



**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

Auftraggeber:
Umweltbundesamt Berlin (FKZ 36004002)

Auftragnehmer:
Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bearbeitung:

Dr. Jochen Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt: Projektleitung

Dipl.-Ing. (FH) Anette Maetze, Bayerisches Landesamt für Umwelt: Koordination,
Datenaufbereitung

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

Dr. Johannes Bauer, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Auswertung & Bericht
Makrozoobenthos

Dr. Folker Fischer, Dipl.-Ing. (FH) Ilona Schlößer Bayerisches Landesamt für Umwelt:
Auswertung biologische Verfahren

Dr. Gabriele Hofmann: Auswertung und Bericht benthische Kieselalgen Bayern

Dr. Eckard Coring: Untersuchung und Bewertung Makrozoobenthos übrige Bundesländer

Dr. Andreas Kolbinger, Dr. Erik Bohl: Untersuchung und Auswertung Fische Bayern

Vorwort

Zum Bericht 2003 - 2004

Der vorliegende Bericht stellt als Fortführung und Aktualisierung der seit 1986 durchgeführten Untersuchungen die Ergebnisse der Jahre 2003 - 2004 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.

Entsprechendes trifft auch für die biologischen Untersuchungen zu. Hier wurde die Bestimmung der Arten von verschiedenen Untersuchenden mit unterschiedlichen Schwerpunkten und unterschiedlicher Bestimmungsliteratur durchgeführt. Eine Plausibilitätskontrolle müsste hier gegebenenfalls von Spezialisten für die einzelnen Arten durchgeführt werden. Deshalb wurden die biologischen Daten in der gelieferten Form übernommen.

Danksagung

Folgende Institutionen und Personen (in alphabetischer Reihenfolge) waren im Laufe der Jahre 2003 - 2004 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 Jankowski, Herr Dr. Meesenburg, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt; Herr Dr. Coring, Hardeggen

Kaufunger Wald, Odenwald, Taunus: Frau Krieger, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie; 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: Frau Kroner, Landesamt für Umweltschutz 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 Jennemann, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Labor Neusörnnewitz

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

Depositionsdaten:

Harz: Herr Dr. Meesenburg, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt

Kaufunger Wald, Odenwald, Taunus: Herr Dr. Schönfelder, Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie

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

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

Bayerischer Wald, Fichtelgebirge: Herr Moritz, Bayerisches Landesamt für Umwelt

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

Verzeichnisse

Inhaltsverzeichnis:

1	Einleitung	10
2	Untersuchungsgebiete	17
2.1	Lauenburgische Seenplatte	18
2.2	Harz	18
2.3	Kaufunger Wald	20
2.4	Rothaargebirge	21
2.5	Taunus	21
2.6	Hunsrück	22
2.7	Odenwald	23
2.8	Schwarzwald	24
2.8.1	Südschwarzwald	25
2.8.2	Mittlerer Schwarzwald	25
2.8.3	Nordschwarzwald	26
2.9	Ostbayerisches Grundgebirge	27
2.9.1	Bayerischer Wald	27
2.9.2	Oberpfälzer Wald	29
2.9.3	Fichtelgebirge	30
2.10	Erzgebirge	30
2.11	Elbsandsteingebirge	33
2.12	Sächsische Tieflandsbucht	34
3	Untersuchungsergebnisse	35
3.1	Lauenburgische Seenplatte	37
3.1.1	Pinnsee	37
3.2	Harz	41
3.2.1	Lange Bramke	41
3.3	Kaufunger Wald	45
3.3.1	Nieste 3	45
3.4	Rothaargebirge	47
3.4.1	Elberndorfer Bach	47
3.4.2	Zinse	49
3.5	Taunus	51
3.5.1	Rombach 2	51
3.5.2	Rombach 4	53
3.6	Hunsrück	54
3.6.1	Traunbach 1	54
3.6.2	Gräfenbach	56
3.7	Odenwald	62
3.7.1	Schmerbach 1	62
3.8	Schwarzwald	67
3.8.1	Goldersbach im Südlichen Schwarzwald	67
3.8.2	Kleine Kinzig im Mittleren Schwarzwald	68
3.8.3	Dürreychbach im Nördlichen Schwarzwald	73
3.9	Ostbayerisches Grundgebirge	77
3.9.1	Seebach im Bayerischen Wald	77
3.9.2	Hinterer Schachtenbach im Bayerischen Wald	82
3.9.3	Vorderer Schachtenbach im Bayerischen Wald	86
3.9.4	Große Ohe im Bayerischen Wald	90
3.9.5	Rachelsee im Bayerischen Wald	94

3.9.6	Waldnaab 2 im Oberpfälzer Wald	97
3.9.7	Waldnaab 8 im Oberpfälzer Wald	99
3.9.8	Eger im Fichtelgebirge	104
3.9.9	Röslau im Fichtelgebirge	106
3.9.10	Zinnbach im Fichtelgebirge	108
3.10	Erzgebirge	110
3.10.1	Wolfsbach im Vogtland	110
3.10.2	Große Pyra im Westlichen Erzgebirge	112
3.10.3	Talsperre Sosa im Westlichen Erzgebirge	117
3.10.4	Rote Pockau im Mittleren Erzgebirge	119
3.10.5	Talsperre Neunzehnhain im Mittleren Erzgebirge	121
3.10.6	Wilde Weißeritz im Östlichen Erzgebirge	124
3.11	Elbsandsteingebirge	127
3.11.1	Taubenbach	127
3.12	Sächsische Tieflandsbucht	129
3.12.1	Ettelsbach	129
3.12.2	Heidebach	133
4	Weitere Auswertungen und Ergebnisse	138
4.1	Schwermetalle	138
4.2	Korrelationen chemischer Parameter	142
4.3	Korrelation der Verfahren der Säurezustandsklasse-Verfahren	144
5	Testanwendung neuer Bewertungsverfahren	145
5.1	Ziel der Pilotstudie	145
5.2	Charakterisierung der Untersuchungsmethodik	145
5.2.1	Bisherige Bewertung	145
5.2.2	Die Bewertung des ökologischen Zustands nach Wasserrahmen-richtlinie	146
5.2.2.1	Die neuen Bewertungsverfahren	146
5.2.2.2	Biokomponente: Makrozoobenthos	146
5.2.2.3	Biokomponente: Makrophyten & Phytobenthos	147
5.2.2.4	Biokomponente: Fische	148
5.3	Untersuchungsgewässer	149
5.4	Ergebnisse	151
5.4.1	Sind die neuen Untersuchungsmethoden grundsätzlich in versauerten Fließgewässern anwendbar?	151
5.4.2	Ist eine Bewertung der Versauerung durch Anwendung der neuen Bewertungsverfahren möglich?	154
5.4.3	Liefern die neuen Bewertungsverfahren plausible Bewertungs-ergebnisse?	157
5.4.4	Plausibilisierung durch Vor-Ort-Experten	159
5.4.5	Welche Biokomponente ist zur Indikation von Versauerung am besten geeignet?	160
5.4.6	Ist eine Integration der Untersuchungen zur Versauerung in das künftige Monitoring der Bundesländer nach WRRL möglich und sinnvoll?	160
5.4.7	Liefern die neuen Bewertungsverfahren im Vergleich zur bisher angewendeten Untersuchungsmethode neue Erkenntnisse?	161
5.5	Fazit	162
6	Diskussion und Zusammenfassung	165
7	Literatur	171
8	Anhang	174

Abbildungen:

Abb. 1: Pinnsee: ph-Wert	38
Abb. 2: Pinnsee: ANC (meq/l)	38
Abb. 3: Pinnsee: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	38
Abb. 4: Pinnsee: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	39
Abb. 5: Pinnsee: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)	39
Abb. 6: Pinnsee: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	40
Abb. 7: Pinnsee: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	40
Abb. 8: Lange Bramke: ph-Wert	41
Abb. 9: Lange Bramke: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	42
Abb. 10: Lange Bramke: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	42
Abb. 11: Lange Bramke: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	43
Abb. 12: Lange Bramke: Ganglinien der Säurebewertung	44
Abb. 13: Nieste 3: ph-Wert	45
Abb. 14: Nieste 3: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	46
Abb. 15: Nieste 3: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	46
Abb. 16: Elberndorfer Bach: ph-Wert	47
Abb. 17: Elberndorfer Bach: ANC (meq/l)	47
Abb. 18: Elberndorfer Bach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	48
Abb. 19: Elberndorfer Bach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	48
Abb. 20: Zinse: ph-Wert	49
Abb. 21: Zinse: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	49
Abb. 22: Zinse: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	50
Abb. 23: Rombach 2: ph-Wert	51
Abb. 24: Rombach 2: ANC (meq/l)	51
Abb. 25: Rombach 2: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	52
Abb. 26: Rombach 2: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	52
Abb. 27: Rombach 4: ph-Wert	53
Abb. 28: Rombach 4: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	53
Abb. 29: Rombach 4: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	54
Abb. 30: Traunbach: ph-Wert	55
Abb. 31: Traunbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	55
Abb. 32: Traunbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	56
Abb. 33: Traunbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	56
Abb. 34: Gräfenbach: ph-Wert	57
Abb. 35: Gräfenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	57
Abb. 36: Gräfenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	58
Abb. 37: Gräfenbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	58
Abb. 38: Gräfenbach: Ca-Konzentrationen (mg/l)	58
Abb. 39: Gräfenbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	60
Abb. 40: Gräfenbach: Ganglinien der Säurebewertung	61
Abb. 41: Schmerbach 1: ph-Wert	62
Abb. 42: Schmerbach 1: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	63

Abb. 43: Schmerbach 1: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	63
Abb. 44: Schmerbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	65
Abb. 45: Schmerbach: Ganglinien der Säurebewertung	66
Abb. 46: Goldersbach: ph-Wert	67
Abb. 47: Goldersbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	67
Abb. 48: Goldersbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	68
Abb. 49: Kleine Kinzig: ph-Wert	69
Abb. 50: Kleine Kinzig: ANC (meq/l)	69
Abb. 51: Kleine Kinzig: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	69
Abb. 52: Kleine Kinzig: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	70
Abb. 53: Kleine Kinzig: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	71
Abb. 54: Kleine Kinzig: Ganglinien der Säurebewertung	72
Abb. 55: Dürreychbach: ph-Wert	73
Abb. 56: Dürreychbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	73
Abb. 57: Dürreychbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	74
Abb. 58: Dürreychbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	75
Abb. 59: Dürreychbach: Ganglinien der Säurebewertung	76
Abb. 60: Seebach: ph-Wert	77
Abb. 61: Seebach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	78
Abb. 62: Seebach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	78
Abb. 63: Seebach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	80
Abb. 64: Seebach: Ganglinien der Säurebewertung	81
Abb. 65: Hinterer Schachtenbach: ph-Wert	82
Abb. 66: Hinterer Schachtenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	82
Abb. 67: Hinterer Schachtenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	83
Abb. 68: Hinterer Schachtenbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	84
Abb. 69: Hinterer Schachtenbach: Ganglinien der Säurebewertung	85
Abb. 70: Vorderer Schachtenbach: ph-Wert	86
Abb. 71: Vorderer Schachtenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	86
Abb. 72: Vorderer Schachtenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	87
Abb. 73: Vorderer Schachtenbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	88
Abb. 74: Vorderer Schachtenbach: Ganglinien der Säurebewertung	89
Abb. 75: Große Ohe: ph-Wert	90
Abb. 76: Große Ohe: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	90
Abb. 77: Große Ohe: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	91
Abb. 78: Große Ohe: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	92
Abb. 79: Große Ohe: Ganglinien der Säurebewertung	93
Abb. 80: Rachelsee: ph-Wert	94
Abb. 81: Rachelsee: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	94
Abb. 82: Rachelsee: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	95
Abb. 83: Rachelsee: Ca-Konzentrationen (mg/l)	95
Abb. 84: Rachelsee: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)	96

Abb. 85: Rachelsee: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	96
Abb. 86: Rachelsee: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	96
Abb. 87: Waldnaab 2: ph-Wert	98
Abb. 88: Waldnaab 2: ANC (meq/l)	98
Abb. 89: Waldnaab 2: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	98
Abb. 90: Waldnaab 2: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	99
Abb. 91: Waldnaab 8: ph-Wert	100
Abb. 92: Waldnaab 8: ANC (meq/l)	100
Abb. 93: Waldnaab 8: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	100
Abb. 94: Waldnaab 8: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	101
Abb. 95: Waldnaab 8: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	102
Abb. 96: Waldnaab 8: Ganglinien der Säurebewertung	103
Abb. 97: Eger: ph-Wert	104
Abb. 98: Eger: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	104
Abb. 99: Eger: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	105
Abb. 100: Röslau: ph-Wert	106
Abb. 101: Röslau: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	106
Abb. 102: Röslau: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	107
Abb. 103: Röslau: Al-Konzentrationen (mg/l)	107
Abb. 104: Zinnbach: ph-Wert	108
Abb. 105: Zinnbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	108
Abb. 106: Zinnbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	109
Abb. 107: Zinnbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	109
Abb. 108: Wolfsbach: ph-Wert	110
Abb. 109: Wolfsbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	111
Abb. 110: Wolfsbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	111
Abb. 111: Große Pyra: ph-Wert	112
Abb. 112: Große Pyra: ANC (meq/l)	112
Abb. 113: Große Pyra: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	113
Abb. 114: Große Pyra: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	113
Abb. 115: Große Pyra: Al-Konzentrationen (mg/l)	113
Abb. 116: Große Pyra: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	115
Abb. 117: Große Pyra: Ganglinien der Säurebewertung	116
Abb. 118: Talsperre Sosa: ph-Wert	117
Abb. 119: Talsperre Sosa: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	117
Abb. 120: Talsperre Sosa: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	118
Abb. 121: Talsperre Sosa: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)	118
Abb. 122: Talsperre Sosa: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	118
Abb. 123: Talsperre Sosa: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	119
Abb. 124: Rote Pockau: ph-Wert	120
Abb. 125: Rote Pockau: ANC (meq/l)	120
Abb. 126: Rote Pockau: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	120
Abb. 127: Rote Pockau: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	120
Abb. 128: Rote Pockau: Al-Konzentrationen (mg/l)	121

Abb. 129: Talsperre Neunzehnhain: ph-Wert	122
Abb. 130: Talsperre Neunzehnhain: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	122
Abb. 131: Talsperre Neunzehnhain: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	123
Abb. 132: Talsperre Neunzehnhain: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)	123
Abb. 133: Talsperre Neunzehnhain: Gesamt-PO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	123
Abb. 134: Talsperre Neunzehnhain: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	124
Abb. 135: Wilde Weißeritz: ph-Wert	125
Abb. 136: Wilde Weißeritz: ANC (meq/l)	125
Abb. 137: Wilde Weißeritz: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	125
Abb. 138: Wilde Weißeritz: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	126
Abb. 139: Wilde Weißeritz: Al-Konzentrationen (mg/l)	126
Abb. 140: Taubenbach: ph-Wert	127
Abb. 141: Taubenbach: ANC (meq/l)	127
Abb. 142: Taubenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	128
Abb. 143: Taubenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	128
Abb. 144: Ettelsbach: ph-Wert	129
Abb. 145: Ettelsbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	130
Abb. 146: Ettelsbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	130
Abb. 147: Ettelsbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	131
Abb. 148: Ettelsbach: Ganglinien der Säurebewertung	132
Abb. 149: Heidebach: ph-Wert	133
Abb. 150: Heidebach: ANC (meq/l)	133
Abb. 151: Heidebach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	134
Abb. 152: Heidebach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	134
Abb. 153: Heidebach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB	135
Abb. 154: Heidebach: Ganglinien der Säurebewertung	136
Abb. 155: Korrelation von Verfahren zur Bestimmung der Säurezustandsklasse an ECE-Fließgewässern Deutschlands	144
Abb. 156: Zeitaufwand für Probenahme, Sortierung und Bestimmung von Makrozoobenthos nach dem neuen Multi-Habitat-Sampling (MHS) und dem bisherigen Routineverfahren	152
Abb. 157: Individuenhäufigkeit in den Untersuchungsgewässern mit dem neuen Multi-Habitat-Sampling (MHS) und dem bisherigen Routineverfahren	152
Abb. 158: Ermittelte Taxazahl in den Untersuchungsgewässern mit dem neuen Multi-Habitat-Sampling (MHS) und dem bisherigen Routineverfahren	153
Abb. 159: Ökologische Zustandsklasse der Biokomponente Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten & Diatomeen in Abhängigkeit zum pH-Wert	157
Abb. 160: Anzahl nachgewiesener Taxa sowie EPT-Taxa in Abhängigkeit zum pH-Wert	162

Tabellen:

Tab. 1: Zuordnung der Häufigkeitsklassen (HK) zu Individuendichten I/m ²	12
Tab. 2: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern: Chemie und Biologie	13
Tab. 3: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern: Depositionsmessstellen	14
Tab. 4: Probenahmestellen und ihre Untersuchungszeiträume im Monitoringprogramm	15
Tab. 5: Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm	16
Tab. 6: Schwermetalle: Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“	139
Tab. 7: Korrelationskoeffizienten ausgewählter Parameterpaare (Fettdruck: signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau $p < 0,01$)	143
Tab. 8: Untersuchungsgewässer mit den ökologischen Zustandsklassen für die Biokomponente Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten & Phytobenthos	154
Tab. 9: Gegenüberstellung der Ökologischen Zustandsklassen der verschiedenen Biokomponenten mit der Experteneinschätzung	159
Tab. 10: Zusammenhang zwischen ausgewählten Metrics des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ und dem pH-Wert	161
Tab. 11: Trends ausgewählter Parameter bis 2004	167
Tab. 12: Trends des Makrozoobenthos	169

Karten:

Karte A: Lage der Untersuchungsgebiete (Bezeichnung der Probestellen siehe Tab. 4) Datengrundlage: Digitales Gewässernetz Deutschland, Umweltbundesamt	17
Karte B: Schwermetalle: Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben von Kupfer, Zink, Nickel, Blei und Cadmium, summarisch	141
Karte C: Lage der Untersuchungsgewässer	150
Karte D: Detail-Karten über biologische Bewertungsergebnisse der Untersuchungsgewässer	156
Karte E: Trends ausgewählter Parameter bis 2004	166

1 Einleitung

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).

Bedingt durch die lange Projektlaufzeit gab es sowohl personelle als auch institutionelle

Veränderungen bei den Datenlieferanten. Da die Zusammenarbeit mit den Datenlieferanten in den einzelnen Bundesländern ab 1995 nicht mehr in Form von Werkverträgen, sondern auf freiwilliger Basis erfolgte, variieren die Datenlieferungen zeitlich sehr. Die aktuellen Ansprechpartner bzw. Institutionen können Tab. 2 und Tab. 3 entnommen werden.

Die in Tab. 4 und Tab. 5 aufgeführten Probenahme- und Depositionsmessstellen werden aktuell im Monitoringprogramm untersucht.

Der vorliegende Bericht übernimmt weitgehend die Gebietsbeschreibungen und baut auf dem Zahlenmaterial der vorhergehenden Berichte auf (Zahn 1991, Schnellbögl 1996, Kifinger et al. 1998, 2000, 2002, 2004). Er

- ergänzt die Messreihen für die Jahre 2003 und 2004
- und führt Trendbeschreibungen fort.

In diesem Bericht wird auf die Ursachen und Wirkungsmechanismen nicht erneut eingegangen. Näheres hierzu siehe unter anderem bei Schnellbögl (1996) bzw. Lehmann et al. (1999).

Bei den bisherigen Berichten bestanden die biologischen Auswertungen an den Fließgewässern hauptsächlich in der vierklassigen Bestimmung der Säurezustandsklasse nach Braukmann (1994) (Braukmann (alt)). Um Trendänderungen besser erkennen zu können, werden in diesem Bericht eine Reihe zusätzlicher Parameter herangezogen. Dabei handelt es sich um die in Bayern verwendete Variante der Bestimmung der Säurezustandsklasse (Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft) (Bayerisches Verfahren), das neue fünfstufige Säurezustandsklasse-Verfahren (Braukmann & Biss 2004) (Braukmann (neu)), den Säureindex nach Hendrikson & Medin (1986) (Hendrikson-Index), die Anzahl der Taxa, die Anzahl der EPT-Taxa sowie die prozentualen Anteile der MZB-Population entsprechend den Versauerungszahlen ihrer eingestuften Taxa (VZ 1 –VZ 5). Die dabei zusätzlich angegebenen Organismen ohne Einstufung (o. Z.) umfassen die entsprechenden Anteile aller anderen Organismen, die im Gewässer gefunden wurden. Das Braukmann (neu)-Verfahren wird als offizielles Bewertungsverfahren für das Modul Säuregrad bei der WRRL herangezogen, die Parameter Hendrikson-Index, Anzahl Taxa sowie die EPT-Taxa sind nach Meier et al. (2004) zur Kennzeichnung von Säurebelastung geeignete zusätzliche Parameter. Mit Hilfe des AQEM-Software-Programms lassen sich diese Parameter berechnen. Für die Berechnungen sind quantitative Angaben erforderlich. Da die von den meisten Bearbeitern gelieferten Daten als Häufigkeitsklassen vorliegen, mussten ihnen Individuenzahlen zugeordnet werden. Die den Häufigkeitsklassen zugeordneten Individuenzahlen sind in Tab. 1 wiedergegeben.

HK	I/m²
1	1,5
2	6,5
3	20,5
4	65,5
5	200,5
6	650,5
7	1000,5

Tab. 1: Zuordnung der Häufigkeitsklassen (HK) zu Individuendichten I/m²

Aus Gründen der verhältnismäßig geringen Anzahl an Datensätzen pro Untersuchungsstelle wurde auf eine statistische Absicherung der Auswertungsergebnisse verzichtet. Eine Dokumentation in Form von Abbildungen wurde für Gewässer vorgenommen, bei denen sich im Vergleich zum Bericht über die Vorperiode 2001 - 2002 (Kifinger et al. 2004) Änderungen ergeben haben.

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	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt	Herr Dr. Coring
Kaufunger Wald, Taunus, Odenwald	Nieste 3, Rombach 2, Rombach 4, Schmerbach 1	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie	Herr Dr. Coring
Rothaargebirge	Elberndorfer Bach, Zinse	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen	Herr Dr. Coring
Hunsrück	Traunbach 1, Gräfenbach	Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz	Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz
Schwarzwald	Goldersbach, Kleine Kinzig, Dürreychbach	Landesamt für Umweltschutz Baden Württemberg	Landesamt für Umweltschutz Baden Württemberg
Bayerischer Wald	Rachelsee, Seebach, Hinterer Schachtenbach, Vorderer Schachtenbach, Große Ohe	Wasserwirtschaftsamt Passau	Regierung von Niederbayern
Oberpfälzer Wald	Waldnaab 2, Waldnaab 8	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft	Bayer. Landesamt für Umwelt
Fichtelgebirge	Eger, Röslau, Zinnbach	Wasserwirtschaftsamt Bayreuth	Wasserwirtschaftsamt Bayreuth
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

Tab. 2: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern: Chemie und Biologie

Untersuchungsgebiet	Depositionsmessstelle	Ansprechpartner
Lauenburgische Seenplatte	Hahnheide	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer
Harz	Lange Bramke	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt
Kaufunger Wald, Odenwald, Taunus	Witzenhausen, Königstein, Fürth	Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie
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	Markungsraben, Lehstenbach	Bayer. Landesamt für Umwelt
Erzgebirge, Elbsandsteingebirge, sächsische Tieflandsbucht	Plauen, Marienberg, Zinnwald, Leipzig	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen

Tab. 3: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern: Depositionsmessstellen

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

Tab. 4: Probenahmestellen und ihre Untersuchungszeiträume im Monitoringprogramm

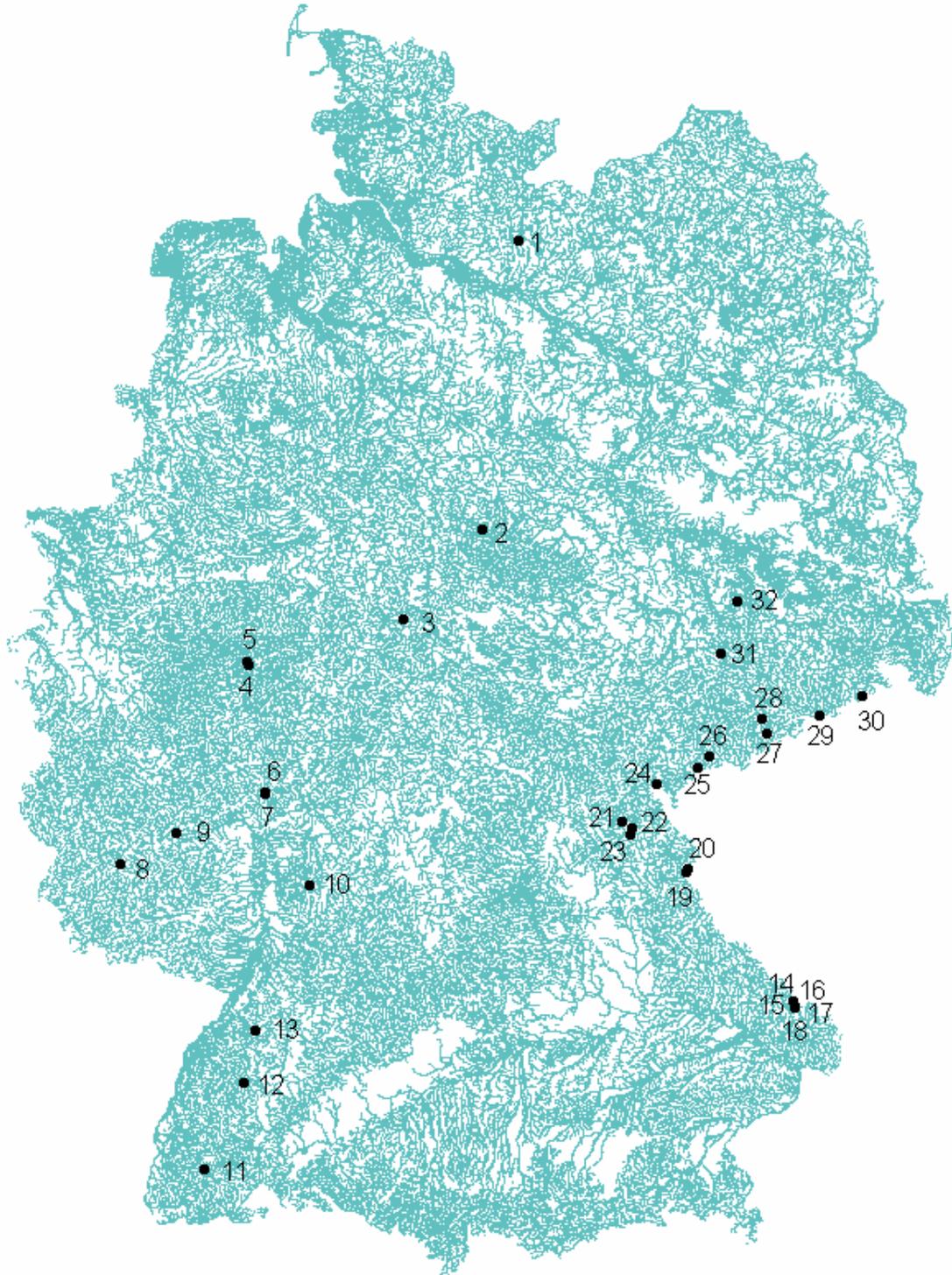
Gebiet	Messstelle	Untersuchungszeitraum
Lauenburgische Seenplatte	Hahnheide	1985 – 2004
Harz	Lange Bramke	1981 – 2004
Kaufunger Wald	Witzenhausen	1983 – 2004
Rothaargebirge	Elberndorf	1987 – 2004
Taunus	Königstein	1983 – 2004
Hunsrück	Idar-Oberstein	1984 – 2004
Odenwald	Fürth	1987 – 2004
Schwarzwald, südl.	Schauinsland	1987 – 2004
mittl.	Freudenstadt	1984 – 2004
nördl.	Rotenfels *	1983 – 2003
Bayerischer Wald	Markungsgraben	1989 – 2004
Fichtelgebirge	Lehstenbach	1988 – 2004
Erzgebirge, westl.	Plauen	1989 – 2004
mittl.	Marienberg	1989 – 2004
östl.	Zinnwald	1989 – 2004
Sächsische Tieflandsbucht	Leipzig	1990 – 2004

* Probestelle wird nicht mehr untersucht

Tab. 5: Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm

2 Untersuchungsgebiete

Die Beschreibung der Probenahmestellen wurde von Schnellbögl (1996) übernommen. Die Karte A zeigt die Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland, die im Rahmen dieses Monitoringprogramms untersucht werden.



Karte A: Lage der Untersuchungsgebiete (Bezeichnung der Probestellen siehe Tab. 4)
Datengrundlage: Digitales Gewässernetz Deutschland, Umweltbundesamt

Im Folgenden werden Geologie, Hydrologie, Bodenbeschaffenheit, Klima und Vegetation der Untersuchungsgebiete beschrieben. Nähere Informationen und Literaturhinweise siehe Schnelbögl (1996). Aus diesem Bericht wurden auch wesentliche Teile der Gebietsbeschreibungen übernommen.

2.1 Lauenburgische Seenplatte

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 vergleht, 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.

2.2 Harz

Der Harz gehört zu den geologisch vielfältigsten Mittelgebirgen Deutschlands. Hier wechseln sich kleinflächig Grauwacken, Quarzite, Sandsteine, Granite, Diabase, Porphyre und Tonschiefer ab. Der Basengehalt dieser Gesteine und der daraus entstandenen Böden ist sehr unterschiedlich. Die höchste Erhebung im Harz ist der Brocken mit 1142 m.

Im Gebiet des Westharzes werden drei morphologische Einheiten unterschieden:

- die Hochflächen des Oberharzes,
- das Gebiet des Acker-Bruchberg- und Brockenmassivs
- das Flussgebiet der Sieber, Oder und Wieda.

Durch umfangreiche Bergbauaktivitäten seit dem Mittelalter sind Teile des Harzes schon sehr früh durch Schwermetalle und Schwefeldepositionen belastet worden. Heute gehört er zu den durch saure Deposition am stärksten belasteten Regionen in den alten Bundesländern. Er wurde deshalb für umfangreiche Untersuchungen zu den Auswirkungen atmosphärischer Belastung ausgewählt. In Mitteleuropa gibt es jedoch wesentlich höher belastete Gebiete, u.a. Erzgebirge

und Riesengebirge.

Für das Monitoringprogramm wurden ursprünglich 15 Probestellen ausgewählt, von denen bis einschließlich 1994 noch vier untersucht wurden. Aktuell wird allerdings nur noch eine Stelle (Lange Bramke) beprobt. Diese liegt im Gebiet des Oberharzes.

Aufgrund der exponierten Lage bildet der Harz für die vorherrschend aus westlichen Richtungen einströmenden Luftmassen eine Barriere, was ergiebige Niederschläge vor allem im Westen zur Folge hat. Die Niederschlagssumme in mittleren Höhenlagen beträgt ca. 1150 mm/Jahr, die durchschnittliche Niederschlagssumme im Einzugsgebiet der Sösetalsperre 1280 mm/Jahr. Die Niederschläge sind gleichmäßig über das Jahr verteilt. Im Winter unterbrechen häufig Tauperioden die Bildung von Schneedecken. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt ca. 6 °C, die Schneedeckenperiode dauert sechs Monate, mit 80 - 100 Schneedeckentagen.

Bis ins ausgehende 15. Jahrhundert waren die Höhen bis 1000 m mit Buchenmischwäldern bestanden, im Zuge des Bergbaus wurden sie fast vollständig abgeholzt und durch Fichten ersetzt. Nach dem Zweiten Weltkrieg fanden nochmals umfangreiche Kahlschläge statt. Die heutigen Bestände sind selten älter als 80 Jahre und zum Teil stark geschädigt. In exponierten Lagen entstanden in neuerer Zeit viele Kahlfelder, teils durch Windwurf, teils durch Abholzung geschädigter Bäume. Auf dem Kamm des Acker-Bruchberg-Zuges bestehen ausgedehnte Hochmoore, vergesellschaftet mit vermoorten Fichtenwäldern (Pardey 1994).

Die Lange Bramke war und ist Gegenstand vieler Untersuchungen zum Stoffhaushalt, Gebietswasserhaushalt und zu den Auswirkungen saurer Depositionen auf den Zustand von Waldökosystemen. Das Einzugsgebiet der Langen Bramke liegt im Lee der Schalke, einer der höchsten Erhebungen des Westharzes. Es ist Teil der Formation des Oberharzer Devons, genauer des Kahlebergsandsteins des Unterdevons. Innerhalb des Untersuchungsgebietes treten die Schalker, Nessigi und Giengelsberger Schichten an die Oberfläche. Dabei handelt es sich um dickbankige Quarzite, feinkörnige quarzitisches Sandsteine, sandig - siltige Schiefer und Tonschiefer. Die Hänge und Hangfußzonen sind mit skelettreichen Solifluktionserden bedeckt. Refraktionsseismische Messungen ermittelten eine Lockersedimentbedeckung aus Boden, Fließerden und verwittertem anstehenden Gestein von im Mittel 3,5 m Mächtigkeit. Maximalwerte liegen bei 7 m, Minimalwerte bei 0,5 m (Herrmann et al. 1989). Die Lockersedimentüberdeckung enthält ein eng verknüpftes Makroporensystem und dient als hydrologischer Speicher. Porenaquifere bestehen nur in der Talfüllung, während im Festgestein Kluftaquifere ausgebildet sind. Das Niederschlagswasser sickert schnell in vertikaler Richtung durch die Makroporen der Lockergesteinsüberdeckung in den Kluftaquifer.

Vorherrschender Bodentyp ist ein Braunerde-Podsol, gefolgt von podsolierten Braunerden, Podsolen in Mittel- und Oberhanglagen und ca. 10 % Hang- und Talgleyen. In Podsol-Braunerden bis Podsolen am Hang steigt die Basensättigung der Austauscher erst in 2 - 3 m Tiefe

auf Werte über 5 bis 10 % an. Auf Plateaus reicht der Aluminiumpufferbereich schon bis in 5 m Tiefe (Hauhs 1989). Das Gebiet ist heute mit etwa 50-jährigen Fichten in der dritten Generation bestockt und zum Teil durch Schneisen untergliedert.

2.3 Kaufunger Wald

Das Untersuchungsgebiet liegt in der flach zum Fuldataal auslaufenden Westabdeckung, die vom Kasseler Becken begrenzt wird. Dieser Teil des Kaufunger Waldes baut sich aus Mittlerem Buntsandstein auf, der von steinig - sandigen Solifluktionserden überlagert wird, die aber nur geringe Mächtigkeiten (bis 5 m) besitzen. Die Höhenrücken erreichen bis über 600 m ü. NN.

Untersucht wurden bis 1998 zwei Probestellen, eine am Oberlauf der Nieste und eine weitere an einem ihrer Zuläufe. Für die Jahre 1999 und 2000 liegen keine Untersuchungsergebnisse vor, seit 2001 wird nur noch die Probestelle Nieste 3 (an der Nieste selbst) untersucht.

Die Nieste entspringt am Westhang des 585 m ü. NN gelegenen Steinbergs und entwässert nach Nordwesten in die Fulda. Der Mittlere Buntsandstein im Untersuchungsgebiet ist stark geschichtet. Die verschiedenen Folgen (Volpriehausen Folge bis Hardeggen Folge) sind als Wechsellagerung plattiger, fein- bis grobkörniger Sandsteine und Ton- bzw. Schluffsteine ausgebildet. Auf der Kuppe des Steinbergs tritt basenreicherer tertiärer Basalt zutage, ebenso auf der Kuppe des nördlich gelegenen Bielsteines. Der obere Bereich des Westhanges des Steinbergs ist etwa bis auf die Höhe der Niestequelle mit tertiärem Sand, Ton, Schluff und Kies bedeckt.

Während das anstehende Gestein des Mittleren Buntsandsteines als Kluftgrundwasserleiter dient, findet sich im darüber liegenden Hangschutt Porengrundwasser, das die meisten Quellen speist. Bedingt durch die oft gute Durchlässigkeit des Buntsandsteins fließt ein großer Teil des Grundwassers direkt in die Fulda. Die kleinen Bäche entwässern also nur den oberflächennahen Bereich des Gebietes. Der Abfluss dieser Bäche ist damit stark von den Niederschlagsverhältnissen abhängig. Auf den Höhen entwickelten sich Podsole oder Podsol-Braunerden, hangabwärts finden sich Braunerden auf steinigem, sandig - schluffigem Deckschutt, oft schwach podsoliert. Der häufig darunter liegende Basisschutt wirkt wasserstauend und führt zu Pseudovergleyungsmerkmalen.

Das Gebiet gehört zur Klimazone Westliches Mitteldeutschland mit relativ kalten Wintern. Die Niederschlagshöhe beträgt bis zu 850 mm/Jahr, wovon Schnee einen Anteil von 10 - 15 % ausmacht. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 7 °C. Zu einem großen Teil ist die Westabdeckung des Kaufunger Waldes seit mehr als zwei Generationen von Fichtenreinbeständen bedeckt. Das Einzugsgebiet am Oberlauf der Probestelle ist teilweise mit Buchen bestockt.

2.4 Rothaargebirge

Das Rothaargebirge schließt sich im Norden an das Rheinische Schiefergebirge an. Die beiden untersuchten Gewässer Elberndorfer Bach und Zinse entspringen auf dem Scheitel eines ausgedehnten Rumpfgewölbes am Südwestrand des Rothaargebirges, dem Hochsauerland, auf einer Höhe von 630 m bzw. 640 m ü. NN. Sie fließen bis zu ihrer Mündung in die Eder bzw. Röspe durch gefällestarke Kerbtäler.

Fast das gesamte Einzugsgebiet besteht aus den Oberen Siegener Schichten (Klafelder Folge), das sind schluffig - feinsandige, blaugraue Tonsteine, geschiefert, mäßig bis schlecht gesondert, mit geringmächtigen Schluff- und Sandsteinbänken. Ein kleiner Teil des Untersuchungsgebietes setzt sich aus den Mittleren Siegener Schichten zusammen, die toniger sind als die Oberen Siegener Schichten. Die Hänge entlang der Bäche sind mit sandig - tonigen Hanglehmen bedeckt, in der Talsohle finden sich zusätzlich Auenlehme. In den Festgesteinen, deren Durchlässigkeit mäßig bis sehr gering ist, treten keine nennenswerten Grundwasservorkommen auf. Auch die Hanglehme sind meist nur gering wasserdurchlässig. Mäßig ergiebige Porengrundwässer kommen nur in den Lockergesteinen der breiteren Täler vor. Hangschuttquellen treten an der Grenze von Lockergestein zu festem Fels aus. Ihre Schüttung ist schwach und kann in Trockenperioden versiegen. Daneben gibt es jedoch auch Quellen aus Störungs- oder Kluftzonen, deren Schüttung stärker ist. Das steile Gelände begünstigt oberflächlichen Niederschlagsabfluss und führt damit zu stark wechselnden Abflussverhältnissen. Die Verweildauer der Grundwässer im Grundwasserleiter ist meist kurz. Die Böden sind überwiegend basenarme bis schwach basenhaltige Braunerden mittlerer bis großer Entwicklungstiefe. In Erosionslagen ist die Entwicklungstiefe der Böden geringer, und in höhergelegenen Waldgebieten entstanden auch podsolige Braunerden und Podsole, in Tälern Gleye. Die Bodenart ist schluffig - tonig, selten sandig.

Aufgrund der exponierten Lage wirkt das Rothaargebirge als Wetter- und Klimascheide. Die Folge sind relativ hohe Niederschläge von über 1200 mm/Jahr, die erheblichen Schwankungen unterworfen sind. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8 °C. Die potentiell natürliche Vegetation im Gebiet ist der Hainsimsen-Buchenwald, aber inzwischen ist es mit Fichtenmonokulturen bestockt. Im Einzugsgebiet des Elberndorfer Bachs gibt es dazu noch wenige Buchen und Sumpfwiesen, zusätzlich ist der Elberndorfer Bach von einem kleinen Fischteich beeinflusst.

2.5 Taunus

Der Taunus ist, wie auch der Hunsrück, Teil des Rheinischen Schiefergebirges, dem größten zusammenhängenden deutschen Mittelgebirge. Das Untersuchungsgebiet liegt im südöstlichen Teil des Taunus, im Bereich des sogenannten Hochtaunus. Das Gebiet besteht aus langgezogenen quarzitischen Höhenrücken mit zwischengeschalteten Muldenzonen, die größtenteils aus weichen, tief verwitterten Schiefen aufgebaut sind. Die höchste Erhebung im Hochtaunus ist der

Große Feldberg mit 878 m ü. NN. Südlich davon, am Südwesthang des 825 m hoch aufragenden Kleinen Feldberges, entspringen der Rombach und der Silberbach, die nach Süden über den Liederbach in den Main entwässern.

Die Probestellen liegen am Rombach und einem seiner linksseitigen Zuläufe. Die Probestelle Rombach 3 (Zulauf) wurde bis einschließlich 2000 untersucht. Ab 2001 wird sie durch eine neu eingerichtete Probestelle (Rombach 4) ersetzt.

Der Rombach entspringt in den sogenannten Bunten Schiefen (Tonschiefer mit grünen Quarziten und Sandsteinen, bestehend aus ca. 60 % SiO_2 , 20 % Al_2O_3 , 6 % Fe_2O_3 , 2,6 % FeO , 0,1 % CaO , 2,8 % MgO , 2,1 % Na_2O , 4,7 % K_2O). Das Einzugsgebiet enthält wenig Quarzit (Siegener Stufe: Wechsellagerung von Quarziten, Grauwackenschiefern und Tonschiefern), dafür ca. 50 % Anteil Glimmersandstein (Hermeskeil-Schichten, Gedinne-Stufe, mit Tonschiefern) und lehmigen Gehängeschutt.

Der allgemein hohe Grus- und Steingehalt der Böden führt zu einer geringen Wasserspeicherkapazität. Böden aus Bunten Schiefen sind aufgrund ihrer tonig - schluffigen Art wenig wasserdurchlässig, es herrscht daher zeitweise Staunässe. Viele Schichtquellen entspringen hier. Der mächtige lehmige Hangschutt ist dagegen sehr wasseraufnahmefähig, das Wasser tritt jedoch zum Teil bald wieder in Quellen aus, da die darunter liegenden unterdevonischen Gesteine das Sickerwasser nicht genügend aufzunehmen vermögen. Insbesondere die Bunten Schiefer sind wenig wasserwegsam, Quarzite und Hermeskeil-Schichten aufgrund einer größeren Zahl von Klüften besser. Die meisten Bäche werden aus Hangschuttquellen gespeist. Daraus ergibt sich eine starke Abhängigkeit der Wasserführung von den Niederschlägen. An Hängen und Oberhanglagen finden sich flache bis mittelgründige Parabraunerden, Braunerden und Pseudogleye, daneben vereinzelt auch Ranker, in Unterhanglagen tiefgründige Parabraun- und Braunerden. Die Wurzelzone reicht im allgemeinen nur bis in eine Tiefe von ca. 30 cm. Generell ist die Pufferkapazität der Böden höher als im benachbarten Hunsrück.

Das Klima gehört zum kontinentalen Berglandklima mit einer mittleren Jahrestemperatur von 6 – 7 °C. Die Niederschläge liegen zwischen 700 und 900 mm/Jahr, wovon ein großer Teil im Sommer fällt. Laubbäume bedecken im Hochtaunus im allgemeinen ca. 90 % der Fläche. Im Einzugsgebiet der Quelle des Rombachs jedoch herrscht die Fichte vor. Die Probestelle Rombach 2 liegt in einem Mischwaldbereich, der linksseitige Zulauf (Rombach 3) in einem Buchengebiet.

2.6 Hunsrück

Der Hunsrück ist wie der Taunus Teil des Rheinischen Schiefergebirges, das vor allem aus Tonschiefern, Grauwacken und Quarziten besteht. Durch starke Verwitterung bildeten sich flachwellige Hochflächen und flache Talformen aus. Die Quarzite bilden infolge ihrer Widerstandskraft gegen Verwitterung von Südwest nach Nordost weithin ziehende Sättel mit

Höhen von 600 - 800 m ü. NN. Dazwischen liegen Mulden aus weichen und tief verwitterten Tonschiefern. Die Hangzonen sind mit Schuttdecken aus skelettreichem Solifluktuionsmaterial bedeckt. Basenarmes Substrat findet sich daher nur auf den Kämmen und an den Hangbereichen, während in den Tälern die Pufferkapazität des Bodens und der Gesteine noch höher ist. Untersucht wurde hier der Traunbach am südwestlichen Rand und der Gräfenbach im östlichen Teil des Hunsrück. Der Traunbach entspringt im quarzitischem Hangschutt, fließt dann kurz durch mooriges Gelände mit zwischengelagerten nicht vermoorten Zonen und weiter an der Grenze zwischen quarzitischem Hangschutt auf der einen Seite und Buntem Schiefer auf der anderen. Danach tritt er wieder in Quarzitgebiet ein. Das Einzugsgebiet der Probestelle am Gräfenbach liegt ganz im Quarzit.

Im Quarzit finden sich vor allem Kluftgrundwasserleiter mit hohen Fließgeschwindigkeiten. Nur im oberen Bereich sind die Klüfte mit zum Teil tonigem Verwitterungsmaterial gefüllt. Daraus ergeben sich niedrigere Fließgeschwindigkeiten sowie höhere Basengehalte des Grundwassers in diesem Bereich. Die Bäche werden jedoch vor allem aus dem Porengrundwasser der Hangschuttdecken gespeist. Dies bedeutet oberflächennahen Wassertransport. Die Wasserführung der Bäche ist dadurch jahreszeitlich sehr unterschiedlich, im Sommer trocknen sie teilweise aus. Die Sulfatgehalte stiegen nach Untersuchungen im östlichen Teil des Hunsrück von 5 mg/l im Jahr 1925 auf 25 - 50 mg/l 1985. Auf den Hängen finden sich schwach entwickelte, teils podsolierte Braunerden und Parabraunerden, sowie Hanggleye, auf den Kämmen dagegen Ranker. In den Senken entwickelten sich auf Tonschiefern Pseudogleye. Die Pufferkapazität der Böden in den höheren Bereichen ist gering, Calcium und Magnesium belegen maximal 5 % der Kationenaustauschkapazität. Die pH-Werte des Mineralbodens schwanken zwischen 3,0 und 3,7.

Das Klima des Untersuchungsgebietes ist dem Kontinentalen Berglandklima zuzurechnen, die mittlere Jahrestemperatur beträgt 6 - 7 °C, die Schneeschmelze findet meist im März statt. Die Hauptwindrichtung ist Westen. Bei Ostwind wird hohe atmogene Belastung aus dem Rhein-Main - Gebiet herangeführt. Der Wald auf den Hängen und Höhen des Gebiets besteht fast ausschließlich aus Fichte.

2.7 Odenwald

Der geologische Aufbau trennt den Odenwald in einen westlichen, den kristallinen, aus Graniten, Granodioriten, Gneisen und Porphyren bestehenden Teil, und einen östlichen, den sogenannten Buntsandstein-Odenwald, in dem die nach Osten abdachenden kristallinen Gesteine eine Überdeckung aus Mittlerem und Oberem Buntsandstein in einer Mächtigkeit bis 450 m haben. Die Bergrücken erreichen allgemein 300 - 500 m ü. NN und verlaufen meistens von Nord nach Süd. Kuppen und Oberhänge im Buntsandstein-Odenwald sind stark erodiert, in den tieferen Lagen herrscht eine Überdeckung aus Lockersedimenten vor.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Buntsandstein-Odenwald in einem kleinen, Nord - Süd

ausgerichteten Seitental des Mossautales, das über den Schmerbach in die Mossau entwässert. Es wird östlich von dem 495 m ü. NN aufragenden Eselskopf begrenzt, im Westen von etwas flacheren Höhenzügen.

Untersucht wurde bis 1998 ein kleiner Zulauf zu einem Nebenbach des Schmerbachs. Die Probestelle Schmerbach 3 liegt kurz unterhalb einer Quelle in einem alten Fichtenbestand. Da der Bach stark verkrautete, war ab 1999 keine Beprobung mehr möglich und die Stelle wurde durch den Schmerbach 1 ersetzt. Diese Stelle war bis 1994 bereits im ECE-Monitoringprogramm enthalten und es liegen kontinuierliche Messungen von 1985 bis 2000 vor. Die Probestelle liegt an einem kleinen Bach, der durch Jungfichtenbestand fließt und in den Hiltersklinger Teich, einen kleinen Kröteenteich, mündet.

Im Untersuchungsgebiet herrscht Mittlerer Buntsandstein vor, der als Eck'sches Konglomerat mit Geröllen und tonigem Bindemittel ausgebildet ist und Feldspäte enthält, sowie als Pseudomorphosensandstein. Die Quellen entspringen im Eck'schem Konglomerat. Hier findet sich auch vermehrt Staunässe. Das Gebiet war ursprünglich mit einer dünnen Lößdecke bedeckt, die jetzt stark verwittert und nicht mehr erkennbar ist. Die teilweise grobe Körnung sowie das lockere Gefüge des Eck'schen Konglomerats begünstigen die Versickerung und den Transport des Niederschlagswassers, so dass dieses auf tonigen Lagen wie auch an der Grenze zum Unteren Buntsandstein vielfach zutage tritt. Allgemein ist die Zahl der Quellen in den Hang- und Berglagen des Buntsandsteins jedoch gering, die Schüttung niedrig und großen Schwankungen unterworfen. Die Böden auf Eck'schem Konglomerat sind sehr locker, tiefgründig und relativ nährstoffarm. Vom Bodentyp her handelt es sich um podsolige Braunerden, auf Kuppen und Hängen finden sich flachgründige, podsolige Braunerde-Ranker. Die Bodenart ist schwach lehmiger Sand, oft grusig bis steinig. Die Böden besitzen eine geringe Wasserspeicherkapazität. Auf tonigen Zwischenschichten treten Staunässeerscheinungen auf.

Das Klima ist dem Mittelgebirgsklima zuzurechnen, es ist mild, sommerwarm und relativ trocken. Die Jahresmitteltemperaturen betragen um 8,5 °C, die Jahresniederschläge knapp über 1000 mm/Jahr. Der Schneeanteil ist mit maximal 15 % zwar relativ gering, doch sind die Niederschläge im Winterhalbjahr geringfügig höher als im Sommerhalbjahr. Vorherrschende Windrichtung ist Südwest. Das Untersuchungsgebiet ist mit Fichtenmonokulturen verschiedenen Alters bestockt.

2.8 Schwarzwald

Der Schwarzwald gliedert sich in die Landschaftsräume des Nordschwarzwaldes, des mittleren Schwarzwaldes und des Südschwarzwaldes. Aus allen drei Teilgebieten wurden Probestellen ausgewählt. Im folgenden werden die Teilgebiete getrennt beschrieben.

2.8.1 Südschwarzwald

Das nach Osten abflachende Grundgebirge ist aus Gneisen und Graniten aufgebaut, die lokal von glazialen Ablagerungen und periglazialen Schuttdecken überdeckt werden. Die Höhen erreichen 300 - 1500 m ü. NN.

Als Untersuchungsobjekt wurde hier der nordöstlich des Feldsees gelegene Goldersbach ausgewählt. Er entspringt am Osthang des Feldberges und fließt über steiles Gelände in den Seebach, der den Titisee speist. Seine Quelle liegt in Gneisen mit schwacher anatektischer Überprägung und Paragneisrelikten. Die Körnung ist fein bis grob. Zum Teil enthalten die Gneise Biotit oder Cordierit, zum Teil gehen sie in Diatexite (inhomogene bis fast homogene, granitoide Gesteine) über. Daneben kommen im Einzugsgebiet Ortho-Amphigneise vor. Der Bach fließt dann kurz durch Paragneise, die aus grauackeartigem Ausgangsmaterial entstanden und als schiefrige bis massige Plagioklas-Quarz-Biotitgneise ausgebildet sind, die zum Teil cordierit- oder hornblendeführend sind. Im weiteren Verlauf besteht das Gebiet aus würmeiszeitlichen Moränen mit hohem Schluffanteil (Geschiebelehm). Die Probestelle selbst liegt wieder in Gneisen mit schwacher anatektischer Überprägung. Insgesamt besteht das Einzugsgebiet des Bachs bis zur Probestelle aus ca. 60 % Gneisen und 40 % Moränen.

Grundwasserleiter sind die steinig - grusigen Schuttmassen der Hänge sowie die darunter liegenden Kluftkörper im oberflächennahen Fels. Die Quellen sprechen rasch auf Niederschläge an, was auf wenig mächtige Sickerstrecken hinweist. Abflussminima treten im August bis Oktober auf. Die oft tiefgründigen Böden sind meist aus den periglazialen Schuttdecken entstanden. Es finden sich hier sehr viel Stagnogleye, Hanggleye, Torfmoore und in den Tälern Gleye. Dazu kommen auf den Moränen Braunerden, podsolige Braunerden und Podsole.

Die Niederschläge sind mit bis zu 1900 mm/Jahr sehr hoch, die Niederschlagsverteilung über das hydrologische Jahr ist ausgeglichen, der Schneeanteil beträgt bis zu 40 %. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 4 - 5 °C. Der Wind kommt vorwiegend aus Südwest bis West. Im Allgemeinen ist die Region mit 30 % Laubwald und 70 % Fichte und Tanne bedeckt, im Einzugsgebiet des Goldersbachs jedoch mit 100 % Nadelwald.

2.8.2 Mittlerer Schwarzwald

Der mittlere Schwarzwald erreicht im Gegensatz zu Nord- und Südschwarzwald nur maximal 1000 m ü. NN. Hier wurde südwestlich von Freudenstadt das Untersuchungsgebiet Kinzigstalsperre ausgewählt. Die Kleine Kinzig fließt durch ein tief eingeschnittenes Tal in Nord-Südrichtung und speist den nördlichen Arm des Kinzigstausees.

Die Probestelle liegt in einem Einzugsgebiet aus Mittlerem Buntsandstein (Hauptkonglomerat und Hauptbuntsandstein). Daneben tritt Oberer Buntsandstein (Plattensandstein) auf. Die Hänge

an beiden Bachläufen sind teilweise mit Felsenmeeren bedeckt. Am Bachlauf des Hüttenbächle ist Eck'sches Konglomerat ausgebildet. Auf der Höhe des Kinzigstausees tritt Unterer Buntsandstein zutage, der mehr Calcium und Magnesium enthält als Mittlerer und Oberer Buntsandstein.

Über Eck'schem Geröllhorizont und Unterem Buntsandstein entspringen viele kleine Schichtquellen. Bei der Kinzig-Quelle handelt es sich dagegen um eine Spaltenquelle. Über Ortsteinhorizonten findet lateraler Wassertransport statt. Die Böden sind tiefgründig verwittert, nur an steilen Hängen sind sie flachgründig ausgebildet. Auf Mittlerem Buntsandstein sind sie locker, grobschüttig, sehr nährstoffarm und fast frei von Calcium und Magnesium. In den Böden auf Eck'schem Konglomerat sind etwas mehr Nährstoffe enthalten. Das feuchtkalte Klima begünstigt hier, wie auch im Nordschwarzwald, die Rohhumusbildung. In Verbindung mit den lockeren Böden erfolgt eine rasche Auswaschung von Humaten und Kationen aus den oberen Bodenschichten, die zur Ortsteinbildung führt. Diese tritt vor allem an den wechselfeuchten Süd- und Westhängen über Hauptbuntsandstein und Hauptkonglomerat auf. Der Ortstein steht im Allgemeinen unterhalb 40 - 60 cm Tiefe an und ist 20 - 50 cm mächtig. Über Eck'schem Konglomerat treten dagegen keine Ortsteinböden auf, hier sind podsolige Braunerden und Ranker zu finden. Auch die Böden auf Oberem Buntsandstein sind ähnlich nährstoffarm. Sie enthalten jedoch etwas mehr Kalium und sind als Waldstandorte besser zu bewerten, da sie feinkörniger sind, weniger Gerölle führen und sich keine Felsenmeere bilden. Ortsteinböden sind auf Oberem Buntsandstein nicht verbreitet. Aufgrund des tonigen Bindemittels bilden sich in geeigneten Lagen Stagnogleye aus. Die Niederschläge sind mit ca. 1550 mm/Jahr geringer als im Nordschwarzwald, der Schneeanteil beträgt bis 40 %, die Jahresdurchschnittstemperatur ca. 6 °C.

2.8.3 Nordschwarzwald

Der nördliche Teil des Schwarzwaldes besitzt im Gegensatz zum südlichen eine Überdeckung des Granitsockels aus mächtigen Buntsandsteinplatten. Nur in den Tälern tritt der Granit zutage. Im sogenannten Grindenschwarzwald, dem höchsten Teil des Nordschwarzwaldes, wurde der Dürreychbach für die Untersuchung ausgewählt. Die Quellhorizonte des Bachs liegen in vernässten Hochflächen. Die Region ist sehr dünn besiedelt und fast vollständig bewaldet.

Der Dürreychbach fließt in einem tief eingeschnittenen Tal nach Osten. Im Westen wird das Einzugsgebiet von einem Höhenzug begrenzt, der vom Hohloh zum Grenzertkopf zieht, im Norden vom Lerchenstein, einer der höchsten Erhebungen in diesem Gebiet (941 m ü. NN). Der Quellhorizont ist sumpfig, ebenso die Umgebung des linksseitigen kleinen Zulaufs kurz vor der Probestelle. Das Einzugsgebiet besteht vor allem aus geröllfreiem Mittleren (Haupt-) Buntsandstein. Die Höhen werden von Oberem (Haupt-) Konglomerat gebildet. Entlang dem Bachlauf findet sich Eck'sches Konglomerat, ein lockerer, brüchiger, hellroter, mittel- und grobkörniger Sandstein mit Geröllen von Quarz und kristallinen Feldspatgesteinen. Der

Basengehalt ist etwas höher als im Hauptbuntsandstein. Die Probestelle selbst ist am Rand zu Unterem Buntsandstein gelegen; Oberer Buntsandstein fehlt.

Einzelne Horizonte des Buntsandsteins sind sehr quellenreich. So sammeln die tonigen Schichten im Hauptkonglomerat das Wasser, ebenso die Tonbänke im Eck'schen Horizont und die Grenze zum feinkörnigen Unteren Buntsandstein. Der Austritt erfolgt in Schichtquellen. Der linksseitige Zulauf kurz vor der Probestelle ist eine typische Schichtquelle, die an der Grenze von Hauptbuntsandstein zu Eck'schem Konglomerat entspringt. Mittlerer Buntsandstein ergibt nährstoffarme, tiefgründige Sandböden, die erwärmungsfähig sind und teilweise mit verkieseltem Schutt durchzogen sind. In höheren Lagen herrschen flachgründige Böden vor. Calcium und Magnesium fehlen den Böden fast vollständig, Eisen und Kalium sind nur in geringen Mengen vorhanden. Im ganzen Gebiet sind Rohhumusauflagen weit verbreitet. Besonders mächtig sind sie auf den ebenen Hochflächen der Hauptkonglomerate. Podsole und Stagnogleye sind hier weit verbreitet. Auf Eck'schem Konglomerat entwickelten sich grobschüttige Sandsteinböden und Felsenmeere. Durch stellenweise vorkommende Tonlinsen sind die Böden absorptionsfähiger und nährstoffreicher als auf dem Hauptbuntsandstein.

Der Grindenschwarzwald ist einer der niederschlags- und schneereichsten Teile des Schwarzwaldes. Die Niederschläge liegen zwischen 1600 und 2000 mm/Jahr und sind übers Jahr ziemlich ausgeglichen. Davon entfallen bis zu 40 % auf Schneeniederschlag. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 6 – 7 °C. Nach intensiven Waldnutzungen im 17. und 18. Jahrhundert wurden die umfangreichen Kahlhiebflächen im 19. Jahrhundert mit Fichte aufgestockt. Die Waldbestände sind zum Teil schwer von Waldschäden betroffen.

2.9 Ostbayerisches Grundgebirge

Das ost- und nordostbayerische Grundgebirge ist hauptsächlich aus Gneisen und Graniten, untergeordnet Schiefer, aufgebaut. Jüngere Deckschichten fehlen fast ganz. Es gliedert sich aufgrund geologischer und morphologischer Gegebenheiten in vier deutlich voneinander abgegrenzte Mittelgebirgslandschaften: Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge und Frankenwald. Aus den drei erstgenannten Regionen wurde jeweils ein Untersuchungsgebiet ausgewählt.

2.9.1 Bayerischer Wald

Langgestreckte, bewaldete Bergrücken und breite Paralleltäler kennzeichnen den Bayerischen Wald. Im Hinteren Bayerischen Wald ragen die Gipfel bis über 1400 m ü. NN auf. Die gesamten oberen Lagen des Bayerischen Waldes über 800 m werden von Firneisgrundschutt in einer Mächtigkeit von einem halben bis mehreren Metern überzogen, der ab ca. 30 cm unter Bodenoberkante ansteht und aus einer lokal begrenzten Verfirnung entstanden ist. Er zeichnet sich durch eine stark verfestigte, sandig - grusige Grundmasse aus, in die Steine und Blöcke

sowie Schluff- und Tonbestandteile eingelagert sind. Seine Untergrenze geht in grusigen Zersatz über, die Obergrenze ist meist stark verlehmt. Unterhalb von 800 m bedecken mehr oder minder mächtige Solifluktionsschuttdecken das Gebiet. Deren höherer Feinkornanteil führt häufig zu Staunässe.

Untersucht wurden im Hinteren Bayerischen Wald der Rachelsee, sein Abfluss, der Seebach, sowie der Hintere und der Vordere Schachtenbach, die mit dem Seebach zur Großen Ohe zusammenfließen. Die Oberläufe der Bäche liegen in steilem Gelände, das Gefälle ist entsprechend groß. Im Einzugsgebiet der Großen Ohe liegt am Forellenbach auch die bisher einzige deutsche Probestelle im "ICP Integrated Monitoring", einem weiteren Monitoringprogramm im Rahmen der ECE-Luftreinhaltekonvention.

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. Der See wird an seinem Nordnordwestufer von einer 300 m hoch aufragenden Karwand umrahmt und von zwei von dieser Seewand kommenden Zuläufen gespeist. Im Süden hat er einen Abfluss, den Seebach. Das Seebecken wurde um 1900 durch Aufstauung vergrößert, um den See für die Holztrift zu nutzen.

Das geologisch Anstehende im Einzugsgebiet der Großen Ohe setzt sich zu ca. 40 % aus verfestigtem eiszeitlichem Schutt (Firneisgrundschutt), zu ca. 25 % aus Älterem Finsterauer Kristallgranit (grobkörniger Granit mit großen Kalifeldspateinsprenglinien) und zu ca. 25 % aus Cordieritgneis mit zwischengelagertem Biotit-Plagioklas-Gneis zusammen. In den im Gebiet vorkommenden Cordierit-Gneisen ist stets etwas Erz enthalten, das lokal angereichert sein kann und Magnetkies, Kupferkies, Pyrit und Magnetit enthält. Entlang des Bachlaufs finden sich quartäre Schotter. Daneben tritt im unteren Bereich auch Cordierit-Silimanit-Gneis auf.

Bei Vorderem und Hinterem Schachtenbach ist der Anteil des Firneisgrundschuttes etwas höher, der Gneisanteil geringer. Zusätzlich ist beim Vorderen Schachtenbach nur Cordierit-Sillimanit-Gneis am Aufbau beteiligt, am Hinteren Schachtenbach finden sich teilweise muskovitreiche Gneise.

Die oberflächennahen Auflockerungszonen von Gneis und Granit sind Kluftgrundwasserleiter mit relativ geringer Wasseraufenthaltsdauer. Im Firneisgrundschutt sind Porengrundwasserleiter mit hohem Wasserspeichervermögen ausgebildet. Die meisten Quellen entstammen aus diesen Porengrundwässern. Der Firneisgrundschutt steht fast immer über Makroporen in hydraulischer Verbindung mit dem Kluftgrundwasserleiter. Zu Zeiten großen Wasserangebotes wirkt der Firneisgrundschutt jedoch als Wasserstauer. Dies führt zu Hangwasserzug auf der Oberfläche des verfestigten Schutts. Die Quellen sind perennierend.

Auf Gneisen und Graniten entwickelten sich Braunerden und Lockerbraunerden, zum Teil auch humusreiche Braunerde-Podsole, auf verfestigtem Schutt Lockerbraunerden und Podsol-Braunerden. Daneben treten Fels- und Blockböden, Podsole und Nassböden auf. In einer Untersuchung wurde eine Versauerung von 38 % der Böden gegenüber den Jahren 1953 - 1970 festgestellt.

Der Gebirgskamm des Bayerischen Waldes wirkt als Klimascheide, mit hohen Niederschlägen im Sommer und viel Schnee und Kälte im Winter. Der Schneeanteil liegt bei bis zu 50 %, die Schneeschmelze findet meist erst Ende April bis Anfang Juni statt. Hochnebel sind weit verbreitet. Der gesamte Niederschlag liegt zwischen 1100 und 1600 mm/Jahr. Kontinentale Einflüsse bewirken kältere Winter und wärmere Sommer als im Schwarzwald. Die mittleren Jahrestemperaturen sind mit 4 - 5 °C sehr niedrig. Die Windrichtung ist vorwiegend West. In den Hochlagen dominiert Bergfichtenwald, darunter Bergmischwald mit Fichte, Tanne und Buche. Zu Beginn des Monitoring-Programms betrug im Einzugsgebiet der Großen Ohe der Anteil von Nadelwald 70 %, von Laubwald 28 %, dazu kamen 2 % Moore und Wiesen. Seit 1997 kam es bedingt durch den Borkenkäferbefall zu großflächigem Absterben der Fichtenbestände, wobei im Nationalpark Bayerischer Wald mittlerweile ca. 3500 ha zerstört sind (mündl. Mitteilung von Herrn Moritz, Bay. LfU).

2.9.2 Oberpfälzer Wald

Der Oberpfälzer Wald besteht aus einer flachwelligen Rumpfhügellandschaft mit Höhen zwischen 500 und 900 m ü. NN. In der Region des Hinteren Oberpfälzer Waldes, an der Grenze zur Tschechischen Republik, liegt das Untersuchungsgebiet Waldnaab. Die Zuläufe entspringen zum Teil jenseits der Grenze.

Der geologische Untergrund im Einzugsgebiet besteht aus Gneisen und Graniten, die von eiszeitlichen Solifluktsdecken verschiedener Mächtigkeit überlagert sind. Bei den Gneisen handelt es sich um Cordierit-Sillimanit- und Biotitgneise, zum Teil im Wechsel mit Muskovit-Biotit-Plagioklas-Gneisen. Die Granite, die den größten Teil des bewaldeten Einzugsgebietes einnehmen, sind mittel- bis grobkörnig. Die Quelle liegt in Muskovit-Biotit-Gneis. Ab der Probestelle Waldnaab 2 fließt ihr Oberlauf durch Granit, nach Verlassen des Waldes wieder in Gneis. Hier treten Beeinflussungen durch Landwirtschaft, Fischteiche und einen Kläranlagenablauf auf. Insgesamt besteht nur bei der Quelle und der Probestelle 2 das Einzugsgebiet aus fast reinem Gneis. Bei der Probestelle Waldnaab 8 spielt Granit eine dominierende Rolle. Bei den meisten Quellen handelt es sich um Schichtquellen in hängigem Gelände. In tieferen Lagen bilden Solifluktsdecken in 40 - 70 cm Tiefe unter Bodenoberkante schwer wasserdurchlässige Schichten, die zu Staunässe und Moorbildung führen.

Auf Granit finden sich flach- bis mittelgründige podsolige Sandböden mit geringer Pufferkapazität. In flachen Höhenlagen kommen Moore vor. Auf Gneisen entwickelten sich

mittel- bis flachgründige Braunerden mit höherer Basensättigung, in Tälern und Mulden podsolig oder gleyig. Insgesamt überwiegen Braunerden, daneben kommen Podsole und Moorböden vor.

Die Jahresmitteltemperaturen sind niedrig (5 - 6,5 °C), der Niederschlag ist mit 850 - 1000 mm/Jahr mäßig hoch. Frühjahr und Herbst sind recht trocken. Im Winter und Frühjahr weht häufig ein trockener und kalter Fallwind aus dem Osten ("Böhmischer Wind"). Die ursprüngliche Vegetation war ein Bergmischwald, jetzt aber bestehen die Wälder aus ca. 80 - 85 % Fichte, 15 - 18 % Kiefer und Lärche und 1 - 2 % Buche.

