



**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 2007-2008

im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin (FZK 360 11 008)

Auftraggeber: Umweltbundesamt, Berlin (FZK 360 11 008)

Auftragnehmer: Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

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

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

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

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

Danksagung

Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse der seit 1986 durchgeführten Untersuchungen zusammen, aktualisiert mit den Daten der Jahre 2007 - 2008.

Folgende Institutionen und Personen (in alphabetischer Reihenfolge) waren im Laufe der Jahre 2007 - 2008 Ansprechpartner. Für ihre Mitarbeit sei an dieser Stelle sehr herzlich gedankt.

Chemie- und Biologiedaten:

Lauenburgische Seenplatte: Frau Bahnwart, Herr Möller, Herr Paetzholdt, Herr Dr. Schulz, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Schleswig-Holstein

Harz: Herr Dr. Meesenburg, Frau Scheler, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) Göttingen; Herr Dr. Coring, Hardegsen

Rothaargebirge: Frau Dr. Arndt-Dietrich, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen; Herr Dr. Coring, Hardegsen

Hunsrück: Herr Westermann, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Herr Dr. Coring, Hardegsen

Schwarzwald: Herr Lehmann, Herr Dr. Matthias, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg; Herr Dr. Coring, Hardegsen

Bayerischer Wald: Wasserwirtschaftsamt Deggendorf, Bayerisches Landesamt für Umwelt

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

Fichtelgebirge: Wasserwirtschaftsamt Hof, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Erzgebirge, Elbsandsteingebirge, sächsische Tieflandsbucht: Frau Jennemann, Frau Mickel, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Erzgebirge: Herr Sudbrack, Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Fachbereich Technik, Pirna

Depositionsdaten:

Lauenburgische Seenplatte: Herr Möller, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Schleswig-Holstein

Harz: Herr Dr. Meesenburg, Frau Scheler, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) Göttingen

Rothaargebirge: Herr Burggraf, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Hunsrück: Herr Dr. Block, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland Pfalz

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

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

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

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	8
2 Zusammenfassung	10
3 Untersuchungsgebiete	13
3.1 Lage und Probestellen	13
3.2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete	14
3.2.1 Lauenburgische Seenplatte	15
3.2.2 Harz	15
3.2.3 Rothaargebirge	15
3.2.4 Hunsrück	15
3.2.5 Schwarzwald	16
3.2.6 Ostbayerisches Grundgebirge	16
3.2.7 Erzgebirge	18
3.2.8 ECE-Monitoring im Rückblick	18
4 Untersuchungsmethoden	19
4.1 Chemische Auswertungen	19
4.2 Biologische Auswertungen	20
4.2.1 Makrozoobenthos	21
4.2.2 Diatomeen	22
4.2.3 Fische	23
4.2.4 Depositionsdaten	23
5 Ergebnisse	24
5.1 Lauenburgische Seenplatte	24
5.1.1 Pinnsee	24
5.1.1.1 Chemie	24
5.1.1.2 Vergleich mit Depositionsdaten	26
5.2 Harz	26
5.2.1 Lange Bramke	26
5.2.1.1 Chemie	26
5.2.1.2 Makrozoobenthos	27
5.2.1.3 Diatomeen	30
5.2.1.4 Vergleich mit Depositionsdaten	30
5.2.1.5 Zusammenfassung	31
5.3 Rothaargebirge	31
5.3.1 Elberndorfer Bach	31
5.3.1.1 Chemie	31
5.3.1.2 Makrozoobenthos	32
5.3.1.3 Diatomeen	35
5.3.1.4 Zusammenfassung	35
5.3.2 Zinse	36
5.3.2.1 Chemie	36
5.3.2.2 Makrozoobenthos	37

5.3.2.3	Diatomeen	39
5.3.2.4	Vergleich mit Depositionsdaten	40
5.3.2.5	Zusammenfassung	40
5.4	Hunsrück	41
5.4.1	Traunbach 1	41
5.4.1.1	Chemie	41
5.4.1.2	Makrozoobenthos	42
5.4.1.3	Diatomeen	44
5.4.1.4	Zusammenfassung	45
5.4.2	Gräfenbach	45
5.4.2.1	Chemie	45
5.4.2.2	Makrozoobenthos	47
5.4.2.3	Diatomeen	49
5.4.2.4	Vergleich mit Depositionsdaten	49
5.4.2.5	Zusammenfassung	50
5.5	Schwarzwald	50
5.5.1	Goldersbach im südlichen Schwarzwald	50
5.5.1.1	Chemie	50
5.5.1.2	Makrozoobenthos	51
5.5.1.3	Diatomeen	53
5.5.1.4	Vergleich mit Depositionsdaten	54
5.5.1.5	Zusammenfassung	54
5.5.2	Kleine Kinzig im mittleren Schwarzwald	55
5.5.2.1	Chemie	55
5.5.2.2	Makrozoobenthos	55
5.5.2.3	Diatomeen	57
5.5.2.4	Vergleich mit Depositionsdaten	58
5.5.2.5	Zusammenfassung	58
5.5.3	Dürreychbach im nördlichen Schwarzwald	59
5.5.3.1	Chemie	59
5.5.3.2	Makrozoobenthos	59
5.5.3.3	Diatomeen	61
5.5.3.4	Vergleich mit Depositionsdaten	62
5.5.3.5	Zusammenfassung	62
5.6	Ostbayerisches Grundgebirge	63
5.6.1	Vorbemerkungen	63
5.6.2	Seebach im Bayerischen Wald	63
5.6.2.1	Chemie	63
5.6.2.2	Makrozoobenthos	64
5.6.2.3	Diatomeen	66
5.6.3	Hinterer Schachtenbach im Bayerischen Wald	67
5.6.3.1	Chemie	67
5.6.3.2	Makrozoobenthos	68
5.6.3.3	Diatomeen	70
5.6.4	Vorderer Schachtenbach im Bayerischen Wald	71
5.6.4.1	Chemie	71
5.6.4.2	Makrozoobenthos	71
5.6.4.3	Diatomeen	74

5.6.5 Große Ohe im Bayerischen Wald	74
5.6.5.1 Chemie	74
5.6.5.2 Makrozoobenthos	75
5.6.5.3 Diatomeen	78
5.6.6 Rachelsee im Bayerischen Wald	78
5.6.6.1 Chemie	78
5.6.6.2 Vergleich mit Depositionsdaten	79
5.6.6.3 Fischuntersuchungen im Bayerischen Wald	80
5.6.6.4 Zusammenfassung	80
5.6.7 Tirschenreuther Waldnaab 2 im Oberpfälzer Wald	80
5.6.7.1 Chemie	80
5.6.7.2 Makrozoobenthos	82
5.6.7.3 Diatomeen	84
5.6.7.4 Fische	84
5.6.8 Tirschenreuther Waldnaab 8 im Oberpfälzer Wald	84
5.6.8.1 Chemie	84
5.6.8.2 Makrozoobenthos	86
5.6.8.3 Diatomeen	88
5.6.8.4 Fische	88
5.6.8.5 Zusammenfassung	88
5.6.9 Eger im Fichtelgebirge	89
5.6.9.1 Chemie	89
5.6.9.2 Makrozoobenthos	89
5.6.9.3 Diatomeen	92
5.6.10 Röslau im Fichtelgebirge	92
5.6.10.1 Chemie	92
5.6.10.2 Makrozoobenthos	93
5.6.10.3 Diatomeen	96
5.6.11 Zinnbach im Fichtelgebirge	96
5.6.11.1 Chemie	96
5.6.11.2 Makrozoobenthos	98
5.6.11.3 Diatomeen	100
5.6.11.4 Vergleich mit Depositionsdaten	100
5.6.11.5 Fischuntersuchungen im Fichtelgebirge	101
5.6.11.6 Zusammenfassung	101
5.7 Erzgebirge	101
5.7.1 Wolfsbach im Vogtland	101
5.7.1.1 Chemie	101
5.7.1.2 Makrozoobenthos	102
5.7.1.3 Diatomeen	104
5.7.2 Große Pyra im westlichen Erzgebirge	105
5.7.2.1 Chemie	105
5.7.2.2 Makrozoobenthos	107
5.7.2.3 Diatomeen	109
5.7.3 Talsperre Sosa im westlichen Erzgebirge	110
5.7.3.1 Chemie	110
5.7.3.2 Vergleich mit Depositionsdaten	111
5.7.4 Rote Pockau im mittleren Erzgebirge	112

5.7.4.1 Chemie	112
5.7.4.2 Makrozoobenthos	113
5.7.4.3 Diatomeen	115
5.7.5 Talsperre Neunzehnhain im mittleren Erzgebirge	116
5.7.5.1 Chemie	116
5.7.5.2 Vergleich mit Depositionsdaten	117
5.7.5.3 Zusammenfassung	117
5.7.6 Wilde Weißeritz im östlichen Erzgebirge	117
5.7.6.1 Chemie	117
5.7.6.2 Makrozoobenthos	119
5.7.6.3 Diatomeen	121
5.7.6.4 Vergleich mit Depositionsdaten	122
Literaturverzeichnis	123
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	126

1 Einleitung

Die Ausbreitung der Luftverunreinigungen macht an den Ländergrenzen nicht halt, deshalb bemüht man sich schon seit Jahren auf internationaler Ebene um ihre Verringerung. Hierzu verabschiedete die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (United Nations Economic Commission for Europe = UN ECE) 1979 in Genf die "Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen", die mittlerweile von 51 Staaten aus Europa und Nordamerika unterzeichnet wurde. In der Folge dieser Konvention wurden verschiedene Protokolle verabschiedet, in denen sich die einzelnen Staaten zur Verminderung ihrer Schwefelemissionen (Helsinki 1985 und Oslo 1994), Stickstoffemissionen (Sofia 1998) und Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (Genf 1991) verpflichteten.

Um die Wirksamkeit dieser Vereinbarungen zu verfolgen, wurden 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" laufen verschiedene internationale Kooperativprogramme (International Cooperative Programme = ICP), die sich mit den Folgen der Luftverschmutzung beschäftigen. Dabei werden die Auswirkungen der Schadstoffe auf die Oberflächengewässer (ICP Waters), auf den Wald (ICP Forests), auf die Landwirtschaft (ICP Vegetation), auf Bauwerke (ICP Materials) und auf das gesamte Ökosystem (ICP Integrated Monitoring) untersucht. Die ICP Modelling and Mapping befasst sich mit der Kartierung der für Ökosysteme oder einzelne Rezeptoren kritischen Eintragsraten (Critical Loads) und kritischen Belastungskonzentrationen (Critical Levels) relevanter Schadstoffe.

Die Versauerung von Oberflächengewässern wurde als eines der ersten Probleme erkannt, das durch Schwefelemissionen verursacht wurde. Daher sollte die Empfindlichkeit der Gewässersysteme genutzt werden, um die Effekte durch die Verringerung von Luftschadstoffen zu studieren. Das "ICP Waters" (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes) wird koordiniert vom "Programme Centre at the Norwegian Institute for Water Research" (NIVA) in Oslo und hat folgende Ziele:

- Erfassung des Ausmaßes und der geographischen Ausbreitung der Versauerung von Flüssen und Seen
- Dokumentation der Veränderungen des chemischen und biologischen Zustandes an inzwischen 200 Stellen in 24 Ländern Europas und Nordamerikas
- Korrelation mit den Veränderungen der Schadstoffdeposition bedingt durch die Verminderung von Schwefel- und Stickstoffemissionen

Die chemischen Untersuchungsprogramme umfassen alle wichtigen Messgrößen und werden zur Darstellung langfristiger Trends herangezogen. Aussagen zum biologischen Zustand der Gewässer werden anhand der Zusammensetzung der Makroinvertebraten- und der Kieselalgen-Gesellschaften getroffen. Seit 1992 ist auch die Untersuchung der Fischpopulationen Bestandteil des Programms. Fische haben in ihren Lebensstadien unterschiedliche Empfindlichkeiten gegenüber Versauerung. Veränderungen können hier also nur über einen längeren Zeitraum dokumentiert werden.

Ein zusätzlicher Teil des Programms ist die Qualitätskontrolle, die für die Chemie seit 1987 in Form von Interkalibrierungsverfahren durchgeführt wird. Seit 1998 sind 43 Labore in 20 Ländern daran beteiligt. Die biologische Qualitätssicherung läuft seit 1992 ebenfalls in Form von Interkalibrierungsverfahren.

Das NIVA erstellt außerdem die Berichte zu den jährlich stattfindenden Tagungen, gibt einen Überblick über die Qualität der Interkalibrierungsverfahren und wertet die internationalen Ergebnisse aus. (LUEKEVILLE et al. 1997, STODDARD et al. 1994, SKJELKVALE et al. 2000, SKJELKVALE et al. 2003). WIT et al. (2007, 2008) geben einen Überblick über die Untersuchungen der letzten 20 Jahre. Die nationalen Aktivitäten der einzelnen ICPs werden beispielsweise in FRIES et al. (2007) beschrieben.

Die deutschen Untersuchungen werden in den betroffenen Bundesländern von verschiedenen Behörden und wissenschaftlichen Institutionen durchgeführt. Die Koordination der deutschen

Datenerfassung und Weitergabe, sowie die Berichterstellung erfolgte bisher, gefördert vom Umweltbundesamt, durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU).

Die deutschen Ergebnisse wurden für den Zeitraum von 1983 - 1996 (SCHMEDITJE et al., 1998) 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). Darüber hinaus wurden im 2-Jahresrhythmus Berichte über die aktuelle Entwicklung erstellt und veröffentlicht (KIFINGER et al. (1998, 2000, 2002), SCHAUMBURG et al. (2004, 2006, 2008)). Der vorliegende Bericht integriert die aktuellen Ergebnisse von 2007 und 2008. Da das Bayerische Landesamt für Umwelt die Koordinationsaufgaben abgeben hat, liefert dieser Bericht zusätzlich ein Fazit der bisherigen Untersuchungen.

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

Tabelle 1: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern 2007 - 2008: Chemie und Biologie von Oberflächengewässern

Untersuchungsgebiet	Gewässer	Chemie	Biologie
Lauenburgische Seenplatte	Pinnsee	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Schleswig-Holstein	
Harz	Lange Bramke	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt	EcoRing
Rothaargebirge	Elberndorfer Bach Zinse	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen	EcoRing
Hunsrück	Traunbach Gräfenbach	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz	
Schwarzwald	Goldersbach Kleine Kinzig Dürreychbach	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden- Württemberg	EcoRing
Bayerischer Wald	Rachelsee Seebach Hinterer Schachtenbach Vorderer Schachtenbach Große Ohe	Wasserwirtschaftsamt Degendorf	Wasserwirtschaftsamt Degendorf, Bayerisches Landesamt für Umwelt
Oberpfälzer Wald	Waldnaab 2 Waldnaab 8	Bayerisches Landesamt für Umwelt	
Fichtelgebirge	Eger Röslau Zinnbach	Wasserwirtschaftsamt Hof	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Erzgebirge, Elbsandstein- gebirge, sächsische Tief- landsbucht	Wolfsbach Große Pyra Rote Pockau Wilde Weißeritz	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	
Erzgebirge	Talsperre Neunzehnhain Talsperre Sosa	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bereich Überwachung	

Tabelle 2: Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern 2007 - 2008: Depositionsmessstellen

Untersuchungsgebiet	Depositionsmessstelle	Ansprechpartner
Lauenburgische Seenplatte	Hahnheide	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Schleswig-Holstein
Harz	Lange Bramke	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Rothaargebirge	Elberndorf	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Hunsrück	Idar-Oberstein	Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz
Schwarzwald	Freudenstadt Rotenfels Schauinsland	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg
Bayerischer Wald Fichtelgebirge	Markungsgraben Lehstenbach	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Erzgebirge	Plauen Marienberg Zinnwald	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie

2 Zusammenfassung

Seit über 20 Jahren werden im Rahmen des ECE-Monitoringprogramms regelmäßig chemische und biologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern besonders gefährdeter Regionen Deutschlands durchgeführt, um Aussagen über Belastungen durch Luftschadstoffe, insbesondere Schwefel machen zu können. In dieser Zeit wurden insbesondere die Emissionen aus Kraftwerken deutlich reduziert, so dass die Depositionen von Säurebildnern vor allem von Schwefel generell sanken. An vielen Untersuchungsstellen bewegen sich die Sulfatkonzentrationen im Wasser in einem Bereich, der für eine Beeinträchtigung keine Rolle mehr spielen dürfte. Allerdings führte dies nicht zu einer schnellen Lösung der Versauerungsproblematik. Zum einen überlagern andere Einflüsse (z. B. Borkenkäferbefall) die Reduzierung der Schwefelemissionen und zum anderen reagieren die Gewässersysteme nicht so schnell auf eine Reduzierung von Schadstoffen. Dadurch ist die Versauerungsproblematik nach wie vor ein Thema. Betrachtet man die Ergebnisse genauer, so kann man folgendes Fazit ziehen: Die Reduzierung von Schwefel- und Stickstoffemissionen führte in Regionen mit ehemals hoher Belastung wie beispielsweise dem Erzgebirge und dem Harz zu einer Verbesserung der Versauerungssituation. Die Beeinträchtigungen sind aber nach wie vor deutlich spürbar. Gebiete, die von diesen Schadstoffen weniger betroffen waren, wie beispielsweise der Schwarzwald und Teile des ostbayerischen Grundgebirges (Bayerischer und Oberpfälzer Wald) können vermutlich langfristig stabile naturnahe Zustände erreichen, sofern nicht andere Ereignisse (Waldsterben durch Borkenkäferbefall oder Stürme) dem entgegen wirken. Die Tabelle 3 fasst die Entwicklung ausgewählter Indikatoren der Gewässerbelastung in den einzelnen Regionen kurz zusammen.

Tabelle 3: Entwicklung ausgewählter Parameter in den Untersuchungsgebieten (Karten-Nr siehe Karte 1)

Karten-Nr.	Region	pH-Wert	SO ₄ im Wasser	Biologie	Bemerkungen
1	Lauenburgische Seenplatte	0	+	Nicht ausgewertet	pH - Entwicklung ist weniger durch Luftschadstoffe als durch Hydrologie beeinflusst. Versauerung ist durch Eutrophierung überlagert
2	Harz	0	+	+	Schwefelbelastung trotz deutlicher Reduzierung der Deposition nach wie vor sehr hoch. Keine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation erkennbar
4	Rothaargebirge	+	+	+	Insgesamt positiver Trend bei Biologie und Chemie, allerdings nach wie vor Versauerungsproblematik unter Umständen sogar mit Verschlechterung insbesondere in den letzten Jahren.
5	Hunsrück	+	+	0	Positiver Trend bei Sulfat- und Aluminiumbelastung, Verbesserung der pH – Situation; Gewässer sind aber nach wie vor periodisch bis ständig stark sauer
8	Schwarzwald	+	+	+	positive Entwicklung, Säurezustandsklasse 2 und besser (Makrozoobenthos) wird erreicht, zwei der drei Messstellen zeigen keine Beeinträchtigung mehr auf.
9	Bayerischer Wald	+	+	+	Insgesamt positive Entwicklung, allerdings Einbruch durch starke Nitratbelastung aufgrund großer Waldschäden (Borkenkäferbefall) seit 2000. Erholung ist erst mit dem Aufkommen neuer Vegetation zu erwarten.
9	Oberpfälzer Wald	+/0	+	+	Positive Entwicklung an Waldnaab 8 mit steigenden Artenzahlen und Verbesserung der pH - Situation.
9	Fichtelgebirge	+	+	+	Positive Entwicklung, Region ist aber nach wie vor diejenige in Bayern mit der größten Versauerungsproblematik.
10	Erzgebirge mit Vogtland	+	+	+	Positive Entwicklung bei allen untersuchten Stellen durch deutliche Reduzierung der Sulfat- und Nitratbelastung

+ = Verbesserung 0 = gleichbleibend – = Verschlechterung

Die Lauenburgische Seenplatte wird durch die Untersuchungen am Pinnsee repräsentiert. Dieser weist eine nicht unerhebliche Nährstoffbelastung mit teilweise anaeroben Verhältnissen in den Sommermonaten auf, die die Versauerungseffekte überlagert. Hier dürfte nicht die Belastung durch die Luftschadstoffe das Hauptproblem sein, sondern eher Einflüsse aus dem Grundwasser bzw. die langen Aufenthaltszeiten aufgrund des fehlenden Wasseraustauschs (kein Zu- und Abfluss). Andernfalls hätte der See in den letzten Jahren auf die deutliche Reduzierung der Schwefelbelastung reagieren müssen. Wesentliche Zustandsänderungen sind auch in den kommenden Jahren nicht zu erwarten.

Der Harz ist eine Landschaft mit sehr vielschichtiger Geologie, die bedingt durch den Erzabbau bereits sehr früh durch Schwefelemissionen und Schwermetalle belastet wurde. Die Lange Bramke ist eines der am längsten untersuchten Gewässer, das in den 30 Untersuchungsjahren keine große Verbesserung zeigt. Die Schwefelemissionen haben sich zwar vermindert, im Gewässer liegt der Sulfatwert aber nach wie vor bei 10-12 mg/l. Hier dürften Auswaschungen aus dem Boden eine wichtige Rolle spielen. Die pH-Werte unterlagen ab Mitte der 1990er Jahre wesentlich größeren jahreszeitlich bedingten Schwankungen (Minima < pH 5) als in der aktuellen Phase (Minima bis pH 5,5). Die biologischen Untersuchungen zeigen in den letzten Jahren eine verbesserte Situation an. Insgesamt stellt sich allerdings die Frage, wo die Entwicklung überhaupt hinführen kann. Mittelfristig ist keine größere Verbesserung der Versauerungssituation zu erwarten. Im Rothaargebirge finden sich zwei Probestellen (Elberndorfer Bach und Zinse). Letztere ist das deutlich stärker versauerte Gewässer, während am Elberndorfer Bach ein kleiner Fischteich den Versauerungseffekt überlagern könnte. Die Sulfatdepositionen sind im Rothaargebirge stark rückläufig. Das spiegelt sich auch in den Einträgen ins Gewässer wider. Während am Elberndorfer Bach noch ein gewisser Einfluss auf den pH-Wert erkennbar ist, liegen die Werte in der Zinse immer noch Werte unter pH 5,5. Die extremen Schwankungen resultieren dort vermutlich aus den Abflussverhältnissen. Seit der Jahrtausendwende werden am Elberndorfer Bach kontinuierlich steigende Artenzahlen ermittelt, was sich in der Säurezustandsklasse 2 und besser widerspiegelt. Allerdings gehen die Artenzahlen der Trichoptera und Ephemeroptera seit 2004 wieder zurück. Ob es sich um eine längerfristige Zustandsverschlechterung handelt, müssen die kommenden Jahre zeigen. Die Zinse zeigt 2007 einen starken Einbruch bei den Artenzahlen und damit auch eine Verschlechterung der Säurezustandsklasse auf 5. Somit ist das Rothaargebirge nach wie vor ein Gebiet mit großer Versauerungsproblematik.

Im Hunsrück werden zwei Stellen (Traunbach und Gräfenbach) untersucht. Während die chemischen Daten relativ regelmäßig erhoben wurden, sind die biologischen Untersuchungen sehr lückenhaft und lassen daher keine seriösen Trendbetrachtungen zu. Die Sulfatbelastung hat sich im Hunsrück seit Mitte der 1980er Jahre deutlich reduziert und liegt nun im Bereich <10 mg/l. Auch die Aluminiumwerte sind an beiden Gewässern stark zurück gegangen. Dadurch ist eine erhebliche Verbesserung der pH - Situation erkennbar. Lagen die Werte am Traunbach in den 1980er Jahren teilweise noch ganzjährig unter pH 5, so schwanken sie heute im Bereich von 4,5 – 6. Am Gräfenbach liegen die Werte aktuell zwischen 4,5 und 5 (in den 1980er Jahren teilweise sogar unter 4). Beide Gewässer sind aber nach wie vor als periodisch bis ständig stark sauer zu klassifizieren.

Der Schwarzwald ist das Gebiet mit der insgesamt positivsten Entwicklung. Die drei Probestellen repräsentieren unterschiedliche Regionen. Der Goldersbach im Südschwarzwald und die Kleine Kinzig im mittleren Schwarzwald zeigen inzwischen pH-Werte, die ganzjährig im Bereich 6 - 7 liegen. Am Dürreychbach ist die Entwicklung sogar noch deutlicher. Lagen die Werte hier bis zur Jahrtausendwende noch unter pH 6, liegen sie heute nahezu ganzjährig darüber. Im Schwarzwald war die Sulfatbelastung nie so hoch wie in vielen anderen untersuchten Regionen und hat daher für die Versauerung nicht die entscheidende Rolle gespielt. Die Nitratwerte liegen im Bereich von 0,5 mg/l und dürften damit ebenfalls nicht ausschlaggebend sein. Von den drei Gewässern ist nur der Dürreychbach noch als belastet zu betrachten, während Kleine Kinzig und Goldersbach aktuell keine Versauerungsproblematik aufweisen.

Das Ostbayerische Grundgebirge ist in drei Regionen unterteilt, die im Untersuchungszeitraum eine unterschiedliche Entwicklung durchgemacht haben. Im Bayerischen Wald wurden neben dem Rachelsee vier Fließgewässer (Seebach, Vorderer und Hinterer Schachtenbach, Große Ohe) untersucht, die alle in unmittelbarer Nachbarschaft liegen. Bedingt durch das Absterben des Fichtenbestands im Einzugsgebiet aufgrund von Borkenkäferbefall unterliegen alle fünf Gewässer seit

Ende der 1990er Jahre einer verstärkten Nitratbelastung. Dadurch hat sich die an sich positive Entwicklung der Versauerungssituation umgekehrt. Allerdings ist durch das Nachwachsen der Vegetation schon wieder eine leichte Verbesserung erkennbar. Ein Einfluss der vorübergehenden Nitratbelastung auf die Biozönose war nicht auszumachen. Seit Jahren steigen die Artenzahlen an allen Stellen an, so dass mit Ausnahme des Seebachs, der vermutlich durch den Rachelsee stärker beeinflusst ist, alle Gewässer aktuell die Säurezustandsklasse 2 (überwiegend neutral bis periodisch schwach sauer) aufweisen. Der Rachelsee ist nach wie vor ein stark versauerter See, ebenfalls mit positiver Tendenz.

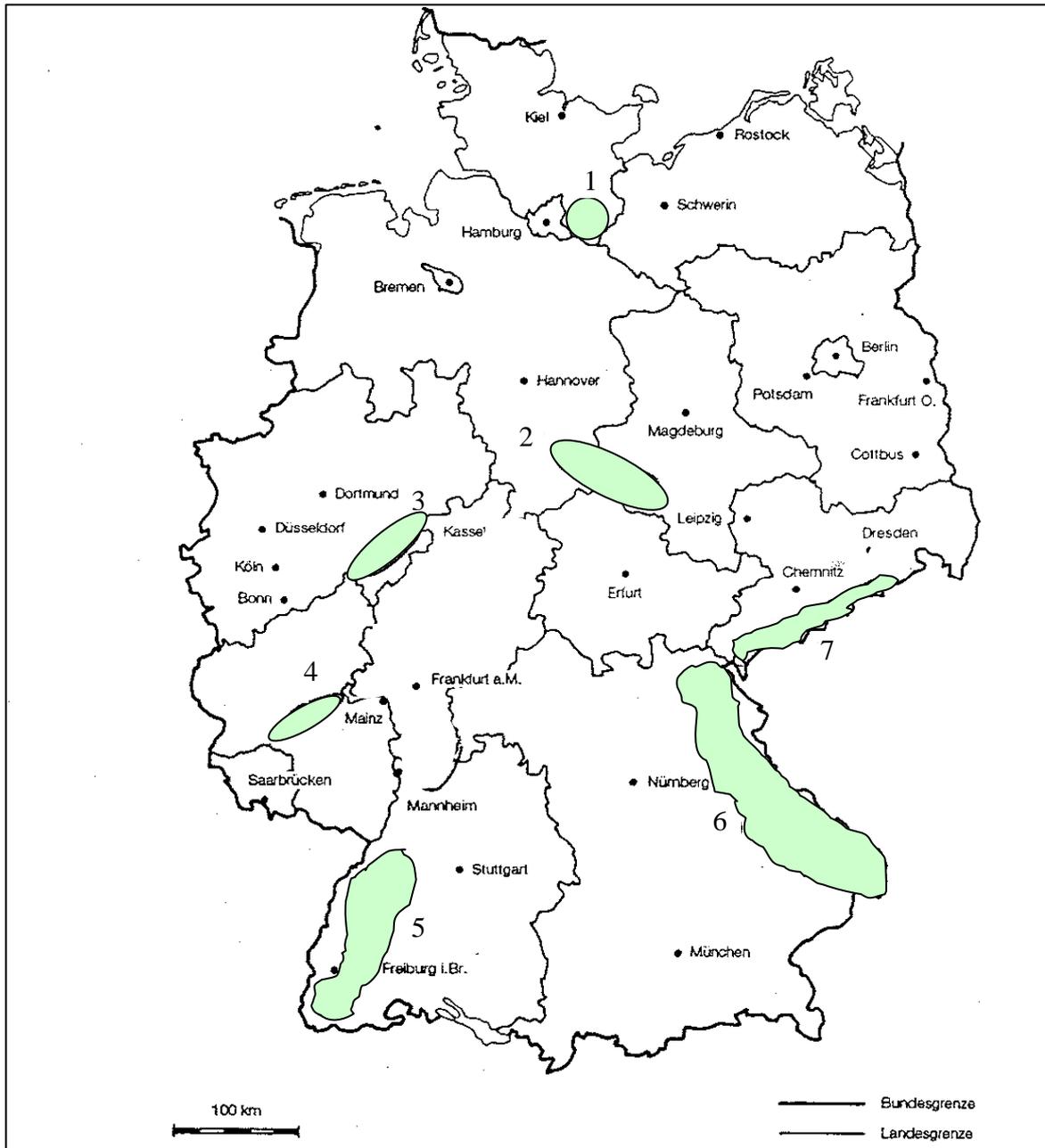
Im Oberpfälzer Wald wurde die Tirschenreuther Waldnaab an zwei Stellen untersucht. Während die Stelle 2 im Quellgebiet noch im Gneis liegt und damit ein gewisses Pufferungsvermögen aufweist, liegt die Stelle 8 im reinen Granit. Dementsprechend sind die Versauerungseffekte an der unteren Stelle auch deutlich größer. Eine Verbesserung ist an Stelle 2 nicht zu erwarten, da es sich hier um geogen bedingte Versauerungseffekte handeln dürfte, wohin gegen die Stelle 8 einen positiven Trend zeigt. Die Artenzahlen des Makrozoobenthos steigen in den letzten Jahren kontinuierlich an und in 2008 wurde sogar wieder die Säurezustandsklasse 2 erreicht.

Das Fichtelgebirge weist von allen drei ostbayerischen Grundgebirgen die stärkste Versauerungsproblematik auf. Sowohl die Eger, die Röslau als auch der Zinnbach unterliegen starken jahreszeitlichen Schwankungen des pH-Werts. Dabei wurden bis zur Jahrtausendwende noch pH-Minima <4 erreicht. Erst seit 2003 ist hier eine positive Entwicklung erkennbar. Selbst der am stärksten versauerte Zinnbach liegt nun ganzjährig über pH 4. Die Sulfat- und Aluminiumbelastung hat sich deutlich reduziert. Die Artenzahlen des Makrozoobenthos steigen. An Eger und Röslau zeigt sich dies auch in einer Verbesserung der Säurezustandsklassen, während der Zinnbach nach wie vor die Klasse 5 aufweist.

Das Erzgebirge lässt sich in verschiedene Regionen, Ost-, Mittel- und Westerzgebirge sowie daran anschließend das Vogtland unterteilen. Allen Regionen gemeinsam ist eine deutliche Reduzierung der Sulfat- und Nitratbelastung. Damit einher geht auch eine Verminderung des Eintrags von Aluminium in die Gewässer. Im Vogtland wird der Wolfsbach untersucht, der allerdings kein repräsentatives, den Auswahlkriterien des NIVA entsprechendes Gewässer ist. Zum einen sorgt die Geologie für einen gewissen Pufferungseffekt, aber auch die Beeinflussung durch Landwirtschaft und einen Fischteich mindert trotz hoher Sulfat- und Nitratbelastung die Versauerungseffekte. Die Werte liegen aktuell im Bereich von ca. 30 mg/l (SO_4) bzw. 2 – 3 mg/l (NO_3). Seit 2003 liefert die Bewertung des Makrozoobenthos die Säurezustandsklasse 1 und zeigt damit einen „nicht sauren“ Zustand an. Inwieweit die Stelle repräsentativ für die Versauerungsproblematik im Vogtland ist, ist schwer zu beurteilen. Die Große Pyra und die Talsperre Sosa liegen im westlichen Erzgebirge. Beide Gewässer sind trotz der positiven Entwicklung noch als ständig stark sauer einzustufen. Die pH-Werte haben sich deutlich verbessert. Seit 2005 liegen sie an der Großen Pyra ganzjährig über 4,5, in der Sosa sogar über 5. Auch die biologischen Untersuchungen an der Großen Pyra zeigen seit 2005 eine positive Entwicklung mit steigenden Artenzahlen beim Makrozoobenthos und einem deutlich höheren Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986). Das mittlere Erzgebirge wird durch die Rote Pockau und die Talsperre Neunzehnhain repräsentiert. Die Rote Pockau war in den 1990er Jahren noch als ständig stark sauer zu betrachten. In der Zwischenzeit weist sie ganzjährig pH-Werte >5 auf, seit 2005 sogar $>5,5$. Sie ist damit „nur noch“ periodisch deutlich sauer. Auch die Biologie zeigt eine Verbesserung der Situation an. Die Artenzahlen sind seit 1992 deutlich gestiegen und aktuell wird die Säurezustandsklasse 3 erreicht. Allerdings ist seit 2007 wieder ein Rückgang der Artenzahl zu erkennen. Ob eine dauerhafte Verschlechterung eintritt, müssen zukünftige Untersuchungen zeigen. Die Talsperre Neunzehnhain wird seit 1996 untersucht, allerdings mit Unterbrechungen, da sie zu Revisionszwecken abgelassen wurde. Betrachtet man den Zeitraum ab 2001 (nach der Wiederbefüllung) so liegen die pH-Werte im Bereich 6 – 7. Von einer Versauerungsproblematik ist hier eigentlich nicht mehr auszugehen. Insgesamt war die Talsperre Neunzehnhain auch weit weniger belastet als beispielsweise die Talsperre Sosa. Im östlichen Erzgebirge wird die Wilde Weißeritz untersucht. Hier hat sich die Versauerungssituation seit den 1980er Jahren deutlich entspannt. Aktuell liegen die pH-Werte nahezu ganzjährig über 6. Auch die Artenzahlen des Makrozoobenthos sind kontinuierlich gestiegen, insbesondere die Vorkommen von Ephemeroptera und Trichoptera. Aktuell wird die Säurezustandsklasse 2 (überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer) ausgewiesen.

3 Untersuchungsgebiete

3.1 Lage und Probestellen



Karte 1: schematische Darstellung der Lage der Untersuchungsgebiete (1: Lauenburgische Seenplatte, 2: Harz, 3: Rothaargebirge, 4: Hunsrück, 5: Schwarzwald, 6: Ostbayerisches Grundgebirge mit Bayerischem und Oberpfälzer Wald sowie Fichtelgebirge; 7: Erzgebirge)

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Untersuchungsgebiete und die zugehörigen Stellen.

Tabelle 4: Untersuchungsgebiete mit zugehörigen Probenahmestellen und ihre Untersuchungszeiträume sowie ihre Codierung im Monitoringprogramm

Gebiet	Messstelle	NIVA-Code	Hochwert	Rechtswert	Zeitraum
Lauenburgische Seenplatte	Pinnsee	DE16	5945500	4416740	1986 – 2008
Harz	Lange Bramke	DE12	5748020	3598110	1969 – 2008
Rothaargebirge	Elberndorfer Bach	DE03	5650900	3443960	1986 – 2008
		DE32	5652010	3444420	1986 – 2008
Hunsrück	Traunbach	DE26	5509760	2580470	1982 – 2008
	Gräfenbach	DE06	5533670	3401470	1982 – 2008
Schwarzwald	Goldersbach	DE05	5304909	3429543	1986 – 2008
	Kleine Kinzig	DE35	5365030	3453016	1986 – 2008
	Dürreychbach	DE01	5401480	3459580	1987 – 2008
Bayerischer Wald	Rachelsee	DE17	5427350	4602740	1984 – 2008
	Seebach	DE23	5423340	4603500	1983 – 2008
	Hinterer Schachtenbach	DE10	5423340	4603530	1983 – 2008
	Vorderer Schachtenbach	DE27	5423330	4603570	1983 – 2008
	Große Ohe	DE08	5423170	4603570	1979 – 2008
Oberpfälzer Wald	Waldnaab 2	DE28	5514797	4530528	1985 – 2008
	Waldnaab 8	DE29	5517371	4530888	1984 – 2008
Fichtelgebirge	Eger	DE02	5549884	4487881	1982 – 2008
	Röslau	DE18	5545460	4492908	1982 – 2008
	Zinnbach	DE33	5541262	4492938	1983 – 2008
Erzgebirge	Wolfsbach	DE31	5676000	4510000	1992 – 2008
	Große Pyra	DE07	5587155	4537455	1981 – 2008
	Talsperre Sosa	DE24	5594940	4545900	1953 – 2008
	Rote Pockau	DE21	5609600	4584600	1979 – 2008
	Talsperre Neunzehnhain	DE13	5620310	4581440	1966 – 2008
	Wilde Weißeritz	DE30	5621920	5408930	1966 – 2008

Die Tabelle 5 listet die Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm auf, die aktuell noch beprobt werden.

Tabelle 5: Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm

Gebiet	Messstelle	Untersuchungszeitraum
Lauenburgische Seenplatte	Hahnheide	1985 – 2008
Harz	Lange Bramke	1981 – 2008
Rothaargebirge	Elberndorf	1987 – 2008
Hunsrück	Idar-Oberstein	1984 – 2008
Schwarzwald, südlich mittel nördlich	Schauinsland	1987 – 2008
	Freudenstadt	1984 – 2008
	Rotenfels	1983 – 2008
Bayerischer Wald	Markungsgraben	1989 – 2008
Fichtelgebirge	Lehstenbach	1988 – 2008
Erzgebirge, westlich mittel östlich	Plauen	1989 – 2008
	Marienberg	1989 – 2008
	Zinnwald	1989 – 2008

3.2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Messstellen wurden gezielt für die Fragestellung der Gewässerversauerung ausgewählt. Sie liegen überwiegend in den höheren Lagen der Mittelgebirge. Die mittleren Temperaturen sind niedrig (von 4 bis 8°C), die Niederschläge dagegen hoch (von 700 bis 1900 mm), mit teilweise großem Schneeanteil (bis 50%). Der Untergrund besteht aus basenarmen Gesteinen wie Sandsteinen (Devon, Buntsandstein), Graniten, Gneisen und Schiefen und teilweise Konglomeraten. An den Hängen sind Solifluktsdecken oder Felsen- und Blockmeere zu finden. Während das anstehende Gestein in der Regel wenig durchlässig ist, kann sich Hangwasser im Verwitterungsmaterial bilden. Senken und Hochflächen sind vermoort. Die Quellhorizonte sind oft sumpfig oder moorig, teilweise fließen Schichtquellen zu. Es haben sich basenarme Braunerden, Podsole, Hanggleye, Stagnogleye und Gleye ausgebildet, stellenweise sind mächtige Rohhumusauflagen zu finden. Die Einzugsgebiete sind großflächig bewaldet, meist mit Fichtenbeständen. Viele Berei-

che sind durch Luftschadstoffe geschädigt, sekundär auch durch Borkenkäferbefall und Windwurf.

Die Beschreibungen der einzelnen Untersuchungsgebiete wurden im Wesentlichen SCHNELBÖGL 1996 entnommen.

3.2.1 Lauenburgische Seenplatte

Die Lauenburgische Seenplatte liegt in den basenarmen Sanderflächen der Norddeutschen Tiefebene (29 m ü NN). Der hier untersuchte Pinnsee ist ein zu- und abflussloser Toteissee in einem Sanderkegel aus grob- und mittelkörnigen Schmelzwassersanden. Eine Beeinflussung durch Grundwasser ist wahrscheinlich. Im Einzugsgebiet (0,45 km²) finden sich tiefgründige Podsol-Braunerden, zum Teil vergleht mit pH-Werten im Bereich von 3 – 4. Die jährlichen Niederschläge betragen im Mittel 700 mm bei einer Durchschnittstemperatur von 8,8 °C mit vorwiegend südwestlichem Wind. Der Waldbestand setzt sich größtenteils aus alten Fichten und Kiefern zusammen, untergeordnet Eiche und Buche.

3.2.2 Harz

Der Harz ist geologisch gesehen sehr vielfältig mit teils kleinflächig vorkommenden Grauwacken, Quarziten, Sandsteinen, Graniten, Diabasen, Porphyren und Tonschiefer. Er ist seit dem Mittelalter Bergbaurevier und daher in Teilen bereits sehr früh mit Schwefel- und Schwermetallen belastet worden.

Die Probestelle Lange Bramke (520 m ü NN) liegt im Lee der Schalke einer der höchsten Erhebungen des Westharzes, bestehend aus Oberharzer Devon, einer Mischung aus dickbankigen Quarziten, feinkörnigen quarzitischen Sandsteinen, sandig-siltigen Schiefern und Tonschiefern. Die Hänge sind mit skelettreichen Solifluktionserden bedeckt. Der mittlere Niederschlag liegt bei 1200 mm, bei bis zu 100 Schneetagen. Die Böden bestehen aus Braunerden, Podsolen und Gleyen und sind bedeckt von Fichtenwald. Die vorherrschende Windrichtung ist West.

3.2.3 Rothaargebirge

Das Rothaargebirge schließt sich nach Norden an das Rheinische Schiefergebirge an. Der Elberndorfer Bach und die Zinse (540 m ü NN) entspringen am Südwestrand des Rothaargebirges und fließen bis zur Einmündung in die Eder bzw. Röspe durch gefällestarke Kerbtäler. Nahezu das gesamte Einzugsgebiet besteht aus den Oberen Siegener Schichten (Klafelder Folge), im Wesentlichen also Tonsteine, geschiefert und untergliedert mit geringmächtigen Schluff- und Sandsteinbänken. Die Hänge und die Aue bestehen aus Lehm, der eine geringe Wasserdurchlässigkeit aufweist. Ein nennenswertes Grundwasserverkommen gibt es nicht und auch der Zufluss aus Hangquellen ist eher gering. Bedingt durch das steile Gelände hat man stark wechselnde Abflussverhältnisse. Der mittlere Niederschlag liegt bei 1200 mm und die durchschnittliche Jahrestemperatur bei 8°C. Die Böden setzen sich aus basenarmen bis schwach basenhaltigen Braunerden, in höheren Lagen aus podsoligen Braunerden und Podsolen zusammen. Die ursprüngliche Vegetation war ein Hainsimsen-Buchenwald, in der Zwischenzeit wurde allerdings mit Fichtenmonokulturen aufgeforstet. Der Elberndorfer Bach wird zudem von einem kleinen Fischteich beeinflusst.

3.2.4 Hunsrück

Der Hunsrück ist Teil des Rheinischen Schiefergebirges, das vor allem aus Tonschiefern, Grauwacken und Quarziten besteht. Die Quarzite zeigen eine geringe Verwitterungsneigung und bilden daher von Südwest nach Nordost ziehende Sättel im Bereich von 600 – 800 m ü. NN. Die Hangzonen sind mit skelettreichem Solifluktionsmaterial bedeckt, einem basenarmen Substrat. In den Tallagen findet sich hingegen eine höhere Pufferkapazität des Bodens und der Gesteine aufgrund der Bedeckung mit weichem tief verwittertem Tonschiefer. Der Traunbach (620 m ü. NN) entspringt im quarzitischen Hangschutt am südwestlichen Rand des Hunsrücks. Er fließt kurzzeitig durch mooriges Gelände eher er wieder in Quarzitgebiet eintritt. Der Gräfenbach (515 m ü. NN) entspringt im östlichen Teil des Hunsrücks in einem Quarzitgebiet. Die Bäche werden vor

allein aus dem Porengrundwasser der Hangschuttdecken gespeist und zeigen daher große jahreszeitliche Schwankungen in der Wasserführung. Teilweise trocknen sie im Sommer vollständig aus. Der mittlere Niederschlag liegt bei 1100 mm pro Jahr und die mittlere Temperatur bei 6,5°C. Die Hänge sind von teilweise podsolierten Braunerden bzw. Parabraunerden sowie Hanggleye bedeckt. Die Böden weisen eine geringe Pufferkapazität auf. Die Hauptwindrichtung ist West, der Waldbestand besteht zum größten Teil aus Fichten.

3.2.5 Schwarzwald

Der Schwarzwald lässt sich grob in Nord-, Mittel- und Südschwarzwald unterteilen. In allen drei Teilgebieten wurde jeweils eine Probestelle untersucht.

Südschwarzwald

Das Grundgebirge ist aus Gneisen und Graniten aufgebaut und erreicht Höhen zwischen 300 und 1500 m ü. NN. Der Goldersbach (1100 m ü. NN) entspringt am Osthang des Feldbergs. Von der Quelle im Gneis fließt er durch stark abfallendes Gelände, in dessen weiterem Verlauf würmeiszeitliche Moränen mit hohem Schluffanteil (Geschiebelehm) anstehen. Die eigentliche Probestelle liegt dann wieder im Gneis. Die Region erhält bis zu 1900 mm Niederschlag pro Jahr, mit einem Schneeanteil von bis zu 40%. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 4 - 5°C bei vorwiegend südwestlichem bis westlichem Wind. Die sehr häufig tiefgründigen Böden sind meist aus den periglazialen Schuttdecken entstanden und bestehen hauptsächlich aus Stagnogleye, Hanggleye, Torfmooren und in den Tälern Gleye. Auf den Moränen finden sich außerdem Braunerden, teilweise podsoliert und Podsole. Das Einzugsgebiet ist weitgehend mit Nadelwald bestockt.

Mittlerer Schwarzwald

Der mittlere Schwarzwald erreicht Höhen von maximal 1000 m ü. NN. Die Probestelle Kleine Kinzig (620 m ü. NN) liegt südwestlich von Freudenstadt und fließt durch ein tief eingeschnittenes Tal in Nord-Südrichtung. Sie speist den nördlichen Arm des Kinzigstausees. Das Einzugsgebiet liegt weitgehend im Mittleren Buntsandstein, teilweise auch im Oberen bzw. an der Talsperre auch im Unteren Buntsandstein. Letzterer weist mehr Calcium und Magnesium auf als die anderen beiden. Die Kinzigquelle ist eine Spaltenquelle. Die Niederschläge sind mit 1550 mm/Jahr und einem Schneeanteil bis zu 40% geringer als im Südschwarzwald. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 6°C. Die Böden sind tiefgründig verwittert, das feuchtkalte Klima begünstigt die Rohhumusbildung. In Verbindung mit den lockeren Böden erfolgt eine rasche Auswaschung von Huminstoffen und Kationen aus den oberen Bodenschichten und damit Ortsteinbildung. Daneben sind noch podsolige Braunerden und Ranker zu finden. Das Einzugsgebiet der Kleinen Kinzig ist weitgehend von Nadelwald bestockt.

Nordschwarzwald

Im nördlichen Teil des Schwarzwaldes wird der Granit durch mächtige Buntsandsteinplatten überdeckt und tritt nur in den Tälern zu Tage. Der Dürreychbach (730 m ü. NN) fließt in einem langgestreckten Tal nach Osten. Der Quellbereich ist sumpfig ebenso die Umgebung des Zulaufs kurz vor der Probestelle. Das Einzugsgebiet besteht vor allem aus geröllfreiem Mittleren (Haupt-) Buntsandstein, am Bachlauf entlang findet sich Ecksches Konglomerat, ein lockerer, brüchiger, Sandstein mit Geröllen von Quarz und Feldspaten. Die Probestelle liegt im Grenzbereich zum Unteren Buntsandstein. Der linksseitige Zulauf des Dürreychbachs ist eine typische Schichtquelle. Die mittleren Niederschläge liegen bei 1600-2000 mm/Jahr, bei einem Schneeanteil bis zu 40%. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 6 - 7°C. Im ganzen Gebiet finden sich Rohhumusauflagen, Podsole und Stagnogleye sind weit verbreitet. Der Wald besteht zum überwiegenden Teil aus Fichte.

3.2.6 Ostbayerisches Grundgebirge

Das Ostbayerische Grundgebirge ist weitgehend aus Gneisen und Graniten aufgebaut, jüngere Deckschichten fehlen vollständig. Es gliedert sich aufgrund morphologischer Gegebenheiten in

vier Teile: Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge und Frankenwald. Letzterer wurde in diesem Programm nicht berücksichtigt.

Bayerischer Wald

Der Bayerische Wald ist durch langgestreckte Paralleltäler und bewaldete Bergrücken mit Gipfeln bis zu 1400 m Höhe ü. NN. gekennzeichnet. In den Lagen über 800 m herrscht Firneisgrundschutt vor, der aus einer stark verfestigten sandig-grusigen Grundmasse zusammen gesetzt ist. Unterhalb bedecken Solifluktionsschuttdecken das Gebiet. Fünf Probestellen befinden sich in diesem Untersuchungsgebiet (770 m ü. NN):

- Rachelsee
- Seebach
- Vorderer Schachtenbach
- Hinterer Schachtenbach
- Große Ohe

Der Rachelsee liegt südöstlich des Großen Rachel (1453 m ü. NN) und ist ein eiszeitlicher Karsee, gebildet vom Rachelgletscher. Sein Becken ist zweigeteilt und am Nordnordwestufer von einer 300 m hoch aufragenden Karwand umrahmt. Von dort kommen auch seine beiden Zuflüsse. Seinen Abfluss im Süden bildet der Seebach, der sich mit Vorderem und Hinterem Schachtenbach vereinigt und in dann als Große Ohe weiter fließt.

Die Geologie im Einzugsgebiet setzt sich aus verfestigtem eiszeitlichem Schutt (Firneisgrundschutt) und Cordieritgneis zusammen. Darauf entwickelten sich Braunerden und Lockerbraunerden sowie Podsol-Braunerden. Der Gebirgskamm des Bayerischen Walds wirkt als Klimascheide mit hohen Niederschlägen im Sommer (1100 1600 mm/Jahr) und viel Schnee im Winter (bis zu 50% des Niederschlags). Die Schneeschmelze setzt frühestens Ende April ein. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 4 – 5°C, bei vorherrschend westlichem Wind. Die Probestellen liegen alle im Nationalpark Bayerischer Wald. Der Waldbestand wird in den Hochlagen von Bergfichtenwald dominiert, in den tieferen Lagen von Mischwald mit Fichte, Tanne und Buche (70% Nadelwald). Der Wald wird nicht bewirtschaftet. Infolge dessen wurde auch Ende der 1990er Jahre nichts gegen den Borkenkäferbefall unternommen. Dies führte teilweise zum kompletten Absterben des Fichtenbestands in einigen Regionen und dadurch zu einer verstärkten Nitratbelastung der Gewässer, was sich auch in der Entwicklung der Versauerungssituation dokumentieren lässt. Durch das Nachwachsen der Bäume lässt sich aber inzwischen wieder eine Erholung erkennen.

Oberpfälzer Wald

Die Tirschenreuther Waldnaab (727 m ü. NN bzw. 615 m ü. NN) liegt im Hinteren Oberpfälzer Wald in der Grenzregion zu Tschechien. Das Einzugsgebiet besteht aus Gneisen und Graniten, die von eiszeitlichen Solifluktionsdecken unterschiedlicher Mächtigkeit überlagert sind. Die Stelle 2 liegt im reinen Gneis, danach fließt der Oberlauf (Stelle 8) durch Granit. In tieferen Lagen bilden Solifluktionsdecken schwer wasserdurchlässige Schichten, was zu Moorbildung und Staunässe führt. Auf Gneis entwickelten sich Braunerden mit hoher Basensättigung, auf Granit flach- bis mittelgründige podsolige Sandböden mit geringer Pufferkapazität. Die Jahresniederschläge liegen bei 850 – 1000 mm, die mittlere Jahrestemperatur bei 5 – 6,5°C. Frühjahr und Herbst sind in der Regel ziemlich trocken, im Frühjahr und Winter weht häufig ein kalter und trockener Fallwind aus dem Osten (Böhmischer Wind). Ursprünglich bestand die Vegetation aus einem Bergmischwald, inzwischen handelt es sich hier aber auch zum überwiegenden Teil (80 – 85 %) um Fichtenbestand.

Fichtelgebirge

Das Fichtelgebirge wird aus großen Stöcken jüngeren Granits aufgebaut, in Senken finden sich häufig Moore. Die jüngeren Granite sind kieselsäurereicher und basenärmer als die älteren Granite, die beispielsweise den Bayerischen Wald bilden. Im westlichen Teil treten außerdem Quarzite und Grauwacken sowie Phyllite zu Tage. Dort liegt auch der Schneeberg, die mit 1051 m ü. NN höchste Erhebung des Fichtelgebirges. Die Eger (664 m ü. NN), die Röslau (660 m ü. NN) und der Zinnbach (695 m ü. NN) entspringen an den Hängen dieses Berges. Die Eger kommt aus den aluminiumarmen Frauenbachquarziten (Obere Arzberger Serie), die einen hohen Kieselsäuregehalt aufweisen. Die Röslau entspringt im granitoiden Gneis, der Zinnbach im Granit. Diese Grani-

te verwittern nur sehr langsam und bilden dabei Braunerdeböden unterschiedlicher Tiefe aus. Sie sind flachgründig und sehr steinig und werden oft podsolig (Bleichhorizont). Die Niederschläge liegen im westlichen Teil bei 1200 mm/Jahr, bei einer mittleren Temperatur von 5 – 7°C. Die vorherrschende Windrichtung ist West. Die Vegetation in den Einzugsgebieten der drei Gewässer besteht überwiegend aus Fichten.

3.2.7 Erzgebirge

Das Erzgebirge gliedert sich in drei Abschnitte West-, mittleres und Osterzgebirge. Daran schließt sich im Westen noch das Vogtland an. In allen vier Gebieten wurde eine Probestelle ausgewählt. Zusätzlich werden hier noch zwei Talsperren (Sosa und Neunzehnhain) untersucht. Der mittlere und östliche Teil des Erzgebirges besteht im Wesentlichen aus Gneisen, der Westen mehr aus Granit. Daneben finden sich Phyllite und Glimmerschiefer, im Westen zusätzlich noch Porphyre. Auf deutscher Seite ist der Fichtelberg (1214 m ü. NN), auf tschechischer der Klinovec (1244 m ü. NN) die höchste Erhebung. Alle untersuchten Stellen befinden sich in den Kammlagen, teilweise direkt an der Grenze.

Der Wolfsbach (565 m ü. NN) liegt im Vogtland. Sein Einzugsgebiet wird von Phylliten dominiert. Auf den Kuppen und an den Hängen finden sich außerdem steinig-grusige, lehmige Hangschuttdecken, auf denen Braunerdeböden entstanden sind. Aufgrund seiner Dichte und seines geringen Porenvolumens fungiert der Phyllit als Wasserstauer, ebenso wie der Hangschutt mit seinem hohen Anteil schluffiger Matrix. Bei Starkregenereignissen führt dies mangels Versickerungsmöglichkeit zu einer oberflächlichen Abfuhr des Wassers. Die mittleren Niederschläge liegen bei 740 mm/Jahr, sind also vergleichsweise gering. Allerdings herrscht aufgrund der vorherrschenden Winde aus Westen bis Südwesten ein raues Klima. Die Vegetation im Einzugsgebiet des Wolfsbachs wird von Fichtenwald (ca. 2/3) dominiert, der Rest ist landwirtschaftlich genutzt. Ein Zulauf ist außerdem durch einen kleinen Fischteich beeinflusst.

Das Westerzgebirge wird durch die Große Pyra (745 m ü. NN) und die Talsperre Sosa repräsentiert. Hier dominiert der Granit, der von Hangschutt- und Verwitterungsdecken überlagert ist, auf denen sich Braunerden gebildet haben. Die Niederschläge liegen bei 1100 – 1300 mm/Jahr. Es herrscht ein raues Mittelgebirgsklima. Die Einzugsgebiete der beiden Gewässer sind überwiegend mit Fichtenwald bedeckt. Im Quellbereich der Großen Pyra kommt es außerdem zur Moorbildung. Im Mittleren Erzgebirge um die Stadt Marienberg befinden sich die Rote Pockau (635 m ü. NN) und die Talsperre Neunzehnhain. Die Rote Pockau entspringt im Marienberger Gneis, einem Orthogneis. Das Einzugsgebiet der Talsperre Neunzehnhain wird von Gneisen und Glimmerschiefern dominiert, an einigen wenigen Stellen finden sich Kalklinsen. Die Böden bestehen hauptsächlich aus Braunerden. Die Niederschläge liegen im Mittel bei 900 mm/Jahr. Die Vegetation an der Roten Pockau wird durch Fichtenmonokulturen geprägt, die starke Schädigungen aufweisen. Außerdem liegen ausgedehnte Torfgebiete in diesem Bereich. Auch an der Talsperre Neunzehnhain dominiert der Fichtenwald.

Südwestlich von Altenberg im Osterzgebirge liegt die Wilde Weißeritz (695 m ü. NN). Geologisch dominiert hier der Quarzporphyr, untergeordnet findet sich Muskovitgneis. Unterhalb der Probestelle finden sich außerdem kristalline Kalklinsen. Die Böden sind von Schotter- und Lehmlagerungen bedeckt, teilweise gibt es Moore und Torfbildungen. Drei Viertel der Vegetation im Einzugsgebiet besteht aus Fichtenwald, der außerdem starke Schädigungen aufweist.

3.2.8 ECE-Monitoring im Rückblick

Neben den hier genannten Untersuchungsgebieten wurden ursprünglich noch folgende weitere Regionen in Deutschland untersucht:

- Kaufunger Wald
- Odenwald
- Taunus
- Elbsandsteingebirge
- Sächsische Tieflandsbucht

Im Lauf der Jahre wurden diese aber aus dem Programm genommen. Erläuterungen und Ergebnisse zu den Probestellen in diesen Regionen lassen sich den Vorläuferberichten entnehmen.

4 Untersuchungsmethoden

4.1 Chemische Auswertungen

Das Hauptziel des ECE-Monitoringprogramms ist es, eine Aussage zur Versauerung von Oberflächengewässern zu treffen. Dazu sollen solche Messgrößen untersucht werden, die eine direkte Beurteilung zulassen. Darüber hinaus sind einige Messgrößen optional, die für die Bewertung des Versauerungseffekts nützlich sein können.

Die Messgrößenliste mit den NIVA - Methoden (sofern explizit gefordert) und den tatsächlich durchgeführten Untersuchungsmethoden findet sich in Tabelle 6.

Tabelle 6: Messgrößen und ihre Methoden im ECE-Monitoringprogramm wie vom NIVA gefordert bzw. von den Bundesländern untersucht

Messgröße	NIVA - Methode	Untersuchungsmethode	Bemerkungen
Alkalinität (mmol/l)	Gran Verfahren (ISO 9963-2)	DIN 38409-H7-2-2	In Deutschland kein Gran-Verfahren
Sulfat (mg/l)	ISO 10304-1	DIN-EN-ISO 10304-1	
Nitrat-N (mg/l)	ISO 10304-1	DIN-EN-ISO 10304-1	
Chlorid (mg/l)	ISO 10304-1	DIN-EN-ISO 10304-1	
DOC (mg/l) oder Permanganat (mgO/l)		EN 1484 bzw. EN ISO 8467	
pH-Wert	ISO 10523-1	DIN 38 404 - C 5	In der Regel Messung mit Multi-Sonde
Calcium (mg/l)		DIN 38 406 - E 29	
Magnesium (mg/l)		DIN 38 406 - E 29	
Natrium (mg/l)	ISO 9964-1 und 9964-2 (AAS) bzw. 9964-3 (ICP-AES)	DIN 38 406 - E 29	
Kalium (mg/l)	ISO 9964-1 und 9964-2 (AAS) bzw. 9964-3 (ICP-AES)	DIN 38 406 - E 29	
Ammonium-N (µg/l)	ISO/DIS 11732	DIN 38 406 - E 23	
Aluminium (µg/l)	ISO 10566	DIN 38 406 - E 29	
Elektrische Leitfähigkeit (mS/m bei 25°C)	EN 27 888	EN 27 888 bzw.	Gemessen wird häufig die LF bei 20°C in µs/cm
Temperatur (°C)			In der Regel Messung mit Multi-Sonde
Abfluss (m³/s)			
Gesamtstickstoff (mg/l)		EN 12260	
Gesamtphosphor (µg/l)	ISO 6878/1	DIN EN 1189 D 11	
Phosphat-P (µg/l)	SO 10304-1	DIN EN 1189 D 11	
Gelöster Sauerstoff (mg/l)	EN 25813 bzw. EN 25814		In der Regel Messung mit Multi-Sonde
Kieselsäure als SiO ₂ (mg/l)		DEV J 10	
Eisen (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Mangan (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Cadmium (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Zink (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Kupfer (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Nickel (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Blei (µg/l)		DIN EN ISO 11885	
Fluorid (mg/l)	ISO 10304-1	DIN EN ISO 10304	
Färbung (mg PT/l)	EN-ISO 7887		In der Regel textliche Beschreibung
Trübung (FTU)			In der Regel textliche Beschreibung

Die Minimalanforderung umfasst die Messgrößen pH-Wert, Calcium, Magnesium, Alkalinität, Sulfat, Chlorid und Nitrat. Sämtliche anderen Kenngrößen sind optional.

Im Monitoringprogramm werden monatliche Untersuchungen an Fließgewässern und Seen vorgeschlagen, dort mindestens an der Oberfläche bzw. in Abhängigkeit von den morphologischen Gegebenheiten.

Die chemischen Messdaten wurden durch die Behörden der beteiligten Bundesländer zur Verfügung gestellt. Sie sind mit unterschiedlichen Methoden in verschiedenen Labors erhoben. Bei Werten, die nicht plausibel erschienen, wurden die Datenlieferanten um Überprüfung gebeten. Ein Ausschluss von Werten wurde in Absprache mit dem Auftraggeber jedoch nur bei eindeutigen „Ausreißern“ vorgenommen.

Zur Auswertung der chemischen Parameter wurden Zeitreihen erstellt und nach Möglichkeit eine lineare Regression berechnet. Sofern diese Berechnung eine, wenn auch nicht immer signifikante Aussage zulässt, wurde sie in den Grafiken mit dargestellt. Die Darstellung beschränkt sich auf einige wenige für die entsprechende Probestelle wichtige Messgrößen. Messwerte kleiner Bestimmungsgrenze wurden mit dem Wert für die halbe Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Bei den Grafiken für die Seen wurden, sofern vorhanden die Messwerte der unterschiedlichen Tiefenstufen mit dargestellt.

4.2 Biologische Auswertungen

Es werden die biologischen Komponenten Makrozoobenthos und Kieselalgen untersucht. Die Auswertung der Daten zur Makroinvertebratenfauna und Diatomeenflora an den Fließgewässern erfolgte durch Herrn Dr. Coring und Frau Dipl.-LÖK Baltzer. Im Zweijahresbericht 2005-2006 (SCHAUMBURG et. al. 2008) war versucht worden, ein Verfahren zur Bewertung des Planktons versauerter Seen zu entwickeln. Aufgrund der unterschiedlichen Seentypen und der inhomogenen Datenlage konnte hier aber kein eindeutiger Bezug hergestellt werden. Deshalb wurde im aktuellen Bericht auf eine Auswertung des Planktons verzichtet.

Allgemein reagieren aquatische Biozönosen durch den Ausfall säuresensibler Arten bzw. Artengruppen sowie durch Verschiebungen der Dominanzverhältnisse auf wirksame Versauerungseignisse. Zusätzlich können unter bestimmten Umständen auch die Individuendichten bzw. die Biomassenentwicklungen sowie die funktionalen Strukturen in versauerten Gewässern deutlich beeinflusst sein.

