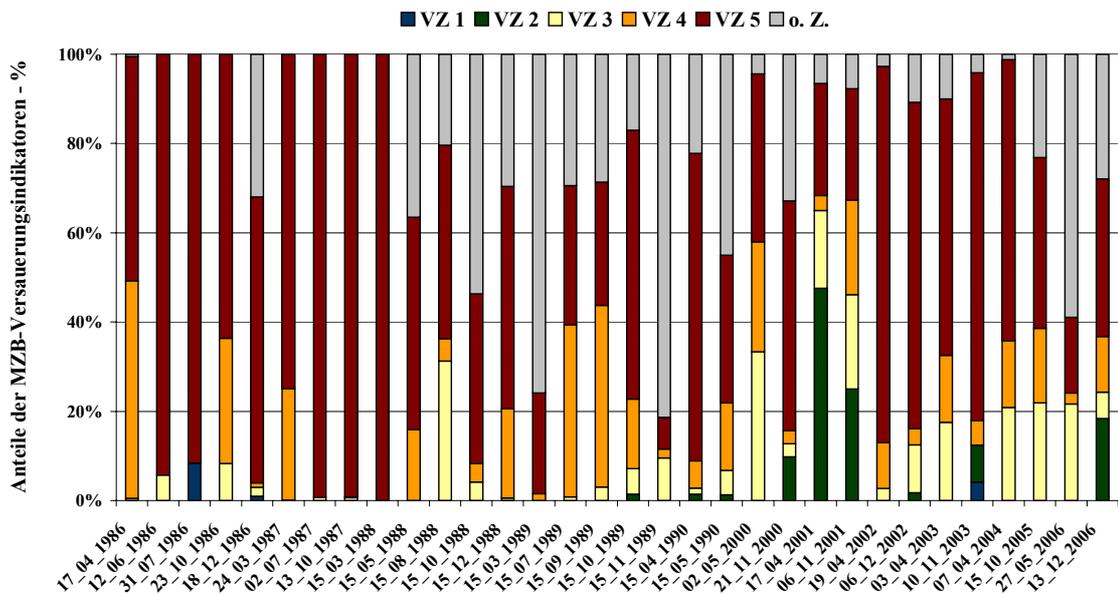


Abbildung 16: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Langen Bramke über den Untersuchungszeitraum

3.2.1.3 Diatomeen

Für die Diatomeen liegen lediglich Daten aus den Jahren 2005 und 2006 vor. Aufgrund der geringen Datendichte ist daher keine Trendanalyse möglich. Die Gesellschaften der verschiedenen Proben waren untereinander sehr ähnlich und wurden insbesondere durch die circumneutrale *Achnanthes minutissima* dominiert. Das stetige Auftreten diverser acidophiler und acidobionter Arten in Anteilen bis 10% indiziert schwach wirksame Säurebelastungen und das Vorhandensein huminsaurer Einflüsse. Diese entstammen dem nahe gelegenen Quellbereich der Langen Bramke, der den Charakter eines Quellmoores hat und in dem großflächige Polster verschiedener Torfmoosarten auftreten.

Auf der Basis der Diatomeengesellschaften ist die Lange Bramke als episodisch schwach sauer zu bezeichnen (Tabelle 9). Dies stimmt für die letzte Beprobung mit der Klassifizierung auf Grundlage des MZB überein.

Aufgrund der beschriebenen versauernd wirkenden Einflüsse des Quellmoores ist ein dauerhaft neutraler Zustand des Gewässers nicht zu erwarten.

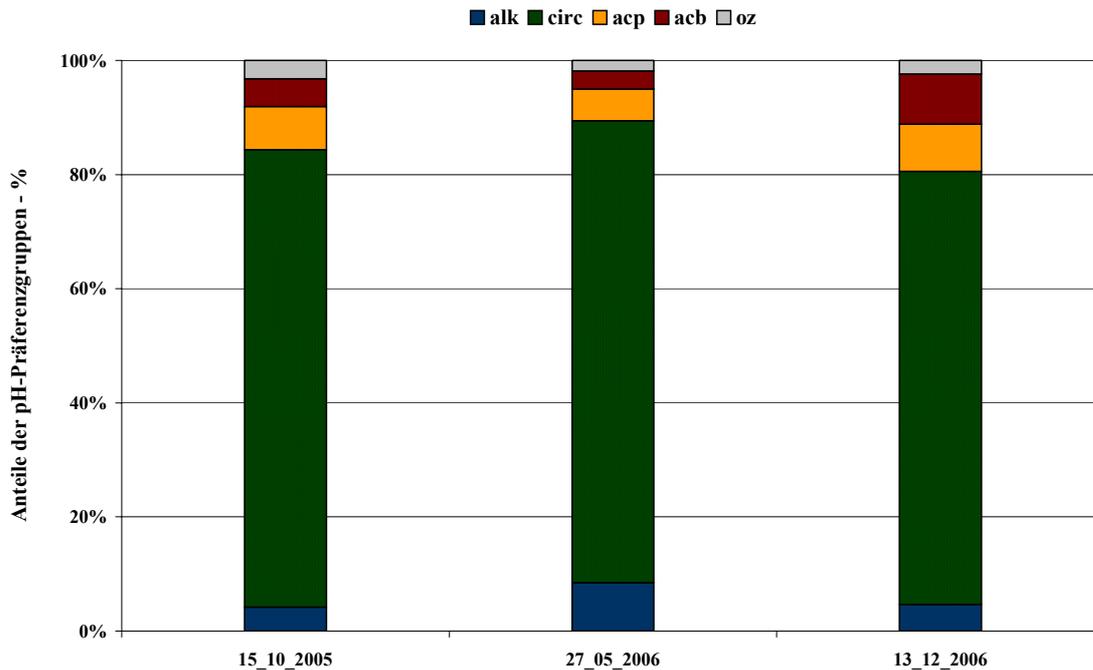


Abbildung 17: Prozentuale Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Langen Bramke

Tabelle 9: Indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Langen Bramke.

	2005 Okt	2006 Mai	2006 Dez
Lange Bramke	2*h	2*h	2*h

3.2.1.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Für den Harz wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Lange Bramke (Abbildung 18) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1981 bis 2006. Die Sulfatdepositionen weisen im Bestand einen deutlichen Rückgang auf, im Freiland ist er Rückgang nicht so ausgeprägt. Nitrat und Ammonium fallen im Freiland und im Bestand leicht ab. Der starke Rückgang bei der Sulfatdeposition im Bestand kann zwar im Gewässer noch nicht beobachtet werden, es besteht jedoch eine signifikante Korrelation (bei Signifikanzniveau $p < 0,01$; $r^2 = 0,46$). Im Gegensatz dazu können die Rückgänge der Nitratdepositionen im Gewässer noch nicht erkannt werden ($r^2 = 0,24$), die fallenden Ammoniumdepositionen finden sich auch bei den leicht fallenden Konzentrationen im Gewässer wider ($r^2 = 0,03$). Diese sind statistisch jedoch nicht signifikant.

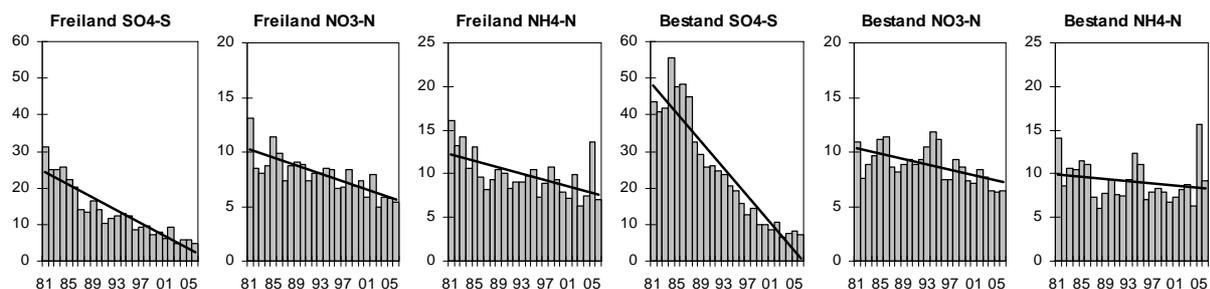


Abbildung 18: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lange Bramke (kg/ha*a)

Bei der Gewässerchemie ist nur bei Sulfat eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation zu erkennen. Trotzdem kann man auch beim Makrozoobenthos eine leichte Verbesserung feststellen. Wegen des im Quellbereich auftretenden Quellmoores werden aber auch zukünftig in der Langen Bramke keine neutralen Verhältnisse zu erreichen sein.

3.3 Kaufunger Wald

Die Stelle Nieste 3 im Kaufunger Wald wurde Ende 2004 aus dem Programm genommen.

3.4 Rothaargebirge

3.4.1 Elberndorfer Bach

3.4.1.1 Chemie

Am Elberndorfer Bach lässt sich beim pH-Wert (Abbildung 19) eine leichte, statistisch signifikante Verbesserung erkennen. Zwischen 1996 und 1998 liegt der pH-Wert bei den Messungen zwischen 6 und 8, allerdings fallen die Werte danach wieder und erreichen Ende 1999 mit pH 4,6 den niedrigsten jemals gemessenen Wert. In 2000 erfolgt wieder eine deutliche Erholung der pH-Situation, im Frühjahr 2002 wird jedoch ein zweites pH-Minimum erreicht. Seit Mitte 2004 werden die jährlichen Schwankungen deutlich geringer.

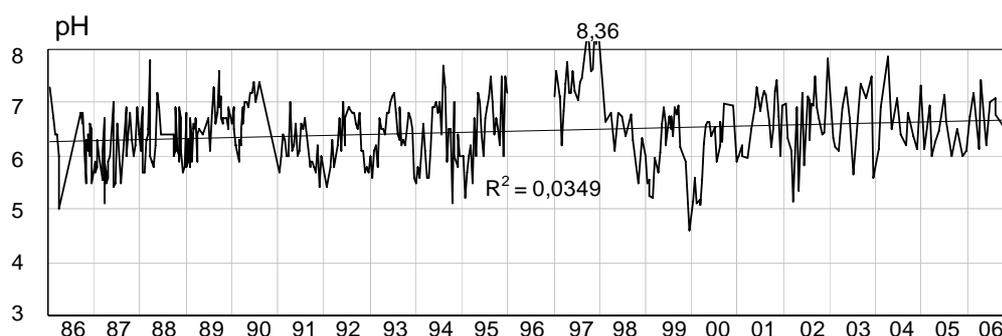


Abbildung 19: Elberndorfer Bach: pH-Konzentrationen

Die ANC (Abbildung 20) konnte wegen fehlender Parameter von 1998 – 2001 nicht berechnet werden. Die Trendlinie fällt im Gegensatz zu der des pH-Werts leicht ab, was auf sich verschlechternde Versauerungsbedingungen hindeutet. Interessant ist, dass auch dieser Trend signifikant ist.

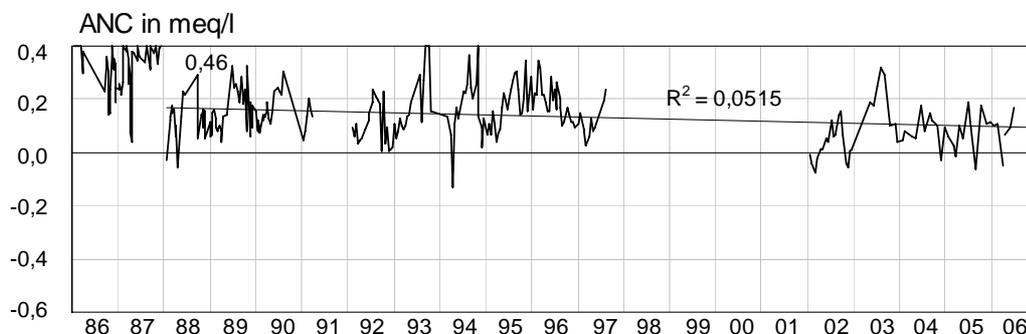


Abbildung 20: Elberndorfer Bach: ANC (meq/l)

Sulfat (Abbildung 21) wurde in den Jahren 1986 und 1987 titrimetrisch bestimmt, ab 1988 mit Hilfe der Ionenchromatographie. Die Werte liegen daher niedriger als die übrigen und wurden für die Berechnung der statistischen Kenngrößen, der Korrelationen und der Trends von Sulfat und

ANC nicht berücksichtigt. Der Trend der Sulfatkonzentrationen ist signifikant und zeigt eine eindeutige Verringerung der Konzentrationen an.

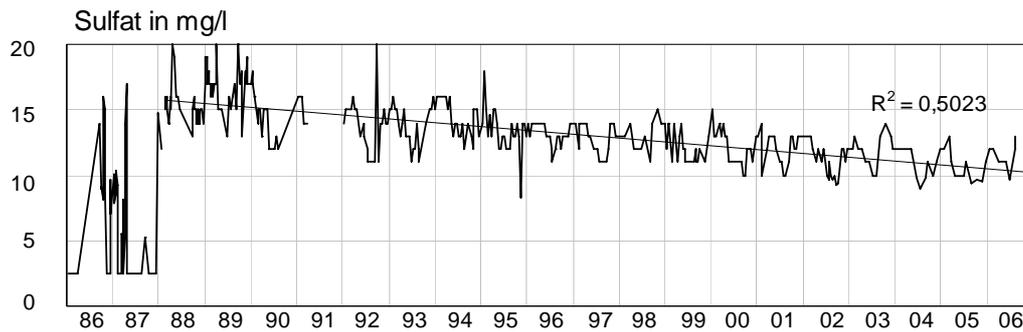


Abbildung 21: Elberndorfer Bach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 22) weisen einen typischen Jahreszyklus mit schmelzwasserbedingten Konzentrationsmaxima im Winter und Frühjahr und Konzentrationsminima im Sommer und Herbst auf. Ein Trend ist während des Untersuchungszeitraumes nicht erkennbar. Betrachtet man jedoch die seit 2003 auftretenden Maxima um 2 mg/l, scheint es, als würde sich die Situation der Nitratbelastungen verschlechtern.

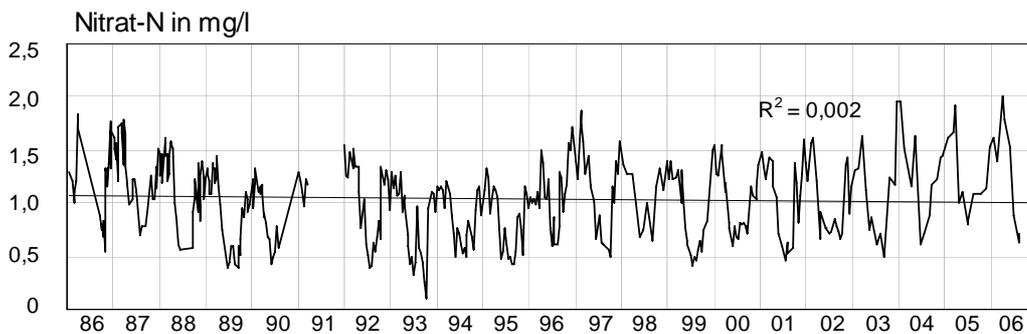


Abbildung 22: Elberndorfer Bach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.4.1.2 Makrozoobenthos

Daten aus halbquantitativen Untersuchungen des Makrozoobenthos liegen für den Elberndorfer Bach in hoher zeitlicher Dichte für die Jahre von 1988 bis 2006 vor. Der Datensatz zählt damit zu den vollständigsten Datenreihen innerhalb des ECE-Monitoringprogramms in Deutschland. Da über weite Phasen bis zu drei Untersuchungstermine je Jahr wahrgenommen wurden, eignet sich der Datensatz auch für die Analyse jahreszeitlich bedingter Schwankungen in der Ausprägung der Zoozönosen.

Die Biozönose der Untersuchungsjahre 2005/06 war jeweils mäßig divers ausgeprägt und beinhaltete zahlreiche Elemente naturnaher Mittelgebirgsbäche. Säuresensible Arten aus den Gruppen der Ephemeroptera und Trichoptera traten stetig auf. Nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) ist der Elberndorfer Bach im Berichtszeitraum als überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer zu bezeichnen und der Säurezustandsklasse 2 zugehörig. Die positive Entwicklung der vorausgegangenen Jahre setzt sich somit fort.

Die Gesamttaxazahlen zeigen über den Untersuchungsverlauf eine deutliche Zunahme. In den Jahren 1988 und 1989 wurden Minima von 6 Taxa je Probe registriert, während 2006 29 Taxa nachgewiesen wurden.

Ab dem Jahr 2000 konnten bei jeder Beprobung Ephemeroptera nachgewiesen werden. Das Maximum wurde im November 2003 mit 7 Taxa erreicht. Dieser Befund ist als Ausdruck des extrem niederschlagsarmen und damit für die Versauerung günstigen Niederschlagsverlauf des warmen Jahres 2003 zu werten. Daneben dominieren jedoch zum Teil säuretolerante Plecoptera. Bis zum Jahr 2000 wurden maximal 6 Taxa erfasst, während in dem nachfolgenden Zeitraum bis zu 8 Taxa nachgewiesen wurden.

Alle Metrics zeigen für die Jahre 2003 und 2004 einen positiven Ausschlag. Aufgrund der trockenen Sommermonate blieben in diesen Jahren sommerliche Starkregenereignisse und damit verbundene Säureschübe aus. Zusätzlich waren auch die Winter schneearm. Dies wirkt sich auf die Gesamttaxazahl aus, die im April 2004 ein Maximum von 44 Taxa erreicht. Das Gewässer wurde nach BRAUKMANN & BISS (2004) einmalig als kontinuierlich neutral (Säurezustandsklasse 1) klassifiziert.

Die Säurezustandsklassen entwickeln sich über den gesamten Untersuchungszeitraum positiv. Nachdem das Gewässer 1988 noch als kontinuierlich extrem sauer (Säurezustandsklasse 5) bezeichnet werden musste, wird es seit 1997 mit wenigen Ausnahmen konstant der Säurezustandsklasse 2 (überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer) zugeordnet. Auch der Hendrikson-Index entwickelt sich leicht positiv. Abgesehen von säureempfindlichen Organismen (VZ 1), die nur zeitweise vorkamen, sind über den Untersuchungszeitraum Organismen der Versauerungszahlen 2-5 aufgetreten. Der Anteil der sehr säureresistenten Organismen (VZ 5) geht ab dem Jahr 2000 zurück. Es treten vermehrt mäßig säureempfindliche (VZ 2) Organismen auf.

Die Daten zeigen über den Beobachtungszeitraum eine deutliche Verbesserung der Versauerungsproblematik an, wenngleich deutliche Säurewirkungen noch immer im Gewässer nachzuweisen sind (Abbildungen 23 - 26).

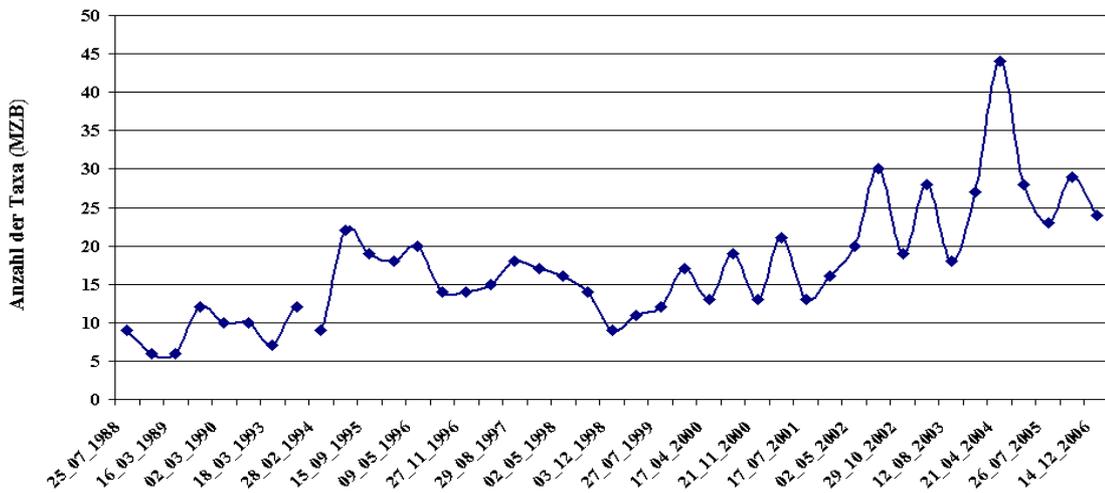


Abbildung 23: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum

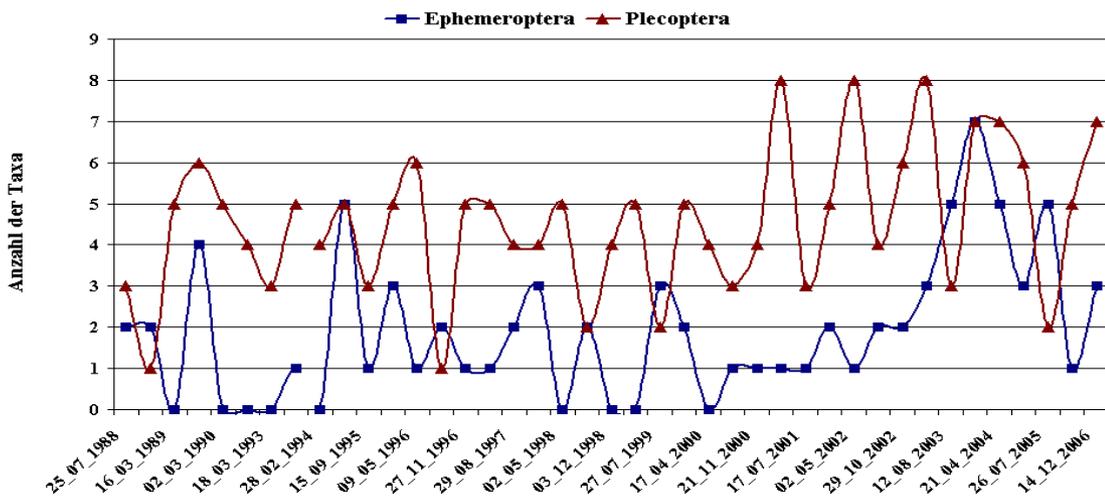


Abbildung 24: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

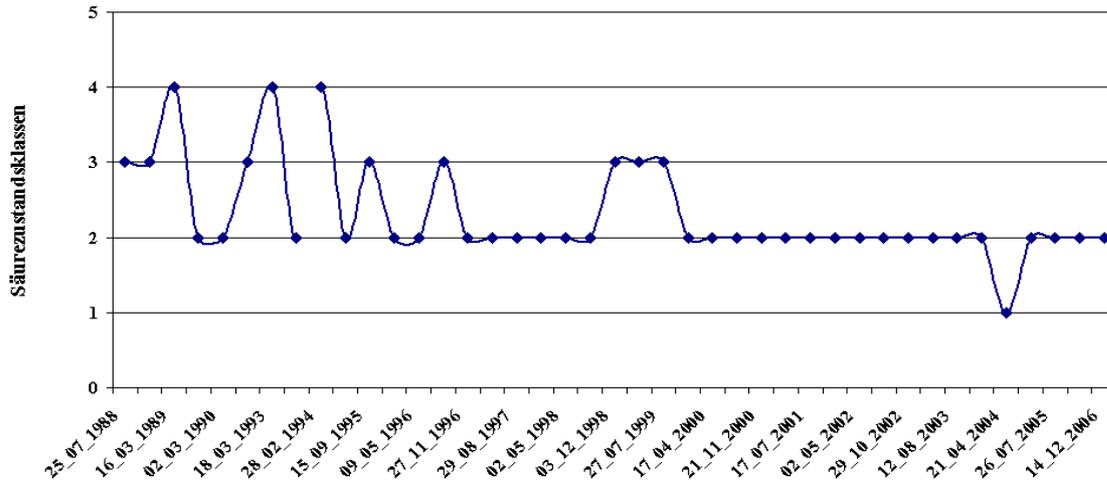


Abbildung 25: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum

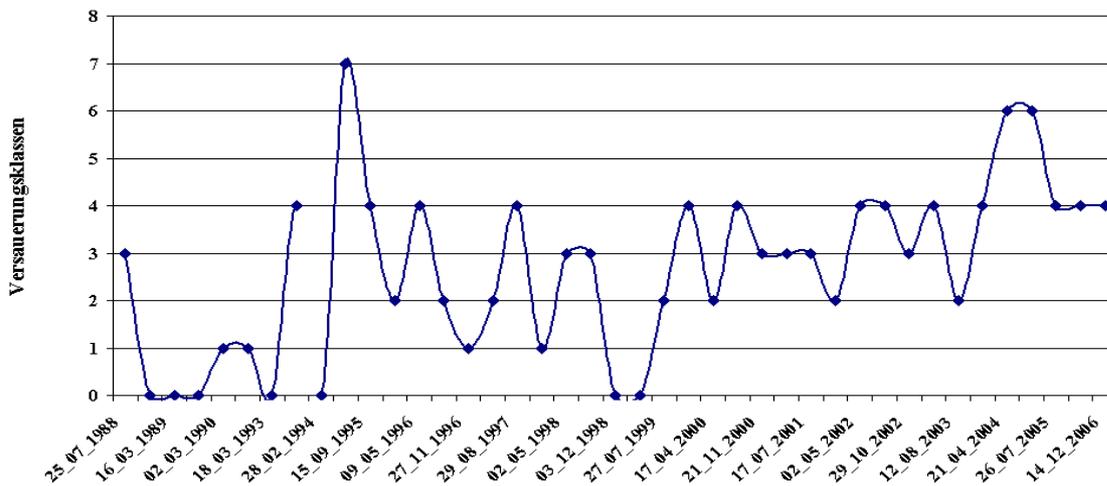


Abbildung 26: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum

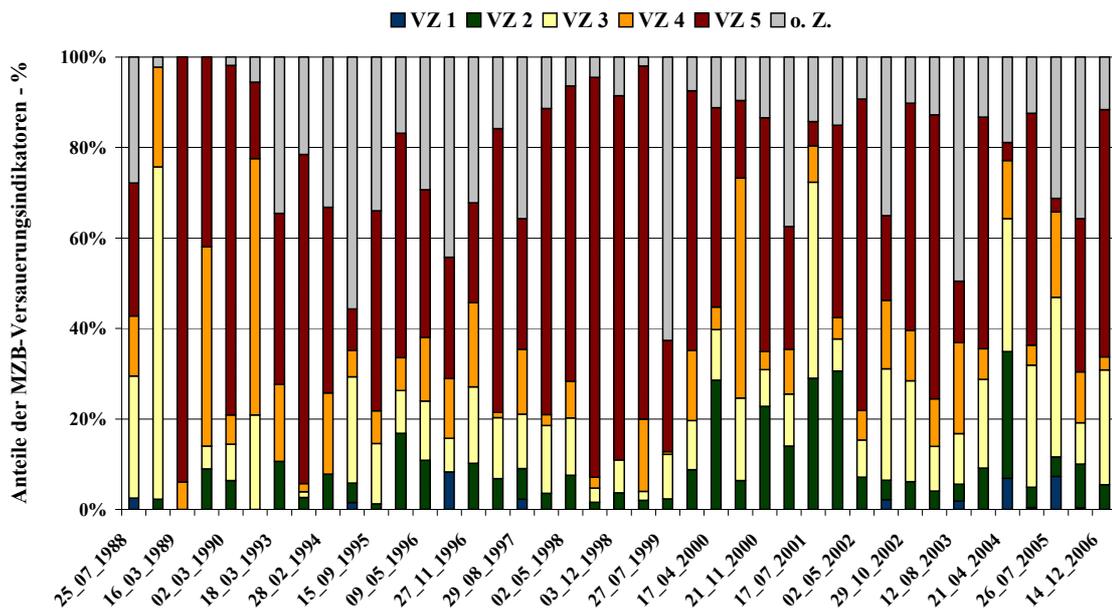


Abbildung 27: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Elberndorfer Bach über den Untersuchungszeitraum

3.4.1.3 Diatomeen

Für den Elberndorfer Bach liegen umfangreiche Daten aus Diatomeenuntersuchungen vor. In der Regel liegen für die Jahre ab 1990 saisonal differenzierende Analysenergebnisse vor.

Im Berichtszeitraum der Jahre 2005 und 2006 waren nur relativ geringe Anteile säuretoleranter Taxa in den Proben enthalten. Es dominierten circumneutrale Taxa (Abbildung 28). Nach dem Ansatz von CORING (1999) ist das Gewässer 2006 der Klasse 2, episodisch schwach sauer, zugehörig. Lediglich im Frühjahr 2005 wurden als Folge einer späten und intensiven Schneeschmelze pessimalere Bedingungen indiziert.

In der Gesellschaftszusammensetzung der Diatomeen fallen die niederschlagsarmen Jahre 2003/04 ebenfalls auf. Alkaliphile Taxa nehmen insbesondere im April 2003 deutlich mehr als 30 % ein. Das Gewässer wird 2003 als akut versauerungsgefährdet (Klasse 1b), also ein bis zwei Klassen besser als in den übrigen Jahren, eingestuft.

Über den gesamten Verlauf zeigen die Diatomeen eine positive Entwicklung. Dies ist besonders an der Zunahme der alkaliphilen Taxa auszumachen, die seit 2000 öfters einen Anteil von 20 % übersteigen. Insgesamt dominieren jedoch circumneutrale Taxa.

Die Klassifizierung des Versauerungszustandes stimmt weitgehend mit der Klassifizierung auf der Basis des Makrozoobenthos überein.

Seit 2000 wird das Gewässer hauptsächlich als überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer charakterisiert (Tabelle 10).

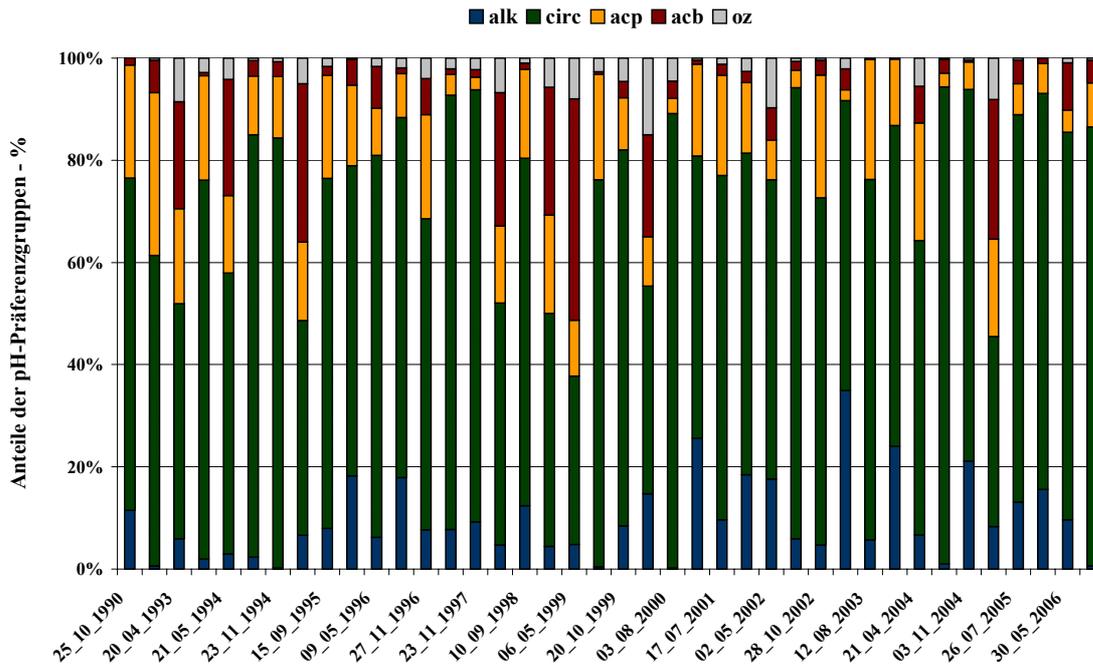


Abbildung 28: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Elberndorfer Bach

Tabelle 10: Pessimall indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Elberndorfer Bach im Zeitraum 1995-2006

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Elberndorfer Bach	3	2	2	3	3	2	2	2 ^{*h}	1 ^b	2	3 ^{*h}	2 ^{*h}

3.4.2 Zinse

3.4.2.1 Chemie

Für die Zinse ist beim pH-Wert (Abbildung 29) kein deutlicher Trend erkennbar. Im Jahr 1997 ist ein deutlicher Anstieg beim pH-Wert zu verzeichnen. Von 1998 ab fällt der pH-Wert jedoch sukzessive von pH 7,5 auf einen historischen Tiefstand von pH 4,2 (Dez. 1999). Seit dem Frühjahr 2000 erfolgt eine leichte Erholung der pH-Situation, der pH-Wert von 5 wird nicht mehr unterschritten.

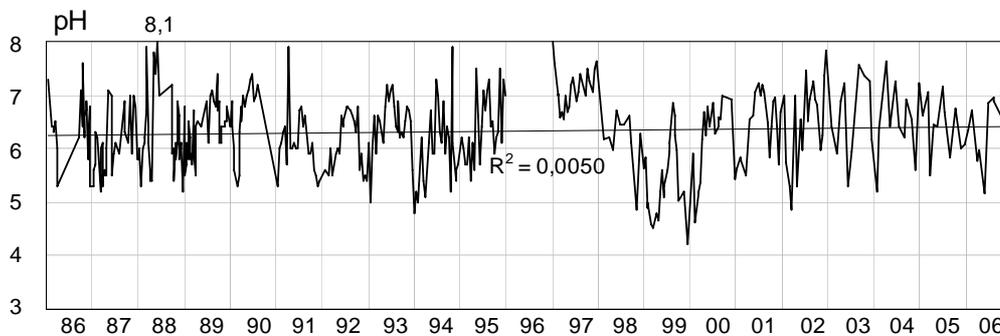


Abbildung 29: Zinse: pH-Konzentrationen

Analog zum Elberndorfer Bach wurde Sulfat (Abbildung 30) in den Jahren 1986 und 1987 titrimetrisch bestimmt, ab 1988 mit Hilfe der Ionenchromatographie. Die Werte liegen daher niedriger als die übrigen und blieben für die Berechnung der statistischen Kenngrößen, der Korrelatio-

nen und der Trends von Sulfat und ANC unberücksichtigt. Der Trend der Sulfatkonzentrationen ist wie beim Elberndorfer Bach signifikant und zeigt einen eindeutigen Rückgang der Konzentrationen an.

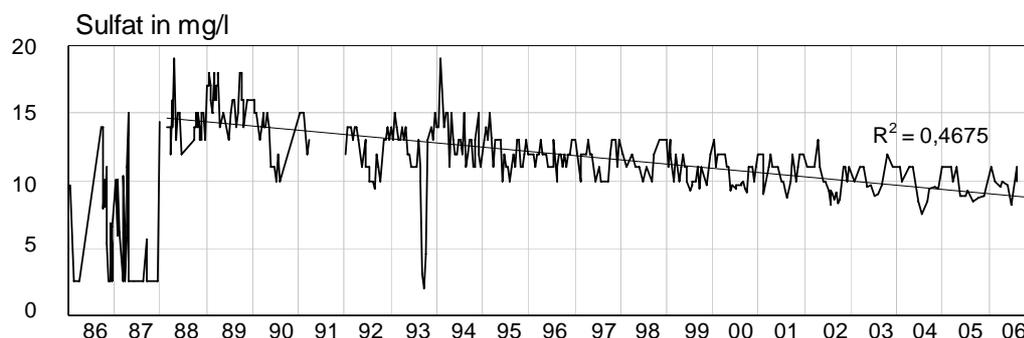


Abbildung 30: Zinse: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Nitratkonzentrationen (Abbildung 31) kann ebenfalls ein typischer Jahreszyklus mit schmelzwasserbedingten Konzentrationsmaxima im Winter und Frühjahr und Konzentrationsminima im Sommer und Herbst festgestellt werden. Im Gegensatz zu dem nur wenige km entfernten Elberndorfer Bach ist an der Zinse zwar ein deutlicher zurückgehender Trend erkennbar, aber auch hier fallen die Maxima der letzten beiden Jahre mit knapp unter 1,5 mg/l ins Auge.

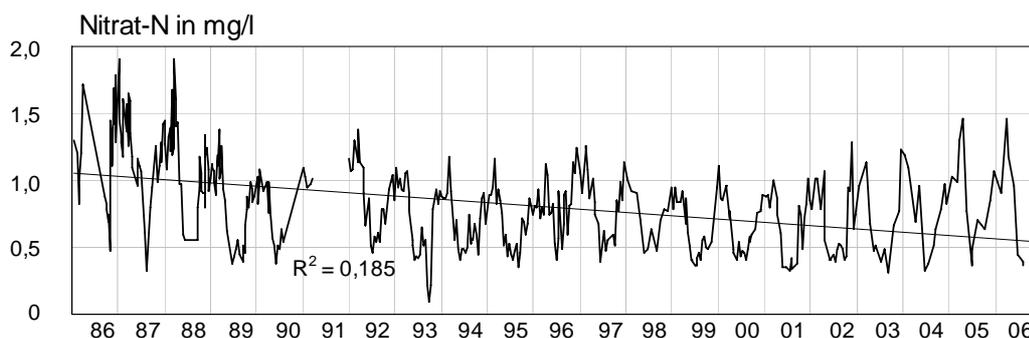


Abbildung 31: Zinse: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.4.2.2 Makrozoobenthos

Analog zum Elberndorfer Bach wurden auch an der Zinse von 1986 bis 2006 saisonal differenzierende, halbquantitative Untersuchungen des Makrozoobenthos mit einer Unterbrechung im Jahr 1991 durchgeführt.

In den Jahren 2005/06 entwickeln sich die Gesamtaxazahlen und die Taxazahlen der meist säuretoleranten Plecoptera leicht aufwärts. Dieser Trend ist für die Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) jedoch nicht zu beobachten. Für den Berichtszeitraum werden weiterhin kritisch saure Zustände indiziert.

Bis 2004 weisen die Daten des Makrozoobenthos auf eine leichte Verbesserung der Versauerungsproblematik hin, was auch durch chemische Messungen bestätigt wird (BLFU, 2005).

Die Gruppe der Ephemeroptera fällt durchgehend nahezu vollständig aus. Auch die Auswertungen nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) und BRAUKMANN & BISS (2004) zeigen eine nur leicht positive Entwicklung an. Das Gewässer ist seit dem Jahr 2000 relativ konstant als periodisch kritisch sauer zu bezeichnen und wurde seither nicht mehr als kontinuierlich extrem sauer bezeichnet. Der Hendrikson-Index erreichte in den letzten Jahren vereinzelt einen Wert von 2 und lag bei der letzten Untersuchung im Dezember 2006 bei einem Indexwert von 3 (Abbildungen 32 - 35). Auffällig sind in diesem Zusammenhang die periodischen Schwankungen im Indexverlauf, die insbesondere die Säureschübe der Frühjahre verdeutlichen.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

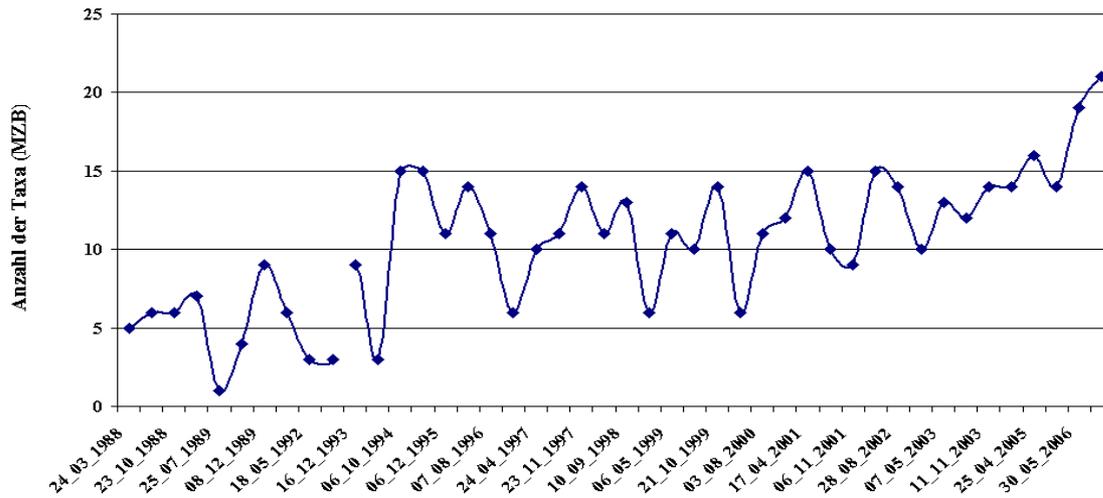


Abbildung 32: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Zinse über den Untersuchungszeitraum

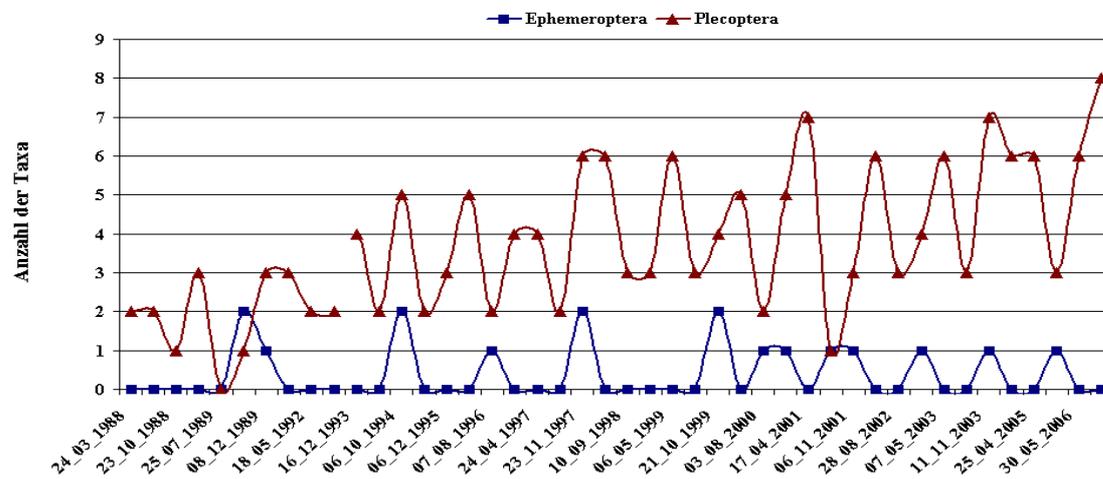


Abbildung 33: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Zinse über den Untersuchungszeitraum

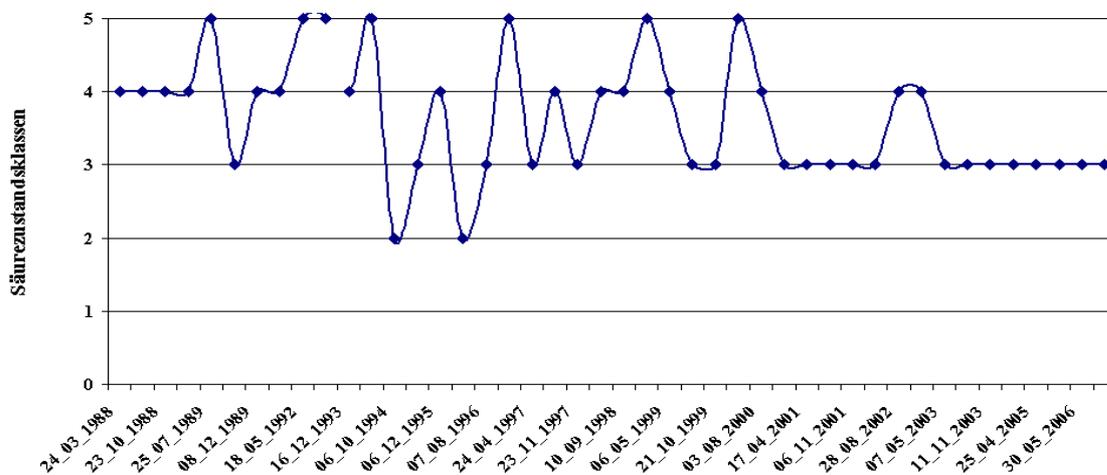


Abbildung 34: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Zinse über den Untersuchungszeitraum

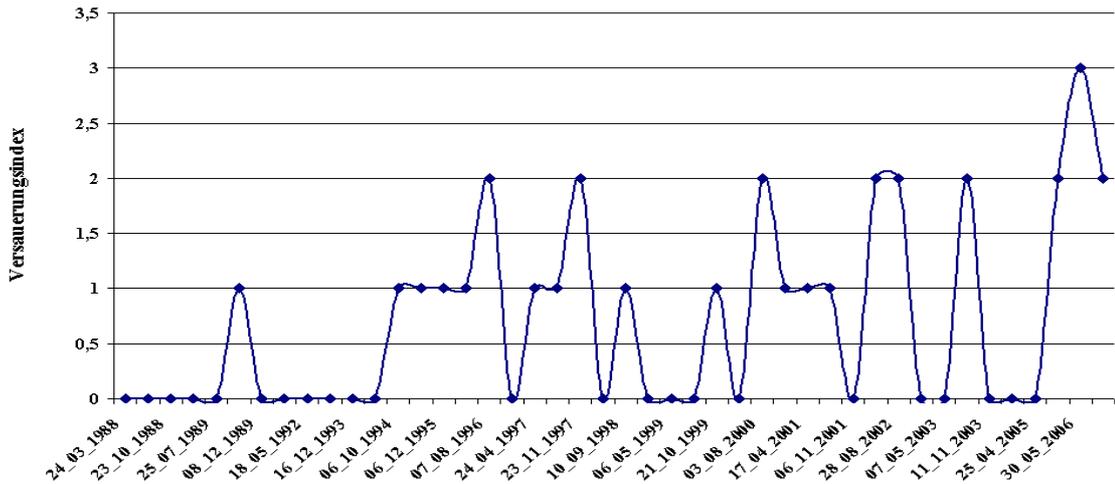


Abbildung 35: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Zinse über den Untersuchungszeitraum

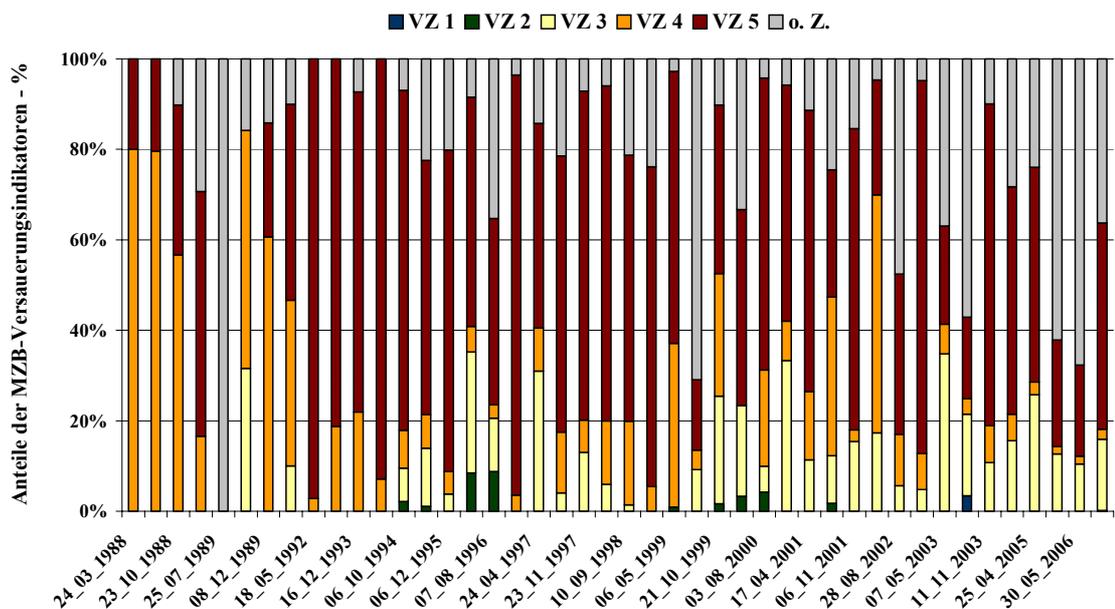


Abbildung 36: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Zinse über den Untersuchungszeitraum

3.4.2.3 Diatomeen

Die Zinse wurde von 1990 bis 2006 mit Ausnahme des Jahres 1991 auf ihre Diatomeenflora untersucht. Seit 1994 wurde in der Regel im Frühjahr, Sommer und Herbst beprobt.

Es zeigt sich eine ausgeprägte Abhängigkeit der säuresensiblen Taxa vom Niederschlagsgeschehen (Abbildung 37). In trockenen Jahren, wie z. B. dem Jahre 2003 treten verstärkt circumneutrale Taxa auf.

Für die Jahre 2005 und 2006 werden nach dem Verfahren von CORING (1999) kritisch saure Zustände der Klasse 3 angezeigt. Zusätzlich werden huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet indiziert. Der Quellbereich der Zinse liegt in einem Fichtenforst und ist zusätzlich anmoorig geprägt.

Die Bewertung des Säurezustandes anhand der Diatomeen stimmt für die letzten Jahre mit der Bewertung durch das Makrozoobenthos überein. Vereinzelt auftretende Abweichungen sind auf die unterschiedlichen Indikationszeiträume der verschiedenen Organismengruppen zurückzuführen.

ren. Allgemeine reagieren Diatomeen im Vergleich zum Makrozoobenthos aufgrund der kürzeren Generationszyklen kurzfristiger auf Umweltänderungen (Tabelle 11).

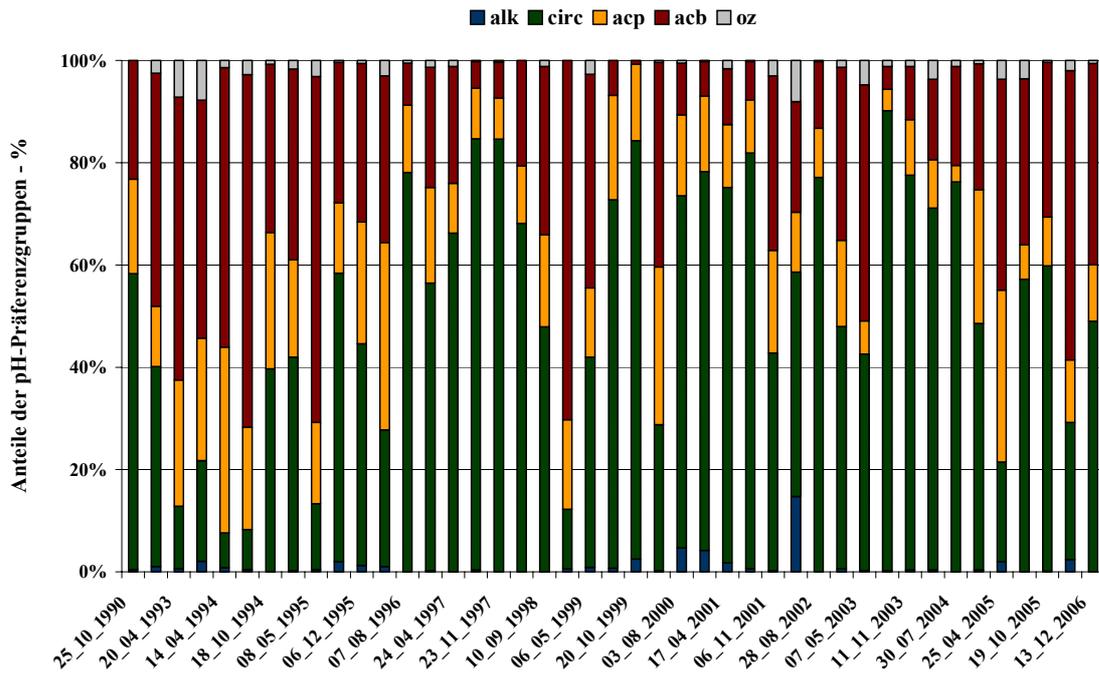


Abbildung 37: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Zinse

Tabelle 11: Pessimall indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Zinse im Zeitraum 1995-2006

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Zinse	4	3	3	3	3	3	3*H	3*H	3	3	3*H	3*h

3.4.3 Vergleich mit Depositionsdaten

Für die beiden Untersuchungsstellen im Rothargebirge wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Elberndorf (Abbildung 38) herangezogen. Hierfür liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten der Ammoniumdepositionen reichen von 1987 bis einschließlich 2006, bei den Sulfat- und Nitratdepositionen fehlen Freiland-Daten für 2004 sowie Bestands-Daten für 2002 und 2004. Die Sulfatdepositionen weisen insbesondere im Bestand einen deutlichen Rückgang auf, im Freiland ist dieser weit weniger deutlich. Die Nitrat- und Ammoniumdepositionen gehen sowohl im Freiland als auch im Bestand leicht zurück.

Die Korrelation (bei Signifikanzniveau $p < 0,01$) zwischen Sulfatdeposition und Gewässerchemie ist sowohl beim Elberndorfer Bach ($r^2 = 0,84$) als auch bei der Zinse ($r^2 = 0,84$) hochsignifikant. Weitere signifikante Korrelationen liegen nicht vor.

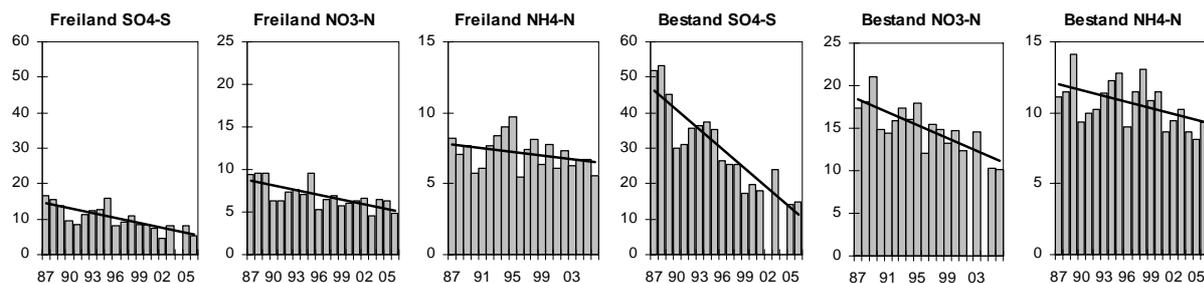


Abbildung 38: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Elberndorf (kg/ha*a)

Am Elberndorfer Bach führt die signifikante Verbesserung der pH-Situation sowie die deutliche Verringerung der Sulfatkonzentrationen zu einer langfristig deutlichen Verbesserung der Makrozoobenthoszönose.

Auch an der Zinse zeigt der langfristige Trend sowohl der chemischen Parameter als auch der Makrozoobenthoszönose eine Verbesserung der Versauerungssituation.

3.5 Taunus

Die Stellen Rombach 2 und Rombach 4 des Untersuchungsprogramms im Taunus wurden Ende 2004 aus dem Programm genommen.

3.6 Hunsrück

3.6.1 Traunbach 1

3.6.1.1 Chemie

Im Einzugsgebiet des Traunbachs wurde 1990 einmalig eine Kalkung mit 3 t/ha Magnesiumkalk durchgeführt (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, 2000). Eine Auswirkung auf das Gewässer ist allerdings nicht erkennbar.

Am Traunbach kann beim pH-Wert (Abbildung 39) insgesamt eine Verbesserung festgestellt werden, Ende 2003 wurde erstmals seit Untersuchungsbeginn pH 7 überschritten. Da aber im Frühjahr 2004 seit mehreren Jahren der pH-Wert wieder unter 4 sank, kann nur eingeschränkt von einer Erholung gesprochen werden, da genau diese pH-Minima eine dauerhafte Wiederbesiedlung mit säuresensiblen Organismen unmöglich machen bzw. verzögern.

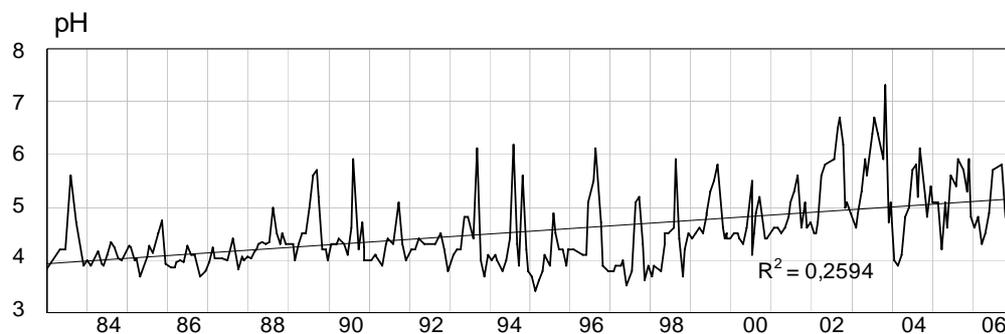


Abbildung 39: Traunbach: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 40) weisen einen deutlichen und signifikanten Rückgang auf, wobei die jährlichen Schwankungen ebenfalls zurück gehen. Es ist ein ausgeprägter jahreszeitlicher Verlauf mit im Frühjahr auftretenden Maxima zu erkennen.

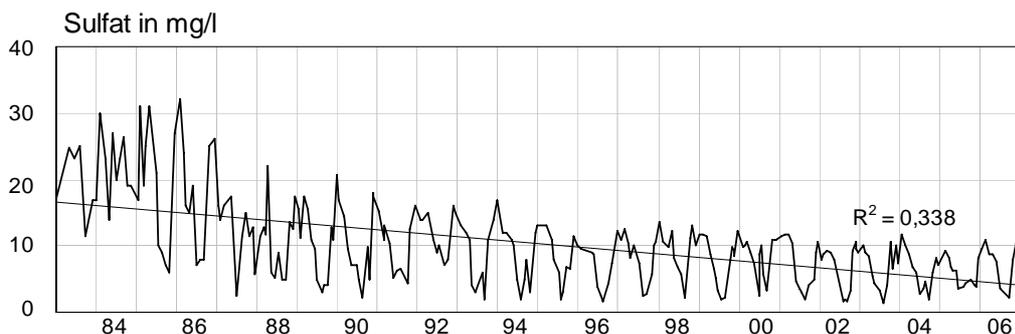


Abbildung 40: Traunbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Im Gegensatz zu den Sulfatkonzentrationen kann bei der Nitratkonzentration (Abbildung 41) nur ein leichter Rückgang festgestellt werden, wobei der Trend nicht signifikant ist. Dafür sprechen auch die Extremwerte im Frühjahr 2004 - 2006, die nicht auf eine gesicherte Abnahme bei den Nitratkonzentrationen schließen lässt. Das Jahr 2003 war bis weit in den Herbst hinein besonders warm und trocken und durch biogene Prozesse in den oberen Bodenzonen könnte so eine erhöhte Nitratfracht für die Gewässer entstanden sein, die durch eine "plötzliche" Freisetzung/Auswaschung zu den hohen Werten im Jahr 2004 geführt haben (schriftliche Mitteilung Herr Dr. Westermann). Wie zu erwarten, treten die Konzentrationsmaxima jeweils im Winter bzw. Frühjahr zur Schneeschmelze auf.

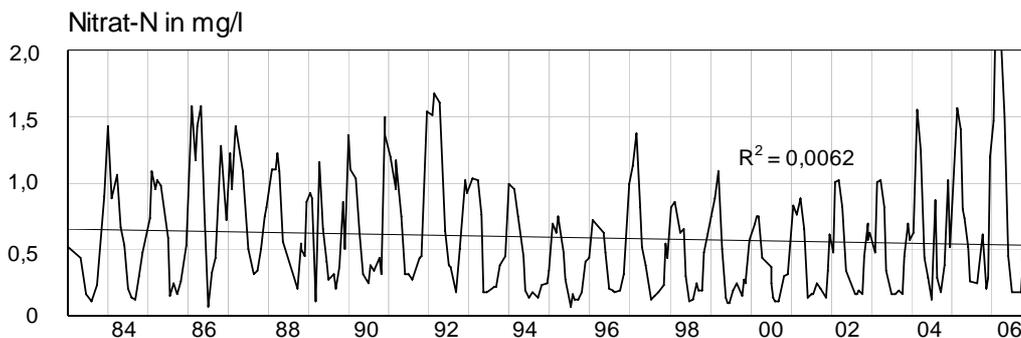


Abbildung 41: Traunbach: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Interessant sind am Traunbach die Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 42), die eine sehr deutliche und signifikante Verringerung der Schwankungen und der Konzentrationen aufweisen.

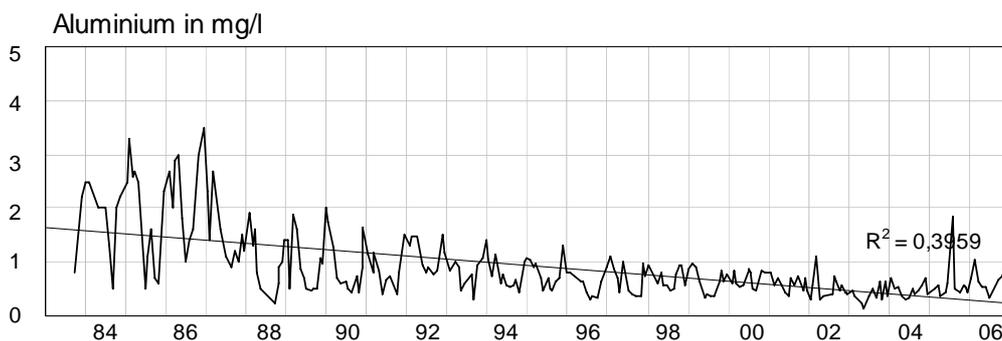


Abbildung 42: Traunbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

3.6.1.2 Makrozoobenthos

Für den Berichtszeitraum liegen keine Daten zum Makrozoobenthos vor.

3.6.1.3 Diatomeen

Der Traunbach wurde im Oktober 2005, im Mai und im Dezember 2006 auf die Besiedlung durch die Diatomeen untersucht.

Das Gewässer war durchgängig der Klasse 4, permanent sauer, zuzuordnen (Tabelle 12). Circum-neutrale Taxa wurden nur in geringen Anteilen nachgewiesen. Die Dominanz acidophiler Arten der Gattung *Eunotia sp* indiziert zusätzlich wirksame huminsaure Einflüsse aus dem Gewässerumfeld (Abbildung 43). Aus Sicht der Bearbeiter überlagern diese dystrophen Einflüsse das durch atmosphärische Einträge beeinflusste Versauerungsgeschehen nachhaltig.

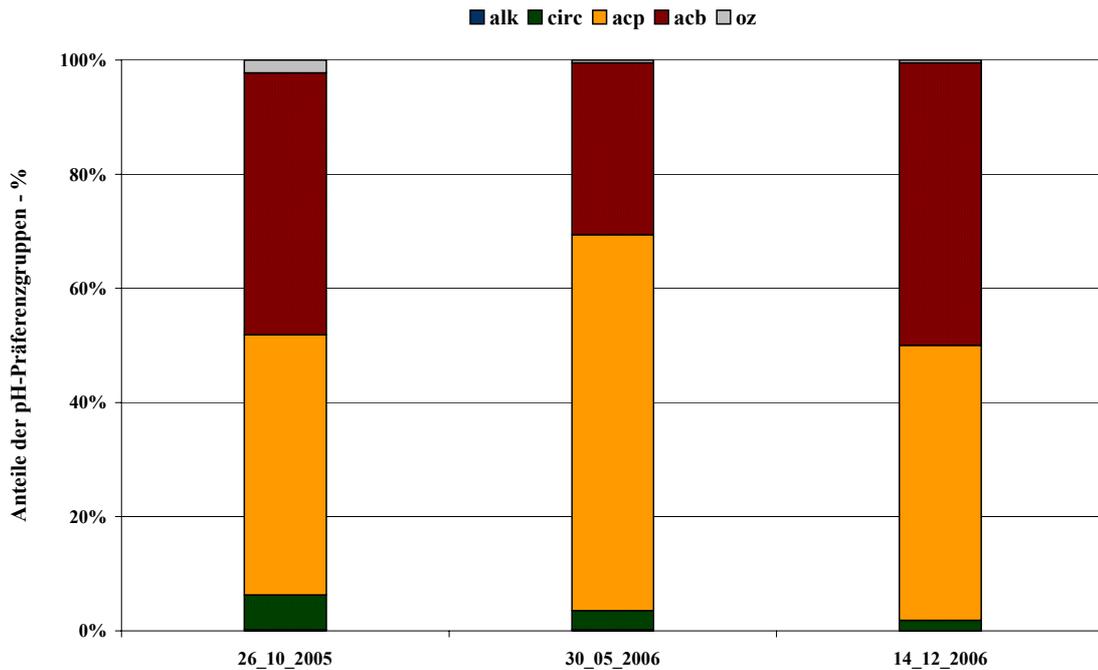


Abbildung 43: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Traunbach

Tabelle 12: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Traunbach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005		2006	
	Nov	April/Mai	Dez	
Traunbach	4 ^h	4 ^H	4 ^H	

3.6.2 Gräfenbach

3.6.2.1 Chemie

1990 wurde das gesamte Einzugsgebiet des Gräfenbachs mindestens einmal gekalkt, einzelne Bereiche sogar mehrmals (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, 2000). Am Gräfenbach ist der Trend des pH-Werts (Abbildung 44) insgesamt über die Jahre leicht zunehmend. Da aber auch hier im Frühjahr 2004 ein pH-Minimum von 4,1 gemessen wurde, kann nur mit Einschränkungen von einer Verbesserung der Versauerungssituation gesprochen werden.

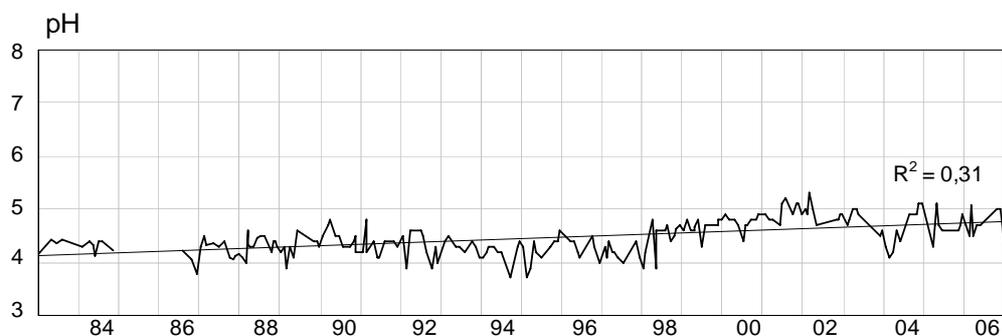


Abbildung 44: Gräfenbach: pH-Konzentrationen

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 45) gehen über die Jahre deutlich und signifikant zurück, wobei auch die bis 1988 auftretenden großen Schwankungen nicht mehr auftreten. Seit 2000 sinken die Konzentrationen nicht mehr und schwanken leicht um einen Wert von 20 mg/l.

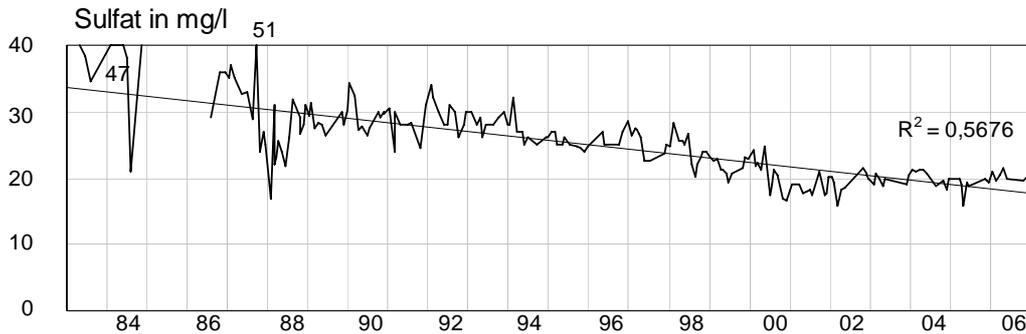


Abbildung 45: Gräfenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Zwischen 1990 und 1992 ist ein starker Anstieg der Nitratkonzentrationen (Abbildung 46) erkennbar, der auf Sturmschäden im Einzugsgebiet zurück zu führen ist (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, 2000). Allgemein gehen die Konzentrationen zurück, die jährlichen Schwankungen verringern sich ebenfalls deutlich. Interessant sind die ab dem Frühjahr 2004 erneut auftretenden Maxima, die auch beim Traunbach beobachtet werden können.

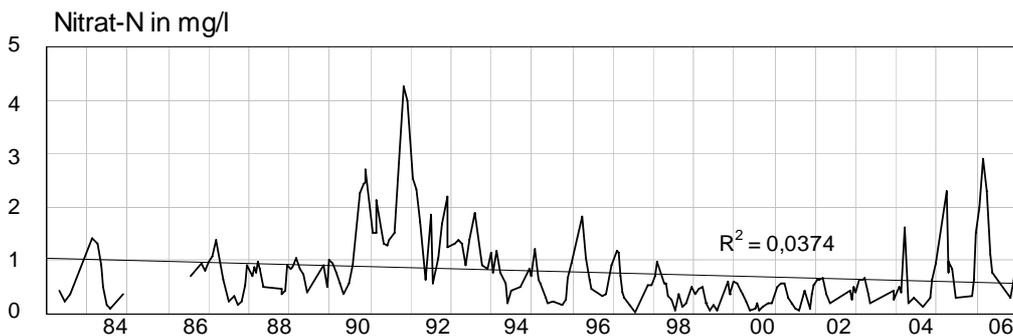


Abbildung 46: Gräfenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Ebenso wie am Traunbach können bei den Aluminiumkonzentrationen am Gräfenbach (Abbildung 47) sowohl ein deutlicher und signifikanter Rückgang als auch eine Verringerung der Schwankungsbereiche konstatiert werden.

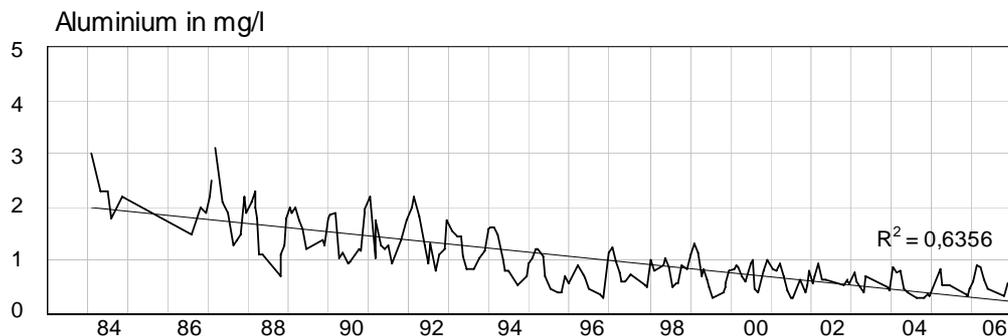


Abbildung 47: Gräfenbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

Die Calciumkonzentrationen (Abbildung 48) weisen keinen klaren Trend auf, wurden aber dargestellt, weil man hier eindeutig die Auswirkungen der Kalkungen im Jahr 1990 erkennen kann. Das zweite, im Jahre 1998 auftretende Maximum, ist womöglich ebenfalls das Resultat von Kalkungsmaßnahmen.

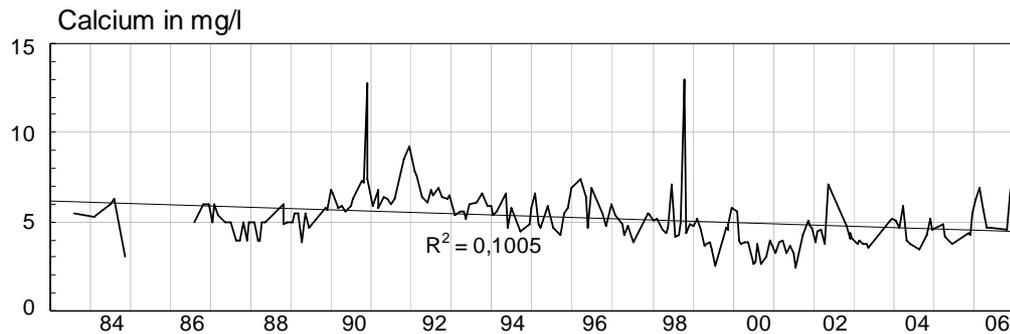


Abbildung 48: Gräfenbach: Ca-Konzentrationen (mg/l)

3.6.2.2 Makrozoobenthos

Der Datensatz für das Makrozoobenthos des Gräfenbachs ist sehr lückig. Für die Jahre 2005 und 2006 liegen keine Daten zum Makrozoobenthos vor.

Trotz einer deutlichen Verbesserung der chemischen Parameter liegt der pH-Wert 2003 immer noch unter pH 5 (BLFU, 2005) und damit im stark sauren Bereich. Die Biozönose des Gräfenbachs ist dementsprechend verarmt. Sie ist über den gesamten Untersuchungszeitraum mit maximal 7 Taxa sehr artenarm. Es handelt sich ausschließlich um säureresistente oder sehr säureresistente Arten. Bis 2003 wird durch das Makrozoobenthos nahezu durchgängig die schlechteste Säurezustandsklasse indiziert. Ephemeroptera konnten nicht nachgewiesen werden (Abbildungen 49 - 52).

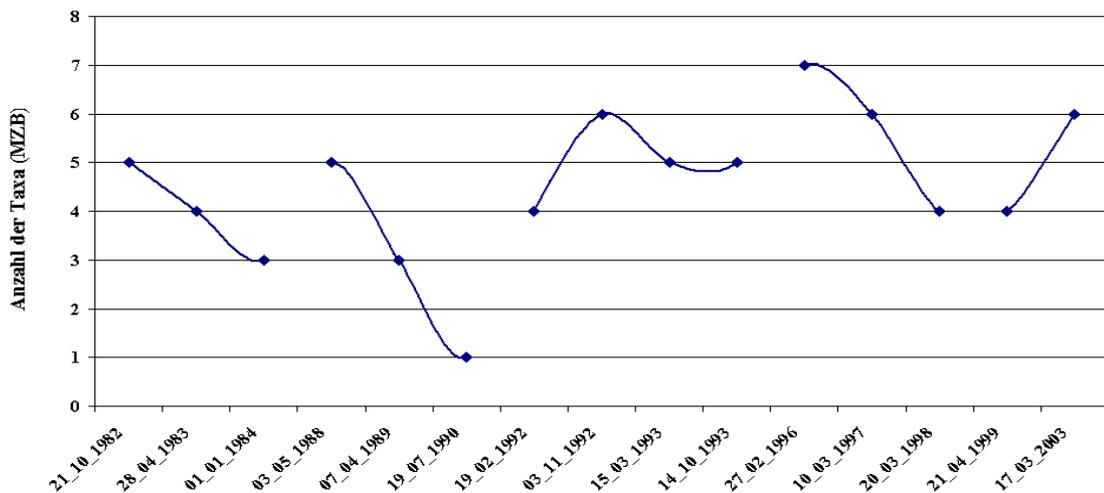


Abbildung 49: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

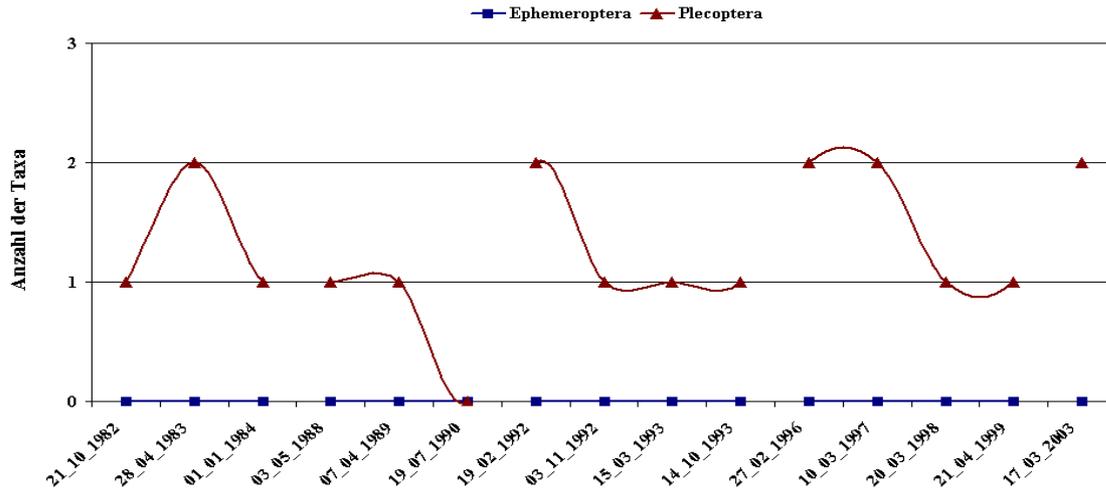


Abbildung 50: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum

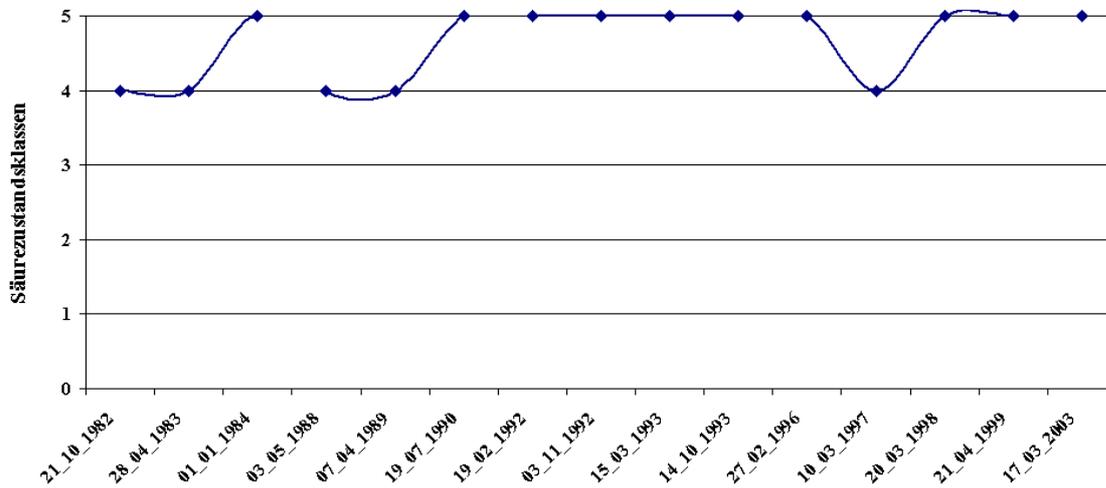


Abbildung 51: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum

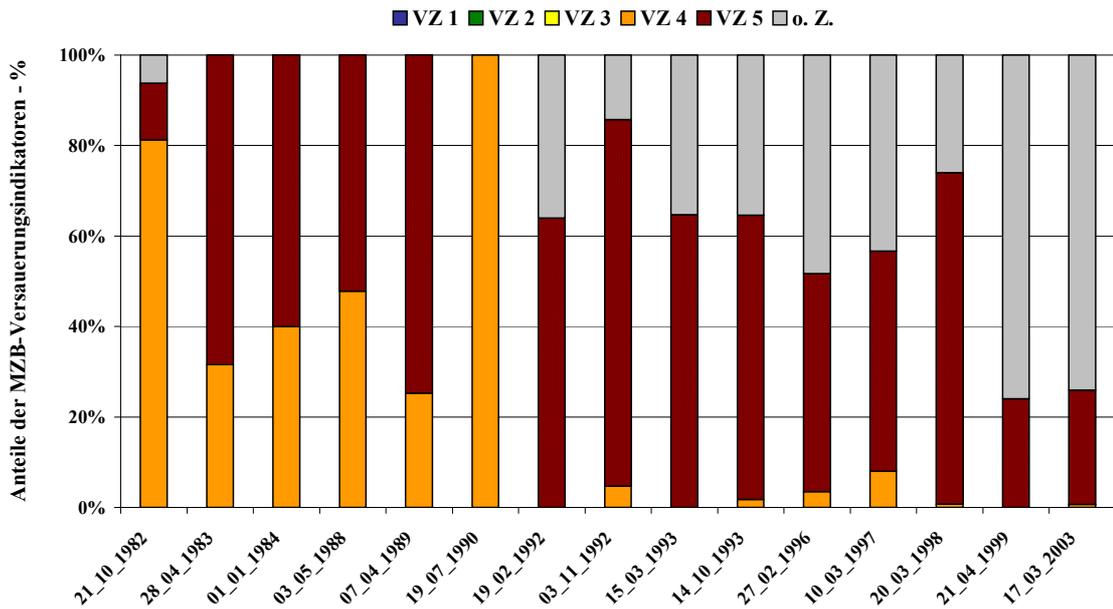


Abbildung 52: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Gräfenbach über den Untersuchungszeitraum

3.6.2.3 Diatomeen

Diatomeendaten liegen ausschließlich für die Jahre 2005 und 2006 vor. Weitergehende Trendanalysen sind daher nicht möglich. Die Bewertung des Säurezustandes nach CORING (1999) klassifiziert den Gräfenbach als permanent saueres Gewässer, wobei zusätzlich huminsaure Einflüsse aus dem Einzugsgebiet wirksam sind (Tabelle 13).

Die Diatomeengesellschaft setzt sich ausschließlich aus säureresistenten Arten mit einer Dominanz von acidobionten Taxa zusammen (Abbildung 53).

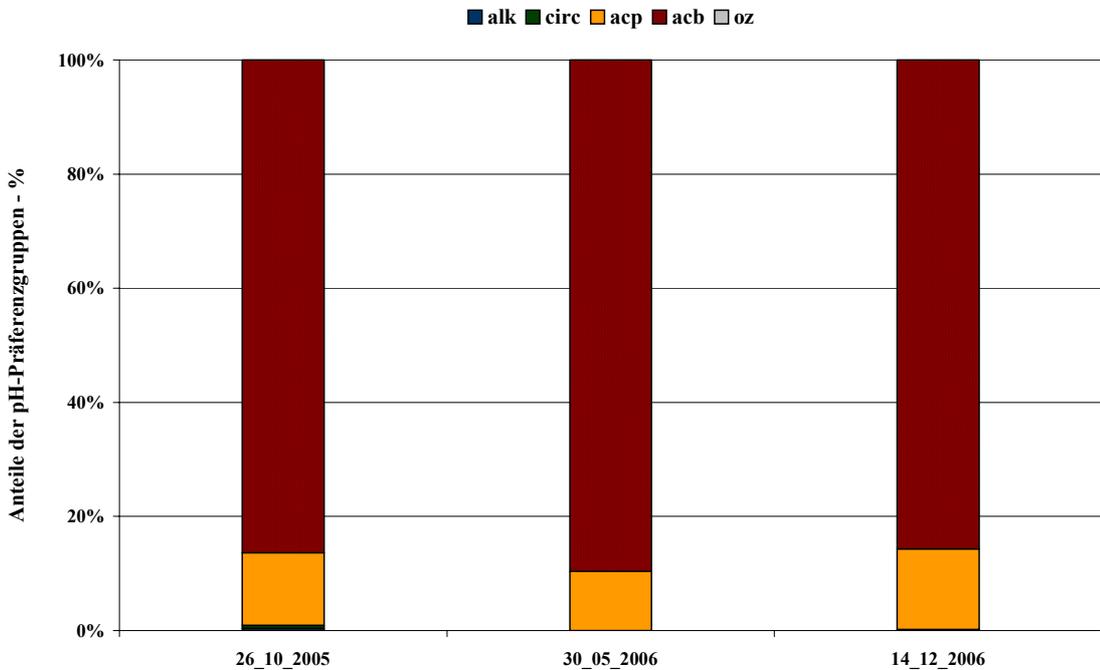


Abbildung 53: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Gräfenbach

Tabelle 13: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Gräfenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005		2006	
	Nov	April/Mai	Dez	
Gräfenbach	4*h	4*h	4*h	

3.6.3 Vergleich mit Depositionsdaten

Für die Probestellen im Hunsrück wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Idar-Oberstein (Abbildung 54) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1984 bis einschließlich 2006. Bei den Sulfatdepositionen ist im Bestand ein deutlicher, im Freiland ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Die Depositionen von Nitrat steigen im Bestand leicht an, im Freiland ist die Tendenz leicht fallend. Die Ammoniumdepositionen im Freiland fallen ebenfalls leicht, wohingegen sie im Bestand deutlich ansteigen. Die Trends der Bestandsdeposition von Sulfat entsprechen in etwa denen der Wasserchemie von Traun- und Gräfenbach. Im Gegensatz zum Trend der Nitratdepositionen geht die Nitratkonzentration in beiden Gewässern zurück, auch die in etwa gleichbleibenden Ammoniumkonzentrationen im Gewässer entsprechen nicht dem Trend der Ammoniumdepositionen.

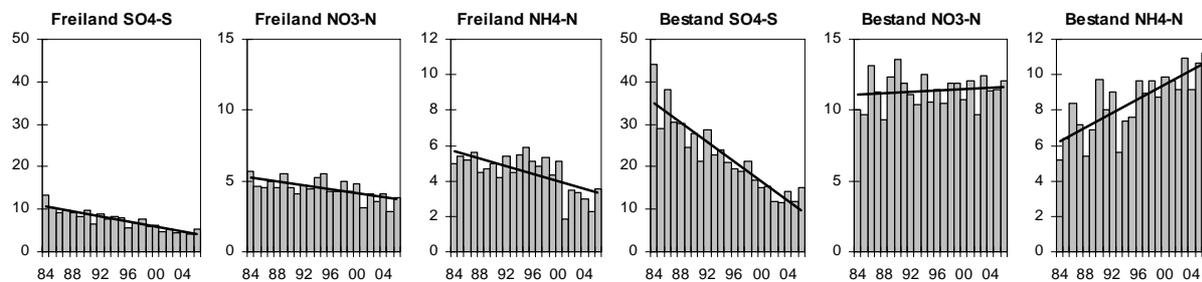


Abbildung 54: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Idar-Oberstein (kg/ha*a)

Am Gräfenbach weisen alle versauerungsrelevanten Parameter im Untersuchungszeitraum einen signifikanten positiven Trend auf. Dieser kann beim Makrozoobenthos noch nicht beobachtet werden. Der Grund hierfür dürfte in den immer noch auftretenden Säureschüben mit pH-Werten von knapp über pH 4 liegen, die eine dauerhafte Ansiedlung säuresensibler Arten unmöglich macht.

3.7 Odenwald

Die Stelle Schmerbach 1 im Odenwald wurde Ende 2004 aus dem Programm genommen.

3.8 Schwarzwald

3.8.1 Goldersbach im südlichen Schwarzwald

3.8.1.1 Chemie

Am Goldersbach (Abbildung 55) ist beim pH-Wert signifikanter positiver Trend erkennbar. Die Tatsache, dass 2003 der pH-Wert nur über 7 liegt, dürfte daran liegen, dass die Beprobungen nicht zu Zeiten starker Schneeschmelze durchgeführt wurden. In den Folgejahren werden diese positiven „Extremwerte“ nicht mehr erreicht.

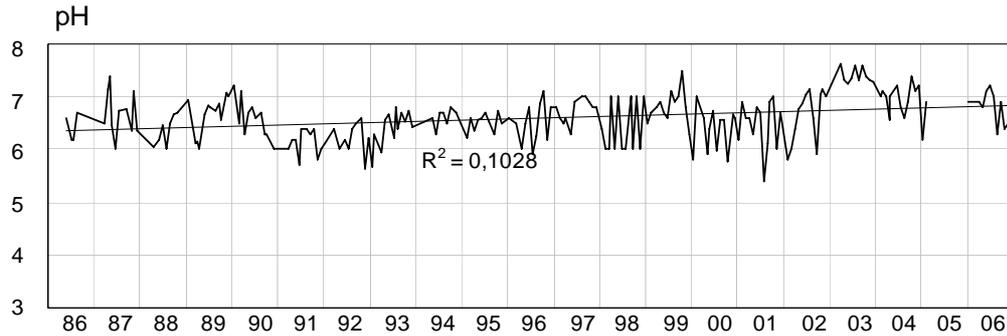


Abbildung 55: Goldersbach: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 56) weisen zwar einen signifikant fallenden Trend auf, der starke Anstieg seit August 2003 ist jedoch schwierig zu interpretieren. Möglicherweise ist der Anstieg das Resultat von Sturmschäden.

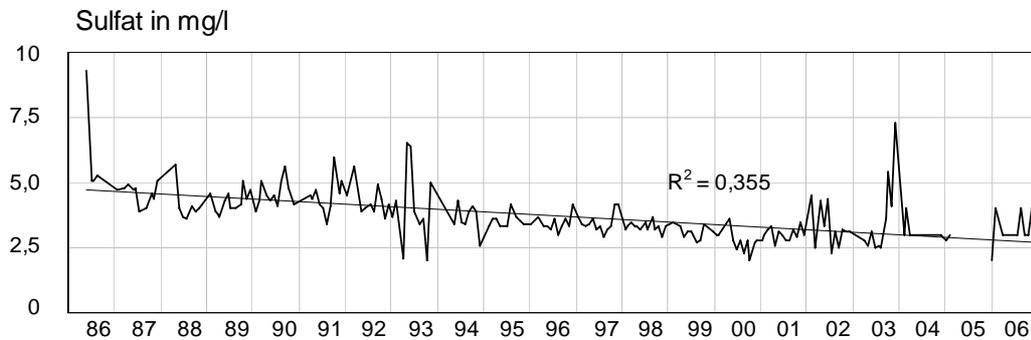


Abbildung 56: Goldersbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei der Betrachtung der Nitratkonzentrationen (Abbildung 57) fällt besonders das Maximum im Jahr 1990 auf. Dies ist bedingt durch die Sturmschäden, die von den Orkanen Wiebke und Vivian verursacht wurden. Diese hatten zur Folge, dass weniger Nitrat von der Vegetation aufgenommen werden konnte und deshalb vermehrt ins Gewässer ausgetragen wurde. Der starke Anstieg gegen Ende 2003 könnte durch biogene Prozesse in den oberen Bodenzonen bedingt sein (siehe Kap. 3.6.1), die Maxima im Frühjahr 2004 und 2006 dürften daher rühren, dass die Probenahme genau zum Zeitpunkt der Schneeschmelze durchgeführt wurde.

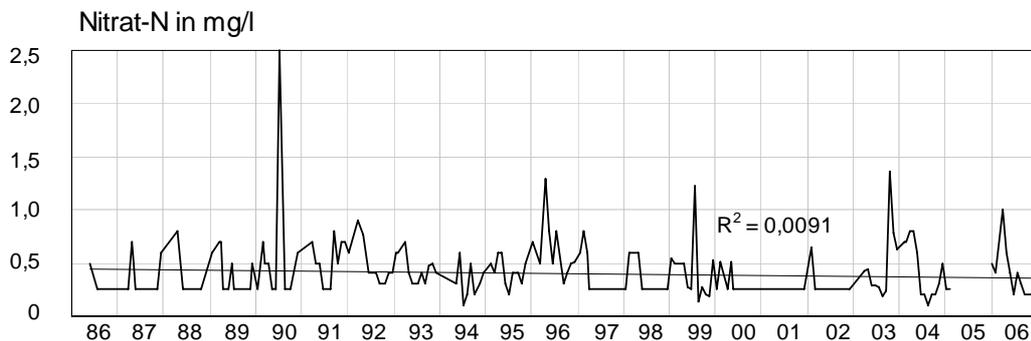


Abbildung 57: Goldersbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.8.1.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Goldersbachs wurde von 1986 bis 2006 untersucht. Für die Zeit von 1996 bis 1999 sowie das Jahr 1991 liegen keine Daten vor. Die Gesamttaxazahlen sowie die Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera zeigen über den Beobachtungszeitraum keine deutliche Tendenz, die Zoozönose ist überwiegend als mäßig artenreich zu bezeichnen.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) zeigt starke Schwankungen und lag zwischen 2001 und 2004 konstant bei 3 (BLFU, 2005). Im Berichtszeitraum schwanken die Werte für diesen Index zwischen 2 und 5. Das niedrige Niveau dieses Index lässt auf wirksame Versauerungseffekte schließen.

Dagegen indiziert das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) über lange Zeiträume episodisch schwach saure Zustände. Zwischen 2003 und 2006 wurde zudem vermehrt die Klasse 1, kontinuierlich neutral, angezeigt. Ein steigender Anteil von säureempfindlichen Organismen (VZ 1), der 2005 bei 30 % lag, weist zusätzlich auf eine leichte Verbesserung der Versauerungsproblematik hin. In der letzten Beprobung im Dezember 2006 konnten jedoch keine säureempfindlichen Taxa nachgewiesen werden. Die Zahl der Eintagsfliegenarten ging auf nur 2 zurück (Abbildungen 58 - 62).

Bei der Bewertung der teilweise gegenläufigen Ergebnisse der verschiedenen Auswertungsverfahren sind einige morphologische Besonderheiten des Goldersbach zu berücksichtigen. Mit einer Höhenlage von mehr als 1.000 m ü. NN zeigt der im Massiv des Großen Feldberges gelegene Goldersbach stellenweise alpinen Charakter. Dies wird auch an der Substratzusammensetzung deutlich, wo anstehender Fels und Blöcke dominieren. Im Vergleich zu anderen Mittelgebirgsbächen zeigt der Goldersbach damit eine eingeschränkte Habitat- und Choriotopvielfalt, welche die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos zusätzlich beeinflusst. Zusammenfassend ist aus Sicht der Bearbeiter aus den vorliegenden Daten daher eine positive Entwicklung der Versauerungsproblematik im Goldersbach abzuleiten.

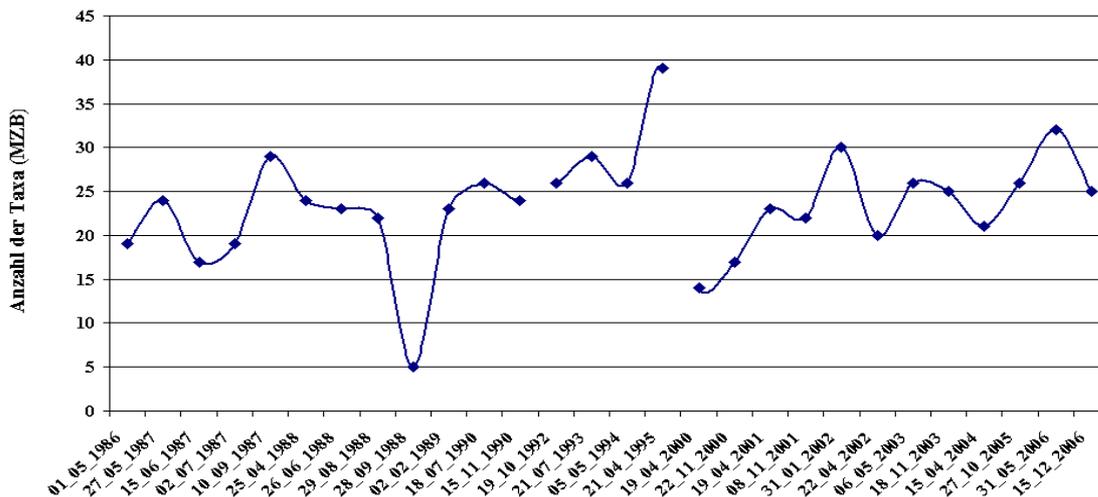


Abbildung 58: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum

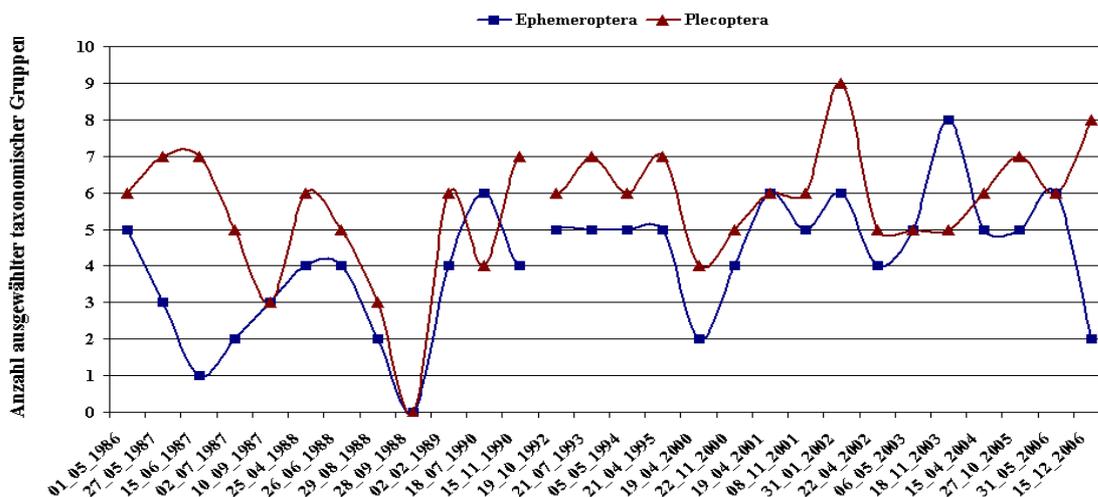


Abbildung 59: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

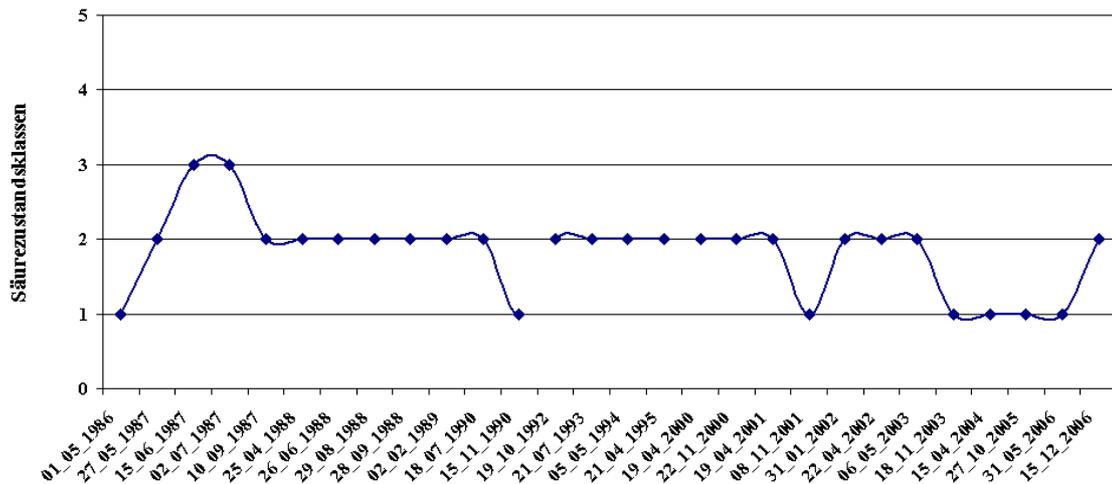


Abbildung 60: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum

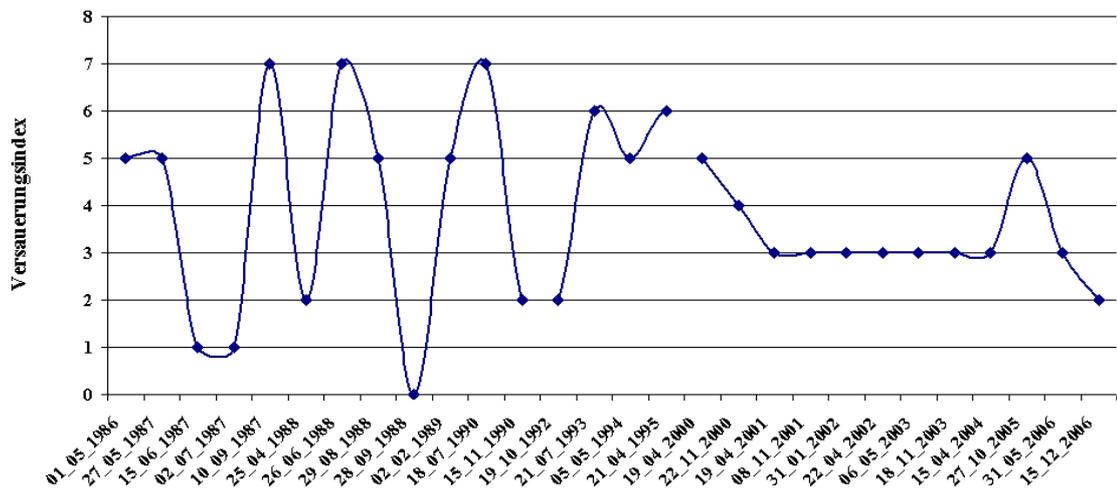


Abbildung 61: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum

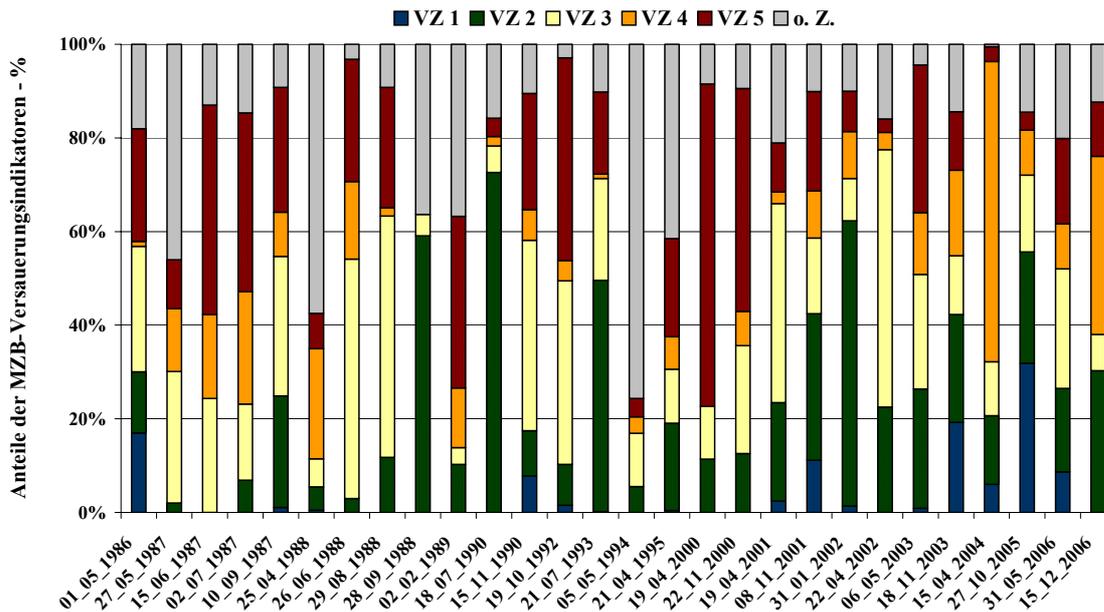


Abbildung 62: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Goldersbach über den Untersuchungszeitraum

3.8.1.3 Diatomeen

Untersuchungen zur Diatomeenflora wurden in den Jahren 2005 und 2006 durchgeführt. Der Säurezustand des Gewässers verschlechtert sich im Untersuchungszeitraum nach CORING (1999) von akut versauerungsgefährdet hin zu periodisch kritisch sauer (Tabelle 14). Acidobionte Taxa treten im Dezember 2006 zu 30 % in Erscheinung. Daneben sind jedoch verschiedene acidophile Diatomeen stetig vertreten. Diese indizieren schwache huminsaurer Einflüsse aus dem mit Fichtenforsten bestandenen Einzugsgebiet. Zusätzlich scheinen auch Teile der Pedologie schwach anmoorig ausgeformt zu sein, was an zumindest zeitweise vorkommender schwach brauner Färbung des Bachwassers deutlich wird. Für die ersten beiden Termine konnten in geringen Anteilen auch alkaliphile Taxa nachgewiesen werden (Abbildung 63). Im Wesentlichen stimmen die Ergebnisse der Diatomeenuntersuchungen daher mit denen des Makrozoobenthos überein. Die Abweichungen im Dezember 2006 werden insbesondere auf die kurzen Reaktionszeiten der Kieselalgen als Bioindikatoren zurückgeführt.

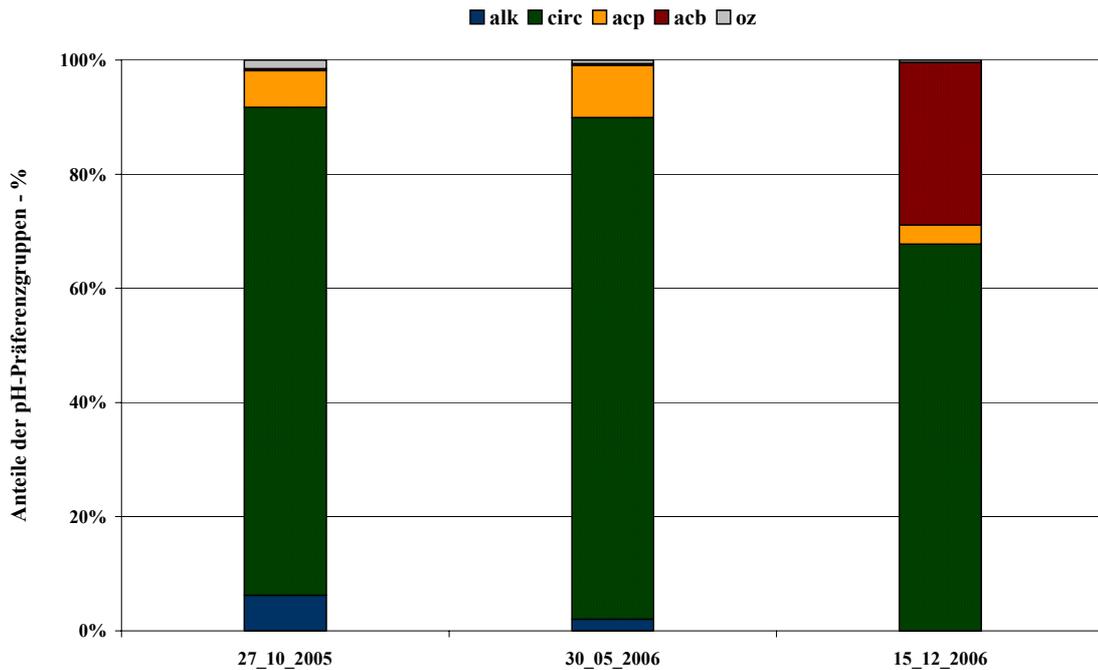


Abbildung 63: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Goldersbach

Tabelle 14: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Goldersbach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005		2006	
	Okt	Mai	Dez	
Goldersbach	1b*h	2	3	

3.8.2 Kleine Kinzig im mittleren Schwarzwald

3.8.2.1 Chemie

Insgesamt ist die Trendlinie des pH-Werts (Abbildung 64) an der Kleinen Kinzig gleichbleibend, der Trend ist jedoch nicht signifikant. Auffällig sind die relativ geringen Schwankungen zwischen den Jahren 1990 und 1997 sowie die teilweise sehr deutlichen Erhöhungen der Minima in den Jahren 2005 und 2006.

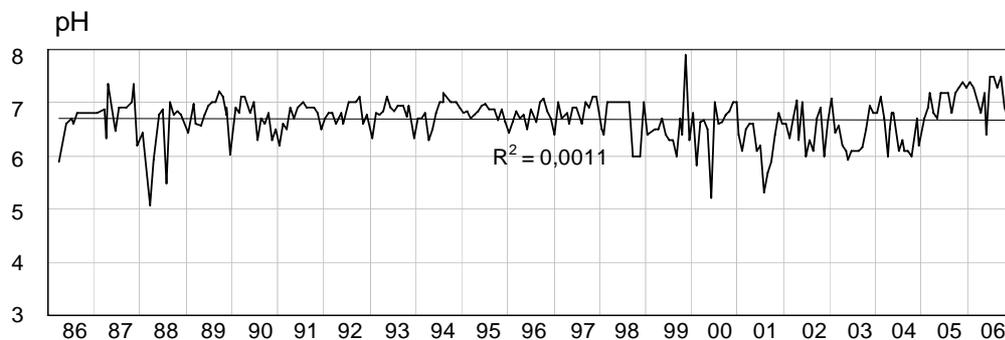


Abbildung 64: Kleine Kinzig: pH-Konzentrationen

Die ANC (Abbildung 65) deutet im Gegensatz zum pH-Wert eine leichte, signifikante Erholung der Versauerungssituation an. Insbesondere der Rückgang im Jahr 2006 scheint jedoch darauf hinzudeuten, dass die Versauerungsfrage insgesamt noch nicht positiv gelöst ist.

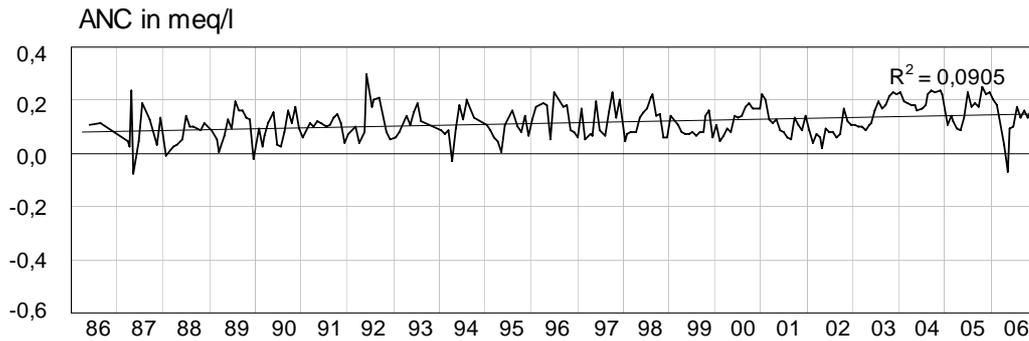


Abbildung 65: Kleine Kinzig: ANC (meq/l)

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 66) weisen keinen Trend auf. Die größeren Schwankungen in den Jahren 1993, 1994 und 2000 sind bei den anderen Parametern nicht zu erkennen.

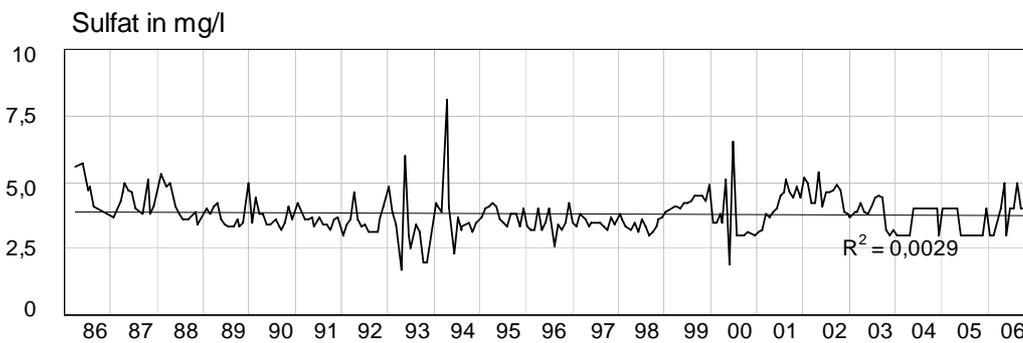


Abbildung 66: Kleine Kinzig: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 67) weisen bis 2004 eine deutliche Abnahme auf, der Trend ist signifikant. Interessant sind die Anstiege der Nitratkonzentrationen in den letzten beiden Jahren. Diese Anstiege sind nur an der Kleinen Kinzig zu beobachten, die beiden anderen Bäche im Schwarzwald weisen diesen Trend nicht auf. Leider liegen keine Angaben über etwaige Veränderungen im Einzugsgebiet, wie z.B. Sturmschäden, Kalkungen etc. vor, was die Interpretation der Messwerte sehr erschwert.

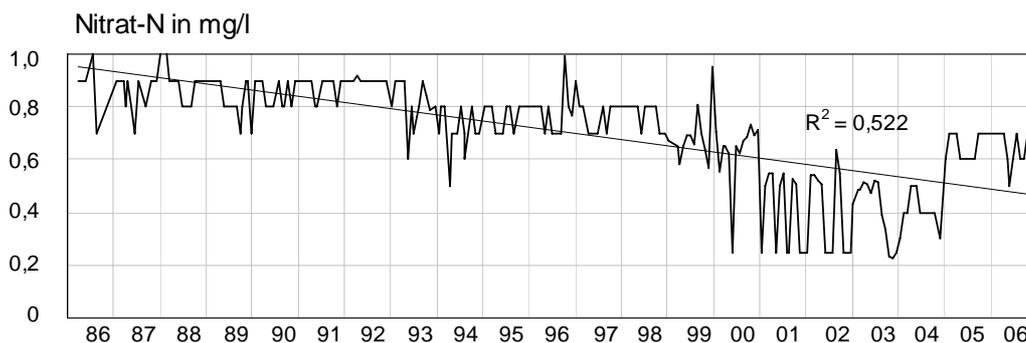


Abbildung 67: Kleine Kinzig: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.8.2.2 Makrozoobenthos

Für die Kleine Kinzig liegen halbquantitative Daten für das Makrozoobenthos für den Zeitraum 1986 bis 2006 vor. Allerdings ist die Zeitreihe in den Jahren 1991 sowie 1996 bis 1999 unterbrochen.