2.9.3 Fichtelgebirge

Das Fichtelgebirge wird überwiegend von großen Stöcken jüngerer Granits aufgebaut und ist weitgehend bewaldet. In Senken finden sich häufig Blockmeere und Moore. Im Hinblick auf das Puffervermögen der Gesteine und Böden ist das Entstehungsalter der Granite von Bedeutung, da die jüngeren Granite kieselsäurereicher und basenärmer sind als die im Bayerischen Wald vorkommenden älteren Granite. Im westlichen Teil treten Phyllite, Quarzite und Grauwacken zutage. Die höchste Erhebung stellt im Westen der Schneeberg mit 1051 m ü. NN dar, an dessen Hängen die Quellen der drei für die Untersuchung ausgewählten Bäche liegen. Die Eger entspringt aus Lagen der aluminiumarmen Frauenbachquarzite (Obere Arzberger Serie), welche aus Glimmerschiefer, Phylliten und vor allem sauren Quarziten mit hohem Kieselsäuregehalt aufgebaut sind. Die Röslau entspringt in granitoidem Gneis, der Zinnbach in Granit. Die basenarmen und kieselsäurereichen leicht sauren Granite verwittern nur sehr langsam und bilden dann Braunerdeböden unterschiedlicher Tiefe aus. Diese Böden sind im allgemeinen flachgründig und sehr steinig und werden unter Fichtenwald oft podsolig (Bleichhorizont). Die Einzugsgebiete sind mit Fichten bestockt.

Das Klima zeichnet sich durch niedrige Jahresmittelwerte von 5 - 7 °C aus. Die Winter sind verhältnismäßig kühl und die niederschlagsreichen Sommer nur mäßig warm. Der mittlere Jahresniederschlag nimmt aufgrund der Höhenverteilung von 1200 mm/Jahr im Westen bis auf unter 600 mm/Jahr im Osten ab.

2.10 Erzgebirge

Das Erzgebirge lässt sich in die drei Abschnitte Westliches, Mittleres und Osterzgebirge untergliedern, an die sich im Westen das Vogtland anschließt. Aus den vier Gebieten wurde jeweils eine Fließgewässerprobestelle ausgewählt. Außerdem werden hier zwei Talsperren untersucht. Der östliche und mittlere Teil des Erzgebirges besteht hauptsächlich aus Gneisen, der westliche aus Granit. Daneben treten Phyllite und Glimmerschiefer auf, im Osterzgebirge außerdem noch Porphyrgesteine. Die höchsten Erhebungen sind auf deutscher Seite der Fichtelberg (1214 m ü. NN) und auf tschechischer Seite der Klinovec (1244 m ü. NN), beide in

der Nähe von Oberwiesenthal. Alle Fließgewässerprobestellen befinden sich in den Kammlagen, zum Teil direkt an der Grenze zur Tschechischen Republik.

Der westlichste der untersuchten Bäche ist der Wolfsbach im Vogtland. Er fließt nach Westen zur Regnitz, die bei Hof in die Saale mündet. Das Vogtland ist Teil einer großen Mittelgebirgsschwelle und gehört regionalgeologisch zur Südvogtländischen-Westerzgebirgischen Querzone der Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen Antiklinalzone. Es besteht aus einer weitgespannten welligen Rumpffläche mit Höhen zwischen 500 bis 600 m ü. NN. Das Grundgebirge bilden schwach regionalmetamorphe Phyllite der Phycoden-Folge des Ordoviziums. In den tonschieferähnlichen Gesteinen dominieren grünlichgraue bis hellgraublauere Farben. Im Nordosten des Quellgebietes des Wolfsbachs findet man noch ein kleines Vorkommen eines basaltischen Gesteins aus dem Tertiär.

Über dem festen Phyllit ist eine 1 - 3 m mächtige Verwitterungszone in Form von schiefrig-plattigen Auflockerungen ausgebildet. Auf den Kuppen und an den Hängen sind 0,5 - 1,5 m mächtige, steinig-grusige, lehmige Hangschuttdecken ausgebildet, auf denen braunerdeartige Böden entstanden. In den unteren Bereichen der Hänge und in den Quellmulden gliedert sich die 1,5 - 3 m mächtige Deckschicht meist in eine mäßig verdichtete Fließerde über dicht gepresstem, skelettreichem, lehmig - schluffigem Hangschutt. In der Talau des Wolfsbachs bedecken Bachsedimente den Hangschutt oder direkt die Verwitterungszone. Die am Hangfuß ausgehenden Bachsedimente bestehen aus 0,5 - 1 m mächtigem schluffigem Lehm über kiesig-sandigem, teilweise auch verlehmtem Bachschotter. Wegen seiner Dichte und seines geringen Porenvolumens wirkt der unverwitterte Phyllit des Untergrundes als Wasserstauer. In der grobporenen Verwitterungszone können Sickerwässer ungehindert über dem festen Fels in Talrichtung abfließen. Der verdichtete, schluffreiche Hangschutt ist schwerdurchlässig und führt zu zeitweiliger oder bei Quellaustritten zu ständiger oberflächennaher Staunässe. Da im Hangschutt wegen des hohen Anteils schluffiger Matrix die Versickerung der Niederschläge nur sehr eingeschränkt möglich ist, wird besonders bei Starkregen ein Großteil des anfallenden Niederschlags an der Erdoberfläche abgeführt. Grundwasser im engeren Sinn tritt nur in der Talau auf. Dort wirkt der Auenlehm als Staukörper und der kiesig-sandige Bachschotter als Grundwasserleiter.

Das Klima im Vogtland ist rau, vor allem durch die auf den Hochflächen ungehemmt wehenden Winde. Bei vorherrschenden West- und Südwestwinden befindet sich das Vogtland im Leebereich des Thüringer Waldes und des Thüringer Schiefergebirges. Betrachtet man die Höhenlage, so sind die Niederschläge mit einer langjährigen mittleren Niederschlagsmenge von etwa 740 mm/Jahr vergleichsweise gering. Das Einzugsgebiet des Wolfsbachs ist zu einem Drittel bewaldet, vorwiegend mit Fichten; der Rest wird landwirtschaftlich genutzt. Ein Zulauf wird durch einen kleinen Fischteich beeinflusst.

Im Westerzgebirge werden die Große Pyra und die Talsperre Sosa untersucht. Das Gebiet gehört regionalgeologisch zum Eibenstocker-Karlovy-Varyer Granitmassiv. Der tiefere Untergrund wird von Turmalingraniten verschiedenster Varietäten gebildet, deren Gefüge von feinkörnig bis grobkörnig reicht. Der Granit wird von 0,5 - 2 m mächtigen, lehmig - sandig - grusig - steinigen Hangschutt- und Verwitterungsdecken überlagert, auf denen Braunerden entstanden. Bei intensiver Verwitterung kann die Mächtigkeit der Verwitterungsdecke und Auflockerungszone bis auf mehrere Meter ansteigen. Die Talsohle wird von 0,5 - 1,5 m mächtigen Flusssedimenten ausgekleidet. Sie setzen sich je nach Gefälle aus Sanden, Kiesen und Blöcken zusammen, in denen mehr oder weniger abgerollter Hangschutt vorkommt. Auenlehm wird nicht angetroffen. Die Talfüllungen unterliegen in Ausdehnung, Zusammensetzung und Mächtigkeit großen Schwankungen. Zu den Talflanken hin keilen sie aus. In Quell- und Talmulden werden, wo tonige Verwitterungsprodukte eine Stauwirkung besitzen, Torfmoore und Moorböden angetroffen. Im unverwitterten Granit ist keine bis geringe Wasserführung festzustellen. Er kann im allgemeinen als Wasserstauer eingestuft werden. In den größeren Anteilen der Verwitterungsdecken und besonders in der Auflockerungszone kann mit guten Wegsamkeiten für Hangsickerwässer gerechnet werden. Grundwasser im eigentlichen Sinn wird nur in den Tälern angetroffen. Als Aquifer dienen hier die sandig-kiesigen Sedimente, welche die Talmulden auskleiden.

Im Erzgebirge herrscht ein raues Mittelgebirgsklima. Das langjährige Niederschlagsmittel liegt im westlichen Teil zwischen 1100 und 1300 mm/Jahr. Von West nach Ost nehmen die Niederschläge ab, im östlichen Teil des Gebirges zeigt sich bereits eine gewisse Leewirkung. Die Einzugsgebiete der Großen Pyra und der Talsperre Sosa sind beide fast vollständig bewaldet, wobei die Fichte dominiert. Im Quellbereich der Großen Pyra und eines ihrer Zuläufe tritt Moorbildung auf.

Das Untersuchungsgebiet im mittleren Erzgebirge ist die Gegend um Marienberg, wo die Rote Pockau und die obere Talsperre Neunzehnhain (Talsperre Neunzehnhain II) beprobt wurden. In geologischer Hinsicht ist der Kreis Marienberg vollständig von kristallinen Festgesteinen aufgebaut, die nur lokal eine geringmächtige Bedeckung durch Lockergesteine aufweisen. Die Rote Pockau durchfließt das Gebiet der Marienberger Gneise. Von der Quelle bis einschließlich der Probestelle ist das Gebiet durch Orthogneis aufgebaut. Dieser ist als Zweiglimmer- bis Biotitorthogneis, zum Teil auch als Augengneis ausgebildet mit mittel- bis grobkörnig - faseriger Körnung. Nur die letzten 2,5 Flusskilometer vor der Mündung in die Schwarze Pockau sind von ihrer geologischen Umgebung durch Gesteine der Erzgebirgs-Nordrandzone (Glimmerschiefer) charakterisiert. Im Einzugsgebiet der oberen Talsperre Neunzehnhain dominieren Gneise und Glimmerschiefer, vereinzelt gibt es Kalklinsen. Hinsichtlich ihrer hydrogeologischen Eigenschaften sind die Gesteinskomplexe im Untersuchungsgebiet generell als klüftungsfreundlich anzusprechen. Diese, insbesondere die Orthogneise, sind nicht

grundwasserführend, so dass keine großräumige Ausbildung von Grundwasserleiterkomplexen vorliegt. Gebietsweise ist die Hydrodynamik durch Bergbau gestört; davon ist die Umgebung der Probestelle an der Roten Pockau bis zur Mündung betroffen. Die Böden im Untersuchungsgebiet bestehen hauptsächlich aus Braunerden.

Das Niederschlagsmittel liegt bei etwa 900 mm/Jahr. Das Einzugsgebiet der Roten Pockau, in dem man ausgedehnte Torfgebiete antrifft, ist geprägt durch Fichtenmonokulturen ohne nennenswerte Besiedlung. In dem Gebiet treten starke Waldschäden auf (mit 51 bis 70 % geschädigter Bäume). Die Vegetation im Einzugsgebiet der oberen Talsperre Neunzehnhain besteht zu 80 % aus Wald, hauptsächlich Fichte.

Im Osterzgebirge wurde die Wilde Weißeritz südwestlich von Altenberg untersucht. Die höchste Erhebung im Einzugsgebiet ist mit 908 m ü. NN der Bornhauberg (Pramenác) auf dem Gebiet der Tschechischen Republik. Geologisch ist die Region abwechslungsreich, wobei der Teplitz-Altenberger Quarzporphyr dominiert. An zweiter Stelle ist Muskovitgneis zu nennen, während Biotitgneis weniger Bedeutung hat. Verbreitet treten Phyllite und Gänge von Quarzporphyr auf. Kristalline Kalksteinlinsen befinden sich unterhalb der Probestelle. Die Talböden sind von Schotter- und Lehmlagerungen bedeckt. Teilweise sind auch Moorböden bzw. Torfbildungen zu verzeichnen.

Die Vegetation im Einzugsgebiet besteht zu drei Vierteln aus Fichtenwald und zu einem Viertel aus Grasland. Die Bäume sind stark geschädigt und zum Teil abgestorben.

2.11 Elbsandsteingebirge

Das Elbsandsteingebirge schließt sich östlich an das Erzgebirge an. Es ist aus Quadersandstein, einer Formation der Oberkreide, aufgebaut. In einem tiefen, cañonartigen Tal durchbricht die Elbe das Gebirge in nur 120 bis 130 m Meereshöhe. Darüber erhebt sich in mehr als 200 m ü. NN das Flachrelief der Ebenheiten. Die ebene Oberfläche entstand durch die abschürfende Wirkung des Elster-Inlandeises. Aus den Ebenheiten ragen markante Tafelberge, die "Steine" auf; sie erheben sich steilwandig über dem Fluss bis in Höhen von zumeist über 400 m ü. NN (z. B. Großer Zschirnstein 562 m, Lilienstein 416 m).

Die Probestelle am Taubenbach liegt auf dem Gebiet links der Elbe, westlich des Großen Zschirnstein an der Grenze zur Tschechischen Republik. Im Einzugsgebiet, das sich zum überwiegenden Teil jenseits der Grenze befindet, dominiert Quadersandstein; nennenswerte Störungen oder Linsen anderer Gesteine sind nicht zu verzeichnen. Die Böden bestehen aus Braunerden.

Der mittlere Niederschlag beträgt 900 mm/Jahr. Das Einzugsgebiet ist mit Nadelwald bestanden, der zum Teil abgeholzt ist. Auch hier sind Rauchsäden anzutreffen.

2.12 Sächsische Tieflandsbucht

Die Sächsische Tieflandsbucht ist eine eiszeitlich geformte, waldarme Ebene, die sich entlang der Linie Meißen - Grimma - Altenburg - Zeitz - Bernburg an die Mittelgebirgszone anschließt und im Norden von der Elbe begrenzt wird. Das von der Mulde im Osten, der Weißen Elster und Pleiße im Zentralteil und der Saale im Westen durchflossene Tiefland ist weithin mit Löß- und Lehmböden bedeckt und wird nur von wenigen aus Porphyr bestehenden bewaldeten Kuppen überragt.

Als Untersuchungsobjekte wurden der Ettelsbach im Colditzer Forst und der Heidebach in der Dahleiner Heide ausgewählt. Die Dahleiner Heide gehört ebenso wie die Dübener Heide zu den größeren mit Kiefernwäldern bestandenen Sandflächen der Sächsischen Tieflandsbucht. Der Colditzer Forst ist dem nordwestsächsischen Hügelland dieses Gebietes zuzuordnen und liegt 115 - 260 m ü. NN. Das Gestein im Einzugsgebiet des Ettelsbachs setzt sich aus Quarzporphyr sowie teilweise tertiären und pleistozänen Kiesen und Sanden zusammen. Die Böden bestehen aus geringmächtigem Löß und Lößlehm sowie holozänem Auenlehm. Lokal treten holo- und pleistozäne Torfe auf. Die mittlere Niederschlagsmenge beträgt 600 mm/Jahr, und die durchschnittliche Temperatur dieses Gebietes liegt bei 8,6 °C. Der Ettelsbach entspringt im Colditzer Forst und durchfließt dieses Waldgebiet bis zu seinem Zusammenfluss mit dem Pletzschenbach, das sich zu 55 % aus Laubholz (vorwiegend Eiche, aber auch Buche und Birke) und 45 % Nadelholz (Kiefer, Fichte, in geringer Zahl Lärche) zusammensetzt.

Im Einzugsgebiet des Heidebachs besteht das Gestein vorwiegend aus Kiesen und Sanden (Sanderflächen). Teilweise treten Schluff und Geschiebelehm auf. Die Böden werden von 0,5 - 1 m mächtigem sandigen Lößlehm und teilweise Torf gebildet. Die mittleren Niederschläge dieses Gebietes betragen etwa 550 mm/Jahr. Der Heidebach entspringt im vorwiegend (85 %) aus Nadelholz (Kiefer) bestehenden Waldgebiet der Dahleiner Heide. Der Laubwaldanteil setzt sich aus etwa 6 % Eiche, 6 % Erle und 3 % Rotbuche zusammen. Die Probestelle liegt in einem Wiesen- und Weidegebiet unmittelbar nach Waldaustritt des Heidebachs. Anthropogene Beeinflussung tritt erst unterhalb der Probestelle auf. Zeitweise trocknet der Heidebach aus.

3 Untersuchungsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse entsprechend der vorhergehenden Berichte (Zahn 1991, Schnellbögl 1996, Kifinger et al. 1998, 2000, 2002, 2004) weitergeführt und ergänzt. Bezüglich der Erhebungs- und Untersuchungsmethoden wird auf Schnellbögl (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 nur bei Auffälligkeiten der Ganglinien. Für die Seen und Talsperren wurden neben pH-Wert, Sulfat und Nitrat-N auch die Parameter Sauerstoff-Gehalt, Gesamt-Phosphor-P und Ammonium-N graphisch dargestellt.

Zu den Grafiken 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. Als Kriterium wurde eine Entfernung von höchstens 5 km zwischen der Probestelle und der Depositionsmessstelle festgelegt. Für folgende Probestellen wurden Korrelationen gerechnet: Lange Bramke, Rombach 2, Nieste 3, Elberndorfer Bach, Zinse und die wilde Weißeritz. Da die Probestellen fast ausnahmslos in Waldbereichen verlaufen, wurden, soweit vorhanden, für die Korrelationsberechnungen die Bestandsdepositionsdaten herangezogen.

Wie schon erwähnt, wurden im Rahmen dieses Berichts für die Auswertung der Makrozoobenthosdaten eine Reihe zusätzlicher Parameter herangezogen.

Durch eine Kombination aus den Wertebereichen von pH-Wert und Säurekapazität, der Zusammenstellung der pH-Bereichs-Gruppen sowie der Ionendiagramme und den Zeitreihen von pH-Wert und Säurekapazität lassen sich für elektrolytarmer, säuresensitive Silikatbäche hydrochemische Säure-Regime-Typen formulieren. Ursprünglich wurden vier Säure-Regime-Typen unterschieden (Braukmann 1994, 2000, 2001). Um das ehemals 4-stufige Verfahren mit dem 5-stufigen Klassifikations- und Bewertungsansatz der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Übereinstimmung zu bringen, wurden die vier Säureklassen um eine fünfte erweitert (Braukmann & Biss 2004).

Aufgrund von pH-Wert- und Säurekapazitäts-Bereichen lassen sich fünf Typen, die bei der biologischen Bewertung den fünf Säureklassen gleichgesetzt werden, unterscheiden.

Typ 1: Permanent neutral (nicht sauer)

Der pH-Wert liegt gewöhnlich über 6,5, meistens um oder über 7, die pH-Minima unterschreiten den Wert von 6,0 nicht. Die Säurekapazität liegt im Mittel zwischen 0,5 und 0,3 mmol/l. Die Bäche sind ausreichend gegen atmosphärischen Säureeintrag gepuffert. In diesen Bächen treten keine biologischen Artendefizite auf. Sie enthalten ein artenreiches Makrozoobenthos.

Typische Bäche: gut gepufferte Bäche im Gneis und oberen Buntsandstein sowie sämtliche Gewässer der Typen 6 und 7.

Typ 2: Überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer

pH-Werte ähnlich wie bei Typ 1, aber gelegentliche pH-Erniedrigungen, die jedoch extrem selten unter 5,5 gehen, sind möglich. Die Säurekapazität dieser Bäche ähnelt derjenigen von Typ 1, sie liegt im Schnitt zwischen 0,3 und 0,2 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 wird kaum unterschritten. Die Bäche sind noch ausreichend gepuffert, gelegentliche schwache Säureschübe werden meist hinreichend abgepuffert, so dass biologische Schäden kaum auftreten. Die Biozönose erholt sich in der Regel von den seltenen episodischen Säureschüben schnell. Es treten keine auffälligen biozötotischen Verarmungen auf.

Typische Bäche: mäßig gepufferte, elektrolytarne Gneis- und Granitbäche sowie mäßig elektrolytarne, oft sulfatreiche Buntsandsteinbäche.

Typ 3: Periodisch (kritisch) sauer

Der pH-Wert liegt normalerweise unter 6,5. Die pH-Minima sinken öfter durch Säureschübe bei der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 5,5. Bei niedrigem (Basis-) Abfluss können die Werte längere Zeit, z. B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden im neutralen Bereich liegen. Die Säurekapazität liegt im Mittel zwischen 0,1 und 0,2 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 mmol/l kann periodisch unterschritten werden. Nach regelmäßigen Säureschüben treten länger anhaltende ökologische Schäden in den Lebensgemeinschaften in Form von deutlichen Artenfehlbeträgen auf, die erst nach Monaten, zumindest teilweise, kompensiert werden.

Typische Bäche: Elektrolytarne, schwach gepufferte Granit- und Buntsandsteinbäche.

Typ 4: Periodisch stark sauer

Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich um 5,5. Minima des pH-Werts fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen häufig unter 5 bis 4,3. Die Säurekapazität liegt im Mittel um den kritischen Wert von 0,1 mmol/l, der bei Säureschüben unterschritten wird. Diese Bäche weisen markante ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf, die sich in einem meist ganzjährigen Ausfall säuresensitiver Taxa äußern.

Typische Bäche: Elektrolytarme, sehr schwach gepufferte Granitbäche und Buntsandsteinbäche.

Typ 5: Permanent stark sauer

Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im stark sauren Bereich unter 5,5. Minima des pH-Werts fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen regelmäßig deutlich unter 5, oft sogar unter 4,3. Die Säurekapazität liegt im Mittel unter dem kritischen Wert von 0,1 mmol/l und wird regelmäßig periodisch bis gegen Null unterschritten. Der pH-Wert liegt oft unter dem Bezugs-pH-Wert der Säurekapazität (KS4,3) von 4,3. Diese Bäche fallen durch gravierende ökologische Schäden in den aquatischen Biozöosen auf und sind außerordentlich artenarm.

Typische Bäche: Extrem elektrolytarme, ungepufferte Granitbäche und vor allem Buntsandsteinbäche

Das neu entwickelte biologische Bewertungsverfahren wurde an diesen von pH-Wert und Säurekapazität bestimmten hydrogeochemischen Typen „geeicht“.

Unter der Annahme, dass keine anthropogenen Einträge starker Säuren (Schwefel-, Salpeter- und Salzsäuren) aus der Atmosphäre in die Gewässer stattfinden, würden unter natürlichen Bedingungen nur die Typen 1 bis 3 vorkommen. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass das vorliegende Bewertungsschema unter dem Blickwinkel anthropogener Säurebeeinflussung entwickelt wurde.

Die Bewertung des Säurezustands durch Diatomeen erfolgte, nur an bayerischen Gewässern, anhand des Verfahrens von CORING (1993, 1999). Dabei wird die Zuordnung mittels eines Bestimmungsschlüssels vorgenommen, ergänzt durch ein Klassifikationsschema auf der Basis der Hustedt'schen pH-Gruppen

Ergänzend zur Ermittlung des Säurestatus nach Coring wurden die Gesellschaftsanteile der Versauerungszeiger ermittelt, die häufig differenziertere Aussagen zur Versauerungsgeschichte erlauben. Dabei wurde die Gruppe der Versauerungszeiger anhand von Literaturangaben (z. B. ALLES 1999; ALLES et al. 1991; HOFMANN 1989; KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986-1991) und eigenen Einschätzungen definiert.

3.1 Lauenburgische Seenplatte

3.1.1 Pinnsee

Beim Pinnsee (Abb. 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.

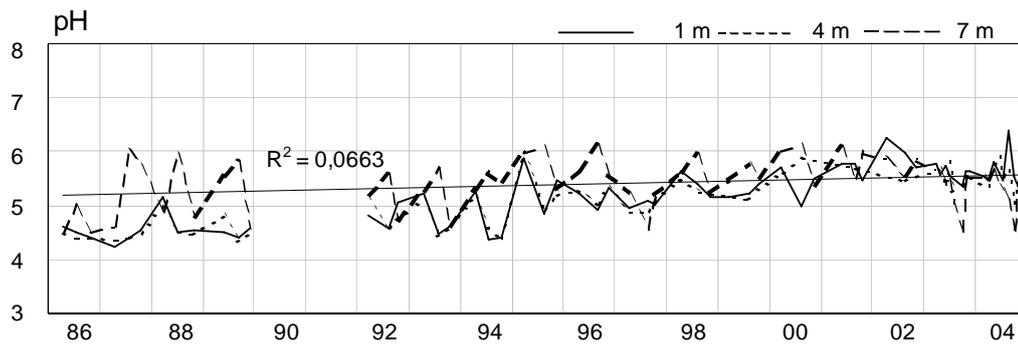


Abb. 1: Pinnsee: ph-Wert

Interessant ist der Verlauf der ANC (Abb. 2), der von Beginn er Untersuchungen im Jahre 1986 bis 1989 sehr stark schwankt. Von 1990 bis 1995 konnte ANC wegen des Fehlens eines Parameters nicht berechnet werden. Ab 1996 sind die Schwankungen deutlich geringer. Eine signifikante Verbesserung der Versauerungssituation kann anhand der ANC nicht nachgewiesen werden.

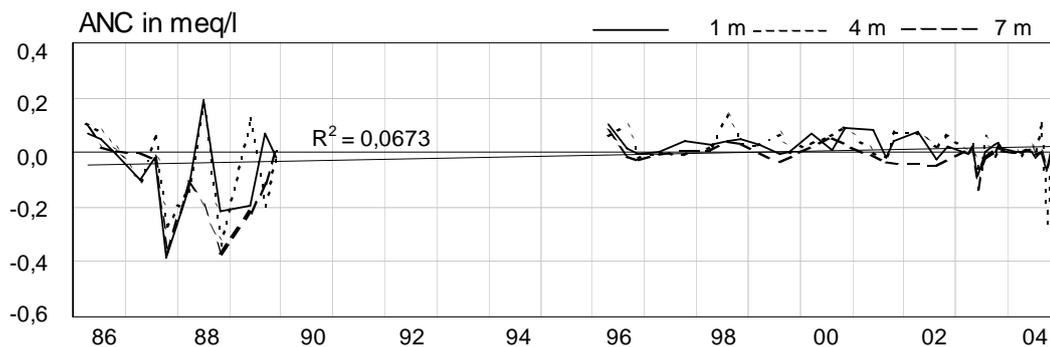


Abb. 2: Pinnsee: ANC (meq/l)

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

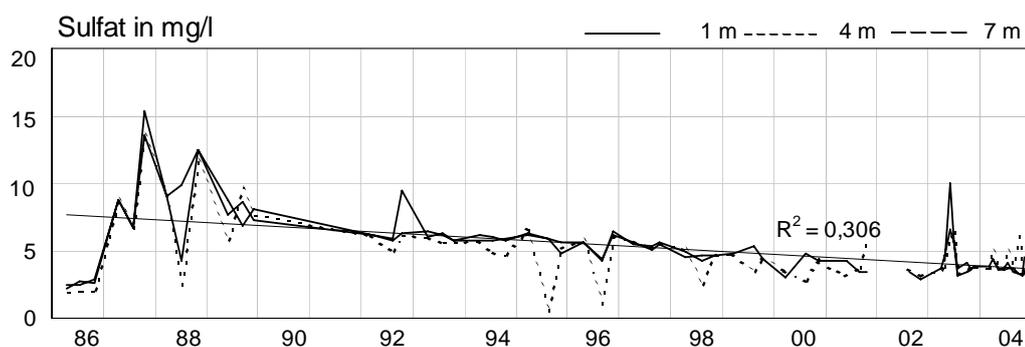


Abb. 3: Pinnsee: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 4) weisen bis 1994 deutliche Schwankungen auf. Anschließend erfolgte die Bestimmung mittels einer anderen Analyseverfahren, deren Nachweisgrenze von 0,05 mg/l nicht mehr überschritten wurde.

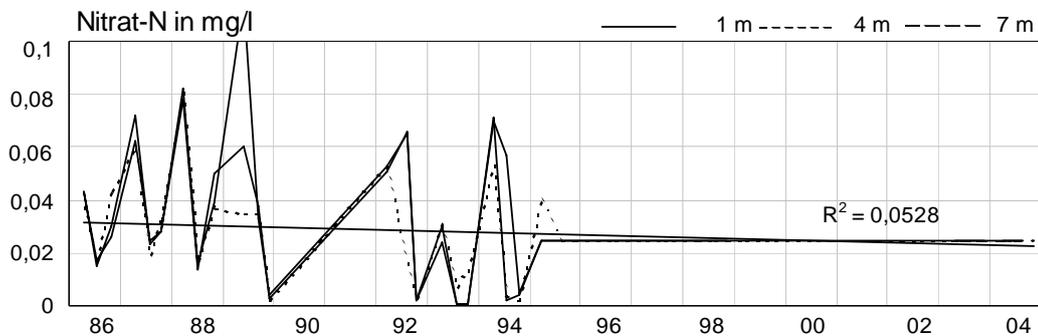


Abb. 4: Pinnsee: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

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

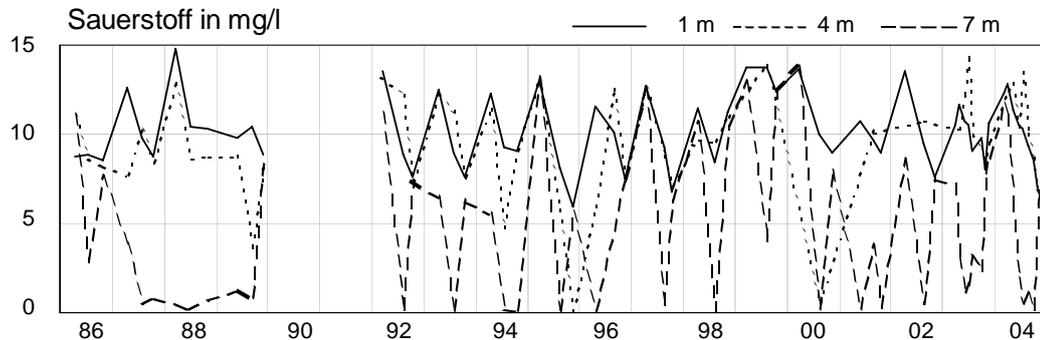


Abb. 5: Pinnsee: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abb. 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.

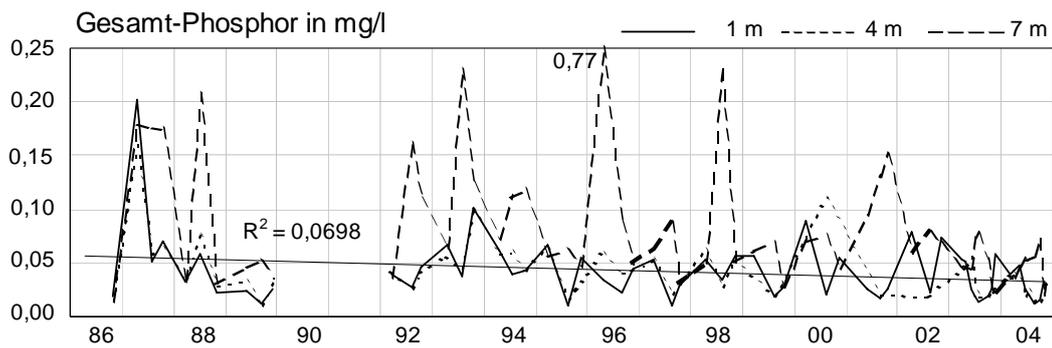


Abb. 6: Pinnsee: Gesamt- PO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Bei den Ammonium-Konzentrationen (Abb. 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 Sauerstoff-Konzentrationen, denn durch das oftmalige fast völlig Fehlen des Sauerstoffs in 7 m Tiefe erfolgen Zersetzungen anaerob.

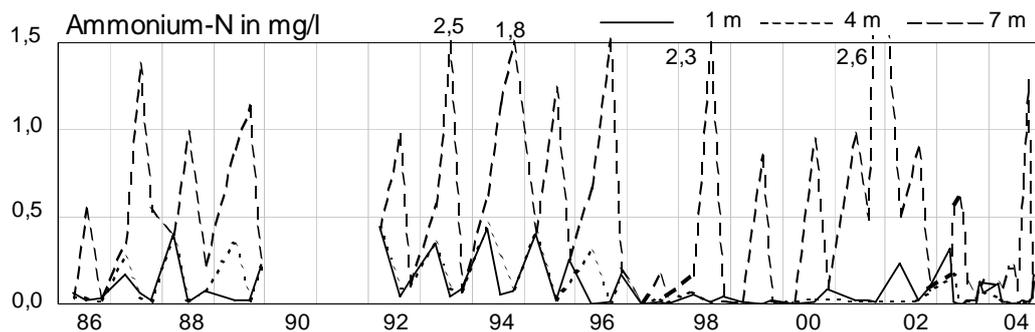


Abb. 7: Pinnsee: NH_4 -N-Konzentrationen (mg/l)

Für die Lauenburgische Seenplatte wurde bisher zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Bartgeheide herangezogen. Da diese mittlerweile aufgelöst wurde, wird nun die Depositionsmessstelle Hahnheide (Abb. 155) für Vergleiche verwendet. Auch für diese Station liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1985 bis einschließlich 2004. In diesem Zeitraum fallen die Sulfatdepositionen sehr stark ab, der Rückgang der Nitrat- und Ammoniumdepositionen ist weniger deutlich. Die starken Rückgänge der Sulfatdepositionen können im Pinnsee noch nicht in diesem Ausmaß beobachtet werden. Die Depositionstrends des Nitrats entsprechen in etwa denen der Wasserchemie des Pinnsees, ebenso verhält es sich bei den Ammoniumdepositionen.

3.2 Harz

3.2.1 Lange Bramke

Für diese Messstelle liegen seit 1969 für einen Großteil der Parameter Daten vor. Ein eindeutiger Trend ist für den pH-Wert (Abb. 8) 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. Wie die folgenden Jahre zeigen, ist damit allerdings keine dauerhafte Verbesserung der Versauerungssituation erreicht.

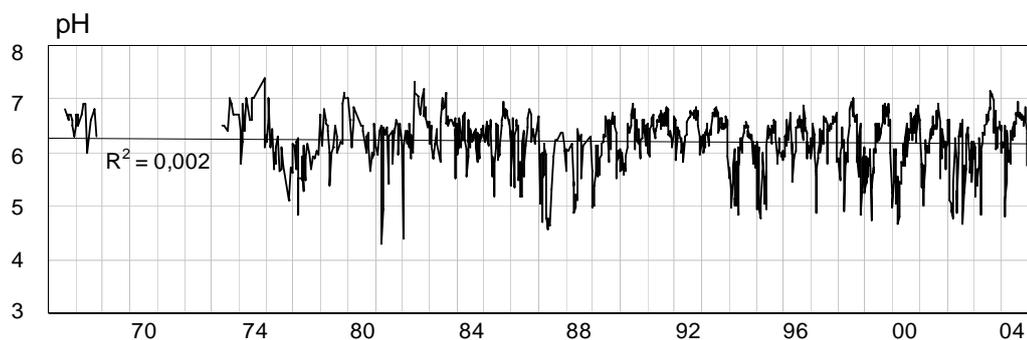
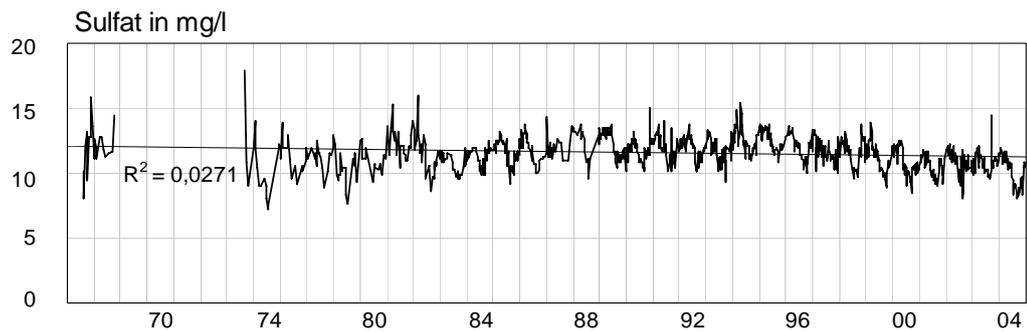
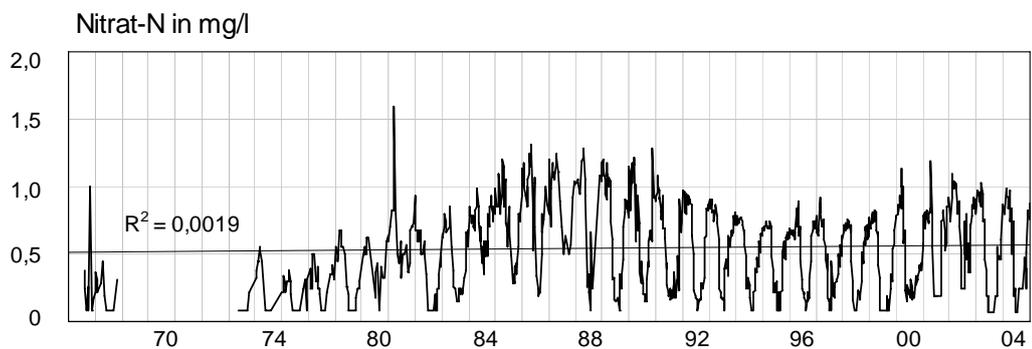


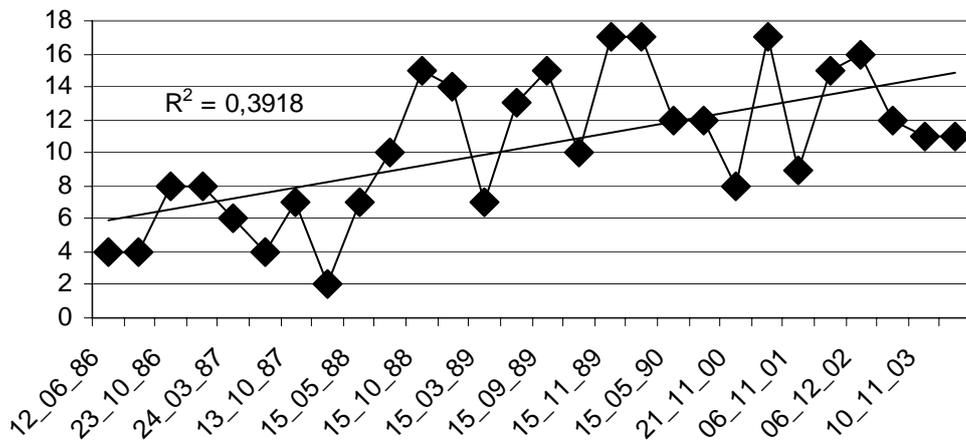
Abb. 8: Lange Bramke: ph-Wert

Auf Grund der großen Probenahmehäufigkeit ist sowohl bei den Sulfatkonzentrationen (Abb. 9) als auch bei den Nitratkonzentrationen (Abb. 10) ein sehr ausgeprägter Jahreszyklus mit Maxima im Winter und Frühjahr und Minima im Sommer und Herbst deutlich zu erkennen. Insgesamt bleiben beide Parameter über die Dauer der Untersuchungsperiode annähernd unverändert.

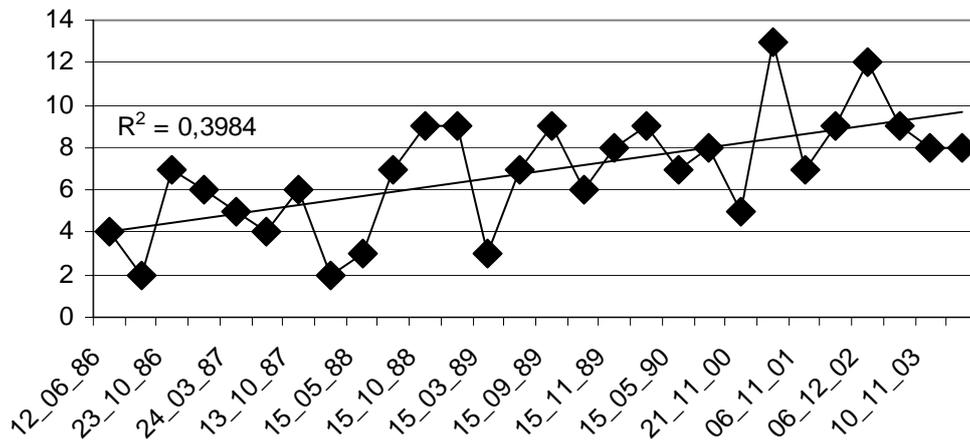
Abb. 9: Lange Bramke: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)Abb. 10: Lange Bramke: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

Die MZB-Untersuchungen (Abb. 11, 12) sind seit 1986 mit einer Unterbrechungsphase zwischen 1990 und 2000 durchgeführt worden. Hendrikson-Index und Säurezustandsklasse Braukmann (neu) zeigen einen leichten Trend zur Verbesserung, Säurezustandsklasse Braukmann (alt) einen leichten Trend zur Verschlechterung. Aktuell liegen Hendrikson-Index bei 3, Säurezustandsklasse Braukmann (neu) und Säurezustandsklasse Braukmann (alt) jeweils bei 4. Die Anzahl an Taxa sowie die Anzahl an EPT-Taxa sind bis November 2001 durch Zunahme gekennzeichnet. Die maximalen Werte belaufen sich auf 17 Taxa und 13 EPT-Taxa. Die Anteile der Versauerungsindikatoren weisen Mitte der achtziger Jahre, im April 1990 und Anfang dieses Jahrtausends geringfügige Zunahmen sensiblerer Organismen auf. Im Vergleich zum Bericht über die Vorperiode 2001 - 2002 (Kifinger et al. 2004), in dem bezüglich des Trends bei der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) eine Verschlechterung angegeben wurde, zeigen die meisten der zusätzlich herangezogenen Parameter bei den aktuellen Auswertungen eine Verbesserung an. Nach Angaben von Coring (2004) ist darauf hinzuweisen, dass das Gewässer sehr klein ist und im Harz verschiedene andere Gewässer existieren, die deutlich besser für das Langzeit-Monitoring im Rahmen des ECE-Programms geeignet sind.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

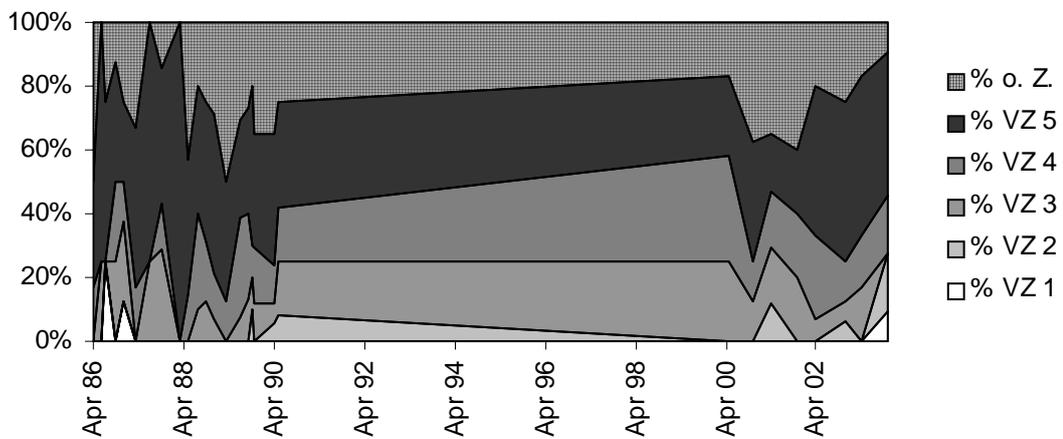
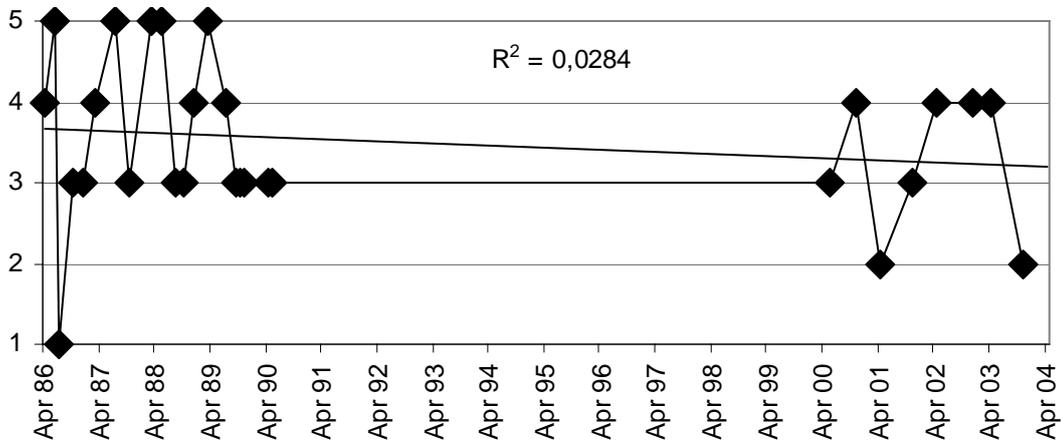
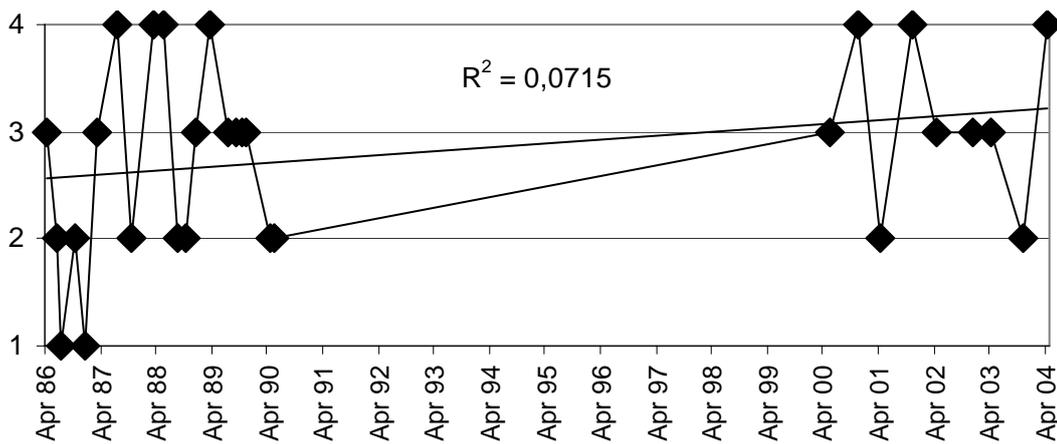


Abb. 11: Lange Bramke: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

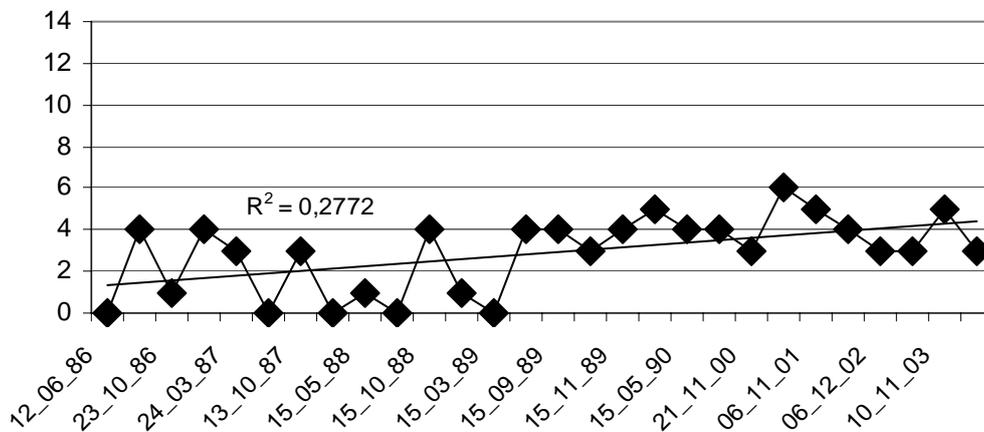


Abb. 12: Lange Bramke: Ganglinien der Säurebewertung

Für den Harz wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Lange Bramke (Abb. 155)

herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1981 bis 2004. Die Sulfatdepositionen weisen im Bestand einen deutlichen Rückgang auf, im Freiland ist er Rückgang nicht so ausgeprägt. Nitrat und Ammonium fällt im Freiland und im Bestand leicht ab. Der starke Rückgang bei der Sulfatdeposition kann im Gewässer noch nicht beobachtet werden, eine signifikante Korrelation (bei Signifikanzniveau $p < 0,01$) liegt nicht vor ($r^2 = 0,35$). Auch die Rückgänge der Nitratdepositionen können im Gewässer noch nicht erkannt werden ($r^2 = 0,27$), den fallenden Ammoniumdepositionen stehen sogar leicht ansteigende Konzentrationen im Gewässer gegenüber ($r^2 = -0,32$). Diese sind statistisch jedoch nicht signifikant.

3.3 Kaufunger Wald

3.3.1 Nieste 3

Diese Probenahmestelle wurde bis Anfang 1996 regelmäßig untersucht. Danach fanden 1997 und 2001 - 2004 nochmals Untersuchungen statt. Die Untersuchungsergebnisse des Jahres 1997 fallen deutlich heraus. Die pH-Werte (Abb. 13) liegen zwischen 4 und 5, auffällig sind außerdem die hohen Aluminiumwerte sowie die niedrigen Nitrat- und Calciumwerte in diesem Zeitraum. 2001 und 2002 erreichen die pH-Werte wieder das Niveau vor 1996.

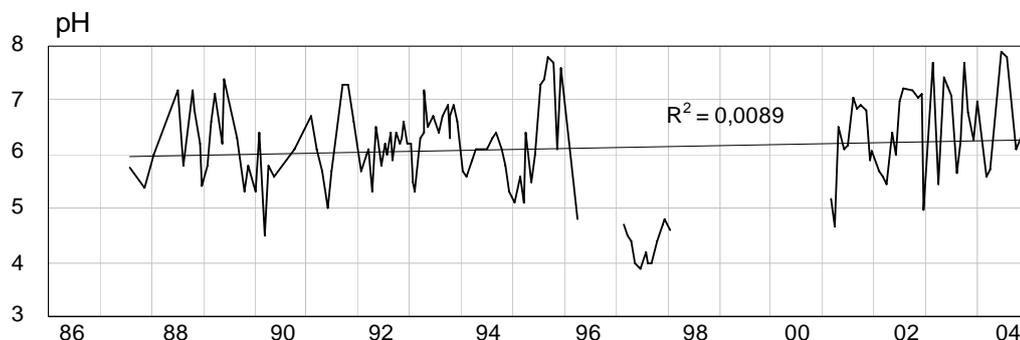


Abb. 13: Nieste 3: ph-Wert

Im Vergleich zu 1997 erreichen die Maximalwerte der Sulfat-Konzentrationen (Abb. 14) ab 2001 wieder das Niveau Anfang der 1990er Jahre, insgesamt ist jedoch eine gewisse Verringerung, insbesondere der Minima, festzustellen.

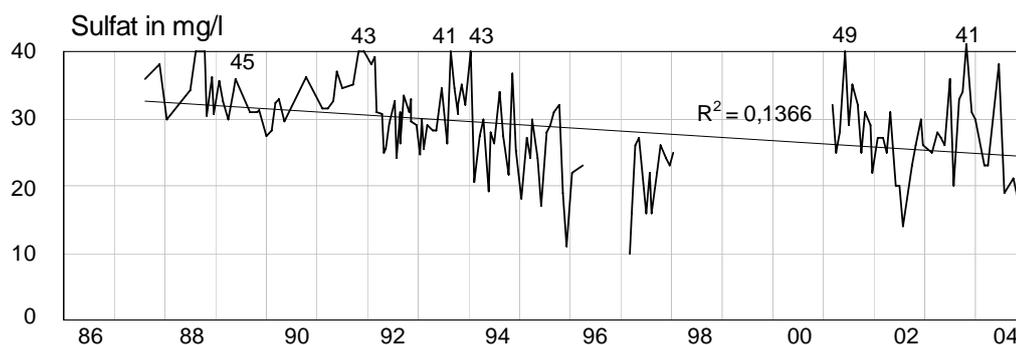
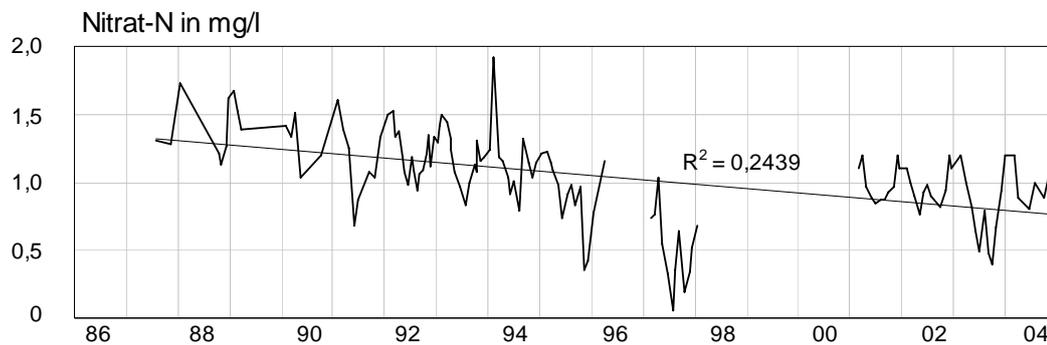


Abb. 14: Nieste 3: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Auch die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 15) steigen nach 1997 wieder an, insgesamt kann aber auch hier eine Reduzierung der Nitrat-Belastungen während des Beobachtungszeitraums festgestellt werden.

Abb. 15: Nieste 3: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Beim MZB liegen Angaben von 1987 bis 1995 sowie für 2000 bis April 2004 vor. Die Säurebewertung der Nieste, die bei der letzten Untersuchung im Frühjahr 2004 nach beiden Säurezustandsklasse-Verfahren in Klasse 1 eingestuft wurde, weist einen Trend zur Verbesserung auf. Gleiches gilt für den Hendrikson-Index, der im Herbst 2003 bei 6 liegt. In der Anfangsphase der Untersuchungen bis 1995 war die Bewertung noch durch starke Änderungen gekennzeichnet. Ein ähnliches Muster besitzen die biozönotischen Parameter. Auch hier besteht ein Trend zur Verbesserung bei gleichzeitig starken Schwankungen der Werte. Die Taxazahl liegt mittlerweile bei 34, die entsprechende Anzahl der EPT-Taxa bei 19. Bei den Versauerungsindikatoren fällt der hohe Anteil der nicht eingestuften Organismen bis 1994 auf. Die biologischen Befunde stehen im Einklang mit der Entwicklung der wasserchemischen Parameter. Aus der Sicht des Untersuchers ist die Nieste zwar ein weitgehend unversauertes, aber weiterhin akut versauerungsgefährdetes Gewässer (Coring 2004).

Für den Kaufunger Wald wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Witzenhausen (Abb. 155) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen bei Sulfat und Nitrat von 1983 bis einschließlich 2004, bei Ammonium von 1987 bis 2004. Die Sulfatdepositionen gehen im Bestand stark, im Freiland leicht zurück. Nitrat ist sowohl im Bestand als auch im Freiland leicht fallend. Die Ammoniumdepositionen sind im Freiland ebenfalls leicht fallend, im Bestand steigen sie jedoch deutlich an. Die Depositionstrends von Sulfat und Nitrat entsprechen in etwa denen der Wasserchemie, die ansteigenden Ammoniumdepositionen im Bestand können im Gewässer nicht festgestellt werden. Signifikante Korrelationen zwischen der Gewässerchemie und der Deposition bestehen nicht (Sulfat: $r^2 = 0,60$; Nitrat: $r^2 = 0,12$; Ammonium: $r^2 = 0,09$).

3.4 Rothaargebirge

3.4.1 Elberndorfer Bach

Am Elberndorfer Bach lässt sich beim pH-Wert (Abb. 16) kein eindeutiger Trend 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.

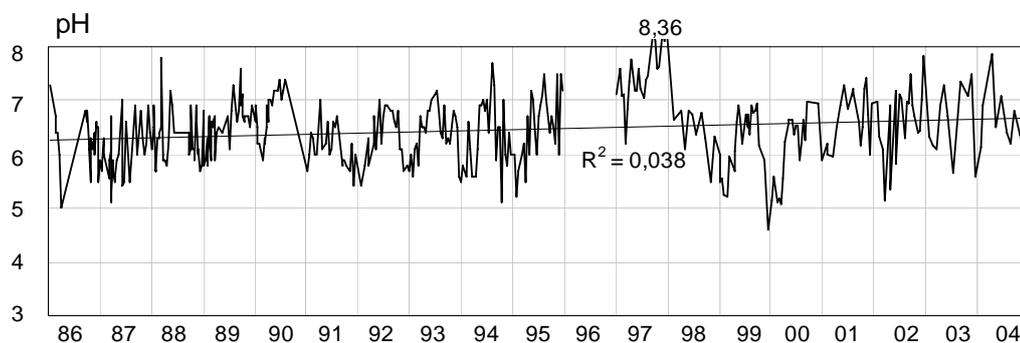


Abb. 16: Elberndorfer Bach: pH-Wert

Die ANC (Abb. 17) konnte wegen fehlender Parameter von 1998 – 2001 nicht berechnet werden, die Trendlinie fällt im Gegensatz zu der des pH-Werts leicht ab, was eigentlich auf sich verschlechternde Versauerungsbedingungen hindeutet. Jedoch sind beide Trends nicht signifikant.

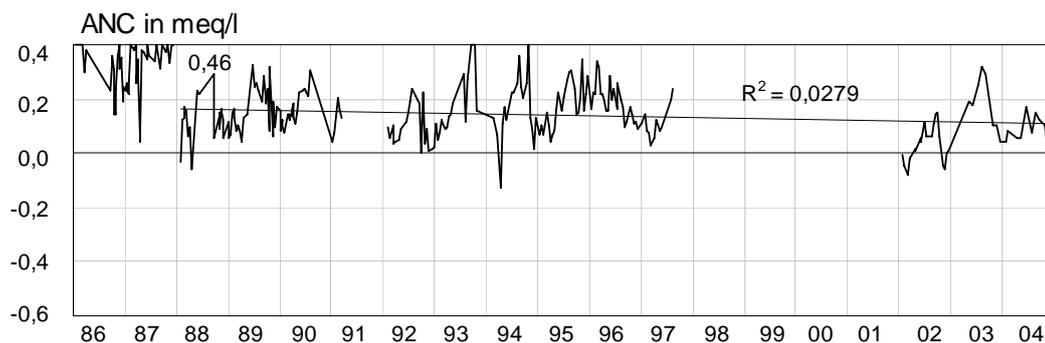


Abb. 17: Elberndorfer Bach: ANC (meq/l)

Sulfat (Abb. 18) 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 weggelassen. Der Trend der Sulfat-Konzentrationen ist signifikant und zeigt eine eindeutige

Reduktion der Konzentrationen an.

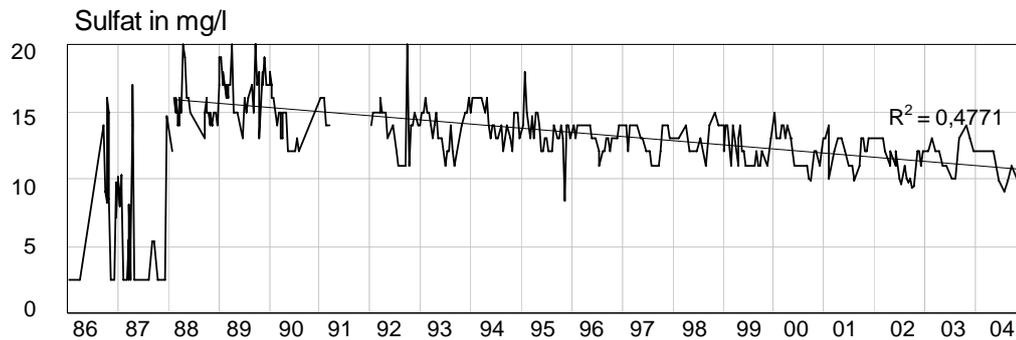


Abb. 18: Elberndorfer Bach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 19) 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.

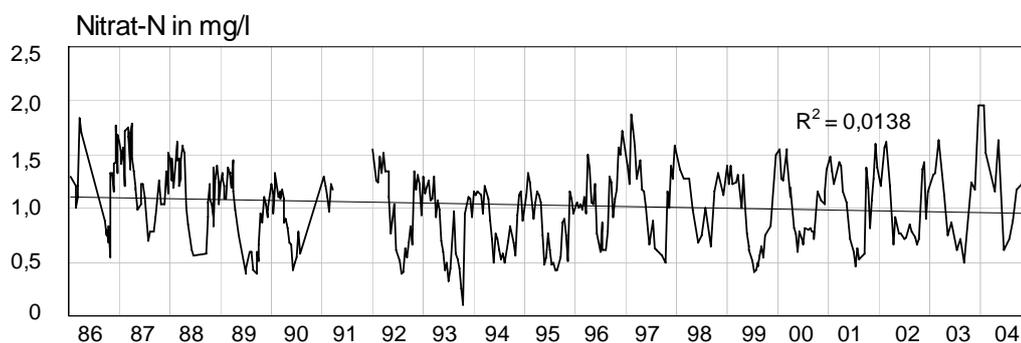


Abb. 19: Elberndorfer Bach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Für das MZB liegen seit Juli 1988 auswertbare Untersuchungen vor. Alle 3 Verfahren zur Säurebewertung zeigen, dass der Elberndorfer Bach mittlerweile besser zu bewerten ist. So liegt die Säurezustandsklasse Braukmann (neu) und die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) bei 1, der Hendrikson-Index bei 9. Die biozönotischen Parameter haben ebenfalls einen positiven Trend. Die Maximalwerte weisen mit 46 Taxa bzw. 29 EPT- Taxa einen, im Vergleich zu den Untersuchungen von 1988, stark angestiegenen Wert auf. Bei den Versauerungsindikatoren sind lediglich die säuresensiblen Organismen sporadisch vertreten, die Vertreter der anderen Klassen sind bei allen Untersuchungsterminen präsent. Die biologischen Befunde stehen nicht im Einklang mit der Entwicklung der wasserchemischen Parameter.

3.4.2 Zinse

Für die Zinse ist beim pH-Wert (Abb. 20) ebenfalls kein deutlicher Trend erkennbar. Im Jahr 1997 ist ein deutlicher Anstieg beim pH-Wert zu verzeichnen. Seit 1998 fällt der pH-Wert jedoch sukzessive von pH 7,5 auf einen historischen Tiefstand von pH 4,2 (Dez. 1999) ab. Seit dem Frühjahr 2000 erfolgt eine leichte Erholung der pH-Situation.

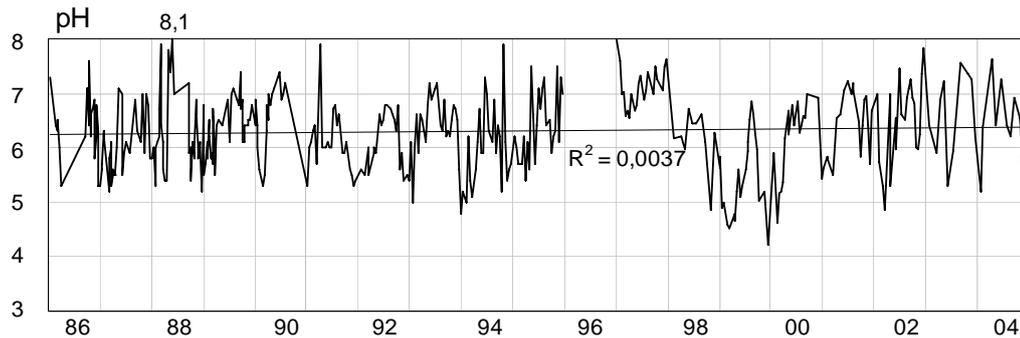


Abb. 20: Zinse: ph-Wert

Analog zum Elberndorfer Bach wurde Sulfat (Abb. 21) 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 weggelassen. Der Trend der Sulfat-Konzentrationen ist wie beim Elberndorfer Bach signifikant und zeigt eine eindeutige Reduktion der Konzentrationen an.

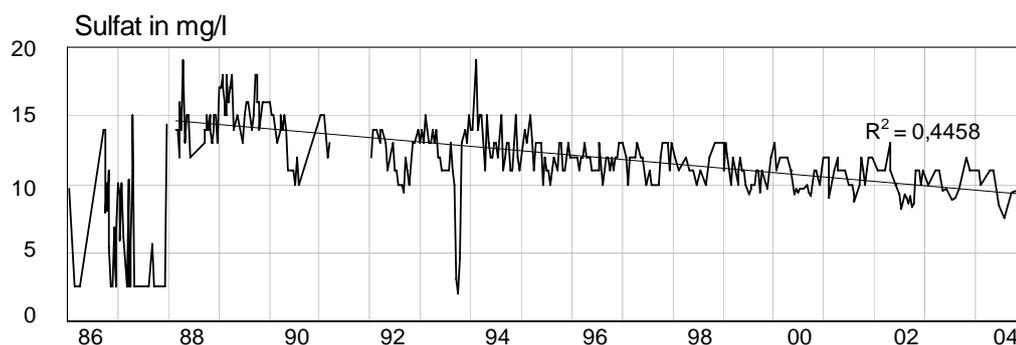


Abb. 21: Zinse: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Nitrat-Konzentrationen (Abb. 22) 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 ein deutlicher Trend mit

zurückgehenden Konzentrationen erkennbar.

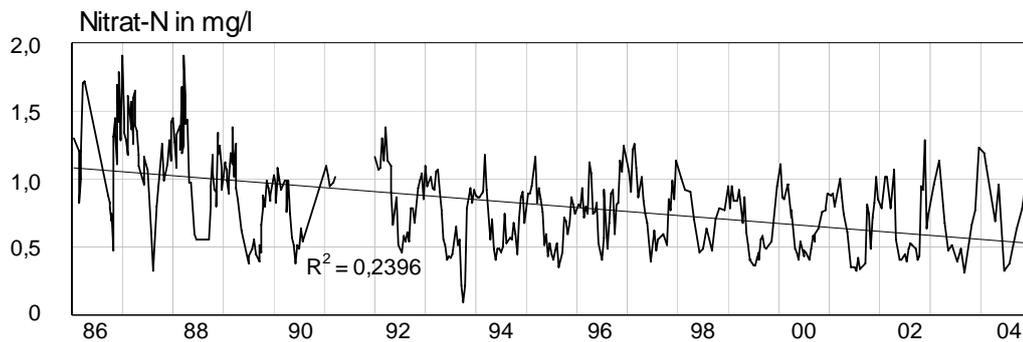


Abb. 22: Zinse: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen werden an der Zinse seit 1988 durchgeführt. Während sich bei der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) von Sommer 1988 bis 1998 Bewertungen zwischen 4 und 2 ergeben und in der Zeit danach nur noch ein Wert von 3 ermittelt wird, zeigen sich bei der Bewertung nach Braukmann (neu) seit 1988 deutlich stärkere Schwankungen (zwischen Klasse 2 und 5), die seit 1999 nur noch zwischen Klasse 2 und 3 pendeln. Beim Hendrikson-Index ist kein eindeutiger Trend zu erkennen. Die biozönotischen Parameter Taxazahl und EPT-Taxa weisen einen deutlichen Trend zur Zunahme auf. Die Anteile der Versauerungsindikatoren belegen einen Trend der Abnahme von Vertretern mit der VZ 5 (sehr säureresistent) und der Zunahme von mäßig säureempfindlichen Taxa (VZ 2). Im Sommer 2003 erscheint mit *Ancylus fluviatilis* eine säuresensible Art. Die biologischen Befunde stehen mit den Messungen der chemischen Parameter weitgehend im Einklang.

Für die Untersuchungsstellen im Rothaargebirge wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Elberndorf (Abb. 155) herangezogen. Hierfür liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten der Ammoniumdepositionen reichen von 1987 bis einschließlich 2004, 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 zwischen Sulfatdeposition und Gewässerchemie ist sowohl beim Elberndorfer Bach ($r^2 = 0,78$) als auch bei der Zinse ($r^2 = 0,79$) hochsignifikant. Weitere signifikante Korrelationen liegen nicht vor. Interessant ist das Ergebnis der Korrelation für Nitrat am Elberndorfer Bach. Der Korrelationskoeffizient ($r^2 = -0,13$) ist negativ, obwohl der langjährige Trend der Nitratkonzentrationen ebenso wie der Depositionstrend nach unten geht. Dies dürfte das Ergebnis der unterschiedlichen Datengrundlage sein, da für den Trend der Nitratkonzentrationen alle Messwerte, für die Korrelationsberechnung mit der Deposition nur Jahresmittelwerte herangezogen werden.

3.5 Taunus

3.5.1 Rombach 2

Am Rombach 2 fällt auf, dass der pH-Wert (Abb. 23) seit 1996 bis auf eine Ausnahme in Dezember 2003 nur noch geringe Schwankungen (zwischen pH 4 und pH 5) aufweist. Über die gesamte Untersuchungsperiode ist kein Trend des pH-Werts zu erkennen.