Voraussetzung für eine Trendauswertung im Bereich Biologie ist ein gleichbleibendes taxonomisches Bestimmungsniveau. Dies muss bei Auswertungen über lange Zeiträume und bei unterschiedlichen Bearbeitern aber immer hinterfragt werden:

- der Wechsel von Bearbeitern bzw. die Zunahme ihrer taxonomischen Kenntnisse führen zu genauerer Bestimmung. Eine Bewertung auf Familien- bzw. Gattungsniveau führt zu einer unschärferen Bewertung, während die Erfassung von Arten mit zugeordneter Säureindikation wesentlich genauer ist. In der Regel haben die biologischen Bearbeiter seit gut 10 Jahren im ECE-Monitoring nicht gewechselt, so dass in diesem Zeitraum von einer gewissen Kontinuität ausgegangen werden kann.
- Methodische Veränderungen: der Wechsel von der konventionellen Aufsammlungsmethode für Makrozoobenthos zum Multihabitat-Sampling kann zu einer umfassenderen Untersuchung der Habitate führen. Damit einher geht unter Umständen auch eine Erweiterung des Artenspektrums

Die Auswertungen umfassen die vorliegenden Daten aus dem biologischen ECE-Langzeitmonitoring für das Makrozoobenthos (MZB) und die Diatomeen aus den Jahren 1983 bis 2008. Langzeitauswertungen wurden lediglich in den Fällen vorgenommen, in denen Datenreihen für wenigstens eine biologische Gruppe vorhanden waren. Sonst beschränken sich die Auswertungen auf den Berichtszeitraum (2007 – 2008) und beschreiben die aktuell wirksamen Auswirkungen der Gewässerversauerung an den Untersuchungsgewässern.

4.2.1 Makrozoobenthos

Die Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgt aktuell nach der Multihabitat-Sampling - Methode, einmal jährlich im Frühjahr nach der Schneeschmelze. Makrozoobenthosdaten, die ausschließlich auf Abundanzklassen basieren, wurden entsprechend der Vorgaben des „Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung“ (MEIER et al. 2006) in standardisierte Individuenzahlen umgerechnet. Für den Elberndorfer Bach und die Zinse lagen für den 01.01.1986, 01.01.1987 und den 24.03.1988 keine auswertbaren Datenwerte („+“) vor. Diese Datensätze blieben unberücksichtigt.

Zur Bewertung des Versauerungseinflusses wurden verschiedenste ökologische Kenngrößen berechnet und auf ihre Eignung zur Darstellung von Trendentwicklungen geprüft. Für die Auswertungen der Makrozoobenthosdaten wurde die „PERLODES-Software“ (Asterics Version 3.1.1) genutzt. Dieses Softwarepaket bewertet den ökologischen Zustand von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos im Sinne der EG-WRRL (ABI 2000) und berechnet zusätzlich eine Vielzahl von Indizes und biozönotischen Kenngrößen.

Folgende Metrics erwiesen sich in diesem Zusammenhang als besonders geeignet:

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

Für das Makrozoobenthos besteht eine direkte Beziehung zwischen der Gesamttaxazahl je Probe und Untersuchungsjahr und der Intensität des Versauerungsgeschehens. Stark versauerte Gewässerabschnitte werden in der Regel lediglich von wenigen stark säuretoleranten Arten besiedelt, während circumneutrale, anthropogen unbelastete Gewässerstrecken durch eine hochdiverse Zoozönose gekennzeichnet sind. Entsprechend ist aus einem Anstieg der Artenzahlen über eine Zeitachse eine deutliche Reduzierung der wirksamen Versauerungserscheinungen abzuleiten. Innerhalb des Makrozoobenthos sind verschiedene Gruppen als säuresensibel einzustufen. Zu den Makrozoobenthosarten, die in versauerungsgefährdeten Gewässern vorkommen, sind neben *Gammarus fossarum*, einigen Gastropoda, viele Ephemeroptera und Trichoptera als säuresensibel einzustufen. Das Fehlen oder Vorkommen von Eintagsfliegen in betroffenen Gewässerabschnitten ist in Bezug auf die Beschreibung der Auswirkungen der Gewässerversauerung daher von besonderer Bedeutung. Da die Gruppe der Trichoptera auch viele tolerante Formen enthält, wurden säuresensible Taxa für die aktuellen Untersuchungen teilweise textlich hervorgehoben. Dagegen sind viele Arten der Plecoptera als säureresistent zu bezeichnen. Entsprechend treten diese Taxa auch in stark versauerten Gewässern stetig und in großen Individuendichten auf. Das Verhältnis von Ephemeroptera zu Plecoptera geht in den Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) ein und ist hier nicht gesondert aufgeführt.

Die Bewertung bzw. Klassifizierung der Gewässerabschnitte in Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) beschreibt den Grad der Versauerung in einem fünfstufigen System und ist Teil der ökologischen Zustandsbewertung im Sinne der EG-WRRL (ABI 2000) (Tabelle 7). Aufgrund der geringen Anzahl der Säurezustandsklassen und der daraus resultierenden großen Klassenbreiten ist das Verfahren nur bedingt für Trendanalysen geeignet und zielt verstärkt auf die Bewertung des Ist-Zustandes. Der Ansatz basiert auf indikativen Taxa, denen in Abhängigkeit von ihrer Säureresistenz Wert- bzw. Zeigerzahlen zugewiesen wurden. Die Klassifizierung in eine Säurezustandsklasse erfolgt in Abhängigkeit von der Überschreitung eines Schwellenwertes für die aufsummierte Abundanzklasse von Arten gleicher Wertzahl in einer Probe.

Tabelle 7: Säurezustandsklasse versauerungsgefährdeter Fließgewässer auf der Basis des Makrozoobenthos nach BRAUKMANN & BISS (2004) und der Diatomeen nach CORING (1999).

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

Bezogen auf ihre Klassengrenzen sind die Bewertungssysteme nur eingeschränkt kompatibel! Dagegen eignet sich die Darstellung der quantitativen Anteile von Arten gleicher Versauerungszahl an den Zoozönosen gut zu hoch auflösenden Trendanalysen und verdeutlicht zudem die gegebene Periodizität und Abhängigkeit des Versauerungsgeschehens von der Niederschlagsintensität.

Tabelle 8: Säuretoleranzklassen des Makrozoobenthos.

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

Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) führt die Anwesenheit von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT-Taxa) mit unterschiedlicher pH-Toleranz, die Anwesenheit säuresensibler Artengruppen, die Artenvielfalt einer Probe und das Verhältnis der Individuenzahl von Eintagsfliegen der Gattungen Baetis und Nigrobaetis zu Steinfliegen (Plecoptera) zu einem Indexwert zusammen. Er kombiniert damit verschiedene Kenngrößentypen. Die Indexskala reicht von 0 bis 14 Punkten, wobei höhere Punktzahlen mit geringeren Säurebelastungen gleichzusetzen sind. Die Kenngrößen werden im Folgenden in Punktdiagrammen dargestellt, die durch eine Linie verbunden sind. Die Linie steht nicht für kontinuierliche Daten, sondern für einen mindestens jährlichen Erhebungsrhythmus. Wurden in einem Kalenderjahr keine Untersuchungen durchgeführt, so ist dies durch eine Linienunterbrechung erkennbar. Zwischen den im Bericht berücksichtigten Probestellen bestehen erhebliche Unterschiede hinsichtlich der vorhandenen Dichte, Untersuchungsfrequenz sowie dem Betrachtungszeitraum.

4.2.2 Diatomeen

Die Untersuchung der Diatomeen erfolgt aktuell nach LAW-Methode, einmal jährlich im Frühjahr nach der Schneeschmelze. Die verwendete Taxonomie folgt aus Gründen der Vergleichbarkeit den Auffassungen von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-2004) und wurde nur in Ausnahmefällen um wenige neu beschriebene Taxa erweitert. Dabei blieben verschiedene neuere Zuordnungen wie z.B. das Aufsplitten der Gattung „Achnanthes“ in die Gattungen *Achnanthisidium*, *Planothidium*, *Psammothidium* und weitere unberücksichtigt.

Für die Bewertung des Versauerungseinflusses wurden die autökologischen Spektren einer Vielzahl von Diatomeentaxa berücksichtigt und zusätzlich verschiedene, aktuell in Europa verwendete Indizes und Auswerteroutinen berechnet.

Bereits HUSTEDT (1939) erkannte die Abhängigkeit der Kieselalgen (Diatomeen) vom Säuregrad ihrer Wuchsorte und entwickelte daraus das System der pH-Präferenzgruppen (Tabelle 9). Die Analyse der quantitativen Gesellschaftanteile der verschiedenen Präferenzgruppen eignet sich gut zur Beschreibung des Säurestatus der Ursprungsgewässer sowie zur Visualisierung von Trendentwicklungen. Die Gesellschaftstypenanalyse nach CORING (1993, 1999) verwendet das System der pH-Präferenzgruppen in modifizierter Form und kombiniert es zusammen mit der Präsenz und Dominanz spezifischer Zeigerarten zu verbalen Beschreibungen charakteristischer Gesellschaftszusammensetzungen. Das Verfahren differenziert ebenfalls fünf Säurezustandsklassen und indiziert zusätzlich natürliche (huminsaure) Einflüsse des jeweiligen Einzugsgebietes. Die Verfahren zur Bewertung des MZB nach BRAUKMANN & BISS (2004) und für Diatomeen nach CORING (1993, 1999) sind bezogen auf ihre Klassengrenzen nur eingeschränkt kompatibel.

Tabelle 9: Abkürzungen für die pH-Präferenzgruppen nach HUSTEDT (1939).

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

4.2.3 Fische

Seit 1992 sieht das Monitoringprogramm auch die Untersuchung der Fischpopulation vor. Fische zeigen unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Versauerungserscheinungen in ihren Lebensstadien. Allerdings werden in Deutschland an den ECE-Messstellen nicht regelmäßig Fischdaten erhoben. In Bayern gibt es einige wenige Untersuchungen zu Fischen. Letztmalig wurde 2004 im Rahmen der Entwicklung von Verfahren zur Bewertung nach WRRL untersucht (KOLBINGER et al. (2005). Auf die Ergebnisse wird in den entsprechenden Kapiteln kurz eingegangen. Eine detaillierte Betrachtung des Verfahrens findet sich im ECE-Bericht der Jahre 2003-2004 (SCHAUMBURG et al. (2006)).

4.2.4 Depositionsdaten

Für die Beurteilung der Versauerungserscheinungen sollen nach Möglichkeit auch die Depositionsraten berücksichtigt werden. Das NIVA schlägt als Kenngrößen Schwefel und Stickstoff jeweils in kg/ha·a vor. Für einige der untersuchten Gewässer liegen Depositionsstellen in unmittelbarer Nachbarschaft (maximal 5 km Entfernung). Die Probenahme erfolgt in der Regel mit Bulk Samplern. Aus den Rohdaten werden dann Jahresfrachten ermittelt. Die Entwicklung wurde dann jeweils mit der Entwicklung im Gewässer verglichen.

5 Ergebnisse

5.1 Lauenburgische Seenplatte

5.1.1 Pinnsee

5.1.1.1 Chemie

Beim Pinnsee (Abbildung 1) ist seit 1992 ein leichter Anstieg des pH-Werts zu erkennen. Seit Ende der 1990er Jahre liegen die pH-Werte - abgesehen von zwei Ausnahmen in den Jahren 2003 und 2004 (dort allerdings nur in 7 m Tiefe) durchgehend über 5.

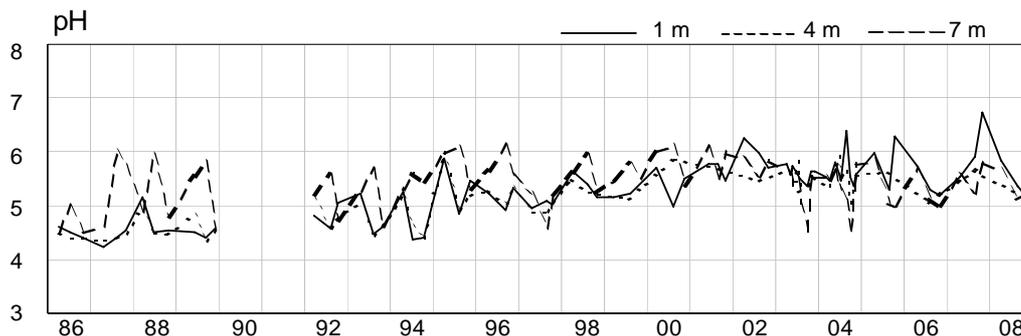


Abbildung 1: Pinnsee: pH-Werte

Die Säureneutralisationskapazität ANC (Abbildung 2), schwankt zu Beginn der Untersuchungen zwischen 1986 und 1989 sehr stark. Ab 1996 sind die Schwankungen deutlich geringer. Dazwischen konnte die aufgrund eines fehlenden Parameters keine ANC gemessen werden. Eine signifikante Verbesserung der Versauerungssituation lässt sich damit aber nicht dokumentieren.

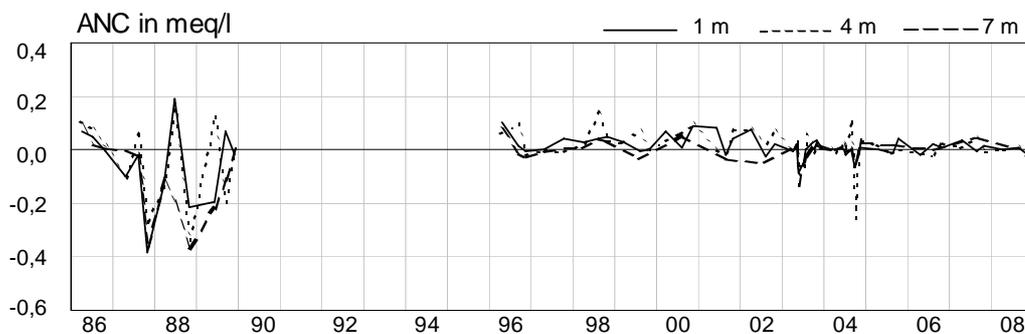


Abbildung 2: Pinnsee: ANC (meq/l)

Die Sulfat-Konzentrationen (Abbildung 3) sind seit den 1990er Jahren signifikant rückläufig. Ein 2003 in allen Tiefenstufen erkennbares Maximum muss hierbei als einmaliges Ereignis betrachtet werden.

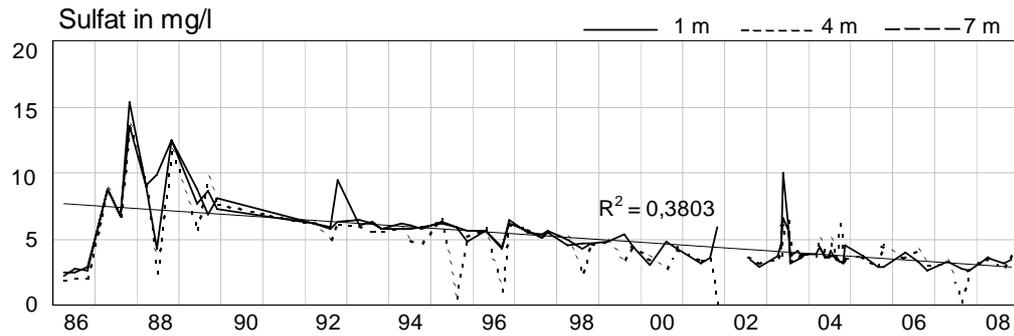


Abbildung 3: Pinnsee: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Der Sauerstoffgehalt im Pinnsee (Abbildung 4) unterliegt sehr starken jahreszeitlichen Schwankungen mit Minima im Sommer – Herbst, die anaerobe Verhältnisse im Grundbereich dokumentieren.

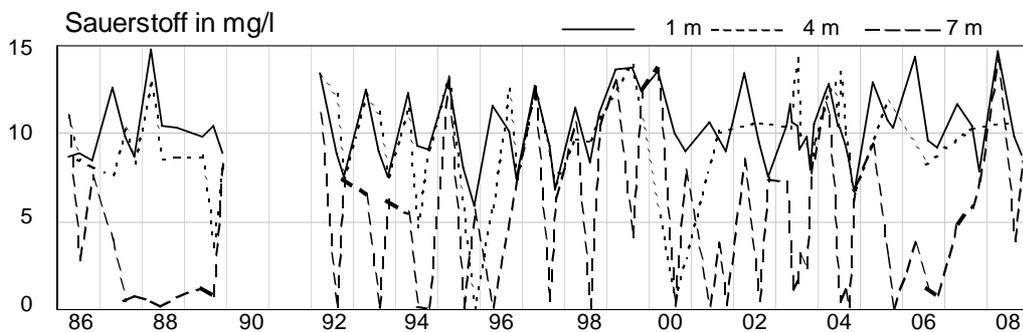


Abbildung 4: Pinnsee: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l)

Dazu passt auch, dass die Ammonium - Konzentrationen (Abbildung 5) in 7 m Tiefe in der Sommerstagnation hohe Maxima aufweisen und die Nitratkonzentrationen seit 2005 dauerhaft unter der Nachweisgrenze von 0,5 mg/l liegen.

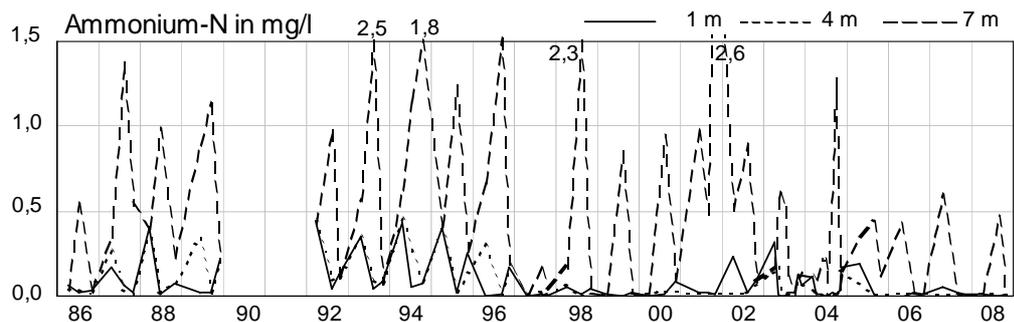


Abbildung 5: Pinnsee: NH_4 -N-Konzentrationen (mg/l)

Versauerte Seen sind in der Regel eher oligotroph. Der Pinnsee ist mit Gesamtphosphor-Gehalten (Abbildung 6) zwischen 0,01 und 0,10 mg/l daher kein typischer Vertreter eines versauerten Gewässers. Die hohen Phosphorwerte in 7 m Tiefe deuten auf eine Rücklösung aus dem Sediment hin. Allerdings zeigt die Kurve seit Ende der 1990er Jahre insgesamt eine Verringerung der Phosphoreinträge an.

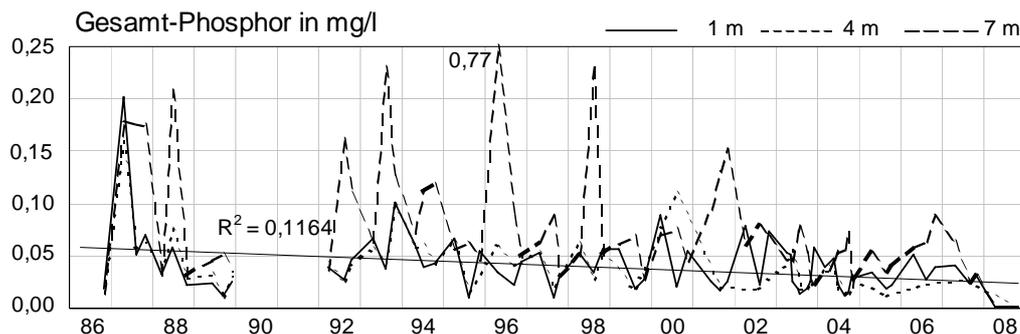


Abbildung 6: Pinnsee: Gesamt-PO₄-Konzentrationen (mg/l)

5.1.1.2 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken für den Pinnsee wird die Depositionsmessstelle Hahnheide (Abbildung 7) herangezogen, es liegen Freilandmessungen von 1985 bis 2008 vor. Bei allen Parametern weisen die Depositionen einen starken Rückgang auf. Diese Trends spiegeln sich auch in der Gewässerchemie wider.

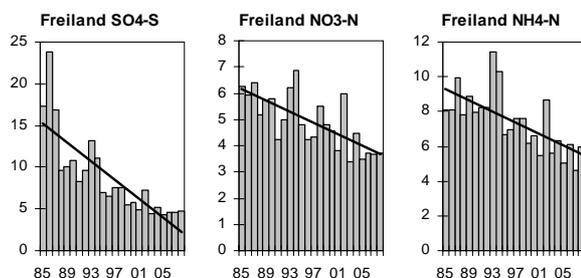


Abbildung 7: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Hahnheide (kg/ha a)

5.2 Harz

5.2.1 Lange Bramke

5.2.1.1 Chemie

Diese Messstelle wird seit 1969 regelmäßig und mehrmals jährlich untersucht. Eine Verbesserung der Versauerungssituation anhand des pH-Werts (Abbildung 8) ist nicht erkennbar. Allerdings ist die Lange Bramke insgesamt ein eher moderat versauertes Gewässer. Die pH-Minima im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze liegen in der Regel knapp unter 5. Das Gewässer erholt sich im Jahresverlauf und erreicht Werte um pH 6,5. Zwischen 1990 und 1993 sind die Abflusswerte sehr gering. Dadurch fallen in diesem Zeitraum auch die Säureschübe im Frühjahr moderater aus. Seit 2005 sind die pH-Minima im Frühjahr deutlich höher als in den Jahren davor. Da die anderen versauerungsrelevanten Parameter keine solche Erholung anzeigen, könnte dies wie in den Jahren 1990 – 1993 das Resultat geringer Abflusswerte sein.

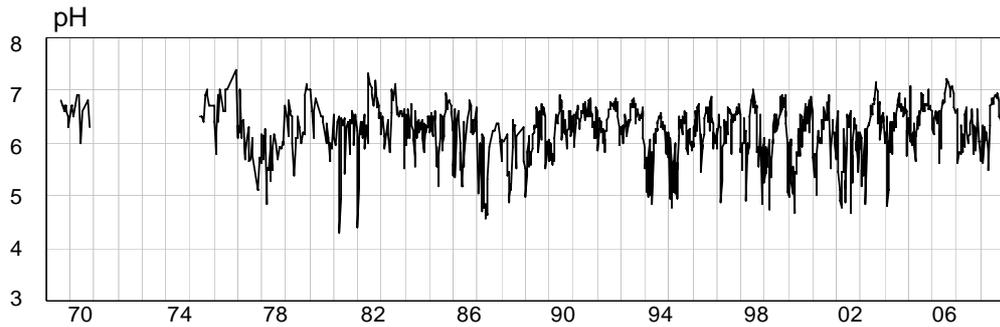


Abbildung 8: Lange Bramke: pH-Werte

Bedingt durch die hohe Untersuchungsfrequenz lassen sich die jahreszeitlichen Schwankungen der Sulfateinträge (Abbildung 9) ins Gewässer gut dokumentieren. Insgesamt fallen die Sulfatkonzentrationen über die Dauer der Untersuchungsperiode leicht. Die Nitratkonzentrationen schwanken um die Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l.

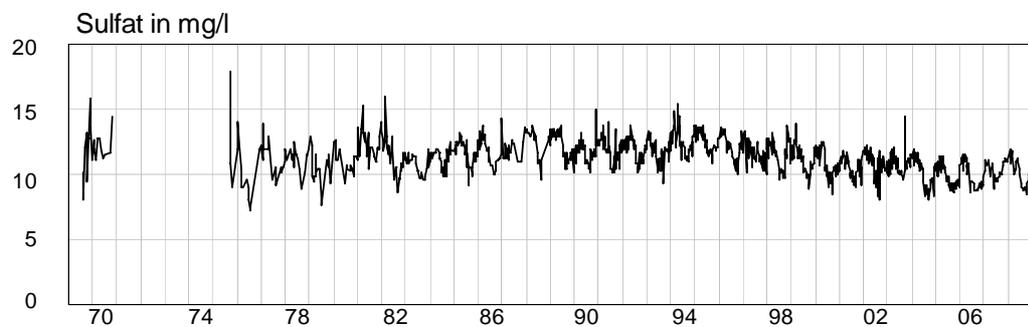


Abbildung 9: Lange Bramke: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

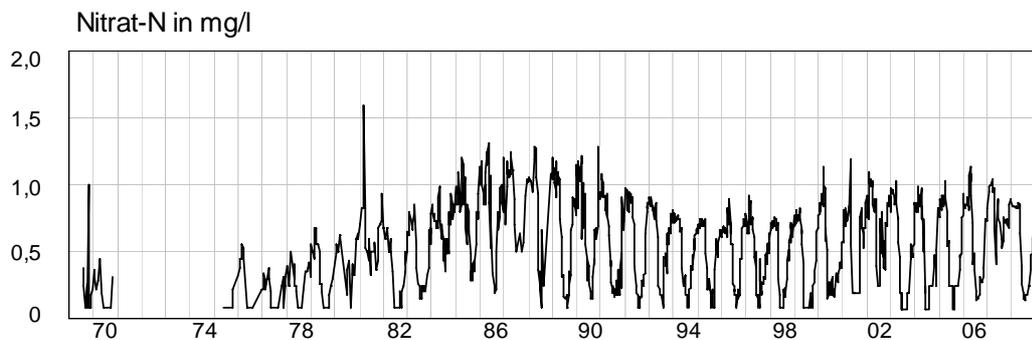


Abbildung 10: Lange Bramke: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.2.1.2 Makrozoobenthos

Für die Lange Bramke liegen Erhebungen des Makrozoobenthos für die Zeitperioden von 1986 bis 1990 sowie von 2000- 2008 vor. Die Zoozönose der Jahre 2007/08 weist eine mäßig diverse Ausprägung auf. Der Säurezustand schwankt nach BRAUKMANN & BISS (2004) zwischen der Klasse 4 und der Klasse 2 (Abbildung 11).

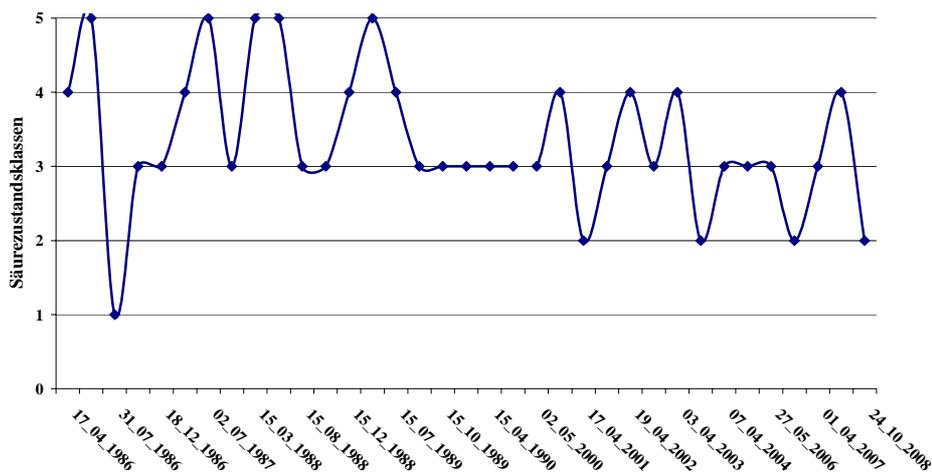


Abbildung 11: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Langen Bramke im Untersuchungszeitraum.

Hinsichtlich der Entwicklung der versauerungsbedingten Schädigungen ist über den Gesamtzeitraum von 1986 bis 2008 ein positiver Trend zu verzeichnen. Die Gesamttaxazahlen stiegen im Untersuchungszeitraum deutlich an. Der sprunghafte Anstieg in den Jahren 1988 und 1989 wird dabei nicht berücksichtigt, weil hier nicht zu klären ist, ob dieser Effekt eventuell methodisch (z.B. Bearbeiterwechsel) bedingt ist (Abbildung 12). Im Herbst 2008 konnte mit 23 Taxa ein Maximum der Gesamttaxazahl erfasst werden. Die Ephemeroptera zeigen in vermindertem Maße eine ähnlich positive Entwicklung (Abbildung 13). In der Herbstprobe 2008 wurde *Philopotamus ludificatus*, eine mäßig säureempfindliche Art aus der Gruppe der Trichoptera, erstmalig in der Langen Bramke nachgewiesen. Dies trägt zu der überwiegend neutralen bis episodisch schwach sauren Einstufung (Klasse 2) nach BRAUKMANN & BISS (2004) bei.

Die Zoozönosen werden über den gesamten Untersuchungszeitraum durch sehr säureresistente Organismen (VZ 5) dominiert (Abbildung 14). Organismen mit mäßiger Säureempfindlichkeit (VZ 2) nehmen seit 1989 zu und konnten in den letzten Jahren immer häufiger festgestellt werden. Für das Gewässer wurde seit 1990 nicht mehr die Klasse 5, permanent sauer, indiziert. Dafür wurde es insbesondere in Jahren mit günstigem Niederschlagsverlauf vereinzelt als episodisch schwach sauer (Klasse 2) eingestuft, wie auch 2008 (Abbildung 11). Der Hendrikson-Index zeigt ebenfalls ab 1989 einen leicht positiven Trend und erreicht 2007 einen Maximalwert von 3 (Abbildung 15).

Zusammenfassend ist für das Makrozoobenthos der Langen Bramke anhand der Untersuchungen in den Jahren 2007/08 weiterhin eine positive Entwicklung nachzuweisen.

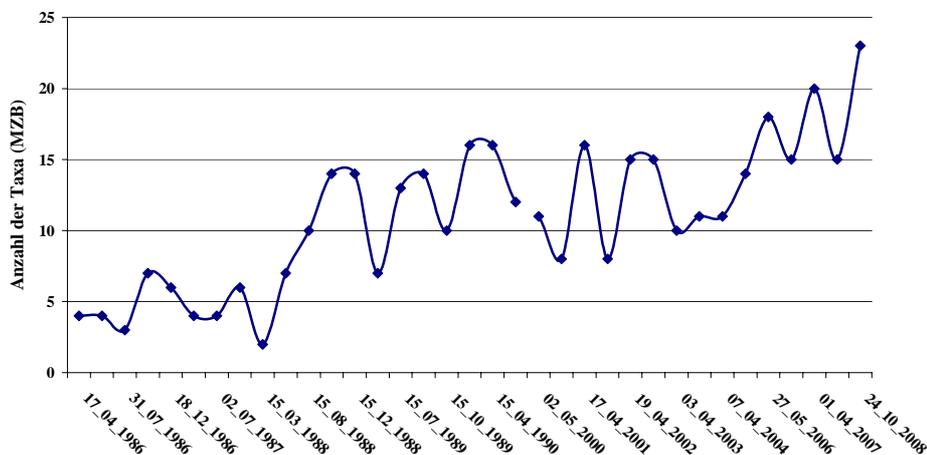


Abbildung 12: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Langen Bramke im Untersuchungszeitraum.

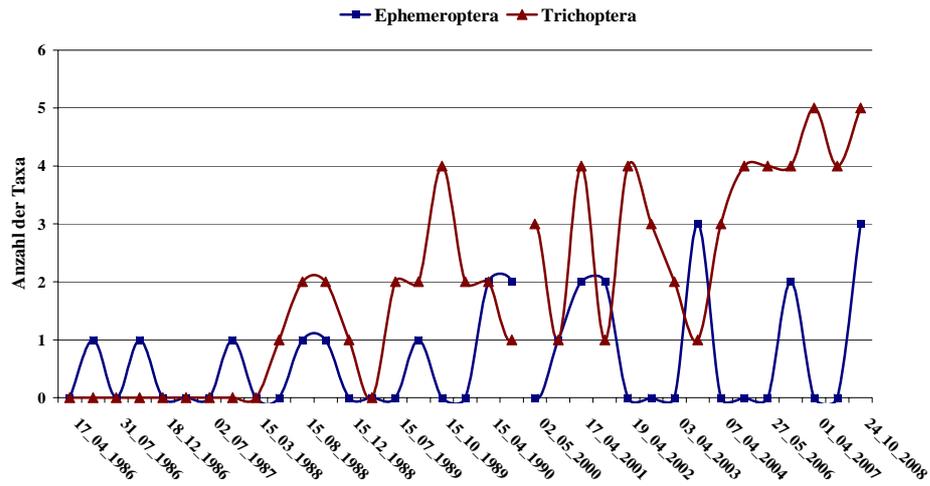


Abbildung 13: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Langen Bramke im Untersuchungszeitraum.

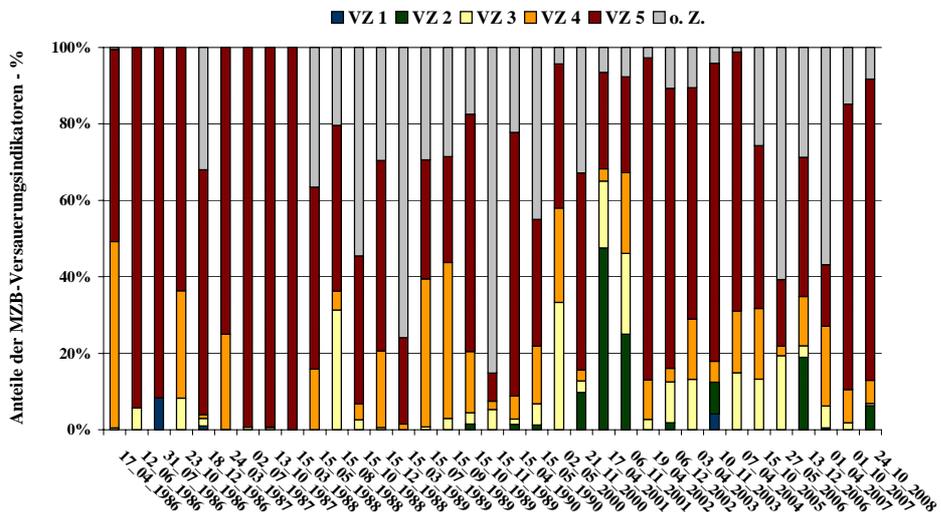


Abbildung 14: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Langen Bramke im Untersuchungszeitraum.

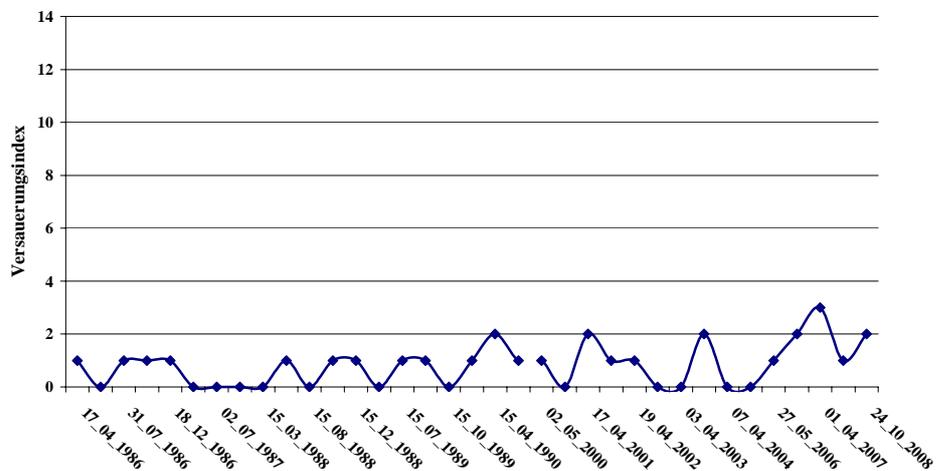


Abbildung 15: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Langen Bramke im Untersuchungszeitraum.

5.2.1.3 Diatomeen

Für die Diatomeen liegen Daten aus den Jahren 2005 bis 2008 vor. Aufgrund der geringen Datendichte ist daher keine langjährige Trendanalyse möglich. Die Gesellschaften der verschiedenen Proben waren untereinander weitgehend ähnlich und wurden insbesondere durch die circumneutralen *Achnanthes minutissima* und *Fragilaria capucina* dominiert. Zusätzlich ist im Berichtszeitraum das stetige Vorkommen der alkaliphilen *Diatoma mesodon* zu erwähnen, was eine weitere Verbesserung der Versauerungssituation andeutet. Das stetige Auftreten diverser acidophiler und acidobionter Arten aus den Gattungen *Brachysira*, *Eunotia*, *Pinnularia* und *Achnanthes* in Anteilen bis 10% indiziert schwach wirksame Säurebelastungen und das Vorhandensein huminsaurer Einflüsse. Diese entstammen dem nahe gelegenen Quellbereich der Langen Bramke, der den Charakter eines Quellmoores hat und in dem großflächige Polster verschiedener Torfmoosarten auftreten.

Auf der Basis der Diatomeengesellschaften ist die Lange Bramke überwiegend als episodisch schwach sauer zu bezeichnen (Tabelle 10). Dies stimmt für die letzte Beprobung mit der Klassifizierung auf Grundlage des MZB überein. Im Oktober 2008 wurde eine Diatomeengesellschaft vorgefunden, die nahezu ausschließlich von *Achnanthes minutissima* und *Fragilaria capucina* dominiert wurde. Nach CORING (1999) sind solche Gesellschaften typisch für versauerungsgefährdete, basenarme Fließgewässer des Mittelgebirges.

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

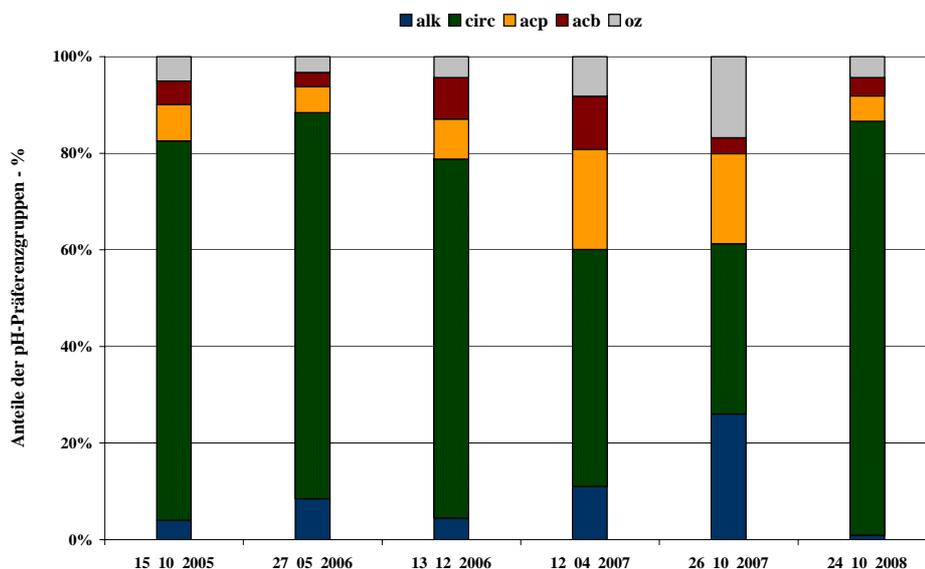


Abbildung 16: Prozentuale Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Langen Bramke.

Tabelle 10: Indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Langen Bramke.

	2005	2006		2007		2008
	Nov	April/Mai	Dez	April	Okt	Okt
Lange Bramke	2*h	2*h	2*h	2*h	2*h	1b*h

5.2.1.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Für den Harz wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Lange Bramke (Abbildung 17) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1981 bis 2008. Die Sulfatdepositionen weisen im Bestand einen deutlichen Rückgang auf, der im Freiland nicht so ausgeprägt ist. Nitrat und Ammonium fallen im Freiland und im Bestand leicht ab. Der starke Rückgang der Sulfatdeposition im Bestand kann zwar im Gewässer noch nicht beobachtet werden, es besteht jedoch eine signifikante Korrelation (bei Signifikanzni-

veau $p < 0,01$; $r^2 = 0,51$). Da die Nitratwerte im Gewässer insgesamt in der Nähe der Nachweisgrenze liegen, wurde auf eine Korrelationsbetrachtung verzichtet. Die Verminderung der Ammonium - Deposition zeigt sich auch in leicht fallenden Konzentrationen im Gewässer ($r^2 = 0,11$), Sie ist statistisch jedoch nicht signifikant.

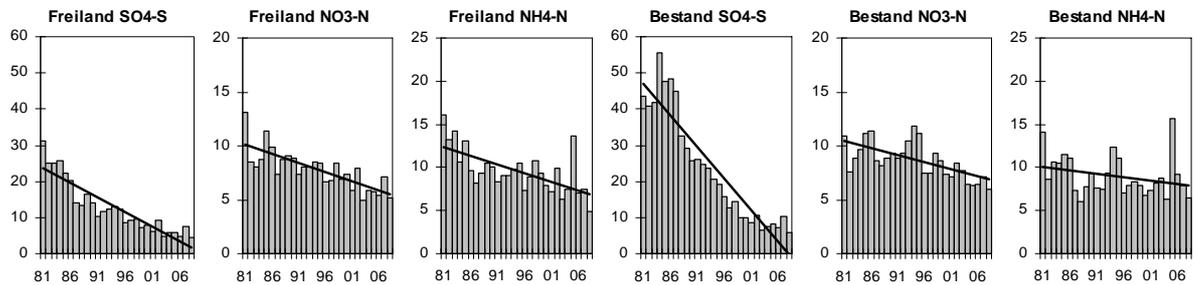


Abbildung 17: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lange Bramke (kg/ha a)

5.2.1.5 Zusammenfassung

Bei der Gewässerchemie ist nur bei Sulfat eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation zu erkennen. Auch beim Makrozoobenthos zeigt sich eine leichte Verbesserung. Wegen des im Quellbereich vorhandenen Moores stellt sich die Frage einer natürlichen Versauerung des Gewässers. Neutrale Verhältnisse werden vermutlich auch zukünftig in der Langen Bramke nicht zu erreichen sein, was durch die Diatomeenauswertungen bestätigt wird.

5.3 Rothaargebirge

5.3.1 Elberndorfer Bach

5.3.1.1 Chemie

Der Elberndorfer Bach lässt anhand des pH-Werts (Abbildung 18) keine Verbesserung erkennen. Abgesehen von einer Phase mit relativ hohen pH-Werten zwischen 1996 und 1998, die nicht ohne weiteres erklärbar sind, liegt der pH-Wert bei den Messungen zwischen 6 und 8. Grundsätzlich ist das Gewässer damit eher moderat versauert, was auch durch die Säureneutralisationskapazität ANC bestätigt wird, die im Berechnungszeitraum (2002-2008) weitgehend über 0 meq/l liegt. Davor konnte sie aufgrund fehlender Parameter nicht berechnet werden.

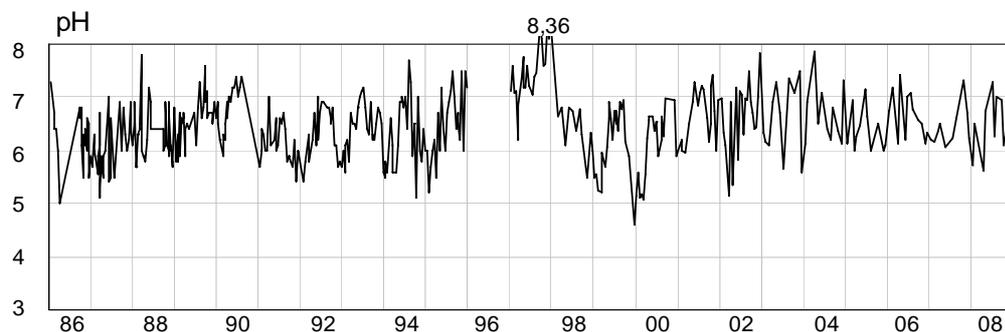


Abbildung 18: Elberndorfer Bach: pH-Werte

Sulfat (Abbildung 19) wurde in den Jahren 1986 und 1987 titrimetrisch bestimmt, ab 1988 mit Hilfe der Ionenchromatographie. Aufgrund unterschiedlicher Bestimmungsgrenzen wurden die Messwerte vor 1988 für die Berechnung der statistischen Kenngrößen, der Korrelationen und der Trends von Sulfat und ANC nicht berücksichtigt. Insgesamt zeigt sich beim Sulfat eine signifikante Verringerung der Konzentrationen im Gewässer.

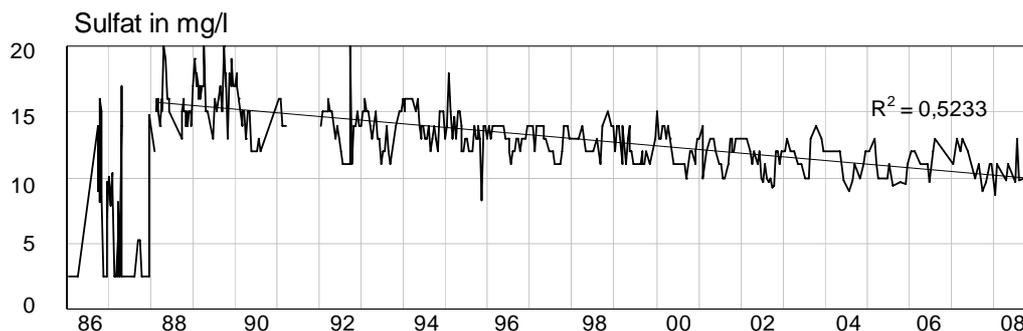


Abbildung 19: Elberndorfer Bach: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte (Abbildung 20) zeigen 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. Seit 2003 werden allerdings vergleichsweise hohe Maximalwerte um 2 mg/l gemessen, die auf eine Erhöhung der Nitratbelastung hindeuten könnten.

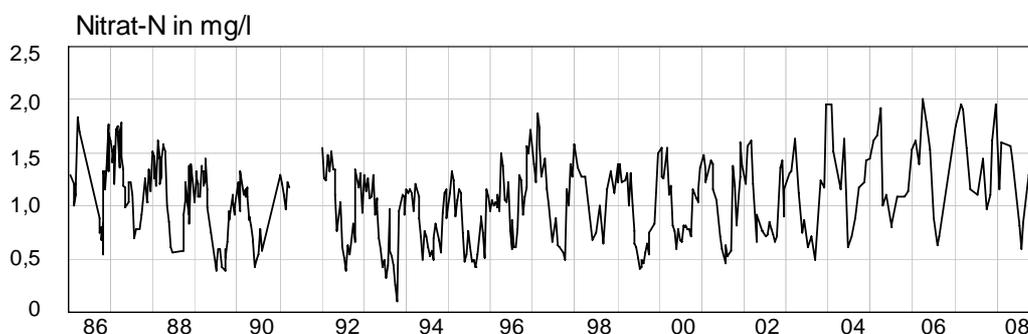


Abbildung 20: Elberndorfer Bach: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

5.3.1.2 Makrozoobenthos

Daten aus halbquantitativen Untersuchungen des Makrozoobenthos liegen für den Elberndorfer Bach in hoher zeitlicher Dichte für die Jahre von 1988 bis 2008 vor. Er zählt damit innerhalb des ECE-Monitoringprogramms in Deutschland zu den am besten untersuchten Gewässern. Da über weite Phasen bis zu drei Untersuchungstermine pro Jahr wahrgenommen wurden, eignet sich der Datensatz auch für die Analyse jahreszeitlich bedingter Schwankungen in der Ausprägung der Zoonosen.

2007/08 zeigt sich die Ausprägung der Zönose variabel. Während die Zönose im Frühjahr 2007 mit 36 Taxa zahlreiche mäßig säuresensible Trichoptera (VZ 2) aufwies, konnten im Herbst 2008 nur 18 Taxa erfasst werden (Abbildung 21), wobei die säuretoleranten Arten (VZ 3) stärker als im Vorjahr in den Vordergrund traten (Abbildung 23). Nach BRAUKMANN & BISS (2004) wird jedoch weiterhin ein überwiegend neutraler bis episodisch schwach saurer Zustand (Klasse 2) indiziert (Abbildung 24).

Ab dem Jahr 2000 konnte die Gruppe der Ephemeroptera stetig nachgewiesen werden (Abbildung 22). Das Maximum wurde im November 2003 mit 7 Taxa erreicht. Dieser Befund ist als Ausdruck des extrem niederschlagsarmen und für die Versauerung günstigen Niederschlagsverlauf des warmen Jahres 2003 zu werten. Daneben dominieren jedoch zum Teil säuretolerante Plecoptera. Alle Metrics zeigen für die Jahre 2003 und 2004 einen positiven Ausschlag. Aufgrund der trockenen Sommermonate blieben in diesen Jahren sommerliche Starkregenereignisse und damit verbundene Säureschübe aus. Zusätzlich waren auch die Winter schneearm. Dies wirkt sich auf die Gesamttaxazahl aus, die im April 2004 ein Maximum von 44 Taxa erreicht (Abbildung 21). Das Gewässer wurde nach BRAUKMANN & BISS (2004) einmalig als kontinuierlich neutral (Klasse 1) klassifiziert.

Die positive Entwicklung der letzten Jahre scheint sich für den Berichtszeitraum nicht fortzusetzen. Die Gesamttaxazahl (Abbildung 21) wie auch die Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera (Abbildung 22) nahmen vom Frühjahr 2007 bis zum Herbst 2008 deutlich ab, was der Hendrikson-Index durch einen Rückgang von 5 auf 3 widerspiegelt (Abbildung 25).

Der Anteil der sehr säureresistenten Organismen (VZ 5) geht ab dem Jahr 2000 zurück. Es treten vermehrt mäßig säureempfindliche (VZ 2) und säuretolerante (VZ 3) Organismen auf (Abbildung 23). Eine Reaktion auf die rückläufigen Taxazahlen im Jahr 2008 ist durch den Säurezustand nach BRAUKMANN & BISS (2004) nicht nachzuweisen. Er zeigt weiterhin einen überwiegend neutralen bis episodisch schwach sauren Zustand an (Abbildung 24).

Trotz einer Verbesserung der Versauerungsproblematik über den gesamten Zeitraum, deuten die aktuellen Untersuchungen wieder auf einen verstärkten Säureeinfluss hin. Stabile Bedingungen für eine Zönose mit hohen Anteilen säureempfindlicher Taxa sind im Elberndorfer Bach noch nicht gegeben.

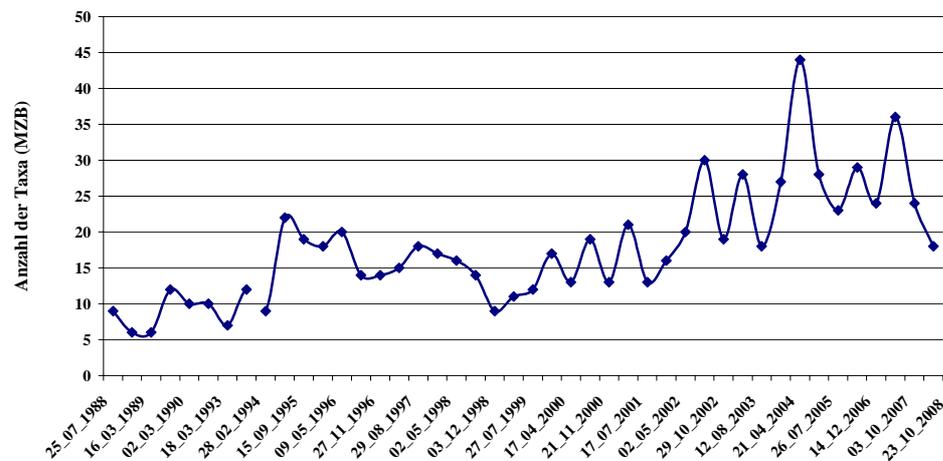


Abbildung 21: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Elberndorfer Bach im Untersuchungszeitraum.

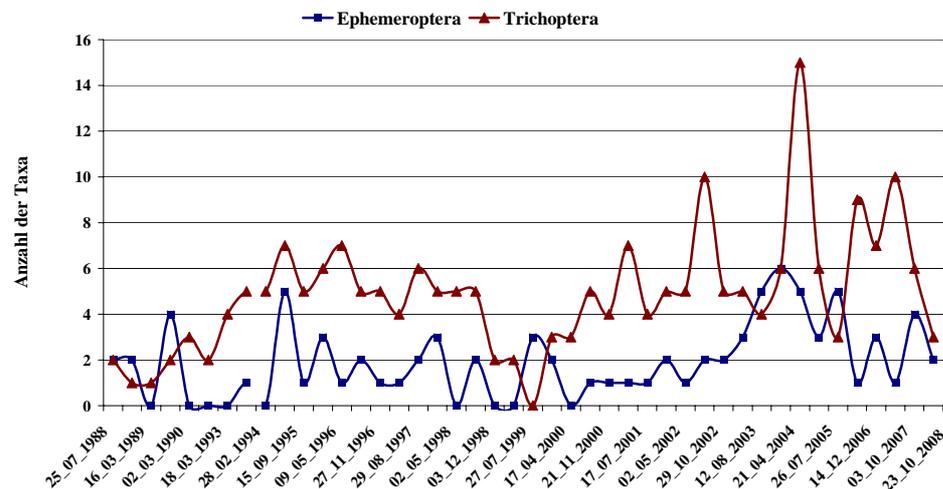


Abbildung 22: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Elberndorfer Bach im Untersuchungszeitraum.

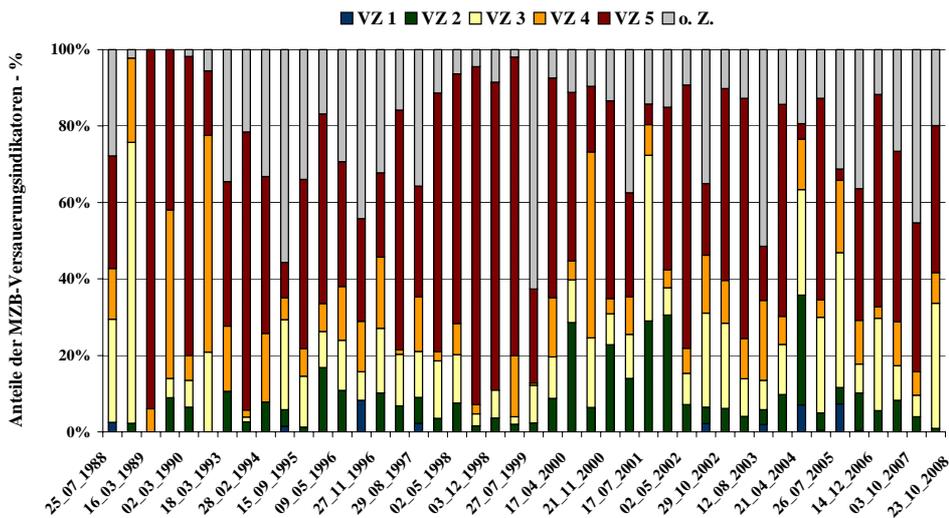


Abbildung 23: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Elberndorfer Bach im Untersuchungszeitraum.

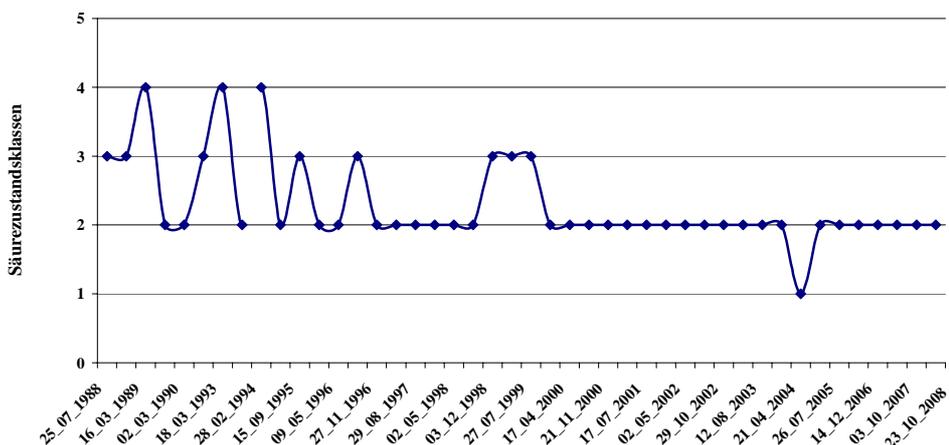


Abbildung 24: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Elberndorfer Bach im Untersuchungszeitraum.

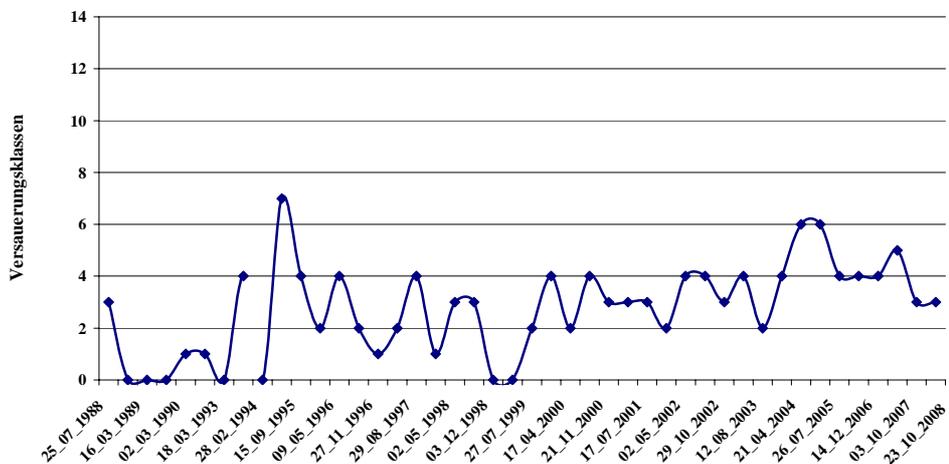


Abbildung 25: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Elberndorfer Bach im Untersuchungszeitraum.

5.3.1.3 Diatomeen

Für den Elberndorfer Bach liegen umfangreiche Daten aus Diatomeenuntersuchungen vor. In der Regel liegen für die Jahre ab 1990 saisonal differenzierende Analysenergebnisse vor. Im Berichtszeitraum der Jahre 2007 und 2008 waren nur relativ geringe Anteile säuretoleranter Taxa in den Proben enthalten. Es dominierten die circumneutralen (Abbildung 26). Zu nennen sind hier insbesondere die Formenkreise um *Achnanthes minutissima*, *Fragilaria capucina* sowie oligotraphente Formen von *Gomphonema parvulum*. Nach dem Ansatz von CORING (1999) ist das Gewässer 2007 und 2008 der Klasse 2 - episodisch schwach sauer - zugehörig. In diesem Zusammenhang ist jedoch zu berücksichtigen, dass im Jahr 2008 lediglich eine Beprobung im Herbst durchgeführt wurde, die deutlich bessere Verhältnisse impliziert als eine Frühjahrsbeprobung. In der Gesellschaftszusammensetzung der Diatomeen fallen die niederschlagsarmen Jahre 2003/04 ebenfalls auf. Alkaliphile Taxa nehmen insbesondere im April 2003 deutlich mehr als 30 % ein. Das Gewässer wird 2003 als akut versauerungsgefährdet (Klasse 1b), also ein bis zwei Klassen besser als in den übrigen Jahren, eingestuft. Über den gesamten Verlauf zeigen die Diatomeen eine positive Entwicklung. Dies ist besonders an der Zunahme der alkaliphilen Taxa auszumachen, die seit 2000 öfter einen Anteil von 20 % übersteigen. Insgesamt dominieren jedoch circumneutrale Taxa. Weiterhin treten mit *Achnanthes oblongella*, *Brachysira neoexilis* sowie verschiedenen Eunotien zunehmend Formen in Erscheinung, die auf dystrophe Einflüsse aus dem Gewässerumfeld hindeuten. Dieser Befund korrespondiert gut mit Veränderungen in der forstlichen Nutzung der Talaue sowie einer fortschreitenden Wiedervernässung weiter Auenbereiche. Die Klassifizierung des Versauerungszustandes stimmt weitgehend mit der Klassifizierung auf der Basis des Makrozoobenthos überein. Seit 2000 wird das Gewässer hauptsächlich als überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer charakterisiert (Tabelle 11).

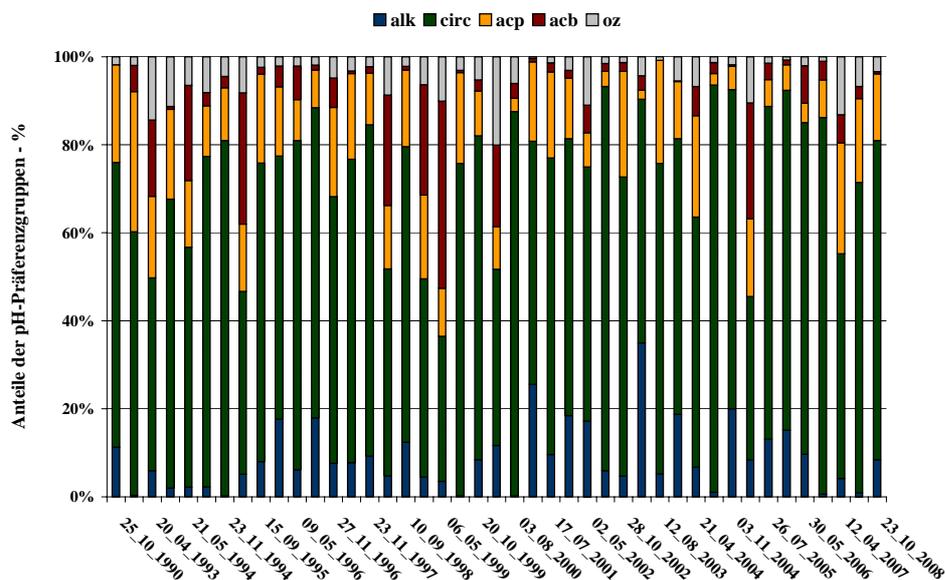


Abbildung 26: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Elberndorfer Bach.

Tabelle 11: Pessimall indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Elberndorfer Bach im Zeitraum 1995-2008.

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Elberndorfer Bach	3	2	2	3	3	2	2	2* ^h	1b	2	3* ^h	2* ^h	2* ^h	2* ^H

5.3.1.4 Zusammenfassung

Die chemischen Untersuchungen zeigen eine deutliche Verringerung der Sulfatwerte im Untersuchungszeitraum, die auch durch die Depositionsdaten bestätigt wird. Ein Einfluss auf den pH-

Wert lässt sich allerdings nicht erkennen. Allerdings ist der Elberndorfer Bach mit Werten im Bereich von pH 6 bis 7 eher moderat versauert. Das Makrozoobenthos und die Diatomeen zeigten über die Jahre eine positive Entwicklung. Allerdings ist seit 2007 ein rückläufiger Trend zu erkennen, der in den nächsten Jahren beobachtet werden sollte.

5.3.2 Zinse

5.3.2.1 Chemie

Die Zinse ist im Vergleich zum Elberndorfer Bach ein stärker versauertes Gewässer. Hier liegen die minimalen pH-Werte (Abbildung 27) deutlich unter 6. Ein Trend ist nicht erkennbar. 2008 wird erstmalig seit 2002 wieder der pH-Wert 5 unterschritten.

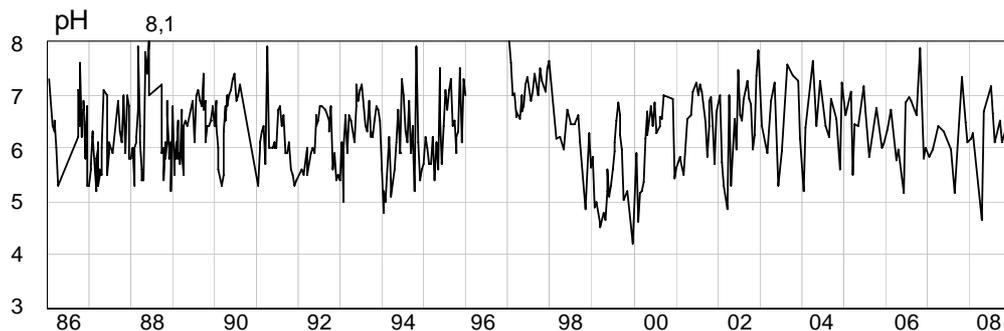


Abbildung 27: Zinse: pH-Werte

Analog zum Elberndorfer Bach wurde Sulfat (Abbildung 28) in den Jahren 1986 und 1987 titrimetrisch bestimmt, danach mit Hilfe der Ionenchromatographie. Die titrimetrischen Werte wurden für die Berechnung der statistischen Kenngrößen, der Korrelationen und des Trends nicht berücksichtigt. Seit 1988 ist ein signifikanter Rückgang der Sulfatkonzentrationen im Gewässer zu verzeichnen.