Im Berichtszeitraum war die Zoozönose artenreich und divers ausgebildet. Die Bewertungen nach BRAUKMANN & BISS (2004) kennzeichnen das Gewässer als episodisch schwach sauer. Im Frühjahr 2006 wurde sogar die Säurezustandsklasse 1 indiziert.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

Allgemein steigt die Gesamttaxazahl je Probe seit 2002 deutlich an. Dies gilt in besonderem Maße auch für die EPT-Taxazahlen, welche im niederschlagsarmen Jahr 2003 die höchsten Artenzahlen im Beobachtungszeitraum erreichen.

Nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) wurden bis 1995 die Säurezustandsklassen 3 (periodisch kritisch sauer) und 2 (überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer) indiziert, wobei die Mehrzahl der Bewertungen in die Klasse 2 fiel. Seit dem Jahr 2002 wird die Kleine Kinzig dauerhaft als überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer klassifiziert. Vereinzelt werden sogar kontinuierlich neutrale Bedingungen der Klasse 1 angezeigt.

Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) steigt über den Beobachtungszeitraum deutlich an. Ab November 2003 schwanken die Indexwerte zwischen 5 und 8. Die Analyse der quantitativen Anteile der Versauerungsindikatoren liefert ein ähnliches Bild: Ab 2001 gehen die Anteile der sehr säureresistenten Taxa (VZ 5) deutlich zurück und säureempfindliche Taxa (VZ 1) treten auf.

Zusammengefasst zeigt das Makrozoobenthos der Kleinen Kinzig im Berichtszeitraum nur noch geringfügige, versauerungsbedingte Schädigungen. Im Vergleich zu den Jahren vor 1990 ist eine nachhaltige Verbesserung der Situation zu verzeichnen (Abbildungen 68 - 72).

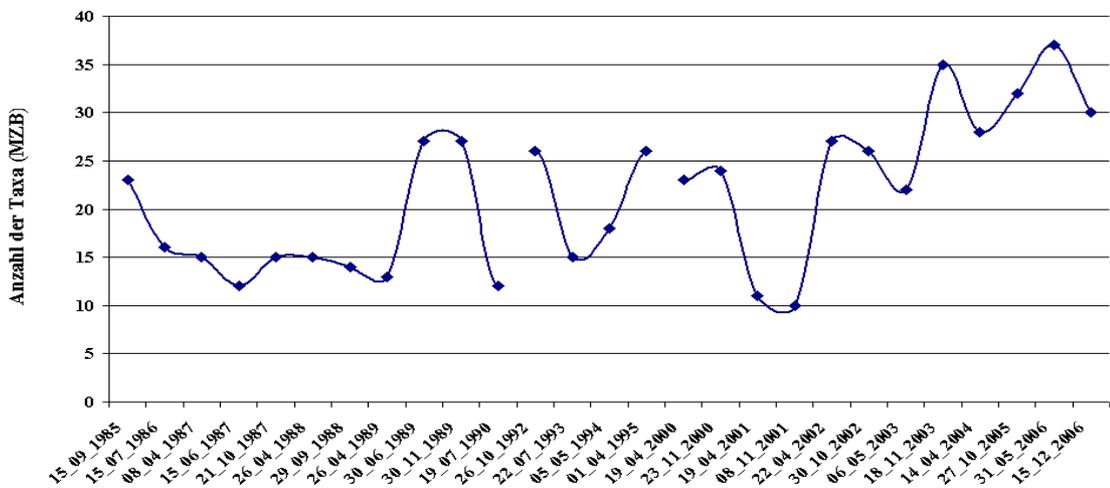


Abbildung 68: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum

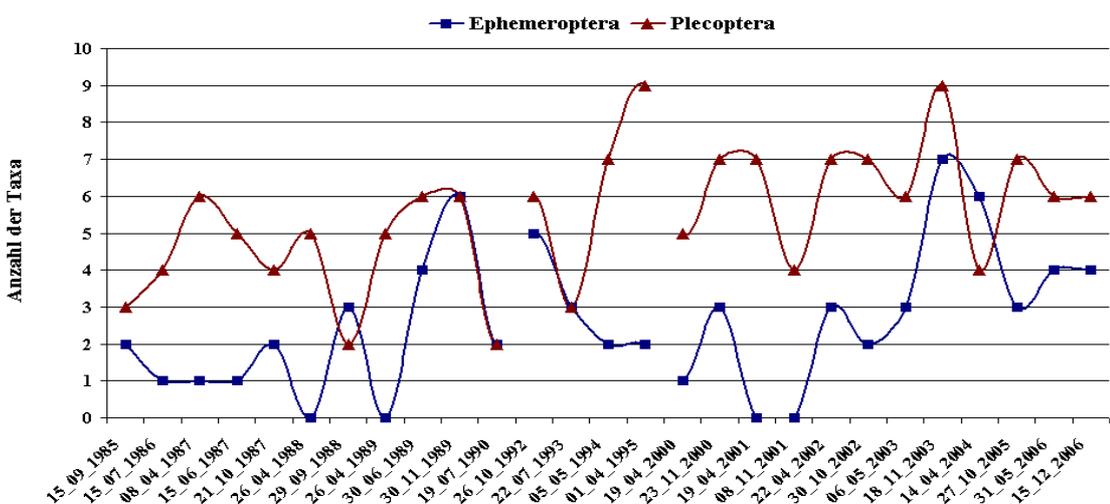


Abbildung 69: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

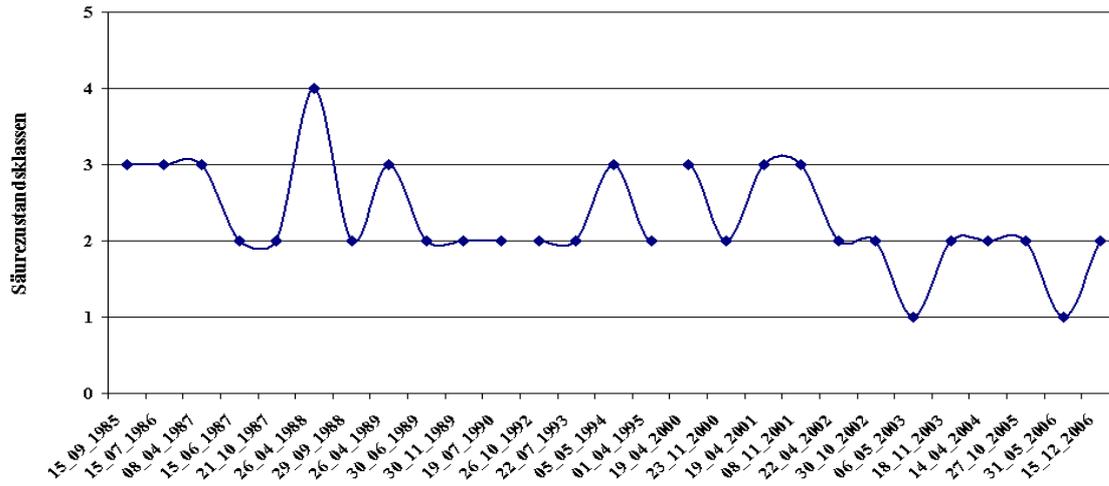


Abbildung 70: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum

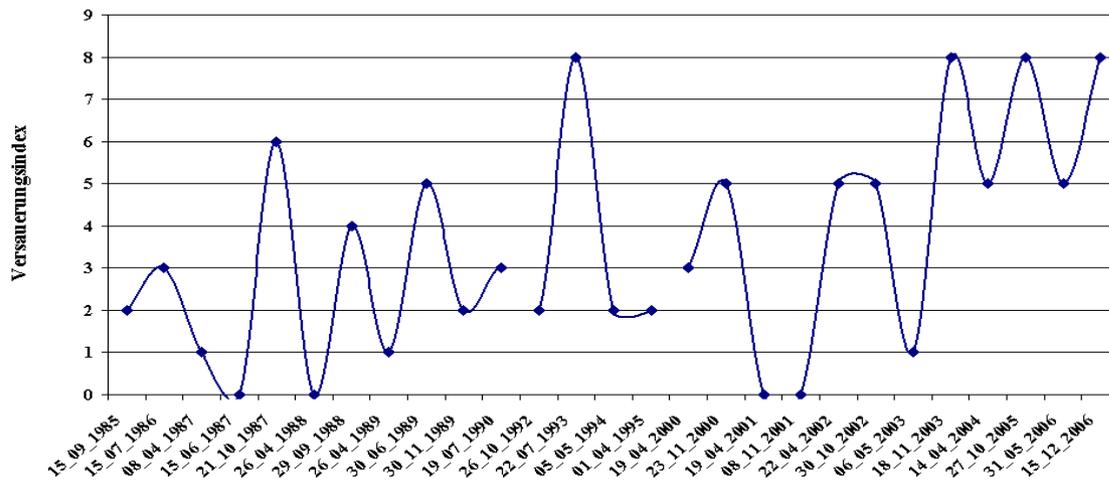


Abbildung 71: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum

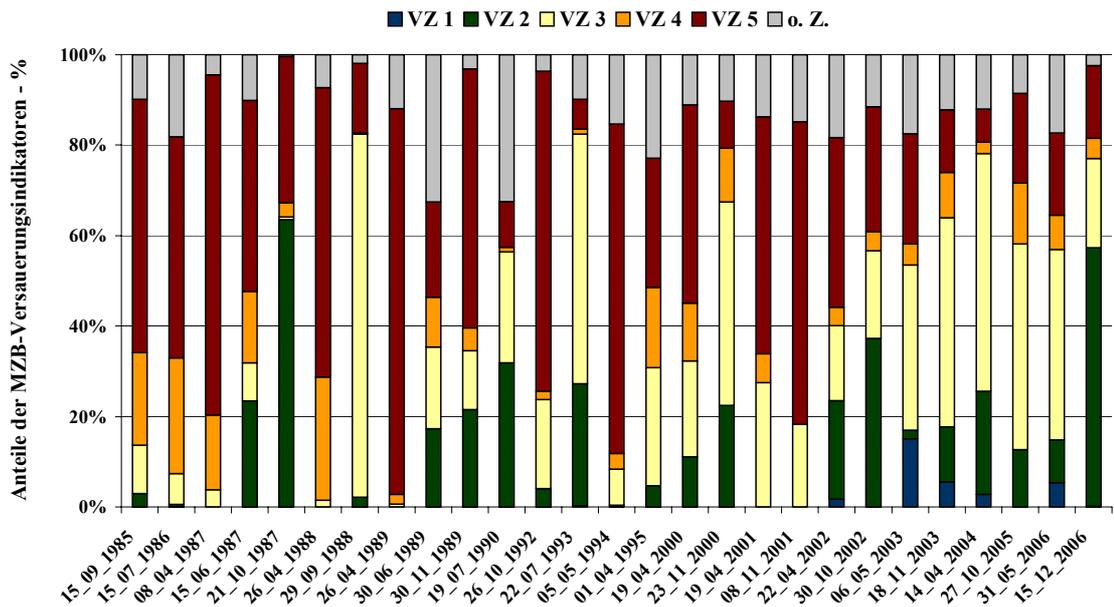


Abbildung 72: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Kleinen Kinzig über den Untersuchungszeitraum

3.8.2.3 Diatomeen

Die Diatomeengesellschaften der Kleinen Kinzig setzen sich 2005 und 2006 in erster Linie aus circumneutralen und zu einem geringeren Anteil aus alkaliphilen Arten zusammen (Abbildung 73). Ein Anteil von knapp 20 % säuretoleranter Taxa im Dezember 2006 führt zu einer Abstufung in den überwiegend neutralen bis episodisch schwach sauren Zustand (Tabelle 15). Die Bewertungsergebnisse für die Diatomeen stimmen weitgehend mit denen des Makrozoobenthos überein und indizieren keine deutlichen Versauerungsschäden.

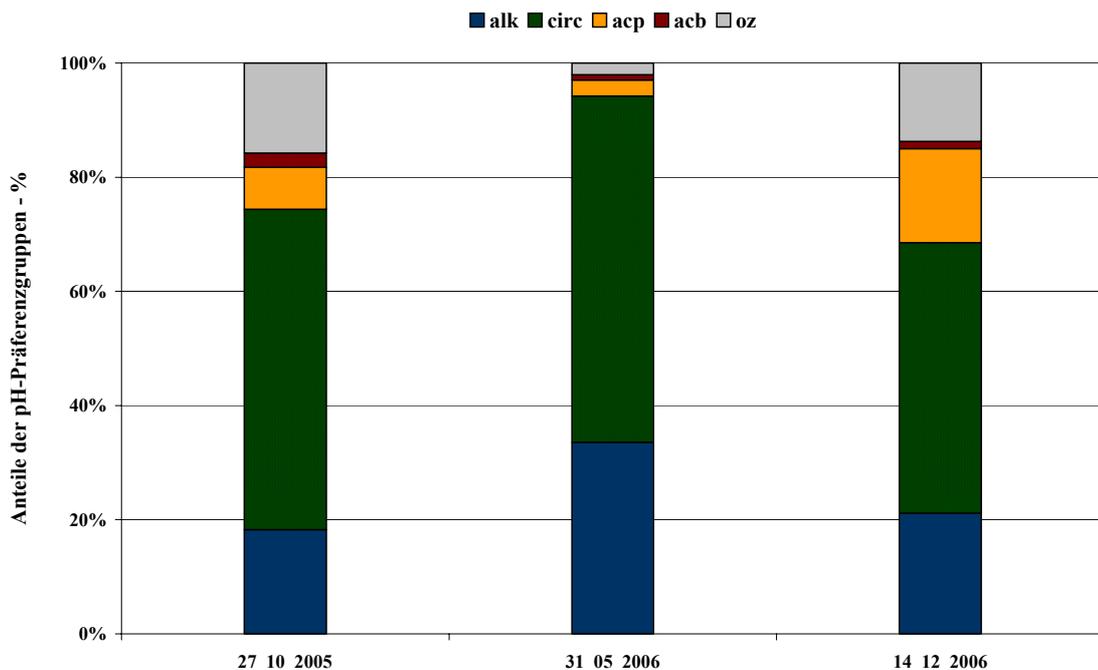


Abbildung 73: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Kleinen Kinzig

Tabelle 15: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Kleinen Kinzig an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005	2006	
	Okt	Mai	Dez
Kleine Kinzig	1b*h	1b	2*h

3.8.3 Dürreychbach im nördlichen Schwarzwald

3.8.3.1 Chemie

Am Dürreychbach weist der pH-Wert (Abbildung 74) insgesamt eine signifikante Verbesserung auf, die auch durch die ansteigende ANC bestätigt wird.

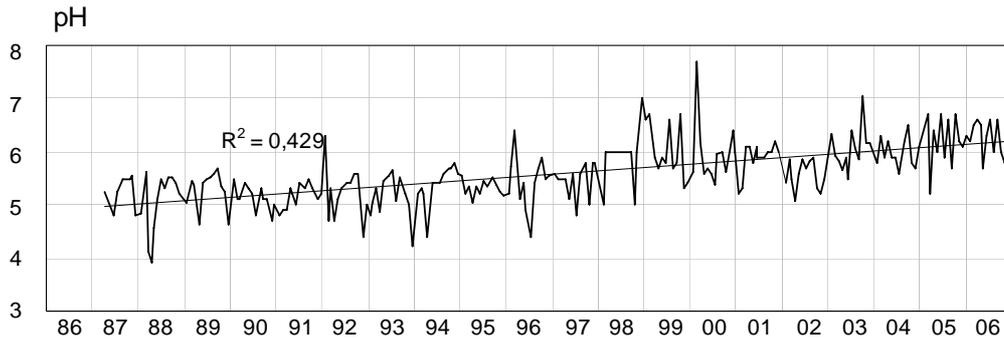


Abbildung 74: Dürreychbach: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 75) sind insgesamt gleichbleibend und weisen nur geringe Schwankungen auf. Die Verbesserung der pH-Situation kann dadurch nicht erklärt werden.

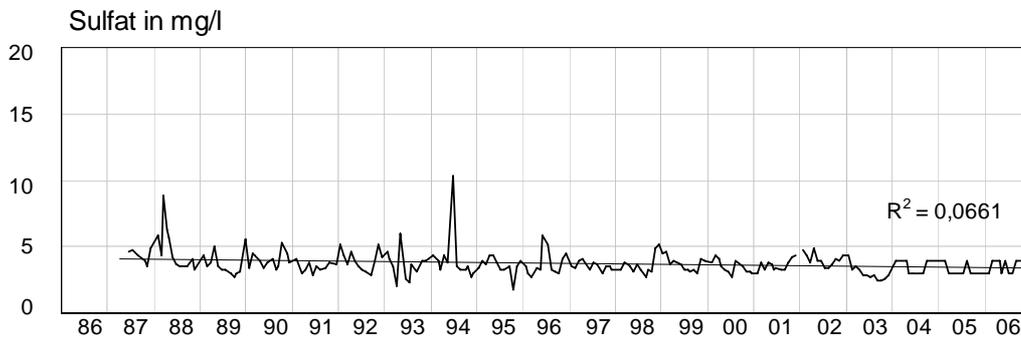


Abbildung 75: Dürreychbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

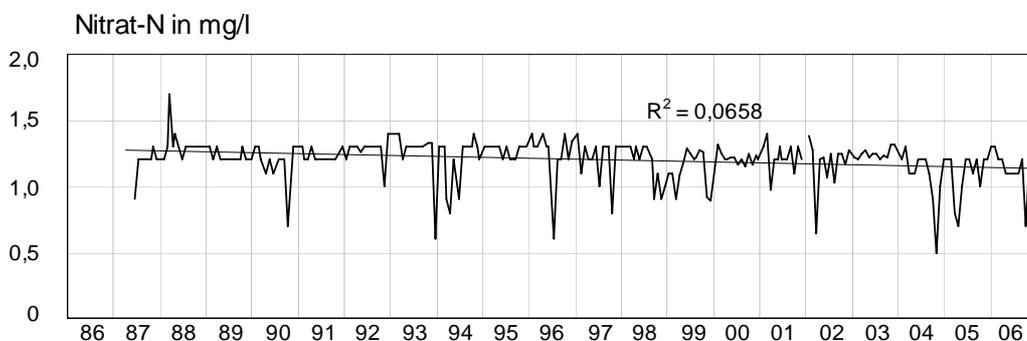


Abbildung 76: Dürreychbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 76) am Dürreychbach sind die höchsten im gesamten Schwarzwald. Insgesamt scheinen sie über die Jahre zwar leicht zu sinken, dieser Trend ist allerdings nicht gesichert. Damit kann die insgesamt positive Entwicklung des pH-Werts auch nicht ausreichend erklärt werden.

3.8.3.2 Makrozoobenthos

Im Dürreychbach wurden von 1987 bis 2006 mit Unterbrechungen in den Jahren 1991 und von 1996 bis 1999 jährlich Daten zum Makrozoobenthos erhoben.

Für den aktuellen Berichtszeitraum 2005 bis 2006 ist das Gewässer als periodisch kritisch bis periodisch stark sauer zu bewerten (Klasse 3 bis 4).

Über den gesamten Beobachtungszeitraum ist kein deutlicher Trend hinsichtlich der Entwicklung der Gesamtartenzahl erkennbar. Daneben ist jedoch für den Zeitraum ab dem Jahr 2000 ein kontinuierlicher Anstieg der Artenzahlen erkennbar. Diese positive Entwicklung zeigt sich ebenfalls in dem Nachweis von Eintagsfliegen in den Jahren 2004 und 2006.

Stark säureresistente Taxa mit der (VZ 5) gehen seit 2000 deutlich zurück. Der Anteil säureresistenter (VZ 4) und säuretoleranter (VZ 3) Arten zeigt dagegen eine steigende Tendenz (BLFU, 2005). 2004 konnten in geringen Anteilen (etwa 10 %) sogar mäßig säureempfindliche Taxa (VZ 2) registriert werden.

Erwähnenswert ist der Anstieg des Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) auf einen Wert von 1 für die letzte Untersuchung. Die letzten Jahre lag dieser gleichbleibend bei 0. Es ist eine leichte Verbesserung der Versauerungssituation aus den Daten abzulesen, wenngleich der Dürreychbach noch immer als stark versauertes Gewässer zu bezeichnen ist (Abbildungen 77 - 81).

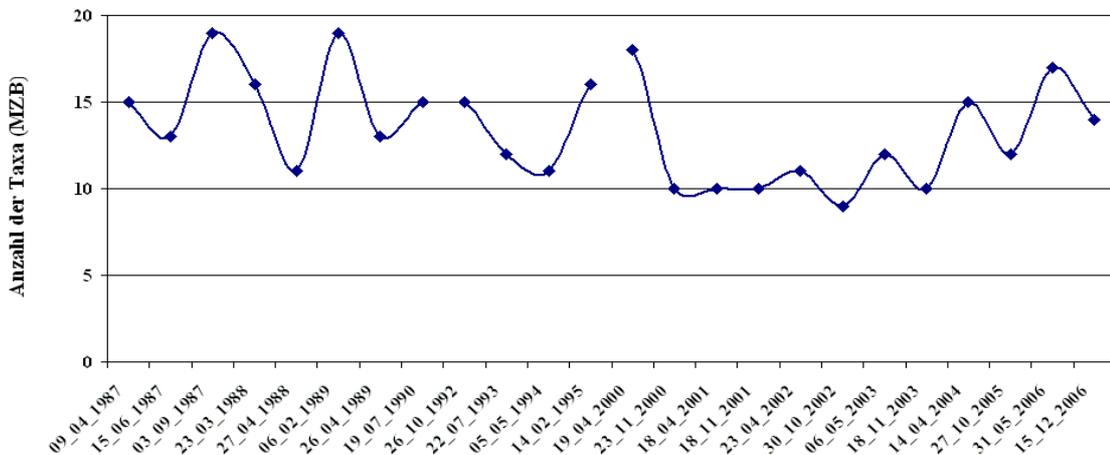


Abbildung 77: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

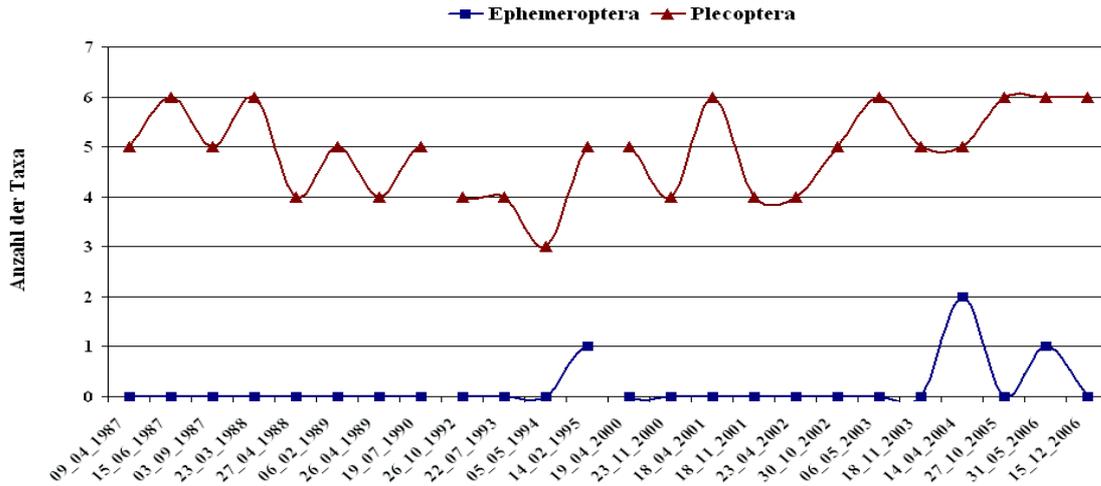


Abbildung 78: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum

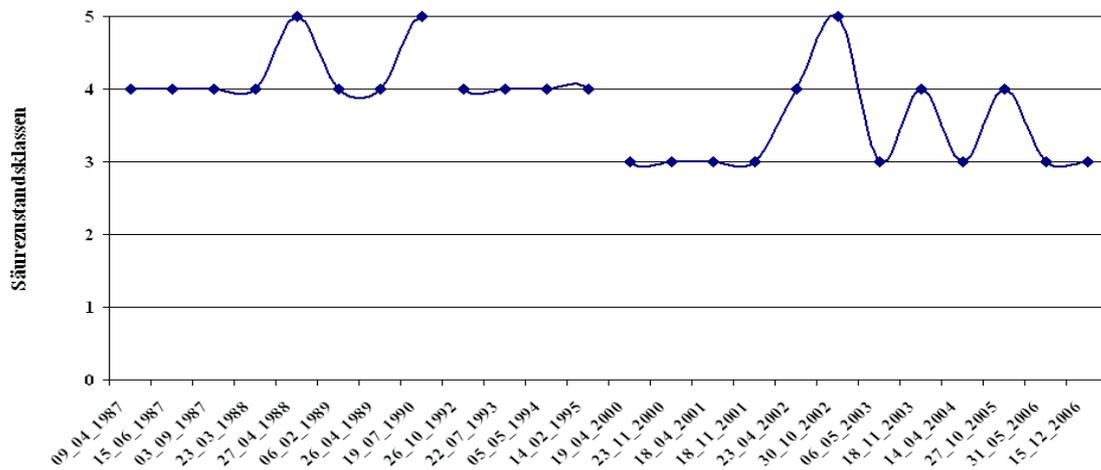


Abbildung 79: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum

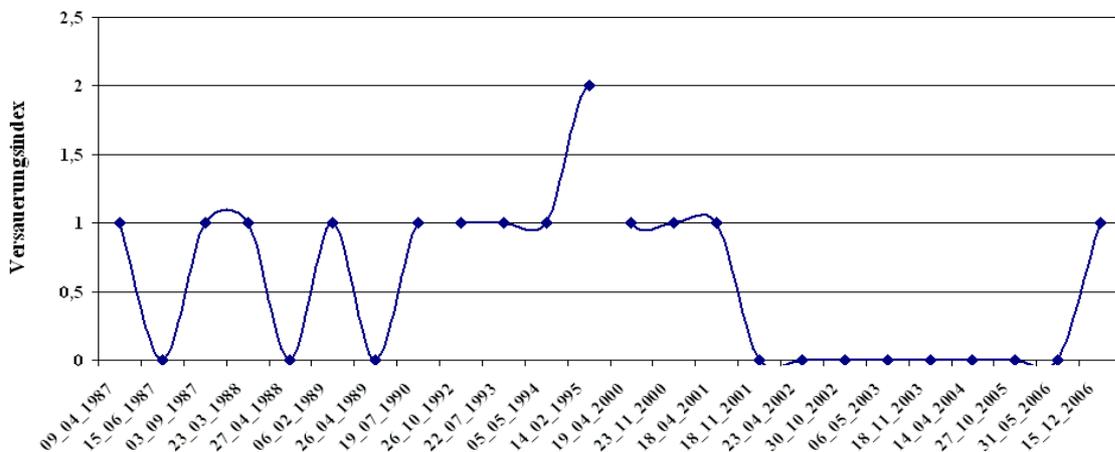


Abbildung 80: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum

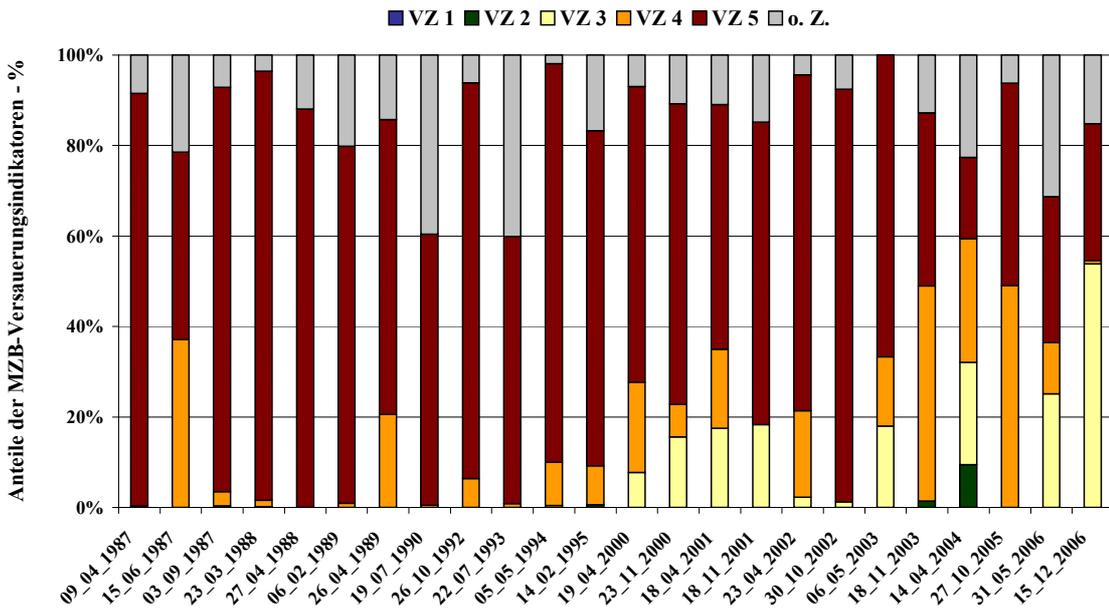


Abbildung 81: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Dürreychbach über den Untersuchungszeitraum

3.8.3.3 Diatomeen

Im Dürreychbach fanden im Oktober 2005 sowie im Mai und Dezember 2006 Untersuchungen zur Zusammensetzung der Diatomeenflora statt.

Das Gewässer wird durchgehend als periodisch kritisch sauer eingestuft (Tabelle 16). Zusätzlich sind aus dem überwiegend mit Fichten bestandenem Einzugsgebiet huminsaurer Einflüsse erkennbar. Circumneutrale Taxa nehmen im Jahr 2006 leicht zu (Abbildung 82). Die Bewertung durch das Makrozoobenthos fällt 2005 eine Klasse schlechter aus, was aus Sicht der Bearbeiter auf die unterschiedlichen Reaktionszeiten der Gruppen als Bioindikatoren zurückzuführen ist.

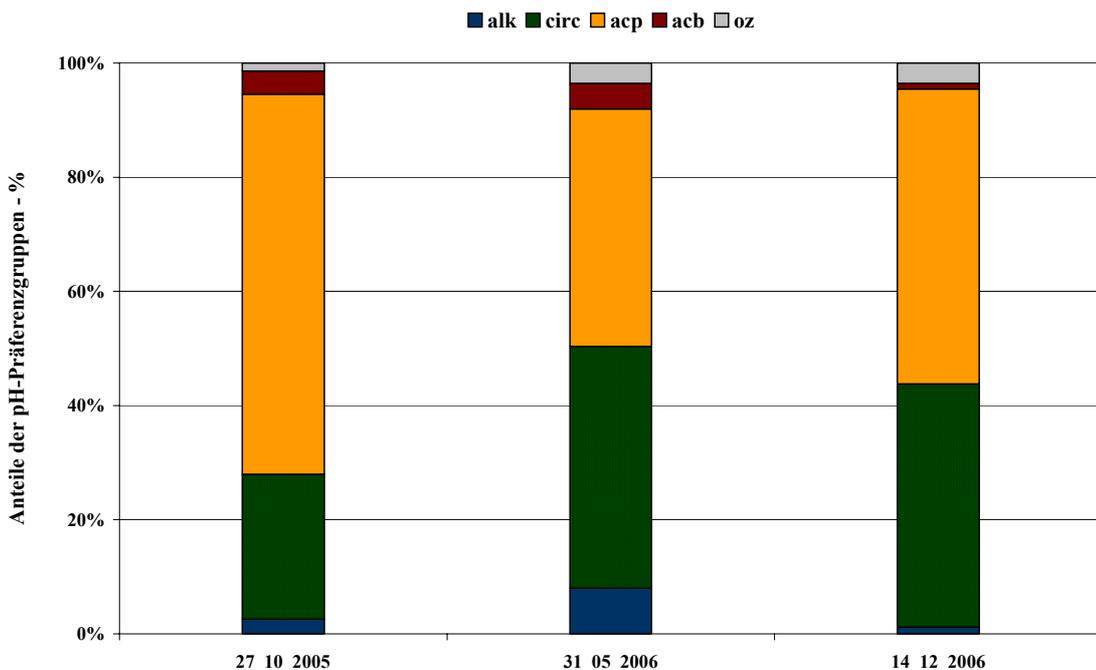


Abbildung 82: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Dürreychbach

Tabelle 16: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Dürreychbach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005		2006	
	Okt	Mai	Dez	
Dürreychbach	3*h	3*H	3*H	

3.8.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken für den Goldersbach wird die Depositionsmessstelle Schauinsland (Abbildung 83) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen von 1987 bis 2006 vor. Bei den Sulfatdepositionen ist im Bestand ein deutlicher, im Freiland ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Die Nitrat- und Ammoniumdepositionen fallen im Freiland leicht, im Bestand steigen sie jedoch an. Die stark abfallenden Trends der Sulfatdeposition im Bestand können im Gewässer nicht so deutlich beobachtet werden, die ansteigenden Trends des Nitrats und von Ammonium im Bestand entsprechen ebenfalls nicht denen der Wasserchemie des Goldersbachs.

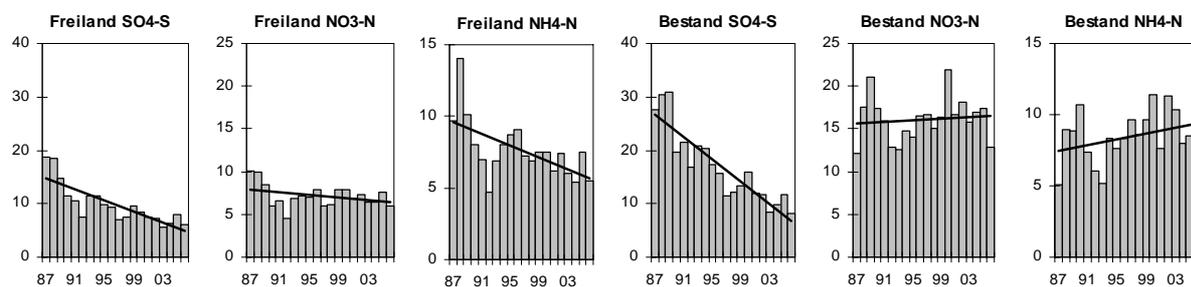


Abbildung 83: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Schauinsland (kg/ha*a)

Der Goldersbach weist beim pH-Wert und dem Sulfat eine signifikante Verbesserung der Versauerungssituation auf. Diese kann auch beim Makrozoobenthos beobachtet werden. Ein Grund hierin ist in der Tatsache begründet, dass die pessimalen pH-Werte seit 2003 nicht mehr unter pH 6 gefallen sind.

Zu Vergleichszwecken wird für die Kleine Kinzig die Depositionsmessstelle Freudenstadt (Abbildung 84) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1984 bis einschließlich 2006. Die Sulfatdepositionen gehen im Bestand sehr stark, im Freiland leicht zurück. Die Nitrat- und Ammoniumdepositionen sind im Freiland leicht fallend, im Bestand jeweils deutlich zunehmend. Die Trends der stark abnehmenden Sulfatdepositionen machen sich bei den gleichbleibenden Sulfatkonzentrationen im Gewässer nicht bemerkbar. Auch die zunehmenden Nitrat- und Ammoniumdepositionen im Bestand entsprechen nicht den rückläufigen Trends der Wasserchemie der Kleinen Kinzig.

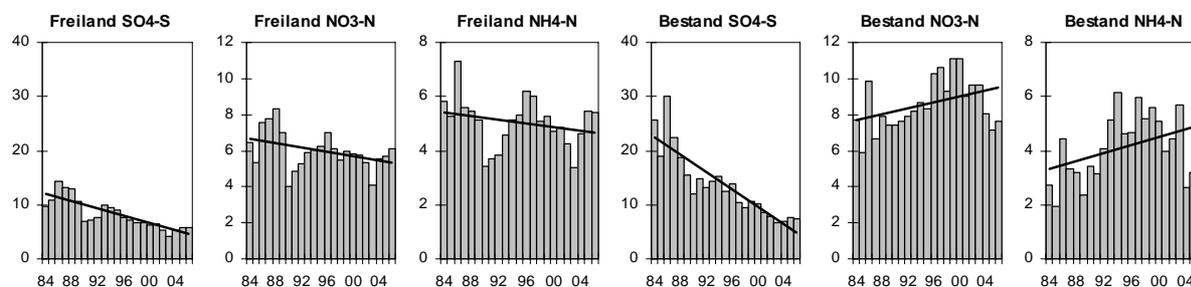


Abbildung 84: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Freudenstadt (kg/ha*a)

An der Kleinen Kinzig verbessert sich die Makrozoobenthoszönose über den Untersuchungszeitraum, obwohl sich der pH-Wert in dieser Periode nicht signifikant ändert. Die deutlich erkennbare Verbesserung der pH-Situation der letzten beiden Jahre führt dazu, dass auch beim Makrozoo-

benthos – im Gegensatz zum vorherrschenden Trend – in diesem Zeitraum eine Verbesserung beobachtet werden kann.

Zu Vergleichszwecken wird für den Dürreychbach die Depositionsmessstelle Rotenfels (Abbildung 85) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1983 bis einschließlich 2006, im Jahre 2004 erfolgte keine Messung. Die Depositionen von Sulfat fallen im Bestand deutlich, im Freiland nur leicht. Die Depositionen von Nitrat fallen im Bestand ebenfalls deutlich, im Freiland sind sie annähernd gleichbleibend. Die Ammoniumdepositionen fallen sowohl im Bestand als auch im Freiland leicht ab. Die Verringerungen der Bestandsdepositionen von Sulfat und Nitrat können bei der Wasserchemie des Dürreychbachs nicht beobachtet werden, der leichte Rückgang der Ammoniumdepositionen kann hingegen bei der Wasserchemie ebenfalls beobachtet werden.

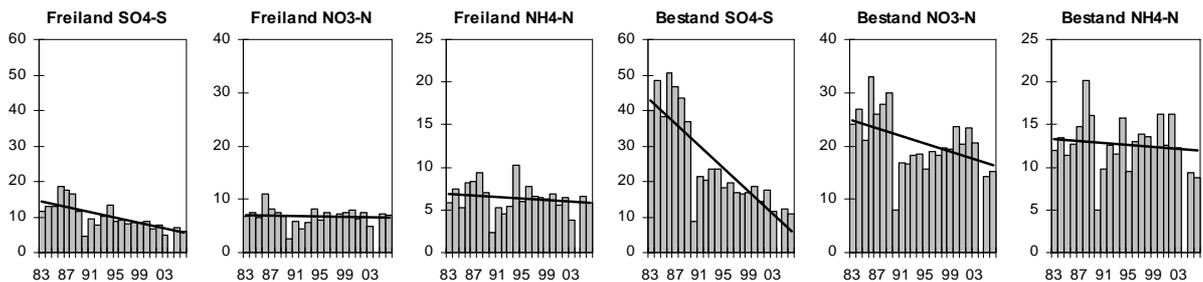


Abbildung 85: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Rotenfels (kg/ha*a)

Insgesamt liegt sowohl bei der Gewässerchemie als auch beim Makrozoobenthos eine Verbesserung der Versauerungssituation am Dürreychbach vor.

3.9 Ostbayerisches Grundgebirge

3.9.1 Seebach im Bayerischen Wald

3.9.1.1 Chemie

Am Seebach (Abbildung 86) deutet der Trend des pH-Werts über die Jahre zwar auf eine leichte Erholung hin, er ist jedoch nicht signifikant. 2000 bis 2002 sowie 2005 und 2006 treten das erste Mal seit 1997 wieder pH-Werte um bzw. unter 5 auf. Da die Beprobungen einmal monatlich durchgeführt werden, ist es aber durchaus möglich, dass in diesen Jahren die Proben zufällig zu Zeiten starker Schneeschmelze genommen wurden, bei der bekanntlich die niedrigsten pH-Werte gemessen werden. Hierfür spricht auch die Tatsache, dass an der Großen Ohe, die eine höhere Probenahmefrequenz aufweist, in den Jahren 2000 bis 2002 mehrmals solch niedrige pH-Werte gemessen wurden.

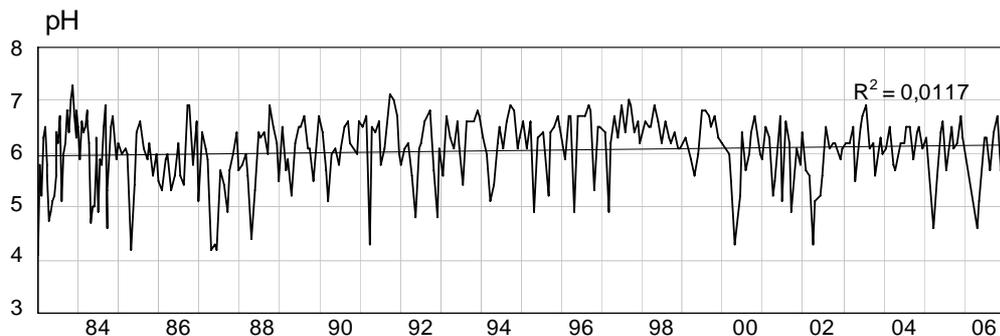


Abbildung 86: Seebach: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 87) schwanken insgesamt nur gering und weisen einen leichten, aber signifikanten Rückgang auf.

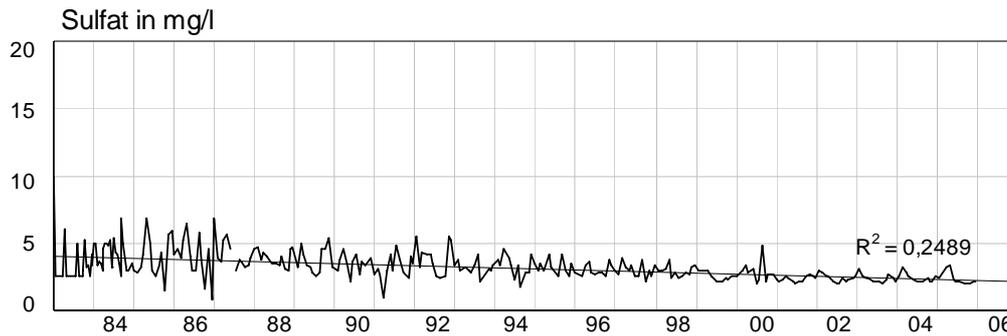


Abbildung 87: Seebach: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Der bei den Nitratkonzentrationen (Abbildung 88) seit etwa 1999 erkennbare Anstieg der Nitratkonzentrationen ist das Resultat des seit 1997 stark zunehmenden Borkenkäferbefalls. Der Borkenkäfer wird innerhalb des Nationalparks nicht bekämpft und hat zu großflächigem Absterben des Waldes geführt. Dies hatte zur Folge, dass weniger Nitrat von der Vegetation aufgenommen werden konnte und deshalb vermehrt in allen vier Gewässern dieses Untersuchungsgebiets ausgebracht wurde. Der erneute Rückgang seit 2004 ist das Ergebnis einer sich wieder stabilisierenden Vegetation, die nun wieder mehr Nitrat aufnehmen kann.

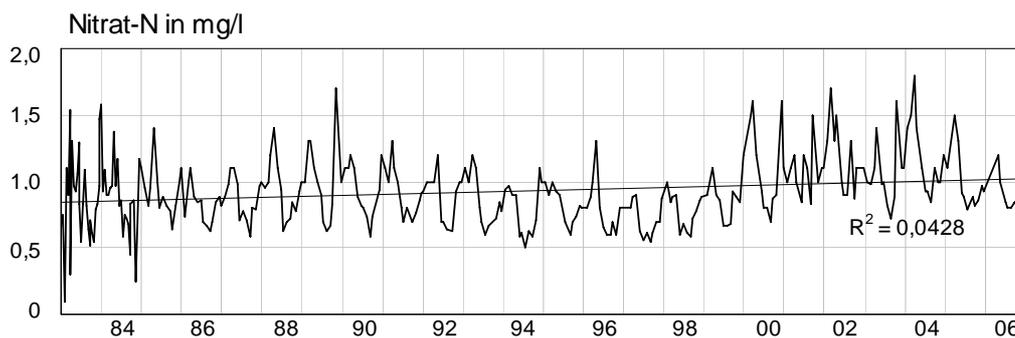


Abbildung 88: Seebach: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.1.2 Makrozoobenthos

Der Datensatz zum Makrozoobenthos des Seebachs ist über den Beobachtungszeitraum lückenhaft. Es liegen Untersuchungen von 1983 bis 2006 vor, die hauptsächlich im Sommer genommen wurden. Pessimale Bedingungen werden daher nur unzureichend erfasst.

Grundsätzlich ist die Zoozönose des Seebachs relativ artenreich ausgebildet. Über den Untersuchungszeitraum kann für die Parameter „Gesamtartenzahl“ und „EPT-Taxa“ nur eine sehr schwach positive Tendenz festgestellt werden.

Das Gewässer wird nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) seit 1995 hauptsächlich in die Zustandsklasse 2, episodisch schwach sauer, eingeordnet. Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) zeigt keine deutliche Tendenz. Mit Werten zwischen 3 und 6 indiziert er jedoch deutliche versauerungsbedingte Einflüsse. Die Anteile der verschiedenen Versauerungsindikatoren ändern sich im Beobachtungszeitraum ebenfalls nur wenig. Mäßig säureempfindliche Organismen (VZ 2) erreichen einen maximalen Anteil von 15 %. Ein erstmaliges Vorkommen säureempfindlicher Organismen in den Jahren 2001 und 2003 deutet eine schwach positive Entwicklung an (Abbildungen 89 - 93).

Generell sind die Aussagen dieser Auswertungen jedoch mit Einschränkungen behaftet, da im Seebach überwiegend Sommerbeprobungen durchgeführt wurden und die jeweils pessimalen Bedingungen nicht erfasst wurden.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

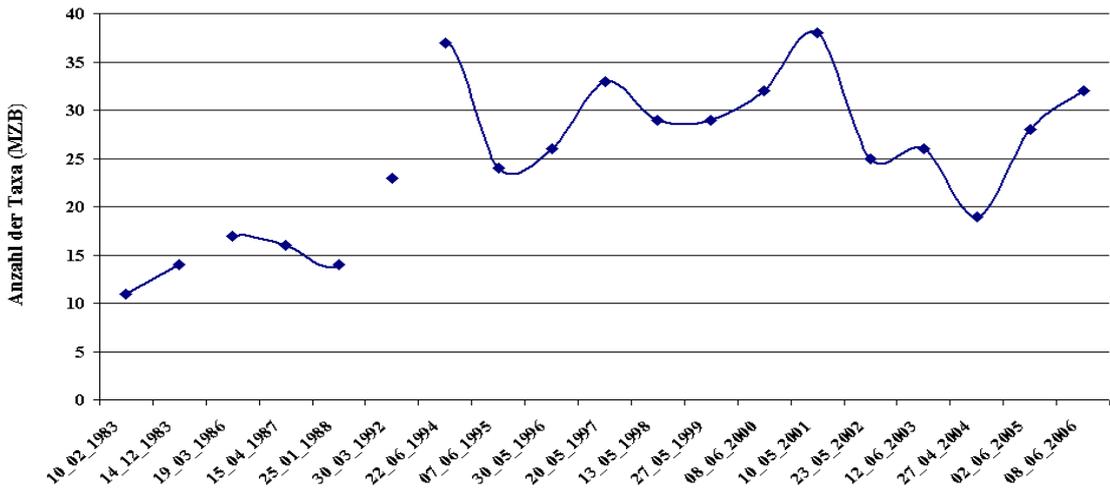


Abbildung 89: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Seebach über den Untersuchungszeitraum

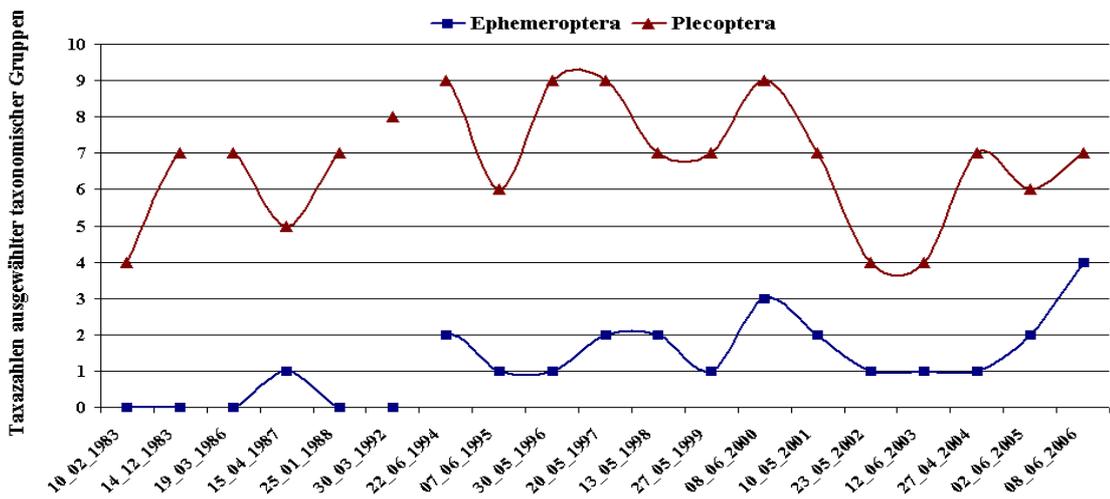


Abbildung 90: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Seebach über den Untersuchungszeitraum

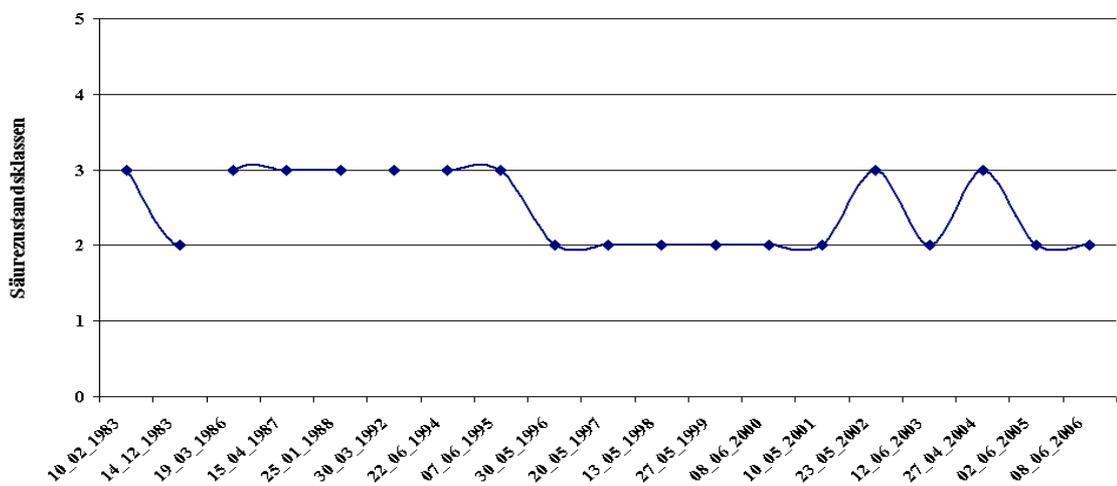


Abbildung 91: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Seebach über den Untersuchungszeitraum

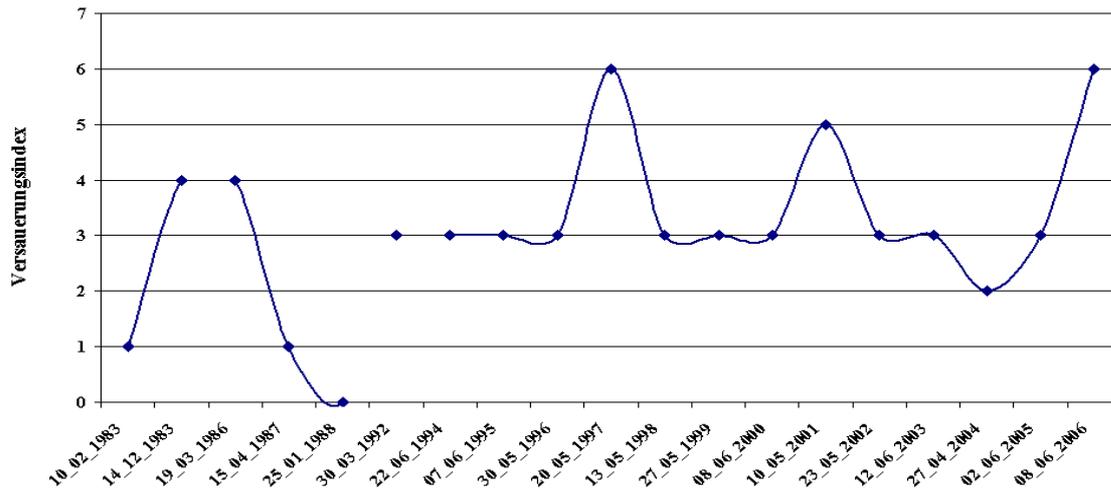


Abbildung 92: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Seebach über den Untersuchungszeitraum

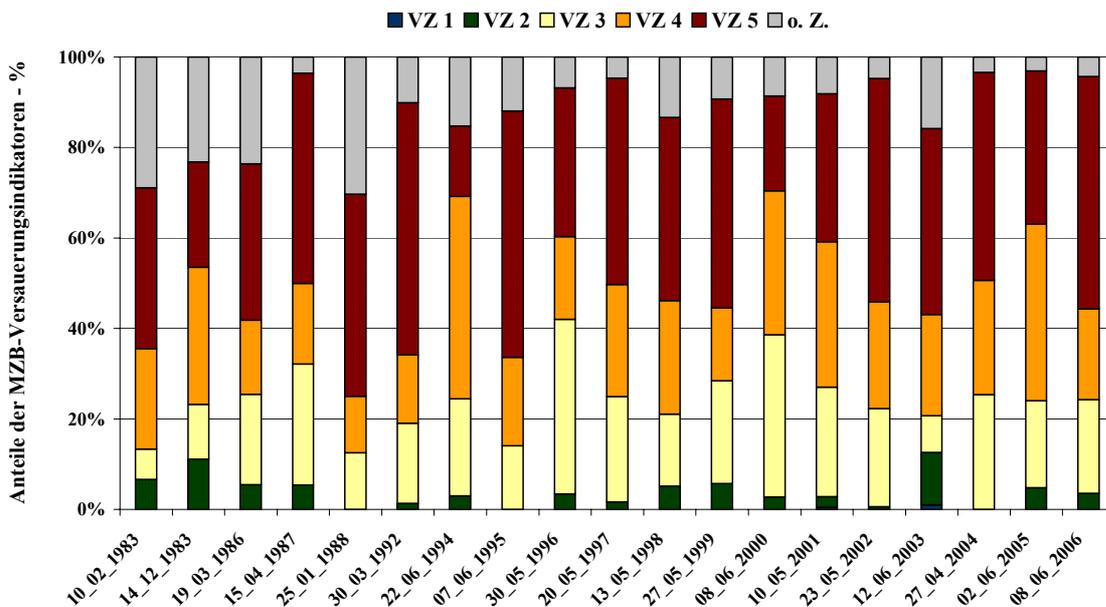


Abbildung 93: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Seebach über den Untersuchungszeitraum

3.9.1.3 Diatomeen

Diatomeenuntersuchungen liegen für die Jahre 1994, 1999 und 2004 vor. 2004 wird das Gewässer als periodisch kritisch sauer charakterisiert (Tabelle 17). Säuretolerante Taxa sind hier stark vertreten und dominieren die Algengesellschaft (Abbildung 94). Zusätzlich indizieren die erhöhten Anteile acidophiler Arten das Vorhandensein huminsaurer Einflüsse im Einzugsgebiet.

In der Bewertung des Säurezustands nach CORING (1999) spiegeln sich saisonale Aspekte wider. Die Herbstproben fallen daher meist besser aus als Proben, die früher im Jahr genommen wurden. Für den Berichtszeitraum liegen keine Daten vor. Die Einschätzung anhand des Makrozoobenthos stimmt mit der durch die Diatomeen überein.

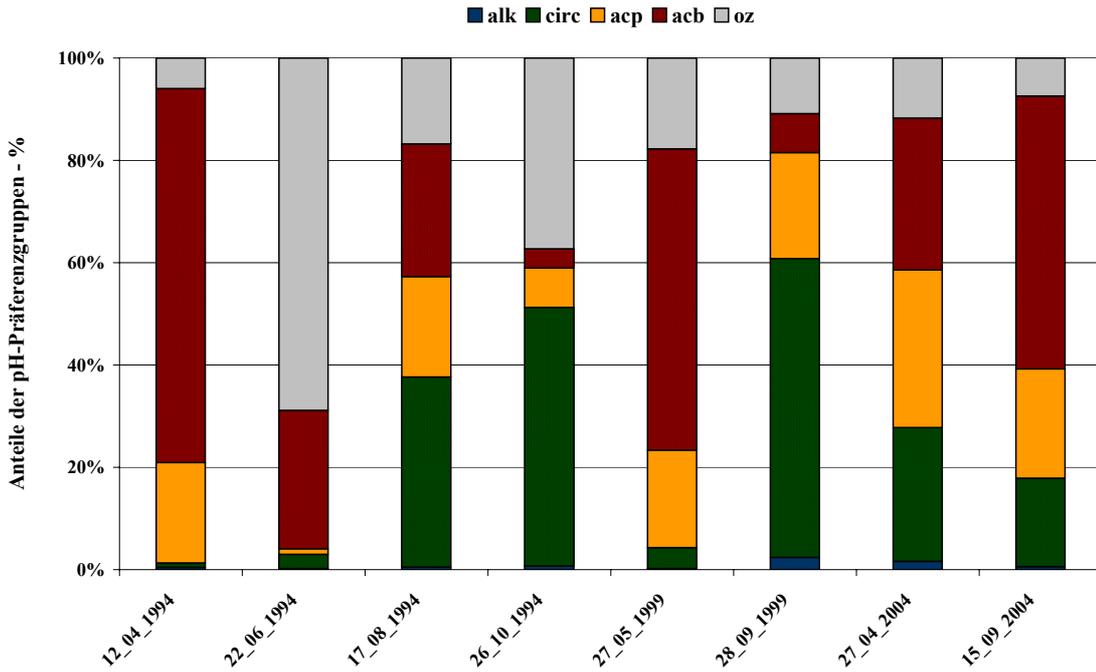


Abbildung 94: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Seebach

Tabelle 17: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Seebach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	1994				1999		2004	
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept
Seebach	4	3	3*H	2*H	3*H	2*H	3*H	3*H

3.9.2 Hinterer Schachtenbach im Bayerischen Wald

3.9.2.1 Chemie

Am Hinteren Schachtenbach ist bis 1987 ein positiver Trend beim pH-Wert (Abbildung 95) erkennbar. Seither verschlechtern sich die Werte wieder und liegen teilweise unter 5. Wie am Seebach fallen auch hier die pH-Minima der Jahre 2000, 2002, 2005 und 2006 auf. Wie oben schon ausgeführt, dürften hierbei die Untersuchungen zum Zeitpunkt der Hauptschneesmelze durchgeführt worden sein.

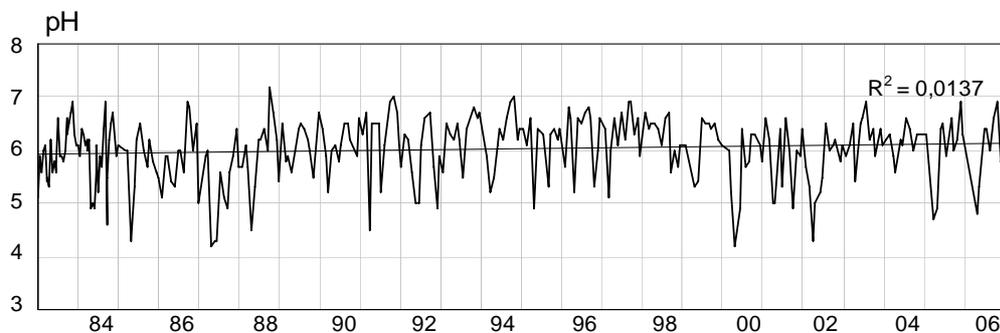


Abbildung 95: Hinterer Schachtenbach: pH-Konzentrationen

Die Konzentrationen von Sulfat (Abbildung 96) gehen über die Jahre leicht und signifikant zurück, noch auffälliger sind jedoch die deutlich kleiner werdenden Schwankungen.

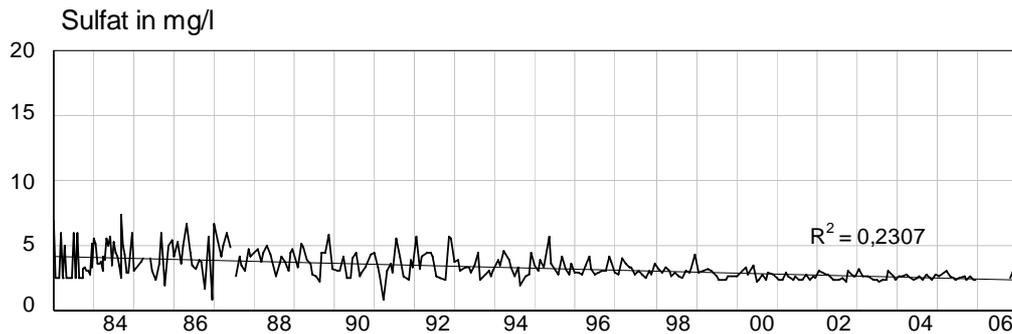


Abbildung 96: Hinterer Schachtenbach: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 97) steigen insbesondere seit 1997 an, was durch den sich ausbreitenden Borkenkäferbefall der Nadelwälder bedingt ist. Das nicht von der Vegetation aufgenommene Nitrat wird hierbei ausgewaschen. Ab etwa 2001 scheint sich die Vegetation wieder stabilisiert zu haben und sie kann nun wieder mehr Nitrat aufnehmen.

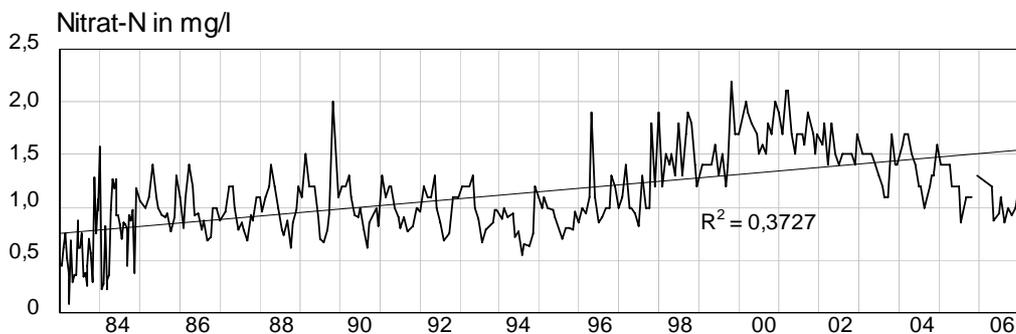


Abbildung 97: Hinterer Schachtenbach: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.2.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Hinteren Schachtenbachs wurde von 1983 bis 2006 mit einer Unterbrechung in den Jahren von 1989 bis 1991 untersucht. Die Untersuchungen fanden meist im Sommer statt. Entsprechend wurden die im Hinblick auf das Versauerungsgeschehen pessimalen Zustände nur unzureichend erfasst.

Für den Berichtszeitraum 2005 und 2006 indiziert das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) durchgängig episodisch schwach saure Bedingungen der Säurezustandsklasse 2.

Die Gesamtartenzahl je Probe und die Diversität der Plecoptera steigen zwischen 1983 und 1996/1997 deutlich an. Seither zeigt sich eine Stagnation mit saisonal bedingten bzw. abflussabhängigen Schwankungen.

Auch die Verteilung der Versauerungsindikatoren ändert sich ab 1996 nur geringfügig. Der Hendrikson-Index steigt bis 1996 auf einen Indexwert von 6 und fällt dann auf 3 ab. Der Versauerungsindex sowie der Säurezustand verschlechtern sich zusätzlich im Jahr 2001. Stark säureresistente Organismen (VZ 5) erreichen Anteile an den Individuenzahlen von mehr als 50 %. Der negative Trend bis 2001 ging mit einem Anstieg der Nitrat-Konzentrationen und einer Erniedrigung des pH-Wertes einher. Beide Parameter zeigen ab 2001 eine Verbesserung (BLFU, 2005), die in den Daten des Makrozoobenthos jedoch momentan nur ansatzweise zu erkennen ist (Abbildungen 98 - 102).

Zusammenfassend indizieren die Makrozoobenthosdaten für den Hinteren Schachtenbach deutlich wirksame Säurebelastungen mit leicht abnehmender Tendenz.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

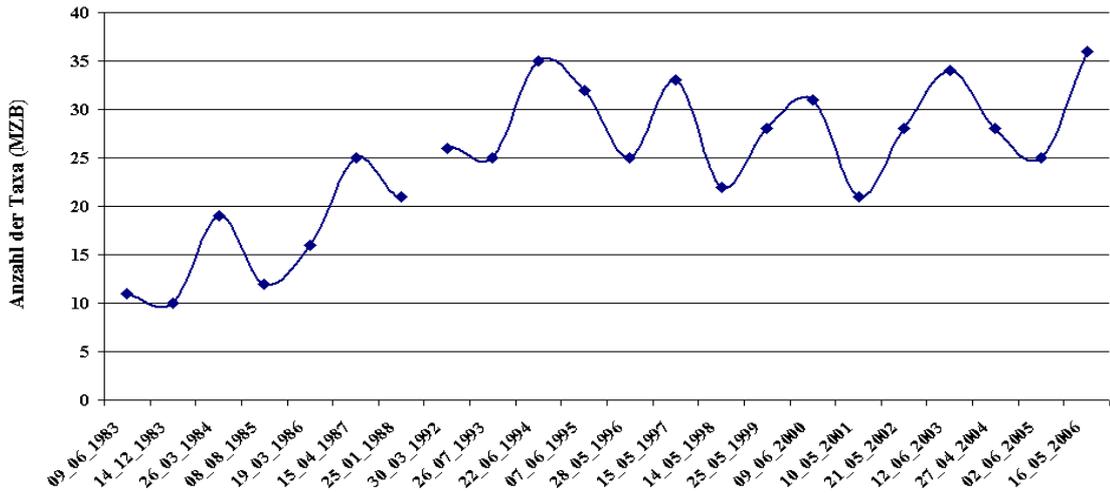


Abbildung 98: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

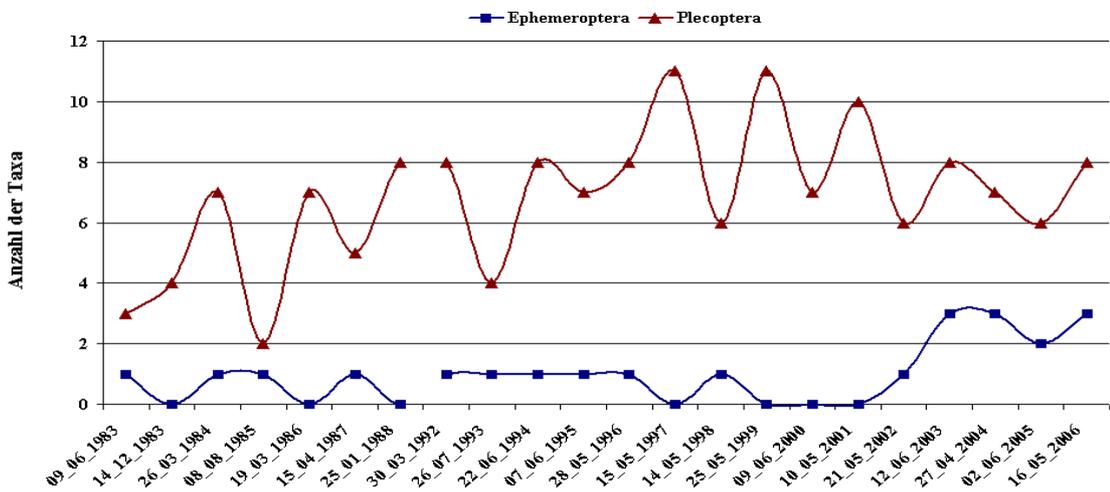


Abbildung 99: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

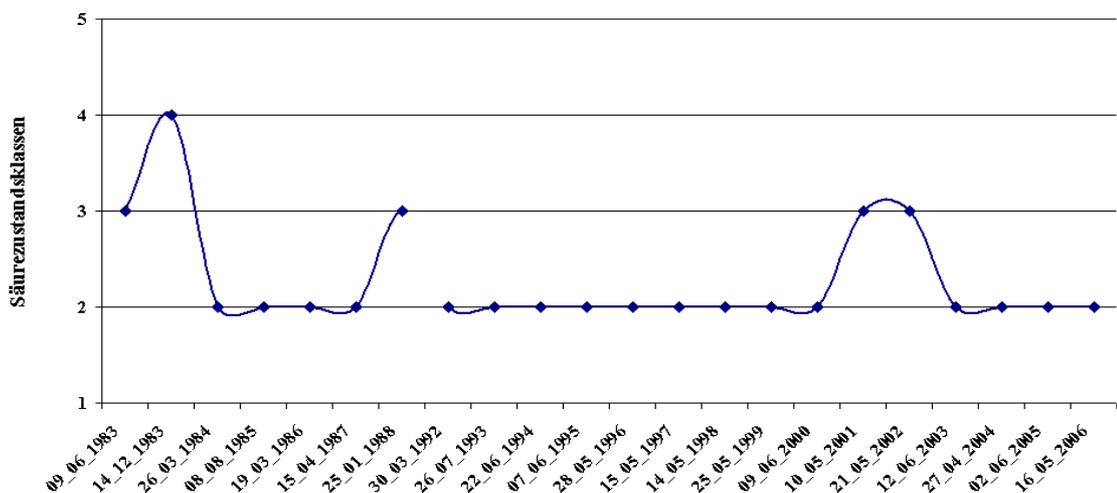


Abbildung 100: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

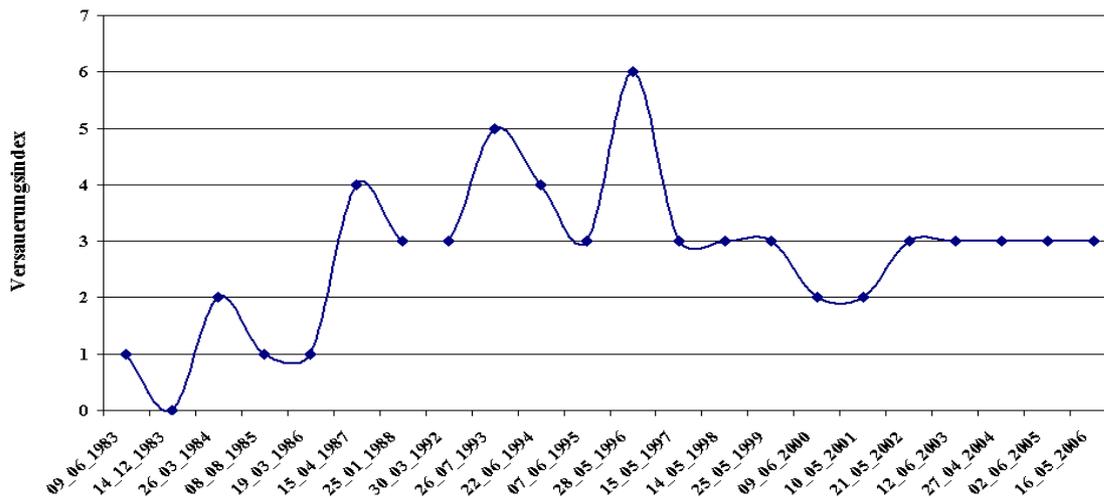


Abbildung 101: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

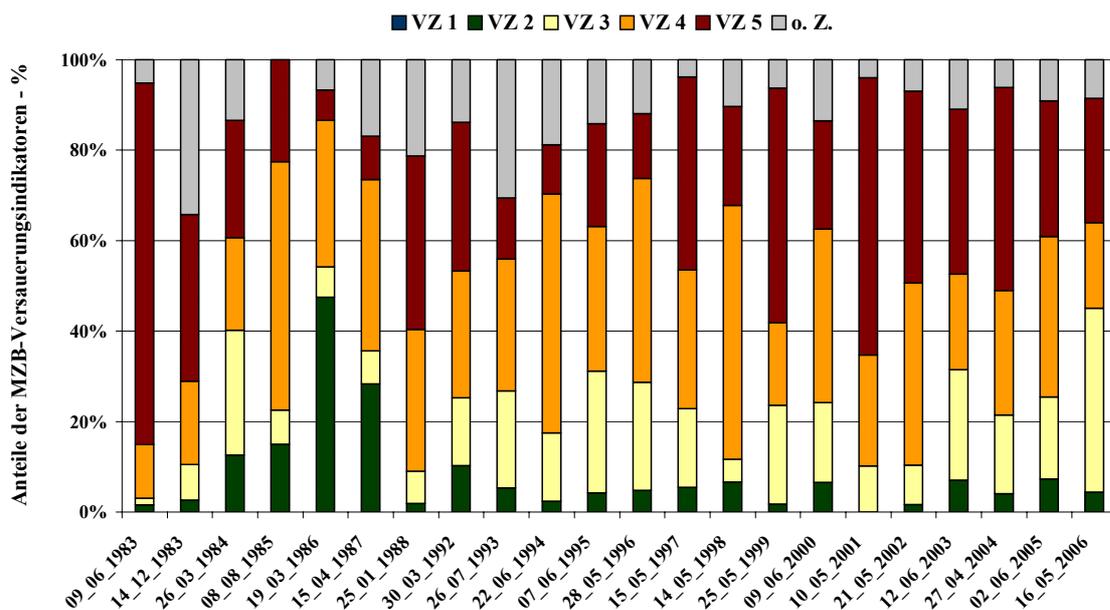


Abbildung 102: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Hinteren Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

3.9.2.3 Diatomeen

Die Diatomeen des Hinteren Schachtenbachs wurden 1994, 1999 und 2004 mehrmals pro Jahr erfasst. Für die Jahre 2005 und 2006 liegen keine Daten vor.

Der Säurestatus des Gewässers auf der Basis der Diatomeen wird in der Regel deutlich schlechter bewertet als auf der Basis des Makrozoobenthos. Allerdings werden auch für den Hinteren Schachtenbach deutlich wirksame huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet angezeigt. Die Anteile acidobionter Diatomeen sind im Vergleich zu den früheren Terminen im Jahr 2004 deutlich rückläufig. Gleichzeitig ist ein Anstieg bei den circumneutralen Arten zu verzeichnen. Diese deutlichen Veränderungen in der Gesellschaftszusammensetzung lassen auf eine rückläufige Säurebelastung des Gewässers schließen.

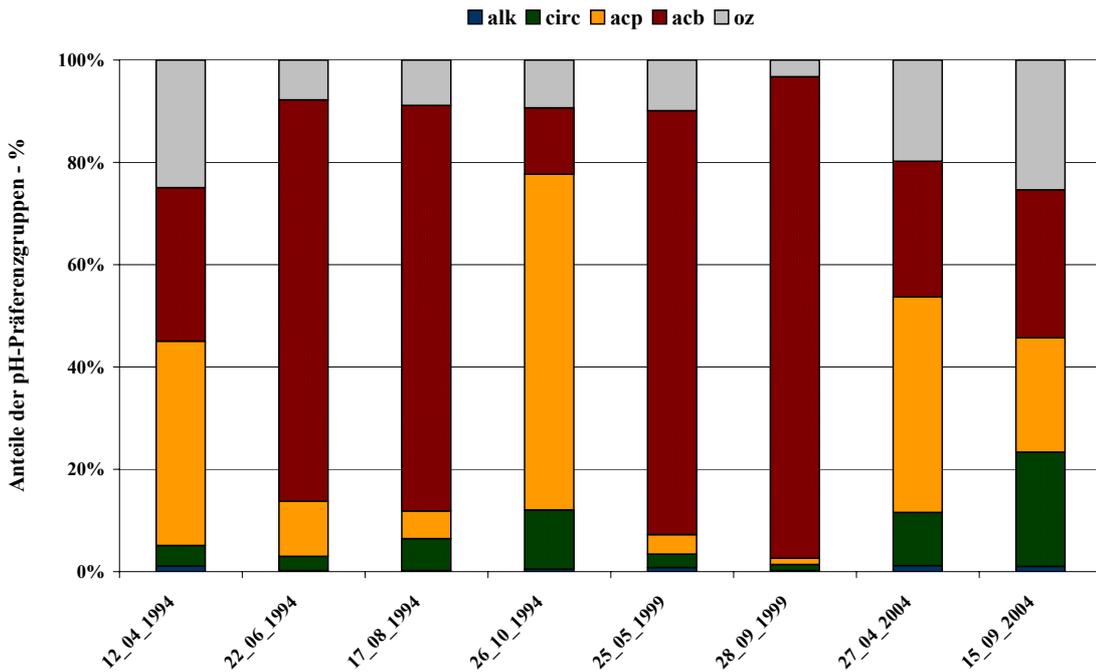


Abbildung 103: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Hinteren Schachtenbach

Tabelle 18: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Hinteren Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungs-terminen

	1994				1999		2004	
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept
Hinterer Schachtenbach	3*H	4*H	4*H	3*H	4	4	3*H	3*H

3.9.3 Vorderer Schachtenbach im Bayerischen Wald

3.9.3.1 Chemie

Wie am Seebach und Hinteren Schachtenbach kann auch am Vorderen Schachtenbach seit 2000 ein zum Teil deutlicher Rückgang der Minima der pH-Werte (Abbildung 104) festgestellt werden.

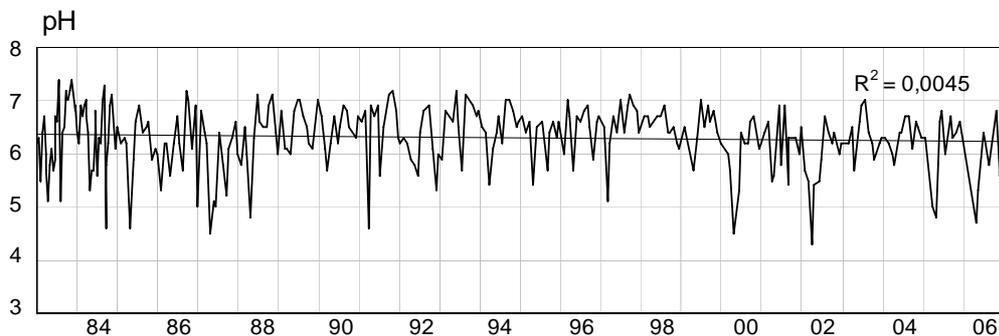


Abbildung 104: Vorderer Schachtenbach: pH-Konzentrationen

Der Trend der Sulfatkonzentration (Abbildung 105) ist leicht abfallend, die Schwankungen nehmen wie beim Seebach und Hinteren Schachtenbach ebenfalls deutlich ab. Eine Auswirkung des Borkenkäferbefalls auf die Vegetation kann mittels des Sulfats nicht erkannt werden.

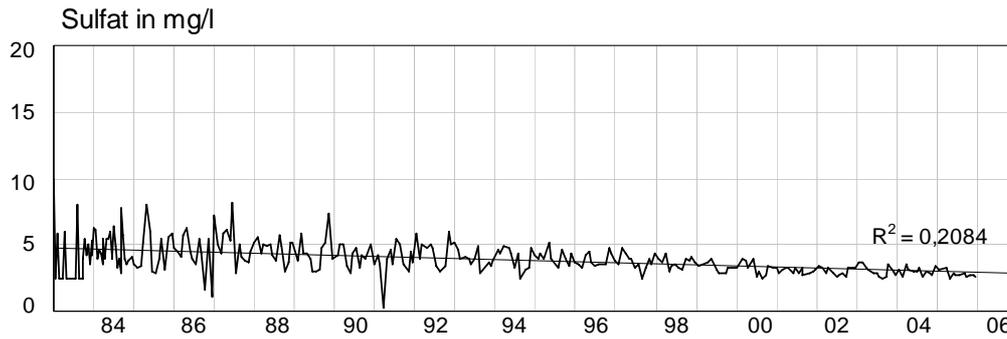


Abbildung 105: Vorderer Schachtenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Beim Nitrat (Abbildung 106) ist seit 1997 ein Anstieg der Konzentration zu verzeichnen. Dieser ist das Resultat des seit 1997 um sich greifenden Borkenkäferbefalls (siehe oben). Die Maximalwerte wurden 2002 erreicht, seitdem scheint sich die Vegetation wieder zu stabilisieren, was sich durch einen erneuten Rückgang der Nitratkonzentrationen manifestiert.

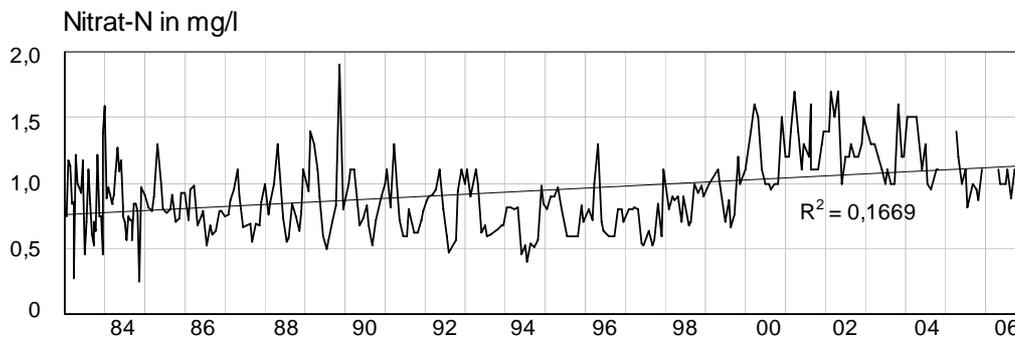


Abbildung 106: Vorderer Schachtenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.3.2 Makrozoobenthos

Für das Makrozoobenthos des Vorderen Schachtenbachs liegen Daten für den Zeitraum zwischen 193 und 2006 vor. Es wurde überwiegend der Sommeraspekt erfasst. Aktuell wird das Gewässer nach BRAUKMANN & BISS (2004) als episodisch schwach sauer klassifiziert.

Das Makrozoobenthos des Vorderen Schachtenbachs entwickelte sich zwischen 1983 und 1994 deutlich positiv, was sich insbesondere in steigenden Artenzahlen ausdrückt. Seit 1994 wurden in allen weiteren Untersuchungen eine artenreiche Zoozönose mit jeweils 35 bis 40 Taxa je Probe nachgewiesen. Auch die Bewertung nach BRAUKMANN & BISS (2004) indiziert konstant neutrale bis episodisch schwach saure Zustände der Klasse 2.

Der Hendrikson-Index zeichnet die oben beschriebene Entwicklung ebenfalls nach, liegt aber aktuell noch immer bei einem Wert von 6, was auf wirksame Versauerungseinflüsse schließen lässt. Die Ephemeroptera treten seit 1992 stetig mit mindestens 2 Taxa auf.

1998 wurden erstmals im Beobachtungszeitraum säureempfindliche Organismen (VZ 1) nachgewiesen. Ab dem Jahr 2001 treten diese regelmäßig in geringer Individuenanzahl im Vorderen Schachtenbach auf.

Die in den Vorläuferberichten beschriebene positive Entwicklung (BLFU, 2005) setzte sich auch im Berichtszeitraum der Jahre 2005 und 2006 fort (Abbildungen 107 - 111).

Aufgrund der überwiegend im Sommer und Spätfrühjahr durchgeführten Beprobungen ist jedoch davon auszugehen, dass die pessimalen Bedingungen nur unzureichend erfasst wurden und die Bewertung tendenziell zu optimistisch ausfällt.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

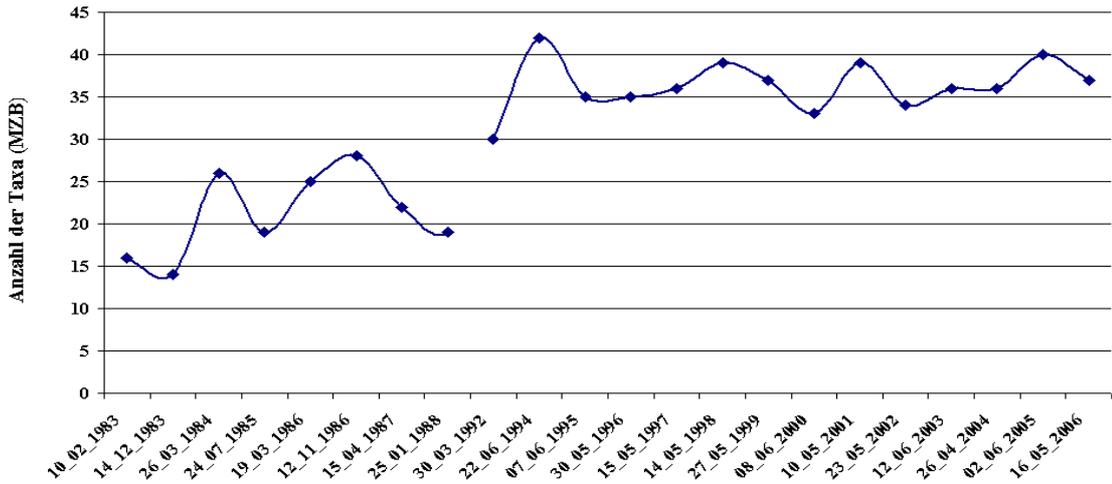


Abbildung 107: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

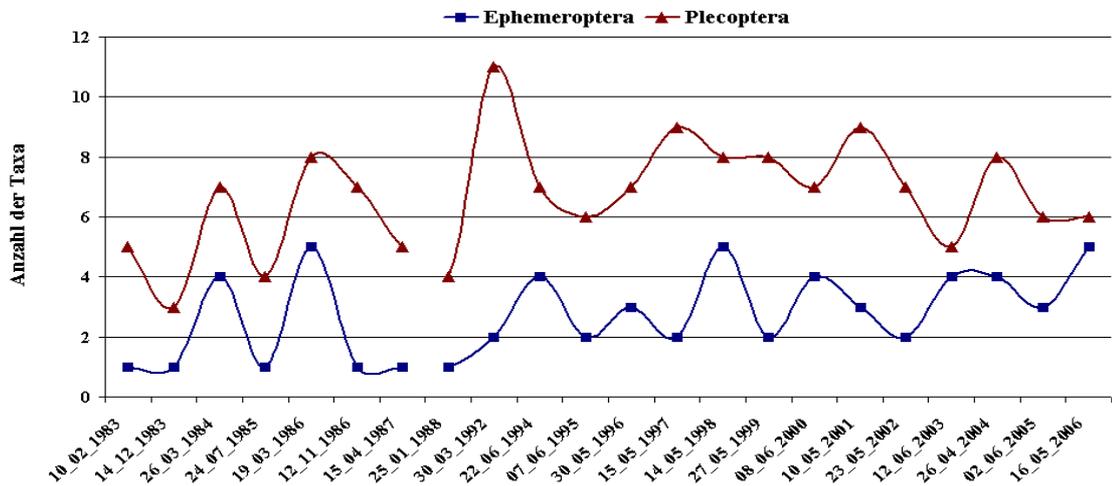


Abbildung 108: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

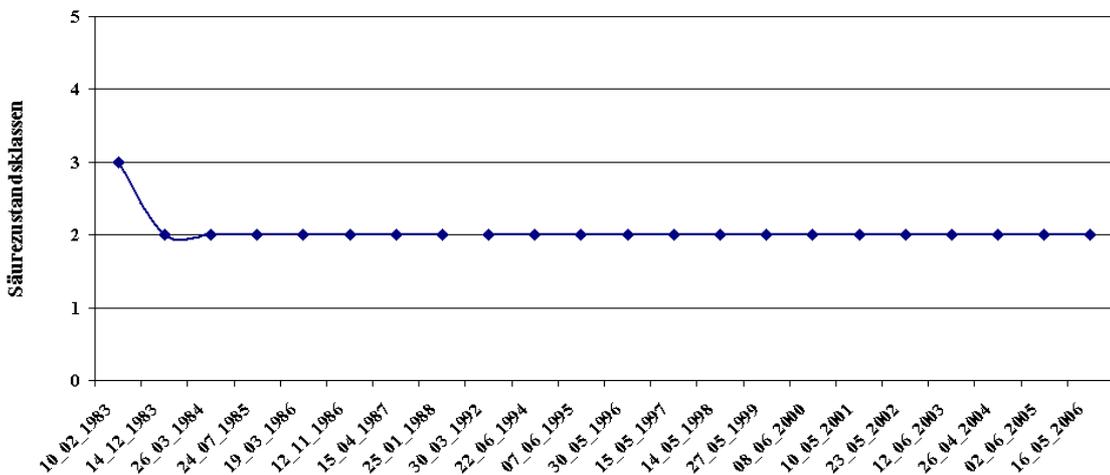


Abbildung 109: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

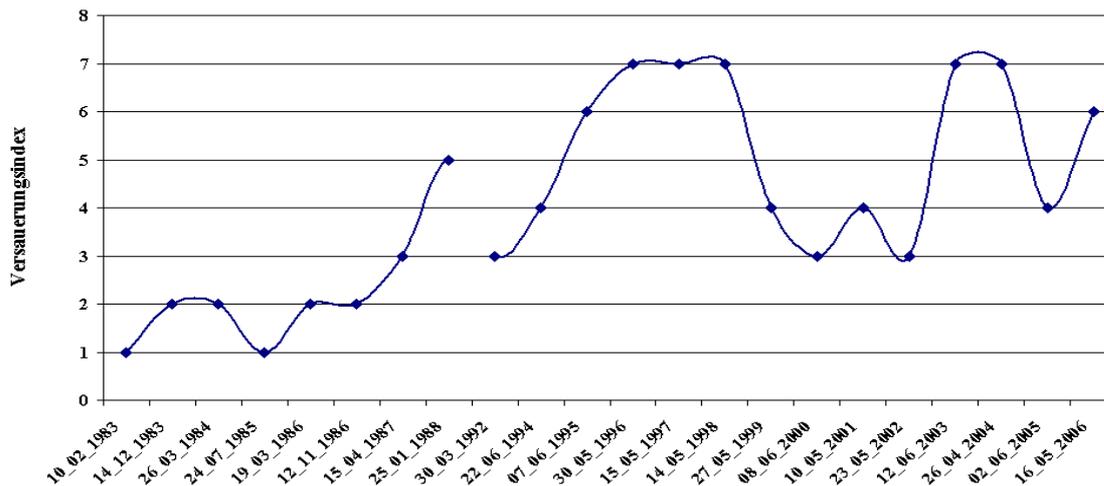


Abbildung 110: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

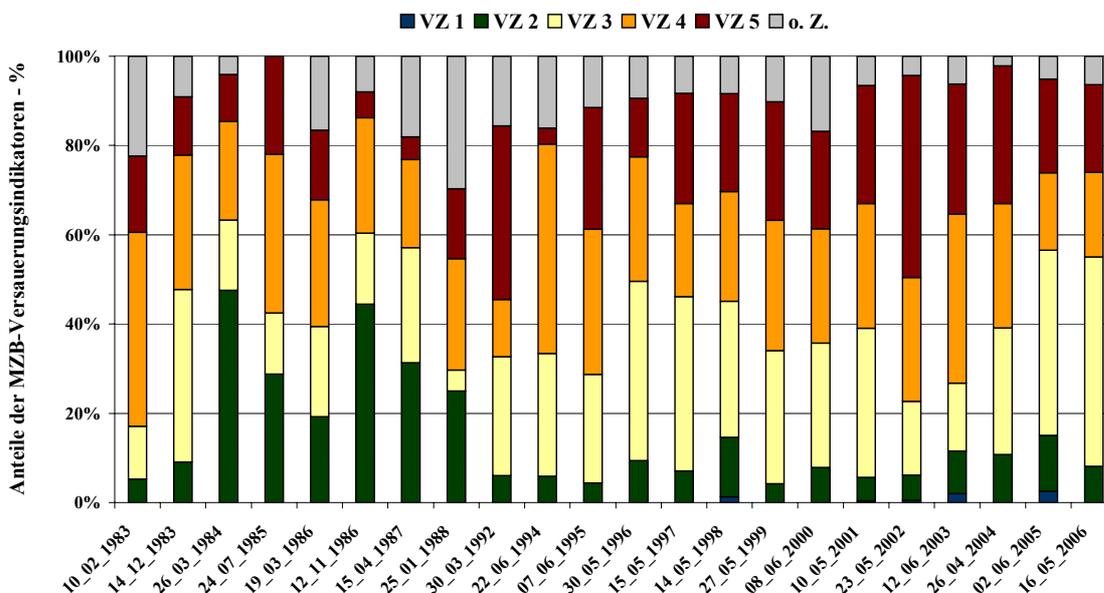


Abbildung 111: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Vorderen Schachtenbach über den Untersuchungszeitraum

3.9.3.3 Diatomeen

Daten aus Diatomeenanalysen liegen für die Jahre 1994, 1999 und 2004 vor. In den Proben tritt die centrische Kieselalge *Cyclotella melosiroides* teilweise in sehr großer Häufigkeit auf. Für diese Art sind in der Literatur keine gesicherten Angaben hinsichtlich ihrer Säurepräferenz bekannt. Entsprechend werden in den Auswertungen zu den relativen Anteilen der pH-Präferenzgruppen mitunter nur relativ geringe Gruppenzugehörigkeiten bezüglich der Säurepräferenz ausgewiesen (Abbildung 112).

Daneben zeichnen sich die Herbstproben generell durch erhöhte Anteile circumneutraler Arten aus. Dieses spiegelt sich auch in den Bewertungen des Säurezustandes nach CORING (1999) wieder. Im Herbst 2004 wurde der Vordere Schachtenbach als akut versauerungsgefährdet (Klasse 1b) (Tabelle 19) bewertet. Der Anteil circumneutraler Taxa lag bei nahezu 80 %, acidophile und acidobionte Arten traten nur in geringer Häufigkeit auf. Gegenüber den Analysen aus den Jahren

1994 und 1999 ist aus den Daten des Jahres 2004 eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation abzuleiten.

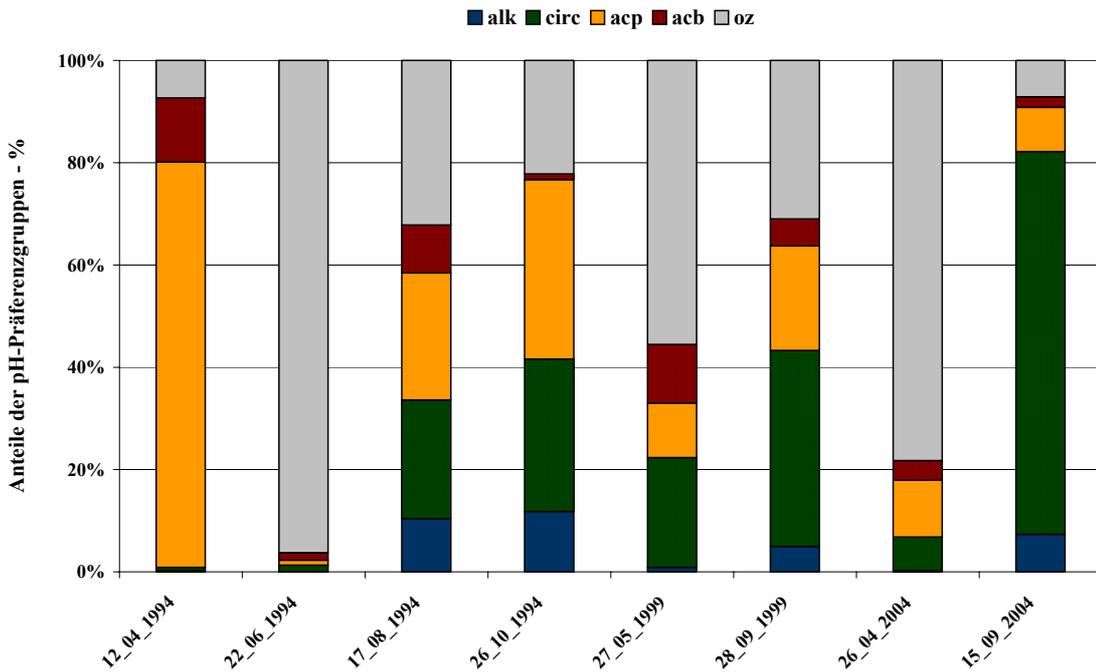


Abbildung 112: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Vorderen Schachtenbach

Tabelle 19: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Vorderen Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungs-terminen

	1994				1999		2004	
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept
Vorderer Schachtenbach	3*H	1b	2*H	1b*H	2*H	2*H	2*H	1b*H

3.9.4 Große Ohe im Bayerischen Wald

3.9.4.1 Chemie

Die Große Ohe war Gegenstand intensiver Untersuchungen mit teilweise mehreren Probenahmen pro Tag. Dies ermöglichte es, für die pH-Werte (Abbildung 113) sowohl Monatsminima als auch Monatsmaxima anzugeben. Die Minimum- und Maximum-Kurven des pH-Werts nähern sich auf hohem Niveau an, was auf eine Verbesserung der Situation hindeutet. Allerdings wird seit 1998 der pH-Wert 5 wieder mehrmals erreicht bzw. unterschritten.

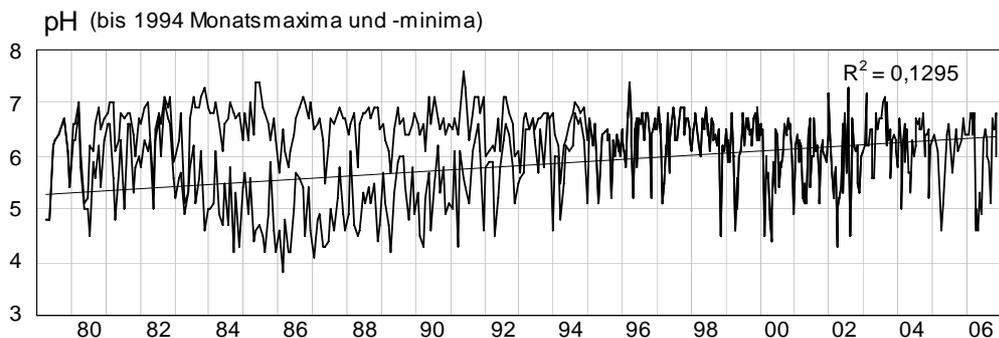


Abbildung 113: Große Ohe: pH-Konzentrationen

Wie zu erwarten, ist der Trend der Sulfatkonzentrationen (Abbildung 114) ähnlich denen von Seebach, Hinterem und Vorderem Schachtenbach. Der Rückgang der Sulfatkonzentrationen ist signifikant, die Schwankungen nehmen ab.

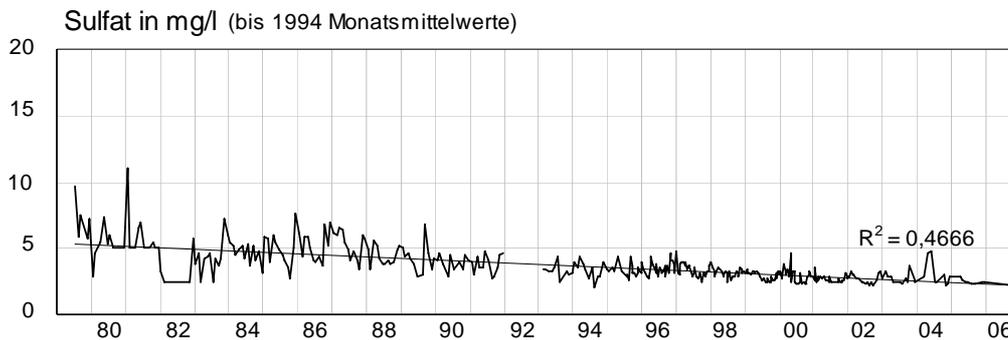


Abbildung 114: Große Ohe: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 115) steigen seit 1997 leicht an. Ein Umstand, der auch bei den drei anderen Gewässern dieses Einzugsgebietes festzustellen ist. Wie schon erwähnt, ist dies das Ergebnis des seit 1997 stark zunehmenden Borkenkäferbefalls und verstärkter Auswaschung des Nitrats. Diese verringert sich seit ca. 2001, was auf eine Stabilisierung der Vegetation hindeutet.

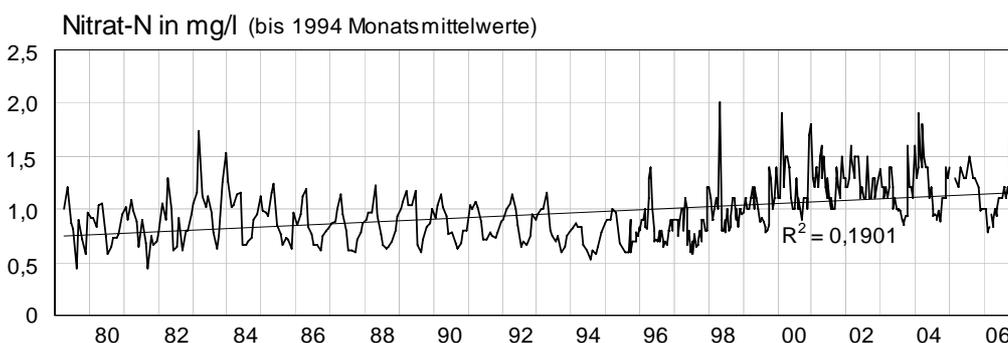


Abbildung 115: Große Ohe: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.4.2 Makrozoobenthos

Für die Große Ohe liegt ein nahezu durchgängiger Datensatz für den Zeitraum 1993 bis 2006 vor. Die Mehrzahl der Beprobungen wurde dabei im Spätfrühjahr und im Sommer durchgeführt. Sowohl die Artenanzahl je Probe, die bei der letzten Probennahme bei 50 Taxa lag (Maximum in der gesamten Beprobungszeit), als auch die Anzahl der EPT-Taxa weisen auf eine anhaltend positive Entwicklung des Makrozoobenthos in der Großen Ohe hin. Die Zoozönose ist als artenreich und divers zu bezeichnen, wenngleich säuresensible Arten in Bezug auf die Individuenzahlen unterrepräsentiert sind. Der Säurestatus nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) lag im Berichtszeitraum 2005/06 im Bereich der Zustandsklasse 2, episodisch schwach sauer.

Schwächere Einstufungen wurden lediglich in den Jahren vor 1996 erreicht. Auch für die prozentualen Anteile der verschiedenen Versauerungsindikatoren sind keine deutlichen Veränderungen über diesen Zeitraum erkennbar. Mäßig säureempfindliche Organismen erreichen über den gesamten Erfassungszeitraum einen Anteil bis maximal 20 %, säureempfindliche Organismen treten im Jahr 2003 einmalig zu einem äußerst geringen Anteil auf (Abbildungen 116 - 120).

Der Hendrikson-Index zeigt über den Beobachtungszeitraum ebenfalls nur eine leicht positive Tendenz. Für den Berichtszeitraum schwanken die Werte zwischen 3 und 6 und indizieren damit noch immer wirksame Beeinträchtigungen durch das Versauerungsgeschehen. Zusammenfassend muss für die Große Ohe daher eine prinzipiell positive Entwicklung der Zoozönose angenommen werden. Allerdings werden die pessimalen Bedingungen aufgrund der überwiegend sommerlichen Beprobungen nicht ausreichend berücksichtigt. Aus Sicht der Bearbeiter

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

besteht die Gefahr von stärkeren versauerungsbedingten Schädigungen an der Großen Ohe daher weiter fort.

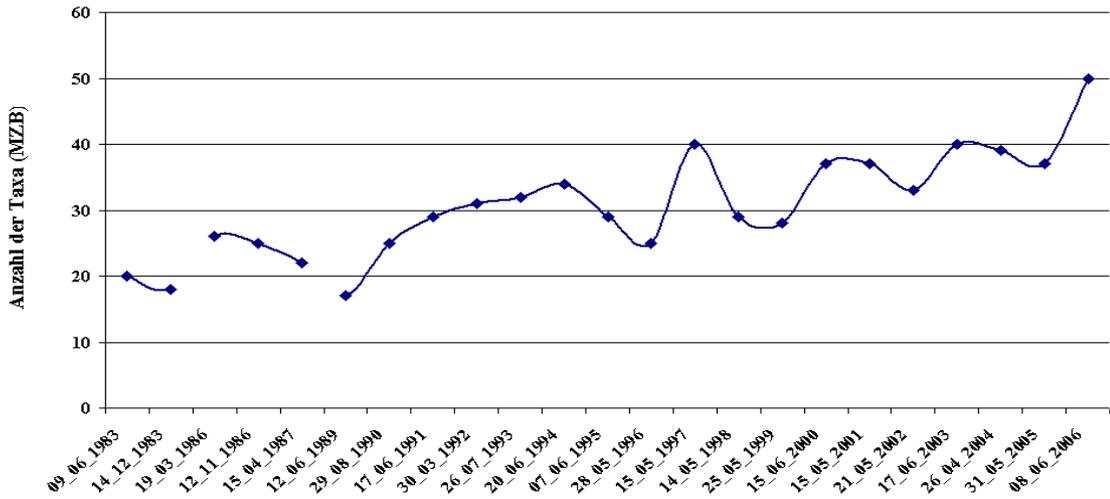


Abbildung 116: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum

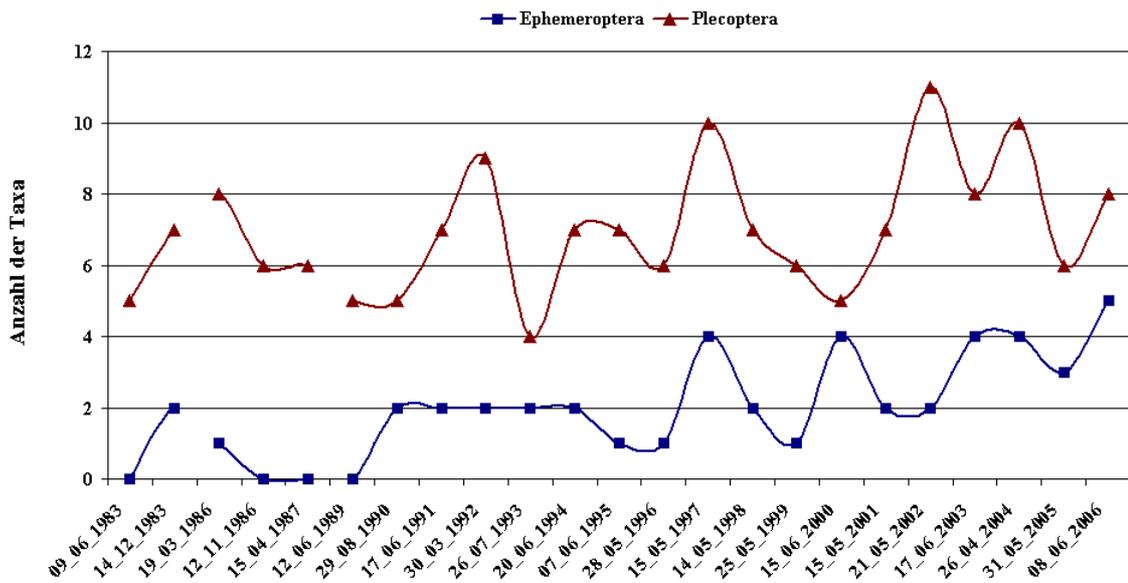


Abbildung 117: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

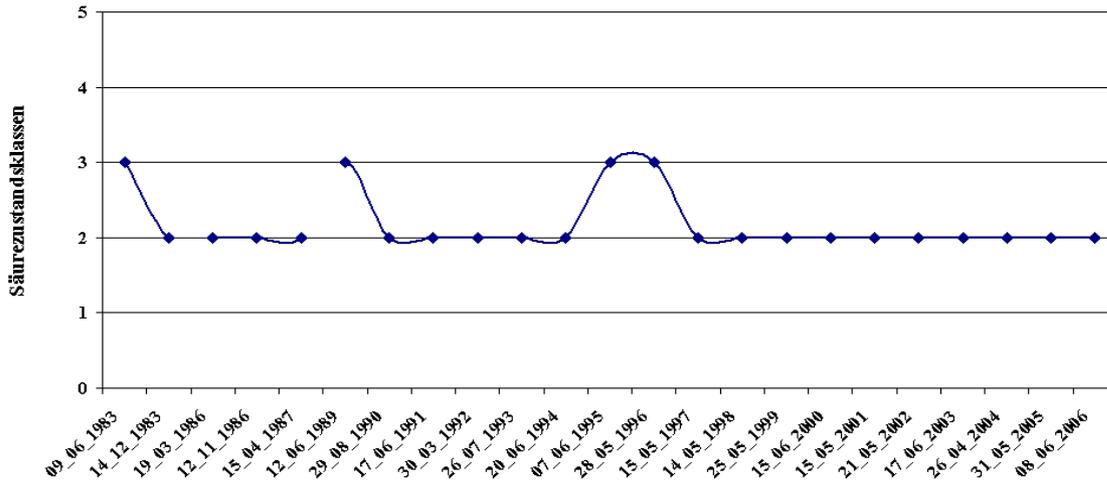


Abbildung 118: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum

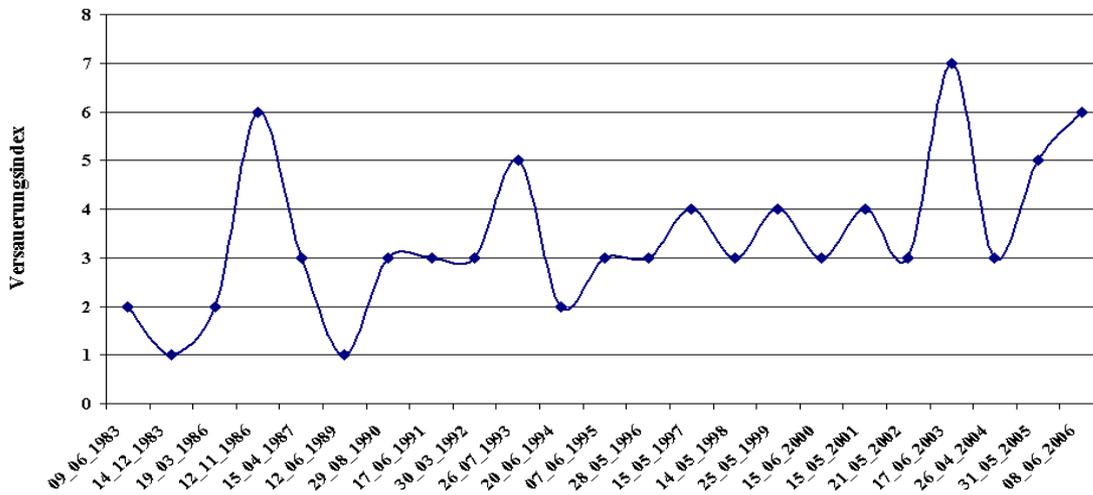


Abbildung 119: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum

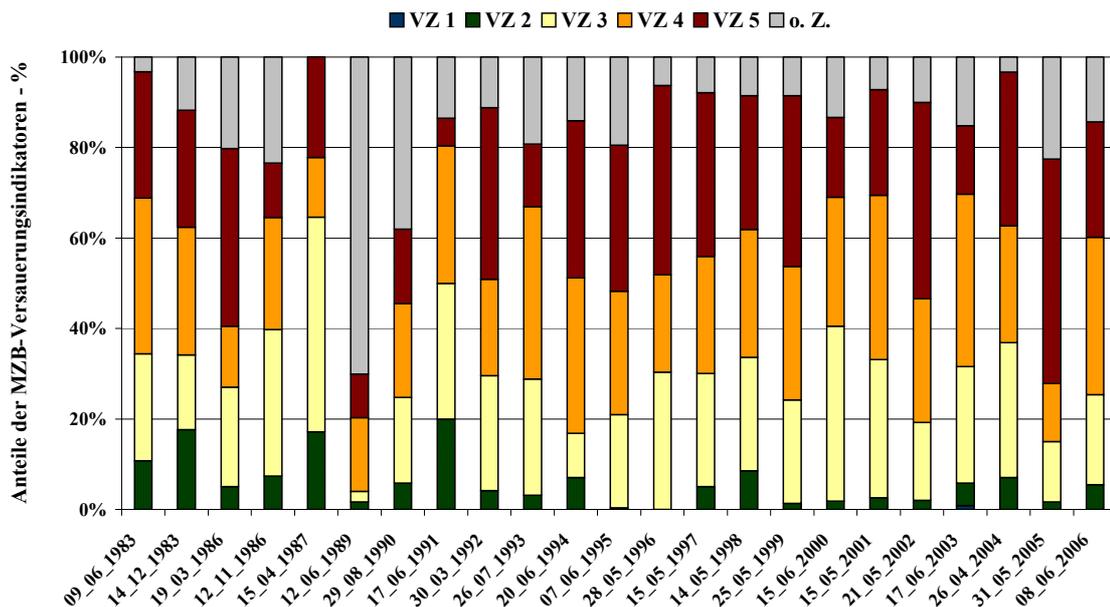


Abbildung 120: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Ohe über den Untersuchungszeitraum

3.9.4.3 Diatomeen

Aus den zur Verfügung stehenden Daten aus der Untersuchung der Diatomeenflora für die Jahre 1994, 1999 und 2004 lässt sich trotz gegebener saisonaler Schwankungen eine schwache Verbesserung der Versauerungssituation ableiten. Tendenziell ist ein Rückgang acidobionter Arten zumindest in den Sommer und Herbstproben zu verzeichnen (Abbildung 121).