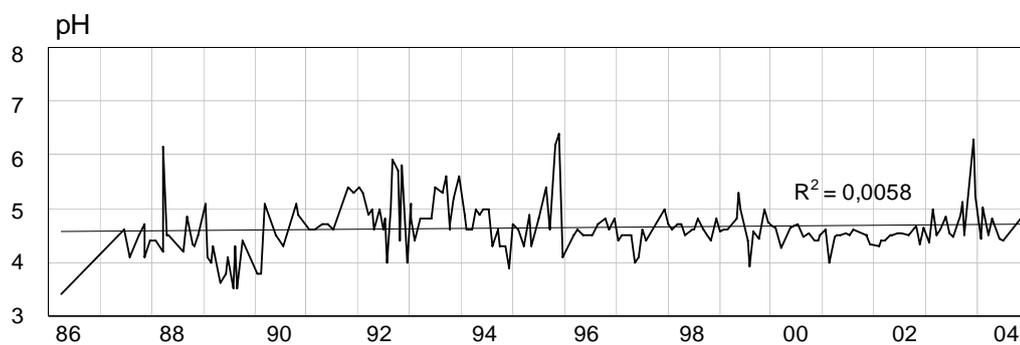


Abb. 23: Rombach 2: pH-Wert

Die ANC (Abb. 24) weist einen deutlich positiven Trend auf, was auf eine sich verbessernde Versauerungssituation hindeutet. Diese ist allerdings beim pH-Wert noch nicht festzustellen.

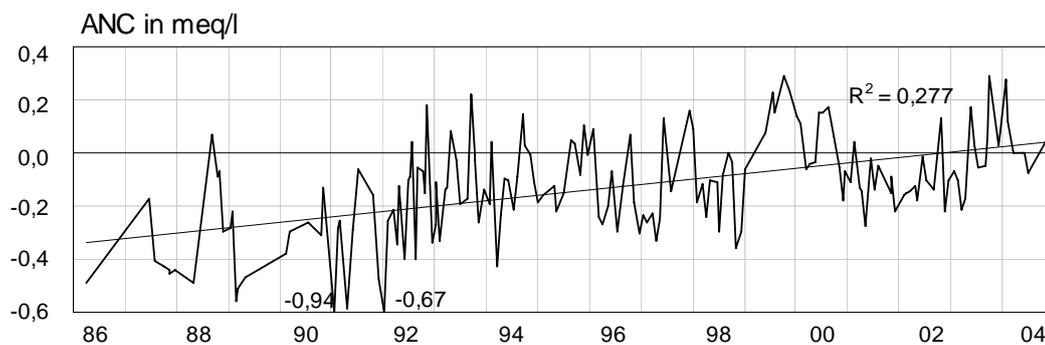


Abb. 24: Rombach 2: ANC (meq/l)

Die Sulfatkonzentrationen (Abb. 25) gehen über die Jahre leicht zurück, auch die Schwankungsbreite nimmt insgesamt ab.

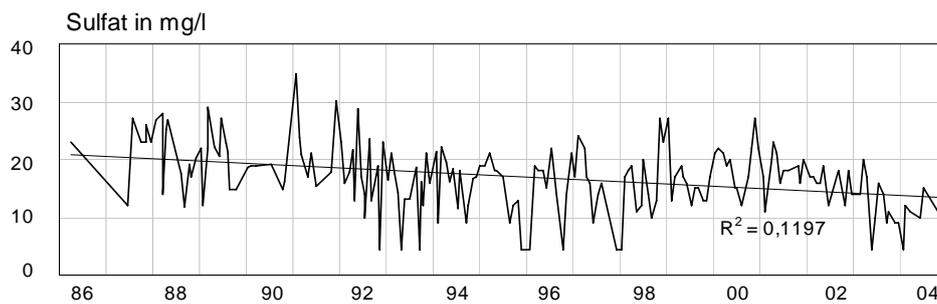


Abb. 25: Rombach 2: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 26) bleiben über die Jahre annähernd gleich, ein Jahreszyklus ist erkennbar. Interessant ist das Maximum im Frühjahr 2004, das mit den höchsten Wert während der Untersuchungsperiode darstellt. Es ist anzunehmen, dass in diesem Fall die Probenahme mit der Schneeschmelze stattgefunden hat.

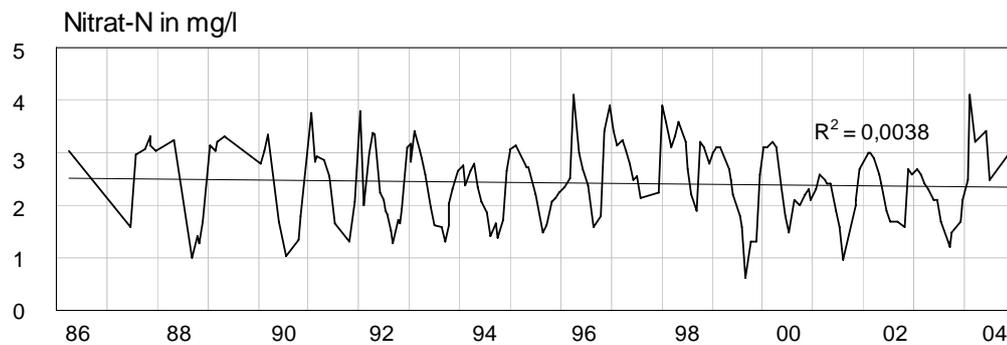


Abb. 26: Rombach 2: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Makrozoobenthosuntersuchungen liegen seit 1986 vor. Beide Säurezustandsbewertungen zeigen seit dem Jahrtausendwechsel Verbesserungen, die sich in einer Säurezustandsklasse von meistens vier (Braukmann (neu)) bzw. drei/vier (Braukmann (alt)) niederschlagen. Verantwortlich dafür sind z. T. neu auftretende Taxa mit den VZ 2 und 3. Für den Hendrikson-Index tritt bereits seit Mitte der neunziger Jahre ein deutlich positiver Wechsel auf. Die der Berechnung zugrunde liegenden Taxazahlen zeigen seit dieser Zeit einen Anstieg um bis zu 7 Taxa und 7 EPT-Taxa, davor lagen sie nach einem Bestandseinbruch seit 1993 bei nur einem Taxon. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die MZB-Untersuchungen 1996 und 1997 im Rahmen einer Dissertation durchgeführt wurden. Die im Vergleich zu früheren Probenahmen geänderte Faunenzusammensetzung ist möglicherweise durch unterschiedliche Probenahmetechnik bedingt. Seit 2000 wird die MZB-Untersuchung im Auftrag des ehemaligen Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (seit 2005 Bayerisches Landesamt für Umwelt) durchgeführt. Nach Angaben des Untersuchers liegt die Probestelle in einem temporären Gewässerabschnitt und ist durch extrem geringe Schüttung gekennzeichnet, weshalb sie für die biologischen Untersuchungen im Rahmen des ECE als ungeeignet erscheint (Coring 2004). Es wird daher empfohlen, diese

Untersuchungsstelle bei weiteren Untersuchungen nicht mehr zu berücksichtigen.

3.5.2 Rombach 4

Die Probestelle Rombach 4 wurde im Jahr 2001 neu eingerichtet. Für Trendaussagen sind die Datenreihen der Chemieparameter zu kurz. Allgemein ist festzustellen, dass die pH-Werte (Abb. 27) im Durchschnitt bei pH 6 liegen, im Gegensatz dazu liegen sie an der Probestelle Rombach 2 unter pH 5.

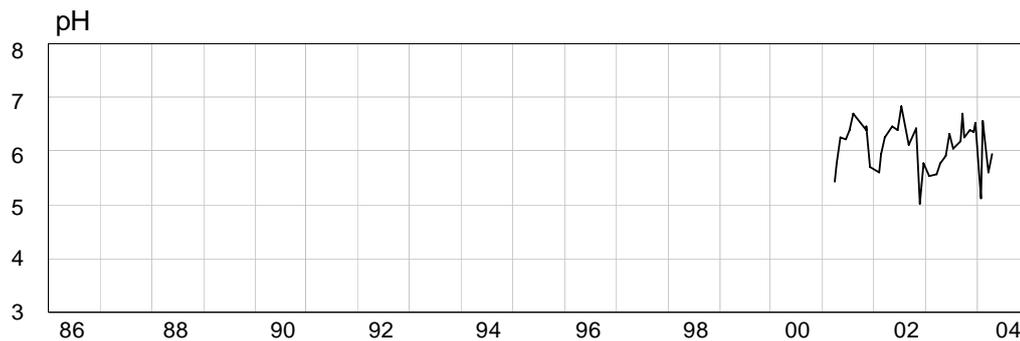


Abb. 27: Rombach 4: pH-Wert

Obwohl die Datenreihe der Sulfat-Konzentrationen (Abb. 28) sehr kurz ist, scheint sich schon eine Verbesserung der Versauerungssituation abzuzeichnen.

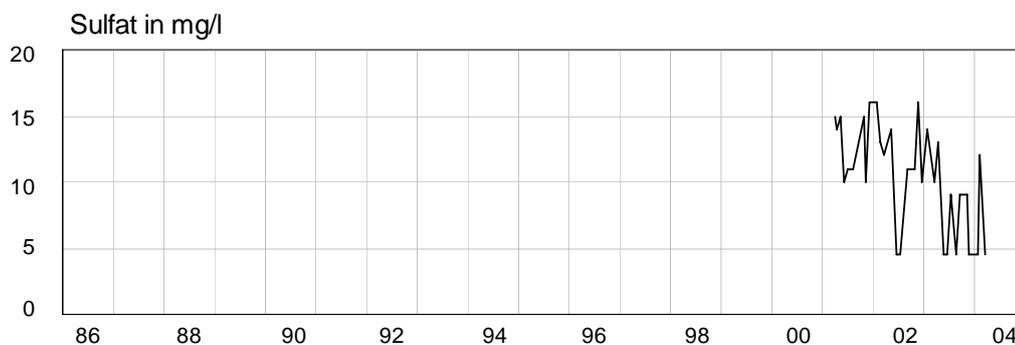


Abb. 28: Rombach 4: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Wie der Rombach 2 weist auch diese Probestelle im Frühjahr 2004 ein Nitrat-Maximum (Abb. 29) auf. Falls nicht ein systematischer Analysefehler vorliegt, ist davon auszugehen, dass diese Probenahme genau zur Schneeschmelze mit damit verbundenem Nitrat-Maximum durchgeführt wurde.

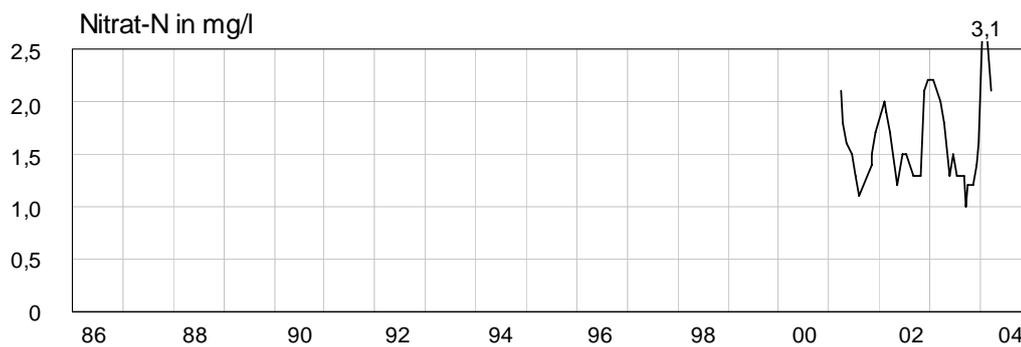


Abb. 29: Rombach 4: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen liegen erst seit April 2000 vor. Für Trendaussagen sind die Zeitreihen daher noch zu kurz. Die Säurebewertungen zeigen bei beiden Säurezustandsklasse-Verfahren seit der letzten Berichtsperiode Schwankungen zwischen 3 und 4 (Braukmann (neu)) bzw. 2 und 4 (Braukmann (alt)). Mäßig säureempfindliche Indikatoren (VZ 2) treten ab Oktober 2001 auf, hauptsächlich sind jedoch sehr säureresistente Organismen (VZ 5) und säureresistente Organismen (VZ 4) präsent. Der Hendrikson-Index bewegt sich seit 2000 zwischen 1 und 4. Die Taxazahlen liegen zwischen 6 und 14, die EPT-Taxa zwischen 4 und 9.

Für die Probestellen im Taunus wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Königstein (Abb. 155) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1983 bis einschließlich 2004. Die Sulfatdepositionen gehen im Bestand deutlich zurück, im Freiland ist der Rückgang nur leicht. Die Nitratdepositionen fallen sowohl im Freiland als auch im Bestand leicht ab. Die Ammoniumdepositionen (Angaben erst seit 1987) gehen im Freiland leicht zurück, der Bestand weist jedoch noch immer einen Depositionsanstieg auf. Die Messreihe der Probestelle Rombach 4 ist zu kurz, um gesicherte Trendaussagen machen zu können, die Korrelationsberechnungen wurden nur für die Probestelle Rombach 2 durchgeführt. Der fallende Depositionstrend von Sulfat korreliert signifikant mit der Entwicklung der Gewässerchemie ($r^2 = 0,67$), die Trends der Nitratdeposition und der Nitratgehalte des Gewässers sind zwar beide rückläufig, ein signifikanter Trend liegt jedoch nicht vor ($r^2 = 0,01$). Die gegenläufige Entwicklung beim Ammonium (mit fallenden Konzentrationen im Gewässer bei gleichzeitigem Anstieg der Depositionen wird durch den negativen Korrelationskoeffizienten bestätigt, die errechnete Korrelation ist allerdings nicht signifikant ($r^2 = -0,44$).

3.6 Hunsrück

3.6.1 Traunbach 1

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 (Abb. 30) 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.

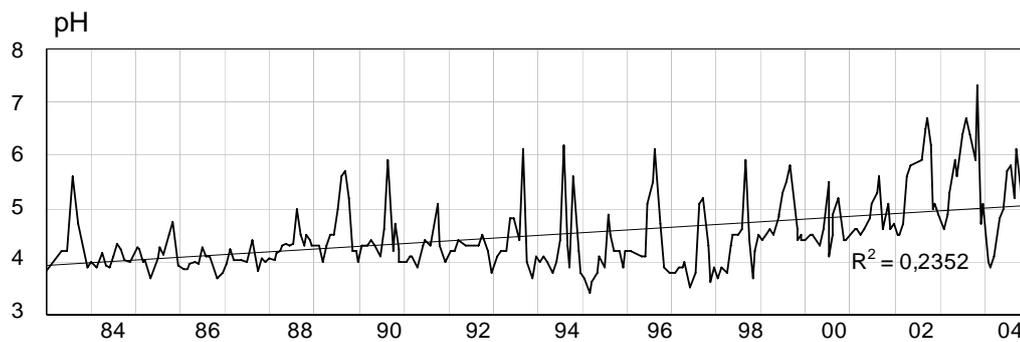


Abb. 30: Traunbach: ph-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 31) 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.

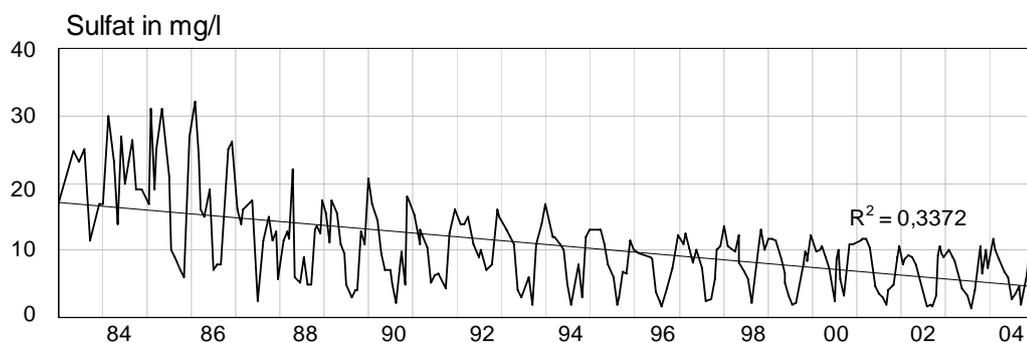


Abb. 31: Traunbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Im Gegensatz zu den Sulfat-Konzentrationen kann bei der Nitrat-Konzentration (Abb. 32) nur ein leichter Rückgang festgestellt werden, wobei der Trend nicht signifikant ist. Dafür spricht auch der Extremwert im Frühjahr 2004, der nicht auf eine gesicherte Abnahme bei den Nitrat-Konzentrationen 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 (schriftl. Mitteilung Herr Dr. Westermann). Wie zu erwarten, treten die Konzentrationsmaxima jeweils im Winter bzw. Frühjahr zur Schneeschmelze auf.

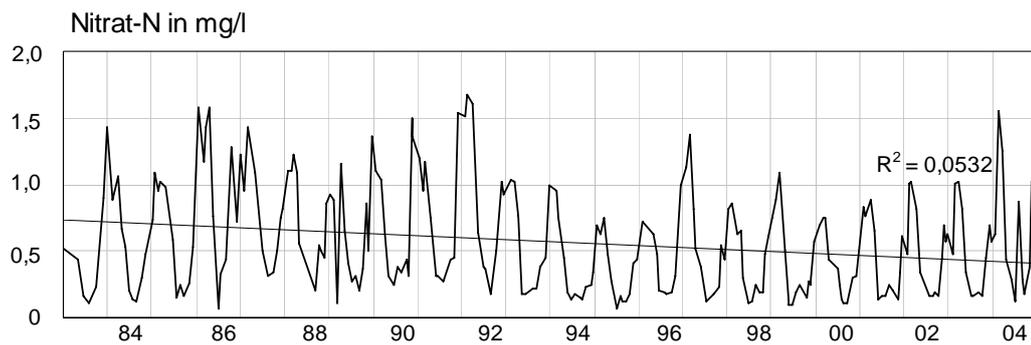


Abb. 32: Traubach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Interessant sind am Traubach die Aluminium-Konzentrationen (Abb. 33), die eine sehr deutliche und signifikante Verringerung der Schwankungen und der Konzentrationen aufweisen.

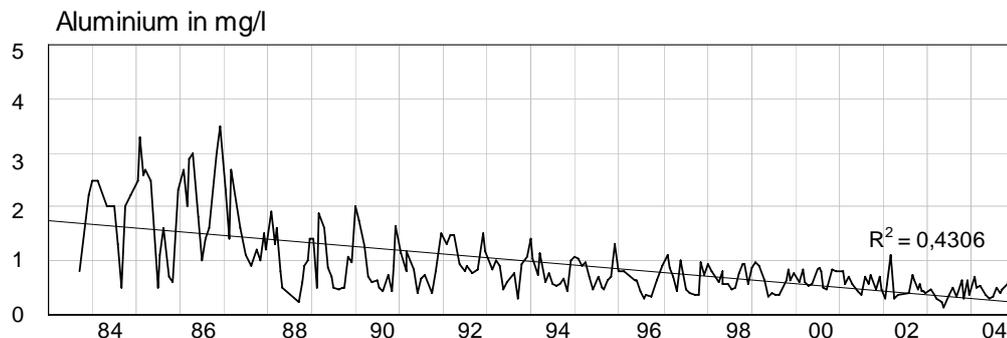


Abb. 33: Traubach: Al-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen liegen seit 1983 vor. Die Säurebewertung schwankt nach dem Braukmann (neu)-Verfahren seit 1989 zwischen SZKL 4 und 5, davor liegt sie bei 5. Nach dem vierklassigen Braukmann Verfahren wurden dem Traubach bis 1999 Säurezustandsklasse 4 zugeordnet, danach liegen die Werte zwischen Klasse 4 und 5. Die Veränderungen stehen mit den wasserchemischen Verbesserungen in Einklang. Von einem erhöhten Wert im Juni 1983 abgesehen, treten ebenso beim Hendrikson-Index seit November 1992 schwerpunktmäßig Verbesserungen auf. Der höchste Wert wird im Juni 2000 mit 4 erreicht. Für die Taxazahl und die EPT-Taxa ergeben sich Anstiege, deren Verläufe durch deutliche Schwankungen gekennzeichnet sind. Seit 1999 sind bei letzteren Parametern Verminderungen zu verzeichnen. Die maximalen Werte liegen bei 10 Taxa bzw. bei 7 EPT-Taxa. Dominierende Indikatoren sind sehr säureresistente Organismen.

3.6.2 Gräfenbach

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 (Abb. 34) insgesamt über die Jahre leicht

zunehmend. Da aber auch hier im Frühjahr 2004 ein Minimum-pH-Wert von 4,1 gemessen wurde, kann nur mit Einschränkungen von einer Verbesserung der Versauerungssituation gesprochen werden.

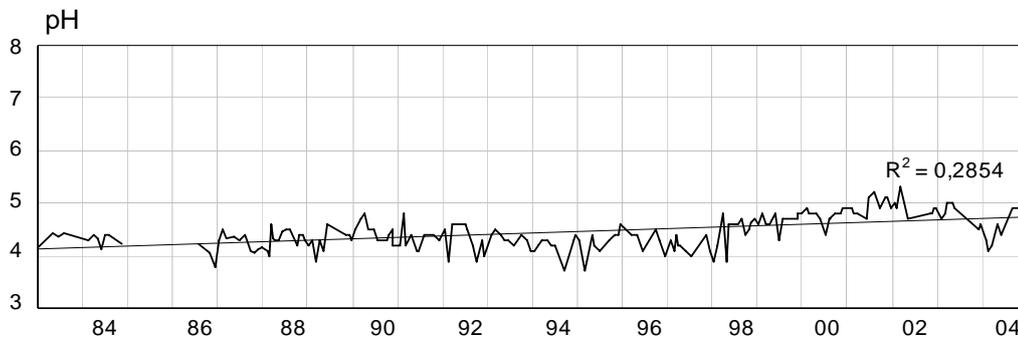


Abb. 34: Gräfenbach: ph-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 35) gehen über die Jahre deutlich und signifikant zurück und auch die bis 1988 auftretenden großen Schwankungen sind kleiner geworden.

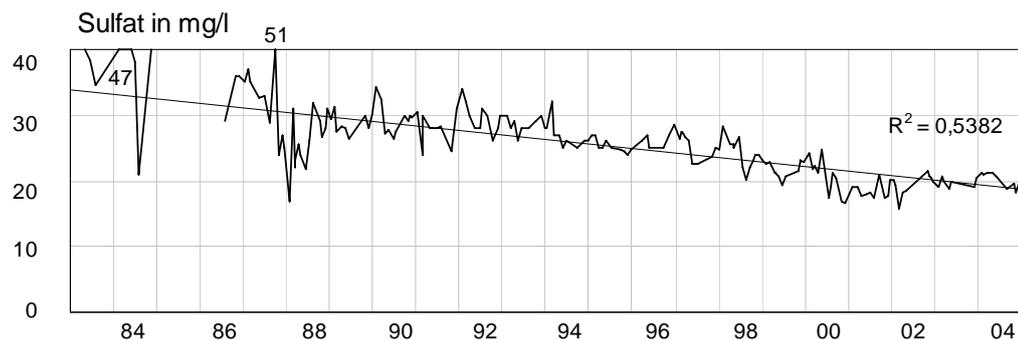


Abb. 35: Gräfenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Zwischen 1990 und 1992 ist ein starker Anstieg der Nitrat-Konzentrationen (Abb. 36) 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 ist ein im Frühjahr 2004 erneut auftretendes Maximum, das wie beim Traunbach durch das besonders warme und trockene Wetter im Jahr 2003 und den damit verbundenen Nitratanreicherungen durch biogene Prozesse in den oberen Bodenzonen entstanden sein könnte.

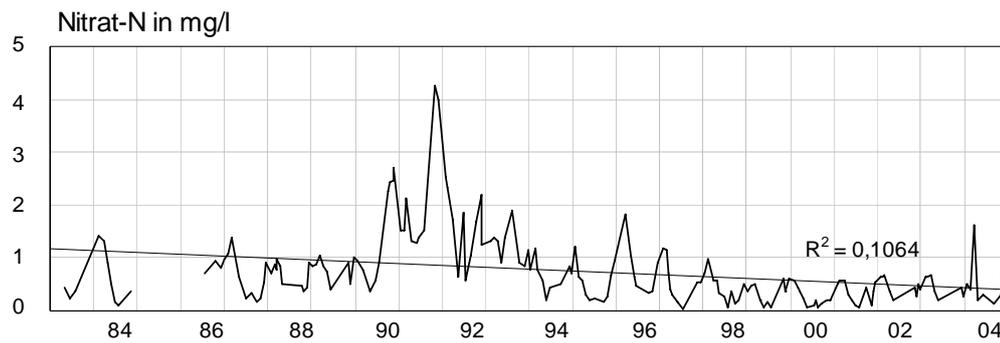


Abb. 36: Gräfenbach: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Ebenso wie am Traunbach können bei den Aluminium-Konzentrationen am Gräfenbach (Abb. 37) sowohl ein deutlicher Rückgang als auch eine Verringerung der Schwankungsbereiche konstatiert werden.

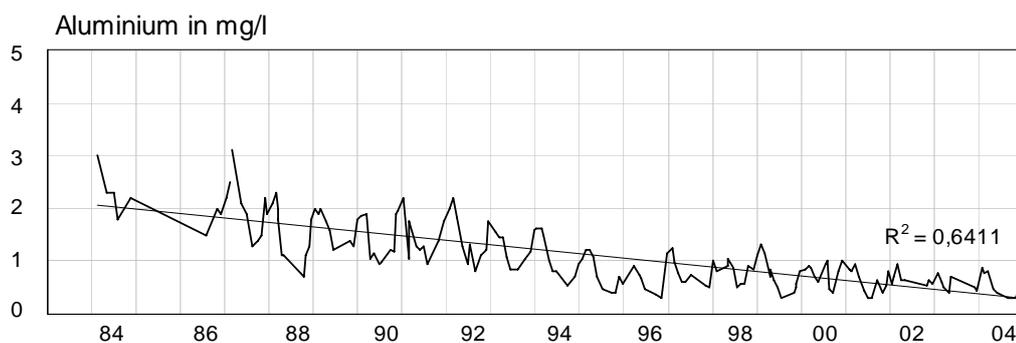


Abb. 37: Gräfenbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

Die Calcium-Konzentrationen (Abb. 38) 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.

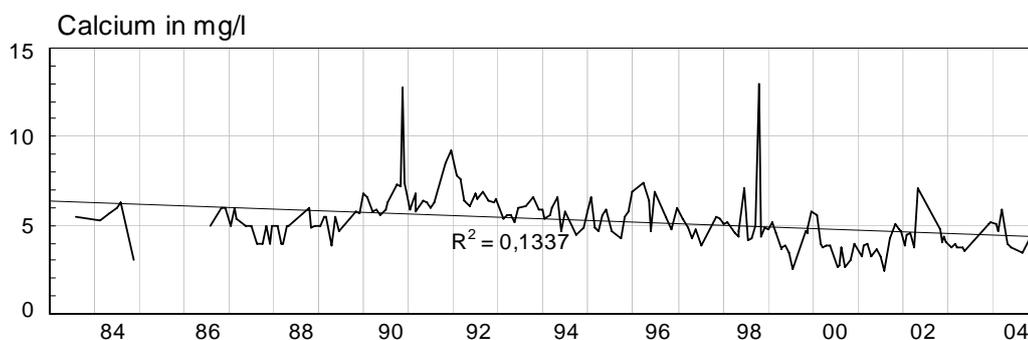


Abb. 38: Gräfenbach: Ca-Konzentrationen (mg/l)

Am Gräfenbach (Abb. 39, 40) werden seit 1982 MZB-Untersuchungen durchgeführt. Obwohl

sich deutliche Verbesserungen bei den wasserchemischen Parametern ergeben, zeigen sich bei der Säurezustandsklasse, die nach Braukmann (neu) zwischen 4 und 5 schwankt bzw. nach Braukmann (alt) immer bei 4 liegt, keine eindeutigen Verbesserungen. Lediglich die Säurebewertung nach dem Hendrikson-Index liegt seit 1992 mehrfach bei 3, in den achtziger Jahren wurde lediglich einmal dieser Wert erreicht. Taxazahl und EPT-Taxa schwanken deutlich zwischen 1 und 7 bzw. zwischen 0 und 5 mit einem Trend zur Zunahme. Die Versauerungsindikatoren setzen sich lediglich aus Vertretern von säureresistenten Organismen und sehr säureresistenten Organismen zusammen. Im Vergleich zum Bericht über die Vorperiode 2001 - 2002 (Kifinger et al. 2004), in dem bei der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein gleichbleibender Trend angegeben wurde, sind bei den aktuellen Auswertungen der anderen Parameter somit Verbesserungen (Anzahl Taxa und EPT-Taxa) zu verzeichnen.

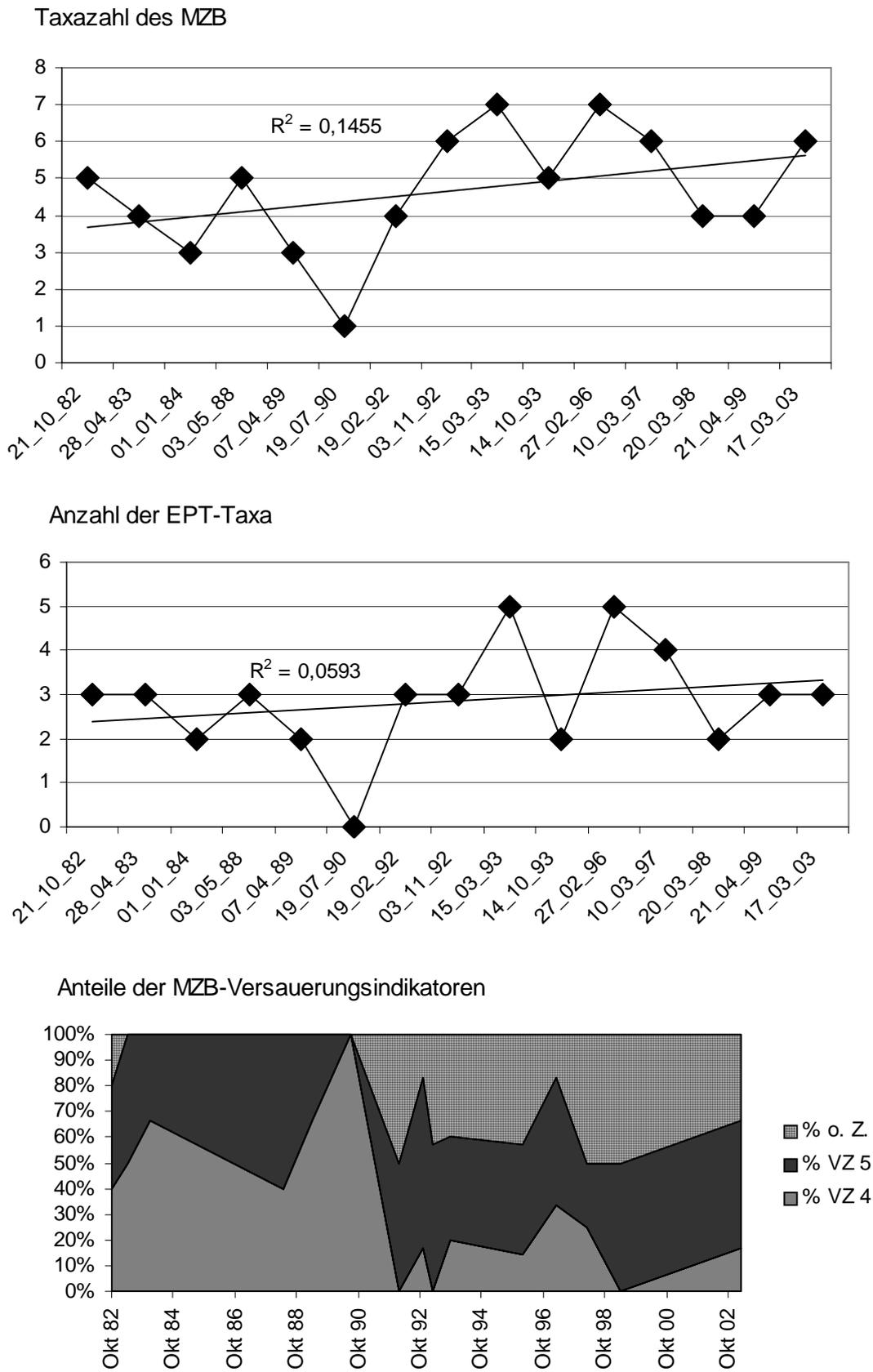
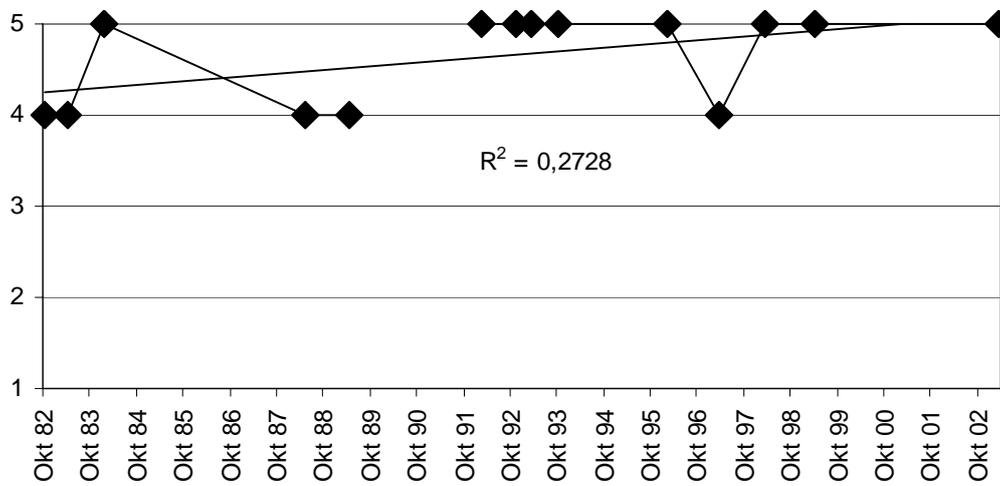
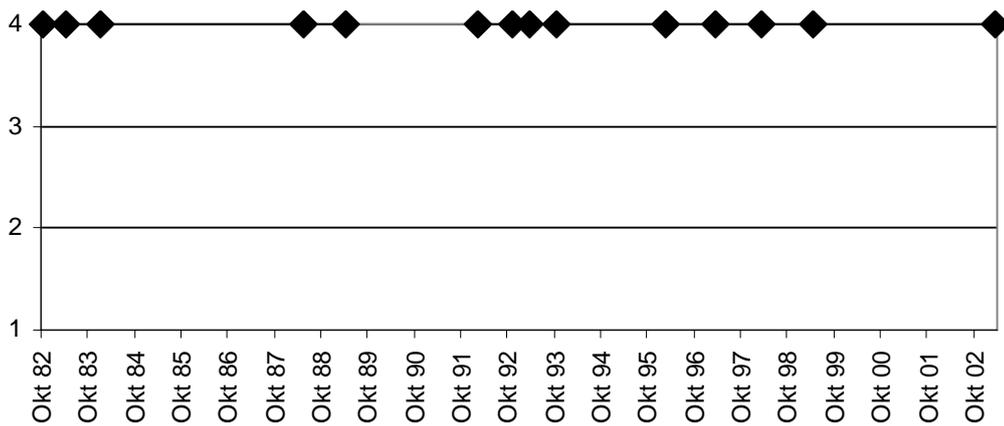


Abb. 39: Gräfenbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

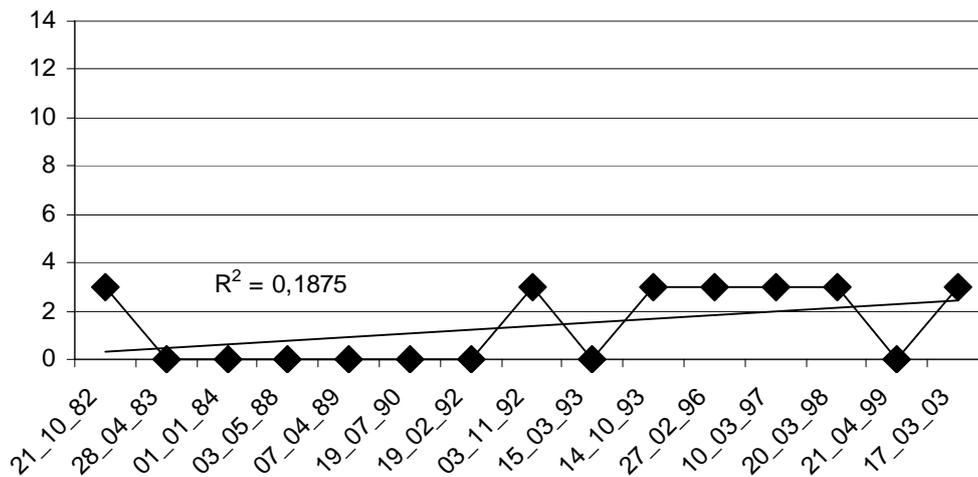


Abb. 40: Gräfenbach: Ganglinien der Säurebewertung

Für die Probestellen im Hunsrück wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Idar-Oberstein (Abb. 155) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1984 bis einschließlich 2004. 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 Bestandsdepositionstrends 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.

3.7 Odenwald

3.7.1 Schmerbach 1

Am Schmerbach 1 ist der Verlauf des pH-Werts (Abb. 41) über die Jahre gesehen annähernd gleich, wobei die Schwankungen seit 1996 nicht mehr so groß sind. Besonders auffällig sind die Werte vom 07.07.1997, wo fast alle Parameter Extreme aufweisen. Vermutlich ist dies durch ein Starkregenereignis mit damit verbundenem Hochwasserabfluss bedingt.

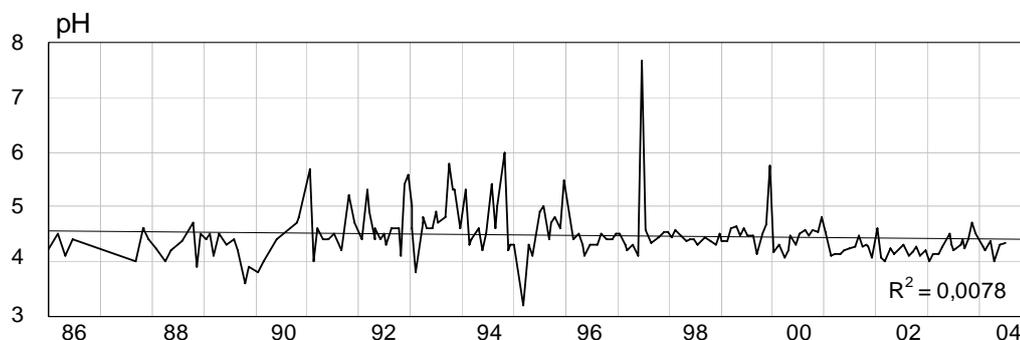


Abb. 41: Schmerbach 1: ph-Wert

Der Trend der Sulfat-Konzentrationen (Abb. 42) ist insgesamt leicht abfallend, jedoch nicht signifikant. Die in früheren Jahren zu beobachtenden teilweise extremen Maxima sind seit 1999 nicht mehr zu beobachten, was insgesamt für eine leichte Erholung bezüglich der Sulfat-Belastungen spricht.

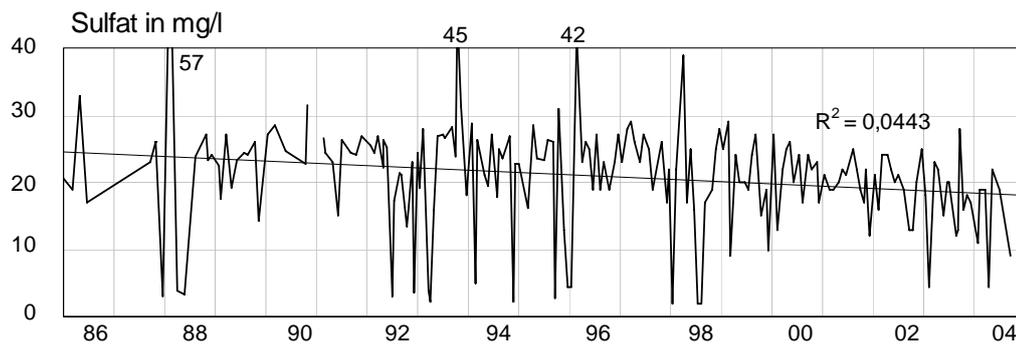


Abb. 42: Schmerbach 1: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 43) weisen einen insgesamt leicht ansteigenden, jedoch nicht signifikanten Trend auf. Ein jahreszeitlicher Verlauf ist hier nicht so deutlich zu erkennen, wie bei den meisten anderen Probestellen. Das Maximum im Jahre 1997 dürfte, wie oben schon angedeutet, durch ein Starkregenereignis bedingt sein.

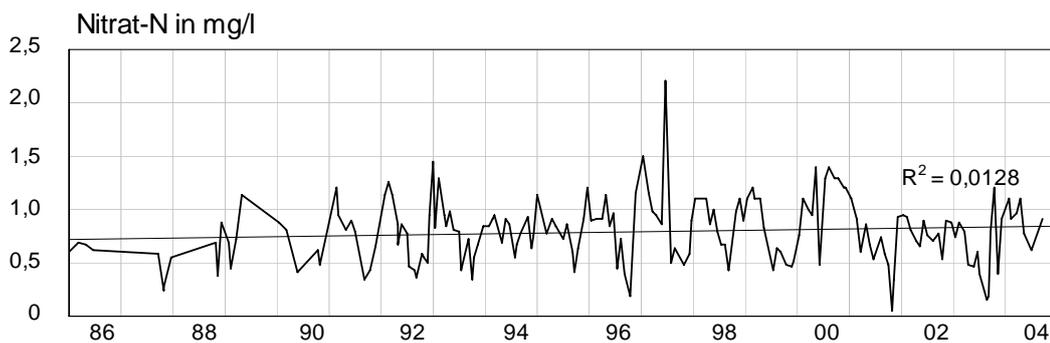
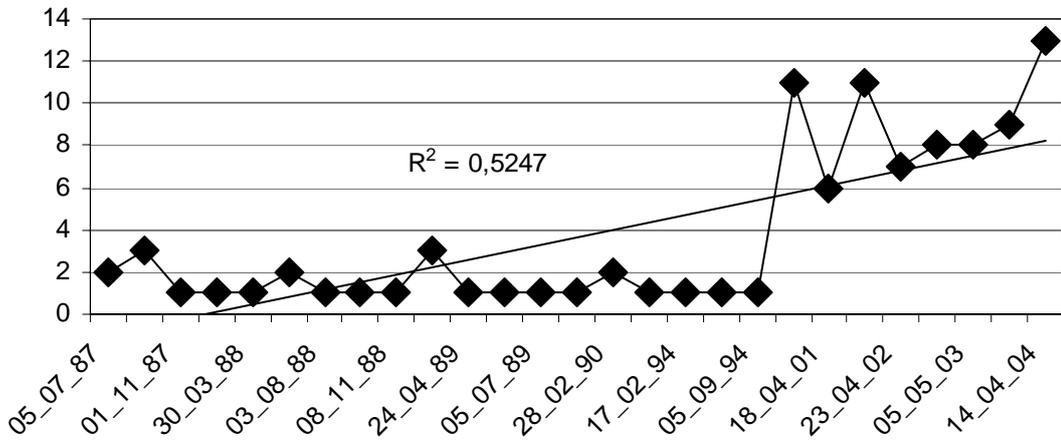


Abb. 43: Schmerbach 1: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

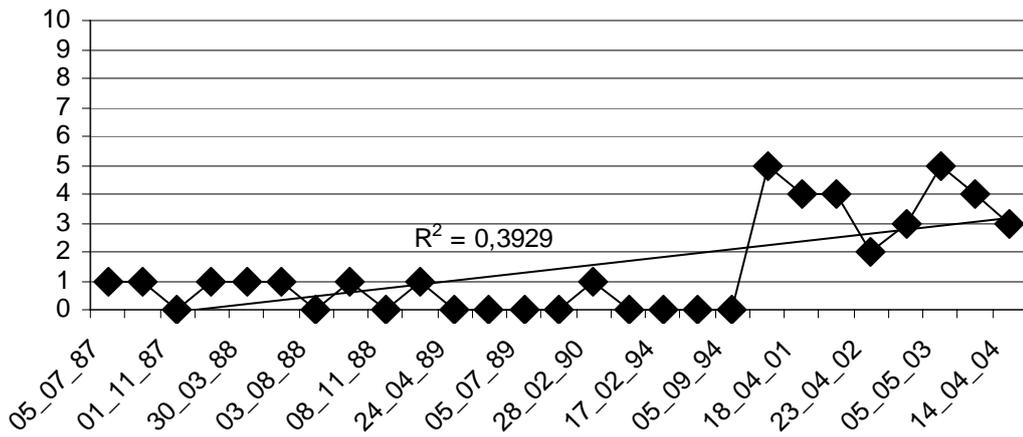
MZB-Untersuchungen (Abb. 44, 45) werden zwischen 1987 und 1994 und wieder seit 2000 durchgeführt. Bei der ersten Untersuchung wurde das Gewässer nach der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) mit 4 bewertet, für eine Bewertung mit dem Braukmann (neu)-Verfahren reicht die Zahl der eingestufteten Organismen nicht aus. Wegen zu geringer Taxazahlen und wegen der erwähnten Untersuchungslücke konnte in der Folgezeit bis 1999 keine Säurezustandsbewertung mehr durchgeführt werden. Seit dieser Zeit liegt die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) bei 4, nach dem Braukmann (neu)-Verfahren schwanken die Werte zwischen 4 und 5. Auch der Hendrikson-Index zeigt Werte, die meistens bei 0 liegen. Die Taxa- und EPT-Taxazahlen, die vor 2000 bei 1 bis 3 Taxa lagen, steigen hingegen in den aktuellen Untersuchungen auf bis zu 13 Taxa bzw. bis zu 5 EPT-Taxa an. Dabei treten ab 2000 auch Vertreter der VZ 2 bis 4 auf, also mäßig säureempfindliche bis säureresistente Organismen, davor wurden lediglich sehr säureresistente Taxa (VZ 5) registriert. Im Vergleich zum Bericht über die Vorperiode (Kifinger et al. 2004), in dem für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein gleichbleibender Trend konstatiert wurde, sind aktuell bei einigen Parametern Verbesserungen zu verzeichnen. Nach

Angaben des Bearbeiters gelten für den Schmerbach ähnlich methodische Einschränkungen wie für den Rombach 2 (Coring 2004). Auch hier ist die Schüttung über das Jahr gesehen so gering, dass eine repräsentative Beprobung des MZB nur eingeschränkt möglich ist. Eine Eignung dieser Gewässerstelle für das Langzeit-Monitoring wird daher vom Bearbeiter in Frage gestellt.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

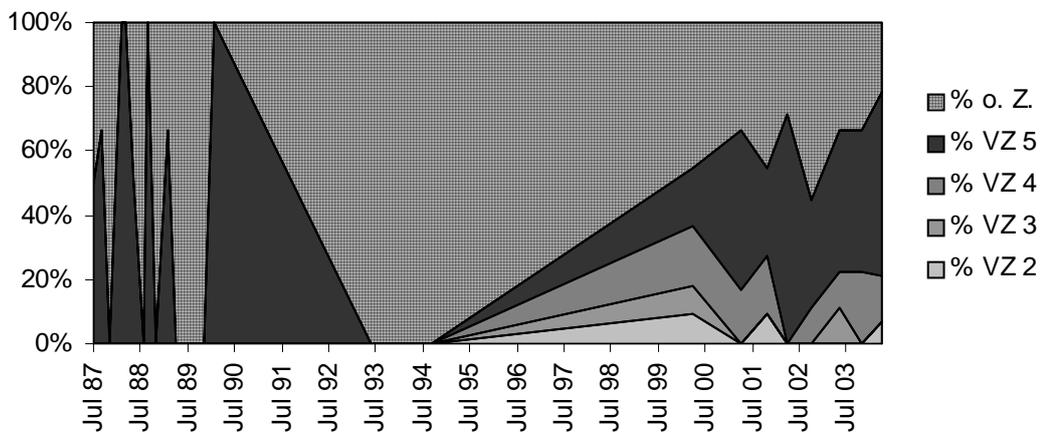
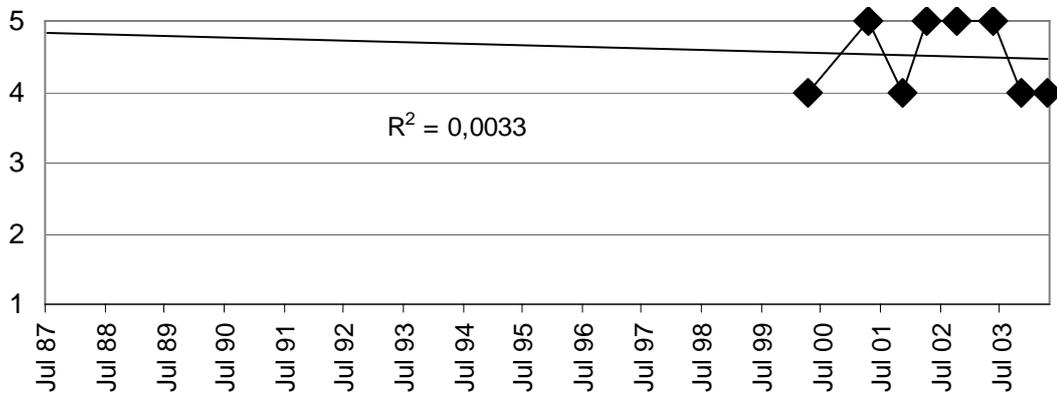
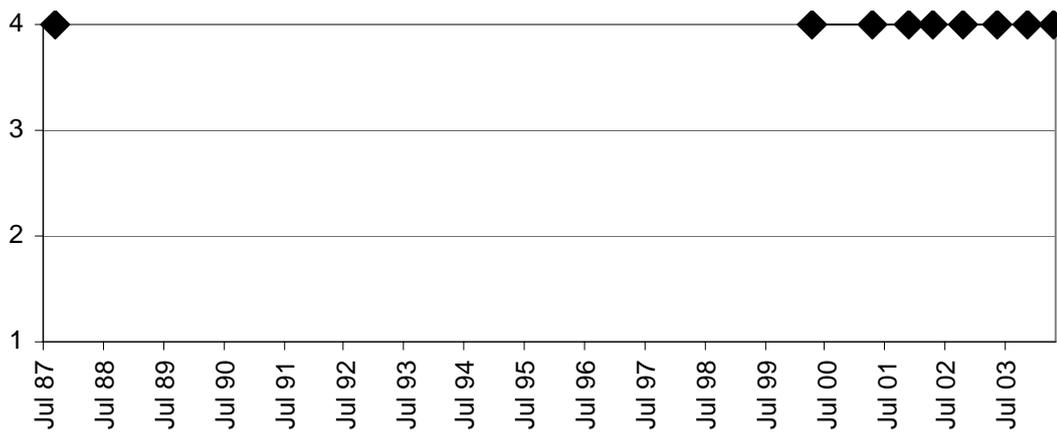


Abb. 44: Schmerbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

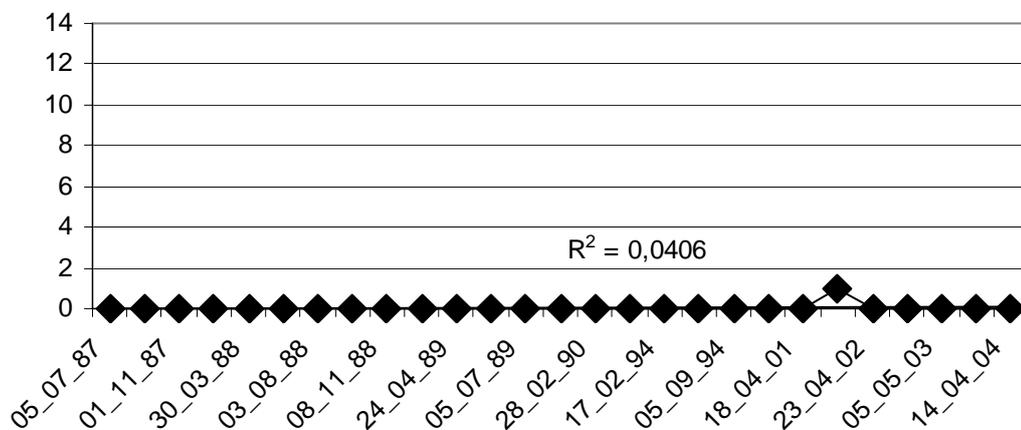


Abb. 45: Schmerbach: Ganglinien der Säurebewertung

Für die Probestellen im Odenwald dient die Depositionsmessstelle Fürth (Abb. 155) zum

Vergleich. Hierfür liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1987 bis einschließlich 2004. Bei den Sulfatdepositionen ist im Bestand ein deutlicher, im Freiland ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Die Nitratdepositionen fallen sowohl im Bestand als auch im Freiland leicht ab, die Ammoniumdepositionen im Freiland sind annähernd gleichbleibend, im Bestand leicht ansteigend. Der starke Rückgang der Sulfatdepositionen ist im Gewässer nicht vorhanden, aber auch nicht der Anstieg der Ammoniumdepositionen. Der Nitratdepositionstrend entspricht in etwa denen der Wasserchemie des Schmerbachs.

3.8 Schwarzwald

3.8.1 Goldersbach im Südlichen Schwarzwald

Am Goldersbach (Abb. 46) ist beim pH-Wert kein signifikanter Trend erkennbar, es fällt jedoch auf, dass seit 2003 der pH-Wert sehr oft über 7 liegt und die Minima den Wert 6,6 nicht mehr unterschreiten. Vorausgesetzt, dass die Frühjahrsbeprobungen zum Zeitpunkt der maximalen Schneeschmelze durchgeführt wurden, kann man von einer Erholung der pH-Situation sprechen.

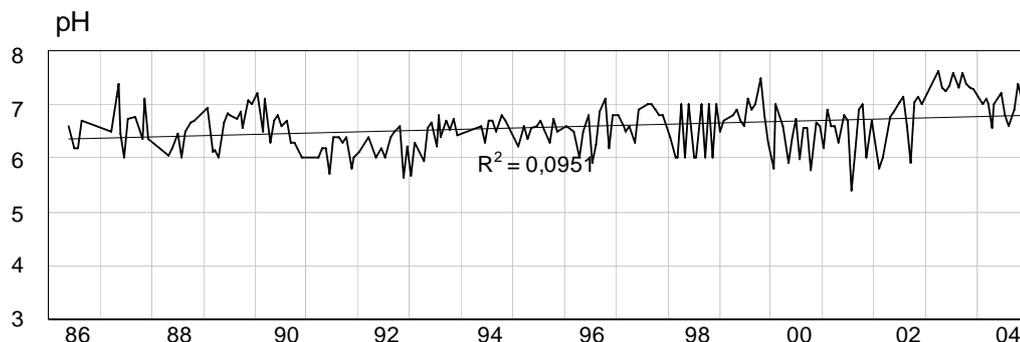


Abb. 46: Goldersbach: ph-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 47) 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.

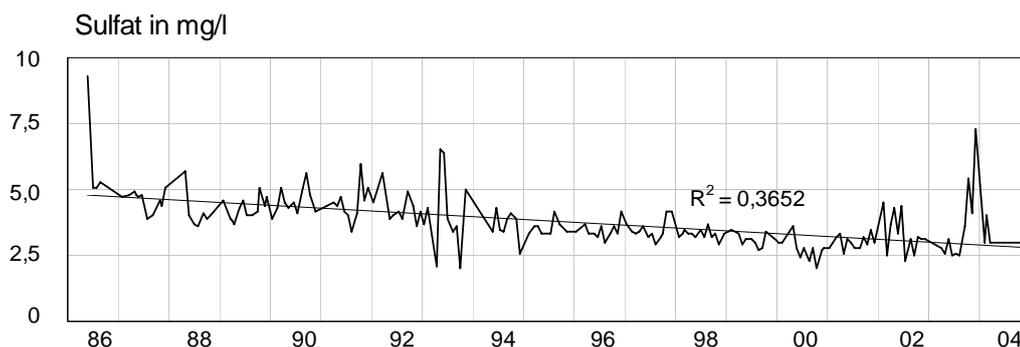


Abb. 47: Goldersbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei der Betrachtung der Nitrat-Konzentrationen (Abb. 48) 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).

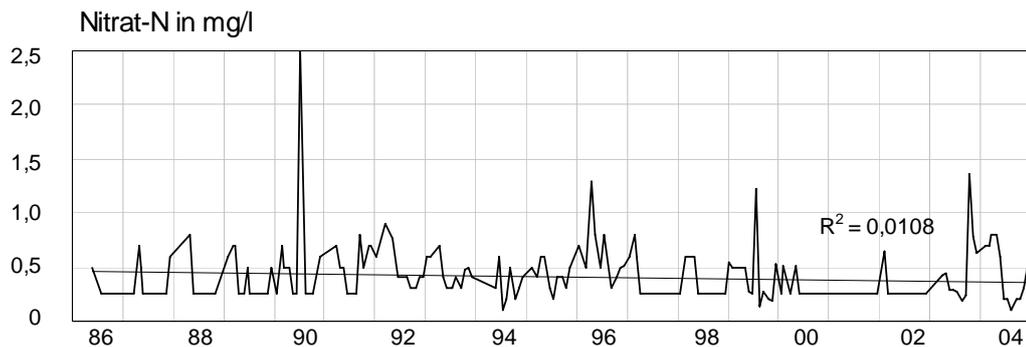


Abb. 48: Goldersbach: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Am Goldersbach werden seit 1986 MZB-Untersuchungen durchgeführt. Die beiden Säurezustandsklasse-Verfahren bewerten seit dieser Zeit das Gewässer mit Klasse 1 und 2 im Wechsel. Der Hendrikson-Index bleibt seit 2001 konstant bei 3, davor zeigen sich größere Schwankungen zwischen 0 und 7. Bei den Taxazahlen und bei den EPT-Taxa, die mit Werten zwischen 6 und 41 Taxa bzw. 3 und 25 EPT-Taxa erhebliche Schwankungen aufweisen, ergeben sich keine Trendänderungen. Auch bei den Versauerungsindikatoren, die mit Vertretern aller Klassen präsent sind, sind tendenzielle Veränderungen nicht erkennbar.

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Schauinsland (Abb. 155) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen von 1987 bis 2004 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 Sulfatdepositionstrends im Bestand können im Gewässer nicht so deutlich beobachtet werden. Die ansteigenden Trends des Nitrats und des Ammoniums im Bestand entsprechen ebenfalls nicht denen der Wasserchemie des Goldersbachs.

3.8.2 Kleine Kinzig im Mittleren Schwarzwald

Insgesamt fällt die Trendlinie des pH-Werts (Abb. 49) an der Kleinen Kinzig leicht ab, der Trend ist jedoch nicht signifikant. Auffällig sind die relativ geringen Schwankungen zwischen den Jahren 1990 und 1997.

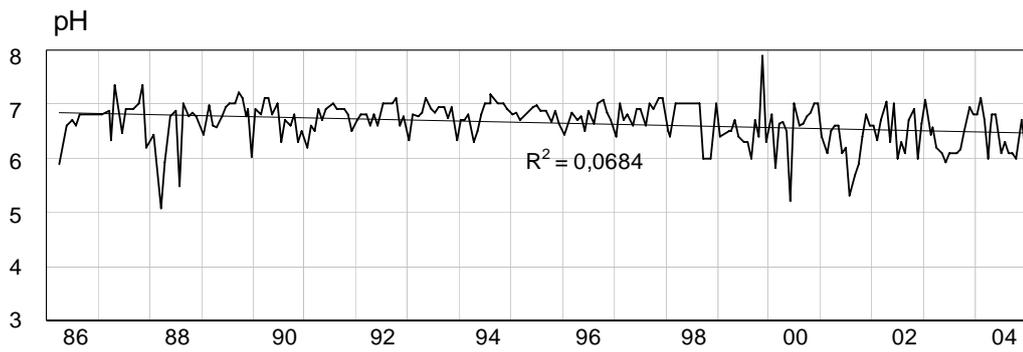


Abb. 49: Kleine Kinzig: ph-Wert

Die ANC (Abb. 50) deutet im Gegensatz zum pH-Wert eine leichte Erholung der Versauerungssituation an, der Trend ist allerdings nicht gesichert.

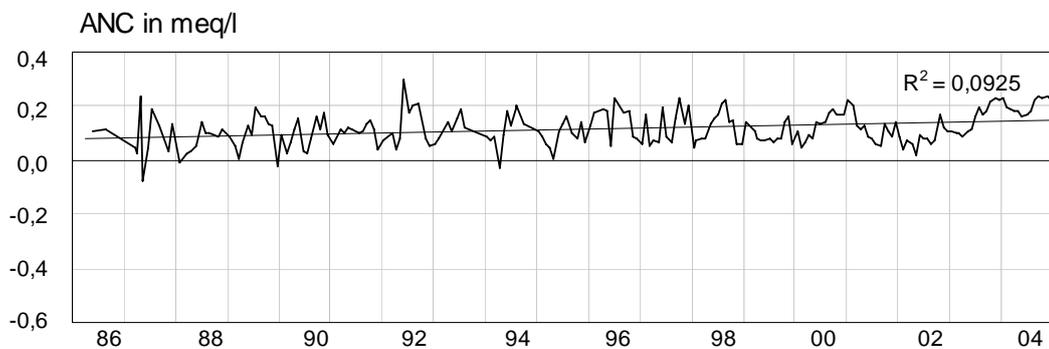


Abb. 50: Kleine Kinzig: ANC (meq/l)

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 51) weisen keinen Trend auf. Die größeren Schwankungen in den Jahren 1993, 1994 und 2000 sind bei den anderen Parametern nicht zu erkennen.

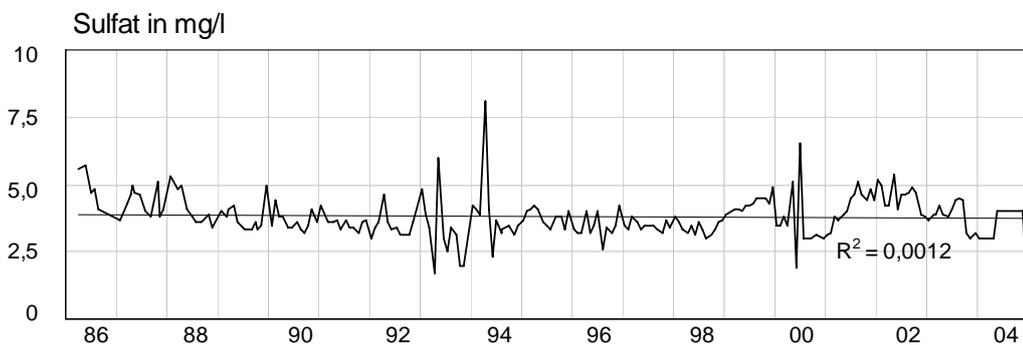


Abb. 51: Kleine Kinzig: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 52) weisen über die Jahre eine deutliche Abnahme auf, der Trend ist signifikant.

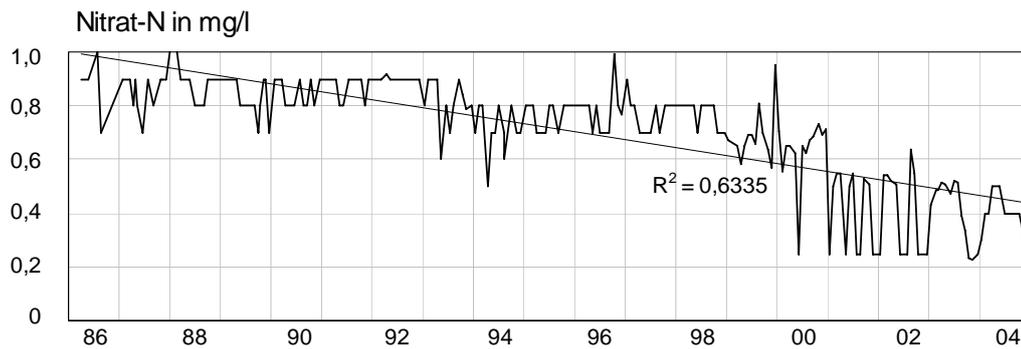
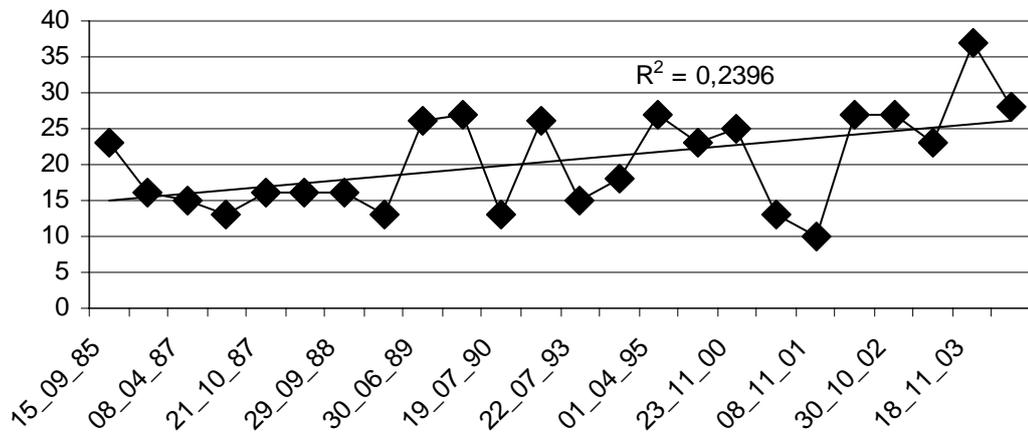


Abb. 52: Kleine Kinzig: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

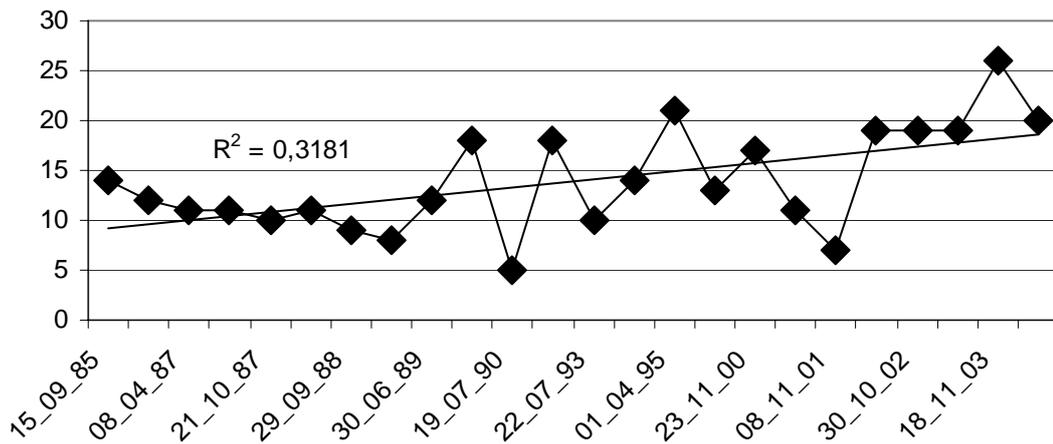
MZB-Untersuchungen (Abb. 53, 54) werden seit 1985 mit einer Lücke zwischen 1996 und 1999 jährlich durchgeführt. Die Säurezustandsklasse-Verfahren der letzte zwei Jahre zeigen Einstufungen, die überwiegend bei 2 liegen, lediglich ein Wert des Braukmann (neu)-Verfahrens liegt bei 1. Wie der Vergleich mit der Entwicklung der pH-Wert-Situation zeigt, wird das Gewässer in der davor liegenden Zeit am exaktesten durch das Braukmann (alt)-Verfahren bewertet. Beim Hendrikson-Index treten stärkere Schwankungen zwischen 0 und 8 auf, wobei ein deutlicher Anstieg der Trendgeraden zu beobachten ist. Die gleiche Tendenz ergibt sich für die Parameter Taxazahl und EPT-Taxa, bei denen insgesamt ein Trend zur Zunahme besteht. Die Maximalwerte werden im Herbst 2003 mit 37 Taxa und 26 EPT-Taxa erreicht. Bei den Versauerungsindikatoren zeigen sich bis 2000 stark säureresistente bis mäßig säureempfindliche Arten, ab 2002 treten auch säureempfindliche Arten mit sehr geringem Anteil hinzu. Insgesamt scheint somit in den letzten 3 Jahren eine leichte Besserung eingetreten zu sein, was auch die gewässerchemischen Parameter bestätigen. Damit sind im Vergleich zum Bericht über die Vorperiode (Kifinger et al. 2004), der für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) einen gleichbleibenden Trend angibt, aktuell bei allen Parametern Verbesserungen zu verzeichnen.

Faunistisch bemerkenswert ist der Nachweis der endemisch, auf bestimmte Regionen des Schwarzwaldes beschränkt, vorkommende Trichoptere *Thremma gallicum*. Unter Berücksichtigung der übrigen MZB-Arten (Ephemeropteren, Trichopteren, Plecopteren) sowie dem Vorkommen des Feuersalamanders *Salamandra salamandra* ist der Kleinen Kinzig eine hohe naturschutzfachliche Relevanz zu attestieren (Coring 2004).

