©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Ber. ANL | 22 (1998) | 153 - 162

Langzeituntersuchungen versauerter Oberflächengewässer in der Bundesrepublik Deutschland (ECE-Monitoringprogramm)

Bruno KIFINGER [1], Gerhard BURKL [2], Reinhold LEHMANN [1], Gabriele SCHNELBÖGL [3] und Joachim WIETING [4]

Key words: Acidification, monitoring, trends, nitrogen, sulfur, Germany

Abstract

In consequence of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution the UN-ECE (United Nations Economic Commission for Europe) initiated an international monitoring programme on acidification of rivers and lakes in 1986. Germany has participated since 1986 with 31 sampling sites (27 rivers, 2 lakes, 2 reservoirs). Chemical and biological conditions (plankton, macrozoobenthos) of the sites were regularly investigated. Long-term trends in chemical parameters indicate a decline of acidification in some regions of Germany (Lauenburgische Seenplatte, Harz, Kaufunger Wald, parts of Taunus and Hunsrück, Odenwald and Bayerischer Wald) whereas the situation is stable in other regions (Rothaargebirge, Schwarzwald and Oberpfälzer Wald). Only at some few sites (Rombach 3 in the Taunus, Röslau and Zinnbach in the Fichtelgebirge, Rote Pockau and at the drinking water reservoir Sosa in the Erzgebirge) acidification is still increasing. The observed decline of acidification shows with few exceptions no distinct effect on the aquatic biota, which is characterized by low numbers of species and individuals. Besides sulfate, nitrate is also an important acidifying anion in Germany. The catchment areas of the investigated rivers and lakes are nearly or already nitrate-saturated.

1. Einleitung

Die anthropogen bedingte Gewässerversauerung ist zu einem wesentlichen Teil auf die Emission sowie Deposition von Luftschadstoffen wie Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxiden (NO_x) und Ammoniak (NH_3) durch Kraft- und Fernheizwerke, Verkehr, Industrie, Haushalte, Kleinverbraucher und Landwirtschaft zurückzuführen. Entsprechend der Reaktionsvorgänge in der Atmosphäre bildet sich bei dem Kontakt der Gase mit Feuchtigkeit Schwefelsäure (H_2SO_4) und Salpetersäure (HNO_3). Diese werden mit dem Niederschlag auf die Boden- und Vegetationsdecke gebracht, wobei im Wald auch Anreicherungseffekte hinzukommen. Beim Wasserkontakt wird Ammoniak zu Ammonium (NH_4^+) umgewandelt, wobei es bei der Aufnahme durch Pflanzenwurzeln (Abgabe von 1 mol Protonen H^+ gegen 1 mol Ammonium) oder nach der Oxidation zu Nitrat (NO_3^-) (Freisetzung von 2 mol H^+) versauernd wirken kann (Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1997). Der versauernde Einfluß derartiger Depositionen hängt im wesentlichen von folgenden Rahmenbedingungen ab:

- Lage zu den Emissionsquellen, Exposition, Höhenlage, Bewuchs (Baumart, Baumalter etc., Waldschäden, Nutzung)
- Pufferung durch Landnutzung
- Puffervermögen der Geosphäre (Boden und Gestein)
- Puffervermögen der Gewässer (Grund- und Oberflächenwasser)
- Biogene Alkalinitätsproduktion im Gewässer.

Zur Bekämpfung der Luftverschmutzung verabschiedete die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (United Nations Economic Commission for Europe = UN-ECE) im Jahre 1979 in Genf die „Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen" (Luftreinhaltekonvention). In deren Folge wurden verschiedene Protokolle zur Emissionsminderung unterzeichnet, in denen sich die einzelnen Staaten zur Verringerung ihrer Schwefelemissionen (Helsinki 1985 und Oslo 1994), Stickstoffemissionen (Sofia 1988) und Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (Genf 1991) verpflichteten. Um die Wirksamkeit dieser Vereinbarungen zu verfolgen, wurden von der ECE verschiedene internationale Programme zur Umweltüberwachung ins Leben gerufen, unter anderem das „International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes" (ICP Waters), das vom Programmzentrum am Norwegischen Institut für Wasserforschung (NIVA) in Oslo geleitet wird. Ziel des Programms ist es, das Ausmaß und die geographische Verbreitung der Versauerung von Oberflächengewässern zu erfassen, Informationen zur Abschätzung der Beziehungen zwischen Dosis (saure Depositionen) und Wirkung (Versauerung) zu sammeln und Langzeittrends in der Chemie und Biologie der Gewässer zu bestimmen, die auf Luftverschmutzung, insbesondere saure Depositionen zurückzuführen sind.

2. Untersuchungsgebiete

Die Bundesrepublik Deutschland ist seit Beginn des Monitoringprogramms im Jahr 1986 daran beteiligt (ZAHN 1990, SCHNELBÖGL 1996). Nach der Wie-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 1

Lage der Untersuchungsgebiete: 1. Lauenburgische Seenplatte; 2. Harz; 3. Kaufunger Wald; 4. Rothaargebirge; 5. Taunus; 6. Hunsrück; 7. Odenwald; 8. Schwarzwald; 9. Ostbayerisches Grundgebirge (Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge); 10. Erzgebirge, 11. Elbsandsteingebirge; 12. Sächsische Tieflandsbucht (Colditzer Forst, Dahlener Heide).