Die Klassifikation des Säurezustandes nach CORING (1999) führt für die Frühjahrsproben der verschiedenen Untersuchungsjahre durchgängig in die Klasse 3, kritisch sauer (Tabelle 20). Dagegen werden in den Sommermonaten jeweils episodisch schwach saure Zustände indiziert. Weiterhin deuten die durchgängig erhöhten Anteile diverser acidophiler Diatomeenarten auf bestehende huminsaurer Einflüsse im Einzugsgebiet hin. In welchem Maße diese die anthropogen verursachten Versauerungen überlagern, lässt sich aus den Daten nicht eindeutig ableiten.

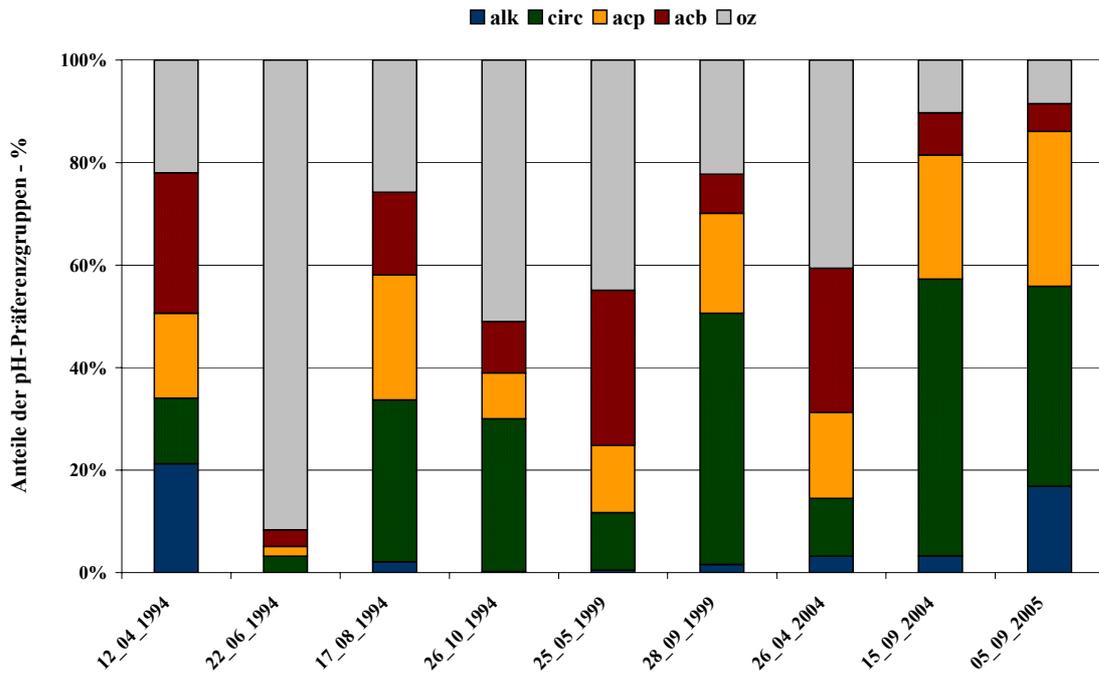


Abbildung 121: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Großen Ohe

Tabelle 20: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Ohe an den bisherigen Untersuchungsterminen

	1994				1999		2004		2005
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept	Sept
Große Ohe	3*H	1b*h	2*H	2*H	3*H	2*H	3*H	2*H	2*H

3.9.5 Rachelsee im Bayerischen Wald

3.9.5.1 Chemie

Am Rachelsee steigt der langjährige pH-Wert (Abbildung 122) in allen Tiefenstufen bis 1997 tendenziell leicht an. Von 1997 bis 2001 ist, bedingt durch die Auswirkungen des Borkenkäferbefalls der Nadelbäume, eine Verschlechterung der pH-Situation zu erkennen, seitdem scheint sich jedoch wieder eine leichte Erholung der pH-Situation einzustellen.

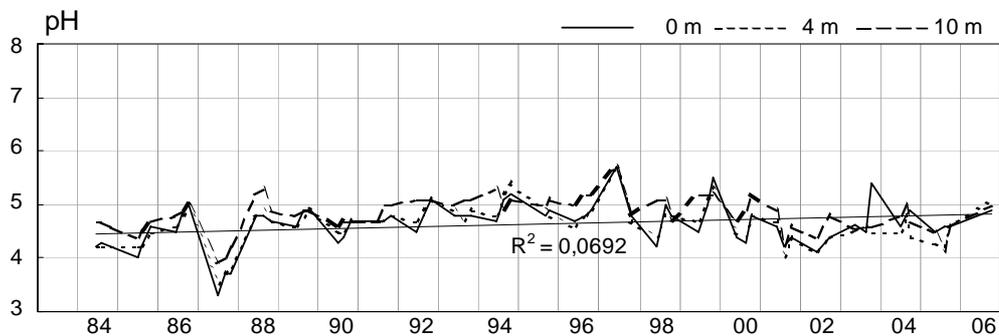


Abbildung 122: Rachelsee: pH-Konzentrationen

Bei den Sulfatkonzentrationen (Abbildung 123) ist in allen dargestellten Tiefenstufen ein deutlicher und signifikanter Rückgang zu verzeichnen. Auswirkungen des großflächigen Absterbens des Waldes auf die Sulfatkonzentrationen sind nicht vorhanden.

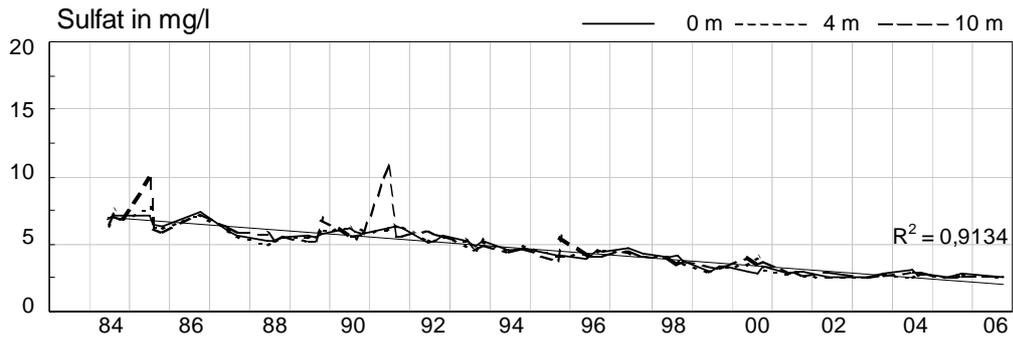


Abbildung 123: Rachelsee: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 124) steigen in allen Tiefenstufen von 1997 bis 2001 sehr stark an. Seitdem gehen die Konzentrationen wieder deutlich zurück. Dieser Trend kann - wenngleich deutlich weniger ausgeprägt - auch bei den anderen Gewässern im Bayerischen Wald beobachtet werden. Dies ist mit ziemlicher Sicherheit auf eine Veränderung der Vegetation zurückzuführen, wo nach dem großflächigen Absterben von Bäumen nun verstärkt Unterwuchs aufkommt und dieser das freiwerdende Nitrat aufnehmen kann.

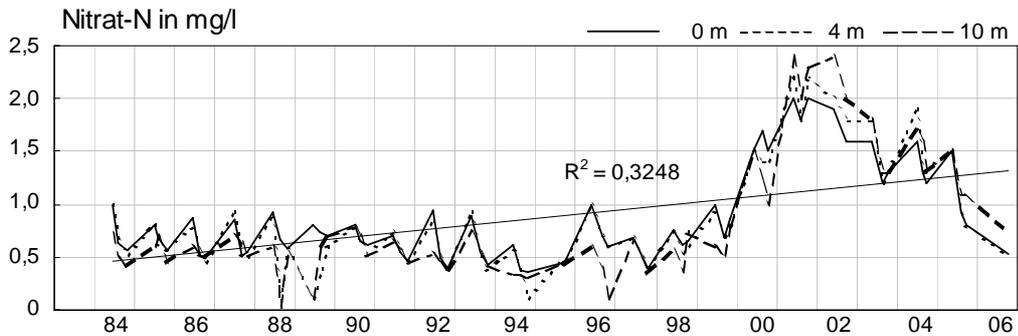


Abbildung 124: Rachelsee: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Interessant verlaufen auch die Ganglinien der Calciumkonzentrationen (Abbildung 125), die bis etwa 1998 leicht abfallen, anschließend jedoch deutlich ansteigen. Seit 2005 erfolgt ein erneuter, deutlicher Rückgang der Calciumkonzentrationen. Es ist zu vermuten, dass diese Auffälligkeiten auf das großflächige Absterben des Waldes mit dadurch verstärkter Erosion bedingt sind.

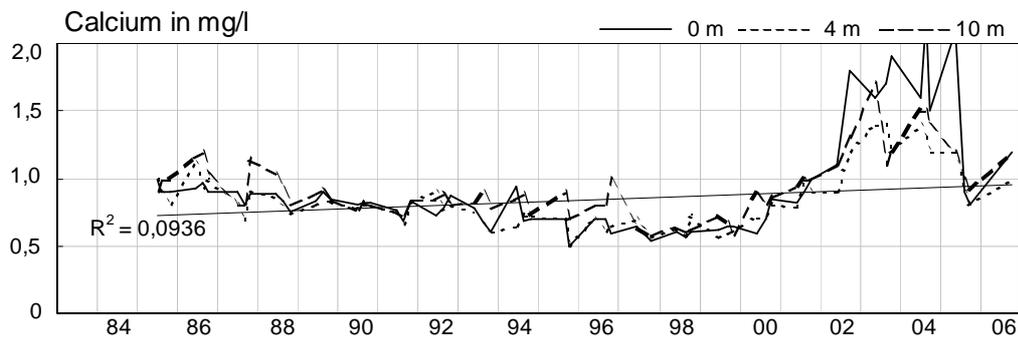


Abbildung 125: Rachelsee: Ca-Konzentrationen (mg/l)

Die Sauerstoffkonzentrationen (Abbildung 126) lassen leichte jahreszeitliche Schwankungen mit Maxima im Frühjahr und Minima im Sommer – Herbst erkennen, am stärksten ist der Rückgang während der Sommerstagnation in 10 m Tiefe.

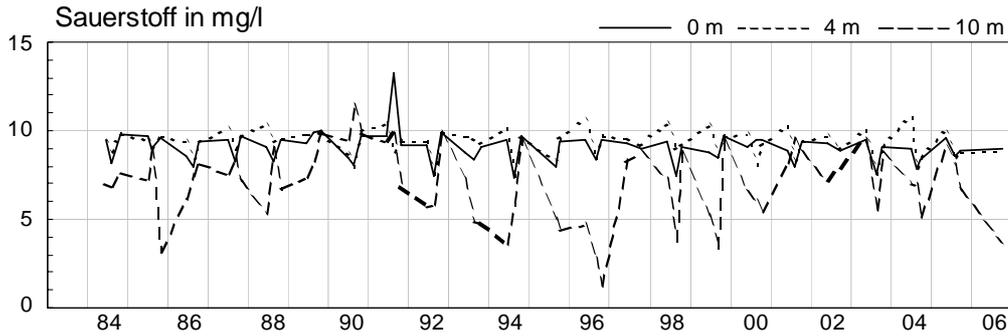


Abbildung 126: Rachelsee: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abbildung 127) sind insgesamt relativ gering, sie liegen oftmals unter der Nachweisgrenze. Für die Jahre 2005 und 2006 liegen keine Messwerte vor.

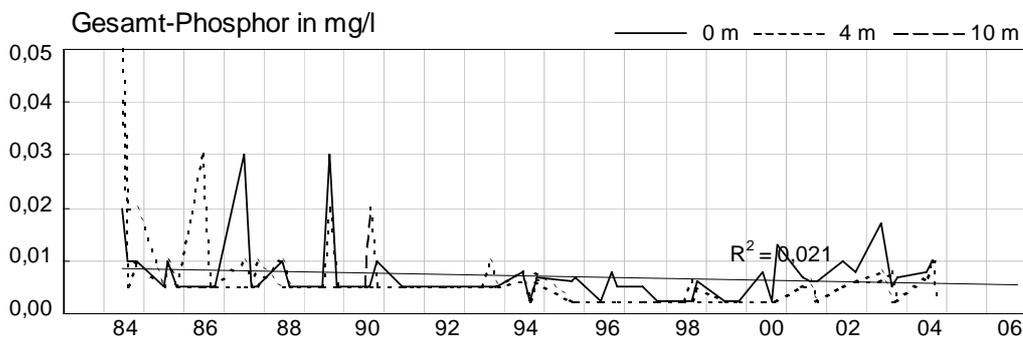


Abbildung 127: Rachelsee: Gesamt-PO₄-Konzentrationen (mg/l)

Ein eindeutiger Jahresgang ist bei den Ammoniumkonzentrationen (Abbildung 128) nicht zu erkennen, die sommerlichen Maxima treten jedoch ausschließlich in 10 m Tiefe auf.

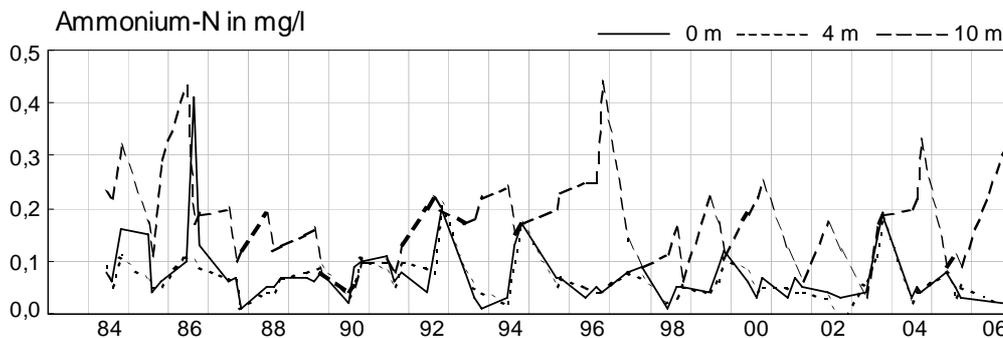


Abbildung 128: Rachelsee: NH₄-N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.6 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Markungsgraben (Abbildung 129) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen von 1989 bis einschließlich 2006 vor. Im Bereich der Bestandsdepositionsmessstelle Markungsgraben starb der Fichtenbestand im Laufe des Jahres 1997 vollständig ab. Nach Aussage von Herrn Moritz (Bayer. Landesamt für Umwelt) hatte die Lage der Depositionsmessstelle in der Folgezeit nahezu Freiflächencharakter, was sich in nahezu identischen Depositionswerten niederschlägt. Eine Sukzession hin zu einem Mischwald mit vorherrschender Buche wird derzeit beobachtet. Buchen stockten im alten Fichtenbestand im Unterstand. In der Strauchschicht ist eine massive Verjüngung mit Fichte und Buche dominierend, die aber (noch) keinen Einfluss auf die Depositionsmessung hat. Der Absterbeprozess ist repräsentativ für das Einzugsgebiet sowie die Flächen der Hoch- und oberen Hanglagen im Natio-

nalpark Bayerischer Wald, wo auf großer Fläche (insgesamt ca. 3500 ha) die Fichtenbestände nach Borkenkäferbefall abgestorben sind (mündliche Mitteilung von Herrn Moritz, Bayer. Landesamt für Umwelt).

Die Depositionen von Sulfat fallen im Bestand viel deutlicher ab als im Freiland. Die Nitratdepositionen nehmen im Bestand stark ab, im Freiland sind sie über die Jahre annähernd gleich. Die Depositionen von Ammonium sind im Bestand leicht ansteigend, wohingegen sie im Freiland leicht fallen. Insgesamt sind die beobachteten Trends der Bestandsmessstelle jedoch schwierig zu interpretieren, da sie vor allem durch das Absterben der Fichtenbestände bedingt sind, die zu einer Angleichung der Bestands- mit den Freilandmessstellen geführt hat. Der deutliche Rückgang der Sulfatdeposition kann in den Gewässern nicht in dem Ausmaß erkannt werden. Ganz gegensätzlich verhält es sich bei Nitrat, wo die Depositionen im Bestand zurückgehen, die Konzentrationen im Gewässer aber zwischen 1997 und 2005 einen deutlichen Anstieg mit anschließendem Rückgang aufweisen. Ein wesentlicher Grund hierfür ist in der Freisetzung von Nitrat durch das Absterben der Fichtenbestände aufgrund von verstärktem Borkenkäferbefall zu sehen. Hierbei kommt u.a. das verringerte Wasseraufnahmevermögen bzw. das geringere Retentionsvermögen des Ökosystems zum tragen (BOLTE et al. 2001).

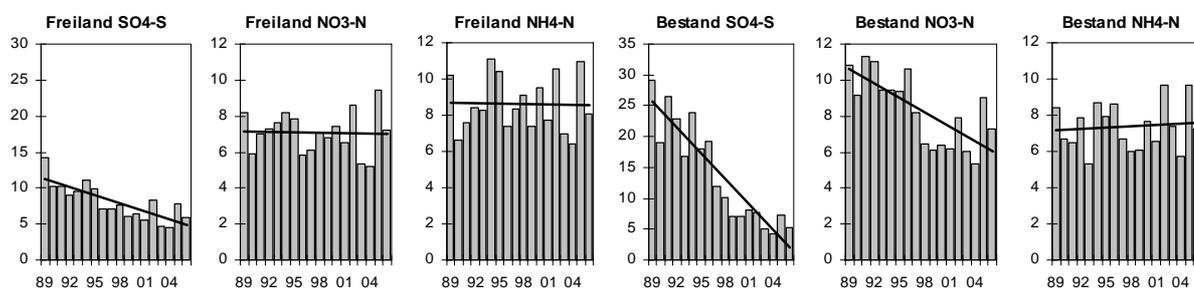


Abbildung 129: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Markungsgraben (kg/ha*a)

Die insgesamt zu beobachtende Erholung der Makrozoobenthoszönose in allen vier Fließgewässern im Bayerischen Wald kann durch die Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchungen bestätigt werden. Der statistisch zwar gesicherte, negative Trend des Nitrats ist das Resultat des flächenhaften Waldsterbens, dürfte sich aber in wenigen Jahren durch das erneute Aufkommen einer Waldvegetation in einen positiven Trend umkehren.

3.9.7 Waldnaab 2 im Oberpfälzer Wald

3.9.7.1 Chemie

Wegen der geringen Probenahmehäufigkeit sind Trenddarstellungen bei den chemischen Messwerten kritisch zu beurteilen. Da diese Probestelle nur zwei- bis dreimal jährlich untersucht wird, ist es schwierig, mittels des pH-Werts Aussagen hinsichtlich der Entwicklung der Versauerungssituation zu machen, denn es ist nicht sicher, dass mit der Frühjahrsbeprobung auch die minimalen pH-Werte der Schneeschmelze erfasst werden. An der Waldnaab 2 steigt der pH-Wert (Abbildung 130) tendenziell über die Jahre leicht an, die ebenfalls ansteigende ANC (Abbildung 131) scheint dies zu bestätigen. Beide Trends sind jedoch nicht signifikant. Interessant ist der pH-Wert und die ANC Ende 2002. Diese stellen noch Nachwirkungen des Sommerhochwassers dar (mündliche Mitteilung: Herr Dr. Bauer, Bayer. Landesamt für Umwelt).

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

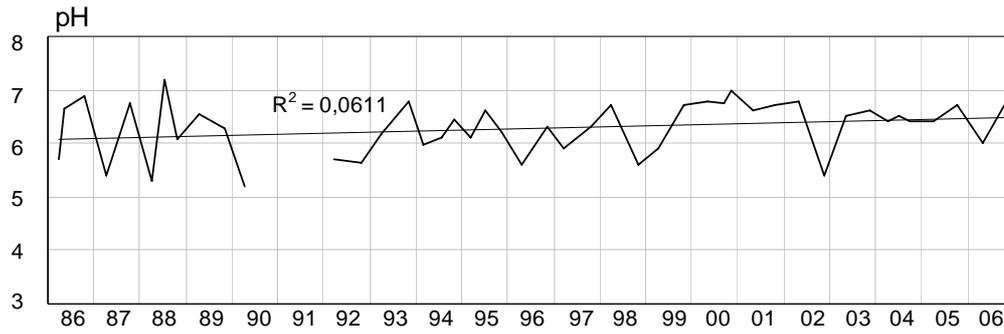


Abbildung 130: Waldnaab 2: pH-Konzentrationen

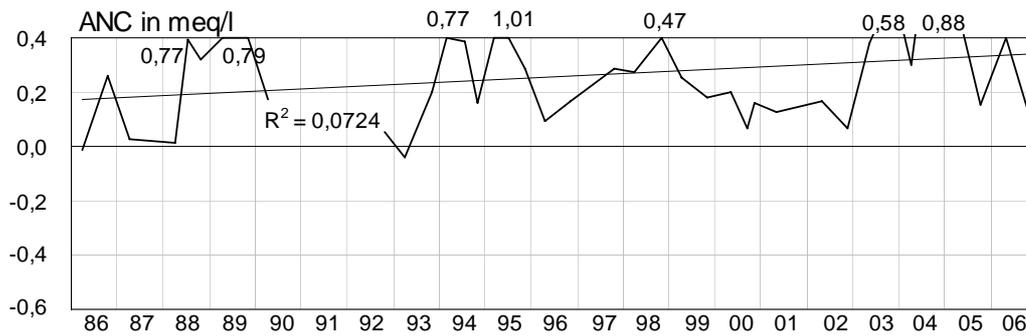


Abbildung 131: Waldnaab 2: ANC (meq/l)

Bei den Sulfatkonzentrationen (Abbildung 132) ist kein Trend erkennbar, die Nitratkonzentrationen (Abbildung 133) gehen über die Jahre leicht zurück, wobei die Trends nicht signifikant sind.

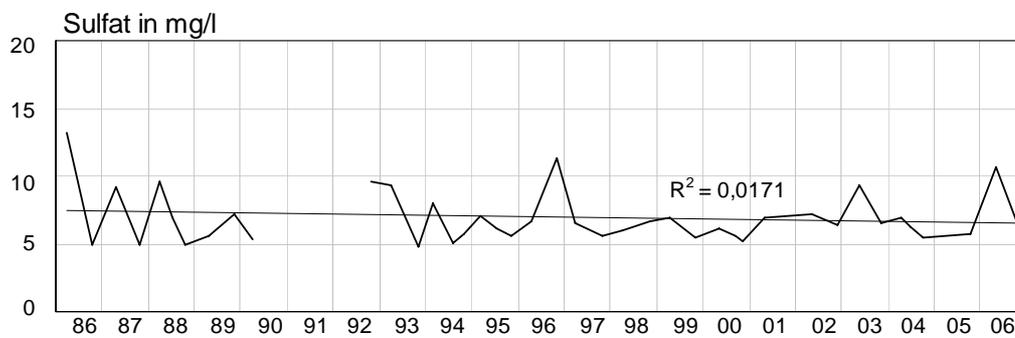


Abbildung 132: Waldnaab 2: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

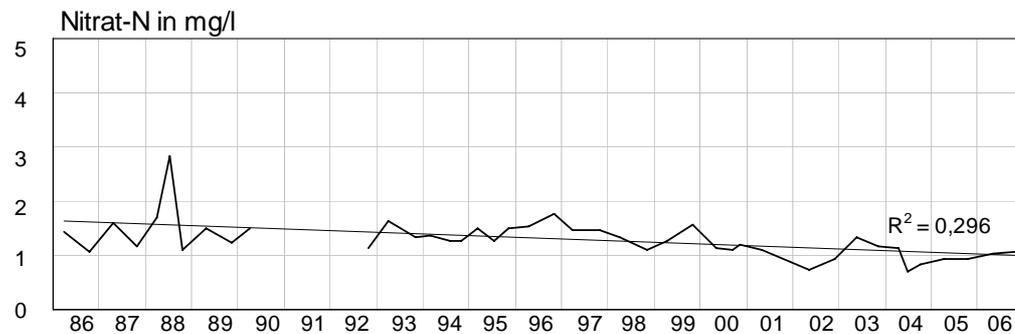


Abbildung 133: Waldnaab 2: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.7.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos der Waldnaab 2 wurde von 1989 bis 2006 mit einer Unterbrechung im Jahr 1991 jährlich untersucht.

Für die Berichtsjahre 2005 und 2006 indiziert das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) einen Säurezustand der Klasse 2 (vorwiegend neutral bis episodisch schwach sauer). Deutliche Veränderungen gegenüber den Vorjahren können nicht festgestellt werden.

Aufgrund der relativen Artenarmut sowie fehlender positiver Tendenzen erscheint diese Bewertung aus Sicht der Bearbeiter als etwas zu optimistisch. Säuresensible Formen treten in den Proben nur mit geringen Individuenzahlen auf und auch der Index nach HENDRIKSON & MEDIN (1989) erreicht nur Maximalwerte von 5. Im Berichtszeitraum wurde nur ein Indexwert von 2 erreicht, was auf deutliche Versauerungseinflüsse schließen lässt.

Zusammenfassend können für diesen Abschnitt der Waldnaab 2 keine positiven Entwicklungen aus den Daten abgeleitet werden. Vielmehr wird das Gewässer noch immer deutlich durch die Versauerungsproblematik beeinträchtigt (Abbildungen 134 - 138).

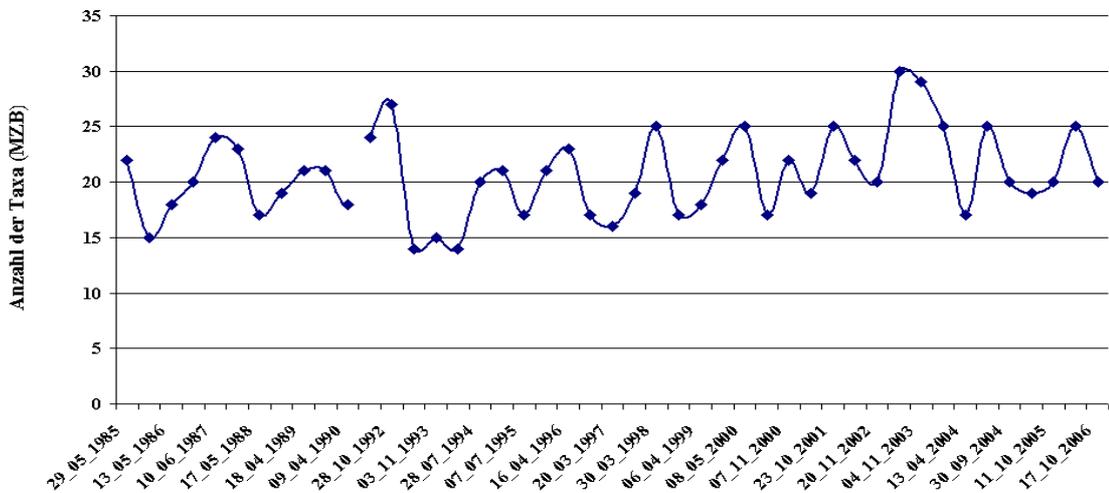


Abbildung 134: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum

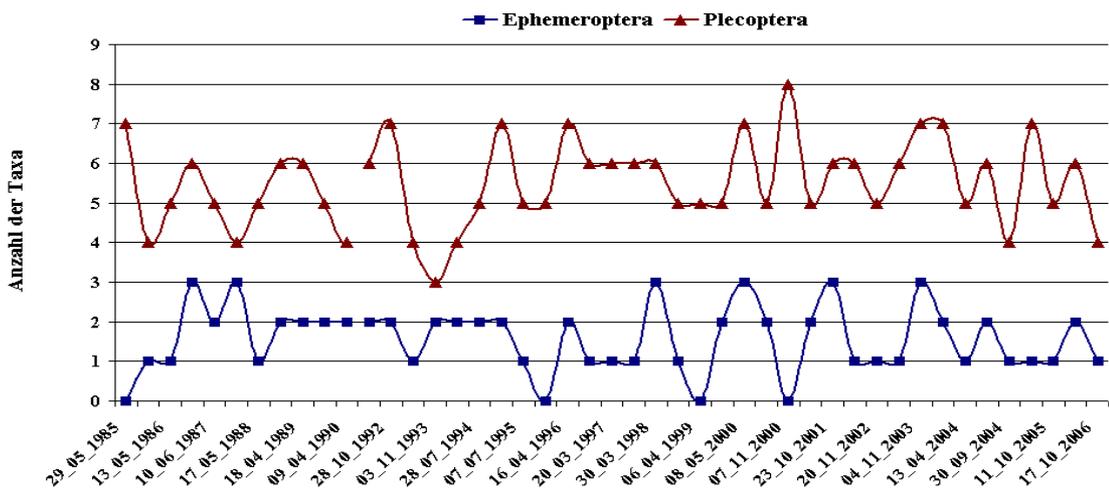


Abbildung 135: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

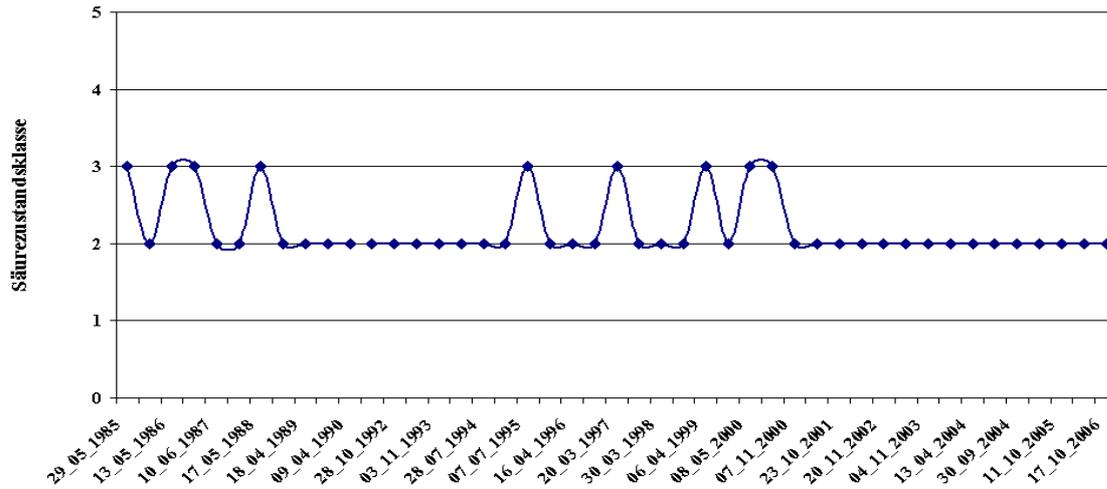


Abbildung 136: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS 2004 an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum

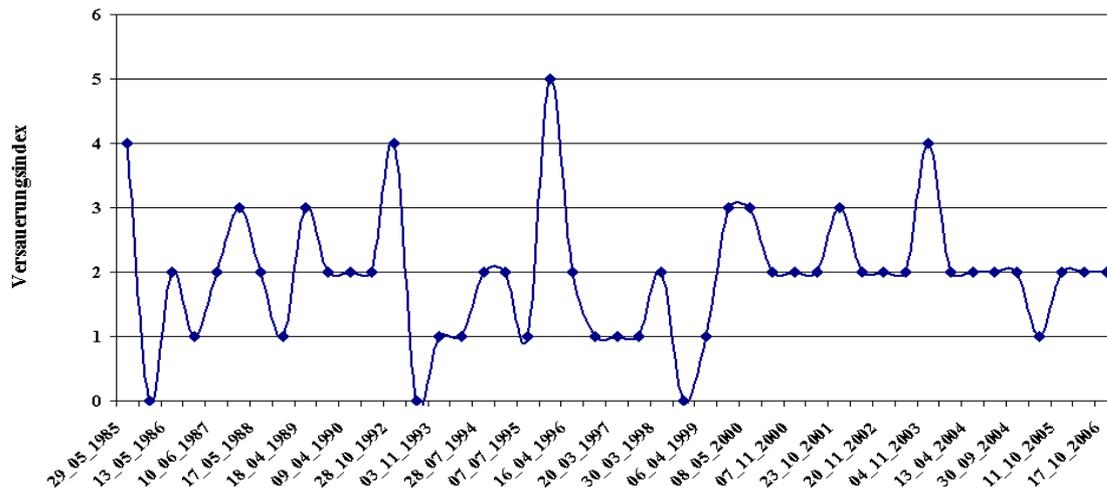


Abbildung 137: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum

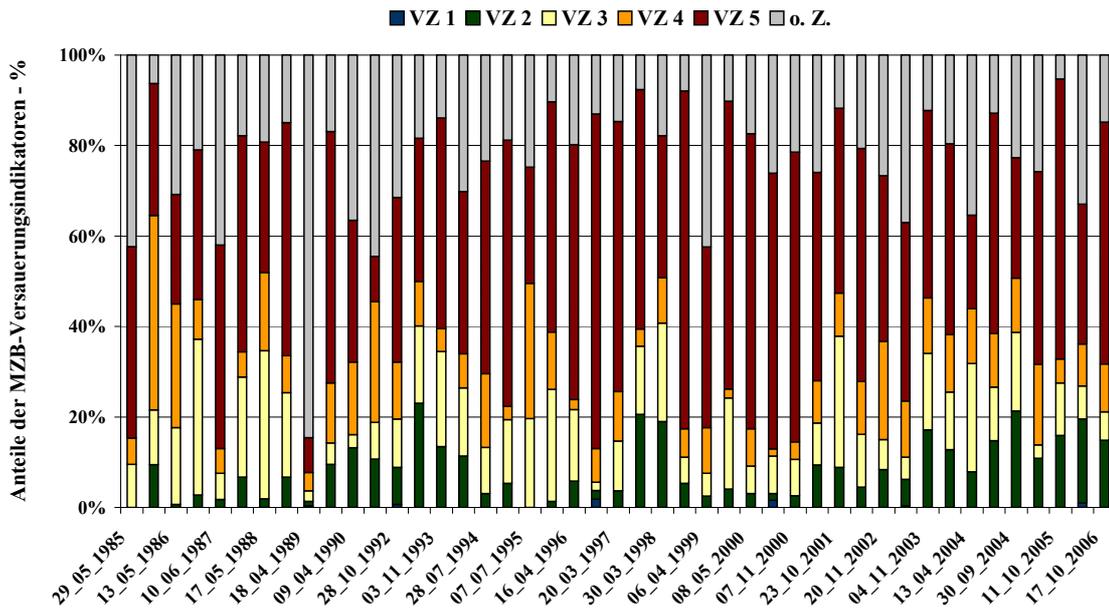


Abbildung 138: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Waldnaab 2 über den Untersuchungszeitraum

3.9.8 Waldnaab 8 im Oberpfälzer Wald

3.9.8.1 Chemie

Allgemein ist festzustellen, dass alle Parameter deutlich stärkere Schwankungen aufweisen als an der Probestelle Waldnaab 2. Da diese Probestelle ebenfalls nur zwei- bis dreimal jährlich untersucht wird, ist es schwierig, mittels des pH-Werts Aussagen hinsichtlich der Entwicklung der Versauerungssituation zu machen. An der Waldnaab 8 zeigen die Trends des pH-Werts (Abbildung 139) und der ANC (Abbildung 140) einen Anstieg an, wobei beide nicht signifikant sind. Insgesamt ist der pH-Wert niedriger als bei Waldnaab 2. Der auch hier Ende 2002 sehr niedrige pH-Wert ist durch das Sommerhochwasser bedingt (siehe oben).

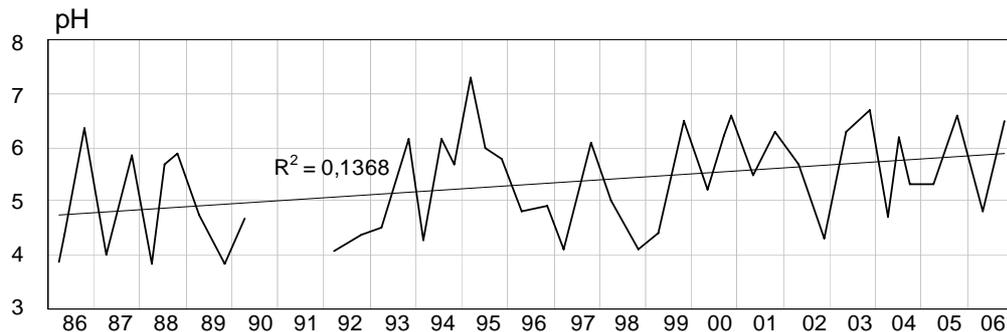


Abbildung 139: Waldnaab 8: pH-Konzentrationen

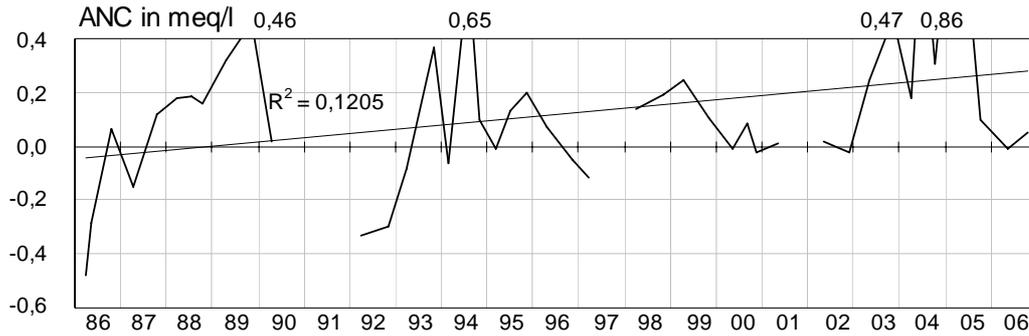


Abbildung 140: Waldnaab 8: ANC (meq/l)

Die Trends der Sulfat- und Nitratkonzentrationen (Abbildung 141; Abbildung 142) zeigen einen deutlichen, jedoch statistisch nicht signifikanten Rückgang an, was auf eine allgemeine Verbesserung der Versauerungssituation hindeutet.

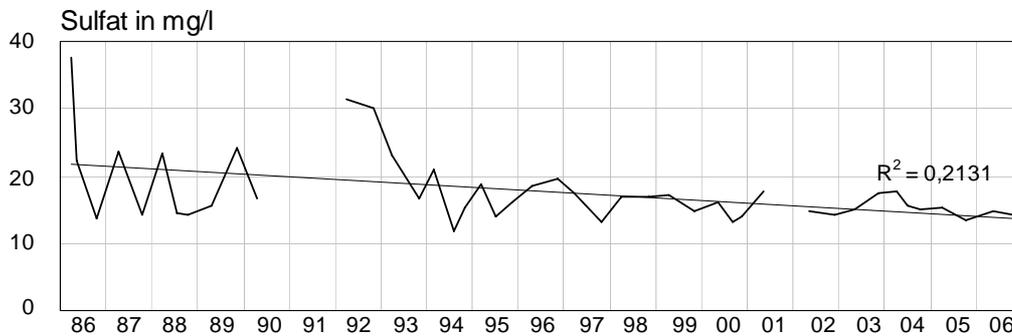


Abbildung 141: Waldnaab 8: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

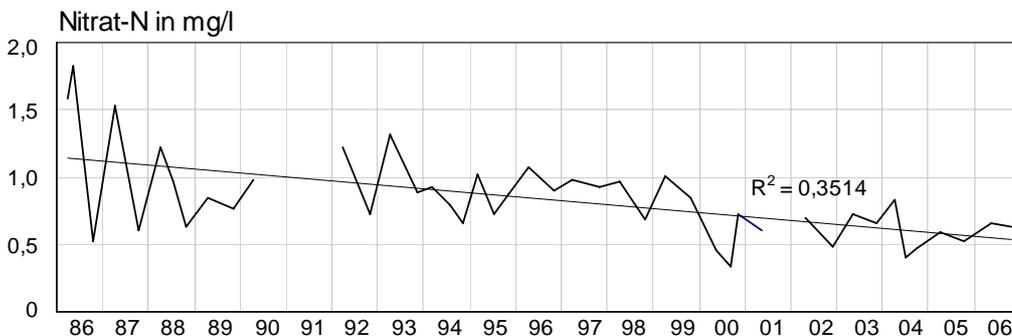


Abbildung 142: Waldnaab 8: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.8.2 Makrozoobenthos

Für den Abschnitt Waldnaab 8 liegen ebenfalls halbquantitative Makrozoobenthosdaten für den Zeitraum 1989 bis 2006 vor. Lediglich im Jahr 1991 wurde die Zeitreihe unterbrochen. Im Vergleich zum Quellbereich des Gewässers ist die Amplitude der Schwankungen für einzelne Kenngrößen etwas größer. Auch ist aus den Datenreihen ein leichter Trend zur Verbesserung bzw. Erholung der Zönosen erkennbar. Dies bezieht sich insbesondere auf einen leichten Anstieg der Artenzahlen auf Werte von ca. 20 Taxa je Probe und eine etwas diverser ausgestaltete Steinfliegenfauna.

Auch der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1989) steigt über den Beobachtungszeitraum an, wobei Maximalwerte von 3 jedoch die anhaltende Bedeutung der Versauerung verdeutlichen.

Auch die Entwicklung der aus der Anwendung des Verfahrens von BRAUKMANN & BISS (2004) abgeleiteten Säurezustandsklassen zeigt keine eindeutig positiven Entwicklungen. Für den Be-

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

richtzeitraum 2005 und 2006 werden periodisch kritisch saure Zustände bzw. stark saure Zustand der Klasse 4 ausgewiesen.

Die Zönosen werden über den gesamten Zeitverlauf durch sehr versauerungsresistente Arten (VZ 5) dominiert. Allerdings treten seit 2003 vereinzelt auch Taxa mit mäßiger Säureempfindlichkeit (VZ 2) in geringen Individuendichten auf.

Zusammenfassend kann aus den Daten eine leicht positive Entwicklung des Versauerungsgeschehens für den Zeitraum zwischen 2000 und 2006 abgeleitet werden (Abbildungen 143 - 147).

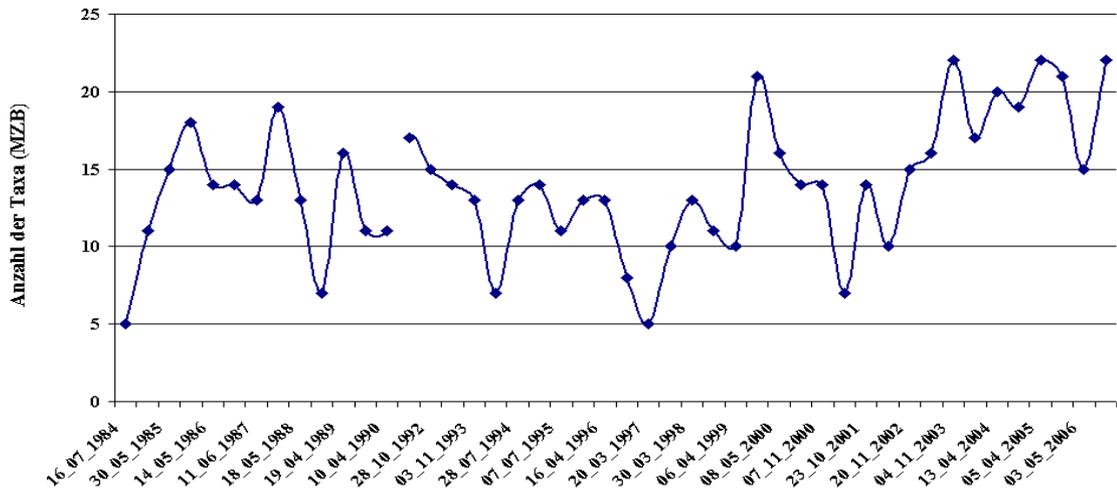


Abbildung 143: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum

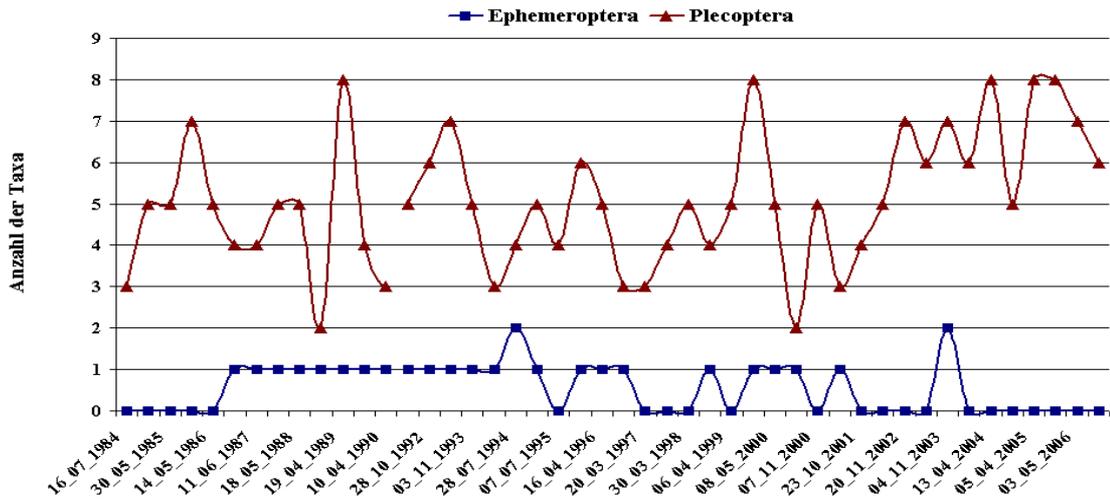


Abbildung 144: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

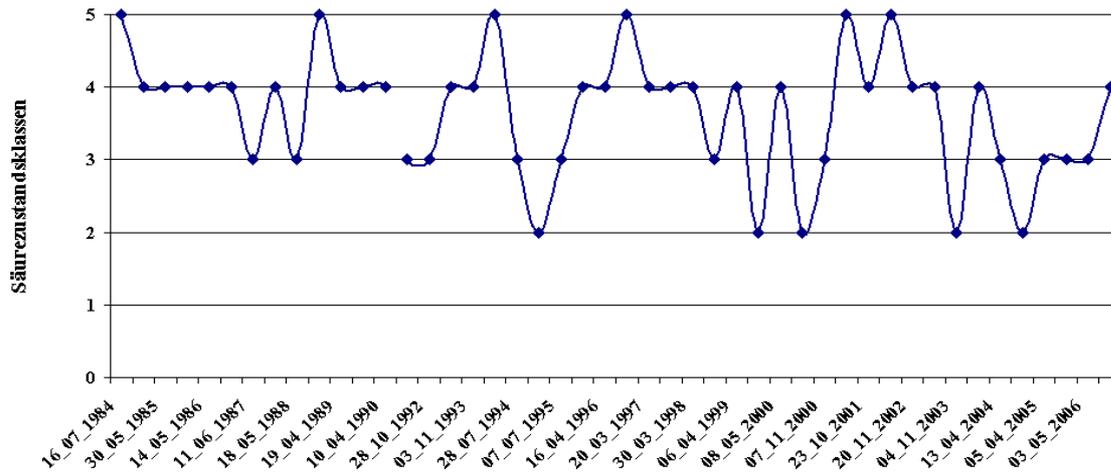


Abbildung 145: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum

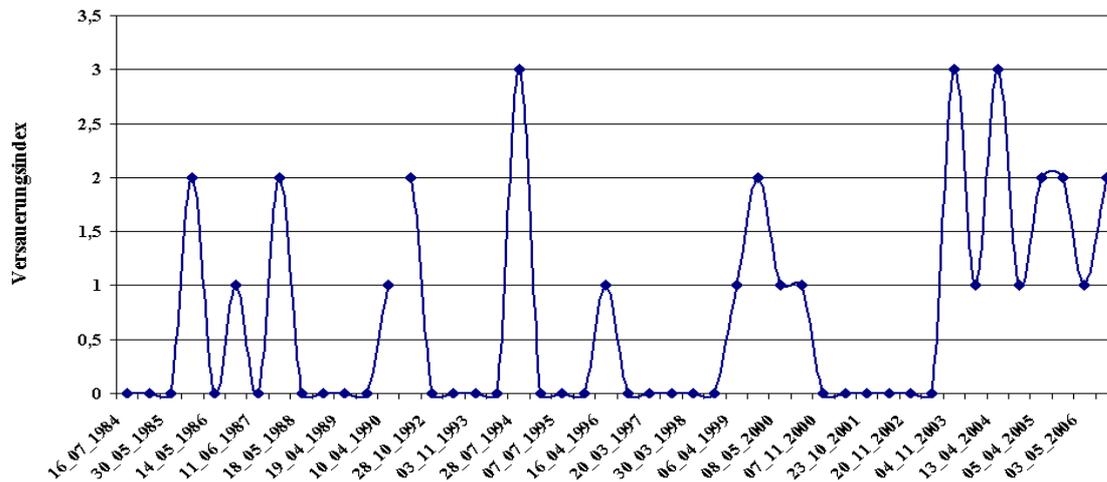


Abbildung 146: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum

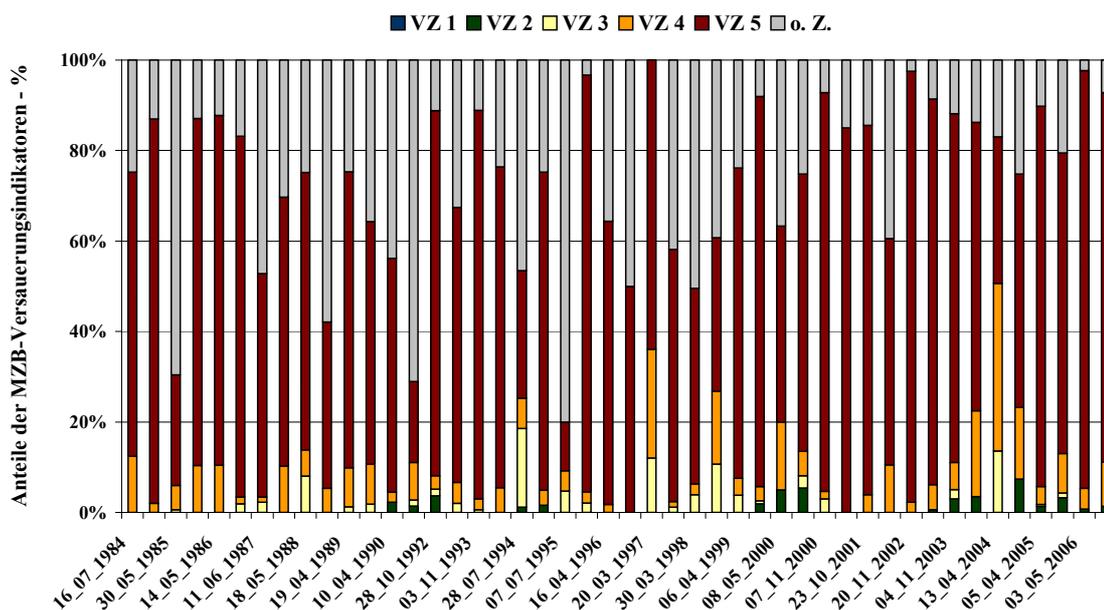


Abbildung 147: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Waldnaab 8 über den Untersuchungszeitraum

3.9.9 Vergleich mit Depositionsdaten

Im Bereich des Oberpfälzer Waldes lagen für Vergleichszwecke leider keine Depositionsmessstellen vor.

Die nur geringen und statistisch nicht signifikanten Verbesserungen der Gewässerchemie haben beim Makrozoobenthos an der Probestelle Waldnaab 2 noch zu keiner Verbesserung der Versauerungssituation geführt. Im Gegensatz dazu deutet sich sowohl in der Gewässerchemie als auch beim Makrozoobenthos über den gesamten Untersuchungszeitraum eine Entspannung der Versauerungssituation ab, wobei nur die Trends von Sulfat und Nitrat signifikant abfallen.

3.9.10 Eger im Fichtelgebirge

3.9.10.1 Chemie

An der Eger ist der Trend des pH-Werts (Abbildung 148) über die Jahre ganz leicht ansteigend, 2002 tritt jedoch ein absolutes pH-Minimum mit pH 3,6 auf. Es ist auf ein ungewöhnlich hohes Schmelzwasserereignis zurück zu führen, bei dem die Eger nach Angaben von Herrn Kirschenlohr (mündlich) etwa das Dreifache des MQ aufwies. Auffällig sind die beiden pH-Maxima im Frühjahr 2003 und 2004, also zu Zeiten, in denen eigentlich eher die niedrigsten pH-Werte gemessen werden. 2005 lag das Minimum des pH-Wertes im Januar bei 5,8 und im restlichen Jahr teilweise sogar über 7. Auch 2006 wurden häufig Werte von fast pH 7 erreicht.

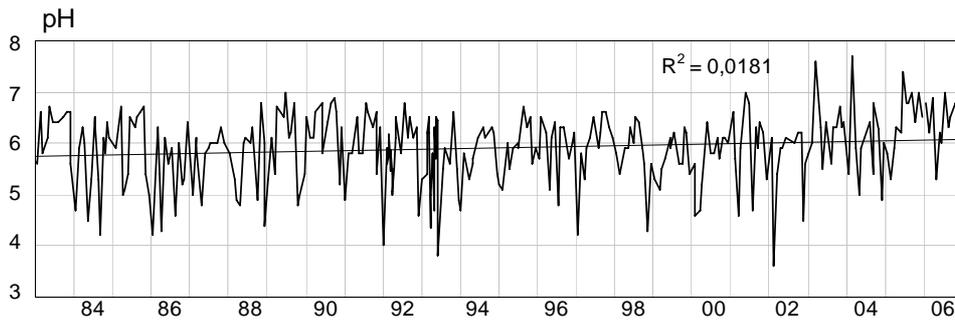


Abbildung 148: Eger: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 149) sind gekennzeichnet durch einen stetigen Rückgang der Schwankungsbreite. Obwohl sich die Konzentrationshöhen seit Jahren um 5 mg/l bewegen, weist der Trend signifikant auf eine Verbesserung der Versauerungssituation hin, was durch die nicht mehr auftretenden Maxima bedingt ist.

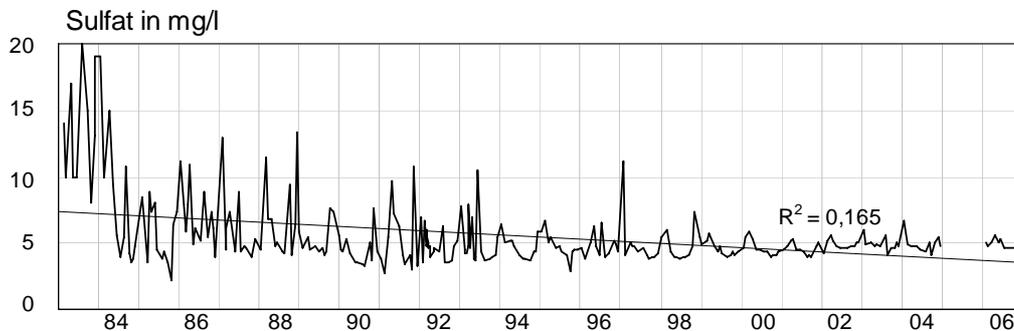


Abbildung 149: Eger: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Auch die Nitratkonzentrationen (Abbildung 150) sind durch einen Rückgang der Schwankungen gekennzeichnet. Da hier aber neben den Maxima auch die Minima nicht mehr so extrem sind, ist beim Trend kein Rückgang zu erkennen. Vielmehr scheint sich hier insgesamt eine leichte, aber signifikante Verschlechterung der Versauerungssituation anzudeuten.

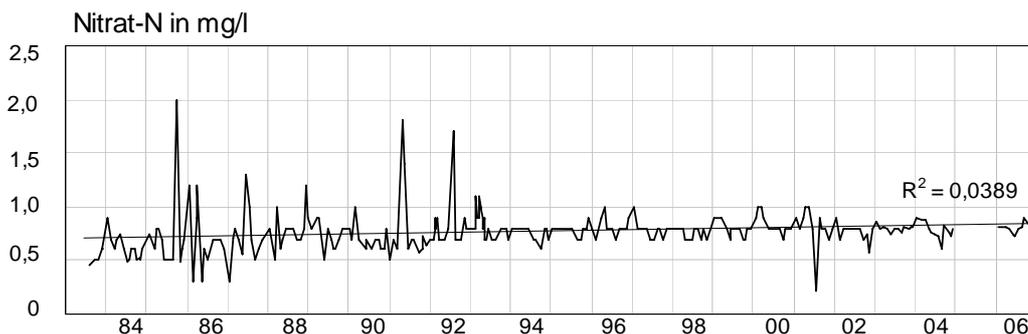


Abbildung 150: Eger: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

3.9.10.2 Makrozoobenthos

Für die Besiedlung der Eger durch Makrozoobenthos liegen durchgehende Datenreihen aus den Jahren 1989 bis 2006 vor.

Für den Berichtszeitraum 2005/06 ist die artenarme Zoozönose weiterhin deutlich durch die Versauerung beeinträchtigt. Über den gesamten Beobachtungszeitraum ist zudem nur eine schwache Tendenz zu steigender Artenvielfalt erkennbar. Lediglich die Diversität der Steinfliegenarten nimmt deutlich zu. Das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) bewertet den Säurezustand für 2005 und 2006 in die Säurezustandsklasse 2 (überwiegend neutral bis episodisch schwach

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

sauer) bzw. 3 (periodisch kritisch sauer). Gegenüber den Bewertungsergebnissen aus den 90ziger Jahren des letzten Jahrhunderts ist hier eine deutliche Verbesserung erkennbar.

Daneben ist die Zönose jedoch weiterhin stark verarmt: Säuresensible Taxa wie z.B. Vertreter der Ephemeroptera fehlen nahezu vollständig und wurden nur an drei Terminen mit einem einzigen Taxon nachgewiesen. Mäßig säureempfindliche Organismen (VZ 2), die der funktionalen Gruppe der Weidegänger zugehörig sind, erreichen zwischen 1993 und 1996 Anteile um 20 %.

Auch der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) entwickeln sich schwach positiv. Allerdings verdeutlicht auch hier das erreichte Indexniveau den Fortbestand der Versauerungsschäden in der Eger.

Zusammenfassend ist aus den Daten leichte Verbesserung der Versauerungssituation an der Eger abzuleiten (Abbildungen 151 - 155).

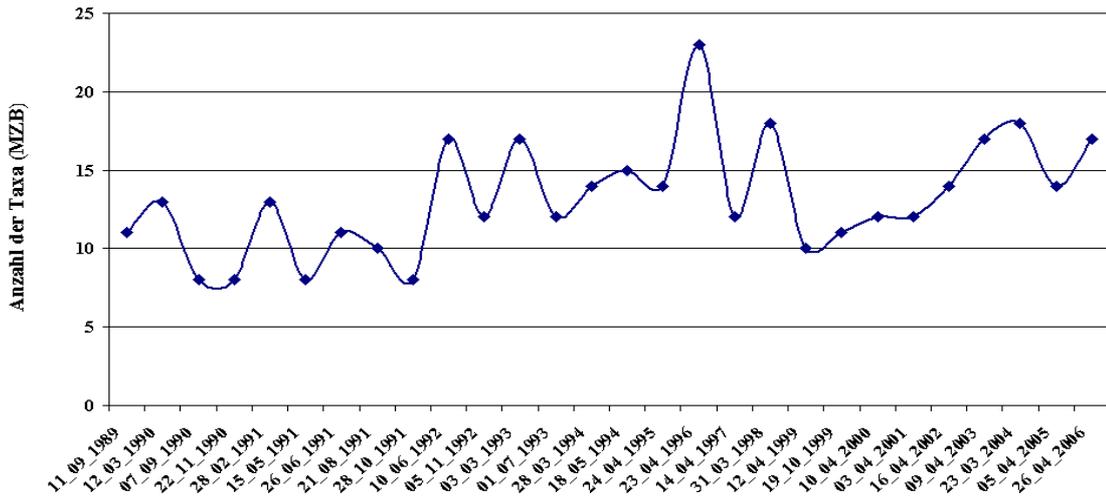


Abbildung 151: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Eger über den Untersuchungszeitraum

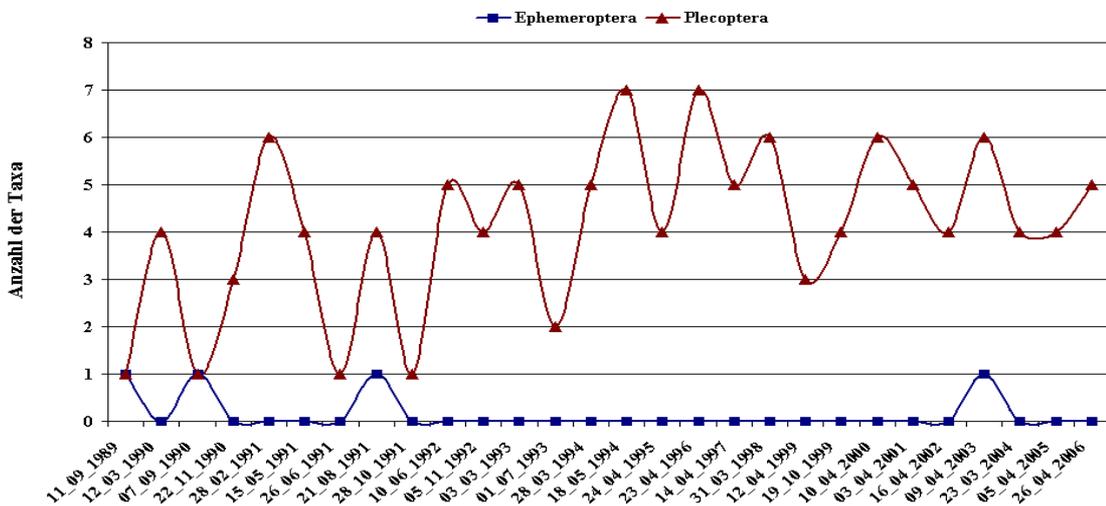


Abbildung 152: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Eger über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

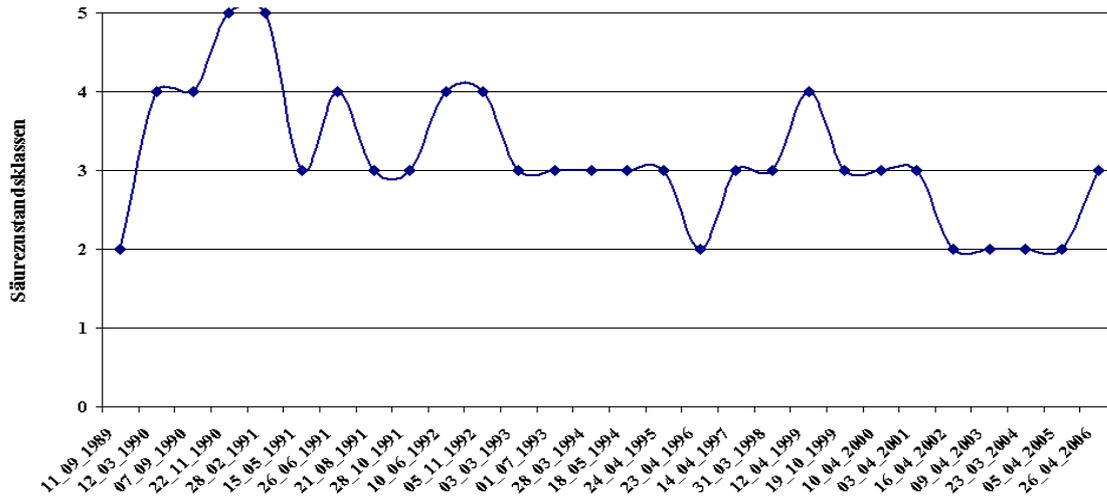


Abbildung 153: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Eger über den Untersuchungszeitraum

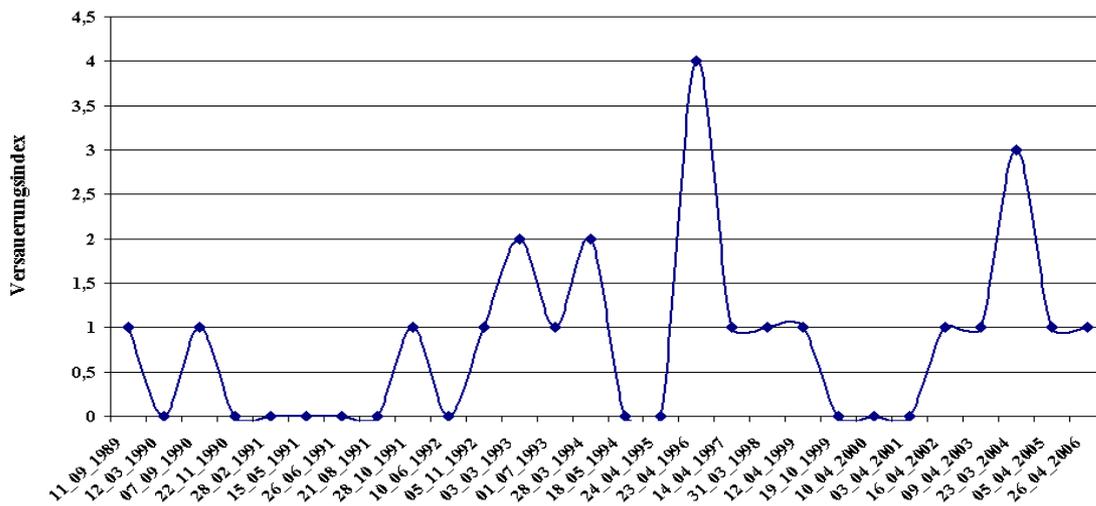


Abbildung 154: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Eger über den Untersuchungszeitraum

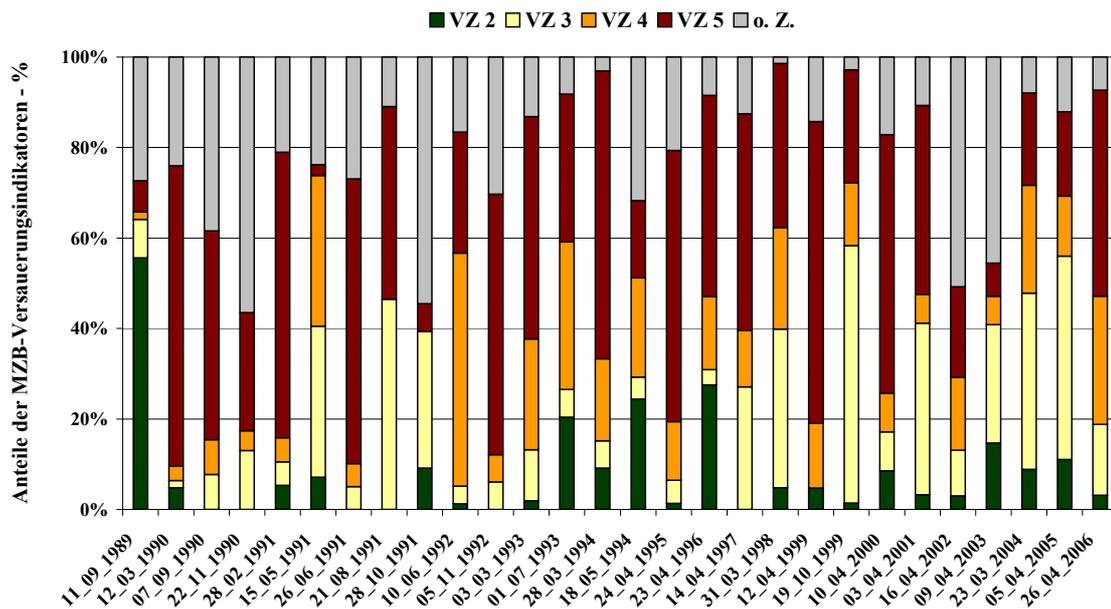


Abbildung 155: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Eger über den Untersuchungszeitraum

3.9.10.3 Diatomeen

Analog zu den Daten aus den Makrozoobenthoserhebungen weisen auch die durchgeführten Diatomeenuntersuchungen der Jahre 1994, 1999 und 2004 auf deutliche Versauerungseinflüsse in der Eger hin (Abbildung 156). Nach dem Verfahren von CORING (1999) wird das Gewässer nahezu durchgehend als kritisch sauer bewertet (Tabelle 21). Eine genauere Analyse der Kieselalgen-gesellschaften verdeutlicht jedoch, dass an der Eger natürlich saure bzw. huminsaure Einflüsse im Einzugsgebiet wirksam sind. Hohe Anteile acidobionter und acidophiler Arten verdeutlichen diesen Befund. Weiterhin ist im Herbst 2004 ein deutlicher Anstieg der Anteile circumneutralen Arten an der Algen-gesellschaft zu verzeichnen. Ob aus dieser Beobachtung ein Trend zu lang anhaltenden Verbesserungen abzuleiten ist, kann erst durch weitere Folgeuntersuchungen geklärt werden.

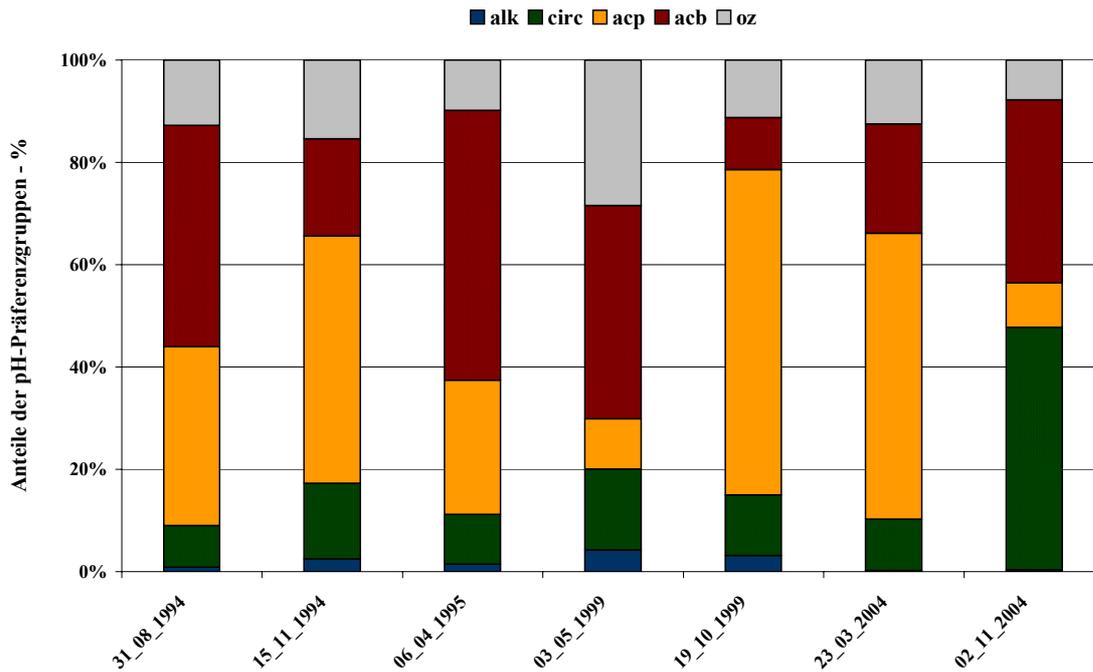


Abbildung 156: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Eger

Tabelle 21: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Eger an den bisherigen Untersuchungsterminen

	1994		1995	1999		2004	
	Aug	Nov	April	Mai	Okt	März	Nov
Eger	3*H	3*H	3*H	3*H	2*H	3*H	3*H

3.9.11 Röslau im Fichtelgebirge

3.9.11.1 Chemie

Der Verlauf des pH-Werts (Abbildung 157) an der Röslau weist deutliche Parallelen zu dem der Eger auf. So wird auch hier im Jahr 2002 ein pH-Minimum erreicht. In den beiden Folgejahren treten ungewöhnliche pH-Maxima im Frühjahr 2003 und 2004 von 7 und über 7 auf. Als niedrigster Wert wird pH 5,0 nur noch dreimal erreicht bzw. leicht unterschritten. Insgesamt ist der Trend des pH-Werts positiv, statistisch jedoch nicht signifikant.

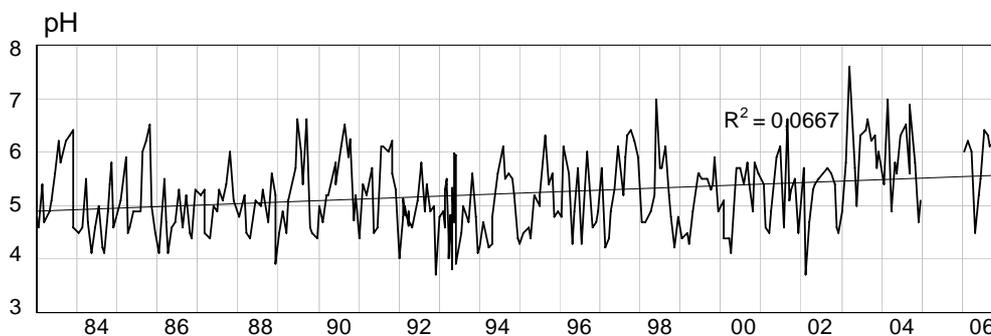


Abbildung 157: Röslau: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 158) fallen signifikant ab, die Schwankungen werden ebenfalls deutlich kleiner. Mit durchschnittlichen 10 mg/l liegen sie etwa doppelt so hoch wie an der Eger.

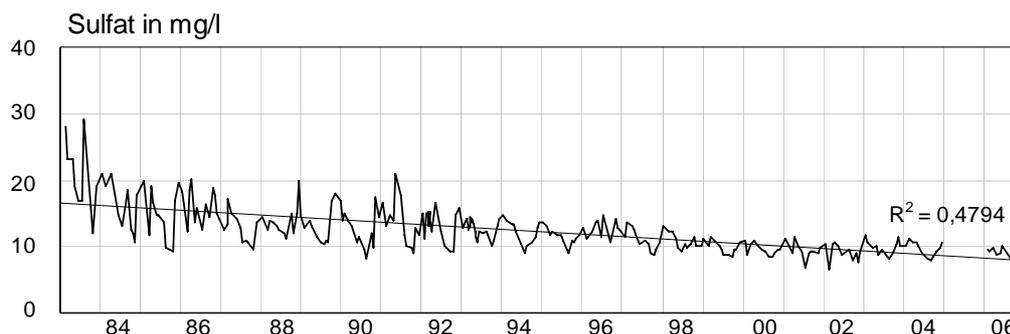


Abbildung 158: Röslau: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 159) weisen im Gegensatz zur Eger einen signifikanten Rückgang auf, die Nachweisgrenze wird öfters unterschritten.

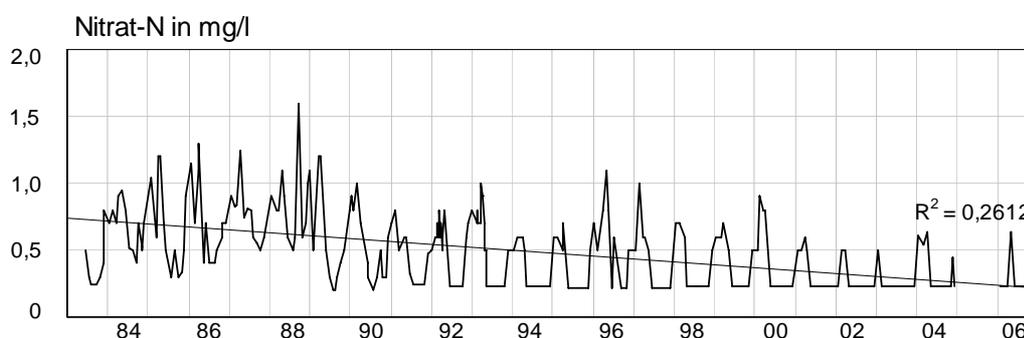


Abbildung 159: Röslau: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

Eine deutliche Entspannung der Versauerungssituation zeigt sich auch bei den Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 160), die einen signifikanten Rückgang sowie ausbleibende Maximalwerte über 1,0 mg/l aufweisen.

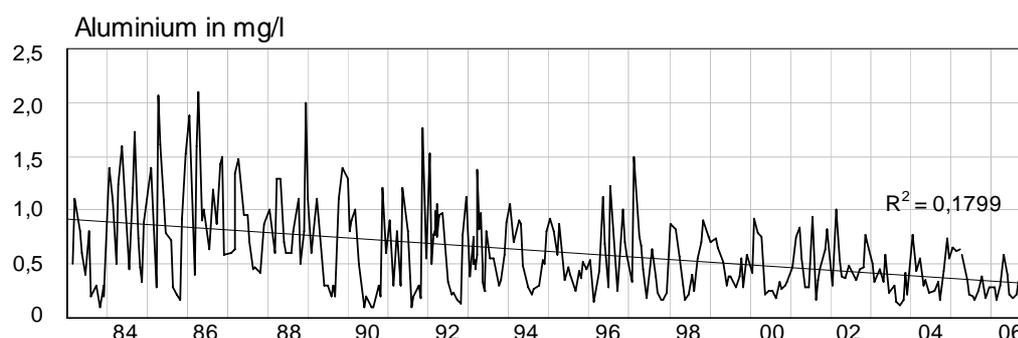


Abbildung 160: Röslau: Al-Konzentrationen (mg/l)

3.9.11.2 Makrozoobenthos

Halbquantitative Daten für das Makrozoobenthos der Röslau liegen für die Periode von 1999 bis 2006 durchgehend vor. Die Mehrzahl aller Proben wurde jeweils im Frühjahr entnommen und sollte daher die pessimalen Bedingungen im Gewässer abbilden.

Auch im Berichtszeitraum 2005/06 ist die Zoozönose weiterhin stark von der Versauerung beeinträchtigt und überwiegend stark artenarm. Sie wird nach dem Ansatz von BRAUKMANN & BISS (2004) bestenfalls als periodisch stark sauer klassifiziert.

Die Artenzahlen je Probe schwanken zwischen 4 und 15 Arten und zeigen seit 1993 keine deutlich ansteigende Tendenz. Lediglich bei der Gruppe der Steinfliegen scheint sich seit 1993 ebenfalls eine etwas diversere Artenzusammensetzung etabliert zu haben. Dagegen fallen die Eintagsfliegen vollständig aus bzw. wurden lediglich in einer Probe mit einer Art und in geringer Individuenzahl nachgewiesen.

duenzahl nachgewiesen. Säuresensible Faunenelemente fehlen im gesamten Datensatz der Rös-lau nahezu vollständig, da die Zoozönose von säureresistenten (VZ 4) und sehr säureresistenten (VZ 5) Organismen dominiert wird.

Seit 1992 liegt der Säurezustand nach BRAUKMANN & BISS (2004) zwar nicht mehr konstant in der schwächsten Klasse, er fällt aber regelmäßig in diese Klasse zurück. Auch der Versauerungs-index nach HENDRIKSON & MEDIN (1996) liegt über den gesamten Beobachtungszeitraum bei 0 und erreicht nur selten einen Wert von 1. Detaillierte Trendabschätzungen sind daher aus der An-wendung dieser Verfahren nicht abzuleiten. Alle Daten zum Makrozoobenthos zeigen nur einen sehr schwachen Trend zur Verbesserung der Situation (Abbildungen 161 - 165).

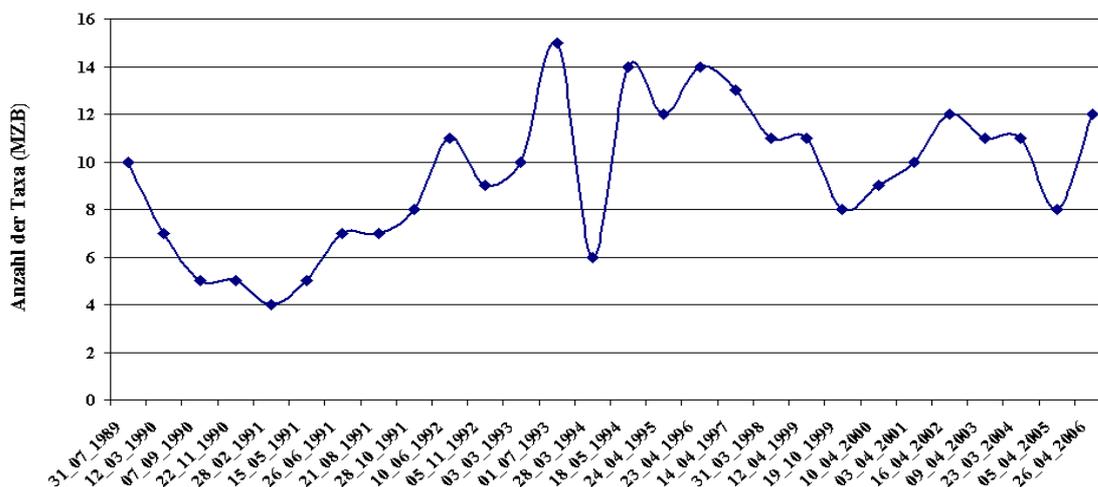


Abbildung 161: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Rös-lau über den Untersuchungszeitraum

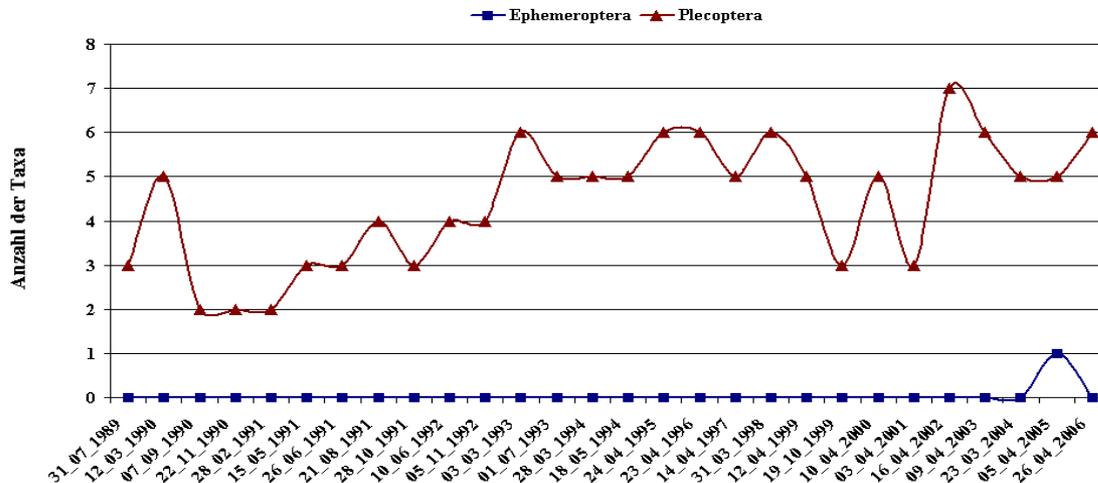


Abbildung 162: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Rös-lau über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

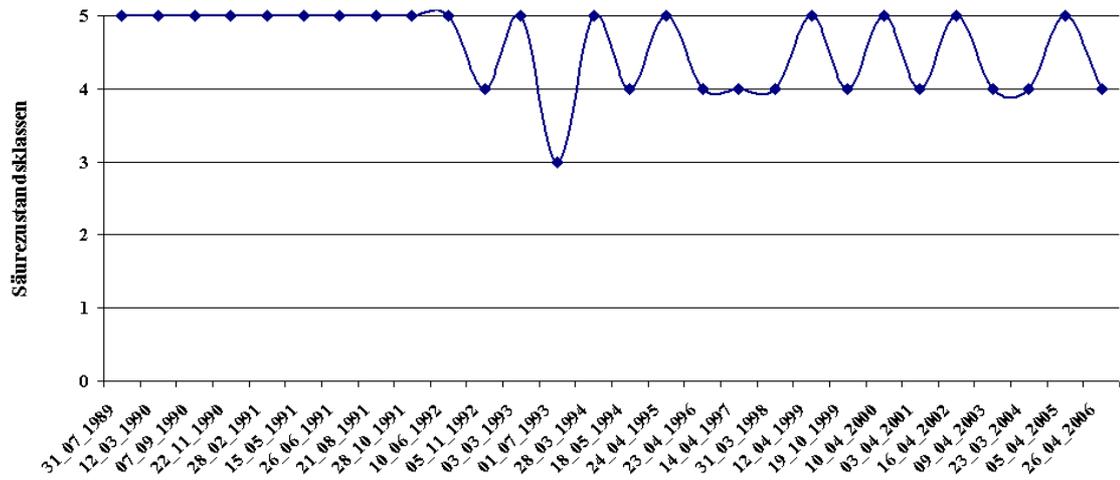


Abbildung 163: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Rösau über den Untersuchungszeitraum

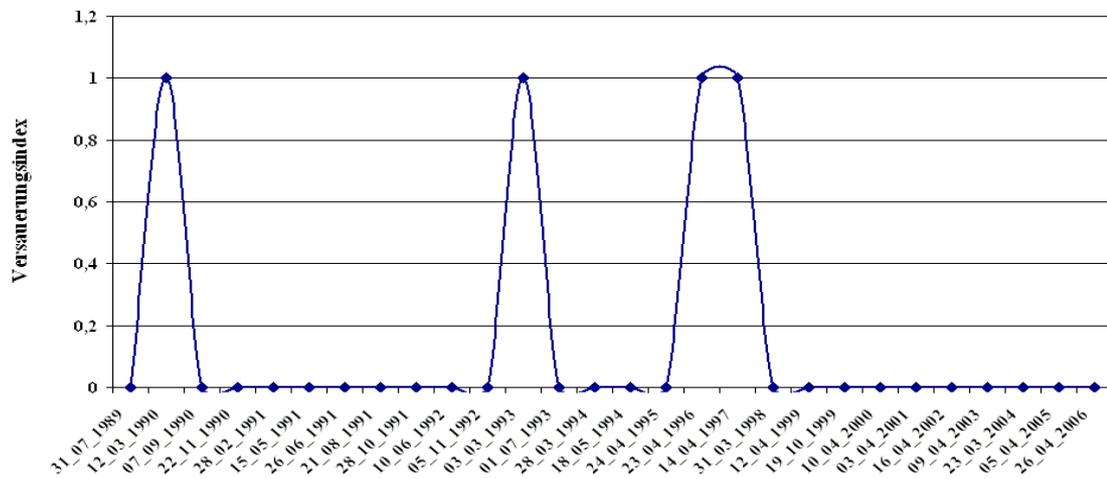


Abbildung 164: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Rösau über den Untersuchungszeitraum

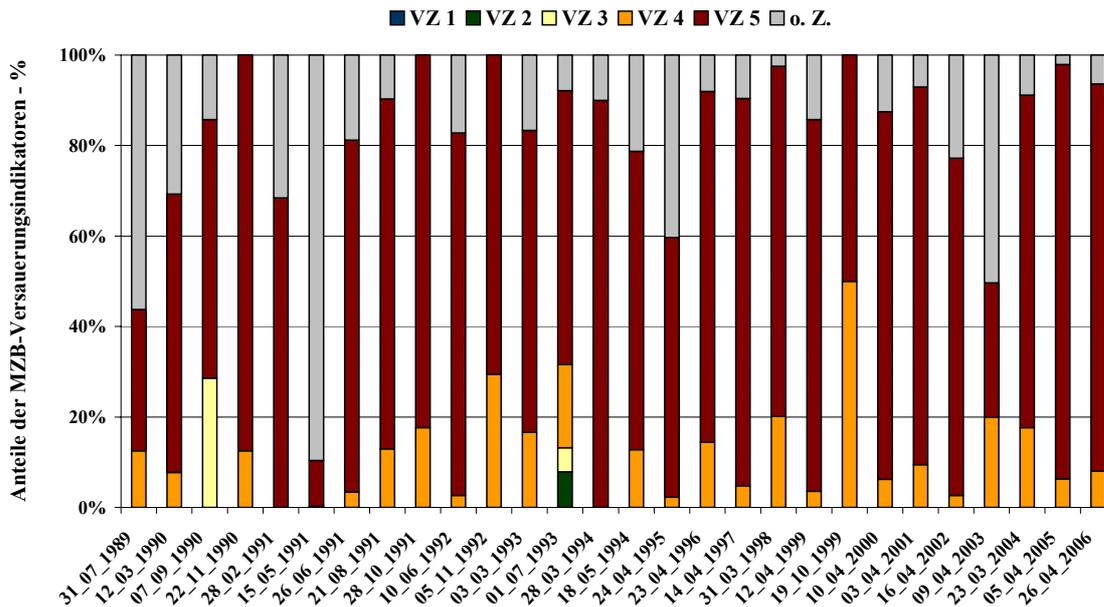


Abbildung 165: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Rös lau über den Untersuchungszeitraum

3.9.11.3 Diatomeen

Im Gegensatz zu den Ergebnissen des Makrozoobenthos ist aus der Analyse der Diatomeenassoziationen für die Jahre 1994, 1999 und 2004 eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation abzuleiten. Während in den Jahren 1994 und 1999 die Proben zu mehr als 80 % von acidobionten Arten dominiert wurden (Abbildung 166), treten 2004 verstärkt acidophile Taxa in den Vordergrund. Zusätzlich werden diese von stetigen Anteilen circumneutralen Formen begleitet. Der Säurezustand nach CORING (1999) verbessert sich um eine Stufe zu kritisch sauer mit deutlichen huminsaurer Einflüssen (Tabelle 22). Aus Sicht der Bearbeiter kann aus den Daten abgeleitet werden, dass die Bedeutung der anthropogen verursachten Säureeinträge in den letzten 1,5 Dekaden zurückgegangen ist und nunmehr die natürlicherweise vorhandenen dystrophen Einflüsse im Gewässer wieder erkennbar werden.

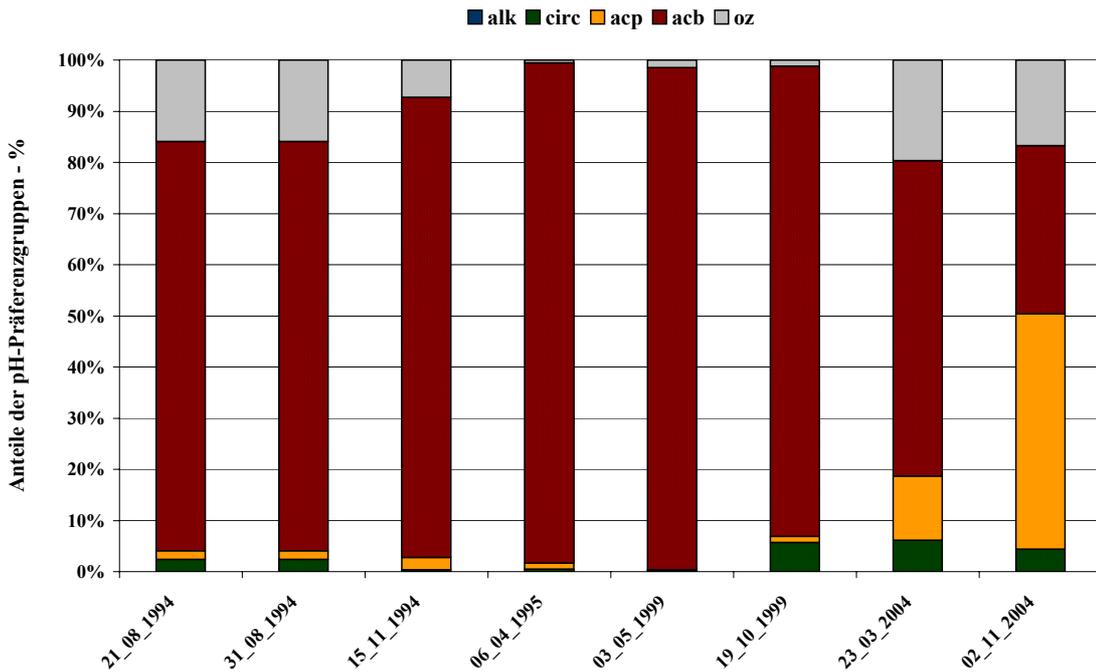


Abbildung 166: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Röslau

Tabelle 22: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Röslau an den bisherigen Untersuchungsterminen

	1994		1995	1999		2004	
	Aug	Nov	April	Mai	Okt	März	Nov
Röslau	4	4	4	4	4	3*H	3*H

3.9.12 Zinnbach im Fichtelgebirge

3.9.12.1 Chemie

Im langjährigen Mittel weist der Zinnbach die niedrigsten pH-Werte (Abbildung 167) der drei Fichtelgebirgsbäche auf. Über den gesamten Messzeitraum zeigt der pH-Wert zwar keinen signifikanten Trend, da aber seit Frühjahr 2002 der pH-Wert von 4 nur noch einmal erreicht und nie mehr unterschritten wurde, scheint sich auch hier eine leichte Entspannung der Versauerungssituation anzudeuten.

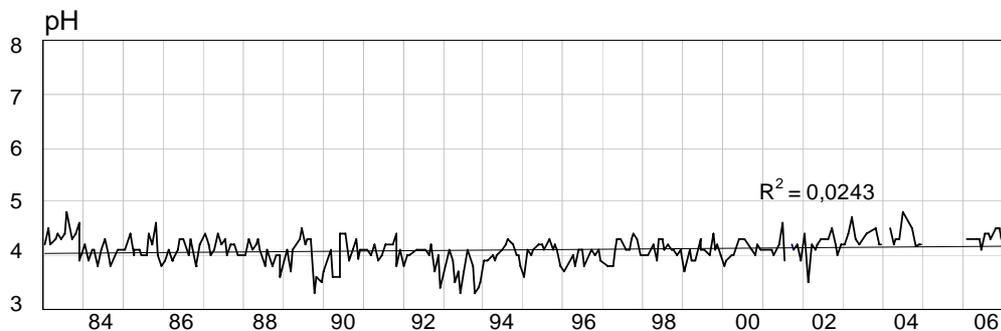


Abbildung 167: Zinnbach: pH-Konzentrationen

Auch die signifikant sinkenden Sulfatkonzentrationen (Abbildung 168) zeigen eine Verbesserung der Versauerung an, mit durchschnittlichen Werten von knapp 17 mg/l liegen sie jedoch etwa doppelt so hoch wie an der Röslau und fast viermal so hoch wie an der Eger.

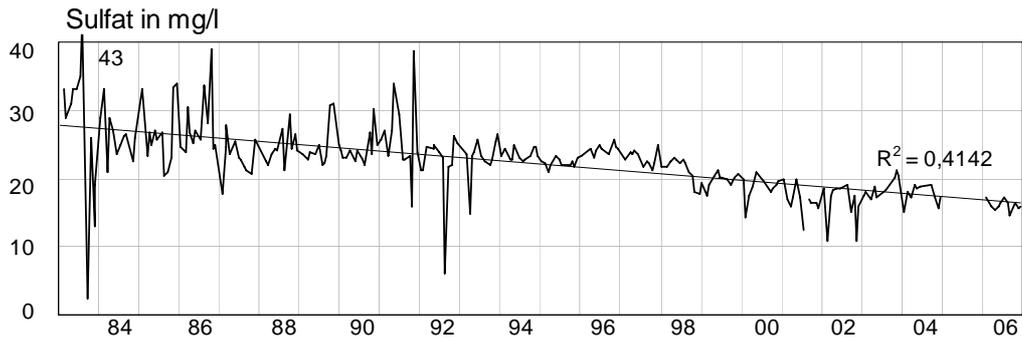


Abbildung 168: Zinnbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Da auch die Nitratkonzentrationen (Abbildung 169) und die Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 170) signifikant zurückgehen, ist insgesamt eine Verbesserung der Versauerungssituation – allerdings auf noch sehr hohem Niveau – zu konstatieren.

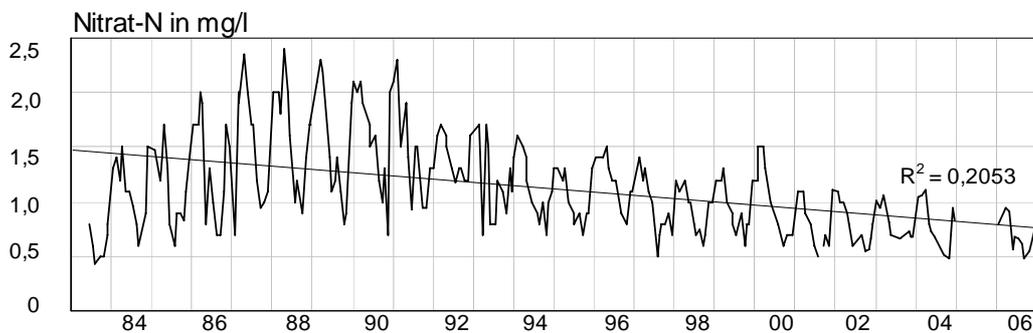


Abbildung 169: Zinnbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

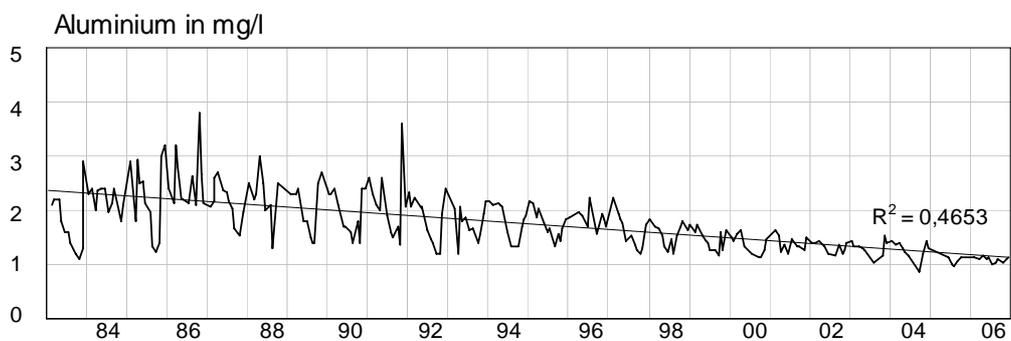


Abbildung 170: Zinnbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

3.9.12.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Zinnbachs wurde im Zeitraum zwischen 1989 und 2006 regelmäßig untersucht. Aus der Zusammensetzung der nachgewiesenen Zönosen lassen sich keine deutlichen positiven Entwicklungen ableiten. Einzig die Artanzahl je Probe steigt über den Zeitverlauf geringfügig an. Allerdings ist die Faunenzusammensetzung mit 6 bis 10 Taxa durchgängig als stark verarmt zu bezeichnen.

Die Indexverfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) und HENDRIKSON & MEDIN (1986) ergeben übereinstimmend für die meisten Zeitpunkte die jeweils schlechteste Ausprägung und zeigen auch keinen positiven Trend auf. Über den gesamten Beobachtungszeitraum dominieren sehr säureresistente Organismen (VZ 5) mit mehr als 80 % (Abbildungen 171 - 175), säuresensible Formen fallen vollständig aus.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

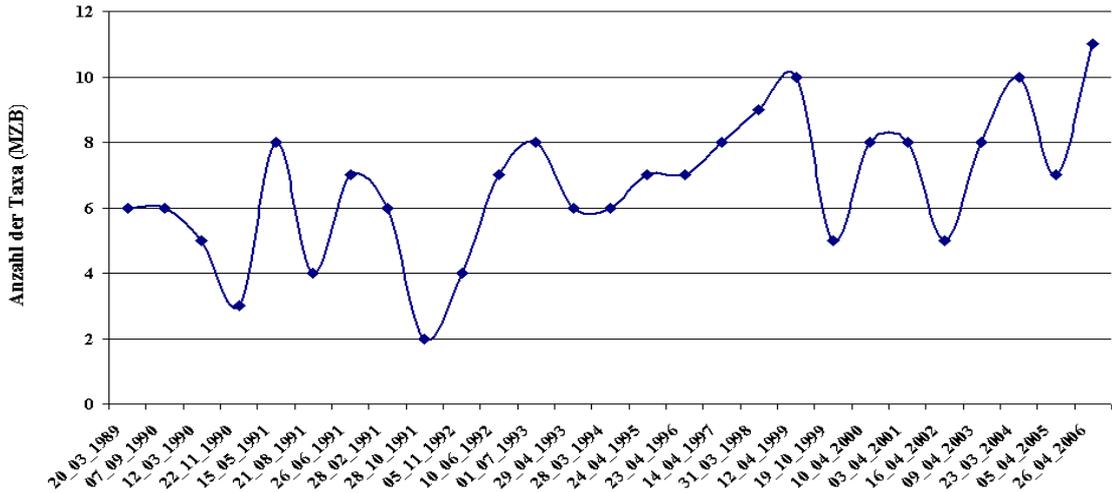


Abbildung 171: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum

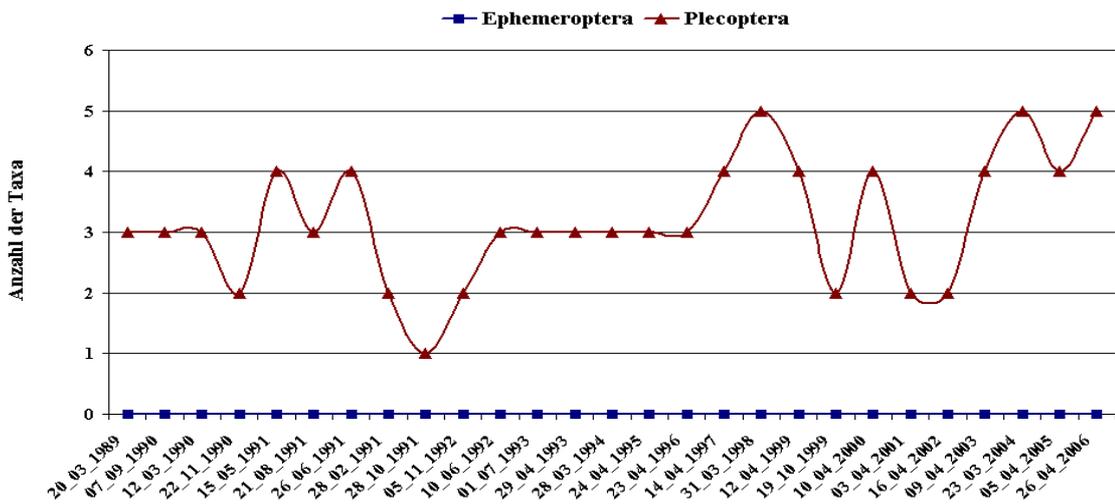


Abbildung 172: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum

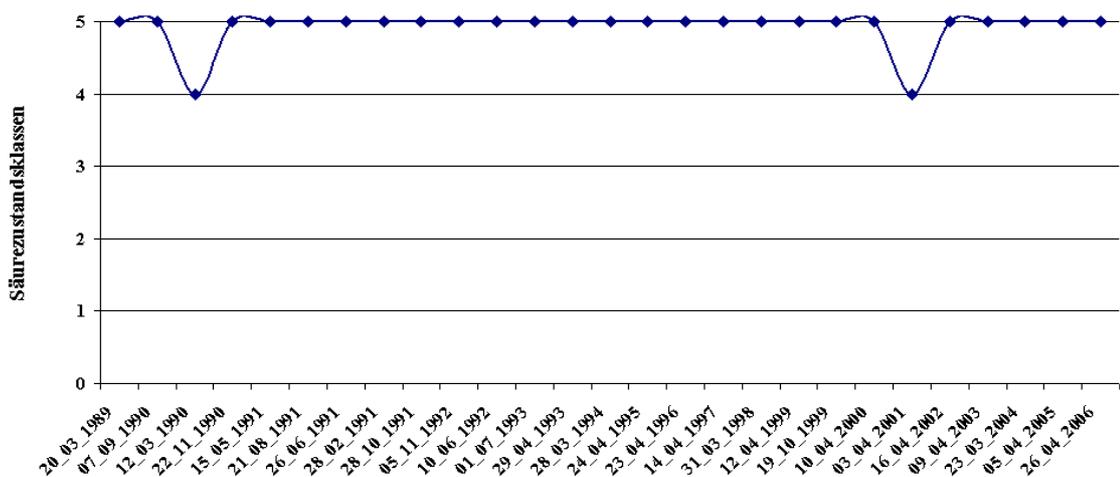


Abbildung 173: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum

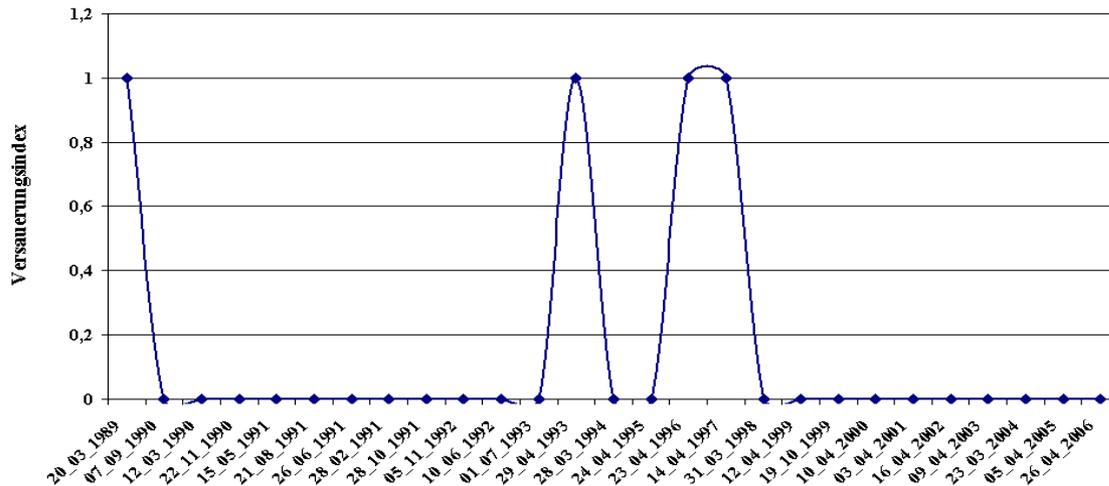


Abbildung 174: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum

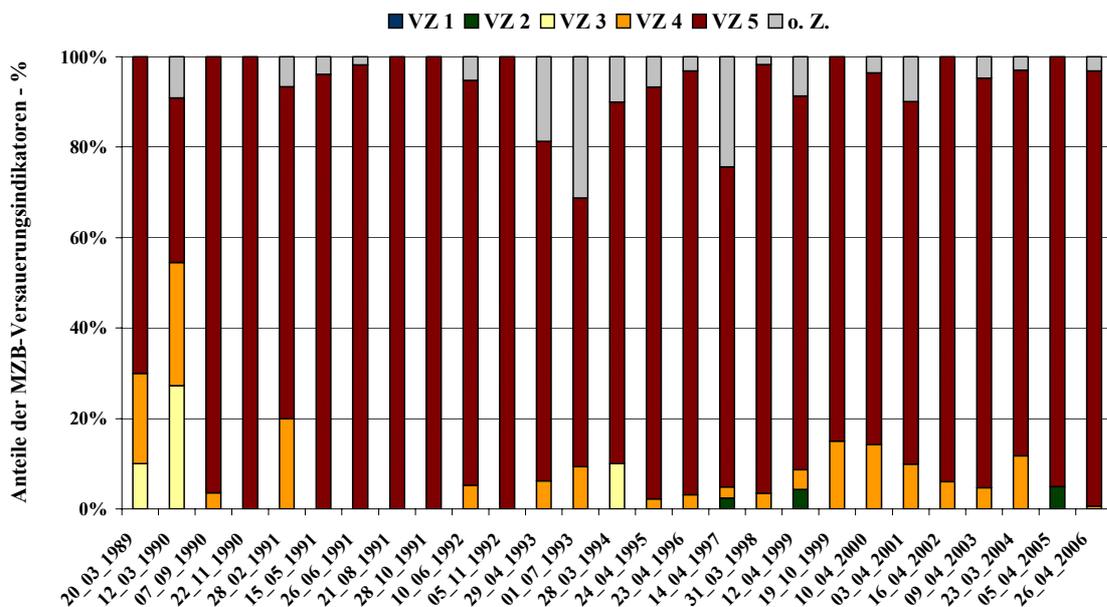


Abbildung 175: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Zinnbach über den Untersuchungszeitraum

3.9.12.3 Diatomeen

Die für die Jahre 1994, 1999 und 2004 vorliegenden Ergebnisse aus Diatomeenanalysen bestätigen die Beobachtungen und Bewertungen der Makrozoobenthosuntersuchungen. Acidobionte Diatomeen dominieren alle bearbeiteten Proben und klassifizieren den Zinnbach als permanent stark saures Gewässer. Stetig vorhandene Anteile um 20% acidophiler Arten lassen zusätzlich auf wirksame huminsaure Einflüsse schließen. Eine Verbesserung der Situation ist aus den vorliegenden Daten nicht abzuleiten (Abbildung 176, Tabelle 23).

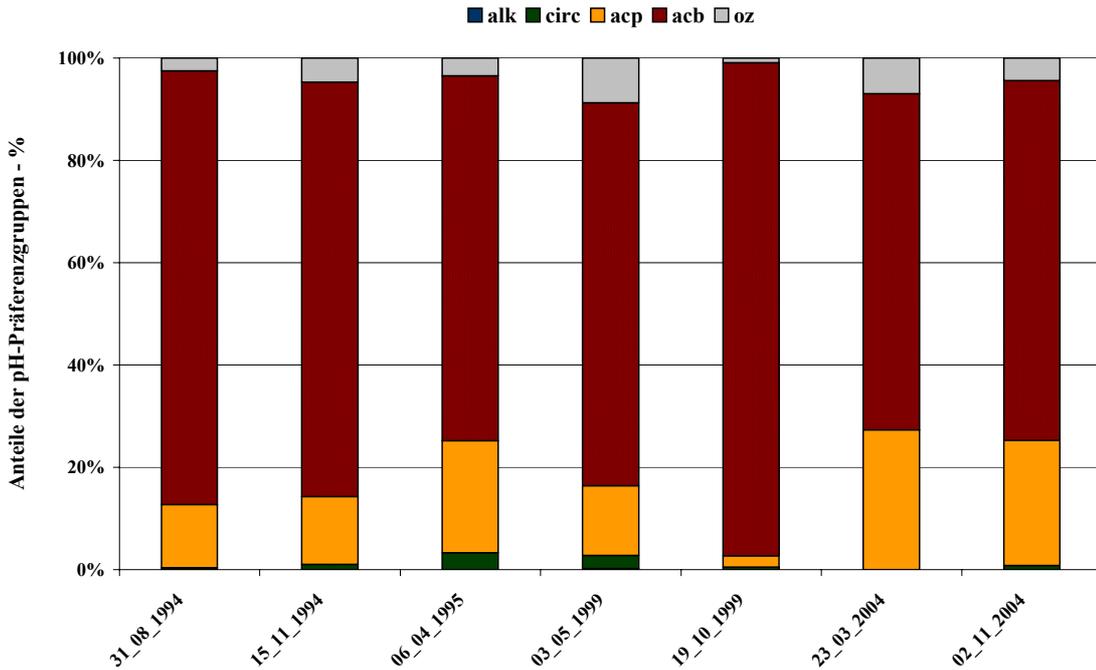


Abbildung 176: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Zinnbach

Tabelle 23: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Zinnbach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	1994		1995	1999		2004	
	Aug	Nov	April	Mai	Okt	März	Nov
Zinnbach	4	4	4	4	4	4*H	4*H

3.9.13 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken für die Probestellen im Fichtelgebirge wird die Depositionsmessstelle Lehstenbach (Abbildung 177) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1988 bis einschließlich 2006. Die Sulfatdepositionen im Bestand gehen sehr stark zurück, im Freiland ist der Rückgang weit weniger deutlich. Die Nitratdepositionen fallen sowohl im Bestand als auch im Freiland ab. Die Ammoniumdepositionen im Freiland sind leicht fallend, im Bestand erfolgt hingegen ein Anstieg. Die sehr deutlichen Rückgänge der Sulfatdepositionen im Bestand sind in den Gewässern nicht in diesem Ausmaß nachzuvollziehen. Die fallenden Trends bei der Deposition von Nitrat im Bestand entsprechen – mit Ausnahme der Eger – in etwa der Nitratentwicklung der Fließgewässer des Fichtelgebirges. Ammonium wurde in den Gewässern des Fichtelgebirges nicht bestimmt.