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

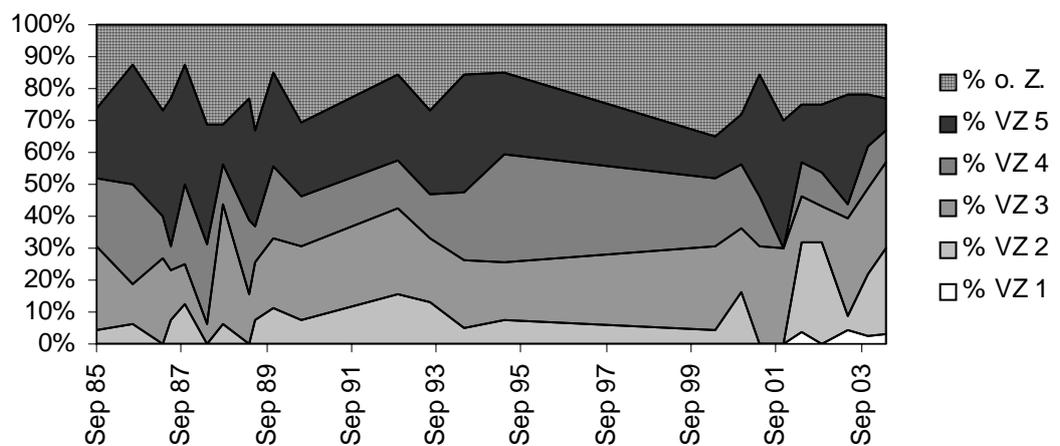
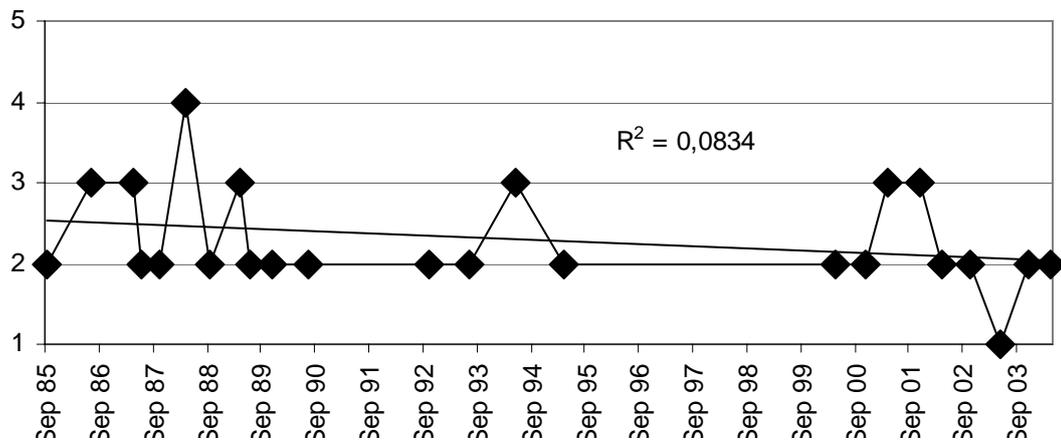
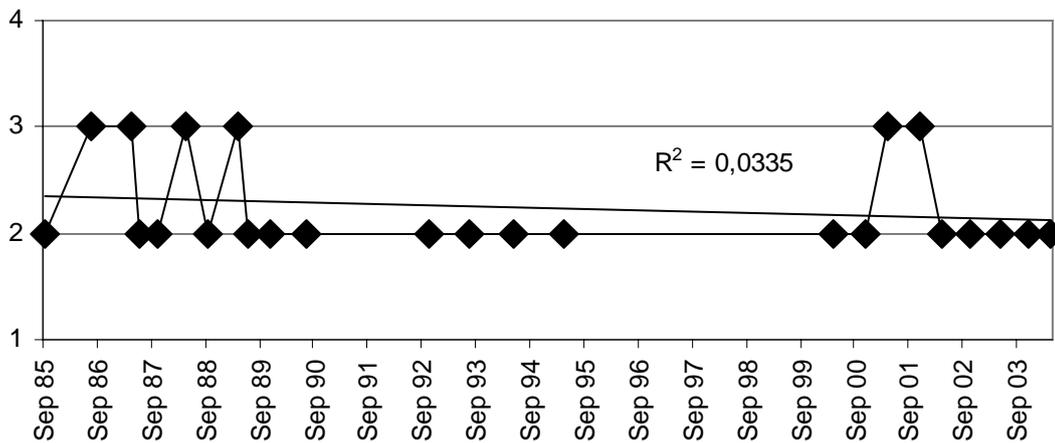


Abb. 53: Kleine Kinzig: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

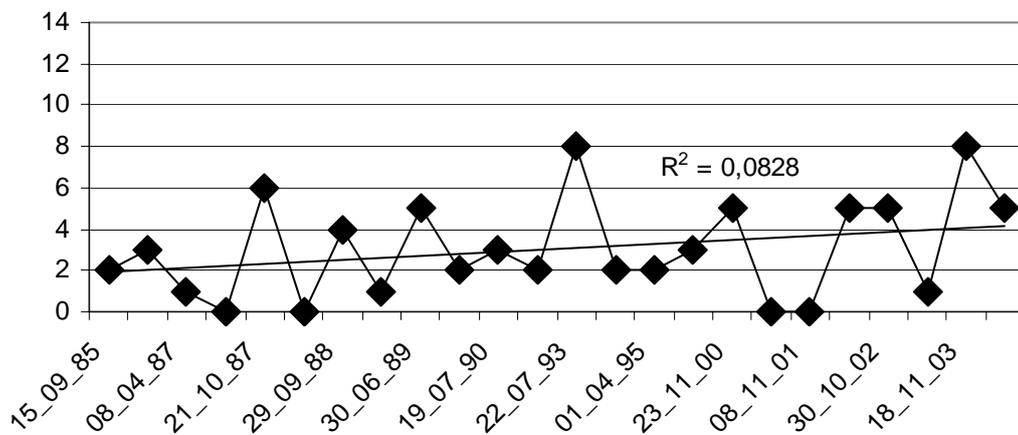


Abb. 54: Kleine Kinzig: Ganglinien der Säurebewertung

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Freudenstadt (Abb. 155) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1984 bis

einschließlich 2004. 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 Trends der Wasserchemie der Kleinen Kinzig.

3.8.3 Dürreychbach im Nördlichen Schwarzwald

Am Dürreychbach weist der pH-Wert (Abb. 55) insgesamt eine signifikante Verbesserung auf, die auch durch die ansteigende ANC bestätigt wird.

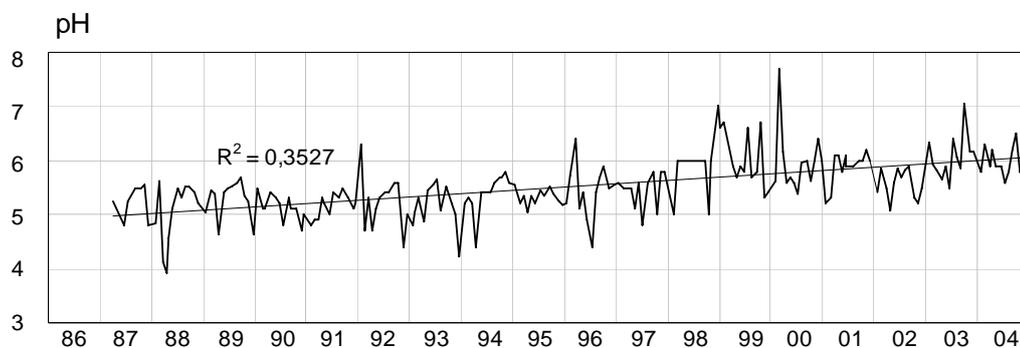


Abb. 55: Dürreychbach: pH-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 56) sind insgesamt gleichbleibend und weisen nur geringe Schwankungen auf. Die Verbesserung der pH-Situation kann dadurch nicht erklärt werden.

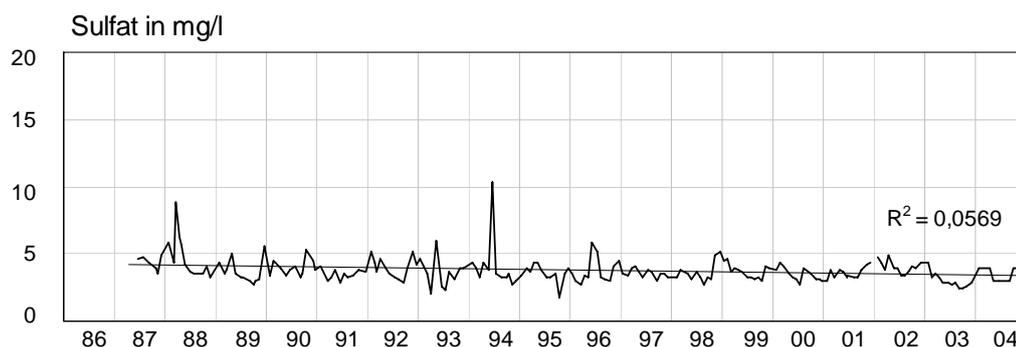


Abb. 56: Dürreychbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 57) 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.

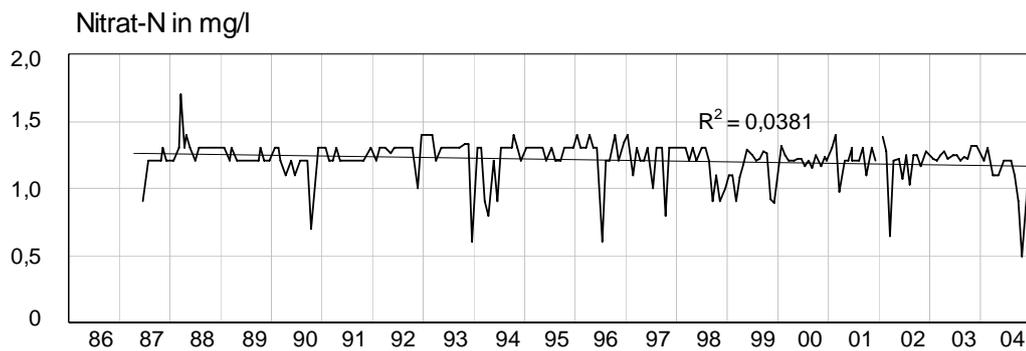
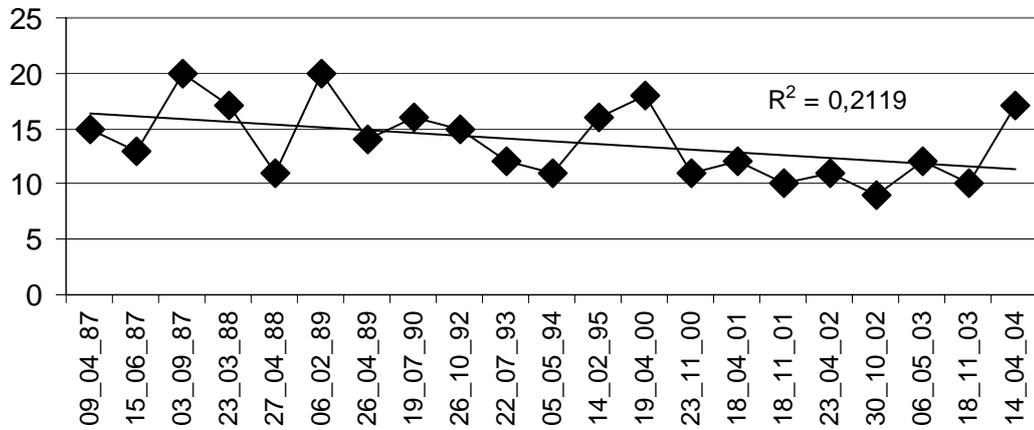


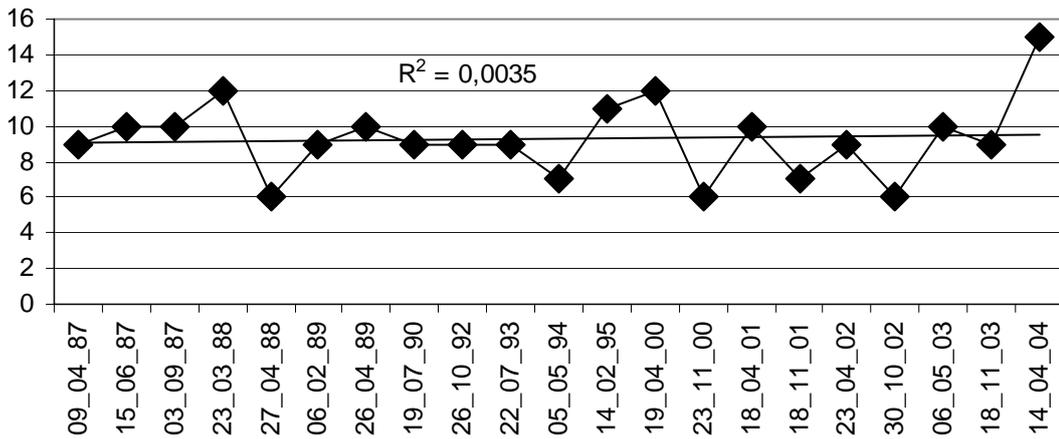
Abb. 57: Dürreychbach: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen (Abb. 58, 59) liegen von 1987 bis 1995 jährlich vor, während danach erst seit 2000 wieder regelmäßig untersucht wird. Mit den Untersuchungen im Berichtszeitraum lassen sich durch beide Säurezustandsklasse-Verfahren Verbesserungen diagnostizieren. So liegt die Säurezustandsklasse Braukmann (neu) im Frühjahr 2004 bei 2 bzw. nach dem Braukmann (alt)-Verfahren bei 3. Der Hendrikson-Index hat sich zwar in den letzten Jahren nicht geändert, insgesamt hat er jedoch einen negativen Trend. Die Werte übersteigen nicht die Zahl 2. Taxazahl und EPT-Taxa sind bei der letzten Probenahme im April 2004 im Vergleich zu den Vorjahren deutlich angestiegen. Sie liegen im April 2004 bei 17 Taxa und bei 15 EPT-Taxa. Während der Trend bei der Taxazahl abnehmend ist, ist er bei den EPT-Taxa leicht zunehmend. Von den Versauerungsindikatoren steigt der Anteil der Vertreter der säuretoleranten Organismen (VZ 3) ab Mitte der neunziger Jahre an, davor sind sie nicht in Erscheinung getreten. Größere Anteile haben die säureresistenten (VZ 4) und sehr säureresistenten (VZ 5) Organismen, die mäßig säureempfindlichen Organismen (VZ 2) treten lediglich zeitweise in Erscheinung. Im Vergleich zum Bericht über die Vorperiode (Kifinger et al. 2004), bei dem die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) eine Trendänderung aufweist, zeigen auch die zusätzlich berücksichtigten Parameter eine Verbesserung an.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

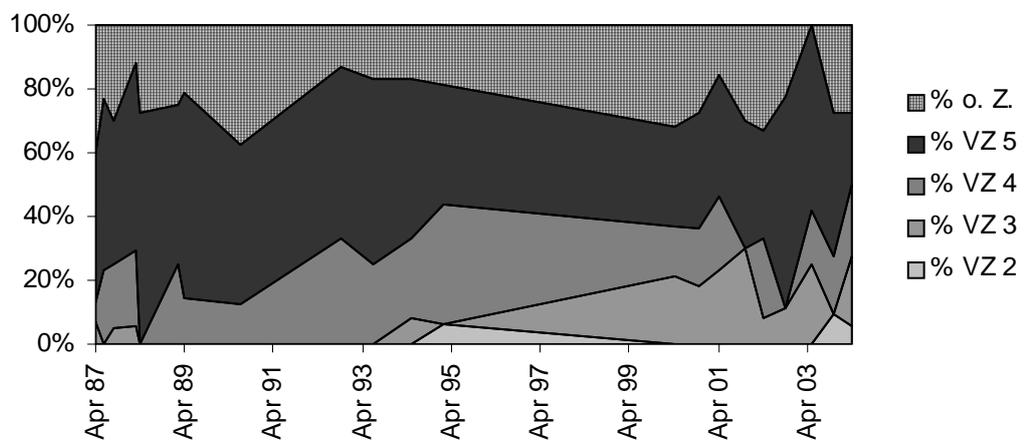
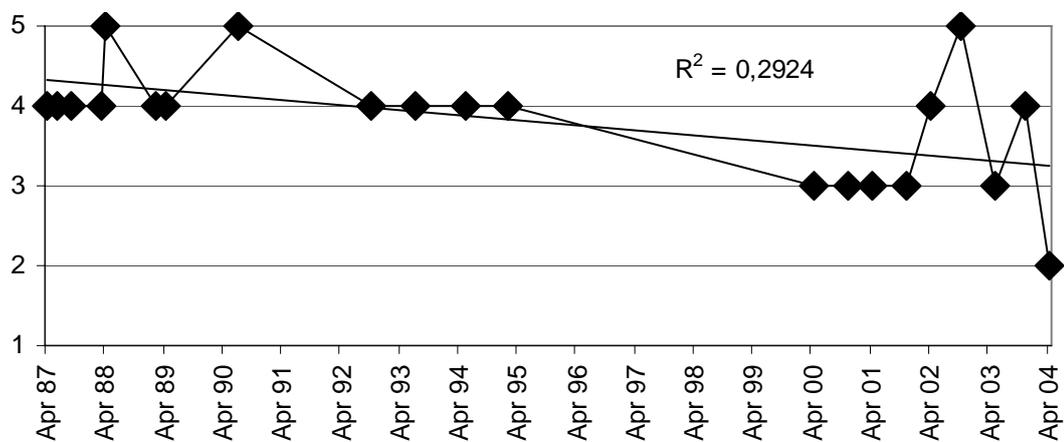
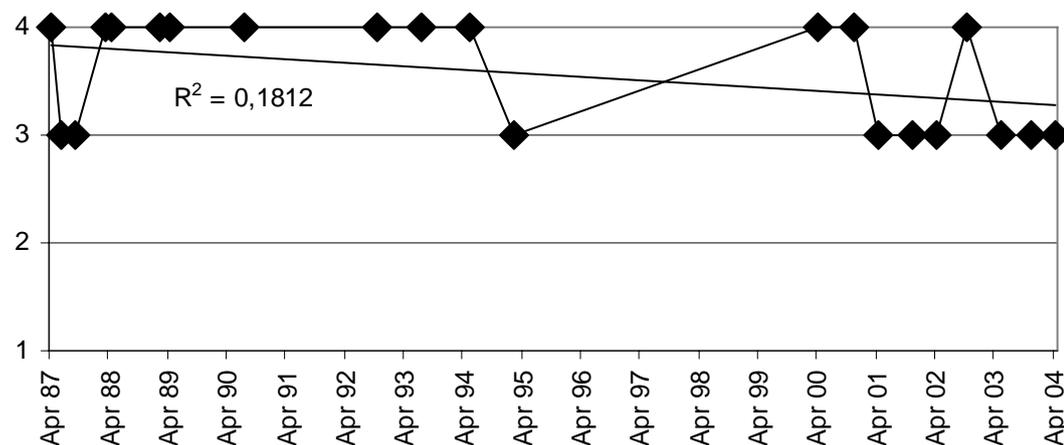


Abb. 58: Dürreychbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

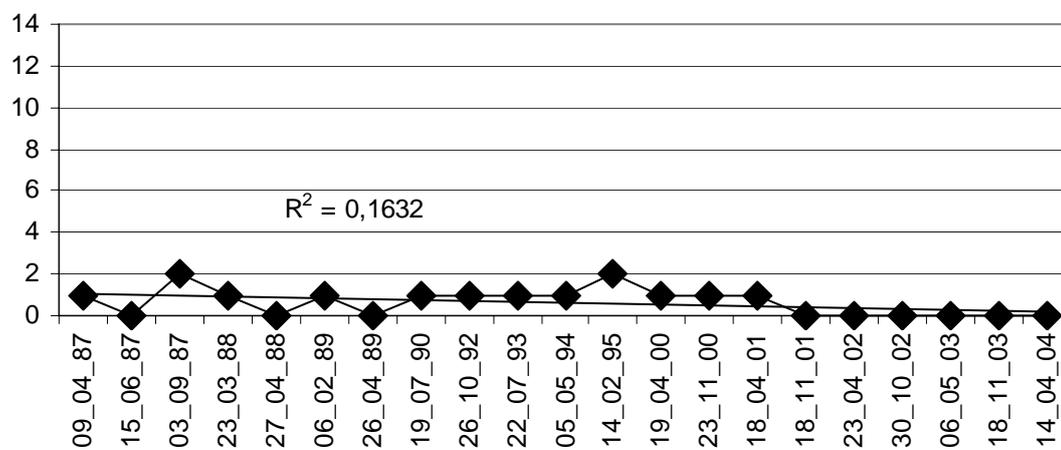


Abb. 59: Dürreychbach: Ganglinien der Säurebewertung

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Rotenfels (Abb. 155) herangezogen, es

liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1983 bis einschließlich 2003, anschließend wurde die Messstation aufgelassen. 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 steigen im Bestand leicht an, im Freiland gehen sie leicht zurück. Die Verringerungen der Bestandsdepositionen von Sulfat und Nitrat können bei der Wasserchemie des Dürreychbachs nicht beobachtet werden, ebenso wenig der Anstieg der Ammoniumdepositionen.

3.9 Ostbayerisches Grundgebirge

3.9.1 Seebach im Bayerischen Wald

Am Seebach (Abb. 60) deutet der Trend des pH-Werts über die Jahre zwar auf eine leichte Erholung hin, er ist jedoch nicht signifikant. 2000 bis 2002 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.

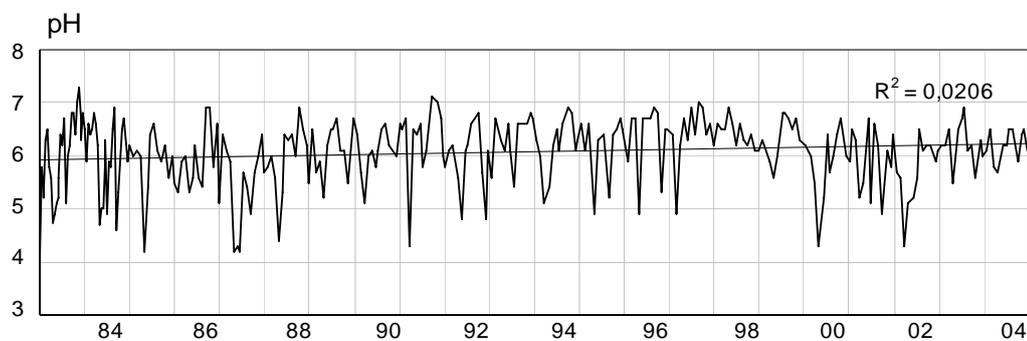


Abb. 60: Seebach: pH-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 61) schwanken insgesamt nur gering und weisen einen leichten Rückgang auf.

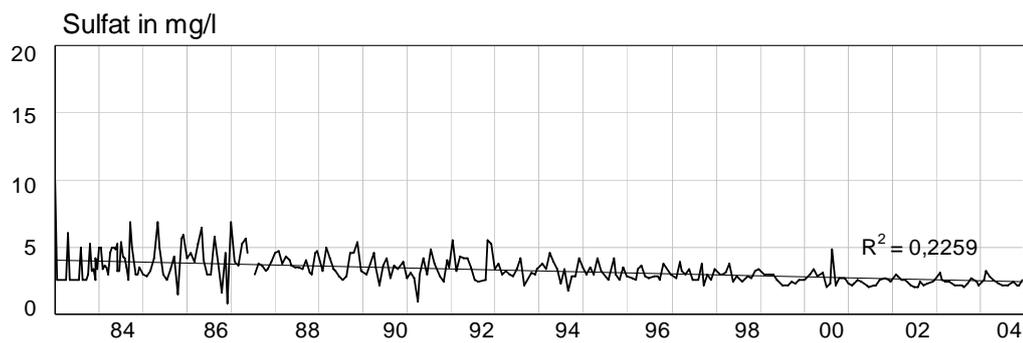


Abb. 61: Seebach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratkonzentrationen schwanken seit Beginn der Aufzeichnungen zwischen 0,5 mg/l und 1,5 mg/l mit abnehmender Amplitude. Von 1993 bis 1999 waren Werte über 1,0 mg/l die Ausnahme. Der seit etwa 1998 erkennbare Anstieg der Nitrat-Konzentrationen 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. Diese hatten zur Folge, dass weniger Nitrat von der Vegetation aufgenommen werden konnte und deshalb vermehrt in allen vier Gewässern dieses Untersuchungsgebiets ausgetragen wurde.

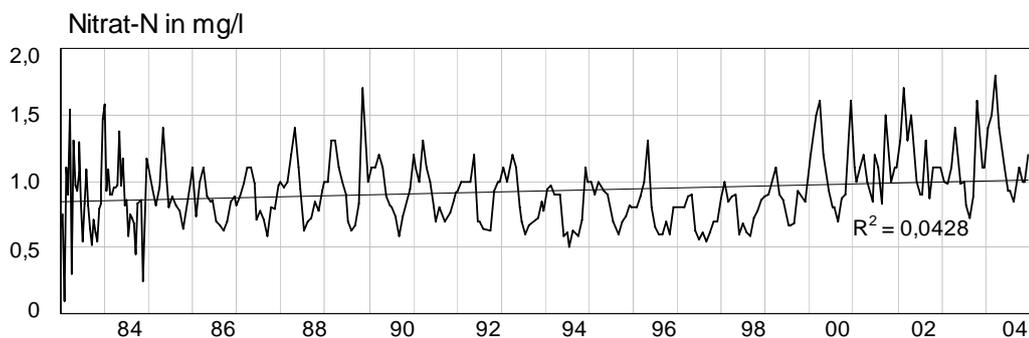
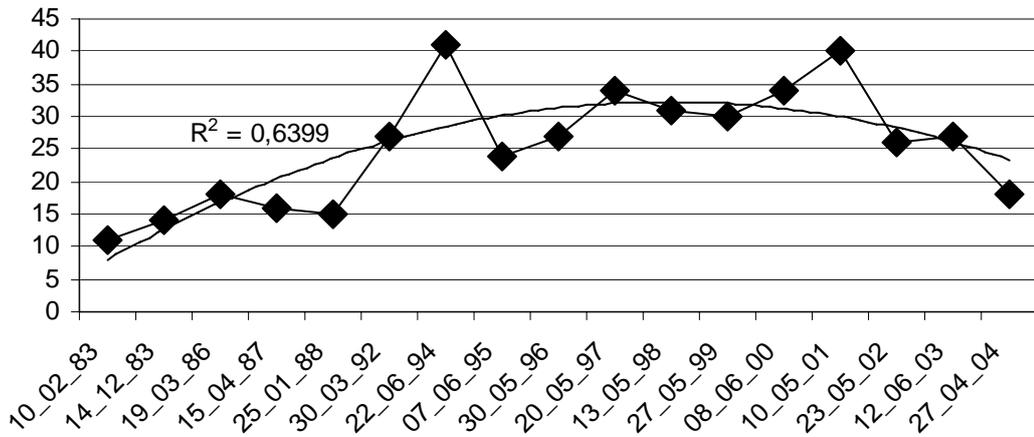


Abb. 62: Seebach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

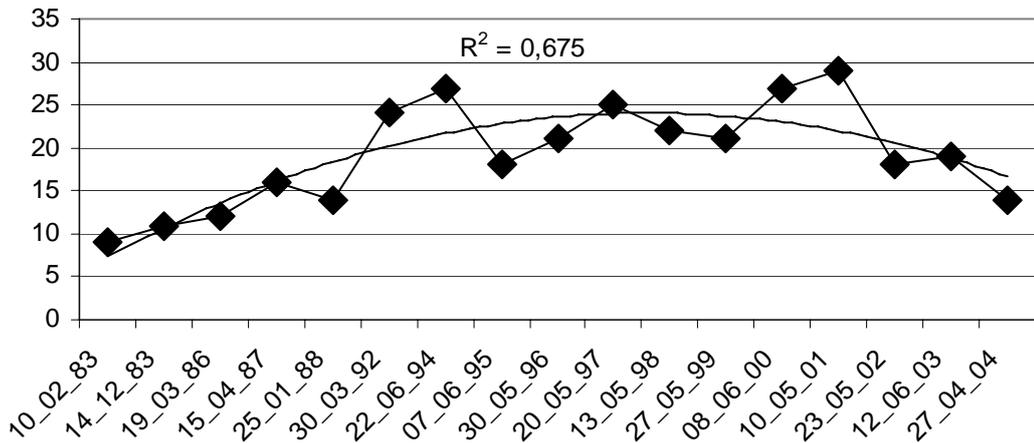
Jährliche MZB-Untersuchungen (Abb. 63, 64) liegen mit wenigen Ausnahmen seit 1983 vor. Neben der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) und Säurezustandsklasse Braukmann (neu) wurde an den bayerischen Gewässern zusätzlich die Säurezustandsklasse nach Bayerischem Verfahren bestimmt. Die Bewertungsergebnisse aus allen 3 Methoden zeigen Schwankungen zwischen Klasse 2 und 3. Interessanterweise treten diese Schwankungen beim Braukmann (neu)-Verfahren erst ab den neunziger Jahren auf, davor lag der Wert stets bei Klasse 3. Somit diagnostiziert dieses Verfahren im Vergleich zu den beiden anderen einen deutlichen Trend zur Verbesserung. Beim Hendrikson-Index ist ebenfalls kein Trend erkennbar. Bei den biozönotischen Parametern Taxazahl und EPT-Taxa ist nach einer Phase der Zunahme in den neunziger Jahren ein Sättigungszustand erreicht, wobei die entsprechenden Anzahlen zwischen 30 bis 40 Taxa bzw. zwischen 25 bis 29 EPT-Taxa liegen. Die Anzahlen beider Parameter

nehmen derzeit wieder ab. Der Verlauf dieser beiden Ganglinien entspricht der Entwicklung des pH-Wertes, die eine Folge des Borkenkäferbefalls im Einzugsgebiet ist (s. o.) Unter den Versauerungsindikatoren sind bis zum Jahr 2000 die Indikatoren mit der VZ 2 (mäßig säureempfindlich) bis VZ 5 (sehr säureresistent) vertreten, ab 2001 zeigen sich auch vereinzelt säureempfindliche Organismen (VZ 1). Im Vergleich zu den Untersuchungen 2001 – 2002 (Kifinger et al. 2004), bei denen für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein gleichbleibender Trend ermittelt wurde, ergeben sich nach den aktuellen Auswertungen für die anderen Parameter teils positive, teils jedoch auch negative Veränderungen.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

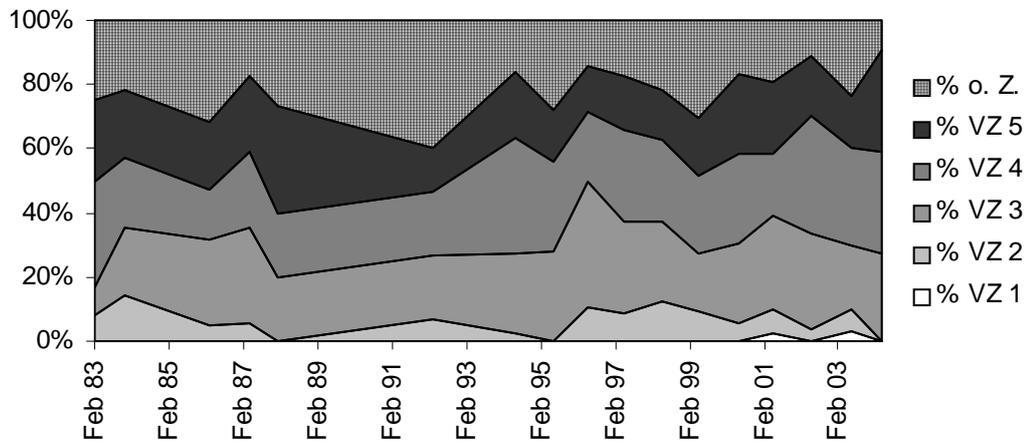
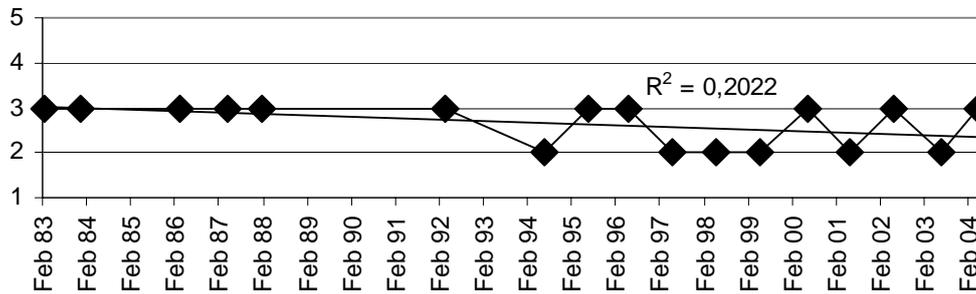
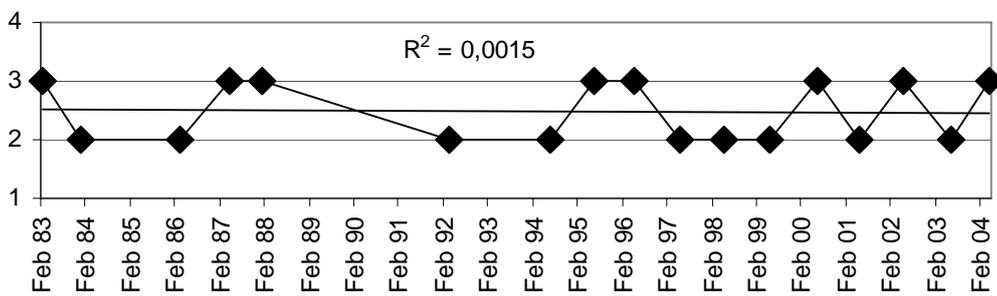


Abb. 63: Seebach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

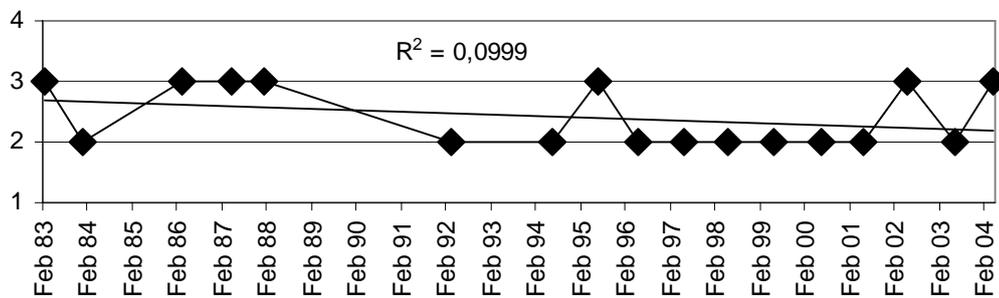
Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Säurezustandsklasse nach Bayerischem Verfahren



Hendrikson-Index

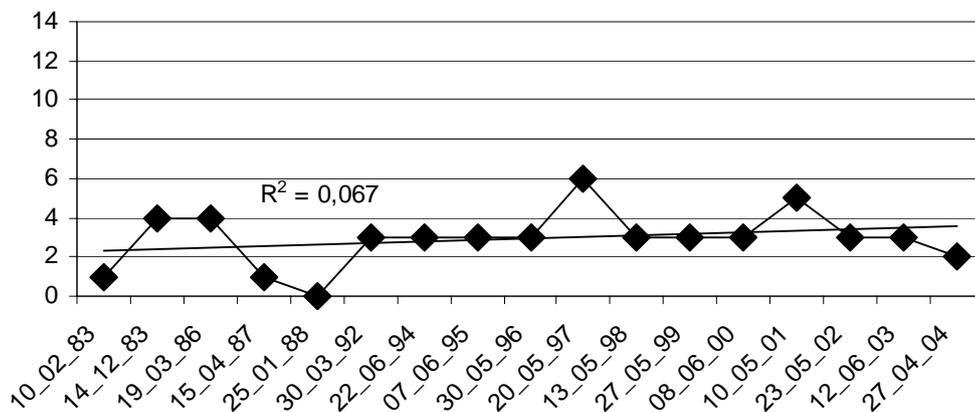


Abb. 64: Seebach: Ganglinien der Säurebewertung

Durch die Diatomeenuntersuchungen beim Seebach ist von einer Verbesserung der Belastungssituation auszugehen, da die Untersuchungen 2004 die SZKL 3 (periodisch kritisch sauer) anzeigen und keine starken Schwankungen innerhalb eines Untersuchungsjahres auftreten, wie noch in den Jahren 1994 und 1999. In diesem Zeitraum haben die Diatomeengesellschaften die SZKL 4 (permanent sauer) bis SZKL 1b (permanent nicht sauer) angezeigt.

3.9.2 Hinterer Schachtenbach im Bayerischen Wald

Am Hinteren Schachtenbach ist kein Trend beim pH-Wert zu erkennen. Wie am Seebach fallen auch hier die beiden pH-Minima der Jahre 2000 und 2002 auf. Wie oben schon ausgeführt, dürften hier die Probenahmen zum Zeitpunkt der Hauptschneesmelze durchgeführt worden sein.

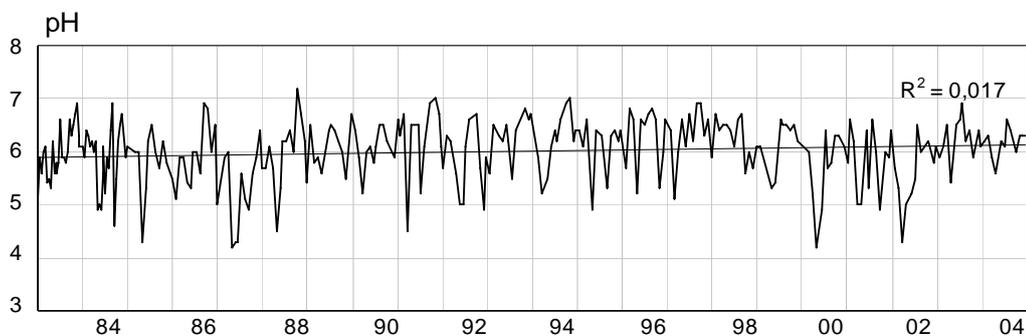


Abb. 65: Hinterer Schachtenbach: pH-Wert

Die Konzentrationen von Sulfat (Abb. 66) gehen über die Jahre leicht zurück, noch auffälliger sind jedoch die deutlich kleiner werdenden Schwankungen.

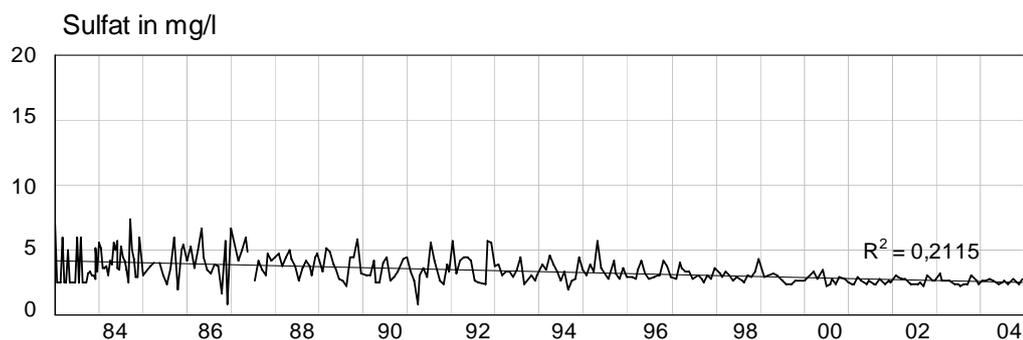


Abb. 66: Hinterer Schachtenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 67) 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.

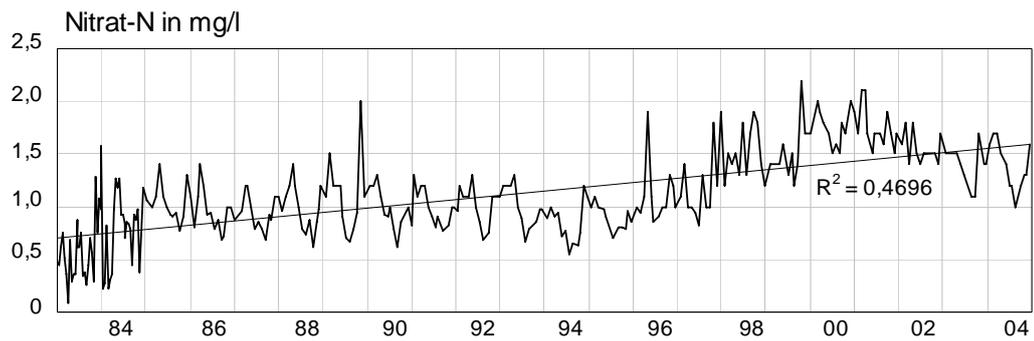
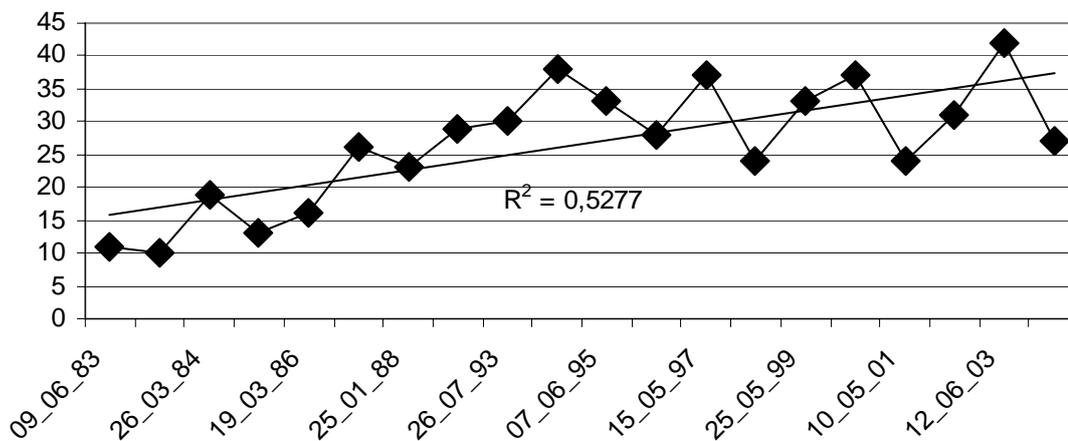


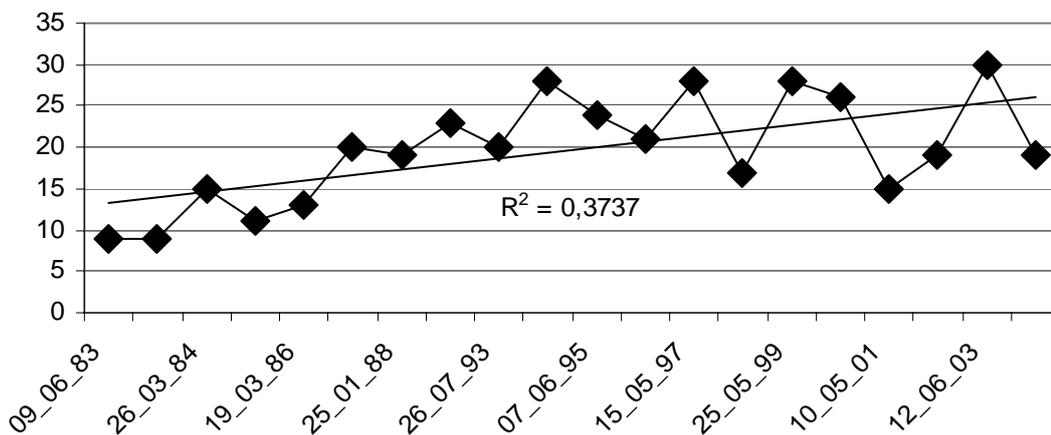
Abb. 67: Hinterer Schachtenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen (Abb. 68, 69) werden seit 1983 durchgeführt. Die Ergebnisse aus allen vier angewendeten Säurebewertungen spiegeln hier mehr oder weniger deutlich die aufgetretenen Veränderungen bei den gewässerchemischen Parametern wieder (Erniedrigung des pH-Wertes bis 2001, danach Wiederanstieg, Anstieg der Nitrat- Konzentration bis 2001, danach Abfall) gekennzeichnet sind. Die Trendgeraden zeigen deshalb mit Ausnahme des Hendrikson-Index kaum eine Änderung. Seit 2003 schwanken die Säurezustandsklasse-Werte zwischen 2 und 3. Die biozönotischen Parameter Taxazahl und EPT-Taxa steigen wie beim Seebach seit den achtziger Jahren an. In den neunziger Jahren wird auch hier eine Sättigung erreicht, wobei zwischen den einzelnen Jahren sehr starke Schwankungen auftreten. Anders als im Seebach fallen die Anzahlen in den jüngsten Untersuchungen nicht ab. Die Maximalwerte belaufen sich auf 42 Taxa bzw. 30 EPT-Taxa. Bei den Versauerungsindikatoren treten keine auffälligen Änderungen auf. Im Vergleich zum Bericht zur Vorperiode (Kifinger et al. 2004), bei dem für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein gleichbleibender Trend angegeben wird, sind unter Berücksichtigung zusätzlicher Parameter jetzt auch positive Veränderungen zu erkennen.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

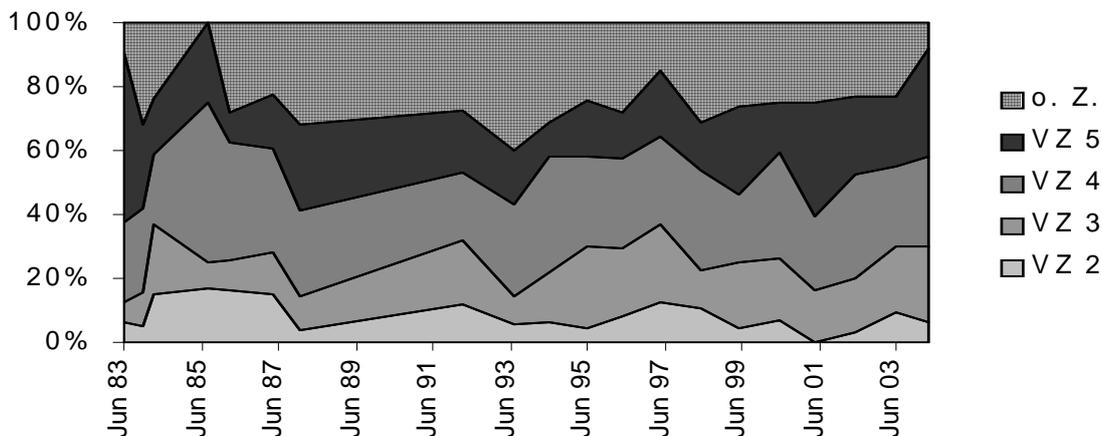
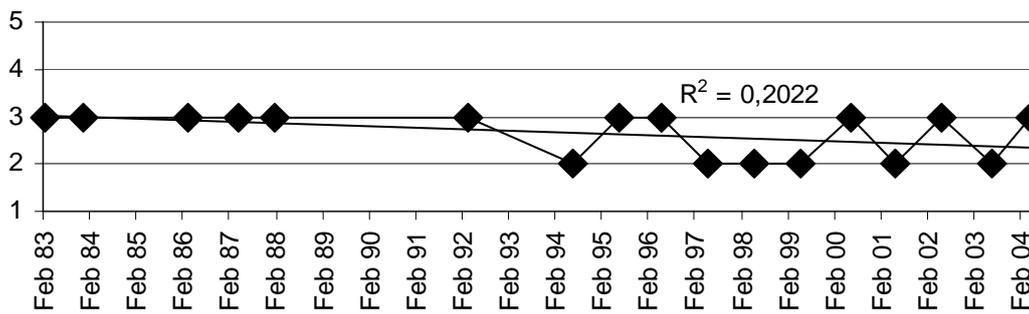
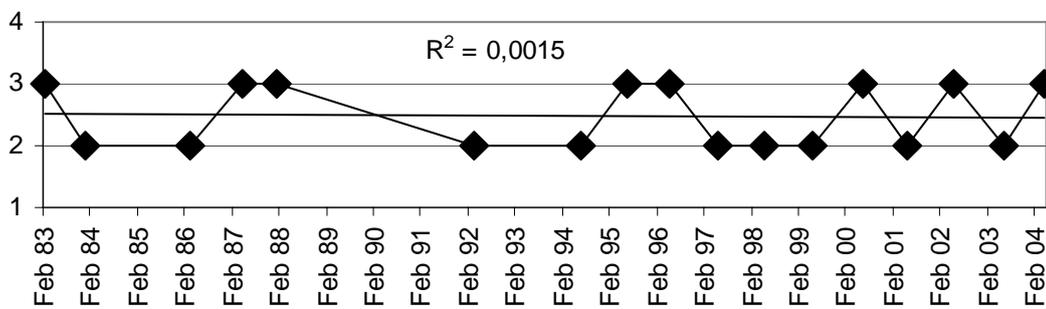


Abb. 68: Hinterer Schachtenbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

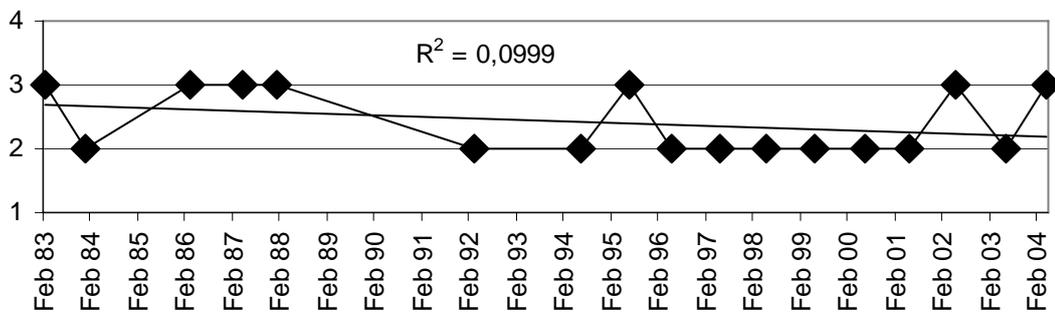
Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Säurezustandsklasse nach Bayerischem Verfahren



Hendrikson-Index

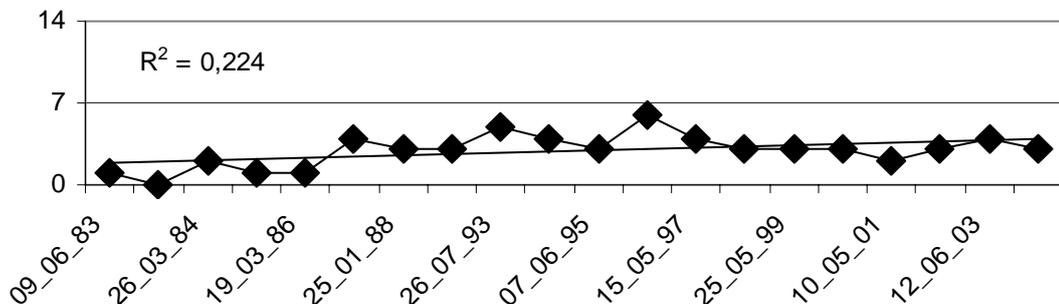


Abb. 69: Hinterer Schachtenbach: Ganglinien der Säurebewertung

Seit 1989/1990 werden am Hinteren Schachtenbach Diatomeenuntersuchungen durchgeführt, sie ergeben keine eindeutige Verbesserung der Säurezustandsklasse. Die Diatomeengesellschaften weisen für SZKL 3 die typische Zusammensetzung auf.

3.9.3 Vorderer Schachtenbach im Bayerischen Wald

Wie am Seebach und Hinteren Schachtenbach kann auch am Vorderen Schachtenbach seit 2000 ein Rückgang des pH-Wertes (Abb. 70) festgestellt werden.

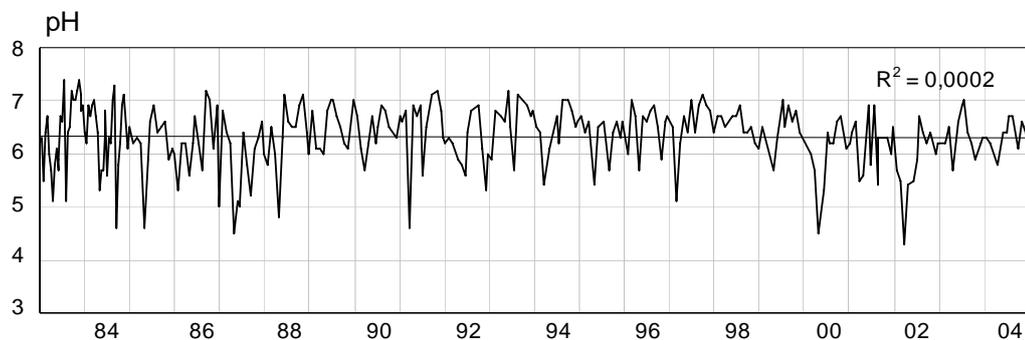


Abb. 70: Vorderer Schachtenbach: ph-Wert

Der Trend der Sulfat-Konzentration (Abb. 71) 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.

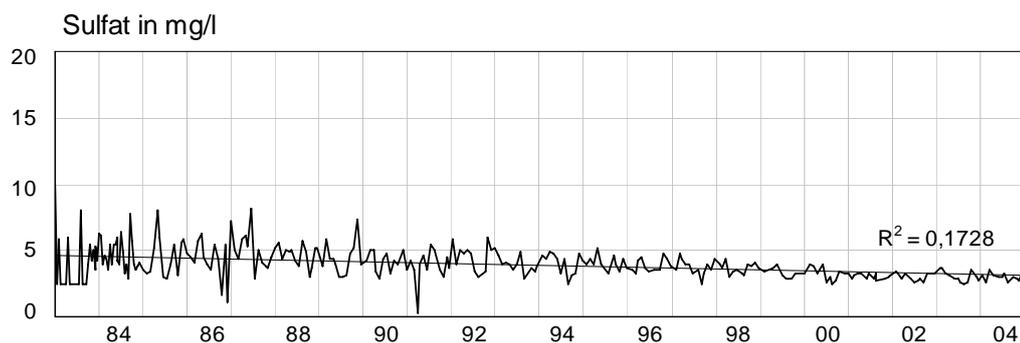


Abb. 71: Vorderer Schachtenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Beim Nitrat ist seit 1997 ein Anstieg der Konzentration zu verzeichnen. Dieser ist das Resultat des seit 1997 um sich greifenden Borkenkäferbefalls (siehe oben).

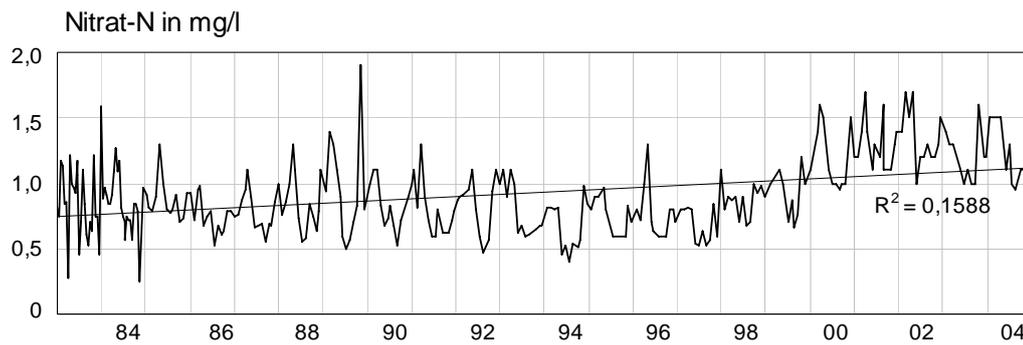
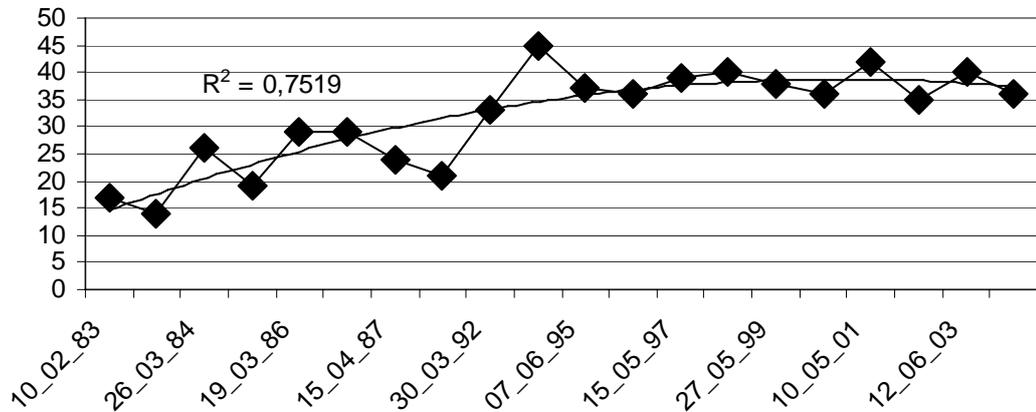


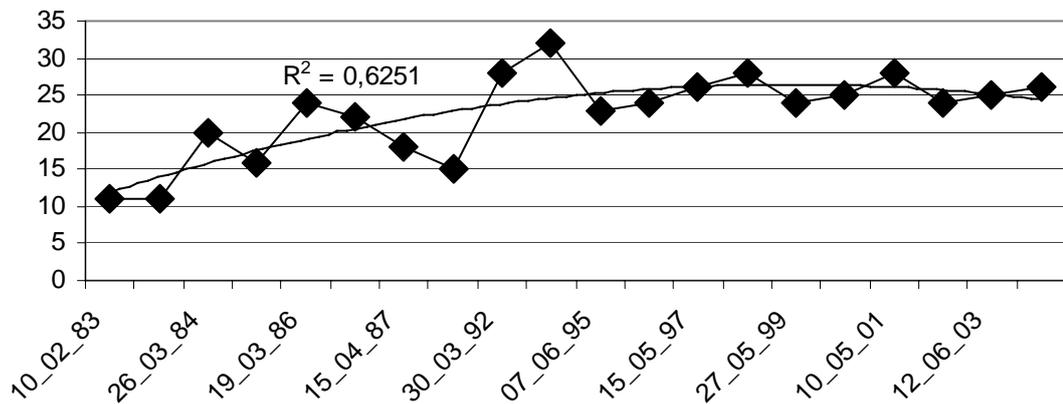
Abb. 72: Vorderer Schachtenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Die Ergebnisse der MZB-Untersuchungen (Abb. 73, 74), die seit 1983 jährlich durchgeführt werden, unterscheiden sich hinsichtlich der Säurebewertung deutlich vom Hinteren Schachtenbach. So ist das Gewässer unter Anwendung des Braukmann (neu)-Verfahrens immer SZKL 2 zuzuordnen, unter Anwendung des bayerischen Verfahrens ganz überwiegend der SZKL 2. Beim Braukmann (alt)-Verfahren zeigen sich bis 1986 Schwankungen zwischen Klasse 1 und 2 danach wird das Gewässer immer mit Klasse 2 bewertet. Während das bayerische Verfahren einen Trend zur Verbesserung diagnostiziert, ergibt sich bei Anwendung des vierklassigen Braukmann Verfahrens ein Trend zur Verschlechterung. Der Hendrikson-Index nimmt - von einem deutlichen Einbruch um die Jahrtausendwende abgesehen – zu und steht daher von allen säurebewertenden Verfahren am ehesten mit der pH-Wert-Entwicklung im Einklang. Die Parameter Taxazahl und EPT-Taxa sind wie im Hinteren Schachtenbach durch eine Sättigungskurve gekennzeichnet. Die Maximalwerte liegen dort bei 45 Taxa bzw. 32 EPT-Taxa. Unter den Versauerungsindikatoren sind ab 1998 Vertreter aller Indikatorstufen nachzuweisen, allerdings treten säuresensible Organismen nur vereinzelt auf. Im Vergleich zum Bericht zur Vorperiode (Kifinger et al. 2004), in dem für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) eine trendmäßige Verschlechterung angegeben wird, zeigen die meisten der hier herangezogenen Parameter einen Trend zur Verbesserung an.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

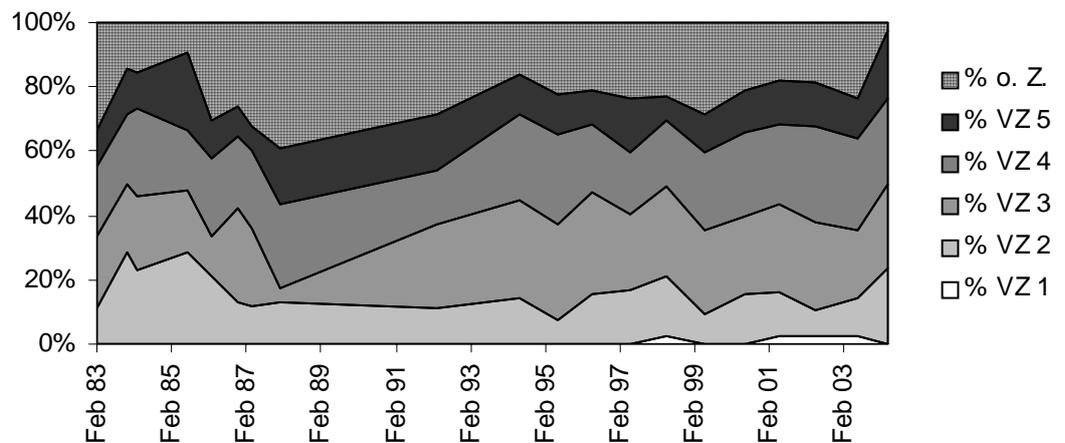
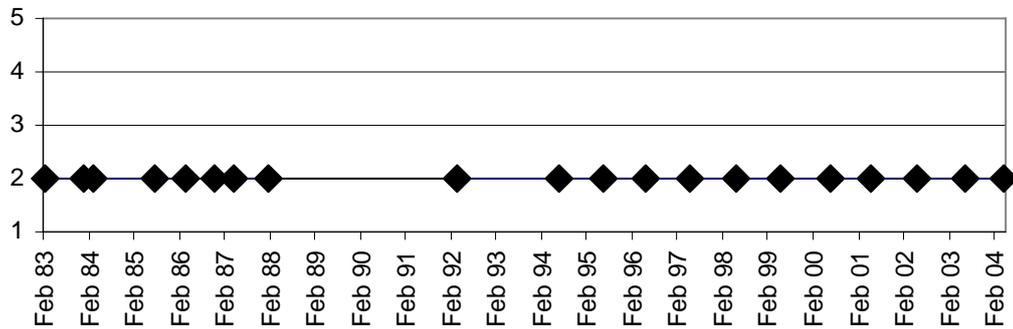
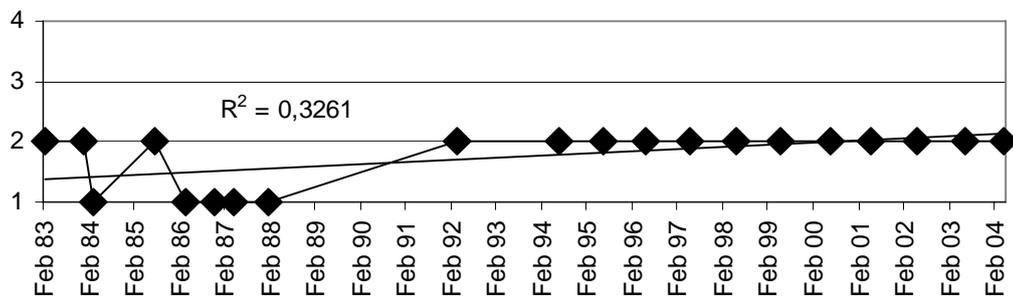


Abb. 73: Vorderer Schachtenbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

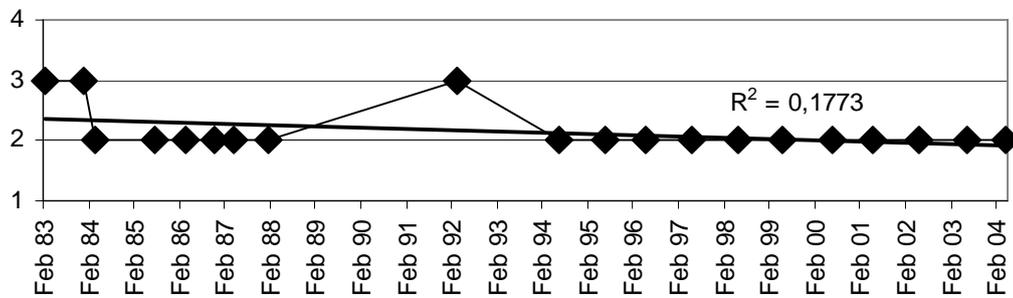
Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Säurezustandsklasse nach Bayerischem Verfahren



Hendrikson-Index

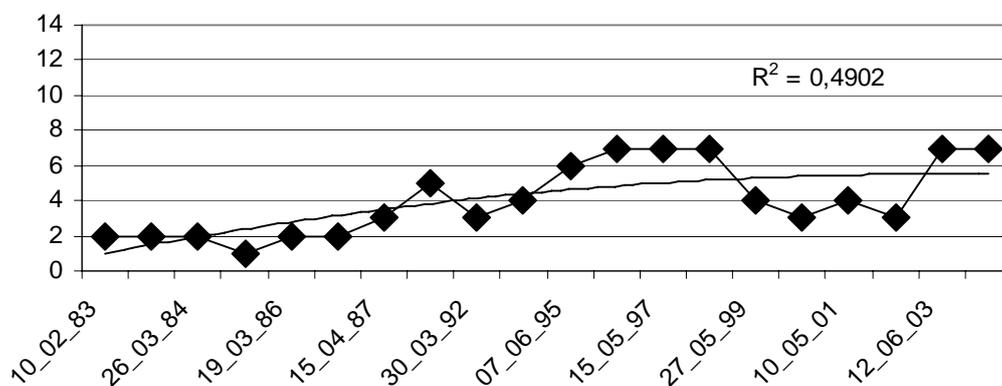


Abb. 74: Vorderer Schachtenbach: Ganglinien der Säurebewertung

Durch die Diatomeenuntersuchungen kann am Vorderen Schachtenbach eine positive Entwicklung der SZKL festgestellt werden. 1994 wurde das Gewässer in die SZKL 3 (periodisch kritisch sauer) eingestuft. Der Anteil der Versauerungsanzeiger von 22% hat sich bis 2004 auf 9% verringert, so dass das Gewässer nun im Übergangsbereich von SZKL 2 (episodisch schwach sauer) zu SZKL 1 (permanent nicht sauer) einzustufen ist.

3.9.4 Große Ohe im Bayerischen Wald

Die Große Ohe war Gegenstand intensiver Untersuchungen mit teilweise mehreren Probenahmen pro Tag. Dies ermöglichte es, für die pH-Werte (Abb. 75) 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.

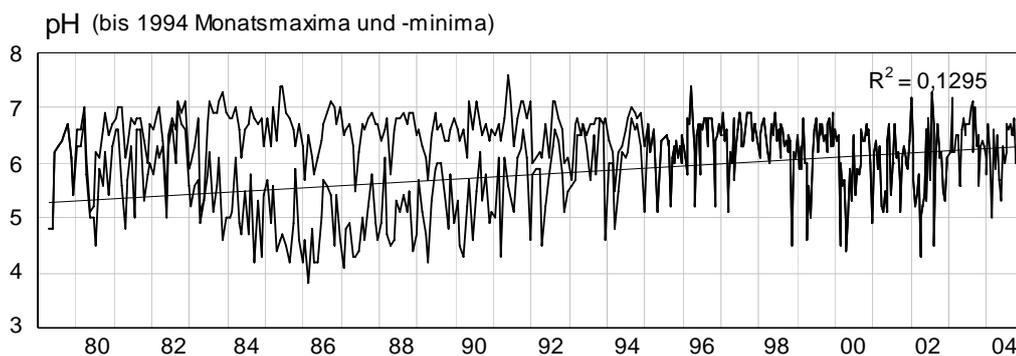


Abb. 75: Große Ohe: ph-Wert

Wie zu erwarten, ist der Trend der Sulfat-Konzentrationen (Abb. 76) ähnlich denen von Seebach, Hinterem und Vorderem Schachtenbach.