dervereinigung Deutschlands wurde das Programm auf die neuen Bundesländer ausgedehnt. Im Jahr 1996 umfaßte es 31 Probestellen (27 Fließgewässer, zwei Seen, zwei Talsperren) in 12 Untersuchungsgebieten (Abb. 1). Wegen ihrer geogenen Gegebenheiten sind in Deutschland vor allem die kalkarmen Mittelgebirge sowie die Sandergebiete Norddeutschlands besonders empfindlich gegenüber versauernd wirkenden Depositionen (LEHMANN 1987). Die Belastung durch Schwefeldioxid und Stickoxide spielt hierbei die größte Rolle. Die Schwefeldioxid-Emissionen sind in Deutschland im wesentlichen infolge der Luftreinhaltemaßnahmen bei Kraftwerken und in der Industrie erheblich zurückgegangen. Auch zeichnet sich tendenziell ein Rückgang der Stickoxid-Emissionen ab (UBA 1994). In Abb. 2 ist die zeitliche Entwicklung der Emissionen dieser beiden Schadstoffe getrennt nach alten und neuen Bundesländern dargestellt. Diese Entwicklung spiegelt sich im großen und ganzen auch in den entsprechenden Depositionsraten in den Einzugsgebieten der Untersuchungsgewässer wider.

3. Untersuchungen

Die Koordinierung sowie die Auswertung und Dokumentation der deutschen Daten erfolgte bis 1995 am Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, ab 1995 in dessen Auftrag durch das Büro Geo-Ökologie Consulting, Weilheim. Die Probenahme und Analytik wurde von verschiedenen Institutionen durchgeführt. Die Untersuchungen erfolgten nach den Empfehlungen des Umweltbundesamtes (UBA 1986). Proben für chemisch-physikalische Analysen sind in der Regel an den Fließgewässern monatlich, an den Seen und Talsperren drei- bis viermal im Jahr entnommen worden. Die biologischen Untersuchungen bestanden in der Erhebung des Makrozoobenthos an den Fließgewässern ein- bis mehrmals im Jahr und des Phyto- und Zooplanktons an den Seen und Talsperren drei- bis viermal im Jahr. An einigen der Fließgewässerprobestellen wurden auch die benthischen Diatomeen (Kieselalgen) untersucht (DAHINTEN 1994).

4. Ergebnisse

4.1 Chemisch-physikalische Langzeittrends in der Gewässerversauerung

Die inzwischen über zehnjährige Dauer des ECE-Monitoringprogramms erlaubt – zumindest für die Probestellen in den alten Bundesländern – Aussagen über die tendenzielle Entwicklung des Versauerungsgeschehens (Tab. 1). Der pH-Wert zeigt fast überall ansteigende oder gleichbleibende Tendenz. Gleichzeitig fallen die Trendlinien der versauernd wirkenden Anionen Sulfat und Nitrat zumeist ab oder bleiben gleich. Die Aluminiumkonzentration nimmt an