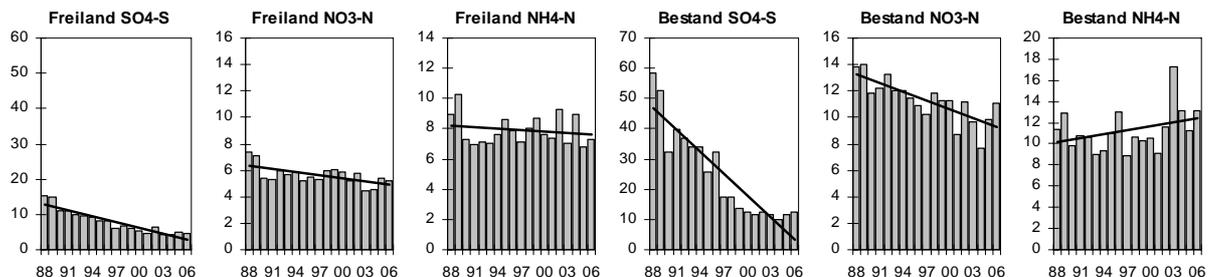


Abbildung 177: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lehstenbach (kg/ha*a)

Insgesamt entwickelt sich die Makrozoobenthoszönose an der Eger ähnlich wie die Gewässerchemie, wo der pH-Wert und das Sulfat eine positive Entwicklung aufweisen. Interessant ist die Entwicklung des Nitrats, die sich leicht, aber signifikant verschlechtert. Da keine Angaben über etwaige Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet (z.B. Rodungen oder Windwurf) vorliegen, ist eine Interpretation dieses Phänomens nicht möglich.

Obwohl alle versauerungsrelevanten chemischen Parameter an der Röslau eine signifikante Verbesserung aufweisen, kann beim Makrozoobenthos nur eine leichte Entspannung der Versauerungssituation festgestellt werden. Dies dürfte vor allem durch die pessimalen pH-Werte zur Zeit der alljährlichen Frühjahrsschneesmelzen verursacht sein, die bis auf Werte von pH 4,5 zurückgehen können. Dadurch ist eine dauerhafte Besiedlung mit säuresensiblen Arten sehr erschwert.

Der Zinnbach weist sowohl bei Sulfat als auch bei Nitrat signifikante Verbesserungen der Versauerungssituation auf. Dies hat bis jetzt jedoch noch zu keiner signifikanten Verbesserung des pH-Werts geführt. Daraus resultiert auch, dass die Makrozoobenthoszönose keine Anzeichen einer Verbesserung zeigt.

3.10 Erzgebirge

3.10.1 Wolfsbach im Vogtland

3.10.1.1 Chemie

Am Wolfsbach liegen von fast allen Parametern seit 1992 Messungen vor. Der Wolfsbach ist trotz hoher Sulfat- und Nitratkonzentration als nicht sauer zu bezeichnen. Sein pH-Wert sinkt nie unter 6 ab. Die gute Pufferung dürfte ihre Ursache zum einen in der wahrscheinlich auch geogen bedingt hohen Calciumkonzentration haben, zum anderen in der anthropogenen Beeinflussung durch Landwirtschaft und einen kleinen Fischteich.

Der pH-Wert (Abbildung 178) ist über die Jahre leicht ansteigend, der Trend ist allerdings nicht signifikant. Die Schwankungen sind nicht sehr ausgeprägt.

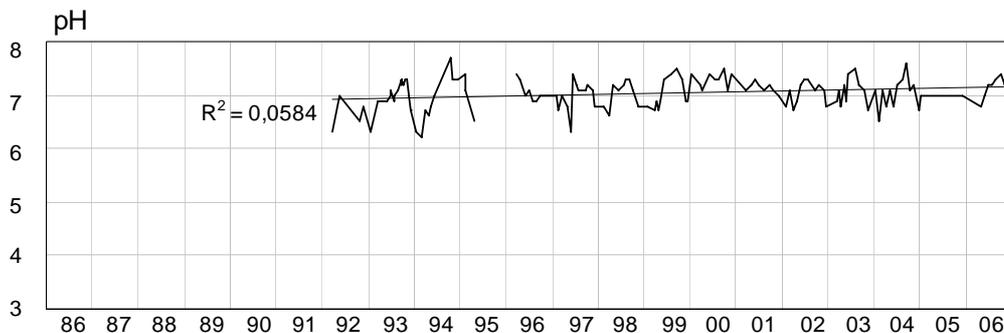


Abbildung 178: Wolfsbach: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 179) weisen einen stetigen Rückgang auf, allerdings auf einem relativ hohen Niveau. Besonders auffällig ist das im Herbst 2003 auftretende extreme Maximum. Auch die Leitfähigkeit, Calcium, Magnesium, Mangan sowie die Schwermetalle Zink, Nickel und Cadmium weisen hier Maxima auf. Diese dürften darauf zurück zu führen sein, dass die Sommermonate extrem trocken waren und es im Herbst durch höhere, zum Teil hochwasserartige Abflüsse zum Austrag dieser Elemente kam (schriftliche Mitteilung: Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen).

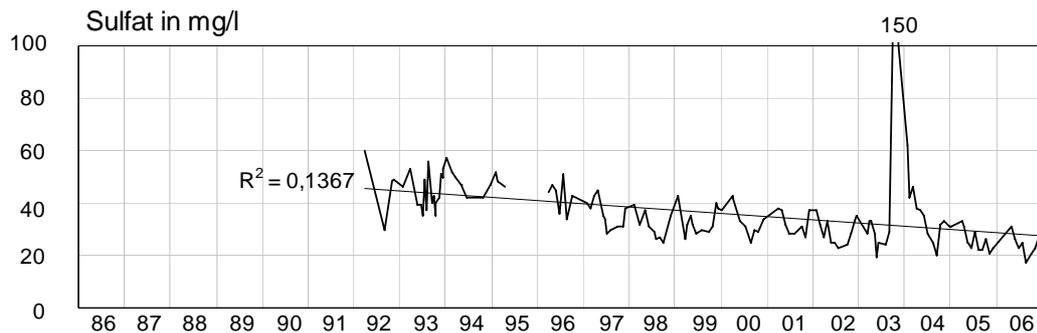


Abbildung 179: Wolfsbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 180) fallen während der Untersuchungsperiode deutlich und signifikant ab. Insgesamt scheint sich durch den Rückgang der Sulfat- und Nitratkonzentrationen eine leichte Entspannung der Versauerungssituation einzustellen.

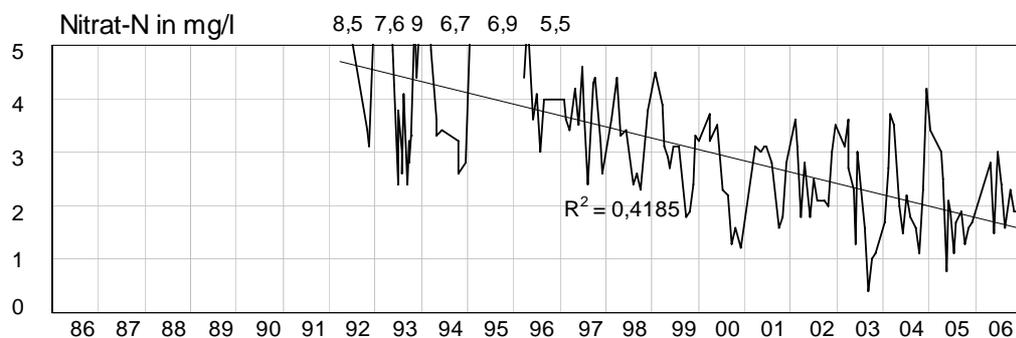


Abbildung 180: Wolfsbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.10.1.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Wolfsbachs wurde von 1992 bis 2006 mit Unterbrechungen in den Jahren 1994 und 1996 einmal jährlich untersucht. Aus diesen Untersuchungen lassen sich nur wenige versauerungsbedingte Schädigungen der Makrozoobenthosfauna erkennen. Diese Einschätzung wird auch durch die Berücksichtigung chemisch-physikalischer Parameter bestätigt. Im Berichtszeitraum 2003/04 wird der Wolfsbach als nicht sauer charakterisiert (BLAU, 2005).

Lediglich zu Beginn der Untersuchungen zeigte sich das Makrozoobenthos als stark artenarm. Nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) war der Wolfsbach 1992 einmalig als kritisch sauer zu bewerten, während in den Folgejahren lediglich schwach saure Zustände oder aber neutrale Bedingungen indiziert wurden. Für den Berichtszeitraum 2005/06 wird durchgängig die Säurezustandsklasse I angezeigt.

Diese Einschätzung wird auch durch die übrigen Kenngrößen bestätigt. Säuresensible Arten erreichen nahezu durchgängig deutliche Anteile an den Individuendichten. Die verschiedenen Versauerungsindikatoren zeigen dabei über den Untersuchungszeitraum ähnliche Anteile, wobei die säureempfindlichen (VZ 1) und mäßig säureempfindlichen (VZ 2) Taxa bis zu 60 % (September 2003) der Individuenanzahl erreichen. Eintagsfliegen werden regelmäßig mit bis zu 5 Arten in den Proben nachgewiesen.

Aufgrund der Makrozoobenthosuntersuchungen ist der Wolfsbach derzeit nicht nachhaltig von der Gewässerversauerung beeinträchtigt (Abbildungen 181 - 185).

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

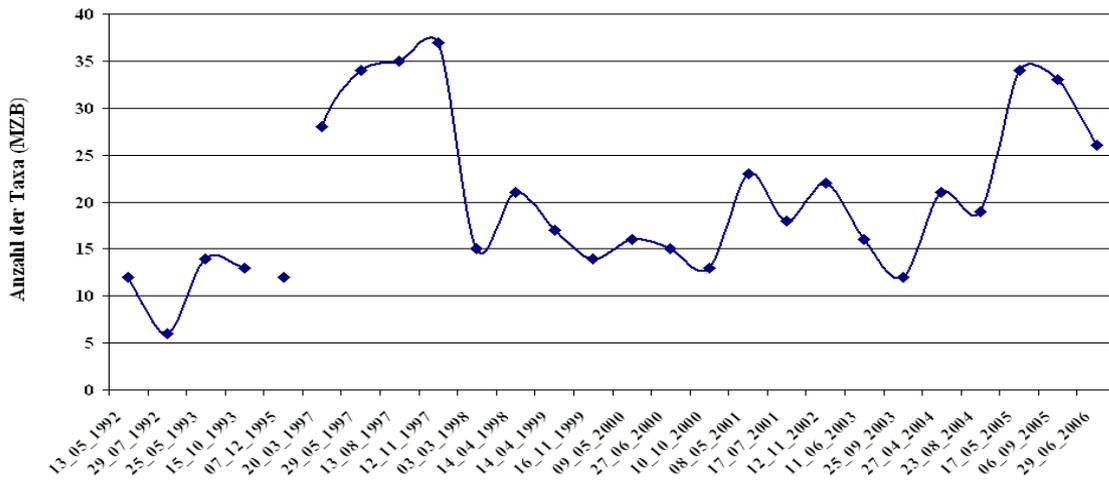


Abbildung 181: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum

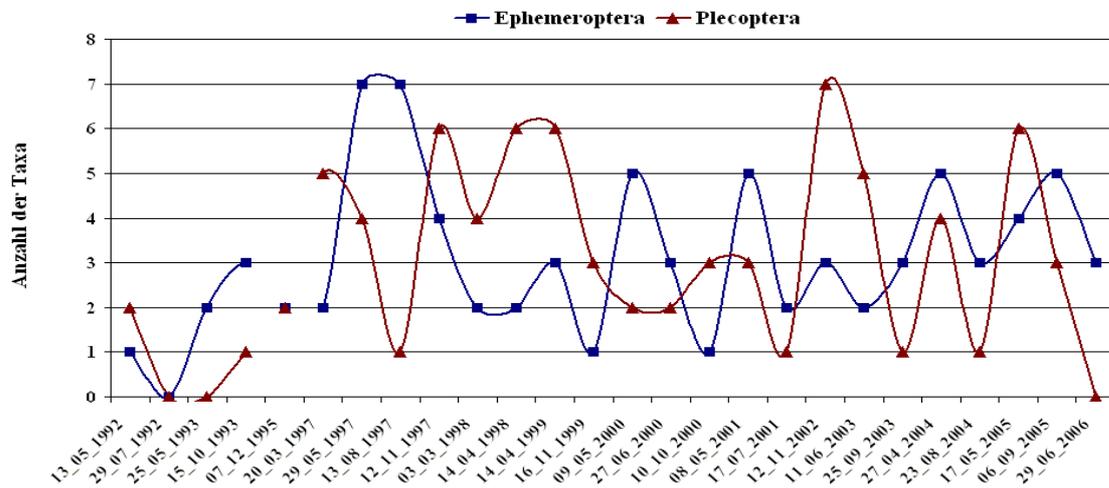


Abbildung 182: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum

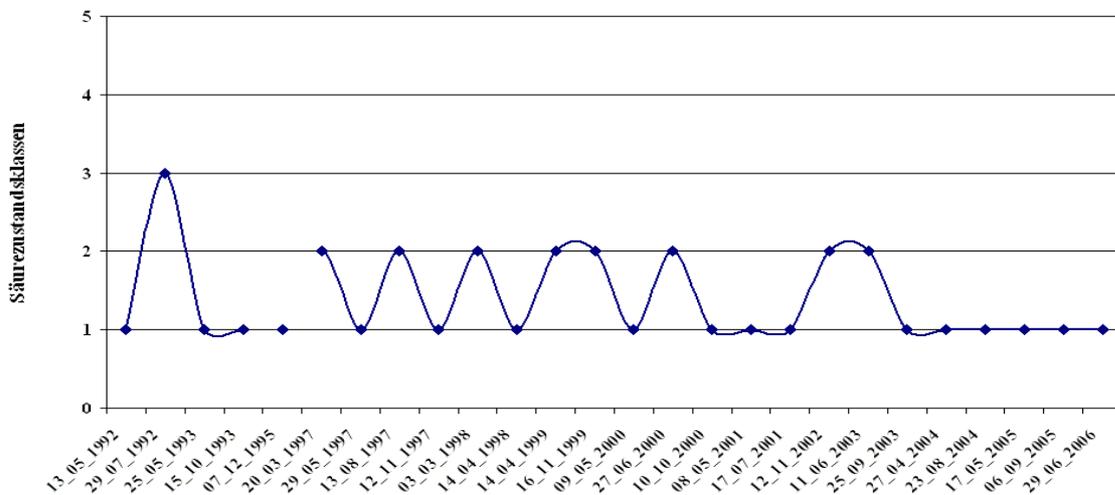


Abbildung 183: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum

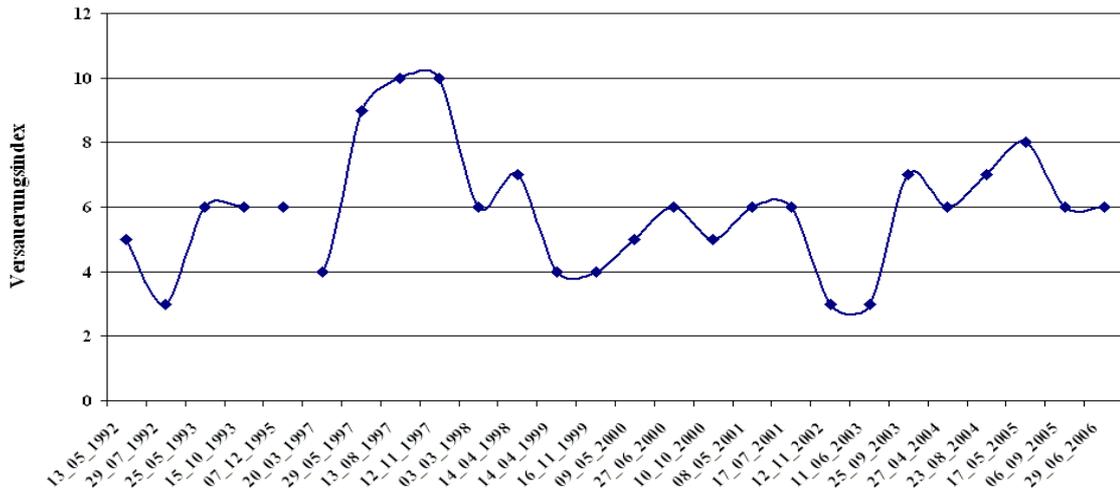


Abbildung 184: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum

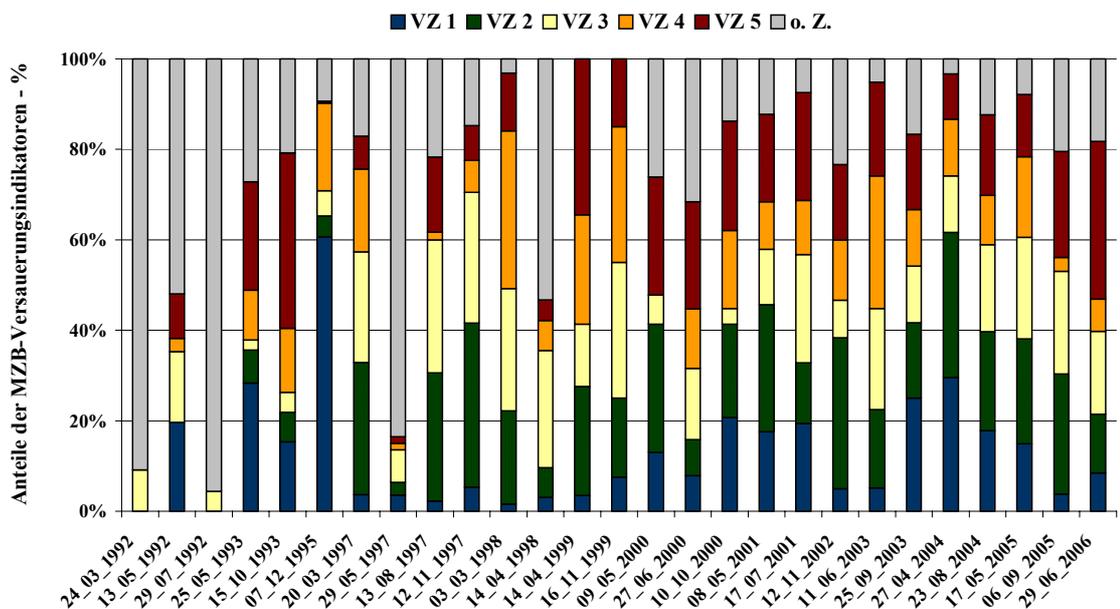


Abbildung 185: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Wolfsbach über den Untersuchungszeitraum

3.10.2 Große Pyra im westlichen Erzgebirge

3.10.2.1 Chemie

An der Großen Pyra liegen seit 1992 kontinuierliche Datenreihen vor. Der pH-Wert (Abbildung 186) ist leicht ansteigend, während die ANC (Abbildung 187) einen deutlicheren Anstieg aufweist, was auf eine leichte Verbesserung der Versauerungssituation hindeutet. Trotzdem ist die Große Pyra noch als ständig stark sauer einzustufen, da die pH-Werte meist unter 5 liegen und die ANC fast immer negativ ist.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

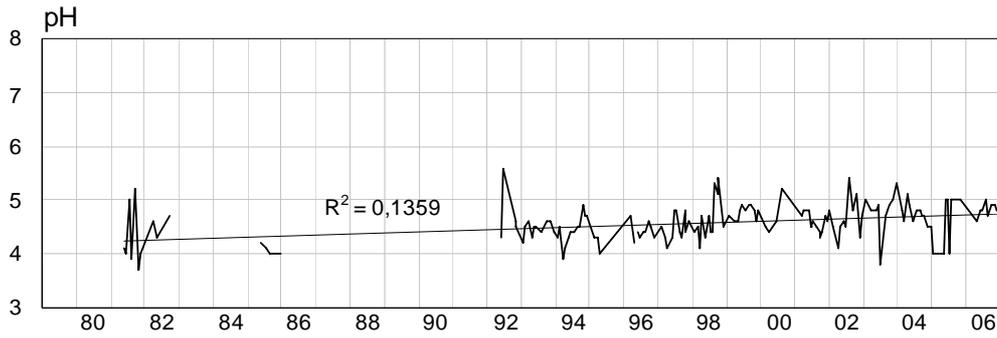


Abbildung 186: Große Pyra: pH-Konzentrationen

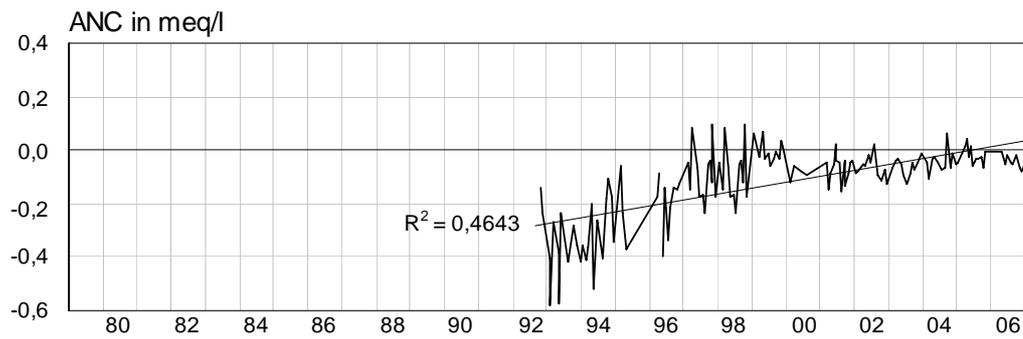


Abbildung 187: Große Pyra: ANC (meq/l)

Sowohl die Sulfat- als auch die Nitratkonzentrationen (Abbildung 188; Abbildung 189) fallen deutlich und signifikant ab, auch die Schwankungsbereiche werden deutlich kleiner.

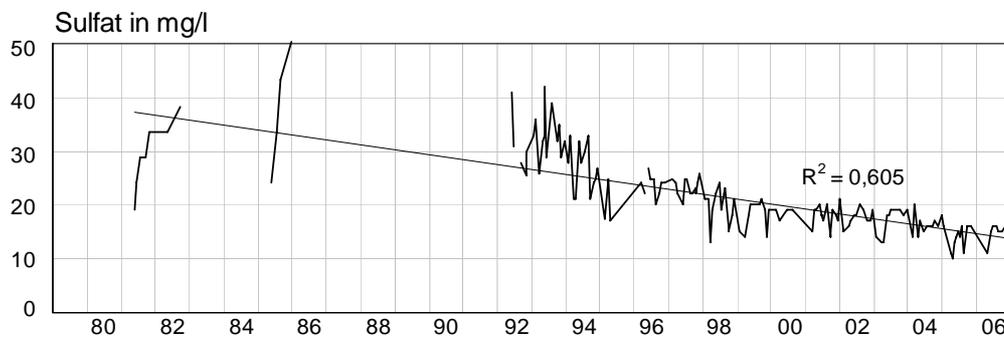


Abbildung 188: Große Pyra: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

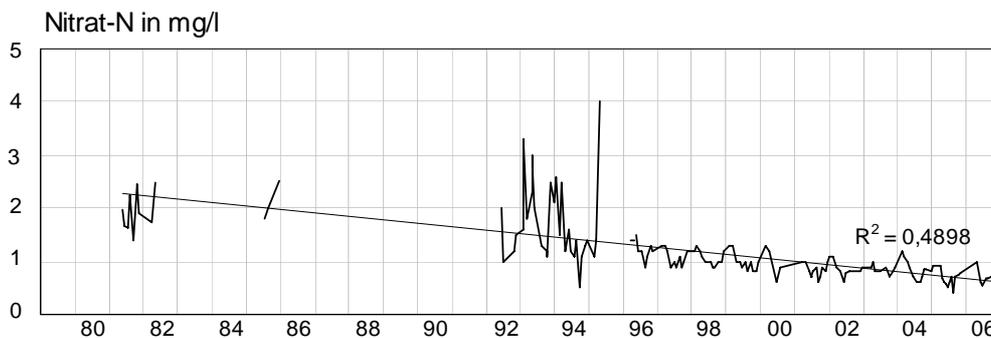


Abbildung 189: Große Pyra: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 190) weist die Große Pyra als eines der wenigen Gewässer einen sehr deutlichen Rückgang auf, was insgesamt auf eine doch langsam sich ent-
spannende Versauerungssituation hindeutet.

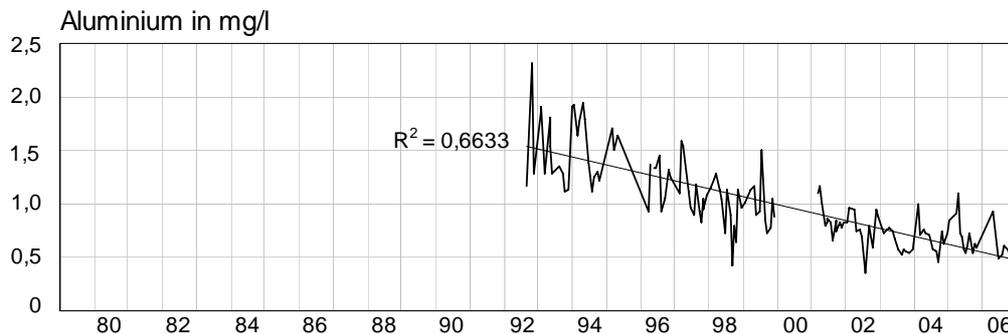


Abbildung 190: Große Pyra: Al-Konzentrationen (mg/l)

3.10.2.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos der Großen Pyra wurde von 1992 bis 2006 mindestens einmal jährlich untersucht. Die dabei nachgewiesenen Zönosen sind als mäßig artenarm zu bezeichnen. Für den Berichtszeitraum wurden nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) die Säurezustandsklassen 3 (2005) und 4 (2006) indiziert und erhebliche Schädigungen der Lebensgemeinschaften nachgewiesen

Daneben ist eine schwache positive Entwicklung aus den Daten abzuleiten. Dies wird an dem sporadischen Auftreten von Eintagsfliegen in den Proben seit dem Jahr 2003 deutlich. Gleichzeitig sind auch die Gruppen der Plecoptera und Trichoptera vermehrt mit leicht höheren Artenzahlen in den Einzelproben vertreten. Daneben fehlen säuresensible Faunenelemente über den gesamten Beobachtungszeitraum jedoch nahezu vollständig. Lediglich im Jahr 2005 konnten erstmalig geringe Individuenzahlen dieser Gruppe nachgewiesen werden. Allgemein wird die Zoozönose von sehr säureresistenten (VZ 5) und säureresistenten (VZ 4) Organismen dominiert.

Zusammengefasst ist aus den Daten für die Große Pyra ein schwacher Trend zur Verringerung der Säurebelastung abzuleiten (Abbildungen 191 - 195).

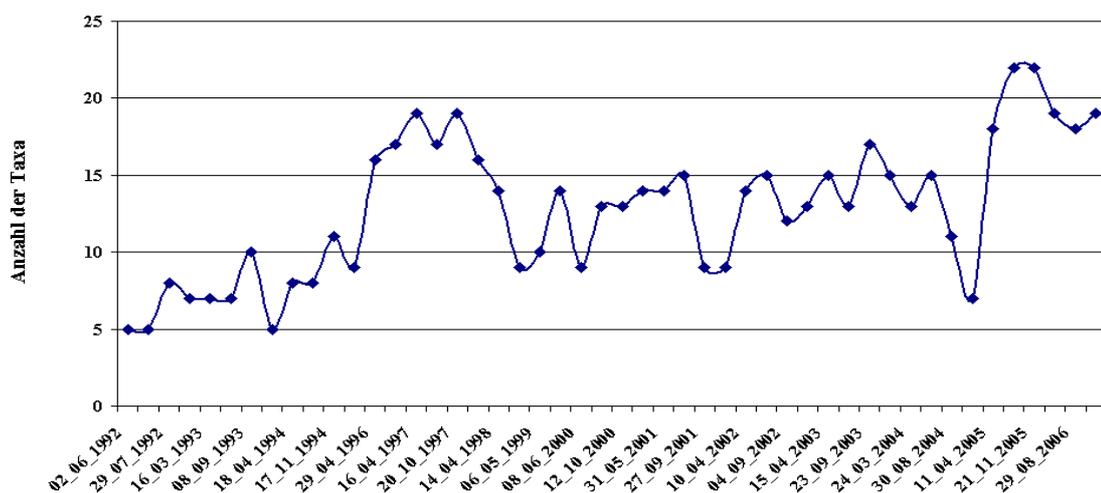


Abbildung 191: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

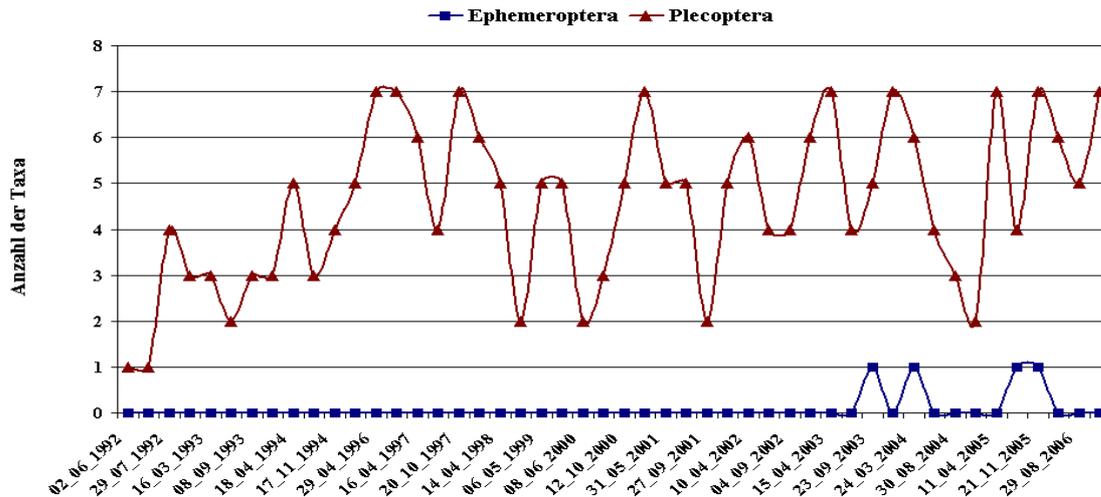


Abbildung 192: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum

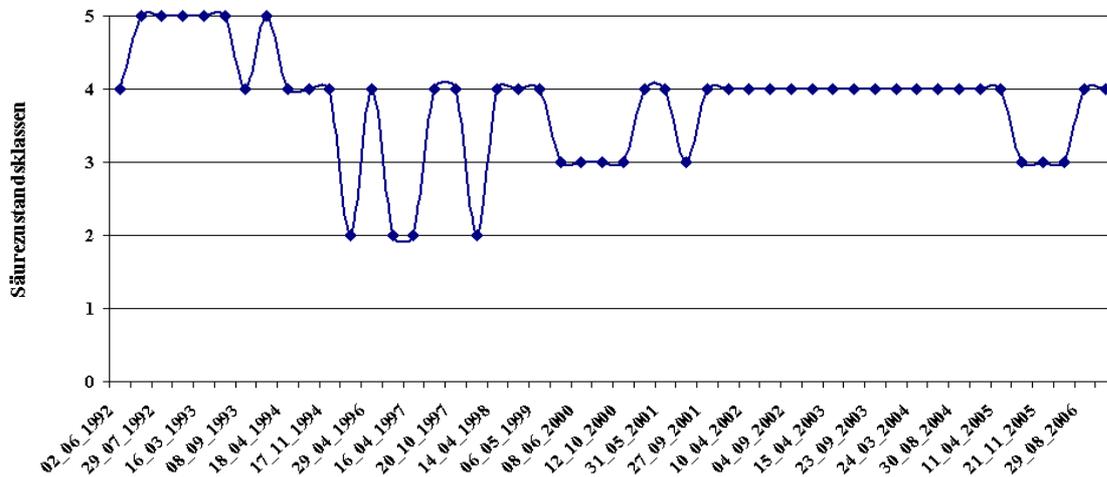


Abbildung 193: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum

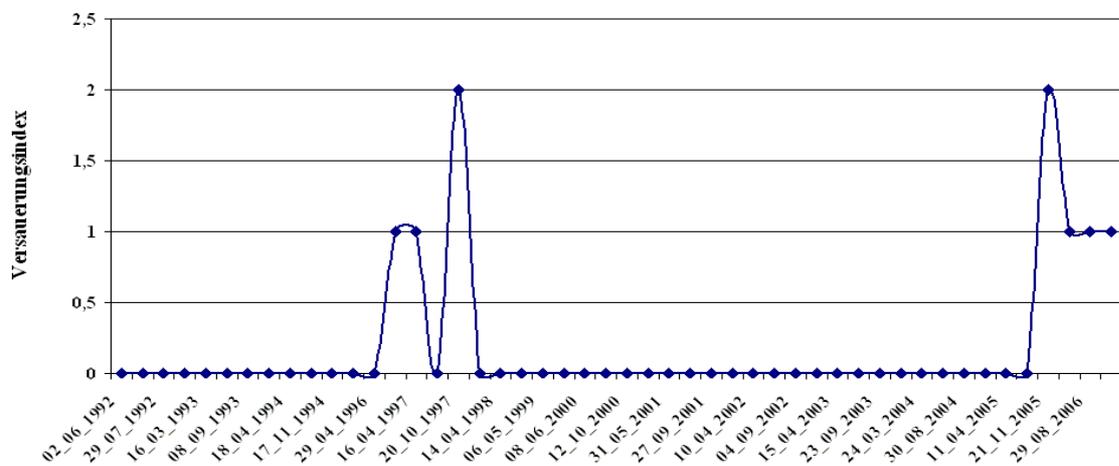


Abbildung 194: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum

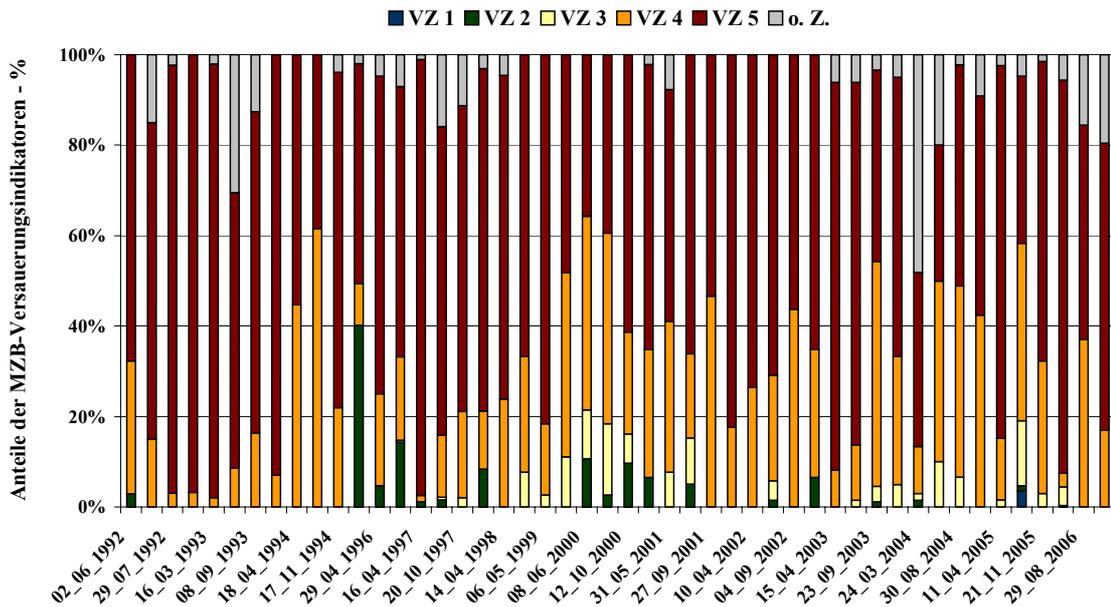


Abbildung 195: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Pyra über den Untersuchungszeitraum

3.10.2.3 Diatomeen

Daten zur Diatomeenflora der Großen Pyra liegen aus den Jahren 2005 und 2006 vor. Die Gesellschaften wurden durch säuretolerante Taxa dominiert (Abbildung 196). Nach dem Verfahren nach CORING (1999) war das Gewässer 2005 als kritisch sauer zu bezeichnen, während im Frühjahr 2006 eine Verbesserung zu periodisch kritisch sauren Bedingungen zu verzeichnen war. Weiterhin wurden in allen Proben Hinweise auf huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet nachgewiesen (Tabelle 24). Die Einschätzung des Säurezustandes auf der Basis der Diatomeen stimmt weitgehend mit den Ergebnissen der Makrozoobenthosuntersuchungen überein.

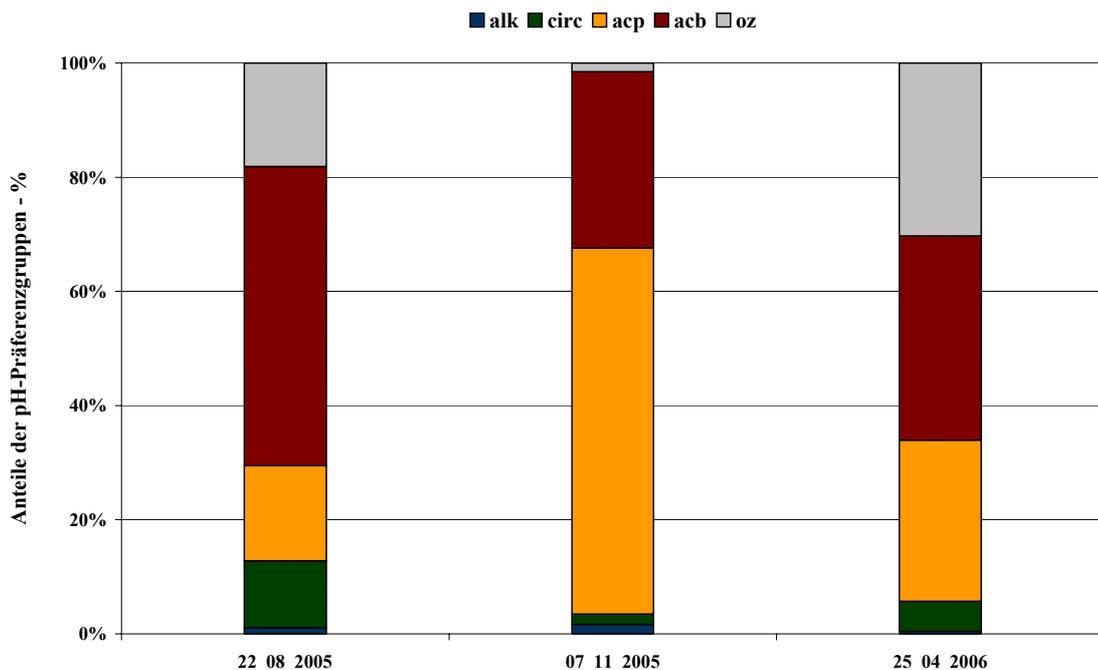


Abbildung 196: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Großen Pyra

Tabelle 24: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Pyra an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005		2006
	Aug	Nov	April
Große Pyra	4*h	4*h	3*h

3.10.3 Talsperre Sosa im westlichen Erzgebirge

3.10.3.1 Chemie

An der Talsperre Sosa reichen die Messungen bei einigen Parametern bis 1954 zurück. Ab etwa Mitte 1994 liegen vereinzelt Messungen aus den abgebildeten Tiefenstufen vor. Insgesamt fällt auf, dass sich bei allen Parametern die extremen Schwankungen früherer Jahre verringert haben. Weiterhin ist festzuhalten, dass einige Trends deutliche Zweiteilungen aufweisen. Der Trend des pH-Werts (Abbildung 197) weist bis etwa 1987 eine sinkende Tendenz auf, seitdem ist jedoch eine Verbesserung zu erkennen, die statistisch signifikant ist. Auffällig sind außerdem die extremen Schwankungen des pH-Werts bis 1987, die in den Folgejahren nicht mehr auftreten. Anhand der pH-Werte ist die Talsperre Sosa zwar immer noch als ständig stark sauer einzustufen, eine Verbesserung in Richtung periodisch deutlich sauer erscheint jedoch möglich.

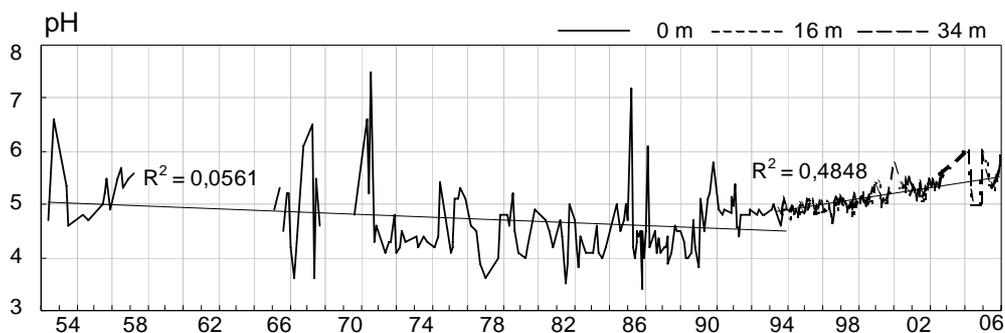


Abbildung 197: Talsperre Sosa: pH-Konzentrationen

Wie beim pH-Wert weisen die Trends der Sulfat- und Nitratkonzentrationen (Abbildung 198; Abbildung 199) bis etwa 1989 auf eine Verschlechterung der Versauerungssituation hin, wobei insbesondere beim Sulfat zum Teil exorbitante Extremwerte zu verzeichnen sind. Seitdem kann bei beiden Parametern in allen drei Tiefenstufen eine deutliche und statistisch signifikante Konzentrationsverringern und Abnahme der Schwankungsbereiche verzeichnet werden.

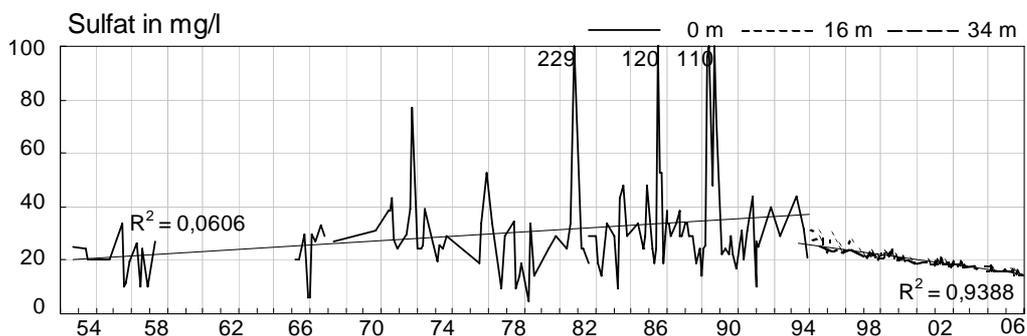


Abbildung 198: Talsperre Sosa: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

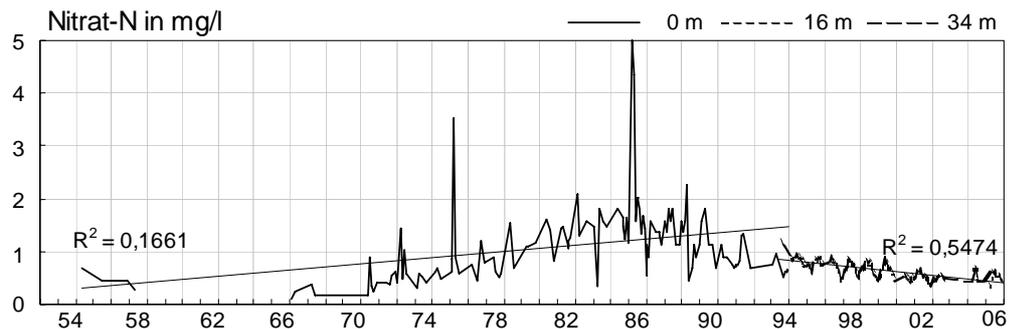


Abbildung 199: Talsperre Sosa: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Für den Untersuchungszeitraum bis 1994 liegen nur Sauerstoff-Werte von der Wasseroberfläche vor (Abbildung 200). Seit 1995 sind Werte aus 16 m bzw. 34 m Tiefe vorhanden. Durch die sommerliche Sauerstoffzehrung in diesen Tiefen treten niedrigere Konzentrationen in diesen Tiefenstufen auf, zu anaeroben Verhältnissen kommt es jedoch nicht.

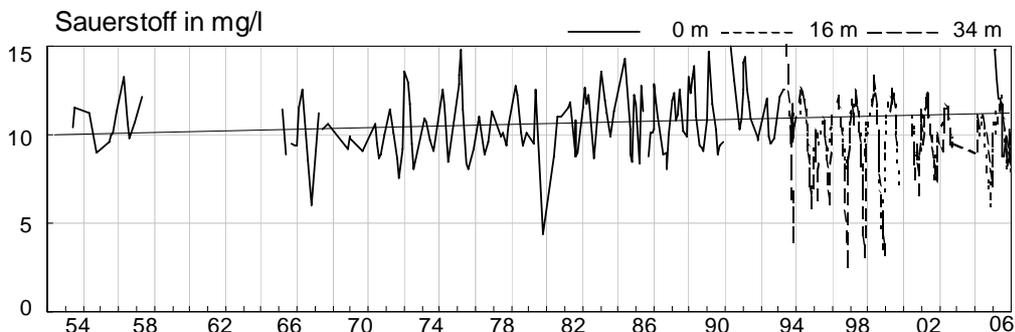


Abbildung 200: Talsperre Sosa: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)

Auch bei den Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abbildung 201) liegen ab 1995 Werte für die Tiefenstufen 16 m und 34 m vor. Auffallend sind die im Vergleich zu früher deutlich geringeren Schwankungen sowie der zwar leichte aber signifikante Anstieg der Konzentrationen seit 1995.

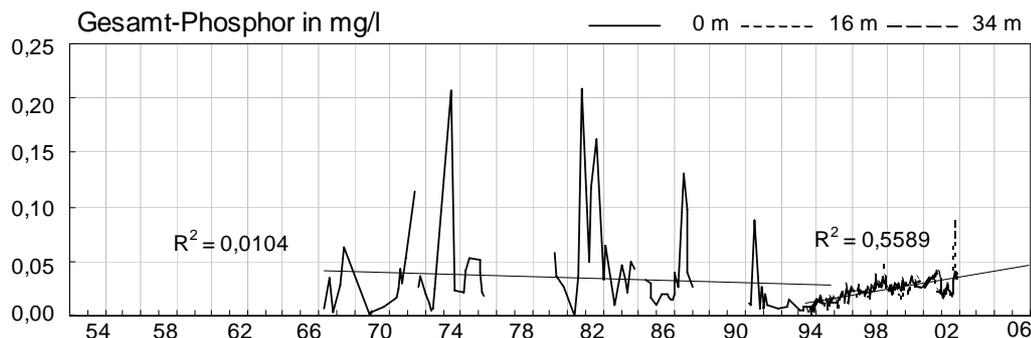


Abbildung 201: Talsperre Sosa: Gesamt- PO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die in 16 m und 34 m seit 1994 deutlich geringeren Schwankungen der Ammonium-N-Konzentrationen (Abbildung 202) deuten wie die zurückgehenden Nitrat-N-Konzentrationen auf eine Verringerung der Stickstoffeinträge hin.

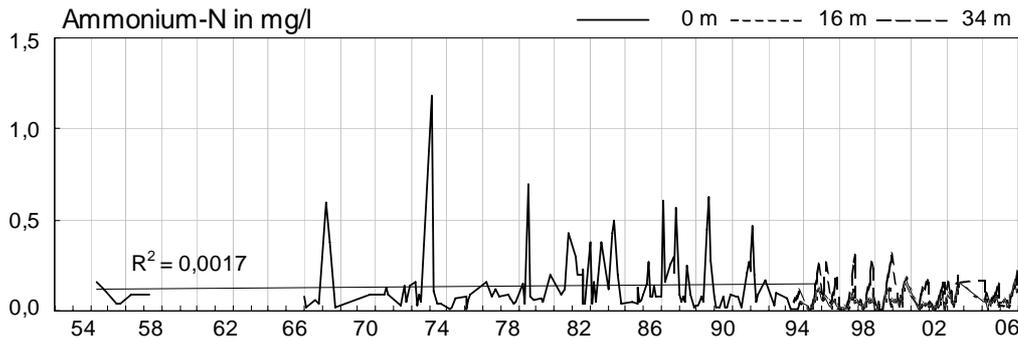


Abbildung 202: Talsperre Sosa: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

3.10.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Für Vergleiche von Depositionsraten mit der Gewässerchemie wird für das westliche Erzgebirge die Depositionsmessstelle Plauen (Abbildung 203) verwendet. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2006, es liegen nur Freilandmessungen vor. Die Depositionen von Sulfat sind durch einen deutlichen Rückgang gekennzeichnet, die Depositionen von Nitrat und Ammonium sind gleichbleibend.

Die Trends für Sulfat entsprechen in etwa denen der Wasserchemie, ebenso die von Ammonium der Talsperre Sosa. Die gleichbleibenden Nitratdepositionen sind weder bei der Großen Pyra noch in der Talsperre Sosa festzustellen. Die Ammoniumkonzentrationen aller Gewässer im westlichen Erzgebirge fallen leicht ab, wohingegen die Depositionen keinen Trend erkennen lassen. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich nur um Freiland- und nicht um Bestandsdepositionen handelt.

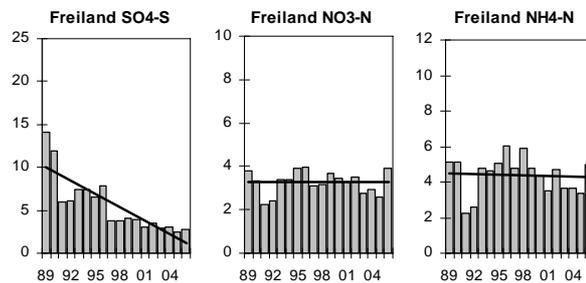


Abbildung 203: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Plauen (kg/ha*a)

Die einheitlich positiven Trends der versauerungsrelevanten Parameter deuten auf eine sich entspannende Versauerung im Wolfsbach hin. Die Ergebnisse aus den Makrozoobenthosuntersuchungen belegen dies, denn seit 2003 wird nur noch die SZKL 1 erreicht.

Wie die sich durchwegs positiv entwickelnden chemischen Versauerungsparameter zeigen auch die Makrozoobenthos - Ergebnisse an der Großen Pyra eine leichte Entspannung der Versauerungssituation an. Solange aber die pessimalen pH-Werte auf 4 fallen können, wird eine dauerhafte Besiedlung mit säuresensiblen Arten unmöglich sein.

3.10.5 Rote Pockau im mittleren Erzgebirge

3.10.5.1 Chemie

An der Roten Pockau liegen seit 1992 kontinuierliche Messungen vor. Insgesamt ist der Trend des pH-Werts (Abbildung 204) und der ANC (Abbildung 205) positiv. Die im Jahr 1994 auftretenden pH-Spitzen über 6 sind auf Waldkalkungsmaßnahmen zurückzuführen. Zu Beginn der Untersuchungen war die Rote Pockau als ständig stark sauer einzustufen, mittlerweile kann sie als periodisch (kritisch) sauer bezeichnet werden.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

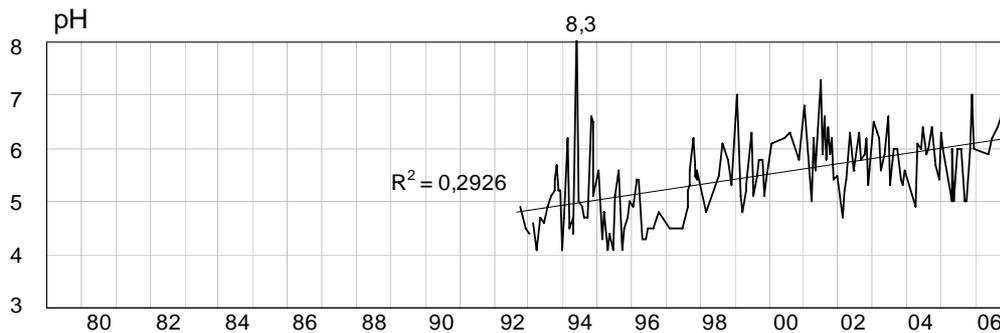


Abbildung 204: Rote Pockau: pH-Konzentrationen

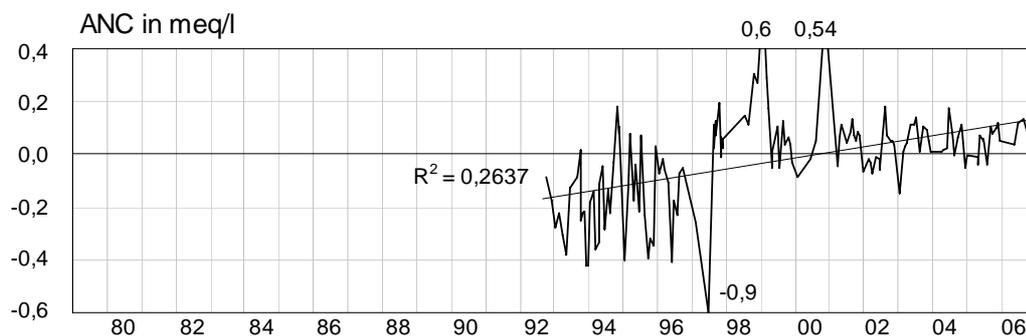


Abbildung 205: Rote Pockau: ANC (meq/l)

Bei den Sulfat-, Nitrat- und Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 206; Abbildung 207; Abbildung 208) können deutliche und signifikante Verbesserungen konstatiert werden. Die Anfang 1999 auftretenden Maxima bei einigen Parametern sind vermutlich durch ein Hochwasserereignis bedingt.

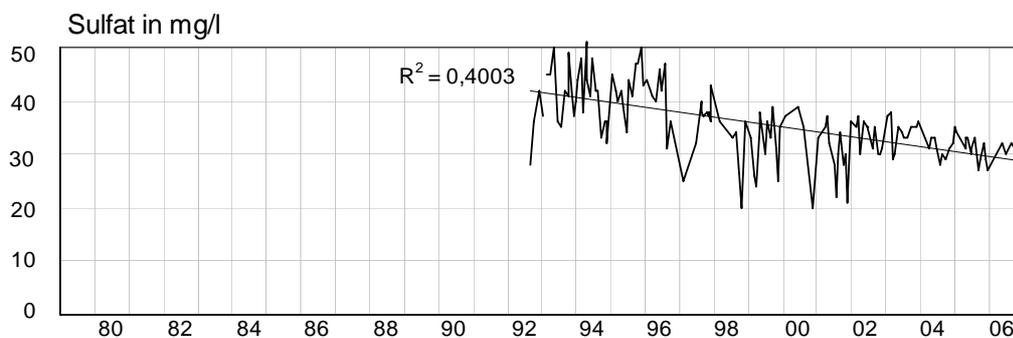


Abbildung 206: Rote Pockau: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

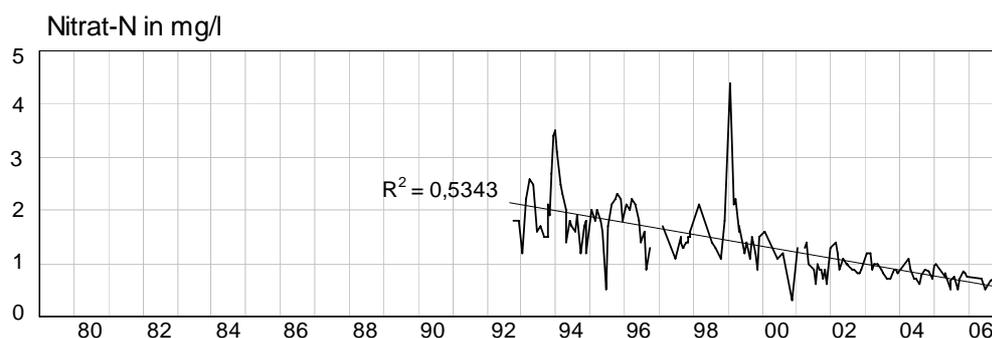


Abbildung 207: Rote Pockau: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

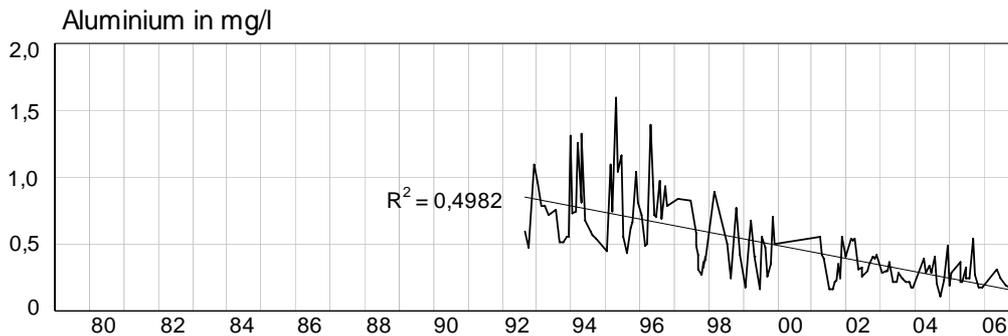


Abbildung 208: Rote Pockau: Al-Konzentrationen (mg/l)

3.10.5.2 Makrozoobenthos

Die Rote Pockau wurde von 1992 bis 2006 mindestens einmal jährlich untersucht. Die im Rahmen der Untersuchungen nachgewiesenen Zoozönosen waren überwiegend artenarm. Daneben ist jedoch insbesondere ab dem Jahr 2000 ein kontinuierlicher Anstieg der Artenzahlen je Probe zu erkennen. Dieser positive Trend ist auch in der Entwicklung des Hendrikson-Index erkennbar und schlägt sich auch in den indizierten Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) nieder. Für diese Kenngröße ist eine Verbesserung der Bewertungen von der Zustandsklasse 4 im Jahr 2000 auf die Klasse 2 im Jahr 2006 gegeben. Für den Berichtszeitraum 2005/06 schwanken die Bewertungen jedoch noch zwischen kritisch und schwach sauren Bedingungen.

Allgemein wurden die Zönosen bis 1998 von sehr säureresistenten (VZ 5) und einem deutlich geringeren Anteil an säureresistenten (VZ 4) Taxa dominiert. Säuretolerante Taxa (VZ 3) treten erst seit 1998 regelmäßig in hohen Anteilen zwischen 40 % und 80 % an den Individuendichten auf. Seit 2005 wurden zudem auch stetig Arten mit mäßiger Säureempfindlichkeit (VZ 2) registriert, wenngleich diese nur in geringer Häufigkeit auftraten.

Insgesamt ist für die Rote Pockau ein positiver Trend zu beobachten. Das Gewässer wird derzeit jedoch noch deutlich durch die Gewässerversauerung beeinträchtigt (Abbildungen 209 - 213).

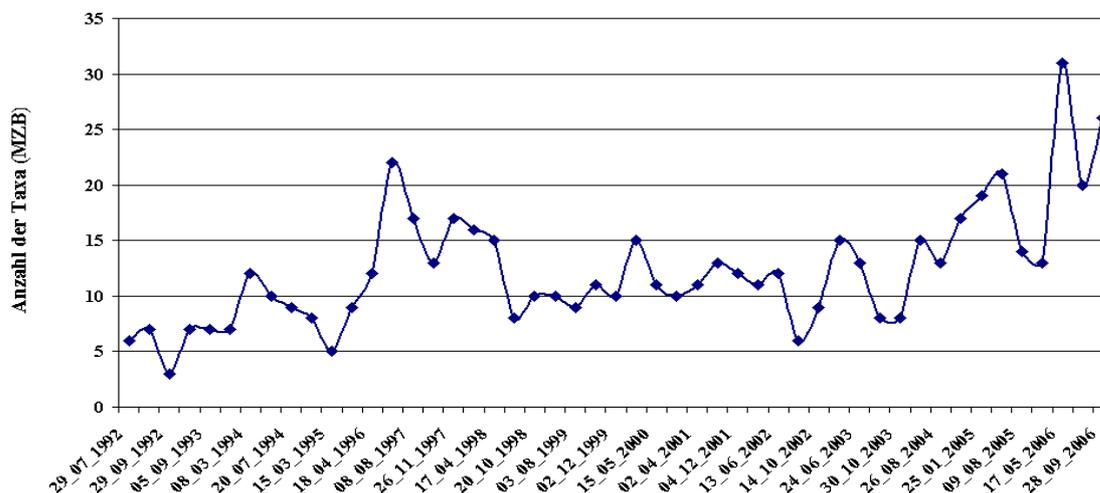


Abbildung 209: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

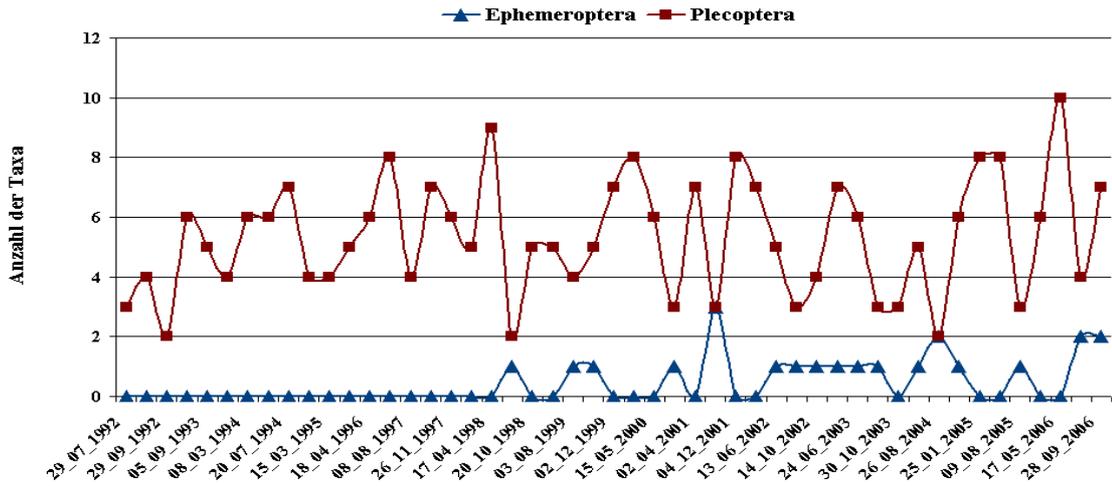


Abbildung 210: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum

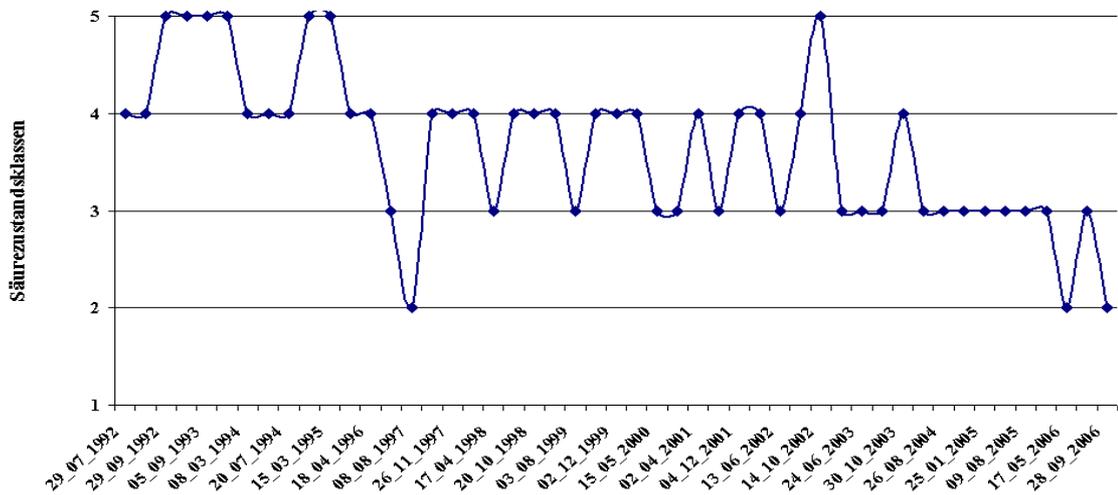


Abbildung 211: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum

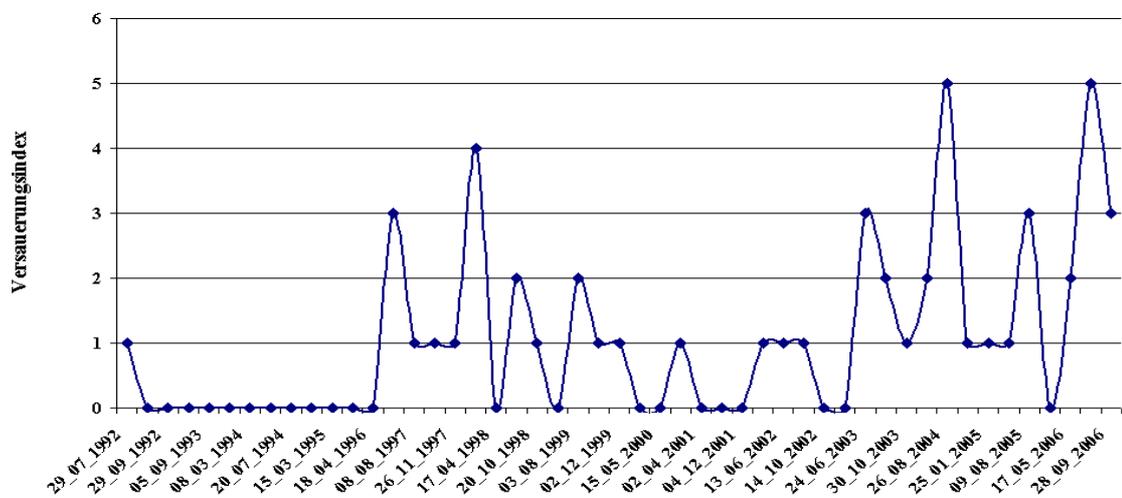


Abbildung 212: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum

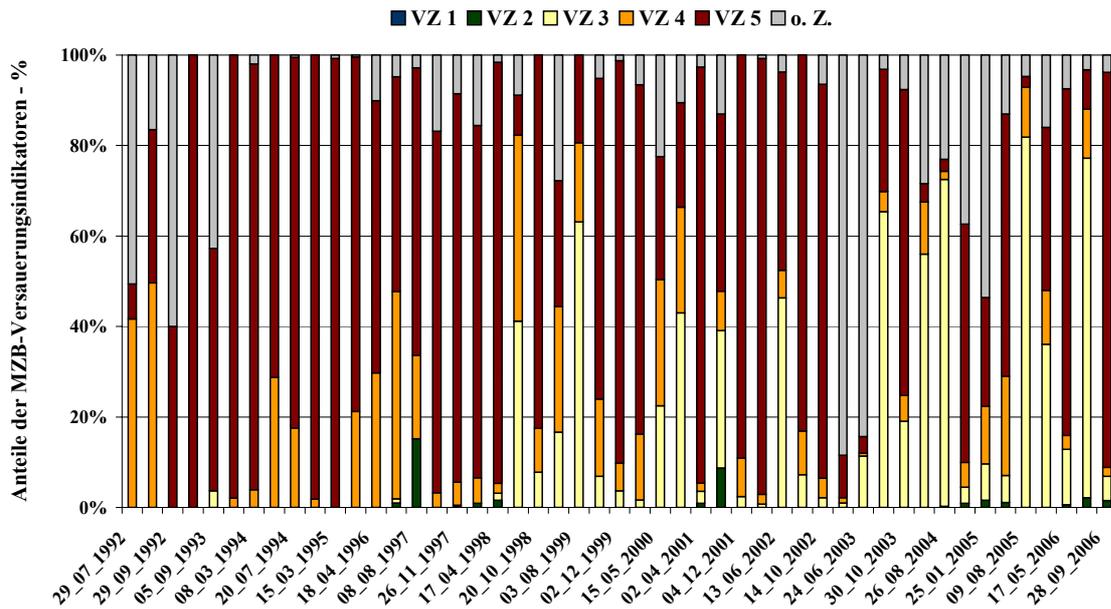


Abbildung 213: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Roten Pockau über den Untersuchungszeitraum

3.10.5.3 Diatomeen

Aus der Roten Pockau liegt lediglich das Untersuchungsergebnis aus der Analyse einer einzelnen Diatomeenprobe aus dem Oktober 2005 vor.

Die Kieselalgenassoziation dieser Probe setzt sich etwa zur Hälfte aus circumneutralen Taxa zusammen, acidophile und acidobionte Diatomeen erreichen einen Anteil von etwa 30 % an der Gesellschaft (Abbildung 214). Analog zu den Ergebnissen des Makrozoobenthos sind aus den Diatomeenuntersuchungen kritisch saure Bedingungen abzuleiten (Tabelle 25).

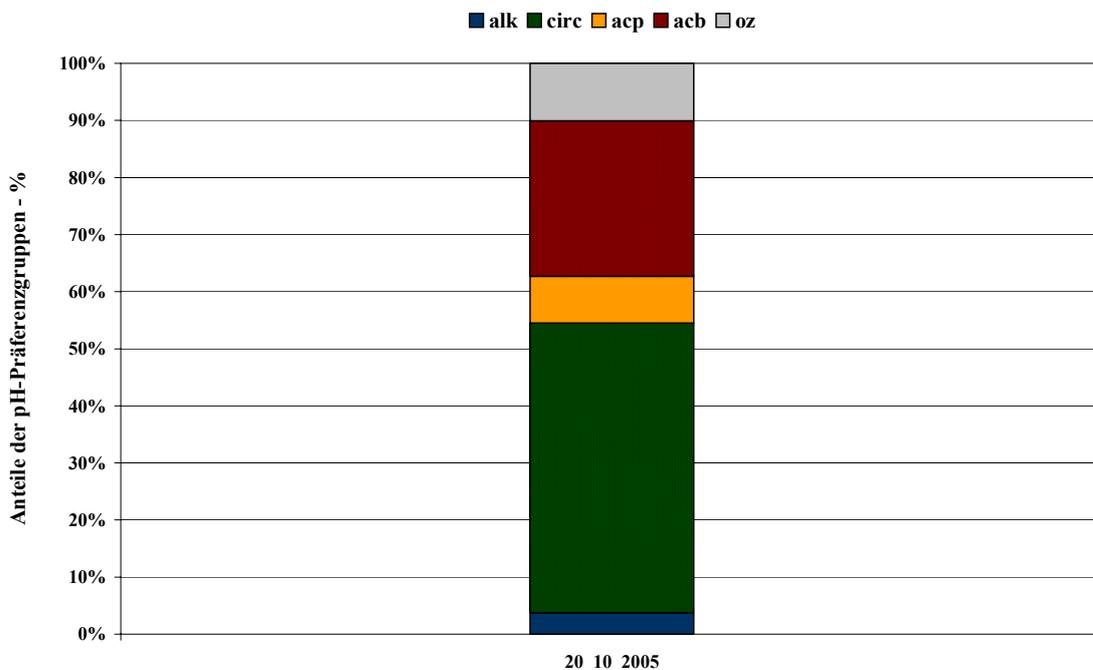


Abbildung 214: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Roten Pockau

Tabelle 25: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Roten Pockau an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005
	Nov
Rote Pockau	3

3.10.6 Talsperre Neunzehnhain im mittleren Erzgebirge

3.10.6.1 Chemie

An der Talsperre Neunzehnhain liegen Daten ab 1966 vor. Seit 1992 sind auch vereinzelt Messungen aus den abgebildeten Tiefenstufen vorhanden. Die Trinkwassertalsperre wurde im April 1996 zu Revisionszwecken abgelassen, deshalb liegen erst wieder seit 2001 Daten vor.

Im Vergleich zur Talsperre Sosa weist die Talsperre Neunzehnhain einen um etwa einen Punkt höheren pH-Wert auf, und das obwohl die Sulfatkonzentrationen etwa doppelt, die Nitratkonzentrationen etwa viermal so hoch sind. Die Ursache hierfür dürfte in der besseren Pufferung der Talsperre Neunzehnhain liegen.

Beim pH-Wert (Abbildung 215) ist über die Jahre weder eine Verbesserung noch eine Verschlechterung festzustellen. Es fällt jedoch auf, dass seit etwa 1996 der pH 6 nicht mehr unterschritten wird.

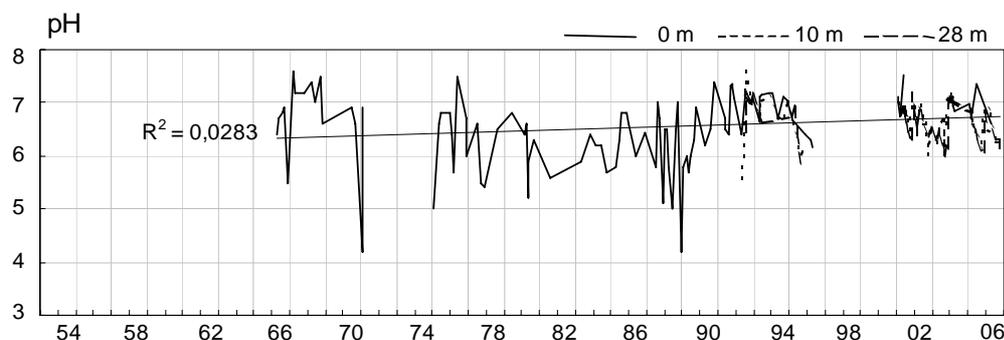


Abbildung 215: Talsperre Neunzehnhain: pH-Konzentrationen

Der Trend der Sulfatkonzentration (Abbildung 216) ist annähernd gleichbleibend, die teilweise extremen Schwankungen früherer Jahre treten seit 1993 nicht mehr auf.

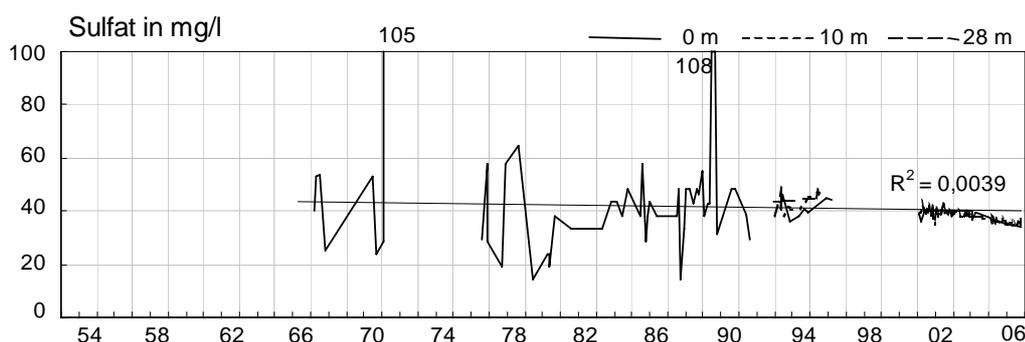


Abbildung 216: Talsperre Neunzehnhain: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Der Verlauf der Nitratkonzentrationen (Abbildung 217) weist eine eindeutige Zweiteilung auf. Bis Mitte 1989 steigen die Werte auf bis zu 6,3 mg/l an, danach gehen sie kontinuierlich und signifikant zurück. Da sich dieser Rückgang jedoch beim pH-Wert noch nicht niederschlägt, sind hier wohl die gleichbleibend hohen Sulfatkonzentrationen hauptverantwortlich für den niedrigen pH-Wert.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

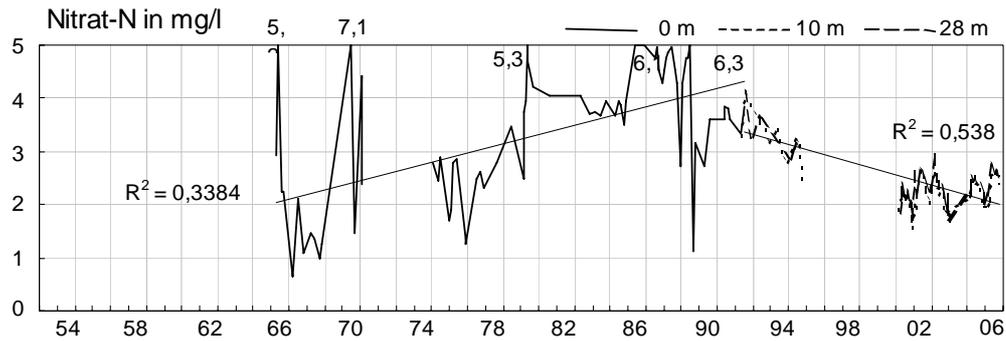


Abbildung 217: Talsperre Neunzehnhain: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Wie bei der Talsperre Sosa liegen auch hier erst seit ca. 10 Jahren Sauerstoff-Werte (Abbildung 218) aus anderen Tiefenstufen vor. Durch Sauerstoffzehrung in den Sommermonaten sind deutliche Minima zu erkennen, anaerobe Verhältnisse treten auch hier nicht auf.

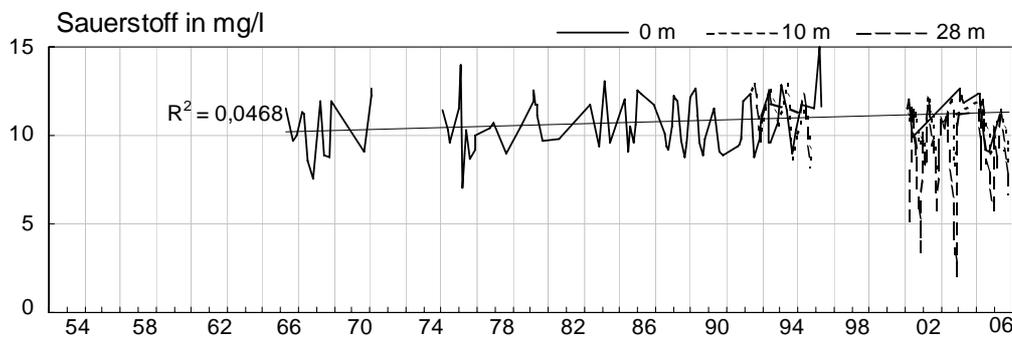


Abbildung 218: Talsperre Neunzehnhain: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)

Auffällig sind die früher auftretenden großen Schwankungen der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abbildung 219). Ähnlich wie bei der Talsperre Sosa scheint auch hier nach dem Rückgang bis 1994 erneut ein leichter Anstieg der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen vorzuliegen. Da für Talsperre Neunzehnhain wegen Revisionsarbeiten für die Jahre 1997 – 2000 sowie ab 2004 keine Daten vorliegen, ist dieser Trend jedoch nicht gesichert.

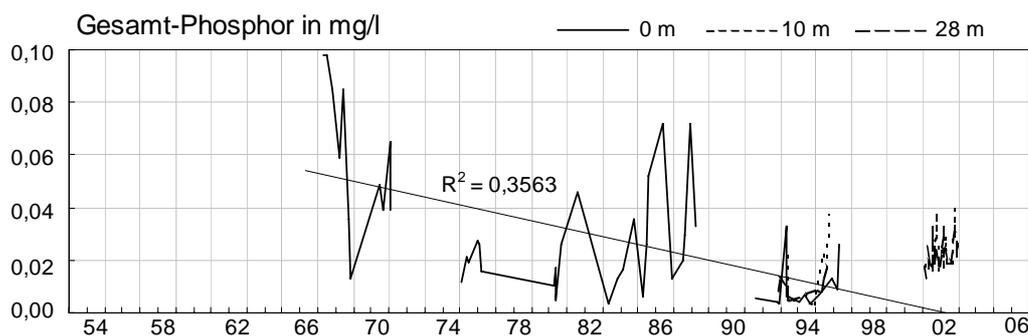


Abbildung 219: Talsperre Neunzehnhain: Gesamt-PO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Ammonium-N-Konzentrationen (Abbildung 220) weisen seit dem Ende der 1980er Jahre nur noch geringe Schwankungen auf. Die Tiefenstufen 10 m und 28 m, die seit 1992 vorliegen, weisen die gleiche Tendenz auf.

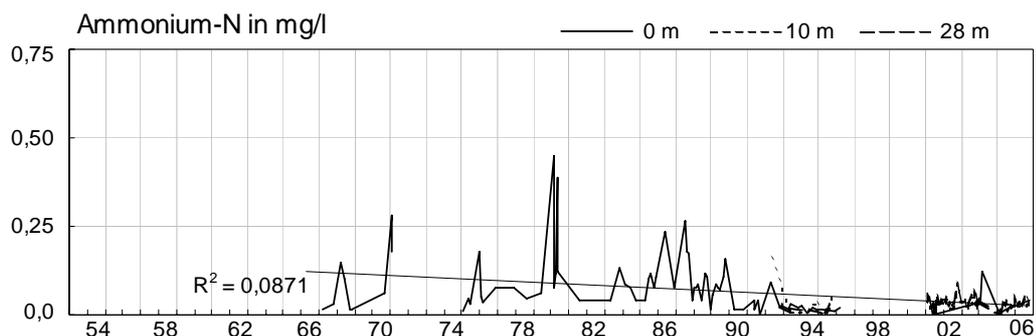


Abbildung 220: Talsperre Neunzehnhain: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

3.10.7 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird für die Rote Pockau und TS Neunzehnhain die Depositionsmessstelle Marienberg (Abbildung 221) herangezogen. Für diese Stelle liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2006. Die Depositionen von Sulfat weisen einen deutlichen Rückgang auf, die Depositionen von Nitrat und Ammonium fallen nur leicht ab. Der Trend der Sulfatdeposition entspricht dem Rückgang der Sulfatkonzentrationen in der Roten Pockau, bei der Talsperre Neunzehnhain kann keine Übereinstimmung festgestellt werden. Die steigenden Nitratdepositionen stehen im Widerspruch zu den teilweise deutlich rückläufigen Konzentrationen in den Gewässern. Die fallenden Ammoniumdepositionen entsprechen den rückläufigen Ammoniumkonzentrationen in der Talsperre Neunzehnhain.

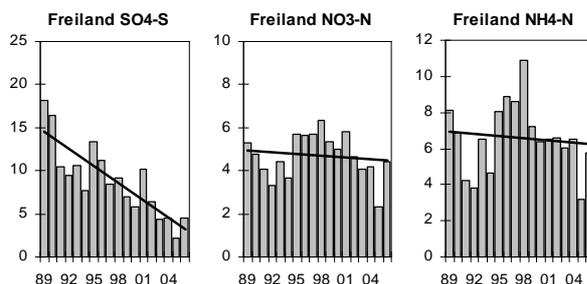


Abbildung 221: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Marienberg (kg/ha*a)

Die deutlichen Verbesserungen der Gewässerchemie hinsichtlich aller Versauerungsparameter an der Roten Pockau spiegelt sich auch in der Makrozoobenthoszönose wider. So steigen insbesondere in den letzten Jahren die Taxazahlen deutlich an, zum anderen ist die SZKL seit 2003 nicht schlechter als 3.

3.10.8 Wilde Weißeritz im östlichen Erzgebirge

3.10.8.1 Chemie

An der Wilden Weißeritz reichen die Messungen zum Teil bis vor 1968 zurück, kontinuierlich ist jedoch kein Parameter erfasst worden. Im Jahr 1999 erfolgte keine chemische Beprobung. Bezüglich des pH-Werts (Abbildung 222) kann die Wilde Weißeritz mit Schwankungen zwischen 4 und 7 bis 1997 als periodisch deutlich sauer eingestuft werden. Seitdem ist ein deutlicher Anstieg zu erkennen, wobei seit 2002 der pH 6 nur noch zweimal unterschritten wurde.

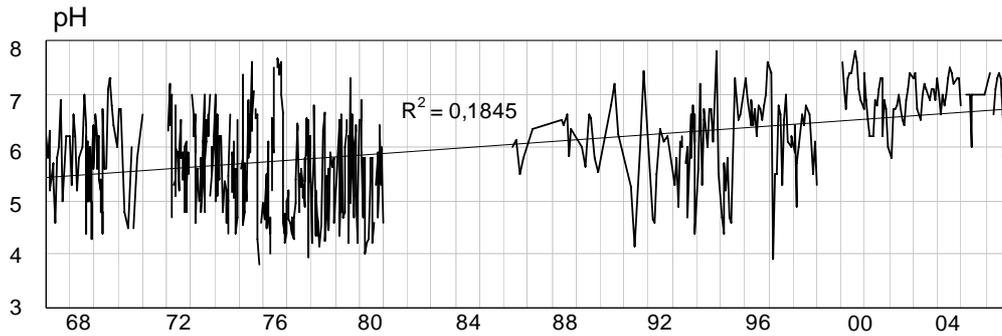


Abbildung 222: Wilde Weißeritz: pH-Konzentrationen

Auch die ANC (Abbildung 223) weist auf eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation hin, seit dem Jahr 2000 sind die Werte der ANC fast ausschließlich positiv.

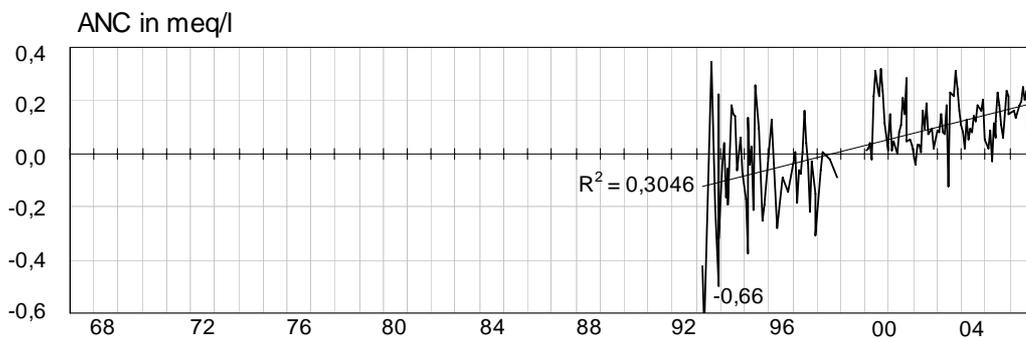


Abbildung 223: Wilde Weißeritz: ANC (meq/l)

Beim Sulfat (Abbildung 224) kann eine Zweiteilung der Konzentrationstrends festgestellt werden. Bis 1989 steigen die Sulfatkonzentrationen stetig an, anschließend ist ein kontinuierlicher Abfall zu verzeichnen. Mittlerweile liegen die Konzentrationen wieder bei Werten, wie sie zu Beginn der Untersuchungen gemessen wurden. Außerdem werden seit 1994 die Schwankungen deutlich geringer.

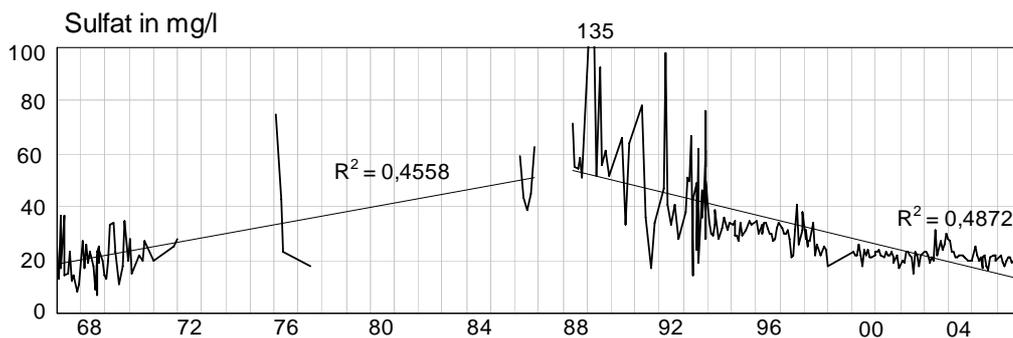


Abbildung 224: Wilde Weißeritz: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Nitratkonzentrationen (Abbildung 225) ist eine Zweiteilung des Konzentrationsverlaufs wegen der lückenhaften Datenreihe nicht zu erkennen. Insgesamt fallen die Werte über die Jahre deutlich ab, die Schwankungen gehen ebenfalls deutlich zurück. Es ist ein deutlicher Jahresgang mit Maxima zur Schneeschmelze im Frühjahr und Minima im Sommer-Herbst zu erkennen.

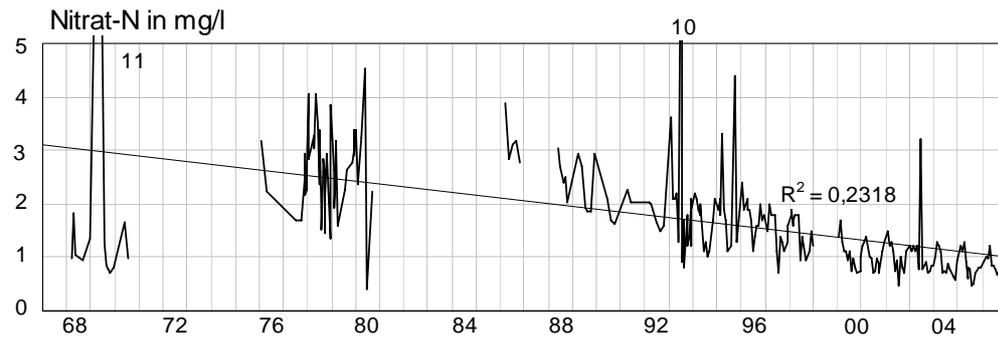


Abbildung 225: Wilde Weißeritz: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Auch die Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 226), die allerdings erst seit 1993 gemessen werden, gehen deutlich zurück.

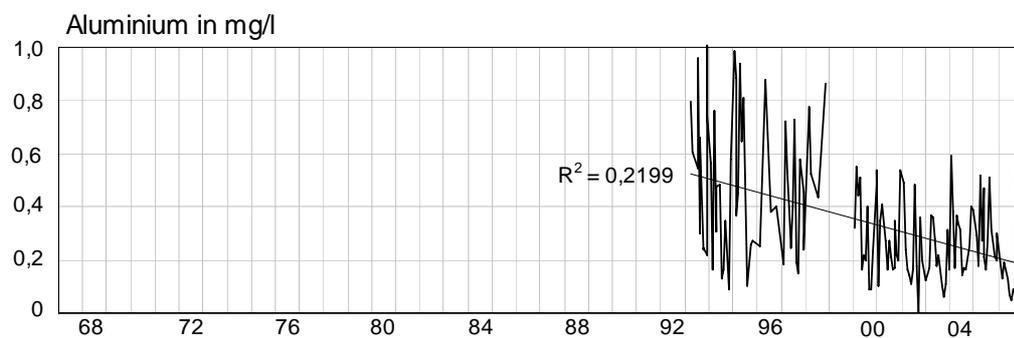


Abbildung 226: Wilde Weißeritz: Al-Konzentrationen (mg/l)

3.10.8.2 Makrozoobenthos

Untersuchungen zum Makrozoobenthos wurden in der Wilden Weißeritz von 1992 bis 2006 in der Regel im Frühjahr und Herbst durchgeführt.

Über den Beobachtungszeitraum zeigen alle aus den Untersuchungen abgeleiteten Kenngrößen eine deutlich positive Entwicklung, wobei alle Metrics mit deutlichen saisonal und hydrologisch bedingten Schwankungen belegt sind. Zwischen 1992 und 1996 wurden in verschiedenen Einzelproben weniger als 5 Taxa erfasst. Seither sind die Artenanzahlen je Probe deutlich angestiegen. Im Mai und August 2006 wurden in den Proben jeweils 36 bzw. 37 Taxa nachgewiesen.

Dieser Trend zeigt sich auch hinsichtlich der in den Einzelproben nachgewiesenen Eintagsfliegenarten: Bis 1998 traten Vertreter der Ephemeroptera unstetig und mit maximal 2 Arten in den Proben auf. Demgegenüber hat die Stetigkeit und auch die Artenvielfalt seit 2000 deutlich zugenommen. Im Untersuchungsjahr 2006 wurden insgesamt 6 Eintagsfliegenarten nachgewiesen. Auch die Diversität der Steinfliegenbesiedlung ist im Beobachtungszeitraum deutlich angestiegen.

Die positive Entwicklung der Zoozönose schlägt sich auch in den Bewertungen der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) nieder. Vor dem Jahr 2000 wurden für die Probe-stelle in der Wilden Weißeritz vermehrt in die beiden schwächsten Zustandsklassen, stark sauer bzw. extrem sauer indiziert. Dagegen wird das Gewässer seit dem Jahr 2000 überwiegend als episodisch schwach sauer (SKZ 2) klassifiziert. Schwankungen in die Klassen 3 (periodisch kritisch sauer) und 4 (periodisch stark sauer) treten jedoch insbesondere in Zusammenhang mit Säureschüben noch immer auf und beeinträchtigen die Lebensgemeinschaften nachhaltig. In Abhängigkeit von der Intensität der Säureschübe dominieren dann säureresistente Arten die Zönose. Im Mai 2006 waren annähernd 75% aller nachgewiesenen Individuen durch eine besondere Säureresistenz gekennzeichnet.

Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1989) visualisiert die beschriebene Entwicklung besonders gut. Neben einem prinzipiell vorhandenen Aufwärtstrend, fällt der Index auch

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

aktuell immer wieder auf sehr geringe Werte zurück und beschreibt damit die Wirksamkeit von Versauerungsschüben (Abbildungen 227 - 231). Zusammenfassend ist für die Wilde Weißeritz eine positive Entwicklung festzuhalten, die auch im Berichtsjahr 2005/06 fortbesteht.

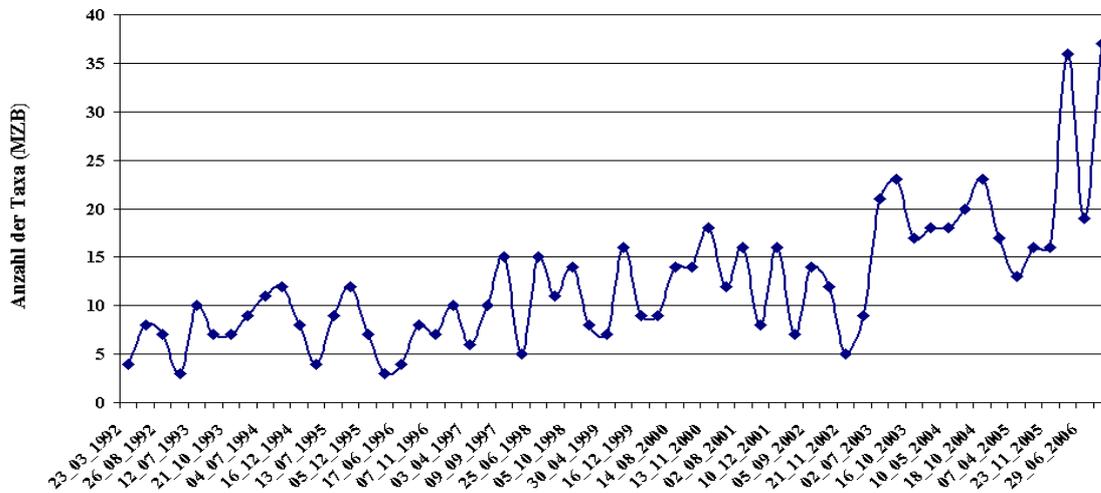


Abbildung 227: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum

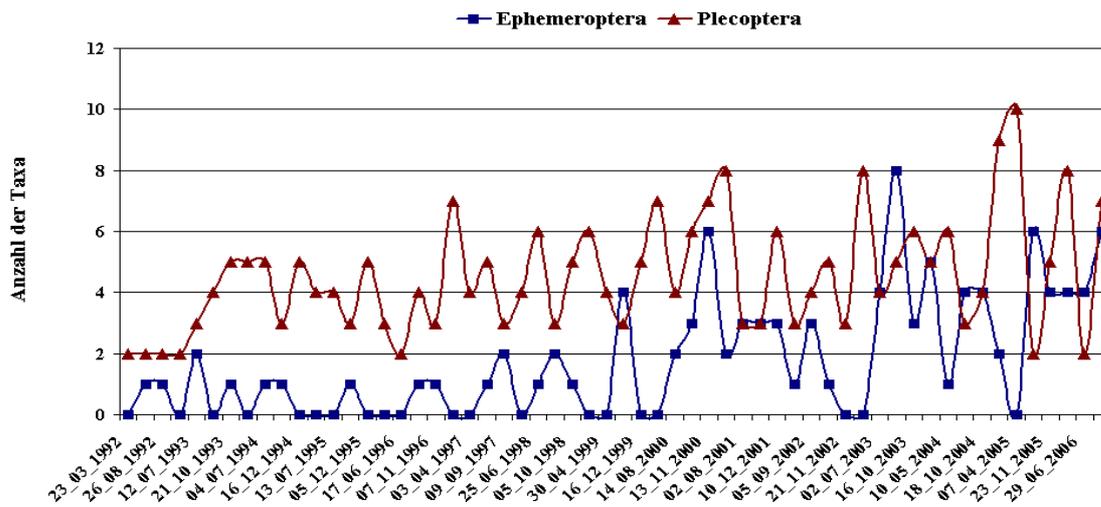


Abbildung 228: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

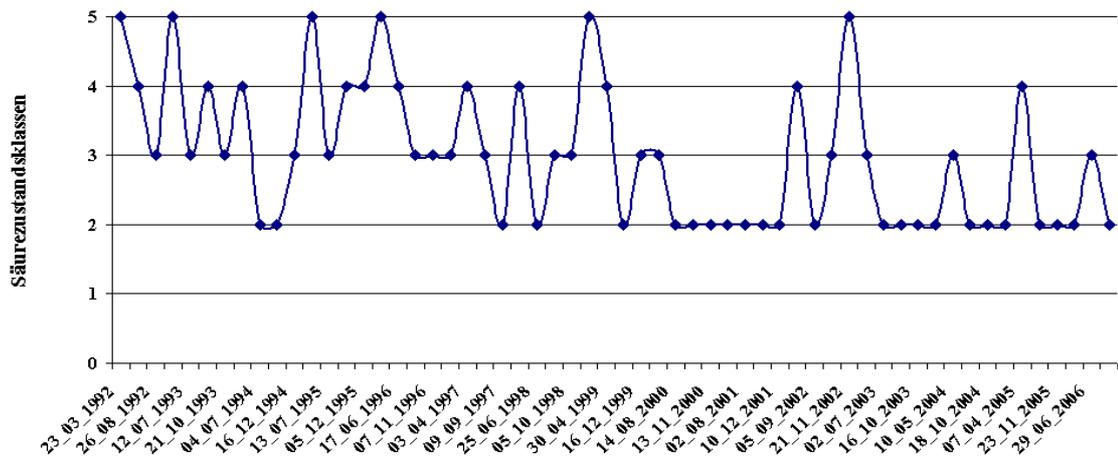


Abbildung 229: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum

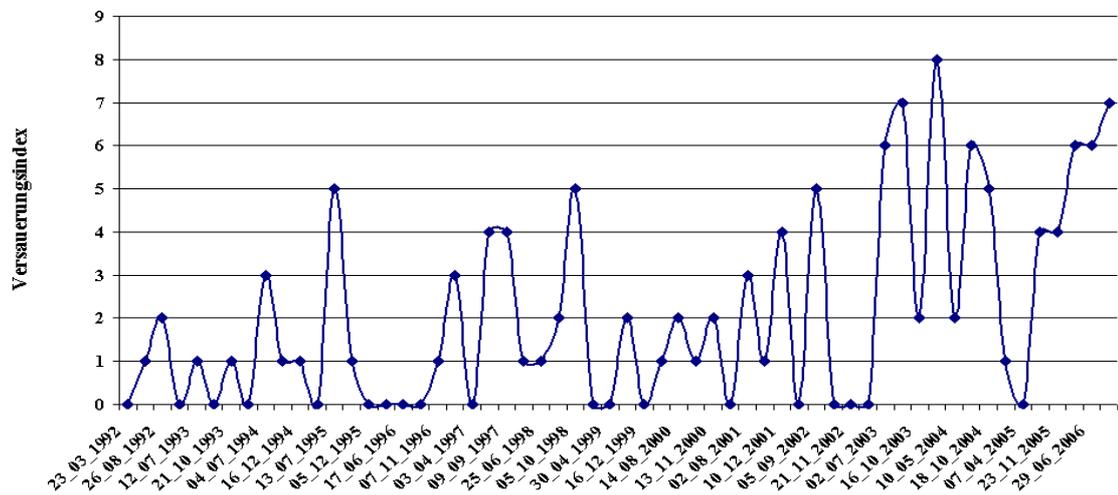


Abbildung 230: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum

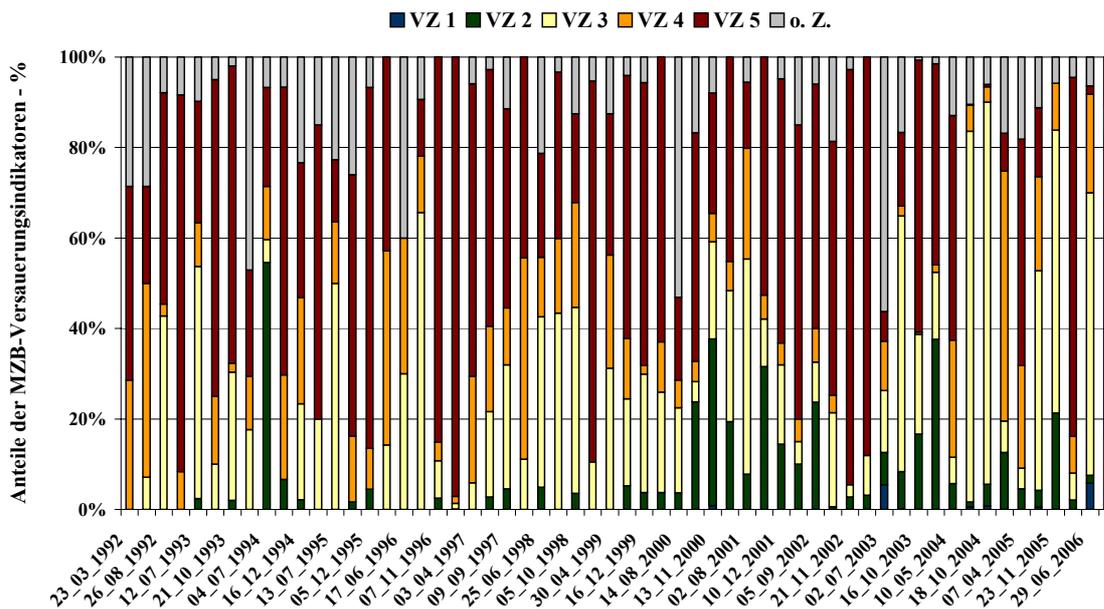


Abbildung 231: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Wilden Weißeritz über den Untersuchungszeitraum

3.10.8.3 Diatomeen

Aus der Wilden Weißeritz liegen Daten zu Diatomeenuntersuchungen aus dem Herbst 2005 und dem Frühjahr 2006 vor. Während die Algengesellschaft im Herbst 2005 nahezu ausschließlich aus circumneutralen Arten zusammengesetzt war, traten im Frühjahr 2006 acidobionte und acidophile Diatomeen in nennenswerten Anteilen hinzu (Abbildung 232). Auch aus diesen Analysen ist das Vorhandensein von Säureschüben insbesondere im Frühjahr klar zu erkennen. Nach dem Verfahren von CORING (1999) war die Wilde Weißeritz im Frühjahr 2006 als schwach sauer zu bezeichnen (Tabelle 26). Im Vergleich zum Makrozoobenthos erscheint diese Bewertung zunächst als sehr optimistisch. Allerdings wurde die entsprechende Probe erst Mitte Mai und damit deutlich nach der Schneeschmelze entnommen. In Bezug auf die Säurebelastung wurden die pessimalen Bedingungen daher nur unzureichend erfasst, da Diatomeen aufgrund ihrer kurzen Generationszyklen lediglich einen Indikationszeitraum von ca. 6 Wochen hinreichend genau beschreiben.

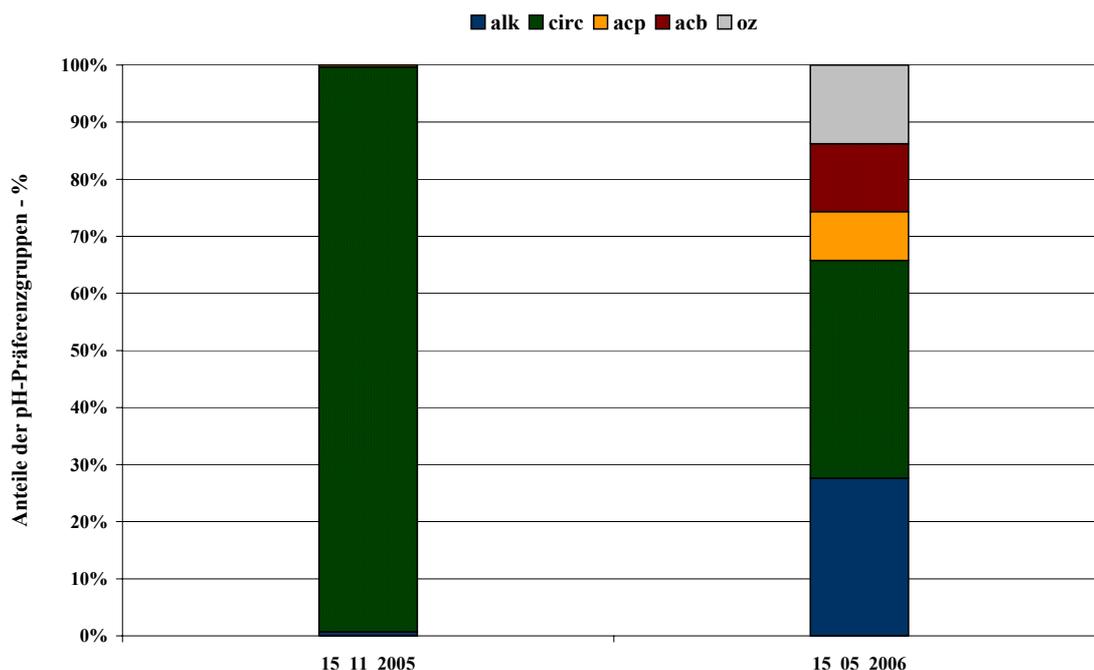


Abbildung 232: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum in der Wilden Weißeritz

Tabelle 26: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Wilden Weißeritz an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005 Nov	2006 Mai
Wilde Weißeritz	1b	2

3.10.8.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Zinnwald (Abbildung 233) herangezogen, es liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2006. Die Sulfatdepositionen sind deutlich fallend, die von Nitrat und Ammonium zeigen einen leichten Anstieg. Die Korrelation (bei Signifikanzniveau $p < 0,01$) der Sulfatdepositionen zur Gewässerchemie sind hochsignifikant ($r^2 = 0,77$), zwischen der Nitratdeposition und den Nitratgehalten im Gewässer liegt keine Signifikanz vor ($r^2 = -0,11$). Der Korrelationskoeffizient bei Ammonium liegt bei $r^2 = 0,41$, wegen der wenigen Datensätze ist hier allerdings noch keine Signifikanz vorhanden.

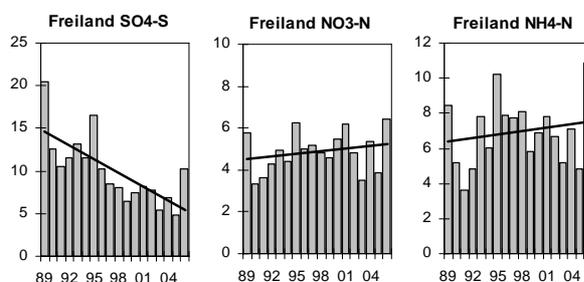


Abbildung 233: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Zinnwald (kg/ha*a)

Die Verbesserung der Makrozoobenthoszönose an der Wilden Weißeritz kann sehr gut mit dem Rückgang der Säurebelastung im Gewässer erklärt werden. Alle versauerungsrelevanten Parameter weisen signifikante Verbesserungen im Untersuchungszeitraum auf.

3.11 Elbsandsteingebirge

3.11.1 Taubenbach

3.11.1.1 Chemie

Am Taubenbach fallen die Rückgänge des pH-Werts (Abbildung 234) auf, die vermutlich durch Tauperioden bedingt sind. Seit 1999 wird pH 6 nur noch zweimal unterschritten. In den Jahren 2005 und 2006 fällt der pH-Wert nicht mehr unter 7. Insgesamt liegt ebenso wie bei der ANC (Abbildung 235), die seit 1999 fast ausschließlich positive Werte aufweist, ein deutlicher Anstieg vor.

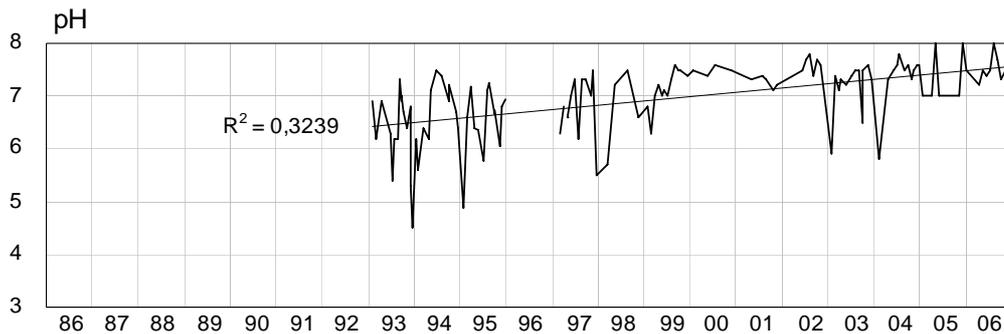


Abbildung 234: Taubenbach: pH-Konzentrationen

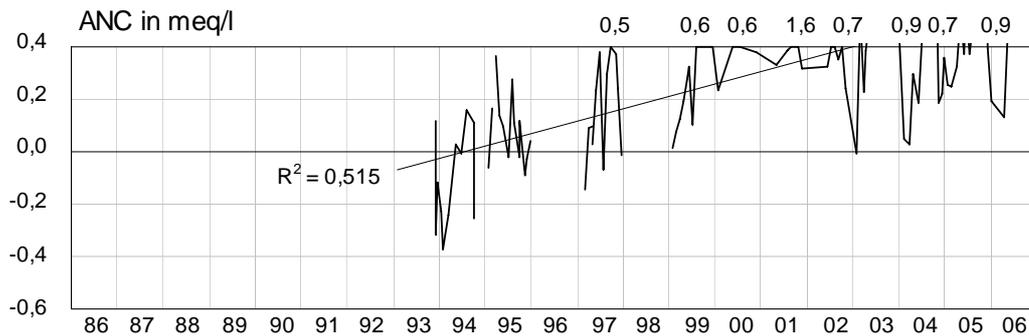


Abbildung 235: Taubenbach: ANC (meq/l)

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 236) gehen zwar statistisch signifikant zurück, mit durchschnittlich 50 mg/l sind die Konzentrationen jedoch noch immer sehr hoch. Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 237) weisen ebenfalls nur einen leichten Rückgang auf.

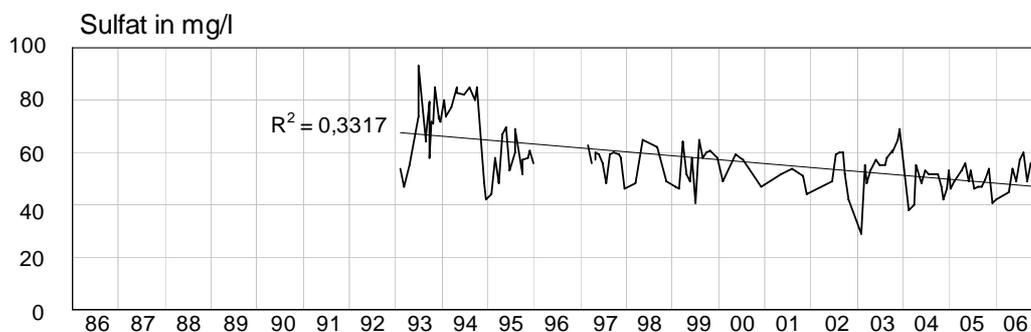


Abbildung 236: Taubenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

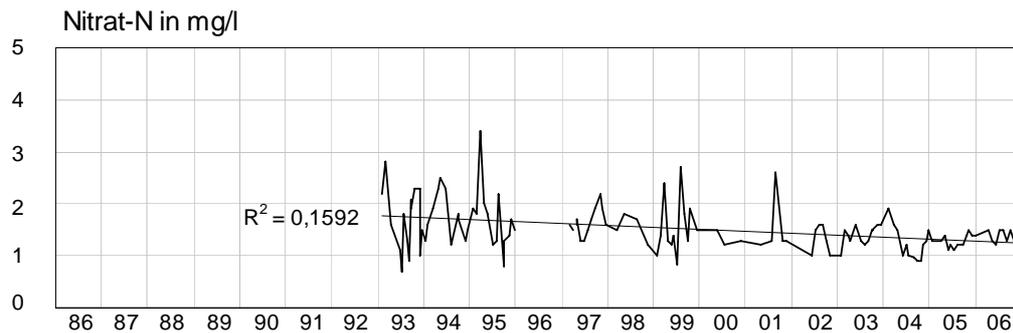


Abbildung 237: Taubenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.11.1.2 Makrozoobenthos

Für den Taubenbach liegt eine durchgehende Datenreihe aus den Jahren 1992 bis 2006 vor. In der Mehrzahl der Untersuchungsjahre wurden jeweils 2 saisonal unterschiedliche Beprobungen durchgeführt.