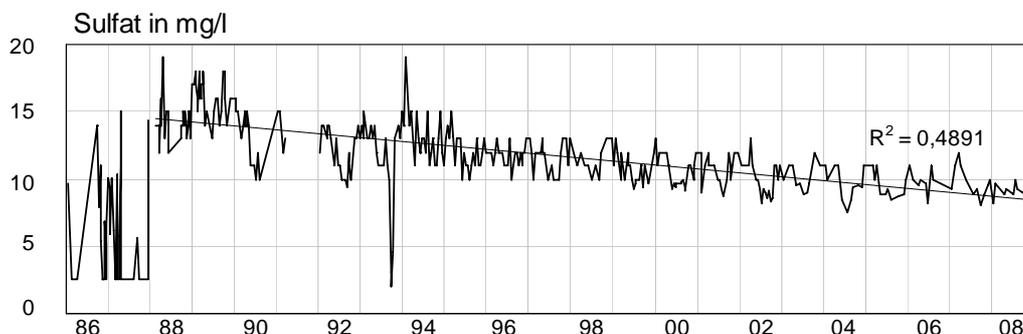


Abbildung 28: Zinse: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte (Abbildung 29) an der Zinse zeigen analog zum Elberndorfer Bach den typischen Jahreszyklus mit schmelzwasserbedingten Konzentrationsmaxima im Winter und Frühjahr. Bis 1992 ist von einer Reduzierung der Nitratkonzentrationen auszugehen. Danach sind keine großen Veränderungen erkennbar. Allerdings werden seit 2005 wieder Maximalwerte knapp unter 1,5 mg/l erreicht, was ähnlich wie am Elberndorfer Bach auf eine Verschlechterung der Nitratsituation hinweisen könnte.

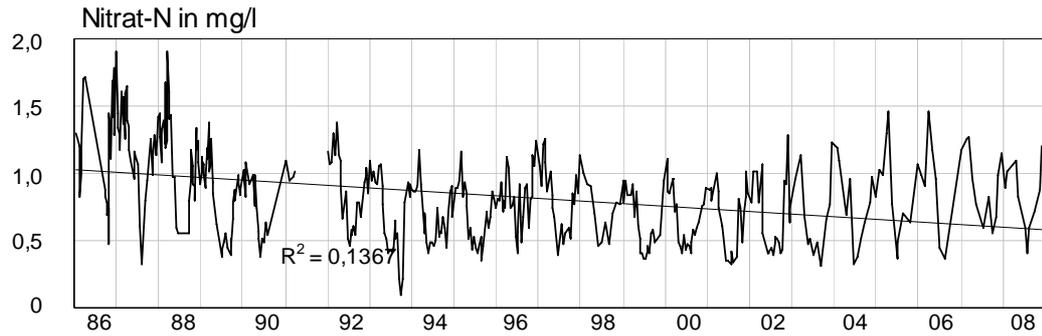


Abbildung 29: Zinse: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.3.2.2 Makrozoobenthos

Analog zum Elberndorfer Bach wurden auch an der Zinse von 1986 bis 2008 saisonal differenzierende, halbquantitative Untersuchungen des Makrozoobenthos mit einer Unterbrechung im Jahr 1991 durchgeführt.

In den Jahren 2007/08 scheint die Zönose der Zinse durch Versauerungserscheinungen stark beeinträchtigt worden zu sein. Säureempfindliche Ephemeroptera wurden in keiner der Untersuchungen nachgewiesen. Auch für die Trichoptera konnte nur ein Einzelfund der mäßig säureempfindlichen Art *Hydropsyche tenuis* erfasst werden (Abbildung 30).

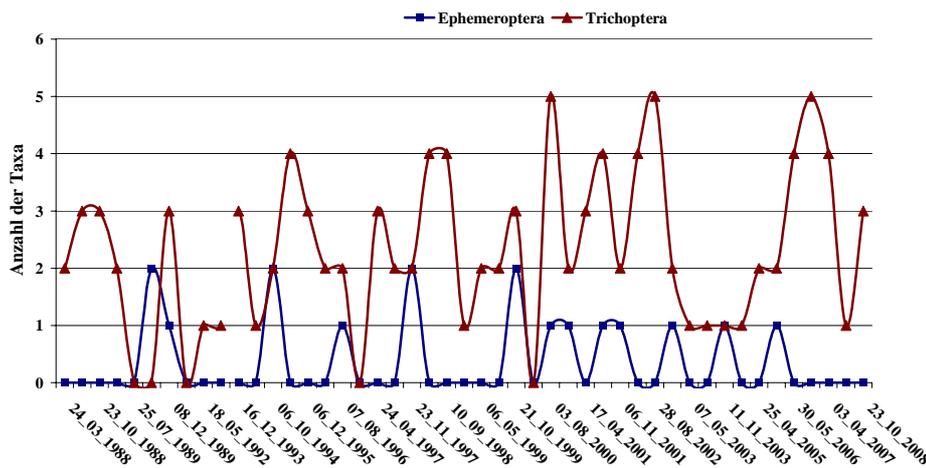


Abbildung 30: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Zinse im Untersuchungszeitraum.

Während im Frühjahr 2007 und im Herbst 2008 noch vereinzelt bis wenige Arten mit mäßiger Säureempfindlichkeit und Säuretoleranz auftraten, fehlten diese im Herbst 2007 völlig (Abbildung 32). Der Säurezustand des Gewässers wird für diese Probennahme als kontinuierlich extrem sauer (Klasse 5) eingestuft (Abbildung 33) und der Hendrikson-Index liegt bei 0 (Abbildung 34). Zwischen 2006 und 2008 zeichnete sich anhand der Taxazahlen (Abbildung 31), der Trichoptera-Zahlen und des Hendrikson-Index eine Entspannung der Versauerungsproblematik ab, wobei die Probe aus dem Herbst 2007 deutlich aus dem Trendgeschehen heraus fällt. In den vorangegangenen Jahren konnte parallel zu den chemischen Messungen (SCHAUMBURG et al., 2005) ebenfalls eine leichte Verbesserung registriert werden. Der Zustand der Versauerung war nach BRAUKMANN & BISS (2004) seit 2003 stabil und wurde als periodisch kritisch sauer (Klasse 3) bezeichnet, was betrachtet über den gesamten Untersuchungszeitraum als positiv zu werten ist. Für den Herbst 2007 zeigt sich ein Einbruch aller Kenngrößen (Abbildung 31 bis Abbildung 34). Über den gesamten Beobachtungszeitraum wurden ähnliche Einbrüche beispielsweise im November 1996, im Dezember 1998 und im April 2000 festgestellt, allerdings ohne dass in diesen Fällen länger anhaltende Phasen stabiler Säurezustände vorausgegangen waren.

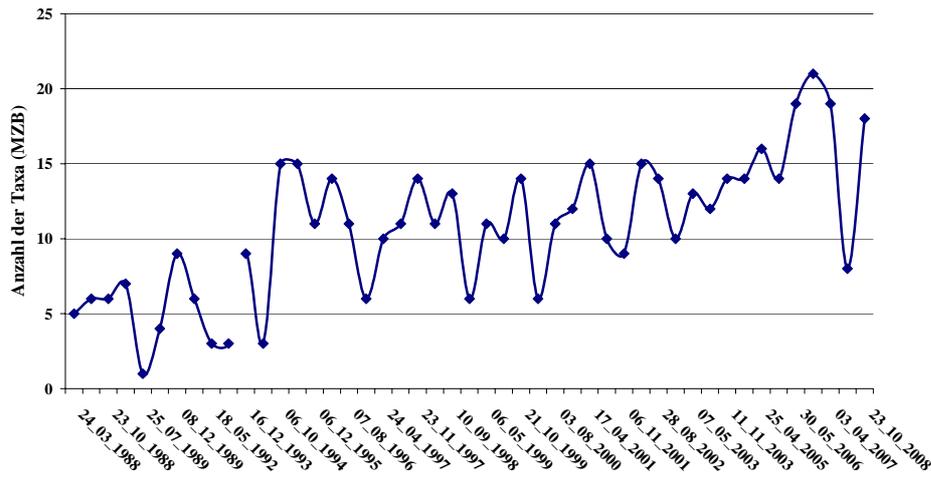


Abbildung 31: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Zinse im Untersuchungszeitraum.

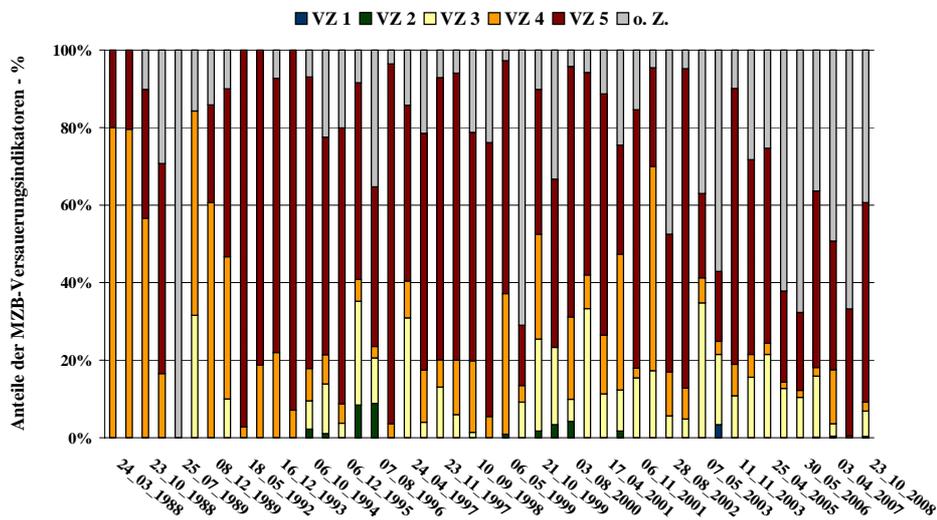


Abbildung 32: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Zinse im Untersuchungszeitraum.

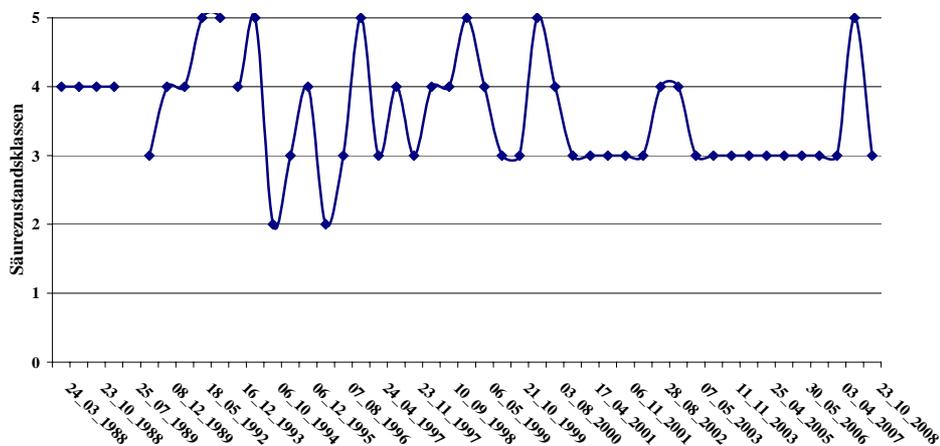


Abbildung 33: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Zinse im Untersuchungszeitraum.

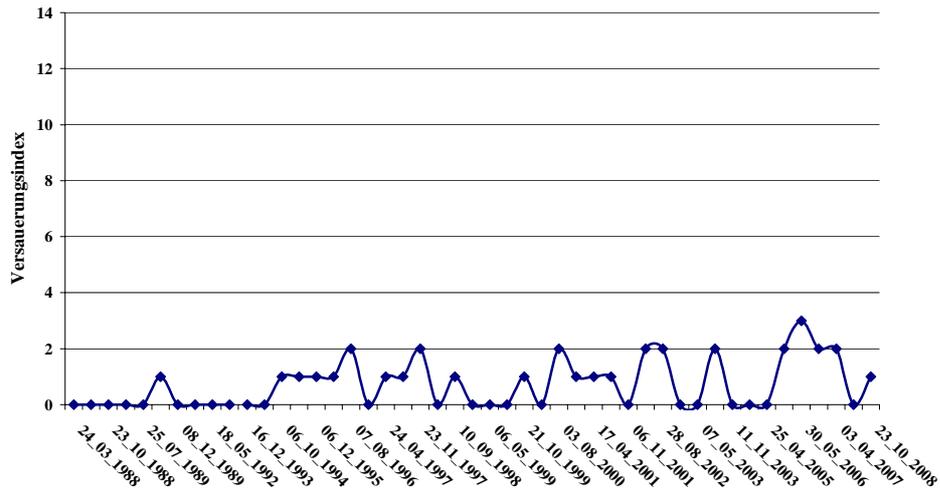


Abbildung 34: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Zinse im Untersuchungszeitraum.

Insgesamt ist die Zinse stark durch die Versauerung betroffen und zeigt im Untersuchungszeitraum nur eine leichte Verbesserung. Ein starkes Absinken der Artenzahlen und eine Dominanz sehr säureresistenter Arten scheinen weiterhin episodisch vorzukommen. Eine Verbesserung der Säureverhältnisse ist nur sehr langsam und mit punktuellen Säureschüben zu beobachten.

5.3.2.3 Diatomeen

Die Zinse wurde von 1990 bis 2008 mit Ausnahme des Jahres 1991 hinsichtlich der Zusammensetzung der Diatomeenflora untersucht.

Es zeigt sich eine ausgeprägte Abhängigkeit der säuresensiblen Taxa vom Niederschlagsgeschehen (Abbildung 35). In trockenen Jahren, wie z. B. dem Jahre 2003 traten verstärkt circumneutrale Taxa auf, wobei hier insbesondere die Formenkreise um *Achnanthes minutissima* und *Fragilaria capucina* dominierten.

Für die Jahre 2005 bis 2007 werden nach dem Verfahren von CORING (1999) kritisch saure Zustände der Klasse „3“ angezeigt. Die acidobionten Formenschwämme um *Eunotia exigua* erreichten dabei insbesondere in den Frühjahrsproben Anteile bis 50%. Zusätzlich werden huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet durch das Austreten diverser acidophiler Eunotien sowie durch *Brachysira neoexelis* indiziert. Der Quellbereich der Zinse liegt in einem Fichtenforst und ist zusätzlich anmoorig geprägt. Da für das Untersuchungsjahr 2008 lediglich eine von circumneutralen Diatomeen dominierte Probe aus dem Herbst vorliegt, ist die günstige Bewertung als Artefakt anzusehen, die nicht die pessimalen Bedingungen widerspiegelt.

Die Bewertung des Säurezustandes anhand der Diatomeen stimmt für die letzten Jahre mit der Bewertung durch das Makrozoobenthos überein. Vereinzelt auftretende Abweichungen sind auf die unterschiedlichen Indikationszeiträume der verschiedenen Organismengruppen zurückzuführen. Allgemein reagieren Diatomeen im Vergleich zum Makrozoobenthos aufgrund der kürzeren Generationszyklen kurzfristiger auf Umweltänderungen (Tabelle 12).

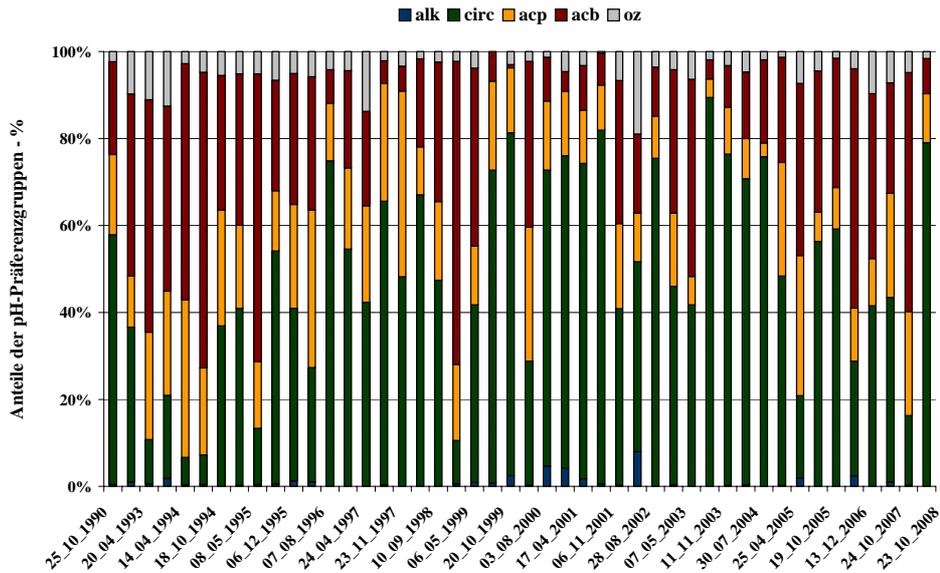


Abbildung 35: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Zinse.

Tabelle 12: Pessimall indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Zinse im Zeitraum 1995-2008.

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Zinse	4	3	3	3	3	3	3*H	3*H	3	3	3*H	3*h	3*H	2*H

5.3.2.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Für die beiden Untersuchungsstellen im Rothargebirge wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Elberndorf (Abbildung 36) herangezogen. Hierfür liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten der Ammoniumdepositionen reichen von 1987 bis einschließlich 2008, bei den Sulfat- und Nitratdepositionen fehlen Freiland-Daten für 2004 sowie Bestandsdaten für 2002 und 2004. Die Sulfatdepositionen weisen insbesondere im Bestand einen deutlichen Rückgang auf, im Freiland ist dieser weit weniger deutlich. Die Nitrat- und Ammoniumdepositionen gehen sowohl im Freiland als auch im Bestand leicht zurück.

Die Korrelation (bei Signifikanzniveau $p < 0,01$) zwischen Sulfatdeposition und Gewässerchemie ist sowohl beim Elberndorfer Bach ($r^2 = 0,87$) als auch bei der Zinse ($r^2 = 0,87$) hochsignifikant. Auch die Korrelation bei der Nitratdeposition und der Gewässerchemie ist signifikant ($r^2 = -0,56$).

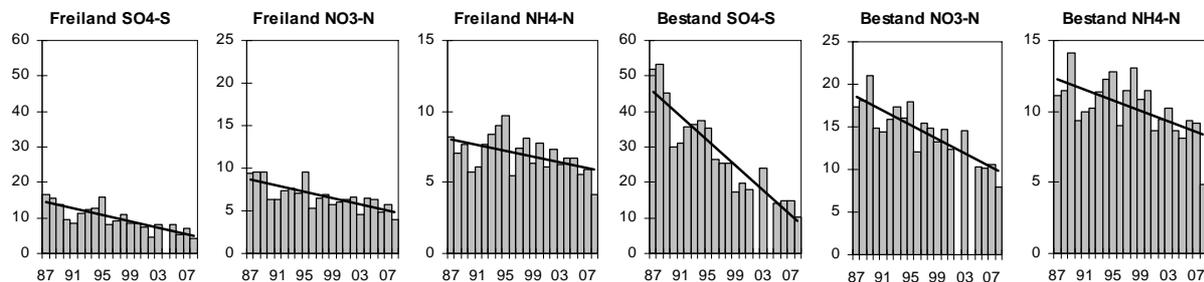


Abbildung 36: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Elberndorf (kg/ha a)

5.3.2.5 Zusammenfassung

Aufgrund der Gewässerchemie der Zinse ist eine signifikante Verbesserung für Sulfat und Nitrat festgestellt worden, die damit auch mit den Ergebnissen an der Depositionsmessstelle Elberndorf korrespondiert. Die Makrozoobenthosuntersuchungen zeigen jedoch, dass im Untersuchungszeitraum nur leichte Verbesserungen vorliegen, da das Gewässer sehr stark durch die Versauerung

betroffen ist. Die aktuelle günstige Bewertung auf der Grundlage der Diatomeen ist als Artefakt anzusehen.

5.4 Hunsrück

5.4.1 Traunbach 1

5.4.1.1 Chemie

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

Der Traunbach ist eines der Gewässer, das im Untersuchungszeitraum eine Verbesserung der Versauerungssituation anhand des pH-Werts (Abbildung 37) anzeigt. Das sehr trockene Jahr 2003 lässt den pH-Wert sogar auf 7 steigen.

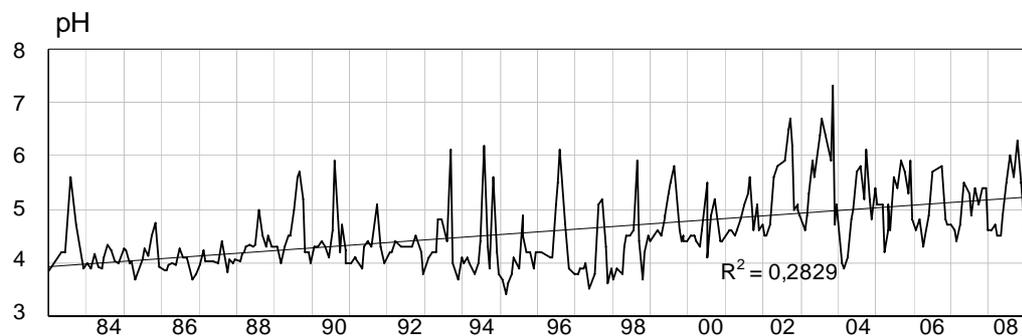


Abbildung 37: Traunbach: pH-Werte

Die Sulfatwerte (Abbildung 38) gehen im Untersuchungszeitraum deutlich zurück. Sogar die jahreszeitlich bedingten Schwankungen haben sich reduziert. Die Maximalwerte liegen seit 2000 um 10 mg/l.

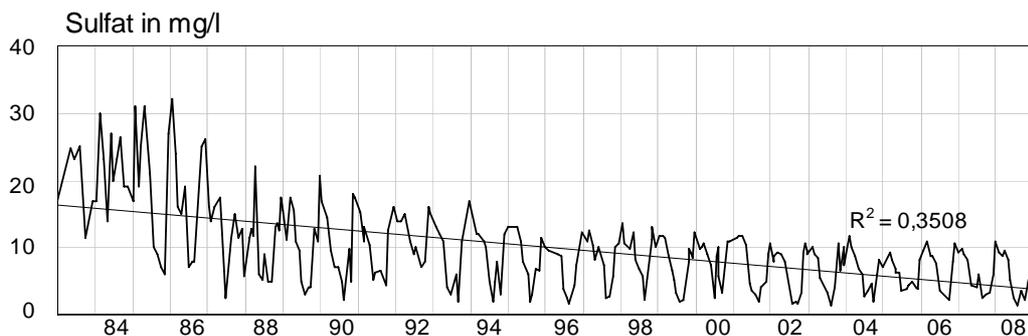


Abbildung 38: Traunbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Für die Nitratwerte (Abbildung 39) lässt sich dagegen kein eindeutiger Trend erkennen. Der höhere Wert im Jahr 2004 dürfte eine Folge des extrem trockenen Jahres 2003 sein. Mit den ersten längeren Niederschlägen in 2004 wurde das im Boden gebundene Nitrat ausgewaschen und ins Gewässer eingetragen. Vermutlich dürfte das auch in den Folgejahren 2005 und 2006 eine Rolle gespielt haben.

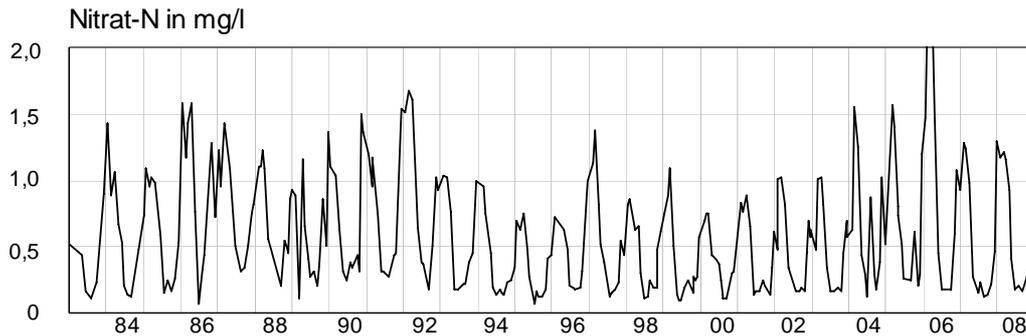


Abbildung 39: Traunbach: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

Interessant sind am Traunbach die Aluminiumkonzentrationen (Abbildung 40), die eine sehr deutliche Verringerung der Belastung dokumentieren.

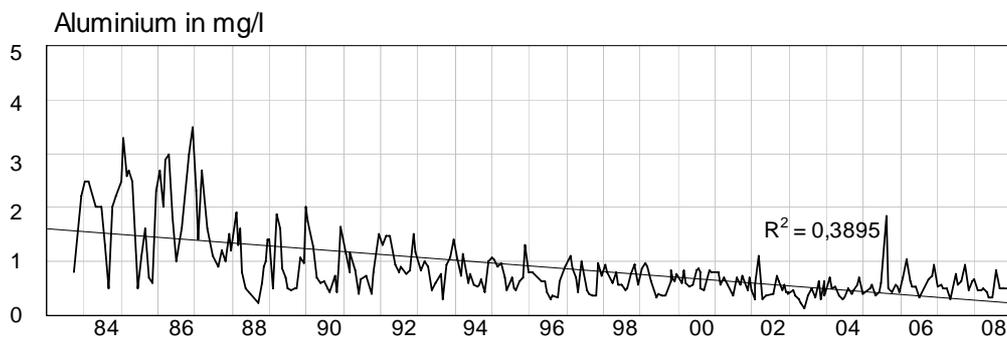


Abbildung 40: Traunbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

5.4.1.2 Makrozoobenthos

Es liegen für den Traunbach Daten von Untersuchungen der Jahre 1983 bis 2008 mit zahlreichen Unterbrechungen vor. Für die Jahre 1984 bis 1986 liegen keine eindeutigen Datumsangaben vor. In der aktuellen Untersuchung zeigt der Traunbach eine stark degradierte Zönose, die sich lediglich aus 8 Taxa zusammensetzt (Abbildung 41). Es handelt sich hauptsächlich um sehr säureresistente und säuretolerante Taxa (Abbildung 43). Nach BRAUKMANN & BISS (2004) wird die Säurezustandsklasse 3 indiziert (Abbildung 44).

Über den gesamten Beobachtungszeitraum zeigt sich ebenfalls eine stark säuregeschädigte und artenarme Zoozönose. Ephemeroptera konnten in keiner der Untersuchungen nachgewiesen werden (Abbildung 42). Außerhalb des Berichtszeitraums konnten in der Vergangenheit kurze Zeitabschnitte festgestellt werden, die auf geringfügige Verbesserungen schließen ließen, wie z. B. die Jahre 1999 bis 2001. Hier wurden mit 9 und 10 Taxa die höchsten Artenzahlen nachgewiesen. Nach BRAUKMANN & BISS (2004) ist das Gewässer überwiegend der schlechtesten Säurezustandsklasse (SZK 5) zuzuordnen, lediglich viermal der zweitschlechtesten (SZK 4) und im Jahre 2008 Säurezustandsklasse 3. Auch der Hendrikson-Index weist 2000 erstmals einen Wert über Null auf (Abbildung 45). Dennoch dominieren über den gesamten Untersuchungszeitraum sehr säureresistente Arten (Abbildung 43).

Aufgrund der großen Datenlücken ist eine gut begründete Trenderaussage derzeit nicht möglich. Für die aktuelle Untersuchung aus dem Frühjahr 2008 ist jedoch der höchste Anteil mäßig säuretoleranter Individuen (VZ 3) seit Beginn der Datenreihe festzuhalten.

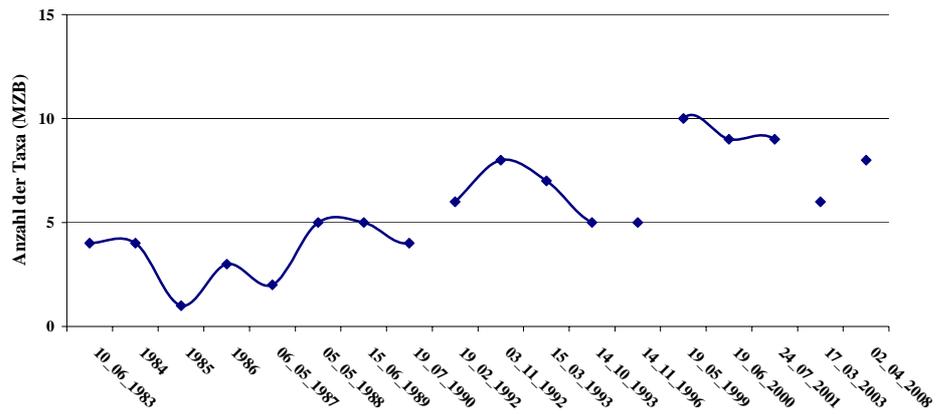


Abbildung 41: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Traunbach im Untersuchungszeitraum.

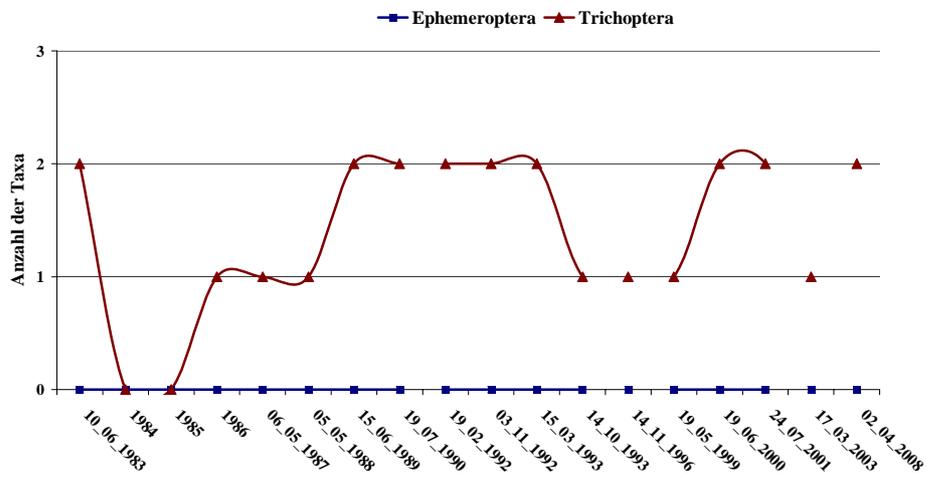


Abbildung 42: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Traunbach im Untersuchungszeitraum.

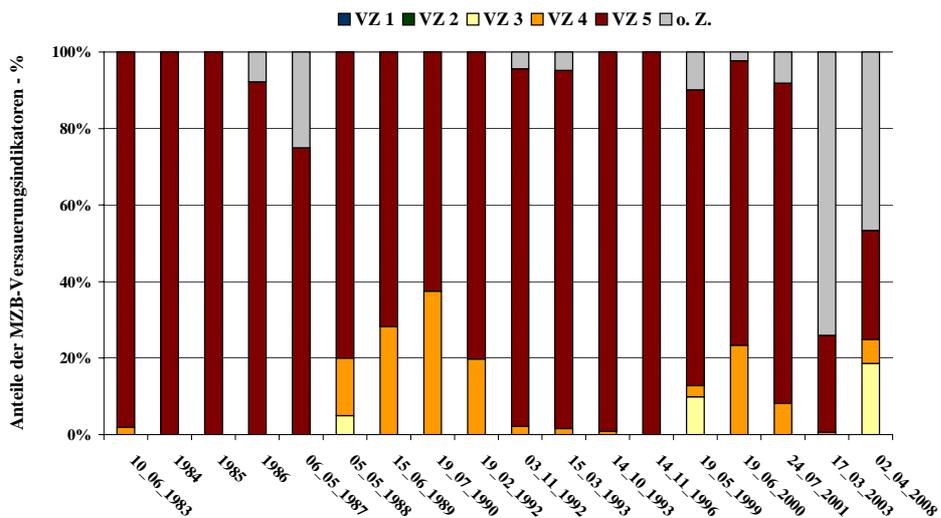


Abbildung 43: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Traunbach im Untersuchungszeitraum.

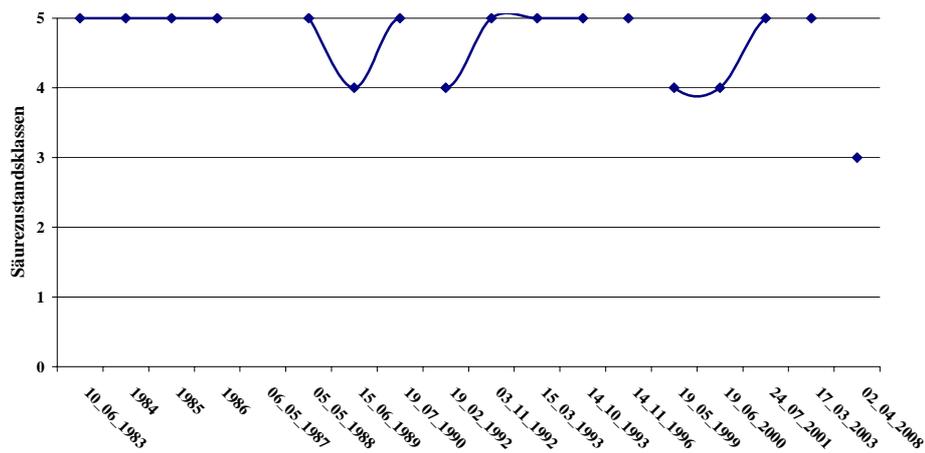


Abbildung 44: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Traunbach im Untersuchungszeitraum.

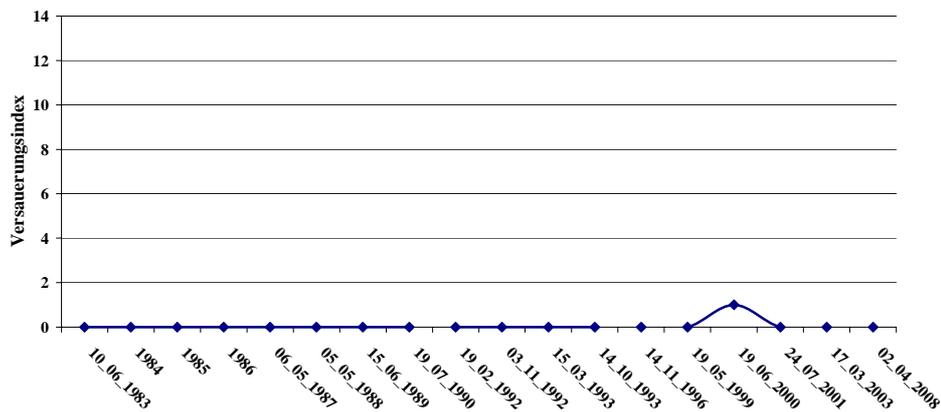


Abbildung 45: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Traunbach im Untersuchungszeitraum.

5.4.1.3 Diatomeen

Der Traunbach wurde zwischen 2005 und 2008 auf die Besiedlung durch Diatomeen untersucht. Mit Ausnahme der Probe aus dem Oktober 2007 war das Gewässer durchgängig der Klasse 4, permanent sauer, zuzuordnen (Tabelle 13). Circumneutrale Taxa wurden nur in geringen Anteilen nachgewiesen. Die Dominanz acidophiler Arten der Gattung *Eunotia sp.* indiziert zusätzlich wirkungsvolle huminsaurer Einflüsse aus dem Gewässerumfeld (Abbildung 46). Aus Sicht der Bearbeiter überlagern diese dystrophen Einflüsse das durch atmosphärische Einträge beeinflusste Versauerungsgeschehen nachhaltig.

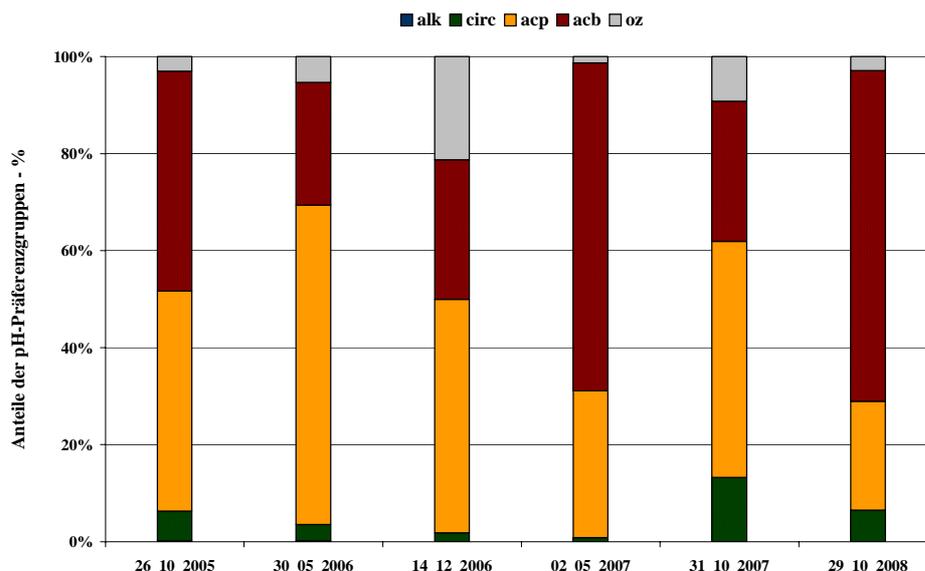


Abbildung 46: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Traunbach.

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

	2005		2006		2007		2008
	Nov	April/Mai	Dez	Mai	Okt	Okt	
Traunbach	4*h	4*H	4*H	4*h	3*H	4*H	

5.4.1.4 Zusammenfassung

Der pH-Wert und die zurückgehende Sulfatbelastung dokumentieren eine Verbesserung der Versauerungssituation am Traunbach. Dies wird auch durch die biologischen Untersuchungen unterstützt. Allerdings ist hier aufgrund der lückenhaften Daten keine verlässliche Trendaussage möglich.

5.4.2 Gräfenbach

5.4.2.1 Chemie

1990 wurde das gesamte Einzugsgebiet des Gräfenbachs mindestens einmal gekalkt, einzelne Bereiche sogar mehrmals (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, 2000). Der Gräfenbach ist im Vergleich zum Traunbach noch stärker versauert. Die pH-Werte liegen im gesamten Zeitraum deutlich unter pH 6, während sie am Traunbach diesen Wert doch immerhin ab und zu überschreiten. Ein leicht zunehmender Trend (Abbildung 47) ist allerdings erkennbar. Das Minimum im Frühjahr 2004 könnte durch einen Säureschub bedingt durch einen vermehrten Nitrateintrag bedingt sein.

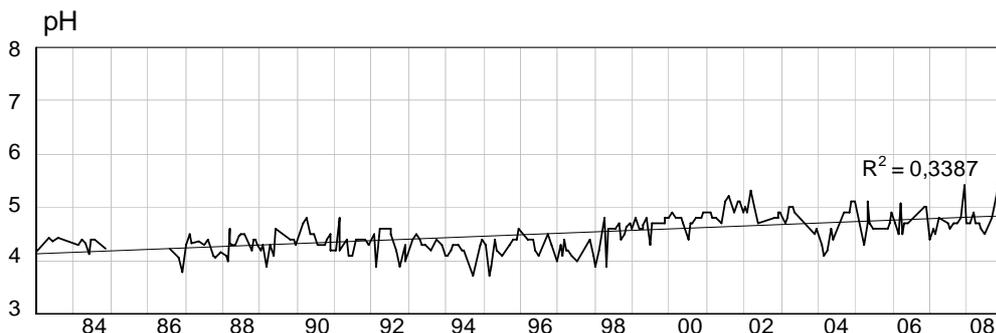


Abbildung 47: Gräfenbach: pH-Werte

Die Sulfatwerte (Abbildung 48) gehen bis 2000 deutlich und signifikant zurück, wobei auch die bis 1988 auftretenden starken Schwankungen vermindert werden. Seit 2000 ist eine Stagnation auf hohem Niveau (um 20 mg/l) erkennbar.

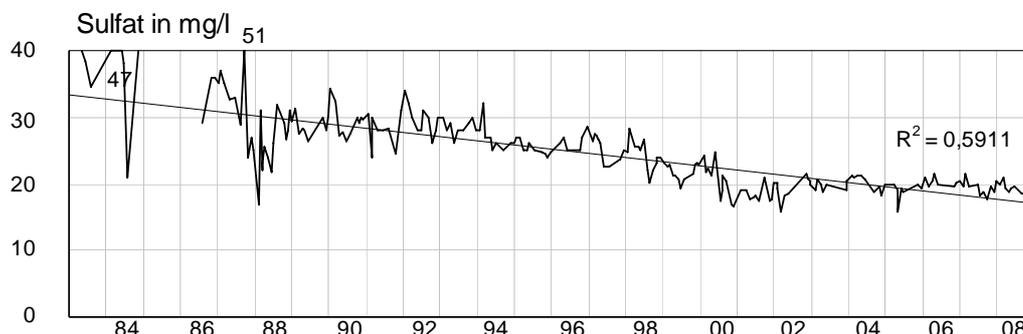


Abbildung 48: Gräfenbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Zwischen 1990 und 1992 ist ein starker Anstieg der Nitratkonzentrationen (Abbildung 49) 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. In den Frühjahren 2004 - 2006 treten erneut Maxima bis 3 mg/l auf, die auch beim Traunbach beobachtet werden können. Allerdings kann lediglich für den Wert 2004 ein Zusammenhang mit dem pH-Wert (Minimum 4,1) hergestellt werden. Die hohen Werte der Jahre 2005 und 2006 finden sich im pH-Wert nicht wieder. Seit 2007 vermindern sich die Konzentrationsschwankungen wieder.

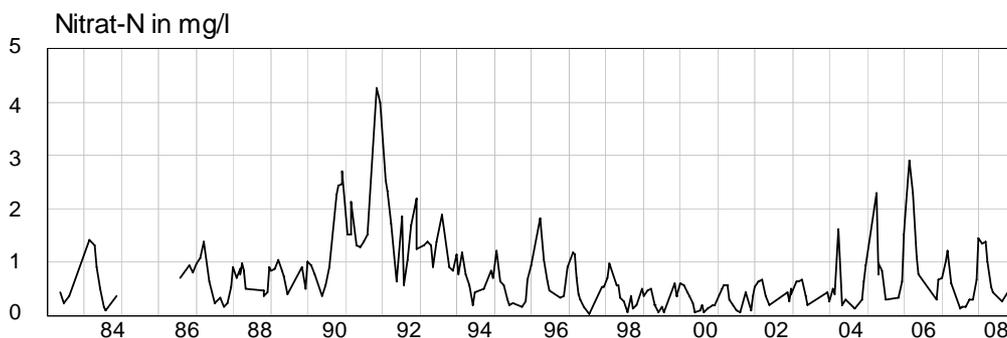


Abbildung 49: Gräfenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Die Aluminiumbelastung ist am Gräfenbach (Abbildung 50) ebenso wie am Traunbach rückläufig. Es ist eine deutlich signifikante Verringerung der Konzentrationen erkennbar.

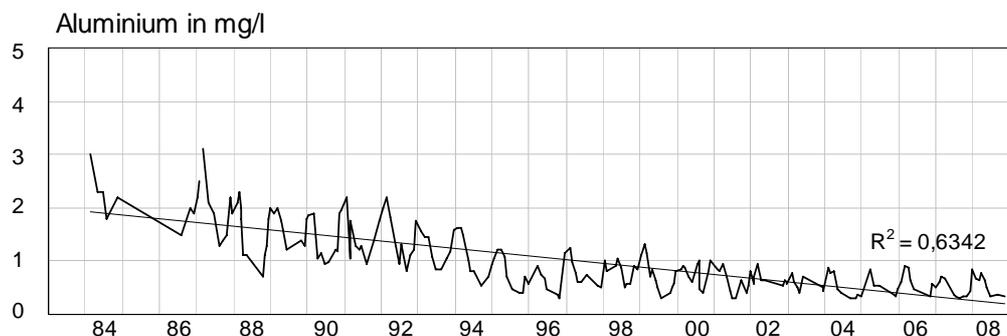


Abbildung 50: Gräfenbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

Die Kalkungsmaßnahmen im Jahr 1990 spiegeln sich in den Calciumwerten (Abbildung 51) wider. Das zweite, im Jahre 1998 auftretende Maximum, könnte ebenfalls auf Kalkungsmaßnahmen zurück zu führen sein. Allerdings hatten beide Maßnahmen keinen Einfluss auf die Entwicklung des pH-Werts in diesen Jahren.

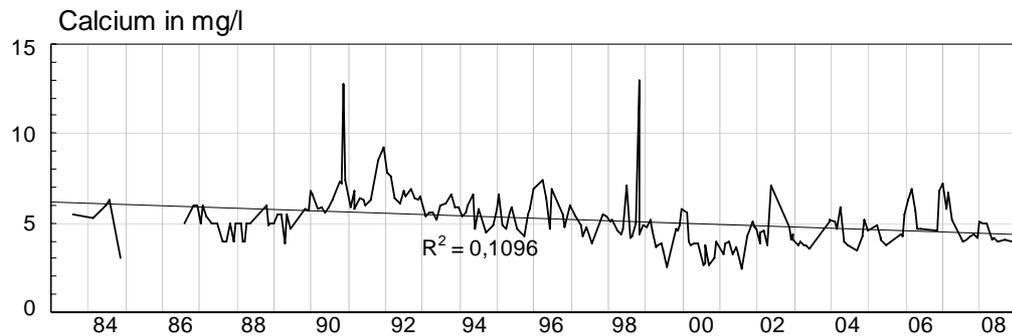


Abbildung 51: Gräfenbach: Ca-Konzentrationen (mg/l)

5.4.2.2 Makrozoobenthos

Der Datensatz für das Makrozoobenthos im Gräfenbach ist im Untersuchungszeitraum sehr lückenhaft, für die Jahre 2007 und 2008 liegen überhaupt keine Daten zum Makrozoobenthos vor. Trotz einer deutlichen Verbesserung der chemischen Parameter liegt der pH-Wert 2003 immer noch unter pH 5 (SCHAUMBURG et. al 2006) und damit im stark sauren Bereich. Die Zoonose des Gräfenbachs ist dementsprechend verarmt. Sie ist über den gesamten Untersuchungszeitraum mit maximal 7 Taxa sehr artenarm (Abbildung 52). Es handelt sich ausschließlich um säureresistente oder sehr säureresistente Arten (Abbildung 54). Bis 2003 wird durch das Makrozoobenthos nahezu durchgängig die schlechteste Säurezustandsklasse indiziert (Abbildung 55). Ephemeroptera konnten nicht nachgewiesen werden (Abbildung 53). Der Hendrikson-Index liegt durchgehend bei 0 und ist hier nicht dargestellt.

Der Datensatz zeigt einen durchgehend stark säurebeeinträchtigten Zustand des Gräfenbachs.

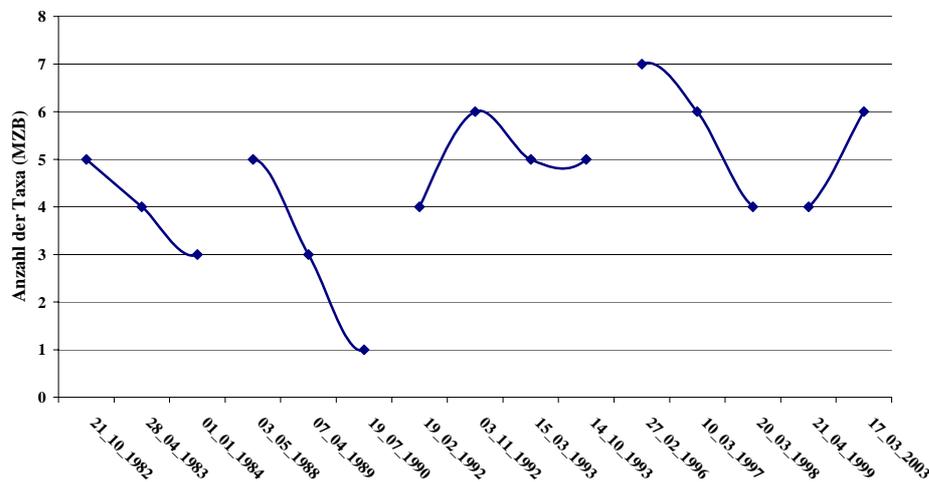


Abbildung 52: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.

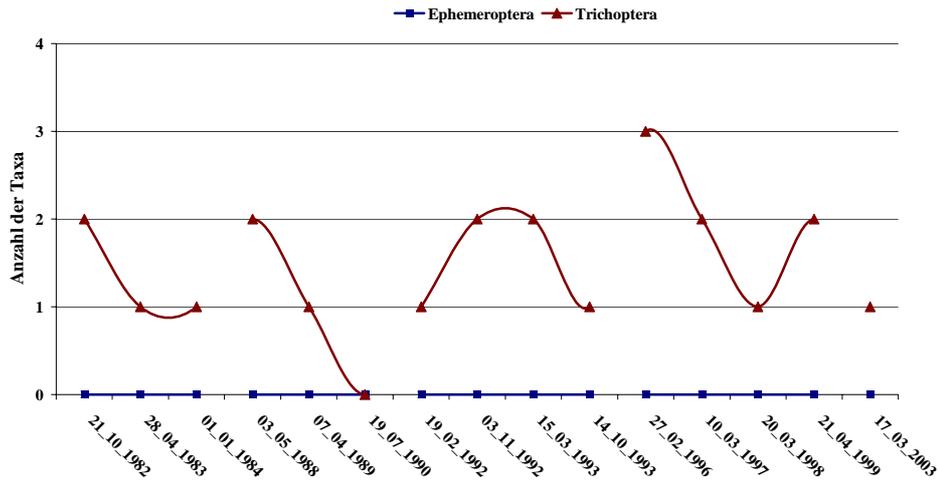


Abbildung 53: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.

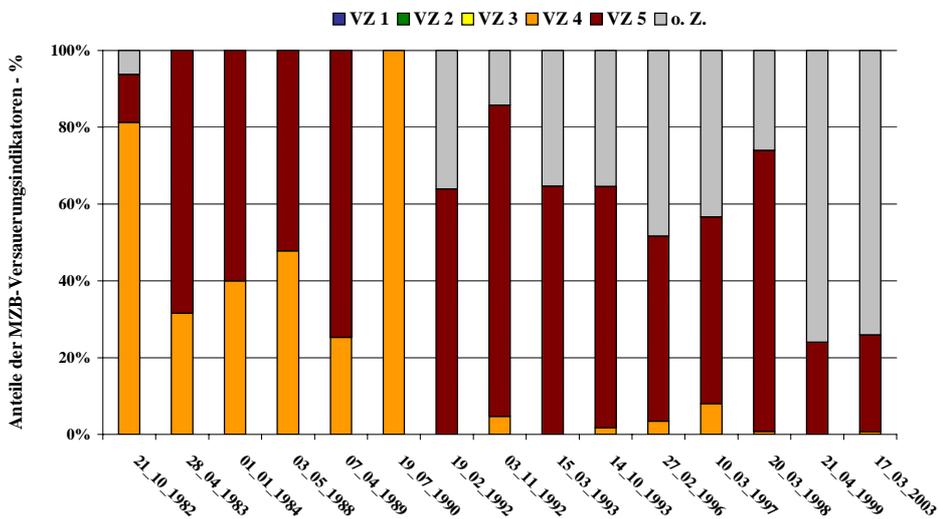


Abbildung 54: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.

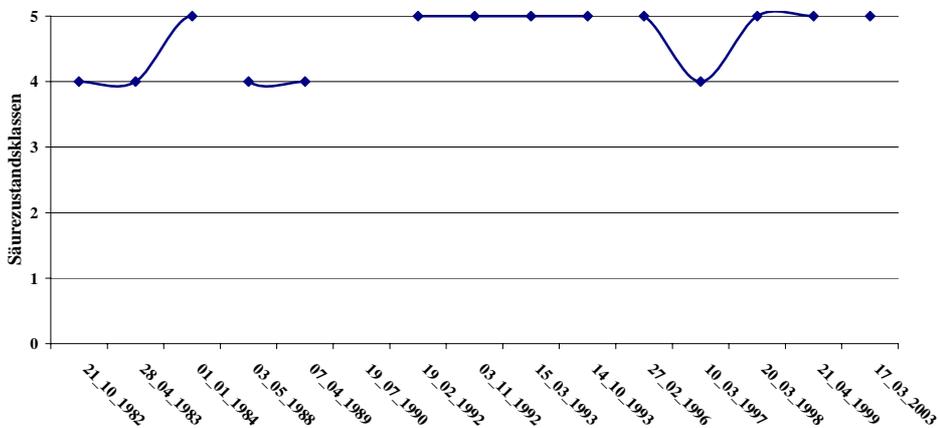


Abbildung 55: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.

5.4.2.3 Diatomeen

Diatomeendaten liegen für die Jahre 2005 bis 2008 vor. Langjährige Trendanalysen sind daher nicht möglich. Die Bewertung des Säurezustandes nach CORING (1999) klassifiziert den Gräfenbach mit Ausnahme des Frühjahrs 2007 als permanent saureres Gewässer, in dem zusätzlich huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet wirksam sind (Tabelle 14). Für die günstigere Bewertung im Frühjahr 2007 war vornehmlich das Auftreten von *Achnanthes minutissima* mit Anteilen von etwa 20% verantwortlich.

Daneben setzt sich die Diatomeengesellschaft des Gräfenbachs im Berichtszeitraum überwiegend aus säureresistenten Arten mit einer Dominanz von acidobionten Taxa (*Eunotia exigua*, *E. rhomboidea*) zusammen (Abbildung 56).

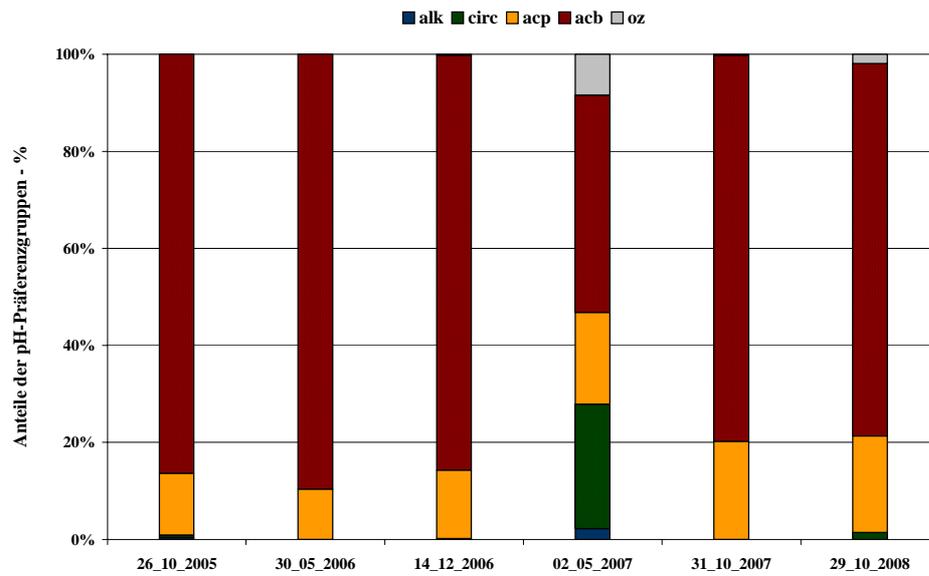


Abbildung 56: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Gräfenbach.

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

	2005	2006		2007		2008
	Nov	April/Mai	Dez	Mai	Okt	Okt
Gräfenbach	4*h	4*h	4*h	3*h	4*h	4*H

5.4.2.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Für die Probestellen im Hunsrück wird zu Vergleichszwecken die Depositionsmessstelle Idar-Oberstein (Abbildung 57) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1984 bis einschließlich 2008. Bei den Sulfatdepositionen ist im Bestand ein deutlicher, im Freiland ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Die Nitratdepositionen haben sich sowohl im Bestand als auch im Freiland verringert. Bei den Ammoniumdepositionen ist allerdings im Bestand ein gegenläufiger Trend zu erkennen.

Die Entwicklung der Sulfatdeposition deckt sich mit dem Trend im Traunbach und Gräfenbach. Effekte für die Nitratbelastung im Gewässer sind aus der Verminderung der Nitratdeposition nicht erkennbar. Für Ammonium kann keine Aussage getroffen werden, da hier die Messwerte im Gewässer weitgehend unter der Bestimmungsgrenze lagen.

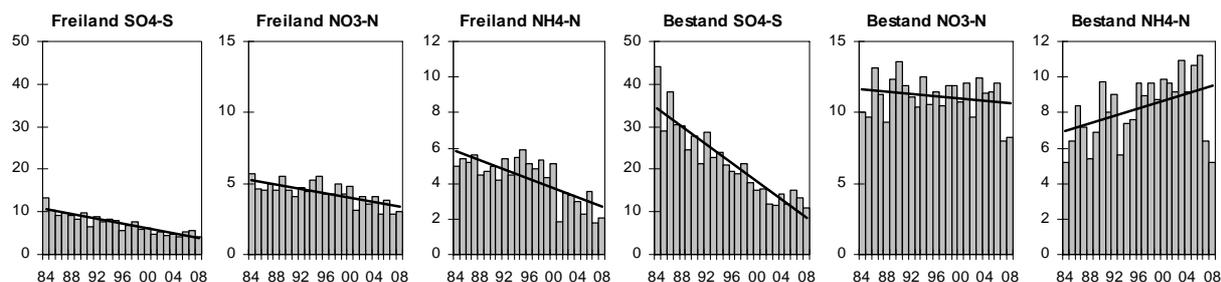


Abbildung 57: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Idar-Oberstein (kg/ha a)

5.4.2.5 Zusammenfassung

Am Gräfenbach ist wie am Traunbach eine deutliche Verbesserung hinsichtlich der Belastung durch Aluminium und Sulfat erkennbar, die sich auch in der Entwicklung des pH-Werts widerspiegelt. Während am Traunbach zeitweilig immerhin schon Werte um pH 6 erreicht werden, liegen sie beim Gräfenbach immer noch ganzjährig unter 5. Nach wie vor wird die schlechteste Säurezustandsklasse durch das Makrozoobenthos ausgewiesen. Auch die Diatomeengesellschaft setzt sich überwiegend aus säureresistenten Taxa zusammen. Aufgrund der lückenhaften Datenlage sind seriöse Trendangaben allerdings nicht möglich.

5.5 Schwarzwald

5.5.1 Goldersbach im südlichen Schwarzwald

5.5.1.1 Chemie

Der Goldersbach ist ein moderat versauerter Bach (Abbildung 58) mit pH-Werten im Bereich zwischen 5,5 und teilweise sogar über 7. Anfang des Jahrhunderts sind die Schwankungen der pH-Werte wieder deutlich größer als in den Jahren davor. Unter Umständen spielen hier die Sturmschäden durch Orkan Lothar (Weihnachten 2000) eine Rolle. Das Jahr 2003 zeichnete sich durch große Trockenheit aus, so dass hier die Säureeinträge wesentlich geringer waren. Tendenziell ist die Entwicklung seit 2006 positiv, da die pH-Werte ständig über 6 liegen.

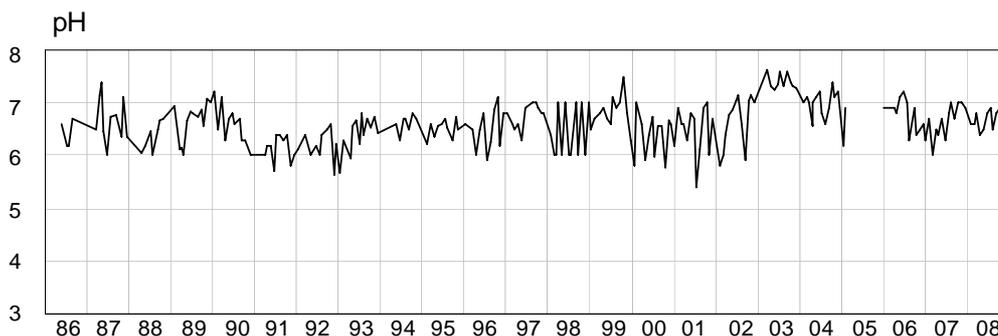


Abbildung 58: Goldersbach: pH-Werte

Die Sulfatwerte (Abbildung 59) haben sich im Untersuchungszeitraum signifikant positiv entwickelt, der starke Anstieg seit August 2003 ist jedoch schwierig zu interpretieren zumal er keinen Einfluss auf den pH-Wert gehabt hat.

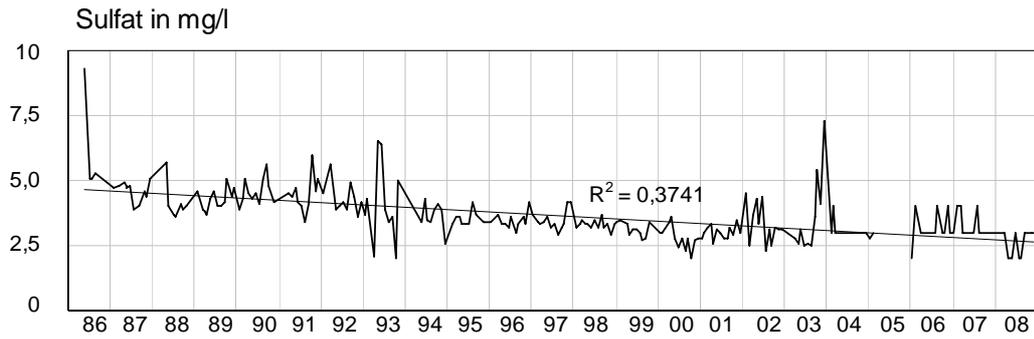


Abbildung 59: Goldersbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte liegen im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/l. Lediglich im Jahr 1990 (Abbildung 60) fällt ein Maximum auf, das durch die Sturmschäden der Orkane Wiebke und Vivian bedingt sein dürfte. Diese hatten zur Folge, dass weniger Nitrat von der Vegetation aufgenommen werden konnte und deshalb vermehrt ins Gewässer eingetragen wurde. Die vergleichsweise hohen Nitratwerte gegen Ende 2003 könnten durch das sehr trockene Jahr verursacht sein. Eine kontinuierliche Auswaschung des Nitrats hat dadurch nicht stattgefunden. Vielmehr wurden größere Mengen mit dem ersten stärkeren Regenereignis ins Gewässer eingetragen.

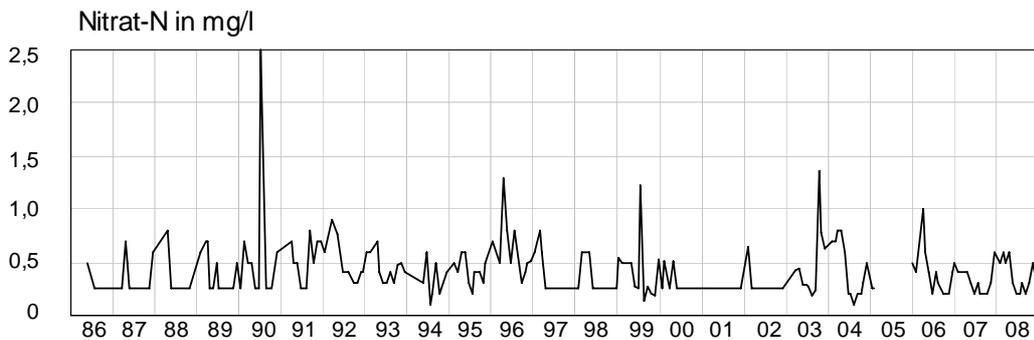


Abbildung 60: Goldersbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.5.1.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Goldersbachs wurde von 1986 bis 2008 untersucht. Für die Zeit von 1996 bis 1999 sowie für das Jahr 1991 liegen keine Daten vor. Die Zoozönose ist für den Beobachtungszeitraum überwiegend als mäßig artenreich zu bezeichnen. Die Gesamttaxazahlen der aktuellen Untersuchungen wiesen keine deutliche Tendenz auf (Abbildung 61).