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

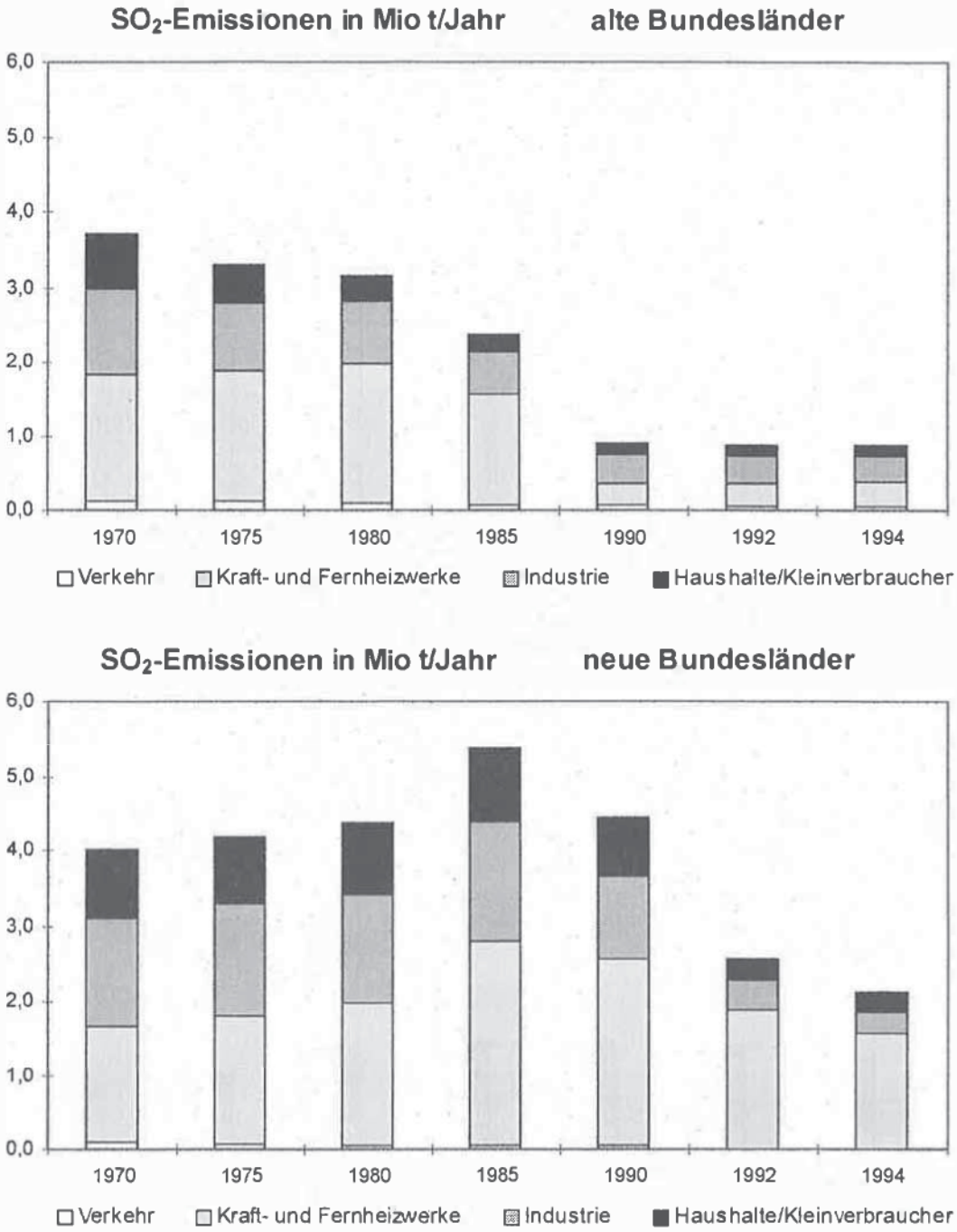


Abbildung 2a

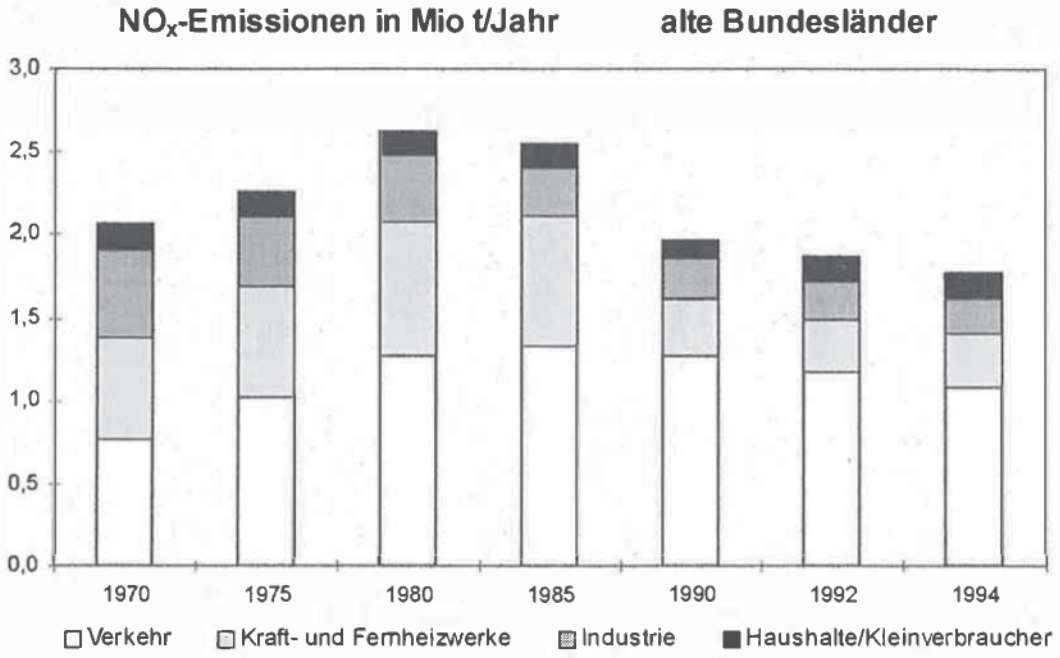
Entwicklung der Schwefeldioxidemissionen in Deutschland nach Emittentengruppen (nach UBA 1997).

fast allen Probestellen ab oder läßt keine Änderung erkennen. Am Goldersbach im Schwarzwald und am Heidelbach in der Sächsischen Tieflandsbucht steigt die Aluminiumkonzentration weiter an (KIFINGER et al. 1998).

Ganz allgemein deutet sich mit diesen Trends ein Rückgang der Versauerung der Oberflächengewässer in Deutschland an, wobei allerdings regionale Unterschiede festzustellen sind. In der Lauenburgischen Seenplatte, im Harz, im Kaufunger Wald, in Teilen des Taunus und Hunsrück, im Odenwald und im Bayerischen Wald tritt eine Verbesserung der Versauerungssituation auf, die fast überall mit einem Rückgang der Sulfatkonzentrationen und in den meisten Fällen auch der Nitrat- und Aluminiumkonzentrationen verbunden ist. Im Rothaargebirge, Schwarzwald und Oberpfälzer Wald ist die Lage dagegen eher stabil.

Dieser weitgehend positive Trend vollzieht sich nur sehr langsam und kann nicht in allen Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Insbesondere am Rombach 3 im Taunus, an der Röslau und dem Zinnbach im Fichtelgebirge sowie der Roten Pockau und der Trinkwassertalsperre (TS) Sosa im Erzgebirge

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)