Für den Berichtszeitraum 2005/06 wird das Gewässer als vorwiegend neutral bis episodisch schwach sauer klassifiziert, für den Juni 2006 sogar als kontinuierlich neutral (Klasse 1).

Alle aus den Daten ermittelten Kenngrößen zeigen über den Beobachtungszeitraum einen positiven Trend. Dieser wird ab dem Jahr 2001 besonders deutlich: Nachdem der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) bis 2001 Schwankungen zwischen 0 und 4 zeigte, steigt er im Zeitraum bis 2006 auf Indexwerte bis zu 10 an. Dieses Indexniveau kennzeichnet insgesamt nur schwache Säurebelastungen.

Auch dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) wird der Säurezustand ab dem Jahr 2001 überwiegend als vorwiegend neutral bis episodisch schwach sauer (SKZ 2) bewertet, in der Spätprobe des Jahres 2005 wurde sogar die günstigste Klasse erreicht.

Die durch die Indexverfahren dokumentierten Verbesserungen werden auch an der Entwicklung der Artenzahl je Probe sowie der Zusammensetzung der Zoozönosen deutlich. Über den Beobachtungszeitraum steigen die Artenzahlen von ca. 7 Taxa je Probe auf Werte von ca. 25 Taxa je Probe deutlich an. Insbesondere die Ephemeropterenfauna ist dabei im Oktober 2006 mit 9 Arten besonders divers ausgeprägt. Die Versauerungsindikatoren bestätigen den positiven Trend durch eine deutliche Verschiebung von säureresistenten (VZ 5) zu mäßig säureempfindlichen Taxa (VZ 2). Über den gesamten Erfassungszeitraum wurden auch immer wieder vermehrt Arten mit der Säurekennzahl 1 Arten nachgewiesen.

Zusammengefasst sind die durch die Versauerung implizierten Schädigungen des Makrozoobenthos während der letzten Jahre deutlich rückläufig. Aktuell sind sie nur noch in geringem Maße nachweisbar (Abbildungen 238 - 242). Die im Taubenbach vorhandenen Zoozönosen beinhalten wesentliche Elemente eines anthropogen unbeeinträchtigten Fließgewässers.

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

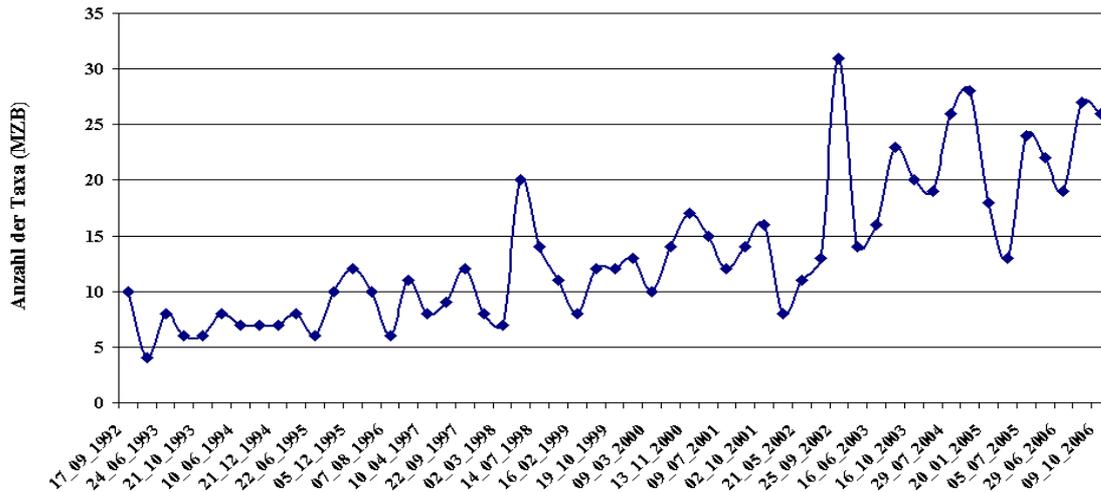


Abbildung 238: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum

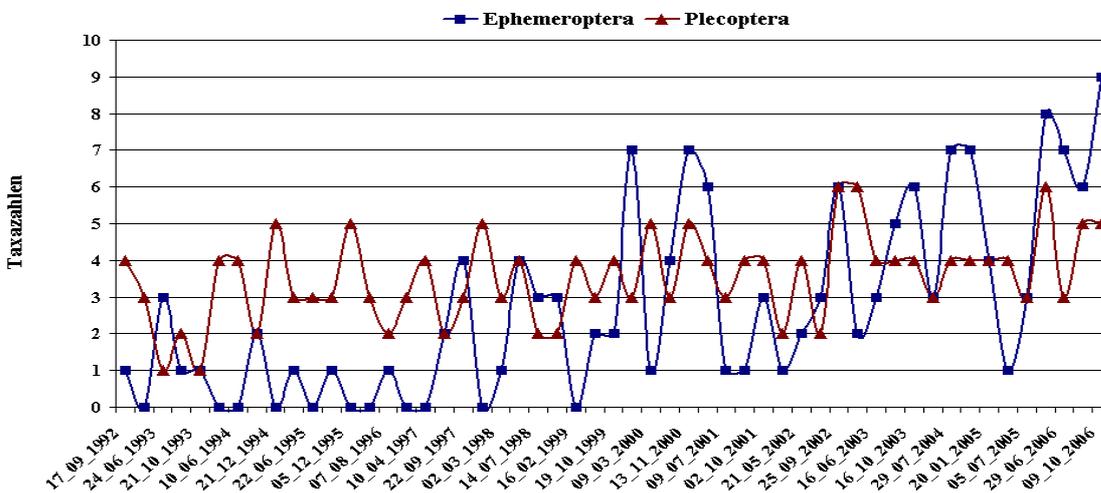


Abbildung 239: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum

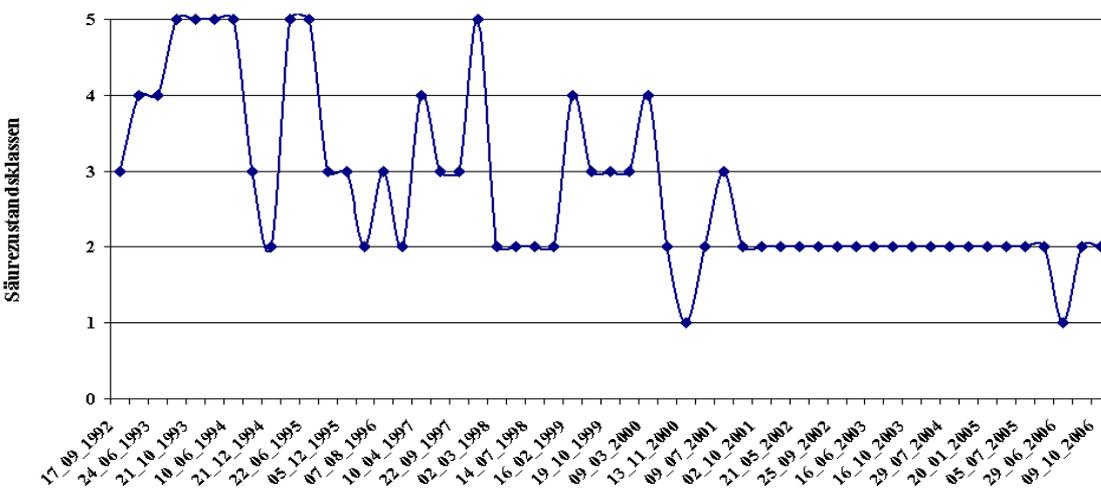


Abbildung 240: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum

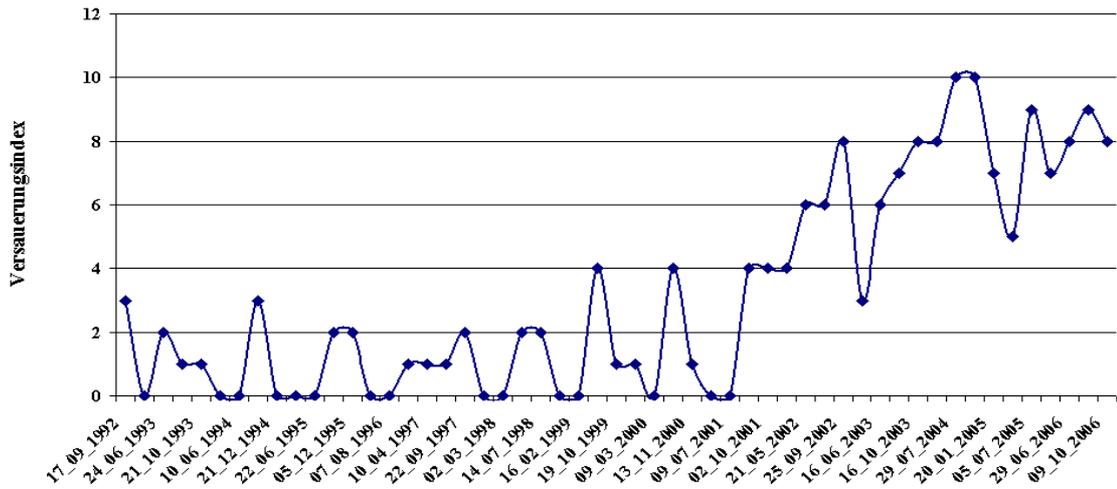


Abbildung 241: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum

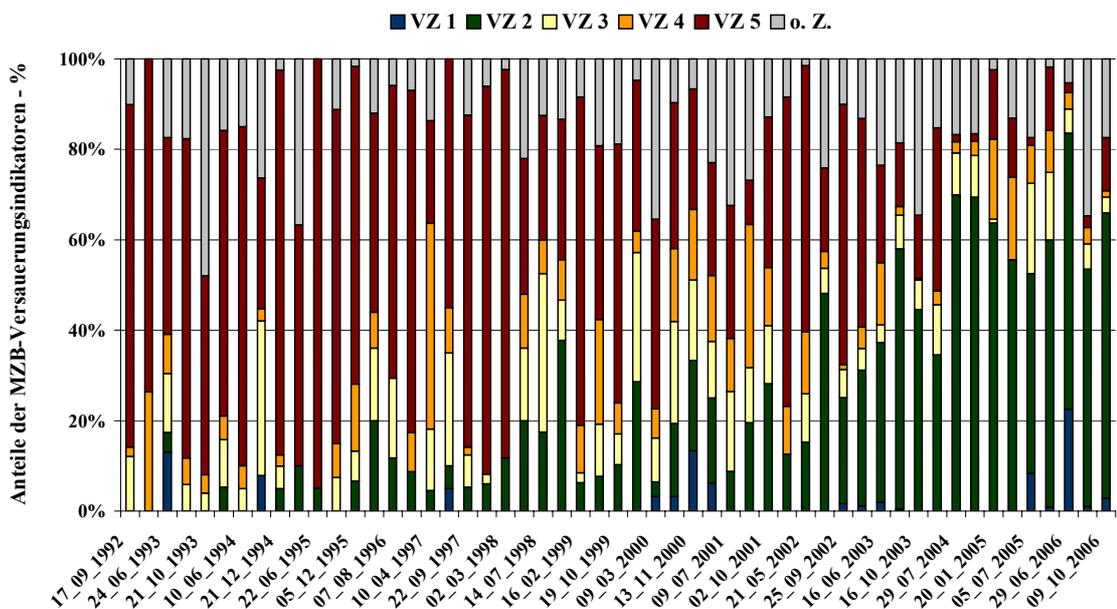


Abbildung 242: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Taubenbach über den Untersuchungszeitraum

3.11.1.3 Diatomeen

Die Diatomeen wurden einmalig im November 2005 erfasst. Die Gesellschaft wird durch circumneutrale Arten dominiert (Abbildung 243). Daneben treten verschiedene acidophile Diatomeen in nennenswerten Anteilen auf. Dies lässt auf wirksame huminsaurer Einflüsse im Einzugsgebiet schließen. Zusammenfassend lässt sich der Säurezustand im November 2005 als akut versauerungsgefährdet mit natürlicherweise vorhandenen, huminsaurer Einflüssen im Einzugsgebiet beschreiben.

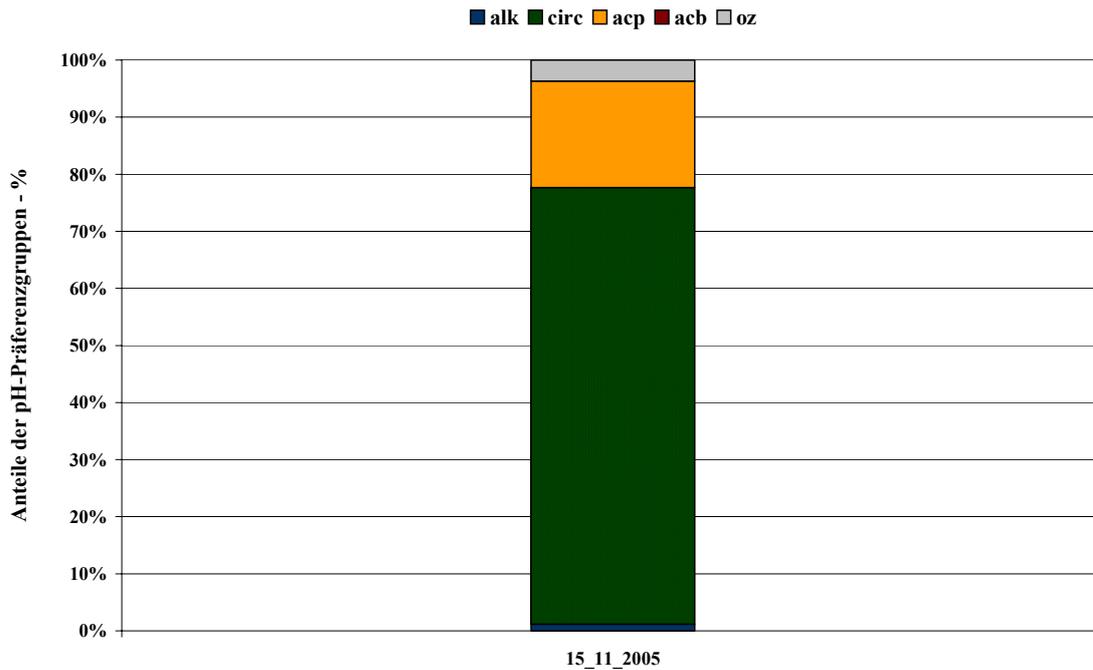


Abbildung 243: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Taubenbach

Tabelle 27: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Taubenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005 Nov
Taubenbach	1b*h

3.11.1.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Für den Taubenbach wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Zinnwald (Abbildung 244) herangezogen. Für diese Stelle liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2006. Die Sulfatdepositionen sind deutlich fallend, die von Nitrat und Ammonium zeigen einen leichten Anstieg.

Der Trend für die Sulfatdeposition ist auch bei der Wasserchemie zu erkennen. Die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Gewässergehen zurück, was nicht mit den ansteigenden Depositionen beider Parameter übereinstimmt. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich nur um Freiland- und nicht um Bestandsdepositionen handelt.

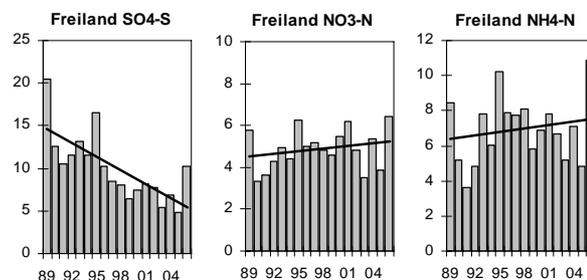


Abbildung 244: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Zinnwald (kg/ha*a)

Am Taubenbach ist die deutliche und signifikante Verbesserung der Gewässerchemie auch beim Makrozoobenthos zu erkennen. Sie Taxazahlen nehmen im Untersuchungszeitraum deutlich zu und seit 2001 wird die SZKL 2 nicht mehr unterschritten.

3.12 Sächsische Tieflandsbucht

3.12.1 Ettelsbach

3.12.1.1 Chemie

Am Ettelsbach liegen seit 1992 Messungen vor, im Jahr 2006 erfolgte keine Probenahme. Der pH-Wert (Abbildung 245) ist insgesamt über die Jahre leicht ansteigend. In den Jahren 2002 und 2004 treten jedoch wieder deutlich schlechtere pH-Werte unter 5 auf, wodurch man den positiven Trend etwas kritisch betrachten sollte.

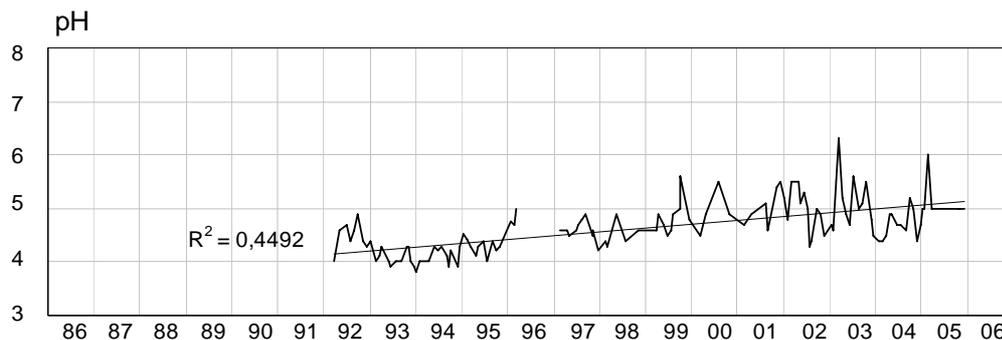


Abbildung 245: Ettelsbach: pH-Konzentrationen

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 246), die zu den höchsten, im Monitoringprogramm gemessenen Werten gehören, weisen nur einen leichten Rückgang auf. Nachdem die Sulfatdepositionen in den letzten Jahren deutlich reduziert wurden, dürfte dies das Resultat einer Übersättigung an Sulfat im Einzugsgebiet liegen, die nun kontinuierlich durch das Gewässer ausgewaschen wird.

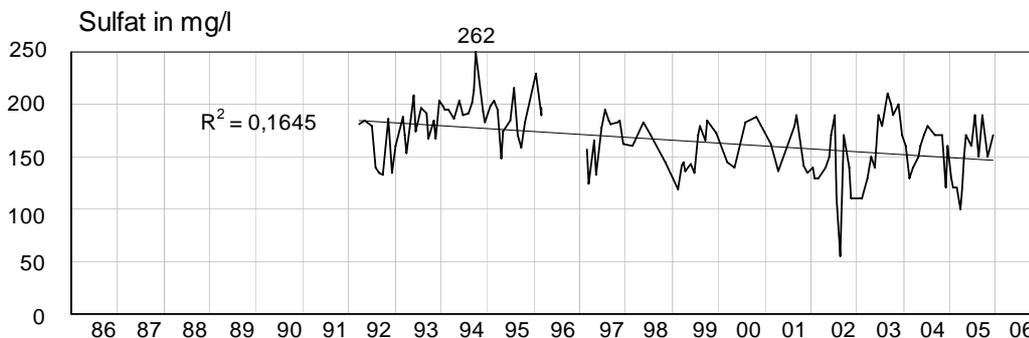


Abbildung 246: Ettelsbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bezüglich der Nitratkonzentrationen (Abbildung 247) ist der Ettelsbach sehr interessant, denn er ist eines der wenigen Gewässer, bei denen keine Verringerung der Gehalte festgestellt werden kann. Zwar gehen insbesondere die Maxima zurück, eine Erholung der Nitrat-Belastung ist aber nicht erkennbar.

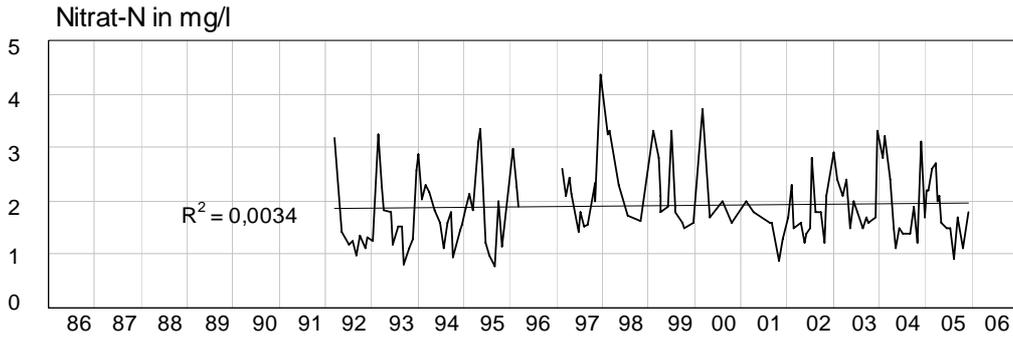


Abbildung 247: Ettelsbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.12.1.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Ettelsbach wurde von 1992 bis 2006 in der Regel zweimal pro Jahr untersucht. Die dabei festgestellten Zoozönosen waren überwiegend artenarm bis annähernd verödet. Mit nur 6 bis 16 Taxa ist die Besiedlung des Gewässers auch für die Berichtsjahre 2005/06 als sehr artenarm zu bezeichnen. Der Ettelsbach ist auch aktuell durch die Versauerung stark beeinträchtigt.

Wesentliche säureempfindliche Faunenelemente wie z.B. Eintagsfliegen, Mollusken oder Gammaridae fehlen im Ettelsbach vollständig. Daneben ist aus den Daten jedoch eine schwach positive Entwicklung ab dem Jahr 2003 erkennbar. Nachdem die Taxazahl für den Ettelsbach in den Jahren 2000 und 2002 minimale Werte erreicht, entwickelt sich die Biozönose bis 2006 leicht positiv. 2003 wurden erstmalig mehr als 10 Taxa in einer Probe nachgewiesen, der höchste Wert wurde mit 16 Taxa im Jahr 2006 erreicht.

Nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) wird das Gewässer ab dem Jahr 2002 häufiger als periodisch stark sauer (Klasse 4) eingestuft, was eine leichte Verbesserung gegenüber den Vorjahren darstellt. Ursache hierfür sind Veränderungen in der Faunenzusammensetzung. Seit dem Jahr 2000 geht der Anteil sehr säureresistenter (VZ 5) Organismen an den Individuenzahlen leicht zurück. Mäßig säureempfindliche (VZ 2) und säuretolerante (VZ 3) Organismen kommen dagegen vermehrt vor.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich die Versauerungssituation am Ettelsbach im Verlauf der letzten 5 Jahre leicht verbessert hat (Abbildungen 248 - 252).

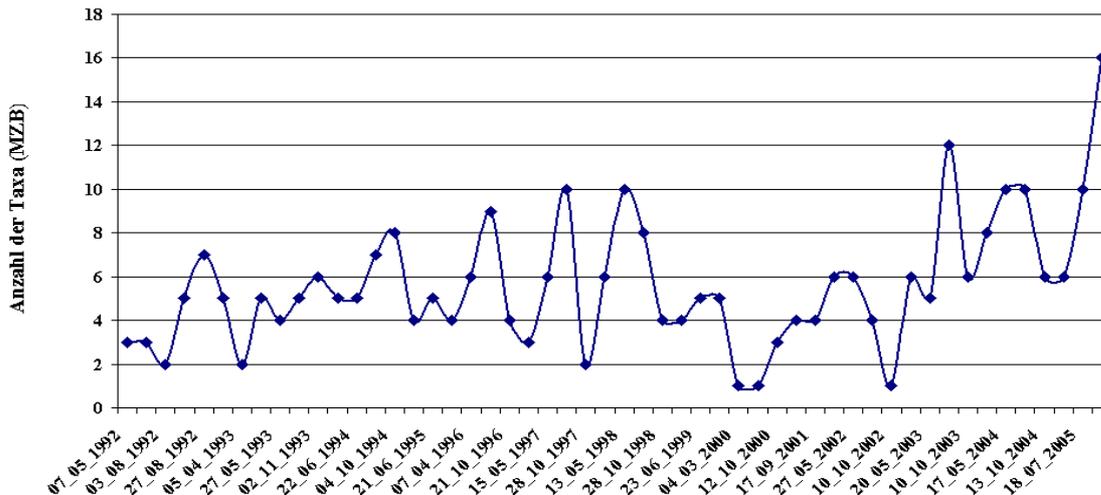


Abbildung 248: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

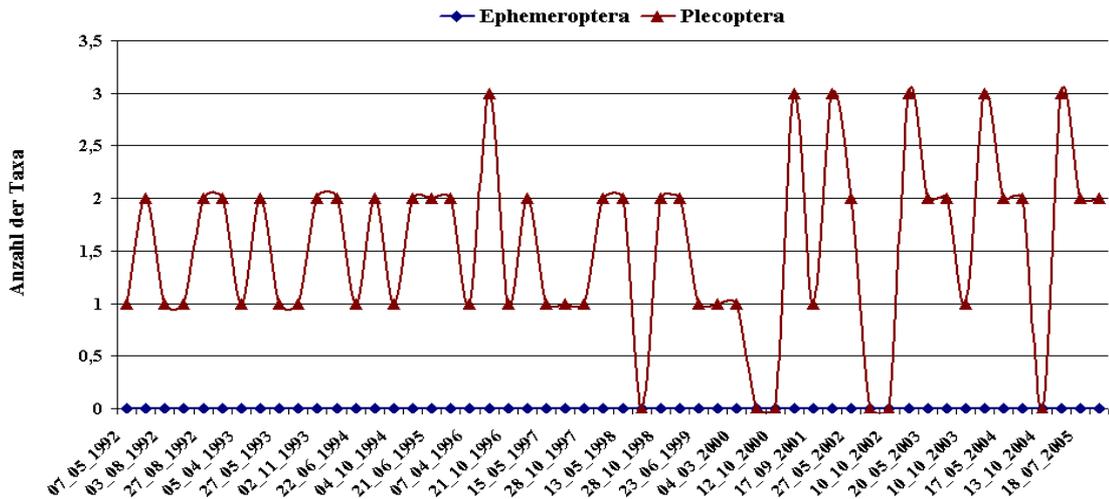


Abbildung 249: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum

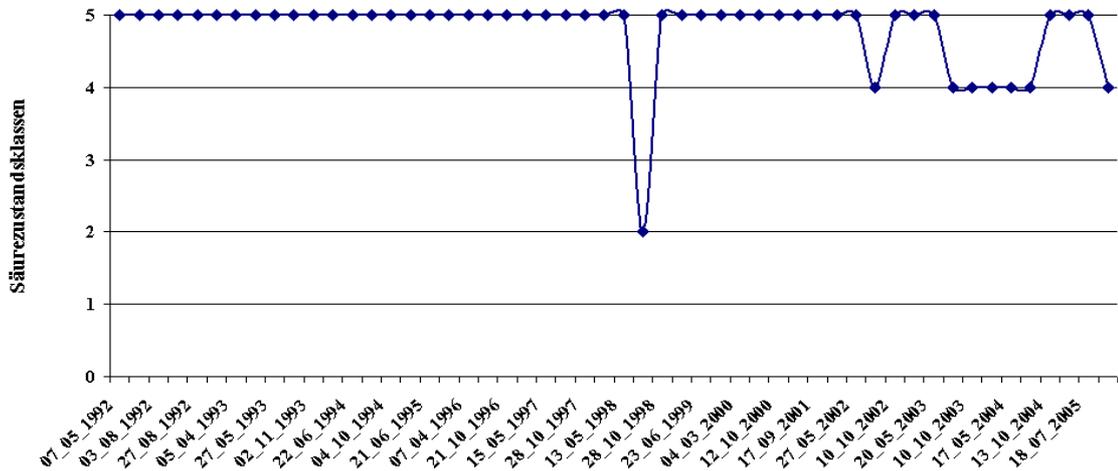


Abbildung 250: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS 2004 am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum

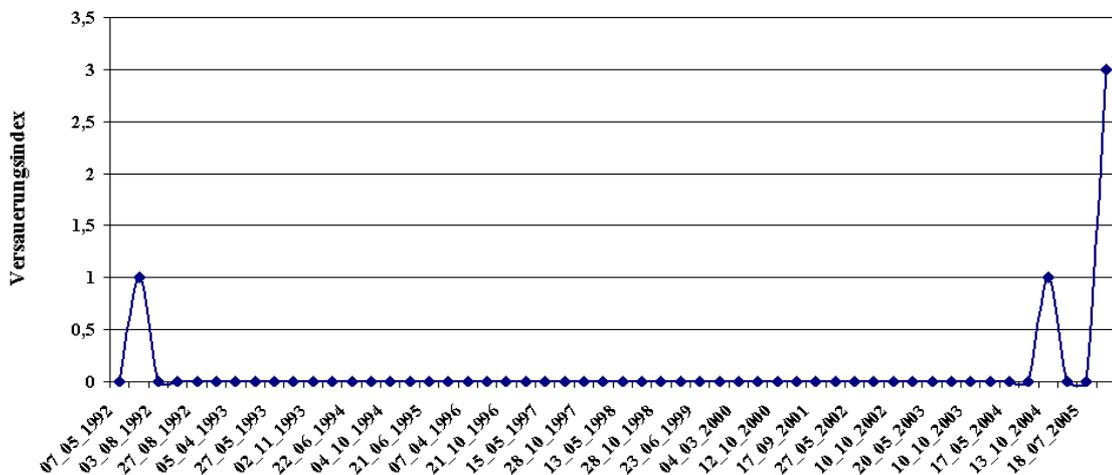


Abbildung 251: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum

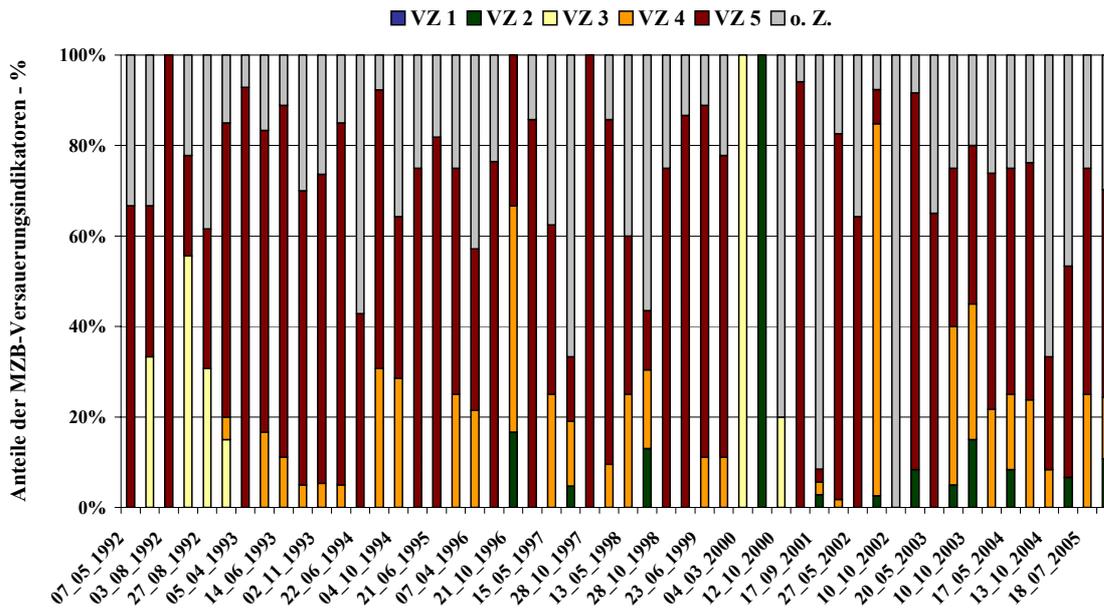


Abbildung 252: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Ettelsbach über den Untersuchungszeitraum

3.12.2 Heidebach

3.12.2.1 Chemie

Am Heidebach liegen seit 1992 Messungen vor. Der pH-Wert (Abbildung 253) weist einen signifikanten Anstieg auf. Auffallend sind die bis 2002 auftretenden, enormen Schwankungen des pH zwischen 4 und 7. In den Jahren 2003 und 2004 kann in den Sommermonaten keine Erholung des pH-Werts mehr festgestellt werden, er erreicht nicht einmal mehr den Wert 4,5.

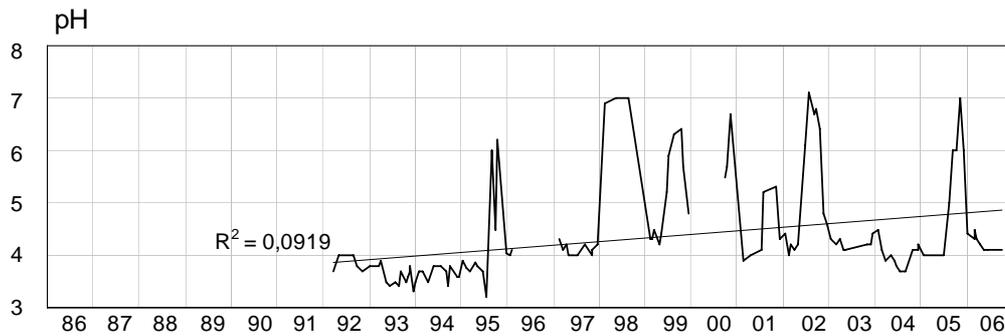


Abbildung 253: Heidebach: pH-Konzentrationen

Im Gegensatz zum pH-Wert geht der Trend der ANC (Abbildung 254) nach unten, bis auf wenige Ausnahmen sind die Werte seit 1994 negativ, was nicht auf eine Verbesserung der Versauerungssituation schließen lässt.

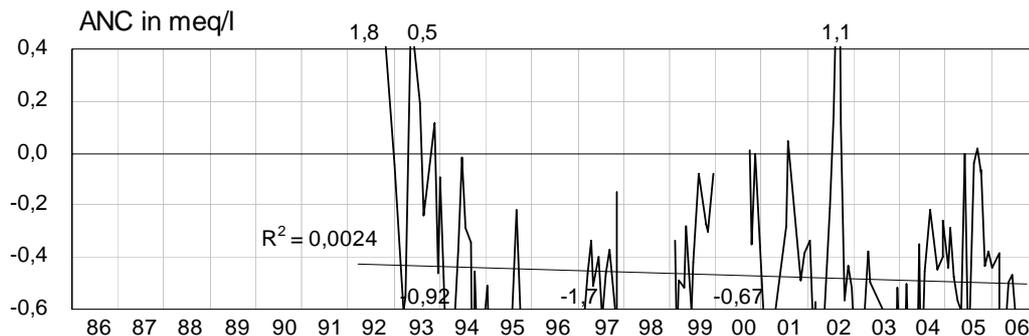


Abbildung 254: Heidebach: ANC (meq/l)

Wie auch der Ettelsbach weist der Heidebach die höchsten Sulfatkonzentrationen (Abbildung 255) im Monitoringprogramm auf. Ende 2003 wurde mit 290 mg/l der höchste, jemals überhaupt gemessene Wert erreicht. Dieser dürfte darauf zurück zu führen sein, dass die Sommermonate extrem trocken waren und es im Herbst durch höhere, zum Teil hochwasserartige Abflüsse zum verstärkten Austrag kam (schriftliche Mitteilung: Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen).

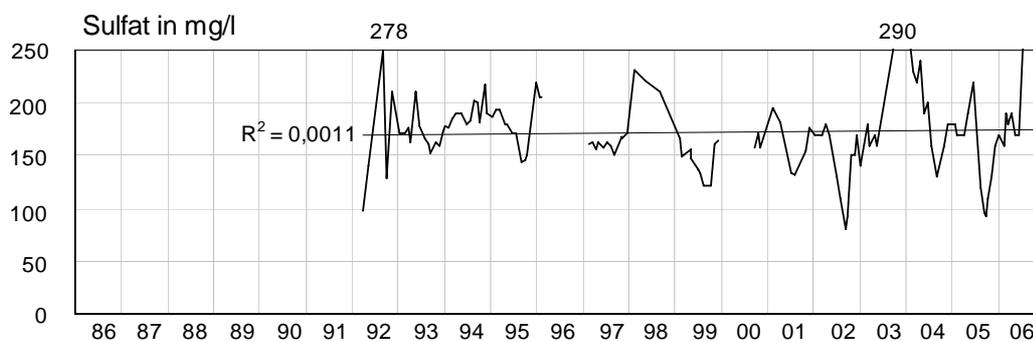


Abbildung 255: Heidebach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen (Abbildung 256) zeigen keine Entlastung an, das Maximum im Frühjahr 1998 dürfte das Resultat eines Hochwasserabflusses sein.

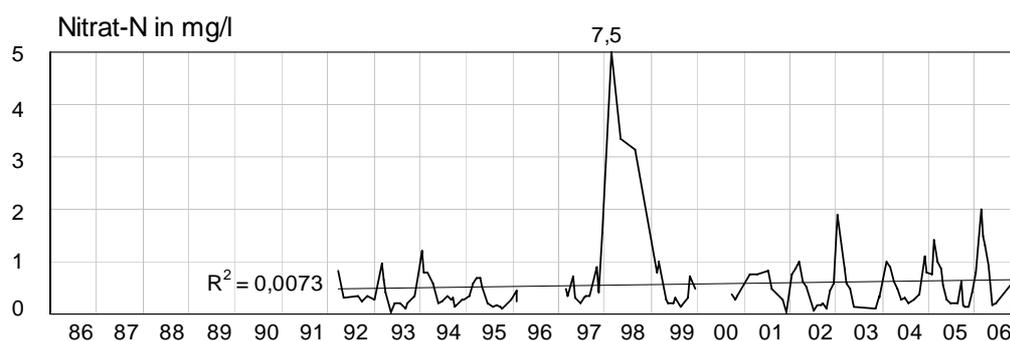


Abbildung 256: Heidebach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

3.12.2.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Heidebachs ist extrem artenarm ausgeprägt. Daten zum Makrozoobenthos liegen für den Zeitraum zwischen 1992 und 2006 vor. Der Heidebach ist auch für die Berichtsjahre 2005/06 nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) den beiden schwächsten Zustandsklassen zuzuordnen. Der Hendrikson-Index erreicht niemals Werte > 1 und dokumentiert damit auch die erhebliche Degradation der Lebensgemeinschaft. Eindeutige Trendentwicklungen lassen sich aus den Daten nicht ableiten. Das Gewässer ist über den gesamten Beobachtungszeitraum als massiv versauert zu charakterisieren. Erst ab dem Jahr

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

2004 sind sehr schwache Verbesserungen erkennbar. Neben geringfügig höheren Artenzahlen je Probe sind auch die Individuendichten der extrem säureresistenten Arten rückläufig. In der Herbstprobe des Jahres 2006 fehlen solche Arten vollständig und die Zoozönose wird durch säureresistente Arten mit der Versauerungszahl 4 dominiert (Abbildungen 257 - 261).

Für den Berichtszeitraum 2005/06 ist daher eine leichte Regeneration der benthischen Zoozönose des Heidebachs zu verzeichnen. Neben der Belastung durch die Versauerung, kann der Heidebach jedoch episodisch auch trocken fallen (BLFU, 2005). Die möglichen Auswirkungen der temporären Wasserführung konnten im Rahmen der durchgeführten Auswertungen jedoch nicht gesondert berücksichtigt werden.

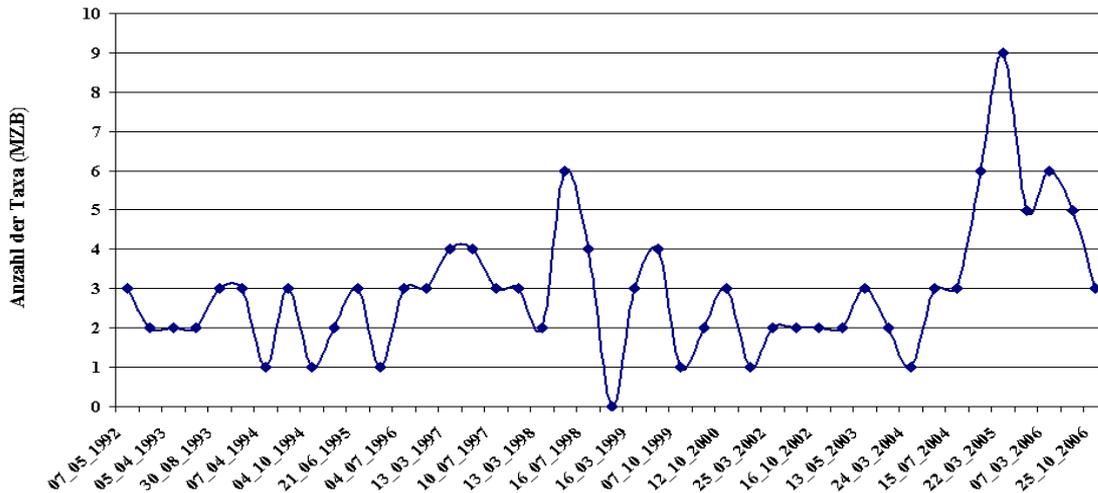


Abbildung 257: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Heidebach über den Untersuchungszeitraum

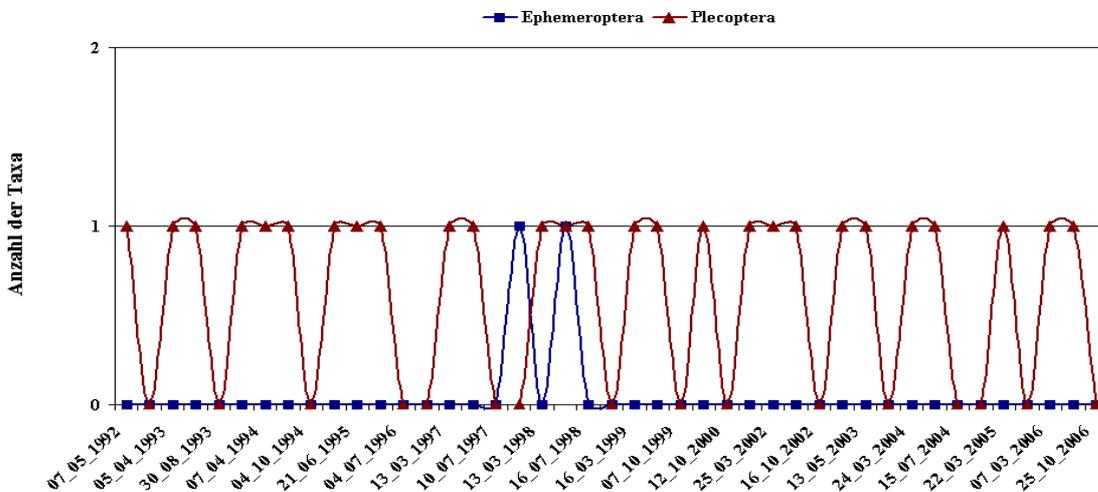


Abbildung 258: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Plecoptera am Heidebach über den Untersuchungszeitraum

KAPITEL 3 Untersuchungsergebnisse

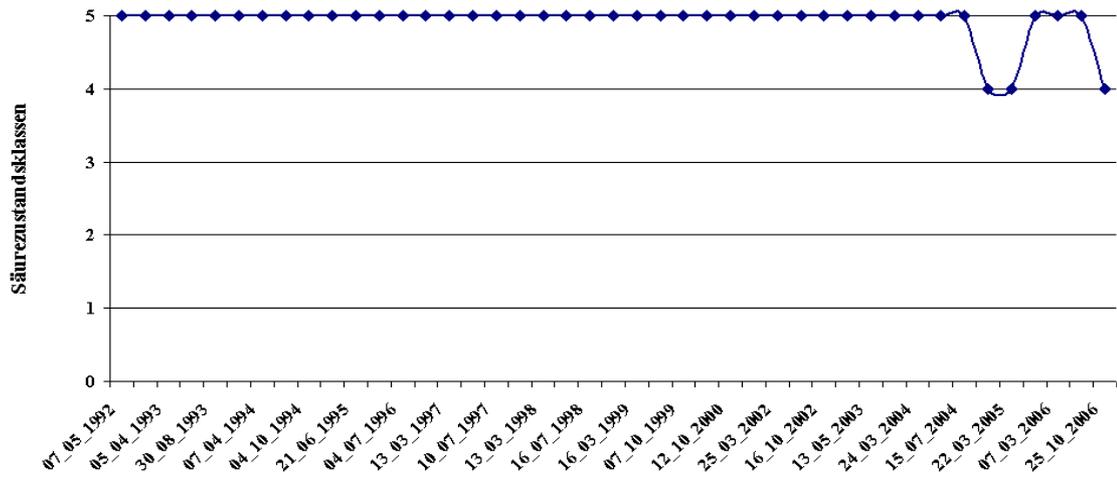


Abbildung 259: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Heidebach über den Untersuchungszeitraum

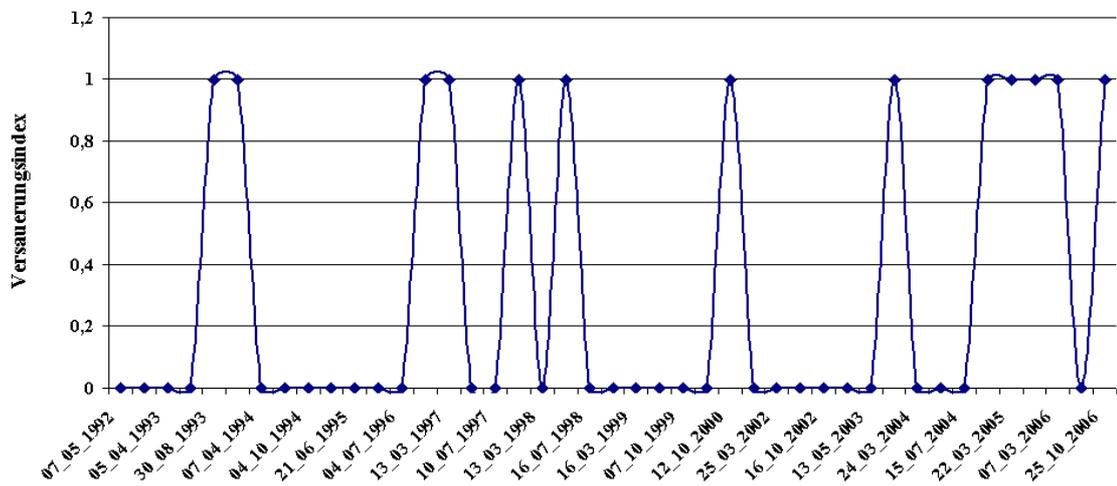


Abbildung 260: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Heidebach über den Untersuchungszeitraum

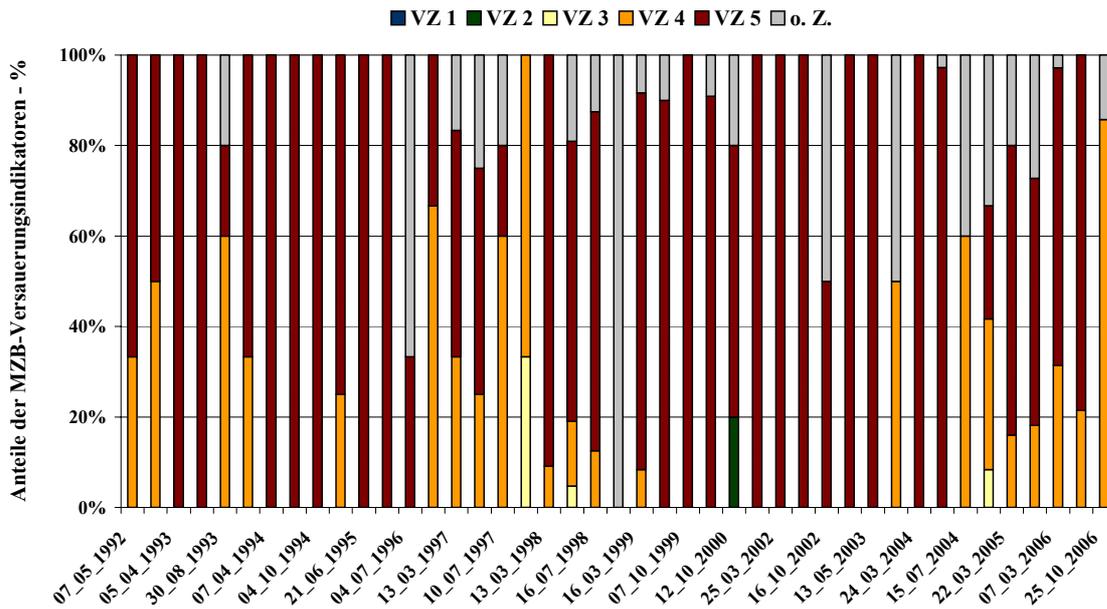


Abbildung 261: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Heidebach über den Untersuchungszeitraum

3.12.2.3 Diatomeen

Der Heidebach wurde im Oktober 2005 einmalig auf seine Diatomeengesellschaft untersucht. Die entsprechende Probe wurde zu mehr als 80% durch acidobionte und acidophile Formen dominiert (Abbildung 262). Nach dem Ansatz von CORING (1999) ist der Heidebach daher als permanent sauer zu bewerten (Tabelle 28). Aufgrund der geringen Datendichte sind keinerlei Trendaussagen möglich. Daneben bestätigt die Analyse der Diatomeen den auf der Basis des Makrozoobenthos abgeleiteten Säurezustand.

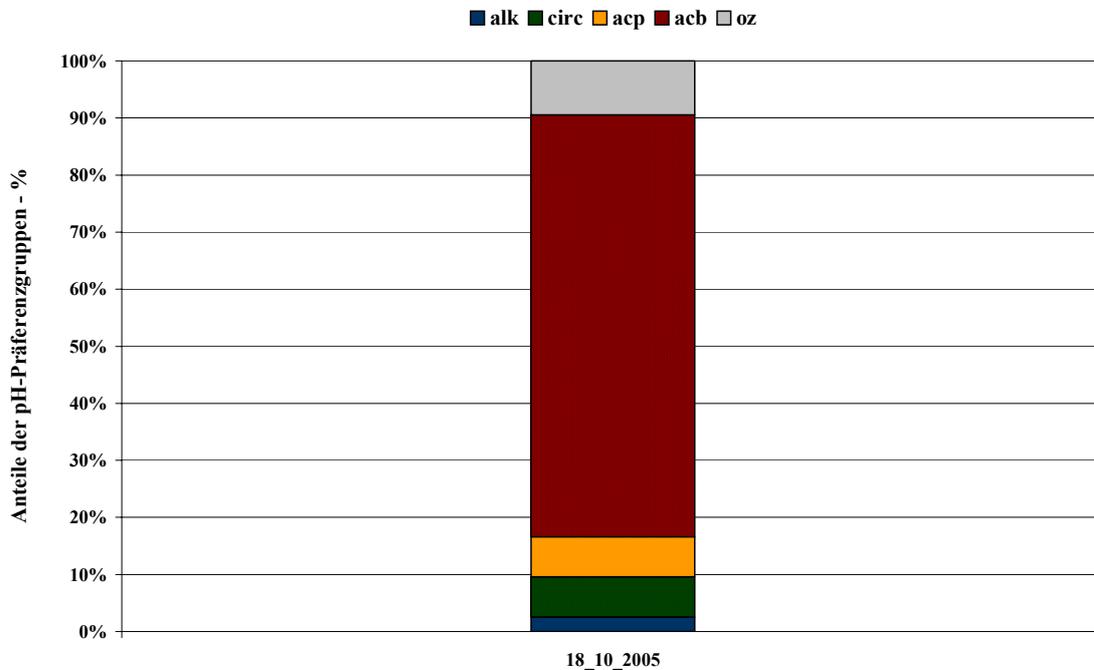


Abbildung 262: Anteile der pH-Präferenzgruppen über den Untersuchungszeitraum im Heidebach

Tabelle 28: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Heidebach an den bisherigen Untersuchungsterminen

	2005
	Nov
Heidebach	4

3.12.3 Vergleich mit Depositionsdaten

Für die Sächsische Tieflandsbucht wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Leipzig (Abbildung 263) herangezogen. In der Sächsischen Tieflandsbucht wurden in den Jahren 1985 – 89 mit über 60 kg S/ha/a mit Abstand die höchsten Sulfatdepositionen aller Untersuchungsgebiete in Deutschland gemessen. Die Nitratdepositionsraten sind dagegen eher niedrig. Infolge der hohen Schwefeleinträge sind die beiden untersuchten Bäche die sauersten im ganzen Überwachungsprogramm. Für die Depositionsmessstelle Leipzig liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1990 bis einschließlich 2006. Die Sulfatdepositionen fallen deutlich, die Depositionen von Nitrat weisen zwar einen leicht ansteigenden Trend auf, seit 2002 gehen die Depositionen jedoch zurück. Der Trend der Ammoniumdepositionen ist gleichbleibend, in den letzten Jahren scheint jedoch ein leichter Rückgang vorzuliegen.

Der sinkende Trend für die Sulfatdeposition kann nur beim Ettelsbach beobachtet werden. Der Trend der Nitratdeposition entspricht auch der Entwicklung der Nitratkonzentrationen der Gewässer, gleiches kann auch für das Ammonium festgestellt werden.

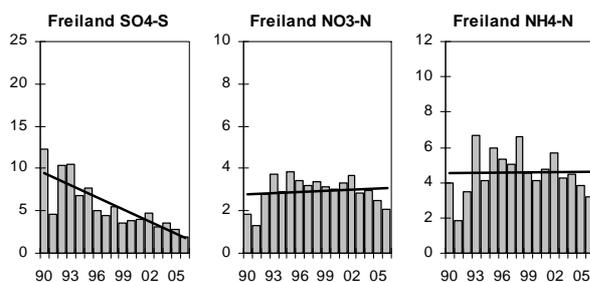


Abbildung 263: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Leipzig (kg/ha*a)

Die Gewässerchemie des Ettelsbaches zeigt beim pH-Wert und dem Sulfat signifikante Verbesserungen. Die Makrozoobenthoszönose reagiert im Untersuchungszeitraum darauf zum einen mit einem Anstieg der Taxazahlen, zum anderen mit einer leichten Verbesserung der Säurezustandsklasse.

Bei der Gewässerchemie des Heidebaches kann nur beim pH-Wert über den Untersuchungszeitraum eine leichte Verbesserung erkannt werden, wohingegen die anderen versauerungsrelevanten Parameter gleich bleiben oder sich sogar leicht verschlechtern. Die Verbesserung des pH-Werts führt jedoch zu einer gewissen Verbesserung der Makrozoobenthoszönose mit einem Anstieg der Taxazahlen sowie einer seit 2004 mehrmals auftretenden Verbesserung der SZKL auf 4.

4 Weitere Auswertungen und Ergebnisse

4.1 Korrelationen chemischer Parameter

Mit Hilfe von Korrelationsberechnungen sollte ermittelt werden, welche signifikanten Verknüpfungen zwischen ausgewählten chemischen Parametern bestehen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 29 dargestellt. Für die Korrelationsanalysen wurde die Produktmoment-Korrelation nach Pearson berechnet. Die hessischen Gewässer Nieste 3, Rombach 2, Rombach 4 und Schmerbach 1 wurden zwar Ende 2004 aus dem Monitoringprogramm herausgenommen, für die Korrelationsberechnungen wurden sie jedoch herangezogen.

Die Ergebnisse zeigen, dass es einige Parameter gibt, die eindeutig miteinander korrelieren, d.h. zwei miteinander verglichene Parameter weisen **immer** gleichgerichtete oder **immer** entgegengesetzte signifikante Entwicklungen auf. So steigt bei den 30 signifikanten Korrelationen zwischen dem pH-Wert und Aluminium in allen Fällen bei fallendem pH-Wert die Aluminiumkonzentration an. Weitere eindeutige Korrelationen treten zwischen pH-Wert und Hydrogencarbonat (gleichgerichtete Entwicklung), pH-Wert und Mangan (entgegengesetzte Entwicklung), Sulfat und Chlorid (gleichgerichtete Entwicklung), Chlorid und Leitfähigkeit (gleichgerichtete Entwicklung) sowie Chlorid und Natrium (gleichgerichtete Entwicklung) auf. Betrachtet man jedoch die absolute Anzahl der signifikanten Korrelationen, muss man einschränkend feststellen, dass beispielsweise bei Sulfat und Chlorid nur 10 der 32 errechneten Korrelationen einen signifikanten Zusammenhang aufweisen.

Nicht immer gleichgerichtet oder entgegengesetzt - aber mit deutlicher Gewichtung – sind folgende Korrelationen einzustufen: pH-Wert und Basenkapazität (11 % gleichgerichtet, 89 % entgegengesetzt), pH/SiO₂ (92 % gleichgerichtet, 8 % entgegengesetzt), pH/SO₄ (4 % gleichgerichtet, 96 % entgegengesetzt), pH/NO₃ (10 % gleichgerichtet, 90 % entgegengesetzt), SO₄/Ca (95 % gleichgerichtet, 5 % entgegengesetzt), SO₄/Leitfähigkeit (91 % gleichgerichtet, 9 % entgegengesetzt), SO₄/Al (91 % gleichgerichtet, 9 % entgegengesetzt), NO₃/Al (95 % gleichgerichtet, 5 % entgegengesetzt), DOC/Al (90 % gleichgerichtet, 10 % entgegengesetzt), ANC/pH (95 % gleichgerichtet, 5 % entgegengesetzt) sowie ANC/Al (14 % gleichgerichtet, 86 % entgegengesetzt). Man kann also davon ausgehen, dass die genannten Parameterkombinationen in den meisten Fällen wirklich voneinander abhängen.

Bei insgesamt drei Parameterkombinationen (pH/DOC, pH/Fe, ANC/DOC) liegen zwar rein rechnerisch signifikante Korrelationen vor, da sie jedoch ungefähr zu je der Hälfte gleichgerichtet und entgegengesetzt verlaufen, ist davon auszugehen, dass keine Verbindung zwischen den betreffenden Parametern besteht.

KAPITEL 4 Weitere Auswertungen und Ergebnisse

Tabelle 29: Korrelationskoeffizienten ausgewählter Parameterpaare (Fettdruck: signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau $p < 0,01$)

Probestelle	pH/ KB8,2	pH/ HCO ₃	pH/ DOC	pH/ Al	pH/ SiO ₂	pH/ SiO ₂	pH/ SO ₄	pH/ SO ₄	pH/ NO ₃	pH/ Fe	pH/ Mn	SO ₄ / Cl	SO ₄ / Ca	SO ₄ / LF	Cl/ LF	Cl/ Na	SO ₄ / Al	NO ₃ / Al	DOC/ Al	ANC/ pH	ANC/ SiO ₂	ANC/ DOC	ANC/ Al	ANC/ KB8,2
Pinnsee	-0,01	0,52	0,39	-0,08	0,25	0,19	0,70	0,31	0,19	0,02	0,24	0,01	0,18	0,20	0,26	0,52	0,01	0,16	-0,06	0,34	-0,02	0,18	0,01	0,58
Lange Bramke	-	-	0,41	-0,17	-	0,20	0,20	0,18	0,20	0,04	-0,53	0,20	0,18	0,20	0,26	0,52	0,21	0,16	0,00	0,75	-	0,36	0,01	-
Nieste 3	-0,54	-	-0,11	-0,29	0,61	0,06	-0,08	0,61	0,06	-0,15	-0,20	-0,08	0,61	0,06	-0,06	-0,12	-0,27	0,02	0,39	0,51	0,54	-0,11	-0,35	-0,57
Elberndorfer Bach	-	-	0,06	-0,38	-	0,05	0,17	0,05	0,15	0,10	-0,38	0,17	0,05	0,15	0,29	0,18	-0,04	0,34	0,18	0,09	-	-0,12	-0,21	-
Zinse	-	-	0,06	-0,54	-	0,01	0,06	0,01	-0,01	0,07	-0,46	0,06	0,01	-0,01	0,28	0,23	-0,07	0,39	0,10	-0,17	-	-0,28	0,10	-
Rombach 2	-0,27	-	-0,23	-0,19	-0,02	-0,02	0,17	0,08	0,23	0,25	-0,21	0,17	0,08	0,23	0,97	0,99	0,53	0,72	0,37	0,13	0,04	-0,37	-0,61	-0,56
Rombach 4	-0,04	-	-0,03	-0,85	0,16	-0,28	0,09	0,10	-0,03	0,00	-0,86	0,09	0,10	-0,03	0,62	1,00	0,45	0,71	0,28	0,35	0,15	0,18	-0,40	0,00
Traubach	-0,40	-	0,49	-0,50	-0,03	-0,58	0,51	0,16	0,72	0,56	-0,13	0,51	0,16	0,72	0,80	0,80	0,78	0,53	0,18	0,48	0,11	0,40	-0,77	-0,44
Gräfenbach	-0,19	-	0,14	-0,42	0,24	0,24	0,52	0,40	0,62	0,10	-0,05	0,52	0,40	0,62	0,58	0,39	0,72	0,39	0,08	0,19	-0,10	0,22	0,37	0,00
Schmerbach 1	-0,10	-	-0,08	-0,24	0,27	0,08	0,17	0,12	0,46	0,01	0,14	0,07	0,12	0,46	0,20	0,16	0,32	0,34	0,06	0,31	0,48	-0,25	-0,51	-0,17
Goldersbach	-0,35	0,00	-0,13	-0,21	0,37	0,07	-0,09	0,01	0,13	0,04	-0,03	0,09	0,01	0,13	0,64	0,05	-0,27	0,00	0,67	0,22	0,27	0,10	-0,02	-
Kleine Kinzig	0,46	0,34	-0,47	-0,38	0,21	-0,26	0,32	-0,17	-0,36	-0,34	-0,33	0,18	-0,17	-0,36	0,24	0,53	0,36	-0,12	0,56	0,21	0,26	-0,06	-0,36	0,15
Dürreychbach	0,04	-0,08	-0,27	-0,38	0,43	-0,34	-0,01	0,00	0,36	0,51	-0,02	0,37	0,26	0,36	0,51	-0,02	0,37	-0,43	0,73	0,31	0,12	0,33	0,22	0,22
Rachelsee	0,25	0,31	-	-0,46	0,03	-0,14	-0,33	-	0,04	-	-	0,04	-0,28	-0,17	0,29	0,02	0,13	0,41	-	0,16	0,27	-	-0,53	0,09
Seebach	-0,32	0,55	-	-0,73	0,47	-0,47	-0,32	-	0,11	-	-	0,11	0,17	0,24	0,42	0,12	0,47	0,12	-	0,56	0,61	-	-0,67	-0,39
Hi. Schachtenbach	-0,24	0,50	-	-0,58	0,37	-0,44	-0,16	-	0,06	-	-	0,06	-0,05	0,18	0,26	0,53	0,40	0,18	-	0,58	0,57	-	-0,70	-0,33
Vo. Schachtenbach	-0,23	0,55	-	-0,56	0,42	-0,37	-0,41	-	0,00	-	-	0,00	-0,13	-0,01	0,30	0,14	0,40	0,09	-	0,58	0,68	-	-0,57	-0,28
Große Ohe	-0,26	0,59	-0,44	-0,58	0,30	-0,42	-0,25	0,09	0,24	-0,05	-0,35	0,09	0,24	0,26	0,20	0,07	0,29	0,21	0,54	0,30	0,15	-0,34	-0,06	-0,09
Waldnaab 2	-0,21	0,51	-0,35	-0,59	0,08	-0,42	-0,04	0,11	-0,16	-0,08	-0,25	0,11	-0,16	0,41	0,29	0,30	0,54	0,04	0,53	0,21	0,13	0,02	-0,09	0,09
Waldnaab 8	-0,15	0,33	-0,48	-0,76	0,22	-0,63	-0,49	0,20	-0,17	-0,43	-0,63	0,20	-0,17	0,90	0,11	0,16	0,83	0,52	0,52	0,43	0,13	0,00	-0,42	0,01
Eger	-0,61	0,30	-0,43	-0,71	0,31	-0,34	-0,06	-	0,35	-	-	-0,11	0,35	-0,14	0,16	0,91	0,57	0,04	0,69	0,14	0,19	-	-0,20	-0,13
Röslau	-0,59	0,46	-0,20	-0,73	0,59	-0,43	-0,48	-	0,45	-	-	0,45	0,80	0,44	0,02	0,33	0,64	0,57	0,64	0,63	0,68	-	-0,72	-0,39
Zinnbach	-0,35	0,04	-0,73	-0,42	0,10	-0,17	-0,27	-	0,04	-	-	0,04	0,59	0,20	0,28	0,43	0,65	0,59	0,94	0,04	0,47	-	-0,23	-0,04
Wolfsbach	-0,31	0,47	-0,03	-0,48	0,15	-0,28	-0,41	0,03	0,26	0,19	0,26	0,19	0,85	0,71	0,58	0,70	0,36	0,20	0,27	0,40	-0,04	0,03	-0,24	-0,32
Große Pyra	-0,34	0,47	-0,09	-0,53	0,23	-0,27	-0,45	-0,19	0,26	-0,19	-0,26	0,65	0,68	0,69	0,63	0,37	0,61	0,67	0,04	0,32	-0,32	0,22	-0,66	-0,37
TTS Sosa	0,45	-	0,40	-0,50	-0,06	-0,30	-0,37	0,18	0,10	0,18	0,10	0,24	0,24	0,16	0,29	-0,05	0,49	0,58	-0,30	0,14	-0,35	-0,09	0,03	-
Rote Pockau	-0,65	0,67	-0,15	-0,72	-0,01	-0,28	-0,32	-0,08	0,03	-0,54	-0,54	0,03	0,39	0,46	0,34	0,45	0,35	0,40	0,41	0,51	-0,05	-0,10	-0,49	-0,53
TTS Neunzehnhain	-0,53	-	-0,39	-0,58	-0,40	-0,01	-0,27	-0,26	-0,43	-0,43	-0,43	-0,07	0,19	-0,08	-0,15	0,51	0,06	0,10	0,66	-0,21	-0,11	0,39	0,19	0,03
Wilde Weißeritz	-0,66	0,46	-0,21	-0,76	0,02	-0,16	-0,40	-0,40	-0,36	-0,40	-0,36	0,25	0,34	0,52	0,29	0,07	0,17	0,19	0,35	0,43	-0,60	0,15	-0,38	-0,41
Taubenbach	-0,18	0,69	-0,58	-0,79	-0,69	-0,14	-0,06	-0,50	-0,81	-0,50	-0,81	0,34	0,48	0,51	0,24	0,39	-0,04	-0,12	0,67	0,63	-0,77	-0,48	-0,66	-0,13
Ettelsbach	-0,48	0,33	-0,20	-0,68	-0,36	-0,24	-0,20	-0,34	-0,39	-0,34	-0,39	0,38	0,77	0,58	0,40	0,43	0,15	0,43	0,29	0,04	0,13	0,06	-0,19	-0,12
Heidebach	-0,37	0,75	0,59	-0,56	0,68	-0,29	0,31	0,45	-0,16	0,45	-0,16	0,25	0,83	0,73	0,57	0,53	0,64	0,47	-0,53	0,30	0,01	0,53	-0,53	-0,23
signifikante Korrelationen	19	13	11	30	15	22	21	10	16	11	18	11	18	21	23	19	24	20	19	20	13	10	20	10
positiv (n)	0	13	5	0	13	1	2	4	1	11	17	11	17	20	23	19	22	19	17	19	10	5	3	1
positiv (%)	0	100	45	0	87	5	10	40	6	100	94	100	94	95	100	100	92	95	89	95	77	50	15	10
negativ (n)	19	0	6	30	2	21	19	6	15	0	1	1	1	1	0	0	2	1	2	1	3	5	17	9
negativ (%)	100	0	55	100	13	95	90	60	94	0	6	0	6	5	0	0	8	5	11	5	23	50	85	90

4.2 Korrelationen chemischer Parameter mit Depositionsraten

An insgesamt vier Probestellen, die innerhalb eines Bereiches von 5 km von der nächstgelegenen Depositionsmessstation lagen, wurden Korrelationsberechnungen zwischen den chemischen Parametern Sulfat-S, Nitrat-N und Ammonium-N und den entsprechenden Depositionen errechnet.

Tabelle 30: Korrelationskoeffizienten der chemischen Parameter SO₄-S, NO₃-N und NH₄-N sowie entsprechender Depositionswerte an ausgewählten Probestellen (Fettdruck: signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau $p < 0,01$)

Gewässer	SO ₄ -S	NO ₃ -N	NH ₄ -N
Lange Bramke	0,46	0,24	0,03
Elberndorfer Bach	0,84	-0,43	0,08
Zinse	0,84	0,21	-0,17
Wilde Weißeritz	0,77	-0,11	0,41

Es fällt auf, dass bei Sulfat-S alle chemischen Werte mit den Depositionswerten signifikant korrelieren. Bei Nitrat-N und Ammonium-N liegen an jeweils einer Probestelle signifikante Korrelationen vor.

Dies verwundert allerdings nicht, wenn man berücksichtigt, dass Stickstoff im Gegensatz zu Schwefel im Boden vielfältigen Umwandlungsprozessen unterworfen ist (STODDARD, 1994).

5 Zusammenfassung

Die chemischen Untersuchungsergebnisse des Berichts (Karte 2, Tabelle 31) zeigen in vielen Oberflächengewässern in Deutschland erfreulicherweise einen Rückgang der Versauerung an.

Beim ANC weisen 13 von 20 Trends eine signifikante Korrelation auf (65,0 %), beim pH können von 31 Trends 16 als signifikant eingestuft werden (51,6 %). Die Trends von pH-Wert und ANC laufen meist parallel. So weisen 12 (ANC) bzw. 16 (pH) Probestellen eine signifikante positive Entwicklung auf. Lediglich der Elberndorfer Bach zeigt eine positive Entwicklung beim pH-Wert und eine negative Entwicklung beim ANC. Allerdings korreliert der ANC-Trend nicht mit dem Verlauf der Sulfat- bzw. Nitratkurven.

Beim Sulfat zeigen 24 von 28 Stellen einen signifikanten (85,7 %) Trend, davon 23 mit einer positiven Entwicklung (Verbesserung). Eine Verschlechterung kann an keinem der beobachteten Gewässer festgestellt werden.

Ein Vergleich der Trends der Sulfatkonzentrationen in den Gewässern mit der Entwicklung der Sulfatdepositionen zeigt deutliche Parallelen, wobei die teilweise drastischen Rückgänge auch an fast allen Gewässerprobestellen festzustellen waren.

Beim Nitrat zeigen 21 von 28 Stellen einen signifikanten Trend (75,0 %), davon 15 mit einer Verbesserung. Allerdings weisen immerhin sechs Gewässer einen signifikanten Trend zur Verschlechterung der Situation aus. Dies gilt insbesondere für den Bayerischen Wald. Hier spielen die großen Sturmschäden im Winter 1999 eine Rolle, die in den Einzugsgebieten teilweise zum Totalverlust des Nadelwalds geführt haben.

Bezüglich der Korrelation von Nitratdepositionen und Nitratkonzentrationen bestehen deutlich geringere Signifikanzen. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass die ausgewerteten Depositionsmessstellen selten in den jeweiligen Einzugsgebieten der Probestellen liegen und sich hier kleinräumige Unterschiede, wie z.B. Expositionen oder Borkenkäferbefall stärker bemerkbar machen. Zusätzlich kommt hier zum tragen, dass Stickstoff im Boden vielfältigen Umwandlungsprozessen unterworfen ist.

Die Entwicklung der Makrozoobenthoszönosen kann mit Ausnahme der beiden Gewässer im Hunsrück insgesamt ebenfalls positiv beurteilt werden. Langfristig weisen fast alle Bäche eine Verbesserung auf, die aber in einigen Fällen noch nicht sehr deutlich ausgeprägt ist. Es fällt jedoch auf, dass viele der Gewässer im Berichtszeitraum 2005 – 2006 eine Stagnation bzw. sogar eine leichte Verschlechterung der Makrozoobenthoszönosen aufweisen.

Betrachtet man die langjährige Entwicklung der Depositionsraten an den zu Vergleichszwecken herangezogenen Messstellen (Tabelle 32), ist festzuhalten, dass alle Probestellen erfreulicherweise einen Rückgang der Sulfatdepositionen aufweisen. Somit scheinen die in den 80er und 90er Jahren unterzeichneten internationalen Protokolle zur Verminderung der Schwefelemissionen Wirkung zu zeigen.

Etwas anders verhält es sich mit den Nitrat-, insbesondere aber den Ammoniumdepositionen. Hier sind die Rückgänge zum einen weit weniger deutlich, zum anderen sind auch vielfach Anstiege bei der Deposition – insbesondere auf den Bestandsmessflächen – festzustellen.

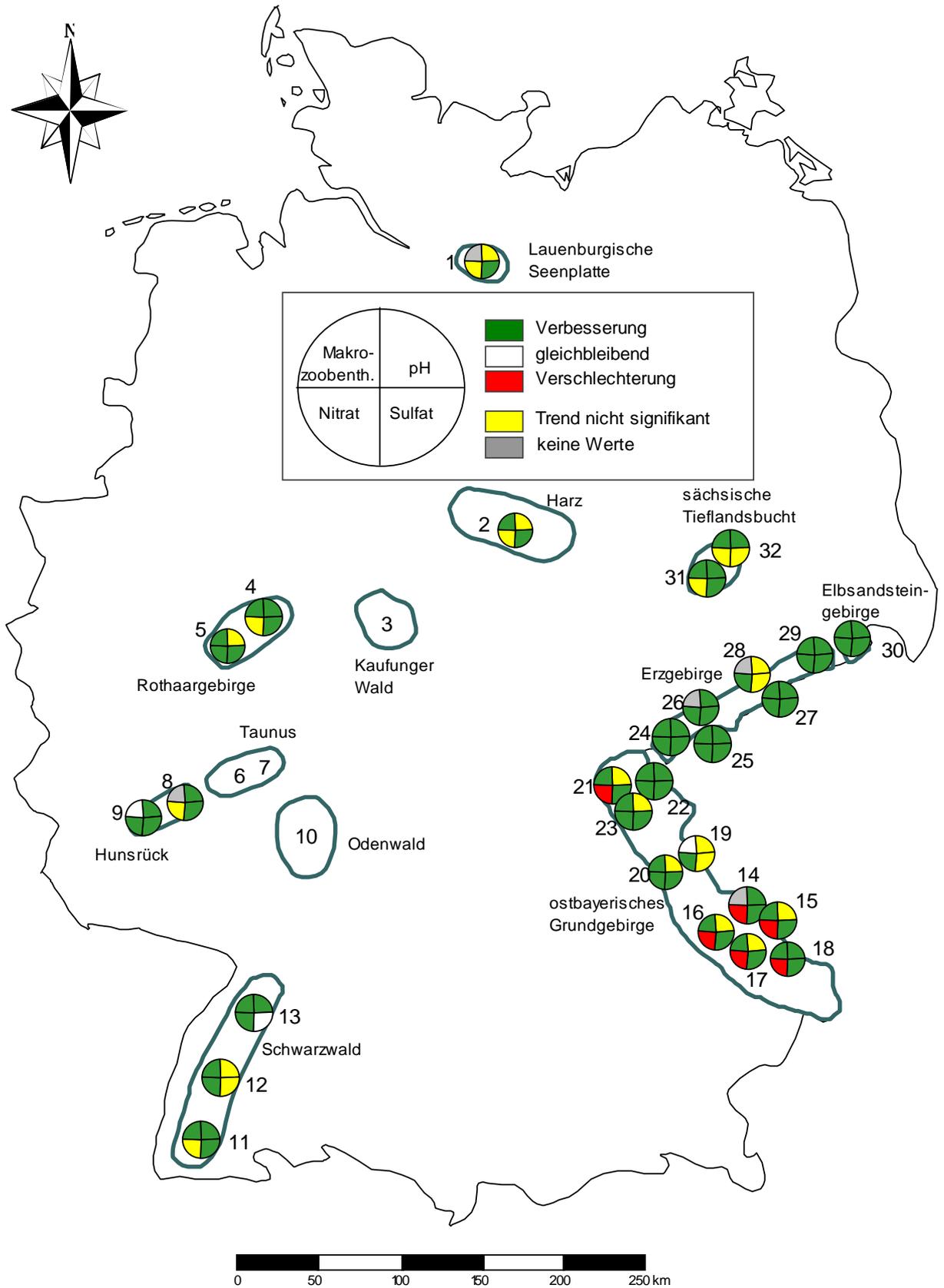
Besonderes unter diesem Gesichtspunkt erscheint zusammenfassend deshalb eine Weiterführung der Untersuchungen dringend erforderlich, denn nur so können gesicherte Aussagen über die Versauerungssituation, insbesondere die Entwicklung der dauerhaften Wiederbesiedelung säuresensibler Arten und Erhöhung der Artenvielfalt (recovery) in den Gewässern gemacht werden.

Tabelle 31: Trends ausgewählter Parameter bis 2006

Karten-Nr.	Probenahmestelle	pH-Wert	ANC	SO ₄	NO ₃	Makrozoobenthos
1	Pinnsee	+	0	+	+	
2	Lange Bramke	0	0	+	0	langfristige Verbesserung, huminsaurer Einflüsse wirksam
3	Nieste 3 ¹⁾	Die Stelle Nieste 3 wurde Ende 2004 aus dem Programm genommen				
4	Elberndorfer Bach	+	-	+	0	langfristig deutliche Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
5	Zinse	+	-	+	+	langfristige Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06, huminsaurer Einflüsse wirksam
6	Rombach 2 ¹⁾	Die Stelle Rombach 2 wurde Ende 2004 aus dem Programm genommen				
7	Rombach 4 ¹⁾	Die Stelle Rombach 4 wurde Ende 2004 aus dem Programm genommen				
8	Traubach	+	+	+	+	
9	Gräfenbach	+	+	+	+	langfristige Stagnation, huminsaurer Einflüsse wirksam
10	Schmerbach 1 ¹⁾	Die Stelle Schmerbach 1 wurde Ende 2004 aus dem Programm genommen				
11	Goldersbach	+	+	+	0	langfristige Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
12	Kleine Kinzig	0	+	0	+	langfristig deutliche Verbesserung, Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06, huminsaurer Einflüsse wirksam
13	Dürreychbach	+	+	0	+	langfristig Verbesserung, Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06, huminsaurer Einflüsse wirksam
14	Rachelsee	+	+	+	-	
15	Seebach	+		+	-	langfristige Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
16	Hinterer Schachtenbach	+		+	-	langfristige Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
17	Vorderer Schachtenbach	0		+	-	langfristige Verbesserung, leichte Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06
18	Große Ohe	+	+	+	-	langfristige Verbesserung, leichte Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06
19	Waldnaab 2	+	+	+	+	Stagnation, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
20	Waldnaab 8	+	+	+	+	langfristige Verbesserung, Stagnation bis leichte Verschlechterung im Berichtszeitraum 2005/06
21	Eger	+		+	-	langfristige Verbesserung, Stagnation bis leichte Verschlechterung im Berichtszeitraum 2005/06, huminsaurer Einflüsse vorhanden
22	Röslau	+		+	+	langfristige schwache Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
23	Zinnbach	+		+	+	langfristige schwache Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06, huminsaurer Einflüsse vorhanden
24	Wolfsbach	+	+	+	+	langfristige Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
25	Große Pyra	+	+	+	+	langfristige Verbesserung, Stagnation bis leichte Verschlechterung im Berichtszeitraum 2005/06, huminsaurer Einflüsse vorhanden
26	TS Sosa	- / + ²⁾		- / + ²⁾	- / + ²⁾	
27	Rote Pockau	+	+	+	+	langfristige Verbesserung, Stagnation bis leichte Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06
28	TS Neunzehnhain	+		+	- / + ²⁾	
29	Wilde Weißeritz	+	+	- / + ²⁾	+	langfristige Verbesserung, Stagnation bis leichte Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06
30	Taubenbach	+	+	+	+	langfristige Verbesserung, Stagnation bis leichte Verbesserung im Berichtszeitraum 2005/06, schwache huminsaurer Einflüsse vorhanden
31	Ettelsbach	+	+	+	-	langfristige leichte Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06
32	Heidebach	+	-	0	-	langfristige leichte Verbesserung, Stagnation im Berichtszeitraum 2005/06

+ = Verbesserung 0 = gleichbleibend - = Verschlechterung ¹⁾ Daten nur bis 2004 ²⁾ Trend eindeutig zweigeteilt

= zu wenige Werte bzw. keine Untersuchung = Trend signifikant (Signifikanzniveau < 0,01)



Entwurf und Kartografie: B. Kifinger, Geo-Ökologie Consulting, Weilheim i. Obb.
 (Gewässer 3, 6, 7, 10 wurden Ende 2004 aus dem Monitoring-Programm genommen)

Karte 2: Trends ausgewählter Parameter bis 2006

Tabelle 32: Trends der Depositionsraten bis 2006

Depositionsmessstelle	Freiland			Bestand		
	SO ₄ -S	NO ₃ -N	NH ₄ -N	SO ₄ -S	NO ₃ -N	NH ₄ -N
Hahnheide	+	+	+			
Lange Bramke	+	+	+	+	+	+
Witzenhausen	+	+	+	+	+	-
Elberndorf	+	+	+	+	+	+
Königstein	+	+	+	+	+	-
Idar-Oberstein	+	+	+	+	-	-
Fürth	+	0	0	+	+	-
Schauinsland	+	+	+	+	-	-
Freudenstadt	+	0	+	+	+	+
Rotenfels	+	+	+	+	-	-
Markungsgraben	+	0	0	+	+	-
Lehstenbach	+	+	+	+	+	-
Plauen	+	0	0			
Marienberg	+	+	+			
Zinnwald	+	-	-			
Leipzig	+	-	0			

6 Literatur

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (HRSG.) (2005):** Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen. Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2003-2004.
- BRAUKMANN, U. (1999):** Säuregrad, Indikation mit Hilfe des Makrozoobenthos. – in: **VON TÜMPLING, W. & G. FRIEDRICH (HRSG.):** Biologische Gewässeruntersuchung – Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2. – Gustav Fischer Verlag.
- BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004):** Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macro invertebrates. *Limnologica* 34: 433-450.
- CORING, E. (1993):** Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. Reihe Biologie, Verlag Shaker, Aachen.
- CORING, E. (1999):** Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen, In: **VON TÜMPLING, W. & FRIEDRICH, G. (HRSG.):** Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag.
- HENDRIKSON, L & MEDIN, M. (1986):** Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelagens tillflöden och grundomraden 1986. *Aquaekologerma*, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- HUSTEDT, F. (1939):** Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. III. Die ökologischen Faktoren und ihr Einfluss auf die Diatomeenflora. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 16: 274-394.
- KIFINGER, B.; BURKL, G.; LEHMANN, R. (1998):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland - Bericht der Jahre 1995 - 1996. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft. 65 S. + Anhang.
- KIFINGER, B.; BURKL, G.; LEHMANN, R. (2000):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 1997-1998, (unveröffentlicht), 1 - 42.
- KIFINGER, B.; BURKL, G.; LEHMANN, R. (2002):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 1999-2000, (unveröffentlicht), 1 - 46.
- KIFINGER, B.; SCHAUMBURG, J.; LEHMANN, R.; MAETZE, A. (2004):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2001 – 2002. Interner Bericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, 168 S.
- SCHNELBÖGL, G.; BURKL, G.; WIETING, J. (1995):** Versauerung von oberirdischen Gewässern in der Bundesrepublik Deutschland. – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt (Hrsg.), 1 - 19.
- SCHNELBÖGL, G. (1996):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. – Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltbundesamt, Berlin, 1 - 251.
- STODDARD, J. L. (1994):** Long-term change in watershed retention of Nitrogen - Its causes and aquatic consequences. In: Baker, L. A. (Hrsg.): *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*. ACS Advances in Chemistry Series No. 237, American Chemical Society, 223 - 284.

ZAHN, H. (1991): Sonderuntersuchung 80.6 - Versauerung oberirdischer Gewässer. 1. Ergebnisbericht, Berichtszeitraum 1983 – 1990. – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 1 - 49.

Teil B:

**Langzeitentwicklung Phytoplankton in
Seen**

7 Einleitung

In den siebziger Jahren wurden versauerte Flüsse und Seen aus vielen Regionen Europas gemeldet, u.a. aus Großbritannien, Südkandinavien, Mittelgebirgen Deutschlands und der Tschechischen Republik sowie aus den Alpenregionen. Norwegen und Schweden waren besonders hart betroffen, da hier in Tausenden Seen und Flüssen die Fischpopulationen ausstarben. Auch aus Nordamerika wurde von weiträumigen Problemen der Gewässerversauerung berichtet. Die als Ursache erkannten Emissionen von säurebildenden Luftschadstoffen (vor allem Schwefeldioxid und Stickoxide) erreichten innerhalb Europas ca. um das Jahr 1980 ihren Höhepunkt und konnten seitdem um ca. 60 % verringert werden (WRIGHT et al. 2005). Der Fokus von Untersuchungen zu den Auswirkungen von säurebildenden Luftschadstoffen auf Gewässer hat sich deshalb in den letzten Jahren verschoben. Wurden in den achtziger Jahren vor allem Bestandserhebungen der Auswirkungen des sauren Regens durchgeführt, liegt die Gewichtung inzwischen auf der Ermittlung von „critical loads“ sowie dem Nachweis von Änderungen im Säurezustand der betroffenen Gewässer. Für viele Gewässer in den betroffenen Regionen konnte inzwischen ein Rückgang der Versauerung anhand der chemischen Parameter nachgewiesen werden, jedoch nicht überall und nicht immer in dem Maße, wie es der Rückgang der Schwefel-Belastung erwarten lassen würde. Belege für einen Rückgang der Versauerung anhand biotischer Faktoren, (Fische, Makroinvertebraten, Zooplankton, benthische Diatomeen, Phytoplankton) liegen dagegen bisher wenige vor (z. B. BATTERBEE et al. 1988, KELLER & YAN 1991, ARNOTT et al. 2001, SCHAUMBURG et al. 2006)

Hinsichtlich des Phytoplanktons gibt es bisher wenige Belege, so z.B. aus der ehemals besonders stark belasteten Region von Sudbury in Kanada (ARNOTT et al. 2001 und FINDLAY 2003). Dies liegt auch daran, dass es für das Phytoplankton kein Klassifizierungssystem hinsichtlich des Versauerungsgrades gibt, analog den in Deutschland erarbeiteten für Makrozoobenthos oder benthische Diatomeen. Auch das Wiederauftauchen sensitiver Arten wie es bei Fischen und Zooplankton möglich ist, kann für das Phytoplankton nicht ohne weiteres als Anhaltspunkt angewandt werden, da viele Arten geographisch weit verbreitet sind und in unterschiedlichsten Gewässern vorkommen. Eine ökologische Charakterisierung vieler Taxa wurde für Deutschland in den letzten Jahren vor allem hinsichtlich der Trophieansprüche erarbeitet, die pH-Präferenzen sind jedoch nur von wenigen Arten bekannt. So sind in der Literaturlieferantenbank des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (jetzt Landesamt für Umwelt, SCHAUMBURG et al. 2005) 237 Taxa hinsichtlich ihrer pH-Ansprüche eingestuft, aber mit 111 Taxa gehört der Großteil davon zur Gruppe der Kieselalgen (Bacillariophyceae), von denen wiederum ein Großteil benthisch lebt. Des Weiteren gehören 69 Taxa zur Gruppe der Desmidiaceae und 13 zur Klasse der Dinophyceae. Aus der Klasse der Chrysophyceae, die allgemein in oligotrophen Seen, insbesondere auch in Weichwasserseen einen bedeutenden Anteil am Phytoplankton hat, sind nur 11 Taxa eingestuft, u.a. mehrere aus der Gattung Mallomonas, die lichtmikroskopisch sehr schwer zu bestimmen ist.

Die ökologische Charakterisierung der Arten des Phytoplanktons wird zudem erschwert durch die manchmal schwierige bis unmögliche genaue Bestimmung anhand des üblicherweise verwendeten fixierten Materials. Das dynamische Verhalten der Phytoplankton - Gemeinschaften und der natürlicherweise hohe Grad der Variation innerhalb von Jahreszeiten als auch von Jahren macht es zudem ebenfalls schwieriger, anhand punktueller Probenahmen Aussagen über eine langfristige Entwicklung zu machen.

Im vorliegenden Bericht sollte die Langzeitentwicklung des Phytoplanktons der im ECE-Untersuchungsprogramm enthaltenen Seen auf Anzeichen einer Erholung im Säurestatus geprüft werden. Aufgrund der oben aufgeführten fehlenden Klassifizierungssysteme stellte sich deshalb die Frage, anhand welcher Kriterien das Phytoplankton der Seen des ECE-Monitoringprogramms hinsichtlich der Versauerungsentwicklung beurteilt werden sollte.

Die von manchen Autoren aufgeführte Biomasse des Phytoplanktons wurde dabei nicht in Betracht gezogen, da es sich in vielen Untersuchungen gezeigt hat, dass sie auch in sauren Seen stark von den Nährstoffverhältnissen abhängig ist und nicht von den pH-Verhältnissen und damit als Versauerungsindikator ausscheidet (HÖRNSTRÖM et al. 1973, STOKES 1986, TOLOTTI 2001). Über

die Diversität, gemessen meist als Shannon-Wiener-Index, gibt es ebenfalls sehr widersprüchliche Aussagen hinsichtlich der Eignung als Versauerungsindikator.

Aus vergleichenden Untersuchungen in verschiedenen Regionen konnte dagegen immer wieder ein Rückgang der Taxazahlen mit zunehmender Versauerung festgestellt werden (STOKES 1986). Umgekehrt ist deshalb mit einer Zunahme der Taxazahlen bei einer Besserung des Säurezustandes zu erwarten. Dieses Kriterium schied jedoch in den hier untersuchten Seen teilweise aus, da über den teilweise recht langen untersuchten Zeitraum die Bearbeiter mehrfach wechselten und/oder nur quantitativ bedeutende Arten erfasst wurden.

Sowohl in regionalen Vergleichsstudien als auch in experimentelle Untersuchungen konnte immer wieder festgestellt werden, dass sich mit der Zunahme des Säuregrades die Zusammensetzung der Phytoplankton - Gemeinschaften in typischer Weise ändert. Diese ist zwar in hohem Maße von den Nährstoffverhältnissen abhängig (TRIFONOVA 1998, TOLOTTI 2001), doch die meisten der von Versauerung betroffenen Seen sind dem oligotrophen Typus zuzuordnen. Änderungen im pH-Wert haben damit oft vergleichbare Auswirkungen auf das Phytoplankton (STOKES 1986). Einschneidende Wechsel ergeben sich meist unterhalb pH-Werten von 5,5. Dabei werden die in vielen oligotrophen Weichwasserseen dominierenden Chrycophyceae vielfach von Dinophyceae verdrängt. Bacillariophyceae, insbesondere kleine, centrale Formen, verschwinden unter pH 5,8 – 5,5 ganz aus dem Plankton (z.B. ARZET 1987). Bei einer Erholung sollten mit steigenden pH-Werten diese Verschiebungen umgekehrt ablaufen.

Es wurde deshalb im vorliegenden Bericht versucht, hauptsächlich anhand der prozentualen Zusammensetzung des Phytoplanktons und des Anteils indikativer Arten Aussagen über eine Entwicklung im Säurestatus zu machen. Als Maßstab für einen Endpunkt bei der rückwärtigen Entwicklung der Versauerung kann dabei die Phytoplanktonzusammensetzung in unbeeinflussten Weichwasserseen gelten. Solche Seen gibt es aber innerhalb Deutschlands kaum mehr. Es gibt auch nur wenige ältere Daten in der Literatur. Es wurde deshalb zum Vergleich auch auf regionale Phytoplankton - Untersuchungen in anderen europäischen Ländern (vor allem skandinavische Länder) und Nordamerika zurückgegriffen sowie auf Ergebnisse aus experimentellen Untersuchungen.

Dazu wurde umfangreiche Literatur ausgewertet im Hinblick auf die pH-Ansprüche wichtiger Taxa als auch auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons in Abhängigkeit von den pH-Verhältnissen.

8 Untersuchte Seen und Methoden

Da das Schwergewicht des ECE-Programms auf Fließgewässern liegt und nur 4 Seen (Rachelsee, Talsperre Sosa, Talsperre Neunzehnhain, Pinnsee) im Untersuchungsprogramm enthalten sind, wurden zusätzlich 3 weitere Seen aus dem Bayerischen Wald (Kleiner Arbersee, Trinkwassertalsperre Frauenau) und aus dem Frankenwald (Trinkwassertalsperre Mauthaus) hinzugenommen sowie als Vergleichsobjekte für den in der Lauenburgischen Seenplatte gelegenen Pinnsee die Daten der in den ersten Jahren des Programms untersuchten Seen Garrensee und Plötschersee. Insgesamt wurden damit 9 Seen aus folgenden Gebieten in die Untersuchung miteinbezogen:

Bayerischer Wald:

- Rachelsee
- Kleiner Arbersee
- Trinkwassertalsperre Frauenau

Frankenwald

- Trinkwassertalsperre Mauthaus

Erzgebirge

- Trinkwassertalsperre Sosa
- Trinkwassertalsperre Neunzehnhain

Lauenburgische Seenplatte

- Pinnsee
- Garrensee
- Plötschersee

Angaben zu den chemisch-physikalischen Untersuchungsmethoden finden sich in den ECE-Berichten, für die nicht im Untersuchungsprogramm enthaltenen bayerischen Seen in LEHMANN et al. (1999).

Das Phytoplankton der Seen wurde teils mit Hilfe eines Integralschöpfers genommen, teils aus definierten Tiefenstufen mit Hilfe eines Prismenschöpfers nach Schindler. Die Proben wurden mit Lugol'scher Lösung fixiert und unter einem Umkehrmikroskop ausgewertet. Genauere Angaben dazu als auch zu den Bearbeitern finden sich ebenfalls in den erwähnten Berichten der ECE als auch in LEHMANN et al. (1999) sowie in Kapitel 4 dieses Berichtes.

Bei der quantitativen Erhebung des Phytoplanktons wurden entweder, falls ermittelt, die Biomassen übernommen oder, falls nicht ermittelt, die Zellzahlen mit den in der harmonisierten Taxaliste enthaltenen Standardvolumina multipliziert und daraus die Biomasse errechnet. Im Falle des Pinnsees wurde eine Mischmethode angewandt, da hier nur in den letzten Untersuchungsjahren Biomassen ermittelt wurden. Es wurden deshalb zum Teil Zellvolumen aus der harmonisierten Taxaliste Deutschlands verwandt, zum Teil von den Bearbeitern berechnete. Dabei wurde das für ein Taxon festgelegte Zellvolumen über den gesamten Untersuchungszeitraum verwendet.

An den bayerischen Seen wurden im Regelfall Abundanzen geschätzt. Zur Berechnung der prozentualen Anteile der verschiedenen Taxa bzw. Algenklassen wurden diese Abundanzen quadriert, um so eine stärkere Gewichtung der Häufigkeiten zu erreichen. Aus den dann aufsummierten Abundanzen pro Datum wurden die prozentualen Anteile berechnet. Das Zellvolumen der einzelnen Arten geht bei dieser Berechnung nicht direkt mit ein, da davon ausgegangen wird, dass es bereits in die Abundanzschätzung mit einfließt.

Welche Methode angewandt wurde, ist bei den jeweiligen Seenbeschreibungen vermerkt.

KAPITEL 8 Untersuchte Seen und Methoden

Die relativen Frequenzen wurden als prozentuale Frequenz in Bezug auf die jeweilige Gesamtprobenzahl berechnet.

Die Nomenklatur richtet sich weitgehend nach der harmonisierten Taxaliste Deutschlands.

Die Trophieeinstufung anhand von chemischen Parametern und/oder Biomassen beruht auf den Maßzahlen von VOLLENWEIDER (1968), VOLLENWEIDER & KEREKES (1982) und BRETTUM (1989).

9 Die Lage der Seen und ihre chemisch-physikalischen Verhältnisse

Die folgenden Seenbeschreibungen wurden für die im Monitoringprogramm enthaltenen Seen aus ZAHN (1990) und SCHNELBÖGL (1996) entnommen, diejenigen der nicht im Monitoringprogramm enthaltenen aus LEHMANN et al. (1999). Umfassendere geologische und hydrologische Gebietsbeschreibungen finden sich im 1. Teil des vorliegenden Berichtes.

In der Tabelle 33 sind die wichtigsten Kenndaten der Seen zusammengefasst.

Tabelle 33: Kenndaten der untersuchten Seen

Probestelle	Höhe ü. NN (m)	Einzugs- gebiet (km ²)	Max. Höhe im Einzugs- g. (m)	Max. See- tiefe (m)	Mittlere Tiefe (m)	Oberfläche (km ²)
<i>Lauenburgische Seenplatte</i>						
Pinnsee	29	0,45	50	10,0	4,8	0,08
Garrensee	43	0,93		23		0,19
Plötschersee	42	0,5		13,3		0,08
<i>Frankenwald</i>						
Trinkwassertalsperre Mauthaus	447	38,80	720	51,0	19,0	0,92
<i>Bayerischer Wald</i>						
Rachelsee	1071	0,58	1453	13,5	3,4	0,05
Kleiner Arbersee	918	2,79		9,0		9,4
Trinkwassertalsperre Frauenau	767	30,40	1452	68,0	23,0	0,94
<i>Erzgebirge</i>						
Trinkwassertalsperre Sosa	638	24,40	1037	48,0	15,1	0,39
Trinkwassertalsperre Neunzehnhain	525	13,50	680	33,0	10,1	0,29

9.1 Lauenburgische Seenplatte

9.1.1 Pinnsee

Aus dem Gebiet der Lauenburgischen Seenplatte wurde der Pinnsee untersucht. Er liegt in einem Sanderkegel der Norddeutschen Tiefebene, bestehend aus grob- und mittelkörnigen Geschiebe- und Schmelzwassersanden. Er weist eine starke Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch Niederschlag und Verdunstung auf, da er keinen Zu- und Abfluss besitzt. Eine hydrologische Verbindung zum Grundwasser ist sehr wahrscheinlich.

Auf dem geologischen Ausgangssubstrat im Einzugsgebiet entwickelten sich saure, zum Teil tiefgründige Böden, vor allem Podsol-Braunerden, zum Teil vergleitet, mit pH-Werten im Oberboden zwischen 3,1 und 3,5 und um 4,4 in tieferen Schichten. Die Humusform ist entsprechend Moder bis Rohhumus. Der Gehalt an austauschbaren Kationen ist sowohl in Ober- als auch Unterboden mit ca. 20 mval/kg Boden als gering einzustufen.

Die Niederschläge im Gebiet betragen im Mittel ca. 700 mm/Jahr. Die Jahrestemperatur beträgt durchschnittlich 8,8 °C. Vorwiegende Windrichtung ist Südwest. Die Bestockung im Einzugsgebiet des Pinnsees setzt sich je etwa zur Hälfte aus einem Altbestand von Fichten und Kiefern und einem etwa 40-jährigen Fichten-Kiefernwald zusammen. Nur ein kleiner Teil ist mit Buche und Eiche bepflanzt. Das Gebiet des 40-jährigen Fichten-Kiefern-Bestandes war zuvor mit Buche bestockt, wiederum davor wurde es als Heide genutzt.

Weitere Kenndaten des Pinnsees finden sich in Tabelle 33.

In Abbildung 264 wurden ergänzend zu Teil I dieses Berichtes die Ganglinien weiterer ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter dargestellt.

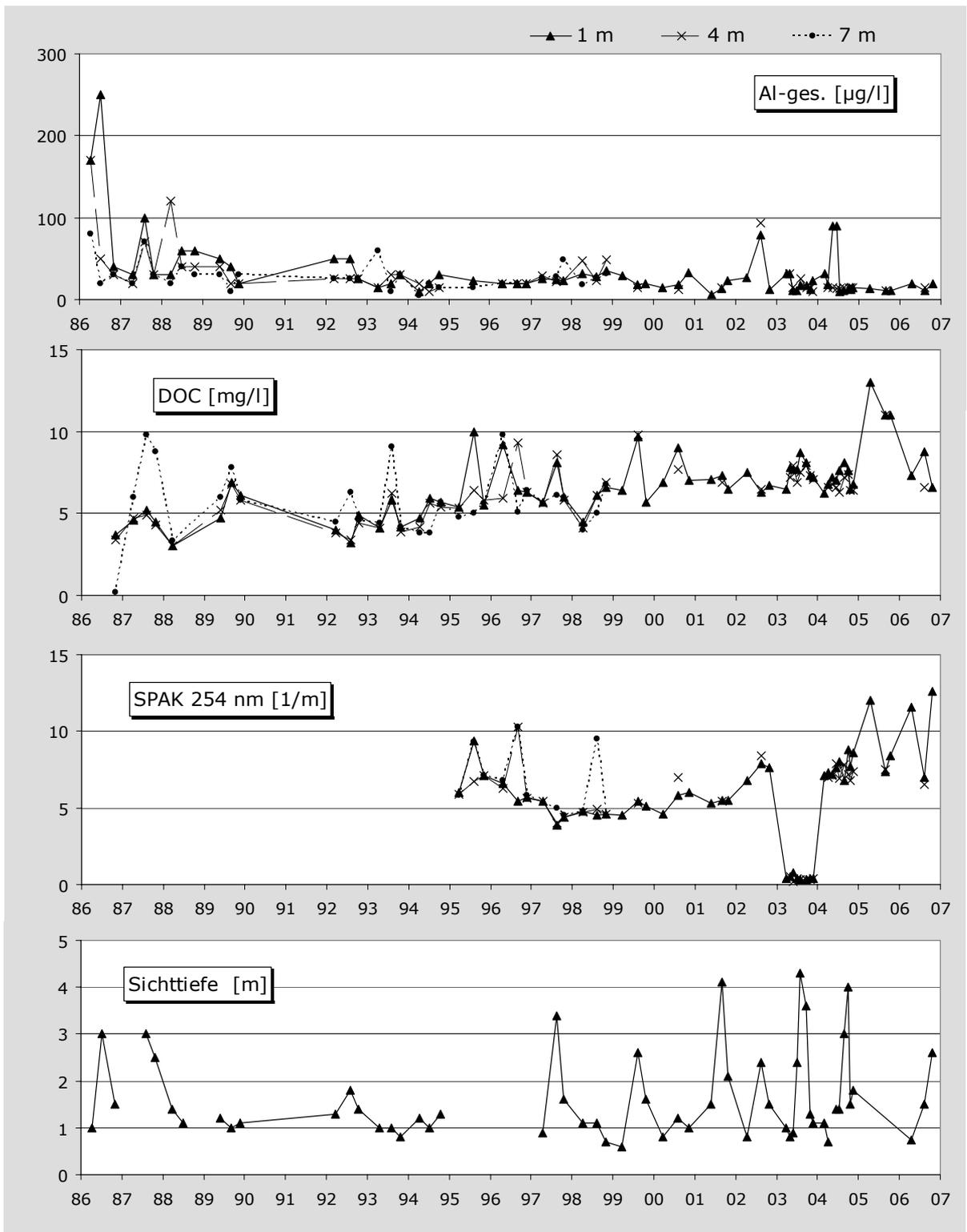


Abbildung 264: Pinnsee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes

Bemerkenswert sind die im Verhältnis zu den pH-Werten sehr niedrigen Aluminium-Konzentrationen, die im Verlauf der Untersuchung tendenziell weiter abnehmen und nur im ersten

Jahr (1986) den Wert von 100 µg/l überschritten. 2006 betrug der Mittelwert dann nur noch 28 µg/l.

Der DOC weist eine deutliche Zunahme auf, von durchschnittlich 4,7 mg/l in den Jahren 1987 – 1988 auf 7,4 mg/l im Jahr 2006. Auch der seit 1995 gemessene SPAK 254 nm weist in diese Richtung. Insgesamt kann der Pinnsee anhand dieser Werte als dystroph bezeichnet werden. Der Verlauf der Sichttiefe spiegelt die Entwicklung hin zu einem dystropheren Status nicht wider, hier ist kein deutlicher Trend feststellbar.

Die Chlorophyll a-Konzentrationen wurden nur 2003 gemessen, der Mittelwert betrug in 1 m Tiefe 29 µg/l. Der Pinnsee ist demnach als eutroph einzustufen.

9.1.2 Garrensee

Garrensee und Plötschersee liegen nahe beieinander in der Gegend von Ratzeburg. Beide sind im Endmoränengebiet der Weichseleiszeit aus einer subglazialen Schmelzwasserrinne entstanden. Sie wurden von 1986 bis 1989 im Rahmen des ECE-Monitoringprogramms untersucht, dann jedoch aus dem Programm genommen. Sie werden hier als Referenzseen für den Pinnsee aufgeführt.

Der Garrensee wird durch einen kleinen Zufluss am Südenende des Sees gespeist, hat aber keinen Abfluss. Am flachen Nordostende des Sees hat sich ein Moor gebildet. Das Einzugsgebiet des Garrensees besteht aus sehr unterschiedlichen Substraten, z. T. Geschiebemergel, z.T. Schmelzwasser- und Geschiebesande. Vereinzelt stehen bis zur Bodenoberfläche Kalklinsen an. Als Böden haben sich darauf vor allem podsolige Braunerden gebildet.

Der den See umgebende Wald besteht vor allem aus Buche, daneben wachsen auch Fichten und Kiefern. An der östlichen Seeseite ist der Waldgürtel schmal, im Anschluss daran liegen Äcker. In den nordöstlichen Teil des Sees mündete bis 1980 eine Drainageleitung, die Nährstoffe aus den umliegenden Äckern in den See einbrachte. Dies führte zu einer Eutrophierung des Sees. Zusätzlich besteht eine Belastung des Sees aus Badebetrieb und Freizeitnutzung.

In Tabelle 34 sind Mittelwerte der wichtigsten chemisch-physikalischen Parameter aus den Untersuchungsjahren 1986 – 1989 dargestellt.

Tabelle 34: Mittelwerte der Jahre 1986 - 1989 von ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern in Garrensee und Plötschersee

Parameter	Garrensee	Plötschersee
pH	6,22	5,95
Leitfähigkeit [µS/cm]	82	66
Sulfat [mg/l]	11,2	8,7
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	0,15	0,09
Chlorid [mg/l]	10,5	8,9
Calcium [mg/l]	5,9	3,7
Gesamt-Phosphor [µg/l]	65	87
Aluminium-gesamt [µg/l]	20	30
Sichttiefe [m]	3,5	2,2

9.1.3 Plötschersee

Der Plötschersee besitzt keinen oberirdischen Zufluss, jedoch einen Abfluss, der in einen kleinen Moorsee mündet. Das Einzugsgebiet des Sees besteht aus Geschiebemergel, sandig-tonigem Lehm und tonigem Lehm. Ab 80 – 100 cm unter Bodenoberkante ist der Geschiebelehm an wenigen Stellen noch karbonatführend. Auf dem Untergrund entwickelten sich Parabraunerden, podsolige und vergleyte Braunerden. Bestockt ist das Einzugsgebiet vorwiegend mit Buche, dazwischen auch Eiche und Fichte. Der See wird zu Freizeitzwecken genutzt.

Die Mittelwerte ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter finden sich in Tabelle 34.

9.2 Frankenwald

9.2.1 Trinkwassertalsperre Mauthaus

Die Trinkwassertalsperre Mauthaus wurde 1975 im nordbayerischen Frankenwald, im sogenannten Ködeltal ca. 30 km westlich von Hof errichtet. Sie dient der Wasserversorgung des nördlichen Oberfranken, da in den dort anstehenden Gesteinen die Niederschläge versickern, aber nicht gespeichert und somit nicht ausreichend zur Wasserversorgung genutzt werden können. Zudem dient sie der Speicherung der relativ hohen Winterniederschläge sowie der Niedrigwasseraufhöhung im regenarmen Maingebiet.

Als Hauptzuläufe fungieren zwei kleine Flüsse, der Tschirner Ködel und der Nordhalbener Ködel, die beide über eine Vorsperre in das Reservoir gelangen.

Das Einzugsgebiet der Trinkwassertalsperre ist S-exponiert. Mit 5,5 % weist es ein relativ niedriges mittleres Gefälle auf, der höchste Punkt im Einzugsgebiet liegt bei 720 m ü. NN. Die Fläche ist zu ca. 80 % bewaldet, wobei der Nadelwaldanteil deutlich überwiegt. Das restliche Gebiet ist mit wenigen, einzelnen Häusern besiedelt und wird landwirtschaftlich genutzt. Die Niederschlagsmenge in der Region beträgt im Mittel 750 – 8500 mm/Jahr. Davon bleiben als Abfluss nach Abzug der Gebietsverdunstung 450 – 500 mm/Jahr.

Geologisch wird das Umfeld der Trinkwassertalsperre und die Einzugsgebiete der beiden Hauptzuläufe vorwiegend durch unterkarbonische Gesteinsserien geprägt, die im Wesentlichen aus einer Wechsellagerung feinkörniger Quarzite und Grauwacken mit feinsandigen, stark pyrithaltigen Tonschiefern bestehen. Letztere bilden bei ihrer Verwitterung saure, sulfat-, eisen- und aluminiumreiche Wässer. Auf diesem basenarmen Untergrund haben sich vorwiegend nährstoffarme, saure bis stark saure tiefgründige Braunerden entwickelt.

Weitere Kenndaten der TWT Mauthaus sind in Tabelle 33 aufgelistet.

In Abbildung 265 und Abbildung 266 sind die Jahresverläufe wichtiger chemischer Parameter dargestellt. Es wurden exemplarisch die Tiefenstufen 0-10 m, aus der auch bis zum Jahr 2002 die Phytoplanktonproben entnommen wurden, 20 m und 40 m ausgewählt.

Die pH-Werte der TWT Mauthaus lagen in den ersten drei Jahren der Messreihe (1986 – 2006) in 0-10 m Tiefe zwischen 6,3 und 6,9, der Mittelwert betrug 6,6. Seit ca. 1990 erreichte der pH in der oberen Wasserschicht regelmäßig Werte über 7, mit weiter leicht steigender Tendenz. Der Mittelwert der letzten drei Untersuchungsjahre betrug in dieser Schicht 7,0, also 0,4 Einheiten höher als 1986 – 1988. In 40 m Tiefe ist allerdings kein Trend zu erkennen, hier blieb der pH bei einem Wert um 6,55.

Die Sulfat-Konzentrationen wurden ab 1996 erfasst. Sie betragen im ersten Jahr in 0-10 m Tiefe durchschnittlich 23,5 mg/l und fielen ab da fast kontinuierlich ab auf durchschnittlich 17 mg/l.

Die übrigen erfassten Tiefenstufen unterscheiden sich nicht wesentlich davon.

Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte ($\text{NO}_3\text{-N}$) verzeichneten ebenfalls in 0-10 m Tiefe einen rückläufigen Trend, von 1,93 mg/l im Jahr 1986 auf 0,99 mg/l im Jahr 1995. Seitdem pendeln die $\text{NO}_3\text{-N}$ Gehalte um ca. 1 mg/l, der Trend ging in den letzten Jahren eher zu steigenden Werten.

Aluminium als Al-ges. wurde erst ab 1996 erfasst. Entsprechend den leicht sauren bis neutralen pH-Verhältnissen waren die Konzentrationen gering, meist betragen sie unter 100 $\mu\text{g/l}$. Nur einmal, am 17.01.2005, wurde mit 210 $\mu\text{g/l}$ eine Konzentration knapp über dem als toxisch angesehenen Schwellenwert von 200 $\mu\text{g/l}$ gemessen.