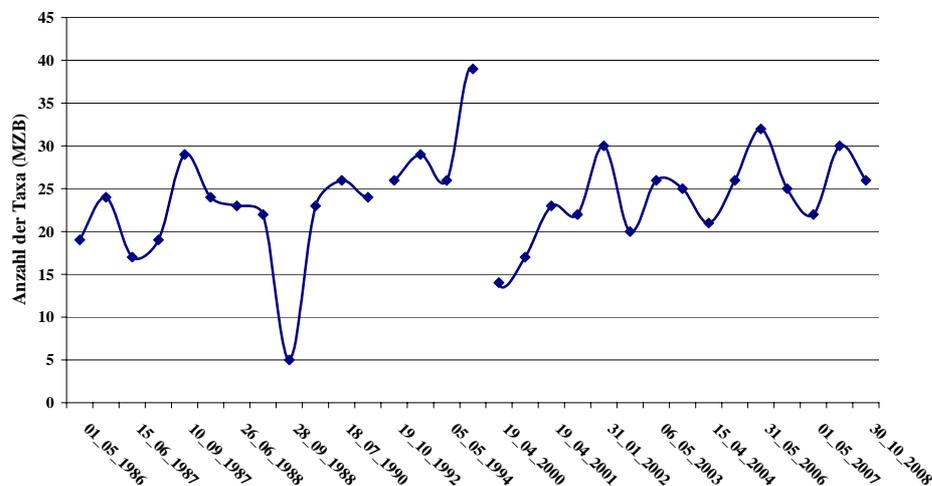


Abbildung 61: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.

Stark säureresistente Arten in der Zönose treten bei Betrachtung der gesamten Zeitreihe stark in den Hintergrund. Dagegen wurde *Habroleptoides confusa* (Ephemeroptera) als säureempfindliche Art (VZ 1) insbesondere in den letzten Jahren stetig nachgewiesen. Zudem kommen weitere mäßig säureempfindliche Arten, z.B. der Gattung *Hydropsyche* (VZ 2) vor (Abbildung 62 und Abbildung 63).

Das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) indiziert über lange Zeiträume episodisch schwach saure Zustände. Zwischen 2003 und 2006 wurde dem Goldersbach zudem vermehrt die Klasse 1, kontinuierlich neutral, zugewiesen, wie auch im Herbst 2008 (Abbildung 64). Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) zeigt zu Beginn des Beobachtungszeitraums starke Schwankungen und lag zwischen 2001 und 2004 konstant bei 3 (SCHAUMBURG et al. 2006). Er liegt für 2007/08 auf einem vergleichsweise hohen Niveau zwischen 5 und 8 (Abbildung 65).

Bei der Bewertung der Ergebnisse der verschiedenen Auswertungsverfahren sind einige morphologische Besonderheiten des Goldersbachs zu berücksichtigen. Mit einer Höhenlage von mehr als 1.000 m ü. NN zeigt der im Massiv des Großen Feldberges gelegene Goldersbach stellenweise alpinen Charakter. Dies wird auch an der Substratzusammensetzung deutlich, wo anstehender Fels und Blöcke dominieren. Im Vergleich zu anderen Mittelgebirgsbächen zeigt der Goldersbach damit eine eingeschränkte Habitat- und Choriotopvielfalt, welche die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos zusätzlich beeinflusst.

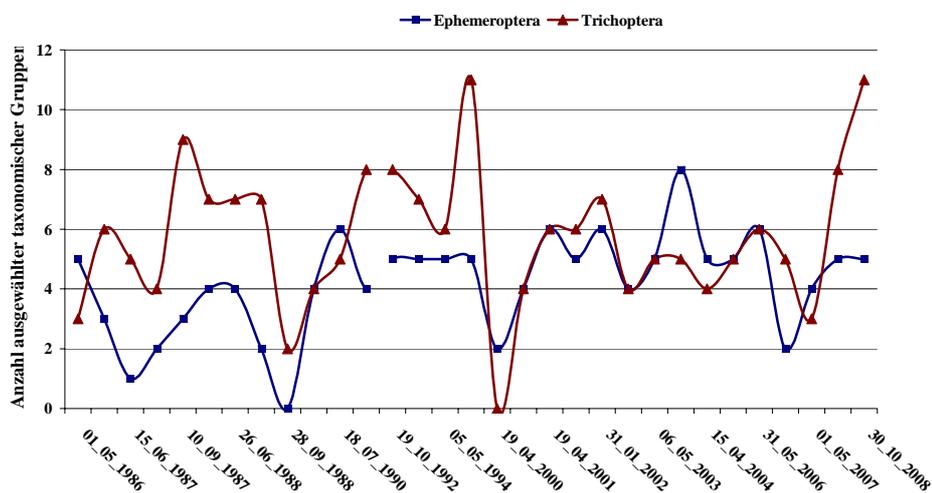


Abbildung 62: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.

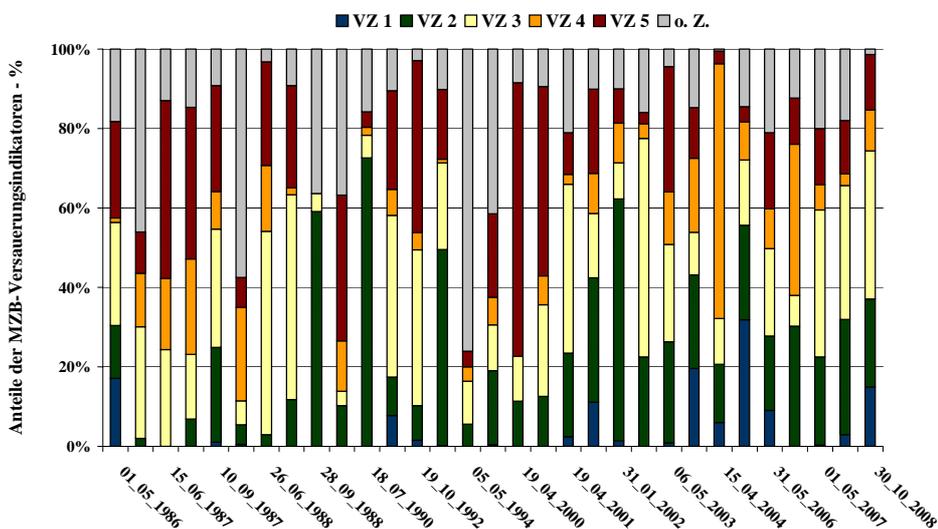


Abbildung 63: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.

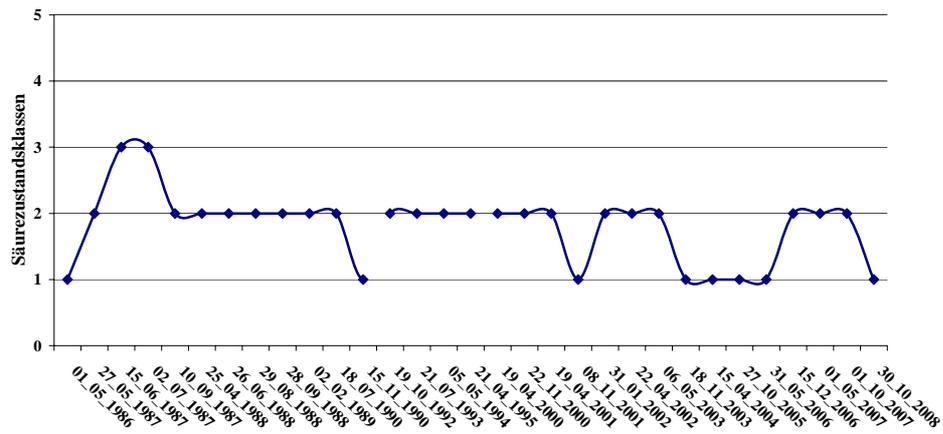


Abbildung 64: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.

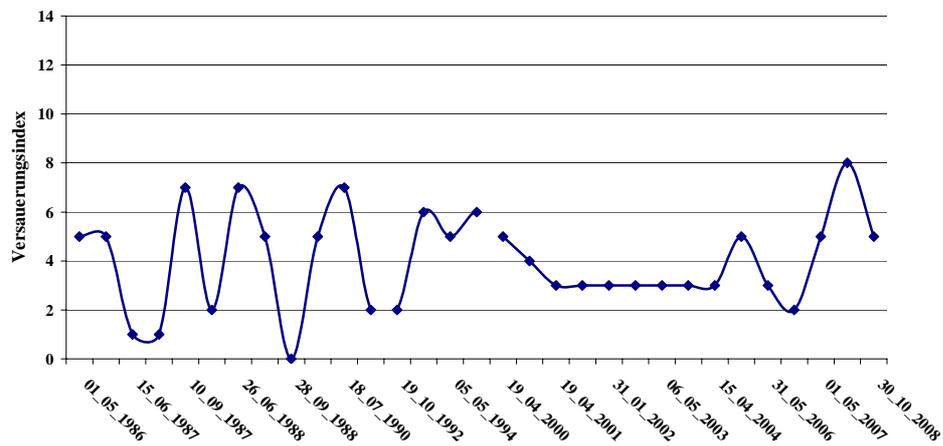


Abbildung 65: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.

5.5.1.3 Diatomeen

Untersuchungen zur Diatomeenflora wurden in den Jahren 2005 bis 2008 durchgeführt. Der Säurezustand des Gewässers ist nach CORING (1999) mit Ausnahme des Jahres 2006 als „akut versauerungsgefährdet“ zu bezeichnen. Allgemein ist über den Beobachtungszeitraum ein deutlicher Rückgang acidophiler und acidobionter Arten zu beobachten. Dabei werden die Gesellschaften zunehmend von circumneutralen Formen aus den Sippenkomplexen um *Achnanthes minutissima* und *Fragilaria capucina* dominiert. Weiterhin erreichen oligotraphente Varianten von *Gomphonema parvulum* mitunter hohe Anteile. Säuretolerante Formen treten tendenziell etwas häufiger in den Winter- und Frühjahrsproben auf, bleiben im Berichtszeitraum jedoch jeweils deutlich unter 10%.

Im Wesentlichen stimmen die Ergebnisse der Diatomeenuntersuchungen daher mit denen des Makrozoobenthos überein. Die Abweichungen im Dezember 2006 werden insbesondere auf die kurzen Reaktionszeiten der Kieselalgen als Bioindikatoren zurückgeführt.

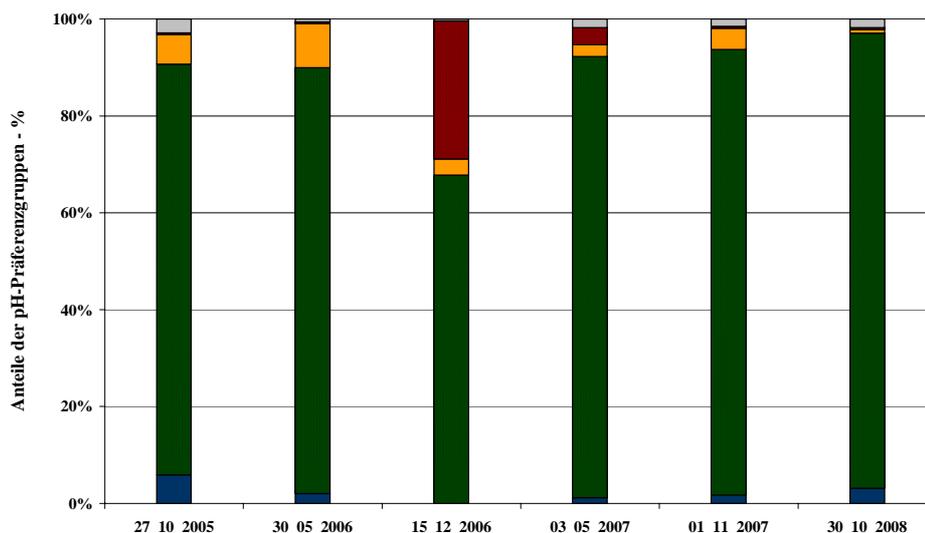


Abbildung 66: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Goldersbach.

Tabelle 15: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Goldersbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	2005	2006		2007		2008
	Nov	April/Mai	Dez	Mai	Nov	Okt
Goldersbach	1b+h	2	3	1b	1b	1b

5.5.1.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken für den Goldersbach wird die Depositionsmessstelle Schauinsland (Abbildung 67) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen von 1987 bis 2008 vor. Bei den Sulfatdepositionen ist sowohl im Bestand als auch im Freiland ein Rückgang zu verzeichnen. Nitrat zeigt keinen solchen Effekt. Hier ist eher eine Stagnation sowohl im Freiland als auch im Bestand zu beobachten. Die Ammoniumdepositionen fallen im Freiland, im Bestand sind sie eher gleichbleibend. Der Rückgang der Sulfatdeposition spiegelt sich auch in der Entwicklung des Gewässers wider.

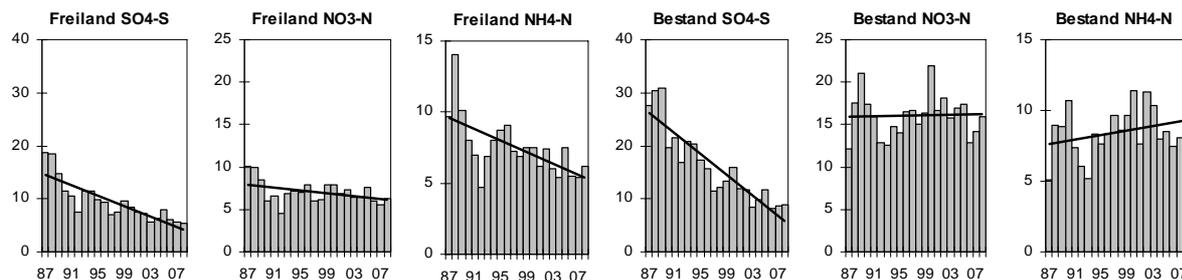


Abbildung 67: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Schauinsland (kg/ha a)

5.5.1.5 Zusammenfassung

Der Goldersbach zeigt bei den chemischen Parametern pH-Wert und Sulfat eine leicht positive Entwicklung. Auch die Zönose sowie die Diatomeen dokumentieren eine Verbesserung.

5.5.2 Kleine Kinzig im mittleren Schwarzwald

5.5.2.1 Chemie

Die Kleine Kinzig (Abbildung 68) ist ähnlich wie der Goldersbach ein moderat versauertes Gewässer mit pH-Werten überwiegend im Bereich von 6 bis 7. 1988 wurden noch Minima um pH 5 ermittelt, 2000 und 2001 lagen sie kurzzeitig wieder zwischen 5 und 6, seit 2005 dann ganzjährig über pH 6. Insgesamt zeigt sich hier eine Entspannung der Versauerungssituation an.

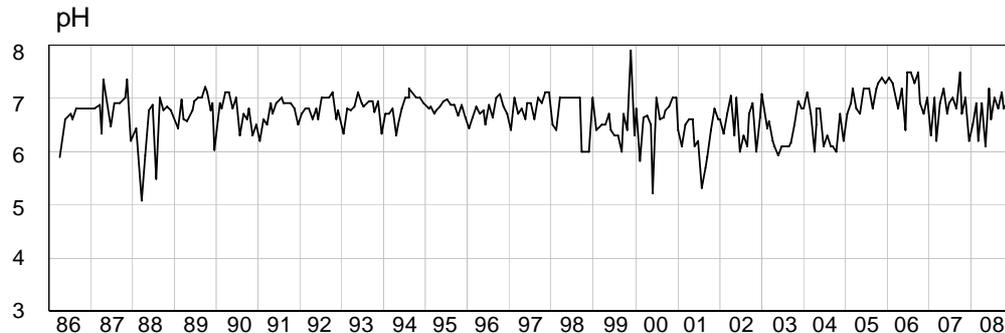


Abbildung 68: Kleine Kinzig: pH-Werte

Der Sulfateintrag ins Gewässer ist mit Werten zwischen 2 und 8 mg/l vergleichsweise gering (Abbildung 69). Ein Einfluss auf die Versauerungssituation ist hier eher unwahrscheinlich.

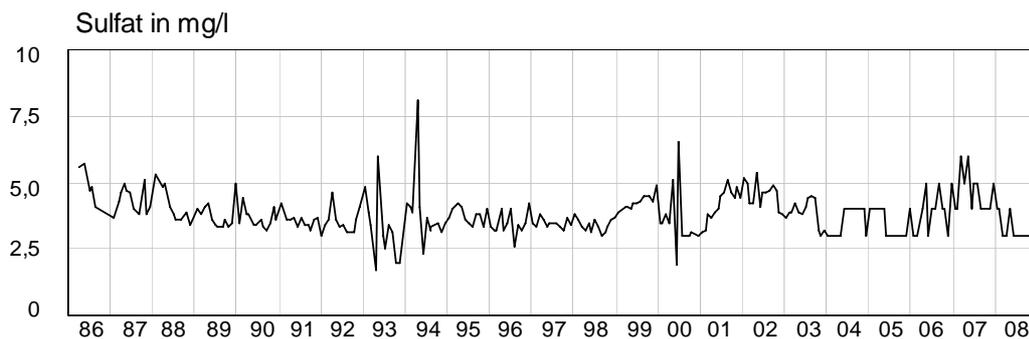


Abbildung 69: Kleine Kinzig: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte liegen unter 1 mg/l und sind damit ebenfalls sehr niedrig. Eine Beeinflussung des Säurehaushalts ist damit auch wenig wahrscheinlich.

5.5.2.2 Makrozoobenthos

Für die Kleine Kinzig liegen halbquantitative Daten für das Makrozoobenthos für den Zeitraum 1985 bis 2008 vor. Die Zeitreihe ist in den Jahren 1991 sowie 1996 bis 1999 unterbrochen.

Die aktuellen Untersuchungen zeigen in der Makrozoobenthoszönose eine größere Diversität. Die Artenzahlen liegen zwischen 25 und 33 Taxa (Abbildung 70). Der Anteil der mäßig säureempfindlichen Arten liegt über 60 % (Abbildung 72). Nach BRAUKMANN & BISS (2004) wird die Säurezustandsklasse 1 (kontinuierlich neutral) und 2 (überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer) indiziert (Abbildung 73). Seit 2002 ist eine Stabilisierung der Versauerungssituation zu beobachten. Die Gesamttaxazahlen brechen nicht mehr ein und liegen auf einem hohen Niveau. Seit diesem Zeitpunkt kommt die mäßig säureempfindliche Trichoptera - Gattung *Hydropsyche* mit der Art *Hydropsyche tenuis* regelmäßig vor. *Rhyacophila tristis* und *Philopotamus ludificatus* wurden seit 2002 ebenfalls häufig registriert.

Das Makrozoobenthos der Kleinen Kinzig zeigt seit 2002 hinsichtlich wirksamer Versauerungserrscheinungen nur noch geringe Hinweise auf Degradationen. Auch der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) zeigt mit einem Wert von 8 ebenfalls die Entschärfung der Ver-

sauerungsproblematik (Abbildung 74).

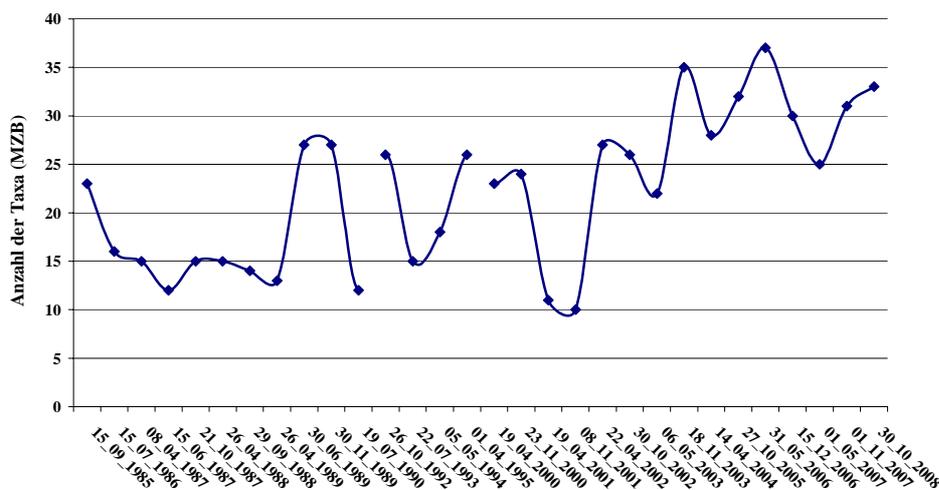


Abbildung 70: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.

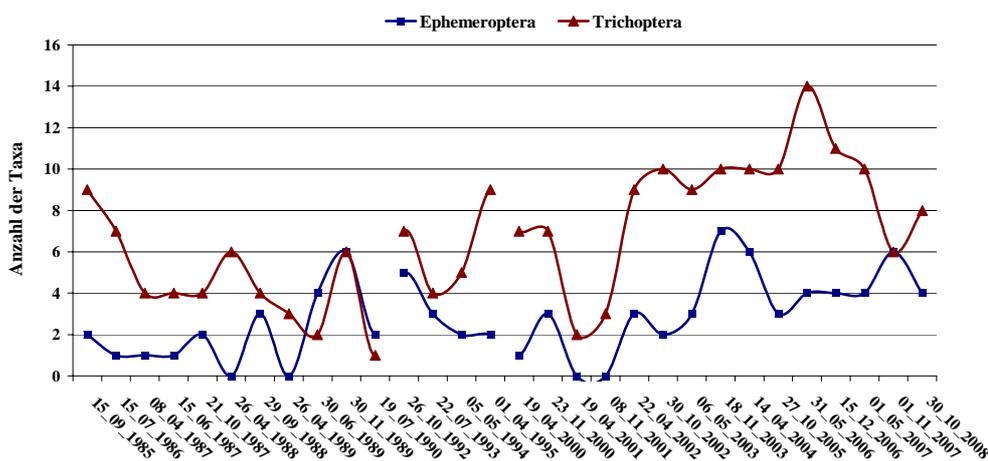


Abbildung 71: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.

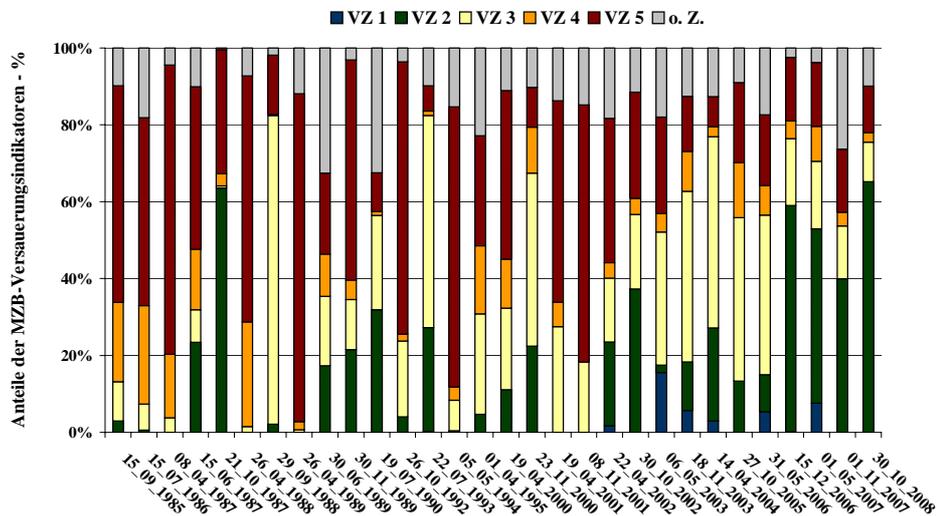


Abbildung 72: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.

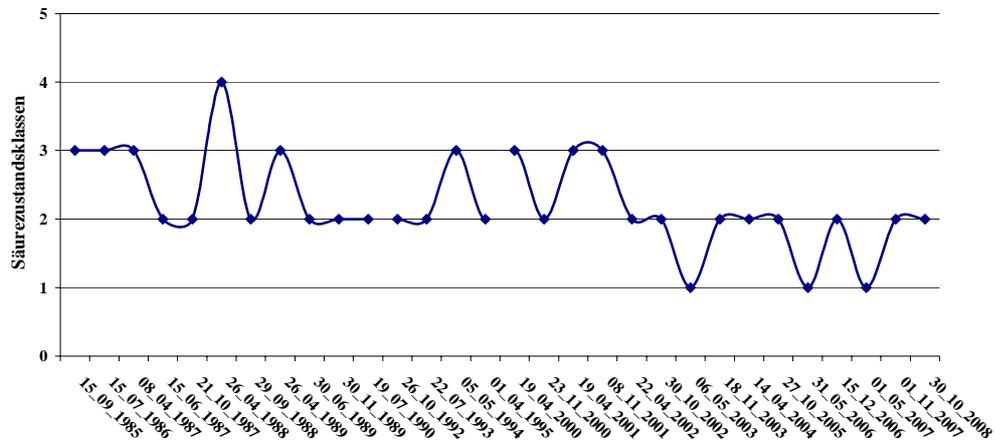


Abbildung 73: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.

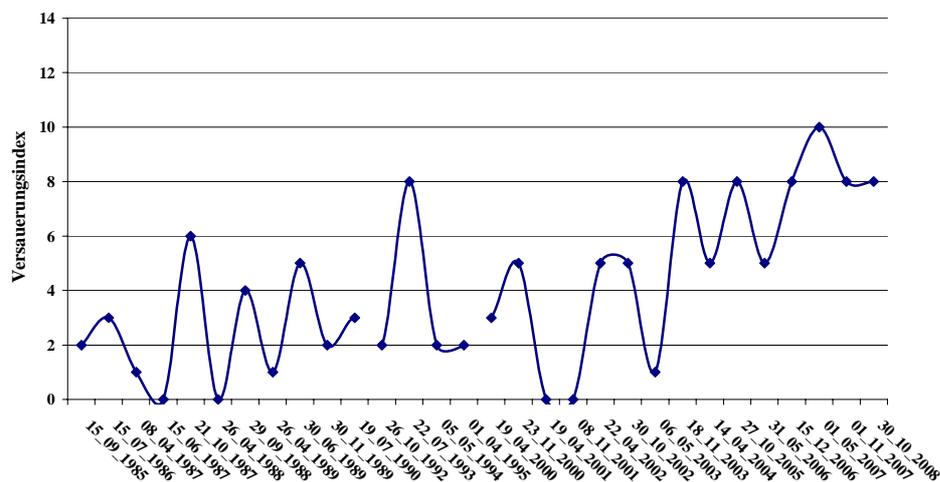


Abbildung 74: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.

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

5.5.2.3 Diatomeen

Die Diatomeengesellschaften der Kleinen Kinzig setzten sich zwischen 2005 und 2008 überwiegend aus circumneutralen und zu einem geringeren Anteil aus alkaliphilen Arten zusammen (Abbildung 75). *Achnanthes minutissima* und *Diatoma mesodon* sind die mit Abstand häufigsten Taxa. Ein Anteil von knapp 20 % acidophiler Taxa im Dezember 2006 sowie im November 2007 führt zu einer Abstufung in den überwiegend neutralen bis episodisch schwach sauren Zustand (Tabelle 16). Die Bewertungsergebnisse für die Diatomeen stimmen weitgehend mit denen des Makrozoobenthos überein und indizieren aktuell keine deutlichen Versauerungsschäden.

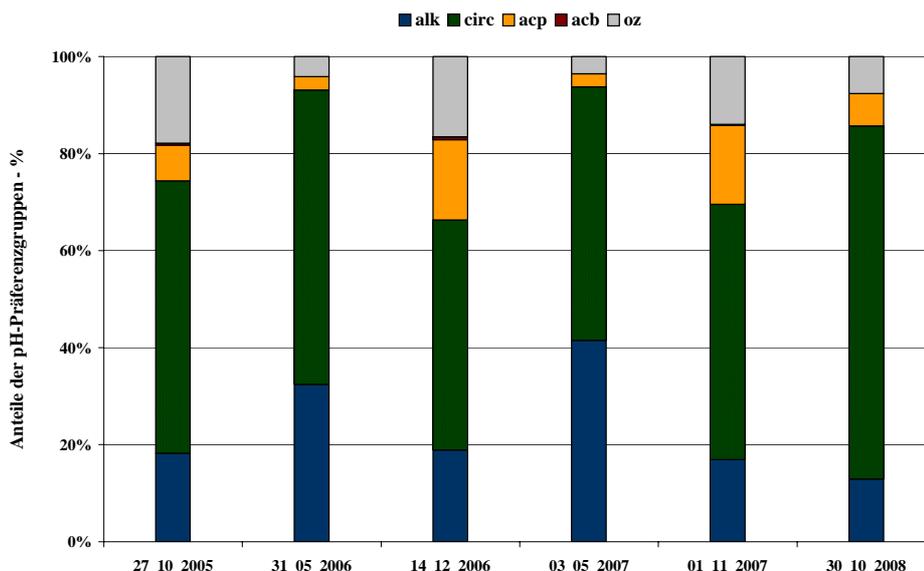


Abbildung 75: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Kleinen Kinzig.

Tabelle 16: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Kleinen Kinzig an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	2005 Nov	2006 April/Mai	2006 Dez	2007 Mai	2007 Nov	2008 Okt
Kleine Kinzig	1b* ^h	1b	2* ^h	1b	2* ^h	1b* ^h

5.5.2.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird für die Kleine Kinzig die Depositionsmessstelle Freudenstadt (Abbildung 76) herangezogen. Für diese Stelle liegen allerdings Freiland- und Bestandsmessungen nur bis einschließlich 2006 vor. Für die Sulfatdepositionen ist im Untersuchungszeitraum ein Rückgang zu verzeichnen, im Bestand deutlich stärker als im Freiland. Die Nitrat- und Ammoniumdepositionen zeigen einen eher uneinheitlichen Verlauf. Hier spielen vermutlich Schädigungen des Waldes durch Stürme (z.B. Lothar 2000) eine entscheidende Rolle. Da die Konzentrationen von Sulfat und Nitrat in der Kleinen Kinzig insgesamt sehr gering sind, lassen sich beim Vergleich mit den Depositionsdaten keine größeren Effekte erkennen.

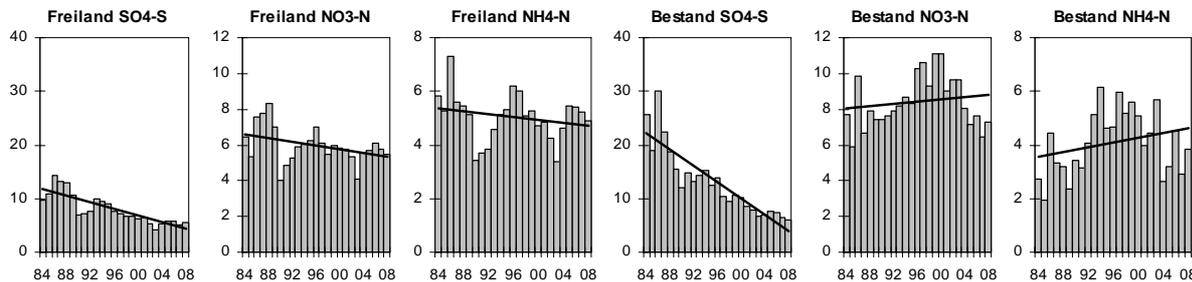


Abbildung 76: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Freudenstadt (kg/ha a)

5.5.2.5 Zusammenfassung

Betrachtet man die Entwicklung des pH-Werts und die Ergebnisse der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Diatomeen, so ist davon auszugehen, dass die Kleine Kinzig aktuell keine versauerungsbedingten Beeinträchtigungen mehr aufweist.

5.5.3 Dürreychbach im nördlichen Schwarzwald

5.5.3.1 Chemie

Der Dürreychbach ist im Vergleich zu Goldersbach und Kleiner Kinzig das am stärksten versauerte Gewässer des Schwarzwalds, allerdings mit einer sehr positiven Entwicklung (Abbildung 77). Lagen die Werte in den 1980er Jahren noch ganzjährig unter pH 5,5, so haben sie seit 2000 den Wert von 5 nicht mehr unterschritten. Seit 2006 liegen sie sogar ganzjährig im Bereich von 6. Diese deutliche Verbesserung wird auch durch die ansteigende Säureneutralisierungskapazität ANC bestätigt.

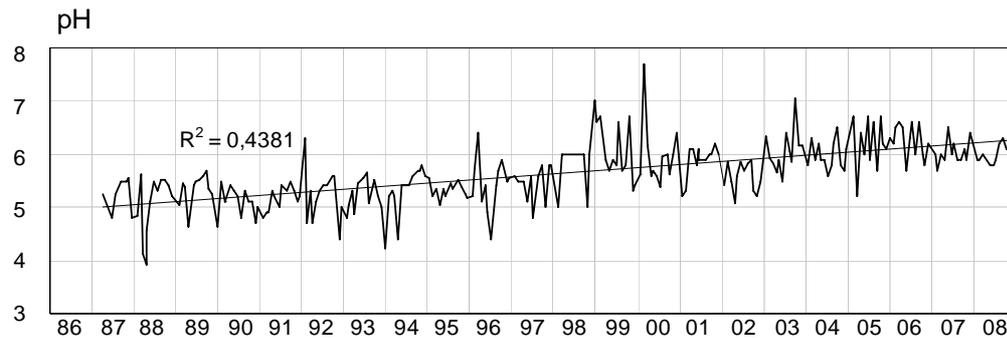


Abbildung 77: Dürreychbach: pH-Werte

Die Sulfatwerte liegen im gesamten Untersuchungszeitraum im Bereich von 5 mg/l, seit 2000 sogar noch darunter und dürften damit keinen Einfluss auf die Versauerungssituation haben.

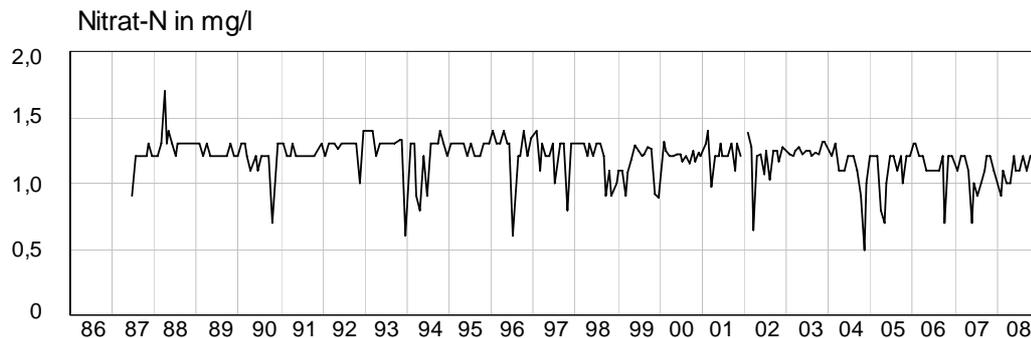


Abbildung 78: Dürreychbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte (Abbildung 78) am Dürreychbach liegen im Bereich von 1 mg/l (+/- 0,5 mg/l) und sind damit etwas höher als am Goldersbach und an der Kleinen Kinzig. Ein großer Einfluss ist hier aber ebenfalls nicht zu erwarten.

5.5.3.2 Makrozoobenthos

Im Dürreychbach wurden von 1987 bis 2008 mit Unterbrechungen in den Jahren 1991 und von 1996 bis 1999 jährlich Daten zum Makrozoobenthos erhoben.

Für den aktuellen Berichtszeitraum 2007/08 ist das Gewässer als periodisch stark sauer bis episodisch schwach sauer zu bezeichnen (Klasse 4 bis 2) (Abbildung 82).

Ab dem Jahr 2000 ist unter saisonalen Schwankungen ein kontinuierlicher Anstieg der Artenzahlen erkennbar (Abbildung 79). Diese positive Entwicklung zeigt sich ebenfalls in dem Nachweis von Ephemeroptera. Insbesondere in den Jahren 2004, 2006 und 2008 wurden mehrere Arten dieser Gruppe nachgewiesen. Sie sind neben zwei Arten der Gattung *Hydropsyche* für den hohen Anteil mäßig säureempfindlicher Taxa verantwortlich (Abbildung 80). Diese Vorkommen indizieren für das Jahr 2008 einen überwiegend neutralen bis episodisch schwach sauren Zustand des Gewässers. Auch der Hendrikson-Index liegt seit 1995 erstmalig bei 2 (Abbildung 83).

Besonders die letzten Untersuchungen zeigen für den Dürreychbach eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation, auch wenn die Zoozönose noch immer säurebedingte Beeinträchtigungen aufweist.

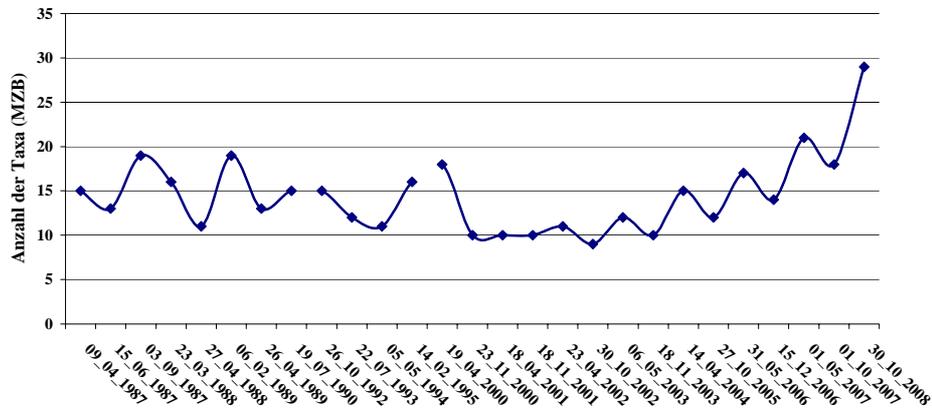


Abbildung 79: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.

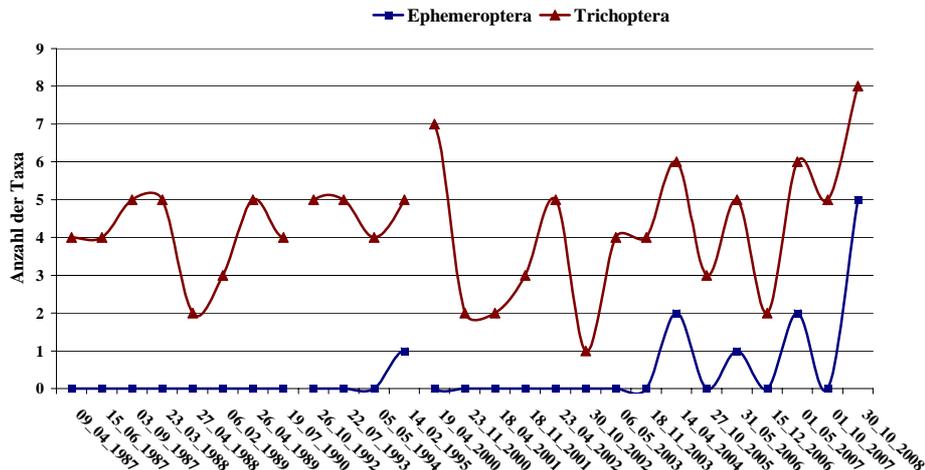


Abbildung 80: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.

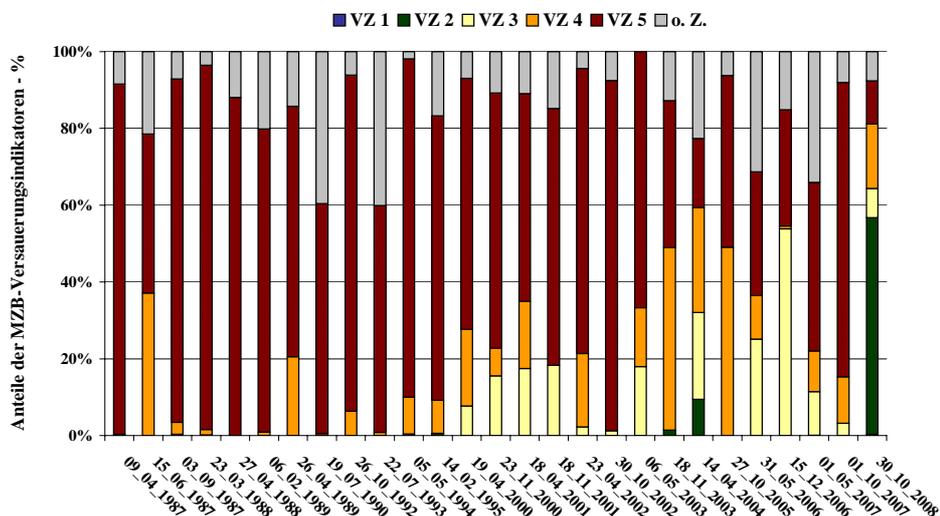


Abbildung 81: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.

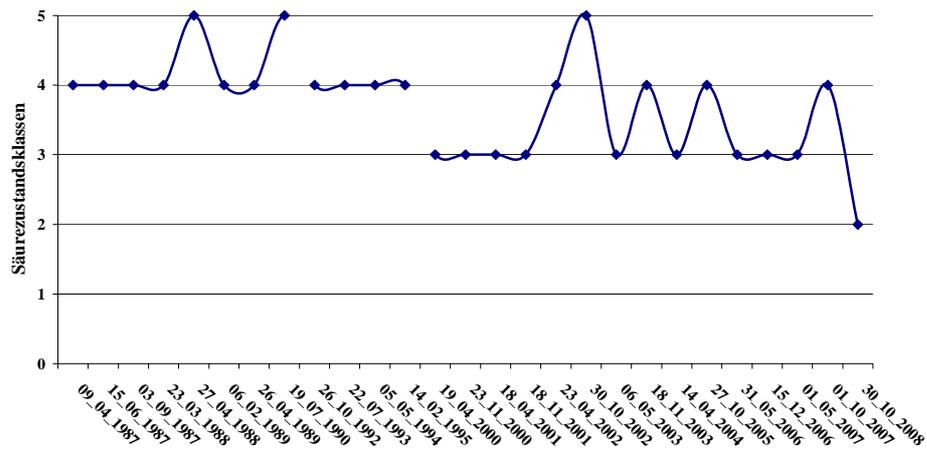


Abbildung 82: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.

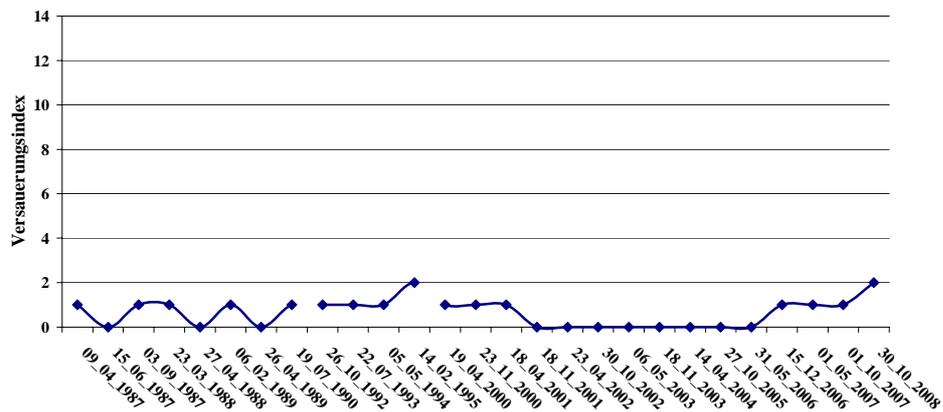


Abbildung 83: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.

5.5.3.3 Diatomeen

Für den Dürreychbach liegen Daten aus der Untersuchung der Diatomeen für die Jahre 2005 bis 2008 vor.

Das Gewässer wird für diesen Zeitraum überwiegend als periodisch kritisch sauer eingestuft (Tabelle 17). Für den Berichtszeitraum ist dagegen eine Verbesserung in die Klasse „2“ (schwach sauer) zu verzeichnen, die insbesondere auf das nahezu vollständige Verschwinden acidobionter Formen zurückzuführen ist. Gleichwohl ist in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen, dass auch hier für das Jahr 2008 lediglich eine Probe aus dem Herbst berücksichtigt wurde. Zusätzlich sind huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet deutlich erkennbar. Circumneutrale Taxa nehmen im Berichtszeitraum leicht zu (Abbildung 84) und verdeutlichen zusammen mit dem etwas stärkeren Vorkommen alkaliphiler Taxa eine schwach positive Entwicklung. Die Ergebnisse aus der Untersuchung der Diatomeenflora unterstreichen die Ergebnisse der Analyse des Makrozoobenthos.

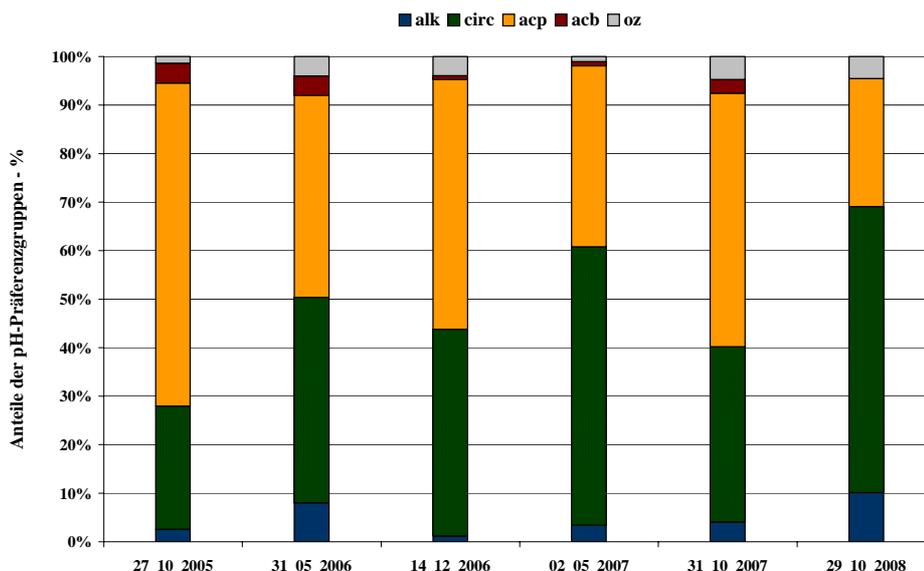


Abbildung 84: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Dürreychbach.

Tabelle 17: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Dürreychbach an den bisherigen Untersuchungssterminen.

	2005		2006		2007		2008
	Nov	April/Mai	Dez	Mai	Okt		
Dürreychbach	3 ^{*h}	3 ^{*H}	3 ^{*H}	2 ^{*H}	3 ^{*H}	2 ^{*H}	

5.5.3.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird für den Dürreychbach die Depositionsmessstelle Rotenfels (Abbildung 85) herangezogen, von der Freiland- und Bestandsmessungen vorliegen. Die Daten reichen von 1983 bis einschließlich 2008, im Jahre 2004 erfolgte keine Messung. Analog zu den anderen Depositionsmessstellen im Schwarzwald zeigt sich eine deutliche Reduzierung des Sulfats, im Bestand stärker als im Freiland. Nitrat und Ammonium verringern sich an dieser Messstelle insgesamt betrachtet ebenfalls. Die relativ geringen Gehalte an Sulfat und Nitrat im Dürreychbach dürften für die Versauerungssituation nicht ausschlaggebend sein.

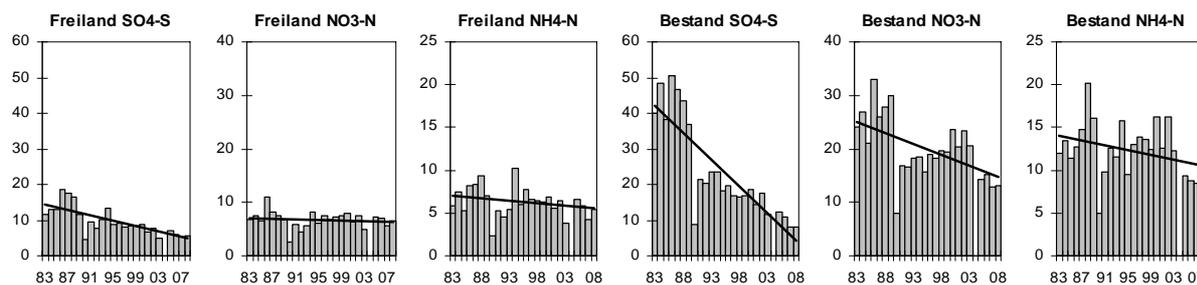


Abbildung 85: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Rotenfels (kg/ha a)

5.5.3.5 Zusammenfassung

Der pH-Wert, das Makrozoobenthos und die Diatomeen zeigen eine positive Entwicklung der Versauerungssituation am Dürreychbach. Im Vergleich zu Goldersbach und Kleiner Kinzig ist hier aber noch nicht von einer vollständigen Entspannung der Lage auszugehen.

5.6 Ostbayerisches Grundgebirge

5.6.1 Vorbemerkungen

Der Seebach, der Vordere und Hintere Schachtenbach, die Große Ohe und der Rachelsee liegen im Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Ab 1997 gab es hier einen starken Borkenkäferbefall. Da es sich um einen Nationalpark handelt, wurde entschieden, der Natur ihren Lauf zu lassen und den Käfer nicht zu bekämpfen. Dies führte zum großflächigen Absterben der Nadelbäume und damit zur Freisetzung von großen Mengen an organisch gebundenem Stickstoff. Zusammen mit gut verfügbarem Kohlenstoff erfolgte eine Mineralisation und daraus resultierend eine verstärkte Nitrifikation. Bedingt durch die spärliche Vegetation kann nicht alles Nitrat verbraucht werden und wird deshalb ausgewaschen. Die Nitratfreisetzung erfolgt dabei massiv im obersten Mineralboden von 0-40 cm (BEUDERT et. al. 2004 bzw. 2010). BEUDERT et al. (2007) sehen das Absterben der Feinwurzeln in größerer Bodentiefe als Ursache der Nitrifikation, weniger eine Auswaschung aus der oberen Humusschicht des Waldbodens. Durch den teilweise kompletten Ausfall der Vegetation wurde weniger Nitrat in den Pflanzen gebunden und vermehrt in die vier Gewässer des Untersuchungsgebiets eingetragen. Die Folgen für die Gewässer werden im Einzelnen erläutert.

5.6.2 Seebach im Bayerischen Wald

5.6.2.1 Chemie

Der Seebach ist der nach Süden fließende Ablauf des Rachelsees, einem der sauersten Seen in Bayern. Er fließt zusammen mit dem Hinteren Schachtenbach - einem seiner Zuflüsse - in die Große Ohe. Betrachtet man die Entwicklung des pH-Werts, so zeigt sich ein leicht positiver Trend bis Ende der 1990er Jahre (Abbildung 86). Traten in den 1980er Jahren noch häufiger pH-Werte unter 4,5 auf, so war das später nur noch vereinzelt der Fall. Mit dem Absterben des Waldes im Einzugsgebiet aufgrund des Borkenkäferbefalls trat wieder eine deutliche Verschlechterung der Situation ein, unterbrochen von einem sehr trockenen Jahr 2003, indem die pH-Minima nicht so ausgeprägt waren. Ab 2007 könnte sich eine leichte Erholung andeuten, die aber weiter beobachtet werden muss. Insgesamt weist der Seebach nach wie vor eine starke Säurebelastung auf.

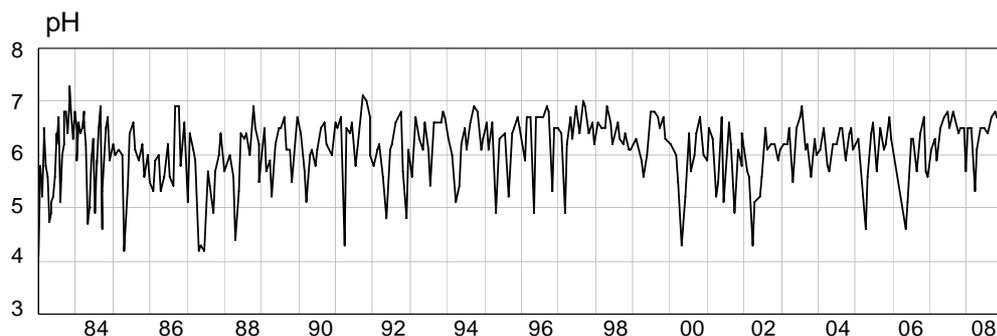


Abbildung 86: Seebach: pH-Werte

Die Sulfatwerte (Abbildung 87) liegen am Seebach in den 1980er Jahren im Bereich von 5 mg/l, danach eher darunter. Für die Versauerung dürften diese geringen Konzentrationen nicht die entscheidende Rolle spielen.

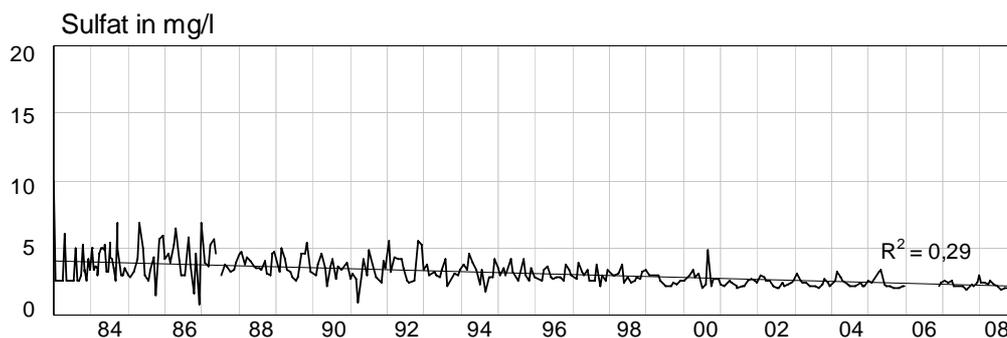


Abbildung 87: Seebach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte lagen in den 1980er Jahren im Bereich von 1 bis 1,5 mg/l, in den 1990er Jahren sogar unter 1 mg/l. Das Absterben der Fichten durch den Borkenkäferbefall und die damit verbundene Nitrifikation (Abbildung 88) zeigt sich in einem verstärkten Nitratreintrag ins Gewässer. Mit dem Aufkommen von Jungwuchs entspannt sich seit 2005 die Situation.

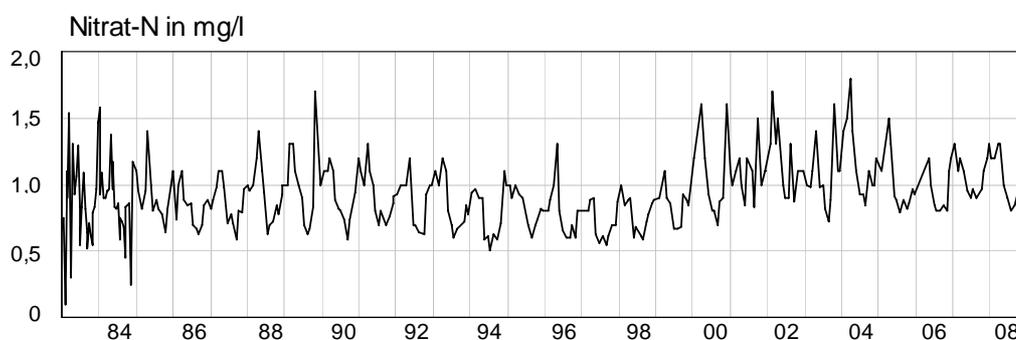


Abbildung 88: Seebach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.6.2.2 Makrozoobenthos

Der Datensatz zum Makrozoobenthos des Seebachs ist über den Beobachtungszeitraum lückenhaft. Es liegen Untersuchungen von 1983 bis 2008 vor, seit 1994 jährlich. Lediglich 2007 wurde der Turnus unterbrochen.

Die aktuelle Untersuchung aus dem Juni 2008 zeigt eine artenreiche Zoozönose, wie sie über den gesamten Untersuchungszeitraum zu beobachten war. Nach BRAUKMANN & BISS (2004) wird ein schwach saurer Zustand (Klasse 2) indiziert (Abbildung 92).

Der Parameter Gesamttaxazahl befindet sich seit 1994 auf hohem Niveau und weist im Verlauf eine schwach positive Tendenz auf, unterbrochen von einer Phase mit geringerem Artenaufkommen bedingt durch den erhöhten Säureeintrag nach Absterben des Waldes durch Borkenkäferbefall (Abbildung 89). Trichoptera sind aktuell mit 17 Taxa vertreten (Abbildung 90), darunter zwei mäßig säureempfindliche Taxa.

Das Gewässer wird nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) seit 1995 hauptsächlich in die Zustandsklasse 2, episodisch schwach sauer, eingeordnet. Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) zeigt keine deutliche Tendenz. Er erreicht für die aktuelle Untersuchung einen Wert von 5 (Abbildung 93).

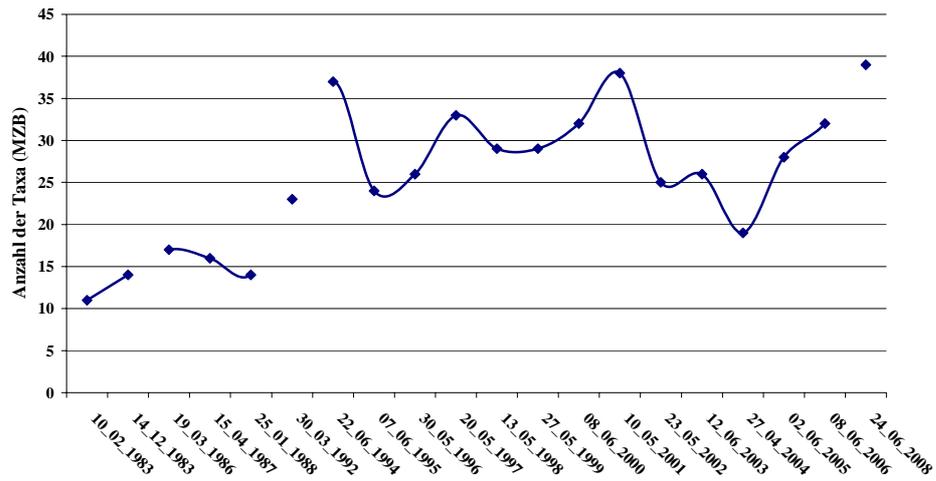


Abbildung 89: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Seebach im Untersuchungszeitraum.

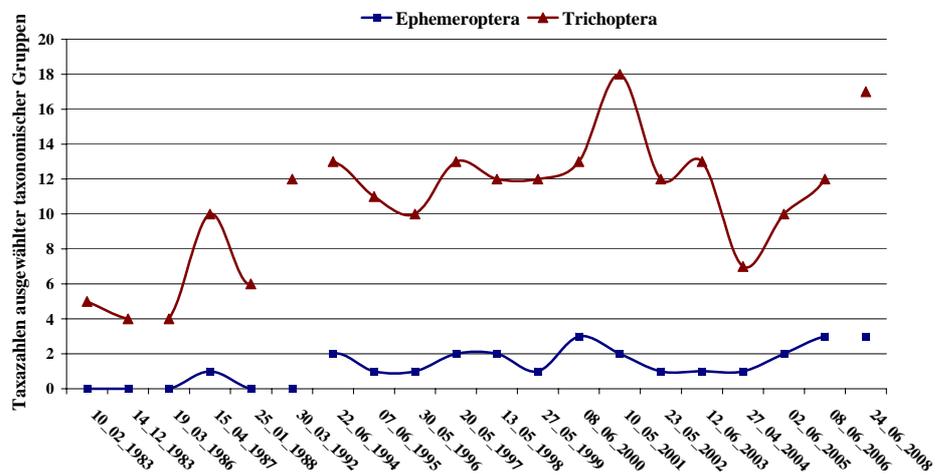


Abbildung 90: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Seebach im Untersuchungszeitraum.

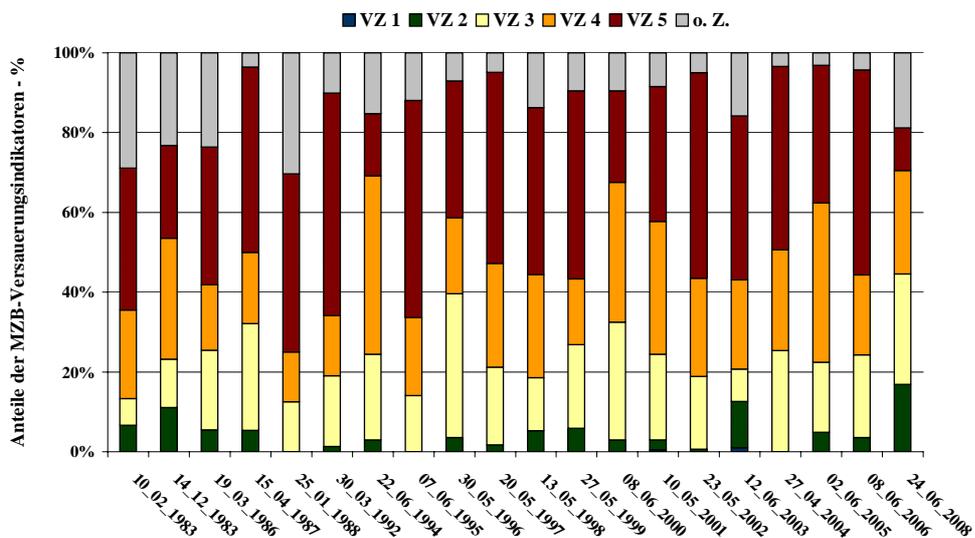


Abbildung 91: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Seebach im Untersuchungszeitraum.

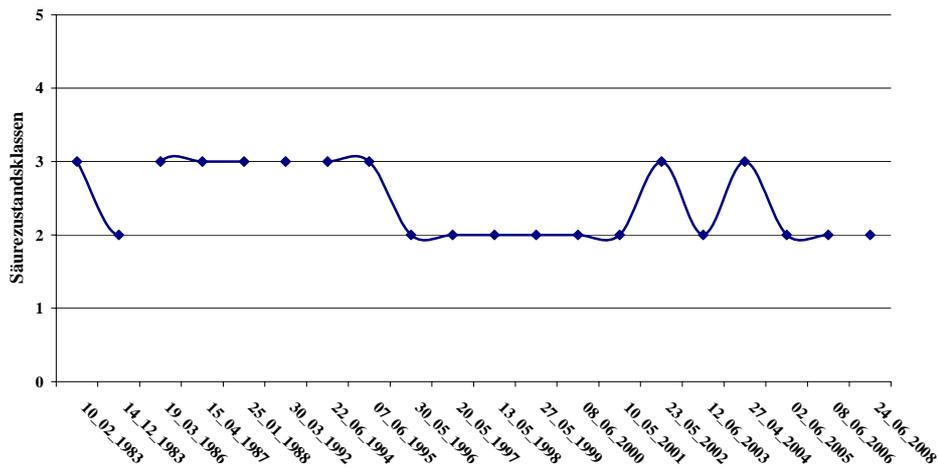


Abbildung 92: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Seebach im Untersuchungszeitraum.

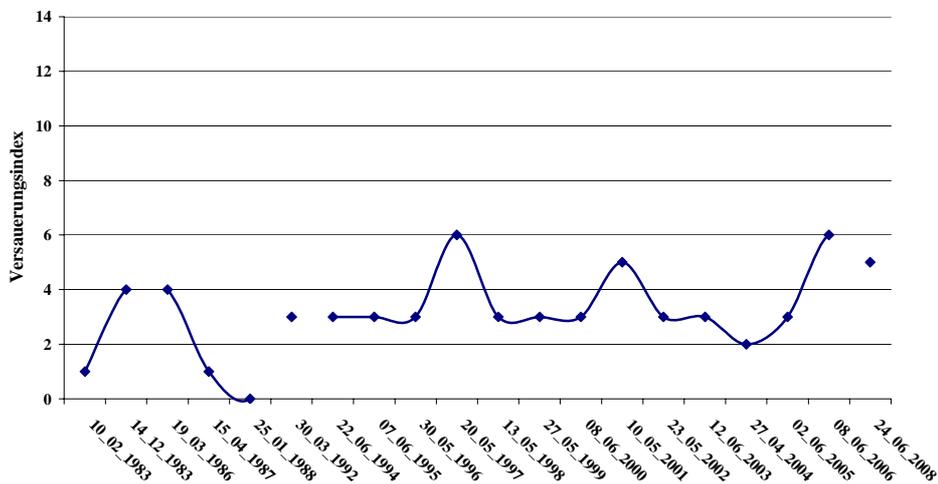


Abbildung 93: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Seebach im Untersuchungszeitraum.