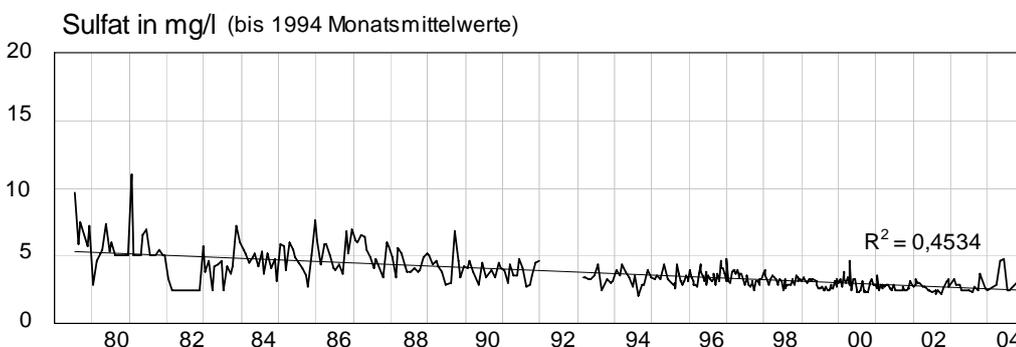


Abb. 76: Große Ohe: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 77) 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.

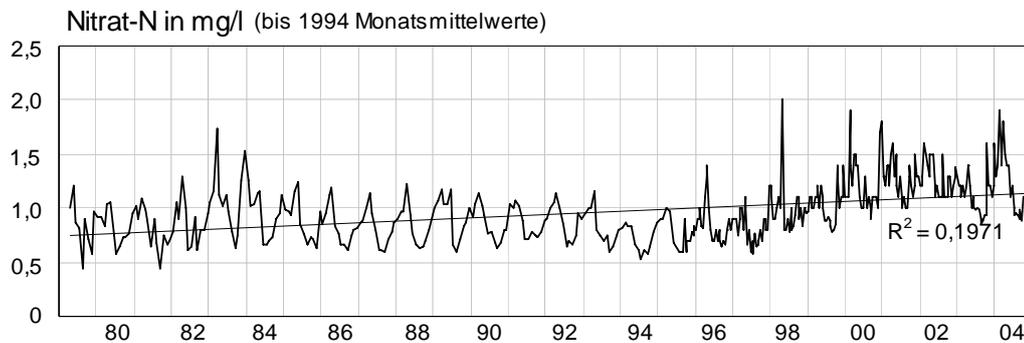
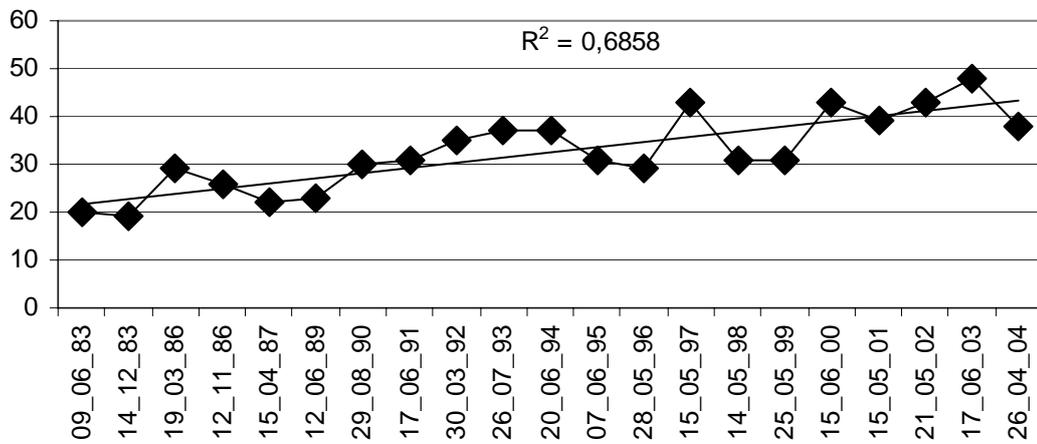


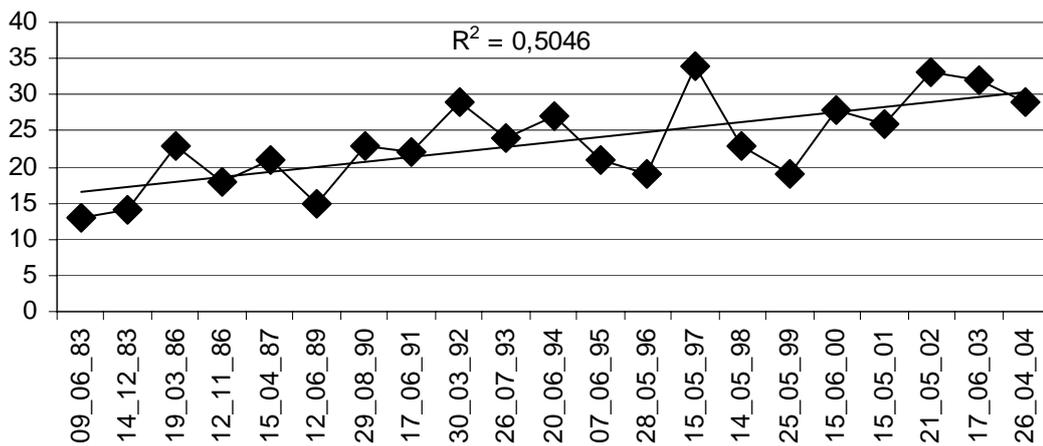
Abb. 77: Große Ohe: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen (Abb. 78, 79) werden seit 1983 durchgeführt. Bei allen 3 Verfahren zur Ermittlung der Säurezustandsklasse (Ausnahme: Braukmann (alt) im April 1987, Säurezustandsklasse 1) schwanken die Werte zwischen 2 und 3. Ein Trend ist nicht erkennbar. Deutliche Trends der Zunahme zeigen die Werte von Hendrikson-Index, Taxazahl sowie EPT-Taxa. Die Maximalwerte für die zwei letzteren Parameter liegen bei 48 Taxa bzw. bei 33 EPT-Taxa. Unter den Versauerungsindikatoren fällt der hohe Anteil der nicht eingestuften Taxa in den neunziger Jahren auf. Erst ab der Jahrtausendwende nimmt der Anteil der eingestuften Arten wieder deutlich zu. Mit Ausnahme der säureempfindlichen Taxa, die erstmals im Trockenjahr 2003 sporadisch auftraten, sind Vertreter der übrigen Klassen mehr oder weniger gleichmäßig seit 1983 anzutreffen. Im Vergleich zu den Untersuchungen von 2001 – 2002 (Kifinger et al. 2004), durch die für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein gleichbleibender Trend ermittelt wurde, ergibt sich aktuell eine Verbesserung.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

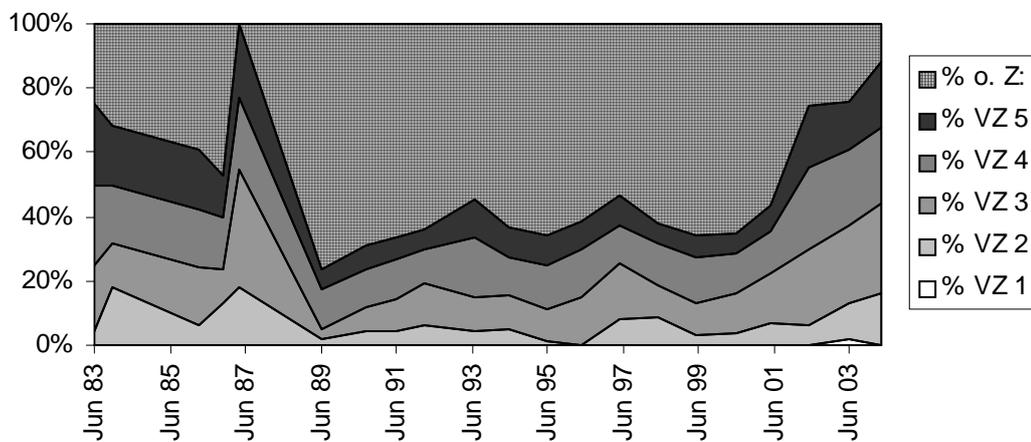
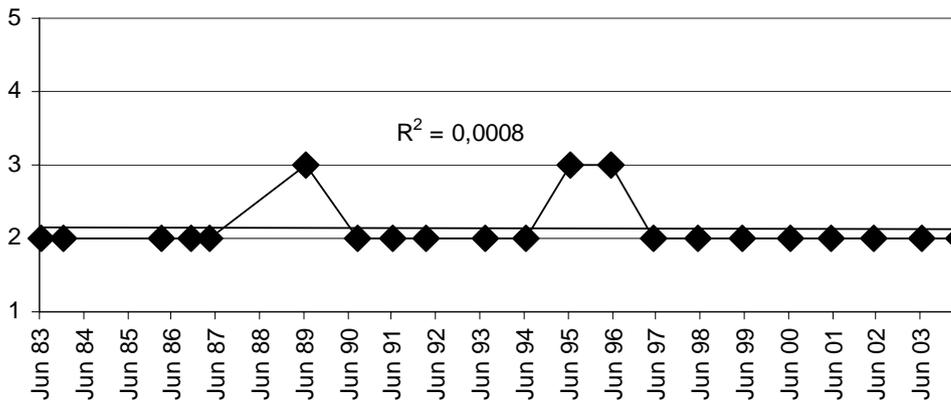
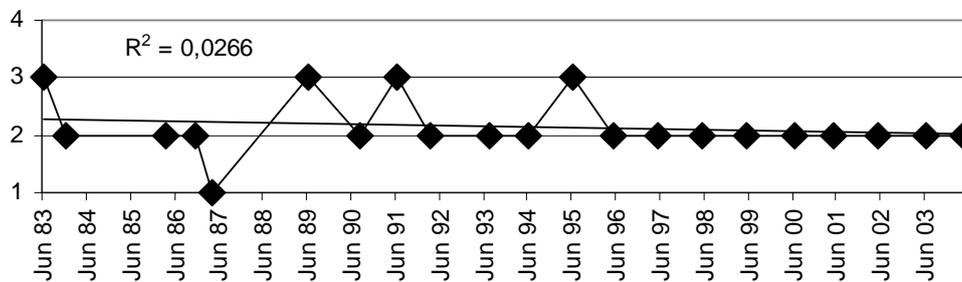


Abb. 78: Große Ohe: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

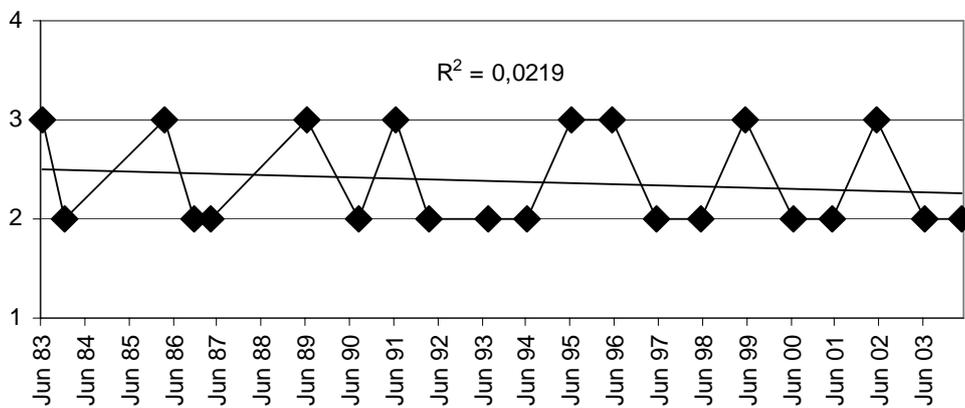
Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Säurezustandsklasse nach Bayerischem Verfahren



Hendrikson-Index

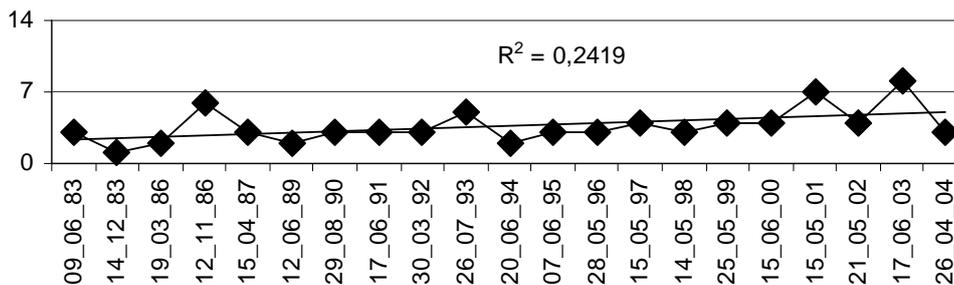


Abb. 79: Große Ohe: Ganglinien der Säurebewertung

Auffällig bei den Diatomeenuntersuchungen an der Großen Ohe sind die starken Schwankungen der Gesellschaftsstrukturen. Sie zeichnen sich durch hohe Anteile von acidobionten und acidophilen Arten (*Eunotia exigua* und *Achnanthes helvetica*) im Frühjahr und durch *Achnanthes oblongella* und circumneutrale Vertreter des *Fragilaria capucina*-Formenkreises im Herbst aus. Da diese Schwankungen zwischen der SZKL 3 (periodisch kritisch sauer) und SZKL 2 (episodisch schwach sauer) seit 1989/1990 festzustellen sind, ist die Belastungssituation an Hand der Diatomeen als unverändert zu beschreiben.

3.9.5 Rachelsee im Bayerischen Wald

Am Rachelsee steigt der langjährige pH-Wert (Abb. 80) 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.

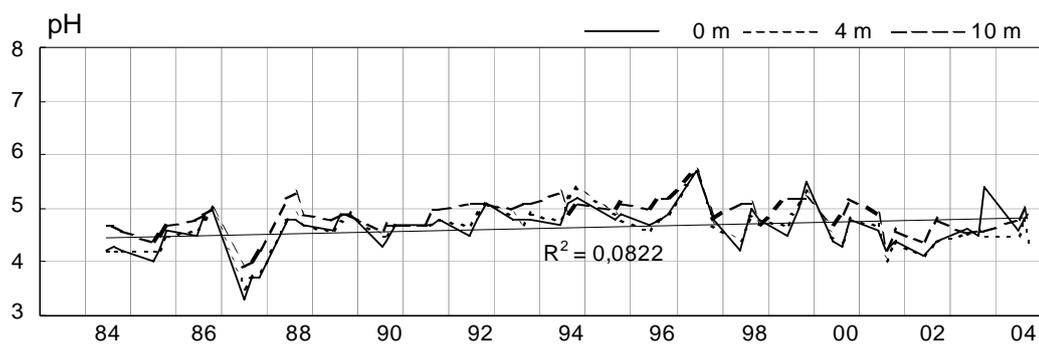


Abb. 80: Rachelsee: ph-Wert

Bei den Sulfat-Konzentrationen (Abb. 81) ist in allen dargestellten Tiefenstufen ein deutlicher und signifikanter Rückgang zu verzeichnen. Auswirkungen des großflächigen Absterbens des Waldes auf die Sulfat-Konzentrationen können nicht nachgewiesen werden.

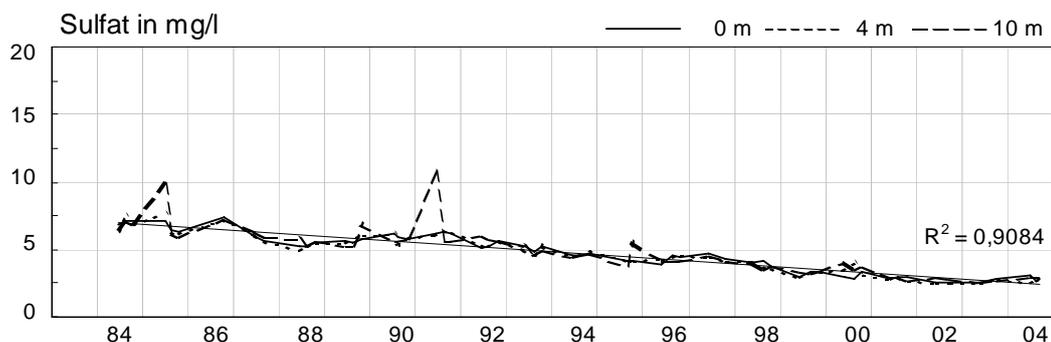


Abb. 81: Rachelsee: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 82) steigen in allen Tiefenstufen von 1997 bis 2001 sehr stark an. Seitdem gehen die Konzentrationen wieder deutlich zurück. Bis auf den Hinteren Schachtenbach, der in den letzten Jahren ebenfalls wieder Konzentrationsrückgänge aufweist, kann dies bei den anderen Gewässern im Bayerischen Wald nicht beobachtet werden. Möglicher Weise deutet sich hier eine Veränderung der Vegetation an, wo nach dem großflächigen Absterben von Bäumen nun verstärkt Unterwuchs aufkommt und das freiwerdende Nitrat aufnehmen kann.

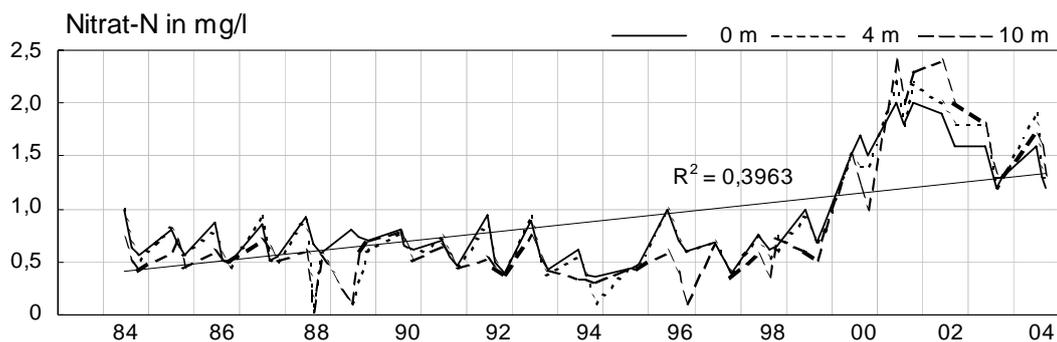


Abb. 82: Rachelsee: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Interessant verlaufen auch die Ganglinien der Calcium-Konzentrationen (Abb. 83), die bis etwa 1998 leicht abfallen, anschließend jedoch deutlich ansteigen.

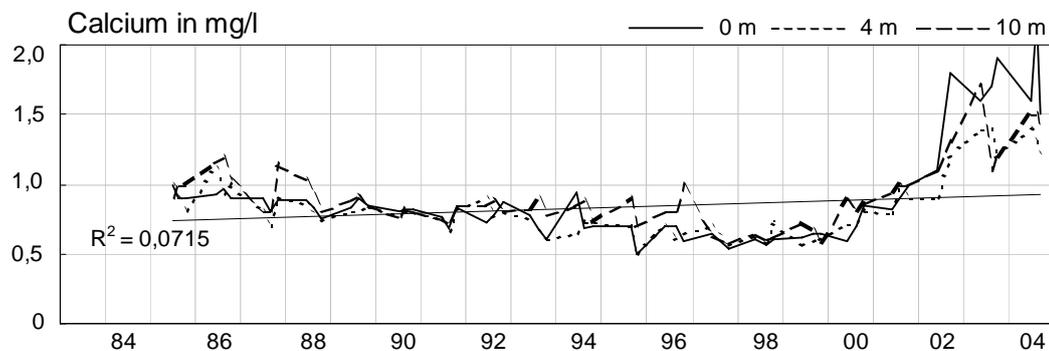


Abb. 83: Rachelsee: Ca-Konzentrationen (mg/l)

Die Sauerstoff-Konzentrationen (Abb. 84) 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.

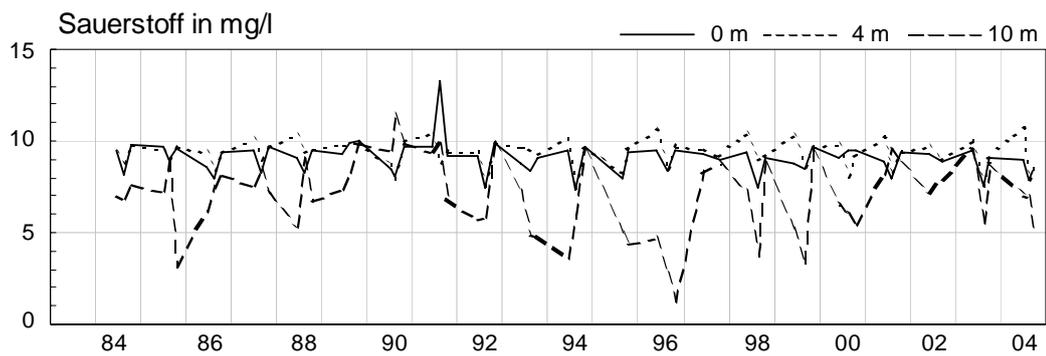


Abb. 84: Rachelsee: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abb. 85) sind insgesamt relativ gering, sie liegen oftmals unter der Nachweisgrenze.

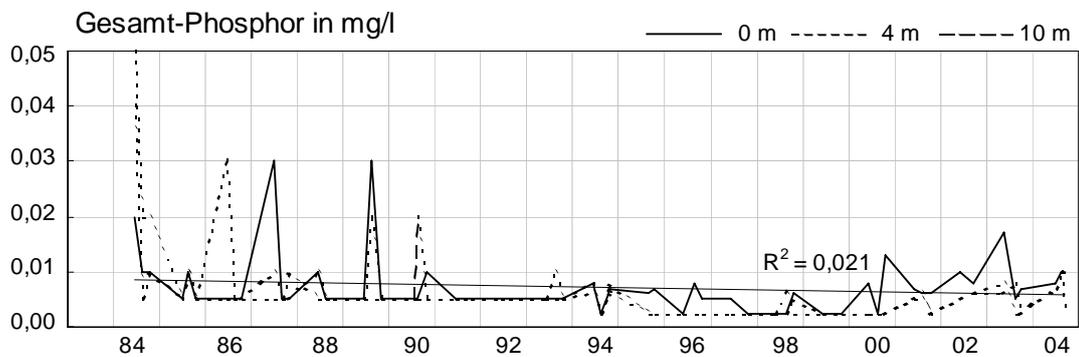


Abb. 85: Rachelsee: Gesamt-PO₄-Konzentrationen (mg/l)

Ein eindeutiger Jahresgang ist bei den Ammonium-Konzentrationen (Abb. 86) nicht zu erkennen, die sommerlichen Maxima treten jedoch ausschließlich in 10 m Tiefe auf.

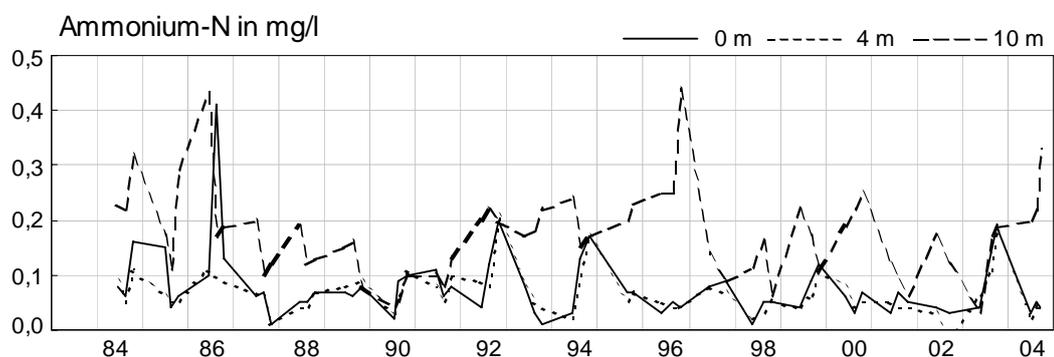


Abb. 86: Rachelsee: NH₄-N-Konzentrationen (mg/l)

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Markungsgraben (Abb. 155) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen von 1989 bis einschließlich 2004 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. 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 Nationalpark Bayerischer Wald, wo auf großer Fläche (insgesamt ca. 3500 ha) die Fichtenbestände nach Borkenkäferbefall abgestorben sind (mündl. 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 fallen sie nur leicht. Die Depositionen von Ammonium sind sowohl im Bestand als auch im Freiland leicht fallend. Insgesamt sind die beobachteten Trends der Bestandsmessstellen 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. Die deutlichen Depositionsrückgänge des Sulfats können in den Gewässern nicht in dem Ausmaß erkannt werden. Ganz gegensätzlich verhält es sich bei Nitrat, wo die Depositionen im Bestand zurückgehen, im Gewässer aber seit 1997 ansteigen. Ein wesentlicher Grund hierfür ist in der Freisetzung von Nitrat durch das Absterben der Fichtenbestände infolge verstärktem Borkenkäferbefalls zu sehen. Hierbei kommt u.a. das verringerte Wasseraufnahmevermögen bzw. das geringere Retentionsvermögen des Ökosystems zum tragen (Bolte et al. 2001).

3.9.6 Waldnaab 2 im Oberpfälzer Wald

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 (Abb. 87) tendenziell über die Jahre leicht an, die ebenfalls ansteigende ANC (Abb. 88) 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 (mdl. Mitteilung: Herr Dr. Bauer, Bayer. Landesamt für Umwelt).

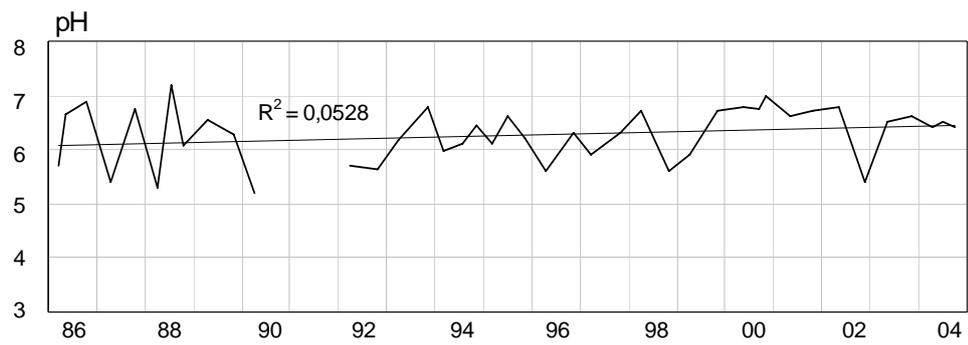


Abb. 87: Waldnaab 2: ph-Wert

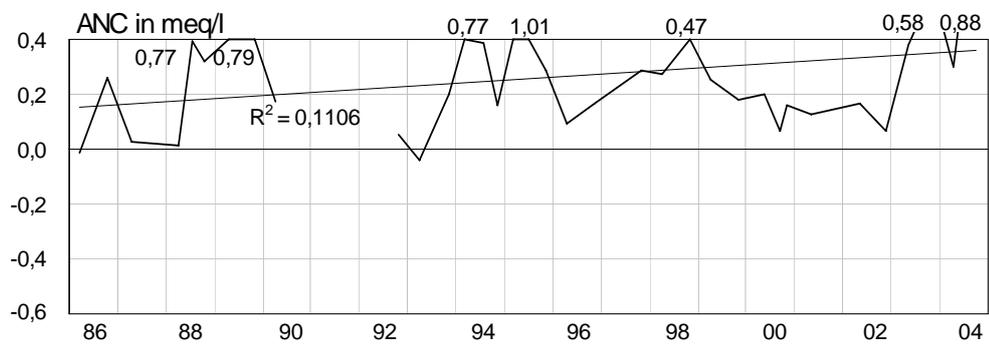


Abb. 88: Waldnaab 2: ANC (meq/l)

Bei den Sulfat- und Nitratkonzentrationen (Abb. 89; Abb. 90) ist eine leichte Verbesserung erkennbar, wobei die Trends ebenfalls nicht signifikant sind. Bei beiden Parametern gehen die Schwankungsbereiche im Laufe der Untersuchungsperiode zurück.

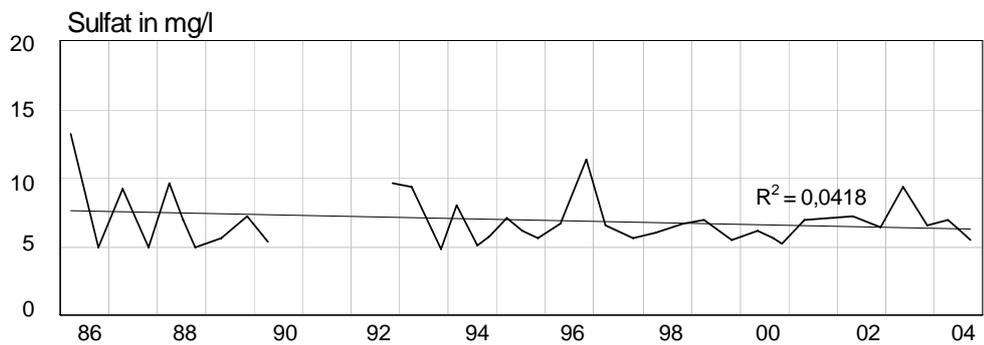


Abb. 89: Waldnaab 2: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

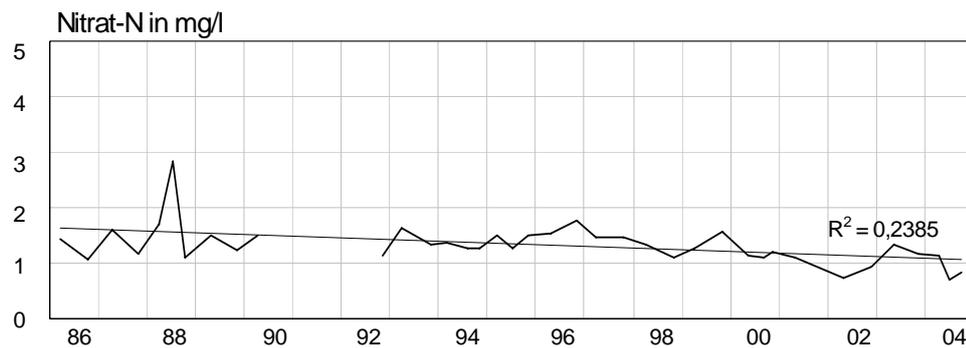


Abb. 90: Waldnaab 2: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Mit einer Lücke im Jahr 1990 liegen MZB-Untersuchungen seit 1985 vor. Die Untersuchungen werden im Frühjahr und Herbst durchgeführt, gelegentlich auch im Sommer. Diese wegen Quellnähe noch stark durch Grundwasser beeinflusste Stelle zeigt bei der Säurezustandsklasse einen nur sehr geringen Änderungstrend. So schwankt die SZKL bei den 3 entsprechenden Bewertungsverfahren zwischen 2 und 3, wobei in den letzten Jahren nur noch Säurezustandsklasse 2 erreicht wird. Der Hendrikson-Index scheint tendenziell abzunehmen. 1985 lag er bei 7, im Herbst 2004 bei 4. Bei der Taxazahl und der Anzahl an EPT-Taxa ergibt sich ein leichter Trend zur Zunahme. Die Gesamtzahlen bewegen sich zwischen 14 und 31 Taxa, die EPT-Taxa liegen zwischen 8 und 18. Unter den Versauerungsindikatoren finden sich im letzten Jahrzehnt gelegentlich einzelne säuresensible Taxa, ansonsten sind die Vertreter aller anderen Klassen deutlich zahlreicher und ständig anzutreffen. Der biologische Befund spiegelt die wasserchemischen Verhältnisse ausreichend wieder.

3.9.7 Waldnaab 8 im Oberpfälzer Wald

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 (Abb. 91) und der ANC (Abb. 92) 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).

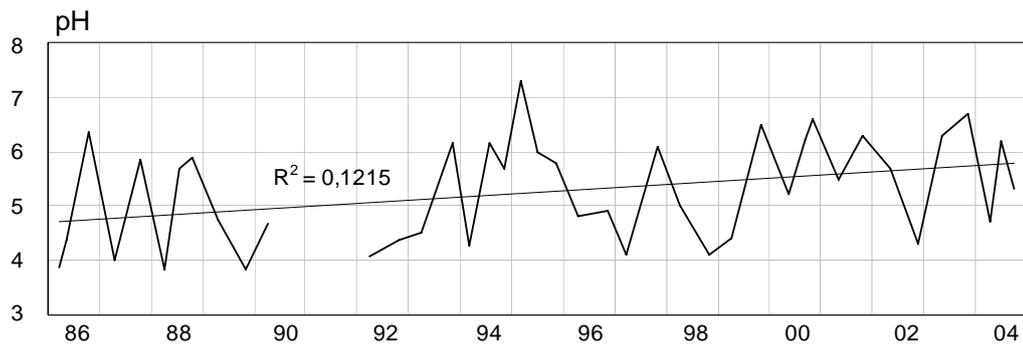


Abb. 91: Waldnaab 8: ph-Wert

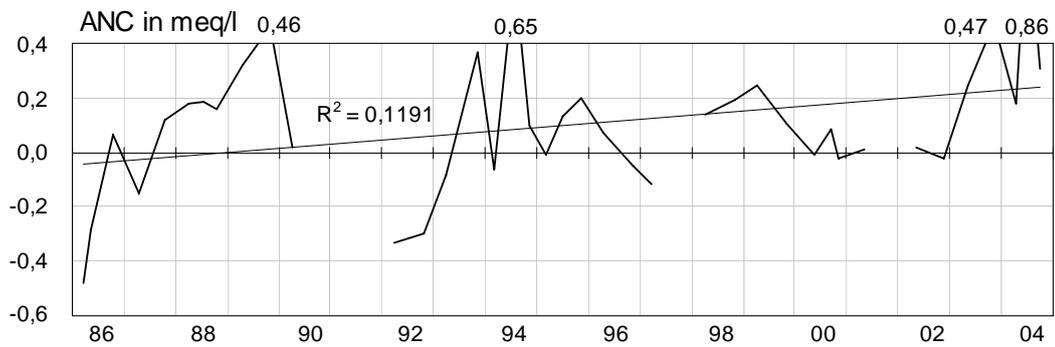


Abb. 92: Waldnaab 8: ANC (meq/l)

Die Trends der Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen (Abb. 93; Abb. 94) zeigen einen signifikanten Rückgang an, was auf eine allgemeine Verbesserung der Versauerungssituation hindeutet.

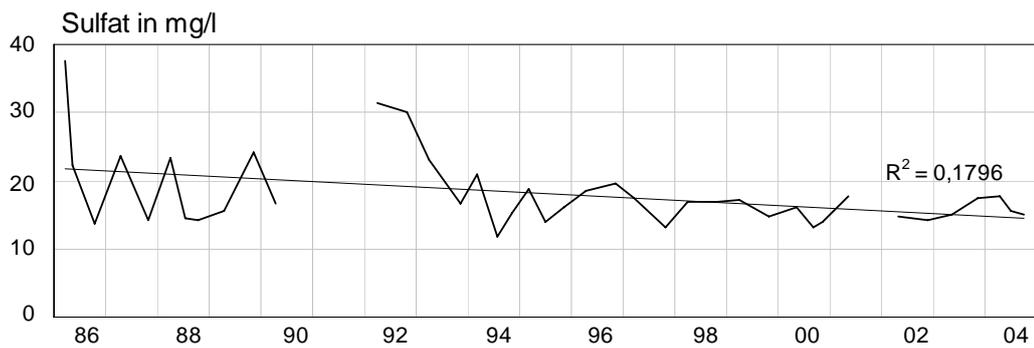


Abb. 93: Waldnaab 8: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

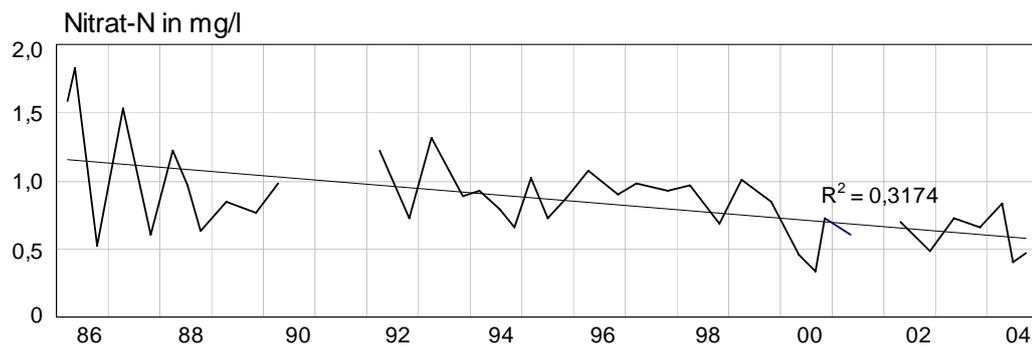
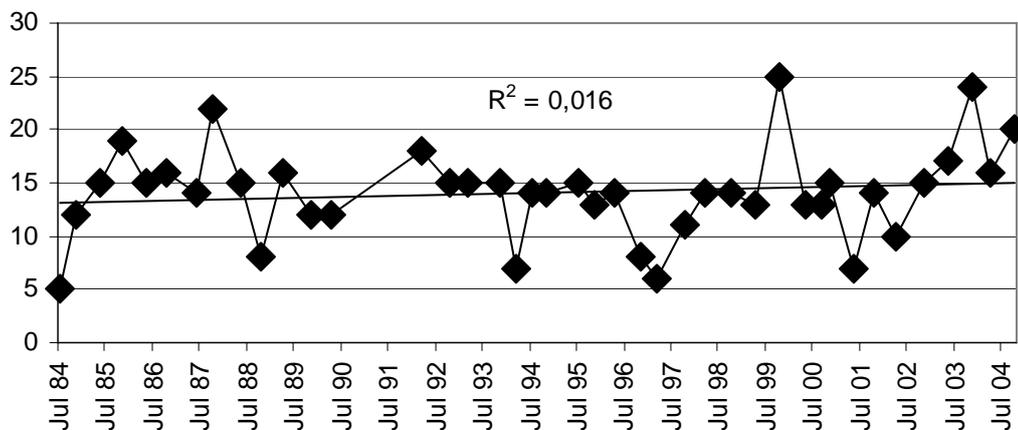


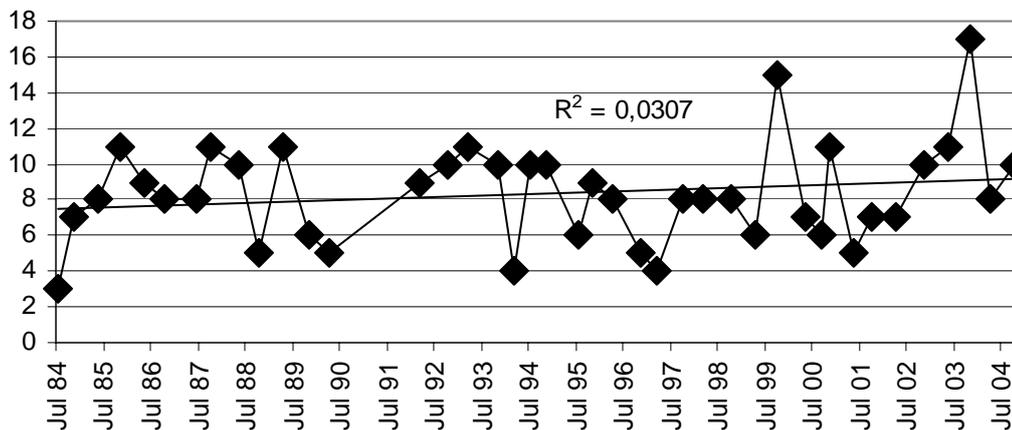
Abb. 94: Waldnaab 8: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen (Abb. 95, 96) werden seit 1984 mit einer Lücke im Jahr 1990 im Frühjahr und Herbst, gelegentlich auch im Sommer durchgeführt. Diese Untersuchungsstelle, die durch eine deutliche Abnahme von Sulfat, Nitrat und Al gekennzeichnet ist, zeigt einen leichten Trend zur Verbesserung der Säurezustandsklasse bei allen 3 Verfahren, während sich der Hendrikson-Index nur wenig ändert. Auffällig ist, dass in Trockenjahren die Säurezustandsklasse im Herbst stets um eine Klasse besser ausfällt als in Nassjahren. Im Frühjahr wird stets die schlechtere Säurezustandsklasse festgestellt. Bei der Taxazahl und den EPT-Taxa ist ein leichter Trend zur Zunahme zu verzeichnen. Die entsprechenden Werte liegen zwischen 5 und 25 Taxa bzw. zwischen 3 und 17 EPT-Taxa. Unter den Versauerungsindikatoren sind die Organismen der Klasse 2 bis 5 (mäßig säureempfindlich bis sehr säureresistent) vertreten, wobei die Vertreter der Klasse 2 erst seit 1989 auftreten. Bei den hinzutretenden schwach säuresensiblen Arten handelt es sich stets um merolimnische Insekten, die in oberhalb und unterhalb gelegenen schwach versauerten Abschnitten der Waldnaab und einem schwach versauerten Zufluss stetig vorkommen. Im Vergleich zu den Untersuchungen von 2001 – 2002 (Kifinger et al. 2004), bei denen für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein negativer Trend angegeben ist, zeigen die aktuellen Untersuchungen für die anderen herangezogenen MZB-Parameter somit einen teils gleichbleibenden und einen teils positiven Trend. Auch hier spiegelt der biologische Befund die wasserchemischen Verhältnisse mehr oder weniger deutlich wieder.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

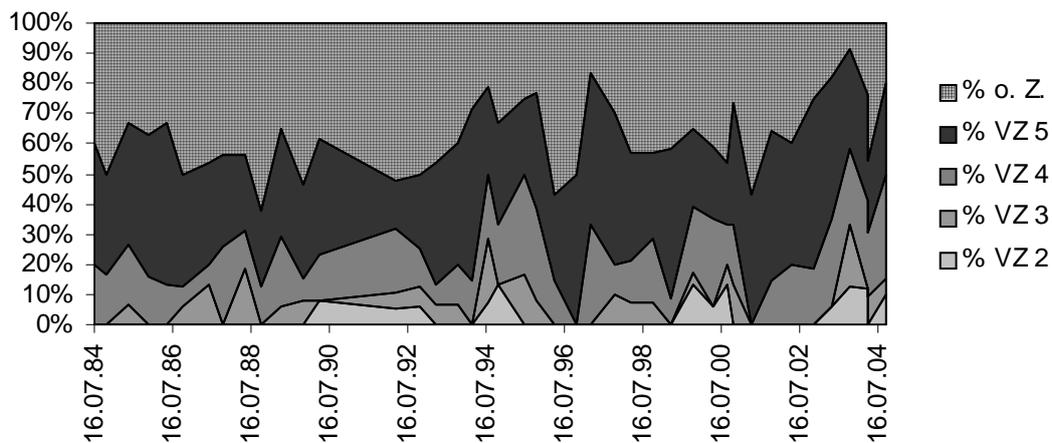
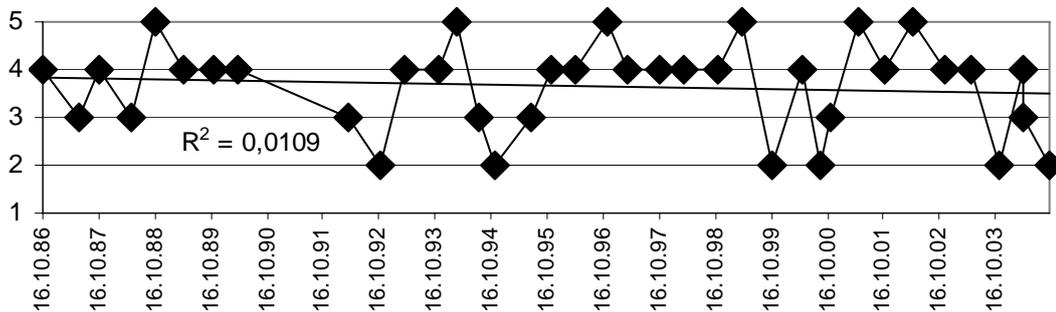
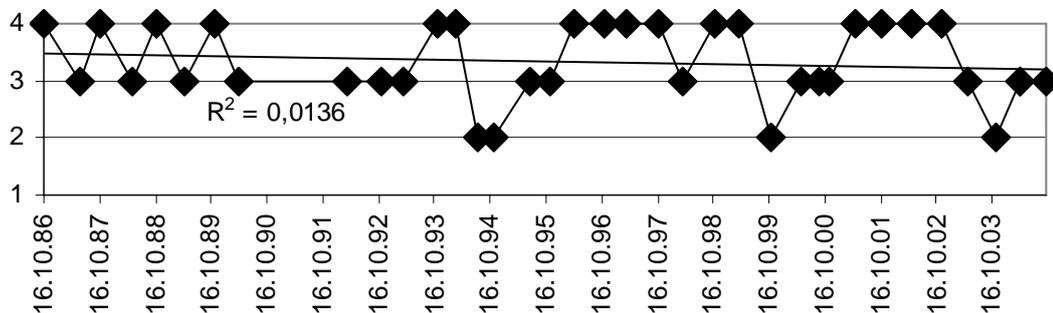


Abb. 95: Waldnaab 8: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

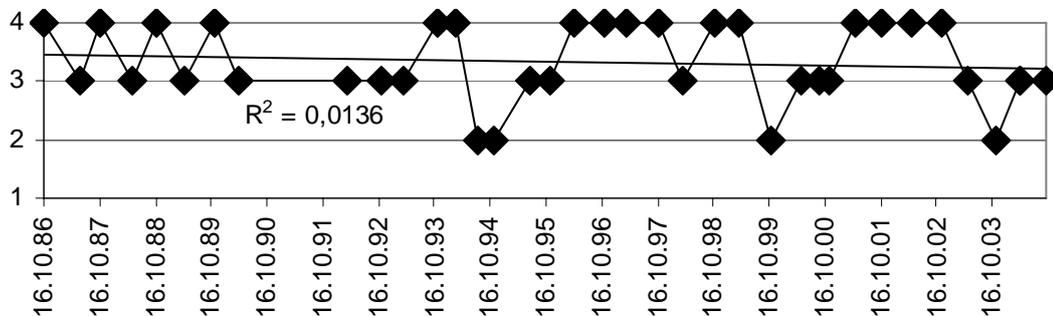
Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Säurezustandsklasse nach Bayerischem Verfahren



Hendrikson-Index

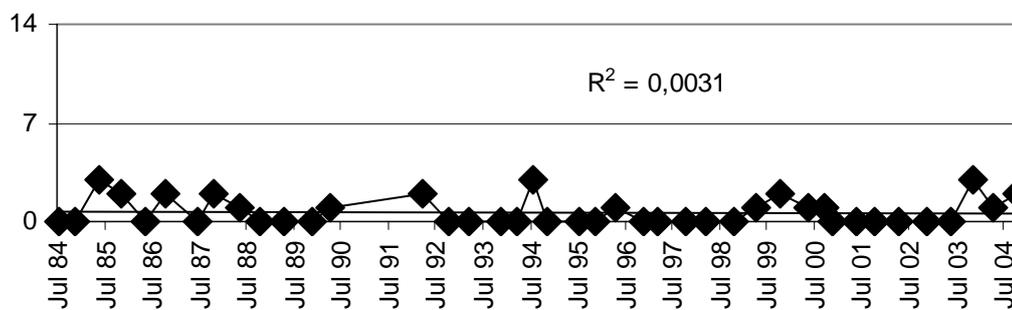


Abb. 96: Waldnaab 8: Ganglinien der Säurebewertung

3.9.8 Eger im Fichtelgebirge

An der Eger ist der Trend des pH-Werts (Abb. 97) über die Jahre gleichbleibend, 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 Kirchenlohr (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.

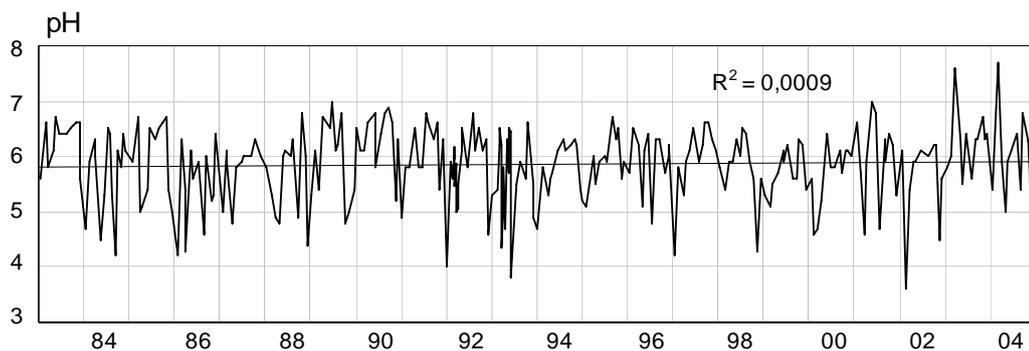


Abb. 97: Eger: ph-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 98) 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.

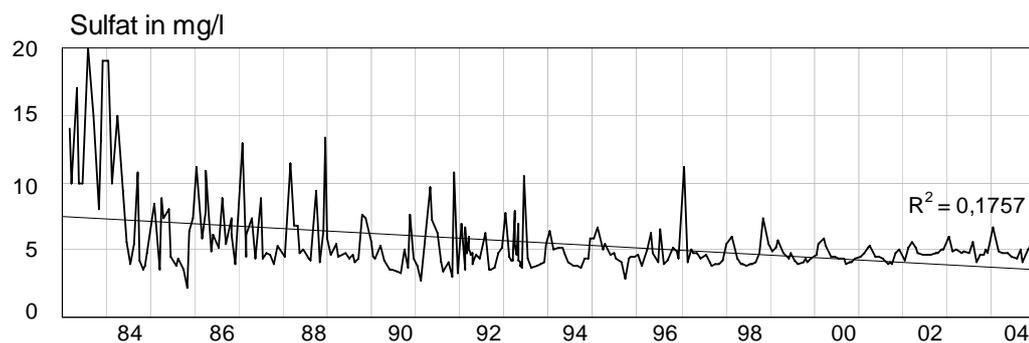


Abb. 98: Eger: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Auch die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 99) 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 Verschlechterung der Versauerungssituation anzudeuten, diese ist allerdings nicht signifikant.

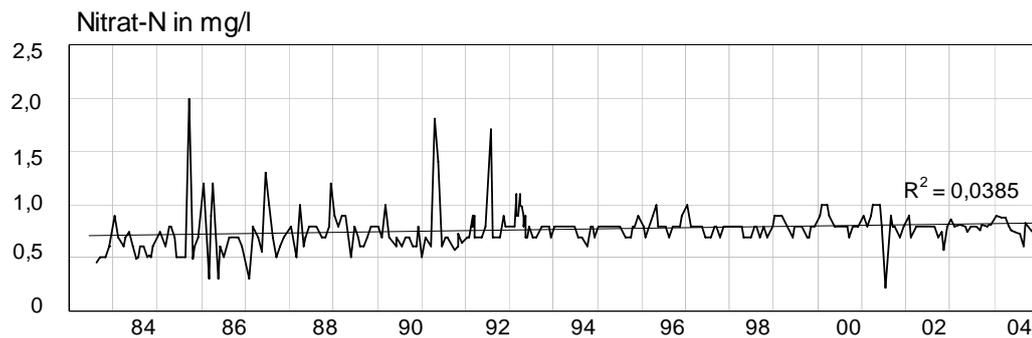


Abb. 99: Eger: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen liegen seit 1989 vor. Die Ergebnisse der Säurebewertungen sind gekennzeichnet durch Schwankungen der Säurezustandsklasse zwischen 2 und 4 Ende der achtziger/Anfang der neunziger Jahre. Danach folgt eine Phase der unveränderten Bewertung mit Säurezustandsklasse 3 und seit Ende der neunziger Jahre folgt eine Phase, in der die Ergebnisse der Bewertung wieder zwischen 2 und 4, bei Säurezustandsklasse Braukmann (alt) sogar bis Klasse 1 reicht. Insgesamt ergibt sich ein deutlicher Trend zur Besserung. Auch beim Hendrikson-Index ist seit Mitte der neunziger Jahre eine deutliche Zunahme mit Werten bis zu 4 zu verzeichnen. Taxazahl und EPT-Taxa zeigen einen zunehmenden Trend. Die Anzahlen bewegen sich zwischen 8 und 23 Taxa, bei den EPT zwischen 5 und 18 Taxa. Unter den Versauerungsindikatoren sind die Vertreter aller 4 Klassen anzutreffen, im April 2002 wurden sogar Gehäuse ohne Larven von *Agapetus sp.*, einem Vertreter einer säuresensiblen Gattung, nachgewiesen. Ob die Tiere bei einem Säurestoß (Schmelzwasser) im Februar mit einem pH-Wert von 3,6 getötet wurden oder bereits ihren Imaginalschlupf hatten ist nicht mehr nachzuvollziehen.

Daten von Diatomeenuntersuchungen liegen an der Eger seit 1990 vor. Die Diatomeengesellschaften weisen aber bis 1999 keine großen Veränderungen auf. Die Versauerungsanzeiger *Eunotia exigua* und *Achnanthes helvetica* und auch die acidophile Art *Achnanthes oblongella* sind in den relativ artenreichen Gesellschaften vorherrschend.

Die Entwicklung zur SZKL 2 (episodisch schwach sauer) wird durch das verstärkte Auftreten der circumneutralen Arten deutlich. Vor allem im Jahr 2004 ist es auffällig, dass erstmals die versauerungssensiblen Arten *Achnanthes minutissima* und *Gomphonema parvulum* individuenreich auftreten und der Anteil von *Eunotia exigua* zurückgeht.

3.9.9 Röslau im Fichtelgebirge

Der Verlauf des pH-Werts (Abb. 100) 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 signifikant positiv.

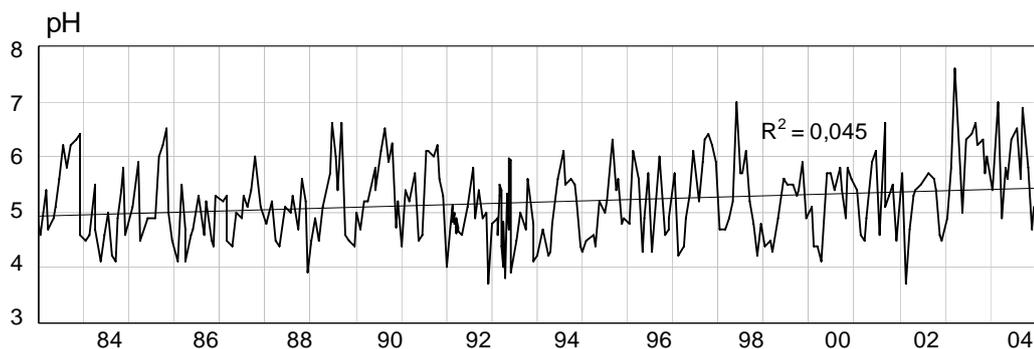


Abb. 100: Röslau: ph-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 101) fallen signifikant ab, die Schwankungen werden ebenfalls deutlich kleiner. Mit durchschnittlichen 10 mg/l liegen sie etwa doppelt so hoch wie an der Eger.

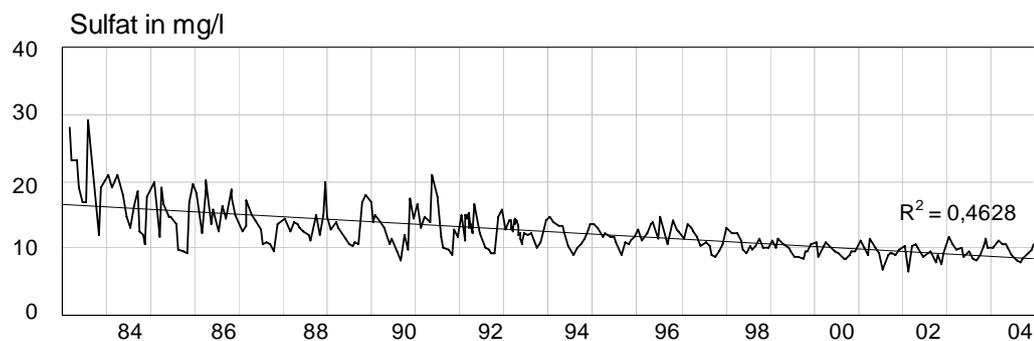


Abb. 101: Röslau: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 102) weisen im Gegensatz zur Eger einen signifikanten Rückgang auf, die Nachweisgrenze wird des öfteren unterschritten.

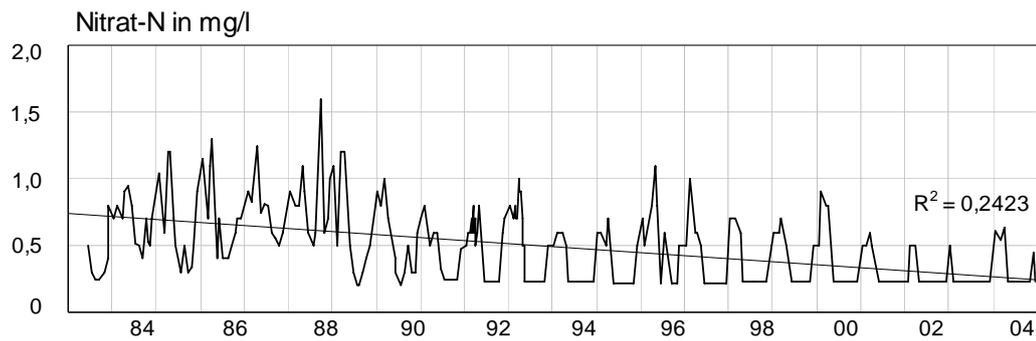


Abb. 102: Röslau: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Eine deutliche Entspannung der Versauerungssituation zeigt sich auch bei den Aluminiumkonzentrationen (Abb. 103), die einen signifikanten Rückgang sowie ausbleibende Maximalwerte über 1,0 mg/l aufweisen.

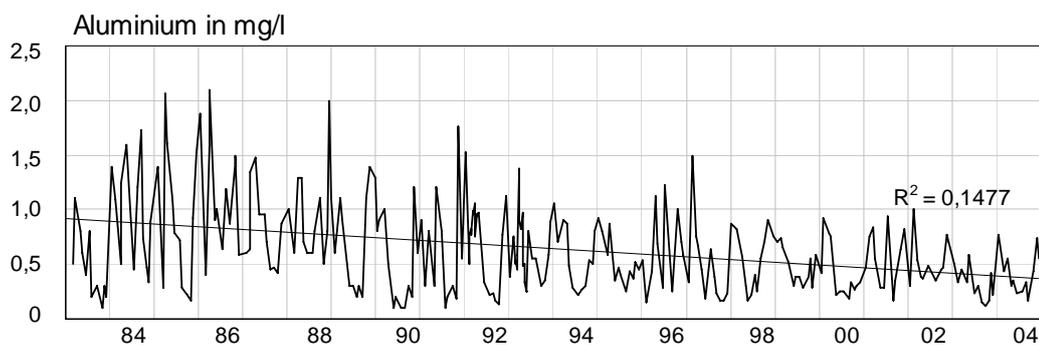


Abb. 103: Röslau: Al-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen werden seit 1989 durchgeführt. Die Ergebnisse aus allen 4 Verfahren der Säurebewertung weisen keinen Änderungstrend auf. Die Säurezustandsklasse liegt beim Bayerischen Verfahren sowie bei Braukmann (alt) stets bei 4. Bei Säurezustandsklasse Braukmann (neu) zeigen sich von 1989 – 1991 und 1993 Schwankungen zwischen 3 und 5, 1999 wird die Klasse 5 erreicht, ansonsten wurde dem Gewässer Klasse 4 zugeordnet. Der Hendrikson-Index liegt meistens bei 0. Für die Taxazahlen und die EPT-Taxa ergibt sich ein deutlicher Trend zur Zunahme, wobei die Werte allerdings sehr gering sind und lediglich ein Maximalwert von 19 Taxa bzw. 14 EPT-Taxa aufweisen. Die Versauerungsindikatoren setzen sich im wesentlichen aus säureresistenten und sehr säureresistenten Organismen zusammen. Mit Ausnahme der Zunahme des Artenspektrums spiegelt sich die Verbesserung der wasserchemischen Verhältnisse noch nicht im biologischen Bild wieder.

An der Röslau liegen seit 1990 umfangreiche Befunde der Diatomeen vor. Das Gewässer ist in die SZKL 4 (permanent sauer) mit der Tendenz zu SZKL3 (periodisch kritisch sauer) einzustufen.

Eunotia exigua dominiert ganzjährig, aber auch die Versauerungsanzeiger *Achnanthes helvetica* und *Pinnularia subcapitata* var. *hilseana* treten auf. Individuenreiche Vorkommen der versauerungssensiblen *Fragilaria construens* (Herbst 1993 und 1994) und von *Achnanthes oblongella* (Herbst 2004) deuten auf episodisch schwach saure bis circumneutrale Verhältnisse, die in der Bewertung nach Coring allerdings nicht zum Ausdruck kommen.

3.9.10 Zinnbach im Fichtelgebirge

Im langjährigen Mittel weist der Zinnbach die niedrigsten pH-Werte (Abb. 104) 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.

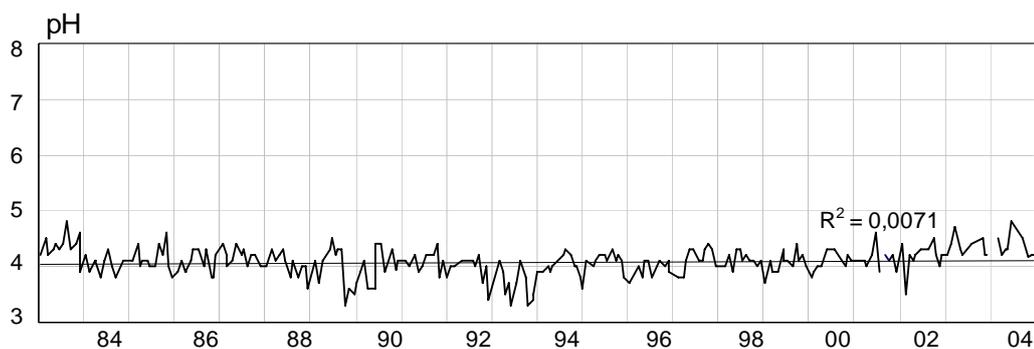


Abb. 104: Zinnbach: pH-Wert

Auch die signifikant sinkenden Sulfat-Konzentrationen (Abb. 105) zeigen eine Verbesserung der Versauerung an, mit durchschnittlichen Werten von knapp 20 mg/l liegen sie jedoch etwa doppelt so hoch wie an der Röslau und fast viermal so hoch wie an der Eger.

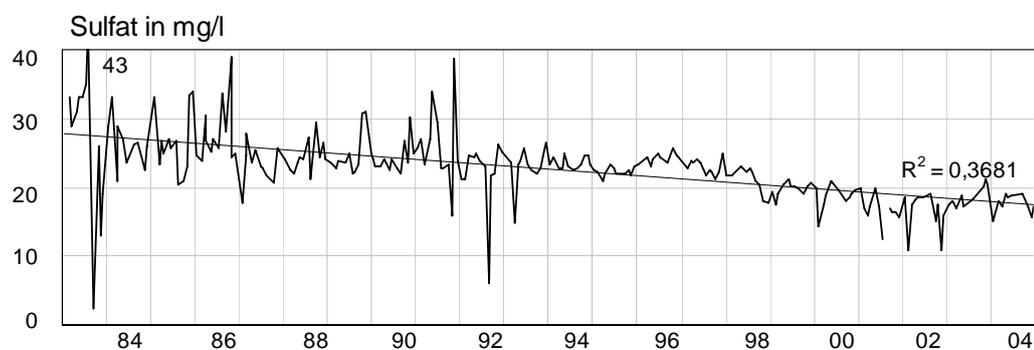


Abb. 105: Zinnbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Da auch die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 106) und die Aluminium-Konzentrationen (Abb. 107) signifikant zurückgehen, ist insgesamt eine Verbesserung der Versauerungssituation – allerdings auf noch sehr hohem Niveau – zu konstatieren.

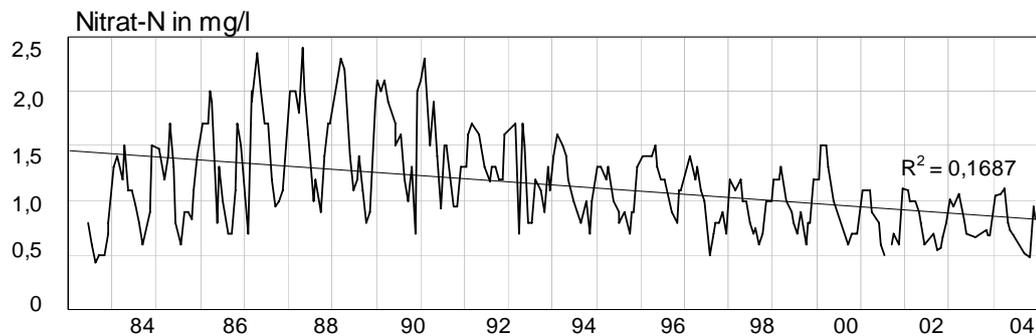


Abb. 106: Zinnbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

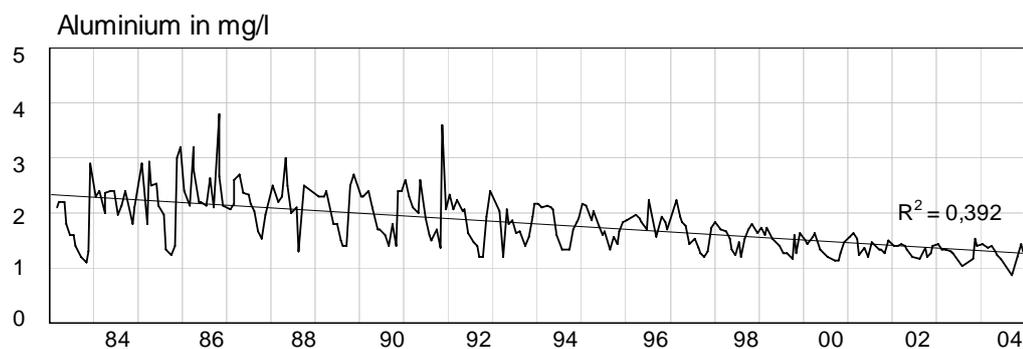


Abb. 107: Zinnbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

Die MZB-Untersuchungen, die seit 1989 durchgeführt werden, zeigen bezüglich der Säurebewertung bei allen 4 Verfahren praktisch keine Änderung. Die SZKL liegt bei 4 (Bayerisches Verfahren und Braukmann (alt)) bzw. 5 (Braukmann (neu)). Der Hendrikson-Index übersteigt selten den Wert 0. Taxazahl und EPT-Taxa haben zunehmende Tendenz, wobei die Maximalwerte mit 10 Taxa bzw. mit 8 EPT-Taxa sehr gering ausfallen. Unter den Versauerungsindikatoren sind die sehr säureresistenten Arten immer dominierend, die Vertreter der Klasse 2 bis 4 sind anteilmäßig stets von untergeordneter Bedeutung oder fehlen völlig. Die biologischen Befunde spiegeln die Versauerungssituation ausreichend wieder, denn die pH-Wert-Situation am Zinnbach ist immer noch durch sehr niedere Werte gekennzeichnet.

Zu Vergleichszwecken für die Probestellen im Fichtelgebirge wird die Depositionsmessstelle Lehstenbach (Abb. 155) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1988 bis einschließlich 2004. 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 gleichbleibend, im Bestand erfolgt 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.

Der Zinnbach wird anhand der Diatomeengesellschaften seit 1990 in die SZKL 4 (permanent sauer) eingestuft. Es dominieren die säuretoleranten Arten *Eunotia exigua*, *Eunotia rhomboidea* und *Eunotia tenella*. *Navicula soehrensii*, *Navicula mediocris* und *Pinnularia silvatica* treten als Charakterarten für permanent saure Gewässer hinzu. Versauerungssensible Arten fehlen nahezu gänzlich.

3.10 Erzgebirge

3.10.1 Wolfsbach im Vogtland

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 (Abb. 108) ist über die Jahre leicht ansteigend, der Trend ist allerdings nicht signifikant. Die Schwankungen sind nicht sehr ausgeprägt.

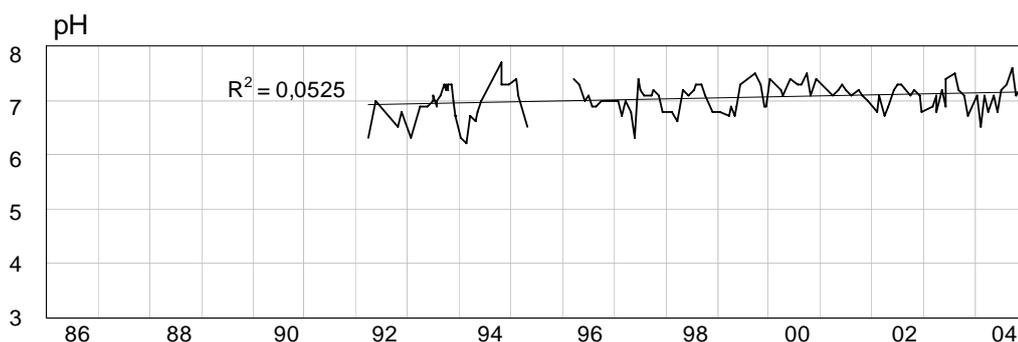


Abb. 108: Wolfsbach: ph-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 109) 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 (schriftl. Mitteilung: Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen).