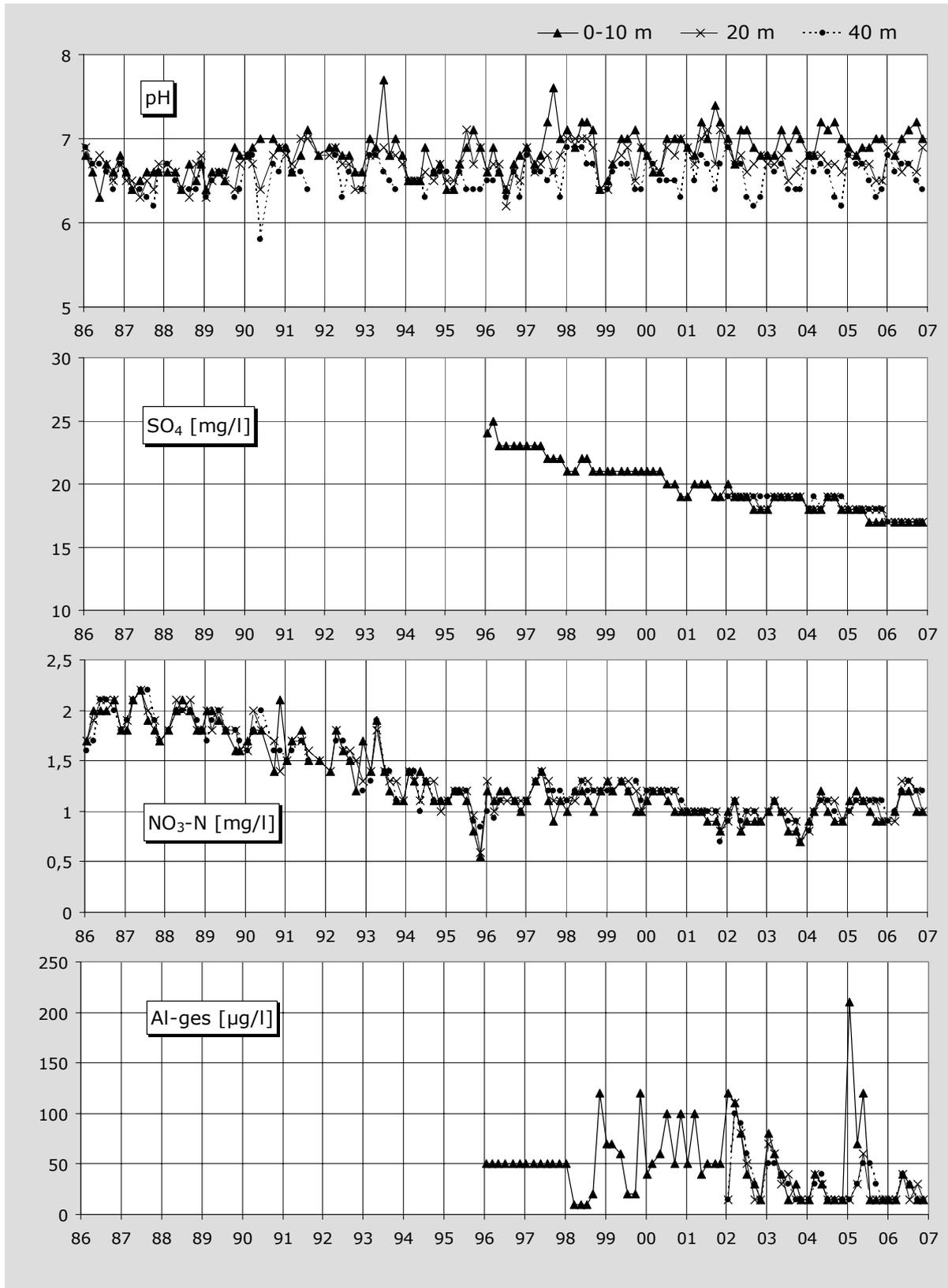


Abbildung 265: TWT Mauthaus - Ganglinien chemisch-physikalischer Parameter in den Jahren 1986 - 2006. I

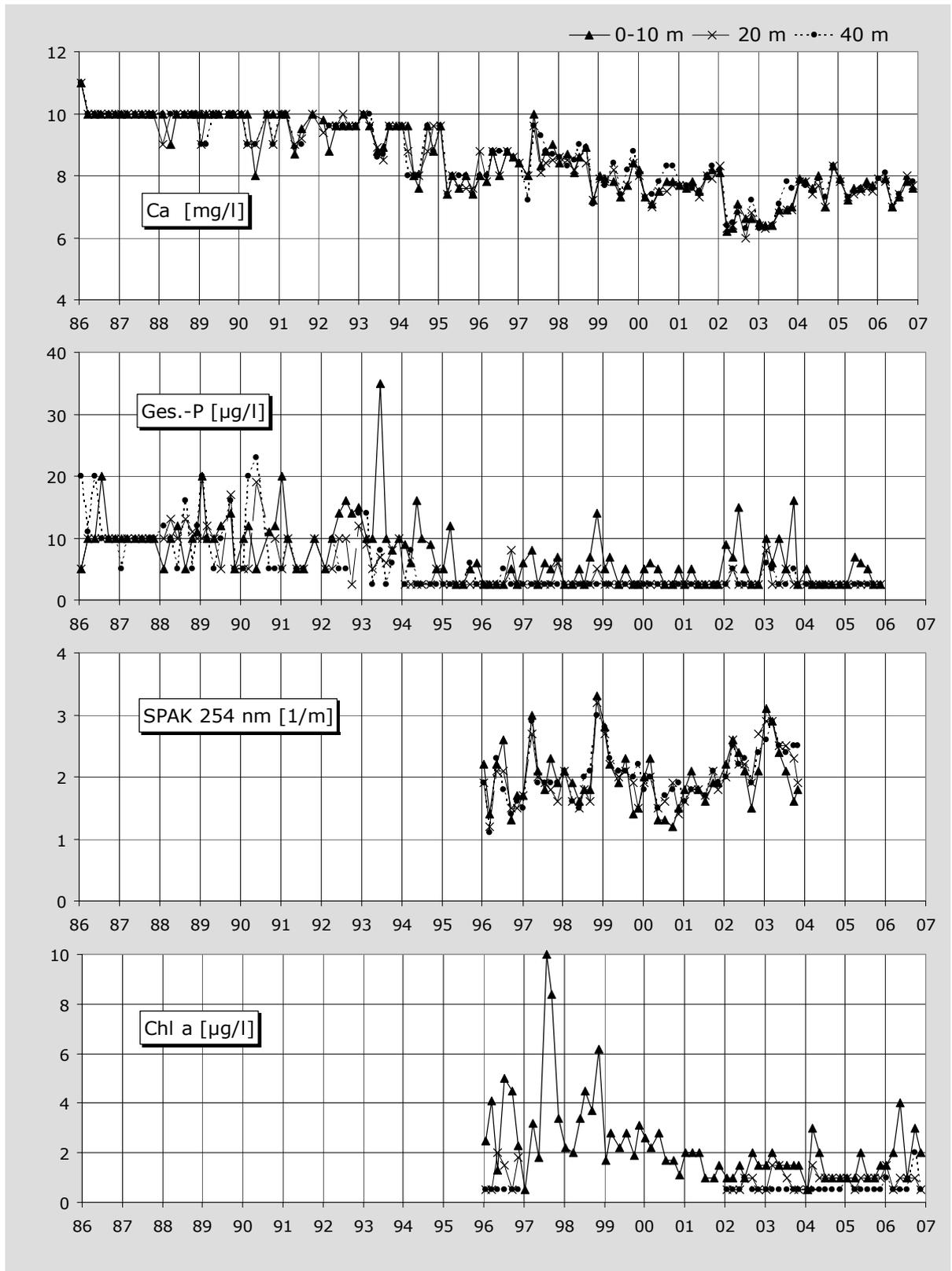


Abbildung 266: TWT Mauthaus - Ganglinien chemisch-physikalischer Parameter in den Jahren 1986 - 2006. II

Wahrscheinlich verknüpft mit den sinkenden Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen weisen auch die Calcium (Ca)-Konzentrationen einen rückläufigen Trend auf. So wurden in den ersten Untersuchungsjahren fast durchweg in allen Tiefenstufen 10 mg/l gemessen, in den letzten drei Untersuchungsjahren betrug der Mittelwert in 0-10 m Tiefe 7,6 mg/l und auch in 40 m Tiefe unterschied er sich mit 7,7 mg/l nicht wesentlich davon. Im Gegensatz zu den Sulfat-Werten ist allerdings seit

ca. 2003 kein weiterer Rückgang festzustellen, es ist im Gegenteil wieder ein leichter Anstieg zu verzeichnen. Die Entwicklung verlief damit parallel zu der der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen. Die Phosphor-Gehalte (gemessen als Ges.-P roh) weisen die TWT Mauthaus mit Werten oft an oder unter der Nachweisgrenze von 10 bzw. 5 $\mu\text{g/l}$ als nährstoffarmes, im oligotrophen Bereich liegendes Gewässer aus. Anhand des Diagramms ist ein Trend zu sinkenden Konzentrationen abzulesen, dies könnte aber auch bedingt sein durch die ab 1995 geänderte Bestimmungsmethode und der damit verknüpften Nachweisgrenze. Allerdings weisen auch die Chlorophyll a-Werte einen Trend zu niedrigeren Werten auf, allerdings wurden hier Messungen erst ab 1996 durchgeführt, ein Zeitpunkt, ab dem bei den Ges-P-Gehalten keine Änderungen mehr sichtbar sind. Der Spektrale Absorptionskoeffizient 254 nm (SPAK 254 nm) lag mit $1 - 3 \text{ m}^{-1}$ in einem sehr niedrigen Bereich, was auf sehr geringe Huminstoffkonzentrationen in der TWT hinweist. Auch der in den Jahren 2002 und 2003 gemessene TOC deutet mit einem Mittelwert von 1,86 in 0-10 m Tiefe darauf hin

Insgesamt ist die TWT Mauthaus als nährstoffarmes basenarmes Gewässer zu charakterisieren, mit leicht sauren bis neutralen pH-Verhältnissen, hohen Sulfat-Gehalten und extrem niedrigen Huminstoffgehalten. Die hohen Sulfatgehalte erklären sich dabei teilweise geogen aus den im Gebiet anstehenden Tonschiefern, teilweise aus der Deposition von Luftschadstoffen. Die Calcium-Konzentrationen als Maß für den Basengehalt liegen deutlich über denen der Probestellen im Bayerischen Wald und des Pinnsees. Sie sind vergleichbar mit denen der Talsperre Sosa, aber noch deutlich unter denen der Talsperre Neunzehnhain

9.3 Bayerischer Wald

9.3.1 Rachelsee

Der Rachelsee liegt südöstlich des Großen Rachel, der mit 1453 m ü. NN zweithöchsten Erhebung des Bayerischen Waldes. Er wurde als eiszeitlicher Karsee durch den vom Rachelgipfel kommenden Gletscher gebildet und durch einen Moränenwall gestaut. Sein Felsbecken ist zweigeteilt, in das hintere Karbecken und in das vorgelagerte, nahezu kreisrunde Zungenbecken. Das Seebecken wurde um 1900 durch Aufstauung vergrößert, um den See für die Holztrift zu nutzen. Untersuchungen haben gezeigt, dass der gesamte Seeboden mit bis zu 6,5 m mächtigen, schlammigen, tonig-schluffigen Lockersedimenten bedeckt ist. Der Untergrund besteht vorwiegend aus Gneis. Am Nordrand des Sees hat sich eine 10 m breite Verlandungszone gebildet. Die maximale Wassertiefe des nördlichen Beckens liegt bei etwa 3 m, die des südlichen Beckens bei etwa 13 m. Die Messstelle liegt in der Seemitte des südlichen Beckens.

Der See wird an seinem Nordnordwestufer von einer 300 m hoch aufragenden Karwand umrahmt und von zwei von dieser Seewand kommenden Zuläufen gespeist (Seewandbach und Westlicher Zulauf). Im Süden hat er einen Abfluss, den Seebach. Das Einzugsgebiet des Sees liegt größtenteils im Bereich des Bergfichtenwaldes. Die mittleren Jahresniederschläge liegen hier bei 1300 – 1500 mm, davon gelangen im Jahresmittel 850 – 950 mm in den Abfluss.

Schon in frühen Zeiten wurde der Rachelsee durch den atmosphärischen Eintrag von Rauchgasen und Schwermetallen aus den im Mittelalter aufkommenden Glashütten sowie aus dem Abbau von sulfidischen Erzen in der Rachelwand belastet (LEHMANN et al. 1999, mit Literaturhinweisen).

In der Abbildung 267 sind ergänzend zu den Darstellungen in Teil A dieses Berichtes die Ganglinien weiterer chemisch-physikalischer Parameter dargestellt.

In den Jahren 1984 bis ca. 1999 lässt sich anhand der Grafik parallel zu dem tendenziellen Anstieg der pH-Werte (siehe Teil I) ein Rückgang der Aluminium-Konzentrationen feststellen, der aber in den Jahren 2001-2003 durch einen erneuten Anstieg bis auf 1000 $\mu\text{g/l}$ unterbrochen wird und sich mit den hohen Nitrat-Konzentrationen in diesen Jahren überdeckt.

Für die Sichttiefe ist aus der Abbildung im Untersuchungszeitraum ein leichter Rückgang abzulesen, der wahrscheinlich gekoppelt ist mit dem deutlichen Anstieg des Spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SPAK 254 nm). Da der SPAK 254 nm vor allem ein Maß für den Gehalt an Huminstoffen darstellt, lässt sich hieraus eine Entwicklung des Rachelsees zu einem dystropheren Zustand hin ableiten.

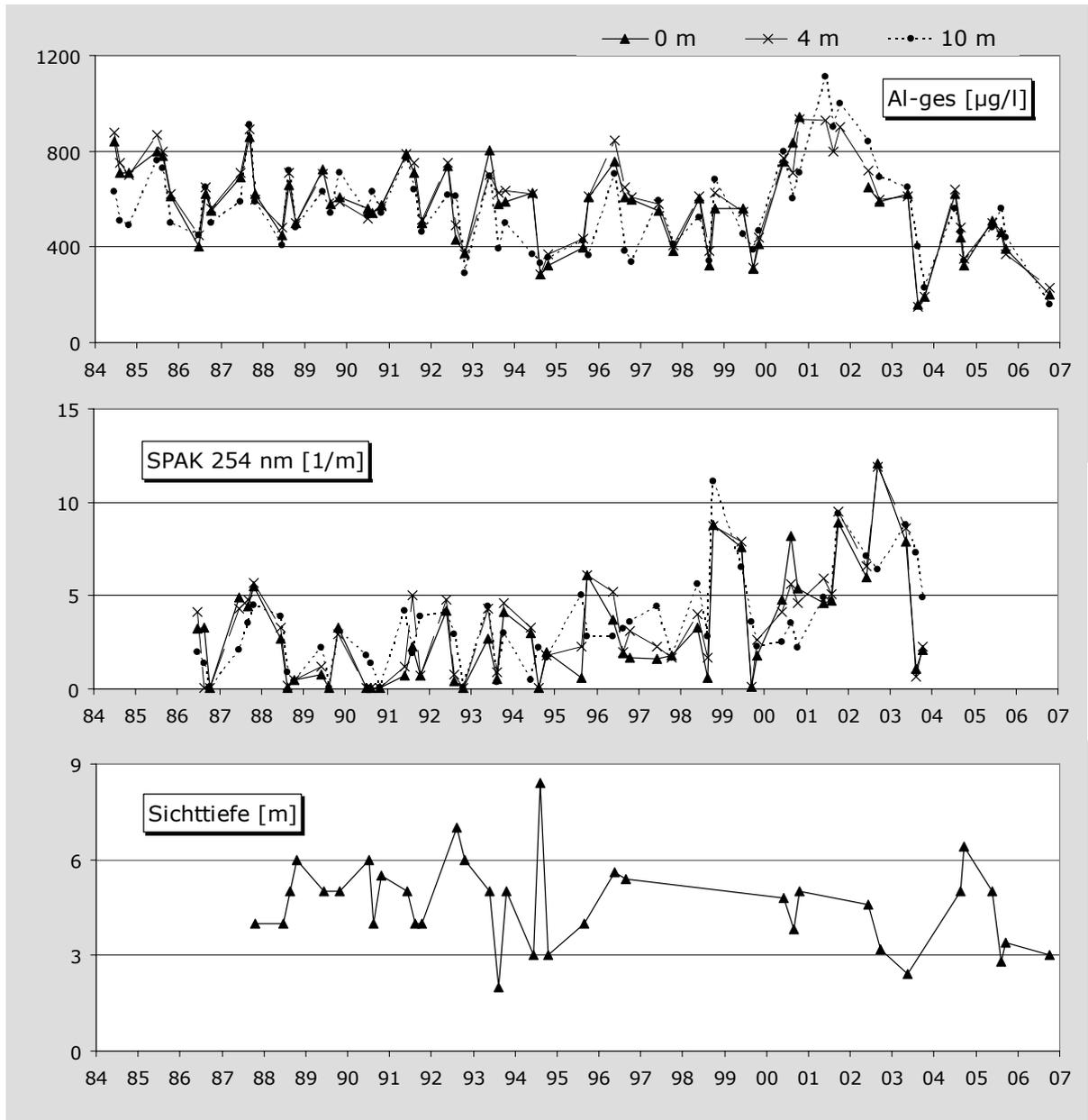


Abbildung 267: Rachelsee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes

9.3.2 Kleiner Arbersee

Beim Kleinen Arbersee handelt es sich um einen Endmoränensee, der ähnlich wie der Rachelsee während der letzten Eiszeit entstanden ist. Er liegt auf 918 m ü. NN zwischen dem Kleinen Arber (1384 m ü. NN) und dem Großen Arber (1456 m ü. NN) und ist in einen Talkessel mit steil ansteigenden Berghängen eingeschlossen. Nach der letzten Eiszeit entstanden in den Senken des Gebiets Hochmoore mit Torfmächtigkeiten bis 6 m. Durch Ablösung von Teilen des Ufers beim Aufstauen des Sees im vorletzten Jahrhundert für den Abtransport von Baumstämmen bildeten

sich daraus schwimmende Inseln auf dem See, die im Wesentlichen aus Torf mit Übergangs- und Hochmoorbewuchs bestehen. Die Gesamtfläche des Sees von insgesamt 9,4 ha wird durch drei solcher schwimmenden Inseln auf eine freie Wasserfläche von nur 6,4 ha reduziert. Die maximale Tiefe des Sees beträgt 9 m und wird im Nordwesten erreicht. In der Mitte ist der See ca. 3 m tief und wird zum Südufer hin immer flacher (aus LEHMANN et al. 1999).

Der Kleine Arbersee wird aus zwei Zuflüssen gespeist, dem Seebach und dem Linken Arbersee-zufluss. Beide weisen mit 34,7 % bzw. 27,1 % ein hohes mittleres Gefälle auf. Das Einzugsgebiet des Kleinen Arbersees liegt in einem Kristallinkomplex, der vor allem aus verschiedenen Gneis- und Granitgesteinen aufgebaut ist. Im Arberseegebiet selbst wird der Untergrund ausschließlich aus Paragneisen und Gneisen unterschiedlicher Ausprägung gebildet. Die Berghänge des Einzugsgebietes sind teils mit Fichten, teils mit tannenreichem Mischwald bestanden, der forstwirtschaftlich genutzt wird. Die Niederschläge betragen im Gebiet 1300 – 1800 mm pro Jahr, wovon im Jahresmittel 900 – 1050 mm in den Abfluss gelangen (LEHMANN et al. 1999).

Für den Kleinen Arbersee lagen chemisch-physikalische Untersuchungen der Jahre 1985 – 2005 zur Auswertung vor. Die Proben dafür wurden bis 2002 oberflächennah entnommen, ab 2003 zusätzlich aus den Tiefenstufen 2 m, 4 m, 6 m und 7 oder 8 m. Für die graphische Darstellung (siehe Abbildung 268 und Abbildung 269) wurden die Werte aus 0 m, 2 m und 6 m verwendet. Die Beprobung erfolgte zwei- bis sechsmal jährlich.

Anhand der Abbildung 268 wird ein deutlicher Anstieg der pH-Werte des Kleinen Arbersees im Untersuchungszeitraum 1985 – 2005 ersichtlich. Während der mittlere pH-Wert der ersten drei Untersuchungsjahre (1985-1987) bei 4,2 lag, erreichte er in den letzten drei Jahren (2003-2005) einen Mittelwert von 5,4, jeweils bezogen auf 0 m Tiefe. Damit ergibt sich ein pH-Anstieg im Kleinen Arbersee von ca. 1,2 Einheiten. Parallel dazu sanken die Sulfat-Konzentrationen sehr stark von durchschnittlich 6,1 mg/l auf 2,9 mg/l. Auch die Nitrat-Stickstoff-Gehalte verzeichneten einen deutlichen Rückgang, von durchschnittlich 1 mg/l (1985 – 1987) auf durchschnittlich 0,4 mg/l (2003 – 2005). Die Aluminium-Werte (Al-ges.) zeigten dagegen keinen deutlichen Trend, sie schwankten zwischen 150 und 620 µg/l und lagen damit zumindest zeitweise über dem toxischen Schwellenwert von 200 µg/l. In einer Untersuchung von VRBA et al. (2006) zeigte sich aber, dass der Anteil der ionaren, besonders toxischen Fraktion in den Zuflüssen zum Kleinen Arbersee und im See selbst relativ gering ist. So betrug er im See selbst 35 µg/l, wohingegen im Rachensee 564 µg/l gemessen wurden.

Mit dem verminderten Eintrag von Anionen in den See wurden auch weniger basische Kationen aus dem Einzugsgebiet eingetragen. Die Calcium-Konzentrationen im See sanken dadurch von 1,5 auf knapp 1 mg/l ab (Durchschnitte 1985 – 1987 bzw. 2003 – 2005).

Über die Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Gehalte lassen sich nur bedingt Aussagen machen, da sich die Werte häufig nahe an der Nachweisgrenze bewegten und diese zudem sich im Laufe der Messreihe nach unten verschob. Doch scheint hier, wie auch in anderen Seen, ein leichter Anstieg stattgefunden zu haben.

Die Chlorophyll a-Konzentrationen als Maß für die Phytoplanktonbiomasse wurden erst ab 2003 gemessen, sie wurden deshalb nicht grafisch dargestellt. Der Mittelwert in 0 m, 2 m und 6 m Tiefe betrug 3,5 µg/l, in 4 m Tiefe war er mit 4,6 µg/l etwas höher. Damit ist der Kleine Arbersee nach der Einstufung von VOLLENWEIDER & KERÉKES (1982) als oligomesotroph anzusehen. In leicht dystrophen Seen ist die Primärproduktion bei gleichen Nährstoffverhältnissen allgemein höher als in Klarwasserseen (LEPISTÖ et al. 2004). In der Untersuchung von LEHMANN et al. (1999) wurden auch Chlorophyll a-Werte der Jahre 1983 – 1992 aufgeführt. Diese lagen mit 1 – 9 µg/l im selben Bereich wie die hier dargestellten der Jahre 2003 – 2005. Eine Erhöhung der Primärproduktion scheint demnach trotz leicht gestiegener Phosphor-Konzentrationen nicht stattgefunden zu haben.

Die Sichttiefe wurde ebenfalls erst ab 2003 gemessen und wurde deshalb nicht graphisch dargestellt. Der Mittelwert betrug 3,6 m.

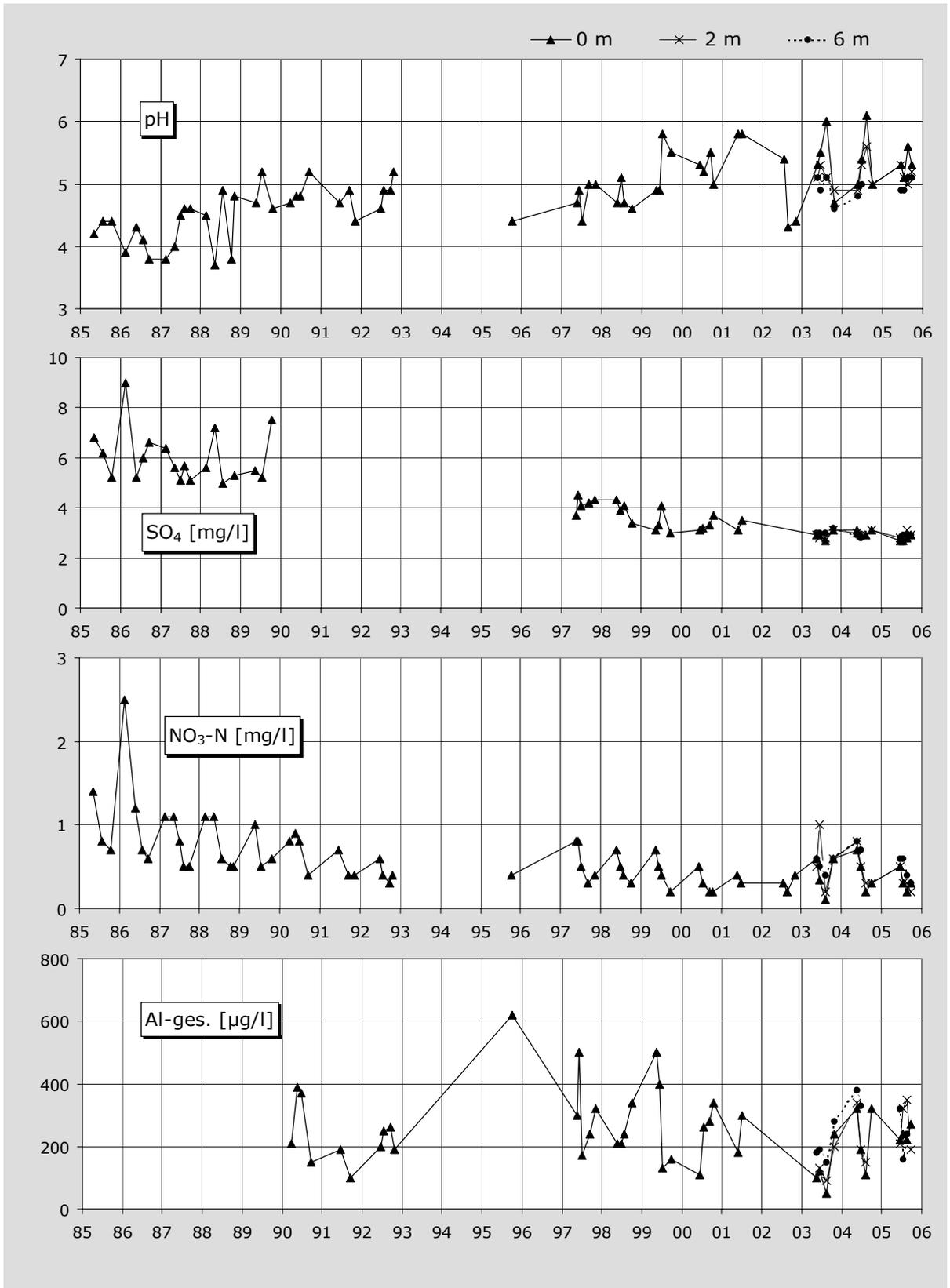


Abbildung 268: Kleiner Arbersee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. I

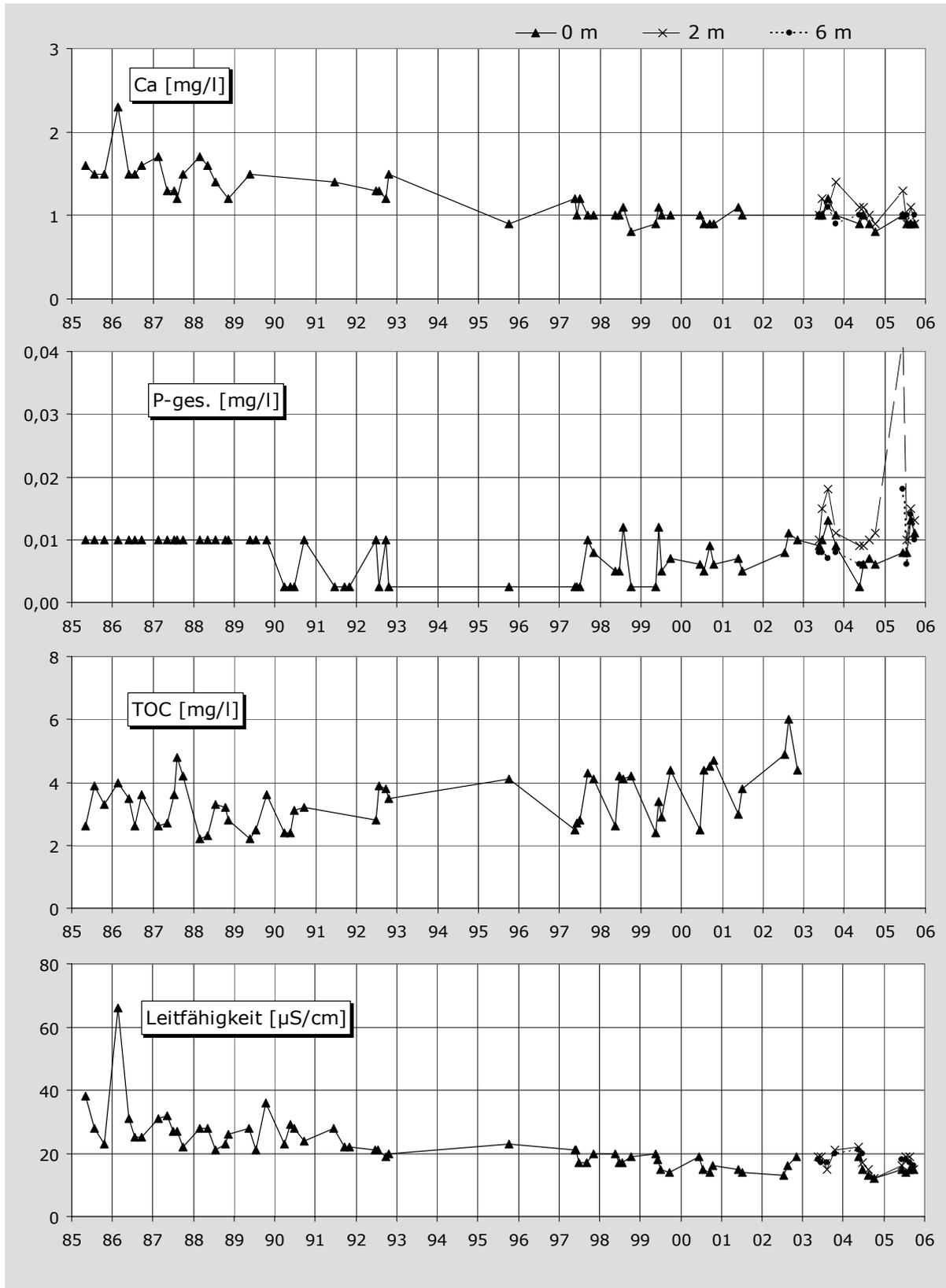


Abbildung 269: Kleiner Arbersee - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. II

Entsprechend den niedrigen Ionenkonzentrationen war auch die Leitfähigkeit im Kleinen Arbersee sehr gering. Sie betrug in den letzten Jahren in den oberen Schichten noch durchschnittlich 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$, in den Tiefen war sie etwas höher.

Zusammengefasst lässt sich der Kleine Arbersee als oligomesotropher, extrem basenarmer See mit sehr niedriger Leitfähigkeit und einer leichten Dystrophie charakterisieren. Die Sulfat- und Nitratgehalte gehören zu den niedrigsten der hier untersuchten Seen. Die pH-Verhältnisse im See haben sich von ständig stark sauer zu periodisch deutlich sauer verbessert.

9.3.3 Trinkwassertalsperre Frauenau

Die Trinkwassertalsperre (TWT) Frauenau wurde im Jahr 1984 im südöstlichen Bayerischen Wald ca. 35 km nordöstlich von Deggendorf errichtet. Sie dient der Verbesserung der Trink- und Brauchwasserversorgung einer Region, in der zwar hohe Niederschlagsmengen anfallen, diese aber bedingt durch die Undurchlässigkeit des kristallinen Grundgebirges aus Gneis und Granit weder ausreichend aufgenommen noch gespeichert werden können. Eingeschränkt dient die Sperre zudem dem Hochwasserschutz, der Energieumwandlung sowie der Niedrigwasseraufhöhung.

Die TWT wird von zwei Zuflüssen gespeist: dem aus nordöstlicher Richtung fließenden Hirschbach sowie dem Kleinen Regen aus südöstlicher Richtung. Diese gelangen über Vorsperren in die Trinkwassertalsperre. Das Einzugsgebiet der Trinkwassertalsperre ist W-exponiert und wird vom Großen Rachel (1452 m ü. NN) geprägt. Es ist vollständig bewaldet, der Laubholzanteil beträgt ca. 40 %. Auf den silikatischen Gesteinen des Grundgebirges entwickelten sich im Einzugsgebiet podsolige bzw. gleyartige Böden sowie Braunerden mit mittlerer bis geringer Basensättigung. In den Tallagen sind Moore zu finden. Die mittleren Jahresniederschläge im Einzugsgebiet betragen 1300-1650 mm. Unter Berücksichtigung der Gebietsverdunstung gelangen davon ca. 900 – 950 mm als Abfluss in die Gewässer. Das Wasser der beiden Zuflüsse ist aufgrund der genannten Faktoren basenarm und nährstoffarm.

In der Tabelle 33 sind einige weitere morphometrische Kenndaten der TWT aufgelistet.

Der pH Wert der TWT Frauenau schwankte in den ersten drei Untersuchungsjahren (1986 – 1988) zwischen 5 und 6, 1988 wurden sogar pH-Werte unter 5 verzeichnet, der Mittelwert über alle Tiefenstufen betrug pH 5,6. Ab 1989 besserten sich die pH-Verhältnisse deutlich, von 1989 – 1996 pendelte der pH-Wert meist zwischen pH 5,5 und 6,5, seit 1997 wurden vorwiegend pH Werte zwischen 6 und 7 verzeichnet, nur in den tieferen Schichten (in Abbildung 270 dargestellt 50 m) lag er zeitweise noch knapp unter 6. Im Jahr 2005 sanken die pH-Werte wieder etwas ab, die Situation ähnelte mit Werten zwischen ca. 5,5 und 6,5 den Jahren 1989 – 1996. Insgesamt kann die TWT damit als schwach sauer bezeichnet werden.

Der Mittelwert über alle Tiefenstufen lag in den letzten drei Untersuchungsjahren mit 6,25 knapp 0,7 Einheiten höher als in den ersten drei Jahren. Insgesamt hat sich damit die pH-Wert-Situation in der Trinkwassertalsperre auf ein Niveau verbessert, in dem kaum negative Einflüsse auf die Biozönosen zu erwarten wären. So wurden versauerungsbedingte deutliche Änderungen in den Biozönosen meist unterhalb pH 5,5 bis 6,0 beobachtet. Von mehreren Autoren wird anhand dieser Beobachtungen als auch von Modellrechnungen als Zielpunkt bei der Erholung von durch Luftschadstoffe bedingten Säureschüben ein mittlerer pH von 6,0 angesehen. Dieses Ziel ist in den letzten Untersuchungsjahren erreicht worden.

Parallel zu den steigenden pH-Werten sanken die Sulfatkonzentrationen kontinuierlich von Werten um 4 mg/l auf nunmehr ca. 2-2,5 mg/l ab (siehe Abbildung 270).

Der Nitrat-Stickstoff-Gehalt schwankte in den ersten Untersuchungsjahren um 1 mg/l. In der ersten Hälfte der neunziger Jahre sank er auf Konzentrationen um 0,7 mg/l und zeigte seitdem keine deutlichen Änderungen mehr. Im Vergleich mit dem Rachelsee sind die Konzentrationen relativ niedrig.

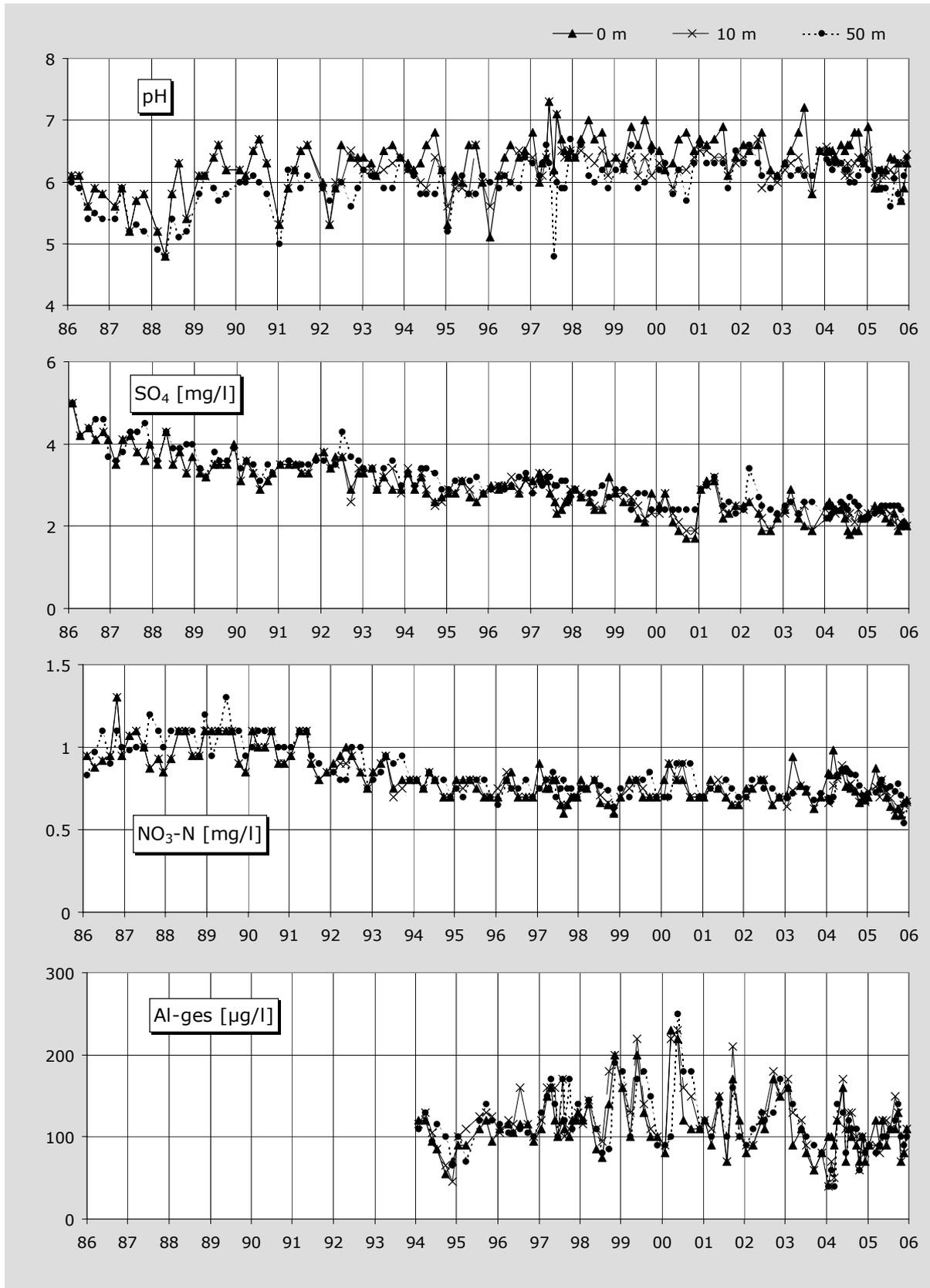


Abbildung 270: TWT Frauenau - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. I

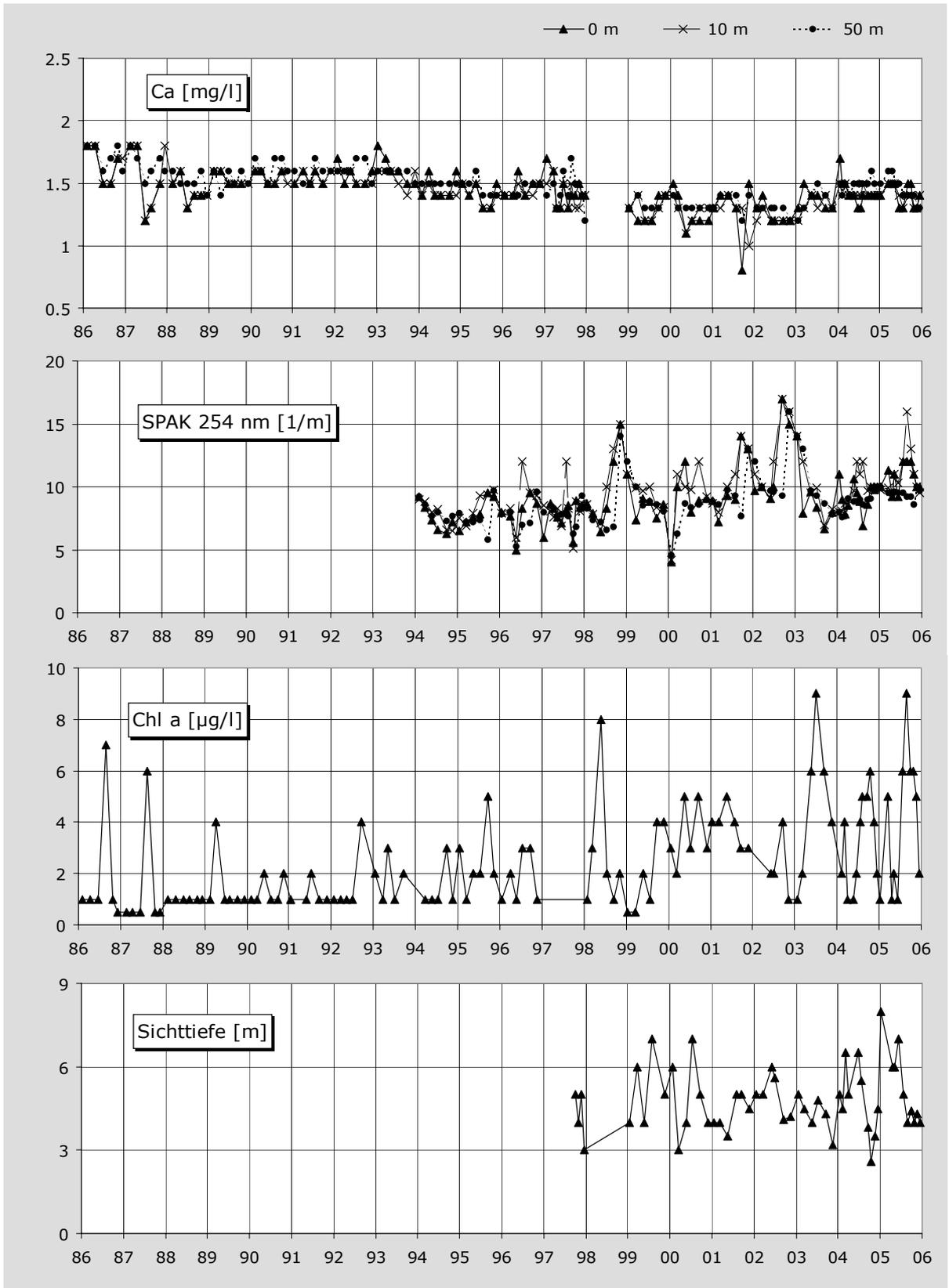


Abbildung 271: TWT Frauenau - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter. II

Aluminium Messungen wurden erst ab 1994 durchgeführt. Entsprechend den zu diesem Zeitpunkt schon deutlich gestiegenen pH-Werten war die Aluminium-Belastung in der TWT seitdem niedrig und lag meist unter der für viele Organismen als kritisch angesehenen Konzentrationen von 200 µg/l.

Die im Zusammenhang mit den sinkenden Sulfat-Konzentrationen verminderte Basenauswaschung aus dem Einzugsgebiet spiegelt sich in einem leichten Rückgang der Calcium-Gehalte wider. Die Konzentrationen sind mit ca. 1,5 bis 1,3 mg/l auch insgesamt sehr niedrig.

Die Sichttiefe in der TWT wurde seit 1997 erfasst. Sie betrug meist zwischen 3 m und 7 m, ein Trend ist u. a. aufgrund der starken Schwankungen nicht sichtbar. Die Chlorophyll a-Konzentrationen lagen im Untersuchungszeitraum zwischen 1 µg/l und 9 µg/l. Nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1982) ist die TWT damit noch im oligotrophen Bereich. Tendenziell lässt sich aus den Chlorophyll a-Messungen ein Anstieg der Phytoplanktonbiomasse in den letzten Jahren ablesen, dieser ist aber aufgrund der wenigen Messungen in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes nicht gesichert. Die Gesamt-Phosphor-Werte liefern hierbei keinen Anhaltspunkt für eine höhere Primärproduktion, da sie bis 1994 meist mit 5 µg/l verzeichnet wurden, seit 1994 wurden meist Konzentrationen unter der Nachweisgrenze von 5 µg/l gemessen.

Aus den Werten für den Absorptionskoeffizienten bei 254 nm, die ab 1994 vorliegen, ist ein leichter Anstieg der Huminstoffgehalte in der TWT seit Beginn der Messungen abzulesen. So betrug der Mittelwert über alle Tiefenstufen von 1994 – 1996: 7,9 l/m, von 2003 - 2005 dagegen 9,9 l/m. Ein Anstieg der Huminstoffgehalte im Zusammenhang mit einem Rückgang der Versauerung ist aus vielen Untersuchungen bekannt. Als Ursache kommt hier vor allem eine verminderte Ausfällung von Huminstoffen zusammen mit Aluminium oder Eisen in Betracht. Höhere Huminstoffgehalte sind bei gleichen Nährstoffverhältnissen oft verknüpft mit höheren Primärproduktionsraten.

Insgesamt ist die TWT Frauenau nun ein schwach saures, nährstoffarmes Gewässer im oligotrophen Bereich mit sehr niedrigen Basengehalten und einem leicht dystrophen Charakter.

9.4 Erzgebirge

9.4.1 Trinkwassertalsperre Sosa

Die Talsperre Sosa befindet sich im Westerzgebirge, das regionalgeologisch zum Eibenstocker-Karlovy-Varyer Granitmassiv gehört. Die Granite verschiedener Ausprägung werden hier von 0,5 - 2 m mächtigen, lehmig - sandig - grusig - steinigen Hangschutt- und Verwitterungsdecken überlagert, auf denen Braunerden entstanden. Die Talsohle wird von 0,5 - 1,5 m mächtigen Flusssedimenten ausgekleidet, die sich je nach Gefälle aus Sanden, Kiesen und Blöcken zusammensetzen. In Quell- und Talmulden haben sich, wo tonige Verwitterungsprodukte eine Stauwirkung besitzen, Torfmoore und Moorböden gebildet.

Im Erzgebirge herrscht ein raues Mittelgebirgsklima. Das langjährige Niederschlagsmittel liegt im westlichen Teil zwischen 1100 und 1300 mm/Jahr.

Das Einzugsgebiet der Talsperre Sosa ist fast vollständig bewaldet, wobei die Fichte dominiert.

An der Talsperre Sosa reichen die Messungen bei einigen Parametern bis 1954 zurück. Wie auch in der Talsperre Neunzehnhain ist der Schwankungsbereich dieser Daten zum Teil jedoch beträchtlich. Seit 1992 sind Messungen aus den in Teil A sowie untenstehend abgebildeten Tiefenstufen vorhanden. Diese weisen eine weit geringere Schwankungsbreite auf.

Grafiken der auch bei den Fließgewässern behandelten chemisch-physikalischen Parameter sind im ersten Teil des Berichtes abgebildet, dort finden sich auch Erläuterungen dazu. Ergänzend sind in der untenstehenden Abbildung 273 die Parameter Aluminium-gesamt (Al-ges.), spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SPAK 254 nm) sowie die Sichttiefe dargestellt.

Die Sichttiefe pendelte in den Jahren 1991 – 2006 meist zwischen 2m und 7 m, ein Trend ist nicht zu erkennen. Die Werte des SPAK 254 nm weisen dagegen einen deutlichen Anstieg auf ca. das 2,5-fache der Ausgangswerte auf. So betrug der Mittelwert bis 34 m Tiefe in den Jahren 1993 – 1994 4,1 1/m, in den Jahren 2005 – 2006 dagegen 10,6 1/m. Die Aluminium-Konzentrationen verzeichneten entsprechend den gestiegenen pH-Werten (siehe Teil I) einen starken Rückgang in den Jahren 1994 – 2006 von 1039 $\mu\text{g/l}$ (Mittelwert 1994 bis 34 m Tiefe) auf 279 $\mu\text{g/l}$ (Mittelwert 2006 bis 34 m Tiefe).

Chlorophyll a- Messungen liegen nur aus den Jahren 2003 – 2004 vor, der Mittelwert betrug 7,9 $\mu\text{g/l}$. Damit ist die Talsperre bezüglich der Primärproduktion im mesotrophen Bereich gelegen. Dazu trägt wahrscheinlich der hohe Huminstoffgehalt bei, der das Wachstum typspezifischer mikrotropher und/oder heterotropher Flagellaten fördert (LEPISTÖ et al. 2004).

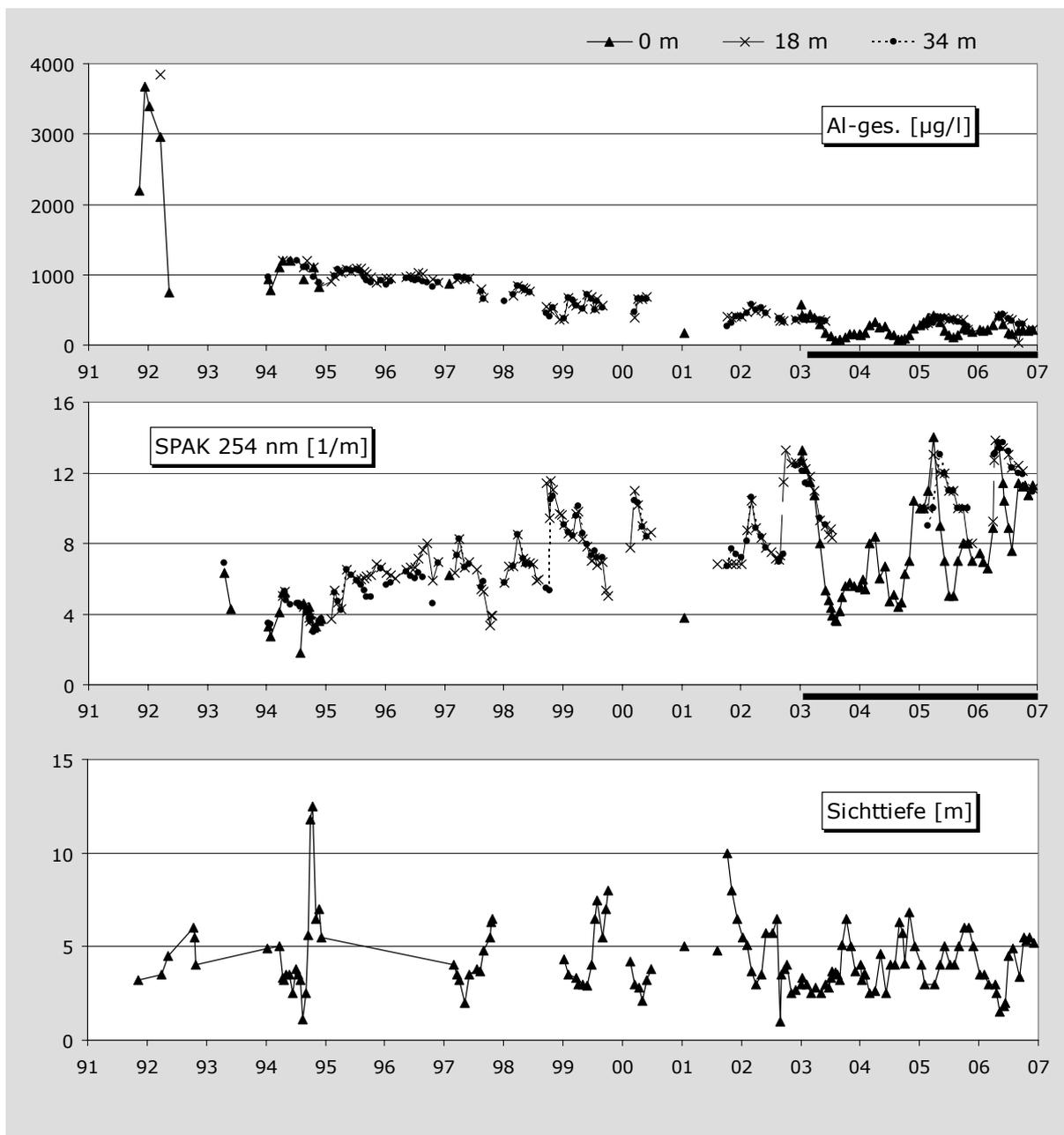


Abbildung 272: Talsperre Sosa - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes

9.4.2 Talsperre Neunzehnhain

Die Talsperre Neunzehnhain (Neunzehnhain II) liegt im mittleren Erzgebirge in der Gegend um Marienberg. In geologischer Hinsicht ist der Kreis Marienberg vollständig von kristallinen Festgesteinen aufgebaut, die nur lokal eine geringmächtige Bedeckung durch Lockergesteine aufweisen. Im Einzugsgebiet der oberen Talsperre Neunzehnhain dominieren Gneise und Glimmerschiefer, vereinzelt gibt es Kalklinsen. Die Böden im Untersuchungsgebiet bestehen hauptsächlich aus Braunerden.

Das Niederschlagsmittel liegt bei etwa 900 mm/Jahr. Die Vegetation im Einzugsgebiet der oberen Talsperre Neunzehnhain besteht zu 80 % aus Wald, hauptsächlich Fichte.

Kenndaten der Talsperre sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Aus der Talsperre Neunzehnhain liegen Daten seit 1966 vor. Der Schwankungsbereich dieser Daten ist jedoch zum Teil beträchtlich. Seit 1992 sind Messungen aus den in Teil A sowie untenstehend abgebildeten Tiefenstufen vorhanden. Diese weisen eine weit geringere Schwankungsbreite auf.

Die Trinkwassertalsperre wurde im April 1996 zu Revisionszwecken abgelassen, deshalb liegen erst wieder ab 2001 Messergebnisse vor.

Grafiken der wichtigsten chemisch-physikalischen Parameter sind im ersten Teil des Berichtes abgebildet, dort finden sich auch Erläuterungen dazu. Ergänzend sind in der untenstehenden Abbildung 273 die Parameter Aluminium gesamt (Al-ges.), spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SPAK 254 nm) sowie die Sichttiefe dargestellt.

Die Aluminium-Konzentrationen lagen demnach meist unter 100 µg/l, ein Trend ist nicht zu erkennen. Die Sichttiefe betrug meist zwischen 4 und 10 m, auch hier ist kein Trend sichtbar. Anders dagegen bei den Werten des SPAK 254 nm als Maß für den Huminstoffgehalt. Hier war ein Anstieg zu verzeichnen von Werten unter 5 1/m auf ca. 7-8 1/m in den letzten beiden Untersuchungsjahren. Die DOC-Konzentrationen wurden nur in den Jahren 1993 – 1996 gemessen, sie pendelten zwischen 2 – 3 mg/l. Die Chlorophyll a- Konzentrationen wurden 2003 und 2004 bestimmt, der Mittelwert errechnete sich mit 2,4 µg/l. Die Trophiesituation in der Talsperre ist demnach als oligotroph anzusehen.

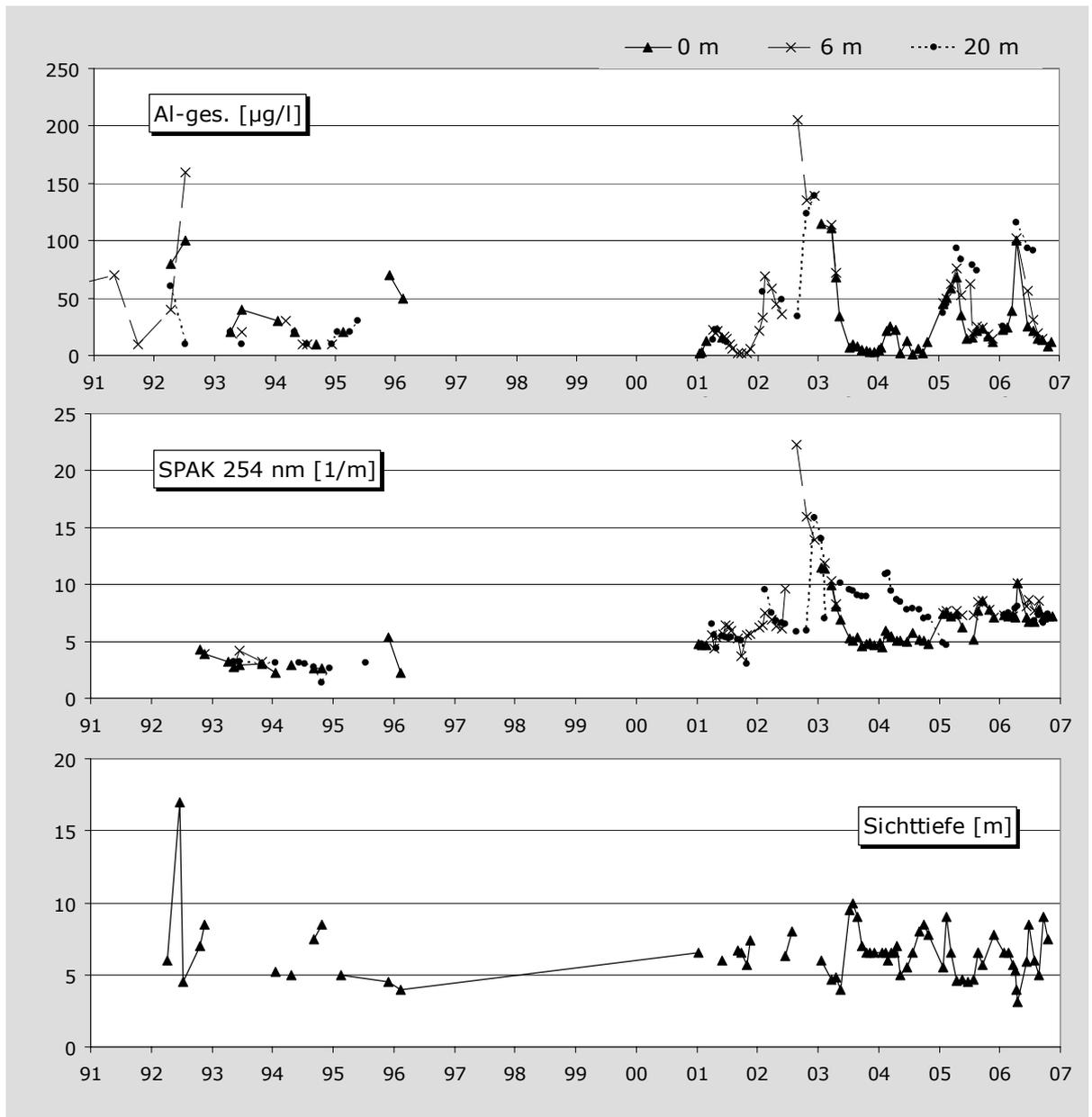


Abbildung 273: Talsperre Neunzehnhain - Ganglinien ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter, ergänzend zu Teil A des Berichtes

10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

10.1 Lauenburgische Seenplatte

10.1.1 Pinnsee

Das Phytoplankton des Pinnsees wurde in den Jahren 1986 – 2003 quantitativ erfasst, wobei in den Jahren 1990 und 1991 keine Untersuchungen stattfanden. Die Probenahme erfolgte meist dreimal jährlich, im Frühjahr, Sommer und Herbst. Im Jahr 2003 wurden die Untersuchungen mit insgesamt 8 Probenahmen, die den Zeitraum März bis November abdeckten, intensiviert. Insgesamt wurden 52 Probenahmen durchgeführt.

1986 – 1998 handelt es sich bei den Individuenzahlen bzw. Biomasseangaben um Mittelwerte aus den Tiefenstufen 1 m, 2m, 5 m und 7m, ab 1999 wurde dann nur noch die Tiefenschicht 1 m untersucht. Speziell bei den Sommerproben können sich damit die Abundanzen aufgrund der Erhebungsmethode geändert haben, da sich manche der häufigen Taxa, wie *Chlamydomonas* und *Scenedesmus*, bevorzugt in 5 m Tiefe einschichten wie aus den Originaldaten dieser Jahre (LANU SH 2006) hervorgeht, während andere die Tiefenstufen 1 m und 2 m bevorzugen (*Cosmocladium* sp, *Chromulina* sp) und ihr Anteil an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons damit höher eingeschätzt wird.

Für die Berechnung der Biomassen wurden zum Teil Zellvolumina aus der harmonisierten Taxaliste übernommen, zum Teil wurden Volumina aus dem Bericht der LANU SH 2006 übernommen.

Insgesamt wurden 79 Taxa quantitativ erfasst, von denen mit 13 der größte Teil zur Klasse der Chlorophyceae gehörten, 11 zu den Chrysophyceae, 8 zu den Dinophyceae, 5 zu den Cryptophyceae und der Rest zu übrigen Algengruppen. Bacillariophyceae wurden nur mit einer centralen Form vermerkt sowie mit zwei pennalen. Die Taxa sowie ihre Frequenz und maximale Abundanz sind in Tabelle 35 aufgelistet.

Je nach Jahreszeit setzte sich das Phytoplankton vorwiegend aus Chlorophyceen (vor allem Chlorococcales mit *Dictyosphaerium* sp), Conjugatophyceae (*Cosmarium* cf. *bioculatum*, *Cosmocladium*), Cryptophyceae und Dinophyceae zusammen.

In Abbildung 274 ist die Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen dargestellt, in Abbildung 275 die prozentuale Zusammensetzung. In Abbildung 276 und Abbildung 277 findet sich der Verlauf der prozentualen Anteile ausgewählter Taxa.

In den Jahren 1986 – 1996 wurde das Plankton häufig von *Dictyosphaerium* sp bestimmt, die wahrscheinlich identisch ist mit der in späteren Jahren identifizierten *Dictyosphaerium sphagnale*. Diese Art dominierte zu unterschiedlichen Jahreszeiten, sowohl Frühjahr als auch Sommer und Herbst. Die höchsten Zellzahlen wurden tendenziell in den kalten Jahreszeiten erreicht, so am 25.04.96 mit 72249 Zellen/ml. In den folgenden Jahren wurden ähnlich hohe Zellzahlen nicht mehr erreicht, 2003 wurde die Art trotz intensiver Probenahme nicht mehr festgestellt.

Die Cryptophyceae (*Cryptomonas*) dominierten ebenfalls in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes häufig das Phytoplankton. Die Gruppe ist allgemein weit verbreitet, hohe Abundanzen werden aber vor allem in dystrophen und eutrophen Seen erreicht. In diesen treten auch vorwiegend die größeren Formen auf, während in oligotrophen kleine Formen überwiegen (LEPISTÖ & ROSENSTRÖM 1998). Im Pinnsee wurden verschiedene Vertreter der Gattung *Cryptomonas* verzeichnet, die kleinere *Rhodomonas* wurde nicht registriert. Ab 1997 war ein deutlicher Rückgang

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

des Anteils der Gruppe an der Gesamtbio­masse festzustellen, die Zellzahlen selbst blieben aber auf etwa gleichem Niveau.

Ab diesem Zeitraum (ca. 1997) traten verstärkt Dinophyceae (*Peridinium*, *Gymnodinium*) im Plankton auf, die aufgrund ihres hohen Zellvolumens der hauptsächliche Grund für die gleichzeitige Zunahme der Biomasse waren.

Die Chlorophyceen bestimmten weiter zeitweise das Planktonbild, doch war hier eine Verschiebung von *Dictyosphaerium* zu der Gattung *Scenedesmus* festzustellen.

Tabelle 35: Pinnsee - Taxaliste

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			Euglenophyceae		
<i>Anabaena</i>	1.9	0.2	<i>Euglena</i>	7.7	70.6
<i>Aphanocapsa</i>	1.9	1.2	<i>Euglenophyceae, apochromatisch</i>	3.8	0.0
<i>Chroococcales</i>	3.8	16.5	<i>Phacus</i>	1.9	0.0
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>	1.9	5.2	Chlorophyceae		
<i>Komvophoron</i>	26.9	3.3	<i>Chlorella</i>	1.9	97.2
<i>Lemmermanniella flexa</i>	1.9	0.0	<i>Chlorococcales</i>	1.9	2.6
<i>Leptolyngbyoideae</i>	1.9	0.2	<i>Dictyosphaerium</i>	30.8	90.9
<i>Pseudanabaena</i>	15.4	21.1	<i>Dictyosphaerium sphagnale</i>	15.4	7.2
<i>Rhabdoderma lineare</i>	7.7	0.0	<i>Golenkiniopsis</i>	1.9	1.7
<i>Romeria</i>	3.8	2.3	<i>Koliella</i>	15.4	8.1
<i>Snowella</i>	1.9	0.0	<i>Koliella longiseta</i>	17.3	15.1
<i>Snowella septentrionalis</i>	3.8	0.8	<i>Monoraphidium</i>	11.5	29.1
<i>Synechococcus</i>	3.8	30.6	<i>Monoraphidium contortum</i>	9.6	4.2
Bacillariophyceae			<i>Monoraphidium komarkovae</i>	11.5	13.6
<i>Nitzschia</i>	3.8	0.0	<i>Radiofilum</i>	5.8	0.6
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	1.9	3.1	<i>Scenedesmus</i>	36.5	62.2
<i>Tabellaria flocculosa</i>	13.5	0.6	<i>Scenedesmus communis</i>	11.5	38.3
Chrysophyceae			<i>Scenedesmus dispar</i>	1.9	2.3
<i>Chromulina</i>	3.8	9.7	<i>Scenedesmus pannonicus</i>	36.5	21.7
<i>Dinobryon divergens</i>	3.8	12.5	Chlamydomonadeae		
<i>Dinobryon pediforme</i>	11.5	12.3	<i>Chlamydomonas</i>	30.8	63.5
<i>Dinobryon sertularia</i>	1.9	11.7	<i>Chlorogonium</i>	11.5	37.8
<i>Mallomonas</i>	3.8	2.0	<i>Chloromonas</i>	5.8	20.1
<i>Ochromonas</i>	7.7	6.8	Conjugatophyceae		
<i>Synura</i>	15.4	96.4	<i>Closterium</i>	5.8	11.7
<i>Synura echinulata</i>	1.9	2.9	<i>Closterium gracile</i>	1.9	0.0
<i>Synura sphagnicola</i>	3.8	15.0	<i>Cosmarium</i>	1.9	56.5
<i>Synura uvella</i>	3.8	9.3	<i>Cosmarium bioculatum</i>	9.6	96.3
<i>Uroglena</i>	1.9	35.3	<i>Cosmocladium</i>	28.8	85.5
Xanthophyceae			<i>Micrasterias</i>	1.9	0.0
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	3.8	0.0	<i>Micrasterias thomasi</i>	9.6	0.0
Cryptophyceae			<i>Micrasterias truncata</i>	15.4	0.0
<i>Cryptomonas</i>	82.7	95.6	<i>notata</i>		
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1.9	2.1	Heterotrophe Flagellaten		
<i>Cryptomonas ovata</i>	5.8	10.2	<i>Heterotrophe Flagellaten</i>	5.8	1.2
<i>Cryptomonas phaseolus</i>	1.9	7.3	<i>Salpingoeca</i>	1.9	1.0
<i>Cryptophyceae</i>	9.6	7.9			
<i>Rhodomonas</i>	1.9	0.1	Nanoplankton	1.9	0.0
Dinophyceae					
<i>Amphidinium</i>	1.9	15.1	Phytoflagellata	3.8	28.4
<i>Ceratium furcoides</i>	7.7	0.0			
<i>Ceratium hirundinella</i>	3.8	0.0	Pikoplankton	7.7	14.0
<i>Gymnodinium</i>	26.9	48.6			
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	9.6	6.5			
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	15.4	100.0			
<i>Peridiniopsis</i>	3.8	75.0			
<i>Peridinium</i>	3.8	20.5			
<i>Peridinium umbonatum var. deflandrei</i>	1.9	2.9			
<i>Peridinium umbonatum-Komplex</i>	32.7	97.2			
<i>Woloszynskia</i>	3.8	70.5			

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

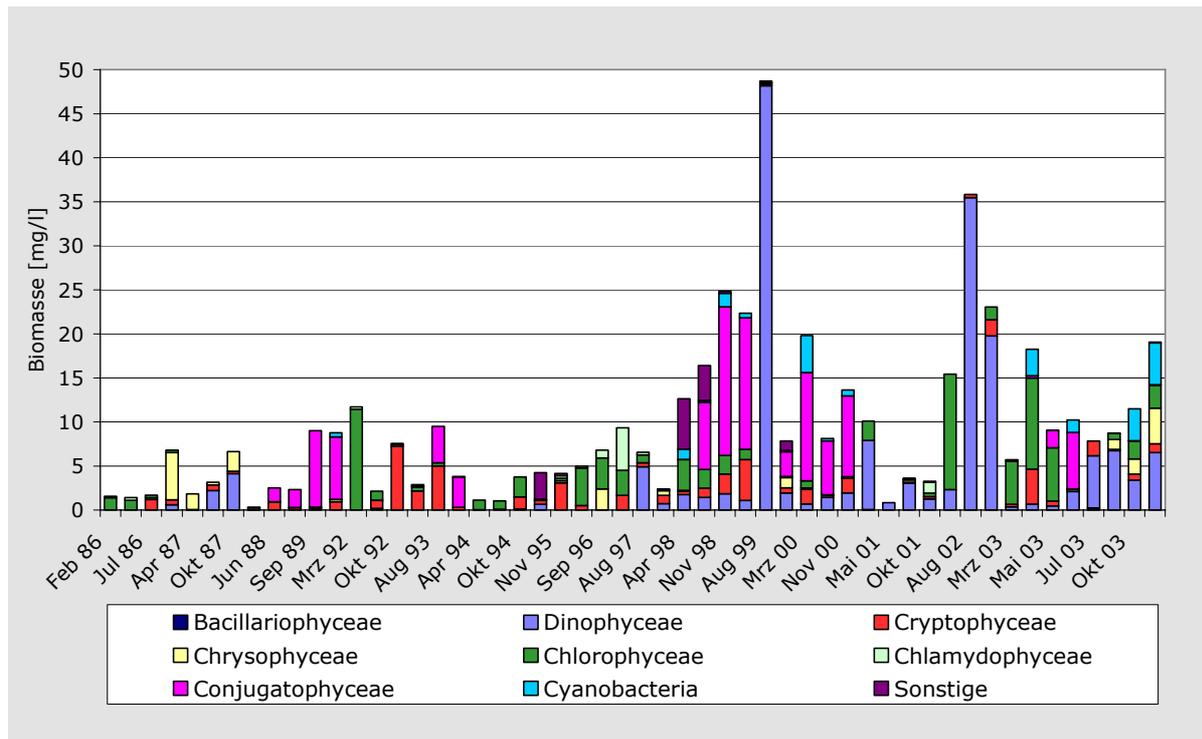


Abbildung 274: Pinnsee - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen in den Jahren 1986 - 2003

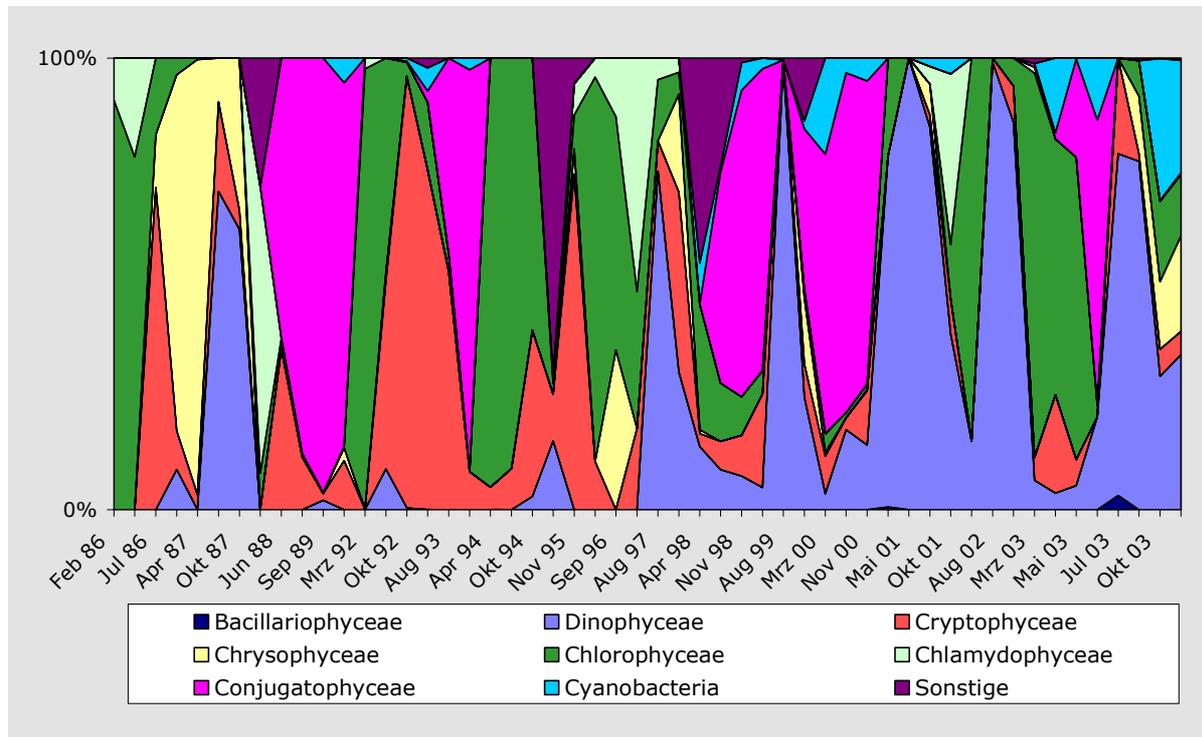


Abbildung 275: Pinnsee - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 2003

Die Conjugatophyceae waren quantitativ bedeutend vor allem mit *Cosmarium cf. bioculatum* und *Cosmocladium*. Über die Verbreitung von *Cosmocladium* liegen wenig Daten vor, da sich die Verbindungsfäden der Kolonien durch die Fixierung mit Lugol'scher Lösung auflösen und die Art deshalb im fixierten Zustand schwer zu bestimmen ist. Sie kann dann auch mit kleinen Spezies der Gattung *Cosmarium* verwechselt werden. Möglicherweise war dies auch bei der vorliegenden Untersuchung der Fall. *Cosmocladium* ist aus sauren Moortümpeln bekannt, die Gattung bevorzugt

demnach dystrophe, saure Verhältnisse. In der Abbildung 274 und Abbildung 275 wurden *Cosmoecium* und *Cosmarium* cf. *bioculatum* in einem Diagramm zusammengefasst. Der prozentuale Anteil beider Taxa war tendenziell leicht sinkend, nicht jedoch die Biomasse. Aufgrund des unregelmäßigen Vorkommens ist kein eindeutiger Trend erkennbar

Auch Blaualgen traten ab ca. 1997 verstärkt in Erscheinung. In dieser Klasse waren vor allem verschiedene Chroococcales bedeutend, fädige Blaualgen waren nur kurzzeitig vertreten. Bemerkenswert ist hierbei, dass letztere Gruppe erst seit 1998 im Plankton registriert wurde. Insbesondere planktische Formen der Oscillatoriales gelten als versauerungssensitiv. Ihr Auftauchen könnte demnach mit den gestiegenen pH-Werten in Verbindung stehen.

Der gegenüber den ersten Untersuchungsjahren insgesamt höhere Anteil der Blaualgen deckt sich mit dem anhand der Biomasse abzulesenden höheren Trophiegrad des Sees

Interessant ist das gehäufte Auftreten von Euglenophyceae in Sommer 1996 und Herbst 1998, also in etwa mit der Zunahme der Dinophyceae und Cyanobacteria.

Unter der Bezeichnung „Sonstige“ wurden verschiedene nicht näher bestimmte Taxa vor allem aus dem Bereich der farblosen Flagellaten zusammengefasst.

Bacillariophyceae spielten, wie es für die meisten sauren Seen typisch ist, keine Rolle im Plankton des Pinnsees. Allerdings wurde 2003 erstmals eine größere Entwicklung von *Stephanodiscus neoastraea* festgestellt. Da Kieselalgen, insbesondere centrale, im Allgemeinen unter pH 5,5 aus dem Plankton verschwinden, könnte das Erscheinen auf die gestiegenen pH-Werte hinweisen. Zudem ist die Art ein Anzeiger für meso- bis eutraphente Verhältnisse, allerdings als alkalibiont eingestuft. Ansonsten wurden nur zwei Vertreter der Pennales registriert, *Nitzschia* sp sowie in den letzten Jahren auch die säuretolerante und dystrophieliebende *Tabellaria flocculosa*.

Die Klasse der Chrysophyceae stellte nur in den beiden ersten Untersuchungsjahren hohe Anteile an der Phytoplanktonbiomasse, bei insgesamt relativ niedrigem Planktonaufkommen. Innerhalb der Chrysophyceae war die Gattung *Synura*, die als *Synura sphagnicola*, *Synura echinulata* und *Synura uvella* bestimmt wurde, verantwortlich für die hohen prozentualen Anteile in den ersten Untersuchungsjahren. Daneben erreichte ab 1999 *Dinobryon pediforme* nennenswerte Anteile an der Phytoplanktonbiomasse, vor allem im Herbst. Evtl. handelte es sich bei dem im Oktober 1997 mit einem prozentualen Anteil von 12,5 % erfassten *D. divergens* auch um *D. pediforme*, da *D. pediforme* häufiger als *D. divergens* bestimmt wird (ELORANTA 1986). Ansonsten hatten aus der Klasse der Chrysophyceae die Gattungen *Uroglena*, *Ochromonas* und *Chromulina* jeweils einmal Anteile >5 % an der Phytoplanktonbiomasse.

Die errechneten Biomassen des Phytoplanktons lagen mit bis zu knapp 50 mg/l deutlich im eutrophen Bereich.

Wie aus den Abbildungen ersichtlich ist, fand innerhalb der Dinophyceae in den letzten Untersuchungsjahren eine tendenzielle Verschiebung statt von *Peridinium* (einschließlich *Peridinium umbonatum* - Komplex) zu *Gymnodinium* (*Gymnodinium uberrimum*, *G. lantzschii* und *G. sp.*). Dieser Dominanzwechsel könnte verbunden sein mit den seit 2001 ganzjährig über pH 5,5 liegenden Werten, da sowohl *Gymnodinium uberrimum* als auch *G. lantzschii* höhere Alkalinitäten bevorzugen als *Peridinium umbonatum*, sowie der Zunahme der Dystrophie, durch die zumindest *G. uberrimum* profitiert. Im Jahr 2003 wurde als Vertreter des *Peridinium umbonatum* - Komplexes *Peridinium umbonatum* var. *goslaviense* bestimmt. Diese Varietät ist nach LEPISTÖ et al. (2004) dystrophieliebend, aber nicht acidophil.

Innerhalb der Chlorophyceae ist vor allem der Wechsel von *Dictyosphaerium* zu *Scenedesmus* um das Jahr 1997 bemerkenswert. Möglicherweise spielten hier die sinkenden Phosphorgehalte eine Rolle, wahrscheinlich aber auch die gestiegenen pH-Werte, da zumindest *Dictyosphaerium sphagnale* als Bewohner saurer Moortümpel bekannt ist.

Bei den nicht dargestellten Chlamydothyceae war kein Trend sichtbar, die Vertreter *Chlamydomonas*, *Chloromonas* und *Chlorogonium* waren sehr unregelmäßig im Plankton vorhanden.

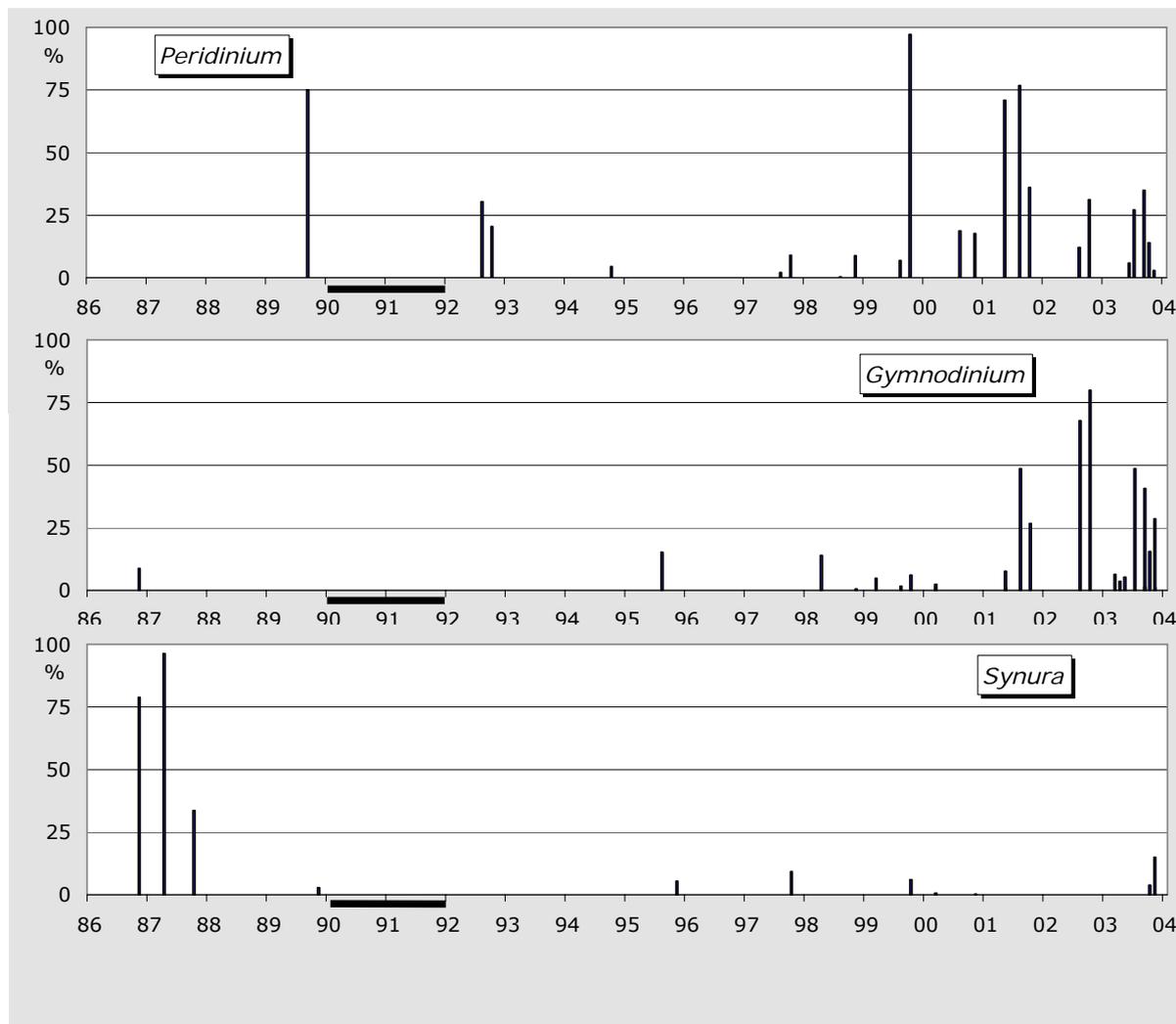


Abbildung 276: Pinnsee - Prozentuale Anteile ausgewählter Phytoplanktontaxa in den Jahren 1986 - 2003. I

Die Phytoplanktonzusammensetzung des Pinnsees stellt innerhalb der Seen des Untersuchungsprogrammes aufgrund der gleichzeitigen trophischen und Säurebelastung eine Besonderheit da. Trotz niedriger pH-Werte unter 5 fehlte in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes das ansonsten für viele saure Seen beschriebene typische Phytoplankton aus vorwiegend Dinophyceae und/oder Chrycophyceae. Die im Pinnsee vorkommenden hohen Anteile an Chlorococcales sind aus sauren Seen kaum bekannt, auch kommen als Vertreter der Gruppe in sauren Seen ansonsten vor allem *Scenedesmus* oder *Oocystis* vor. Mehrere Indikatoren meso- bis eutraphenter Verhältnisse weisen auf den höheren Trophiegrad des Sees hin.

In experimentellen Untersuchungen konnte auch *Peridinium umbonatum* von höheren Nährstoffkonzentrationen profitieren (FINDLAY et al. 1999), nicht jedoch anscheinend im Pinnsee, wo Cryptophyceae, Chlorophyceen und Conjugatophyceae ebenfalls entscheidend zum Planktonbild beitragen. Ursächlich hierfür sind wahrscheinlich die für einen sauren See sehr niedrigen Aluminium-Konzentrationen. Der Konkurrenzvorteil von Aluminium-resistenten Arten, wie *Peridinium umbonatum*, fällt damit weg. Dadurch können sich auch Taxa wie *Cosmocladium* und *Dictyosphaerium sphagnale* sowie *Cryptomonas* behaupten.

Die Biomassen erreichten die höchsten Werte der untersuchten Seen. Mehrere Untersuchungen haben gezeigt, dass die Phytoplanktonbiomassen in sauren Seen vergleichbar sind mit denen in neutralen Seen, vorausgesetzt, auch die Nährstoffverhältnisse sind ähnlich (FINDLAY 2003). In

experimentellen Untersuchungen konnte nach Phosphor-Zugabe die Chlorophyll a – Konzentration bis auf das 10-fache ansteigen ohne Änderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung auszulösen (REYNOLDS et al. 1998).

Allerdings gibt es wenig Angaben zu Phytoplanktongesellschaften in sauren, meso- bis eutrophen Seen. Dies liegt zum einen daran, dass in den versauerungssensitiven Regionen die Gewässer geologisch bedingt meist nährstoffarm sind und durch die Ausfällung von Phosphor zusammen mit Aluminium zusätzlich verarmen. Belastungen aus anthropogenen Nährstoffeinträgen haben meist eine puffernde Wirkung im Gewässer und können zudem durch die höhere Primärproduktion den pH-Wert aufgrund des Kohlendioxidzuges weiter anheben.

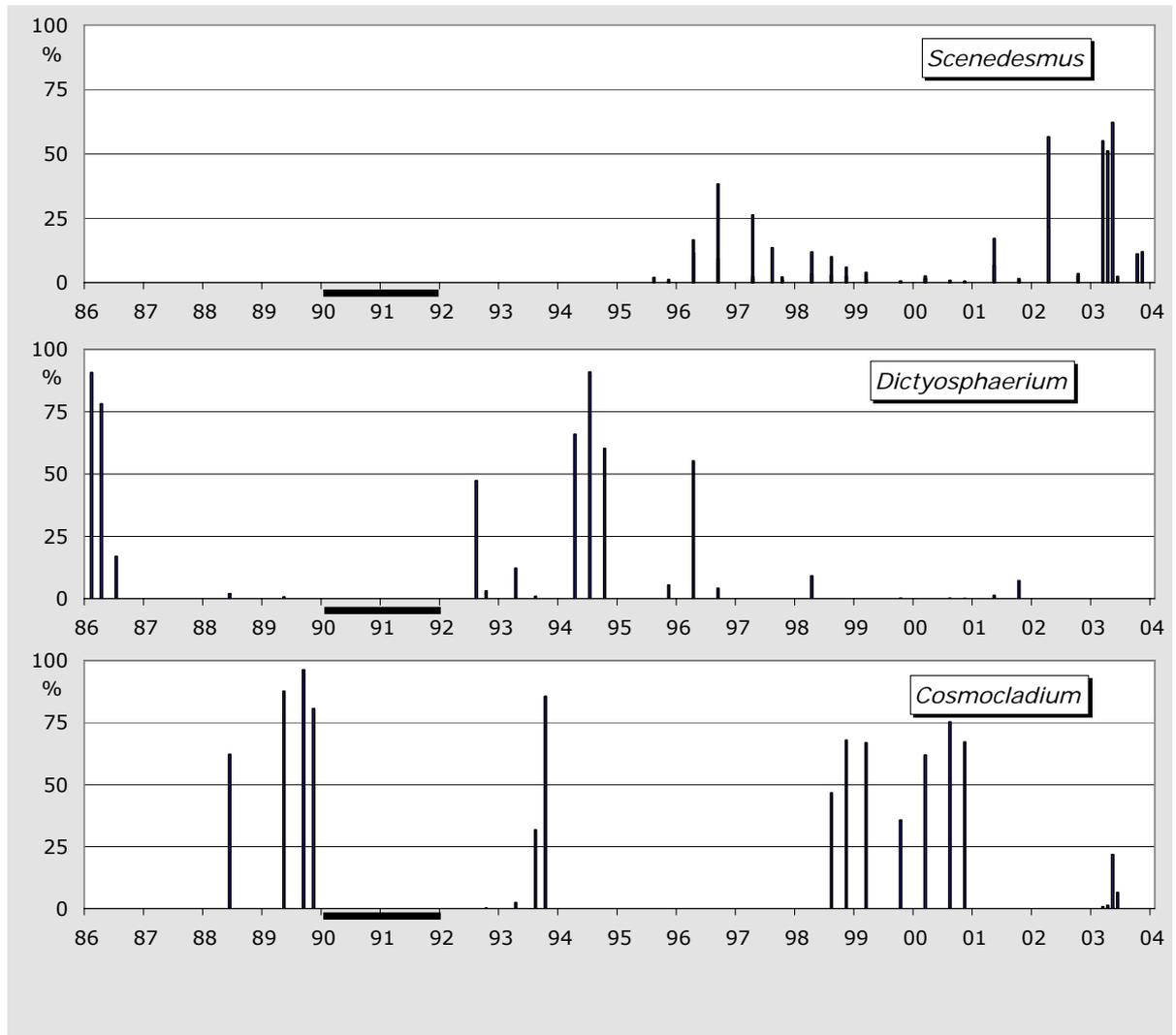


Abbildung 277: Pinnsee - Prozentuale Anteile ausgewählter Phytoplanktontaxa in den Jahren 1986 - 2003. II

Zu den Seen die sowohl hohe Gesamt-Phosphor-Konzentrationen als auch sehr niedrige pH-Werte aufweisen, gehören Tagebauseen. Diese weisen in der Regel jedoch im Vergleich mit dem Pinnsee sehr hohe Metallbelastungen auf, meist durch Eisen. Aus Tagebauseen ist das häufige Vorkommen der Grünalgen *Scenedesmus* und *Chlamydomonas* bekannt. Ein weiterer Vergleichssee mit niedrigen pH-Werten um 4,5 und hoher Phytoplanktonbiomasse (mittlere Chlorophyll a-Konzentration 290 µg/l) ist der Delamere Lake in Cheshire, U.K. (IRFANULLAH & MOSS 2005). In diesem See dominierte meist *Dictyosphaerium pulchellum*, eine häufig in Mooren vorkommende Art, das Phytoplankton. Nach experimenteller pH-Wert Erhöhung auf 6 stieg die Biomasse von *D. pulchellum* weiter an, der Anteil einer *Chlamydomonas*-Art nahm ebenfalls zu. Insgesamt wird der Einfluss steigender pH-Werte im Pinnsee von einem Rückgang der Phosphorkonzentrationen und Schwankungen im Huminstoffgehalt, ablesbar am SPAK 254 nm; überdeckt.

Das Planktonbild weist in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes sogar deutlichere Züge eines sauren Sees auf als zu Beginn der Untersuchungen. Aus dem Planktonbild können deshalb die höheren pH-Werte nicht abgelesen werden, insbesondere da es auch wenig Vergleichsseen mit relativ hohen Nährstoffkonzentrationen und niedrigen pH-Werten gibt.

Anders als in sauren Seen mit hoher Aluminium-Belastung, bei denen ein Anstieg der pH-Werte zu höheren Phosphorkonzentrationen führen kann, findet im Pinnsee ein Rückgang der Phosphorkonzentrationen statt. Bei immer noch hohen Konzentrationen im eutrophen Bereich können speziell von den großen Dinophyceae (*Gymnodinium uberrimum*), aber auch von Chlorococcales und Desmidiales hohe Biomassen aufgebaut werden

Bemerkenswert ist das erstmalige Vorkommen von *Stephanodiscus neoaestrea* im Jahr 2003. Da Kieselalgen, insbesondere centrale, im Allgemeinen unter pH 5,5 aus dem Plankton verschwinden, könnte das Erscheinen auf die gestiegenen pH-Werte hinweisen. Zudem ist die Art ein Anzeiger für meso- bis eutraphente Verhältnisse und als alkalibiont eingestuft.

Als natürlicher pH-Wert wurde für den Pinnsee anhand von paläolimnologischen Sedimentuntersuchungen ein Wert von 6,2 ermittelt. Dieser Wert ist im Pinnsee trotz im Laufe der Untersuchung deutlich gestiegenen pH-Werten noch nicht erreicht.

10.1.2 Garrensee

Der Garrensee wurde in den Jahren 1986 – 1989 untersucht. Aus dieser Zeit liegen 12 Probenahmen vor. Die daraus resultierende Taxaliste (Tabelle 4) umfasst 33 Taxa, von denen die Klasse der Conjugatophyceae mit 8 Taxa den größten Anteil stellt.

Trotz der nur schwach sauren pH-Verhältnisse spielen Kieselalgen im Plankton keine Rolle. Dieses wird meist dominiert von Dinophyceae und Cryptophyceae. Zeitweise spielen auch Conjugatophyceae (*Staurastrum*, *Closterium*) und Chlorophyceen (*Eutetramorus*, *Nephrodiella*, *Monoraphidium*) eine bedeutende Rolle. Anders als in stark oder periodisch deutlich sauren Seen sind unter den Dinophyceae die Arten *Ceratium furcoides*, *Peridinium willei* und eine unbestimmte Art vorherrschend. Auch eine starke Präsenz der Gattungen *Staurastrum* und *Closterium* findet

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

Tabelle 36: Garrensee - Taxaliste

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			<i>Monoraphidium</i>	8.3	12.1
<i>Anabaena</i>	58.3	3.1	<i>Nephrodiella</i>	16.7	27.2
Bacillariophyceae			<i>Palmella</i>	25.0	1.1
<i>Asterionella</i>	25.0	3.3	<i>Planktosphaeria</i>	8.3	8.4
<i>Fragilaria</i>	8.3	2.1	<i>Scenedesmus</i>	16.7	0.1
Chrysophyceae			<i>Tetraedron</i>	8.3	2.3
<i>Chrysococcus</i>	8.3	0.4	Chlamydomphyceae		
<i>Dinobryon bavaricum</i>	16.7	0.4	<i>Chlamydomonas</i>	8.3	52.1
<i>Mallomonas</i>	16.7	61.7	<i>Phacotus</i>	8.3	10.5
<i>Mallomonas akrokomos</i>	16.7	46.0	Conjugatophyceae		
Cryptophyceae			<i>Closterium</i>	8.3	3.4
<i>Cryptomonas</i>	100.0	59.3	<i>Closterium</i>	25.0	2.9
<i>Rhodomonas</i>	100.0	37.4	<i>Closterium acutum</i>	8.3	11.4
Dinophyceae			<i>Cosmarium</i>	8.3	4.5
<i>Ceratium furcoides</i>	33.3	94.9	<i>Cosmarium cf. bioculatum</i>	8.3	5.5
<i>Peridinium</i>	41.7	27.0	<i>Staurostrum</i>	33.3	27.9
<i>Peridinium pusillum</i>	8.3	0.6	<i>Staurodesmus</i>	16.7	1.9
<i>Peridinium willei</i>	33.3	91.4	<i>Staurodesmus leptodermus</i>	8.3	56.3
Chlorophyceae					
<i>Ankyra</i>	50.0	6.6			
<i>Chlorella</i>	8.3	0.0			
<i>Eutetramorus</i>	8.3	37.6			
<i>Koliella</i>	8.3	0.8			

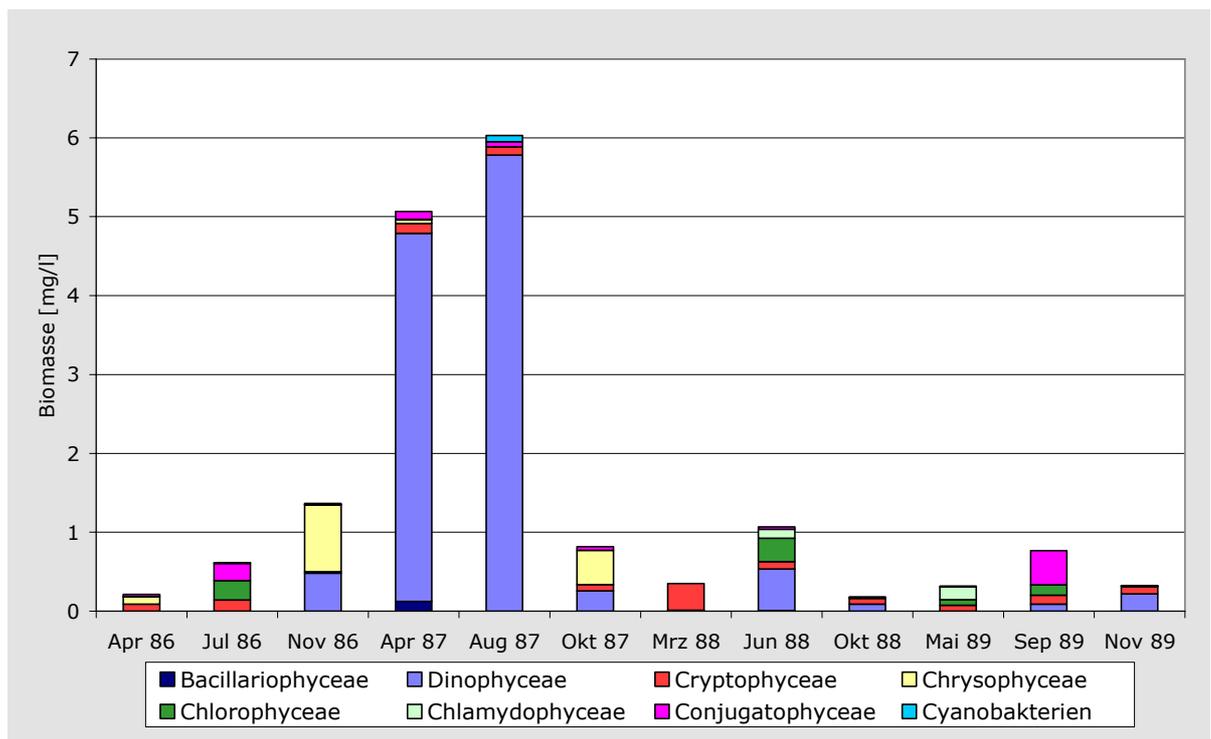


Abbildung 278: Garrensee - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989

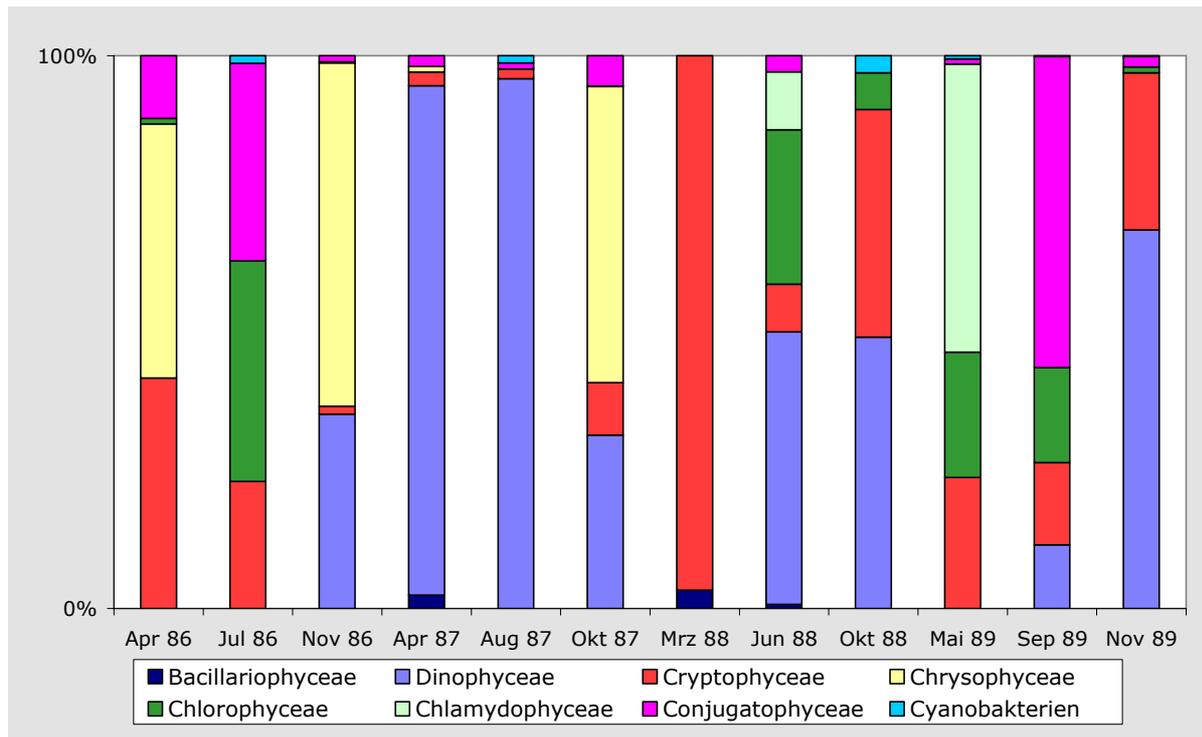


Abbildung 279: Garrensee – Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989

sich nicht in stark sauren Seen. Cryptophyceae können unter dystrophen Bedingungen und/oder niedrigen Metallkonzentrationen auch in stark sauren Seen auftreten, allerdings ist die Gattung *Rhodomonas* in diesen Seen seltener. Als Vertreter der Chlorophyceen finden sich in sauren Seen ansonsten v. a. die Gattungen *Scenedesmus* und *Oocystis*.

Auch aus dem Vorkommen von *Mallomonas akrokomos* lässt sich auf eher neutrale pH-Verhältnisse im Garrensee schließen.

Insgesamt ist das Phytoplankton damit relativ typisch für einen schwach sauren Weichwassersee, der, wie auch die Biomassen zeigen, eine leichte Eutrophierung zeigt.

10.1.3 Plötschersee

Das Phytoplankton des Plötschersees wurde, wie auch im Garrensee, in den Jahren 1986 – 1989 untersucht. Aus dieser Zeit liegen 12 Probenahmen vor. Die Taxaliste daraus umfasst 38 Taxa, innerhalb derer die Klassen der Chlorophyceen und Dinophyceae die meisten Vertreter hatten.

Ähnlich wie im Garrensee spielten im Plötschersee die Dinophyceae mit *Ceratium furcoides* und *Peridinium willei* und *P. sp* sowie die Cryptomonadales mit *Cryptomonas* und *Rhodomonas* eine wichtige Rolle. Auch die Conjugatophyceae *Closterium* war häufig vertreten. Innerhalb der Klasse der Chrycophyceae waren *Uroglena* und *Mallomonas caudata* am bedeutendsten, bei den Chlorophyceen war es *Koliella*, während im Garrensee *Eutetramorus* dominierte.

Im Gegensatz zum Garrensee waren im Plötschersee auch Cyanobacteria nicht unbedeutend, was auf den eutrophierten Charakter des Sees hinweist und durch die Biomassen bestätigt wird. Die höchsten Biomassen wurden von den großen Dinophyceae aufgebaut.

Im März 1988 war mit *Aulacoseira* eine Kieselalge dominant, die im Vergleich mit anderen centralen Kieselalgen relativ säuretolerant zu sein scheint. Auch dieses Taxon konnte aufgrund des großen Zellvolumens eine hohe Biomasse aufbauen.

Aus der prozentualen Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen lassen sich deutlich wechselnde Dominanzen ablesen. Neben den schon erwähnten Dinophyceae und Bacillariophyceae beherrschten zeitweise auch Chrycophyceae und Cyanobakterien das Phytoplankton. Dabei

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

waren keine Arten, die typisch sind für stark saure Seen, vertreten. Dagegen weist die starke Präsenz von *Uroglena* auf den schwach sauren Charakter des Sees hin (HÖRNSTRÖM 1999).

Tabelle 37: Plötschersee - Taxaliste

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			Chlorophyceae		
<i>Anabaena</i>	16.7	4.2	<i>Ankistrodesmus</i>	8.3	0.1
<i>Aphanocapsa</i>	16.7	41.0	<i>Ankyra</i>	33.3	15.0
<i>Aphanothece</i>	8.3	1.4	<i>Botryococcus</i>	8.3	0.0
<i>Planktolyngbya</i>	83.3	60.9	<i>Chlorococcales</i>	8.3	1.9
Bacillariophyceae			<i>Elakatothrix</i>	16.7	11.9
<i>Asterionella formosa</i>	8.3	15.1	<i>Eutetramorus</i>	25.0	1.4
<i>Aulacoseira</i>	8.3	70.3	<i>Kirchneriella contorta</i>	16.7	0.4
<i>Fragilaria</i>	16.7	21.1	<i>Koliella</i>	66.7	21.4
Chrysophyceae			<i>Monoraphidium</i>	75.0	10.9
<i>Dinobryon</i>	16.7	1.7	<i>Palmella</i>	33.3	4.9
<i>Dinobryon bavaricum</i>	8.3	0.5	<i>Quadrigula pfitzeri</i>	8.3	1.5
<i>Mallomonas</i>	8.3	3.5	Conjugatophyceae		
<i>Mallomonas akrokomos</i>	8.3	1.0	<i>Closterium</i>	25.0	3.4
<i>Mallomonas caudata</i>	16.7	10.3	<i>Closterium acutum</i>	50.0	62.6
<i>Uroglena</i>	50.0	86.3	<i>Staurodesmus</i>	8.3	1.1
Haptophyceae			<i>Staurodesmus triangularis</i>	8.3	11.4
<i>Chrysochromulina</i>	8.3	2.1			
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas</i>	66.7	31.0			
<i>Rhodomonas</i>	50.0	10.4			
Dinophyceae					
<i>Ceratium</i>	16.7	1.3			
<i>Ceratium furcoides</i>	50.0	79.1			
<i>Ceratium rhomvoides</i>	8.3	1.0			
<i>Gymnodinium</i>	8.3	4.5			
<i>Peridinium</i>	16.7	3.7			
<i>Peridinium willei</i>	25.0	9.9			
<i>Woloszynskia</i>	8.3	34.3			

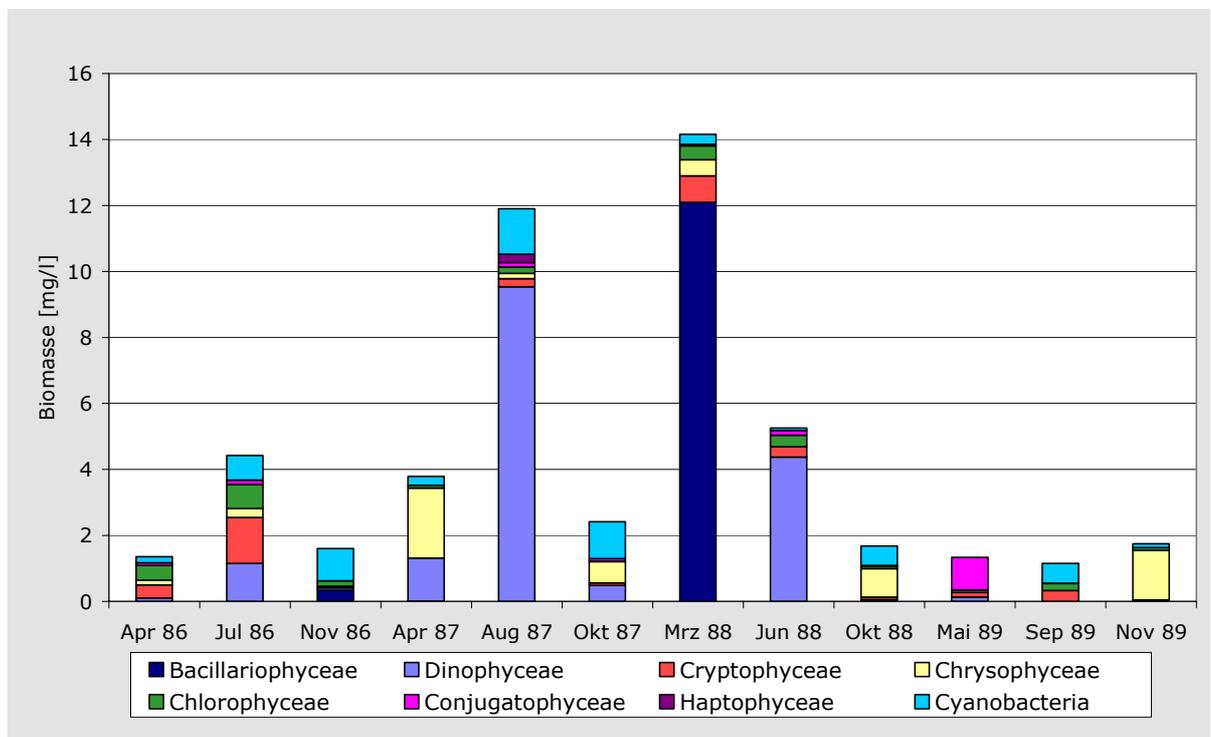


Abbildung 280: Plötschersee - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989

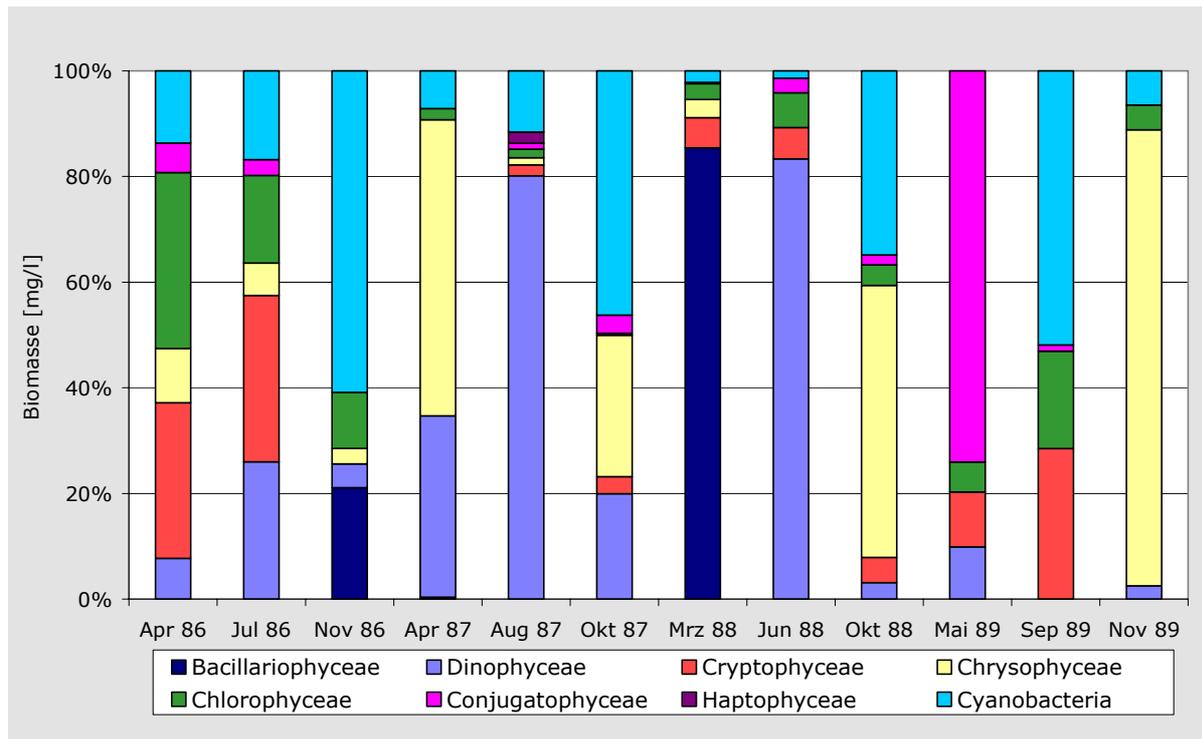


Abbildung 281: Plötschersee – Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 1989

10.2 Frankenwald

10.2.1 Trinkwassertalsperre Mauthaus

Untersuchungen zum Phytoplankton lagen aus den Jahren 1985 – 2006 vor. Pro Jahr wurden 2 – 12 Seebeprobungen durchgeführt, insgesamt konnten 120 Probenahmen ausgewertet werden. Die Probentiefe wechselte allerdings während des Untersuchungszeitraumes. So wurden bis 2002 Integralproben aus 0-10 m, aus 0-1 m über Grund sowie Schichtproben aus 15 m, 20 m, 30 m und 40 m gezogen. 2003 fand keine Untersuchung statt, aus dem Jahr 2004 lagen nur Ergebnisse aus 20 m Tiefe vor. In den Jahren 2005 und 2006 wurden Integralproben aus 0-20 m Tiefe gezogen.

Mit Ausnahme des Jahres 2005 wurde das Phytoplankton halbquantitativ erfasst, das heißt, die Abundanzen des Phytoplanktons wurden auf einer Skala von 1-5 (1985-1988) bzw. 1-7 (ab 1988) geschätzt. 2005 wurde die Beprobung mit 11 Probenahmetermen intensiviert und das Phytoplankton quantitativ mittels Zählung erfasst. Das Jahr 2005 wird aufgrund der quantitativen Erfassung deshalb auch eigens besprochen werden.