5.6.2.3 Diatomeen

Diatomeenuntersuchungen liegen für die Jahre 1994, 1999, 2004 und 2008 vor. 2008 wird das Gewässer unter pessimaler Betrachtung als periodisch schwach sauer charakterisiert (Tabelle 18), wobei ein deutlicher Unterschied zwischen der Probe aus dem Frühjahr und dem Herbst erkennbar ist. Säuretolerante Taxa sind im Frühjahr stark vertreten und dominieren die Algengesellschaft. (Abbildung 94). Zusätzlich indizieren die erhöhten Anteile acidophiler Arten (diverse Eunoitia - Arten, *Achnanthes oblongella*) das Vorhandensein huminsaurer Einflüsse im Einzugsgebiet.

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

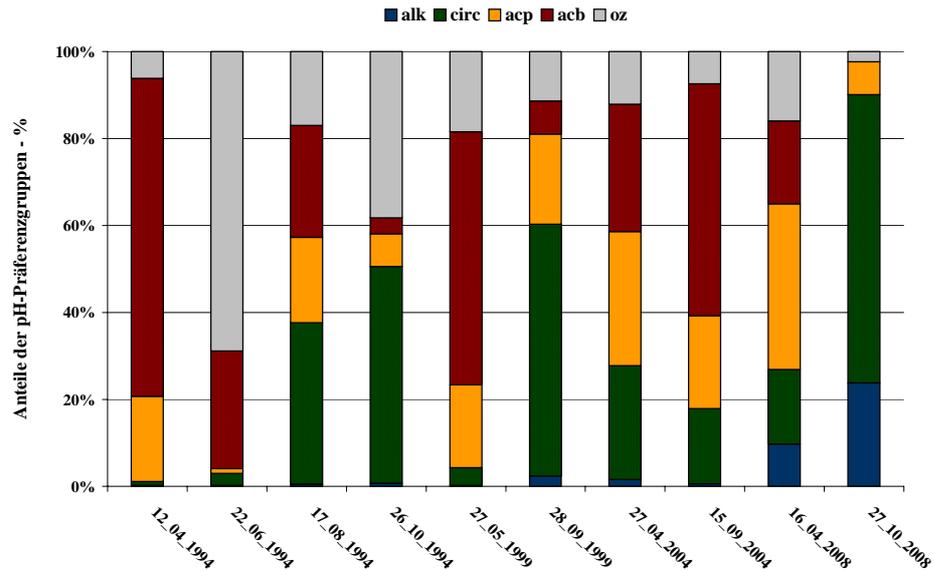


Abbildung 94: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Seebach.

Tabelle 18: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Seebach an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	1994				1999		2004		2008	
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept	April	Okt
Seebach	4	3	3*H	2*H	3*H	2*H	3*H	3*H	2*h	1b

5.6.3 Hinterer Schachtenbach im Bayerischen Wald

5.6.3.1 Chemie

Der Hinterer Schachtenbach zeigt nahezu dieselbe pH - Entwicklung (Abbildung 95) wie der Seebach. Nach einer Phase der relativen Erholung in den 1990er Jahren, tritt ab 2000 wieder eine Verschlechterung der Situation ein. Diese dürfte auch hier eine Folge des Absterbens der Fichtenbestände im Einzugsgebiet und einer damit einher gehenden Nitrifikation sein (siehe auch Abbildung 96). Sulfat liegt seit 1996 ganzjährig bei 2-3 mg/l (davor im Bereich bis 5 mg/l) und dürfte für die Versauerung keine entscheidende Rolle spielen.

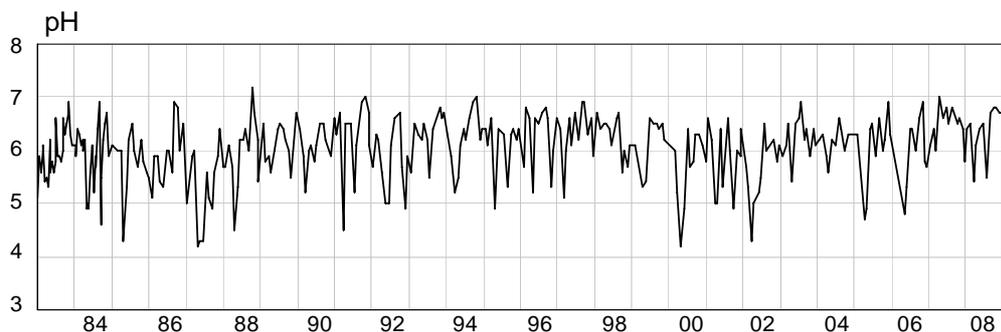


Abbildung 95: Hinterer Schachtenbach: pH-Werte

Die Nitratwerte (Abbildung 96) zeigen ab 1998 deutlich den Effekt der Nitrifikation. Seit 2005 ist aber auch wieder eine Erholung erkennbar, die wohl mit dem Aufkommen neuer Vegetation einher geht.

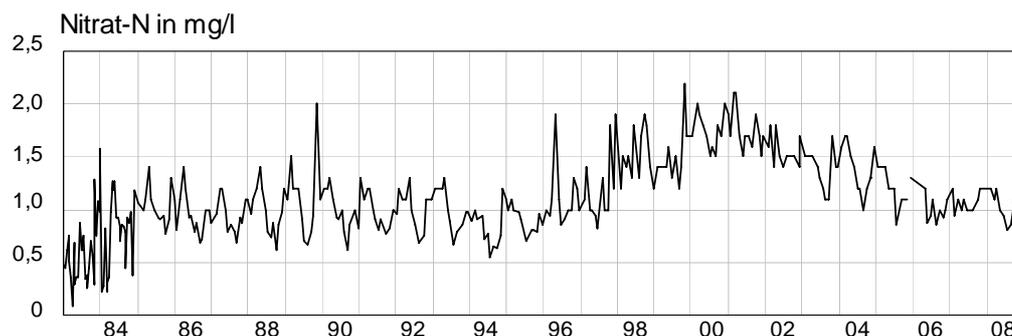


Abbildung 96: Hinterer Schachtenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.6.3.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Hinteren Schachtenbachs wurde von 1983 bis 2008 mit einer Unterbrechung in den Jahren von 1989 bis 1991 und im Jahr 2007 untersucht. Die Untersuchungen fanden meist im Sommer statt. Allerdings ist in der Regel hier die Schneeschmelze so spät im Jahr, dass die pessimalen Zustände trotzdem erfasst werden.

Für die aktuelle Untersuchung im Sommer 2008 indiziert das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) episodisch schwach saure Bedingungen der Säurezustandsklasse 2 (Abbildung 100). Die Zoozönose ist artenreich ausgeprägt und weist mehr als 20 % mäßig säureempfindlicher Individuen auf (Abbildung 99).

Die Gesamtartenzahl steigt zwischen 1983 und 1996/1997 deutlich an. Hier muss allerdings von einem methodischen bzw. durch den Bearbeiter bedingten Effekt ausgegangen werden. Seitdem zeigt sich eine Stagnation mit saisonal bedingten bzw. abflussabhängigen Schwankungen, die im Sommer 2008 in einer artenreichen Zönose mit 43 Taxa mündet (Abbildung 97) und eine fortgesetzte positive Tendenz andeutet.

Die Verteilung der Versauerungsindikatoren ist ab 1996 nahezu gleichbleibend, weist aber für die aktuelle Untersuchung einen höheren Anteil an mäßig säureempfindlichen Arten auf und einen Rückgang der sehr säureresistenten Arten (Abbildung 99, Abbildung 98). Der Hendrikson-Index steigt nach einer längeren Stagnation bei 3 auf 5 an. Der Versauerungsindex sowie der Säurezustand verschlechtern sich zusätzlich im Jahr 2001 (Abbildung 100 und Abbildung 101). Stark säureresistente Organismen (VZ 5) erreichen Anteile an den Individuenzahlen von mehr als 50 %. Der negative Trend bis 2001 ging mit einem Anstieg der Nitrat-Konzentrationen und einer Erniedrigung des pH-Wertes einher. Beide Parameter zeigen ab 2001 eine Verbesserung (SCHAUMBURG et. al 2006), die sich insbesondere in der Makrozoobenthosbeprobung vom Sommer 2008 widerspiegelt.

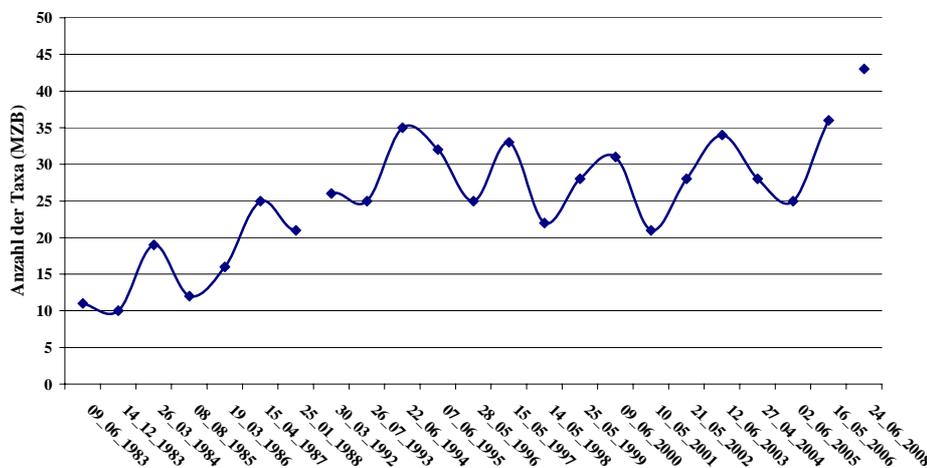


Abbildung 97: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

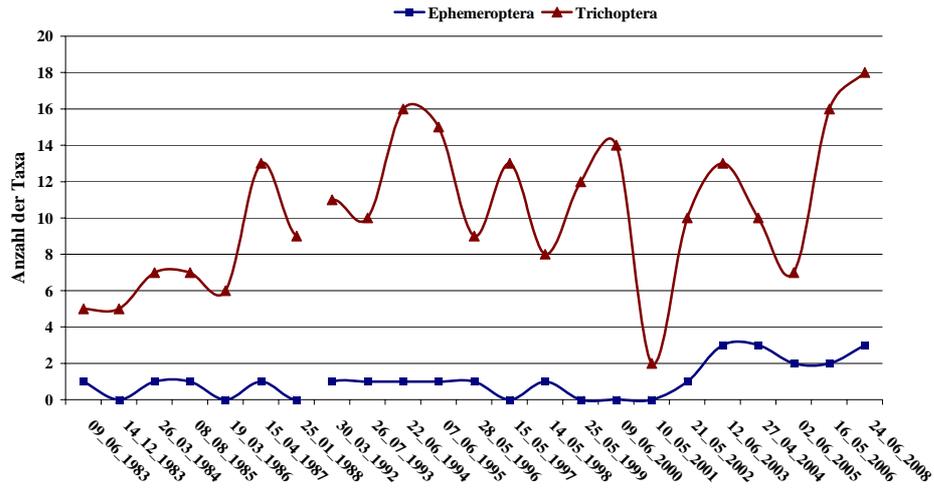


Abbildung 98: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

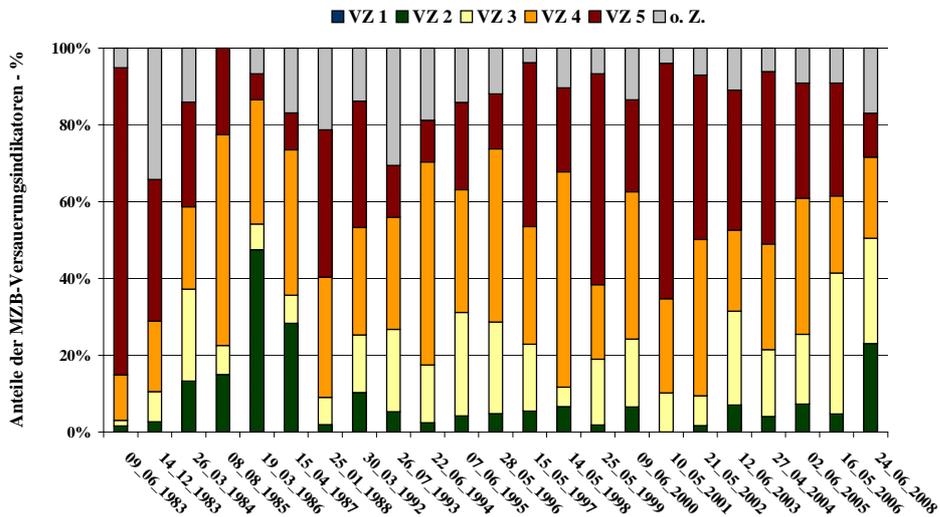


Abbildung 99: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

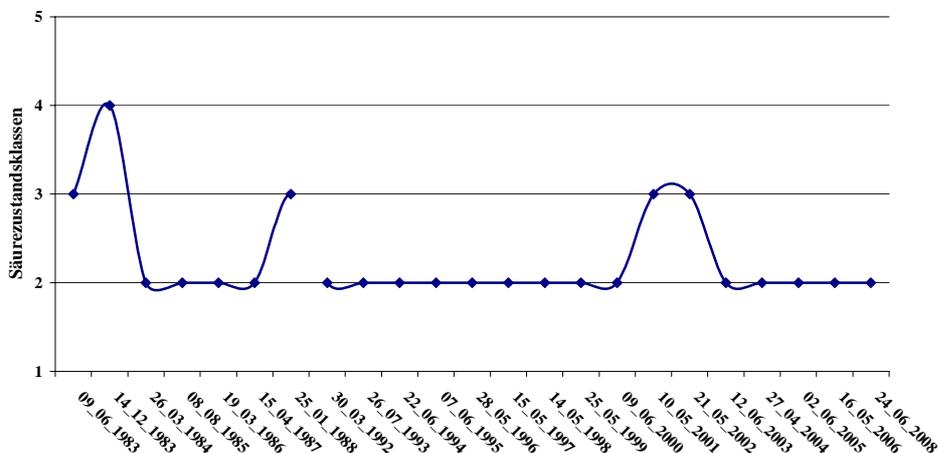


Abbildung 100: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

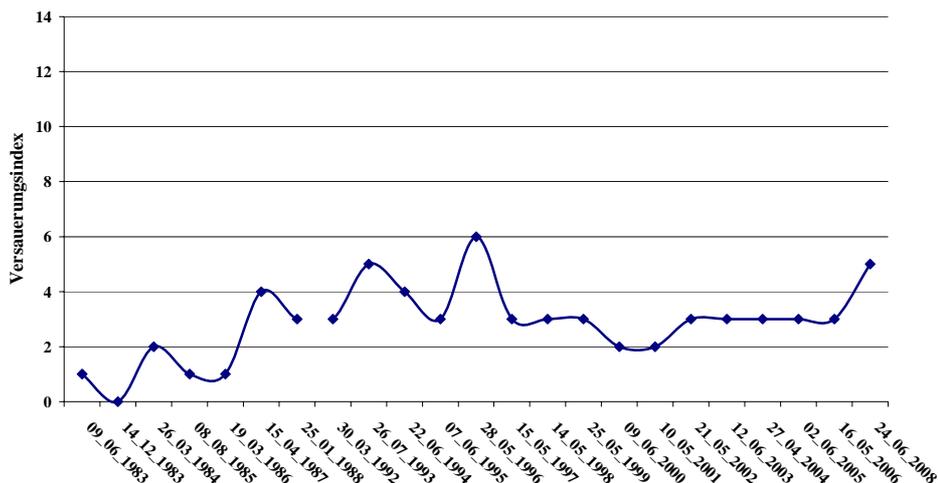


Abbildung 101: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

Zusammenfassend indizieren die Makrozoobenthosdaten für den Hinteren Schachtenbach deutlich wirksame Säurebelastungen. Durch die Untersuchung des Sommers 2008 wird der leicht positive Trend der Vorjahre bestätigt.

5.6.3.3 Diatomeen

Die Diatomeen des Hinteren Schachtenbachs wurden 1994, 1999 und 2004 mehrmals pro Jahr erfasst. Für das Jahr 2008 liegen Daten aus dem Frühjahr und Herbst vor.

Der Säurestatus des Gewässers auf der Basis der Diatomeen wird in der Regel deutlich schlechter bewertet als auf der Basis des Makrozoobenthos. Allerdings werden auch für den Hinteren Schachtenbach deutlich wirksame huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet angezeigt. Hohe Anteile acidophiler Arten wie z.B. *Eunotia minor* verdeutlichen diese Effekte.

Die Anteile acidobionten Diatomeen sind im Vergleich zu den früheren Terminen vor dem Jahr 2000 deutlich rückläufig. Gleichzeitig ist ein Anstieg bei den circumneutralen und alkaliphilen Arten (*Achanthes minutissima*, *Gomphonema parvulum*, *Diatoma mesodon*) zu verzeichnen. Diese deutlichen Veränderungen in der Gesellschaftszusammensetzung lassen auf eine rückläufige Säurebelastung des Gewässers schließen.

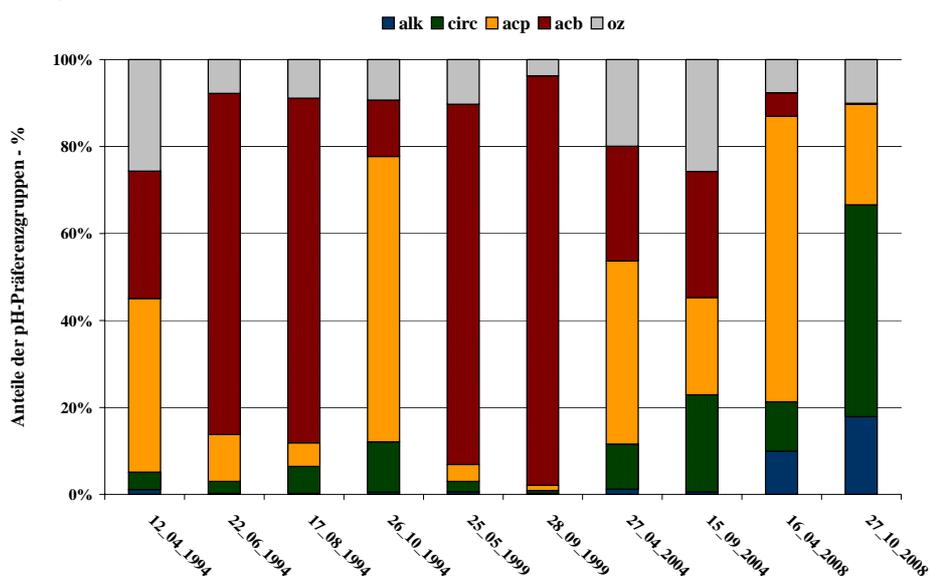


Abbildung 102: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Hinteren Schachtenbach.

Tabelle 19: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Hinteren Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.

Hinterer Schachtenbach	1994				1999		2004		2008	
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept	April	Okt
	3*H	4*H	4*H	3*H	4	4	3*H	3*H	2*h	1b*h

5.6.4 Vorderer Schachtenbach im Bayerischen Wald

5.6.4.1 Chemie

Der Vorderer Schachtenbach ist ein weiterer Zufluss des Seebachs, der etwa 400 m unterhalb des Hinteren Schachtenbachs einmündet. Nach dem Zusammenfluss wird das Gewässer als Große Ohe bezeichnet. Der Vorderer Schachtenbach (Abbildung 103) zeigte beim pH-Wert in den 1980er Jahren nicht die extremen Minima wie Seebach und Hinterer Schachtenbach. Trotzdem traten auch hier regelmäßig Werte unter 5 auf. Nach einer Phase relativer Erholung in den 1990er Jahren werden 2000 und 2002 noch geringere Extremwerte gemessen als zu Beginn der Untersuchungen. Nach dem sehr trockenen Jahr 2003, in dem die Säureschübe nicht ganz so ausgeprägt waren, wurden 2005 und 2006 ebenfalls noch Werte unter pH 5 gemessen. Seit 2007 zeigt sich allerdings eine gewisse Erholung. Auch hier ist der Einfluss des Borkenkäferbefalls deutlich zu erkennen.

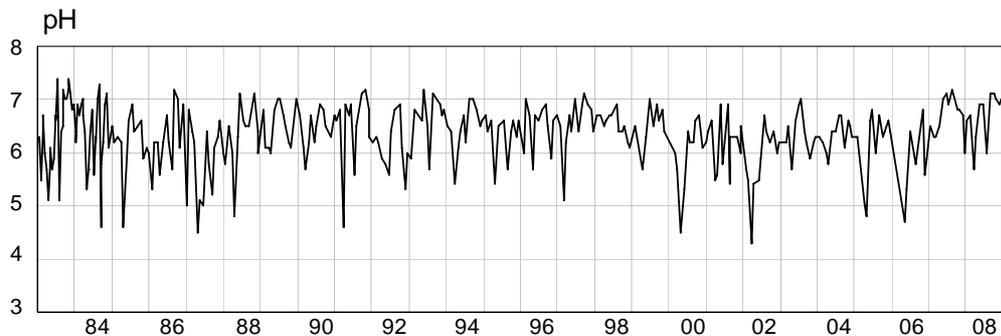


Abbildung 103: Vorderer Schachtenbach: pH-Werte

Die Sulfatwerte liegen am Vorderen Schachtenbach im ähnlichen Bereich wie bei Seebach und Hinterem Schachtenbach (< 5 mg/l) und spielen für die Versauerung nicht die entscheidende Rolle. Die Nitratkurve (Abbildung 104) zeigt den gleichen Verlauf wie am Hinteren Schachtenbach und am Seebach.

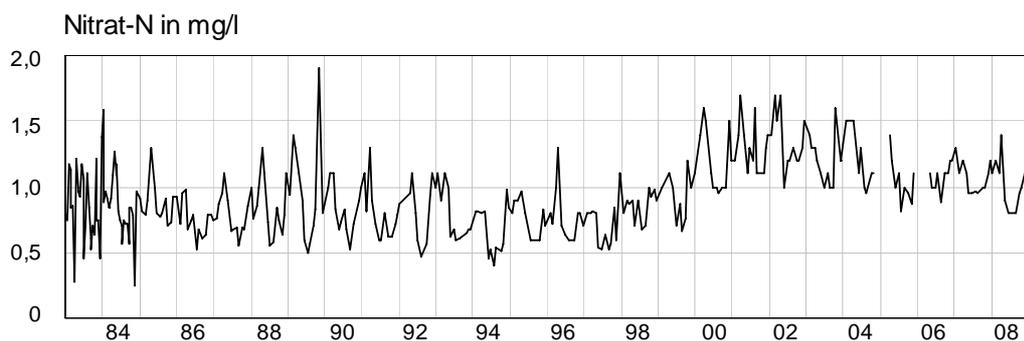


Abbildung 104: Vorderer Schachtenbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.6.4.2 Makrozoobenthos

Für das Makrozoobenthos des Vorderen Schachtenbachs liegen jährliche Daten für den Zeitraum zwischen 1983 und 2008 vor mit Unterbrechungen von 1989 bis 1991, 1993 und 2007. Es kann davon ausgegangen werden, dass die pessimalen Bedingungen trotz der relativ späten Beprobung im Sommer und Spätfrühjahr mit erfasst wurden, da in diesem Gebiet die Schneeschmelze relativ spät erfolgt.

Aktuell wird das Gewässer nach BRAUKMANN & BISS (2004) als episodisch schwach sauer (Zustandsklasse 2) klassifiziert (Abbildung 108). Mit 46 Taxa wurde die höchste Anzahl seit Beginn der Untersuchungen nachgewiesen. Darunter konnte ein Anteil von mehr als 20 % mäßig säureempfindlicher Individuen (VZ 2) erfasst werden (Abbildung 107), wie z.B. mehrere Ephemeroptera, *Gammarus fossarum* (Amphipoda), sowie *Glossosoma conformis* (Trichoptera), welcher die Versauerungszahl 1 (säureempfindlich) zugeordnet wird. Unter den Trichoptera finden sich weitere mäßig säureempfindliche Taxa, wenn auch der Großteil der nachgewiesenen Arten dieser Gruppe eine Toleranz gegenüber sauren Verhältnissen aufweist.

Die steigenden Taxazahlen des Makrozoobenthos zwischen 1983 und 1994 am Vorderen Schachtenbach implizieren eine positive Entwicklung, die methodisch bedingt sein dürfte. Seit 1994 wurde in allen weiteren Untersuchungen eine artenreiche Zoozönose mit jeweils 35 bis 40 Taxa je Probe nachgewiesen (Abbildung 105). Auch die Bewertung nach BRAUKMANN & BISS (2004) indiziert konstant neutrale bis episodisch schwach saure Zustände der Klasse 2.

Der Hendrikson-Index zeichnet die oben beschriebene Entwicklung ebenfalls nach, liegt aber aktuell noch immer bei einem Wert von 6, was auf wirksame Versauerungseinflüsse schließen lässt (Abbildung 109). Die Ephemeroptera treten seit 1992 stetig mit mindestens zwei Taxa auf (Abbildung 106).

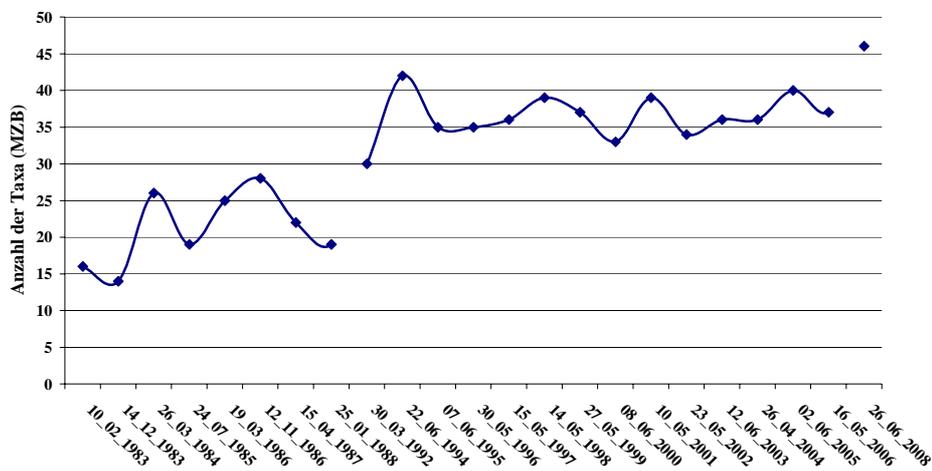


Abbildung 105: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

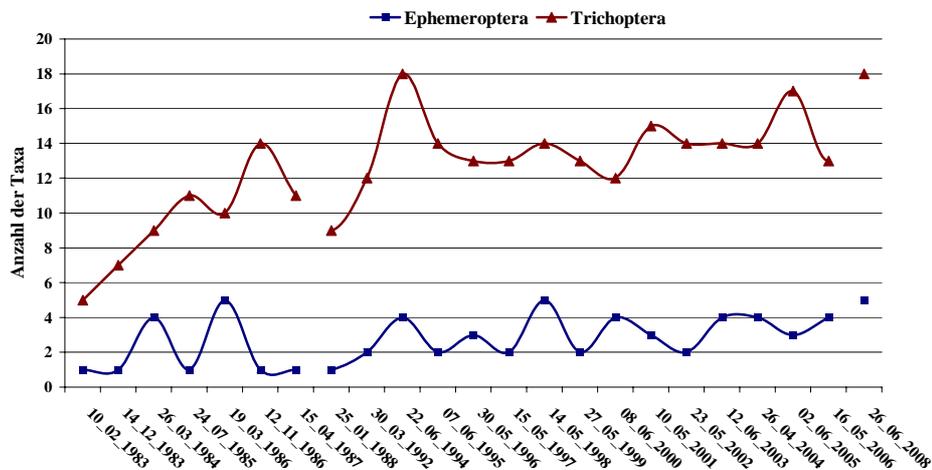


Abbildung 106: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

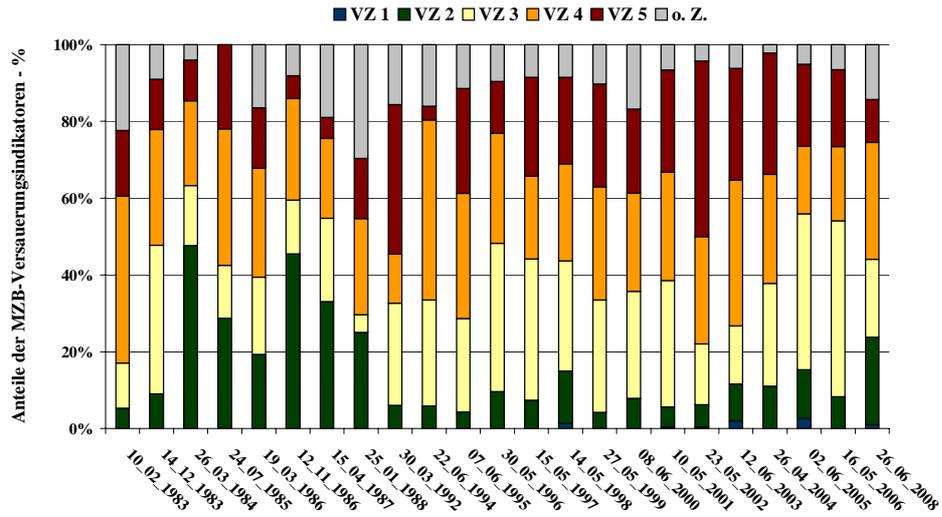


Abbildung 107: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

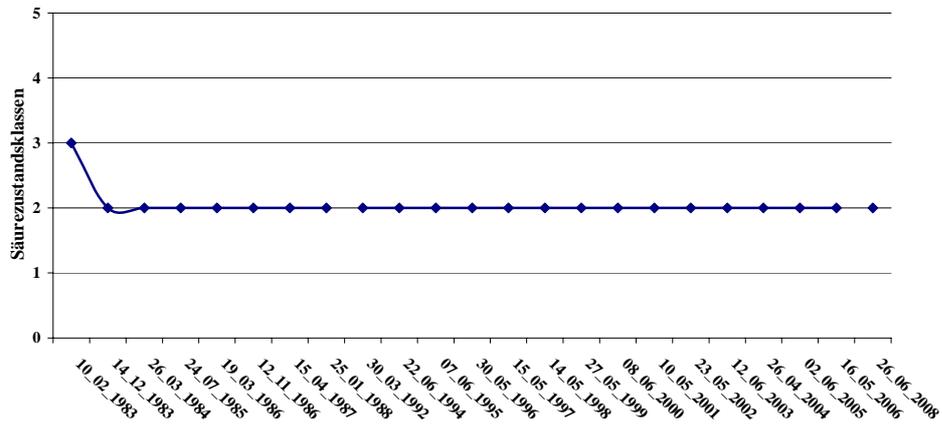


Abbildung 108: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

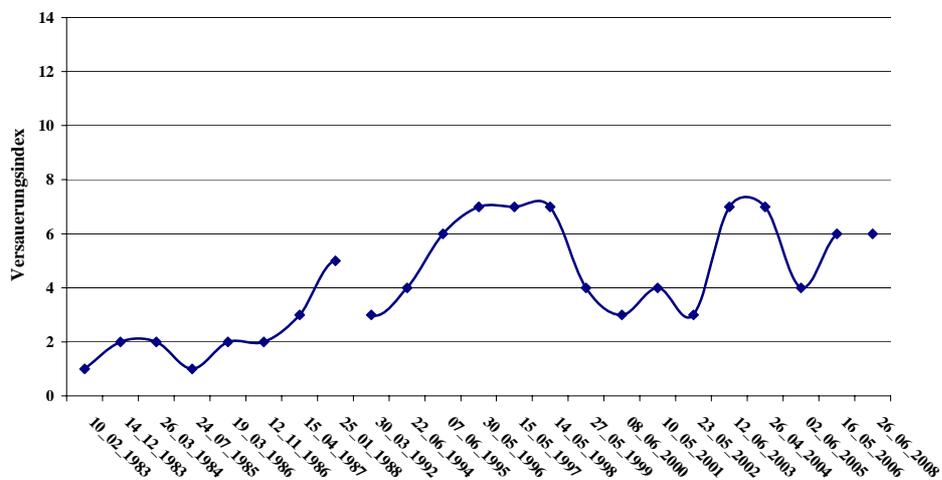


Abbildung 109: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.

1998 wurden erstmals im Beobachtungszeitraum sehr säureempfindliche Organismen (VZ 1) nachgewiesen. Ab dem Jahr 2001 treten diese regelmäßig in geringer Individuenanzahl im Vorderen Schachtenbach auf. Die in den Vorläuferberichten beschriebene positive Entwicklung (SCHAUMBURG et. al 2006) setzte sich auch für den Sommer 2008 mit schwacher Tendenz fort.

5.6.4.3 Diatomeen

Daten aus Diatomeenuntersuchungen liegen für die Jahre 1994, 1999, 2004 und 2008 vor (Abbildung 110). In den älteren Proben tritt die centriscie Kieselalge *Cyclotella melosiroides* teilweise in sehr großer Häufigkeit auf. Für diese Art sind in der Literatur keine gesicherten Angaben hinsichtlich ihrer Säurepräferenz bekannt. Entsprechend werden in den Auswertungen zu den relativen Anteilen der pH-Präferenzgruppen mitunter nur relativ geringe Gruppenzugehörigkeiten bezüglich der Säurepräferenz ausgewiesen.

Daneben zeichnen sich die Herbstproben nahezu durchgehend durch erhöhte Anteile circumneutralen und alkaliphiler Arten aus, wobei der Anteil der alkaliphilen im Untersuchungs-jahr 2008 deutlich erhöht ist. Zu nennen sind hier insbesondere *Diatoma mesodon* sowie die sehr kleinschalige *Navicula minima*. Diese Entwicklung spiegelt sich auch in den Bewertungen des Säurezustandes nach CORING (1999) für den Berichtszeitraum wider. Beide Proben des Jahres 2008 charakterisieren den Vorderen Schachtenbach als akut versauerungsgefährdet (Klasse 1b) (Tabelle 20). Gegenüber den Analysen aus den Vorjahren ist eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation abzuleiten. Daneben indizieren stetig vorhandene acidophile Arten aus der Gattung *Eunotia* sowie zum Teil erhöhte Abundanzen von *Achnanthes oblongella* einen wirksamen dystrophen Einfluss.

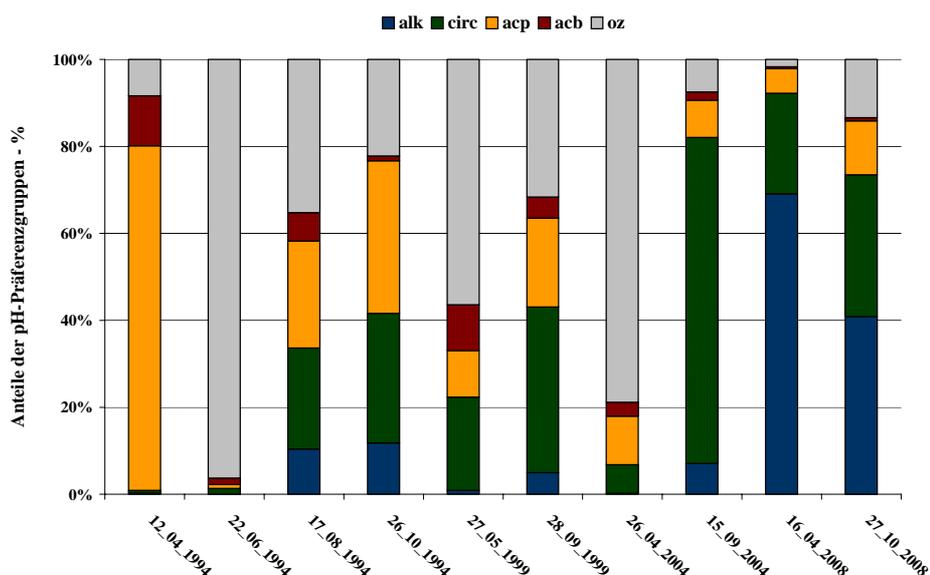


Abbildung 110: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Vorderen Schachtenbach.

Tabelle 20: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Vorderen Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungs-terminen.

	1994				1999		2004		2008	
	April	Juni	Aug	Okt	Mai	Sept	April	Sept	April	Okt
Vorderer Schachtenbach	3 ^{*H}	1b	2 ^{*H}	1b ^{*H}	2 ^{*H}	2 ^{*H}	2 ^{*H}	1b ^{*H}	1b	1b

5.6.5 Große Ohe im Bayerischen Wald

5.6.5.1 Chemie

Als Große Ohe wird das Gewässer nach dem Zusammenfluss von Seebach, Vorderem und Hintere Schachtenbach bezeichnet. Die Große Ohe wird schon seit über 40 Jahren intensiv untersucht.

Ihre Ergebnisse werden auch für das internationale hydrologische Programm der UNESCO (IHP) gemeldet. Aufgrund ihrer Lage im Schutzgebiet ist die Große Ohe von der Versauerung abgesehen gering beeinflusst. In den 1980er und 1990er Jahren wurde sehr intensiv untersucht, teilweise mit mehreren Probenahmen pro Tag. Dies ermöglichte es, für die pH-Werte (Abbildung 111) 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 hinweist. In den 1990er Jahren liegen die pH-Werte ganzjährig über 5. Danach treten auch hier die Effekte des Borkenkäferbefalls zu Tage. Seit 2007 ist aber eine Erholung zu erkennen und die Werte unterschreiten pH 5,5 nicht mehr.

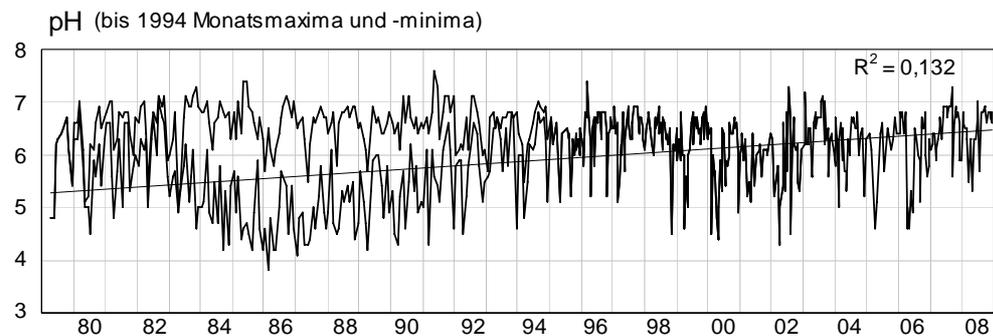


Abbildung 111: Große Ohe: pH-Werte

Seit 1994 liegen die Sulfatkonzentrationen unter 5 mg/l und spielen damit für die Versauerungssituation nicht die entscheidende Rolle. Vielmehr ist es hier wohl auch wie an den anderen Gewässern des Gebiets der verstärkte Nitratreintrag (Abbildung 112) nach Absterben des Waldes durch den Borkenkäferbefall. Seit 2007 deutet sich eine Stabilisierung der Situation an.

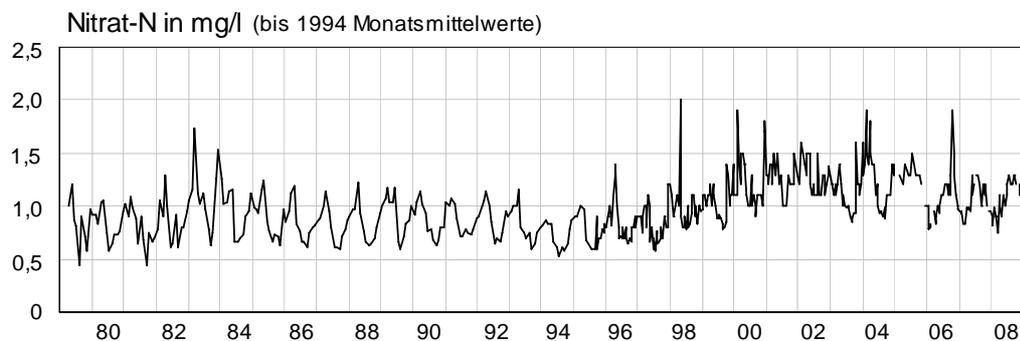


Abbildung 112: Große Ohe: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.6.5.2 Makrozoobenthos

Für die Große Ohe liegt ein nahezu durchgängiger Datensatz für den Zeitraum 1983 bis 2008 vor. Die Mehrzahl der Beprobungen wurde dabei im Spätfrühjahr und im Sommer durchgeführt, wobei allerdings aufgrund der späten Schneeschmelze davon auszugehen ist, dass die pessimalen Zustände hier berücksichtigt werden. 2007 fand keine Untersuchung statt, weshalb aktuell nur eine Beprobung des Jahres 2008 vorliegt.

Mit 35 Taxa (Abbildung 113) weist die Große Ohe im Juni 2008 wie schon in den Vorjahren eine divers ausgeprägte Zoozönose auf. Dennoch ist für die aktuelle Probennahme ein Rückgang der Artenzahl zu beobachten, was auch für die Artenzahlen der Ephemeroptera und Trichoptera zutrifft (Abbildung 114). Mäßig säureempfindliche Arten, wie *Baetis alpinus* und die *Ecdyonurus-venosus*-Gruppe treten allerdings individuenstark in Erscheinung, wodurch nach BRAUKMANN & BISS (2004) ein episodisch schwach saurer Zustand (Säurezustandsklasse 2) indiziert wird (Abbildung 116). Vor 1996 wurde vereinzelt ein periodisch kritisch saurer Zustand (Klasse 3) nach BRAUKMANN & BISS (2004) indiziert. Für den gesamten Untersuchungszeitraum kann also

ein positiver Trend angenommen werden. Inwieweit die Untersuchung von 2008 eine Stagnation des Entwicklungsprozesses bedeutet, müssen die kommenden Jahre zeigen. Anhand der prozentualen Anteile der verschiedenen Versauerungsindikatoren sind keine deutlichen Veränderungen über diesen Zeitraum erkennbar. Mäßig säureempfindliche Organismen erreichen über den gesamten Erfassungszeitraum einen Anteil bis maximal 20 %, säureempfindliche Organismen treten im Jahr 2003 einmalig zu einem äußerst geringen Anteil auf (Abbildung 115). Der Hendrikson-Index zeigt über den Beobachtungszeitraum ebenfalls nur eine leicht positive Tendenz. Für den Berichtszeitraum liegt er bei einem Wert von 4 und weist damit auf wirksame Beeinträchtigungen durch das Versauerungsgeschehen hin.

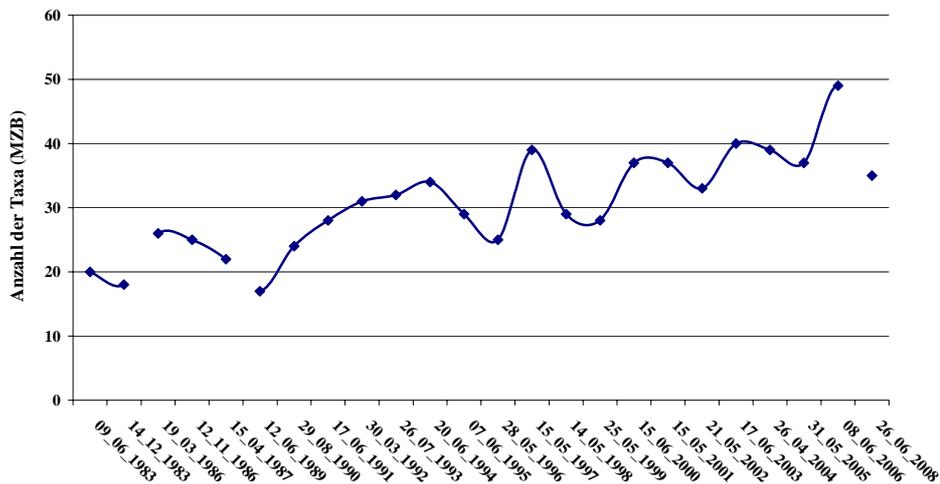


Abbildung 113: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.

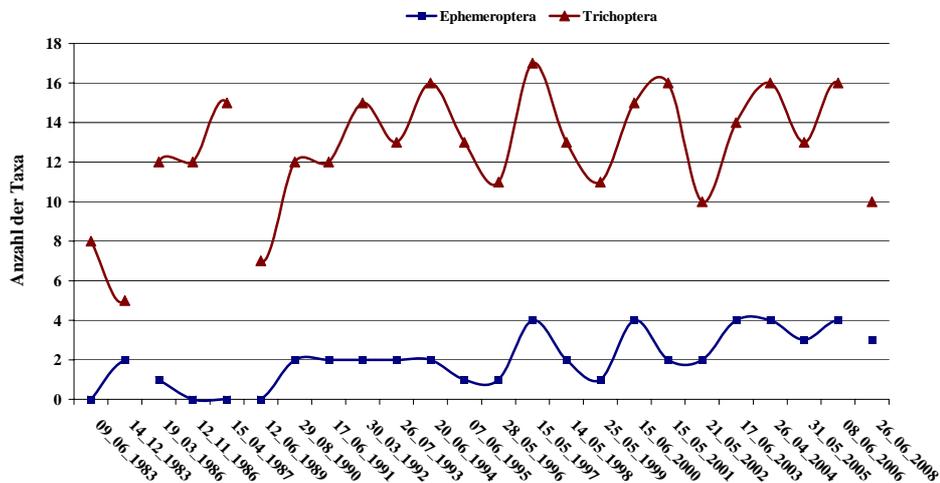


Abbildung 114: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.

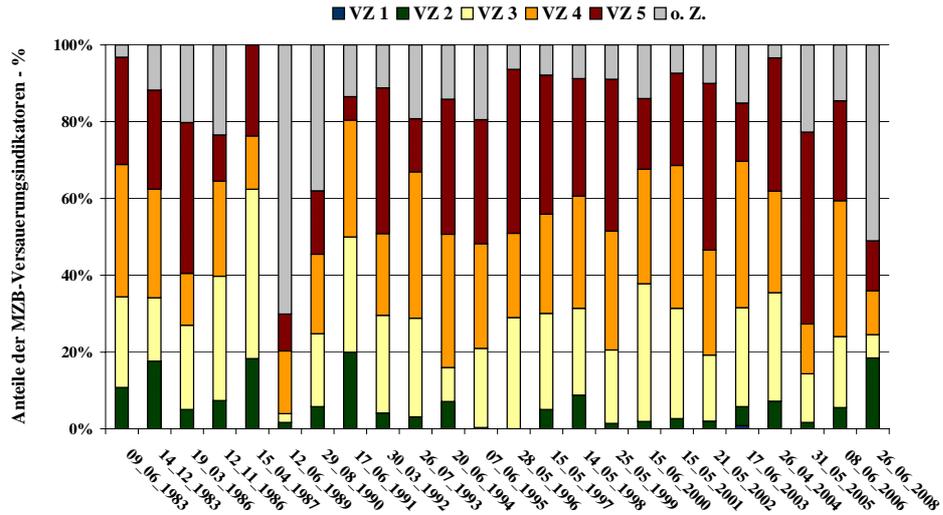


Abbildung 115: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.

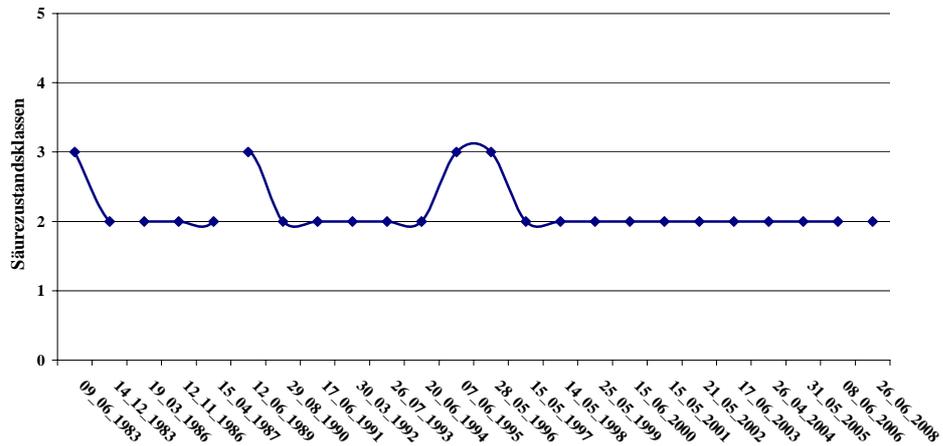


Abbildung 116: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.

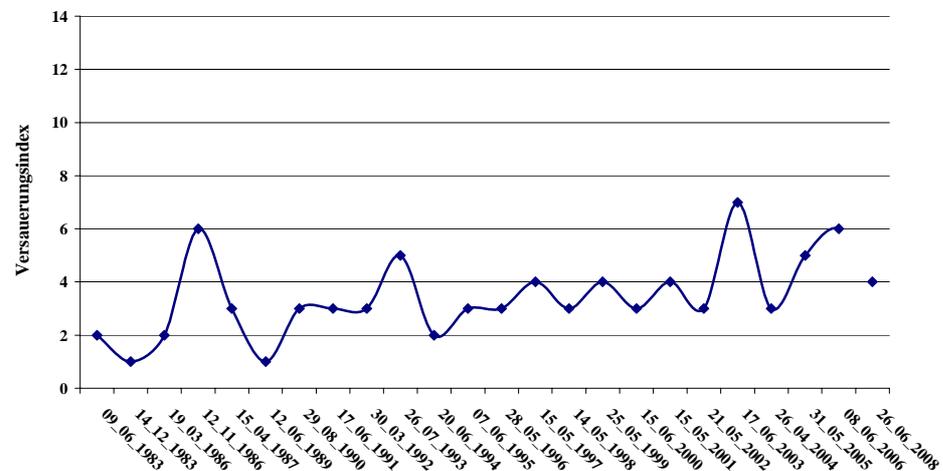


Abbildung 117: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.

5.6.5.3 Diatomeen

Aus den zur Verfügung stehenden Daten aus der Untersuchung der Diatomeenflora für die Jahre 1994, 1999, 2004 und 2008 lässt sich trotz gegebener saisonaler Schwankungen eine schwache Verbesserung der Versauerungssituation ableiten. Tendenziell ist ein Rückgang acidobionter Arten zumindest in den Sommer- und Herbstproben zu verzeichnen. Daneben sind hohe Anteile acidophiler Formen weiterhin vorhanden und verdeutlichen die Präsenz huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet. Gegenüber den Vorjahren fallen zudem deutlich erhöhte Anteile der alkaliphilen *Diatoma mesodon* auf.

Die Klassifikation des Säurezustandes nach CORING (1999) führt für beide Proben des Berichtsjahres 2008 zu der Bewertung „1b“, versauerungsgefährdet. Weiterhin deuten die durchgängig erhöhten Anteile diverser acidophiler Diatomeenarten auf die Wirksamkeit huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet hin. Aufgrund der äußerst geringen Anteile acidobionter Formen in den Proben ist davon auszugehen, dass die anthropogen verursachten Versauerungserscheinungen durch die vorhandene biogen verursachte Versauerung überlagert werden.

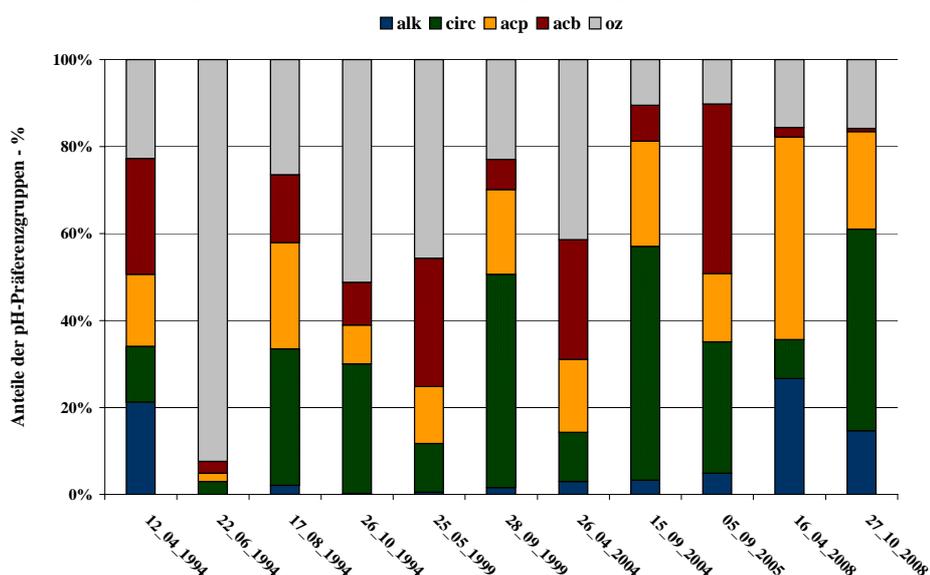


Abbildung 118: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Großen Ohe.

Tabelle 21: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Ohe an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	1994		1999		2004	2005	2008				
	April	Juni	Aug	Okt	April	Sept	April	Okt			
Große Ohe	3*H	1b*h	2*H	2*H	3*H	2*H	3*H	2*H	2*H	1b*h	1b*h

5.6.6 Rachelsee im Bayerischen Wald

5.6.6.1 Chemie

Der Rachelsee ist einer der am stärksten versauerten Seen in Bayern. Nach extremen Werten (bis zu pH 3,5) in den 1980er Jahren (Abbildung 119) zeigte sich auch hier eine Phase relativer Stagnation. In den 1990er Jahren lagen die pH-Werte im Bereich von 4,5 – 5. Bedingt durch den Borkenkäferbefall und die damit einher gehende Nitrifikation (Abbildung 120) traten ab 1998 wieder Werte unter pH 4,5 auf. Seit 2007 ist aber auch hier eine Erholung erkennbar.

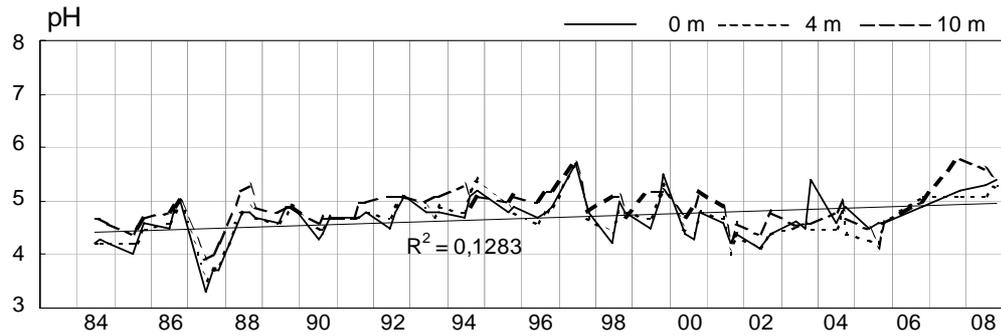


Abbildung 119: Rachelsee: pH-Werte

Die Sulfatwerte liegen analog zu den Fließgewässern in diesem Gebiet seit 1996 unter 5 mg/l und spielen damit vermutlich für die Versauerungssituation nicht die entscheidende Rolle sehr wohl aber der Nitratreintrag (Abbildung 120), der seit 2000 erheblich ist. Die durch den pH-Wert dokumentierte Erholung seit 2006 zeigt sich in zurück gehenden Nitratwerten im selben Zeitraum.

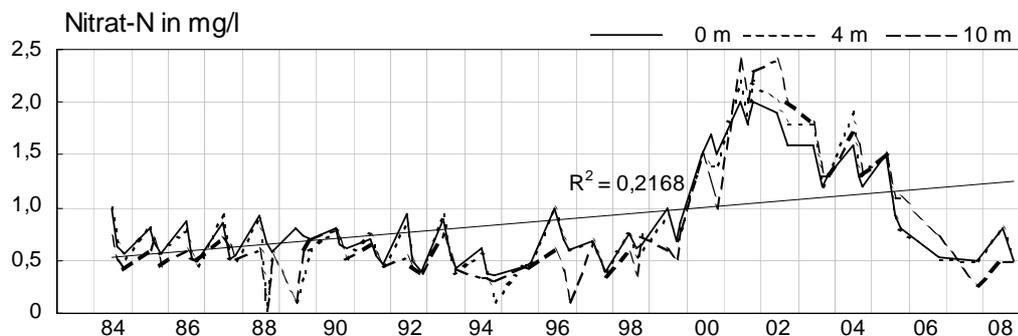


Abbildung 120: Rachelsee: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Der Rachelsee ist ein oligotropher See mit Phosphorgehalten im Bereich von 5 µg/l. Die Belastungen resultieren überwiegend aus der Versauerungssituation.

5.6.6.2 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Markungsgraben (Abbildung 121) herangezogen, es liegen Freiland- und Bestandsmessungen von 1989 bis einschließlich 2008 vor. Im Bereich der Bestandsdepositionsmessstelle Markungsgraben starb der Fichtenbestand im Laufe des Jahres 1997 vollständig ab. Dadurch hatte die Lage der Depositionsmessstelle in der Folgezeit fast 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 Depositionsraten hat. Der Prozess ist repräsentativ für das Einzugsgebiet sowie die Flächen der Hoch- und oberen Hanglagen im Nationalpark Bayerischer Wald, wo auf insgesamt ca. 3500 ha Fläche die Fichtenbestände abgestorben sind.

Die Depositionen von Sulfat verändern sich im Bestand seit 1998 nicht wesentlich, während im Freiland immer noch ein Rückgang zu verzeichnen ist. Die Nitratdepositionen dokumentieren die Nitrifikation aufgrund des Borkenkäferbefalls deutlich. Ende der 1990er Jahre hatte sich hier eine Stagnation abgezeichnet, seither ist wieder ein Anstieg zu verzeichnen. Beim Ammonium ist kein einheitlicher Trend erkennbar.

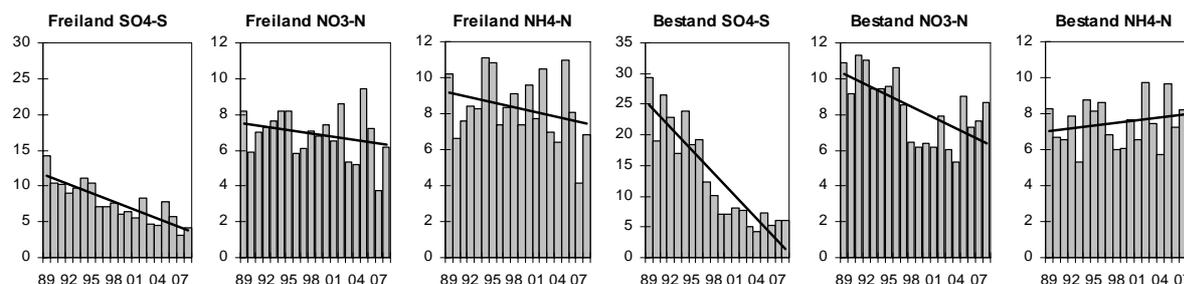


Abbildung 121: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Markungsgraben (kg/ha a)

5.6.6.3 Fischuntersuchungen im Bayerischen Wald

1982 wurden in Seebach, Vorderem Schachtenbach und Großer Ohe Bachforellen und Mühlkoppen mit einem jeweils reproduzierenden Bestand nachgewiesen (HOCH et al. (1982)). Der Hintere Schachtenbach wurde nicht untersucht. 2004 gab es in allen vier Gewässern selbsterhaltende Bestände von Bachforellen, dagegen konnten Koppen nur noch in der Großen Ohe nachgewiesen werden (KOLBINGER et al. 2005).

5.6.6.4 Zusammenfassung

Grundsätzlich war an den Gewässern des Bayerischen Walds eine Verbesserung der Versauerungssituation erkennbar. Durch starken Borkenkäferbefall starb Ende der 1990er Jahre der größte Teil des Fichtenbestands im Einzugsgebiet ab, was sich seit 1998 in einem vermehrten Eintrag von Nitrat in die Gewässer äußert. Dadurch wurde die Säurebelastung aber wieder verstärkt. Mit dem Aufkommen neuer Vegetation ist aber mit einer Verringerung des Nitratproblems und damit einer weiteren Erholung der Gewässer in den kommenden Jahren zu rechnen.

5.6.7 Tirschenreuther Waldnaab 2 im Oberpfälzer Wald

5.6.7.1 Chemie

Die Tirschenreuther Waldnaab wurde zeitgleich zu den biologischen Untersuchungen chemisch untersucht, Messreihen mit monatlicher Beprobung liegen hier nur in Ausnahmefällen vor. Die Untersuchungsergebnisse liefern trotzdem ein Bild des Gewässerzustands in der kritischen Phase nach der Schneeschmelze, da die biologischen Probenahmen auf dieses Ereignis abgestimmt sind. Die Wasserchemie wird hier noch im Wesentlichen durch die geogenen Gegebenheiten und die Bodenverhältnisse geprägt (BAUER et al (1987)). Da die sich im Quellgebiet befindende Stelle im Gneis liegt, kann noch Pufferkapazität bereit gestellt werden. Ferner wird der pH Wert auch durch die im Quellwasser enthaltene freie Kohlensäure bestimmt. Versauernd wirkende Luftschadstoffe haben nur wenig Einfluss. Die Tirschenreuther Waldnaab 2 ist ein vergleichsweise schwach versaueretes Gewässer. Die pH-Werte liegen im gesamten Untersuchungszeitraum über 5, in den letzten Jahren sogar über 6 (Abbildung 122). Auch die Säureneutralisierungskapazität ANC (Abbildung 123) ist vergleichsweise hoch. Die Maxima in den Jahren 1989, 1996 und 2000 können auf Waldkalkungen beruhen, die nach Auskunft des zuständigen Forstamts Tirschenreuth seit Ende der achtziger Jahre gelegentlich in Laubholzkulturen im Einzugsgebiet durchgeführt werden. Sie korrespondieren mit entsprechenden Erhöhungen der Ca- und Mg-Konzentrationen im Wasser der Waldnaab BAUER et al (2004). Insgesamt ist hier wohl ein stabiler Zustand erreicht und die aktuellen Werte deuten eher auf eine natürliche, nicht weiter beeinflussbare Versauerung des Gewässers hin.

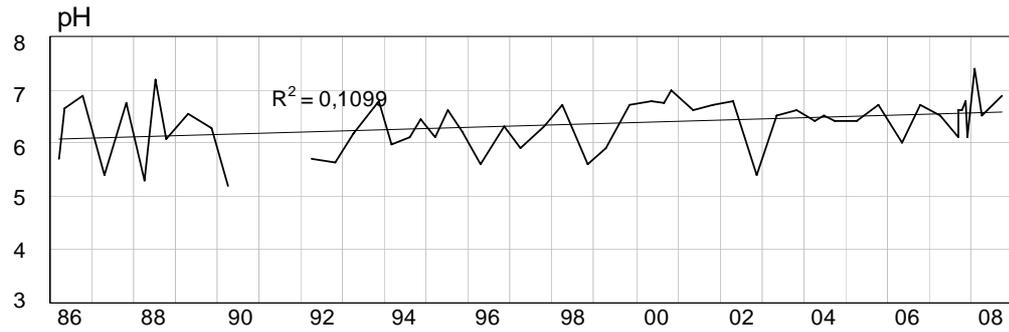


Abbildung 122: Tirschenreuther Waldnaab 2: pH-Werte

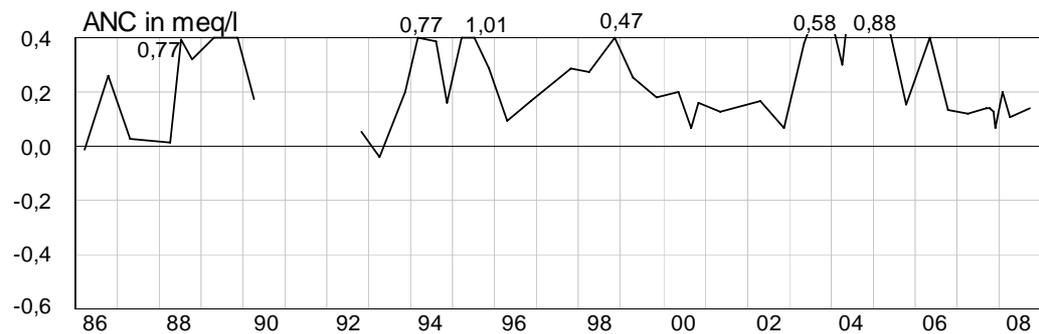


Abbildung 123: Waldnaab 2: ANC (meq/l)

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 124) liegen im Bereich von 5-10 mg/l und spielen ähnlich wie die Nitratwerte (Abbildung 125) für die Versauerung wohl nicht die entscheidende Rolle. Im Gegensatz zum Bayerischen Wald gibt es hier auch keine Borkenkäferproblematik.