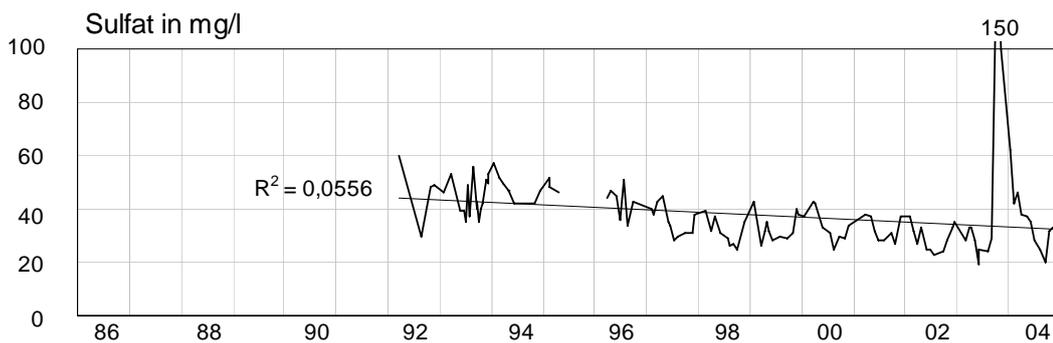


Abb. 109: Wolfsbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 110) fallen während der Untersuchungsperiode deutlich und signifikant ab. Insgesamt scheint sich durch den Rückgang der Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen eine leichte Entspannung der Versauerungssituation einzustellen.

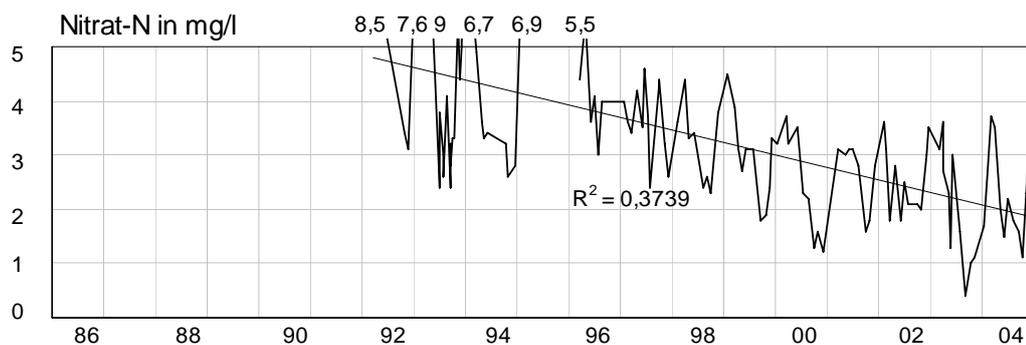


Abb. 110: Wolfsbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen liegen seit 1992 vor. Die Säurezustandsklasse Braukmann (neu) sowie Säurezustandsklasse Braukmann (alt) beträgt im Sommer 2003 1, während sie noch 1992 bei 3 lag. In der Folgezeit schwankte der Wert bis Mai 2003 zwischen 1 und 2. Nach Säurezustandsklasse Braukmann (alt) wird das Gewässer mit Ausnahme des Herbstes 1999 und des Frühjahrs 2003, wo sie bei 2 lag, immer mit 1 eingestuft. Der Hendrikson-Index zeigt nach einem Maximum von 11 im Jahr 1997 nur noch geringe Schwankungen zwischen 2 und 7. Ein ähnliches Muster zeigen Taxazahl und Anzahl der EPT-Taxa. Die entsprechenden Maxima liegen

dort im Jahr 1997 mit 38 Taxa bzw. 23 EPT-Taxa ungewöhnlich hoch. Ansonsten bewegen sich die entsprechenden Werte zwischen 3 und 23 Taxa bzw. 0 und 16 EPT-Taxa. Unter den Versauerungsindikatoren sind die Anteile der Organismen aller Klassen mehr oder weniger stark vertreten. Insgesamt gesehen, ergibt sich bei allen Parametern trendmäßig keine Änderung. Dies steht im Einklang mit der pH-Wert-Situation im Gewässer.

3.10.2 Große Pyra im Westlichen Erzgebirge

An der Großen Pyra liegen seit 1992 kontinuierliche Datenreihen vor. Der pH-Wert (Abb. 111) ist leicht ansteigend, während die ANC (Abb. 112) 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.

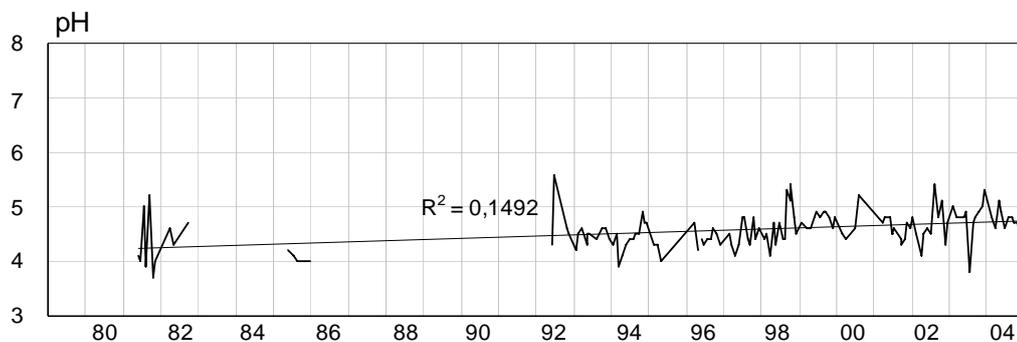


Abb. 111: Große Pyra: pH-Wert

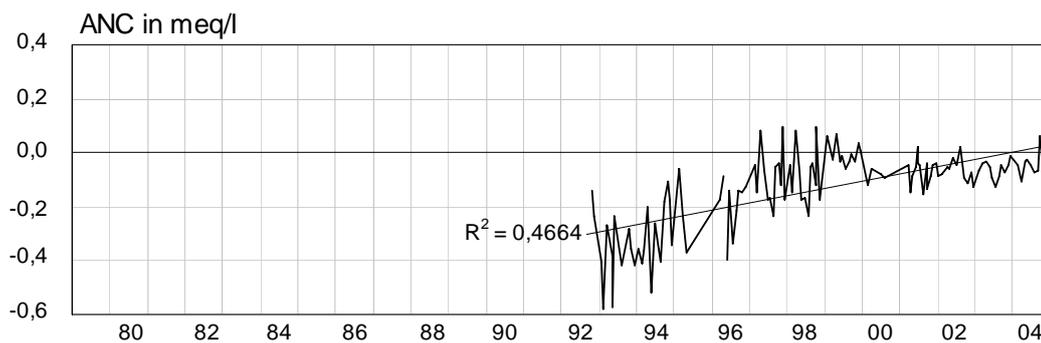


Abb. 112: Große Pyra: ANC (meq/l)

Sowohl die Sulfat- als auch die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 113; Abb. 114) fallen deutlich und signifikant ab, auch die Schwankungsbereiche werden deutlich kleiner.

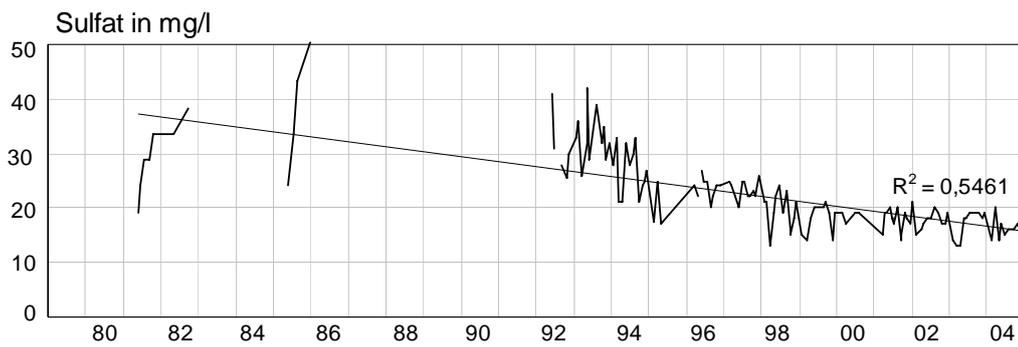


Abb. 113: Große Pyra: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

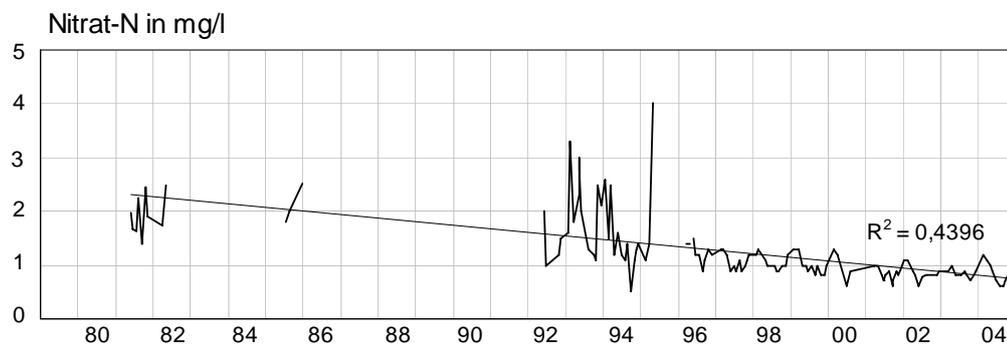


Abb. 114: Große Pyra: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Aluminium-Konzentrationen (Abb. 115) weist die Große Pyra als eines der wenigen Gewässer einen sehr deutlichen Rückgang auf, was insgesamt auf eine doch langsam sich entspannende Versauerungssituation hindeutet.

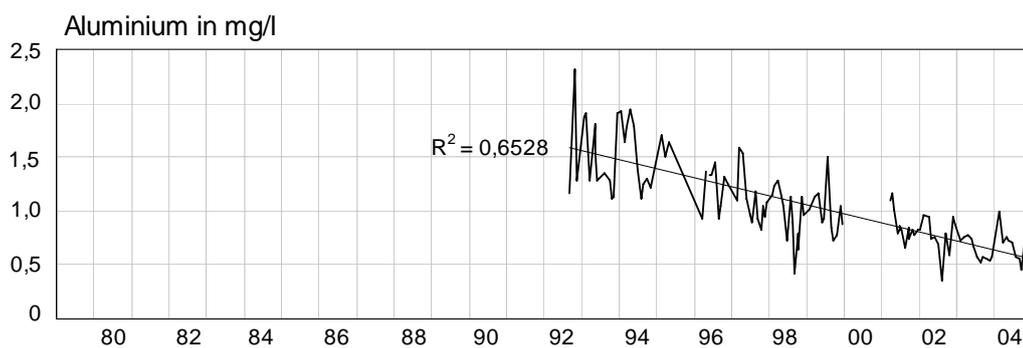
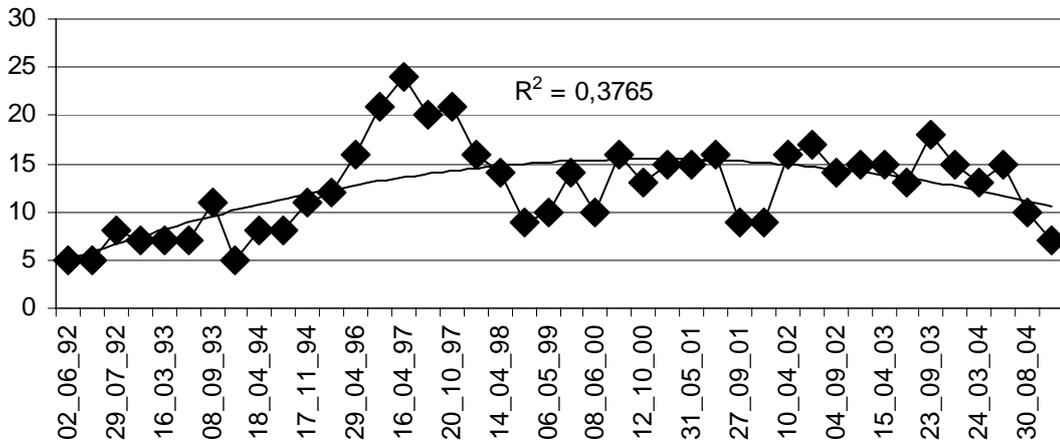


Abb. 115: Große Pyra: Al-Konzentrationen (mg/l)

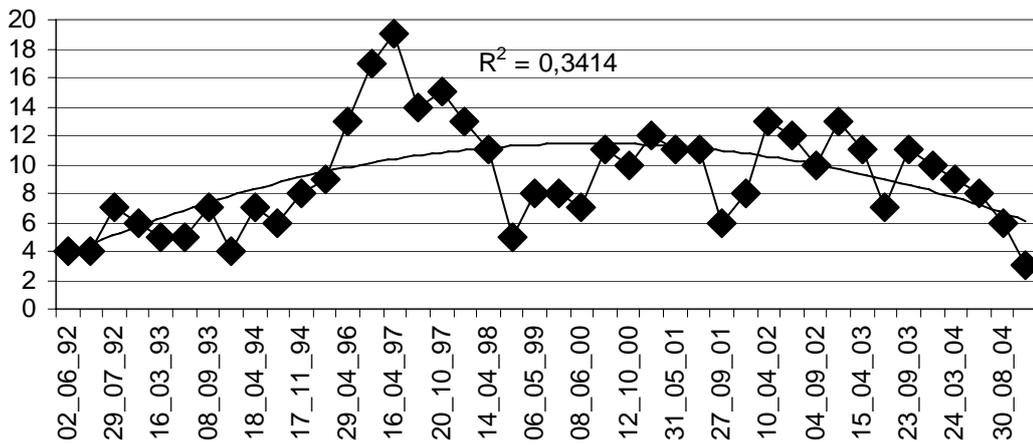
MZB-Untersuchungen (Abb. 116, 117) liegen seit 1992 vor. Im Vergleich zu den ersten Untersuchungen Anfang der neunziger Jahre zeigen beide Verfahren eine Verbesserung an. So lag die Säurezustandsklasse Braukmann (neu) damals bei 5 und 4, aktuell liegt sie bei 4. Zwischen 1995 und 1998 konnte dem Gewässer viermal sogar Säurezustandsklasse 2 und zwischen 1999 und 2001 viermal 3 zugesprochen werden. Seither wird ihm Klasse 4 zugeordnet.

Bei der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) lagen die Werte bei den ersten Untersuchungen bis 1999 stets bei 4, seither schwanken sie zwischen 3 und 4. Hier zeigt das Verfahren im Sommer und Herbst meistens die besseren Werte, ähnlich wie an der Waldnaab 8. Der Hendrikson-Index zeigt mit wenigen geringfügigen Änderungen im Jahr 1996 und 1997 und im September 2003 stets einen Nullwert an. Auf eine weitere Ähnlichkeit zum Wolfsbach soll im Folgenden hingewiesen werden. So fällt auf, dass auch an der Großen Pyra im Jahr 1997 bei den Taxazahlen und den EPT-Taxa auffällige Maxima zu verzeichnen sind. Die entsprechenden Werte liegen dort jedoch mit 24 Taxa bzw. 19 Taxa EPT-Taxa deutlich niedriger. Bemerkenswert ist weiterhin, dass die Taxazahlen und die EPT-Taxa seit Herbst 2003 abnehmen. Unter den Versauerungsindikatoren dominieren die sehr säureresistenten Organismen, gefolgt von den säureresistenten Organismen. Eine untergeordnete Rolle spielen die säuretoleranten und mäßig säureempfindlichen Organismen. Letztere waren bei der Herbstuntersuchung 2003 nicht mehr präsent. Mit Ausnahme der Säurezustandsklasse Braukmann (alt) stehen die Ergebnisse nicht im Einklang mit den wasserchemischen Verhältnissen..

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

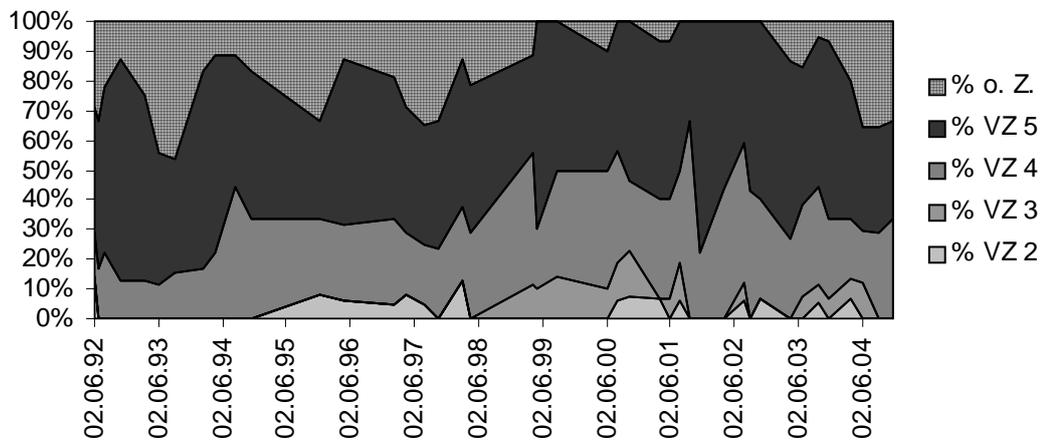
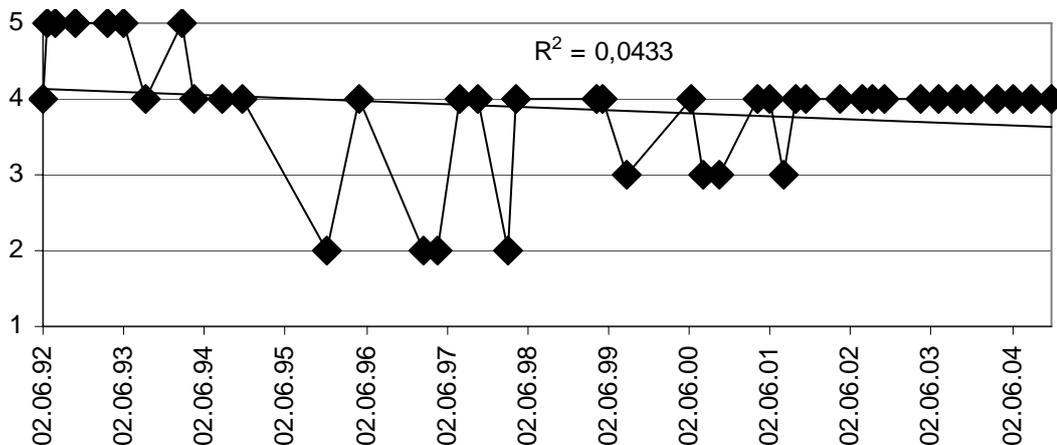
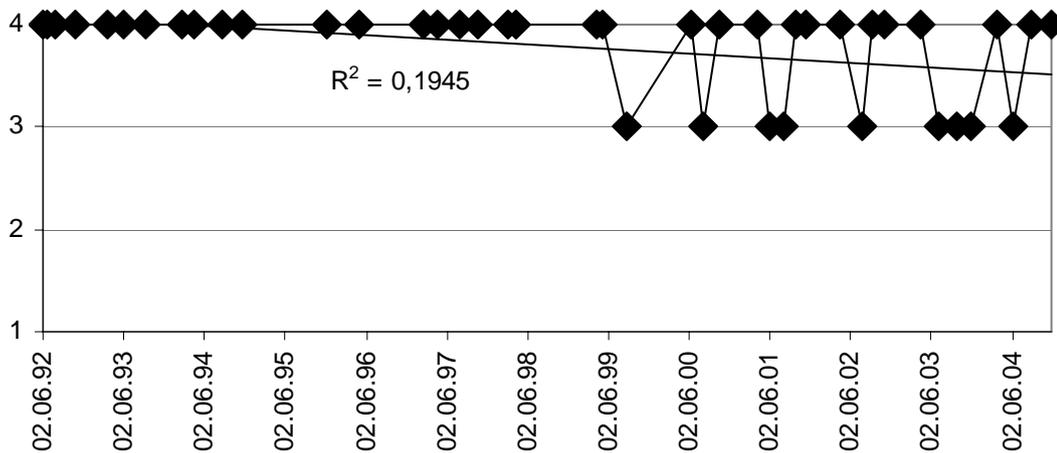


Abb. 116: Große Pyra: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

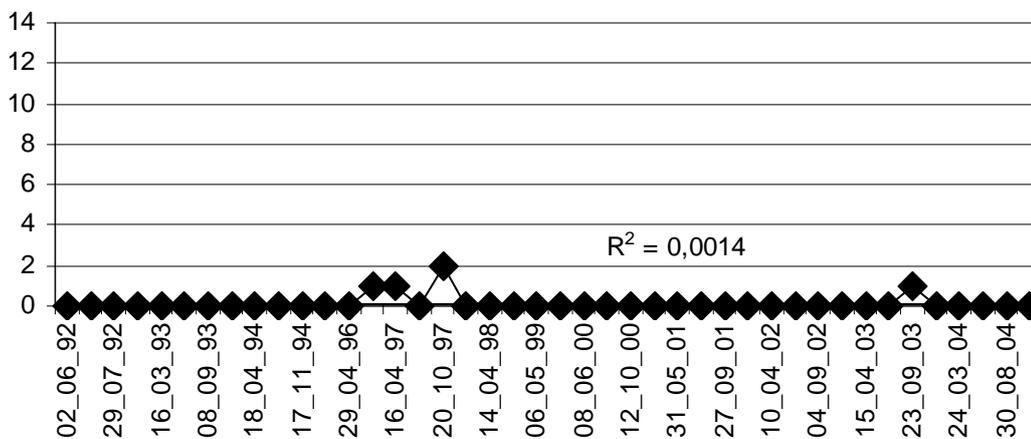


Abb. 117: Große Pyra: Ganglinien der Säurebewertung

3.10.3 Talsperre Sosa im Westlichen Erzgebirge

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 (Abb. 118) 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.

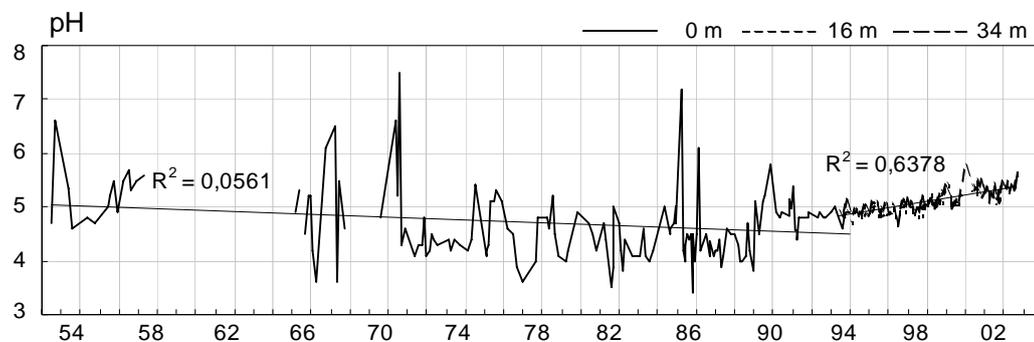


Abb. 118: Talsperre Sosa: ph-Wert

Wie beim pH-Wert weisen die Trends der Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen (Abb. 119; Abb. 120) 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 Konzentrationsverringering und Abnahme der Schwankungsbereiche verzeichnet werden.

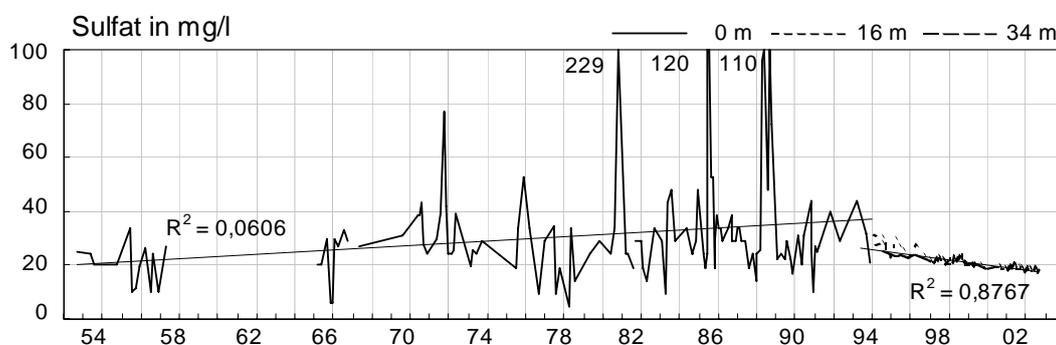


Abb. 119: Talsperre Sosa: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

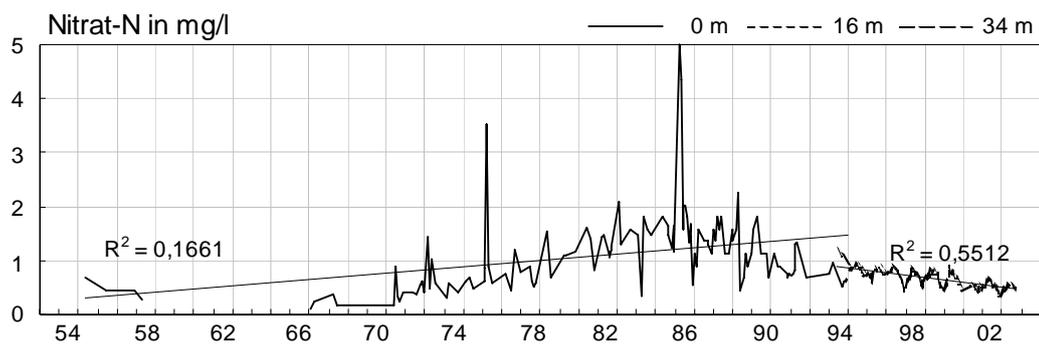


Abb. 120: Talsperre Sosa: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Für den Untersuchungszeitraum bis 1994 liegen nur Sauerstoff-Werte von der Wasseroberfläche vor (Abb. 121). 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.

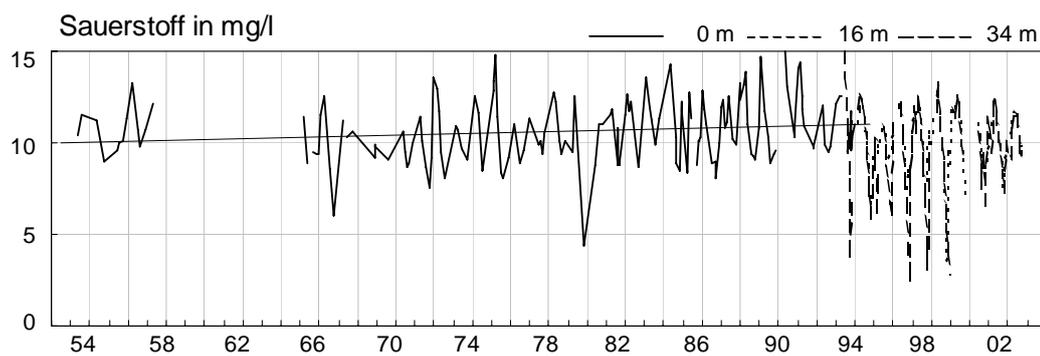


Abb. 121: Talsperre Sosa: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)

Auch bei den Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abb. 122) 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.

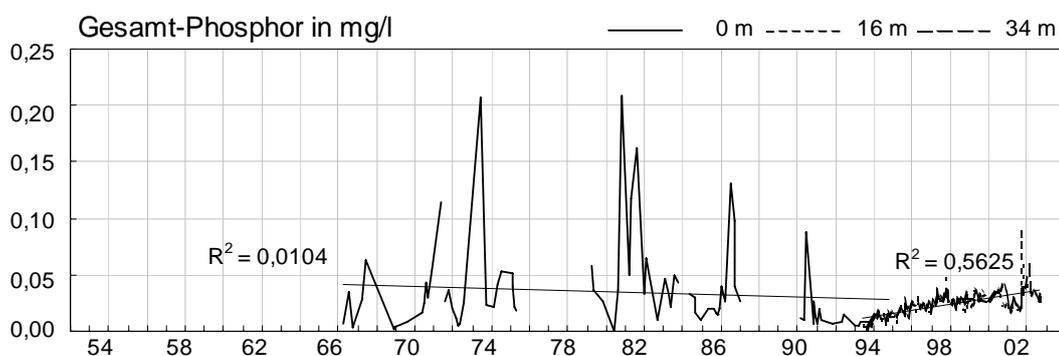


Abb. 122: Talsperre Sosa: Gesamt- PO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die in 16 m und 34 m seit 1994 deutlich geringeren Schwankungen der Ammonium-N-Konzentrationen (Abb. 123) deuten wie die zurückgehenden Nitrat-N-Konzentrationen auf eine Verringerung der Stickstoffeinträge hin.

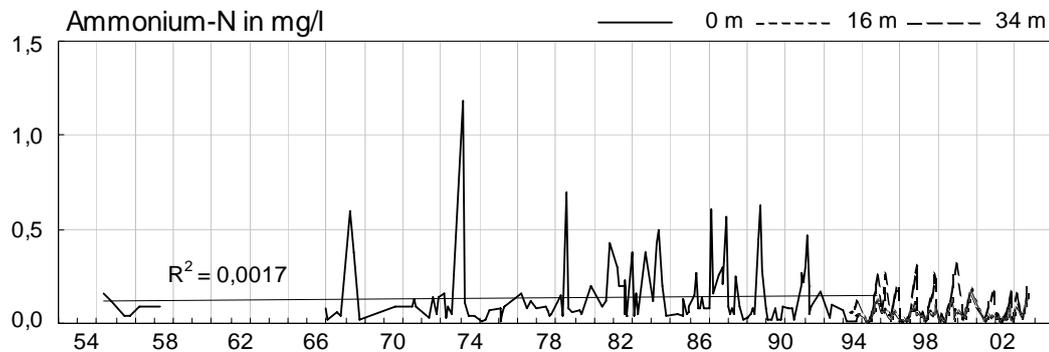


Abb. 123: Talsperre Sosa: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Für die Vergleiche der Depositionsentwicklung mit der Gewässerchemie wird für das westliche Erzgebirge die Depositionsmessstelle Plauen (Abb. 155) verwendet. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2004, es liegen nur Freilandmessungen vor. Die Depositionen von Sulfat sind durch einen deutlichen Rückgang gekennzeichnet, die Depositionen von Nitrat und Ammonium sind gleichbleibend.

Die Depositionstrends des Sulfats entsprechen in etwa denen der Wasserchemie, ebenso die des Ammoniums der Talsperre Sosa. Die Anstiege der Nitratdepositionen sind weder bei der Großen Pyra noch in der Talsperre Sosa festzustellen. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich nur um Freiland- und nicht um Bestandsdepositionen handelt.

3.10.4 Rote Pockau im Mittleren Erzgebirge

An der Roten Pockau liegen seit 1992 kontinuierliche Messungen vor. Insgesamt ist der Trend des pH-Werts (Abb. 124) und der ANC (Abb. 125) 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 deutlich sauer“ bezeichnet werden.

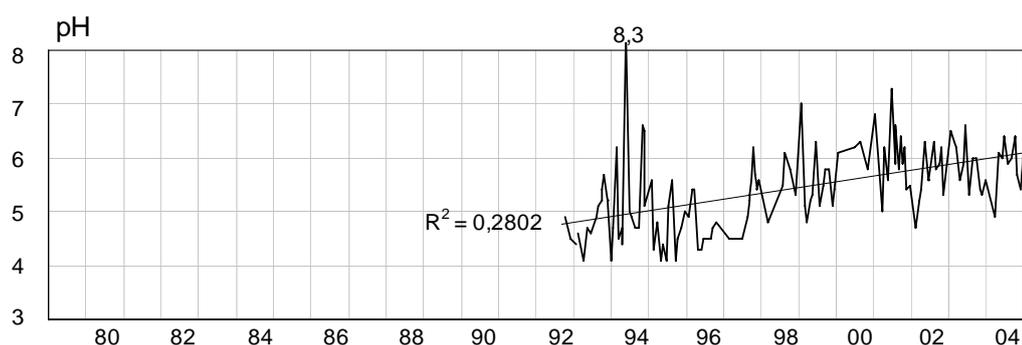


Abb. 124: Rote Pockau: ph-Wert

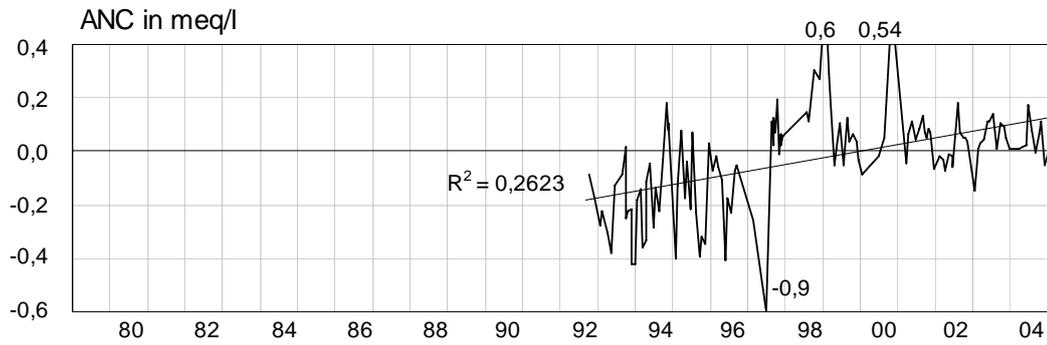


Abb. 125: Rote Pockau: ANC (meq/l)

Bei den Sulfat-, Nitrat- und Aluminium-Konzentrationen (Abb. 126; Abb. 127; Abb. 128) können deutliche und signifikante Verbesserungen konstatiert werden. Die Anfang 1999 auftretenden Maxima bei einigen Parametern sind vermutlich durch ein Hochwasserereignis bedingt.

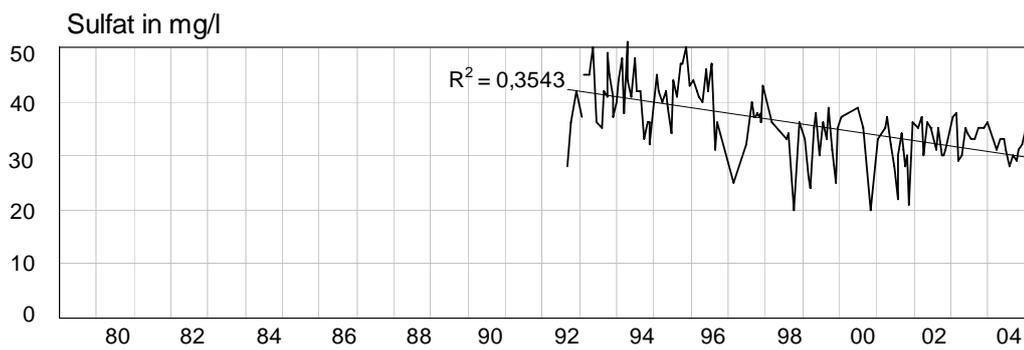


Abb. 126: Rote Pockau: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

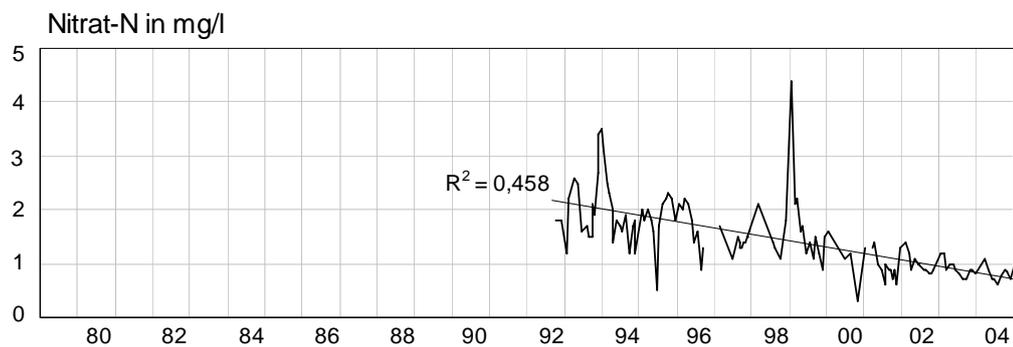


Abb. 127: Rote Pockau: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

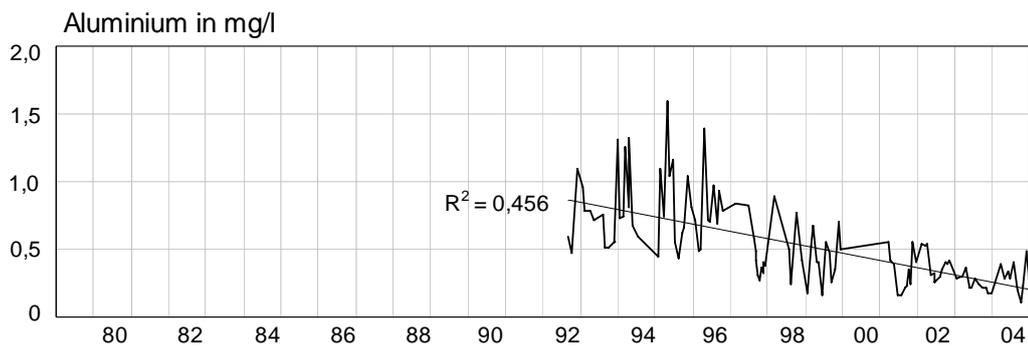


Abb. 128: Rote Pockau: Al-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen liegen seit 1992 vor. Alle drei Verfahren der Säurebewertung zeigen einen deutlichen Trend zur Besserung an. Nach der Säurezustandsklasse Braukmann (neu), die noch für den Beginn der neunziger Jahre für das Gewässer Werte zwischen 4 und 5 anzeigte, wird die Rote Pockau seit 1997 hauptsächlich in Klasse 3 und 4 eingestuft. Entsprechend verbesserte sich bei dem Braukmann (alt)-Verfahren die Säurezustandsklasse von ursprünglich überwiegend 4 auf nunmehr 2 und 3. Der Hendrikson-Index, der 1992 noch bei Werten zwischen 0 und 1 lag, hat sich mittlerweile auf Werte zwischen 2 und 5 verbessert. Auch bei den biozönotischen Parametern sind positive Veränderungen zu konstatieren. So sind die Taxazahlen von ursprünglich 7 auf nunmehr 19 Taxa gestiegen. Die Anzahlen an EPT-Taxa, die 1992 noch bei Werten zwischen 3 und 7 lagen, haben im Jahr 2004 auf 11 Taxa zugenommen. In der dazwischen liegenden Zeit zeigen sich allerdings erhebliche Schwankungen. Besonders fällt dabei das auch am Wolfsbach und an der Großen Pyra festgestellte Maximum im Jahr 1997 mit 24 Taxa bzw. 15 EPT-Taxa auf. Unter den Versauerungsindikatoren treten anteilmäßig besonders die sehr säureresistenten und die säureresistenten Organismen hervor. Die säuretoleranten Organismen zeigen sich erst ab 1997 mehr oder weniger regelmäßig, die mäßig säureempfindlichen Organismen stets bei den Sommer- bzw. Herbstuntersuchungen. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit den wasserchemischen Verbesserungen.

3.10.5 Talsperre Neunzehnhain im Mittleren Erzgebirge

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 Sulfat-Konzentrationen etwa doppelt, die Nitrat-Konzentrationen etwa viermal so hoch sind. Die Ursache hierfür dürfte in der besseren Pufferung der Talsperre Neunzehnhain liegen.

Beim pH-Wert (Abb. 129) 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.

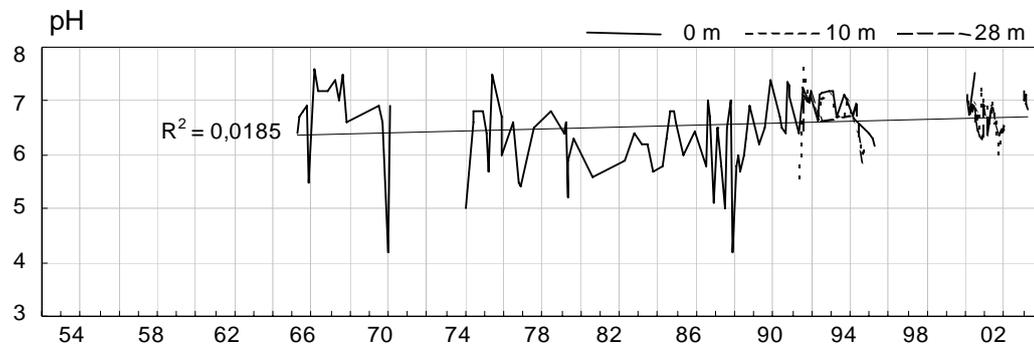


Abb. 129: Talsperre Neunzehnhain: ph-Wert

Der Trend der Sulfat-Konzentration (Abb. 130) ist annähernd gleichbleibend, die teilweise extremen Schwankungen früherer Jahre treten seit 1993 nicht mehr auf.

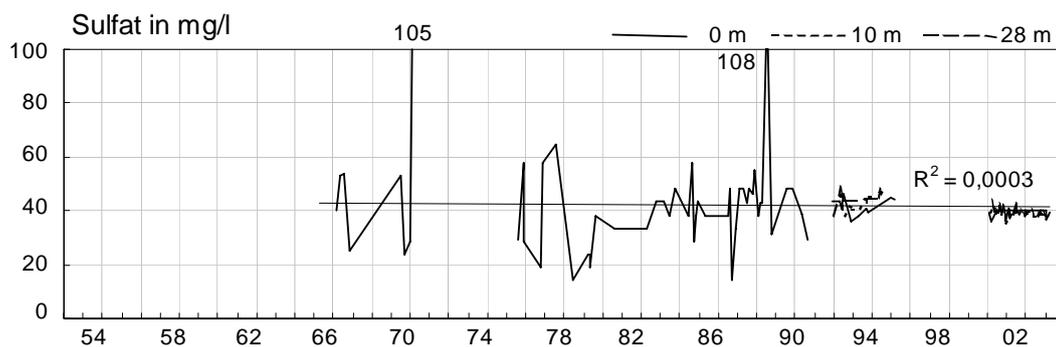


Abb. 130: Talsperre Neunzehnhain: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Der Verlauf der Nitrat-Konzentrationen (Abb. 131) 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 Sulfat-Konzentrationen hauptverantwortlich für den niedrigen pH-Wert.

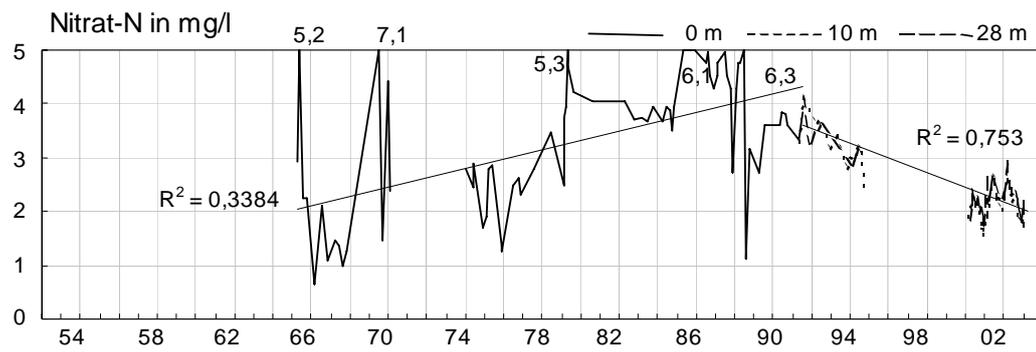


Abb. 131: Talsperre Neunzehnhain: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Wie bei der Talsperre Sosa liegen auch hier erst seit ca. 10 Jahren Sauerstoff-Werte (Abb. 132) aus anderen Tiefenstufen vor. Durch Sauerstoffzehrung in den Sommermonaten sind deutliche Minima zu erkennen, anaerobe Verhältnisse treten auch hier nicht auf.

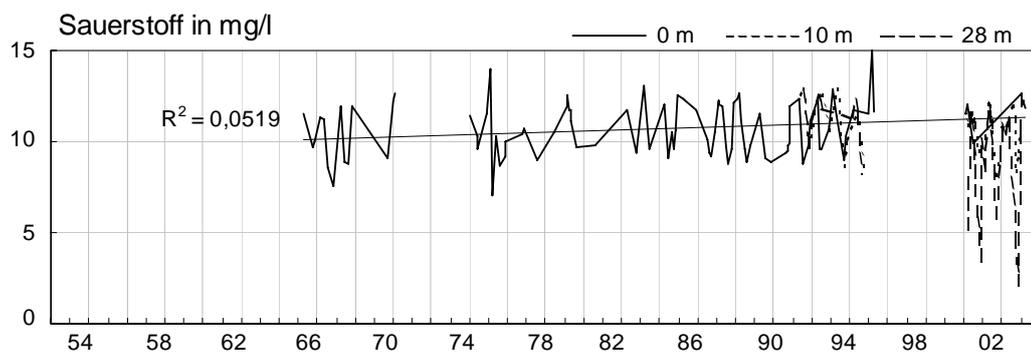


Abb. 132: Talsperre Neunzehnhain: Sauerstoff-Konzentrationen (mg/l)

Auffällig sind die früher auftretenden großen Schwankungen der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (Abb. 133). 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 keine Daten vorliegen, ist dieser Trend jedoch nicht gesichert.

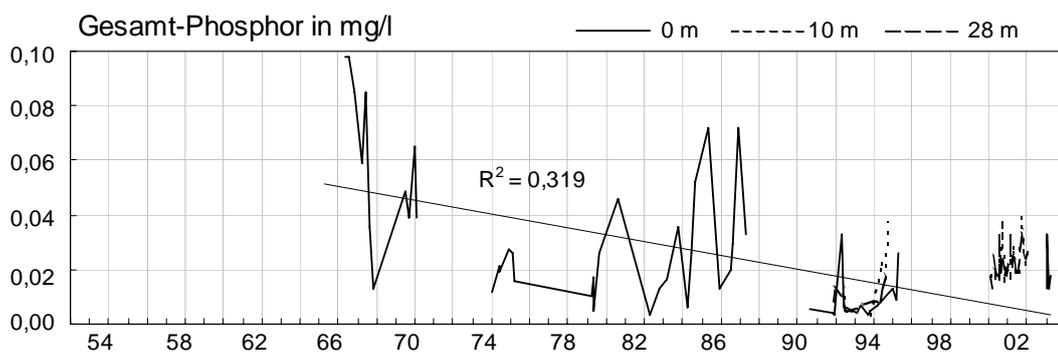


Abb. 133: Talsperre Neunzehnhain: Gesamt- PO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die Ammonium-N-Konzentrationen (Abb. 134) 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.

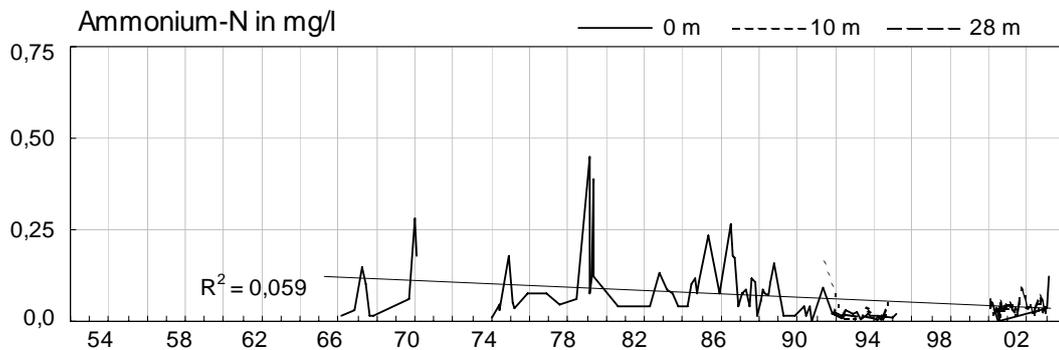


Abb. 134: Talsperre Neunzehnhain: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Zu Vergleichszwecken wird für die Rote Pockau und TS Neunzehnhain die Depositionsmessstelle Marienberg (Abb. 155) herangezogen. Für diese Stelle liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2004. Die Depositionen von Sulfat weisen einen deutlichen Rückgang auf, die Depositionen von Nitrat und Ammonium sind leicht ansteigend.

Der Trend der Sulfatdeposition kann in der Roten Pockau nur ansatzweise, bei der Talsperre Neunzehnhain überhaupt nicht festgestellt werden. Die steigenden Nitratdepositionen stehen im Widerspruch zu den teilweise deutlich rückläufigen Konzentrationen in den Gewässern. Die steigenden Ammoniumdepositionen können in der Talsperre Neunzehnhain ebenfalls nicht nachvollzogen werden.

3.10.6 Wilde Weißeritz im Östlichen Erzgebirge

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 (Abb. 135) 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 nur im Jahr 2002 der pH 6 noch einmal unterschritten wurde.

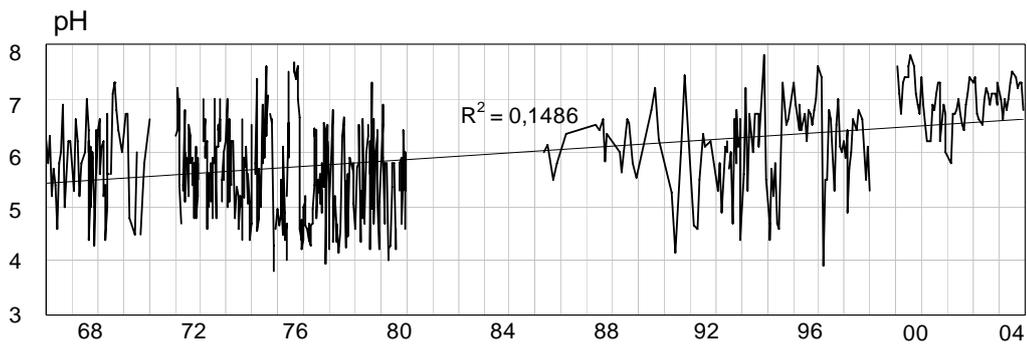


Abb. 135: Wilde Weißeritz: ph-Wert

Auch die ANC (Abb. 136) weist auf eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation hin, seit dem Jahr 2000 sind die Werte der ANC fast ausschließlich positiv.

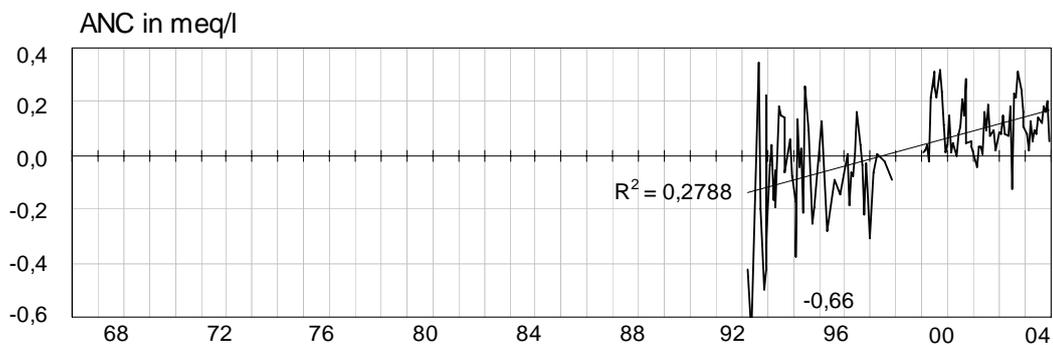


Abb. 136: Wilde Weißeritz: ANC (meq/l)

Beim Sulfat (Abb. 137) 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.

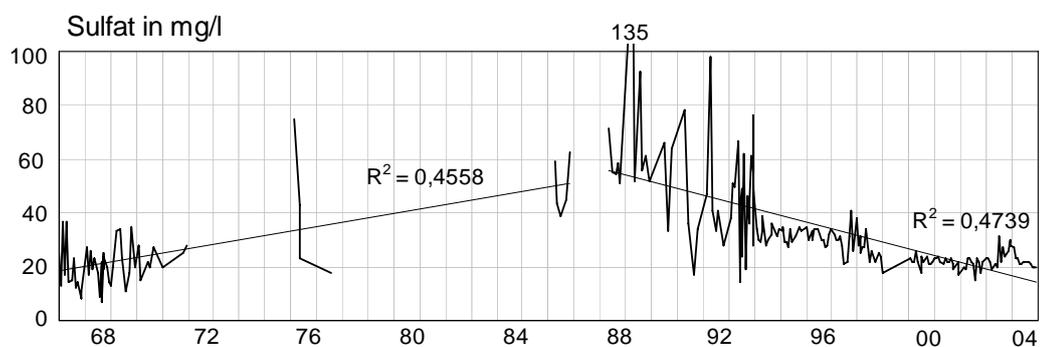


Abb. 137: Wilde Weißeritz: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Bei den Nitrat-Konzentrationen (Abb. 138) 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.

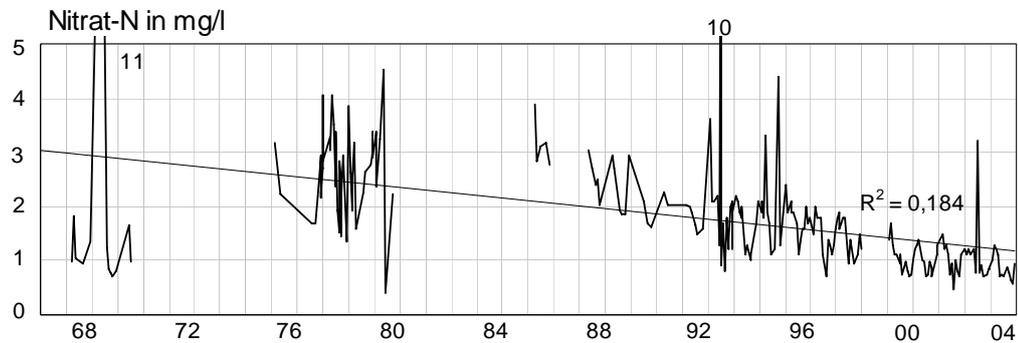


Abb. 138: Wilde Weißeritz: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Auch die Aluminium-Konzentrationen (Abb. 139), die allerdings erst seit 1993 gemessen werden, gehen deutlich zurück.

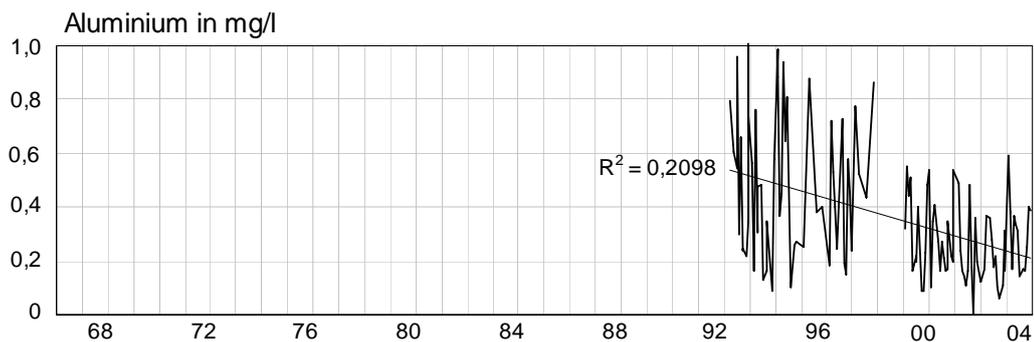


Abb. 139: Wilde Weißeritz: Al-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen werden seit 1992 durchgeführt. Die Ergebnisse aller drei Verfahren der Säurebewertung belegen einen deutlichen Trend zur Gewässerverbesserung. Nach Säurezustandsklasse (neu) wird das Gewässer im März 1992 noch mit Klasse 5 bewertet. In der Folgezeit verbessert sich die Bewertung, wobei Schwankungen zwischen Klasse 5 und 2 zu verzeichnen sind. Erst ab März 2003 stellt sich eine konstante Bewertung mit Klasse 2 ein. Bei dem Braukmann (alt)-Verfahren sind ab 1992 Werteschwankungen zwischen Klasse 4 und 2 festzustellen, ab März 2003 ist eine Änderung zwischen Klasse 1 und 3 zu beobachten. Der Hendrikson-Index zeigt eine Zunahme im Untersuchungszeitraum von 0 bis auf 8. Der starke Trend zur Verbesserung schlägt sich auch bei den biozönotischen Parametern nieder. So nehmen die Taxazahlen seit 1992 von 5 auf 24 zu, die entsprechende Steigerung bei den EPT-Taxa um 11 auf 14 Taxa. Unter den Versauerungsindikatoren nehmen die Anteile der versauerungsempfindlicher Taxa zu, während die Anteile der weniger empfindlichen Organismen seit der Jahrtausendwende zurück zu gehen scheinen. Die biologischen Befunde stehen im

Einklang mit den wasserchemischen Verbesserungen.

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Zinnwald (Abb. 155) herangezogen, es liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2004. Die Sulfatdepositionen sind deutlich fallend, die von Nitrat und Ammonium zeigen einen leichten Anstieg. Die Korrelation der Sulfatdepositionen zur Gewässerchemie sind hochsignifikant ($r^2 = 0,77$), zwischen der Nitratdeposition und den Nitratgehalten im Gewässer liegt keine Signifikanz vor ($r^2 = 0,03$). Der Korrelationskoeffizient bei Ammonium liegt bei $r^2 = 0,52$, wegen der wenigen Datensätze ist hier allerdings noch keine Signifikanz vorhanden.

3.11 Elbsandsteingebirge

3.11.1 Taubenbach

Am Taubenbach fallen die Rückgänge des pH-Werts (Abb. 140) auf, die vermutlich durch Tauperioden bedingt sind. Seit 1999 wird pH 6 nur noch zweimal unterschritten. Insgesamt liegt ebenso wie bei der ANC (Abb. 141), die seit 1999 fast ausschließlich positive Werte aufweist, ein deutlicher Anstieg vor.

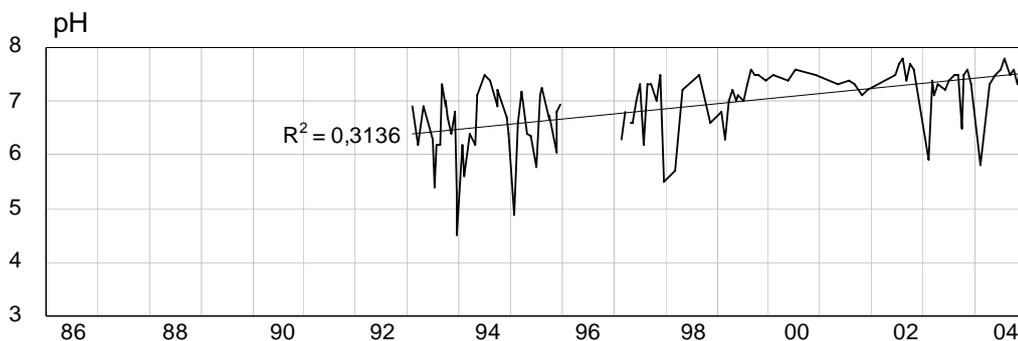


Abb. 140: Taubenbach: pH-Wert

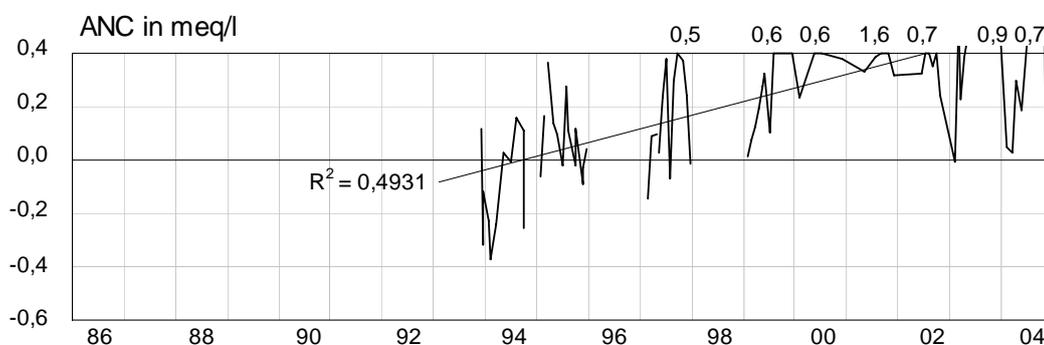


Abb. 141: Taubenbach: ANC (meq/l)

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 142) gehen zwar zurück, mit durchschnittlich 50 mg/l sind die Konzentrationen jedoch noch immer sehr hoch. Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 143) weisen ebenfalls nur einen leichten Rückgang auf.

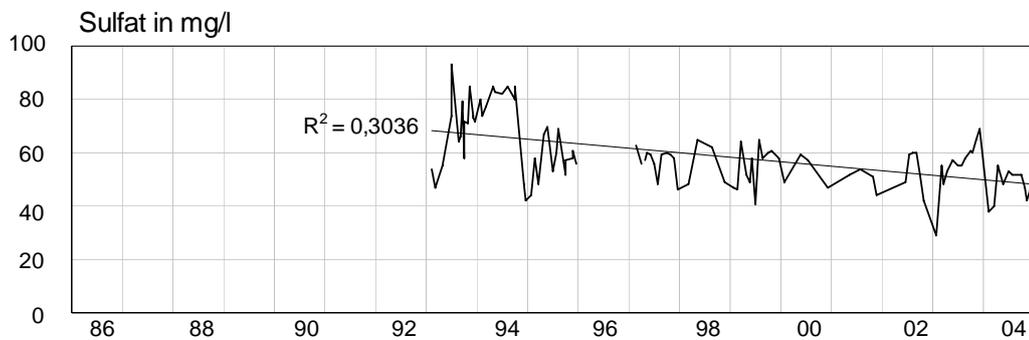


Abb. 142: Taubenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

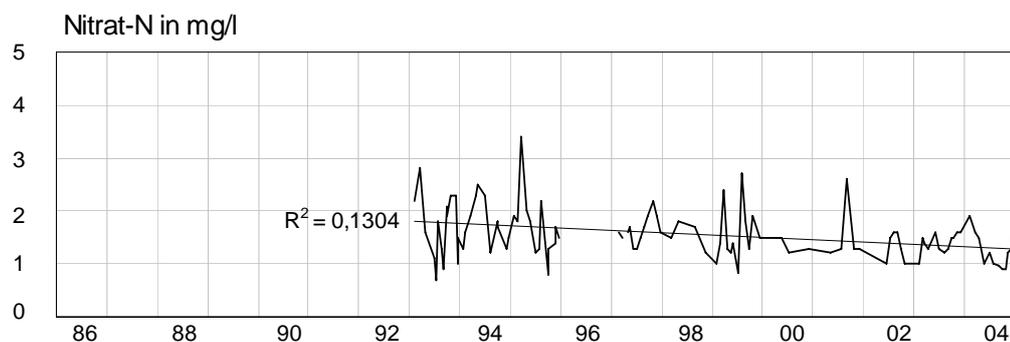


Abb. 143: Taubenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen liegen seit 1992 vor. Nach den drei Verfahren der Säurebewertung ergibt sich ein starker Verbesserungstrend. Mit dem Braukmann (neu)-Verfahren, bei dem Anfang der neunziger Jahre die Säurezustandsklasse noch zwischen 3 und 5 schwankte, kann dem Taubenbach im Oktober 2000 Klasse 1 bzw. seit 2001 konstant Klasse 2 zugeordnet werden. Nach dem Braukmann (alt)-Verfahren schwanken die Werte in den neunziger Jahre zwischen 2 und 4 bzw. 5. Seit der Jahrtausendwende liegen die Werte bei 2, in zwei Fällen (September 2002 und 2003) sogar bei 1. Der Hendrikson-Index nimmt im Untersuchungszeitraum um 5 Zähler zu. Auch die biozönotischen Parameter zeigen einen deutlich positiven Trend. So sind bei den Taxazahlen und bei den EPT-Taxa im Untersuchungszeitraum Zunahmen um bis zu 23 Taxa bzw. 15 EPT-Taxa zu verzeichnen. Bei den Versauerungsindikatoren sind die Indikatoren aller Klassen vertreten. Im Untersuchungszeitraum nehmen die Anteile der empfindlicheren Indikatoren zu, während die unempfindlichen Organismen abnehmen. Insgesamt gesehen ergibt sich für dieses Gewässer ein eindeutiger Trend zur Verbesserung, der mit den wasserchemischen Verbesserungen gut zu erklären ist.

Für den Taubenbach wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Zinnwald (Abb. 155) herangezogen. Für diese Stelle liegen nur Freilandmessungen vor. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2004. 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, der von Nitrat jedoch nicht. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich nur um Freiland- und nicht um Bestandsdepositionen handelt.

3.12 Sächsische Tieflandsbucht

3.12.1 Ettelsbach

Am Ettelsbach liegen seit 1992 Messungen vor. Der pH-Wert (Abb. 144) 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.

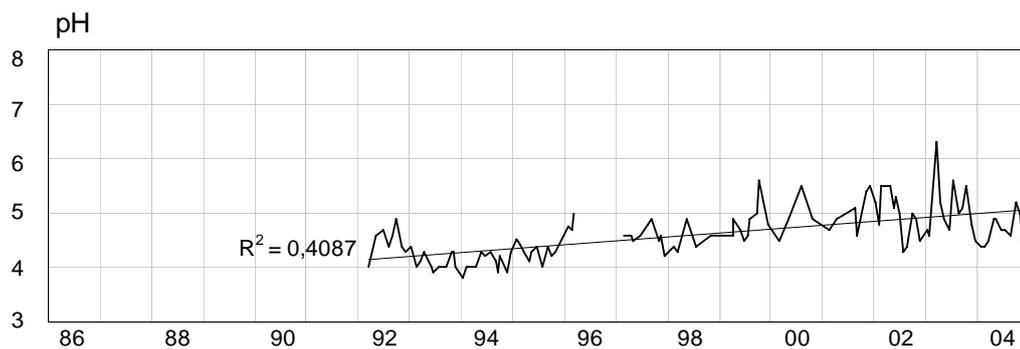


Abb. 144: Ettelsbach: pH-Wert

Die Sulfat-Konzentrationen (Abb. 145), 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 sein, die nun kontinuierlich durch das Gewässer ausgewaschen werden.

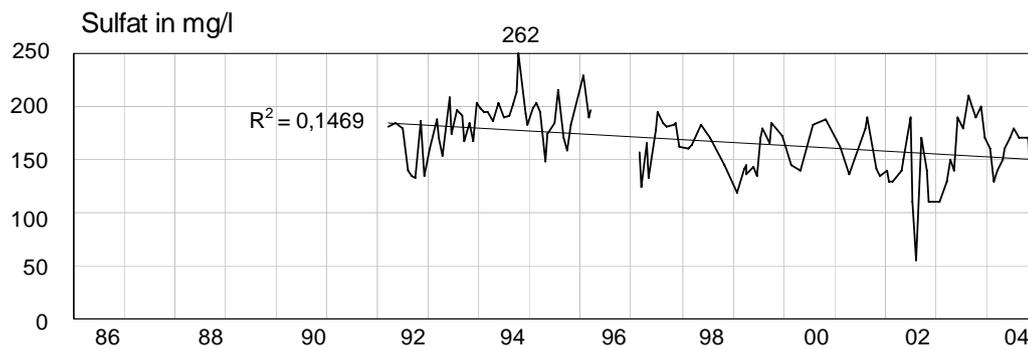


Abb. 145: Ettelsbach: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Bezüglich der Nitrat-Konzentrationen (Abb. 146) 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.