Für den zeitlichen Verlauf der Phytoplanktonzusammensetzung wurde überwiegend die Integralprobe aus 0-10 m Tiefe, (2005 und 2006: 0-20 m Tiefe) herangezogen, die allerdings nicht für alle Probentermine vorlag. Bei der Bewertung der Ergebnisse musste auch die veränderte Probenahmetiefe in den Jahren 2005 und 2006 berücksichtigt werden,

Für die Darstellung der Phytoplanktonzusammensetzung wurden, wie auch in den anderen Seen mit Abundanzschätzung, die Abundanzen quadriert und daraus die prozentualen Gruppen- oder Taxaanteile bestimmt (siehe Kapitel 2). Da in die Abundanzschätzung vor allem Zellzahlen eingehen, werden Arten mit großem Volumen hierbei im Vergleich mit der quantitativen Erfassung tendenziell eher unterschätzt, mit kleinem Zellvolumen dagegen eher überschätzt

In Tabelle 38 sind die erfassten Taxa des Phytoplanktons aus der Trinkwassertalsperre Mauthaus aufgelistet. Die Tabelle umfasst 123 Taxa, innerhalb derer die Pennales mit 48 Taxa die größte Gruppe darstellen. Daneben sind von der Taxazahl her noch die Gruppen der Chlorophyceae (vor allem Chlorococcales, 20 Taxa), der Chrysophyceae (14 Taxa), der Conjugatophyceae (vor allem Desmidiaceae, 13 Taxa) und der Dinophyceae (10 Taxa) bedeutend.

Trotz der relativ umfangreichen Taxaliste war das Phytoplankton der Talsperre zu den einzelnen Probenentnahmen vergleichsweise artenarm. So wurden meist nicht mehr als 5 Taxa pro untersuchter Probe erfasst, in vielen Fällen nur 2 – 3 Taxa.

Relative Frequenzen >5% weisen folgende Arten bzw. Gattungen auf (in abnehmender Reihenfolge):

Peridinium spp, *Surirella robusta*, *Ceratium hirundinella*, *Dinobryon divergens*, *Gymnodinium* spp, *Diatoma vulgare*, *Tabellaria fenestrata*, *Melosira varians*, *Nitzschia acicularis*, *Fragilaria ulna*, *Cryptomonas ovata*, Chlorococcales und *Asterionella formosa*

Aus diesen Angaben wird bereits die Bedeutung der pennalen Kieselalgen und der Dinophyceae für das Phytoplankton der Talsperre Mauthaus ersichtlich. Die Lebensform vieler der aufgeführten Kieselalgen ist als planktisch / benthisch / tychoplanktisch eingestuft, die Nährstoffansprüche sind teilweise hoch, insbesondere bei *Melosira varians* und *Nitzschia acicularis* (SCHAUMBURG et al. 2005). Unter den Dinophyceae trat eine nicht näher bestimmte *Peridinium* Art am häufigsten auf, dazu *Ceratium hirundinella* und farblose oder nicht näher bestimmte *Gymnodinium*-Arten. Innerhalb der Chrysophyceae war nur *Dinobryon divergens* häufiger im Plankton vertreten. Die Art ist weit verbreitet und als oligo- bis mesotroph eingestuft. Sie kann sich wie wahrscheinlich alle *Dinobryon* - Arten mixotroph ernähren und hat damit bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen einen Konkurrenzvorteil.

Tabelle 38: TWT Mauthaus - Liste der halbquantitativ erfassten Taxa

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			<i>Kephyrion</i>	0.2	100.0
<i>Coelosphaerium</i>	0.4	50.0	<i>Mallomonas</i>	0.6	28.1
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	0.2	3.6	<i>Spumella vivipara</i>	3.0	100.0
<i>Gomphosphaeria</i>	0.8	14.3	<i>Synura uvella</i>	1.3	20.0
<i>Leptolyngbya tenuis</i>	0.2	1.5	Xanthophyceae		
<i>Limnothrix redekei</i>	1.3	100.0	<i>Goniochloris contorta</i>	0.2	20.0
<i>Lyngbya limnetica</i>	0.2	6.3	Haptophyceae		
<i>Merismopedia</i>	1.5	61.0	<i>Chrysochromulina parva</i>	1.3	50.0
<i>Merismopedia glauca</i>	4.2	21.1	<i>Diplomitella socialis</i>	0.2	20.0
<i>Oscillatoria</i>	4.4	20.0	Cryptophyceae		
<i>Oscillatoria limosa</i>	0.4	10.8	<i>Cryptomonas</i>	0.4	12.5
Bacillariophyceae			<i>Cryptomonas marssonii</i>	3.2	80.0
<i>Achnanthes</i>	0.2	3.2	<i>Cryptomonas ovata</i>	6.8	100.0
<i>Achnanthes microcephala</i>	1.3	25.0	<i>Rhodomonas lacustris</i>	2.8	100.0
<i>Achnanthes minutissima</i>	1.1	42.1	<i>Rhodomonas lens</i>	0.6	34.6
<i>Amphora ovalis</i>	0.2	5.6	Dinophyceae		
<i>Asterionella formosa</i>	4.9	50.0	<i>Ceratium</i>	0.2	9.1
<i>Aulacoseira granulata</i>	2.3	33.3	<i>Ceratium hirundinella</i>	40.9	86.2
<i>Caloneis silicula</i>	0.6	50.0	<i>Gymnodinium</i>	10.4	80.0
<i>Cocconeis placentula</i>	0.4	25.0	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	1.5	50.0
<i>Cyclotella</i>	0.2	3.4	<i>Gymnodinium, apochromatisch</i>	23.1	100.0
<i>Cymbella</i>	0.2	20.0	<i>Peridinium</i>	57.8	100.0
<i>Diatoma elongatum</i>	0.2	8.3	<i>Peridinium umbonatum-Komplex</i>	4.7	66.7
<i>Diatoma hyemalis</i>	0.4	25.0	<i>Peridinium volzii</i>	0.2	33.3
<i>Diatoma tenuis</i>	4.0	18.2	<i>Peridinium willei</i>	0.8	16.7
<i>Diatoma vulgare</i>	22.9	100.0	Euglenophyceae		
<i>Eunotia</i>	0.4	25.0	<i>Euglena</i>	0.2	33.3
<i>Eunotia arcus</i>	0.6	33.3	<i>Euglena intermedia</i>	0.2	64.3
<i>Fragilaria</i>	0.6	25.0	<i>Phacus triqueter</i>	0.4	14.3
<i>Fragilaria capucina</i>	0.2	3.4	<i>Trachelomonas</i>	0.4	25.0
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.1	50.0	Chlorophyceae		
<i>Fragilaria ulna</i>	7.8	50.0	<i>Chlorococcales</i>	7.2	42.9
<i>Fragilaria ulna var. acus</i>	5.3	100.0	<i>Crucigeniella</i>	0.2	12.5
<i>Gomphonema acuminatum</i>	4.4	100.0	<i>Dictyosphaerium</i>	0.6	69.2
<i>Gomphonema pumilum</i>	0.2	4.3	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	1.7	100.0
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	0.2	33.3	<i>Gloeocystis</i>	0.4	9.8
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	0.2	2.6	<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.2	25.0
<i>Melosira varians</i>	10.0	26.7	<i>Pediastrum boryanum</i>	0.2	1.9
<i>Meridion circulare</i>	0.4	25.0	<i>Pediastrum duplex</i>	1.7	13.8
<i>Navicula</i>	0.2	33.3	<i>Pseudoquadrigula</i>	0.4	33.3
<i>Navicula elginensis</i>	0.2	25.0	<i>Quadrigula lacustris</i>	0.2	36.0
<i>Navicula radiosa</i>	0.4	14.3	<i>Scenedesmus</i>	0.2	25.0
<i>Nitzschia</i>	1.5	33.3	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.2	2.9
<i>Nitzschia acicularis</i>	8.7	75.0	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	0.2	33.3
<i>Nitzschia capitellata</i>	0.2	25.0	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1.7	14.3
<i>Nitzschia gracilis</i>	0.4	100.0	Chlamydomphyceae		
<i>Nitzschia paleacea</i>	0.2	27.6	<i>Chlamydomonas</i>	0.2	16.7
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0.2	100.0	<i>Gonium pectorale</i>	0.2	5.0
<i>Nitzschia vermicularis</i>	0.2	33.3	<i>Volvox</i>	0.4	4.8
<i>Pinnularia</i>	0.6	50.0	<i>Volvox globator</i>	0.6	5.9
<i>Pinnularia maior</i>	0.4	20.0	Conjugatophyceae		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1.5	33.3	<i>Closterium</i>	0.2	6.3
<i>Stephanodiscus</i>	0.8	25.0	<i>Closterium pronum</i>	0.6	9.3
<i>Surirella angusta</i>	1.5	50.0	<i>Cosmarium</i>	1.3	33.3
<i>Surirella biseriata</i>	0.2	66.7	<i>Cosmarium formosulum</i>	0.2	4.8
<i>Surirella elegans</i>	0.2	50.0	<i>Desmidium</i>	4.9	25.0
<i>Surirella linearis</i>	0.2	7.1	<i>Gonatozygon kinahanii</i>	0.2	14.8
<i>Surirella ovata</i>	0.2	25.0	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0.4	12.5
<i>Surirella robusta</i>	47.0	100.0	<i>Micrasterias</i>	2.5	25.0
<i>Tabellaria</i>	0.2	25.0	<i>Penium</i>	0.2	5.9
<i>Tabellaria fenestrata</i>	19.7	100.0	<i>Staurastrum</i>	3.8	25.0
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.6	33.3	<i>Staurastrum cuspidatum</i>	0.2	9.1
Chrysophyceae			<i>Staurastrum gracile</i>	0.6	2.6
<i>Dinobryon</i>	3.8	100.0	<i>Staurastrum paradoxum</i>	0.2	1.5
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.4	50.0	<i>Zygnema</i>	0.2	25.0
<i>Dinobryon divergens</i>	24.8	100.0			
<i>Dinobryon sertularia</i>	1.7	50.0			
<i>Dinobryon sociale</i>	0.2	13.3			
<i>Dinobryon sociale var. americana</i>	0.2	33.3			

In der Abbildung 282 ist der zeitliche Verlauf der prozentualen Anteile der Algengruppen am gesamten Phytoplankton dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass sich die Angaben für 2004 auf 20 m Tiefe beziehen, für 2005 und 2006 auf 0-20 m Tiefe, wobei 2005 die Erfassung quantitativ erfolgte, die restlichen Jahre beziehen sich auf 0-10 m Tiefe.

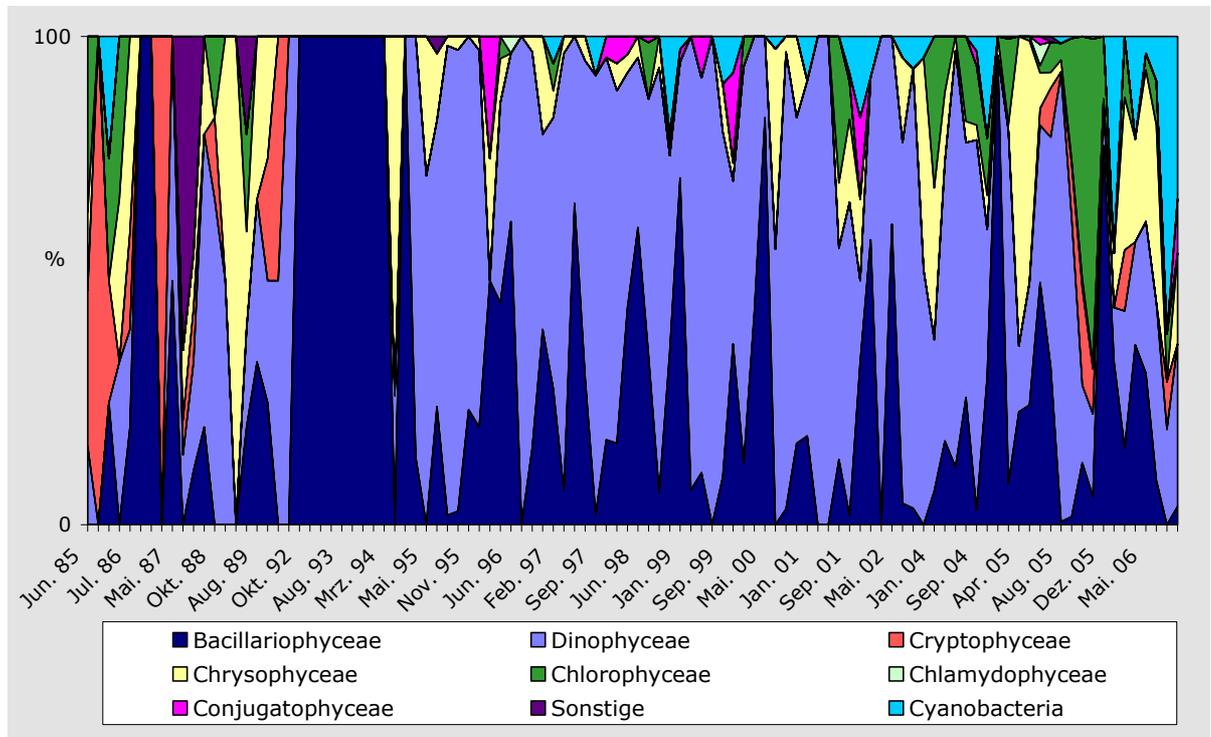


Abbildung 282: TWT Mauthaus - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 - 2006

Im Untersuchungszeitraum lassen sich anhand der prozentualen Verteilung des Phytoplanktons vier Phasen unterscheiden:

In der ersten Phase zwischen 1985 und 1989 bestand das Phytoplankton aus Vertretern der Gattungen *Peridinium*, *Gymnodinium*, *Dinobryon* und *Cryptomonas* und wenigen Chlorococcales (*Scenedesmus*, *Elakatothrix gelatinosa*) bei insgesamt sehr niedrigen Abundanzen und Taxazahlen. Im September und November 1986 wurden mit *Diatoma vulgare* und *Nitzschia gracilis* nur pennale Kieselalgen gefunden. 1990 fand nur eine Untersuchung statt, bei der *Gymnodinium* sp vereinzelt in der Probe vorkam, 1991 dagegen gar keine.

Die Phase zwei von 1992 bis Frühjahr 1994 war durch das ausschließliche Vorkommen von pennalen Kieselalgen (vor allem *Surirella robusta*, *Gomphonema acuminatum*), die zudem vorwiegend dem benthischen / tychoplanktischen Lebensformtypus zuzuordnen sind, gekennzeichnet.

Die Phase drei von 1995 – 2001 war von Dinophyceae und Bacillariophyceae bestimmt, mit geringen Vorkommen von Chrysophyceae (fast ausschließlich *Dinobryon divergens*), Desmidiiales, Chlorococcales und Chroococcales. Innerhalb der Dinophyceae fand eine Verschiebung der Dominanzen in diesem Zeitraum statt, da ab 1995 *Ceratium hirundinella* mit steigenden Abundanzen vor allem in den Herbstmonaten im Phytoplankton auftauchte. *Gymnodinium* sp verzeichnete dagegen einen Rückgang des Anteils am Phytoplankton. *Peridinium* sp trug über diese Jahre wesentlich zum Phytoplankton bei. In dem genannten Zeitraum wurden keine Cryptophyceae registriert, wenig Chlorococcales und ab 1996 erstmals Desmidiiales mit u.a. *Micrasterias* und *Staurastrum*.

In der vierten Phase, ca. ab dem Jahr 2001, kehrt sich dieser Trend *Ceratium* – *Gymnodinium* jedoch wieder um. *Peridinium* war in dieser Phase anfänglich 2002 und 2003 weiter regelmäßig mit ähnlichen Abundanzanteilen wie in den Jahren vorher im Plankton vorhanden. Die niedrige-

ren Taxaanteile im Jahr 2004 könnten auf die Probenahmetiefe (20 m) zurückgeführt werden, da *Gymnodinium* sp (apochromatisch) in dieser Tiefe vermehrt vorkommt. Bei der quantitativen Erfassung 2005 war *Peridinium* sp regelmäßig vorhanden, aber nur im März dominierend. Bemerkenswert ist das völlige Verschwinden von *Peridinium* sp im Jahr 2006 aus dem Plankton. Auch *Ceratium hirundinella* trat in diesem Jahr nur einmal auf, wohingegen *Gymnodinium* sp weiter regelmäßig im Plankton vorhanden war.

Die Abundanzanteile der pennalen Kieselalgen sanken tendenziell in dieser Phase, was vor allem auf den Rückgang der benthischen Arten wie *Surirella robusta* und *Diatoma vulgare* zurückzuführen ist. Centrale Kieselalgen, hier vor allem *Aulacoseira* sp, waren weiterhin nur vereinzelt im Plankton zu finden, mit Ausnahme von 2005.

Eine Zunahme verzeichneten in den letzten Untersuchungsjahren die Chrysophyceae, innerhalb derer *Uroglena* sp 2005 erstmals registriert wurde und am 06.04.2005 das Phytoplankton dominierte. Auch die Cryptophyceae tauchten wieder im Plankton auf, vor allem mit *Rhodomonas lacustris*. Sehr deutlich ist auch eine Zunahme bei den Cyanobacteria und bei den Chlorococcales zu sehen, für die v. a. die Chroococcales *Merismopedia glauca* und *M. sp* und bei den Chlorococcales *Eutetramorus fottii*, *Coenochloris* und *Crucigeniella* sp verantwortlich waren.

Auf eine grafische Darstellung des Verlaufs prozentualer Anteile einzelner Taxa aus der halbquantitativen Erfassung wurde aufgrund der ausführlichen Beschreibung verzichtet.

Das Phytoplankton des Jahres 2005 wurde, wie bereits erwähnt, quantitativ an 11 Probenahmetermenen erfasst. Im Gegensatz zur TWT Frauenau wurden in diesem Jahr keine halbquantitativen Erfassungen durchgeführt. Ein Vergleich der beiden Methoden ist deshalb hier nicht möglich.

Tabelle 39: TWT Mauthaus - Liste der quantitativ erfassten Taxa

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			Cryptophyceae		
<i>Aphanocapsa</i>	9.1	0.5	<i>Cryptomonas ovata</i>	36.4	10.7
<i>Aphanocapsa elachista</i>	9.1	0.4	<i>Rhodomonas lacustris</i>	63.6	10.1
<i>Limnothrix redekei</i>	9.1	1.4	Dinophyceae		
Bacillariophyceae			<i>Ceratium</i>	9.1	26.6
<i>Achnanthes minutissima</i>	9.1	45.0	<i>Ceratium hirundinella</i>	18.2	68.4
<i>Achnanthes minutissima</i> - Sippen	9.1	1.4	<i>Gymnodinium</i>	36.4	10.0
<i>Asterionella formosa</i>	18.2	3.2	<i>Gymnodinium helveticum</i>	9.1	7.1
<i>Aulacoseira</i>	18.2	1.6	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	45.5	13.3
<i>Cyclotella</i>	18.2	9.8	<i>Peridinium</i>	90.9	58.9
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	36.4	43.1	Chlorophyceae		
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	72.7	37.9	<i>Coenochloris</i>	18.2	34.4
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	9.1	4.4	<i>Crucigeniella</i>	36.4	43.1
<i>Nitzschia</i>	27.3	4.9	<i>Eutetramorus fottii</i>	36.4	20.8
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	9.1	2.5	<i>Fotterella tetrachlorelloides</i>	9.1	2.3
<i>Tabellaria fenestrata</i>	27.3	35.6	<i>Oocystis</i>	9.1	0.4
<i>Tabellaria flocculosa</i>	36.4	34.2	<i>Oocystis lacustris</i>	18.2	7.6
Chrysophyceae			<i>Pseudoquadrigula</i>	9.1	2.7
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	18.2	1.9	<i>Tetraedron minimum</i>	18.2	1.5
<i>Dinobryon divergens</i>	90.9	25.6	Chlamydothryx		
<i>Dinobryon sertularia</i>	9.1	0.7	<i>Gonium sociale</i>	9.1	4.3
<i>Dinobryon sociale</i>	27.3	5.3	Conjugatophyceae		
<i>Kephyrion</i>	27.3	0.7	<i>Cosmarium</i>	9.1	1.7
<i>Ochromonas</i>	9.1	0.1	Heterotrophe Flagellaten		
<i>Uroglena</i>	18.2	59.9	<i>Spumella</i>	9.1	0.1
Haptophyceae					
<i>Chrysochromulina parva</i>	18.2	1.1			

Erfasst wurden 42 Arten des Phytoplanktons, die über die verschiedenen Klassen gleichmäßiger verteilt waren als bei der halbquantitativen Erfassung (siehe Tabelle 39).

In Abbildung 283 ist das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons und der Anteil der Hauptgruppen daran grafisch dargestellt.

Mit einer maximalen Biomasse des Phytoplanktons von 0,9 mg/l liegt die Produktivität in der Trinkwassertalsperre im oligotrophen Bereich. Dieses Maximum wird, wie in den meisten oligotrophen Seen, im Frühjahr erreicht, Minima fanden sich im Oktober (0,08 mg/l) und Januar (0,04 mg/l).

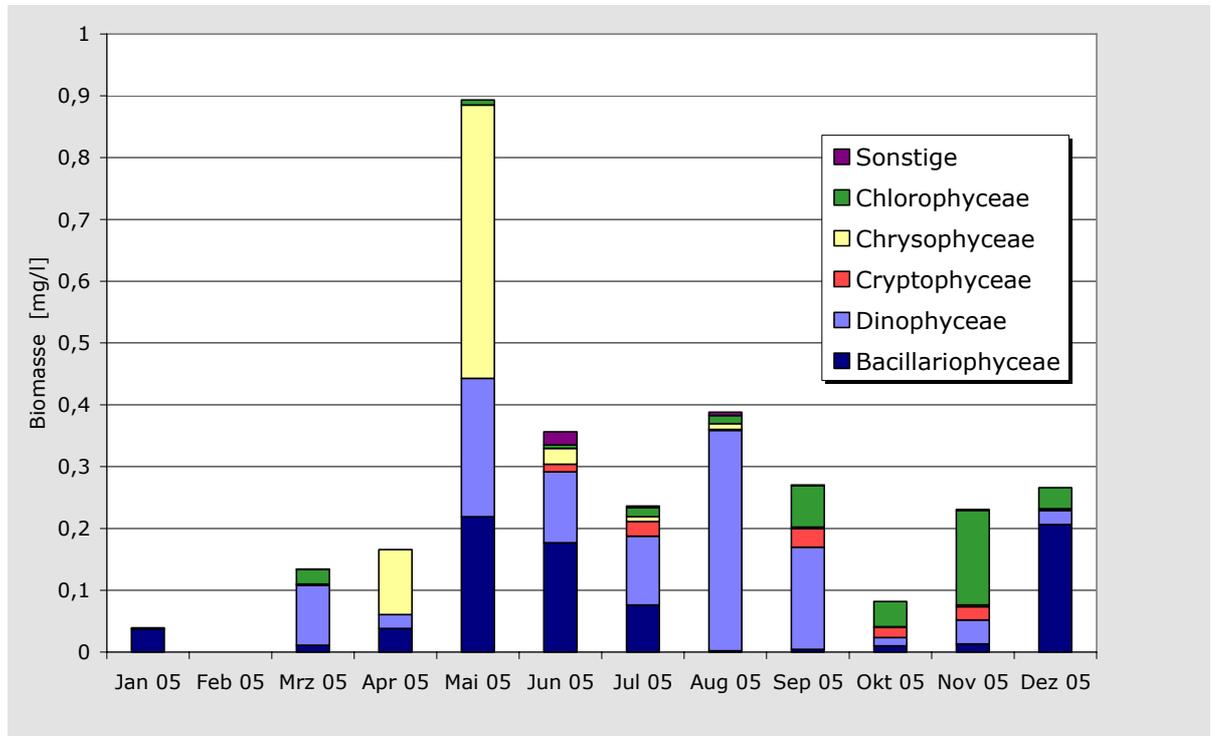


Abbildung 283: TWT Mauthaus - Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahr 2005 (Quantitative Erfassung)

Wie auch aus den halbquantitativen Erfassungen ersichtlich, setzt sich die Phytoplanktonbiomasse meist vorwiegend aus Bacillariophyceae und Dinophyceae zusammen. Innerhalb der Bacillariophyceae kam *Fragilaria ulna* var. *acus* fast ganzjährig vor, mit einem hohen Anteil an der Phytoplanktonbiomasse (37,9 %) allerdings nur im Januar. Dies war auch der einzige Probenahmeterrin, an dem *Achnanthes minutissima* erfasst wurde, allerdings mit einem hohen Anteil von 45 % an der Phytoplanktonbiomasse. Einen ähnlich hohen Anteil erreichte *Fragilaria capucina* var. *gracilis* im Juni und Juli mit 43,1 % bzw. 30,8 %. Die Art gilt als acidophil bis circumneutral, oligo- bis leicht eutraphent. Im Dezember stellten die beiden Vertreter der Gattung *Tabellaria*, *T. fenestrata* und *T. flocculosa* mit 35,6 % bzw. 34,2 % den Hauptteil der Phytoplanktonbiomasse. Während *T. fenestrata* als acidophil bis circumneutral eingestuft ist, gilt *T. flocculosa* als acidophil (SCHAUMBURG et al. 2005) Interessant ist hier der Vergleich mit den anderen Jahren, in denen als häufigere Form *T. fenestrata* aufgeführt wurde. Centrale Kieselalgen spielten im Oktober mit *Cyclotella* sp (9,8 %) eine Rolle. Dies war im Untersuchungszeitraum überhaupt der einzige Probenahmeterrin, an dem die Gattung *Cyclotella* verzeichnet wurde.

Bedeutendste Art unter den Chrysophyceae war *Dinobryon divergens*, die fast ganzjährig vorkam und im Mai mit 25,6 % einen bedeutenden Anteil an dem Frühjahrsmaximum hatte. Einen fast gleich hohen Anteil erreichte hier *Uroglena* sp, die im Monat zuvor bei insgesamt deutlich niedrigerer Phytoplanktonbiomasse dominierte. Im Spätherbst (November) traten verstärkt Chlorophyceen, insbesondere Chlorococcales, auf. Die höchste Biomasse innerhalb dieser Gruppe erreichte *Crucigeniella* sp mit 0,1 mg/ und einem prozentualen Anteil an der Phytoplanktonbiomasse von 43 %. Daneben waren noch *Coenochloris* sp und *Eutetramorus fottii* bedeutend.

Im Gegensatz zu den Jahren vorher wurden 2005 auch Cryptophyceae erfasst, allerdings nur mit relativ geringen Biomassen. Hauptanteil daran hatte die Art *Rhodomonas lacustris*.

Cyanobakterien spielten keine Rolle im Jahr 2005. In den halbquantitativen Untersuchungen der Jahre vorher und auch 2006 war diese Gruppe dagegen nicht zu vernachlässigen. Möglicherweise liegt die Ursache hierfür in einer Überschätzung der Abundanzen durch das halbquantitative Verfahren, da die Zellen der erfassten Vertreter der Chroococcales (vor allem *Merismopedia*, 2005 *Aphanocapsa*) zwar zahlenmäßig wohl häufig waren und damit in hohe Abundanzgruppen eingestuft wurden, aber bedingt durch ihre geringe Größe bei der quantitativen Erfassung als Biomasse im Jahr 2005 eher eine geringe Rolle spielten.

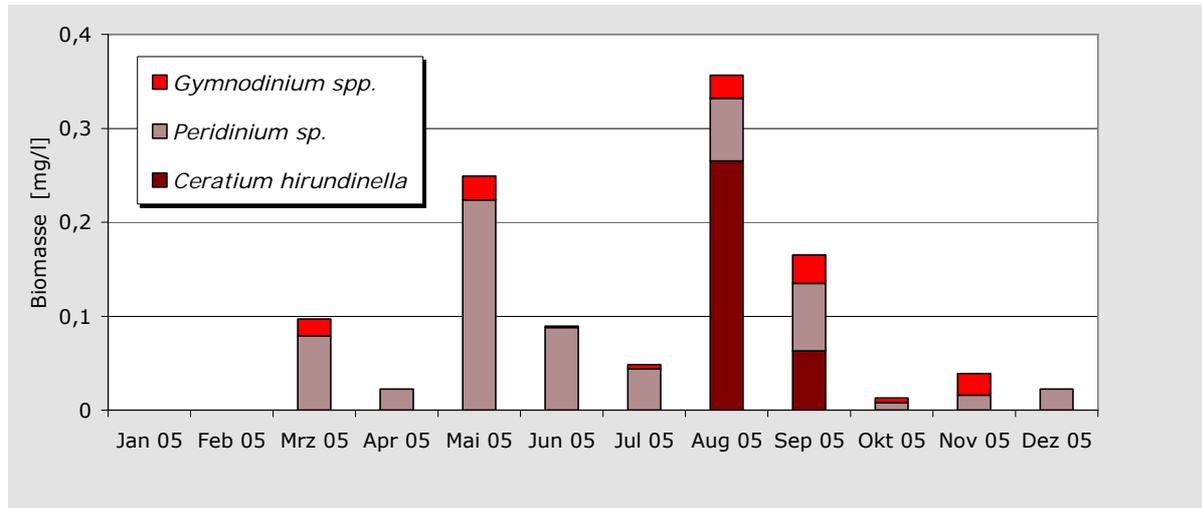


Abbildung 284: TWT Mauthaus - Zusammensetzung der Dinophyceae im Jahr 2005

In der Abbildung 284 ist die Zusammensetzung innerhalb der Dinophyceae dargestellt. Während *Gymnodinium* sp relativ unbedeutend war, erreichte *Peridinium* sp im Mai einen beträchtlichen Anteil. *Ceratium hirundinella* dominierte typischerweise das Spätsommerplankton. Im Unterschied zur TWT Frauenau ist die Art, die weit verbreitet ist, aber nicht in sauren Gewässern vorkommt (HÖRNSTRÖM 1999), damit ein wichtiger Bestandteil des Phytoplanktons, was den höheren pH-Wert in der TWT Mauthaus belegt.

Insgesamt ist das Phytoplankton relativ typisch für oligotrophe Weichwasserseen, mit hohen Anteilen der Chrysophyceae im Frühjahr und einem Sommerplankton, das von Dinophyceae und Bacillariophyceae dominiert wird. Der Anteil der Cyanobacteria und Chlorophyceen ist entsprechend dem oligotrophen Status relativ gering. Allerdings ist das Plankton vergleichsweise artenarm, erst in den letzten Untersuchungsjahren wurde eine höhere Diversität beobachtet. Auch ist der Anteil der Chrysophyceae kleiner als in anderen oligotrophen Weichwasserseen (z.B. EHLERS 1965, ELORANTA 1986). Zum einen spielen hier sicher die Bedingungen einer Talsperre mit starker Durchströmung eine Rolle, zum anderen könnte der niedrige Huminstoffgehalt sowie der hohe Sulfatgehalt der Talsperre eine größere Diversität des Planktons verhindern. Im Vergleich mit der TWT Frauenau fällt darüber hinaus die andere Zusammensetzung der Chlorococcales auf. Während in der TWT Frauenau vorwiegend Taxa beobachtet wurden, die auch in vielen sauren Seen vorkommen, finden sich in der TWT Mauthaus auch für saure Seen untypische Taxa wie *Eutetramorus fottii*.

Trotz leichtem pH-Anstieg über den Untersuchungsraum sind für die Änderungen im Planktonbild der TWT Mauthaus wahrscheinlich andere Faktoren, wie wechselnde Durchströmung, DOC und Nährstoffverhältnisse ausschlaggebend.

10.3 Bayerischer Wald

10.3.1 Rachelsee

Zur Auswertung des Phytoplanktons aus dem Rachelsee lagen insgesamt 37 Untersuchungen aus den Jahren 1990 bis 2006 vor. Pro Jahr wurden meist 2-3 Beprobungen durchgeführt mit Ausnahme des Jahres 1994, aus der nur eine Untersuchung vorlag, und der Jahre 1991 und 1995, in denen keine Beprobungen stattfanden. 1990 bis einschließlich 2003 wurden Integralproben als Netzproben aus 0-2,5 m Tiefe genommen, 2004 bis 2006 dann Integralproben als Originalproben aus 0-10 m Tiefe. Die Ergebnisse der Jahre 2004-2006 sind damit nur eingeschränkt vergleichbar mit denen der Jahre zuvor.

Die Erfassung des Phytoplanktons aus dem Rachelsee erfolgte wie auch in der TWT Frauenau und in der TWT Mauthaus halbquantitativ, das heißt es wurden die Abundanzen auf einer Skala von 1-7 geschätzt.

Die Artenliste des Phytoplanktons (Tabelle 40) aus dem Rachelsee umfasst insgesamt 73 Taxa. Von diesen gehören 14 zur Klasse der Chrysophyceae und 14 zur Gruppe der Pennales (Bacillariophyceae), die damit die größten Anteile an der Artenliste haben. Zur Gruppe der Chlorococcales gehören 9 Taxa, zu den Oscillatoriales 7 Taxa und zu den Dinophyceae, den Chroococcales und den Centrales jeweils 5 Taxa. Die restlichen Taxa verteilen sich auf Vertreter der Conjugatophyceae, der Chlamydomphyceae, der Euglenophyceae, der Haptophyceae und der Xanthophyceae.

Die Artenvielfalt in den einzelnen Proben war relativ gering, pro Probe wurden 5 bis max. 19 Taxa erfasst. Aus dem Durchschnitt der Untersuchungsjahre lässt sich dabei ein Anstieg bis 1999/2000 feststellen, danach wurden die Taxazahlen pro Probe wieder rückläufig

Anhand der relativen Frequenzen (Tabelle 40) zeigt sich bereits die Bedeutung weniger Taxa für das Phytoplankton des Rachelsees. Es wurde dominiert von Dinophyceae (v. a. *Peridinium* sp), Chrysophyceae (insbesondere *Dinobryon sertularia*, *D. divergens* und *Bitrichia* sp), fädigen Grünalgen (*Mougeotia* sp und *Ulothrix* sp) und fädigen Cyanobacteria (*Pseudanabaena limnetica*, *Planktolyngbya limnetica*). Die Bacillariophyceae waren vor allem mit pennalen Formen vertreten (*Fragilaria* spp und *Asterionella formosa*), centrale waren nur mit der Gattung *Aulacoseira* öfter im Phytoplankton vorhanden. Chlorophyceen kamen zwar regelmäßig im Plankton vor, aber meist nur als Einzelfunde. Cryptophyceae sowie alle anderen Algengruppen spielten keine Rolle im Phytoplankton des Rachelsees.

Auffallend an der Zusammensetzung des Phytoplanktons ist der hohe Anteil von benthisch lebenden Taxa, wie den Gattungen *Mougeotia*, *Ulothrix* und vieler pennaler Kieselalgen. Auch die fädigen Cyanobakterien können dichte Matten über dem Sediment bilden. Die Chlorophyll a-Konzentrationen spiegeln ebenfalls die Dominanz von benthisch lebenden Arten wider (s. u.). Durch die relativ geringe Tiefe des Sees finden sich die benthisch lebenden Arten verstärkt in den Freiwasserproben.

Allgemein wird bei einer Versauerung die Produktion von benthischer Biomasse, speziell im Litoral, aber auch in tieferen Schichten, durch die Ausfällung von Huminstoffen und einer damit einhergehenden Aufklärung begünstigt. HAVAS (1986) berichtete von mehreren stark sauren Seen, in denen sowohl *Mougeotia* als auch *Oscillatoria* dichte Matten über dem Sediment bildeten. WILLEN et al. (1990) stuften *Mougeotia* als Indikator ultraoligotropher Klarwasserseen mit pH-Werten unter 5,5 ein. Auch *Peridinium umbonatum* gilt bei hohen Abundanzen als Indikator saurer Klarwasserseen (WILLEN et al. 1990, SCHINDLER et al. 1985) und ist tolerant gegenüber hohen Aluminium- und Schwermetall-Konzentrationen. Der Art-Komplex ist in sauren Seen häufig vergesellschaftet mit *Gymnodinium uberrimum*, die auch im Rachelsee nachgewiesen wurde. *Dinobryon sertularia* ist eine verbreitete Art, die über einen weiten Trophiebereich vorkommt, jedoch oligotrophe Verhältnisse bevorzugt (SCHAUMBURG et al. 2005). In Kanada ist sie in sauren Seen sehr häufig (HAVENS & DECOSTA 1987), aus Pennsylvania wurde von einem Vorkommen zusammen mit *Mougeotia* bei pH 4,4 berichtet (BRADT & DUDLEY 1986). Auch in sauren Alpen-

seen kommt die Art vor (PUGNETTI & BETTINETTI 1999, MORABITO & CURRADI 1997). Insgesamt ist das Phytoplankton damit typisch für stark saure Seen.

Tabelle 40: Rachelsee - Taxaliste

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			Xanthophyceae		
<i>Anabaena</i>	10.8	4.2	<i>Isthmochloron</i>	13.5	4.1
<i>Chroococcus</i>	2.7	14.8	<i>Tribonema</i>	2.7	1.4
<i>Chroococcus limneticus</i>	2.7	2.8	Haptophyceae		
<i>Chroococcus minutus</i>	5.4	8.2	<i>Chrysochromulina parva</i>	8.1	8.3
<i>Leptolyngbya tenuis</i>	2.7	4.1	Cryptophyceae		
<i>Microcystis</i>	2.7	14.8	<i>Cryptomonas ovata</i>	5.4	4.4
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2.7	1.0	<i>Rhodomonas lacustris</i>	8.1	3.3
<i>Oscillatoria</i>	8.1	32.7	Dinophyceae		
<i>Oscillatoria limosa</i>	2.7	29.8	<i>Ceratium hirundinella</i>	2.7	1.3
<i>Oscillatoria planctonica</i>	13.5	4.5	<i>Gymnodinium</i>	37.8	12.9
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	32.4	48.6	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	8.1	5.5
<i>Pseudanabaena</i>	2.7	10.2	<i>Peridinium</i>	97.3	40.0
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	35.1	40.0	<i>Peridinium umbonatum-Komplex</i>	35.1	48.5
Bacillariophyceae			Euglenophyceae		
<i>Amphora ovalis</i>	2.7	2.0	<i>Trachelomonas</i>	5.4	26.5
<i>Asterionella formosa</i>	16.2	11.7	<i>Trachelomonas volvocina</i>	2.7	2.0
<i>Aulacoseira</i>	13.5	2.0	Chlorophyceae		
<i>Aulacoseira granulata</i>	8.1	4.4	<i>Actinastrum hantzschii</i>	2.7	4.4
<i>Centrales</i>	8.1	50.0	<i>Coelastrum</i>	2.7	1.6
<i>Cyclotella stelligera</i>	2.7	2.0	<i>Coelastrum microporum</i>	2.7	1.6
<i>Cymbella</i>	5.4	50.0	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	2.7	1.4
<i>Eunotia</i>	2.7	1.0	<i>Micractinium pusillum</i>	2.7	1.4
<i>Fragilaria</i>	2.7	1.0	<i>Pediastrum boryanum</i>	8.1	6.6
<i>Fragilaria capucina</i>	2.7	1.3	<i>Pediastrum duplex</i>	10.8	4.4
<i>Fragilaria crotonensis</i>	16.2	6.6	<i>Pediastrum tetras</i>	5.4	2.8
<i>Fragilaria reicheltii</i>	2.7	2.0	<i>Scenedesmus linearis</i>	2.7	0.9
<i>Fragilaria ulna</i>	8.1	6.6	Chlamydomphyceae		
<i>Fragilaria ulna angustissima</i> - Sippen	2.7	3.8	<i>Chlamydomonas</i>	5.4	1.0
<i>Fragilaria ulna var. acus</i>	18.9	32.7	Conjugatophyceae		
<i>Navicula</i>	8.1	3.1	<i>Cosmarium</i>	5.4	1.3
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	2.7	2.0	<i>Mougeotia</i>	83.8	53.2
<i>Pinnularia</i>	5.4	1.4	<i>Staurastrum</i>	16.2	14.8
<i>Stephanodiscus</i>	8.1	3.1	Ulvophyceae		
Chrysophyceae			<i>Ulothrix</i>	81.1	48.5
<i>Bitrichia</i>	29.7	19.1	Heterotrophe Flagellaten		
<i>Bitrichia chodatii</i>	8.1	22.2	<i>Pseudophyllomitus apiculatus</i>	2.7	3.3
<i>Bitrichia ohridana</i>	2.7	18.8	<i>Spumella</i>	5.4	11.7
<i>Bitrichia ollula</i>	2.7	4.2			
<i>Chromulina</i>	5.4	11.7			
<i>Dinobryon</i>	5.4	24.3			
<i>Dinobryon crenulatum</i>	10.8	12.9			
<i>Dinobryon divergens</i>	32.4	38.7			
<i>Dinobryon divergens var. schauin- slandii</i>	2.7	11.2			
<i>Dinobryon pediforme</i>	2.7	26.0			
<i>Dinobryon sertularia</i>	54.1	83.7			
<i>Mallomonas</i>	2.7	1.4			
<i>Synura</i>	24.3	12.1			

Speziell zu *Mougeotia* gibt es mehrere Untersuchungen im Hinblick auf Versauerung, die in einer Übersichtsarbeit von KLEEBERG (2004) zusammengefasst wurden. Die folgenden Angaben wurden dieser Arbeit entnommen, für Literaturhinweise wird darauf verwiesen.

Allgemein wurde eine durch Versauerung verursachte Ausbreitung der Zygnematales, zu denen *Mougeotia* gehört, zuerst in Skandinavien, später auch in Nordamerika und in experimentell versauerten Seen dokumentiert. Demnach ist die Gattung periphytisch oder metaphytisch vorkommend. In sauren Seen, in denen gelöster anorganischer Kohlenstoff ein begrenzender Faktor für die Primärproduktion ist, da kein Bicarbonat zur Verfügung steht, müssen Algen Kohlendioxid als C-Quelle nutzen können. Benthisch lebende fädige Grünalgen nutzen dabei das aus der

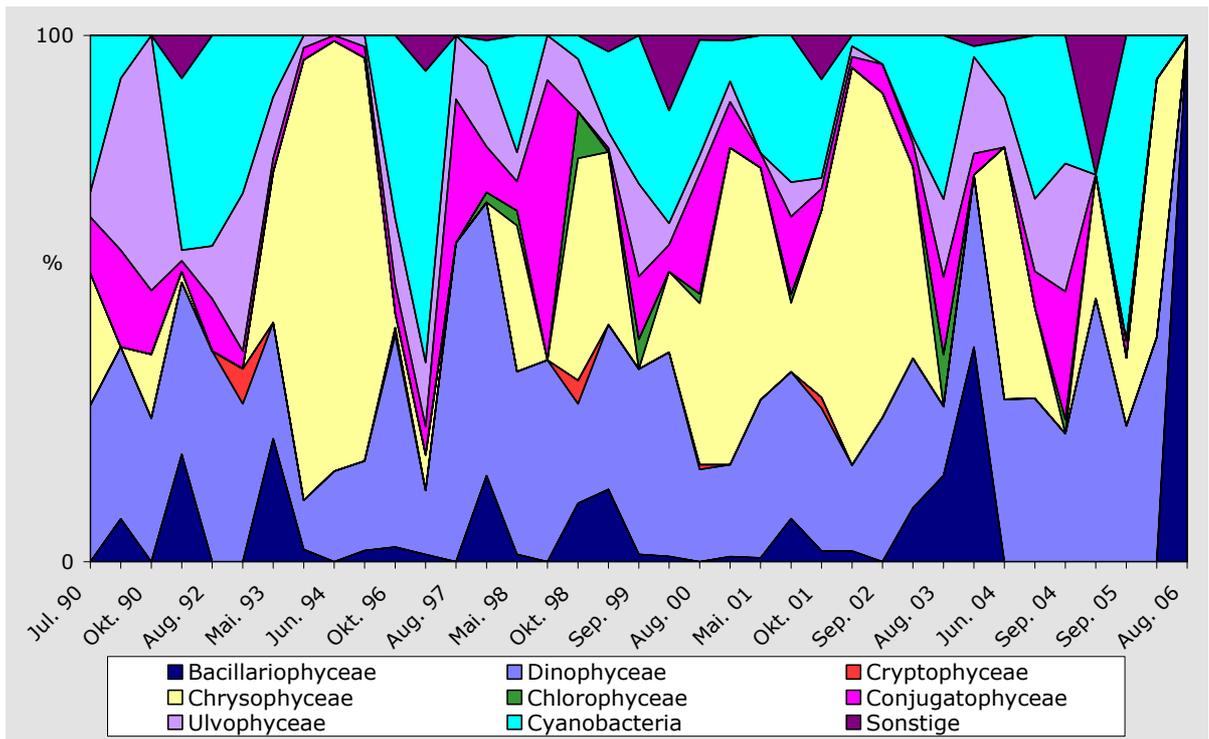


Abbildung 285: Rachee - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1990 - 2006

benthischen Mineralisation entstehende Kohlendioxid. FAIRSHILD & SHERMAN (1993) geben für *Mougeotia* ein pH-Optimum von $5,3 \pm 0,8$ an, nach KLEEBERG (2004) liegt es zwischen pH 5,5 und 4,8. Die Gattung ist tolerant gegenüber hohen Aluminium-Konzentrationen. Während die anorganische monomere Form von Aluminium für die meisten Arten des Phytoplanktons bereits ab $50 \mu\text{g/l}$ toxisch wirkt, wurde *Mougeotia* in Seen bei Konzentrationen bis $2000 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen, in Fließgewässern auch noch bei wesentlich höheren Konzentrationen. Auch gegenüber Zink konnte bei Laboruntersuchungen eine hohe Toleranz festgestellt werden.

Betrachtet man den Verlauf der Phytoplanktongemeinschaft über die Jahre (Abbildung 285), so ist kein eindeutiger Trend feststellbar. Alle bedeutenden Algengruppen zeigen wechselnde Anteile am Phytoplankton. Zum Teil könnte dies auf die geringe Probenahmefrequenz zurückzuführen sein, bei der evtl. kurzzeitige Algenentwicklungen nicht erfasst werden. Ebenso trägt die halbquantitative Erfassung zu Unschärfen im Planktonbild bei. Trotzdem sollte sich eine deutliche Verschiebung im Artenspektrum damit über den langen Untersuchungszeitraum zeigen lassen. Bemerkenswert ist aber das Fehlen von *Ulothrix* als einzige Vertreterin der Ulvophyceae in den beiden letzten Untersuchungsjahren 2005 und 2006. In diesen beiden Jahren wurde auch die zweite fädige Grünalge, *Mougeotia* sp (Conjugatophyceae), bei insgesamt 4 Probenahmen nur einmal registriert, während sie über die Jahre vorher mit Ausnahme des Juni 2004 immer nachgewiesen wurde.

Auffallend ist auch der hohe Anteil von Chrysophyceae in den Jahren 1993, 1994 und 1996 sowie 2000 - 2002. Eine Zunahme der Chrysophyceae, vor allem bei Abnahme der Dinophyceae, könnte als Hinweis auf eine Verschiebung hin zu circumneutralen Verhältnissen gewertet werden. Betrachtet man jedoch die einzelnen Probemonate, so fällt auf, dass sowohl im Jahr 1990, 1992, 1997 als auch 2003 und 2006 diese Gruppe in den August- und Oktoberproben fehlte. Für die unterschiedlichen Dominanzen der Chrysophyceae spielen deshalb wahrscheinlich saisonale Trends eine große Rolle, die bei wechselnden Probemonaten ein unterschiedliches Bild entstehen lassen können.

In Abbildung 286 und Abbildung 287 wurde der Verlauf der Abundanzanteile dominanter Taxa dargestellt. Die Gruppe der Oscillatoriales lässt dabei keinen Trend erkennen. Innerhalb der Di-

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

nophyceae wurden *Peridinium* sp und *Peridinium umbonatum* für die Darstellung zusammengefasst. Auch für diese Gattung ist kein Trend erkennbar. *Gymnodinium uberrimum* wurde erstmals 1997 im Plankton registriert und verzeichnete seitdem einen leichten Anstieg in der Häufigkeit.

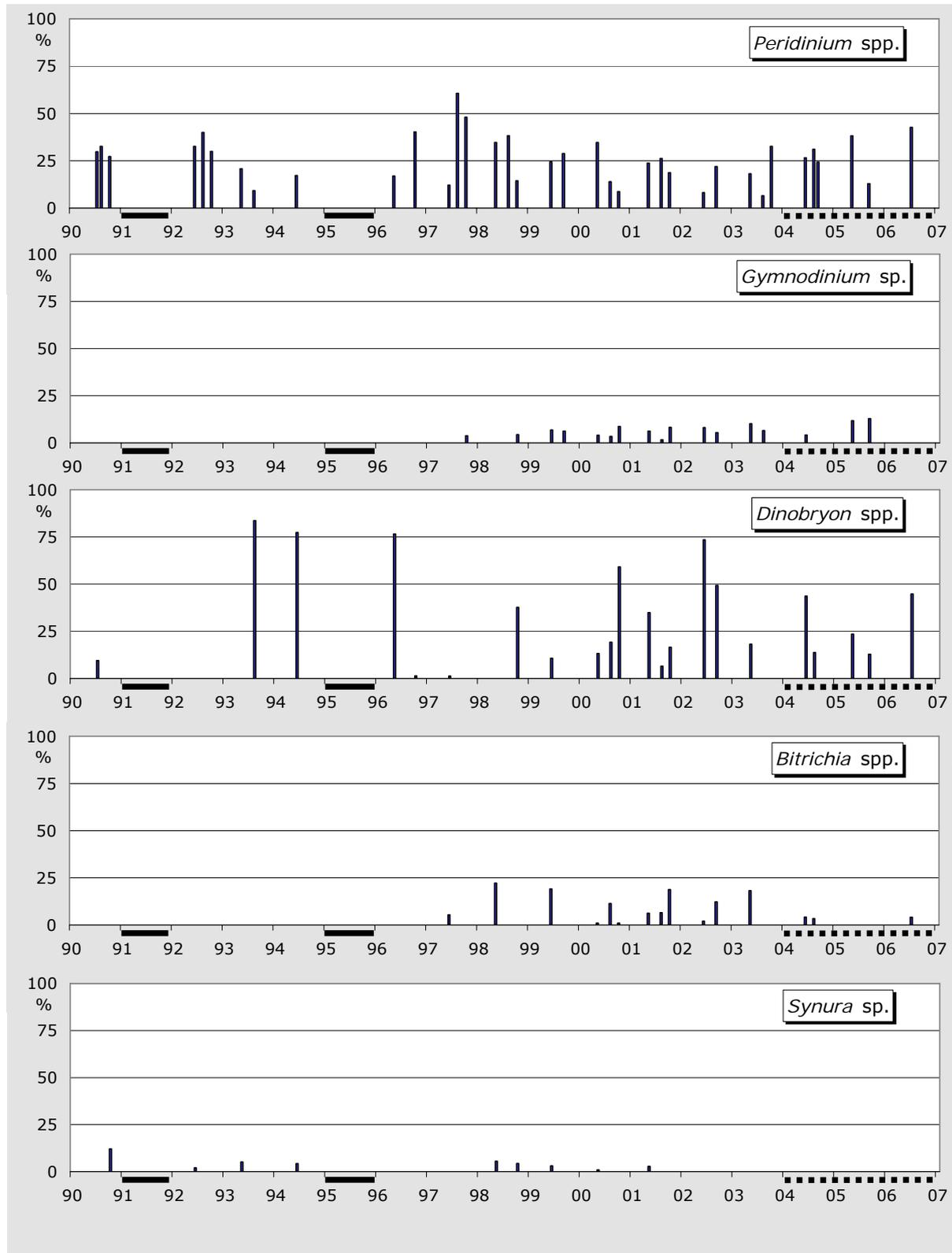


Abbildung 286: Rachee-See - Entwicklung ausgewählter Taxa des Phytoplanktons in den Jahren 1990 – 2006 (Balken = keine Probenahme, unterbrochener Balken = geänderte Probenahmetiefe). I

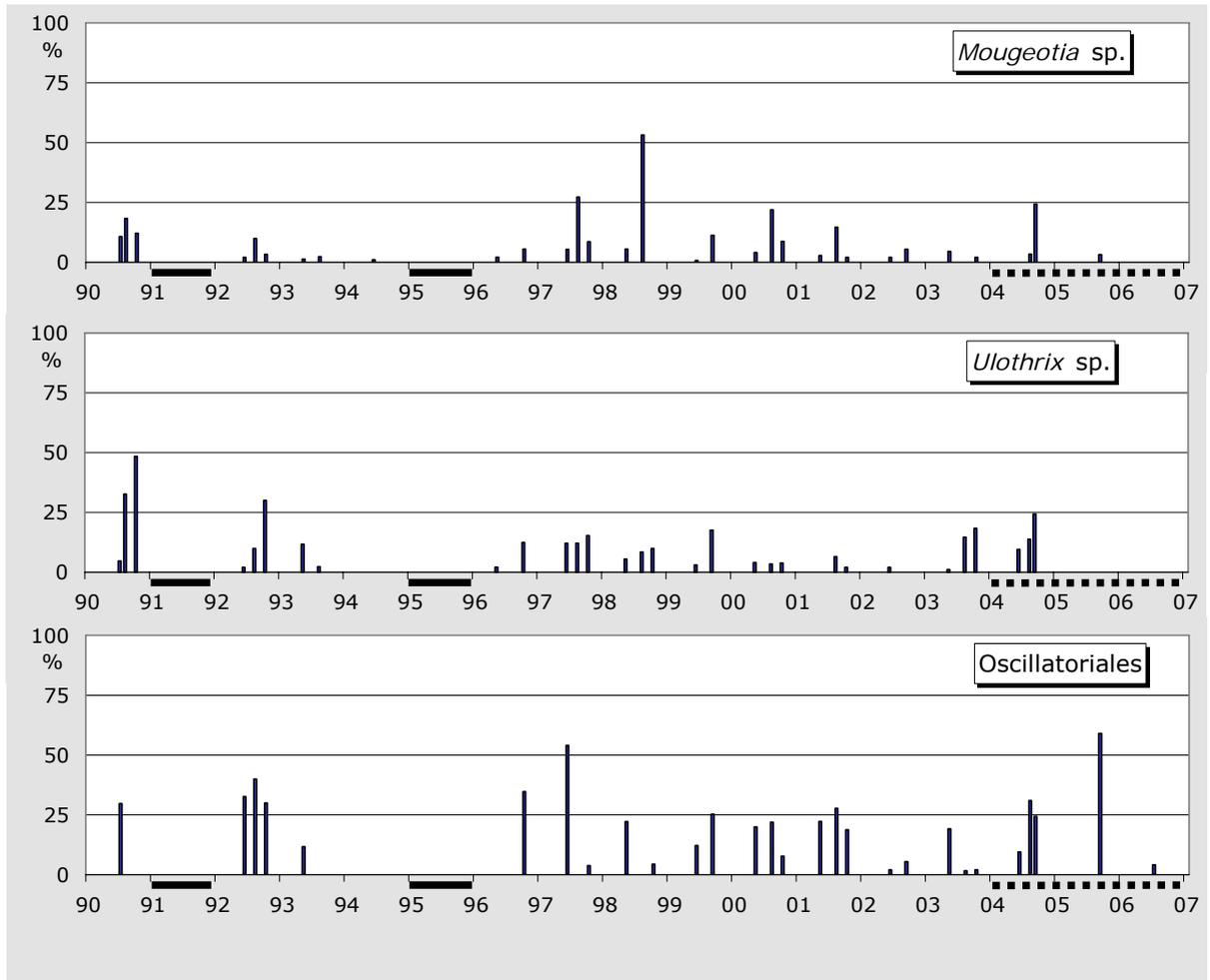


Abbildung 287: Rachelsee - Entwicklung ausgewählter Taxa des Phytoplanktons in den Jahren 1990 - 20006 (Balken = keine Probenahme, unterbrochener Balken = geänderte Probenahmetiefe). II

Die Art ist in sauren Seen häufig mit *Peridinium umbonatum* vergesellschaftet, bevorzugt allerdings etwas höhere pH-Werte und eine leichte Dystrophie (TOLOTTI 2001). Die Chrysophyceae *Birichia*, die ebenfalls 1997 erstmals auftrat, ist charakteristisch für oligotrophe, humose Weichwasserseen (LEPISTÖ et al. 2004, HÖRNSTRÖM 1999, WILLEN et al. 1990). Das Auftauchen beider Taxa hängt deshalb wahrscheinlich mit der gestiegenen Dystrophie des Rachelsees, abzulesen an den SPAK 254 nm-Werten, zusammen

Wichtigste Dinobryon - Arten waren *D. sertularia* und *D. divergens*, die beide tendenziell einen leichten Rückgang hatten, während *D. crenulatum* und *D. pediforme* in den letzten Untersuchungsjahren erstmalig auftauchten. Die Gattung *Synura*, die bis 2001 regelmäßig, wenn auch in geringen Häufigkeiten auftrat, verschwand dagegen aus dem Planktonbild.

Die Chlorophyll a-Konzentrationen und damit eine Abschätzung der trophischen Lage im Rachelsee wurden nur in den Jahren 2003 und 2004 bestimmt. Der Durchschnittswert für die insgesamt 6 Untersuchungen betrug in 2 m Tiefe 2,3 µg/l, in 8 m Tiefe 6,0 µg/l. In dem höheren Wert in 8 m Tiefe spiegelt sich der hohe Anteil benthisch lebender Taxa wider. Sowohl die Werte von Chlorophyll a als auch des Gesamt-Phosphors (siehe Teil 1) weisen den Rachelsee als oligotrophen See aus.

Wie aus den Ganglinien der chemisch-physikalischen Parameter (siehe Teil A und Teil II, Kapitel 3.3.1) hervorgeht, ist der Rachelsee mit pH-Werten meist unter 5 als stark sauer einzustufen. Während jedoch im Zeitraum 1984 – 1998 ein Trend hin zu steigenden pH-Werten sichtbar war, hat sich diese Entwicklung seit dem Jahr 2001 umgekehrt. Insbesondere in den Tiefenstufen un-

terhalb 2 m ist dies zu sehen, hier wurden in den letzten Untersuchungsjahren keine Werte mehr über pH 5 gemessen. Erst 2006 wurde dieser Trend wieder gestoppt. Die in den Untersuchungsjahren ab ca. 2001 wieder sinkenden Taxazahlen könnten auf diesen erneuten Anstieg im Versauerungsgrad zurückgeführt werden. Bei gleichzeitig kontinuierlich fallenden Sulfat-Konzentrationen ist dieser pH-Rückgang auf den Anstieg der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen zurückzuführen. Diese wiederum sind bedingt durch das Absterben großer Teile des Fichtenbestandes im Einzugsgebiet des Sees. Erst 2005 und 2006 wurden wieder den früheren Untersuchungsjahren vergleichbare Nitrat-Konzentrationen erreicht. Betrachtet man die Zusammensetzung des Phytoplanktons im genannten Zeitraum, so lassen sich keine Änderungen erkennen, die mit den Nitrat-Konzentrationen im Zusammenhang stehen könnten. Diese haben demnach – bei insgesamt hohem Niveau – keinen erkennbaren direkten Einfluss auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons. Da anzunehmen ist, dass bei den gemessenen Phosphor-Konzentrationen die Primärproduktion Phosphor-limitiert ist, wie auch in benachbarten Böhmisches Seen nachgewiesen, hatten die gestiegenen Nitrat-Gehalte wahrscheinlich auch auf die Biomasse des Phytoplanktons keine Auswirkungen.

Entsprechend den niedrigen pH-Werten des Sees sind die Aluminium-Konzentrationen mit ca. 200-1000 µg/l hoch und damit auch die Belastung für die Biozöosen im See. Da ionisches Aluminium aus den Zuflüssen bei höheren pH Werten im See hydrolysiert und Aluminium-Oxyhydroxide formt, die wiederum mit Orthophosphat stabile Komplexe bilden, kann Aluminium nicht nur über die direkte Toxizität, sondern auch über den Phosphor-Kreislauf die Primärproduktion und die Phytoplanktonzusammensetzung beeinflussen. In stark versauerten Seen kann dieser Mechanismus zu einer als Ultraoligotrophierung beschriebenen Situation führen. Ob auch im Rachelsee die Primärproduktion über den Phosphorkreislauf und die Toxizität einen Zusammenhang mit den Aluminium-Konzentrationen aufweist, kann anhand zum Teil fehlender Chlorophyll a Werte nicht abgeschätzt werden. Auf jeden Fall ist eine Beeinflussung der Zusammensetzung des Phytoplanktons aus den hohen Aluminium-Konzentrationen wahrscheinlich.

In den Jahren 1984 bis ca. 1999 lässt sich parallel zu dem tendenziellen Anstieg der pH-Werte ein Rückgang der Aluminium-Konzentrationen feststellen, der aber in den Jahren 2001-2003 durch einen erneuten Anstieg bis auf 1000 µg/l unterbrochen wird und sich mit den hohen Nitrat-Konzentrationen in diesen Jahren überdeckt.

Für die Sichttiefe ist aus der Abbildung 267 im Untersuchungszeitraum ein leichter Rückgang abzulesen, der wahrscheinlich gekoppelt ist mit dem deutlichen Anstieg des Spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SPAK 254 nm). Da der SPAK 254 nm vor allem ein Maß für den Gehalt an Huminstoffen darstellt, lässt sich hieraus eine Entwicklung des Rachelsees zu einem dystropheren Zustand hin ableiten. Umgekehrt ist die Versauerung eines Gewässers meist mit einem Rückgang der Huminstoffkonzentrationen verbunden, bei Seen oft als Aufklaren beschrieben. So wurde ein durchschnittlicher DOC-Rückgang von 3 mg/l in versauerten Seen ermittelt (MARMOREK et al. 1987). Eine Zunahme der Dystrophie des Sees könnte ein Hinweis auf eine Entwicklung zu einem natürlicheren Zustand sein und hätte über die Verminderung der Toxizität des Aluminiums auch Auswirkungen auf die Biozöosen im See. So wurde der Rachelsee in alten Beschreibungen als dunkel, sein Wasser als kaffeebraun beschrieben (GÜMBEL 1868 aus STEINBERG et al. 1984) Ein früherer Fischbesatz ist nicht verbürgt. So schreibt bereits THIEM (1905, aus STEINBERG et al. 1984), dass das Wasser wegen Mangel an Kalksalzen und anderen Nährstoffen das Leben der Fische nicht unterhalten konnte. In einer paläolimnologischen Untersuchung wurde für den Rachelsee ein präindustrieller pH-Wert von 5,0 bis 5,2 rekonstruiert (ARZET 1987).

Ein Anstieg der Huminstoffkonzentrationen wurde bereits für viele Gewässer bei einem Rückgang der Versauerung festgestellt und ist auch für einige Fließgewässer des ECE-Monitorings dokumentiert. Im Falle des Rachelsees könnte die Zunahme allerdings auch im Absterben der Fichtenbestände im Einzugsgebiet liegen, wodurch ein erhöhter allochthoner Eintrag von organischen Stoffen in den See möglich wäre. Leider liegen aus den Jahren 2003-2006 keine Messungen des SPAK 254 nm vor, die weiteren Aufschluss über die Ursachen des Anstiegs ermöglichen würden. In Untersuchungen an drei benachbarten Böhmisches Seen, deren Einzugsgebiete nicht vom Absterben der Fichtenbestände betroffen waren, konnte im Vergleich der Jahre 1998, 2001 und 2003 ein Anstieg der pH-Werte verbunden mit einem Rückgang der Aluminium-

Konzentrationen und gleichzeitigem Anstieg der Gesamt-Phosphor Konzentrationen, der Biomasse und der Chlorophyll *a* –Werte festgestellt werden (VRBA et al. 2006). Zumindest in zwei dieser Seen (Čertovo See und Plešné See) ist im Vergleich der Jahre 1998 und 2003 ebenfalls ein deutlicher Anstieg der DOC-Gehalte zu erkennen, was als Hinweis auf steigende Huminstoffgehalte auch bei nicht gestörtem Einzugsgebiet gedeutet werden kann. In dem See mit den höchsten DOC-Werten und den niedrigsten Aluminium-Gehalten (Prášilskéš) dominierte *Gymnodinium uberrimum* ganzjährig, während im Certovo See bei ähnlich niedrigen pH-Werten *G. uberrimum* zusammen mit *Peridinium umbonatum* dominierte.

Das Auftauchen mehrerer neuer Arten im Rachelsee ab ca. 1997 fällt zusammen mit einem Abfall der Aluminium-Konzentrationen unter 600 µg/l und einem Anstieg der Huminstoffgehalte, ablesbar am SPAK 254 nm. Obwohl in Folge die Aluminium-Gehalte wieder ansteigen, können sich diese Arten weiter im Plankton behaupten. Dies könnte sich aus dem gleichzeitigen Anstieg der Huminstoffe erklären, die durch Komplexierung zu einer Verminderung der Toxizität des Aluminiums (und auch evtl. vorhandener, aber nicht gemessener Schwermetalle) beitragen. Daneben ist für manche der Arten eine Vorliebe für leicht dystrophe Gewässer bekannt, z.B. *Gymnodinium uberrimum* und *Bitrichia ollula*.

Insgesamt ist das Phytoplankton des Rachelsees typisch für einen oligotrophen, stark sauren See mit hohen Aluminium-Konzentrationen. Es sind keine deutlichen Änderungen im langjährigen Verlauf der Zusammensetzung des Phytoplanktons erkennbar. Anhand der pH-Werte sind solche auch nicht zu erwarten, da der in mehreren anderen Untersuchungen erkennbare Schwellenwert von pH 5,5 im Rachelsee noch nicht erreicht wird. Mit dazu beigetragen hat der hohe Nitrat-Eintrag in den Jahren 1997 - 2000, der durch ein Fichtensterben im Einzugsgebiet ausgelöst wurde. Es sind aber ansatzweise Reaktionen in der Phytoplanktonzusammensetzung auf die gesunkenen Aluminium-Konzentrationen und/oder höheren Huminstoffgehalte zu erkennen. Diese sind als erste Anzeichen einer Verbesserung der Versauerungssituation zu bewerten.

Für den Rachelsee liegen Phytoplankton - Untersuchungen erst ab dem Jahr 1990 vor. Dies ist ein Zeitpunkt, zu dem für viele Gewässer schon ein Rückgang in der Versauerung anhand der chemischen Parameter dokumentiert ist. Auch im Rachelsee liegen zu diesem Zeitpunkt die pH-Werte deutlich über denen zu Beginn der chemischen Untersuchungen. Möglicherweise könnte bei Vorliegen der Phytoplanktondaten aus diesen ersten Untersuchungsjahren ein deutlicherer Trend festgestellt werden. Andererseits aber weisen die Aluminium-Konzentrationen aus dem Jahr 1990 noch keinen Rückgang gegenüber denen von 1984 auf. Es ist deshalb anzunehmen, dass auch das Phytoplankton in diesem Zeitraum keine tiefgreifenden Änderungen erfahren hat.

10.3.2 Kleiner Arbersee

Untersuchungen zum Phytoplankton des Kleinen Arbersees lagen aus den Jahren 1980 – 2006 zur Auswertung vor, die Jahre 1993 und 1998 fehlten dabei. Der See wurde ein bis fünfmal jährlich oberflächennah beprobt. Insgesamt konnten 79 Probenahmeterminale ausgewertet werden. Die Erfassung des Phytoplankton erfolgte dabei wie in den anderen Bayerischen Seen und Trinkwassersperrern halbquantitativ, das heißt es wurden Abundanzen geschätzt auf einer Skala von 1-5 in den Jahren 1980 –1988, ab 1988 auf einer Skala von 1-7.

Die Artenliste des Phytoplanktons aus dem Kleinen Arbersee umfasst insgesamt 106 Taxa (Tabelle 41). Von diesen gehören 5 zur Gruppe der Cyanobacteria, 28 zu den Bacillariophyceae (der Großteil davon zu benthisch lebenden pennalen Formen), 7 zu den Dinophyceae, 3 zu den Cryptophyceae, 17 zu den Chrysophyceae, 22 zu den Chlorophyceae (vorwiegend Chlorococcales) und 14 zu sonstigen Gruppen.

Tabelle 41: Kleiner Arbersee - Taxaliste

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobakterien			Dinophyceae		
<i>Anabaena</i>	3.8	13.8	<i>Ceratium hirundinella</i>	6.3	7.8
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1.3	7.7	<i>Gymnodinium</i>	30.4	50.0
<i>Merismopedia elegans</i>	2.5	3.4	<i>Gymnodinium palustre</i>	1.3	9.1
<i>Microcystis</i>	3.8	12.7	<i>Peridinium cinctum</i>	1.3	3.3
<i>Oscillatoria</i>	3.8	5.4	<i>Peridinium umbonatum</i> - Komplex	54.4	92.6
Bacillariophyceae			<i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>gosla-</i> <i>viense</i>	16.5	94.1
<i>Achnanthes</i>	1.3	3.8	Euglenophyceae		
<i>Anomoeoneis</i>	1.3	15.4	<i>Euglena</i>	3.8	3.4
<i>Asterionella formosa</i>	8.9	10.5	<i>Euglena acus</i>	1.3	20.9
<i>Aulacoseira</i>	6.3	7.5	<i>Phacus pleuronectes</i>	1.3	3.2
<i>Aulacoseira distans</i>	10.1	61.5	<i>Trachelomonas</i>	1.3	2.9
<i>Aulacoseira granulata</i>	5.1	14.8	<i>Trachelomonas volvocina</i>	1.3	13.0
<i>Centrales</i>	1.3	13.8	Chlorophyceae		
<i>Cyclotella</i>	1.3	1.0	<i>Chlamydomonas</i>	22.8	25.0
<i>Cyclotella comta</i>	1.3	2.0	<i>Chlorococcales</i>	10.1	19.6
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1.3	3.0	<i>Coelastrum microporum</i>	3.8	3.2
<i>Diatoma vulgare</i>	7.6	33.3	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	1.3	1.9
<i>Eunotia</i>	2.5	15.4	<i>Gloeocystis vesiculosa</i>	1.3	3.8
<i>Eunotia bilunaris</i>	5.1	3.8	<i>Gonium pectorale</i>	1.3	10.1
<i>Eunotia exigua</i>	5.1	36.4	<i>Haematococcus pluvialis</i>	1.3	10.1
<i>Eunotia monodon</i>	1.3	8.7	<i>Lagerheimia</i>	1.3	10.1
<i>Eunotia pectinalis</i>	1.3	3.0	<i>Lagerheimia genevensis</i>	1.3	1.9
<i>Fragilaria arcus</i>	3.8	23.1	<i>Pandorina morum</i>	1.3	18.0
<i>Fragilaria capucina</i> - Sippen	1.3	8.7	<i>Pediastrum boryanum</i>	11.4	15.5
<i>Fragilaria construens</i> - Sippen	1.3	14.3	<i>Pediastrum duplex</i>	6.3	7.5
<i>Fragilaria crotonensis</i>	8.9	34.8	<i>Pediastrum simplex</i>	2.5	14.8
<i>Fragilaria ulna</i>	1.3	18.0	<i>Pediastrum tetras</i>	1.3	0.8
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	1.3	1.1	<i>Scenedesmus</i>	3.8	13.3
<i>Melosira varians</i>	5.1	6.2	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	3.8	14.3
<i>Navicula</i>	3.8	4.8	<i>Scenedesmus armatus</i>	1.3	13.0
<i>Pinnularia</i>	1.3	2.2	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	3.8	3.0
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1.3	13.3	<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	1.3	7.8
<i>Suriella</i>	1.3	6.2	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	5.1	3.0
<i>Tabellaria</i>	1.3	2.9	<i>Scenedesmus disciformis</i>	1.3	0.8
<i>Tabellaria flocculosa</i>	25.3	36.4	<i>Scenedesmus linearis</i>	2.5	3.3
Chrysophyceae			<i>Scenedesmus quadricauda</i>	15.2	13.3
<i>Bitrichia</i>	1.3	8.3	<i>Tetraedron caudatum</i>	1.3	1.4
<i>Chromulina</i>	1.3	14.3	<i>Tetraedron minimum</i>	2.5	3.4
<i>Chrysococcus</i>	1.3	9.1	<i>Tetrasporales</i>	1.3	6.2
<i>Chrysococcus minutus</i>	2.5	2.6	Conjugatophyceae		
<i>Dinobryon</i>	12.7	59.0	<i>Closterium</i>	6.3	2.5
<i>Dinobryon acuminatum</i>	1.3	23.5	<i>Closterium nilssonii</i>	1.3	9.3
<i>Dinobryon cylindricum</i>	8.9	36.2	<i>Cosmarium</i>	6.3	8.7
<i>Dinobryon divergens</i>	20.3	100.0	<i>Mougeotia</i>	15.2	33.3
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schau-</i> <i>inslandii</i>	2.5	48.0	<i>Penium</i>	1.3	3.2
<i>Dinobryon pediforme</i>	34.2	84.2	<i>Pleurotaenium</i>	1.3	2.5
<i>Dinobryon sertularia</i>	7.6	80.0	<i>Staurastrum</i>	1.3	1.4
<i>Dinobryon sociale</i>	2.5	20.5	<i>Staurastrum anatinum</i> f. <i>parado-</i> <i>xum</i>	2.5	3.3
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americana</i>	1.3	20.0	<i>Staurastrum gracile</i>	1.3	10.5
<i>Ochromonas</i>	1.3	5.9	<i>Staurastrum paradoxum</i>	3.8	8.7
<i>Spiniferomonas</i>	1.3	3.3	<i>Tetmemorus</i>	1.3	12.3
<i>Synura</i>	49.4	76.2	<i>Zygnema</i>	1.3	9.1
<i>Synura sphagnicola</i>	41.8	66.7	Heterotrophe Flagellaten		
Xanthophyceae			<i>Heterotrophe Flagellaten</i>	2.5	31.0
<i>Botrydiopsis</i>	1.3	12.2			
<i>Tribonema monochloron</i>	1.3	12.2			
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas</i>	2.5	12.3			
<i>Cryptomonas erosa</i>	5.1	25.0			
<i>Rhodomonas lacustris</i>	2.5	13.0			

Die Taxazahl pro Untersuchung schwankte zwischen 1 und 19 Taxa. Da als ein Rückgang der Versauerung oft steigende Taxazahlen gewertet werden, wurden in Abbildung 288 die mittleren jährlichen Taxazahlen pro Probenahme dargestellt. Bei einem Maximum von durchschnittlichen 11,7 Taxa im Jahr 1989 ist hieraus kein Trend zu steigenden Taxazahlen abzulesen, sondern im Gegenteil ein deutlicher Rückgang in der zweiten Untersuchungshälfte. Möglicherweise spielen

hier auch wechselnde Bearbeiter eine Rolle. Allerdings verzeichneten auch VRBA et al. 2006 einen Rückgang der Artenzahl von 25 auf 15 bei einem Vergleich von Septemberproben der Jahre 1999 und 2003.

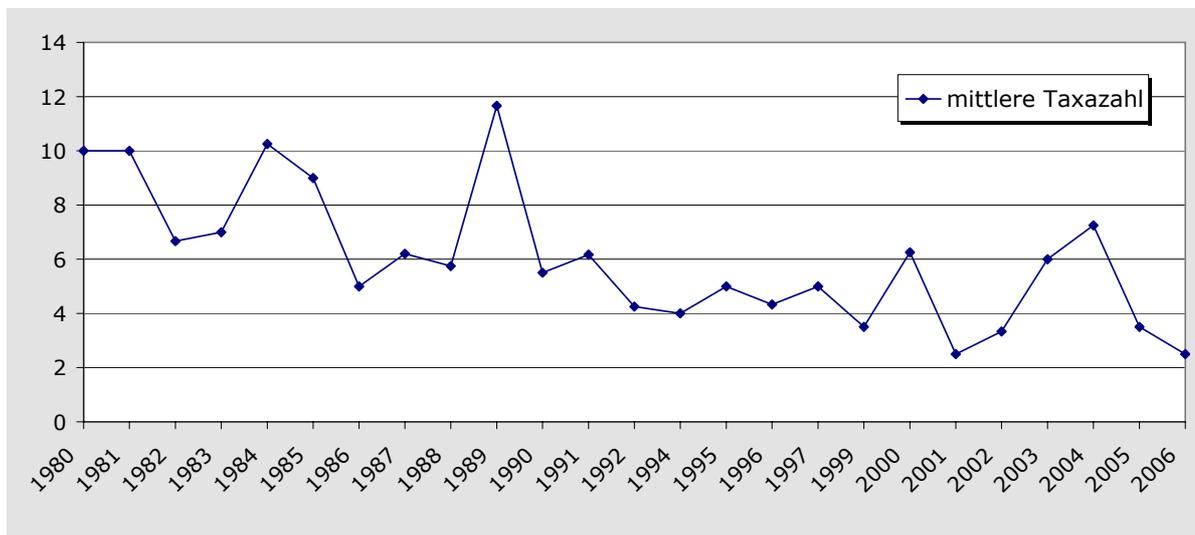


Abbildung 288: Kleiner Arbersee - Verlauf der mittleren jährlichen Taxazahl

Aus den relativen Frequenzen in Tabelle 41 wird bereits ersichtlich, dass das Phytoplankton vorwiegend von Dinophyceae (*Peridinium umbonatum* - Komplex, *Gymnodinium* sp) und Chrysophyceae (vor allem *Dinobryon divergens*, *D. pediforme*, *Synura* sp und *Synura sphagnicola*) bestimmt wurde. Kieselalgen kamen nur mit *Tabellaria flocculosa* regelmäßig im Plankton vor. Alle anderen Algengruppen spielten eine untergeordnete Rolle. Bemerkenswert ist dabei die geringe Präsenz der Cryptophyceae, die allgemein in fast allen Seetypen vorkommen.

Ein hoher Anteil von *Dinobryon*-Arten am Phytoplankton wurde in vielen sauren Seen beobachtet, ebenso ist die geringe Präsenz von Kieselalgen typisch für saure Seen. Der geringe Anteil der Chlorophyceen weist auf den oligotrophen Status des Sees hin, die Präsenz dieser Gruppe ist mehr von den trophischen Verhältnissen abhängig als vom pH (TRIFONOVA 1998)

In der Abbildung 289 wurde die Zusammensetzung des Phytoplanktons zu den unterschiedlichen Probenahmeterminen grafisch dargestellt. Es wurde dabei, wie auch bei den anderen Seen, keine Zeitachse als x-Achse gewählt, um bei den unterschiedlichen Probenahmehäufigkeiten kein verzerrtes Bild der Abundanzanteile zu erhalten.

Aus dem Verlauf der Abundanzanteile wird die Dominanz der Dinophyceae, insbesondere hier *Peridinium umbonatum*, bis zu dem Jahr 2000 deutlich. Neben den Dinophyceae beherrschten in diesem Zeitraum zeitweise auch die Chrysophyceae (*Dinobryon* spp) das Planktonbild. Die Bacillariophyceae waren nur kurzzeitig die wichtigste Gruppe. Regelmäßig, aber in geringen Dichten, waren zudem die Conjugatophyceae (Desmidiaceae) und Chlorophyceae (vor allem *Scenedesmus* spp) im Plankton vorhanden.

Ab etwa dem Jahr 2000 fand eine grundlegende Änderung im Planktonbild statt. Die Dinophyceae verschwanden fast völlig aus dem See, deren Anteil übernahmen die Chrysophyceae, die damit meist das Planktonbild dominierten. Die übrigen Algengruppen lassen keine bedeutenden Veränderungen erkennen.

Um genauere Aufschlüsse über die Veränderungen im Planktonbild zu erlangen, wurden in Abbildung 290 die Abundanzanteile einzelner Arten bzw. Gattungen dargestellt.

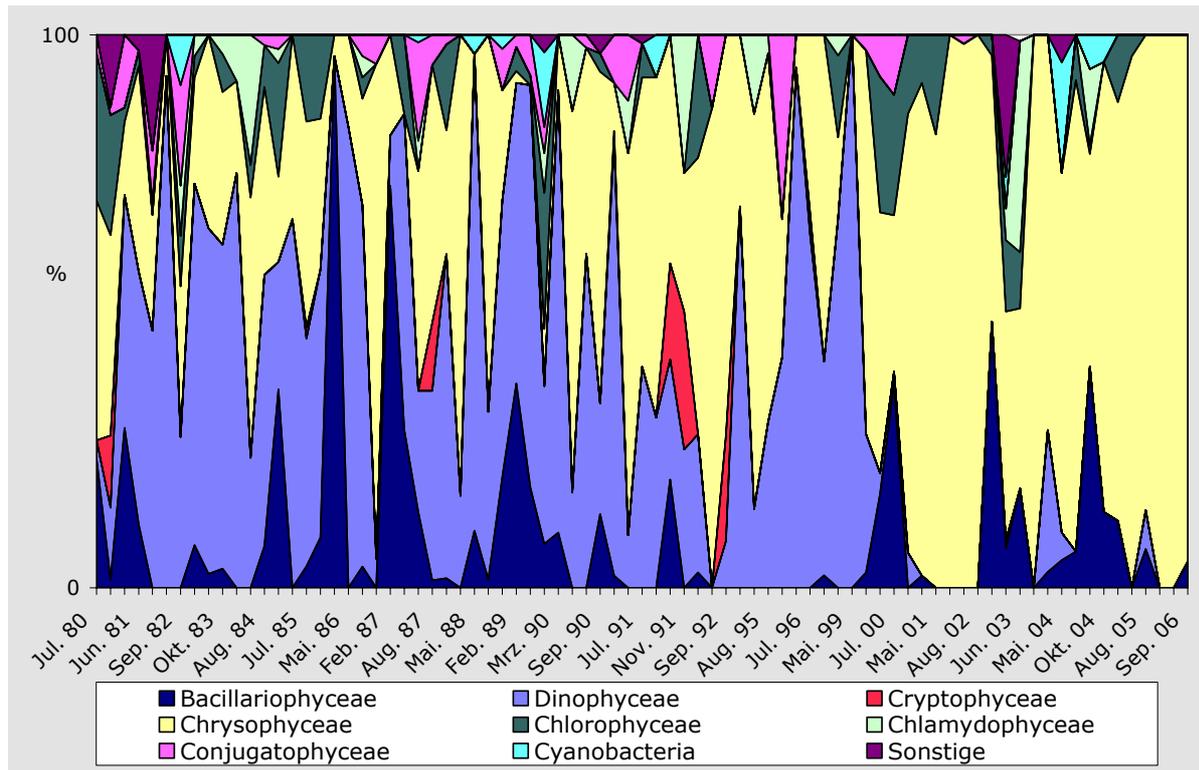


Abbildung 289: Kleiner Arbersee - Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1980 – 2006

Arten des *Peridinium umbonatum* - Komplexes, zum Teil erfasst als *Peridinium umbonatum* var. *goslaviense*, waren demnach bis 1999 regelmäßig und in hohen Abundanzanteilen bis >90 % im Phytoplankton vorhanden. Danach verschwand die Art fast völlig aus dem Phytoplankton, nur noch im Herbst 2003 war sie in nennenswerten Anteilen vorhanden. *P. umbonatum* ist allgemein weit verbreitet und kommt in verschiedenen Seetypen verschiedener Regionen vor. Denen im Kleinen Arbersee vergleichbare hohe relative Abundanzen wurden dagegen nur in versauerten Seen, meist mit pH-Werten <5 beobachtet (STOKES 1986, PFISTER 1988). Ein Rückgang der Art kann deshalb als Hinweis auf eine Verbesserung der Versauerungssituation gewertet werden. Auch die zweite Dinophyceae im Plankton, *Gymnodinium* sp, war bis zum Jahr 2000 regelmäßig vorhanden, wenn auch in deutlich geringerem Maß als *Peridinium umbonatum*, und ist seitdem nur noch vereinzelt aufgetaucht. Bei der nicht näher bestimmten *Gymnodinium*-Art handelt es sich wahrscheinlich um *Gymnodinium uberrimum*, da in den Planktonuntersuchungen am Kleinen Arbersee von VRBA et al. (2003) als auch von NEDBALOVÁ et al. (2006) *Gymnodinium uberrimum* als bedeutende Art aufgeführt wurde. Neben *Peridinium umbonatum* ist *Gymnodinium uberrimum* eine für saure Seen typische Dinophyceae und oft mit ersterer vergesellschaftet. Die Art bevorzugt aber höhere Huminstoffgehalte als *P. umbonatum* und ist weniger aluminiumtolerant (VRBA et al. 2006).

Die Gattung *Synura* wurde als *Synura* sp und/oder *Synura sphagnicola* erfasst. Bei *Synura* sp handelt es sich dabei wahrscheinlich um *S. echinulata*, da diese Art aus Sedimentuntersuchungen des Kleinen Arbersees dokumentiert ist und auch von NEDBALOVA et al. 2006 erfasst wurde. *Synura*-Arten waren ebenfalls häufig und mit zeitweise hohen Abundanzanteilen (->80%) im Phytoplankton vertreten. Insgesamt kann für diese Gattung ein leichter Anstieg ab ca. 1990 festgestellt werden, zu einem Zeitpunkt als auch eine deutliche pH-Erhöhung gegenüber den ersten Untersuchungsjahren festgestellt werden konnte. Beide Arten bevorzugten saure Gewässer, mit einem Verbreitungsschwerpunkt innerhalb Deutschlands bei pH-Werten <6, wobei *S. echinulata* auch zwischen pH 5 und 6 noch häufiger vorkommt, während *S. sphagnicola* als acidobiont anzusehen ist, mit einer Präferenz für den pH-Bereich unter pH 5 und hohen Huminstoffgehalten (ZAHN

1990). Inwieweit die Entwicklung der Abundanzen mit den pH-Werten zusammenhängt oder mit dem Anstieg der Dystrophie, könnte nur durch eine sichere Artbestimmung geklärt werden.

Dinobryon war die zweite Gattung innerhalb der Chrysophyceae, die häufig und in bedeutenden Abundanzanteilen im Plankton vorhanden war und mit dem Rückgang der Dinophyceae deutlich an Dominanz zunahm. Wichtigste Arten waren hier *Dinobryon pediforme*, die bis 1992 das Bild beherrschte, und *Dinobryon divergens*, die *D. pediforme* ablöste. *D. pediforme* ist aus skandinavischen Untersuchungen als EIN INDIKATOR SAURER SEEN MIT pH-WERTEN < 5,5 BEKANNT (LEPISTÖ & ROSENSTRÖM 1998, HÖRNSTRÖM 1999, WILLEN et al. 1990), die speziell in ultraoligotrophen Seen vorkommt (Willen et al. 1990). Nach HÖRNSTRÖM liegt das pH-Optimum bei <4,9, leichte Dystrophie wird bevorzugt. Aus Untersuchungen in Schweden stuft er mit Ausnahme der acidobionten *D. pediforme* die Gattung *Dinobryon* als acidophil ein. *D. divergens* ist dabei in vielen verschiedenen Gewässern zu finden, außer in eutrophen. Möglich ist im Falle des Kleinen Arbersees aber auch eine Verwechslung beider Arten, die sehr ähnlich sind. Auch HÖRNSTRÖM (1999) vermutete dies für Daten schwedischer Seen. Im Jahr 2006 erreichte auch *Dinobryon sertularia* erstmals eine Bedeutung im Phytoplankton.

Die Abundanzanteile der wichtigsten Vertreter der Chlorophyceae, Chlamydomphyceae, Conjugatophyceae und Bacillariophyceae lassen dagegen keinen Trend erkennen. Hier wurde exemplarisch in Abbildung 290 die Gruppe der Chlorococcales dargestellt.

Für den Kleinen Arbersee wurde von VRBA et al. (2003) ein Phytoplankton-Maximum in 2 m Tiefe ermittelt. Auch die eigenen Chlorophyll a-Daten sprechen für ein Maximum in 2 – 4 m Tiefe. Im Gegensatz dazu weisen beim Rachelsee sowohl die Daten von VRBA et al. (2003) als auch die eigenen auf ein Maximum in 11 m Tiefe hin.

Im Vergleich zum Rachelsee weist der Kleine Arbersee anhand der Chlorophyll a Konzentrationen einen höheren trophischen Status auf (siehe Kapitel 9.3.1 und 9.3.2). Auch in einer Untersuchung von NEDBALOVA et al. (2006) war die Phytoplanktonbiomasse mit 154 µg C/l ca. 10-fach höher als im Rachelsee, der Anteil der heterotrophen Biomasse war wesentlich geringer. Die Chlorophyll a-Konzentration betrug in dieser Untersuchung im September im Kleinen Arbersee 17,9 µg/l, im Rachelsee zum gleichen Zeitpunkt nur 0,6 µg/l. Verschiedene Indizien sprachen dabei für einen Anstieg der Primärproduktion im Laufe der Untersuchungsjahre. Neben der unterschiedlichen Höhenlage könnte eine Ursache für die höhere Produktion im Arbersee in den höheren Huminstoffgehalten liegen. So ist in dystrophen sauren Seen in Finnland die Biomasse höher als in klaren, was u. a. auf der heterotrophen und/oder mixotrophen Ernährung der typspezifischen Flagellaten beruht (LEPISTÖ et al. 2004).

Insgesamt ergibt sich aus den Veränderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung eine Entwicklung hin zu weniger sauren Verhältnissen, da eine extreme Dominanz von *P. umbonatum* und *G. uberrimum* v. a. aus oligotrophen, versauerten Klarwasserseen mit hoher Aluminium-Belastung bekannt ist. Die Gruppe der Chrysophyceae ist dagegen vor allem in leicht sauren bis circumneutralen, oligotrophen Klarwasserseen oder leicht dystrophen Seen häufig. Dies gilt allerdings nicht für alle Gattungen. Speziell *Ochromonas*- und *Chromulina*-Arten können auch in extrem sauren Tagebauseen den Hauptanteil des Phytoplanktons stellen. Die im Kleinen Arbersee häufigen *Dinobryon*-Arten sind dagegen in diesen extrem sauren Seen nicht vorhanden.

Die Umstrukturierung der Phytoplanktongemeinschaft des Kleinen Arbersees fand zu einem Zeitpunkt statt, an dem der pH-Wert im Lauf der Untersuchungsjahre erstmals wieder, zumindest in der obersten Wasserschicht, auf Werte um 5,5 anstieg. Dieser pH-Wert wird von mehreren Autoren als Schwellenwert angesehen, unter- bzw. oberhalb dem pH-induzierte deutliche Verschiebungen in der Phytoplanktonzusammensetzung stattfinden. Im Frühjahr 2002 fand zwar nochmals ein Einbruch des pH-Werts im Kleinen Arbersee bis 4,2 statt, aber 2003 wurde ein Sommermaximum von pH 6 erreicht. Auch die übrigen chemischen Parameter weisen deutlich auf einen Rückgang der Versauerung hin (siehe oben).

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

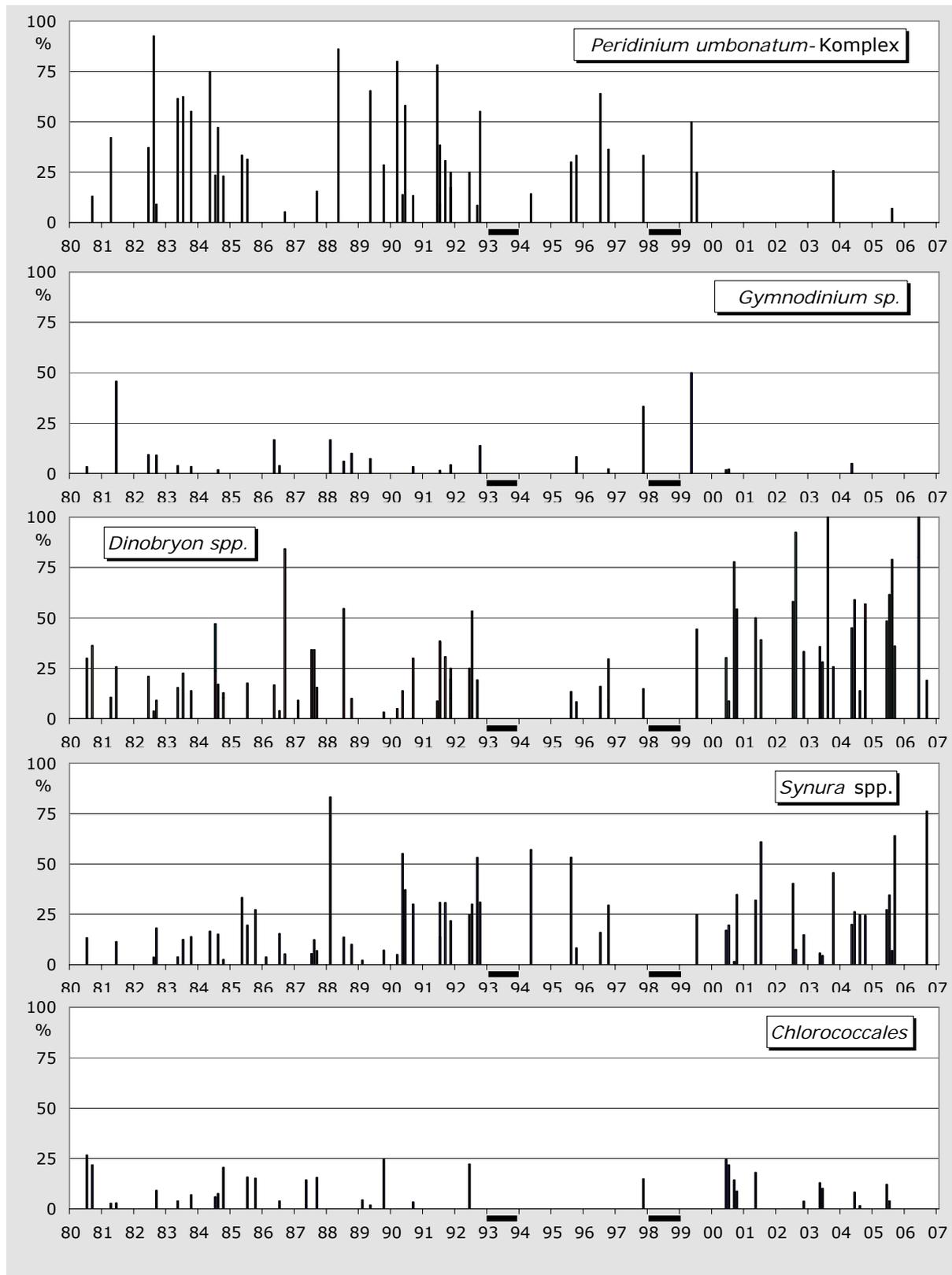


Abbildung 290: Kleiner Arbersee - Entwicklung der wichtigsten Taxa des Phytoplanktons von 1980 – 2006 (Balken in Jahresachse = keine Probenahme)

Eine Verbesserung des Säurezustandes ist auch sichtbar am Anstieg der Zooplankton-Biomasse und bei Makroinvertebraten an dem Auftauchen von säuresensiblen Eintagsfliegen (NEDBALOVA et al. 2006).

Der im Vergleich zum Rachelsee geringere Aluminium-Gehalt, insbesondere wahrscheinlich auch der toxischen ionaren Fraktion, verbunden mit einem höheren Gehalt an komplexierenden Huminstoffen, wirkt sich wahrscheinlich neben den höheren pH-Werten zusätzlich günstig auf das Phytoplankton des Kleinen Arbersees aus.

So konnte auch in einer Untersuchung an drei böhmischen Seen ein positiver Einfluss von höheren DOC-Gehalten auf das Zooplankton festgestellt werden, bedingt wahrscheinlich durch die Komplexierung von Aluminium (FOTT et al. 1994). Darüber hinaus fand im Kleinen Arbersee, anders als im Rachelsee, kein Nitrat-Schub statt, der die sinkenden Sulfat-Einträge kompensiert hätte.

Aus Sedimentuntersuchungen wurde anhand der Diatomeen-Stratigraphie ein präindustrieller pH-Wert des Kleinen Arbersees von ca. 5,5-5,6 ermittelt (ARZET 1987). Diese Werte wurden in den letzten Untersuchungsjahren im Epilimnion zumindest während der Sommerstagnation bereits erreicht oder sogar überschritten, in 6 m Tiefe lagen sie allerdings noch deutlich darunter (siehe Teil I). Aus Schichten unterhalb 6 m Tiefe lagen nur vereinzelt Messungen vor, diese ermittelten einen maximalen pH-Wert von 5,4 in 8 m Tiefe. Damit nähern sich die pH-Verhältnisse im Kleinen Arbersee denen zu präindustriellen Zeiten an. Ob diese bei der gegenwärtigen Depositionsbelastung erreicht werden können, bleibt offen und ist abhängig davon ob die vom Einzugsgebiet abhängige critical load –Grenze weiter überschritten wird. Selbst bei Wiedererreichen der präindustriellen pH-Werte ist zudem fraglich, ob sich die ursprünglichen Biozönosen wieder einstellen, da sich zum Beispiel durch Kationenauswaschung im Einzugsgebiet die chemischen Verhältnisse im See geändert haben. Bemerkenswert in diesem Zusammenhang ist die geringe Artenvielfalt im Kleinen Arbersee, die sogar im Lauf der Jahre wieder abgenommen hat. (siehe Abbildung 288). Zwar sind laut einer vergleichenden Untersuchung von NEDBALOVA et al (2006) die Böhmisches Seen allgemein als artenarm einzustufen, aber ein Rückgang der Diversität ist unerwartet, da in vielen Untersuchungen als erstes Anzeichen einer Erholung ein Anstieg der Diversität festgestellt wurde.

In mehreren anderen Seen des Böhmerwaldes konnte ebenfalls in den letzten Jahren (1998 – 2003) eine Verbesserung der Versauerungssituation anhand der chemischen Parameter (pH, Aluminium) festgestellt werden (VRBA et al. 2006). In diesen Seen war ebenfalls ein Anstieg des DOC zu verzeichnen.

10.3.3 Trinkwassertalsperre Frauenau

Phytoplanktondaten der TWT Frauenau lagen aus den Jahren 1985 – 1996 und 1999 – Ende 2006 zur Auswertung vor.

Pro Jahr wurden meist 3 – 4 Probenahmen durchgeführt. Das Phytoplankton wurde dabei als Netzplanktonprobe über die Tiefenstufe 0 – 20 m am Entnahmeturm gewonnen. Die Erfassung erfolgte mit Ausnahme des Jahres 2005 halbquantitativ, das heißt es wurden bis 1988 die Abundanz auf einer Skala von 1- 5, ab 1989 auf einer Skala von 1 – 7 geschätzt. Insgesamt lagen 132 Probenahmeterminen mit Abundanzschätzungen zur Auswertung vor.

Im Jahr 2005 fand eine Intensivierung der Untersuchungen statt, indem die Probenahmefrequenz erhöht und das Phytoplankton zusätzlich aus einer Integralprobe 0 - 20 m quantitativ erfasst wurde (9 Proben).

Mit den halbquantitativen Untersuchungen wurden 109 Taxa erfasst. (siehe Tabelle 42). Den größten Anteil daran hatten die Bacillariophyceae mit 19 pennalen und 2 centralen Formen. Die Chlorophyceae waren mit 17 Taxa vertreten, dicht gefolgt von den Chrysophyceae mit 16 Taxa.

Bei der quantitativen Auswertung im Jahr 2005 wurden 23 Taxa registriert (Tabelle 43). Die Bacillariophyceae waren dabei nur mit 2 Taxa vertreten, Chrysophyceae, Dinophyceae und Chlorophyceae stellten je 5 Taxa.

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

Tabelle 42: TWT Frauenau - Liste der halbquantitativ erfassten Taxa

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobacteria			Dinophyceae		
<i>Anabaena</i>	0.8	2.2	<i>Ceratium</i>	2.3	7.1
<i>Aphanothece</i>	0.8	4.5	<i>Ceratium hirundinella</i>	25.0	44.4
<i>Gomphosphaeria</i>	0.8	4.5	<i>Gymnodinium</i>	9.8	43.9
<i>Merismopedia</i>	8.3	36.4	<i>Gymnodinium aeruginosum</i>	0.8	17.4
<i>Merismopedia elegans</i>	3.0	8.9	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	1.5	50.0
<i>Microcystis</i>	1.5	4.5	<i>Gymnodinium ubberrimum</i>	6.8	100.0
<i>Oscillatoriales</i>	1.5	28.1	<i>Peridinium</i>	45.5	100.0
Bacillariophyceae			<i>Peridinium tabulatum</i>	0.8	24.3
<i>Achnanthes</i>	0.8	15.5	<i>Peridinium umbonatum - Komplex</i>	43.2	90.7
<i>Amphora ovalis</i>	0.8	7.1	Euglenophyceae		
<i>Asterionella</i>	0.8	8.0	<i>Euglena</i>	1.5	7.0
<i>Asterionella formosa</i>	2.3	9.1	<i>Phacus</i>	4.5	9.1
<i>Aulacoseira granulata</i>	1.5	5.5	<i>Phacus longicauda</i>	6.1	10.5
<i>Cocconeis placentula</i>	0.8	1.1	<i>Phacus pleuronectes</i>	0.8	4.3
<i>Coscinodiscoideae</i>	2.3	10.0	<i>Phacus tortus</i>	2.3	17.4
<i>Cyclotella</i>	0.8	3.9	<i>Trachelomonas volvocina</i>	0.8	1.9
<i>Cymbella</i>	3.0	7.0	Chlorophyceae		
<i>Cymbella helvetica</i>	0.8	2.7	<i>Ankistrodesmus</i>	0.8	12.9
<i>Diatoma</i>	8.3	17.6	<i>Botryococcus braunii</i>	0.8	4.5
<i>Diatoma vulgare</i>	2.3	16.0	<i>Chlamydocapsa</i>	1.5	14.8
<i>Fragilaria</i>	9.1	21.1	<i>Chlamydomonas</i>	2.3	43.9
<i>Fragilaria ulna</i>	3.8	14.8	<i>Chlorella</i>	1.5	100.0
<i>Fragilaria ulna var. acus</i>	1.5	5.5	<i>Chlorococcales</i>	9.8	50.0
<i>Gyrosigma</i>	0.8	5.3	<i>Choricystis minor var. gallica</i>	2.3	100.0
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	1.5	4.6	<i>Dictyosphaerium</i>	0.8	41.7
<i>Melosira</i>	0.8	1.0	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	2.3	44.4
<i>Navicula</i>	22.0	61.5	<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.8	50.0
<i>Nitzschia</i>	1.5	14.8	<i>Pediastrum</i>	2.3	50.0
<i>Nitzschia linearis</i>	0.8	4.5	<i>Pediastrum boryanum</i>	4.5	20.0
<i>Pennales</i>	1.5	3.4	<i>Pediastrum duplex</i>	1.5	7.4
<i>Stauroneis</i>	2.3	7.1	<i>Phacotus</i>	1.5	7.5
<i>Stauroneis anceps</i>	3.8	9.1	<i>Scenedesmus</i>	6.8	29.0
<i>Stephanodiscus</i>	0.8	3.9	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.8	8.9
<i>Surirella</i>	6.1	29.0	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.8	4.9
<i>Surirella biseriata</i>	1.5	16.1	Chlamydothryaceae		
<i>Tabellaria</i>	3.0	7.1	<i>Volvox</i>	2.3	90.0
<i>Tabellaria fenestrata</i>	6.1	20.0	Conjugatophyceae		
<i>Tabellaria flocculosa</i>	15.9	100.0	<i>Closterium</i>	5.3	23.2
Chrysophyceae			<i>Closterium acerosum</i>	0.8	5.6
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.8	3.7	<i>Cosmarium</i>	9.8	36.4
<i>Dinobryon</i>	18.2	90.7	<i>Cosmarium bioculatum</i>	0.8	3.7
<i>Dinobryon bavaricum</i>	29.5	73.5	<i>Cosmarium depressum</i>	0.8	14.3
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.8	64.0	<i>Desmidium</i>	0.8	4.6
<i>Dinobryon divergens</i>	3.0	50.0	<i>Euastrum</i>	3.0	3.6
<i>Dinobryon divergens var. schau- inslandii</i>	1.5	53.3	<i>Euastrum ansatum</i>	1.5	7.8
<i>Dinobryon pediforme</i>	4.5	86.2	<i>Mougeotia</i>	0.8	17.6
<i>Dinobryon sertularia</i>	1.5	33.3	<i>Staurastrum</i>	10.6	14.3
<i>Dinobryon sociale</i>	5.3	50.0	<i>Staurastrum paradoxum</i>	1.5	11.1
<i>Dinobryon sociale var. americana</i>	0.8	33.3	<i>Staurastrum punctulatum</i>	0.8	35.7
<i>Mallomonas</i>	0.8	1.4	<i>Staurodesmus</i>	0.8	16.7
<i>Mallomonas acaroides</i>	0.8	15.4	Heterotrophe Flagellaten		
<i>Synura</i>	11.4	33.3	<i>Katablepharis ovalis</i>	0.8	7.6
<i>Synura uvella</i>	14.4	47.4	<i>Spumella</i>	2.3	29.6
<i>Uroglena</i>	0.8	8.7	<i>Spumella vivipara var. minor</i>	3.0	100.0
Xanthophyceae			Flagellaten		
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	0.8	7.7	<i>Flagellaten</i>	1.5	10.0
<i>Tribonema</i>	0.8	1.4			
Haptophyceae					
<i>Chrysochromulina parva</i>	3.8	100.0			
Cryptophyceae					
<i>Chroomonas</i>	0.8	7.5			
<i>Cryptomonas</i>	1.5	33.3			
<i>Cryptomonas marssonii</i>	2.3	100.0			
<i>Cryptomonas ovata</i>	2.3	30.8			

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

Tabelle 43: TWT Frauenau - Liste der quantitativ erfassten Taxa

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Cyanobacteria			<i>Peridinium</i>	100.0	84.2
<i>Rhabdogloea smithii</i>	11.1	7.8	<i>Peridinium umbonatum</i> - Komplex	22.2	18.4
Bacillariophyceae			<i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>goslaviense</i>	11.1	34.1
<i>Achnanthes minutissima</i>	22.2	0.6	Chlorophyceae		
<i>Tabellaria flocculosa</i>	22.2	5.5	<i>Chlamydocapsa</i>	11.1	11.1
Chrysophyceae			<i>Elakatothrix</i>	55.6	85.3
<i>Chromulina</i>	11.1	0.3	<i>Oocystis</i>	33.3	1.3
<i>Chrysmoeba</i>	11.1	0.7	<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	11.1	0.5
<i>Dinobryon bavaricum</i>	22.2	2.0	<i>Sphaerocystis</i>	11.1	0.0
<i>Mallomonas</i>	33.3	2.0	Chlamydomphyceae		
<i>Uroglena</i>	22.2	11.9	<i>Chlamydomonas</i>	22.2	80.1
Cryptophyceae			Conjugatophyceae		
<i>Cryptomonas</i>	22.2	10.2	<i>Cosmarium</i>	44.4	6.1
<i>Rhodomonas lacustris</i>	44.4	0.7	Heterotrophe Flagellaten		
Dinophyceae			<i>Spumella</i>	11.1	5.5
<i>Gymnodinium</i>	22.2	4.4			
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	44.4	39.8			

Im Laufe der Untersuchungsjahre hatten den Hauptanteil am Phytoplankton (siehe Abbildung 291) meist Dinophyceae mit der Gattung *Peridinium*, teils als *Peridinium umbonatum*-Komplex, teils als *P. umbonatum* var. *goslaviense* oder als *Peridinium* sp in den Planktonlisten geführt. Es handelt sich dabei wahrscheinlich hauptsächlich um denselben Formenkreis, da sich die Vorkommen mehr oder weniger nicht überschneiden und auch die Abundanzen sehr ähnlich waren. 1986 und auch 1985 war dagegen *Gymnodinium uberrimum* die dominierende Dinophyceae. In den Jahren

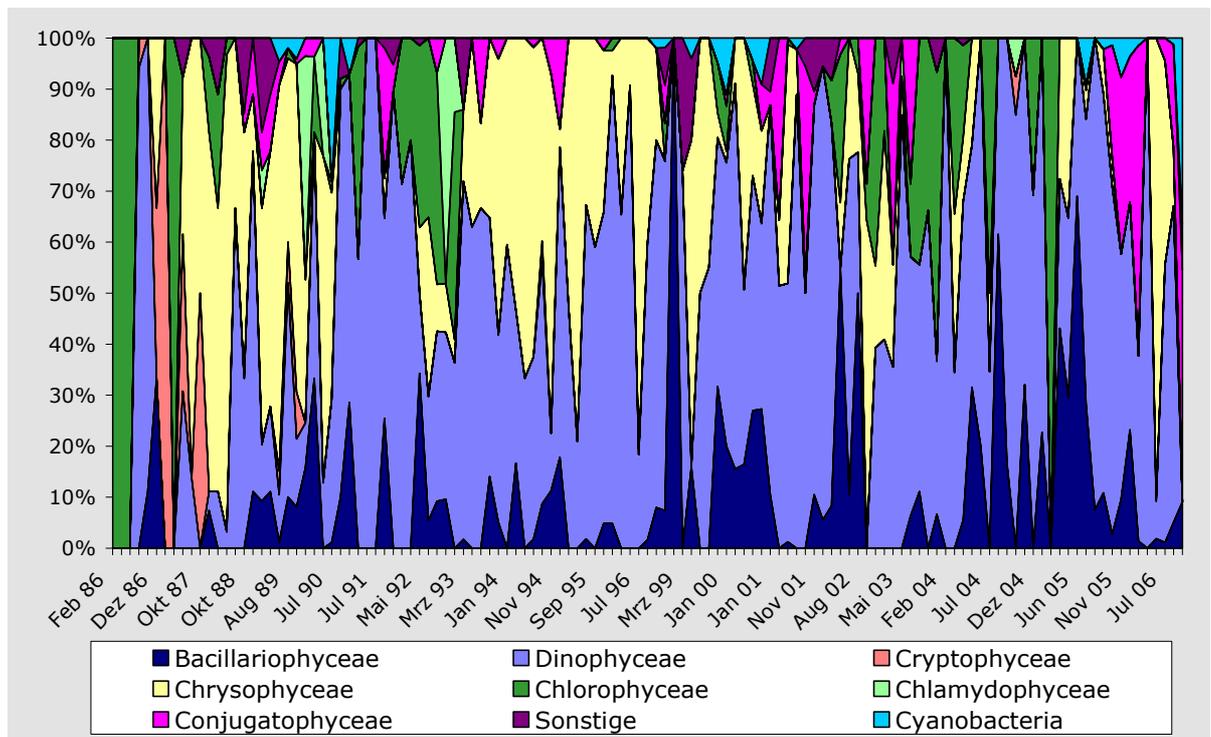


Abbildung 291: TWT Frauenau - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1986 – 2006 (Abundanzschätzungen)

darauf wurde die Art nicht mehr in den Planktonlisten geführt, möglicherweise ist das als *Gymnodinium* sp bezeichnete Taxon in diesen späteren Jahren teilweise identisch mit der Art. Dagegen spricht aber, dass bei der quantitativen Erfassung 2005 auch die Zellvolumina ermittelt wurden, das in diesem Jahr nicht näher bestimmte *Gymnodinium* ist demnach aber wesentlich kleiner als *Gymnodinium uberrimum*. Vereinzelt trat in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes auch *Ceratium hirundinella* auf, in den letzten Jahren wurde die Art nicht mehr verzeichnet. Sowohl *Peridinium umbonatum* als auch *Gymnodinium uberrimum* gelten als typische Vertreter der Algenflora in versauerten Seen, wobei große Dinophyceae wie *Gymnodinium uberrimum* typischer für höhere Alkalinität und Phosphor-Konzentrationen sind als kleine wie *Peridinium umbonatum* (TOLOTTI 2001). Allerdings scheint es innerhalb des *Peridinium umbonatum* - Komplexes verschiedene Ökotypen zu geben. So beschreiben TOLOTTI (2001) und LEPISTÖ et al. (2004) *P. umbonatum* var. *goslaviense* als dystrophe, aber nicht acidophile Art. *Ceratium hirundinella* benötigt nach ROSEN (1981) relativ hohe Alkalinitäten, wie auch das Beispiel der TWT Mauthaus belegt.

Die Gruppe der Chrysophyceae (vor allem *Dinobryon bavaricum* und weitere Dinobryon-Arten sowie *Synura* sp) trat in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes regelmäßig als dominante Gruppe in Erscheinung, aber in der zweiten Hälfte wurde dies seltener. Während *Synura* sp völlig aus dem Plankton verschwand, wurde die als typisch für dystrophe, saure Seen beschriebene Art *Dinobryon bavaricum* noch vereinzelt registriert, so auch bei der quantitativen Erfassung 2005.