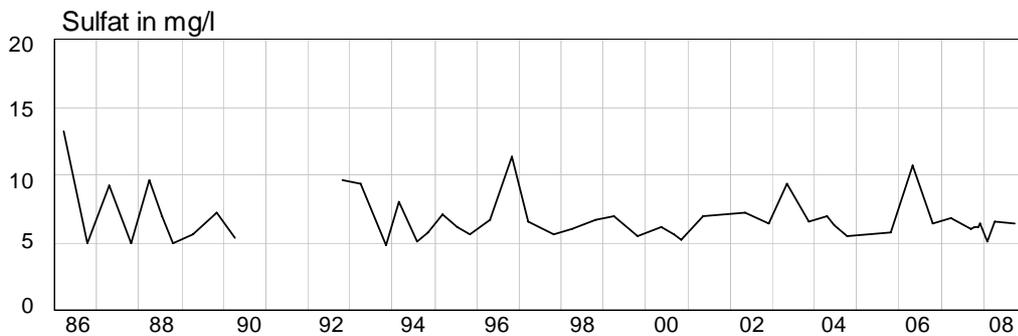


Abbildung 124: Tirschenreuther Waldnaab 2: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

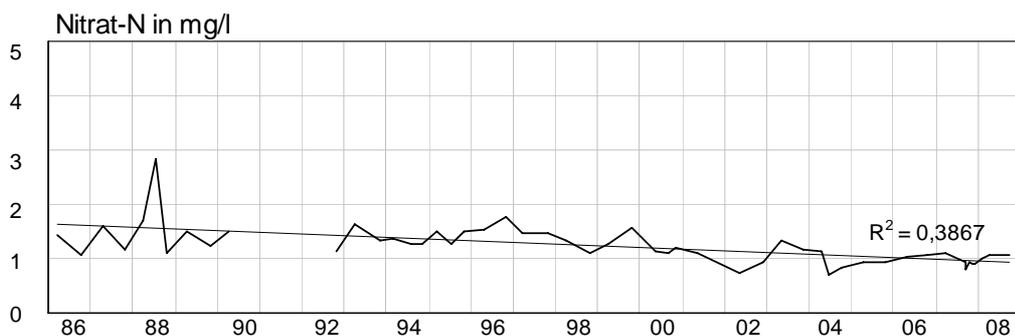


Abbildung 125: Tirschenreuther Waldnaab 2: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.6.7.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos der Tirschenreuther Waldnaab 2 wurde von 1985 bis 2008 mit einer Unterbrechung im Jahr 1991 meist zweimal pro Jahr untersucht (siehe auch BAUER et al. (2004). Auch für die aktuellen Untersuchungen von 2007/08 liegen Frühjahrs- und Herbstproben vor. Die Taxazahlen, die sich in dem für Quellgewässer üblichen Rahmen bewegen, haben sich insbesondere bei den letzten Untersuchungen deutlich erhöht (Abbildung 126). Die Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera (Abbildung 127) sowie die Versauerungsindices bleiben dagegen konstant (Abbildung 129 und Abbildung 130). Nach BRAUKMANN & BISS (2004) wird das Gewässer seit 2000 als episodisch schwach sauer klassifiziert (Säurezustandsklasse 2). Säuresensible Formen treten in den Proben in geringen Anteilen auf (Abbildung 141) und der Index nach HENDRIKSON & MEDIN (1989) erreicht Maximalwerte von „5“, zwischen 2006 und 2008 wurde ein Wert von „2“ ermittelt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich kaum Veränderungen ergeben haben, was im Hinblick auf den eher natürlich sauren Charakter des Gewässers auch nicht zu erwarten ist.

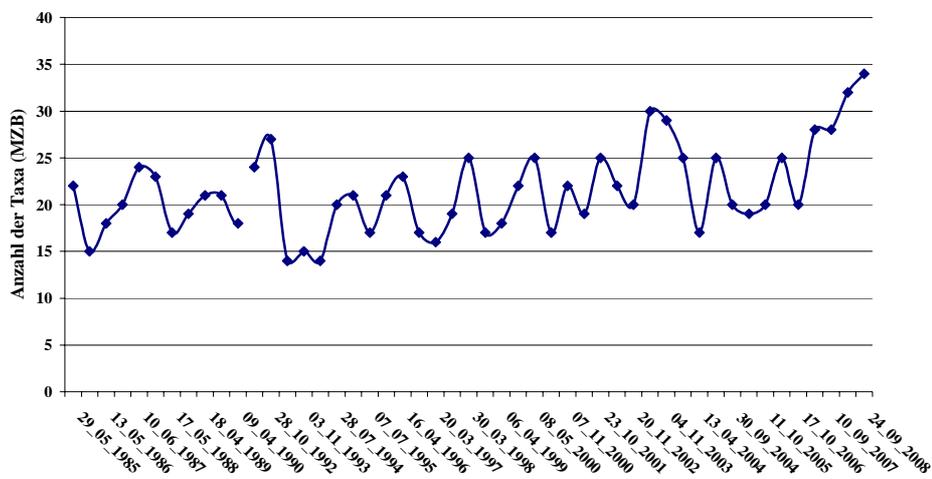


Abbildung 126: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.

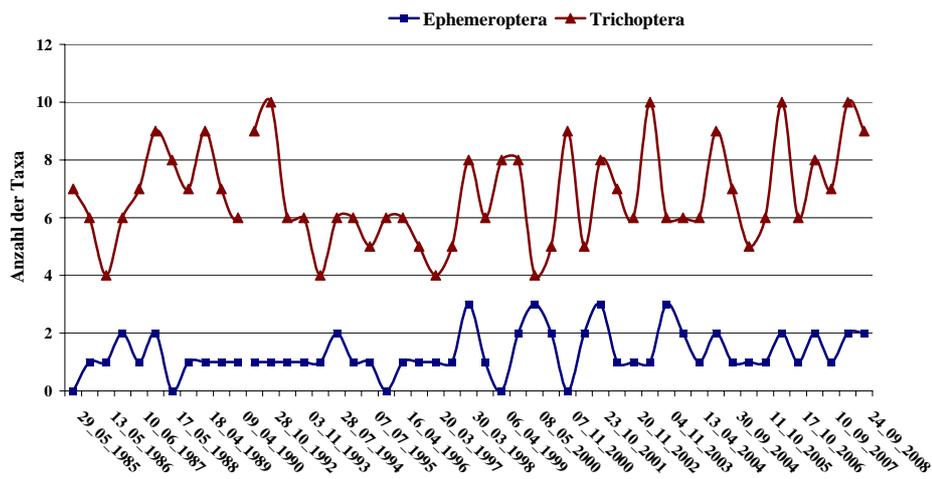


Abbildung 127: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.

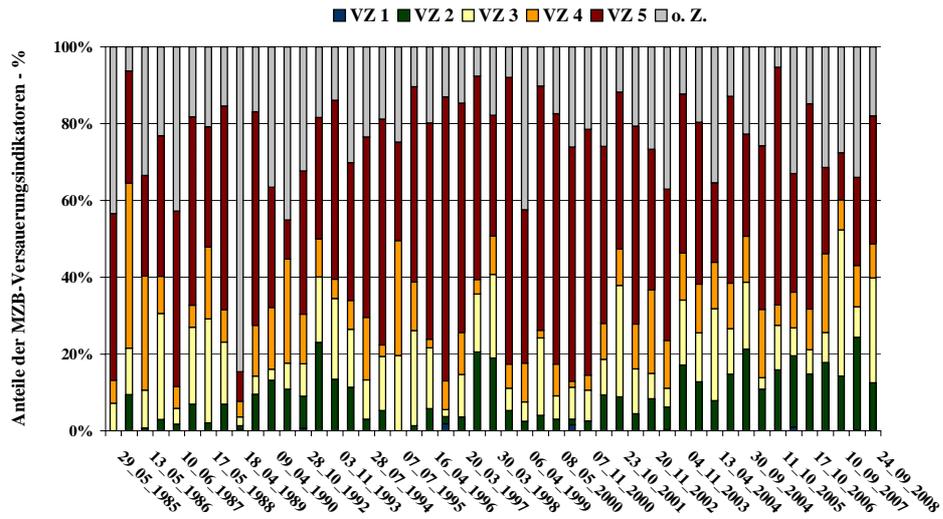


Abbildung 128: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.

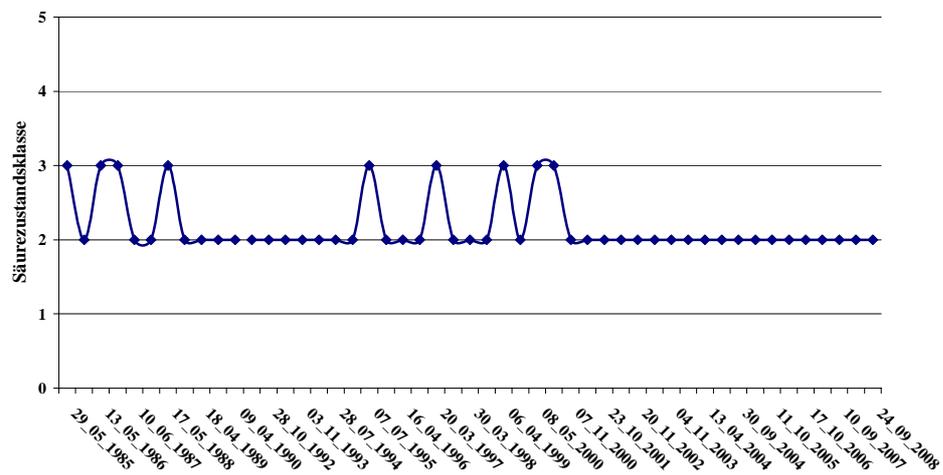


Abbildung 129: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS 2004 an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.

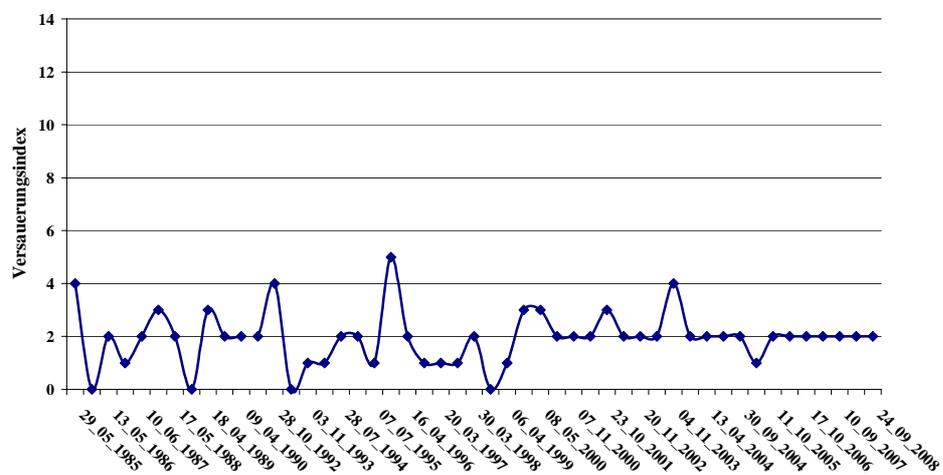


Abbildung 130: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.

5.6.7.3 Diatomeen

Für die Tirschenreuther Waldnaab 2 liegen nur zwei Diatomeenproben aus dem Frühjahr und dem Herbst des Jahres 2008 vor. Die Gesellschaften sind mit 27 bzw. 30 Taxa mäßig artenreich, jedoch hinsichtlich der Anteile der verschiedenen pH-Präferenzgruppen sehr divers ausgeprägt. Neben geringen Anteilen acidobionter Arten (vornehmlich *Eunotia exigua*) fallen deutlich erhöhte Anteile acidophiler Formen auf. *Achnanthes oblongella* zeigt hier die größte Häufigkeit und wird stetig von verschiedenen *Eunotia*- sowie *Pinnularia*-Arten begleitet.

Circumneutrale Formen werden insbesondere durch *Achnanthes minutissima*, *Gomphonema parvulum* sowie verschiedene Naviculaceae repräsentiert, während innerhalb der alkaliphilen Diatomeen *Diatoma mesodon* zu erwähnen ist.

Die Anwendung des Verfahrens nach Coring (1999) führt zu einer Bewertung in die Klasse „1b“, versauerungsgefährdet, wobei huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet zusätzlich vorhanden sind.

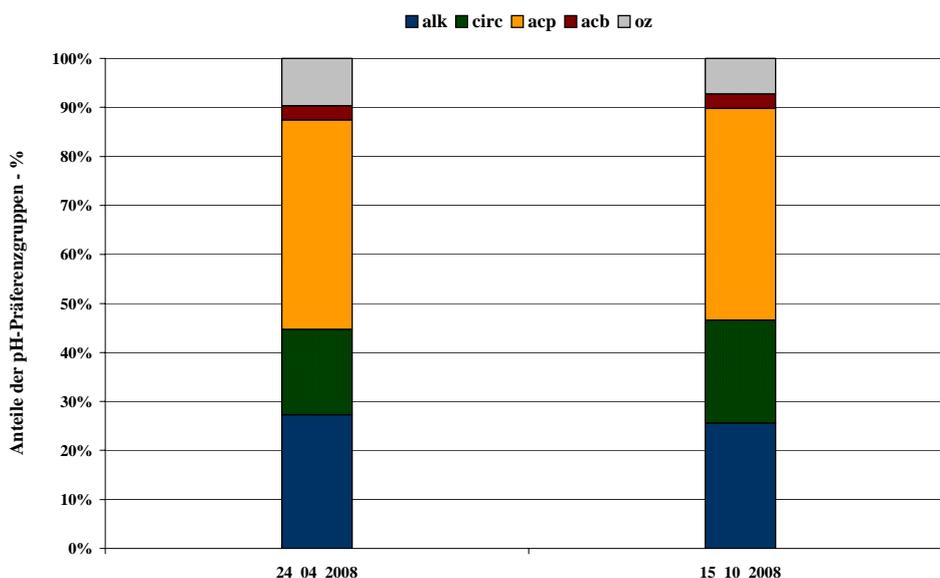


Abbildung 131: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Tirschenreuther Waldnaab 2.

Tabelle 22: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Tirschenreuther Waldnaab 2 in 2008.

	2008	
	April	Okt
Tirschenreuther Waldnaab 2	1b ^h	1b ^h

5.6.7.4 Fische

Untersuchungen im Jahr 1985 zeigten einen reproduzierenden Bestand an Bachforellen (FISCHERSCHERL et al. (1988), der auch 2004 nachweisbar war (KOLBINGER et al. (2005).

5.6.8 Tirschenreuther Waldnaab 8 im Oberpfälzer Wald

5.6.8.1 Chemie

Die Stelle Tirschenreuther Waldnaab 8 liegt etwa 3,5 km unterhalb der Stelle 2. Die dazwischen liegende Gewässerstrecke liegt im weitgehend unbeeinflussten Waldbereich. Die Geologie unterscheidet sich deutlich von der der Stelle 2, so dass hier keine Pufferkapazität aus dem Boden zur Verfügung steht. Dementsprechend schwanken die pH-Werte deutlich stärker und die Minima liegen auch im neuen Jahrtausend noch unter pH 5 (Abbildung 132). Die Säureneutralisierungskapazität (Abbildung 133) dokumentiert ähnlich wie Mg- und Ca-Messwerte die durchgeführten Kalkungsmaßnahmen in den Jahren 1989, 1996 und 2000.

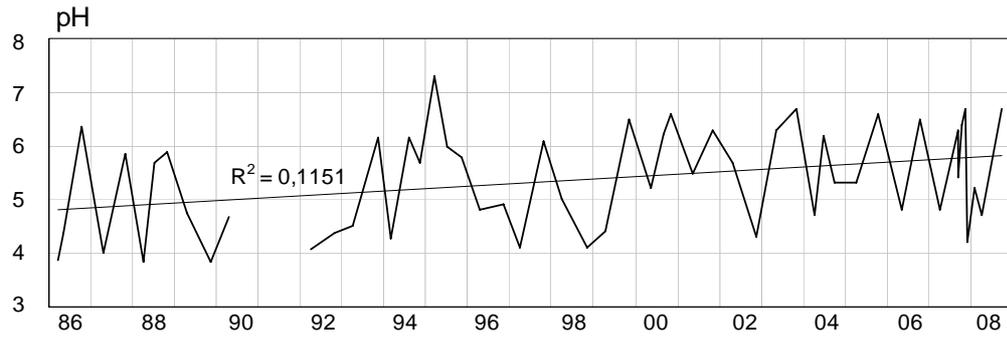


Abbildung 132: Tirschenreuther Waldnaab 8: pH-Werte

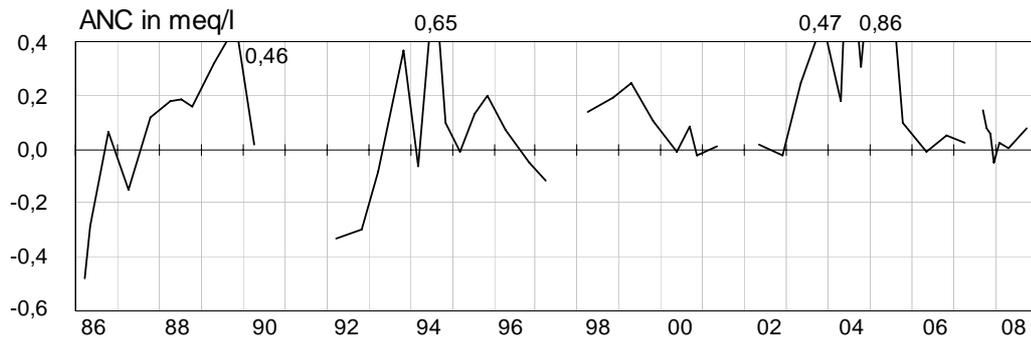


Abbildung 133: Tirschenreuther Waldnaab 8: ANC (meq/l)

Sulfat- und Nitratkonzentrationen (Abbildung 134 und Abbildung 135) verringern sich im Untersuchungszeitraum deutlich, jedoch statistisch nicht signifikant.

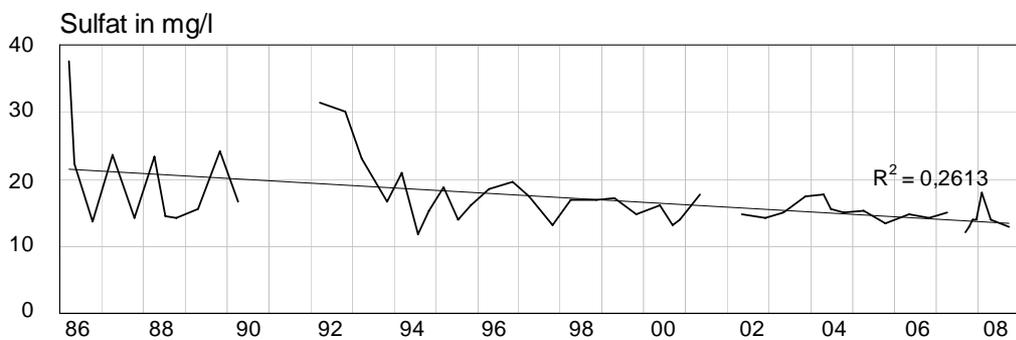


Abbildung 134: Tirschenreuther Waldnaab 8: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

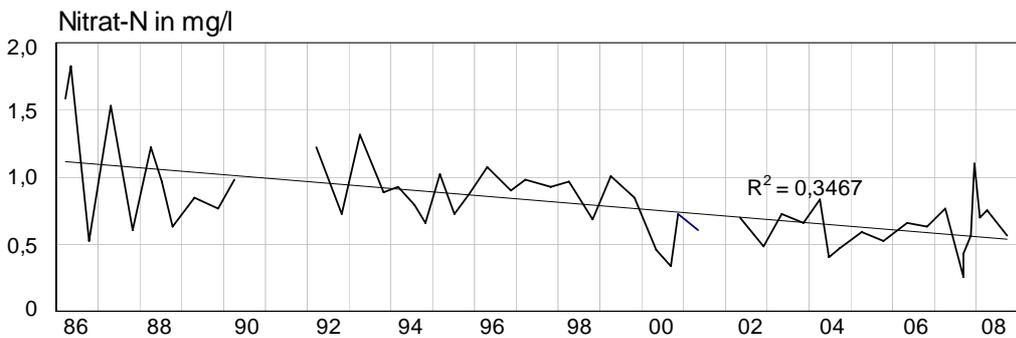


Abbildung 135: Tirschenreuther Waldnaab 8: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

5.6.8.2 Makrozoobenthos

Für den Abschnitt Tirschenreuther Waldnaab 8 liegen ebenfalls halbquantitative Makrozoobenthosdaten aus dem Zeitraum 1984 bis 2008 vor. Lediglich im Jahr 1991 wurde die Zeitreihe unterbrochen.

Im Vergleich zum Quellbereich des Gewässers (Tirschenreuther Waldnaab 2) ist die Amplitude der Schwankungen für die einzelnen Kenngrößen etwas größer. Auch ist aus den Datenreihen ein Trend zur Verbesserung bzw. Erholung der Zönosen erkennbar. Die aktuellen Untersuchungen unterliegen deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen. Besonders für die Herbstprobe 2008 ist eine deutliche Steigerung der Taxazahlen zu beobachten gewesen. Es wurde mit 38 Taxa ein Maximum in den Artenzahlen registriert (Abbildung 136). Dies spiegelt sich auch in den Taxazahlen der Trichoptera und Ephemeroptera wider (Abbildung 137).

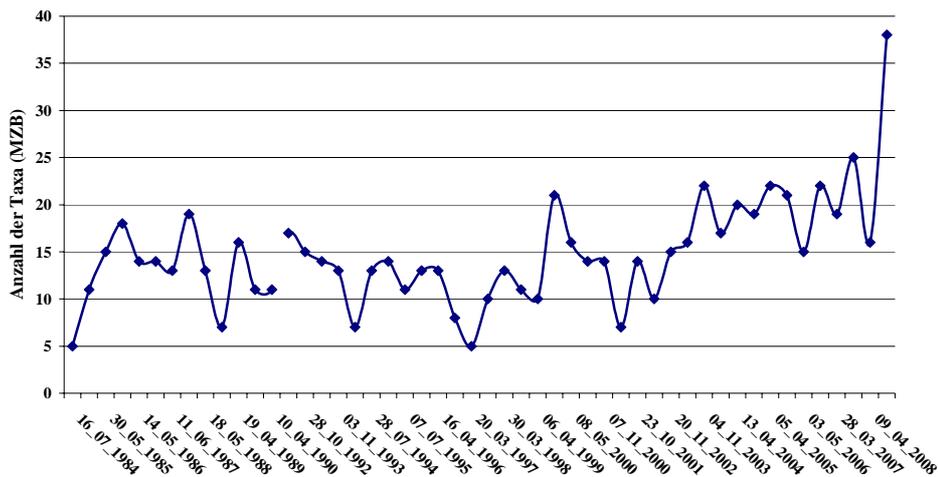


Abbildung 136: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.

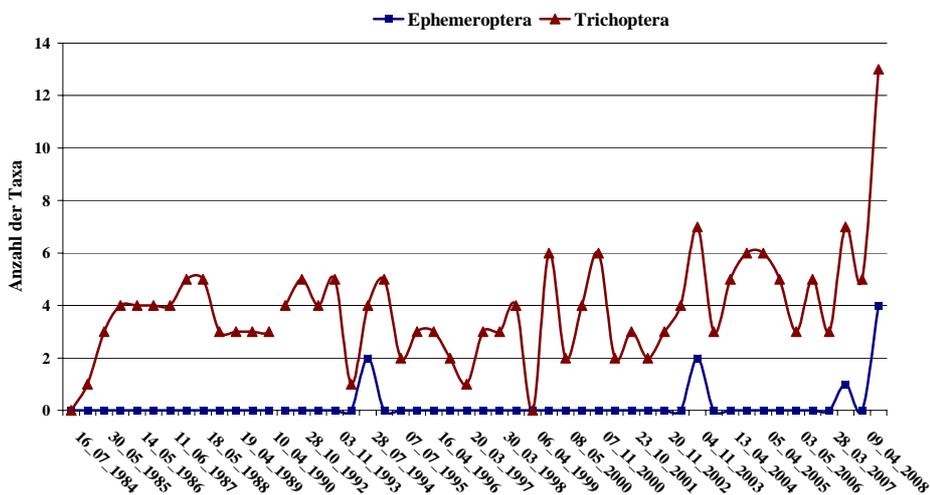


Abbildung 137: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.

Auch der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1989) steigt über den Beobachtungszeitraum leicht an, wobei Maximalwerte von 3 jedoch die anhaltende Bedeutung der Versauerung verdeutlichen (Abbildung 140). Aktuell erreicht er einen Wert von 4 und somit ein Maximum über den Beobachtungszeitraum. Die Entwicklung der aus der Anwendung des Verfahrens von BRAUKMANN & BISS (2004) abgeleiteten Säurezustandsklassen zeigt nur schwach positive Entwicklungen. Seit 2002 wurde das Gewässer nicht mehr als „kontinuierlich extrem sauer“ (Klasse 5) klassifiziert. Für 2007/08 werden Säurezustandsklassen von 4 bis 2 indiziert (Abbildung 139).

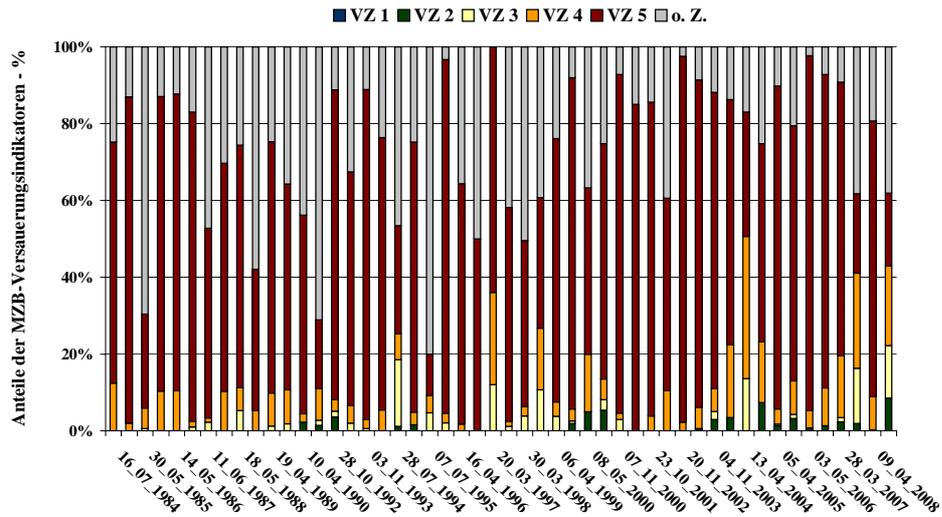


Abbildung 138: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.

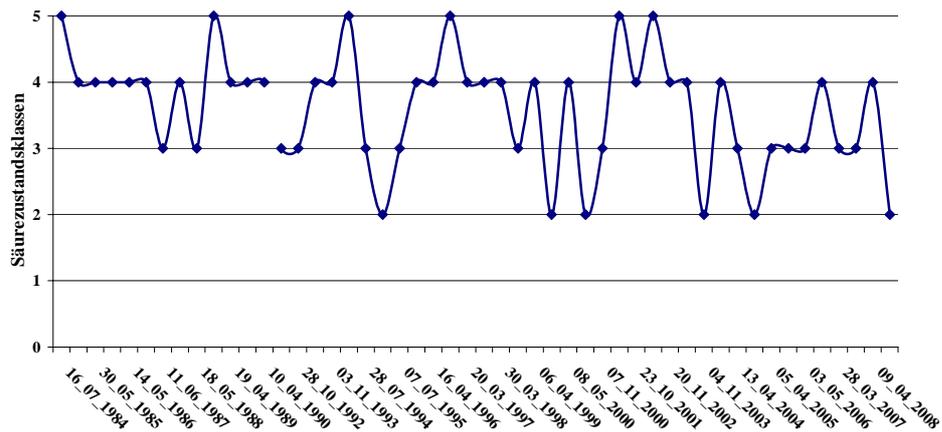


Abbildung 139: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.

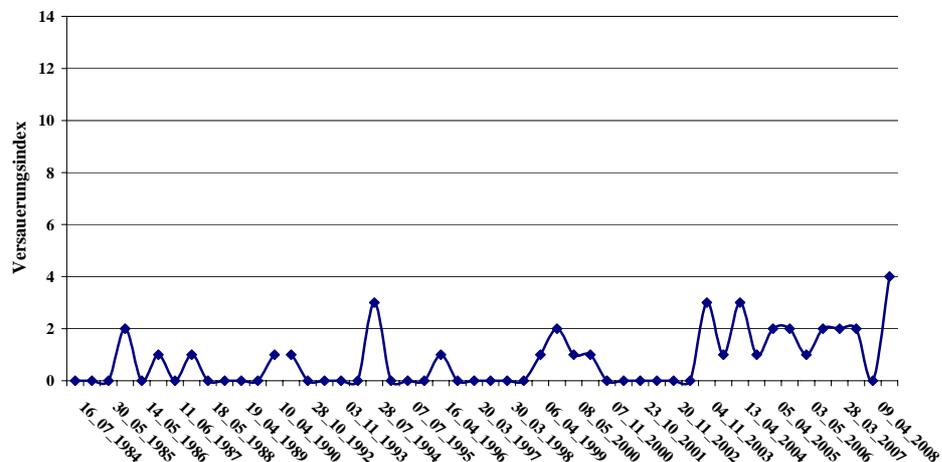


Abbildung 140: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.

Die Zönosen werden über den gesamten Zeitverlauf durch sehr versauerungsresistente Arten (VZ 5) dominiert. Allerdings treten seit 2003 vereinzelt auch Taxa mit mäßiger Säureempfindlichkeit (VZ 2) in geringen Individuendichten auf, die im Herbst 2008 stärker in Erscheinung traten (Abbildung 138).

Zusammenfassend kann über den gesamten Untersuchungszeitraum eine leicht positive Entwicklung des Versauerungsgeschehens als gegeben angesehen werden, die durch die letzte Untersuchung im Herbst 2008 deutlich unterstrichen wird.

5.6.8.3 Diatomeen

Für die Tirschenreuther Waldnaab 8 liegen nur zwei Diatomeenproben aus Frühjahr und Herbst 2008 vor. Die Gesellschaften sind mit 36 bzw. 34 Taxa mäßig artenreich. Die Anteile der verschiedenen pH-Präferenzgruppen sind relativ divers ausgeprägt und zeigen in ihren Grundmustern Ähnlichkeit zu den Gesellschaften der Probestelle 2.

Insbesondere die Probe aus dem Frühjahr 2008 wird jedoch deutlich stärker durch acidobionte und acidophile Arten dominiert. Daher führt die Anwendung des Verfahrens nach Coring (1999) zu der Klassifizierung als „schwach sauer“ (Klasse 2). Weiterhin indizieren die Diatomeengesellschaften in erheblichem Umfang die Wirksamkeit huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet.

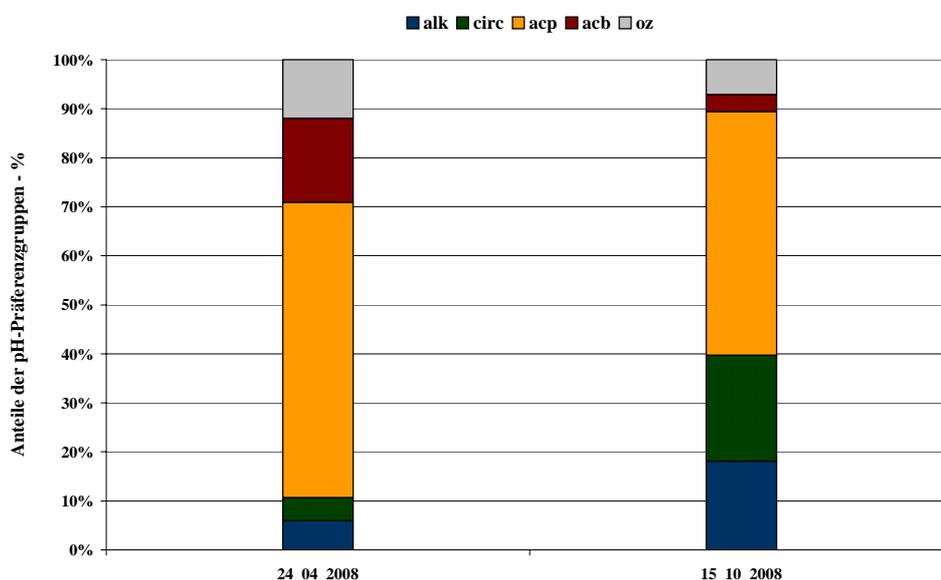


Abbildung 141: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Tirschenreuther Waldnaab 8.

Tabelle 23: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Tirschenreuther Waldnaab 8 für 2008.

	2008	
	April	Okt
Tirschenreuther Waldnaab 8	2 ^{*H}	1b ^{*h}

5.6.8.4 Fische

Bei Untersuchungen im Herbst 1985 konnten an der Stelle 8 keine Fische nachgewiesen werden (FISCHER-SCHERL et al. (1988)). 2004 wurden an dieser Stelle Bachsaiblinge in geringer Zahl gefunden (KOLBINGER et al. (2005)). Hier ist eine positive Entwicklung erkennbar.

5.6.8.5 Zusammenfassung

Im Bereich des Oberpfälzer Waldes lagen für Vergleichszwecke keine Depositionsdaten vor. An der Stelle 2 der Tirschenreuther Waldnaab haben sich nur wenige Veränderungen ergeben, was durch den eher natürlich sauren Charakter dieser Gewässerstelle bedingt ist. An Stelle 8 deutet

sich sowohl bei der Gewässerchemie als auch beim Makrozoobenthos über den gesamten Untersuchungszeitraum eine Entspannung der Versauerungssituation an, wobei nur die Konzentrationen von Sulfat und Nitrat erkennbar fallen.

5.6.9 Eger im Fichtelgebirge

5.6.9.1 Chemie

Die Messstelle an der Eger liegt in einem relativ unbeeinflussten Waldgebiet, etwa 1,5 km unterhalb der Quelle. Die pH-Werte unterliegen starken jahreszeitlichen Schwankungen mit Minima im Bereich von 4 (Abbildung 142), teilweise sogar darunter. Seit etwa 2003 zeichnet sich eine Verbesserung der Situation ab. Die pH-Minima liegen seither im Bereich von 5. Ein eher außergewöhnliches Ereignis in den letzten Jahren war 2002 ein Minimum von 3,6, ausgelöst durch eine ungewöhnlich starke Schneeschmelze (Abfluss etwa dreimal MQ) und dem damit verbundenen hohen Säureeintrag ins Gewässer.

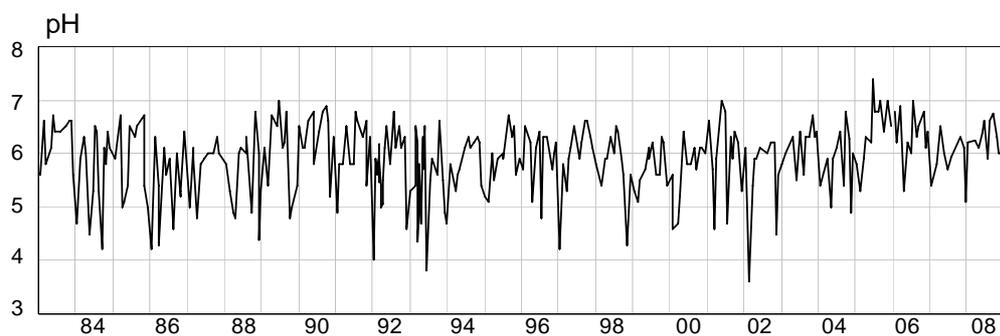


Abbildung 142: Eger: pH-Werte

Die Sulfatwerte (Abbildung 143) gehen im Untersuchungszeitraum deutlich und stetig zurück. Seit der Jahrtausendwende haben sie sich im Bereich von 5 mg/l eingependelt und spielen damit für die Versauerung vermutlich keine entscheidende Rolle mehr.

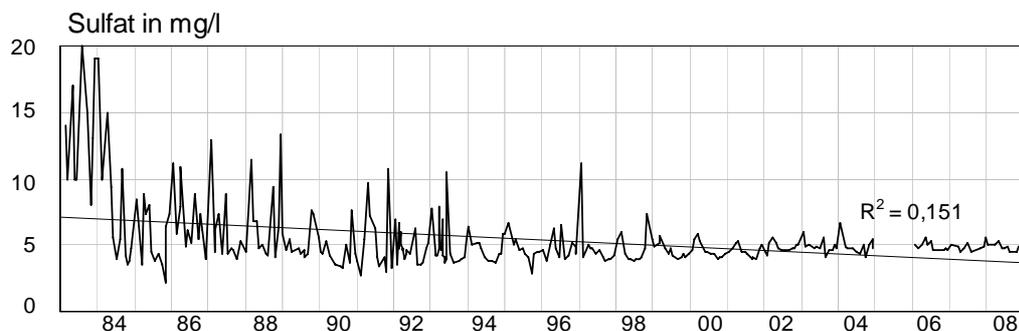


Abbildung 143: Eger: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte liegen seit Anfang der 1990er Jahre unter 1 mg/l und spielen daher auch keine entscheidende Rolle mehr.

5.6.9.2 Makrozoobenthos

Für die Makrozoobenthosbesiedlung der Eger liegen durchgehende Datenreihen (seit 1989) nur bis 2006 vor.

Bis dahin ist die artenarme Zoozönose weiterhin deutlich durch die Versauerung beeinträchtigt. Über den gesamten Beobachtungszeitraum ist zudem nur eine schwache Tendenz zu steigender Artenvielfalt erkennbar. Lediglich die Diversität der Steinfliegenarten nimmt deutlich zu. Das Verfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) bewertet den Säurezustand für 2005 und 2006 in die Säurezustandsklasse 2 (überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer) bzw. 3 (periodisch

kritisch sauer) (Abbildung 147). Gegenüber den Bewertungsergebnissen aus den neunziger Jahren des letzten Jahrhunderts ist hier eine deutliche Verbesserung erkennbar.

Daneben ist die Zönose jedoch weiterhin stark verarmt: Säuresensible Taxa wie z.B. Vertreter der Ephemeroptera fehlen nahezu vollständig und wurden nur an drei Terminen mit einem einzigen Taxon nachgewiesen (Abbildung 145). Mäßig säureempfindliche Organismen (VZ 2), die der funktionalen Gruppe der Weidegänger zugehörig sind, erreichen zwischen 1993 und 1996 Anteile um 20 % (Abbildung 146).

Auch der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) entwickelt sich schwach positiv (Abbildung 148). Allerdings verdeutlicht auch hier das erreichte Indexniveau den Fortbestand der Versauerungsschäden in der Eger.

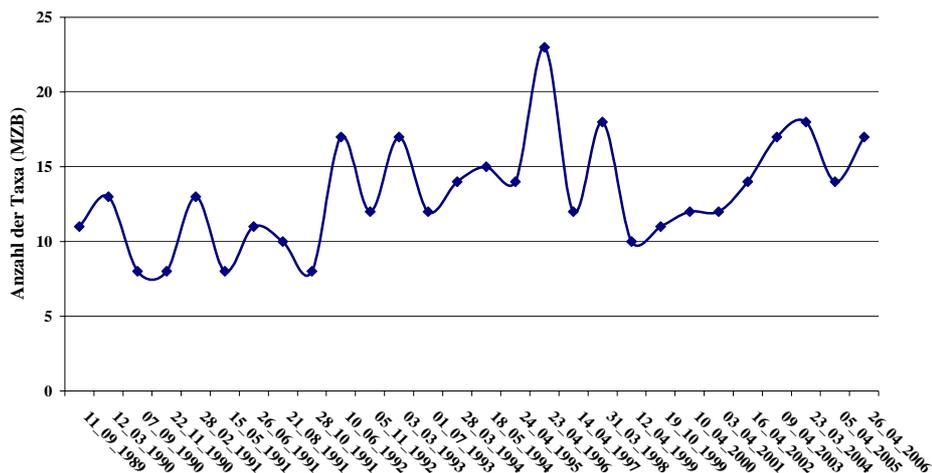


Abbildung 144: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Eger im Untersuchungszeitraum.

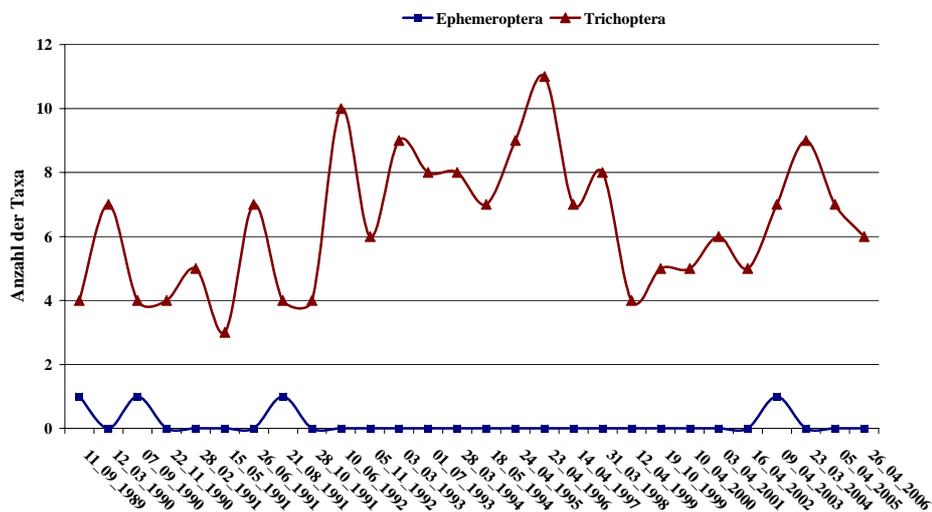


Abbildung 145: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Eger im Untersuchungszeitraum.

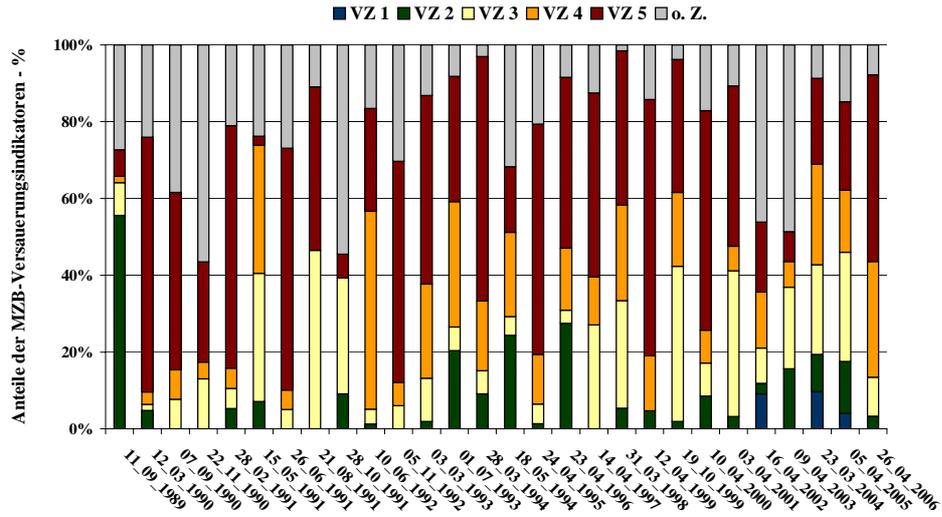


Abbildung 146: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Eger im Untersuchungszeitraum.

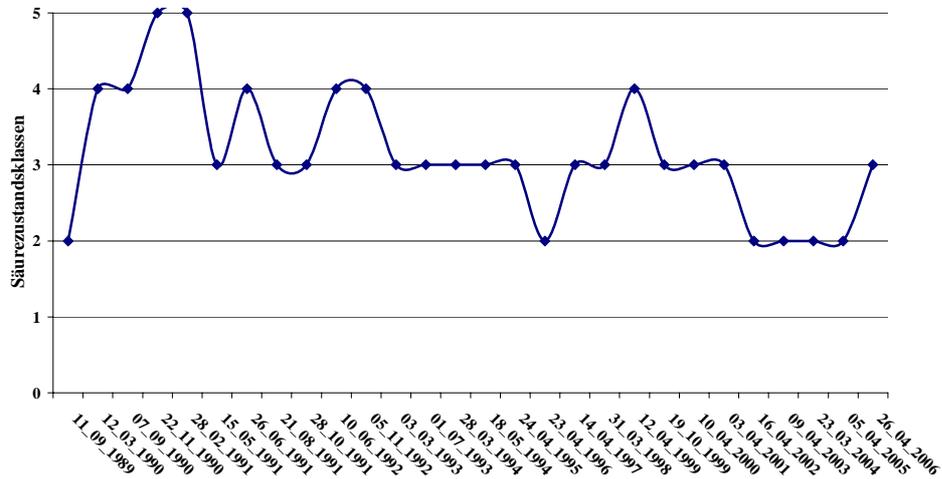


Abbildung 147: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Eger im Untersuchungszeitraum.

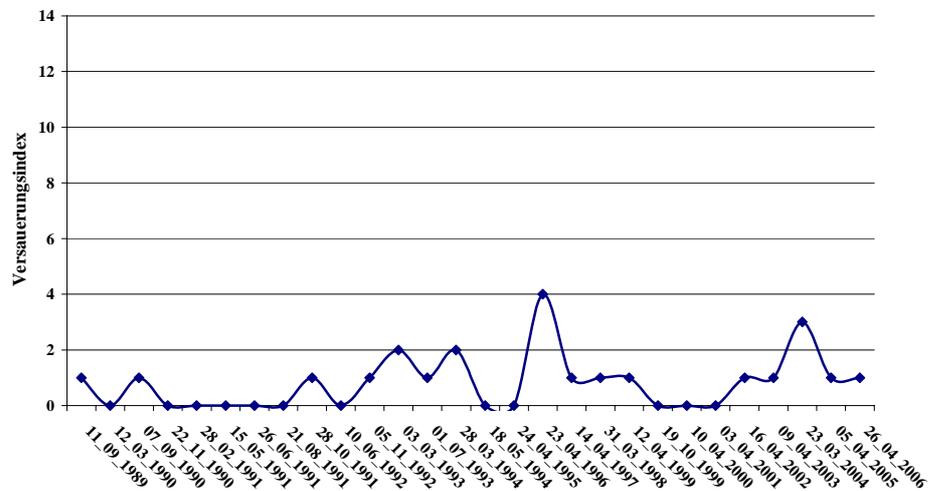


Abbildung 148: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Eger im Untersuchungszeitraum.

5.6.9.3 Diatomeen

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

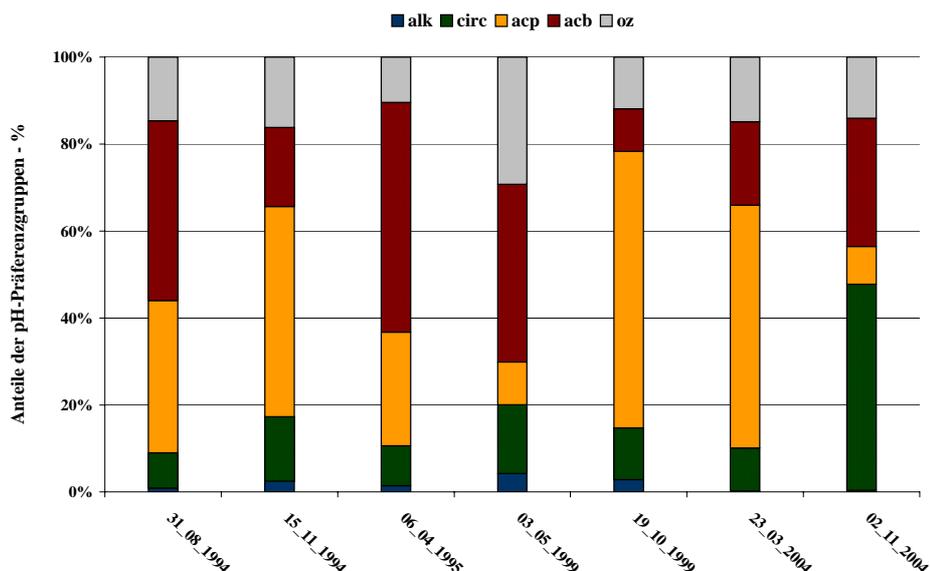


Abbildung 149: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Eger.

Tabelle 24: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Eger an den bisherigen Untersuchungsterminen.

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

5.6.10 Röslau im Fichtelgebirge

5.6.10.1 Chemie

Die Messstelle an der Röslau liegt etwa 2,5 km unterhalb der Quelle in einem vollständig bewaldeten (Nadelwald) Einzugsgebiet. Die Röslau ist im Vergleich zur Eger noch stärker versauert. In den 1980er Jahren lagen die pH-Werte (Abbildung 150) teilweise ganzjährig unter 5. Seit 2003 zeichnet sich eine leichte Erholung ab. Die Minima im Frühjahr unterschreiten den Wert 5,5 nicht mehr. Die außergewöhnlich starke Schneeschmelze, verbunden mit einem erhöhten Säureschub im Frühjahr 2002 ist analog zur Eger auch hier zu sehen.

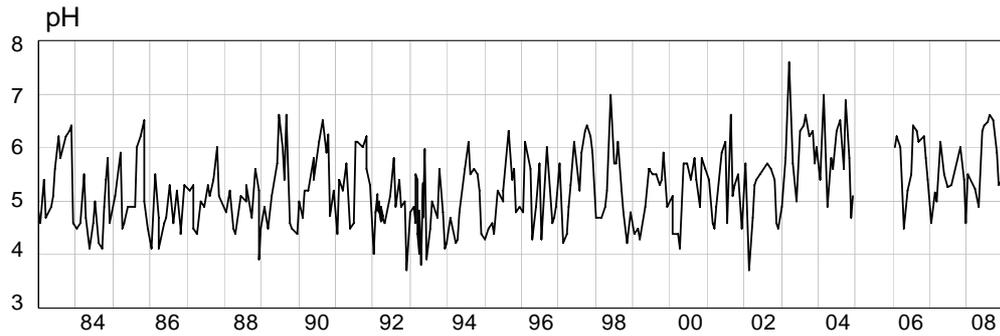


Abbildung 150: Rösiau: pH-Werte

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 151) haben sich im Untersuchungszeitraum deutlich verringert und liegen seit etwa 10 Jahren im Bereich von 10 mg/l (etwa doppelt so hoch wie an der Eger).

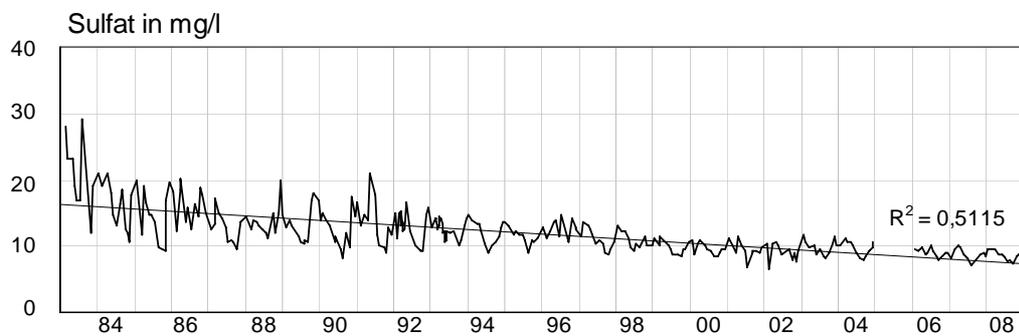


Abbildung 151: Rösiau: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte liegen seit den 1990er Jahren unter 1 mg/l, teilweise sogar unter der Bestimmungsgrenze und spielen damit wohl für die Versauerung keine Rolle. Eine deutliche Entspannung der Versauerungssituation zeigt sich hingegen beim Eintrag von Aluminium ins Gewässer (Abbildung 152). Hier ist ein deutlicher Rückgang erkennbar.

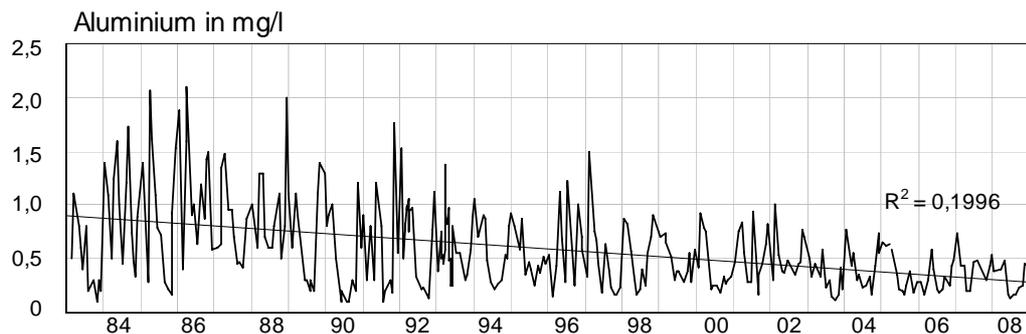


Abbildung 152: Rösiau: Al-Konzentrationen (mg/l)

5.6.10.2 Makrozoobenthos

Für die Rösiau gibt es keine aktuellen Untersuchungen für 2007/2008, da die Überwachung auf einen 3-jährigen Beprobungsrhythmus umgestellt wurde. Halbquantitative Daten für das Makrozoobenthos der Rösiau liegen für die Periode von 1989 bis 2006 durchgehend vor. Die meisten Proben wurden im Frühjahr entnommen und sollten daher die pessimalen Bedingungen im Gewässer abbilden.

Bis 2006 ist die Zoozönose stark von der Versauerung beeinträchtigt und überwiegend artenarm. Sie wird nach dem Ansatz von BRAUKMANN & BISS (2004) bestenfalls als periodisch stark sauer klassifiziert (Abbildung 156).

Die Artenzahlen je Probe schwanken zwischen 4 und 15 Arten und zeigen seit 1993 keine deutlich ansteigende Tendenz (Abbildung 153). Lediglich bei der Gruppe der Steinfliegen scheint sich seit 1993 eine etwas diversere Artenzusammensetzung etabliert zu haben. Dagegen fallen die Eintagsfliegen vollständig aus (Abbildung 154). Säuresensible Faunenelemente fehlen im gesamten Datensatz der Röslau nahezu vollständig, da die Zoozönose von säureresistenten (VZ 4) und sehr säureresistenten (VZ 5) Organismen dominiert wird (Abbildung 155).

Seit 1992 liegt der Säurezustand nach BRAUKMANN & BISS (2004) zwar nicht mehr konstant in der schlechtesten Klasse, er fällt aber regelmäßig in diese zurück (Abbildung 156). Auch der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1996) liegt über den gesamten Beobachtungszeitraum bei 0 und erreicht nur selten einen Wert von 1 (Abbildung 157). Detaillierte Trendabschätzungen sind aus der Anwendung dieser Verfahren nicht abzuleiten. Alle Daten zum Makrozoobenthos zeigen nur einen sehr schwachen Trend zur Verbesserung der Situation.

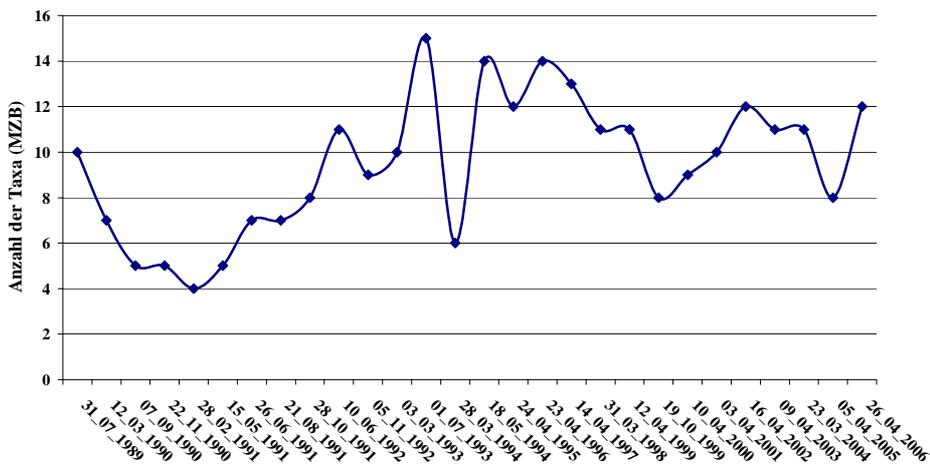


Abbildung 153: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Röslau im Untersuchungszeitraum.

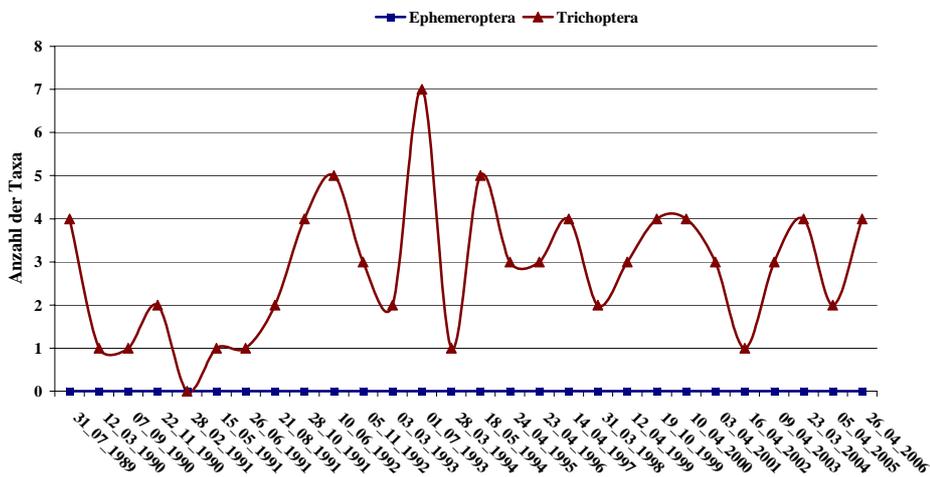


Abbildung 154: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Röslau im Untersuchungszeitraum.

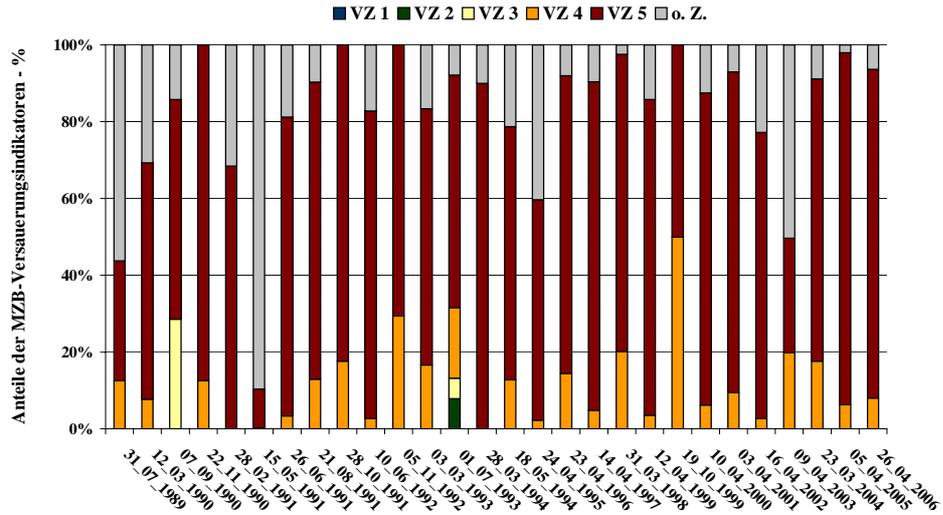


Abbildung 155: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Röslau im Untersuchungszeitraum.

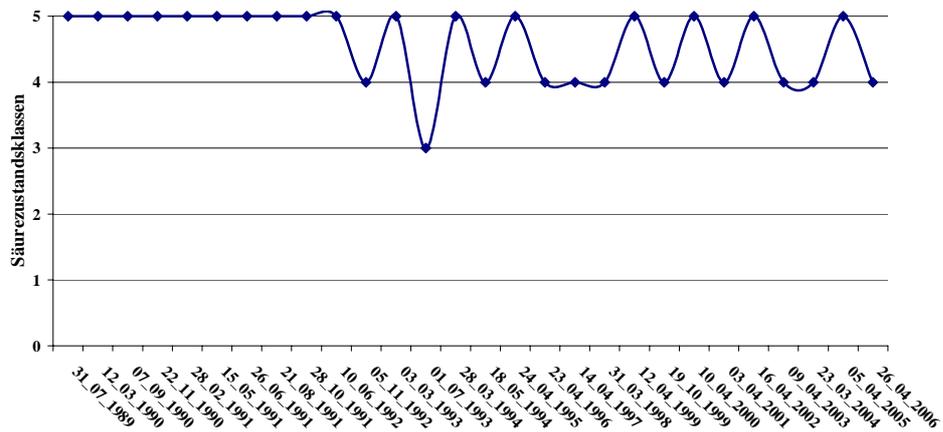


Abbildung 156: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Röslau im Untersuchungszeitraum.

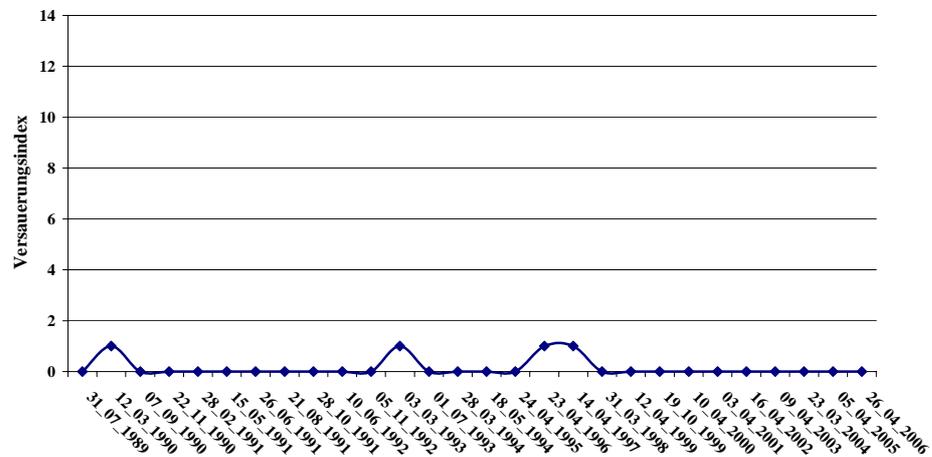


Abbildung 157: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Röslau im Untersuchungszeitraum.

5.6.10.3 Diatomeen

Daten für die Diatomeen liegen lediglich bis 2004 vor. Im Gegensatz zu den Ergebnissen des Makrozoobenthos ist aus der Analyse der Diatomeenassoziationen für die Jahre 1994, 1999 und 2004 eine deutliche Verbesserung der Versauerungssituation abzuleiten. Während in den Jahren 1994 und 1999 die Proben zu mehr als 80 % von acidobionten Arten dominiert wurden (Abbildung 158), treten 2004 verstärkt acidophile Taxa in den Vordergrund. Zusätzlich werden diese von stetigen Anteilen circumneutralen Formen begleitet. Der Säurezustand nach CORING (1999) verbessert sich um eine Stufe zu „kritisch sauer“ mit deutlichen huminsauren Einflüssen (Tabelle 25). Aus Sicht der Bearbeiter kann aus den Daten abgeleitet werden, dass die Bedeutung der anthropogen verursachten Säureeinträge in den letzten 1,5 Dekaden zurückgegangen ist und nunmehr die natürlicherweise vorhandenen dystrophen Einflüsse im Gewässer wieder erkennbar werden.