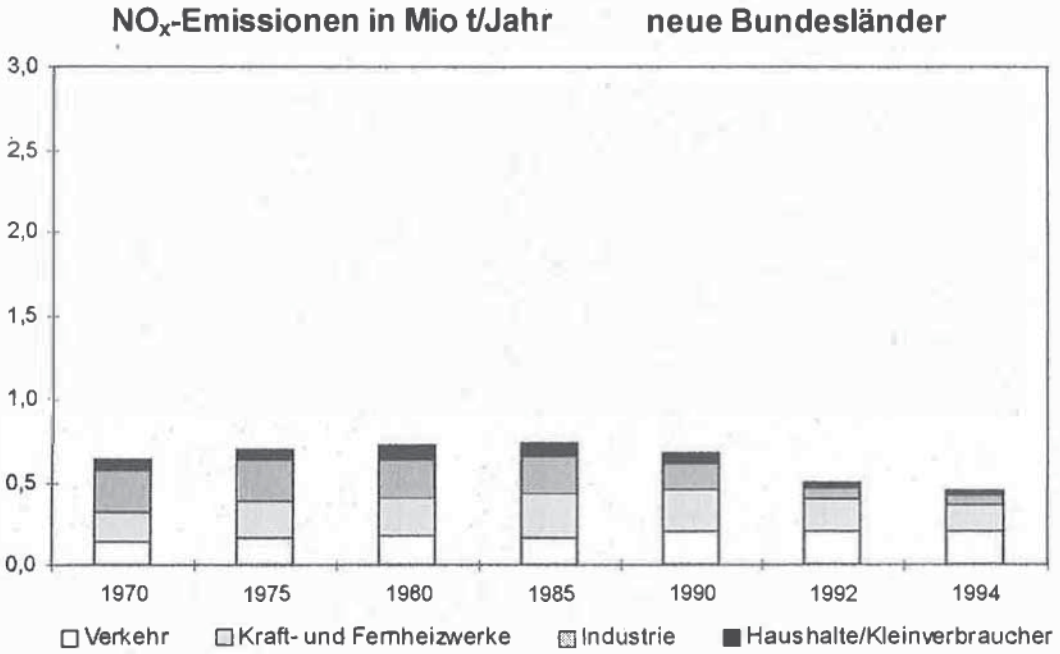


Abbildung 2b

Entwicklung der Stickoxidemissionen in Deutschland nach Emittentengruppen (nach UBA 1997).

tritt eine weitere Verschlechterung der Versauerungssituation auf, die sich in sinkenden pH-Werten äußert (Tab. 1).

4.2 Biologische Langzeittrends in der Gewässerversauerung

4.2.1 Bioindikation mit Hilfe des Makrozoobenthos

Mit Hilfe des Makrozoobenthos läßt sich der Säurezustand eines Fließgewässers biologisch indizieren. In Anlehnung an das Modell von RADDUM et al. (1988) wurden in Baden-Württemberg (BRAUKMANN 1992) und Bayern (Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen 1993) Bioindikationssysteme zur Kartierung des Säurezustands entwickelt. Sie basieren auf unterschiedlichen Toleranzen der einzelnen Arten und höheren Taxa gegenüber niedrigen pH-Werten. Je saurer ein Gewässer ist, desto weniger Taxa kommen darin vor. Die Fließgewässer wurden dazu in vier Säurezustandsklassen (SZKL) eingeteilt (Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen 1993):

1. **Nicht sauer:** Der pH-Wert liegt gewöhnlich über 6,5, meistens bei etwa 7, die pH-Minima unterschreiten den Wert 6,0 in der Regel nicht.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 1

Trends ausgewählter Parameter an den Probestellen.

Probestellen	pH - Wert	SO_4^{2-}	NO_3^-	Al	SZKL Makrozoobenthos
Pinnsee	+	+	+	0	
Große Bode (bis '94)	+	-	+	0	+
Große Söse (bis '94)	+	0	+	0	+
Große Schacht (bis '94)	+	+	+	+	+
Dicke Bramke (bis '94)	+	-	+	0	+
Nieste 3	+	+	+	-	+
Nieste 5	+	+	+	+	0
Elbemdorfer Bach	+	+	+	0	+
Zinse	0	+	+	0	+
Rombach 2	+	+	+	+	0
Rombach 3	-	+	0	+	0
Traunbach	+	+	+	+	0
Gräfenbach	0	+	-	+	0
Schmerbach 3	+	+	+	+	0
Goldersbach	0	+	-	-	0
Kleine Kinzig	+	+	+	+	+
Dürreychbach	+	+	0	+	0
Rachelsee	+	+	+	+	
Seebach	+	+	+	+	+
Hinterer Schachtenbach	+	+	-	0	+
Vorderer Schachtenbach	+	0	+	0	+
Große Ohe	+	+	0	+	+
Waldnaab 2	0	0	0	+	+
Waldnaab 8	+	+	+	+	+
Eger	0	+	-	+	0
Röslau	-	+	+	+	0
Zinnbach	-	+	0	+	0
Wolfsbach	+	+	+	0	+
Große Pyra	0	+	+	+	+
Rote Pockau	-	-	+	0	0
Wilde Weißeritz	+	-	+		0
TS Neunzehnhain	0	0	-		
TS Sosa	-	-	-	+	
Taubenbach	+	+	+	0	+
Ettelsbach	0	-	-	+	0
Heidelbach	+	-	+	-	0

+ = Verbesserung 0 = gleichbleibend – = Verschlechterung ☐ = zu wenige Werte bzw. keine Untersuchung

2. **Schwach sauer:** Schwach sauer mit einzelnen pH-Absenkungen, in der Regel jedoch nicht unter 5,5. Säureempfindliche Organismen fehlen.

3. **Periodisch deutlich sauer:** Der pH-Wert liegt normalerweise unter 6,5, in der Regel jedoch nicht unter 4,3. Bei niedrigem (Basis-) Abfluß können die Werte längere Zeit im neutralen Bereich liegen, z. B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden. Es erfolgt ein Ausdünnen des Fischbestandes, die pH-Werte sind tödlich für Laich und Fischbrut der Forellenregion. Es kommen nur noch säuretolerante Organismen vor.

4. **Ständig stark sauer:** Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich unter 5,5. pH-Minima fallen während Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 4,3 und sinken mitunter noch tiefer. Es kommen nur noch einige wenige säureresistente Leitorganismen vor. Die pH-Werte sind tödlich für einheimische Fische.

Bei der Einstufung der Fließgewässer in SZKL deutet sich im Laufe des Untersuchungszeitraums nur im Harz, im Rothaargebirge, im Bayerischen Wald und Teilen des Kaufunger Waldes, Schwarzwaldes und Erzgebirges eine Verbesserung an (Tab. 1). Die Be-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 2

Durchschnittliche Artenzahl bei sich verändernden Säurezustandsklassen.