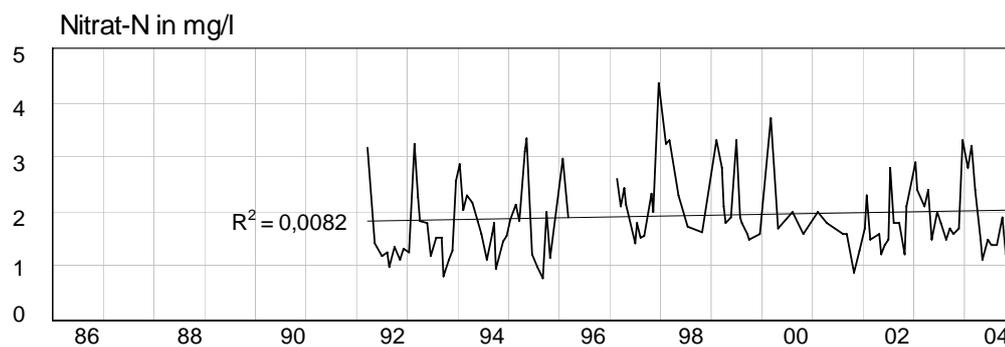
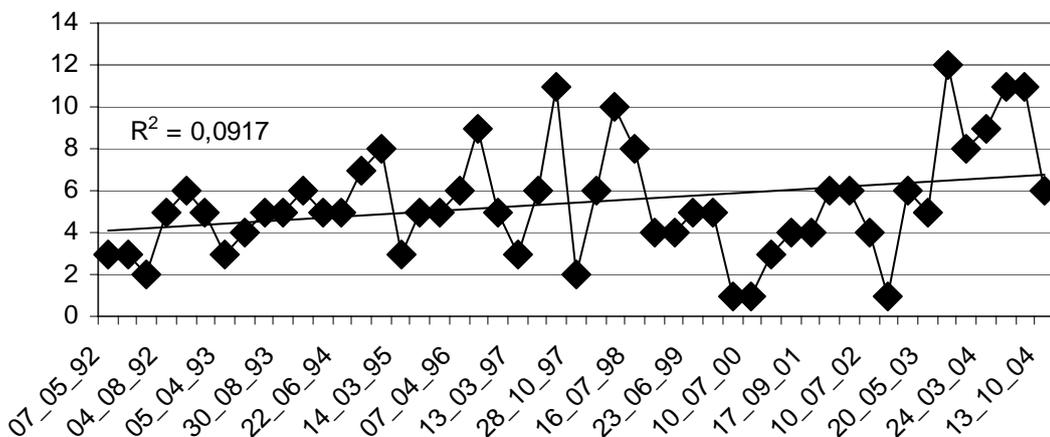


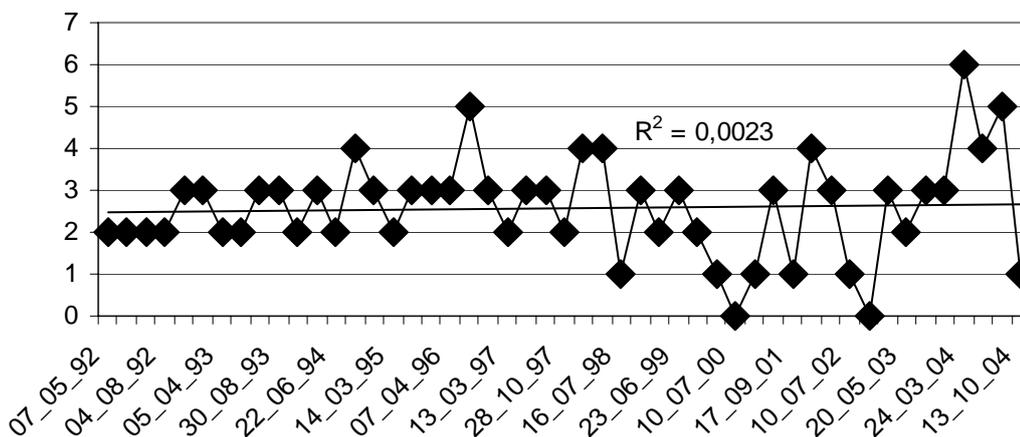
Abb. 146: Ettelsbach: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

MZB-Untersuchungen (Abb. 147, 148) liegen seit 1992 vor. Die Säurebewertungen zweier Verfahren (Säurezustandsklasse Braukmann (neu), Hendrikson-Index) zeigen für die letzten Jahre eine Verbesserung an, während nach dem Braukmann (alt)-Verfahren für diesen Zeitraum keine Änderung zu verzeichnen ist. Bei den biozönotischen Parametern sind seit 1994 zunehmend starke Schwankungen zu beobachten. Bei den Taxazahlen ist ein leichter Trend der Zunahme festzustellen, der Maximalwert liegt bei 12 Taxa. Der entsprechende Wert bei den EPT-Taxa beträgt 6. Unter den Versauerungsindikatoren treten ab Sommer 1996 zunehmend sensiblere Organismen in Erscheinung. Im Vergleich zu den Untersuchungen von 2001 – 2002 (Kifinger et al. 2004), bei denen für die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) ein gleichbleibender Trend ermittelt wird, ergeben die aktuellen Auswertungen bei einigen der anderen herangezogenen Parameter (Säurezustandsklasse Braukmann (neu), Hendrikson-Index) einen positiven Trend. .

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

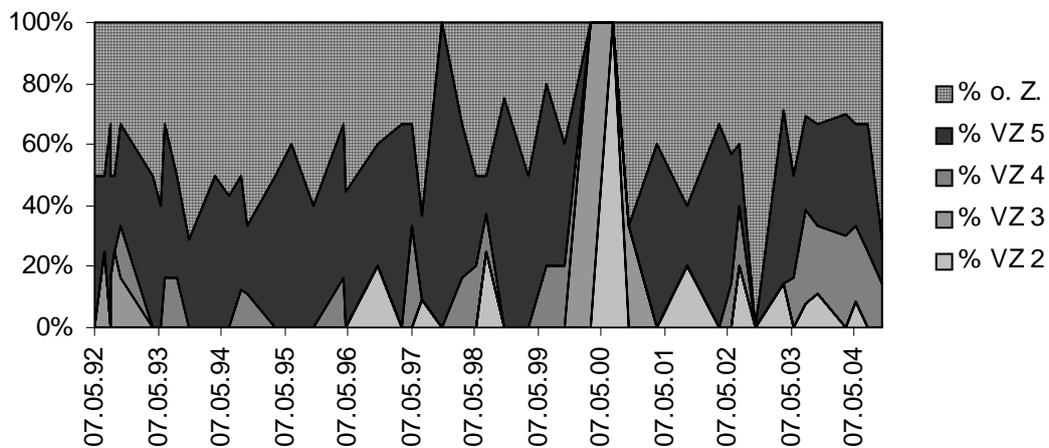
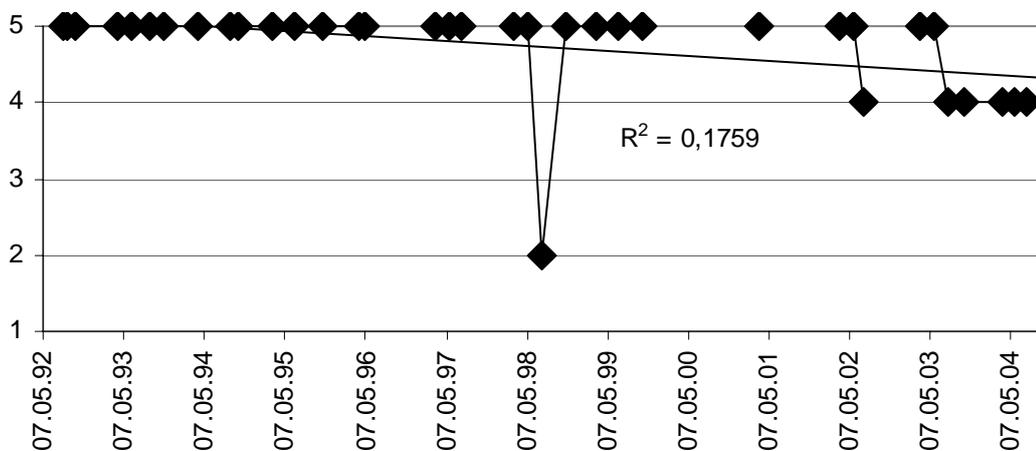
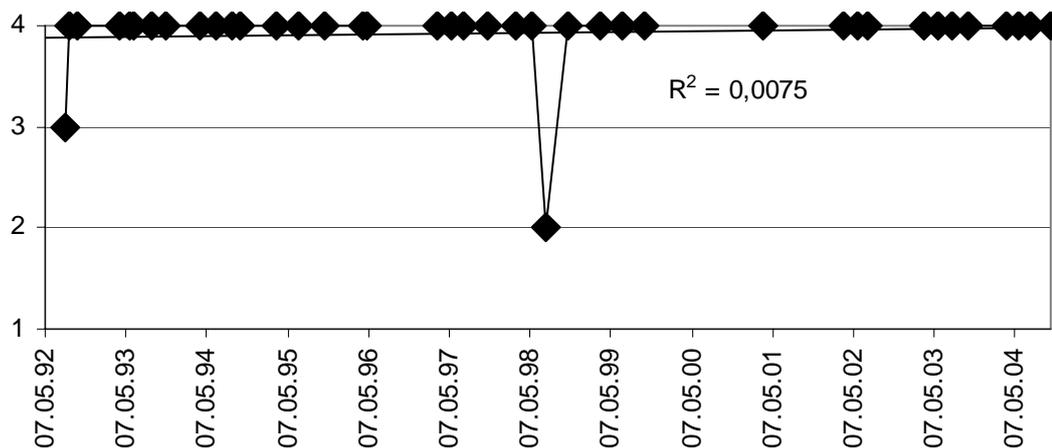


Abb. 147: Ettelsbach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

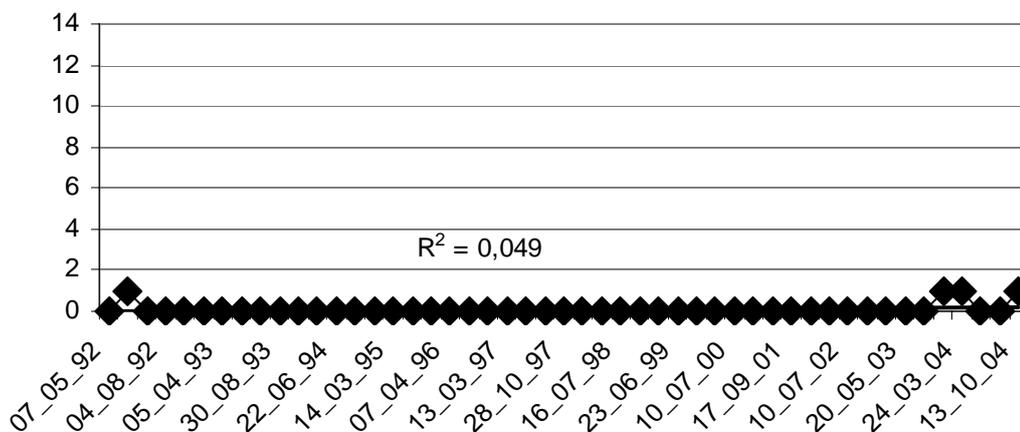


Abb. 148: Ettelsbach: Ganglinien der Säurebewertung

3.12.2 Heidebach

Am Heidebach liegen seit 1992 Messungen vor. Der pH-Wert (Abb. 149) weist einen Anstieg auf, der Trend ist allerdings nicht signifikant. Auffallend sind die bis 2002 auftretenden, enormen Schwankungen des pH zwischen 4 und 7. Seit 2003 kann in den Sommermonaten keine Erholung des pH-Werts mehr festgestellt werden, er erreicht nicht einmal mehr den Wert 4,5.

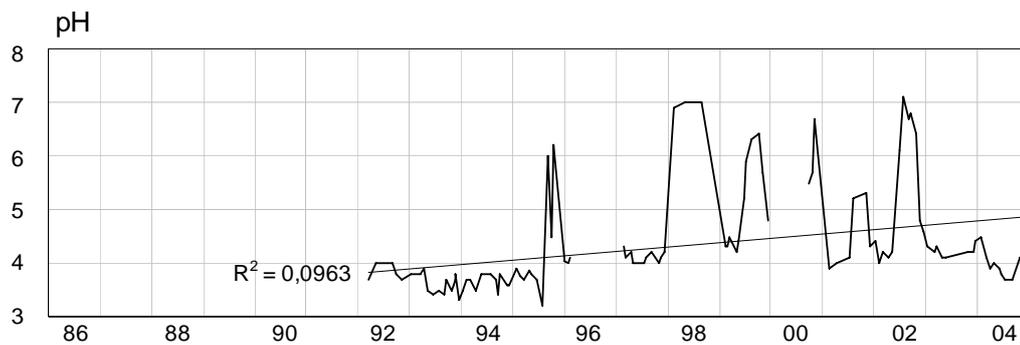


Abb. 149: Heidebach: ph-Wert

Im Gegensatz zum pH-Wert geht der Trend der ANC (Abb. 150) nach unten, bis auf wenige Ausnahmen sind die Werte seit 1994 negativ, was nicht auf eine Verbesserung der Versauerungssituation schließen lässt.

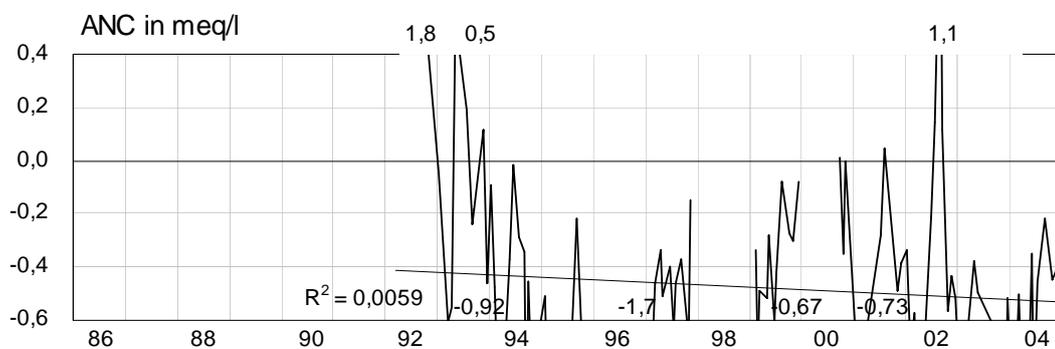


Abb. 150: Heidebach: ANC (meq/l)

Wie auch der Ettelsbach weist der Heidebach die höchsten Sulfat-Konzentrationen (Abb. 151) 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 (schriftl. Mitteilung: Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen).

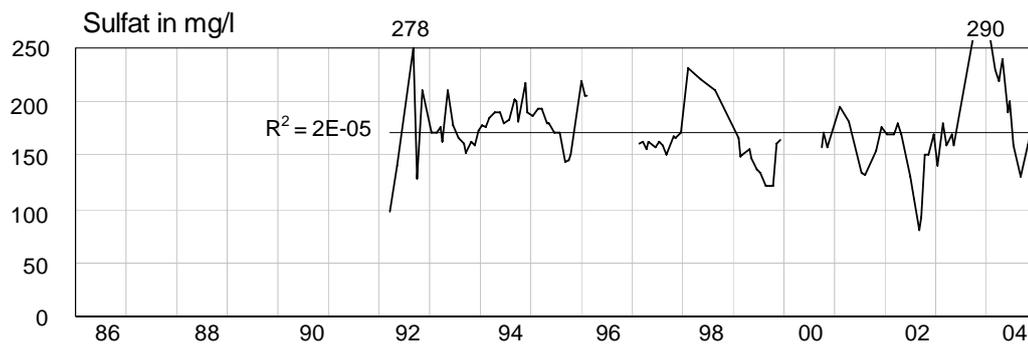


Abb. 151: Heidebach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitrat-Konzentrationen (Abb. 152) zeigen keine Entlastung an, das Maximum im Frühjahr 1998 dürfte das Resultat eines Hochwasserabflusses sein.

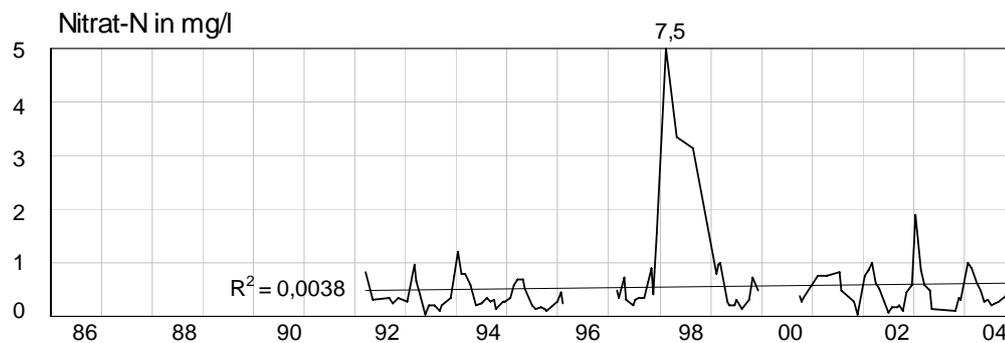
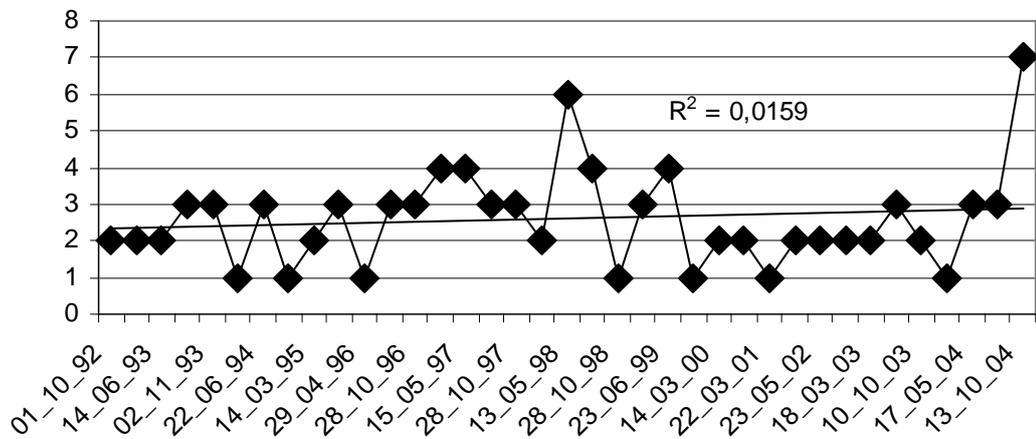


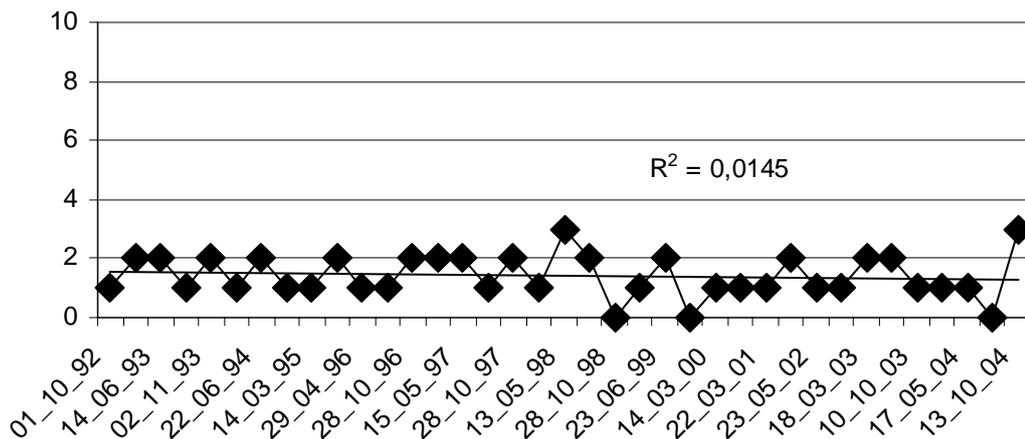
Abb. 152: Heidebach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Am Heidebach (Abb. 153, 154) werden seit 1992 MZB-Untersuchungen durchgeführt. Die Säurebewertungsverfahren liefern wegen der zu geringen Zahl eingestufte Organismen sehr oft keine Bewertungen. Bis Mai 2004 wird nach dem Braukmann (neu)-Verfahren die Säurezustandsklasse 5 festgestellt. Im Herbst 2004 wird erstmals Klasse 4 ermittelt. Nach dem Braukmann (alt)-Verfahren wird dem Gewässer seit Beginn der Untersuchungen Klasse 4 zugeordnet. Beim Hendrikson-Index wird nur gelegentlich der Wert 1 erreicht. Die biozönotischen Gegebenheiten sind durch sehr geringe Artenzahlen gekennzeichnet. Bei den Taxazahlen treten zwei Maxima in Erscheinung: ein geringeres im Mai 1998 mit sechs Taxa sowie das höchste im Oktober 2004 mit sieben Taxa. Bei den EPT konnten maximal 3 Taxa nachgewiesen werden. Die Anteile der Versauerungsindikatoren sind durch eine sehr starke Dominanz der sehr säureresistenten Organismen gekennzeichnet. Mit deutlich geringeren Anteilen finden sich noch säureresistente und säuretolerante Organismen. Insgesamt gesehen, gibt es seit Oktober 2004 erste Anzeichen einer biologischen Verbesserung. Die im Oktober 2004 festgestellten Verbesserungen reichen noch nicht aus, von einer Trendänderung zu sprechen.

Taxazahl des MZB



Anzahl der EPT-Taxa



Anteile der MZB-Versauerungsindikatoren

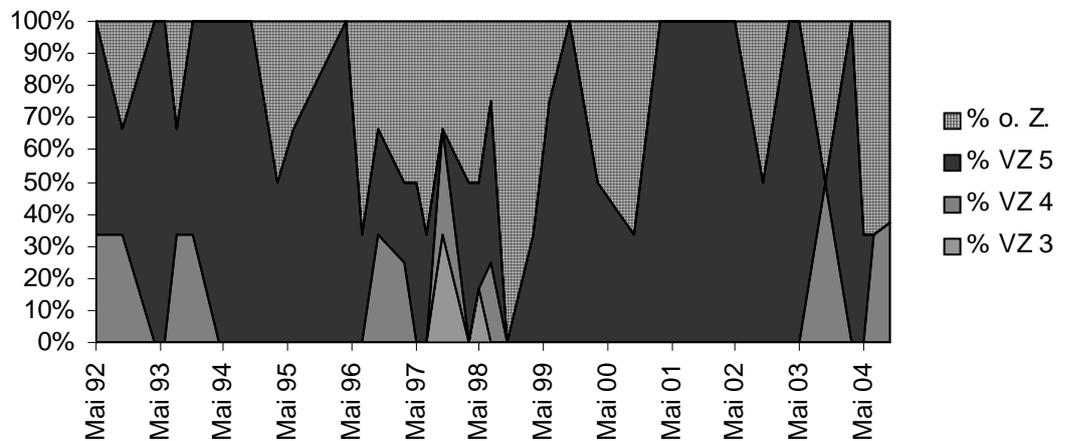
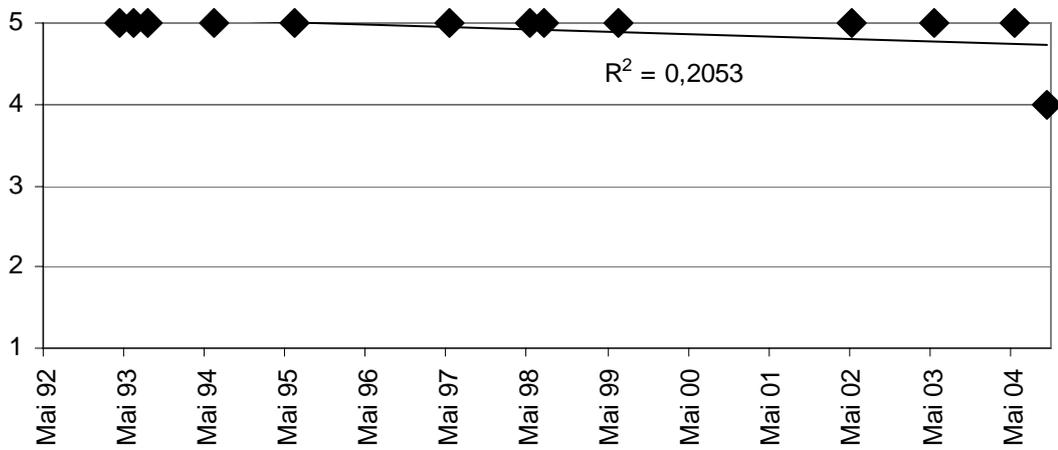
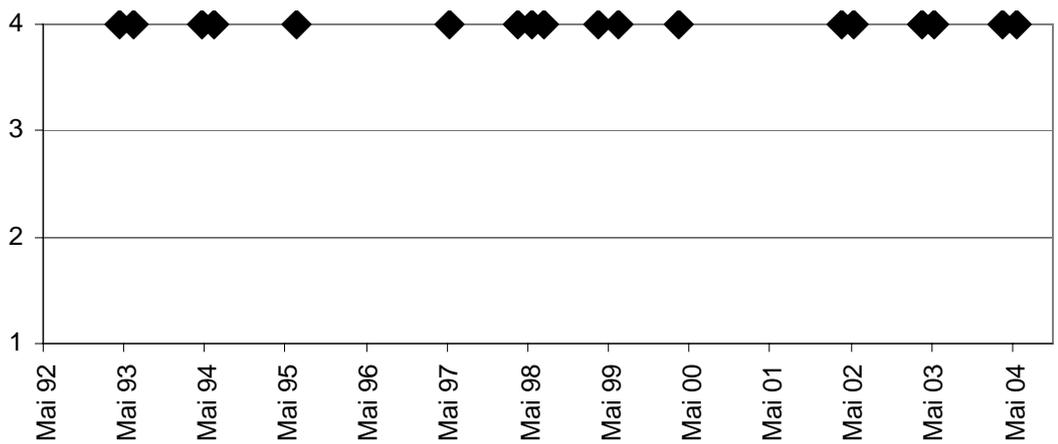


Abb. 153: Heidebach: Veränderungen der biozönotischen Parameter des MZB

Säurezustandsklasse nach Braukmann (neu)



Säurezustandsklasse nach Braukmann (alt)



Hendrikson-Index

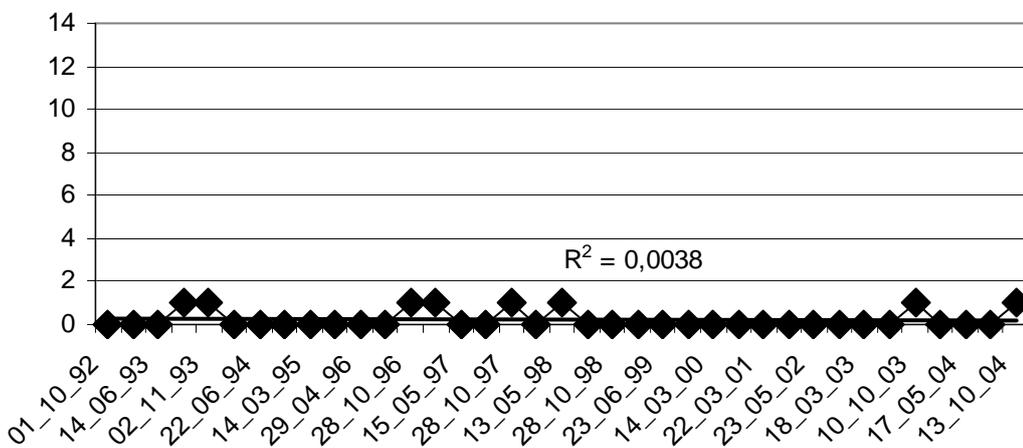


Abb. 154: Heidebach: Ganglinien der Säurebewertung

Für die Sächsische Tieflandsbucht wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Leipzig (Abb. 155) 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 2004. Die Sulfatdepositionen sind fallend, die Depositionen von Nitrat und Ammonium zeigen einen leichten Anstieg.

Die Depositionstrends von Sulfat und Nitrat spiegeln sich abgeschwächt in der Wasserchemie des Ettelsbachs und des Heidebachs wider.

4 Weitere Auswertungen und Ergebnisse

4.1 Schwermetalle

Schwermetalle können toxisch wirken. Sie reichern sich in der Nahrungskette an, insbesondere in den Ausscheidungsorganen Leber und Niere. Sie kommen auch von Natur aus in den Fließgewässern vor. Ihre Konzentration ist hierbei abhängig von der geogenen Beschaffenheit und der Pufferfähigkeit des Flusseinzugsgebietes. Sie ist zum Beispiel besonders hoch im Grundgebirge. Bei den untersuchten Gewässern werden die Schwermetalle vor allem durch die diffusen Einträge der atmosphärischen Deposition eingetragen, vereinzelt kann Wirtschaftsdünger zu erhöhten Konzentrationen führen. Belastungen durch industrielle und kommunale Abwassereinleitungen können aufgrund der Abgelegtheit zu diesen nahezu ausgeschlossen werden.

Schwermetalle sind von Natur aus nur in geringen Konzentrationen im Wasser gelöst vorhanden. Zum Teil liegen sie gebunden an kleine Partikel z.B. Tonmineralien vor. Diese bewegen sich in der turbulenten Strömung höherer Abflüsse flussabwärts (Schwebstoff) und setzen sich in Stillwasserbereichen bei nachlassender Turbulenz ab (Sediment). Bei Hochwasser werden die Sedimente erneut mobilisiert und weitertransportiert. Daneben treten aber auch andere Mobilisierungseffekte in Erscheinung, die von den Milieubedingungen abhängen (z.B. Bodenversauerung, reduzierende Bedingungen), wodurch die Schwermetalle erneut in den Stoffkreislauf gelangen können.

In Ermangelung europaweit gültiger Grenzwerte für Schwermetalle wurden für die Beurteilung der Schwermetallkonzentrationen die Zielvorgaben der LAWA für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ (LAWA 1998) herangezogen, die wie folgt festgelegt wurden:

Parameter	Zielvorgabe [$\mu\text{g/l}$]
Kupfer	4,0
Zink	14,0
Nickel	4,4
Blei	3,4
Cadmium	0,072

Die Zielvorgaben stellen 50-Perzentilwerte dar, d.h. mindestens 50 % der Messwerte müssen unter der Zielvorgabe liegen, maximal 50 % dürfen jedoch auch die Zielvorgabe überschreiten.

Bei der Betrachtung der Schwermetallkonzentrationen ist vorab zu bemerken, dass die Datengrundlage sehr inhomogen ist. Bei einigen Gewässern liegen überhaupt keine Werte vor, die Datensätze können aber auch von Einzelwerten bis zu 700 Werten (Tab. 6) variieren.

Weitere Auswertungen und Ergebnisse

		Cu	Zn	Ni	Pb	Cd
Pinnsee	Messwerte [n]	143	144	138	144	144
	Überschreitung ZV LAWA [%]	42	40	32	6	37
Lange Bramke	Messwerte [n]	0	0	0	0	0
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	-	-	-	-
Nieste 3	Messwerte [n]	138	138	138	138	138
	Überschreitung ZV LAWA [%]	2	76	14	4	100
Elberndorfer Bach	Messwerte [n]	0	390	0	426	430
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	74	-	5	86
Zinse	Messwerte [n]	0	392	0	425	431
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	73	-	4	88
Rombach 2	Messwerte [n]	190	190	190	190	190
	Überschreitung ZV LAWA [%]	4	99	81	19	100
Rombach 4	Messwerte [n]	34	34	34	34	34
	Überschreitung ZV LAWA [%]	0	100	12	0	100
Traunbach	Messwerte [n]	214	221	231	206	234
	Überschreitung ZV LAWA [%]	1	86	10	0	89
Gräfenbach	Messwerte [n]	160	176	166	154	177
	Überschreitung ZV LAWA [%]	4	92	80	1	100
Schmerbach 1	Messwerte [n]	194	194	194	194	194
	Überschreitung ZV LAWA [%]	5	73	73	4	100
Goldersbach	Messwerte [n]	96	90	11	97	97
	Überschreitung ZV LAWA [%]	3	12	0	0	68
Kleine Kinzig	Messwerte [n]	108	99	12	113	113
	Überschreitung ZV LAWA [%]	1	14	0	2	60
Dürreychbach	Messwerte [n]	107	91	12	107	107
	Überschreitung ZV LAWA [%]	1	25	0	2	90
Rachelsee	Messwerte [n]	0	0	0	0	0
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	-	-	-	-
Seebach	Messwerte [n]	0	0	0	0	0
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	-	-	-	-
Hinterer Schachtenbach	Messwerte [n]	0	0	0	0	0
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	-	-	-	-
Vorderer Schachtenbach	Messwerte [n]	0	0	0	0	0
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	-	-	-	-
Große Ohe	Messwerte [n]	605	207	208	648	699
	Überschreitung ZV LAWA [%]	9	3	0	2	79
Waldnaab 2	Messwerte [n]	41	41	21	41	41
	Überschreitung ZV LAWA [%]	5	17	100	5	46
Waldnaab 8	Messwerte [n]	41	41	21	41	41
	Überschreitung ZV LAWA [%]	0	34	95	10	71
Eger	Messwerte [n]	1	2	1	0	1
	Überschreitung ZV LAWA [%]	0	50	0	-	100
Röslau	Messwerte [n]	1	2	1	0	1
	Überschreitung ZV LAWA [%]	0	50	0	-	100
Zinnbach	Messwerte [n]	0	1	0	0	0
	Überschreitung ZV LAWA [%]	-	0	-	-	-
Wolfsbach	Messwerte [n]	102	110	115	94	98
	Überschreitung ZV LAWA [%]	8	29	26	2	52
Große Pyra	Messwerte [n]	124	137	121	120	130
	Überschreitung ZV LAWA [%]	14	76	14	6	100
TS Sosa	Messwerte [n]	9	56	8	4	8
	Überschreitung ZV LAWA [%]	89	98	100	100	100
Rote Pockau	Messwerte [n]	117	121	118	116	124
	Überschreitung ZV LAWA [%]	8	82	10	3	100
Wilde Weißeritz	Messwerte [n]	105	119	110	111	121
	Überschreitung ZV LAWA [%]	10	83	10	14	100
TS Neunzehnhain	Messwerte [n]	3	31	1	0	1
	Überschreitung ZV LAWA [%]	100	97	100	-	100
Taubenbach	Messwerte [n]	80	94	96	87	95
	Überschreitung ZV LAWA [%]	8	53	57	0	74
Ettelsbach	Messwerte [n]	104	111	115	114	115
	Überschreitung ZV LAWA [%]	13	99	99	16	100
Heidebach	Messwerte [n]	93	98	103	101	102
	Überschreitung ZV LAWA [%]	11	98	96	4	97
Gesamtüberschreitungen ZV LAWA [n]		2	16	10	1	24 (28)

Tab. 6: Schwermetalle: Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“

In Tab. 6 sind neben der Anzahl der vorliegenden Messwerte auch deren prozentualer Anteil der Zielvorgabenüberschreitungen angegeben. Wie oben ausgeführt, stellen die LAWA-Zielvorgaben

50-Perzentilwerte dar. Folglich stellen Prozentangaben, die unter der 50 %-Marke liegen, keine Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben dar.

Die wenigsten Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben liegen bei Blei und Kupfer vor. Blei wurde insgesamt nur einmal überschritten und zwar an der TS Sosa.

Die LAWA-Zielvorgaben für Kupfer werden nur an den beiden Probestellen im Taunus (Rombach 2, Rombach 4) überschritten.

Die LAWA-Zielvorgaben für Nickel werden bei insgesamt 10 Probestellen überschritten. Betroffen davon sind der Rombach 2, Gräfenbach, Schmerbach 1, beide Probestellen an der Waldnaab sowie der Taubenbach und die Talsperren Sosa und Neunzehnhain im Erzgebirge und beide Probestellen in der sächsischen Tieflandsbucht.

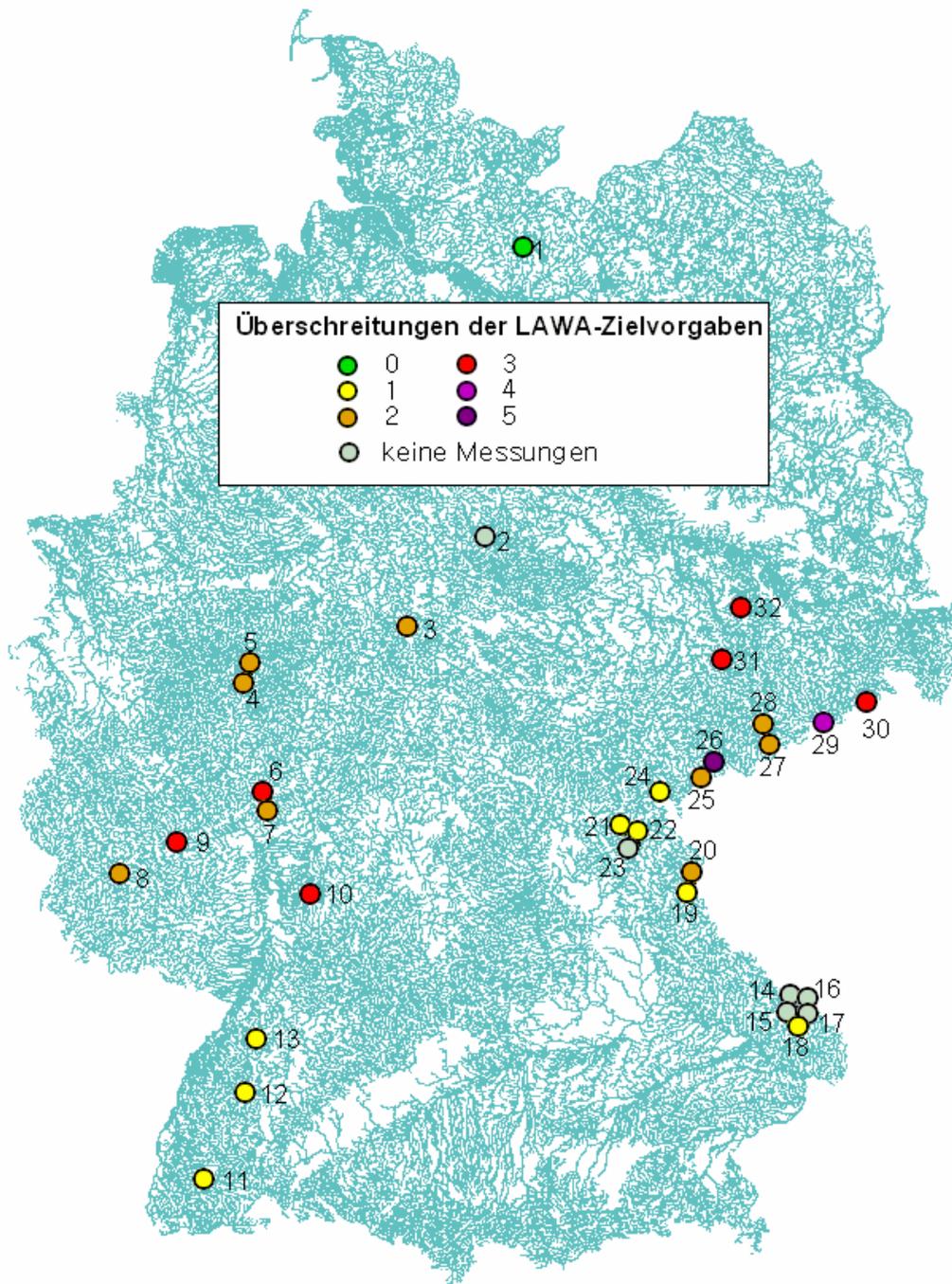
An insgesamt 16 Probestellen sind Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben für Zink vorhanden. Betroffen hiervon sind die Nieste 3, der Elberndorfer Bach und die Zinse, Rombach 2 und 4, Traunbach und Gräfenbach, der Schmerbach 1 sowie mit Ausnahme des Wolfsbaches alle sächsischen Gewässer.

Die mit Abstand häufigsten Überschreitungen der Zielvorgaben treten beim Cadmium auf. Bei insgesamt 24 Probestellen sind diese gesichert festzustellen. Wenn man berücksichtigt, dass die Gewässer im Einzugsgebiet der Großen Ohe alle annähernd gleiche chemische Zusammensetzungen aufweisen, ist es sehr wahrscheinlich, dass auch bei den vier nicht auf Schwermetalle untersuchten Gewässern eine Überschreitung der Cadmium-Zielvorgaben vorliegt. Damit würde sich die Zahl der Gewässer mit Überschreitungen auf insgesamt 28 erhöhen. Am Pinnsee und der Waldnaab 2 werden die LAWA-Zielvorgaben nicht überschritten, an der Langen Bramke und am Zinnbach liegen keine Untersuchungen vor.

Betrachtet man die räumliche Häufigkeitsverteilung der Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben (

Karte B) so ergibt sich folgendes.

Die meisten Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben treten in einem Band auf, das sich in der Mitte Deutschlands von West nach Ost erstreckt. Darin liegen der Hunsrück, der Taunus und der Odenwald, im Osten das gesamte Erzgebirge, das Elbsandsteingebirge und die sächsische Tieflandsbucht. Die Anzahl der Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben des nördlicher gelegenen Rothaargebirges und des Kaufunger Waldes ist etwas geringer. Für die Probestelle im Harz liegen keine Schwermetalluntersuchungen vor, es ist jedoch bekannt, dass der Harz seit dem Mittelalter durch umfangreiche Bergbauaktivitäten schon sehr früh mit Schwermetallen belastet wurde (siehe Kap. 2.2). An den Probestellen im Schwarzwald und im Bayerischen Grundgebirge (Ausnahme: Waldnaab 8) kann nur für jeweils ein Schwermetall eine Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben festgestellt werden. Der Pinnsee, der in der lauenburgischen Seenplatte liegt, weist bei keinem Schwermetall eine Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben auf.



Karte B: Schwermetalle: Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben von Kupfer, Zink, Nickel, Blei und Cadmium, summarisch

4.2 Korrelationen chemischer Parameter

Mit Hilfe von Korrelationsberechnungen sollte ermittelt werden, welche signifikanten Verknüpfungen zwischen ausgewählten chemischen Parametern bestehen. Die Ergebnisse sind in Tab. 7 dargestellt. Für die Korrelationsanalysen wurde die Produktmoment-Korrelation nach Pearson berechnet.

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 Aluminium-Konzentration an.

Weitere eindeutige Korrelationen treten zwischen pH-Wert und Basenkapazität (entgegengesetzte Entwicklung: pH-Rückgang führt zu Anstieg der Basenkapazität und umgekehrt), pH-Wert und Hydrogencarbonat (gleichgerichtete 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 11 der 32 errechneten Korrelationen einen signifikanten Zusammenhang aufweisen.

Nicht immer gleichgerichtet oder entgegengesetzt - aber mit deutlicher Gewichtung – sind folgende Korrelationen einzustufen: pH/SiO₂ (87 % gleichgerichtet, 13 % entgegengesetzt), pH/SO₄ (5 % gleichgerichtet, 95 % entgegengesetzt), pH/NO₃ (10 % gleichgerichtet, 90 % entgegengesetzt), pH/Mn (6 % gleichgerichtet, 94 % entgegengesetzt), SO₄/Ca (94 % gleichgerichtet, 6 % entgegengesetzt), SO₄/Leitfähigkeit (95 % gleichgerichtet, 5 % entgegengesetzt), SO₄/Al (92 % gleichgerichtet, 8 % entgegengesetzt), NO₃/Al (95 % gleichgerichtet, 5 % entgegengesetzt), DOC/Al (89 % gleichgerichtet, 11 % entgegengesetzt), ANC/pH (95 % gleichgerichtet, 5 % entgegengesetzt) sowie ANC/Al (15 % gleichgerichtet, 85 % 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.

Probestelle	pH/KB8,2	pH/HCO3	pH/DOC	pH/Al	pH/SiO2	pH/SO4	pH/NO3	pH/Fe	pH/Mn	SO4/Cl	SO4/Ca	SO4/LF	SO4/LF	Cl/LF	Cl/Na	SO4/Al	NO3/Al	DOC/Al	ANC/pH	ANC/SiO2	ANC/DOC	ANC/Al	ANC/KB8,2
	Pinnsee	-0,01	0,52	0,39	-0,08	0,25	-0,39	0,01	0,17	-0,11	0,70	0,31	0,19	0,02	0,24	0,24	-0,06	-0,03	-0,06	0,34	-0,02	0,18	0,01
Lange Bramke	-	-	0,41	-0,17	-	-0,34	-0,59	0,04	-0,53	0,20	0,18	0,20	0,26	0,52	0,52	0,00	0,16	0,00	0,75	-	0,36	-0,12	-
Nieste 3	-0,54	-	-0,11	-0,29	0,61	0,28	0,13	-0,15	-0,20	-0,08	0,61	0,06	-0,06	-0,12	-0,12	0,39	0,02	0,39	0,51	0,54	-0,11	-0,35	-0,57
Elberndorfer Bach	-	-	0,06	-0,38	-	0,02	-0,41	0,10	-0,38	0,17	0,05	0,15	0,29	0,18	0,18	0,18	0,34	0,18	0,09	-	-0,12	-0,21	-
Zinse	-	-	0,06	-0,54	-	-0,04	-0,35	0,07	-0,46	0,06	0,01	-0,01	0,28	0,23	0,23	0,10	0,39	0,10	-0,17	-	-0,28	0,10	-
Rombach 2	-0,27	-	-0,23	-0,19	-0,02	-0,21	-0,13	0,25	-0,21	0,17	0,08	0,23	0,97	0,99	0,99	0,37	0,71	0,37	0,13	0,04	-0,37	-0,61	-0,56
Rombach 4	-0,04	-	-0,03	-0,85	0,16	-0,28	-0,65	0,00	-0,86	0,09	0,10	-0,03	0,21	1,00	1,00	0,28	0,45	0,28	0,35	0,15	-0,18	-0,40	0,00
Traubach	-0,40	-	0,49	-0,50	-0,03	-0,58	-0,40	0,56	-0,13	0,51	0,16	0,72	0,62	0,80	0,80	-0,18	0,53	-0,18	0,48	-0,11	0,40	-0,77	-0,44
Gräfenbach	-0,19	-	0,14	-0,42	0,24	-0,46	-0,25	0,10	-0,05	0,52	0,40	0,62	0,58	0,39	0,72	0,08	0,39	0,08	0,48	-0,10	0,22	0,37	0,00
Schmerbach 1	-0,10	-	-0,08	-0,24	0,27	0,08	0,17	0,01	0,14	0,07	0,12	0,46	0,20	0,16	0,32	0,06	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	0,04	-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	-0,34	-0,33	0,18	-0,17	-0,36	0,24	0,53	0,36	-0,12	0,56	0,21	0,26	0,26	-0,06	-0,36	0,15
Dürreychbach	0,04	-0,08	-0,27	-0,38	0,43	-0,34	-0,01	-0,22	-0,73	0,00	0,26	0,36	0,51	0,02	-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	-0,28	-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	0,17	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	-0,05	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	-0,13	-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	-0,05	-0,35	0,09	0,24	0,26	0,20	0,07	0,29	0,21	0,54	0,21	0,58	0,15	-0,34	-0,06	-0,09
Waldnaab 2	-0,21	0,51	-0,35	-0,59	0,08	-0,42	-0,04	-0,08	-0,25	0,11	-0,16	0,41	0,29	0,30	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	-0,43	-0,63	0,20	-0,17	0,90	0,11	0,16	0,83	0,52	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	-	-	-0,11	0,35	-0,14	0,16	0,91	0,57	0,04	0,69	0,14	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	0,80	0,44	0,02	0,33	0,64	0,57	0,64	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	0,59	0,20	0,28	0,43	0,65	0,59	0,94	0,04	0,47	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	0,85	0,71	0,58	0,70	0,36	0,20	0,27	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	0,65	0,68	0,69	0,63	0,37	0,61	0,67	0,04	0,04	0,32	-0,32	0,22	-0,66	-0,37
TS Sosa	0,45	-	0,40	-0,50	-0,06	-0,30	-0,37	0,18	0,10	0,10	0,24	0,16	0,29	-0,05	0,49	0,58	-0,30	0,14	0,32	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	-0,54	0,03	0,39	0,46	0,34	0,45	0,35	0,40	0,41	0,41	0,51	-0,05	-0,10	-0,49	-0,53
TS Neunzehnhain	-0,53	-	-0,39	-0,58	-0,40	-0,01	-0,27	-0,26	-0,43	-0,07	0,19	-0,08	-0,15	0,51	0,06	0,10	0,66	0,10	-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	0,25	0,34	0,52	0,29	0,07	0,17	0,19	0,35	0,43	0,63	-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	0,34	0,48	0,51	0,24	0,39	-0,04	0,43	0,15	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	0,38	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	0,25	0,83	0,73	0,57	0,53	0,64	0,47	-0,53	0,30	0,30	0,01	0,53	-0,53	-0,23
signifikante Korrelationen	19	13	11	30	15	22	21	10	16	11	18	21	23	19	24	19	20	19	20	13	10	20	10
positiv (n)	0	13	5	0	13	1	2	4	1	11	17	20	23	19	22	19	17	17	19	10	5	3	1
positiv (%)	0	100	45	0	87	5	10	40	6	100	94	95	100	100	92	95	89	89	95	77	50	15	10
negativ (n)	19	0	6	30	2	21	19	6	15	0	1	1	0	0	2	1	2	2	1	3	5	17	9
negativ (%)	100	0	55	100	13	95	90	60	94	0	6	5	0	0	8	5	11	11	5	23	50	85	90

Tab. 7: Korrelationskoeffizienten ausgewählter Parameterpaare
(Fettdruck: signifikante Korrelation mit Signifikanzniveau $p < 0,01$)

4.3 Korrelation der Verfahren der Säurezustandsklasse-Verfahren

Eine wichtige Frage ist, wie stark die drei Verfahren zur Ermittlung der Säurezustandsklasse miteinander korrelieren. Dazu wurden für die vorliegenden Werte aller drei Verfahren für jedes Gewässer der Korrelationskoeffizient aus den möglichen Kombinationen Bayerisches Verfahren/Braukmann (neu), Bayerisches Verfahren/Braukmann (alt) und Braukmann (neu)/Braukmann (alt) ermittelt und die jeweiligen Mittelwerte für alle Gewässer bestimmt. Die beste Korrelation ($r = 0,758$) erzielte die Kombination Bayerisches Verfahren/Braukmann (alt), gefolgt von der Kombination Braukmann (alt)/Braukmann (neu) mit ($r = 0,643$) und der Kombination Bayerisches Verfahren/Braukmann (neu) mit $0,522$. Bei 6,9 % aller Gewässer wurde keine Korrelation festgestellt und 3,4 % aller Gewässer wiesen bei allen drei Verfahren den gleichen Korrelationskoeffizienten auf. In Abb. 155 sind die Ergebnisse für die Korrelationskoeffizienten der drei Kombinationspaare für jedes Gewässer aufgetragen. Die Ergebnisse demonstrieren sehr deutlich die z. T. hohen Korrelationskoeffizienten des Kombinationspaares Bayerisches Verfahren/Braukmann (alt).

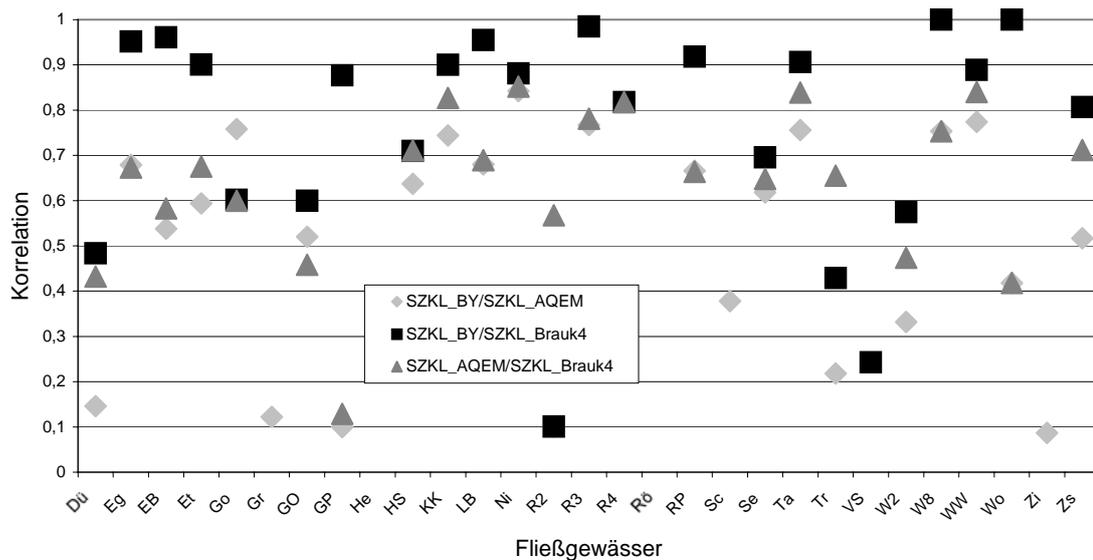


Abb. 155: Korrelation von Verfahren zur Bestimmung der Säurezustandsklasse an ECE-Fließgewässern Deutschlands

5 Testanwendung neuer Bewertungsverfahren

5.1 Ziel der Pilotstudie

Im Rahmen des ECE-Monitorings werden im Jahr 2004 die zur Umsetzung der EG - Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) neu entwickelten Bewertungsverfahren an neun versauerten bayerischen Fließgewässern auf Anwendbarkeit geprüft. Hierbei werden alle nach Wasserrahmenrichtlinie relevanten Biokomponenten (Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos sowie Fische) mit Ausnahme des in diesen Gewässern nicht relevanten Phytoplanktons untersucht. Folgende Fragestellungen werden bearbeitet:

- Sind die neuen Untersuchungsmethoden der drei Biokomponenten grundsätzlich in versauerten Fließgewässern anwendbar?
- Ist eine Bewertung der Versauerung durch Anwendung der neuen Bewertungsverfahren möglich?
- Liefern die neuen Bewertungsverfahren plausible Bewertungsergebnisse?
- Welche Biokomponente ist zur Indikation von Versauerung am besten geeignet?
- Ist eine Integration der Untersuchungen zur Versauerung in das künftige Monitoring der Bundesländer nach EG-WRRL möglich und sinnvoll?
- Liefern die neuen Bewertungsverfahren im Vergleich zur bisher angewendeten Untersuchungsmethode neue Erkenntnisse?

5.2 Charakterisierung der Untersuchungsmethodik

5.2.1 Bisherige Bewertung

Die derzeit deutschlandweit angewendete Bewertung des Zustandes von Fließgewässern erfolgt unabhängig vom Gewässertyp d.h. ein langsam fließendes Tieflandgewässer mit geringem Sauerstoffgehalt wird nach gleichen Kriterien bewertet wie ein schnell fließendes alpines Gewässer. Hauptziel der Bewertung ist, eine Aussage über die Belastung durch leicht abbaubare organische Stoffe zu treffen (klassische Gewässergüte). Für die Bewertung werden in der Regel tierische Organismen (Makrozoobenthos) herangezogen. Neben den Güteuntersuchungen werden seit vielen Jahren Auswertungen zu speziellen Fragestellungen durch die Berücksichtigung autökologischer Informationen durchgeführt.

Die Untersuchung von pflanzlichen Organismen (Phytoplankton, Phytobenthos und Makrophyten) wird für spezielle Fragestellungen hinsichtlich trophischer Aspekte durchgeführt. Die angewendeten Untersuchungsmethoden sind nur z.T. standardisiert, so wird ein Gewässer beispielsweise so lange untersucht, bis kein weiteres Taxon mehr gefunden wird.

Die Indikation von Versauerung erfolgt analog zur klassischen Gewässergütebeurteilung schwerpunktmäßig über die Biokomponente Makrozoobenthos. Anwendung findet in

Deutschland das 4-stufige Indikationssystem nach Braukmann 1994, welches sich an 4 zu unterscheidenden Säure-Regime-Typen orientiert. In Bayern wird ein leicht modifiziertes Verfahren angewendet. Neben dem Makrozoobenthos werden Kieselalgenuntersuchungen zur Indikation von Versauerung in einigen Bundesländern durchgeführt. Mit dem Bewertungsverfahren von Coring (1993, 1999) steht für diese Biokomponente ebenfalls ein Indikationssystem zur Verfügung, welches auf Basis des Säurezustandsmodells nach Braukmann (1992) die Ableitung des Säurestatus von Fließgewässern erlaubt.

5.2.2 Die Bewertung des ökologischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie

Im Gegensatz zur bisherigen Gütekartierung werden erstmalig die Einflüsse der verschiedenen Gewässertypen berücksichtigt. Alle relevanten Qualitätskomponenten aus Flora und Fauna gehen in die Bewertung ein, wodurch die Bewertung unterschiedlicher Einflüsse (z.B. organische Belastung, Belastung durch Nährstoffe, strukturelle Veränderung sowie Versauerung) ermöglicht wird. Die neuen Untersuchungsmethoden sind in hohem Maße standardisiert und in Abschlussberichten der Entwicklungsprojekte beschrieben.

5.2.2.1 Die neuen Bewertungsverfahren

Im Folgenden werden die neuen Bewertungsverfahren zur Beschreibung des ökologischen Zustandes kurz charakterisiert. Es wird der gegenwärtige Entwicklungsstand der Verfahren dargestellt. Die Tauglichkeit der Verfahren in der Praxis wird derzeit geprüft.

5.2.2.2 Biokomponente: Makrozoobenthos

Die neue Untersuchungsmethode lässt sich wie folgt charakterisieren:

- Pro Gewässerabschnitt wird eine repräsentative Fließstrecke für die Untersuchung ausgewählt.
- Innerhalb der Fließstrecke findet eine Substratkartierung statt.
- Es werden 20 Probestellen in einen Gewässerabschnitt gelegt. Die Verteilung erfolgt entsprechend der geschätzten Substratanteile (Multi-Habitat-Sampling (MHS)). Durch die standardisierte Untersuchungsmethode wird der gesamte Gewässerabschnitt repräsentativ charakterisiert. Um der hohen Bedeutung von Habitaten mit geringem flächigem Anteil gerecht zu werden, werden diese in Form einer 21. Probe gesondert erfasst.
- Die Beprobung erfolgt mit dem Kescher (kick-sampling).
- Die Sortierung der Organismen erfolgt entweder im Labor (bei dieser Untersuchung durchgeführt) oder im Gelände (Lebensortierverfahren).
- Bei der Laborsortierung wird die gesamte Probemenge in eine Schale überführt. Geschützte Arten werden - sofern sie als solche vor Ort erkennbar – im Gelände bestimmt und wieder ins Gewässer eingesetzt. Alle anderen Organismen werden mit 96% Alkohol konserviert und im Labor bestimmt. Das Aussortieren der Tiere

erfolgt im Labor. Zunächst wird die Probe geteilt und durch ein Sieb in unterschiedliche Größenklassen aufgetrennt.

- Die Bestimmung der Organismen erfolgt im Labor.

Die genaue Methodenbeschreibung findet sich unter „Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006).

Bewertung

Die Bewertung erfolgt über ein speziell entwickeltes Programm (AQEM-Software). Es werden beim Makrozoobenthos drei Bewertungsmodule unterschieden:

- Der Saprobienindex: Er stellt ein Maß für die organische Belastung des Gewässers dar. Die Zuordnung der saprobiellen Zustandsklasse erfolgt in Abhängigkeit vom Gewässertyp.
- Die allgemeine Degradation: Dieses Modul indiziert im wesentlichen die strukturellen Defizite eines Gewässers sowie dessen Nutzung im Einzugsgebiet.
- Das Modul Versauerung: Die Bewertung der Versauerung erfolgt ausschließlich bei Gewässern der Typen 5 (grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) sowie Typ 5.1 (feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) mit Hilfe eines auf die Anforderungen der EG-WRRL angepassten 5-stufigen Indikationssystems nach Braukmann (Braukmann & Biss 2004). Die Bewertung erfolgt typspezifisch in Abhängigkeit von definierten Referenzzuständen (Meier et al. 2006).

5.2.2.3 Biokomponente: Makrophyten & Phytobenthos

Die Organismengruppe „Makrophyten & Phytobenthos“ beinhaltet höhere Wasserpflanzen, Moose und Armleuchterlagen (Makrophyten) sowie verschiedenste Formen weiterer Algen (Kieselalgen und übriges Phytobenthos). Die Arten werden durch Probenahme bzw. direkte Untersuchung im Gewässer erfasst, wobei zusätzlich eine allgemeine Charakterisierung des Gewässers durch Aufnahme wichtiger Standortfaktoren erfolgt.

Zur Untersuchung der mikroskopisch kleinen Kieselalgen (Diatomeen) werden Proben durch Abschaben des Kieselalgenüberzugs auf Steinen entnommen.

Falls keine Steine im Gewässer vorhanden sind, können auch Pflanzenteile oder der Gewässergrund selbst (z.B. Sand) beprobt werden. Die Proben werden im Gelände chemisch konserviert und später im Labor weiter bearbeitet, um die für Kieselalgen wichtigen Bestimmungsmerkmale sichtbar zu machen. Bei der Bestimmung am Mikroskop wird eine Häufigkeitsschätzung der Algen vorgenommen.

Die Untersuchung der übrigen im Gewässer vorkommenden festsitzenden Algen (Phytobenthosalgen ohne Diatomeen) erfolgt durch eine Kombination unterschiedlicher Probenahme- und Untersuchungsmethoden. Dabei werden zum einen verschiedene im Gewässer

vorkommende Substrate entnommen, um die mikroskopisch kleinen Algen zu erfassen. Die mit bloßem Auge sichtbaren Algen werden bei der Begehung des Gewässerabschnitts erfasst.

Die Makrophyten werden durch Begehung des Gewässers auf einem homogenen Abschnitt von ca. 100 m Länge kartiert. Als Hilfsmittel werden hierbei ein Sichtkasten und eventuell auch ein Rechen verwendet.

Die meisten Makrophyten-Arten können direkt im Freiland bestimmt werden, die Häufigkeitsschätzung erfolgt nach einer fünf-stufigen Pflanzenmengen-Skala. Eine Ausnahme bilden die Moose, die insbesondere versauerte Gewässerabschnitte charakterisieren. Diese werden in der Regel herbarisiert und im Labor nachbestimmt.

Bewertung

Aus den an einer Stelle gefundenen Arten wird für jede der drei Organismengruppen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ein Indexwert errechnet. Diese drei Werte werden durch Mittelwertbildung zu der Gesamtbiokomponente Makrophyten und Phytobenthos verschnitten. Zusatzkriterien wie Versauerung oder Versalzung werden ggf. berücksichtigt und können sowohl bei den Makrophyten als auch bei den Diatomeen zu einer Abwertung des Ergebnisses führen.

So erfolgt bei den Makrophyten bei Gewässern des Typs MRS (silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-)Alpen eine Abwertung nur dann, wenn 100% der vorkommenden Moosarten in die Artengruppe der Versauerungsanzeiger eingestuft sind. Bei den Diatomeen findet hingegen eine Abstufung entsprechend der Summenhäufigkeit der Versauerungszeiger statt.

Eine genaue Methodenbeschreibung findet sich unter Schaumburg et al. 2006.

5.2.2.4 Biokomponente: Fische

Die schonendste und am wenigsten selektive Methode zur Erfassung der Fischfauna ist in Fließgewässern die Elektrofischerei. Je nach Gewässergröße werden Längen der 50- bis 75-fachen Gewässerbreite befischt. Hierbei sind alle Habitats (z.B. Kiesbänke, Rauschen, Altwässer) entsprechend ihrer Häufigkeit repräsentativ zu erfassen. Es sind hohe Anforderungen an Personal, Fach- und Vor-Ort-Kennntnis, technische Ausrüstung und Rechtsvorschriften zu erfüllen.

Bewertung

Für jeden Gewässertyp muss ein oder mehrere Referenzzönosen formuliert werden. Die zönotische LAWA-Typisierung stimmt nicht mit den Fischzönosen überein; dies macht unter

Umständen die Erstellung mehrerer Referenzzönosen entsprechend der verschiedenen fischbiologischen Regionen innerhalb eines Gewässertyps notwendig. Auf dieser Grundlage erfolgt jeweils eine typspezifische Bewertung.

Aus der Auswertung der Fangergebnisse können nach Anhang V der WRRL folgende Parameter beurteilt werden:

- Zusammensetzung des Fischartenspektrums
- Abundanz der Arten
- Altersaufbau
- Reproduktion
- Vorhandensein störungsempfindlicher (sensibler) Arten.

Die Bewertung erfolgt über ein Schema, das deutschlandweit entwickelt wurde und an die bayerischen Verhältnisse zur Zeit angepasst wird. Die wesentlichen Merkmale sind:

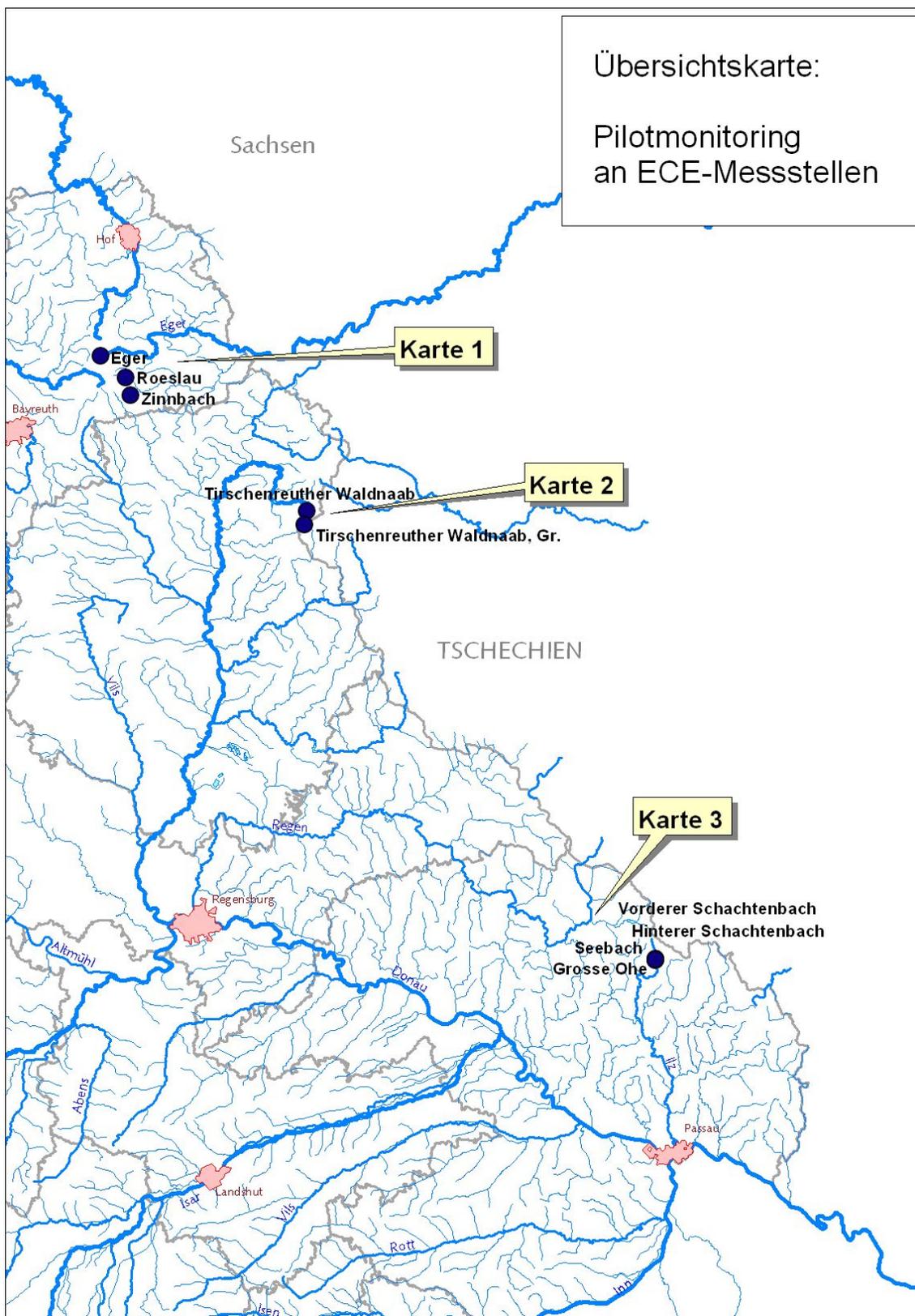
- Der Vergleich des Referenzartenspektrums (natürliches Artenspektrum) mit rezentem Artenspektrum zeigt den ökologischen Zustand an.
- Die zusätzliche Aufnahme der Bewertung von ökologischen Gilden (z.B. Wander-, Laich-, Nahrungsgilden) macht einerseits das Bewertungssystem robust, andererseits kann auch bei nicht vollständiger Erfassbarkeit aller Arten z. B. in größeren Gewässern ein zutreffendes Bewertungsergebnis erreicht werden.
- Unterscheidung der Fischarten in typspezifisch obligate Arten, Begleitarten und Negativindikatoren.
- Einflüsse, die nichts über den Zustand des Gewässers selbst aussagen (Effekte der fischereilichen Bewirtschaftung, Einfluss piscivorer Vögel (z. B. Kormoran) werden nach Möglichkeit „herausgefiltert“.