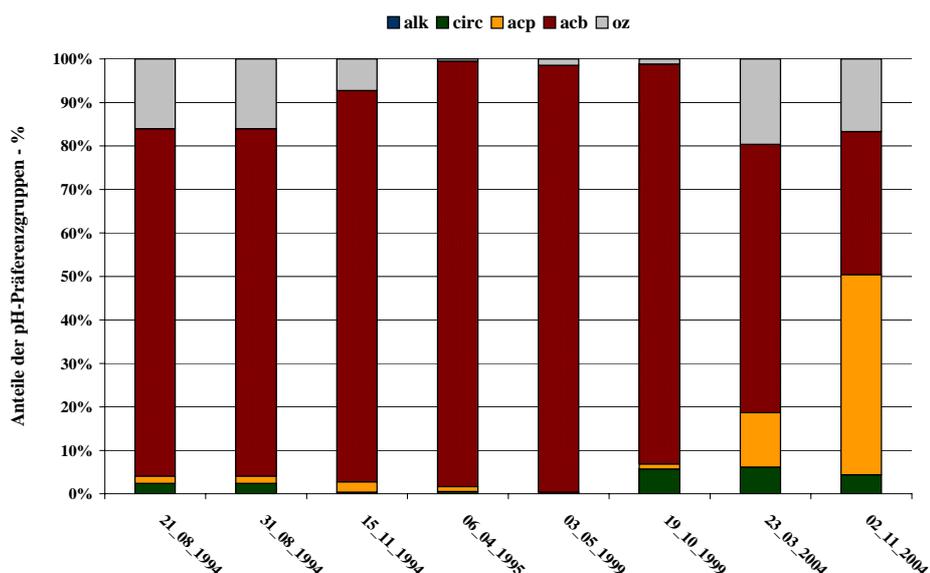


Abbildung 158: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Röslau.

Tabelle 25: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Röslau an den bisherigen Untersuchungsterminen.

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

5.6.11 Zinnbach im Fichtelgebirge

5.6.11.1 Chemie

Der Zinnbach liegt ebenfalls in einem vollständig mit Nadelwald bedeckten Einzugsgebiet. Im Fichtelgebirge ist der Zinnbach das Gewässer mit der stärksten Versauerung. Die pH-Wert liegen ganzjährig unter 5 (Abbildung 159). In den 1990er Jahren war die Situation besonders extrem mit häufig auftretenden Messwerten im Bereich von 3,5. Seit der Jahrtausendwende ist allerdings eine Verbesserung der Situation erkennbar. Der pH-Wert von 4 wurde seit dem Frühjahr 2002 (starke Schneeschmelze, siehe auch Eger und Röslau) nicht mehr unterschritten.

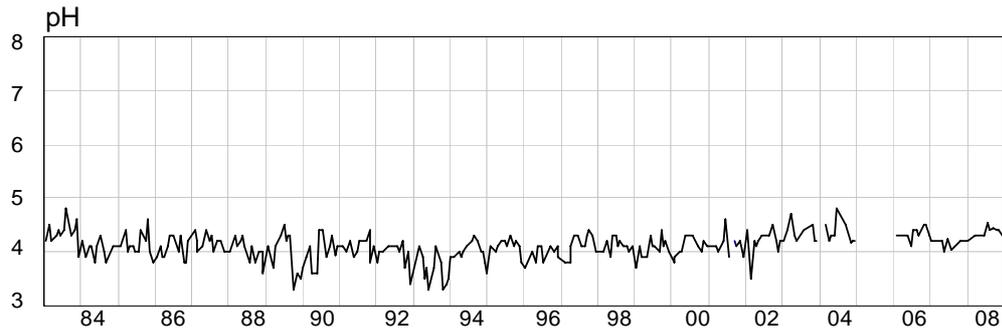


Abbildung 159: Zinnbach: pH-Werte

Die verbesserte Situation zeigt sich auch in den Sulfatkonzentrationen (Abbildung 160). Aktuell werden hier Werte im Bereich von 15 mg/l ermittelt, was in etwa einer Halbierung im Untersuchungszeitraum entspricht. Im Gegensatz zu Eger (ca. 5 mg/l) und Röslau (ca. 10 mg/l) ist die Belastung aber noch deutlich.

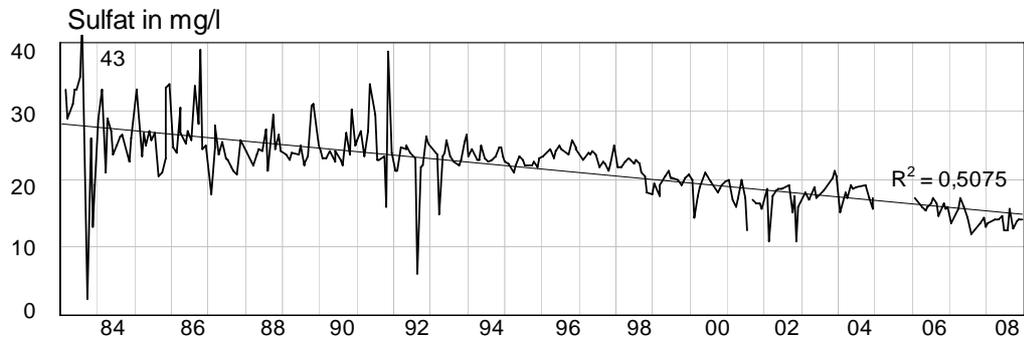


Abbildung 160: Zinnbach: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Der Eintrag von Nitrat (Abbildung 161) und Aluminium (Abbildung 162) ist ebenfalls erheblich zurückgegangen.

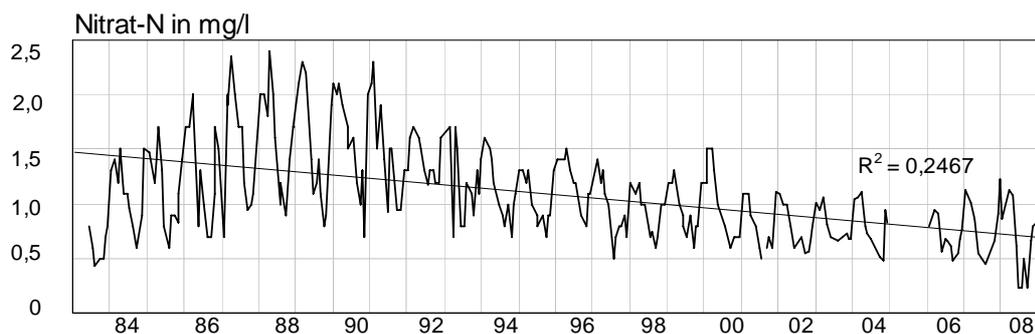


Abbildung 161: Zinnbach: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

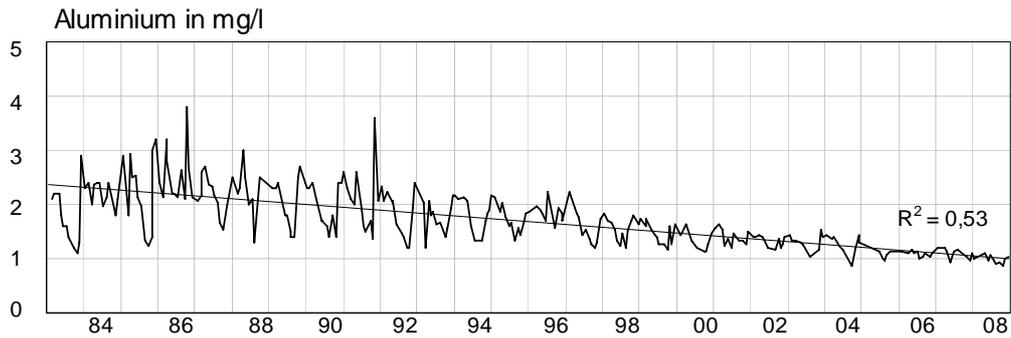


Abbildung 162: Zinnbach: Al-Konzentrationen (mg/l)

5.6.11.2 Makrozoobenthos

Für den Zinnbach wurden keine aktuellen Untersuchungen in den Jahren 2007/2008 durchgeführt, da auch die Überwachung dieser Messstelle auf einen 3-jährigen Beprobungsrhythmus umgestellt wurde.

Das Makrozoobenthos des Zinnbachs wurde im Zeitraum zwischen 1989 und 2006 jährlich untersucht. Aus der Zusammensetzung der nachgewiesenen Zönosen lassen sich keine deutlichen positiven Entwicklungen ableiten. Einzig die Artanzahl je Probe steigt über den Zeitverlauf geringfügig an (Abbildung 163). Allerdings ist die Faunenzusammensetzung mit 6 bis 10 Taxa durchgängig als stark verarmt zu bezeichnen.

Die Indexverfahren nach BRAUKMANN & BISS (2004) und HENDRIKSON & MEDIN (1986) ergeben übereinstimmend für die meisten Zeitpunkte die jeweils schlechteste Ausprägung und zeigen auch keinen positiven Trend auf (Abbildung 165 und Abbildung 166). Über den gesamten Beobachtungszeitraum dominieren sehr säureresistente Organismen (VZ 5) mit mehr als 80 %, säuresensible Formen fallen vollständig aus (Abbildung 164).

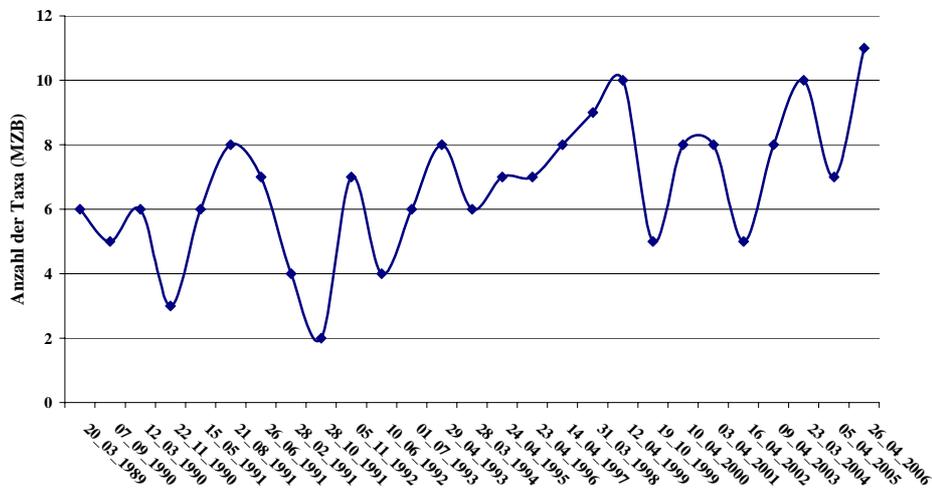


Abbildung 163: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.

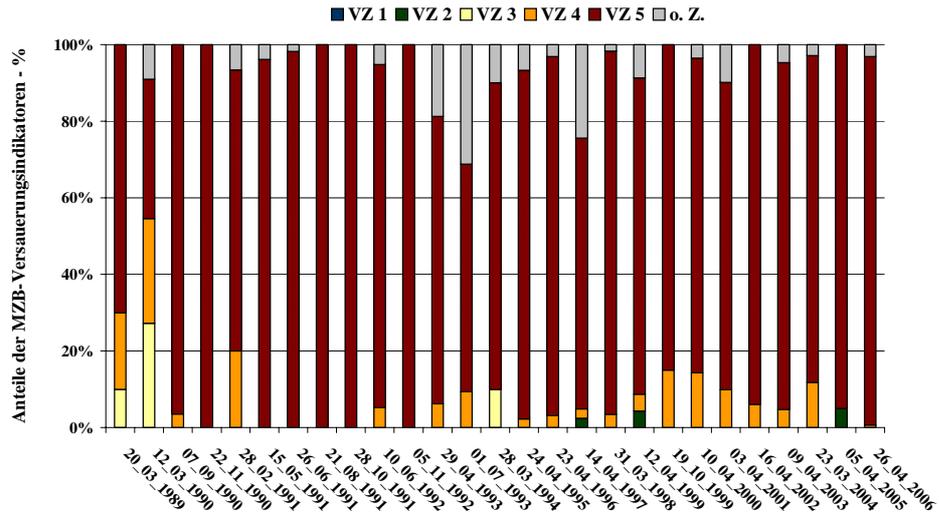


Abbildung 164: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.

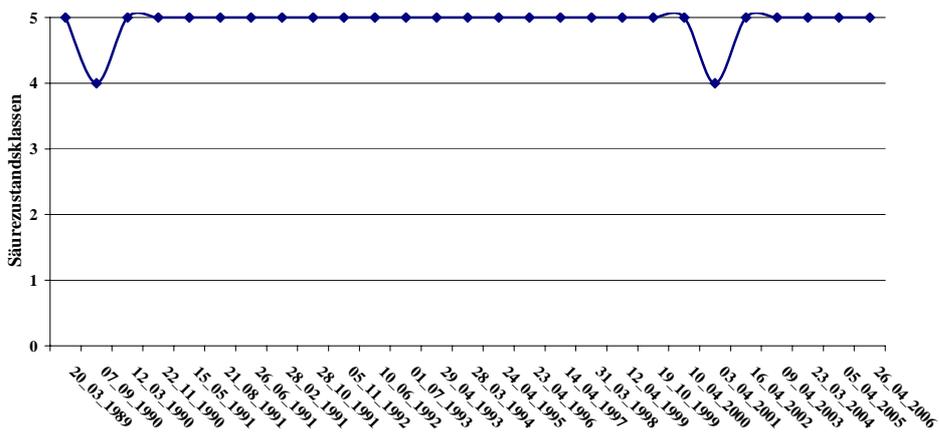


Abbildung 165: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.

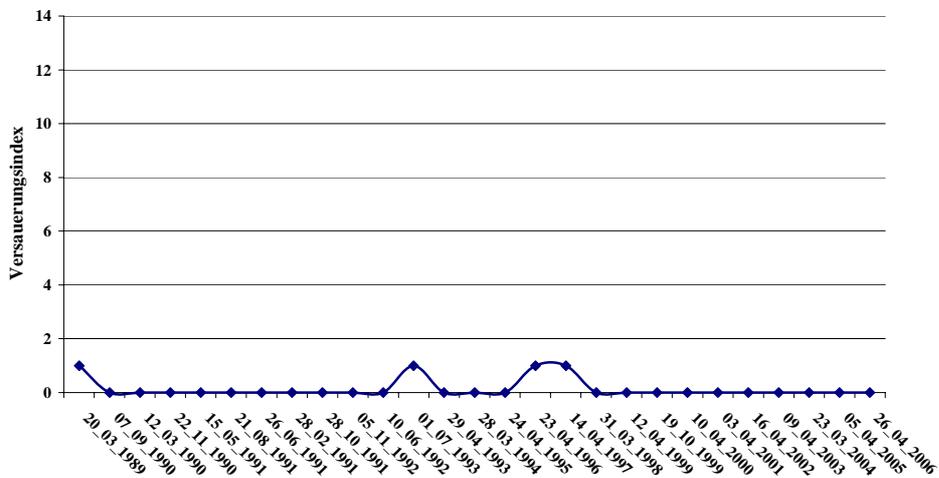


Abbildung 166: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.

5.6.11.3 Diatomeen

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

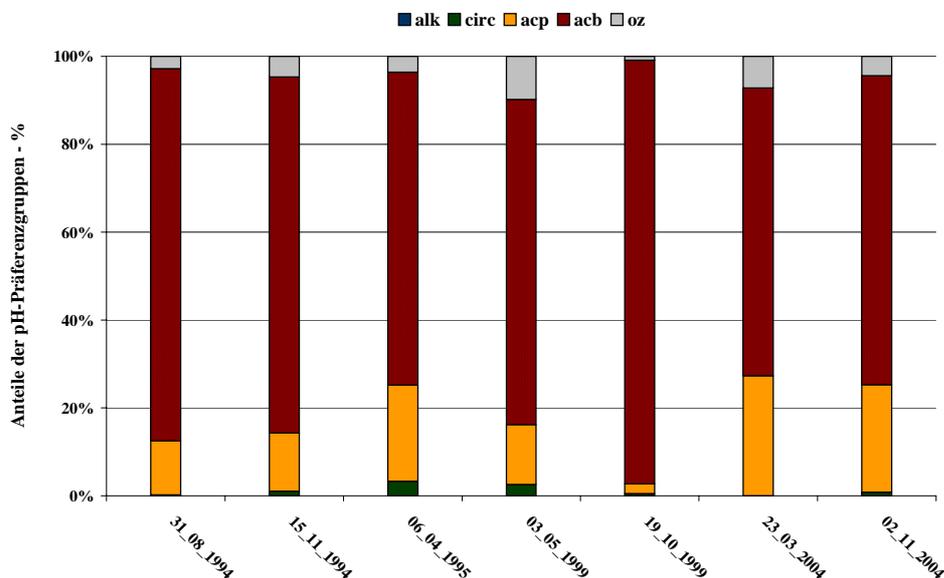


Abbildung 167: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Zinnbach.

Tabelle 26: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Zinnbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.

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

5.6.11.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken für die Probestellen im Fichtelgebirge wird die Depositionsmessstelle Lehstenbach (Abbildung 168) herangezogen. Für diese Stelle liegen Freiland- und Bestandsmessungen vor. Die Daten reichen von 1988 bis einschließlich 2008. Die Sulfat- und Nitratdepositionen im Bestand gehen sehr stark zurück, im Freiland ist der Rückgang weit weniger deutlich. Im Bestand liegen die Sulfatwerte seit 2000 unverändert im Bereich von 15 mg/l. Die Ammoniumdepositionen zeigen keinen einheitlichen Trend. Der Rückgang der Sulfatdeposition ist in den Gewässern nachvollziehbar ebenso wie die Reduzierung des Nitratreintrags.

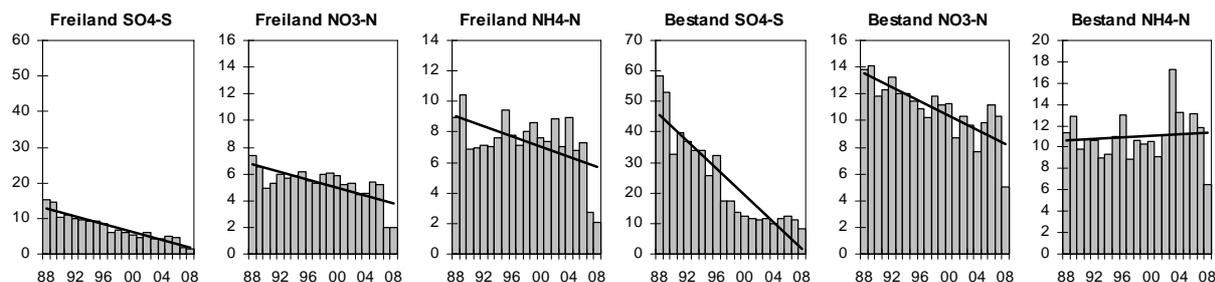


Abbildung 168: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lehstenbach (kg/ha a)

5.6.11.5 Fischuntersuchungen im Fichtelgebirge

Im 20-Jahre-Vergleich sind in der Röslau keine Veränderung in den Fischbeständen erkennbar, während der Zinnbach eine leichte Verbesserung und die Eger eine deutliche Verbesserung der Fischbestände erfahren haben (KOLBINGER et al. 2005). Allerdings tritt bisher in keinem dieser Gewässer das natürliche Fisch-Artenspektrum auf.

5.6.11.6 Zusammenfassung

Die deutliche Reduzierung der Sulfatdeposition wirkt sich auf alle drei Gewässer des Fichtelgebirges positiv aus, zumindest was die chemischen Parameter betrifft. Ein signifikanter Trend ist allerdings nicht erkennbar. Aussagen zur Entwicklung der Biozönose in den letzten Jahren sind aufgrund fehlender Daten nicht möglich.

5.7 Erzgebirge

5.7.1 Wolfsbach im Vogtland

5.7.1.1 Chemie

Der Wolfsbach ist kein typischer Vertreter eines versauerten Gewässers. Seit 1992 liegen kontinuierlich Messungen vor, die trotz der hohen Sulfat- und Nitratwerte den Zustand „nicht sauer“ anzeigen. Sein pH-Wert (Abbildung 169) sinkt nie unter 6 ab. Die gute Pufferung dürfte ihre Ursache zum einen in der geogen bedingt hohen Calciumkonzentration haben, zum anderen in der anthropogenen Beeinflussung durch Landwirtschaft und einen kleinen Fischteich.

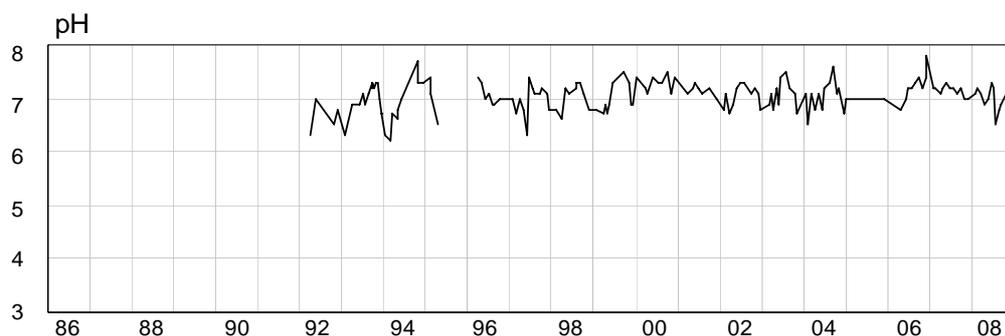


Abbildung 169: Wolfsbach: pH-Werte

Die Sulfatkonzentrationen (Abbildung 170) weisen einen stetigen Rückgang auf einem relativ hohen Niveau auf. 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 nach extrem trockenen Sommermonaten im Herbst erhöhte Abflüsse zum verstärkten Eintrag von Stoffen in die Gewässer führten.

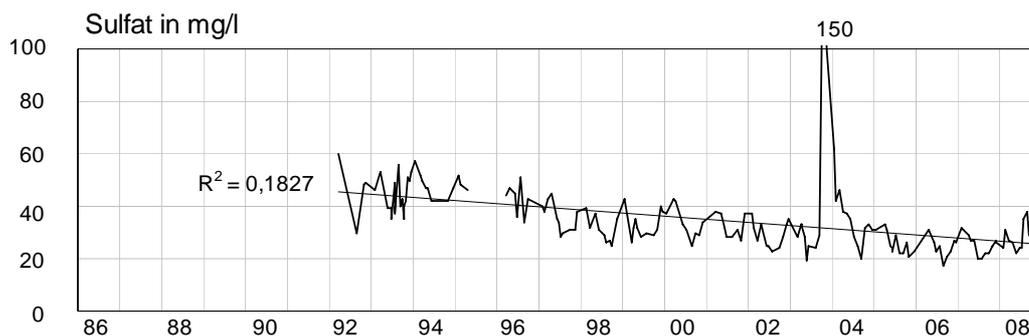


Abbildung 170: Wolfsbach: SO_4 -Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte (Abbildung 171) sinken in der Untersuchungsperiode deutlich.

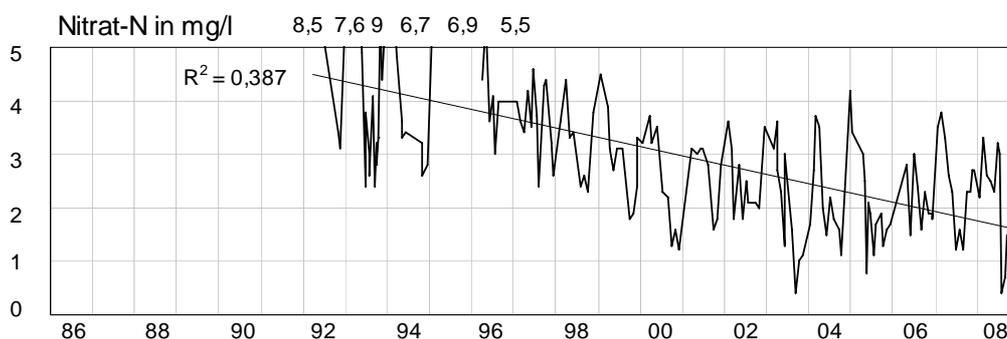


Abbildung 171: Wolfsbach: NO_3 -N-Konzentrationen (mg/l)

5.7.1.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos des Wolfsbachs wurde von 1992 bis 2008 mit Unterbrechungen in den Jahren 1994 und 1996 einmal jährlich untersucht.

Die aktuellen Untersuchungen weisen eine divers ausgeprägte Zoozönose auf. Nach BRAUKMANN & BISS (2004) wird das Gewässer als kontinuierlich neutral eingestuft (Abbildung 175). Dennoch nehmen die Individuendichten säureempfindlicher Arten gegenüber den Vorjahren einen geringeren Anteil ein (Abbildung 174). Der Hendrikson-Index liegt bei einem Wert von 7 (Abbildung 176).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum lassen sich nur wenige versauerungsbedingte Schädigungen des Makrozoobenthos nachweisen. Diese Einschätzung wird auch durch die Berücksichtigung chemisch-physikalischer Parameter bestätigt. Im Berichtszeitraum 2003/04 wird der Wolfsbach als nicht sauer charakterisiert (SCHAUMBURG et. al 2006).

Lediglich zu Beginn der Untersuchungen in den Jahren 1992 und 1993 zeigte sich das Makrozoobenthos als stark artenarm (Abbildung 172). Die vergleichsweise hohen Taxazahlen zwischen 1995 und 1997 lassen sich nicht ohne weiteres erklären. Vermutlich spielen hier methodische Effekte eine Rolle. Nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) war der Wolfsbach 1992 einmalig als kritisch sauer zu bewerten, während in den Folgejahren lediglich schwach saure Zustände oder aber neutrale Bedingungen indiziert wurden. Für den Berichtszeitraum 2007/08 wird durchgängig die Säurezustandsklasse „1“ angezeigt.

Anhand der Versauerungsindikatoren zeigt sich ein Maximum säureempfindlicher Arten (VZ 1) in den Jahren 2003 und 2004. Zusammen mit den Anteilen mäßig säureempfindlicher Arten werden hier mehr als 60 % aller Individuen erreicht. Für die übrigen Kenngrößen sind keine eindeutigen Trends zu erkennen. Eintagsfliegen werden regelmäßig mit bis zu 7 Arten in den Proben nachgewiesen (Abbildung 173).

Aus den Makrozoobenthosuntersuchungen ist für den Wolfsbach derzeit keine deutliche Beeinträchtigung durch die Gewässerversauerung abzuleiten.

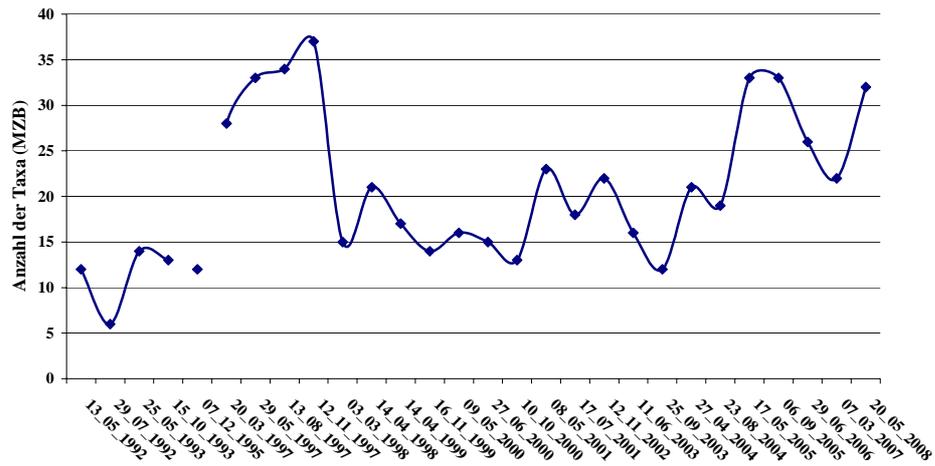


Abbildung 172: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.

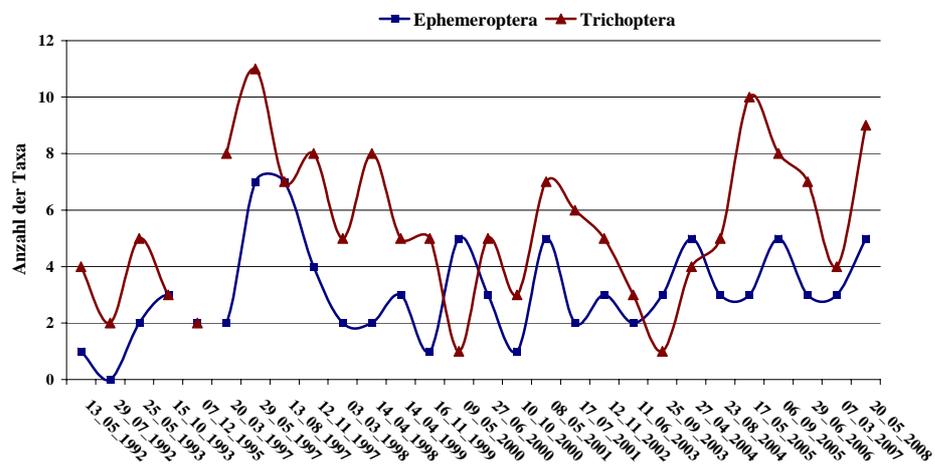


Abbildung 173: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.

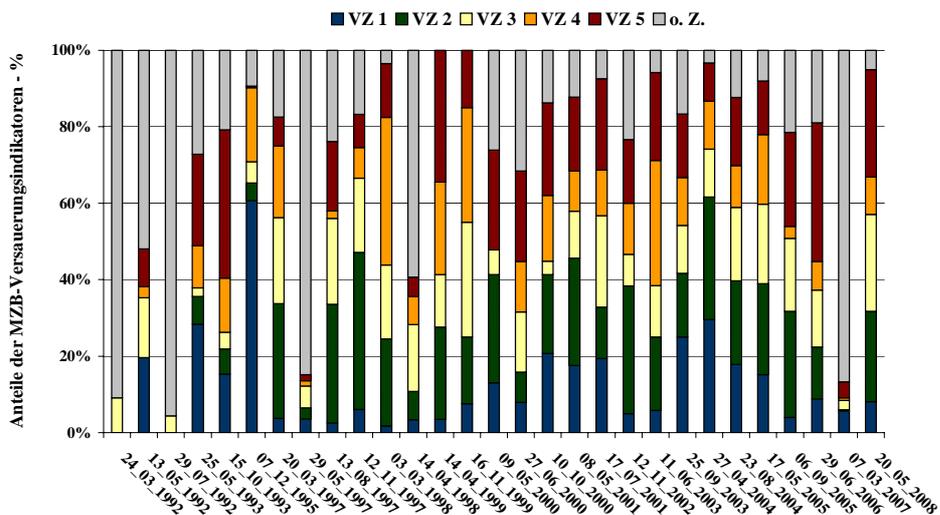


Abbildung 174: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.

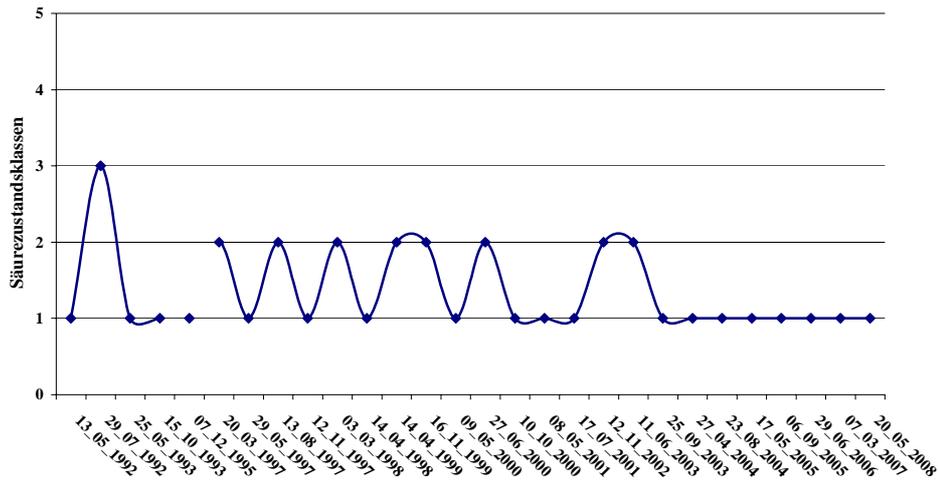


Abbildung 175: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.

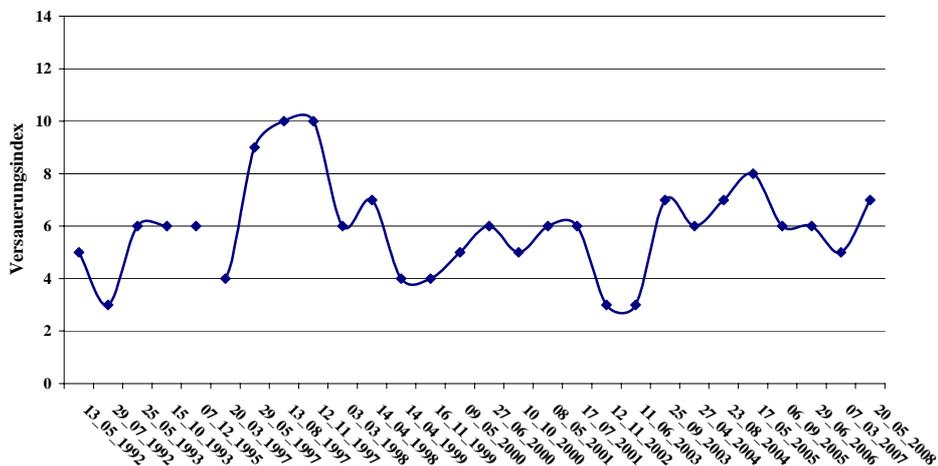


Abbildung 176: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.

5.7.1.3 Diatomeen

Für den Wolfsbach liegen nur zwei Diatomeenproben aus dem Frühjahr und dem Herbst des Jahres 2008 vor. Die Gesellschaften sind mit 33 bzw. 56 Taxa mäßig artenreich bzw. artenreich ausgeprägt. Neben der Dominanz der circumneutralen *Achnanthes minutissima* fallen insbesondere relativ hohe Anteile eutraperther Arten auf. Bezüglich der Versauerungssituation ist der Wolfsbach als stark versauerungsgefährdet zu beschreiben. Die stetig vorhandenen geringen Anteile säuretoleranter Formen lassen auf geringfügig vorhandene huminsaure Einflüsse aus dem Einzugsgebiet schließen. Eine Ableitung von Trendaussagen ist auf der Basis der lediglich einjährigen Untersuchungen nicht möglich.

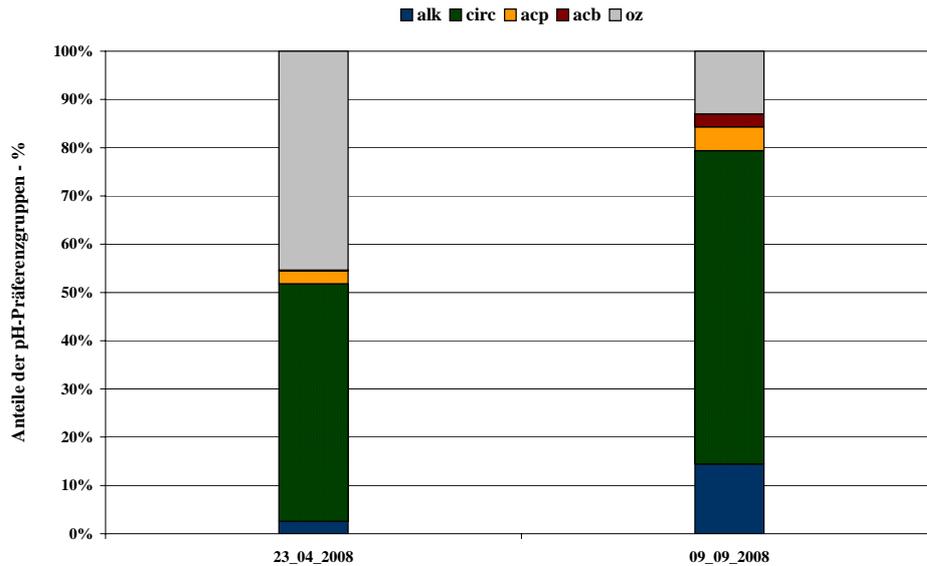


Abbildung 177: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Wolfsbach.

Tabelle 27: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Wolfsbach für 2008.

	2008	
	April	Sep
Wolfsbach	1b	1b

5.7.2 Große Pyra im westlichen Erzgebirge

5.7.2.1 Chemie

An der Großen Pyra liegen seit 1992 kontinuierliche Datenreihen vor. Davor wurden vereinzelte Messungen (1981/1982 und 1985) durchgeführt. Die große Pyra ist im Gegensatz zum Wolfsbach als deutlich versauertes Gewässer anzusehen. Die pH-Werte (Abbildung 178) liegen nach wie vor ganzjährig unter 5, bis 2004 lagen die Minima im Bereich von 4. Seither ist eine leichte Erholung erkennbar. Dies wird auch durch die Säureneutralisierungskapazität ANC (Abbildung 179) dokumentiert.

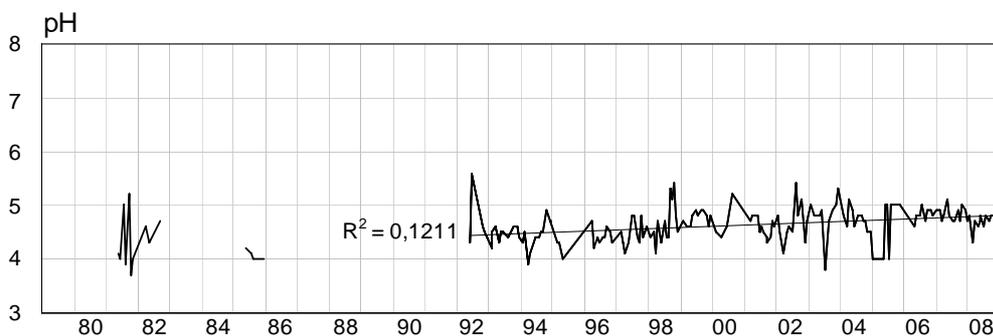


Abbildung 178: Große Pyra: pH-Werte

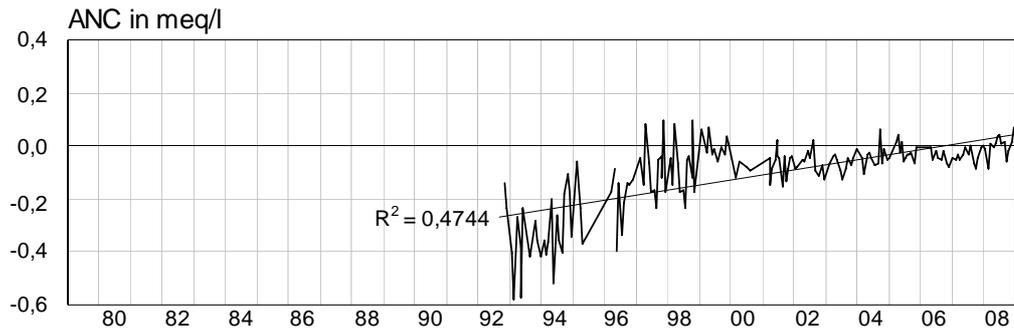


Abbildung 179: Große Pyra: ANC (meq/l)

Die Sulfatbelastung der Großen Pyra hat sich seit den 1990er Jahren deutlich reduziert. Aktuell pendeln sich die Werte im Bereich von 15 mg/l ein (Abbildung 180). Ähnliches gilt für die Entwicklung der Nitratbelastung (Abbildung 181). Die liegt seit der Jahrtausendwende im Bereich von 1 mg/l und dürfte damit für die Versauerung nicht mehr die entscheidende Rolle spielen.

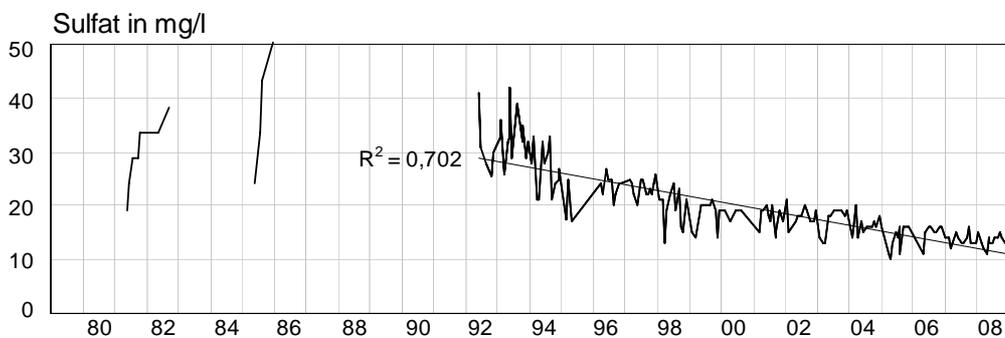


Abbildung 180: Große Pyra: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

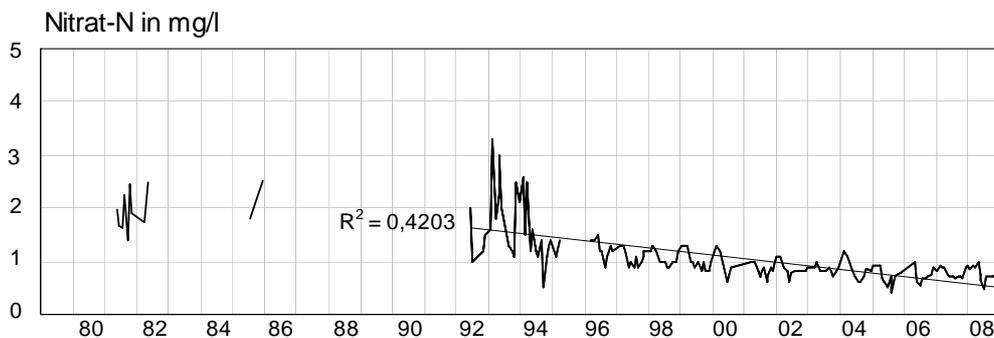


Abbildung 181: Große Pyra: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Deutlich ist auch der Rückgang der Aluminiumbelastung (Abbildung 182) im Gewässer, was auf eine allmähliche Entspannung der Situation hinweisen könnte.

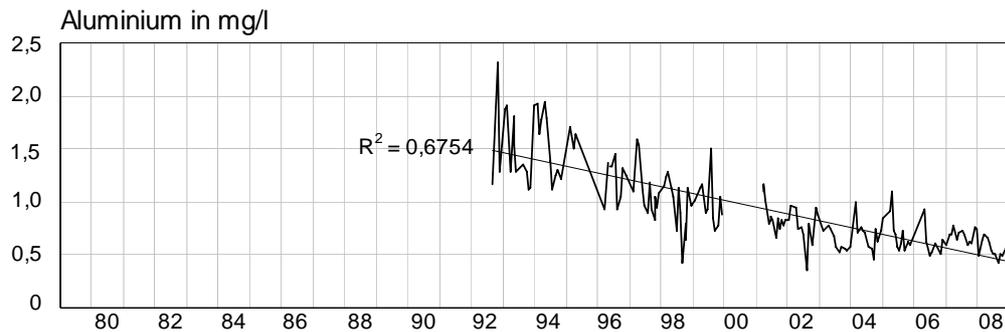


Abbildung 182: Große Pyra: Al-Konzentrationen (mg/l)

5.7.2.2 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos der Großen Pyra wurde von 1992 bis 2008 mindestens einmal jährlich untersucht.

Die dabei nachgewiesenen Zoozönosen sind als mäßig artenarm zu bezeichnen. Für den Berichtszeitraum wurden nach dem Verfahren von BRAUKMANN & BISS (2004) in erster Linie die Säurezustandsklassen 3 und einmalig im November 2007 die Säurezustandsklasse 4 indiziert (Abbildung 186) und erhebliche Schädigungen der Lebensgemeinschaften nachgewiesen. Die Artenzahlen entwickelten sich in den letzten Untersuchungsjahren positiv (Abbildung 183). Im September 2008 wurde einmalig *Baetis vernus* als mäßig säuretolerante Art erfasst. Daneben konnten im Berichtszeitraum keine Ephemeroptera nachgewiesen werden (Abbildung 184). Es ist eine schwache positive Entwicklung aus den Daten abzuleiten. Dies wird an dem sporadischen Auftreten von Eintagsfliegen in den Proben seit dem Jahr 2003 deutlich. Daneben fehlen säuresensible Faunenelemente über den gesamten Beobachtungszeitraum jedoch nahezu vollständig. Der Hendrikson-Index weist seit 2005 wieder einen Wert auf, der größer als Null ist und liegt aktuell bei 3 (Abbildung 187).

Allgemein wird die Zoozönose von sehr säureresistenten (VZ 5) und säureresistenten (VZ 4) Organismen dominiert (Abbildung 185).

Zusammengefasst ist aus den Daten für die Große Pyra ein schwacher Trend zur Verringerung der Säurebelastung abzuleiten.

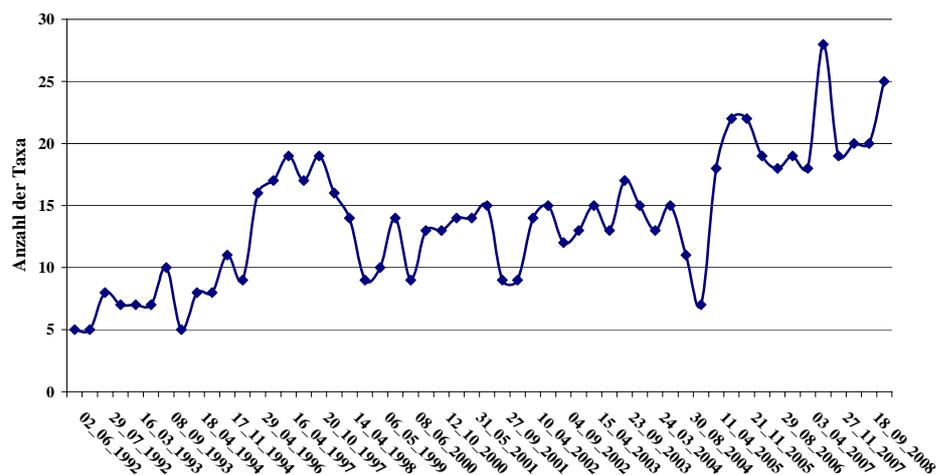


Abbildung 183: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.

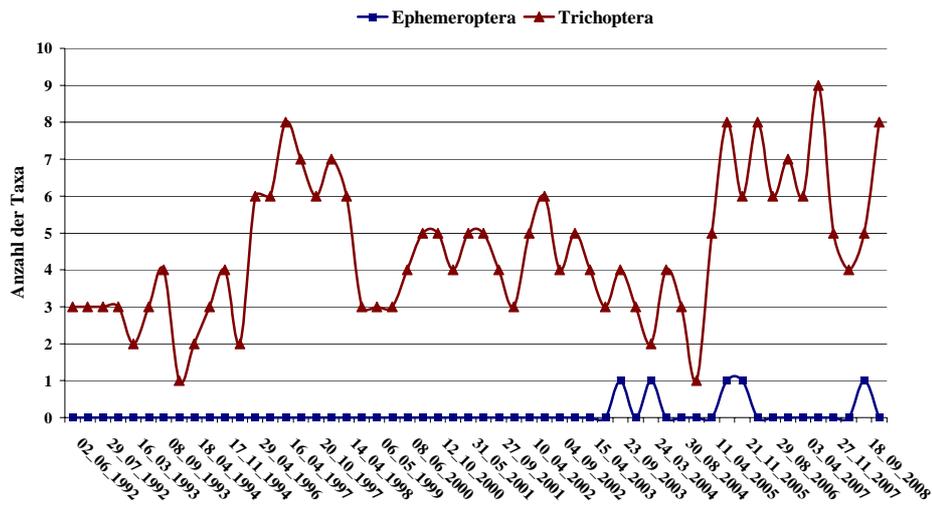


Abbildung 184: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.

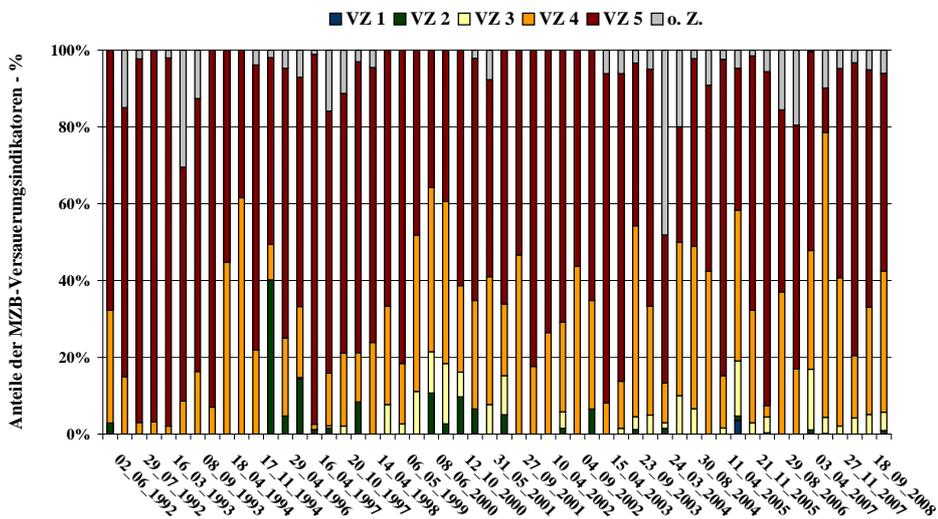


Abbildung 185: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.

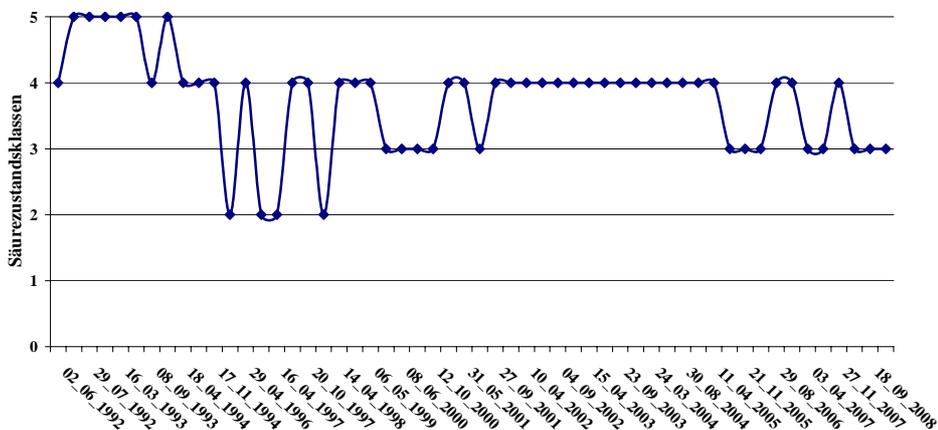


Abbildung 186: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.

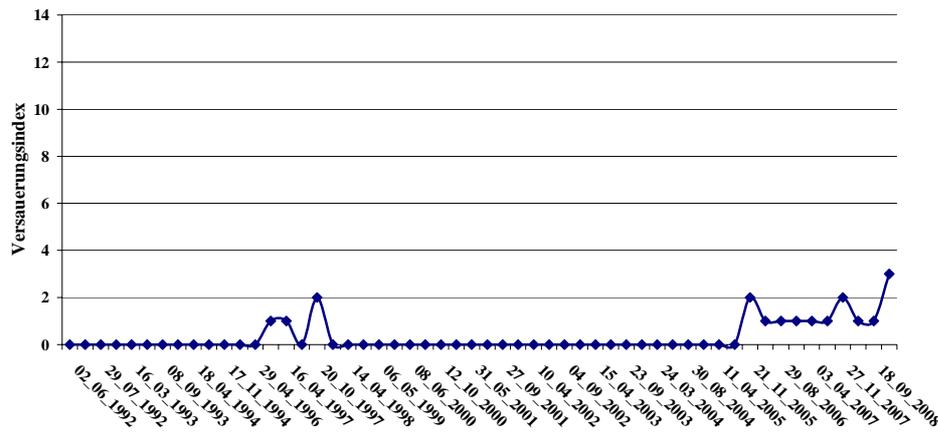


Abbildung 187: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.

5.7.2.3 Diatomeen

Daten zur Diatomeenflora der Großen Pyra liegen aus den Jahren 2005 bis 2008 vor. Die Gesellschaften wurden durch säuretolerante Taxa beziehungsweise durch Taxa ohne Zuordnung zu einer pH-Präferenzgruppe dominiert (Abbildung 188). Unter letzteren ist *Achnanthes helvetica* besonders dominant. Sie erreicht in den Proben des Jahres 2008 eine maximale Häufigkeit von mehr als 50 %. Die Art ist jedoch allgemein als ein ausgezeichneter Indikator für oligotrophe, circumneutrale bis schwach saure Bedingungen zu charakterisieren und tritt über den Beobachtungszeitraum deutlich häufiger auf. Nach dem Verfahren nach CORING (1999) war das Gewässer 2005 als kritisch sauer zu bezeichnen, während im Frühjahr 2006 eine Verbesserung zu periodisch kritisch sauren Bedingungen zu verzeichnen war. Diese Tendenz setzt sich auch in den Proben des Jahres 2008 fort. Hier ist aus der Herbstprobe die Zustandsklasse „2“, schwach sauer, abzuleiten. Weiterhin wurden in allen Proben Hinweise auf huminsaurer Einflüsse aus dem Einzugsgebiet nachgewiesen (Tabelle 28).

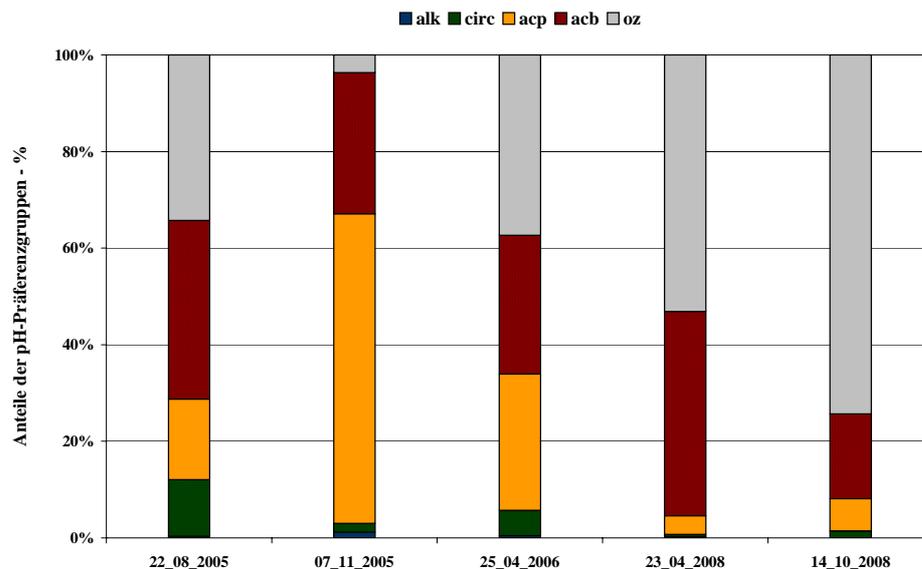


Abbildung 188: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Großen Pyra.

Die Einschätzung des Säurezustandes auf der Basis der Diatomeen stimmt weitgehend mit den Ergebnissen der Makrozoobenthosuntersuchungen überein.

Tabelle 28: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Pyra an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	2005		2006	2008	
	Aug	Nov	April/Mai	April	Okt
Große Pyra	4*h	4*h	3*h	3*h	2*h

5.7.3 Talsperre Sosa im westlichen Erzgebirge

5.7.3.1 Chemie

Die Talsperre Sosa liegt im Naturpark Erzgebirge / Vogtland, etwa 10 km nördlich Johanngeorgenstadt. Als Trinkwasserspeicher wird die Talsperre Sosa schon sehr lange und auch regelmäßig untersucht. Teilweise reichen die Messungen bis 1954 zurück. Die Talsperre Sosa ist mit aktuellen Gesamtphosphorgehalten um 30 mg/l als mesotroph zu bezeichnen. In den Sommermonaten treten Sauerstoffdefizite mit Werten um 2,5 mg/l im Tiefenwasser auf.

Während es in den 1970er und 1980er Jahren noch starke Schwankungen beim pH-Wert mit Minima unter 4 gab (Abbildung 189), liegen die Messwerte seit Ende der 1990er Jahre ganzjährig über 5. Ab etwa Mitte 1994 werden zusätzlich Messungen aus verschiedenen Tiefenstufen dargestellt. Anhand der pH-Werte ist die Talsperre Sosa zwar immer noch als ständig stark sauer einzu-stufen mit Tendenz zur Verbesserung in Richtung periodisch deutlich sauer.

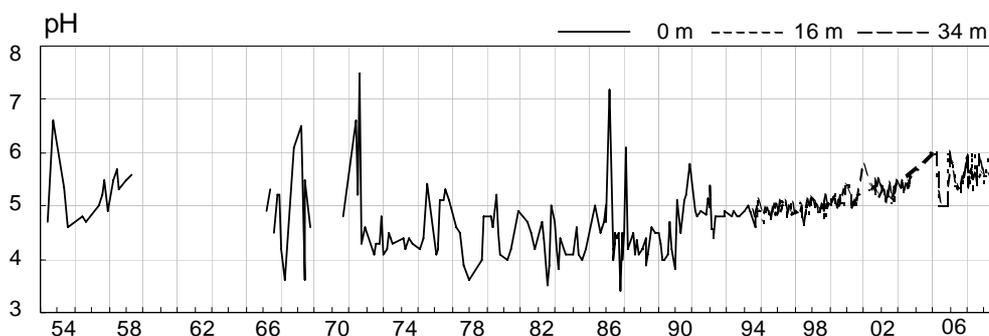


Abbildung 189: Talsperre Sosa: pH-Werte

Bis Anfang der 1990er Jahre waren die Sulfat- (Abbildung 190) und Nitrateinträge (Abbildung 191) teilweise sehr hoch. Seither ist allerdings eine deutliche Verminderung der Konzentrationen erkennbar. Aktuell liegen die Sulfatwerte im Bereich von 15 mg/l, die Nitratwerte bei 0,5 mg/l.

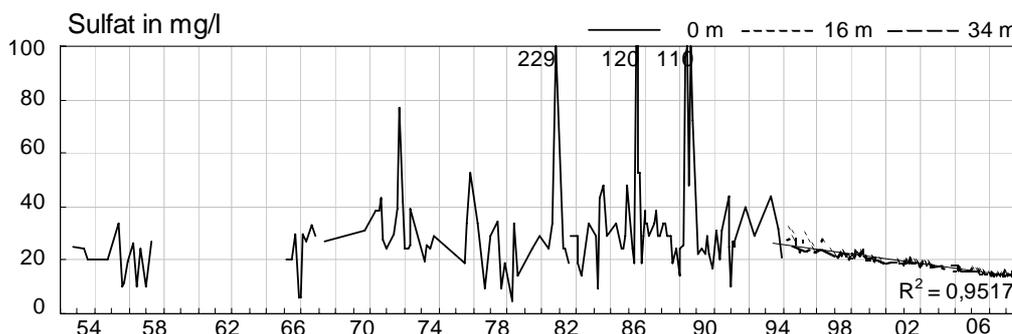


Abbildung 190: Talsperre Sosa: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

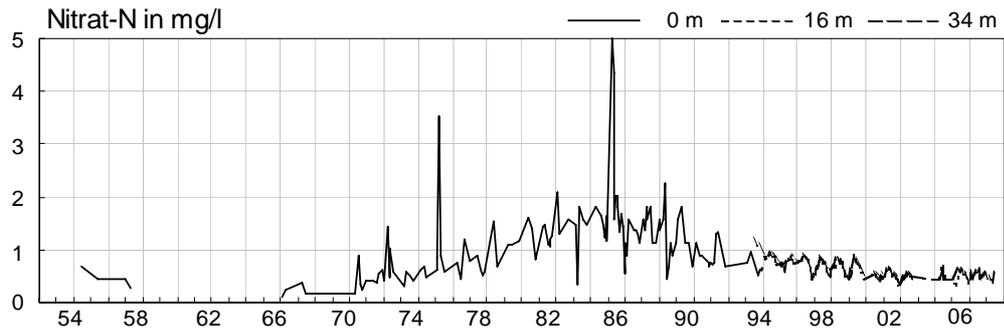


Abbildung 191: Talsperre Sosa: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

Die Verringerung der Stickstoffeinträge wird auch an den Ammoniumwerten (Abbildung 192) deutlich. Diese liegen aktuell im Bereich von 0,2 – 0,3 mg/l für alle Tiefenstufen.

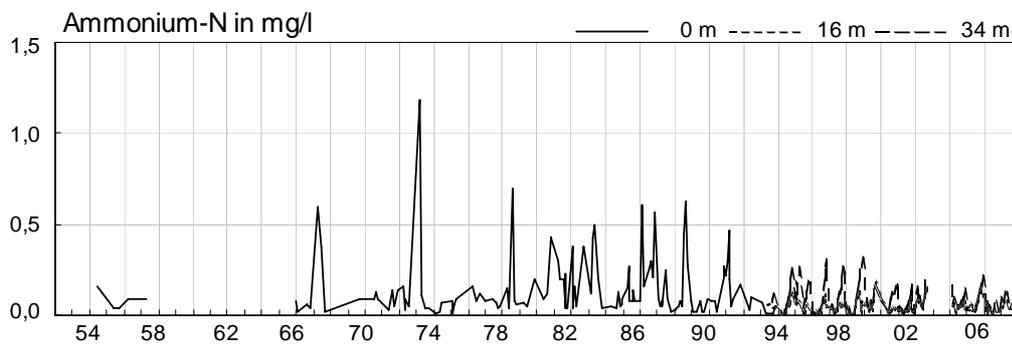


Abbildung 192: Talsperre Sosa: NH₄-N-Konzentrationen (mg/l)

5.7.3.2 Vergleich mit Depositionsdaten

Für Vergleiche von Depositionsraten mit der Gewässerchemie wird für das westliche Erzgebirge die Depositionsmessstelle Plauen (Abbildung 193) verwendet. Die Daten reichen von 1989 bis einschließlich 2008, wobei nur Freilandmessungen vorliegen.

Die Sulfatwerte lagen Ende der 1980er Jahre noch im Bereich von 15 mg/l, gingen dann deutlich zurück und liegen seit Ende der 1990er Jahre um 4 mg/l. Für Nitrat und Ammonium lässt sich kein Trend feststellen. Die Depositionsraten bewegen sich im Bereich von 2 – 4 mg/l für Nitrat und 2 – 6 mg/l für Ammonium.

Die Sulfatbelastung der Talsperre war Ende der 1980er Jahre noch deutlich erkennbar und nahm dann in den Folgejahren ab. Dies lässt sich anhand der Depositionswerte gut nachvollziehen. Nitrat- und Ammoniumwerte lassen hingegen keine Korrelationen erkennen.

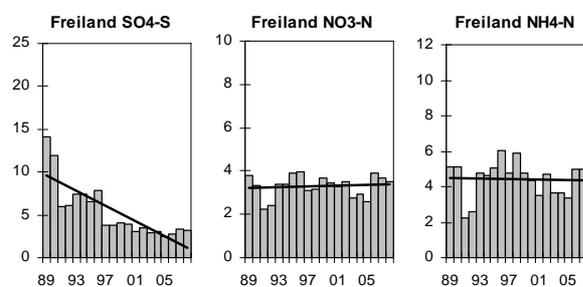


Abbildung 193: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Plauen (kg/ha a)

Der Wolfsbach ist aufgrund chemischer und biologischer Untersuchung nicht mehr als versauertes Gewässer zu betrachten. Die Große Pyra ebenso wie die Talsperre Sosa sind hingegen nach wie vor stark versauerte Gewässer. Hier kann allenfalls von einer leichten Erholung gesprochen werden.

5.7.4 Rote Pockau im mittleren Erzgebirge

5.7.4.1 Chemie

Die Rote Pockau wird seit 1992 kontinuierlich untersucht. Lagen die pH-Werte (Abbildung 194) Anfang der 1990er Jahre teilweise noch deutlich unter 5, so ist ab 1997 eine deutliche Verbesserung ersichtlich. Die im Jahr 1994 auftretenden pH-Spitzen über 6 sind auf Waldkalkungsmaßnahmen zurückzuführen. Zu Beginn der Untersuchungen war die Rote Pockau als ständig stark sauer einzustufen, mittlerweile kann sie als periodisch (kritisch) sauer bezeichnet werden.