Probestellen	SZKL			
	1	2	3	4
Nieste 3	-	12	9	7
Große Bode	-	14	10	6
Dicke Bramke	-	14	12	7
Große Söse	-	16	9	9
Große Schacht	25	19	15	-
Elberndorfer Bach	13	14	8	-
Zinse	-	10	12	6
Kleine Kinzig	-	18	14	-
Dürreychbach	-	-	14	14
Hinterer Schachtenbach	-	23	21	-
Große Ohe	-	30	27	-
Waldnaab 2	-	21	19	-
Waldnaab 8	-	15	16	11
Große Pyra	-	-	10	6
Wilde Weißeritz	-	10	8	6
Taubenbach	-	9	10	7
Gesamtdurchschnitt	19	16	13	8

– : SZKL tritt nicht auf

funde zeigen, daß eine Verbesserung der chemischen Parameter erst mit einer längeren zeitlichen Verzögerung zu einer Verbesserung der biologischen Einstufung führt. Besonders die stark sauren Bäche sind bei einem Aufwärtstrend des pH-Wertes noch weit von einer Einstufung in die nächstbessere Säurezustandsklasse aufgrund des Makrozoobenthos entfernt.

In Tab. 2 sind die Gewässer aufgeführt, deren SZKL sich im Laufe der Meßkampagne mehrmals geändert haben. Dabei wird deutlich, daß die durchschnittlichen Artenzahlen bei einer Verschlechterung der SZKL zurückgehen.

Wie sich die Verbesserung der Fließgewässer auf die Veränderung der prozentualen Ernährungstypenverteilung des Makrozoobenthons auswirkt, ist Tab. 3 zu entnehmen.

Hierzu wurden die einzelnen Arten dem jeweiligen Ernährungstyp zugeordnet (Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1996). Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß bei einer Verbesserung der SZKL fast ausnahmslos der Anteil der Weidegänger zunimmt. Auch der prozentuale Anteil der Filtrierer und der sich räuberisch ernährenden Arten steigt bei einer Verbesserung der SZKL zumeist an. Andererseits gehen insbesondere die Anteile des Zerkleinerer-Ernährungstyps und etwas weniger deutlich auch die Anteile der Sedimentfresser bei einer Verbesserung der SZKL zurück. Dies kann sowohl einen tatsächlichen Rückgang durch den Besiedlungsdruck anderer Ernährungstypen bedeuten, es ist aber auch möglich, daß durch die starke Zunahme anderer Ernährungstypen nur ein relativer Rückgang der Zerkleinerer und Sedimentfresser vorliegt.

4.2.2 Bioindikation mit Hilfe der Kieselalgen

Zur Entwicklung eines Systems für die Indikation des Säurezustands von Fließgewässern mit Hilfe von Diatomeen (Kieselalgen) gab es in der Vergangenheit bereits verschiedenste Ansätze. Bei einem im Rahmen des ECE-Monitoringprogramms anhand der hier erhobenen Daten durchgeführten Methodenvergleichs (HOFMANN 1993) erwiesen sich Methoden, die in der Paläolimnologie zur Rekonstruktion der früheren pH-Verhältnisse in Seen verwendet wurden (z. B. ARZET 1987), für Fließgewässer als ungeeignet. Auch ein Toleranzstufensystem (SCHREINER 1990) bewährte sich nicht. Erst mit den Gesellschaftstypensystemen von CORING (1993) und DAHINTEN (1993), mit denen die Fließgewässer anhand ihrer Kieselalgengesellschaften in die vier Säurezustandsklassen eingestuft werden können, lagen Verfahren vor, die für die wasserwirtschaftliche Praxis geeignet sind. Eine Weiterentwicklung des Systems erfolgte im Rahmen des ECE-Monitoringprogramms (DAHINTEN 1994).

An 25 der 37 Fließgewässerprobestellen des ECE-Monitoringprogramms wurden in den Jahren 1992 bis 1994 regelmäßig die Kieselalgengesellschaften erhoben und ausgewertet.

Bei der überwiegenden Mehrzahl der Probestellen stimmt die am häufigsten indizierte Säurezustandsklasse gut mit der nach dem pH-Regime ermittelten überein. Abweichungen ergeben sich vor allem bei der Säurezustandsklasse 1 und bei Fließgewässern, die an der Grenze zwischen zwei Klassen liegen. Die Säurezustandsklasse 1 ist sowohl mit Hilfe des Makrozoobenthos als auch nach der Bioindikation mit Kieselalgen nach DAHINTEN (1994) schwierig zu indizieren.

Ein großer Vorteil der Diatomeen liegt darin, daß die so indizierten Säurezustandsklassen geringere jahreszeitliche Schwankungen aufweisen als die mit Hilfe des Makrozoobenthos. Man kann also mit wenigen Kieselalgenprobenahmen im Jahr den Säurezustand eines Fließgewässers feststellen. Ein weiterer Vorteil der Diatomeen besteht darin, daß mit ihnen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 3

Tendenzielle Veränderungen in der prozentualen Ernährungstypenverteilung bei einer Verbesserung der Säurezustandsklasse.

Probestellen	WEI	ZKL	SED	FIL	RAU
Nieste 3	++	--	--	+	0
Große Bode	+	--	--	++	++
Dicke Bramke	++	--	0	+	--
Große Söse	++	--	0	0	+
Große Schacht	++	--	+	+	--
Elberndorfer Bach	--	-	0	++	++
Zinse	++	--	-	--	+
Kleine Kinzig	++	-	0	+	--
Dürreychbach	++	-	--	+	-
Hinterer Schachtenbach	+	-	-	+	+
Große Ohe	0	-	-	+	+
Waldnaab 2	0	0	+	0	-
Waldnaab 8	+	-	0	0	0
Große Pyra	-	-	-	0	++
Wilde Weißeritz	+	--	--	++	++
Taubenbach	+	--	--	++	++

++ : stark ansteigend; + : leicht ansteigend; 0 : gleichbleibend; –: leicht fallend; ––: stark fallend
WEI = Weidegänger; ZKL = Zerkleinerer; SED = Sedimentfresser; FIL = Filtrierer; RAU = Räuber

auch da noch eine Indikation möglich ist, wo nicht genügend Makrozoobenthos-Organismen vorhanden sind. Zuletzt sei noch erwähnt, daß nach CORING (1993) mit Diatomeen auch natürlich saure Einflüsse auf Gewässer nachgewiesen werden können.