5.3 Untersuchungsgewässer

Die Untersuchungen finden im Jahr 2004 an 9 bayerischen Fließgewässern statt. Es handelt sich ausnahmslos um Gewässer, die im Rahmen des ECE-Monitorings untersucht werden. Im Folgenden sind dies:

- Große Ohe
- Vorderer Schachentbach
- Hinterer Schachenbach
- Seebach
- Waldnaab oberhalb Teichanlage / Oberhalb Ortschaft Naab
- Waldnaab unterhalb der Grenze
- Röslau
- Zinnbach
- Eger

Die Lage der Untersuchungsgewässer ist nachfolgender Karte C zu entnehmen. Auf die dort markierten Karten 1,2 und 3 wird am Ende des Kapitels 5.4.2 und Karte D näher eingegangen.



Karte C: Lage der Untersuchungsgewässer

5.4 Ergebnisse

5.4.1 Sind die neuen Untersuchungsmethoden grundsätzlich in versauerten Fließgewässern anwendbar?

Die Frage nach der Anwendbarkeit der neu entwickelten Untersuchungsmethoden in versauerten Gewässern wird im Folgenden erörtert. Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Methoden für Gewässer entwickelt wurden, die von Relevanz für die Umsetzung der EG-WRRL sind. Es handelt sich dabei um Gewässer mit einem Einzugsgebiet größer 10 km². Von Versauerung betroffen sind jedoch vorwiegend quellnahe Bereiche sowie Gewässer mit sehr kleinem oder kleinem Einzugsgebiet, deren Bewertung nicht in erster Linie Gegenstand der EG-WRRL ist.

Makrozoobenthos:

Das Probenahmeverfahren lässt sich auch in den Oberläufen der Gewässer anwenden, wobei die Durchführbarkeit der Untersuchung mit abnehmender Gewässerbreite und Strömungsgeschwindigkeit zunehmend eingeschränkt wird. Alle zu bewertenden ECE-Monitoringstellen können nach dem in Kapitel 5.2.2.2 beschriebenen Verfahren beprobt werden. Das Verfahren stellt sich in der praktischen Anwendung im Vergleich zum bisher in der biologischen Gewässeranalyse eingesetzten Routineverfahren als komplizierter und damit zeit- und arbeitsintensiver heraus. Eine Minimierung des Aufwandes kann durch Anwendung des alternativ zur Laborsortierung einsetzbaren Lebendsortierverfahren erzielt werden, bei dem die Sortierung der Organismen aus der Gesamtprobe im Gelände erfolgt und die Zählung der Organismen durch eine Abschätzung der Häufigkeitsklassen ersetzt wird. Die Überführung der geschätzten Häufigkeitsklassen in Individuenzahlen erfolgt hierbei über Schlüsselzahlen, die sich an den mittleren Individuenzahlen einer Häufigkeitsklasse orientieren.

In Abb. 156 wird der Zeitaufwand der im Rahmen der Untersuchung angewendeten Verfahren gegenübergestellt.

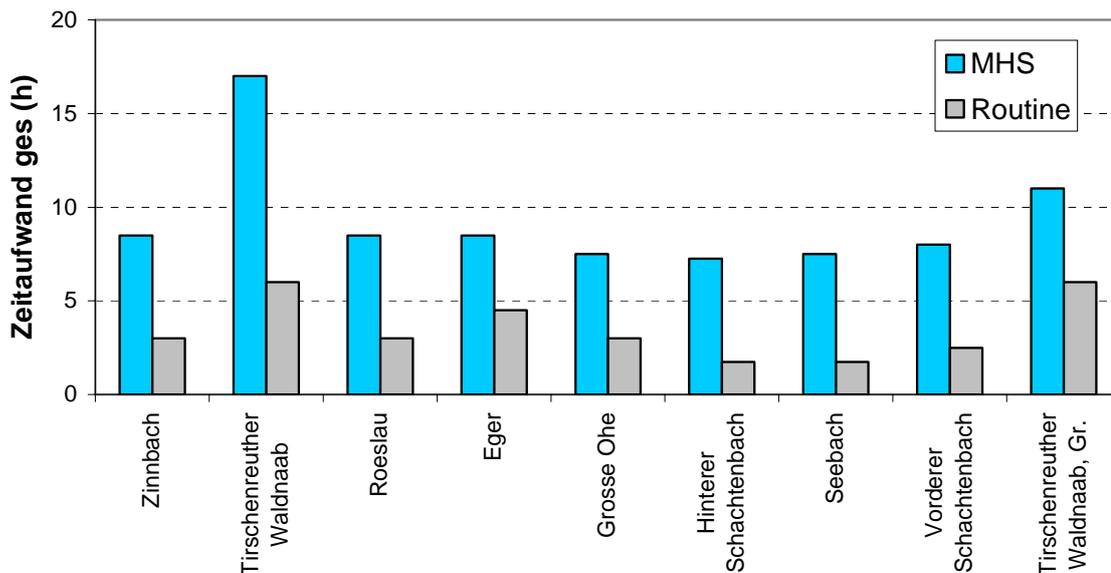


Abb. 156: Zeitaufwand für Probenahme, Sortierung und Bestimmung von Makrozoobenthos nach dem neuen Multi-Habitat-Sampling (MHS) und dem bisherigen Routineverfahren

In der nachfolgenden Grafik werden die Anzahlen erfasster Individuen in Abhängigkeit von der Untersuchungsmethode dargestellt und ein Vergleich zwischen bisher eingesetztem Routineverfahren und der neuen Methodik (Multi-Habitat-Sampling) vorgenommen. Es zeigt sich, dass an allen Untersuchungsstellen mit der neuen Methode mehr Individuen erfasst werden als durch das bisherige Routineverfahren.

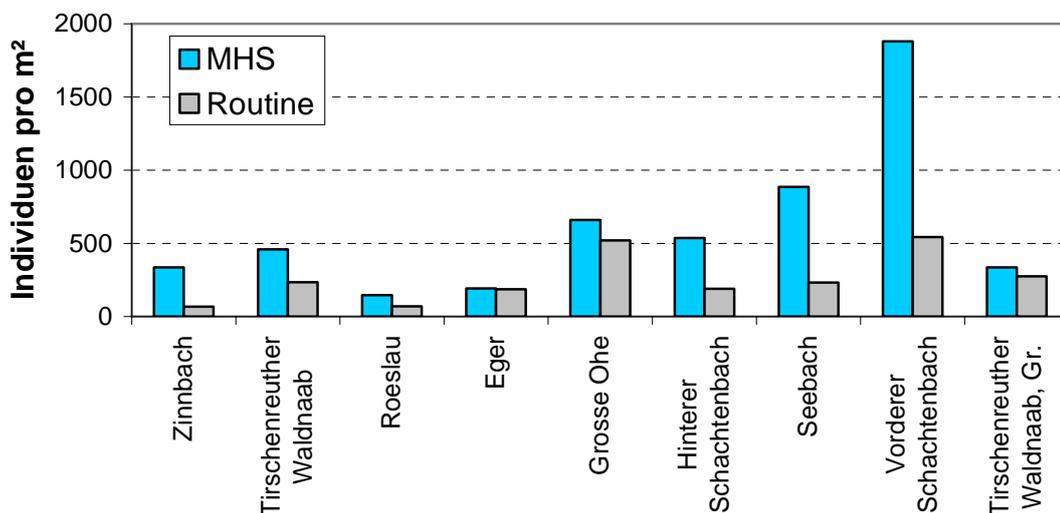


Abb. 157: Individuenhäufigkeit in den Untersuchungsgewässern mit dem neuen Multi-Habitat-Sampling (MHS) und dem bisherigen Routineverfahren

Ein bedeutendes Kriterium für die Stabilität der Bewertung von Versauerung ist die Anzahl nachgewiesener Taxa. In sieben der neun Untersuchungsabschnitten werden durch das neue Verfahren mehr Taxa nachgewiesen als durch das bisherige Routineverfahren (siehe Abb. 158).

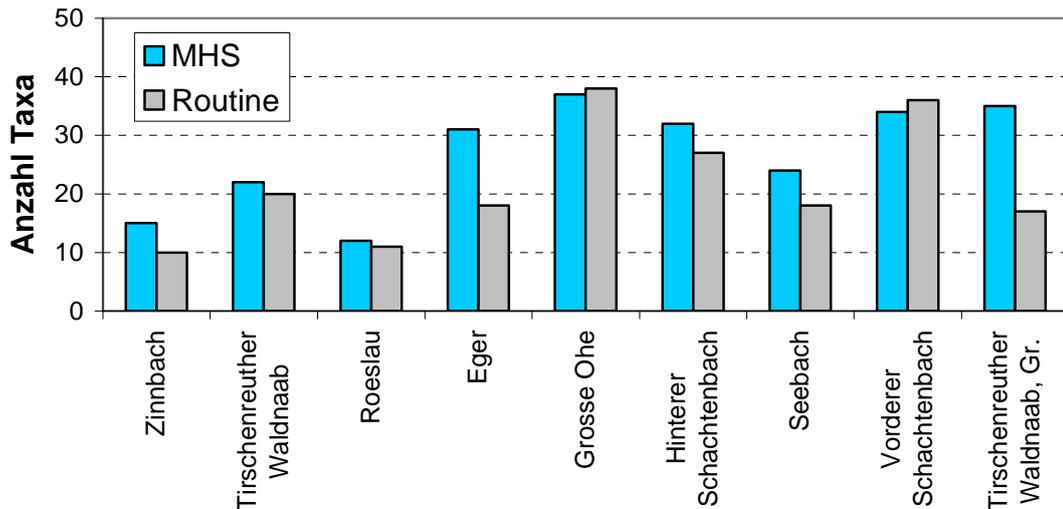


Abb. 158: Ermittelte Taxazahl in den Untersuchungsgewässern mit dem neuen Multi-Habitat-Sampling (MHS) und dem bisherigen Routineverfahren

Fazit: Die neue Untersuchungsmethode ist auch in kleinen versauerten Gewässerabschnitten anwendbar, auch wenn die Durchführbarkeit der Untersuchung mit abnehmender Gewässerbreite und Strömungsgeschwindigkeit zunehmend eingeschränkt wird. Es lassen sich mit diesem Verfahren mehr Taxa nachweisen. Die Methode ist jedoch in ihrer Anwendung zeit- und arbeitsintensiver.

Fische

Aufgrund der geringen Größe der Untersuchungsgewässer ist von einer vollständigen Erfassung aller bestandsbildenden Arten auszugehen, wenngleich die elektrische Leitfähigkeit des Wassers insgesamt niedrig ist, woraus eine geringere Fangeffektivität resultiert.

Nach den vorliegenden Informationen findet in keinem der untersuchten Gewässerabschnitt ein regelmäßiger Fischbesatz statt, so dass die angetroffenen Bestände weitgehend unbeeinflusst sein dürften, abgesehen von einer eventuellen geringen Zuwanderung aus bewirtschafteten Strecken.

Hinweise auf den Einfluss der Versauerung zeigen sich insbesondere in der Dichte und Artenzusammensetzung der Fischbestände sowie an ihrem Altersaufbau, die im Bewertungsverfahren integriert werden.

Makrophyten und Phytobenthos

Makrophyten: Die Makrophytenzönose versauerter Gewässer ist in der Regel artenarm und von Moosen geprägt. Die sichere Determination von Moosen verlangt einerseits in der Regel die Nachbestimmung im Labor sowie andererseits spezifische Kenntnisse. Trotz des begrenzten Artenspektrums kann in sieben von neun Untersuchungsgewässern eine gesicherte Bewertung vorgenommen werden.

Diatomeen: Die Probenahme und Aufarbeitung der Probe ist entsprechend der beschriebenen Methodik problemlos möglich und wenig zeitintensiv, die Bestimmung der Diatomeen bei entsprechendem Erfahrungsschatz möglich.

Die Probenahme wird einmal pro Jahr durchgeführt - im Sommer - zur Hauptvegetationszeit der Makrophyten (gewöhnlich Mitte Juni bis Mitte September, je nach Gewässer und Gegebenheiten vor Ort). Soll über die Bewertung nach EG-WRRL hinaus, eine Charakterisierung des Säurezustands und dessen saisonaler Entwicklung durchgeführt werden, ist eine zusätzliche Probenahme zwei bis vier Wochen nach Ende der Schneeschmelze durchzuführen.

Phytobenthos ohne Diatomeen: Die Probenbehandlung sowie Determination ist nach gegenwärtigem Stand als vergleichsweise zeitintensiv anzusehen. Bezüglich der Bewertung versauerter Gewässer liefert die Teilkomponente im Rahmen der vorliegenden Untersuchung bisher keine weiteren Erkenntnisse.

5.4.2 Ist eine Bewertung der Versauerung durch Anwendung der neuen Bewertungsverfahren möglich?

Für die nach EG-WRRL relevanten Biokomponenten findet eine Bewertung gemäß den in Kapitel 5.2.2.3 dargestellten Verfahren statt. Die daraus resultierenden Bewertungsergebnisse sind in Tab. 8 zusammengestellt. Zur besseren Übersicht werden die Gewässer nach aufsteigendem pH-Wert (Mittelwerte 2004; entlogarithmiert) geordnet.

Tab. 8: Untersuchungsgewässer mit den ökologischen Zustandsklassen für die Biokomponente Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten & Phytobenthos

Gewässer	Fische	Makrozoobenthos				Makrophyten & Phytobenthos		pH-Wert (MW 2004)
		Sabrobie	Ver-sauerung	Allg. Degrad.	Gesamt-bewertung	Frühjahr	Herbst	
Zinnbach	4	2	4	1	4	4	4	4,31
Tirschenreuther Waldnaab	4	1	3	1	3		3	5,07
Roeslau	5	1	4	1	4	4	3	5,35
Eger	4	1	2	1	2	3	3	5,52
Grosse Ohe	1	1	2	1	2	3	1	5,87
Hinterer Schachtenbach	2	1	2	1	2	3	3	6,10
Seebach	2	1	3	1	3	3	3	6,11
Vorderer Schachtenbach	2	1	2	1	2	1	1	6,25
Tirschenreuther Waldnaab, Gr.	2	1	2	1	2		2	6,43

Der Zinnbach ist durch den niedrigsten pH-Wert charakterisiert (Mittelwert 2004: 4,31). Die untersuchten Biokomponenten indizieren die starke Versauerung des Gewässers gleichermaßen. Die untersuchte Probestelle wird sowohl über die Fische, das Makrozoobenthos als auch über die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos nach gegenwärtigem Stand der Bewertungsverfahren mit „unbefriedigend“ (Ökologische Zustandsklasse 4) bewertet. Die

Bewertung des Gewässers basiert in diesem Fall ausschließlich auf der Teilkomponente Diatomeen. Makrophyten waren nicht präsent. Ob dies an der Versauerung lag oder weitere Gründe eine Rolle spielen, konnte nicht ermittelt werden.

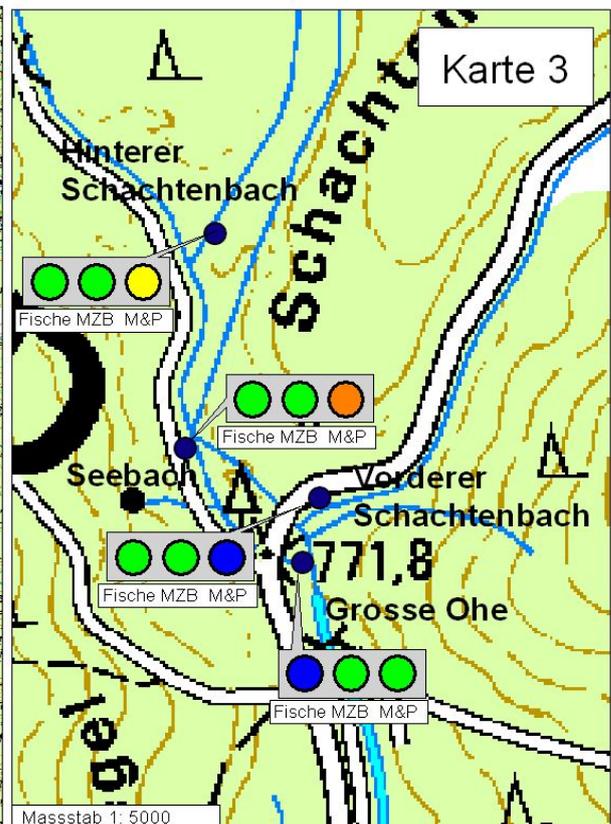
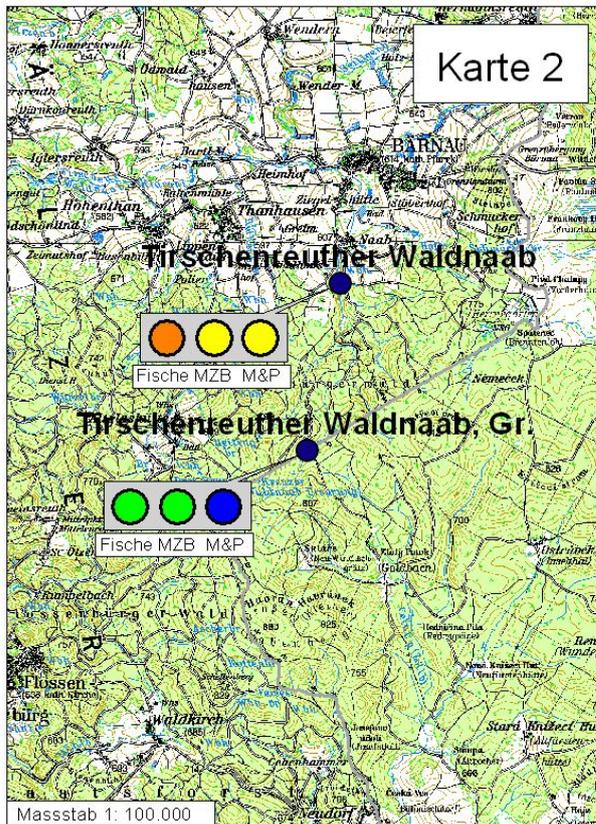
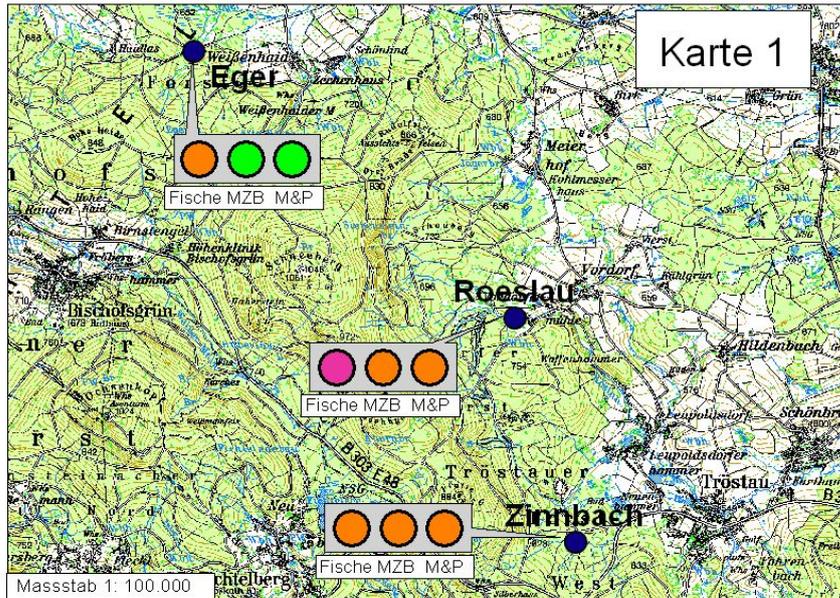
Noch negativer schneidet die bezüglich des pH-Wertes an dritter Stelle (Mittelwert 5,35) liegende Roeslau ab, die durch die Biokomponente Fische gar mit „schlecht“ (Ökologische Zustandsklasse 5) bewertet wird. Die übrigen Biokomponenten bewerten diese Probestelle mit „unbefriedigend“ (Ökologische Zustandsklasse 4). Lediglich unter Berücksichtigung der Herbstuntersuchung der Diatomeen ergibt sich für die Roeslau für die Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos ein „mäßiger“ Zustand. Über die zweite Probenahme der Diatomeen deutet sich hier ein Hinweis auf die saisonale Entwicklung der Versauerungssituation im Untersuchungsjahr an.

Auch die Tirschenreuther Waldnaab (pH-Mittelwert 5,07) schneidet in der Bewertung mittels der Biokomponente Fische mit „unbefriedigend“ ab, während die anderen Biokomponenten das Gewässer mit „mäßig“ bewerten.

Alle übrigen Gewässer (pH größer/gleich 5,5) werden mit Ausnahme des Seebachs („mäßig“) mittels der Biokomponente Makrozoobenthos einheitlich mit „gut“ (Ökologische Zustandsklasse 2) bewertet. Das Ergebnis wird durch die Biokomponente Fische in der Regel bestätigt. Ausnahmen sind hier die Eger mit einer ökologischen Zustandsbewertung „unbefriedigend“ sowie die mit „sehr gut“ abschneidende Große Ohe.

Die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos bewertet die Probestelle der Eger, der Großen Ohe (Frühjahrsbeprobung) sowie des Hinteren Schachtenbachs negativer als das Makrozoobenthos. Unterschiede zwischen den Bewertungsergebnissen von Frühjahrs- und Herbstbeprobung sind vor allen bei der Großen Ohe vorhanden.

In den nachfolgenden Karten sind die Bewertungsergebnisse der Untersuchungsgewässer für die einzelnen Biokomponenten dargestellt. Für die Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos werden, sofern Frühjahrs- und Herbstbeprobungen der Teilkomponente Diatomeen vorliegen, die Ergebnisse des Frühjahrs nach der Schneeschmelze dargestellt.



Karte D: Detail-Karten über biologische Bewertungsergebnisse der Untersuchungsgewässer

5.4.3 Liefern die neuen Bewertungsverfahren plausible Bewertungsergebnisse?

Zusammenhang zwischen pH-Wert und Bewertungsergebnis

Im Folgenden wird der Zusammenhang zwischen dem pH-Wert als ausgewählter chemischer Indikator von Versauerung und den Bewertungsergebnissen für die einzelnen Biokomponenten analysiert. Es finden Korrelationsanalysen nach Spearman Anwendung.

Zur grafischen Veranschaulichung der Zusammenhänge dient nachfolgende Grafik, in der die ökologischen Zustandsklassen gegen den pH-Wert (Mittelwert) aufgetragen sind.

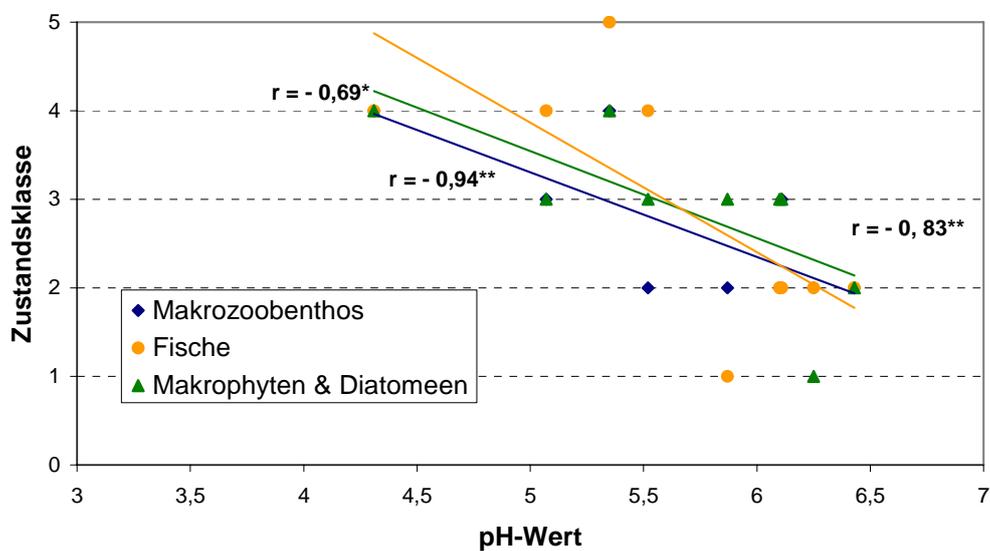


Abb. 159: Ökologische Zustandsklasse der Biokomponente Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten & Diatomeen in Abhängigkeit zum pH-Wert

Die höchste Korrelationen erzielen die Biokomponente Makrozoobenthos mit einem Korrelationskoeffizienten $r = -0,94$ und die Biokomponente Makrophyten & Phyto­benthos mit $r = -0,83$. Die Korrelationen erreichen eine hohe Signifikanz (**). Niedriger, aber immer noch signifikant (*) ist die Beziehung zwischen der Bewertung durch die Biokomponente Fische ($r = -0,69$) und dem pH-Wert.

Die hohe Korrelation zwischen den Bewertungsergebnissen der Biokomponente Makrozoobenthos und dem pH-Wert lässt sich durch den hohen Erfahrungswert erklären, der für diese Biokomponente im Zusammenhang mit der Indikation von Versauerung vorliegt. Das Bewertungsergebnis stützt sich ferner auf eine Vielzahl von Taxa und kann hierdurch als vergleichsweise stabil eingestuft werden. Darüber hinaus wird ein Probenahmezeitpunkt zwischen Februar und April für Gewässertypen, in denen grundsätzlich Versauerungstendenzen

eintreten können (Gewässertypen 5 und 5.1) empfohlen. Dieses Zeitfenster ist für die Erfassung der Auswirkungen von Säureschüben durch die Schneeschmelze in besonderer Weise geeignet.

Der Zusammenhang zwischen den Bewertungsergebnissen der Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos und dem pH-Wert ist ebenfalls sehr hoch, jedoch etwas geringer als beim Makrozoobenthos. Verantwortlich hierfür könnte die vergleichsweise pauschale Abwertungen des Gesamtbewertungsergebnisses durch die Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen sein. Festgestellte, jedoch nicht näher ausgeführte Unterschiede im Bewertungsergebnis zwischen den Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen lassen sich dadurch erklären, dass die Diatomeenbesiedlung wesentlich stärker auf kurzzeitige Ereignisse, wie beispielsweise Säureschübe im Frühjahr reagiert, als dies Makrophyten tun.

Die einfache Form der Einbindung von Degradation infolge von Versauerung ist zur Bewertung gemäß den Vorgaben der EG-WRRL geeignet, stellt aber keinen Ersatz bestehender, ausschließlich der Versauerungsindikation dienender Verfahren (z.B. Coring 1999) dar (Schaumburg et al, 2006).

Die etwas geringere Korrelation zwischen den Bewertungsergebnissen der Biokomponente Fische und dem pH-Wert lässt sich durch das deutlich eingeschränktere Artenspektrum erklären. Der Fischbestand in allen untersuchten Gewässern ist natürlicherweise entsprechend der oberen Forellenregion artenarm. Entsprechend wurden maximal zwei Arten in einem Gewässerabschnitt nachgewiesen.

Das vom LAWA-UAK „Fischereiliche Gewässerbewertung“ entwickelte Bewertungsverfahren basiert auf einem Vergleich des natürlichen Artenspektrums (Referenzzönose) mit dem rezenten Artenspektrum. In den untersuchten Gewässern war, um einen guten ökologischen Zustand anhand der Qualitätskomponente Fisch zu erhalten, wenigstens die Klasse „2 / good“ erforderlich. Somit ist das für die Zustandsbewertung nach EG-WRRL verwendete Bewertungsschema grundsätzlich geeignet, auch die Versauerungsproblematik zu erfassen und folgerichtig zu bewerten. Da weitere Faktoren bei der Beurteilung eines Gewässers als Lebensraum eine zentrale Rolle spielen, ist natürlich der Umkehrschluss nicht möglich.

Fazit: Alle drei untersuchten Biokomponenten sind für die Indikation von Versauerung grundsätzlich geeignet, wobei der höchste Zusammenhang zum pH-Wert für die Biokomponente Makrozoobenthos, ein etwas niedrigerer für die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos und ein noch etwas niedrigerer für die Biokomponente Fische diagnostiziert werden kann.

5.4.4 Plausibilisierung durch Vor-Ort-Experten

Um die Plausibilität der Bewertungsergebnisse zu prüfen, findet eine Abfrage bei den Experten vor Ort statt. Ziel ist es, den Ergebnissen der Bewertung eine subjektive, jedoch auf einen hohen Erfahrungsgehalt und auf fundierte Kenntnisse der Gewässer basierende Einstufung gegenüber zu stellen. Die nachfolgende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen.

Tab. 9: Gegenüberstellung der Ökologischen Zustandsklassen der verschiedenen Biokomponenten mit der Experteneinschätzung

Gewässer	Fische	Makrozoobenthos	Makrophyten & Diatomeen	Experten-einschätzung
Zinnbach	4	4	4	4
Tirschenreuther Waldnaab	4	3	3	3
Roeslau	5	4	4	4
Eger	4	2	3	3
Grosse Ohe	1	2	3	1*
Hinterer Schachtenbach	2	2	3	1*
Seebach	2	3	3	1*
Vorderer Schachtenbach	2	2	1	1
Tirschenreuther Waldnaab, Gr.	2	2	2	1

* nicht abgesicherte Annahme über bereits wieder erreichten natürlichen Säurezustand dieser Gewässer
Bei den drei am stärksten von Versauerung betroffenen Gewässern, dem Zinnbach, der Tirschenreuther Waldnaab und der Roeslau, deckt sich die Experteneinstufung mit den Bewertungsergebnissen der Biokomponenten Makrozoobenthos sowie Makrophyten und Phytobenthos. Schlechter schneidet sowohl die Tirschenreuther Waldnaab als auch die Roeslau durch die Bewertung mit Hilfe der Biokomponente Fische ab.

Bei der Eger wird die Experteneinstufung nur von der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos wiedergegeben. Während die Fische um eine Zustandsklasse schlechter bewerten, bewertet das Makrozoobenthos um eine Zustandsklasse zu gut. In allen anderen Fällen wird von den Experten ein sehr guter Zustand erwartet, da es sich in der Regel um natürlicherweise saure Gewässer handelt. Diese Gewässer werden, mit Ausnahme des Seebachs, von den Biokomponenten Fische sowie Makrozoobenthos als mindestens „gut“ im Zustand erkannt. Zu größeren Abweichungen kommt hingegen die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos sowohl beim Hinteren Schachtenbach, der Großen Ohe als auch beim Seebach.

Fazit: Natürlicherweise saure Gewässer werden nicht als solches von den Bewertungsverfahren erkannt, erreichen jedoch dennoch sowohl durch die Biokomponente Makrozoobenthos als auch durch die Fische mindestens den guten Zustand. Zu gravierenderen Abweichungen von der Experteneinschätzung (Handlungsbedarf wird angezeigt obwohl auf Grundlage der Experteneinschätzung nicht vorhanden) kommt in drei Fällen die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos und in einem Fall das Makrozoobenthos.

5.4.5 Welche Biokomponente ist zur Indikation von Versauerung am besten geeignet?

Sowohl die angewendeten Korrelationsanalysen als auch die eingeholte Experteneinstufung bestätigen die exponierte Stellung des Makrozoobenthos bei der Indikation von Versauerung. Die Ergebnisse belegen jedoch auch für die Makrophyten und das Phytobenthos sowie für die Fische ein hohes Maß an Eignung.

Insbesondere die Fische sind wegen ihrer vergleichsweise langen Lebensdauer hervorragende Langzeitindikatoren. Sie sind in besonderem Maße in der Lage, Auswirkungen von Säureschüben aus der Vergangenheit zu indizieren und gleichzeitig Aussagen bezüglich der Durchwanderbarkeit und damit der Wiederbesiedlungsmöglichkeit einst versauerter Gewässerabschnitte zuzulassen.

Auch die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos kann ihre Eignung zur Indikation von Versauerung belegen. Es ist hier, stärker als bei den anderen Komponenten zu berücksichtigen, dass das gewählte Verfahren der Bewertung durch Diatomeen gemäß den Vorgaben der EG-WRRL entwickelt wurde. Zur Prüfung der Eignung der Indikation sollten jedoch die ausschließlich der Versauerungsindikation dienender Verfahren (z.B. Coring 1999) herangezogen werden.

5.4.6 Ist eine Integration der Untersuchungen zur Versauerung in das künftige Monitoring der Bundesländer nach WRRL möglich und sinnvoll?

Die Integration der Untersuchungen zur Versauerung in das Monitoring der Bundesländer nach EG-WRRL ist nicht zwingend erforderlich, da es sich bei den meisten versauerten Gewässerabschnitten um Oberläufe handelt, deren Einzugsgebiete in der Regel kleiner 10 km² sind. Diese werden im Meldernetz DLM 1000W nicht dargestellt.

Für eine Beibehaltung der bisherigen Methoden sprechen folgende Argumente:

- Der niedrigere Untersuchungsaufwand, insbesondere für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Diatomeen
- Die bessere Vergleichbarkeit mit Ergebnissen aus Altdaten (kein Methodenbruch, Datenhomogenität)
- Die differenziertere Trennung zwischen permanent und periodisch sauren Gewässern aufgrund zweier Untersuchungstermine (Frühjahrs- und Herbstbeprobung der Diatomeen).

Für eine Integration in das künftige Monitoring nach EG-WRRL sprechen hingegen:

- Alle Gewässer würden mit der gleichen Untersuchungsmethodik bearbeitet. Eine Vergleichbarkeit der Daten und Ergebnisse wäre auch für andere Fragestellungen gegeben

- Ein höheres Maß an Standardisierung, bearbeiterspezifische bzw. methodische Unterschiede werden minimiert
- Die Bewertungsergebnisse nicht WRRL-relevanter Gewässer (Einzugsgebiet < 10km²) wären mit denen größerer Einzugsgebiete, in denen ebenfalls Versauerung vorliegen und indiziert werden kann, vergleichbar.

5.4.7 Liefern die neuen Bewertungsverfahren im Vergleich zur bisher angewendeten Untersuchungsmethode neue Erkenntnisse?

Der Vorteil der neuen Bewertungsverfahren im Vergleich zur bisherigen Versauerungsindikation liegt in deren modularem Aufbau. Dieser soll im Folgenden für die Biokomponente Makrozoobenthos exemplarisch dargestellt werden.

Neben dem Modul „Versauerung“ lässt sich aus der Befundliste einer Untersuchungsstelle das Modul „Allgemeine Degradation“ berechnen. Dieses setzt sich wiederum typspezifisch aus mehreren Einzelmetrics zusammen. Für zur Versauerung neigende Gewässer der Typen 5 und 5.1 handelt es sich dabei um die Metrics EPT-Taxa (%), Deutscher Fauna-Index, Hyporhithral-Besiedler (nur bei Typ 5) sowie Rheoindex (Häufigkeitsklassen).

Eine Korrelationsanalyse zwischen den Einzelergebnissen dieser Metrics und dem pH-Mittelwert für die Gesamtheit der Untersuchungsstellen belegt zum Teil deutliche Zusammenhänge (vergleiche nachfolgende Tabelle).

Tab. 10: Zusammenhang zwischen ausgewählten Metrics des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ und dem pH-Wert

	Taxazahl	EPT-Taxa
Korrelation nach	0,74*	0,76*
Signifikanz (2-seitig)	0,022	0,017
Anzahl	9	9

	%EPT-Anteil	Rheo-Index	Deutscher Fauna Index	% Hyporhithral
Korrelation nach	-0,23	0,85**	0,17	-0,23
Signifikanz (2-seitig)	0,55	0,004	0,67	0,55
Anzahl	9	9	9	9

So nimmt beispielsweise die Taxazahl bei zunehmendem pH-Wert deutlich zu. Noch deutlicher wird dieser Zusammenhang bei ausschließlicher Betrachtung der EPT-Taxa. Ein ebenfalls deutlicher Anstieg bei steigendem pH-Wert ist beim Rheo-Index festzustellen. Nachfolgende Grafik verdeutlicht den Zusammenhang für die Indizes „Taxazahl“ sowie „EPT-Taxa“.

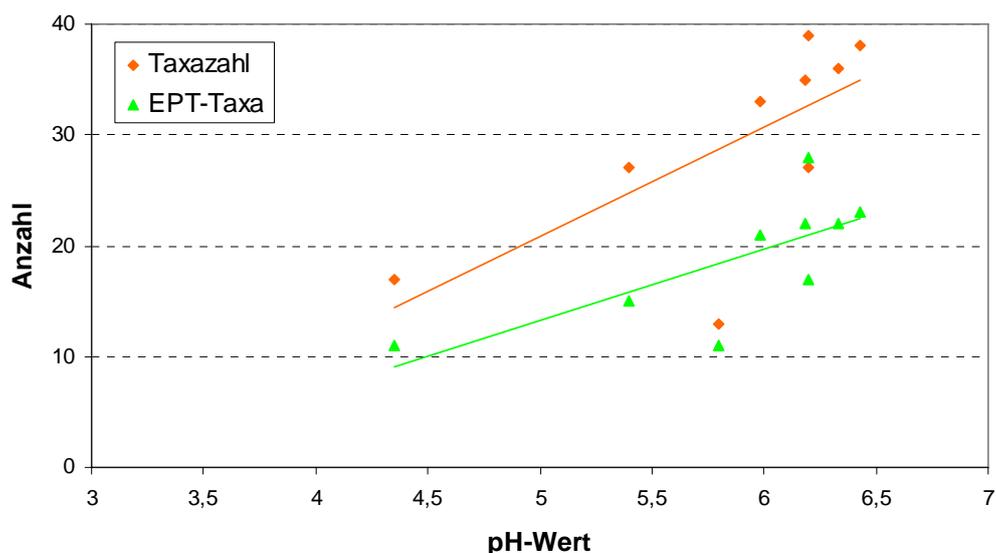


Abb. 160: Anzahl nachgewiesener Taxa sowie EPT-Taxa in Abhängigkeit zum pH-Wert

Eine Übertragung dieser Erkenntnisse auf Untersuchungsstellen, zu denen Langzeit-Datenreihen vorliegen, wird in Kapitel 3 vorgenommen. Es zeigt sich dabei, dass die alleinige Indikation mittels der Säurezustandsklasse in der Regel zwar geeignet ist, den Zustand des Gewässers zu bewerten. Insbesondere geringfügigere Änderungen in der Zusammensetzung der Biozönose (z.B. bei langsamer Erholung durch ansteigende pH-Werte, lassen sich jedoch durch dieses Instrument vergleichsweise schlecht dokumentiert. Die Anwendung der neuen Bewertungsverfahren leistet einen bedeutenden Beitrag, diese Veränderungen in geeigneter Weise zu bewerten.

5.5 Fazit

Aus der vorliegenden Untersuchung lassen sich nachfolgende Empfehlungen für ein künftiges Monitoring versauerter Gewässerstrecken ableiten.

Zu untersuchende Biokomponenten:

Alle drei untersuchten Biokomponenten sind für die Indikation von Versauerung grundsätzlich geeignet, wobei der höchste Zusammenhang zum pH-Wert für die Biokomponente Makrozoobenthos und für die Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos und ein etwas niedrigerer für die Biokomponente Fische diagnostiziert werden kann. Die Untersuchung des Makrozoobenthos wird somit für das künftige Monitoring uneingeschränkt empfohlen.

Innerhalb der Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos liefert die Teilkomponente Diatomeen besonders belastbare Ergebnisse. Auch diese Teilkomponente kann uneingeschränkt für das künftige Monitoring versauerter Gewässerabschnitte empfohlen werden. Eingeschränkter ist die Aussagekraft von Makrophytenuntersuchungen, da sich die Bewertung versauerter

Gewässerabschnitte auf wenige Arten stützt und lediglich zu vergleichsweise pauschalen Abstufungen des Bewertungsergebnisses führt. Als für die Indikation versauerter Gewässerabschnitte ungeeignet ist gegenwärtig die Teilkomponente Phytobenthos ohne Diatomeen anzusehen. Gegen diese Teilkomponente spricht auch der vergleichsweise hohe Untersuchungsaufwand.

Ein hoher Untersuchungsaufwand ist auch bei der Biokomponente Fische gegeben. Wie bei den Makrophyten stützt sich das Bewertungsergebnis auf wenige nachgewiesene Arten. Infolgedessen werden Untersuchungen der Fischfauna nicht für den Regelfall sondern bei speziellen Fragestellungen empfohlen.

Untersuchungsmethodik:

Makrozoobenthos:

Die Biokomponente Makrozoobenthos wird künftig deutschlandweit nach neuem EG-WRRL-Verfahren zu untersuchen sein (Multihabitatsampling). Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus dem Versauerungsmonitoring zu gewährleisten und gleichzeitig eine Integration in die Monitoringkonzeption der Bundesländer zu erleichtern, wird dieses Verfahren als Regelverfahren empfohlen. Es sollten jedoch dabei zwingend die seltenen Habitate in Form einer 21. Teilprobe berücksichtigt werden. In sehr kleinen Gewässern mit niedriger Strömungsgeschwindigkeit stößt das Verfahren an Grenzen. In diesen Fällen ist es durch bisher angewendete Routineverfahren der Gewässeranalyse zu ersetzen.

Makrophyten & Phytobenthos:

In Gewässern, die unter die Berichtspflicht der WRRL fallen, soll das nationale Verfahren für die benthische Flora angewendet werden. Damit wird in jedem Fall die Versauerung nachgewiesen, nicht jedoch genauere Informationen über die Art und Weise des Verlaufs der Versauerung ermöglicht. Diese könnten dann im Fall des operativen Monitorings über weitergehende Untersuchungen, z.B. eine zweite Diatomeenprobe erhalten werden. In kleineren versauerten Gewässern, die nicht unter die WRRL-Berichtspflicht fallen, sollte auch künftig die Teilkomponente „Diatomeen“ zweimal im Jahr untersucht werden (Frühjahrs- und Herbstbeprobung), da hierdurch eine differenziertere Trennung zwischen permanent und periodisch sauren Gewässern ermöglicht wird.

Bewertung:

Makrozoobenthos:

Die Bewertung der Biokomponente Makrozoobenthos sollte mit Hilfe der Auswertungssoftware "Perlodes" erfolgen. Neben der Betrachtung des Säurezustands kann die Einbeziehung und Interpretation zusätzlicher Metrics aus dem Modul „Allgemeine Degradation“ wertvolle Informationen liefern.

Diatomeen:

Die Bewertung des Säurezustands durch die Teilkomponente „Diatomeen“ sollte in kleineren Gewässern auch künftig gemäß dem Verfahren nach Coring (1993, 1999) erfolgen. In größeren Gewässern sollte wegen der WRRL-Berichtspflicht und wegen der Vergleichbarkeit das nationale Verfahren Makrophyten & Phytobenthos ebenfalls angewendet werden.

Untersuchungsfrequenz:

Unter Berücksichtigung des höheren Untersuchungsaufwandes, der sich aus der Untersuchung des Makrozoobenthos sowie der Diatomeen (zweimalig) ergibt, wird künftig in Anlehnung an die Vorgaben der EG-WRRL die Untersuchungsfrequenz „alle 3 Jahre“ empfohlen. Diese Empfehlung stützt sich auch auf die Auswertung langjähriger Datenreihen (vgl. Kapitel 3, Hofmann 2006), wonach der Istzustand als gut dokumentiert angesehen werden kann. Die zu erwartenden bzw. bereits festgestellten Veränderungen der biozönotischen Zusammensetzung finden langsam statt und lassen sich durch diese Untersuchungsfrequenz in geeigneter Form dokumentieren.

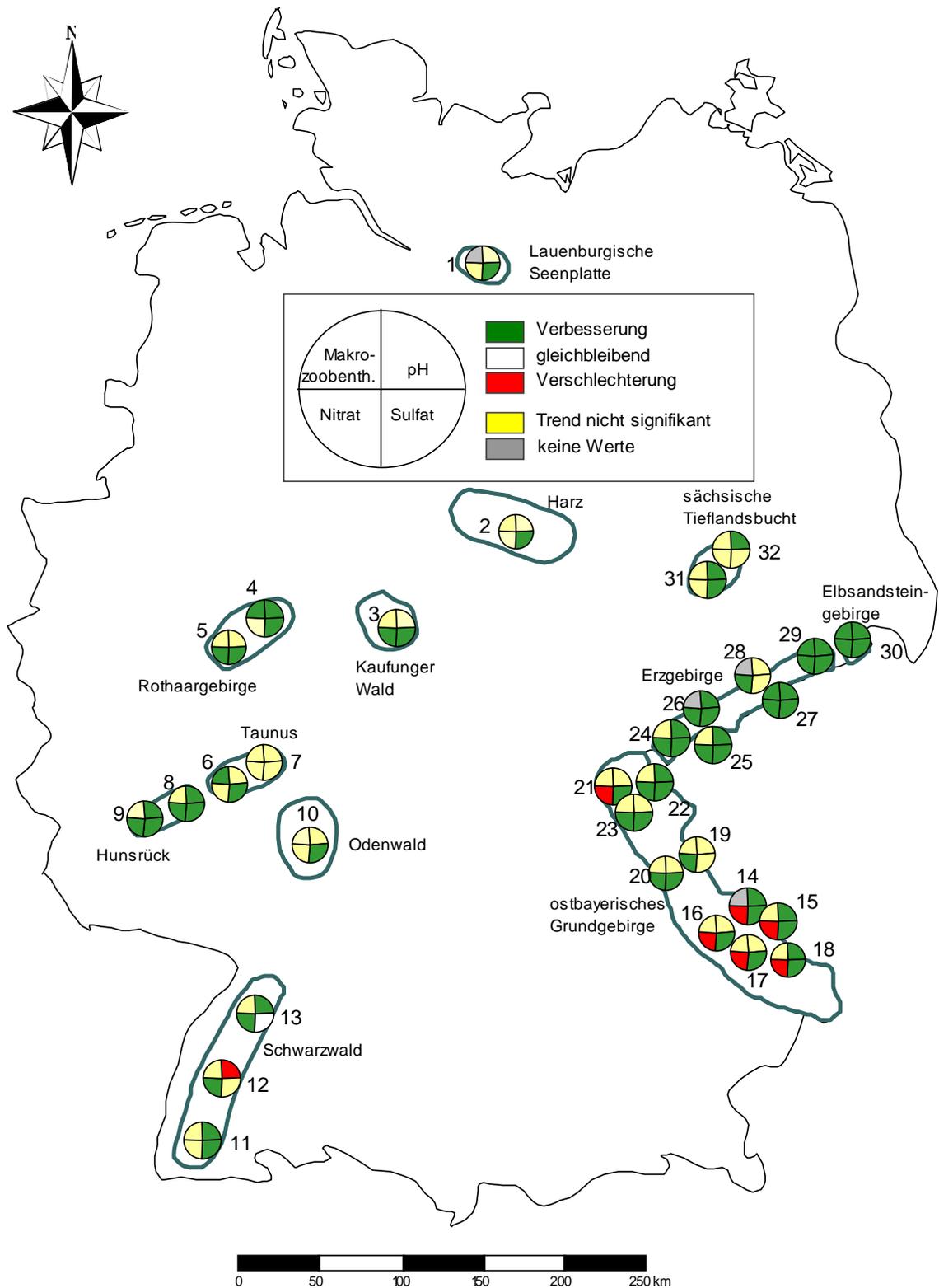
6 Diskussion und Zusammenfassung

Chemie

Die chemischen Untersuchungsergebnisse des Berichts (Karte E, Tab. 11) zeigen in vielen Oberflächengewässern in Deutschland erfreulicherweise einen Rückgang der Versauerung an. Bei der ANC weisen 15 von 23 Trends eine signifikante Korrelation auf (65,2 %), beim pH können von 31 Trends 18 als signifikant eingestuft werden (58,1 %). Die Trends von pH-Wert und ANC laufen meist parallel. So weisen 14 (ANC) bzw. 17 (pH) Probestellen eine signifikante positive Entwicklung auf. Lediglich der Elberndorfer Bach zeigt eine positive Entwicklung beim pH-Wert und eine negative Entwicklung bei der ANC. Allerdings korreliert der ANC-Trend nicht mit dem Verlauf der Sulfat- bzw. Nitratkurven.

Beim Sulfat zeigen 27 von 31 Stellen einen signifikanten (87,1 %) Trend, davon 26 mit einer positiven Entwicklung (Verbesserung). Eine Verschlechterung kann an keinem der beobachteten Gewässer festgestellt werden. Somit scheinen die in den 80er und 90er Jahren unterzeichneten internationalen Protokolle zur Verminderung der Schwefelemissionen Wirkung zu zeigen. 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 23 von 31 Stellen einen signifikanten Trend (74,2 %), davon 17 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. Die Nitratentwicklung der letzten Jahre hat bisher, abgesehen von der Großen Ohe, noch keinen Einfluss auf den Trend beim pH-Wert. Die weitere Beobachtung ist hier unbedingt erforderlich.



Entwurf und Kartografie: B. Kifinger, Geo-Ökologie Consulting, Weilheim i. Obb.

Karte E: Trends ausgewählter Parameter bis 2004

Karten-Nr	Probenahmestelle	pH-Wert	ANC	SO ₄	NO ₃	Makrozoobenthos
1	Pinnsee	+	0	+	+	
2	Lange Bramke	0	0	+	-	+
3	Nieste 3	+	+	+	+	+
4	Elberndorfer Bach	+	-	+	+	+
5	Zinse	+	0	+	+	+
6	Rombach 2	+	+	+	0	+
7	Rombach 4					
8	Traunbach	+	+	+	+	+
9	Gräfenbach	+	+	+	+	-
10	Schmerbach 1	0	+	+	-	+
11	Goldersbach	+	+	+	+	+
12	Kleine Kinzig	-	+	0	+	+
13	Dürreychbach	+	+	0	+	+
14	Rachelsee	+	+	+	-	
15	Seebach	+		+	-	+
16	Hinterer Schachtenbach	+		+	-	+
17	Vorderer Schachtenbach	0		+	-	0
18	Große Ohe	+	+	+	-	0
19	Waldnaab 2	+	+	+	+	+
20	Waldnaab 8	+	+	+	+	+
21	Eger	0		+	-	+
22	Röslau	+		+	+	0
23	Zinnbach	+		+	+	0
24	Wolfsbach	+	+	+	+	+
25	Große Pyra	+	+	+	+	+
26	TS Sosa	- / + ¹⁾		- / + ¹⁾	- / + ¹⁾	
27	Rote Pockau	+	+	+	+	+
28	TS Neunzehnhain	+		0	- / + ¹⁾	
29	Wilde Weißeritz	+	+	- / + ¹⁾	+	+
30	Taubenbach	+	+	+	+	+
31	Ettelsbach	+	+	+	-	+
32	Heidebach	+	-	0	-	+

Tab. 11: Trends ausgewählter Parameter bis 2004

+ = Verbesserung 0 = gleichbleibend - = Verschlechterung ¹⁾ Trend eindeutig zweigeteilt

= zu wenige Werte bzw. keine Untersuchung

= Trend signifikant (Signifikanzniveau < 0,01)

Makrozoobenthos

Im Vergleich zum Bericht über die Untersuchungsperiode 2001 – 2002 (Kifinger et al. 2004) zeigen sich an insgesamt 5 Gewässern Trendänderungen bei Säurezustandsklasse Braukmann (alt) (Tab. 12), die möglicherweise eine Reaktion auf verbesserte wasserchemische Verhältnisse sind. Dies betrifft die Kleine Kinzig, den Dürreychbach, die Große Ohe, Waldnaab 8 und den Wolfsbach. Dabei handelt es sich mit Ausnahme des Wolfsbachs um Verbesserungen. Die Verbesserung ist möglicherweise durch das Trockenjahr 2003 bedingt, da in Trockenjahren die Gewässer i.d.R. bei der Säurebewertung besser bewertet werden als in Nassjahren. Die Verschlechterung des Wolfsbachs lässt sich wie folgt erklären: Nach extrem trockenen Sommermonaten ergaben sich hier im Herbst hochwasserartige Abflüsse, bei denen es zu pH-Absenkungen und starken Austrägen von Sulfat, Schwermetallen u. a. kam (schriftliche Mitteilung von Frau Keitel, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen)

Mit vorliegendem Bericht wurden die biologischen Auswertungen im Vergleich zu früheren Berichten erheblich erweitert. Es wurden zusätzliche Parameter herangezogen, um die bisherige Bewertung über die Säurezustandsklasse Braukmann (alt) besser abzusichern. Ein veränderter Status wurde zusätzlich dann einem Gewässer zugesprochen, wenn bei unverändertem Säurezustandsklasse Braukmann (alt) mindestens 50 % der anderen Parameter eine gleichsinnige Trendänderung aufwiesen. Sollten solche Gewässer gefunden werden, wäre dies ein Beleg dafür, dass das Säurezustandsklasse Braukmann (alt)- Verfahren als Indikationssystem für die Säurebewertung zu grob ist. Das System wäre dann zwar in der Lage einmalige Einstufungen zu liefern, die Dokumentation langfristiger Trends wäre jedoch nur sehr eingeschränkt möglich. In Zukunft müssten daher zusätzliche Parameter für die Säurebewertung herangezogen werden. Wie die Auswertungen gezeigt haben, wurden tatsächlich solche Gewässer gefunden. Es handelt sich dabei um die Lange Bramke, den Gräfenbach, den Schmerbach 1, den Seebach, den Hinterer Schachtenbach und den Vorderer Schachtenbach (Tab. 12). Andererseits gibt es auch ein Gewässer – die Große Pyra -, das trotz Besserungstrend bei den Säurezustandsklasse-Verfahren durch Verschlechterungen bei den biozönotischen Parametern geprägt ist. Dies ist dadurch zu erklären, dass sich die verschlechterte Säurezustandsklasse Braukmann (alt) Bewertung des Herbstes 2004 wegen der vorhandenen Grobheit dieser statistischen Berechnungsmethode noch nicht in einer Trendumkehr niederschlug. Bei insgesamt 14 Gewässern stimmen die Trends der Säurebewertungen und die meisten bzw. alle Trends der biozönotischen Parameter überein. Dabei handelt es sich um Nieste 3, Elberndorfer Bach, Zinse, Traunbach, Goldersbach, Eger, Röslau, Zinnbach, Rote Pockau, Wilde Weißeritz und Taubenbach.

Im Folgenden sind noch einige Auffälligkeiten zu erwähnen, die methodischen Charakter haben. So ist eine gewisse Hinterfragung bei den Parametern Taxazahl und EPT-Taxa erforderlich. Bei diesen Parametern fällt der hohe Grad an Trends mit Zunahme auf, der bei den anderen

herangezogenen Parameter nicht zu registrieren ist. Möglicherweise ist dies technisch bedingt. Die zunehmende Artenkenntnis, intensivere und verbesserte Probenahmen können bei Langzeituntersuchungen höhere Bestandsdichten vortäuschen. Auch der während der langen Untersuchungszeit zu registrierende Mitarbeiterwechsel kann ein Problem darstellen, da hiermit auch eine veränderte Probenahmetechnik und Untersuchungsintensität verbunden sein kann.

Gewässer	2003 - 2004									
	Kflinger et al. 2004 2001 - 2002	SZKL-Br. (alt)	SZKL-Br. (neu)	SZKL-Br. (alt)	SZKL-Br. V	Hendrik.-Ind.	Taxazahl	Anzahl EPT-Taxa	Anteile d. Versauerungsindik.	Trendstatus
Lange Bramke	V	B	B	V		B	B	B	0	V
Nieste 3	B	B	B	B		B	B	B	0	U
Elberndorfer Bach	B	B	B	B		B	B	B	B	U
Zinse	B	B	B	B		B	B	B	B	U
Rombach 2	B	B	B	B		B	B	B	B	U
Rombach 4										
Traunbach	B	B	B	B		B	B	B	0	U
Gräfenbach	0	V	V	0		B	B	B	0	V
Schmerbach 1	0	V	V	0		0	B	B	B	V
Goldersbach	0	B	B	0		0	0	B	0	U
Kleine Kinzig	0	B	B	B		B	B	B	B	V
Dürrychbach	0	B	B	B		V	V	0	B	V
Seebach	0	B	B	0		0	V	V	B	V
Hinterer Schachtenb.	0	0	0	0		0	B	B	0	U
Vorderer Schachtenb.	V	0	0	V		B	B	B	B	V
Große Ohe	0	0	0	B		B	B	B	B	V
Waldnaab 2	0	0	0	0		0	B	B	0	U
Waldnaab 8	V	0	0	0		0	0	B	B	V
Eger	B	B	B	B		0	B	B	B	U
Röslau	0	0	0	0		0	B	B	0	U
Zinnbach	0	0	0	0		0	B	B	0	U
Wolfsbach	0	0	0	V		0	0	B	0	U
Große Pyra	B	B	B	B		0	V	V	B	?
Rote Pockau	B	B	B	B		B	B	B	B	U
Wilde Weißeritz	B	B	B	B		B	B	B	B	U
Taubenbach	B	B	B	B		B	B	B	B	U
Ettelsbach	0	B	B	0		0	B	0	B	V
Heidebach	0	B	B	0		0	0	0	0	U

Legende:
 SZKL-Br. (alt): Säurezustandsklasse Braukmann (alt), SZKL-Br. (neu): Säurezustandsklasse Braukmann (neu)
 SZKL-B. V.: Säurezustandsklasse Bayerisches Verfahren, Hendrik.-Ind.: Hendrikson-Index
 Verbesserung (B) bei Verfahren nach SZKL: > 0,1 bei R² und/oder Abfall der Trendkurve
 Verschlechterung (V) bei Verfahren nach SZKL: > 0,1 bei R² und/oder Abfall der Trendkurve
 Verbesserung (B) bei Anteile der Versauerungsindikatoren: Erscheinen von zunehmend empfindlicheren Organismen während der Untersuchungszeit
 keine Änderung (0) bei Verfahren nach SZKL, Hendrik.-Ind., Taxazahl, EPT-Taxa: < 0,1 bei R² und extreme Verflachung der Trendkurve
 keine Änderung (0) bei Anteile der Versauerungsindikatoren: keine Änderungen in der Zusammensetzung
 Verschlechterung (V) bei Verfahren nach SZKL: > 0,1 bei R² und/oder Anstieg bei Trendkurve
 Verschlechterung (V) bei Anteile der Versauerungsindikatoren: Erscheinen von zunehmend toleranteren Organismen während der Untersuchungszeit
 Verschlechterung (V) bei Anteile der Versauerungsindikatoren: Erscheinen von zunehmend toleranteren Organismen während der Untersuchungszeit
 Trendstatus: u = unverändert, v = verändert
 Leere Zelle: zu wenig Werte bzw. keine Auswertung

Tab. 12: Trends des Makrozoobenthos

So sind bei einigen Gewässern, plötzlich auftretende Maxima zu erkennen, die sich nur durch eine Änderung der Untersuchungsmethodik durch einen Wechsel des Bearbeiters erklären lassen. Dies betraf z. B. Gewässer wie den Wolfsbach, die Große Pyra sowie die Rote Pockau.

Bei den Untersuchungen am Rombach 2 im Taunus sowie am Schmerbach im Odenwald zeigte sich, dass diese Gewässer eine sehr geringe Schüttung aufwiesen bzw. temporär sogar trocken fallen. Die Besiedlung dieser Gewässer wird daher primär durch die hydrologischen Gegebenheiten beeinflusst und weniger durch Gewässerversauerung. Im Hinblick auf den Druck zur Kosteneinsparung wäre es daher angebracht, auf eine weitere Untersuchung dieser Gewässer zu verzichten.

Insgesamt erscheint jedoch eine Weiterführung der Untersuchungen dringend erforderlich, denn nur so können gesicherte Aussagen über die Versauerungssituation, insbesondere die Entwicklung der Wiederbesiedelung und Erhöhung der Artenvielfalt (recovery) in den Gewässern gemacht werden.

Diatomeen

Über die Untersuchung der Diatomeengesellschaften in den bayerischen Messstellen lässt sich überwiegen kein langjähriger Trend ablesen. In wenigen Gewässern werden Entspannungen der Versauerungssituation angezeigt (Seebach, Vorderer Schachtenbach). In zwei weiteren Gewässern (Röslau, Zinnbach) schwache Anzeichen eines Aufwärtstrends, die aber noch nicht signifikant sind. Durch die künftige Einbeziehung der Diatomeenuntersuchungen in weitere Gewässer bundesweit sind diesbezüglich weitere Erkenntnisse zu erwarten, die zur Absicherung des Bildes über die Reaktionen der Biozönose auf die Versauerungssituation beitragen werden.

Testanwendung der neuen WRRL-Bewertungsverfahren

Die Anwendung der neuen Verfahren hat gezeigt, dass mit allen getesteten WRRL-Methoden die Versauerung erkannt werden kann. Als besonders geeignet zeigten sich das Makrozoobenthos und die Diatomeen als Teilmodul der Komponente Makrophyten & Phytobenthos. Auch Fische eignen sich grundsätzlich, werden aber wegen des größeren Untersuchungsaufwandes und der Artenarmut zur Bewertung versauerter Gewässer in der Regel nicht verwendet. Vorteil der künftigen Verwendung der neuen Methoden auch in versauerten Gewässern ist die Vergleichbarkeit der Daten mit denen aus nicht versauerten Gewässern und die Möglichkeit für weitergehende vergleichende Auswertungen. Für die spezifischere Bewertung der Versauerung sind jedoch weiterhin weiterführende Methoden, die auf mehr (mindesten zwei) Probenahmen basieren unabdingbar. Gewässer mit WRRL-Berichtspflicht sind mit den neuen WRRL-Methoden zu bewerten, müssen aber zusätzlich für eine genauere Analyse der Versauerung, z.B. im operativen Monitoring, weitergehend untersucht werden. Gewässer ohne WRRL-Berichtspflicht können wie bisher nur mit den spezifischeren Methoden untersucht werden. Es wird jedoch empfohlen, zumindest die Probenahme bei allen verwendeten Methoden einheitlich vorzunehmen, um die Datenvergleichbarkeit für weitergehende Auswertungen zu erhalten.

Literatur

- AQEM (2004):** European stream assessment programm. Version 2.5, Handbuch für die deutsche Version. Herausgegeben im Juni 2004.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT:** Ermittlung der Säurezustandsklasse von Fließgewässern mit Hilfe des Makrozoobenthos. – Handbuch tGewA, Teil 4, Kap. 4.2.1.3, S. 1-5. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (BSTMLU) (1993):** Flüsse und Seen in Bayern, Wasserbeschaffenheit und Gewässergüte 1992. – Wasserwirtschaft in Bayern 26, 1 – 23.
- BOLTE, A.; WOLFF, B.; BURKL, G.; LEHMANN, R.; KIFINGER, B.; ROBRECHT, D. UND ZAHN, H.:** Validierung von Critical Load - Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. – Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ 298 43 209. Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung 2001/4, 289 S., 23 Anlagen, 64 Tab., 109 Abb., Eberswalde 2001.
- BRAUKMANN, U. (1992):** Biological indication of stream acidity in Baden-Württemberg.-Veröff. Projekt „Angewandte Ökologie“ (PAÖ) 3: 58-71.
- BRAUKMANN, U. (1994):** Bioindikation des Säurezustands von kleinen Fließgewässern auf der Grundlage des Makrozoobenthos. Beschreibung des Verfahrens. – Interner Bericht, Stand 1.6.1994; Landesamt für Umweltschutz Baden Württemberg, Karlsruhe, 11 S. + Anhang.
- BRAUKMANN, U. (2000):** Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Fließgewässertypen in Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer. Gewässerökologie 56, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 501 S. + Anhang, Karlsruhe.
- BRAUKMANN, U. (2001):** Stream acidification in South Germany – chemical and biological assessment methods and trends. Aquatic Ecology 35: 207-232, Cluver Academic Publishers, Dordrecht.
- BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004):** Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. Limnologica 34: 433-450.
- CORING, E. (1993):** Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern.- Diss. Georg-August-Univ. Göttingen, Shaker Verlag (Reihe Biologie), Aachen: 1-165.
- CORING, E. (1999):** Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen, In: Von Tümpling, W. & Friedrich, G. (Hrsg.): Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, ISBN 3-437-35170-2.
- CORING, E. (2004):** ECE-Monitoringprogramm, Berichtsjahr 2004. Teilbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft für die Fließgewässer des Taunus, Harz, Kaufunger Wald und Schwarzwald, 31 S.
- HAUHS, M. (1989):** Lange Bramke: An ecosystem study of a forested catchment. In: D.C. Adriano & M. Havas (eds.): Acidic precipitation Vol. 1 Case studies. New York, Springer-Verlag, 275 - 305.
- HENDRIKSON, L. UND MEDIN, M. (1986):** Biologisk bedömning av försurningspavekan pa Lelangens tillflöden och grundomraden 1986. Aquaekologerma, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- HERRMANN, A.; KOLL, J.; LEIBUNDGUT, CH.; MALOSZEWSKI, P.; RAU, R.; RAUPERT, W.; SCHÖNIGER, M. UND STICHLER, W. (1989):** Wasserumsatz in einem kleinen Einzugsgebiet im paläozoischen Mittelgebirge (Lange Bramke, Oberharz): Eine hydrologische Systemanalyse mittels Umweltisotopen als Tracer. – In: Landschaftsökologie und Umweltforschung 17.

- HOFMANN, G. (2006):** Säurezustandsbewertung ausgewählter Fließgewässer von Niederbayern, Oberfranken und Unterfranken mit Hilfe von benthischer Diatomeen.- Bericht zum Messprogramm „Versauerung oberirdischer Gewässer in Bayern“, im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München.
- KIFINGER, B.; BURKL, G. UND 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. UND 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. UND 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. UND 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.
- LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND PFALZ (2000):** Versauerung von Fließgewässern in Rheinland Pfalz, Untersuchungen von Bachoberläufen im Hunsrück 1983 – 1999, Entwicklungen und Trends. – LfW - Bericht 206/00, Mainz.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998):** Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Berlin.
- LEHMANN, R.; KIFINGER, B.; ZAHN, H.; HOFMANN, G.; DAHINTEN, B.; BAUER, A. UND SCHMEDTJE, U. (1999):** Versauerung oberirdischer Gewässer in Bayern – Entwicklung 1983 – 1996. Informationsbericht 4/99, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft. 334 S. + Anhang.
- LÜCKEWILLE, A.; JEFFRIES, D.; JOHANNESSEN, M.; RADDUM, G.G.; STODDARD, J.L. AND TRAAEN, T.S. (1997):** The nine year report: Acidification of surface water in Europe and North America – Long-term developments (1980s and 1990s). NIVA, Oslo, 1 – 168.
- MEIER, C.; HERING, D.; BISS, R.; BÖHMER, J.; RAWER-JOST, C.; ZENKER, A.; HAASE, P. UND SCHÖLL, F. (2004):** Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Unveröffentlichtes UFA-Forschungsvorhaben. Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223, Essen, 102 S. + Anhang.
- MEIER, C.; HAASE, P., ROLAUFFS, P.; SCHINDEHÜTTE, K.; SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D (2006):** Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EGWasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2006].
- MEIER, C.; BÖHMER, J.; BISS, R.; FELD, C.; HAASE, P.; LORENZ, A.; RAWER-JOST, C.; ROLAUFFS, P.; SCHINDEHÜTTE, K.; SCHÖLL, F.; SUNDERMANN, A.; ZENKER, A. & HERING, D (2006):** Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2006].
- PARDEY, A. (1994):** Ein Überblick zu Flora und Vegetation des Harzes. – In: Matschullat, J., Heinrichs, H., Schneider, J., Ulrich, B. (Hrsg.): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität: Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz, Berlin, Springer-Verlag, 46 - 54.

- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2006):** Handlungsanweisung für die ökologischen Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/Imn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_g.htm
- SCHNELBÖGL, G.; BURKL, G. UND 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.
- SKJELKVÅLE, B.L.; ANDERSEN, T.; HALVORSEN, G.A.; RADDUM, G.G.; HEEGAARD, E.; STODDARD, J.L. AND WRIGHT, R.F. (2000):** The 12-year report: Acidification of surface waters in Europe and North America; Trends, biological recovery and heavy metals. – NIVA, Oslo.
- SKJELKVÅLE, B.L.; (2003):** The 15-year report: Assessment and monitoring of surface waters in Europe and North America; acidification and recovery, dynamic modeling and heavy metals. – NIVA, Oslo, 1-113.
- STODDARD, J.L.; JEFFERS, D.S.; LÜKEWILLE, A.; CLAIR, T.A.; DILLON, P.J.; DRISCOLL, C.T.; FORSIUS, M.; JOHANNESSEN, M.; KAHL, J.S.; KELLOG, J.H.; KEMP, A.; MANNIO, J.; MONTEITH, D.T.; MURDOCH, P.S.; PATRICK, S.; REBSDORF, A.; SKJELKVÅLE, B.L.; STANTON, M.P.; TRAAEN, T.S.; VAN DAM, H.; WEBSTER, K.E.; WIETING, J. AND WILANDER, A. (1999):** Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. – Nature, Vol 40, 575 - 578.
- ZAHN, H. (1991):** Sonderuntersuchung 80.6 - Versauerung oberirdischer Gewässer. 1. Ergebnisbericht, Berichtszeitraum 1983 – 1990. – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 1 - 49.

Anhang

Im Anhang sind Abbildungen zur Entwicklung der Depositionsraten im Freiland und Bestand an ausgewählten Messstationen (Angaben in kg/ha*a) dargestellt.