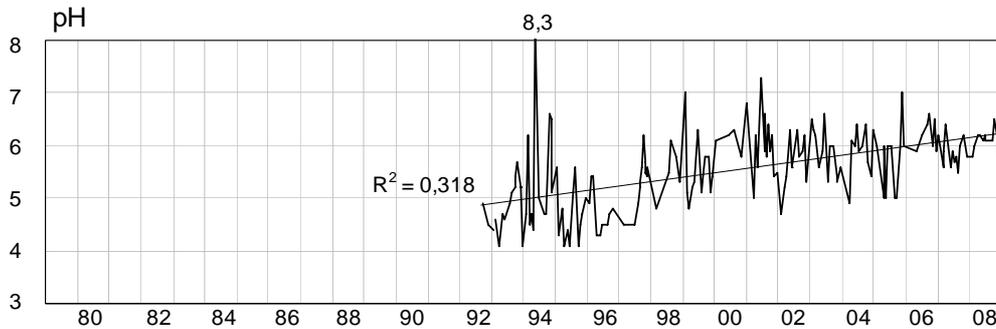


Abbildung 194: Rote Pockau: pH-Werte

Die Verbesserung der pH - Situation geht einher mit einer deutlichen Reduzierung der Sulfat-, Nitrat- und Aluminiumbelastung (Abbildung 195 bis Abbildung 197).

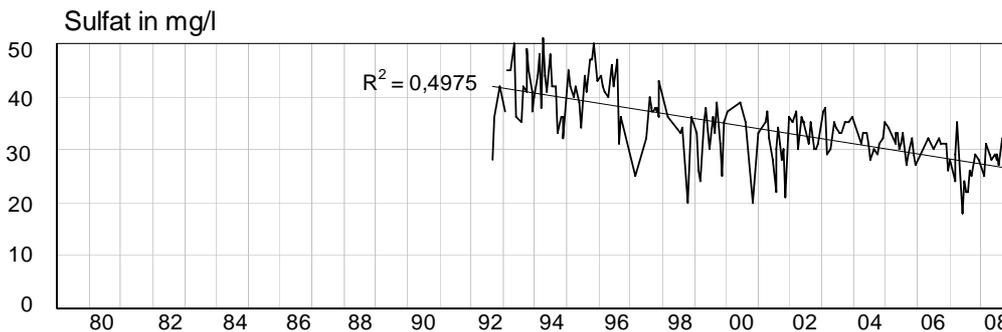


Abbildung 195: Rote Pockau: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

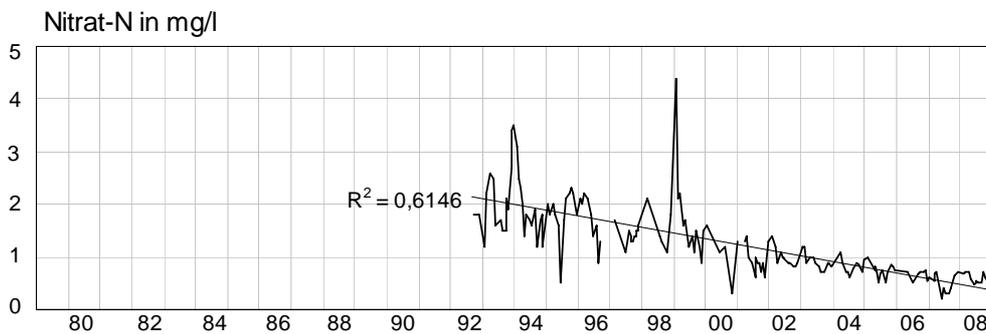


Abbildung 196: Rote Pockau: NO₃-N-Konzentrationen (mg/l)

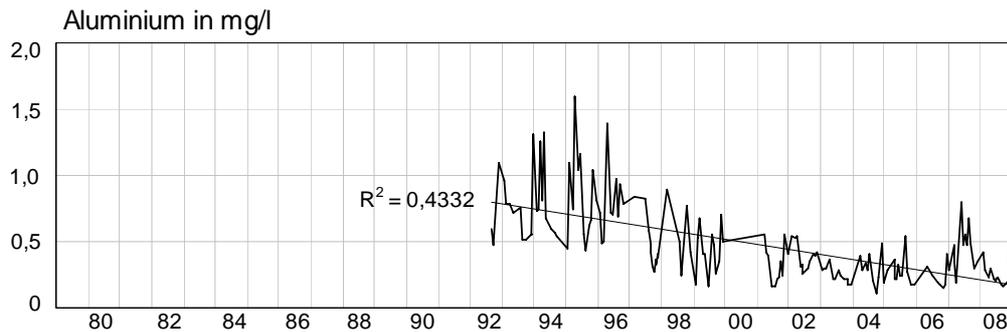


Abbildung 197: Rote Pockau: Al-Konzentrationen (mg/l)

5.7.4.2 Makrozoobenthos

Die Rote Pockau wurde von 1992 bis 2008 meist mehrmals pro Jahr untersucht.

Die im Rahmen der Untersuchungen nachgewiesenen Zoonosen waren überwiegend artenarm. Seit 2000 ist ein kontinuierlicher Anstieg der Artenzahlen je Probe zu erkennen, der sich in den aktuellen Untersuchungen jedoch nicht fortsetzt (Abbildung 198). Vielmehr ist in allen Kenngrößen in den letzten beiden Jahren eine Verschlechterung erkennbar. So konnte im Berichtszeitraum pro Untersuchung nur eine Ephemeroptera - Art nachgewiesen werden (Abbildung 199).

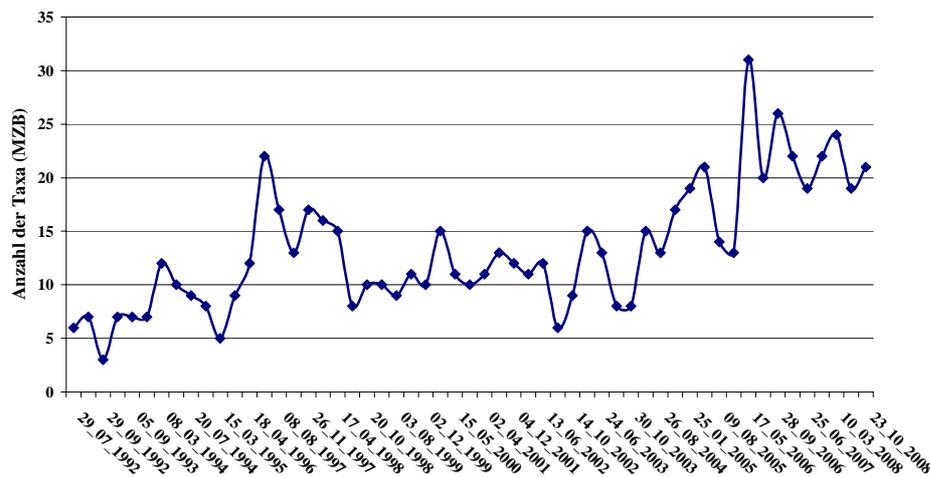


Abbildung 198: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.

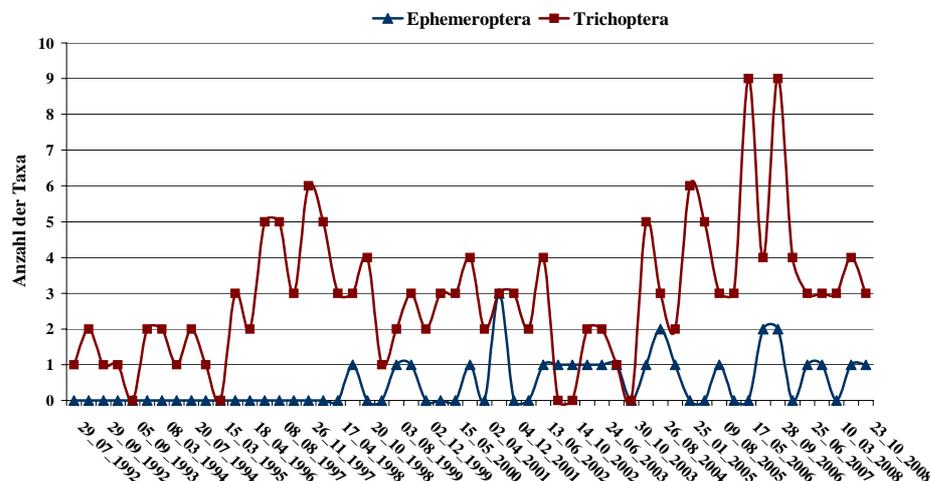


Abbildung 199: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.

Allgemein wurden die Zoozönosen bis 1998 von sehr säureresistenten (VZ 5) und einem deutlich geringeren Anteil an säureresistenten (VZ 4) Taxa dominiert. Säuretolerante Taxa (VZ 3) treten erst seit 1998 regelmäßig in hohen Anteilen zwischen 40 % und 80 % auf. Seit 2005 wurden zudem auch mehrmals Arten mit mäßiger Säureempfindlichkeit (VZ 2) registriert, wengleich diese nur in geringer Häufigkeit auftraten und in den Jahren 2007 und 2008 stark zurücktreten (Abbildung 200).

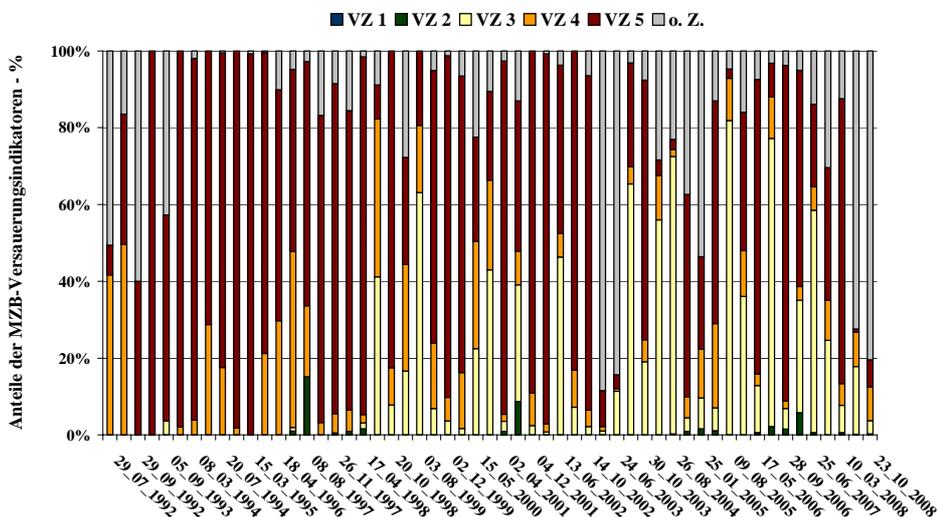


Abbildung 200: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.

Diese Entwicklung lässt sich für den Hendrikson-Index (Abbildung 202) und die indizierten Säurezustandsklassen (Abbildung 201) in gleicher Weise nachvollziehen. Nachdem diese Kenngröße 2006 und 2007 vereinzelt der Säurezustandsklasse 2 zugeordnet wird, fällt sie für die aktuellen Untersuchungen in die Klasse 3, „periodisch kritisch sauer“ zurück.

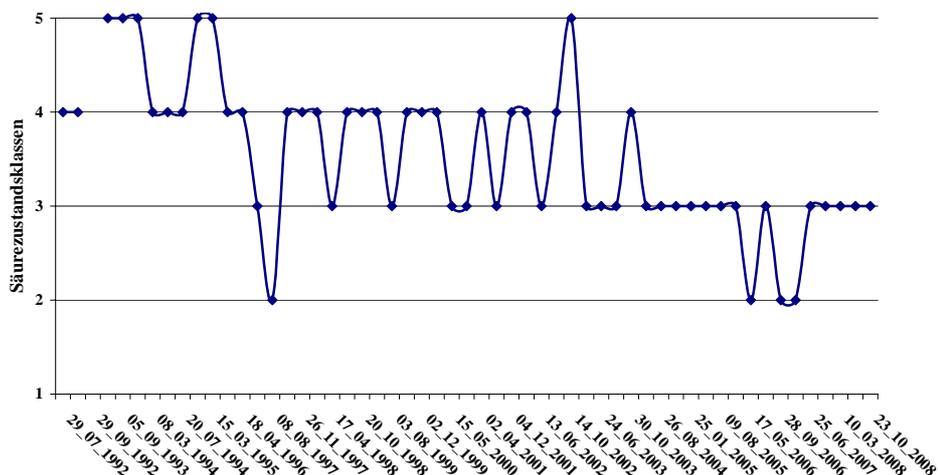


Abbildung 201: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.

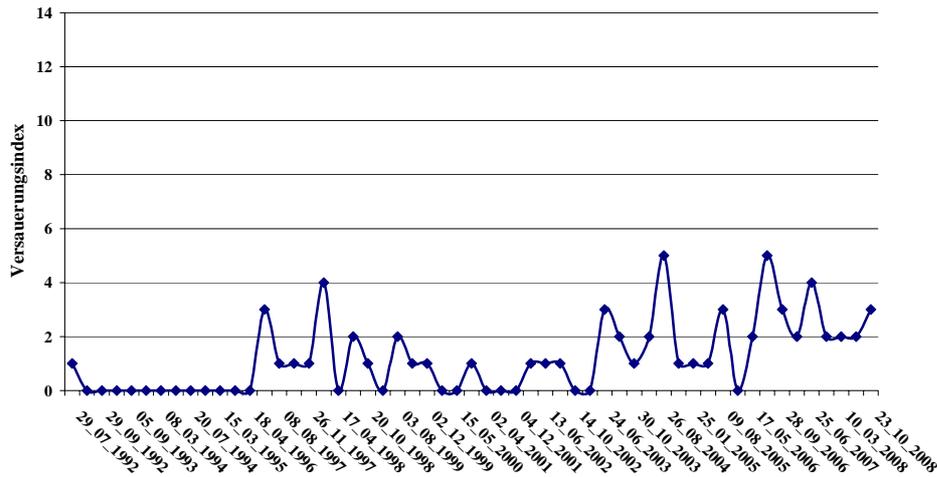


Abbildung 202: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.

Das Gewässer ist noch deutlich durch die Gewässerversauerung beeinträchtigt. Seit 2007 könnte sogar wieder eine Verschlechterung der Versauerungssituation eingetreten sein. Dies muss durch künftige Untersuchungen verifiziert werden.

5.7.4.3 Diatomeen

Aus der Roten Pockau liegt lediglich das Untersuchungsergebnis aus der Analyse einer einzelnen Diatomeenprobe aus dem Oktober 2005 sowie zweier Proben aus dem April und dem September 2008 vor.

Die Kieselalgenassoziationen des Jahres 2008 werden durch acidobionte und acidophile Diatomeen dominiert. Daneben treten circumneutrale Formen mit etwa 20% auf, während alkaliphile Taxa von untergeordneter Bedeutung sind. Analog zu den Ergebnissen des Makrozoobenthos sind aus den Diatomeenuntersuchungen kritisch saure Bedingungen abzuleiten (Tabelle 29). Weiterhin indizieren die Ergebnisse des Untersuchungsjahres 2008 das Vorhandensein huminsaurer Einflüsse im Einzugsgebiet.

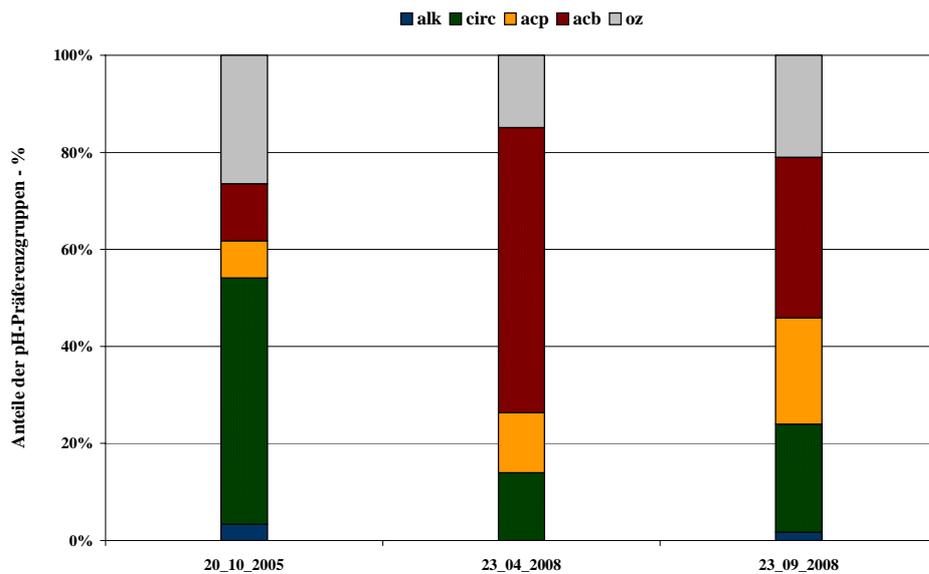


Abbildung 203: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Roten Pockau.

Tabelle 29: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Roten Pockau an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	2005 Nov	April	2008 Okt
Rote Pockau	3	3 ^h	3 ^h

5.7.5 Talsperre Neunzehnhain im mittleren Erzgebirge

5.7.5.1 Chemie

Die Talsperre Neunzehnhain liegt etwa 15 km südöstlich von Zschopau in einem Waldgebiet. Mit Gesamtphosphorgehalten im Bereich von 20 – 30 mg/l ist auch die Talsperre Neunzehnhain als mesotrophes Gewässer anzusehen. In den Sommermonaten treten auch hier Sauerstoffdefizite mit Werten um 2,5 mg/l im Tiefenwasser auf. Die Talsperre wird seit 1966 untersucht. Im April 1996 wurde sie zu Revisionszwecken abgelassen, deshalb liegen erst ab 2001 wieder Daten vor. Anfang der 1990er Jahre traten beim pH-Wert Minima im Bereich von 4,5 auf. Danach verbesserte sich die Situation. Betrachtet man den Zeitraum seit 2001, so liegen die Werte ganzjährig über pH 6 (Abbildung 204, ab 1992 mit Messwerten aus unterschiedlichen Tiefen). Von einer Versauerungsproblematik kann hier eigentlich nicht mehr gesprochen werden. Im Vergleich zur Talsperre Sosa waren die Beeinträchtigungen auch weit weniger gravierend.

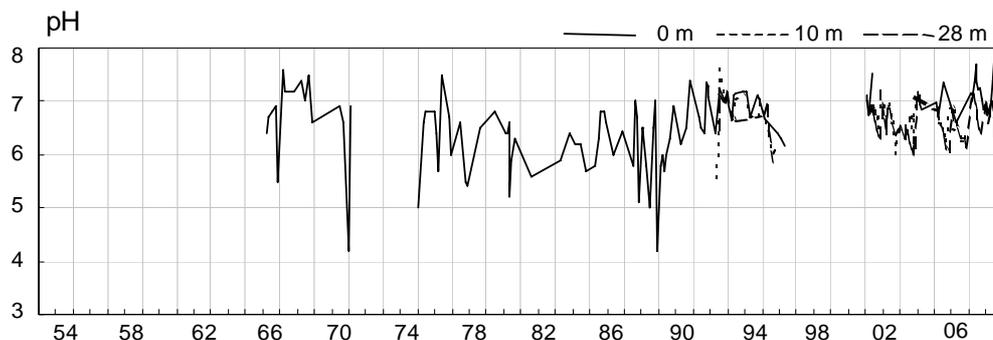


Abbildung 204: Talsperre Neunzehnhain: pH-Werte

In den 1980er und 1990er Jahren lag die Sulfatbelastung (Abbildung 205) im Bereich von 40 mg/l mit teilweise extremen Spitzen. Nach der Revision und Wiederbefüllung ist ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Allerdings werden immer noch Konzentrationen im Bereich von 30-35 mg/l gemessen.

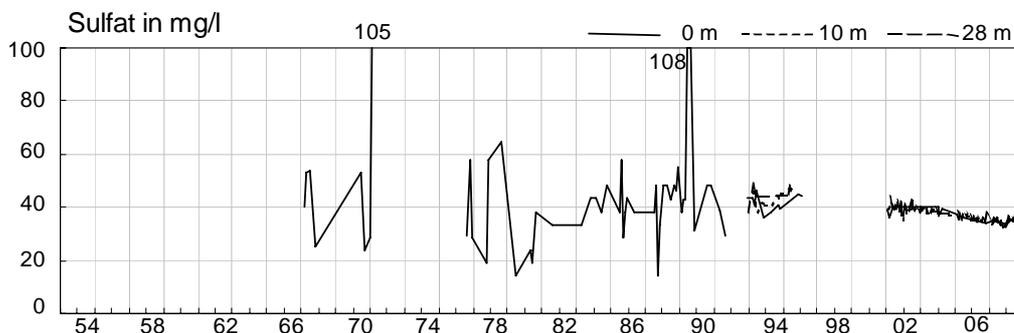


Abbildung 205: Talsperre Neunzehnhain: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die früher gemessenen Nitratwerte weisen sehr starke Schwankungen mit Extremwerten bis zu 7 mg/l auf. Seit 2001 liegen sie im Bereich von 2 – 3 mg/l (Abbildung 206). Die Ammoniumwerte liegen in den letzten Jahren im Bereich von 0,1 mg/l.

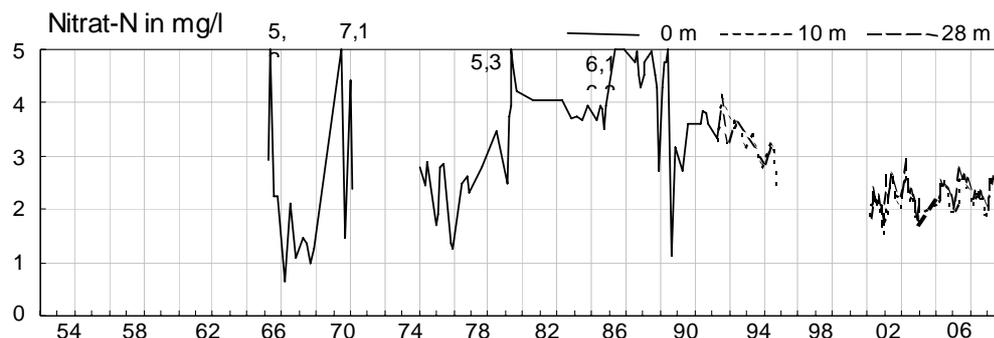


Abbildung 206: Talsperre Neunzehnhain: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l)

5.7.5.2 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird für die Rote Pockau und die Talsperre Neunzehnhain die Depositionsmessstelle Marienberg (Abbildung 207) mit Freilandmessungen herangezogen. Daten liegen nur bis 2006 vor. Die erkennbare Verringerung der Sulfatdeposition spiegelt sich auch in den Messwerten für die beiden Gewässer wider. Nitrat- und Ammoniumwerte haben sich im Bereich von 5 – 6 kg/ha/a eingependelt. Sie spielen für die Versauerung vermutlich nicht die entscheidende Rolle.

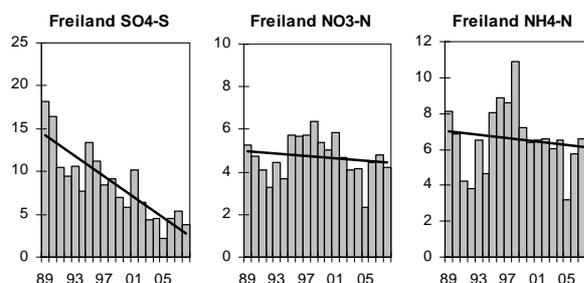


Abbildung 207: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Marienberg (kg/ha a)

5.7.5.3 Zusammenfassung

An der Roten Pockau spiegeln sich die deutlichen Verbesserungen beim Eintrag von Nitrat, Sulfat und Aluminium sowie die damit verbundene Erholung beim pH-Wert auch in der Makrozoobenthoszönose wider. Allerdings ist seit 2007 eine Verschlechterung der Situation erkennbar. Tendenzielle Aussagen auf der Basis von Diatomeenuntersuchungen sind aufgrund der geringen Zahl an Probenahmen noch nicht möglich.

Die Talsperre Neunzehnhain weist trotz relativ hoher Sulfatbelastung aktuell pH-Werte im Bereich von 6 – 7 auf. Eine Versauerungsproblematik lässt sich hier nicht mehr erkennen.

5.7.6 Wilde Weißeritz im östlichen Erzgebirge

5.7.6.1 Chemie

Die Wilde Weißeritz wird seit etwa 1988 kontinuierlich untersucht mit einer Unterbrechung im Jahr 1999. Zwischen 1988 und 1999 unterlag der pH-Wert sehr starken Schwankungen mit Minima deutlich unter 5 (Abbildung 208). Seit 2000 liegt der pH-Wert ganzjährig über 6. Die Versauerungssituation hat sich deutlich entspannt.

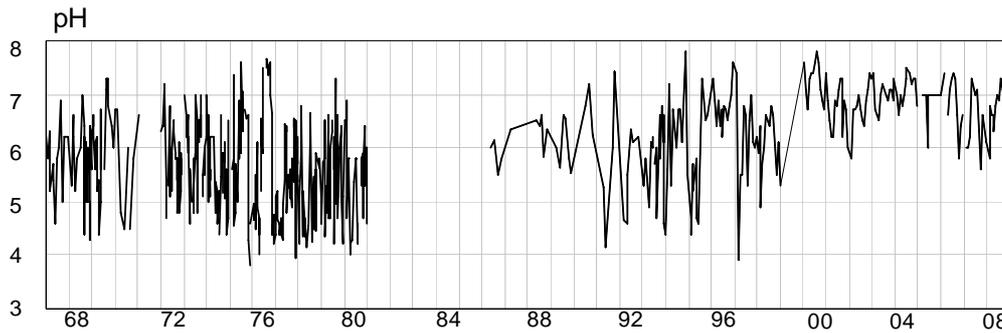


Abbildung 208: Wilde Weißeritz: pH-Werte

Auch die Säureneutralisierungskapazität ANC (Abbildung 209) zeigt diese deutliche Verbesserung.

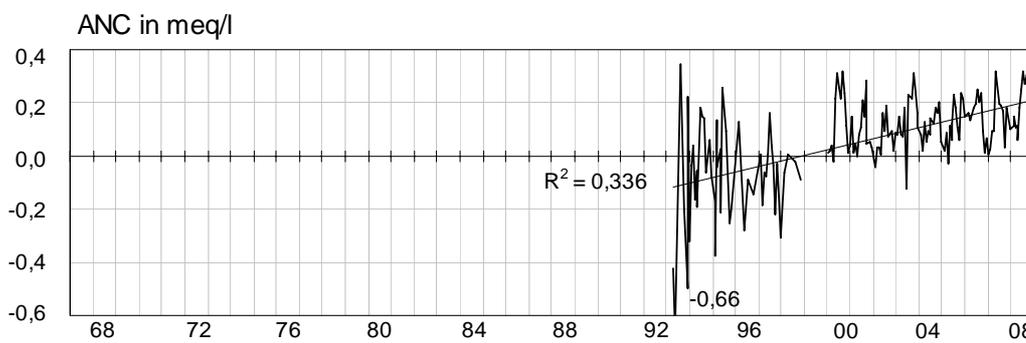


Abbildung 209: Wilde Weißeritz: ANC (meq/l)

Zu Beginn der kontinuierlichen Messungen Ende der 1980er Jahre lagen die Sulfatwerte noch im Bereich von 40 – 60 mg/l mit vereinzelt hohen Maxima (Abbildung 210). Seit 1998 werden Werte um 20 mg/l gemessen, was sicherlich zur Entspannung der Situation beigetragen hat.

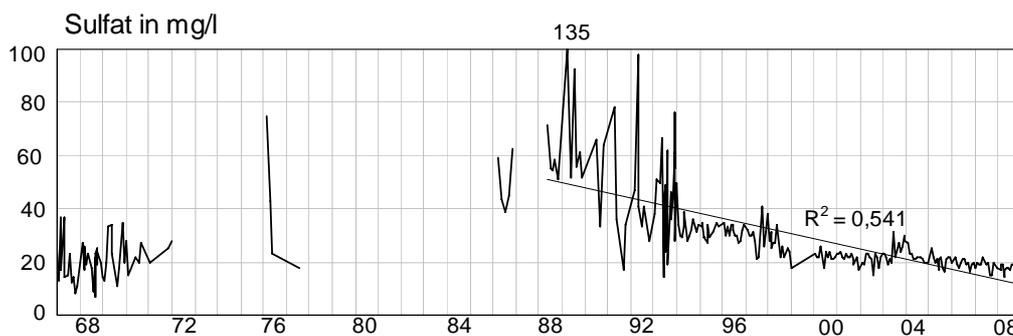


Abbildung 210: Wilde Weißeritz: SO₄-Konzentrationen (mg/l)

Die Nitratwerte liegen seit der Jahrtausendwende im Bereich von 1 mg/l und spielen für die Versauerung nicht die entscheidende Rolle. Für die Versauerung sicherlich relevanter ist ein deutlicher Rückgang der Aluminiumeinträge (Abbildung 211).

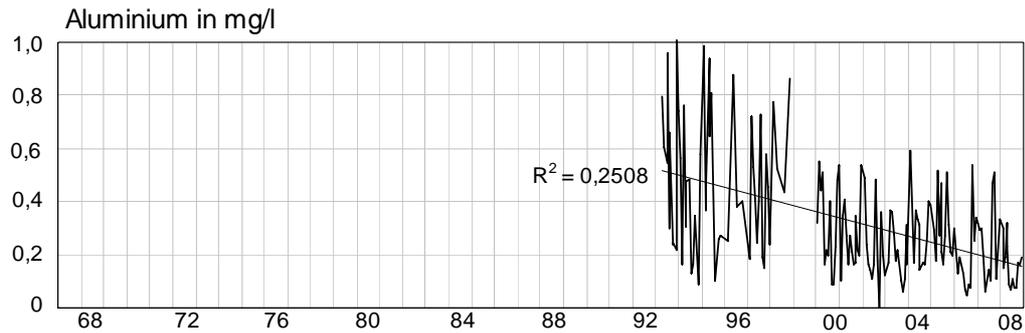


Abbildung 211: Wilde Weißeritz: Al-Konzentrationen (mg/l)

5.7.6.2 Makrozoobenthos

Untersuchungen zum Makrozoobenthos wurden an der Wilden Weißeritz von 1992 bis 2008 in der Regel im Frühjahr und Herbst durchgeführt.

Die aktuellen Beprobungen zeigen den positiven Trend der Vorjahre in abgeschwächter Form. Neben mäßig säureempfindlichen (VZ 2) Arten konnten in der weniger säurebelasteten Jahreszeit in geringen Individuendichten säureempfindliche Arten (VZ 1) nachgewiesen werden (Abbildung 214).

Über den gesamten Beobachtungszeitraum zeigen alle aus den Untersuchungen abgeleiteten Kenngrößen eine deutlich positive Entwicklung. Zwischen 1992 und 1996 wurden in verschiedenen Einzelproben weniger als fünf Taxa erfasst (Abbildung 212). Seither sind die Artenanzahlen je Probe deutlich angestiegen. Im April 2007 und Oktober 2008 wurden 46 bzw. 43 Taxa nachgewiesen.

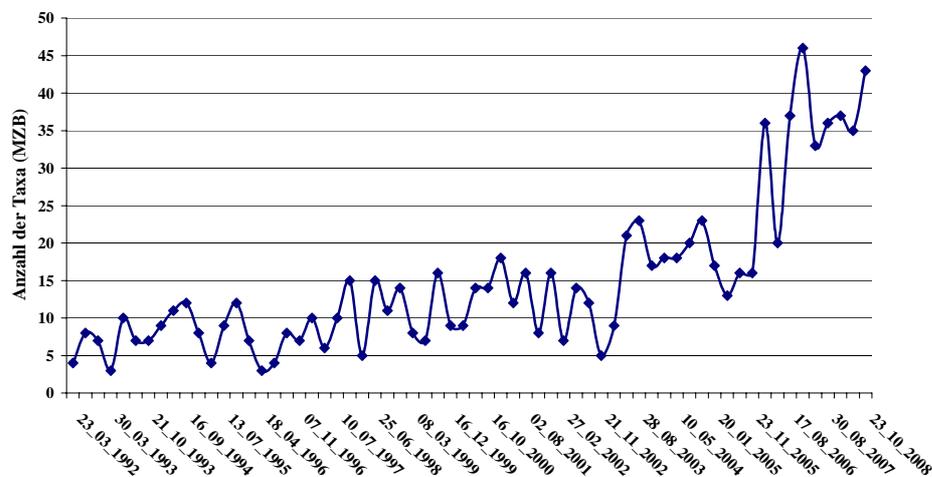


Abbildung 212: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.

Dieser Trend zeigt sich auch bei den in den Einzelproben nachgewiesenen Ephemeroptera- und Trichoptera - Artenzahlen (Abbildung 213). Dabei handelt es sich zum größten Teil um mäßig säuresensible Arten. Bis 1998 kamen Vertreter der Ephemeroptera unständig und mit maximal zwei Arten in den Proben vor. Demgegenüber haben die Stetigkeit und auch die Artenvielfalt seit 2000 deutlich zugenommen. Im Untersuchungsjahr 2008 wurden insgesamt acht Eintagsfliegenarten sowie 15 Trichoptera - Arten nachgewiesen.

Die positive Entwicklung der Zoozönose schlägt sich auch in den Bewertungen der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) nieder. Vor dem Jahr 2000 wurden für die Probe in der Wilden Weißeritz vermehrt die beiden schlechtesten Zustandsklassen „stark versauert“ bzw. „sehr stark versauert“ indiziert. Dagegen wird das Gewässer seit dem Jahr 2000 überwiegend als „episodisch schwach sauer“ (Klasse 2) klassifiziert. Schwankungen nach unten traten im Berichtszeitraum nicht mehr auf (Abbildung 215).

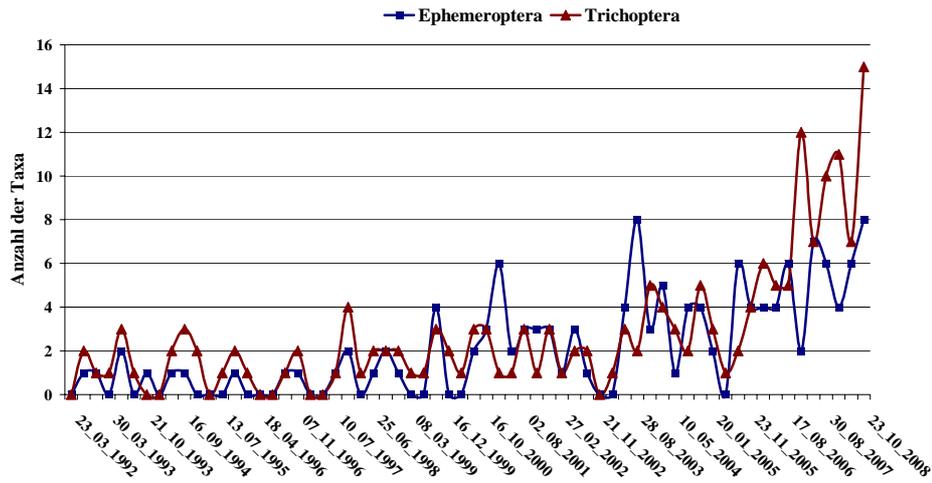


Abbildung 213: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.

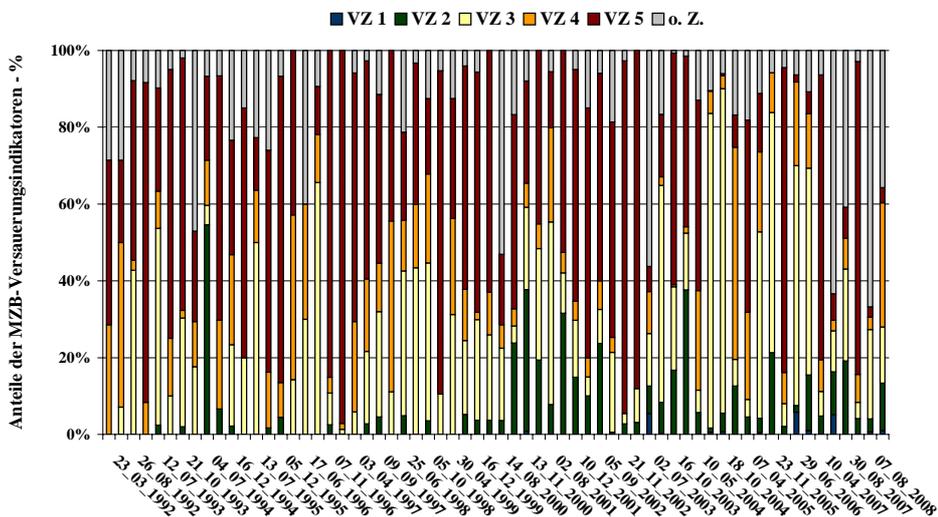


Abbildung 214: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.

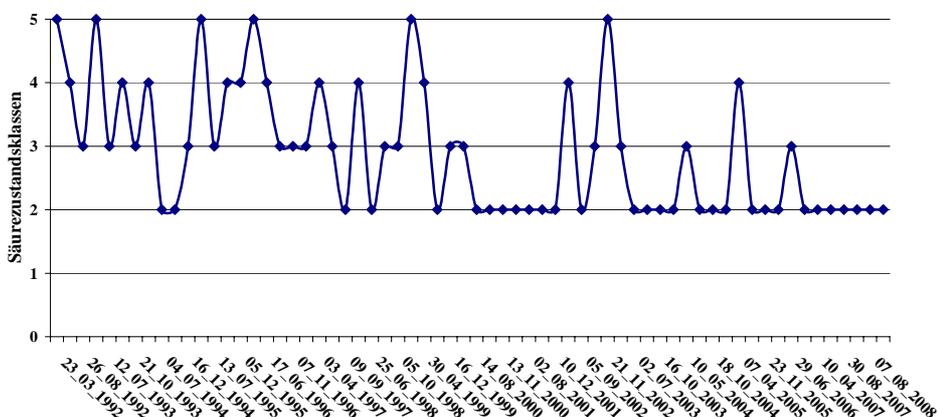


Abbildung 215: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.

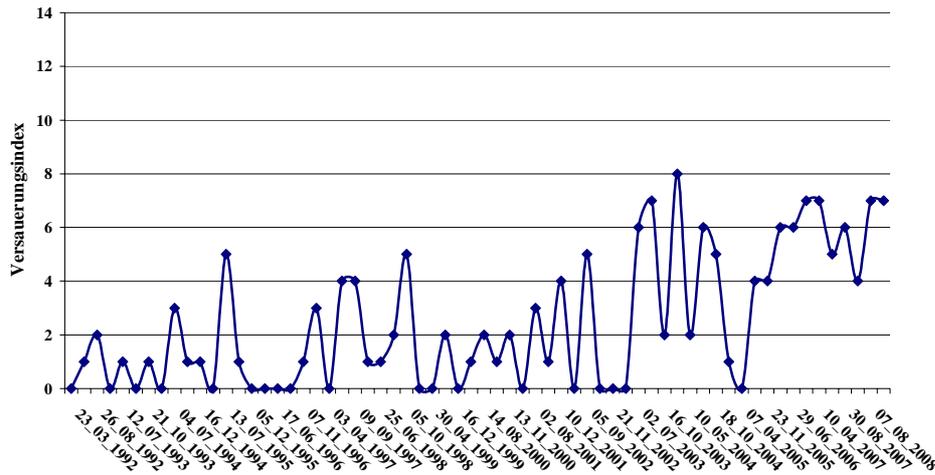


Abbildung 216: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.

Der Versauerungsindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1989) zeichnet ebenfalls eine Entspannung der Versauerungssituation nach. Vor 2006 traten noch regelmäßig Indexwerte von Null auf. Seit-her liegt das Minimum bei 4 (Abbildung 216).

Zusammenfassend ist für die Wilde Weißeritz eine positive Entwicklung festzuhalten, was durch die aktuellen Untersuchungen deutlich unterstrichen wird.

5.7.6.3 Diatomeen

Aus der Wilden Weißeritz liegen Daten zu Diatomeenuntersuchungen aus dem Herbst 2005, dem Frühjahr 2006 sowie dem Frühjahr und Herbst 2008 vor. Während die Algengesellschaft im Herbst 2005 nahezu ausschließlich aus circumneutralen Arten zusammengesetzt war, traten im Frühjahr 2006 acidobionte, acidophile und alkaliphile Diatomeen in nennenswerten Anteilen hinzu (Abbildung 217). Diese Saisonalität spiegelt sich auch in den Daten aus dem Jahr 2008 wider. Hier sind in der Probe aus dem Frühjahr deutlich mehr säuretolerante Formen enthalten als in der nahezu ausschließlich von circumneutralen Arten geprägten Probe aus dem September. Entsprechend ist auch aus diesen Analysen das Vorhandensein von schwachen Säureschüben im Frühjahr klar zu erkennen. Nach dem Verfahren von CORING (1999) war die Wilde Weißeritz im Jahr 2008 als stark versauerungsgefährdet zu bezeichnen. Dabei besteht zumindest für die Frühjahrsprobe eine deutliche Tendenz zur Zustandsklasse „2“, schwach sauer.

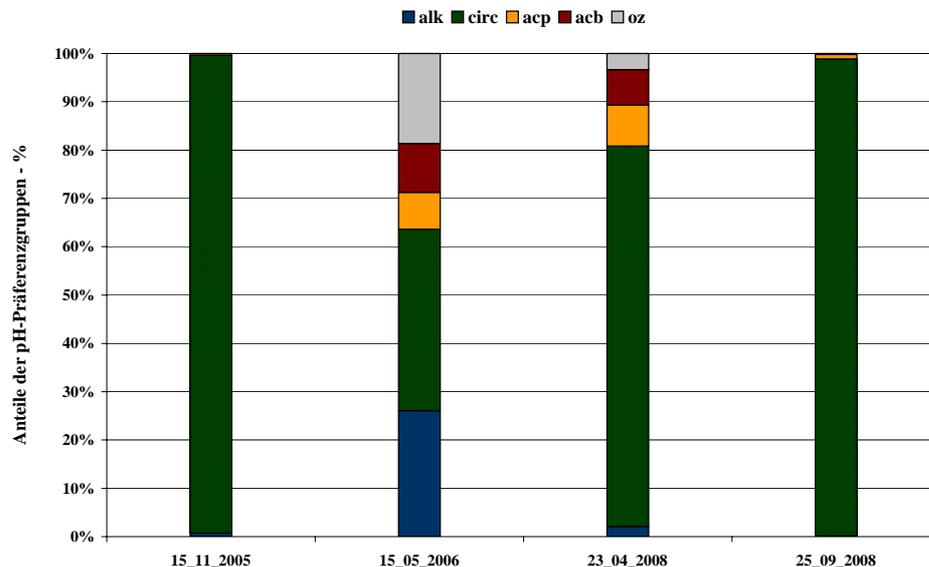


Abbildung 217: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Wilden Weißeritz.

Tabelle 30: Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Wilden Weißeritz an den bisherigen Untersuchungsterminen.

	2005 Nov	2006 April/Mai	2008 April Sept.	
Wilde Weißeritz	1b	2	1b* ^h	1b

5.7.6.4 Vergleich mit Depositionsdaten

Zu Vergleichszwecken wird die Depositionsmessstelle Zinnwald (Abbildung 218) herangezogen, wobei nur Freilandmessungen vorliegen. Die Daten liegen bis 2008 vor. Wie an allen Stellen im Erzgebirge ist ein deutlicher Rückgang der Sulfatdepositionen erkennbar, der sich auch im Gewässer wieder findet. Nitrat und Ammonium spielen auch an der Wilden Weißeritz nicht die entscheidende Rolle.

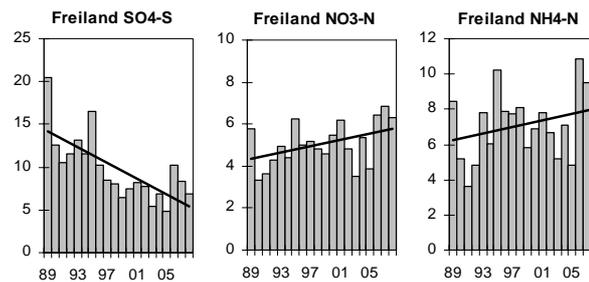


Abbildung 218: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Zinnwald (kg/ha a)

Die Verbesserung der Makrozoobenthoszönose an der Wilden Weißeritz kann sehr gut mit dem Rückgang der Säurebelastung im Gewässer erklärt werden. Alle versauerungsrelevanten Parameter weisen signifikante Verbesserungen im Untersuchungszeitraum auf. Aufgrund der wenigen Diatomeenuntersuchungen ist eine Trendaussage nicht möglich.

Literaturverzeichnis

- ABI, L 327 0001-0073 (2000):** Richtlinie 2000/60 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 22.12.2000, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 327, S. 0001-0073.
- BAUER, J., SCHMITT, P., LEHMANN, R., FISCHER SCHERL, T. (1987):** Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet obere Waldnaab (Oberpfälzer Wald, Nord-Ostbayern), Ber. ANL 11: 139-170
- BAUER, J., KIFINGER, B., LEHMANN, R. (2004):** Langzeituntersuchung zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab/Oberpfälzer Wald (Bayern), Ber. ANL 28: 105-127
- BEUDERT, B., BREIT, W. (2004):** Zwölf Jahre Integrated-Monitoring-Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Fkz. 351 01 012; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, 307 S., Grafenau.
- BEUDERT, B., BREIT, W., HÖCKERT, L., STAMM, O., SCHWARZ, B. (2007):** Integriertes Monitoring im Forellenbachgebiet - die Anwendung von Massenbilanzverfahren, Bioindikation und Simulationsmodellen zur Identifizierung der Wirkung von Luftschadstoffen in einem sich wandelnden Ökosystem - Integrierte Umweltbeobachtung im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald im Netzwerk des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme (UN/ECE - ICP Integrated Monitoring).
- BEUDERT, B., BREIT, W. (2010):** Untersuchungen zum wassergebundenen Stickstoffhaushalt des Forellenbachgebiets auf Bestandes- und Einzugsgebietsebene. Fkz. 351 01 012; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau.
- BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004):** Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macro invertebrates. *Limnologica* 34: 433-450.
- CORING, E. (1993):** Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. Reihe Biologie, Verlag Shaker, Aachen.
- CORING, E. (1999):** Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen, In: **VON TÜMPLING, W. & FRIEDRICH, G. (HRSG.):** Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag.
- FISCHER-SCHERL, TH., HOFFMANN, R. W., KÜGEL, B. MERK, G., MILLER, H. HOFFMANN, H. J. (1988):** Einfluss der Gewässerversauerung auf die Fischfauna. In: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München, S. 281-349
- FRIES, H., BEUDERT, B. (2007):** Report on national ICP IM activities in Germany. In: Kleemola, S. and Forsius, M. (eds.): 16th Annual Report 2007. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution - Effects on Ecosystems. The Finish Environment 26/2007, S. 68-81, ISBN 978-952-11-2758-8, Helsinki
- HENDRIKSON, L. & MEDIN, M. (1986):** Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelagens tillflöden och grundomraden 1986. *Aquaekologerma*, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- HOCH, J. (1982):** Der Fischbestand eines nicht bewirtschafteten mineralarmen Mittelgebirgsbaches. Österreichs Fischerei, 35. Jahrgang, Jänner 1982, Heft 2/3, S. 48-55
- HUSTEDT, F. (1939):** Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. III. Die ökologischen Faktoren und ihr Einfluss auf die Diatomeenflora. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 16: 274-394.

- KOLBINGER, A., BOHL, E., HEISE, J. (2005):** ECE-Versauerungsmonitoring, biologische Qualitätskomponente Fische. Bericht des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, Referat Gewässerökologie, unveröffentlicht
- KIFINGER, B., BURKL, G. & LEHMANN, R. (1998):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland - Bericht der Jahre 1995 – 1996, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft im Auftrag des Umweltbundesamtes, München, 1 - 65 + Anhang.
- KIFINGER, B., BURKL, G. & LEHMANN, R. (2000):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 1997-1998, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft im Auftrag des Umweltbundesamtes, München, 1 - 42.
- KIFINGER, B., BURKL, G. & LEHMANN, R. (2002):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 1999-2000, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft im Auftrag des Umweltbundesamtes, München, 1 - 46.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986-2004): BACILLARIOPHYCEAE, TEIL 1-5, IN: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H. & Mollehnauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora Mitteleuropa Band 2/1-2/5, Gustav Fischer Verlag Stuttgart New York.**
- LUEKEVILLE, A., JEFFRIES, D.; JOHANNESSEN, M., RADDUM, G., STODDARD, J. TRAAEN, T. (1997):** The Nine year report: Acidification of surface water in Europe and North America. Long-term Developments (1980s and 1990s), ICP Waters Report, NIVA
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2006):** Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand: Mai 2006, [HTTP://WWW.FLISSGEWAESSERBEWERTUNG.DE](http://www.fliessgewaesserbewertung.de) (Abgerufen am 01.10.2008)
- SCHAUMBURG, J., KIFINGER, B., LEHMANN, R. & MAETZE, A. (2004):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2001 – 2002, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft im Auftrag des Umweltbundesamtes, München, 168 S.
- SCHAUMBURG, J., KIFINGER, B., LEHMANN, R., MAETZE, A., BAUER, J. & FISCHER, F., SCHLÖSSER I., HOFMANN, G., CORING, E., KOLBINGER, A., BOHL, E. (2006):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2003 – 2004, Bayerisches Landesamt für Umwelt im Auftrag des Umweltbundesamtes, München, 156 S.
- SCHAUMBURG, J., KIFINGER, B., LEHMANN, R., MAETZE, A., CORING, E., BALTZER, S. & ZAHN, H. (2008):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2005 – 2006, Bayerisches Landesamt für Umwelt im Auftrag des Umweltbundesamtes, München, 235 S.
- SCHMEDTJE, U., LEHMANN, R., KIFINGER, B. ZAHN, H., HOFMANN, G., DAHINTEN, B., BAUER, A (1998):** Versauerung oberirdischer Gewässer in Bayern – Entwicklung 1983 - 1996 – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4/99, München.
- SCHNELBÖGL, G., BURKL, G. & WIETING, J. (1995):** Versauerung von oberirdischen Gewässern in der Bundesrepublik Deutschland. – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt (Hrsg.), 1 - 19.
- SCHNELBÖGL, G. (1996):** Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. – Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltbundesamt, Berlin, 1 - 251.

LITERATURVERZEICHNIS

- SKJELKVALE, B. L., ANDERSEN, T.; HALVORSEN, G. A., RADDUM, G., HEEGAARD, E., STODDARD, J., WRIGHT, R. F. (2000):** The 12-year report: Acidification of surface waters in Europe and North America: Trends, biological recovery and heavy metals, ICP Waters Report 52/2000, NIVA
- SKJELKVALE, B. L. (ED.) (2003):** The 15-year report: Assessment and monitoring of surface waters in Europe and North America: acidification and recovery, dynamic modelling and heavy metals ICP Waters Report 73/2003, NIVA
- STODDARD, J. (1994):** Long-term change in watershed retention of Nitrogen - Its causes and aquatic consequences. In: Baker, L. A. (Hrsg.): Environmental chemistry of lakes and reservoirs. ACS Advances in Chemistry Series No. 237, American Chemical Society, 223 - 284.
- WIT, DE H., SKJELKVALE, B. L. (ED.) (2007):** Trends in surface water chemistry and biota; the importance of confounding factors, ICP Waters Report 87/2007, NIVA
- WIT, DE H., SKJELKVALE, B. L. (ED.) (2008):** 20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution, ICP Waters Report, NIVA

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

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

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 31:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Zinse im Untersuchungszeitraum.	38
Abbildung 32:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Zinse im Untersuchungszeitraum.	38
Abbildung 33:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Zinse im Untersuchungszeitraum.	38
Abbildung 34:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Zinse im Untersuchungszeitraum.	39
Abbildung 35:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Zinse.	40
Abbildung 36:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Elberndorf (kg/ha a)	40
Abbildung 37:	Traunbach: pH-Werte	41
Abbildung 38:	Traunbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	41
Abbildung 39:	Traunbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	42
Abbildung 40:	Traunbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	42
Abbildung 41:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Traunbach im Untersuchungszeitraum.	43
Abbildung 42:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Traunbach im Untersuchungszeitraum.	43
Abbildung 43:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Traunbach im Untersuchungszeitraum.	43
Abbildung 44:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Traunbach im Untersuchungszeitraum.	44
Abbildung 45:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Traunbach im Untersuchungszeitraum.	44
Abbildung 46:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Traunbach.	45
Abbildung 47:	Gräfenbach: pH-Werte	46
Abbildung 48:	Gräfenbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	46
Abbildung 49:	Gräfenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	46
Abbildung 50:	Gräfenbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	46
Abbildung 51:	Gräfenbach: Ca-Konzentrationen (mg/l)	47
Abbildung 52:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.	47
Abbildung 53:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.	48
Abbildung 54:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.	48
Abbildung 55:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Gräfenbach im Untersuchungszeitraum.	48
Abbildung 56:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Gräfenbach.	49
Abbildung 57:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Idar-Oberstein (kg/ha a)	50
Abbildung 58:	Goldersbach: pH-Werte	50
Abbildung 59:	Goldersbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	51
Abbildung 60:	Goldersbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	51
Abbildung 61:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.	51
Abbildung 62:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.	52

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 63:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.	52
Abbildung 64:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.	53
Abbildung 65:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Goldersbach im Untersuchungszeitraum.	53
Abbildung 66:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Goldersbach.	54
Abbildung 67:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Schauinsland (kg/ha a)	54
Abbildung 68:	Kleine Kinzig: pH-Werte	55
Abbildung 69:	Kleine Kinzig: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	55
Abbildung 70:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.	56
Abbildung 71:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.	56
Abbildung 72:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.	57
Abbildung 73:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.	57
Abbildung 74:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Kleinen Kinzig im Untersuchungszeitraum.	57
Abbildung 75:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Kleinen Kinzig.	58
Abbildung 76:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Freudenstadt (kg/ha a)	58
Abbildung 77:	Dürreychbach: pH-Werte	59
Abbildung 78:	Dürreychbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	59
Abbildung 79:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.	60
Abbildung 80:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.	60
Abbildung 81:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.	60
Abbildung 82:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.	61
Abbildung 83:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Dürreychbach im Untersuchungszeitraum.	61
Abbildung 84:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Dürreychbach.	62
Abbildung 85:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Rotenfels (kg/ha a)	62
Abbildung 86:	Seebach: pH-Werte	63
Abbildung 87:	Seebach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	64
Abbildung 88:	Seebach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	64
Abbildung 89:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Seebach im Untersuchungszeitraum.	65
Abbildung 90:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Seebach im Untersuchungszeitraum.	65
Abbildung 91:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Seebach im Untersuchungszeitraum.	65

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 92:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Seebach im Untersuchungszeitraum.	66
Abbildung 93:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Seebach im Untersuchungszeitraum.	66
Abbildung 94:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Seebach.	67
Abbildung 95:	Hinterer Schachtenbach: pH-Werte	67
Abbildung 96:	Hinterer Schachtenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	68
Abbildung 97:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	68
Abbildung 98:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	69
Abbildung 99:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	69
Abbildung 100:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	69
Abbildung 101:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Hinteren Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	70
Abbildung 102:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Hinteren Schachtenbach.	70
Abbildung 103:	Vorderer Schachtenbach: pH-Werte	71
Abbildung 104:	Vorderer Schachtenbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	71
Abbildung 105:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	72
Abbildung 106:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	72
Abbildung 107:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	73
Abbildung 108:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	73
Abbildung 109:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Vorderen Schachtenbach im Untersuchungszeitraum.	73
Abbildung 110:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Vorderen Schachtenbach.	74
Abbildung 111:	Große Ohe: pH-Werte	75
Abbildung 112:	Große Ohe: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	75
Abbildung 113:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.	76
Abbildung 114:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.	76
Abbildung 115:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.	77
Abbildung 116:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.	77
Abbildung 117:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Ohe im Untersuchungszeitraum.	77
Abbildung 118:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Großen Ohe.	78
Abbildung 119:	Rachelsee: pH-Werte	79
Abbildung 120:	Rachelsee: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	79

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 121:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Markungsgraben (kg/ha a)	80
Abbildung 122:	Tirschenreuther Waldnaab 2: pH-Werte	81
Abbildung 123:	Waldnaab 2: ANC (meq/l)	81
Abbildung 124:	Tirschenreuther Waldnaab 2: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	81
Abbildung 125:	Tirschenreuther Waldnaab 2: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	81
Abbildung 126:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.	82
Abbildung 127:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.	82
Abbildung 128:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.	83
Abbildung 129:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS 2004 an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.	83
Abbildung 130:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Tirschenreuther Waldnaab 2 im Untersuchungszeitraum.	83
Abbildung 131:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Tirschenreuther Waldnaab 2.	84
Abbildung 132:	Tirschenreuther Waldnaab 8: pH-Werte	85
Abbildung 133:	Tirschenreuther Waldnaab 8: ANC (meq/l)	85
Abbildung 134:	Tirschenreuther Waldnaab 8: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	85
Abbildung 135:	Tirschenreuther Waldnaab 8: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	85
Abbildung 136:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.	86
Abbildung 137:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.	86
Abbildung 138:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.	87
Abbildung 139:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.	87
Abbildung 140:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Tirschenreuther Waldnaab 8 im Untersuchungszeitraum.	87
Abbildung 141:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Tirschenreuther Waldnaab 8.	88
Abbildung 142:	Eger: pH-Werte	89
Abbildung 143:	Eger: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	89
Abbildung 144:	Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Eger im Untersuchungszeitraum.	90
Abbildung 145:	Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Eger im Untersuchungszeitraum.	90
Abbildung 146:	Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Eger im Untersuchungszeitraum.	91
Abbildung 147:	Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Eger im Untersuchungszeitraum.	91
Abbildung 148:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Eger im Untersuchungszeitraum.	91
Abbildung 149:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Eger.	92
Abbildung 150:	Röslau: pH-Werte	93
Abbildung 151:	Röslau: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	93

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 152: Röslau: Al-Konzentrationen (mg/l)	93
Abbildung 153: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Röslau im Untersuchungszeitraum.	94
Abbildung 154: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Röslau im Untersuchungszeitraum.	94
Abbildung 155: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Röslau im Untersuchungszeitraum.	95
Abbildung 156: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Röslau im Untersuchungszeitraum.	95
Abbildung 157: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Röslau im Untersuchungszeitraum.	95
Abbildung 158: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Röslau.	96
Abbildung 159: Zinnbach: pH-Werte	97
Abbildung 160: Zinnbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	97
Abbildung 161: Zinnbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	97
Abbildung 162: Zinnbach: Al-Konzentrationen (mg/l)	98
Abbildung 163: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.	98
Abbildung 164: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.	99
Abbildung 165: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.	99
Abbildung 166: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Zinnbach im Untersuchungszeitraum.	99
Abbildung 167: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Zinnbach.	100
Abbildung 168: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Lehstenbach (kg/ha a)	100
Abbildung 169: Wolfsbach: pH-Werte	101
Abbildung 170: Wolfsbach: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	102
Abbildung 171: Wolfsbach: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	102
Abbildung 172: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.	103
Abbildung 173: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.	103
Abbildung 174: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.	103
Abbildung 175: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.	104
Abbildung 176: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) am Wolfsbach im Untersuchungszeitraum.	104
Abbildung 177: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum im Wolfsbach.	105
Abbildung 178: Große Pyra: pH-Werte	105
Abbildung 179: Große Pyra: ANC (meq/l)	106
Abbildung 180: Große Pyra: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	106
Abbildung 181: Große Pyra: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	106
Abbildung 182: Große Pyra: Al-Konzentrationen (mg/l)	107
Abbildung 183: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.	107

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 184: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.	108
Abbildung 185: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.	108
Abbildung 186: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.	108
Abbildung 187: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Großen Pyra im Untersuchungszeitraum.	109
Abbildung 188: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Großen Pyra.	109
Abbildung 189: Talsperre Sosa: pH-Werte	110
Abbildung 190: Talsperre Sosa: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	110
Abbildung 191: Talsperre Sosa: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	111
Abbildung 192: Talsperre Sosa: NH ₄ -N-Konzentrationen (mg/l)	111
Abbildung 193: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Plauen (kg/ha a)	111
Abbildung 194: Rote Pockau: pH-Werte	112
Abbildung 195: Rote Pockau: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	112
Abbildung 196: Rote Pockau: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	112
Abbildung 197: Rote Pockau: Al-Konzentrationen (mg/l)	113
Abbildung 198: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.	113
Abbildung 199: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.	113
Abbildung 200: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.	114
Abbildung 201: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.	114
Abbildung 202: Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Roten Pockau im Untersuchungszeitraum.	115
Abbildung 203: Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Roten Pockau.	115
Abbildung 204: Talsperre Neunzehnhain: pH-Werte	116
Abbildung 205: Talsperre Neunzehnhain: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	116
Abbildung 206: Talsperre Neunzehnhain: NO ₃ -N-Konzentrationen (mg/l)	117
Abbildung 207: Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Marienberg (kg/ha a)	117
Abbildung 208: Wilde Weißeritz: pH-Werte	118
Abbildung 209: Wilde Weißeritz: ANC (meq/l)	118
Abbildung 210: Wilde Weißeritz: SO ₄ -Konzentrationen (mg/l)	118
Abbildung 211: Wilde Weißeritz: Al-Konzentrationen (mg/l)	119
Abbildung 212: Entwicklung der Taxazahlen des Makrozoobenthos an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.	119
Abbildung 213: Entwicklung der Taxazahlen der Ephemeroptera und Trichoptera an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.	120
Abbildung 214: Entwicklung der Anteile der Versauerungsindikatoren an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.	120
Abbildung 215: Entwicklung der Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.	120

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildung 216:	Entwicklung des Säureindex nach HENDRIKSON & MEDIN (1986) an der Wilden Weißeritz im Untersuchungszeitraum.	121
Abbildung 217:	Anteile der pH-Präferenzgruppen im Untersuchungszeitraum in der Wilden Weißeritz.	121
Abbildung 218:	Entwicklung der Depositionsraten: Messstation Zinnwald (kg/ha a)	122

Tabelle 1:	Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern 2007 - 2008: Chemie und Biologie	9
Tabelle 2:	Beteiligte Institutionen in den einzelnen Bundesländern 2007 - 2008: Depositionsmessstellen	9
Tabelle 3:	Entwicklung ausgewählter Parameter in den Untersuchungsgebieten (Karten-Nr siehe Karte 1)	10
Tabelle 4:	Untersuchungsgebiete mit zugehörigen Probenahmestellen und ihre Untersuchungszeiträume sowie ihre Codierung im Monitoringprogramm	14
Tabelle 5:	Depositionsmessstellen im Monitoringprogramm	14
Tabelle 7:	Säurezustandsklasse versauerungsgefährdeter Fließgewässer auf der Basis des Makrozoobenthos nach BRAUKMANN & BISS (2004) und der Diatomeen nach CORING (1999).	22
Tabelle 8:	Säuretoleranzklassen des Makrozoobenthos.	22
Tabelle 9:	Abkürzungen für die pH-Präferenzgruppen nach HUSTEDT (1939).	23
Tabelle 10:	Indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Langen Bramke.	30
Tabelle 11:	Pessimal indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Elberndorfer Bach im Zeitraum 1995-2008.	35
Tabelle 12:	Pessimal indizierte Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Zinse im Zeitraum 1995-2008.	40
Tabelle 13:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Traunbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	45
Tabelle 14:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Gräfenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	49
Tabelle 15:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Goldersbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	54
Tabelle 16:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Kleinen Kinzig an den bisherigen Untersuchungsterminen.	58
Tabelle 17:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Dürreychbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	62
Tabelle 18:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Seebach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	67
Tabelle 19:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Hinteren Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	71
Tabelle 20:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Vorderen Schachtenbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	74
Tabelle 21:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Ohe an den bisherigen Untersuchungsterminen.	78
Tabelle 22:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Tirschenreuther Waldnaab 2 in 2008.	84
Tabelle 23:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Tirschenreuther Waldnaab 8 für 2008.	88

ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 24:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Eger an den bisherigen Untersuchungsterminen.	92
Tabelle 25:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Röslau an den bisherigen Untersuchungsterminen.	96
Tabelle 26:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Zinnbach an den bisherigen Untersuchungsterminen.	100
Tabelle 27:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) im Wolfsbach für 2008.	105
Tabelle 28:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Großen Pyra an den bisherigen Untersuchungsterminen.	110
Tabelle 29:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Roten Pockau an den bisherigen Untersuchungsterminen.	116
Tabelle 30:	Säurezustandsklassen nach CORING (1999) in der Wilden Weißeritz an den bisherigen Untersuchungsterminen.	122