Demgegenüber hat die Makrozoobenthosmethode den Vorteil, daß diese Organismengruppe in der Wasserwirtschaft gut eingeführt ist, da sie ja zur Bestimmung des Saprobienindexes routinemäßig untersucht wird, während die Bearbeitung der Diatomeen taxonomisch schwieriger ist und Spezialwissen erfordert.

4.3 Die Bedeutung der Stickstoffverbindungen für die Gewässerversauerung

Zu Beginn der Versauerungsdiskussion stand als verursachender Schadstoff das Schwefeldioxid im Mittelpunkt. Den Stickoxiden wurde eine geringere Bedeutung beigemessen, zum einen weil die Emissionen niedriger waren, zum anderen weil der Stickstoff, der über die Luft in die Einzugsgebiete der Gewässer eingetragen und meist als Nährstoff von der Vegetation und den Bodenorganismen weitgehend aufgebraucht wird, häufig nicht in übermäßigen Konzentrationen in den Gewässern erscheint.

Dennoch gibt es viele Hinweise darauf, daß die Stickstoffverbindungen für die Versauerung von Grund- und Oberflächengewässern eine erhebliche Bedeutung haben, z. B. bei Entkoppelung des Stickstoffkreislaufes im Boden in Folge der Waldschäden, Überschreitung des N-Bedarfes der Vegetation (Stickstoffsättigung), Störungen des Ionenaustausches, der Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge usw. (FEGER 1993; Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1997)

Um die Bedeutung des Nitrats für die Versauerung relativ zum Sulfat zu ermitteln, wurde nach TRAAEN & STODDARD (1995) für 41 deutschen Probestellen (Stand 1994) der Quotient

$$\frac{[NO_3^-]}{[NO_3^-]+[SO_4^{2-}]}$$

gebildet, wobei die Mittelwerte der Äquivalentkonzentrationen des Jahres 1994 zugrunde gelegt wurden (Tab. 4).

Bei 33 der 41 Probestellen hat dieser Quotient einen Wert ≥ 0,1. Dies bedeutet, daß das Nitrat an der Mehrzahl der Probestellen ≥ 10 % der versauerungsrelevanten Anionen ausmacht und somit deutlich zur Versauerung mit beiträgt. An zwei Probestellen ist der Anteil des Nitrats an den versauernden Anionen sogar > 50%. Die acht Probestellen, an denen der Quotient einen Wert < 0,1 hat, zeichnen sich entweder durch sehr niedrige Nitratwerte oder extrem hohe Sulfatwerte aus.

Die Ergebnisse zeigen, daß im allgemeinen zwar das Sulfat das wichtigste Anion bei der Versauerung ist, das Nitrat jedoch an der Mehrzahl der Probestellen ebenfalls einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag leistet.

Der Vergleich mit anderen europäischen und nordamerikanischen Probestellen des Monitoringprogramms „ICP Waters" zeigt (TRAAEN & STODDARD 1995), daß die deutschen Probestellen relativ hohe Nitratkonzentrationen im Verhältnis zu den Sulfatkonzentrationen aufweisen.

Als vereinfachte Annahme wurde von STODDARD (1994) der Begriff der Stickstoffsättigung verwendet. Dieser Ansatz, der auf jahrzehntelangen Messungen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 4

Anteil des Stickstoffs an der Versauerung (Mittelwert von 1994) sowie die Stufe der Stickstoffsättigung des Einzugsgebietes nach TRAAEN und STODDARD (1995).

Gebiet	Probestellen	$[NO_3]/([NO_3]+[SO_4^{2-}])$	Stufe *)
Lauenburg	Pinnsee	0,02	0-1
Harz	Große Söse	0,16	2-3
	Große Schacht	0,17	3
	Dicke Bramke	0,16	3
	Große Bode	0,22	2-3
Kaufunger Wald	Nieste 1	0,11	2-3
	Nieste 3	0,13	2-3
	Nieste 5	0,08	2-3
Rothaargebirge	Elbemdorfer Bach	0,17	2-3
	Zinse	0,15	2-3
Taunus	Rombach 2	0,32	3
	Rombach 3	0,53	3
Hunsrück	Traunbach	0,13	2-3
	Gräfenbach	0,08	2-3
Odenwald	Schmerbach 1	0,10	2-3
	Schmerbach 3	0,12	2-3
Schwarzwald	Goldersbach	0,23	2-3
	Kleine Kinzig	0,40	3
	Dürreychbach	0,51	3
Bayerischer Wald	Rachelsee	0,22	2-3
	Seebach	0,45	2-3
	Hinterer Schachtenbach	0,46	2-3
	Vorderer Schachtenbach	0,36	2-3
	Große Ohe	0,42	2-3
Oberpfälzer Wald	Waldnaab 2	0,42	3
	Waldnaab 3	0,28	3
	Waldnaab 8	0,15	3
	Waldnaab 9	0,21	3
	Waldnaab 14	0,46	3
Fichtelgebirge	Eger	0,36	2-3
	Röslau	0,08	2-3
	Zinnbach	0,14	3
Erzgebirge	Wolfsbach	0,22	3
	Große Pyra	0,16	3
	Rote Pockau	0,13	3
	Wilde Weißeritz	0,15	3
	TS Sosa	0,08	2-3
	TS Neunzehnhain	0,20	3
Elbsandsteingebirge	Taubenbach	0,08	3
Sächsische Tieflandsbucht	Ettelsbach	0,03	3
	Heidelbach	0,01	2-3