Unter den Bacillariophyceae waren viele benthisch lebende Formen, als planktisch lebende Art war die acidophile Art *Tabellaria flocculosa* bedeutend, daneben *Fragilaria* mit *Fragilaria ulna*. Centrale Formen wurden insgesamt nur dreimal mit geringen Häufigkeiten registriert. Allgemein wird das Vorkommen von centralen Kieselalgen als wichtiger Indikator für den Säurestatus angesehen, da diese unter pH 5,5 aus dem Plankton verschwinden (ARZET 1987). Allerdings scheinen in mehreren Regionen niedrige Anteile an planktischen Diatomeen charakteristisch zu sein für ultraoligotrophe oder oligotrophe Seen höherer Lagen mit schwach sauren pH-Verhältnissen (TOLOTTI 2001, WILLEN et al. 1990, PFISTER 1988).

Aus der Klasse der Chlorophyceae wurden nur Vertreter der Chlorococcales registriert, diese wurden zum Teil aber nicht näher bestimmt. Kurzzeitig bedeutend waren u. a. *Choricystis minor* var. *gallica*, *Choricystis chodatii*, *Monoraphidium dybowskii*, *Scenedesmus* und *Dictyosphaerium*. Alle genannten Taxa kommen auch in sauren Seen vor, zum Teil auch in Moorseen (z.B. HEHMANN et al. 2001).

Als Vertreter der Cyanobacteria traten regelmäßig chroococcale Formen auf, fädige Blaualgen wurden nicht verzeichnet.

In der Abbildung 292 ist der Verlauf der prozentualen Anteile ausgewählter Taxa dargestellt. Die Kieselalge *Tabellaria flocculosa* weist dabei keine Zunahme in der Abundanz, aber in der Frequenz auf. Die Gattung *Peridinium* zeigt relativ gleich bleibende Anteile, ebenso *Dinobryon* spp. Unter letzterer Bezeichnung wurden die verschiedenen erfassten Taxa von *Dinobryon* zusammengefasst, da teilweise keine Bestimmung auf Artniveau erfolgte. *Synura* sp verschwindet dagegen aus dem Plankton, dafür trat im Jahr 2005 erstmals die nicht dargestellte *Uroglena* sp mit maximal 12 % Abundanzanteil (Juni 2005) auf.

Auf eine Besserung im Säurestatus als auch auf einen Anstieg der Dystrophie lässt sich dabei aus dem Auftauchen von *Uroglena* schließen, die bevorzugt in dystrophen Gewässern vorkommt, aber nicht in stark sauren.

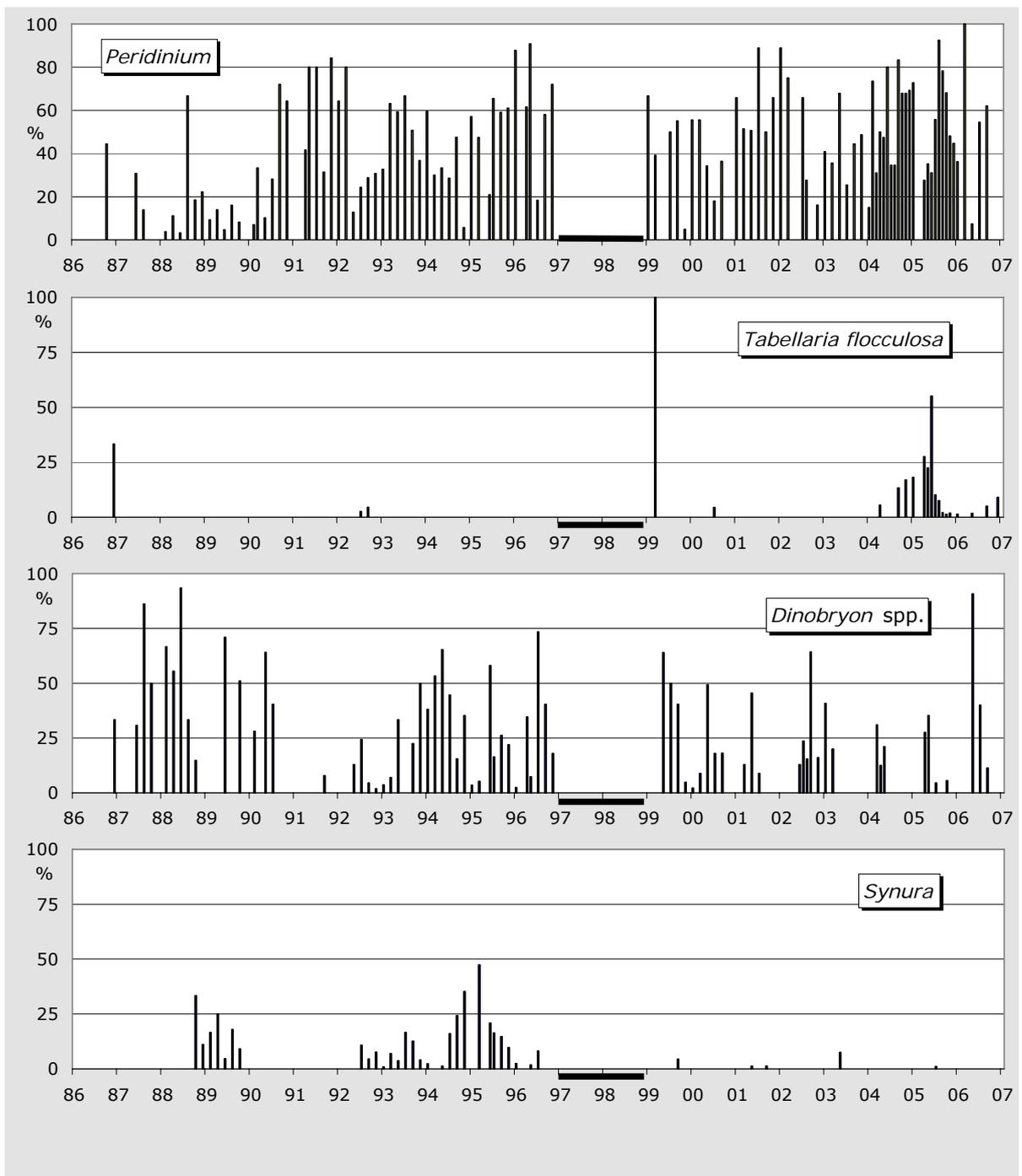


Abbildung 292: TWT Frauenau - Prozentuale Anteile ausgewählter Taxa in den Jahren 1986 - 2006 (Abundanzschätzungen)

Die intensivere Beprobung im Jahr 2005 mit erhöhter Probenahmefrequenz und quantitativer Erfassung des Phytoplanktons bestätigte die wichtige Rolle der Dinophyceae, speziell von *Peridinium* sp und dem *P. umbonatum* - Komplex, für das Phytoplankton der TWT Frauenau (siehe Abbildung 293). Im Mai, Juni und September stellten diese Taxa den größten Anteil an der Phytoplanktonbiomasse. Die Kieselalgen spielten quantitativ 2005 fast keine Rolle, obwohl für diese Gruppe in den halbquantitativ erfassten Proben hohe Anteile verzeichnet wurden. Vertreter dieser Klasse waren 2005 die auch in anderen Jahren häufig vorkommende *Tabellaria flocculosa*, eine Charakterart saurer, huminstoffreicher Seen, sowie *Achnanthes minutissima*, die möglicher Weise

aufgrund ihrer geringen Größe in den übrigen Jahren nicht beobachtet wurde. Über diese Art wurde mehrfach berichtet, dass sie nach Kalkungsmaßnahmen in versauerten Seen explosionsartig auftreten kann. Möglicherweise steht daher das Vorkommen der Art im Zusammenhang mit den gestiegenen pH-Werten.

Sowohl die Klasse der Chlorophyceae, insbesondere die Gruppe der Chlorococcales mit den Vertretern *Elakatothrix gelatinosa*, *Scenedesmus* sp und nicht näher bestimmten, als auch der Chlamydoephyceae war in den quantitativ erfassten Proben von großer Bedeutung, während sie in den halbquantitativ erfassten keine Rolle spielte. Erstere dominierte im Juli, August und in den Spätherbst- und Winterproben das Phytoplankton, während letztere im April und Mai bedeutend bzw. dominant war. Sowohl bei den genannten Vertretern der Chlorophyceen als auch der Chlamydoephyceae handelt es sich um Taxa, die in vielen sauren Seen, auch in extrem sauren Tagebau-seen noch vorkommen.

Chrysophyceae waren nur in den kalten Monaten in nennenswertem Umfang vertreten, Cyanobacteria mit der Chroococcales *Rhabdogloea smithii* im September. Auffallend ist das fast völlige Fehlen von Cryptomonadales, diese Gruppe wurde nur im April mit einem Anteil von >1 % registriert.

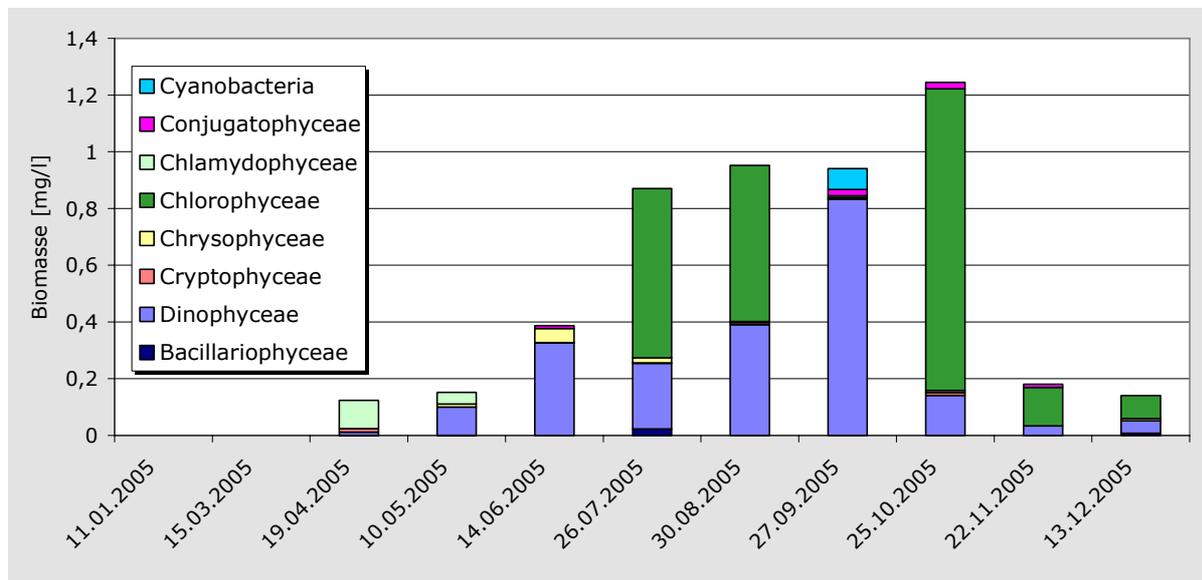


Abbildung 293: TWT Frauenau - Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse nach Klassen im Jahr 2005

Insgesamt zeigt das Phytoplankton der TWT Frauenau einige Merkmale eines versauerten Sees, so der hohe Anteil an *Peridinium umbonatum* und *Dinobryon bavaricum*. Allerdings wäre die genauere Bestimmung innerhalb der Dinophyceae hilfreich für eine bessere Einstufung, da Dinophyceae allgemein in oligotrophen Seen einen wichtigen Bestandteil des Phytoplanktons bilden können, charakteristisch für saure Seen ist jedoch vor allem der *Peridinium umbonatum* – Komplex. Zumindest in den letzten Untersuchungsjahren wäre ein für leicht saure, oligotrophe Weichwasserseen typischeres Plankton mit einem höheren Anteil an Chrysophyceae zu erwarten gewesen. Dies war aber nicht der Fall. Möglicherweise spielen hier die besonderen Gegebenheiten eines Stausees mit relativ kurzen Wasseraufenthaltszeiten eine Rolle. Anzeichen für eine Verminderung der Säurebelastung finden sich insgesamt nur sehr wenige, so das Auftauchen von *Uroglena* und *Achnanthes minutissima* im Jahr 2005 und der höhere Anteil der Conjugatophyceae in den letzten Untersuchungsjahren. Ein höherer Grad in der Dystrophie (wie er mit einem Rückgang der Versauerung oft gekoppelt ist) könnte zudem ebenfalls für das Auftauchen von *Uroglena* sowie für die höhere Frequenz von *Tabellaria flocculosa* verantwortlich sein.

Die halbquantitativ erfassten Phytoplanktonproben aus der TWT Frauenau zeigen über den Untersuchungszeitraum eine relativ konstante Zusammensetzung. Unterschiede finden sich vor allem graduell in einer leichten Zunahme der pennalen Kieselalgen und der Dinophyceae sowie in einer Abnahme der Chrysophyceae, speziell von *Synura* sp, die fast völlig aus dem Planktonbild verschwindet, und einem leichten Rückgang der verschiedenen *Dinobryon*-Arten. Dies steht im Gegensatz zu den steigenden pH-Werten, mit denen eine höhere Abundanz der Chrysophyceae zu erwarten wäre.

Der von einigen Autoren als Schwellenwert für eine tiefgreifende Umstrukturierung des Planktonbildes angesehene mittlere pH-Wert von 5,5 bis 6 (KELLER et al. 2007, DOKA et al. 2003) wurde in der TWT in den letzten Untersuchungsjahren deutlich überschritten. Die Änderungen im Planktonbild sind dagegen als relativ gering anzusehen. Allerdings betrug der mittlere pH-Wert bereits zu Beginn der Messreihen ca. 5,5. Möglicherweise wurden auch deshalb keine deutlichen Wechsel im Phytoplankton erfasst.

Allerdings offenbarte die intensivere Untersuchung im Jahr 2005 beträchtliche Unterschiede zwischen halbquantitativer Erfassung und quantitativer. Zur Verdeutlichung wurden deshalb in Abbildung 294 und Abbildung 295 die Ergebnisse der verschiedenen Methoden gegenübergestellt.

Es stellt sich aufgrund dieser beträchtlichen Unterschiede die Frage, inwieweit Änderungen in der Zusammensetzung des Phytoplanktons in der TWT Frauenau nicht stattfanden oder nicht erfasst wurden.

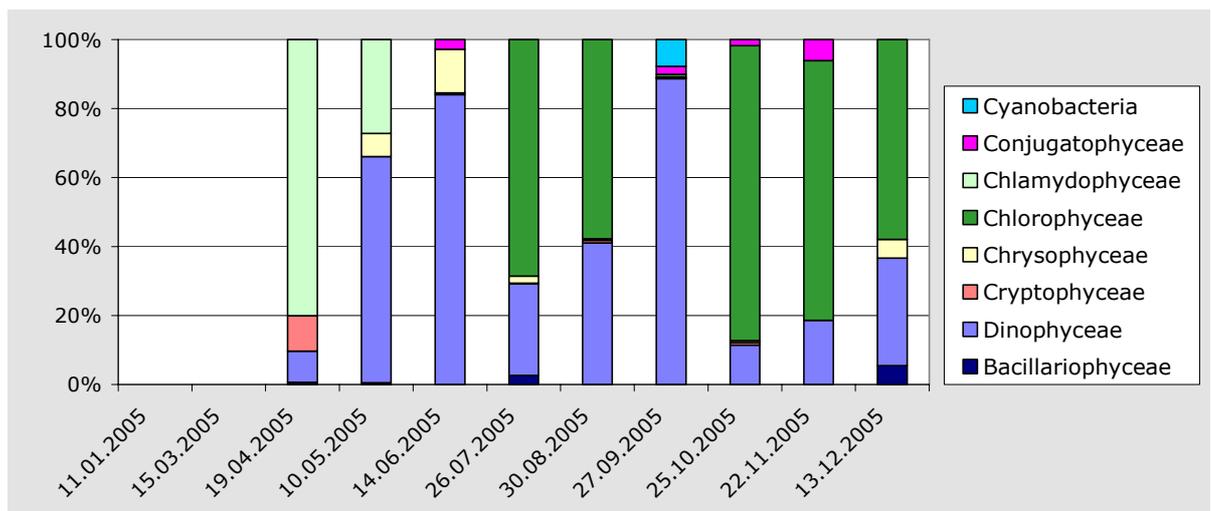


Abbildung 294: TWT Frauenau - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen im Jahr 2005 (Quantitative Erfassung)

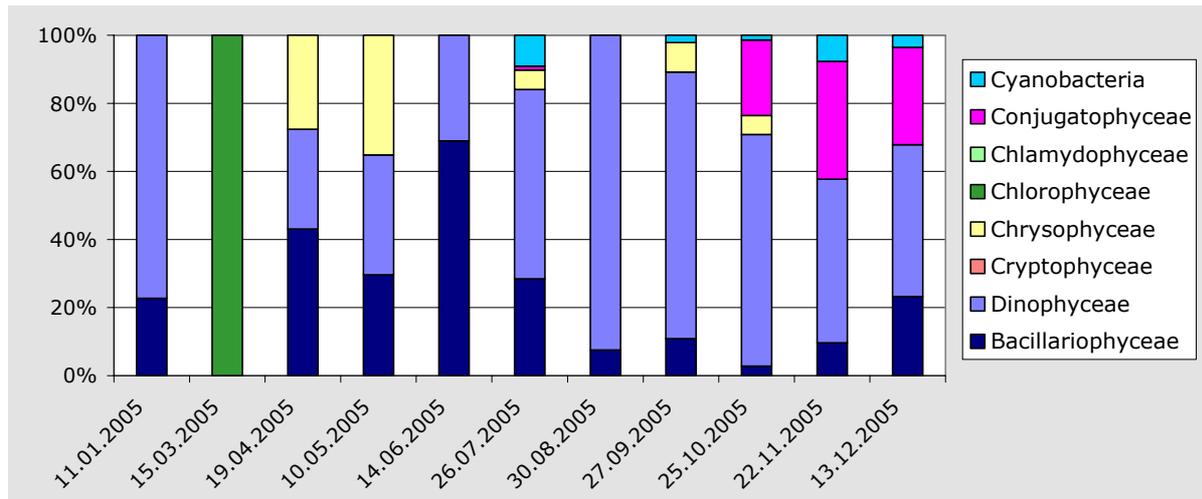


Abbildung 295: TWT Frauenau - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen im Jahr 2005 (A-bundanzschätzung)

10.4 Erzgebirge

10.4.1 Talsperre Sosa

Das Phytoplankton der Talsperre Sosa wurde von 1992 bis 2006 quantitativ erfasst, das heißt, die wichtigsten Taxa wurden gezählt. Die Probenahmehäufigkeit war unterschiedlich, in den drei ersten Jahren (1992-1994) fanden 3 bzw. 4 Probenahmen pro Jahr statt, dann wurde die Frequenz auf 6-16 Probenahmen pro Jahr erhöht. Beim Vergleich der Jahre muss dabei berücksichtigt werden, dass die Proben aus unterschiedlichen Tiefenstufen gewonnen wurden. Bis 1995 wurden Mischproben aus 0 m, 5 m, 10 m, usw. bis 30 m Tiefe verwendet, ab 1995 wurden Integralproben genommen, vor allem aus 0-20 m und 0-10 m Tiefe, aber auch zum Teil stark wechselnd aus 0-3 m Tiefe, 0-6 m Tiefe, etc.. Insgesamt standen die Ergebnisse aus 164 Phytoplankton - Untersuchungen zur Verfügung.

Für die Ermittlung der Biomassen wurden die Standardzellvolumen der harmonisierten Taxaliste Deutschlands verwendet.

Die Artenliste in Tabelle 44 beinhaltet nur die auch volumenmäßig erfassten Taxa. Demgemäß ist sie mit 32 Einträgen relativ artenarm. Den größten Anteil daran hat die Gruppe der Chrysophyceae mit 11 Taxa, gefolgt von den Dinophyceae mit 6 Taxa, den Chlamydophyceae und Cryptophyceae mit jeweils 4 Taxa sowie den Chlorophyceae mit 3 Taxa. Die übrigen Algenklassen sind entweder gar nicht oder nur mit wenigen Vertretern vorhanden.

Tabelle 44: Talsperre Sosa - Taxaliste

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Bacillariophyceae			Dinophyceae		
<i>Aulacoseira italica</i>	0.6	0.1	<i>Amphidinium</i>	0.6	2.3
<i>Diatoma vulgare</i>	0.6	2.9	<i>Ceratium hirundinella</i>	0.6	1.3
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.6	0.1	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	33.5	99.3
Chrysophyceae			<i>Peridinium</i>	12.2	98.4
<i>Chromulina</i>	34.1	75.5	<i>Peridinium umbonatum-Komplex</i>	76.8	100.0
<i>Chrysococcus</i>	12.2	100.0	<i>Peridinium willei</i>	0.6	2.5
<i>Dinobryon</i>	3.0	39.4	Chlorophyceae		
<i>Dinobryon crenulatum</i>	1.2	7.8	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	3.0	7.6
<i>Dinobryon divergens</i>	29.3	80.8	<i>Monoraphidium</i>	4.9	90.8
<i>Dinobryon sociale</i>	8.5	16.0	<i>Scenedesmus</i>	0.6	0.2
<i>Kephyrion</i>	1.2	2.8	Chlamydomonadeae		
<i>Ochromonas</i>	0.6	1.8	<i>Carteria</i>	3.0	40.9
<i>Synura</i>	73.2	100.0	<i>Carteria multifilis</i>	15.2	60.3
<i>Synura sphagnicola</i>	4.3	100.0	<i>Chlamydomonas</i>	59.1	98.8
<i>Uroglena americana</i>	1.8	44.4	<i>Chlorogonium elongatum</i>	7.3	0.7
Haptophyceae			Heterotrophe Flagellaten		
<i>Chrysochromulina parva</i>	1.8	0.2	<i>Salpingoeca</i>	0.6	7.4
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas</i>	25.0	36.3			
<i>Cryptomonas marssonii</i>	14.0	88.5			
<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i>	2.4	10.7			
<i>Rhodomonas</i>	0.6	0.3			

In Abbildung 296 und Abbildung 297 wurde die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons in der Talsperre Sosa sowie dessen Zusammensetzung nach Klassen dargestellt. Aus Gründen der Darstellbarkeit wurde der Untersuchungszeitraum in zwei Grafiken aufgeteilt.

Die errechnete Phytoplanktonbiomasse differierte stark von Probenahme zu Probenahme. Die Maxima waren dabei fast ausschließlich auf *Gymnodinium uberrimum* (bis 1996) bzw. den *Peridinium umbonatum* - Komplex (ab 1997) zurückzuführen. Zum Vergleich wurde daher in Abbildung 298 die Biomasseentwicklung ohne den Anteil der Dinophyceae dargestellt.

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

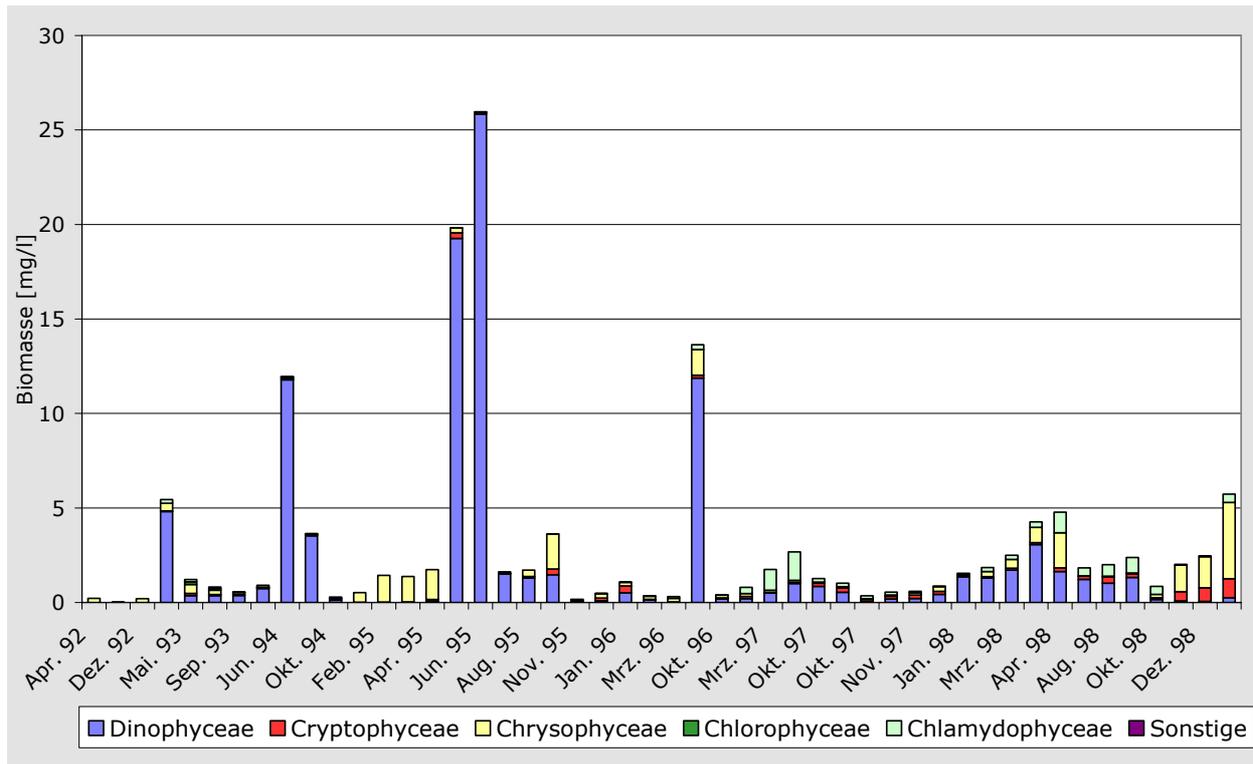


Abbildung 296: Talsperre Sosa – Biomasseentwicklung der Algenklassen von 1992 – 1998

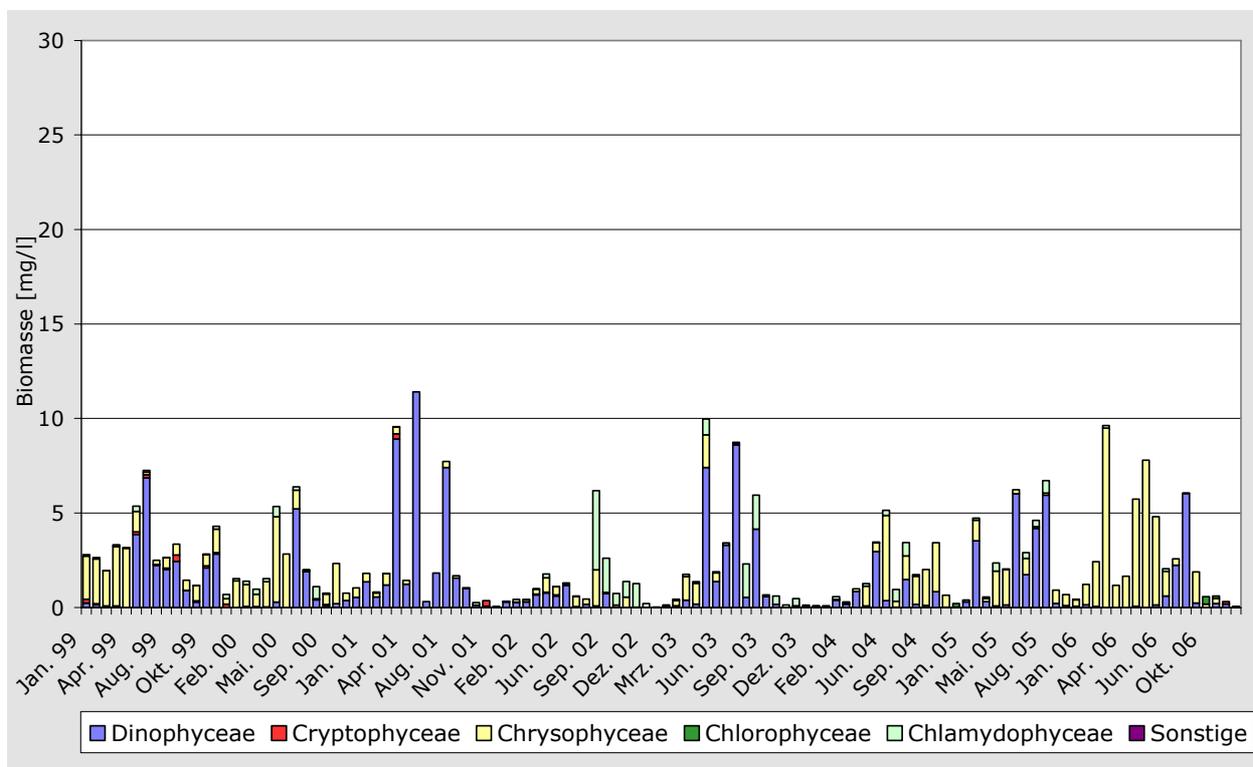


Abbildung 297: Talsperre Sosa – Biomasseentwicklung des Phytoplanktons von 1999 – 2006

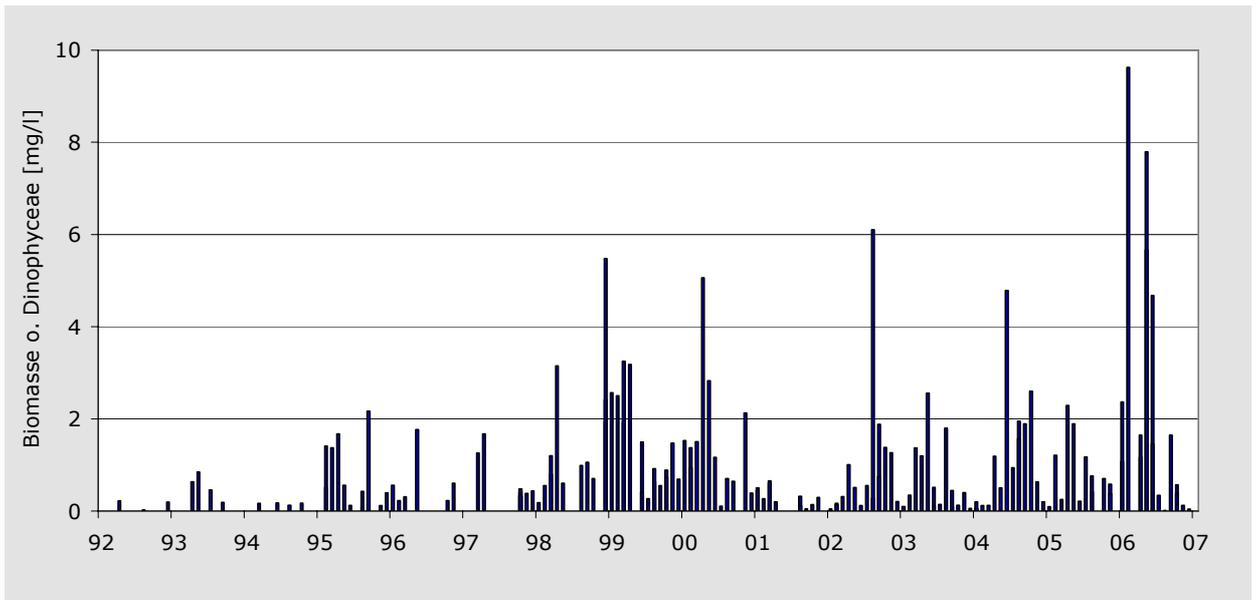


Abbildung 298: Talsperre Sosa - Biomasseentwicklung des Phytoplanktons 1992 - 2006 ohne Anteil der Dinophyceae

Ohne Berücksichtigung der Dinophyceae ist dabei ein deutlicher Anstieg der Phytoplanktonbiomasse zu verzeichnen. Dieser deckt sich mit den seit 1994 stark gestiegenen Gesamt-Phosphorkonzentrationen. Sowohl die Phosphorkonzentrationen als auch die Phytoplanktonbiomasse liegen zumindest seit ca. 1995 auch ohne den Anteil der Dinophyceae deutlich im meso- bis eutrophen Bereich

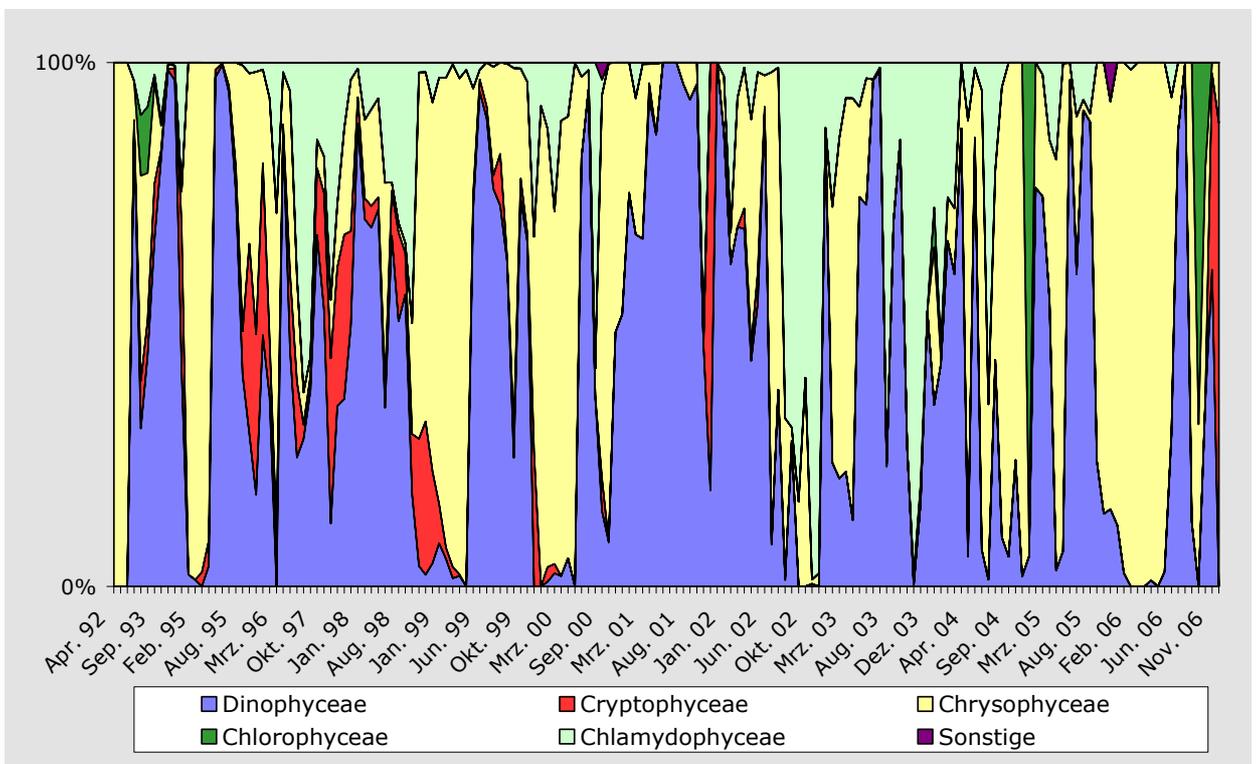


Abbildung 299: Talsperre Sosa – Prozentuale Anteile verschiedener Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse

In Abbildung 299 ist der Verlauf der prozentualen Anteile der Algenklassen am Gesamtvolumen des Phytoplanktons dargestellt.

Während zu Beginn der Untersuchungen 1992 bei den drei Probenahmeterminen das Plankton nur aus der Chrysophyceae *Chrysococcus* sp bestand, die trotz hoher Zellzahlen (bis 2560 Zellen/ml) aufgrund des geringen Zellvolumens zu einer niedrigen Gesamtbiomasse des Phytoplanktons führte, tauchte 1993 die Dinophyceae *Gymnodinium uberrimum* im Planktonbild auf, die aufgrund ihrer Größe in den nächsten Jahren die Biomasse bestimmte und allmählich von *Peridinium umbonatum* abgelöst wurde. Innerhalb der Chrysophyceae setzten sich die *Synura*-Arten durch, die abwechselnd mit den Dinophyceae das Phytoplankton dominierten. Kurzzeitig waren dazwischen auch Chlamydophyceae häufig (*Carteria multifilis*, dann *Chlamydomonas*). Damit setzte sich fast über den gesamten Untersuchungszeitraum das Plankton überwiegend aus Dinophyceae (*Peridinium umbonatum* - Komplex, *Gymnodinium uberrimum*), Chrysophyceae (*Synura sphagnicola*, *Dinobryon* spp, *Chrysococcus* sp, *Chromulina* sp) und Chlamydophyceae (*Chlamydomonas* sp, *Carteria multifilis*) zusammen. Bacillariophyceae und Cyanobacteria fehlen fast völlig im Planktonbild, Cryptophyceae spielten zumindest bis 1998 zeitweise eine bedeutende Rolle und waren an den letzten beiden Untersuchungsterminen 2006 dominant. Chlorophyceen gewannen erst in den letzten Untersuchungsjahren mit verschiedenen Vertretern der Chlorococcales an Bedeutung.

Insgesamt ist das Planktonbild damit typisch für versauerte Seen mit hoher Aluminium- und Schwermetallbelastung, in denen Dinophyceae vor allem mit *Peridinium umbonatum* und daneben *Gymnodinium uberrimum* häufig dominieren (WILLÉN 2003, HÖRNSTRÖM 2002, TOLLOTTI 2001, FINDLAY et al. 1999, SCHINDLER et al. 1985) Auch das fast völlige Fehlen von planktischen Cyanobacteria und planktischen Bacillariophyceae ist charakteristisch für stark saure Seen, speziell für solche mit hoher Metallbelastung. Chrysophyceae sind im Allgemeinen in leicht sauren Seen sehr häufig, in stark versauerten Seen werden sie dagegen meist von Dinophyceae oder anderen Gruppen zurückgedrängt. Das Vorkommen entlang eines pH-Gradienten ist jedoch sehr artspezifisch, so dominieren in manchen extrem sauren Tageauseen *Ochromonas*-Arten das Phytoplankton (LEBMANN & NIXDORF 1997). Die Gruppe der Chlorophyceen scheint mehr von den Nährstoffverhältnissen und den Konzentrationen an toxischem Aluminium und/oder Schwermetallen abhängig zu sein als vom pH. In der Trinkwassertalsperre Sosa verhindern wahrscheinlich bis ca. 2003 die ständig hohen Aluminium-Konzentrationen eine stärkere Entwicklung der Chlorophyceen. Von Chlamydophyceae (vor allem *Chlamydomonas*) sind dagegen dominante Vorkommen in extrem sauren Seen mit hoher Metallbelastung bekannt (LEBMANN & NIXDORF 1997).

Tendenziell ist damit zumindest in den letzten beiden Untersuchungsjahren eine Abnahme der Dinophyceae und Chlamydophyceae, verbunden mit einer Zunahme der Chrysophyceae und Chlorophyceen zu erkennen. Hierin spiegeln sich womöglich sowohl die gestiegenen pH-Werte wider als auch die gesunkenen Aluminium-Konzentrationen, die zuvor den Chlorophyceen die Ausnutzung der höheren Phosphor-Konzentrationen nicht ermöglichten. Berücksichtigt man allerdings die unterschiedlichen Probenahmetiefen, so wird das vordergründig klare Bild einer Abnahme der Dinophyceae in Frage gestellt. In den ersten Untersuchungsjahren wurden die Proben aus 0-20 m Tiefe genommen, ab 1999 im Sommer aus maximal 0-10 m Tiefe. Ab dem Jahr 2000 wurde im Winter die Tiefe 0-10 m beprobt, im Sommer meist noch flachere Wasserschichten (0-8 m., 0-6 m u.ä.). Speziell die Gattung *Gymnodinium* bevorzugt häufig das Metalimnion oder Hypolimnion, ebenso ist vom *Peridinium umbonatum* - Komplex bekannt, dass die Entwicklung während des Sommers im Metalimnion stattfindet. Auch die Gattung *Dinobryon* kann ihre Biomassen im Metalimnion aufbauen, diese Gattung ist scheinbar ebenso im Rückgang begriffen. Möglicherweise wurden diese Taxa also durch die veränderte Probenahmetiefe nicht mehr vollständig erfasst. Die Gruppe der Chlorococcales bevorzugt im Allgemeinen hingegen oft oberflächennahe Wasserschichten. Durch die verringerte Probenahmetiefe könnte diese Gruppe stärker repräsentiert worden sein.

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

Um die zeitliche Entwicklung auch auf Art- bzw. Gattungsniveau verfolgen zu können, wurden in den Abbildung 300 und Abbildung 301 die prozentualen Abundanzen der wichtigsten Taxa dargestellt. Parallel dazu wird im Text auch Bezug auf die absolute Biomasse genommen.

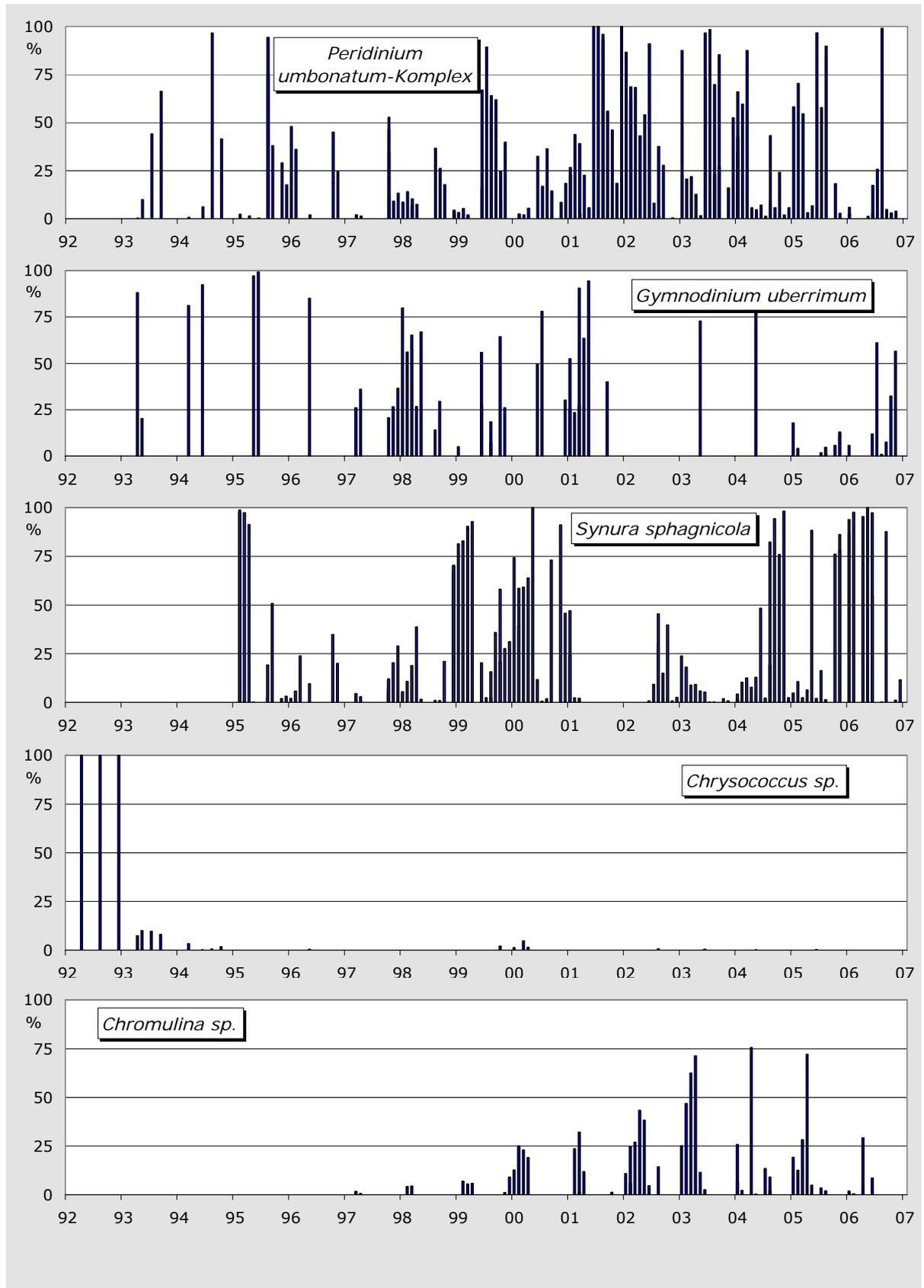


Abbildung 300: Talsperre Sosa - Prozentuale Entwicklung ausgewählter Phytoplanktontaxa. I

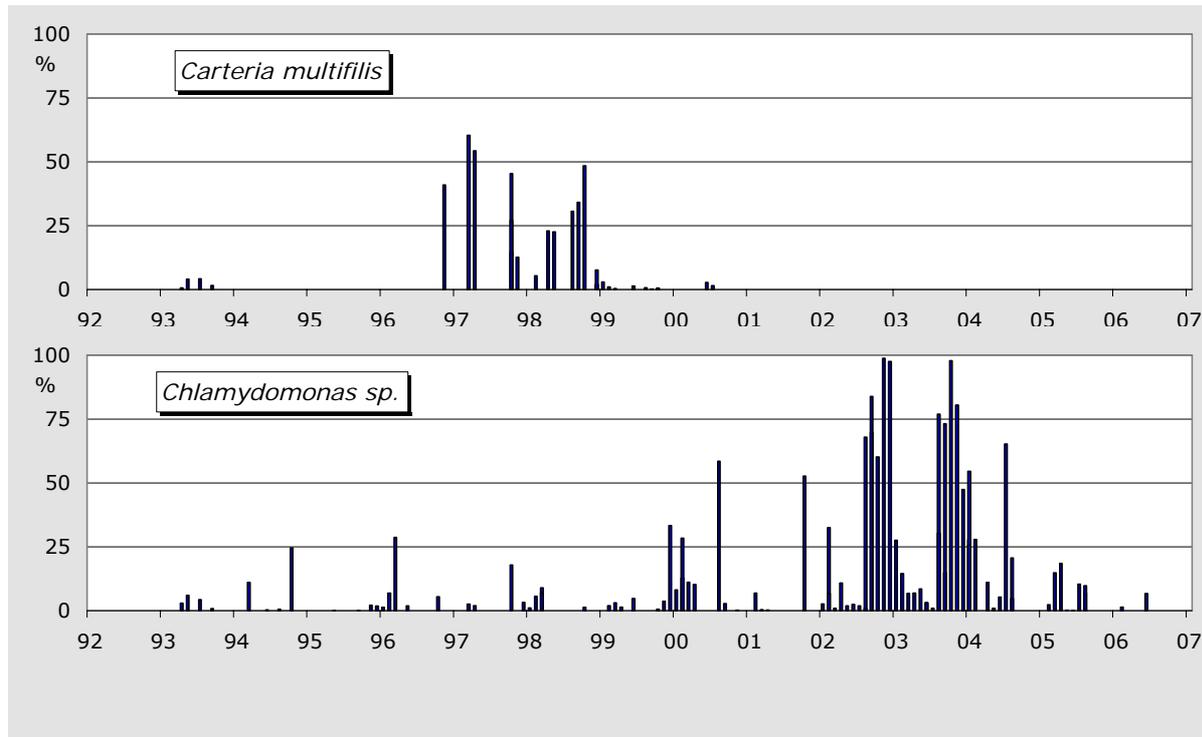


Abbildung 301: Talsperre Sosa - Prozentuale Entwicklung ausgewählter Phytoplanktontaxa. II

Die Biomasse von *Gymnodinium uberrimum*, die in den ersten Jahren mit Ausnahme von 1992 für die hohen Biomasse-Peaks verantwortlich war, ging deutlich zurück. Auch prozentual schwand der Anteil von *G. uberrimum*, wenn auch nicht so deutlich wie von der Biomasse her betrachtet. Die wesentlich kleinere Dinophyceae *Peridinium umbonatum* nahm dagegen seit ihrem Auftauchen 1994 an Biomasse deutlich zu. Prozentual ist allerdings bei dieser Art kein deutlicher Trend zu erkennen, da die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons ebenfalls anstieg (siehe oben). Abgesehen von den wechselnden Probenahmetiefen, durch die die bevorzugt in tieferen Wasserschichten lebende *G. uberrimum* möglicherweise teilweise nicht erfasst wurde, könnten hier bei ähnlichen pH-Ansprüchen die besseren Nährstoffverhältnisse zur Begünstigung der kleineren und damit wahrscheinlich schneller wachsenden Art geführt haben. So konnte in Versauerungsexperimenten *Peridinium inconspicuum* nach Zugabe von Phosphor höhere Dominanzen erreichen als ohne Phosphorzugabe (HAVENS & DECOSTA 1986).

Innerhalb der Chrysophyceae verzeichnete vor allem die Gattung *Synura* mit *Synura* sp und *Synura sphagnicola* seit ihrem erstmaligen Auftreten 1995 von der Biomasse her einen deutlichen Anstieg. Im Jahr 2006 wurde ein Maximum der Art mit 20.200 Z/ml verzeichnet. Prozentual ist allerdings kein Trend zu erkennen, die Gattung erreichte immer wieder Anteile bis 100 %. Da *S. sphagnicola* erstmalig 2005 verzeichnet wurde, wird davon ausgegangen, dass es sich auch in den Jahren zuvor bei dem als *Synura* sp bestimmten Taxon um *Synura sphagnicola* handelte. Möglicherweise verbirgt sich dahinter aber auch *S. echinulata*, die in vielen anderen sauren Gewässern auftritt und noch bei hohen Metallgehalten dominieren kann. Beide Arten bevorzugen saure Gewässer, mit einem Verbreitungsschwerpunkt innerhalb Deutschlands bei pH-Werten <6 (HARTMANN & STEINBERG 1989), wobei *S. sphagnicola* huminstoffreiche Gewässer bevorzugt. Von Allerdings wurde *S. sphagnicola* auch bei wesentlich höheren pH-Werten gefunden. Ihre steigenden Biomassen könnten also sowohl in den pH-Verhältnissen als auch in den dystropheren Verhältnissen begründet sein. *Chromulina* sp war neben den *Synura*-Arten eine weitere Chrysophyceae, die zumindest bis 2005 einen deutlichen Zuwachs hatte, sowohl bezüglich der Zellzahlen (maximal 17.000 Z/ml) als auch prozentual. 2006 wurde erstmals *Uroglena americana* im Plankton verzeichnet, die Art erreichte im Oktober und November dieses Jahres bis zu 44 % Anteil am

Phytoplankton, bei insgesamt aber geringen Biomassen bis maximal 0,26 mg/l. Die Art wird von mehreren Autoren als charakteristisch für dystrophe Gewässer betrachtet (siehe SCHAUMBURG et al. 2005). Ihr erstmaliges Auftreten 2006 könnte deshalb mit dem Anstieg der Huminstoffgehalte, wie er sich in dem gestiegenen SPAK 254 nm –Werten widerspiegelt, begründet sein, aber auch in höheren pH-Werten, da die Art nicht in stark sauren Gewässern vorkommt (siehe auch TWT Frauenau).

Im Gegensatz zu der Gattung *Synura* nahm die Gattung *Dinobryon*, die bei deutlich kleinerem Zellvolumen eine geringere Biomasse entwickelte, aber dennoch zeitweise bedeutende Anteile am Phytoplankton aufwies, mit Ausnahme eines Peaks 1992 in ihrer Bedeutung eher ab. *Dinobryon divergens* wurde dabei in den letzten Untersuchungs Jahren durch *D. sociale* ersetzt, ergänzt zum Teil durch *D. crenulatum*. Sowohl von *Dinobryon divergens* als auch von *D. crenulatum* und *D. sociale* var. *americana* ist ein Vorkommen in sauren Seen belegt (z.B. HÖRNSTRÖM 1999, LEPISTÖ & ROSENSTRÖM 1998), wobei die Gattung allgemein mit Ausnahme von *D. pediforme* pH-Werte über 5,6 bevorzugt (HÖRNSTRÖM 1999). *D. divergens* ist der acidobionten *D. pediforme* sehr ähnlich und mit dieser leicht zu verwechseln (HÖRNSTRÖM 1999). Möglicherweise handelte es sich deshalb in der Talsperre Sosa um *Dinobryon pediforme*, die mit steigenden pH-Werten von anderen *Dinobryon*-Arten verdrängt wurde.

Die Art *Chrysococcus* sp, die in den ersten Untersuchungen das Plankton dominierte, verschwand in den Jahren darauf fast völlig. Da die Gattung als oligotrophant angesehen wird, ist ihr Rückgang wahrscheinlich auf die gestiegenen Phosphor-Gehalte zurückzuführen. Bemerkenswert ist, dass sich stattdessen *Chromulina* etablierte, die auch in der circumneutralen Talsperre Neunzehnhain bedeutende Anteile innerhalb der Chrysophyceae hatte (siehe Kapitel 4.4.2).

Die Chlamydophyceae, die vor allem in den Jahren 1997-98 mit *Carteria multifilis*, dann 2002 - 2003 mit *Chlamydomonas* sp bedeutende Anteile am Phytoplankton hatten, traten in den letzten beiden Untersuchungs Jahren nicht mehr auf. Insbesondere *Chlamydomonas* kommt häufig im Sommerplankton stark saurer Seen vor, auch *Carteria multifilis* scheint säuretolerant zu sein. Beide Arten bevorzugen nährstoffreiche Gewässer, *Carteria multifilis* ist als eutrophant eingestuft (SCHAUMBURG et al. 2005). Das zeitliche Auftreten beider Taxa wurde demnach wahrscheinlich vor allem von den Phosphorkonzentrationen gesteuert.

Als Vertreter der Cryptomonadales wurden *Cryptomonas marssonii* und *C. sp* erfasst. Diese zeigten ebenfalls keinen eindeutigen Trend, da sowohl Maxima in den Jahren 95 – 98 als auch 2001 und 2006 registriert wurden. Die Gattung *Cryptomonas* ist im Allgemeinen weit verbreitet, nährstoffreiche und/oder dystrophe Gewässer werden jedoch bevorzugt. Das zeitliche Verteilungsmuster in der Trinkwassertalsperre Sosa scheint demnach wie bei den Chlamydophyceae zum großen Teil an die Nährstoffkonzentrationen und/oder den Dystrophiestatus gekoppelt zu sein, Zusammenhänge mit den pH-Verhältnissen sind wahrscheinlich weniger gegeben.

Insgesamt blieb die Zusammensetzung des Phytoplanktons über einen großen Teil des Untersuchungszeitraumes relativ konstant, obwohl sich von chemischer Seite her durch den Anstieg der pH-Werte, dem Rückgang der Aluminium-Belastung und dem Rückgang der Sulfat-Konzentrationen sehr deutliche Anzeichen einer Verbesserung der Versauerungssituation zeigten. Einige Änderungen in der Planktonzusammensetzung, die sich innerhalb der Planktonklassen abspielten, können auf die gestiegenen Nährstoff-Konzentrationen und/oder auf die steigenden Huminstoffgehalte zurück geführt werden. Diese allerdings stehen wahrscheinlich zumindest teilweise wiederum im Zusammenhang mit einem Rückgang der Säurebelastung, da durch sinkende Aluminium-Gehalte weniger Phosphor und Huminstoffe ausgefällt und im Sediment gebunden werden. Auf Klassenebene betrachtet fand ein deutlicher Wechsel erst in den letzten zwei Jahren durch den Rückgang der Dinophyceae, verbunden mit einem Anstieg der Chrysophyceae statt. Diese Änderung im Planktonbild ist nach KELLER et al. (2007) als Zeichen einer Verringerung der Säurebelastung zu werten.

Bemerkenswert ist, dass der Umbruch in den Jahren 2005 und 2006 zu einem Zeitpunkt stattfand, als der pH zumindest in den oberen Wasserschichten erstmals permanent über 5,5 lag. Dieser Wert wird von einigen Autoren als Schwellenwert für tiefgreifende Änderungen der Phytoplankton - Zusammensetzung gesehen.

In Untersuchungen von MEYBOHM & ULRICH (2007) wurden mehrere Trinkwassertalsperren im Erzgebirge untersucht, darunter auch die Talsperre Sosa. Laut Angaben von MEYBOHM & ULRICH (2007) weist die TWT leicht dystrophe Verhältnisse auf und ist seit ihrer Inbetriebnahme von Versauerung betroffen.

1954 wurden Regenbogenforellen und Bachforellen eingesetzt, die sich aber offensichtlich nicht vermehren konnten, da zwei Jahre später trotz intensiven Versuchen keine Fische gefangen werden konnten. Seit 1993 ist von chemischer Seite her eine Besserung des Säurestatus erfolgt (ULRICH et al. 2006), sichtbar am Anstieg der pH-Werte und dem Rückgang der gelösten Aluminium-Konzentrationen. Laut ihren Angaben sind die Chlorophyll a-Konzentrationen in der Talsperre Sosa zwischen 1994 und 2003 deutlich gesunken, ebenso die Phytoplanktonbiomasse, was vor allem auf einen Rückgang der Dinophyceae zurückzuführen war. Innerhalb des Zooplanktons waren keine Veränderungen sichtbar. In der benachbarten Talsperre Werda konnten bereits wieder Fische eingesetzt werden, allerdings gab es 2002 ein Fischsterben. In einem enclosure-Experiment in der ebenfalls benachbarten Talsperre Falkenstein in den Jahren 1998 – 2001 wurde der pH von 4,95 auf 6,6 angehoben. 4 Monate später waren Chrysophyceae und Dinoflagellaten durch Bacillariophyceae und Cryptomonadales (*Rhodomonas minuta*) ersetzt.

Obwohl aus anderen Studien bekannt ist, dass der Anteil der Chrysophyceae mit abnehmender Versauerung steigt (DILLON et al. 1979), konnte von MEYBOHM & ULRICH (2007) weder in den Trinkwassertalsperren noch in enclosure-Versuchen ein Chrysophyceae - Anstieg beobachtet werden. Nach MEYBOHM & ULRICH (2007) ist solch ein Anstieg der Chrysophyceae in einer Trinkwassertalsperre auch nicht erwünscht, da viele Arten aus dieser Gruppe Probleme bereiten können bei der Aufbereitung als Trinkwasser, indem sie zum einen aktiv die Filter passieren, zum anderen unangenehme Geruchsstoffe produzieren, die durch Ozon und Kohle entfernt werden müssen.

10.4.2 Talsperre Neunzehnhain

Das Phytoplankton der Trinkwassertalsperre Neunzehnhain wurde in den Jahren 1992-1996 und 2001-2006 untersucht. Aus dem Zeitraum Sommer 1996 – Anfang 2000 liegen keine Daten vor, da die Talsperre 1996 zu Revisionszwecken abgelassen wurde. Ab 2001 wurde die Probenahmefrequenz von 3-8 pro Jahr auf 6-16 pro Jahr erhöht. Die Probenahmetiefe wechselte während des Untersuchungszeitraumes ebenfalls. Bis einschließlich 1996 wurden Mischproben aus den Tiefenstufen 1 m, 5 m, 10 m, 20 m und 28 m gebildet. Ab 2001 wurden Integralproben gezogen, Anfang 2001 aus 0-20 m Tiefe, dann wechselnd aus 0-10 m Tiefe (Winterhalbjahr) bzw. 0-4 m, 0-6 m oder 0-8 m Tiefe (Sommerhalbjahr). Insgesamt standen 90 Probenahmen zur Auswertung zur Verfügung. Die Erfassung des Phytoplanktons erfolgte quantitativ, zur Berechnung der Biomasse wurden die Zellvolumina der Harmonisierten Taxaliste entnommen.

Die Artenliste in Tabelle 45 umfasst 57 Taxa, die quantitativ erfasst wurden. Einzelfunde wurden nicht aufgelistet. Die Diversität der Talsperre Neunzehnhain ist damit deutlich höher als die der Talsperre Sosa.

Den größten Anteil an der Taxaliste tragen die Chrysophyceae mit insgesamt 22 Taxa, gefolgt von den Chlorophyceae mit 12 Taxa. Die Bacillariophyceae sind mit 9 Taxa vertreten (4 aus der Gruppe Centrales, 5 aus der Gruppe Pennales), die Dinophyceae mit 5 Taxa, der Rest setzt sich aus wenigen Haptophyceae und Chlamydothricaceae zusammen. Auffällig ist das völlige Fehlen von Cyanobakterien im Phytoplankton der Talsperre.

Tabelle 45: Talsperre Neunzehnhain - Taxaliste

	Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]		Fre- quenz [%]	Max. Abundanz [%]
Bacillariophyceae			Haptophyceae		
<i>Asterionella formosa</i>	4.4	6.7	<i>Chrysochromulina parva</i>	6.7	2.3
<i>Cyclotella</i>	3.3	40.1	Cryptophyceae		
<i>Cyclotella radiosa</i>	1.1	35.8	<i>Cryptomonas</i>	8.9	7.4
<i>Cyclotella stelligera</i>	7.8	8.5	<i>Rhodomonas</i>	1.1	3.0
<i>Fragilaria</i>	5.6	67.2	<i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i>	74.4	97.2
<i>Fragilaria capucina</i>	1.1	0.7	Dinophyceae		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.1	25.7	<i>Ceratium hirundinella</i>	16.7	97.7
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	12.2	43.3	<i>Gymnodinium cf. uberrimum</i>	27.8	98.1
<i>Stephanodiscus</i>	3.3	74.4	<i>Peridinium</i>	11.1	86.1
Chrysophyceae			<i>Peridinium umbonatum</i> -Komplex	7.8	88.4
<i>Bitrichia chodatii</i>	4.4	15.5	<i>Peridinium willei</i>	11.1	59.9
<i>Bitrichia ohridana</i>	3.3	0.2	Chlorophyceae		
<i>Chromulina</i>	54.4	92.1	<i>Chlorococcales</i>	11.1	75.8
<i>Chrysococcus</i>	47.8	100.0	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	1.1	1.3
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	3.3	10.6	<i>Crucigeniella</i>	1.1	25.1
<i>Dinobryon</i>	2.2	0.4	<i>Elakatothrix</i>	5.6	56.0
<i>Dinobryon crenulatum</i>	3.3	4.6	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	2.2	1.3
<i>Dinobryon cylindricum</i>	5.6	30.0	<i>Kirchneriella obesa</i>	3.3	1.7
<i>Dinobryon divergens</i>	35.6	80.6	<i>Oocystis lacustris</i>	6.7	59.9
<i>Dinobryon sertularia</i>	1.1	1.4	<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	1.1	67.3
<i>Dinobryon sociale</i>	16.7	81.4	<i>Quadrigula</i>	1.1	1.7
<i>Dinobryon suecicum</i>	11.1	87.9	<i>Scenedesmus</i>	15.6	13.6
<i>Erkenia subaequiciliata</i>	3.3	4.9	<i>Sphaerocystis</i>	1.1	8.9
<i>Kephyrion</i>	14.4	18.1	<i>Tetraedron minimum</i>	1.1	0.6
<i>Mallomonas</i>	10.0	18.3	Chlamydomyceae		
<i>Mallomonas akrokomos</i>	3.3	8.2	<i>Chlamydomonas</i>	37.8	72.3
<i>Ochromonas</i>	1.1	0.3	<i>Chlorogonium elongatum</i>	1.1	3.8
<i>Pseudokephyrion</i>	18.9	29.9	Conjugatophyceae		
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	4.4	3.2	<i>Cosmarium</i>	1.1	30.9
<i>Pseudokephyrion pseudospirale</i>	2.2	14.7	<i>Staurastrum</i>	1.1	16.1
<i>Synura</i>	41.1	20.2			
<i>Uroglena</i>	8.9	42.7			
<i>Uroglena americana</i>	16.7	73.5			

In Abbildung 302 wurde der zeitliche Verlauf der erfassten Taxazahlen pro Probe dargestellt, da diese allgemein als Hinweis auf Veränderungen in der Belastungssituation gewertet werden können. Wie schon bei anderen Seen angemerkt, wurde in vielen Untersuchungen bei einer Besserung der Versauerungssituation ein Anstieg der Diversität und/oder der Taxazahlen festgestellt. Für die Talsperre Neunzehnhain lässt sich aus dem Verlauf der mittleren Taxazahlen pro Probe jedoch kein Trend ablesen.

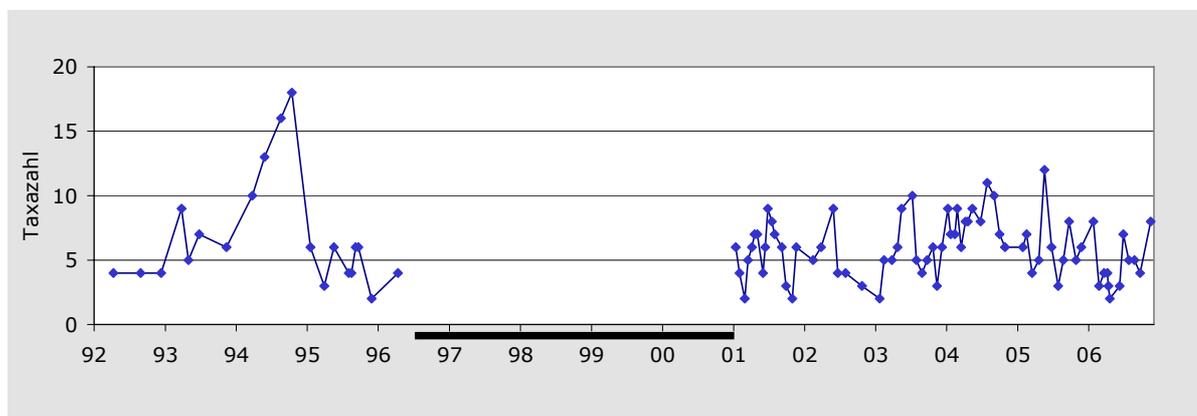


Abbildung 302: Talsperre Neunzehnhain - Verlauf der jährlichen mittleren Taxazahl von 1992 – 2006 (Balken = keine Probenahme)

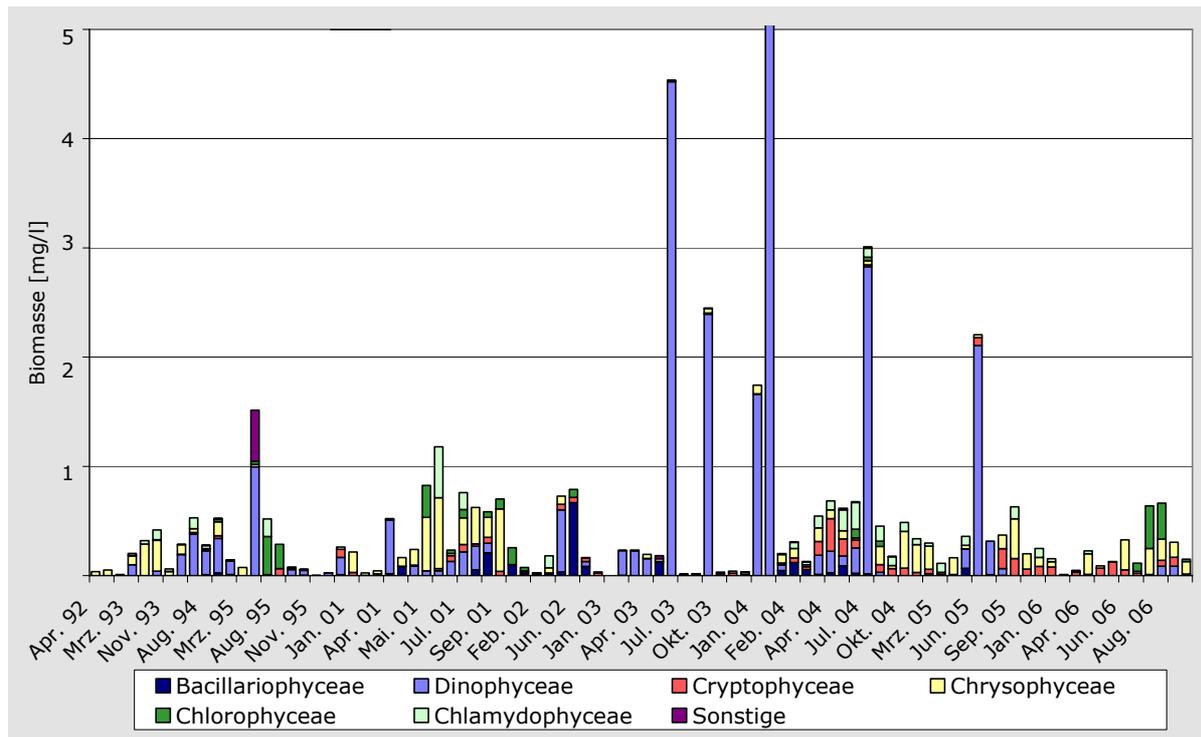


Abbildung 303: Talsperre Neunzehnhain - Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1992 – 2006

Wie aus der Abbildung 303 abzulesen ist, liegt die Biomasse des Phytoplanktons meist mit < 1 mg/l im oligotrophen Bereich. Spitzenwerte darüber werden in allen Fällen durch Dinophyceae (*Peridinium* spp, *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *uberrimum*) verursacht, die auch bei vergleichsweise niedrigen Zellzahlen/ml durch ihr hohes Zellvolumen hohe Biomassen ausbilden können. Aus der Abbildung geht ein deutlicher Trend hin zu höheren Biomassen hervor, speziell in den Jahren 2003 und 2004 werden mit bis zu 8,8 mg/l Werte im mesotrophen Bereich erreicht. Hierin kommen wahrscheinlich die Auswirkungen des Ablassens und Wiederbefüllens zum Tragen. Zu berücksichtigen dabei ist allerdings, dass in diesen Jahren bis maximal 10 m Tiefe beprobt wurde, während in den ersten Untersuchungsjahren auch tiefere Schichten bis 28 m eingeschlossen waren. Möglicherweise wird hierdurch eine höhere Biomasse in der zweiten Untersuchungshälfte nur vorgetäuscht, da im Allgemeinen die Planktondichte mit der Tiefe, insbesondere unterhalb von Epi- und Metalimnion abnimmt.

In Abbildung 304 ist der Verlauf der prozentualen Anteile der verschiedenen Algenklassen an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons dargestellt. Bei der Abbildung muss berücksichtigt werden, dass von 1996 – 2001 keine Untersuchungen stattfanden und nach diesem Zeitraum die Probenahmefrequenz erhöht wurde. Die letzten Untersuchungsjahre sind deshalb optisch überrepräsentiert.

Wie schon die Taxazahlen pro Algenklasse vermuten ließen, spielen die Chrysophyceae eine wichtige Rolle im Phytoplankton der Talsperre. Zeitweise dominierten sie das Phytoplankton mit bis zu 100 %, im ersten Untersuchungsjahr (1992) wurde bei drei Probenahmen keine andere Algenengruppe erfasst. Zu den häufigsten Arten gehörten hierbei *Chromulina* sp, *Chrysococcus* sp, *Dinobryon* spp, *Synura* sp und *Pseudokephyrion* spp, ab 2001 auch *Uroglena* sp. Zeitweise ebenso dominant waren die Dinophyceae mit *Gymnodinium uberrimum*, *Peridinium* spp und *Ceratium hirundinella*. Cryptophyceae (vor allem *Rhodomonas minuta*) wurden nach dem Wiederbefüllen des Speichers, also ab 2001 bedeutend, ihr prozentualer Anteil nahm in den folgenden Jahren weiter zu. Bacillariophyceae spielten nur in den Jahren 2001-2004 zeitweise eine wichtige Rolle. Dazu gehörten vor allem *Fragilaria ulna* var. *acus* und weitere Fragilarien. Als Vertreter der Gruppe der Centrales kamen 2001 und 2002 *Stephanodiscus* und *Cyclotella* kurzzeitig in großen

Abundanzen vor, ansonsten waren sie unbedeutend. An wenigen Probeterminen dominierten Chlorococcales das Planktonbild, speziell im Spätsommer und Herbst, mit *Oocystis lacustris*,

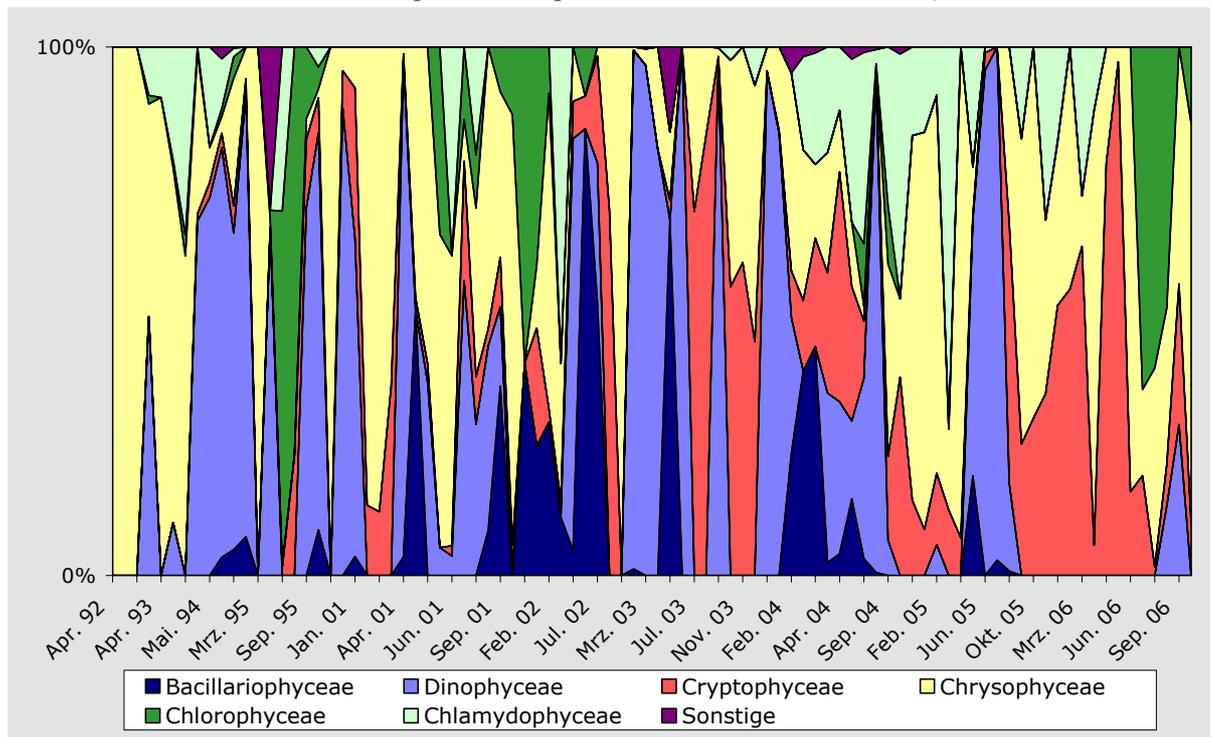


Abbildung 304: Talsperre Neunzehnhain - Prozentuale Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Klassen in den Jahren 1992 – 2006

Elakatothrix sp oder nicht näher bestimmten Vertretern. Vor allem im Frühjahr- und Herbstplankton war zudem *Chlamydomonas* sp als Vertreter der Volvocales ein wichtiger Bestandteil. Andere Algengruppen (siehe Taxaliste) waren nur sporadisch vorhanden, Cyanobakterien traten während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht auf. Insgesamt ergab sich für den Untersuchungszeitraum damit vor allem eine Verschiebung von Dinophyceae hin zu Cryptophyceae. Die Chrysophyceae zeigen von den prozentualen Anteilen her gesehen keinen Trend, die Biomasse nahm jedoch tendenziell zu. Für die übrigen Algengruppen lassen sich aufgrund starker Schwankungen keine Aussagen machen.

Unterschiede im Untersuchungszeitraum ergeben sich allerdings bei der Betrachtung der einzelnen Arten oder Taxa (siehe Abbildung 305 und Abbildung 306).

Innerhalb der Klasse der Dinophyceae war es vor allem *Ceratium hirundinella*, die seit 2004 nicht mehr im Plankton auftauchte und damit zu dem Rückgang der Dinophyceae als Klasse führte. Ein tendenzieller Rückgang ist auch für *Gymnodinium uberrimum* zu verzeichnen. Diese Art erreichte in den ersten Untersuchungsjahren und 2002-2004 vor allem im Winter und Frühjahr sehr hohe Anteile, war 2001 vorübergehend verschwunden und konnte in den beiden letzten Jahren 2005 und 2006 nur Anteile bis max. 32% erreichen. Unter *Peridinium* spp wurde *Peridinium willei*, *Peridinium umbonatum* –Komplex und *Peridinium* sp zusammengefasst. Während *P. willei* mit Ausnahme von 2006 über den gesamten Untersuchungszeitraum erfasst wurde, trat *P. umbonatum* nur bis 1996 auf. *P. sp* wurde erstmals 2003 verzeichnet. Inwieweit Arten des *P. umbonatum* - Komplexes wirklich aus dem Plankton verschwanden oder unter *Peridinium* sp erfasst wurden, bleibt fraglich. Insgesamt hatten die Peridineen 2001 ebenfalls wie *Gymnodinium uberrimum* einen Einbruch zu verzeichnen, waren ansonsten aber relativ konstant immer wieder dominierend. 2006 allerdings wurden erstmals keine Peridineen registriert.

Für die Algenklasse der Chrysophyceae konnte bei den Arten *Chrysococcus* sp, *Chromulina* sp kein Trend festgestellt werden, beide Gattungen traten immer wieder, aber unregelmäßig in hohen

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

Abundanzen auf. Die Gattung *Pseudokephyrion* mit *P. entzii* nahm dagegen sowohl von der Abundanz als auch von der Frequenz her deutlich ab. Artverschiebungen gab es zudem innerhalb der Dinobryon-Arten. Während *D. divergens* im Untersuchungszeitraum seltener wurde, nahm die Häufigkeit von *D. sociale* zu. *D. suecicum* erreichte 2001 hohe Abundanzen mit bis zu 90 %, trat aber in den übrigen Jahren nicht in Erscheinung. Ab 2001, d.h. nach dem Wiederbefüllen, tauchte *Uroglena* sp mit Anteilen bis zu 72 % neu auf, ebenfalls war ab diesem Zeitpunkt *Synura* spp regelmäßig, wenn auch in geringeren Abundanzen mit maximal 20 % im Plankton vertreten.

Auch die kleine und damit schnell wachsende Cryptophyceae *Rhodomonas minuta* entwickelte erst nach der Revision der Talsperre hohe Abundanzen und verdrängte damit vor allem die großen und langsam wachsenden Arten *Gymnodinium uberrimum* und *Ceratium hirundinella*.

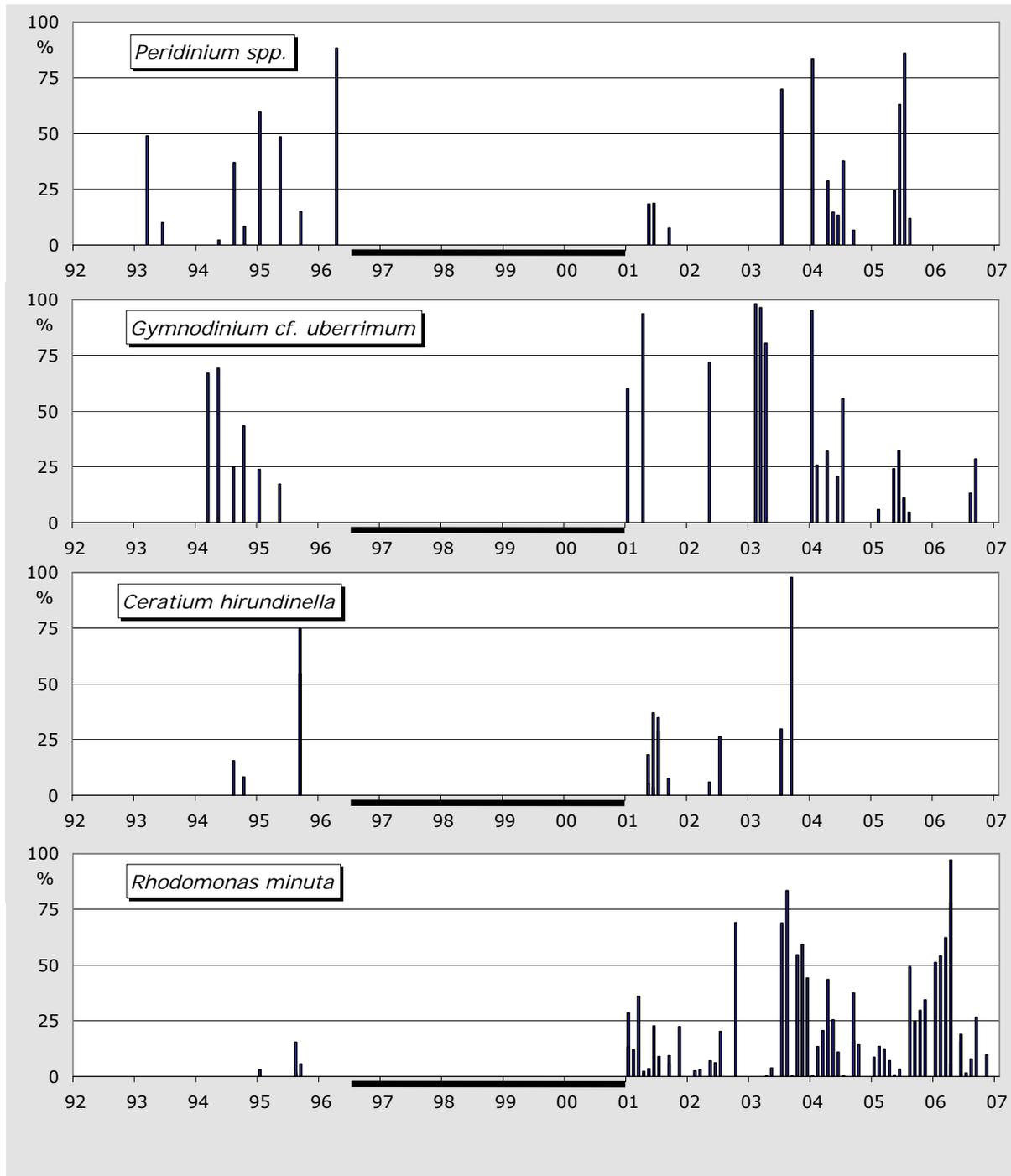


Abbildung 305: Talsperre Neunzehnhain - Verlauf der prozentualen Anteile ausgewählter Taxa von 1992 - 2006 (Balken = keine Probenahme). I

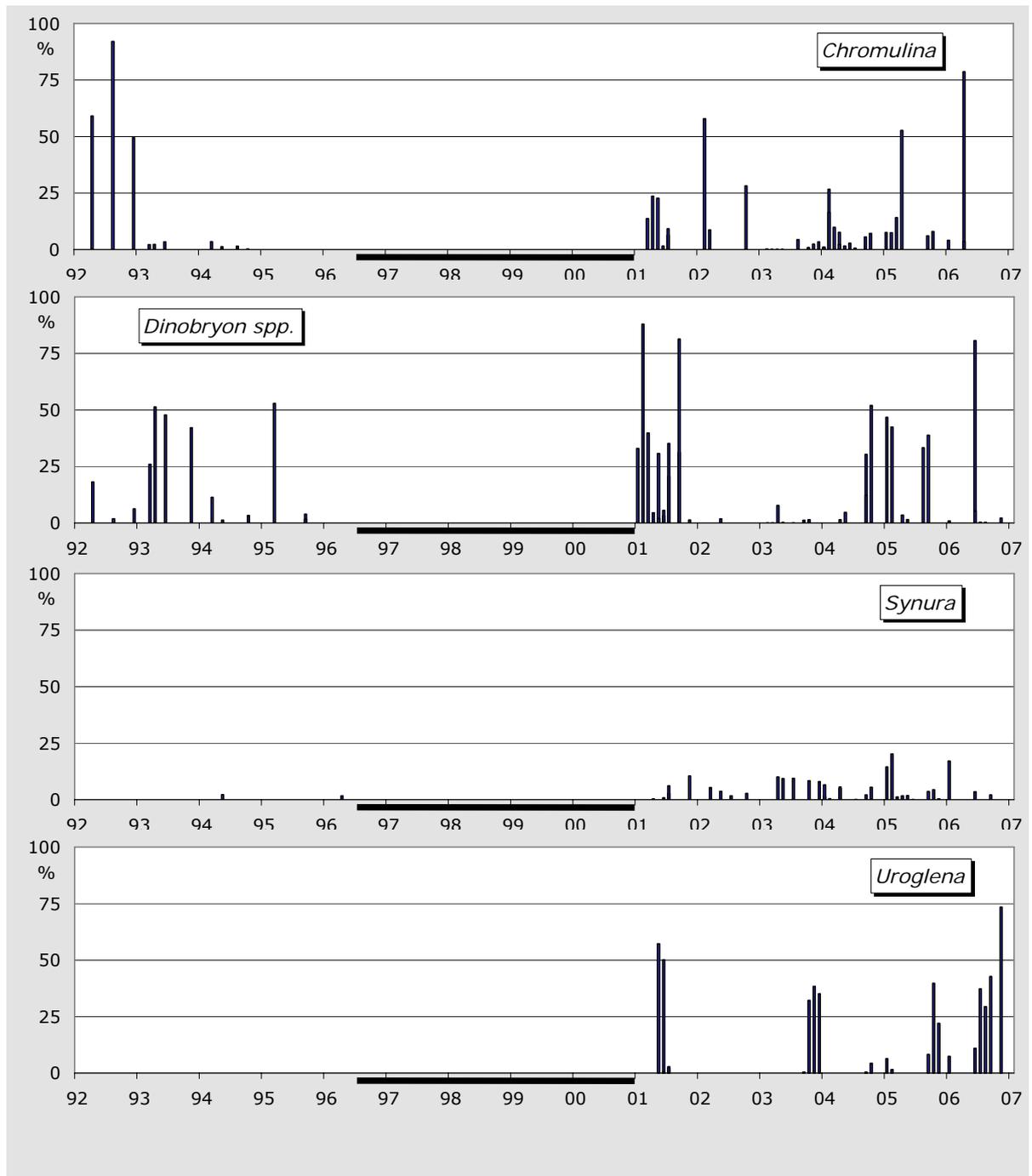


Abbildung 306: Talsperre Neunzehnhain - Verlauf der prozentualen Anteile ausgewählter Taxa von 1992 - 2006 (Balken = keine Probenahme). II

Der hohe Anteil der Chrysophyceae, speziell zu Beginn des Untersuchungszeitraums, verbunden mit hohen Anteilen von Dinophyceae, gilt als typisch für oligotrophe Weichwasserseen. Die geringe Bedeutung der planktischen Kieselalgen ist ebenfalls nicht untypisch für diesen Seetyp, da Chrysophyceae bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen den Kieselalgen in Konkurrenz um Kieselsäure überlegen sind. Es gibt in dieser Gruppe viele mixotrophe Arten, die bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen Konkurrenzvorteile haben. Mit gestiegenen Phosphor Konzentrationen nach der Wiederbefüllung traten denn auch über mehrere Jahre lang Kieselalgen verstärkt auf.

Bei den Dinophyceae waren zu Beginn der Untersuchungen mit *Peridinium willei* und *Ceratium hirundinella* zwei Arten bedeutend, die eher als alkaliphil eingestuft werden können.

KAPITEL 10 Langjährige Entwicklung des Phytoplanktons

Im Vergleich zur Talsperre Sosa weist die Talsperre Neunzehnhain einen um etwa einen Punkt höheren pH-Wert auf, und das obwohl die Sulfat-Konzentrationen etwa doppelt, die Nitrat-Konzentrationen etwa viermal so hoch sind. Die Ursache hierfür dürfte in der besseren Pufferung der Talsperre Neunzehnhain liegen, ersichtlich an den zwei- bis dreimal so hohen Calcium-Konzentrationen. Bei fast gleich bleibenden pH-Werten zwischen meist 6,5 – 7 waren pH-bedingte Wechsel in der Zusammensetzung des Phytoplanktons nicht zu erwarten.

Die Änderungen im Planktonbild der Talsperre Neunzehnhain beruhen demnach wahrscheinlich vor allem auf der Revision, in deren Folge beim Wiederbefüllen höhere Phosphor-Konzentrationen zu verzeichnen waren sowie die Dystrophie leicht zunahm. Der mögliche Effekt rückläufiger Sulfat und Nitratkonzentrationen wurde hiervon überlagert.

Das Planktonbild der Talsperre Neunzehnhain kann jedoch als Zielpunkt für die von Versauerung betroffene Talsperre Sosa angesehen werden.

11 Zusammenfassung

In vielen Untersuchungen wurde der Einfluss der Versauerung auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons dokumentiert. Ursächlich für Verschiebungen in der Zusammensetzung des Phytoplanktons als Folge einer Versauerung sind dabei direkte und indirekte Faktoren. Zu den direkten Faktoren gehört die Toxizität von Protonen und Metallen, die Ausfällung von Huminstoffen vor allem durch Aluminium-Komplexe, sowie eine mögliche Ultraoligotrophierung durch die Ausfällung von Phosphor zusammen mit Aluminium. Als indirekte Faktoren kommen der Wechsel von Fischen als Räuber zu Invertebraten, vor allem Chaoborus-Larven, in Frage, eine Reduktion der Abbauraten und eine Steigerung der Sichttiefen durch Ausfällung von Huminstoffen zusammen mit Aluminium. Erhöhte Sichttiefen ermöglichen wiederum die Ausbildung benthischer Phytoplankton-Matten und bewirken eine stärkere Erwärmung der unteren Wasserschichten. Als Schwellenwert, unterhalb dessen gravierende Änderungen im Phytoplankton, aber auch in allen anderen Gewässerbiozönosen stattfinden, wurde in mehreren Untersuchungen ein pH von 5,5 bis 6 festgestellt (DOKA et al. 2003, FOTT et al. 1994). Umgekehrt sollte sich damit bei einer Besserung der Säureverhältnisse und einem Erreichen von pH-Werten oberhalb dieser Schwellenwerte eine Verschiebung in der Zusammensetzung des Phytoplanktons hin zu neutralen Verhältnissen einstellen.

Von den insgesamt 9 Seen und Trinkwassertalsperren aus dem Bundesgebiet, die in die vorliegende Untersuchung aufgenommen wurden und von denen für 7 eine langjährige Messreihe vorlag, waren anhand der chemischen Parameter zu Beginn der Untersuchung 4 der Seen als stark sauer einzustufen (Pinnsee, Rachelsee, Kleiner Arbersee und Talsperre Sosa), einer als periodisch deutlich sauer (TWT Frauenau), einer als schwach sauer bis nicht sauer (TWT Mauthaus) und einer als nicht sauer (Talsperre Neunzehnhain). Bei den zwei Referenzseen handelte es sich um schwach saure Seen (Garrensee und Plötschersee) aus der Lauenburgischen Seenplatte. Bei dreien der zu Beginn ständig stark sauren Seen konnte eine deutliche Verbesserung im Säurestatus festgestellt werden (Pinnsee, Kleiner Arbersee, Talsperre Sosa). Beim Rachelsee stiegen die pH-Werte nur vorübergehend an, diese Besserung wurde jedoch durch einen hohen Nitratreintrag, resultierend aus dem großflächigen Absterben der Fichtenbestände im Einzugsgebiet, wieder zunichte gemacht. Bei der als periodisch deutlich sauer eingestuften TWT Frauenau verschoben sich die pH-Verhältnisse hin zu schwach sauren Bedingungen. Die im Übergangsbereich von nicht sauer zu schwach sauer liegende Talsperre Mauthaus kann nun als nicht sauer bezeichnet werden, während die nicht saure Talsperre Neunzehnhain erwartungsgemäß keine Änderungen in den pH-Verhältnissen zeigte.

Im Zusammenhang mit den pH-Werten veränderten sich in fast allen Seen auch weitere Parameter, die für die Zusammensetzung des Phytoplanktons bestimmend sein können. So konnte meist ein Rückgang der Aluminium-Konzentrationen und ein Anstieg der Dystrophie (abgeleitet aus den SPAK 254 nm-Werten) festgestellt werden. Resultierend aus den sinkenden Sulfat- und teilweise auch Nitrat-Einträgen fand auch eine Abnahme der Calcium-Gehalte statt. Die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor ließen dagegen meist keinen Trend erkennen, obwohl hier in Verbindung mit einer verminderten Ausfällung durch Aluminium-Komplexe ein Anstieg zu erwarten gewesen wäre.

Die chemisch-physikalischen Parameter der versauerten Seen zeigen demnach mit Ausnahme des Rachelsees einen deutlichen Rückgang der Versauerung parallel zu sinkenden Sulfatgehalten auf.

Die Änderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung dieser Seen sind dagegen schwieriger zu beurteilen. Zum einen fehlen teilweise verlässliche ökologische Charakterisierungen der beobachteten Taxa im Hinblick auf Ihre pH-Ansprüche, zum anderen scheint der pH-Schwellenwert eine wichtige Rolle zu spielen. Darüber hinaus reagieren einzelne Taxa deutlicher auf mit dem Rückgang der Versauerung verknüpfte Parameter, wie Anstieg der Dystrophie und Rückgang der Aluminium-Belastung, als auf den pH-Wert selbst.

Wie oben erwähnt, findet in manchen Seen in Zusammenhang mit der Versauerung durch atmosphärische Luftschadstoffe eine Oligotrophierung statt, die auf der Ausfällung von Phosphor durch im Zuge der Versauerung freigesetztes Aluminium beruht. Umgekehrt ist deshalb ein Anstieg der autotrophen Biomasse mit steigenden pH-Werten möglich. Inwieweit dies für die hier untersuchten Seen zutrifft, konnte nur für diejenigen Seen beurteilt werden, für die quantitative Phytoplankton - Untersuchungen vorlagen. Dazu zählten der in der Lauenburgischen Seenplatte gelegene Pinnsee und die beiden Talsperren im Erzgebirge, Sosa und Neunzehnhain.

Im Pinnsee stieg die Phytoplanktonbiomasse ab ca. 1990 deutlich an. In diesem See kann eine Phosphor-Ausfällung durch Aluminium aber aufgrund geologisch bedingter sehr niedriger Metall-Konzentrationen keine Rolle gespielt haben. Wahrscheinlicher ist hier ein Zusammenhang mit dem Anstieg der Huminstoffgehalte im Laufe der Untersuchung. So ist nach LEPISTÖ et al. (2004) und GRAHAM et al. (2007) in dystrophen sauren Seen die Biomasse höher als in klaren, was einerseits auf den Huminstoffen selber beruht, andererseits auf der heterotrophen und/oder mixotrophen Ernährung der typ-spezifischen Flagellaten.

In der Talsperre Sosa wurde ebenso wie im Pinnsee eine hohe Phytoplanktonbiomasse im eutrophen Bereich ermittelt. Die Werte waren hier stark abhängig von der Zellzahl großer Dinophyceae, wie *Gymnodinium uberrimum*, und schwankten stark. Ein Trend war nicht ersichtlich. Ohne den Anteil der Dinophyceae ergaben sich allerdings deutlich steigende Biomassen. Inwieweit hier aber versauerungsrelevante Parameter ursächlich beteiligt waren oder andere anthropogene Einflüsse eine Rolle spielten, konnte anhand der vorliegenden Daten nicht geklärt werden. Für die Talsperre Neunzehnhain kann aufgrund relativ konstanter, circumneutraler pH-Werte ein Zusammenhang der Biomasseentwicklung mit den pH-Verhältnissen ausgeschlossen werden.

Anhand der Chlorophyll a-Werte wurde beim Kleinen Arbersee ebenfalls ein Anstieg in der Primärproduktion vermutet.

In vielen Seen wurde mit der Versauerung durch Luftschadstoffe ein Rückgang der Taxazahlen des Phytoplanktons festgestellt. Steigende Taxazahlen könnten demnach ein Indiz für eine Erholung in der pH-Wert-Situation sein. Bei keinem der untersuchten Seen fand jedoch ein deutlicher Anstieg in den Taxazahlen statt. Möglicherweise spielen hier die bei allen Seen mehrmals wechselnden Bearbeiter eine Rolle.

Von den drei Seen, die anhand der pH-Werte zu Beginn der Untersuchung als stark sauer eingestuft wurden und deren Versauerungssituation sich deutlich besserte, wies der Pinnsee durch die Überlagerung mit trophischen Einflüssen ein für durch Luftschadstoffe versauerte Seen untypische Planktonzusammensetzung auf. Seit ca. 1998 konnten schwache Anzeichen für steigende pH-Werte festgestellt werden. Dazu zählten das Auftreten von planktischen Oscillatoriales (*Komvophoron*, *Pseudanabaena*) und der Wechsel von *Dictyosphaerium sphagnale* zu *Scenedesmus* als dominante Chlorococcales. 1999 wurden die Dinophyceae *Ceratium furcoides* und *Ceratium hirundinella* erstmals registriert, die nicht in stark sauren Seen vorkommen und in den schwach sauren Vergleichsseen Plötschersee und Garrensee häufig sind. 2003 wurde erstmals mit *Stephanodiscus neoastrea* eine zentrale Kieselalge, die allgemein als säuresensitiv gelten, quantitativ erfasst, ebenso *Gymnodinium lantzschii*, eine Art, die ebenfalls nicht in stark sauren Seen vorkommt.

Insgesamt waren die Änderungen in der Planktonzusammensetzung zwar trotz deutlich gesteigerter pH-Werte gering, es erfolgte aber eine Annäherung an den schwach sauren Plötschersee.

In der Talsperre Sosa überlagerten sich ebenfalls trophische Einflüsse mit dem Anstieg der pH-Werte in den letzten Untersuchungsjahren. Obwohl Talsperren mit ihrer relativ kurzen Wasseraufenthaltszeit relativ schnell auf einen Rückgang in der Säurebelastung reagieren müssten, konnte dies für die Talsperre Sosa nicht festgestellt werden. Die Änderungen in der Planktonzusammensetzung waren eher gering, bemerkenswert waren vor allem das Auftauchen von *Uroglena* (bevorzugt dystrophe Verhältnisse) im Jahr 2006 und das häufige Vorkommen von *Chromulina* (dominiert zeitweise in der nicht versauerten Talsperre Neunzehnhain das Phytoplankton) in den letzten Untersuchungsjahren.

Sehr deutliche Änderungen in der Planktonzusammensetzung ergaben sich für den Kleinen Arbersee. Hier wurden die für versauerte Seen typischen Dinophyceae *Peridinium umbonatum* - Komplex und *Gymnodinium uberrimum* von Chrysophyceae (*Synura*, *Dinobryon*) verdrängt. Damit weist der Kleine Arbersee typische Merkmale eines Übergangs von versauert zu nicht versauert auf (KELLER et al. 2007).

In der TWT Frauenau fanden sich trotz einer Besserung in der Säurebelastung von periodisch stark sauer zu schwach sauer nur wenige Hinweise in der Phytoplanktonzusammensetzung auf die höheren pH-Werte. Dazu gehörten das Auftauchen von *Uroglena* und *Achnanthes minutissima* im Jahr 2005 und der höhere Anteil der Conjugatophyceae in den letzten Untersuchungsjahren. Ein höherer Grad in der Dystrophie (wie er mit einem Rückgang der Versauerung oft gekoppelt ist) könnte zudem ebenfalls für das Auftauchen von *Uroglena* sowie für die höhere Frequenz von *Tabellaria flocculosa* verantwortlich sein. Allerdings warfen hier die großen Unterschiede zwischen quantitativer und halbquantitativer Erfassung die Frage auf, inwieweit Wechsel in der Phytoplanktonzusammensetzung ausreichend erfasst wurden.

Insgesamt sind mit Ausnahme des Kleinen Arbersees die Änderungen in der Zusammensetzung des Phytoplanktons trotz teilweise deutlich gestiegener pH-Werte und verringerter Metallbelastung eher gering. Sichtbare Wechsel fanden, wenn überhaupt, meist nur oberhalb eines Schwellenwertes von pH 5,5 (-6,0) statt. Auch aus anderen Regionen wird über eine Verzögerung in der Antwort des Phytoplanktons auf geringere Säurebelastung berichtet (GRAHAM et al. 2007). Als mögliche Ursachen werden die Metallbelastung der Sedimente, der Verlust an Alkalinität (der aus der durch langjährige Deposition von säurebildenden Luftschadstoffen verminderten Basensättigung der Böden entsteht) sowie die fehlende Wiederbesiedelung durch Fische gesehen. Zudem sind die Nitrateinträge in die Seen nicht in gleichem Maße gesunken wie die Sulfat-Konzentrationen. Inwieweit der präindustrielle Zustand überhaupt erreicht werden kann, ist damit fraglich. So haben paläolimnologische Untersuchungen gezeigt, dass sich heutige Diatomeen- und Chrysophyceae - Gesellschaften signifikant von denen aus präindustriellen Zeiten unterscheiden (GRAHAM et al. 2007).

12 Literatur

- ARNOTT, S.E., YAN, N., KELLER, W.B. & NICHOLLS, K. (2001):** The Influence of Drought-Induced Acidification on the Recovery of Plankton in Swan Lake (Canada). *Ecological Applications*, 11(3), 747-763.
- ARZET, K. (1987):** Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentenen Sedimenten von Weichwasserseen. Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24, 266 S.
- BATTERBEE, R.W., FLOWER, R.J., STEVENSON, A.C., JONES, V.J., HARRIMA, R., APPLEBY, P.G. (1988):** Diatom and chemical evidence for reversibility of acidification of Scottish lochs. *Nature* 332, 530-532.
- BOYLEN, CH.W. (1985):** Effects of acidification on the primary producers of softwater lakes. In: Adams, D.D. & Page, W.P. *Acid deposition*, 163-182.
- BRADT, P.T. & DUDLEY, J.L. (1986):** Biology and chemistry of three Pennsylvania lakes: responses to acid precipitation. *Water, Air Soil Pollut.* 30, 505-513.
- BRETTUM, P (1989):** Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. *Planteplankton*. [Algae as indicators of water quality in Norwegian lakes. *Phytoplankton*]. Niva- Rapport, 0-86116, 111 S. (in Norwegisch).
- BRETTUM, P. (1996):** Changes in the volume and composition of phytoplankton after experimental acidification of a humic lake. *Env.- Intern.* 22, 619-628.
- BRETTUM, P. (1996):** Tålegrenser for overflatevann. *Planteplankton*. Fagrapport Nr. 28. Norsk institut for vannforskning.
- DILLON, P. J., YAN, N. D., SCHNEIDER, W. A., & CONROY, N. (1979):** Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extend and responses to base and nutrient additions. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 13, 317-336.
- DOKA, S.E., MCNICOL, D.K., MALLORY, M.L., WONG, I., MINNS, CH.K. & YAN, N.D. (2003):** Assessing potential for recovery of biotic richness and indicator species due to changes in acidic deposition and lake pH in five areas of Southeastern Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88, 53-101.
- EHLERS, H. (1965):** Über das Plankton des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). *Abh. Landesmuseum f. Naturkunde Westfalen* 27, 1-20.
- ELORANTA, P. (1986):** Phytoplankton structure in different lake types in central Finland. *Holarctic Ecology*, 9, 214-224.
- FAIRCHILD, G. & SHERMAN, J.W. (1993):** Algal periphyton response to acidity and nutrients in softwater lakes: Lake comparison vs. nutrient enrichment approaches. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 12, 157-167.
- FINDLAY, D.L. (2003):** Response of phytoplankton communities to acidification and recovery in Killarney Park and the Experimental Lakes Area, Ontario. - *Ambio*, 32, 190-195.
- FINDLAY, D.L., KASIAN, S.E.M., TURNER, M.T. & STANTON, M.P. (1999):** Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biology*, 42, 159-175.
- FOTT, J., PRAŽÁKOVÁ, M., STUHLIK, E. & STUHLIKOVÁ, Z. (1994):** Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia* 274, 37-47.
- GRAHAM M.D., VINEBROOKE, R. D., KELLER, B., HENEBERRY, J., NICHOLLS, K. H., & FINDLAY, D. L. (2007):** Comparative responses of phytoplankton during chemical recovery in atmospherically and experimentally acidified lakes. *J. Phycol.* 43.

- HARTMANN, H. & STEINBERG, CH. (1989):** The occurrence of silica-scaled chrysophytes in some central European lakes and their relation to pH. *Beih. Nova Hedwigia* 95, 131-158.
- HAVAS, M. (1986):** Effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. *Air Pollution VI*, 351-389.
- HAVENS, K. & DECOSTA, J. (1987):** Freshwater plankton community succession during experimental acidification. *Arch. Hydrobiol.* 111, 37-65.
- HEHMANN, A., KRIENITZ, L. & KOSCHEL, R. (2001):** Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top-down manipulated humic lake. *Hydrobiologia* 448, 83-96.
- HÖRNSTRÖM, E (1973):**
- HÖRNSTRÖM, E. (1999):** Long-term phytoplankton changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia* 394, 93-102.
- HÖRNSTRÖM, E. (2002):** Phytoplankton in 63 limed lakes in comparison with the distribution in 500 untreated lakes with varying pH. *Hydrobiologia* 470, 115-126.
- HÖRNSTRÖM, E. (2004):** Long-term phytoplankton changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia* 394, 93-102.
- IRFANULLAH, H. M.D. & MOSS, B. (2005):** Effects of pH and predation by *Chaoborus* larvae on the plankton of a shallow and acidic forest lake. *Freshwater Biology* 50, 1913-1926
- KELLER, W. & YAN, N.D. (1991):** Recovery of crustacean zooplankton species richness in Sudbury area lakes following water quality improvements. *Ca. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1635-1644.
- KELLER, W., GUNN, J.M. & YAN, N.D. (1999):** Acid rain – perspectives on lake recovery. *J. Aquat. Ecosys. Stress and Recovery*, 6, 207-216.
- KELLER, W., YAN, N.D., GUNN, J.M. & HENEBERRY, J. (2007):** Recovery of acidified lakes: lessons from Sudbury, Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut. Focus* 7, 317-322.
- KLEEBERG, A. (2004):** Vorkommen, Besonderheiten und ökologische Bedeutung fädiger Grünalgen (Chlorophyta, Zygnemataceae) in sauren Seen. *BTU Cottbus, Aktuelle Reihe* 3, 81-99.
- LANU SH (2006):** Pinnsee. – 64 S. mit Anhang.
- LEHMANN, R., KIFINGER, B., ZAHN, H., HOFMANN, G., DAHINTEN, B., BAUER, A. & SCHMEDTJE, U. (1999):** Versauerung oberirdischer Gewässer in Bayern – Entwicklung 1983 – 1996. *Informationsbericht* 4/99, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft. 334 S. + Anhang.
- LEPISTÖ, L., HOLOPAINEN, A.-L. & VUORISTO, H. (2004):** Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finish boreal lakes. – *Limnologia* 34, 236-248.
- LEPISTÖ, L. & ROSENSTRÖM, U. (1998):** The most typical phytoplankton taxa on four types of boreal lakes. *Hydrobiologia* 369/370, 89-97.
- LESSMANN, D., FYSON, A. & NIXDORF, B. (2003):** Experimental eutrophication of a shallow acidic mining lake and effects on the phytoplankton. *Hydrobiologia*, 506-509, (1-3), 753-758
- LESSMANN, D. & NIXDORF, B. (1997):** Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedelung. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.) *Gewässerreport (Teil III) Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen der Lausitz.* BTUC-AR 5/97.
- MARMOREK, D.R., BERNARD, D.P., JONES, M.L., RATTIE, L.P. & SULLIVAN, T.J. (1987):** The effects of mineral acid deposition on concentrations of dissolved organic acids in surface waters. Report for the U.S. Environmental Protection Agency, 89 S.

- MEYBOHM, A. & ULRICH, K-U. (2007):** Response of drinking-water reservoir ecosystems to decreased acidic atmospheric deposition in SE Germany: Signs of biological recovery. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 7, 275-284.
- MISCHKE, U. & KUSBER, W.-H. (2006):** Harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. <http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/> (11.09.2006).
- MORABITO G. & CURRADI M. (1997):** Phytoplankton community structure of a deep subalpine Italian lake (Lake Orta, N. Italy) four years after the recovery from acidification by liming. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 82, 487–506.
- NEDBALOVÁ, L., VRBA, J., FOTT, J., KOHOUT, L. & KOPÁČEK, J. (2006)** Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia* 61/Suppl. 20, S453-S465.
- OLSSON, H. & PETTERSSON, A. (1993):** Oligotrophication of acidified lakes – review of hypotheses. *Ambio*, 22, 312-317.
- PFISTER, P. (1988):** Phytoplankton in Tiroler Hochgebirgsseen. In: Psenner, R. (Hrsg.) *Versauerung von Hochgebirgsseen in kristallinen Einzugsgebieten Tirols und Kärntens*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien, 173-208.
- PSENNER, R. (1988):** Alkalinity generation in a soft-water lake: watershed and in-lake processes. *Limnol. Oceanogr.* 33, 1463-1475.
- PUGNETTI, A. & BETTINETTI, R. (1999):** Biomass and species structure of the phytoplankton of an high mountain lake (Lake Paione Superiore, Central Alps, Italy). - *J. Limnol.* 58, 127-130.
- RADDUM, G.G., BRETTUM, P., MATZOW, D., NILSSEN, J.P., SKOV, A., SVEÄLV & WRIGHT R.F. (1986):** Liming the acid lake Hovvatn, Norway: a whole-ecosystem study. *Water, Air, and Soil Pollution* 31, 721-763.
- RASK, M., HEINÄNEN, A., SALONEN, K., ARVOLA, L., BERGSTRÖM, I., LIUKKONEN, M. & OJALA, A. (1986)** The limnology of a small, naturally acidic, highly humic forest lake. *Arch. Hydrobiol.* 106, 3, 351-371.
- REYNOLDS, C.S. & LUND, J.W.G. (1988):** The phytoplankton of an enriched, soft-water lake subject to intermittent hydraulic flushing (Grasmere, English Lake District). *Freshwater Biology*, 19, 379-404.
- REYNOLDS, C.S., JAWORSKI, G.H.M., ROSCOE, J.V., HEWITT, D.P. & GEORGE, D.G. (1998):** Responses of the phytoplankton to a deliberate attempt to raise the trophic status of an acidic, oligotrophic mountain lake. *Hydrobiologia* 369/370, 127–131.
- ROSËN, G. (1981):** Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* 13, 263-290.
- SCHAUMBURG, J. (2000):** Long-term trends in biology and chemistry of the acidified Bavarian Forest lakes. *Silva Gabreta*, 4, 29-40.
- SCHAUMBURG, J., COLLING, M., SCHLÖSSER, I., KÖPF, B. & FISCHER, F. (2005):** Ökologische Typisierung des Phytoplanktons. Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 3/05, 61 S. mit Anhang.
- SCHAUMBURG, J., MAETZE, A., LEHMANN, R., KIFINGER, B., BAUER, J., FISCHER, F., SCHLÖSSER, I., HOFMANN, G., CORING, E., KOLBINGER, A. & BOHL, E. (2006):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2003 – 2004. – Interner Bericht des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, Augsburg, 173 S.
- SCHNELBÖGL, G. (1996):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. – Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltbundesamt, Berlin, 1 - 251.

- STEINBERG, C., ARZET, K. & KRAUSE-DELLIN, D. (1984):** Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. *Naturwissenschaften* 71, 631-633.
- STOKES, P.M. (1986):** Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Water, Air and Soil Pollution* 30, 421-438.
- TOLOTTI, M.(2001):** Phytoplankton and littoral epilithic diatoms in high mountain lakes of the Adamello-Brenta Regional Park (Trentino, Italy) and their relation to trophic status and acidification risk. – *J. Limnol.* 60, 171-188.
- TRIFONOVA, I.S. (1998):** Phytoplankton composition and biomass structure in relation to trophic gradient in some temperate and subarctic lakes of north-western Russia and the Prebaltic. *Hydrobiologia* 369/370: 99-108.
- VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. (1982):** Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. OECD, Paris: 154 pp.
- 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.
- VRBA, J., KOPÁČEK, J., BITTL, TH., NEDOMA, J., ŠTROJSOVÁ, A., NEDBALOVÁ, L., KOHOUT, L. & FOTT, J. (2006):** A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia* 61/Suppl. 20, S441-S451.
- VRBA, J., KOPÁČEK, J., FOTT, J., KOHOUT, L., NEDBALOVÁ, L., PRAŽÁKOVÁ, M., SOLDÁN, T. & SCHAUMBURG, J. (2003):** Long-term studies (1871 – 2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Science of the Total Environment* 310, 73-85.
- WILLEN, E. (2003):** Dominance patterns of planktonic algae in Swedish forest lakes. – *Hydrobiologia* 502, 315-324.
- WILLÉN, E., HAJDU, S. & PEJLER, Y. (1990):** Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes. Classification, ordination and choice of long-term monitoring objects. *Limnologia* 20, 217-227.
- WRIGHT, R.F., LARSEN, T., CAMARERO, L., COSBY, B. J., FERRIER, R.C., HELLIWELL, R., FORSIUS, M., JENKINS, A., KOPÁČEK, J., MAJER, V., MOLDAN, F., POSCH, M., ROGORA, M. & SCHÖPP, W. (2003):** Recovery of Acidified European Surface Waters. – *Env. Science & Techn. A-Page Magazine*, 39 (3), 64A-72A
- ZAHN, H. (1990):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Interner Bericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, 282 S.