***) Stufen der einzugsbedingten Stickstoffauswaschungen:**

0: Geringe oder nicht meßbare Konzentrationen während des Jahres, außer zur Schneeschmelze und/oder zu Regenereignissen im Frühjahr
1: Episodisch sind die Nitratkonzentrationen im Wasser höher als in den Depositionen
2: Erhöhte Nitratkonzentrationen während der Niedrigwasserabflußperioden
3: Extrem hohe Nitratkonzentrationen ohne saisonale Unterschiede

an Gewässern aus ganz USA basiert, geht davon aus, daß der jahreszeitliche Verlauf der Nitratwerte im Gewässer Aussagen über die Stickstoffsättigung im Einzugsgebiet zuläßt, unabhängig davon, welche geogenen, klimatischen und vegetativen Bedingungen gegeben sind.

Um die Probestellen aus Europa und Nordamerika hinsichtlich der Stickstoffsättigung ihrer Einzugsgebiete miteinander vergleichen zu können, haben TRAAEN & STODDARD (1995) folgende Abstufungen vorgenommen:

Bei Stufe 0 liegen während des ganzen Jahres, außer bei Schneeschmelze bzw. Regenereignissen im Frühjahr nur geringe Nitratkonzentrationen vor. In Stufe 1 sind die Nitratkonzentrationen im Wasser höher als in den Depositionen, in Stufe 2 treten erhöhte Nitratkonzentrationen während der Niedrigwasserperioden auf und Stufe 3 hat extrem hohe Nitratkonzentrationen ohne saisonale Unterschiede.

Nach TRAAEN & STODDARD (1995) kann die Stickstoffsättigung auch bei unregelmäßiger Beprobung bestimmt werden, wenn mindestens zwei Probenahmen in der Vegetationsperiode durchgeführt wurden. Basierend auf dieser Klassifizierung und auf das Jahr 1994 bezogen, wurden die erfaßten Probestellen des ECE-Monitoringprogramms in Deutsch-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

land eingestuft (Tab. 4). Danach ist von 41 Probestellen nur das Einzugsgebiet des Pinnsees in der Lauenburgischen Seenplatte der Stufe 0 bis 1 zuzuordnen. 21 Einzugsgebiete fallen in die Stufe 2-3 und 19 in die Stufe 3. In diese höchste Stufe fallen Einzugsgebiete mit extrem hohen Nitratkonzentrationen ohne saisonale Unterschiede. Sie tritt nach TRAAEN & STODDARD (1995) nur noch bei Einzugsgebieten in Dänemark, den Niederlanden, Belgien und Österreich auf.

Aufgrund der hohen Besiedlungsdichte, des Autoverkehrs und der landwirtschaftlichen Nutzung gehört die Bundesrepublik Deutschland somit zu den am höchsten mit Stickstoff belasteten Ländern Europas. Vergleichsweise geringe Stickstoffsättigungen sind in den untersuchten Einzugsgebieten der weniger dicht besiedelten skandinavischen Ländern Finnland, Norwegen und Schweden, sowie in Irland, den USA und Kanada zu verzeichnen, die überwiegend der Stufe 0 oder 1 zugeordnet werden können.

Der Stickstoffumsatz ist in der Natur jedoch weit komplexer (z.B. FEGER 1993), als er mit diesem vereinfachten Modell von TRAAN & STODDARD (1995) beschrieben werden kann. Die Diskussion der Ergebnisse zeigt jedoch deutlich die unterschiedlichen Belastungssituationen Nordamerikas zu der Mitteleuropas auf.

5. Zusammenfassung

Im Rahmen der Luftreinhaltekonvention wurde 1986 von der ECE ein internationales Monitoringprogramm zur Gewässerversauerung initiiert, an dem Deutschland seit Beginn teilnahm und 1996 mit 31 Probestellen (27 Fließgewässer, 2 Seen, 2 Talsperren) beteiligt war. An den Probestellen werden regelmäßig neben chemisch-physikalischen Parametern auch die Biologie (Makrozoobenthos, Plankton) untersucht.

In der Lauenburgischen Seenplatte, im Harz, im Kaufunger Wald, in Teilen des Taunus, Hunsrücks, Odenwalds und Bayerischen Walds tritt eine Verbesserung der Versauerungssituation auf, die überall, außer im Harz, mit einem Rückgang der Sulfatkonzentrationen und in den meisten Fällen auch der Nitrat- und Aluminiumkonzentrationen verbunden ist. Im Rothaargebirge, Schwarzwald und Oberpfälzer Wald ist die Lage dagegen eher stabil. Nur an einer Stelle am Rombach im Taunus, an der Röslau und dem Zinnbach im Fichtelgebirge und der Roten Pockau und Trinkwassertalsperre Sosa im Erzgebirge tritt eine weitere Verschlechterung der Versauerungssituation auf. Der zum Teil beobachtete Rückgang der Versauerung zeigt bis auf wenige Ausnahmen noch keine deutliche Auswirkung auf die Biologie der Gewässer. Diese ist besonders in den stark versauerten Gewässern durch eine geringe Arten- und Individuenzahl gekennzeichnet. Neben dem Sulfat spielt in Deutschland auch das Nitrat als versauernde Anion eine wichtige Rolle. Es konnte gezeigt werden, daß die Einzugsgebiete der untersuchten Gewässer mit Stickstoff nahezu gesättigt sind.

6. Literatur

ARZET, K. (1987):
Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezenten Sedimenten von Weichwasserseen; Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24, 266 S.

Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsbericht Heft 4/96, 543 S.

——— (1997):
Grundwasserversauerung in Bayern. – Informationsbericht Heft 1/97; 179 S.

Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1993):
Flüsse und Seen in Bayern, Wasserbeschaffenheit und Gewässergüte 1992. – Wasserwirtschaft in Bayern 26, 23 S.

BRAUKMANN, U. (1992):
Biological indication of stream acidity in Baden-Württemberg. In: Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe (Hrsg.): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie" (PAÖ), Band 3, S. 58 - 71.

CORING, E. (1993):
Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern; Diss. Univ. Göttingen, Verlag Shaker, Aachen, Reihe Biologie, 165 S.

DAHINTEN, B. (1993):
Bioindikation der Gewässerversauerung in bayerischen Fließgewässern mit Hilfe benthischer Kieselalgen. Schlußbericht zum Werkvertrag 440-4428.50-2/92, Regierung von Oberfranken, Bayreuth, 14 S.

——— (1994):
Bioindikation der Gewässerversauerung mit Hilfe benthischer Kieselalgengesellschaften. Bericht zum F/E-Vorhaben „Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE" im Auftrag des Bayer. Landesamts f. Wasserwirtschaft, München, 9 S.

FEGER, K. H. (1993):
Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften, Habilitationsschrift. – Freiburger bodenkundliche Abhandlungen, Heft 31.

HOFMANN, G. (1993):
Diatomeen als Indikatoren der Gewässerversauerung – ein kritischer Methodenvergleich. Bericht zum F/E-Vorhaben „Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE" im Auftrag des Bayer. Landesamts f. Wasserwirtschaft, München, S. 1-45.

KIFINGER, B.; G. BURKL & R. LEHMANN (1998):
Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland – Bericht der Jahre 1995-1996. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft. 65 S. + Anhang.

LEHMANN, R. (1987):
Zur Gewässerversauerung neigende Gebiete in der BRD (Karte 1:2.000 000). In: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Texte des UBA 22/87.

RADDUM, G.G.; A. FJELLHEIM & T. HESTHAGEN (1988):
Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, S. 2291-2297.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

SCHNELBÖGL, G. (1996):
Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltbundesamt, Berlin, 251 S.

SCHREINER, C. (1990):
Entwicklung eines Indikationssystems der Versauerung von Fließgewässern mit Hilfe von Diatomeen. In: Zahn H.: Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltbundesamt, Berlin, S. 261-282.

STODDARD, J.L. (1994):
Long-term change in watershed retention of Nitrogen – Its causes and aquatic consequences. In: L. A. BAKER (Hrsg.): Environmental chemistry of lakes and reservoirs. – ACS Advances in Chemistry Series No. 237, American Chemical Society, S. 223-284.

TRAAEN, T.S. & J.L. STODDARD (1995):
An assessment of nitrogen leaching from watersheds included in ICP on Waters. NIVA, Oslo, 39 S.

UBA (1986):
Empfehlungen zur Überwachung von Oberflächengewässern - Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe - Empfehlungen zur Methodik und zur Wahl der Entnahmestellen. Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit der ad hoc-Arbeitsgruppe „Gewässerversauerung" (Hrsg.), Berlin, S. 1-15.

——— (1994):
Daten zur Umwelt 1992/93. Umweltbundesamt (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin, 688 S.

——— (1997):
Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland – Ausgabe 1997. Umweltbundesamt (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin.

ZAHN, H. (1990):
Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltbundesamt, Berlin, 302 S.

Danksagung:

Für die Förderung an das Umweltbundesamt (UFOPLAN-Nr. 102 04 362) sowie an alle Institutionen und Mitwirkenden, die die Daten erhoben und zur Verfügung gestellt haben.

Dr. A. Hamm, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, wird für die kritische Durchsicht des Manuskripts gedankt.

Anschriften der Verfasser:

1) Geo-Ökologie Consulting,
Wankstr. 7,
82362 Weilheim

2) Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft,
Lazarettstr. 67,
80636 München

3) Fletzingergasse 12,
83512 Wasserburg

4) Umweltbundesamt,
Bismarckplatz 1,
14191 Berlin

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Berichte der ANL
22 (1998)

Herausgeber:
Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)
Seethaler Str. 6
D - 83406 Laufen
Telefon: 0 86 82 / 89 63 - 0,
Telefax: 0 86 82 / 89 63 - 17 (Verwaltung)
0 86 82 / 89 63 - 16 (Fachbereiche)
E-Mail: Naturschutzakademie@t-online.de
Internet: http://www.anl.de

Die Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege ist eine dem
Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums
für Landesentwicklung und Umweltfragen
angehörende Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion:
Dr. Notker Mallach, ANL

Dieser Bericht erscheint verspätet
im Frühjahr 2000.
Für die Einzelbeiträge zeichnen die
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen
– auch auszugsweise –
aus den Veröffentlichungen der
Bayerischen Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege sowie deren
Benutzung zur Herstellung anderer
Veröffentlichungen bedürfen der
schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

Erscheinungsweise:
Einmal jährlich

Bezugsbedingungen:
Siehe Publikationsliste am Ende des Heftes

Satz: Christina Brüderl (ANL) und
Fa. Hans Bleicher, 83410 Laufen
Druck und Bindung: Fa. Kurt Grauer, 83410
Laufen;
Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ISSN 0344-6042
ISBN 3-931175-57-X

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: 22

Autor(en)/Author(s): Kifinger Bruno, Burkl Gerhard, Lehmann Reinhold, Schnelbögl Gabriele, Wieting Joachim

Artikel/Article: Langzeituntersuchungen versauerter Oberflächengewässer in der Bundesrepublik Deutschland (ECE-Monitoringprogramm) 153-162